

Lappeenrannan-Lahden teknillinen yliopisto LUT

School of Energy Systems

Energiatekniikan koulutusohjelma

Diplomityö

Ydinlaitosten käytöstäpoistojätteen  
karakterisointimittaukset ja valvonnasta vapauttaminen

Characterization Measurements and Clearance of  
Decommissioning Waste from Nuclear Facilities

Työn tarkastaja: Professori, TkT Juhani Hyvärinen

Työn ohjaaja: Pasi Kelokaski (Fortum Power and Heat Oy)

Lappeenranta 30.7.2020

Teemu Seitomaa

# TIIVISTELMÄ

Lappeenrannan-Lahden teknillinen yliopisto LUT

School of Energy Systems

Energiatekniikan koulutusohjelma

Teemu Seitomaa

## **Ydinlaitosten käytöstäpoistojätteen karakterisointimittaukset ja valvonnasta vapauttaminen**

Diplomityö

2020

119 sivua, 17 kuvaa, 13 taulukkoa, 6 liitettä

Työn tarkastaja: Professori, TkT Juhani Hyvärinen

Työn ohjaaja: Pasi Kelokaski (Fortum Power and Heat Oy)

Hakusanat: Käytöstäpoisto, ydinjäte, karakterisointi, valvonnasta vapauttaminen

Diplomityö on tehty yhteistyössä Fortum Power and Heat Oy:n kanssa. Ydinlaitoksen käytöstäpoiston yhteydessä syntyy runsaammin ydinjätettä kuin laitoksen käytön aikana. Kaikesta ydinjätteestä tulee määrittää aktiivisuus ennen loppusijoittamista ja vielä tarkemmin ennen jätteen mahdollista valvonnasta vapauttamista. Gammaspektrometrialla voidaan havaita jätteen sisältämät gammanuklidit, mutta alfa- ja beetanuklidit tulee arvioida mittauksien yhteydessä nuklidivektoreiden avulla.

Tässä työssä määritettiin soveltuvat gammaspektrometriset mittalaitteistot Loviisan ydinvoimalaitoksen kiinteää käytöstäpoistojätettä varten. Laitteistojen tarvittava määrä arvioitiin nykyisiä käytöstäpoiston aikaisia jätemääräarvioita käyttäen ja määrittämällä näiden perusteella mittalaitteiden läpi kulkevat jätevirrat työssä luotujen jäteluokkien ja -reittien kautta. Työssä on esitetty myös perusteet nuklidivektoreiden määrittämiselle sekä yleisille valvonnasta vapautuskäytännöille.

## **ABSTRACT**

Lappeenranta-Lahti University of Technology LUT

School of Energy Systems

Degree Program in Energy Technology

Teemu Seitomaa

### **Characterization measurements and clearance of decommissioning waste from nuclear facilities**

Master's Thesis

2020

119 pages, 17 figures, 13 tables, 6 appendices

Examiner: Professor, D.Sc. Juhani Hyvärinen

Supervisor: Pasi Kelokaski (Fortum Power and Heat Oy)

Keywords: Decommissioning, nuclear waste, characterization, clearance

This master's thesis has been done in collaboration with Fortum Power and Heat Oy. The amount of nuclear waste generated during the decommissioning of a nuclear facility is much greater than during the operational period. Activity must be determined from all the waste that will be disposed and even more precisely from the waste that possibly undergoes clearance. From the waste gamma nuclides can be detected with gamma spectrometry but alfa and beta nuclides must be determined with nuclide vectors accompanying the activity measurements.

In this thesis the applicable gamma spectrometric measurement devices were determined for the characterization of solid decommissioning waste arising in Loviisa nuclear power plant. The number of needed devices was estimated with the use of existing decommissioning waste amount estimates and deriving waste flows through different devices with the use of combined waste classes and routes developed in this thesis. Fundamentals for the determination of the nuclide vectors and the clearance procedures have also been presented.

# SISÄLLYSLUETTELO

<b>Tiivistelmä</b>	<b>2</b>
<b>Abstract</b>	<b>3</b>
<b>Sisällysluettelo</b>	<b>4</b>
<b>Symboli- ja lyhenneluettelo</b>	<b>7</b>
<b>1 Johdanto</b>	<b>9</b>
<b>2 Ydinvoima ja säteily</b>	<b>11</b>
2.1 Ionisoiva säteily.....	11
2.2 Fissio .....	14
2.3 Radioaktiivisten aineiden kertyminen laitoksen rakenteisiin .....	15
<b>3 Sovellettavat lait ja määräykset</b>	<b>18</b>
3.1 Ydinenergialaki .....	19
3.2 Säteilylaki .....	19
3.3 Jätelaki.....	20
3.4 Säteilyturvakeskuksen määräykset.....	21
<b>4 Vaatimusten määrittely</b>	<b>22</b>
4.1 Polarion-vaatimustenhallintaohjelma .....	23
4.2 Laitosturvallisuus .....	25
4.3 Säteilyturvallisuus .....	25
<b>5 Käytöstäpoistossa syntyvä jäte</b>	<b>27</b>
5.1 Purkujäte.....	29
5.2 Huoltojäte .....	30
5.3 Nestemäinen jäte .....	30
5.4 Lyhytikäinen jäte .....	32
5.5 Pitkäikäinen jäte .....	33
<b>6 Karakterisointimäärittysten periaatteet</b>	<b>36</b>
6.1 Käytöstäpoistojätteen karakterisoinnin aktiivisuusmäärittelyt .....	37
6.1.1 Evaluoiva karakterisointi .....	37
6.1.2 Ainetta rikkomatonta karakterisointi .....	38
6.1.3 Ainetta rikkova karakterisointi.....	39
<b>7 Mittaustekniikat</b>	<b>40</b>
7.1 Annosnopeusmittarit .....	40
7.2 Pintakontaminaatiomittarit .....	43
7.3 Gammaspektrometria .....	44
7.3.1 Gammaspektrometriaan soveltuvat ilmaisimet.....	47
7.3.2 Nuklidivektoreiden käyttö.....	50
7.3.3 ISOCS -laitteisto .....	54
7.3.4 WM-2500 Gamma Box -monitori.....	56
7.3.5 WM-2200 SGS -tynnyrimittauslaite .....	57

7.3.6	RTM644Inc -valvonnasta vapautusmonitori.....	58
7.4	Näytteenotto .....	60
7.5	Mallinnukset ja niiden validointi.....	61
7.6	Kehitteillä olevat tekniikat .....	63
7.6.1	Gammakuvantaminen .....	63
<b>8</b>	<b>Käytöstäpoistojätteen karakterisointi</b>	<b>65</b>
8.1	Loppusijoitettava jäte .....	66
8.1.1	Kokonaisina loppusijoitettavat komponentit .....	67
8.1.2	Betonipakkaukset 300 mm.....	68
8.1.3	Betonipakkaukset 120 mm.....	69
8.1.4	Puulaatikot .....	70
8.1.5	Tynnyrit.....	70
8.1.6	Betonilohkot.....	71
8.2	Valvonnasta vapautettava jäte .....	72
<b>9</b>	<b>Valvonnasta vapauttaminen</b>	<b>74</b>
9.1	Yleinen vapauttamismenettely .....	74
9.1.1	Rajoittamaton materiaalmäärä .....	75
9.1.2	Rajoitettu materiaalmäärä .....	75
9.2	Tapauskohtainen vapauttamismenettely.....	76
9.3	Jätteiden vapauttaminen Loviisassa käytön aikana .....	77
9.3.1	Vapautus kaatopaikalle .....	78
9.3.2	Vapautus metallinkierrätykseen .....	80
9.3.3	Vapautus vaarallisten jätteiden käsittelylaitokselle .....	81
9.4	Vapauttamiskäytännöt muilla laitoksilla .....	81
9.4.1	Olkiluoto .....	81
9.4.2	FiR 1-tutkimusreaktorin käytöstäpoisto.....	82
9.4.3	Ruotsin käytännöt .....	82
<b>10</b>	<b>Loviisan käytöstäpoiston karakterisointi ja valvonnasta vapautus</b>	<b>85</b>
10.1	Jäteluokkien luominen.....	86
10.2	Käytöstäpoiston aikana syntyvien jätteiden määrä jäteluokittain .....	88
10.2.1	Aktiivinen jäte.....	90
10.2.2	Valvonnasta vapautettava jäte.....	91
10.3	Jäteluokille soveltuvat mittaustekniikat .....	92
10.4	Jättereitit ja niiden jätemäärät.....	96
10.5	Mittauslaitteiden sijoittuminen laitoksella .....	100
10.5.1	Mittalaitteilla analysoitavien jätevirtojen suuruus .....	101
10.5.2	Vaadittavat mittausajat ja mittalaitteiden määrä.....	102
10.5.3	Jätteiden fyysiset kulkureitit laitoksella.....	103
10.5.4	Järjestelyt valvonnasta vapautusta varten .....	104
10.5.5	Kontaminaation leviämisen estäminen jätteitä käsiteltäessä ....	105
10.6	Alfa- ja beetakontaminaatio sekä näytteenotto .....	105
10.7	Rakennusten valvonnasta vapauttaminen.....	108
<b>11</b>	<b>Yhteenveto</b>	<b>110</b>
	<b>Lähdeluettelo</b>	<b>113</b>

<b>Liite 1. YVL D.4 liitteen A nuklidikohtaiset aktiivisuuspitoisuusrajat</b>	<b>120</b>
<b>Liite 2. Radiologisen karakterisoinnin periaatteet</b>	<b>123</b>
<b>Liite 3. Ruotsissa käytettävä valvonnasta vapauttamis -malli</b>	<b>124</b>
<b>Liite 4. Loviisan voimalaitoksen käytöstäpoistosta syntyvät jätemäärät</b>	<b>126</b>
<b>Liite 5. Huoltojätteen lajitteluluokat käytön aikana</b>	<b>129</b>
<b>Liite 6. Jätteen kulku Loviisan voimalaitoksella käytöstäpoiston aikana</b>	<b>130</b>

## SYMBOLI- JA LYHENNELUETTELO

### Roomalaiset aakkoset

$A_m$	Aktiivisuuspitoisuus	[Bq/kg]
$d$	Annosmuuntokerroin	[(Sv/h)/Bq]
D	Annosnopeus	[Sv/h]
f	Nuklidiosuus	[-]
I	Säteilyintensiteetti	[W/m <sup>2</sup> ]
x	Väliaineen paksuus	[m]

### Kreikkalaiset aakkoset

$\mu$	Matkavaimennuskerroin	[m <sup>-1</sup> ]
-------	-----------------------	--------------------

### Lyhenteet

ALARA	As Low As Reasonably Achievable -periaate
cps	Ilmaisimelle osuvien hiukkasten määrä sekunnissa, counts per second
DA	Ainetta tuhoava analysointi, Destructive Analysis
DTM	Vaikeasti mitattava nuklidi, Difficult-To-Measure
ETM	Helposti mitattava nuklidi, Easy-To-Measure
EW	Valvonnasta vapautettava jäte, Exempt Waste
FWHM	Puoliarvoveveys, Full Width at Half Maximum
GM-putki	Geiger-Müller putki, säteilyilmaisimalli
HLW	Korkea-aktiivinen jäte, High-Level Waste
HPGe	Hyvin puhdas germanium, High-Purity Germanium
IAEA	Kansainvälinen atomienergiajärjestö, International Atomic Energy Agency
ICP-MS	Induktiivisesti kytketty plasmasppektrometri

ICP-OES	Induktiivisesti kytketty optinen emissiospektrometri
ICRP	Kansainvälinen säteilysuojelukomissio
ILW	Keski-aktiivinen jäte, Intermediate-Level Waste
ISOCS	In-Situ käyttöinen gammaspektrometri / kalibroitiohjelma, In-Situ Object Counting System
KPA	Käytetty polttoaine
LaMDA	Loviisan voimalaitoksen jätekirjanpitojärjestelmä
LLW	Matala-aktiivinen jäte, Low-Level Waste
MCNP	Monte Carlo N-Particle -kulkeutumismalli
NDA	Ainetta rikkomaton analysointi, Non-Destructive Analysis
NDE	Ainetta rikkomaton arviointi, Non-Destructive Evaluation
SKB	Ruotsin ydinjätehuoltovastaava, Svensk Kärnbränslehantering AB
SSM	Ruotsin säteilyturvallisuusviranomainen, Strålsäkerhetsmyndigheten
STUK	Säteilyturvakeskus
TEM	Työ- ja elinkeinoministeriö
TVO	Teollisuuden Voima Oyj
VLLW	Hyvin matala-aktiivinen jäte, Very Low-Level Waste
VSLW	Hyvin lyhytikäinen jäte, Very Short-Lived Waste
YVL	Ydinturvallisuusohje

## 1 JOHDANTO

Ydinlaitoksen elinkaari päättyy käytöstäpoistoon, jonka aikana laitokselta puretaan ja loppusijoitetaan kaikki aktiivinen materiaali. Käytöstäpoisto alkaa tyypillisesti muutaman vuoden kestäväällä valmisteluvaiheella, jonka aikana laitos saatetaan purkamisen kannalta turvalliseen tilaan ja tehdään tarvittavat toimenpiteet, joita varsinainen purkaminen edellyttää. Ydinvoimalaitoksella valmisteluvaiheen aikana mm. poistetaan polttoaine reaktorista, tyhjennetään ja huuhdellaan prosessijärjestelmät prosessivesistä sekä tehdään tarvittavat laitosmuutokset ja hankinnat käytöstäpoistoa varten.

Valmisteluvaiheen jälkeen siirrytään varsinaiseen purkuvaiheeseen, jonka yhteydessä kaikki aktiiviset rakenteet ja komponentit puretaan. Ydinlaitoksen purkamisen suorittamiseen on yleisesti kaksi eri vaihtoehtoa; välitön tai viivästetty purkaminen. Kolmantena vaihtoehtona olisi laitoksen eristäminen, mutta se on kahta edellistä huomattavasti harvinaisempi. Välittömässä purkamisessa purkutoimet aloitetaan heti valmisteluvaiheen jälkeen, jolloin käytettävissä on laitostuntemusta ja laitospaikkaista ammattitaitoa omaavaa työvoimaa. Välittömän purkamisen on havaittu olevan myös kustannustehokkaampi vaihtoehto. Viivästetyssä purkamisessa laitos saatetaan turvalliseen tilaan ja sen ylläpitoa jatketaan jopa vuosikymmenten ajan ennen purkamisen aloittamista. Ajan myötä radioaktiivisuus laitoksen rakenteissa puoliintuu radioaktiivisen hajoamisen ansiosta. Tällöin purkaminen voidaan suorittaa pienemmillä säteilyannoksilla ja todennäköisesti myös vähemmällä säteilysuojauksella. Esimerkiksi Loviisan laitospaikoille purkustrategiaksi on valittu välitön purkaminen ja Olkiluodon paikoille (OL1 & OL2) viivästetty purkaminen.

Purkutöiden yhteydessä syntyy jätettä moninkertaisia määriä verrattuna laitoksen käytön aikaan. Kaikki laitoksen valvonta-alueella syntyvä jäte on lähtökohtaisesti ydinjätettä, vaikka tietyille jätteille aktiivisuuden sisältämisen todennäköisyys tiedettäisiinkin olevan erittäin pieni. Ydinjätteen lopulliselle käsittelylle on kaksi vaihtoehtoa; loppusijoitus kallioperään louhittuun loppusijoitustilaan aktiivisena jätteenä tai säteilyviranomaisen valvonnasta vapauttaminen aktiivisuuden alittaessa tiukat vapautusrajat, jolloin jätettä voidaan käsitellä tavanomaisena jätteenä yleisen jätelain säännösten mukaisesti.

Kaikelle jätteelle tulee suorittaa aktiivisuus- eli karakterisointimittaukset huolimatta siitä, että jäte tiedettäisiin aktiiviseksi ja loppusijoitettavaksi. Aktiivisuusmääriä ei siis tehdä ainoastaan jätteen valvonnasta vapautuskelpoisuuden toteamiseksi, sillä jokaisesta loppusijoitettavasta jätepakkauksestakin tulee olla aktiivisuus määritettynä. Laitoksen käytönaikaiset aktiivisuusmääriä käyttävät menetelmät ja laitteet eivät enää pysty vastaamaan käytöstäpoiston aikaisiin suuriin jätevirtoihin. Käytöstäpoiston aikana käsitellään myös ydinjätettä, jollaista käytön aikana ei ole tarvinnut käsitellä, kuten reaktoripaineastiat ja muut suuret primääripiirin komponentit.

Ydinjätteen karakterisointimittauksiin on kehitelty useita erilaisia tekniikoita ja mittalaitteita. Ydinlaitoksen yleisimmät säteilymittauslaitteet ovat kannettavia annosnopeus- tai pintakontaminaatiomittareita. Näitä ei voida kuitenkaan käyttää pääasiallisina mittausten menetelminä suurille materiaalimäärille, eikä myöskään radionuklidikohtaisen mittaustuloksen tarpeen vuoksi. Tällöin ainoaksi vaihtoehdoksi jää useilla säteilyilmaisimilla varustetut gammaspektrometriset laitteistot.

Gammaspektrometrisillä laitteistoilla pystytään tehokkaasti ja nopeasti määrittämään gammasäteilevien radionuklidien aktiivisuus. Huomattavaksi ongelmakohtaksi muodostuvat heikkoenergiset beetasäteilijät ja yleisesti alfasäteilijät, näiden säteiden hyvin lyhyen kantaman vuoksi. Näiden aktiivisuuden määrittäminen perustuu näytteistä johdettuihin nuklidisuhteisiin.

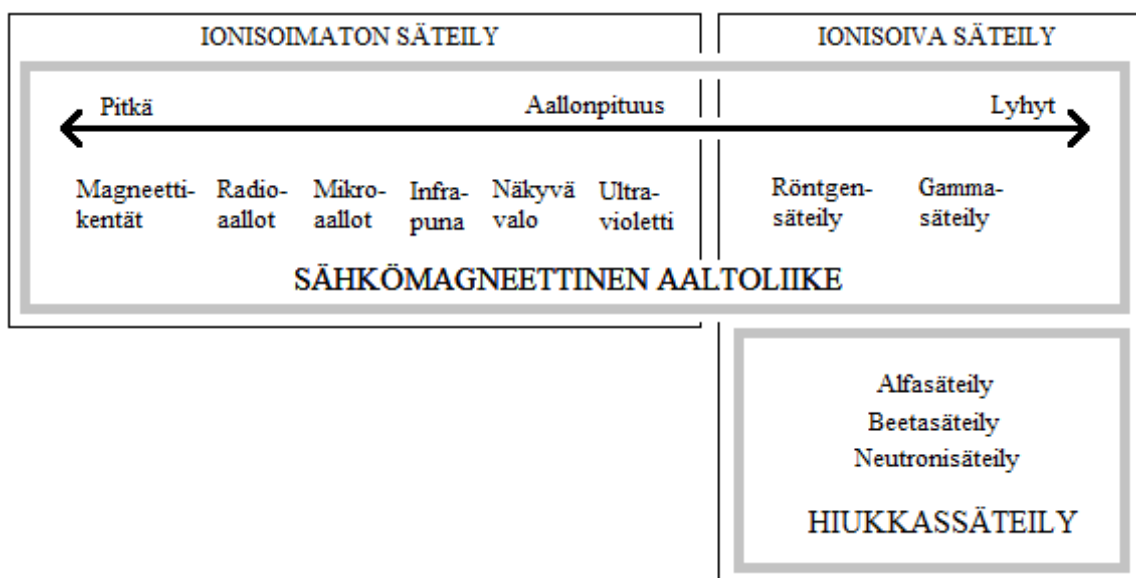
Tämän työn tavoitteena on määrittää ydinlaitoksen kiinteälle käytöstäpoistojätteelle mittausten menetelmät ja mittalaitteistot. Pääpaino työssä on Loviisan ydinvoimalaitoksen käytöstäpoistossa, mutta työn sisältöä voi hyödyntää myös muiden ydinlaitosten käytöstäpoiston aikaisissa karakterisointimittauksissa. Työssä esitellään karakterisoinnin ja valvonnasta vapauttamisen periaatteita ja malliesimerkkejä, eri mittaustekniikoita ja mittalaitemalleja sekä määritetään tarvittava mittalaitemäärä Loviisan käytöstäpoiston ajalle työssä Loviisan voimalaitokselle kehitettävien jätereittien kautta. Työn yhteydessä on harjoiteltu myös Polarion-vaatimustenhallintaohjelman käyttöä ja työ toimii pilotti-projektina Polarionissa ennen koko käytöstäpoiston vaatimustenhallinnan siirtämistä Polarionin yhteyteen.

## 2 YDINVOIMA JA SÄTEILY

Tässä luvussa esitellään säteilylajit, joita ydinlaitoksilla esiintyy ja miksi niitä vastaan tulee suojautua. Lisäksi käydään läpi ydinlaitosten rakenteisiin kertyvän aktiivisuuden mahdolliset esiintymistyyppit ja näiden syntymekanismit.

### 2.1 Ionisoiva säteily

Ionisoivaa säteilyä on aallonpituudeltaan lyhyimmät sähkömagneettisen säteilyn lajit eli röntgen- ja gammasäteily sekä hiukkassäteily eli alfa-, beeta- ja neutronisäteily. Ionisoivaa säteilyä emittoituu radioaktiivisen hajoamisen ja ydinreaktioiden seurauksena joko suoraan atomiytimistä tai niitä ympäröiviltä elektronikuorilta. Jakoa ionisoivaan ja ionisoimattomaan säteilyyn on havainnollistettu kuvassa 1. Ionisoivan säteilyn energia on ionisoimatonta säteilyä suurempi, jonka johdosta se pystyy ionisoimaan materiaalien atomeita irrottamalla niistä elektronin. Ionisoituminen saa elävässä kudoksessa aikaan haitallisia muutoksia, jotka voivat ilmetä deterministisesti esimerkiksi palovammoina/säteily sairautena tai stokastisesti syöpänä/geneettisinä haittoina. (Sandberg & Paltemaa, 2002)



**Kuva 1.** Ionisoivan ja ionisoimattoman säteilyn lajit.

Alfasäteilyä syntyy raskaiden atomiydinten alfahajoamisessa, minkä yhteydessä ydin emittoi alfahiukkasen (ts. heliumatomin ytimen). Alfahajoamisen reaktio on esitetty yhtälössä (1).



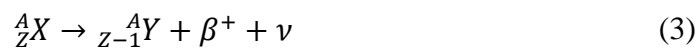
missä	$A$	Massaluku (ytimen neutronien lukumäärä)
	$Z$	Järjestysluku (ytimen protonien lukumäärä)
	$X$	Emonuklidi
	$Y$	Tytärnuklidi
	$\alpha$	Alfahiukkanen

Alfahiukkaselle ominaista on suuri massa (n. 7300 kertaa elektronin massa) ja energia (4-6 MeV) sekä hidas nopeus verrattuna muihin hiukkasiin (Knoll, 2000). Suuren massan vuoksi alfahiukkaset etenevät väliaineessa suoraviivaisesti eteenpäin, hidastuen ja luovuttaen energiaa törmäillessään väliaineen elektroneihin. Suuren energian sekä hitaan nopeuden vuoksi ne pystyvät ionisoimaan runsaasti atomeita, jotka osuvat niiden kulkureitille. Runsaista törmäyksistä johtuen alfahiukkasten kantama jää kuitenkin hyvin lyhyeksi ja aineen läpäisykyky pieneksi. Alfahiukkaset kulkevat ilmassa vain muutamia senttimetrejä eivätkä pysty läpäisemään edes ulointa ihokerrosta. (Sandberg & Paltemaa, 2002) Edellä mainittujen seikkojen vuoksi alfasäteilystä ei koidu juurikaan ulkoista säteilyannosta, mutta alfalähteen joutuessa kehon sisälle lähikontaktiin pehmytkudoksen kanssa, voi kertynyt sisäinen säteilyannos nousta hyvin suureksi tehden alfasäteilystä erityisen vaarallista. Tämän vuoksi sisäiselle alfasäteilylle altistumista on ehdottomasti vältettävä. Alfasäteilyn lyhyt kantama aiheuttaa myös suuria ongelmia alfasäteilyn havaitsemisen ja mittaamisen kannalta, mikä on myös yksi tämän työn keskeisistä tutkintakohteista.

Beetasäteily on seurausta beetahajoamisesta, jossa epävakaa atomiydin emittoi beetahiukkasen pyrkiessään vakaampaan tilaan.  $\beta^-$ -hajoamisessa emittoituu elektroni (+ antineutriino), joka on seurausta ytimen neutronin hajotessa elektroniksi ja protoniksi.  $\beta^+$ -hajoamisessa emittoituu puolestaan positiivisesti varautunut elektroni, positroni (+ neutriino), joka on seurausta ytimen protonin hajotessa neutroniksi ja positroniksi. Antineutriino ja neutriino ovat varauksettomia ja käytännössä massattomia hiukkasia, joilla ei ole havaittavaa vuorovaikutusta väliaineessa, eikä niitä sen vuoksi käsitellä tarkemmin. (L'Annunziata, 2012)  $\beta^-$ -hajoamisen reaktio on esitetty yhtälössä (2) ja  $\beta^+$ -hajoamisen yhtälössä (3). Beetahajoamiselle tunnusomaisena piirteenä hajoavan ytimen varaus muuttuu massaluvun pysyessä entisellään, kuten yhtälöistä (2) ja (3) nähdään.



missä  $\beta^-$  Beetahiukkanen (elektroni)  
 $\nu_e$  Antineutriino



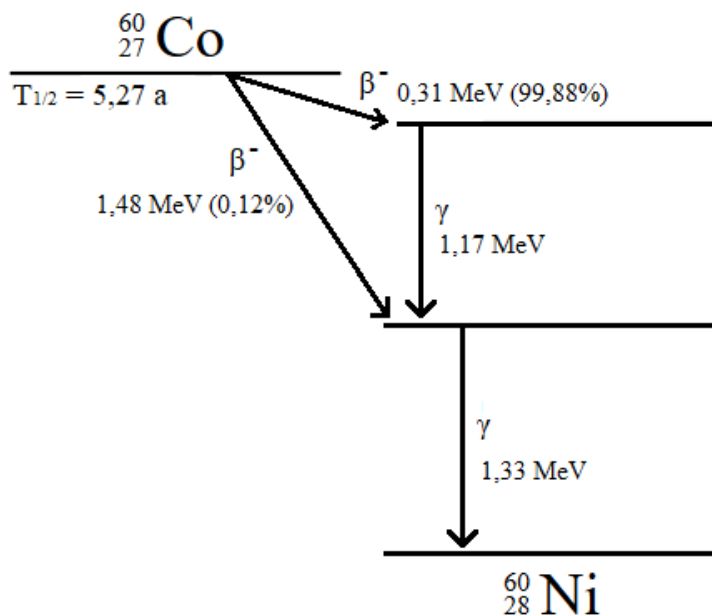
missä  $\beta^+$  Beetahiukkanen (positroni)  
 $\nu$  Neutriino

Beetahiukkasen massa on paljon alfahiukkasta pienempi ja nopeus paljon alfahiukkasta suurempi. Tämän vuoksi beetahiukkasen ionisointikyky on alfahiukkasta alhaisempi ja kantama suurempi. Esimerkiksi energialtaan 1 MeV alfahiukkasen kantama ilmassa on n. 0,5 cm, kun saman energian omaavan beetahiukkasen kantama on 400 cm. Beetasäteilyn läpäisykyky on alfasäteilyä suurempi, jolloin se pystyy läpäisemään ihon ja vaikuttamaan kudoksiin. Väliaineen tiheyden suurentuessa beetasäteilyn läpäisykyky kuitenkin laskee jyrkästi. Energialtaan 1 MeV beetahiukkanen ei pysty läpäisemään 0,15 cm paksuista alumiinilevyä ( $\rho = 2,7 \text{ g/cm}^3$ ) tai 0,17 cm paksuista betonikerrosta ( $\rho = 2,4 \text{ g/cm}^3$ ). (L'Annunziata, 2012)

Gammasäteily on sähkömagneettista aaltoliikettä, jossa välittäjähiukkasina toimivat  $\gamma$ -kvantit eli fotonit. Gammasäteilyä syntyy virittyneiden atomiytimien viritystilojen purkautuessa, joka on seurausta ytimien pyrkimisestä vakaampaan tilaan. Fotonit ovat massattomia, varauksettomia ja kulkevat valonnopeudella, minkä vuoksi niillä on hyvin suuri aineen läpäisykyky. Gammasäteily ionisoi ainetta välillisesti. Gammasäteet luovuttavat energiansa väliaineen elektroneille. Liike-energian lisäyksen vuoksi elektronit pystyvät ionisoimaan ainetta. (Knoll, 2000) Gammasäteilyn vuorovaikutusmekanismeja on käsitelty tarkemmin gammaspektrometrian yhteydessä luvussa 7.3.

Kuvassa 2 on esitetty esimerkkinä radioaktiivisen Co-60:n hajoamiskaavio. Co-60 muuttuu Ni-60:ksi  $\beta^-$ -hajoamisen tuloksena. Ni-60 ydin jää virittyneeseen tilaan  $\beta^-$ -hajoamisen jälkeen, jossa emittoituu 99,88 %:n todennäköisyydellä 0,31 MeV:n ja 0,12

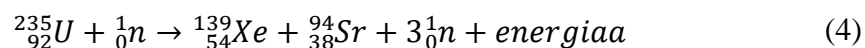
% todennäköisyydellä 1,48 MeV:n beetahiukkanen. Koboltin emittoidessa 0,31 MeV:n beetahiukkanen, ydin jää energialtaan korkeampaan viritystilaan, joka purkautuu kaksivaiheisesti emittoiden kaksi fonia. Huomattavasti harvinaisemmassa tilanteessa, jossa ydin emittoi korkeampi energisen beetahiukkanen, ydin jää matalampaan viritystilaan, jonka purkautumisen yhteydessä vapautuu vain yksi foni. Viritystilojen purkauduttua Ni-60 on saavuttanut vakaan tilan.



**Kuva 2.** Co-60:n hajoamiskaavio.

## 2.2 Fissio

Fissio on reaktio, jossa raskas atomiydin halkeaa kahdeksi kevyemmäksi ytimeksi. Fissio voi tapahtua radioaktiivisena hajoamisena eli spontaanisti tai indusoidusti ydinreaktiona, jossa ydin saatetaan virittyneeseen tilaan (jossa ytimen viritysendergia ylittää fission kynnyksenergian) fission aikaansaamiseksi. Spontaani fissio on erittäin harvinaista. Modernin kevytvesireaktorin toiminta perustuu yleisimmin rikastetun uraanin neutroni-indusoituun U-235:n fissioon ja sitä seuraamaan fissioketjureaktion ylläpitämiseen. U-235:n yksi mahdollinen fissioreaktio on esitetty yhtälössä (4).



Ytimeen absorboituva neutroni vapauttaa sidosenergiansa. U-235 on fissiili nukliidi, jolloin absorboituvan neutronin pelkkä sidosenergia on suurempi kuin fissioon tarvittava

kynnysenergia. U-235 fissioituu siis riippumatta absorboituvan neutronin liike-energiasta hajoten tytärytimiksi ja neutroneiksi (U-235 fissiossa vapautuu n. 2,4 uutta neutronia/fissio). Jotta reaktorin teho pysyy vakaana, syntyvistä neutroneista keskimäärin yhden täytyy saada aikaiseksi seuraava fissio pitäen ketjureaktion yllä ja loppujen tulee absorboitua tai vuotaa reaktorista ulos. Uraanikäyttöisessä kevytvesireaktorissa vuodot ovat vähäisiä ja lähes kaikki absorptiot tapahtuvat U-238:n toimesta. (Kalli, 2012)

Yhdessä U-235:n fissiossa ja viivästetysti fissiotuotteiden hajoamisessa (7 % kokonaisenergiasta) vapautuu energiaa yhteensä n. 203 MeV, josta noin 95 % saadaan muutettua lämmöksi ydinreaktorissa. Vapautuvasta energiasta 5 % karkaa reaktorista beetasäteilyn antineutriinon mukana. (Kalli, 2012) Fissio on hyvin tehokas energianlähde, mutta haittapuolena voidaan nähdä sen yhteydessä syntyvät radioaktiiviset fissiotuotteet, joita on yli 200 erilaista ja niiden hajotessa syntyy edelleen uusia radionuklideja. Ne voivat päästä kulkeutumaan reaktorista seuraaviin järjestelmiin ja kontaminoivat tällöin niille altistuvien järjestelmien rakenteita. Tätä käsitellään tarkemmin seuraavassa kappaleessa.

### **2.3 Radioaktiivisten aineiden kertyminen laitoksen rakenteisiin**

Kuten edellä todettiin, ydinvoimalaitoksella kontaminaation eli radioaktiivisen lian lähteenä on reaktori. Reaktorissa syntyy ydinpolttoaineen fissioreaktion yhteydessä aktiivisia fissiotuotteita. Fissiotuotteiden lisäksi syntyy aktivointituotteita reaktorissa esiintyvän korkean neutronivuon aktivoitessa reaktoriin joutuvia epäpuhtauksia, kuten putkilinjoista prosessiveteen irtoavia metallipartikkeleita. Kontaminaatiota aiheuttavat myös transuraanit, joita syntyy U-238:n neutronikaappauksen yhteydessä. Transuraanit pysyvät normaalitilanteessa polttoainesauvan ehjän suojakuoren sisällä, mutta polttoainevuotojen yhteydessä niitä voi kulkeutua laitosjärjestelmiin. Nämä uraania raskaammat nuklidit ovat tyypillisesti alfahajoavia, jolloin ne eivät vaikuta niinkään laitoksen säteilytasoihin alfasäteilyn lyhyen kantaman vuoksi, mutta alfa-kontaminaation yhteydessä on olemassa aina korkea sisäisen kontaminaation vaara. (TVO, 2018) Fissio- ja aktivointituotteiden sekä transuraanien kulkeutuessa rakenteiden pinnoille, rakenteet kontaminoituvat. Rakenteet, joissa aktiivisuus ilmenee kontaminaationa, muodostavat kontaminoituneen jätteen luokan.

Neutronivuo aktivoi myös reaktorin välittömässä läheisyydessä olevia kiinteitä rakenteita ja tietysti reaktorin rakenteet itsessään. Aktivoituneista kappaleista tulee itsessään radioaktiivisia ja ne muodostavat aktivoituneen jätteen luokan. Kontaminoitunut ja aktivoitunut jäte eroaa toisistaan siis aktiivisuuden syntymekanismin puolesta. Aktivoituneet kappaleet ovat suoran neutronivuon vaikutuksesta muuttuneet ikään kuin omiksi säteilylähteikseen. Kontaminoitunut kappale ei itsessään ole säteilylähde, vaan aktiivisuus johtuu kappaleen pinnalla tai sisällä olevasta radioaktiivisesta liasta.

Kontaminaatiota voi esiintyä pintakontaminaationa, ilmakontaminaationa tai kuumina hiukkasina, eli hyvin pieninä ja hyvin aktiivisina kappaleina. Pintakontaminaatiota kertyy järjestelmiin reaktorista jäädytteen mukana ja mahdollisten järjestelmävuotojen tai huolimattomasti suoritettujen järjestelmähuoltojen yhteydessä järjestelmistä edelleen laitoksen muihin rakenteisiin. Pintakontaminaatio voi myös tunkeutua huokoisten rakenteiden, kuten betonin, sisään esimerkiksi kontaminoituneen veden välityksellä. Tästä käytetään termiä tunkeutunut kontaminaatio. Ilmakontaminaatiota voi puolestaan ilmetä partikkeli- tai aerosolimuotoisena erityisesti kontaminoituneiden pintojen työstämisen tai järjestelmävuotojen aiheuttamana.

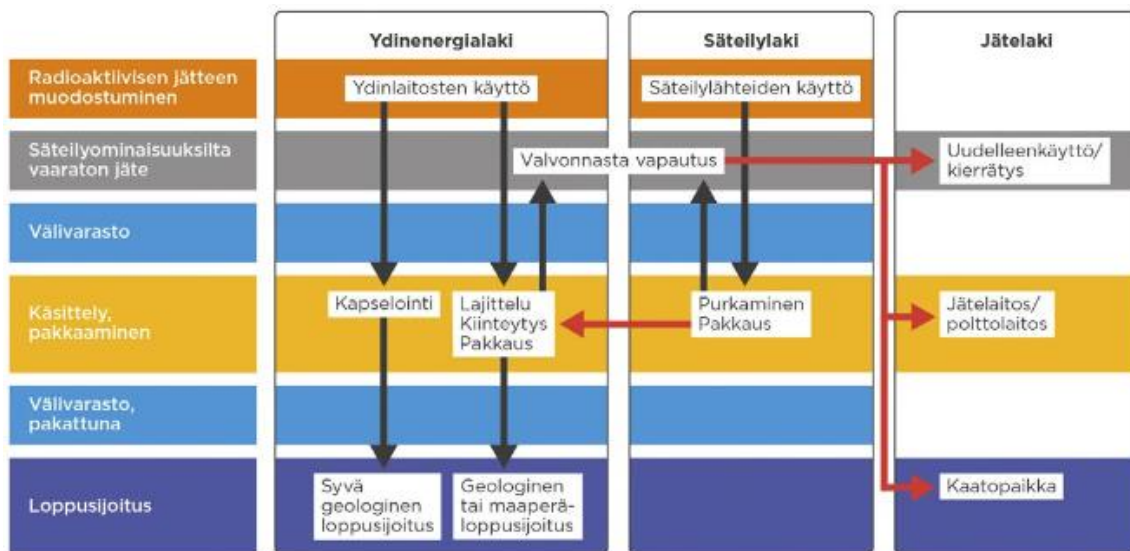
Käytöstäpoiston aikana laitoksen järjestelmiä avataan, putkistoja pilkotaan ja purettua materiaalia liikkuu runsaasti. Tällöin rakenteisiin kertyneet radioaktiiviset aineet toimivat mahdollisina huomattavina kontaminaatiolähteinä. Esimerkiksi putkistoihin on voinut jäädä aktiivisia prosessivesijäämiä tehokkaista tyhjennysoperaatioista huolimatta, jotka viimeistään putkistoja pilkkoessa valuvat ulos ja kontaminoivat niille altistuvia pintoja. Pilkkomismenetelmän valinnalla on vaikutusta mahdollisen ilmakontaminaation leviämiseen. Jyrsiminen tuottaa suurehkoja metallilastuja, joista ilmakontaminaatiota ei aiheudu, mutta sahauksen yhteydessä muodostuu pienempiä metallipartikkeleita, joita vastaan tulee jo suojautua. Suurin ilmakontaminaatoriski on kuitenkin plasmaleikkauksen yhteydessä, sillä plasmaleikkausta käytettäessä kontaminaatio höyrystyy ja leviää leikkauskohteen lähiympäristöön tehokkaasti. Toisaalta plasmaleikkaus on leikkausmenetelmistä tehokkain, jolloin sen käyttöä voidaan perustella mikäli leikattavan pinnan kontaminaatiotaso on tarpeeksi matala.

Kontaminaatiotasojen kartoittaminen onkin kriittinen toimenpide käytöstäpoiston aikaisten suurten materiaalivirtojen käsittelyn sujuvuuden kannalta, sillä tällöin voidaan

jo etukäteen lajitella materiaalit oletusarvoisiin aktiivisuusluokkiin sekä tehdä päätöksiä mm. käsittelytavoista tai dekontaminointitarpeista, eli kappaleiden puhdistamisesta radioaktiivisista aineista. Aktivoituneen ja kontaminoituneen jätteen radionuklidijakauma eroaa toisistaan, jolloin näiden jätetyyppien erottaminen on tärkeää. Aktiivisen jätteen määrä on helposti arvioitavissa niiden sijoituessa reaktorin läheisyyteen. Tarkkaa kontaminoituneen jätteen määrää on puolestaan käytännössä mahdoton arvioida, sillä se on riippuvainen kontaminaation kulkeutumisesta laitoksen eri rakenteissa ja järjestelmissä.

### 3 SOVELLETTAVAT LAIT JA MÄÄRÄYKSET

Tässä luvussa esitetään Suomen kansalliset lait ja määräykset sekä kansainväliset ohjeistukset, joita sovelletaan ydinjätteen (ja valvonnasta vapautetun jätteen) käsittelyyn ja karakterisointiin sekä aktiivisuusmittauksiin. Kuvassa 3 on esitetty kaavio ydinjätteisiin sovellettavien kansallisten lakien välisestä vuorovaikutuksesta.



**Kuva 3.** Kaavio radioaktiivisten jätteiden käsittelyyn liittyvästä lainsäädännöstä Suomessa. (TEM, 2019)

Suomessa ydinenergian käytöstä ja valvonnasta on säädetty ydinenergialaisissa (990/1987) ja säteilylaissa (859/2018). Näiden lisäksi on annettu ydinenergia-asetus (161/1988) ja valtioneuvoston asetus ionisoivasta säteilystä (1034/2018) täsmentämään säädettyjä lakeja. Säteilyn ja ydinturvallisuuden valvonnasta vastaa säteilyturvakeskus (STUK), joka laatii myös ydinturvallisuusohjeita (YVL-ohjeet) ja määräyksiä, joissa on määritelty tarkemmin lainmukaiset vaatimukset ja ehdot niiden täyttämiseksi. Valvonnasta vapautettua jätettä käsitellään yleisen jätelain (646/2011) säädöksin. Kansallisten lakien ja määräysten laatimisessa on otettu huomioon kansainväliset määräykset ja ohjeistukset. (Koutaniemi et al., 2004) Näistä ydinenergiaan liittyvät ovat IAEA:n laatimia ja säteilyn käyttöön liittyvät ovat ICRP:n suosituksiin pohjautuvia. Lisäksi noudatetaan EU-direktiivejä niin ydin- kuin säteilyturvallisudessa.

### **3.1 Ydinenergialaki**

Ydinenergialain tarkoituksena on pitää ydinenergian käyttö yhteiskunnan kokonaisedun mukaisena ja varmistaa ydinenergian käytön turvallisuus ihmiselle ja ympäristölle. Lain yhtenä säättämiskohteena on ydinjätehuollon toteuttaminen, joka sekin noudattaa edellä mainittua lain kokonaisvaltaista tarkoituspäämäärää. Lakia sovelletaan ydinvoimalaitoksen rakentamisen, käytön sekä käytöstäpoiston aikana. Ydinjätteiden osalta laki säätelee jätteiden hallussapidosta, valmistuksesta, tuottamisesta, käsittelystä, käyttämisestä, luovutuksesta, varastoinnista sekä tuonnista ja kuljetuksesta. (L 990/1987)

Laissa ydinjätteellä tarkoitetaan ydinenergian käytön yhteydessä tai sen seurauksena syntyneitä radioaktiivisia jätteitä. Ydinjätteeksi luetaan myös käytetty polttoaine. Lisäksi ydinjätteeksi luokitellaan käytöstä poistetut ja radioaktiivisuudesta aiheutuvan vaaran vuoksi erityisiä toimenpiteitä vaatimat aineet, esineet tai rakenteet, jotka ovat muuttuneet radioaktiivisiksi ydinenergian käytön yhteydessä tai sen seurauksena. Ydinjätehuollon määritelmä kattaa puolestaan kaikki ne toimenpiteet, joita tarvitaan ydinjätteen syntymisestä alkaen ja päättyen loppusijoitukseen. (L 990/1987)

Valvonnasta vapauttamisen periaate perustellaan ydinenergialain luvun 6 pykälässä 27 c § siten, että muuta ydinjätettä kuin käytettyä polttoainetta saa käyttää uudelleen, kierrättää, käsitellä ja hyödyntää jätelakia 646/2011 noudattaen, mikäli jätteen aktiivisuus alittaa ydinturvallisuusohjeessa YVL D.4 säädetyt vapauttamisrajat eikä tällöin aiheuta väestölle säteilyaltistuksen vaaraa. Laki ei ota kantaa varsinaisiin aktiivisuusmittauksiin, vaan määrittelee niiden kuuluvan STUKin valvonnan alaisuuteen. (L 990/1987)

### **3.2 Säteilylaki**

Säteilylain tarkoituksena on suojella terveyttä säteilyn aiheuttamilta haitoilta sekä ehkäistä ja vähentää säteilyn aiheuttamia ympäristö- ja muita haittoja. Laissa säädetään radioaktiivisten jätteiden (pois lukien ydinjätteet) huollosta. Radioaktiivinen jäte määritellään säteilylaissa radioaktiiviseksi aineeksi tai sillä kontaminoituneeksi aineeksi, laitteeksi tai tavaraksi, mille ei ole käyttöä tai omistajaa. Radioaktiivinen jäte tulee tehdä vaarattomaksi radioaktiivisuuden puolesta toimenpitein, joilla saatetaan jäte sellaiseen tilaan, että siitä ei enää aiheudu terveys- tai ympäristöriskejä. (L 859/2018)

Säteilylaissa on säädetty kolmesta säteilysuojelun periaatteesta, jotka tulee ottaa huomioon aina, kun toimitaan säteilyn alaisessa työssä. Oikeutusperiaate määrittää säteilytoiminnan oikeutetuksi, kunhan siitä saavutettava hyöty on suurempi kuin aiheutuvat haitat. Optimointiperiaatteen mukaisesti aiheutuva säteilyaltistus on pidettävä niin matalana, kuin käytännöllisesti mahdollista. Tämä periaate tunnetaan myös ALARA-periaatteena (As Low As Reasonably Achievable). Kolmantena periaatteena on yksilönsuojaperiaate, jonka mukaan säteilytoiminnasta aiheutuva säteilyannos ei saa olla suurempi kuin määrätyt annosrajat. (L 859/2018)

Säteilylaki säättää valvonnasta vapautuksesta samoin kuin ydinenergialaissa säädetään, eroavaisuutena vain se, että säteilylaissa puhutaan säteilytoiminnasta peräisin olevasta jätteestä tai muusta materiaalista ja ydinenergialaissa ydinjätteestä. Säteilylaissa säädetään myös kontaminoituneiden käyttötilojen ja alueiden käytöstäpoisto-, puhdistus- ja purkuvelvollisuudesta. (L 859/2018)

Yleisenä jakona ydinenergialain ja säteilylain soveltamisalueille voidaan käyttää sitä, että ydinvoimalaitoksilta muodostuvat jätteet kuuluvat ydinenergialain ja säteilylähteiden käytöstä muodostuvat jätteet säteilylain piiriin, kuten kuvassa 1 on esitetty. Tämän työn pääasiallisena noudatettavana lakitekstinä aktiivisten jätteiden osalta toimii siis ydinenergialaki, huomioiden säteilylaissa säädetty kolme pääperiaatetta säteilytoiminnassa.

### **3.3 Jätelaki**

Ydinjätteen (tai radioaktiivisen jätteen) vapauduttua valvonnasta, siihen ei enää sovelleta ydinenergialain mukaisia säännöksiä. Tällöin jäte voidaan luokitella kuuluvaksi yleisen jätelain alaisuuteen, jolloin jätettä voidaan hyödyntää ja kierrättää sen mukaisesti. (L 990/1987)

Jätelain tarkoituksena on jätteistä ja jätehuollosta aiheutuvien vaarojen sekä terveys- ja ympäristöhaittojen ehkäiseminen sekä jätteiden määrän ja haitallisuuden vähentäminen. Pyrkimyksenä on myös luonnonvarojen kestävä käyttäminen ja jätehuollon toimivuuden varmistaminen. (L 646/2011)

Jätelaissa ei ole suoraan säädetty valvonnasta vapautetusta ydinjätteestä, mutta rinnastettaessa ydinjäte vaaralliseksi jätteeksi, voidaan valvonnasta vapautettu jäte perustella kuuluvaksi jätelain alaisuuteen jätelain 3 §:n ja 7 §:n perusteella. Jätelain 3 § rajaa ydinenergiailaissa tarkoitetun ydinjätteen ja säteilylaissa tarkoitetun radioaktiivisen jätteen jätelakiin kuulumattomaksi. Jätelain 7 §:ssä säädetään puolestaan vaarallisen jätteen luokittelusta poikkeamisesta, minkä mukaan vaarallinen jäte lakkaa olemasta vaarallista jätettä siinä vaiheessa kun jätteen haltija on osoittanut, että jätteellä ei ole vaaraominaisuuksia.

### **3.4 Säteilyturvakeskuksen määräykset**

STUK on Suomessa säteilyvalvonnasta ja ydinturvallisuudesta vastaava viranomainen ja antaa täten määräyksiä ja ohjeita ydinenergiaa koskien. STUKin määräykset jaotellaan kolmeen ryhmään sen perusteella, mihin lakiin kyseinen määräys pohjautuu. Y-sarja nojautuu ydinenergialakiin, S-sarja säteilylakiin ja SY-sarja molempiin edellä mainittuihin. Määräykset ovat oikeudellisesti sitovia, eikä niistä näin ollen voi poiketa. Tämän työn osalta keskeisimmät STUKin määräykset ovat "*Y/4/2018 Säteilyturvakeskuksen määräys ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuudesta*" sekä "*SY/1/2018 STUKin määräys vapaarajoista ja vapauttamisrajoista*".

## 4 VAATIMUSTEN MÄÄRITTELY

Työn kannalta oleelliset vaatimukset pohjautuvat STUKin ohjeeseen YVL D.4 *Matala- ja keskiaktiivisten ydinjätteiden käsittely ja ydinlaitoksen käytöstäpoisto*. Kyseinen ohje sisältää vaatimuksia mm. yleiseen laitosturvallisuuteen, toimintatapoihin sekä valvonnasta vapauttamisen aktiivisuusrajoihin liittyen. Toimittaessa voimalaitoksen ohjeiden mukaisesti, pystytään vastaamaan yleisien turvallisuusvaatimusten täyttymisestä. Nämä tullaan esittämään vielä erillisessä käytöstäpoiston turvallisuussuunnitelmassa. Tämän vuoksi tässä työssä ei paneuduta tarkemmin yleisien turvallisuusvaatimusten täyttämiseen, vaan pääpaino asetetaan toimintatapoja ja vapautustoiminnan rajoituksia koskeviin vaatimuksiin. Laitos- ja säteilyturvallisuuteen liittyvät vaatimukset katetaan lyhyesti kappaleissa 4.2 ja 4.3.

Työn ainoaksi vaatimusten asettajaksi on valittu YVL D.4, sillä viranomaisohjeistuksista se on ainut, joka sisältää vaatimuksia ydinjätteiden karakterisointiin ja valvonnasta vapautukseen liittyen. Työn aihepiiri liittyy läheisesti myös jätteiden loppusijoitukseen, jolle on asetettu vaatimuksia ohjeessa YVL D.5 *Ydinjätteiden loppusijoitus*. Kyseinen ohje käsittelee kuitenkin itse loppusijoitustiloja ja niitä koskevaa pitkäaikaisturvallisuutta ja vapautumisesteitä, ei niinkään mitä jätteelle tehdään ennen loppusijoitusta. Mikäli työn aihepiiri laajennettaisiin käsittämään myös esimerkiksi karakterisointiin parhaiten soveltuvien jätepakkauksien suunnittelun, niin siinä tapauksessa tulisi huomioida myös YVL D.5 vaatimukset, mutta nyt ne sivuutetaan. Muita YVL-ohjeita, jotka sivuavat työn aihetta ovat YVL A.1 *Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta* ja YVL A.5 *Ydinlaitoksen rakentaminen ja käyttöönotto*. Ensimmäisessä käsitellään erilaisia asiakirjoja, joita STUKille tulee toimittaa ja toisessa mm. varastotilojen laajentamista tai uusien rakentamista koskevia vaatimuksia. Työssä ei oteta huomioon varsinaista lisensointia eikä tarkempaa varastotilojen suunnittelua sisällytetä, jolloin nämäkin voidaan jättää huomioimatta. Lisävaatimukset, jotka tulisi huomioida ovat laitoksen itsensä asettamat vaatimukset tiettyä toimintaa kohtaan.

Tämän työn vaatimuksien käsittelyssä on hyödynnetty Polarion-vaatimushallintaohjelmaa. Polarion mahdollistaa vaatimusten järjestelmällisemmän ja joustavamman käsittelyn etenkin suurissa projekteissa, joissa vaatimuksia tulee useilta eri sidosryhmiltä ja projektiin kuuluu useita tekijöitä/suunnittelijoita. Polarionin toimintaa ja

tämän työn osuutta Polarion-ympäristössä on esitelty kappaleessa 4.1. Erilliset YVL D.4:n vaatimukset huomioidaan myös tämän työn tekstisisällössä. Työn aihealueeseen kohdistuu lähes 60 yksittäistä vaatimusta, joten jokaista vaatimusta ei erikseen esitetä luettelomaisen sisällön välttämiseksi.

#### **4.1 Polarion-vaatimustenhallintaohjelma**

Tähän mennessä Polarionia ei ole hyödynnetty Loviisan käytöstäpoistosuunnittelussa. Tämän vuoksi tämä työ toimi nk. pilotti-projektina ennen kuin koko käytöstäpoistosuunnittelun vaatimustenhallinta siirretään Polarion-ympäristöön. Tämän työn osalta Polarionin käyttö pysyi kuitenkin melko yksinkertaisena eikä kaikkia ominaisuuksia ole vielä hyödynnetty, sillä vaatimukset koostuivat vain yhden sidosryhmän yhdestä ohjeesta, eli STUKin YVL D.4:stä. Polarionin peruskäyttö pohjautuu mahdollisuuteen merkitä perinteisen tekstidokumentin osuus (esim. lause tai kappale) tietynlaiseksi nimiketyypikseen, kuten vaatimukseksi tai vaatimuksen täyttäväksi kohdaksi. Nimikkeitä pystytään linkittämään eri dokumenttien välillä ja vaatimusten toteutumista seurata tällä tavoin.

Polarionin käyttö uuden projektin osalta aloitetaan aina niin, että järjestelmävastaava luo Polarioniin käyttäjien suunnitteleman projektipohjan. Tässä tapauksessa olemassa olevan Loviisan projektiryhmän alle luotiin käytöstäpoistolle oma projektiryhmäkansionsa (Decommissioning) ja tämän alle puolestaan projektiksi käytöstäpoiston aikainen jätteiden käsittely (Waste Management). Projektin alle pystytään luomaan useita yksittäisiä dokumentteja, joista ensimmäinen dokumentti pohjautuu siis tähän työhön ja muita dokumentteja on tarkoitus luoda tulevaisuudessa.

Projektin alustamisen yhteydessä luotiin tarvittavat nimiketyypit, tässä tapauksessa tarvittiin kaksi uutta nimikettä, YVL-ohjeesta johdettu käytöstäpoiston aikainen vaatimus sekä vaatimuksen täyttävän tekstiosuuden osoittava nimike. YVL-vaatimusten hallintaa varten luotiin kaksi erilaista attribuuttityyppiä, jotka auttavat etenkin tietynlaisten vaatimusten suodattamisessa. Ensimmäinen attribuuttityyppi luokiteltiin yksiarvoiseksi attribuutiksi, joka osoittaa liittyykö tietty YVL-vaatimus tämän työn aihepiiriin (Kyllä/Ei attribuutti). Toinen attribuutti määritettiin puolestaan moniarvoiseksi osoittamaan, mihin työvaiheeseen/-vaiheisiin vaatimus liittyy (esilajittelu, pakkaaminen, mittaaminen,

valvonnasta vapauttaminen ja loppusijoitus). Kuvassa 4 on esitetty Polarionissa käsiteltyjä vaatimuksia listamuodossa.

ID	Description	Linked Work Items	Työvaihe
WMan-60	420. Pakatuista jä Has Parent:	WMan-58 , Originates: YVL19-6682 , (BL) Is Elaborated By: WMan-198 , (BL) Is Verified By: WMan-200	Pakkaaminen, Mit
WMan-173	C02. Aktiivisuusn Has Parent:	WMan-171 , Originates: YVL19-6784 , (BL) Is Verified By: WMan-200	Pakkaaminen, Mit
WMan-80	435. Ydinlaitosjät Has Parent:	WMan-78 , Originates: YVL19-6701 , (BL) Is Elaborated By: WMan-251 , (BL) Is Verified By: WMan-248	Pakkaaminen, Mit
WMan-79	434. Ydinlaitosjät Has Parent:	WMan-78 , Originates: YVL19-6700	Pakkaaminen, Mit
WMan-111	504. Luvanhaltija Has Parent:	WMan-107 , Originates: YVL19-6728	Pakkaaminen, Mit
WMan-101	453. Yksittäisvika Has Parent:	WMan-100 , Originates: YVL19-6719	Pakkaaminen, Mit
WMan-94	448. Voimakkaas Has Parent:	WMan-88 , Originates: YVL19-6714 , (BL) Is Elaborated By: WMan-254 , (BL) Is Verified By: WMan-257	Pakkaaminen, Mit
WMan-61	421. Yksittäiset jä Has Parent:	WMan-58 , Originates: YVL19-6683 , (BL) Is Elaborated By: WMan-239 , (BL) Is Verified By: WMan-241 ,	Pakkaaminen, Mit
WMan-59	419. Usean vuod Has Parent:	WMan-58 , Originates: YVL19-6681 , (BL) Is Elaborated By: WMan-240 , (BL) Is Verified By: WMan-241 ,	Pakkaaminen, Mit
WMan-110	503. Luvanhaltija Has Parent:	WMan-107 , Originates: YVL19-6727 , (BL) Is Elaborated By: WMan-265 , (BL) Is Verified By: WMan-266	Pakkaaminen
WMan-82	437. Kun valitaan Has Parent:	WMan-78 , Originates: YVL19-6703	Pakkaaminen
WMan-50	413. Vapautettav Has Parent:	WMan-45 , Originates: YVL19-6672 , (BL) Is Elaborated By: WMan-237 , (BL) Is Verified By: WMan-238	Esilajittelu, Valvor
WMan-46	409. Ydinjäte voik Has Parent:	WMan-45 , Originates: YVL19-6668 , (BL) Is Elaborated By: WMan-202 , (BL) Is Elaborated By: WMan-21	Esilajittelu, Mittau
WMan-47	410. Yleinen men Has Parent:	WMan-45 , Originates: YVL19-6669 , (BL) Is Elaborated By: WMan-203 , (BL) Is Verified By: WMan-204	Esilajittelu, Pakka
WMan-154	716. Tapauskoht: Has Parent:	WMan-152 , Originates: YVL19-6769	Esilajittelu, Pakka
WMan-150	713. Hakiessaan Has Parent:	WMan-140 , Originates: YVL19-6766	Esilajittelu, Pakka
WMan-147	710. Käytöstäpoik Has Parent:	WMan-140 , Originates: YVL19-6763	Esilajittelu, Pakka
WMan-125	603. Laitoksen ty Has Parent:	WMan-122 , Originates: YVL19-6743 , (BL) Is Elaborated By: WMan-278	Esilajittelu, Pakka
WMan-124	602. Mikäli odote Has Parent:	WMan-122 , Originates: YVL19-6742 , (BL) Is Elaborated By: WMan-276 , (BL) Is Verified By: WMan-277	Esilajittelu, Pakka
WMan-123	601. Ydinlaitosjät Has Parent:	WMan-122 , Originates: YVL19-6741 , (BL) Is Elaborated By: WMan-273 , (BL) Is Elaborated By: WMan-2	Esilajittelu, Pakka

**Kuva 4.** Havainnekuva Polarionissa käsitellyistä vaatimuksista.

Kuvassa 4 on osa työtä koskevasta 60:stä vaatimuksesta. Polarion on erityisen hyödyllinen työkalu vaatimustenhallinnassa sen tarjoamien runsaiden suodatusvaihtoehtojen vuoksi. Kuten edellä mainittiin, yksi määritellyistä attribuuteista kertoi YVL-vaatimuksen liittymisestä työn aihepiiriin. Tätä on käytetty kuvan 4 tilanteessa suodattimena, jolloin näkyvissä on vain työhön liittyviä vaatimuksia. ID-sarake on Polarionin sisäinen nimikkeiden hallinnointitapa ja Description-sarake on suora lainaus YVL D.4:n vaatimuksista. Linked Work Items -sarake kertoo, mitä ja miten nimikkeitä kuhunkin vaatimukseen on liitetty ja on täten päämielenkiinnonkohde seurattaessa eri vaatimusten tilaa. Elaborates by -linkitys kertoo, että dokumentissa on esitetty yleisestä YVL-vaatimuksesta tarkennus tai muunnos, mikä tässä tapauksessa tarkoittaa vaatimuksen muokkaamista käytöstäpoistoon sopivaksi. Verified by -linkitys puolestaan kertoo, että dokumentissa on esitetty vaatimuksen täyttävä toimenpide. Kuvaa 4 tarkasteltaessa esimerkiksi vaatimus C02 on linkitetty vain Verified By -linkityksellä. Tällöin vaatimus on hyödynnettävissä suoraan käytöstäpoiston aikaiseen toimintaan ja linkitys kertoo, että sen toteutuminen on käsitelty dokumentissa. Vaatimusta 435 on puolestaan tarkennettu dokumentissa käytöstäpoistoon soveltuvaksi ja sille on myös

esitetty toteuttava toimenpide. Vaatimuksille, joissa kumpaakaan linkitystä ei ole käytetty, ei ole vielä sisällytetty dokumenttiin. Vaatimukset (kuten 603), joissa on Elaborated by -linkitys mutta ei Verified by -linkitystä, on sisällytetty dokumenttiin, mutta niitä ei ole vielä osoitettu toteutuvaksi. Lopullisena tavoitteena jokaisessa dokumentissa on osoittaa jokainen vaatimus toteutuvaksi, jolloin dokumentti voidaan todeta vaatimustenmukaiseksi.

Polarionin tarjoaman suodatettavuuden ja vaatimusten tilan seurannan merkitys korostuu entistä enemmän siinä vaiheessa, kun projektiin luodaan lisää dokumentteja ja enemmän erilaisia vaatimuskokonaisuuksia tulee huomioida. Polarionin avulla eri sidosryhmiä koskevat vaatimukset voidaan helposti erotella toisistaan ja samalla pystytään näkemään, mitkä vaatimukset dokumenteissa on jo käsitelty ja mitkä tarvitsee vielä huomioida.

## **4.2 Laitosturvallisuus**

YVL D.4:n vaatimukset 401, 402 ja 407 voidaan tiivistää siten, että käytöstäpoiston aikana tulee olla tilat, laitteistot ja järjestelyt, joilla voidaan huolehtia turvallisesta ja järjestelmällisestä ydinjätteiden käsittelystä ja varastoinnista.

Laitoksen käytön aikana toteutettavissa rakenteellisissa muutoksissa noudatetaan tarkasti säädelyjä menettelyohjeita. Tehdyistä muutoksista ylläpidetään ajantasaista tietokantaa. Loviisan laitoksen tapauksessa muutokset kirjataan laitoksen turvallisuusteknisiin käyttöehtoihin ja FSAR (Final Safety Analysis Report) päivitetään. Ennen käytöstäpoiston alkamista käytön aikainen ohjeistus mukautetaan vastaamaan käytöstäpoiston aikaisia riskejä sekä tavoitteita. Vaatimusten mukainen toiminta käytöstäpoiston edetessä edellyttää tietojärjestelmien pitämistä ajan tasalla koko käytöstäpoiston ajan. Käytännön toimenpiteenä laitoksen käytön aikaiset hätäpoistumis- ja pelastustiet säilytetään paikoillaan, eikä niitä saa tukkia käytöstäpoiston aikana. (Oinonen, 2017)

## **4.3 Säteilyturvallisuus**

Säteilyturvallisuus pohjautuu säteilylaissa (859/2018) säädettyyn kolmeen periaatteeseen: oikeutus-, optimointi- ja yksilönsuojaperiaate (ks. kappale 3.2). Tämän

työn aihealueen osalta säteilyannokset pystytään minimoimaan optimoimalla jätteen esilajittelu- ja käsittelyprosessit sekä suorittamalla aktiivisimpien osien karakterisointi etätoimisesti. Voimakkaasti säteilevien jätteiden välivarastointitiloissa (tai puskurivarastoissa) tulee olla riittävä säteilysuojaus rajoittamaan ylimääräisiä säteilyannoksia varaston läheisyydessä työskenteleville henkilöille. Säteilysuojaus huomioidaan myös aktiivisten kuljetusten yhteydessä laitoksen ja loppusijoitustilan välillä.

YVL D.4 sisältää yleiseen säteilyturvallisuuteen liittyen vaatimukset 301, 302, 303 ja 304. Näiden mukaisesti käytöstäpoistosta ei saa aiheutua yli 0,01 mSv vuosittaista annosta väestön yksilölle ja häiriötilanteiden/onnettomuuksien sattuessa annosrajat eniten altistuvalla yksilöllä ovat käyttöhäiriön tapauksessa 0,1 mSv, luokan 1 onnettomuudessa 1 mSv ja luokan 2 onnettomuudessa 5 mSv. Loviisan laitokselle on laadittu turvallisuussuunnitelma, jossa on käsitelty yleisten turvallisuusvaatimusten asettamat annosrajat. Turvallisuussuunnitelmaa noudatettaessa pysytään onnettomuustilanteissakin säädettyjen annosrajojen alapuolella.

## 5 KÄYTÖSTÄPOISTOSSA SYNTYVÄ JÄTE

Ydinjätettä voidaan luokitella usein eri perustein eri kategorioihin. Luokittelujärjestelmä voi perustua esimerkiksi jätteen aktiivisuuspitoisuuteen, aktiivisuuden laatuun, jätteen syntymisaikaan ja -alkuperään tai eri ominaisuuksiin, kuten radiologisiin, kemiallisiin tai fyysisiin tekijöihin. Yksittäistä luokittelukriteeriä, jonka perusteella ydinjäte voitaisiin luokitella kaikkia käyttötarkoituksia varten, on mahdotonta määrittää, sillä eri käyttötarkoitukset vaativat tietyt syvällisemmin käsiteltävät ominaisuudet.

IAEA esimerkiksi jakaa ydinjätteen kahteen eri pääluokkaan, uuteen ja historialliseen jätteeseen. Tämä jako perustuu jätteiden syntyperän ja karakterisoinnin jäljitettävyyteen. Uuden jätteen syntyessä se on kulkenut asianmukaisen karakterisointiohjelman läpi ja siitä tiedetään sen syntyperä ja -prosessi. Historiallinen jäte on puolestaan ohittanut karakterisointiohjelman eikä siitä tällöin ole jäljitettävää historiatietoa sen alkuperästä eikä prosessista. Tämän karkean luokittelun jälkeen voidaan siirtyä tarkempaan jätteiden karakterisointiin määrittämään jatkokäsittelyn kannalta oleellisia ominaisuuksia ja jaottelemaan jätteitä näiden perusteella. (IAEA, 2007) Historiallista jätettä ei kuitenkaan nykylaitoksilla synny eikä sitä myöskään ole laitoksilla varastoituna, sillä lähtökohtaisesti myös aiemmin syntyneet ydinjätteet on asianmukaisesti käsitelty.

Ydinjätettä käsiteltäessä ja varastoidessa luokitteluperusteena käytetään jätteen aktiivisuuspitoisuutta. Suomessa ydinjäte luokitellaan aktiivisuuspitoisuutensa perusteella taulukon 1 mukaisesti.

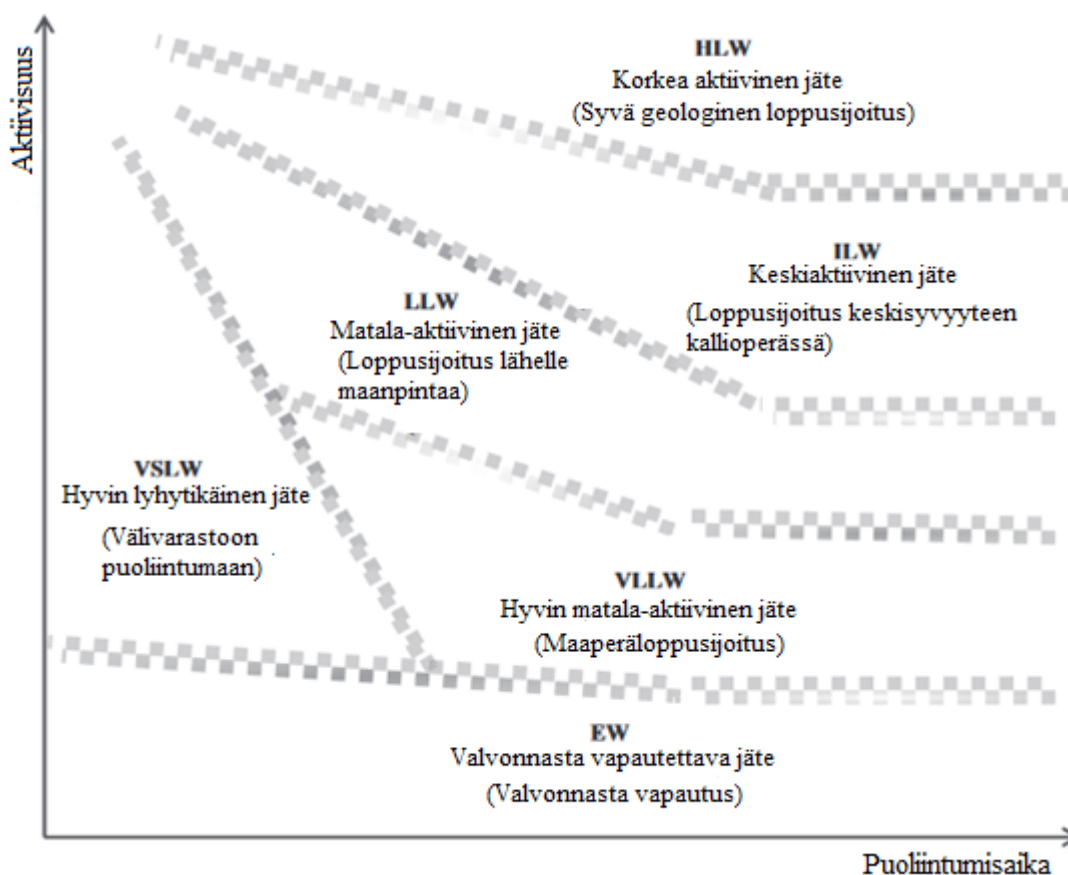
**Taulukko 1.** Suomessa käytettävät ydinjätteen aktiivisuusluokat. (STUK Y/4/2018)

<b>Aktiivisuusluokka</b>	Matala-aktiivinen	Keskiaktiivinen	Korkea-aktiivinen
<b>Aktiivisuuspitoisuus</b>	< 1 MBq/kg	1 MBq/kg - 10 GBq/kg	> 10 GBq/kg

Korkea-aktiivista jätettä on ainoastaan käytetty polttoaine. Tämän vuoksi usein viitataan vain matala- ja keskiaktiiviseen jätteeseen voimalaitosjätteen ollessa kyseessä. Myös kaikki käytöstäpoistojäte kuuluu matala- ja keskiaktiivisen jätteen luokkiin ja tässä työssä se jaotellaan edelleen purku-, huolto- ja nestemäiseksi jätteeksi. Korkea-aktiivista jätettä ei käsitellä tässä työssä tarkemmin, sillä polttoaineen käsittely ei

sisälly käytöstäpoiston alueeseen Suomessa.. Mainittakoon kuitenkin, että Loviisasta ja Olkiluodosta syntyvä käytetty polttoaine tullaan välivarastoinnin jälkeen loppusijoittamaan Olkiluodon kallioperään Posiva Oy:n toimesta.

Edellä käsiteltyä luokittelua voidaan edelleen tarkentaa lisäämällä kategoriaksi hyvin matala-aktiivinen jäte, jossa keskimääräinen aktiivisuuspitoisuus on alle 100 kBq/kg ja loppusijoitustilaan sijoitettavan jätteen merkittävien radionuklidien kokonaisaktiivisuus on alle 1 TBq ja alfa-aktiivisuus alle 10 GBq (STUK Y/4/2018). Hyvin matala-aktiiviselle jätteelle voitaisiin soveltaa maaperäloppusijoitusta. Viidentenä kategoriana voidaan pitää valvonnasta vapautettavaa jätettä, jonka aktiivisuus alittaa STUKin asettamat rajat ja jota voidaan tällöin käsitellä tavallisena jätteenä (ei-ydinjätteenä). Kuvassa 5 on esitetty IAEA:n laatima havainnollistus ydinjätteen luokittelusta aktiivisuuspitoisuuden suhteen.



**Kuva 5.** IAEA:n mukainen ydinjätteen luokittelu aktiivisuuspitoisuuden mukaan. (IAEA, 2009a, muokattu)

Loppusijoitusta ja siihen liittyvää pitkäaikaisturvallisuutta varten voidaan jakaa ydinjäte myös jätteen sisältämän aktiivisuuden puoliintumisaikan perusteella lyhyt- ja pitkäikäisiin

jätteisiin. Lyhytikäisten jätteiden radiologiset vaaratekijät pienenevät huomattavasti pitkäikäisiä jätteitä nopeammin radioaktiivisen hajoamisen vuoksi muutaman vuosisadan aikajänteellä (IAEA, 2009a). Tästä syystä tässä luvussa käsitellään jätteiden jakamista myös edellä mainittuihin kategorioihin.

## 5.1 Purkujäte

Purkujäte on nimensä mukaisesti ydinlaitosta purettaessa syntyvää ydinjätettä (tässä työssä kiinteää ydinjätettä, syntyvä nestemäinen jäte käsitellään erikseen), joka koostuu pääosin betonista, metalleista ja teräksestä. Loppusijoitettava purkujäte voidaan jakaa aktivoituneeseen ja kontaminoituneeseen jätteeseen Loviisan käytöstäpoistosuunnitelmaa mukaillen. (Kaisanlahti et al., 2018)

Aktivoitunut jäte koostuu reaktorista lähtöisin olevan neutronivuon vaikutuksen alaisuudessa aktivoituneista komponenteista ja rakenteista, kuten reaktoripaineastiasta, sen sisäosista ja sitä ympäröivistä materiaaleista. Ydinvoimalaitoksilta syntyvän purkujätteen (ja koko käytöstäpoistojätteen) kokonaisaktiivisuudesta valtaosa on aktivoituneessa jätteessä, vaikka tyypillisesti aktivoituneen jätteen massa/tilavuus on paljon kontaminoitunutta jätettä pienempi. Materiaalien aktivoitumistasot riippuvat neutronivuontiheydestä, säteilytysjakson pituudesta sekä isotooppien vaikutusaloista (todennäköisyys kahden hiukkasen törmäämiselle) ja määristä. (Kupiainen et al., 2018)

Kontaminoitunut jäte ei ole altistunut neutronivuolle eikä täten aktivoitunut, mutta siitä on tullut radioaktiivista radioaktiivisten aineiden kulkeutuessa prosesseja tai laitostiloja pitkin kontaminoiden laitteistoja ja materiaaleja. Suurin osa käytöstäpoistojätteestä on kontaminoitunutta jätettä, johon sisältyy mm. primääripiirin suuret komponentit ja prosessijärjestelmät sekä kontaminoituneet betonirakenteet. (Kupiainen et al., 2018) Taulukossa 2 on esitetty esimerkkinä Loviisan ja Olkiluodon laitoksilta (laitosyksiköiltä yhteensä) syntyvät loppusijoitettavat purkujättemäärät jaoteltuna aktivoituneeseen ja kontaminoituneeseen jätteeseen.

**Taulukko 2.** Loviisan ja Olkiluodon ydinvoimalaitosten käytöstäpoistosta syntyvän purkujätteen massat ja pakkaustilavuudet. (Kupiainen et al., 2018; TVO, 2014)

Laitos	Aktivoitunut jäte				Kontaminoitunut jäte			
	Teräs		Betoni		Teräs		Betoni	
	Massa [t]	Tilavuus [m <sup>3</sup> ]	Massa [t]	Tilavuus [m <sup>3</sup> ]	Massa [t]	Tilavuus [m <sup>3</sup> ]	Massa [t]	Tilavuus [m <sup>3</sup> ]
<b>Loviisa 1 &amp; 2</b>	1598	1966	1145	1346	5747	9692	9996	7601
<b>Olkiluoto 1 &amp; 2</b>	1996	1508	2148	2912	9740	26685	1052	1254

## 5.2 Huoltojäte

Huoltojätteellä tarkoitetaan ydinjätettä, jota kertyy ydinvoimalaitoksella tehtävistä huolto-, korjaus- ja purkutöistä. Tavallista huoltojätettä ovat esimerkiksi käytetyt kertakäyttösuojavarusteet (haalarit, käsineet yms.), paperit, muovit, eristeet ja muut samankaltaiset kuivat ja kiinteät jätekappaleet. Huoltojätteen pakkaus- ja käsittelytehokkuuden kannalta on tärkeää lajitella syntyvä huoltojäte mieluiten jo sen syntypaikalla, sillä huoltojätteet pakataan prässäämällä tynnyreihin ennen aktiivisuussmittauksien suorittamista. (Metsola, 2017)

Käytöstäpoiston aikana syntyvää huoltojätteen määrää on hankala määrittää laskennallisesti, sillä sen muodostuminen on riippuvaista eri tekijöistä, kuten työskentelyajasta, käsiteltävän kohteen aktiivisuus-/kontaminaatiotasosta sekä yleisesti huolto-/purkuhenkilöstön työskentelytavoista (suojavarusteiden vaihtoväli, materiaalien hyödyntämisen tehokkuus yms.). Käytöstäpoistossa loppusijoitettavan huoltojätteen määrää on Loviisan voimalaitoksen tapauksessa kuitenkin arvioitu aiempia vuosihuoltoja apuna käyttäen. Huoltojätteen määrä on laskettu kahdella eri tavalla, suoraan verrannollisesti työmäärän sekä suoraan verrannollisesti aiheutuneen kollektiivisen säteilyannoksen suhteen. Laskenta pohjautuu vuoden 2016 vuosihuollon arvoihin. Työmäärään perustuva käytöstäpoistosta kertyvän huoltojätteen arvio on n. 900 m<sup>3</sup> ja säteilyannokseen perustuva n. 300 m<sup>3</sup>. Realistiseksi arvioksi on valittu näiden keskiarvo, 600 m<sup>3</sup> eli 3000 tynnyriä. (Kupiainen et al., 2018)

## 5.3 Nestemäinen jäte

Radioaktiivista nestemäistä jätettä kertyy käytöstäpoiston aikana lähinnä prosessivesien uloslaskujen yhteydessä vesien puhdistukseen käytettävistä ioninvaihtohartseista,

prosessiveden haihdutuskonsentraateista, käytöstäpoistotöistä syntyvistä sahaus-/leikkauslietteistä sekä lisäksi esimerkiksi Loviisan laitoksella itsenäistetyn KPA-varaston toiminnasta, kunnes kaikki käytetty polttoaine on siirretty Olkiluodossa sijaitsevaan loppusijoitustilaan. (Kupiainen et al., 2018)

Haihdotusprosessin tarkoituksena on konsentroida veden sisältämät radionuklidit pienempään tilavuuteen (konsentraatti), jolloin tilavuuden suurempi osa (puhdas lauhde) voidaan alhaisen aktiivisuustason vuoksi laskea ympäristöön joko heti tai jatkokäsittelyn jälkeen. (Ojovan & Lee, 2014) Laitoksen käytön aikana Loviisan laitoksella haihdutusprosessin läpi käyntyä haihdutusjäteluosta säilytetään varastosäiliöissä vähintään puolen vuoden ajan, jonka aikana liuksesta erottuu pinnalle kirkas haihdutusjättekonsentraatti kiintoaineen saostuttua säiliön pohjalle. Kirkas haihdutusjättekonsentraatti johdetaan Cs-erotukseen, jonka jälkeen se voidaan laskea mereen. Kiintoainesosa puolestaan siirretään kiinteytettäväksi. (Ropponen, 2014) Käytöstäpoiston aikana jättekonsentraatista joudutaan todennäköisesti poistamaan muitakin radionuklideja cesiumin lisäksi.

Ydinvoimalaitoksella syntyvät nestemäiset jätteet kiinteytetään kiinteiksi jätematriiseiksi, jotta niiden käsittely ja loppusijoittaminen voidaan tehdä hallitummin ja turvallisemmin. Kiinteyttäminen hidastaa tehokkaasti jätteen sisältämien radionuklidien pääsyä ympäristöön. Kaupallisesti saatavilla olevia kiinteyttämistekniikoita ovat sementointi, bitumointi, lasitus sekä geopolymerointi. (Ojovan & Lee, 2014) Loviisan laitoksella nestemäiset jätteet kiinteytetään pääasiallisesti kokilleihin, eli betonisiin jäteastioihin, sementtiä ja muita seosaineita käyttäen. Matala-aktiivisille (pieni hopeapitoisuus ja Co-60 aktiivisuuspitoisuus alle 500 Bq/g) lietteille ja ioninvaihtohartseille voidaan käyttää myös tynnyrikiinteytystä/-imeytystä, jossa sekoitusaineena hyödynnetään savipohjaista ainetta. (Ropponen, 2014) Loviisan laitossyksiköillä on arvioitu syntyvän yhteensä 810 kokillia kiinteytettyä nestemäistä jätettä käytöstäpoiston aikana, jotka vastaavat ulkotilavuudeltaan n. 1400 m<sup>3</sup> (Kupiainen et al., 2018).

Nestemäisille jätteille on olemassa jo käsittely- ja karakterisointimenetelmät. Näitä myös kehitetään jatkuvasti. Näiden tekijöiden vuoksi nestemäisiä jätteitä ei käsitellä tässä työssä tarkemmin.

## 5.4 Lyhytikäinen jäte

Määräyksen STUK Y/4/18 pykälän 32 § mukaisesti *"Teknisten vapautumisesteiden on oltava ominaisuuksiltaan sellaisia, että ne estävät tehokkaasti radioaktiivisten aineiden pääsyä maanalaisia loppusijoitustiloja ympäröivään kallioperään jätteiden sisältämien radioaktiivisten alkuaineiden puoliintumisaikaan nähden tarpeellisen ajan. ...Lyhytikäisillä jätteillä tämän ajanjakson on oltava vähintään usean sadan vuoden mittainen ja pitkäikäisillä jätteillä vähintään usean tuhannen vuoden mittainen"*. Pitkäaikaisturvallisuuden kannalta on tärkeää lajitella jätteitä myös niiden ajallisen aktiivisuuskehityksen perusteella, jotta niille voidaan mm. määrittää asianmukaiset vapautumisesteen (ml. jätepakkaukset) ja arvioida kehityskulkuja loppusijoitustiloissa. Suomessa jakoa lyhyt- ja pitkäikäisiin jätteisiin ei kuitenkaan juurikaan käytetä, sillä kaikki matala- ja keskiaktiivinen ydinjäte sijoitetaan samalla syvyydellä sijaitsevien jäteluolien tiloihin joka tapauksessa. Jako tulee ajankohtaiseksi mikäli Suomessa aletaan hyödyntämään jossain vaiheessa maaperäloppusijoitusta.

Lyhytikäiseksi jätteeksi luokitellaan ydinjäte, jonka aktiivisuuspitoisuus on 500 vuoden ajanjakson jälkeen alle 100 MBq/kg jokaisessa loppusijoitetussa jätepakkauksessa ja keskimääräisesti alle 10 MBq/kg koko jätemäärässä yksittäisessä loppusijoitustilassa (STUK Y/4/2018). Lyhytikäisen jätteen aktiivisuuspitoisuus koostuu pääosin lyhytikäisistä radionuklideista. IAEA määrittelee lyhytikäisen radionuklidin puoliintumisajaksi maksimissaan noin 30 vuotta ja STUK määrittelee samoin mainiten myös Cs-137:n kuuluvan lyhytikäisiin radionuklideihin. (IAEA, 2009a, 7; STUK, 2019) Cs-137:n puoliintumisaika on n. 30,2 vuotta, jota voidaan pitää siis lyhytikäisten radionuklidien ylärajana. Suurin osa lyhytikäisistä radionuklideista syntyy polttoaineen fission tuotteina, mutta osa myös neutronivuon alaisuudessa olevien materiaalien aktivoituessa. Esimerkiksi Co-60:tä syntyy teräslajeeringeissä käytetyn koboltin vakaan Co-59 -isotoopin neutronikaappauksessa. (Ojovan & Lee, 2014) Taulukkoon 3 on kerätty ydinjätteen mahdollisesti sisältämiä lyhytikäisiä radionuklideja ja niiden emittoivat säteilylajit. Taulukossa 3 kuten myös seuraavan luvun taulukoissa 4 ja 5 on merkitty asteriskilla (\*) selkeästi hallitsevin säteilylaji. Muita säteilylajeja emittoituu lähes mitätön määrä. Taulukoihin on kerätty myös nuklidien yleisimmät  $\gamma$ -energiat, joilla on yli 20 %:n säteilyintensiteetti.

**Taulukko 3.** Ydinjätteessä mahdollisesti esiintyviä lyhytikäisiä radionuklideja. Harmaalla merkityt nuklideja esiintyy vain säteilylähteissä ja uraanijätteessä. (Kupiainen et al., 2018; L'Annunziata, 2012)

Nuklidi	Puoliintumisaika [a]	Emittoituvaa säteilyä	Yleisimmät $\gamma$ -energiat [MeV]
H-3	12,32	$\beta^-$	-
Fe-55	2,73	$e^-$	-
Co-60	5,27	$\beta^-$ , $\gamma^*$	1,33; 1,17
Sr-90	28,8	$\beta^-$	-
Ag-110m	0,684	$\beta^-$ , $\gamma^*$	0,658; 0,885; 0,937; 0,764; 1,38
Ba-133	10,5	$\gamma^*$ , $e^-$	0,356; 0,08
Cs-134	2,06	$\beta^-$ , $\gamma^*$	0,605; 0,796
Cs-137	30,17	$\beta^-$ , $\gamma^*$ (Ba-137m)	0,662
Eu-152	13,5	$\beta^-$ , $\gamma$ , $e^-$	1,41; 0,122; 0,344
Eu-154	8,6	$\beta^-$ , $\gamma$ , $e^-$	0,123; 1,28; 1,00; 0,724
Pb-210	22,2	$\beta^-$ , $\gamma$ , $e^-$	-
Ac-227	21,8	$\beta^-$ , $\alpha$ , $\gamma$ , $e^-$	-
Cm-243	29,1	$\alpha^*$ , $\gamma$ , $e^-$	-
Cm-244	18,1	$\alpha$	-

Loviisan voimalaitoksen jätteitä karkeasti jaoteltaessa voi valtaosan loppusijoitettavasta jätteestä luokitella kuuluvan lyhytikäiseen jätteeseen. Pitkäikäiseen jätteeseen on luokiteltu kuuluvaksi vain osia aktiivisimmasta aktivoituneesta jätteestä. Nämä on esitetty seuraavassa kappaleessa.

## 5.5 Pitkäikäinen jäte

Pitkäikäisellä jätteellä tarkoitetaan jätettä, jonka laskennallinen aktiivisuuspitoisuus on 500 vuoden ajanjakson jälkeen yli 100 MBq/kg loppusijoitetussa jätepakkauksessa tai keskimääräisesti yli 10 MBq/kg koko jätemäärässä yksittäisessä loppusijoitustilassa (STUK Y/4/2018). Pitkäikäinen jäte sisältää huomattavia osuuksia radionuklideja, joiden puoliintumisaika on yli 30,2 vuotta. (Ojovan & Lee, 2014) Varsinaista tarkkaa määritelmää "pitkäikäisen radionuklidin" puoliintumisajalle ei ole, mutta esimerkiksi STUKin ohjeessa YVL D.5 aktiivisuuspäästörajoituksia ei ole määritetty millekään alle 1000 vuoden puoliintumisajan omaavalla radionuklidille. Oletetaan tämän vuoksi pitkäikäisiksi radionuklideiksi ne, joiden puoliintumisaika on vähintään 1000 vuotta ja tällöin keski-ikäisiä nuklideja olisivat puoliintumisajaltaan 30,2 - 1000 vuoden välillä olevat radionuklidit. Toisaalta keski-ikäisen jätteen käsitettä ei ole määritelty ainakaan Suomessa, vaan aktiivisuuspitoisuusrajat jakavat jätteen vain lyhyt- ja pitkäikäiseen

jätteeseen. Tällöin voidaan vaihtoehtoisesti ajatella myös nukliditkin jaettavan vain lyhyt- ja pitkäikäisiin puoliintumisajan raja-arvon ollessa 30,2 vuotta. Tällaisessa jaossa kyseenalaisiksi jäävät etenkin alle 100 vuoden puoliintumisajan omaavat nuklidit, sillä 500 vuoden jälkeen olisi kyseisten nuklidien aktiivisuudesta jäljellä alle 3 %. Taulukkoon 4 on kerätty ydinjätteessä mahdollisesti esiintyviä pitkäikäisiä nuklideja ja taulukkoon 5 keski-ikäisiä nuklideja, vaikka varsinaista keski-ikäisen jätteen käsitettä ei olekaan.

**Taulukko 4.** Ydinjätteessä mahdollisesti esiintyviä pitkäikäisiä radionuklideja. Harmaalla merkityt nuklideja esiintyy vain säteilylähteissä ja uraanijätteessä. (Kupiainen et al., 2018; L'Annunziata, 2012)

Nuklidi	Puoliintumisaika [a]	Emittoituvaa säteilyä	Yleisimmät $\gamma$ -energiat [MeV]
C-14	5730	$\beta^-$	-
Cl-36	301000	$\beta^*$ , $e^-$	-
Ca-41	100000	X	-
Ni-59	76000	$e^-$	-
Se-79	356000	$\beta^-$	-
Mo-93	4000	$e^-$	-
Nb-94	20300	$\beta^-$ , $\gamma$	0,871; 0,702
Tc-99	212000	$\beta^-$	-
Sn-126	230000	$\beta^*$ , $\gamma$ , $e^-$	0,088
I-129	16100000	$\beta^*$ , $\gamma$ , $e^-$	-
Cs-135	2300000	$\beta^-$	-
Ra-226	1600	$\alpha^*$ , $\gamma$ , $e^-$	-
Th-230	75400	$\alpha^*$ , $\gamma$	-
Pa-231	32800	$\alpha^*$ , $\gamma$ , $e^-$	-
U-234	246000	$\alpha^*$ , $\gamma$	-
U-235	704000000	$\alpha^*$ , $\gamma$ , $e^-$	0,196
U-238	4470000000	$\alpha^*$ , $\gamma$ , $e^-$	-
Pu-239	24110	$\alpha^*$ , $\gamma$	-
Pu-240	6564	$\alpha^*$ , $\gamma$	-
Am-243	7370	$\alpha^*$ , $\gamma$	0,075

**Taulukko 5.** Ydinjätteessä mahdollisesti esiintyviä keski-ikäisiä radionuklideja. (Kupiainen et al., 2018; L'Annunziata, 2012)

Nuklidi	Puoliintumisaika [a]	Emittoituva säteily	Yleisimmät $\gamma$ -energiat [MeV]
Ar-39	269	$\beta^-$	-
Ni-63	101,2	$\beta^-$	-
Ag-108m	438	$\gamma, e^-$	0,723; 0,434; 0,614
Sm-151	94,7	$\beta^{*-}, \gamma$	-
Pu-238	87,7	$\alpha^*, \gamma, e^-$	-
Am-241	433	$\alpha^*, \gamma, e^-$	0,06

Käytöstäpoistosta syntyvästä jätteestä vain murto-osa on pitkäikäistä jätettä, sisältäen käytännössä vain kaikista aktiivisimmat loppusijoituskokonaisuudet. Esimerkiksi Loviisan laitoksen käytöstäpoistojätteestä on määritelty kuuluvaksi pitkäikäiseen (keskiaktiiviseen) jätteeseen vain reaktoripaineastiat sisäosineen ja kuivasiilot sisältöineen.

Loviisan laitoksen reaktoripaineastiat on suunniteltu loppusijoitettavan kokonaisina ja niitä käytetään samalla loppusijoituspakkauksena reaktorin sisäosille (reaktoripesä ja -pesän pohja, sydämen tukikori sekä suojaputkiyksikkö), paineastian suojaelementeille ja myös pienelle määrälle käytetyistä polttoainepuista peräisin olevaa hyvin aktiivista metalliromua. (Kaisanlahti et al., 2018; Kupiainen et al., 2018) Kuivasiilo on puolestaan reaktorihallissa (kummallakin laitosyksiköllä omansa) sijaitseva säätösauvojen välitankojen väliavarastointiin tarkoitettu betonista ja teräsputkista koostuva rakennelma, joka on tarkoitettu loppusijoittamaan kokonaisena. Kuivasiiloihin on varastoitu välitankojen lisäksi myös muuta jätettä, jonka käsittely olisi hyvin hankalaa jätteenkäsittelytiloissa, kuten neutronivuoanturikeloja, reaktorisydämen neutroniantureita, suodattimia sekä muuta keskiaktiivista jätettä. (Liikkanen, 2019)

## 6 KARAKTERISOINTIMÄÄRITYSTEN PERIAATTEET

Karakterisoinnin päätavoitteena on ydinvoimalaitoksen turvallinen käytöstä poistaminen. Asianmukaisesti toteutetulla karakterisoinnilla saadaan eroteltua loppusijoitettavat ja valvonnasta vapautettavat jätteet toisistaan tehokkaammin ja syntyviä jätteitä osataan käsitellä asianmukaisella tavalla. Karakterisoinnin perusteella pystytään arvioimaan lopullisia käytöstäpoistokustannuksia ja dekontamointitarpeita. Karakterisointi voi koskea kohteen fyysisiä, kemiallisia tai radiologisia ominaisuuksia. Jätteiden karakterisoinnissa tulee huomioida kaikki edellä mainitut alueet, mutta tässä työssä keskitytään pääasiallisesti radiologiseen karakterisointiin. Tärkeimpiä radiologisen karakterisoinnin osa-alueita ovat jätteiden aktiivisuuden ja isotooppikoostumuksen määrittäminen sekä kontaminaation leviämisen kartoittaminen laitoksen järjestelmissä, rakenteissa, komponenteissa ja ympäristössä. (Kälviäinen, 2018) Liitteessä 2 on havainnollistettu radiologisen karakterisoinnin laajuutta tarkemmin.

Karakterisointia tehdään koko ydinvoimalaitoksen elinkaaren ajan. Erityisen kriittistä se on käytöstäpoiston valmisteluvaiheen ja purkuvaiheen aikana. Radiologisen karakterisoinnin osalta laitoksen karakterisointi etenee pääpiirteittäin seuraavanlaisesti:

- Laitoksen sijoituspaikan valintavaiheessa kartoitetaan ympäristön taustasäteilytasot.
- Rakentamisen aikana rakennusmateriaaleja säilötään tulevaisuudessa tehtävien aktiivisuuslaskelmien tueksi.
- Käytön aikana ylläpidetään säännöllistä kontaminaatio- ja annosnopeusseurantaa.
- Käytöstäpoiston valmisteluvaiheen (laitoksen sulkemisen ja varsinaisen purkutyön välissä oleva vaihe) aikana toteutetaan yksityiskohtaisia mittauksia ja selvityksiä tukemaan lopullista käytöstäpoistosuunnitelmaa.
- Käytöstäpoiston purkuvaiheessa karakterisointia hyödynnetään hyvin laajasti mm. annosarvioissa, jätteiden käsittelyssä ja niiden lopullisen päämäärän määrittämisessä.
- Laitoksen lopullisen sulkemisen yhteydessä karakterisointituloksia käytetään laitosalueen ja purkamattomien rakennusten valvonnasta vapauttamisen tukena. (OECD, 2013)

## 6.1 Käytöstäpoistojätteen karakterisoinnin aktiivisuusmääritykset

Ydinvoimalaitoksella pakatulle jätteelle suoritetaan aktiivisuusmittauksia loppusijoitettavaksi tai välivarastoitavaksi menevien jätepakkausten aktiivisuusinventaarin määrittämiseksi ja valvonnasta vapautettavan jätteen vapautuskelpoisuuden toteamiseksi (YVL D.4, 2019). Aktiivisuusmääritysten perusteella jätteitä osataan käsitellä asianmukaisella tavalla, niille voidaan määrittää oikeanlainen sijoituspaikka ja väestölle sekä ympäristölle aiheutuva säteilyaltistus saadaan minimoitua.

Kaksi pääasiallista mitattavaa suuretta radioaktiivisesta materiaalista ovat aktiivisuuspitoisuus ja aktiivisuuskate (eli pintakontaminaatio) sekä näihin liittyen nuklidijakauma. Aktiivisuuspitoisuus kuvaa materiaalin sisältämää aktiivisuutta yksikössä Bq/g ja aktiivisuuskate materiaalin pinnalla olevaa aktiivisuutta yksikössä Bq/cm<sup>2</sup>. Seuraavissa kappaleissa on esitetty yleiset jätteiden karakterisointiperiaatteet. Luvussa 7 on puolestaan käsitelty konkreettisia mittausmenetelmiä.

### 6.1.1 Evaluoiva karakterisointi

Evaluoivalla karakterisoinnilla, tai ainetta rikkomattomalla arvioinnilla (engl. Non-Destructive Evaluation, NDE), tarkoitetaan karakterisointitekniikoita, jotka perustuvat teoreettisten laskemien pohjalta tehtyihin arvioihin ja päätelmiin. Pelkillä teoreettisilla määrityksillä karakterisointia ei voida kuitenkaan tehdä hyväksyttävällä tarkkuudella, joten myös evaluoivassa karakterisoinnissa tulee käyttää käytännön mittauksia laskelmien validoimiseksi ja niiden tukena.

Aktivoituneen kappaleen aktiivisuuspitoisuutta ja nuklidijakaumaa voidaan arvioida laskennallisesti, kun tiedetään kappaleessa vaikuttaneen neutronivuon suuruus, energiaspektri ja säteilytisaika, sekä kappaleen geometria ja koostumus. Reaktorin pysäytyksen jälkeen tulee huomioida myös radioaktiivinen puoliintuminen. Tietokoneiden prosessointitehon ja laskentakoodien kehittymisen myötä laskelmat voidaan suorittaa tehokkaammin ja ne tuottavat aiempaa tarkempia tuloksia, mutta mittauksia ja näytteitä on silti välttämätöntä käyttää validoimaan laskelmien oikeellisuutta. OECD:n kehottamana menetelmänä onkin vertailla laskennan tuloksia

aktivoituneille kappaleille suoritettaviin suoriin mittauksiin laitoksen käytöstäpoiston edetessä. (OECD, 2017)

Kaikkia nuklideja ei pystytä havaitsemaan suorilla mittauksilla niiden emittoiman heikon gammaenergian tai beeta- ja alfasäteilyn tapauksessa lyhyen kantaman vuoksi. Näistä nuklideista käytetään nimitystä vaikeasti mitattavat nuklidit (engl. Difficult To Measure, DTM). Suorilla mittauksilla havaittavia nuklideja kutsutaan puolestaan helposti mitattaviksi nuklideiksi (Easy To Measure, ETM).

Kontaminoituneiden tai aktivoituneiden kappaleiden aktiivisuuspitoisuuden ja nuklidijakauman arvioimiseksi yleisenä toimenpiteenä on käyttää nk. skaalausmenetelmää. Skaalausmenetelmässä hyödynnetään skaalauskerroimia, jotka kertovat ETM ja DTM nuklidien suhteen. Nuklidisuhteista on olemassa eri tyyppisille ydinlaitoksille valmiiksi laskettuja skaalauskerroimia, mutta niiden käyttö ei ole suositeltavaa (aktiivisuusjakauma on kuitenkin joka laitoksella hieman erilainen). Skaalauskerroimet määritetäänkin yleensä joka laitoksella näytteistä mitattujen aktiivisuuksien perusteella. Näistä skaalauskerroimet voidaan yksinkertaisimmillaan määrittää suoraan verrannollisesti nuklidien suhteen, mutta tyypillisesti joudutaan käyttämään monimutkaisempia matemaattisia laskentamalleja. Laskenta pysyy yksinkertaisena, jos useista näytteistä mitatut aktiivisuudet osoittavat selkeää lineaarisuutta. Mikäli lineaarisuutta ei ole havaittavissa, täytyy skaalauskerroimille määrittää korrelaatiofunktiot esimerkiksi regressioanalyysin avulla. Laskennassa tulee huomioida myös nuklidien toisistaan poikkeavat puoliintumisajat, sillä reaktorin sammuttamisen jälkeen laitoksen nuklidijakauma muuttuu ajan myötä (osa vaikeasti mitattavista nuklideista sidotaan esim. Co-60:een, jonka puoliintumisaika on n. 5,27 vuotta). Skaalauskerroimista voidaan johtaa myös laajempi kokonaisuus, nuklidivektori, joka kertoo aktivoituneen tai kontaminoituneen kappaleen sisältämät radionuklidit ja niiden aktiivisuuspitoisuussuhteet kokonaisuudessaan. (OECD, 2017) Nuklidivektoreita ja skaalauskerroimia on käsitelty tarkemmin luvussa 7.3.2.

### 6.1.2 Ainetta rikkomaton karakterisointi

Ainetta rikkomattomat karakterisointitekniikat (engl. Non-Destructive Assay, NDA) ovat tekniikoita, jotka eivät vaikuta kohdekappaleen materiaalin kemiallisiin tai fyysisiin

ominaisuuksiin. Radiologisesta näkökulmasta nämä tekniikat voidaan rinnastaa kohteena olevan kappaleen lähettämän suoran säteilyn mittaamiseen ja ne mahdollistavat tällöin myös paikan päällä tehtävän analyysin laboratorioanalyysien sijaan. NDA-menetelmät eivät tuota yhtä tarkkoja nuklidikohtaisia tuloksia kuin seuraavassa kappaleessa käsiteltävät ainetta rikkovat karakterisointitekniikat, mutta ne toimivat tehokkaana työkaluna etenkin suurten materiaalmäärien tärkeimpien ETM-nuklidien määrittämisessä, joista vaikeasti määritettävät nuklidit voidaan johtaa skaalauskerroimia käyttäen. Jätterien ollessa homogeenisia ja nuklidivektorien muuttumattomia, voidaan NDA-menetelmillä todeta kohteen aktiivisuustasot nuklidikohtaisesti hyvinkin luotettavasti. (OECD, 2017)

### 6.1.3 Ainetta rikkova karakterisointi

Ainetta rikkovat karakterisointitekniikat (engl. Destructive Analysis, DA) tuottavat NDA-menetelmiä tarkempia tuloksia pitäen sisällään näytteenottoa, niiden valmistelua sekä kemiallisia nuklidien erotusmenetelmiä, joiden avulla pystytään määrittämään myös säteilyenergioiltaan samansuuruisien nuklidien pitoisuudet (IAEA, 2007). Yleisimmin DA-menetelmät pohjautuvat huolellisesti valmisteltuihin näytteisiin, jotka analysoidaan laboratorio-olosuhteissa standardigeometrioilla. Näytteiden pienen koon ja analysointimenetelmien kalleuden ja hitauden vuoksi analysoitavien näytteiden tulee olla mahdollisimman edustavia, jotta tuloksia voidaan soveltaa suurempaan mittakaavaan. (OECD, 2017)

DA-menetelmillä määritetyt nuklidikohtaiset aktiivisuudet toimivat perustana skaalauskerroimien ja nuklidivektorien määrittämiselle. Edustavat nuklidivektorit mahdollistavat tämän jälkeen laajemman NDA-menetelmien käytön suurempien materiaalmäärien karakterisoinnissa. Ainetta rikkovia sekä ainetta rikkomattomia mittausten menetelmiä on kehitetty lukuisia ja niitä on taulukoitu esimerkiksi lähteissä (IAEA, 2007) ja (OECD, 2017).

## 7 MITTAUSTEKNIIKAT

Tässä luvussa käsitellään Suomen ydinvoimalaitoksissa jo käytössä olevia säteilynilmaisimia ja mittausmenetelmiä toimintaperiaatteineen sekä uudempia viime aikoina kehityksessä olleita laitteita, joita ei ole ainakaan toistaiseksi validoitu Suomen ydinvoimalaitoksilla käytettäväksi. STUK määrittelee ohjeen YVL D.4 liitteessä C yleisiä ohjeita jätteiden aktiivisuusmäärittäykseen liittyen. Annosnopeus- ja aktiivisuuskatmittauksia voidaan käyttää päämenetelminä, kun kohteen nuklidikoostumus tiedetään riittävällä tarkkuudella. Gammaspetrometrista monitorointia voidaan soveltaa aktiivisuus- ja nuklidijakaumiltaan epätasaisille kohteille, jolloin kuitenkin heikot gamma- ja beeta-/alfasäteilijät täytyy huomioida epäsuorilla menetelmillä. Näytteenotto soveltuu puolestaan jätteille, joiden aktiivisuusjakauma tiedetään ja nuklidijakauma on riittävän tasainen. Aktiivisuus voidaan määrittää myös tilastollisesti edustavasta jätepakkausien määrästä jätteiden alkuperän ja nuklidijakauman ollessa tarpeeksi muuttumaton. Muiden jätepakkausien aktiivisuus voidaan tällöin määrittää laskennallisesti niistä mitattujen annosnopeuksien ja nuklidijakaumien perusteella. (YVL D.4, 2019)

### 7.1 Annosnopeusmittarit

Annosnopeusmittarit mittaavat säteilystä absorboituvan energian määrää yksikössä Sv/h (lähes aina kuitenkin tämän kerrannaisilla,  $\mu\text{Sv/h}$  tai  $\text{mSv/h}$ ). Annosnopeuden mittausta ei voida käyttää ensisijaisena menetelmänä jätepakkausien aktiivisuustasojen määrittämisessä, sillä annosnopeusmittarit eivät ilmaise kappaleen aktiivisuusjakaumaa nuklidikohtaisesti (eivätkä aktiivisuuskatetta/-pitoisuutta muutenkaan). Annosnopeusmittareita voidaan käyttää jätteiden esilajittelussa, jolloin selvästi aktiivisuutta sisältävät materiaalmäärät voidaan siirtää suoraan loppusijoitettavien jätteiden joukkoon. Annosnopeusmittausta voidaan kuitenkin käyttää päämenetelmänä siinä tapauksessa, että kohteen nuklidijakauma tiedetään riittävällä varmuudella. (YVL D.4, 2019) Tätä voidaan hyödyntää suurien homogeenisten materiaalmäärien tapauksessa, kun edustavasta määrästä jätettä on määritetty aktiivisuusjakaumat muita menetelmiä käyttäen. Annosnopeusmittausta voidaan hyödyntää myös aktivoituneen materiaalin laskennallisten nuklidi-inventaarien oikeellisuuden validoinnissa. (Kälviäinen, 2018) Mitattu keskimääräinen annosnopeus pystytään muuntamaan

kohtalaisella tarkkuudella kokonaisaktiivisuudeksi yhtälöä (5) käyttäen. Keskimääräisessä annosnopeudessa tulee ottaa huomioon ilmaisimen ja mittauskohteen välissä olevan materiaalin säteilyn vaimentaminen. (IAEA, 2007)

$$A_{tot} = \frac{\dot{D}}{\sum d_i f_i} \quad (5)$$

missä	$\dot{D}$	Keskimääräinen annosnopeus	[Sv/h]
	$d_i$	Nuklidikohtainen annosmuuntokerroin	[(Sv/h)/Bq]
	$f_i$	Nuklidiosuus	[-]

Annosnopeusmittareiden toiminta perustuu yleisimmin kaasutäytteisen ilmaisimen eli ionisaatiokammion, verrannollisuuslaskurin tai Geiger-Müller-putken käyttämiseen. Kaikkien kaasutäytteisten ilmaisimien yleinen toimintaperiaate on sama. Ilmaisimissa on kaasutäyteinen tila kahden elektrodin välissä, joiden välillä on sähkökenttä. Ionisoiva säteily saa kaasussa aikaan ionipareja, jotka kerätään elektrodeille keräysjännitteen avulla. Ioniparien muodostumis- ja käyttäytymismekanismit ovat kuitenkin riippuvaisia ilmaisimessa käytettävän sähkökentän (keräysjännitteen) voimakkuudesta, jonka perusteella ilmaisimet myös jaotellaan edellä mainittuihin ilmaisintyyppeihin. (Klemola, 2002)

Matalinta keräysjännitettä hyödyntäviä ilmaisimia kutsutaan ionisaatiokammioiksi. Keräysjännite on sen verran suuri, että ioniparien ionit eivät kerkeä rekombinoitua, mutta tarpeeksi matala ettei jännite myöskään aiheuta liike-energian lisäystä ylimääräisien ioniparien muodostumiseksi. Tällöin elektrodeille kerättävien ionien varausten määrä on suoraan verrannollinen ilmaisimeen alun perin saapuneen säteilyn energiaan. Ionisaatiokammiot soveltuvat parhaiten korkeiden annosnopeuksien mittaamiseen, sillä lama-aikaa pulssien mittaamisen välissä ei ole. Lama-ajalla viitataan aikaan, joka mittarilta kuluu edellisen pulssin muodostamisesta seuraavaan. Mittari ei kykene havaitsemaan sen aikana säteilyhiukkasia. (Klemola, 2002)

Verrannollisuuslaskureissa keräysjännite on sen verran suuri, että sen aiheuttama liike-energian lisäys varauksenkuljettajissa saa myös varauksenkuljettajat ionisoimaan väliaineena toimivaa kaasua, jolloin ionisaatio moninkertaistuu. Tätä ilmiötä kutsutaan kaasumonistukseksi. Kaasumonistuksen vuoksi elektrodeille kerättävä varaus moninkertaistuu, mutta se pysyy kuitenkin verrannollisena alun perin syntyneiden

ioniparien määrään. Varauksen moninkertaistuessa ilmaisimesta saatavaa sähköistä signaalia ei tarvitse vahvistaa läheskään yhtä paljoa kuin ionisaatiokammioissa, jolloin verrannollisuuslaskureita voidaan käyttää myös matalampien annosnopeuksien havaitsemisessa ja eri säteilyhiukkaset pystytään erottamaan toisistaan. (L'Annunziata, 2012)

Geiger-Müller-putki käyttää kaasutäytteisistä ilmaisimista korkeinta keräysjännitettä, jonka aiheuttamana kaasumonistus vahvistuu entisestään muodostaen elektronivyöryjä. Elektronivyöryn elektronien viritystilojen purkautumisesta vapautuu UV-säteilyä, jonka fotonit aiheuttavat eksponentiaalisesti lisää elektronivyöryjä. Elektronivyöryjen ohella muodostuu hitaammin liikkuvia positiivisesti varautuneita ioneja, joiden johdosta sähkökenttä heikentyy ja elektrodien varaus lopulta purkautuu. Purkautuva varaus on GM-putkessa aina lähes yhtä suuri riippumatta alkuperäisen säteilyn energiasta. Tämä tekee GM-putkesta hyvin herkän säteilyn ilmaisimen, mutta eri säteilylajeja ei pystytä kuitenkaan erottamaan toisistaan ja lama-aika jännitepulssien luomisen välillä on suuri. (L'Annunziata, 2012)

Loviisan laitoksella on käytössä Automation und Messtechnik GmbH:n valmistamia Automess 6150 -sarjan AD5, AD5/H sekä AD6/H mittareita sekä Mirion Technologiesin TELE-STTC -ilmaisimia yhdistettynä Radiagem 2000 -mittareihin, jotka toimivat ilmaisimen näyttölaitteena. Näiden ominaisuuksia on kerätty taulukkoon 6.

**Taulukko 6.** Loviisan voimalaitoksella käytössä olevia annosnopeusmittareita.

Malli	6150AD5	6150AD5/H	6150AD6/H	TELE-STTC+ Radiagem 2000
Valmistaja	Automess GmbH	Automess GmbH	Automess GmbH	Mirion
Ilmaisim	GM-putki	GM-putki	GM-putki	GM-putki
Annosnopeusalue	1 $\mu$ Sv – 1000 mSv	1 $\mu$ Sv – 1000 mSv	0,1 $\mu$ Sv – 10 mSv	0,7 $\mu$ Sv – 10000 mSv
Energia-alue [keV]	45 – 2600	45 – 2600	60 – 1300	36 – 1500
Annosekvivalentti	H <sub>x</sub>	H*(10)	H*(10)	H*(10)
Teleskooppivarsi	-	-	-	3,3 metriä

## 7.2 Pintakontaminaatiomittarit

Pintakontaminaatiomittareita käytetään rakenteiden pinnoille kertyneiden radioaktiivisten aineiden, aktiivisuuskatteen, havaitsemiseen. Pintakontaminaatiomittarit ilmoittavat mittaustuloksen usein yksikössä cps (counts per second), joka tulee muuntaa yksikköön Bq/cm<sup>2</sup> eri mittareiden tulosten vertailukelpoisuuden vuoksi. Yksiköitä ei pidä sekoittaa keskenään, sillä ne eivät kuvaa täsmälleen samaa ilmiötä. Bq kertoo hajoamisten lukumäärän mitattavalla pinnalla ja cps kertoo mittarin havaitsemien, hajoamisista lähtöisin olevien, hiukkasten määrän. Muunnos yksiköiden välillä perustuu mittarikohtaiseen laskentatehokkuuteen, joka on mittarilla havaittavien hiukkasten ja hajoamisista lähtöisin olevien hiukkasten suhde. Mittarin laskentatehokkuuteen vaikuttaa ilmaisintehtokkuus (kuinka suuri osa ilmaisimeen osuvista hiukkasista havaitaan), mittausetäisyys sekä mittarin ja säteilylähteen välillä olevassa väliaineessa tapahtuva hiukkasten sironna ja absorptio.

Pintakontaminaatiota voidaan mitata suoralla tai epäsuoralla menetelmällä. Suora kontaminaatiomittaus tarkoittaa kontaminoituneen kappaleen suoranaista mittaamista pintakontaminaatiomittareilla. Epäsuora kontaminaation mittaus perustuu puolestaan kontaminoituneesta kappaleesta otettujen pyyhkäisyntytteiden mittaamiseen. Epäsuora menetelmä määrittää siis pelkästään kappaleen pinnalta irtoavan kontaminaation määrän.

STUK on säätänyt aktiivisuuskatemitauksesta samoin kuin annosnopeusmittauksesta. Sitä ei voida käyttää ensisijaisena menetelmänä kohteen aktiivisuuden määrittämisessä, ellei nuklidikoostumusta tunneta riittävällä tarkkuudella. Loviisan laitoksilla kannettavilla pintakontaminaatiomittareilla kuitenkin suoritetaan valvonnasta vapautus -mittauksia satunnaisille oletettavasti puhtaille ja suurikokoisille huoltojättekappaleille sekä syntyvälle metallijätteelle ja sähkö-/elektroniikkaromulle. Vapautuskelpoisuus todennetaan lisäksi ajoneuvosäteilymittauslaitteistolla. Myös Olkiluodon laitoksilla kannettavia pintakontaminaatiomittareita käytetään valvonnasta vapautus -prosessissa yhdistettynä kuiva- ja happopyyhkäisyntytteiden analysointiin.

Pintakontaminaatiomittarit toimivat samalla periaatteella kuin annosnopeusmittarit. Kannettavissa pintakontaminaatiomittareissa ilmaisimina käytetään tyypillisesti

tuikeilmaisinta (toimintaperiaate esitetty luvussa 7.3.1) tai GM-putkea ja tarkemmissa pyyhkäisynäyteanalysaattoreissa verrannollisuuslaskuria.

Loviisan laitoksella kannettavina pintakontaminaatiomittareina käytetään Mirion Technologiesin valmistamaa MCB2:a sekä Thermo Fisher Scientificin valmistamaa ELECTRA:a sekä RadEye SX:ää. MCB2:ssa on kiinteänä ilmaisimena GM-putki ja se pystyy havaitsemaan  $\alpha$ -,  $\beta$ - sekä  $\gamma$ -säteilyä. ELECTRA:a käytetään yhdessä BP7/4-tyypin tuikeilmaisimen kanssa ja sillä mitataan  $\beta$ -säteilyä. RadEye SX:ää käytetään puolestaan kahden eri ilmaisimen kanssa. BP19DD-tyypin tuikeilmaisinta käytetään  $\beta$ -mittauksissa ja DP6BD-tyypin tuikeilmaisinta  $\alpha$ - sekä  $\beta$ -mittauksissa. Pyyhkäisynäytteiden mittaamiseen käytetään Nutronic:n valmistamaa NT200-pyyhkäisynäyteanalysaattoria, jossa ilmaisimena on  $\alpha$ - ja  $\beta$ -mittaukseen soveltuva verrannollisuuslaskuri tai vaihtoehtoisesti näytteet mitataan laboratoriossa gammaspektrometrisillä menetelmillä. (Hyypiä, 2019b)

Olkiluodon laitoksilla käytetään mm. myös RadEye SX:ää BP19DD-tuikeilmaisimella, mutta tämän lisäksi myös DP2/4B-tuikeilmaisemalla, jota käytetään  $\alpha$ - ja  $\beta$ -mittauksissa. Käytössä on myös NuviaTech Instrumentsin valmistamia CoMo-170-kontaminaatiomittareita, jotka käyttävät muovituikeilmaisinta. CoMo pystyy erottelemaan havaittavan  $\alpha$ - ja  $\beta/\gamma$ -säteilyn toisistaan. Pyyhkäisynäytteiden mittaamiseen käytetään NT200:aa. (Levo, 2019)

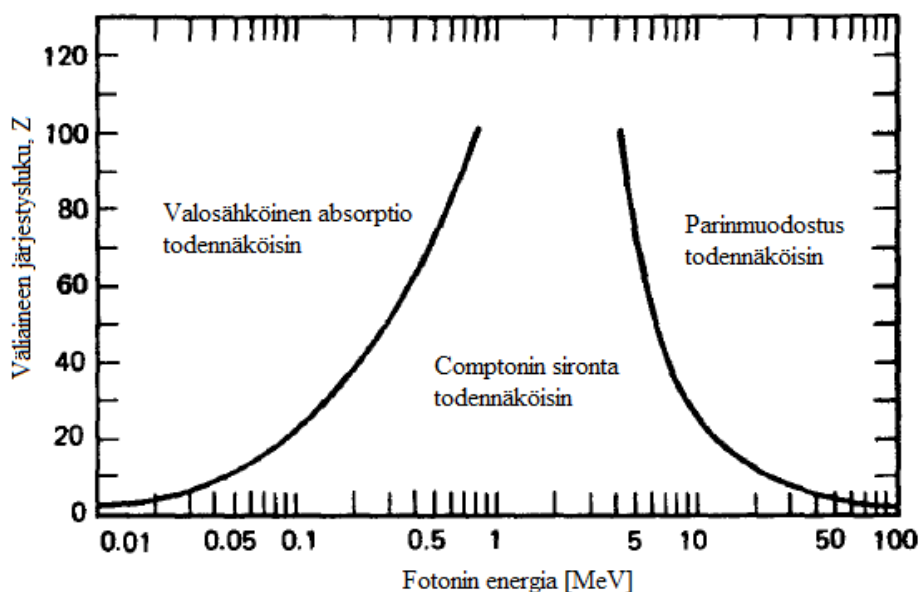
### 7.3 Gammaspektrometria

Gammaspektrometrialla pystytään määrittämään tehokkaasti materiaalien radionuklidikoostumus ja aktiivisuus. Tästä syystä se soveltuu käytettäväksi erityisesti kappaleille, joissa on epätasainen aktiivisuusjakauma ja heterogeeninen radionuklidikoostumus. (YVL D.4, 2019) Gammaspektrometrian peruseriaate pohjautuu gammasäteilyn energiajakauman analysointiin. Jokaisella radionuklidilla on ominainen energiajakauma, minkä perusteella eri nuklidit pystytään tunnistamaan gammaspektriin muodostamistaan energiapiikeistään. Gammasäteily on sähkömagneettisen säteilyn lajeista korkea-energistä ja gammasäteiden lyhyemmän aallonpituuden vuoksi fotonien energia on myös suurempi kuin muilla sähkömagneettisen

säteilyn lajeilla. Tämän vuoksi gammasäteiden energia voidaan selvittää yksittäiskohtaisesti. (Ikäheimonen et al., 2002)

Gammasäteilyn mittaaminen perustuu aikaansaatuihin gammasäteiden ja väliaineen elektronien välisiin vuorovaikutuksiin, joissa gammasäteet luovuttavat energiaansa väliaineen atomien elektroneille. Energian absorboivista elektroneista tulee nopeita elektroneja. Hidastuessaan nämä elektronit luovuttavat energiaansa vuorovaikuttaville hiukkasille ja emittoimalla jarrutussäteilyä (bremsstrahlung) muiden varauksellisten hiukkasten poikkeuttaessa hidastuvia elektroneja radaltaan. Nopeat elektronit, nk. sekundaarihiukkaset, pystytään havaitsemaan asianmukaisia ilmaisimia käyttäen. Edellä mainittu asettaa gammaspektrometriassa käytettävälle ilmaisimelle kaksi päävaatimusta. Ilmaisimessa käytettävän materiaalin tulee hyvällä todennäköisyydellä saada aikaan yhden tai useamman nopean elektronin syntyminen gammakvantin energialla ja ilmaisimen tulee kyetä tunnistamaan nämä elektronit energioineen. (Knoll, 2000)

Gammasäteiden käyttäytymistä väliaineessa voidaan kuvata pääpiirteittäin kolmella eri ilmiöllä. Matalaenergisillä ( $E_\gamma \leq 1 \text{ MeV}$ ) gammasäteillä todennäköisin vaikutusmekanismi on valosähköinen absorptio, keskienergisillä Comptonin sironta ja korkeaenergisillä ( $E_\gamma > 5 \text{ MeV}$ ) parinmuodostus. Tätä on havainnollistettu kuvassa 6.



**Kuva 6.** Gammasäteiden vuorovaikutusmenetelmät väliaineessa. (Knoll, 2000, muokattu)

Valosähköisessä absorptiossa gammasäde absorboituu väliaineeseen synnyttäen tilalleen fotoelektronin, jonka liike-energia vastaa gammasäteen alkuperäisen liike-energian ja väliaineen atomin elektronikuoren, jolta fotoelektroni (elektroni) vapautuu, sidosenergian erotusta. Elektronikuorelle syntyvä tyhjä paikka täyttyy elektronien uudelleenjärjestäytymisellä, jossa sidosenergia vapautuu röntgensäteilynä tai Augerin elektroneina. Syntyvien röntgensäteiden matalaenergisuuden vuoksi ne kulkevat väliaineessa vain hyvin lyhyen matkan ja absorboituvat uudelleen väliaineeseen valosähköisen absorption periaatetta noudattaen. Valosähköistä absorptiota voidaan pitää ideaalisena tilanteena ilmaisimelle (olettaen ettei yksikään röntgensäde karkaa), sillä syntyvien elektronien liike-energioiden summa vastaa alkuperäisen gammasäteen liike-energiaa, ts. kaikki gammasäteen energia absorboituu väliaineeseen. (Knoll, 2000)

Comptonin sironnassa gammasäde siroaa väliaineen elektronista törmätessään siihen. Törmäyksen yhteydessä gammasäde luovuttaa elektronille (engl. recoil electron) osan liike-energiastaan, minkä suuruus on riippuvainen sirontakulmasta (mitä suurempi sirontakulma, sitä suurempi luovutettu energia). Normaalissa tapauksessa detektorissa tapahtuu siroamista kaikissa kulmissa, minkä vuoksi elektroneihin siirtyvää energiaa voidaan käsitellä jatkumomallina. (Knoll, 2000)

Parinmuodostus perustuu elektroni-positroni parin syntymiseen gammakvantin energiasta. Gammakvantin energia muuttuu massaksi väliaineen atomiytimen läheisyydessä, ytimen protonien aiheuttamassa sähkökentässä. Parinmuodostusta voi esiintyä vain energialtaan yli 1,022 MeV gammakvanttien yhteydessä, sillä tämä energia vastaa elektroni-positroni parin lepomassaa. Gammakvantin ylimääräinen energia siirtyy elektroni-positroni parin liike-energiaksi ja tämä liike-energia absorboituu väliaineeseen. Parinmuodostuksesta monimutkaisempaa tekee positronin epävakaisuus, sillä hidastuessaan tarpeeksi se annihiloituu eli yhdistyy väliaineen elektronin kanssa. Positronin yhdistyessä elektroniin, syntyy kaksi annihilaatiefotonia (kumpikin energialtaan 0,511 MeV). Näistä molemmat voivat absorboitua väliaineeseen tai toinen tai molemmat voivat karata ilmaisinalasta. Annihilaatiefotonien absorboituminen tapahtuu hyvin lyhyen ajan sisällä niiden syntymästä, jolloin niiden energia ilmenee kokonaisenergiapiikissä. Karatessaan ne muodostavat kuitenkin nk. pakopiikkejä gammaspektriin. Yhden fotonin karatessa syntyy yksinkertainen pakopiikki 0,511 MeV:a

ja molempien karatessa kaksinkertainen pakopiikki 1,022 MeV:a kokonaisenergiapiikin energian alapuolelle. (Knoll, 2000)

### 7.3.1 Gammaspektrometriaan soveltuvat ilmaisimet

Gammaspektrometriassa yleisimmin käytetyt ilmaisimet voidaan jakaa kahteen kategoriaan, tuikeilmaisimiin ja puolijohdeilmaisimiin. Tuikeilmaisimet soveltuvat erityisesti tilanteisiin, joissa mitattavat gammaspektrit ovat yksinkertaisia ja havaitsemistehokkuuden tulee olla suuri. Puolijohdeilmaisimet omaavat todella hyvän energianerottelukyvyn, jonka vuoksi ne soveltuvat myös monimutkaisempien gammaspektrien mittaamiseen. (Ikäheimonen et al., 2002)

Tuikeilmaisimien toimintaperiaate perustuu luminesenssi-ilmiöön, jossa tuikemateriaaliin absorboituva partikkelin liike-energia emittoi materiaalista fotoneita, mikä ilmenee (näkyvänä) valona. Emittoituvista fotoneista muodostetaan sähköinen signaali valomonistinputkia tai fotodiodeja käyttäen. Yleisimpiä tuikemateriaaleja ovat epäorgaaniset kiteet (mm. NaI, LaBr, ja CsI), nestetuikeilmaisimissa käytettävät nestemäiset orgaaniset tuikemateriaalit ja muovituikeilmaisimissa käytettävät orgaaniset muovit. Gammasäteilyn suuren läpätunkevuuden vuoksi tuikemateriaalilla tulisi olla korkea tiheys ja efektiivinen järjestysluku, jotta gammasäteet pidättäytyisivät ja niiden liike-energia absorboituisi materiaaliin tehokkaammin valosähköisen absorption muodossa. Epäorgaanisilla kiinteillä kidemateriaaleilla on yleisesti korkeampi tiheys ja järjestysluku kuin orgaanisilla nestemäisillä tai kiinteillä materiaaleilla, minkä vuoksi epäorgaaniset tuikemateriaalit ovat yleensä parempia vaihtoehtoja gammaspektrometriisiin sovelluksiin. (L'Annunziata, 2012)

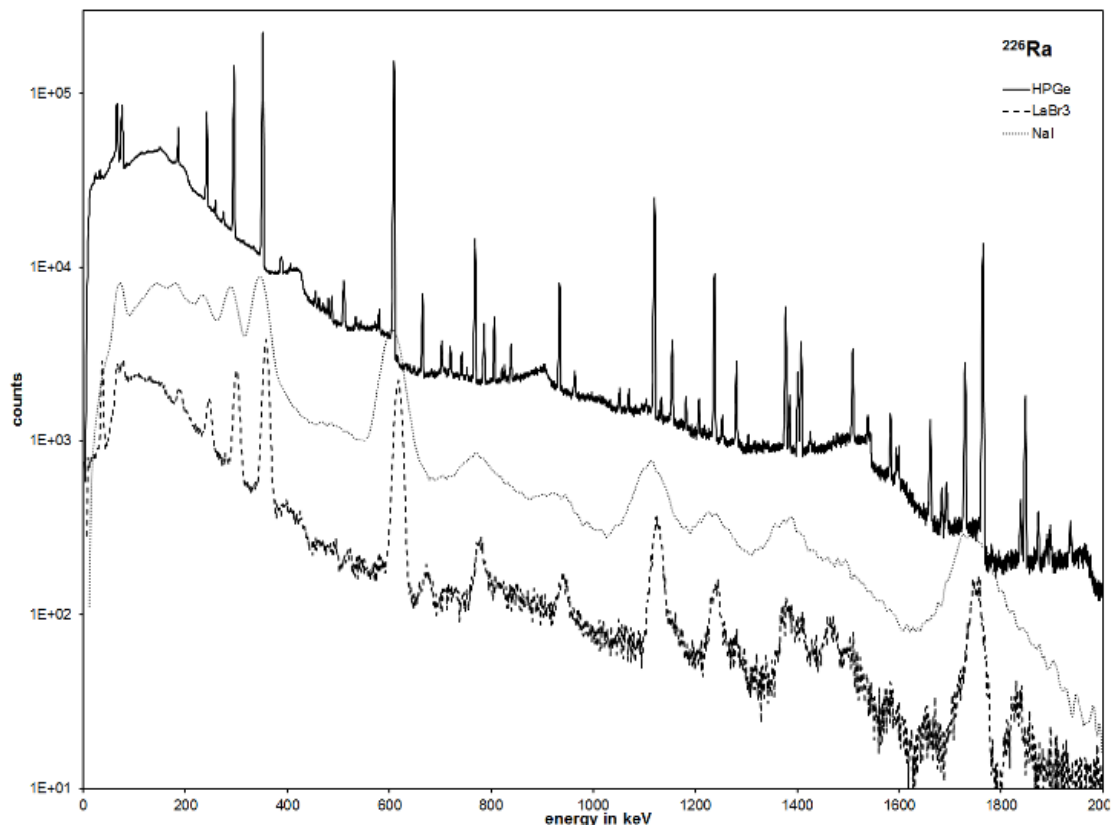
Suurta tarkkuutta vaativissa tilanteissa tuikeilmaisimia yleisemmin gammaspektrometriassa käytetään puolijohdeilmaisimia niiden tuottaman korkeamman energiaresoluution vuoksi, jolloin voidaan tunnistaa myös heikommat gammasäteilijät. Puolijohdeilmaisimen materiaalina käytetään yleisimmin joko germaniumia tai piitä. Näistä ydinvoimalaitoksella käytettäväksi ilmaisimeksi soveltuu huomattavasti paremmin Ge-ilmaisimien germaniumin suuremman järjestysluvun ja täten suuremman valosähköisen vaikutusalan vuoksi. (Ikäheimonen et al., 2002) Suurempi valosähköinen vaikutusala lisää gammasäteiden todennäköisyyttä luovuttaa energiansa valosähköisen

absorption välityksellä. Ge-ilmaisimien ylivertaisuuden vuoksi Si-ilmaisimia ei tulla käsittelemään tarkemmin, mutta yleinen puolijohdedetektorien toimintaperiaate pätee kuitenkin molempiin materiaaleihin.

Puolijohdeilmaisimen toimintaan liittyy läheisesti termit valenssivyö ja johtavuusvyö. Kiinteissä aineissa elektronit sijoittuvat energiansa perusteella tietyille energiaväleille eli energiavöille. Näistä energiavöistä valenssivyöksi kutsutaan sitä, joka sisältää atomin uloimman elektronikuoren elektroneja. Valenssivyöstä seuraavalla energiatasolla olevaa energiavyötä kutsutaan puolestaan johtavuusvyöksi, jolla olevat elektronit pääsevät liikkumaan materiaalissa vapaasti ja vastaavat täten materiaalin sähkönjohtavuuskyvystä. Puolijohdeissa valenssivyö on tyypillisesti täysi ja johtavuusvyö tyhjä ja näiden välillä on energiaväli, jonka ylittämiseen elektronit tarvitsevat tietyn määrän energiaa (puolijohdeissa n. 1 eV ja eristeissä n. 5 eV). Gammasäteilyn energia saa puolijohdeissa aikaan elektroni-aukko-pareja nostaessaan elektroneja valenssivyöltä johtavuusvyölle ja jättäessään tällöin aukkoja valenssivyöhön. Sekä aukot että elektronit toimivat varauksen kuljettajina, joten ne voidaan kerätä ilmaisimen elektrodien välissä ulkoisen jännitteen avulla ja muodostaa gammasäteiden energiasta sähköinen signaali. (Knoll, 2000)

Tarkkaan gammaspektrometriaan soveltuvat parhaiten HPGe-ilmaisimet (High Purity Germanium, hyvin puhdas germanium). Germaniumin korkeamman järjestysluvun vuoksi gammasäteiden todennäköisyys valosähköiselle absorptiolle on paljon piitä suurempi. Germanium tarvitsee myös vähemmän energiaa elektroni-aukko-parien muodostamiseen, jolloin niitä saadaan tuotettua gammasäteiden energiasta useampia. Germaniumista saadaan valmistettua paljon paksumpia kiteitä, jolloin gammasäteiden energian kokonaisabsorptio on tehokkaampaa myös korkeaaenergisemmille gammasäteille. Elektroni-aukko-parien suuremman lukumäärän ja kokonaisabsorption tehokkuuden vuoksi Ge-ilmaisimilla saadaan jopa kymmenen kertaa tarkempi energiaresoluutio kuin muilla teknologioilla. Haittapuolina Ge-ilmaisimissa on niiden korkea hinta ja jäädytyksen tarve. Germanium täytyy jäädyttää hyvin alhaiseen lämpötilaan (optimaalisesti 77 K), jotta germaniumin valenssivyön ja johtavuusvyön pienen energiavälin yli tapahtuvaa elektronien siirtymistä tapahtuisi vain gammasäteiden energiasta eikä lämpöliikkeen vuoksi. Jäädytys voidaan toteuttaa joko nestemäisellä

tyellä tai sähkömekaanisia jäädyttimiä käyttäen. (L'Annunziata, 2012) Kuvassa 7 on havainnollistettu kolmella eri ilmaisimella mitattua gammaspektriä Ra-226 lähteestä.



**Kuva 7.**  $^{226}\text{Ra}$ -lähteen tuottama gammaspektri NaI- ja LaBr<sub>3</sub>-tuikeilmaisimia sekä HPGe-puoli johdeilmaisinta käyttäen. (Bücherl & Gostomski, 2013)

Kuvasta 7 nähdään, että HPGe-ilmaisimen tuottama gammaspektri on energiaresoluutioltaan huomattavasti tarkempi ja tehokkuudeltaan parempi kuin LaBr<sub>3</sub>-tai NaI-tuikeilmaisimien tuottama. Näiden ominaisuuksien perusteella energiapiikit pystytään erottamaan toisistaan selkeämmin ja heikommatkin säteilijät pystytään tunnistamaan.

NaI-tuikeilmaisimen energiaresoluutio ja havaitsemistehokkuus ovat riittäviä toteamaan, ylittääkö jätteen aktiivisuuspitoisuus sallitut rajat vai ei. Tästä syystä NaI-ilmaisimia voitaisiin käyttää erottelemaan aktiiviset ja ei-aktiiviset jätevirrat toisistaan. HPGe-ilmaisimien suuremman tarkkuuden vuoksi yksityiskohtaisempi jätteiden karakterisointi tulisi kuitenkin suorittaa niitä käyttäen. (Cumo, 2010) Ge-ilmaisimet ovat toiminnaltaan kuitenkin NaI-ilmaisimia hitaampia, minkä vuoksi NaI-ilmaisimet ovat hyvä vaihtoehto

tapauksissa, joissa tarkkaa gammaspektriä ei tarvitse määrittää. Kuvassa 8 on esitetty erilaisia gammaspektrometrisia monitoreita.

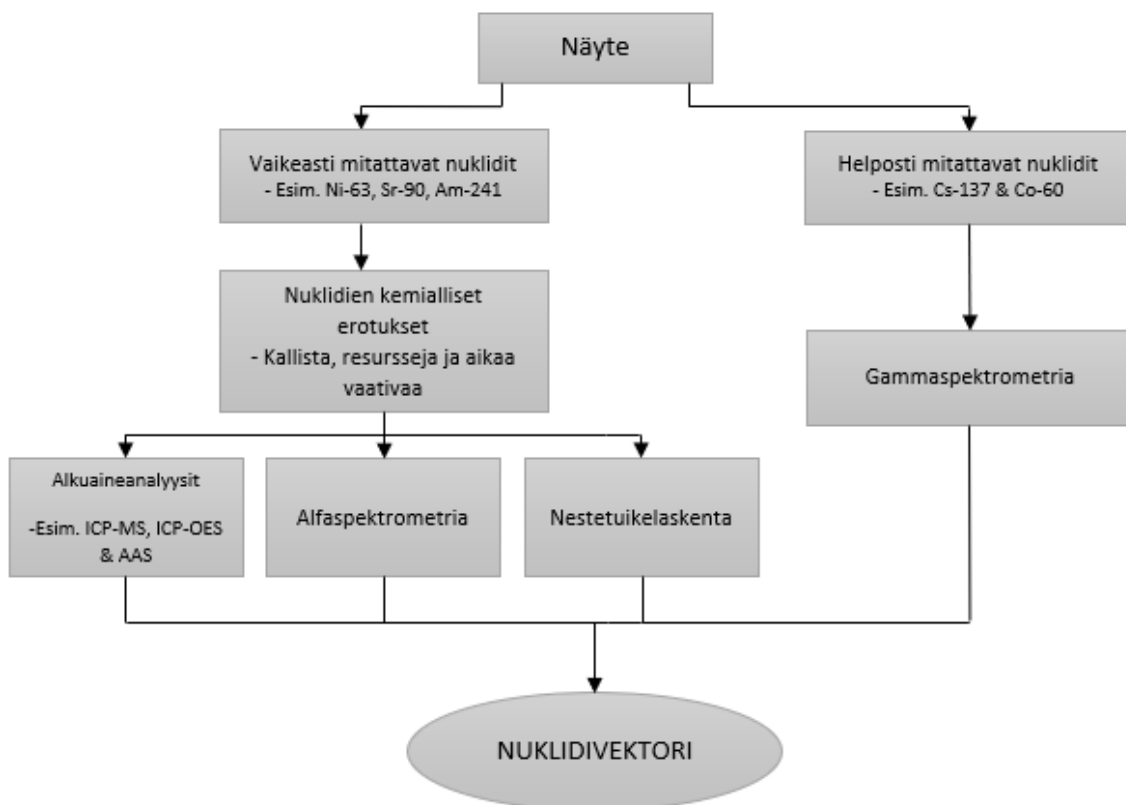


**Kuva 8.** Erilaisia gammaspektrometrisia monitoreita. Ylhäällä vasemmalla Loviisassa käytössä oleva huoltojätetyynyrimittauslaite A.N Technology Ltd. Series 3500 Segmented Gamma-Scanner 340, ylhäällä oikealla Mirion Technologiesin valmistama WM2500 Modular Gamma Box Counter ja alhaalla Mirion Technologiesin RTM644Inc valvonnasta vapautus -monitori suurelle jätemäärälle. (Mirion Technologies, 2020)

### 7.3.2 Nuklidivektoreiden käyttö

Gammamittausta pystytään hyödyntämään tehokkaasti vain gammasäteille, jotka omaavat tarpeeksi energiaa lävistääkseen jätepakkauksen seinämät voidakseen absorboitua ilmaisimelle. Tällöin ongelmaksi muodostuvat DTM-nuklidit. Näistä mielenkiinnonkohteina ovat erityisesti ne nuklidit, joiden puoliintumisaika on hyvin pitkä ja jotka vaikuttavat täten loppusijoitustilojen pitkäaikaisturvallisuuteen. DTM-nuklidien mittaaminen vaatii kallista ja aikaa vievää laboratorioanalysointia. Tämän vuoksi kaikille syntyville jätepakkausille/-kappaleille ei ole käytännöllistä suorittaa kokonaisvaltaisia aktiivisuusmäärittäyksiä kaikkien radionuklidien osalta, vaan voidaan käyttää ennalta määritettyjä nuklidivektoreita arvioidessa vaikeasti mitattavien nuklidien aktiivisuuspitoisuuksia.

Nuklidivektorilla pyritään approksimoimaan nuklidisuhteita tietyssä jätevirrassa. Nuklidivektorin määrittäminen pohjautuu usein skaalauskerroinmenetelmään. Skaalauskerroin on ETM- ja DTM-nuklidin välille matemaattisesti tai analyttisesti johdettu suhdeluku. Yleisenä tapana on käyttää ETM-nuklidina Co-60:tä aktivoitumistuotteille ja Cs-137:ää fission tuotteille sekä alfasäteilijöille. Tämän jälkeen skaalaukertoimien määrittäminen perustuu usein edustavien näytteiden analysointiin ja niiden perusteella saataviin DTM-nuklidien aktiivisuuspitoisuustuloksiin. Näytteiden edustavuus on kriittistä skaalaukertoimien tarkkuuden osalta. ISO 21238 -standardi esittää kaksi menetelmää, joilla voidaan varmistaa näytteiden edustavuus. Hetero- ja homogeenisille jätevirroille voidaan käyttää koottua näytteenottoa, jossa näytteitä otetaan tietyn jätevirran jätekappaleista riittävä määrä ja joiden aktiivisuuspitoisuusskaalan tulisi olla mahdollisimman laaja. Homogeenisesta jätevirrasta saadaan puolestaan määritettyä tarkat skaalaukertoimet jo vähemmällä näytteiden määrälläkin, kunhan vain varmistetaan jätteiden riittävästä sekoittumisesta. (ISO 21238, 2007) Kuvassa 9 on esitetty esimerkki skaalausmenetelmän soveltamisesta nuklidivektorin määrittämisessä.



**Kuva 9.** Periaatekaavio nuklidivektorin määrittämisestä skaalausmenetelmää käyttäen. (Räty et al., 2018, muokattu)

Nuklidivektoreiden määrittämisen jälkeen syntyvien jäte-erien karakterisointi voidaan suorittaa gammaspektrometrisia mittauksia käyttäen, joissa tunnistetaan voimakkaiden gamma-aktiiviteettien aktiivisuudet ja niistä johdetaan vektoreiden avulla DTM-nuklidien aktiivisuusosuudet. Seuraavana on esitetty skaalauskerroimen määrittäminen pääpiirteittäin.

Ennen varsinaista näytteenottoa tulee arvioida kunkin jätevirran homogeenisuus ja tämän perusteella valmistella näytteenottosuunnitelma. Suunnitelman mukaisesti eri jätevirroista kerätään edustavia näytteitä jättemäärään ja homogeenisuuteen verraten sopiva määrä. (IAEA, 2009b) Yleinen ohje riittävälle näytteiden määrälle on kerätä näytteitä, kunnes ylimääräisillä näytteillä ei voida enää saavuttaa havaittavaa parannusta tilastolliseen epävarmuuteen (yleensä 95 %:n luottamustaso) (ISO 21238, 2007). Näytteet analysoidaan radiokemiallisesti ja tulokset kootaan tietokantaan. Tuotettujen nuklidisuhteiden soveltuvuus arvioidaan esimerkiksi log-log-pistekaaviolla. Mikäli pistekaaviosta ei ole havaittavissa korrelaatiota DTM- ja ETM-nuklidien välillä, täytyy jätevirrat jaotella pienempiin osiin ja suorittaa analyysi entistä tarkemmin. Suositelluimmat menetelmät on käyttää geometrista tai logaritmisesta keskiarvoa, jolloin mahdollisten ääriarvojen vaikutusta ja täten skaalauskerroimien liiallista konservatiivisuutta saadaan hillittyä. Nuklidisuhteiden korreloidessa pystytään skaalauskerroimet määrittämään esimerkiksi jälleen logaritmisena keskiarvona tai regressioanalyysiä käyttäen. (IAEA, 2009b)

Saksan ydinvoimalaitosten käytöstäpoistossa ja valvonnasta vapautuksessa käytettävien nuklidivektoreiden laskennassa on käytetty kolmea eri mallia: tilastollista, keskiarvoista tai kattavaa nuklidivektoria. Vaadittavat esivalmistelut ovat samanlaiset kaikille malleille. Ensimmäisenä kerätään kaikki laitoksen historiallinen tieto ja arvioidaan sen perusteella aktiivisuuden kulkeutumisreittejä ja mahdollisia muutoksia, joita vuosien saatossa on tehty järjestelmiin. Tämän jälkeen laitoksella tehdään aluejako nuklidivektoreiden oletetun homogeenisuuden perusteella. Yksittäinen alue voi olla esimerkiksi huonetila, järjestelmä, samasta pintamateriaalista koostuva alue tai vaikka alue, jossa prosessiaineella on samat kemialliset/fyysiset ominaisuudet. Jakokriteereitä suositellaan lisäävän asteittain, kunnes saavutetaan tavoiteltu jakotarkkuus. Tämän jälkeen valitaan merkittävimmät nuklidit (esimerkiksi materiaalien

aktivoitumistuotteiden tai haihdutuskonsentraattien perusteella kohteesta riippuen), joita nuklidivektorien määrityksessä käytetään. Seuraavaksi laaditaan näytteenottosuunnitelma ja alueilla suoritetaan näytteenotot sen mukaisesti. Näytteiden määrän tulee todentaa alueen aktiivisuus 95 % luottamustasolla. Otetut näytteen valmistellaan ja analysoidaan gammaspektrometrisesti ja osa (Kimin ja Lietzmannin mukaan n. 10%) myös työläämmin alfa- ja beetanuklidien määrittämiseksi. Analysointitulosten ollessa selvillä ja edustavuus validoituna, voidaan siirtyä nuklidivektorien laskentaan. (Kim & Lietzmann, 2019)

Staden ja Würgassenin laitoksilla on käytetty tilastollisesti laskettuja nuklidivektoreita. Kim & Lietzmann ilmoittaa näytteiden optimaaliseksi määräksi 16-20 kpl/alue ja määrää tulee tietenkin kasvattaa kohdealueen ollessa suuri, jotta tilastollinen riippuvuus voidaan todentaa. (Kim & Lietzmann, 2019) Näytteiden määrää voidaan vähentää jos tiedetään kontaminoituneen materiaalin ja kontaminaation tai aktivoituneen materiaalin olevan homogeenista, kyseessä on hyvin pieni materiaalmäärä tai näytteenottopisteitä ei ole riittävästi (Bothe, 2009).

Keskiarvoista nuklidivektoria voidaan puolestaan käyttää vain homogeenisesti jakautuneelle kontaminaatiolle, pienille alueille tai yksittäisille järjestelmille. Mallissa nuklidivektori määritetään ainoastaan näytteiden nuklidisuhteiden keskiarvona, jolloin nuklidivektoreita voidaan pitää edustavina, mutta ei konservatiivisina. Tämän vuoksi niitä ei voi käyttää valvonnasta vapauttamisessa ilman muokkaamista. (Kim & Lietzmann, 2019)

Kattava nuklidivektori on hyvin konservatiivinen, mutta ei varsinaisesti edustava. Se määritetään siten, että analysointituloksista poimitaan suurimmat mitatut aktiivisuusarvot jokaiselle vaikeasti mitattavalle nuklidille ja kokonaisaktiivisuudesta loput asetetaan helposti mitattaville nuklideille. Tästä aiheutuu vaikeasti mitattavien nuklidien osuukien yliarviointi ja helposti mitattavien aliarviointi. Kattavan nuklidivektorin etuna ovat sen helppo määrittäminen, jolloin niitä voidaan muodostaa myös suuremmille ja epähomogeenisille alueille. Mikäli kattavia nuklidivektoreita käytetään valvonnasta vapautuksessa, voidaan hyvällä todennäköisyydellä varmistua siitä, että vapautettavien materiaalien aktiivisuudet eivät ylitä sallittuja rajoja, mutta mahdollisesti osa

todellisuudessa vapautuskelpoisesta materiaalista joudutaan loppusijoittamaan nuklidivektorin suuren konservatiivisuuden vuoksi. (Kim & Lietzmann, 2019)

Nuklidivektoreiden määrittämisen yleisistä periaatteista ja sovelluskohteista on kerrottu kattavammin lähteessä (Bothe, 2009), jossa on käsitelty kaikki askeleet aina aluejaosta määritettyjen nuklidivektorien päivittämiseen. Lähde on saksankielinen. Käytännön esimerkkiä voi puolestaan tarkastella lähteestä (Taddei et al., 2015), jossa on määritetty nuklidisuhteet brasilialaiselle IEA-R1 tutkimusreaktorille.

### 7.3.3 ISOCS -laitteisto

Houkutteleva vaihtoehto perinteisille gammaspektrometrille mittauslaitteille ja kannettaville pintakontaminaatiomittareille on ISOCS -laitteisto (In Situ Object Counting System). ISOCS-laitteistoa voisi hyödyntää esimerkiksi isojen kontaminoituneiden metallijättekappaleiden, kokonaisina loppusijoitettavien suurten komponenttien sekä betonikappaleiden gammamittauksissa. Canberran tuote-esityksen mukaan laitteistoa voi käyttää myös rakennusten seinä-, lattia- ja kattopintojen, maaperän sekä kokonaisten jätepakkausten aktiivisuusmäärittämisessä. (Canberra, 2008) Mirion Technologies:n (aiemmin Canberra) valmistamaa ISOCS-laitteistoa on havainnollistettu kuvassa 10.



**Kuva 10.** Mirion Technologies:n valmistama ISOCS-laitteisto ISOXSHLD-pakettina, joka sisältää peruslaitteiston lisäksi myös lyijysuojat ja 30°, 90° ja 180° kollimaattorit. (Mirion Technologies, 2020)

Laitteisto koostuu Mirionin nestetyyppijäähdytteisestä Ge-ilmaisimesta (saatavilla eri malleja, joilla on vaikutusta mm. havaittavaan energiaväliin; esim. BEGe, REGe, LEGe tai XtRa Germanium), nestemäisen tyypin säiliöstä eli dewar-astiasta (MAC-mallissa 2 päivän ja Big MAC:ssa 5 päivän staattinen pitoaika) ja kryostaatista (suositellaan etäilmaisinkammiomallia lisäsuojauksen mahdollistamiseksi taustasäteilyn vaimentamiseksi), joka pitää sisällään ilmaisimen ja dewar-astian. (Mirion Technologies, 2020) Nykyisin ISOCS-laitteistoon on saatavilla myös sähköinen jäähdytys, jonka toiminta on nestetyypeä häiriöttömämpää ja varmempaa (Tallqvist et al., 2020). ISOXSHLD-pakettiin (kuva 10) kuuluu lisäksi kollimaattoreita sekä 25 mm ja 50 mm paksuisia lyijysuojia. Laitteisto painaa 83 kg ilman suojausta ja 190 kg kaikkien suojien ollessa asennettuna. Lisäosina on saatavilla kolmijalkoja maaperämittauksiin sekä vesitiivis kotelointi vedenalaisiin tai erittäin kontaminoituneiden paikkojen mittauksiin. (Mirion Technologies, 2020)

ISOCS:n etuna verrattuna muihin samankaltaisiin teknologioihin mainostetaan erityisesti sen ylivertaista kalibrointimenetelmää, jossa käyttäjälle toimitetaan valmiiksi ilmaisimelle soveltuva täysin tehdaskarakterisoitu ohjelmisto. Tällöin käyttäjän tehtäväksi jää vain mittausgeometrian (laatikko, tynnyri, putki ym.) sovittaminen eikä ilmaisinkiteen tarkasta karakterisoinnista tarvitse enää huolehtia. Ohjelmiston kalibroinnissa hyödynnetään MCNP-mallinnusta ja NIST:n sertifioimia kalibrointilähteitä, joiden avulla ilmaisimien pystytään kalibroimaan 10 keV - 7 MeV energiavälille (eri ilmaisimille eri väli). Ohjelmisto sisältää jo valmiiksi runsaasti malligeometrioita, joita pystyy joustavasti muokkaamaan yksityiskohtaisempiakin tarpeita varten. (Mirion Technologies, 2018) Toisena etuna on ISOCS:n soveltuvuuden laajuus eri materiaalityypeille, isotooppikoostumuksille ja geometrioille. Bravermanin ym. mukaan minkään muun NDA-menetelmän soveltuvuus ei ole yhtä laaja-alaista. Samalla he kuitenkin korostavat ISOCS:n heikoksi puoleksi sen herkkyyttä oikeanlaiselle geometrian mallinnukselle. Vaikka ohjelmiston mukana tulee valmiita malligeometrioita, niin siitä huolimatta kohteen tarkka mallinnus on toteuttava kokeneen henkilön toimesta, jotta mittaustulosten epävarmuus pysyisi matalana. (Braverman et al., 2010)

ISOCS-mittauksen epävarmuuteen vaikuttavat kalibroinnissa käytetyn lähteen aktiivisuuden paikkaansa pitävyys, vaihtelu gammahajoamisien määrässä,

spektrioppiikkien analysointi, tilastollisuus, mittausgeometrian mallinnus ja sähköisen signaalin epävarmuudet. Oleellinen vaikutus on myös säteilyenergian suuruudella, sillä pienemmillä energioilla on suurempi epävarmuus.

#### 7.3.4 WM-2500 Gamma Box -monitori

Mirion Technologiesin WM-2500 Gamma Box Counter on mukautuva laitteisto kokonaisten jätepakkausten aktiivisuuden määrittämiseen. Sitä voidaan käyttää matala- ja keskiaktiiviselle jätteelle sekä myös valvonnasta vapautusmittauksiin. WM-2500 ei ole sinällään valmis pakettikonsepti, vaan se räätälöidään asiakkaan tarpeen mukaiseksi kokonaisuudeksi (Tallqvist et al., 2020). Yksi mahdollinen konfiguraatio laitteistosta on esitetty kuvassa 11.



**Kuva 11.** Mirion Technologiesin WM-2500 Gamma Box Counter -tyylinen mittauskokoontalo. (Mirion Technologies, 2020)

Kuvassa 11 esitetty kokoonpano koostuu neljästä HPGe-ilmaisimesta (kaksi ilmaisinta jätepakkauksen kummallakin puolella). Ilmaisimet on kiinnitetty liikuteltaviin telineisiin, mikä mahdollistaa helpon korkeuden ja etäisyyden säätämisen mitattavan kohteen koolle ja aktiivisuustasolle sopivaksi. Laitteistoon integroitu tietokonejärjestelmä havaitsee asentojen muutokset ja tekee tarvittavat korjaukset, jotta mittausdata säilyy edustavana (Tallqvist et al., 2020). Ge-ilmaisimilla pystytään analysoimaan kohteen aktiivisuus nuklidikohtaisesti ja tyypilliset radionuklidit pystytään havaitsemaan jopa 0,01 Bq/g

aktiivisuuspitoisuuksilla. Edellinen pätee energioiltaan yli 300 keV:n nuklideille ja 100 % saannolle. Tilavuudeltaan 3 m<sup>3</sup> jätepakkauksen analysointiin kuluu (kuvan 11 mukaisella kokoonpanolla) n. 30 minuuttia. Tyypillisen kokoisen merikontin analysointi vie puolestaan yli 2 tuntia. (Mirion Technologies, 2020)

WM-2500:n mukautuvuus johtuu ilmaisimien helposta liikuttelusta sekä myös siitä, että ilmaisimien lukumäärän voi valita itse. Käytöstäpoiston aikana osa jätteestä pakataan pakkauksiin, joissa on paksut betoniseinät. Betoniseinämien aiheuttamaa säteilyn vaimenemista voidaan WM-2500:ssa kompensoida esimerkiksi lisäämällä yksi ilmaisin pakkauksen yläpuolelle mittaamaan avonaisen jätepakkauksen sisältöä ylhäältä päin.

### 7.3.5 WM-2200 SGS -tynnyrimittauslaite

Mirionin WM-2200 SGS (Segmented Gamma Scanner) on suunniteltu yksinomaan standardikokoisten jätetynnyrien (tilavuus 200 litraa) mittaamiseen. Laite on esitetty kuvassa 12. Nimensä mukaisesti laite analysoi jätetynnyrin segmentteittäin, mikä mahdollistaa myös heterogeenisemmän jätteen analysoinnin. SGS-mallissa nämä segmentit ovat pystysuuntaisia. Tynnyri on pyörivällä alustalla, jolloin tynnyri pystytään mittaamaan koko pyörähdyssymmetrialtaan ja massavaimennuksen vaikutus mittauksen epävarmuuteen pienenee. Tarkempaan analysointiin on olemassa tomografisia malleja, jotka analysoivat tynnyrin myös vaakasuuntaisissa segmenteissä luoden tällöin 3D-kartan tynnyrin aktiivisuussisällöstä. (Mirion Technologies, 2020) Tomografiset tynnyrimittauslaitteet ovat kuitenkin kalliimpia ja analysointi vie enemmän aikaa, minkä vuoksi niitä ei käsitellä tarkemmin. On myös syytä olettaa, että koska tynnyreissä oleva jäte pääsääntöisesti prässätään, on vaakasuuntainen aktiivisuusjakauma vertikaalista jakaumaa homogeenisempi.



**Kuva 12.** Mirion Technologiesin WM-2200 SGS -tynnyrimittauslaite. (Mirion Technologies, 2020)

Ilmaisimena WM-2200 SGS:ssä toimii kollimoitu HPGe-ilmaisim, jolloin eri nuklidit pystytään tunnistamaan ja ilmaisimen kollimointi nopeuttaa analysointia. Laitteisto huomioi jätematriisista sekä itseabsorptiosta johtuvan vaimennuksen eri algoritmien avulla. Mittausaika aktiiviselle jätteelle on n. 30 min/tynnyri. (Mirion Technologies, 2020) Valvonnasta vapautusmittauksissa mittausaika on todennäköisesti pidempi, jotta vaadittavaan tarkkuuteen päästään.

### 7.3.6 RTM644Inc -valvonnasta vapautusmonitori

Mirionin RTM644Inc -monitori on suunniteltu erityisesti suuren materiaalmäärän valvonnasta vapautusmittauksiin. RTM644Inc on esitetty kuvassa 13. Kyseinen monitori pystyy käsittelemään jopa 12 tonnia jätettä tunnissa ja pystyy havaitsemaan 55 Bq Co-60 aktiivisuuden. Rajoituksia mitattavan kappaleen koolle asettaa mittauskammion dimensiot (1,38 x 1,12 x 1,21 m) sekä 1000 kg painoraja. Monitorin kaksiovinen malli mahdollistaa mittauskammion dimensioita pidempien kappaleiden mittaamisen läpisyötön kautta. (Mirion Technologies, 2020)



**Kuva 13.** Mirion Technologiesin RTM644Inc -valvonnasta vapautusmonitori. (Mirion Technologies, 2020)

Vakiovarusteisena monitori sisältää 24 muovituikeilmaisinta, joiden avulla mahdollinen aktiivisuus voidaan paikantaa jäte-erästä tehokkaasti (Mirion Technologies, 2020). Ne eivät kuitenkaan kykene nuklidikohtaiseen erotteluun, jolloin mittaukset pohjautuvat vahvasti nuklidivektoreiden hyödyntämiseen, mikäli nuklidikohtaiset aktiivisuudet halutaan määrittää. Laitteisto kykenee kuitenkin erottelemaan havaitun säteilyn Co ja Cs väliltä, ja valitsemaan tällöin järjestelmään syötetyistä nuklidivektoreista sopivimman. Mirionin mukaan laitteistoon on mahdollista lisätä myös Ge-ilmaisim, joka edesauttaa nukliditunnistusta. Ainakin Saksassa on ollut käytössä menettely, jossa RTM644Inc on varustettu molemmilla ilmaisintyypeillä. Tällöin pääasiallinen aktiivisuuden mittausta tehdään muovituikeilmaisimilla ja samanaikaisesti nuklidijakaumaa tarkennetaan Ge-ilmaisimella, joka varmentaa oikean nuklidivektorin valintaa. Ge-ilmaisimen lisääminen kasvattaa laitteen hintaa ja pidentää jäte-erien mittaussajan 5 minuutista 20 minuuttiin. (Tallqvist et al., 2020)

Mirion on ilmaissut RTM644Inc:n olevan todella hyvä vaihtoehto käytöstäpoiston aikaisiin valvonnasta vapautusmittauksiin. Sitä käytettäessä STUKin tulisi kuitenkin ensin hyväksyä nuklidivektoreiden käyttäminen valvonnasta vapautettavan jätteen nuklidikohtaisten aktiivisuuksien määrittämisessä. Kokonaisaktiivisuuden määrittäminen RTM644Inc:llä voidaan tehdä todella nopeasti, mutta jos nuklidikohtaisten aktiivisuuspitoisuusrajojen alittamista ei voida todentaa skaalaamalla kokonaisaktiivisuus nuklidivektorin avulla, ei laitteen mittaustuloksen perusteella voida myöskään tehdä vapautuspäätöstä. (Tallqvist et al., 2020)

## 7.4 Näytteenotto

Näytteenoton päätavoitteena käytöstäpoistojätteiden karakterisoinnin kannalta on määrittää luotettavat nuklidivektorit eri jätevirroille ja toimia teoreettisena varmennuskeinona laskennallisesti määritetyille aktiivisuusjakaumille ja -pitoisuuksille. STUKin ohjeen mukaisesti näytteenottoa voidaan käyttää myös varsinaisena aktiivisuusmäärityskeinona kappaleille, joiden aktiivisuus- ja nuklidijakaumat ovat tarkasti tiedossa (YVL D.4, 2019).

Näytteiden analysointi mahdollistaa hyvin matalien aktiivisuuspitoisuuksien havaitsemisen ja myös näytteiden sisältämä alfa- ja beeta-aktiivisuus pystytään määrittämään. Nuklidikohtaisten aktiivisuuksien määrittämisestä näytteistä epäsuotuisaa tekee määrittämistä varten vaadittavat nuklidien kemialliset erotukset. Erotusprosessit vaativat hyvin paljon resursseja, ne ovat hyvin kalliita ja vievät paljon aikaa (päiviä/viikkoja). Beetanuklidit joudutaan erottamaan toisistaan beetaspektrin jatkuvuuden vuoksi ja alfanuklidit yleisesti hyvin lähekkäin olevien alfaenergioiden vuoksi. Esimerkiksi alfanuklidit Pu-239/-240 ja Cm-243/244 käsitelläänkin yleensä yhdessä, sillä niiden erottaminen toisistaan on hyvin vaikeaa.

Beetamittaukset voidaan suorittaa esimerkiksi nestetuikelaskentaa käyttäen. Nestetuikelaskennassa aktiivinen näyte liuotetaan nuklidikohtaisesti valittuun tuikenesteeseen. Tuikeneste koostuu tuikeaineesta ja liuottimesta. Nuklidista vapautuva hajoamisenergia absorboituu liuottimeen, liuottimen molekyylien viritystilojen purkautumisenergia siirtyy tuikeaineen molekyyliin ja niiden viritystilojen purkautumisenergia emittoituu näkyvänä valona. Näkyvän valon havaitsemiseen käytetään valomonistinputkea, jossa valon fotonit muutetaan elektronivirraksi ja tämä sähköiseksi pulssiksi. (L'Annunziata 2012, 425)

Nestetuikelaskennalla kokonaisalfaa ja -beetaa määritettäessä voidaan säteilylajit erottaa toisistaan tuikahduksien pulssiaikojen perusteella; suuremman ionisointikyvyn vuoksi alfahajoamisen tuottama pulssiaika on beetahajoamista pidempi. Nestetuikelaskennan erotuskyky ei yleensä kuitenkaan ole riittävä tunnistamaan alfanuklideja nuklidikohtaisesti, vaan se edellyttää alfaspektrometriä mittauksia. (Räty et al., 2018)

Näytteiden alkuaineanalyysissä voidaan käyttää esimerkiksi massa- tai emissiospektrometriaa. Massaspektrometria voidaan suorittaa esimerkiksi induktiivisesti kytketyllä plasma massaspektrometrillä (ICP-MS) ja emissiospektrometria induktiivisesti kytketyllä optisella emissiospektrometrillä (ICP-OES). (Räty et al., 2018)

## 7.5 Mallinnukset ja niiden validointi

Tässä luvussa käsitellään esimerkkinä reaktoripaineastian mallinnusta ja sen aktiivisuusinventaarin toteamista mallinnuksen perusteella. Yleisesti ottaen pelkkää mallinnusta ei voida käyttää aktiivisuuden varmentamiseksi vaan mallinnuksen lisäksi kappaleelle tulee suorittaa annosnopeusmittauksia ja analysoida otettuja näytteitä. Pelkkä annosnopeuden mittaaminen ei riitä mallinnuksen validoimiseksi, sillä siihen vaaditaan aktiivisuus Bq-kohtaisesti. Tämä poissulkee esimerkiksi luvussa 7.6.1 käsiteltävien gammakuvantamislaitteiden käytön validoinnissa. Reaktoripaineastian ja sen sisäosien aktiivisuuksien toteamisessa käytettävät periaatteet ovat kuitenkin vaihdelleet eri ydinvoimalaitoksissa ja seuraavissa kappaleissa esitetään näistä esimerkkejä, joita voi hyödyntää laitoskohtaisessa suunnittelussa.

Slovakiassa Bohunicen V1 ydinvoimalaitoksen molemmilla laitosyksiköillä (VVER) paineastian ja sen sisäosien (ml. suojaelementit, säätösauvat ja neutronivuoanturit) aktiivisuusinventari määritettiin kattavalla näytteenotto-ohjelmalla yhdessä annosnopeusmittauksien kanssa. Näytteitä otettiin komponenteista yhteensä 125, jotka kaikki analysoitiin gammaspektrometrisesti ja 10 % lisäksi radiokemiallisesti. Näytteistä 13 oli paineastioista, 15 sisäosista, 6 suojaelementeistä ja loput muista komponenteista. Esimerkiksi 157 säätösauvasta, 217 välitangosta ja 330 neutronivuoanturista valittiin yhteensä 40 komponenttia ja näistä otettiin 2 näytettä/komponentti. Paineastioiden näytteistä 6 (3/laitosyksikkö) otettiin paineastian pohjamateriaalista ja 7 toisen laitosyksikön paineastian sisävuorauksesta. Mallinnusta ei tässä tapauksessa siis juurikaan hyödynnetty. (Krištofová et al., 2012)

Tästä päinvastaisena toimintamallina voidaan nähdä toiminta ranskalaisen Chooz A PWR-laitoksen paineastian karakterisoinnissa. Paineastiasta otettiin muutamia näytteitä kalibroititarkoituksiin ja tämän jälkeen paineastia mallinnettiin. Mallinnuksen validoinnissa käytettiin vertailua muihin samankaltaisiin jo purettuihin reaktoreihin.

Toisaalta kyseessä oli alustava karakterisointi eikä tietoa ole siitä käytettiinkö tätä mallinnusta myös purkuvaiheen aikana. (Grenouillet 2009, viitattu lähteestä Rossini et al. 2018)

Italialaisen Trinon PWR-laitoksen paineastian alustava karakterisointi käytöstäpoistoa varten tehtiin 30 vuotta reaktorin pysäyttämisen jälkeen. Tätä aiemmin reaktorikomponenttien aktiivisuus oli määritetty laskennallisesti laitoksen sammutuksen yhteydessä ORIGEN-koodilla ja tulokset validoitiin paineastiasta ja sisäosista otettujen 8 näytteen radiokemiallisella analyysillä sekä säätösauvojen ja termisen suojan annosnopeusmittauksilla. Laskennallisten tulosten todettiin olevan sopivan konservatiivisia. Rossini ym. huomauttavat, että aktivoitumismallin validointi voidaan suorittaa tarkimmin kattavalla näytteenotto-ohjelmalla ja aiemmin käytetty 8 näytettä ei ole riittävä määrä. Annosnopeusmittauksien käyttäminen aiheuttaa virhettä, koska se on gammaspektrometriaa epätarkempaa ja toisaalta annosnopeuksien laskennallinen muuntaminen aktiivisuudeksi korostaa virhettä edelleen. Trinon tapauksessa annosnopeusmittauksia käytettiin ainoastaan kvalitatiivisena validointikeinona ja kvantitatiivista validointia varten tarvitaan näytteenottosuunnitelma. Annosnopeusmittaukset suoritettiin paineastian ulkoseinämälle neljästä kohtaa paineastian kehältä, laskien annosnopeusmittaria aina 30 cm askelin. Samalla korkeudella olevista mittauspisteistä laskettiin keskiarvot, joiden perusteella annosnopeusprofiili määritettiin. Trinon näytteenottosuunnitelmassa jaetaan reaktorikomponentit homogeenisuuden perusteella ryhmiin, jolloin suorien gammamittausten ohella käytettävien nuklidivektoreiden määrää saadaan rajoitettua. Sekä komponentin todennäköisyyttä kuulua samaan homogeeniseen ryhmään (tavoitteena minimoida ryhmien lukumäärä) että näytteiden riittävää määrää yhdestä ryhmästä on mallinnettu Monte Carlo -koodilla. Mallinnuksen perusteella riittävän tarkat nuklidivektorit saadaan ottamalla 20-30 näytettä per ryhmä. (Rossini et al., 2018)

Loviisan laitossyöksiköiden reaktoripaineastioiden tämän hetkiset aktiivisuusinventaarit on määritetty MCNP-mallinnuksella ja tämän hetkisen suunnitelman mukaan käytöstäpoiston aikana paineastiasta olisi tarkoitus ottaa kolme materiaalinäytettä aktiivisuuden todentamiseksi. Mikäli mukailaan V1:n toimintatapaa, niin kolme näytettä olisi riittävä määrä paineastian pohjamateriaalista. Tämän lisäksi tulisi kuitenkin ottaa

näytteitä myös sisäisestä vuorauksesta. Trinoon verrattuna näytteiden määrää tulisi nostaa huomattavasti, riippuen kuitenkin siitä, mitkä kaikki alueet voitaisiin luokitella samoihin homogeeniryhmiin.

## 7.6 Kehitteillä olevat tekniikat

### 7.6.1 Gammakuvantaminen

Gammakuvantaminen on uudempaa teknologiaa, jota useat laitevalmistajat ovat kehittäneet viime vuosien aikana. Gammakuvantamiseen käytettäviä laitteita kutsutaan gammakuvantamisspektrometreiksi tai gammakameroiksi. Nämä pystyvät luomaan 3D-malleja rakenteiden aktiivisuusjakaumasta yhdistämällä tiedot mitatusta gammasäteilystä reaaliokuvaan. Ne mahdollistavat tehokkaan ja nopean kontaminaation ja kuumien pisteiden sijainnin kartoituksen tekemisen laitostiloissa. Eri valmistajien gammakameroita ovat mm. Mirion Technologiesin iPIX, H3D:n Polaris-H ja Createcin N-Visage Recon, jotka on esitetty kuvassa 14.



**Kuva 14.** Eri gammakuvantamislaitteita. Vasemmalla Mirion Technologiesin iPIX-NID, keskellä H3D:n Polaris-H100 ja oikealla N-Visage Recon. (Mirion Technologies, 2019; H3D, 2020; Createc, 2020)

iPIX pystyy havaitsemaan kuumat pisteet tiloissa, pakkauksissa ja putkistoissa, määrittämään kontaminaation leviämisen laajuuden ja tuottamaan säteilyintensiteettiä havainnollistavia karttoja. Järjestelmä kykenee havaitsemaan tehokkaasti myös matalaenergisempiä gammaemittajia. iPIX arvioi radionuklidien aiheuttamaa annosekvivalenttia järjestelmän sijoituskohdalla. Ilmaisimena käytetään pikselisoitua CdTe-kidettä, jonka energiaväli on 30-1332 keV. iPIX:n ominaisuuksia pystytään laajentamaan nukliditunnistuksen mahdollistavalla lisäosalla iPIX-NID:llä, jolloin

kamera tuottaa nuklidilistan lisäksi myös gammaspektrin käyttäjän tarkasteltavaksi. iPIX-NID:ssä on CdZnTe-ilmaisinkide (CZT), jolla on perusversiota laajempi energiaväli, 30-3000 keV. (Mirion Technologies, 2019)

Polaris-H on suunniteltu erityisesti ydinvoimalaitoksilla tehtävään gammaspektrometriseen kuvantamiseen. H3D:n tarjoama perusmalli on Polaris-H100, mutta kaupallisesti saatavilla on myös tehokkaammat versiot H400, H400<sup>+</sup>, H420 sekä H420<sup>+</sup>. Kaikki mallit käyttävät ilmaisinkidemateriaalina CZT:tä, mutta H100-mallissa kiteen koko on muita malleja pienempi. Kaikissa malleissa spektrometrinen havaittava energiaväli on 50-3000 keV, mutta vain 420- ja 420<sup>+</sup>-mallit kykenevät samaan energiaväliin myös kuvantamisessa. Muilla malleilla kuvantamisen energiaväli jää 250-3000 keV:iin. Plus-malleilla on muita malleja parempi energian erotuskyky, alle 0,8% puoliarvoveveydestä (FWHM, Full Width at Half Maximum) 662 keV:n energialla (muilla malleilla alle 1,1 %). (H3D, 2020)

Tietoa N-Visagen teknisistä yksityiskohdista on hyvin heikosti saatavilla yleisistä lähteistä. Kehittäjän tuotesivuilta ilmenee kuitenkin sen pääasiallinen toimintaperiaate. Laite koostuu videokamerasta, gammamittarista ja integroidusta näytöstä. Näytöstä pystyy seuraamaan reaaliajassa päivittyvää säteilykarttaa laitetta liikuteltaessa. Mitä lähempää ja kauemmin lähdettä kuvataan, sitä tarkempi resoluutio ja nuklidikohtainen spektri saavutetaan. Laite pystyy tuottamaan 3D-mallin määrittämällä kameran kulloisenkin asennon laskennallisesti Createcin kehittämää valotutkajärjestelmää käyttäen. Varsinaisena kartanluomistyökaluna toimii Createcin kehittämä N-Visage Fusion mallinnusohjelmisto, jolla voidaan päästä aktiivisuusarvioihin, joiden virhemarginaali on 10 % todellisesta tilanteesta. (Createc, 2020)

## 8 KÄYÖSTÄPOISTOJÄTTEEN KARAKTERISOINTI

Tässä luvussa käsitellään käytöstäpoistojätteille suoritettavia karakterisointitoimia loppusijoituksen kannalta jätepakkauskohtaisesti ja valvonnasta vapautettavalle materiaalille materiaali-/sijaintikohtaisesti. Luku käsittelee karakterisointia pitkälti Loviisan voimalaitoksen näkökulmasta, mutta periaatteita voidaan kuitenkin hyödyntää yleisesti muillakin laitoksilla, sillä esimerkiksi eri ydinvoimalaitosten rakentamisessa ja loppusijoituspakkauksissa käytettävät materiaalit ovat hyvin samankaltaisia.

Käytöstäpoistojätteen karakterisoinnissa hyödynnetään jo laitoksen käytön aikana sekä laitoksen sammuttamisen jälkeisen valmisteluvaiheen aikana tehtäviä määrittämiä. YVL D.4 vaatimuksen 408 mukaisesti laitoksen käytön aikana sekä erityisesti laitoksen sulkemisen yhteydessä on kerättävä sellaista tietoa, josta on hyötyä laitoksen käytöstäpoiston kannalta. Laitoksen käytön aikana tämä tarkoittaa käytännössä kontaminaatioseurannan tekemistä (YVL D.4 vaatimus 424) ja käyttötapahtumien laimennusta/analysointia. Ne toimivat erinomaisina esitietoina syntyvän käytöstäpoistojätteen määrää arvioitaessa ja valmisteluvaiheen aikana tehtävälle purkulaajuuden kartoitukselle sillä tällöin voidaan jo etukäteen tunnistaa paikat, joissa tarkempi kartoitus on tarpeen. Lisäksi voidaan arvioida käytöstäpoiston aikana syntyviä jätte-eriä, joille voitaisiin anoa yleisen vapautusmenettelyn sijaan tapauskohtaista valvonnasta vapautusta. Tapauskohtaisessa vapautuksessa määritetään nuklidikohtaiset vapautusrajat aina tapauskohtaisesti, mutta kuitenkin siten, että jätteistä aiheutuva vuotuinen säteilyannos pysyy alle 10  $\mu\text{Sv}$ . Lisärajoitteina jätteen vastaanottajan hallussa olevien jätteiden kokonaisaktiivisuus tulee olla alle 1 GBq ja alfa-aktiivisuus alle 10 MBq. Tapauskohtaisessa menettelyssä voidaan poiketa yleisessä vapautusmenettelyssä käytettävistä kiinteistä vapautusrajoista. Tämä antaa mahdollisuuden soveltaa joidenkin nuklidien kohdalla yleistä menettelyä korkeampia vapautusrajoja. Yleistä ja tapauskohtaista valvonnasta vapauttamista on käsitelty lisää kappaleissa 9.1 ja 9.2.

Valmisteluvaihetta koskee YVL D.4:n vaatimus 425 jonka mukaisesti lopullisesti suljetulla laitoksella on toteutettava kattava aktiivisuus- ja kontaminaatiotasojen kartoittaminen. Valmisteluvaiheen aikana lyhytikäisimmät nuklidit puoliintuvat ja puoliintumisen jälkeen tasot huonetiloissa voidaan kartoittaa annosnopeusmittauksilla. Käyttötapahtumien ja laitoksen käyttöhistorian perusteella pystytään määrittämään tilat

ja järjestelmät, joissa täytyy suorittaa tarkempia mittauksia/näytteenottoa. Myöhemmin purkuvaiheessa rakenteita ja järjestelmiä purettaessa näytteenotto-ohjelma pystytään suorittamaan kattavammin, jolloin tietokantaan kerätyt aktiivisuustiedot myös päivitetään. Purkamisen alkaessa käytöstäpoistojätettä alkaa konkreettisesti syntyä ja mitä tarkemmin purkulaajuus ja rakenteiden aktiivisuuden on pystytty aiemmin arvioimaan, sitä sujuvampaa purkamisen eteneminen ja jätevirtojen käsittely on.

## 8.1 Loppusijoitettava jäte

YVL D.4 vaatimuksen 420. mukaisesti pakatuista jätteistä tulee määrittää tärkeimpien radionuklidien aktiivisuudet ennen pakkausten siirtämistä loppusijoitettavaksi. Vaikka vaatimus koskee nimenomaan pakattuja jätteitä, niin oletettavasti sitä on sovellettava myös kokonaisina loppusijoitettaville komponenteille ja ilman pakkausta loppusijoitettavalle jätteelle. Aktiivisuuden määrittämisessä tulee huomioida mitattavan jäte-erän alkuperä (erityisesti mahdollisten alfanuklidien vuoksi), materiaali, materiaalmäärä, nuklidijakauma, kontaminaatiotyyppi (pintakontaminaatio, tunkeutunut kontaminaatio, aktivoituminen) sekä kontaminaation jakautumisen homogeenisuus. Nämä vaikuttavat olennaisesti soveltuvimpien mittausmenetelmien valintaan.

Aktivoituneiden komponenttien ja rakenteiden aktivoitumistasoja ja nuklidijakaumaa pystytään mallintamaan materiaalin, geometrian ja vaikuttaneen neutronivuon suuruuden, energiaspektrin ja vaikutusajan ollessa tiedossa. Mallinnusta voidaan soveltaa erityisesti reaktoripaineastialle sisäosineen sekä myös paineastiaa ympäröiville betonirakenteille (biologiselle suojalle). Betonirakenteita ei voida kuitenkaan olettaa pelkästään betoniksi sillä niiden sisällä kulkee raudoitusterästä ja putkilinjoja, ja nämä epähomogeenisuudet hankaloittavat mallinnusta huomattavasti. Pelkästään mallinnusta ei voida kuitenkaan käyttää rakenteen aktiivisuus-/nuklidijakauman todentamiseksi vaan mallit tulee validoida näytteenotoilla sekä annosnopeusmittauksilla purkuoperaation edetessä.

Kontaminoituneen materiaalin karakterisointi vaatii aktivoitunutta materiaalia laajempaa näytteenotto- ja mittauskampanjaa, sillä laskennallisia menetelmiä ei pystytä hyödyntämään yhtä tehokkaasti kontaminaation satunnaisen kulkeutumisen, materiaaliin tunkeutumisen ja vaihtelevien tasojen vuoksi. Tämä edellyttää useiden nuklidivektoreiden määrittämistä laitoksen eri järjestelmistä otettujen näytteiden

perusteella. Näytteenottosuunnitelmaa valmisteltaessa tulee ottaa huomioon järjestelmän laajuus sekä arvioida näytteenottokohdiksi järjestelmän aktiivisimmat kohdat. Näytteiden ottamisella aktiivisimmista kohdista varmistetaan siitä, että näytteiden aktiivisuus on riittävän suuri suhteessa mittausslaitteen epävarmuuteen nuklidisuhteita määritettäessä. Syntyvän huoltojätteen voidaan olettaa olevan samankaltaista kuin laitoksen käytön aikana. Tällöin syntyvälle huoltojätteelle ja muulle sekalaiselle jätteelle voidaan käyttää käytön aikaisia nuklidivektoreita, joissa on huomioitu laitoksen pysäyttämisen ja huoltojätteen syntymisen välissä tapahtunut puoliintuminen.

### 8.1.1 Kokonaisina loppusijoitettavat komponentit

Mikäli käytöstäpoiston yhteydessä on tarkoitus loppusijoittaa komponentteja kokonaisina, kuten Loviisan voimalaitoksen tapauksessa höyrystimet, paineistimet, bubblerit ja hätäjähdytysakut, voidaan niiden karakterisointi suorittaa kokonaisgammamittauksia, nuklidivektoreita ja mallinnusta käyttäen. Seuraavana on esitetty dekontaminoitujen höyrystimien karakterisointi ranskalaisen Chooz A -laitoksen käytöstäpoistoa varten. Tavoitteena oli saada luokiteltua höyrystimet maaperäloppusijoituskelpoisiksi, jossa myös onnistuttiin.

Chooz A:n höyrystimien karakterisoinnissa käytettiin höyrystimen ulkoisia sekä sisäisiä gammaspektrometrisia mittauksia, nuklidivektoreita ja MERCURAD-mallinnusta. Ulkoiset mittaukset suoritettiin NaI-tuikeilmaisimia käyttäen. Höyrystimen päätyosalle tehtiin mittaus kahdesta eri kohdasta. Tämän jälkeen höyrystimien ympärille asennettiin kaksi liikuteltavaa ketjua, jotka molemmat koostuivat kahdeksasta höyrystimen pinnasta 10 cm etäisyydellä olevasta tuikeilmaisimesta. Toisen ketjun halkaisija oli sopiva höyrystinputkien sisältämälle osalle ja toisen sopiva höyrystimen ylemmälle vaippaosalle. Putkiosa mitattiin kymmenestä tasavälein jaotellusta kohdasta ja ylempi vaippaosa viidestä kohdasta. Osa höyrystimien lämmönsiirtoputkista mitattiin sisäisesti CZT-puolijohdeilmaisinta käyttäen. Mitattujen putkien lukumäärä vaihteli 41-141 välillä eri höyrystimien kesken ja yhdestä putkesta aktiivisuus mitattiin aina 22 kohdasta. Ulkoisiin mittauksiin kului noin viikko ja sisäisiin mittauksiin kaksi viikkoa per höyrystin pl. yksi neljästä höyrystimestä, jonka sisäinen karakterisointi vei yli 3 kuukautta. Mittauksissa kaikki aktiivisuus asetettiin oletusarvoisesti Co-60:lle, josta vaikeasti

mitattavien nuklidien aktiivisuudet johdettiin myöhemmin nuklidivektoreita käyttäen. Nuklidivektorina käytettiin primääripiirin nuklidivektoria, joka oli määritetty ennen dekontaminoinnin tekemistä ja dekontaminoinnin jälkeen nuklidisuhteiden todettiin pysyneen samoina, dekontaminoinnista huolimatta, lämmönsiirtoputkista otettujen materiaalinäytteiden radiokemiallisten analyysien perusteella. (Aitammar, 2016)

Mittaustulosten perusteella höyrystimet mallinnettiin Mirionin MERCURAD -ohjelmalla, jotta aktiivisuuden jakautumisesta saataisiin kokonaisvaltainen kuva. Mallinnuksen avulla muodostettiin siirtofunktiot jokaisen ilmaisinposition ja höyrystimen sisäisten eri suuruisten aktiivisuuslähteiden välille. Lopullinen Co-60 aktiivisuus määritettiin mittauksien ja siirtofunktioiden avulla ja tästä arvosta johdettiin muiden nuklidien aktiivisuuspitoisuudet nuklidivektoria käyttäen. (Aitammar, 2016)

Edellä kuvattu menetelmä on yksi vaihtoehto suurten komponenttien karakterisointiin. Chooz A:n höyrystimet olivat kuitenkin hyvin matala-aktiivisia, joka on helpottanut mittauslaitteiden asentamista höyrystimien ympärille ja mahdollistanut tuikeilmaisimien käytön ilman niiden tukkeutumista liiallisesta säteilyintensiteetistä. Toisena vaihtoehtona olisi käyttää ISOCS-laitteistoa, jolla isot komponentit voidaan karakterisoida segmentteittäin ja kauempaa, jolloin henkilöstön säteilyannokset pienenevät.

### 8.1.2 Betonipakkaukset 300 mm

Betonipakkauksen paksut betoniseinämät vaimentavat säteilyä tehokkaasti, jolloin valmiiksi pakatun pakkauksen mittaus ei tuota luotettavaa lopputulosta. Tätä voidaan havainnollistaa säteilyn vaimenemista väliaineessa kuvaavalla yhtälöllä (6).

$$I = I_0 e^{-\mu x} \quad (6)$$

missä	I	Säteilyn intensiteetti väliaineen jälkeen	
	$I_0$	Säteilyn intensiteetti alussa	
	$\mu$	Matkavaimennuskerroin	$[m^{-1}]$
	x	Väliaineen paksuus	$[m]$

Betonin tiheyden ollessa esimerkiksi  $2,74 \text{ g/cm}^3$ , olisi sen matkavaimennuskerroin 662 keV:n (Cs-137) gammasäteelle  $0,218 \text{ cm}^{-1}$  ja 1332 keV:n (Co-60) gammasäteelle  $0,145$

$\text{cm}^{-1}$ . Ratkaistaessa yhtälöstä (6) väliaineen jälkeisen intensiteetin ja alkuintensiteetin suhde saadaan tulokseksi, että 662 keV:n gammasäteilystä 0,14 % ja 1332 keV:n 1,3 % läpäisee 300 mm paksuisen betoniseinämän.

Koska betonipakkauksia ei pystytä pakattuina mittaamaan, karakterisoinnin suorittamiselle jää käytännössä kaksi vaihtoehtoa. Pakkauksiin pakattavat jätteet täytyy mitata ennen pakkaukseen siirtämistä tai vaihtoehtoisesti säteilysuojelullisista syistä jätettä pakataan pakkaukseen kerroksittain ja kullekin kerrokselle suoritetaan aktiivisuusmittaukset pakkauksen yläpuolelta. Pakkausten sisältö tulee pitää mahdollisimman homogeenisena mittausten luotettavuuden maksimoimiseksi (tämä pätee kaikkiin pakkaustyyppeihin). Paksumpi seinäiset betonipakkaukset on yleensä tarkoitettu vain aktiivisimpien komponenttien/rakenteiden loppusijoituspakkauksiksi, joten säteilysuojelulliset rajoitteet tulevat hyvin varmasti olemaan läsnä. Tällöin vuorottainen pakkaaminen ja karakterisointi pakkauksen yläpuolelta jää ainoaksi vaihtoehdoksi. Mikäli täyteen pakatun betonilaatikon jätematriisin tiheys jää kuitenkin sen verran pieneksi, että jätematriisin vaimennus ja itseabsorptio ei rajoita aktiivisuusmääriä, voidaan pakkaukset analysoida myös täysinä ennen kuin pakkauksen kansi asennetaan paikoilleen. Tähän hyvä vaihtoehto on WM-2500 Gamma Box Counter (kappale 7.3.4), jossa yksi ilmaisin on asetettu mittaamaan pakkaukset yläpuolelta.

### 8.1.3 Betonipakkaukset 120 mm

Myös ohuempi-seinäiset betonipakkaukset vaimentavat säteilyä tehokkaasti. Yhtälöä (6) käyttäen, saadaan 120 mm betoniseinämän läpi tunkeutuvien gammasäteiden loppuintensiteetiksi Co-60:n osalta 17,6 % ja Cs-137:n osalta 7,3 % alkuperäisestä. Toisaalta ohutseinäisempi betonipakkaus vaimentaa säteilyä jo huomattavasti 300 mm:n betonipakkausta vähemmän. Seinämän vaimentamisen lisäksi tulee kuitenkin ottaa huomioon jätteen itseabsorptio ja se, että ohuempaan betonipakkaukseen pakataan matala-aktiivisempaa materiaalia kuin paksumpaan. Tämän vuoksi ei voida todeta varmaksi, että pakkauksen seinämän läpi tehty aktiivisuusmittaus pysyy epävarmuusmarginaalien sisällä. Oletetaan 120 mm:n betonipakkauksille käytettävän

samaa käytäntöä kuin 300 mm:n pakkauksillekin, eli pakkaukset karakterisoidaan sivujen lisäksi myös yläpuolelta pakkauksen kannen ollessa vielä asentamatta paikoilleen.

#### 8.1.4 Puulaatikot

Puulaatikoiden huokoisempi materiaali ja ohuempi seinänpaksuus mahdollistaa pakkauksien karakterisoinnin valmiiksi pakattuina. Puulaatikoihin pakataan syntyvästä käytöstäpoistojätteestä matala-aktiivisin materiaali (alle 0,1 mSv/h). Tällöin säteilysuojellisiin toimenpiteisiin ei tarvitse kiinnittää yhtä tarkkaa huomiota.

Puiset laatikot ovat hieman kyseenalaisia esimerkiksi palokuorman näkökulmasta. Puulaatikot saatetaan korvata toisella ratkaisulla ennen käytöstäpoiston alkamista.

#### 8.1.5 Tynnyrit

Suurin osa tynnyreihin pakattavasta jätteestä on samankaltaista huoltojätettä kuin laitoksen käytön aikanakin. Loviisan tapauksessa tynnyreihin on suunniteltu pakattavaksi lisäksi höyrystintilan lattian aktivoituneiden betonirakenteiden sekä reaktorirakennuksen kontaminoituneiden betonirakenteiden sahausjätettä syntyvää betoniliejua. Loviisassa käytön aikana syntyvien tynnyreiden gammaspektrometrillä analysointia varten käytössä on tynnyrimittauslaite, A.N. Technology Ltd:n valmistama 3500 Segmented Gamma Scanner. Laitetta voitaisiin käyttää myös käytöstäpoiston aikana, mutta oletetaan laitteiston teknologian kuitenkin olevan käytöstäpoiston alkaessa niin vanhaa, että sekin korvataan uudella tynnyrimonitorilla.

DTM-nuklidien määrittämisessä on huomioitava muutokset nuklidivektoreissa siirryttäessä laitoksen käytöstä käytöstäpoistoon. Tavalliselle huoltojätteelle voidaan käyttää samaa nuklidivektoria kuin käytön aikanakin, mutta reaktorin pysäyttämisen ja mittauksen välillä tapahtuva puoliintuminen on ensin huomioitava nuklidivektorissa. Aktivoituneelle höyrystintilan lattian betonille sekä reaktorirakennuksen kontaminoituneelle betonille tulee määrittää omat nuklidivektorinsa ennen sahausliejua sisältävien tynnyreiden karakterisointia.

### 8.1.6 Betonilohkot

Käytöstäpoiston aikana syntyy tuhansia betonilohkoja (Loviisassa yli 3100 lohkoa keskipainoltaan 2,5 t/lohko), jotka on suunniteltu loppusijoitettavan kokonaisina. Lohkojen loppusijoittaminen kokonaisina on nopeampaa ja myös loppusijoitustilojen pakkaustilavuuden kannalta tehokkaampaa murskaamiseen verrattuna. Myös kontaminaation leviämisen riski on pienempi kun lohkoja ei erikseen murskata. Lohkojen suuren koon ja betonin suuren tiheyden vuoksi ne asettavat kuitenkin suuren haasteen karakterisoinnin näkökulmasta. Suuri massavaimennusvaikutus tekee betonilohkojen karakterisoinnin pelkillä NDA-menetelmillä käytännössä katsoen mahdottomaksi, sillä lohkojen sisällä mahdollisesti olevaa aktiivisuutta ei voida kyseisillä menetelmillä määrittää.

Betonilohkojen sisällä olevan aktiivisuuden toteamiseksi lohkoista tulee ottaa näytteitä. Näytteet voidaan ottaa kairaamalla koko lohkon läpi pitkä ympyrälieriömäinen (halkaisijaltaan esim. 5 cm) betonisyylinteri. Kairausnäyte voidaan mitata in-situ menetelmiä (ISOCS) käyttäen segmentteittäin koko pituudeltaan tai vaihtoehtoisesti se voidaan pilkkoa pienempiin osiin ja suorittaa osille tarkempi aktiivisuusanalyysi laboratorioympäristössä. Laboratorioanalyysi on näistä vaihtoehtoista huomattavasti hitaampi, eikä se sovellu käytettäväksi ainakaan sellaisessa tapauksessa, jossa jokaisen lohkon sisältämä aktiivisuus tulisi todentaa lohko-kohtaisen näytteenoton kautta.

Kairausnäytteiden mittaustuloksista voidaan tehdä päätelmät lohkon sisäisestä aktiivisuustasosta sekä myös aktiivisuus-/nuklidijakauman homogeenisuudesta. YVL D.4 liite C antaa mahdollisuuden tilastollisuuden hyödyntämiseen. Liitteen mukaisesti saman alkuperän ja homogeenisen nuklidikoostumuksen omaavasta jätteestä voidaan mitata tilastollisesti edustava määrä ja määrittää tämän jälkeen laskennallisesti annosnopeusmittaukseen pohjautuen muiden jätteiden aktiivisuuspitoisuudet. Mikäli STUK hyväksyy tämän käytännön käytettäväksi betonilohkojen yhteydessä, voitaisiin näytteiden määrää vähentää. Tämä edellyttää tietysti myös, että otetut näytteet osoittavat homogeeniset jakaumat tietyn alkuperän betonilohkoille. Kun edustavasta määrästä betonilohkoja on määritetty tarkat aktiivisuuspitoisuudet ja jakaumat, voitaisiin muut alkuperän omaavat betonilohkot karakterisoida esimerkiksi gamma box -tyylisellä mittauksella (kappale 7.3.4) tai ISOCS-mittauksella (kappale 7.3.3).

## 8.2 Valvonnasta vapautettava jäte

Valvonnasta vapautettaville jäte-erille voidaan soveltaa yleistä (rajoittamattoman tai rajoitetun materiaalmäärän) tai tapauskohtaista vapautusmenettelyä, jotka on käsitelty luvussa 9. Tapauskohtaisella vapautuksella voidaan saavuttaa kustannussäästöjä, sillä vapauttamisrajat voivat olla hieman joustavampia kuin yleisessä menettelyssä. Materiaalierät, jotka täytyisi yleisen menettelyn alaisuudessa loppusijoittaa, voitaisiin tapauskohtaisella menettelyllä mahdollisesti sen sijaan vapauttaa valvonnasta. Haastavinta käytöstäpoiston aikaisessa valvonnasta vapauttamisessa on valtavan materiaalmäärän hallinta ja tämän luotettava mittaaminen.

Laitoksen käyttöhistorian, jätteiden alkuperän ja toteutetun aktiivisuuskartoituksen indikoimat potentiaaliset valvonnasta vapautuskelpoiset ydinjätteet siirretään valvonnasta vapautus -mittauksiin. Kriittistä on mittauspaikan sijainnin valinta. Paikassa tulisi olla mahdollisimman matala taustasäteilytaso ja riski taustasäteilyn äkkinäisille heilahduspiikeille muiden käytöstäpoistotoimien (esim. aktiiviset kuljetukset) aiheuttamana jäte-eräkohtaisten mittausaikojen minimoimiseksi, mutta sen tulisi kuitenkin sijaita laitoksen läheisyydessä sujuvan logistiikan vuoksi. Eri käytöstäpoistohankkeissa vapautusmittauspaikkana on käytetty laitosalueella jo valmiiksi sijainneita halleja, vapautusmittauksia varten on rakennettu uusi halli, tai vapautusmittaustilat on järjestetty laitoksen valvonta-alueen ulkopuolella sijaitseviin prosessitiloihin. Mikäli uusia jätteenkäsittelytiloja rakennetaan tai olemassa olevia laajennetaan, STUKille lähetetään rakentamislupaa tai laajennusta sekä käyttö lupaa koskevat asiakirjat hyväksyttäväksi YVL D.4 vaatimusten 609 ja 610 mukaisesti.

Käytöstäpoistojätteen vapautusmittauksissa hyödynnetään suuren kokoluokan vapautusmonitoreita suurten materiaalmäärien tehokkaan käsittelyn mahdollistamiseksi. Valitun mittauslaitteen havaitsemistehokkuuden perusteella voidaan määrittää suurin mahdollinen jäte-erä, joka kerrallaan voidaan mitata. Tähän vaikuttaa mitattavan erän tiheydestä ja geometriasta riippuva säteilyn itseabsorptio. Homogeenisen mittauserän suuruus voi olla suurempi kuin epähomogeenisen erän, joka tulee mitata useammassa pienessä erässä.

Rakennusten valvonnasta vapautusta yleisellä menettelyllä ja ilman käyttörajoituksia hankaloittaa niiden suuri pinta-ala suhteutettuna vaatimukseen alle 10000 Bq/m<sup>2</sup> aktiivisuuskatteesta millään yksittäisellä neliömetrin alueella rakennuksen pinnoilla. Pelkkä keskiarvoistus koko rakennuspinta-alan yli samassa vaatimuksessa esitettyyn keskimääräisen alle 4000 Bq/m<sup>2</sup> aktiivisuuskatteen rajoihin pääsemiseksi ei siis riitä. (YVL D.4, 2019) Vaatimus tarkoittaa, että käytännössä koko pinta-ala joudutaan mittaamaan integroidusti pinta-alan yli. Mittausta hankaloittaa edelleen mahdollinen rakenteisiin tunkeutunut kontaminaatio. Tämä edellyttää systemaattista näytteenottoa (kairausnäytteitä) pintakontaminaatiomittauksien yhteydessä.

Esimerkiksi itävaltalaisen ASTRA-tutkimusreaktorin reaktorirakennuksen valvonnasta vapautuksen yhteydessä mitattavaa pinta-alaa oli 2500 m<sup>2</sup>. Mittauslaitteena käytettiin lattiamonitoria, jonka mittausala oli 0,2 m<sup>2</sup>. Mittauksia suoritettiin yhteensä 12380 kappaletta ja lisäksi jos mittauksessa havaittiin kontaminaatiota, mitattiin kyseinen alue uudestaan pienemmän mittausalan kontaminaatiomittarilla. Pienemmällä mittarilla kontaminaatio paikallistettiin tarkemmin ja kyseinen alue dekontaminoitiin. Aikaa reaktorirakennuksen vapautuskelpoisuuden toteamiseen kului yhteensä 6 kuukautta. (IAEA, 2008)

## 9 VALVONNASTA VAPAUTTAMINEN

Kaikkea ydinvoimalaitoksen valvonta-alueella syntyvää jätettä pidetään oletuksellisesti ydinjätteenä, mutta se ei kuitenkaan tarkoita sitä, että kaikki syntyvä jäte tulisi loppusijoittaa. Ydinjäte, joka alittaa säädetyt aktiivisuusrajat, voidaan vapauttaa viranomaisvalvonnasta eikä siihen tällöin sovelleta enää ydinenergialain säädöksiä. Ydinjätteen vapautuskelpoisuuden toteamisen jälkeen se voidaan poistaa valvotulta alueelta ja käsitellä yleisen jätelain mukaisesti. Materiaalien valvonnasta vapauttaminen on halvempaa kuin niiden loppusijoittaminen, joten vapauttaminen alentaa loppusijoituskustannuksia.

Käytöstäpoiston yhteydessä valvonnasta vapauttamiskäytännöt laajenevat käsittämään pelkän huoltojätteen sijaan koko laitosalueen rakennuksineen ja maaperineen. Laitoksen luvanhaltijan huolehtimisvelvollisuus laitoksesta päättyy vasta, kun viranomainen on todennut alueen alittavan vapautusrajan. Tässä luvussa esitetään valvonnasta vapauttamisen periaatteet, jotka ovat Suomessa pitkälti STUKin määrittelemät.

### 9.1 Yleinen vapauttamismenettely

Yleistä valvonnasta vapautusmenettelyä sovellettaessa materiaalien poistamiseksi ydinvoimalaitokselta, materiaalien määränpään määrittäystä ei vaadita tai määrittäys tehdään vain pääpiirteittäisesti. Menettelylle on määrätty lakisääteiset kiinteät nuklidikohtaiset aktiivisuuspitoisuusrajat sekä rajoittamattoman, että rajoitetun materiaalin määrän tapauksessa. (YVL D.4, 2019)

Yleinen vapauttamismenettely soveltuu käytettäväksi ydinvoimalaitoksen käytön tai käytöstäpoiston aikana syntyville jätteille tai esimerkiksi laitosalueella sijaitsevien purkamatta jätettävien rakennusten valvonnasta vapauttamiselle tiettyjen rajaehtojen täytyessä. Menettelyä ei voida soveltaa helposti syttyville tai haihtuville jätteille, eikä myöskään millekään muulle jätteelle, joka ominaisuuksiensa puolesta voi herkästi aiheuttaa ylimääräistä säteilyannosta. (YVL D.4, 2019)

Purkamattomat rakennukset voidaan vapauttaa valvonnasta yleisellä menettelyllä, mikäli rakennuksessa oleskelevan eniten altistuvan henkilön vuosittainen annos ei ylitä 10  $\mu$ Sv. Vapautettavan rakennuksen pintojen keskimääräisen aktiivisuuskatteen ylärajaksi on

asetettu  $0,4 \text{ Bq/cm}^2$ , jolloin pysytään hyvällä varmuudella vuosittaisen  $10 \text{ }\mu\text{Sv}$  annosrajoituksen alapuolella. Lisäehtona aktiivisuuskate ei saa ylittää  $10000 \text{ Bq/m}^2$  millään yksittäisellä neliömetrillä. (YVL D.4, 2019) Valvonnasta vapautuksen sallimat aktiivisuusrajat jätteiden osalta on esitetty seuraavissa kappaleissa.

Ennen yleisen vapauttamisen aloittamista STUKiin on toimitettava hakemus, joka sisältää kuvauksen käytettävistä toimintatavoista, aktiivisuusmittausmenetelmistä sekä jätteen laadusta, alkuperästä ja kertymisnopeudesta. Jätteitä voidaan ruveta poistamaan valvonta-alueelta, kunhan hakemus on saanut STUKin hyväksynnän. (YVL D.4, 2019)

### 9.1.1 Rajoittamaton materiaalmäärä

Yleinen vapauttamismenettely voi koskea joko rajoittamatonta tai rajoitettua materiaalmäärää. Kun valvonnasta vapautettavan kiinteän jätteen vuosittainen määrä ylittää 100 tonnia, sovelletaan rajoittamattomalle materiaalmäärälle määrättyjä aktiivisuuspitoisuusrajoja. Nämä rajat on esitetty nuklidikohtaisesti ohjeen YVL D.4 liitteessä A ja tämän työn liitteessä 1. Mikäli rajoja sovelletaan samanaikaisesti useammalle kuin yhdelle nuklidille, tulee nuklidikohtaisten aktiivisuuspitoisuuksien ja niitä vastaavien enimmäisarvojen suhdelukujen summan olla alle yksi. (YVL D.4, 2019) Tästä voidaan johtaa yhtälö (7).

$$\sum_{i=1}^n \frac{A_{m,i}}{A_{mL,i}} < 1 \quad (7)$$

Missä  $A_{m,i}$  Radionuklidin  $i$  aktiivisuuspitoisuus [Bq/g]  
 $A_{mL,i}$  Radionuklidin  $i$  aktiivisuuspitoisuusraja [Bq/g]

### 9.1.2 Rajoitettu materiaalmäärä

Kun vuosittainen vapautettava jätteen määrä on alle 100 tonnia, sovelletaan rajoitetun materiaalmäärän vapautusrajoja. Nämä rajat on esitetty taulukossa 7 aktiivisuuspitoisuuksien ja -katteiden osalta.

**Taulukko 7.** Nuklidikohtaiset aktiivisuuspitoisuus- ja aktiivisuuskaterajat vapautettaessa rajoitettua materiaalmäärää (alle 100 t) yleistä vapauttamismenettelyä käyttäen. (YVL D.4, 2019)

<b>Radionuklidiryhmä</b>	<b>Aktiivisuuspitoisuus [Bq/g]</b>	<b>Aktiivisuuskate [Bq/cm<sup>2</sup>]</b>
Alfasäteilijät	0,1	0,4
Merkittävät gamma- ja beetasäteilijät	1	4
Heikot gamma- ja beetasäteilijät	10	40

Taulukkoa 7 sovelletaan seuraavasti STUK YVL D.4:ää lainaten:

*B01. Kun vapautetaan jätteitä yleiselle kaatopaikalle haudattavaksi, sovelletaan oheisen taulukon aktiivisuuspitoisuusrajoja, joita minkään radionuklidin aktiivisuuspitoisuus ei saa ylittää enintään 500 kg:n jätemäärästä laskettuna keskiarvona. Lisäksi missään yksittäisessä, alle 30 kg:n painoisessa esineessä tai jätepakkauksessa minkään radionuklidin aktiivisuus ei saa ylittää arvoa, joka saadaan kertomalla taulukossa annetut aktiivisuuspitoisuusrajat tekijällä 30000 g.*

*B02. Kun vapautetaan suurehkoja metalliesineitä kierrätettäväksi, sovelletaan oheisen taulukon aktiivisuuskaterajoja, joita minkään radionuklidin aktiivisuuskate ei saa ylittää luokse päästäviltä pinnoilta enintään 0,1 m<sup>2</sup>:n alalta määritettynä keskiarvona.*

*B03. Silloin, kun sovelletaan taulukossa olevia rajoja yhtä useammalle radionuklidiryhmälle, on otettava huomioon, että radionuklidiryhmäkohtaisten aktiivisuuspitoisuuksien ja vastaavien enimmäisarvojen suhdelukujen summan tulee olla pienempi kuin yksi. Vastaava sääntö pätee aktiivisuuskatteille ja niiden raja-arvoille." (YVL D.4, 2019)*

## **9.2 Tapauskohtainen vapauttamismenettely**

Tapauskohtaista vapauttamismenettelyä sovellettaessa tulee yleisestä menettelystä poiketen määrittellä vapautettavan materiaalin vastaanottaja sekä käytettävät jätteenkäsittelytoimenpiteet kokonaisuudessaan. Tiettyä taulukkoa sallituille aktiivisuusrajoille ei ole, vaan ne asetetaan tapauskohtaisesti. Määritellyt rajat täytyy hyväksyttää STUKilla ennen kuin niitä voidaan alkaa soveltamaan. (YVL D.4, 2019)

Aktiivisuusrajojen reunaehdot on määritelty ydinenergia-asetuksen 10 §:n 1 momentissa seuraavanlaisesti:

*"a. luovutetun ydinjätteen saajan hallussa olevien ydinjätteiden kokonaisaktiivisuus on pienempi kuin 1 GBq ja alfa-aktiivisuus pienempi kuin 10 MBq*

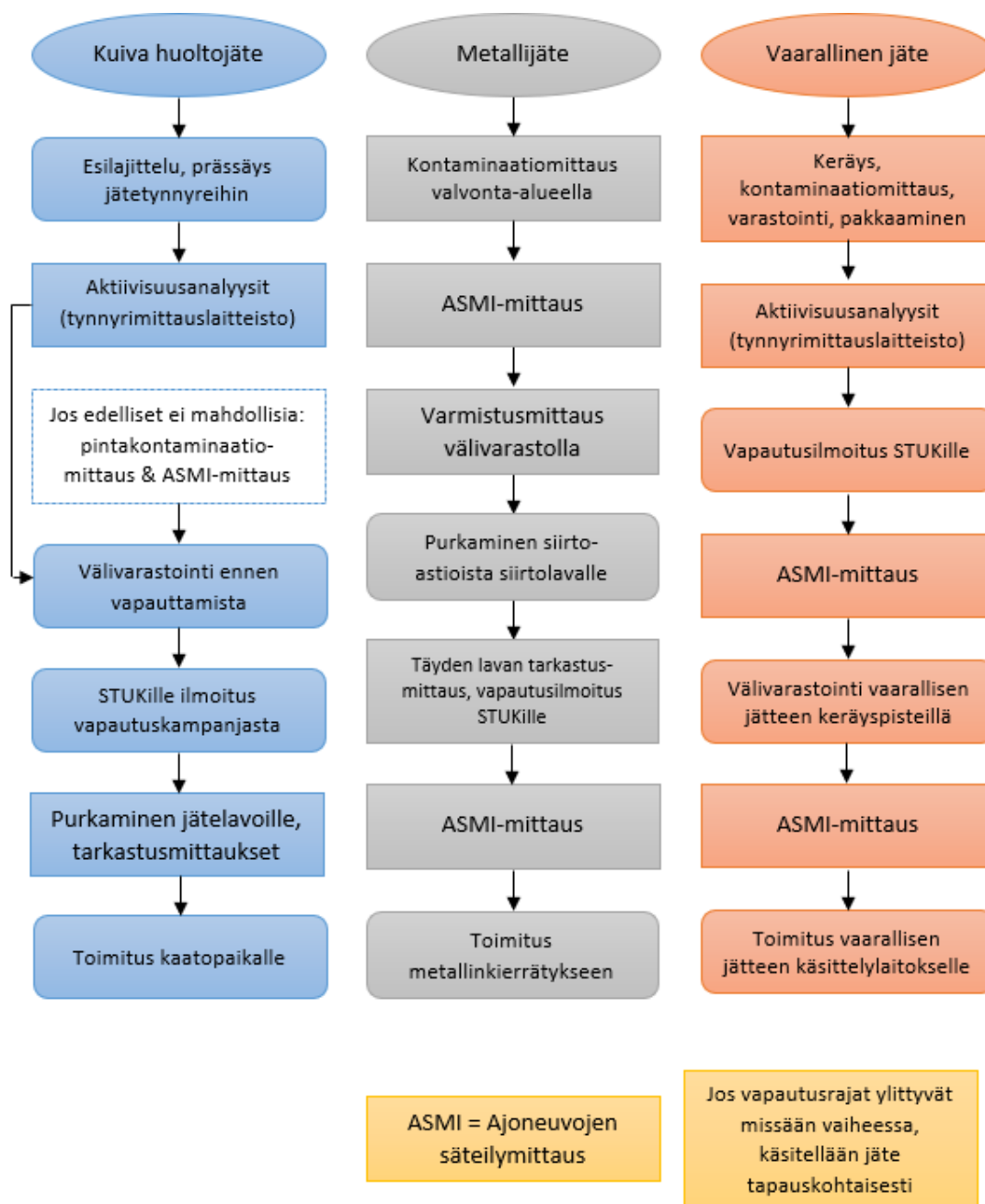
*b. luovutetusta ydinjätteestä ei voida arvioida aiheutuvan kenellekään vuotuista annosta, joka ylittää 0,01 mSv efektiivisenä annoksena*

*c. luovutetusta ydinjätteestä aiheutuva säteilyaltistus on muutoinkin niin vähäinen kuin käytännön toimenpitein mahdollista"*

Ehdoissa voidaan tehdä poikkeus siinä tapauksessa, kun tapauskohtaista vapauttamismenettelyä käytetään maa-alueiden ja purkamatta jätettävien rakennusten valvonnasta vapautuksessa. Tapauskohtaisen vapauttamismenettelyn soveltaminen edellyttää rakennusten ja maa-alueiden tulevan käytön, rajoitusten ja aiheutuvien säteilyannoksien määrittelyä. Tällöin yksilölle aiheutuvaksi enimmäisvuosiannokseksi voidaan hyväksyä 0,1 mSv, jos käytännön toimenpiteet eivät riitä alentamaan saatavaa annosta. Tässä tilanteessa täytyy lisäksi osoittaa, ettei vapautettavissa tiloissa tai alueilla oleskelusta aiheudu yli 1 mSv:n annoskertymää, vaikka toimeenpannut käyttörajoitukset pettäisivätkin. (YVL D.4, 2019) Kertyvät vuosiannokset tulee todentaa säteilyaltistumisskenaarioiden laskennallisella mallintamisella, kun rakenteiden aktiivisuus on määritetty.

### **9.3 Jätteiden vapauttaminen Loviisassa käytön aikana**

Loviisan voimalaitoksella käytetään laitoksen käytön aikana kolmea erilaista valvonnasta vapauttamismenetelmää. Vapautettavat jätteet voidaan karkeasti jakaa huoltojätteeksi, metallijätteeksi ja vaaralliseksi jätteeksi (kemikaalit, loisteputket yms.). Näillä kullakin jätetyypillä on eri sijoituspaikat vapauttamisen jälkeen ja niiden vapauttamisessa sovelletaan toisistaan eroavia vapautusmenettelyjä. Seuraavissa kappaleissa esitetään Loviisan voimalaitoksella kunkin jätetyypin valvonnasta vapauttamisessa laitoksen käytön aikana käytettävät vapautusmenettelyt. Tiivistetysti vapautusprosessit on esitettyä kuvassa 15.



Kuva 15. Eri jätetyyppien vapautusprosessit. (Lampén & Forsberg, 2019)

### 9.3.1 Vapautus kaatopaikalle

Kaatopaikalle sijoitettava valvonnasta vapautettava jäte on voimalaitoksella syntyvää kiinteää huoltojätettä. Huoltojätteiden valvonnasta vapautusta varten on haettu STUKilta lupa käyttää yleistä vapautusmenettelyä, jolloin laitoksella syntyvää huoltojätettä voidaan poistaa laitokselta sitä mukaa kun sitä kertyy, tilanteesta riippuen rajoittamattoman tai rajoitetun materiaalmäärän mukaisesti. (Lampén & Forsberg, 2019)

Huoltojätteet lajitellaan laitoksella jäteluokkiin ja samalla tehdään esilajittelu myös aktiivisuuden mukaan (liite 5). Lajittelun jälkeen jäte puristetaan tynnyreihin ja täyden tynnyrin aktiivisuus mitataan tynnyrimittauslaitteistoa (gammaspakrometrinen mittaus) käyttäen. (Nummi, 2015) Loviisan laitoksella on käytössä nk. LaMDA-järjestelmä, jonka yhtenä tehtävänä on toimia jätteiden kirjanpitojärjestelmänä. LaMDA määrittää mitatun aktiivisuuden perusteella jokaiselle tynnyrille valvonnasta vapautus ajankohdan. Tämän perusteella tynnyrit jaetaan kolmeen luokkaan; heti vapautettavat, myöhemmin vapautettavat tai voimalaitosjäteluolaan loppusijoitettavat. Valvonnasta vapautukseen luokiteltuja tynnyreitä säilytetään valvonta-alueella, huoltojätetilassa 3 tai X-hallissa vapautukseensa asti. (Lampén & Forsberg, 2019)

Huoltojätteen varsinainen valvonnasta vapauttaminen suoritetaan nk. valvonnasta vapauttamiskampanjan aikana. Kampanjan aloitus- ja lopetuspäivämäärä, päivämäärä, jolloin jäte on tarkoitus poistaa voimalaitokselta, sekä arvio vapautettavan jätteen määrästä tulee ilmoittaa STUKiin vähintään viikkoa ennen kampanjan aloittamista. Vapautusprosessin alkaessa jätteet puretaan tynnyreistä jätelavoille ja niille suoritetaan tarkastusmittaukset kannettavia säteilymittareita käyttäen. Jos puretun jätteen seasta löytyy aktiivisia kappaleita, ne poistetaan, jotta varmistutaan sallittujen aktiivisuusrajojen alapuolella pysymisestä (ks. kappale 9.1.2 kohta B01). Valvonnasta vapautettavan jätteen seasta poistetut aktiiviset kappaleet pakataan takaisin tynnyreihin ja toimitetaan valvonta-alueelle tarkempia mittauksia varten. Kampanjan aikana puhtaaksi mitattu jäte kuljetetaan jätelavoilla kaatopaikalle. (Nummi, 2015)

Poikkeustapauksissa, kun vapautettava jättekappale on liian suuri tynnyriin pakattavaksi, vapautusmittaus voidaan tynnyrimittauslaitteiston sijaan suorittaa käyttäen pinta-kontaminaatiomittareita. Käytäntöä voidaan soveltaa sellaiselle jätteelle, jonka alkuperä antaa suuren varmuuden olettaa jätteen olevan puhdasta tai sisältävän vain pinta-kontaminaatiota (esim. sekundääripiirin päälauhteen puhdistussuodattimet ja puhtaiden järjestelmien laitepedit). Mikäli kontaminaatiomittauksissa ilmenee pienikin poikkeama taustasäteilystä, jäte pilkotaan ja pakataan tynnyreihin, jotka mitataan tynnyrimittauslaitteistolla. (Lampén & Forsberg, 2019) Kontaminaatiomittauksilla suoritettava vapautusprosessi vastaa metallijätteiden vapautusprosessia, joka on esitetty seuraavassa kappaleessa.

### 9.3.2 Vapautus metallinkierrätykseen

Metallijätettä syntyy Loviisan laitoksella esimerkiksi korjaamolla sekä laitoksella tehtävistä prosessilaitteistojen ja -putkistojen korjaus-/muutostöistä. Metallijätettä voidaan vapauttaa laitokselta yleisellä rajoittamattoman materiaalmäärän vapautusmenettelyllä sitä mukaa kun jätettä kertyy.

Metallijätteen vapautusprosessi sisältää viisi eri mittausvaihetta. Valvonta-alueella metallijäte mitataan puhtaaksi gamma- sekä beetakontaminaatiosta kannettavia kontaminaatiomittareita käyttäen. Kontaminaatiomittauksia suoritettaessa on oltava erityisen tarkka sellaisia kappaleita mitattaessa, joiden pinta-ala on suuri ja massa pieni, jotta aktiivisuuskatteen [ $\text{Bq}/\text{cm}^2$ ] ollessa sallittujen rajojen sisällä myöskään kappaleen aktiivisuuspitoisuus [ $\text{Bq}/\text{g}$ ] ei ylitä määrättyjä rajoja (taulukko 7). (Lampén & Forsberg, 2019)

Kun jäte on todettu kontaminaatiomittareilla puhtaaksi, siirretään se valvonta-alueelta välivarastoitavaksi tarkkailualueeksi luokiteltuun välivarastoon, M-halliin. Kuljetus suoritetaan ajoneuvojen säteilymittauslaitteiston (ASMI) kautta, joka tuottaa mittausdokumentin jätehuoltoinsinöörin tai -teknikon tarkastettavaksi. Metallijätteet puretaan välivarastossa kuljetuspakkauksistaan ja jokaiselle kappaleelle suoritetaan tarkastusmittaus kannettavalla säteilymittarilla. Tarkastusmittauksissa puhtaaksi todetut jätekappaleet siirretään siirtolavalle ja aktiivisuutta sisältävät kappaleet merkitään asianmukaisesti ja palautetaan takaisin laitoksen valvonta-alueelle. Siirtolavan täytyttyä lavan ulkopinnat mitataan vielä kertaalleen. Lavan täytettyä vapautuskriteerit STUKille lähetetään vapautusilmoitus, jossa on kerrottu materiaalin alkuperä, määrä, mittausmenettelyt ja vastaanottaja. (Lampén & Forsberg, 2019)

Lopuksi valvonnasta vapautettavaksi kelpaavaksi todettua lavaa pidetään vielä viikko karanteenissa lukitussa M-hallissa, minkä aikana viranomaiset voivat tulla tekemään tarvittaessa tarkastusmittauksia. Viikon karanteeniajan jälkeen lava voidaan toimittaa metallinkierrätykseen ja tämä laitosalueelta poiskuljetus suoritetaan vielä ASMI:n kautta. (Lampén & Forsberg, 2019)

### 9.3.3 Vapautus vaarallisten jätteiden käsittelylaitokselle

Vaarallisten jätteiden valvonnasta vapautus kuuluu Loviisan voimalaitoksella jatkuvan tapauskohtaisen valvonnasta vapautusmenettelyn piiriin. Menettelyn käytölle on STUKin lupa vain siinä tapauksessa, että valvonnasta vapautetun vaarallisen jätteen käsittelylaitoksena toimii Fortum Recycling and Waste Solution -laitos. Jos käsittelylaitos joskus muuttuisi, tulee vapautuslupaa hakea uudelleen. (Lampén & Forsberg, 2019)

Valvonta-alueella syntyvät vaaralliset jätteet toimitetaan valvonta-alueella sijaitsevan jätepakkaamon keräyspisteelle (Pitkäoja, 2018) Jätteelle suoritetaan kontaminaatiomittaukset, se varastoidaan ja pakataan tynnyriin. Tämän jälkeen tynnyreiden aktiivisuus analysoidaan, ja tynnyreiden sisällön valvonnasta vapauttamisesta päätetään. Vapautusrajoina käytetään yleisen vapauttamismenettelyn rajoja. Koska vaarallisten jätteiden vapauttamisessa käytetään tapauskohtaista vapautusmenettelyä, tulee STUKille lähettää vapautusilmoitus aktiivisuusanalysoinnin jälkeen. Ilmoituksesta tulee ilmetä vapautettavan jätteen koostumus ja määrä. Ilmoituksen lähettämisen jälkeen jäte voidaan kuljettaa laitosalueella sijaitsevalle vaarallisten jätteiden keräyspisteelle. Kuljetus suoritetaan ASMI:n kautta. Jätettä varastoidaan keräyspisteellä, kunnes seuraava kuljetus vaarallisten jätteiden käsittelylaitokselle lähtee. (Lampén & Forsberg, 2019) Kuljetuksia voimalaitokselta käsittelylaitokselle lähtee n. kahden kuukauden välein ja kuljetuksien välillä STUK voi halutessaan tehdä jätteille tarkastusmittauksia (Pitkäoja, 2018).

## 9.4 Vapauttamiskäytännöt muilla laitoksilla

### 9.4.1 Olkiluoto

Olkiluodon laitoksella syntyvä metallijäte kerätään yhteen ja syntypaikka merkitään ylös. Jos metalliromua on syntynyt runsaasti, tyypillisenä toimenpiteenä on kerätä jäte isompaan pakkaukseen ja muovittaa pakkaus ulkopinnoiltaan. Pintakontaminaatio mitataan muovitetun pakkauksen ulkopinnoilta ja jos pintakontaminaation todetaan olevan alle  $4 \text{ Bq/cm}^2$ , siirretään pakkaus MAJ-varastolle. Pintakontaminaation ylittäessä  $4 \text{ Bq/cm}^2$  pakkaus siirretään KAJ-varastolle.

MAJ-varastolla romut puretaan pakkauksistaan ja pintakontaminaatiomittaus suoritetaan kappalekohtaisesti. Romuista otetaan 100 cm<sup>2</sup> laajuisia kuivapyyhkäisyinäytteitä, jotka analysoidaan alfa- ja beetaherkällä verrannollisuuslaskurilla. Lisäksi otetaan happopyyhkäisyinäytteitä. Aluksi otetaan pyyhkäisyinäyte (100 cm<sup>2</sup>) kappaleen pinnalta 10 % typpihapolla kostutella liinalla, sitten näytteenottoa hiotaan hiomapaperilla ja lopuksi irronnut materiaali kerätään toisella liinalla. Molemmat näytteet laitetaan samaan näyteastiaan ja se kuljetetaan laboratorioon, jossa analysointi suoritetaan monikanava-analysointilaitteella. Otettavien kuiva- ja happopyyhkäisyinäytteiden määrä riippuu kappaleen/romuerän suuruudesta. Mikäli jätteen todetaan missään mittauksessa ylittävän vapautusrajat, erotetaan se muusta jätteestä ja siirretään KAJ-varastolle. KAJ-varastolle siirretyt aktiiviset jätteet mitataan gammaspektrometrisesti ja mittaustulokset kirjataan voimalaitosjätekirjanpitoon. Tämän jälkeen jäte loppusijoitetaan. (Levo, 2019)

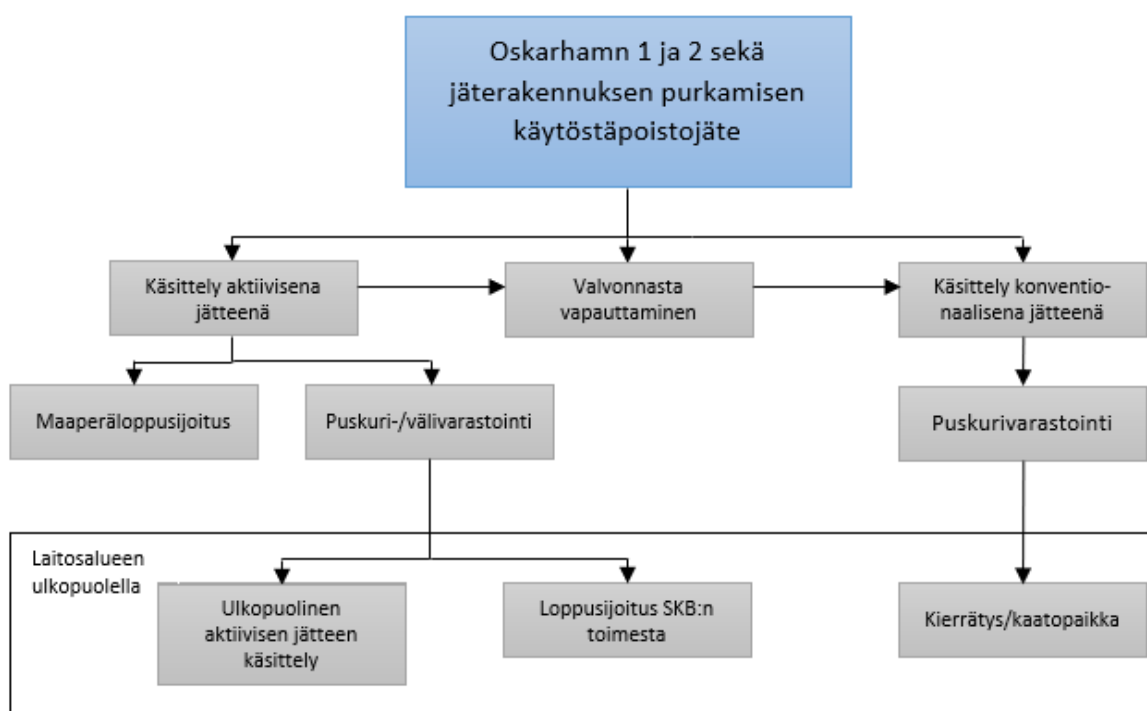
#### 9.4.2 FiR 1-tutkimusreaktorin käytöstäpoisto

FiR 1-tutkimusreaktorin käytöstäpoiston aikainen valvonnasta vapauttaminen on alustavasti suunniteltu toteutettavan seuraavasti. Oletettavasti vapautettavissa oleva jäte erotellaan muusta jätteestä, pakataan rullakoihin ja toimitetaan jatkokäsittelyyn. Jos mahdollisuus pintakontaminaatiota on syytä olettaa esiintyvän, määritetään se pyyhkäisyinäytteitä käyttäen. Jäte-erät mitataan annosnopeusmittareilla, jotta varmistutaan siitä, ettei mukana ole voimakkaasti säteileviä jätekappaleilla. Tämän jälkeen jätteet mitataan n. 100 kg:n erissä gammaspektrometrisesti (kollimoitu puolijohdeilmaisin) pyörivällä alustalla ja aktiivisuuspitoisuus määritetään lisäksi näytteenotolla. Gammaspektrometrialla vaikeasti mitattavat nuklidit huomioidaan skaalauskerroimia käyttäen. Mikäli jäte todetaan mittauksissa ei-vapautuskelpoiseksi, pakataan se tynnyreihin ja siirretään välivarastoon odottamaan loppusijoittamista.

#### 9.4.3 Ruotsin käytännöt

Ruotsissa säteilyturvallisuusviranomaisena toimii Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), eli säteilyturvallisuusvirasto. Ruotsissa SSM hoitaa käytännössä samaa virkaa kuin STUK Suomessa. Ruotsin ydinjätehuollosta puolestaan vastaa Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB).

Ruotsin ydinjäteluokittelussa kiinnitetään huomiota radionuklidien puoliintumisaikoihin enemmän kuin Suomessa. Jätteet luokitellaan siis aktiivisuuden sekä puoliintumisaikojen perusteella. Ruotsin jäteluokkina on lyhytikäinen hyvin matala-aktiivinen, lyhytikäinen matala- ja keskiaktiivinen, pitkäikäinen matala- ja keskiaktiivinen sekä korkea-aktiivinen (ts. käytetty polttoaine) jäte. Jokaiselle jäteluokalle on oma loppusijoituspaikkansa (toisin kuin Suomessa, jossa kaikki matala- ja keskiaktiivinen jäte sijoitetaan samoihin loppusijoitustiloihin puoliintumisaajoista huolimatta). Myös metallijätteen sulattamista hyödynnetään tilavuuden minimoimiseksi ja aktiivisuuden konsentroimiseksi. Sulatus tehdään Studsvikin jätteenkäsittelylaitoksella. Valvonnasta vapautettavan jätteen vapautuskelpoisuus todetaan nuklidikohtaisen aktiivisuuden perusteella. (OKG, 2016) Kuvassa 16 on esitetty yksinkertainen jätteenkäsittely kaavio Oskarshamnin voimalaitosalueen purkamisesta syntyvän käytöstäpoistojätteen osalta.



**Kuva 16.** Oskarshamnin laitosalueen käytöstäpoistosta syntyvän jätteen käsittelykaavio. (OKG, 2016)

Valvonnasta vapautettavalle jätteelle Ruotsissa on samat nuklidikohtaiset aktiivisuuspitoisuusrajat kuin Suomessakin. Suomen käytännöistä poiketen Ruotsissa on kuitenkin määritetty omat aktiivisuuspitoisuusrajansa vaaralliselle jätteelle, joka menee poltettavaksi tai kaatopaikalle. Tiettyä kaavaa ei ole verrattaessa vaarallisen jätteen rajoja

yleisen valvonnasta vapauttamisen rajoihin, vaan ne voivat olla nuklidikohtaisesti kertaluokkaa pienempiä tai jopa 2 kertaluokkaa suurempia. (SSM, 2018)

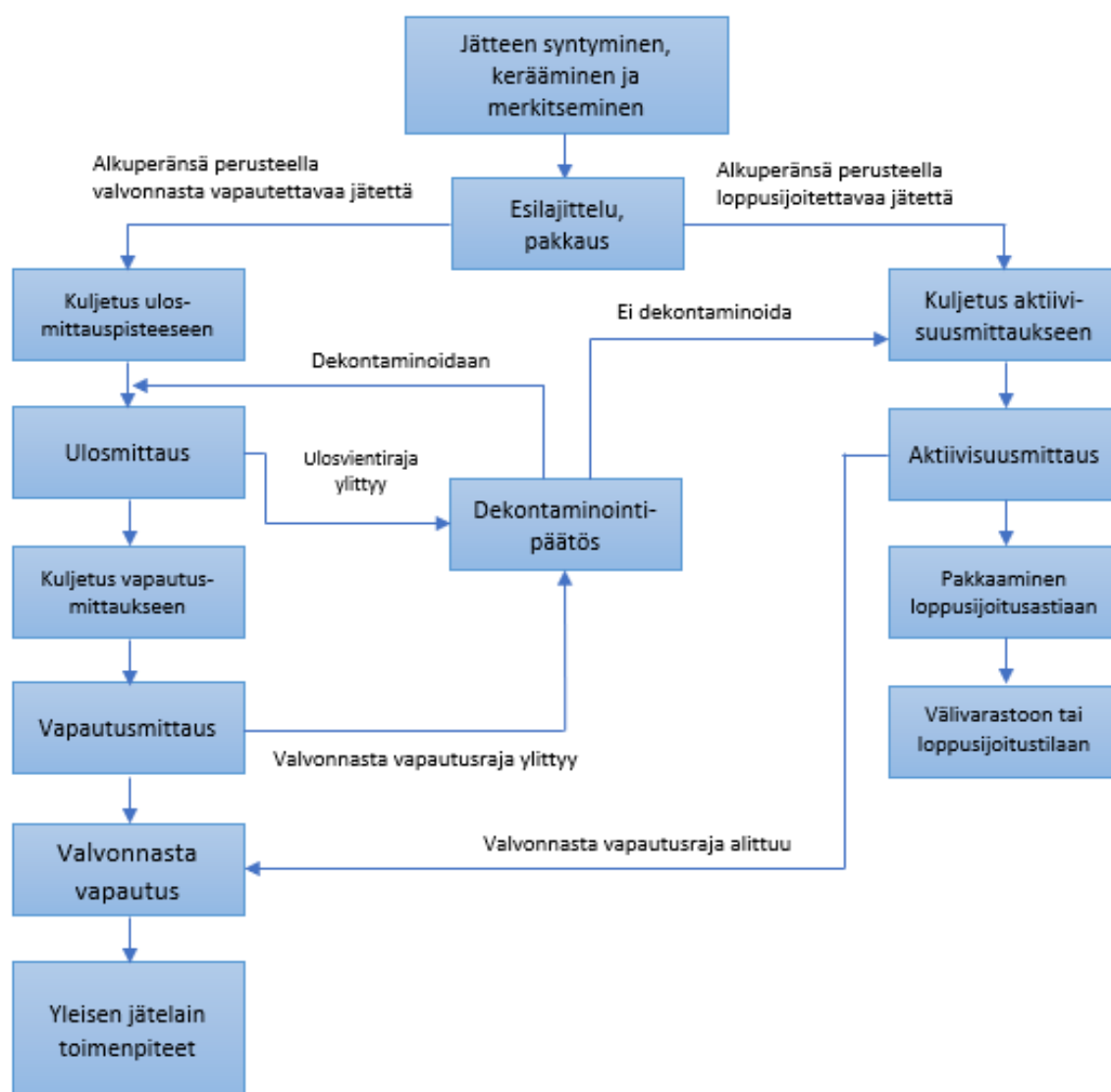
Toisena poikkeavuutena on se, että Ruotsissa myös rakennusten valvonnasta vapauttamiselle on määritetty nuklidikohtaiset aktiivisuuskaterajat. Rajat on erikseen määritetty vapautuksen jälkeen käyttöön jääville ja vapautuksen jälkeen purettaville rakennuksille. Purettavien rakennusten rajat ovat lähes poikkeuksetta käyttöön jääviä rakennuksia suuremmat. Rajat ovat 1 - 1 000 000 kBq/m<sup>2</sup> nuklidista riippuen molemmissa tapauksissa. Poikkeuksena purettavassa rakennuksessa W-185:tä saa olla jopa 10 000 000 kBq/m<sup>2</sup>. Purettavan rakennuksen aktiivisuuskatteen saa määrittää 10 m<sup>2</sup> alueelta ja käyttöön jäävän rakennuksen 1 m<sup>2</sup> alueelta kerrallaan. (SSM, 2018) SSM ei ole selkeästi ilmoittanut rakennuksien kokonaisaktiivisuuksien rajoitteita, mutta oletettavasti päätös vapautuskelpoisuudesta tehdään sallitun ja mitatun aktiivisuuden suhteiden summasäännön perusteella.

Ruotsin käytäntö toisaalta hankaloittaa ja toisaalta helpottaa (etenkin purettavien) rakennusten vapauttamista, jos verrataan Suomen säädöksiin. STUK ei edellytä Suomessa nuklidikohtaista analyysiä vaan kiinteinä rajoina toimii keskimääräisesti 4 kBq/m<sup>2</sup> koko rakennuksessa ja 10 kBq/m<sup>2</sup> yksittäisellä neliömetrin alueella. Nämä ovat siis kokonaisaktiivisuuksia. Ruotsissa rakennusten pintojen aktiivisuus tulee todentaa nuklidikohtaisesti, joka asettaa lisävaatimuksia mittauslaitteille. Nuklidikohtaiset 1 kBq/m<sup>2</sup> rajat voivat aiheuttaa Ruotsissa enemmän dekontaminointitarpeita ja yli 10 kBq/m<sup>2</sup> rajat puolestaan vähentää niitä. Purettavien rakennusten 10 m<sup>2</sup>:n keskiarvoistus mahdollistaa joustavamman ja työmäärältään kevyemmän aktiivisuuden määrittämisen.

SKB:n mukaan varsinainen valvonnasta vapautettavan jätteen karakterisointiprosessi voidaan jakaa ajallisesti viiteen päävaiheeseen. Nämä vaiheet on esitetty liitteessä 3. SKB:n strategia pohjautuu porrastettuun malliin (engl. graded approach) suhteessa rakenteiden kontaminaation ilmenemisriskiin.

## 10 LOVIISAN KÄYTÖSTÄPOISTON KARAKTERISOINTI JA VALVONNASTA VAPAUTUS

Ydinvoimalaitoksen käytöstäpoiston aikana materiaalivirrat ovat hyvin suuria, jolloin jätteen esilajittelun ja käsittelyn tehokkuus korostuu. Kuvassa 17 on esitetty yleinen kaavio käytöstäpoistojätteiden käsittelystä Loviisan voimalaitoksella.



**Kuva 17.** Käytöstäpoistojätteen käsittelyprosessin periaatekaavio. (Kälviäinen, 2018)

Jotta suuret materiaalimäärät pystytään hallitsemaan, jaetaan käytöstäpoiston aikana syntyvä jäte jäteluokkiin ja jäteluokat mittausmenettelyjen perusteella eri jätereiteille laitoksella. Tässä luvussa määritetään nämä jäteluokat ja -reitit, esitetään sopivat mittalaitteet ja niiden määrä sekä havainnollistetaan jätteen liikkumista laitoksella.

Jättereittien luomisen ensimmäisenä askeleena on jakaa käytöstäpoiston aikana syntyvä jäte luokkiin aktiivisuutensa, materiaalinsa, aktiivisuustyyppinsä (kontaminoitunut/aktivoitunut) sekä jätteen koon perusteella. Jäteluokkien luomisen jälkeen eri luokkia voidaan yhdistää eri "reiteiksi", jos ne omaavat samanlaisen mittausmenettelyn loppusijoituksen tai valvonnasta vapauttamisen aktiivisuusmäärityksiensä suhteen. Reittien ollessa määritettyinä, voidaan eri reiteille määräytyvien materiaalivirtojen massavirrat arvioida syntyvien jätteiden kokonaisuusmassojen ja käytöstäpoiston suunnitellun aikataulun perusteella. Tämä käytäntö auttaa tunnistamaan mahdolliset pullonkaulat käytöstäpoiston edetessä ja määrittelemään tarvittavien mittauslaitteiden määrän, jotta myös runsaimmat materiaalierät pystytään käsittelemään ja mittaamaan asianmukaisesti. Seuraavassa kappaleessa on esitetty jäteluokkien tarkempi määrittäminen Loviisan voimalaitokselle.

## **10.1 Jäteluokkien luominen**

Kuten edellä on mainittu, jäteluokkien muodostaminen perustuu neljään eri attribuuttiin; aktiivisuus, materiaali, aktiivisuustyyppi ja koko. Jäteluokkien muodostamisessa on käytetty taulukon 8 mukaista matriisia.

**Taulukko 8.** Jäteluokkien luomisessa käytetyt attribuutit numero-/kirjaintunnuksineen.

ANNOSNOPEUS/AKTIIVISUUSPITOISUUS	
1	> 5 mSv/h; Aktiivisuusmääritys, huomioi säteilysuojaus
2	0,001 - 5 mSv/h; Aktiivisuusmääritys
3	< 0,001 mSv/h tai < 100 Bq/kg; Vapautusmittaus
JÄTETYYPPI (MATERIAALI)	
A	Metalli/teräs
B	Betoni
C	Huoltojäte
D	Vaarallinen jäte (eli ongelmajäte)
KONTAMINAATIOTYYPPI	
/A	Aktivoitunut
/K	Kontaminoitunut
MASSA/TILAVUUS	
X	Pienikokoinen (tynnyriin pakattava) jäte
Y	Suurikokoinen jäte

Yhdistelemällä taulukon 8 attribuutteja, pystytään luomaan kaikelle syntyvälle jätteelle oma luokkansa. Esimerkiksi luokka 1A/AY tarkoittaisi hyvin aktiivista aktivoitunutta ja suurikokoista metalli/teräsjätettä (eli reaktoripaineastiaa sisäosineen) ja 2C/KX aktiivista, kontaminoitunutta ja tynnyriin mahtuvaa huoltojätettä. Kaikkiaan jäteluokkia pystytään muodostamaan matriisin attribuuteista 48 kappaletta ( $3 \cdot 4 \cdot 2 \cdot 2 = 48$ ). Näin suuri luokkien määrä hankaloittaisi kuitenkin jätteiden esilajittelua, käsittelyä ja suunnittelua ylipäätään. Jäteluokkia pystytäänkin karsimaan huomattava määrä pois, sillä tiettyjen luokkien jätettä ei synny. Esimerkki tällaisesta jätteestä on 1C/AY, joka viittaisi siis hyvin aktiiviseen, aktivoituneeseen ja suurikokoiseen huoltojätteeseen. Lähtökohtaisesti kaikki syntyvä huoltojäte (konventionaalinen huoltojäte ja sahauksista syntyvät betoniliejut) pakataan tynnyreihin, sisältää vain kontaminoitunutta materiaalia eikä myöskään ole niin aktiivista, että se luokiteltaisiin 1 aktiivisuusluokkaan. Toisena esimerkkinä toimii valvonnasta vapautettava jäte, joka sisältäisi aktivoitunutta materiaalia (kaikki aktivoitunut materiaali

loppusijoitetaan lähtökohtaisesti). Pelkästään tämä kriteeri sulkee aktiivisuusluokan 3 omaavista jäteluokista puolet pois.

Syntymättömien jäteluokkien poissulkemisen jälkeen jäljelle jäävät luokat on esitetty seuraavassa luvussa taulukossa 9. Huomioitavaa vaarallisessa jätteessä on, että sen osalta ei juurikaan ole aiempia suunnitelmia (attribuuteista eikä määristäkään), joten ne käsitellään vain aktiivisina tai valvonnasta vapautettavina jätteinä tässä vaiheessa suunnittelua (aktiivisuusluokat 1 ja 2 on yhdistetty).

## **10.2 Käytöstäpoiston aikana syntyvien jätteiden määrä jäteluokittain**

Syntyvien jätemäärien arviot perustuvat Loviisan aktiivisuusinventaariin (Kupiainen et al. 2018), joka puolestaan perustuu pitkälti käytöstäpoiston työsuunnitelmaan (Mayer 2008). Aktiivisuusinventaarista poimitut jätemäärät on esitetty liitteessä 4. Liitteen 4 jätemäärien perusteella pystytään puolestaan arvioimaan määritettyjen jäteluokkien sisältämiä jätemääriä. Jäteluokat selitteineen sekä niiden massat ja pakkaustilavuudet on esitetty taulukossa 9. Taulukkoon on määritetty myös luokkien aktiivisuuspitoisuudet, jotka niin ikään pohjautuvat aktiivisuusinventaariin.

**Taulukko 9.** Eri jäteluokkien massat ja pakkaustilavuudet taulukoituina. (Kupiainen et al., 2018)

METALLI-/TERÄSJÄTE				
Luokka	Luokan selite	Massa [t]	Tilavuus [m <sup>3</sup> ]	Aktiivisuuspitoisuus [MBq/kg]
1A/AY	Paineastia, sisäosat, suojaelementit, lämpöeristelevyistö, kuivasiilon sisältö, säätösauvat	1060	1210	75000
1A/KY	Primääripiirin kokonaisina loppusijoitettavat suuret komponentit	2830	2490	2,4
2A/KX	Purkujätteenä syntyvät pienet kontaminoituneet metallikappaleet	?	?	?
2A/KY	Kontaminoituneet suuret prosessilaitteet, -putkistot ja venttiilit	3400	8700	0,063
3A/KX	Puhtaat pienet metalliosat	?	?	-
3A/KY	Puhtaat suuret metalliosat	?	?	-
BETONIJÄTE				
1B/AY	Biologisen suojan betoni	1100	1740	6,9
1B/KY	Vakavasti kontaminoituneet betonirakenteet, mahdollisesti mm. reaktorialtaista	?	?	?
2B/AY	Höyrystintilan aktivoituneen lattian betoni	530	360	0,0005
2B/KY	Lievästi kontaminoituneet betonirakenteet	9880	7510	0,025
3B/KY	Puhtaat betonirakenteet	?	?	-
HUOLTOJÄTE				
2C/KX	Kontaminoitunut huoltojäte ja sahauslieju	530	710	2,2
3C/KX	Puhdas huoltojäte	960	1280	-
VAARALLINEN JÄTE (ONGELMAJÄTE)				
12D/AKY	Aktiivinen suurikokoinen vaarallinen jäte	?	?	?
12D/AKX	Aktiivinen pienikokoinen vaarallinen jäte	?	?	?
3D/KY	Puhdas suurikokoinen vaarallinen jäte	?	?	?
3D/KX	Puhdas pienikokoinen vaarallinen jäte	?	?	?

### 10.2.1 Aktiivinen jäte

Pienten kontaminoituneiden metallikomponenttien materiaalimäärää ei ole aiemmin erikseen arvioitu. Arviointi on erittäin hankala tehtävä, sillä pientä metalliromua syntyy joka puolelta laitosta ja lähes jokaisen purkukokonaisuuden yhteydessä (pienet putket, venttiilit yms. komponentit sekä mahdollisesta jyrsimisestä syntyvät metallihiutaleet ja muut metallin työstön sivutuotteet). Tämän vuoksi kaikki syntyvä 2. aktiivisuusluokan metalliromu on oletettu sisältyvän suurempien komponenttien materiaalimäärään. Myös 1. ja 2. aktiivisuusluokan kontaminoituneet betonirakenteet on hankalaa erotella toisistaan. Oletettavasti matala-aktiivisempaa betonia syntyy hyvin runsaasti verrattuna korkea-aktiivisempaan, joten kaikki liitteessä 4 oleva kontaminoitunut betoni on luokiteltu kuuluvaksi 2. aktiivisuusluokkaan. 1. aktiivisuusluokan kontaminoitunutta betonia voi kuitenkin esiintyä esimerkiksi reaktorialtaiden rakenteissa.

Huoltojätteen määrät perustuvat laskennallisesti arvioituun syntyvien huoltojätetyynyrien määrään (3000 tynnyriä käytön aikaa vastaavaa huoltojätettä ja 544 tynnyriä betonin sahausliejuja). Loviisassa käytettävien jätetyynyreiden tilavuus on 0,2 m<sup>3</sup> ja yhden pakatun tynnyrin massaksi on tässä tapauksessa arvioitu 150 kg, joiden perusteella huoltojätteelle on määritetty massa ja tilavuus.

Käytöstäpoiston aikana syntyvien vaarallisten jätteiden määristä ei ole olemassa vielä kunnollisia arvioita, minkä vuoksi niiden osalta jätemäärät puuttuvat taulukosta 9 täysin. Vaarallisten jätteiden syntymäärää voidaan arvioida lähempänä käytöstäpoistoa kemiallisen karakterisoinnin kautta. Mahdolliset asbestiesiintymät laitoksen rakenteissa sekä kemikaalien ja liuottimien käyttö käytöstäpoiston aikana lisäävät vaarallisen jätteen määrää. Esimerkiksi mahdollisesta primääripiirin dekontaminoinnista voi syntyä ylimääräistä vaarallista jätettä kemikaalijäänteiden muodossa. Dekontaminoinnin yhteydessä kemialliset vaaratekijät ovat riippuvaisia käytettävästä dekontaminointimenetelmästä, eli toisin sanoen valitulle menetelmälle ominaisista kemikaaleista (kuten esimerkiksi CORD-menetelmässä oksaalihappo ja vetyperoksidi tai EPRI DFD:ssä fluoriboorihappo).

## 10.2.2 Valvonnasta vapautettava jäte

Valvonnasta vapautettavan jätteen määriä on arvioitu ainoastaan huoltojätteen osalta. Tässä tulee huomioida, että käytöstäpoiston aikana valvonnasta vapautettavaa monitoroitavaa jätettä syntyy aktiivisen materiaalin ohella. Huomattava osuus materiaaleista jää ehjäksi laitoksen rakenteina ja ne puretaan myöhemmin konventionaalisen purkamisen tavoin. Näille suoritetaan tietysti myös aktiivisuusmittaukset joiden perusteella rakenteet todetaan puhtaiksi. Tarvittaessa dekontaminoidaan mittauksissa kontaminoituneiksi todetut alueet.

Valvonnasta vapautettavan huoltojätteen määrä on arvioitu loppusijoitettavan tavallisen huoltojätteen arvion ja vuonna 2016 analysoitujen huoltojätetyynyreiden vapautusprosentin (68 %) perusteella. Betoniliejua ei tulla vapauttamaan, joten sitä ei oteta huomioon vapautettavan huoltojätteen määrää määritettäessä. Valvonnasta vapautettavan huoltojätteen määräksi muodostuu tällöin 6375 tynnyriä, 956 tonnia tai 1275 m<sup>3</sup>.

Kiinteiden rakennepintojen mittaukset suoritetaan pintakontaminaatiomittausten tavoin eikä varsinaista jätteiden käsittelyä (pakkaamista ja kuljetusta) tarvita. Ideaalitulanteessa aktiivisen betonin piikkaaminen saataisiin suoritettua niin tarkasti, että valvonnasta vapautettavaa betonimurskaa ei muodostuisi ollenkaan. Tällöin kaikki puhdas betoni jäisi tilojen rakenteisiin ja syntyvä aktiivinen murska voitaisiin pakata loppusijoituspakkauksiin ja kuljettaa aktiivisuusmittauksiin. Piikkauksen jälkeen aktiivisen ja ei-aktiivisen murskan erottelu toisistaan on hyvin työlästä murskan pienen palakoon vuoksi. Mitä tarkemmin aktiiviset alueet voidaan paikantaa ennen piikkausta, sitä vähemmän aktiivisen murskan joukkoon päätyy valvonnasta vapautettavaa murskaa, jonka loppusijoittamisesta aiheutuu turhia kustannuksia.

Konventionaalisen purkamisen vaiheessa molempien laitosyksiköiden reaktorirakennuksissa, turbiinirakennuksissa ja apurakennuksissa on kuitenkin arvioitu olevan yhteensä purettavaa puhdasta betonia 354000 tonnia ja metallia 52000 tonnia (Saarnio 2010, 3). Apurakennus pitää sisällään primääripiirin apujärjestelmät sekä varasto- ja korjaamotiloja. Apurakennukset ja reaktorirakennukset on siis todettu jo varsinaisen käytöstäpoiston aikana puhtaiksi ja tarvittavat dekontaminoinnit on suoritettu.

Loviisa on painevesireaktorilaitos, joten turbiinirakennukseen ei pääse normaalin toiminnan aikana kulkeutumaan radioaktiivisia aineita, sillä turbiineille tuleva höyry ei ole missään vaiheessa suorassa kosketuksessa aktiivisiin osiin. Loviisan laitostyösköiden höyrystimissä on kuitenkin ollut pieniä primääri-sekundääri -vuotoja (PRISE-vuotoja). Nämä ovat olleet kuitenkin niin pieniä, että sekundääripiiri ei ole kontaminoitunut. Sekundääripiiriä ei suunnitelmien mukaisesti sisällytetä kuuluvaksi käytöstäpoistoon. Turbiinirakennuksien voidaan siis olettaa olevan täysin puhtaita ilman mittausiakin. On mahdollista, että viranomaiset vaativat tarkastusmittauksia jossain määrin konventionaalisen purkamisen yhteydessä, mutta tarkempia aktiivisuusmäärittämiä ei enää tehdä. Näiden asioiden vuoksi edellä mainittuja materiaalmääriä ei käytetä suunniteltaessa valvonnasta vapautusmittauslaitteiden käsittelykapasiteettia.

### **10.3 Jäteluokille soveltuvat mittaustekniikat**

Tässä kappaleessa suunnitellaan jokaiselle jäteluokalle sopivat mittaustekniikat, jotta samanlaiset tekniikat omaavat jäteluokat voidaan yhdistää samoille jäteteiteille. Mittausmenettelyiden määrittämisessä on saatu arvokasta asiantuntijatukenä mittausteitteitä valmistavalta ja suunnittelu- sekä mittausteiteluita tarjoavalta Mirion Technologies Oy:ltä, joiden tuotevalikoima ydinjätehuoltoä varten on hyvin kattava. Taulukossa 10 on esitetty jokaiselle jäteluokalle sopiva yleinen mittaustechnikka/-teknikat. Lisäksi taulukossa on Mirion Technologiesin tarjoamista laitteista eri jäteluokille sopivat mittalaitteet. Mittalaitteita on useita eri malleja, mutta pyrkimyksenä on minimoida erilaisten mittausteitteiden määrä kustannustehokkuuden vuoksi.

Taulukosta 10 nähdään, että pääasialliset mittausteitteet, joita Loviisan käytöstäpoiston aikana voitaisiin käyttää ovat siis ISOCS, WM-2200 SGS -tynnyrimittauslaite, WM-2500 Gamma Box Counter sekä mahdollisesti vapautusmittauksissa RTM644Inc - vapautusmittausmonitori.

**Taulukko 10.** Jäteluokille soveltuvat mittaustekniikat sekä Mirion Technologiesin tarjoamista mittalaitteista soveltuvat mittalaitteet kullekin jäteluokalle.

METALLI-/TERÄSJÄTE			
Luokka	Luokan selite	Mittaustekniikat	Mirion Technologiesin mittalaitteista soveltuvin
1A/AY	Paineastia, sisäosat, suojaelementit, lämpöeristelevyistö, kuivasiilon sisältö, säätösauvat	Näytteenotto, mallinnus, annosnopeusmittaus	ISOCS
1A/KY	Primääripiirin kokonaisina loppusijoitettavat suuret komponentit	Näytteenotto, mallinnus, kokonaisgammamittaus	ISOCS
2A/KX	Purkujätteenä syntyvät pienet kontaminoituneet metallikappaleet	Tynnyrimittaus	WM-2200 SGS
2A/KY	Kontaminoituneet suuret prosessilaitteet, -putkistot ja venttiilit	Pyyhkäisynäyte, käsinmittaus, ISOCS	WM-2500 Gamma Box Counter / ISOCS
3A/KX	Puhtaat pienet metalliosat	Tynnyrimittaus	WM-2200 SGS / RTM644Inc
3A/KY	Puhtaat suuret metalliosat	Vapausmonitori/käsinmittaus	WM-2500 Gamma Box Counter / RTM644Inc
BETONIJÄTE			
1B/AY	Biologisen suojan betoni	Näytteenotto, ISOCS	WM-2500 Gamma Box Counter / ISOCS
1B/KY	Vakavasti kontaminoituneet betonirakenteet, mahdollisesti mm. reaktorialtaista	Näytteenotto, ISOCS	WM-2500 Gamma Box Counter / ISOCS
2B/AY	Höyrystintilan aktivoituneen lattian betoni	Näytteenotto, käsinmittaus/ISOCS	WM-2500 Gamma Box Counter / ISOCS
2B/KY	Lievästi kontaminoituneet betonirakenteet	Näytteenotto, käsinmittaus/ISOCS	WM-2500 Gamma Box Counter / ISOCS
3B/KY	Puhtaat betonirakenteet	Näytteenotto, käsinmittaus/ISOCS	WM-2500 Gamma Box Counter / RTM644Inc
HUOLTOJÄTE			
2C/KX	Kontaminoitunut huoltojäte ja sahauslieju	Tynnyrimittaus	WM-2200 SGS
3C/KX	Puhdas huoltojäte	Tynnyrimittaus	WM-2200 SGS / RTM644Inc
VAARALLINEN JÄTE (ONGELMAJÄTE)			
12D/AKY	Aktiivinen suurikokoinen vaarallinen jäte	Näytteenotto/pyyhkäisynäyte+käsinmittaus/ISOCS	WM-2500 Gamma Box Counter / ISOCS
12D/AKX	Aktiivinen pienikokoinen vaarallinen jäte	Tynnyrimittaus	WM-2200 SGS
3D/KY	Puhdas suurikokoinen vaarallinen jäte	Vapausmonitori/käsinmittaus	WM-2500 Gamma Box Counter / RTM644Inc
3D/KX	Puhdas pienikokoinen vaarallinen jäte	Tynnyrimittaus	WM-2200 SGS / RTM644Inc

ISOCS-mittaus soveltuu aktiivisille ja suurille komponenteille (ja oikeastaan mille tahansa muullekin). Sen avulla pystytään karakterisoimaan jopa paineastia, kunhan ilmaisimella kollimoidaan tarpeeksi pienelle alueelle. Kollimoinnilla estetään liian suuren säteilyintensiteetin pääseminen ilmaisimelle, jolloin ilmaisimella "tukkeutuisi". Heikkojen säteilijöiden säteilyenergia ei riitä läpäisemään paineastian paksua teräseinämää eikä niitä siten pystytä ISOCS:lla havaitsemaan seinämän lävitse. Heikot säteilijät täytyykin määrittää näytteenotolla tai mahdollisesti ISOCS:in avulla RPA:n yläpuolelta, kun RPA:n kansi on irrotettu.

Primääripiirin kokonaisina loppusijoitettavat komponentit voidaan karakterisoida ISOCS:lla segmentteittäin. ISOCS:n ollessa asennettuna liikuteltavaan kääryyn, on sen paikan vaihtaminen helppoa segmentin mittauksen jälkeen. Ilmaisimella kollimoidaan siten, että se näkee komponentista vain kuhunkin segmenttiin kuuluvan alueen. ISOCS:iin tulee olla luotuna myös malli mitattavasta kappaleesta. Mirionin mukaan suoraa CAD-mallia ei voida ISOCS:iin syöttää, mutta esimerkiksi CAD-mallin pohjalta ISOCS-mallinnus pystytään tekemään jopa päivässä. Kriittisenä tietona ISOCS-mallissa on mitattavan kappaleen tiheys. (Tallqvist et al., 2020) Segmentteittäin mitattaessa vältytään komponenttien pilkkomiselta, jolloin ne voidaan loppusijoittaa kokonaisina ja samalla vältytään kontaminaation leviämislta, joka pilkkomisoperaatiossa olisi riskinä.

Pienikokoinen aktiivinen metallijäte sijoitetaan tynnyreihin ja tynnyrit analysoidaan WM-2200 SGS -tynnyrimittauslaitteistolla. Poikkeuksen voivat muodostaa kuivasiiloissa säilytettävät pienikokoiset aktivoituneet komponentit. Jos kuivasiilot tyhjennetään niiden irrottamisen yhteydessä, niin silloin komponentit voidaan analysoida tynnyrimittauslaitetta käyttäen. Todennäköisesti kuivasiiloissa olevat komponentit ovat kuitenkin niin aktiivisia, että tynnyrimittauslaitteen käyttö ei ole säteilysuojellisuudesta suotavaa jätteiden kuljetteluun ja käsittelyyn kannalta. Toisena vaihtoehtona on, että kuivasiilot karakterisoidaan kokonaisina sisältöineen. Tällöin valituista mittalaitteista ISOCS on sopivin.

Loppusijoitettavaa betonia syntyy sekä lohkoina että murskeena. Lohkot loppusijoitetaan kokonaisina ja murske loppusijoituspakkauksissa (ei kuitenkaan tynnyreissä). Murske voidaan karakterisoida WM-2500 Gamma Box -monitoria käyttäen (neljä detektoria sivuilla ja yksi päällä). Betonilohkoista tulee ottaa kairausnäytteitä, joiden avulla

määritetään lohkojen sisällä oleva aktiivisuus sillä massavaimennuksen vuoksi NDA-menetelmillä ei "nähdä" lohkojen keskiosuksilla olevaa aktiivisuutta. Kairausnäytteet analysoidaan joko ISOCS:lla tai tarkempaa analyysiä tarvittaessa laboratoriossa. Näytteiden analysoinnin jälkeen lohkot mitataan WM-2500 Gamma Box -monitoria käyttäen. Näytteiden osoittaessa aktiivisuuden jakautuneen homogeenisesti, voidaan näytteiden ottoa vähentää samaa alkuperää olevista betonilohkoista ja analysoida nämä pelkästään WM-2500 Gamma Box -monitorilla ja määrittää laskennallisesti lohkojen kokonaisaktiivisuus.

Käytöstäpoiston aikana syntyvä huoltojäte mitataan kokonaisuudessaan WM-2200 SGS tyylisiä tynnyrimittauslaitteita käyttäen. Tynnyreiden mittaamisesta on runsaasti kokemusta jo laitoksen käytön ajalta, jolloin toimintatavat tynnyreiden kanssa ovat valmiiksi tuttuja. Valvonnasta vapautettavan materiaalin maksimoimiseksi lievästi vapaarajan ylittävät tynnyrit voidaan purkaa ja mitata tynnyreiden sisältö kannettavilla pintakontaminaatiomittareilla, jolloin tynnyreiden vapauttamisen estävät kontaminoituneet huoltojättekappaleet voidaan poistaa. Segmenttimittauksen perusteella tynnyreissä sijaitsevat kuumat pisteet voidaan paikantaa alustavasti jo ennen purkamista. Tynnyreihin pakattavaksi suunnitellut betonirakenteiden sahauksien yhteydessä syntyvät betoniliejut ovat lähtökohtaisesti loppusijoitettavaa jätettä kokonaisuudessaan. Niitä ei siis erotella loppusijoitettaviin ja valvonnasta vapautettaviin tynnyreihin. Vesipitoiset betoniliejut kiinteytetään tynnyreihin ennen aktiivisuusmittauksia loppusijoitustilojen pitkäaikaisturvallisuuden vuoksi.

Vaaralliset jätteet voidaan karakterisoida samoja mittausmenetelmiä käyttäen kuin muukin käytöstäpoistojäte. Tynnyreihin pakattava vaarallinen jäte analysoidaan tynnyrimittauslaitteita käyttäen ja suuremmat jättekappaleet (kuten sähkö- ja elektroniikkaromu) WM-2500 Gamma Box -monitorilla. Lähtökohtaisesti voidaan olettaa, että suuri osa syntyvästä vaarallisesta (kiinteästä) jätteestä on vapautettavissa, sillä esimerkiksi sähkö- ja automaatiolaitteita sijaitsee pääasiassa kontaminaatiotasoltaan vihreiksi luokitelluissa huonetiloissa (käytännössä tiloissa, joihin kontaminaatio ei pääse). Laitteista vain prosessijärjestelmien kanssa yhteisissä huonetiloissa sijaitsevat ovat voineet kontaminoitua/aktivoitua käytön aikana.

Toisenlaisena vaihtoehtona valvonnasta vapautusmittausten suorittamiseen on käyttää RTM644Inc -tyyppistä valvonnasta vapautusmonitoria. Laitteella voitaisiin mitata mahdollisesti vapautettavissa olevia tynnyreitä sekä muuta sekalaista jätettä, joka monitorin mittauskammioon mahtuu. Laitetta on esitelty tarkemmin jo kappaleessa 7.3.6. Kyseinen monitori olisi hyvin nopea määrittämään jätteiden kokonaisaktiivisuuden muovituikeilmaisimillaan, mutta nuklidikohtaisten aktiivisuuksien määrittäminen ja täten myös vapautuspäätös tulisi vahvasti pohjauttaa nuklidivektoreihin. YVL D.4 liitteen C kohdassa b otetaan kantaa nuklidivektoreiden käyttöön gammaspektrometrian yhteydessä. Sen mukaisesti jätteen sisältämät heikot gammasäteilijät sekä alfa- ja beetasäteilijät on huomioitava nuklidisuhteita käyttäen. Radionuklidien aktiivisuuksien johtamiseen kokonaisaktiivisuudesta ei oteta YVL:ssä kantaa, minkä vuoksi RTM644Inc-tyylisten vapautusmonitorien käyttö tulee luvittaa STUKilla ennen niiden hyödyntämistä vapautusmittauksissa.

## 10.4 Jättereitit ja niiden jätemäärät

Samantyyppisen mittausmenettelyn omaavat jäteluokat voidaan yhdistää omiksi jättereiteikseen. Nämä on esitetty taulukossa 11. 17 jäteluokan jakaminen yhteisille jättereiteille muodostaa yhdeksän toisistaan eroavaa jätereittiä.

**Taulukko 11:** Muodostetut jäteluokat yhdistettyinä eri jättereiteille. Massasarake ilmaisee molempien laitosyksiköiden jätemassat yhteensä.

JÄTEREITIT			
Reitti	Sisältyvät jäteluokat	Mittausmenettely	Massa [t]
1	1A/AY;	Näytteenotto, mallinnus, annosnopeus	1060
2	1A/KY	Näytteenotto, mallinnus, kokonaisgamma	2830
3	2A/KX; 2C/KX; 12D/AKX	Tynnyrimittaus	530 (tässä vain huoltojäte)
4	12D/AKY	Tapauskohtainen (riippuu vaaratekijästä)	?
5	2B/AY; 2B/KY	Näytteenotto, käsinmittaus/gammamittaus	10400
6	1B/AY; 1B/KY	Näytteenotto, gammamittaus	1100
7	2A/KY	Pyyhkäisynäyte, gammamittaus	3420
8	3A/KX; 3C/KX; 3D/KX	Tynnyrimittaus	960 (tässä vain huoltojäte)
9	3A/KY; 3B/KY; 3D/KY	Näytteenotto, vapautusmonitori/ gammamittaus	?

Ensimmäinen ja toinen reitti muodostuvat vain yksistä aiemmin määritetyistä jäteluokista. Ensimmäinen reitti sisältää käytännössä kaiken aktivoituneen metallijätteen

(RPA:t sisäosineen, kuivasiilojen sisällön ja säätösauvat). Toinen reitti sisältää primääripiirin suuret kontaminoituneet kokonaisina loppusijoitettavat komponentit. Nämä kaksi käsitellään komponenttitasolla, sillä varsinaisia jätepakkauksia niistä ei synny. Kuivasiilot ovat ongelmallisia karakterisoinnin näkökulmasta sillä niihin on haudattu hyvin aktiivisia komponentteja, joiden annosnopeus ylittää jopa 10 Sv/h komponenttien pinnoilta mitattuna. Kuivasiilojen loppusijoituskonseptia kehitetään parasta aikaa ja sen valmistuttua soveltuvimmat karakterisointitoimet voidaan määrittää. Sen vuoksi tässä vaiheessa kuivasiilojen sisällön karakterisointia ei ole tarkemmin huomioitu.

Kolmas reitti sisältää jäteluokat, joista muodostuu loppusijoitettavaa tynnyrijätettä. Reitti koostuu huoltojätteestä (tavallinen huoltojäte ja betonin sahausliejut) sekä pienistä metallikomponenteista ja pienikokoisesta vaarallisesta jätteestä. Neljäs reitti sisältää puolestaan suurikokoisen vaarallisen jätteen, jota ei pystytä tynnyreihin sijoittamaan.

Reitit 5 ja 6 sisältävät syntyvän loppusijoitettavan betonijätteen. Eroavaisuutena reittien välillä on betonijätteen aktiivisuustaso. Matala-aktiivisempaa betonia (reitti 5) voidaan tarvittaessa mitata myös kannettavilla mittareilla. Tällaista betonia syntyy erityisesti höyrystintilan lattian sekä reaktorikuilun, -syvennyksen ja allasalueen purkamisesta. Huomattavasti pienempiä määriä syntyy mm. apurakennusten kontaminoituneen betonin purkamisen yhteydessä. Aktiivisempaa betonia (reitti 6) syntyy reaktorin biologisen suojan aktivoituneen betonin purkamisesta.

Reitti 7 sisältää muissa loppusijoituspakkauksissa kuin tynnyreissä loppusijoitettavat metallikomponentit, kuten suuremmat putket, venttiilit ja pumput.

Reitit 8 ja 9 koostuvat esilajittelun yhteydessä mahdollisesti valvonnasta vapautettavaksi todetusta jätteestä. Reitti 8 sisältää tynnyreissä mitattavat jätteet ja reitti 9 jätteet, jotka eivät mahdu tynnyreihin.

Eri jätereiteillä kulkevat jätemäärät voidaan määrittää karkeasti Loviisan käytöstäpoistovaiheiden aikataulun perusteella. Jätemäärät on jaettu tässä tapauksessa kolmen kuukauden aikaväleille. Kuten edellä mainittiin, reitit 1 ja 2 karakterisoidaan

komponentteittain. Niiden aikataulu on esitetty taulukossa 12. Muiden reittien jätemäärät on esitetty taulukossa 13.

**Taulukko 12.** Jättereiteille 1 ja 2 sisältyvien komponenttien karakterisoinnin aikataulu.

Aikajakso	Karakterisoitavat komponentit
I/2030	1 erä säätösauvoja
II/2030	1 erä säätösauvoja
III/2030	Reaktoripaineastia
IV/2031	Bubbler, 4 kpl hätäakkuja
II/2032	Paineistin
III/2032	1 kpl höyrystimiä, reaktorin sisäosat
IV/2032	4 kpl höyrystimiä, 4 erää säätösauvoja, RPA:n kansi
I/2033	1 kpl höyrystimiä
IV/2033	Reaktoripaineastia
II/2034	Reaktorin sisäosat
III/2034	RPA:n kansi
IV/2034	6 erää säätösauvoja
IV/2035	5 kpl höyrystimiä
I/2036	1 kpl höyrystimiä, 4 kpl hätäakkuja
II/2036	Paineistin
III/2036	Bubbler

**Taulukko 13.** Jättereittien 3 - 9 jätemäärät kolmen kuukauden aikavälein. Jättemäärät on ilmoitettu yksikössä t/d sillä oletuksella, että kolmeen kuukauteen sisältyy 63 työpäivää.

Reitti	3	4	5	6	7	8	9
I/2030	0,2	?	0	0	0	0,5	?
II/2030	0,2	?	0	0	0	0,5	?
III/2030	0,3	?	0	0	0	0,5	?
IV/2030	0,3	?	0	0	0	0,5	?
I/2031	0,3	?	0	0	2,1	0,5	?
II/2031	0,3	?	0	0	2,1	0,5	?
III/2031	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
IV/2031	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
I/2032	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
II/2032	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
III/2032	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
IV/2032	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
I/2033	0,3	?	19,7	1,2	2,1	0,5	?
II/2033	0,2	?	19,7	0	2,1	0,5	?

Reitti	3	4	5	6	7	8	9
III/2033	0,4	?	19,7	0	2,1	0,5	?
IV/2033	0,2	?	19,7	0	2,1	0,5	?
I/2034	0,2	?	0	0	4,2	0,5	?
II/2034	0,3	?	4,2	0	2,1	0,5	?
III/2034	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
IV/2034	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
I/2035	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
II/2035	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
III/2035	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
IV/2035	0,3	?	0	1,2	2,1	0,5	?
I/2036	0,3	?	19,7	1,2	2,1	0,5	?
II/2036	0,2	?	19,7	0	2,1	0,5	?
III/2036	0,2	?	19,7	0	2,1	0,5	?
IV/2036	0,2	?	19,7	0	2,1	0,5	?
I/2037	0,4	?	0	0	2,1	0,5	?
II/2037	0,3	?	4,2	0	0	0,5	?
III/2037	0,2	?	0	0	0	0,5	?

Taulukossa 13 esitetyt jätteiden massavirrat on määritetty seuraavin perustein:

Reitti 3: Tynnyreissä mitattavaksi loppusijoitettavaksi jätteeksi on tässä tapauksessa huomioitu vain normaali huoltojäte ja betonilietteet, sillä pienten tynnyreissä mitattavien komponenttien määrää on hyvin hankalaa määrittää. Normaalin huoltojätteen määrä on jaettu tasaisesti jokaiselle aikajaksolle (0,2 t/d). Tästä poikkeavat luvut sisältävät karakterisoitavia betonilietteitä biologisen suojan, reaktorikuilun, reaktorisyyvennyksen, allasalueen tai höyrystintilan lattian purusta.

Reitti 4: Aktivoituneen/kontaminoituneen vaarallisen jätteen määrästä ei ole saatavilla kunnollisia arvioita. Tämän vuoksi reitin 4 massavirtaakaan ei ole tässä yhteydessä määritetty.

Reitti 5: Matala-aktiivisempaa betonia (lohkoja/mursketta) syntyy reaktorikuilun, reaktorisyyvennyksen ja allasalueen purkamisesta huomattavia määriä (19,7 t/d) niiden purkujakson aikana. Pienempi määrä karakterisoitavaa betonia muodostuu biologisen suojan purusta (4,2 t/d).

Reitti 6: Korkea-aktiivisempi betoni on peräisin reaktorin biologisesta suojasta.

Reitti 7: Loppusijoitusta varten karakterisoitavia metallikomponentteja tulee jokaisen purkutyön yhteydessä, joita valvonta-alueella tehdään. Pienten metallikomponenttien määrää on hyvin hankala arvioida, joten tälle reitille on asetettu kaikki syntyvä kontaminoitunut metallijäte. Metallijätteen syntyminen on oletettu alkavan LO1:llä ajanjaksolla I/2031, jolloin primääripiirin kontaminoituneiden prosessijärjestelmien purkaminen alkaa. Höyrystintilan ulkopuolisten laitteiden ja putkistojen purkaminen on ajoitettu päättyvän I/2034, jolloin myös LO1:n metallijätteen syntyminen päättyy. Vastaavat työvaiheet LO2:lla alkaa I/2034 ja päättyy I/2037. Metallijätteen kertyminen on oletettu olevan tasaista näiden ajanjaksojen välillä, jolloin metallijätteen massavirraksi muodostuu 2,1 t/d. Tästä poikkeuksena on I/2034, jolloin metallia syntyy molempien laitossyksiköiden purusta samanaikaisesti ja tämän jakson aikana massavirta on siis 4,2 t/d.

Reitti 8: Valvonnasta vapautettava tynnyrijätteen määrä on arvioitu syntyvän loppusijoitettavan tavallisen huoltojätteen määrän ja vuonna 2016 analysoitujen tynnyreiden vapautusprosentin perusteella. Koska kyse on ainoastaan tavallisesta huoltojätteestä, on sen syntyminen jaettu tasaisesti koko käytöstäpoiston ajalle. Tällöin huoltojätettä syntyy 0,5 t/d.

Reitin 9: Suurikokoisemmalle vapautettavalle jätteelle ei ole määritetty massavirtaa, sillä sen syntymäärää on lähes mahdoton arvioida. Metallikomponentit, betonirakenteet sekä vaarallinen jäte luokitellaan kuuluvaksi reitille 9 käytöstäpoiston aikaisten esimittausten perusteella.

## **10.5 Mittauslaitteiden sijoittuminen laitoksella**

Eri jäteluokille esitettiin soveltuvat Mirion Technologiesin tarjoamat mittauslaitteet taulukossa 10. Jättereittien jakoa voidaan edelleen jatkaa perustuen näihin laitteisiin, jolloin tarvittavien laitteiden määrä voidaan arvioida reittien massavirtojen perusteella ja samalla suunnitella mittalaitteiden sijoittuminen laitoksen tiloihin. Mielenkiinnon kohteina mittauslaitteiden lukumäärän määrittämisessä ovat ajanjaksot, joilla jätettä syntyy eniten. Lisäksi lähtökohtaisesti aktiiviselle ja valvonnasta vapautettavalle jätteelle tarvitaan eri mittauspisteet, sillä etenkin valvonnasta vapautettavan jätteen analysointi

vaatii hyvin matalan taustasäteilyn luotettavien aktiivisuusmittaustulosten saamiseksi. Pelkästään tämä tekijä nostaa kunkin mittalaitteen määrän kahteen kappaleeseen.

### 10.5.1 Mittalaitteilla analysoitavien jätevirtojen suuruus

Reittien 1 ja 2 komponentit karakterisoidaan ISOCS-laitteistoa käyttäen. ISOCS-laitteistot ovat helposti liikuteltavia ja niitä käytetään in-situ tyylisesti, eikä niille siten tämän työn yhteydessä suunnitella tarkempaa määrää tai sijoituspaikkaa. Mirionin suosituksena on kuitenkin käyttää maksimissaan 3-4 laitetta, jotta eri laitteiden mittaustulokset voidaan vielä yhdistää luotettavaksi kokonaistulokseksi (Tallqvist et al., 2020). ISOCS-laitteistojen käyttö keskittyy suurten komponenttien karakterisointiin kokonaisina ja näiden aikataulu esitettiin edellä taulukossa 12.

Jättereiteistä reitit 3 (aktiivinen) ja 8 (valvonnasta vapautettava) ovat tynnyrijätettä, jolloin ne analysoidaan WM-2200 SGS tynnyrimittauslaitteistoja käyttäen. Taulukosta 13 nähdään, että reitillä 3 suurimmat jätemäärät syntyvät ajanjaksoilla III/2033 ja I/2037 ollen 0,4 t/d eli 2,5 tynnyriä/päivä. Valvonnasta vapautettavia tynnyreitä on oletettu puolestaan syntyvän tasaisesti 0,5 t/d eli 3,3 tynnyriä/päivä.

Jättereiteistä kaikki loput (4, 5, 6, 7 ja 9) analysoidaan WM-2500 Gamma Box Counter -konfiguraation avulla. Jättereiteille määritetyistä massoista yhteenlaskettuina suurimmat massavirrat esiintyvät ajanjaksoilla I/2033 ja I/2036 ollen 23 t/d. Oletettaessa, että yhteen jätepakkaukseen mahtuu 2,5 tonnia jätettä tai betonilohko on painoltaan 2,5 tonnia, saadaan päivittäiseksi pakkausten/lohkojen määräksi  $9,2 \text{ d}^{-1}$  kahden runsaimmin jätettä tuottavan ajanjakson ajalle. Taulukosta 13 voidaan arvioida myös jätepakkauksien/betonilohkojen kokonaismäärää jakamalla massavirrat oletetulla pakkauskohtaisella massalla (2,5 t), kertomalla työpäivien määrällä (63 kpl) ja summaamalla näiden laskutoimitusten tulokset yhteen. 2,5 tonnin keskimääräisellä massalla jätepakkauksia kertyisi yhteensä 5985. Loviisan aktiivisuusinventaarissa pakkauksien kokonaismääräksi on määritetty 6069 kappaletta (Kupiainen et al. 2018). Luvut ovat hyvin lähellä toisiaan, jolloin voidaan vahvistaa 2,5 tonnia sopivaksi pakkauskohtaiseksi jätemääräksi.

### 10.5.2 Vaadittavat mittausajat ja mittalaitteiden määrä

Mirionin mukaan WM-2200 SGS -laitteella yhden tynnyrin analysoinnissa kestää n. 30 minuuttia (Tallqvist et al. 2020). Lisätään tähän aikaan vielä arvioitu tynnyrin käsittelyyn ja siirtelyyn kuluva aika, jonka on nyt oletettu olevan 15 minuuttia. Yhden tynnyrin karakterisointi vie siis kokonaisuudessaan 45 minuuttia. Valvonnasta vapautettavat 3,3 tynnyriä/päivä vaativat täten 2,4 tuntia tai konservatiivisesti 4 tynnyriä 3 tuntia. Koska valvonnasta vapautettavalle jätteelle ja loppusijoitettavalle jätteelle tulee hankkia omat tynnyrimittauslaitteensa on 3 tuntia määräävä aika laitteiden lukumäärän kasvattamisessa. Kolmen tunnin päivittäinen aika on hyvin toteutettavissa, joten syytä useamman tynnyrimittauslaitteen hankinnalle ei kuitenkaan ole. WM-2200 SGS laitteita tarvitaan siis yhteensä kaksi kappaletta.

Mirionin mukaan myös WM-2500:lla menee n. 30 minuuttia yhden pakkauksen karakterisointiin neljää ilmaisinta käyttäen (Tallqvist et al. 2020). Tämä aika on tosin mitoitettu 1 x 1 x 3 m<sup>3</sup> kokoiselle pakkaukselle, joka on Loviisassa käytettäväksi suunniteltuja pakkauksia pienempi, sillä 120 mm betonipakkauksen ulkotilavuus on noin 5 m<sup>3</sup> ja 300 mm pakkauksen 9 m<sup>3</sup>. Molempien pakkauksien sisätilavuudet ovat kuitenkin 3,2 m<sup>2</sup>, jolloin analysointiajan voidaan olettaa olevan lähellä Mirionin ilmoittamaa 30 minuuttia etenkin asennettaessa yksi lisäilmaisimittamaan pakkaus myös yläpuolelta. Lisätään tähän 15 minuutin käsittelyaika, kuten tynnyreillekin, jolloin yhden pakkauksen karakterisointiin kuluisi yhteensä 45 minuuttia. 9,2 pakkauksen karakterisointiin kuluu tällöin 6,9 h/d tai konservatiivisesti 10 pakkauksen karakterisointiin 7,5 h/d.

Edellä määritetyn päivittäisen karakterisointiajan täyttäminen edellyttää jatkuvaa mittaustoimintaa työvuoron aikana. Suurin osa ajasta kuluu kuitenkin jätepakkauksen analysointiin, joka ei edellytä toimenpiteitä mittauksen aloittamisen ja lopettamisen välillä. Työnkuva on siis lähinnä mittauslaitteen toiminnan valvomista. Yksi henkilö riittää mittausmonitorin käyttämiseen ja toinen henkilö tarvitaan pakkauksien siirtelyyn. Varsinainen karakterisointitoiminta voidaan siis suorittaa hyvin pienellä henkilömäärällä ja lisäksi säteilysuojeluorganisaation edustajia on oletettavasti jatkuvasti paikalla muutenkin. Tällöin yksi vaihtoehto käytöstäpoiston purkamisen ja purkujätteen karakterisoinnin sujuvalle yhteen saattamiselle on tehdä purkaminen ja karakterisointi eri työvuoroissa.

Purkaminen vaatii huomattavasti suuremman työvoimakapasiteetin kuin jätteiden karakterisointi. Purkamistoimia voitaisiin tällöin tehdä aamuvuoron aikana ja iltavuorossa karakterisoida aamuvuoron aikana kertyneet jätepakkaukset pienemmällä henkilöstömäärällä. Iltavuoron aikana pakkausten siirtelyyn ja mittaustoimintaan kohdistuisi myös vähemmän häiriötekijöitä, kuten esimerkiksi muuta ihmis- tai tavaraliikennettä. Mikäli koko iltavuoro voidaan hyödyntää pakkausten karakterisointiin, pystytään myös runsaimmat jätemäärät analysoimaan ilman ylimääräisiä laitehankintoja. Tällöin myös WM-2500 Gamma Box Counter -laitteistoille riittävä määrä on kaksi kappaletta, aktiiviselle jätteelle ja valvonnasta vapautuskelpoiselle jätteelle omansa. Myös väliaikaisvarastointitiloja voidaan hyödyntää hetkittäin suurempien jätemäärien joustavammassa käsittelyssä.

### 10.5.3 Jätteiden fyysiset kulkureitit laitoksella

Liitteessä 6 on havainnollistettu jätteen liikkumista Loviisan voimalaitoksella. Jäte pyritään esilajittelemaan aktiivisuuden perusteella jo syntypaikallaan annosnopeusmittauksien sekä pyyhkäisynäytteiden avulla. Esilajittelun perusteella selkeästi aktiiviset ja mahdollisesti vapautettavat jätteet erotellaan toisistaan. Selkeästi aktiiviset komponentit sijoitetaan betonisiin tai puisiin loppusijoituspakkausihin ja vapautettavat jätteet niitä varten varattuihin vapautuslaatikoihin. Huoltojätteet kerätään lisäkenkärajojen poistulon yhteydessä sijaitseviin muovisäkkeihin. Myös täydet huoltojättesäkit esimitataan ja lajitellaan puhtaiden ja aktiivisten kesken eri rullakoihin tai muunlaisiin helposti liikuteltaviin kärkeihin.

Valtaosa syntyvästä jätteestä on peräisin reaktorirakennuksesta. Aktiivisen ja valvonnasta vapautettavan jätteen käsittelyalueet pidetään toisistaan erillään, jotta aktiiviset jätteet eivät aiheuta taustan vaihteluita valvonnasta vapautusmittauksien yhteydessä. Samasta syystä aktiivisten ja vapautuskelpoisten jätteiden siirtely tulee porrastaa siten, että aktiivista jätettä ei siirrellä vapautusmittauksien aikana mittauspisteen läheisyydessä.

Esimitauksien perusteella vapautuskelpoisiksi todetut huoltojättesäkit mitataan vielä uudelleen erillisessä huoltojätteen esilajittelupisteessä. Tällä käytännöllä pyritään maksimoimaan vapautettavien tynnyrien määrä ilman, että jo prässätyt ja mitatut tynnyrit joudutaan purkamaan yksittäisten aktiivisten jättekappaleiden poistamiseksi puhtaan

jätteen seasta. Lajiteltu huoltojäte viedään aktiivisen tai vapautuskelpoisen jätteen prässäyspisteelle, missä ne prässäetään jätetynnyreihin.

Prässäyksen jälkeen tynnyrit siirretään mitattaviksi (aktiiviset omalle ja vapautuskelpoiset omalle pisteelle). Mittaustulosten perusteella vapautuskelpoiset tynnyrit voidaan siirtää laitokselta ulos ja aktiivisuutta sisältävät tynnyrit loppusijoitustiloihin. Vaihtoehtoisesti tynnyrin sisältö voidaan purkaa ja poistaa aktiiviset kappaleet kannettavia kontaminaatiomittareita apuna käyttäen.

Muiden jätepakkausten kulkureitti eroaa hieman tynnyrijätteestä. Niille ei suoriteta enää toista esimittausta, sillä painavamman jätteen purkaminen pakatuista jätepakkauksista on paljon työläämpää kuin huoltojätessäkkien erottelu. Esimittauksien perusteella puhdasta jätettä sisältävät vapautuslaatikot kuljetaan vapautusmittauksiin ja aktiiviset jätepakkaukset ja betonilohkot kuljetetaan puolestaan aktiivisuusmittauksiin.

Laitokselle tulee varata myös varastotilat sekä vapautuskelpoisille että aktiivisille jätteille. Varastotiloina voi hyödyntää nykyisiä tiloja (erityisesti nykyistä tynnyrivarastoa). Aktiivisen jätteen varastotiloissa tulee huomioida riittävä säteilysuojaus. Lisäksi betonisten pakkausten suuren massan vuoksi on huomioitava lattiarakenteiden kantavuusrajoitukset pakkauksia päällekkäin pinottaessa.

#### **10.5.4 Järjestelyt valvonnasta vapautusta varten**

Jätteiden käsittely- ja mittauspisteiden sekä varastointitilan ympärille tulee rakentaa tehokkaat säteilysuojarakenteet, jotta mittaustulokset eivät vääristy aktiivisen materiaalin aiheuttamasta taustasäteilystä eikä aktiivisen jätteen varastointitila aiheuta säteilyannosta muissa tiloissa työskenteleville henkilöille. Rakennelmat voidaan valaa betonista tai käyttää paikoittain esimerkiksi liikuteltavia lyijysermejä. Valvonnasta vapautus -mittauksia varten säteilysuojaus on erittäin tärkeää, sillä tällöin mittausajat lyhenevät ja mittaustarkkuus paranee. Jos vapautusmittauksia suoritetaan laitoksella, on ilmaisimet suunnattava siten, että ne näkevät vain mitattavan kappaleen eikä esimerkiksi seinän toisella puolella mahdollisesti olevaa aktiivista jättekappaletta.

Toinen vaihtoehto valvonnasta vapautusmittauksien suorittamispaikalle on laitosalueelle suunnitella oleva lämmin jätteiden käsittelyhalli (JÄKÄLÄ-halli). Hallia on suunniteltu käytettäväksi vapautettavan jätteen käsittely- ja mittaustilana sekä huoltojätteen ja kiinteytetyn nestemäisen jätteen varastointitilana. Hallia voidaan käyttää myös käytöstäpoiston aikaisiin vapautusmittauksiin. Hallin taustasäteilytaso on laitoksen sisäisiä tiloja pienempi, jolloin mittaustuloksista saadaan luotettavampia ja mittaukset voidaan suorittaa myös nopeammin. Tällöin vapautusmittauksiin suunnitellut laitteet sijoitettaisiin JÄKÄLÄ-halliin.

### **10.5.5 Kontaminaation leviämisen estäminen jätteitä käsiteltäessä**

Ennen ulosviemistä aktiivisten jätepakkausten ulkopinnat dekontaminoidaan tarvittaessa, jotta laitoksen ja loppusijoitustilan välisen ajoreitin kontaminoitumisriski minimoituu. Betonilohkojen ulkopintojen dekontaminointi voi olla hankalaa rosoisen ja huokoisen pinnan vuoksi. Lohkot voidaan muovittaa huolellisesti ja siirtää ne muovitettuina loppusijoitustilaan. Jätepakkausten ulkoseinämien kontaminoituminen estetään jo lähtökohtaisesti sillä, että jätteenkäsittelytilat tulee pitää puhtaina. Tiloissa suoritetaan säännöllistä kontaminaatioseuranta pyyhkäisyinäyttein, jotta kontaminaation leviäminen tiloissa saadaan estettyä.

JÄKÄLÄ-hallia käytettäessä vapautusmittauksissa ja tällöin materiaalia ulkokautta kuljettaessa valvonta-alueelta toiselle, tulee varmistua kuljetettavan materiaalin ulkopintojen puhtaudesta. Tällöin jätepakkauksille tulee suorittaa ulosmittaukset ennen niiden siirtämistä JÄKÄLÄ-halliin. Ulosmittaukset valvonta-alueelta voidaan suorittaa kannettavia pintakontaminaatiomittareita käyttäen. Samalla varmistutaan siitä, että pakkauksissa ei ole selkeästi aktiivisia jätekappaleita ja vältetään näin taustasäteilyn kasvaminen hallin tiloissa.

## **10.6 Alfa- ja beetakontaminaatio sekä näytteenotto**

Alfa- ja beetanuklideja ei pystytä mittaamaan jätteestä suoraan gammaspektrometrisillä laitteilla, vaan niiden aktiivisuus tulee arvioida näytteenottojen kautta muodostettuja nuklidivektoreita käyttäen. Todennäköisimmin alfa-kontaminaatiota esiintyy niissä laitteissa ja järjestelmissä, jotka ovat olleet suorassa kosketuksessa polttoaineeseen tai

nestemäisiin jätteisiin (Kälviäinen, 2018). Ennen käytöstäpoiston alkua suoritetaan alfakontaminaation kartoitusmittaukset tiloissa, joissa alfakontaminaation riski on olemassa. Tällöin alfakontaminaation laajuudesta saadaan käsitys ennen purkutöiden aloittamista.

Loviisan voimalaitoksella suoritettiin alfakontaminaation mittausohjelma vuoden 2019 vuosihuoltojen yhteydessä. Alfatasojen määrittäminen perustui kuivapyyhkäisy näytteisiin, jotka analysoitiin Nutronic NT200 -verrannollisuuslaskurilla. Alfakontaminaatiotasot todettiin yleisesti erittäin mataliksi kummallakin laitosyksiköllä. Korkein alfakontaminaatio ( $3 \text{ Bq/cm}^2$ ) löytyi näytteestä, joka oli otettu LO2:n kuivasiilossa varastoituna olevasta välitangosta. Vihreän alfakontaminaatioluokituksen ylittäviä ( $> 0,4 \text{ Bq/cm}^2$ ) näytteitä löytyi LO1:llä pääkiertopumpusta ja reaktorikannen tiivistepinnasta sekä LO2:lla välitangon lisäksi säätösauvakoneistosta. (Hyypiä, 2019a) Vaikka alfakontaminaatiotasot ovat tällä hetkellä matalat, voivat ne vielä nousta ennen käytöstäpoiston alkamista esim. mahdollisen polttoainevuodon seurauksena. Siksi tämän hetkisiä alfakontaminaatiotasoja ei voida käyttää absoluuttisina suunnitteluperusteina käytöstäpoiston ajalle, vaan kontaminaatiotasot ja -laajuus varmistuvat valmisteluvaiheen aikana tehtävän kontaminaatiokartoituksen yhteydessä.

Nuklidivektoreiden nuklidisuhteet tulee olla etenkin valvonnasta vapautus -mittauksia varten konservatiivisia, jotta laskettuja aktiivisuuspitoisuuksia ei aliarvioida. Tällä käytännöllä ja riittävällä varmuusmarginaalilla varmistetaan, että vapautettavien jätteiden aktiivisuuspitoisuudet oikeasti jäävät vapautusrajojen alapuolelle. Kappaleessa 7.3.2 esitettiin kolme eri menetelmää nuklidivektoreiden määrittämiseen. Konservatiivisia ja edustavia nuklidivektoreita saadaan tilastollisella menetelmällä ja hyvin konservatiivisia, mutta ei edustavia kattavan nuklidivektorin määrittämismenetelmällä. Kattavan nuklidivektorin ylikonservatiivisuuden vuoksi osa todellisuudessa vapautettavissa olevasta jätteestä voidaan joutua loppusijoittamaan, josta aiheutuu lisäkustannuksia. Suositelluksi menetelmäksi jää siis tilastollinen vektoreiden määrittäminen, vaikka se vaatii enemmän näytteitä kuin muut menetelmät.

Loviisan voimalaitoksella (kuten muillakin ydinvoimalaitoksilla) on runsaasti eri järjestelmiä, jotka toteuttavat eri toimintoja. Tällöin nuklidivektoreiden määrittäminen on järkevää tehdä järjestelmäkohtaisesti. Otettavien näytteiden määrä ja näytteenottokohdat

määritetään näytteenottosuunnitelmassa, joka tulee valmistella viimeistään käytöstäpoiston valmisteluvaiheen aikana. Yleisesti voidaan kuitenkin olettaa, että jokaisesta järjestelmästä tulee ottaa 5 - 20 näytettä järjestelmän laajuudesta riippuen (Kälviäinen, 2018; Bothe, 2009). Näytteet tulee ottaa järjestelmien aktiivisista kohdista huomioiden samalla ALARA-periaate. Näytteenottokohdat eivät saa olla kohtuuttoman aktiivisia eikä niiden luokse päästävyys kohtuuttoman hankalaa. Nuklidivektoreiden kokonaismäärää voidaan vähentää määrittämällä pienille ja saman materiaalin omaaville järjestelmille yhteiset vektorit.

Nuklidivektorit tulee olla määritettyinä ennen purkutöiden aloittamista, joten niiden määrittäminen ei vaikuta purkuvaiheen aikaiseen mittalaitekapasiteettiin. Beetanuklidit määritetään näytteistä nestetuikelaskentaa käyttäen. Tällä hetkellä Loviisan voimalaitoksen laboratoriossa on käytössä HIDEX 300SL -nestetuikelaskin, jota voidaan käyttää myös nuklidivektoreiden beetanuklidien määrittämiseen. Beetaspektrin jatkuvuuden vuoksi eri beetanuklidien määrittäminen samasta näytteestä on hankalaa, jolloin näytteille joudutaan hyvin todennäköisesti tekemään kemiallisia erotuksia. Alfa-nuklidit joudutaan erottamaan käytännössä lähes välttämättä niiden lähekkäisten energioiden vuoksi.

Lähteessä (Hou, 2010) on listattu tanskalaisen teknillisen korkeakoulun Risø DTU:n kansallisen laboratorion analysointikapasiteetit nuklidikohtaisesti. Hou on esittänyt taulukossaan analysointikapasiteetin lisäksi kullekin nuklidille mm. sopivan erotusmenetelmän, mittaumenetelmän ja havaitsemisrajat. Analysointikapasiteetti eri nuklidien välillä vaihtelee nestetuikelaskennassa 10:sta näytteestä viikossa/henkilö 50:een näytteeseen päivässä/henkilö. Alfa-spektrometrialla määritettävien alfa-nuklidien analysointikapasiteetti vaihtelee puolestaan 8:sta näytteestä viikossa/henkilö 30:een näytteeseen viikossa/henkilö. (Hou, 2010) Käytöstäpoiston yhteydessä purettavia järjestelmiä on 22 kappaletta (Mayer, 2008). Jokaisesta järjestelmästä otettaessa esimerkiksi 15 näytettä, olisi kokonaisnäyttemäärä 330 näytettä. Bothen mukaan näytteistä kaikki tulisi analysoida gammaspektrometrisesti ja niistä saatujen tulosten perusteella näytteistä n. 10 % nestetuikelaskentaa tai alfaspektrometriaa käyttäen, jotta beeta- ja alfa-nuklidit saadaan määritettyä (Bothe, 2009). Tällöin 33 näytettä päätyisi tarkempaan analysointiin ja hitaimmin analysoitavien nuklidien määrittämiseen kuluisi 4

- 5 viikkoa yhden henkilön toimesta. Kuten edellä todettiin, tämä aika ei vaikuta käytöstäpoiston purkuvaiheen aikatauluun, vaan analyysit suoritetaan jo valmisteluvaiheen aikana. Kun nuklidivektorit eri järjestelmille on määritetty, voidaan alfa- ja beetanuklidien aktiivisuuspitoisuudet arvioida niiden perusteella varsinaisten karakterisointimittausten yhteydessä.

## 10.7 Rakennusten valvonnasta vapauttaminen

Käytöstäpoiston päättyessä laitoksella on suoritettava kattavat pintakontaminaatio- ja aktiivisuuskartoitukset purkamatta jätettävien rakennusten valvonnasta vapauttamiseksi. Tällä hetkellä STUKin YVL D.4 ei anna rakennusten valvonnasta vapauttamiselle muuta mahdollisuutta, kuin mitata pinnat kauttaaltaan maksimissaan yhden neliömetrin alueissa. Sama käytäntö on käytössä myös Ruotsissa käyttöön jääville rakennuksille. Purettavien rakennusten pinnat voidaan Ruotsissa puolestaan mitata 10 m<sup>2</sup>:n alueissa. 10 m<sup>2</sup>:n keskiarvoistus Suomessakin helpottaisi rakennusten vapautusmittauksia huomattavasti, sillä yksittäisten mittausten osuus vähenisi kymmenesosaan. Toisaalta Ruotsissa rakennuksille on käytössä nuklidikohtaiset vapautusrajat, kun Suomessa rakennusten vapautus perustuu kokonaisaktiivisuuteen, joka selittää pienemmän sallitun keskiarvoistuksen.

Loviisan voimalaitoksen rakennukset tullaan vapauttamaan yleisen menettelyn kautta, jolloin rakennuksien käytölle ei tarvitse asettaa erillisiä rajoituksia. Tällöin keskimääräinen aktiivisuuskate koko pinta-alalla täytyy olla alle 4000 Bq/m<sup>2</sup> ja jokaisella yksittäisellä neliömetrillä alle 10000 Bq/m<sup>2</sup>. Vaatimus yksittäisten neliömetrien mittaamisesta ei jätä muuta vaihtoehtoa kuin jakaa rakennuksen pinnat 1 m<sup>2</sup>:n kokoisiin alueisiin ja mitata alueet pintakontaminaatiomittareita käyttäen. Pelkän rakenteiden pinnalla olevan aktiivisuuskatteen lisäksi tulee huomioida mahdollinen kontaminaation tunkeutuminen rakenteiden sisälle. Mahdollinen rakenteiden sisällä piilevä kontaminaatio määritetään poraamalla rakenteista kairausnäytteitä ja analysoimalla niiden aktiivisuus. Kairausnäytteiden ollessa halkaisijaltaan tarpeeksi ohuita, voidaan niidenkin sisältämä kontaminaatio todeta pintakontaminaatiomittareita käyttäen. Mikäli kairausnäytteestä löytyy aktiivisuutta, siirretään se tarkempaan aktiivisuusmäärittelyyn ja selvitetään tunkeutumissyvyys. Tunkeutumissyvyyden perusteella tehdään tarvittavat

dekontaminoinnit aktiiviselle alueelle, aktiivinen materiaali kerätään pois ja vapautusmittauksia jatketaan. Vapautusmittaukset kannattaa mahdollisuuksien mukaan aloittaa katosta/seinien yläosasta, jotta dekontaminoinnin yhteydessä mahdollisesti putoava aktiivinen materiaali ei kontaminoi jo aiemmin mitattuja alueita. Rakennusten lattiat mitataan puhtaiksi viimeisinä.

Rakennusten valvonnasta vapauttaminen on hyvin työläs ja aikaa vievä urakka, sillä mittauksia tulee tehdä hyvin runsaasti ja jokaisesta mittauksesta tulee kirjata tulokset ylös tietokantaan. Työssä saataisiin huomattavia resurssi- ja aikasäästöjä, mikäli STUK muuttaisi Loviisan voimalaitoksen käytöstäpoistoon mennessä rakennuksien aktiivisuusmääritysten keskiarvoistusrajoja suuremmiksi. Tällöin esimerkiksi ISOCS:lla voitaisiin analysoida 10 m<sup>2</sup>:n alue kerrallaan.

Kun kaikki rakennusten sisältämät aktiiviset rakenteet ja järjestelmät on loppusijoitettu ja valvonnasta vapautettavat materiaalit ja rakenteet on vapautettu, STUKille toimitetaan hyväksyttäväksi hakemus, jonka perusteella laitosalue ja rakennukset vapautetaan valvonnasta. Loviisan voimalaitos on virallisesti poistettu käytöstä, kun STUK on hakemuksen hyväksymisen yhteydessä todennut, että laitoksella jäljellä oleva radioaktiivisen aineen määrä täyttää vapautusvaatimukset.

## 11 YHTEENVETO

Työn tavoitteena oli määrittää sopivat mittausmenettelyt Loviisan voimalaitoksen käytöstäpoiston yhteydessä syntyvän kiinteän jätteen karakterisointimittauksia varten. Työssä jaettiin syntyvä käytöstäpoistojäte jäteluokkiin aktiivisuuden, materiaalin, kontaminaatiotyypin ja jätteen koon perusteella. Luokkia syntyi yhteensä 17 ja näistä saman mittausmenettelyn omaavat jäteluokat voitiin jakaa omiksi jätereiteikseen, joita muodostui lopulta 9 kappaletta.

Jätteiden karakterisointi- ja valvonnasta vapautusmittauksiin soveltuvien gammaspektrometrinen mittalaitteiden valinnassa tukea sai Mirion Technologies Oy:n myyntiorganisaatiolta. Tavoitteena oli minimoida erilaisten mittalaitteiden määrä, jotta niiden käyttäminen käytöstäpoiston aikana olisi sujuvaa. Mirionin tarjoamista gammaspektrometrisistä laitteista valikoitui lopulta käytettäväksi kolme erilaista; tynnyrijätteelle WM-2200 SGS tynnyrimittauslaite, muihin pakkauksiin pakattavalle jätteelle WM-2500 Gamma Box Counter -konfiguraatio viidellä ilmaisimella ja kokonaisina loppusijoitettaville komponenteille ISOCS-laitteisto. Mikäli joku laitteisto menee epäkuntoon, voidaan sen toiminta väliaikaisesti korvata ISOCS-laitteistoilla.

Tynnyrimonitoreja ja gamma box -tyylisiä monitoreja tarvitaan kumpaakin vähintään kaksi kappaletta, sillä vapautuskelpoinen jäte ja aktiivinen jäte tulee analysoida eri paikoissa. Käsiteltävään materiaalmäärään perustuva riittävä laitteiden lukumäärä määritettiin laskemalla eri mittalaitteiden läpi kulkevat jätemäärät Loviisan käytöstäpoistovaiheiden aikataulun perusteella ja tunnistamalla tuloksista suurimmat hetkittäiset massavirrat. Tynnyrijätteen osalta suurin jätevirta on 3,3 tynnyriä päivässä, joka on samalla valvonnasta vapautettavan tynnyrijätteen jätevirta koko käytöstäpoiston ajan. Yhdellä laitteistolla kyetään analysoimaan kyseinen jätemäärä päivittäin, joten tynnyrimittauslaitteistojen kokonaismäärä ei muutu jätemäärän vuoksi. Gamma box -monitorin läpi kulkevat suurimmat jätevirrat on havaittavissa neljäsosavuoden tarkkuudella ajankohtina I/2033 ja I/2036 ollen 23,0 t/d eli 9,2 pakkausta päivässä. Näiden analysointiin kuluu n. 7 tuntia päivittäin, joka vastaa täyden työvuoron tuntipanosta. Tämä on toteutettavissa suorittamalla pakkausten analysointi iltavuoron aikana, jolloin laitoksella on vähemmän mittaustoimintaa häiritsevää liikennettä.

Materiaalimäärä ei siis myöskään vaikuta gamma-box monitorien määrään, jolloin sekä tynnyrimittauslaitteistoja että gamma box -monitoreja tulee olla kaksi kappaletta.

Tynnyrimittauslaitteistojen ja gamma box -monitorien sekä muiden jätteenkäsittelypisteiden sijainnit määritettiin erikseen aktiiviselle ja mahdollisesti vapautettavalle jätteelle. Aktiivinen ja vapautuskelpoinen jäte erotellaan toisistaan esimitauksilla, jonka jälkeen ne voidaan kuljettaa asianmukaisille mittauspaikoille. Sijainnit määritettiin LO1 laitousyksikön sisätiloihin. Valvonnasta vapautettavan jätteen vapautusmittauksia varten taustasäteilytason tulee olla hyvin matala, jolloin laitoksen sisätilojen sijaan vapautusmittauksissa voidaan hyödyntää käytöstäpoiston aikana myös Loviisan laitosalueelle rakenteilla olevaa jätteenkäsittelyhallia. Tällöin jätteet tulee ulosmitata ennen niiden siirtämistä laitokselta halliin.

Gammaspektrometrisillä laitteistoilla ei voida havaita beeta-, alfa- tai hyvin heikkoja gammanuklideja karakterisointimittausten yhteydessä. Tällaiset nuklidit tulee huomioida mittauksissa nuklidivektoreiden avulla, jotka määritetään näytteille suoritettavien nestetuikelaskenta- ja alfaspektrometrimittausten avulla. Nuklidivektorit määritetään Loviisan laitokselle järjestelmäkohtaisesti, jotta vektoreiden sisältämät nuklidisuhteet vastaavat mahdollisimman hyvin mitattavan jätteen alkuperää. Järjestelmän laajuudesta riippuen siitä otetaan 5-20 näytettä ja nuklidivektorit määritetään tilastollisella menetelmällä. Kaikki näytteet analysoidaan laboratoriossa gammaspektrometrisesti ja n. 10 % näytteistä alfa- ja beetanuklidien määrittämiseksi. Etenkin alfanuklidien määrittämiseen tulee varata aikaa n. 4 viikkoa.

Purkamattomien rakennusten vapauttaminen valvonnasta on tämän hetkisten vaatimusten vuoksi hyvin työläs urakka, sillä rakennukset tulee mitata 1 m<sup>2</sup>:n alueina pintakontaminaatiomittarein ja kirjata mittaustulokset manuaalisesti tietokantaan. Lisäksi rakenteista tulee ottaa kairausnäytteitä kontaminaation mahdollisen tunkeutumisen selvittämiseksi. Rakennusten vapauttamista helpottaisi, mikäli STUK sallisi suuremman pinta-alan keskiarvoistettavaksi ennen kuin Loviisan rakennuksille aletaan suorittamaan vapautusmittauksia.

Työn ohella harjoiteltiin myös Polarion-vaatimustenhallintaohjelman käyttöä. Polarion osoittautui hyväksi työkaluksi seurata vaatimusten käsittelyä dokumenteissa. Ohjelman

täyttä potentiaalia ei kuitenkaan päässyt tämän työn yhteydessä hyödyntämään, sillä vaatimusten asettajaksi oli määritelty vain STUKin YVL D.4 -ydinturvallisuusohje ja vaatimusten linkittämisestä tuli täten hyvin suoraviivaista ja mekaanista työtä. Polarioniolla pystyi kuitenkin suodattamaan käsiteltyjä vaatimuksia, jonka tuloksena näki käsiteltyjen vaatimusten tilan. Kun vaatimuksia tulee runsaasti ja laajemmalta sidosryhmältä, korostuvat Polarionin tarjoamat mahdollisuudet entisestään.

Asioita, joita työssä ei käsitelty ovat maa-alueiden valvonnasta vapautusmittaukset sekä näytteenottosuunnitelman tekeminen. Maa-alueiden vapautusrajat tulee määrittää siten, että vapautetusta alueesta ei aiheudu kenellekään yli 0,01 mSv:n vuotuista annosta. Tarkempaa vaatimusta STUK ei ole tähän mennessä määritelty. Maa-alueille tulee tehdä vapautussuunnitelma, jossa määritetään sopivat mittausmenettelyt, mittausrajat ja näytteiden määrä. Suunnitelma laajentaa tämän työn sisältöä. Näytteenottosuunnitelmassa puolestaan määritetään tarvittavien näytteiden määrä ja näytteidenottokohdat nuklidivektoreiden määrittämiseksi sekä aktiivisimpien komponenttien, kuten reaktoripaineastian ja sisäosien aktiivisuusjakauman määrittämiseksi. Työssä käsiteltiin näytteenoton perusteet, mutta tarkempi suunnitelma on tehtävä ennen käytöstäpoiston valmisteluvaihetta.

Koska Loviisan ensimmäisen laitoksen tehokäyttö päättyy aikaisintaan vuoden 2027 lopussa, voi mittaustekniikoissa tapahtua vielä suuriakin kehityksiä ja laitoksen kontaminaatiotasossa odottamattomia muutoksia. Erityisesti gammakamerateknologiaan on panostettu viime aikoina, jonka vuoksi niiden laajempi hyödyntäminen käytöstäpoiston aikaisissa aktiivisuuskartoituksissa voi hyvinkin tulla mahdolliseksi Loviisan voimalaitoksen käytöstäpoistoon mennessä. Valmisteluvaiheen alkaessa laitoksen kontaminaatiotasot eivät enää voi muuttua merkittävästi, joten lopulliset jätemäärät tarkentuvat valmisteluvaiheen aikana tehtävän kattavan aktiivisuuskartoituksen tuloksena.

## LÄHDELUETTELO

A 12.2.1988/161. Ydinenergia-asetus.

Aitammar Laurie, 2016. Chooz-A Steam Generators Characterization. PREDEC 2016: Chooz-A Steam Generators Characterization. [viitattu 3.4.2020]. Saatavissa: [https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/47/061/47061302.pdf](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/47/061/47061302.pdf)

Automation und Messtechnik GmbH, 2008. Automess AD6150. [tuote-esite]. Saatavissa: [https://www.automess.de/Download/Prospekt\\_6150AD\\_E.pdf](https://www.automess.de/Download/Prospekt_6150AD_E.pdf)

Berglund J., Lorentz H., De la Gardie F., Herschen B., 2017. Clearance During Dismantling and Demolition of Nuclear Facilities. [viitattu 6.4.2020]. Saatavissa: <http://www.skb.com/publication/2488457/R-17-05.pdf>

Bothe Matthias, 2009. Ressortforschungsberichte zur kerntechnischen Sicherheit und zum Strahlenschutz, Empfehlungen zur Ermittlung der Repräsentativität von Nuklidvektoren bei Freigabemessungen. [viitattu 31.3.2020]. URN: urn:nbn:de:0221-2009011228

Braverman E., Lebrum A., Nizhnik V., Rorif F., 2010. In Situ Object Counting System (ISOCS) Technique: Cost-Effective Tool for NDA Verification in IAEA Safeguards. IAEA. Vienna, Austria. [viitattu 16.3.2020]. Saatavissa: [https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/42/081/42081489.pdf](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/081/42081489.pdf)

Bücherl T. & Lierse von Gostomski Ch., 2013. A Versatile System for the In-Field Non-Destructive Characterization of Radioactive Waste Packages and of Objects in the Defence against Nuclear Threats. [viitattu 18.2.2020]. DOI 10.1109/ANIMMA.2013.6727977

Canberra, 2008. In Situ Gamma Spectroscopy with ISOCS, an In Situ Object Counting System. [viitattu 16.3.2020]. Saatavissa:

[http://www.canberra.com/literature/gamma\\_spectroscopy/application\\_notes/InSitu-ISOCS-M2352.pdf](http://www.canberra.com/literature/gamma_spectroscopy/application_notes/InSitu-ISOCS-M2352.pdf)

Createc, 2020. Products & Technologies. [viitattu 17.3.2020]. Saatavissa: <https://www.createc.co.uk/innovation/products-technologies/>

Cumo Maurizio, 2010. Decommissioning of Nuclear Power Plant. Teoksessa: Cacuci Dan Gabriel (toim.). Handbook of Nuclear Engineering. Springer, Boston, MA. pp. 2999-3252. ISBN 978-0-387-98149-9.

H3D, 2020. H Series Industrial Imaging Spectrometer. [viitattu 17.3.2020]. Saatavissa: <https://h3dgamma.com/h100.php>

Hou Xiaolin, 2010. Radiochemical Analysis for Nuclear Waste Management in Decommissioning. *Risø National Laboratory for Sustainable Energy, Technical university of Denmark, Denmark*. [viitattu 4.6.2020]. ISBN 978-87-7893-292-1.

Hyypiä Jaakko, 2019a. Alfakontaminaation mittausohjelma vuosihuolloissa, mittausraportti 2019. Loviisan voimalaitos. LO1-T343-00032.

Hyypiä Jaakko, 2019b. Pintakontaminaatiomittaukset. Säteilysuojeluohje. Loviisan voimalaitos. Sisäinen. S-03-00039, Versio 5.0.

IAEA, 2012. Monitoring for Compliance with Exemption and Clearance Levels. *Safety Reports Series No. 67*. [viitattu 20.1.2020]. Saatavissa: [https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1511\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1511_web.pdf)

IAEA, 2009a. Classification of Radioactive Waste. *General Safety Guide No. GSG-1*. [viitattu 17.1.2020] Saatavissa: [https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1419\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1419_web.pdf)

IAEA, 2009b. Determination and Use of Scaling Factors for Waste Characterization in Nuclear Power Plants. [viitattu 12.3.2020]. Saatavissa: [https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1363\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1363_web.pdf)

IAEA, 2008. Innovative and Adaptive Technologies in Decommissioning of Nuclear Facilities. [viitattu 8.5.2020]. Saatavissa:

[https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te\\_1602\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1602_web.pdf)

IAEA, 2007. Strategy and Methodology for Radioactive Waste Characterization. *IAEA-TECDOC-1537*. [viitattu 22.1.2020]. Saatavissa:

[https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te\\_1537\\_web.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1537_web.pdf)

IAEA, 1998. Clearance of Materials Resulting from the Use of Radionuclides in Medicine, Industry and Research. *IAEA-TECDOC-1000*. [viitattu 20.1.2020]. Saatavissa:

[https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te\\_1000\\_prn.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1000_prn.pdf)

IAEA, 1996. Requirements and Methods for Low and Intermediate Level Waste Package Acceptability. *IAEA-TECDOC-864*. [viitattu 22.1.2020]. Saatavissa:

[https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te\\_864\\_prn.pdf](https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_864_prn.pdf)

Ikäheimonen T., Klemola S., Vesterbacka P., Rahula T., 2002. Aktiivisuuden määrittäminen. Teoksessa: Ikäheimonen Tarja (toim.). Säteily ja sen havaitseminen. pp. 138-197. ISBN 951-712-503-8 (pdf)

ISO 21238, 2007. Scaling Factor Method to Determine the Radioactivity of Low- and Intermediate-level Radioactive Waste Packages Generated at Nuclear Power Plants.

Järvinen Janne, 2020. Jätehuoltoteknikko, Loviisan voimalaitos. Puhelinkeskustelu 29.5.2020.

Kaisanlahti M., Kälviäinen E., Nummi O., Oinonen V., 2018. Decommissioning Plan of Loviisa NPP, Edition 2018. Loviisan voimalaitos. LO1-T356-00032

Kaisanlahti Matti, 2019. FiR 1 -tutkimusreaktorin ja OK3-tutkimuslaboratorion käytöstäpoistojätteiden pakkaussuunnitelma. LO1-T354-00011

Kalli Heikki, 2012. Ydinreaktorien fysiikka, Osa 1, Ydinvoimatekniikan perusteet. Luentomateriaali. Lappeenrannan teknillinen yliopisto.

Kim A. & Lietzmann F., 2019. Nuclide Vector for Decommissioning and Release Measurements in Germany. *Transactions of the Korean Nuclear Safety Autumn Meeting, Goyang, Korea, October 24-25, 2019*. [viitattu 31.3.2020]. Saatavissa: [https://www.kns.org/files/pre\\_paper/42/19A-032-AndreaMaria.pdf](https://www.kns.org/files/pre_paper/42/19A-032-AndreaMaria.pdf)

Klemola Seppo, 2002. Säteilyn ilmaisimet. Teoksessa: Ikäheimonen Tarja (toim.), Säteily ja sen havaitseminen. pp. 116-132. ISBN 951-712-503-8 (pdf).

Knoll Glenn, 2000. Radiation Detection and Measurement. 3. painos. John Wiley & Sons, Inc. ISBN 0-471-07338-5.

Koutaniemi P., Reponen H., Salminen P., Sandberg J., Varjoranta T., 2004. Ydinenergiainsäädäntö ja -hallinto. Teoksessa: Sandberg Jorma (toim.). Ydinturvallisuus. pp. 354-383. ISBN 951-712-507-0 (pdf).

Křištofová K., Rapant T., Svitek J., 2012. Radiological Characterization of V1 NPP Technological Systems & Buildings - Activation. *Workshop on Radiological Characterisation for Decommissioning, 17 –19 April, 2012, Studsvik, Sweden*. [viitattu 1.4.2020]. Saatavissa: [https://www.oecd-nea.org/rwm/wpdd/rcd-workshop/B-2\\_\\_OH\\_Radiological\\_characterisation\\_V1\\_NPP\\_Activation.pdf.pdf](https://www.oecd-nea.org/rwm/wpdd/rcd-workshop/B-2__OH_Radiological_characterisation_V1_NPP_Activation.pdf.pdf)

Kupiainen P., Eurajoki T., Nummi O., 2018. Safety Case for Loviisa LILW Repository 2018 - Activity Inventory. Loviisan voimalaitos. LO1-T3552-00012

Kälviäinen Elina, 2018. Loviisan voimalaitoksen käytöstäpoisto-jätteen karakterisointi. Loviisan voimalaitos. LO1-T356-00027

L 17.6.2011/646. Jätelaki.

L 15.12.2018/859. Säteilylaki.

L 11.12.1987/990. Ydinenergi laki.

L'Annunziata Michael, 2012. Handbook of Radioactivity Analysis, 3. painos. Elsevier. ISBN 9780123848741

Lampén H. & Forsberg R., 2019. Loviisa 1 ja 2 Jätteiden vapauttaminen valvonnasta. Jätehuolto-ohje. Loviisan voimalaitos. S-08-00006

Levo Jenna, 2019. Ydinvoimalaitoksessa syntyvän metallijätteen yleisen valvonnasta vapautuksen menetelmien kehittäminen. Pro gradu -tutkielma. Turun yliopisto.

Liikkanen Karo, 2019. Käytöstä poistettujen välitankojen käsittelymenetelmän kehittäminen. Opinnäytetyö. Energiatekniikka. Kaakkois-Suomen ammattikorkeakoulu.

Melcher C.L. 2005. Perspectives on the Future Development of New Scintillators. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A*, 10/1-2. pp. 6-14. DOI 10.1016/j.nima.2004.07.222

Metsola Olli, 2017. Huoltojätteiden käsittely ja varastointi valvonta-alueella. Jätehuolto-ohje. Loviisan voimalaitos. S-08-00001

Mirion Technologies, 2020. Gamma Waste Assay Systems. [viitattu 19.5.2020]. Saatavissa: <https://www.mirion.com/products/gamma-waste-assay-systems>

Mirion Technologies, 2019. Gamma Imaging iPIX Ultra Portable Gamma-Ray Imaging System. [viitattu 17.3.2020]. Saatavissa: <https://www.mirion.com/products/ipix-ultra-portable-gamma-ray-imaging-system>

Mirion Technologies, 2018. Technical Advantages of ISOCS/LabSOCS. [viitattu 16.3.2020]. Saatavissa: [http://www.canberra.com/literature/isocs/application\\_notes/ISOCS-LabSOCS-App-Note-C39530.pdf](http://www.canberra.com/literature/isocs/application_notes/ISOCS-LabSOCS-App-Note-C39530.pdf)

Nummi Olli, 2015. Huoltojätteiden vapauttaminen valvonnasta yleisellä vapauttamismenettelyllä. Loviisan voimalaitos. LO1-T353-00066

OKG AB, 2016. Nedmontering och rivning av kärnkraftsreaktorerna Oskarshamn 1 och 2. [Viitattu 7.5.2020]. Saatavissa:

[http://www.okg.se/Documents/Miljo/samradsunderlag\\_o1o2\\_okgse.pdf](http://www.okg.se/Documents/Miljo/samradsunderlag_o1o2_okgse.pdf)

Organisation for Economic Co-operation and development (OECD), 2017. Radiological Characterisation from a Waste and Materials End-State Perspective. [viitattu 17.2.2020]. Saatavissa: <https://www.oecd-nea.org/rwm/pubs/2017/7373-rad-char-pers.pdf>

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), 2013. Radiological Characterisation for Decommissioning of Nuclear Installations. [viitattu 14.2.2020]. Saatavissa: <https://www.oecd-nea.org/rwm/docs/2013/rwm-wpdd2013-2.pdf>

Ohje YVL D.4, Matala- ja keskiaktiivisten ydinjätteiden käsittely ja ydinlaitoksen käytöstäpoisto. STUK. [viitattu 9.1.2020]. Saatavissa:

<https://www.stuklex.fi/fi/ohje/YVLD-4>

Oinonen Ville, 2017. Käytöstäpoiston turvallisuussuunnitelma. Loviisan voimalaitos. LO1-T356-00024

Ojovan M.I. & Lee W.E., 2014. An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation, 2. painos. ISBN 978-0-08-099392-8

Pitkäoja Juha, 2018. Vaarallisten jätteiden käsittely ja varastointi valvonta-alueella. Jätehuolto-ohje. Loviisan voimalaitos. S-08-00008

Ropponen Ilkka, 2014. FSAR 11.2 Nestemäisten jätteiden käsittely. Versio 2.1. Loviisan voimalaitos. LO1-K852-00659

Rossini S., Bertani C., De Salve M., Panella B., Pistelli S., 2018. Radiological Characterization of the Reactor Pressure Vessel of Trino NPP for Dismantling Purposes. [viitattu 1.4.2020]. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2018.04.001>

Räty A., Leskinen A., Tanhua-Tyrkkö M., 2018. FiR1 tutkimusreaktorin purkua valmisteleva karakterisointi ja näytteenotto. VTT. FiR 1-B27, Rev. 1.0

Saarnio Arto, 2010. Valvonnasta vapautettujen rakennusten ja rakenteiden purkukustannukset. Loviisan voimalaitos. TJATE-G12-128

Sandberg J. & Paltemaa R., 2002. Ydin- ja säteilyfysiikan perusteet. Teoksessa: Ikäheimonen Tarja (toim.), Säteily ja sen havaitseminen. pp. 11-59. ISBN 951-712-503-8

Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2018. SSMFS 2018:3. [viitattu 13.5.2020]. Saatavissa: <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/publikationer/foreskrifter/ssmfs-2018/ssmfs-20183/>

STUK, 2019. Radioaktiivisten jätteiden ja päästöjen ryhmittely. [viitattu 24.2.2020]. Saatavissa: <https://www.stuk.fi/aiheet/ydinjatteet/radioaktiivisten-jatteiden-ja-paastojen-ryhmittely>

Taddei M., Vicente R., Macacini J., Marumo J., Terremoto L., 2015. Determination of Scaling Factors to Estimate the Radionuclide Inventory of Wastes from the IEA-R1 Research Reactor. [viitattu 1.7.2020]. DOI: 10.1007/s10967-014-3789-3

Tallqvist T., Backström M., Hoffmann L, 2020. Myyntiorganisaatio, Mirion Technologies Oy. Puhelinkeskustelu 14.5.2020.

Teollisuuden Voima Oyj (TVO), 2014. Olkiluodon ydinvoimalaitoksen käytöstäpoiston suunnitelma 2014.

Teollisuuden Voima Oyj (TVO), 2018. Säteilysuojelun jatkokoulutus. TVO:n sisäinen koulutusmateriaali.

Työ- ja elinkeinoministeriö (TEM), 2019. Kansallisen ydinjätehuollon yhteistyöryhmän loppuraportti. ISBN PDF: 978-952-327-435-8

VNa 22.11.2018/1034. Valtioneuvoston asetus ionisoivasta säteilystä.

**LIITE 1. YVL D.4 LIITTEEN A NUKLIDIKOHTAISET  
AKTIIVISUUSPITOISUUSRAJAT**

Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]	Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]	Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]
H-3	100	Fe-59	1	Sr-89	1000
Be-7	10	Co-55*	10	Sr-90	1
C-14	1	Co-56	0,1	Sr-91*	10
F-18*	10	Co-57	1	Sr-92*	10
Na-22	0,1	Co-58	1	Y-90	1000
Na-24*	1	Co-58m*	10000	Y-91	100
Si-31	1000	Co-60	0,1	Y-91m*	100
P-32	1000	Co-60m*	1000	Y-92*	100
P-33	1000	Co-61*	100	Y-93*	100
S-35	100	Co-62m*	10	Zr-93	10
Cl-36	1	Ni-59	100	Zr-95	1
Cl-38*	10	Ni-63	100	Zr-97*	10
K-42	100	Ni-65*	10	Nb-93m	10
K-43*	10	Cu-64*	100	Nb-94	0,1
Ca-45	100	Zn-65	0,1	Nb-95	1
Ca-47	10	Zn-69*	1000	Nb-97*	10
Sc-46	0,1	Zn-69m*	10	Nb-98*	10
Sc-47	100	Ga-72*	10	Mo-90*	10
Sc-48	1	Ge-71	10000	Mo-93	10
V-48	1	As-73	1000	Mo-99	10
Cr-51	100	As-74*	10	Mo-101*	10
Mn-51*	10	As-76*	10	Tc-96	1
Mn-52	1	As-77	1000	Tc-96m*	1000
Mn-52m*	10	Se-75	1	Tc-97	10
Mn-53	100	Br-82	1	Tc-97m	100
Mn-54	0,1	Rb-86	100	Tc-99	1
Mn-56*	10	Sr-85	1	Tc-99m*	100
Fe-52*	10	Sr-85m*	100	Ru-97	10
Fe-55	1000	Sr-87m*	100	Ru-103	1

## LIITE I

Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]	Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]	Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]
Ru-105*	10	Te-132	1	Ce-144	10
Ru-106	0,1	Te-133*	10	Pr-142*	100
Rh-103m*	10000	Te-133m*	10	Pr-143	1000
Rh-105	100	Te-134*	10	Nd-147	100
Pd-103	1000	I-123	100	Nd-149*	100
Pd-109	100	I-125	100	Pm-147	1000
Ag-105	1	I-126	10	Pm-149	1000
Ag-110m	0,1	I-129	0,01	Sm-151	1000
Ag-111	100	I-130*	10	Sm-153	100
Cd-109	1	I-131	10	Eu-152	0,1
Cd-115	10	I-132*	10	Eu-152m*	100
Cd-115m	100	I-133*	10	Eu-154	0,1
In-111	10	I-134*	10	Eu-155	1
In-113m*	100	I-135*	10	Gd-153	10
In-114m	10	Cs-129	10	Gd-159*	100
In-115m*	100	Cs-131	1000	Tb-160	1
Sn-113	1	Cs-132	10	Dy-165*	1000
Sn-125	10	Cs-134	0,1	Dy-166	100
Sb-122	10	Cs-134m*	1000	Ho-166	100
Sb-124	1	Cs-135	100	Er-169	1000
Sb-125	0,1	Cs-136	1	Er-171*	100
Te-123m	1	Cs-137	0,1	Tm-170	100
Te-125m	1000	Cs-138*	10	Tm-171	1000
Te-127	1000	Ba-131	10	Yb-175	100
Te-127m	10	Ba-140	1	Lu-177	100
Te-129*	100	La-140	1	Hf-181	1
Te-129m	10	Ce-139	1	Ta-182	0,1
Te-131*	100	Ce-141	100	W-181	10
Te-131m	10	Ce-143	10	W-185	1000
W-187	10	Po-207	10	Pu-243	1000

## LIITE I

Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]	Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]	Radionuklidi	A <sub>m</sub> [Bq/g]
Re-186	1000	At-211	1000	Pu-244	0,1
Re-188*	100	Ra-225	10	Am-241	0,1
Os-185	1	Ra-227	100	Am-242*	1000
Os-191	100	Th-226	1000	Am-242m	0,1
Os-191m*	1000	Th-229	0,1	Am-243	0,1
Os-193	100	Pa-230	10	Cm-242	10
Ir-190	1	Pa-233	10	Cm-243	1
Ir-192	1	U-230	10	Cm-244	1
Ir-194*	100	U-231	100	Cm-245	0,1
Pt-191	10	U-232	0,1	Cm-246	0,1
Pt-193m	1000	U-233	1	Cm-247	0,1
Pt-197*	1000	U-236	10	Cm-248	0,1
Pt-197m*	100	U-237	100	Bk-249	100
Au-198	10	U-239*	100	Cf-246	1000
Au-199	100	U-240*	100	Cf-248	1
Hg-197	100	Np-237	1	Cf-249	0,1
Hg-197m	100	Np-239	100	Cf-250	1
Hg-203	10	Np-240*	10	Cf-251	0,1
Tl-200	10	Pu-234*	100	Cf-252	1
Tl-201	100	Pu-235*	100	Cf-253	100
Tl-202	10	Pu-236	1	Cf-254	1
Tl-204	1	Pu-237	100	Es-253	100
Pb-203	10	Pu-238	0,1	Es-254	0,1
Bi-206	1	Pu-239	0,1	Es-254m	10
Bi-207	0,1	Pu-240	0,1	Fm-254*	10000
Po-203*	10	Pu-241	10	Fm-255*	100
Po-205*	10	Pu-242	0,1		

\* Radionuklidin puoliintumisaika on lyhyempi kuin 1 vuorokausi

## LIITE 2. RADIOLOGISEN KARAKTERISOINNIN PERIAATTEET

Radiologisen karakterisoinnin tyypillisiä tavoitteita ja niihin pääsemistä varten tarvittavia määrittäviä (OECD, 2017)

Tavoite	Pääkohde	Määritettävät tekijät
Käytöstäpoistostrategian kehittämisen tukeminen	Laitos kokonaisuudessaan	- Käyttöhistoria - Laitoksen rakennusmateriaalien määrä ja koostumus - Aktiivisuuslaskelmat - Aktiivisuusjakauma - Annosnopeudet - Tärkeimmät radionuklidit
Riskiarvio	Keskeisimmät aktivoituneet tai kontaminoituneet alueet	- Käyttötapahtumien analysointi - Järjestelmien yms. tilavuudet
Dekontaminointitarpeiden määrittäminen	Primääripiiri, järjestelmät, jätepakkaukset	- Tärkeimmät radionuklidit - Aktiivisuusjakauma - Kontaminaation tunkeutumissyvyys - Annosnopeudet
Jätemäärien arviointi	Järjestelmät, rakenteet, aktiivinen/vaarallinen jäte	- Käyttöhistoria - Laitoksen rakennusmateriaalien määrä ja koostumus - Aktiivisuuslaskelmat - Aktiivisuusjakauma - Tärkeimmät radionuklidit - Syntyvän jätteen vähentäminen
Työturvallisuus ja työn luvittaminen	Rakennukset, järjestelmät, komponentit, jätteet	- Aiemmat säteilykartoitukset - Alfakontaminaatiotasot - Annosnopeudet - Vaarallisten aineiden kartoitus
Jätteiden luokittelu	Syntyvä jäte	- Aiemmat säteilykartoitukset - Skaalauskerroimien määrittäminen - Materiaalien heterogeenisuus - Yksityiskohtainen jättekartoitus - Kemiallinen karakterisointi
Rakennuksien valvonnasta vapauttaminen	Rakennuksien ja alueiden pinnat, rakenteiden sisällä olevat järjestelmät	- Aiemmat säteilykartoitukset - Skaalauskerroimien määrittäminen - Yksityiskohtainen karakterisointi - Pintakontaminaatio- ja aktiivisuuspitoisuuksien määrittäminen ja huomiointi - Kontaminaation syvyyden/ liikkuvuuden ja luokse-pääsemättömien alueiden huomiointi

### LIITE 3. RUOTSISSA KÄYTETTÄVÄ VALVONNASTA VAPAUTTAMIS -MALLI



Valvonnasta vapautuksen vaiheet Ruotsissa. Keltaisella pohjalla on esitetty vaiheiden sisältämät toimenpiteet ja vihreällä tavoitteet. (Berglund et al., 2017, muokattu)

Sovellettaessa kuvan mallia, ensimmäisessä vaiheessa laitoksen alueet ja rakenteet jaetaan kontaminaation ilmenemisen todennäköisyyden perusteella neljään eri riskiluokkaan: erittäin pieni riski kontaminaatiolle, pieni riski kontaminaatiolle, riski kontaminaatiolle ja kontaminaatio ylittää varmasti vapautusrajat. Jako tehdään historiatietojen ja -dokumenttien pohjalta. Jaon jälkeen tehdään suunnitelma aktiivisuuden kartoitusmittauksille sekä näytteenottosuunnitelma nuklidivektoreiden määrittämiseksi. (Berglund et al., 2017)

Kartoitusmittauksien perusteella alustavaa jakoa tarkennetaan ja rakenteiden kontaminoituminen sekä dekontaminointitarve pyritään tunnistamaan, jotta myöhemmin varsinaisissa vapautusmittauksissa kontaminoitunutta materiaalia ilmenisi mahdollisimman vähän. Tässä vaiheessa voidaan määrittää myös nuklidivektorit, ellei sitä tehdä myöhemmin dekontaminoinnin yhteydessä. Kartoitusmittauksien jälkeen tulisi olla selvillä alueiden kontaminaatitasot ja näiden perusteella tehty aluejaon

## LIITE III

päivittäminen sekä valittu dekontaminointi- ja vapautusmittausmenettelyt. (Berglund et al., 2017)

Vapautusmittausten valmisteluvaiheessa tavoitteena on saada suoritettua dekontaminointityöt sillä laajuudella kuin tarpeelliseksi nähdään. Tässä vaiheessa potentiaalisesti vapautuskelpoiset alueet ja rakenteet tulisi olla myös luokiteltuina nuklidijakauman perusteella homogeenisiin ryhmiin ja näille nuklidivektorit määritettyinä viimeistään dekontaminoinnin yhteydessä. Varsinaisen vapautusmittausvaiheen yhteydessä pidetään yllä tietokantaa mittaustuloksista ja tehdään tilastollista analyysiä, joihin lopullinen vapautuspäätös perustetaan. (Berglund et al., 2017)

## LIITE 4. LOVIISAN VOIMALAITOKSEN KÄYTÖSTÄPOISTOSTA SYNTYVÄT JÄTEMÄÄRÄT

<b>LOVIISAN HUOLTOJÄTE (MOLEMMAT YKSIKÖT YHTEENSÄ)</b>				
<b>Jäte</b>	<b>Kokonais- massa [t]</b>	<b>Pakkausten lkm (tynnyriä)</b>	<b>Kokonais- tilavuus [m<sup>3</sup>]</b>	<b>Materiaali</b>
Höyrystintilan lattian betoni	-	64	13	Betoni
Betonirakenteet reaktorirakennuksissa	-	480	96	Betoni
Käytöstäpoiston aikana syntyvä huoltojäte	-	3000	600	Sekalainen
<b>Yhteensä</b>	-	<b>3544</b>	<b>709</b>	

<b>LOVIISAN AKTIVOITUNUT PURKUJÄTE (MOLEMMAT YKSIKÖT YHTEENSÄ)</b>					
<b>Jäte</b>	<b>Kokonais- massa [t]</b>	<b>Kappale- määrä</b>	<b>Pakkausten lkm</b>	<b>Kokonais- tilavuus [m<sup>3</sup>]</b>	<b>Materiaali</b>
Biologisen suojan betonirakenteet	615	-	344	989	Betoni
Biologisen suojan lämpöeristelevyistö	615	-		989	Teräs
Säätösauva-absorbaattorit	41,4	376	11	368	Teräs
Sydäninstrumentit	1,5	516	2	185	Teräs
Fissiokammiot	1	500			Teräs
Säätösauvojen välitangot	18,7	301			Teräs
Pääkiertopumppujen suodattimet	3,1	310			Teräs
Materiaalinäytteet	0,25	-			Teräs
Krudi	0,0016	-			Teräs
Säteilyttynyt teräs	1,05	-			Teräs
Jäte paineastian purusta	158,2	-	64	318	Sekalainen
Jäte kuivasiloista	32	-	2	18	Teräs
Höyrystintilan lattian aktivoitunut betoni	530	-	748	357	Betoni
Reaktoripaineastiat	428	2	2	352	Teräs
Reaktoripaineastioiden kannet	108	2		72	Teräs
Reaktorin sisäosat ja suojaelementit	330	290		Sijoitetaan RPA:n sisään	Teräs

## LIITE IV

<b>LOVIISAN KONTAMINOITUNUT PURKUJÄTE (MOLEMMAT YKSIKÖT YHTEENSÄ)</b>					
<b>Jäte</b>	<b>Kokonais- massa [t]</b>	<b>Kappale- määrä</b>	<b>Pakkausten lkm</b>	<b>Kokonais- tilavuus [m<sup>3</sup>]</b>	<b>Materiaali</b>
Höyrystimet	1950	12	12	1500	Teräs
Paineistimet	200	2	2	208	Teräs
Bubblarit	14	2	2	86	Teräs
Hätäjäähdytysakut	663	8	8	694	Teräs
Säätösauvojen ajolaitteistot	100	-	40	204	Teräs
Reaktorirakennuksien muut prosessilaitteistot (ml. apujärjestelmät)	1366	-	546	2550	Teräs
Apurakennuksien prosessilaitteistot	960	-	344	2694	Teräs
KPA:n prosessilaitteistot	346	-	187	1204	Teräs
Nestemäisten jätteiden varaston ja kiinteytys- laitoksen prosessilaitteistot	148	-	93	460	Teräs
Itsenäistetyt KPA:n prosessilaitteistot	-	-	18	92	Teräs
Reaktorirakennuksien betonirakenteet ja polttoainetelineet	9605	-	4044	7232	Betoni
Reaktorirakennuksien erikois- viemäröinnin betoni	88	-	Pieniä määriä betoni- lohkoja	50	Betoni
Apurakennuksien erikoisviemäröinnin betoni	110	-		64	Betoni
Nestemäisten jätteiden varaston ja kiinteytyslaitoksen betoni	32	-		19	Betoni
Betonirakenteet KPA:lla	81	-	30	125	Betoni
Betonirakenteet apurakennuksissa	23	-	8	26	Betoni
Betonirakenteet nestemäisten jätteiden varastolla ja kiinteytyslaitoksella	20	-	7	19	Betoni
Betonirakenteet muista rakennuksista	37	-	14	55	Betoni
Betonirakenteet itsenäistetyn KPA:n purkamisesta	-	-	2	11	Betoni

## LIITE IV

<b>LOVIISAN NESTEMÄINEN JÄTE (MOLEMMAT YKSIKÖT YHTEENSÄ)</b>			
<b>Jäte</b>	<b>Kokonais-massa [t]</b>	<b>Pakkausten lkm (kokillia)</b>	<b>Kokonais-tilavuus [m<sup>3</sup>]</b>
Ioninvaihtohartsit käytöstäpoiston aikana	-	119	206
Ioninvaihtohartsit itsenäistetyltä KPA:lta	-	151	261
Haihdutuskonsentraatit käytöstäpoiston aikana	-	436	755
Sahausliejut käytöstäpoistotöistä	-	104	180
<b>Yhteensä</b>	<b>-</b>	<b>810</b>	<b>1402</b>

<b>PAKKAUSTEN LUKUMÄÄRÄ</b>						
<b>Jäte</b>	<b>300 mm</b>	<b>120 mm</b>	<b>Puulaatikot</b>	<b>Tynnyrit</b>	<b>Betonilohkot</b>	<b>Kokillit</b>
Aktivoitunut	104	210	116	0	664	0
Kontaminoitunut	36	733	1446	0	2760	0
Huolto	0	0	0	3544	0	0
Nestemäinen	0	0	0	0	0	810
<b>Yhteensä</b>	<b>140</b>	<b>943</b>	<b>1562</b>	<b>3544</b>	<b>3424</b>	<b>810</b>

## LIITE 5. HUOLTOJÄTTEEN LAJITTELUOKAT KÄYTÖN AIKANA

Loviisan voimalaitoksella käytettävät huoltojätteiden lajitteluluokat materiaaliominaisuuksien mukaisesti. (Nummi, 2015)

Luokka	Kuvaus
I Palava kokoonpuristuva	Energiajätteeksi luokiteltava huoltojäte, joka on kokoonpuristuvaa. - Esim. muovit, paperit, tekstiilit, vaahtomuovi - Huom. ei PVC (kloori muodostaa palaessaan haitallisia yhdisteitä)
II Palamaton kokoonpuristuva	Kokoonpuristuva huoltojäte, joka ei ole energiajätettä. - Esim. PVC, kumi, eristevilla
III Palamaton kokoonpuristumaton	Kokoonpuristumaton huoltojäte, joka ei ole energiajätettä. - Esim. metalli, betoni, lasi, kaapelit, letkut, ongelmajäte, PVC, painekyllästetty puu, asbesti, käytöstäpoistetut umpilähteet
IV Palava kokoonpuristumaton	Energiajätteeksi luokiteltava huoltojäte, joka ei ole kokoonpuristuvaa. - Esim. styrox, kyllästämätön puu, muovi (huom. ei PVC) ja öljyä tai liuottimia sisältävät jätteet.
V Imeytyskiinteytetyt hartsit ja lietteet	Imeytyskiinteytetyt lietteet, matala-aktiivinen hartsi, aktiivihili. (Huom. syntytapansa puolesta ei ole huoltojätettä, mutta kuitenkin loppusijoitetaan samaa menettelyä käyttäen.)
VI Imeytyskiinteytetyt öljyt ja liuottimet	Imeytyskiinteytetyt liuottimet ja öljyt ym. nestemäiset huoltojätteet.

Loviisan laitoksella käytettävät huoltojätteiden lajitteluluokat aktiivisuuden mukaisesti. (Kaisanlahti, 2019)

Aktiivisuusluokka	Aktiivisuustaso
<b>Luokka 00</b>	Jätteessä ei ole havaittavissa taustasta poikkeavaa kontaminaatiota.
<b>Luokka 0</b>	Jäte, jossa aktiivisuuskate on enintään 6 Bq/cm <sup>2</sup> . Valvonnasta vapautettavissa 5 vuoden sisällä.
<b>Luokka Δ</b>	Jäte, jossa aktiivisuuskate on enintään 12 Bq/cm <sup>2</sup> . Valvonnasta vapautettavissa ennen vuotta 2032.
<b>Luokka X</b>	Jäte, joka ylittää luokan Δ rajat, mutta mitattava annosnopeus on selvästi alle 0,1 mSv/h.
<b>Luokka XX</b>	Jäte, joka ylittää luokan Δ rajat, mutta mitattava annosnopeus on 0,1 - 1 mSv/h.

## LIITE 6. JÄTTEEN KULKU LOVIISAN VOIMALAITOKSELLE KÄYTÖSTÄPOISTON AIKANA

