



YMPÄRISTÖN RADIOAKTIIVISUUS SUOMESSA – 20 VUOTTA TSHERNOBYLISTA

Symposium Helsingissä 25. – 26.4.2006

T.K. Ikäheimonen (toim.)

YMPÄRISTÖN RADIOAKTIIVISUUS SUOMESSA – 20 VUOTTA TSHERNOBYLISTA

Symposium Helsingissä 25.–26.4.2006

T.K. Ikäheimonen (toim.)

Tässä raporttisarjassa esitetyt johtopäätökset ovat tekijöiden johtopäätöksiä, eivätkä ne välttämättä edusta Säteilyturvakeskuksen virallista kantaa.

ISBN 952-478-119-0 (nid.)

ISBN 952-478-120-4 (pdf)

ISSN 0781-1705

Dark Oy, Vantaa, 2006

Myynti:

STUK – Säteilyturvakeskus

PL 14, 00881 Helsinki

Puh. (09) 759 881

Faksi (09) 759 88500

IKÄHEIMONEN Tarja K. Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa – 20 vuotta Tshernobylista. Symposium Helsingissä 25.–26.4.2006. STUK-A217. Helsinki 2006, 223 s.

Avainsanat: ympäristön radioaktiivisuus, Tshernobyl-laskeuma, radioekologia, Tshernobyl-onnettomuus, säteilyvalvonta, ^{137}Cs , transuraanit, luonnon radioaktiivisuus, kosminen säteily

Esipuhe

Tshernobylin reaktorionnettomuudesta tulee kuluneeksi 20 vuotta 26. huhtikuuta 2006. Onnettomuus vaikutti ympäristön radioaktiivisuuteen ja sen tutkimukseen monella eri tavalla. Ympäristömme tila ja siihen vaikuttavat ilmiöt kiinnostavat yhä enemmän kansalaisia. Ympäristön tilan selvittämiseen käytetyt menetelmät sekä ympäristöön liittyvien ilmiöiden ymmärtäminen ovat kehittyneet huomattavasti viimeisten vuosikymmenten aikana. Ympäristön radioaktiivisuutta käsittelevä symposium päätettiin järjestää Suomessa Tshernobylin onnettomuuden vuosipäivän aikaan. Symposiumin järjestäjinä ovat Ilmatieteen laitos (IL), Säteilyturvakeskus (STUK), Helsingin yliopiston Radiokemian laboratorio (HYRL) sekä Luonnontieteiden Akateemisten Liiton Radiokemistien jaosto (LAL).

Tshernobylin onnettomuus on pahin koskaan tapahtunut reaktorionnettomuus. Se saastutti pahoin laajoja alueita Ukrainassa, Valko-Venäjällä ja Venäjällä. Radioaktiivisia aineita levisi myös muualle Eurooppaan. Suomen ympäristössä näitä aineita, varsinkin ^{137}Cs -isotooppia, havaitaan edelleen. Tästä huolimatta onnettomuuden aiheuttama säteilyannoksen lisäys suomalaisten keskimäärin saamaan vuotuiseseen annokseen on ollut varsin pieni, tällä hetkellä se on keskimäärin alle yhden prosentin. Suurimman säteilyannoksen suomalaiset saavat hengityksen kautta sisäilman radonista, joka on peräisin maaperämme luonnollisesta radioaktiivisuudesta.

Symposiumin tarkoitus on muodostaa kokonaiskuva ympäristön radioaktiivisuudesta ja ionisoivasta säteilystä, säteilyvalvonnasta ja säteilyannoksista Suomessa ja lähiympäristössä; symposiumissa kuullaan myös Viron ympäristötutkimuksista. Symposium koostuu kutsuesitelmistä, suullisista esitelmistä ja posteresityksistä. Kutsuttuina luennoitsijoina ovat keväällä 1986 Säteilyturvakeskuksen silloisen valvontaosaston johtajana toiminut FL Olli Paakkola, Kansainvälisen atomienergiajärjestön (IAEA) laboratorioiden johtaja Gabriela

Voigt, Loughboroughin yliopiston (Iso-Britannia) ympäristöradiokemian professori Peter Warwick ja radiokemian emeritusprofessori Timo Jaakkola.

Ensimmäisessä sessiossa käsitellään Tshernobylin onnettomuuden vaikutuksia: miten ympäristön radioaktiivisuus muuttui Suomessa, mitä se vaikutti elintarvikkeisiimme ja suomalaisiin ja minkä verran Tshernobylin laskeuman vaikutus näkyy edelleen ympäristössä. Tätä aihetta käsittelee yhteensä 14 esitelmää ja 9 posteria. Muut sessiot käsittelevät laskeumatutkimusta ja analytiikkaa, luonnon radioaktiivisuutta ja stabiileja isotooppeja sekä säteilyvalvontaa. Näistä aiheista pidetään 14 esitelmää ja 12 posteriesitystä.

Symposiumin suunnittelutoimikuntaan kuuluivat professori Jukka Lehto Helsingin yliopiston Radiokemian laitokselta, dosentti Jussi Paatero Ilmatieteen laitokselta, emeritusprofessori (radiokemia) Timo Jaakkola, FT Risto Koivula LAL:n radiokemistijaostosta sekä allekirjoittanut Säteilyturvakeskuksesta. Ilmatieteen laitos tarjoutui ystävällisesti järjestämään symposiumille tilat uudesta toimitalostaan Dynamicumista. Tutkimussihteeri Nina Sulonen taittoi ammattitaitoisesti symposiumin tiivistelmäkokoelman tähän STUK A-sarjaan.

Esitän tässä kiitokset kaikille symposiumin esitelmöitsijöille sekä edellä mainituille tahoille onnistuneen ja tieteellisesti korkeatasoisen symposiumin toteutumisesta.

Helsingissä 5.4.2006

Tarja K. Ikäheimonen
Apulaisjohtaja
Tutkimus ja ympäristövalvonta, STUK

IKÄHEIMONEN Tarja K. Environmental radioactivity in Finland – 20 years since the Chernobyl accident. A Symposium, April 25–26, 2006 in Helsinki, Finland. STUK-A217. Helsinki 2006, 223 pp.

Key words: radioactivity in environment, Chernobyl fallout, radioecology, Chernobyl accident, environmental surveillance, ^{137}Cs , transuranics, natural radioactivity, cosmic radiation

Foreword

It has been 20 years this year on April 26, 2006, when the Chernobyl accident took place. The accident has had a significant impact on environmental radioactivity and its monitoring in many ways. People are today more and more interested in the condition of our environment and its all effects. The methods to determine the environmental conditions and to understand the environmental effects have considerably developed during the last few decades. It was decided to arrange a Symposium on environmental radioactivity in Finland. It will be held on the anniversary of the Chernobyl accident, on April 25–26, 2006. The Symposium is organised by the Finnish Meteorological Institute (FMI), the Laboratory of Radiochemistry at Helsinki University (HYRL), Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) and the Division of Radiochemists of the Finnish Union of Experts in Science (LAL).

The Chernobyl accident is the worst nuclear reactor accident ever. It contaminated severely large areas in Ukraine, Belarus and Russia. Radioactive substances also spread into other parts of Europe. These substances, especially the isotope ^{137}Cs , can still be detected in the environment of Finland. Nevertheless, the annual increase to the annual average radiation dose of a Finn due to the accident has been quite small; at the moment it is less than one percent, on average. The largest radiation dose to people in Finland is caused by the inhalation of the indoor air radon which originates from the natural radioactivity of the Finnish ground.

The aim of the Symposium is to draw a general view on the environmental radioactivity and ionising radiation, radiation monitoring and radiation doses in Finland and the neighbouring areas. We will also hear a report on the environmental research made in Estonia. The Symposium is constructed of invited lectures as well as oral and poster presentations. The invited lecturers are Ph.Lic. Olli Paakkola, the then Director of the Surveillance Department of STUK

in 1986; Dr. Gabriela Voigt, the Director of IAEA Laboratories at Seibersdorf, Austria; Professor Peter Warwick from the Environmental Radiochemistry at Loughborough University, UK; and Professor Timo Jaakkola, the Emeritus Professor of Radiochemistry at Helsinki University.

The first session of the Symposium deals with the effects of the Chernobyl accident: how the environmental radioactivity changed in Finland, what impact this had on Finns and Finnish food stuffs and to what extent the effect of the Chernobyl fallout is still detected in the environment. There are altogether 14 lectures and 9 posters regarding this subject. The other sessions deal with fallout research and analytics, natural radioactivity and stable isotopes, and radiation monitoring. These issues are handled in 14 lectures and 12 posters.

The planning commission of the Symposium was consisted of Professor Jukka Lehto from the Laboratory of Radiochemistry, Helsinki University, Docent Jussi Paatero from the Finnish Meteorological Institute, Emeritus Professor (Radiochemistry) Timo Jaakkola, Ph.D. Risto Koivula from the Division of Radiochemists of LAL and the undersigned from STUK. FMI kindly offered to arrange the room for the Symposium in their new office building Dynamicum in Helsinki. This abstract publication was made up with skill into a report by Ms. Nina Sulonen, Research Secretary at STUK.

I hereby present my acknowledgements to all the lecturers of the Symposium and the above mentioned participants for making this successful and scientifically high-level Symposium possible.

In Helsinki, April 5, 2006

Tarja K. Ikäheimonen

Deputy Director

Research and Environmental Surveillance, STUK

Sisällys

Esipuhe	3
Foreword	5

SYMPOSIUMIN AVAUS

*Avaajat professori Jukka Lehto (HYRL), varapääjohtaja
Mikko Alestalo (IL) ja pääjohtaja Jukka Laaksonen (STUK)*

20 vuotta Tshernobylin ydinonnettomuudesta – Ympäristö-, terveys- ja sosioekonomiset vaikutukset <i>J. Lehto</i>	14
--	----

SESSIO 1: TSHERNOBYL

Puheenjohtajat Tarja K. Ikäheimonen (STUK) ja Jussi Paatero (IL)

Muistelmia Tshernobylin onnettomuuden jälkeisestä ajasta ja eräiltä aikaisemmilta vuosilta <i>O. Paakkola</i>	22
Twenty years after the Chernobyl accident: Remediation strategies <i>G. Voigt and S. Fesenko</i>	24
Säteilyannos elintarvikkeista Tshernobyl-laskeuman jälkeen <i>A. Rantavaara</i>	28
Tapaus Tshernobyl: Lyhyt kertaus <i>R. Mattsson</i>	33
Studies on Chernobyl radiocaesium in Estonia <i>M. Lust, K. Realo and E. Realo</i>	37
Tshernobyl-peräiset amerikium, curium ja neptunium turpeessa Suomessa <i>S. Salminen, J. Paatero, T. Jaakkola, J. Lehto, K. Helariutta ja P. Roos</i>	41

Jäkälän ¹³⁴ Cs- ja ¹³⁷ Cs-pitoisuudet Etelä-Suomessa <i>M. Puhakainen, T. Rahola, T. Heikkinen ja E. Illukka</i>	44
SMEAR II -aseman synty Tshernobyl- tutkimuksen seurauksena <i>M. Kulmala ja P. Hari</i>	49
Tshernobyl ja Itämeri <i>E. Ilus</i>	51

Puheenjohtajat Juhani Suksi (HYRL) ja Hannu Arvela (STUK)

¹³⁷ Cs metsämarjoissa, -sienissä ja riistanlihassa <i>E. Kostiainen</i>	56
Sisäiset säteilyaltistukset suomalaisille – suorat ja epäsuorat ihmiseen kohdistuvat mittaukset <i>T. Rahola</i>	61
Transuraanit Itämeressä <i>T.K. Ikaheimonen</i>	66
Tshernobylin onnettomuuden vaikutuksista säteilymittauskaluston kehityskaareen <i>T. Saarinen</i>	70
¹³⁷ Cs järvikaloissa ja -vesissä Tshernobyl-laskeuman jälkeen <i>R. Saxén</i>	75

SESSIO 2: FALLOUT-TUTKIMUKSET JA ANALYTIikka

***Puheenjohtajat Risto Koivula (HYRL/LAL)
ja Högne Jungner (HY/Ajoituslaboratorio)***

The role of colloids in the environmental transport of radionuclides <i>P. Warwick</i>	82
1970- ja 1980-lukujen transuraanitutkimukset Radiokemian laitoksessa <i>T. Jaakkola</i>	86

Non-destruktiiviset analyttiset menetelmät ympäristössä esiintyvien radioaktiivisten hiukkasten karakterisoinnissa	90
<i>J. Jernström, M. Eriksson, J. Osán, R. Simon, G. Falkenberg, D. Wegrzynek, E. Chinea-Cano, A. Markowicz, S. Bamford, G. Tamborini, O. Bildstein, R. Carlos Marquez, S. Török, H. Dahlgaard, P. Wobrauschek, C. Strelí, N. Zoeger, A. Alsecz and M. Betti</i>	

SESSIO 3: LUONNON RADIOAKTIIVISUUS JA STABIILIT ISOTOOPIT
Puheenjohtajat Rolf Mattsson (IL) ja Raimo Mustonen (STUK)

Mitä uraani voi kertoa pohjaveden historiasta?	98
<i>J. Suksi</i>	
Asuntojen radonpitoisuus Suomessa nyt ja tulevaisuudessa	101
<i>H. Arvela</i>	
Sadannan happi-isotooppien kausivaihtelu Suomessa	107
<i>E. Sonninen, O. Järvinen, J. Paatero ja J. Vuorenmaa</i>	
45 years of cosmic ray research in Finland	109
<i>I.G. Usoskin, P.J. Tanskanen, E. Valtonen and A.M. Aurela</i>	
Kosminen säteily ja lentohenkilöstön altistuminen	115
<i>E. Vartiainen</i>	
Kosminen säteily ja ilmastomuutos	120
<i>H. Jungner</i>	

SESSIO 4: SÄTEILYVALVONTA

Puheenjohtajat Ritva Saxén (STUK) ja Tua Rahola (STUK)

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa – eri altistusteiden vaikutus suomalaisten säteilyannokseen	122
<i>R. Mustonen</i>	
Minne tuuli kuljettaa? Ilmatieteen laitoksen rooli säteilytilanteissa	127
<i>M. Rantamäki, M. Seppänen ja P. Siljamo</i>	

Säteilylähteiden etsintä ja laskeuman kartoitus ilma-aluksista <i>M. Kettunen</i>	129
Yläilmakehän säteilyvalvonta radioaktiivisuusluotauksilla <i>J. Paatero, A. Paukkunen, H. von Bagh, J. Hatakka ja E. Kyrö</i>	135

POSTERIT

Kilpirauhassyövät lapsilla ja nuorilla Suomessa 1970–2003 <i>A. But, A. Auvinen, P. Kurttio ja S. Heinävaara</i>	142
Puulustojen stabiili-isotoopit ilmastoindikaattoreina <i>E. Hilasvuori, E. Sonninen, H. Tuomenvirta ja H. Jungner</i>	146
Ulkoisen säteilyn ionituoton mittaukset Hyytiälässä <i>A. Hirsikko, J. Paatero ja M. Kulmala</i>	150
Tshernobylin ¹³⁷ Cs-laskeuman käyttö nuorten sedimenttien kerrostumisprosessien tutkimuksessa ja ajoituksessa <i>K. Hämäläinen</i>	154
Elintarvikkeiden turvallisuus 20 vuotta Tshernobylin onnettomuuden jälkeen <i>R. Hänninen</i>	158
Säteilyannosten mittaaminen onnettomuuksien jälkeen luminesenssidosimetrialla <i>H. Jungner</i>	163
Baltianmeren Viron rannoilla esiintyvän mustan hiekan radioaktiivisuus <i>R. Koch</i>	165
¹³⁷ Cs, ^{239,240} Pu ja ²⁴¹ Am Lapin metsämaassa ja niiden siirtyminen kasveihin <i>J. Lehto, T. Jaakkola, K. Vaaramaa, A. Leskinen, I. Outola, M. Tillander ja R. Pehrman</i>	169

Ympäristön säteilyvalvonta Lapissa <i>A.-P. Leppänen, P. Niskala ja M. Junntila</i>	174
Tshernobyl-peräisen plutoniumin laskeuma Suomessa <i>J. Paatero, T. Jaakkola ja T.K. Ikäheimonen</i>	178
Alhaistaustainen mittauslaboratorio Ilmatieteen laitoksen toimitalossa Dynamicumissa <i>J. Paatero, E. Karonen ja K. Leminen</i>	183
Pintailman pitkäikäinen kokonaisbeeta-aktiivisuus Suomessa ja Bulgariassa 1960–2000 <i>J. Paatero B. Veleva J. Hatakka ja R. Mattsson</i>	187
⁹⁰ Sr- ja ¹³⁷ Cs-pitoisuuksien vaihtelu jätevesilietteessä <i>M. Puhakainen ja T. Heikkinen</i>	192
Weekly variation of ²¹⁰ Pb air concentration in North Estonia <i>K. Realo, K. Isakar, M. Lust and E. Realo</i>	195
Modelling re-analysis of dispersion of radioactive pollutants from Chernobyl accident <i>M. Sofiev, I. Valkama, C. Fortelius and P. Siljamo</i>	199
AMAP – Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, radioaktiivisuus <i>D. Solatie ja M. Sickel</i>	204
Luonnonradioaktiivisuus suomalaisessa talousvedessä <i>P. Vesterbacka</i>	207
Puuntuotannon suojaaminen laskeuman ¹³⁷ Cs:ltä metsänhoidon menetelmillä <i>V. Vetikko, A. Rantavaara ja L. Aro</i>	214
Tshernobyl-laskeuma maan pintahumuskerroksessa Suomessa, Luoteis-Venäjäällä ja Baltian maissa vuosina 1999–2003 <i>J. Ylipieti, K. Rissanen, E. Kostiaainen, R. Salminen, O. Tomilina, K. Täht, A. Gilucis ja V. Gregorauskiene</i>	218

Symposiumin avaus

20 vuotta Tshernobylin ydinonnettomuudesta – Ympäristö-, terveys- ja sosioekonomiset vaikutukset

J. Lehto

Radiokemian laboratorio, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto

Tshernobylin onnettomuus

Huhtikuun 26. päivänä 1986 räjähti Tshernobylin ydinvoimalaitoksen yksi reaktori ja syttyi palamaan laitoksen henkilökunnan huolimattoman ja vastuuttoman toiminnan tähden. Tulipalo jatkui kymmenen päivän ajan. Räjähdyksessä sekä osittain myös sitä seuranneessa tulipalossa vapautui valtava määrä radioaktiivisia aineita voimalaitoksen välittömään ympäristöön ja ilmakehään. Vapautuneen aktiivisuuden määrä oli $14 \cdot 10^{18}$ Bq (1 Bq = yksi hajoaminen sekunnissa). Ihmisten saamien säteilyannosten kannalta tärkeimmät radioaktiiviset aineet olivat radioaktiivinen jodi ^{131}I , joka muodosti aktiivisuudesta 13 % sekä radioaktiivinen cesium (^{134}Cs ja ^{137}Cs), joita vapautuneesta aktiivisuudesta oli noin prosentti. Muita tärkeitä radioaktiivisia aineita olivat ^{90}Sr ja plutonium, joilla ei kuitenkaan ollut alkuunkaan jodiin ja cesiumiin verrattavaa vaikutusta.

Pääosa radioaktiivisista aineista laskeutui hiukkasina lähialueille saastuttaen merkittävästi laajoja alueita Ukrainassa, Valko-Venäjällä ja Venäjällä. Räjähdyks nosti suuren osan saasteesta jopa kahden kilometrin korkeuteen, jossa ilmavirtaukset kuljettivat sitä kohti Ruotsia, Norjaa ja Suomea. Räjähdyksen jälkeen jatkunut tulipalo jatkoi radioaktiivisten aineiden päästöä ja myöhempinä päivinä radioaktiivisia aineita kulkeutui Länsi- ja Etelä-Eurooppaan. Alkuvaiheessa merkittävin radioaktiivinen aine lähialueilla oli radioaktiivinen jodi ^{131}I , joka kuitenkin kuoli pois seuraavan kesän aikana, koska sen puoliintumisaika (aika, jona aktiivisuus vähenee puoleen) on vain 8 vuorokautta. Tämän jälkeen suurimman terveysriskin on aiheuttanut radioaktiivinen cesium, erityisesti ^{137}Cs , jonka puoliintumisaika on pitkä 30 vuotta. Sen aktiivisuus vähenee siten ympäristössä radioaktiivisen hajoamisen kautta hitaasti. Cesiumia kuitenkin poistuu elinympäristöstä sen kulkeutuessa maaperässä syvempiin kerroksiin ja laskeutuessa järvien pohjasedimentteihin.

Radioaktiivisen saastutuksen levinneisyys

Radioaktiivinen saastutus esitetään yleisimmin ^{137}Cs :n pitoisuudella maanpinnalla (Bq/m^2). Alueita, joilla ^{137}Cs :n pitoisuus maanpinnalla on suurempi kuin $37 \text{ kBq}/\text{m}^2$, oli Venäjällä vuonna 1986 58.000 km^2 , Valko-Venäjällä 46.000 km^2 ja Ukrainassa 41.000 km^2 . Näiden maiden ulkopuolelle eniten saastetta tuli Suomeen ja Ruotsiin, joissa molemmissa oli vastaavia alueita n. 12.000 km^2 . Suomessa ja Ruotsissa ei sen sijaan syntynyt kaikkein saastuneimpia alueita kuten kolmessa lähimaassa, esim. alueita, joissa ^{137}Cs :n pitoisuus maanpinnalla on suurempi kuin $185 \text{ kBq}/\text{m}^2$, oli Venäjällä vuonna 1986 8.000 km^2 , Valko-Venäjällä 16.000 km^2 ja Ukrainassa 5.000 km^2 , mutta Suomessa ei lainkaan.

Vastatoimenpiteet

Räjähäntynyt ja palava reaktori sammutettiin kahden viikon kuluessa onnettomuuden alettua kaatamalla sen päälle kiintoaineita helikoptereista. Vuoden 1986 loppuun mennessä tuhoutuneen reaktorin ympärille rakennettiin teräsbetoninen suojarakennus, jota kutsutaan sarkofagiksi. Väestöä siirrettiin läheisestä Pribjatin kaupungista ja pienemmistä asutuskeskuksista vuosien 1986–1987 aikana 116.000 ja myöhemmin 270.000 . Laajoja alueita puhdistettiin keräämällä saastunutta maata ja muuta materiaalia, ja ne haudattiin useisiin erillisiin mataliin hautoihin, jotka peitettiin maa-aineksella. Reaktorin sammutustöihin sekä puhdistustöihin osallistui kaiken kaikkiaan noin 200.000 henkeä, joita kutsuttiin likvidaattoreiksi.

Onnettomuudessa ja sen jälkeen säteilyn aiheuttamat todedut ja arvioidut kuolemat

Tshernobylin onnettomuudessa ja sen jälkeen tiedetään kuolleen yhteensä 56 ihmistä. Suurimmat säteilyannokset saivat reaktorin sammutukseen, sarkofagin rakentamiseen ja reaktorin lähialueen puhdistukseen osallistuneet henkilöt. Heistä sairastui säteilyn välittömiin haittavaikutuksiin 134 henkeä, joista vuoden 1986 aikana kuoli 28 ja myöhemmin vuoteen 2004 mennessä 19 .

Eniten saastuneissa lähialueen maissa suurimman säteilyannoksen väestölle aiheutti radioaktiivinen jodi sekä hengitettynä että erityisesti ruohosta lehmien ja maidon kautta. Suurimmat säteilyannokset aiheutuivat lapsille, joiden keskuudessa havaittiin vuodesta 1992 alkaen voimakkaasti kasvanutta kilpirauhassyövän esiintymistä. Vuoteen 2000 mennessä havaittiin näissä kolmessa maassa saastuneilla alueilla 4000 kilpirauhassyöpää ihmisillä, jotka olivat olleet lapsia tai nuoria onnettomuusvuonna. Lähes kaikki syivät kyettiin kuitenkin hoitamaan ja vain yhdeksän ihmistä kuoli.

Tshernobylin onnettomuuden arvioidaan aiheuttavan noin 9300 syöpäkuolemaa seuraavasti jaoteltuna:

- 2350 syöpäkuolemaa 200.000 likvidaattorin keskuudessa
- 1820 syöpäkuolemaa 400.000 evakuoidun keskuudessa ja
- 5160 syöpäkuolemaa 6.800.000 lievästi saastuneilla alueilla asuvan keskuudessa.

Arviot perustuvat Hiroshiman ja Nagasagin ydinpommikokeissa henkiin jääneiden keskuudessa tehtyihin tutkimuksiin säteilyn aiheuttaman syövän ilmaantuvuudesta. Tämä on ainoa tiedossa ja käytössä oleva tapa arvioida syövän ilmaantuvuutta. Säteilyn tai jonkin muun syyn aiheuttamia syöpiä ei voida fysiologisesti erottaa toisistaan eikä yksittäisen syövän syytä ylipäänsä voida määrittää. Tshernobylin onnettomuudessa säteilyä saaneilla ei voida havaita tilastollisesti (epidemiologisesti) ylimääräisiä, säteilyn aiheuttamia syöpiä, koska ne hukkuvat muihin syöpiin. Tässä yli 7 miljoonan ihmisen ryhmässä noin 900.000 ihmistä kuolee muihin kuin säteilyn aiheuttamiin syöpiin. Säteilyn aiheuttamia syöpätapauksia on mahdotonta tilastollisesti havaita näin suuresta joukosta, kun arvioitu lisäys on promillen luokkaa. Likvidaattoreiden keskuudessa arvioitu lisäys on prosenttien luokkaa, mutta sitäkään ei voida tilastollisesti havaita. Julkisuudessa aika ajoin esitetyillä tiedoilla, joiden mukaan Tshernobylin onnettomuus aiheuttaisi satojen tuhansien ihmisten kuoleman, ei ole mitään tieteellistä tai käytännössä havaittua katetta.

Muut terveysvaikutukset

Tshernobylin jälkeen tehdyt tutkimukset osoittavat selvästi, että säteily on lisännyt kaihia lasten ja likvidaattoreiden silmissä, mutta selvän tilastollisen tiedon saaminen edellyttää lisätutkimuksia.

Altistuneen väestön, erityisesti evakuoidun väestön keskuudessa on havaittu selvää stressin ja muiden psyykkisten ongelmien kasvua. Arvioidaan, että heidän keskuudessaan on 3–4 kertaa enemmän selittämättömiä psyykkisiä oireita kuin saastumattomien alueiden asukkailla. Tähän ovat syinä ennen kaikkea epätietoisuus säteilyn aiheuttamista ongelmista ja kotipaikan menetys. Tutkijat arvioivat myös, että saastuneiden alueiden ihmisten nimeäminen ”Tshernobylin uhreiksi” ja ylimitoitettut terveydentilan seurantaohjelmat ovat osaltaan lisänneet psyykkisiä ongelmia. Psyykkisiä ongelmia on aiheuttanut myös se, että saastuneilla alueilla on niiden huonon imagon ja ilmapiirin takia heikommat taloudelliset olot.

Julkisuudessa esitetyillä tiedoilla monien muiden sairauksien lisääntymisestä Tshernobylin onnettomuuden aiheuttaman säteilyn vuoksi ei useimmiten ole mitään katetta. Näille alueille esitetään esim. sellaisten sairauksien

kasvua, joiden ei ole todettu olevan lainkaan säteilyn aiheuttamia, ei edes osittain. Toisaalta esitetään saastuneilla alueilla jonkin sairauden tai vamman kasvua antamatta vastaavaa tietoa muilta saastumattomilta alueilta. Esim. synnynnäisten vammojen määrä on selvästi kasvanut ja ihmisten oletettu elinikä selvästi laskenut saastuneilla alueilla, mutta kasvu/laskuluvut eivät mitenkään eroa vastaavista koko entisen Neuvostoliiton alueilla havaituista luvuista.

Ihmisten saamat säteilyannokset

Säteilyannos ja säteilyn aiheuttamat terveysvaikutukset

Ihmisen saamaa säteilyannosta kuvataan Sievert-yksiköissä (Sv). Suomalaisten keskimääräinen säteilyannossa on noin 0,004 Sv vuodessa. Kuolemaan johtava äkillisesti saatu annos on noin 5 Sv. Tätä pienemmillä kerta-annoksilla alkaen 0,1 mSv:stä havaitaan ohimeneviä lieviä oireita ja 1–5 Sv:n annoksilla vakavia oireita, joita kutsutaan säteilysairaudeksi. Korkeiden säteilyannosten tiedetään varmuudella aiheuttavan syövän ilmaantuvuuden kasvua ja tämän oletetaan pätevän myös pienille annoksille siten, että mitä suurempi annos on sitä suurempi on riski sairastua syöpään. Jos miljoona ihmistä saa keskimäärin 0,001 Sv:n annoksen, arvioidaan sen aiheuttavan muutama kymmentä kuolemaan johtavaa syöpätapausta.

Onnettomuuden alkupäivinä sammutus- ja pelastustöissä olleet henkilöt, likvi-daattorit, saivat korkeita annoksia välillä 2–20 Sv, minkä seurauksena heitä kuoli em. 56. Myöhemmin puhdistus- ja muissa pelastustöissä olleet henkilöt saivat keskimäärin noin 0,1 Sv:n annoksen korkeimpien annosten ollessa noin 0,5 Sv.

Ukrainassa ja Valko-Venäjällä saastuneimmilta alueilta evakuoitujen ihmisten keskimääräinen säteilyannos oli 0,02–0,03 Sv korkeimpien annosten ollessa 0,3–0,4 Sv. Muilla saastuneilla alueilla asuvien kokonaisannos vuosina 1986–2000 arvioidaan olleen 0,01–0,02 Sv. Tällä hetkellä noin 100.000 ihmisen arvioidaan saavan onnettomuudesta yli 0,001 Sv:n annoksen vuodessa.

Edellä mainitut annokset ovat koko keholle laskettuja annoksia, ns. efektiivisiä annoksia. Koska kilpirauhasten tiedetään olleen kriittinen kohde onnettomuuden alkuvaiheessa radioaktiivisen jodin vuoksi, on sille erikseen arvioitu annoksia. Kilpirauhasannokset vaihtelivat paljon. Suurimpien kilpirauhasannosten arvioidaan olleen jopa 50 Sv, mutta keskimäärin niiden arvioidaan olleen väestön keskuudessa 0,03–0,3 Sv. Lapsilla annokset olivat keskimäärin suurempia, jopa useita sievertejä, mikä aiheuttikin em. kilpirauhassyövän ilmaantuvuuden selvää kasvua ja yhdeksän hengen kuoleman.

Elintarvikkeiden ja luonnontuotteiden saastumistaso

Kesällä 1986 suurimman saastutuksen elintarvikkeisiin aiheutti ^{131}I , joka saastutti ruohoa ja edelleen lehmien kautta maitoa. Tämän jälkeen saastuminen on aiheutunut lähes yksinomaan ^{137}C :sta ja tärkein saastunut maataloustuote on ollut maito, jonka cesiumpitoisuus on laskenut lähes kymmenesosaansa vuoden 1987 arvoista mutta ylittää edelleen kymmenillä yksityisillä tiloilla 100 Bq/l:n rajan. Muuten maataloustuotteiden aktiivisuuspitoisuudet yleisesti ottaen alittavat kansalliset ja kansainväliset turvallisuusrajat. Luonnontuotteista merkittävimmin ovat saastuneet sienet, marjat, riistaeläimet ja laskuojattomien järvien kalat, joiden kulutusta on syytä edelleen rajoittaa.

Sarkofagin tila ja tulevaisuus

Vaurioituneen reaktorin ympärille kiireessä rakennetun suojarakennuksen, sarkofagin, turvallisuus ei ole pitkäaikaisesti riittävä. Rakennelman arvioidaan voivan jopa sortua, jolloin lähiympäristöön vapautuisi suuret määrät radioaktiivista pölyä. Reaktorin ympärille suositellaankin rakennettavan uusi suojarakennus, jonka sisällä voitaisiin reaktori ennen pitkää purkaa.

Tshernobylin onnettomuuden sosio-ekonomiset vaikutukset

Tshernobylin onnettomuudella oli erittäin suuret yhteiskunnalliset ja taloudelliset vaikutukset kolmeen valtioon, etenkin Valko-Venäjälle ja Ukrainalle. 400.000 ihmisen evakuoiminen ja uudelleen asuttaminen sekä saastuneiden alueiden puhdistaminen, laajojen ympäristö-, terveys- ja sosiaaliohjelmien toteuttaminen ovat olleet taloudellisesti erittäin raskaita. Ukraina ja Valko-Venäjä käyttävät edelleen valtion menoistaan 5–7 % Tshernobylin onnettomuuden aiheuttamiin kuluihin. Vuonna 1991 Valko-Venäjä käytti näihin kuluihin 22 % menoistaan. Evakuoitujen uudelleen asuttamiseksi on kolmessa valtiossa rakennettu 130.000 asuntoa tai taloa, 110.000 koulupaikkaa, 33.000 lastentarhaa paikkaa ja 11.000 sairaalapaikkaa. Elinkeinoista pahiten kärsi maatalous, kun tuotannosta jouduttiin ottamaan 780.000 hehtaaria maatalousmaata ja 690.000 hehtaaria metsää.

Evakuoitujen ja lievästi saastuneilla mailla asuvien sosiaalinen tilanne ei ole kovin hyvä. Evakuoitujen sopeutusvaikeudet uusille alueille ovat olleet suuria. Yleisesti ottaen saastuneilla mailla asuvien taloudellinen tila on huonompi kuin muilla alueilla. Saastuneilla alueilla elintaso, koulutustaso ja terveydentila ovat heikompia ja työttömyys korkeampi. Radioaktiivisella saastutuksella ei suoraan ole näihin vaikutusta, mutta välillisesti se heikentää alueiden imagoa, ja kun nuoret ja koulutetut muuttavat muille alueille, alueiden sosiaa-

linen rakenne heikkenee. Saastuneilla alueilla on mm. muita alueita vähemmän pientä ja keskisuurta teollisuutta, joka toisi alueelle töitä ja toimeentuloa. Valtioiden ”Tshernobylin uhreille” jakamien sosiaalietuuksien arvioidaan omalta osaltaan passivoivan alueiden ihmisiä ja estävän heitä ottamasta vastuuta oman elämänsä ja yhteisöjensä kehittämisestä.

Pahiten kärsineiden maiden sosio-ekonomisen tilan muuttumiseen viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana on suuresti vaikuttanut myös Neuvostoliiton hajoaminen ja yhteiskuntajärjestelmän muuttuminen, mikä vaikeuttaa suuresti Tshernobylin onnettomuuden vaikutusten erittelyä.

Tshernobyl Forumin suositukset

Vuonna 2003 seitsemän YK-organisaatiota (IAEA, WHO, FAO, UNDP, UNEP, UN-OCHA, UNSCEAR), Maailmanpankki sekä kolme onnettomuudesta pahiten kärsinyttä maata, Venäjä, Ukraina ja Valko-Venäjä perustivat Tshernobyl Forumin selvittämään Tshernobylin ydinonnettomuuden ympäristö-, terveys- ja sosioekonomisista vaikutuksista ja tekemään kolmen pahiten saastuneen maan hallituksille suosituksia. Kaikilla osa-alueilla, terveyden, ympäristön ja sosioekonomisten toimien alueilla Tshernobyl Forum suosittelee käytettyjen voimavarojen uudelleen kohdentamista, ennen kaikkea laajojen, kaikkia saastuneita alueita ja niillä asuvia ihmisiä kattavien toimien uudelleen arviointia ja voimien keskittämistä oleellisimpien asioiden tukemiseen.

Laajoista, koko saastuneita alueita kattavista terveydentilan seurantaohjelmista tulisi luopua, koska niiden avulla ei voida havaita radioaktiivisen saastutuksen vaikutuksia. Varat tulisi keskittää tärkeimpien asioiden kartoittamiseen ja tutkimiseen, kuten yli 1 Gy:n annoksen saaneiden likvidaattoreiden terveydentilan seurantaan, suuria kilpirauhasannoksia saaneiden seurantaan, kaihiseurantaan, leukemiaseurantaan ja luotettavien syöpärekistereiden luomiseen. Saastuneiden alueiden huonoa terveystilannetta tulisi kohentaa muun kuin säteilyn aiheuttamien ongelmien osalta ja puuttua ennen kaikkea alkoholin, tupakan ja huonon ravinnon aiheuttamiin terveysongelmiin, jotka ovat alueella selvästi säteilyä suurempia ongelmia, sekä kohentaa alueiden yleistä terveydenhuoltoa.

Myös koko aluetta kattavat ympäristöseurantaohjelmat eivät ole perusteltuja, koska jo tehtyjen tutkimusten perusteella voidaan radioaktiivisen saastutuksen käyttäytyminen ennustaa kohtalaisen hyvin. Elintarvikkeiden, mukaan lukien luonnontuotteet, radioaktiivisuusseuranta tulisi jatkaa ja informoida väestöä saaduista tuloksista. Tutkimuksessa tulisi keskittyä radioaktiivisten aineiden pitkäaikaiskäyttämisen selvittämiseen ympäristössä ja vähiten tunnettujen ilmiöiden selvittämiseen.

Saastuneilla alueilla asuvia ihmisiä ja yhteisöjä tulisi tukea ja motivoida ottamaan vastuu oman elämänsä kehittämisestä. Suurten sosiaalietuusohjelmien sijaan tulisi mm. edistää pienen ja keskisuuren teollisuuden ja yrittäjyyden kehittymistä ja tukea yhteisöjen elinvoimaisuutta.

Tausta-aineisto

Tämä yhteenveto perustuu YK:n Tshernobyl Forumin tekemään selvitykseen Tshernobylin ydinonnettomuuden ympäristö-, terveys- ja sosioekonomisista vaikutuksista. Tshernobyl Forumin puitteissa maailman parhaat alan asiantuntijat ovat tehneet yhteenvedon Tshernobylin onnettomuuden vaikutuksista sekä esittäneet Venäjän, Ukrainan ja Valko-Venäjän hallituksille suosituksia. Yhteenvedon tärkeimmät tulokset ja suositukset on esitetty raportissa ”Chernobyl Legacy: Health, Environmental and Socio-economic Impacts and Recommendations to the Governments on Belarus, the Russian Federation and Ukraine, Chernobyl Forum, IAEA, 2005”. Kaikki raportissa esitetyt johtopäätökset ja suositukset ovat selvitystyöhön osallistuneiden tutkijoiden, organisaatioiden ja valtioiden hyväksymiä eli niistä vallitsee mitä laajin konsensus.

SESSIO 1

Tshernobyl

Muistelmia Tshernobylin onnettomuuden jälkeisestä ajasta ja eräiltä aikaisemmilta vuosilta

O. Paakkola

Vantaa

Ilmakehässä tapahtuneet ydinkokeet 1945–58 ja 1961–63 aiheuttivat räjähdys- ja painevaikutusten lisäksi myös radioaktiivisen laskeuman, joka 1960-luvun alussa voitiin havaita ympäri maapallon.

Suomessa aloitettiin laskeumaa koskevat systemaattiset tutkimukset, kun Säteilyfysiikan laitos perustettiin vuonna 1958. Vuodesta 1959 aloitettiin myös KTM:n Atomienergiakomission rahoituksella radionukliditutkimukset, jotka 1960-luvulla johtivat Lapin tutkimuksen aloittamiseen Helsingin yliopiston Radiokemian laitoksella.

Ydinkokeiden aiheuttaman radioaktiivisuuden mittaamiseksi Suomeen kehitettiin valtakunnallinen näytteenottoverkko ja ulkoisen säteilyn mittauserkosto.

Elintarvikkeiden, etenkin maidon, radioaktiivisuuden tutkimista varten perustettiin koko maan varsin hyvin kattava näytteenkeräysverkosto. Myös muita elintarvikkeita ja vettä tutkittiin.

Elintarvikkeita mitattiin myös viidessäkymmenessä paikallislaboratoriossa, joihin vuoteen 1986 mennessä saatiin uudet herkemmat mittauslaitteet.

Kun Tshernobylin onnettomuus 26.4.1986 tapahtui oli STUKin näytteenottoverkko valmiina aloittamaan myös tämän laskeumatilanteen selvittämisen.

Meneillään oleva valtion virkamieslakko vaikeutti yhteydenottoja sekä kotimaassa että ulkomaille.

Esitelmässä kuvataan näytteenkeräys- ja mittausverkoston kehittämistä sekä muistoja ja tunnelmia ensimmäisten kuukausien aikana laskeuman aikana ja sen jälkeen.

Melko pian, ensimmäisten parin viikon aikana, voitiin todeta, että laskeuma ei aiheuttanut Suomessa tarvetta hävittää elintarvikkeita eikä rajoittaa ihmisten normaalia elämää. Laskeumatilanne aiheutti kuitenkin paljon yhteydenottoja sekä kotimaan lehdistöön että televisioon. Euroopan alueelle ja USAhan oli varsin tiivistä yhteydenpitoa.

Taulukko I. Tapahtumakalenteri huhti- ja toukokuulta 1986.

Ajankohta	Tilanne	Toiminta
2.4.1986 alkaan	Virkamieslakko Suomessa, 32 STUKin tutkimus- ja laboratoriohenkilöstöstä lakossa, Ilmatieteen laitoksen henkilöstö, posti ja puhelinvälittäjät lakossa.	
26.4.1986	Reaktorionnettomuus Tshernobylässä.	Ei mitään tietoa tilanteesta missään.
27.4. klo 20.40	Ensimmäinen kohonneen säteilytason havainto puolustusvoimien mittaus- asemalla Kajaanissa.	Ei vielä tietoa STUKiin.
28.4. klo 10.00	STUK sai tiedon kohonneesta säteily- tasosta Kajaanissa.	Tilannetta ryhdyttiin selvittämään.
28.4.	Ruotsi epäili Forsmarkin laitoksen vuotoa.	
28.4. klo 16.00	Forsmarkin vuototieto ei pidä paikkaansa.	Ensimmäinen STUKin tiedote kohonneista säteilytasoista Suomessa.
29.4.	Äkillistä säteilytason nousua myös Etelä- Suomen mittausasemilla päivän aikana, STUKin lakossa olevat työntekijät kutsuttiin töihin.	STUKin tiedote tilanteesta klo 8.00 ja klo 14.00, säteilyn lähteestä ei tietoa. Liikkuva mittaus- kalusto kiertää Suomea. Laboratorioanalyysejä alettiin tehdä täydellä teholla.
29.4. ilta	Uutistoimisto TASS ilmoittaa reaktori- onnettomuudesta Tshernobylässä.	
30.4.	Uusia mittaustuloksia saatiin koko ajan, tilannekuva alkaa selkiytyä, ensimmäiset Kiovasta tulleet suomalaiset mitattiin.	STUKin tiedote klo 15.00, Valtioneuvoston tiedote klo 16.00.
1.5.	Suomalaisten joukkoevakuointi Kiovasta.	STUKin ohjeet Kiovasta tulleille, STUKin tiedote.
2.5.	Säteilytilanteen seuranta.	STUKin tiedote. STUKin suositus pidättäytyä sadeveden käytöstä talousvetenä tai karjan juomavetenä.
5.5.	Ilmavirtausten kulku tiedossa, koko Suomen säteilytilannekartta tehty, laskeuman eri nuklidien vaihteluita ja pitoisuuksia tähän asti selvitetty.	Ensimmäinen STUKin julkaisu tähän astisista mittaustuloksista ja toimenpiteistä Suomessa: 26.4. – 4.5.86 (STUK B VALO 44).
7.5. – 19.5.	Tilanteen seurantaa.	Useita suosituksia koskien kaloja, sieniä, vihanneksia, lasten hiekkalaatikoita, matkustamista lähelle onnettomuusaluetta, karjan sisällä pitoa jne.
16.5.	Lisää mittaustuloksia käytettävissä ulkoisesta säteilytasosta, elintarvike- ja ympäristönäytteistä, myös muita kuin gammanuklidituloksia.	Toinen STUKin julkaisu mittaustuloksista ja toimenpiteistä Suomessa: 5.5. – 15.5.86 (STUK B VALO 45).

Twenty years after the Chernobyl accident: Remediation strategies

G. Voigt and S. Fesenko

International Atomic Energy Agency, Agency's Laboratories,
P.O. Box 100, 1400 Vienna, Austria

The main objective of this presentation is to present an overview of countermeasures and remedial options implemented in the affected regions of the three most affected countries of Belarus, Russia and Ukraine during the 20 years which have passed since the Chernobyl accident.

The accident at the Chernobyl NPP on 26 April 1986 resulted in widespread contamination of land throughout Europe by a range of radionuclides including ^{137}Cs . The countries most seriously affected include Belarus, Russia, and Ukraine, where more than 150.000 km² were contaminated by ^{137}Cs of depositions of above 37 kBq/m². In the most contaminated regions agriculture played and still plays a major role in economy, and in general rural inhabitants represent the major part of the population subject to elevated radiation exposures generated by the accident.

Environmental parameters and the site-specific characteristic ecology in most of the contaminated regions resulted in a high radionuclide transfer to plants and subsequently animal products. Consumption of contaminated products in these regions was, and remains, one of the main exposure pathways for the local population and contributes to internal exposure even off-site to public through export of food stuff out of the affected areas. Hence, the accident at the Chernobyl NPP has had an extremely severe impact on agriculture of Russia, Belarus and Ukraine, and the implementation of agricultural countermeasures was one of the main elements in the strategy of remediation of the affected regions. These countermeasures addressed all agricultural activities including natural, semi-natural and agricultural environments starting from farming regimes, plant and animal breeding to food processing.

Five regions of Belarus, twenty one regions of Russia and twelve regions of Ukraine have been recognized as regions which were adversely affected by the ChNPP accident. The total area of contaminated agricultural lands (with the level of ^{137}Cs above of 37 kBq/m²) in these regions amounted to 4.66 million hectares, 990 thousand hectares of which were contaminated at the level of above 185 kBq/m².

Most of the soils in the most contaminated territory are of low fertility and are light (sand and loamy sand) sod-podzolic and peat soils. These are low in nutrients and humus, have acid pH, and are predominated by coarse sand and loamy sand. As a consequence, they are characterized by high radionuclide mobility in soil with high root uptake, which reaches a maximum for peat soil. Such soils are mostly distributed in the Gomel, Brest, Bryansk, Zhitomir and Rovno regions which have been the most contaminated ones after the accident. The wide distribution of these coarse sandy sod-podzolic and peat soils was one of the major factors contributing to the long-term impact of the accident on agriculture in the most contaminated regions.

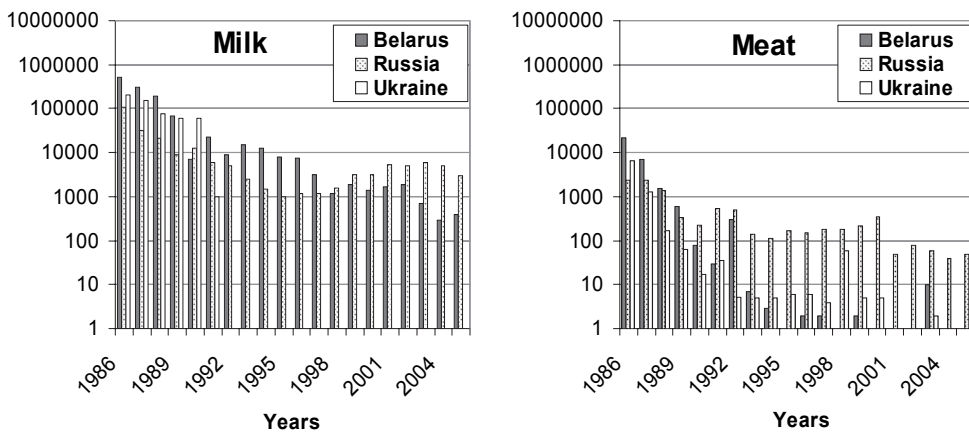
More than 15000 settlements with a population exceeding 6 million of persons were in areas with a contamination density by ^{137}Cs of above 37 kBq/m^2 in 1986, and 640 settlements with around 272,000 inhabitants were located on the territory with a contamination density of soil exceeding 555 kBq/m^2 . In the short-term after the accident focus on countermeasures was on short-lived ^{131}I , in the long-term countermeasures concentrated on reducing the uptake from soil to plants. The priority in remediation of affected territories was focused on chemical amendments to improve soil fertility and reduce uptake of radiocaesium by crops and plants used for fodder. The extent to which each measure was used varied between the three countries. The recommendations on which countermeasures to use were repeatedly revised and updated. The Table I (p. 26) provides an overview of the reduction potential of countermeasures towards Cesium and Strontium as implemented.

The countermeasures implemented clearly resulted in a reduction of activity concentrations in key products such as milk and meat in the affected countries below intervention limits (Figure 1, p. 26).

In the follow-up of the Chernobyl accident now 20 years it became clear that – despite the fact that effective countermeasures have been implemented – there exists still a major problem in the contaminated areas. Health professionals record a continuous degradation of the health of the population especially of children; records of these are available in the daily public press. There are many questions if those are related to exposures of radioactivity or are the result of psycho-somatic nature. It is also well known that the breakdown of the Former Soviet Union had had a considerable influence on the economic and social development of the affected countries and thus increased health risks. The ETHOS approach was established in Belarus in the village of Olmany some years ago within an EC project and has in the meantime expanded to cover the total of Belarus in the CORE project. The project focussed on four main areas for remediation: control of the dietary intake of children, management of the radiological quality of milk and meat, and management of waste, mainly domestic fuel ashes. One of the major

Table I. Summary of the reduction factors of different countermeasures used in the CIS countries.

Countermeasure	^{137}Cs	^{90}Sr
Normal ploughing (first year)	2.5–4.0	
Skim and burial ploughing	8–16	
Liming	1.5–3.0	1.5–2.6
Application of mineral fertilisers	1.5–3.0	0.8–2.0
Application of organic fertilisers	1.5–2.0	1.2–1.5
Radical improvement:		
– First application	1.5–9.0	1.5–3.5
– Further applications	2.0–3.0	1.5–2.0
Surface improvement:		
– First application	2.0–3.0*	2.0–2.5
– Further applications	1.5–2.0	1.5–2.0
Change in fodder crops	3–9	
Clean feeding	2–5 (time dependent)	2–5
Administration of Cs binders	2–5	–
Processing milk to butter	4–6	5–10
Processing rapeseed to oil	250	600

**Figure 1.** Amounts of milk and meat (tons) exceeding action levels in Russia (collective and private), Ukraine and Belarus (only milk and meat entering processing plants) after the Chernobyl accident.

steps for implementation are to improve communication and provide technical guidance and means, to involve local stakeholders and the population itself into the decision making process i.e. to directly work with the affected people and thus improving self reliance and self-capacity to manage their own lives. Examples how to best interact with the population are the creation of different working groups such as the mothers' group, the milk group etc., which were completely driven by the inhabitants themselves but with scientific sound guidance and backstopping which result in the inhabitants having gained a more precise and reliable estimation of their radiological situation and regained trust in their own capabilities to cope with living on contaminated areas. The production of milk with less than 111 Bq/kg has increased from 20 to 55% in winter and from less than 10 to about 80% in summer resulting in real economic benefits. The average whole body burden of children has been reduced by at least 30%. The EC project SAGE – recently been completed – tried to implement the lessons learnt on long-term post accidental management to a European level and has included into its partnership also non-governmental organisations (NGOs). A handbook has been developed together with stakeholder groups in European countries (UK, France, Germany, Belarus) containing simple and easy to follow guidelines based on experience gained in Belarus to improving living conditions when living on contaminated land in the long-term.

Even 20 years after the accident there are still large areas which still produce foodstuffs with radionuclide activity concentrations above actions levels. Besides, several hundred thousand persons are still living in settlements with an annual effective dose above 1 mSv where according to national legalizations remedial actions should be provided for at least several decades (up to 2045–2050), and further efforts are needed for optimizing their application in the long term after the accident. Experience after the Chernobyl accident has shown that remediation strategies need to consider a wide range of different issues and the selection of robust restoration strategies should take into account not only radiological criteria but also practicability, acceptability, ethical and environmental considerations; requirements for effective public communication providing positive perception of remediation actions by the population and local stakeholders.

Säteilyannos elintarvikkeista Tshernobyl-laskeuman jälkeen

A. Rantavaara

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Elintarvikkeiden näytteenotto ja aktiivisuuspitoisuuksien mittaukset laajennettiin vastaamaan jodin ja cesiumin isotooppien laskeuma-aluetta Suomessa huhtikuun 1986 jälkeen. Ohjelman edustavuutta parannettiin jatkuvasti sekä tuotannon suhteen että satovuoden vaiheiden mukaan. Tärkein tutkimuskohde oli alusta asti maito, jossa havaittiin jodi-131:tä, -132:ta, ja vähän myös -133:a Tshernobyl-laskeuman ensi päivinä. Alusta asti havaittiin myös cesium-134:ää cesium-137:n ohella. Syksyyn 1986 mennessä koko maan kattavaan otantaan kuuluivat maidon ohella kasvikset, järvikala, naudan- ja sianliha, metsistä saatavat sienet, marjat ja riistanliha sekä Pohjois-Suomessa poronliha. Näytemäärät olivat suurimmillaan ^{131}I :n, ^{134}Cs :n ja ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuksien maksimien aikoina eli vuosina 1986–1988. Strontium-89 ja -90 analysoitiin radiokemiallisesti maidosta ja kasvikunnan tuotteista. ^{90}Sr :tä tutkittiin myös kalasta sekä naudan- ja sianlihasta.

Näytemäärät vähennettiin 1990-luvulla suunnilleen samoiksi kuin ne olivat ennen Tshernobyl-laskeumaa; järvikalan ja metsistä saatavien elintarvikkeiden seuranta kohdennettiin uudelleen ja seuranta jatkuu edelleen. Elintarvikelogistiikan muutokset pakottivat korjaamaan elintarvikkeista saatavan kollektiivisen säteilyannoksen laskentaa 2000-luvulle tultaessa. Väestön radionuklidien saanti oli aikaisemmin laskettu alkuperältään tunnettujen tuotantoalueita edustavien näytteiden aktiivisuuspitoisuuksista (Rantavaara 1990b). Niiden tilalle ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan tulivat vuodesta 1999 alkaen maidon, juomaveden ja vuorokausiruoan paikkakuntakohtaiset näytteet (Mustonen 2005).

Useiden laskeuman radionuklidien aktiivisuuspitoisuuksien nopeat muutokset kevään 1986 jälkeen edellyttivät myös muiden annoslaskennan suureiden tarkentamista. Tutkittiin radionuklidien fraktioitumista meijeriteollisuuden prosesseissa (Kankare ym. 1987, Pirhonen ym. 1987) ja myllyteollisuudessa (Rantavaara ja Haukka 1987). Selvitettiin ruoanvalmistuksen yhteydessä tapahtuvaa ^{137}Cs :n hävikkiä (Rantavaara 1990a, Rantavaara ja Haukka 1987)

sekä lihan ja kalan ^{137}Cs -pitoisuuden pienentämistä kevytsuolauksella (Petäjä ym. 1992). Huomattavat lajien väliset erot radioaktiivisen cesiumin pitoisuuksissa vaativat lajikohtaista tietoa myös kulutuksesta. Sienten, metsämarjojen, kalan ja riistanlihan kulutusta sekä poronlihan kulutuksen alueellisuutta tutkittiin koko maata koskevalla postikyselyllä, jossa selvitettiin myös sienten käsittelytapoja kotitalouksissa (Markkula ja Rantavaara 1997). Elintarvikkeiden radioaktiivisuusseurannan menetelmien vertailu edelsi Säteilyturvakeskuksen näytteenotto-ohjelman muuttamista (Rantavaara ja Kostiainen 2002).

Tässä katsauksessa kuvataan Tshernobyl-laskeumasta elintarvikkeiden kautta aiheutuneen sisäisen säteilyannoksen (efektiivisen annoksen kertymän) arviointimenetelmä ja tarkastellaan annosten ajallisia, alueellisia ja kulutustottumuksista johtuvia eroja sekä eri elintarvikeryhmien osuutta kollektiiviseen annokseen. Tarkastellaan myös kulutusta rajoittavien suositusten merkitystä ja kuluttajien suhtautumista niihin (Blomqvist ym. 1991).

Aineistot ja menetelmät

Sisäisen annoksen arvio perustuu elintarvikenäytteiden aktiivisuuspitoisuuksiin ja niistä johdettuihin tuotannolla tai kulutuksella painotettuihin valtakunnallisiin keskiarvoihin (Rantavaara 1987, Rantavaara ja Haukka 1987, Rantavaara ym. 1987, Rantavaara 1991, Rantavaara ym. 2002, Saxén 2006) ja tutkimuksiin, joilla on tarkennettu radionuklidien saannin määrittämistä. Arvioinnissa on otettu huomioon jodin, cesiumin ja strontiumin isotooppien aktiivisuuspitoisuudet tärkeimmissä elintarvikkeissa, aktiivisuuden muutos teollisen prosessin ja ruoanvalmistuksen yhteydessä sekä vuosittaiset ruoan kulutustilastot ja -tutkimukset.

Tulokset ja johtopäätökset

Radionuklidien ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{89}Sr , ^{90}Sr ja eräitten lyhytikäisten nuklidien saanti kotimaisista elintarvikkeista on annosarvion perusta. Arvion epävarmuus aiheutuu näytteiden edustavuudesta, näytteenottotavasta ja laboratorioanalyysistä sekä alueellisten laskeumaerojen laskennallisesta huomioon ottamisesta. Väestön keskimääräisen annoksen epävarmuus on muutaman vuoden alkujaksoilla 10–15 % ja 50 vuoden aikana saatavalle annokselle selvästi suurempi.

Nuklidien vertailussa korostuvat ^{134}Cs ja ^{137}Cs sisäisen annoksen aiheuttajina. ^{90}Sr :n osuutta ei voida pitää merkityksettömänä. Havaituista ^{90}Sr -pitoisuuksista yli puolet on pääosin 1960-luvulla ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden laskeumaa. ^{131}I -annos jäi maidontuotannon suojaamisen ansiosta erittäin pieneksi.

Nyt arvioitu lähes 20 vuoden havaintoihin ja tutkimustuloksiin perustuva efektiivinen annoskertymä elintarvikkeista 50 vuoden aikana on suurempi kuin elintarvikkeiden osuus vuoden 1986 mittauksiin perustuvassa hyvin alustavassa arviossa, joka oli 0,5 mSv (Blomqvist ym. 1987). Nyt laskettua sisäistä annosta ei ole korjattu omaehtoisten ruokavalion muutosten suhteen, mikä voi osittain selittää eron kokokehomittauksista saatuun pienempään annosarvioon (Muikku ym. 2005).

Luonnonvaraiset elintarvikkeet korostuivat ^{137}Cs :sta saatavan annoksen lähteinä sen jälkeen kun maataloustuotteiden aktiivisuuspitoisuudet olivat pienentyneet 1990-luvun alkuun mennessä. Väestön suhtautuminen annosta rajoittaviin suosituksiin viittasi siihen, että luonnontuotteiden kulutus väheni suositusten johdosta, mutta ei välttämättä aktiivisuuspitoisuuksien suhteessa (Blomqvist ym. 1991). Pieni osa kotitalouksista on käyttänyt runsaasti luonnontuotteita hankinta-alueen laskeumasta riippumatta (Markkula ja Rantavaara 1997).

Säteilyaltistusta rajoitettiin Suomessa seuraavilla elintarvikkeisiin liittyvillä suosituksilla: (1) lehtivihannesten kylvöajan myöhentäminen toukuussa 1986; (2) maito- ja lihakarjan sisäruokinta 26.5.1986 asti; runsaan kulutuksen rajoittaminen kohdistui (3) eräiltä alueilta pyydettyihin vesilintuihin metsästyskaudella 1986 ja (4) suurimman ^{137}Cs - ja ^{134}Cs -laskeuman alueilta kerättyihin metsäsieniin 1986. Laajin, pitkäaikaisin ja muiden suositusten tavoin kokonaan näytemittausten perusteella ohjattu oli (5) sisävesistöjen kalan runsaan kulutuksen rajoittaminen siellä missä ^{137}Cs - ja ^{134}Cs -pitoisuudet olivat suurimmat vuosina 1986–1990. Kalalajit ryhmiteltiin, ja rajoitusten kohteena olleet alueet ja järvityypit valittiin kalan aktiivisuuspitoisuuksien perusteella. Kalan normaalia kulutusmäärää ei rajoitettu, vaikka eräitä kalalajeja tai tietyn tyyppisistä järvistä pyydettyä kalaa (esimerkiksi pienikokoisia ahvenia vuonna 1986) ei suositeltu elintarvikkeeksi.

^{137}Cs :n pysyminen pitkään luonnon kiertokulussa ylläpitää vuosikausien ajan säteilyaltistusta sienten, marjojen ja riistan sekä sisävesistöjen kalan kulutuksen johdosta. Radioaktiivinen hajoaminen ja kalojen tätä nopeampi puhdistuminen radioaktiivisesta cesiumista vähentää kuitenkin sinänsä pientä kollektiivista annosta jatkuvasti. Luonnontuotteita runsaasti käyttävillä henkilöillä on havaittu hankinta-alueen ^{137}Cs -laskeuman vaikuttavan sisäiseen annokseen, mutta kymmenkertainen annos keskiarvoon verrattuna on heilläkin harvinainen (Muikku ym. 2005). Elintarvikkeisiin kulkeutuneet laskeuman radionuklidit eivät ole edellyttäneet Suomessa tähänastista laajempaa elintarvikkeiden käytön rajoittamista kevään 1986 jälkeen. EU:n alueella suositeltiin keväällä 2003 luonnosta peräisin olevien elintarvikkeiden radioaktiivisen cesiumin aktiivisuuspi-

toisuuden ylärajaksi elintarvikekaupassa 600 Bq kg⁻¹ (Komission suositus 2003). Samalla suositeltiin säteilyaltistuksesta ja siihen liittyvästä terveystodennäköisistä tiedottamista niillä alueilla, joilla omaan käyttöön luonnosta hankitut elintarvikkeet todennäköisesti ylittävät mainitun aktiivisuuspitoisuuden.

Kirjallisuusviitteet

- Blomqvist L, Paakkola O, Suomela M. Dose Assessment. In: Studies on environmental radioactivity in Finland. Annual Report. STUK-A55. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1987. s.75–93.
- Blomqvist L, Mustonen R, Paakkola O, Salminen K. Economic and social aspects of the Chernobyl accident in Finland. STUK-B64. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1991.
- Kankare V, Antila V, Pahkala E, Rantavaara A, Paakkola O. Transfer of Cesium 137 and 134 into milk fractions. Valtion maitotalouden tutkimuslaitos. Tiedonantoja 227; 1987: 1.
- Komission suositus huhtikuu 2003 luonnontuotteiden kautta saatavasta radio cesiumaltistuksesta. 2003/274/EC, OJ L 99, 17.4.2003. s. 55.
- Markkula M-L, Rantavaara A. Consumption of mushrooms and other wild products in Finland. In: Walderhaug T, Gudlaugsson EP (eds). Proceedings of the 11th Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection and the 7th Nordic Radioecology Seminar, Reykjavik, August 26–29, 1996. ODDI Reykjavik, 1997. p. 371–376.
- Muikku M, Arvela H, Järvinen H, Korpela H, Kostianen E, Mäkeläinen I, Vartiainen E, Vesterbacka K. Annoskakku 2004 – suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos. STUK-A211. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2005.
- Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2004. STUK-B-TKO 6. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2005.
- Petäjä E, Rantavaara A, Paakkola O, Puolanne E. Reduction of radioactive caesium in meat and fish by soaking. *Journal of Environmental Radioactivity* 16; 1992: 273–285.
- Pirhonen T, Uusi-Rauva E, Rantavaara A, Rauramaa A. The radioactivity of milk products in Finland. *Meijeritieteellinen Aikakauskirja XLV*; 1987: 62–75.
- Rantavaara A. Radioactivity of vegetables and mushrooms in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A59. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1987.
- Rantavaara A. Transfer of radionuclides during processing and preparation of foods – Finnish studies since 1986. Proceedings of the CEC-seminar 18.–21. September 1989; Cadarache, France. 1990a: 69–94.

- Rantavaara A. Transfer of radiocesium through natural ecosystems to foodstuffs of terrestrial origin in Finland. In: Desmet G, Nassimbeni P, Belli M (eds). Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. New York: Elsevier Science Publishers Ltd; 1990b. p. 202–209.
- Rantavaara A. Radioactivity of foodstuffs in Finland in 1987–1988. STUK-A78. Helsinki. Säteilyturvakeskus; 1991.
- Rantavaara A, Haukka S. Radioactivity of milk, meat cereals and other agricultural products in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A58. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1987.
- Rantavaara A, Kostianen E. Samples of 24-hour-meals in monitoring of dietary intake. In: Ilus E (ed). Proceedings of the 8th Nordic Seminar on Radioecology, 25–28 February 2001; Rovaniemi, Finland. NKS-70; 2002. p. 111–118.
- Rantavaara A, Nygren T, Nygren K, Hyvönen T. Radioactive of game meat in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A62. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1987.
- Rantavaara A, Saxén R, Kostianen E. Dietary ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in Finland in 1960–2000. In: Pålsson SE (ed). Summaries of studies carried out in the NKS/BOK-2 project. Technical report. Report NKS-35. Roskilde: NKS secretariat; 2002. p. 10–18.
- Saxén R. ¹³⁷Cs järvikaloissa ja -vesissä Tshernobyl-laskeuman jälkeen. Kirjassa: Ikäheimonen TK (toim.). Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa – 20 vuotta Tshernobylista. Symposium Helsingissä 25.–26.4.2006. STUK-A217. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2006. s. 75–79.

Tapaus Tshernobyl: Lyhyt kertaus

R. Mattsson

Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

Maalis- ja huhtikuu 1986

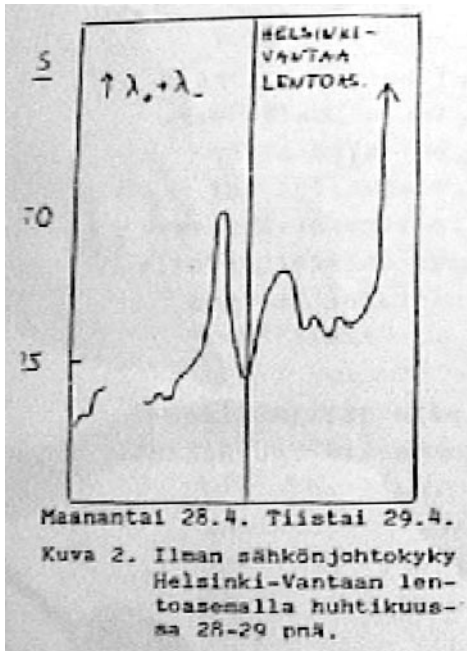
Maaliskuussa 1986 Säteilyturvakeskus havaitsi Nurmijärven observatoriolla otetuissa viikkofilttereissä (viikot 11 ja 12) tyypillisiä reaktorista karanneita fissiotuotteita (I-131, Cs-137 ja Cs-134). Tshernobylin turman jälkeen tehtyjen trajektoriselvitysten mukaan radioaktiiviset nuklidit todennäköisesti tulivat Tshernobylistä.

Maaliskuun 18. ja 19. päiviksi virkamiehet olivat julistaneet koko maahan ”varoituskakon”. Ilmatieteen laitos ilmoitti sähköitse Sisäasiainministeriölle, että lakosta johtuen ainakin puolet radioaktiivisuusvalvonta-aseamista jää ilman päivystäjää. Ilmatieteen laitos otti myös puhelimitse yhteyttä pelastusosastoon, jossa kuitenkin katsottiin, ettei tilanne aiheuta poikkeuksellisia toimenpiteitä. Sama toistui, kun 16. huhtikuuta virkamieslakko astui voimaan koko maassa. Mittauslaboratorion henkilöt olivat olleet lakossa jo 2.4. lähtien. 16.4. lähtien näytteenotto oli lähes lopetettu, ja posti ei kulkenut. Tähän kun vielä lisätään, että 1.3.1985 lähtien Ilmatieteen laitoksen radioaktiivisuusvalvontatoimintaa oli merkittävästi supistettu, ja moni ei-lakossa ollut asiantuntija piti viimeiset talvilomat, kuten yleensä, viimeisellä huhtikuun viikolla, voimme vain todeta, että ydinturma sattui pahimpana mahdollisena päivänä.

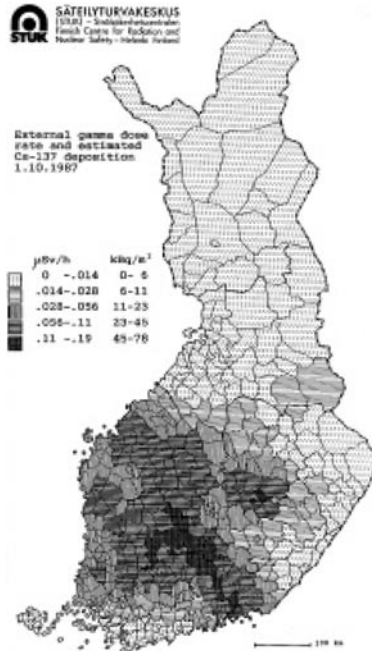
Ydinturman ensimmäiset päivät

Lauantaiamuna 26. huhtikuuta 1986 Ukrainassa sijaitsevan grafiittimoderoidun kevytvesijäähdytteisen reaktorin, ”Tshernobyl 4”, teho nousi 7 sekunnissa n. 50-kertaiseksi, seurauksena räjähdys. Tällä reaktortyyppillä, joita on vain entisessä Neuvostoliitossa, on ikävä positiivinen aukko-kerroin (void-factor), ja lisäksi grafiitti syttyy helposti palamaan, kuten tässäkin tapauksessa.

Räjähdyshetkestä kaksi päivää eteenpäin piirretty ilmavirtaus näyttää saastepilven tulevan suoraan Lounais-Suomeen ja edelleen pohjoiskoilliseen peittäen pian lähes koko Suomen (kuva 1, s. 34). Mutta reaktorista nousi saasteinen kuuma ilma korkealle ja jatkossakin, kun lämmin ilmavirtaus kulki kohti kylmempää alueita, se edelleen nousi. Saastunut ilma oli jo vuorokauden jälkeen eteläisen Suomen yllä, mutta korkealla, ja pintailma pysyi puhtaana.



Kuva 3. Ilman sähkönjohtavuus Helsinki-Vantaan lentoasemalla.



Kuva 4. ¹³⁷Cs:n pääasiallinen laskeuma-alue (Arvela ym. 1989).



Kuva 5. Maanpintaläheinen tuuli on usein keväällä kohti Suomenlahtea, vaikkakin ylätuuli on kohti pohjoista. Kuva ei ole Tshernobylin ajalta. (Kuvassa pohjoinen on vasemmalle, savupiippu on Pohjois-Haagassa.)



Kuva 6. Otsikointia Hufvudstadsbladetissa, vaikka lehden jakelualueella syytä huoleen ei ollut.

Tshernobylin jälkeen

Näyttikö maailma erilaiselta Tshernobylin jälkeen? Suomen kannalta kyllä, ainakin vuoden verran. On selvää, että ainakin ydinvoimalavastustus lisääntyi merkittävästi. On myös selvää, että syntyi määrittelemätön tuntemattoman pelko, jonka poistaminen oli viranomaisille ylivoimainen tehtävä varsinkin, kun monet nimekkäätkin tutkijat kirjoittelivat ”hiipivistä” vaaroista. Esim. Pekka Nuorteva varotti mökkiläisiä siitä, että koska komposteihin usein lisättiin syksyn kuolleet lehdet ja ruohot, jotka sisälsivät Tshernobylin radioaktiivisia jätteitä, niin puutarhatuotteet saattoivat olla hyvinkin vaarallisia.

Paitsi näitä ensisijaisesti pelkoon liittyviä haittoja esiintyi myös aivan konkreettisia huolia. Suomen elintarvikevienti oli vaikeuksissa, koska ostajat katsoivat, että Suomi oli saastunut maa. Tämä käsitys on varsin ymmärrettävä, koska kuvan 1 mukaan ”pääosa saasteesta kaatui Suomen päälle”. Varsinkin USA epäili lisäksi, ettei täältä löytynyt tarpeeksi kehittyntä mittaustekniikkaa elintarvikkeiden valvontaan.

Tietyt mittauslaitteistot kontaminoituivat. Sen lisäksi on selvää, että kun ilmassa esiintyi 100 Bq/m^3 suuruusluokan radioaktiivisuuspitoisuuksia, vaikkakin vain tilapäisesti, oli odotettavissa vaikeuksia tunnistaa tulevaisuudessa esim. $0,5 \text{ mBq/m}^3$ pitoisuus joko uudeksi tapaukseksi tai vanhaksi kontaminaatioksi. Ts. poikkeuksellisen radioaktiivisuuden havaitsemiskynnys kohosi pitkäksi ajaksi. Vaikka tämä asia oli tiedostettu, oltiin juuri tästä johtuen lähellä julkistaa uusi hälytystilanne saman vuoden itsenäisyyspäivän jälkeen. Sekä Säteilyturvakeskus että Ilmatieteen laitos havaitsivat silloin ilmafiltterinäytteissään poikkeuksellisen paljon pitkäikäistä radioaktiivisuutta (mm. Loviisan ja Nurmijärven näytteissä). Tarkempi analyysi osoitti kuitenkin, että kyseessä olivat nimenomaan Tshernobylin vanhat jätteet. Itsenäisyyspäivänä oli ollut talven ensimmäiset lumipyryt. Filtterinäytteet olivat osittain kastuneet ja röntgenkuvista (autoradiografia) nähtiin, että aktiivisuus esiintyi kuumina hiukkasina ja vain kastuneissa paikoissa. Pääteltiin, että märkä lumi oli tullut radioaktiivisuusmonitorin putkia myöten filtterille saakka ja matkalla liuottanut irti Tshernobylin ajalta jäänyttä radioaktiivisuutta.

Kirjallisuusviite

Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H, Blomqvist L. Environmental gamma radiation and fallout measurements in Finland, 1986-87. STUK-A76. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1989.

Studies on Chernobyl radiocaesium in Estonia

M. Lust¹, K. Realo² and E. Realo²

¹Estonian Radiation Protection Centre, Kopli 76, 10416, Tallinn, Estonia

²Institute of Physics, University of Tartu, Riia 142, 51014, Tartu, Estonia

Introduction

Radiocaesium contamination in soil was produced by two fallouts: a global fallout caused by nuclear weapons testing in the atmosphere (1950's to 1970's) and a regional one – during/after the Chernobyl accident (1986). The areal distribution of the ¹³⁷Cs fallout after the 1986 accident was extremely uneven in Estonia. The first nationwide study carried out in 1991–1993 determined both geographic and depth distributions of deposited ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the Estonian soil. According to the results of this study and of an independent air-borne scanning, radiocaesium originating from the 1986 Chernobyl accident with the mean deposition of 2 kBq m⁻² was distributed in an extremely irregular fashion across the country. Estimates showed that approximately 2/3 of the total ¹³⁷C inventory in Estonia was to be found in Ida-Virumaa County, north-east Estonia. Deposits in this area reached 40 kBq m⁻². We have also determined the ¹³⁷Cs activity concentrations as a function of soil depth during 1991–2000. Attempts have been made to model the found depth-distributions of radiocaesium concentration and to find the possible time-dependent behaviour of these distributions in soil (Realo et al. 1994). The migration of radiocaesium into soil is dependent on several factors: soil properties, vegetation, mode of deposition, etc. For this reason, averaged distribution parameters for both total and Chernobyl ¹³⁷Cs have been used for deriving general trends of the migration processes.

Sampling and methods

During 1991–1992 study the sampling sites were selected to cover uniformly the territory of Estonia with an ~25 km grid. Depth distributions of the ¹³⁷Cs activity concentration were studied for undisturbed soil profile samples collected at more than 20 locations in NE Estonia in 1998 and 1999. The soil samples were collected in natural (uncultivated) grass-covered level areas.

Soil profiles down to a depth of ~20 cm were collected by means of a 9 cm diameter steel corer. Soil cores were cut into 2–3 cm thick slices, dried, homogenised and put into metallic beakers. A low-background HPGe gamma spectrometer with a 42% efficiency and 1.7 keV resolution (1.3 MeV) was applied

for the analysis of both ^{134}Cs (604 keV) and ^{137}Cs (662 keV). The Chernobyl fallout fractions in the total ^{137}Cs concentrations were calculated using the analysis data for ^{134}Cs .

Results and discussion

In the profiles collected in 1991–1993 the maximum ^{137}Cs concentration was observed in the top-most layer and no sub-surface maximums were found. Radiocaesium concentrations decreased rather monotonously with increasing depth in these sampled soil profiles and the simple exponential model was a satisfactory approximation (Realo et al. 1994, 1995). The average mass relaxation length values for ^{137}Cs determined for about 25 profiles all over Estonia (incl. those from the NE part) were $42 \pm 15 \text{ kg m}^{-2}$ ($\sim 3 \text{ cm}$) and $110 \pm 30 \text{ kg m}^{-2}$ ($\sim 10 \text{ cm}$) for the Chernobyl and the nuclear weapons test fallout, respectively. From the mean relaxation length data it turned out that in 1991 $\sim 60\%$ of the Chernobyl radiocaesium was retained in the upper 3-cm soil layer.

The total ^{134}Cs depositions at different locations varied from 0 to 21 kBq m^{-2} (calculated back to May 1986). The data on Chernobyl ^{137}Cs indicate the maximum deposition of $\sim 40 \text{ kBq m}^{-2}$ in NE Estonia while the country-wide mean deposition was found to be 2 kBq m^{-2} . The total ^{134}Cs depositions with the $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ activity ratio of 0.55 ± 0.05 were used for the mapping of the areal distribution of the Chernobyl ^{137}Cs in 1986 (Figure 1).

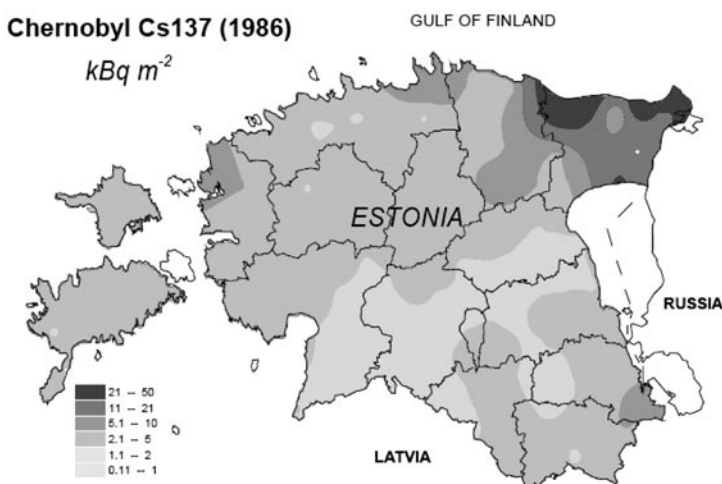


Figure 1. Chernobyl radiocaesium ^{137}Cs in soil. Recalculated from the ^{134}Cs inventory, the reference date: 26.04.1986

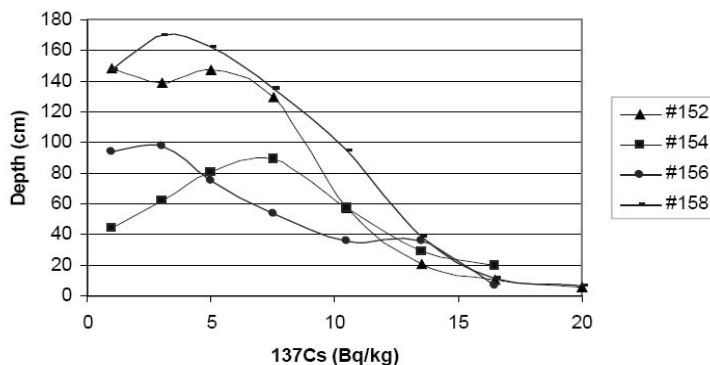


Figure 2. Depth distribution of radiocaesium in soil: 4 locations in NE Estonia (2001).

The region was revisited for soil sampling in 1998–2001 (Lust et al. 2002). Undisturbed soil profiles to a depth of approximately 20 cm were collected, and 2–3 cm sample core slices analyzed using a low-background HPGe gamma spectrometer. As in the previous study, both total depositions and depth distributions of the deposited ^{134}Cs (where possible) and ^{137}Cs activity concentrations were determined. Depth distributions of deposited activity showed considerable site-specific variations, some examples are given in Figure 2. In addition, it appeared that in comparison with the previous study, clear features of time-dependent migration to deeper soil layers were evident.

In almost all profiles collected in 1998–1999 the highest concentrations of the total and Chernobyl radiocaesium were not observed in the top layer, but at the depth of 3–5 cm below ground surface. As the sub-surface maximums were found, this feature determined the search for a different model. Notable variations in the depth-dependent concentrations of different soil type, vegetation, water composition, etc. were also found. As a result, we choose the lognormal model, which as a rule, the gave a reasonable fit to the measured data (Lust et al. 2002). Both total and Chernobyl ^{137}Cs concentration in profiles were fitted by using the SCIENTIST 2.0 software. The fitting parameters were determined for each profile and their mean values for the samples collected during one year were calculated. An attempt was made to apply a single model to describe the observed time-dependent depth-distribution pattern over the time period of 1986–2001: in general, a slow migration rate, and consequently a strong retention of radiocaesium in the upper soil layers follow from the found weak time-dependence of the model fitting parameters. This conclusion drawn for the neighbouring Nordic countries (Isaakson et al. 1999) supports our former assumption made on comparison of the nuclear weapons test and Chernobyl radiocaesium depth-distributions in Estonian soils (Realo et al. 1995).

Conclusions

Chernobyl radiocaesium studies in 1991–1992 were one of the first systematic radioecology studies in Estonia. The ^{134}Cs analysis has been essential to distinguish the depositions from the NTW and CRA fallouts. The range of ^{137}Cs depositions varied by a factor of ~30, but its environmental impact for the majority of Estonia has been relatively small.

Most sample profiles collected in NE Estonia in 1998–1999 show a different depth-dependent behaviour of the Chernobyl ^{137}Cs activity concentration in comparison with our results obtained in 1991–1993. Sub-surface maximums of the ^{137}Cs activity concentrations are characteristic for the soil profiles collected in later years, which can not be explained by a monoexponential model any more. Our preliminary modelling has demonstrated that a lognormal distribution can be satisfactorily used for fitting of the found $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ (Chernobyl) depth-dependencies and to derive the time-dependent migration parameters in Estonian soils. A weak time-dependence of the fitting parameters confirms slow effective migration rates and a strong retention of radiocaesium in upper soil layers.

References

- Isaksson M, Erlandsson B, Mattsson S. A long-term study of ^{137}Cs distribution in soil. Proceedings of the 12th ordinary meeting of NSFS; 1999: 257–260.
- Lust M, Realo K, Realo E. ^{137}Cs in soil profiles in NE Estonia. In: Ilus E (ed). Proceedings of the 8th Nordic Seminar on Radioecology. 2001 Feb 25–28; Rovaniemi, Finland. NKS-70. Roskilde: NKS; 2002. p. 221–225.
- Lust M, Realo K, Realo E. Radiocaesium in NE Estonian Soil. In: Paile W (ed). Radiation Protection in 2000's – Theory and Practice. Proceedings of NSFS XIII Ordinary Meeting. 2002 Aug 25–29; Turku, Finland. STUK-A195. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2002. p. 484–487.
- Realo E, Jõgi J, Koch R, Realo K. Areal and depth distribution of radiocaesium in Estonian natural soils. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology, ecology 1994; 4: 45–55.
- Realo E, Jõgi J, Koch R, Realo K. Studies on radiocaesium in Estonian soils. Journal of Environmental Radioactivity 1995; 29: 111–119.

Tshernobyl-peräiset amerikium, curium ja neptunium turpeessa Suomessa

S. Salminen¹, J. Paatero², T. Jaakkola¹, J. Lehto¹, K. Helariutta¹ ja P. Roos³

¹Radiokemian laboratorio, Kemian laitos, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto

²Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

³Risø National Laboratory, Frederiksborgvej 399, DK-4000

Johdanto

Tutkimuksessa haluttiin selvittää Tshernobylin onnettomuudesta aiheutuneen laskeuman pitkäikäisten transuraaninuklidien ²⁴¹Am, ²⁴⁴Cm ja ²³⁷Np aktiivisuustaso Suomessa. Tavoitteena oli myös kartoittaa transuraanien maantieteellinen jakauma Suomessa, tämä toteutettiin IDW-menetelmää hyödyntäen. Saaduista tuloksista voitiin johtaa arvio Suomen saamalle kokonaislaskeumalle ydinpommikokeista ja Tshernobylistä. ²⁴¹Am:n, ²⁴⁴Cm:n ja ²³⁷Np:n aktiivisuudet määritettiin turvenäytteistä, jotka oli kerätty välittömästi Tshernobylin onnettomuuden jälkeen.

Materiaalit ja menetelmät

Tutkimuksessa käytetyt 48 turvenäytettä oli kerätty Etelä- ja Keski-Suomesta 12.–14.5.1986. Näytteistä oli aiemmin erotettu plutonium ja Pu-isotooppien aktiivisuuspitoisuuksista turpeissa on arvioitu Suomeen saapunut Pu-laskeuma Tshernobylistä sekä Pu-isotooppien maantieteellinen jakauma Suomessa (Paatero 2000). Transuraanit erotettiin näytematriisista ja toisistaan ioninvaihdolla, kersaostuksilla ja ekstraktiokromatografialla. ²⁴¹Am:n ja ²⁴⁴Cm:n aktiivisuudet mitattiin alfaspektrometrisesti, ²³⁷Np:n massapitoisuus HR-ICP-massaspektrometrialla. Neptuniumin saalismäärityksessä käytettiin merkkiaineena ²³⁵Np:ia, joka määritettiin nestetuikelaskennalla.

²⁴¹Am:n ja ²⁴⁴Cm:n aktiivisuudet korjattiin puoliintumisajan suhteen vastaamaan referenssipäivän 1.5.1986 aktiivisuutta ja laskettiin pelkästään Tshernobylin onnettomuudesta aiheutuneen suoran ²⁴¹Am-laskeuman osuus, eli ydinpommikolaskeuman ²⁴¹Am ja sisäänkasvu Tshernobyl-peräisestä ²⁴¹Pu:sta on laskennallisesti erotettu tästä.

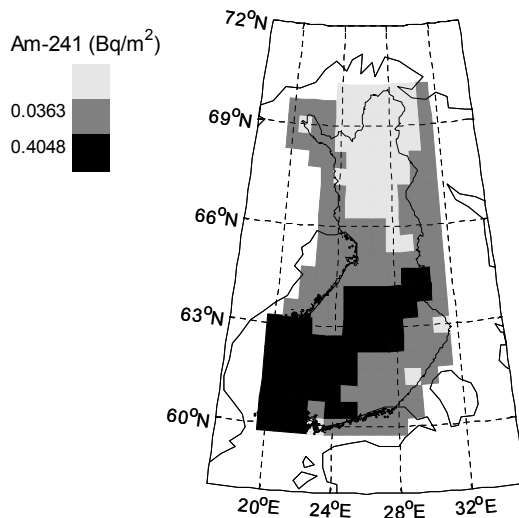
²⁴¹Am:lle ja ²⁴⁴Cm:lle tehtiin laskeumakartat IDW-menetelmällä (Inverse Distance Weighing) ottamalla huomioon nuklidien aktiivisuuspitoisuudet turpeissa sekä päivittäiset sademäärät 27.4.–17.5.1986.

Tulokset

^{241}Am - ja ^{244}Cm -tulokset on julkaistu yksityiskohtaisemmin muualla (Salminen ym. 2005). Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevan ^{241}Am :n aktiivisuus turpeissa vaihteli välillä $0,0115(\pm 0,0003)$ ja $9,32(\pm 0,33)$ Bq/m² (referenssipäivä 1.5.1986). Tulokset olivat samaa suuruusluokkaa kuin vastaavissa tutkimuksissa Ruotsissa (Holm ym. 1992) ja Puolassa (Mietelski ja Was 1997). ^{244}Cm :n aktiivisuus oli $< 0,002 - 1,97(\pm 0,13)$ Bq/m². Turvenäytteen Tshernobyl-peräisen ^{241}Am :n osuus ^{241}Am :n kokonaisaktiivisuudesta vaihteli näytteenotto paikasta riippuen 0,9–100 %. Keskimääräinen Tshernobylin osuus kaikesta ^{241}Am :sta oli 34 %.

Kuvassa 1 on esitetty Tshernobyl-peräisen ^{241}Am :n aktiivisuuspitoisuus Suomessa. Korkeimmat laskeuma-arvot löytyvät lounaisrannikolta Koillis-Suomeen kulkevalta kapealta kaistaleelta. Sekä ^{241}Am :n että ^{244}Cm :n laskeumakartat muistuttavat toisten refraktoristen nuklidien, kuten Pu-isotoopit ja ^{95}Zr , laskeumakarttoja (Reponen ym. 1993, Paatero ym. 2002, Arvela ym. 1990).

Alustavat tulokset antavat olettaa, että ^{237}Np :n laskeuma-arvoissa on samankaltaista alueellista vaihtelua kuin muillakin transuraaninuklideilla. Tässä työssä määritetyistä laskeuma-arvoista sekä kirjallisuusviitteiden isotooppisuhteista saatiin arviot nuklidien kokonaislaskeumille sekä Tshernobylin onnettomuudesta että 1960-luvun ydinpommikokeista (Salminen ym. 2005). Tulostemme mukaan vain muutama prosentti Suomen kokonaistransuraanilaskeumasta on peräisin Tshernobylin onnettomuudesta.



Kuva 1. IDW-menetelmällä laadittu kartta Tshernobyl-peräisen ^{241}Am :n aktiivisuudesta Suomen turpeissa (Salminen ym. 2005).

Johtopäätökset

Suurin osa Suomen ^{241}Am -laskeumasta on peräisin 1960-luvun ydinpommi-kokeista, jolloin ilmakehään vapautui sekä ^{241}Am :a että ^{241}Pu :a, joka hajoaa ^{241}Am :ksi. Silti ^{241}Am :n alueellinen jakautuminen vaihtelee suuresti ja monin paikoin Suomea kaikki Am turpeessa on peräisin Tshernobylin onnettomuudesta. ^{244}Cm -pitoisuudet olivat pieniä ja kaikki havaittu ^{244}Cm on peräisin Tshernobylin onnettomuudesta. Alustavat tulokset ^{237}Np :lle osoittavat samanlaista alueellista vaihtelua kuin toisilla transuraaneilla ja voidaan havaita paikallisia, korkeampia kokonaisneptuniumpitoisuuksia.

Kirjallisuusviitteet

- Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H. Environmental Gamma Radiation and Fall-Out Levels in Finland after the Chernobyl Accident. *Radiation Protection Dosimetry* 1990; 32: 177–184.
- Holm E, Rioseco J, Pettersson H. Fallout of transuranium elements following the Chernobyl accident. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 1992; 156: 183–200.
- Mietelski JW, Was B. Americium, curium and rare earths radionuclides in forest litter samples from Poland. *Applied Radiation and Isotopes* 1997; 48: 705–713.
- Paatero J. Deposition of Chernobyl-derived transuranium nuclides and short-lived radon-222 progeny in Finland. *Finnish Meteorological Institute Contributions No.28*, 2000.
- Paatero J, Jaakkola T, Ikäheimonen TK. Regional distribution of Chernobyl-derived plutonium deposition in Finland. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 2002; 25: 407–412.
- Reponen A, Jantunen M, Paatero J, Jaakkola T. Plutonium fallout in southern Finland after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 1993; 21: 119–130.
- Salminen S, Paatero J, Jaakkola T, Lehto J. Americium and curium deposition in Finland from the Chernobyl accident. *Radiochimica Acta* 2005; 93: 771–779.

Jäkälän ^{134}Cs - ja ^{137}Cs -pitoisuudet Etelä-Suomessa

M. Puhakainen, T. Rahola, T. Heikkinen ja E. Illukka

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Jäkälä on osoittautunut ihanteelliseksi indikaattoriksi tutkittaessa ilman kautta tulleita radionuklideita ekosysteemissä. Jäkälät ovat pitkäikäisiä ja saavat ravintonsa pääasiassa ilmasta. Poronjäkälä (*Cladina stellaris*) on myös hyvin tunnettu pääasiallinen radioisotooppien kuten ^{137}Cs lähde poroille. Koska jäkälä on alku ravintoketjussa jäkälä–poro–ihminen, on erikoisen tärkeä määrittää jäkäläpeitteen radionuklidipitoisuus ja nopeus, millä radionuklidit poistuvat jäkälästä. Suuri osa Tshernobyl-laskeumasta Suomessa tuli Etelä-Suomeen, josta viedään jäkälää poron lisäravinnoksi pohjoiseen. Tutkimuksen tarkoituksena oli saada tietoa ^{137}Cs :n biologisesta puoliintumisesta jäkälässä ja aktiivisuuden ajallisesta siirtymisestä jäkälän eri osiin. Palleroporonjäkälästä kerättiin näytteitä kolmelta paikalta Etelä-Suomesta kahdenkymmenen vuoden ajan.

Materiaalit ja menetelmät

Näytteet palleroporonjäkälästä *Cladina stellaris* ja sen alla olevasta maasta (noin 5 cm:n kerros) on kerätty kolmesta paikasta Etelä-Suomesta: Padasjoelta, Tshernobylin reaktorionnettomuuden jälkeisen korkeimman laskeuman alueelta, Loviisasta Hästholmenin saarelta läheltä ydinvoimalaa sekä Eurajoelta Olkiluodosta voimalan läheltä. Näytteet on kerätty vuosien 1986 ja 2005 välisenä aikana.

Vuodesta 1987 alkaen jäkälänäytteet on jaettu eri osiin: osa A ylin osa, osa B keskiosa, osa C alin osa jäkälästä, joka on noin puolet koko jäkälää. Osa D sisältää hajonneen jäkälän, lehdet, neulaset sekä muut roskat jäkälän seassa. Laboratoriossa jäkälänäytteet on kostutettu ja kaikki karikke ja vieraat aineet on poistettu jäkälästä pinsettien avulla ja yhdistetty osaan D.

Näytteet kuivattiin $105\text{ }^{\circ}\text{C}$:ssa, homogenoitiin ja mitattiin gammaspektrometrisesti. Keskimääräinen puhdistetun jäkälän kuivapaino oli $0,9\text{ kg m}^{-2}$.

Tulokset

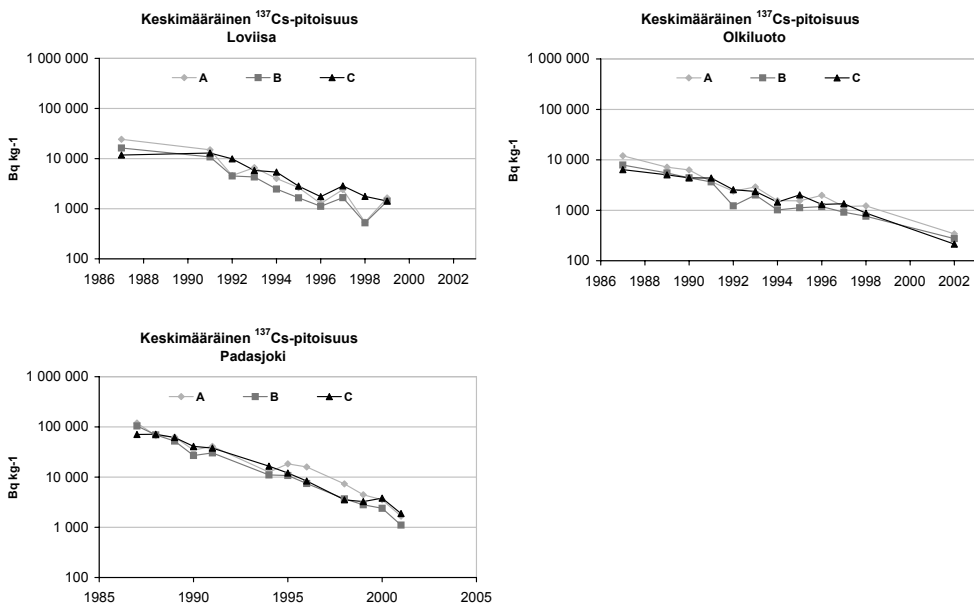
Jäkälän eri osissa eri vuosina havaittu keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus Bq kg^{-1} kuivapainoa kohti eri paikkakunnilla on esitetty kuvassa 1. Paitsi ^{137}Cs :ia ja ^{134}Cs :ia havaittiin myös joitakin muita suhteellisen pitkäikäisiä radionuklideja, ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ja ^{125}Sb , vuosien 1986 ja 1989 välillä (taulukko I, s. 46).

Korkein $^{110\text{m}}\text{Ag}$ -pitoisuus oli järkälän ylimmässä osassa ja korkein ^{125}Sb -pitoisuus alemmissa osissa. Saman ovat myös havainneet monet muut tutkijat 70-luvulla (Mattsson 1975).

Johtopäätökset

Tshernobylin onnettomuudesta aiheutuneen laskeuman jälkeen 2–3 vuotta pääosa ^{137}Cs -aktiivisuudesta (Bq m^{-2}) on puhdistetussa järkälässä, tämän jälkeen suurin osa on osassa D ja alla olevassa maassa (taulukko II, s. 47).

Loviisassa ja Olkiluodossa suurin ^{137}Cs -määrä järkälässä oli ylimmässä järkälän osassa neljä vuotta Tshernobylin laskeuman jälkeen. Vuonna 1991 ^{137}Cs -määrät kaikissa kolmessa osassa olivat yhtä suuret ja vuoden 1991



Kuva 1. Keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus Bq kg^{-1} kuivapainoa kohti eri järkälän osissa eri vuosina.

Taulukko I. ^{106}Ru -, $^{110\text{m}}\text{Ag}$ - and ^{125}Sb -pitoisuudet (Bq kg⁻¹ kp) jäkälän eri osissa.

Näytteen ottopaikka	Pvm	Jäkälän osa	^{106}Ru	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb
Loviisa	29.7.1987	A	1200	150	330
		B	1700	89	330
		C	1800	82	450
Loviisa	30.7.1987	A	790	94	ND
		B	540	43	ND
		C	260	ND	140
Oikiluoto	20.5.1987	A	470	94	ND
		B	740	ND	230
		C	820	37	150
Oikiluoto	26.5.1989	A	ND	ND	ND
		B	ND	ND	ND
		C	200	ND	85
Padasjoki	30.10.1987	A	ND	230	ND
		B	ND	260	1400
		C	ND	230	1300
Padasjoki	2.10.1988	A	ND	ND	ND
		B	ND	ND	ND
		C	ND	ND	1100
Padasjoki	1.10.1989	A	ND	ND	ND
		B	ND	ND	300
		C	ND	ND	790

ND = tulos alle havaitsemisrajan

jälkeen suurimmat määrät olivat alimmassa kerroksessa. Padasjoen jäkälässä, korkeimman laskeuman alueella, tällaista yhtä selvää siirtymistä ei havaittu.

Efektiiviseksi puoliintumisajaksi ^{137}Cs :lle jäkälässä annetaan 80- ja 90-luvun kirjallisuudessa yhdestä kymmenen vuotta (Ellis ja Smith 1987, Gaare, 1989, Roos ym. 1987, Roos ja Samuelsson 1991). Jotkut tutkijat ovat havainneet ylimmässä osassa lyhyemmän puoliintumisajan kuin koko jäkälässä. Meidän tutkimuksessamme efektiivinen puoliintumisaika oli melkein sama kaikissa

Taulukko II. ¹³⁷Cs:n keskimääräinen aktiivisuus puhdistetussa jäkälässä ja kokonaisaktiivisuus pinta-alaa kohden Bq m⁻².

Vuosi	Padasjoki			Loviisa			Olkiluoto		
	jäkälä	totaali	jäkälä %	jäkälä	totaali	jäkälä %	jäkälä	totaali	jäkälä %
1986				14000	23000	64			
1987	84000	130000	66	23000	32000	72	8400	11000	78
1988	50000	96000	53	16000	35000	46	5800	9600	61
1989	49000	105000	47	22000	38000	58	4600	7000	66
1990	30000	99000	30	15000	42000	37	4400	12000	38
1991	28000	94000	30	8300	48000	17	3700	8200	45
1992				3400	31000	11	2800	6800	41
1993				3700	36000	10	2200	8200	27
1994	15000	68000	21	4420	34000	13	980	7900	12
1995	9300	65000	14	1780	19000	9	1300	6000	22
1996	15000	16000	93	1130	1800	62	1600	5100	31
1997							420	880	47
1998	2000	7600	27	1260	25000	5	720	4100	18
1999	7000	46000	15	947	18000	5			
2000	4500	46000	10				820	4300	19
2001	2400	18000	14						
2002							200	3900	5

kolmessa osassa ja koko jäkälässä puoliintumisaika vaihteli 2,5:stä 2,8 vuoteen. Vain Olkiluodon jäkälässä, alhaisella Tshernobyl-laskeuman alueella, voi ehkä havaita kaksi eri puoliintumisaikaa.

Ennen Tshernobylin onnettomuutta ¹³⁷Cs-pitoisuus jäkälässä oli muutama sata Bq kg⁻¹ kuivapainoa.

Keski-Suomesta kerätyssä jäkälässä oli onnettomuuden jälkeen satakertainen pitoisuus. Kohtuullisella mittausajalla saatiin luotettavia tuloksia.

Kirjallisuusviitteet

- Gaare, Eldar. Lichen content of radiocesium after the Chernobyl accident in mountain in southern Norway. Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. Proceedings of the workshop held at Udine (IT). 1989 Sep 11–15; London, UK.
- Ellis KM, Smith JN. Dynamic model for radionuclide uptake in lichen. *Journal of Environmental Radioactivity* 1987; 5: 185–208.
- Mattsson, S. ^{137}Cs in the reindeer lichen *Cladonia alpestris*. Deposition, retention and internal distribution, 1961–1970. *Health Physic* 1975; 28: 233–248.
- Roos P, Hedvall R, Samuelsson C. ^{137}Cs in the reindeer lichen from the lake Rogen district before and after the Chernobyl reactor accident. Report SSI-P-445-87. 1987.
- Roos P, Samuelsson C. ^{137}Cs in the lichen *Cladonia Stellaris* before and after the Chernobyl accident. In: Moberg, L (ed). *The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology*. Stockholm; 1991. p. 289.

SMEAR II -aseman synty Tshernobyl-tutkimuksen seurauksena

M. Kulmala¹ ja P. Hari²

¹Fysikaalisten tieteiden laitos, PL 64, 00014 Helsingin yliopisto

²Metsäekologian laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto

Helsingin yliopiston aerosolifyysikoiden ja metsäekologien Tshernobyl-tutkimuksen käynnistyivät heti laskeuman saavuttua Suomeen eli huhti – toukokuun vaihteessa 1986. Laskeuman tapahtuessa oli varhainen kevät. Lumi oli juuri sulanut, mutta lehdet eivät olleet vielä puhjenneet. Kaikki ne kasvilajit, joilla oli vapun aikaan lehtiä (esim. mänty) kontaminoituivat selvästi. Lisäksi metsämaan pintakerrokseen pidättyi laskeuman seurauksena radioaktiivisia aineita.

Tutkimuksen tavoitteena oli alusta alkaen analysoida aineiden kulkeutumista ilmakehän, puuston, metsämaan ja maan syvien kerrosten välillä. Tshernobylistä peräisin oleva laskeuma antoi hyvän signaalin, jonka avulla opittiin lisää aineiden siirtymisestä ilmastasta puihin ja maahan ja myös opittiin lisää prosesseista, jotka tähän aineen siirtymiseen vaikuttavat. Erikoisaiheina oli mm. eri-ikäisten neulasten sisältämä radioaktiivisuus, kuumat hiukkaset ja radioaktiivisten hiukkasten ulko-sisä-siirtymä.

Tshernobylin laskeumaa ja siihen liittyvää tutkimusta voidaan pitää alkusysäyksenä SMEARin (Station for Measuring forest Ecosystem Atmosphere Relations) perustamiselle. SMEAR-asemilla (Värriö ja Hyytiälä) aine- ja energiavirtaamia ja niihin liittyviä prosesseja tutkitaan useiden tieteenalojen yhteistyönä. Tutkittavia aiheita SMEAR-asemilla ovat mm.

- metsän- ja ilmakehän vuorovaikutukset
- aerosolihiukkasten pitoisuudet ja kokojakaumat
- aerosolihiukkasten syntymekanismit
- mikrometeorologiset vuot, hiili-vesi-,otsoni- ja hiukkasvuot
- fotosynteesi
- kaasujen vaihto neulasten ja ilmakehän sekä maaperän ja ilmakehän välillä
- säteilytase
- ainetaseet kahdella minivaluma-alueella
- puiden pituus- ja paksuuskasvu ja
- maaperän kosteus- ja lämpöprofiilit.

SMEAR II -asemalla (Hyytiälä) mitataan kaikkia näitä jatkuvasti yötä-päivää kesät ja talvet. Asemalla on erittäin monipuolinen mittausohjelma, joka osaltaan antaa tietoa mm. ilmastonmuutokseen liittyvistä asioista (hiilivuot ja muut kasvihuonekaasut, aerosolihiukkasten synty ja kasvu, albedo). Vuosittain asemalla työskentelee runsaasti ulkomaisia tutkijoita. Asema on osana Fluxnet-verkostoa ja aerosolidynamiikkaan ja nykyisin myös ilmakehän ionien dynamiikkaan liittyviä mittauskampanjoita järjestetään joka vuosi.

Aerosolifyysikkojen ja metsäekologien kannalta merkittävin Tshernobyl-tutkimuksista saatu tulos onkin SMEAR II -asema. Tällä hetkellä SMEAR II -asema ja siellä tehtävä tutkimus on suunnannäyttäjä kansainvälisessä metsä-ekosysteemien ja ilmakehän vuorovaikutusten tutkimuksessa. Siitä eräänä osoituksena on se, että IGBP (International Geosphere Biosphere Program) antoi merkittävän osa-alueensa iLEAPS (integrated Land Ecosystem Atmosphere Process Study) johtotehtävän Suomelle. Tämä perustui pitkälti SMEAR II -asemalla saavutettuihin merkittäviin tuloksiin.

Tshernobyl ja Itämeri

E. Ilus

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Itämeri on ollut intensiivisen radioekologisen tutkimuksen kohteena jo 1950-luvun lopulta alkaen.

Ilmakehässä pohjoisella pallonpuoliskolla 1950- ja 1960-luvuilla suoritettut ydinasekokeet ja Itämeren sijainti lähellä Novaja Zemljan ydinkoealuetta antoivat sysäyksen tutkimusten aloittamiselle. Suomessa tutkimuksia on tehty Säteilyturvakeskuksen (STUK) ja Merentutkimuslaitoksen (MTL) tiiviinä yhteistyönä, ja Suomella on aina ollut keskeinen rooli Itämeren radioaktiivisuusvalvonnassa. Itämeren sijainti ja sen erityispiirteet (pieni vesimäärä, hidas veden vaihtuvuus, ilmasto-olosuhteista johtuva jokivesien suuri osuus, alhainen veden suolapitoisuus ja tästä johtuva eliöstön niukkuus ja herkkyys ympäristötekijöiden muutoksille) herättivät pian myös laajempaa mielenkiintoa Itämereen radioekologisenä tutkimuskohteena.

Vuosina 1981–1983 Kansainvälinen Atomienergiajärjestö IAEA käynnisti radioaktiivisia aineita Itämeressä koskevan tutkimusprojektin, johon kaikki Itämeren maat osallistuivat. Projektiryhmän ensimmäisenä puheenjohtajana toimi MTL:n silloinen ylijohtaja Aarno Voipio tukena STUKin osastonjohtaja Anneli Salo. Projektin loppukokous pidettiin Helsingissä 1984 ja sen tulokset julkaistiin IAEA-TECDOCina (1986). IAEA:n projektin aloittamaa ja hyväksi havaittua kansainvälistä yhteistyötä päätettiin jatkaa Itämeren suojelukomission HELCOMin siipien suojissa. Ensimmäinen HELCOM/MORSin* asiantuntijaryhmän kokous, jossa sovittiin yhteisestä monitorointiohjelmasta, pidettiin Helsingissä 8.–11.4.1986, vain kaksi viikkoa ennen Tshernobylin onnettomuutta.

Tutkimusten käynnistyminen onnettomuuden jälkeen

Tshernobylin onnettomuus lisäsi edelleen Itämereen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli merialue, johon Tshernobylin onnettomuus vaikutti eniten (Povinec ym. 1996). Ensimmäiset Tshernobylistä lähte-

* HELCOM = Helsinki-komissio, MORS = Monitoring of Radioactive Substances

neet radioaktiiviset pilvet matkasivat kohti pohjoista ja aiheuttivat Itämeren alueelle laskeuman, jonka vaikutukset näkyivät sen merellisessä ympäristössä voimakkaampina kuin esim. Mustassameressä tai Välimeressä.

Onnettomuuden tapahtuessa eteläiselle Itämerelle oli kokoontunut 12 tutkimusalusta suorittamaan HELCOMin koordinoimaa PEX-tutkimusta (patchiness experiment). Tiedon onnettomuudesta levittyä HELCOMin pääsihteeri kehotti kaikkia jäsenmaita käynnistämään tehostetut tutkimukset radioaktiivisten aineiden määrästä ja käyttäytymisestä Itämeressä. Niinpä aluksille tulleet näytteenottopyynnöt aiheuttivat merentutkijoiden ryntäyksen kauppaliikkeisiin Visbyn kaupungissa Gotlannissa, ja kaikki mahdolliset 10–30 litran muovikanisterit vietiin käsistä. Tässä kilpajuoksussa oli mukana myös suomalaisen Arandan miehistö. Paluumatkalla Helsinkiin Arandan retkikunta otti 10 ylimääräistä vesinäytteitä Säteilyturvakeskukselle radionuklidianalyysensä varten (Ilus ym. 1987).

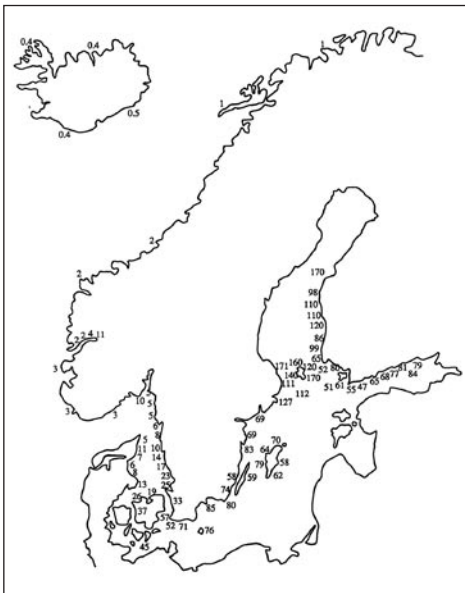
Tshernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämerta ja itäistä Suomenlahtea ympäröiville alueille. Kokonaisuudessaan Itämereen arvioitiin tulleen Tshernobylin onnettomuuden seurauksena n. 4 700 TBq ^{137}Cs :a, kun ydinasekoelaskeumasta on arvioitu tulleen n. 900 TBq (HELCOM 1995, 2003). Alkuvaiheessa merestä otetuissa näytteissä oli runsaasti ^{131}I :a, mutta jodin lyhyen puoliintumisaikansa ansiosta sitä ei näkynyt merivesinäytteissä enää kesäkuun alun jälkeen. Pian onnettomuuden tapahduttua pintaveden ^{137}Cs -pitoisuudet kohosivat Suomen rannikoilla n. 100–500-kertaisiksi edellisikseen verrattuna. Toukokuun alkupuolella suurin merivedestä mitattu ^{137}Cs -pitoisuus oli Loviisassa $5\,200\text{ Bq m}^{-3}$, mutta varsin nopeasti myös ^{137}Cs -arvot laskivat vain noin kymmenesosaan tästä. Laskeumanuklidien pitoisuudet olivat yleensä rannikolla suurempia kuin avomerellä johtuen sateista rannikon läheisyydessä, joki- ja valumavesien tuonnista ja pintaveden tehokkaammasta sekoittumisesta avomerellä.

Laskeuman alkuvaiheessa myös radionuklidien kulkeutuminen syvempiin vesikerrokseen oli varsin nopeaa. Jo 28. huhtikuuta Olkiluodosta kahden metrin syvyydestä otetussa rakkolevänäytteessä oli useita eksoottisia, lyhytikäisiä laskeumanuklideja. Myös avomerellä laskeumannuklidien vajoaminen oli nopeaa johtuen laskeuman ajoittumisesta kasviplanktonin kevätuotantomaksimin loppuvaiheeseen, jolloin nuklidit kulkeutuivat kuolleiden planktereiden mukana syvempiin vesikerrokseen. Jo toukokuun alkupuolella tuoretta laskeumaa näkyi 100 metrin syvyydeltä otetuissa vesinäytteissä ja kesäkuun puolivälissä n. 170 metrin syvyydestä otetussa sedimentinäytteessä (HELCOM 1989).

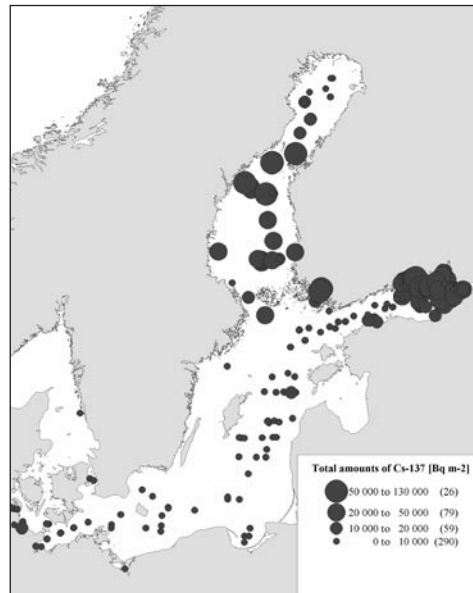
Tshernobyl-cesium Itämeressä laskeuman jälkeen

Vuoden 1986 jälkeen Tshernobyl-cesiumin levinneisyyskuva on jonkin verran 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. Vuosina 1986–1996 Suomen alueelta arvioitiin kulkeutuneen jokivesien mukana Itämereen n. 65 TBq ^{137}Cs :a ja 10 TBq ^{90}Sr :a (Saxén ja Ilus 2001). Esteettömämmästä vedenvaihdosta johtuen Suomenlahden vesi on puhdistunut cesiumista paljon nopeammin kuin Pohjanlahden. Vuonna 2005 pintaveden ^{137}Cs -pitoisuudet olivat Suomenlahdella 28–39 Bq m⁻³ ja Selkämerellä 45–60 Bq m⁻³.

Rakkolevää käytetään yleisesti indikaattoriorganismina radioekologisissa tutkimuksissa, koska se kerää tehokkaasti radioaktiivisia aineita ympäröivästä merivedestä. Suurimmat rakkolevänäytteissä havaitut ^{137}Cs -pitoisuudet olivat Suomen rannikolla n. 5 000 Bq kg⁻¹ k.p. toukokuun lopussa 1986. Vuonna 1991 tehty yhteispohjoismainen rakkoleväkartoitus osoitti, että ^{137}Cs -pitoisuudet olivat tuolloin jo selvästi laskeneet ja tasoittuneet, mutta edelleen suurimmat pitoisuudet saatiin Suomen länsirannikolta ja Ahvenanmaan saaristosta (kuva 1).



Kuva 1. Rakkolevän ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/kg k.p.) Pohjolan rannikoilla v. 1991 (Carlson ym. 1992).



Kuva 2. ^{137}Cs :n kokonaismäärät (Bq/m²) Itämeren pohjasedimenteissä v. 1998 (kuva Jukka Mattila).

Korkeimmat Itämeren kaloissa Tshernobylin onnettomuuden jälkeen havaitut ^{137}Cs -pitoisuudet olivat Merenkurkusta vuonna 1990 pyydytyissä hauissa, n. 300 Bq kg^{-1} t.p. Vuonna 2005 pitoisuudet olivat Suomen rannikoilta pyydytyissä hauissa enää $13\text{--}29 \text{ Bq kg}^{-1}$ ja silakoissa $5\text{--}8 \text{ Bq kg}^{-1}$ t.p.

Tshernobyl-cesium on jakautunut alueellisesti hyvin epätasaisesti Itämeren pohjasedimentteihin (kuva 2). Laskeuman epätasaisuuden lisäksi tähän ovat vaikuttaneet mm. pohjan laatu, sedimentoitumisolosuhteet ja sedimentoitumisnopeus eri havaintopaikoissa. Vuonna 1998 Itämeren pohjakerrostumiin arvioitiin varastoituneen n. $1\,940\text{--}2\,210 \text{ TBq }^{137}\text{Cs}$:a. Eniten cesiumia oli Selkämeren pohjoisosan, Perämeren eteläosan ja itäisen Suomenlahden pohjasedimenteissä (maksimi Selkämeren pohjoisosassa 116 kBq m^{-2}).

EU:n rahoittamassa Marina Balt -projektissa (1996–1998) arvioitiin Itämeren kaloista ja muista meren antimista sekä rannalla oleskelusta väestölle aiheutunut säteilyaltistus Tshernobylin onnettomuuden jälkeen. Keinotekoisesta radioaktiivisuudesta ns. kriittiselle ryhmälle koitunut säteilyannos oli suurimmillaan Selkämeren ja itäisen Suomenlahden rannikoilla $0,2 \text{ mSv}$ vuonna 1986. Tämä on kuitenkin selvästi pienempi kuin Itämeren kaloissa olevasta luonnon radioaktiivisesta ^{210}Po :sta kriittiselle ryhmälle aiheutuva annos, jonka suuruudeksi arvioitiin $0,7 \text{ mSv}$ vuodessa (European Commission 2000).

Kirjallisuusviitteet

- European Commission. The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea, Marina-Balt project. EUR 19200 EN, 2000.
- Carlson L, Ilus E, Christensen G, Dahlggaard H, Holm E, Magnusson S. Radiocesium i *Fucus vesiculosus* längs de nordiska kusterna under sommaren 1991. Det Sjette Nordiske Radioøkologi Seminar. 1992 jun 14–18; Tórshavn, Föroyar. 2002.
- HELCOM. Three years observations of the levels of some radionuclides in the Baltic Se after the Chernobyl accident. Baltic Sea Environment Proceedings 1989; 31: 1–150.
- HELCOM. Radioactivity in the Baltic Sea 1984–1991. Baltic Sea Environment Proceedings 1995; 61: 1–175.
- HELCOM. Radioactivity in the Baltic Sea 1992–1998. Baltic Sea Environment Proceedings 2003; 85: 1–102.
- IAEA. Study of radioactive materials in the Baltic Sea. IAEA-TECDOC-362. Vienna: IAEA; 1986.
- Ilus E, Sjöblom K-L, Saxén R, Aaltonen H, Taipale TK. Finnish studies on radioactivity in the Baltic Sea after the Chernobyl accident in 1986. 1987.

Povinec P, Fowler S, Baxter M. Chernobyl & the marine environment: The radiological impact in context. IAEA Bulletin 1996; 38 (1): 18–22.

Saxén R, Ilus E. Discharge of ^{137}Cs and ^{90}Sr by Finnish rivers to the Baltic Sea in 1986–1996. Journal of Environmental Radioactivity 2001; 54: 275–291.

¹³⁷Cs metsämarjoissa, -sienissä ja riistanlihassa

E. Kostiainen

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Suomen luonnonmarjojen, metsäsienten ja riistanlihan ¹³⁷Cs on peräisin pääasiassa vuoden 1986 huhtikuun lopussa tapahtuneen Tshernobylin onnettomuuden jälkeisestä maahamme epätasaisesti levinneestä ¹³⁷Cs-laskeumasta. Metsäympäristössä helppoliukoinen ¹³⁷Cs säilyy maan eloperäisessä pintakerroksessa kasveille ja sienille käyttökelpoisessa muodossa, joten luonnonmarjat, sienet ja metsän kasvustoa ravinnokseen käyttävien riistaeläinten liha sisältävät pitkäikäistä radioaktiivista cesiumia vielä kymmeniä vuosia laskeuman jälkeen. ¹³⁷Cs vähenee metsäntuotteista lähinnä vain radioaktiivisen hajoamisen kautta.

Materiaalit ja menetelmät

Säteilyturvakeskuksessa on seurattu vuodesta 1986 lähtien vuosittain luonnontuotteiden ¹³⁷Cs-pitoisuuksia. Vuosina 2000–2005 Säteilyturvakeskuksen seurantaohjelmassa mitattiin noin 1300 luonnonmarja-, metsäsieni- ja riistanlihanäytettä. Näytteet hankittiin lähinnä yksityishenkilöiltä, jotka ovat useita vuosia peräkkäin keränneet näytteitä samoilta eri laskeumatasoja edustavilta alueilta. Näytteet puhdistettiin, sienet ja liha paloitetiin ennen kuivausta vakio-painoon (105 °C). ¹³⁷Cs-pitoisuudet määritettiin gammaspektrometrisesti kuiva-tuista homogenoiduista näytteistä. Mittausaika valittiin näytteen aktiivisuuden mukaan pyrkien alle viiden prosentin mittausepävarmuuteen.

Näyteaineisto ryhmiteltiin lajeittain STUKissa tehdyn laskeumakartoituksen (Arvela ym. 1990) mukaisesti laskeumatasoluokkiin 1–5 keskiarvopitoisuuksien laskemiseksi kullekin laskeuma-alueelle. Kuntakohtaisia depositiokeskiarvoja käyttäen määritettiin näytekohtaisesti ¹³⁷Cs:n siirtokertoimet laskeumasta eri lajeihin, (Bq/kg)/(Bq/m²). Siirtokertoimet marjoille ja riistanlihalle laskettiin tuorepainoa kohti, sienille kuivapainoa kohti.

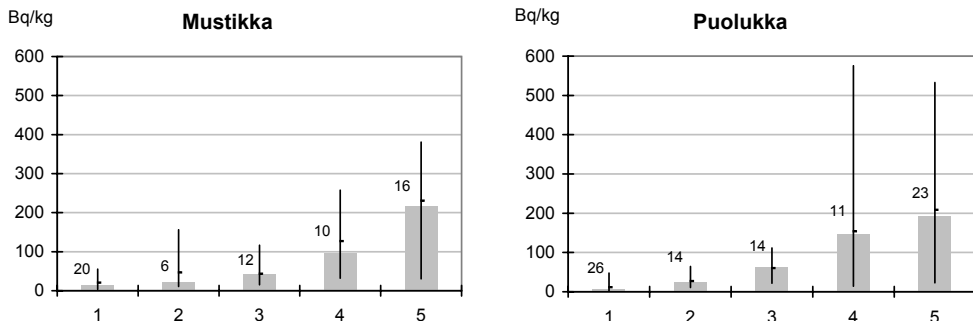
Tulokset

Luonnonmarjat

Mustikan ^{137}Cs -pitoisuudet näyteaineistossa olivat samaa tasoa kuin puolukan, joskin pitoisuuksien vaihtelu puolukan kohdalla oli suurempaa kuin mustikalla (kuva 1). Muista vuosina 2000–2005 mitatuista luonnonmarjanäytteistä karpalo- ja variksenmarjanäytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet olivat samantasoisia ja lakkanäytteiden hieman korkeampia kuin vastaavan laskeuma-alueen mustikan ja puolukan. Metsävadelma-, ahomansikka- ja pihlajanmarjanäytteissä ^{137}Cs :ää oli selvästi vähemmän kuin mustikassa. Vuosien 2000–2005 näyteaineistosta lasketut ^{137}Cs :n siirtokertoimet laskeumasta marjoihin olivat mustikalle 0,0042 m^2/kg tp. (q_1 – q_3 =0,0030–0,0073 m^2/kg) ja puolukalle 0,0035 m^2/kg tp. (q_1 – q_3 =0,0021–0,0057 m^2/kg).

Riista

Hirvenlihan ^{137}Cs :n keskipitoisuudet laskeuma-alueittain olivat vuosien 2000–2005 näyteaineistossa samaa suuruusluokkaa kuin mustikoiden vastavilla laskeuma-alueilla (kuva 2a, s. 58). Hirven vasojen lihassa cesiumia oli noin 1,2-kertainen määrä saman alueen täysikasvuisiin hirviin verrattuna. Valkohäntäpeuran lihassa ^{137}Cs -pitoisuus oli hieman korkeampi kuin hirvenlihassa. Riistanlihan korkeimmat ^{137}Cs -pitoisuudet olivat metsäjäniksen lihassa, enimmillään 3000–4000 Bq/kg laskeuma-alueilla 4 ja 5. Sen sijaan esimerkiksi



Kuva 1. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot (.), mediaanit ja vaihteluvälit tuorepaina kohti vuosina 2000–2005 mitatuissa näytteissä laskeumatasoittain. Näytteen lukumäärä on ilmoitettu mediaanipylväiden yläpuolella.

karhun, rusakon ja telkän lihassa ^{137}Cs :ää oli huomattavasti vähemmän kuin hirvenlihassa. Vuosien 2000–2005 hirvinäyteaineistosta laskettujen siirtokerrotoimien mediaanit olivat täysikasvuisille hirville 0,0061 m^2/kg ja vasoille 0,0096 m^2/kg (kuva 2b).

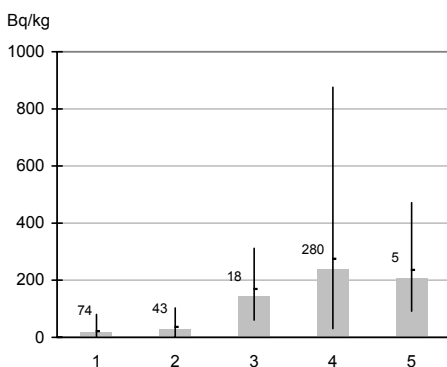
Metsäsienet

Vuosien 2000–2005 sieniaineisto sisälsi tavallisimpia kauppasienilajeja. Sienilajien väliset pitoisuuserot olivat samaltakin alueelta kerätyissä sienissä kymmenkertaisia (kuva 3).

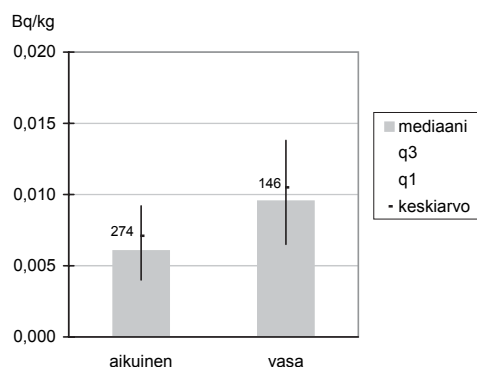
Metsäsienillä ^{137}Cs -pitoisuuksien vaihtelu myös lajikohtaisesti oli selvästi suurempaa kuin marjoilla. Korkeita ^{137}Cs -pitoisuuksia esiintyi rouskujen ja kehnäsienen lisäksi vahakkaissa ja orakkaissa, pienimpiä pitoisuudet olivat lampaankääpä-, punikkittatti-, herkkusieni- ja ukonsieninäytteissä. Metsäsienten lajikohtaiset siirtokertoimet vaihteluineen on annettu taulukossa I.

Johtopäätökset

Luonnonmarjojen ja sienten ^{137}Cs -pitoisuuksissa on suuria paikallisia eroja johtuen kasvupaikan laskeumaeroista sekä kasvuolosuhteista. Tarkastellun kuuden vuoden jakson aikana pitoisuuksien muutosta minkään lajin kohdalla ei voitu havaita, koska vuosien väliset erot pitoisuuksissa samoiltakin alueilta



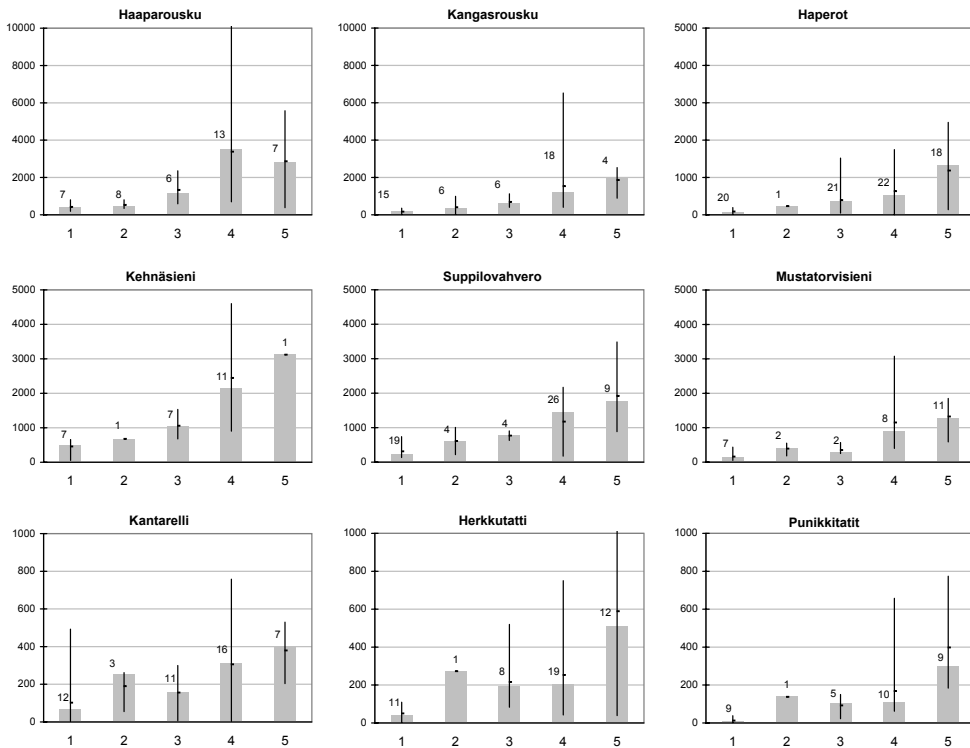
Kuva 2a. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot (.), mediaanit ja vaihteluvälit tuorepainoa kohti (Bq/kg) vuosina 2000–2005 mitatuissa hirvenlihanäytteissä laskeumatasoittain.



Kuva 2b. ^{137}Cs :n siirtokertoimet laskeumasta hirvenlihaan Bq/kg tp. / Bq/m^2 . Näytteiden lukumäärä on ilmoitettu medianipylväiden yläpuolella.

Taulukko I. ¹³⁷Cs:n siirtokertoimet laskeumasta eri sienilajeihin 2000–2005, Bq/kg kp. /Bq/m².

Näytelaji	mediaani; q1–q3 (n)	Näytelaji	mediaani; q1–q3 (n)
Vahakkaat	3,3; 2,5–4,3 (8)	Haperot	0,30; 0,15–0,43 (78)
Kehnäsieni	1,4; 1,2–2,0 (27)	Voitatti	0,20; 0,094–0,35 (7)
Haaparusku	1,1; 0,96–1,4 (42)	Kantarelli	0,17; 0,093–0,22 (46)
Orakkaat	0,95; 0,68–1,8 (27)	Herkkutatti	0,14; 0,072–0,22 (49)
Kangastatti	0,62; 0,28–1,3 (16)	Lampaankääpä	0,073; 0,054–0,096 (25)
Kangarusku	0,53; 0,33–0,88 (49)	Punikkitatit	0,063; 0,029–0,095 (34)
Suppilovahvero	0,51; 0,39–0,66 (58)	Korvasieni	0,055; 0,044–0,099 (11)
Mustatorvisieni	0,51; 0,36–0,71 (30)	Herkkusieni	0,006; 0,001–0,006 (3)



Kuva 3. ¹³⁷Cs:n aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot (.), mediaanit ja vaihteluvälit tuorepaina kohti (Bq/kg) vuosina 2000–2005 mitatuissa metsäsieninäytteissä laskeumatasoittain. Näytteiden lukumäärä on ilmoitettu mediaanipylväiden yläpuolella.

kerätyissä näytteissä vaihtelivat suuresti johtuen mm. erilaisista kasvuolosuhteista peräkkäisinä vuosina. Riistanlihan ^{137}Cs -pitoisuuksiin vaihtelua aiheuttaa eläinten elinympäristön laskeumaerojen lisäksi se, mitä kasvilajeja riista-eläimet käyttävät ravintonaan. Hirvenlihan ^{137}Cs -pitoisuudet ovat pienempiä viljelyalueiden lähistöltä kaadettujen kuin laajoilta metsäalueilta kaadettujen eläinten lihassa.

Mustikan ja puolukan sekä metsäsienten pitoisuudet olivat vuosina 2000–2005 noin kolmanneksen ja hirvenlihan runsaan kolmanneksen pienempiä kuin vuoden 1986 vastaavat keskipitoisuudet (Rantavaara 1987, Rantavaara ym. 1987). ^{137}Cs :n siirtokertoimet laskeumasta hirvenlihaan olivat pienentyneet noin kolmanneksen vuoden 1986 arvoista. Marjojen osalta yhtä selvää siirtokerrointen pienenemistä kuin hirvillä ei havaittu verrattaessa vuosien 1987–1989 arvoihin, mikä osoittaa radioaktiivisen cesiumin pysymisen edelleen kasvien juurikerroksessa. Hirvenlihalle laskettujen siirtokerroimien pienenemiseen osaltaan vaikuttaa se, että asutusalueiden lähellä elävät hirvet hakevat osan ravinnostaan viljelyalueilta, joilla ^{137}Cs -pitoisuudet ovat nyt hyvin alhaisia verrattuna syksyn 1986 tuoreen laskeuman tilanteeseen.

^{137}Cs vähenee metsän tuotteista radioaktiivisen hajoamisen kautta pari prosenttia vuodessa. Toinen vähenemistä aiheuttava tekijä on cesiumin kulkeutuminen syvemmälle sienirihmastojen ja kasvien juurten alapuolisiin maakerroksiin, mikä kuitenkin on hyvin hidasta.

Kirjallisuusviitteet

- Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H. Mobile survey of environmental gamma radiation and fallout levels in Finland after the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry* 1990; 32: 177–184.
- Rantavaara A. Radioactivity of vegetables and mushrooms in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A59. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1987.
- Rantavaara A, Nygrén T, Nygrén K, Hyvönen T. Radioactivity of game meat in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A62. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1987.

Sisäiset säteilyaltistukset suomalaisille – suorat ja epäsuorat ihmiseen kohdistuvat mittaukset

T. Rahola

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus- ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Säteilysuojelussa tärkein suojeltava on ihminen, vaikkakin viime aikoina on alettu kiinnittää yhä enemmän huomiota myös ympäristön säteilysuojeluun. Ihminen altistuu sekä luonnollista että keinoitekoista alkuperää olevalle säteilylle. Sisäisiä säteilyannoksia voidaan arvioida ryhmätasolla käyttämällä aktiivisuuskonsentraatitietoja ilmassa tai elintarvikkeissa yhdistettynä hengitettyyn ilmamäärään tai elintarvikemääriin. Paras tapa altistuksen arvioimiseksi on kohdistaa mittaukset suoraan ihmiseen. Pelkkä aktiivisuusmittaus ei kuitenkaan riitä annoksen arvioimiseksi. Tarvitaan tietoa altistustavasta, ajankohdasta ja altistuksen kestosta. Suomessa on tehty gammadetektometriä ns. kokokehomittauksia 1960-luvun alusta lähtien. Ennen vuotta 1986 ihmisiin kulkeutunut radioaktiivinen cesium on peräisin ilmakehässä tehdyistä ydinräjäytyksistä. Kokokehomittauksin on 1960-luvun alusta lähtien seurattu Suomen väestöä edustavaa, pääkaupunkiseudun vertailuryhmää ja Pohjois-Lapin poronhoitajaryhmää. Kun Tshernobylin ydinvoimalassa tapahtui onnettomuus huhtikuussa 1986 Säteilyturvakeskuksessa oli hyvä valmius tehdä kokokehomittauksia. Tshernobylin onnettomuuden aiheuttama radioaktiivisten aineiden laskeuma jakautui epätasaisesti poikkeuksena ilmakehässä tehtyjen ydinpommikokeiden laskeumaan. Niinpä myös eri alueilla asuvan väestön altistuminen sisäiselle säteilylle vaihteli. Tässä esityksessä keskitytään onnettomuuden jälkeen tehtyihin tutkimuksiin.

Materiaalit ja menetelmät

Jo vuodesta 1962 lähtien mitattua poronhoitajaryhmää oli onnistuneesti mitattu kolme viikkoa ennen onnettomuutta usean vuoden tauon jälkeen. Tämän ja väestöä edustavan aikaisemmin muodostetun ryhmän mittauksia jatkettiin ja muodostettiin vielä kaksi uutta ryhmää. Tilastollisella otannalla valittiin Suomen väestöä edustava ryhmä, joka oli suurempi kuin aikaisempi pääkaupunkiseudulta valittu ryhmä. Korkeimman laskeuman alueelta Keski-Suomesta

valittiin ryhmä, johon pyrittiin saamaan paljon luonnontuotteita (sisävesikalaa, riistaa, metsämarjoja ja sieniä) syöviä ihmisiä.

Kiovassa oli huhtikuussa 1986 suomalaisia työntekijöitä ja opiskelijoita sekä heidän perheenjäseniään. Suurin osa palasi Suomeen niin sanotulla evakuoitilennolla toukokuun ensimmäisenä päivänä. Osa saapuneista mitattiin välittömästi Säteilyturvakeskuksen kokokehomittauslaitteistolla, osa hieman myöhemmin. Muutamia näistä seurattiin vielä myöhemminkin. Eritemittauksia on tehty rajoitetusti lähinnä silloin kun ei ole voitu käyttää gammaspektrometristä mittausta.

Puolijohteilla varustettuja kokokehomittauslaitteistoja on kaksi. Toinen on laboratorioon kiinteästi asennettu. Sillä tuloksena saadaan paitsi kehossa oleva aktiivisuusmäärä myös radioaktiivisten aineiden jakautuma pituussuunnassa. Toinen laitteisto on tuoligeometrialla varustettu kuorma-autoon asennettu laitteisto, jolla voidaan tehdä mittauksia myös Helsingin ulkopuolella. Esimerkkinä epäsuorasta mittauksesta on virtsasta määritettävä ^{90}Sr -pitoisuus. Virtsanäytteelle tehdään ensin radiokemiallinen käsittely ja sen jälkeen mittausta nestetuikespektrometrillä.

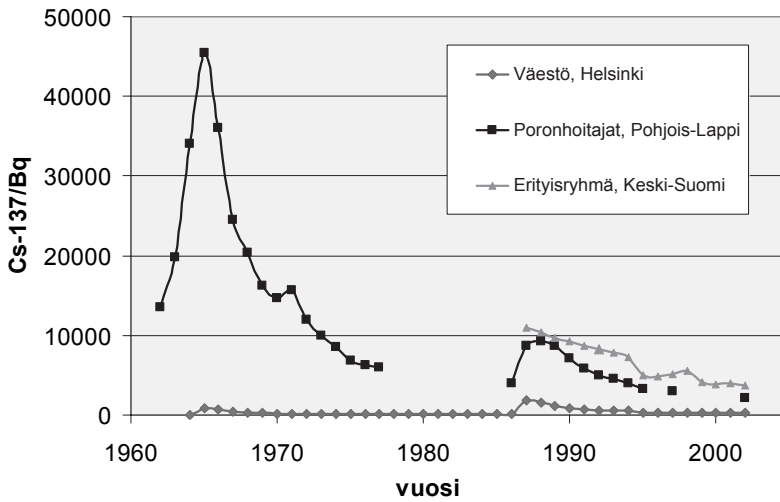
Tulokset

Onnettomuuden jälkeen radioaktiivisen jodin pitoisuus maidossa nousi heti toukokuun alussa ja alkoi sen jälkeen nopeasti laskea. Ihmisissä havaittiinkin vain vähäisiä määriä ^{131}I :ä. Pitkäikäiset radioaktiiviset aineet kuten ^{134}Cs , ^{137}Cs ja ^{90}Sr kerääntyvät kehoon lähinnä elintarvikkeista. Tshernobylin laskeumassa oli kuitenkin erittäin vähän ^{90}Sr :ää, joten sen aiheuttama sisäinen kontaminaatio jäi pieneksi.

Kiovasta evakuoidut ihmiset olivat kontaminoituneet radioaktiivisilla jodiisotoopeilla ja muilla lyhytikäisillä ja nopeasti kehosta poistuvilla nuklideilla.

Suomalaisten seurantamittaukset osoittivat, että cesiummäärät olivat korkeimmillaan kesällä 1987. Kuva 1 näyttää helsinkiläisen vertailuryhmän ja Pohjois-Lapin poronhoitajaryhmän lisäksi myös keskisuomalaisten paljon luonnontuotteita (sisävesikalaa, riistaa, metsämarjoja ja sieniä) syövien ihmisten cesiummääriä 1960-luvun alusta vuoteen 2000.

Ennen vuotta 1986 havaitut cesiummäärät ovat peräisin ilmakehässä tehdyistä ydinräjäytyksistä. Inarilaisten poronhoitajien muita suuremmat ^{137}Cs -määrät johtuvat poronlihaan ravintoketjussa jäkälä–poro–ihminen erittäin tehokkaasti rikastuvasta ^{137}Cs :stä ja poronlihan suuresta osuudesta poronhoitajien ruokavaliossa. Ihmisten ^{137}Cs -määrissä on kuitenkin suuria yksilöllisiä eroja samallakin laskeuma-alueella. Tämä johtuu ^{137}Cs :ia sisältävien sisävesikalojen,



Kuva 1. ¹³⁷Cs:n määrä henkilöä kohden Helsingin väestöä edustavassa vertailuryhmässä, Pohjois-Lapin poronhoitajissa sekä paljon luonnontuotteita syövässä keski-suomalaisissa.

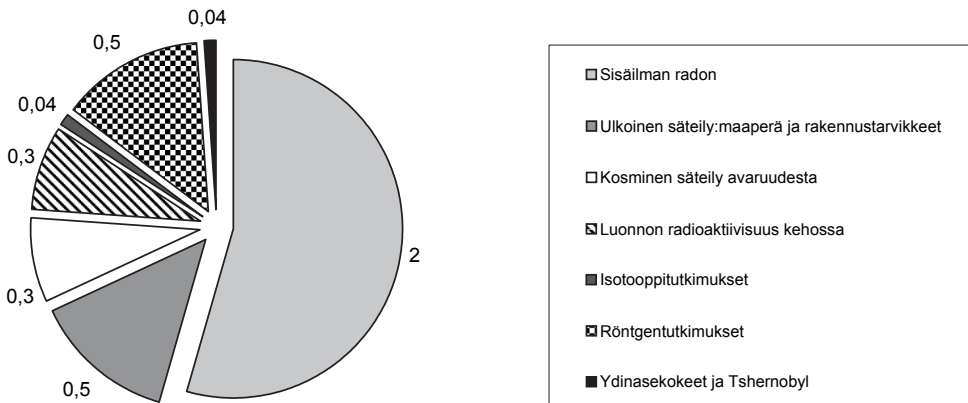
riistan, metsäsienien ja -marjojen aktiivisuuspitoisuuden vaihtelusta ja ihmisten erilaisesta ruokavaliosta.

Suomen väestön keskimääräinen vuotuinen kokonaisannos on 3,7 mSv ja puolet siitä aiheutuu radonista kuten kuvasta 2 (s. 64) näkyy. Vuonna 2000 keskimääräinen Tshernobylin onnettomuudesta aiheutuva annos sisältäen sekä sisäisen että ulkoisen komponentin oli noin 0,040 mSv. Erityisryhmiin Lapissa ja Keski-Suomessa kuuluvilla annokset olivat korkeampia noin 0,9 ja 0,16 mSv. Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevien radioaktiivisten aineiden aiheuttaman keskimääräisen efektiivisen annoksen kertymän (1986–2036) on arvioitu olevan suomalaisille 2,5 mSv. Ydinasekokeiden on arvioitu aiheuttavan 0,3 mSv efektiivisen annoksen kertymän.

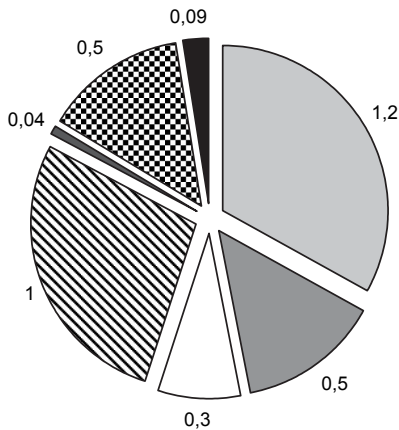
Johtopäätökset

Parissa päivässä onnettomuuden jälkeen radioaktiivisia aineita kulkeutui tuulen mukana myös Suomeen. Koska radioaktiivinen pilvi oli Suomen yllä vain lyhyen ajan, ihmiset saivat hengitysilmaasta kehoonsa hyvin pieniä määriä radionuklideja. Siten hengitysilmassa olleista radionuklideista aiheutunut säteilyannos jäi pieneksi. Ilmavirtausten mukana Suomeen tuli myös ydinpolttoainehiukkasia,

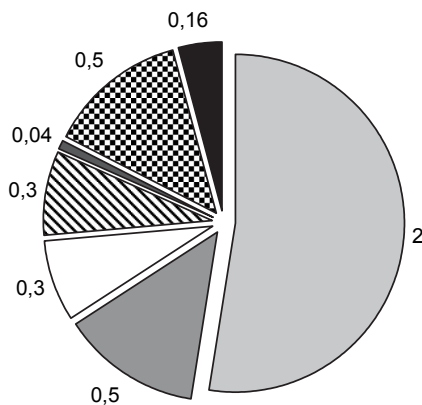
Suomalaisten keskimääräinen säteilyannos (mSv) vuonna 2000



Poronhoitajien keskim. säteilyannokset (mSv) vuonna 2000



Keskisuomalaisen erityisryhmän keskim. säteilyannokset (mSv) vuonna 2000



Kuva 2. Väestön, poronhoitajien ja keskisuomalaisten muodostamien ryhmien saamat kokonaissäteilyannokset vuonna 2000.

jotka sisälsivät muun muassa nuklideja ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{141}Ce ja ^{144}Ce . Koko ajan Suomessa olleista ihmisistä näitä hiukkasia ei kuitenkaan nähty. Vain Kiovesta saapuneissa kontaminoituneissa ihmisissä havaittiin useita edellä mainituista radionuklideista.

Tutkimukset osoittivat, että radioaktiivisten aineiden määrät kehossa riippuvat voimakkaasti luonnosta saatujen ruoka-aineiden kulutuksesta. Koska ruokatottumukset muuttuvat ajan kanssa, on tärkeää jatkaa seuranta-

tutkimuksia, jotta nähdään miten radiocesium pitkällä tähtäyksellä käyttäytyy ravintoketjuissa ja ihmisessä. Näin vastatoimenpiteiden suunnittelu saadaan luotettavalle pohjalle säteilytilanteissa. Vaikka Suomeen tulisi tasaisesti jakautunut laskeuma, ne ihmiset, jotka syövät paljon luonnontuotteita, saisivat suurempia sisäisiä säteilyannoksia kuin muut. Haavoittuvain ryhmä olisi silloin Lapin poronhoitajat.

UNSCEAR-raportissa (1988) näytetään, että epäsuorilla menetelmillä arvioidut annokset antavat 2–3-kertaisia annoksia suoriin menetelmiin nähden. Omat tutkimuksemme keskisuomalaisten ryhmässä tukevat tätä tulosta. Kun suurin osa ravinnon cesiumista tuli luonnontuotteista, joiden korkea aktiivisuuspitoisuus mitattiin, osa virhelähteistä voitiin eliminoida.

Haluan kiittää kaikkia näihin tutkimuksiin koehenkilöinä tai yhteistyökumppaneina osallistuneita. Ilman teitä tämä työ ei olisi onnistunut.

Kirjallisuusviitteet

- Rahola T, Suomela M, Illukka E, Puhakainen M, Pusa S. Radioactivity of people in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A64. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1987.
- Rahola T, Suomela M, Illukka E, Puhakainen M, Pusa S. Radioactivity of people in Finland in 1989–1990. STUK-A89. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1993.
- UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1988 REPORT. New York: United Nations; 1988.
- Puhakainen M, Heikkinen T, Rahola T. Levels of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the urine of Finnish people. *Radiation Protection Dosimetry* 2003; 103 (3): 255–262.
- Sisäisestä säteilystä aiheutuvan annoksen laskeminen. ST-ohje 7.3. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1999.

Transuraanit Itämeressä

T.K. Ikäheimonen

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Säteilyturvakeskuksessa aloitettiin plutoniumtutkimukset (^{238}Pu ja $^{239,240}\text{Pu}$) jo 1970-luvulla tutkimalla Itämeren vesi- ja sedimenttinäytteitä. 1980-luvun alkupuoliskolla tutkimusta laajennettiin käsittämään myös amerikiumin ja curium-isotoopit (^{241}Am , ^{242}Cm , $^{243,244}\text{Cm}$) ja 1990-luvulla plutoniumin beta-aktiivinen ^{241}Pu -isotooppi (Säteilyturvallisuuslaitos 1980a, Säteilyturvallisuuslaitos 1980b, Säteilyturvallisuuslaitos 1981, Ikäheimonen 2003). Pääpaino tutkimuksissa on ollut sedimenteillä ja merivedellä, mutta transuraanien käyttäytymistä meriympäristössä on tutkittu myös muiden meriympäristön näytteiden avulla: planktonien, levien, muiden vesikasvien, kalojen ja pohjaeläinten sekä pohjaan laskeutumassa olevan sedimentoituvan aineksen avulla.

Tulokset ja johtopäätökset

Merivesi, vesikasvit ja -eläimet

Suurin osa Itämeressä olevasta plutoniumista ja amerikiumista on peräisin 1950–60-lukujen ydinpommikoeauden laskeumasta. Tshernobyl-onnettomuuden vaikutus meriveden transuraanien aktiivisuuspitoisuuteen oli hyvin pieni. Selvin merkki tuoreesta laskeumasta oli merivedessä vuosina 1986–87 havaitut curiumin isotoopit: $^{243,244}\text{Cm}$ ja ^{242}Cm (maksimissaan 6 ja 63 mBq/m³), joita ei aiemmin havaittu. Itämeren veden $^{239,240}\text{Pu}$ -pitoisuus on tällä hetkellä hyvin pieni, alle 10 mBq/m³. Se on laskenut noin 10-osaan ennen vuoden 1980-tasoa (taulukko I). Meriveden $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ aktiivisuussuhde on nykyisin keskimäärin noin 0,3–0,4.

Itämeren kalojen $^{239,240}\text{Pu}$ -pitoisuudet ovat erittäin pieniä, yleisimmin alle havaitsemisrajan (0,1 mBq/kg tuorepainoa kohti). Sen sijaan pohjaeläimissä ja vesikasveissa, joihin plutonium ja amerikiium rikastuvat herkemmin, niitä pystytään edelleen havaitsemaan. Pitoisuudet ovat vaihdelleet muutamasta mBq:stä muutamaan sataan mBq:iin kilossa, kuitenkin koko ajan hieman pienentyen (taulukko I). Parhaiten plutoniumia rikastavat vedestä kasviplanktonit ja pinnoilla kasvava päällyslievästö ja muu päällyseliöstö (*Periphyton*), joissa

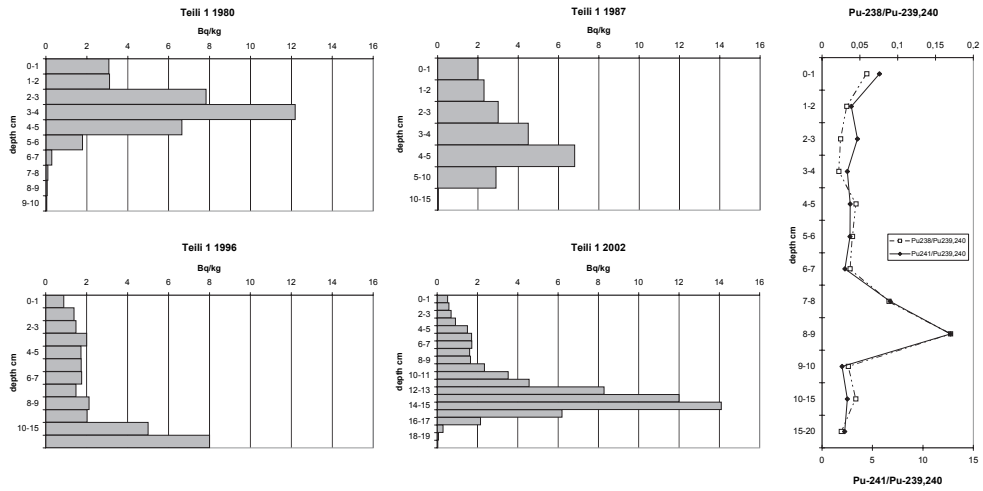
$^{239,240}\text{Pu}$ -pitoisuudet olivat vielä 2000-luvulla 200–300 mBq kilossa kuivaa ainetta kohti.

Sedimentti ja sedimentoituva aines

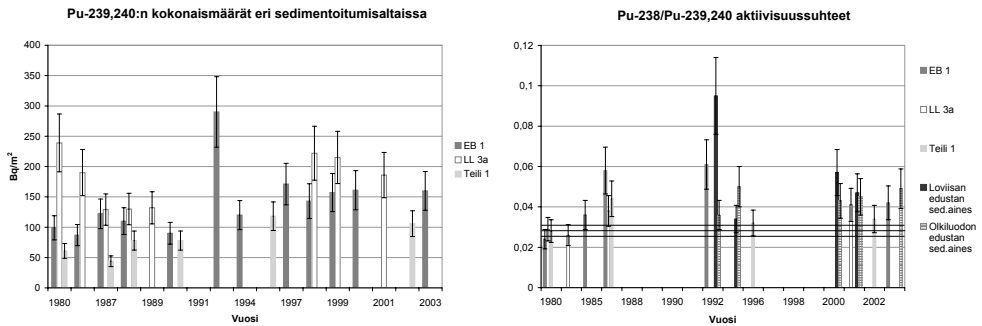
Plutonium ja amerikum tarttuvat herkästi suolaisessa vedessä oleviin hiukkasiin, joiden mukana ne vajoavat pohjaan. Valtaosa meren transuraaneista onkin kerrostuneena sedimentteihin. Sedimenttien syvyysprofileissa pystytään näkemään ydinpommikoeauden laskeumahuippu, jolloin $^{239,240}\text{Pu}$ -pitoisuudet sedimenteissä olivat korkeimmillaan n. 10–20 Bq/kg (kuva 1, s. 68). Tämä vuosien 1963–64 laskeumaa vastaava kerrostuma on eri keräyspisteissä eri syvyydellä riippuen sedimentin kertymänopeudesta; huipun paikantamista voidaankin käyttää hyväksi sedimenttien ajoitustutkimuksissa. Ydinkoeauden $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ -aktiivisuussuhde oli 0,03–0,04 (SNAP 9A -satelliittionnettomuuden vaikutus mukaan lukien) ja $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ noin 16. Tällä hetkellä suhteiden arvioidaan olevan vastaavasti 0,028 ja 1,9. Tshernobyl-laskeuman Pu-isotooppien aktiivisuussuhteet olivat vastaavasti 0,5 ja 75–90 (Ikäheimonen 2000). Näitä suhteita tarkastelemalla pystytään sedimenteissä havaitsemaan Tshernobyl-laskeuman osuus, vaikka isotooppien pitoisuuksissa sitä ei selvästi nähdäkään (kuva 1). Vuonna 1986 pintasedimenttien $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ -aktiivisuussuhde oli 0,08–0,1 ja lisäksi sedimenteissä havaittiin curiumin isotooppeja. Laskennallisesti voidaan arvioida, että vielä vuosina 2001–2003 sedimentoituvassa aineksessa

Taulukko I. $^{239,240}\text{Pu}$ - ja ^{241}Am -pitoisuuksien vaihteluvälejä merivedessä, merikaloissa, pohjaeläimissä ja vesikasveissa eri vuosijaksoina Suomenlahdella, Pohjanlahdella ja pohjoisella Itämerellä (tp. = tuorepainoa kohti, kp.= kuivapainoa kohti).

	1974–80		1980–86		1986–90		1990–2005	
	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am
Merivesi (mBq/m ³)	3–100	–	2–20	1–8	2–20	2–10	<1–10	<2–3
Kalat (mBq/kg tp.)	–	–	–	–	<0,1–0,6	–	–	–
Pohjaeläimet (mBq/kg tp.)	20–100	2–20	5–80	3–200	8–20	–	<3–10	–
Vesikasvit (mBq/kg kp.)	100–700	–	50–400	40–100	10–200	–	10–100	–



Kuva 1. $^{239,240}\text{Pu}$:n jakautuminen pohjasedimentin eri kerroksiin eri vuosina sekä plutoniumisotooppien aktiivisuussuhteet yhdessä vuosinäytteessä (1996) pohjoisen Itämeren pisteessä Teili 1.



Kuva 2. $^{239,240}\text{Pu}$:n kokonaismäärät (95 %:n luottamusväillä) Itämeren eri sedimentoitumisaltaissa (EB 1 Pohjanlahti, LL 3a Suomenlahti, Teili 1 pohjoinen Itämeri) eri vuosina. $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ -aktiivisuussuhteet eri sedimentoitumisaltaiden kokonaismäärissä sekä Loviisan että Olkiluodon edustan sedimentoituvassa aineksessa. Arvot on korjattu vastaamaan vuotta 2003, jolloin ydinpommikoeauden laskeuman vastaava suhde oli 0,028 (merkitty kuvaan, mukana 10 %:n epävarmuus).

olleen Tshernobyl-plutoniumin osuus oli korkeimmillaan 40 % koko näytteen sisältämästä plutoniumista.

$^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ -suhteiden vaihteluväli sedimenttinäytteissä on 0,3–0,4. Tämä suhde tulee kuitenkin kasvamaan vuoteen 2050 asti niissä näytekerroksissa, joissa on Tshernobylistä peräisin olevaa plutoniumia, koska Tshernobylin laskeuman hallitseva plutonium-isotooppi ^{241}Pu puoliintuu ^{241}Am :ksi.

$^{239,240}\text{Pu}$:n kokonaismäärät eri sedimentaatioaltaiden pohjissa vaihtelevat jonkin verran samassa paikassa vuosittain johtuen pohjan vaihtelusta ja näytteenottoteknisistä syistä sekä hyvin vesipitoisten pintasedimenttien mahdollisista liikkumisista. Vaihtelu eri paikkojen välillä riippuu muun muassa pohjan laadusta ja sedimentin kertymänopeudesta. Plutoniumin kokonaismäärät ovat huomattavasti suurempia (100–300 Bq/m²) Suomen- ja Pohjanlahdella (pisteet LL 3a ja EB 1) kuin varsinaisella Itämerellä (50–100 Bq/m², Teili 1), missä kertymänopeus on suhteellisen pieni. Kuvassa 2 nähdään, että vaihteluista huolimatta Tshernobylin onnettomuuden jälkeen kokonaismäärät ovat jonkin verran kasvaneet. Samoin Pu-isotooppien aktiivisuussuhteissa voidaan nähdä kasvua vuoden 1986 jälkeen Loviisan ja Olkiluodon alueelta kerättyjen sedimentoituvien aineiden näytteissä sekä sedimenttien kokonaisaktiivisuuksien määrissä.

Itämeren sedimentteihin sitoutuneen $^{239,240}\text{Pu}$:n kokonaismääräksi on HELCOMin alainen asiantuntijaryhmä arvioinut 18 TBq vuonna 1988 (Helsinki Comission 1995). Plutoniumin suhteen Itämeren voidaan pitää melko puhtaana merialueena verrattuna ^{137}Cs :n aiheuttamaan saastumiseen. $^{239,240}\text{Pu}$:n kokonaismäärä on vain noin sadasosa vastaavasta ^{137}Cs :n määrästä Itämeren sedimenteissä ja noin viidestuhannesosa ^{137}Cs :n määrästä merivedessä.

Kirjallisuusviitteet

- Ikäheimonen TK. Measurements of ^{241}Pu in environmental samples. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemist* 2000; 243: 535–541.
- Ikäheimonen TK. Determination of transuranic elements, their behaviour and sources in the aquatic environment. STUK-A194. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2003.
- Helsinki Comission. Radioactivity in the Baltic Sea 1984–1991. *Baltic Sea Environment Proceedings* 1995; (61).
- Säteilyturvallisuuslaitos. Studies on environmental radioactivity in Finland 1976–1977. STL-A26. Helsinki: Säteilyturvallisuuslaitos; 1980a.
- Säteilyturvallisuuslaitos. Studies on environmental radioactivity in Finland 1978. STL-A32. Helsinki: Säteilyturvallisuuslaitos. 1980b.
- Säteilyturvallisuuslaitos. Studies on environmental radioactivity in Finland 1979. STL-A34. Helsinki: Säteilyturvallisuuslaitos; 1981.

Tshernobylin onnettomuuden vaikutuksista säteilymittauskaluston kehityskaareen

T. Saarinen

RADOS Technology Oy, PL 506, 20101 Turku

Johdanto

Tshernobylin onnettomuus vaikutti voimakkaasti sekä kannettavien että kiinteästi asennettujen mittalaitteitten kehitykseen erityisesti Suomessa. Mikroprosessoritekniikan soveltamisen yleistyminen 80-luvun puolivälin jälkeen toimi kehityksen katalysaattorina uusien suositusten ja määräysten vauhdittamana.

Mittauskaluston kehitysvaiheet

Viranomaisten käytössä ollut säteilymittauskalusto ennen Tshernobylin onnettomuutta koostui pääosin 60- ja 70-luvuilla toimitetuista mittareista. Kannettavaa säteilymittauskalustoa on Suomessa valmistettu vuodesta 1955 lähtien, aluksi uraanimalmin etsintään, mutta 50-luvun lopulla ja 60-luvun alussa tehtyjen ydinkokeiden konkretisoimat uhkakuvat siirsivät hankintojen ja sen kautta tuotekehityksen ja valmistuksen painopisteen Suomessa puolustusväline- ja väestönsuojelukäyttöön tarkoitettuihin mittareihin. Kotimaassa hankinnat keskitettiin kotimaiselle valmistajalle. Ulkomaisen kaluston varaosa- ja huolto-toimintojen ylläpitämisen vaikeus lienee ollut hyvässä muistissa edellisten vuosikymmenten raskaiden kokemusten jälkeen. Mittauskalusto oli vielä 60-luvulla toteutettu radioputkitekniikalla, joka antoi oman mausteensa mittarien kalibrointiin ja kunnossapitoon. Wallac Oy aloitti transistoroidun RD-8-yleissäteilymittarin valmistamisen vuonna 1968. Monipuolisen mittarin valmistus jatkui Alnor Oy:n toimesta aina vuoteen 1983 saakka, jolloin se korvattiin tuotannossa mallilla RD-10. Tshernobylin onnettomuuden sattua mittauskalusto koostui pääosin taulukossa I esitetyistä malleista.

Kaikille näille analogiatekniikalla toteutetuille mittarimalleille oli ominaista se, että ne oli tarkoitettu pelkästään annosnopeusmittauksiin ja toisaalta se, että niiden mitta-alue alkoi käytännössä kaukaa taustasäteilyn annosnopeuden yläpuolelta. Tästä seurasi ongelmia Tshernobylin onnettomuuden jälkeen pyrittäessä seuraamaan sen aiheuttamia – yleensä pieniä – annosnopeuden muutoksia.

Taulukko I. Mittarimallit ja valmistajat.

Annosnopeusmittarit	Valmistaja
RD-5, RD-6, RD-7 (yksi GM-putki)	Wallac Oy
RD-8 (2 × GM)	Wallac Oy/Alnor Oy
RD-10 (2 × GM)	Alnor Oy

Valvontamittarit	Valmistaja
RDA-3, RDA-4	Wallac Oy
RD-120, RD-1200	Wallac Oy
RDA-31 (2 × GM)	Wallac Oy/Alnor Oy

Kannettavat mittarit

Tshernobylin tapahtumat antoivat uuden sysäyksen säteilynvalvontalaitteiden tuotekehitykseen Suomessa. Ensi vaiheessa RD-10:een lisättiin 6 cm² päätyikkunaputkella varustettu ulkoinen GMP-10-ilmaisim, koska oli havaittu että laskeuman aiheuttaman pintakontaminaation mittaaminen oli hankalaa silloisilla annosnopeusmittareilla.

Onnettomuuden jälkimainingit aiheuttivat myös kotimaista kilpailua: Kata-Electronics Oy aloitti toimintansa ja esitteli analogiatekniikalla toteutetun DGM-1000-annosnopeusmittarin.

Säteilyturvakeskus oli yhteistyössä pelastusviranomaisten ja laitevalmistajien kanssa valmistellut mittareille rakennemääräysohjeen (STUK-B69 1988). Sen korvaava ohje (Ohje ST 4.2 1992) tuli voimaan vuoden 1992 alusta. Sekä STUK-B69 että ST 4.2 perustuivat soveltuvin osin eräisiin IEC- ja MIL-standardeihin. Ympäristönsietovaatimuksia oli tarkennettu ottaen huomioon maanosamme vaativat ilmastolliset olosuhteet

Alnor Oy kehitti 80-luvun lopulla omatoimisen väestönsuojelun perusmittarin RDS-100:n, SM:n Talosuojeluohjeen A23 (1988) mukaisen yhdistelmämittalaitteen, joka oli ensimmäinen Suomessa markkinoille tullut mikroprosessoriohjattu säteilymittari.

Talosuojeluohje edellytti, että väestönsuojaan sijoitettavilla mittareilla voidaan mitata sekä hetkellistä annosnopeutta että kertyvää kokonaisannosta. Ohjeen mukaan mittarit saivat olla erillisiä tai toiminnoiltaan yhdistettyjä. Yhdistelmämittarit syrjäyttivät nopeasti vanhat erillismittarit markkinoilla. Seuraavana vuonna (1989) Kata-Electronics Oy julkisti oman yhdistelmämittarimallinsa DGM-Turvan.



Kuva 1. RDS-100-mittari.



Kuva 2. RDS-120-mittari.

Alnor Oy toi vuonna 1991 markkinoille uuden mallin, yleiseen väestönsuojelu- ja sotilaskäyttöön tähdätyn RDS-120 Säteilyn yleismittarin. Kyseinen mittari oli kehitetty RDS-100:n ominaisuudet ylittäväksi todella monipuoliseksi ja kenttäkelpoiseksi kokonaisuudeksi. RDS-120 sai ”hyväksynnän” eli SM:n pelastusosaston lausunnon soveltuvuudesta väestönsuojelukäyttöön säteilyn yleismittarina uuden STUKin ohjeen (Ohje ST 4.2 1992) vaatimusten mukaisena.

Valvontamittarit

Suomessa oli Tshernobylin onnettomuuden sattuessa valtakunnallinen säteilyvalvontaverkko, jota oli alettu toteuttaa Suomen pohjoisosiin 60-luvulla tulleen laskeuman seurauksena sekä puolustusvoimien että SM:n pelastusosaston toimesta.

Wallac Oy ja Alnor Oy sekä myöhemmin Rados Technology Oy olivat toimittaneet verkoston mittauskaluston. Laitetyyppeinä olivat käytössä RDA-3- ja RDA-4-valvontamittarit, RD-120- ja RD-1200-sarjojen mittauskanavat sekä viime vaiheessa ennen onnettomuutta RDA-31 S -säteilynvalvontamittarit, joista osa osoittautui häiriöherkiksi aiheuttaen aiheettomia hälytyksiä. Tsher-

nobylin onnettomuuden jälkeen RDA-31-mittareihin lisättiin erilliset APC-31-taustalaskentayksiköt taustasäteilyn tasolla tapahtuvien muutosten tarkempaa havainnointia varten.

Valvontaverkon luotettavuutta haluttiin tapahtumien seurauksena lisätä ja toimintoja automatisoida.

Sisäasiainministeriön pelastusosasto tilasi elokuussa 1990 Alnor Oy:ltä säteilynvalvontaverkon automatisoinnin ensi vaiheen kovan kansainvälisen tarjouskilpailun päätteeksi. Tilaus sisälsi 72 automaattista AAM-90 mittausasemaa, joiden asennus ajoittui vuosille 1990–1991. Automaattijärjestelmää laajennettiin asteittain, esim. vuoden 1992 loppuun mennessä verkon automatisoitu osa käsitti 166 asemaa. AAM-järjestelmä koostuu älykkäistä RD-02-ilmaimista, CB-02/03-liitäntäyksiköistä, tarvittavista lisävarusteista sekä PC-laitteistoon asennettavasta ohjelmistosta, joka sisältää myös tiedonsiirto-ominaisuudet ylempään tason viranomaisjärjestelmiin.

Puolustusvoimien säteilyn valvontaverkon automatisointi AAM-järjestelmällä toteutettiin 90-luvun lopussa kehitysversiolla, jossa oli järeämpi EMP-suojaus.

Säteilymittareiden rakennemääräykset

Suomen liittyttyä EU:iin piti kansallisesti painotetuista määräyksistä ja mittareiden soveltuvuusarvioista – valitettavasti – luopua, koska niiden katsottiin estävän vapaata kilpailua. Vastaava ohjeistus on kuitenkin annettu julkaisussa VAL 1.3.

Taulukossa II on esitetty ne mittarityytit, jotka tulivat markkinoille julkaisujen STUK-B69 ja ST 4.2 voimassaolon aikana ja joiden soveltuvuudesta väestönsuojelukäyttöön haettiin Sisäasiainministeriön pelastusosaston lausunto.

Taulukko II. Väestönsuojelukäyttöön ”hyväksytyt” mittarit 1988–1996.

Malli	Pääkäyttöalue	Lausunteruste	Vuosi
RDS-100	perusmittari	STUK-B69	1988
DGM-Turva	perusmittari	STUK-B69	1989
AAM/RD-02/CB-02	säteilyvalvontamittari	STUK-B69	1990
RDS-120	yleismittari	ST 4.2	1991
RAD-50	elektroninen annosmittari	ST 4.2	1996

Johtopäätökset

Tshernobylin onnettomuudella voidaan katsoa olleen kiihdyttävä vaikutus säteilymittauskaluston kehitykseen Suomessa lisääntyneen kysynnän ja kiristyneen kilpailutilanteen takia. Myös mikroprosessori- ja puolijohdeteknologian kehittyminen ohjasi laitteiden tuotekehitystä yhä monipuolisemmiksi.

Kirjallisuusviitteet

Ohje ST 4.2. Väestönsuojelun säteilymittarit. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1992.

SM Pelastusosasto. Talosuojeluohje A23. 1988.

STUK-B69. Säteilymittarit säteilyvalvontaa, väestönsuojelumuodostelmia ja omatoimista suojelua varten. Vaatimukset ja suunnitteluohjeet. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1988.

VAL 1.3. Kannettavat säteilymittarit. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2001.

¹³⁷Cs järvikaloissa ja -vesissä Tshernobyl-laskeuman jälkeen

R. Saxén

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

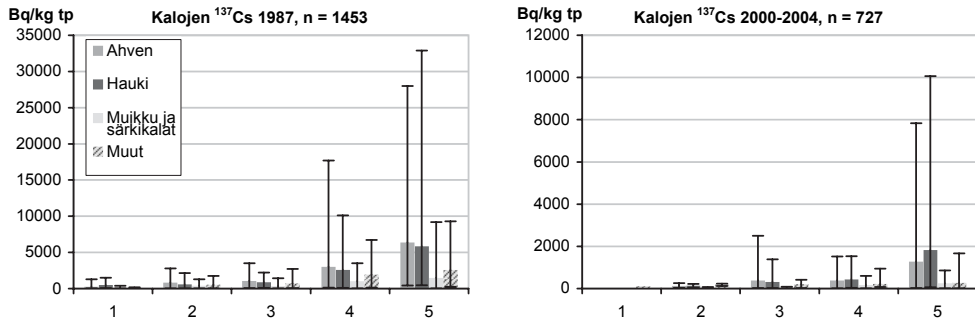
Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva laskeuma levisi erittäin epätasaisesti Suomen alueelle. Laskeuma aiheutti kohonneita ¹³⁷Cs-pitoisuuksia ja suurta vaihtelua sekä järvivesiin että -kaloihin. Vuosien kuluessa laskeuman mukana vesistöihin ja niiden valuma-alueille tullut ¹³⁷Cs on vähentynyt ja jakautunut uudelleen erilaisten ympäristössä tapahtuvien ilmiöiden vaikutuksesta.

Materiaalit ja menetelmät

Säteilyturvakeskuksessa on Tshernobylin onnettomuuden jälkeen analysoitu ¹³⁷Cs yli 7000 kalanäytteestä. Ohjelmaan on kuulunut erityyppisiä ja -kokoisia järviä. Näytteenotto on painottunut runsaasti laskeumaa saaneille alueille erityisesti myöhemmin laskeuman jälkeisinä vuosina. Pintavesinäytteitä analysoitiin laajasti 1986–1992. Myös Päijänteen vettä analysoitiin tiheällä näytteenotolla laskeuman jälkeen. Vuosina 1998 ja 2002 otettiin vesinäytteet samoista järivistä kuin kalanäytteetkin. Kaikista vesinäytteistä analysoitiin ¹³⁷Cs:n lisäksi myös ⁹⁰Sr.

Tulokset

Suomi voidaan ¹³⁷Cs-laskeuman perusteella jakaa viiteen eri alueeseen, joista alueen viisi laskeuma on korkein ja alueen yksi matalin (Arvela ym. 1990). Laskeuman vaikutus näkyi selvästi kalojen ¹³⁷Cs-pitoisuuksissa onnettomuuden jälkeisenä vuotena (Saxén 1990) ja näkyy edelleen (kuva 1, s. 76). Pitoisuudet ovat vuosien kuluessa pienentyneet, mutta runsaasti laskeumaa saaneilla alueilla kalojen ¹³⁷Cs-pitoisuuksissa esiintyy edelleen suuria vaihteluita erilaisten ympäristötekijöiden vaikutuksesta. Maksimipitoisuudet esiintyivät eri ajankohtina eri järvissä ja eri ajankohtina myös erilaista ravintoa käyttävillä kaloilla; välittömästi laskeuman jälkeen ei-petokaloilla ja vasta vuoden tai kahden päästä laskeumasta petokaloilla. ¹³⁷Cs:n kulkeutumiseen ja kalojen cesiumin ottoon



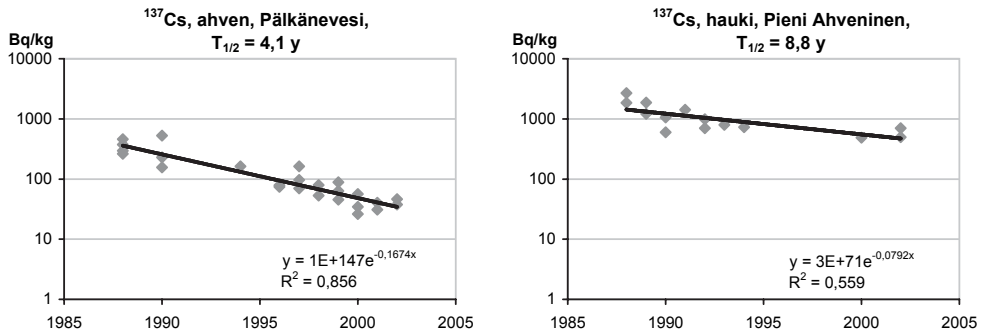
Kuva 1. Kalojen ¹³⁷Cs-pitoisuuksien keskiarvot ja vaihteluvälit eri laskeuma-alueilla vuonna 1987 ja vuosina 2000–2004.

vaikuttavat monet eri tekijät. Tekijöiden yhteisvaikutuksesta riippuu sekä ¹³⁷Cs:n kaloihin kulkeutumisen määrä että se, miten nopeasti järveen joutunut ¹³⁷Cs poistuu kalojen ravinnekierrosta. Niukkaravinteisessa järvessä kalat ottavat ¹³⁷Cs:ää tehokkaammin kuin runsasravinteisessa järvessä (Kolehmainen ym. 1966, Saxén 2004).

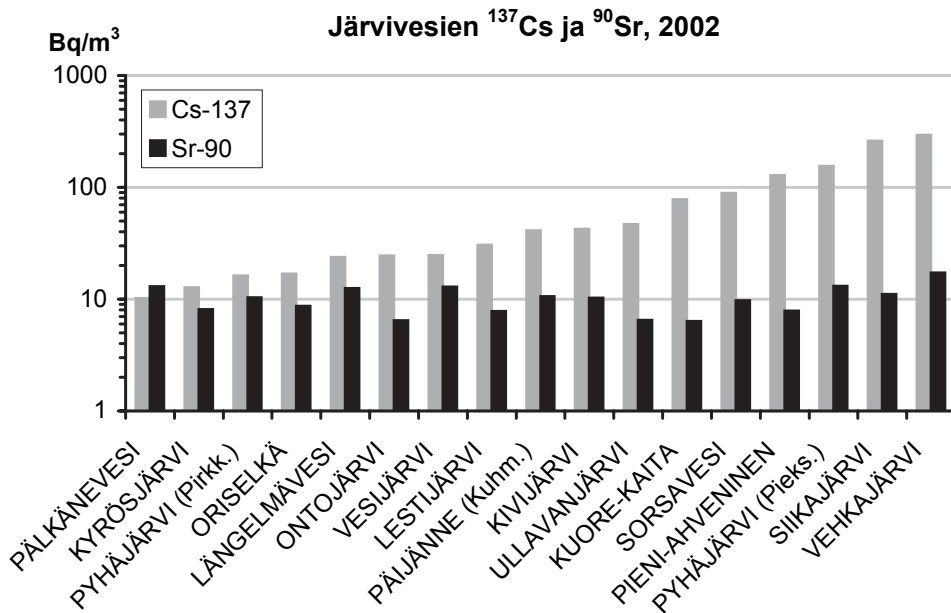
¹³⁷Cs:n käyttäytymiseen vaikuttaa myös muun muassa veden viipymä järvessä, sedimentaationopeus, kiintoaineksen määrä, valuman määrä, valuma-alueen maaperä ja muut ominaisuudet. Yksi merkittävimmistä ¹³⁷Cs:ää eliöiden ravinnekierrosta vähentävistä tekijöistä on ¹³⁷Cs:n sitoutuminen kiintoainekseen ja vajoaminen järven pohjasedimenttiin. ¹³⁷Cs:n väheneminen kaloista tapahtuu eri järvissä eri nopeudella (kuva 2). Enimmillään vähenemisnopeuksien on havaittu eroavan kertoimella kolme (Saxén 2004).

Päijänteen eteläosan vedestä ¹³⁷Cs väheni heti laskeuman jälkeen hyvin nopeasti muutaman kuukauden ajan. Tuolloin pitoisuudet laskivat puoleen noin 50 päivässä. Sen jälkeen väheneminen hiukan hidastui parin vuoden ajaksi. Vuodesta 1989 alkaen pitoisuudet ovat laskeneet puoleen noin viidessä vuodessa (Saxén ym. 1996). Vuosina 1998 ja 2002 analysoitujen järvivesien ¹³⁷Cs-pitoisuudet vaihtelivat välillä 4–332 Bq/m³ ja ⁹⁰Sr-pitoisuudet välillä 5–23 Bq/m³ (Saxén 2005) (kuva 3).

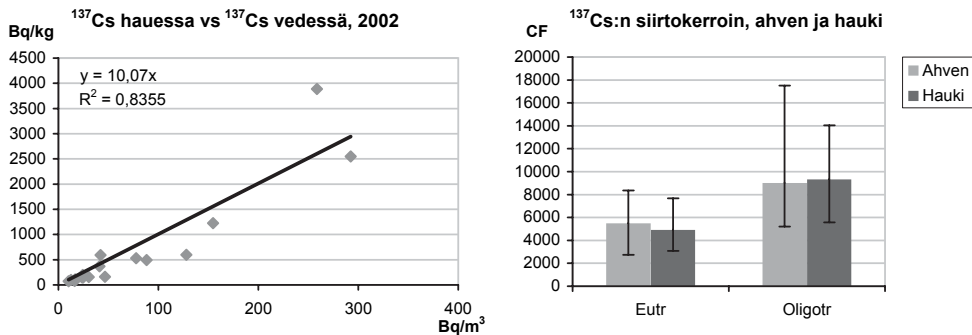
¹³⁷Cs:n kulkeutumista kalaan kuvataan usein tarkastelemalla ns siirto-kerrointa CF (= Bq/kg kalassa / Bq/kg vedessä), jota pidetään yleensä tasapainotilanteessa suhteellisen vakiollisena. Tulokset ovat osoittaneet, että järvien ja niiden valuma-alueiden ominaisuuksien moninaisuus aiheuttaa samankin kalalajin siirtokertoimiin jopa kymmenkertaisia järvien välisiä eroja, kun lähes 20 vuotta on kulunut laskeumasta (kuva 4, s. 78).



Kuva 2. ¹³⁷Cs-pitoisuuksien väheneminen kaloista kahdessa järvessä aikavälillä 1988–2002. Pieni Ahvenisen hausta ¹³⁷Cs vähenee puolta hitaammin kuin Pälkäneveden ahvenesta.



Kuva 3. ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr järvivesissä vuonna 2002.



Kuva 4. Hauen ja järvesien ^{137}Cs -pitoisuuksien välinen korrelaatio. Siirtokerroin saadaan suoran kulmakertoimesta (vasen kuva), sekä ahvenelle ja hauelle lasketut ^{137}Cs :n siirtokertoimet vaihteluineen runsasravinteisissa (Eutr) ja niukkaravinteisissa (Oligotr) järvissä (oikea kuva).

Johtopäätökset

Järvikalojen ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelevat eniten laskeumaa saaneilla alueilla edelleen paljon. Pitoisuudet vaihtelevat alle 10 becquerelista kilossa muutamaan 1000 becquereliin kilossa. Suuressa osassa järviä kalojen ^{137}Cs -pitoisuudet ovat jo vuosia olleet samalla tasolla tai alempia kuin ennen Tshernobylin onnettomuutta. Osassa järviä runsaasti laskeumaa saaneilla alueilla tulee viemään vielä vuosikausia ennen kuin pitoisuudet ovat Tshernobylin onnettomuutta edeltäneellä tasolla. Myös kaloista saatavat säteilyannokset vaihtelevat suuresti riippuen siitä, minkä järven kaloja syö ja kuinka paljon. Kun noudattaa elintarvikeviraston vuonna 2004 antamia kalansyöntisuosituksia ja niiden poikkeuksia, vähentää elohopean saannin lisäksi myös ^{137}Cs :n saantia kaloista. Järviesien radionuklidipitoisuudet vaihtelevat myös, mutta ovat kuitenkin niin pieniä, että säteilyannos juomaveden keinotekoisista radioaktiivisista aineista on enimmilläänkin vajaa mikroSv vuodessa, vaikka juomavesi tehtäisiin pintavedestä.

Kirjallisuusviitteet

- Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H. Mobile survey of environmental gamma radiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry* 1990; 32 (3): 177–184.
- Kolehmainen S, Häsänen E, Miettinen JK. ^{137}Cs in fish, plankton and plants in Finnish lakes during 1964–5. In: *Radioecological concentration processes. Proceedings of an International Symposium. 1966 Apr 25–29; Stockholm, Sweden.* p. 913–919.

- Saxén R. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland in 1987. STUK-A77, Supplement 3 to Annual Report STUK-A74. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1990.
- Saxén R. Long-term behaviour of ^{137}Cs in Finnish lakes. International Conference on Isotopes in Environmental Studies – Aquatic Forum 2004. 2004 Oct 25–29; Monte-Carlo, Monaco. Paper submitted for publication in the proceedings.
- Saxén RL. ^{90}Sr in Finnish freshwaters compared to ^{137}Cs . In: Strand P, Børretzen P, Jølle T (eds). Proceedings from the 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment. 2005 Oct 2–6-October; Nice, France. p. 323–326.
- Saxén R, Rantavaara A, Jaakkola T, Kansanen P, Moring M. Long-term behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in a large Finnish freshwater basin. In: Walderhaug T, Gudlaugsson EP (eds). Proceedings of the 7th Nordic Seminar on Radioecology. 1996 Aug 26–29; Reykjavik, Iceland.

SESSIO 2

Fallout-tutkimukset ja analytiikka

The role of colloids in the environmental transport of radionuclides

P. Warwick

Centre for Environmental Studies, Department of Chemistry, Loughborough University, Loughborough, Leicestershire, LE11 3TU, UK.

Introduction

There is a need in nuclear waste management to decide whether to include colloids in codes used for performance assessment. There is evidence for colloid facilitated transport of contaminants and pollutants through the environment. For example, investigations carried out at the Nevada Test Site (Buddemeier and Hunt, 1988) and at the Los Alamos National Laboratory (Travis and Nuttal, 1985) together with laboratory (e.g., Litton and Olson 1993, Bryan et al. 2000, King et al. 2001) and in-situ (e.g., Mills et al. 1992, Puls and Powell 1992) studies suggest that colloid facilitated transport of contaminants is an important issue.

When considering the potential role of colloids in shallow disposal scenarios, the following questions concerning colloids are important (McCarthy and Zachara, 1989):

- (i) In the near-field (the disturbed engineered zone), are colloids generated from the waste materials e.g. cellulose degradation, ferrous rusting, cement degradation etc?
- (ii) If so, are the colloids stable and do they influence radionuclide transport into the far-field (the undisturbed zone)?
- (iii) In the far-field, are colloids, generated in the near-field present in the groundwater? Are there natural organic colloids present in the groundwater?
- (iv) Do repository generated colloids influence migration of radionuclides?
- (v) Is colloid transport a potentially significant issue over all assessment time-scales, including site biogeochemical evolution and alternate climate scenarios?

Much effort and time has been invested in trying to answer these questions and much of this work has concentrated on obtaining a better understanding of risk assessment for nuclear waste repository design. Many papers have been published on the results of extensive laboratory and field investigations. Laboratory studies can usually be subdivided into batch sorption studies, diffusion

or column experiments whereas field investigations are usually concerned with analogue studies or tracer tests.

This presentation will give examples of laboratory and field investigations carried out by researchers in the Environmental Radiochemistry Research Group at Loughborough University.

Laboratory investigations

Batch experiments

An example of the many batch experimental investigations that have been carried out is an investigation of the distribution of radionuclides between solution phase humic acid and mineral bound humic acid. Montmorillonite, kaolinite and goethite were used as the solid materials and ^{63}Ni , ^{152}Eu , ^{137}Cs , ^{109}Cd and ^{55}Fe were the radionuclides investigated. The Linear Additive Model was used to reproduce the experimental data and whilst the model is able to successfully to reproduce the results form Ni, Eu and Fe, the model has some limitations when used for Cs and Cd.

Column experiments

To more fully understand the role of colloids in the transport of radionuclides by colloids, column experiments, using intact sandstone cores, have been conducted on humic acid (HA) facilitated transport of ^{152}Eu (Warwick et al. 2000). The transport of Eu-HA complexes has been successfully modelled using a combined thermodynamic and kinetic approach.

Field investigations

To assess the possible effect of colloids on radionuclide transport in and around the BNFL owned low-level radioactive waste site at Drigg near Sellafield in Cumbria, UK, samples of groundwaters were extracted from the near-field, i.e. from the trenches and from the far-field, i.e. outside the trenches to determine the properties of the groundwaters with respect to the physical characterisation of the waters, colloid population, colloid characterisation and radionuclide loading of colloids (Warwick et al. 2002).

Samples of water were taken anaerobically, at low flow-rates, at depths between 8 and 11 metres below ground level. Conductivity, Eh, pH, temperature, dissolved oxygen concentration (DOC) and iron content measurements were monitored throughout the sampling. Radioactivity measurements of the gross

activity (by liquid scintillation counting), tritium activity (by distillation then liquid scintillation counting), gamma activity (by gamma spectrometry) and gross alpha/gross non-tritium beta activity (by gas proportional counter) were made on each groundwater sample. The samples were ultrafiltered sequentially under nitrogen to separate the size fractions of the particles present into “particulate” ($> 1 \mu\text{m}$), “colloidal” ($1 \mu\text{m} - 30 \text{kD}$), “small colloidal” ($30 \text{kD} - 500 \text{D}$) and “ionic” ($< 500 \text{D}$). The membranes were analysed for colloid content by SEM. EDS enabled the elemental composition of the colloids to be determined. Microwave acid digestion was used to digest the membranes and the resulting liquor used for radioactivity measurements. The radioactive content of the filtrates were measured.

Results of the investigation showed that the groundwaters sampled from the trenches were low in DOC, pH neutral and reducing. They contained $220 - 1000 \text{ mg dm}^{-3}$ of TDS of which less than 17% was due to iron. Particles present in the samples were negatively charged and were less than $1 \mu\text{m}$ in diameter on average. Colloids were present at populations of $10^9 - 10^{11}$ colloids dm^{-3} . Elemental analysis showed that the colloids were predominantly iron coated silica at a ratio of < 0.5 . The activities of the samples were dominated by tritium ($10^3 - 10^5 \text{ Bq dm}^{-3}$). The alpha activities in the samples are only significantly (approximately 50% of the gross alpha activities) retained on the 500 D membrane.

Modelling of colloidal behaviour within the 2002 Drigg PCSC demonstrated that the uncertainty introduced by colloidal behaviour was of the same order of magnitude as other modelling uncertainties, for instance that of uranium solubility. However certain features of colloids, such as the reversibility of radionuclide sorption, requires investigation to challenge the conceptual model.

References

- Bryan ND, Griffin D. Modelling the effect of humic substances on the transport of europium through porous media: a comparison of equilibrium and equilibrium/kinetic models. *Journal of Contaminant Hydrology* 2000; 42: 19–34.
- Bryan ND, Jones DM, Appleton M, Livens FR, Jones MN, Warwick P, King S, Hall A. A physicochemical model of metal-humate interactions. *Physical Chemistry Chemical Physics* 2000; 2: 1291–1300.
- Buddemeier RW, Hunt JR. Transport of colloidal contaminants in groundwater: radionuclide migration at the Nevada test site. *Applied Geochemistry* 1988; 3: 535–548.

- King SJ, Warwick P, Hall A, Bryan ND. The dissociation kinetics of metal-humate complexes. *Physical Chemistry Chemical Physics* 2001; 3 (11): 2080–2085.
- Litton GM, Olson TM. Colloid deposition rates on silica bed media and artifacts related to collector surface preparation methods. *Environmental Science & Technology* 1993; 27: 185–193.
- McCarthy JF, Zachara JM. Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science & Technology* 1989; 23: 496–502.
- Mills WB, Liu S, Fong FK. Literature-review and model (COMET) for colloid metals transport in porous-media – reply. *Ground Water* 1992; 30: 106.
- Puls RW, Powell RM. Transport of inorganic colloids through natural aquifer material: implications for contaminant transport. *Environmental Science and Technology* 1992; 26: 614–621.
- Travis BJ, Nuttall HE. A transport code for radiocolloid migration: with an assessment of an actual low-level waste site. *Material Research Society Symposium Proceedings* 1985; 44: 969–976.
- Warwick P, Hall A, Pashley V, Bryan ND, Griffin D. Modelling the effect of humic substances on the transport of europium through porous media: a comparison of equilibrium and equilibrium/kinetic models. *Journal of Contaminant Hydrology* 2000; 42: 19–34.
- Warwick P, Allinson S, Beckett K, Eilbeck A, Fairhurst A, Russel-Flint K, Verrall K. Sampling and analyses of colloids at the Drigg low-level radioactive waste disposal site. *Journal of Environmental Monitoring* 2002; 4: 1–7.

Acknowledgements

The following are thanked for financially supporting the work described in the abstract and presentation: BNFL plc, NIREX UK, Environment Agency UK and the European Commission. The following are thanked for their support in conducting the work: Sarah Allinson, Kim Baines, Nick Bryan, Nick Evans, Tony Hall, Tara Lewis, Jo Small and Divyesh Trivedi.

1970- ja 1980-lukujen transuraanitutkimukset Radiokemian laitoksessa

T. Jaakkola

Radiokemian laboratorio, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Ympäristön maailmanlaajuisena laskeumana levinneen plutoniumin merkittävin lähde oli ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla suoritettut ydinkokeet. 1970-luvun alkuun mennessä tämän globaalisen laskeuman transuraanialkuaineiden ympäristökäyttäytymisestä oli niukasti tutkimustietoa saatavilla. Erityisen vähän tunnettiin plutoniumin ja amerikiumin kulkeutumista ravintoketjujen kautta ihmiseen. Helsingin yliopiston Radiokemian laitoksessa muodostuivat 1960-luvun alusta lähtien tutkimuksen pääkohteeksi Lapissa havaitut radionuklidien poikkeukselliset kulkeutumistiet, ns. ravintoketjut. Näistä merkittävin oli jäkälä–poro–ihminen. Tärkein tutkittu radionuklidi oli ^{137}Cs . Muita tässä ravintoketjussa tutkittuja radioisotooppeja olivat ^{90}Sr , ^{55}Fe sekä luonnon radionuklidit ^{210}Pb ja ^{210}Po . Näissä 1960-luvun tutkimuksissa syntyi valmius laajentaa Lapin tutkimukset transuraanialkuaineisiin. Koettiin tärkeäksi selvittää korkeasti säteilymyrkyllisten plutoniumin ja amerikiumin kerääntymistä poronhoitajaväestöön. Plutonium-tutkimuksen aloittamisen vuonna 1973 mahdollisti Yhdysvaltojen atomienergiakomission myöntämä rahoitus. Professori Jorma K. Miettinen oli saanut tämän Lapin radioaktiivisten ravintoketjujen tutkimuksiin tarkoitetun projektin vuonna 1964 ja rahoitus jatkui aina vuoteen 1979 saakka. Tutkimuksen suorittamiselle loi edellytykset myös Radiokemian laitoksen näytearkistot, joissa oli 1960-luvun alusta lähtien vuosittain kerättyjä näytteitä, erityisesti jäkälä- ja poronkudosnäytteitä.

Kokeelliset menetelmät

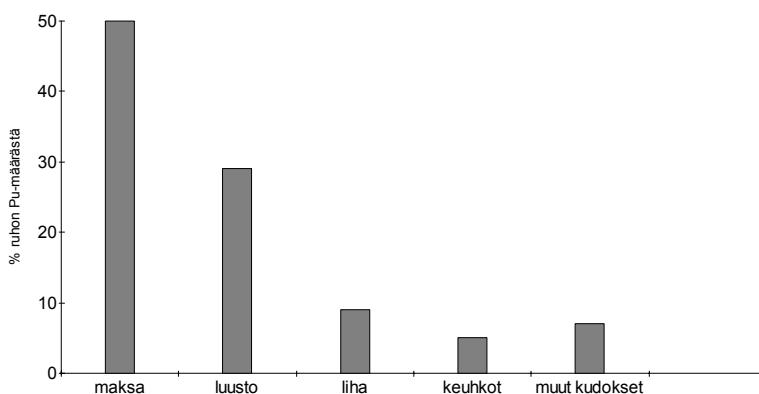
Transuraani-projektissa oli alusta lähtien keskeisenä osana menetelmien kehittäminen. Plutonium-isotooppien erottamiseen näytteistä käytettiin tunnettua anioninvaihtoon perustuvaa menetelmää, jota modifioitiin luonnon radionuklidien, erityisesti ^{210}Po - ja ^{228}Th -nuklidien aktiivisuusmittauksia häiritsevän vaikutuksen takia. Menetelmää testattiin käyttäen merkkiaineena gammasäteilyä emittoivaa ^{237}Pu -isotooppia ($T_{1/2}$ 45,2 d). Amerikiumin määrittämiseen kehitettiin ioninvaihtoihin ja kerasaostuksiin perustuva menetelmä. ^{241}A :in määrit-

tämiseen luunäytteistä tarvittiin oma menetelmä ^{228}Th :n ja sen voimakkaasti luuhakuisen tytärnuklidin, ^{224}Ra :n, aiheuttamien häiriöiden eliminoimiseksi. Projektissa kehitettiin menetelmä myös beeta-aktiivisen ^{241}Pu -isotoopin määrittämiseksi ympäristönäytteistä nestetuikelaskentaa hyväksi käyttäen.

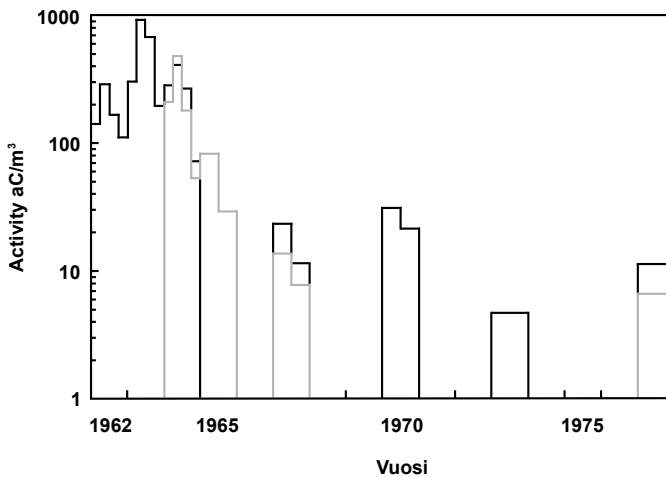
Tulokset ja johtopäätökset

Ensimmäiset plutonium-tulokset raportoitiin Yhdysvaltojen atomienergiakomissiolle 1974. Korkeimmat $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ -pitoisuudet jäkälässä (*Cladonia*-lajit) 7,4–8,9 Bq/kg kuivapainoa havaittiin vuosina 1963–1964 (Tulikoura ym. 1974). Poron maksassa suurin $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ -pitoisuus oli 1,04 Bq/kg tuorepainoa. Poron maksan $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ -pitoisuuteen vaikutti ratkaisevasti se, oliko poro elänyt vuosina 1963–1965, jolloin jäkälän $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ -pitoisuus oli korkeimmillaan. Sekä jäkälässä että poron maksassa aktiivisuussuhde $^{238}\text{Pu}/^{239}, ^{240}\text{Pu}$ oli ajanjaksona 1960–1966 lähes vakioisesti 0,03. Vuodesta 1966 lähtien tämä suhde alkoi nousta ollen 0,08–0,10 vuonna 1973. Havaittu isotooppisuhteen nousu johtui satelliitin tuhoutumisesta palatessaan ilmakehään vuonna 1964. Satelliitin SNAP-9A-voimanlähde sisälsi $6,3 \times 10^{14}$ Bq (17 kCi) ^{238}Pu -isotooppia.

Poron sisältämän plutoniumin kokonaismäärä sekä jakautuminen eri kudosten välillä selvitettiin analysoimalla neljästä porosta kaikki elimet ja kudokset sekä eri luutyypit (Hakanen 1981). Keskimäärin 50 % plutoniumista oli maksassa (kuva 1). Poron luissa suurimmat Pu-pitoisuudet olivat rintalastassa, selkärangassa ja hampaissa (Hakanen 1981). Kylki-, lapa- ja reisiluun $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ -pitoisuudet edustavat parhaiten poron luuston keskimääräistä $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ -



Kuva 1. Plutoniumin ($^{239}, ^{240}\text{Pu}$) jakauma porossa Suomen Lapissa. Viiden vuosina 1974–1980 teurastetun poron keskiarvo.



Kuva 2. Pintailman $^{239,240}\text{Pu}$ -pitoisuus Helsingissä (60°N, musta) ja Utsjoella (69°N, harmaa) ajanjaksona 1962–1977. (aCi = 37 n Bq).

pitoisuutta. Jäkälän, naavan ja muiden poron ravinnoksi käyttämien kasvien plutoniumpitoisuuksista voitiin arvioida poron elinaikanaan saama plutoniummäärä. Vertaamalla poron elinten ja kudosten $^{239,240}\text{Pu}$ -määriä hirven, joka ei syö jäkälää, vastaaviin Pu-pitoisuuksiin, arvioitiin poron ravinnosta ruoansulatuskanavan kautta absorboituvan plutoniumin osuudeksi $5 \times 10^{-3} \%$ ravinnon plutoniummäärästä (Keinonen 1983).

Ympäristönäytteiden ^{241}Am -pitoisuuksia määritettäessä on huomioitava ^{241}Am , joka on adsorboitunut kasvi- tai eläinkudokseen ja se ^{241}Am , joka on kasvanut sisään näytteen varastoinnin aikana beeta-aktiivisen emonuklidin ^{241}Pu :n ($T_{1/2}$ 14,4 a) hajotessa. Sisäänkasvaneen ^{241}Am :n määrittämiseksi kehitettiin menetelmä näytteiden ^{241}Pu :n määrittämiseksi. Tuoreessa laskeumassa 1963 $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ -suhde oli 15. $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ -suhde jäkälässä oli 0,25 vuosina 1972–1974. Poron maksassa ^{241}Am -pitoisuus oli keskimäärin 44 mBq vuosina 1974–1976 teurastetuissa poroissa. $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ -suhde oli 0,19. Poron luussa aktiivisuussuhde $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ oli keskimäärin 1,0 (8 luunäytettä). Koska tämä aktiivisuussuhde jäkälässä oli 0,25, rikastuu ^{241}Am ravinnosta poron luuhun merkittävästi tehokkaammin kuin $^{239,240}\text{Pu}$. Tulos on tärkeä, koska ympäristössä esiintyvän amerikiumin osuus plutoniumiin verrattuna tulee kasvamaan, ja sama rikastuminen tapahtuu mahdollisesti myös ihmisessä.

Radiokemian laitoksen transuraanitutkimuksen yksi päätavoite oli määrittää plutonium suomalaisissa. Hengityksen kautta saadun plutoniumin arvioimiseksi määritettiin pintailman $^{239,240}\text{Pu}$ -pitoisuus arkistoiduista

ilmafilterinäytteistä, jotka saatiin Ilmatieteen laitokselta FT R. Mattssonilta (kuva 2). Tulokset osoittivat ilman Pu-pitoisuuden olleen Lapissa noin 20 % pienempi kuin Helsingissä. Radiokemian laitoksen ihmistä koskevat plutonium-tulokset on esitetty väitöskirjana (Mussalo-Rauhamaa 1981). Tätä tutkimusvaihetta tehtiin yhteistyössä Helsingin yliopiston Oikeuslääketieteen laitoksen kanssa. Toisin kuin eteläsuomalaiset poronhoitajaväestö saa osan kehon plutoniumista syömästään poron lihasta ja muista kudoksista. Etelä-Suomen ja Lapin ilman ja väestön plutoniumpitoisuuksia hyväksikäyttäen arvioitiin ihmiselle ruoansulatuskanavasta absorboituvan plutoniumin fraktionaaliseksi absorptio-kertoimeksi $(6-9) \times 10^{-4}$. Eteläsuomalaisten kehon plutoniumista n. 50 % oli maksassa ja 40 % luustossa. Plutoniumin kokonaismääräksi kehossa arvioitiin vuonna 1976 noin 1 pCi (37 mBq) (Mussalo-Rauhamaa 1981).

Tshernobyl-onnettomuuden jälkeen Radiokemian laitoksen transuraani-tutkimuksissa keskityttiin erityisesti curiumin käyttäytymiseen ympäristössä. ^{242}Cm :n aktiivisuus oli korkein Tshernobyl-peräisen laskeuman alfa-aktiivisista transuraani-isotoopeista. Näistä Tshernobyl-onnettomuuden jälkeisistä tutkimuksista on laadittu useita väitöskirjoja ja julkaisuja. Suomessa tehdyt transuraanialkuaneiden tutkimukset (Pu, Am, Cm) ovat kansainvälisestikin tarkastellen lisänneet merkittäväällä tavalla tietämystä näiden alkuaineiden ympäristökäyttäytymisestä. Tutkimuksista on valmistunut tähän mennessä kymmenkunta liseniaattitutkielmaa ja väitöskirjaa.

Kirjallisuusviitteet

- Hakanen M. Plutoniumin jakautuminen poron kudoksiin ja elimiin. Fil.lis.-tutkielma. Helsingin yliopiston Radiokemian laitos, 1981.
- Keinonen M. Plutonium porossa ja hirvessä; Ydinkoneista levinneen plutoniumin absorboituminen ruoansulatuksen kautta poron elimistöön. Fil.lis.-tutkielma. Helsingin yliopiston Radiokemian laitos, 1983.
- Miettinen JK. Radioactive foodchains in the subarctic environment. Final Report. Contract EY-76-C-02-3011 of the U.S. Department of Energy. Department of Radiochemistry, University of Helsinki, 1979.
- Mussalo-Rauhamaa H. Accumulation of plutonium from fallout in southern Finns and Lapps. Doctoral thesis. Report Series on Radiochemistry 4/1981. Department of Radiochemistry, University of Helsinki, 1981.
- Tulikoura J, Jaakkola T, Miettinen JK. Plutonium in lichen in Finland during 1960–1973. In: Radioactive foodchains in the subarctic environment. Technical Progress Report. Contract CH AT (11-1)-3011 of the U.S. Atomic Energy Commission. Department of Radiochemistry, University of Helsinki 1974.

Non-destruktiiviset analyttiset menetelmät ympäristössä esiintyvien radioaktiivisten hiukkasten karakterisoinnissa

J. Jernström¹, M. Eriksson², J. Osán³, R. Simon⁴, G. Falkenberg⁵, D. Wegrzynek^{6,7}, E. Chinea-Cano⁶, A. Markowicz^{6,7}, S. Bamford⁶, G. Tamborini⁸, O. Bildstein⁸, R. Carlos Marquez⁸, S. Török³, H. Dahlgaard⁹, P. Wobrauschek¹⁰, C. Strel¹⁰, N. Zoeger¹⁰, A. Alsecz³ and M. Betti⁸

¹ Radiokemian laboratorio, Kemian laitos, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto

² The IAEA Marine Environmental Laboratory, 4 Quai Antoine Premier, MC98000 Monaco, Principality of Monaco

³ KFKI Atomic Energy Research Institute, P.O. Box 49, H-1525 Budapest, Hungary

⁴ Institute for Synchrotron Radiation, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, D-76021 Karlsruhe, Germany

⁵ Hamburger Synchrotronstrahlungslabor HASYLAB at Deutsches Elektronen-Synchrotron DESY, D-22607 Hamburg, Germany

⁶ The IAEA Laboratories, A-2444 Seibersdorf, Austria

⁷ Faculty of Physics and Applied Computer Science, AGH University of Science and Technology, Al. Mickiewicza 30, 30-059 Krakow, Poland

⁸ European Commission, Joint Research Centre, Institute for Transuranium Elements, P.O. Box 2340, D-76125 Karlsruhe, Germany

⁹ Risø National Laboratory, DK-4000 Roskilde, Denmark

¹⁰ Atominstitut der Österreichischen Universitäten, Technische Universität Wien, Stationaltee 2, A-1020 Vienna, Austria

Johdanto

Huomattava osa ympäristöön kulkeutuvasta radioaktiivisuudesta on liittynäänä hiukkasiin. Radioaktiivisten hiukkasten todenmukaisin kokojakauma on log-normaali (Eriksson 2002, Shevchenko 2004), eli suurin osa aktiivisuudesta on keskittynyt lukumäärältään harvaan joukkoon suurikokoisia hiukkasia. Tämän vuoksi radioaktiivisten hiukkasten analysointi ja karakterisointi ympäristönäytettä analysoitaessa on tärkeää ja perusteltua. Vaikkakin historiallisten radioaktiivisia päästöjä sisältäneiden onnettomuuksien ja tapahtumien seurauksena ympäristöön kulkeutunut radioaktiivisuus on laajalti dokumentoitu, radioaktiivisten hiukkasten osuus päästöjen ympäristökäyttäytymisessä on monelta osin vielä epäselvä (Pöllänen 2004).

Ympäristössä esiintyvien radioaktiivisten hiukkasten karakteristisuudet, aktiivisuus ja atomi-/aktiivisuussuhde ovat kytköksissä alkuperään, kuten ydinpolttoaineen palamaan. Hiukkasten ominaisuudet, kuten kokojakauma, muoto, kiderakenteet ja rakenteen alkuaineiden hapetustilat ovat riippuvaisia päästöolosuhteista (Salbu ym. 2004). Erilaisten analyttisten menetelmien kehittyminen sekä synkrotronisäteilylähteiden lisääntynyt käyttömahdollisuus ovat laajentaneet potentiaalia tutkia non-destruktiivisesti (rakennetta tuhoamatta) ympäristössä esiintyviä radioaktiivisia hiukkasia. Tämä edesauttaa yleistä tietämystä hiukkasten historiasta, nykytilasta ja fysikaalis-kemiallisesta käyttäytymisestä tulevaisuudessa. Koska esitellyt analyysimenetelmät eivät muokkaa hiukkasten rakennetta, jäävät hiukkaset käytettäväksi myöhempiä tutkimuksia varten.

Tässä tutkimuksessa on non-destruktiivisia menetelmiä käyttäen karakterisoitu eri lähtökohdista peräisin olevia ympäristössä esiintyviä radioaktiivisia hiukkasia. Esitellyt hiukkaset ovat peräisin Thulen onnettomuusalueelta (Grönlanti, 1968), Mururoa-atollin ydinkoalueelta sekä sedimenttipylväästä, joka on kairattu Irlanninmerestä läheltä Sellafielidin laitoksia.

Materiaalit ja menetelmät

Riippuen hiukkasten rakenteesta ja aktiivisuudesta ne erotettiin näytteistä joko alfa-autoradiografiaa (SSNTD) tai näytteen puolittamismenetelmää (Eriksson ym. 2002) käyttäen. Eristettyjen hiukkasten tarkka sijainti selvitettiin Beta-kameralla (Ljunggren ja Strand 1990) sekä pyyhkäisyelektronimikroskoopilla (SEM). Aktiivisuus sekä plutoniumin ja amerikiumin isotooppisuhteet määritettiin matalan energian (n-type) gammaspektrometrillä. Hiukkaset visualisoitiin sekä niiden pinnan alkuainekoostumusta tarkasteltiin SEM:llä, joka oli varustettu EDX (energy dispersive X-ray) -spektrometrillä. SEM-WDX (wavelength dispersive X-ray) -laitteistoa käytettiin hiukkasen pinnan plutoniumin ja uraanin atomisuhteen määrittämiseen. Hiukkasten koostumusta ja hiukkasten rakenteen alkuaineiden hapetustiloja tutkittiin erilaisia synkrotronisäteilyyn perustuvia mikroanalyttisiä menetelmiä käyttäen; μ -XRF (micro X-ray fluorescence) -spektrometrialla thoriumin, U:n ja Pu:n esiintymistä ja jakautumista; μ -XRFT (X-ray fluorescence microtomography) -spektrometrialla U:n ja Pu:n kolmiulotteista jakautumista; μ -XANES (micro X-ray absorption near-edge structure) -spektroskopiolla U:n ja Pu:n hapetustiloja. μ -XRF- ja tomografiat mittaukset tehtiin ANKA-synkrotronisäteilylaitoksella Karlsruhessa (Simon ym. 2003), μ -XANES-mittaukset puolestaan HASYLAB-keskuksessa Hampurissa (Falkenberg ym. 2001).

Tulokset

Hajonneista ydinaseista peräisin olevat uraania ja plutoniumia sisältävät hiukkaset

Thulen pohjasedimenteistä peräisin olevat hiukkaset eristettiin näytteen puolitamismenetelmällä sekä paikallistettiin Beta-kameralla. SEM-EDX-laitteella havaittiin sekä U:n että Pu:n esiintyvän hiukkasten pinnassa. SEM-WDX-laitteistolla selvitettiin U/Pu-alkuainesuhdetta yhdessä hiukkasessa. Eri pisteistä mitatut arvot vaihtelivat välillä 0,09–0,43. Vaihtelut arvoissa saattavat kertoa siitä, että mitatut inkluusiot ovat peräisin hajonneen ydinaseen eri osista.

μ -XRF-spektrometrialla, mitattaessa halkaisijaltaan 20 μm :n SR (synchrotron radiation) -säteellä, havaittiin U:n ja Pu:n olevan partikkeleissa homogeenisesti jakautuneina. Pu/U L_{α} -intensiteettisuhteet eri hiukkasissa vaihtelivat välillä 0,22–0,36. Tämä saattaa kertoa Pu:n ja U:n erilaisesta liukoisuudesta tai siitä, että mitatut inkluusiot ovat peräisin hajonneen ydinaseen eri osista. Mikrorakenteen tutkimiseksi yksi hiukkasista analysoitiin halkaisijaltaan 2,5 μm SR-säteellä. Havaitut suuret vaihtelut Pu/U-intensiteettisuhteissa osoittivat rakenteen olevan heterogeeninen. Tämä saattaa johtua siitä, että mitatut inkluusiot ovat peräisin hajonneen ydinaseen eri osista tai kokonaan eri aseista. Hyvän spatiaalisen resoluution vuoksi mittauspisteet oli mahdollista valita siten, että ne sijaitsivat hiukkasen keskialueella. Täten hiukkasen reuna-alueilla tapahtuvat mahdolliset hapetustilojen muutoksista johtuvat liukoisuus-erot voitiin poissulkea (Eriksson ym. 2005).

Uraanin, plutoniumin ja rakenteen alkuaineiden (Fe, Sr) kolmiulotteista (3D) jakautumista kahdessa hiukkasessa tutkittiin röntgenmikrotomografia-spektrometrilaitteistolla (Wegrzynek ym. 2004). Mururoa-atollin ydinkokeista peräisin olevan Pu-hiukkasen havaittiin olevan kiinnittyneenä korallirakenteeseen toiselta sivultaan. Hiukkanen on todennäköisesti muodostunut ydinräjähdyskän aikana ja yhdistynyt myöhemmässä vaiheessa koralliin. Toinen hiukkanen, Thulen sedimenteistä eristetty, oli osittain peittynyt Fe-pitoisella sedimenttiaineksella.

Uraanin hapetustilojen selvittämiseksi U L_{III} XANES -spektrit mitattiin sekä hiukkasten keskeltä että reuna-alueilta. Uraanin havaittiin olevan pääosin hapetustilalla IV, suhteen $U(VI)/U_{tot.}$ ollessa $25 \% \pm 5 \%$. Hapetustilarvot eivät olleet riippuvaisia siitä, määritettiinkö ne hiukkasten keskeltä vai reuna-alueilta. Plutoniumin hapetustilat määritettiin kuten uraanin hapetustilat mittaamalla Pu L_{III} XANES -spektrit hiukkasten eri osista. Pu:n hapetustilojen suhteen löytyi kahdentyyppisiä hiukkasia: kahdessa hiukkasessa yli

90 % plutoniumista oli hapetustilalla IV, kahdessa hiukkasessa hapetustila VI oli määrävää (67–75 %). Mittauspisteiden sijainti hiukkasessa ei vaikuttanut hapetustiloihin (Eriksson ym. 2005).

Jälleenkäsittelylaitoksesta peräisin olevat matala-aktiiviset uraanihiukkaset

Alfa-autoradiografialla (SSNTD) Irlanninmeren pohjasta peräisin olevasta sedimenttipylvästä paikallistetut hiukkaset eristettiin ja karakterisoitiin elektronimikroskopiaa (SEM-EDX) sekä μ -XRF- ja μ -XANES-tekniikoita käyttäen (Jernström ym. 2004). SSNTD-filmiin muodostuneiden jälkien määrästä voitiin päätellä kahden uraanipartikkelin aktiivisuuden olevan osittain peräisin antropogeenisestä nuklidista (kuten Pu). Elektronimikroskoopilla havaittiin partikkelien pinnan koostuvan pääosin uraanista.

Hiukkasia tutkittiin ANKA-synkrotronisäteilylaitoksen Fluo-Topolinjalla. Mittaus tehtiin siten, että paikallistetun suurimman U-intensiteetin kohdasta mitattiin eri alkuaineiden K_{α} - ja L_{α} -fluoresenssi-intensiteetit. Spektreistä määritettiin Th/U- ja Pu/U-intensiteettisuhteet, joista Th/U-suhdetta verrattiin aiemmassa tutkimuksessa esiintyneen, samasta sedimenttipylvästä kerrosta alemmaa eristetyn hiukkasen tuloksiin (Török ym. 2003). Skannatessa uraanihiukkasten ympäristöä havaittiin jälkiä pienemmistä hiukkasista, joiden Th/U-intensiteettisuhde erosi voimakkaasti kahden suuremman hiukkasen suhteesta (Th/U: 3.7E-03, 5.4E-03), ollen tasolla (Th/U) 1–4. Havainnot viittasivat siihen, että kaksi karakterisoitua U-hiukasta olivat todennäköisesti ydinpolttoaineen jäämiä, peräisin Sellafieldin jälleenkäsittelylaitoksesta. Tätä tuki myös mitattu Pu/U-intensiteettisuhde, joka molemmissa hiukkasissa oli (Pu/U) 0,3. Mitatut korkeat Th/U-intensiteettisuhteet olivat todennäköisesti peräisin luonnon radioaktiivisten hajoamissarjojen nuklideista. Tätä johtopäätöstä tukivat myös havaitut zirkonin, hafniumin ja yttriumin fluoresenssi-signaalit; hafnium ja yttrium ovat yleisesti läsnä uraania ja thoriumia sisältävässä zirkonimineraalissa.

μ -XANES-spektroskopiolla tutkittiin uraanin hapetustilaa kahdessa karakterisoidussa hiukkasessa. Tuloksia verrattiin aiemmassa julkaisussa samasta sedimenttipylvästä peräisin olevasta hiukkasesta raportoituihin tuloksiin (Török ym. 2003). Käyttäen mittauksessa U(IV), U_3O_8 ja U(VI)-standardeja uraanin havaittiin olevan pääosin hapetustilalla IV: 60–66 % U(IV) ja 34–40 % U(VI).

Johtopäätökset

Lyhyesti esitellyt tutkimukset osoittavat käytettyjen non-destruktiivisten analyttisten menetelmien käyttökelpoisuuden erityyppisten ympäristössä esiintyvien radioaktiivisten hiukkasten tutkimuksessa. Sekä matala-aktiivisten uraanihiukkasten että korkeamman aktiivisuuden U/Pu-hiukkasten visualisointi, morfologian tarkastelu, rakennetutkimus sekä rakenteen alkuaineiden hapetustilojen tutkimus auttavat muodostamaan kokonaiskuvaa hiukkasten historiasta, nykytilanteesta sekä fysikaalis-kemiallisesta käyttäytymisestä ympäristössään. Suoritettujen tutkimusten jälkeen hiukkaset ovat muuttumattomina jäljellä lisätutkimuksia varten

Kiitokset

Tutkimukset olivat osittain tuettuja Euroopan komission sopimusten GRD3-2001-60006, HPRI-CT-2001-00140 ja G6RD-CT-2000-00345 kautta. Dr. J. Osánin työtä tuki János Bolyai Research Fellowship. Tomografiatutkimusta oli osittain rahoittamassa Agency's Laboratories Seibersdorf, IAEA, Wien, Itävalta. Kirjoittajat haluavat kiittää Dr. S. P. Nielsenia Thulen sedimenttinäytteistä, Dr. H. Niesiä Irlanninmeren sedimenttinäytteistä, Dr. K. Ljunggrenia Beta-kameran käytöstä, Dr. L. Pernaan analyysiaavusta, Dr. J. Lehtoa avusta käydyissä keskusteluissa sekä Dr. C. Apostolidista ja Dr. A. Morgensternia Pu-standardien valmistamisesta.

Kirjallisuusviitteet

- Eriksson M. On weapons plutonium in the Arctic environment (Thule, Greenland). Risø-R-1321. Roskilde, Denmark: Risø National Laboratory; 2002.
- Eriksson M, Ljunggren K, Hindorf C. Plutonium hot particle separation techniques using real-time digital image systems. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A* 2002; 488: 375–380.
- Eriksson M, Osán J, Jernström J, Wegrzynek D, Simon R, Chinea-Cano E, Markowicz S, Bamford A, Tamborini G, Török S, Falkenberg G, Alsecz A, Dahlgaard H, Wobrauschek P, Strelci C, Zoeger N, Betti M. Source term identification of environmental radioactive Pu/U particles by their characterisation with non-destructive spectrochemical analytical techniques. *Spectrochimica Acta Part B* 2005; 60: 455–469.
- Falkenberg G, Clauss O, Swiderski A, Tschentscher Th. Upgrade of the X-ray fluorescence beamline at HASYLAB/DESY. *X-ray Spectrometry* 2001; 30: 170–173.

- Jernström J, Eriksson M, Osán J, Tamborini G, Török S, Simon R, Falkenberg G, Alsecc A, Betti M. Non-destructive characterization of low radioactive particles from Irish Sea sediment by micro X-ray synchrotron radiation techniques: micro X-ray fluorescence (μ -XRF) and micro X-ray absorption near edge spectroscopy (μ -XANES). *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 2004; 19: 1428–1433.
- Ljunggren K, Strand SE. Beta camera for static and dynamic imaging of charged-particle emitting radionuclides in biologic samples. *Journal of Nuclear Medicine* 1990; 31: 2058–2063.
- Pöllänen R. Nuclear fuel particles in the environment – characteristics, atmospheric transport and skin doses. STUK-A188. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2002.
- Salbu B, Lind OC, Skipperud L. Radionuclide speciation and its relevance in environmental impact assessments. *Journal of Environmental Radioactivity* 2004; 74: 233–242.
- Shevchenko SV. On the uncertainty in activity measurements for samples containing “hot particles”. *Applied Radiation and Isotopes* 2004; 61: 1303–1306.
- Simon R, Buth G, Hagelstein M. The X-ray-fluorescence facility at ANKA, Karlsruhe: Minimum detection limits and micro probe capabilities. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B* 2003; 199: 554–558.
- Török S, Osán J, Vincze L, Alföldy B, Kerkápoly A, Vajda N, Pérez CA, Falkenberg G. Comparison of nuclear and X-ray techniques for actinide analysis of environmental hot particles. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 2003; 18: 1202–1209.
- Wegrzynek D, Chinea-Cano E, Zoeger N, Streltsov C, Wobrauschek P, Eriksson M, Betti M, Torok S, Simon R, Staub S. Combined X-ray fluorescence and absorption micro-tomography on U- and Pu-rich particles. *Seibersdorf, Austria: XRF Newsletter, A newsletter of the IAEA's Laboratories, Issue No. 8; 2004.*

SESSIO 3

Luonnon radioaktiivisuus ja stabiilit isotoopit

Mitä uraani voi kertoa pohjaveden historiasta?

J. Suksi





Radiokemian laboratorio, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto

Pohjaveden historian tunteminen on tärkeää arvioitaessa pohjavesisysteemin käyttäytymistä tulevaisuudessa. Tietoa tarvitaan mm. arvioitaessa kallioperään sijoitettavan käytetyn ydinpolttoaineen pitkäaikaisturvallisuutta. Pohjaveden historialla tarkoitetaan yleensä sadeveden evoluutiota kiven mineraalien kanssa tasapainossa olevaksi pohjavedeksi sekä tapahtumia evoluution aikana. Uraani on luonnollinen osa pohjavesisysteemiä. Uraanin pitoisuus pohjavesissä voi vaihdella useita kertaluokkia pohjavesiolosuhteista riippuen. Fennoskandian kilven alueella kallioperä on hyvin vakaata ja merkittäviä muutoksia pohjavesiolosuhteissa voi esiintyä vain jääkausien aikana. Merkittävä ilmiö uraanin käyttäytymisen kannalta on mannerjään sulavesien tunkeutuminen kallioperään. Sulavesi on happipitoista ja sen tunkeutuessa hapettomaan kallioperään redox-olosuhteet muuttuvat hetkellisesti. Koska uraani on herkkä redox-olosuhteille, voidaan ilmiön esiintymistä ja vaikutuksia tutkia uraanin ja sen pitkäikäisten jälkeläisten toriumin (^{230}Th) ja radiumin (^{226}Ra) avulla aikajaksolla, joka kattaa viimeiset 300 000 vuotta. Hapellisissa olosuhteissa uraania vapautuu kivistä kun taas hapettomissa ja pelkistävässä olosuhteissa uraanin vapautuminen vähenee merkittävästi uraanin pyrkiessä kertymään kallion rakopinnoille. Rakopintänäytteiden uraanin ja toriumin runsaussuhteista ($^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$) voidaan päätellä, kumpi prosessi on kysymyksessä, mikä tarjoaa ainutlaatuisen mahdollisuuden tutkia sulaveden esiintymistä ja vaikutuksia kallioperässä. Kuva 1 esittää havaintoja uraanin poistumisesta ja kertymisestä kallioraissa Nummi-Pusulän Palmotun tutkimusalueella. Uraanin kertymisen ajankohta voidaan mallinnuksen avulla määrittää, jos kertyminen on tapahtunut viimeisten 300 000 vuoden aikana. Kuvassa 2 on esitetty ajoitustuloksia.

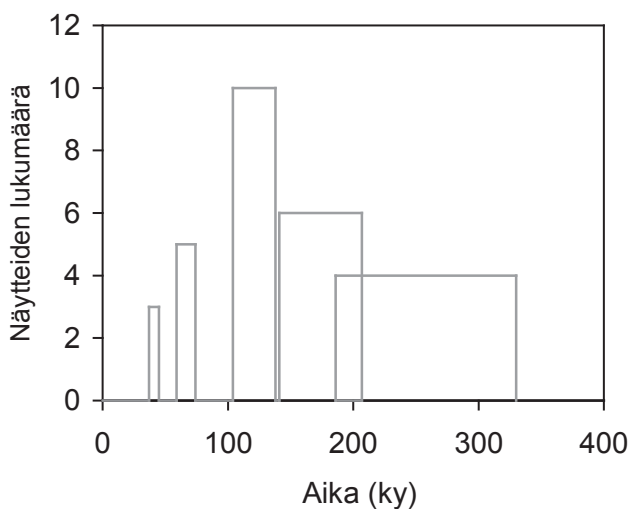
Uraanin isotooppien ^{234}U ja ^{238}U suhdetta pohjavedessä voidaan myös käyttää hyväksi. Olosuhteista riippuen uraanin isotoopit voivat vapautua eri suhteessa kuin ne esiintyvät kivessä. Ero isotooppien liikkuvuudessa johtuu isotoopin ^{234}U suuremmasta herkkyystään muutoksille. Tämä johtuu siitä, että ^{234}U syntyy radioaktiivisen hajoamisen seurauksena ja voi esiintyä eri hapettumistilalla kuin ^{238}U . Jos olosuhteet suosivat uraanin vapautumista, erot isotooppien liikkuvuudessa tasoittuvat ja isotoopit siirtyvät veteen samassa suhteessa kuin esiintyvät kivessä. Hapettomissa ja pelkistävässä olosuhteissa uraanin liukeneminen vähenee merkittävästi, mikä lisää herkkäliikkeisemmän ^{234}U :n

Depth [m]	DH390	DH389	DH384	DH302	DH324	DH346	DH357
1-10	2					1	1
11-20							
21-30		1					
31-40		1	$\frac{1}{3}$	1		6	
41-50			2	1			
51-60			1				
61-70			1		2		
71-80							
91-100				$\frac{9}{3}$			
101-110				3			
121-130						5	
131-140							
141-150						1	
161-175						2	
231-240							2
271-280							1

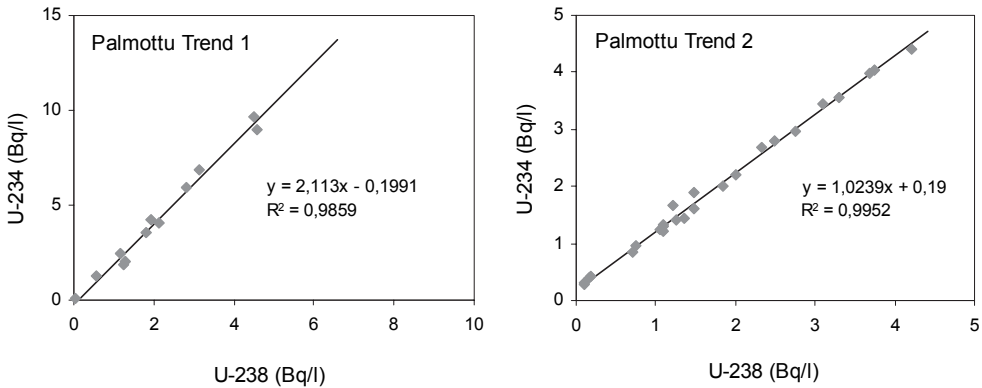
Uraanin käyttäytyminen kalliin raoissa:

-  Uraanin kertyminen
-  Uraanin vapautuminen
-  Vapautumista ja kertymistä
-  Ei häiriötä (300 000 v)

Kuva 1. Havaintoja uraanin liikkeistä kallioraoissa Nummi-Pusulän Palmotun tutkimusalueella. DH viittaa kairaustenäytteeseen.



Kuva 2. Rakopintanäytteiden uraanin kertymisajankohdista Palmotun tutkimusalueella.



Kuva 3. Uraanin isotooppien pitoisuuksien keskinäinen riippuvuus Palmotun pohjavesissä.

suhteellista osuutta vapautuvassa uraanissa. Tutkimalla pohjavesien $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ -suhdetta voidaan tehdä päätelmiä olosuhteista, joissa uraani on vapautunut veteen. Kuvassa 3 on tarkasteltu esimerkkinä Palmotun pohjavesien $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ -suhdetta. Isotooppien pitoisuudet on esitetty toistensa suhteen, josta isotooppien vapautumissuhde voidaan määrittää ja näin arvioida vapautumisen aikaisia olosuhteista.

Esitelmän tarkoituksena on kertoa, millä tavalla uraania ja sen jälkeläisiä voidaan käyttää hyväksi pohjavesisysteemin luonnehdinnassa. Esitelmässä tarkastellaan tulkintamenetelmiä, niiden perusteita ja saatuja tuloksia. Esitelmän aineisto koostuu Suomessa ja Ruotsissa tehdyistä tutkimuksista.

Kirjallisuusviitteet

Rasilainen K, Suksi J, Ruskeeniemi T, Pitkänen P. The Feasibility of USD method in tracking past hydrogeochemical changes in the Fennoscandian shield. Materials Research Society Symposium Proceedings 2004; Vol. 807 (Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXVII): 565–570.

Suksi J, Rasilainen K, Pitkänen P. Variations in $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratios in groundwater – a key to flow system characterisation? Physics and Chemistry of the Earth 2006. (In press.)

Asuntojen radonpitoisuus Suomessa nyt ja tulevaisuudessa

H. Arvela

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Korkeat sisäilman radonpitoisuudet Suomessa johtuvat maaperän radonpitoisen ilman virtaamisesta sisätiloihin. Maaperässä oleva uraani ja radium kasvattavat maaperän huokosilman radonpitoisuutta. Radonpitoisuus huokosilmassa on hyvin suuri, tavallisesti 30 000–100 000 Bq/m³. Jo pienetkin virtaukset voivat kasvattaa sisäilman radonpitoisuuden yli sallittujen rajojen.

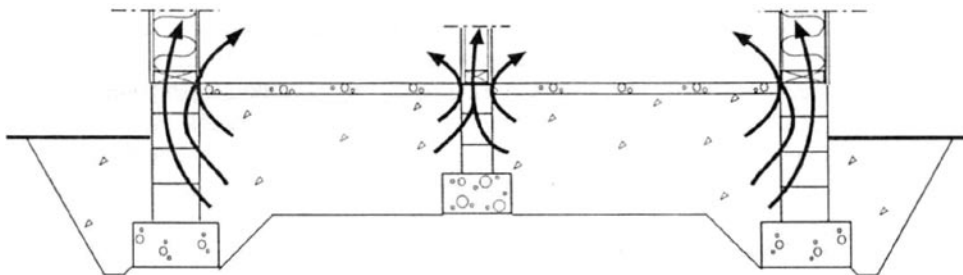
Radonin hajoamistuotteet kasvattavat keuhkojen saamaa säteilyannosta. Suomalaisten ja kansainvälisten tutkimusten mukaan radon aiheuttaa vuosittain 100–600 keuhkosyöpätapausta, todennäköisimpänä määränä pidetään 200 vuotuista syöpätapausta. Uusimman yhteiseurooppalaisen tutkimuksen perusteella määrä on todennäköisesti korkeampi (Darby ym. 2005). Tupakointi on ylivoimaisesti merkittävin syy. Radonin aiheuttama syöpäriski on suurempi tupakoivalle henkilölle kuin tupakoimattomalle. Vuosikymmenien altistus 1200 Bq/m³-pitoisuudessa lisää sekä tupakoitsijan että ei-tupakoivan riskiä kaksinkertaiseksi.

Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön päätöksen ja Suomen rakentamismääräyskokoelman mukaisesti:

- Asunnon huoneilman radonpitoisuus ei saisi ylittää arvoa 400 Bq/m³.
- Uusi asunto tulee suunnitella ja rakentaa siten, että radonpitoisuus ei ylitä arvoa 200 Bq/m³.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusaineisto perustuu vuosina 1990–91 suoritettuun otantatutkimukseen, jossa mitattiin radonpitoisuus väestökisteristä satunnaisesti poimitun 3074 suomalaisen asunnossa (Arvela ym. 1993). Näistä 903 oli kerrostaloasuntoja ja 3074 pientaloja. Asunnoissa suoritettiin kaksi puolen vuoden mittausta siten, että radonmittaukset yhdessä edustavat ympärivuotista mittausta.



Kuva 1. Radonpitoinen ilma virtaa maaperästä sisätiloihin. Vuotoreittejä maanvaraisella laattalla varustetussa perustuksessa.

Sisäilman radonpitoisuudet Suomessa

Radonpitoisuudet suomalaisissa asunnoissa ovat maailman korkeimpia. Otanta-tutkimuksen mukaan radonpitoisuuden 200 Bq/m^3 ylittäviä asuntoja arvioidaan olevan Suomessa 225 000 ja arvon 400 Bq/m^3 ylittäviä 66 000 (taulukko I). Valta-kunnallinen keskiarvo on yli 100 Bq/m^3 . Itä-Uusimaa, Kymenlaakso, Häme ja Pirkanmaa muodostavat yhtenäisen korkean radonpitoisuuden alueen. Tällä yhtenäisellä alueella on mitattu suuria radonpitoisuuksia kaikille maalajeille ja kalliolle rakennetuissa taloissa. Radonpitoisuudet ovat suurimpia alueilla, joilla kohonnut uraanipitoisuus ja soraharjut esiintyvät samanaikaisesti. Kaikkein korkeimman radonpitoisuuden asuinalueet sijaitsevat harjuilla, esimerkiksi Lahden seudulla ja Tampereella. Yleensä harjuille rakennetuissa taloissa radonpitoisuus on keskimäärin kaksi–kolme kertaa suurempi kuin ympäristön tiiviille maalajeille perustetuissa taloissa.

Perustustapa ja radon

Perustustapa vaikuttaa merkittävästi radonpitoisuuteen. Maaperän radonpitoisen ilman virtaus perustuksen rakojen ja rakenteiden läpi on merkittävin syy kohonneisiin radonpitoisuuksiin Suomessa. Sekä alkuperäismaa että paikalle tuodut täyttö- ja salaajaset tai murskeet vaikuttavat radonvirtauksiin. Radonpitoisuudet ovat korkeimpia maanvaraisella laattalla varustetuissa taloissa, uusissa taloissa tyypillisesti $100\text{--}400 \text{ Bq/m}^3$ (kuva 1). Kellari- ja rinnetaloissa maata vasten olevat kevytsoraharkoista tehdyt seinärakenteet muodostavat merkittävän vuotoreitin.

Radonpitoisuus on selvästi korkeampi 1980-luvulla ja sen jälkeen rakennetuissa taloissa kuin vanhemmissa. Tämä selittyy suurelta osalta rakentamistavan muuttumisella. Maanvarainen laatta on korvannut aikaisemmin yleisesti

Taulukko I. Radonpitoisuuden enimmäisarvojen ylitykset suomalaisissa asunnoissa.

Talotyyppi	Keskiarvo Bq/m ³	> 200 Bq/m ³ % (lkm)	> 400 Bq/m ³ % (lkm)	> 800 Bq/m ³ % (lkm)
Pientalot	145	17,9 (209 000)	5,0 (59 000)	1,4 (16 000)
Kerrostalot	80	1,6 (16 000)	0,8 (7 000)	0,3 (3 000)
Kaikki asunnot	120	12,3 (225 000)	3,6 (66 000)	1,0 (19 000)

Taulukko II. Perustustapa ja radonpitoisuus eri vuosikymmeninä.

Perustustapa	Radon-pitoisuus	Perustustavan %-osuus				
		ennen 1950	1950-luku	1960-luku	1970-luku	1980-luku
Maanvarainen laatta	Korkea	18	8	43	65	51
Maanvarainen laatta, KSH	Korkea	–	–	–	5	27
Rinnetalo, avoin portaikko	Korkea	5	4	5	13	10
Ryömintätila	Matala	47	14	7	4	4
Kellari	Matala	30	74	45	14	8
Korkea luokka, yht.	Korkea	23	12	48	83	88
Matala luokka, yht.	Matala	77	88	52	18	12

käytetyn ryömintätilaisen perustuksen. Ennen 1970-lukua rakennetuissa taloissa käytettiin yleisesti tuulettuvaa alapohjaa (ryömintätilainen perustus) ja paljon myös kellariratkaisuja. 1970-luvun jälkeen maanvarainen laatta ja rinnetalot, joissa laatan lisäksi on maanvastaisia seiniä, ovat tulleet lähes yksinomaiseksi ratkaisuksi. Nämä vallitsevat ratkaisut kuuluvat korkean radonpitoisuuden perustuksiin kun taas aikaisemmin käytettiin alhaisen radonpitoisuuden perustuksia. Taulukko II kertoo muutoksista.

Radonkorjaukset

Avainkysymys radonkorjausten onnistumisessa on maaperästä ilmavirtauksen mukana asuntoon kulkeutuvan radonmäärän pienentäminen. Tehokkaimpia ovatkin menetelmät, joilla vaikutetaan suoraan näihin virtauksiin. Radonimuri on tehokkain menetelmä, jotka sopii useimpiin kohteisiin. Imurilla tehdään laatan alle alipaine, joka vähentää ilman virtausta maaperästä asuntoon pysäyttäen sen onnistuneessa korjauksessa kokonaan. Imuri myös laimentaa ”tuuletamalla” maaperän ilman radonpitoisuutta. Ympäristöministeriö on julkaissut laadukkaana oppaan radonimurin toteutuksesta (Ympäristöministeriö 1996). Taulukko III kuvaa eri menetelmillä saatuja tuloksia (Arvela 1995).

Ilmanvaihdon tehostamisella ja uuden ilmanvaihtojärjestelmän asennuksella on harvoin saavutettu yli 50 %:n pitoisuusalenemia. Parhaat tulokset on saavutettu koneellisen tulo- ja poistoilmanvaihdon asennuksella kohteissa, joissa ilmanvaihto lähtötilanteessa on ollut puutteellista. Vuotoreittien tiivistämisellä on myös mahdollista alentaa radonpitoisuutta. Hyvät tulokset ovat kuitenkin harvinaisia, koska kaikkien vuotojen tiivistäminen on usein erittäin vaativa ja mahdollisesti kalliskin toimenpide.

Keskimääräinen radonpitoisuuden alenema Suomessa toteutetuissa korjauksissa on noin 1000 Bq/m³. Vastaava radonaltistuksen pieneminen on todella merkittävä, 15 mSv vuodessa. Radonkorjauksia on toteutettu STUKin käytössä olevien tietojen perusteella 1500–2000 asunnossa. Tähänastisilla mittauksilla on löydetty noin joka seitsemäs yhteensä noin 70 000 asunnosta, joissa korjausraja 400 Bq/m³ ylittyy. Kaikkien ylitysten korjaaminen tason 200 Bq/m³ alapuolella vähentäisi kollektiivista altistusta 19 %.

Taulukko III. Radonkorjausmenetelmillä saavutettuja alenemia.

Korjausmenetelmä	Tyypillinen pitoisuuden alenema, %
Radonimuri	60–90
Radonkaivo	80–90
Ilmanvaihtotekniset toimet	20–50
Vuotojen tiivistäminen	20–60
Useita menetelmiä	30–80

Kirjallisuusviitteet

- Arvela H, Mäkeläinen I, Castren O. Otantatutkimus asuntojen radonista Suomessa. STUK-A108. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1993.
- Arvela H. Asuntojen radonkorjauksen menetelmät. STUK-A127. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 1995.
- Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbrock L, Kreutzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberegner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Schaffrath-Rosario A, Tirmarche M, Tomasek L, Whitley E, Wichmann H-E, Doll R. Radon in homes and lung cancer risk: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *British Medical Journal* 2005; 330: 223–226.
- Rakennustieto Oy. Radonin torjunta, RT-Ohjekortti 81-10791. Helsinki: Rakennustieto Oy; 2003.
- Ympäristöministeriö. Pien- ja rivitalojen radontekninen korjaus. Imupistemenetelmä. Ympäristöopas 4. Helsinki: Edita Oy; 1996.

Sadannan happi-isotooppien kausivaihtelu Suomessa

E. Sonninen¹, O. Järvinen², J. Paatero³ ja J. Vuorenmaa²

¹Ajotuslaboratorio, PL 64, 00014 Helsingin yliopisto

²Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

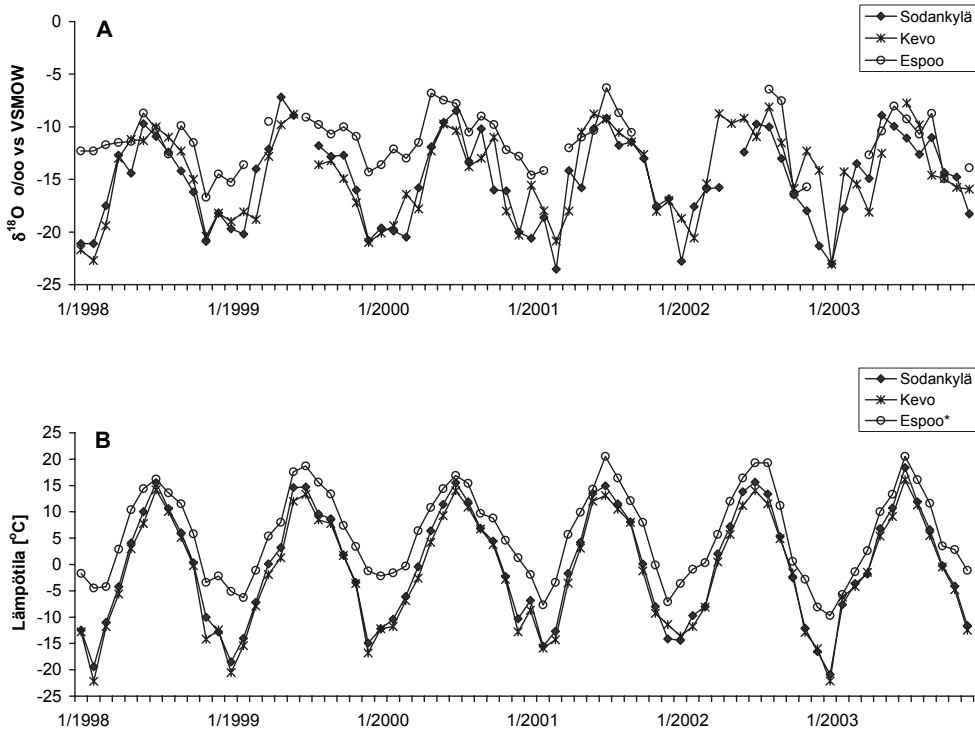
³Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

Vedenkiertokulussa veden eri olomuotojen väliset faasimuutokset, höyrystyminen ja tiivistyminen vedeksi ja lumeksi, muuttavat veden happi- ja vetyisotopisuhdetta ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ja $^2\text{H}/^1\text{H}$). Sadannan isotooppikoostumusta säätelevät veden höyrystymis- ja sadanta-alueella vallitsevat sääolosuhteet ja niiden välinen vesihöyrymassojen kulkema matka. Vesihöyry kevenee asteittain edetessään höyrystymisalueeltaan maapallon napa-alueita kohti siitä tiivistyvän veden suosiessa painavampaa ^{18}O - ja ^2H -isotooppia.

Suomen alueelta on analysoitu sadannan happi-isotooppikoostumusta kesästä 1987 lähtien. Näytteet on valittu Suomen ympäristökeskuksen keräysverkoston kohteista ja Ilmatieteen laitoksen havaintoasemilta kattamaan Suomen alue. Keräys Ympäristökeskuksen kohteista on loppunut 2003, mutta jatkuu Ilmatieteen laitoksen havaintoasemilta.

Isotooppianalysointi suoritetaan isotooppisuhdemassaspektrometrillä. Tulokset annetaan suhteellisina poikkeamina kansainvälisesti sovitusta referenssivedestä ja ilmaistaan $\delta^{18}\text{O}$ -arvoina.

Suomen alueen sadannan $\delta^{18}\text{O}$ -arvoissa näkyy yleisesti havaittu laskeva suuntaus vesihöyryn edetessä ja mannermaisuuuden kasvaessa (Dansgaard 1964, Rozanski ym. 1992). Samanaikaisesti isotooppikoostumuksen kausivaihtelun, kesä–talvi, amplitudi kasvaa etelästä pohjoiseen (kuva 1A, s. 108). Näillä leveysasteilla sadeveden $\delta^{18}\text{O}$ -arvot korreloivat parhaiten vallitsevan ilman lämpötilan kanssa (kuva 1A ja B) ja $\delta^{18}\text{O}$ -arvojen lämpötilariippuvuus lineaariregressiota käyttäen havaintoajanjaksolle 1989–2003 on Espoossa 0,24 ja Sodankylässä 0,32 o/oo°C⁻¹.



Kuva 1. A) Sadannan kuukausikertymien $\delta^{18}\text{O}$ -arvot ajalta 1998–2003 kolmella keräyspaikalla ja B) vastaavien kuukausien keskilämpötilat keräyspaikalla tai läheisellä säähavaintoasemalla.

Kirjallisuusviitteet

Dansgaard W. Stable isotopes in precipitation. *Tellus* 1964; XVI: 436–468.

Rozanski K, Araguás-Araguás L, Gonfiantini R. Relation between long-term trends of oxygen-18 isotope composition of precipitation and climate. *Science* 1992; 258: 981–985.

45 years of cosmic ray research in Finland

I.G. Usoskin¹, P.J. Tanskanen², E. Valtonen³ and A.M. Aurela⁴

¹Sodankylä Geophysical Observatory, P.O.Box 3000,
FI-90014 University of Oulu, Finland

²Department of Physical Sciences, P.O.Box 3000,
FI-90014 University of Oulu, Finland (emeritus)

³Space Research Laboratory, Department of Physics,
FI-20014 University of Turku, Finland

⁴Department of Physics, FI-20014 University of Turku, Finland (emeritus)

Abstract

Here we present a brief review of the history of cosmic ray research in Finland, which is traced back to 1959, when first ground-based cosmic-ray measurements started in Turku. The first cosmic ray station has been laid in Oulu in 1961 performing measurements of cosmic rays by a neutron monitor and muon telescope. Since 1990's, several Finnish universities, viz. Finnish Meteorological Institute, Helsinki University of Technology, University of Oulu and University of Turku are involved in space-borne cosmic ray projects, such as, e.g., SOHO, AMS, Cluster, Cassini, etc. At the same time, ground-based cosmic-ray measurements reached a new level, including a fully automatic on-line database in Oulu and a new muon measuring underground site in Pyhäsalmi.

Introduction

Cosmic ray research in Finland has a long history, which can be traced back for more than 45 years. Ground-based cosmic-ray measurements by a muon telescope started at the University of Turku in 1959 under the leadership of Professor Väinö Hovi (Hovi and Aurela 1960). Later it was complemented with an experiment based on BF₃ counters (Aurela et al. 1968). In 1961, cosmic rays and space physics have been declared as a new priority research area at the newly founded University of Oulu. The research, initiated by Pekka Tanskanen and supervised by Professor Pentti Tuomikoski, was first concentrated on a cosmic ray telescope for observations of cosmic ray muons. Construction of the telescope was completed in 1963, and soon after it was complemented with a neutron monitor for measuring the nucleonic component of cosmic rays. Since 1990's, several Finnish universities, viz. Finnish Meteorological Institute, Helsinki Technical University, University of Oulu and University of Turku are actively involved in

space-borne cosmic ray projects, such as, e.g., SOHO, AMS, Cluster, Cassini, etc. At the same time, ground based cosmic ray measurements reached a new level, including a fully automatic on-line database in Oulu and a new muon measuring underground site in Pyhäsalmi.

Ground based measurements

Neutron monitor

A neutron monitor (NM) based on proportional BF_3 -filled counters detects thermal neutrons from a nucleonic cascade initiated by primary cosmic rays in the atmosphere. See the full details of the NM construction in Niemi (1966). Measurements with neutron monitors started in Turku in early 1960's. The purpose was not, however, to establish a permanent cosmic-ray station, but to study the energy spectrum of evaporation neutrons produced by cosmic rays in lead (Aurela et al. 1968). A permanent cosmic ray station, consisting of 9 NM64 counters has been installed in Kotinkangas (Oulu) in April 1964. In 1973 it has been moved to Linnanmaa area, where it is still situated and operated by Sodankylä Geophysical Observatory (SGO) (see <http://cosmicrays.oulu.fi>). Oulu NM, which is a part of the World Neutron Monitor Network, provides unique data on cosmic ray intensities for over 42 years (see Figure 1). There are only a few stations in the world that can boast of such a long record.



Figure 1. Cosmic ray intensity as measured by the Oulu neutron monitor.

Muon detectors

The first cosmic-ray measuring instrument in Turku was a muon telescope consisting of Geiger counters, used to study the north-south asymmetry of cosmic ray muons (Hovi and Aurela 1960). A muon telescope, consisting of a number of plastic scintillators monitored by photomultipliers, was launched in Oulu in 1963. The telescope collected data until 1980's, when it was disassembled due to aging of scintillators and photomultipliers. From survived parts of the telescope, a smaller multi-layer muon telescope was built in 2000 and located, under supervision of SGO, in a copper-zinc mine in Pyhäsalmi. A large muon telescope (EMMA – Experiment with Multi-Muon Array) to be placed in the Pyhäsalmi mine is presently under development by CUPP (Center for Underground Physics in Pyhäsalmi).

Hadron spectrometer

Starting in 1980, a double-layer neutron monitor and a muon telescope based on large-area plastic and liquid scintillators as well as position sensitive streamer tubes were in operation in Turku. This set of detectors operated together was called a hadron spectrometer, which can distinguish between secondary cosmic ray neutrons and protons and measure their spectra in the energy range between 1 and 1000 GeV.

Extensive air shower array

A small air shower array was built around the hadron spectrometer in Turku in 1985 and operated until 1994. It aimed to study multiple hadrons in extensive showers of particles produced by high-energy primary cosmic rays in the atmosphere. The array, consisting of 18 scintillation counters, was capable to measure the size, core position, and angle of incidence of the showers. Presently, a large part of the instrumentation is used in the Pyhäsalmi mine by CUPP.

Space-borne projects

SOHO/ERNE

Already in the late 1980's, the main research interests in Turku moved to topics investigated with space-based instruments. Launched in 1995, the SOHO (Solar and Heliospheric Observatory) mission is a joint space program of ESA and NASA for studying the structure, chemical composition, and dynamics of the Sun, solar

atmosphere, and the solar wind. Onboard SOHO there is an energetic particle instrument ERNE (Energetic and Relativistic Nuclei and Electron) built by the University of Turku (Torsti et al. 1995). ERNE aims to measure both composition and energy spectrum of solar energetic particles accelerated at the Sun or in the interplanetary space.

Alpha Magnetic Spectrometer (AMS)

AMS is a state-of-the-art cosmic ray detector, which brings laboratory technologies into space. A pilot version of AMS-01 flew for 10 days onboard a Space Shuttle in June 1998, and provided uniquely high-resolution data on the cosmic ray composition and energy spectra, allowing us to advance the knowledge of the universe and to improve the understanding of the origin of universe (e.g. Alcaraz et al. 1999). The main instrument AMS-02 is going to be installed onboard the International Space Station in a few years, with participation of the University of Turku and Helsinki University of Technology.

Finnish groups had also participated in the other space missions, e.g., CASSINI, CLUSTER-II, VIKING, etc., however they were not targeted on cosmic rays.

Research related to cosmic rays

Cosmic ray research performed in Finland is not limited to measurements but also includes theoretical developments as well as data analysis and interpretation.

The early cosmic-ray measurements required correction methods which were developed both in Turku and Oulu. These include studied of geometrical errors of directional intensities measured by counter telescopes, mathematical stabilization methods for unstable resolution corrections (Aurela and Torsti 1967), atmospheric effect on ground-based flux of neutrons (Tanskanen 1968), scattering in cosmic-ray muon spectrometers (Aurela 1968), a fast quadratic programming method for solving ill-conditioned systems of equations (Torsti and Aurela 1972), and a special method to study solar neutrons by neutron monitors (Usoskin et al. 1997). For the interpretation of data obtained from the Turku hadron spectrometer, a comprehensive model of the hadron cascades in the atmosphere and in the instrument itself was developed (Lumme et al. 1984).

A theory of the cosmic ray transport in the heliosphere has been developed at the University of Oulu and SGO with applications, e.g., to studies of solar activity and cosmic rays on long time scales (Usoskin et al. 2003) and cosmic ray induced effects in the atmosphere (Usoskin et al. 2004).

State-of-the-art experiment-oriented modeling of solar energetic particles events, along with their acceleration and propagation in relation with the interplanetary medium and magnetic fields, are successfully conducted at the University of Turku (e.g. Kocharov and Torsti 2003), including numerical modeling of acceleration, propagation and charge state of solar energetic ions. The results of such models are applied for space-borne observations of solar energetic particles.

Finally we would like to acknowledge K. Alanko-Huotari, H. Arvela, A.-M. Elo, T. Eronen, H. Kananen, J. Kangas, L. Kocharov, T. Laitinen, M. Lumme, K. Mursula, S. Niemi, M. Nieminen, J. Peltonen, J. Peltoniemi, R. Punkkinen, E. Riihonen, M. Teittinen, J. Torsti, P. Tuomikoski, E. Vainikka, R. Vainio, K. Vuorinen and all others, who contributed to the cosmic rays research in Finland.

References

- Alcaraz J et al. Search for antihelium in cosmic rays. *Physics Letters B* 1999; 461: 387–396.
- Aurela AM et al. Spectrum of evaporation neutrons produced by cosmic rays in lead. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A VI* 1968; (294).
- Aurela AM, Torsti J. Stabilization of unstable resolution-correction problems. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A VI* 1967; (255).
- Aurela AM, Torsti J. Correction for scattering in cosmic-ray muon spectrometers. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A VI* 1968; (290).
- Hovi V, Aurela AM. On the north-south asymmetry of cosmic rays at great zenith angles in high latitudes. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A VI* 1960; (46).
- Kocharov LG, Torsti J. The origin of high-energy He-3-rich solar particle events. *The Astrophysical Journal* 2003; 586: 1430.
- Lumme M et al. Cosmic-ray spectra as calculated from atmospheric hadron cascades. *Journal of physics. G, Nuclear and particle physics* 1984; 10: 683–694.
- Niemi S. Construction and use of a neutron monitor for multiplicity studies. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae, Series A* 1966; (214).
- Tanskanen P. Influence of snow on Neutron Monitor intensity. *Nature* 1968; 219: 5157.
- Torsti J et al. Energetic particle experiment ERNE. *Solar Physics* 1995; 162: 505–531.

- Usoskin IG, Kovaltsov GA, Kananen H, Tanskanen P. The World Neutron Monitor Network as a tool for the study of solar neutrons. *Annales Geophysicae* 1997; 15: 375–386.
- Usoskin IG et al. A millennium scale sunspot number reconstruction: Evidence for an unusually active sun since the 1940's, *Physical Review Letters* 2003; 91 (21): 211101.
- Usoskin IG et al. Latitudinal dependence of low cloud amount on cosmic ray induced ionization, *Geophysical Research Letters* 2004; 31 (16): L16109.

Kosminen säteily ja lentohenkilöstön altistuminen

E. Vartiainen

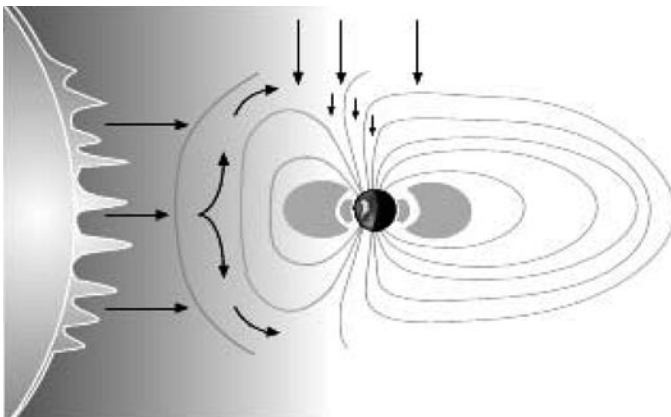
STUK – Säteilyturvakeskus, Säteilyn käytön turvallisuus,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Lentohenkilöstö työskentelee olosuhteissa, joissa ionisoivan säteilyn annosnopeus voi olla monikymmenkertainen maanpinnan säteilytasoon verrattuna. Ilmakehä ja maan magneettikenttä suojaavat ihmisiä avaruudesta tulevalta kosmiselta säteilyltä, mutta ylempänä ilmakehässä ja erityisesti lähellä napa-alueita suoja heikkenee.

Kosminen säteily ilmakehässä

Kosminen säteily voidaan jakaa galaktiseen säteilyyn, joka tulee aurinkokunnan ulkopuolelta, ja auringosta tulevaan säteilyyn. Maan pinnalla ja lentokoneissa säteilyaltistus aiheutuu lähes yksinomaan galaktisen säteilyn aiheuttamasta sekundaarisäteilystä.



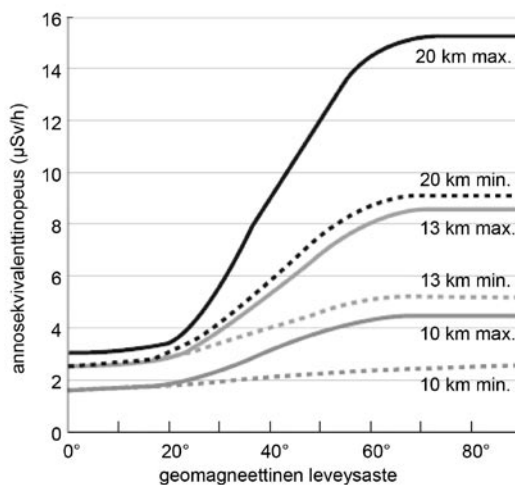
Kuva 1. Kosminen säteily tulee auringosta ja muualta avaruudesta. Osa auringosta ja aurinkokuntamme ulkopuolelta saapuvista varauksisista hiukkasista joutuu Maan magneettikentän vangitsemiksi muodostaen kaksi maata kiertävää säteilyvyöhykettä. Maan magneettikenttä ja ilmakehä suojaavat Maata kosmiselta säteilyltä. Magneettikentän antama suoja on voimakkaampi päiväntasaajalla kuin napa-alueilla.

Ilmakehässä avaruudesta tulevat suurienergiset primaarihiukkaset kokevat vuorovaikutuksia ilman atomien ja molekyylien kanssa. Vuorovaikutuksissa syntyy varauksellisia ja varauksettomia sekundaarihiukkasia kuten protonia, neutroneja, pioneja ja pienen varausluvun ytimiä, jotka edelleen synnyttävät ilmakehässä uusia hiukkasia. On arvioitu, että yksi ilmakehään saapuva primaariprotoni voi saada aikaan jopa miljoona sekundaarihiukkasta.

Kosmisen säteilyn annosekvivalenttinopeus kasvaa korkeuden funktiona. Tavanomaiset suihkukoneet lentävät 9–13 km:n korkeudessa, pienet business jetit noin 15 km:n ja yliäänikoneet noin 18 km:n korkeudessa. Yhdeksän kilometrin korkeudessa annosnopeus on 3–4 $\mu\text{Sv/h}$ ja 13 km:n korkeudessa jo kaksinkertainen. Lennettäessä päiväntasaajalta kohti napa-alueita annosekvivalenttinopeus kasvaa 50–60 leveysasteille asti pysyen tämän jälkeen suhteellisen vakiona (kuva 2).

Kosmisesta säteilystä lennon aikana saatu annos riippuu lentoajasta, -korkeudesta ja -reitistä sekä kääntäen verrannollisesti auringon aktiivisuudesta. Auringon aktiivisuuden sykli on noin 11 vuotta. Auringosta emittoituneiden hiukkasten magneettikenttä vaikuttaa siten, että auringon ollessa aktiivisimmillaan ilmakehässä havaittavan kosmisen säteilyn annosnopeus on pienimmillään.

Voimakas auringonpurkaus voi lyhytaikaisesti nostaa annosnopeutta ilmakehässä. Purkausten aiheuttama lisäys säteilyannoksiin on vuositasolla vähäinen, noin 3 % 12 km:n ja 7 % 18 km:n korkeudessa.



Kuva 2. Kosmisen säteilyn annosekvivalenttinopeus geomagneettisen leveysasteen funktiona eri korkeuksilla (EC Rad. Prot. 85, 1997).

Taulukko I. Lennon aikana saatu efektiivinen annos eräillä reiteillä auringonpilkkuminimin aikana. Efektiivinen annos on laskettu ohjelmallisesti määritetystä annosekvivalentista käyttäen kerrointa 0,8 (EC Rad. Prot. 85, 1997).

Lentoreitti	Lennon kesto (min)	Efektiivinen annos (μSv)
Helsinki – Frankfurt	160	10
Tukholma – Wien	140	8,2
Tukholma – Tokio	605	51
Bryssel – Singapore	675	30
Amsterdam – Vancouver	645	70

Ensimmäinen lentokoneessa havainnoitu auringonpurkaus mitattiin huhtikuussa 2001 reitillä Praha – New York. Purkauksen aikana kosmisen säteilyn annosekvivalenttinopeus kasvoi noin kaksinkertaiseksi. Yhdentoista kilometrin korkeudessa annosnopeus oli hetkellisesti yli 10 $\mu\text{Sv/h}$.

Lentohenkilöstön säteilyaltistus

Lentohenkilöstön säteilyannoksia määritetään laskentaohjelmien avulla (esimerkiksi CARI-6, EPCARD, FREE ja PC-AIR). Tavanomaiset henkilöannosmittarit eivät sovellu kosmisen säteilyn mittaukseen.

Suomessa lentohenkilöstön jäsenen keskimääräinen vuosiannos on noin 2 mSv. Se on kymmenesosa työntekijöiden efektiivisen annoksen vuosiannosrajasta. Eniten altistuvat lentoemännät ja lentäjät saavat vuosittain noin 5 mSv:n annoksen, mikä on lähellä kosmisen säteilyn annosrajoitusta 6 mSv/v.

Lentohenkilöstö on yksi eniten säteilylle altistuvista työntekijäryhmistä. Lentäjän ja lentoemännän keskimääräinen vuosiannos on suurempi kuin monen muun työntekijäryhmän.

Säteilyaltistuksen seuranta

Kosmiselta säteilyltä ei voi suojautua. Yksittäisten työntekijöiden altistusta rajoitetaan tarvittaessa työaika- ja reittisuunnittelun avulla siten, että annosrajoitus 6 mSv/v ei ylitä. Lisäksi raskaana olevien lentotyö on suunniteltava niin, että sikiön ja käytännössä myös äidin säteilyaltistus ei ylitä 1 mSv:ä raskauden toteamisen jälkeen.

Taulukko II. Eniten altistuvien työntekijäryhmien keskimääräisiä ja suurimpia efektiivisiä vuosiannoksia (Säteilyturvakeskuksen annosrekisterin alustavat tilastotiedot vuodelta 2005). Lääkinnässä röntgensäteilyä ja lyijyesiliinaa käyttävillä efektiivinen annos E on laskettu kaavalla $E = Hp(10)/30$, missä $Hp(10)$ on suojan päällä pidettävän henkilökohtaisen annosmittarin mittaustulos.

	Ė (mSv), kirjauskynnyksen ylittäneet	Ė (mSv), kaikki	Emax (mSv)
Lentohenkilöstö	2,10	1,90	5,2
Teollisuuskuvaajat	0,90	0,20	5,7
YV-eristetyö	4,30	3,50	13,5
YV-käyttöhenkilökunta	0,70	0,30	5,4
Tutkijat	1,70	0,10	6,9
Radiologit	0,08	0,02	0,8
Kardiologit	0,14	0,12	0,9
Toimenpideradiologit	0,37	0,35	1,4
Kirurgit	0,07	0,01	0,6
Röntgenhoitajat	0,02	0,00	0,1

Luonnonsäteilyaltistuksesta säädetään säteilylaissa (592/1991) ja -asetuksessa (1512/1991). Ohjeessa ST 12.4, Säteilyturvallisuus lentotoiminnassa, esitetään lentohenkilöstön säteilyturvallisuutta ja altistuksen seurantaan koskevat vaatimukset. Ohje koskee yli 8 km:n korkeudessa suomalaisella toimiluvalla lentoliikennettä harjoittavia yrityksiä ja suomalaista sotilasilmailutoimintaa. Myös yhteiseurooppalaisissa ilmailumääräyksissä (JAR-OPS 1) asetetaan lentotoiminnan harjoittajalle kosmisesta säteilystä aiheutuvaa altistusta ja lentohenkilöstön suojelua koskevia vaatimuksia.

Lentohenkilökunta on niitä harvoja työntekijäryhmiä, joiden kollektiivinen säteilyannos on viime vuosina kasvanut. Tähän on vaikuttanut lentoliikenteen kasvu ja uudet, entistä korkeammalla lentävät matkustajakoneet.

Kirjallisuutta

Exposure of air crew to cosmic radiation. Radiation Protection 85. Luxemburg: European Communities; 1996.

Ohje ST 12.4. Säteilyturvallisuus lentotoiminnassa. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2005.

Recommendations for the implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning significant increase in exposure due to natural radiation sources. Radiation Protection 88. Luxembourg: European Communities; 1997.

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

Kosminen säteily ja ilmastomuutos

H. Jungner

Ajoituslaboratorio, PL 64, 00014 Helsingin yliopisto

Keskustelussa ilmastomuutokseen vaikuttavista tekijöistä muodostavat nk. luonnolliset tekijät oman ryhmänsä. Laajassa mittakaavassa auringosta tulevan energian määrän vaihtelut nähdään jääkausien ja lämpimien kausien vaihteluna. Auringon toiminta vaikuttaa myös kosmisen säteilyn intensiteettiin ja täten tieto kosmisen säteilyn vaihtelusta voi tarjota tietoa auringon toiminnasta. Eräs kosmisen säteilyn intensiteetin mitta on kosmogeenisten isotooppien tuotanto ilmakehässä. Tunnetuin näistä on radiohiili eli ^{14}C , mutta myös ^{10}Be on uuden mittaustekniikan johdosta tullut tärkeäksi.

Kosmisen säteilyn vaikutus ilmakehään ja siinä tapahtuviin kemiallisiin prosesseihin ja esimerkiksi pilvien muodostumiseen on toinen keskustelun aihe.

Esityksessä kuvataan lyhyesti muutama esimerkki kytkennästä kosmisen säteilyn ja ilmaston välillä.

SESSIO 4

Säteilyvalvonta

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa – eri altistusteiden vaikutus suomalaisten säteilyannokseen

R. Mustonen

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Ympäristön säteilyvalvonnalla tuotetaan ajantasaista tietoa siitä säteilystä, jolle väestö altistuu. Säteilyvalvonta kattaa väestön altistumista elinympäristöstä peräisin olevalle keinotekoiselle säteilylle, joten altistuminen luonnonsäteilylle ei kuulu ympäristön säteilyvalvontaohjelman piiriin. Säteilyvalvonta muodostuu vuosittain toteutettavasta ohjelmasta, jonka tulosten avulla voidaan arvioida suomalaisten keskimääräinen, ympäristössä olevista keinotekoisista radioaktiivisista aineista aiheutuva säteilyannos. Valvontaohjelma kattaa kaikki merkittävät säteilylle altistumisreitit ja päättyy ihmisen kehon radioaktiivisuuden valvontaan. Ohjelmalla täytetään myös Euratom-sopimuksen artiklojen 35–36 ympäristön säteilyvalvontaa koskevat vaatimukset ja niiden perusteella annetut komission suositukset (2000/473/Euratom).

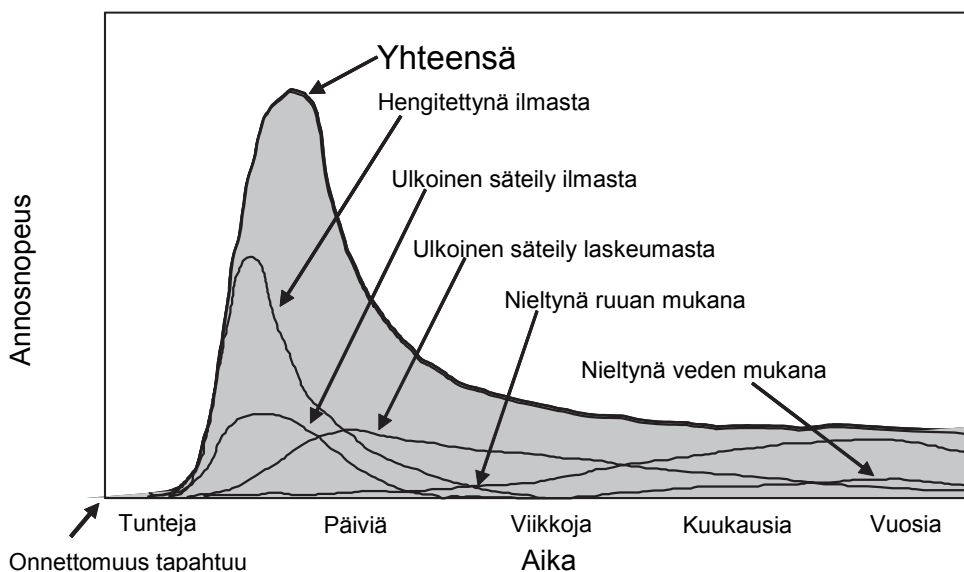
Ympäristön säteilyvalvonta on yksi STUKin ydinprosesseista. Sen tavoitteena on:

- olla jatkuvasti tietoinen siitä säteilystä, jolle väestö altistuu
- varmistaa, että väestön säteilyaltistus ei ole ristiriidassa säteilylainsäädännön kanssa ja
- ylläpitää asiantuntemusta ja valmiutta reagoida nopeasti ja oikein poikkeaviin säteilytilanteisiin.

Nämä tavoitteet tarkoittavat, että ympäristön säteilyvalvonta on ns. normaaliajan säteilyvalvontaa. Kun tällä valvonnalla havaitaan poikkeava säteilytilanne, tai muuten saadaan tieto poikkeavasta säteilytilanteesta, siirrytään tehostettuun säteilyvalvontaan ja STUK ja muut viranomaiset nostavat tarvittaessa omia valmiuksiaan tekemiensä suunnitelmien mukaisesti.

Eri altistustiet ja Suomen valvontaohjelma

Kuva 1 esittää kaikki ne altistustiet, joiden kautta ihminen altistuu ympäristössä oleville radioaktiivisille aineille. Kuva esittää jotain onnettomuutta,



Kuva 1. Eri altistustiet säteilylle säteily- tai ydinonnettomuuden seurauksena syntyvässä säteilytilanteessa. Myös normaaliaikana ihmiset altistuvat ympäristöstä peräisin olevalle säteilylle samojen altistusreittien kautta.

josta radioaktiivisia aineita pääsee leviämään elinympäristöön. Jos niitä leviää ulkoilmaan, on ilmasta hengitetty radioaktiivisuus ensimmäisenä altistamassa ihmisiä. Samaan aikaan saadaan suoraa ulkoista säteilyä ilmassa olevista radioaktiivisista aineista ja pian myös maahan ja erilaisille pinnoille laskeutuneista aineista. Onnettomuustilanteessa saattaa myös elintarviketuotantoketju saastua ja ihmiset altistuvat sisäiselle säteilylle elintarvikkeiden syönnin kautta. Viimeisenä altistusreittinä on saastunut juomavesi, mutta yleensä sitä kautta saatavat säteilyannokset eivät nouse kovin merkittäviksi verrattuna edellä mainittuihin reitteihin. Se mikä on eri altistusreittien suhteellinen merkitys kokonaisannoksessa tai annosnopeudessa, riippuu luonnollisesti siitä, mistä poikkeava säteilytilanne on syntynyt ja mitkä ovat sääolosuhteet ja tarkasteltava elinympäristö. Jos säteilytilanne on syntynyt esim. ydinlaitosonnettomuudesta, jonka seurauksena radioaktiivisia aineita on levinnyt ulkoilmaan, voivat hengityksen kautta saatavat annosnopeudet olla hyvinkin suuria, mutta toisaalta altistumisaika jää yleensä lyhyeksi. Ympäristöön jäävät radioaktiiviset aineet voivat puolestaan altistaa ihmisiä säteilylle vuosien, jopa vuosikymmenien ajan, mutta annosnopeudet eivät välttämättä ole kovin korkeita. Kokonaisannosnopeutta kuvaavan käyrän alle jäävä kokonaisannos (annosnopeus kerrottuna altistumisajalla) on se säteilyannos, jota poikkeavassa säteilytilanteessa pyritään minimoimaan.

Ympäristön säteilyvalvontaohjelma on suunniteltu niin, että kaikki edellä kuvatut altistusreitit ovat mukana myös normaaliajan säteilyvalvonnassa. Samalla on otettu huomioon, että Euroopan komission suositukset jatkuvasta säteilyvalvonnasta tulevat täytetyiksi (2000/473/Euratom). Taulukko I esittää säteilyvalvonnan osa-alueet ja paikat, joissa jatkuvaa säteilyvalvontaa tehdään. Suomessa STUK vastaa ympäristön säteilyvalvonnasta säteilyasetuksen 1991/1512 mukaan (asetusmuutos 1994/1598). Valvonnan toteutukseen osallistuvat yhteistyökumppaneina tai alihankkijoina mm. hätäkeskukset ja pelastuslaitokset, Ilmatieteen laitos, puolustusvoimat, Rajavartiolaitos, kouluja, sairaaloita, jne. Volyymiltaan normaaliajan säteilyvalvonta on haluttu optimoida sellaiselle tasolle, että sen avulla saadaan riittävän kattava kuva suomalaisten altistumisesta ympäristön keinotekoiselle säteilylle ja toisaalta sillä voidaan pitää yllä asiantuntemusta ja valmiutta reagoida poikkeaviin säteilytilanteisiin. Esim. STUK käyttää vuosittain noin kahdeksan henkilötyövuotta ympäristön säteilyvalvontaan. Yhteenveto säteilyvalvonnan tuloksista julkaistaan vuosittain ilmestyvässä vuosiraportissa (Mustonen 2005).

Valvonnan tuloksia

Ulkoisen säteily

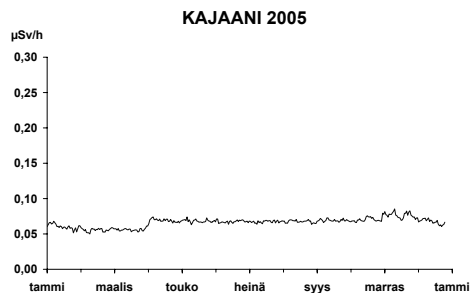
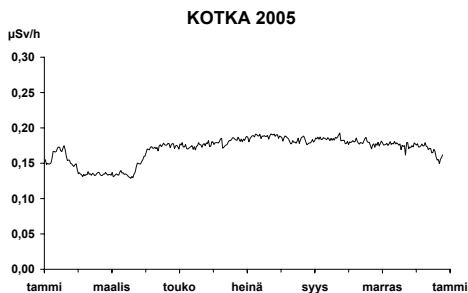
STUK toimittaa päivittäin noin 260 mittausaseman yhden tunnin annosnopeustiedot julkisille www-sivuilleen (www.stuk.fi, ks. kuva 2). Lisäksi STUK toimittaa päivittäin ulkoisen säteilyn mittaustuloksia myös Euroopan komissiolle sekä ylläpitää palvelinta, josta erikseen sovitut ulkopuoliset käyttäjät (mm. Itämeren maiden neuvoston jäsenvaltiot) voivat halutessaan hakea Suomen säteilytietoja.

Ilman radioaktiivisuus

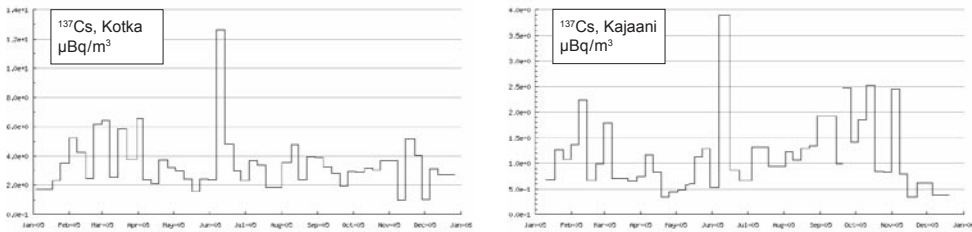
Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan pumppaamalla suuri määrä ilmaa hiukkassuodattimien ja aktiivihiilisuodattimien läpi, ja analysoimalla suodattimet laboratoriossa. Helsingissä STUKin toimipisteessä sijaitseva laitteisto kerää, käsittelee ja analysoi näytteen sekä raportoi tulokset automaattisesti. Ilmassa havaitaan vielä pieniä määriä Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa ¹³⁷Cs:a (kuva 3, s. 126) ja muutaman kerran vuodessa myös muita lähialueiden säteilyn käyttöpaikoilta ja ydinlaitoksista peräisin olevia fissio- ja aktivoitumistuotteita.

Taulukko I. Normaaliajan ympäristön säteilyvalvontaohjelman sisältö.

Valvontakohte	Valvontapaikat	Mitataan	Frekvenssit
Ulkoisen säteily	n. 280 automaattiasemaa	Annosnopeus, $\mu\text{Sv/h}$	Jatkuva, hälyttävä
Ilman radioaktiivisuus	Helsinki, Kotka, Imatra, Ylöjärvi, Kuopio, Kajaani, Rovaniemi, Sodankylä, Ivalo (9 paikkaa)	Gammasäteilijät	1–7 näytettä viikossa
Ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuus	Ilmatieteen laitos toteuttaa, noin 10 asemaa	Pitkäikäinen kokonaisbeeta-aktiivisuus	1 näyte viikossa
Laskeuman radioaktiivisuus	Helsinki, Kotka, Imatra, Ylöjärvi, Kuopio, Kajaani, Rovaniemi, Sodankylä, Ivalo (9 paikkaa)	Gammasäteilijät, Sr-90	1 näyte kuukaudessa
Pintaveden aktiivisuus	Kymijoki, Oulujoki, Kemijoki	Gammasäteilijät	4 näytettä vuodessa
Juomaveden aktiivisuus	Helsinki, Turku, Tampere, Oulu, Rovaniemi	H-3, Sr-90, gammasäteilijät	2 näytettä vuodessa
Maidon aktiivisuus	Riihimäki, Joensuu, Jyväskylä, Seinäjoki, Oulu (meijerit)	Gammasäteilijät, Sr-90	1 näyte viikossa
Elintarvikkeiden aktiivisuus	Helsinki, Tampere, Rovaniemi (keskussairaalat + erityiselintarvikkeet)	Gammasäteilijät, Sr-90	2 näytettä vuodessa + erityiselintarvikket
Ihmisen aktiivisuus	Helsinki, Tampere, Rovaniemi	Gammasäteilijät	Kerran vuodessa
Itämeren radioaktiivisuus	Toteutetaan Itämeren valvontaohjelman yhteydessä		



Kuva 2. Ulkoisen säteilyn aiheuttama annosnopeus ilmassa Kotkan ja Kajaanin valvontasemilla aikavälillä 13.2.2005–13.2.2006 ($\mu\text{Sv/h}$).



Kuva 3. ^{137}Cs -pitoisuuksien viikkokeskiarvot ulkoilmassa Kotkassa ja Kajaanissa vuonna 2005.

Johtopäätökset

Säteilyvalvonnan tulokset tänä päivänä osoittavat, että ympäristössä olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ovat peräisin vuoden 1986 Tshernobylin onnettomuudesta ja ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinkokeista. Näiden seurauksena suomalaisilla on kehossaan esim. ^{137}Cs -isotooppia keskimäärin 100–150 becquerellia. Valtaosa tästä kehossa olevasta keinotekoisesta radioaktiivisuudesta saadaan ravinnon mukana ja paikalliset erot ovat merkittäviä. Runsaasti luonnontuotteita ja poron ja riistan lihaa käyttävät suomalaiset saavat eniten radioaktiivisuutta kehoonsa. Keskimääräinen säteilyannos ympäristön keinotekoisista aineista on kuitenkin tänä päivänä hyvin pieni, noin 0,02–0,03 millisieverttiä (mSv) vuodessa, mikä on noin 0,7 % suomalaisen keskimääräisestä kokonaissäteilyannoksesta vuodessa (3,7 mSv).

Kirjallisuusviitteet

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2004. Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2004. Surveillance of environmental radiation in Finland. Annual Report 2004. STUK-B-TKO 6. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2005.

Minne tuuli kuljettaa? Ilmatieteen laitoksen rooli säteilytilanteissa

M. Rantamäki, M. Seppänen ja P. Siljamo

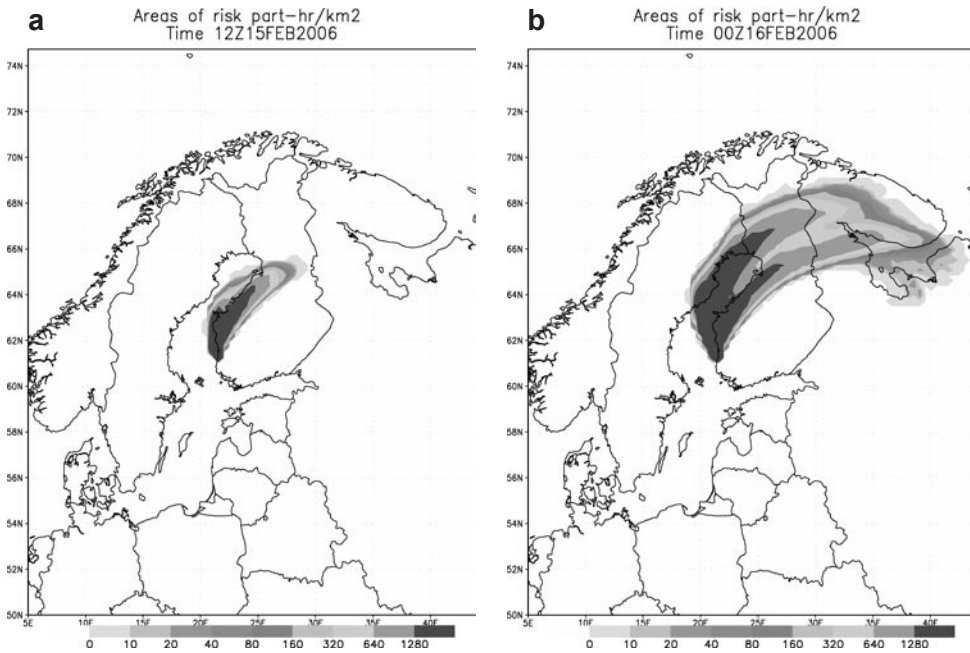
Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

Johdanto

Ympäristön säteilytason valvonnasta vastaa Suomessa Säteilyturvakeskus (STUK) koko maan kattavan automaattisen mittausasemaverkon avulla. Ilmatieteen laitos (IL) ja Puolustusvoimat tuottavat STUKille täydentäviä radioaktiivisuuden mittaustuloksia sekä Seismologian laitos raportoi todennäköisistä ydinräjäytyksen aiheuttamista maankuoren tärähdyksistä. Ilmatieteen laitoksella on sääpalvelutehtäviä varten ympärivuorokautista toimintaa sekä Helsingissä että muualla maassa. Ilmatieteen laitoksen päivystysyksiköt ovatkin keskeisessä roolissa varmistettaessa STUKin ja muiden viranomaisten hälyttäminen säteilyonnettomuuden tai -vaaran uhatessa, varsinkin virka-ajan ulkopuolella.

Toiminta säteilyvaaratilanteessa

Säteilyvaaratilanteissa Ilmatieteen laitoksen päivystävä meteorologi tekee yhteistyötä viranomaisten kanssa. Säteilytilanteen alkuvaiheessa meteorologi antaa tietoja säätilanteesta ja ilmavirtauksista sekä piirtää trajektorit, joiden avulla arvioidaan ilmavirtauksen kulkeutumista ydinonnettomuuspaikalta eteenpäin. Mahdollisimman pian pyritään myös käynnistämään Ilmatieteen laitoksen leviämismallilaskelmat, jotta saadaan paremmin arvioitua mahdollisten päästöjen aiheuttama vaikutusalue (kuva 1, s. 128). Vaikutusalue on mallin ennustama suurin mahdollinen alue, jolle radioaktiivista ainetta voisi kulkeutua onnettomuuden jälkeen. Tähän käytetään operatiivista SILAM-mallia (Suomalainen Ilman epäpuhtauksien Leviämis- ja Annoslaskenta Malli), joka on Ilmatieteen laitoksen ja VTT:n yhteistyönä kehittämä radioaktiivisten aineiden leviämistä sekä pitoisuuksia ennustava kaukokulkeutumismalli (Sofiev et al. 2006). Tiedot välitetään mahdollisimman nopeasti STUKiin, joka näiden tietojen avulla päivittää tai täydentää omaa tilannekuvaansa. Saatuaan tarvittavat tiedot STUK antaa ihmisten ja elinkeinoelämän suojaamisessa tarvittavat ohjeet tai suositukset viranomaisille sekä suurelle yleisölle.



Kuva 1. SILAM-leviämismallin laskema vaikutusalue 15.2.2006 00UTC Olkiluodon ydinvoimalasta a) +12 h ja b) +24 h päästön alkamisesta.

Johtopäätökset

Säteilytilanteet vaativat yhteistyötä ja useiden organisaatioiden työpanosta, jotta voitaisiin paremmin sekä varautua mahdollisiin onnettomuuksiin että toimia tehokkaasti vaaratilanteissa. Suojelutoimenpiteillä suojataan väestö säteilyn välittömiltä vaikutuksilta ja vähennetään säteilyn aiheuttamia myöhäisvaikutuksia. Näin ollen vaaratilanteesta on tärkeää saada tieto mahdollisimman aikaisin etukäteen, jotta väestönsuojelutoimiin jäisi riittävästi aikaa. Tähän tähtäävät monet hankkeet mm. virtausten ja päästöjen mallintamisella, ja näiden mallien avulla saaduilla saasteiden leviämisenusteilla. Pyrkimys mallien parantamiseen tuo myös jatkuvasti lisähaasteita tutkimukselle.

Kirjallisuusviitteet

Sofiev M, Siljamo P, Valkama I, Ilvonen M, Kukkonen J. A dispersion modelling system SILAM and its evaluation against ETEX data. *Atmospheric Environment* 2006; 40/4: 674–685.

Säteilylähteiden etsintä ja laskeuman kartoitus ilma-aluksista

M. Kettunen

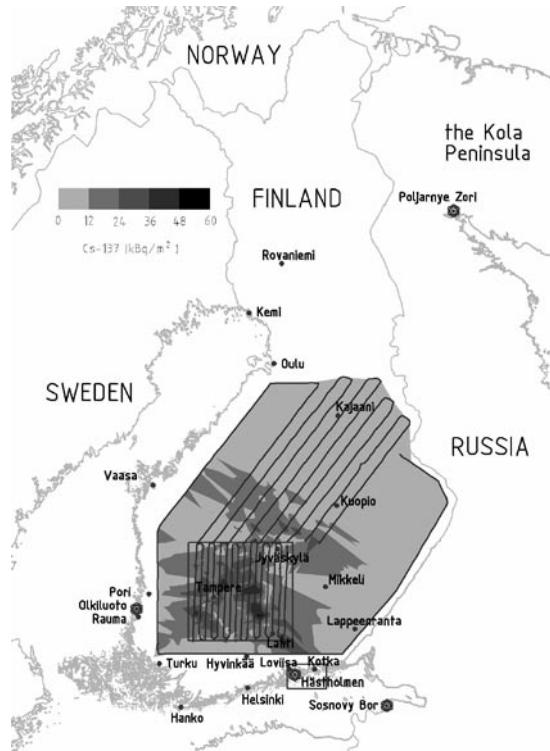
Puolustusvoimien Teknillinen Tutkimuslaitos – PvTT, PL 5, 34111 Lakiala

Tiivistelmä

Suomessa pystytään tekemään radioaktiivisuuden lentomittauksia mahdollisen säteilyonnettomuuden sattuessa. Alun perin tämä valmius luotiin ydinonnettomuuden tai ydinaseen käytön aiheuttaman laskeuman saastuttamien alueiden kartoittamiseen. Tätä toimintaa harjoitellaan säännöllisesti vuosittain, jotta varmistetaan operatiivinen valmiuden säilyminen korkealla tasolla. Käytösämme olevan järjestelmän toimintakyky on todettu hyväksi myös kansainvälisissä INEX-2-FIN 1997, Barents Rescue 2001 ja Ydinkoekielto-organisaation (CTBTO) DE05-harjoituksissa.

Ydinonnettomuuksien valmiustoimintaan kehitetty laitteisto (Aarnio ym. 1998, Nikkinen ym. 1997, Honkamaa ym. 1996, Kettunen 1994, Honkamaa ym. 2000, Kettunen ym. 1999) on osoittautunut erinomaiseksi välineeksi myös ydinmateriaalien ja muiden radioaktiivisten aineiden havaitsemiseen. Terroristitoiminnan uhka edellyttää, että yhteiskunnalla on työvälaineet havaita ja estää radioaktiivisilla materiaaleilla aiheutettu vahingollinen toiminta. Suomella tulee olla valmius arvioida vahinkojen laajuudet nopeasti ja luotettavasti, jos terrori-isku kohdistuu esimerkiksi ydinvoimalaitokseen. Radioaktiivisia aineita voidaan levittää myös tavanomaisia räjähdysaineita käyttäen (nk. likainen pommi). Myös ravintoketjun saastuttaminen voisi olla mahdollista mm. käyttämällä vesiliukoisia radioaktiivisia aineita vedenjakelujärjestelmissä ja ruokaketjuissa. Valtiolla on oltava kyky terroritoiminnan vaikutusten vähentämiseen ja valmius hankkia nopeasti poikkeustilanteen edellyttämä tilannekuva.

Laskeuman kartoituksessa hankittua tutkimustietoa ja kehitettyä käytäntöä voidaan käyttää Kansainvälisen Ydinkoekielto-organisaation (CTBTO) tarkastustoiminnassa tai Atomienenergiajärjestön (IAEA) valvontatoiminnassa paljastamaan salattuja ydinmateriaaleihin liittyviä toimia. Mittausjärjestelmän oleellinen ominaisuus on sen kehittynyt kyky havaita tehokkaasti pienellä alueella oleva säteilyn lähde. Tätä havaintokykyä voidaan käyttää hyväksi mm. maanalaisten ydinräjäytysten, ydinaineiden kaivostoiminnan ja ydinaineiden jälleenkäsittelyprosessien paikantamisessa.



Kuva 1. Eteläisen Suomen Cs-137 Tshernobyl-laskeuma mitattuna ilma-alueesta. Lentolinjojen yhteispituus on 9000 km ja käytetty lentoaika 18 tuntia. Mittaus suoritettiin vuonna 1994.

Kehitetty mittausmenetelmä on myös kustannustehokas. Lentomittaus-toiminnalla voidaan nopeasti kartoittaa laaja alue ja havaintojen perusteella voidaan valvottavasta alueesta valita pienempiä osia tarkemman tarkastuksen kohteiksi. Tämä nopeuttaa maan pinnalla tapahtuvaa tarkastustoimintaa merkittävästi.

Säteilymittausjärjestelmän täytyy olla kyllin joustava ollakseen hyödyllinen erilaisissa säteilyvaaraa aiheuttavissa tilanteissa ja ydinmateriaalin valvontaan liittyvissä tehtävissä. Nämä vaatimukset edellyttävät, että kahta tai useampaa laitteistoa voidaan käyttää samanaikaisesti varmistamaan maksimaalinen havaitsemiskyky. Tämä saavutetaan mm. käyttämällä suuritulavuuk-sista NaI-ilmaisinta pienten signaalien havaitsemiseen ja pienempää, mutta erottelukyvyltään parempaa germaniumilmaisinta lähteen tunnistukseen ja koon määrittämiseen. Erikokoiset ilmaisimet ovat tarpeen myös, jos mitattavalla alueella on merkittäviä eroja radioaktiivisten aineiden määrissä.

Mittauksen operatiivisuuden vaatimukset

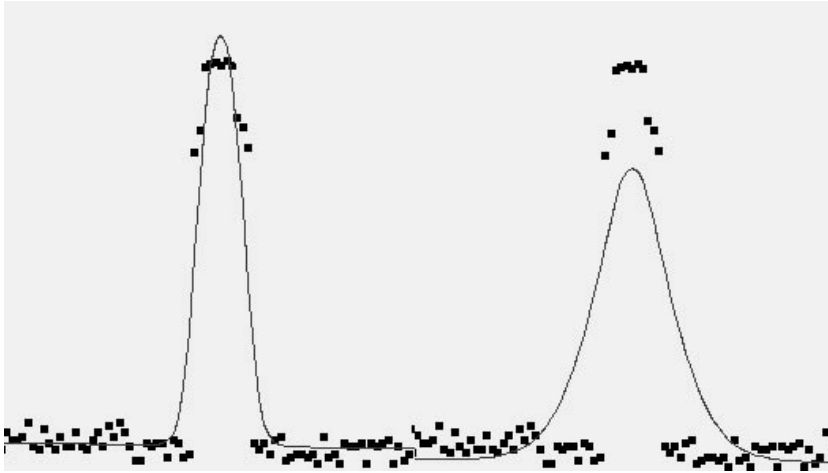
Koska mittauksia tehdään matalalla lentävästä ilma-aluksesta, jonka nopeus voi olla useita satoja kilometrejä tunnissa, on tärkeää että mittaustiedon luotettavuus ja eheys varmistetaan automaattisesti. Järjestelmän kalibrointi tulee tapahtua nopeasti ja luotettavasti ennen mittauksen aloittamista. Tehokkuuskalibrointi on suoritettava etukäteen ottaen huomioon gamma-säteiden vaimeeneminen ilma-aluksen rungossa ja ilma-aluksen ja maanpinnan välisessä ilmassa. Energiakalibrointi tarkistetaan pienillä ^{137}Cs -, ^{241}Am - ja ^{60}Co -säteilylähteillä. Spektrin piikkien muotokalibroinnilla varmistetaan mittausjärjestelmän toimintakunto. Energia- ja muotokalibroinnit suoritetaan yhtäaikaista laitteistoa asennettaessa. Tällä menettelyllä laitteistoasennus saadaan asennuksineen käyttövalmiiksi alle tunnissa. Saman tunnin aikana tehdään myös lentosuunnitelma, joten lentomittaus voidaan aloittaa välittömästi operatiivisen lentosuunnitelman valmistuttua. Mittauksen aikana varmistetaan laitteiston toimivuus ja seurataan syntyviä mittaustuloksia tietokoneen näytöllä. Tarvittaessa havainnoista voidaan viestiä suoraan maatukikohtaan. Mittausten valmistuttua tulokset käsitellään paluulennolla ja tarvittaessa jälkikäsitteilyä jatketaan maatukikohdassa.

Lentomittauksen keston ajallinen yläraja määräytyy käytetyn ilma-aluksen ominaisuuksista. Tyypillinen mittaus kestää noin 5 tuntia; tunti asennuksiin ja suunnitteluun, kolme tuntia itse lentoon, 15 minuuttia jälkikäsitteilyyn ja karttaesityksen tekoon sekä vähemmän kuin tunti asennetun laitteiston purkamiseen.

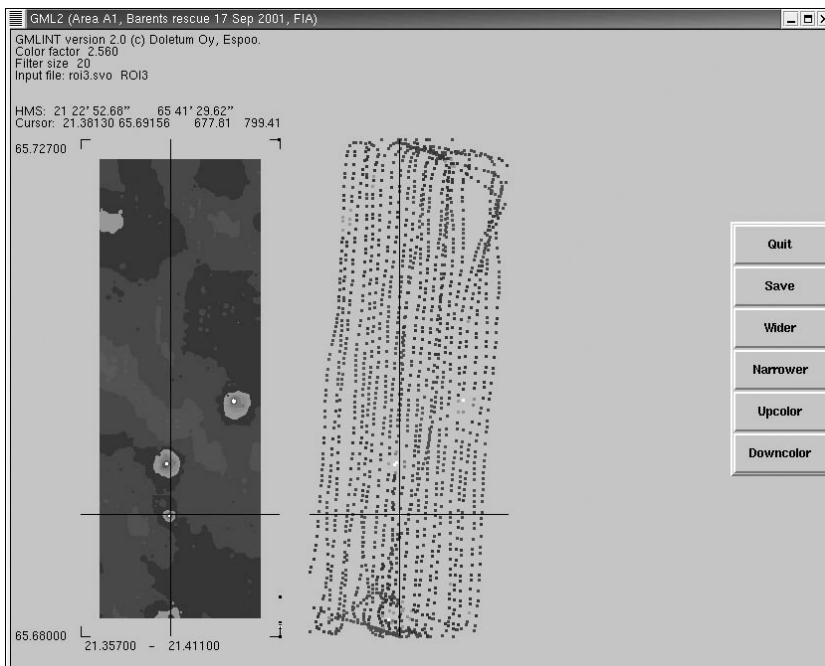
Tulosten analysointi

Mittaustulosten analyysi suoritetaan osittain mittauslennon aikana. Tehtävään sopivien energia-alueiden (etsittävien isotooppien) pitoisuuksia visualisoidaan erillisissä ikkunoissa. Koska lentokorkeus on yleensä 60–300 metriä, taustasäteilyn taso on matala. Mahdolliset poikkeavan säteilytason paikat on havaittavissa muutoksina taustasäteilyn arvosta. Mittauksen jälkeen tulostaulukot ovat valmiina tarkempaan analyysiin ja mallinnukseen. Kun kuvataan laskeumaa, mallinnuksessa käytetään vahvasti keskiarvoistavaa suodatusta. Kun etsitään kadonnutta säteilylähdettä tai pienellä alueella olevaa poikkeavaa säteilytasoa, tasoittavan, ensimmäisen derivaatan muutoksia korostavan suodattimen käyttö on perusteltua (Currie 1968, Kettunen 2005).

Kuvassa 3 (s. 132) on esimerkki Barents Rescue 2001 -harjoituksen yhdestä mittausalueesta, jolle oli piilotettu ^{60}Co -, ^{137}Cs - ja ^{131}I -säteilylähteitä. Lähteiden havaitseminen perustuu kattavaan mittausalueen peittoon, tehokkaaseen mittaustulosten yhdistelyyn sekä tulosten visualisointiin.



Kuva 2. Kuvassa on oikealla esitetty tyypillinen voimakkaasti keskiarvoistava suodatin. Vasemmalla on paikallisen säteilylähteen etsinnässä käytetty tasoittava, ensimmäisen derivaatan muutosta korostava suodatin. Mittauspisteet edustavat yksittäisen energiaikkunan mittausarvoja ajan funktiona.



Kuva 3. Kuvassa on esitettyinä Barents Rescue -harjoituksessa havaittuja säteilylähteitä. Menetelmän avulla lähteet kyettiin paikallistamaan kymmenien metrien tarkkuudella.

Ydinmateriaalin havaitseminen

Ydinmateriaalit ^{235}U , ^{238}U ja plutonium eivät lähetä paljon gamma-säteilyä. Uraanin ja plutoniumin havaitsemisessa voidaan hyödyntää niiden hajoamis-sarjassa olevia tytäruklideja (Kettunen ym. 2002). Erityisesti uraanin kohdalla on odotettavissa, että jätealueilta on löydettävissä merkittäviä määriä $^{234\text{m}}\text{Pa}$ isotooppia. Käytännön testauksien ja havaitsemisrajalaskujen perusteella on osoitettu, että käyttämällämme menetelmällä kymmenen tonnia luonnon uraania voidaan havaita sen hajoamistuotteiden avulla käyttäen $6 \times 4''$ NaI-ilmaisinta 100 m korkeudessa 500 km/h lentävästä lentokoneesta.

Johtopäätökset

Kehitetty säteilyhavainnointimenetelmä soveltuu laskeuman kartoituksen lisäksi käytettäväksi etsittäessä paikallisesti saastunutta aluetta ja pistemäistä säteilylähdettä. Menetelmä on osoittanut tehokkaaksi ja varsin riippumattomaksi taustasäteilyn aiheuttamasta häiriöstä. Avaintekijöitä ovat kalibrointi, reaaliaikainen analyysi ja oikein valitut suodattimet mallinnettaessa mittaus-tuloksia esitettäväksi karttajärjestelmässä.

Kirjallisuusviitteet

- Aarnio PA, Ala-Heikkilä JJ, Hakulinen TT, Nikkinen MT. Gamma spectrometric monitoring of environmental radioactivity using mobile equipment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 1998; (233): 217–223.
- Currie LA. Limits for quantitative detection and quantitative determination. *Analytical Chemistry* 1968; (40): 586–593.
- Honkamaa T, Toivonen H, Nikkinen M. Monitoring of air contamination using mobile unit. STUK-A130. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1996.
- Honkamaa T, Kettunen M. The use of mobile systems in INEX-2 Exercise, Loviisa, April 1997. In: Sanderson DCW, McLeod JJ. Recent applications and developments in mobile and airborne gamma spectrometry. Proceedings of the RADMAGS symposium, University of Stirling, 15–18 June, SURRC, University of Glasgow. 2000.
- Kettunen M. Airborne in situ gamma spectrometry with high-purity germanium detectors. In: Nieminen K (ed). Publications A4 NBC Defence '94. Research Centre of the Defence Forces Ylöjärvi 1994. p. 84–86
- Kettunen M, Nikkinen M. Gammajet – fixed-wing gamma survey for the detection of radioactive materials. STUK-YTO-TR 185. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2002.

- Kettunen M, Nikkinen M. Fixed-wing gamma measurement for the detection of radioactive materials. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 2005; 263 (1): 241–243.
- Kettunen M, Heininen T, Pulakka M. Finland's preparedness to make airborne gamma measurements in emergency situation, SOUTHPORT '99 In: *Proceedings of the 6th SPR International Symposium 1999*. p. 491–494.
- Nikkinen M, Kettunen M, Toivonen H. Mobile radiation monitoring using gamma spectrometers. Paper presented at Symposium on International Safeguards. 1997 Oct 13–17; International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

Yläilmakehän säteilyvalvonta radioaktiivisuusluotauksilla

J. Paatero¹, A. Paukkunen², H. von Bagh², J. Hatakka¹ ja E. Kyrö¹

¹Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

²Vaisala Oyj, PL 26, 00421 Helsinki

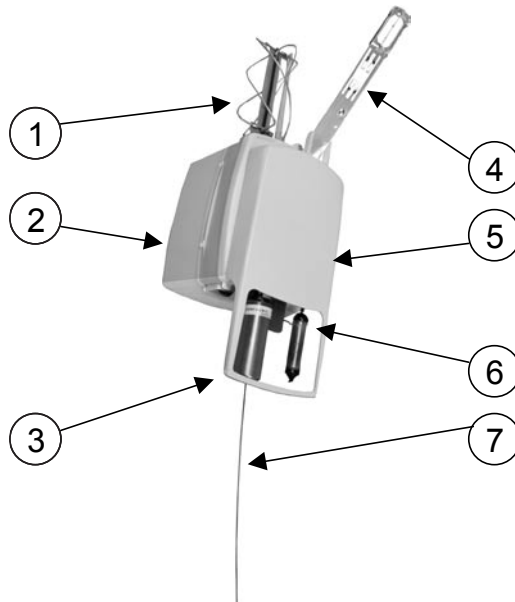
Johdanto

Yläilmakehään voi joutua radioaktiivisia aineita sotatoimiin tai terrorismiin liittyvistä ydinräjähdyksistä ja ns. likaisista pommeista, pahoista ydinreaktori-onnettomuuksista sekä ydinkäyttöisten laivojen ja satelliittien onnettomuuksista. Yläilmakehän säteilyvalvonta on tärkeää, sillä radioaktiiviset aineet voivat tulla sateen mukana alas maahan, ja ne voivat olla merkittävä säteilyannoksen lähde lentokoneiden miehistöille tai matkustajille. Yläilmakehän säteilyvalvontaan käytetyt lentokoneet ja lennokit ovat hankinta- ja käyttökustannuksiltaan kalliita, eikä niitä ole aina käytettävissä kyseiseen tehtävään. Lisäksi lentokoneen miehistön lähettäminen radioaktiiviseen päästöpilveen on säteily-suojelun kannalta kyseenalaista. Myös kosmisen säteilyn seuranta on tarpeellista lentohenkilökunnan säteilyaltistuksen seuraamiseksi. Lisäksi kosminen säteily voi vahingoittaa otsonikerrosta tuottamansa tyypen oksidien kautta (Seppälä ym. 2004).

Yläilmakehän säteilytilannetta voidaan valvoa radioaktiivisuusluotauksilla. Tavalliseen sääluotaimeen kytketään kaksi Geiger-Müller-putkea sisältävä radioaktiivisuusanturi. Luotainpaketti lähetetään kaasutäytteisellä pallolla ilmaan, jossa se nousee jopa yli 35 km korkeuteen. Geiger-Müller-putkien pulssitaajuushavainnot lähetetään radioteitse maa-asemalle muutaman sekunnin välein yhdessä sääanturien havaintojen kanssa.

Kokeelliset menetelmät

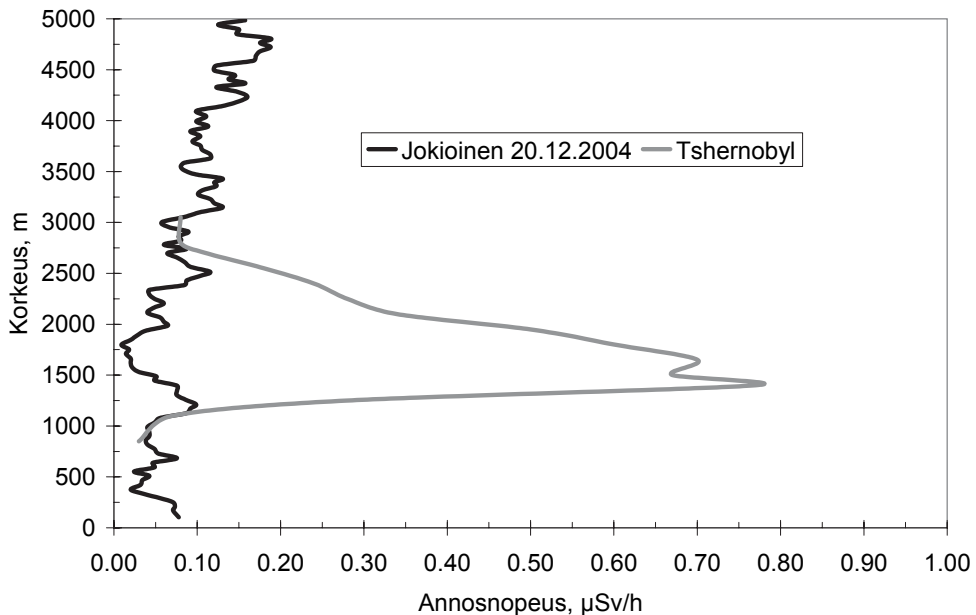
Radiosondi on pieni ja kevyt (25 cm × 10 cm × 5 cm, 350 g) instrumentti, joka lähetetään yläilmakehään vety- tai heliumtäytteisellä pallolla. Suotuisissa olosuhteissa se voi nousta 40 km:n korkeuteen asti. Lentäessään ylöspäin sondi lähettää radiosignaalia maa-asemalle lämpötila-, kosteus- ja paineanturien lukemia. Tuulen nopeuden ja suunnan pystyprofiili saadaan selville mittaamalla nousun aikana sondin vaakasuoraa kulkeutumista radioteodoliitin, radionavigointijärjestelmän (esim. Loran-C) tai satelliittipaikannuksen (GPS) avulla.



Kuva 1. Radiosondiin liitetty radioaktiivisuusanturi. 1) tuulimittauksen GPS-antenni, 2) radiosondi, 3) gammaputki, 4) tukirakenne, jossa lämpötila- ja kosteusanturit, 5) radioaktiivisuusanturi, 6) gamma- ja beetaputki, ja 7) lähetinantenni.

Radiosondiin liitettävä radioaktiivisuusanturi koostuu kahdesta GM-putkesta sekä signaalinkäsittely- ja liitäntäelektronikasta. Toinen GM-putkista, ns. gammaputki (seinämävahvuus 250 mg/cm^2), mittaa pelkästään gamma-säteilyä, kun taas ns. beetaputki (seinämävahvuus $32\text{--}40 \text{ mg/cm}^2$) mittaa sekä gamma- että beetasäteilyä ($E_\beta > 0,25 \text{ MeV}$). GM-putket on suunniteltu matalia lämpötiloja varten, jotta ne toimisivat stratosfäärin jopa $-70 \text{ }^\circ\text{C}$ lämpötiloissa.

GM-putkien mittausalue on laaja, gammaputkella maksimissaan $100\,000 \text{ }\mu\text{Gy/h}$ ja beetaputkella $200\,000 \text{ }\mu\text{Gy/h}$ asti. Suomessa maanpintatasolla annosnopeus ilmassa on yleensä $0,03\text{--}0,30 \text{ }\mu\text{Gy/h}$. Annosnopeus nousee ilmakehässä ylöspäin mentäessä siten, että 25 km:n korkeudella se on $5\text{--}8 \text{ }\mu\text{Gy/h}$. Tyypillisen fissionuoteseoksen tapauksessa suurin mitattavissa oleva annosnopeus vastaisi aktiivisuuspitoisuutta 2 MBq/m^3 . Vertailun vuoksi todettakoon, että Tshernobylin onnettomuuden jälkeen suurin havaittu jodi-131:n aktiivisuuspitoisuus Suomessa oli 220 Bq/m^3 (Sinkko ym. 1987).

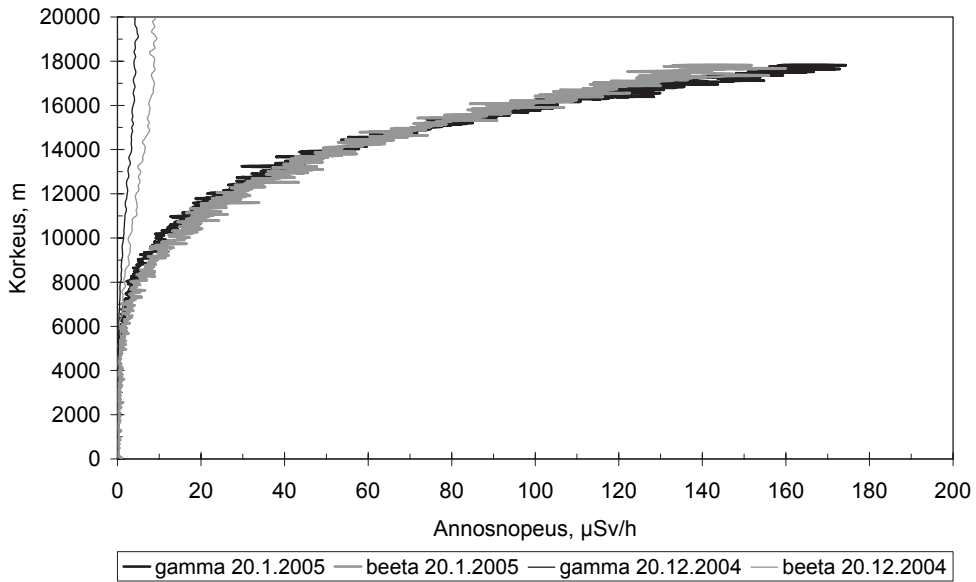


Kuva 2. Radioaktiivisuusluotaimen gammaputken mittaama annosnopeus Tshernobylin hypoteettisessä luotauksessa 28.4.1986 sekä vastaava annosnopeus normaalitilanteessa eli Jokioisissa 20.12.2004 (Tshernobyl-data: Sinkko ym. 1987).

Tulokset ja johtopäätökset

Tapaus 1. Tshernobylin päästöpilvi

Ukrainassa sijaitsevan Tshernobylin ydinvoimalaitoksen neljäs reaktori räjähti ja syttyi palamaan 26.4.1986. Vetyräjähdyksessä ja sitä seuranneessa tulipalossa vapautui niin paljon lämpöä, että radioaktiiviset päästöt nousivat ilmakehässä huomattavan korkealle, missä vastaavasti tuulen nopeus oli huomattavasti korkeampi kuin lähellä maanpintaa. Tämä mahdollisti radioaktiivisen päästöpilven nopean kulkeutumisen ilmakehässä (Valkama ym. 1995). Kuvassa 2 on esitetty radioaktiivisuusluotauksen tulos, jos luotaus olisi tehty 28.4.1986 Etelä-Suomessa. Tshernobylin päästöpilven annosnopeusdatat on saatu Sinkon ym. (1987) raportista, joka perustuu Etelä-Suomen ilmatilassa tehtyihin lentokone-mittauksiin. Tshernobylin päästöpilvi olisi ollut selvästi erotettavissa normaalitilanteesta. Tieto päästöpilven tarkasta korkeudesta parantaisi monessa tapauksessa kulkeutumisennusteiden tarkkuutta.



Kuva 3. Radioaktiivisuusluotaus 20.1.2005 Vantaalla auringon soihtupurkauksen jälkeen ja vertailun vuoksi luotaus normaalitilanteessa (Jokioinen 20.12.2004).

Tapaus 2: Auringon hiukkaspurkaus tammikuussa 2005

Auringossa tapahtui suuri soihtupurkaus 20.1.2005 vähän ennen kello 07 UTC, joka laukaisi suurimman säteily- ja geomagneettisen myrskyn sitten lokakuun 1989. Purkauksesta peräisin olevat protonit saapuivat lähes valon nopeudella maan ympäristöön muutamassa minuutissa. GOES-11-satelliitti rekisteröi energialtaan yli 100 MeV protonien vuon kasvavan 10 000-kertaiseksi (NOAA 2005).

Sattumalta Vaisala Oyj teki samaan aikaan tehtaallaan Vantaalla radioaktiivisuusluotauksen (kuva 3). Sondi lähetettiin klo 06:47 UTC ja se saavutti 17832 metrin korkeuden 3014 sekunnissa. Annosnopeustaso oli varsin tavanomainen n. 5 km:n korkeudelle, jonka jälkeen se alkoi nousta eksponentiaalisesti kertaluokkaa suuremmalle tasolle kuin yleensä. Lentokoneessa 10 km:n korkeudella olevat ihmiset olisivat saaneet tunnissa ylimääräisen säteilyannoksen, joka vastaa alle vuorokauden oleskelua normaalissa taustasäteilyssä maanpinnalla. Toisin sanoen säteilysuojelullisesti tapaus oli merkityksellinen. Aiemmin on havaittu, että auringonpurkausten aiheuttama ylimääräinen ionisaatio stratosfäärissä voi tuottaa typen oksideja, jotka puolestaan tuhoavat stratosfäärin otsonia (Seppälä ym. 2004). Tässä tapauksessa niin ei kuitenkaan ilmeisesti käynyt.

Radioaktiivisuusluotaukset ovat osoittautuneet joustavaksi ja kustannustehokkaaksi yläilmakehän säteilyvalvontamenetelmäksi, joka voi tuottaa hyödyllistä tietoa sekä luonnollisista että keinotekoisista säteilylähteistä. Useimmissa maissa luotausinfrastruktuuri on jo olemassa sääluotausten takia. Sondin kertakäyttöisyyden takia sen kontaminoituminen ei ole ongelma. Luotaamalla saatava tarkka tieto radioaktiivisen päästöpilven korkeudesta on erittäin tärkeä lähtötieto luotettavien kulkeutumislaskelmien tekemistä varten.

Kirjallisuusviitteet

- NOAA 2005. <http://hea-www.harvard.edu/hrc.ARCHIVE/2005/2005021.000000-2005021.240000/CXO.pass.1/2005021.0405.GOES_protons/pro_3d.html>
- Seppälä A, Verronen PT, Kyrölä E, Hassinen S, Backman L, Hauchecorne A, Bertaux JL, Fussen D. Solar proton events of October–November 2003: Ozone depletion in the Northern Hemisphere polar winter as seen by GOMOS/Envisat. *Geophysical Research Letters* 2004; 31: L19107.
- Sinkko K, Aaltonen H, Mustonen R, Taipale TK, Juutilainen J. Airborne Radioactivity in Finland after the Chernobyl Accident in 1986. STUK A56. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1987.
- Valkama I, Salonoja M, Toivonen H, Lahtinen J, Pöllänen R. Transport of radioactive gases and particles from the Chernobyl accident. In: Environmental impact of radioactive releases. IAEA-SM-339/69. Vienna: International Atomic Energy Agency; 1995.

Posterit

Kilpirauhassyövät lapsilla ja nuorilla Suomessa 1970–2003

A. But, A. Auvinen, P. Kurtio ja S. Heinävaara

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

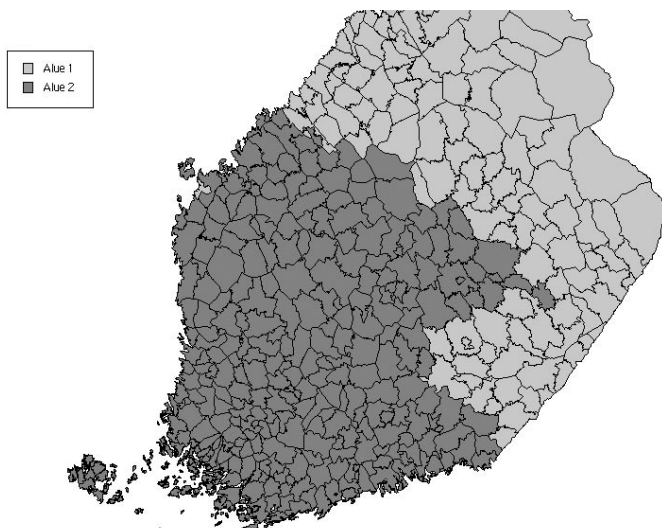
Tshernobylin ydinreaktorionnettomuuden laskeuma saastutti pahoin Tshernobylin lähialueita ja levisi Länsi-Eurooppaan asti aiheuttaen merkittävän laskeuman myös Suomeen. Ydinreaktorista päässeiden aineiden joukossa oli suuri määrä radiojodia. ^{131}I :n vaikutus säteilyannokseen oli suurimmillaan heti onnettomuuden jälkeen sen lyhyen puoliintumisajan vuoksi, joten sen aiheuttama altistus Suomessa oli melko vähäistä. Eniten jodia tuli Keski- ja Etelä-Suomeen, missä ^{131}I :n suurimmat maaperänäytteestä mitatut arvot olivat 420 kBq/m^2 ja 70 kBq/m^2 (Jantunen ym. 1991).

Pahiten saastuneilla alueilla, kuten Valko-Venäjällä, Ukrainassa ja Länsi-Venäjällä, kilpirauhassyöpien määrä on lisääntynyt dramaattisesti vuodesta 1990 alkaen (Mahoney ym. 2004, Tronko ym. 1999, Ivanov ym. 1999). Suurin riski sairastua kilpirauhassyöpään on todettu olevan niillä, jotka olivat alle 18-vuotiaita altistushetkellä.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin, onko Tshernobylin onnettomuudesta johtuvilla kilpirauhasannoksilla ollut vaikutusta kilpirauhassyövän ilmaantuvuuteen Suomessa.

Materiaalit ja menetelmät

Tshernobylin aiheuttaman jodialtistumisen jaottelu kunnittain tehtiin STUKin sisäisen raportin mukaisesti. Siinä luokittelukriteerinä oli alle 15-vuotiaiden lasten saama kilpirauhasannos onnettomuutta seuranneiden viiden vuoden aikana. Kolme eri altistusreittiä oli otettu huomioon kilpirauhasannoksen arvioinnissa: ulkoinen säteily laskeumasta, maidon kautta saatu ^{131}I ja hengityksen kautta saatu ^{131}I . Annosarvioinnissa oli käytetty olemassa oleva tieto laskeumasta, kuntien väestörakenteesta ja maidon radioaktiivisuudesta ja kulu- tuksesta. Altistuskartoitukseen liittyi kuitenkin huomattavia epätarkkuuksia. Arvioinnin tuloksena Suomi jaettiin kahteen kilpirauhasannosluokkaan (alue



Kuva 1. Kilpirauhasannoksen alueellinen jakautuminen (kuvan ulkopuolelle jätetty Pohjois-Suomi kuuluu pienemmän annoksen vyöhykkeeseen eli alueeseen 1).

1 ja alue 2), joiden välisenä rajana oli 0,6 mSv (kuva 1). Alue 1 (Pohjois- ja Itä-Suomi, 30 % väestöstä) ja alue 2 (Etelä- ja Länsi-Suomi, 70 % väestöstä) kilpirauhasannosalueen keskimääräiset kilpirauhasannokset olivat vastaavasti 0,2 mSv alueella 1 ja 1,1 mSv alueella 2.

Tshernobylin onnettomuutta edeltävänä ajanjaksona 1970–1985 0–39-vuotiailla todettiin 830 kilpirauhasassyöpää. Tapaukset saatiin Syöpärekisteristä sukupuolen, kunnan ja diagnoosihetken iän mukaan. Tilastokeskukselta saatujen väestötietojen perusteella laskettiin riskijoukkojen koot sukupuolen, ikäluokituksen (0–9, 10–19, 20–29, 30–39 vuotta) ja asuinkunnan (alueella 1 ja alueella 2) mukaan. Poisson-regressiolla analysoitiin kilpirauhasassyövän ilmaantuvuutta ja trendejä molemmissa annosluokissa ennen onnettomuutta. Lisäksi laskettiin kilpirauhasannokseen liittyvä suhteellinen riski (relative risk RR).

Varsinaisen kiinnostuksen kohteena olivat kuitenkin vuonna 1986 tapahtuneen Tshernobylin onnettomuuden jälkeiset kilpirauhasassyöpien ilmaantuvuudet. Syöpärekisteristä saatiin tieto niistä, jotka olivat 0–20-vuotiaita vuonna 1986 ja sairastuivat kilpirauhasassyöpään sen jälkeen. Tilastokeskukselta saatiin väestötiedot kohortista (taulukko I, s. 144).

Latenssiajan oletettiin kestäneen viisi vuotta, joten vain ajalla 1991–2003 todetut tapaukset (479) otettiin huomioon. Kohortin joka yksilölle määriteltiin:

Taulukko I. Lasten ja nuorten lukumäärät vuonna 1986 kilpirauhasannosalueilla.

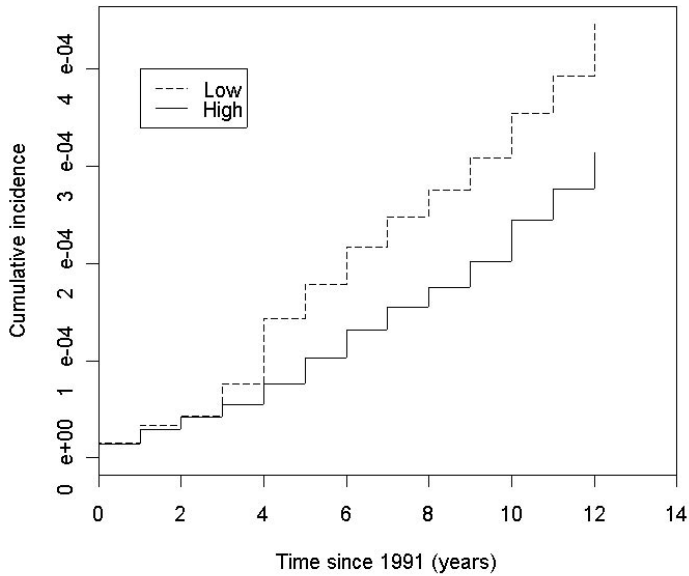
Ikä (vuotta)	Kilpirauhasannos		Yhteensä
	Alue 1 ($\leq 0,6 \mu\text{Sv}$)	Alue 2 ($> 0,6 \mu\text{Sv}$)	
0–4	94 501 29,4 %	226 905 70,6 %	321 406
5–9	94 971 29,4 %	226 168 70,4 %	321 139
10–14	89 610 29,0 %	218 956 71,0 %	308 566
15–20	118 971 29,3 %	286 719 70,7 %	405 690
0–20	398 053 29,3 %	958 748 70,7 %	1 356 801

aika, joka oli kulunut vuodesta 1991 diagnoosiin tai vuoteen 2003; statusarvo (1 = sairas/0 = ei), kilpirauhasannosluokka (alue 1 tai alue 2) v:n 1986 kotikunnan mukaan, ikä v. 1986 ja sukupuoli. Saadusta aineistosta laskettiin kumulatiivisen ilmaantuvuuden ei-parametriset estimaatit (Kaplan-Meier) molemmille annosalueille. Kumulatiivista ilmaantuvuutta verrattiin annosalueilla käyttämällä sekä graafista tarkastelua että logrank-testiä.

Tulokset

Ennen Tshernobylin onnettomuutta (1970–1985) kilpirauhassyövän riski oli hieman suurempi alueen 1 väestössä, joka tulevan altistuksen perusteella kuului vähemmän altistuneiden luokkaan. Alueiden välinen ero ei kuitenkaan ollut merkitsevä (RR=0,95, 95 % luottamusväli 0,81, 1,10). Kummallakin alueella kilpirauhassyöpien ilmaantuvuus kasvoi ajan myötä, mutta alueiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Löydös oli yhtäpitävä kaikissa ikäluokissa eikä sukupuolieroja ollut. Jatkoanalyysi (syöpäriski Tshernobylin jälkeen) tehtiin olettaen, että ilmaantuvuuksien kasvu molemmilla alueilla oli samanlaista.

Tshernobylin jälkeen (1991–2003) alueella 1 ja alueella 2 todettiin 175 ja 304 kilpirauhassyöpätapausta. Kummassakin altistusluokassa ilmaantuvuus oli noin neljä kertaa suurempi naisilla kuin miehillä ja papillaarisen karsinooman osuus kaikista tapauksista oli n. 91 %. Tshernobylin jälkeen kilpirauhassyövän kumulatiivinen ilmaantuvuus oli suurempi alueella 1 (pienemmät kilpirauhasannokset) kuin alueella 2 (suuremmat kilpirauhasannokset) (kuva 2) ja tämä ero oli merkitsevä ($P < 0,001$).



Kuva 2. Kumulatiivinen ilmaantuvuus annosluokan mukaan Tshernobylin jälkeen (1991–2003) 0–20-vuotiailla.

Johtopäätökset

Tämän tutkimuksen perusteella Tshernobylin onnettomuudella ei ole ollut vaikutusta kilpirauhassyövän ilmaantuvuuteen Suomessa.

Kirjallisuusviitteet

- Jantunen M, Reponen A, Kauranen P, Vartiainen M. Chernobyl fallout in Southern and Central Finland. *Health Physics* 1991, 60: 427–434.
- Mahoney M, Lawvere S, Falkner K et al. Thyroid cancer incidence trends in Belarus: examining the impact of Chernobyl. *International Journal of Epidemiology* 2004, 33: 1–9.
- Tronko MD, Bogdanova TL, Komissarenko IV et al. Thyroid carcinoma in children and adolescents in Ukraine after the Chernobyl nuclear accident. *Cancer* 1999, 86: 149–156.
- Ivanov VK, Gorsky AI, Tsyb AF et al. Dynamics of thyroid cancer incidence in Russia following the Chernobyl accident. *Journal of Radiological Protection* 1999, 19: 305–318.

Puulustojen stabiili-isotoopit ilmastoindikaattoreina

E. Hilasvuori¹, E. Sonninen¹, H. Tuomenvirta² ja H. Jungner¹

¹Ajoituslaboratorio, PL 64, 00014 Helsingin yliopisto

²Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

Johdanto

Puut reagoivat ympäristössä ja ilmastossa tapahtuviin muutoksiin, mikä näkyy niiden vuosittaisessa kasvussa. Puiden vuosilustoja onkin käytetty laajasti rekonstruoimaan ilmasto-oloja jääkauden jälkeiseltä ajalta (Helama ym. 2002). Lustot ovat ihanteellinen materiaali tähän tarkoitukseen, sillä niitä kasvaa maantieteellisesti hyvin laajalla alueella. Puunrunkoja on säilynyt pitkältä ajalta taaksepäin mm. rakennuksissa sekä järvien ja soitten pohjalla, ja ne ovat ajoitettavissa vuoden tarkkuudella luston leveyksiä vertaamalla (Fritts 1976). Yleisimmin käytetty tiedonlähde on luston leveys. Luston leveyksien käyttö ilmastoindikaattoreina rajoittuu pitkälti alueeseen, jossa vain yksi tekijä määrää luston paksuuskasvun. Voimme kuitenkin laajentaa tietoaamme ilmastosta mittaamalla puun rakennusaineiden hiilen, hapen ja vedyn stabiili-isotooppien suhdetta ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{18}\text{C}/^{16}\text{O}$, $^2\text{H}/^1\text{H}$). Isotooppisuhteen vuosittaisen vaihtelun taustalla olevat puussa tapahtuvat fysiologiset prosessit on mahdollista oppia ymmärtämään, ja niiden avulla rajata isotooppisuhteeseen vaikuttavat ilmasto- ja ympäristötekijät. Samasta puulustosta voidaan mitata kaikki kolme isotooppisuhdetta, jolloin useampaa tiedonlähdettä käyttämällä saadaan kattavampi kuva puun toiminnasta ja siihen vaikuttaneista tekijöistä (McCarroll ja Loader 2004).

Materiaalit ja menetelmät

Isotooppianalyysiä varten puusta kairataan lustonäyte. Ajoitetut vuosilustot leikataan erilleen ja keitetään selluloosaksi. Selluloosasta mitataan alkuaineiden isotooppisuhteet isotooppisuhde-massaspektrometrillä. Mitatut arvot esitetään suhteessa standardiin, delta-arvona (δ), ilmoitettuna promilleina:

$$\delta = [(R_{(\text{näyte})} - R_{(\text{standardi})}) / R_{(\text{standardi})}] \times 1000$$

missä R on isotooppisuhde, esimerkiksi $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$, ${}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O}$ tai ${}^2\text{H}/{}^1\text{H}$. Kansainvälisenä vertailumateriaalina käytetään VPDB hiilelle ja VSMOW hapelle ja vedylle.

Hiili ${}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$

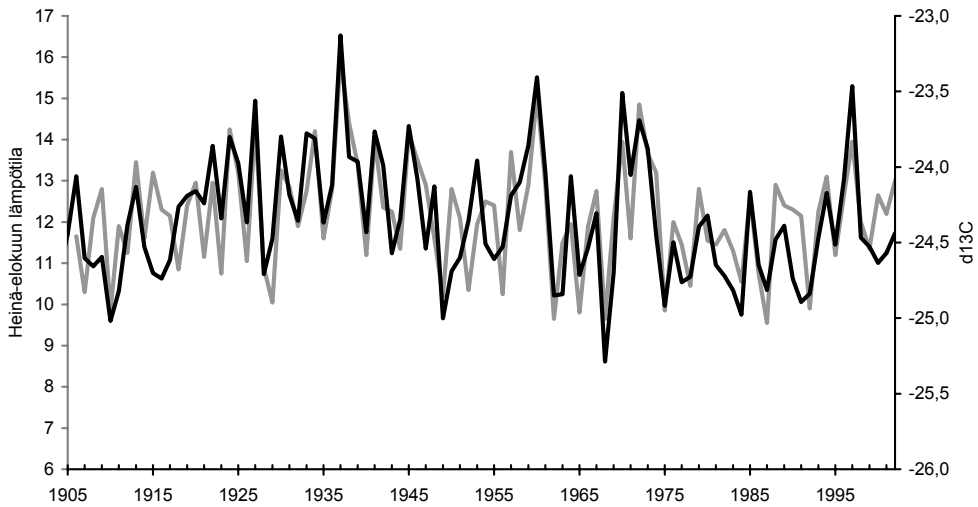
Puu ottaa ilmasta hiilidioksidia yhteyttäessään. Hiilen isotoopit fraktioituvat sen mukaan, miten nopea yhteyttäminen on ja kuinka auki puun lehden ilmaraon huulisolut ovat. Kun hiilidioksidia siirtyy soluun riittävästi, yhteyttämisprosessi suosii kevyempää isotooppia. Mikäli hiilidioksidia ei ehdi kulkeutua soluun tarpeeksi, joutuu puu käyttämään yhteyttäessään enemmän myös painavampaa hiilen isotooppia (Farquhar ym. 1982). Tällainen tilanne syntyy esimerkiksi aurinkoisena ja kuivana kesäpäivänä. Puussa yhteyttämis tuotteista muodostuu selluloosaa, jota puu käyttää rakennusaineena lustoissa.

Happi ${}^{18}\text{O}/{}^{16}\text{O}$ ja vety ${}^2\text{H}/{}^1\text{H}$

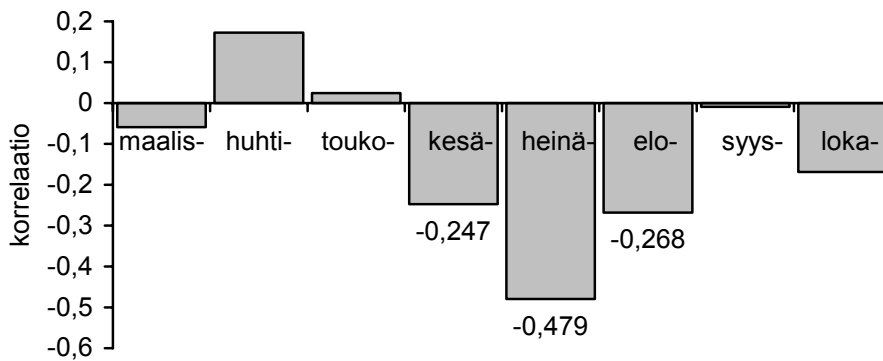
Sadevedessä olevat hapen ja vedyn isotooppisuhteet kertovat veden kiertokulussa tapahtuvista haihtumis- ja tiivistymisprosesseista, jotka liittyvät ilmaston vaihteluihin. Kun puu ottaa vettä maasta juurillaan, isotooppisuhteet säilyvät muuttumattomana. Vesi kulkeutuu lehtiin, joissa tapahtuu haihtumista ja samalla isotooppien fraktioitumista. Puu voi rajoittaa veden haihtumista lehden ilmaraon huulisolujen avulla, mikäli maaperässä ei ole sille tarpeeksi vettä. Lisäksi haihtumiseen vaikuttaa merkittävässä määrin ilman suhteellinen kosteus ja lämpötila. Selluloosasta mitatuissa hapen ja vedyn isotooppisuhteissa yhdistyy sekä puun käyttämän veden isotooppisuhde että puun oman toiminnan aiheuttama fraktioituminen (Roden ym. 2000, Saurer 2003).

Esimerkkejä tuloksista

ISONET-projektissa (www.isonet-online.de) mitattiin mäntyjen vuosilustoista stabiili-isotooppeja kahdesta eri paikasta Suomessa. Lapissa, Kessin alueella, nähdään hiilen isotooppisuhteen heijastelevan keskikesän lämpötilaa (kuva 1, s. 148). Korrelaatiokerroin kesä–heinäkuun lämpötilan keskiarvolle ja hiilen isotooppisuhteelle ajanjaksolta 1906–2002 on 0,77. Itä-Suomesta, Ilomantsista, mitatuissa isotooppisarjoissa nähdään kesäkuukausien lämpötilan ohella myös sademäärän vaikutus hiilen isotooppisuhteeseen. Kolmen kesäkuukauden sademäärällä on myös yhteys hapen isotooppisuhteeseen vuosilustossa (kuva 2).



Kuva 1. Lapista, Kessin alueelta, männyistä mitattu hiilen isotooppisuhdesarja ja Inarissa mitattu lämpötila ($r=0,77$). Musta viiva kuvaa isotooppisuhdetta ja harmaa viiva lämpötilaa.



Kuva 2. Ilimantsista männyn vuosilustoista mitatun hapen isotooppisuhteen korrelaatio Tohmajärvellä mitatun tietyn kuukauden sademäärän kanssa vuosien 1924–2002 aikana.

Johtopäätöksiä

Puulustoissa tällä vuosisadalla havaittujen isotooppisuhteiden ja mitattujen säähavaintojen avulla voidaan tehdä paikkakohtaisia ja ajallisesti tarkkoja rekonstruktioita edellisten vuosisatojen ilmastosta. ISONET-projektissa Helsingin yliopiston Ajoituslaboratorio on mukana eurooppalaisessa verkostossa, jonka tutkimusalueena ovat koko Eurooppa ja sen ilmastonvaihtelut viimeisen neljänsadan vuoden ajalta. Vertaamalla eri puolilla Eurooppaa tapahtuvia ilmastonvaihteluita on mahdollista saada tietoa Pohjois-Atlantilla tapahtuvista laajoista ilmastoa säätelevistä ilmiöistä.

Kirjallisuusviitteet

- Farquhar GD, O'Leary MH, Berry JA. On the relationship between carbon isotope discrimination and intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Australian Journal of Plant Physiology* 1982; 9: 121–137.
- Fritts HC. *Tree rings and climate*. London: Academic Press; 1976.
- Helama S, Lindholm M, Timonen M, Meriläinen J, Eronen M. The supra long Scots pine tree-ring record for Finnish Lapland: Part 2, interannual to centennial variability in summer temperatures for 7500 years. *The Holocene* 2002; 12,6: 681–687.
- McCarroll D, Loader NJ. Stable isotopes in tree rings. *Quaternary Science Reviews* 2004; 23: 771–801.
- Roden JS, Lin G, Ehleringer JR. A mechanistic model for interpretation of hydrogen and oxygen isotope ratios in tree-ring cellulose. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 2000; 64: 21–35.
- Saurer M. The influence of climate on the oxygen isotopes in tree rings. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 2003; 39: 105–112.

Ulkoisen säteilyn ionituoton mittaukset Hyytiälässä

A. Hirsikko¹, J. Paatero² ja M. Kulmala¹

¹Fysikaalisten tieteiden laitos, PL 64, 00014 Helsingin yliopisto

²Ilmatieteen laitos, PL 503, FI-00101 Helsinki

Johdanto

Ionisoivan ominaisuutensa takia radon-222:n ja ulkoisen säteilyn (sisältää myös gamma-säteilyn maasta) aktiivisuuspitoisuuksia ja annosnopeuksia on usein tarkasteltu ihmisten ja eläinten terveydellisestä näkökulmasta (Toivonen ym. 1988). Ilmakehässä ionisoiva säteily, kuten gammasäteily tai radonin hajotessa vapautuva hiukkas- ja sähkömagneettinen säteily, hajottaa ilmamolekyylejä elektroni-ionipareiksi. Ionien reagoidessa ilmamolekyylien kanssa muodostuu stabiileja sähkövarauksellisia klustereita, joita on havaittu ilmakehässä useissa erilaisissa ympäristöissä (esim. Hörrak ym. 2000, Hirsikko ym. 2005). Ilmakehän klusterit ovat molekyyliyrppäitä, joiden halkaisijat ovat tyypillisesti 1,6–1,8 nm pienempiä vuodenajasta ja polariteetista riippuen.

Klustereiden lukumäärä riippuu paitsi niiden tuotosta ionisaatiolla myös niiden nielusta. Ilmakehässä ajatellaan olevan seuraavat kolme pääasiallista klusterinielua: tarttumisen isompien aerosolihiukkasten pintaan, rekombinaatio vastakkaisen varauksen omaavan klusterin kanssa tai nukleaatio. Klustereiden tarttumistiheys isompiin aerosolihiukkasiin riippuu mm. hiukkasten lukumäärästä ja varausjakaumasta. Rekombinaatio poistaa tyypillisesti alle neljä klusteria cm^3 ja polariteettia kohden klusterien lukumäärästä riippuen. Ioni-indusoidulla nukleaatiolla tarkoitetaan heterogeenisen nukleaation erikoistapausta, jossa tiivistymisydin on sähköisesti varautunut. Sähkövaraus pienentää hiukkasen muodostumiseen tarvittavaa energiaa. Nukleaatiomekanismeja tarkasteltaessa viime vuosina on keskitytty erityisesti ioni-indusoidun nukleaation tutkimiseen (esim. Nagato ym. 2005).

Ioni-indusoidun nukleaation esiintyvyyteen ja nopeuteen vaikuttavat mm. tausta-aerosolin sekä luonnollisen ionituoton määrät. Laakson ym. (2004) mukaan ionisoivan säteilyn aiheuttama ionituotto Hyytiälässä keväällä 2003 noin kuukauden pituisen mittausjakson aikana oli keskimäärin 4,5 ioniparia $\text{cm}^{-3} \text{s}^{-1}$ (perustuu säteilymittauksiin). Aerosolimittausten perusteella he saivat ionituotoksi vain 2,6 ioniparia $\text{cm}^{-3} \text{s}^{-1}$. Tammet ym. (2006) arvioivat syitä eroihin

näiden kahden tuloksen välillä päätyen siihen, että myös puut ovat merkittävä pienten ionien nielu.

Meidän mittaushavaintojemme perusteella Hyytiälässä uusia ionipareja, vuoden ajasta riippuen, muodostuu kuitenkin enemmän kuin viitteen Tammet ym. (2006) mukaan voitaisiin olettaa. Tässä työssä kuvailemme lyhyesti ulkoisen säteilyn mittauksemme Hyytiälän mittausasemalla sekä esittelemme havaintomme ulkoisen säteilyn aikaansaaman ionituottonopeuden vuodenaikaisvaihtelusta vuosina 2003 ja 2004.

Mittaukset ja menetelmät

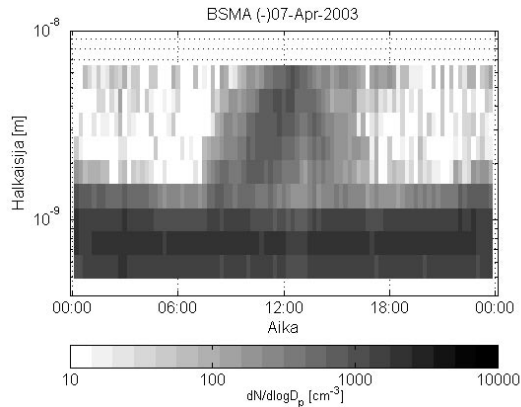
Olemme mitanneet ulkoisen säteilyn annosnopeutta Hyytiälän mittausasemalla, Etelä-Suomessa (61°51'N, 24°17'E, 181 m merenpinnan yläpuolella), loppuvuodesta 2000 lähtien. Ulkoisella säteilyllä tarkoitamme kosmista säteilyä sekä maaperästä tulevaa gammasäteilyä. Hyytiälän mittausasemaa ympäröi yli 40-vuotias mäntymetsä. Mittausasemaa ja sen ympäristöä on kuvailtu esimerkiksi viitteessä Vesala ym. (1998).

Ulkoista säteilyä mitataan NaI(Tl)-ilmaisimella, joka on liitetty tietokoneen lisäkortilla olevaan korkeajännitelähde/lineaarivahvistin/monikanava-analysaattoriin (Laakso ym. 2004). Ilmaisimella on termostoidussa lasikuitukopissa vajaan kahden metrin korkeudella maanpinnasta. Laitteiston kokonaisvahvistus pidetään vakiona digitaalisella spektrin stabiloinnilla hyödyntäen kalium-40:n gammapiikkiä. Ulkoisen säteilyn mittaukset edustavat ionituottoa usean kymmenen metrin paksuisessa ilmakerroksessa, sillä annosnopeuden muutokset korkeuden funktiona tällä korkeusvälillä ovat vähäisiä.

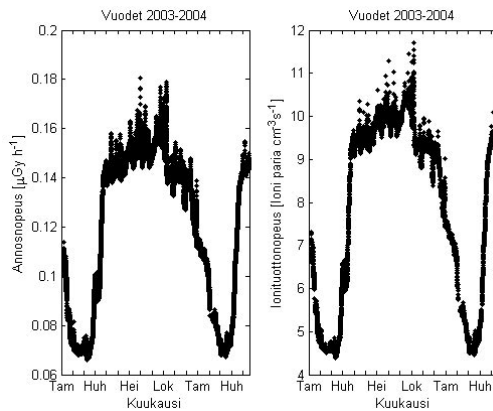
Tulokset ja keskustelu

Sähköisesti varautuneiden aerosolihiukkasten kokojakaumassa nähdään tavallisesti klusteri-ioneja (halkaisijaltaan alle 1,8 nm) (kuva 1, s.152). Klusterien on havaittu hävinneen lähes kokonaan vain pilvien sisällä. Nukleaatiotapahtuman aikana klusterit kasvavat isommiksi aerosolihiukkasiksi ja edelleen pilvien tiivistymisytimiksi. Kuvan 1 perusteella voidaan arvioida, että osa klustereita suuremmista hiukkasista saattoi muodostua ioni-indusoidun nukleaation avulla. Toiset hiukkasista taas muodostuivat neutraalien mekanismien avulla.

Ulkoisen säteilyn aiheuttaman annosnopeuden ja ionituoton vuodenaikaisvaihtelu määräytyy pääasiassa maaperästä vapautuvan gammasäteilyn mukaan (kuva 2). Lumipeite sekä lumen ja maaperän vesipitoisuus vaimentavat maaperästä tulevaa gammasäteilyä. Esittelemämme tulokset käsittävät myös viitteessä Laakson ym. (2004) tarkastellun ajanjakson. Radon-222:n aikaan-



Kuva 1. Luonnollisesti negatiivisesti varautuneiden aerosolihiukkasten kokojakaumat nukleaatitapahtuman aikana Hyytiälässä 7.4.2003. Mittaukset on tehty käyttäen ionispektrometriä (the Balanced Scanning Mobility Analyzer, BSMA) (Tammets 1995).



Kuva 2. Ulkoisen säteilyn aiheuttama annosnopeus ja ionituottonopeus vuosien 2003 ja 2004 aikana.

saama ionituotto on huomattavasti vähäisempää kuin mitä kuvassa 2 on esitetty ulkoisen säteilyn osalta. Laakson ym. (2004) tapauksessa radon-222:n ja sen lyhytikäisten tytärnuklidien osuus ionituottonopeudesta oli yleensä 10 %:n luokkaa ja maksimissaan 50 %.

Esittelemiemme tulosten perusteella näyttää siltä, että emme tällä hetkellä pysty arvioimaan riittävällä tarkkuudella klusteri-ionien häviötä, sillä säteilymittaustemme perusteella havainnoimme paljon suurempia ionituottonopeuksia

kuin Tammet ym. (2006) esittivät ionimittausten perusteella. Tämän lisäksi on vielä selvittämättä, millainen vaikutus ionituotolla on mm. nukleaatitapah- tumien esiintymistiheyteen ja vuodenaikasykliin, hiukkasten kasvunopeuteen (ioni-indusoidussa nukleaatiossa pienet hiukkaset kasvavat suurempia nope- ammin) ja moniin muihin aerosolihiukkasten ominaisuuksiin.

Kiitokset

Maj ja Tor Nesslingin säätiö on osaltaan tukenut tätä tutkimusta.

Kirjallisuusviitteet

- Hirsikko A, Laakso L, Hörrak U, Aalto PP, Kerminen V-M, Kulmala M. Annual and size dependent variation of growth rates and ion concentrations in boreal forest. *Boreal Environment Research* 2005; 10: 357–369.
- Hörrak U, Salm J, Tammet H. Statistical characterization of air ion mobility spectra at Tahkuse Observatory: Classification of air ions. *Journal of Geophysical Research* 2000; 105: 9291–9302.
- Laakso L, Petäjä T, Lehtinen KEJ, Paatero J, Kulmala M, Hörrak U, Tammet H, Joutsensaari J. Ion production rate in a boreal forest based on ion, particle and radiation measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2004; 4: 1933–1943.
- Nagato K, Kim CS, Adachi M, Okuyama K. An experimental study of ion-induced nucleation using a drift tube ion mobility spectrometer / mass spectrometer and a cluster-differential mobility analyzer / Faraday cup electrometer. *Science* 2005; 36: 1036–1049.
- Tammet H. Size and mobility of nanometer particles, clusters and ions. *Journal of Aerosol Science* 1995; 26: 459–475.
- Tammet H, Hörrak U, Laakso L, Kulmala M. Factors of air ion balance in a coniferous forest according to measurements in Hyytiälä, Finland. Accepted to *Atmospheric Chemistry and Physics*. Discuss 2006.
- Toivonen H, Rytömaa T, Vuorinen A (toim.). *Säteily ja turvallisuus*. Helsinki: Valtion painatuskeskus; 1988.
- Vesala T, Haataja J, Aalto P, Altimir N, Buzorius G, Garam E, Hämeri K, Ilvesniemi H, Jokinen V, Keronen P, Lahti T, Markkanen T, Mäkelä JM, Nikinmaa E, Palmroth S, Palva L, Pohja T, Pumpanen J, Rannik Ü, Siivola E, Ylitalo H, Hari P, Kulmala M. Long-term field measurements of atmosphere-surface interactions in boreal forest combining forest ecology, micrometeorology, aerosol physics and atmospheric chemistry. *Trends in Heat, Mass and Momentum Transfer* 1998; 4: 17–35.

Tshernobylin ^{137}Cs -laskeuman käyttö nuorten sedimenttien kerrostumisprosessien tutkimuksessa ja ajoituksessa

K. Hämäläinen

Ajoituslaboratorio, Luonnontieteellinen keskusmuseo,
PL 64, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden aiheuttama ^{137}Cs -laskeuma saapui Suomeen huhti- ja toukokuun vaihteessa vuonna 1986. Laskeumasta vesistöihin siirtynyt cesium poistui melko nopeasti pintavedestä. Lokakuussa ^{137}Cs -pitoisuudet olivat noin 10–30 % toukokuun pitoisuuksista päälaskeuma-alueilla (Saxén ja Aaltonen 1987).

Cesiumin on todettu pidättyvän veden ja pohjasedimentin savimineeraaleihin tehokkaasti (Lomenick ja Gardiner 1965) ja sorptionopeuden riippuvan savimineeraalien määrästä sedimenttiaineksessa. Sorptiomekanismi on yleensä kuvattu ioninvaihtoprosessina. Desorptiota voivat aiheuttaa kilpailevat kationit, kuten Na^+ ja Ca^{2+} (Lieser ja Steinkopff 1989). Sedimenttiin kiinnittyneen cesiumin desorptio vesifaasiin on tutkimuksissa todettu vähäiseksi lyhyellä aikavälillä. Pidemmällä aikavälillä, puhuttaessa kymmenistä vuosista, vesifaasiin siirtyvän cesiumin määrä saattaa olla suurempi kuin yleisesti oletettu muutaman prosentin osuus (Comans 1998).

Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden aiheuttama ^{137}Cs -laskeuma-
piikki voidaan sedimenttikerrostumassa yleensä ajoittaa (Oldfield 1977, Jungner 1998, Meili ym. 1998). Epätarkkuutta ajoitukseen voi aiheuttaa sedimenttien mekaaninen sekoittuminen, bioturbaatio (Oldfield 1977), vaihtelut sedimentaatio-
nopeudessa, valuma-alueelta vesistöön eroosion mukana siirtyvän cesiumin pitoisuudet ja cesiumin pystysuuntainen diffuusio (Hamilton-Taylor ja Davison 1995). Sedimenttikerrostumia on tutkittu Suomessa Pohjajärvestä, koska siellä sedimentin vuosilustot erottuvat selvästi toisistaan. Tshernobylin ^{137}Cs :n piikki ajoitettiin muiden menetelmien perusteella vuodelle 1985. Tämän epäiltiin johtuvan cesiumin diffuusiosta määrässä sedimentissä tai ylimmän sedimenttikerroksen sijoituksesta (Saarinen 1998).

Materiaalit ja menetelmät

Sedimenttinäytteet otettiin järven syvimmästä kohdasta joko pohjasedimenttinäytteiden ottoon tehdyllä näytteenkeräimellä tai suokairalla. Pohjasedimenttinäyte viipaloitiin syvyyssuunnassa osanäytteisiin ja eri syvyyksiä vastaavat näyteviipaleet kerättiin eri astioihin.

Mittaamiseen käytettiin Risön viisikammioista matalataustaista GM-25-5 beeta-laskuria (Bøtter-Jensen ja Nielsen 1989). Detektointi perustuu kuuteen GM-laskuriin, joista yksi on kytketty toimimaan antikoinssidenssissa näytelaskurien kanssa. Antikoinssidenssiin kytketty GM-laskuri on lähes koko mittalaitteen kokoinen ja sijaitsee näytelaskurien yläpuolella. Kaikissa GM-laskureissa on jatkuva kaasuvirtaus mittausten aikana. Kaasuna käytetään argonin ja isobutaanin seosta (99/1). Laskurin ympärille on n. 10 cm paksu taustasuojajalijyijytilistä. Näin saavutetaan 0,1–0,2 cpm tausta.

GM-putkeen perustuvassa laskurissa ei ole energiaerotuskykyä eikä cesiumia erotella esikäsitteilyllä muista näytteen sisältämistä radionuklideista (^{40}K , uraani- ja toriumsarjojen nuklidit), jotka vaikuttavat tulokseen. Muiden radioaktiivisten aineiden aktiivisuus on yleensä pieni verrattuna Tshernobylin laskeuman cesiumin aktiivisuuteen, minkä vuoksi GM-laskuri on toimiva ratkaisu.

Näytteiden esikäsitteily on vaivaton, koska kuivaus ja homogenisointi riittävät. Tämän jälkeen 0,1–1,0 g näytettä punnitaan avoimeen muoviseen mittausastiaan, joka suljetaan kaksinkertaisella mylarkalvolla. Mittauksen jälkeen näytteitä voidaan käyttää uudelleen muihin tarkoituksiin.

Näytesarjan näytteitä voidaan verrata keskenään, kun mittaukseen otetaan yhtä suuret massat kustakin näytesyvydestä. Näin mittausgeometria ja itseabsorptio ovat yhtä suuria. Näytteiden absoluuttisia aktiivisuuksia ei määritetä, koska vertaamalla yhtä suurien näytteiden cpm-arvoja toisiinsa saadaan riittävä informaatio ajoitusta varten.

Tulokset

Tshernobylin ^{137}Cs -laskeumaan perustuvan sedimenttien ajoituksen onnistuminen riippuu useista sedimentaatioon vaikuttavista prosesseista. Seuraavaksi on esitelty kolmen toisistaan sedimentaatioprosessin perusteella eroavan järven pohjasedimenttien ^{137}Cs -tulokset.

Lahdessa sijaitsevan Pikku-Vesijärven pohjasedimentin ^{137}Cs -aktiivisuudet (cpm) on esitetty kuvassa 1 (s. 157). Kuvassa 2 on esitetty Espoon Myllyjärven ja kuvassa 3 Kalaisjärven vastaavat tulokset.

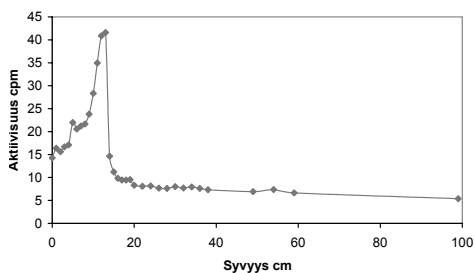
Johtopäätökset

Kuvasta 1 nähdään, että Tshernobylin onnettomuuden aiheuttaman ^{137}Cs -laskeumapiikin perusteella voidaan sedimentistä ajoittaa vuosi 1986 melko tarkasti. Menetelmä ei kuitenkaan toimi aina, kuten Espoon Myllyjärven (kuva 2) näytteistä voidaan todeta. Siellä Tshernobylin ^{137}Cs -laskeumapiikkiä ei pysty erottamaan sedimenttikerrostumista. Tämä johtuu sedimentin voimakkaasta sekoittumisesta ja mahdollisesti näytteenoton ongelmista ylimpien sedimenttikerrosten keräämisessä. Tällaisessa tapauksessa ajoituksesta menetetään tarkkuus. Kalaisjärven tapauksessa (kuva 3) pelkän beetamittausten perusteella on vaikea tehdä johtopäätöksiä, mutta mahdollisesti siinä näkyy sekä Tshernobylin onnettomuuden että pommikokeiden ^{137}Cs -laskeuma.

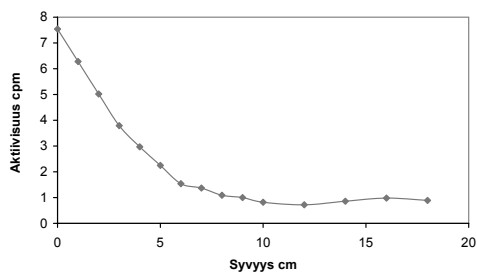
Sopivissa oloissa ^{137}Cs -laskeumapiikin avulla voidaan määrittää vuoden 1986 kohta pohjasedimentissä. Tämän lisäksi pohjasedimentin aktiivisuusprofiilin perusteella saadaan tietoa sedimentoitumisolosuhteista ja laskeuma cesiumin poistumisesta järvivedestä.

Kirjallisuusviitteet

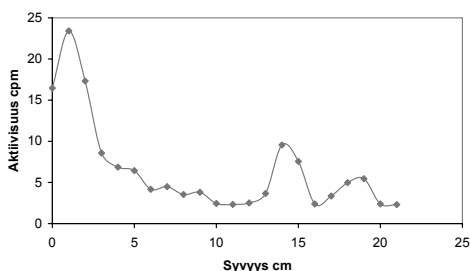
- Bøtter-Jensen L, Nielsen SP. Beta multicounter system for low-level measurements of environmental samples. In: Feldt W (ed). The radioecology of natural and artificial radionuclides. Proceedings of the XV Regional Congress of IAEA. Visby, Gotland. 1989. p. 459–464.
- Comans RNJ. Kinetics and reversibility of radiocaesium solid/liquid partitioning in sediments. In: Ilus E (ed). Dating of sediments and determination of sedimentation rate. STUK-A145. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1998.
- Hamilton-Taylor J, Davison W. Pathways involving redox reactions indirectly: Case studies. In: Lerman A, Imboden DM, Gat JR (eds). Physics and chemistry of lakes. Berlin: Springer; 1995.
- Jungner H. Tracing the chernobyl fall-out peak in Finnish lake sediments in order to obtain a good time marker. In: Ilus E (ed). Dating of sediments and determination of sedimentation rate. STUK-A145. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1998.
- Kostamo J. Kaupungistumisen vaikutus Lahden pienjärvien sedimentaatioon. Pro gradu. Helsinki: Helsingin yliopisto, Maantieteenlaitos; 1998.
- Lieser KH, Steinkopff T. Chemistry of radioactive cesium in the hydrosphere and in the geosphere. *Radiochimica Acta* 1989; 46: 39–47.
- Lomenick TF, Gardiner DA. The occurrence and retention of radionuclides in the sediments of White Oak lake. *Health Physics* 1965; 11: 567–577



Kuva 1. Pikku-Vesijärven pohjasedimentin aktiivisuus (cpm) syvyyden funktiona. Näytteen koko 500 mg (Kostamo 1998).



Kuva 2. Myllyjärven pohjasedimentin aktiivisuus (cpm) syvyyden funktiona. Näytteen koko 500 mg.



Kuva 3. Kalaisjärven pohjasedimentin aktiivisuus (cpm) syvyyden funktiona. Näytteen koko 700 mg.

Meili M, Jonsson P, Carman R. ^{137}Cs dating of laminated sediments in Swedish archipelago areas of the Baltic Sea. In: Ilus E (ed). Dating of sediments and determination of sedimentation rate. STUK-A145. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1998

Oldfield F. Lakes and their drainage basins as units of sediment-based ecological study. *Progress in Physical Geography* 1977; 3: 460–506.

Saarinen T. High-resolution palaeosecular variation in northern Europe during the last 3200 years. *Physics of the Earth and Planetary Interiors* 1988; 106: 299–309.

Saxén R, Aaltonen H. Radioactivity of surface water in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Supplement 5 to Annual Report STUK-A55. STUK-A60. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1987.

Elintarvikkeiden turvallisuus 20 vuotta Tshernobylin onnettomuuden jälkeen

R. Hänninen

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuus entisessä Neuvostoliitossa 1986 aiheutti laajoilla alueilla säteilytilanteen, jossa erityisesti Euroopassa radioaktiivisia aineita oli ympäristössä niin paljon, että elintarvikkeiden turvallisuus täytyi selvittää ja päättää tarvittavista toimenpiteistä. Neuvostoliitossa sijainneita alueita lukuun ottamatta muita altistusreittejä koskevia toimenpiteitä tarvittiin vain vähän tai ei lainkaan. Pohjoismaissa, Suomi mukaan lukien, Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva radioaktiivinen laskeuma oli voimakas ja laaja-alainen verrattuna useihin muihin Euroopan alueisiin. Nykyisin, 20 vuotta onnettomuuden jälkeen, laskeuman lyhytikäiset radionuklidit ovat hävinneet. Pitkäikäisistä nuklideista säteilyaltistuksen kannalta merkittävintä ^{137}Cs :ää esiintyy edelleen niin paljon ympäristössä, että siitä elintarvikkeiden kautta aiheutuvaa säteilyaltistusta vähennetään erilaisin toimenpitein useissa eurooppalaisissa maissa. Näistä esimerkkejä ovat tuontirajoitukset EU:n alueelle, elävien eläinten mittaaminen tuotteiden radioaktiivisuuspitoisuuksien arvioimiseksi ja puhtaalla rehulla ruokinta ennen eläinten teurastusta. Keskityn seuraavassa tarkastelussa elintarvikkeiden ^{137}Cs -tilanteeseen Suomessa.

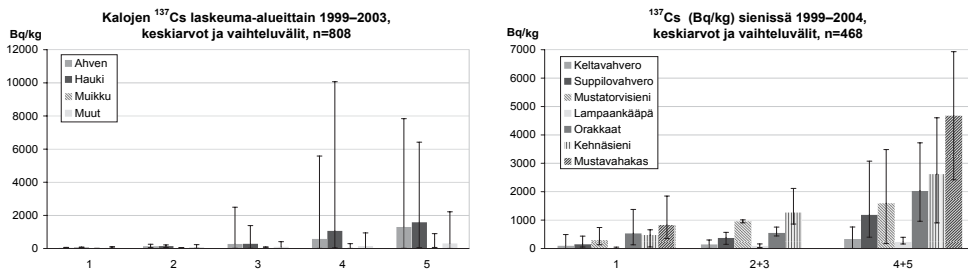
Suomessa Tshernobylin onnettomuudesta aiheutunut radioaktiivisten aineiden laskeuma jakautui eri alueille hyvin epätasaisesti (Arvela ym. 1990). Pohjois-Suomeen ja osiin Itä-Suomea Tshernobylin laskeumaa tuli vähän. Muussa osassa maata on paljon laskeumaa sellaisilla alueilla, joilla satoi radioaktiivisen pilven ylikulun aikana. Lisäksi monet tekijät radioaktiivisten aineiden kulkeutuksessa luonnon ainekierrossa lisäävät elintarvikkeiden ^{137}Cs -pitoisuuksien vaihtelua. Nykyisin maataloustuotteissa cesiumpitoisuudet ovat hyvin pieniä, mutta luonnosta hankittavissa elintarvikkeissa ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelevat paljon ja ne vähenevät hitaasti.

Ohjeita elintarvikkeiden turvallisesta käytöstä

Maataloustuotteissa cesiumpitoisuudet ovat nykyisin pieniä, Suomessa alle 20 Bq/kg. Sen sijaan luonnosta peräisin olevissa elintarvikkeissa esiintyy edelleen korkeita pitoisuuksia. Euroopan unionin komissio on kiinnittänyt Tshernobylin onnettomuuden aiheuttamaan pitkäaikaiseen saastumistilanteeseen huomiota ja suositellut (2003/274/EY), että EU:n alueelle tuontia koskevia cesiumpitoisuuden enimmäistasoja noudatetaan myös silloin, kun unionin alueella saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä sisävesien petokaloja. Suosituksessa kiinnitetään huomiota myös siihen, että tietoisuus luonnosta saatavien elintarvikkeiden Tshernobylin onnettomuuden seurauksena kohonneista cesiumpitoisuuksista pyrkii vähitellen heikkenemään. Sen vuoksi jäsenvaltioiden olisi tiedotettava terveysriskeistä väestölle alueilla, joilla erilaiset tuotteet saattavat ylittää sallitut enimmäistasot. Voimassa olevat tuontirajoitukset radioaktiivisen cesiumin enimmäistasoille ovat vauvanruoalle, maidolle ja maitotuotteille 370 Bq/kg ja muille elintarvikkeille 600 Bq/kg.

Elintarvikkeiden seurannan perusteella tiedetään, että enimmäistason 600 Bq/kg ylitykset Suomessa esiintyvät enimmäkseen sisävesien petokaloissa ja joissakin sienilajeissa paljon laskeumaa saaneilla alueilla. Satunnaisesti yli 600 Bq/kg pitoisuuksia on myös riistassa ja hyvin harvoin joissakin metsämarjoissa. Elintarvikeviraston pääasiassa muiden haitallisten aineiden vuoksi 2004 antamassa kalansyöntisuosituksessa otetaan huomioon myös kalojen ¹³⁷Cs-pitoisuudet. Noudattamalla suosituksen ohjeita voi vähentää kalojen radioaktiivisesta cesiumista aiheutuvaa säteilyaltistusta. Kalaa suositellaan syötäväksi sen terveellisten vaikutusten vuoksi kaksi kertaa viikossa kalalajeja vaihdellen. Poiketen tästä yleissuosituksesta lapset, nuoret ja hedelmällisessä iässä olevat voivat syödä haukea vain 1–2 kertaa kuussa. Sisävesialueiden kalaa lähes päivittäin syöville suositellaan myös muiden petokalojen käytön vähentämistä. Näitä kaloja hauen lisäksi ovat isot ahvenet, kuha ja made. Sisävesien petokaloja voi syödä ajoittain runsaastikin, kunhan tasoittaa niiden syömistä vuoden mittaan.

Monet keräävät omaan kulutukseen sieniä. Vaikka niiden pitoisuudet ylittäisivät myytävälle tuotteille suositellun enimmäispitoisuuden, voi niitä silloin tällöin käyttää ravinnoksi. Pienen kulutusmäärän vuoksi korkeistakaan pitoisuuksista ei säteilyannosta kerry paljon vuoden mittaan. Paljon sieniä ympäri vuoden korkean laskeuman alueelta syövät voivat helposti vähentää niiden radioaktiivisesta cesiumista aiheutuvaa säteilyaltistusta sienien käsittelyllä, esim. tuoreiden, kuivattujen tai suolattujen sienien liotuksella ja sienien keittämällä. ¹³⁷Cs poistuu hylättävän veden mukana.



Kuva 1. Kalojen ja sienien ¹³⁷Cs-pitoisuuksia eri laskeuma-alueilta STUKissa mitatuissa näytteissä. Eniten laskeumaa tuli alueelle 5 ja vähiten alueelle 1.

¹³⁷Cs-pitoisuudet luonnontuotteissa vaihtelevat paljon

Luonnosta hankittujen elintarvikkeiden myyjät ja paljon erilaisia luonnontuotteita korkean laskeuman alueelta syövät henkilöt tarvitsevat tietoa paikallisista elintarvikkeiden cesiumpitoisuuksista yleisten kalojen ja sienien käyttöä koskevien ohjeiden lisäksi. Elintarvikkeiden viennissä on erityisen tärkeää olla selvillä tuotteiden cesiumpitoisuuksista. Luonnosta saatavissa elintarvikkeissa ¹³⁷Cs-pitoisuudet vaihtelevat huomattavasti riippuen lajista, alueelle tulleen laskeuman määrästä, kasvupaikasta ja muista ympäristöolosuhteista. Varsinkin eri kala- ja sienilajien väliset erot ovat suuria. Luonnontuotteissa pitoisuudet voivat joillakin alueilla olla tuhansia becquerelejä kilossa. Ongelmia paikallisen tilanteen huomioon ottamisessa ja tiedottamisessa alueen väestölle, luonnontuotteiden myyjille ja muille toimijoille aiheutuu samankin alueen eri järvien kalojen ja samanlaisiksi luokiteltujen laskeuma-alueiden sienien cesiumpitoisuuksien huono ennustettavuus niiden suurten vaihteluiden vuoksi (kuva 1). Paikallisen tilanteen selvittäminen tapahtuu parhaiten alueen oloihin soveltuvalla paikallisella mittausohjelmalla.

Paikalliset mittaukset tärkeitä säteilytilanteen hallinnassa

Suomessa on noin 40 paikallista elintarvike- ja ympäristölaboratoriota, joissa voidaan mitata elintarvikkeiden radioaktiivisuuspitoisuuksia (kuva 2). Niissä voi esimerkiksi mittauttaa myytäviksi tarkoitetut tuotteet. Mittaukset ovat maksullisia. Säteilyturvakeskus kouluttaa paikallisten laboratorioiden henkilökuntaa ja ohjaa mittaustoimintaa.

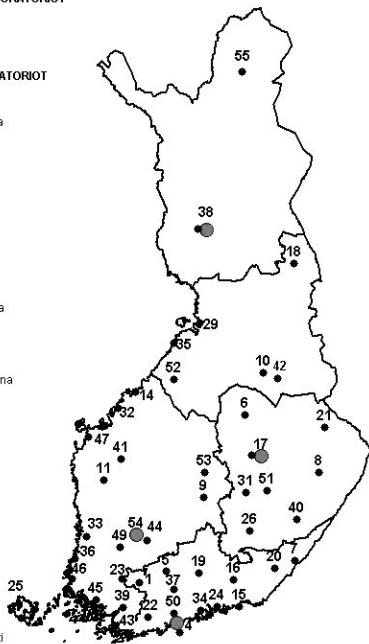
Elintarviketurvallisuuden kannalta laboratorioverkon toimintavalmius on oleellinen osa varautumista mahdollisiin uusiin säteilytilanteisiin. Tilanteen hallintaan tarvitaan paljon mittauksia, koska radioaktiivisten aineiden

ALUEELLISET LABORATORIOT

- 4 Helsinki
- 17 Kuopio
- 38 Rovaniemi
- 54 Ylöjärvi

PAIKALLISLABORATORIOT

- 1 Forssa
- 4 Helsinki
- 5 Hämeenlinna
- 6 Iisalmi
- 7 Imatra
- 8 Joensuu
- 9 Jyväskylä
- 10 Kajaani
- 11 Kauhajoki
- 14 Kokkola
- 15 Kotka
- 16 Kouvola
- 17 Kuopio
- 18 Kuusamo
- 19 Lahti
- 20 Lappeenranta
- 21 Lieksa
- 22 Lohja
- 23 Loimaa
- 24 Loviisa
- 25 Maarianhamina
- 26 Mikkeeli
- 29 Oulu
- 31 Pieksämäki
- 32 Pietarsaari
- 33 Pori
- 34 Porvoo
- 35 Raabe
- 36 Rauma
- 37 Riihimäki
- 38 Rovaniemi
- 39 Salo
- 40 Savonlinna
- 41 Seinäjoki
- 42 Solkarno
- 43 Tammisaari
- 44 Tampere
- 45 Turku
- 46 Uusikaupunki
- 47 Vaasa
- 49 Vammala
- 50 Vantaa
- 51 Varkaus
- 52 Ylivieska
- 53 Äänekoski
- 55 Inari



Kuva 2. Näytteiden radioaktiivisuuspitoisuuksia mittaavat alueelliset ja paikalliset laboratoriot.

Esimerkkitalanne
Lievä laskeuma – rehu – lehmä – maito

Laskeuma:
cesium-137 10 000 Bq/m²



Laidunruoho:
cesium-137 3 300 Bq/m²



Maito:
cesium-137 1 000 Bq/l

Kuva 3. Esimerkkitalanne maidon ¹³⁷Cs-pitoisuudesta lievässä laskeumatilanteessa.

pitoisuudet voivat vaihdella huomattavasti alueellisesti ja samankin alueen sisällä. Pitoisuudet myös muuttuvat ajan kuluessa. Lisäksi säteilytilanteessa maataloustuotteiden radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia voidaan vähentää erilaisin toimenpitein. Kaikkien näiden tekijöiden vaikutusta pitää seurata, jotta kulutettavien elintarvikkeiden turvallisuus voidaan varmistaa. Säteilytilanteessa laboratorioverkkoa on tarpeen täydentää kentällä tapahtuvilla näytteiden mittauksilla.

Elintarvikkeiden pitoisuusmittauksia ja elintarvikkeiden turvallisuutta parantavia toimenpiteitä voidaan tarvita lievässäkin laskeumatilanteessa, vaikka muuten säteilytilanne ei aiheuttaisi erityistoimia.

Kuvassa 3 on tarkasteltu kuvitteellista esimerkkitalannetta, joka vastaisi Suomeen tulleen Tshernobyl-laskeuman viisiportaisella asteikolla toiseksi alinta laskeumaluokkaa. Esimerkkitapauksessa laskeumasta aiheutuva ulkoisen

säteilyn annosnopeuden nousu olisi niin vähäistä, että sitä olisi mittauksin vaikea todeta. Kuitenkin maidon cesiumpitoisuus laidunkaudella voisi olla niin suuri, että EU:n onnettomuustilanteiden varalta asetettu pitoisuusraja ylittyisi.

Johtopäätökset

Luonnontuotteiden ^{137}Cs -pitoisuuksien huomattava vaihtelu vaikeuttaa selkeän tilannekuvan antamista ja elintarvikkeita koskevaa neuvontaa vielä 20 vuotta Tshernobylin onnettomuuden jälkeen. Laskeuman määrän ja samallakin paikkakunnalla esiintyvän elintarvikkeiden pitoisuuksien vaihtelun sekä niiden ajallisen muuttumisen vuoksi elintarvikkeiden radioaktiivisuuspitoisuuksien valvontaa sekä elintarvikkeiden tuotantoketjun ja kuluttajien neuvontaa varten tarvitaan paikallisia mittauksia. Näin on sekä nykyisessä Tshernobylin aiheuttamassa pitkäaikaisessa tilanteessa että etenkin silloin, jos tapahtuisi uusi säteilyonnettomuus.

Kirjallisuusviitteet

Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H. Mobile survey of environmental gamma radiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry* 1990; 32 (3): 177–184.

Säteilyannosten mittaus onnettomuuksien jälkeen luminesenssidosimetrialla

H. Jungner

Ajoituslaboratorio, PL 64, 00014 Helsingin yliopisto

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen syntyi tarve selvittää säteilytilanteet mahdollisimman monipuolisesti. Termoluminesenssimenetelmä oli aikaisemmin kokeiltu Hiroshimassa (Roesch 1987) ja tätä menetelmää lähdettiin useassa tutkimusprojekteissa kehittämään edelleen. Näytteet kerättiin Ukrainasta, Venäjältä ja Valkovenäjältä sekä asutuilta että evakuoituilta alueilta. Näyteaineena käytettiin ensisijaisesti tiiliskivistä separoitua kvartssia. Mittaamalla absorboitu annos syvyyden funktiona on mahdollista arvioida onnettomuudesta johtuvan laskeuman aiheuttama annos. Lisäksi mittaustuloksista voi arvioida säteilyn keskimääräisen energian (Bailiff et al. 2005). Tiiliskivistä mitatut arvot käytettiin edelleen säteilyannosten laskemiseen referenssipisteessä, joka sijoittui rakennuksen edustalla yhden metrin korkeudella maan pinnasta. Näin saatu arvo voitiin joissakin tapauksessa verrata arvoihin, jotka saatiin mittaamalla radioaktiivisten aineiden pitoisuudet maaperässä (Bailiff et al. 2004a). Referenssipisteen annoksen avulla voitiin siirtyä arvioimaan alueella liikkuneiden ihmisten saamia annoksia.

Myöhemmin tutkimusryhmämme on tehnyt vastaavaa tutkimusta Semipalatinskin lähialueilla (Bailiff et al. 2004b).

Kirjallisuusviitteet

- Bailiff IK, Stepanenko VF, Goeksu HY, Boetter-Jensen L, Brodsky L, Chumack V, Correcher V, Delgado A, Golikov V, Jungner H, Khamidova LG, Kolizshenkov TV, Likhtarev I, Meckbach R, Petrov SA, Sholom S. Comparison of retrospective luminescence dosimetry with computational modelling in two highly contaminated settlements down wind of the Chernobyl NPP. *Health Physics* 2004a; 86: 25–41.
- Bailiff IK, Stepanenko VF, Goeksu HY, Jungner H, Balmukhanov SB, Balmukhanov TS, Khamidova LG, Kisilev VI, Kolyado IB, Kolizshenkov TV, Shoikhet YN, Tsyb AF. The application of retrospective luminescence dosimetry in areas affected by fallout from the Semipalatinsk nuclear test site: An evaluation of potential. *Health Physics* 2004b; 87 (6): 625–641.

- Bailiff IK, Stepanenko VF, Goeksu HY, Boetter-Jensen L, Correcher V, Delgado A, Jungner H, Khamidova LG, Kolizhenkov TV, Meckbach R, Petin DV, Orlov MY, Petrov SA. Retrospective luminescence dosimetry: development of approaches to application in populated areas downwind of the Chernobyl NPP. *Health Physics* 2005; 89 (3): 233–246.
- Roesch WP. Thermoluminescence measurements of gamma rays. US–Japan joint reassessment of atomic bomb radiation dosimetry in Hiroshima and Nagasaki. Final report DS 86, vol. 1 and 2; 1987.

Baltianmeren Viron rannoilla esiintyvän mustan hiekan radioaktiivisuus

R. Koch

Tarton yliopisto, Fysiikkaan tutkimuslaitos. Riia 142, 51014 Tartto, Viro.

Johdanto

Viron ympäristössä on radioaktiivisuuden kannalta vielä tutkimattomia alueita. Eräs sellainen on Baltianmeren rannan hiekka. Hiekka on sedimenttiä, raekoon ollessa 0,0625 ... 2 mm. Mineraalikoostumuksena on hiekassa pääasiassa kvartsi, lisäksi toisia mineraaleja kuten maasälpä, kiille, amfiboli, pyrokseeni ja glaukoniitti. ”Musta hiekka” on raskas, lievästi magneettinen, kiiltävä, puoleksi metallinen sekoitus pienijyväistä hiekkaa. Musta väri on peräisin aineista kuten rautaoksidi, sirkoni, monatsiitti, rutiili ja ilmeniitti. Mustassa hiekkassa on kohonnut Th-232- ja U-238-pitoisuus ja alhainen K-40-pitoisuus verrattuna tavalliseen hiekkaan (de Meijer ym. 2001). ”Mustan hiekan” raekoko on < 200 µm (esim. McCubbin ym. 2000).

Tässä tutkimuksessa tarkastellaan näytteitä viidestä eri kohta Viron Baltianmeren rannoilta (kuva 1, s. 167; 2 kpl Saarenmaalta, joista toinen 58° 11,86' pl ja 22° 17,36' ip; Pärnu 58° 22,15' pl ja 24° 31,41' ip; Riianlahden ranta 57° 58,14' pl ja 24° 25,38' ip; Lohusalun ranta 59° 24,45' pl ja 24° 12,38' ip) kerätyn hiekan näytteen radioaktiivisuuspitoisuuksia ja sen yhteydestä hiekan raekokoon. Vertailunäytteitä otettiin sisämaasta Helmesta, Piusasta ja kaupallisen rakennushiekan säkistä.

Materiaalit ja menetelmät

Yhdestä kohteesta otettiin kolme eri näytettä: rannalta, veden rajasta ja merenpohjasta. Näytteet kuivattiin 105 °C lämpötilassa, punnittiin ja suljettiin ilmatiivisti metallipurkkeihin. Neljän viikon kuluttua mitattiin näytteiden gamma-spektrit. Joillekin hiekanäytteille tehtiin seula-analyysi, käyttäen seuloja, joiden vapaan aukon koko oli 500 µm, 250 µm, 150 µm, 106 µm ja 75 µm. Näin seulottu aines suljettiin myös ilmatiivisti metallipurkkeihin ja analysoitiin gammaspektrien avulla. Pb-210:n ja Th-234:n määrittämiseksi käytettiin matalaenergeettistä planaaria ilmaisinta.

Näytteistä analysoitiin gammaspektrometrin avulla luonnollisten radionuklidien K-40-, Pb-210-, Ra-226-, Th-232-, U-235-pitoisuudet sekä Tshernobylistä ja ydinkokeista peräisin olevista nuklideista Cs-137-pitoisuus.

Tulokset

Seulomattomissa hiekkänäytteissä K-40-pitoisuus vaihtelee ($114,9 \pm 4,2$)... ($517,2 \pm 14,0$) Bq/kg, Ra-226 pitoisuus vaihtelee ($7,48 \pm 0,34$)... ($112,8 \pm 2,1$) Bq/kg, Th-232-pitoisuus vaihtelee ($5,10 \pm 0,3$)... ($208,2 \pm 4,1$) Bq/kg ja Cs-137-pitoisuus vaihtelee ($2,20 \pm 0,23$)... ($8,15 \pm 0,59$) Bq/kg.

Jotkut hiekkänäytteet seulottiin. Seula-analyysin tulokset näyttävät, että rannan hiekka on erittäin homogeenistä – yhden raekoon osuus on huomattava ($250 \mu\text{m}$ tai $150 \mu\text{m}$). Esimerkkinä kuva 2.

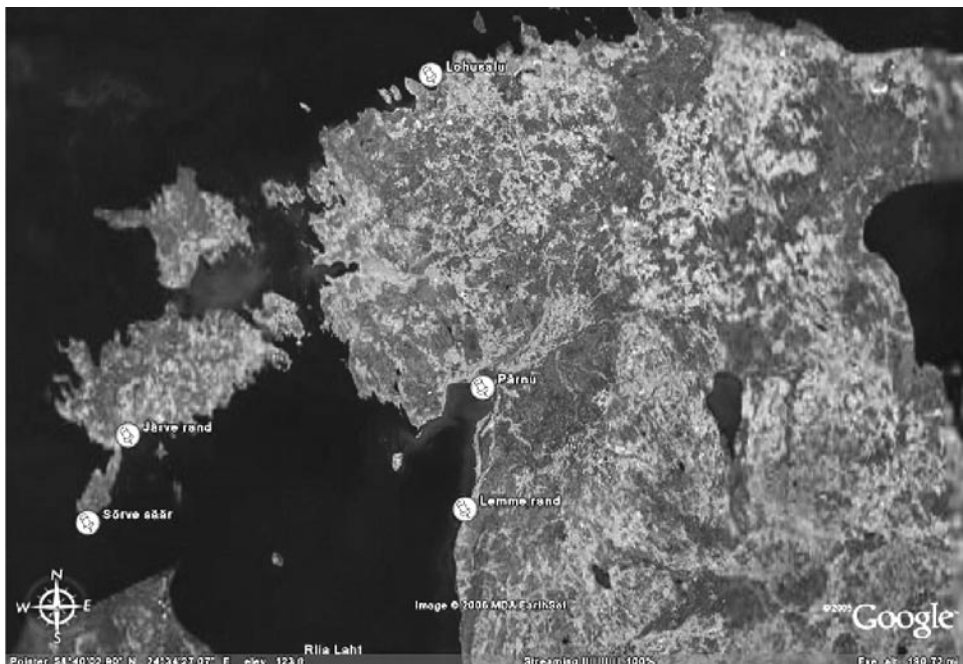
Pienempikokoisen rakeen Th-232- ja U-238-pitoisuus on sitä korkeampi mitä pienempi on hiekanrakeen koko. Alle $150 \mu\text{m}$ ja yli $106 \mu\text{m}$ materiaalin Th-232- ja U-238-pitoisuus on korkeampi kuin seulomattoman näytteen keskimääräinen Th-232- ja U-238-pitoisuus. Esimerkiksi Lemmen rannasta otettu $> 106 \mu\text{m}$ kokoisen hiekkänäytteen Th-232-pitoisuus on jopa $1103,86 \pm 16,80$ Bq/kg! Tämän näytteen radiumekvivalentti (Ra_{ekv} (Beretka ym. 1985)) todettiin olevan jo ($2165,95 \pm 31,38$) Bq/kg. Keskimääräinen Th/U-suhde vaihtelee 1,85 ja 0,60 välillä. Suomenlahden rannasta (Lohusalu) kerätyissä näytteissä ei havaittu kohonneita Th-232- ja U-238-pitoisuuksia.

Johtopäätökset

Baltianmeren Viron rannasta kerätyt hiekkänäytteet sisältävät kahta eri raekoon fraktiota – hienorakeinen, missä on kohonnut Th-232- ja U-238-pitoisuus ja karkearakeinen, missä Th-232- ja U-238-pitoisuus on huomattavasti pienempi. Mitattujen hiekkänäytteiden Th/U-suhde on huomattavasti pienempi kuin tunnetuilla mustan hiekan näytteillä Välimeren ja Valtameren rannoilta ($2,5-3,0$) (esim. Seddeek ym. 2005).

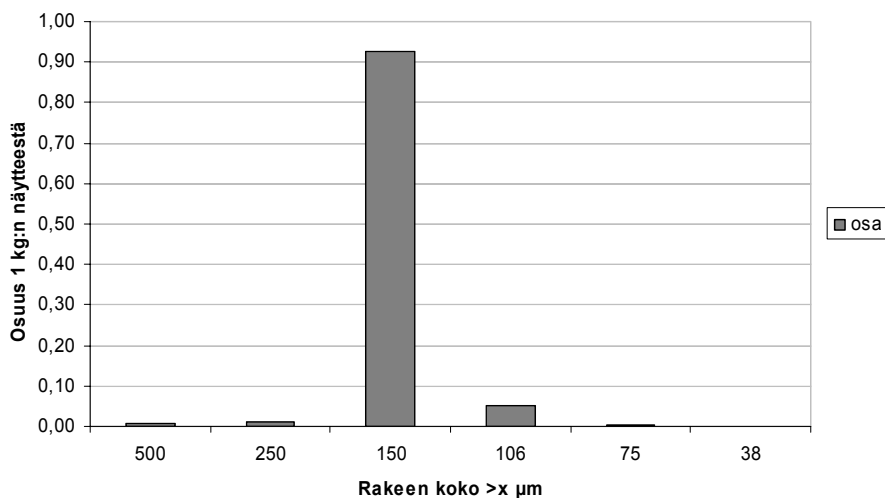
Suotuisissa olosuhteissa vesi ja aallot rikastavat merenrannan hiekan hienorakeista fraktiota.

Viisi koepistettä ei riitä kokonaiskuvan saamiseksi radioaktiivisuudesta Baltianmeren Viron rannoilta.



Kuva 1. Näytteiden keruukohtad Baltianmeren rannalla.

Merenpohjan hiekan kokojakauma (Järve)



Kuva 2. Saarenmaan rannikon (Järve) merenpohjasta otetun hiekanäytteen seula-analyysin tulokset.

Kirjallisuusviitteet

- De Meijer RJ, James IR, Jennings PJ, Koeyers JE. Cluster analysis of radionuclide concentrations in beach sand. *Applied Radiation and Isotopes* 2001; 54: 535–542.
- McCubbin D, Leonard KS, Maher BA, Hamilton EI. Association of ^{210}Po (^{210}Pb), $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am with different mineral fractions of a beach sand at seascale, Cumbria, UK. *Science of the Total Environment* 2000; 254: 1–15.
- Beretka J, Mathew PJ. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products. *Health Physics* 1985; 48: 87–95.
- Seddeek MK, Badran HM, Sharshar T, Elnimr T. Characteristics, spatial distribution and vertical profile of gamma-ray emitting radionuclides in the coastal environment of North Sinai. *Journal of Environmental Radioactivity* 2005; 84: 21–50.

^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ ja ^{241}Am Lapin metsämaassa ja niiden siirtyminen kasveihin

J. Lehto, T. Jaakkola, K. Vaaramaa, A. Leskinen,
I. Outola, M. Tillander ja R. Pehrman

Radiokemian laboratorio, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto

Johdanto

Helsingin yliopiston Radiokemian laboratoriossa aloitettiin vuonna 1997 tutkimus radionuklidien, ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ ja ^{241}Am , pitkäaikaiskäyttötymisen selvittämiseksi Lapin metsämaassa ja järvissä. Tutkimusalueena on ollut Inarin Kaamasessa Muddusjärven pohjoispää, josta on kerätty vuosina 1997–2005 runsas joukko maa-, kasvi-, vesi-, sedimentti- ja kalanäytteitä (taulukko I). Tällä alueella radioaktiivinen saastutus on pääosin peräisin 1950- ja 1960-luvuilla ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden aiheuttamasta maailmanlaajuisesta laskeumasta. Tshernobylin onnettomuuden aiheuttama saastutuksen lisäys oli varsin pieni. Muddusjärvi on keskellä pohjoista poronhoitoaluetta, jossa Radiokemian laboratorio aloitti radioaktiivisten aineiden tutkimukset ympäristössä ja ravintoketjuissa jo 1960-luvun alussa. Metsämaa tällä alueella on niukkaravinteista kerroksellista podsolimaata. Kaikista tässä tutkimuksessa kerätyistä näytteistä on määritetty ^{137}Cs gammaspektrometrialla ja osasta kasvi- ja maanäytteitä myös $^{239,240}\text{Pu}$ ja ^{241}Am , joiden määrittämiseksi näytteitä on märkäpoltettu väkevässä typpihapossa ja Pu ja Am erotettu käyttäen sekä anioninvaihtoa että ekstraktiokromatografiaa. Tutkimuksen tavoitteena on selvittää radioaktiivisten

Taulukko I. Muddusjärven alueelta 1997–2005 kerätyt näytteet.

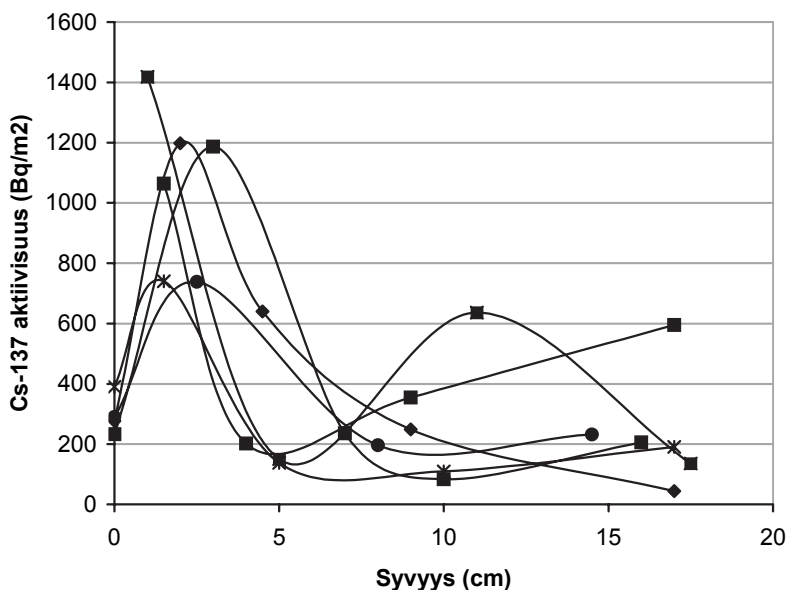
Näytetyyppi	Lajeja/paikkoja	Näytemäärä
Maanäytteitä		41 maaprofiilia (jaettu 4–5 osaan)
Kasvinäytteitä	13 lajia	84 näytettä
Kalanäytteitä	3 lajia 4 järvestä	32 näytettä
Vesinäytteitä	3 järveä, 2 puroa	40
Sedimenttinäytteitä	4 järvestä	9 täysprofiilia (jaettu 1–5 cm:n siivuihin), 10 muuta profiilia

aineiden vertikaalista jakaumaa maassa ja sedimenteissä sekä niiden siirtymistä maasta kasveihin ja vesistä kaloihin sekä niiden huuhtoutumista maasta vesistöihin. Tässä esityksessä kerrotaan maahan ja kasveihin liittyvistä tuloksista.

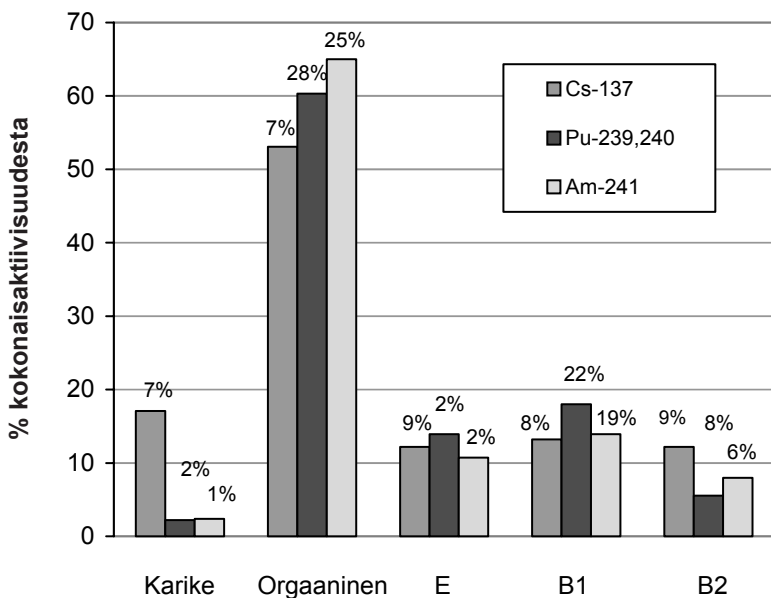
¹³⁷Cs:n, ^{239,240}Pu:n ja ²⁴¹Am:n vertikaalinen jakauma maassa

Kuvissa 1 ja 2 on esitetty ¹³⁷Cs:n vertikaalinen jakauma kuudessa vuonna 2001 kerätyssä maaprofilissa. Jakauma vaihtelee melkoisesti, joskin muina vuosina kerätyissä profiileissa vaihtelu on ollut jopa runsaampaa. Keskimäärin hieman yli 50 % cesiumista on orgaanisessa kerroksessa noin 5 cm:n syvyydessä, mutta osittain cesium on huuhtoutunut mineraalikerrokseen (E ja B), jopa syvemmälle kuin näytteenotto ulottui (20 cm). Huomattava osuus, n. 18 %, karikkeessa osoittaa, että osa cesiumista kiertää takaisin karikkeeseen orgaanisesta kerroksesta kasvien juurien kautta tapahtuvan ravinteiden oton kautta. Cesiumin laskeuma, laskettuna kaikkien kerrosten cesiumpitoisuudesta, on keskimäärin noin 2000 Bq/m², mikä viittaa siihen, että kutakuinkin kaikki cesium on peräisin ydinasekoelaskeumasta.

Plutoniumin ja amerikumiumin jakaumat määritettiin kolmesta maaprofilista, joiden keskiarvot on esitetty kuvassa 2. Kahdessa profiilissa plutoniumin pitoisuus oli molemmissa 29 Bq/m² ja siitä kolme neljäsosaa oli orgaanisessa kerroksessa vain pienen osan ollessa kulkeutuneena mineraalikerrokseen. Sen sijaan kolmannessa profiilissa oli paitsi epätavanomaisen korkea plutoniumpitoisuus (81 Bq/m²) myös sen jakauma oli epätyypillinen 57 %:n ollessa rikastumiskerroksissa (B). Sama ilmiö havaittiin ²⁴¹Am:n kohdalla: kahdessa edellisessä maaprofilissa amerikumiumpitoisuus oli 12–14 Bq/m² ja niissä amerikumiumin osuus orgaanisessa kerroksessa keskimäärin 80 % kokonaisaktiivisuudesta; sen sijaan kolmannessa profiilissa amerikumiumpitoisuus oli 30 Bq/m² ja 50 % rikastumiskerroksissa (B). Mahdollinen selitys kolmannen profiilin epätyypilliselle käyttäytymiselle on se, että plutoniumia ja amerikumiumia on huuhtoutunut muualta ja rikastunut kerätyn profiilin kohdalla syvempiin kerrokseen. Tätä tukee myös se, että tässä profiilissa kokonaisplutoniumpitoisuus 81 Bq/m² on selkeästi korkeampi kuin Lapissa aiemmin mitatut, kahden toisen profiilin plutoniumpitoisuuksien ollessa suurin piirtein samaa luokkaa kuin aiemmin mitatut pitoisuudet. Plutonium ja amerikumium Lapin metsämaassa ovat peräisin käytännöllisesti katsoen kokonaan ydinasekoelaskeumasta, sillä Tshernobyl-laskeuman osuus näiden aineiden osalla oli Suomessa keskimäärin vain noin prosentin verran ydinasekoelaskeumaan verrattuna. ²⁴¹Am:n aktiivisuuden suhde ^{239,240}Pu:n aktiivisuuteen, laskettuna kahdesta samanlaisen aktiivisuuden omaavasta profiilista, oli maaperässä 0,45. Tämä suhde ei kasva enää tulevaisuudessa kovin paljoa, koska ²⁴¹Am:n emonuklidi ²⁴¹Pu on jo noin 90 %:sti



Kuva 1. ¹³⁷Cs:n aktiivisuuden vertikaalinen jakauma vuonna 2001 kerätyissä maaprofiileissa.



Kuva 2. ¹³⁷Cs:n, ^{239,240}Pu:n ja ²⁴¹Am:n jakaantuminen eri maakerroksiin. E huuhtoutumiskerros, B1 rikastumiskerroksen yläosa, B2 rikastumiskerroksen alaosa. Prosentit ovat tulosten standardipoikkeamia.

Taulukko II. ¹³⁷Cs:n aktiivisuuspitoisuudet kasveissa sekä sen siirtokerroimet (m²/kg) maasta kasveihin.

Kasvi	Näytteitä	Aktiivisuuden keskiarvo (Bq/kg)	Standardi-poikkeama (Bq/kg)	Siirtokerroin maasta kasveihin (m ² /kg)
Sienet				
Kangastatti	6	1785	205	0,90
Punikkitatti	5	200	7,4	0,10
Isohapero	6	1000	106	0,51
Kangashapero	5	917	12	0,46
Kangasrousku	7	1209	2057	0,61
Marjat				
Variksenmarja	7	68	0,8	0,034
Variksenmarjavarpu	8	51	0,5	0,026
Mustikka	7	122	1,7	0,062
Mustikanvarpu	8	103	3,1	0,052
Puolukka	6	44	0,1	0,022
Puolukanvarpu	8	49	0,6	0,025
Muut kasvit				
Heinä	5	49	0,7	0,025
Koivunlehti	8	32	0,3	0,016

Taulukko III. ^{239,238}Pu:n ja ²⁴¹Am:n siirtokerroimet (m²/kg) maasta kasveihin.

Kasvi	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am
Kangashapero	0,0000505	
Variksenmarja	0,0000275	
Variksemarjavarpu	0,0002599	0,0005015
Mustikka		0,0000947
Mustikanvarpu	0,0000626	0,0001964
Puolukka		0,0001241
Puolukanvarpu	0,0002428	0,0003602

hajonnut, sillä ydinasekokeiden päättymisestä on kulunut jo yli kolme ^{241}Pu :n puoliintumisaikaa, joka on 14,4 vuotta.

^{137}Cs :n, $^{239,240}\text{Pu}$:n ja ^{241}Am :n siirtyminen maasta kasveihin

Radionuklidien siirtymistä maasta kasveihin tutkittiin määrittämällä niiden aktiivisuuspitoisuudet kasveissa ja laskemalla siirtokerroin laskeumasta kasveihin eli jaettiin kasvien aktiivisuus-pitoisuudet (Bq/kg) ko. nuklidien laskeuma-arvoilla (Bq/m²). Tulokset on esitetty taulukossa II cesiumille ja taulukossa III plutoniumille ja amerikiumille. Taulukossa II on esitetty myös cesiumin aktiivisuuspitoisuudet kasveissa. Cesiumin siirtyminen on voimakkainta sieniin, joilla siirtokertoimet ovat välillä 0,1 ja 1 m²/kg. Muihin kasveihin siirtyminen on noin kertaluokan alhaisempaa. Amerikiumin ja plutoniumin siirtokertoimet ovat keskenään kutakuinkin yhtä suuret ja marjojen osalla kahdesta kolmeen kertaluokkaa alhaisempia kuin cesiumin.

Ympäristön säteilyvalvonta Lapissa

A.-P. Leppänen, P. Niskala ja M. Junttila

STUK – Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen laboratorio,
Louhikkotie 28, 96500 Rovaniemi

Johdanto

Säteilyturvakeskuksen Pohjois-Suomen aluelaboratorio on Euroopan Unionin pohjoisin radioaktiivisuusseurantaa tekevä laboratorio ja osa Arktisten alueiden ympäristön seuranta- ja arviointiverkostoa. Laboratorio aloitti Lapin radioekologiset tutkimukset jo 1970-luvulla. Rovaniemellä, Korkalovaaran suojatilassa, 18 m kallion sisällä toimiva, poikkeusoloja varten suunniteltu Pohjois-Suomen aluelaboratorio vastaa pohjoisiin ravintoketjuihin ja radioekologiaan liittyvistä tutkimuksista ja ympäristönäytteiden radioaktiivisuusanalyyseistä Lapin ja Oulun lääneissä. Lisäksi laboratorio osallistuu alueellisen A-laboratoriovalmiuden kehittämiseen, valtakunnalliseen säteilyvalvontaan ja tutkimushankkeisiin arktisilla alueilla. Laboratorion tehtävänä on myös valvoa alueella tuotettavien elintarvikkeiden radioaktiivisuutta

Ulkoisen säteily

Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeutta valvotaan reaaliaikaisella ja kattavalla mittausasemaverkolla. STUKin ja paikallisviranomaisten ylläpitämään automaattiseen valvontaverkkoon kuuluu noin 290 GM-antureilla varustettua mittausasemaa. Lapin läänin alueella sijaitsee 5 AAM-asemaa. Kunkin AAM-aseman alla on n. 10 GM-anturia. AAM-asetat lukevat GM-anturit kaksi kertaa vuorokaudessa mikäli anturin mittaama säteilytaso ei ole ylittänyt hälytysrajaa 0,4 $\mu\text{Sv/h}$. Hälytysrajan ylittyessä asema välittää hälytysviestin sekä anturit siirtyvät jatkuvaan seurantaan. Myös hälytyksen syyn selvittäminen alkaa välittömästi.

Ulkoilman radioaktiiviset aineet

Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan imemällä ilmaa suodatimen läpi, johon ilmassa olevat radioaktiiviset aineet jäävät. Lasikuitusuodatin kerää radioaktiivisia aineita sisältävät hiukkaset. Aktiivihiihluosodatin puolestaan pidättää kaasumaisia radioaktiivisia aineita kuten radioaktiivista jodia.



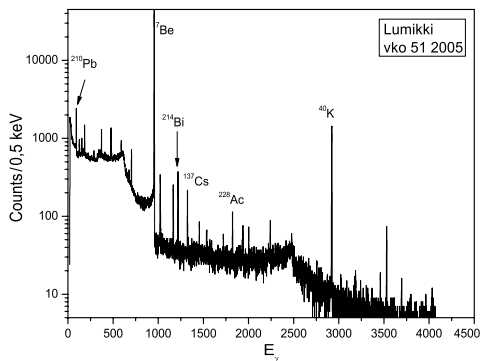
Kuva 1. Rovaniemen GM-anturi.



Kuva 2. Laskeumakeräin.

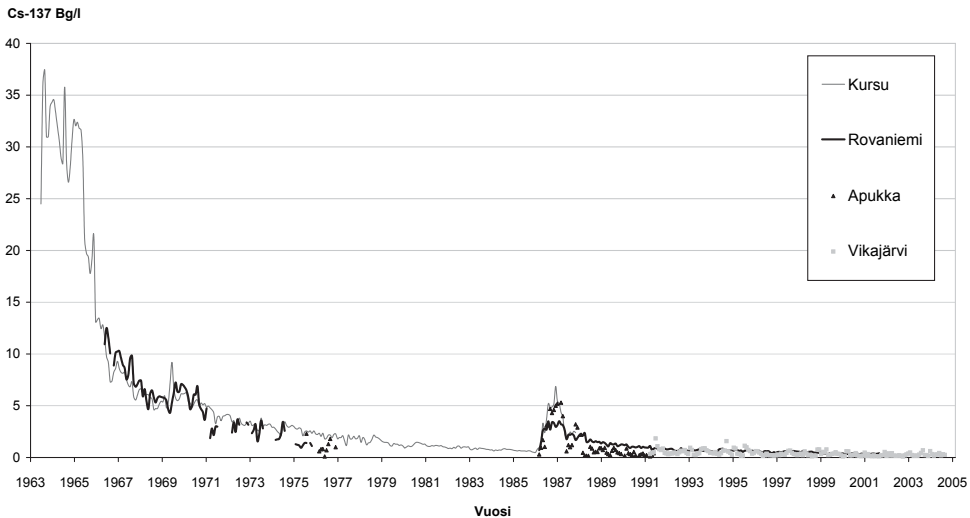


Kuva 3. Lumikki-suurtehokerääjä.



Kuva 4. Rovaniemen Lumikilla kerätyn lasikuitufiltertiin jääneiden aerosolien gammaspektri.

Aikasarja Lapissa 1963–2004 tuotetun maidon Cs-137-pitoisuuksista



Kuva 5. Lapissa kerättyjen maitonäytteiden ^{137}Cs -pitoisuus vuosina 1963–2004.

Näytteet kerätään tehtävään varten suunnitelluilla kerääjillä. Lapissa on yksi suurtehokerääjä, Lumikki, Rovaniemellä ja kaksi pienempitehoista ”pikku poikaa” Sodankylässä ja Ivalossa. Pohjois-Suomen aluelaboratoriossa mitataan kolmen aerosolikerääjän lasikuituiset ilmafilterit ja aktiivihiilisuodattimet gammaspektrometrilla. Radioaktiivisten aineiden havaitsemisraja suurtehokerääjillä on alle mikrobequerellin ($\approx 0,1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

Laskeuman radioaktiiviset aineet

Radioaktiivisella laskeumalla tarkoitetaan pölynä tai sadeveden ja lumen mukana maahan ja veteen laskeutuneita radioaktiivisia aineita. Laskeumanäytteiden analysointi on lähtökohta tutkimuksille, jotka käsittelevät radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiympäristössä. Lapissa laskeumanäytteitä kerätään jatkuvasti samoilla paikkakunnilla kuin ilmanäytteitä eli Rovaniemellä, Sodankylässä ja Ivalossa. Laskeumanäytteet kerätään ruostumattomasta teräksestä valmistetulla laitteella, jonka keräysala on $0,07 \text{ m}^2$. Näytteiden keräysjakso on 1 kk. Näytteistä analysoidaan ^{90}Sr radiokemiallisesti, joka mitataan verrannollisuuslaskurilla, ^{137}Cs analysoidaan gamma-spektrometrilla.

Maidon radioaktiiviset aineet

Maidon radioaktiivisten aineiden pitoisuuksien seuranta on tärkeää, koska ympäristössä olevat radionuklidit siirtyvät tehokkaasti rehun kautta maitoon ja sitä kautta ihmiseen. Lapissa maitonäytteet kerätään Muoniosta, Kemijärveltä ja Rovaniemeltä. Tutkimuksista saadaan tietoa alueiden radioaktiivisuustasoista ja radionuklidien kulkeutumisesta. Maitonäytteistä erotetaan radioaktiivinen strontium kemiallisesti. Aktiivisuus mitataan matalataustaisella verrannollisuuslaskurilla.

Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet

Elintarvikenäytteiden radioaktiivisuusmittausten tavoitteena on hankkia tietoa radionuklidien saannista ruuan kautta. Elintarvikkeiden sisältämien radioaktiivisten aineiden pitoisuuksista ruuassa voidaan arvioida väestön ravinnon kautta saama päivittäinen säteilyaltistus. Lapissa STUKin Pohjois-Suomen aluelaboratorio ostaa vuosittain lappilaisista elintarvikeliikkeistä ruokakorin joka sisältää erilaisia elintarvikkeita. Ruoka-aineiden sisältämien radioaktiivisten aineiden pitoisuudet tutkitaan ja lappilaisen väestön altistuminen voidaan arvioida.

Kirjallisuuslähteet

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2004. STUK-B-TKO 6. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2005.

Tshernobyl-peräisen plutoniumin laskeuma Suomessa

J. Paatero¹, T. Jaakkola² ja T.K. Ikäheimonen³

¹ Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

² Radiokemian laboratorio, PL 55, 00014 Helsingin yliopisto

³ STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta
PL 14, 00811 Helsinki

Johdanto

Ympäristössä esiintyvä plutonium on käytännössä kaikki peräisin ihmisen toiminnasta. Luonnostaan äärimmäisen pieniä määriä ²³⁹Pu:a esiintyy rikkaissa uraanimalmioissa (yksi ²³⁹Pu-atomi 10¹² ²³⁸U-atomia kohti), missä sitä syntyy kosmisen säteilyn ja uraanin spontaanin fission luomassa heikossa neutronivuossa (Essien ja Kuroda 1984). Kaikki plutoniumisotoopit ovat radioaktiivisia, ja niistä useimmat luonnossa esiintyvät alfa-aktiivisia, mikä tekee niistä yhdessä pitkien fysikaalisten ja biologisten puoliintumisaikojen kanssa erittäin säteilymyrkyllisiä. Poikkeuksen tekee ²⁴¹Pu, jonka puoliintumisaika on 14,4 vuotta. Se on beetasäteilijä. Plutonium-241:n tytärnuklidi on kuitenkin säteilymyrkyllinen alfasäteilijä amerikiium-241.

Luontoon plutoniumia on päätenyt ydinasekokeista, ydinaseiden tuotantoprosesseista ja niitä kuljettaneiden lentokoneiden onnettomuuksista, käytetyn ydinpolttoaineen jälleenkäsittelystä sekä ilmakehään palanneiden satelliittien voimanlähteistä (Harley 1980). Tässä raportoitavassa työssä tutkittiin huhtikuussa 1986 sattuneesta Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta ympäristöön levinneen plutoniumin laskeuman alueellista jakautumista Suomessa.

Kokeelliset menetelmät

Työssä tutkittiin yli 70 jäkälä-, turve- ja kokonaislaskeumanäytettä, joihin oli ennen analyysiä lisätty tunnettu määrä ²⁴²Pu:a merkkiaineeksi. Märkäpolton tai tuhituksen jälkeen plutonium erotettiin näytematriisista ja mittausta häiritsevistä radionuklideista kersaostuksin ja anioninvaihdoin. Puhdistettu Pu-fraktio jaettiin kahtia. Toisesta osasta valmistettiin alfamittausedpreparaatti joko elektroaostuksella tai NdF₃-kersaostuksella. Plutoniumisotoopit 238, 239 ja 240 määritettiin mittaamalla alfaspektri puolijohdeilmmaisimella tyhjiössä. Alfaspektrometrisesti ²³⁹Pu:n ja ²⁴⁰Pu:n erotus toisistaan ei onnistu liian

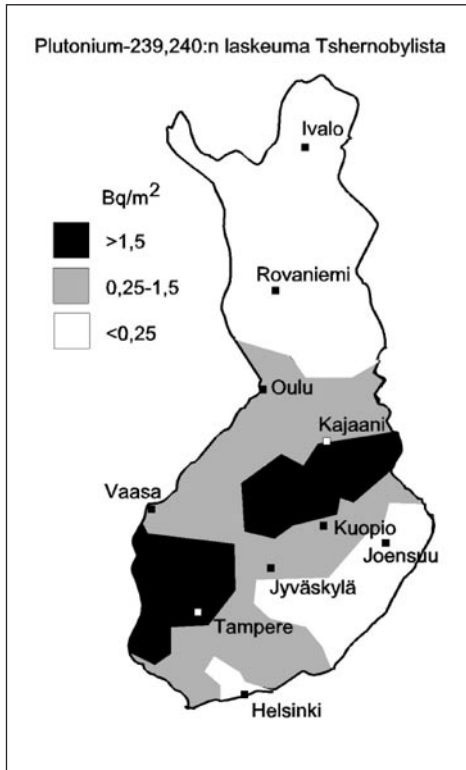
lähekkäisten alfaenergioiden takia, joten tässä käsitellään kyseisten isotooppien aktiivisuuksien summaa. Plutoniumfraktion toisesta osasta määritettiin beeta-aktiivinen ^{241}Pu nestetuikespektrometrilla (Paatero 2000, Ikäheimonen 2003). Joissakin tapauksissa ^{241}Pu mitattiin myös riittävän viiveen jälkeen ^{241}Am :n sisäänkasvun avulla. Suurin osa näytteistä oli Etelä- tai Keski-Suomesta. Pohjois-Suomesta näytteitä oli vain muutama, joten lisäarvioita Pohjois-Suomen plutoniumlaskeumalle saatiin mitatuista ^{90}Sr -laskeuma-arvoista ja arvioidusta $^{90}\text{Sr}/^{239,240}\text{Pu}$ -aktiivisuussuhteesta Tshernobylistä peräisin olevassa laskeumassa (Paatero ym. 2002). Mitatuista Pu-laskeumamääristä vähennettiin ydinasekokeista peräisin oleva Pu-laskeuma Hardyn (1973) menetelmällä. Laskennassa $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ -aktiivisuussuhteelle ydinkoelaskeumassa ja Tshernobyl-laskeumassa käytettiin arvoja 0,03 ja 0,5. $^{239,240}\text{Pu}/^{241}\text{Pu}$ -aktiivisuussuhteelle ydinkoelaskeumassa ja Tshernobyl-laskeumassa käytettiin arvoja 0,25 ja 0,01055.

Tulokset ja johtopäätökset

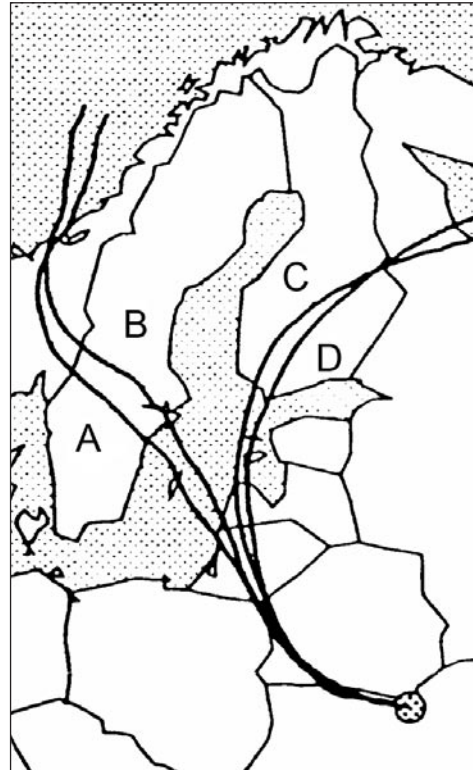
Tshernobyl-peräisen plutoniumin laskeuma Suomessa jakaantui alueellisesti hyvin epätasaisesti toisin kuin 1950- ja 1960-luvun ydinasekokeiden aiheuttama laskeuma (kuva 1, s. 180). Suomen leveysasteilla ydinasekokeiden $^{239,240}\text{Pu}$:n laskeumaksi arvioitiin 60 Bq/m^2 (Hardy ym. 1973), joten eniten Tshernobylin $^{239,240}\text{Pu}$:sta saastuneilla alueillakin laskeuma oli vain 10 % luokkaa ydinasekokeiden laskeumasta. Suurimmat laskeuma-arvot osuvat alueille, joiden yli voimalaitoksen yläpuolella räjähdysketkellä olleet ilmamassat kulkivat (kuva 2; Valkama ym. 1995). Erityisen suuria laskeuma-arvot olivat alueilla, joilla satoi päästöpilven kulkeutuessa yli (kuva 3, s. 181), sillä sade lakaisee tehokkaasti ilman hiukkasmaisia epäpuhtauksia maahan. Sateettoman Lounais-Suomen rannikkoalueen korkea $^{239,240}\text{Pu}$ -laskeuma selittyy puolestaan ns. kuumien hiukkasten kuivalaskeumalla. Näiden hiukkasten, joista osa oli pieniä polttoainefragmentteja, massa oli niin suuri, että painovoima vaikutti merkittävästi niiden lentorataan (Raunemaa ym. 1987; Pöllänen ym. 1997). Plutoniumin laskeumakartta on samanlainen kuin muiden korkeassa lämpötilassa kiehuvien nuklidien, esim ^{95}Zr :n, laskeumakartta (Arvela ym. 1990).

Tshernobylin onnettomuudesta Suomeen päättyi $1 \times 10^{11} \text{ Bq } ^{239,240}\text{Pu}$:a, ts. noin puoli prosenttia ydinasekokeista peräisin olevan plutoniumin määrästä (Reponen ym. 1993). Suomeen tuli 0,16 % onnettomuudessa vapautuneesta 16 kg:n plutoniummäärästä eli n. 25 grammaa. (Paatero ym. 2002; USSR State Committee 1986).

Tshernobyl-laskeuman plutoniumin korkea $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ -aktiivisuussuhde, 70–95 (Paatero ym. 1994, Ikäheimonen 2000), aiheuttaa sen, että ^{241}Pu :n hajotessa syntyvästä ^{241}Am :sta tulee Tshernobyl-peräisen transuraanilaskeuman



Kuva 1. Tshernobyl-peräinen $^{239,240}\text{Pu}$ -laskeuma Suomessa.



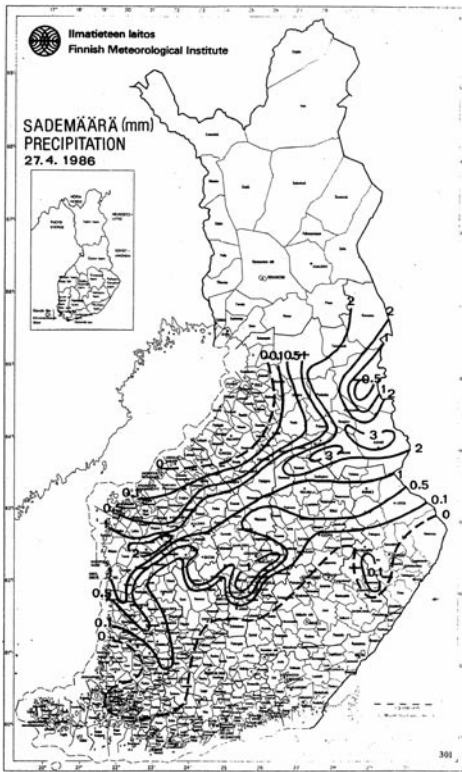
Kuva 2. Tshernobylistä lähtevät ilmamas-satrajektorit 25.4.1986 21 UTC. Lähtökor-keudet: A=750 m, B=1000 m, C=1500 m ja D=2500 m (Valkama ym. 1995).

aktiivisuudeltaan vallitsevin nuklidi. Maksimissaan 2050-luvulla ^{241}Am :a tulee olemaan kolminkertainen määrä $^{239,240}\text{Pu}$:iin verrattuna. Paikoitellen ^{241}Pu :n laskeuma oli samaa suuruusluokkaa ydinasekokeiden ^{241}Pu -laskeuman kanssa.

Kirjallisuusviitteet

Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H. Environmental gamma radiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry* 1990; 32: 177–184.

Essien IO, Kuroda PK. Plutonium anomaly in nature. *Geochemical Journal* 1984; 18: 101–108.



Kuva 3. Sademäärä (mm) Etelä- ja Keski-Suomessa 27.4.1986.

Hardy EP (ed). Fallout program quarterly summary report (1 Dec. 1972–1 March 1973). HASL-273. U.S. Atomic Energy Commission, New York, USA; 1973.

Hardy EP, Krey PW, Olchok HL. Global inventory and distribution of fallout plutonium. *Nature* 1973; 241: 444–445.

Harley JH. Plutonium in the environment – A review. *Journal of Radiation Research* 1980; 21: 83–104.

Ikäheimonen TK. Measurement of ^{241}Pu in environmental samples. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 2000; 243: 535–541.

Ikäheimonen TK. Determination of transuranic elements, their behaviour and sources in the aquatic environment. STUK-A194. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2003.

- Paatero J. Deposition of Chernobyl-derived transuranium nuclides and short-lived radon-222 progeny in Finland. Contributions No. 28. Helsinki: Finnish Meteorological Institute; 2000.
- Paatero J, Jaakkola T, Reponen A. Determination of the ^{241}Pu deposition in Finland after the Chernobyl accident. *Radiochimica Acta* 1994; 64: 139–144.
- Paatero J, Jaakkola T, Ikäheimonen TK. Regional distribution of Chernobyl-derived plutonium deposition in Finland. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 2002; 252: 407–412.
- Pöllänen R, Valkama I, Toivonen H. Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident. *Atmospheric Environment* 1997; 31: 3575–3590.
- Raunemaa T, Lehtinen S, Saari H, Kulmala M. 2-10 μm sized hot particles in Chernobyl fallout to Finland. *Journal of Aerosol Science* 1987; 18: 693–696.
- Reponen A, Jantunen M, Paatero J, Jaakkola T. Plutonium fallout in Southern Finland after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 1993; 21: 119–130.
- USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy. The accident at the Chernobyl nuclear power plant and its consequences. Information compiled for the IAEA Experts' Meeting. 1986 Aug 25–29; Vienna, Austria. 1986.
- Valkama I, Salonoja M, Toivonen H, Lahtinen J, Pöllänen R. Transport of radioactive gases and particles from the Chernobyl accident. In: Environmental impact of radioactive releases. IAEA-SM-339/69. Vienna: International Atomic Energy Agency; 1995.

Alhaistaustainen mittauslaboratorio Ilmatieteen laitoksen toimitalossa Dynamicumissa

J. Paatero¹, E. Karonen² ja K. Leminen¹

¹Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

²Gullichsen Vormala Arkkitehdit Ky, Pursimiehenkatu 29A, 00150 Helsinki

Johdanto

Ilmatieteen laitoksen ja Merentutkimuslaitoksen yhteinen toimitalo Dynamicum valmistui Helsingin yliopiston kampusalueen yhteyteen Kumpulaan syyskuussa 2005. Ilmatieteen laitoksen ensimmäisen toimitalo valmistui Helsingin Kaisaniemeen vuonna 1841 C.L. Engelin piirustusten perusteella. Dynamicum on ensimmäinen vartavasten koko Ilmatieteen laitokselle suunniteltu toimitalo Kaisaniemen ulkopuolella.

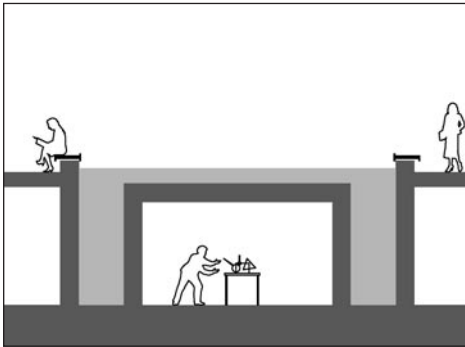
Suomessa todettiin 1950-luvun loppupuolella tarve aloittaa suurvaltojen ydinasekokeiden takia ilmakehän radioaktiivisuuden seuranta. Ilmatieteellinen keskuslaitos eli nykyinen Ilmatieteen laitos sai tehtäväkseen hoitaa ilman radioaktiivisuuden seurantaa mm. seuraavista syistä:

- Havaintoasemilla oli ympärivuorokautinen henkilökunta joka tapauksessa paikalla tekemässä säähavaintoja.
- Ilmatieteen laitoksella sekä sen havaintoasemilla oli ajankohtaan nähden hyvät viestiyhteydet.
- Ilmatieteen laitoksen asiantuntemusta tarvittiin ilmassa olevan radioaktiivisuuden leviämisen arviointiin sekä sen alkuperän selvittämiseen.

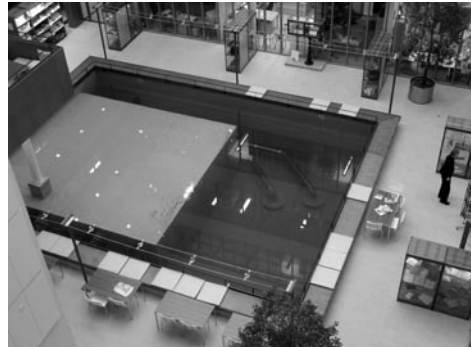
Ilman radioaktiivisuusseurantaan liittyvät laboratoriomittaukset tehtiin yli 40 vuoden ajan tavallisissa laboratorio- tai jopa toimistotiloissa, kunnes Dynamicumiin suunniteltiin ja rakennettiin erityisesti tätä toimintaa varten oma tila.

Laboratorion rakenne

Alhaisaktiivinen mittauslaboratorio sijaitsee Dynamicumin kellarikerroksessa. Laboratorion pinta-ala on 30 m². Lattia, seinät ja katto on tehty 50 cm paksusta alhaisaktiivisesta betonista. Siinä on käytetty valkosementtiä ja kiviaineksenä oliviinidiabaasia. Tilan taka- ja sivuseinien takana sekä katon päällä on sprinklerijärjestelmän syöttövesiallas, jonka vesi omalta osaltaan vaimentaa



Kuva 1. Radioaktiivisuuslaboratorion rakenne.



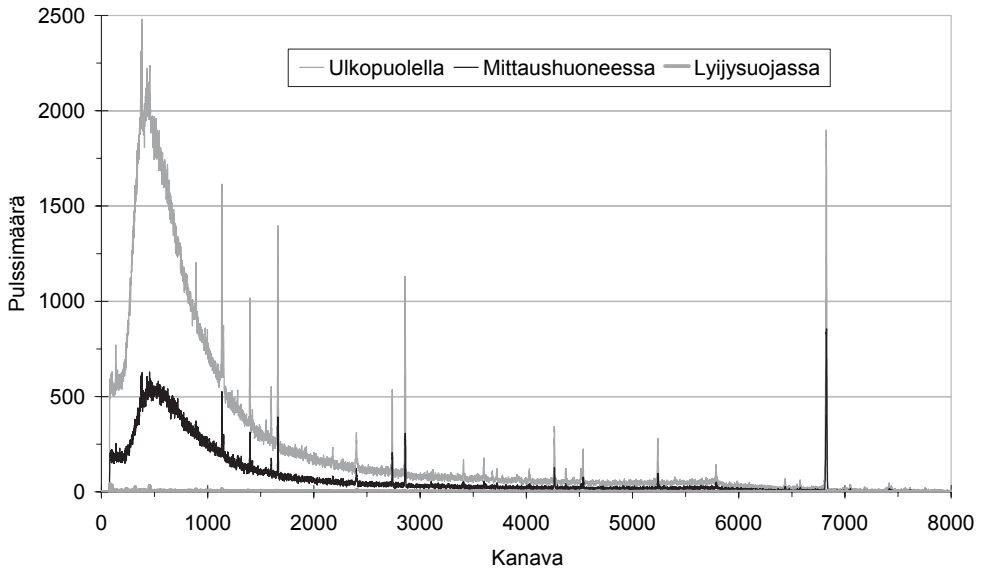
Kuva 2. Radioaktiivisuuslaboratorio sprinklerivesialtaan sisällä.

taustasäteilyä. Laboratorion raitisilma otetaan katolta, jotta siinä olisi mahdollisimman vähän radonia. Laboratorio on rakennettu ISO 9 -luokan puhdistilaksi tuloilman suodatuksella sekä käyttämällä sisustuksessa mahdollisimman vähän hilseileviä materiaaleja. Tila on termостоitu ± 2 °C tarkkuudella, ja ilmastoinnin mitoituksessa on otettu huomioon sähköjäähdytteisten germaniumilmaisimien tuottama lämpökuorma. Laboratoriossa on tällä hetkellä kaksi nestetyypellä jäähdytettyä puolijohdegamma-spektrometria ja alfa/beeta-analysointilaitteisto, joiden sähkönsyöttö on varmistettu katkeamattomilla virransyöttöyksiköillä (UPS).

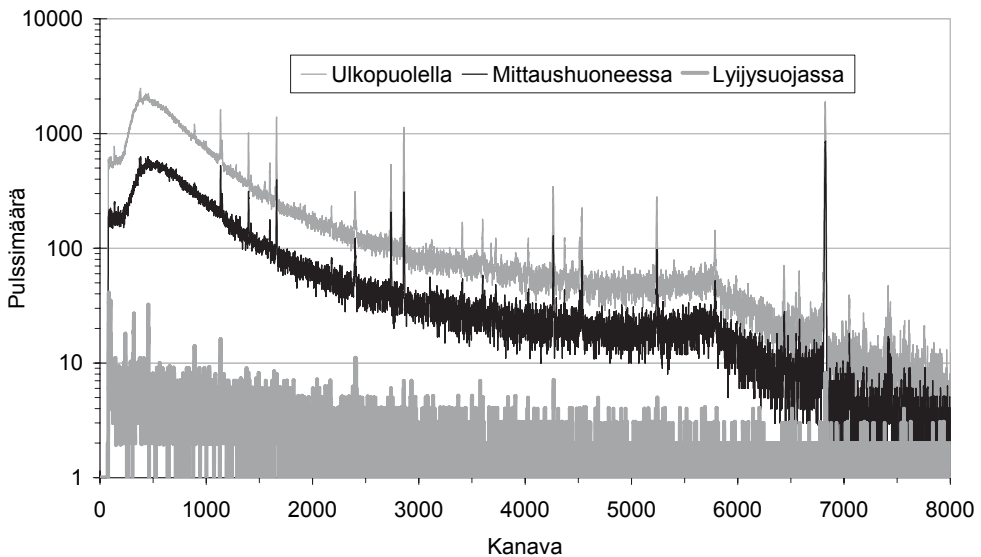
Taustasäteilyn mittaustulokset sekä johtopäätökset

Laboratorion rakenteellisen säteilynsuojauksen tehokkuus tutkittiin gamma-spektrometrisesti. Mittalaitteiston muodostivat nestetyypellä jäähdytetty n-tyypin puhdasgermaniumilmaisimien (suhteellinen efektiivisyys 40 %), siihen liittyvä oheiselektronikka (korkeajännitelähde, esi- ja lineaarivahvistin) sekä 8192-kanavainen pulssinkorkeusanalysointilaitteisto. Spektrit mitattiin gammaenergia-alueella 20–1850 keV, jolla sijaitsevat tärkeimpien ympäristössä esiintyvien radionuklidien gammapiikit. Laitteistolla tehtiin kolme mittausta: 1) taustaspektri kellarikerroksessa laboratorion ulkopuolella, 2) taustaspektri laboratoriossa sekä 3) taustaspektri laboratoriossa olevassa lyijysuojassa. Mittausaika kaikissa kolmessa tapauksessa oli yksi tunti. Lyijysuoja on vuorattu tinalla ja kuparilla, ja lyijykerroksen paksuus on 10 cm.

Tulokset on esitetty kuvissa 3 ja 4 sekä taulukossa I (s. 186). Laboratorion rakenteellinen säteilynsuojaus pienentää taustasäteilyä kahdella kolmasosalla, mikä puolestaan pienentää vastaavasti määritysrajoja. Ilmakehätutkimuksen kannalta mielenkiintoisen beryllium-7:n määritysraja on Dynamicumin



Kuva 3. Mitatut taustaspektrit lineaarisella pystyasteikolla; mittausaika kaikissa kolmessa mittauksessa oli yksi tunti, kanava 8000 vastaa gammaenergiaa 1800 keV.



Kuva 4. Mitatut taustaspektrit logaritmisella pystyasteikolla; mittausaika kaikissa kolmessa mittauksessa oli yksi tunti, kanava 8000 vastaa gammaenergiaa 1800 keV. Piirtoteknisistä syistä kaikkien kanavien pulssimääriä on lisätty yhdellä.

Taulukko I. Mittaustulokset. Pulssimäärät on mitattu energiavälillä 20–1850 keV, mittausaika kaikissa tapauksissa yksi tunti.

Mittaus	Pulssimäärä	vaimennus, %
Kellarikerros	1904731	
Laboratorio	599408	68,5
Lyijysuoja laboratoriossa	9678	99,5

laboratoriossa viidenneksen pienempi aiempaan, Helsingin Herttoniemessä sijainneeseen laboratorioon verrattuna. Rakentamalla laboratorio hyvin syvälle maan alle taustasäteilyä saataisiin toki edelleen vaimennetuksi. Esim. Saksassa 925 m maanpinnan alapuolelle rakennetussa laboratoriossa gammatausta on kaksi kertaluokkaa pienempi kuin Dynamicumissa (NeuMaier ja Arnold 2004). Toisaalta rakennus- ja käyttökustannuksetkin sekä toiminnalliset hankaluu-detkin ovat aivan toista suuruusluokkaa. Säteilyvalvonnan kannalta Dynamicumin laboratorion alhainen taustasäteily merkitsee sitä, että entistä pienemmät määrät keinotekoisista radioaktiivisuutta ilmassa pystytään havaitsemaan. Toisaalta entistä alhaisempi määritysraja tarkoittaa myös luonnon radionuklidien mittauksia. Tämä on erityisen tärkeää toimittaessa lähellä määritysrajaa, esim. Etelämantereella kerättyjä näytteitä tutkittaessa.

Kirjallisuusviite

Neumaier S, Arnold D. Low Level Gamma-Ray Spectrometry at the PTB Underground Laboratory UDO. In: Book of Extended Synopsis, International Conference on Isotopes in Environmental Studies – Aquatic Forum 2004. 2004 Oct 25–29; Monte Carlo, Monaco. IAEA-CN-118. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2004. p. 288–289.

Pintailman pitkäikäinen kokonaisbeeta-aktiivisuus Suomessa ja Bulgariassa 1960–2000

J. Paatero¹, B. Veleva², J. Hatakka¹ ja R. Mattsson¹

¹Ilmatieteen laitos, PL 503, 00101 Helsinki

²National Institute of Meteorology and Hydrology, Sofia 1784, Bulgaria

Johdanto

Sekä Suomessa että Bulgariassa todettiin 1950-luvun loppupuolella tarve aloittaa suurvaltojen ydinasekokeiden takia ilmakehän radioaktiivisuuden seuranta. Kummassakin maassa päätettiin, että ilmatieteelliset laitokset, Suomessa Ilmatieteen laitos ja Bulgariassa Kansallinen meteorologian ja hydrologian laitos, hoitavat ilman radioaktiivisuuden seuranta mm. seuraavista syistä:

- Havaintoasemilla oli ympärivuorokautinen henkilökunta joka tapauksessa paikalla tekemässä säähavaintoja.
- Ilmatieteellisillä laitoksilla sekä niiden havaintoasemilla oli ajankohtaan nähden hyvät viestiyhteydet.
- Ilmatieteellisten laitosten asiantuntemusta tarvittiin ilmassa olevan radioaktiivisuuden leviämisen arviointiin sekä sen alkuperän selvittämiseen.

Kummassakin laitoksessa päädyttiin siihen, että seurannan painopiste olisi pintailman kokonaisbeetamittauksissa mm. seuraavista syistä:

- Puolijohdegammaspektrometrejä ei ollut vielä käytössä.
- Nuklidikohtaiset analyysit olisivat vaatineet radiokemiallisia erotuksia, mihin ei resurssien puitteissa olisi ollut mahdollisuuksia.

Suomessa pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuutta on mitattu ajankohdasta riippuen 5–14 asemalla, joilla on kerätty joko vuorokausi- tai viikkonäytteitä laboratoriomittauksia varten. Bulgariassa on vastaavasti analysoitu viidellä asemalla kerättyjä vuorokausinäytteitä. Tässä raportissa annetaan yhteenveto pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuuden kehityksestä Suomessa ja Bulgariassa 40 vuoden aikana.

Kokeelliset menetelmät

Suomessa Ilmatieteen laitos on kerännyt vuorokausittain pintailman aerosolihiukkasia etupäässä lasikuitusuodattimille mm. Nurmijärvellä ja Sodankylässä. Näyttemäärä on n. 3000 m³ ilmaa. Hiukkasiin sitoutunut kokonaisbeeta-aktiivisuus

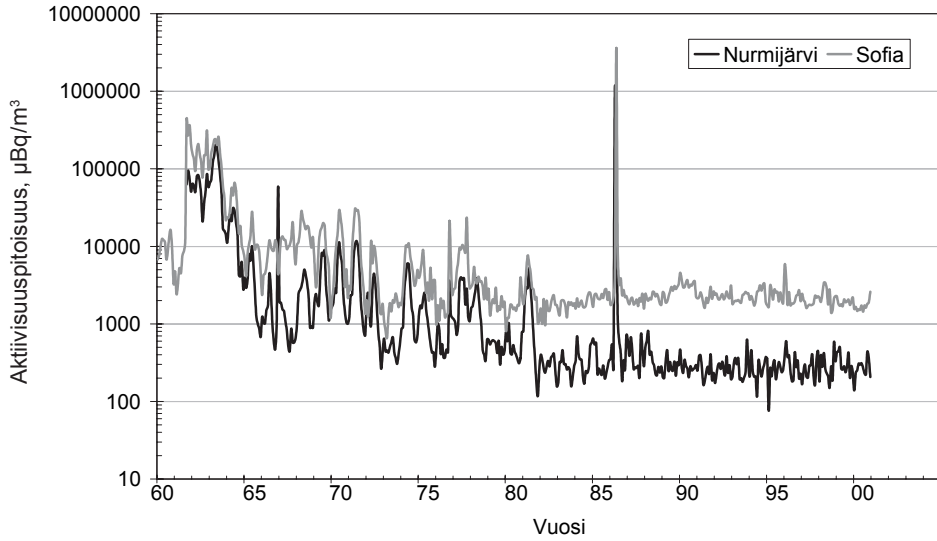
on mitattu viisi vuorokautta keräyksen päättymiseen jälkeen, jolloin radon-222:n lyhtikäiset tytärnuklidit ovat hajonneet pitkäikäiseksi lyijy-210:ksi ja radon-220:n tytärnuklidit ovat hajonneet stabiiliksi lyijyksi. Tällöin tämä ns. pitkäikäinen kokonaisbeeta-aktiivisuus koostuu lähinnä lyijy-210:stä sekä fissiotuotenuklideista. Aluksi mittaukset tehtiin suurialaisilla GM-laskureilla, mutta 1980-luvun alkupuolelta lähtien instrumentteina ovat olleet automaattiset alfa/beeta-analysaattorit, jotka perustuvat verrannollisuuslaskureihin (Paatero ym. 1994, Mattsson ym. 1996).

Bulgariassa vuorokautiset aerosolinäytteet on kerätty paperisuodattimille. Ilmamäärä nykyisillä keräimillä on 100–120 m³. Suodattimien beeta-aktiivisuus on mitattu vuoteen 1965 asti kolme vuorokautta keräyksen päättymisen jälkeen. Sittemmin mittaukset on tehty viisi vuorokautta keräyksen päättymisen jälkeen. Mittaukset tehtiin GM-laskureilla 1980-luvun alkupuolelle, minkä jälkeen mittaukset on tehty muovituikeilmamaisimilla.

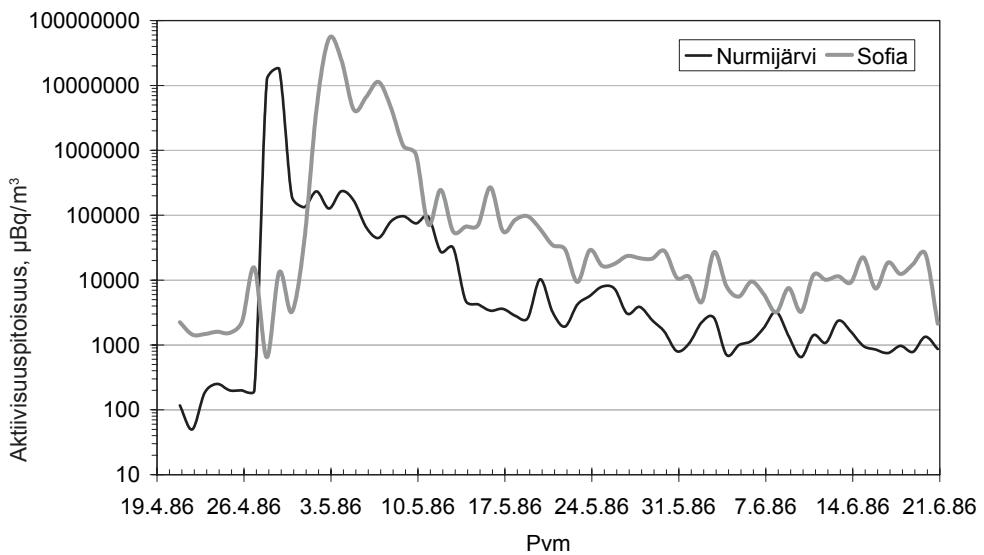
Tulokset ja johtopäätökset

Pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuuden pitoisuuden kuukausikeskiarvot Nurmijärvellä ja Sofiassa on esitetty kuvassa 1. Pitoisuudet ovat yleensä korkeampia Sofiassa kuin Nurmijärvellä. Ennen vuotta 1982 ydinasekokeista peräisin olleen keinotekoisien aktiivisuuden pitoisuus oli korkeampi keskileveysasteilla kuin Suomen leveysasteilla, koska erityisesti vetypommikokeista stratosfääriin päätyneet aktiivisuus tuli suurelta osin troposfääriin polaaririntaman kohdalla subtrooppisen ja polaarisen tropopaussin välistä. Toinen Sofian korkeampiin pitoisuuksiin vaikuttava tekijä on aseman korkeus merenpinnasta, jota ovat tutkineet Teneva ja Manolov (1972) sekä Antonov ym. (1992). Sofia on lähes puoli kilometriä korkeammalla kuin suomalaiset seuranta-asemat. Joulukuussa 1966 Nurmijärven tuloksissa näkyy piikki, jota ei esiinny Sofian havainnoissa. Tämä johtuu Semipalatinskissa 18.12.1966 04:58 UTC tehdystä maanalaisesta ydinkokeesta, jonka fissiotuotteita pääsi ilmakehään kulkeutuen Suomeen (Kauranen ym. 1967).

Vuodesta 1982 lähtien ilman pitkäikäinen beeta-aktiivisuus on ollut pääosin luonnollista eli lyijy-210:stä johtuvaa poislukien Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuus huhtikuussa 1986. Jälleen pitoisuustaso on korkeampi Bulgariassa kuin Suomessa, koska Bulgarian sijainti on keskempänä manneralueita kuin Suomen. Yli 99 % ilmakehän radonista eli ilmakehän lyijy-210:n lähteestä on peräisin maa-alueilta, merten osuus on alle 1 % (Baskaran ym. 1993). Vertailun vuoksi mainittakoon, että Belgradissa Serbiassa, joka sijaitsee n. 300 km Sofiasta



Kuva 1. Pintailman pitkäikäinen beeta-aktiivisuus Nurmijärvellä ja Sofiassa 1960–2000, kuukausikeskiarvot.



Kuva 2. Pintailman pitkäikäinen beeta-aktiivisuus Nurmijärvellä ja Sofiassa 20.4.–20.6.1986.

luoteeseen, pintailman lyijy-210:n pitoisuus oli vuosina 1985–1996 keskimäärin 800–1500 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ vuodenajasta riipuen (Todorovic ym. 2000) eli samaa suuruusluokkaa kuin kokonaisbeeta-aktiivisuus Sofiassa. Toisaalta Huippuvuorilla kaukana manneralueilta mediaanipitoisuus on alle 100 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (Paatero ym. 2003).

Kuvassa 2 on esitetty pintailman pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuus huhti-kesäkuussa 1986. Vertailu vahvistaa Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuuden päästöjen käyttäytymisen. Onnettomuuden alkuvaiheen räjähdysten ja sitä seuranneen tulipalon päästöt kulkeutuivat aluksi pohjoiseen Puolan kautta Baltiaan ja Pohjoismaihin. 27.4.86 päästöt kulkeutuivat itäiseen Keski-Eurooppaan, Etelä-Saksaan, Italiaan ja silloiseen Jugoslaviaan. Tämän jälkeen onnettomuudessa ilmakehään vapautuneet radionuklidit levisivät Romaniaan, Bulgariaan, Mustalle merelle ja Turkkiin (Persson ym. 1987). Pitoisuustaso nousi maksimissaan onnettomuutta edeltäneestä tasosta Nurmijärvellä viisi kertaluokkaa ja Sofiassa neljä. Pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuuden pitkäaikainen käyttäytyminen Suomessa ja Bulgariassa on hyvin samankaltaista, vaikka mittaustekniikassa on eroja Ilmatieteen laitoksen ja Bulgarian Kansallinen meteorologian ja hydrologian laitoksen välillä. Mittaustekniikasta johtuvien erojen selvittämiseksi laitosten välillä on käynnissä vertailumittausohjelma, jossa kummankin laitoksen keräämiä suodatinnäytteitä mitataan ristiin molemmilla laitoksilla.

Kiitokset

Tätä työtä ovat taloudellisesti tukeneet Suomen Akatemia ja Bulgarian Tiedekatemia kahdenvälisen tutkijanvaihtosopimuksensa perusteella.

Kirjallisuusviitteet

- Antonov A, Veleva, B, Adjarova, L, Kolarova, M. Time and area distribution of low level radioactivity of technogenic radionuclides in the surface air and fallout over the territory of Bulgaria. Povinec P (ed). Proceedings of the 14th Europhysics Conference on Nuclear Physics “Rare Nuclear Processes”, Bratislava, 1990. Bratislava: World Scientific; 1992.
- Baskaran M, Coleman CH, Santschi PH. Atmospheric depositional fluxes of ^7Be and ^{210}Pb at Galveston and College Station, Texas. *Journal of Geophysical Research* 1993; 98: 20555–20571.
- Kauranen P, Kulmala A, Mattsson R. Fission products of unusual composition in Finland. *Nature* 1967; 216: 238–241.

- Mattsson R., Paatero J, Hatakka J. Automatic alpha/beta analyser for air filter samples – Absolute determination of radon progeny by pseudo-coincidence techniques. *Radiation Protection Dosimetry* 1996; 63: 133–139.
- Paatero J, Mattsson, R, Hatakka, J. Measurements of airborne radioactivity in Finland, 1983–1990, and application to air quality studies. *Publications on Air Quality*. No 17. Helsinki: Finnish Meteorological Institute; 1994.
- Paatero J, Hatakka J, Holmén K, Eneroth K, Viisanen Y. Lead-210 concentration in the air at Mt. Zeppelin, Ny-Ålesund, Svalbard. *Physics and Chemistry of the Earth* 2003; 28: 1175–1180.
- Persson C, Rodhe H, De Geer L-E. The Chernobyl accident – A meteorological analysis of how radionuclides reached and were deposited in Sweden. *Ambio* 1987; 16: 20–31.
- Teneva M, Manolov L. Investigating the radioactive fallout in Bulgaria for the period of 1964–1967. *Bulletin of the Institute of Hydrology and Meteorology* 1972; XX: 163–181.
- Todorovic D, Popovic D, Djuric G, Radenkovic M. ^{210}Pb in ground-level air in Belgrade city area. *Atmospheric Environment* 2000; 34: 3245–3248.

⁹⁰Sr- ja ¹³⁷Cs-pitoisuuksien vaihtelu jätevesilietteessä

M. Puhakainen ja T. Heikkinen

STUK–Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Monet vedessä olevat radionuklidit kerääntyvät puhdistusprosessissa lietteeseen. Liete on hyvä indikaattori monille eri teitä puhdistamolle kulkeutuville radionuklideille. Tutkimalla lietteitä saadaan myös tietoa radionuklideiden kulkeutumisesta ympäristössä. Suomessa jätevedenpuhdistamolietteessä on havaittu radionuklideja suomalaisista ydinvoimaloista, Tshernobylin onnettomuudesta, Sosnovy Borin onnettomuudesta, lääkinnässä käytettyjä radionuklideja sekä luonnon nuklideja.

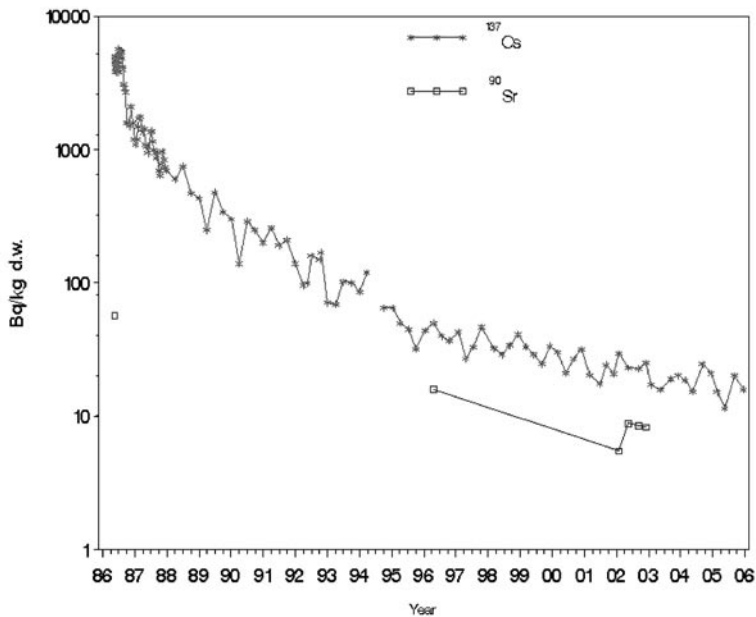
Materiaalit ja menetelmät

Helsingin kaupunki saa juomavetensä 120 km pitkää tunnelia pitkin Päijännejärvestä. Kulkeutuminen tunnelissa kestää noin 10 päivää. Tänä aikana veteen sekoittuu kallioperästä pohjavettä niin, että vesilaitosvesi sisältää jonkin verran pohjavettä. Pitkäkosken vesilaitoksella vesi puhdistetaan käyttäen ferrisulfaattisaostusta. Puhdistusprosessissa syntyvä sakka pumpataan viemäriverkkoon ja sitä kautta Viikinmäen (vuoteen 1994 asti Kyläsaaren) jätevedenpuhdistamolle.

Lietenäytteitä on otettu Helsingin Kyläsaaren (vuoteen 1994) ja Viikinmäen (vuodesta 1994) puhdistamoilta säännöllisesti vuodesta 1986 sekä raakaettä mädätetystä lietteestä.

STUKin laboratoriossa mädätetty, kuivattu liete on mitattu gammaspektrometrisesti Marinelli-astiassa ilman esikäsitteilyä. Lietteestä on määritetty kuiva-aineprosentti. Raakaliete on kuivattu 105 °C:ssa, jauhettu ja mitattu muoviastiassa. Mittausaika on ollut 1000 min.

Joistakin näytteistä on määritetty myös ⁹⁰Sr. Määrittymenetelmä on perustunut ⁹⁰Sr:n erottamiseen oksalaatti, nitraatti, kromaatti ja karbonaatti saostuksia käyttäen (Bryant et al 1959, muokattu STUKissa). Vuonna 2004 on otettu



Kuva 1. ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr pitoisuudet Helsingin Kyläsaaren, Viikinmäen puhdistamolla.

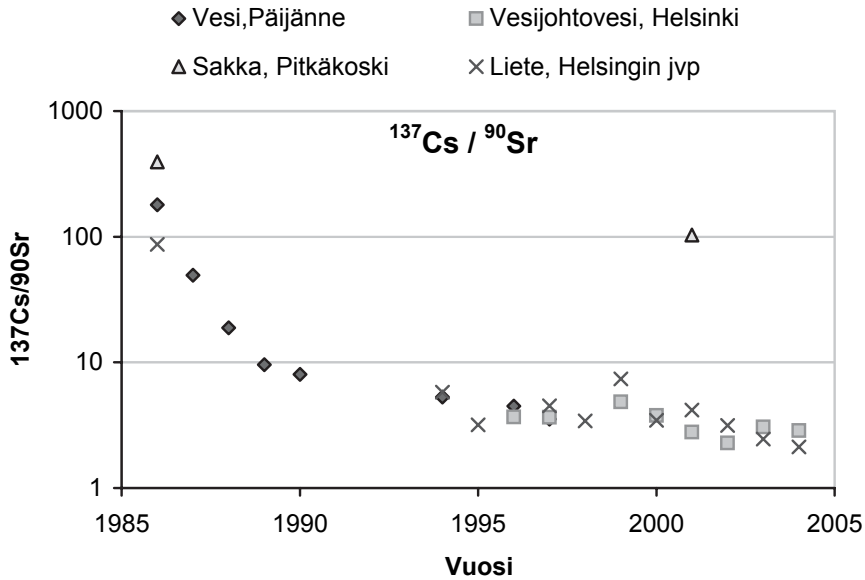
käyttöön uusi ioninvaihtomenetelmä, jossa strontiumin erottamiseksi käytettiin Sr-spesifistä hartsia. Molemmista menetelmissä ⁹⁰Sr ja ⁹⁰Y on määritetty yhdessä ⁹⁰Y:n sisäänkasvun jälkeen mittaamalla Quantulus nestetuikelaskurilla. Mittausaika on ollut 300 min ja efektiivisyys ⁹⁰Sr:lle 199,6 %.

Tulokset ja johtopäätökset

¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n pitoisuudet kuivatussa mädätetyssä jätevesilietteessä eri vuosina on esitetty kuvassa 1.

⁹⁰Sr on analysoitu vain muutamista näytteistä.

¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n suhdetta lietteessä Pitkälkosken vesilaitoksen sakassa ja jätevedenpuhdistamon lietteessä on verrattu vastaavaan suhteeseen Päijänteen vedessä ja verkostovedessä Helsingissä. Päijänteen vedessä suhde vaihteli 180:stä 5:een vuodesta 1986 vuoteen 1994. Pitkälkosken vedenpuhdistamon sakan paljon korkeampi suhde osoittaa ¹³⁷Cs:n paljon suurempaa saostumista vedenpuhdistuksessa verrattuna ⁹⁰Sr:aan. Jätevedenpuhdistamon lietteessä suhteiden vaihtelut seuraavat vesijohtoveden vaihteluita.



Kuva 2. $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ -suhteen vaihtelu eri vuosina Päijänteen pintavedessä, Helsingin Pitkääkosken vedenpuhdistamon sakassa, Helsingin vesijohdovedessä ja jätevedenpuhdistamon lietteessä.

Kirjallisuusviitteet

Saxen R, Rantavaara A, Jaakkola T, Kansanen P, Moring M. Long-term behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in large Finnish freshwater basin. Proceedings from Nordisk Selskap for Strålevern, den 11.ordinaere møtet. Det 7. Nordiske Radioøkologi Seminar 26.–29. august; Reukjavik, Island.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvontaraportti. Vuosiraportit 1999–2004. STUK-B-TKO 1–STUK-B-TKO 6. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2000–2005.

Weekly variation of ^{210}Pb air concentration in North Estonia

K. Realo¹, K. Isakar¹, M. Lust² and E. Realo¹

¹Institute of Physics, University of Tartu, Riia 142, 51014, Tartu, Estonia

²Estonian Radiation Protection Centre, Kopli 76, 10416, Tallinn, Estonia

Introduction

Minor concentrations of the natural radionuclide ^{210}Pb ($T_{1/2}=22.3$ y) formed from the radioactive inert gas parent ^{222}Rn ($T_{1/2}=3.8$ d) are always found in the atmospheric air. The exhalation of radon, the ^{226}Ra ($T_{1/2}=1600$ y) α -decay product, mainly from the ground is a relatively constant source of ^{210}Pb , while the dry and wet deposition of lead-loaded aerosols from the atmosphere forms a sink.

The subgroup ^{210}Pb - ^{210}Bi - ^{210}Po is responsible for an important contribution to the internal exposure to man. Long-lived ^{210}Pb as a favourable tracer is widely used in environmental research, e.g., in the dating of lake sediments and ice cores; for the determination of sediment accumulation rates; in the atmospheric aerosol and pollutant research; in the modelling of atmospheric transport and removal processes. As the continental and marine radon source rates differ by about two orders of magnitude, the global as well as regional and local meteorological conditions strongly influence the ^{210}Pb surface air concentration. In the marine-to-continental, polar-to-temperate and temperate-to-equatorial interface regions these influences are especially significant.

Multiple studies all over the world have been performed to determine the ^{210}Pb concentration and its variations in surface air. At present, worldwide data for different locations are compiled in the ^{210}Pb database (Preiss et al. 1996).

Until now relatively short-period data are available on the ^{210}Pb concentration in surface air in Estonia (Realo et al. 2004). The present study reports the results following from our data collected during 4.5 years in Harku-Tallinn. Estonia, located near the northern boundary (60° N) of the temperate latitude band and in a transition area from maritime to continental climate, is characterised by a high temporal and spatial variability of the weather. The Eurasian continental air masses are about as frequent as the northern Atlantic maritime air intrusion. The Arctic air invasions occur mainly in winter and in spring. The climate is relatively humid, as precipitation prevails over evapotranspiration. The average snow cover persists about 100 d with significant geographical and temporal variations.

Sampling and methods

For ^{210}Pb analysis, the archived aerosol filter samples collected weekly from 2001 to 2005 by the Estonian Radiation Protection Centre (ERPC) in the framework of the national radiation surveillance program were used. The sampling site is at the Harku-Tallinn meteorological station (59°23'54" N, 24°36'15" E, and 33 m above sea level), ~ 8 km east of the centre of Tallinn and 5 km South of the Gulf of Finland, in North Estonia. The long-term average meteorological parameters are the following: relative humidity 81%, temperature 5.1 °C, precipitation 668 mm, wind speed 4.4 m/s with the prevailing SW winds. Using a hydraulic press the Petrianov FPP filters ($\sim 1.8 \times 10^5 \text{ m}^3$ per week) were compressed to form a cylinder with the diameter of 41 mm, which were placed in the matching diameter beakers. ^{210}Pb content was analysed using the 46.5 keV line on the HPGe planar detector gamma spectrometer (MULTISPECTRUM, BSI, Latvia). As the sample heights varied, for each sample, the sample height, h , was measured and the attenuation coefficient, m , was determined using a ^{210}Pb source. Based on the measurement data of the IAEA RGU reference samples of various heights, the Monte Carlo modelling software (GESPECOR, GEANT4) was applied to develop a simple procedure for the activity correction on m and h .

The daily meteorological data collected at the local automatic station: precipitation (rain, snow), relative humidity, air pressure, temperature and wind speed, were provided by the Estonian Meteorological and Hydrological Institute. We calculated the corresponding weekly and monthly averages needed for the statistical analysis of correlations of ^{210}Pb concentrations on meteorological parameters. The Ms Excel with the Essential Regress software add-in was used for multiple regression analysis.

Results and discussion

The ^{210}Pb activity concentration in air demonstrates a considerable temporal variation (Figure 1). The weekly data in the range from 65 mBq m^{-3} to 2020 mBq m^{-3} (the arithmetic mean of 366 mBq m^{-3}) follow approximately the log-normal distribution with the geometric mean of 308 mBq m^{-3} and the dispersion factor of 0.52. The mean values are larger than those found in Helsinki and Nurmijärvi (Paatero et al. 1998) as well as those typical to the latitude and longitude region in the ^{210}Pb database (Preiss et al. 1996). The preliminary mean values for two other regions in Estonia (Narva–Jõesuu and Tõravere) are even larger (Realo et al. 2004). The analysis of these data is in progress. The most pronounced seasonal variation is that winter months are characterized by higher concentration values than the other part of the year (Figure 2). In neighbouring Helsinki the high winter concentrations correlate with the mixing height values

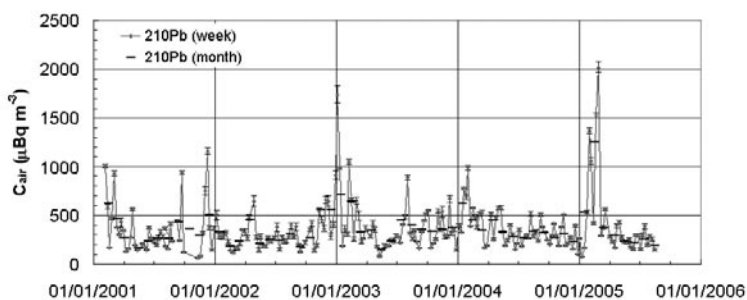


Figure 1. Variation of ^{210}Pb activity concentration in air, Harku- Tallinn, February 2001 –August 2005: measured weekly values (\blacklozenge) and calculated monthly averages ($-$).

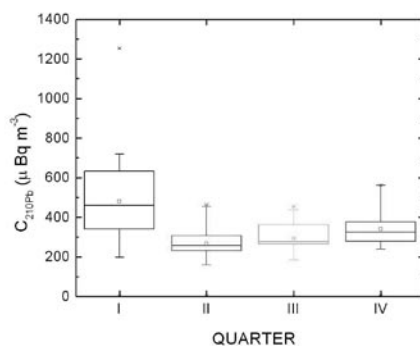


Figure 2. Seasonal ^{210}Pb air concentration, $C_{210\text{Pb}}$ in the 2001–2005 period in Harku-Tallinn.

and with stable troposphere conditions during the day (Paatero et al. 1998). The low concentrations in summer are considered by many authors (see e.g., Preiss et al. 1996) as a result of an efficient vertical mixing generated by more intense solar radiation in the troposphere. The seasonal behaviour of ^{210}Pb concentration in air in Estonia is very similar to the one found in Finland (Paatero et al. 1998) and differs significantly from that observed in South Europe (e.g., Todorovic et al. 2005; Dueñas et al. 2005).

An attempt has been made to find correlations between the measured ^{210}Pb air concentrations and the local meteorological parameters. Multiple regression analysis on weekly data reveals a significant correlation ($R^2 = 0.21$, $p < 0.01$) of the ^{210}Pb concentration variability with air temperature, T , and atmospheric pressure, P , and a slightly weaker correlation ($p < 0.05$) with wind velocity, v . The multiple

correlation with air temperature and pressure is even better ($R^2=0.42$) for winter months (Dec, Jan, Feb, Mar), while on the $p<0.01$ level fully insignificant for the remaining part of the year. In winter, an inverse correlation with $p<0.08$ of the concentration with the amount of precipitation seems to indicate to the effective deposition caused by snowfall. Monthly average concentrations correlate significantly with only air temperature and pressure ($R^2=0.36$). At the same time no correlation is found between the monthly concentrations and the North Atlantic Oscillation (NAO) index (http://www.cru.uea.ac.uk/~timo/projpages/nao_update.htm), the ground-level difference in the barometric pressure of Iceland and Portugal.

Conclusions

Weekly concentrations of ^{210}Pb in surface air have been measured for the 2001–2005 period. Higher concentration values in winter are the dominant seasonal variation. The statistical analysis shows that local conditions have measurable influence on the ^{210}Pb concentration variability in air only in winter and are insignificant in other seasons.

References

- Duenas C, Fernández MC, Carretero J, Liger E, Canete S. Deposition velocities and washout ratios on a coastal site (south-eastern Spain) calculated from ^7Be and ^{210}Pb measurements. *Atmospheric Environment* 2005; 39: 6897–6908.
- Paatero J, Hatakka J, Mattsson R, Viisanen Y. Analysis of daily lead-210 air concentrations in Finland, 1967–1996. *Radiation Protection Dosimetry* 1998; 77: 191–198.
- Preiss N, Mélières M.-A, Pourchet M. A compilation of data on lead-210 concentration in surface air and fluxes at the air-surface and water-sediment interfaces. *Journal of Geophysical Research* 1996; 101: 28847–28862.
- Realo K, Koch R, Lust M, Uljas A, Realo E. Lead-210 in air and surface soil in NE Estonia. In Full Papers of IRPA-11 Widening the Radiation Protection World, 11th International Congress of International Radiation Protection Association, 23–28 May 2004, Spanish RPC, Madrid, 2004. [CD-ROM] Paper 6a56: p. 1–8. <<http://www.irpa11.com>>
- Todorovic D, Popovic D, Djuric G, Radenkovic M. ^7Be to ^{210}Pb concentration ratio in ground level air in Belgrade area. *Journal of Environmental Radioactivity* 2005; 79: 297–307.

Modelling re-analysis of dispersion of radioactive pollutants from Chernobyl accident

M. Sofiev, I. Valkama, C. Fortelius and P. Siljamo

Finnish Meteorological Institute, PO Box 503, 00101 Helsinki

Introduction

Numerous national and international efforts during past 20 years collected a vast amount of information about Chernobyl catastrophe, described the source characteristics and deposition patterns for all main radionuclides. This information is gradually becoming available and currently constitutes one of the most comprehensive datasets on dispersion of multi-component, chemically and radiologically active, deposable species released into the atmosphere due to an accident.

The available dataset was used for a set of simulations with the Finnish emergency modelling system SILAM (a 3D Lagrangian random-walk model). The first run was a “standard” forward run with known source characteristics aiming at concentration and deposition patterns and their development during and shortly after the release. The second set of runs (not discussed in the current short paper) constituted an inverse problem study by means of data assimilation (the methods used are variations of the 4D-VAR approach).

Description of the simulation setup

The Chernobyl power plant is located at 51° 17' N , 30° 15' E. The accident started 25.4.1986 at 21:23 and lasted for at least 10 days. Despite a vast amount of studies of the disaster, even after 20 years, the actual emission data of the Chernobyl release are not known precisely: uncertainty, according to several sources, can be up to $\pm 50\%$. The release estimates are based on the core inventory at the time of accident, on the estimates of radionuclides released as percent of core inventory and on assessment of analysed environmental measurements made during the years. Due to the violent nature of the initial explosion, and its highly variable strength, the emission heights are also difficult to estimate. The total values used in various simulations were first based on the initial USSR report to the International Atomic Energy Agency (USSR 1986), and derived from a summation of the material deposited within the countries of the former USSR. These data have been found in several studies to be too low by at least a factor

of two. This report was also the basis of the often quoted ATMES source term (Klug et al. 1987). The current estimates are published by Devell (et al. 1995), by Waight (et al. 1995) and by De Cort (et al. 1998).

The total activity of radioactive materials in the release is estimated in this study to be $1.17\text{E}+19$ Bq. The data are based on Devell (et al. 1995), De Cort (et al. 1998) and Izrael (2002). Volatile fission products were found in small particles ($0.5\text{--}1\ \mu\text{m}$). The daily fractions of the total release are based on those given in Waight (et al. 1995) and in De Cort (et al. 1998, see Figure 1). The release was the strongest during the first days of the accident (25th – 26th April 1986), then decreased gradually until day 6 (1st May 1986). On day 7 (2nd May 1986) it started to increase again, reaching a secondary maximum on day 10 (5th May 1986), due to built-up of high temperatures in the core debris, and finally dropping sharply on day 11 (6th May 1986).

This emission information has been submitted to the Finnish Emergency Modelling System SILAM, which has computed a month-long distribution of the radioactive materials around Europe. SILAM is a Lagrangian random-walk model (Sofiev et al. 2006), capable of both forward and inverse simulations. The model radiological database includes 496 nuclides with their radioactive decay chains and gas-aerosol partitioning information and deposition features.

For the Chernobyl source term, we selected 22 most-important nuclides: (^{85}Kr , ^{133}Xe , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{132}Te , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{140}Ba , ^{95}Zr , ^{99}Mo , ^{103}Ru , ^{106}Ru ,

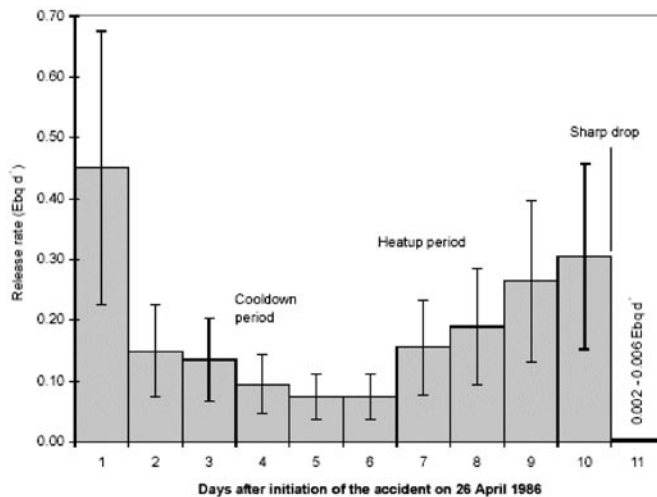


Figure 1. Daily release rates (and $\pm 50\%$ error bars) of radioactive materials (EBq = 1018 ; DeCort et al. 1998).

^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{239}Np , ^{242}Cm). Together with their decay-chain daughters, this resulted in 31 nuclides, which concentration and deposition patterns have been evaluated. The top level of initial plume injection was taken as function of time reaching up to 2.5 km during the first day and then getting down to 0.5 km for the day 3 and further on – after Persson et al. (1986). Similar distribution was also used by Hass et al. (1990) and Brandt et al. (2002). According to Pöllänen et al. (1998), this estimate is conservative and the first-day release might have been even higher.

Meteorological input data for the simulations were generated by the HIRLAM (Undén 2002) limited-area weather prediction model. We used the currently operational version, similar to so-called Regular-Cycle-Runs HIRLAM at FMI (Kangas and Sokka 2005, Kangas 2004). The model has been re-run for 1986 covering the Chernobyl accident period (from 20.4.1986 to 20.5.1986). Temporal resolution was 1 hour with the forecast length from 3 to 8 hours. Horizontal resolution was 0.2° (about 20 km) with 40 vertical levels.

Results of the simulations

Development of the case in time is presented in the sequence of maps in Figure 3 (p. 202) highlighting 4 entirely different periods of the dispersion. Figure 2 depicts the measured Cs-237 contamination.

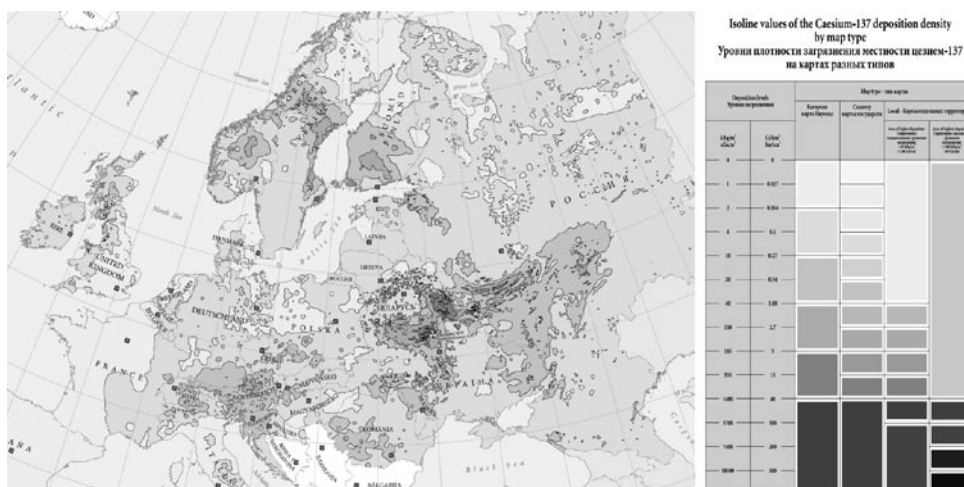


Figure 2. Observed total Cs-137 contamination as a result of Chernobyl release and nuclear tests (Cort et al. 1998)

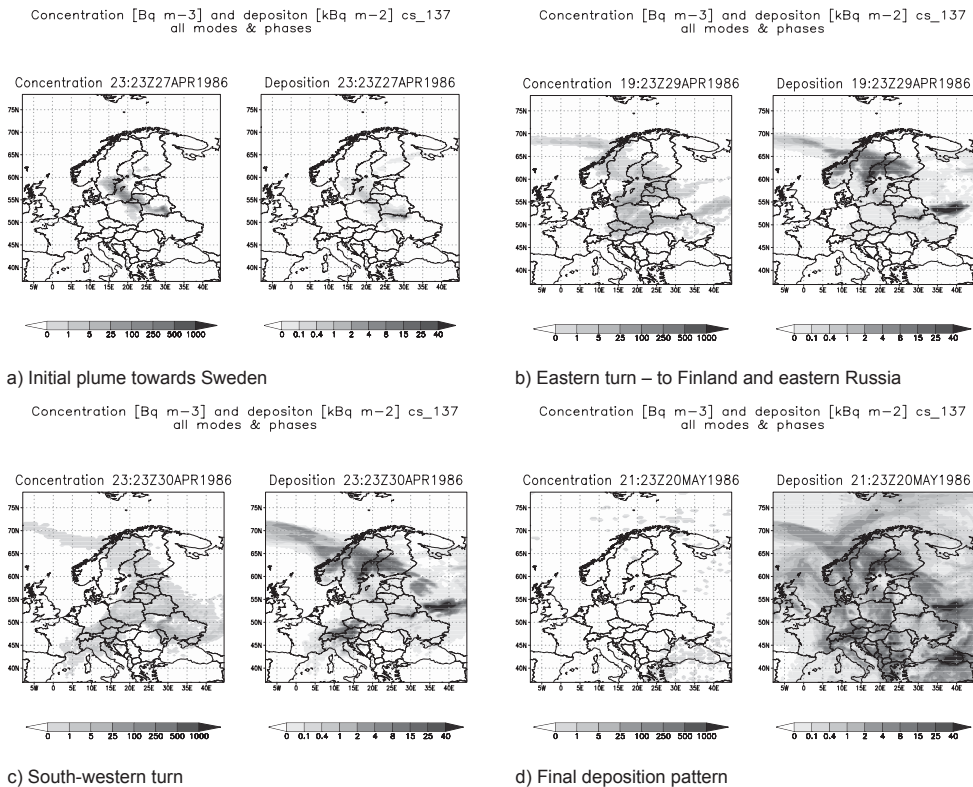


Figure 3. Cs-137 concentrations and depositions for the main dispersion events.

Comparison of Figure 2 and Figure 3 panel d) shows that SILAM reproduced the overall pattern very well, including the tiny details, such as limited contaminated region in the immediate vicinity of the station, strong depositions onto European mountains in Norway, Austria, and Italy, strong and narrow peak near Gotland, etc. Absolute levels of the deposition are also very close to the observations, providing the uncertainties in the emission. Therefore, the simulations confirmed the reliability of SILAM and also highlighted the quality of HIRLAM meteorological fields, which managed very well with timing and places of precipitation fields.

References

Brandt J, Christensen JH, Frohn LM. Modelling transport and deposition of caesium and iodine from the Chernobyl accident using the DREAM model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2002; 2: 397–417.

- De Cort M, Dubois G, Fridman ShD, Germenchuk MG, Izrael YuA, Janssens A, Jones AR, Kelly GN, Kvasnikova EV, Matveenko II, Nazarov IM, Pokumeiko YuM, Sitak VA, Stukin ED, Tabachny LYa, Tsaturov YuS, Avdyushin SI. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities 1998.
- Devell L. The Chernobyl reactor accident source term: Development of a consensus view. CSNI Report. Paris: OECD/NEA; 1995.
- Hass H, Memmesheimer M, Geiss H, Jacobs HJ, Laube M, Ebel A. Simulation of the Chernobyl radioactive cloud over Europe using the EURAD model. *Atmospheric Environment* 1990; 24A (3): 673–692.
- Izreal YuA. Radioactive fallout after nuclear explosions and accidents. Elsevier; 2002.
- Kangas M. The operational HIRLAM at FMI. *Hirlam Newsletter* 2004; 45: 15–22. <<http://hirlam.knmi.nl>>
- Kangas M, Sokka N. Operational and RCR HIRLAM at FMI. *Hirlam Newsletter* 2005; 48: 14–20. <<http://hirlam.knmi.nl>>
- Klug W, Graziani G, Grippa G, Pierce D, Tassone, C. Evaluation of long range atmospheric transport models using environmental radioactivity data from the Chernobyl accident. The ATMES Report. London and New York: Elsevier Applied Science; 1992.
- Persson C, Rodhe H, De Geer LE. The Chernobyl accident – A meteorological analysis of how radionuclides reached Sweden. SMHI/RMK Report No. 55; 1986.
- Pöllänen R, Valkama I. Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident. *Atmospheric Environment* 1997; 31 (21): 3575–3590.
- Sofiev M, Siljamo P, Valkama I, Ilvonen M, Kukkonen J. (2006) A dispersion modelling system SILAM and its evaluation against ETEX data. *Atmospheric Environment* 2006; 40: 674–685. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.09.069.
- Undén P (ed). HIRLAM-5 Scientific Documentation. HIRLAM-5 Project. Norrköping, Sweden; 2002. <http://hirlam.knmi.nl/open/publications/SciDoc_Dec2002.pdf>
- USSR. The accident at the Chernobyl atomic power plant and its consequences. USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy. IAEA translation, Vienna, Austria, August 1986.
- Waight P, M'etivier H, Jacob P, Souchkevitch G, Viktorsson C, Bennett B, Hance R, Kumazawa S, Kusumi S, Bouville A, Sinnaeve J, Ilari O, Lazo E. Chernobyl ten years on. Radiological and Health Impact. An Assessment by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health; November 1995; OECD Nuclear Agency; 1995.

AMAP – Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, radioaktiivisuus

D. Solatie¹ ja M. Sichel²

¹STUK – Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen aluelaboratorio,
Louhikkotie 28, 96500 Rovaniemi

²NRPA – The Norwegian Radiation Protection Authority, Department for
Emergency Preparedness and Environmental Radioactivity, Østerås

Johdanto

Arktisen neuvoston alainen Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) perustettiin vuonna 1991. Sen tehtävänä on seurata ja arvioida ihmisen toiminnasta peräisin olevien saasteiden kulkeutumista, tasoa ja niiden vaikutuksia arktisen alueen ympäristöön kaikilla osa-alueilla, ilmakehässä, maaperässä, sisävesissä, merissä ja väestössä. Radioaktiivisuuden arvioinnissa keskitytään keinotekoisii radio-nuklideihin ja ihmisen toiminnasta johtuvaan säteilyaltistukseen. AMAP radioaktiivisuusryhmän yhteistyö on horisontaalista yhteistyötä kahdeksan arktisen maan välillä (Islanti, Norja, Ruotsi, Suomi, Venäjä, Tanska, Kanada ja Yhdysvallat). Kuvassa 1 esitetään AMAPin maantieteellinen alue.

Päästöt ja kulkeutuminen arktisille alueille

Arktinen alue on läheisessä yhteydessä muuhun maailmaan ja sinne kulkeutuu saasteita hyvinkin kaukana sijaitsevista päästölähteistä. Suurin osa arktisen maa-alueen radioaktiivisesta saastumisesta johtuu vuosina 1945–1980 tehdyistä ydinasekoikeista. Joillakin alueilla merkittävin lähde on vuonna 1986 tapahtuneen Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden laskeuma. Arktisessa meriympäristössä muita radionuklidien päälähteitä ovat Sellafielidissä ja Cap de La Haguessa sijaitsevat Euroopan ydinpolttoaineen jälleenkäsittelylaitokset.

Verrattuna maailman muihin alueisiin laajat arktiset alueet ovat erittäin haavoittuvia radioaktiiviselle saastumiselle. Tämä johtuu ihmisten ruokavalion, kasvillisuuden ja eläimistön erityispiirteistä sekä maan ja luonnonvarojen käytötavoista. Suurin potentiaalinen uhka arktisen alueen väestölle ja ympäristölle on onnettomuus ydinvoimalassa arktisella alueella tai sen välittömässä läheisyydessä. Muita mahdollisia uhkia ovat onnettomuudet sotilaallisten toimintojen yhteydessä, ydinaseiden käsittelyssä ja varastoinnissa, ydinvoimalla toimivien



Kuva 1. AMAPin maantieteellinen alue.

alusten reaktoreiden irrottaminen sekä polttoaineen poisto, varastointi ja loppusijoitus. Lisäksi uhkan muodostavat onnettomuudet ydinvoimalla toimivissa jäänmurtaajissa sekä vuodot maalla sijaitsevista ydinmateriaalivarastoista.

Suomen tehtävät ja tuloksia

Säteilyturvakeskuksen Pohjois-Suomen aluelaboratorio on Euroopan Unionin pohjoisin radioaktiivisuusseuranta tekevä laboratorio ja osa arktisten alueiden ympäristön seuranta- ja arviointiverkostoa. Laboratorio kerää AMAPin radioaktiivisuusraporttiin Suomen arktisen ympäristön tilaa kuvaavat tiedot sekä pitkien seurantasarjojen antaman informaation. Laboratorio vastaa myös Suomen kansallisen toimintaohjelman (National Implementation Plan) toteutumisesta radioaktiivisuusosa-alueella.

Ensimmäinen AMAPin radioaktiivisuusraportti käsitteli ihmisen toiminnasta peräisin olevien radionuklidien alkuperää ja pitoisuuksien muutoksia arktisen ympäristön eri osa-alueilla kattaen ajanjakson 1960–1995. AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic -raportti julkaistiin vuonna 2004 (AMAP 2004). Raportissa täydennettiin edellisen raportin tietoja uusilla vuoteen 2000 ulottuvilla aikasarjoilla. Suomen tutkimustulokset osoittavat, että Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden vaikutukset olivat vähäiset verrattuna 1960-luvun globaaliin laskeumaan. Lapissa kerättyjen jäkälänäytteiden arvojen

perusteella Tshernobylin aiheuttama ^{137}Cs -laskeuma oli alle 1000 Bq/m^2 (Rissanen ja Rahola 1990), (Suomen keskimääräiseksi Tshernobyl-laskeuma 10000 Bq/m^2). Merkittävin arktisen alueen ravintoketju radionuklidien kertymisen ja ihmisiin kohdistuvan säteilyannoksen kannalta on jäkälä–poro–poromies. Poronlihan lisäksi muita radionuklidien saantilähteitä ovat sienet, marjat ja riista, mutta niiden muodostamat ravintoketjut eivät ole spesifiä vain arktisille alueille. Radionuklideja kulkeutuu eläimiin ja ihmisiin paitsi ravinnon myös hengitys-ilman ja juomaveden kautta.

Yhteenveto

Yleisesti ottaen ihmisen toiminnasta aiheutuvien radionuklidien tasot ovat laskussa arktisella ja subarktisilla alueilla. Jälleenkäsittelylaitosten päästöt ovat viime vuosina kuitenkin lisänneet eräiden radionuklidien, erityisesti ^{99}Tc ja ^{129}I , määrää Euroopan puoleisissa arktisissa merissä. Vanhempien Irlanninmeren sedimentteihin varastoituneiden päästöjen, kuten Sellafieldin päästöjen (erityisesti ^{137}Cs ja Pu), on havaittu lähteneen uudestaan liikkeelle ja ne ovat nykyisin säteilylähde arktisella alueella. Vaikka näiden radionuklidien päästöt ydinpolttoaineen jälleenkäsittelylaitoksista ovat vähentyneet, päästöt ympäristölähteistä, kuten Irlanninmeren ja Itämeren kontaminoituneista sedimenteistä havaitaan arktisella alueella.

AMAP selvittää radionuklidien kulkeutumista, tasoa sekä vaikutusta arktisilla alueilla. AMAP suorittaa myös riskien ja ympäristövaikutusten arviointeja, mukaan lukien onnettomuusskenaariot. Tulevaisuuden haasteita on myös ilmastonmuutoksen vaikutuksen arviointi arktisten alueiden radio-ekologiaan.

Kirjallisuusviitteet

AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2004.

Rissanen K, Rahola T. Radiocesium in lichen and reindeer after the Chernobyl accident. Rangifer 1990; special issue no. 3: 55–61.

Luonnonradioaktiivisuus suomalaisessa talousvedessä

P. Vesterbacka

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristönvalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

Johdanto

Pohjaveteen radioaktiiviset aineet siirtyvät maa- ja kallioperästä. Suomalaisissa pohjavesissä radioaktiivisuus aiheutuu lähinnä ^{238}U -sarjan radionuklideista (Asikainen 1981a, Asikainen 1981b, Salonen 1994, Vesterbacka 2005). Eniten säteilyaltistusta aiheuttaa ^{222}Rn . Muita tärkeitä ^{238}U -sarjan radionuklideja ovat uraanin isotoopit ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Po sekä ^{210}Pb . Vedessä esiintyy myös ^{232}Th -sarjaan kuuluvaa ^{228}Ra -isotooppia ja hajoamissarjoihin kuulumatonta radioaktiivista ^{40}K . Vettä käytettäessä osa siihen liuenneesta radonista vapautuu sisäilmaan. Talousvesi voi siten olla myös huomattava sisäilman radonlähde. Talousveden merkitys sisäilman radonpitoisuuden lähteenä on suurin porakaivovettä käyttävissä kotitalouksissa.

Noin 90 % suomalaisista käyttää vesilaitosvettä ja loput, 10 % väestöstä, yksityistä kaivovettä. Vesilähteen alkuperä vaikuttaa luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuteen talousvedessä. Pintavedessä aktiivisuuspitoisuudet ovat hyvin matalia, maaperän pohjavedessä tavataan satunnaisesti kohonneita pitoisuuksia ja kalliopohjavedessä pitoisuudet voivat olla hyvinkin korkeita.

Materiaalit ja menetelmät

Säteilyturvakeskuksessa on tutkittu talousvedessä esiintyviä radioaktiivisia aineita 1960-lopulta lähtien. Vuonna 2005 mittauksia oli tehty jo lähes 9000 porakaivosta, 5000 rengas- tai lähdekaivosta ja yli 1000 vesilaitos- tai ottamovedestä.

Suurimmasta osasta näytteistä on määritetty ^{222}Rn ja kokonaisalfa-aktiivisuus. ^{222}Rn -pitoisuus on määritetty useimmiten nestetuikemenetelmällä (Salonen 1993a, Salonen ja Hukkanen 1997). Pienestä osasta näytteistä ^{222}Rn -pitoisuus on määritetty ^{222}Rn :n tytärnuklidien perusteella gammaspektrometrisesti (Kahlos ja Asikainen 1973). Kokonaisalfa-aktiivisuus, mikä kertoo vedessä olevien ^{234}U :n, ^{238}U :n, ^{210}Po :n ja ^{226}Ra :n yhteismäärän, on määritetty joko sinkkisulfidilaskurilla

tai nestetuikespektrometrillä (Kahlos ja Asikainen 1973, Salonen 1993b, Salonen ja Hukkanen 1997).

Nestetuikespektrometrillä tehdystä kokonaisalfamäärityksestä on saatu tieto veden ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuudesta (Salonen ja Hukkanen 1997). ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuus on määritetty lisäksi radiokemiallisesti BaSO_4 -saostukseen perustuvalla menetelmällä (Kahlos ja Asikainen 1973). ^{238}U :n, ^{234}U :n, ^{210}Pb :n ja ^{210}Po :n radiokemiallisia määrittämiä on tehty huomattavasti vähemmän kuin ^{222}Rn - ja kokonaisalfamäärityksiä. Radiokemiallisia määrittämiä on tehty vesinäytteistä, joista on tarvittu tarkempaa nuklidikohtaista tietoa. Radiokemiallisessa määrittämisessä ^{238}U ja ^{234}U on erotettu muista radioaktiivisista aineista anioninvaihdolla ja mitattu alfaspektrometrillä. ^{210}Po :n aktiivisuuspitoisuus on määritetty saostamalla se spontaanisti hopealevyille ja mittaamalla alfaspektrometrillä (Häsänen 1977). ^{210}Pb :n määrittäminen on perustunut toiseen ^{210}Po :n saostukseen samasta näytteestä, josta ensimmäinen ^{210}Po :n saostus on tehty, kun uutta ^{210}Po :a on syntynyt riittävästi ^{210}Pb :n hajoamisessa (Vesterbacka ja Ikäheimonen 2005). Vaihtoehtoinen menetelmä ^{210}Pb :n määrittämiseksi on ollut selektiiviseen uuttoon perustuva menetelmä ja mittaus nestetuikespektrometrillä (Vajda ym. 1997).

Tulokset

Korkeimmat aktiivisuuspitoisuudet löytyvät Etelä-Suomen porakaivoista

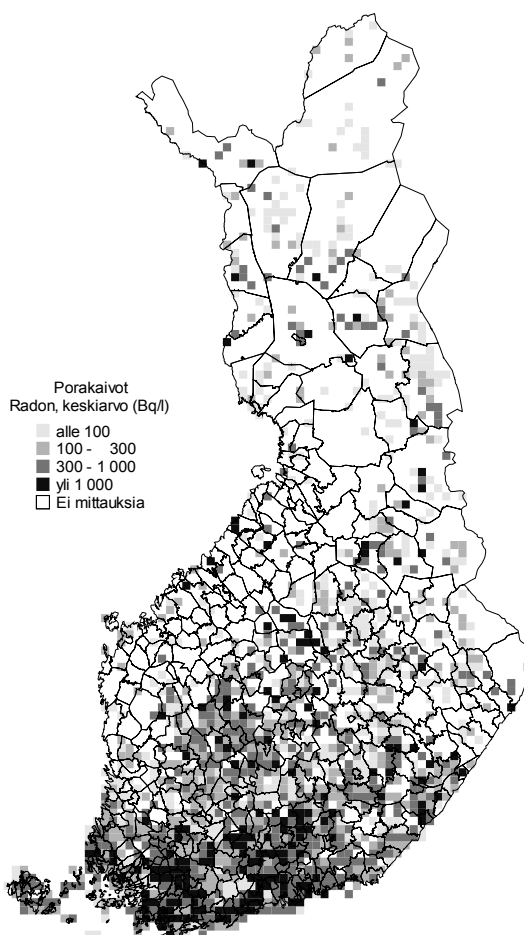
Korkeimmat luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuudet löytyvät porakaivovedestä (taulukko I). Porakaivovedessä luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksien keskiarvot ovat nuklidista riippuen 2–20 kertaa suurempia kuin maaperän kaivovedessä tai vesilaitosvedessä. Vesilaitosten jakamassa vedessä keskimääräiset pitoisuudet ovat matalia, koska niissä käytetään useimmiten vesilähteenä joko maaperänpohjavettä tai pintavettä.

Kuvassa 1 on esitetty porakaivojen ^{222}Rn -aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot 10×10 km:n ruuduissa. Korkeimmat aktiivisuuspitoisuudet löytyvät alueilta, joissa kallioperä koostuu graniittisista kivilajeista. Korkeita porakaivoveden ^{222}Rn -pitoisuuksia on suhteessa eniten Etelä- ja Lounais-Suomessa. Lisäksi yksittäisiä korkeita pitoisuuksia on havaittavissa myös hajanaisesti muualla Suomessa. ^{238}U :n, ^{234}U :n, ^{210}Pb :n ja ^{210}Po :n esiintyminen noudattaa paljolti ^{222}Rn :n esiintymistä. ^{226}Ra :n esiintyminen poikkeaa alueellisesti jonkin verran muiden radioaktiivisten aineiden esiintymisestä. Porakaivojen korkeat ^{226}Ra -pitoisuudet keskittyvät lähinnä rannikkoalueille.

Taulukko I. Luonnon radioaktiivisten aineiden aritmeettiset keskiarvot erityyppisissä vesilähteissä (Mäkeläinen ym. 2001, Vesterbacka ym. 2005).

Vesilähde	²²² Rn (Bq/l)	Kokonais- alfapitoisuus (Bq/l)*	²²⁶ Ra (Bq/l)	²¹⁰ Pb (Bq/l)	²¹⁰ Po (Bq/l)	²³⁸ U (µg/l)
Porakaivosvesi	460	0,61	0,05	0,040	0,048	20,9
Maaperän kaivosvesi	50	0,05	0,02	0,013	0,007	1,2
Vesilaitosvesi	27	0,04	0,003	0,003	0,003	1,2

* ²³⁸U:n, ²³⁴U:n, ²²⁶Ra:n ja ²¹⁰Po:n aktiivisuuksien yhteismäärä.



Kuva 1. Porakaivoveden keskimääräinen ²²²Rn-aktiivisuuspitoisuus 10 × 10 km:n ruudussa (Voutilainen ym. 2000).

Efektiiviset säteilyannokset

Porakaivovettä ruoka- ja juomavetenä käyttävän suomalaisen keskimääräinen efektiivinen annos vedestä on 0,4 mSv (taulukko II). Tämä on noin kymmenesosa suomalaisten keskimääräisestä säteilyannoksesta, joka on 3,7 mSv. Maaperän kaivovettä käyttävälle vastaava säteilyannos on 0,05 mSv ja vesilaitosvettä käyttävälle 0,02 mSv (Mäkeläinen ym. 2001, Vesterbacka ym. 2005).

^{222}Rn aiheuttaa porakaivovettä käyttävälle keskimäärin 75 % ja maaperän kaivoveden käyttäjälle 60 % kaikista luonnonradioaktiivisista aineista yhteensä saatavasta säteilyannoksesta. ^{222}Rn :n jälkeen eniten säteilyannosta aiheuttavat ^{210}Po ja ^{210}Pb .

Talousveden radioaktiivisuutta koskevat ohjeet

Säteilyturvakeskus on asettanut vuonna 1993 toimenpiderajat vesilaitosvedelle (Ohje ST 12.3). Ohjeen ST 12.3 mukainen toimenpideraja ^{222}Rn :lle on 300 Bq/l ja muille radioaktiivisille aineille välillä 0,5–20 Bq/l. Jos vedessä on sekä ^{222}Rn :a että muita radioaktiivisia aineita, pitoisuuksien tulee olla edellä mainittuja arvoja pienempiä. Yksityiselle kaivovedelle sosiaali- ja terveysministeriö on antanut asetuksessa 401/2001 veden ^{222}Rn -pitoisuudelle laatusuosituksen 1000 Bq/l. Muille radioaktiivisille aineille ei ole toistaiseksi asetettu kansallisia toimenpiderajoja.

Erikoisasemassa on uraani (^{238}U), jonka kemiallisen myrkyllisyyden ajatellaan aiheuttavan suuremman terveysriskin kuin radioaktiivisuuden. Suomessa ^{238}U :lle ei ole asetettu enimmäispitoisuutta sen kemiallisen myrkyllisyyden perusteella. Säteilyturvakeskus suosittelee toimenpiteitä, jos veden ^{238}U -pitoisuus on suurempi kuin 0,1 mg/l.

Radioaktiivisuutta koskeviin kansallisiin asetuksiin ja ohjeisiin on tulevaisuudessa tulossa muutoksia, kun niitä yhtenäistetään EU:n neuvoston juomavesidirektiivin, 98/83/EY, mukaiseksi.

^{222}Rn :n, ^{238}U :n, ^{234}U :n, ^{226}Ra :n, ^{210}Pb :n ja ^{210}Po :n poistaminen juomavedestä

^{222}Rn poistetaan aina kaikesta talousvedestä, koska se vapautuu vedenkäytön yhteydessä sisäilmaan ja voi siten lisätä sisäilman ^{222}Rn -pitoisuutta. Vedestä ^{222}Rn voidaan poistaa joko ilmastusmenetelmällä tai aktiivihiihisuodatuksella (Vesterbacka ym. 2003). Ilmastusmenetelmä perustuu ^{222}Rn -kaasun siirtymiseen vedestä ilmaan, mihin vaikuttavat ^{222}Rn -pitoisen veden ja ilman kontaktiaika, veden ja ilman rajapinnan ala, ^{222}Rn :n pitoisuusero veden ja ilman välillä sekä lämpötila ja paine. Aktiivihiihisuodattimen toiminta perustuu ^{222}Rn :n adsorp-

Taulukko II. Eri nuklidien keskimääräiset säteilyannokset (mSv) vuodessa vesilähteen mukaan.

Vesilähde	Käyttäjä (lkm)	²²² Rn (mSv)	²³⁸ U (mSv)	²³⁴ U (mSv)	²²⁶ Ra (mSv)	²¹⁰ Pb (mSv)	²¹⁰ Po (mSv)	Yhteensä (mSv)
Porakaivovesi	200 000	0,29	0,008	0,014	0,010	0,022	0,046	0,39
Maaperän kaivovesi	300 000	0,032	0,001	0,001	0,003	0,007	0,007	0,05
Vesilaitosvesi	4 700 000	0,02	0,0005	0,0008	0,0007	0,0015	0,003	0,02

tioon aktiivihiilen pintaan. Molemmilla menetelmillä ²²²Rn poistuu vedestä yli 90 %:sesti.

²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb ja ²¹⁰Po aiheuttavat säteilyaltistusta vain sisäisesti nautittuna, joten riittää, kun ne poistetaan ruoka- ja juomavedestä. Tehokkain menetelmä ²³⁸U:n, ²³⁴U:n ja ²²⁶Ra:n poistamiseksi vedestä on ioninvaihto. ²³⁸U ja ²³⁴U poistuvat yli 95 % anioninvaihtomassalla varustetulla suodattimella ja ²²⁶Ra vastaavasti kationinvaihtomassalla varustetulla suodattimella (Vesterbacka ym. 2003). ²¹⁰Pb:n ja ²¹⁰Po:n aktiivisuuspitoisuuksien vähentäminen vedestä onnistuu varmimmin kalvosuodatukseen perustuvalla menetelmällä esimerkiksi käänteis-osmoosilaitteella (Vesterbacka ym. 2003).

Johtopäätökset

Korkeimmat luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuudet löytyvät porakaivovedestä. Porakaivovedessä luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksien keskiarvot ovat radionuklidista riippuen 2–20 kertaa suurempia kuin maaperän kaivovedessä tai vesilaitosvedessä.

Porakaivovettä ruoka- ja juomavetenä käyttävän suomalaisen keskimääräinen efektiivinen annos vedestä on 0,4 mSv. Maaperän kaivovettä käyttävälle vastaava annos on 0,05 mSv ja vesilaitosvettä käyttävälle 0,02 mSv. ²²²Rn aiheuttaa porakaivovettä käyttävälle keskimäärin 75 % kaikista luonnon-radioaktiivisista aineista yhteensä saatavasta annoksesta. ²²²Rn:n jälkeen eniten säteilyannosta aiheuttavat ²¹⁰Po ja ²¹⁰Pb.

Radioaktiivisten aineiden pitoisuutta juomavedessä voidaan vähentää. Tehokkaita menetelmiä ²²²Rn:n poistamiseksi vedestä ovat ilmastus ja aktiivihiilisuodatus. Varmimmin ²³⁸U:n, ²³⁴U:n ja ²²⁶Ra:n poistaminen vedestä onnistuu ioninvaihdolla, ²¹⁰Po:n ja ²¹⁰Pb:n poistaminen kalvosuodatuksella.

Kirjallisuusviitteet

- Asikainen M. State of disequilibrium between ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra and ^{222}Rn in groundwater from bedrock. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1981a; 45: 201–206.
- Asikainen M. Radium content and the $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ activity ratio in groundwater from bedrock. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1981b; 45: 1375–1381.
- Kahlos H, Asikainen M. Natural Radioactivity of Ground Water in the Helsinki Area, Report STL-A19. Helsinki: Säteilyfysiikan laitos; 1973.
- Häsänen E. Dating of Sediments, based on ^{210}Po measurements. *Radiochemical Radioanalytical Letters* 1977; 31 (4–5): 207–214.
- Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L, Markkanen M, Arvela H. Talousveden radioaktiivisuus – perusteita laatuvaatimuksille. STUK-A182. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2001.
- Ohje ST 12.3. Talousveden radioaktiivisuus. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1993.
- Salonen L. Measurement of low levels of ^{222}Rn in water with different commercial liquid scintillation counters and pulse shape analysis. In: Noakes JE, Schönhofer F, Polach HA (eds). *Liquid Scintillation Spectrometry 1992*. Radiocarbon 1993. Michigan: Braun-Brumfield Inc.; 1993a. p. 361–372.
- Salonen L. A rapid method for monitoring of uranium and radium in drinking water. *The Science of the Total Environment* 1993b; 130/131: 23–35.
- Salonen L. ^{238}U series radionuclides as a source of increased radioactivity in groundwater originating from Finnish bedrock. *Future Groundwater Resources at Risk* 1994; IAHS Publ. No. 222: 71–84.
- Salonen L, Hukkanen H. Advantages of low-background liquid scintillation alpha-spectrometry and pulse shape analysis in measuring ^{222}Rn , uranium and ^{226}Ra in groundwater samples. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 1997; 226 (1–2): 67–74.
- Vajda N, LaRosa J, Zeisler P, Danesi P, Kis-Benedek Gy. A novel technique for the simultaneous determination of ^{210}Pb and ^{210}Po using a crown ether. *Journal of Environmental Radioactivity* 1997; 37 (3): 355–372.
- Vesterbacka P, Ikäheimonen TK. Optimization of ^{210}Pb determination via spontaneous deposition of ^{210}Po on a silver disk. *Analytica Chimica Acta* 2005; 545: 252–261
- Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Arvela H. Natural radioactivity in drinking water in private wells in Finland. *Radiation Protection Dosimetry* 2005; 113: 223–232.
- Vesterbacka P. ^{238}U -series radionuclides in Finnish groundwater-based drinking water and effective doses. STUK-A213. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2005.

- Vesterbacka P, Turtiainen T, Hämäläinen K, Salonen L, Arvela H. Talousveden radionuklidien poisto. STUK-A197. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2003.
- Voutilainen A, Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L. Porakaivoveden radonkartoitus. STUK-A171. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2000.

Puuntuotannon suojaaminen laskeuman ^{137}Cs :ltä metsänhoidon menetelmillä

V. Vetikko¹, A. Rantavaara¹ ja L. Aro²

¹STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

²Metsäntutkimuslaitos (METLA), Parkanon toimintayksikkö,
Kaironiementie 54, 39700 Parkano

Johdanto

Radioaktiivisten laskeumien mukana metsämaahan joutunutta ^{137}Cs :ää kertyy ravinteiden mukana puiden kasvaviin osiin ja vähitellen myös rungon puuainekseen. Suuri osa vuoden 1986 laskeuman ^{137}Cs :stä on edelleen metsämaan pintakerroksessa, josta puut saavat ravinteita ja niiden mukana cesiumia. ^{137}Cs :n kiertokulku metsissä jatkuu vuosikymmeniä, sillä se poistuu ympäristöstä radioaktiivisen hajoamisen kautta 30 vuoden puoliintumisajalla.

Sopivilla metsänhoidon menetelmillä voidaan vähentää ^{137}Cs :n siirtymistä maaperästä puuainekseen. Laskeumatilanteisiin tulee varautua kehittämällä tutkimustuloksiin perustuvia käytännön ohjeita puuntuotannon turvaamiseksi. Menetelmien tulee olla riittävän tehokkaita sekä teknisesti, ekologisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisia ja muutenkin kestävän metsätalouden mukaisia, niin kuin lainsäädäntö edellyttää. Toimenpiteet tulee toteuttaa ottaen huomioon niiden sosio-ekonomiset ja ympäristöön kohdistuvat vaikutukset. Ne eivät saa esimerkiksi huonontaa vesistöjen tai pohjaveden laatua. Metsien puhdistamiseen muualla ehdotetut pintamaan, aluskasvillisuuden, oksien tai lehvästön poistaminen heikentävät metsien kasvuolosuhteita tai puustoa ja ovat liian radikaaleja pohjosiin metsiin, joissa humuskerros on useimmiten ohut ja puiden kasvu hidasta (Hubbard ym. 2002).

Tässä yhteenvedossa esitetään Metsäntutkimuslaitoksen ja Säteilyturvakeskuksen tutkimissa kenttäkokeissa saatuja tuloksia metsänhoidon menetelmien tehokkuudesta runkopuun ^{137}Cs :n vähentämisessä. Lisäksi esitetään periaatteita, jotka on hyvä ottaa huomioon puuntuotannon suojaamista suunniteltaessa.

Metsikkökokeet ja runkopuuta koskevat tulokset

Lannoituksen, kalkituksen ja maanmuokkauksen vaikutusta runkopuun ja puun muiden osien ^{137}Cs -pitoisuuksiin ja -määriin on tutkittu Metsäntutkimuslaitoksen kenttäkokeilla Länsi- ja Keski-Suomessa. Kyseessä on maanparannus eri tavoin toteutettuna. Puuston ravinnetaloutta korjataan parantamalla kivennäisravinteiden saatavuutta lannoituksen tai maanmuokkauksen avulla, jolloin puiden ^{137}Cs :n otto vähenee. Toimenpiteistä on hyötyä puuntuotannolle riippumatta siitä, paljonko alueella on ^{137}Cs :ää.

Lannoituksen vaikutuksia tutkittiin koealoilla, joiden peruslannoitus oli tehty 6–25 vuotta ennen Tshernobyl-laskeumaa. Kalkitus- ja maanmuokkaukset männyn taimilla aloitettiin vuonna 1986, ja vaikutusta puun ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -aktiivisuuteen analysoitiin vuonna 1992. ^{137}Cs -pitoisuudet puun eri osissa vähenivät kaikissa kokeissa verrattuna puihin, joiden kasvupaikkaa ei ollut lannoitettu, kalkittu tai muokattu (taulukko I).

Puiden juurten kautta tapahtuvan ^{137}Cs :n oton väheneminen kaliumlannoituksella perustuu siihen, että cesium-ioneja (Cs^+) siirtyy solukalvojen läpi vähemmän kuin kasvien tarvitsemia kalium-ioneja (K^+), kun kaliumpitoisuus

Taulukko I. Metsänhoitomenetelmien vaikutus puun eri osien ^{137}Cs -pitoisuuteen kivennäis- ja turvemaidella 6–11 vuotta Tshernobyl-laskeuman jälkeen (Moberg ym. 1999, Aro ym. 2002, Kaunisto ym. 2002, Rantavaara ja Raitio 2002, Rantavaara ja Aro 2003).

Toimenpide	Kasvupaikka	Puulaji	Puun osa	^{137}Cs :n vähennys (%)
Lannoitus (NPK+NPK) ^a	Kivennäismaa	Kuusi	Puu, kuori, oksat, neulaset	73–92
Lannoitus (NPK) ^b	Turvema	Mänty	Puu, kuori, oksat, neulaset	8–23
Lannoitus (PK/NKP+NPK+PK) ^c	Turvema	Mänty	Puu, kuori, oksat, neulaset	33–58
Kalkitus	Kivennäismaa	Mänty	Runko, oksat, neulaset	15–28
Maanmuokkaus	Kivennäismaa	Mänty	Runko, oksat, neulaset	46–62
Kalkitus ja maanmuokkaus	Kivennäismaa	Mänty	Runko, oksat, neulaset	58–71

^a Peruslannoitus vuonna 1980, jatkolannoitus 1985. Ravinnemäärät nykyisiä suosituksia suurempia. Näytteenotto vuonna 1997.

^b Peruslannoitus vuonna 1961, ei jatkolannoituksia. Kaliumin määrä nykyisiä suosituksia pienempi. Näytteenotto vuonna 1995.

^c Peruslannoitus vuonna 1965, kaliumin määrä nykyisiä suosituksia pienempi. Jatkolannoitukset 1977 ja 1994. Näytteenotto v. 1995.

juurisolujen ulkopuolella kasvaa (White ja Broadley 2000). Lannoituksella voidaan vähentää huomattavasti ^{137}Cs :n kertymistä runkopuuhun. Käytettävät ravinnemäärät on arvioitava metsikkökohtaisesti puuston ravinnetilan ja maaperän ominaisuuksien perusteella. Siten voidaan välttää myös ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin.

Valmius ja mahdollisuudet talousmetsien suojaamiseen

Metsätalouden varautumista radionuklidilaskeumiin selvitettiin Pohjoismaissa vuonna 2000. Ilmeni, että metsien ja puuntuotannon suojaamista koskevia suunnitelmia ei silloin ollut (Hubbard ym. 2002). Laskeumatilanteissa tulee ottaa huomioon metsien käytön, hoidon ja puutavaran tuotannon kansalliset, alueelliset ja metsänomistajien omat tavoitteet. Aina ei tarvitse muuttaa olemassa olevia metsänkasvatusohjelmia. Yleensäkin laskeumatilanteen alkuvaiheessa ei pidä toteuttaa kiireessä tehtyjä toimenpidesuunnitelmia, sillä radioaktiivista cesiumia kertyy runkopuuhun hitaasti. Metsien hoitosuunnitelmia joudutaan korjaamaan, jos puun aktiivisuuspitoisuudet korjuuajankohtana arvioidaan hyväksyttävää tasoa suuremmiksi. Tällöin tarvitaan vaihtoehtoisia tapoja puuttua puuston aktiivisuuden kehittymiseen. Asenteet metsänlannoituksen soveltuvuuteen osaksi kestävästä metsätaloudesta vaihtelevat Euroopassa kunkin maan metsänhoidon käytännön ja sovellettavien sertifiointijärjestelmien mukaan. Ilman maanparannusta tai sen ohella saavutetaan merkittävää etua siitä, että metsänhakkuita kohdennetaan alueellisesti ottaen huomioon puun ^{137}Cs -aktiivisuuden ajalliset muutokset (Hubbard ym. 2002).

Metsätalouden toimijoiden vahvaa osallistumista suojaustoimenpiteiden suunnitteluun puoltavat heillä oleva tieto metsätalouden toimintakyvystä, suunnittelutyökaluista ja puumarkkinoista. Eri metsänomistajaryhmien saavuttaminen voi onnistua siirtämällä ohjeiden viimeistely ja täytäntöönpano metsätalouden hallinnon kautta paikallisen neuvonnan ja metsänomistajan tasolle. Yleisiä, laajoja metsäalueita koskevia toimenpideohjeita ei voida yleensä antaa metsien rakenteen ja kasvuolosuhteiden vaihtelun takia.

Eurooppalaisen päätöksenteon tukijärjestelmän (RODOS) metsämalli on yksinkertainen työkalu alueellisten laskeumaerojen huomioon ottamiseen ja suojaustoimenpiteiden kustannustehokkuuden arviointiin erilaisissa metsissä. Malli ei kuitenkaan korvaa näytteenottoa ja puuston radioaktiivisuuden mittauksia. Laskeumatilanteessa on tärkeää saada jatkuvasti täydentyvä tilannekuva metsien radioaktiivisuudesta suojaustoimien valmistelua varten. Mittausten riittävyys tulee varmistaa sekä suunnittelun tueksi että toimenpiteiden täytäntöönpanon jälkeen saavutetun tehokkuuden ja mahdollisten lisätoimenpiteiden tarpeen osoittamiseksi.

Jatkotutkimusta tarvitaan edelleen radionuklidien kierrosta erityyppisissä metsissä sekä suojaustoimenpiteiden sisällöstä, kohdentamisesta ja ajoituksesta. Tutkimukseen perustuvalla tiedolla torjutaan myös metsäekosysteemin toimintaa vahingoittavien toimenpide-ehtotusten käyttöönotto.

Kirjallisuusviitteet

- Aro L, Rantavaara A, Raitio H, Vetikko V. Effect of fertilisation on ^{137}Cs in understory spruces on a dryish pine site. Radioprotection-colloques 2002; 37 (C1): 427–432.
- Hubbard L, Rantavaara A, Andersson K, Roed J. Tools for forming strategies for remediation of forests and park areas in northern Europe after radioactive contamination: background and techniques. Report NKS-52. Roskilde: Nordic Nuclear Safety Research; 2002.
- Kaunisto S, Aro L, Rantavaara A. Effect of fertilisation on the potassium and radiocaesium distribution in tree stands (*Pinus sylvestris* L.) and peat on a pine mire. Environmental Pollution 2002; 117: 111–119.
- Moberg L, Hubbard L, Avila R, Wallberg L, Feoli E, Scimone M, Milesi C, Mayes B, Iason G, Rantavaara A, Vetikko V, Bergman R, Nylén T, Palo T, White N, Raitio H, Aro L, Kaunisto S, Guillitte O. An integrated approach to radionuclide flow in seminatural ecosystems underlying exposure pathways to man (LANDSCAPE). Final report. SSI Report 99:19. Tukholma: Statens strålskyddsinstitut; 1999.
- Rantavaara A, Aro L. Radioecology and management of contaminated forests. In: Paile W (ed). Radiation Protection in the 2000s – Theory and Practice. Nordic Society for Radiation Protection. Proceedings of the XII ordinary meeting. Turku/Åbo, Finland. August Aug 25–29, 2002. STUK-A195. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2003. p. 443–449.
- Rantavaara A, Raitio H. ^{137}Cs and ^{90}Sr root uptake of pine saplings in a managed forest. Radioprotection-colloques 2002; 37 (C1): 565–568.
- White PJ, Broadley MR. Mechanisms of caesium uptake by plants. The New Phytologist 2000; 147: 241–256.

Tshernobyl-laskeuma maan pintahumuskerroksessa Suomessa, Luoteis-Venäjällä ja Baltian maissa vuosina 1999–2003

**J. Ylipieti¹, K. Rissanen^{1a}, E. Kostianen², R. Salminen³,
O. Tomilina⁴, K. Täht⁵, A. Gilucis⁶ ja V. Gregorauskiene⁷**

¹ STUK – Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen laboratorio,
Lauhikkotie 28, 96500 Rovaniemi

^{1a}STUK – Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen laboratorio (eläkkeellä)

² STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,
PL 14, 00881 Helsinki

³ Geologian tutkimuskeskus, Espoo

⁴ S/C Mineral, Pietari, Venäjä

⁵ Eesti Geolookiakeskus

⁶ Geological Survey of Latvia

⁷ Geological Survey of Lithuania

Johdanto

Barents Ecogeochemistry -projektin yhteydessä kerättiin vuosina 2000–2001 näytteitä maan pintahumuskerroksesta Suomesta ja Luoteis-Venäjältä. Projektin tehtävä oli selvittää ympäristön tila tutkittavalla alueella (Salminen ym. 2005). Näytteenottoa täydennettiin vuonna 2003 kattamaan myös Baltian maat. Tässä raportissa kaikki STUKissa gammaspektrometrisesti analysoitujen näytteiden tulokset on koottu yhdeksi maantieteelliseksi kokonaisuudeksi ja esitetty teemoitetuilla karttapohjilla. Karttojen teemoilla kuvataan radionuklidien ¹³⁷Cs ja ¹³⁴Cs esiintyminen maapinnan humuskerroksissa lähes 20 vuotta Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuuden jälkeen. Tämän lisäksi raportoidaan pitkissä gammaspektrometrisissä mittauksissa havaittuja muita ihmisen tuottamia radioaktiivisia aineita, jotka ovat todennäköisesti peräisin Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta.

Materiaalit ja menetelmät

Barents Ecogeochemistry -projektin maastotyöt toteutettiin Geologian tutkimuskeskuksen johdolla yhteistyössä venäläisten geologian alan organisaatioiden ja Baltian maiden geologian tutkimuskeskusten kanssa. Ennen varsi-

naisen Barents Ecogeochemistry -projektin aloitusta vuonna 1999 järjestetyssä esiprojektissa venäläinen kenttähenkilökunta koulutettiin näytteenottoon.

Tutkimuksessa kerätyt näytteet otettiin humuskerroksesta, heti kasvillisuuskerroksen alapuolelta 3 cm paksuudelta. Yksittäinen näyte koostui 10:stä osanäytteestä (86,5 cm²/näyte) ja edusti 50 kertaa 50 metriä aluetta (Gregorauskiene V ym. 2000). Geologian tutkimuslaitoksessa Kuopiossa humusnäytteet kuivattiin lämpökaapissa. Varsinaisen projektin näytteet seulottiin kahden millimetrin seulalla, esiprojektissa näytteet analysoitiin lähes sellaisenaan. Esiprojektissa (1999) kerätyt vertailunäytteet analysoitiin sekä STUKin Pohjois-Suomen aluelaboratoriossa (PSL) että Pietarin Khlopin instituutissa Venäjällä. Kerättyjen näytteiden avulla varmistettiin, että STUKin ja venäläisen laboratorion analyysitulokset olivat yhdenmukaisia. Varsinaisen projektin (2000–2001) n. 1500 näytteestä puolet analysoitiin STUKissa ja loput Khlopin instituutissa. Näytteiden gammaspektrometristä analysointia varten ne pakattiin STUKissa 550 ml ”Marinelleihin” tai 100 ml muovisiin astioihin. Näytteiden aktiivisuuspitoisuudet määritettiin hyväksikäyttäen STUKissa kehitettyä GAMMA-83 tietokoneohjelmaa. Mittausaika oli vähintään 200 min, mutta suuria aktiivisuuspitoisuuksia havaittaessa mittausaika pidennettiin ¹³⁴Cs:n ja muiden laskeumanuklidien havaitsemiseksi.

Tulokset

Analysoidut tulokset Bq/kg kuivapainoa kohti yhdistettiin saatujen paikkatietojen perusteella kartaksi. Pintahumuskerrosten ¹³⁷Cs- ja ¹³⁴Cs-pitoisuudet (Bq/kg) on esitetty kuvassa 1 (s. 221). Alueellisesti yhdistetyt keskimääräiset ¹³⁷Cs-pitoisuudet ja niiden vaihteluvälit on esitetty taulukossa I (s. 220). Baltian maiden näytteiden kokonaismassat olivat saatavilla joten niiden ¹³⁷Cs-pitoisuudet pystyttiin laskemaan myös pinta-alaa kohti, Bq/m² (Rissanen ym. 2005).

Alhaisia ⁶⁰Co-pitoisuuksia, 0,2–1,2 Bq/kg, havaittiin 17 analysoidussa humusnäytteessä. Näistä 14 näytteessä havaittiin lisäksi ¹²⁵Sb:tä 1,4–14 Bq/kg ja 7 näytteessä ¹⁵⁴Eu:ää 0,7–1,4 Bq/kg. ⁶⁰Co:n havaintopaikat on esitetty kuvassa 2 (s. 222).

Johtopäätökset

Pintahumusnäytteiden perusteella Tshernobylin ¹³⁷Cs-laskeuma oli hyvin vähäistä Pohjois-Suomessa ja suurilta osin myös Venäjän arktisilla alueilla. Havaitusta cesiumista merkittävä osa on peräisin 60-luvun ydinkoelaskeumista (Rissanen ym. 2002). Ensimmäisen Tshernobylin laskeumapilven kulkusuuntaa

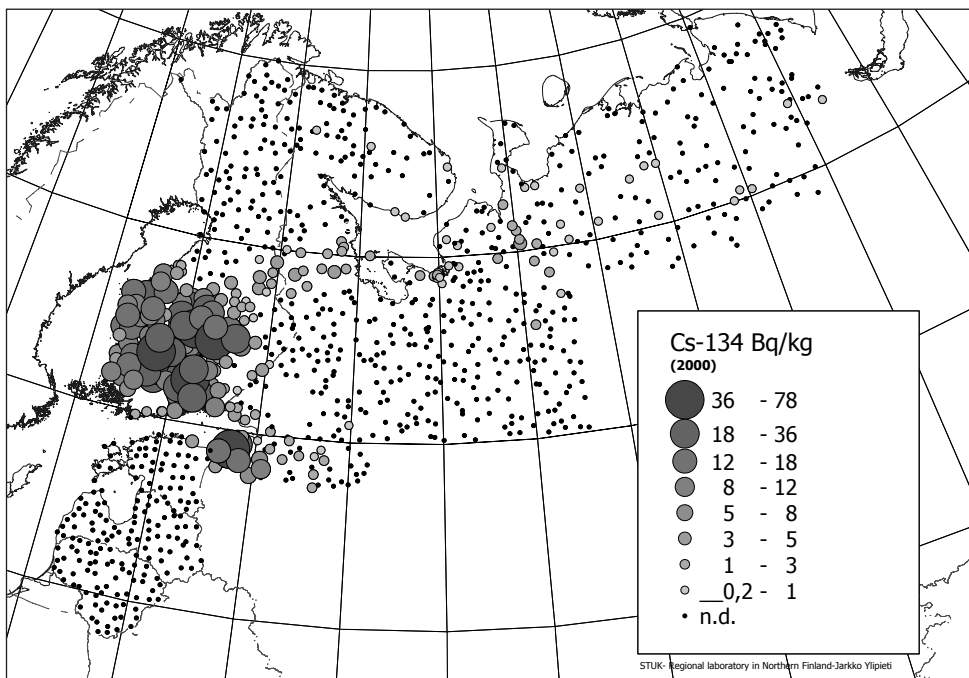
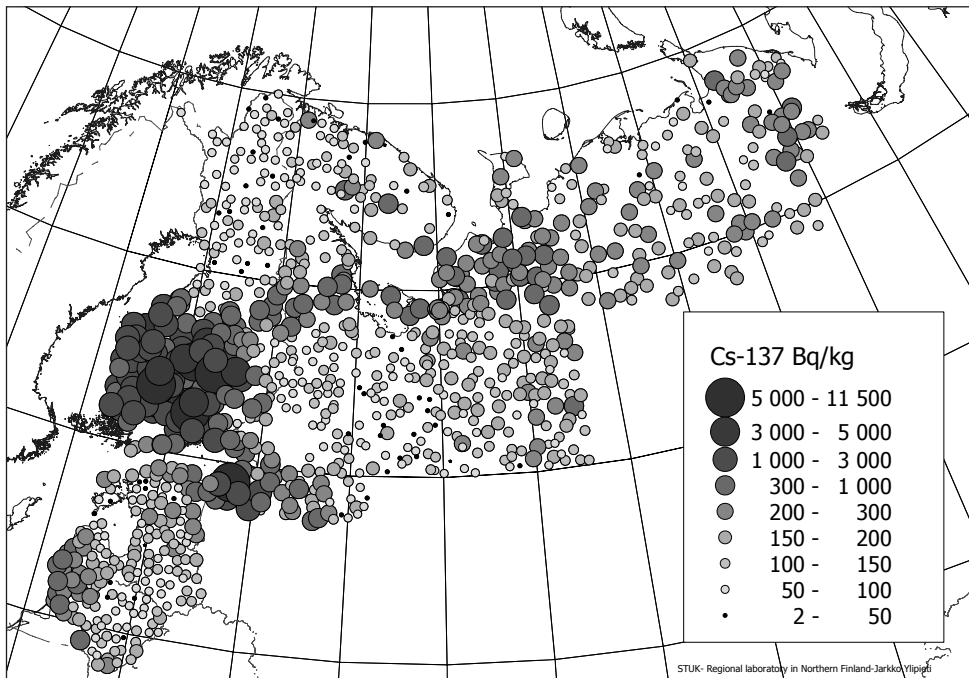
Taulukko I. Suomessa, Luoteis-Venäjällä ja Baltian maissa 2000–2003 kerättyjen pintahumusnäytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet [Bq/kg] ja niistä lasketut alueelliset keskiarvot, mediaanit sekä Baltian maiden pitoisuuksista lasketut ^{137}Cs Bq/m²-tasot. Keskiarvo ± 1 sigma standardipoikkeama.

Alue	^{137}Cs Bq/kg vaihteluväli	^{137}Cs Bq/kg ka.	^{137}Cs Bq/kg mediaani	^{137}Cs Bq/m ² vaihteluväli	^{137}Cs Bq/m ² ka.	^{137}Cs Bq/m ² mediaani
Pohjois-Suomi (>N65°)	27–180	75 \pm 30	70			
Etelä-Suomi (alle N65°)	55–11500	1360 \pm 1700	460			
Murmanskin alue	12–430	120 \pm 70	110			
Karjalan tasavalta	4–750	130 \pm 120	155			
Leningrad alue	29–5300	490 \pm 830	380			
Arkangelin alue	33–580	180 \pm 90	180			
Nenetsin alue	2–400	160 \pm 70	160			
Komin tasavalta	70–400	180 \pm 60	170			
Viro	23–2050	190 \pm 270	140	48–12300	550 \pm 1630	500
Latvia	66–530	140 \pm 76	120	200–3400	630 \pm 450	520
Liettua	37–470	145 \pm 9	110	190–2800	720 \pm 510	540

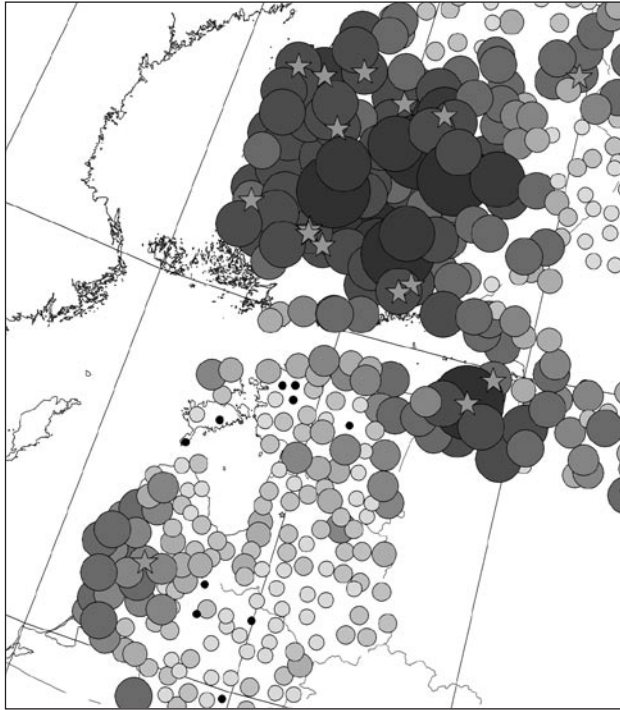
osoittavat ^{134}Cs -pitoisuudet (kuva 1) ulottuivat kapeana vyöhykkeenä Uralille saakka. Ilmatieteenlaitoksen mukaan (Valkama ym. 1995) tämä laskeumapilvi kulkeutui Suomen yli Venäjälle 28.–29.4.1986.

^{137}Cs -laskeuma oli suurinta Etelä-Suomessa ja Leningradin alueella, mutta hyvin epätasaista johtuen pitkäaikaisesta päästöstä ja paikallisista sadekuuroista, mikä näkyy taulukossa I ^{137}Cs -pitoisuuksien suurena vaihteluvälinä ja yhden sigman standardipoikkeamana. Kuitenkin näilläkin alueilla pitoisuudet ilmoitettuna mediaanien avulla eivät ole kuin kaksin–kolminkertaisia muihin alueisiin verrattuna. Virosta ainoastaan Leningradin alueeseen rajoittuva koillisnurkkaus sai poikkeuksellisen suuren laskeuman. Laskeuma Latviaan ja Liettuaan (Rissanen ym. 2005) kohdistui lähinnä länsirannikolle.

Havaitut ^{60}Co -hiukkaset näyttävät sijoittuvan suunnilleen kahdelle vyöhykkeelle: Rauma–Pietari ja Vaasa–Kuhmo. Havainnot tehtiin lähinnä



Kuva 1. Suomessa, Luoteis-Venäjällä ja Baltian maissa 2000–2003 kerättyjen pintahumusnäytteiden ¹³⁷Cs- ja ¹³⁴Cs-pitoisuudet [Bq/kg]. Kaikki ¹³⁴Cs-pitoisuudet on norma-lisoitu vuodelle 2000.



Kuva 2. ^{60}Co -havainnot 1999–2000 kerätyissä Suomen ja Luoteis-Venäjän pintahumusnäytteissä. Liettuan näyte vuodelta 2003.

korkeita ^{137}Cs -pitoisuuksia omaavista näytteistä, mutta myös 600 Bq/kg tasoisilla. Vuoden 2003 Liettuan ^{60}Co -havainto tehtiin 200 Bq/kg näytteestä ja osoitautui Co-partikkeliksi.

Kirjallisuusviitteet

- Gregorauskiene V, Salminen R, Reimann R, Chekushin V. Field Manual for Barents Ecogeochemistry project: Geological survey of Finland. Report s/44/0000/2/2000. 2000.
- Rissanen K, Ylipieti J, Salminen R, Täht K, Gilucis A, Gregorauskiene V. Cs-137 concentrations in the uppermost humus layer in the Baltic countries in 2003. SSI Raport 2005:15.
- Rissanen K, Kostianen E, Ylipieti J, Salminen R, Chekushin V. The first Chernobyl fallout plume still visible in humus in the Arctic and Subarctic regions of North-Eastern Europe. Second AMAP International Symposium on

Environmental Pollution of the Arctic; 2002 Oct 1–4; Rovaniemi, Finland. P-R30.

Salminen R, Chekushin V, Tenhola M, Bogatyrev I, Glavatskikh SP, Fedotova E, Gregorauskiene V, Kashulina G, Niskavaara H, Polischuok A, Rissanen K, Selenok L, Tomilina O, Zhdanova L. Geochemical atlas of the eastern Barents region. Amsterdam: Elsevier BV; 2004. (Reprinted from *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 83.)

Valkama I, Salonoja M, Toivonen H, Lahtinen J, Pöllänen R, Transport of radioactive gases and particles in the Chernobyl accident: Comparison of environmental measurements and dispersion calculations. Proceedings of the International Symposium on Environmental Impact of Radioactive releases. 1995 May 8–12; Vienna, Austria. IAEA-SM-339/69.

STUK-A-sarjan julkaisuja

STUK-A217 Ikäheimonen TK (toim.). Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa – 20 vuotta Tshernobylistä. Symposium Helsingissä 25.–26.4.2006. Helsinki 2006.

STUK-A216 Pastila R. Effect of long-wave UV radiation on mouse melanoma: An in vitro and in vivo study. Helsinki 2006.

STUK-A215 Rantavaara A. Elin-
tarvikeketjun suojaustoimenpiteet laskeumatilanteiden varalle. Helsinki 2005.

STUK-A214 Sinkko K, Ammann M, Hämäläinen RP, Mustajoki J. Facilitated workshop on clean-up actions in inhabited areas in Finland after an accidental release of radionuclides. Helsinki 2005.

STUK-A213 Vesterbacka P.
²³⁸U-series radionuclides in Finnish groundwater-based drinking water and effective doses. Helsinki 2005.

STUK-A212 Kantala T. Elintarvike-
teollisuuslaitosten ja niiden ympäristön puhdistustoimenpiteet säteilytilanteessa. Helsinki 2005.

STUK-A211 Muikku M, Arvela H, Järvinen H, Korpela H, Kostianen E, Mäkeläinen I, Vartiainen E, Vesterbacka K. Annoskakku 2004 – suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos. Helsinki 2005.

STUK-A210 Salomaa S, Ikäheimonen TK (eds.). Research activities of STUK 2000–2004. Helsinki 2005.

STUK-A209 Valmari T, Rantavaara A, Hänninen R. Radioaktiivisten aineiden siirtyminen päästöpilven kulkeutumisen aikana tuotettaviin elintarvikkeisiin. Helsinki 2004.

STUK-A208 Kiuru A. Molecular biology methods in assessing radiation-induced hereditary risks in humans. Helsinki 2004.

STUK-A207 Sinkko K. Nuclear emergency response planning based on participatory decision analytic approaches. Helsinki 2004.

STUK-A206 Hämäläinen K, Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Arvela H. Vesi-
laitosten vedenkäsittelyn vaikutus luonnon radionuklidipitoisuuksiin (VEERA). Helsinki 2004.

STUK-A205 Klemola S, Ilus E, Ikäheimonen TK. Monitoring of radionuclides in the vicinities of Finnish nuclear power plants in 1997 and 1998. Helsinki 2004.

Täydellisen listan STUK-A-sarjan julkaisuista saa osoitteesta

Säteilyturvakeskus
PL 14, 00881 Helsinki
Puh. (09) 759 881

