

Bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuus

Ympäristösäteilyn valvonnan toimintaohjelma

Meerit Kämäräinen, Antti Kallio, Jani Turunen

Säteilyturvakeskus

Ympäristön säteilyvalvonta ja valmius

Meerit Kämäräinen, Antti Kallio, Jani Turunen

Säteilyturvakeskus

PL 14

00811 Helsinki

www.stuk.fi

Lisätietoja

Meerit Kämäräinen

meerit.kamarainen@stuk.fi

puhelin 09 759 88 534

ISBN 978-952-309-400-0 (pdf)

Sisällys

Tiivistelmä	4
1. Ympäristösäteilyn valvonta Suomessa	5
2. Johdanto.....	5
2.1 Tutkimuksen tausta.....	5
2.2 Säteilyturvallisuusohjeet tuhkan käsittelystä, käytöstä ja sijoituksesta.....	8
2.3 Hankkeen tavoitteet.....	10
3. Aineisto ja menetelmät.....	10
3.1 Näytteiden hankinta ja esikäsittely.....	10
3.2 Polttolaitos- ja tuhkatyypit.....	11
3.3 Näytteiden analysointi	12
3.3.1 Gammaspakettimetriset näyteanalyysit	12
4. Tulokset	13
4.1 Radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet tuhkassa.....	13
4.2 Radionuklidien jakautuminen lento- ja pohjatuhkan välillä.....	29
4.3 Polttoaineen keräysalueen vaikutus tuhkan aktiivisuuteen	29
4.4 Luonnon radioaktiivisten aineiden hajoamissarjojen tasapainotarkastelu	29
4.5 Aktiivisuusindeksit.....	32
4.6 Säteilysuojelullinen merkitys.....	33
5. Johtopäätökset	34
6. Kiitokset.....	35
7. Lähteet.....	35
LIITE 1. Hankkeen näytteenottopöytäkirja	37
LIITE 2. STUK-A200, 2004, kappale 6.....	39
LIITE 3. Ohje ST 12.2. Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuus.....	47

Tiivistelmä

Bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuuspitoisuuksia mitattiin 11 voimalaitokselta kerätyistä lento-, pohja- ja arinatuhkista. Tutkimuksessa tarkasteltiin sekä Tšernobylin ydinonnettomuudesta peräisin olevan ^{137}Cs :n että luonnonnuklidien aktiivisuuspitoisuuksia. Tuhkanäytteiden radionuklidipitoisuuksien perusteella arvioitiin tuhkan käytölle ja käsittelylle asetettujen toimenpidearvojen ylittymistä nk. aktiivisuusindeksien avulla Säteilyturvakeskuksen ohjeen ST 12.2. mukaisesti. Tuhkan käsittelylle ja hyötykäytölle määritetään eri käyttötarkoitusten mukaan erilliset aktiivisuusindeksit. Tulokset osoittavat, että työntekijöille ei tarvitse asettaa rajoituksia radioaktiivisuuden vuoksi tuhkaa käsiteltäessä, koska aktiivisuusindeksin raja-arvo ei ylittynyt. Kuitenkaan lento- ja arinatuhkia ei tulisi ilman erillisiä selvityksiä käyttää rakennusmateriaaleihin tai tieverkoston ja vastaavien rakentamiseen eikä läjitykseen, maantäyttöön tai maisemarakentamiseen. Tämä siksi, että osassa lento- ja arinatuhkanäytteitä todettiin aktiivisuusindeksien raja-arvojen ylittymistä arvioitaessa toimenpidearvon toteutumista tuhkan hyötykäytön yhteydessä.

Säteilysuojelun kannalta on huomioitava, että osassa lentotuhkanäytteitä ^{210}Pb on merkittävästi rikastunut verrattuna muihin uraanisarjan nuklideihin. Näin ollen pelkkä aktiivisuusindeksin määrittäminen ei riitä kaikissa tilanteissa tarkasteltaessa mahdollista säteilyaltistuksen viitearvon ylittymistä ja tarvetta käytännön säteilysuojeluun, koska tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi ei huomioi tuhkan ^{210}Pb -pitoisuutta, vaan uraanisarjaa edustava osa laskeetaan pelkästään ^{226}Ra :n perusteella. Tutkimuksen pohjalta suositellaankin, että ^{210}Pb -pitoisuus otetaan jatkossa huomioon ohjeistettaessa tuhkan käsittelystä aiheutuvan säteilyaltistuksen arviointia.

Tarkasteltaessa Tšernobylin ydinonnettomuuden aiheuttaman laskeuman vaikutusta arinatuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuteen oli suurimman laskeuman saaneelta alueelta kerätyn metsäpolttoaineen arinatuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden mediaani 3100 Bq/kg. Korkeat tuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuudet aiheuttavat aktiivisuusindeksien ylityksiä. Kun käytetään suuren laskeuman alueelta kerättyä polttoainetta tulisi mittauksin varmistaa tuhkan käyttökelpoisuus eri käyttötarkoituksissa. Vastaavasti seuraavaksi suurimman laskeuman alueen ja vähiten laskeumaa saaneen alueen arinatuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien mediaanit olivat 470 Bq/kg ja 130 Bq/kg. Näiltä alueilta kerätyssä polttoaineessa oli myös turvetta mukana, joten osa ^{137}Cs -aktiivisuuden vaihtelusta johtunee myös käytetystä polttoaineesta.

Tähän raporttiin on koottu tulokset hankkeesta ”Bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuus Suomessa”, jonka Säteilyturvakeskus toteutti yhdessä Energiategollisuus ry:n sekä Bioenergia ry:n kanssa vuosina 2015–2017. Hankkeesta saadut tulokset palvelevat toiminnanharjoittajia ja viranomaisia arvioitaessa bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan käytöstä aiheutuvia säteilyvaikutuksia.

Lisääntyvän bioenergian käytön myötä syntyvän tuhkan määrä kasvaa entisestään. Ympäristöön vapautuvan radioaktiivisuuden määrä riippuu läjitysalueen muodosta, tiivyydestä ja suotovesien keräys- ja käsittelyjärjestelmistä. Tulevaisuudessa olisikin tarpeen selvittää polttolaitosten ja tuhkan varastointialueiden läheisyydestä päästöjen ja tuhkan läjityksen vaikutukset ympäristön radioaktiivisten aineiden pitoisuuksiin. ^{137}Cs :n kerääntymistä saostuskaivoihin ja kulkeutumista läjitysalueilta ympäristöön voitaisiin selvittää pitkän aikavälin seurantamittauksin.

1. Ympäristösäteilyn valvonta Suomessa

Ympäristösäteilyn valvonta koostuu vuosittain toteutettavasta jatkuvasta ympäristön säteilyvalvontaohjelmasta, kerran strategiakaudella toteutettavista osa-ohjelmista sekä kaivosten ja ydinvoimalaitosten ympäristön säteilyvalvonnasta.

Jatkuvassa ympäristön säteilyvalvontaohjelmassa valvotaan mm. ulkoista säteilyä ja elintarvikkeita. Tämän ohjelman toteutuksesta löytyy tietoa Säteilyturvakeskuksen (STUK) internetsivuilta: (<http://www.stuk.fi/stuk-valvoo/ympariston-sateilyvalvonta/jatkuvavalvonta-ohjelma>). Ohjelman tuloksista koostetaan vuosittain raportti ”Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa”. Vuosittain toteutettava ympäristön säteilyvalvontaohjelma antaa yleiskuvan säteilytilanteesta Suomessa.

Jatkuvan ympäristön säteilyvalvonnan tuloksia täydennetään osa-ohjelmien avulla. Niissä seurataan yksityiskohtaisemmin suomalaisten kannalta tärkeimpiä säteilyaltistuksen lähteitä. Osa-ohjelmia toteutetaan 5–10 vuoden välein. Osa-ohjelmista kerrotaan tarkemmin STUKin internetsivuilla (<http://www.stuk.fi/stuk-valvoo/ympariston-sateilyvalvonta/-osaohjelmat>).

Tässä raportissa kerrotaan ympäristön säteilyvalvonnan osa-ohjelman ”Bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuus Suomessa”.

2. Johdanto

2.1 Tutkimuksen tausta

Tutkimus ”Bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuus Suomessa” toteutettiin Säteilyturvakeskuksessa yhdessä Energiategollisuus ry:n sekä Bioenergia ry:n kanssa vuosina 2015–2017. Hanke on ympäristön säteilyvalvonnan osa-ohjelma ja sen tarkoituksena oli kerätä tietoa bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuudesta sekä aktiivisuuden vaihtelusta polttoaineen koostumuksen ja hankintapaikkakunnan mukaan. Samalla kartoitettiin bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisten aineiden aiheuttamaa säteilyaltistusta energian tuotannon ja tuhkan hyötykäytön yhteydessä.

Bioenergian tuotannossa käytetyn polttoaineen palaessa syntyvä tuhka sisältää sekä luonnon radioaktiivisia aineita että laskeumasta peräisin olevia radionuklideja. Eloperäisen aineen palaessa sen sisältämät radioaktiiviset aineet päätyvät suureksi osaksi tuhkaan pienen määrän vapautuessa polton aikana ilmakehään. Tuhkan sisältämästä radioaktiivisuudesta suuri osa on peräisin keväällä 1986 tapahtuneesta Tšernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta. Onnettomuudessa vapautui suuri määrä radioaktiivisia aineita ympäristöön ja ilmakehään. Laskeuman aktiivisuuden perusteella Suomi on jaettu viiteen laskeumaluokkaan (kuva 1, taulukko 1). Säteilyannoksen kannalta tärkeimmät vapautuneet radioaktiiviset aineet olivat jodi-131 (^{131}I), cesium-134 (^{134}Cs) ja cesium-137 (^{137}Cs) sekä vähemmässä määrin strontium-90 (^{90}Sr) ja plutonium (Pu) (Lehto, 2006). Tšernobyl-laskeuman pitkäikäiset radionuklidit kerääntyivät metsäekosysteemeihin. Metsäympäristössä säteilyaltistuksen kannalta merkittävin nuklidi on ^{137}Cs , sillä sen aktiivisuus metsän tuotteissa on merkittävää pitkällä aikavälillä. Muiden radionuklidien, kuten ^{90}Sr :n ja Pu:n isotooppien merkitys ihmisen altistuksen kannal-

ta on vähäisempi niiden alhaisten määrien vuoksi. Puun ravinnekierrossa ^{137}Cs kulkeutuu puun kasvaviin osiin, neulasiin, vuosikasvaimiin sekä kasvaviin oksiin ja juuriin. Kuoren ^{137}Cs -pitoisuus on selvästi suurempi kuin puuaineksen (Moberg ym. 1999). Rungon puuaines on puun puhtainta osaa. Metsähakkeen ^{137}Cs -pitoisuus vaihtelee riippuen siitä mistä puun osista hake on tehty. ^{137}Cs poistuu metsien ravinnekierrosta lähinnä radioaktiivisen hajoamisen kautta sen puoliintumisajan ollessa 30 vuotta. Radioaktiivinen hajoaminen vähentää puuston ^{137}Cs -aktiivisuutta noin 2,3 % vuodessa (STUK-A133, 1996).

Eloperäisen polttoaineen sisältämät luonnon radioaktiiviset aineet ovat peräisin maaperästä. Maaperän luonnon radioaktiivisista aineista kasveihin siirtyy tehokkaimmin kaliumin lisäksi lyijy (^{210}Pb), polonium (^{210}Po) sekä radiumin isotoopit (^{226}Ra ja ^{228}Ra). Kasveissa, joiden elinikä on pitkä, voi esiintyä myös toriumin isotooppia ^{228}Th . Valtaosa kasvien sisältämästä ^{228}Th :sta on kuitenkin syntynyt kasviin siirtyneestä ^{228}Ra :sta, sillä aktinoidien siirtyminen kasveihin juuriston kautta on erittäin heikkoa (Vetikko ym. 2015).

Polttolaitosten tuottaman puuntuhkan radioaktiivisuuspitoisuuksia tutkittiin Suomessa vuosina 1996–1997 (STUK-A177, 2001). Puun osuuden ollessa yli 80 % polttoaineesta lentotuhkanäytteiden ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuus oli keskimäärin 2000 bequerelia kilossa (Bq/kg) vuosina 1996–1997 tehdyssä tutkimuksessa (vaihteluväli 180–5700 Bq/kg). Pohjatuhkanäytteiden ^{137}Cs -pitoisuus oli keskimäärin 1200 Bq/kg (vaihteluväli 20–3500 Bq/kg). Puun ja turpeen sekapoltoissa pitoisuus oli keskimäärin 3600 Bq/kg. Raskaiden luonnon radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet olivat keskimäärin alle 100 Bq/kg (STUK-A177, 2001). 2001–2003 koostetussa raportissa tarkasteltiin energiateollisuudessa syntyvän puuntuhkan radioaktiivisuutta ja kehitettiin menettelyä, jolla puupolttoaineita käyttävät laitokset voisivat arvioida tuotettavan tuhkan radioaktiivisuutta ja tarvittaessa huomioida sen aiheuttamaa säteilyaltistusta (STUK-A200, 2004).

Tuhkan läjitysalueilla sadeveden mukana liukenee tuhkasta radioaktiivisia aineita ympäristöön. Vetikko ym. (STUK-A200, 2004) tarkastelivat radionuklidien kulkeutumista pienimuotoisessa seurantatutkimuksessa yhdellä läjitysalueella mittaamalla tuhkaläjän pintatuhkan radioaktiivisuutta kahden viikon välein syksyn ajan. Tuona aikana koekasan pintakerroksen ^{137}Cs -pitoisuus pieneni noin 30 %. Läjitysalueen vesi suodattui viereiseen järveen sorakerroksen läpi. ^{137}Cs sitoutuu kuitenkin tehokkaasti maaperän sora- ja savikerrokseen ja järvivedessä aktiivisuuspitoisuudet laimenevat vielä vesimassaan. Viereisen järven ^{137}Cs -pitoisuus ei poikennut muiden samalla laskeuma-alueella sijaitsevien järvien ^{137}Cs -pitoisuudesta.

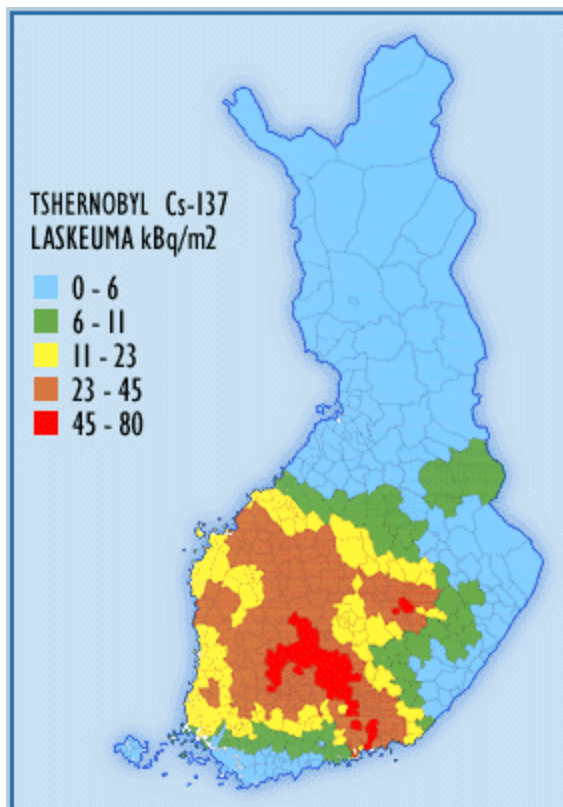
Uusiutuvilla energialähteillä tarkoitetaan puupolttoaineita, muita kasvi- ja eläinperäisiä polttoaineita, biokaasua, kierrätys- ja jättepolttoaineiden biohajoavaa osuutta, vesivoimaa, tuulivoimaa, aurinkoenergiaa ja maalämpöä. Suomessa uusiutuvan energian osuus oli EU:n laskeutuvan mukaan 39 % energiankulutuksesta vuonna 2016. Uusiutuvan energian osuuden kasvattaminen ja fossiilisten polttoaineiden käytön vähentäminen on yksi keskeisimmistä energia- ja ilmastopolitiikan tavoitteista. EU:n asettaman tavoitteen mukaisesti Suomen tulee tuottaa uusiutuvilla energialähteillä 38 % energian loppukulutuksesta vuoteen 2020 mennessä. Kansallisesti on linjattu, että 2020-luvulla uusiutuvan energian käyttöä lisätään kestävästi niin, että sen osuus nousee yli 50 %.

Noin 80 % Suomen uusiutuvasta energiasta on puuenergiaa. Puuperäisiä polttoaineita ovat hakkeet, puupelletit sahanpuru, sahadakkeet, kutterinlastut, kuori, puuöljy, pyro-

lyysiöljy, mustalipeä sekä kotitalouksien polttopuut. Puupolttoaineilla tuotetaan nykyään noin neljännes Suomen energiantuotannosta (<http://mmm.fi/biotalous/bioenergia>). Suomen turvemaan pinta-alasta on 0,6 % turvetuotannossa. Tällä määrällä katetaan kuusi prosenttia Suomen kokonaisenergiankulutuksesta. Energiaturpeeksi käytetään yleensä suon syvemmistä osista nostettavaa tummempaa turvetta jyrsin- ja palaturpeena ([http://www.bioenergia.fi/Tietoa turve-energiasta](http://www.bioenergia.fi/Tietoa_turve-energiasta)).

Metsähakkeessa on puuperäisistä polttoaineista korkeimmat cesiumpitoisuudet. Metsähakkeen käyttö energiantuotannossa on voimakkaassa kasvussa, ja tämä lisää muodostuvan puuntuhkan radioaktiivisuutta. Suomen tavoitteena on nostaa metsähakkeen käyttö 25 TWh:iin vuoteen 2020 mennessä, kun nykytaso on siitä reilu puolet (<http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2014/mwp313.htm>). Tuhkan radioaktiivisuuden oletetaan näin ollen lisääntyvän.

Suomessa bioenergian tuotannossa arvioidaan syntyvän vuosittain noin 600 000 tonnia puu-, turve- ja sekatuhkaa (Huotari, 2012). Uusituvan energian käytölle asetetut tavoitteet lisäävät syntyvän tuhkan määrää entisestään. Bioenergian tuotannossa syntyvä tuhka on jätelaisissa tarkoitettua jätettä. Sen käyttö sellaisenaan metsälannoitteena tai lannoitevalmisteena ei edellytä ympäristölupaa jätteen ammattimaisena tai laitospolisena hyödyntämisenä, jos tuhkan laatu ja käyttö täyttävät lannoitelainsäädännön mukaiset vaatimukset (YSL 32.1 § 2 kohta). Tuhkan varastointi ja rakeistaminen on jätteen hyödyntämistä, joka vaatii ympäristöluvan, jos toiminta on luonteeltaan laitospolisesta tai ammattimaisesta (YSL 27 §). Rakeistetun tuhkan käyttö lannoitevalmisteena ei edellytä ympäristölupaa (Ympäristöministeriön muistio, Jätelain eräiden säännösten tulkintalinjauksia <http://www.ym.fi/download/-noname/%7BCD7F8935-DBAB-46D0-B606-4DF92D0F82DA%7D/106176>).



Kuva 1. ¹³⁷Cs-laskeuma Suomessa vuonna 1987. ¹³⁷Cs:n puoliintumisaika on 30 vuotta, joten tänä päivänä radioaktiivisuus on vähentynyt puoleen kartalla esitetystä.

Taulukko 1. ¹³⁷Cs-laskeuma esitettyinä kilobequereliä neliometriä (kBq/m²) kohti.

Luokka	Laskeuma v. 1987 kBq/m²
1	0–6
2	6–11
3	11–23
4	23–45
5	45–78

2.2 Säteilyturvallisuusohjeet tuhkan käsittelystä, käytöstä ja sijoituksesta

Bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan sisältämät luonnon radioaktiiviset aineet sekä radioaktiivisesta laskeumasta peräisin olevat radionuklidit aiheuttavat ulkoista säteilyä siellä missä tuhkaa käytetään ja varastoidaan suurina määrinä. Säteilyturvakeskus antaa säteilyn käytön ja muun säteilytoiminnan turvallisuutta koskevat yleiset säteilyturvallisuusohjeet (ST-ohjeet) säteilylain (592/1991) 70 §:n 2 momentin nojalla. Toiminnan harjoittajien tulee arvioida tuhkan käsittelyn ja käytön säteilyturvallisuus ohjeen ST 12.2 ”Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuus” mukaan, mikäli oletetaan, että tuhkan radioaktiivisuudesta voi aiheutua toimenpidearvoa suurempi säteilyannos. Säteilyturvallisuus arvioidaan materiaalien radioaktiivisuuspitoisuuksien avulla käyttämällä ohjeessa ST 12.2 annettuja aktiivisuusindeksejä. Indeksit määritetään tuhkan radioaktiivisuuspitoisuuksista. Jos indeksin arvo on korkeintaan 1, tuhkan käytölle ei ole radioaktiivisuudesta johtuvia rajoituksia. Jos indeksi on suurempi kuin 1 tuhkaa voidaan käyttää, jos on osoitettavissa, että säteilyaltistus tuhkan käyttökohteessa on toimenpidearvoa vähäisempää.

Tuhkaa käytetään lannoitteena, maantäyttöön, maisemarakentamiseen ja betonin seosaineena. Sitä käytetään myös tienpohjan materiaalina, viedään kaatopaikoille ja läjitetään. ST 12.2 ohjeessa esitetään toimenpidearvot talonrakennustoimintaan, tieverkoston rakentamiseen sekä läjitykseen, maantäyttöön ja maisemarakentamiseen käytettävien materiaalien gammasäteilystä aiheutuvan säteilyaltistuksen rajoittamiseen. Lisäksi ohje esittää toimenpidearvot tuhkan käsittelylle ja sijoittamiselle.

Talonrakennustuotantoon käytettävät materiaalit

Talonrakennusmateriaalien gammasäteilystä väestölle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 1 mSv (millisievert) vuodessa. Kun tuhkaa käytetään talonrakennusmateriaalien seosaineena, tuhkassa olevan ¹³⁷Cs:n gammasäteilystä aiheutuva efektiivisen annoksen lisäys rakennusmateriaalin muun radioaktiivisuuden aiheuttamaan annokseen saa olla enintään 0,1 mSv vuodessa.

Tieverkoston rakentamiseen käytettävät materiaalit

Katujen, teiden, piha-alueiden ja näitä vastaavien kohteiden rakentamiseen käytettävien materiaalien gammasäteilystä väestölle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 0,1 mSv vuodessa.

Läjitys, maantäyttö ja maisemarakentaminen

Läjityksessä, maantäytössä ja maisemarakentamisessa materiaalien gammasäteilystä aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 0,1 mSv vuodessa.

Tuhkan käsittely

Tuhkan käsittelystä työntekijälle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 1 mSv vuodessa.

Aktiivisuusindeksi

Säteilyaltistuksen arviointi riippuu monista tekijöistä kuten altistumisolosuhteista ja altistusajasta. Tämän vuoksi on kehitetty aktiivisuusindeksit (I) rakennusmateriaalien ja tuhkan eri käyttökohteille. Aktiivisuusindeksi lasketaan mitatuista radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksista. Aktiivisuusindeksiä määritettäessä otetaan huomioon uraanisarjaan kuuluva ^{226}Ra , toriumsarjaan kuuluva ^{232}Th , ^{40}K sekä ^{137}Cs sekä erityistapauksissa myös muita radionuklideja. Jos aktiivisuusindeksin arvo on suurempi kuin 1, on toiminnanharjoittajan osoitettava, että kyseiselle materiaalille asetettu toimenpidearvo ei ylity. Jos aktiivisuusindeksi on 1 tai pienempi materiaalille ei aseteta radioaktiivisuuden vuoksi käyttörajoituksia.

Talonrakennustuotantoon käytettäville rakennusmateriaaleille aktiivisuusindeksi on:

$$I_1 = \frac{C_{Th}}{200} + \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_K}{3000}$$

Lisäksi betonin seosaineena käytettävän tuhkan ^{137}Cs saa aiheuttaa betoniin korkeintaan pitoisuuden $120\,000\text{ Bq/m}^3$ (becquerel / kuutiometri).

Tieverkoston rakentamiseen käytettäville materiaaleille aktiivisuusindeksi on:

$$I_2 = \frac{C_{Th}}{500} + \frac{C_{Ra}}{700} + \frac{C_K}{8000} + \frac{C_{Cs}}{2000}$$

Läjitettävät sekä maantäyttöön ja maisemarakentamiseen käytettäville materiaaleille aktiivisuusindeksi on:

$$I_3 = \frac{C_{Th}}{1500} + \frac{C_{Ra}}{2000} + \frac{C_K}{20000} + \frac{C_{Cs}}{5000}$$

Tuhkan käsittelyssä aktiivisuusindeksi on:

$$I_4 = \frac{C_{Th}}{3000} + \frac{C_{Ra}}{4000} + \frac{C_K}{50000} + \frac{C_{Cs}}{10000}$$

missä C_{Th} , C_{Ra} , C_K ja C_{Cs} tarkoittavat materiaalissa olevien ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K sekä ^{137}Cs aktiivisuuspitoisuuksien lukuarvoja yksikössä Bq/kg.

2.3 Hankkeen tavoitteet

Hankkeen tavoitteena oli päivittää tämänhetkinen tieto bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuudesta ja verrata tasojen muutosta 2000-luvun alun tilanteeseen. Hanke kartoittaa lisäksi bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistusta energian tuotannon ja tuhkan hyötykäytön yhteydessä. Tieto jaetaan toiminnan harjoittajille, joiden on säteilyturvallisuusohjeen ST 12.2 mukaan arvioitava tuhkan tuoton, käytön ja käsittelyn säteilyturvallisuus.

3. Aineisto ja menetelmät

3.1 Näytteiden hankinta ja esikäsittely

Tammikuussa 2016 Säteilyturvakeskuksessa järjestettyyn hankkeen aloituskokoukseen osallistui Energiateollisuus ry:n ja Bioenergia ry:n edustajat. Hankkeen näytteiden keräyksen järjesti Säteilyturvakeskus Energiateollisuus ry:n ja Bioenergia ry:n toimittamien polttolaitostietojen pohjalta. Näytteitä pyrittiin saamaan laitoksilta, jotka sijaitsevat ja hankkivat polttoaineensa Tšernobylin laskeumaluokkaan 4–5 kuuluvilta alueilta. Vertailun vuoksi valittiin yksi polttolaitos, joka sijaitsee alhaisen laskeumaluokan alueella 1. Hankkeeseen osallistui 11 polttolaitosta. Polttolaitosten edustajiin oltiin puhelimitse yhteydessä tammi-helmikuussa 2016. Hankkeesta kiinnostuneille ja mukaan lähteville polttolaitoksille lähetettiin näytteiden keräysohjeet, näytteenottopöytäkirjoja ja näyteastioita helmikuussa 2016. Kukin osallistuvista laitoksista pyrki toimittamaan 10 näytettä näytteenottovälin ollessa noin yksi viikko. Näytteenottopöytäkirjaan (liite 1.) kirjattiin polttoainevirran koostumus keruujakson aikana, polttoaineen alueellinen alkuperä, polttotekniikka ja tuhkan sijoitus tai käyttötapa mikäli se oli tiedossa. Käytetty polttoaine oli kotimaista polttoainetta. Näytteitä toimittaneista laitoksista kuusi oli leijupetilaitoksia ja viisi oli arinapolttolaitoksia (keko-, porras- ja viistopetiarina).

Näytteet saapuivat STUKiin maaliskesäkuun 2016 välisenä aikana. Näytteitä kerättiin yhteensä 157 kappaletta, joista 66 näytettä oli lento- ja 74 näytettä pohjatuhkaa. Lisäksi saatiin 17 muuta arinatuhkanäytettä, jotka sisälsivät sekä lento- että pohjatuhkan.

Tuhkanäytteissä oli 61 paria, jotka edustivat samalta laitokselta samanaikaisesti otettua lento- ja pohjatuhkaa, joita käytettiin pohja- ja lentotuhkan välisten erojen tutkimiseen.

Taulukko 2. Polttoainelajin koostumus polttolaitoksittain ja polttoaineen alkuperä ja alueen laskeumaluokka.

Laitos	Metsäpolttoaine 311	Teollisuuden puutähde 312	Jyrsinturve 211	Palaturve 212	Turvepelletit ja brieketit 213	Muu	Polttoaineen alkuperä (laskeumaluokka)
1	79–92 %		8–21 %				(3–5)
2	32–49 %	21–37 %	27–39 %			1–3 %	(1), (4)
3	66–91 %	2–11 %	3–34 %		3 %		(3–5)
4	71–100 %	0–29 %					(4–5)
5	16–44 %	2–11 %	53–84 %				(3)
6		100 %					laaja alue
7	56–89 %	14–29 %	11–44 %				(3–5)
8	100 %						(5)
9	100 %						(5)
10	71–100 %			0–29 %			(2–5)
11	64–71 %			29–36 %			(1)

3.2 Polttolaitos- ja tuhkatyypit

Lentotuhka on hyvin pienistä hiukkasista koostuvaa tuhkaa, joka poistuu palamistilasta savukaasujen mukana. Lentotuhka erotetaan savukaasuista suodattimien avulla. Pohjatuhka on kattilan pohjalle kerääntyvä raskain tuhka- jae.

Leijupetikattilassa tulipesän alta syötetään ilmapirta, joka saa tulipesässä pidettävän hiekan, tuhkan ja polttoaineen leijumaan. Palaminen tapahtuu näin muodostuvassa pedissä.

Kekoarinassa polttoaine syötetään arinan alta arinan keskelle, josta se vähitellen putoaa pyörivien arinarautojen vaikutuksesta alaspäin ja käy läpi kiinteän polttoaineen palamisen vaiheet, eli kuivumisen, pyrolyysin, kaasuuntumisen ja jäännöshiilen palamisen.

Kiinteä arina (taso-, viisto- tai porrasarina) on ilmajähdytteinen arina ja se sopii pienitehoisiin kiinteistökohtaisiin tulisijoihin. Yleisin kiinteä arinatyyppi on valuraudasta valmistettu rakoarina, jossa arinan pituuden suuntaisesti kulkee 10–12 mm rakoja.

Viistoarinalla palaminen tapahtuu kallistetulla tasolla. Primääri-ilma syötetään polttoainepatjaan arinan läpi ja sekundääri-ilma polttoainepatjan päältä.

Porrasarina on viistoarina, jossa arinaraudat on sijoitettu porrasmaisesti toistensa päälle.

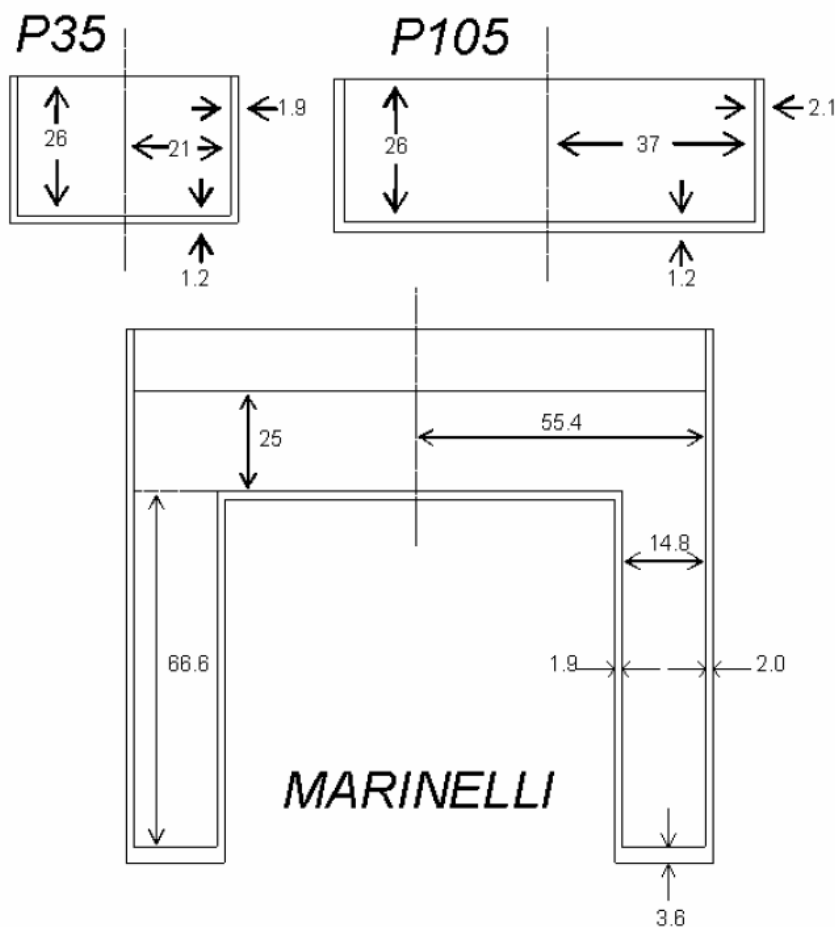
3.3 Näytteiden analysointi

3.3.1 Gammasepektrometriset näyteanalyysit

Tuhkanäytteiden gammasepektrometriset radionuklidimääritykset tehtiin käyttäen STUKin akkreditoitua menetelmää (FINAS, T167/M18/2017, Gammasepektrometria, Sisäinen ohje VALO 4.5, Sisäinen menetelmä: STUK-VALO-4.5.1, Modifioitu IEC 1452:1995).

Näytteiden mittaukset tehtiin STUKin gammasepektrometrian laboratoriossa, joka on suunniteltu alhaisaktiivisten ympäristönäytteiden mittaamiseen. Laboratorion kaikki gammasepektrometrit (säteilyilmaisimet) on sijoitettu paksujen lyijysuojien sisälle, joiden tehtävä on minimoida taustasäteilyn vaikutus mittauksiin. Paras mittausherkkyyys saavutetaan, jos näyte voidaan tiivistää mahdollisimman pieneen tilavuuteen ja sijoittaa mahdollisimman lähelle ilmaisinta.

Näytteitä mitattiin kolmessa eri geometriassa olevissa muovisissa mittauspurkeissa: ilmaisimen päädyn päällä mitattavissa sylinterisymmetrisissä mittauspurkeissa ("Williams- eli W-purkki" sekä "T-purkki") ja ilmaisimen päädyn ympärille tulevilla Marinelli-astioissa. W-purkin (P35) tilavuus on 35 ml, T-purkin (P105) tilavuus on 105 ml ja Marinelli-astioiden tilavuus on 500 ml. Mittauspurkkien dimensioid on esitetty kuvassa 2.



Kuva 2. Gammamittauksissa käytettävien näytepurkkien dimensioid. Kaikki mitat on annettu millimetreinä.

30 näytteelle tehtiin kaksi erillistä mittausta. Ensimmäinen mittausta tehtiin Marinelli-geometriassa ja tämän jälkeen osa näytteestä siirrettiin W-purkkiin. W-purkissa oleva näyte sijoitettiin alumiiniseen vakuumpussiin, joka vakuumoitiin. Vakumoidun näytteen annettiin odottaa vähintään kolme viikkoa ennen uusintamittausta. Näytteiden vakumointi ja uusintamittaukset tehtiin osalle näytteistä, jotta voitiin määrittää ovatko näytteissä olevat radonin tytärnuklidit tasapainossa.

Tuhkanäytteiden mittauksissa käytettiin yhteensä yhtätoista eri gammaspektrometria ja näytteiden mittausajat vaihtelivat välillä 4–91 tuntia.

Gammaspektrit analysoitiin UniSampo-SHAMAN-ohjelmistoilla (Aarnio ym, 2001a, b). UniSampo-ohjelma etsii spektristä fotopiikit, tekee niille sovitukset ja laskee niiden pinta-alat. Shaman-ohjelma tekee Unisampo-analyysin pohjalta nukliditunnistukset sekä laskee näytteen sisältämien nuklidien aktiivisuudet ja aktiivisuuspitoisuudet. Laskennassa vähennetään taustasäteilyn osuus sekä huomioidaan näytteen korkeuden ja tiheyden (itseisabsorptio) sekä koinssidenssisummautumisen vaikutukset tuloksiin. Jos voidaan olettaa, että luonnon hajoamissarjat ovat tasapainotilassa, käytetään luonnon hajoamissarjojen nuklidien puoliintumisaikana yleensä pitkäikäisen emonuklidin puoliintumisaikaa. Tämän jälkeen tulokset käyvät vielä läpi asiantuntijan tarkastuksen.

Tuhkanäytteistä määritettiin gammaspektrometrisesti luonnon hajoamissarjoihin kuuluvia radionuklideja (^{208}Tl , ^{210}Pb , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{226}Ra , ^{228}Ac , ^{234}Th , $^{234\text{m}}\text{Pa}$, ^{234}U , ^{235}U), keinotekoinen ^{137}Cs sekä kaliumin isotooppi ^{40}K . Kunkin nuklidin aktiivisuuspitoisuus laskettiin kyseisen nuklidin primääriseen (eli yleensä suurimman) fotopiikin avulla.

4. Tulokset

Tuhkan aktiivisuuspitoisuuksien yksiköt

Tässä tutkimuksessa tuhkan radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuudet esitetään yksikössä Bq/kg (bequerel/kilo). Kaikki tuhkan aktiivisuuspitoisuudet on esitetty kuivapainoa kohden.

4.1 Radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet tuhkassa

Mukana olleista voimalaitoksista leijupetilaitoksissa ja kekoarinalaitoksissa syntyi sekä pohja- että lentotuhkaa. Perinteisissä arinapolttolaitoksissa (porrasarina, liikkuva viistopetiariina) syntyvää tuhkaa kutsutaan tässä selvityksessä arinatuhkaksi. Voimalaitostuhkan radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuudet voimalaitoksittain ja tuhkatyypeittäin on esitetty taulukossa 3. Tuhkatyyppien keskimääräiset arvot on esitetty taulukossa 4.

Taulukko 3. Radioaktiivisten aineiden pitoisuudet tuhassa voimalaitoksittain ja tuhkatyy-
peittäin. Pitoisuudet ovat yksiköissä Bq/kg kuivapainoa kohden; a.m, alle määritysrajan.

Voima- laitos nro		Keski- arvo	Keski- hajonta	Medi- aani	Medi- aani- hajonta	Minimi	Maksimi	(lkm)
	lentotuhka							
1	¹³⁷ Cs	1294	395	1244	350	639	2109	15
1	⁴⁰ K	1484	272	1416	256	1195	2203	15
1	²³⁸ U	99	121	47	28	19	402	14
1	²²⁶ Ra	178	38	183	28	109	240	15
1	²¹⁰ Pb	1113	359	1197	302	411	1578	12
1	²³² Th	99	54	80	15	52	227	15
	pohjatuhka							
1	¹³⁷ Cs	383	92	352	71	257	569	15
1	⁴⁰ K	1421	169	1425	218	1180	1661	15
1	²³⁸ U	18	8	18	13	7	29	14
1	²²⁶ Ra	68	14	66	13	43	93	15
1	²¹⁰ Pb	21	5	23	2	16	24	3
1	²³² Th	33	4	33	5	28	41	15
	lentotuhka							
2	¹³⁷ Cs	1347	130	1333	86	1077	1564	20
2	⁴⁰ K	922	69	910	72	781	1027	20
2	²³⁸ U	329	76	344	93	207	481	20
2	²²⁶ Ra	174	12	176	13	151	194	20
2	²¹⁰ Pb	588	66	569	65	500	758	15
2	²³² Th	108	8	109	5	94	124	20
	pohjatuhka							
2	¹³⁷ Cs	178	30	186	25	109	214	20
2	⁴⁰ K	973	82	977	76	813	1135	20
2	²³⁸ U	24	8	24	9	15	37	20
2	²²⁶ Ra	52	5	53	6	44	60	20
2	²¹⁰ Pb	18	3	17	2	15	23	8
2	²³² Th	29	2	29	2	25	32	20
	lentotuhka							
3	¹³⁷ Cs	896	298	828	155	647	1688	10
3	⁴⁰ K	1024	94	1004	85	893	1189	10
3	²³⁸ U	104	36	93	32	58	165	10
3	²²⁶ Ra	111	17	114	13	80	137	10
3	²¹⁰ Pb	483	223	474	227	153	856	8
3	²³² Th	67	9	70	5	49	77	10
	pohjatuhka							
3	¹³⁷ Cs	354	128	312	130	163	559	10
3	⁴⁰ K	1362	223	1282	136	1162	1840	10
3	²³⁸ U	28	10	29	11	11	43	10
3	²²⁶ Ra	54	10	51	6	44	77	10
3	²¹⁰ Pb	52	31	52	33	30	74	2

3	²³² Th	31	4	31	2	25	39	10
	lentotuhka							
4	¹³⁷ Cs	1477	443	1337	320	1121	1973	3
4	⁴⁰ K	1051	202	1074	248	839	1241	3
4	²³⁸ U	37	20	37	21	23	51	2
4	²²⁶ Ra	58	7	62	0,4	50	62	3
4	²¹⁰ Pb	336	354	336	371	86	586	2
4	²³² Th	32	4	32	5	29	36	3
	pohjatuhka							
4	¹³⁷ Cs	989	217	1052	172	748	1168	3
4	⁴⁰ K	1703	101	1681	98	1615	1814	3
4	²³⁸ U	40	18	38	20	24	59	3
4	²²⁶ Ra	99	21	110	3	75	112	3
4	²¹⁰ Pb	a.m	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.	0
4	²³² Th	38	5	38	6	33	42	3
	lentotuhka							
5	¹³⁷ Cs	636	97	642	111	481	760	10
5	⁴⁰ K	728	122	748	85	491	950	10
5	²³⁸ U	85	21	86	17	55	127	10
5	²²⁶ Ra	83	10	80	5	73	103	10
5	²¹⁰ Pb	225	99	196	118	112	365	8
5	²³² Th	56	8	54	4	47	74	10
	pohjatuhka							
5	¹³⁷ Cs	150	71	143	27	6	311	11
5	⁴⁰ K	911	124	904	52	662	1172	11
5	²³⁸ U	16	7	16	9	6	27	11
5	²²⁶ Ra	26	5	26	4	16	33	11
5	²¹⁰ Pb	19	14	14	4	9	40	4
5	²³² Th	18	2	18	1	16	23	11
	lentotuhka							
6	¹³⁷ Cs	1282	152	1278	167	1079	1515	10
6	⁴⁰ K	1179	170	1102	127	978	1529	10
6	²³⁸ U	4	1	5	0,3	3	5	5
6	²²⁶ Ra	225	31	216	33	192	291	10
6	²¹⁰ Pb	128	50	128	64	76	191	6
6	²³² Th	63	7	61	7	56	76	10
	lentotuhka							
7	¹³⁷ Cs	1940	917	2109	873	671	3442	10
7	⁴⁰ K	2582	1286	2218	1640	782	4348	10
7	²³⁸ U	76	50	102	31	5	127	10
7	²²⁶ Ra	133	23	126	15	105	176	10
7	²¹⁰ Pb	1480	1464	772	465	443	4336	10
7	²³² Th	75	19	74	24	46	106	10
	pohjatuhka							
7	¹³⁷ Cs	388	128	424	64	178	592	10
7	⁴⁰ K	1032	448	1206	442	325	1553	10
7	²³⁸ U	44	23	45	21	13	90	10

7	²²⁶ Ra	84	30	84	41	46	134	10
7	²¹⁰ Pb	a.m	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.	a.m.	0
7	²³² Th	50	20	47	22	24	80	10
arinatuhka								
8	¹³⁷ Cs	4012	1294	4238	1657	2467	6085	10
8	⁴⁰ K	2314	507	2236	524	1546	3122	10
8	²³⁸ U	4	2	4	2	2	6	5
8	²²⁶ Ra	196	39	186	42	152	272	10
8	²¹⁰ Pb	701	509	585	458	149	1670	7
8	²³² Th	92	18	89	18	67	119	10
arinatuhka								
9	¹³⁷ Cs	2982	906	2758	901	1942	4802	10
9	⁴⁰ K	1738	237	1694	232	1449	2182	10
9	²³⁸ U	2	0,3	2	0,4	2	3	5
9	²²⁶ Ra	174	45	164	36	122	269	10
9	²¹⁰ Pb	649	369	520	270	224	1221	6
9	²³² Th	89	26	79	19	64	148	10
arinatuhka								
10	¹³⁷ Cs	613	651	471	275	183	2399	10
10	⁴⁰ K	620	216	639	262	250	959	10
10	²³⁸ U	78	72	80	101	10	192	7
10	²²⁶ Ra	141	43	131	19	98	252	10
10	²¹⁰ Pb	156	52	140	21	114	232	4
10	²³² Th	65	22	59	26	32	97	10
arinatuhka								
11	¹³⁷ Cs	138	30	130	24	101	195	10
11	⁴⁰ K	617	155	595	89	498	1029	10
11	²³⁸ U	22	16	14	11	6	53	10
11	²²⁶ Ra	60	9	60	8	50	79	10
11	²¹⁰ Pb	112	54	99	36	48	205	6
11	²³² Th	31	9	28	9	21	49	10

Taulukko 4. Radioaktiivisten aineiden pitoisuudet tuhassa tuhkatyypeittäin. Pitoisuudet ovat yksiköissä Bq/kg kuivapainoa kohden.

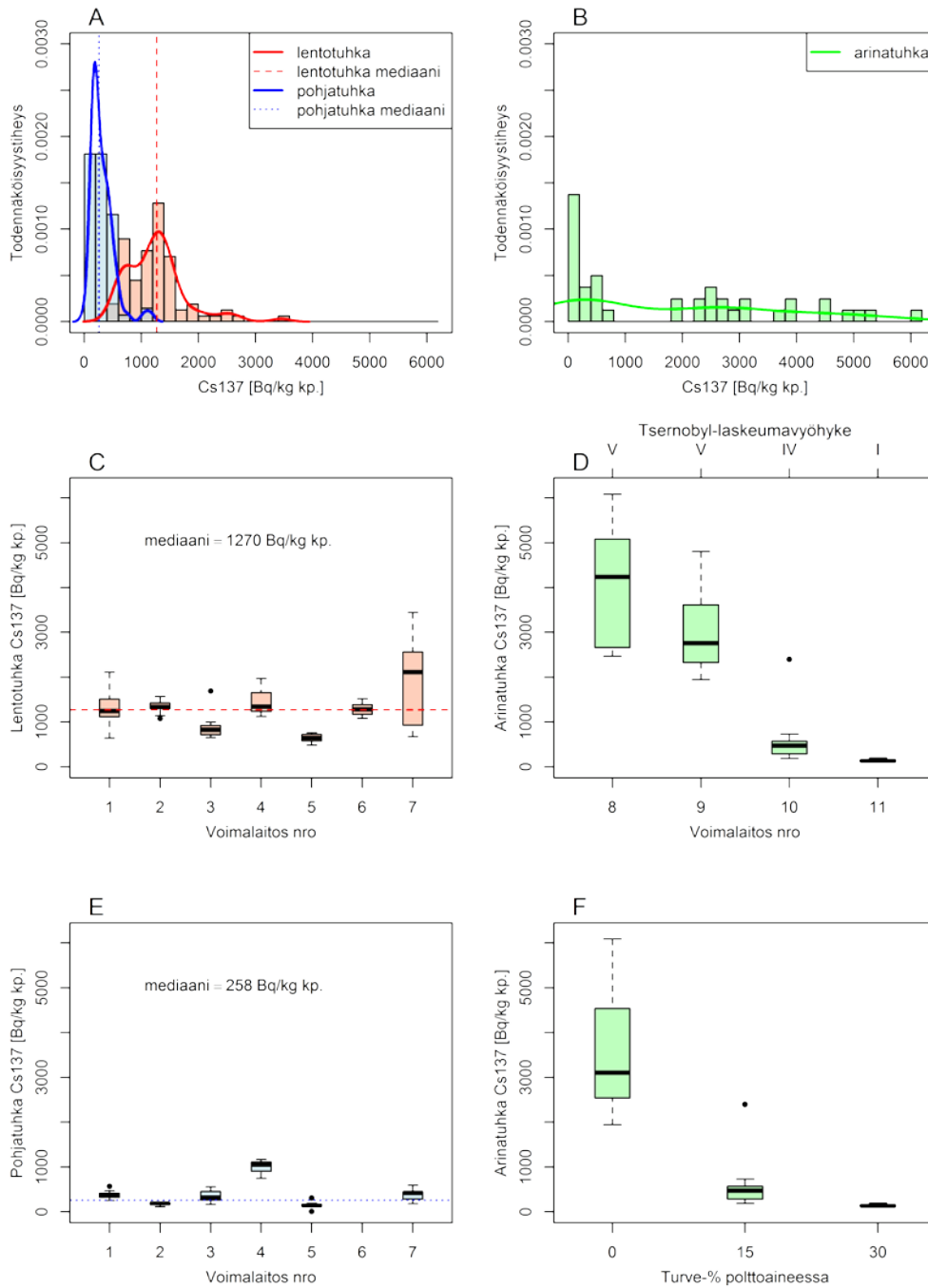
Nuklidi	Keskiarvo	Keski-hajonta	Mediaani	Mediaani-hajonta	Minimi	Maksimi	N (lkm)
lentotuhka							
¹³⁷ Cs	1260	531	1270	382	481	3442	78
⁴⁰ K	1269	727	1038	294	491	4348	78
²³⁸ U	151	134	98	96	3	481	71
²²⁶ Ra	152	52	160	54	50	291	78
²¹⁰ Pb	723	753	569	372	76	4336	61
²³² Th	81	33	75	29	29	227	78
pohjatuhka							
¹³⁷ Cs	309	201	258	141	6	1168	69
⁴⁰ K	1157	317	1162	340	325	1840	69
²³⁸ U	26	15	24	13	6	90	68
²²⁶ Ra	58	24	55	13	16	134	69

²¹⁰ Pb	23	15	18	6	9	74	17
²³² Th	32	12	30	5	16	80	69
arinatuhka							
¹³⁷ Cs	1936	1827	1959	2537	101	6085	40
⁴⁰ K	1322	800	1239	954	250	3122	40
²³⁸ U	29	47	10	11	2	192	27
²²⁶ Ra	143	63	145	62	50	272	40
²¹⁰ Pb	439	424	232	215	48	1670	23
²³² Th	69	31	73	34	21	148	40

¹³⁷Cs-pitoisuudet

Lentotuhkan ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuus oli kaikilla voimalaitoksilla suurempi verrattuna saman voimalaitoksen pohjatuhkan ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuuteen (taulukko 4, kuva 3A). Suhde lentotuhkan ja pohjatuhkan ¹³⁷Cs-pitoisuuksien välillä vaihteli välillä 1,5–7,6 ollen keskimäärin 4,9 (taulukko 5). Lentotuhkan ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuuden mediaani oli 1270 Bq/kg (taulukko 4, kuva 3C), kun taas pohjatuhkan mediaani oli 258 Bq/kg (taulukko 4, kuva 3E). Cesiumin isotoopit ovat poltossa helposti haihtuvia, minkä vuoksi lentotuhkassa mitataan oletetusti korkeampia pitoisuuksia kuin pohjatuhkassa (Jantunen ym. 1992). Alhaisin keskimääräinen lentotuhkan ¹³⁷Cs-pitoisuus 642 Bq/kg mitattiin näytteistä, jotka oli kerätty laitokselta 5. Laitos käytti 50–80 % jyrshinturvetta polttoaineseoksessa metsäpolttoaineen kanssa. Korkein lentotuhkan keskimääräinen ¹³⁷Cs-pitoisuus 2109 Bq/kg havaittiin laitokselta 7 tulleista näytteistä. Tämän laitoksen polttoainevirrasta metsäpolttoaineen osuus oli 60–90 %.

Vuosina 1996–1997 tutkitun voimalaitostuhkan lentotuhkanäytteissä ¹³⁷Cs-pitoisuus oli keskimäärin 2100 Bq/kg polttoaineen puupitoisuuden ollessa yli 80 % (STUK-A177, 2001). Suurin tuolloin mitattu pitoisuus oli 5700 Bq/kg ja alhaisin 180 Bq/kg. Tämän hankkeen leijupeltilaitoksista yhden laitoksen (laitos 4) polttoainevirta muodostui täysin metsäpolttoaineesta ja teollisuuden puutähteestä ja yksi laitos (laitos 1) käytti näytteiden keruuajana yli 80 % metsäpolttoainetta. Näiden laitosten keskimääräiset ¹³⁷Cs-pitoisuudet olivat lentotuhkassa vastaavasti 1337 (minimi 1121, maksimi 1973) ja 1244 Bq/kg (minimi 639, maksimi 2109). Arinatuhkan ¹³⁷Cs aktiivisuuspitoisuudet vaihtelivat voimakkaasti, mediaanipitoisuuden ollessa 1959 Bq/kg (Kuva 3B). Korkeimmat keskimääräiset ¹³⁷Cs-pitoisuudet 4238 (minimi 2467, maksimi 6085) ja 2758 Bq/kg (minimi 1942, maksimi 4802) mitattiin näytteistä, jotka oli kerätty voimalaitoksilta (laitokset 8 ja 9) joiden polttoainevirta koostui 100 % laskeumavyöhykkeeltä 5 kerätystä metsäpolttoaineesta (kuva 3D). Turpeen osuuden kasvaessa polttoainevirrassa ¹³⁷Cs-pitoisuus laskee (kuva 3F) arinatuhkanäytteissä. Polttoaineen keräysalueen Tšernobyl-laskeuman määrä vaikuttaa tuhkan ¹³⁷Cs-pitoisuuteen. Tätä vaikutusta käsitellään omassa kappaleessaan.

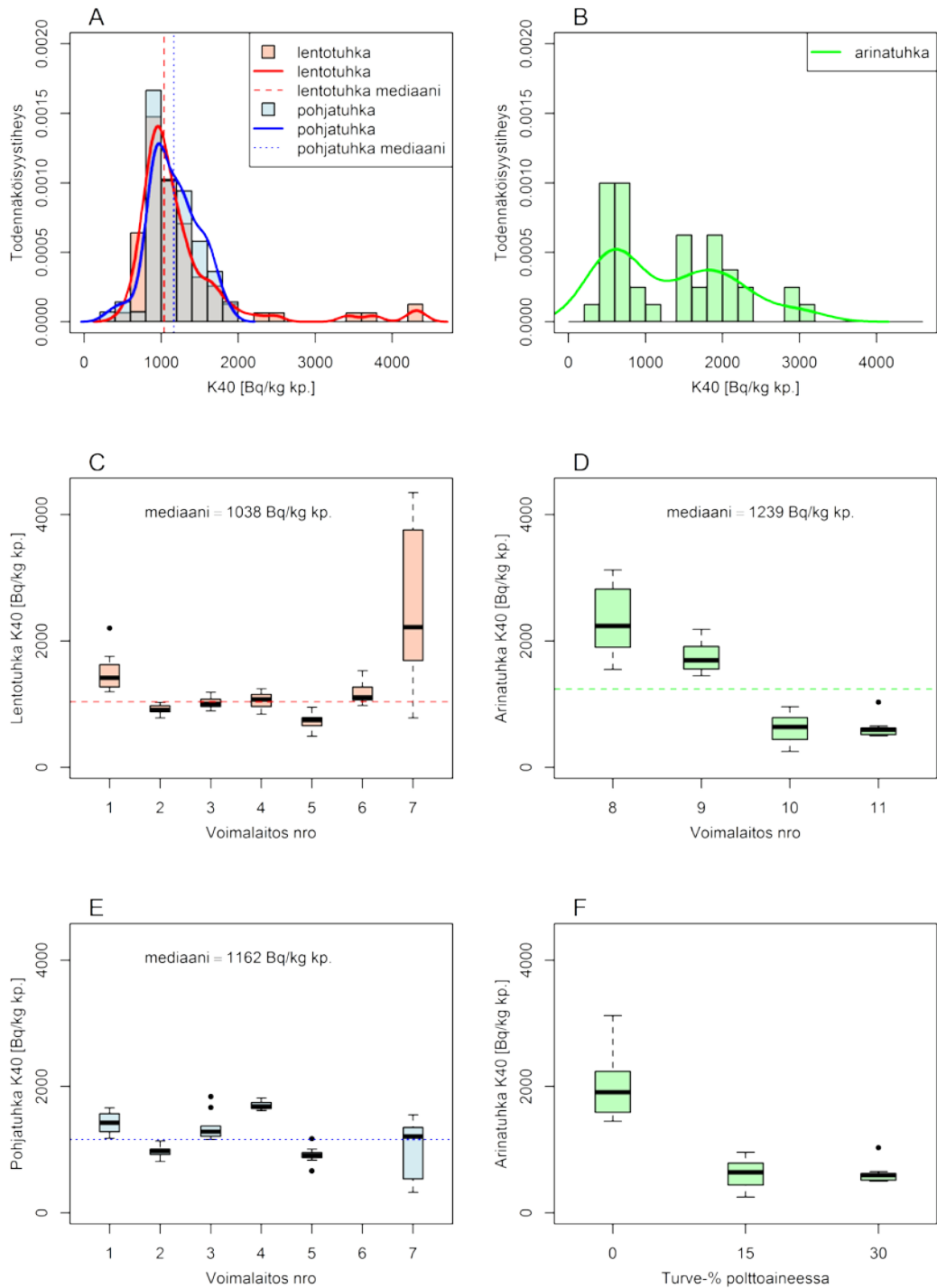


Kuva 3. A, B) ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien jakauma tutkituissa lentotuhka-, pohjatuhka- ja arinatuhkanäytteissä. C, D, E) ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuudet lentotuhkassa, arinatuhkassa ja pohjatuhkassa voimalaitoksittain. Paksu musta vaakaviiva esittää yksittäisen voimalaitoksen tuhkanäytteiden aktiivisuuspitoisuuksien mediaanin. Värillinen palkki osoittaa tulosten ensimmäisen ja kolmannen kvartaalin välisen alueen. Mustalla katkoviivalla merkityt viikset näyttävät tulosten ääriarvot, paitsi tilastollisesti hyvin kaukana olevat yksittäiset arvot on esitetty erikseen mustilla pisteillä. Kuvassa D on voimalaitoksen numeron lisäksi esitetty vaak akselilla myös Tšernobyl-laskeuman vyöhyke. F) Arinatuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuudet esitettynä polttoaineen turvepitoisuuden (%) mukaisesti jaoteltuna.

⁴⁰K-pitoisuudet

⁴⁰K-aktiivisuuspitoisuus oli yleisesti ottaen lento- ja pohjatuhkassa lähes samansuuruinen (kuva 4A), mediaanien ollessa vastaavasti 1038 ja 1162 Bq/kg (taulukko 4, kuva 4C ja E). Leijupetilaitosten lentotuhkan ja pohjatuhkan ⁴⁰K-aktiivisuuspitoisuuksien jakaumat olivat lähes yhtenevät (taulukko 5). Kalium ei höyrysty ja kulje savukaasujen mukana yhtä helposti kuin ¹³⁷Cs.

Arinalaitosten tuhkassa oli enemmän vaihtelua ⁴⁰K-pitoisuuksissa (kuva 4B). Kekoarinalaitoksessa ⁴⁰K-pitoisuus oli suurempi lentotuhkassa kuin pohjatuhkassa. Perinteisissä arinalaitoksissa arinatuhkan ⁴⁰K-pitoisuus oli kahtiajakoinen. Kahdessa arinalaitoksessa (laitokset 8 ja 9) ⁴⁰K-pitoisuus arinatuhkassa oli noin 2000 Bq/kg, kun taas kahdessa muussa arinalaitoksessa (laitokset 10 ja 11) arinatuhkan ⁴⁰K-pitoisuus oli noin 600 Bq/kg (taulukko 4, kuva 4D). Tämä selittyy polttoaineen koostumuksella. ⁴⁰K:a on eniten tuhkassa, joka syntyy puuperäistä polttoainetta poltettaessa, kun taas turpeen ⁴⁰K-pitoisuus on alhaisempi (kuva 4F). Puupolttoaineen osuus arinalaitoksissa 8 ja 9 oli 100 %. Korkea ⁴⁰K-aktiivipitoisuus oli myös havaittavissa leijupetilaitoksen 4 pohjatuhkassa, jonka polttoainevirta koostui täysin puupolttoaineesta.

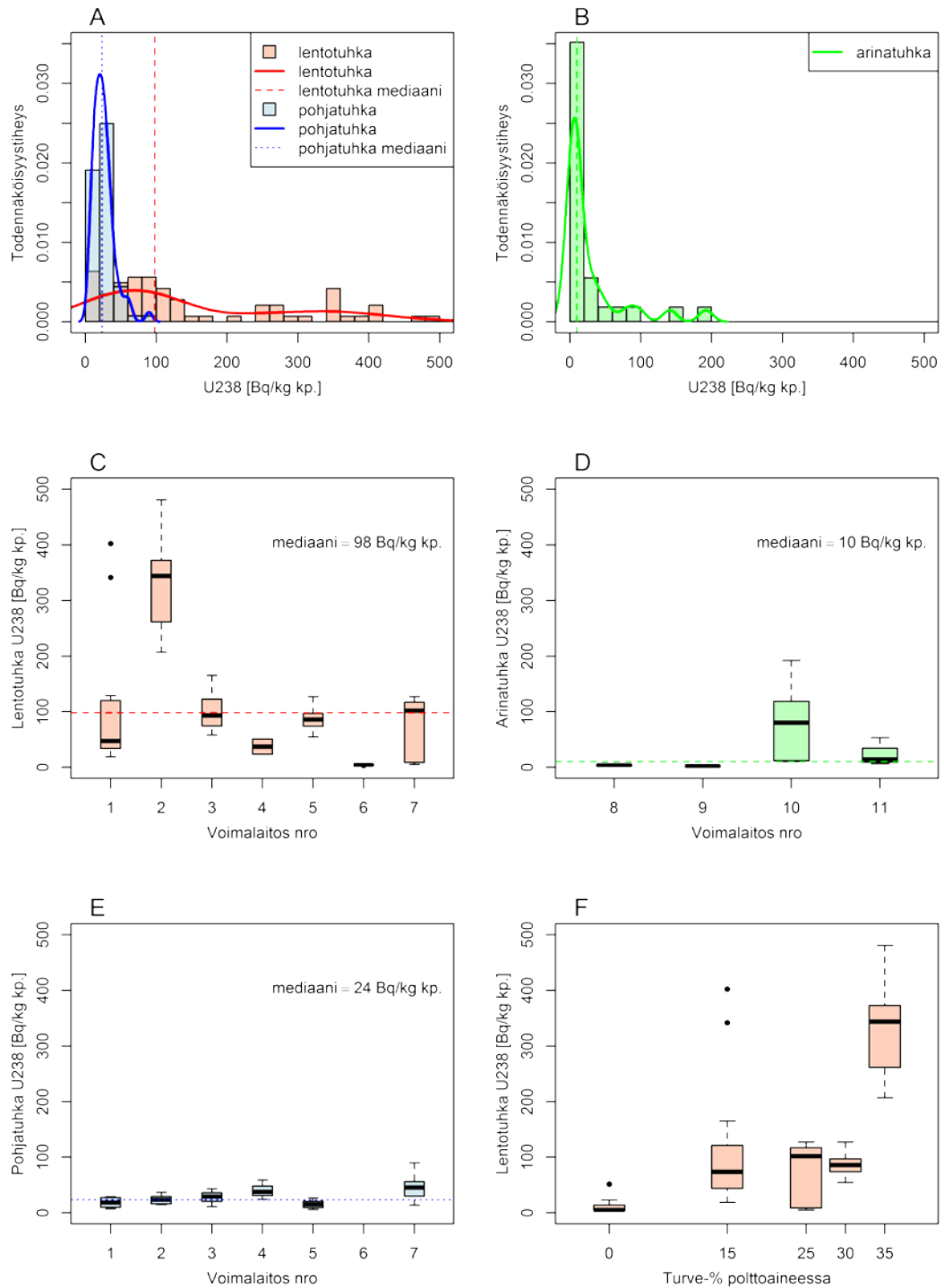


Kuva 4. A, B) ^{40}K -aktiivisuuspitoisuuksien jakauma tutkituissa lentotuhka-, pohjatuhka- ja arinatuhkanäytteissä. C, D, E) ^{40}K -aktiivisuuspitoisuudet lentotuhkassa, arinatuhkassa ja pohjatuhkassa voimalaitoksittain. Paksu musta vaakaviiva esittää yksittäisen voimalaitoksen tuhkanäytteiden aktiivisuuspitoisuuksien mediaanin. Värillinen palkki osoittaa tulosten ensimmäisen ja kolmannen kvartaalin välisen alueen. Mustalla katkoviivalla merkityt viikset näyttävät tulosten ääriarvot, paitsi tilastollisesti hyvin kaukana olevat yksittäiset arvot on esitetty erikseen mustilla pisteillä. F) Arinatuhkan ^{40}K -aktiivisuuspitoisuudet esitettynä polttoaineen turvepitoisuuden (%) mukaisesti jaoteltuna.

²³⁸U-pitoisuudet

Lentotuhkan ²³⁸U-aktiivisuuspitoisuus oli lähes kaikilla leijupetilaitoksilla suurempi verrattuna saman voimalaitoksen pohjatuhkan ²³⁸U-aktiivisuuspitoisuuteen (taulukko 3, kuva 5A). Lentotuhkan ²³⁸U-aktiivisuuspitoisuuden mediaani on 98 Bq/kg (taulukko 4, kuva 5C). Voimalaitoksen nro 2 lentotuhkassa ²³⁸U-aktiivisuuspitoisuus (mediaani 344 Bq/kg) oli kuitenkin selvästi korkeampi kuin muiden laitosten lentotuhkassa (kuva 5C). Kaikki yli 200 Bq/kg olevat ²³⁸U-pitoisuudet lentotuhkassa tulevat tältä yhdeltä voimalaitokselta. Laitoksen polttoainevirta kostui pääosin metsäpolttoaineesta ja teollisuuden puutähteestä sekä 30–40 % jyrsinturpeesta. Voimalaitoksen 6 lentotuhkan ²³⁸U-pitoisuus oli alhainen ja muistutti enemmän muiden voimalaitosten pohjatuhkaa (kuva 5C). Pohjatuhkan ²³⁸U-pitoisuus oli yleisesti ottaen pienempi kuin lentotuhkan, mediaanin ollessa 24 Bq/kg (taulukko 4, kuva 5E). Pohjatuhkan ²³⁸U-pitoisuuden vaihtelu oli pienempää kuin ²³⁸U-pitoisuuden vaihtelu lentotuhkassa. Arinatuhkan ²³⁸U-jakauma muistutti pohjatuhkan ²³⁸U-jakaumaa (kuva 5B). Arinatuhkan ²³⁸U-pitoisuuksien mediaani oli 10 Bq/kg (taulukko 4, kuva 5D).

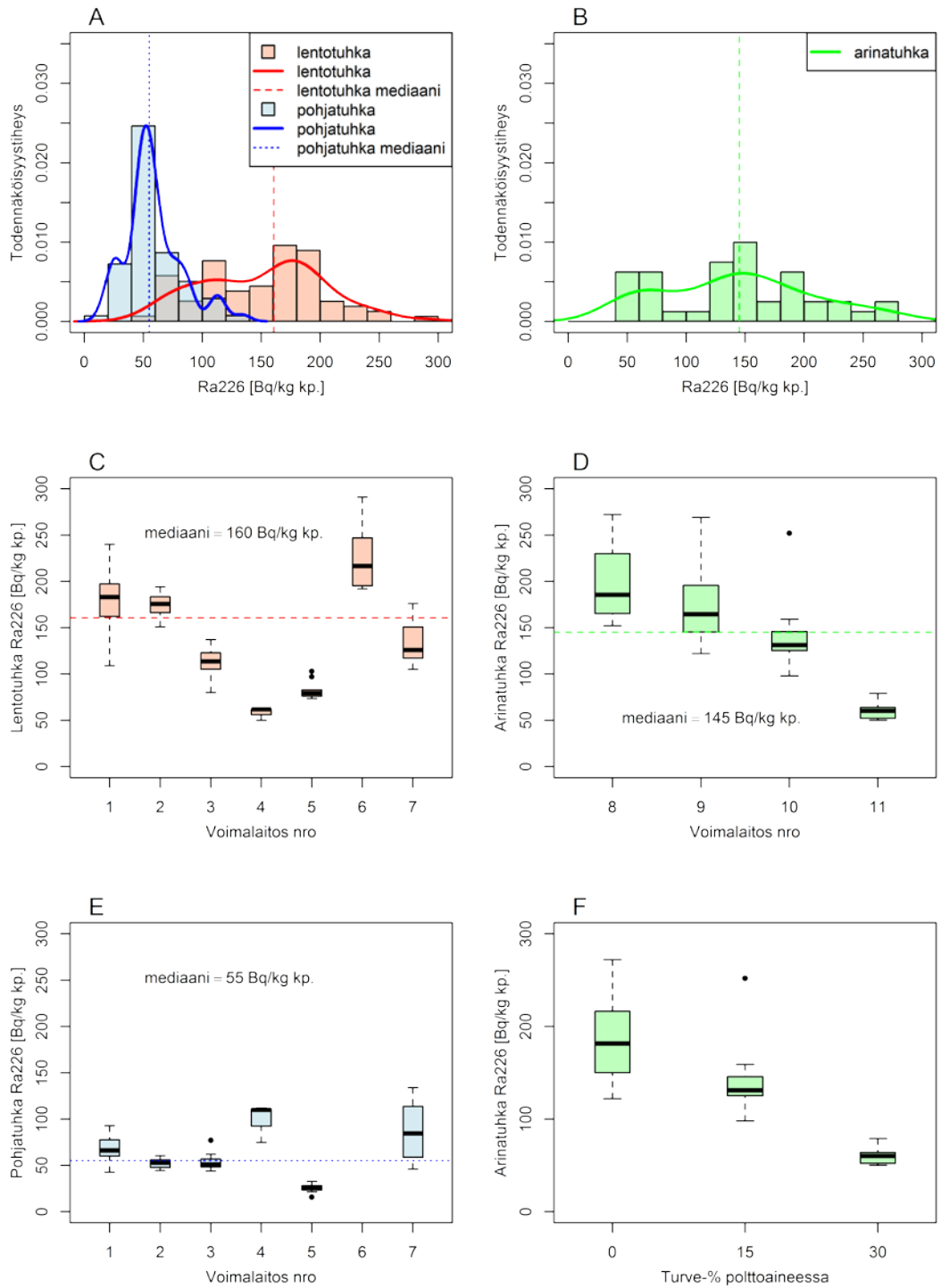
Tuhkan korkealla uraanipitoisuudella ja polttoaineen turvepitoisuudella ei nähty olevan selvää yhteyttä. Lentotuhkan ²³⁸U -pitoisuus vaikuttaisi lisääntyvän polttoaineen turvepitoisuuden kasvaessa, mutta toisaalta eniten turvetta polttoainevirrassaan käyttäneellä laitoksella (laitos 5) ²³⁸U-aktiivisuuspitoisuus jäi alle mediaanipitoisuuden. Turpeen uraanipitoisuus vaihtelee alueittain ja uraanipitoisuuteen vaikuttaa mm. se miltä syvyydeltä turve on kerätty. Yleensä luonnonnuklidien pitoisuudet kasvavat pinnalta syvemmälle mentäessä (STUK-A143, 2000).



Kuva 5. A,B) ^{238}U -aktiivisuuspitoisuuksien jakauma tutkituissa lentotuhka-, pohjatuhka- ja arinatuhkanäytteissä. C,D,E) ^{238}U -aktiivisuuspitoisuudet lentotuhkassa, arinatuhkassa ja pohjatuhkassa voimalaitoksittain. Paksu musta vaakaviiva esittää yksittäisen voimalaitoksen tuhkanäytteiden aktiivisuuspitoisuuksien mediaanin. Värillinen palkki osoittaa tulosten ensimmäisen ja kolmannen kvartaalin välisen alueen. Mustalla katkoviivalla merkityt viikset näyttävät tulosten ääriarvot, paitsi tilastollisesti hyvin kaukana olevat yksittäiset arvot on esitetty erikseen mustilla pisteillä. F) Lentotuhkan ^{238}U -aktiivisuuspitoisuudet esitettynä polttoaineen turvepitoisuuden (%) mukaisesti jaoteltuna.

²²⁶Ra-pitoisuudet

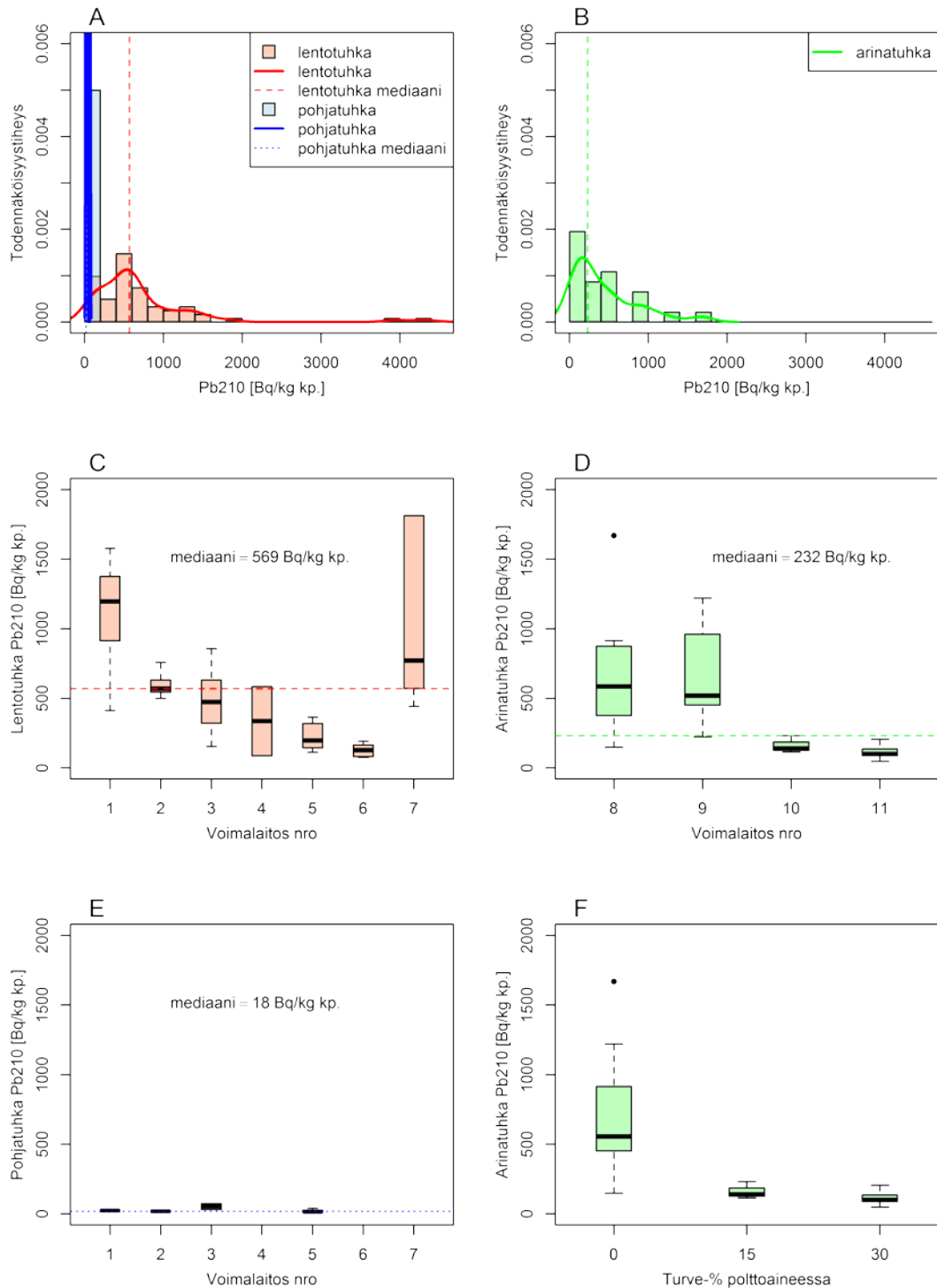
²²⁶Ra-aktiivisuuspitoisuus oli pääsääntöisesti suurempi lentotuhkassa kuin pohjatuhkassa (kuva 6A). Yhden voimalaitoksen näytteissä (laitos 4) tämä suhde oli päinvastoin ja pohjatuhkassa oli hieman korkeampi ²²⁶Ra-pitoisuus kuin lentotuhkassa. Koko aineiston lentotuhkan ²²⁶Ra-pitoisuuden mediaani oli 160 Bq/kg (kuva 6C) ja pohjatuhkan mediaani oli 55 Bq/kg (taulukko 4, kuva 6E). Lentotuhkan ²²⁶Ra-pitoisuuksissa esiintyi enemmän hajontaa kuin pohjatuhkan ²²⁶Ra-pitoisuuksissa (taulukko 4). Arinatuhkan ²²⁶Ra-jakauma muistutti lentotuhkan ²²⁶Ra-jakaumaa (kuva 6B), ja arinatuhkan ²²⁶Ra-mediaanipitoisuus 145 Bq/kg (kuva 6D) oli myös lähellä lentotuhkan ²²⁶Ra-mediaania 160 Bq/kg. ²²⁶Ra-pitoisuus näyttäisi laskevan turpeen määrän lisääntyessä polttoainevirrassa (kuva 6F).



Kuva 6. A,B) ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuuksien jakauma tutkituissa lentotuhka-, pohjatuhka- ja arinatuikkänäytteissä. C,D,E) ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuudet lentotuhkassa, arinatuikkassa ja pohjatuhkassa voimalaitoksittain. Paksu musta vaakaviiva esittää yksittäisen voimalaitoksen tuhkanäytteiden aktiivisuuspitoisuuksien mediaanin. Värillinen palkki osoittaa tulosten ensimmäisen ja kolmannen kvartaalin välisen alueen. Mustalla katkoviivalla merkityt viikset näyttävät tulosten ääriarvot, paitsi tilastollisesti hyvin kaukana olevat yksittäiset arvot on esitetty erikseen mustilla pisteillä. F) Arinatuikan ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuudet esitettynä polttoaineen turvepitoisuuden (%) mukaisesti jaoteltuna.

²¹⁰Pb-pitoisuudet

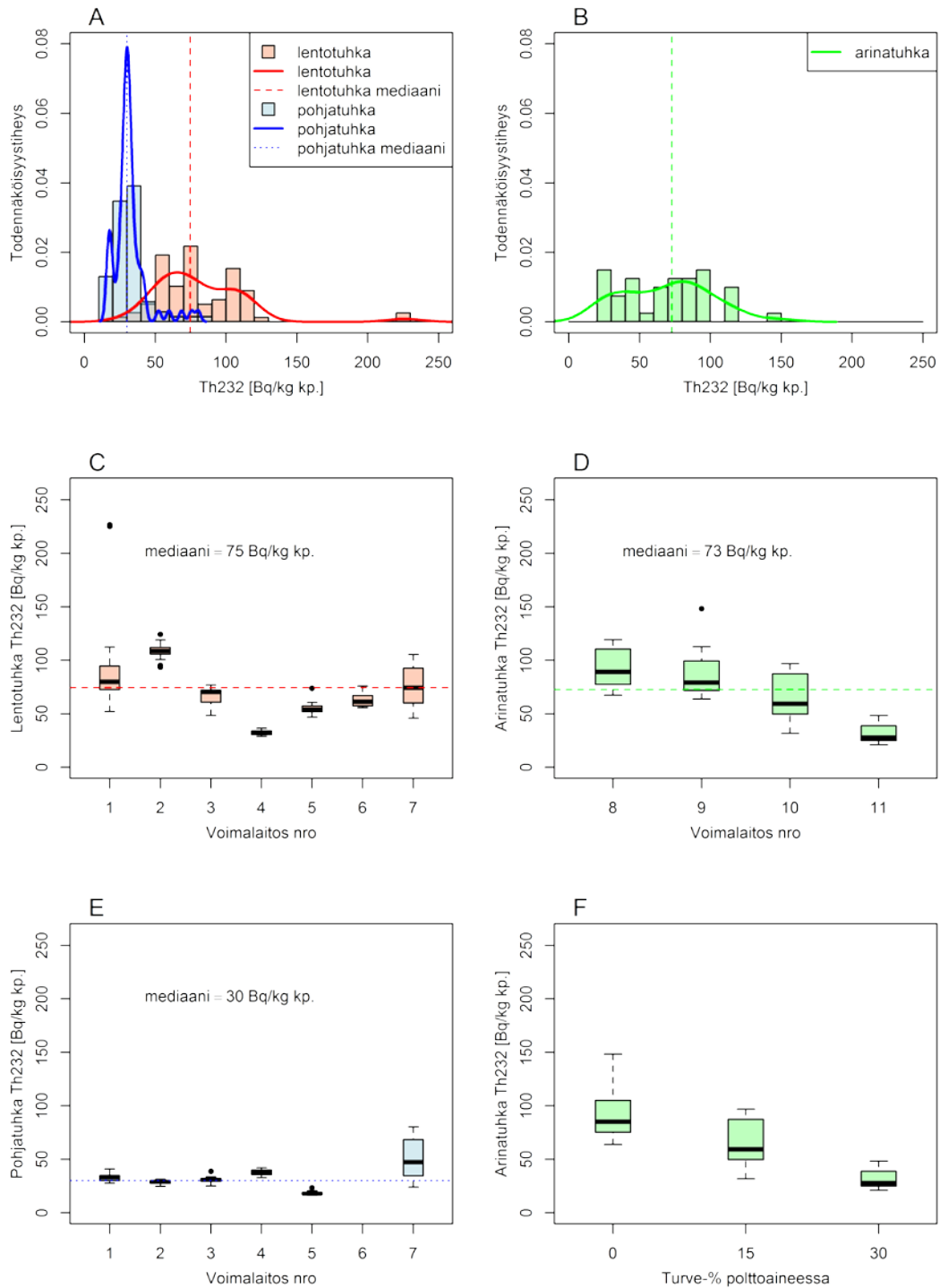
Lentotuhkan ²¹⁰Pb-aktiivisuuspitoisuus vaihteli voimakkaasti voimalaitoksittain (taulukko 4, kuva 7A). ²¹⁰Pb-pitoisuus oli kuitenkin aina suurempi lentotuhkassa kuin vastaavan laitoksen pohjatuhkassa. Lentotuhkan ²¹⁰Pb-pitoisuuden mediaani oli 569 Bq/kg (kuva 7C) ja pohjatuhkan oli 18 Bq/kg (kuva 7E). Arinatuhkassa ²¹⁰Pb-mediaanipitoisuus oli 232 Bq/kg (kuva 7D). Arinatuhkassa oli enemmän ²¹⁰Pb:ä niissä voimalaitoksissa, joissa turvetta ei ollut polttoaineessa lainkaan (kuva 7F). Toisaalta turvepolttoaineen ²¹⁰Pb-pitoisuuteen vaikuttaa se, miltä syvyydeltä turve on kerätty. Pääsääntöisesti suon pinnassa ²¹⁰Pb-pitoisuudet ovat korkeampia kuin syvemmissä turvekerroksissa, mutta tässäkin esiintyy suokohtaista vaihtelua (STUK-A143, 2000).



Kuva 7. A, B) ^{210}Pb -aktiivisuuspitoisuuksien jakauma tutkituissa lentotuhka-, pohjatuuhka- ja arinatuuhkanäytteissä. C, D, E) ^{210}Pb -aktiivisuuspitoisuudet lentotuhkassa, arinatuuhkassa ja pohjatuuhkassa voimalaitoksittain. Paksu musta vaakaviiva esittää yksittäisen voimalaitoksen tuhkanäytteiden aktiivisuuspitoisuuksien mediaanin. Värillinen palkki osoittaa tulosten ensimmäisen ja kolmannen kvartaalin välisen alueen. Mustalla katkoviivalla merkityt viikset näyttävät tulosten ääriarvot, paitsi tilastollisesti hyvin kaukana olevat yksittäiset arvot on esitetty erikseen mustilla pisteillä. F) Arinatuuhkan ^{210}Pb -aktiivisuuspitoisuudet esitettynä polttoaineen turvepitoisuuden (%) mukaisesti jaoteltuna.

²³²Th-pitoisuudet

²³²Th-aktiivisuuspitoisuus on pääsääntöisesti suurempi lentotuhkassa kuin pohjatuhkassa (taulukko 4, kuva 8A). Lentotuhkan ja arinatuhkan ²³²Th-aktiivisuuspitoisuuksien mediaanit olivat samansuuruiset, 75 ja 73 Bq/kg (taulukko 4, kuva 8C, 8D). Pohjatuhkassa oli selvästi vähemmän ²³²Th:a mediaanipitoisuuden ollessa 30 Bq/kg (taulukko 4, kuva 8E). Arinatuhkassa vaikuttaisi olevan laskeva ²³²Th-pitoisuus turpeen osuuden kasvaessa polttoaineessa (kuva 8F).



Kuva 8. A, B) ^{232}Th -aktiivisuuspitoisuuksien jakauma tutkituissa lentotuhka-, pohjatuhka- ja arinatuuhkanäytteissä. C, D, E) ^{232}Th -aktiivisuuspitoisuudet lentotuhkassa, arinatuuhkassa ja pohjatuhkassa voimalaitoksittain. Paksu musta vaakaviiva esittää yksittäisen voimalaitoksen tuhkanäytteiden aktiivisuuspitoisuuksien mediaanin. Värillinen palkki osoittaa tulosten ensimmäisen ja kolmannen kvartaalin välisen alueen. Mustalla katkoviivalla merkityt viikset näyttävät tulosten ääriarvot, paitsi tilastollisesti hyvin kaukana olevat yksittäiset arvot on esitetty erikseen mustilla pisteillä. F) Arinatuuhkan ^{232}Th -aktiivisuuspitoisuudet esitettynä polttoaineen turvepitoisuuden (%) mukaisesti jaoteltuna.

4.2 Radionuklidien jakautuminen lento- ja pohjatuhkan välillä

Radionuklidien keskimääräistä jakautumista lentotuhkan ja pohjatuhkan välillä verrattiin jakamalla lentotuhkanäytteiden mediaanipitoisuudet samaan aikaan kerättyjen pohjatuhkanäytteiden mediaanipitoisuuksilla nuklideittain (taulukko 5). ^{40}K :n tapauksessa kerroin oli lähellä arvoa yksi eli rikastumista lentotuhkaan ei ollut tapahtunut. ^{210}Pb rikastui voimakkaasti lentotuhkaan kertoimen ollessa noin 30.

Taulukko 5. Keskimääräiset rikastumiskertoimet lentotuhkan ja pohjatuhkan välillä nuklideittain, laskettu käyttäen: lentotuhka (mediaani)/pohjatuhka (mediaani).

Nuklidi	Lentotuhka (mediaani)/pohjatuhka (mediaani)
^{40}K	0,9
^{232}Th	2,5
^{226}Ra	2,9
^{238}U	4,1
^{137}Cs	4,9
^{210}Pb	30

4.3 Polttoaineen keräysalueen vaikutus tuhkan aktiivisuuteen

Tässä selvityksessä mukana olleet arinapolttolaitokset sijaitsevat Tšernobyllaskeumaluokkaan 1, 4 ja 5 kuuluvilla alueilla ja näiden arinalaitosten polttoaine kerättiin pääosin samalta alueelta kuin millä laitokset sijaitsevat. Arinapolttolaitoksilla oli selvästi havaittavissa polttoaineen keräysalueen Tšernobyllaskeuman määrän vaikutus tuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuteen (kuva 3D). Laskeumaluokkaan 5 kuuluvalla alueelta kerätyn polttoaineen arinatuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden mediaani oli 3100 Bq/kg. Vastaavasti laskeumaluokkaan 4 ja 1 kuuluvilla alueilla arinatuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien mediaanit olivat 470 Bq/kg ja 130 Bq/kg. Vyöhykkeellä 5 sijainneiden laitosten polttoaine koostui pelkästään metsäpolttoaineesta kun taas vyöhykkeillä 1 ja 4 sijainneiden laitosten polttoainevirrassa oli myös mukana turvetta (noin 0–30 %). Tästä johtuen osa ^{137}Cs -pitoisuuden vaihtelusta saattaa aiheutua myös polttoaineen laadusta.

Mukana olleiden yksittäisten leijupetilaitosten polttoaineiden keräysalueet osuivat useille eri laskeumavyöhykkeille ja polttoaineet sisälsivät seoksena metsäpolttoainetta, turvetta ja/tai teollisuuden puuntähteitä, joten leijupetilaitosten osalta ei ollut mielekäästä tehdä laskeumavyöhykkeiden ja tuhkan ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien vertailua.

4.4 Luonnon radioaktiivisten aineiden hajoamissarjojen tasapainotarkastelu

Suurin osa luonnossa esiintyvistä uraanista on ^{238}U -isotooppia. ^{238}U hajoaa pitkässä ketjussa stabiiliksi lyijyksi. Tätä hajoamisketjua kutsutaan uraanisarjaksi. Vastaavasti ^{232}Th

hajoamisketju muodostaa toriumsarjan. Hajoamisketjun radioaktiivinen tasapaino tarkoittaa sitä, että hajoamisketjun kaikki nuklidit esiintyvät epävarmuuksien rajoissa samalla aktiivisuudella ja noudattavat sarjan emonuklidin puoliintumisaikaa. Yleensä geologisissa näytteissä, kuten kallioperän ja maaperän näytteissä uraani- ja toriumsarjat ovat tasapainossa tai lähes tasapainossa. Eloperäisissä ja kemiallisesti prosessoiduissa näytteissä voi esiintyä uraani- ja toriumsarjojen epätasapainoa.

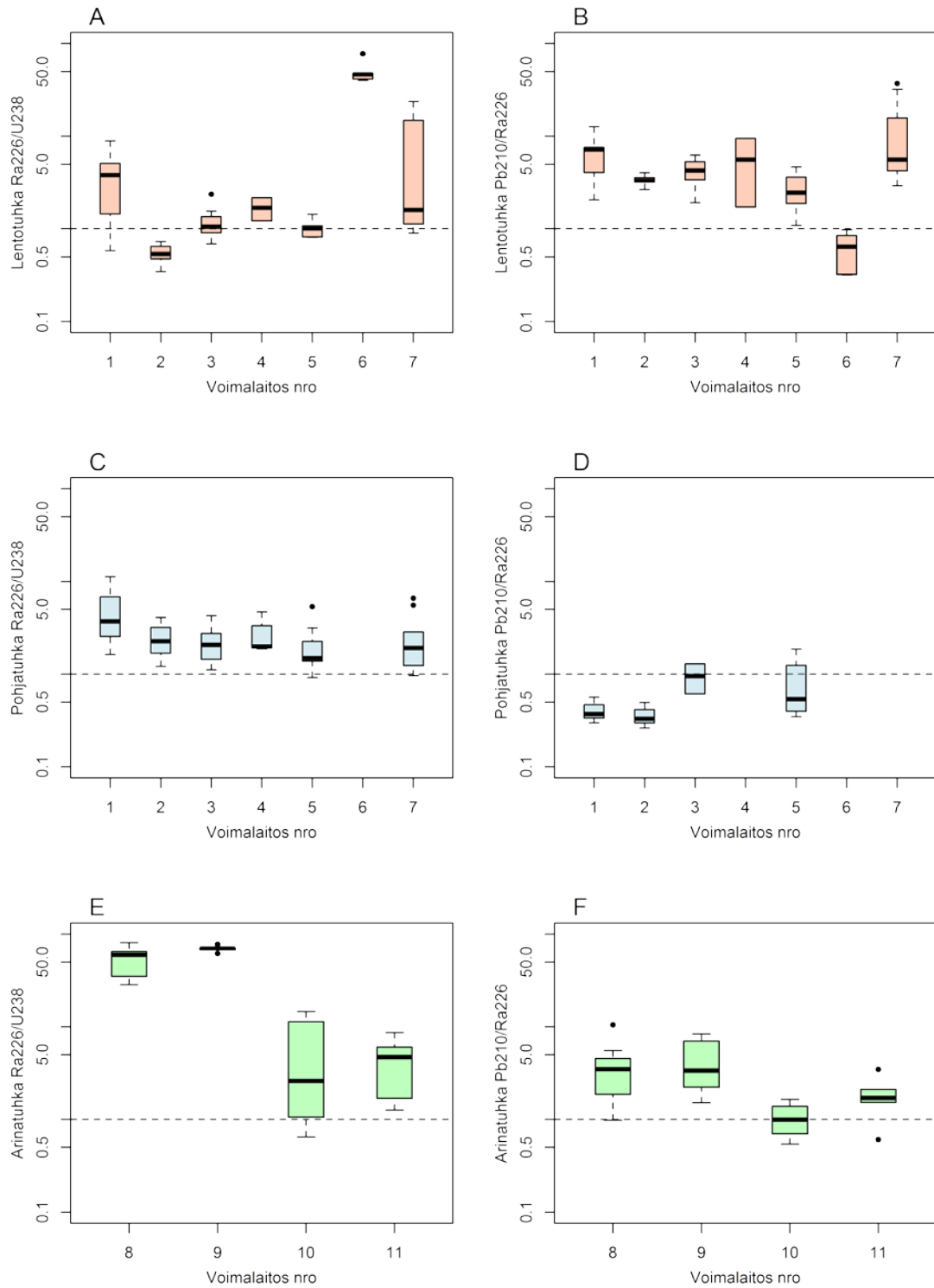
Tuhkanäytteiden uraani- ja toriumsarjojen tasapainoa tarkasteltiin gammaspektrometrisesti mitattujen nuklidien avulla. Toriumsarjat olivat mitattujen nuklidien ^{228}Ac , ^{212}Pb ja ^{208}Tl perusteella kaikissa tuhkatyypeissä radioaktiivisessa tasapainossa. Sen sijaan lähes kaikissa taspauksissa uraanisarjat olivat epätasapainossa.

Lentotuhkan uraanisarjan tasapainossa esiintyi suurta vaihtelua voimalaitoksittain (kuva 9A). Kahdessa voimalaitoksessa lentotuhkan uraanisarja oli tasapainossa (laitos 3 ja 5). Yhdellä voimalaitoksella (laitos 2) esiintyi ylimäärä ^{238}U verrattuna ^{226}Ra :een. Neljässä voimalaitoksessa lentotuhkassa oli suurempi ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuus verrattuna ^{238}U :aan (laitos 1, 4, 6, 7). Kolmen voimalaitoksen lentotuhkassa ^{226}Ra -ylimäärä oli 2–5 -kertainen. Voimalaitoksessa 6 lentotuhkan ^{226}Ra -/ ^{238}U -suhde oli yli 50, mikä johtui hyvin pienistä ^{238}U -aktiivisuuspitoisuuksista kyseisen voimalaitoksen lentotuhkassa.

Kaikkien voimalaitosten pohjatuhkassa oli enemmän ^{226}Ra :ta suhteessa ^{238}U :aan, $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ -suhteen ollessa 1,5–4 (kuva 9C). Arinatuhkassa $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ -suhde on vielä enemmän epätasapainossa, suhteen vaihdella välillä 2,6–70 (kuva 9E). Arinatuhkan $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ -suhde vaihteli voimakkaasti siten, että kahdessa arinalaitoksessa suhde muistutti pohjatuhkan arvoja, kun taas kahdessa muussa arinalaitoksessa suhde oli korkea 60–70. Tämä korkea ^{226}Ra -/ ^{238}U -suhde johtui siitä, että kyseisillä voimalaitoksilla polttoaineen ^{238}U -pitoisuus on erittäin pieni.

^{210}Pb oli keskimäärin rikastunut lentotuhkassa verrattuna ^{226}Ra :een (kuva 9B). Lentotuhkan $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ -suhde oli keskimäärin noin 5. Pohjatuhkassa $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ -suhde oli vastaavasti noin 0,4–1 (kuva 9D). Arinatuhkassa tämä suhde oli 1–4 (kuva 9F).

Aktiivisuustasapainon tarkastelua vaikeuttaa se, että polttoaineita ei mitattu ennen polttamista. Puuperäisessä polttoaineessa ja turpeessa esiintyy todennäköisesti vaihtelevaa uraanisarjan epätasapainoa jo ennen polttoa, mikä on kasviperäisissä aineksissa yleistä. Taulukon 5 perusteella Th- ja Ra-rikastumiskertoimet polttoprosessin aikana ovat samaa suuruusluokkaa, mikä osaltaan selittää Th-sarjan säilymistä tasapainossa eri tuhkatyypeissä. Sen sijaan U ja Ra käyttäytymisessä vaikuttaisi olevan eroa (taulukko 5) myös polton aikana, mikä on voinut vaikuttaa alkuperäistä aktiivisuusepätasapainoa kasvattavasti. Uraani näyttäisi siirtyvän tehokkaammin lentotuhkaan kuin radium. Polttoaineen koostumuksella (kuten turpeen määrällä), polttoprosessilla ja uraanin kemiallisella esiintymismuodolla voi olla vaikutusta siihen, kuinka helposti uraani siirtyi lentotuhkaan polton aikana.



Kuva 9. Tuhkanäytteistä mitattujen uraanisarjan radionuklidien ^{238}U -, ^{226}R - ja ^{210}Pb -aktiivisuuspitoisuuksien suhteita tuhkatyypeittäin ja voimalaitoksittain. Aktiivisuuksien tasapainosuhte 1 on merkitty vaakasuuntaisilla katkoviivoilla. A,B) Lentotuhkan aktiivisuussuhteet $^{226}\text{R}/^{238}\text{U}$ ja $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{R}$ voimalaitoksittain. C,D) Pohjatuhkan aktiivisuussuhteet $^{226}\text{R}/^{238}\text{U}$ ja $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{R}$ voimalaitoksittain. E,F) Arinatuhkan aktiivisuussuhteet $^{226}\text{R}/^{238}\text{U}$ ja $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{R}$ voimalaitoksittain.

4.5 Aktiivisuusindeksit

Tuhkanäytteiden aktiivisuusindeksit tuhkatyypeittäin ja voimalaitoksittain on esitetty taulukossa 6. Aktiivisuusindeksien laskeminen perustui STUKin ohjeeseen ST 12.2. Aktiivisuusindeksin ollessa alle 1, tuhkalle ei aseteta käyttörajoituksia radioaktiivisuuden vuoksi.

Kaikkien tuhkatyyppien aktiivisuusindeksi I_4 tuhkan käsittelylle oli alle 1. Suurin yksittäisen näytteen aktiivisuusindeksin I_4 arvo tässä tutkimuksessa oli 0,74.

STUKin ohjeen ST 12.2. mukaisesti, mikäli talonrakennustuotantoon käytettävien rakennusmateriaalien seosaineena on tuhkaa, saa tuhkassa olevan ^{137}Cs :n gammasäteilystä aiheutuva annoksen lisäys olla enintään 0,1 mSv vuodessa. Tämän kriteeri koskee kaikkia tuhkatyyppiä ja sen täyttyminen tulee arvioida erikseen, jos tuhkaa käytetään rakennusmateriaaleissa seosaineena. Yleisenä ohjeistuksena voidaan todeta, että toimenpidearvo 0,1 mSv vuodessa ei ylity jos tuhkan ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus on pienempi kuin 1000 Bq/kg ja tuhkaa on lisätty betoniin enintään 120 kg/m³. Lentotuhkan aktiivisuusindeksit I_1 ja I_2 olivat useimmilla voimalaitoksilla yli yhden, eli lentotuhkan käyttäminen talonrakennustuotantoon meneviin tuotteisiin tai katujen, teiden tai vastaavien rakentamisessa tarvittaviin materiaaleihin vaatisi erillisiä selvityksiä myös aktiivisuusindeksien perusteella.

Pohjatuhkan tapauksessa ainoastaan yhdellä voimalaitoksella aktiivisuusindeksi I_1 ylitti arvon 1. Kaikki muut aktiivisuusindeksit olivat alle 1. Voimalaitosten 10 ja 11 arinatuhkassa kaikki aktiivisuusindeksit olivat 1 tai alle. Sen sijaan voimalaitosten 8 ja 9 aktiivisuusindeksit I_1 ja I_2 olivat yli 1. Voimalaitoksella 8 aktiivisuusindeksi I_3 oli myös yli 1, joten tätä arinatuhkaa ei voisi käyttää myöskään läjitykseen, maantäyttöön tai maisemarakentamiseen ilman erillisiä selvityksiä. Voimalaitosten 8 ja 9 polttoaine oli peräisin Tšernobyl-laskeuma-alueelta 5, eli polttoaineen ^{137}Cs -pitoisuus on korkeampi kuin muilla voimalaitoksilla. Lisäksi nämä voimalaitokset käyttivät yksinomaan metsäpolttoainetta mikä osaltaan näkyi korkeampina ^{137}Cs - ja ^{40}K -pitoisuuksina verrattuna osittain turvetta käyttäviin laitoksiin.

Taulukko 6. Voimalaitostuhkan keskimääräiset (keskiarvo) aktiivisuusindeksit tuhkatyypeittäin ja voimalaitoksittain. Aktiivisuusindeksit on laskettu Säteilyturvakeskuksen ohjeen ST 12.2 mukaisesti.

I_1 = aktiivisuusindeksi talonrakennustuotantoon käytettäville valmiille rakennusmateriaaleille

I_2 = aktiivisuusindeksi katujen, teiden ja vastaavien rakentamiseen käytettäville materiaaleille

I_3 = aktiivisuusindeksi läjitettäville sekä maantäyttöön ja maisemanrakentamiseen käytettäville materiaaleille

I_4 = tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi

Tuhkatyyppi ja voimalaitos	Aktiivisuusindeksi				
	I_1	I_2	I_3	I_4	
lentotuhka	1	1,58	1,28	0,49	0,24
	2	1,43	1,25	0,47	0,23
	3	1,05	0,87	0,33	0,16
	4	0,71	1,02	0,40	0,19
	5	0,80	0,64	0,24	0,12
	6	1,46	1,24	0,47	0,23
	7	1,68	1,63	0,63	0,30
pohjatuhka	1	0,87	0,53	0,20	0,09
	2	0,64	0,34	0,13	0,06
	3	0,79	0,49	0,19	0,09
	4	1,09	0,92	0,36	0,17
	5	0,48	0,26	0,10	0,05
	6	0,88	0,54	0,21	0,10
	7	0,88	0,54	0,21	0,10
arinatuhka	8	1,89	2,76	1,08	0,53
	9	1,61	2,14	0,83	0,41
	10	1,00	0,72	0,27	0,13
	11	0,56	0,29	0,11	0,05
	11	0,56	0,29	0,11	0,05

4.6 Säteilysuojellinen merkitys

Säteilysuojelun kannalta on huomioitavaa, että lentotuhkassa ^{210}Pb on merkittävästi rikastunut verrattuna muihin uraanisarjan nuklideihin ja muiden tuhkalajien ^{210}Pb -pitoisuuksiin. Lentotuhkan käsittelyssä työskentelevien hengityksen suojaukseen on syytä kiinnittää erityistä huomiota, koska ^{210}Pb ja sen tytäraineet, kuten alfa-aktiivinen ^{210}Po , ovat haitallisia joutuessaan kehon sisälle esimerkiksi pölyn mukana hengityksen kautta.

Tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi I_4 (ST-ohje 12.2) ei huomioi tuhkan ^{210}Pb -pitoisuutta, koska aktiivisuusindeksissä uraanisarjaa edustava osa lasketaan pelkästään ^{226}Ra :n perusteella. Lentotuhkan ^{210}Pb -aktiivisuuspitoisuuden mediaani oli tässä aineistossa 570 Bq/kg ja samojen näytteiden ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuuden mediaani oli 160 Bq/kg. Yhdessä voimalaitoksessa lentotuhkan ^{210}Pb -aktiivisuuspitoisuuden mediaani oli 1200 Bq/kg. Kaikissa näytteissä tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi I_4 oli kuitenkin alle 1, eli aktiivisuusindeksin perusteella tuhkan käsittelylle ei asetettaisi mitään rajoituksia radioaktiivisuuden vuoksi. Näin ollen pelkkä aktiivisuusindeksi ei ole kaikissa tilanteissa riittävä työkalu mietittäessä mahdollista säteilyaltistuksen viitearvon ylittymistä ja tarvetta käytännön säteilysuojeluun.

ST-ohjeessa 12.2 toki todetaan, että ”erikoistapauksissa voidaan joutua ottamaan huomioon myös muita radionuklideja”. Erityisesti helposti pölyävät materiaalit ja mahdollisesti hengityksen kautta kehon sisälle joutuvat radionuklidit aiheuttavat tarvetta suojarusteiden käytölle.

5. Johtopäätökset

Tutkimuksessa analysoitiin tuhkatyypeittäin ja voimalaitoksittain tuhkan radioaktiivisuuspitoisuuksista määritettyjä aktiivisuusindeksejä, joiden avulla arvioidaan tuhkan käytön säteilyturvallisuutta. Tarkasteltaessa tuhkan käsittelystä työntekijöille aiheutuvaa altistusta aktiivisuusindeksin I_4 raja-arvo alittui kaikissa tutkituissa lento-, pohja-, ja arinatuhkanäytteissä eli näiden tuhkanäytteiden mittausten pohjalta tuhkan käsittelylle ei aseteta radioaktiivisuuden vuoksi rajoituksia. Sen sijaan tuhkan hyötykäytön yhteydessä (I_1 , I_2 ja I_3) osassa lento- ja arinatuhkanäytteitä todettiin aktiivisuusindeksien raja-arvojen ylittymistä Näiden laitosten tuhkaa ei tulisi ilman selvityksiä käyttää rakennusmateriaaleihin tai tieverkoston ja vastaavien rakentamiseen eikä läjitykseen, maantäyttöön tai maisemarakentamiseen.

Niillä arinatuhkalaitoksilla, jotka saavat metsäpolttoaineen Tšernobylin laskeuma-alueelta 5 on aktiivisuusindeksien ylityksiä johtuen korkeammasta polttoaineen ^{137}Cs -pitoisuudesta. Lisäksi on huomattava, että polttoaineen alkuperä ja polttoainevirran koostumus voivat vaihdella paljon samalla laitoksella, mikä aiheuttaa vaihtelua tuhkan radioaktiivisuuspitoisuuksiin.

Vetikko ym. (STUK-A200, 2004) kehittivät ”Energiateollisuudessa syntyvän puuntuhkan radioaktiivisuus ja sen säteilyvaikutukset” hankkeessa menetelmän, jonka avulla puupolttoaineita käyttävät laitokset voivat arvioida syntyvän tuhkan radioaktiivisuutta ja ottaa tarvittaessa huomioon sen aiheuttamaa säteilyaltistusta (liite 2. STUK-A200, 2004, kappale 6). Menetelmässä tuhkan radioaktiivisuutta arvioidaan laitoksen käyttämän polttoaineseoksen koostumuksen ja puupolttoaineen alueellisen alkuperän mukaan. Tuhkan aktiivisuus on kuitenkin tarpeen varmistaa mittauksin jos on syytä epäillä polttoaineen koostumuksen ja alkuperän perusteella tehtävän arvioinnin epätarkkuutta.

Energiantuotannossa syntyvä tuhka soveltuu metsänlannoitukseen erityisesti turvepohjaisilla metsämailla. Lannoitteena tuhkaa käytetään yleensä noin 3–5 tonnia hehtaaria kohden, mikä riittää parantamaan metsämaan ravinnetilannetta 20–50 vuoden ajan (Huotari, 2012). Biopolttoaineiden tuhkassa olevan Tšernobyl-peräisen ^{137}Cs :n vuoksi ei ole tarvetta rajoittaa tuhkan käyttöä metsälannoitteena. Vaikka oletettaisiin tuhkalannoitteen sisältävän ^{137}Cs :a tämän selvityksen suurimman lentotuhkasta mitatun pitoisuuden verran, vastaisi lannoitetulle alueelle tuleva ^{137}Cs -lisäys kuitenkin pienimmän Tšernobyl-laskeuman aluetta Suomessa. Todellisuudessa suurin osa biopolttoaineiden tuhkasta sisältää huomattavasti vähemmän ^{137}Cs kuin tässä tutkimuksessa mitattu maksimipitoisuus. Joissain tapauksissa tuhkan käytölle metsälannoitteena voi olla rajoituksia raskasmetallipitoisuuksien vuoksi (lannoitevalmistelaki 539/2006, MMM asetus 24/11).

Tässä tutkimuksessa todettiin, että tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi ei huomioi tuhkan ^{210}Pb -pitoisuutta, koska uraanisarjaa edustava osa lasketaan pelkästään ^{226}Ra -aktiivisuuspitoisuuden perusteella. Säteilysuojelun kannalta on huomioitava, että lento-

tuhkassa ^{210}Pb on merkittävästi rikastunut verrattuna muihin uraanisarjan nuklideihin. Näin ollen pelkkä aktiivisuusindeksi sellaisenaan ei kaikissa tilanteissa riitä mietittäessä mahdollista säteilyaltistuksen viitearvon ylittymistä ja tarvetta käytännön säteilysuojeluun. Tutkimuksen pohjalta suositellaankin, että ^{210}Pb -pitoisuus otetaan jatkossa huomioon ohjeistettaessa tuhkan käsittelystä aiheutuvan säteilyaltistuksen arviointia.

Lisääntyvän bioenergian käytön myötä syntyvän tuhkan määrä kasvaa entisestään. Ympäristöön vapautuvan radioaktiivisuuden määrä riippuu läjitysalueen muodosta, tiiviydestä ja suotovesien keräys- ja käsittelyjärjestelmistä. Tulevaisuudessa olisikin tarpeen selvittää polttolaitosten ja tuhkan varastointialueiden läheisyydestä päästöjen ja tuhkan läjityksen vaikutukset ympäristön radioaktiivisten aineiden pitoisuuksiin. ^{137}Cs :n kerääntymistä saostuskaivoihin ja kulkeutumista läjitysalueilta ympäristöön voitaisiin selvittää pitkän aikavälin seurantamittauksin.

6. Kiitokset

Katja Kurki-Suonio Energiateollisuus ry:stä ja Tage Fredriksson, Bioenergia ry:stä, osallistui hankkeen näytteenoton suunnitteluun Säteilyturvakeskuksen kanssa. Tuhkanäytteiden ottamisen ja postittamisen suorittivat osallistuvien laitosten henkilökunta. Näytteiden esikäsittelystä ja käytännön gammaspektrometrisistä mittauksista Säteilyturvakeskuksessa vastasivat Tuula Korttinen, Joonas Tikkanen ja Mikko Teräväinen.

Kiitämme kaikkia hankkeeseen osallistuneita henkilöitä hyvästä yhteistyöstä.

7. Lähteet

Aarnio, P, Nikkinen, M, Routti, J. UniSampo, Comprehensive Software for Gamma-Spectrum Processing. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 248: 371–75, 2001.

Aarnio, P, Ala-Heikkilä, J, Hakulinen, T, Nikkinen, M. The Nuclide Identification System Shaman in the Verification of the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 248: 587–593, 2001.

Helariutta, K, Rantavaara, A, Lehtovaara J. Turvesoiden ja polttoturpeen radionuklidit. STUK-A143. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2000. <https://www.julkari.fi/handle/10024/124574>

Huotari, N. Tuhkan käyttö metsälannoitteena. Metsäntutkimuslaitos, 2012.

Jantunen, M, Reponen, A, Mustonen, R, Itkonen, A, Kauranen, P. Behaviour of Chernobyl fallout radionuclides in peat combustion. *Health Physics* 62:245–49, 1992.

Lehto, J. 20 vuotta Tshernobylin ydinonnettomuudesta – Ympäristö-, terveys- ja sosioekonomiset vaikutukset. Teoksessa Ikäheimonen T.K. Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa – 20 vuotta Tshernobylistä. Symposium Helsingissä 25.-26.4.2006. STUK-A217. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2006.

Moberg, L, Hubbard, L, Avila, R, Wallberg, L, Feoli, E, Scimone, M, Milesi, C, Mayes, B, Iason, G, Rantavaara, A, Vetikko, V, Bergman, R, Nylén, T, Palo, T, White, N, Raitio, H, Aro, L, Kaunisto, S, Quillitte, O. An integrated approach to radionuclide flow in seminatural ecosystems underlying exposure pathways to man (LANDSCAPE). Final report. Statens strålskyddsinstitut, SSI Rapport 99:19; 1999.

Rantavaara, A. Puutavaran radioaktiivisuus. STUK-A133. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 1996.

Rantavaara, A, Moring, M. Puun tuhkan radioaktiivisuus. STUK-A177. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2001. <https://www.julkari.fi/handle/10024/124891>

Vetikko, V, Valmari, T, Oksanen, M, Rantavaara, A, Klemola, S, Hänninen R. Energiateollisuudessa syntyvän puuntuhkan radioaktiivisuus ja sen säteilyvaikutukset. STUK-A200. Helsinki; Säteilyturvakeskus, 2004.

Vetikko, V, Turtiainen, T, Leppänen A-P, Kämäräinen, M. Puutavaran radioaktiivisuus Suomessa. Ympäristön säteilyvalvonnan toimintaohjelma. Säteilyturvakeskus, 2015.

Ohje ST 12.2. Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuus. Helsinki, Säteilyturvakeskus, 2010.

LIITE 1. Hankkeen näytteenottopöytäkirja

Bioenergian tuotannossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuus Suomessa

Laitoksen nimi			
Näytetunnus (STUK täyttää)			
Näytteenottopäivämäärä	. .2016		
Näytemateriaali		Lentotuhka	Pohjatuhka

Polttoainevirran koostumus keruujakson aikana		
Polttoaine		Kulutus (tn) / keruujakso
311	Metsäpolttoaine, puu	
3111	Halot, rangat, pilkkeet	
3112	Kokopuu- tai rankahake	
3113	Metsätähdehake tai –murske	
3114	Kantomurske	
3115	Energiapaju	
312	Teollisuuden puutähde	
3121	Kuori	
3122	Sahanpuru	
3123	Puutähdehake tai –murske	
3124	Kutterilastut, hiontapöly ym.	
3128	Erittelemätön teollisuuden puutähde	
3129	Muu teollisuuden puutähde	
316	Puupelletit ja –brikitit	
211	Jyrsinturve	
212	Palaturve	
213	Turvepelletit ja -brikitit	
	Muu polttoaine, mikä	
Puupolttoaineen alueellinen alkuperä		
Polttotekniikka		
Tuhkan sijoitus ja käyttötavat (mikäli tiedossa)		

Vetikko, V, Valmari, T, Oksanen, M, Rantavaara, A, Klemola, S, Hänninen R.
Energiateollisuudessa syntyvän puuntuhkan radioaktiivisuus ja sen säteilyvaikutukset.
STUK-A200. Helsinki; Säteilyturvakeskus, 2004.

STUK-A200

6 Tuhkan aktiivisuuden sekä tuhkan käsittelyn ja käytön säteilyturvallisuuden arviointi

Hankkeen tulosten perusteella kehitettiin menetelmä, jolla puupolttoaineita käyttävät laitokset voivat arvioida syntyvän tuhkan radioaktiivisuutta ja ottaa tarvittaessa huomioon sen aiheuttaman säteilyaltistuksen (Kuva 6.1). Kappaleissa 6.1–6.3 esitetään, kuinka poltossa syntyvän tuhkan aktiivisuutta voidaan karkeasti arvioida ilman aktiivisuusmittauksia. Kappaleessa 6.4 käsitellään lyhyesti työntekijöiden säteilyannoksen toimenpidearvon (1 mSv/v) toteutumista puuta polttavilla laitoksilla. Kappaleessa 6.5 esitetään, miten voidaan määrittää riittävä peitemaakerroksen paksuus, jotta aktiivisuusindeksin arvon 1 ylittävää tuhkaa voidaan käyttää esimerkiksi maantäyttöön.

Ohjattaessa tuhkaa hyötykäyttöön on tuhkan tuottajalla velvollisuus tarvittaessa tiedottaa tuhkan aktiivisuudesta sen käyttäjälle. Tuhkan käyttäjä vastaa siitä, että käytettävä materiaali ei ylitä säteilyaltistuksen toimenpidearvoa (0,1 mSv/v) kyseisellä käyttötavalla.

6.1 Puun tuhkan aktiivisuuden arviointi

Tshernobylin onnettomuuden aiheuttaman ^{137}Cs -laskeuman määrä puun kasvupaikalla on tärkein puun tuhkan radioaktiivisuuteen vaikuttava tekijä. Kuntakohtaiset laskeumavyöhyketiedot ovat saatavilla Säteilyturvakeskuksen Internet-sivuilla (www.stuk.fi/säteily ja ihminen). Metsähakenäytteistä määritetty ^{137}Cs -laskeuman ja tuhkan ^{137}Cs -pitoisuuden välinen keskimääräinen siirtokerroin oli 580 (Bq/kg) / (kBq/m²) (Kappale 2.5). Hakenäytteistä 90 %:lle siirtokerroin oli alle 1200 (Bq/kg) / (kBq/m²). Luonnon radionuklidien (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) pitoisuuksien voidaan arvioida olevan karkeasti ottaen yhtä suuria eri tuhkissa.

Taulukon 6.1 keskimääräisessä arviossa tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus on laskettu siirtokertoimella 580 (Bq/kg) / (kBq/m²) ja luonnon nuklidien aiheuttamaksi lisäykseksi tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksiin I_4 on oletettu 0,07, joka oli mitattujen tuhkanäytteiden keskiarvo. Konservatiivisessa arviossa ^{137}Cs :n siirtokerroin on 1200 (Bq/kg) / (kBq/m²) ja luonnon nuklidien lisäys indeksi I_4 :ään on suurin tuhkanäytteissä havaittu, eli 0,16. Kummassakin tapauksessa tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus on laskettu laskeumavyöhykkeen keskimääräisen laskeuman mukaan. Esimerkiksi laskeumavyöhykkeelle 1 keskimääräinen arvio tuhkan ^{137}Cs -pitoisuudesta ja indeksin arvosta on laskettu seuraavasti:

$$^{137}\text{Cs}\text{-pitoisuus} = \frac{0+4}{2} \cdot 580 \approx 1200 \text{ Bq/kg}$$

Tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi on

$$I_4 = \frac{C_{\text{Th}}}{3000} + \frac{C_{\text{Ra}}}{4000} + \frac{C_{\text{K}}}{50000} + \frac{C_{\text{Cs}}}{10000}$$

jolloin

$$I_4 = \frac{1200}{10000} + 0,07 = 0,19$$

Taulukko 6.1. Arvioitu puun tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus ja tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksin I_4 arvo.

^{137}Cs - laskeuma- vyöhyke	^{137}Cs - laskeuma, kBq/m ² v. 2002	^{137}Cs -pitoisuus tuhkassa, Bq/kg		I_4	
		keskimääräinen	konservatiivinen	keskimääräinen	konservatiivinen
1	0 – 4	1 200	2 400	0.19	0.40
2	4 – 8	3 500	7 200	0.42	0.88
3	8 – 16	7 000	14 000	0.77	1.6
4	16 – 32	14 000	29 000	1.5	3.1
5	32 – 55	25 000	52 000	2.6	5.4

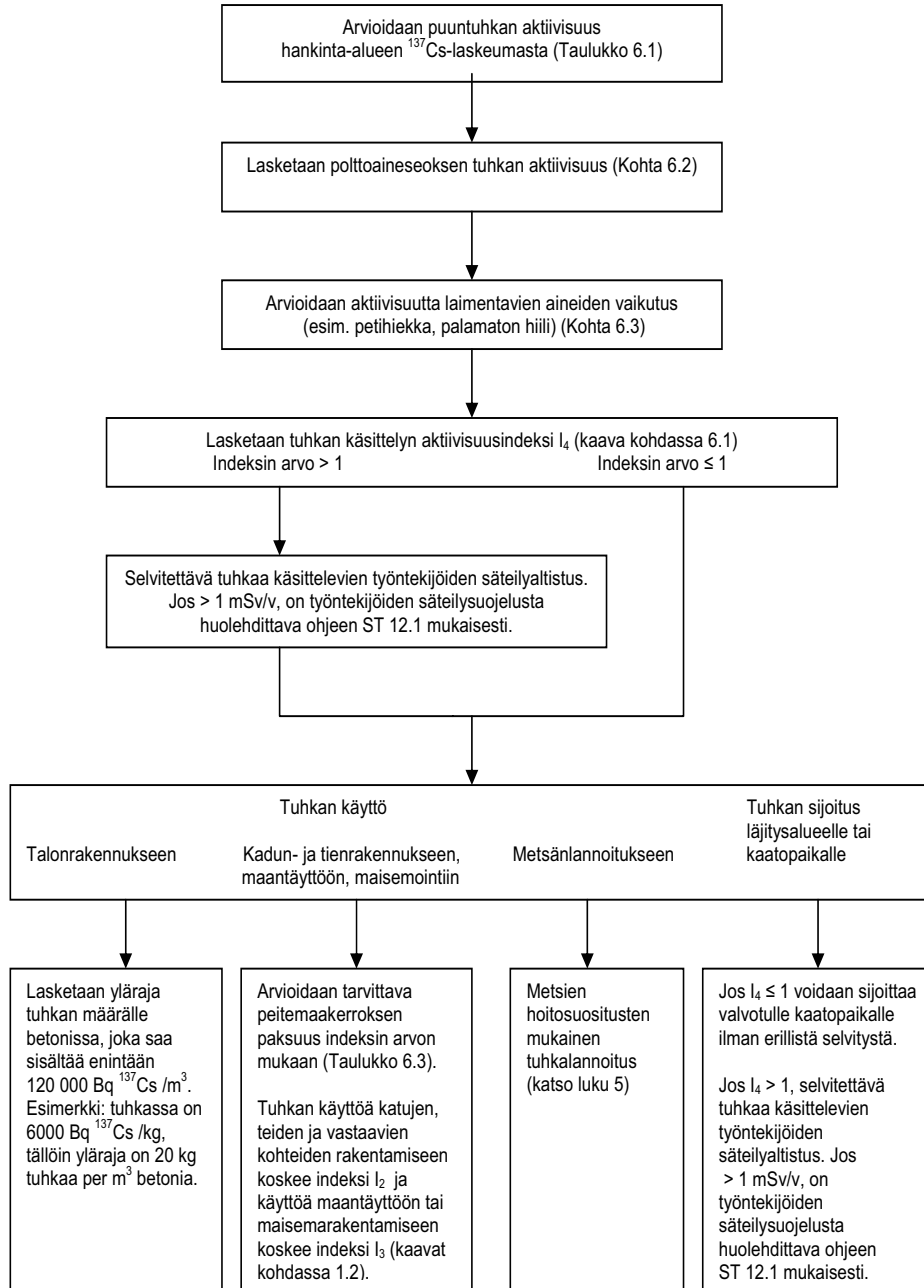
Yksittäisten tuhkaerien ^{137}Cs -pitoisuus saattaa poiketa hyvinkin paljon taulukon 6.1 arvioista, eikä konservatiivinen arvio ole ehdoton yläraja. Satunnainen vaihtelu häviää (mutta mahdolliset systemaattiset virheet jäävät) kun tarkastellaan suurta tuhkamäärää, kuten suuren laitoksen vuosituotantoa. Hakenäytteisiin perustuvat taulukon 6.1 arviot voivat sisältää huomattavaa systemaattista virhettä kun niitä sovelletaan muihin puupolttoaineisiin. Arvion yleistäminen muille kuin metsähakkeille perustuu luvun 2 havaintoon, jonka mukaan samalta alueelta hankitun purun ja kuoren tuhkat olivat suunnilleen yhtä aktiivisia, ja nämä olivat yhtä aktiivisia kuin samansuuruisen laskeuman alueelta hankittujen hakkeiden tuhkat.

Esimerkki

Laitoksen käyttämästä puupolttoaineesta 70 % on peräisin 3. laskeumavyöhykkeeltä, 20 % 4. vyöhykkeeltä ja 10 % 5. vyöhykkeeltä. Laitoksen tuottaman puuntuhkan käsittelyn indeksi I_4 on arvioiden mukaan

$$I_4 \text{ (keskimääräinen)} = 0,7 \cdot 0,77 + 0,2 \cdot 1,5 + 0,1 \cdot 2,6 = \mathbf{1,1}$$

$$I_4 \text{ (konservatiivinen)} = 0,7 \cdot 1,6 + 0,2 \cdot 3,1 + 0,1 \cdot 5,4 = \mathbf{2,3}$$



Kuva 6.1. Tuhkan aktiivisuuden sekä tuhkan käsittelyn, käytön ja sijoituksen säteilyturvallisuuden arviointi

Laitosten tuottamien tuhkien aktiivisuus voi olla huomattavasti pelkälle puupolttoaineelle laskettuja arvioita pienempi, koska tuhkassa oleva muu kuin puun epäorgaanisesta aineesta peräisin oleva materiaali yleensä pienentää aktiivisuutta (Kappaleet 6.2–6.3). Aktiivisuusarvion tarkkuuden voi varmistaa tuhkan näytemittauksilla.

6.2 Seospolttoaineen tuhkan aktiivisuuden arviointi

Seospolttoaineen tuhkan ^{137}Cs -pitoisuutta voidaan arvioida ottamalla tuhkamäärillä painotettu keskiarvo eri osapolttoaineiden tuhkien ^{137}Cs -pitoisuuksista (kappaleen 3 esimerkki). Tshernobylin ^{137}Cs -laskeumalle on puun ohella ollut alttiina lähinnä turve. Turpeen ^{137}Cs -pitoisuudet ovat pienempiä kuin puun, ellei turve ole peräisin tuotantoalueen pintakerroksesta, johon laskeuma pääosin jäi. Vuoden 1994 polttoturvetuotannosta alle neljännes suokohtaisista turvetuhkan ^{137}Cs -pitoisuuksista ylitti 1000 Bq/kg (STUK-A143, 2000). Viiden suon turvetuhkan aktiivisuus ylitti 4000 Bq/kg, ja suurin pitoisuus oli noin 13000 Bq/kg. Luonnon nuklidien osuus turvetuhkan käsitellyn aktiivisuusindeksiin I_4 oli yleensä alle 0,1 eikä se siis poikkeaa ratkaisevasti puuntuhkasta. Fossiiliset polttoaineet sisältävät luonnon nuklideja mutta eivät ^{137}Cs :ää.

Esimerkki:

Seospoltossa metsätähdehakkeen osuus on 60 % ja turpeen osuus 40 % polttoaineen kuivapainosta. Hakkeen ^{137}Cs -pitoisuus on 300 Bq/kg ja tuhkapitoisuus 3 %. Turpeen ^{137}Cs -pitoisuus on 50 Bq/kg ja tuhkapitoisuus 5 %. Erikseen poltettuna tuhkan ^{137}Cs -pitoisuudet olisivat 10000 Bq/kg (metsätähdehake) ja 1000 Bq/kg (turve). Seospolton tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus yhtälön 3.1 avulla laskettuna on

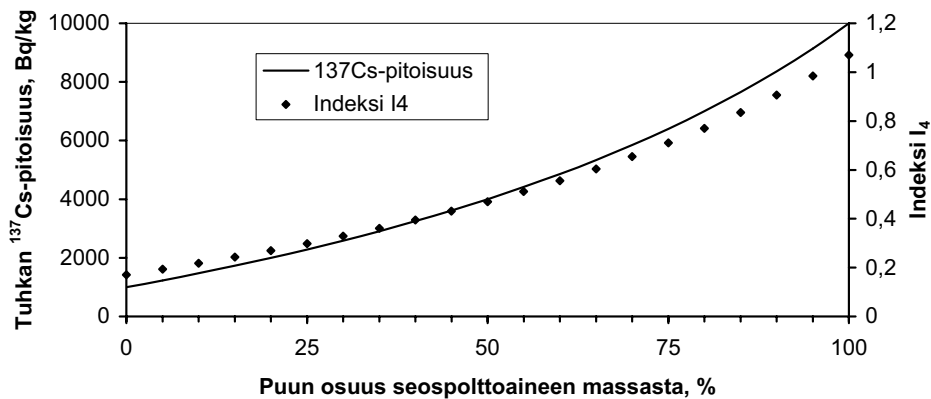
$$^{137}\text{Cs}\text{-pitoisuus} = \frac{0,6 \cdot 300 + 0,4 \cdot 50}{0,6 \cdot 0,03 + 0,4 \cdot 0,05} = 5263 \text{ Bq/kg.}$$

Kuvassa 6.2 on oletetuilla pitoisuuksilla laskettu esimerkki siitä, miten puun osuus seospolttoaineessa vaikuttaa seostuhkan aktiivisuuteen. Puun massaosuuden kasvaessa indeksi I_4 :n arvo nousee hieman vähemmän kuin tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus, koska puun ja turpeen tuhkan luonnon nuklidien pitoisuus on oletettu samaksi. Esimerkiksi puupolttoaineen osuuden ollessa 25 % on sen osuus tuotetusta tuhkasta

$$\text{Tuhkasta puuperäistä} = \frac{0,25 \cdot 0,025}{0,25 \cdot 0,025 + 0,75 \cdot 0,05} = 14,3\%$$

$$\text{ja tuhkan } ^{137}\text{Cs-pitoisuus} = 0,143 \cdot 10000 + (1 - 0,143) \cdot 1000 = 2286 \text{ Bq/kg}$$

$$\text{sekä edelleen } I_4 = \frac{2286}{10000} + 0,07 = 0,3.$$



Kuva 6.2 Puun ja turpeen seostuhkan ^{137}Cs -pitoisuus ja tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksin I_4 arvo, jos puun tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus on 10 000 Bq/kg ja puun tuhkapitoisuus 2,5 % sekä turpeen tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus on 1000 Bq/kg ja turpeen tuhkapitoisuus 5 %.

6.3 Tuhkan poltossa päätyvät aktiivisuutta laimentavat aineet

Kappaleessa 6.1 esitetty puupolttoaineen tuhkan aktiivisuusarvio perustui hakenäytteisiin, jotka tuhkistettiin laboratorio-olosuhteissa siten, että niihin ei palamatonta hiiltä juurikaan jäänyt (kuudesta tuhkasta mitattu kokonaishiilipitoisuus oli suurimmillaan 5.15 %). Kappaleessa 6.1 esitetty arvio onkin tarkoitettu tuhkalle, jossa ei ole merkittävästi palamatonta hiiltä (kuten arinapoltossa), petihiekkaa (leijupoltossa lähinnä pohjatuhka) tai muuta aktiivisuutta laimentavaa materiaalia.

Jos tuhkassa on palamatonta hiiltä tai muuta ei-aktiivista ainetta merkittävästi, voidaan arvioitu ^{137}Cs -pitoisuus ja indeksi I_4 :n arvo kertoa tekijällä $1 - C/100$, missä C on ei-aktiivisen aineen pitoisuus tuhkassa prosentteina.

Petihiekan osalta vastaava vähennys voidaan tehdä ^{137}Cs -pitoisuuteen, mutta ei luonnon nuklidien pitoisuuteen, koska niitä on hiekassa suunnilleen saman verran kuin puun tuhkassa.

Esimerkki:

Polttoaineen tuhkan ^{137}Cs -pitoisuus on 12 000 Bq/kg. Leijupetipoltossa lentotuhkasta 10 % ja pohjatuhkasta 95 % on peräisin petihiekasta. Loppuosa tuhkasta on peräisin polttoaineesta. Luonnon nuklidit aiheuttavat sekä petihiekan että polttoaineen tuhkan käsittelyn indeksin arvoon lisäyksen, joka on 0,07. Arviot leijupolton tuhkien käsittelyn aktiivisuusindekseistä ovat:

$$\text{Lentotuhka: } I_4 = \left(1 - 10/100\right) \frac{12000}{10000} + 0,07 = 1,15$$

$$\text{Pohjatuhka: } I_4 = \left(1 - 95/100\right) \frac{12000}{10000} + 0,07 = 0,13.$$

6.4 Säteilyaltistuksen toimenpidearvon toteutuminen tuhkan käsittelyssä

Jos tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi I_4 on suurempi kuin 1, edellyttää tuhkan käsitteleminen selvitystä siitä, että työntekijöiden vuosittainen säteilyannos on pienempi kuin toimenpidearvo 1 mSv. Jos työntekijän säteilyannos on tätä suurempi, tulee säteilyaltistusta vähentää ohjeen ST 12.1 mukaisesti. Ulkoisesta säteilystä aiheutuvaa altistusta voidaan tehokkaasti rajoittaa järjestämällä työt siten, että radioaktiivisia aineita sisältävän materiaalin välittömässä läheisyydessä työskennellään mahdollisimman lyhyitä aikoja (ST 12.1, 2000).

Kun tuhkan käsittelyn indeksi on 1, on sen laskettu aiheuttavan työntekijälle 1 mSv:in säteilyannoksen, jos työntekijä käsittelee tuhkaa kokopäivätoimisesti (1500 tuntia vuodessa) ja oleskelee jatkuvasti suurehkon tuhkakerroksen päällä tai läheisyydessä.

Tuhkan käsittelyn indeksin vuosikeskiarvo voi olla yli 1 lähinnä pienillä laitoksilla, jotka käyttävät laskeumavyöhykkeiden 4 ja 5 puupolttoaineita sekoittamatta joukkoon merkittävästi turvetta tai muuta ^{137}Cs -pitoisuutta laimentavaa polttoainetta. Pienissä laitoksissa työntekijän säteilyannoksen

toimenpidearvo tuskin ylittyy, koska tuhkan käsittely ei ole kokopäivätoimista, eivätkä tuhkamäärät ole niin suuria kuin on indeksin oletuksena. Suurilla laitoksilla osa polttoaineesta lienee väistämättä joko pienemmän laskeuman alueilta, tai muuta kuin puupolttoaineita.

6.5 Säteilyä vaimentavan peitemaakerroksen paksuuden arviointi

Tuhkan käyttöä katujen, teiden ja vastaavien kohteiden rakentamiseen koskee aktiivisuusindeksi I_2 ja käyttöä maantäyttöön ja maisemointiin koskee indeksi I_3 . Jos tuhkan käsittelyn indeksi I_4 on määritetty, saadaan muille indekseille melko tarkat likiarvot seuraavasti:

$$I_2 = 6 \cdot I_4$$

$$I_3 = 2 \cdot I_4.$$

Taulukossa 6.2 on esitetty indeksien I_2 ja I_3 arviot puuntuhkalle. Keskimääräinen ja konservatiivinen arvio on tehty samoilla oletuksilla kuin taulukossa 6.1.

Taulukko 6.2. Aktiivisuusindeksien I_2 ja I_3 arviot puuntuhkalle ilman peittävää kerrosta. Laitosten tuottamien tuhkien indeksien arvot voivat olla huomattavasti tässä esitettyjä pelkälle puuntuhkalle laskettuja arvioita pienempiä (katso kappaleet 6.2–6.3).

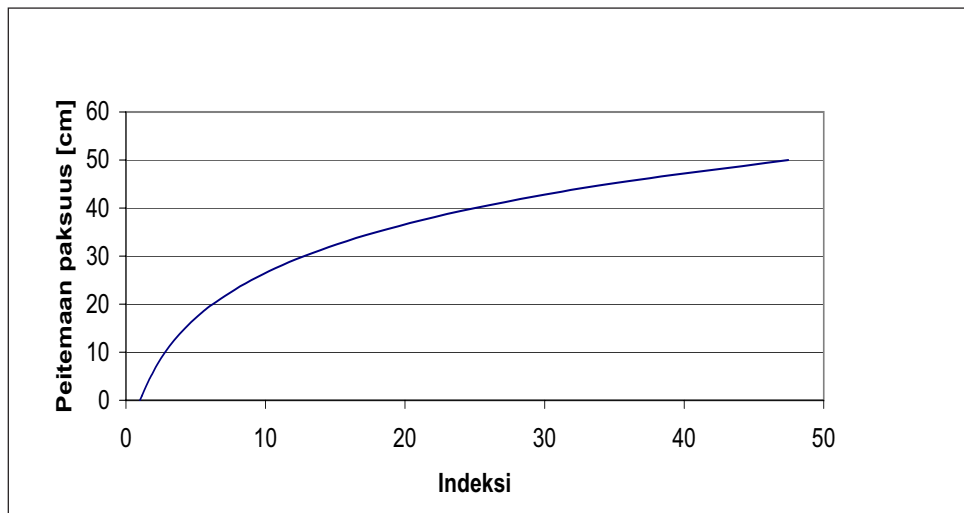
¹³⁷ Cs-laskeumavyöhyke	¹³⁷ Cs-laskeuma, kBq/m ² v. 2002	Kadun ja tien rakentaminen, I_2		Maarakentaminen, I_3	
		keskimääräinen	konservatiivinen	keskimääräinen	konservatiivinen
1	0 – 4	1.1	2.4	0.38	0.8
2	4 – 8	2.5	5	0.8	1.8
3	8 – 16	5	9	1.5	3.1
4	16 – 32	9	18	2.9	6
5	32 – 55	15	32	5	11

Jos aktiivisuusindeksin arvo on 1 tai pienempi, tuhkan käytölle ei ole radioaktiivisuudesta johtuvia rajoituksia. Jos indeksin arvo on suurempi kuin 1, tulee tuhkan sijoittamisesta tehdä erillinen selvitys. Indeksien ylittäessä arvon 1 tuhkaa voidaan käyttää, jos voidaan osoittaa että säteilyaltistus käyttökohteessa on toimenpidearvoa (0,1 mSv/v) vähäisempää. Käytettäessä tuhkaa kadun- tai tienrakentamiseen, maantäyttöön tai maisemarakentamiseen väestön säteilyaltistuksen toimenpidearvo 0,1 mSv/v voidaan alittaa peittämällä

tuhka riittävän paksulla maa- tai sorakerroksella. Taulukossa 6.3 ja kuvassa 6.3 on esitetty eräitä indeksin arvoja vastaavan riittävän peitemaakerroksen paksuus. Kappaleessa 4.4 ja liitteessä 3 on esitetty tarkempia esimerkkejä indeksien laskemisesta ja peitemaan paksuuden määrittämisestä.

Taulukko 6.3. Peitemaan paksuuden määrittäminen, kun tiedetään tuhkan aktiivisuusindeksin arvo. Peitemaan tiheys on $1,5 \text{ g/cm}^3$.

Indeksin (I_2 tai I_3) arvo	Tarvittavan maakerroksen paksuus, cm
1.0	0
1.8	5
2.8	10
4	15
6	20
9	25
13	30
18	35
24	40
33	45
45	50



Kuva 6.3. Peitemaan paksuuden määrittäminen, kun tiedetään tuhkan aktiivisuusindeksin arvo. Peitemaan tiheys on $1,5 \text{ g/cm}^3$.

RAKENNUSMATERIAALIEN JA TUHKAN RADIOAKTIIVISUUS

1	YLEISTÄ	3
2	RAKENNUSMATERIAALIEN JA TUHKAN RADIOAKTIIVISUUTTA RAJOITETAAN TOIMENPIDEARVOILLA	3
3	TOIMENPIDEARVON YLITTYMISTÄ ARVIOIDAAN AKTIIVISUUSINDEKSIN AVULLA	4
3.1	Talonrakennustuotantoon käytettävät materiaalit	4
3.2	Katujen, teiden ja vastaavien rakentamiseen käytettävät materiaalit	4
3.3	Läjitettävät sekä maantäyttöön ja maisemarakentamiseen käytettävät materiaalit	5
3.4	Tuhkan käsittely	5
4	TURVALLISUUS ON VARMISTETTAVA	5
4.1	Toiminnan harjoittaja vastaa selvityksistä ja mittauksista	5
4.2	Käytännön ohjeita	5
LIITE MÄÄRITELMIÄ JA KÄSITTEITÄ		

Tämä ohje on voimassa 1.2.2011 alkaen toistaiseksi.

Ohje korvaa 8.10.2003 annetun ohjeen ST 12.2, Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuus.

Helsinki 2010

ISSN 0789-4554

ISBN 978-952-478-566-2 (nid.)

Edita Prima Oy/Helsinki 2010

ISBN 978-952-478-567-9 (pdf)

ISBN 978-952-478-568-6 (html)

Valtuutusperuste

Säteilytoiminnan turvallisuudesta vastaa säteilylain mukaan säteilytoiminnan harjoittaja. Toiminnan harjoittaja on velvollinen huolehtimaan siitä, että ST-ohjeissa esitetyn mukainen turvallisuustaso toteutetaan ja ylläpidetään.

Säteilyturvakeskus antaa säteilyn käytön ja muun säteilytoiminnan turvallisuutta koskevat yleiset ohjeet, säteilyturvallisuusohjeet (ST-ohjeet), säteilylain (592/1991) 70 §:n 2 momentin nojalla.

1 Yleistä

Kaikki rakennusmateriaalit sisältävät vähäisessä määrin radioaktiivisia aineita. Maankamarasta peräisin olevat rakennusmateriaalit sisältävät pääasiassa luonnon radioaktiivisia aineita. Näitä aineita ovat uraanin ja toriumin (^{238}U ja ^{232}Th) hajoamissarjoihin kuuluvat radioaktiiviset aineet sekä kaliumin radioaktiivinen isotooppi (^{40}K). Eräät teollisuuden sivutuotteet sisältävät luonnon radioaktiivisten aineiden lisäksi ydinasekoikeissa ja ydinvoimalaonnettomuuksissa vapautuneiden radioaktiivisten aineiden laskeumasta luontoon joutuneita radionuklideja, erityisesti cesiumia (^{137}Cs). Jos sivutuotetta käytetään rakennusmateriaalin osana, lopullinen materiaali sisältää myös näitä keinotekoisia radionuklideja.

Myös turpeen, kivihiilen, puun, metsähakkeen, peltobiomassojen, metsäteollisuuden sivutuotteiden ja muiden vastaavien poltossa syntyvä tuhka sisältää luonnon radioaktiivisia aineita ja radioaktiivisesta laskeumasta peräisin olevia radionuklideja. Tässä ohjeessa tuhalla tarkoitetaan kaikkea edellä mainittujen massojen poltossa syntyvää tuhkaa. Tuhkaa käytetään maantäyttöön, maisemarakentamiseen ja betonin seosaineena. Sitä käytetään myös tienpohjan materiaalina, viedään kaatopaikoille ja läjitetään.

Tämä ohje koskee markkinoille saatettavia rakennusmateriaaleja. Ohjeessa esitetään toimenpidearvot talonrakennustoimintaan, katujen, teiden ja vastaavien rakentamiseen sekä läjitykseen, maantäyttöön ja maisemarakentamiseen käytettävien materiaalien gammasäteilystä aiheutuvan säteilyaltistuksen rajoittamiseksi. Samoin esitetään toimenpidearvot tuhkan käsittelylle ja sijoittamiselle. Lisäksi esitetään toimenpidearvoja koskevat sovellosohjeet.

Tämä ohje koskee ainoastaan materiaaleista aiheutuvaa ulkoista gammasäteilyä. Ohje koskee vain luonnon radioaktiivisia aineita ja radioaktiivisesta laskeumasta luontoon joutuneita radionuklideja. Ohje ei koske ydinenergian tai säteilyn käytön seurauksena syntyneitä radioaktiivisia aineita.

2 Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuutta rajoitetaan toimenpidearvoilla

Rakennusmateriaalien ja tuhkan toimenpidearvojen tarkoituksena on rajoittaa materiaalien radioaktiivisuudesta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Tässä ohjeessa toimenpidearvo on efektiivisen annoksen lisäys maaperän radioaktiivisuudesta aiheutuvaan annokseen.

Toiminnan harjoittaja on velvollinen selvittämään toiminnasta aiheutuvan säteilyaltistuksen, jos ilmenee tai perustellusti epäillään, että rakennusmateriaalin tai tuhkan radioaktiivisuudesta voi aiheutua toimenpidearvoa suurempi säteilyannos. Selvityksen tulokset on toimitettava Säteilyturvakeskukseen. Selvityksen perusteella Säteilyturvakeskus antaa tarvittaessa määräykset säteilyaltistuksen rajoittamiseksi.

Talonrakennustuotantoon käytettävät materiaalit

Talonrakennustuotantoon käytettävien rakennusmateriaalien gammasäteilystä väestölle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 1 mSv vuodessa.

Kun tuhkaa käytetään talonrakennustuotantoon tarkoitettun rakennusmateriaalin seosaineena, tuhkassa olevan cesiumin (^{137}Cs) gammasäteilystä aiheutuva efektiivisen annoksen lisäys rakennusmateriaalin muun radioaktiivisuuden aiheuttamaan annokseen saa olla enintään 0,1 mSv vuodessa. Tällöinkään rakennusmateriaalista aiheutuva kokonaisannos ei saa olla suurempi kuin 1 mSv vuodessa.

Katujen, teiden ja vastaavien rakentamiseen käytettävät materiaalit

Katujen, teiden, piha-alueiden ja näitä vastaavien kohteiden rakentamiseen käytettävien materiaalien gammasäteilystä väestölle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 0,1 mSv vuodessa.

Läjitys, maantäyttö ja maisemarakentaminen

Läjitöksessä, maantäytössä ja maisemarakentamisessa materiaalien gammasäteilystä väestölle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 0,1 mSv vuodessa.

Tuhkan käsittely

Tuhkan käsittelystä työntekijälle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 1 mSv vuodessa (efektiivinen annos). Työntekijöiden altistusta koskevat sovellusohjeet on esitetty ohjeessa ST 12.1.

Luonnonsäteilylle altistavasta toiminnasta aiheutuvan säteilyaltistuksen selvittämisestä säädetään säteilylain (592/1991) 45 §:ssä. Toiminnan harjoittajan velvollisuudesta ilmoittaa selvityksen tulokset Säteilyturvakeskukseen säädetään säteilyasetuksen (1512/1991) 26 §:ssä. Työntekijälle luonnonsäteilystä aiheutuvan altistuksen rajoittamisesta säädetään säteilyasetuksen 27 §:ssä.

3 Toimenpidearvon ylittymistä arvioidaan aktiivisuusindeksin avulla

Toimenpidearvon mahdollista ylittymistä arvioidaan aktiivisuusindeksin avulla. Aktiivisuusindeksi lasketaan materiaaleista mitatuista radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksista.

Aktiivisuusindeksiä määritettäessä otetaan huomioon uraanisarjaan kuuluva radium (^{226}Ra), toriumsarjaan kuuluva torium (^{232}Th), kalium (^{40}K) sekä radioaktiivisesta laskeumasta peräisin oleva cesium (^{137}Cs). Erikoistapauksissa voidaan joutua ottamaan huomioon myös muita radionuklideja.

Jos aktiivisuusindeksin arvo on suurempi kuin 1, toiminnan harjoittajan on selvityksin osoitettava, että kyseiselle materiaalille asetettu toimenpidearvo ei ylity. Selvityksen tulokset on toimitettava Säteilyturvakeskukseen. Jos aktiivisuusindeksi on 1 tai pienempi, materiaalille ei aseteta radioaktiivisuuden vuoksi käyttörajoituksia.

Tarvittaessa voidaan tapauskohtaisesti selvittää toiminnasta aiheutuva säteilyaltistus ilman erillistä aktiivisuusindeksitarkastelua.

3.1 Talonrakennustuotantoon käytettävät materiaalit

Aktiivisuusindeksi I_1 talonrakennustuotantoon käytettäville valmiille rakennusmateriaaleille on

$$I_1 = \frac{C_{Th}}{200} + \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_K}{3000},$$

jossa C_{Th} , C_{Ra} ja C_K tarkoittavat valmiissa materiaalissa olevien ^{232}Th :n, ^{226}Ra :n ja ^{40}K :n yksikössä $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ilmaistujen aktiivisuuspitoisuuksien lukuarvoja. Valmiilla rakennusmateriaalilla tarkoitetaan esimerkiksi rakennuslevyä tai käyttökosteuteensa kuivunutta betonia.

Aktiivisuusindeksiä I_1 sovelletaan myös rakennuksen alla käytettäviin täyttömateriaaleihin.

Rakennusmateriaalille ei aseteta käyttörajoituksia radioaktiivisuuden vuoksi, mikäli aktiivisuusindeksin I_1 arvo on pienempi tai yhtä suuri kuin 1.

Talonrakennustuotannossa käytettävillä pintamateriaaleilla tai muilla materiaaleilla, joiden käyttö on vähäistä (esimerkiksi ohuet kaakelit), ei erillistä selvitystä tarvitse tehdä silloin, jos materiaalin aktiivisuusindeksin I_1 arvo on pienempi tai yhtä suuri kuin 1.

3.2 Katujen, teiden ja vastaavien rakentamiseen käytettävät materiaalit

Aktiivisuusindeksi I_2 katujen, teiden ja vastaavien rakentamiseen käytettäville materiaaleille on

$$I_2 = \frac{C_{Th}}{500} + \frac{C_{Ra}}{700} + \frac{C_K}{8000} + \frac{C_{Cs}}{2000},$$

jossa C_{Th} , C_{Ra} , C_K ja C_{Cs} tarkoittavat materiaalissa olevien ^{232}Th :n, ^{226}Ra :n, ^{40}K :n ja ^{137}Cs :n yksikössä $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ilmaistujen aktiivisuuspitoisuuksien lukuarvoja.

Jos aktiivisuusindeksin I_2 arvo on 1 tai pienempi, materiaalille ei aseteta radioaktiivisuuden vuoksi käyttörajoituksia.

Niillä materiaaleilla, joiden käyttö on rajoitettua (esimerkiksi tavanomaiset katukiveykset ja -laatoitukset), ei erillistä selvitystä tarvitse tehdä, jos materiaalin aktiivisuusindeksin I_2 arvo on pienempi tai yhtä suuri kuin 1,5.

3.3 Läjitetävät sekä maantäyttöön ja maisemarakentamiseen käytettävät materiaalit

Aktiivisuusindeksi I_3 läjitettäville sekä maantäyttöön ja maisemarakentamiseen käytettäville materiaaleille on

$$I_3 = \frac{C_{Th}}{1500} + \frac{C_{Ra}}{2000} + \frac{C_K}{20000} + \frac{C_{Cs}}{5000},$$

jossa C_{Th} , C_{Ra} , C_K ja C_{Cs} tarkoittavat materiaalisissa olevien ^{232}Th :n, ^{226}Ra :n, ^{40}K :n ja ^{137}Cs :n yksikössä $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ilmaistujen aktiivisuuspitoisuuksien lukuarvoja.

Jos aktiivisuusindeksin I_3 arvo on 1 tai pienempi, materiaalille ei aseteta radioaktiivisuuden vuoksi käyttörajoituksia.

3.4 Tuhkan käsittely

Tuhkan käsittelyssä aktiivisuusindeksi I_4 on

$$I_4 = \frac{C_{Th}}{3000} + \frac{C_{Ra}}{4000} + \frac{C_K}{50000} + \frac{C_{Cs}}{10000},$$

jossa C_{Th} , C_{Ra} , C_K ja C_{Cs} tarkoittavat kuivassa tuhkassa olevien ^{232}Th :n, ^{226}Ra :n, ^{40}K :n ja ^{137}Cs :n yksikössä $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ilmaistujen aktiivisuuspitoisuuksien lukuarvoja.

Jos aktiivisuusindeksin I_4 arvo on 1 tai pienempi, tuhkan käsittelylle ei aseteta radioaktiivisuuden vuoksi rajoituksia ja tuhkaa voidaan radioaktiivisuutensa puolesta sijoittaa valvotulle kaatopaikalle ilman erillistä selvitystä.

Jos aktiivisuusindeksin I_4 arvo on suurempi kuin 1, tuhkan käsittelyyn osallistuvien työntekijöiden suojelusta tulee huolehtia ohjeen ST 12.1 mukaisesti.

4 Turvallisuus on varmistettava

4.1 Toiminnan harjoittaja vastaa selvityksistä ja mittauksista

Toiminnan harjoittaja vastaa siitä, että säteilyturvallisuusnäkökohdat otetaan asianmukai-

sesti huomioon tuhkan ja materiaalien tuotannossa, käytössä, käsittelyssä ja sijoittamisessa. Toiminnan harjoittaja myös vastaa turvallisuuden varmistamiseksi tarpeellisista selvityksistä ja mittauksista.

Ammattimaisen materiaalin tuottajan, jatkokäsittelijän ja käyttäjän on ilmoitettava materiaalin sisältämästä radioaktiivisuudesta materiaalin jatkokäyttäjälle.

4.2 Käytännön ohjeita

Milloin kiviaines on mitattava talonrakennustuotannossa?

Talonrakennuksessa käytettävän kiviaineksen aktiivisuuspitoisuus on syytä mitata, kun se otetaan sellaiselta alueelta, jossa maaperästä aiheutuvan taustasäteilyn tiedetään olevan tavanomaista suurempi. Talonrakennuselementtien tuotannossa kiviaineksen aktiivisuuspitoisuudet on kuitenkin mitattava kaikkialla Suomessa.

Teollisuuden jäteaineet tai sivutuotteet talonrakennusmateriaalien seosaineina

Kun talonrakennustuotantoon tarkoitettujen rakennusmateriaalien seosaineina suunnitellaan käytettäväksi sellaisia teollisuuden jäteaineita tai sivutuotteita, jotka sisältävät tai joiden voidaan epäillä sisältävän tavanomaista suurempia määriä tässä ohjeessa tarkoitettuja radioaktiivisia aineita, on lopullisen tuotteen aktiivisuuspitoisuudet määritettävä. Tarkastelussa on tarvittaessa otettava huomioon muutkin radioaktiiviset nuklidit kuin luvussa 3 esitetyt. Jos radioaktiivisia aineita sisältävää jätettä tai sivutuotetta lisätään rakennusmateriaaliin, on varmistettava, että luvun 2 kolmannessa kappaleessa mainittu toimenpidearvo 1 mSv vuodessa ei ylity.

Polttoturve

Polttoturpeen aktiivisuuspitoisuudet on syytä määrittää erityisesti silloin, kun käyttöön otettavan suon pinta-ala on suurempi kuin 50 hehtaaria tai kun turpeen vuosituotanto on suurempi kuin 20 000 m³. Mikäli tuhkaprosenttia ei tiedetä, voidaan turvetuhkan aktiivisuuspitoisuudet arvioida kertomalla turpeen aktiivisuuspitoisuudet luvulla 20.

Materiaalin käyttö silloin, kun aktiivisuusindeksi on suurempi kuin 1

Jos aktiivisuusindeksi I_2 tai I_3 on suurempi kuin 1, materiaalia voidaan yleensä käyttää kohdissa 3.2 tai 3.3 mainittuihin tarkoituksiin edellyttäen, että materiaalin päälle tulee riittävän paksu gammasäteilyä vaimentava materiaalikerros. Tällöin on tarvittavan vaimentavan materiaalikerroksen paksuus selvitettävä erikseen. Selvitys on toimitettava Säteilyturvakeskukseen hyväksyttäväksi.

Tuhkaläjitys

Tuhkaläjituksen päällä on aina oltava jokin pölyämistä estävä materiaalikerros, jottei radioaktiivisia aineita joutuisi pölyn mukana hengitysilmaan.

Tuhka betonin seosaineena

Kun tuhkaa käytetään betonin seosaineena, luvun 2 neljännessä kappaleessa esitetty toimenpidearvo 0,1 mSv vuodessa ei ylity, jos tuhkan ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus on pienempi kuin $1\,000\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ja tuhkaa on lisätty betoniin enintään $120\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Jos tuhkaa käytetään vähemmän, voi tuhkan aktiivisuuspitoisuus olla vastaavasti suurempi.

Kun ^{137}Cs :ää sisältävää tuhkaa hyödynnetään talonrakennustuotannossa käytettävän betonin valmistuksessa, on edellisen lisäksi huolehdittava siitä, ettei betonin kaikkien raaka-aineiden sisältämistä radioaktiivisista aineista aiheutuva säteilyaltistus ylitä toimenpidearvoa 1 mSv vuodessa.

Näytteiden edustavuus ja aktiivisuuspitoisuuksien määrittäminen

Rakennusmateriaalin tai tuhkan aktiivisuuspitoisuus määritetään materiaalista tai tuhkasta otetuista näytteistä. Jos voidaan epäillä, että rakennusmateriaalin tai tuhkan aktiivisuuspitoisuus vaihtelee huomattavasti, on näytteenotto suunniteltava siten, että mitattavat näytteet edustavat luotettavasti koko tarkasteltavaa materiaalia tai tuhkaerää. Määritykset on tehtävä aktiivisuuspitoisuusmittauksiin tarkoitettulla menetelmällä. Mittauslaitteiston on oltava asianmukaisesti kalibroitu.

Lisätietoja

Tämän ohjeen kirjallisuusviitteessä 2 on esitetty aktiivisuusindeksien laskentaperusteet sekä laskentamenetelmät materiaaleista aiheutuvien säteilyannosten arvioimiseksi.

Kirjallisuutta

1. European Commission. Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials. Radiation Protection 112. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 2000.
2. Markkanen M. Radiation dose assessments for materials with elevated natural radioactivity. Report STUK-B-STO 32. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1995.

LIITE**Määritelmiä ja käsitteitä****Aktiivisuus**

Radionuklidin aktiivisuus A on tarkasteltavassa nuklidimäärässä N aikavälillä dt tapahtuvien spontaanien ydinmuutosten lukumäärä dN jaettuna tällä aikavälillä:

$$A = \frac{dN}{dt}$$

Aktiivisuuden yksikkö on becquerel (Bq). $1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$.

Aktiivisuusindeksi

Toimenpidearvon mahdollista ylittymistä arvioidaan aktiivisuusindeksin avulla. Aktiivisuusindeksi lasketaan materiaaleista mitatuista radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksista.

Aktiivisuusindeksiä määritettäessä otetaan huomioon uraanisarjaan kuuluva radium (^{226}Ra), toriumsarjaan kuuluva torium (^{232}Th), kalium (^{40}K) sekä radioaktiivisesta laskeumasta peräisin oleva cesium (^{137}Cs). Erikoistapauksissa voidaan joutua ottamaan huomioon myös muita radionuklideja.

Aktiivisuuspitoisuus

Aktiivisuuspitoisuus c on tarkasteltavassa tilavuudessa tai ainemäärässä olevan radioaktiivisen aineen aktiivisuus A jaettuna tällä tilavuudella V tai tämän ainemäärän massalla m :

$$c = \frac{A}{V} \text{ tai } c = \frac{A}{m}$$

Aktiivisuuspitoisuuden yksikkö on $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ tai $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Useimmiten aktiivisuuspitoisuutta käytetään mitattaessa ilmassa olevia radioaktiivisia aineita. Hengitysilman radonin aktiivisuuspitoisuutta kutsutaan lyhyesti radonpitoisuudeksi.

Tilavuudella jakamalla saatavaa suuretta voi kutsua myös tilavuusaktiivisuudeksi ja massalla jakamalla saatavaa suuretta massa-aktiivisuudeksi.

Annos

Tässä ohjeessa annoksella tarkoitetaan efektiivistä annosta. Efektiivisen annoksen avulla arvioidaan säteilyn ihmiselle aiheuttamia haittavaikutuksia. Efektiivisen annoksen yksikkö on sievert (Sv). Usein käytetään sen kerrannaisyksiköitä millisievert (mSv) ja mikrosievert (μSv). $1 \text{ Sv} = 1\,000 \text{ mSv} = 1\,000\,000 \mu\text{Sv}$.

Toiminnan harjoittaja

Tässä ohjeessa toiminnan harjoittajalla tarkoitetaan liikkeen tai ammatin harjoittajaa, yritystä, yhteisöä tai laitosta, joka harjoittaa sellaista toimintaa, jossa luonnonsäteilystä ihmiseen kohdistuva säteilyaltistus aiheuttaa tai saattaa aiheuttaa terveydellistä haittaa.