



Työterveyslaitos

Esikartoitus uraanialtistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa

OSA 2: YMPÄRISTÖSELVITYS

Tietoa työstä

Sari Makkonen



Esikartoitus uraani-altistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa

OSA 2: YMPÄRISTÖSELVITYS

YMPÄRISTÖMINISTERIÖN HANKE YM33/481/2013

Sari Makkonen

Työterveyslaitos

Helsinki 2014

Työterveyslaitos

Asiakasratkaisut

Topeliuksenkatu 41 a A

00250 Helsinki

www.ttl.fi

Tekninen toimitus: Mirja Kiilunen

Kansi: Mainostoimisto Albert Hall Finland Oy Ltd

© 2014 Työterveyslaitos ja kirjoittaja

Julkaisu on toteutettu ympäristöministeriön tuella.

Tämän teoksen osittainenkin kopiointi on tekijänoikeuslain (404/61, siihen myöhemmin tehtyine muutoksineen) mukaisesti kielletty ilman asianmukaista lupaa.

ISBN 978-952-261-455-1 (PDF)

TIIVISTELMÄ OSA 1: TYÖYMPÄRISTÖ

Esikartoitus uraanialtistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa - hankkeeseen kuuluu kaksi erillistä osaa: työperäisen altistumisen ja terveysriskien arviointi ja ympäristövaikutusten arviointi. Tästä työperäisen altistumisen osuudesta vastasivat Mirja Kiilunen, Antti Karjalainen, Kyösti Louhelainen ja Tiina Santonen Työterveyslaitokselta. Sosiaali- ja terveysministeriö tuki hanketta taloudellisesti.

Hanke on toteutettu Talvivaara Sotkamo Oy:n, Norilsk Nickel Harjavallan, Mawson Mining Finlandin, Itä-Suomen yliopiston, Säteilyturvakeskuksen, Työterveyslaitoksen ja sosiaali- ja terveysministeriön ja ympäristöministeriön yhteistyönä. Tekijät haluavat kiittää kaikki yhteistyötahoja avoimesta, rakentavasta ja hyvästä yhteistyöstä projektin kuluessa.

Arvioitaessa terveysriskejä on huomioitava, että uraanin terveysvaikutukset ovat erilaiset riippuen siitä, ovatko uraaniyhdisteet liukoisessa vai niukkaliukoisessa muodossa. Liukoisen uraanin kohdalla kriittiset vaikutukset ovat munuaistoksiset vaikutukset, mutta niukkaliukoisen uraanin kohdalla tulee ensisijaisesti kiinnittää huomioita niukkaliukoisen uraanin kertymiseen keuhkoihin ja sen aiheuttamaan säteilyannokseen.

Työperäinen altistuminen uraanille on Suomessa vähäistä kirjallisuudessa olevan tiedon ja nyt tehtyjen mittausten perusteella. Mittaukset kuvaavat tämän hetken tilannetta, jolloin uraania ei oteta talteen Talvivaaran kaivoksella. Suurin syy matalaan altistumistasoon on Suomen maaperän uraanipitoisuuden matala taso. Suomessa ei ole yhtään uraanimalmiksi luokiteltavaa malmiota (pitoisuus > 0,1 %). Talvivaaran malminkin uraanipitoisuus on vain 0,002 %.

Virtsan uraanipitoisuudet olivat matalia kaivannaisteollisuudessa työskennellessä. Ne eivät tällä hetkellä poikkeaa altistumattoman väestön virtsan uraanipitoisuuksista joitain yksittäisiä arvoja lukuun ottamatta. Kirjallisuudessa on esitetty ilman uraanipitoisuuksia, jotka ovat korkeimmillaan olleet 0,2 µg/m³ malmin murskauksessa mitattaessa kiinteistä mittauspisteistä, mutta hengitysvyöhykkeeltä mitatut arvot ovat jääneet alle määritysrajan. Suomessa Työterveyslaitoksen työhygieenisen mittausrekisterin mukaan mitattu korkein yksittäinen uraanipitoisuus malmin jatkojalostuksessa oli 0,011 mg/m³ uuttovaiheessa mitattuna uuttokennon päältä, mutta muut mittaukset jäivät alle µg/m³ tason.

Jako liukosiin ja liukenemattomiin yhdisteisiin tulee jatkossa huomioida tulkittaessa sekä työhygieenisiä että biologisia mittaustuloksia. Suomessa on tällä hetkellä voimassa työhygieeninen raja-arvo 0.2 mg/m³ niukkaliukoiselle uraanille ja raja-arvo 0.05 mg/m³ liukoiselle uraanille (STM 2014). Tehdyn selvityksen perusteella suositellaan harkittavaksi raja-arvojen uudelleenarviointia. Liukoisten yhdisteiden kohdalla voidaan lähtökohtana pitää tasoa 0,025 mg/m³ perustuen uraanin munuaisvaikutuksiin. Niukkaliukoisten yhdisteiden kohdalla munuaisvaikutuksia merkityksellisemmäksi nousee niiden kertyminen keuhkoihin

ja siitä seuraava säteilyaltistuminen. Niukkaliukoiselle uraanille altistumisen pysyessä tasolla $0,015 \text{ mg/m}^3$ ja $0,0025 \text{ mg/m}^3$ ei altistuminen ylitä säteilytyön määritelmän annosrajoja (luokka A 6 mSv ja luokka B 1 mSv). Edes näihin perustuvat raja-arvot eivät tämän selvityksen perusteella ylity kaivannaisteollisuudessa Suomessa.

Altistuttaessa liukoisille uraaniyhdisteille ilmapitoisuutta $0,025 \text{ mg/m}^3$ vastaava virtsan uraanipitoisuus on noin $40 \text{ } \mu\text{g/l}$ ($\sim \text{ } \mu\text{g/g}$ kreatiniinia), joka näin ollen voitaisiin asettaa biologisten näytteiden viite-arvoksi. Tiedon puutteen takia ei ole mahdollista laskea yllämainittuja ilmapitoisuuksia ($0,015$ ja $0,0025 \text{ mg/m}^3$) vastaavia virtsapitoisuuksia altistuttaessa niukkaliukoiselle uraanille.

Suomessa tällä hetkellä meneillään oleva uraanipitoisten malmien louhinta ja tuotanto eivät siis nyt tehtyjen selvitysten perusteella aiheuta riskiä työntekijöille. Varsinainen uraaninrikastustoiminta ei kuitenkaan vielä ole Suomessa käynnistynyt; mikäli rikastus aloitetaan, tulee tähän liittyvissä työvaiheissa tapahtuva työperäinen altistuminen selvittää erikseen.

ABSTRACT VOLUME 1 WORKING ENVIRONMENT

This summary consists of two parts: occupational exposure and health risk assessment, and environmental impact assessment. Mirja Kiilunen, Antti Karjalainen, Kyösti Louhelainen and Tiina Santonen from the Finnish Institute of Occupational Health were responsible for this occupational exposure part. The project was founded by the Ministry of Social Affairs and Health.

The project was carried out in collaboration between Talvivaara Sotkamo Ltd, Norilsk Nickel Harjavalta, Mawson Mining Finland, the University of Eastern Finland, the Radiation and Nuclear Safety Authority, the Finnish Institute of Occupational Health, and the University of Eastern Finland. The authors would like to thank all the partners for their open, constructive and fruitful co-operation.

It should be remembered when assessing health risks, that uranium health effects vary depending on whether the uranium compounds are in soluble or sparingly soluble form. The critical effects of soluble uranium are its renal effects, but for sparingly soluble uranium, the primary effect is its accumulation in the lungs, and the resulting radiation dose.

Occupational exposure to uranium in Finland is low according to both the information in the literature and the present measurements. The measurements describe the current situation, i.e. uranium is not being mined in Talvivaara. The main reason for this low exposure level is the low content of uranium in Finnish soil. Finland has no orebodies that are classified as uranium ore (concentration > 0.1%). In Talvivaara ore, the uranium content is only 0.002%.

Urine uranium concentrations were low in the mining industries. They do not currently differ from the level of the non-exposed population, with the exception of some individual values. The highest uranium concentrations in the working air at stationary points were 0.2 µg/m³ during ore crushing, but in the breathing zone they were below the detection limit. According to the register of industrial hygiene measurements of the Finnish Institute of Occupational Health, the highest single concentration of uranium was observed during the extraction process, on the top of the extraction cell, at 0.011 mg/m³. However, the rest of the measurements were below µg/m³.

In the future, the distribution of soluble and sparingly soluble compounds shall be considered when interpreting biological and occupational hygiene measurement results. The Ministry of Social Affairs and Health's currently occupational exposure limit value for sparingly soluble uranium compounds is 0.2 mg/m³, and for soluble uranium compounds, 0.05 mg/m³. On the basis of our results, we recommend that these limit values be re-evaluated. For soluble compounds, a level of 0.025 mg/m³ of uranium in the air may be acceptable, as this is based on the renal effects of uranium. For sparingly soluble com-

pounds, the accumulation of uranium compounds in the lungs and subsequent radiation exposure is more relevant than the effects on the kidneys. If the sparingly soluble uranium exposure remains at a level of 0.015 mg/m^3 and 0.0025 mg/m^3 , it will not exceed the definition of the dose limits of radiation exposure at work (Class A 6 mSv, and the Class B 1 mSv). According to this study, even these levels are not exceeded in the extractive industries in Finland.

As regards exposure to soluble uranium compounds, an air uranium concentration of 0.025 mg/m^3 corresponds to a urine uranium concentration of about $40 \text{ } \mu\text{g/l}$ ($\sim \text{ } \mu\text{g/g}$ creatinine). This, therefore, could be set as the biological action level for soluble uranium compounds. Due to a lack of information, it is not possible to calculate the corresponding urinary uranium concentration for the above mentioned air concentrations (0.015 and 0.0025 mg/m^3) of sparingly soluble uranium compounds.

Currently ongoing uranium-doped ores and production in Finland do not therefore, on the basis of the studies carried out, pose a risk to the environment or to workers (or the rest of the population for which exposure is considerably lower than that of workers). Actual uranium enrichment activities have not yet been launched in Finland; if enrichment is initiated, the stages of the work related to occupational exposure will be identified separately.

TIIVISTELMÄ OSA 2 YMPÄRISTÖ

Esikartoitus uraani-altistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa -hankkeeseen kuuluu kaksi erillistä osaa: työperäisen altistumisen ja terveysriskien arviointi ja ympäristövaikutusten arviointi. Tästä ympäristöperäisen altistumisen osuudesta vastasi Sari Makkonen Itä-Suomen yliopistosta. Ympäristöministeriö tuki hanketta taloudellisesti.

Hanke on toteutettu Talvivaara Sotkamo Oy:n, Norilsk Nickel Harjavallan, Mawson Mining Finlandin, Itä-Suomen yliopiston, Säteilyturvakeskuksen, Työterveyslaitoksen ja sosiaali- ja terveysministeriön ja ympäristöministeriön yhteistyönä. Tekijät haluavat kiittää kaikki yhteistyötahoja avoimesta, rakentavasta ja hyvästä yhteistyöstä projektin kuluessa.

Ympäristövaikutusten selvityksen perusteella voidaan todeta, että luonnon radioaktiivisten materiaalien erityisesti pitkäaikaisaltistumisen haitallisuudesta vesi- ja maaekosysteemeille on kirjallisuuden mukaan vielä vähän tietoa. Luonnon uraani on kemiallisesti haitallisempaa ihmiselle ja eliöstölle kuin sen aiheuttama säteily. Sen sijaan, pienistä ainemääristä johtuen, monien uraanin hajoamissarjan radionuklidien kemiallista haittaa pidetään niiden säteilyhaittaa vähäisempänä. Kaivostoiminnassa uraanin ympäristövaikutusten arvioinnin ohella on tärkeää huomioida myös sen hajoamissarjan radionuklidien kemialliset ja säteilyominaisuudet.

Luonnossa esiintyvistä uraanimuodoista (U^{4+} ja U^{6+}) liukoinen uraani (VI) on liikkuvaa ja biosaatavaa sekä vesi- että maaekosysteemeissä. Eliöstö pystyy ottamaan uraania luonnosta lähinnä uranyyli-ioneina (UO_2^{2+}) ja uranyylihydroksidikomplekseina (UO_2OH^+). Veden ja maaperän ominaisuuksilla (esim. pH, veden kovuus) on ilmeinen vaikutus uraanin esiintymismuotoihin. Suomessa pintaveden pehmeys ja bikarbonaattien läsnä olo ovat tekijöitä, jotka voivat lisätä uraanin liukoisuutta veteen.

Olemassa olevan tiedon mukaan uraani on biokertyvämpää vesiympäristössä ja haitallisempaa vesieliöille kuin maakasveille tai -eläimille. Uraanin ja monien sen hajoamissarjan radionuklidien on havaittu kertyvän kaloilla ja luonnon eläimillä luustoon, sisäelimiin ja vähäisessä määrin lihaan. Simpukoilla kohonneita radionuklidipitoisuuksia on havaittu lihassa ja kuoressa.

Suomessa ei ole käytössä ohjearvoa luonnonvesien tai pintamaan uraanipitoisuudelle. Kirjallisuudessa arviot vesiekosysteemien turvallisesta liukoisesta uraanipitoisuudesta pitkäaikaisaltistumisessa vaihtelevat 0,3–5 $\mu\text{g/l}$ pintavedessä ja maaekosysteemeille 28–250 mg/kg maan kuivapainossa. Suomessa luonnonvesien uraanipitoisuudet vaihtelevat välillä 0,01–0,08 $\mu\text{g/l}$ (aktiivisuuspitoisuus 0,0001–0,001 Bq/l) ja graniittisilla alueilla 0,50–2,50 $\mu\text{g/l}$ (0,006–0,03 Bq/l). Sisävesille sedimenttien uraanipitoisuuksien vaikutuksista on rajallisesti tutkimustietoa. Maa- ja vesiekosysteemeille turvallisiksi arvioitu sätei-

lyannos on 10 $\mu\text{Gy/h}$. Uraanipitoisen malmin louhinnassa syntyvä säteily kaivosalueella on pääosin alfa-säteilyä, joka on haitallista lähinnä sisäisen altistumisen eli hengityksen ja nielemisen kautta.

Suomessa uraanipitoisten malmien louhinnasta ja rikastamisesta aiheutuvat uraanipäästöt lähiympäristöön ovat hallitussa toimintaympäristössä yleensä vähäisiä tai alle määritysrajan. Alapuolista vesistöistä tavatut kohonneet uraanipitoisuudet ovat liittyneet yleensä vesienhallinnan häiriötilanteista aiheutuneisiin haitta-ainepäästöihin. Ympäristöonnettomuudet ja poikkeustilanteet kaivoksilla kuten suuri sadanta, patorikot ja vesien hallintajärjestelmien pettäminen lisäävät merkittävästi riskiä uraanin kulkeutumiselle kaivoksen ulkopuolelle, ja vaaraa lähiympäristön herkimmille eliölajeille ja ekosysteemeille altistua haitallisille pitoisuuksille. Suomen kaivoksilla malmien sisältämät uraanipitoisuudet ovat useimmiten pieniä, mutta louhitun malmin ja jätemäärien suuruudesta riippuen sivutuotteena syntyvän uraanin kokonaismäärät kaivosalueella voivat olla suuria ja ympäristöön päästessään merkittäviä paikallisten ympäristönvaikutusten kannalta.

ABSTRACT VOLUME 2 ENVIRONMENT

This summary consists of two parts: occupational exposure and health risk assessment, and environmental impact assessment. Sari Makkonen from the University of Eastern Finland were responsible for this environment part. The project was founded by the Ministry of the Environment.

The project was carried out in collaboration between Talvivaara Sotkamo Ltd, Norilsk Nickel Harjavalta, Mawson Mining Finland, the University of Eastern Finland, the Radiation and Nuclear Safety Authority, the Finnish Institute of Occupational Health, and the University of Eastern Finland. The authors would like to thank all the partners for their open, constructive and fruitful co-operation.

Based on the available literature, the data on the long-term adverse effects of naturally occurring radioactive materials on natural waters and soil ecosystems are limited. The risk to humans and the environment is, usually, dominated by the component associated with radiation exposure. Natural uranium is chemically more toxic to biota than its radiation, but the progeny of uranium occurs in such low mass concentrations that their chemical toxicity is negligible compared with their radiotoxicity. Assessment of both the chemical and radiological impacts of uranium and its progeny on the environment are important to take into consideration in mining operations.

The speciation of uranium influences its mobility within specific environments, as well as its bioavailability in aquatic and terrestrial systems. The uranyl ion (UO_2^{2+}) and the uranyl hydroxyl complex (UO_2OH^+) are the major forms of uranium (VI) bioavailable to organisms. It is also obvious that water and soil properties (e.g. pH, hardness) affect the speciation of uranium. Finnish surface waters are mainly soft and consist of bicarbonates that can readily increase the solubility of uranium.

According to the available literature, it appears that uranium is more toxic to aquatic plants and animals than to soil ecosystems. Uranium and many of its progeny have shown to accumulate in fish and natural animals in their bones, liver, kidneys, gastrointestinal areas, and, in small amounts, in their muscles. Enhanced concentrations of radionuclides have been found in the muscles and shells of mussels.

There are no Finnish guideline values for uranium in natural surface waters and soils. The predicted safe dissolved concentrations for uranium in freshwaters given in the literature ranged from 0.3 to 5 $\mu\text{g/L}$, and in soil ecosystems from 28 to 250 mg/kg soil dry weight. The background levels of uranium in Finnish natural waters vary between 0.01 and 0.08 $\mu\text{g/L}$ (activity concentration 0.0001–0.001 Bq/L), and in granite areas in southern Finland between 0.50 and 2.50 $\mu\text{g/L}$ (0.006–0.03 Bq/L). There are no available data on the relationship between uranium speciation and bioavailability in freshwater sediments. A

screening radiation dose rate of 10 $\mu\text{Gy/h}$ has been proposed for soil and water ecosystems. The released radiation in the mining and milling of uranium-bearing ores mainly consists of alpha radiation, which is a significant internal exposure hazard via inhalation and ingestion.

Uranium discharge concentrations from Finnish mine sites into the environment are mainly low or below the detection limits in well-managed operations. Enhanced uranium concentrations found in nearby water courses are often related to the leakage of contaminated water into the environment, due to failure in water management. Environmental accidents and disasters at mine sites (e.g. high rainfall, dam breaks and water management system failures) can increase the risk of uranium being released offsite and may potentially place the local sensitive biota and ecosystems at risk of exposure to harmful concentrations. In Finland, uranium-bearing ores are mainly very low grade. However, depending on the type and quantities of mine ores and waste materials generated during operations, the onsite concentrations of uranium, even as a byproduct, can be high and pose a potential risk to sensitive organisms, if released into the environment.

SISÄLLYS

Tiivistelmä osa 1: työympäristö	i
Abstract volume 1 working environment	iii
Tiivistelmä osa 2 ympäristö	v
Abstract volume 2 environment	vii
Käytetyt lyhenteet	3
1 Louhinnan ja rikastuksen ympäristövaikutukset	6
1.1 Malmin etsintä ja koekairaukset.....	7
1.2 Malmin louhinta ja rikastus	7
1.3 Jätteen/rikastushiekka-altaan hallinta.....	8
1.4 Kaivoksen lopetus ja kunnostaminen.....	9
2 Uraanin tuotannon ympäristövaikutuksista Suomessa	11
3 Uraanin ekologinen riskinarviointi	13
3.1 Ympäristön säteilysuojelu	13
4 Eliöstön altistuminen uraanille	15
4.1 Altistumisen arviointi radionuklideille	15
4.2 Säteilyannos.....	15
4.2.1 Annosnopeuteen vaikuttavat seikat.....	18
4.2.2 Suhteellinen biologinen tehokkuus	19
4.2.3 Biokertyvyys	21
5 Uraanin ekotoksisuus	23
6 Eliöstön altistuminen uraanin hajoamissarjan radionuklideille	26
6.1 Torium	26
6.2 Radium	28
6.3 Radon	29
6.4 Lyijy.....	30
6.5 Polonium	30

7	Luonnon uraanin säteilyvaikutukset.....	33
8	Uraanin kriittiset pitoisuus- ja säteilyannosarvot.....	37
8.1	Uraanin PNEC–arvo	37
8.2	Säteilyannosrajat	39
9	Arvio uraanin eliöstövaikutuksista Talvivaaran vesistöissä	41
9.1	Talvivaaran kaivos.....	41
9.2	Selvitykseen käytetyt aineistot	41
9.2.1	Uraanin taustapitoisuus.....	42
9.2.2	Kriittiset arvot.....	43
9.2.3	Riskinarviointi.....	46
9.3	Uraanin kemialliset pitoisuudet	46
9.4	Vesistön radioekologinen tarkastelu	51
9.5	Riskinarvioinnin tulos	60
10	Yhteenveto	61
	Lähteet.....	63

KÄYTETYT LYHENTEET

AF	assessment factor
A _s	ominaisuusaktiivisuus
BAF	bioaccumulation factor
BAT	best available techniques
BCF	bioconcentration factor
Bi	vismutti
Bq	Becquerel
CR	concentration ratio
<i>D</i>	dose
<i>DDC</i>	dose conversion coefficient
dw	dry weight
EC ₅₀	effective concentration 50%
ECOTOX	ECOTOXicology tietokanta
EMRAS	Environmental Modelling for Radiation Safety
EQS	Environmental Quality Standard
ERICA	Environmental risk from ionising contaminants: Assessment and management
FASSET	Framework for assessment of environmental impact
g	gramma
Gy	Gray
h	tunti
IAEA	International Atomic Energy Agency
IC ₅₀	inhibitory concentration 50%
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
Kd	jakautumiskerroin
kg	kilogramma
L	litra

LC ₅₀	lethal concentration 50%
LD ₅₀	lethal dose 50%
LOEC	lowest observable effect concentration
LOEL	lowest observed effect level
m ²	neliometri
m ³	kuutiometri
mBq	milliBecquerel
MeV	megaelektronivoltti
n	lukumäärä
ng	nanogramma
NOEC	no observed effect concentration
NOEDR	no observed effect dose rate
Pb	lyijy
PEDR	predicted environmental dose rate
pH	happamuus
PNEC	Predicted No Effect Concentration
PNEDR	Predicted No Effect Dose Rate
Po	polonium
PROTECT	Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context
Ra	radium
RAP	reference animals and plants
RBE	relative biological effectiveness
Rn	radon
s	sekunti
SCHER	Scientific Committee on Health and Environmental Risks
STUK	Säteilyturvakeskus
t _{1/2}	puoliintumisaika

Th	torium
U	uraani
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
USDOE	U.S. Department of Energy
v	vuosi
<i>wf</i>	weighting factor
vk	viikko
vrk	vuorokausi
µg	mikrogramma

1 LOUHINNAN JA RIKASTUKSEN YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

Kaivostoiminnan ympäristövaikutukset liittyvät yleensä kaivoksen perustamiseen ja toimintavaiheeseen. Myös valtausalueen esitutkimukset ja koelouhinta voivat aiheuttaa pölypäästöjä ja aineiden kulkeutumista pinta- ja pohjavesiin (Heikkinen ym. 2005). Suomessa toiminnan ympäristövaikutuksia säädelään ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi ja päästöjen vähentämiseksi mm. ympäristö- ja kaivoslainsäädännöllä. Niistä erityisesti ympäristönsuojelulaki ja -asetus edellyttävät parhaan käytökelpoisen tekniikan (BAT, Best Available Techniques) ja ympäristön kannalta parhaan käytännön (Best Environmental Practice) soveltamista toiminnassa, joka voi aiheuttaa ympäristön pilaantumisen vaaraa. (Kauppila ym. 2011)

Vahinko- ja poikkeustilanteet kaivoksilla voivat olla hallitussakin toimintaympäristössä uhka ympäristön turvallisuudelle. Poikkeustilanteet voivat liittyä kaivoksen suunnittelun ja rakentamisen aikaisiin virheisiin jäte- ja vesialtaiden pato- tai pohjarakenteessa, työvirheisiin ja hydrologisiin ääri-ilmiöihin (sadanta, sulamisvedet). Häiriöt rikastusprosessissa, jätevesijärjestelmän laitteistorikot, ylivuodot ja äkillinen tulviminen jätevesien juoksu- tusejassa voivat hankaloittaa ja heikentää vesien hallintaa. Jätelietettä voi tulla kaivoksilta ympäristöön esimerkiksi patosortuman seurauksena. Onnettomuustilanteet (kuten kemikaalivuodot, räjähdys ja tulipalot) voivat aiheuttaa ilmaan kaasu- ja/tai pienhiukkaspäästöjä. Poikkeustilanteita voi syntyä myös pitkäaikaisen alueellisen sähkökatkoksen tai mahdollisen ilkeilyn seurauksena. (Välisalo ym. 2014)

Suomessa kaivoksilla on tunnistettu ja varauduttu poikkeustilanteisiin suhteellisen hyvin (Välisalo ym. 2014). Suomen kaivoksissa ympäristöturvallisuutta uhkaavia tilanteita aiheutuu määrällisesti eniten vesiin liittyvistä poikkeustilanteista. Vuosina 2006–2012 puolet kaivosten poikkeustilanteista olivat vesien hallintaan liittyviä häiriötilanteita. Neljännes poikkeustilanteista liittyy ilmapäästöihin, jäteasioihin tai aiheutettuun meluun ja neljännes johonkin muuhun tilanteeseen (laiteviat, inhimilliset virheet, ylivuodoista johtuvat öljy- ja kemikaalipäästöt). (Välisalo ym. 2014)

Valtaosa kaivosten vesien hallintaan liittyvistä poikkeustilanteista on aiheutunut jätteiden ja vesienkäsittelystä sekä rikastustoiminnasta. Tyypillisiä tilanteita ovat olleet muun muassa patovuodot, altaiden ylitäytöt, pienet onnettomuus- ja häiriötilanteet, putkirikot sekä rikastamon tai hydrometallurgisen prosessin häiriöt. (Välisalo ym. 2014)

1.1 Malmin etsintä ja koekairaukset

Malmiesiintymien tutkimiseen käytettävillä kallioperän syväkairauksilla ja koelouhinnalla voi olla vaikutuksia pohjaveden kemialliseen laatuun ja veden pintojen korkeuteen riippuen valtausalueen sijainnista, kairauksen ja kairausreikien jälkihoitomenetelmistä. Kallioperän kairaus voi muuttaa paikallista geokemiaa lisäämällä ei-toivottujen alkuaineiden liukoisuutta ja liikkuvuutta (Kauppila ym. 2011). Esimerkiksi hapen pääsy kairausreikiin voi hapettaa pelkistyneen heikkoliukoisen uraanin (IV) liukoisemmaksi ja liikkuvammaksi U (VI) muodoksi. Päästöt rajoittuvat yleensä kuitenkin kairausreiän lähistöön (NRC 2012) ja ne ovat suuruudeltaan samanlaisia kuin porakaivoja perustettaessa.

Jos kairaus läpäisee toisistaan erillään olevat pohjavesivarastot eli akviferien eristyneet kerrokset, pohjavedet sekoittuvat ja alkuaineiden liukoisuus ja kulkeutuminen lisääntyy. Yläpuolisten pohjavesien happamat ja hapettuneet vedet voivat myös päästä alempiin hapettomiin ja alkalisempiin vesiin. Kairausreiät ja kaivoskuilut voivat myös toimia alemmille suolapitoisille vesille kulkureittinä ylempiin kerroksiin (NRC 2012).

Uraanipitoisten malmien radioaktiivisten ominaisuuksien vuoksi uraanin koelouhinta ja koerikastus ovat Säteilyturvallisuuskeskuksen valvonnan alaista toimintaa. Suomessa uraanin etsinnästä, kuten näytteiden otosta, tutkimuskaivantojen teosta ja syväkairauksista, ei ole todettu olevan säteilyvaikutuksia väestölle tai ympäristölle. Suomen kallioperässä kairauksen vaikutus pohjaveden radioaktiivisuuteen on hyvin pieni. Jotta kairaus-toiminnan vaikutus voitaisiin havaita läheisissä vesistöissä, täytyisi niihin virrata kairausreikien tai niiden poikki kulkevien halkeamien kautta merkittäviä määriä kalliopohjavettä. (STUK 2012a)

1.2 Malmin louhinta ja rikastus

Kaivoksen rakentamisessa ja erityisesti avolouhoksen valmistelutöissä tapahtuva pinta-maan ja sivukivien poisto (Kauppila ym. 2011) vaikuttavat suoraan maaympäristön fysiikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin ominaisuuksiin. Yleisimmät muutokset ovat maan tiivistymisestä ja rakenteellisista muutoksista johtuva maahuokosten häviäminen, maan läpäisemättömyys ja heikentynyt veden saatavuus kasvien kasvulle, mikro-organismien ja hajottajien katoaminen, elinvoimaisen siemenkannan häviäminen, maan orgaanisen aineksen ja typen väheneminen ja lisääntynyt eroosio. Nämä ongelmat rajoittuvat yleensä kaivosalueiden sisälle ja vaikutusten suuruus maaperään riippuu kaivostyypistä. Maan tiivistyminen voi lisätä pintavaluntaa, jolla voi olla vaikutuksia myös toiminta-alueen ulkopuolisten pintavesien laatuun ja määrään. Maanalaisessa louhinnassa maaperävaikutukset ovat vähäisempiä, koska maan pinnan muokkaus on rajoittunut suhteellisen pienelle alu-elle. (NRC 2012)

Kaivoksen hydrologisten olosuhteiden (sadanta, sulanta, valunta) hallinnan häiriötilanteissa (Välisalo ym. 2014) malmikiven louhinnalla, väliaikaisvarastoinneilla, alueella säilytetävillä rikastusjätteillä, louhosalueen kuivauksella sekä muilla kaivosalueen toiminnoilla voi olla huomattava vaikutus toiminta-alueen ulkopuolisten vesistöjen liukoisiin alkuainepitoisuuksiin, kiintoaineksen määrään ja yleiseen kuormitukseen. Hapon muodostuminen ja happamat valumavedet kaivoksilla ovat yksi vakavimmista kaivannaistoimintaan liittyvistä ympäristöongelmista, jos niitä muodostuu ja niiden hallinta tai vähentäminen toiminta-alueella epäonnistuu. (NRC 2012)

Sulfidimineraalipitoinen malmi on lähtötilanne, joka voi edistää myrkyllisten metallien ja radionuklidien vapautumista kaivoksesta ympäristöön. Hapanta kaivosvettä muodostuu asidofiilisten eli happamissa oloissa viihtyvien mikro-organismien hapettaessa malmikiven tai jättemateriaalin metallisulfideja (esim. FeS_2). Näiden bakteerien toiminta voi kiihdyttää hapon tuottoa ja tulla itseään ylläpitäväksi niin kauan kuin sulfideja ja happea on saatavilla (Drever, 1982). Happamassa kaivosvedessä on mukana sulfidimineraalien hapettumisessa liuenneita metalleja ja metalleja sekä uraanipitoisessa malmisssa uraani-238 (^{238}U) hajoamissarjan radionuklideja (U, Ra, Rn ja Th). (NRC 2012)

1.3 Jätteen/rikastushiekka-altaan hallinta

Kaivosten jätealueet ovat pinta-alaltaan ja jättemääriltään tyypillisesti suuria, joten vaikka jätealueelta ympäristöön kulkeutuvien tai johdettavien vesien metalli- ja radioaktiivisuuspitoisuudet olisivat pieniä, ympäristöön päätyvät haitta-aineiden kokonaismäärät voivat olla ympäristövaikutusten kannalta merkittäviä. Kaivospatovauriot ja vuodot, sortumiset sekä poikkeuksellisen suuri sadanta tai valunta voivat lisätä haitta-aineiden kulkeutumista ympäristöön. (Välisalo ym.2014).

Uraanipitoista malmia louhivissa ja rikastavissa kaivoksissa sekä kaivos että kaivosalueen rikastushiekka-altaat sisältävät luonnon uraanimalmin radioaktiivisia isotooppeja, joista puolestaan syntyy uraani-isotooppien erityisesti ^{238}U hajoamissarjan radionuklideja. Suurimmat aktiivisuuspitoisuudet ovat uraanimalmin kemiallisessa rikastuksessa muodostuvassa jätteessä, joka sisältää uraani- ja aktiniumsarjan aineita urania lukuun ottamatta. (STUK 2005) Vaikka 90–95 % uraanista olisi liuotettu pois malmista, useimmat uraanin hajoamistuotteista (^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po), jotka muodostavat suurimman osan malmin radioaktiivisuudesta, pysyvät rikastushiekka-altaassa. Toriumin (^{230}Th) puoliintumisaika on 76000 vuotta, minkä seurauksena rikastushiekka-altaan radioaktiivisuus voi säilyä periaatteessa muuttumattomana monia tuhansia vuosia (NRC 2012).

Koska uraanin hajoamissarjaan kuuluvilla toriumilla ja radiumilla on suhteellisen pitkät puoliintumisaikat (^{226}Ra , $T_{1/2} = 1600$ vuotta), niiden geokemia ja mineralogia ovat tärkeitä tekijöitä veden laadun kannalta. Lievästi happamissa ja alkalisissa oloissa torium on erit-

täin liukenematon veteen. Toriumin liukoisuus kasvaa happamissa liuoksissa, minkä seurauksena happoa muodostavien rikastushiekka-altaiden vedet voivat sisältää erittäin korkeita torium-pitoisuuksia. Rikastushiekka-altaan radium voi adsorboitua tai saostua hapettavissa oloissa rauta- ja mangaanioksihydroksidien, kipsin, bariitin (bariumsulfaatti) tai amorfisen silikaattien kanssa, jolloin ^{226}Ra pitoisuus pysyy liuoksessa hyvin pienenä. Rikastuksen yhteydessä kiviaineksen uraanipitoisuus pienenee eli köyhtyy, mutta jäljelle jäävä uraani on neutraaleissa hapettavissa oloissa liikkuvampi kuin torium tai radium. (NRC 2012)

1.4 Kaivoksen lopetus ja kunnostaminen

Kaivostoiminnan päätyttyä kuivanapitopumppauksen lopettamisen ja siitä aiheutuvan louhoksen täyttymisen seurauksena louhoksesta voi aiheutua vesipäästöjä kalliorakoja tai vettä johtavia maaperäkerroksia pitkin ympäröiviin pohjavesiin tai ylivuotona alueen pintavesiin. (Kauppila ym. 2011) Kaivosalueen jälkihoitotoimenpiteillä, esimerkiksi jätealueiden peittämisellä ja vesien käsittelyllä, päästöjen muodostumista voidaan estää ja ympäristön kuormittumista vähentää. Sulkemisen yhteydessä jälkihoitoa vaativat kohteet kaivosalueella ovat maanalainen kaivos, avolouhos, sivukivikasat ja maanpoistomassat, rikastushiekka-alue, rikastamo, muut rakennukset ja infrastuktuuri, koneet ja laitteet, kaatopaikat ja jätteet, sekä pilaantuneet maa-alueet että pilaantuneet pinta- ja pohjavedet (Heikkinen ym. 2005, Kauppila ym. 2011).

Kaivosten sulkemisen yhteydessä vesien hallinta- ja käsittely ovat keskeisiä, jotta mahdolliset päästöt ympäristöön estetään. Erityisen huomion alla ovat happamat sulfaatti- ja metallipitoiset kaivosvedet. Kaivosvesien laatu vaihtelee eri kaivosten välillä veden virtausolojen, rikastushiekan ja sivukivien mineralogisen koostumuksen, alueen sääolojen ja toteutettujen sulkemistoimenpiteiden vaikutuksesta. Jos kaivosalueen kunnostustoimenpiteet eivät estä happamien valuma- ja suotovesien syntyä tai vedet poikkeavat muutoin vastaanottavan vesistön laadusta, syntyneet vedet on yleensä käsiteltävä erikseen. Myös vastaanottavan vesistön tilan tunteminen on tärkeää, jotta kaivoksen kuormituksen vaikutukset voidaan arvioida. (Heikkinen ym. 2005)

Alueen peittämisellä voidaan estää pienhiukkasten ja haitta-aineiden kulkeutumista pölyn kautta ympäristöön. Peittämisellä voidaan ehkäistä tai vähentää mahdollista haponmuodostusta, estämällä hapen kulkeutumista peitettävään materiaaliin. Myös metallien ja muiden haitta-aineiden liukenemista ja kulkeutumista ympäristöön voidaan minimoida estämällä sade- ja pintavesien pääsyä materiaaliin. (Heikkinen ym. 2005)

Rikastushiekka- ja sivukivialueiden ympäristöhaittoja voidaan vähentää myös alueen maisemoinnilla. Maisemointi ja kasvillisuuden ennallistaminen mahdollistavat eliöyhteisöjen

elpymistä ja säilymistä sekä ekologista toimivuutta. Kasvillisuus voi estää haitta-aineiden kulkeutumista ja biosaatavuutta. (Heikkinen ym. 2005, Kauppila ym. 2011)

2 URAANIN TUOTANNON YMPÄRISTÖVAIKUTUKSISTA SUOMESSA

Malmiesiintymien uraanipitoisuuksia ja uraanin etsinnän ja koelouhinnan vaiheita Suomessa on kuvattu jo aikaisemmin osiossa 1 (Kiilunen ym. 2014). Tähän kappaleeseen on koottu Suomessa uraanilouhinnassa ilmenneitä vaikutuksia lähiympäristöön.

Uraaninetsintä aloitettiin Suomessa 1950-luvulla ja ainoat alueet, joissa uraania on myös pieniä määriä koelouhittu, ovat Askolan Lakeakallion alueella ja Enon Paukkajanvaarassa. Imatran Voima Oy louhi Lakeakalliolla ja Atomienenergia Oy toimi Paukkajanvaaralla vuosina 1958–61. Tuona aikana uraanimalmia louhittiin Suomessa yhteensä noin 41000 tonnia, josta uraanipitoisuus oli noin 56 tonnia U (Äikäs 2006, 2013). Paukkajanvaarassa toteutettiin sekä avo- että maanalaisista louhintaa ja 30.700 tonnista uraanimalmia rikastettiin noin 27 tonnia uraania (Colpaert 2006). Askolassa uraanimalmia louhittiin muutamasta pienestä avolouhosmontusta. Lakeakallion alueen toiminnasta ja louhinnan ympäristövaikutuksista ei ole julkaistua tietoa.

Paukkajanvaaran uraanin rikastuksessa käytettiin rikkihappouttoa ja neutralointisaostusta natriumhydroksidilla ja kalkilla. Rikastusjätteenä syntyneet jäteliete ja saostusliete laskettiin kourua pitkin suolampeen, joka täyttyi lopulta rikastushiekasta ja rajattiin myöhemmin maavalleilla jätealueeksi. Kaivostoiminnan loputtua vuonna 1961 louhittu raakumalmi ja rikastusjätteet jätettiin peittämättöminä alueelle. Alueelle jäi luonnolliset säteilytasot selvästi ylittävää jättekiveä ja rikastushiekkaa (STUK 2005). Vuosien kuluessa hiekkaa oli levinnyt maavallien ulkopuolelle todennäköisesti tulva- ja sadevesien mukana. (Mustonen ym. 1989)

Kaivostoiminnan päättymisen jälkeen Paukkajanvaara oli lähes koskemattomana noin 30 vuotta. STUK toteutti alueella radiologisia mittauksia vuosina 1974, 1976 ja 1980 ja aloitti systemaattiset tutkimukset radionuklidien leviämisestä ympäristöön vuonna 1984. Koska alueella ei ollut tehty perustilaselvitystä, vertailualueena käytettiin Riutan aluetta, joka on geologisesti samantyyppinen kuin Paukkajanvaaran alue. (Mustonen ym. 1989) Uraanin louhinta ja rikastusjätteet nostivat alueen ulkoisen säteilyn tasoa ja ulkoilman radonpitoisuutta. Kaivosvesien mukana liuenneet radionuklidit nostivat vesistön ja pohjasedimenttien sekä kalaston radioaktiivisuutta. STUK arvioi radonin erittymisnopeuden alueella vaihdelleen välillä 20–200 mBq/m²s. Ennen kaivostoimintaa ulkoilman radonpitoisuuden arvioitiin olleen tavanomaisella tasolla eli 1–10 Bq/m³, ja sen perusteella kaivostoiminnan aiheuttama radonpitoisuuden nousu arvioitiin olevan noin 100 Bq/m³. (Mustonen ym. 1989)

Säteilyturvallisuuden kannalta Paukkajanvaaran tärkeimmiksi isotoopeiksi katsottiin ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb ja ^{210}Po , mutta niiden todettiin olevan pääasiassa vaikealiukoisessa muodossa uraanin rikastusprosessin jäljiltä. Nuklidien korkeimmat aktiivisuuspitoisuudet rajoittuivat kaivosalueelle, missä ne olivat noin 100–1000-kertaisia verrattuna vertailualueeseen. Uraani oli radionuklideista liikkuvim ja sen kohonneita aktiivisuuspitoisuuksia ($> 0,05 \text{ Bq/l}$ eli $> 4 \mu\text{g/l}$) mitattiin kaivosalueen alapuolisessa vesistössä vielä vesireitin kauimmaisessa mittauspisteessä 6 km päässä kaivokselta. Alapuolisen vesistön uraani on arvioitu olevan peräisin pääasiassa kaivosalueelta ja osa pitoisuudesta voi tulla myös alueen omista luontaisista uraaniesiintymistä. (Mustonen ym. 1989).

Liukoinen uraanipitoisuus alapuolisessa vesistössä on ollut 1980-luvun mittauksissa noin 20–25 $\mu\text{g/l}$ ja pienentynyt asteittain tavanomaiselle tasolle Pielisen järveä kohti. Vastaava uraanipitoisuus vertailualueella oli 0,2–0,5 $\mu\text{g/l}$ (Colpaert 2006). Pohjasedimenttien uraanipitoisuudet ovat olleet kaivoksen maavallien lähistöllä laskevassa vedessä 10.000–30.000 Bq/kg ja pienentyneet sitten jyrkästi pitoisuuteen 1.000 Bq/kg saavuttaen 2 km:n päässä Saarilammessa luontaisen taustapitoisuuden. Vertailualueen pohjasedimenttien uraanipitoisuudet olivat 100–400 Bq/kg (Colpaert 2006).

Kaloista mitatut pitoisuudet olivat korkeimmillaan 20–30 -kertaisia alapuolisissa vesistöissä ja jopa Saarilammessa Riutan kaloihin verrattuna (ahvenen liha ja luusto 1–2 Bq ^{238}U /kg tuorepainossa). Alapuolisen vesistön kalojen lihassa keskimääräiset radionuklidipitoisuudet pienenevät veden pitoisuuksien pienentyessä. Avolouhoksen ahvenista mitatut lihan radionuklidipitoisuudet olivat: ^{238}U 80 Bq/kg, ^{226}Ra 200 Bq/kg, ^{210}Pb ja ^{210}Po 100 Bq/kg tuorepainossa (Mustonen ym. 1989). Kaivosalueella kaikkien tutkittujen kasvien nuklidipitoisuudet olivat kohonneita vertailualueeseen verrattuna (Mustonen 1986, Colpaert 2006).

Radionuklidien leviämismallien perusteella Paukkajanvaaran kaivosalueen todettiin tarvitsevan jälkihoitotoimenpiteitä, jotta alueen säteilytasot saataisiin pieneneään ja palaamaan ennalleen sekä radioaktiivisten aineiden leviäminen alapuoliseen vesistöön pysähtymään (Mustonen ym. 1989). Kaivoksen jälkihoito toteutettiin 1990-luvun puolivälissä ja vuonna 2001 STUK totesi kaivosjätteet hyväksytysti loppusijoitetuiksi (STUK 2005). Paukkajanvaaran jälkihoidon jälkeisistä ympäristövaikutuksista ei ilmeisemmin ole julkaistua tietoa.

3 URAANIN EKOLOGINEN RISKINARVIOINTI

Uraanin ja sen hajoamissarjan nuklidien ekologisten riskien arvioinnissa on huomioitava sekä säteilyturvallisuus että mahdolliset kemialliset haittavaikutukset. Luonnon uraanin ympäristöriskien arviointiin liittyy paljon epävarmuustekijöitä, koska arviointiin tarvittavaa tutkimustietoa radionuklidien kemiallisista haittavaikutuksista maa- ja vesiympäristön eliöstöön on tarjolla varsin vähän. Uraanin ja sen hajoamissarjan tuotteiden haittavaikutusten tarkastelu eliöstöllä on ensisijaisesti keskittynyt säteilyaltistumiseen ja -vaikutuksiin kun taas kemiallisista haitoista on julkaistua tietoa suhteellisesti vähemmän. Tosin myös tiedot eliöiden säteilyherkkyydestä ovat edelleen rajalliset ja osin puutteelliset ekosysteemien riskienarvioinnin kannalta. (Howard ym. 2013)

3.1 Ympäristön säteilysuojelu

Ympäristön säteilysuojelun pääpaino Suomessa ja muualla maailmalla on ollut ihmisen suojelussa säteilyn haitallisilta vaikutuksilta. Säteilysuojelu koskee altistumista, joka aiheutuu säteilylähteiden käytöstä, vaaratilanteista esimerkiksi ydinlaitosonnettomuudesta sekä vallitsevasta luonnon säteilystä mukaan lukien luonnonradioaktiiviset aineet. (Howard ym. 2013)

Kansainvälinen säteilysuojelukomitea (ICRP) toteaa vielä vuonna 1991 antamissaan suosituksissa, että ympäristönsuojelustandardit, jotka ovat riittäviä suojelemaan ihmisiä säteilyn haittavaikutuksilta, riittävät takaamaan myös muiden eliölajien turvallisuuden (ICRP 1991). Nykyisissä korjatuisissa ICRP:n suosituksissa (ICRP 2007) otetaan huomioon ihmisen ohella eläin- ja kasvikunnan suojelu ionisoivalta säteilyltä. Ympäristön säteilysuojelun tarpeellisuus on sisällytetty myös Kansainvälisen atomienergiajärjestön IAEA:n turvallisuus periaatteiden ja turvallisuusstandardien julkaisuihin *Fundamental Safety Principles* (IAEA 2006) ja *International Basic Safety Standards* (IAEA, 2011). (Howard ym. 2013)

Myös EU:n direktiivi luonnoksessa (Euroopan Komissio, 2011) on esitetty ympäristön säteilysuojelullisia tavoitteita, mutta vahvistettu Neuvoston direktiivi 2013/59/EURATOM mainitsee ympäristön edelleen vain ihmisen suojelun näkökulmasta. Säteilyturvallisuusdirektiiviä sovelletaan ympäristön suojelussa silloin, kun ympäristön katsotaan olevan ihmisen altistumisreitti radioaktiiviselle lähteelle. Soveltamista kuitenkin täydennetään tapauskohtaisesti ottamalla eliöiden altistuminen ympäristössä kokonaisuutena huomioon.

ICRP (2007) on julkaissut menettelytavat eliöiden säteilyannosten arvioimiseen, mutta kriteerien soveltamisohjeet puuttuvat. Niin kauan kuin näitä ohjeita ei ole tarjolla, jää kansallisten viranomaisten vastuulle arvioida eläin- ja kasvilajeille aiheutuvat säteilyannokset ekosysteemin suojelun kannalta. (Euroopan Komissio 2011)

Suomessa ydinjätteiden loppusijoitusta koskevassa valtioneuvoston päätöksessä (VNA 736/2008 14§) todetaan, että ihmisiin kohdistuvien vaikutusten lisäksi on tarkasteltava mahdollisia vaikutuksia eläin- ja kasvilajeihin. Säteilyturvakeskuksen YVL -ohjeessa D.5 (STUK 2013a) tarkennetaan vaatimusta seuraavasti: Muun elollisen luonnon suojelu 318. *Loppusijoituksella ei saa olla haitallisia säteilyvaikutuksia kasvi- tai eläinlajeihin. Tämän osoittamiseksi on arvioitava tyypillisiä säteilyannoksia loppusijoituspaikan ympäristön maa- ja vesialueiden eliöstöissä, kun eliöstöjen oletetaan säilyvän nykyisen kaltaisina. Arvioidun säteilyaltistuksen on jätävä selvästi pienemmäksi kuin niiden annosten, joista parhaan käytettävissä olevan tiedon mukaan voisi aiheutua merkittävää haittaa jollekin eliöpopulaatiolle.*

Euroopassa on perustettu useita kansainvälisiä projekteja (FASSET, ERICA, PROTECT, EMRAS) ympäristön säteilysuojelun kehittämiseksi. Yhdistyneiden kansakuntien järjestelmään kuuluva ionisoivan säteilyn vaikutusten komitea UNSCEAR on julkaissut vuonna 2011 raportin ionisoivan säteilyn vaikutuksista ekosysteemien eliöihin (UNSCEAR 2011). Eliöiden altistumisen arviointiin ympäristön ionisoivalle säteilylle on kehitetty lukuisia menetelmiä mukaan lukien ICRP:n (2003, 2008, 2009), USA:n energiaministeriön (USDOE 2002) ja kokonaisvaltaisen riskinarviointimenettelyn ERICA Integrated risk assessment -projektin (Larsson 2013, Howard ja Larsson 2008) kehittämät puitteet. (Howard ym. 2013)

4 ELIÖSTÖN ALTISTUMINEN URAANILLE

Kemikaalien ja säteilyn vaaran arviointi on kemikaalin tai yhdisteen ympäristöpitoisuuden ja kokonaissäteilyannoksen vertaamista haitattomaan pitoisuuteen (NOEC) tai annosnopeuteen (NOEDR, No Observed Effect Dose Rate), joilla ei odoteta olevan vaikutuksia ekosysteemien eliöstölle. Säteilyn arvioidut haitattomat annosnopeudet perustuvat enimmäkseen annosvastetietoihin, joissa eliötä on altistettu gammasäteilyllä, koska suurin osa julkaistuista säteilyvaikutusaineistosta on toteutettu ulkoisella gammasäteilylähteellä altistamalla (Thompson ym. 2003).

4.1 Altistumisen arviointi radionuklideille

Ekologisten riskien arvioinnissa eliöiden altistuminen ympäristön haitta-aineille arvioidaan yleensä populaatioille tai ekosysteemeille ja harvemmin yksittäiselle eliöryhmälle. Eliöiden altistumista arvioidaan mittaamalla tai arvioimalla uraanin ja muiden tarkasteltavien alkuaineiden ja kemiallisten yhdisteiden pitoisuus (PEC, radionuklidin kokonaispitoisuus mg/kg; mg/l tai aktiivisuuspitoisuus Bq/kg, Bq/l tai Bq/m³) ravinnossa tai tutkittavassa järvivedessä, sedimentissä tai pintamaassa. Samanaikaisesti arvioinnissa olisi otettava huomioon myös muut fysikaalis-kemialliset ympäristön tekijät (pH, hapeutus/pelkistysolosuhteet, orgaaninen aines ym.), jotka mahdollisesti vaikuttavat metallien esiintymismuotoihin, liikkuvuuteen ja biosaavuuteen (EC 2003).

Kemikaaleille altistuminen vaatii yleensä välittömän kosketuksen haitta-aineen kanssa, kun taas eläinten ja kasvien altistuminen ulkoiselle säteilylle voi tapahtua myös etäisyyksien päästä säteilylähteestä. Eliöstön altistuminen säteilylle määritetään arvioituna ympäristön annosnopeutena (PEDR, Predicted Environmental Dose Rate (Gy/h)), jossa huomioidaan sekä ulkoinen että sisäinen säteilyaltistuminen (Mathews ym. 2009).

4.2 Säteilyannos

Eliöstön säteilyvaikutusten arviointi edellyttää säteilyannoksen määrittämistä. Säteilyn haittavaikutukset eliöstölle ovat suoraan verrannollisia tietyssä ajassa eliön massayksikköä kohti **absorboituneeseen energian eli annoksen kokonaisuuteen**, jota kuvataan yksiköllä J/kg eli Gray (Gy). Säteilyn annosnopeus D (Gy/h) on absorboitunut annos aikayksikköä kohti. Perusmuunnokset yksiköille ovat seuraavat: 1 Gy = 1 J/kg (kudos); 1 MeV per hajoaminen vastaa $5,77 \cdot 10^{-4}$ µGy/h (Garnier-Laplace ym. 2006). Annosnopeus on kaikkien säteilylähteiden annosten summa ja pitää sisällään sekä luonnollisen taustasäteilyn että ulkoisen ja sisäisen säteilyaltistumisen. Annosnopeus ilmaisee kuinka vaarallista tietyssä paikassa tietynlaisen säteilyn kohteena olo on. Suuri annosnopeus voi aiheuttaa lyhyessäkin ajassa suuren annoksen (NRC 2012).

Kasvit ja eläimet voivat altistua ympäristön radionuklideille ulkoisen ja sisäisen säteilyn kautta. Radionuklidit voivat kulkeutua ravintoketjun välityksellä maasta, sedimentistä tai vedestä eri trofiatasoille. Nuklidit voivat kulkeutua esimerkiksi maasta juurioton kautta kasvin maanpäällisiin osiin ja edelleen kasvinsyöjiin, lihansyöjiin ja näitä saalistaville saalistajin. Eläinten altistumisreitit ovat hengitetyt hiukkaset ja kaasumaiset radionuklidit ja ravinnon kautta nautitut kasvien, eläinten, mikrobien, maan ja veden nuklidit (Fritsch ym. 2008).

Radionuklidien kemiallinen koostumus ja biosaatavuus ekosysteemien sisällä vaikuttavat siihen kuinka paljon eliöstö saa niitä ympäristöstään. Toiset radionuklidit voivat olla biologisesti liikkuvampia ja herkemmin eliöiden ottamia, koska ne muistuttavat kemiallisesti muita kasvien tai eläinten tarvitsemia välttämättömiä alkuaineita. Absorboituneen energian määrä ja sijainti eliössä riippuvat eliön muodosta, koostumuksesta ja erilaisten biologisten kudosten suhteellisesta sijainnista sekä solujen väliaineista, jotka energia joutuu läpäisemään (Fritsch ym. 2008).

Laboratorio- tai kenttäkokeissa tuotettujen säteilyvaikutustietojen tulkinta edellyttää tuntemusta säteilymäärän ja radionuklidien aktiivisuuspitoisuuksien vuorovaikutuksista vedessä, sedimentissä ja maaperässä, joissa eliöt elävät, sekä ymmärrystä säteilyaltistumisen eliölle (tai kudokselle/elimelle) aiheuttamasta annosnopeudesta ja sen biologisista vaikutuksista. Empiirisesti määritettyjä pitoisuus- ja siirtokertoimia käytetään yleisesti arvioimaan ympäristön radionuklidipitoisuuksien (Bq/kg sedimenttiä, Bq/kg maata tai Bq/l vettä) siirtymistä kasveihin tai eläimiin (Bq/kg kuiva- tai tuorepainossa). Näiden dosimetrinen mallien avulla valituille eliölajeille voidaan johtaa annosmuunnoskertoimet (*DCC*), jotka muuttavat vallitsevat aktiivisuuspitoisuudet sisäisen tai ulkoiseen altistumisen kautta annokseksi. (UNSCEAR 2011).

Dosimetrinen mallien kehittäminen ja soveltaminen eläinten ja kasvien altistumisen arviointiin ympäristön radioaktiivisuudelle on erittäin haasteellista johtuen kasviston ja eläimistön monimuotoisuudesta. Haasteita aiheuttavat elinympäristön, elintapojen, eliön muodon ja massan, ravintokäyttäytymisen, aineenvaihdunnan ja altistumisolosuhteiden vaihtelut sekä eliölajien erilainen herkkyys ja kyky korjata säteilyn aiheuttamia vaurioita (Ulanovsky ja Pröhl 2012). ICRP (2008) on koostanut ratkaisuksi eliöstön monimuotoisuuden hallintaan viite-eliöperheen (Taulukko 1), jonka eri viitelajeille (RAP, Reference Animals and Plants) on johdettu omat **annosmuunnoskertoimet (*DCC*)** (ICRP 2008). Altistumisen arvioinnin tavoite on arvioida eliön (tai elimen/kudoksen) tiettyä ajanjaksona tietyn paikan olosuhteissa saama sisäinen ja/tai ulkoinen annos (Gy) (Ulanovsky ja Pröhl 2012).

Taulukko 1. Viite-eliölajit sisävesi-, meri- ja maaekosysteemeille (ERICA).

Sisävedet	Merivesi	Maaympäristö
Sammakkoeläin (sammakko)	(Kahlaaja)lintu (<i>ankka</i>)	Sammakkoeläin (<i>sammakko</i>)
Pohjakala	Pohjakala (<i>kampela</i>)	Lintu (<i>ankka</i>)
Lintu (ankka)	Simpukka	Linnun muna (<i>ankan muna</i>)
Simpukka	Äyriäinen (<i>rapu</i>)	Hajottajahyönteiset
Äyriäinen	Makrolevä (<i>merilevä</i>)	Lentävät hyönteiset (<i>mehiläinen</i>)
Kotilo	Nisäkäs	Kotilot
Hyönteistoukka	Avoveden kala	Heinät ja ruohot (<i>villiruoho</i>)
Nisäkäs	Kasviplankton	Jäkälät ja sammaleet
Avoveden kala (lohi/taimen)	Monisukamadot	Nisäkäs (<i>rotta, peura</i>)
Kasviplankton	Matelija	Matelija
Putkilokasvi	Merivuokko/korallit	Pensas
Eläinplankton	Putkilokasvi	Maaperäeläin (mato) (<i>liero</i>)
	Eläinplankton	Puu (<i>mänty</i>)

Altistumisen arvioinnissa eläinten ja kasvien rakenne kuvataan yksinkertaistettujen muotojen avulla, johtuen lajistojen ja niiden rakenteellisten sekä anatomisten ominaisuuksien laajasta kirjosta. Arvioinnissa ei huomioida eläinten sisärakenteita tai elimiä eikä aineenvaihdunnallisia ja biokineettisiä ominaisuuksia. Saadut annosmuunnoskertoimet esitetään radionuklidipitoisuuksina kehossa tai ympäristössä (Ulanovsky ja Pröhl 2012). Tällä hetkellä eliöstölle–muille kuin ihmiselle–käytetään annosnopeutena absorboitunutta annosnopeutta eli altistumislähteen aktiivisuuspitoisuus muutetaan kohde-eliön saamaksi energiaksi aikayksikköä kohden ($\mu\text{Gy/h}$ per Bq/kg tuorepainossa). Tämä saadaan sisäisen annosnopeuden ($D_{\text{sisäinen}}$) yhtälöllä kertomalla altistumislähteen radionuklidipitoisuus annosmuunnoskertoimella:

$$D_{\text{sisäinen}} = \sum_m DCC_{rn, \text{sisäinen}} \times (rn, \text{eliö})$$

, missä rn on radionuklidin indeksi ja $DCC_{m, \text{sisäinen}}$ on radionuklidin annosmuunnoskerroin sisäiselle altistumiselle ($\mu\text{Gy/h}$ per Bq/kg tuorepainossa) ja $(rn, \text{eliö})$ on radionuklidipitoisuus kohde-eliössä (Bq/kg tuorepainossa).

ulkoiselle annosnopeudelle (D_{ulkoinen}) yhtälö on:

$$D_{\text{ulkoinen}} = \sum_{\text{media}} \sum_m DCC_{rn, \text{ulkoinen}} \times (rn, \text{media}) \times f_{\text{media}}$$

, missä media on altistumlähteen indeksi, $DCC_{m, \text{external}}$ on radionuklidin (rn) annosmuunnoskerroin ulkoiselle altistumiselle ($\mu\text{Gy/h}$ per Bq/kg tuoremassassa), f_{media} on kohde-eliön viettämä aika altistumlähteessä. Kokonaisaltistuminen saadaan ulkoisen ja sisäisen annosnopeuksien summasta:

$$D_{\text{totaali}} = D_{\text{sisäinen}} + D_{\text{ulkoinen}}$$

Sisäisten ja ulkoisten annosmuunnoskerroimien määrittämisen apuna on käytettävissä laskentaohjelmia esimerkiksi Ranskassa (IRSN 2014) kehitetty EDEN laskentaohjelmisto (Elementary Dose Evaluation for Natural environment). EDEN laskee altistumisskenaarioita huomioiden mallissaan altistumlähteen muodon ja kemiallisen koostumuksen, tarkasteltavat radionuklidit ja laskentatoiminnot eli menetelmät ja käytetyt tarkkuudet. Eliöiden muoto kuvataan ellipsoideina kolmen akselin suhteen ja niiden tiheys otetaan huomioon.

4.2.1 Annosnopeuteen vaikuttavat seikat

Uraanin kolmen isotoopin (^{238}U , ^{235}U , ^{234}U) säteilemä energian määrä vaihtelee niiden ominaisaktiivisuuden A_s (Bq/g) mukaan. Tunnetusta U pitoisuudesta saatavat annosnopeudet ovat riippuvaisia uraanin isotooppikoostumuksesta, joka on erilainen uraanin eri säteilylähteille (luonnon uraani, köyhdytetty uraani, matalaenerginen ja korkeaenerginen uraani). Koska kaikkien radionuklidien aiheuttama haitta on samanlaista, niiden annosnopeudet ovat additiivisia eli toisiaan lisääviä. Eliön saama kokonaisannosnopeus muodostuu siten säteilylähteen kaikkien radioisotooppien annosnopeuksien summasta. Uraanin radioaktiivisessa hajoamisessa syntyy aina tytäryhdisteitä, joilla on myös radioaktiivisia ominaisuuksia ja säteilevät energiaa tietyn ajan. Siksi uraanilähteelle altistumisesta syntyvien annosnopeuksien laskemisessa on huomioitava kaikkien U isotooppien ja niiden tyttären säteilemä energia. (Mathews ym. 2009).

Uraanisarjan hajoamisketjussa eri radioisotooppien ominaisaktiivisuuden vaihtelu on jopa 20 -kertaluokkaa. Tytärtuotteita syntyy ja hajoaa ajan myötä, jolloin myös eliöiden saamat säteilyannosnopeudet muuttuvat annetusta uraanin alkupitoisuudesta ajan kuluessa. Uraanin hajoamissarjassa radionuklidien oletetaan olevan sekulaarisessa tasapainossa,

kun puolet maapallon luonnon uraanista on hajonnut tytärtuotteikseen ja jokaisen sarjan tuottaman tyttären atomien lukumäärä on sama kuin tyttären radioaktiivisen hajoamisen kautta menettämien atomien lukumäärä. Rikastamisvaiheessa tapahtuva uraanin erottaminen malmista katkaisee kuitenkin hajoamisketjun, joten louhitun uraanin sekulaarinen tasapaino tytäryhdisteidensä kanssa on epätodennäköistä. (Mathews ym. 2009) Taulukossa 2 on esitetty uraanisarjan hajoamisketjuun kuuluvia nuklideja ja niiden ominaisaktiivisuuksia ja puoliintumisaikoja.

4.2.2 Suhteellinen biologinen tehokkuus

Eliöstölle aiheutuvat säteilyvaikutukset riippuvat sekä absorboituneesta annoksesta että säteilyn lajista. Alfahiukkaset ja neutronit aiheuttavat havaittavia vaurioita pienemmillä absorptioannoksilla kuin beeta- tai gammasäteily. Sen vuoksi sisäisen altistumisen arvioinneissa absorboitunut annos (Gy) tulisi korjata painotuskertoimella, joka huomioi eri säteilylajien eli alfahiukkasten, neutronien ym. suhteellisen tehokkuuden. Painotuskerroin, josta käytetään lyhennettä RBE (Relative Biological Effectiveness) tai *w_f* (weighting factor), perustuu tietynlaisen ja -energisien säteilyn suhteelliseen biologiseen tehokkuuteen. Suhteellinen biologinen tehokkuus on tarkasteltavan säteilylajin annoksen ja saman vaikutuksen aiheuttaman perussäteilyn annoksen suhde. Painotuskertoimien avulla voidaan laskea kaikille ionisoivan säteilyn tyypeille absorboitunut annosnopeus, joiden summasta saadaan biologisesti merkitsevä kokonaisannosnopeus sisäisen altistumisen arviointiin (Chambers ym. 2006, UNSCEAR 2011, Thompson ym. 2003).

Uraanimalmien louhinnan ja rikastustoiminnan päästöille altistuvan eliöstön sisäisesti saama säteilyannos muodostuu yli 90 %:sti alfasäteilystä (Thompson ym. 2003). Ihmiset ja eläimet voivat altistua alfa-hiukkasille sisäisesti esimerkiksi hengittämällä radonin hajoamistuotteita ja nauttimalla ravinnon ja juoman sisältämiä alfasäteilijöitä kuten poloniumia, radiumia, toriumia tai uraanin isotooppeja. Kehonsisäisten alfasäteilijöiden riskeistä on käytettävissä joukko epidemiologisia ja eläintutkimuksia. Radionuklidien jakautuminen elimissä ja kudoksissa on kuitenkin monimutkaista ja laskennalliset tulokset riippuvat käytetyistä arviointimalleista. Mallien avulla laskettuihin annoksiin liittyy huomattavia epävarmuustekijöitä ja niillä saaduilla RBE -arvoilla on suuri vaihteluväli. (Mustonen ym. 2008)

Taulukko 2. Uraanin hajoamissarjaan kuuluvien lyhytikäisten radionuklidien ominaisaktiivisuus ja puoliintumisaika.

Radionuklidi	Säteily	Ominaisaktiivisuus (Bq/g)	Puoliintumisaika
²³⁸ U	α	12,44 × 10 ³	4,47 × 10 ⁹ vuotta
²²⁶ Ra	α	3,66 × 10 ¹⁰	1620 vuotta
²²² Rn	α	5,69 × 10 ¹⁵	3,82 vuorokautta
²¹⁸ Po	α	1,03 × 10 ¹⁹	3,05 minuuttia
²¹⁴ Pb	β, γ	1,20 × 10 ¹⁸	26,8 minuuttia
²¹⁴ Bi	β, γ	1,63 × 10 ¹⁸	19,7 minuuttia
²¹⁴ Po	α	1,21 × 10 ²²	1,60 × 10 ⁻⁴ sekuntia
²¹⁰ Pb	β	2,84 × 10 ¹²	22 vuotta
²¹⁰ Bi	β	4,59 × 10 ¹⁵	5,00 vuorokautta
²¹⁰ Po	α	1,66 × 10 ¹⁴	138 vuorokautta
²⁰⁶ Pb	Stabiili		

Painotuskertoimen suuruus riippuu siitä mitä biologista vaikutusta tarkastellaan. Ihmisten säteilysuojelussa alfahiukkasten painotuskertoimena käytetään RBE –arvoa 20, jonka perusteena on keuhko- ja maksasyövän mahdollisuus (Mustonen ym. 2008, Taulukko 3). ERICA Tool laskentaohjelmassa (Brown ym. 2008) eläinten säteilyannosten laskemisessa käytetään alfasäteilylle painotuserrointa $wf_{\alpha} = 10$, matalaenergiselle beeta-säteilylle $wf_{low\beta} = 3$ ja korkeaenergisille beeta- ja gammasäteilylle $wf_{\beta\gamma} = 1$. Arvot perustuvat FASSET –hankkeen valintaan eliöstölle sovellettavista painotuskertoimista. Painotuserroin-arvoja suositellaan käytettäväksi erityisesti seulontavaiheen (Tier 1 ja 2) riskinarvioinneissa. Eliöiden sisäinen ja ulkoinen säteilyannos voidaan laskea painotuskertoimilla korjattuna seuraavasti (Vandenhove ym. 2011):

$$DCC_{sisäinen} = wf_{low\beta} \times DDC_{sisäinen,low\beta} + wf_{\beta} \times DCC_{sisäinen,\beta} + wf_{\alpha} \times DCC_{sisäinen,\alpha}$$

$$DCC_{ulkoinen} = wf_{low\beta} \times DDC_{ulkoinen,low\beta} + wf_{\beta} \times DCC_{ulkoinen,\beta} ,$$

missä:

wf = painotuserroin eri säteilyn lajeille (low β, β + γ ja α)

DDC = annosmuunnoskerroin ($\mu\text{Gy/h}$ per Bq/l tai Bq/kg).

Nykyiset painotuskertoimet ovat tarkoitettu vielä väliaikaiskäyttöön, koska mitään yhteisestä päätöstä eliöstölle sovellettavista yleisarvoista ei ole tehty. Toisin kuin ihmiselle eliöstölle ei ole myöskään käytettävissä kudoskohtaista efektiivistä annosnopeutta, vaan radionuklidien oletetaan olevan homogeenisesti jakautuneena koko eliöön (Brown ym. 2008). Alfasäteilyn painotuskertoimiksi on esitetty myös pienempiä arvoja, joiden perusteena ovat olleet deterministiset populaatiotason vasteet, pääasiassa kuolleisuus. Suurin osa tutkimuksista on raportoinut alfasäteilyn lyhytaikaisen altistumisen RBE-arvoksi < 10 . Ekosysteemien kannalta merkittävämmälle pitkäaikaisaltistumiselle on esitetty käytettäväksi RBE -arvoa 40 alfasäteilyn kroonisten annosten laskemista varten (Thompson ym. 2003). Suurempi RBE -arvo on laskettu geometrisena keskiarvona ympäristössä luontaisesti esiintyvillä annosnopeuksilla ja ekosysteemien kannalta keskeisillä annosvasteilla kuten eliniän lyheneminen ja lisääntyminen (Thompson ym. 2003).

Taulukko 3. Säteilyn painotuskertoimet w_R (Mustonen ym. 2008).

Säteilylaji	Säteilyn painotuskerroin w_R
Fotonit	1
Elektronit ja myonit	1
Protonit ja varatut pionit	2
Alfa-hiukkaset, fissiofragmentit, raskaat ionit	20

Kaikki arvot koskevat ihmisen kehoon ulkoapäin kohdistuvaa säteilyä tai sisäisen säteilyn ollessa kyseessä, kehon sisällä olevien radionuklidien emittoivaa säteilyä

4.2.3 Biokertyvyys

Radioekologiassa käytetään yleisesti pitoisuussuhdetta (CR, concentration ratio) tai siirto-kerrointa (TF, transfer factor) kuvaamaan kasvien ja eläinten aineiden ottoa maasta, ravinnosta tai vedestä. Radionuklidien suhdeluku (CR, TF) vastaa alkuaineiden pitoisuudelle käytettyä biokertyvyyskerrointa (BAF, bioaccumulation factor tai vesiympäristössä BCF, bioconcentration factor). ICRP (2009) on analysoinut ja koostanut kattavan yhteenvedon kasveille ja eläimille raportoiduista radionuklidien siirtokertoimista sekä niihin liittyvistä epävarmuuksista. IAEA (2010) on tehnyt vastaavanlaisen selvityksen radionuklidien siirtokertoimista maa- ja vesiekosysteemeissä. Käsikirja (IAEA, Technical Report Series, TRS 472) keskittyy enemmän ihmisen ravinnon kautta altistumisen arvioimiseen, mutta siirtokertoimia voidaan soveltaa myös kasvien ja eläinten altistumisen arvioinneissa (Howard ym. 2013).

Siirtokertoimien käyttöön liittyy huomattavia epävarmuuksia ja monille alkuaineille erityisesti luonnon radioaktiivisille aineille siirtokertoimet ovat vaillinaisesti määritettyjä tai puuttuvat kokonaan (Ulanovsky ja Pröhl 2012, Michalik ym. 2013). Olennaisimmat epävarmuudet johtuvat pääasiassa yksilöiden ja ympäristöjen vaihtelusta sekä luonnon vakioimattomista olosuhteista (Taulukko 4). Siirtokertoimet määritetään yleensä vakioiduissa olosuhteissa, $CR = C_{\text{eliö}}/C_{\text{ympäristö}}$, missä CR on kohde-eliön ja ympäristön pitoisuuksien välinen suhde (yksikötön; dw/fw).

Vakioimattomille olosuhteille CR pitoisuussuhde voidaan määrittää ottamalla huomioon altistumisaika seuraavasti:

$$CR(t) = C(t)/C_{\text{env}}(t),$$

missä $C(t)$ on ajasta riippuvainen aktiivisuuspitoisuus eliössä (Bq/kg) ja $C_{\text{env}}(t)$ ympäristön eli maan, veden, sedimentin tai ilman aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg tai Bq/l tai Bq/m³) (Ulanovsky ja Pröhl 2012).

Taulukko 4. Siirtokertoimien tyypillinen vaihteluväli lyijyn, radiumin ja uraanin siirtymiselle maasta kasveihin.

Alkuaine	Pitoisuus/siirtokerroin (Bq/kg (dw) per Bq/kg maata (dw))
Pb	0,001–0,01
Ra	0,001–0,1
U	0,001–0,1

5 URAANIN EKOTOKSISUUS

Uraanin esiintymismuoto ja kompleksoituminen määräävät sen ympäristömyrkyllisyyden. Uraani esiintyy vesiympäristössä hapettuneissa oloissa yleensä kuuden arvoisena (U^{6+}), mutta esiintymismuotoihin voivat vaikuttaa veden pH, alkaliteetti sekä kompleksien muodostajat kuten orgaaninen aines ja fosfaatti (Riethmuller ym. 2001). Vedessä vapaa uranyyli-ioni (UO_2^{2+}) ja uranyylihydroksidit (UO_2OH^+) ovat eliöstölle uraanin (VI) muodoista biosaatavampia ja haitallisempia. Uranyyli-ioni on liukoinen pintavedessä pH:n ollessa yli kuusi ja erityisesti bikarbonaatti-ionien läsnä ollessa, jolloin se muodostaa karbonaattikomplekseja (uranyylikarbonaatit). Uraani muodostaa liukoisia komplekseja myös fosfaattien, sulfaattien ja silikaatti-ionien sekä orgaanisten molekyylien, kuten humus- ja fulvo-happojen kanssa (esimerkiksi uranyylisulfaatit). Nämä uranyylin muodostamat kompleksit epäorgaanisten ligandien (karbonaatit ja fosfaatit) ja humusaineiden kanssa voivat vähentää uraanin biosaatavuutta heikentämällä UO_2^{2+} ja UO_2OH^+ liikkuvuutta (Markich 2002, Virtanen 2011).

Euroopan komission terveys- ja ympäristöriskejä käsittelevä tiedekomitea SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) on todennut köyhdytettyä uraania koskevassa lausunnossaan (SCHER, 2010) tämänhetkiset uraanin ekotoksisuustiedot kattavuudeltaan niukoiksi. SCHER:in selvityksen yhteydessä USEPA:n ECOTOX (ECOTOxicology) tietokannasta löytyi uraanin myrkyllisyydestä vesieliöille vain 46 selvitystä. Äyriäisille uraanin akuuttimyrkyllisyys eli LC_{50} -arvo vaihteli välillä 0,021–32,7 mg U/l, levälajeille 36,3 mg U/l, kaloille 4,0–100 mg U/l ja polyypilajeille (*Hydra viridissima*) 2,9–29 mg U/l. Sen sijaan tiedot uraanin annosvasteista maaympäristön lajistolle puutuivat tietokannasta. Uraanioksidista (U_3O_8) oli neljä selvitystä vesikirpulla *Ceriodaphnia dubia*, jolle raportoitu NOEC -arvo on 0,03 mg U/l ja LC_{50} -arvo 0,05 mg U/l (USEPA 2014).

Suurin osa ECOTOX tietokannan tutkimuksista on tehty uranyylisulfaatilla (UO_2SO_4) (55 tutkimusta, 9 lajia) ja uranyylinitraatilla ($UO_2(NO_3)_2$) (105 tutkimusta, 14 lajia). Uranyylinitraatille levien NOEC arvoksi on saatu 90–120 vuorokautta kestäneessä kokeessa 2,0 mg U/l. Vesikirpuilla (*Daphnia magna* ja *Ceriodaphnia dubia*) 48 tunnin altistuksessa EC_{50}/IC_{50} vaihtelee välillä 0,06–0,089 mg U/l ja 7 vuorokauden NOEC on 0,56 mg U/l (*D. magna*) ja 0,0015–0,008 mg U/l (*C. dubia*). Kaloilla (96 h) LC_{50} arvot on yli 3 mg U/l. Limaskoilla (*Lemna*) NOEC arvo on 0,5 mg U/l. Uranyylinitraatin toksisuudesta maaeliöille ei ole tietoa.

Uraanisulfaatille pienin NOEC arvo (5 vrk) on havaittu vesikirpulla (*Moinodaphnia macleayi*) 0,010 mg U/l. Pienin kaloille raportoitu LC_{50} -arvo on 2,5 mg U/l ja NOEC (4 vrk) on 0,56 mg U/l. Vesihyönteiselle (*Hydra viridissima*) NOEC (5 vrk) on 0,15 mg U/l. Tosin *H. viridissima* ja *Chlorella* -levällä liukoisien orgaanisen hiilen (DOC) lisäyksen on havait-

tu merkitsevästi vähentävän uraanin toksisuutta. Orgaanisen hiilen määrästä riippuen *H. viridissiman* populaation kasvu IC50 vaihteli 0,05–0,113 mg U/l ja *Chlorella* -levillä 0,013–0,15 mg U/l (Trenfield ym. 2011). Maaympäristössä poronjäkälälle on annettu LOEL-arvoksi (0,5 h) 0,1 mol U/l (M). (SCHER 2010)

Alankomaissa RIVM on tehnyt yhteenvedon (Van de Plassche ym. 1999) uraanin esiintymisestä ja ympäristöhaitallisuudesta vesi- ja maaympäristön ekotoksisuustiedoista. Monet selvitykseen käytetyistä tutkimuksista ovat olleet samoja kuin US EPA:n ECOTOX tietokannassa. Katsauksen tuloksena uraanin sallituksi enimmäislisäykseksi meriveden, sisävesien ja pohjaveden taustapitoisuustasoihin esitettiin 0,001 mg U/l (Van de Plassche ym. 1999). Taulukossa 5 on esitetty luonnon uraanin tyypillisemmät pitoisuusvaihtelut eri ympäristömatriiseissa. Pitkäaikaisaltistumisessa uraanin NOEC -arvo makean veden äyriäisille vaihteli 0,01–1,29 mg U/l kahdella lajilla. Äyriäisille uraanin akuuttitoksisuus (LC₅₀) oli 0,4–30 mg U/l ja kaloille LC₅₀ vaihteli 0,73 mg U/l yli 100 mg U/l.

Taulukko 5. Luontaiset uraanipitoisuudet ympäristömatriiseissa (viitteet SCHER 2010).

	Luonnon uraanin pitoisuusvaihtelut	Viite
Maa	0,3–11,7 mg/kg	(UNSCEAR, 1993)
Ilma	2,5 x 10 ⁻⁸ –10 ⁻⁷ mg/m ³	(NCRP, 1999)
Pintavesi	0,03–8,0 µg/l	(WHO, 2001)
Pohjavesi	0,003–2,0 µg/l	(Orloff et al. 2004; WHO, 2001)
Joet	0,2–0,6 µg/l	(Palmer and Edmond, 1993)
Merivesi	3,3 µg/l	(ATSDR, 1999)

Maaperän uraanin taustapitoisuudeksi on annettu 2,9 mg U/kg maan kuiva-aineessa ja sallituksi maksimipitoisuudeksi on esitetty 28,3 mg U/kg (maan kuiva-aineessa) (Van de Plassche ym. 1999). Tutkimuksessaan RIVM viittaa maaympäristön NOEC -arvojen yhteydessä (Van de Plassche ym. 1999) Sheppardin työryhmän (1992) raportoiin kasvien NOEC arvoihin, jotka olivat tarhapavulle (itävyys, *Phaseolus vulgaris*) 254 mg U/kg standardimaan kuivapainossa ja muille tutkituille kasveille (rypsin itävyys, *Brassica rapa*), maaperän fosfataasiaktiivisuudelle ja lierojen LC₅₀ -arvolle (selviytyminen, *Lumbricus terrestris*) yli 1.000 mg U/kg (Sheppard ym. 1992).

Olemassa olevien annosvasteiden perusteella voidaan todeta, että uraanin spesiaatiolla näyttäisi olevan suuri merkitys eliölajien annosvasteelle. Uraanin vaikutuksia erityisesti

luonnon vesistöissä on vaikea ennustaa ennen kuin sille saadaan kehitettyä biosaatavuus- ja bioligandimallit kuten muillekin metalliyhdisteille (Markich 2002).

6 ELIÖSTÖN ALTISTUMINEN URAANIN HAJOAMISSARJAN RADIONUKLIDEILLE

Radionuklidien käyttäytymiseen ja kulkeutumiseen ympäristössä vaikuttaa paljolti vesistöjen, maan ja sedimenttien fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet, mutta myös se miten ne ovat sitoutuneet kiinteään faasiin. Radionuklidit voivat olla esimerkiksi maavedessä ionisina yhdisteinä tai kompleksi-ioneina, vaihtuvina kationeina hiukkasten pinnoilla, sitoutuneena maaperän orgaaniseen ainekseen, kerasaostuneena metallioksidien, karbonaattien, fosfaattien tai muiden sekundääristen mineraalien kanssa tai primääristen mineraalien kidehiloissa. (Virtanen 2011)

Jos radionuklidit ovat maaperässä tiukasti sitoutuneessa muodossa, esimerkiksi mineraalien kidehiloissa, niiden kulkeutuminen ympäristössä on vähäistä. Ihmisen toiminnasta maaperään päässeet luonnon radionuklidit saattavat sitoutua heikommin maaperään ja hiukkasten pinnoille, ja ovat alttiimpia huuhtoutumaan pois. Myös maaperämatriisin ominaisuudet vaikuttavat radionuklidien liukoisuuteen. Radionuklidit voivat esiintyä maavedessä suspendoituneena aineksena, kolloideina, vapaina ioneina sekä molekyyleinä. Luonnon oloissa luonnon radionuklidien liikkuvuuden on arveltu kasvavan seuraavassa järjestyksessä $U > Ra \gg Th$. (Virtanen 2011)

6.1 Torium

Uraanipitoisten malmien louhinnassa tai rikastamisessa syntyvien uraanin tytäryhdisteiden kemiallista toksisuutta ei ole pidetty erityisen merkittävänä tutkimusaiheena. Torium (Th) voi olla hajoamistuotteista kiinnostavin, koska sitä voi esiintyä tyypillisessä uraanimalmissa (pitoisuus 0,1 %) suurempana pitoisuutena kuin itse uraania ja yleensä sitä on korkeampina pitoisuuksina sivukivikasoissa ja rikastushiekka-altaissa (NRC 2012, Mrdakovic Popic 2012).

Vesistöt ja pohjavedet

Toriumilla on luonnossa kuusi isotooppia; ^{227}Th , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{231}Th , ^{232}Th ja ^{234}Th , joista ^{232}Th on pitkäikäisin ($t_{1/2} = 1,4 \times 10^{10}$) (Virtanen 2011). Kivilajeissa torium esiintyy neljänarvoisena ionina ja on vaikealiukoinen (Lehtiö 1983). Tausta-alueiden toriumin aktiivisuuspitoisuus vaihtelee 20 Bq/kg (dw) ja luontaisesti korkean säteilytason alueilla 140–1240 Bq/kg (dw) (Evseeva ym. 2010). Toriumia voi päästä pinta- ja pohjavesiin kaivos-toiminnan seurauksena. Torium kulkeutuu vesistöihin toriumdioksidina (ThO_2), joka liukenemattomana esiintyy pääasiassa kiintoaineksessa tai sedimentin laskeumassa. Torium voi muuttua liukoisemmaksi, jos vedessä on liukoisia karbonaattikomplekseja, humusaineita tai muita ligandeja (Hinck ym. 2010).

Torium (IV) voi muodostaa vahvoja komplekseja fluoridin, sulfaatin sekä karbonaatti- ja fosfaattiligandien kanssa (Virtanen 2011). Toriumin liukoinen pitoisuus on useimmiten pintavesissä pieni, mutta voi kasvaa luontaisesti alkalisissa vesissä. Sisävesistöjen ympäristössä Th on suhteellisen huonosti biosaatavaa, koska se kiinnittyy tehokkaasti epäorgaaniseen sedimenttiainekseen. Toriumin kulkeutuminen ympäristössä tapahtuu pääasiassa fysikaalisesti kiinnittymällä hiukkasiin ja kertyminen vesikasveihin on hyvin vähäistä (BCF = 0,001). Pohjaeläimet voivat kuitenkin altistua toriumille satunnaisen sedimentin syönnin kautta. Suurin osa toriumista läpäisee ruuansulatusjärjestelmän ja erittyy pois, mutta osa kertyy elimistöön ja sitoutuu vahvasti luustoon, mistä se poistuu hyvin hitaasti (Hinck ym. 2010).

Kirjolohelle (*Oncorhynchus mykiss*) toriumin biokertyvyyskertoimeksi veden pitoisuudelle on esitetty BCF = 57,6–465 (Poston, 1982). Suurin osa kalan sisältämästä toriumista sijaitsi ruuansulatusjärjestelmässä, mikä voi viitata siihen, että toriumin osallistuminen biologisiin toimintoihin on vähäistä tai lähinnä adsorpoitumista ilman aineenvaihdunnallista muuntumista (Poston, 1982). Muutamiiin tutkimuksiin perustuen BCF -kertoimet näyttäisivät pienenevän ravintoketjussa korkeimmilla trofiatasoilla (Poston, 1982). Valkoimukarpille (*Catostomus commersonii*) Th:n biokertyvyyskertoimeksi veden pitoisuudelle on annettu BCF = 286–1180 (Pyle and Clulow 1998).

Liukoisen toriumin (toriumnitraatti, $N_4O_{12}Th$) on havaittu kertyvän monnikalan (*Rhamdia quelen*) kudoksiin, erityisesti kiduksiin ja ihoon sekä aiheuttavan biokemiallisia ja histologisia muutoksia 242,4 ja 747,2 $\mu\text{g/l}$ pitoisuuksilla (Correa ym. 2008, Kochhann ym. 2009). Torium ei kuitenkaan vaikuttanut kalojen kasvuun tai eloon jäämiseen, jotka ovat ekosysteemien kannalta tärkeämpiä vasteita. Altistamalla (24 h) makeanveden levää (*Chlorella vulgaris*) ^{232}Th :lla viherlevän biomassan vähenemisen NOEC arvoksi on saatu 371,2 $\mu\text{g/l}$ (1,6 μM), LOEL-arvoksi 510,4 $\mu\text{g/l}$ (2,2 μM) ja EC_{50} -arvoksi 3572 $\mu\text{g/l}$ (15,4 μM) (Evseeva ym. 2010). Tosin on huomioitava, että altistuskokeissa käytettyä toriumnitraattia ei yleensä esiinny luonnon ympäristössä (NRC 2012).

Carvalho ym. (2007) havaitsivat Portugalissa vanhan kaivostoiminnan kuormittaman joen kaloissa kohonneita uraani-, radium-, ja polonium aktiivisuuspitoisuuksia. Sen sijaan torium oli pidättäytynyt lähinnä jokisedimenttiin. Säteilysuojelun kannalta kalan lihan radionuklidipitoisuuksista ei katsottu kuitenkaan olevan säteilyhaittaa vesieliöille tai ihmisille (Carvalho ym. 2007).

Maaympäristö

Maaperässä toriumin liikkuvuutta säätelevät geokemialliset prosessit ja se esiintyy yleensä liikkumattomana ja vahvasti mineraaliainekseen sitoutuneena (Lehtiö 1983, Virtanen ym. 2013). Torium sitoutuu ensisijaisesti kaksiatomiseen happeen ja vahvoihin emäksiin. Happamissa oloissa torium kiinnittyy nopeasti rautaoksidiin ja oksihydroksidiin. Sul-

faattien läsnäolo voi kuitenkin heikentää adsorptiota johtuen kilpailusta sitoutumispaikoista (Hinck ym. 2010). Toriumin liikkuvuutta ja biosaatavuutta maassa rajoittaa sen adsorpoituminen orgaaniseen ainekseen, savekseen ja oksideihin, mikä yleensä lisääntyy pH:n kasvaessa (Syed 1999). Torium (IV) muodostaa vahvoja komplekseja humus- ja fulvohappojen kanssa. Toriumin eri isotoopit eivät käyttäydy samalla tavalla maaperässä, koska niiden syntymekanismit (emoradionuklidi tai tytärnuklidit) ja radioaktiiviset puoliintumisajat ovat erilaisia, ja niitä sisältävien mineraalinen kemiallinen liukoisuus vaihtelee. Isotooppien liikkuvuus maassa kasvaa seuraavasti $^{228}\text{Th} > ^{230}\text{Th} > ^{232}\text{Th}$ (Hinck ym. 2010).

Samalla tavalla kuin vesiympäristössä ionien ja ligandien (CO_3^{2-} , humusaineet) läsnä olo maassa lisäävät toriumin liukoisten kompleksien muodostumista ja liikkuvuutta. Pääsy pohjavesiin voi lisääntyä maassa, jonka sitomiskyky on heikko, ja jossa muodostuu liukoisia komplekseja kuten hydroksylaattimuotoja. Toriumin kulkeutuminen maasta kasveihin on vähäistä ja BCF on yleensä alle 0,01 (Vandenhove ym. 2009). Kuitenkin pilaantuneiden alueiden tai rikastushiekka-aldaiden korkea torium pitoisuus voi nostaa BCF-arvoja (Ibrahim ja Whicker 1988, Hinck ym. 2010). Kaivosympäristöstä kerätyille lieroille on raportoitu toriumin biokertyvyyskertoimeksi 0,03–0,08 (Mrdakovic Popic ym. 2012). Nisäkkäät voivat altistua toriumille hengitettyjen hiukkasten, ravinnon, juomaveden ja ihon kautta. Laboratoriojyrsijöillä torium kertyi pääasiassa luustoon (70 %), muihin elimiin ja kudoksiin (16 %), virtsaan (10 %), maksaan (4 %) ja suolistoon (alle 0,05 %) (ATSDR 1990). Testatuilla nisäkkäillä torium erittyi munuaisten kautta (Hinck ym. 2010).

6.2 Radium

Radiumia esiintyy pieninä pitoisuuksina kaikissa kiviaineksissa, maaperässä ja vedessä. Uraanimalmien sisältämä radium on yleensä kohonneen ulkoisen säteilyn annosnopeuden pääasiallinen aiheuttaja uraanikaivoksilla (Lehtiö 1983). Radiumilla on neljä luonnossa esiintyvää isotooppia; ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra ja ^{228}Ra , joista ^{226}Ra on pitkäikäisin ($t_{1/2} = 1.600$ vuotta) (Virtanen 2011). Radium-226 hajoamisessa syntyy alfa- ja gammasäteilyä sekä radioaktiivista (alfasäteily) radon kaasua, joka jalokaasujen ryhmään kuuluvana ei ole kemiallisesti reaktiivista (Hinck ym. 2010). Radiumin kyky muodostaa liukoisia sulfaatti-, karbonaatti- ja kloridiyhdisteitä edistää sen kulkeutumista ympäristössä. Radiumin ja sen suolat ovat vesiliukoisia ja siksi kallioperän korkea radiumpitoisuus voi näkyä myös pohjavedessä kohonneina Ra -pitoisuuksina (Neves ja Matias 2008, Hinck ym. 2010).

Radiumin ekotoksiksisuudesta on hyvin rajallisesti tietoa, mutta todennäköisesti radiumin aiheuttama säteilyhaitta eliöstölle on suurempi kuin sen kemiallinen myrkyllisyys (Hinck ym. 2010). Maanisäkkäiden altistumisreitit ovat hengitettyjen hiukkasten, ravinnon ja ihon kautta altistuminen (ATSDR 1990). Hengityksen tai nielemisen kautta saatu Ra kul-

keutuu ulosteeseen (80 %) ja suolistoon (20 %), mistä se siirtyy edelleen verenkiertoon ja kertyy ensisijaisesti luukudokseen (ATSDR 1990).

Radiumia on kasveissa ja eläimissä yleensä hyvin pieniä pitoisuuksia. Kasvien kohonneet pitoisuudet liittyvät yleensä uraanimalmiesiintymiin tai kasvupaikan maaperän korkeisiin radiumpitoisuuksiin. Vandenhove ym. (2009) ovat selvittäneet maalajin ja maaperän ominaisuuksien vaikutuksia radiumin kulkeutumiseen eri ravintokasveihin. Tutkimuksen mukaan radiumin siirtokertoimen suuruus kasveille vaihtelee maan ominaisuuksien, kasvilajin, tarkasteltavan kasvin osan ja radiumin esiintymismuodon mukaan (Vandenhove ym. 2009). Radiumilla on voimakas taipumus kiinnittyä maan ionivaihtopaikkoihin. Radium on helpommin kasvien saatavilla hiekka- ja hiesumaissa ja heikommin runsaasti orgaanista ainesta sisältävissä ja savipitoisissa maissa.

Alkaliini maametalleihin kuuluva ja kahden arvoisena kationina esiintyvä Ra (II) käyttäytyy ympäristössä ja fysiologisissa olosuhteissa kalsiumin tavoin. Kalsiumin ohella myös muut kahdenarvoiset kationit voivat estää kasvien radiumin ottoa maaperästä kilpailemalla sitoutumispaikoista (Vandenhove ym. 2008, Medley ym. 2013). Vesieläimillä radium kertyy helposti luustoon. Vastaavasti kuten maaympäristössä (Vandenhove ym. 2009) radiumin otto vesiympäristössä heikkenee kalsiumin läsnä ollessa (Bollhöfer ym. 2011).

Lourenco ym. (2012) havaitsivat ^{226}Ra olevan lievästi biokertyvä (CR = 1,02) tunkiolieroilla (*Eisenia andrei*), joita altistettiin viisi viikkoa uraanikaivosalueelta kerätyssä maassa. Radium oli tutkituista radionuklideista (^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th) ainoa lieroon kertyvä ja kulkeutuu mahdollisesti ravintoketjuissa (Pereira ym. 2013). Radiumin (^{226}Ra) on havaittu biokertyvän myös makean veden simpukoihin (*Vesunio angasi*, *Elliptio cf. buckleyi*) lähinnä lihaan ja simpukan kuoreen (Brenner ym. 2007, Bollhöfer ym. 2011).

6.3 Radon

Radonia muodostuu kallio- ja maaperässä radioaktiivisen uraanin ja toriumin hajoatessa useiden vaiheiden kautta lopulta stabiiliksi lyijyksi. Radon on hajoamissarjojen ainoa radioaktiivinen kaasu, jota esiintyy useina isotooppeina: uraanisarjan ^{222}Rn (radon, puoliintumisaika 3,8 vuorokautta), toriumisarjan ^{220}Rn (toron, puoliintumisaika 56 s) ja aktiniumisarjan ^{219}Rn (aktinon, puoliintumisaika 3,95 s). Säteilysuojelun kannalta radium-226 hajoamistuotteena syntyvä ^{222}Rn on radon isotoopeista merkittävin pitemmän puoliintumisaikansa vuoksi. Muiden isotooppien (^{220}Rn ja ^{219}Rn) puoliintumisajat ovat sen verran lyhyitä, että vain pieni osa kaasusta ehtii kulkeutua maa- ja kallioperästä hengitysilmään (Pöllänen 2003).

Radioaktiivisia mineraaleja sisältävästä kaivosjätteestä vapautuu jatkuvasti radonia, joka on erittäin liikkuva ja kulkeutuva ilmassa, vedessä ja maaperässä. Radon menettää mobiili-

lisuutensa vasta hajotessaan stabiileiksi tytärnuklideiksi. Radonin puoliintumisessa syntyy ^{210}Po ja ^{210}Pb sekä muita lyhytikäisiä kiinteässä olomuodossa olevia tytärnuklideja (Lehtiö 1983, Sheppard ym. 2008). Puoliintuneen radonin jälkeläiset kiinnittyvät ilman pölyhiukkasiin ja sadepisaroihin ja päätyvät kuiva- ja märkälasseuman mukana maahan ja kasvien lehtien ja varren pinnoille. Lyijy ja polonium voivat kulkeutua kasveihin kolmea reittiä 1) suoraan maasta ^{210}Pb ja ^{210}Po nuklidien juuriotona, 2) kasveihin kulkeutuneiden ^{226}Ra tai ^{222}Rn radioaktiivisen hajoamisen kautta, sekä 3) lehtien pinnalle laskeutuneiden ^{210}Pb ja ^{210}Po hiukkasten ottona suoraan lehtien kautta (Sheppard ym. 2008, Persson ja Holm 2011).

6.4 Lyijy

Luonnossa ^{210}Pb muodostuu pääasiassa pintamaasta vapautuneen radonkaasun hajotessa ilmakehässä, mistä se laskeutuu kuiva- ja märkälasseuman mukana maahan. Muita lyijy-210 lähteitä ovat fossiilisten polttoaineiden poltto ja fosforilannoitteet. Sen luontainen puoliintumisaika on 22,2 vuotta ja emittoi hajotessaan beetasäteilyä. Alailmakehän luontainen ^{210}Pb pitoisuus on 0,2–1,5 Bq/m³ (Brown ym. 2011). Lyijyllä on kolme hapetusastetta (0, +2 ja +4), joista kahden arvoinen on yleisemmin luonnossa esiintyvä. Sen sorptio lisääntyy pH:n, saveksen, oksidien ja orgaanisen aineksen määrän kasvaessa. Anioniset yhdisteet voivat muodostaa mineraalisaostumia ja komplekseja, jotka estävät ^{210}Pb sorptiota (Vandenhove ym. 2009).

Maaympäristössä jäkälät keräävät lyijyä ilmalasseumasta (150–188 Bq/kg kuivapainossa) kasveja (mustikka 15–28 Bq/kg kuivapainossa) tehokkaammin ja ovat jäkälää ravintonaan käyttäville merkittävä ^{210}Pb lähde (Brown ym. 2011). Muilla eläimillä pääasiallinen altistuminen tapahtuu kasvien, pölyn ja satunnaisen maan syönnin kautta. Suomessa kasvatettujen viljojen ja viljatuotteiden (ruis, vehnä, ohra, kaura) ^{210}Pb aktiivisuuspitoisuuksien on raportoitu olevan viljalajista riippuen 2–7 kertaa suurempia kuin mitä UNSCEAR (2000) on antanut yleiseksi viitearvoksi (0,05 Bq/kg) (Turtiainen ym. 2011).

6.5 Polonium

Poloniumilla on 33 isotooppia, joista kolme ^{208}Po , ^{209}Po ja ^{210}Po ovat pitkäikäisimmät (puoliintumisaika > 138 päivää). Uraanimalmi voi sisältää ^{210}Po alle 0,1 mg tonnia kohden. Vaikka ^{210}Po hajoaa stabiiliksi 206-lyijyksi, sitä muodostuu jatkuvasti luonnossa ^{238}U hajoamisketjussa (Hinck ym. 2010). Polonium-210 on alfasäteilijä ja sen ominaisaktiivisuus on korkea 1,66 TBq/g. Korkean ominaisaktiivisuutensa vuoksi ^{210}Po kanssa työskentely on vaikeaa ja on hengitettynä ja nieltynä erittäin säteilymyrkyllinen. Esimerkiksi 1,0 µg ^{210}Po emittoi saman verran alfahiukkasia per sekunti kuin vastaavat määrät radiumia 4,5 mg ^{226}Ra tai uraania 446 kg ^{238}U (Ansoborlo ym. 2012).

Neljänarvoinen polonium kuuluu jaksollisessa järjestelmässä samaan ryhmään rikin (S), seleenin (Se) ja telluurin (Te) kanssa. Poloniumilla on useita hapetusasteita (–II, +II, +IV ja +VI), joista neljänarvoinen Po (IV) on vesiliuoksessa kaikkein pysyvin. Polonium muodostaa liukoisia suoloja kloridien, bromidien, asetaattien, nitraattien ja muiden epäorgaanisten anionien kanssa. Polonium-210 esiintyy vesistöissä yleensä neljän arvoisena ja vähäliukoisena, koska Po(IV) hydrolysoituu, muodostaa kolloideja ja sitoutuu mineraaleihin sekä orgaaniseen ainekseen. Veden happipitoisuus (redox-tila) säätelee ^{210}Po :n sorptiota tai desorptiota eli poloniumin hiukkasmainen muoto vähenee voimakkaasti siirryttäessä hapekkaasta pinnasta syvemmälle anaerobisiin kerroksiin. Polonium-210 adsorboituu mangaanioksidiin ja vapautuu kun Mn(IV) pelkistyy Mn(II) (Ansoborlo ym. 2012).

Polonium-210 esiintyminen ilmakehässä selittyy pääasiassa maasta vapautuvasta ^{222}Rn kaasusta ja sen hajoamisesta, mutta sitä voi muodostua myös fosfaatin kalsinoinnista tai tulivuoren purkauksista. Sen aktiivisuuspitoisuus alailmakehässä vaihtelee 0,03–0,3 Bq/m³ (Persson ja Holm 2011). Sadeveden ^{210}Po aktiivisuuspitoisuus vaihtelee 1–100 mBq/l ja merivedessä 1–5 mBq/l (Ansoborlo ym. 2012) ja Suomessa järvivesissä on havaittu 1,9–2,0 mBq/l (Gjelsvik ym. 2012).

Poloniumin on havaittu olevan biokertyvämpää vesiympäristössä kuin maaympäristössä ja erityisesti meren tuotteita nauttivat voivat altistua suurille säteilyannoksille (UNSCEAR 2000). Merieläimien ^{210}Po pitoisuudet vaihtelevat 0,5–30.000 Bq/kg tuorepainossa. Nuklidit absorboituvat ensin kasvi- ja eläinplanktoniin ja siirtyvät sitten ravintoketjussa seuraaville trofiatasoille. Polonium-210 kohonneet pitoisuudet ovat huomattavia ravintoketjun alimman tason eläinplanktoneilla, jotka syövät bakteereita ja kasviplanktonia, mutta korkeita pitoisuuksia tavataan myös isommilla meren elävillä kuten simpukoilla ja sardiineilla (Carvalho 2011, Fowler 2011). Kaloilla korkeimmat ^{210}Po -pitoisuudet on yleensä havaittu sisäelimissä (Carvalho 2011, Skipperud ym. 2013).

Maaympäristössä sammalet pystyvät pidättämään ilmalaskeuman ^{210}Po :sta 0,5–5 kBq/m² ja jäkälät 0,6 kBq/m² (Persson ja Holm 2011). Pitkäikäisten ja hidaskasvuisten jäkälien aktiivisuuspitoisuus on huomattavasti kasveja suurempi. Pohjoismaissa mustikan ja poronjäkälän (*Cladonia arbuscula*, *C. stellaris*) aktiivisuuspitoisuudeksi on mitattu 20–138 Bq/kg kuivapainossa (Brown ym. 2011). Palleroporojäkälän (*C. alpestris*) keskimääräiseksi aktiivisuuspitoisuudeksi on raportoitu noin 250 Bq/kg kuivapainossa (Persson ja Holm 2011). Suomessa metsäsienien ^{210}Po aktiivisuuspitoisuuksiksi on raportoitu 10–1.200 Bq/kg kuivapainossa (Vaaranmaa ym. 2009) ja luonnon eläimillä (selkärangattomat, piennisäkkäät ja linnut) 2–123 Bq/kg kuivapainossa (Brown ym. 2011). Humusmaan on havaittu olevan tärkeä ^{210}Po varastoija ja tiiviissä kosketuksessa maaperän kanssa olevilla eläimillä voi olla myös kohonneita ^{210}Po pitoisuuksia. Jäkälää ravintonaan käyttävien porojen ja peurojen lihan ^{210}Po aktiivisuuspitoisuudet vaihtelevat 1–15 Bq/kg (Persson ja Holm 2011).

Eläintutkimuksilla todettu poloniumin akuutti myrkyllisyys LD_{50} -arvona on 1,1–2,6 MBq/kg elopainossa tai nieltynä 6–15 ng/kg elopainossa, mikä osoittaa kuolemaan johtavan systeemisen säteilykuormituksen olevan suuri, mutta vastaavan tarvittavan annoksen massan pieni. Matalimmilla säteilytasoilla tehdyt kokeet (0,02–0,04 MBq/kg elopainossa) ovat aiheuttaneet eläimillä klinisiä oireita kuten eliniän lyhenemistä ja lieviä munuaisvaurioita ilman hematologisia vaikutuksia (Ansoborlo ym. 2012).

7 LUONNON URAANIN SÄTEILYVAIKUTUKSET

FASSET hankkeen tuloksena syntyneeseen FRED –tietokantaan (The FASSET Radionuclide Effect Database) on koottu kirjallisuustietoja radionuklidien vaikutuksista eliöstöön. Aineistoissa on annettu altistumis- ja vaikutustasot, tiedot testilajeista ja niiden elinvaiheista, testiolosuhteista, altistumisajasta ja –reitistä, sekä tutkituista vasteista. FASSET menetellessä viite-eliöt on valittu eri ekosysteemien mukaan (esimerkiksi viljelymaa, luonnon niityt, sisävedet, meri). (Woodhead ja Zinger 2005).

Woodhead ja Zingerin (2005) koostaman katsauksen mukaan maakasvien ja -eläimien säteilyvaikutustiedot perustuvat suurimmaksi osaksi lyhytaikaisiin altistuskokeisiin ja pitkäaikaisaltistumisesta on selvästi rajallisemmin tietoa. Sekä lyhyt- ja pitkäaikaisvaikutuksia on tarkasteltu eliöstön sairastuvuuteen ja lisääntymiseen ja jonkin verran kuolleisuuteen tai mutaatioiden syntyyn. Käytetyt säteilyannosnopeudet ylittivät harvoin 10 mGy/h ja kynnyksarvot vaikutusten ilmenemiselle ovat olleet yleensä 0,10 mGy/h. Eliöryhmien välisiä eroja on akuuteissa vasteissa erityisesti LD₅₀-arvoissa, mutta pienemmillä säteilyannoksilla aiheutuneet muilla kuin kuolleisuusvasteilla mitatut erot ryhmien välillä olivat pieniä. Vasteiden määrän on havaittu myös lisääntyvän annosnopeuden kasvaessa, erityisesti, jos suurin osa elinaikana saadusta annosnopeudesta ylitti 10 mGy/h (Woodhead ja Zinger 2003).

Maakasvit

Tutkimukset kasvien säteilyvaikutuksista ovat keskittyneet pääasiassa viljelykasveihin ja puihin. Luontaisesti radioaktiivisten alueiden sekä ulkoisen säteilyn suurien annosnopeuksien aiheuttamia metsävaikutuksia on tutkittu kenttäoloissa (Sazykina 2005, Hinck ym. 2010). Muusta metsäkasvillisuudesta, sammalista, jäkälästä sekä sienistä, on hyvin vähän tietoa (Woodhead and Zinger, 2003). Kasvien säteilyherkkyys ilmenee yleensä kasvun, lisääntymis- ja elinkyvyn heikkenemisenä. Säteilialtistumisen määrään vaikuttavat kasvin rakenne (koko, muoto, tiheys), ikä ja vallitsevat kehitysvaiheet altistumisen hetkellä. Myös kasvin rakenteelliset ja fysiologiset vuodenaikaisvaihtelut sekä abioottiset (valo, lämpötila) ja bioottiset (vieruslajit) tekijät voivat vaikuttaa sen säteilyherkkyyteen (Sazykina, 2005).

Akuutin säteilyn on havaittu aiheuttavan puiden siemenillä, taimilla ja meristeemisolukoilla kasvun heikkenemistä, morfologian ja sadon muutoksia sekä epämuodostumia (Woodhead and Zinger, 2003). Havupuilla akuutit säteilyvaikutukset 0,7–1,0 Gy:n annoksilla ovat selkeimmät erityisesti keväisin. Kahden vuoden altistuksessa mäntypuiden LD₅₀-arvo elinkyvyllä mitattuna vaihteli 6–30 Gy. Vehnä, ohra, ja kaura olivat viljelykasveista säteilyherkimpä (LD₅₀-arvo 16–22 Gy). Pitkäaikaisen matalan LET -säteilyn vaikutukset kas-

veilla ilmenevät yleensä tautiherkkyydessä, lisääntymiskyvyssä ja mutaatioiden muodostumisena (Taulukko 6). Säteilyn kynnsarvo maakasvien tautiherkkyydelle on yli 0,10 mGy/h, lisääntymiselle 0,05 mGy/h, ja mutaatioille 0,04 mGy/h (Woodhead and Zinger, 2003).

Taulukko 6. Kooste kenttätutkimuksissa havaituista luonnon annos-vaikutussuhteista matalan LET- säteilyn pitkäaikaisaltistumiselle entisen Neuvostoliiton alueilla (Garnier-Laplace ym. 2006).

Annosnopeus ($\mu\text{Gy/h}$)	Eliöiden säteilyvaikutukset
< 0,04	Luonnollinen taustapitoisuus
0,04–4	Ei tietoa
4–20	Herkimmillä selkärangaslajeilla vähäisiä sytogeneettisiä vaikutuksia
20–80	Herkimmillä selkärangaslajeilla lievä vaikutus sairastuvuuteen
80–200	Selkärangaisilla vaikutuksia lisääntymiselimiin; heikentää alkuiden kehitystä
200–400	Selkärangaisilla eliniän lyhenemistä; aiheuttaa vaikutuksia selkärangattomissa; vaikuttaa havupuiden kasvuun
400–4.000	Selkärangaisilla kroonisia säteily sairauksia; havupuilla selviä vaurioita
4.000–40.000	Selkärangaisilla akuutteja säteily sairauksia; havupuiden kuoleminen; selkärangattomien munissa ja toukissa selviä vaurioita
> 40.000	Selkärangaisille kuolettava annos useampana päivänä saatuna; selkärangattomien munien ja toukkien kuolleisuuden lisääntyminen; havupuiden kuoleminen; lehtikasveille vaurioita

Maan selkärangattomat

Pienten lyhytaikaisten säteilyannoksien (< 5 Gy) vaikutuksista maaperäeläimiin on raportoitu vain vähän ja pitkäaikaisaltistumistiedot liittyvät yleensä niiden elinkykyyn. Maaperä-

eläinten herkkyys akuutille säteilyaltistumiselle riippuu tarkasteltavan eliön kehitysasteesta. Sairastavuus- ja lisääntymisvaikutuksia aiheuttavat annokset (5–20 Gy) ovat pienempiä kuin kuolleisuutta lisäävät annokset (100–1.000 Gy). Suhteellisen liikkumattomat eläimet, kuten liero, ovat alttiita altistumaan sisäisesti alfa-säteilylle ottaessaan ravintonsa suoraan maasta. Pitkäaikaisaltistuminen voi johtaa niiden populaatiokokojen pienemiseen. Alle 5 Gy:n lyhytaikaisia vaikutustietoja ei ole raportoitu lieroilla, hyppyhäntäisillä tai maakoppakuoriaisilla. Maaselkärangattomien herkkyydessä akuutille säteilyaltistumiselle on suurta vaihtelua sekä ryhmien välillä että sisällä. (Woodhead and Zinger, 2003)

Luontaisesti kohonneilla taustasäteilyalueilla (0,001–0,002 mGy/h) pintamaassa on havaittu vähemmän lieroja (*Eisenia nordenskiöldi*, *Dendrobaena octaedra*, *Octolasion lacteum*) ja hyönteistoukkia (*Diptera*, *Elateridae*) vertailualueisiin verrattuna (Woodhead ja Zinger, 2003, Zaitsev ym. 2014). Hertel-Aas työryhmineen (2007) havaitsivat ulkoisen gammasäteilyn pitkäaikaisaltistuksessa 11 mGy/h annosnopeuden vähentävän kompostilieron (*Eisenia fetida*) munien kuoriutumista ja laskivat sen perusteella 43 mGy/h annosnopeuden riittäväksi romahduttamaan lierokannan (Alonzo ym. 2008).

Matelijat ja sammakkoeläimet

Matelijat ja sammakkoeläimet voivat altistua hetkellisesti säteilylle, mutta niiden säteilyherkkyydestä on vähän tutkimuksia (24 julkaisua) (Woodhead ja Zinger 2003). Lyhytaikaisen säteilyaltistumisen tiedot liittyvät LD₅₀-arvoihin, jotka vaihtelevat monilla matelija- ja sammakkolajeilla 2–22 Gy. Erityisesti niiden nuoruusvaiheet ovat säteilylle herkempiä verrattuna muihin elinvaiheisiin.

Linnut

Lintujen tiedot lyhyt- ja pitkäaikaisen säteilyaltistumisen vaikutuksista ovat rajallisia ja vanhentuneita eivätkä ole riittäviä annos-vastesuhteiden arviointiin (Woodhead ja Zinger, 2003). Säteilylajista riippumatta säteilyn kuolettavat annokset aiheuttavat monenlaisia tautitiloja, jotka johtuvat hemostaasihäiriöistä ja kromosomivaurioista tai -katkeamisesta. Ionisoivalla säteilyllä altistetuilla luonnon linnuilla esimerkiksi LD_{50/30} -arvot (annos tappaa 50 % eläimistä 30 päivässä) vaihtelivat 4000–25000 mGy (Hinck ym. 2010).

Sisäinen säteilyaltistuminen erityisesti alfa-hiukkasille hengitetyn tai niellyn radioaktiivisen aineen seurauksena aiheuttaa selkärankaisilla tyypillisesti verenvuotoa hengitysteissä ja ruoansulatuskanavassa. Linnuilla voi olla suurempi vaara altistua elinaikanaan sisäiselle säteilylle kuin monilla muilla selkärankaisilla johtuen niiden ravintokäyttäytymisestä ja hiekan nielemisestä, jotka tehostavasti lisäävät säteilyannosta. Saatu säteilyannos vaihtelee ravintolähteen, ravintokäyttäytymisen ja kasvuympäristön mukaan.

Woodhead ja Zinger (2003) toteavat FRED -tietokannan tiedot liian puutteelliseksi, jotta maan selkärangattomien, matelijoiden tai lintujen lyhyt- ja pitkäaikaisaltistumisen annos-

vaikutussuhteista voisi vetää luotettavia johtopäätöksiä. Tiedon puutteellisuudesta huolimatta erilaisia annosnopeuksia on arvioitu ohjearvoiksi tai kynnyisarvoiksi suojelemaan näitä eliöryhmiä (Hinck ym. 2010).

8 URAANIN KRIITTISET PITOISUUS- JA SÄTEILYANNOSARVOT

8.1 Uraanin PNEC–arvo

Kemikaaleille arvioitu haitaton tai vaikutukseton pitoisuus PNEC–arvo (Predicted No Effect Concentration) tarkoittaa pitoisuutta, jonka ei odoteta vaikuttavan haitallisesti eliöstöön. Kriittisen arvon johtamisessa käytetään ekotoksisuustestien tietoja eliövaikutuksista (NOEC ja EC10) sekä arviointikertoimia (AF, assessment factor) korjaamaan tiedon rajallisuudesta aiheutuvaa epävarmuutta (EC 2003). Säteilyn arvioitu haitaton annosnopeus PNEDR (Predicted No Effect Dose Rates) voidaan johtaa samalla tavalla deterministisesti käyttämällä yksittäisiä herkimmän lajin viitearvoja tai tilastollisesti lajiherkkyydjakaumaan (SSD, Species Sensitivity Distribution) perustuen sekä soveltamalla arviointikerrointa toksisuusaineiston kattavuudesta riippuen (Andersson ym. 2009).

Sheppard ym. (2005) ovat johtaneet kirjallisuustietoihin perustuen veden ja maan uraanipitoisuuksille PNEC-arvot, jotka tosin on arvioitu eliöryhmätasolla eikä ekosysteemitasolla kuten EU:n riskinarviointimenettelyssä ohjeistetaan (EC, 2003). Ohjeistuksen mukaan PNEC-arvo arvioidaan koskemaan yleensä kaikkia maa-, vesi- ja sedimenttiympäristöjen eliöryhmiä. Selvityksen mukaan herkimmiksi eliöiksi osoittautuivat sisävesien hyönteiset ja kasvit, joille molemmille on esitetty PNEC-arvoksi 5 µg U/l (Sheppard ym. 2005, Taulukko 7). Sen perusteella uraanin kemiallisen haittavaikutuksen voidaan katsoa olevan suurempi riski eliöstölle kuin vastaavasta pitoisuudesta aiheutuva säteilyhaitta, mikä on myös yhteneväinen uraanin terveysriskinarvioinnin kanssa. Kaloilla uraanin haitallisuus on riippuvainen veden kovuudesta eli sen myrkyllisyys on käänteinen veden kovuuden suhteen. Veden kovuuden ei ole havaittu vaikuttavan kuitenkaan uraanin toksisuuteen muilla vesieliöillä (Sheppard ym. 2005).

Mathews ym. (2009) ovat johtaneet vesiekosysteemeille uraanin PNEC-arvoksi 3,2 µg/l (0,0032 mg/l) käyttämällä laskennassa lajiherkkyydjakaumaa (SSD) eri vesieliöryhmien kroonisilla ekotoksisuustiedoilla (EC₁₀) ja arviointikerrointa (AF = 1). Arvo on johdettu ainoastaan veden pitoisuudesta eikä se ota huomioon mahdollista altistumista sedimentin kautta. Myöhemmin ranskalaisryhmä (Beaugelin-Seiller ym. 2011) on johtanut pintavesille, erityisesti makean veden suodatetulle (0,45 µm) näytteelle, yleiseksi krooniseksi PNEC-arvoksi 0,3 µg U/l ja akuutille altistumiselle 0,4 µg U/l. Vesien PNEC-arvojen laskennassa huomioitiin vesistöjen pH:n, veden kovuuden ja karbonaattien vaikutukset uraanin spesiaatioon.

Taulukko 7. Uraanin arvioidut haitattomat pitoisuudet eli PNEC-arvot eliöryhmittäin esitettyinä (Sheppard ym. 2005).

Maakasvit	250 mg U/kg (maan kuivapaino)
Muut maaperäeliöt	100 mg U/kg (maan kuivapaino)
Sisävesien kasvit	0,005 mg U/l
Sisävesien hyönteiset	0,005 mg U/l
Sisävesien pohjaeläimet	100 mg U/kg (sedimentin kuivapaino)
Sisävesien kalat	
• hyvin pehmeä vesi (kovuus < 10 mg CaCO ₃ /l)	0,4 mg U/l
• pehmeä vesi (kovuus 10–100 mg CaCO ₃ /l)	2,8 mg U/l
• kova vesi (kovuus > 100 mg CaCO ₃ /l)	26 mg U/l

Koska veden pH, kovuus ja karbonaattien määrä vaikuttavat uraanin esiintymismuotoihin, vesistöjen PNEC-arvo suositellaan korjaamaan kohdekohtaisissa riskinarvioinneissa tutkitavan pintaveden fysikaalisilla ja kemiallisilla ominaisuuksilla. Beaugeli-Seiller työryhmän (2011) mukaan vesistöille johdettu yleinen PNEC-arvo (0,3 µg/l) ei ole vielä tässä muodossa suoraan sovellettavissa pintavesien laatuunormiksi (EQS) uraanin ympäristöpitoisuuksien vaaranarviointiin. Laatuunormin johtaminen vaatisi myös sedimenttien ekotoksisuuden, biokertymisen ja terveysperusteisen tarkastelun, jotta se takaisi turvallisuuden sekä ihmisen terveydelle että ympäristölle (Beaugelin-Seiller ym. 2011). Sedimenttien U pitoisuuksien vaikutuksista on kuitenkin liian vähän tietoa PNEC-arvon arvioimiseen (Matthews ym. 2009). Ranskassa sisävesien uraanipitoisuuden väliaikaiseksi EQS -arvoksi on esitetty geokemiallisen taustapitoisuuden ja veden PNEC-arvon (0,3 µg/l) summaa (IRSN 2014).

Saksassa uraanille on johdettu kansallinen vesiympäristön PNEC-arvo lisätyn riskin mnettelyllä, jossa vesistöjen luontainen taustapitoisuus on otettu huomioon. Sen mukaan vesistöjen uraanipitoisuus C_b (taustapitoisuus) + 0,15 µg/l katsotaan vesieliöstölle turvalliseksi. Vastaasti PNEC-arvo kiintoainekselle on 0,5 mg U/kg ja sedimentille 0,66 mg U/kg taustapitoisuuteen lisättyinä (Schmidt ym. 2011).

Kanadalainen vedenlaadun kansallinen ohjearvo vesieliöiden suojelemiseksi (CCME 2011) on uraanille lyhytaikaisessa altistumisessa 33 µg/l ja pitkäaikaisessa 15 µg/l. Näillä vedenlaadun ohjearvoilla viitataan uraanin suodattamattomaan kokonaispitoisuuteen. Vesistöjen metalleille asetetut ympäristönormit eli EQS-arvot on yleensä annettu suodatetulle vedelle (0,45 µm), mutta uraanille kansallista ohjearvoa ei Suomessa ole asetettu. Uraanin akuutin altistumisen kanadalainen ohjearvo on johdettu lyhytaikaisesta altistumisesta (24–96 h) aiheutuneista vakavista vaikutuksista (kuolleisuus) ja sopii tilapäisten vakavien tilanteiden arviointiin. Pitkäaikaisen altistumisen ohjearvo pyrkii suojelemaan koko vesieliöstöä altistumisajasta riippumatta (≥ 7 vrk kaloille ja vesihyönteisille, ≥ 24 h vesikasvit ja levät).

8.2 Säteilyannosrajat

Kansainvälinen atomienergiajärjestö (IAEA 1992) on antanut säteilylle annosrajat, joiden alapuolelle jäävillä annoksilla ei todennäköisesti ole haittavaikutuksia eläimiin ja maakasveihin (Taulukko 8). Vesieliöille ja maakasveille tämä ohjearvo on 400 µGy/h ja maa-eläimille 40 µGy/h. USA:n energiaministeriön (USDOE, 2002) ohjeistuksessa säteilyn annosrajat ovat samanlaiset eli 10 mGy/d (≈ 400 µGy/h) luonnon vesieläimille, 400 µGy/h maakasveille ja 40 µGy/h maaeläimille. Annetut viitearvot on tarkoitettu keskimääräiselle pitkäaikaisaltistumiselle. ICRP (2008) on antanut säteilyn annosrajat viite-eläimille ja –kasveille ja UNSCEAR:n sekä IAEA:n annosrajat viittaavat eniten altistuviin yksilöihin. ERICA/PROTECT hankkeiden (Brown ym. 2008, Andersson ym. 2008) viitearvot on annettu suojelemaan ekosysteemejä kokonaisuutena (Taulukko 8).

Säteilyaltistumiselle arvioidut haitattomat annosnopeudet (PNEDR, Predicted No Effect Dose Rate) vaihtelevat 2–3 -kertaisesti riippuen siitä miten ne on saatu ja mitä niillä on haluttu suojella (Mathews ym. 2009). Lajierkkyysjakaumaan (SSD) (EC, 2003) perustuen kaikille eliöille yleisesti turvalliseksi arvioitu haitaton annosnopeus on 10 µGy/h (Brown ym. 2008, Andersson ym. 2008). Suositeltu PNEDR-arvo ei ole spesifinen ainoastaan uraanille vaan soveltuu kaikille ympäristön säteilyaltistumiselle. Vesiympäristössä säteilyn viitearvo ottaa huomioon sisäisen ja ulkoisen altistumisen sekä vedessä että sedimentissä. Koska säteilyn haitallisuus liittyy elion tiettyssä ajassa saamaan energian määrään, vedestä ja sedimentistä aiheutuva ulkoisen säteilyaltistumisen vaikutus on sama ja suhteessa elion etäisyyteen veden tai sedimentin säteilylähteeseen. (Mathews ym. 2009)

Taulukko 8. Ympäristön säteilysojeluun annettuja annosnopeusrajoja ($\mu\text{Gy/h}$).

	IAEA 1992	UNSCEAR 1996/2008	ERICA 2006	ICRP 2008	PROTECT 2008
Maaympäristö			10		10
Kasvit	400	400			70
Mänty				4–40	
Villiruoho				40–400	
Eläimet	40	40			
Nisäkkäät					2
Peura, rotta				4–40	
Linnut					2
Ankka				4–40	
Selkärangattomat					200
Mehiläinen, liero				400–4.000	
Vesiympäristö	400	400	10		10
Sisävesien lajit					
Selkärangattomat					200
Selkärangattomat					2
Sammakko				4–40	
Taimen				40–400	
Merilajit					
Ruskea merilevä				40–400	
Rapu				400–4.000	
Kampela				40–400	

9 ARVIO URAANIN ELIÖSTÖVAIKUTUKSISTA TALVIVAARAN VESISTÖISSÄ

Tässä osuudessa on verrattu Suomen vesistöistä mitattuja uraanipitoisuuksia kirjallisuuden vesien viitearvoihin ja ympäristölaatumormeihin. Tarkasteluun on valittu Talvivaaran kaivos ja sen lähiympäristön vesistöt, joista oli saatavilla pintavesistä samanaikaisesti mitattuja uraanin kemiallisia ja aktiivisuuspitoisuuksia. Tämä mahdollisti uraanin kemiallisten että säteilyvaikutusten arvioinnin yhdessä.

9.1 Talvivaaran kaivos

Talvivaaran kaivoksessa (Talvivaara Sotkamo Oy) ei louhita uraania, mutta sitä tulee sivutuotteena varsinaisen malmilouhinnan yhteydessä. Talvivaaran alueen malmi sisältää uraania mustaliuskeille tyypillisessä pitoisuudessa (15–20 mg/kg), joka on hieman Suomen kallioperän keskimääräistä uraanipitoisuutta (4 mg/kg) suurempi, mutta selvästi uraanimalmien pitoisuuksia pienempi (yli 1.000 mg/kg, 0,1 %) (Talvivaara Sotkamo Oy 2010). Nykytuotannossa uraani liukenee malmista biokasaliuotuksessa muiden kaivoksen tuottamien metallien tavoin ja siirtyy kaivoksen metallintuotannon pääprosessiliuokseen. Uraania suunnitellaan otettavaksi talteen pääprosessiliuoksesta, mikä vähentäisi prosessissa kiertävän ja jätteisiin jäävän uraanin määrää alueella. (Talvivaara Sotkamo Oy 2010)

Talvivaaran kaivos on vasta tuotantonsa alkuvaiheessa, ja ensimmäiset alustavat ennen tuotannon aloitusta tehdyt ympäristöselvitykset eivät osoittaneet merkittäviä uraanipitoisuuksia alueella (STUK 2012b). STUK:in mittaamat uraanipitoisuudet (U-238) Talvivaaran kipsisakka-altaiden kipsissä vaihtelivat välillä 400–1.300 Bq/kg vuosina 2010–2012 (STUK 2012b). Kaivoksen marraskuussa 2012 tapahtuneen kipsisakka-altaan vuodon aikaan altaassa oli metallipitoista vettä ja kipsisakkaa yhteensä noin viisi miljoonaa m³. Onnettomuuden seurauksena altaasta vuoti noin 1,2 miljoonaa m³ metallipitoista vettä ja sakkaa, josta kaivosalueen ulkopuolelle päätyi noin 240.000 m³ (OTKES 2014). Kipsisakka-altaan vuodon jälkeen vesistöjen uraanipitoisuuksia on seurattu säännöllisesti (Kauppi ym. 2013, STUK 2012c; Talvivaara).

9.2 Selvitykseen käytetyt aineistot

Talvivaaran kaivosalueen ja sen lähiympäristön vesistöistä mitattuja uraanipitoisuuksia verrattiin kirjallisuuden uraanin ohjearvoihin ja NOEC-arvoihin (PNEC; PNEDR). Uraanin riskinarviointiin valittiin Säteilyturvakeskuksen Talvivaaran pintavesistä vuosina 2012–2014 mittaamat uraanin liukoiset kokonaispitoisuudet (µg/l) ja U-238 aktiivisuuspitoisuu-

det (Bq/l). Arvioinnissa oli mukana pintavesien pitoisuustiedot kaikista syvyyksistä ajanjaksolta 28.11.2012–24.1.2014 (STUK 2012c). Ajanjaksoon sisältyy marraskuun 2012 ympäristöönnettomuuden jälkeinen aika ja huhtikuun 2013 vuoto-onnettomuus kaivosalueella.

Talvivaarassa on tehty samaan aikaan kaivosyhtiön omiin tarkkailuvelvoitteisiin liittyviä mittauksia uraanin kemiallisista pitoisuuksista (Talvivaara 2009), joita ei kuitenkaan huomioitu tässä arvioinnissa. Säteilyturvakeskuksen vesistömittaukset oli tehty samanaikaisesti sekä uraanin aktiivisuus- että kemiallisille pitoisuuksille, mikä mahdollisti luonnon radioaktiivisille aineille ominaisen säteilyn ja kemiallisten vaikutusten tarkastelun yhdessä. Riskikuvauksesta jätettiin pois purkuputkista ja ojavesistä mitatut pitoisuudet, koska riskien vaikutusten arviointi perustui sisävesien lajiston annosvasteisiin. Arviointiin otettiin mukaan myös kaivosalueen vesistöt tilanteen kokonaiskuvan hahmottamiseksi, vaikka ekologinen riskinarviointi yleensä rajoittuu teollisuuden toiminta-alueen ulkopuolelle.

Vesistön eri näytepisteiden uraanin kokonais- ja aktiivisuuspitoisuuksista laskettiin valitulta ajanjaksolta aritmeettinen keskiarvo, jolla simuloitiin aritmeettista vuosikeskiarvoa kuvaamaan vesiekosysteemien pitkäaikaisaltistumista. Tosin vuosi tässä tapauksessa ylittyi kolmella kuukaudella. Vesistöjen maksimi- ja mediaaniarvot laskettiin näytepisteiden keskimääräisistä uraanipitoisuuksista. Näytepisteiden mittauskertojen keskimääräinen lukumäärä (minimi-maksimi) oli kaivospiirin sisällä $N = 8$ (1–25) ja kaivospiirin ulkopuolella $N = 10$ (3–24).

9.2.1 Uraanin taustapitoisuus

Talvivaaran pintavesien uraanipitoisuudet ennen kaivoksen ympäristövahinkoa marraskuussa 2012 on esitetty taulukossa 9. Uraanipitoisuudet olivat näytteenottohetkellä samaa suuruusluokkaa kuin lähialueen vesistöissä (STUK 2012b). Kokonaispitoisuusarvojen perusteella uraanin taustapitoisuus alueen vesistöissä on keskimäärin $0,64 \pm 0,34 \mu\text{g/l}$ ja uraanin aktiivisuuspitoisuuksilla säteilyn taustapitoisuus on $0,007 \pm 0,002 \text{ Bq U-234/l}$ ja $0,008 \pm 0,004 \text{ Bq U-238/l}$.

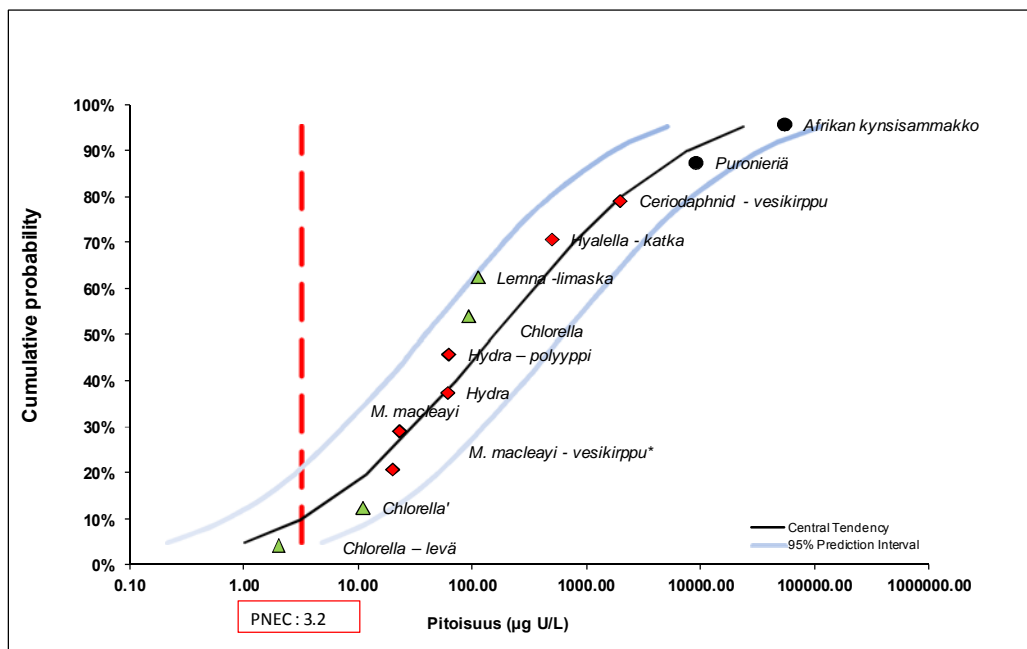
Taulukko 9. Uraanin taustapitoisuus Talvivaaran vesistöissä ennen marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuotoa (STUK 2012c)

Paikka	U-234 Bq/l	U-238 Bq/l	U-238 µg/l
Haukilampi	0,016	0,0157	1,3
Kortelammen ja Ylä-Lumijärven välinen puro	0,0098	0,0088	0,7
Kortelampi	0,0085	0,0085	0,7
Kärsälampi	0,0073	0,0074	0,6
Ylä-Lumijärvi	0,0075	0,0062	0,5
Lumijärvi	0,0031	< 0,0025	< 0,2

9.2.2 Kriittiset arvot

Suomessa vesistöjen uraanipitoisuuksille ei ole käytössä kansallista ympäristölaatumnormia. Talvivaaran vesistöjen uraanin kokonaispitoisuutta verrattiin vesiekosysteemin PNEC-arvoon 3,2 µg/l uraanin liukoiselle pitoisuudelle, mikä on johdettu lajiston EC₁₀-arvoilla (Mathews ym. 2009, Kuva 1, Taulukko 10). Siihen lisäämällä Talvivaaran paikallisten vesistöjen keskimääräinen taustapitoisuus 0,6 µg U/l (Taulukko 9) saatiin PNEC_{vesi} = 3,8 µg U/l. Vertailuarvona käytettiin myös ranskalaista ympäristölaatumnormia (EQS) sisävesien uraanipitoisuudelle, mikä saadaan vastaavasti veden PNEC-arvon (0,3 µg U/l) ja taustapitoisuuden summasta eli EQS_{vesi} = 0,90 µg U/l. Ranskalaisen ympäristölaatumnormin PNEC-arvo on johdettu huomioimalla veden pH:n, kovuuden ja karbonaattien vaikutukset uraanin esiintymismuotoon vedessä (Beaugelin-Seiller ym. 2011, IRSN 2014).

Pintaveden uraani-238 aktiivisuuspitoisuudesta laskettiin annosnopeudet viite-eliölle ERICA Tool -laskentaohjelmalla. Laskennallisia annosnopeuksia verrattiin riskien seulontavaiheen ohjearvoon 10 µG/h vesiekosysteemien säteilyannokselle (ERICA 2006, PROTECT 2008). Säteilyannoksen oletetaan olevan turvallinen vesiekosysteemien eliölle 95 %:n todennäköisyydellä. Lisäksi tarkastelussa käytettiin vertailun vuoksi IAEA:n ohjearvoa 400 µGy/h vesiympäristölle.



Kuva 1. Lajierkkyyssjakaumalla (SSD, Species Sensitivity Distribution) johdettu vesiekosysteemin PNEC-arvo uraanin krooniselle toksisuudelle. Log-normaalijakauma 95 % luottamustasolla on sovitettu jokaisen lajin ekotoksisuustietojen (EC10) geometrisena keskiarvoina. Symbolit: tuottajat (vihreä kolmio), selkärangattomat (punainen ruutu) ja selkärangattomat (musta ympyrä). (Kuva muokattu Mathews ym. 2009 alkuperäisjulkaisun tiedoista, Taulukko 10).

Taulukko 10. Vesien kemiallisen uraanipitoisuuden PNEC–arvon 3.2 µg/l johtamiseen käytetyt ekotoksisuustiedot (EC10, µg U/l) (Taulukko on muokattu Mathews ym. 2009 alku-peräisjulkaisusta).

Taksonominen ryhmä	Eliö	Annosvaste (elinvaihe)	Viite	Geometrisen keskiarvo (aineistojen lukumäärä)
Kasviplankton	<i>Chlorella</i> –levä	Lisääntyminen (ei määritetty)	[1]	11 (1)
		Lisääntyminen (eksponentiaalinen kasvuvaihe)	[2]	93 (5)
		Lisääntyminen (4–5 päivää)	[3]	2,0 (8)
Kasvit	<i>Lemna</i> -limaska	Lisääntyminen	[4]	112 (1)
Selkärangattomat	<i>Hydra</i> –polyyyppi	Lisääntyminen	[5]	61 (1)
		Lisääntyminen	[6]	52 (4)
	<i>Ceriodaphnid</i> – vesikirppu	Lisääntyminen	[7]	1970 (1)
	<i>Hyalella</i> –katka	Kuolleisuus	[7]	500 (1)
	<i>Moinodaphnia macleayi</i> – vesikirppu	Lisääntyminen	[8]	20 (2)
Kuolleisuus		[2]	23 (2)	
Selkärangaiset	Afrikan kynsisammakko	Sairastavuus	[9]	54300 (1)
	Puronieriä	Lisääntyminen	[10]	9080 (2)

1. Franklin NM, Stauber JL; Markich SJ; Lim RP. 2000. pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquat. Toxicol.* 48: 275-289.

2. Hogan AC, Van Dam RA, Markich SJ, Camilleri C. 2005. Chronic toxicity of uranium to a tropical green alga (*Chlorella* sp.) in natural waters and the influence of dissolved organic carbon. *Aquat. Toxicol.* 75: 343-353.S21
3. Charles AL, Markich SJ, Stauber JL, De Filippis LF. 2002. The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquat. Toxicol.* 60: 61-73.
4. Charles AL, Markich SJ, Ralph P. 2006. Toxicity of uranium and copper individually, and in combination, to a tropical freshwater macrophyte (*Lemna aequinoctialis*). *Chemosphere* 62: 1224-1233.
5. Markich SJ, Camilleri C. 1997. Investigation of metal toxicity to tropical biota: Recommendations for revision of the Australian water quality guidelines; Canberra, 1997.
6. Riethmuller N, Markich SJ, Van Dam RA, Parry D. 2001. Effects of water hardness and alkalinity on the toxicity of uranium to a tropical freshwater hydra (*Hydra viridissima*). *Biomarkers* 6: 45-51.
7. Kuhne WW, Caldwell CA, Gould WR, Fresquez PR, Finger S. 2002. Effects of depleted uranium on the health and survival of *Ceriodaphnia dubia* and *Hyalella azteca*. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 2198-2203.
8. Semaan M, Holdway DA, Van Dam RA. 2001. Comparative sensitivity of three populations of the cladoceran *Moinodaphnia macleayi* to acute and chronic uranium exposure. *Environ. Toxicol.* 16: 365-376.
9. Mitchell SE, Caldwell CA, Gonzolaes G, Gould WR, Arimoto R. 2005. Effects of depleted uranium on survival, growth, and metamorphosis in the African clawed frog (*Xenopus laevis*). *J. Toxicol. Environ. Health. Part A.* 68: 951-965.
10. Parkhurst BR. 1984. An environmental hazard evaluation of uranium in a rocky mountain stream. *Environ. Toxicol. Chem.* 3: 113-124.

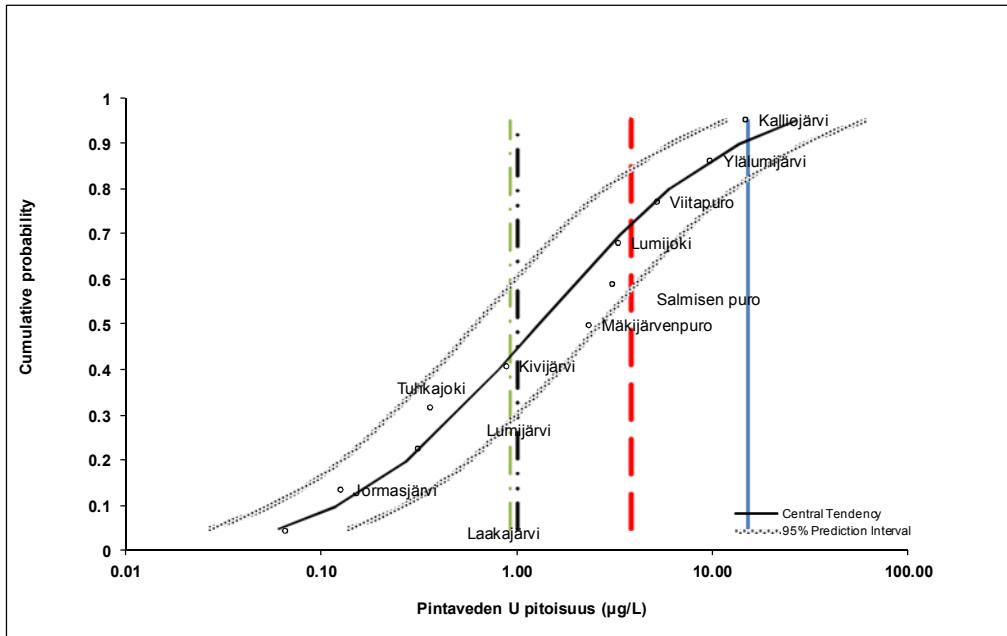
9.2.3 Riskinarviointi

Vesiekosysteemien riskinarviointi edellyttää kaikkien altistumislähteiden huomioimista pitäen sisällään sekä veden että sedimentin ainepitoisuudet ja niiden biosaatavuuteen vaikuttavat tekijät. Tässä mallintamisessa ei ollut riittävästi sedimenttitietoja käytettävissä eikä sedimentin uraanipitoisuudelle ole PNEC-arvoja olemassa, joten arviointi perustuu vain veden uraanin kokonaispitoisuuksiin ja U-238 aktiivisuuspitoisuuksiin. Riskikuvaus tai vaaran arviointi tehtiin riskiluvulla (RQ, Risk Quotient), joka on veden mitatun pitoisuuden suhde veden arvioituun haitattomaan pitoisuuteen (PNEC) tai ohjearvoon.

9.3 Uraanin kemialliset pitoisuudet

Kuvissa 2 ja 3 on esitetty vesistöjen keskimääräisten uraanipitoisuuksien ($\mu\text{g/l}$) jakaumat vuosien 2012 ja 2014 aikana kaivosalueella ja sen ulkopuolella. Kuvat esittävät marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeistä tilannetta. Kuviin on merkitty myös uraanin määrittäjäraja ($1,0 \mu\text{g U/l}$) ja arvioidut haitattomat pitoisuudet ($\text{PNEC}_{\text{vesi}} = 3,8 \mu\text{g U/l}$;

EQS_{vesi} = 0,90 µg U/l) suodatetulle vedelle sekä vertailun vuoksi kanadalainen (CCME 2011) pitkäaikaisaltistumisen haitaton pitoisuus 15 µg U/l suodattamattomalle vedelle. Konservatiivisempi haitaton pitoisuus EQS_{vesi} -arvo jää uraanin määritysrajan (1,0 µg/l) alapuolelle.



Kuva 2. Uraanin keskimääräisen kokonaispitoisuuden (µg/l) jakauma (95 % luottamusväli) kaivospiirin ulkopuolisissa vesistöissä marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeen (2012–2014). Uraanin määritysraja (1,0 µg U/l) ---; PNEC_{vesi} (3,8 µg U/l) ---; EQS_{vesi} (0,9 µg U/l) ---; Kanadan veden laadun ohjearvo pitkäaikaisaltistumiselle (15 µg U/l) ---

Kaivospiirin ulkopuolella Viitapuron, Ylä-Lumijärven ja Kalliojärven pintaveden keskimääräinen uraanipitoisuus ylitti arvioidun haitattoman pitoisuuden PNEC_{vesi} arvon 3,8 µg U/l (Kuva 2). Ylä-Lumijärven sekä Kalliojärven uraanin mediaani- ja maksimipitoisuudet ylittävät selvästi kriittisen pitoisuuden ja Viitapurossa lievemmin (Taulukko 11). Näillä pitoisuuksilla voi olla vaikutuksia vesikasvien ja -hyönteisten lisääntymiseen ja herkimmillä lajeilla ne voivat jopa lisätä kuolleisuutta (Taulukko 10). Myös Lumijoen ja Salmisen puron mediaanipitoisuudet ja Kivijärven maksimipitoisuus ovat lähellä NOEC -arvojen ylittymistä ja voivat aiheuttaa vaikutuksia herkimmillä lajeilla (Taulukko 11).

Ylä-Lumijärven uraanin mediaanipitoisuuksilla noin 40 %:lla ja maksimipitoisuuksilla lähes 50 %:lla kuvitteellisen vesiekosysteemin eliölajeista haitaton pitoisuus (NOEC -arvo) ylittyy (Kuva 1). Lajiosuus, jolle todennäköisesti aiheutuu vaikutuksia annetulla pitoisuudella,

neissä vesistöissä uraanin mediaanipitoisuuksilla eliöryhmien arvioitu haitaton pitoisuus ylittyi 6–60 %:lla ja maksimipitoisuuksilla 6–80 %:lla eliölajeista SSD-jakauman (Mathwes ym. 2009) mukaan. Kuvan 1 SSD -jakaumalla haittavaikutusten ilmenemisen todennäköisyys vaihteli mediaanipitoisuuksilla 10–75 %:n välillä ja maksimipitoisuuksilla noin 10–90 %:n välillä. Mediaani- ja maksimiuraanipitoisuudet voivat olla haitallisia ravintoketjun alkupään tuottajille ja kuluttajille, mutta kaloille ja muille selkärangkaisille ei todennäköisesti aiheudu suoria haittavaikutuksia (Taulukko 10). Vesistöjen uraanipitoisuudet pienevät etäisyyden kasvaessa toiminta-alueelta. Uraanipitoisuudet olivat tarkkailussa mukana olleista kaivospiirin vesistöistä noin 55 %:ssa samaa suuruusluokkaa ulkopuolisten vesistöjen kanssa tai hieman kohonneita (Kuva 3).

Taulukko 11. Riskiluvut kaivospiirin lähiympäristön vesistön uraanin kokonaispitoisuuksille ($\mu\text{g U/l}$) marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeen (2012–2014). Riskiluvussa (RQ_{PNEC}) uraanin mediaani- ja maksimipitoisuudet on suhteutettu vesistön PNEC-arvon ($3,2 \mu\text{g U/l}$) ja taustapitoisuuden ($0,6 \mu\text{g U/l}$) summaan.

Paikka	Mediaani $\mu\text{g U/l}$	Maksimi $\mu\text{g/l}$	Mediaani RQ_{PNEC}^*	Maksimi RQ_{PNEC}^*
Ylä-Lumijärvi	71,2	142	18,7	37,3
Kalliojärvi	26,0	40,0	6,84	10,5
Viitapuro	5,19	5,19	1,37	1,37
Lumijoki	3,29	3,39	0,86	0,89
Salmisen puro	3,07	3,07	0,81	0,81
Kivijärvi	0,97	3,00	0,26	0,79
Mäkijärvenpuro	2,33	2,33	0,61	0,61
Lumijärvi	0,33	0,44	0,09	0,12
Tuhkajoki	0,36	0,36	0,09	0,09
Jormasjärvi	0,12	0,15	0,03	0,04
Laakajärvi	0,07	0,08	0,02	0,02

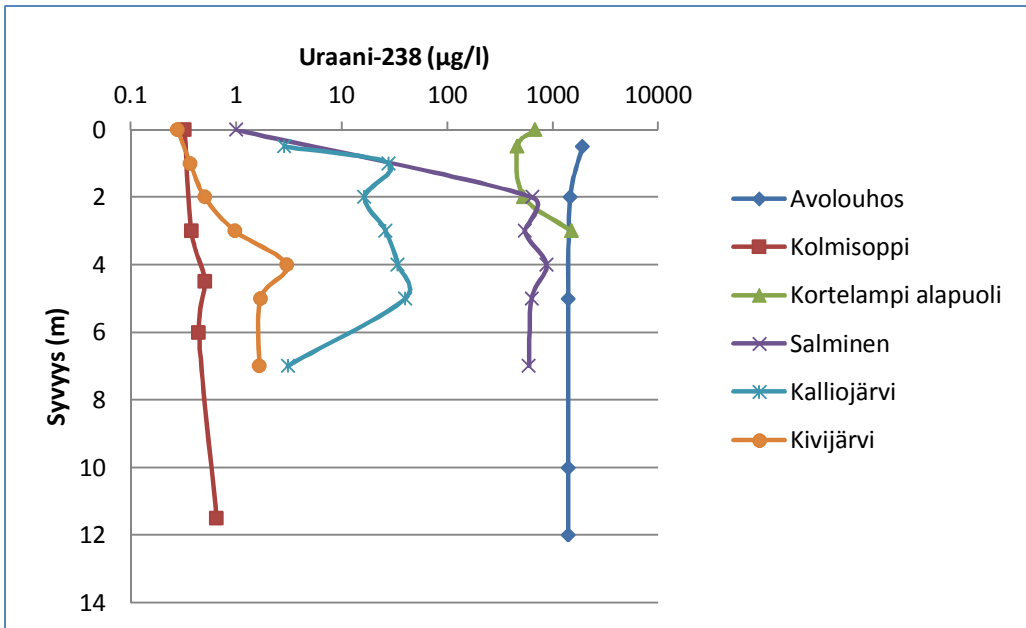
* Vahvennetuilla RQ_{PNEC} -arvoilla veden PNEC $3,8 \mu\text{g/l}$ ylittyy. Tummennetut solut ilman RQ_{PNEC} -arvojen vahvennusta osoittavat konservatiivisemmän PNEC $0,92 \mu\text{g/l}$ ylittymisen.

Taulukko 12. Riskiluvut kaivospiirin vesistön uraanin kokonaispitoisuuksille ($\mu\text{g/l}$) marras-kuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeen (2012–2014). Riskiluvussa (RQ_{PNEC}) uraanin mediaani- ja maksimipitoisuudet on suhteutettu vesistön PNEC-arvon ($3,2 \mu\text{g U/l}$) ja taustapitoisuuden ($0,6 \mu\text{g U/l}$) summaan.

Paikka	Mediaani $\mu\text{g U/l}$	Maksimi $\mu\text{g U/l}$	Mediaani RQ_{PNEC}^*	Maksimi RQ_{PNEC}^*
Majavapato	693	5800	182	1526
Kipsisakka-allas	1391	5650	366	1487
Avolouhos	1400	1900	368	500
Kortelampi, alapuoli	607	1500	160	395
Salminen	613	870	161	229
Kortelampi, yläpuoli	527	855	139	225
Urkinpato	516	553	136	145
Kortelammen ja Ylä-Lumijärven välinen puro	193	193	50,7	50,7
Neutralointi as., Kortelampi lähtevä	107	107	28,3	28,3
Haukilampi	40,3	80,0	10,6	21,0
Kärsälampi	4,40	4,40	1,16	1,16
Neutralointias., Vuoksen vesistö	3,10	3,10	0,82	0,82
Kuuslampi	1,69	2,22	0,44	0,58
Kalliojoki	1,84	1,84	0,48	0,48
Torakkopuro	1,80	1,80	0,47	0,47
Härkäpuro	1,62	1,62	0,43	0,43
Kuusijoki	1,15	1,15	0,30	0,30
Kolmisoppi	0,44	0,65	0,12	0,17
Mustalampi	0,05	0,05	0,01	0,01
Valkealampi	0,04	0,04	0,01	0,01

* Vahvennetuilla RQ_{PNEC} -arvoilla veden PNEC $3,8 \mu\text{g/l}$ ylittyy. Tummennetut solut ilman RQ_{PNEC} -arvojen vahvennusta osoittavat konservatiivisemmän PNEC $0,92 \mu\text{g/l}$ ylittymisen.

Vesien uraanipitoisuus kasvoi syvemmissä vesikerroksissa (Kuva 4). Vähemmän kuormittuneissa vesissä (Kolmesoppi, Kivijärvi) uraanipitoisuus on korkeimmillaan 4 m syvyydessä, kohtalaisesti kuormittuneissa (Kalliojärvi) pitoisuuden kohoaminen alkaa jo 1–2 metrin syvyydessä ja erittäin kuormittuneissa pitoisuus pysyy tasaisesti korkeana syvyydestä riippumatta. Tämä kuvaa uraanin kulkeutumista ja painumista vähitellen pohjakerroksiin.



Kuva 4. Kaivosalueen ja sen lähiympäristön pintavesien uraanipitoisuus (µg/l) eri syvyyksissä (0–12 m) marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeen (2012–2014).

9.4 Vesistön radioekologinen tarkastelu

Yksittäisten viite-eliöiden saama säteilyannosnopeus Talvivaaran vesistöjen U-234 ja U-238 aktiivisuuspitoisuuksista (Bq/l) laskettiin ERICA Tool –laskentaohjelmalla (Versio marraskuun 2012) käyttämällä TIER 2 seulontavaiheen menettelyä sisävesien lajistolle. Käytetty TIER 2 mahdollistaa viite-eliöiden säteilyannosten (µGy/h) laskemisen ja eniten alistuvien ryhmien tunnistamisen. Ohjelmaan voidaan lisätä mitattuja kohdekohtaisia tietoja radionuklidien siirtokertoimista tai pitoisuussuhteista (CR, Concentration Ratio) ja uraanin ja muiden nuklidien jakautumiskertoimista (Kd) sedimentin ja vesifaasin välillä, missä $Kd = \text{sedimentti (Bq/kg)} / \text{vesi (Bq/l)}$. Tässä arvioinnissa käytettiin ERICA Tool:in tarjoamia CR- ja Kd –oletusarvoja uraanille. Arviointi tehtiin kaikille viite-eliöryhmille ja annosmuunnoksissa käytettiin alfa-säteilyn painotuskerrointa $wf_a = 10$.

Painotetut absorboituneet kokonaisannosnopeudet (sisäisen ja ulkoisen annoksen summa) laskettiin kaivospiirin ja sen lähiympäristön veden mitatuilla maksimi- sekä mediaaniaktiivisuuspitoisuuksilla. Eri viite-eliöryhmien annosnopeudet laskettiin ERICA Tool -ohjelmalla ottamalla huomioon sekä U-238 ja U-234 että pelkästään U-238 aktiivisuuspitoisuudet. Riskikuvaus tehtiin mallin odotusarvolla sekä konservatiivisemmalla epävarmuuskertoimella ($UF = 3$) korjatulla riskiluvulla (RO). Jokaisen viite-eliön laskettua annosnopeutta verrattiin vesiekosysteemien annosnopeuden ohjearvoon $10 \mu\text{Gy/h}$. Riskiluku laskettiin seuraavasti:

$$RO_{\text{eliö}} = DR_{\text{eliö}}/SDR,$$

missä

$$RO_{\text{eliö}} = \text{riskiluku viite-eliölle}$$

$$DR_n = \text{viite-eliön mitattu/mallinnettu kokonaisannosnopeus } (\mu\text{Gy/h})$$

$$SDR = \text{annosnopeuden ohjearvo} (\mu\text{Gy/h})$$

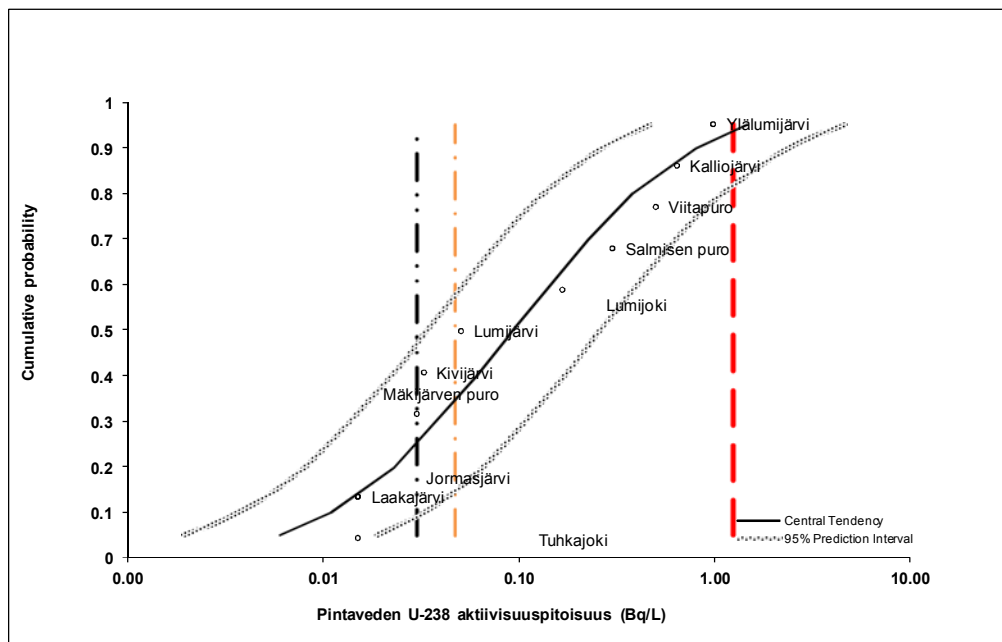
Laskennassa käytetyt muuttujat olivat:

- Jakautumiskerroin $K_d = 50 \text{ L/kg}$, ERICA Tool:in oma oletusarvo uraanille
- Siirtokerroin (CR), ERICA Tool:in omat oletusarvot uraanille tai tietokannan tarjoamat CR -arvot eri eliöryhmille: sammakkoeläimet 30; pohjakalat 30; linnut 30; simpukat 180; äyriäiset 500; kotilot 180, hyönteistoukat 500; nisäkkäät 30; avoveden kalat 30; kasviplankton 120; vesikasvit 2900; eläinplankton 48
- Sedimentin kuivapaino %: oletusarvona käytettiin 25 %
- Oleskelukerroin: ERICA Tool:in omat oletusarvot eri eliöryhmille
- Säteilylajien painotuskertoimet: 10 alfa-säteilylle

Vesiekosysteemien annosnopeuksien laskennassa voidaan käyttää veden (Bq/l), sedimentin (Bq/kg kuivapainossa) ja eliöiden (Bq/kg tuorepainossa) aktiivisuuspitoisuuksia. Talvivaaran laskelmissa käytettiin käytännössä ainoastaan vedestä mitattuja U-238 aktiivisuuspitoisuuksia. Myös mitatut sedimentin pitoisuudet syötettiin ohjelmaan, esimerkiksi U-238 aktiivisuuspitoisuus 1800 Bq/kg Ylä-Lumijärven pohjaan kerrostuneen aineksen kuiva-aineessa (STUK 2012c), mutta malli ei näyttänyt ottavan niitä huomioon testatuilla lajeilla. Veden uraani-234 aktiivisuuspitoisuuksien oletettiin olevan U-238 kanssa tasapainossa 1:1 aikaisempien Talvivaarassa tehtyjen mittausten (Taulukko 9) ja kirjallisuustietojen perusteella (Oughton ym. 2013), joten mallissa käytettiin U-234 aktiivisuuspitoisuuksina mitattuja U-238 pitoisuuksia.

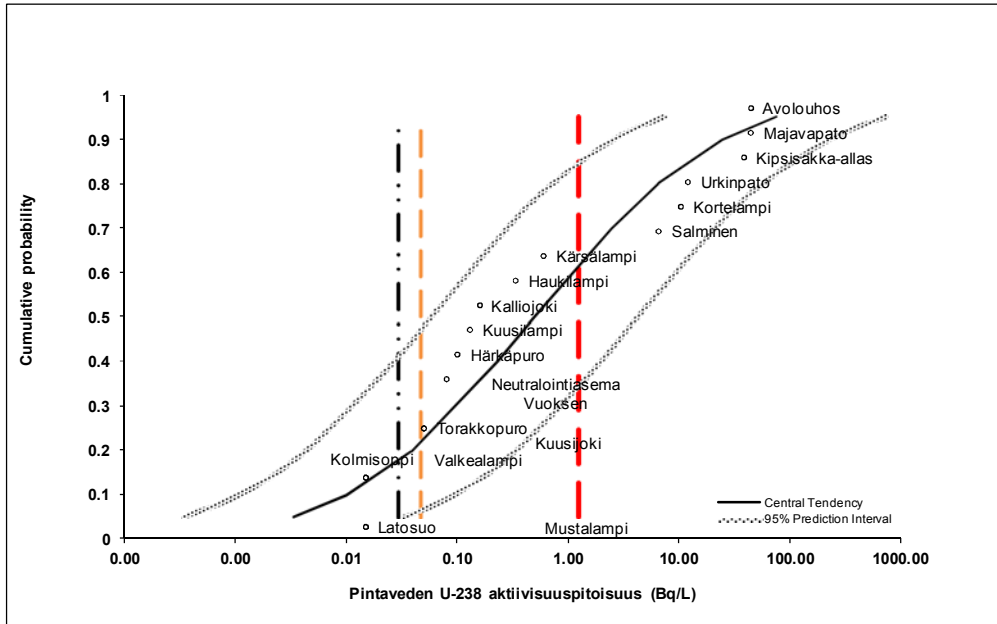
Kuvissa 5 ja 6 on esitetty vesistöjen uraani-238 keskimääräiset aktiivisuuspitoisuuksien (Bq/l) jakaumat vuosien 2012–2014 aikana kaivosalueella ja sen ulkopuolella. Kuviiin on merkitty myös uraanin määräysraja ($0,03 \text{ Bq/l}$) ja kemialliseen haitallisuuteen perustuva

haitaton pitoisuus PNEC = 3,8 µg U/l sekä vertailun vuoksi Säteilyturvakeskuksen ihmisten juomavedelle asettama säteilyannokseen perustuva toimenpideraja 100 µg U/l. Vaikka järvivettä ei tulisi käyttää ihmisten juomavetenä, juomaveden toimenpidearvo auttaa tässä vesiekosysteemien ja ihmisten terveysvaikutusten tulosten erojen hahmottamisessa ja vertailua yhdessä. Uraanin kemialliset pitoisuudet muunnettiin aktiivisuuspitoisuudeksi muuntokertoimella, missä 1 Bq/l = 80,37 µg/l (EFSA 2009). Aktiivisuuspitoisuus veden PNEC-arvolle on 0,047 Bq/l ja juomaveden toimenpiderajalle 1,24 Bq/l.

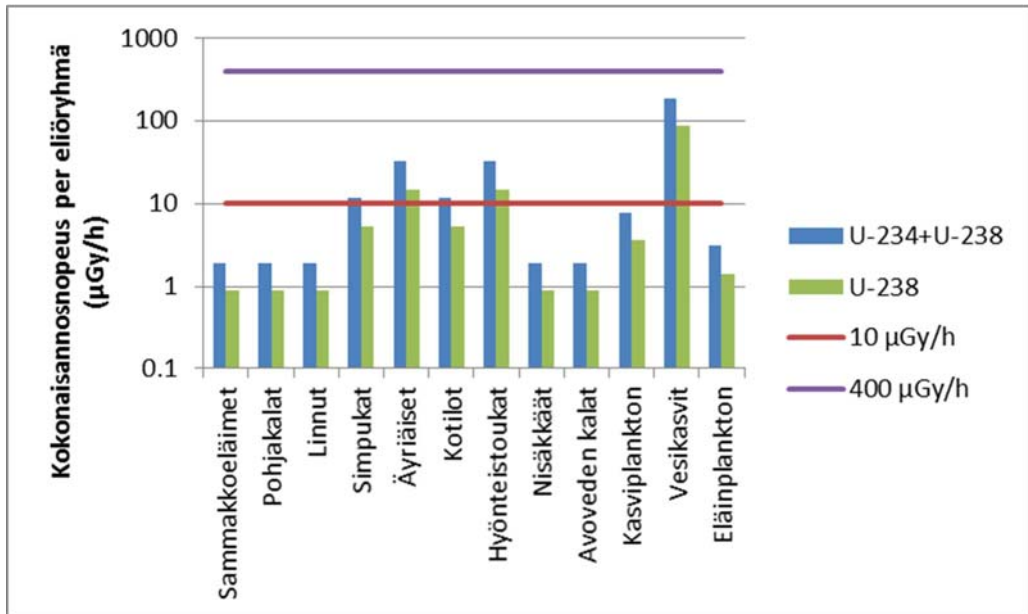


Kuva 5. Uraani-238 keskimääräisen aktiivisuuspitoisuuden (Bq/l) jakauma (95 % luottamusväli) kaivosalueen ulkopuolisessa vesistössä marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeen (2012–2014). Uraani-238:n määrittäjäraja (0,03 Bq U/l) ---; PNEC_{vesi} (3,8 µg U/l, 0,047 Bq U/l) ---; Säteilyturvakeskuksen toimenpideraja juomaveden uraanipitoisuudelle (100 µg U/l, 1,24 Bq U/l) ---.

Kaivosalueen ulkopuolella uraanin keskimääräinen kokonaispitoisuus ja U-238 aktiivisuuspitoisuus (Bq/l) vesistöissä jäi alle juomaveden toimenpiderajan (Kuvat 2 ja 5). Myös kaivosalueella noin 65 %:ssa tutkituista vesistöistä U-238 pitoisuudet olivat toimenpiderajan alapuolella (Kuva 6). Juomaveden toimenpideraja-arvolla (1,24 Bq/l) viiteeliöryhmille lasketut kokonaisannosnopeudet osoittavat, että suurin osa lajeista on annetulla pitoisuudella säteilyltä turvassa. Herkimmat vesikasvit ja äyriäiset ja vesihyönteiset voivat saada säteilyvaikutuksia. Näillä lajeilla 1,24 Bq/l pitoisuudella mallinnettujen annosnopeuksien vaihteluväli oli 15–85 µGy/h (Kuva 7).



Kuva 6. Uraani-238 (Bq/l) keskimääräisen aktiivisuuspitoisuuden jakauma (95 % luottamusväli) kaivosalueen vesistössä marraskuun 2012 kipsisäkka-altaan vuodon jälkeen (2012–2014). Uraani-238:n määrittärajana (0,03 Bq U/l) ---; PNEC_{vesi} (3,8 µg U/l, 0,047 Bq U/l) ---; Säteilyturvakeskuksen toimenpideraja juomaveden uraanipitoisuudelle (100 µg U/l, 1,24 Bq U/l) ---.



Kuva 7. Viite-eliöryhmille johdetut kokonaisannosnopeudet ($\mu\text{Gy/h}$) juomaveden toimenpideraja-arvolla $1,24 \text{ Bq/l}$. Annosnopeudet on annettu sekä U-234 ja U-238 säteilylle että U-238 säteilylle pelkästään. Haitaton säteilyannosnopeus $\text{PNEDR} = 10 \mu\text{Gy/h}$; IAEA:n $\text{PNEDR} = 400 \mu\text{Gy/h}$ lisääntymiselle.

Kaivosalueen ulkopuolisen vesistön U-238 maksimipitoisuudella (Ylä-Lumijärvi 16 Bq/l) (Taulukko 13) vesiekosysteemien haitaton annosnopeus $10 \mu\text{Gy/h}$ ylittyi kaikilla viite-eliöillä ja IAEA:n ohjearvo $400 \mu\text{Gy/h}$ vesikasveilla ($1100 \mu\text{Gy/h}$) (Kuva 8). Kaivospiirin vesistöjen maksimipitoisuudella (Majavapato 145 Bq/l) (Taulukko 14) myös IAEA:n ohjearvo $400 \mu\text{Gy/h}$ ylittyy simpukoilla, äyriäisillä, hyönteistoukilla ja levällä. Annosnopeuksien vaihteluväli näillä eliölajeilla oli $400\text{--}1700 \mu\text{Gy/h}$ (Kuva 9). Taulukoissa 13 ja 14 vahvennettuna esitetyt aktiivisuuspitoisuudet ylittivät ohjearvo $10 \mu\text{Gy/h}$. Tummennetut solut ilman pitoisuusarvojen vahvennusta osoittavat konservatiivisemmän arvioinnin ohjearvon ylittymisestä.

Taulukko 13. Kaivospiirin ulkopuolisen vesistön uraani-238 aktiivisuuspitoisuuksien (Bq/l) mediaanit ja maksimit marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeen (2012–2014).

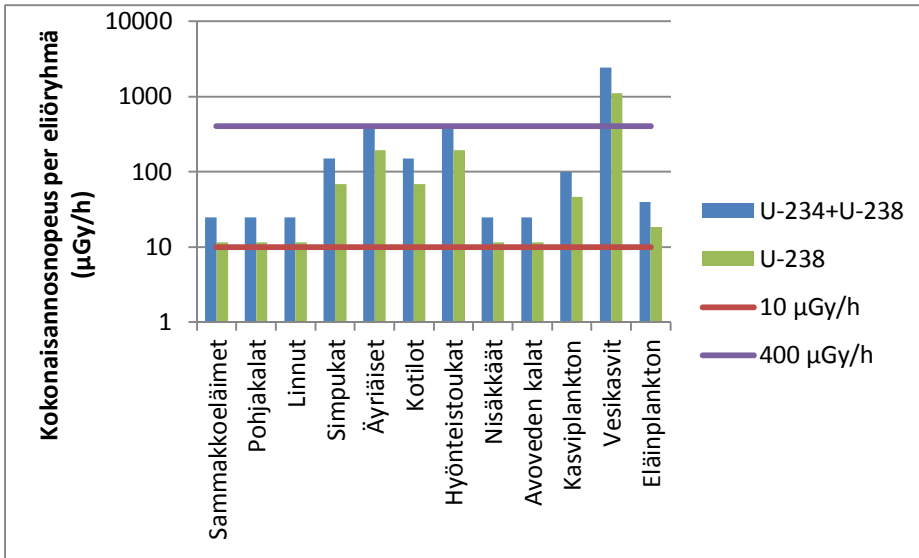
Paikka	Mediaani (Bq/l)	Maksimi (Bq/l)
Ylä-Lumijärvi	2,10	16,00
Kalliojärvi	0,54	1,50
Lumijoki	0,09	0,70
Viitapuro	0,10	0,50
Salmisen puro	0,07	0,30
Lumijärvi	0,05	0,17
Kivijärvi	0,03	0,08
Mäkijärven puro	< 0,03	0,03
Jormasjärvi	< 0,03	0,02
Laakajärvi	< 0,03	0,02
Tuhkajoki	< 0,03	0,02

Vahvennetuilla mediaani- ja maksimiaktiivisuuspitoisuusarvoilla annosnopeuden ohjearvo 10 µGy/h ylittyy. Tummennetut solut ilman arvojen vahvennusta osoittavat ohjearvon ylittymisen konservatiivisemmän arvioinnin annoksilla.

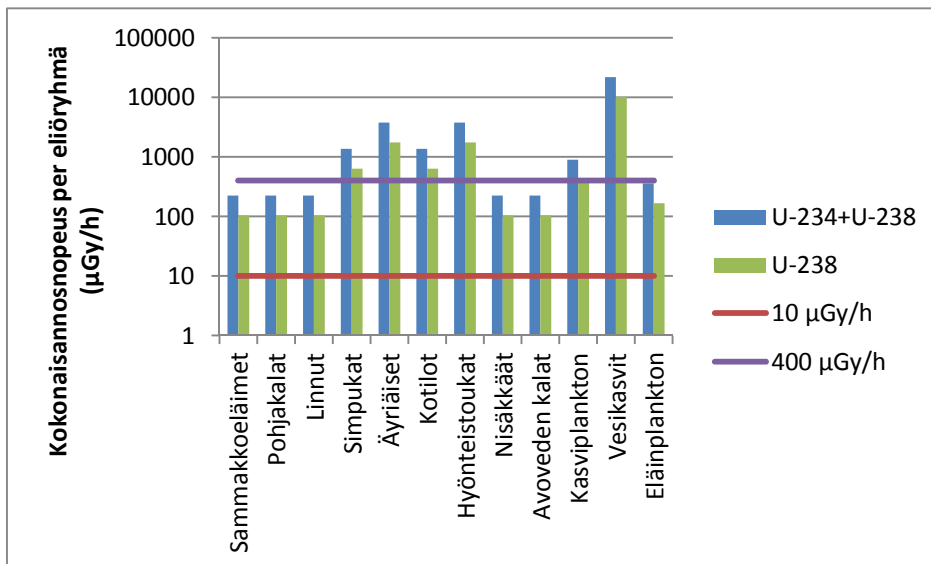
Taulukko 14. Kaivospiirin vesistön uraani-238 aktiivisuuspitoisuuksien (Bq/l) mediaanit ja maksimit marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuoden jälkeen (2012–2014).

Paikka	Mediaani (Bq/l)	Maksimi (Bq/l)
Majavapato	17,3	145
Kipsisakka-allas	34,8	141
Avolouhos	35,0	48,0
Kortelampi	11,5	45,0
Salminen	15,3	21,6
Urkinpato	12,0	12,0
Haukilampi	1,01	2,00
Kärsälampi	0,11	0,11
Neutralointiasema		
Vuoksen vesistöön lähtevä	0,08	0,08
Kuusilampi	0,06	0,06
Härkäpuro	0,05	0,05
Kalliojoki	0,05	0,05
Torakkopuro	0,05	0,05
Kuusijoki	0,03	0,03
Kolmisoppi	< 0,03	< 0,03
Latosuo	< 0,03	< 0,03
Mustalampi	< 0,03	< 0,03
Valkealampi	< 0,03	< 0,03

Vahvennetuilla mediaani- ja maksimiaktiivisuuspitoisuusarvoilla annosnopeuden ohjearvo 10 μ Gy/h ylittyy. Tummennetut solut ilman arvojen vahvennusta osoittavat ohjearvon ylittymisen konservatiivisemmän arvioinnin annoksilla.

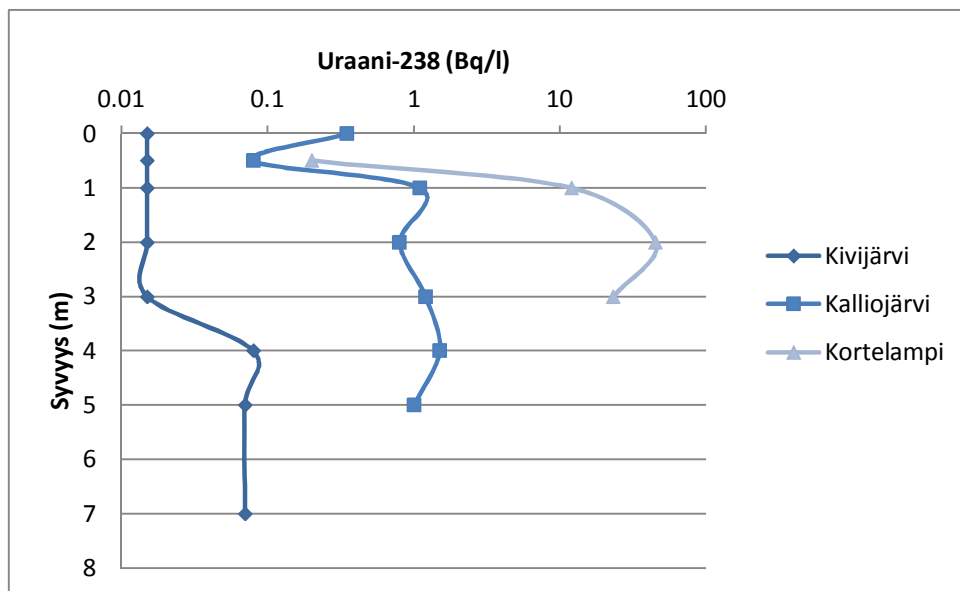


Kuva 8. Viite-eliryhmille johdetut kokonaisannosnopeudet (µGy/h) kaivospiirin ulkopuolisten vesistöjen maksimi U-238 aktiivisuuspitoisuudella 16 Bq/l. Annosnopeudet on laskettu sekä U-234 ja U-238 säteilylle että U-238 säteilylle pelkästään. Haitaton säteilyannosnopeus PNEDR = 10 µGy/h; IAEA:n PNEDR = 400 µGy/h lisääntymiselle.



Kuva 9. Viite-eliryhmille johdetut kokonaisannosnopeudet (µGy/h) kaivosalueen vesistöjen maksimi U-238 aktiivisuuspitoisuudella 145 Bq/l. Annosnopeudet on laskettu sekä U-234 ja U-238 säteilylle että U-238 säteilylle pelkästään. Haitaton säteilyannosnopeus PNEDR = 10 µGy/h; IAEA:n PNEDR = 400 µGy/h lisääntymiselle.

Vastaavasti kuten uraanin kemialliset pitoisuudet U-238 aktiivisuuspitoisuudet kasvavat vesien syvemmissä kerroksissa (Kuva 10). Vähemmän kuormittuneissa vesissä (Kivijärvi) U-238 aktiivisuuspitoisuus kasvoi 4 metrin syvyydessä lähes kolminkertaisesti pinnan pitoisuuksiin nähden ja kuormittuneimmissa (Kalliojärvi ja Korttelampi) jo 1 metrin syvyydessä jopa 60–200 kertaa suuremmiksi.



Kuva 10. Kivijärven, Kalliojärven ja Korttelammen pintaveden uraani U-238 aktiivisuus pitoisuudet (Bq/l) eri syvyyksissä (0–8 m) marraskuun 2012 kipsisakka-altaan vuodon jälkeen (2013).

ERICA-tool:in laskelmat uraanin annosnopeuksista ovat konservatiivisia. Mallilla saadut annokset olivat suurimmat suuruusjärjestyksessä vesikasveille, äyriäisille, hyönteistoukille, simpukoille, kotiloille ja kasviplanktonille. Erityisesti vesikasvien annokset ylittävät pienilläkin veden aktiivisuuspitoisuuksilla annosnopeuden ohjearvon $10\mu\text{Gy/h}$. Tähän on osittain syynä se, että mallin käyttämä siirtokerroin uraanin siirtymiselle vedestä kasviin on suuri $\text{CR} = 2900$. Kalalla siirtokerroin on $\text{CR} = 30$. Oughton ym. (2013) havaitsivat kaivosympäristön vesikasveista mitattujen U pitoisuuksien olevan epäyhtenäisiä vastaavilla ympäristönpitoisuuksilla ERICA Tool:illa mallinnettujen annosten kanssa. Tutkimuksessa ilmeni, että mitatut vesikasvien U aktiivisuuspitoisuudet (569 Bq U-238/kg tuorepainossa) olivat huomattavasti pienempiä kuin mallin ennustamat pitoisuudet (43500 Bq U-238/kg tuorepainossa) (Oughton ym. 2013). Mallinnuksessa käytettävät siirtokertoimet ovat vakioarvoja, jotka noudattavat lineaarisuusoletusta eli pitoisuus kasvissa kasvaa ympäristö-

pitoisuuden kasvaessa. Käytännössä metallien ja hivenaineiden otto erityisesti kasveilla on kuitenkin epälineaarinen, eli aineiden otto tasaantuu ja vähenee ympäristön korkeissa pitoisuuksissa.

ERICA mallin TIER1 ja TIER2 vaiheita käytetään erityisesti riskinarviointitarpeen tunnistamiseen. Todellisen radioekologisen tilan selvittäminen edellyttäisi myös mittauksia eläimistä ja kasveista sekä vesikemiasta. Uraanin liikkuvuus ja biosaataavuus monille eliölle on riippuvainen vesikemiasta, joten mallinnukseen tarvitaan enemmän mittauksia kohdekohtaisista K_d -arvoista, siirtokertoimista ja muiden metallien ja yhdisteiden vaikutuksista uraanin esiintymismuotoihin ja biosaataavuuteen luonnon vesissä.

9.5 Riskinarvioinnin tulos

Seulontavaiheen riskiarvio Talvivaaran kemiallisista ja aktiivisuuspitoisuuksista osoittavat, että 2012 onnettomuustilanteessa kaivoksen lähiympäristöön päässeet uraanipitoisuudet ovat todennäköisesti riittäviä aiheuttamaan vaikutuksia herkimmille lajeille ja erityisesti vesiekosysteemien tuottajiin kuuluville lajeille. Tarkastelulla ajanjaksolla uraanin kemiallisilla pitoisuuksilla on voinut olla vaikutuksia Ylä-Lumijärven, Kalliojärven, Viitapuron, Lumijoen ja Salmisen puron eliöstöön pitkäaikaisaltistumisen seurauksena. Uraanipitoisuuksien säteilyvaikutukset kaivosalueen ulkopuolisiin vesiekosysteemeihin ovat selvästi vähäisempiä niiden kemialliseen haitallisuuteen nähden. Ainoastaan Ylä-Lumijärven U-238 aktiivisuuspitoisuuksista on voinut aiheutua säteilyvaikutuksia herkemmille eliöryhmille.

Todellisten biosaatavien uraanipitoisuuksien arviointi Talvivaarassa vaatisi paikallisten vesien ominaisuuksien huomiointia. Myös muiden metallien, yhdisteiden ja säteilyaltistumisen yhteisvaikutuksista muodostuvaa stressiä olisi tutkittava lisää vesiekosysteemien todellisten riskien hahmottamiseksi. Vesiympäristön tarkkailu ja riskienarviointi kaivoksen ulkopuolella tulisi ulottaa alempiin vesikerrokseen ja pohjasedimentteihin. Uraanin kemialliset ja aktiivisuuspitoisuudet voivat olla vähemmän kuormittuneissa vesissä korkeampia syvemmissä vesikerroksissa kuin pintakerroksessa. Vesiekosysteemien tilanne tulisi tarkastella kokonaisuutena huomioiden myös pohjaeläinten ja lähellä pohjaa elävien eliöryhmien elinympäristön turvallisuus.

10 YHTEENVETO

Tässä selvityksessä koottiin kirjallisuustietoa luonnon uraanin ympäristökäyttäytymisestä, eliöiden altistumisesta ja haittavaikutuksista. Lisäksi kirjallisuudesta poimittuja uraanin viite- ja ohjearvoja verrattiin Suomen vesistöistä mitattuihin uraanipitoisuuksiin.

Luonnon radioaktiivisten materiaalien ympäristöhaittojen tuntemus on kirjallisuuden mukaan vielä rajallista. Uraanipitoisten malmien louhinta ja -rikastaminen tuottavat ympäristöön radionuklideja, joista voi olla altistuvilla kasveille, eläimille ja ravintoketjuille sekä kemiallista että säteilyhaittaa. Aikaisempi radioaktiivisten materiaalien tutkimus on kuitenkin keskittynyt ydinvoimaloiden toiminnan ja sen loppuvaiheen päästöihin, ja niihin liittyvien eläin- ja kasvitutkimuksien ensisijaisena perusteena on ollut ihmisen säteilyaltistumisen arviointi.

Uraanimalmintuotannon ja kaivannaistoiminnan kasvu maailmalla on lisännyt luonnon radioaktiivisten aineiden ympäristövaikutusten arviointia. Kemiakaalien ympäristön riskinarviointimenettelyjen ja kansainvälisten standardien kehittyminen (EC 2003, TGD) on ollut myös kimmokkeena säteilyvaikutusten arviointimenettelyjen kehittämisessä viimeisten vuosikymmenien aikana. Ympäristön säteilynsuojelu on ollut pitkään ihmisen turvallisuusviitearvojen alla, mutta tutkimusta on kehitetty koko ajan arvioimaan myös ekosysteemien säteilyturvallisuutta. Eliöstön altistumisen vaara on kuitenkin aina suurempi kuin vastaavalla alueella asuvan väestön.

Arvioinnit ekosysteemien radionuklidien turvallisista kemiallisista pitoisuuksista (PNEC) ja säteilyannoksista (PNEDR) ovat tarkentuneet tilastollisten riskinarviointimenettelyjen avulla. Tosin arviointeihin liittyy paljon epävarmuuksia, koska riskinarviointeihin soveltuva altistumis- ja annosvastetietoa kemiallisista ja säteilyvaikutuksista ei ole vielä riittävästi olemassa vesi- ja maaekosysteemeille. Tällä hetkellä säteilyn tuhansista tutkimusaineistoista vain 24 tutkimuksen ja 18 eliölajin tiedot ovat täyttäneet aineistolle vaadittavat kriteerit, mitä on voitu käyttää vesistöjen ja maaympäristön yleisen haitattoman säteilyannosnopeuden PNEDR-arvon (10 μ Gy/h) johtamisessa (UNSCEAR 2011).

Kirjallisuuden mukaan uraanin ja sen hajoamissarjan radionuklidien haittavaikutukset ovat suurempia vesiympäristössä kuin maaympäristössä. Sisävesille arvioitu uraanin haitaton liukoinen pitoisuus PNEC_{vesi} 0,3 μ g U/l (Beaugelin-Seiller ym. 2011, IRSN 2014) vastaa suuruudeltaan Euroopan vesistöjen uraanin taustapitoisuuden mediaania (0,32 μ g U/l, Salminen 2005). Suomessa luonnonvesien uraanipitoisuudet vaihtelevat välillä 0,01–0,08 μ g/l (aktiivisuuspitoisuus 0,0001–0,001 Bq/l). Tosin Uudellamaalla ne ovat keskimääräistä korkeammat: 0,50–2,50 μ g/l (0,006–0,03 Bq/l). (STUK 2013b)

Jotta uraanin eliöstövaikutuksia luonnon vesistöissä ja maaympäristöissä voitaisiin ennustaa, uraanille olisi kehitettävä biosaatavuus- ja bioligandimallit vastaavasti kuten muillekin metalliyhdisteille. Luonnon radioaktiivisten aineiden kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa tarvittavia vesistöjen ympäristölaatonormeja ja maaperän ohjearvoja ollaan vasta kehittämässä uraanille ja sen hajoamissarjan radionuklideille eri maissa kansallisella ja kansainvälisellä tasolla.

Suomessa kaivostoiminnan aiheuttamat uraanipäästöt lähiympäristöön ovat hallitussa toimintaympäristössä vähäisiä. Vahinko- ja poikkeustilanteet kuten patorikot ja vesien hallintajärjestelmien pettäminen lisäävät kuitenkin merkittävästi riskiä uraanin kulkeutumiselle kaivoksen ulkopuolelle, ja vaaraa lähiympäristön herkimmille eliölajeille ja ekosysteemeille altistua haitallisille pitoisuuksille.

LÄHTEET

- Alonzo, F., Hertel-Aas, T., Gilek, M., Gilbin, R., Oughton, D.H., Garnier-Laplace, J. (2008). Modelling the propagation of effects of chronic exposure to ionising radiation from individuals to populations. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 1464-1473.
- Andersson, P., Beaugelin-Seiller, K., Beresford, N., Copplestone, D., Della-Vedova, C., Garnier-Laplace, J., Howard, B.J., Howe, P., Oughton, D.H., Wells, C., Whitehouse, P. (2008). Numerical Benchmarks for Protecting Biota from Radiation in the Environment: Proposed Levels, Underlying Reasoning and Recommendations; Deliverable 5; Protection of the Environment from Ionising Radiation in a Regulatory Context (PROTECT) (Contract 036425 (F16R)): 11/11/08, 2008; p 72.
- Andersson, P., Garnier-Laplace, J., Beresford, N.A., Copplestone, D., Howard, B.J., Howe, P., Oughton, D., Whitehouse, P. (2009). Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical benchmark values. *Journal of Environmental Radioactivity* 100: 1100-1108.
- Ansoborlo, E., Berard, P., Den Auwer, C., Leggett, R., Menetrier, F., Younes, A., Montavon, G., Moisy, P. (2012). Review of Chemical and Radiotoxicological Properties of Polonium for Internal Contamination Purposes. *Chemical Research in Toxicology* 25: 1551–1564.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (1990). Toxicological profile for thorium. Lainattu 21.10.2013, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp147.pdf>
- Beaugelin-Seiller, K., Février, L., Gilbin, R., Garnier-Laplace, J. (2011). Ecotoxicity of uranium in freshwaters: Influence of the physico-chemical status of the rivers. In: *The New Uranium Mining Boom: Challenge and lessons learned*. Eds. Merkel B. and Schipek M. Springer-Verlag Berlin Heidelberg pp. 507-516.
- Berthelot, D., Haggis, M., Payne, R., McClarty, D., Courtin, M. (1999). Application of water covers, remote monitoring and data management systems to environmental management at uranium tailings sites in the Serpentine River watershed. *CIM Bulletin* 92: 70-77.
- Bollhöfer, A., Brazier, J., Humphrey, C., Ryan, B., Esparon, A. (2011). A study of radium bioaccumulation in freshwater mussels, *Velesunio angasi*, in the Magela Creek catchment, Northern Territory, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 964-974.
- Brenner, M., Smoak, J.M., Leeper, D.A., Streubert, M., Baker, S.M. (2007). Radium-226 accumulation in Florida freshwater mussels. *Limnology and Oceanography* 52: 1614-1623.
- Brown, J.E., Gjelsvick, R., Roos, P., Kalas, J.A., Outola, I., Holm, E. (2011). Levels and transfer of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb in Nordic terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 430–437.
- Brown, J.E., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N.A., Copplestone, D., Pröhl, G., Ulanovsky, A. (2008). The ERICA Tool. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 1371-1383.

- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2011). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Uranium. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Carvalho, F.P., Oliveira, J.M., Lopes, I., Batista, A. (2007). Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity* 90: 298-314.
- Carvalho, F.P. (2011). Polonium (^{210}Po) and lead (^{210}Pb) in marine organisms and their transfer in marine food chains. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 462-472
- Chambers, D.B., Osborne, R.V., Garva, A.L. (2006). Choosing an alpha radiation weighting factor for doses to non-human biota: *Journal of Environmental Radioactivity* 87: 1–14.
- Colpaert, A. (2006). The forgotten uranium mine of Paukkajavaara, North Karelia, Finland. *Nordia Geographical Publications* 35: 31-38.
- Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I. (2001). Impact Assessment of Ionizing Radiation on Wildlife. R&D Publication 128, Environment Agency and English Nature, Bristol.
- Correa LM, Kochhann D, Becker AG, Pavanato MA, Llesuy SF, Loro VL, Raabe A, Mesko MF, Flores EM, Dressler VL, Baldisserotto B. 2008. Biochemistry, cytogenetics and bioaccumulation in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to different thorium concentrations. *Aquatic Toxicology* 88: 250-256.
- EC (European Commission). (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. European Commission Joint Research Centre. EUR 20418 EN/2. Lainattu 21.10.2013, http://ec.europa.eu/environment/chemicals/exist_subst/pdf/tgdpart4_2ed.pdf
- EFSA (European Food Safety Authority). (2009). Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a requested from German Federal Institute for Risk Assessment (BfR) on uranium in foodstuff, in particular mineral water. *EFSA Journal*, 1018, 1–59.
- Euroopan Komissio (2011). Neuvoston direktiivi turvallisuutta koskevien perusnormien vahvistamisesta ionisoivasta säteilystä aiheutuvilta vaaroilta suojelemiseksi. Lainattu 21.10.2013, <http://eur-lex.europa.eu/lexUriServ/lexUriServ.do?uri=COM:2011:0593:FIN:FI:PDF>
- Evseeva, T., Geras'kin, S., Majstrenko, T., Brown, J., Belykh, E. (2010). Comparative estimation of ^{232}Th and stable Ce (III) toxicity and detoxification pathways in freshwater alga *Chlorella vulgaris*. *Chemosphere* 81: 1320-1327.
- Fritsch, C., Scheifler, R., Beaugelin-Seiller, K., Hubert, P., Coeurdassier, M., de Vaugfleury, A., Badot, P.-M. (2008). Biotic interactions modify the transfer of Cesium-137 in a soil-earthworm-plant-snail food web. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27: 1698–1707.
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Gilbin, R., Copplestone, D., Hingston, J., Ciffroy, P. (2006). First Derivation of Predicted-No-Effect values for freshwater and terrestrial eco-

- systems exposed to radioactive substances. *Environmental Science & Technology* 40: 6498-6505
- Garnier-Laplace, J., Geras'kin, S., Della-Vedova, C., Beaugelin-Seiller, K., Hinton, T.G., Real, A., Oudalova, A. (2013). Are radiosensitivity data derived from natural field conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates. *Journal of Environmental Radioactivity* 121: 12-21.
- Gjelsvik, R., Brown, J., Holm, E., Roos, P., Saxen, R., Outola, I. (2012). Polonium-210 and other radionuclides in terrestrial, freshwater and brackish environments. Results from the NKS project GAPRAD (Filling knowledge gaps in radiation protection methodologies for non-human biota). *SrålevernRapport 2012:3*. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority.
- Heikkinen, P.M., Noras, P. (2005). *Kaivoksen sulkemisen käsikirja. Kaivostoiminnan ympäristötekniikka*. Vammalan kirjapaino Oy. 165s.
- Hertel-Aas, T., Brunborg, G., Jaworska, A., Brit Salbu, B., Oughton, D.H. (2011). Effects of different gamma exposure regimes on reproduction in the earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Science of The Total Environment* 412-413: 138-147.
- Hertel-Aas, T., Oughton, D.H., Jaworska, A., Brunborg, G. (2011). Induction and repair of DNA strand breaks and oxidised bases in somatic and spermatogenic cells from the earthworm *Eisenia fetida* after exposure to ionising radiation. *Mutagenesis* 26: 783-793.
- Hinck, J.E., Linder, G., Finger, S., Little, E., Tillitt, D., Kuhne, W. (2010). Biological pathways of exposure and ecotoxicity values for uranium and associated radionuclides. In: Chapter D of Hydrological, Geological, and Biological Site Characterization of Breccia Pipe uranium deposits in Northern Arizona (ed. Alpine AE). *Scientific Investigations Report 2010–5025*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. 287-353. Lainattu 21.10.2013, http://pubs.usgs.gov/sir/2010/5025/pdf/sir2010-5025_biology.pdf
- Howard, B.J., Beresford, N.A., Copplestone, D., Telleria, D., Proehl, G., Fesenko, S., Jeffrey, R.A., Yankovich, T.L., Brown, J.E., Higley, K., Johansen, M.P., Mulye, H., Vandenhove, H., Gashchak, S., Wood, M.D., Takatam, H., Andersson, P., Dale, P., Ryan, J., Bollhöfer, A., Doering, C., Barnett, C.L., Wells, C. (2013). The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity* 121: 55-74
- Howard, B., Larsson, C.-M., (2008). The ERICA integrated approach and its contribution to protection of the environment from ionising radiation. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 1361–1363.
- IAEA (2010). TRS 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments.–Vienna : International Atomic Energy
Lainattu 21.10.2013, http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472_web.pdf
- IAEA (2006). Fundamental Safety Principles: Safety Fundamentals. IAEA Safety Standards Series No. SF-1. IAEA, Vienna. Lainattu 21.10.2013, http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1273_web.pdf

- IAEA (2011). Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards e Interim Edition. General Safety Requirements Part 3 (Interim). STI/PUB/1531. IAEA, Vienna. Lainattu 21.10.2013, http://www.ilo.org/wcmsp5/groups/public/@ed_protect/@protrav/@safework/documents/publication/wcms_171036.pdf
- Ibrahim, S.A., Whicker, F.W. (1988). Comparative uptake of U and Th by native plants at a U production site: Health Physics 54: 413–419.
- ICRP (1991) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21 (1–3).
- ICRP (2003). A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33(3).
- ICRP (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2–4).
- ICRP (2008). Environmental protection: the concept and use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38(4–6).
- ICRP (2009). Environmental protection: transfer parameters for reference animals and plants. Ann. ICRP 39, 6. ICRP Publication 114.
- IRSN (Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety). Natural uranium and the environment. Lainattu 4.6.2014, <http://www.irsn.fr/EN/Research/publications-documentation/radionuclides-sheets/environment/Pages/Natural-uranium-environment.aspx>
- IRSN, EDEN. Lainattu 4.6.2014, <http://www.irsn.fr/EN/Research/Scientific-tools/Computer-codes/Pages/The-EDEN-computer-code-Elementary-Dose-Evaluation-for-Natural-environment-2368.aspx>
- Kauppi, S., Mannio, J., Hellsten, S., Nystén, T., Jouttijärvi, T., Huttunen, M., Ekholm, P., Tuominen, S., Porvari, P., Karjalainen, A., Sara-Aho, .T. ,Saukkoriipi, J., Maunula, M. (2013). Arvio Talvivaaran kaivoksen kipsisakka-altaan vuodon haitoista ja riskeistä vesiympäristölle. Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 11/2013.
- Kauppila, P., Räisänen, M.L., Myllyoja, S. (2011). Metallimalmikaivostoiminnan parhaat ympäristökäytännöt. Suomen ympäristökeskus 29/2011.
- Kiilunen, M., Karjalainen, A., Louhelainen, K., Santonen, T. (2014). Esikartoitus uraanialtistumisesta uraanipitoisten malmien louhinnassa ja tuotannossa. Osa 1. Tietoa työstä, Työterveyslaitos. <http://www.ttl.fi/fi/verkkokirjat/Sivut/default.aspx>
- Kochhann, D., Pavanato, M.A., Llesuy, S.F., Correa, L.M., Riffel, A.P., Loro, V.L., Mesko, M.F., Flores ,E.M., Dressler, V.L., Baldisserotto, B. (2009). Bioaccumulation and oxidative stress parameters in silver catfish (*Ramdia quelen*) exposed to different thorium concentrations. Chemosphere 77: 384-391.
- Larsson, C.-M. (2012). Biological basis for protection of the environment. Ann. ICRP 41: 208-217.
- Lehtiö, M. (1983). Uraanimalmijätteeseen ja sen sijoittamiseen liittyvistä erityishaitoista. Geologinen tutkimuskeskus. Ydinjätteiden sijoitustutkimusten projektiryhmä. Työraportti G- 1.5.2 -1, Y30/83/1, 69 s.

- Lourenco, J., Pereira, R., Silva, A., Carvalho, F., Oliveira, J., Malta, M., Paiva, A., Goncalves, F., Mendo, S. (2012). Evaluation of the sensitivity of genotoxicity and cytotoxicity endpoints in earthworms exposed in situ to uranium mining wastes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 75, 46–54.
- Markich, S.J. (2002). Uranium Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems: An Overview. Mini-Review. *The Scientific World JOURNAL* 2: 707–729.
- Mathews, T., Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., Adam, C., Della-Vedova, C. (2009). A probabilistic assessment of the chemical and radiological risks of chronic exposure to uranium in freshwater ecosystems. *Environmental Science & Technology* 43: 6684–6690.
- Medley, P., Bollhöfer, A., Parry, D., Martin, P. (2013). Radium concentration factors in passionfruit (*Passiflora foetida*) from the Alligator Rivers Region, Northern Territory, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity* 126: 137-146.
- Michalik, B., Brown, J., Karajewski, P. (2013). The fate and behaviour of enhanced natural radioactivity with respect to environmental protection. *Environmental Impact Assessment Review* 38: 163-171.
- Mrdakovic Popic, J., Salbu, B., Skipperud, L. (2012). Ecological transfer of radionuclides and metals to free-living earthworm species in natural habitats rich in NORM. *Science of the Total Environment* 414: 167-176.
- Mustonen, R., Ikäheimonen, T.K., Salonen, L., Sillanpää, T. (1989). Uraanin louhinnan ja riakstuksen radiologiset ympäristövaikutukset Enon Paukkajanvaarassa. STUK-B-VALO 61.
- Mustonen, R., Sjöblom, K.-L., Bly, R., Havukainen, R., Ikäheimonen, T.K., Kosunen, A., Markkanen, M., Paile, W. (2008). Säteilysuojelun perussuosituksen 2007. Suomenkielinen lyhennelmä julkaisusta ICRP-103. STUK-tiedotteet.
- Neves, O., Matias, M.J. (2008). Assessment of groundwater quality and contamination problems ascribed to an abandoned uranium mine (Cunha Baixa region, Central Portugal). *Environmental Geology* 53: 1799-1810.
- Neuvoston Direktiivi. (2013). 2013/59/EURATOM turvallisuutta koskevien perusnormien vahvistamisesta ionisoivasta säteilystä aiheutuville vaaroille suojelemiseksi ja direktiivien 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom ja 2003/122/Euratom kumoamisesta. 17.1.2014. Lainattu 4.6.2014, <http://eur-lex.europa.eu/lexUriServ/lexUriServ.do?uri=OJ:L:2014:013:FULL:FI:PDF>
- NRC (National Research Council). (2012). *Uranium Mining in Virginia: Scientific, Technical, Environmental, Human Health and Safety, and Regulatory Aspects of Uranium Mining and Processing in Virginia*. The National Academies Press, Washington, D.C. Lainattu 21.10.2013, http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=13266&page=178
- Pereira, R., Barbosa, S., Carvalho, F.P. (2013). Uranium mining in Portugal: a review of the environmental legacies of the largest mines and environmental and human health impacts. *Environmental Geochemistry and Health*. DOI 10.1007/s10653-013-9563-6.
- Persson, B.R., Holm, E. (2011). Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 420–429.

- Oughton, D.H., Strømman, G., Salbu, B. (2013). Ecological risk assessment of Central Asian mining sites: application of the ERICA assessment tool. *Journal of Environmental Radioactivity* 123: 90-98.
- OTKES (Onnettomuustutkintakeskus) (2014). Ympäristöonnettomuus Talvivaaran kaivoksella marraskuussa 2012. Y2012-03. 93 s.
- Poston, P.M., Hanf, J.R.W., Simmons, M.A. (1984). Toxicity of uranium to *Daphnia magna*. *Water, Air, & Soil Pollution* 22, 289-298.
- Pyle, G.G., Clulow, F.V. (1998), Radionuclide equilibria between the aquatic environment and fish tissues: *Journal of Environmental Radioactivity* 40: 59–74.
- Pöllänen, R. (2003). Radioaktiiviset aineet, säteily ja ympäristö. Luku 1. Kirjassa: Säteily ympäristössä. Pöllänen R (toim.) Säteily- ja ydinturvallisuus -sarja, osa 2. Karisto, Hämeenlinna: 10-35.
- Riethmuller, N., Markich, S.J., van Dam, R.A., Parry, D. (2001). Effects of water hardness and alkalinity on the toxicity of uranium to a tropical freshwater hydra (*Hydra viridis-sima*). *Biomarkers* 6, 45–51
- Salminen, R. (2005). Geochemical Atlas of Europe. Part 1–Background Information, Methodology and Maps. Lainattu 5.5.2014, <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php11:58>
- Sazykina, T.G. (2005). A system of dose-effects relationships for the northern wildlife: radiation protection criteria. *Radioprotection, Suppl. 1 (40)*, S889-S892.
- SCHER (2010). Opinion on the environmental and health risks posed by depleted uranium, 18 May 2010
- Schmidt, P., Kreyssig, W., Löbner, W. (2011). How much uranium can be left at former U mining sites? The need for a complex assessment framework. In: *The New Uranium Mining Boom: Challenge and lessons learned*. Eds. Merkel B. and Schipek M. Springer-Verlag Berlin Heidelberg p. 151- 160.
- Sheppard, S.C., Sheppard, M.I., Gallerand, M.-O., Sanipelli, B. (2005). Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium. *Journal of Environmental Radioactivity* 79: 55-83.
- Sheppard, S.C., Sheppard, M.I., Ilin, M., Tait, J., Sanipelli, B. (2008). Primordial radionuclides in Canadian background sites: secular equilibrium and isotopic differences. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 933-946.
- Skipperud, L., Strømman, G., Yunusov, M., Stegnar, P., Uralbekov, B., Tillboev, H., Zjazjev, G., Heier, L.S., Rosseland, B.O., Salbu, B. (2013). Environmental impact assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity* 123: 50-62.
- STUK (2005). Luonnon radioaktiivisia aineita sisältävät materiaalit. STUK tiedottaa 2/2005. Helsinki: Säteilyturvakeskus.
- STUK (2012a). Uraani kaivostoiminnassa. Säteily- ja ydinturvallisuuskatsauksia.
- STUK (2012b). Talvivaaran ympäristön radiologinen perustilaselvitys. Loppuraportti 31.3.2012. 38 s.
- STUK (2012c). Talvivaaran ympäristövahinko: Talvivaaran kaivoksen ympäristöstä kerättyjen vesi- ja muiden näytteiden uraanipitoisuuksia. <http://www.stuk.fi/sateily->

- [ymparistossa/uraani/talvivaaran-kaivos/fi_FI/talvivaaran-kaivosalueen-vesistöjen-uraani/](#) (26.5.2014)
- STUK (2013a). Ydinjätteiden loppusijoitus. OHJE. YVL D.5/15.11.2013. http://www.finlex.fi/data/normit/41417-YVL_D.5.pdf
- STUK. (2013b). Uraanipitoisuudet Suomen kallioperässä ja vesistöissä. Lainattu 25.6.2014, http://www.stuk.fi/sateily-ymparistossa/uraani/fi_FI/uraanipitoisuudet-suomessa/.
- Syed, H.S. (1999). Comparison studies adsorption of thorium and uranium on pure clay minerals and local Malaysian soil sediments. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 241: 11–14.
- Talvivaara (2009). Talvivaaran kaivoksen ympäristötarkkailu. Lainattu 5.5.2014, http://www.talvivaara.com/Kestava_kehitys/Ymparistovastuu/Ymparistoraportteja/ymparistotarkkailu
- Talvivaara Sotkamo Oy. (2010). Uraanin talteenoton ympäristövaikutusten arviointi. Arviointiohjelma. Lainattu 5.5.2014, https://www.tem.fi/files/28464/Talvivaara_uraanintalteenoton_YVA.pdf
- Thompson, P.A., Macdonald, C.R., Harrison, F. (2003). Recommended RBE weighting factor for the ecological risk assessment of alpha-emitting radionuclides, in *Protection of the Environment from Ionising Radiation—The development and application of a system of radiation protection for the environment. Proceedings of the Third International Symposium, Darwin, Australia, 22–26 July 2002: International Atomic Energy Agency IAEA-CSP-17*, p. 93–100.
- Turtiainen, T., Kostianen, E., Hallikainen, A. (2011). ^{210}Pb and ^{210}Po in Finnish cereals. *Journal of Environmental Radioactivity* 102: 438-442.
- Ulanovsky, A., Pröhl, G. (2012). Dosimetry for Reference Animals and Plants: current state and prospects. *Ann. ICRP* 41 (3-4): 218-232
- UNSCEAR 2011. Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR 2008. Volume II. Annex E: Effects of ionizing radiation on non-human-biota. Lainattu 21.10.2013, http://www.unscear.org/docs/reports/2008/11-80076_Report_2008_Annex_E.pdf
- USDOE (2002). A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. Technical Standard DoE-STD-1153-2002, Washington DC, USA. Lainattu 5.5.2014, <http://energy.gov/ehss/downloads/doe-std-1153-2002>
- US-EPA (2014). United States Environmental Protection Agency ECOTOX Database. Lainattu 5.5.2014, <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- Vaaramaa, K., Solatie, D., Aro, L. (2009). Distribution of ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. *Science of Total Environment* 408: 84–91.
- Valtioneuvoston asetus ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuudesta (736/2008).
- Vandenhove, H., Olyslaegers, G., Sanzharova, N., Shubina, O., Reed, E., Shang, Z., Velasco, H. (2009). Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100: 721-732.

- Vandenhove, H., Sweeck, L., Olyslaegers, G., Wannijn, J., Van Hees, M. (2011). Evaluation of the environmental risk associated with the radiological atmospheric discharges from the Belgian nuclear power plants. GDF-SUEZ SCK•CEN Framework Agreement Project 28. May, 2011. Final version. External Report of the Belgian Nuclear Research Centre. SCK•CEN-ER_169.
- Virtanen, S. (2011). Luonnon radionuklidien fraktiointi vaiheittaisten uuttojen avulla maaperä ja sedimenttinäytteistä. POSIVA Työraportti 2011-55.
- Välisalo, T., Jouttijärvi, T., Kallio, A., Kauppi, S., Kauppila, P., Komulainen, H., Laasonen, J., Laine-Ylijoki, J., Leppänen, M., Reinikainen, J., Wahlström, M. (2014). Kaivosten stressitestit 2013. Ympäristöministeriön raportteja 2/2014
- Woodhead, D., Zinger, I. (2003). FASSET Deliverable D4: Radiation effects to plants and animals, FASSET Contract No FIGE-CT-2000-00102. Lainattu 21.10.2013, <http://www.fasset.org>
- Zaitsev, A.S., Gongalsky, K.B., Nakamori, T., Kaneko N. (2014). Ionizing radiation effects on soil biota: Application of lessons learned from Chernobyl accident for radioecological monitoring. *Pedobiologia* 57: 5-14.
- Äikäs, O. (2006). Uraaninetsintä havahtui Ruususen uudesta nykypäivään. *Materia* 3: 10-15.
- Äikäs, O. (2013). Uraaniryntäys hiipui–uraanikohu jatkuu. *Materia* 1: 8-11.

Luonnon radioaktiivisten materiaalien erityisesti pitkäaikaisaltistumisen haitallisuudesta vesi- ja maaekosysteemeille on kirjallisuuden mukaan vielä vähän tietoa. Luonnon uraani on kemiallisesti haitallisempaa ihmiselle ja eliöstölle kuin sen aiheuttama säteily. Uraani on biokertyvämpää vesiympäristössä ja haitallisempaa vesieliöille kuin maakasveille tai -eläimille. Uraanin ja hajoamissarjan radionuklidit kertyvät pääasiallisesti kaloilla ja luonnon eläimillä luustoon ja sisäelimiin. Suomessa uraanipitoisten malmien louhinnasta ja rikastamisesta aiheutuvat uraanipäästöt lähiympäristöön ovat vähäisiä tai alle määritysrajan.

Suomen kaivoksilla malmien sisältämät uraanipitoisuudet ovat useimmiten pieniä, mutta louhitun malmin ja jätemäärien suuruudesta riippuen sivutuotteena syntyvän uraanin kokonaismäärät kaivosalueella voivat olla suuria ja ympäristöön päästessään merkittäviä paikallisten ympäristönvaikutusten kannalta.

TYÖTERVEYSLAITOS

Työterveyslaitos

Topeliuksenkatu 41 a A, 00250 Helsinki

www.ttl.fi

ISBN 978-952-261-455-1 (PDF)

