



7

RADIOAKTIIVISET JÄTTEET

Esko Ruokola, Esko Eloranta,
Kaisa-Leena Hutri, Jaakko Tikkinen

SISÄLLYSLUETTELO

7.1	Perustietoja radioaktiivisista jätteistä	270
7.2	Keski- ja matala-aktiiviset jätteet	277
7.3	Käytetty ydinpolttoaine ja korkea-aktiiviset jätteet	285
7.4	Geologinen loppusijoitus	294
7.5	Radioaktiivisten aineiden kuljetukset	311

7.1 | Perustietoja radioaktiivisista jätteistä

Syntyvät ja erityispiirteet

Radioaktiivisella jätteellä tarkoitetaan radioaktiivisia aineita sisältävää materiaalia, esinettä tai rakennetta, jolle ei ole suoranaista käyttöä. Ydinenergian käytössä ja ydinasetuotannossa syntyy suuria määriä radioaktiivisia jätteitä, joita kutsutaan alkuperänsä mukaan myös ydinjätteiksi. Muita radioaktiivisia jätteitä kertyy kaivannaistoiminnassa, teollisuudessa, terveydenhuollossa ja tutkimuksessa. Radioaktiivisille jätteille on tyypillistä, ettei niitä voida hävittää, vaan ne täytyy eristää luotettavasti elinympäristöstä. Jätteiden aktiivisuus kuitenkin vähenee itsestään radioaktiivisen hajoamisen kautta ja jätteiden eristämiseksi asetettavat vaatimukset riippuvat aktiivisuustason lisäksi niissä vallitsevien radionuklidien puoliintumisajoista.

Alkuperänsä puolesta radioaktiivisiin jätteisiin sisältyvät radionuklidit voidaan jakaa seuraaviin luokkiin:

- Aktivoitumistuotteet; tällöin atomiydin kaappaa hiukkasen, tavallisimmin neutronin, ja muuttuu keinotekoiseksi radionuklidiksi. Aktivoitumistuotteita sisältävä radioaktiivinen jäte voi olla alun perin teolliseen, lääkinnälliseen tai tutkimustarkoitukseen valmistettu, käytöstä poistettu säteilylähde. Se voi myös olla materiaali, joka on ollut lähellä voimakasta neutronilähdettä, kuten ydinreaktorin sydäntä. Uraanipolttoaineen aktivoitumistuotteita kutsutaan transuraaneiksi.
- Fission tuotteet; tällöin raskas atomiydin hajoaa kahdeksi keskiraskaaksi ytimeksi, jotka ovat useimmiten radioaktiivisia. Fission tuotteita syntyy ydinketjureaktiossa, esimerkiksi ydinreaktorissa tai ydinpommin räjähtäessä.
- Luonnon radioaktiiviset aineet; tällöin maankamarasta peräisin olevia radioaktiivisia aineita joutuu jätevirtoihin merkittävänä pitoisuuksina esimerkiksi uranikaivostoiminnasta tai eräissä tapauksissa myös konventionaalisessa kaivannaistoiminnassa ja raaka-aineiden jalostuksessa. Näihin jätteisiin sisältyy etupäässä uraanin ja toriumin hajoamisjärjoihin kuuluvia radionuklideja.

Taulukossa 7.1 esitetään tärkeimpiä aktivoitumistuotteita, fission tuotteita ja luonnon radioaktiivisia aineita. Siitä ilmenevät myös näiden ainei-

Nuklidi	Synty- tapa	Säteily- laji	$T_{1/2}$ (a)	E_γ (MeV)	D_{ing} (Sv/Bq)	D_{inh} (Sv/Bq)	L_{ex} (Bq/g)
³ H	A,F	β	12	0	1,8E-11	2,6E-10	10 000
¹⁴ C	L,A	β	5 730	0	5,8E-10	5,8E-9	10
²² Na	A	β,γ	2,6	2,2	3,2E-9	1,3E-9	10
³⁶ Cl	A	β	300 000	0	9,3E-10	6,9E-9	100
⁵⁴ Mn	A	β,γ	0,85	0,8	7,1E-10	1,5E-9	10
⁵⁵ Fe	A	ε	2,7	0	3,3E-10	7,7E-10	10 000
⁶⁰ Co	A	β,γ	5,3	2,5	3,5E-9	3,1E-8	10
⁵⁹ Ni	A	β	75 000	0	6,3E-11	4,4E-10	10 000
⁶³ Ni	A	β	96	0	1,5E-10	1,3E-9	100 000
⁷⁹ Se	F	β	1 130 000	0	2,9E-9	2,9E-9	-
⁹⁰ Sr+	F	β	29	0	3,1E-8	1,6E-7	100
⁹³ Zr	A,F	β	1 530 000	0	1,1E-9	2,5E-8	1 000
⁹⁴ Nb	A	β,γ	20 300	1,6	1,7E-9	4,9E-8	10
⁹⁹ Tc	F	β	213 000	0	6,4E-10	1,3E-8	10 000
¹⁰⁶ Ru+	F	β,γ	1,0	0,2	7,0E-9	6,6E-8	100
¹⁰⁷ Pd	F	β	6 500 000	0	3,7E-11	8,5E-11	-
^{110m} Ag	A,F	β,γ	0,68	2,7	2,8E-9	1,2E-8	10
¹²⁶ Sn+	F	β,γ	100 000	1,6	5,1E-9	2,8E-8	-
¹²⁵ Sb	F	β,γ	2,8	0,4	1,1E-9	4,5E-9	100
¹²⁹ I	F	β	15 700 000	0	1,1E-7	3,6E-8	100
¹³⁴ Cs	F	β,γ	2,1	1,6	1,9E-8	2,0E-8	10
¹³⁵ Cs	F	β	2 300 000	0	2,0E-9	7,1E-10	10 000
¹³⁷ Cs+	F	β,γ	30	0,6	1,3E-8	3,9E-8	10
¹⁴⁴ Ce	F	β,γ	0,78	0,02	5,3E-9	5,3E-8	100
¹⁵¹ Sm	F	β	90	0	9,8E-11	4,0E-9	10 000
¹⁵² Eu	A	β,γ	13	1,1	1,4E-9	4,2E-8	10
²²⁶ Ra	L	α	1 600	0	2,8E-7	9,5E-6	10
²²⁹ Th	T	α,γ	7 340	0,1	6,1E-7	2,6E-4	1
²³² Th	L	α	1,4E10	0	2,3E-7	1,1E-5	1
²³¹ Pa	L,T	α,γ	32 760	0,05	7,1E-7	1,4E-4	1
²³⁵ U	L,T	α,γ	7,0E8	0,15	4,7E-8	8,5E-6	10
²³⁸ U	L	α	4,5E9	0	4,8E-8	8,0E-6	10
²³⁷ Np	T	α,γ	2 140 000	0,03	1,1E-7	5,0E-5	1
²³⁹ Pu	T	α	24 000	0	2,5E-7	1,2E-4	1
²⁴⁰ Pu	T	α	6 540	0	2,5E-7	1,2E-4	1
²⁴¹ Am	T	α,γ	432	0,03	2,0E-7	3,9E-5	1
²⁴³ Am	T	α,γ	7 380	0,06	2,0E-7	3,9E-5	1
²⁴⁵ Cm	T	α,γ	8 500	0,10	2,1E-7	4,0E-5	1

TAULUKKO 7.1 Radioaktiivisiin jätteisiin sisältyvien nuklidien ominaisuuksia

Syntytyyppi (A = aktivoitumistuote, F = fissiotuote, T = transuraani tai sen hajoamistuote, L = luonnon radionuklidi), säteilylaji (α-, β-, ja γ-säteily ja elektronikaappaus ε), puoliintumisaika ($T_{1/2}$), keskimääräinen gammaenergia hajoamista kohden (E_γ), annosmuunnoskerroin ravinnon kautta (D_{ing}), annosmuunnoskerroin hengityksen kautta (D_{inh}) ja exemption-vapaaaraja (L_{ex}). Nukliditunnuksen perässä on +, jos myös lyhytikäiset tytäraineet on otettu huomioon.

den puoliintumisajat. Nähdään, että ”jätenuklidien” puoliintumisajat vaihtelevat hyvin laajalla alueella: kuukausista miljooniin vuosiin. Useimmiten radioaktiiviseen jätteeseen sisältyy useita eri puoliintumisajan omaavia nuklideja, jolloin jäte-erän aktiivisuuden väheneminen ei ole eksponentiaalista. Siinä tapauksessa jätteelle ei voida määrittää puoliintumisaikaa vaan sen elinikää on luonnehdittava muulla tavoin.

Radionuklidin tärkeitä radiologisia ominaisuuksia ovat säteilylaji ja hajoamisenergia. Kevyet ja keskiraskaat radioaktiiviset aineet lähettävät yleensä beeta- ja gammasäteilyä. Raskaat nuklidit sisältyvät hajoamisarjoihin, joiden nuklidit lähettävät alfa- tai beetasäteilyä, ja joihin yhdistyy röntgensäteilyä tai heikkoa gammasäteilyä. Taulukossa 7.1 on esitetty nuklidien lähettämä keskimääräinen gamma-energia hajoamista kohti, mikä on ratkaiseva parametri ajatellen nuklidin kykyä aiheuttaa ulkoista säteilyaltistusta.

Radioaktiivisen aineen kyky aiheuttaa ihmiselle sisäistä säteilyaltistusta ilmaistaan yleensä annosmuunnoskertoimilla (taulukko 7.1), jotka on johdettu sekä hengityksen että ravinnon kautta aiheutuvalla altistukselle. Ne on määritetty yksiköissä säteilyannos (Sv) per ravinnon tai hengityksen kautta saatu aktiivisuus (Bq) ja riippuvat kyseisen aineen radiologisista ominaisuuksista sekä sen kulkeutumisesta ja viipymäajasta kehossa.

Edellä mainittujen seikkojen lisäksi on otettava huomioon radioaktiivisten jätteiden muut vaarallisuusominaisuudet, joita ovat:

- Olomuoto; kaasumaiset aineet vapautuvat helposti ja voivat aiheuttaa säteilyaltistusta hengityksen kautta, kun taas nestemäiset aineet voivat vuotaa säiliöistään ja kulkeutua esimerkiksi vesistöihin.
- Palavuus ja höyrystyvyys; tulipalon kautta alun perin kiinteä tai nestemäinen radioaktiivinen aine voi muuttua kaasumaiseksi tai aerosoliksi.
- Fissiilisyyt; riittävän suuri keskittymä fissiilejä aineita voi aiheuttaa hallitsemattoman ydinketjureaktion, jonka säteilyseuraamukset voivat olla vakavat.
- Liikkuvuus; aine, jonka liukoisuus on suuri ja pidättyminen kiinteiden aineiden pinnoille vähäistä, kulkeutuu helposti esimerkiksi pohjaveden mukana.

- Rikastuvuus ravintoketjuissa; biologiset prosessit voivat olennaisesti lisätä radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia.
- Kemiallinen myrkyllisyys; joidenkin jätelajien kemialliset ominaisuudet ovat sellaiset, että ne luokitellaan ongelmajätteiksi.

Luokittelu

Radioaktiivisten jätteiden merkittävin pääluokka on ydinjätteet. Niillä tarkoitetaan radioaktiivisia jätteitä, jotka ovat peräisin ydinlaitoksesta, joko energiantuotantoon tai ydinasetuotantoon tarkoitetuista. Maassamme on kolme ydinlaitosta: kaksi ydinvoimalaitosta ja Ota-niemessä sijaitseva tutkimusreaktori. Ydinjätteisiin sovelletaan ydinenergialainsäädäntöä.

Muita radioaktiivisia jätteitä syntyy teollisuuslaitoksissa, sairaaloissa ja tutkimuslaitoksissa, joissa käytetään säteilylähteitä. Näiden jätteiden määrät ja aktiivisuudet ovat vähäisiä ydinjätteisiin verrattuna ja niihin sovelletaan säteilylainsäädäntöä.

Koska käytännöllisesti katsoen kaikki materiaalit sisältävät radioaktiivisia aineita, on tärkeää määritellä kvantitatiivisesti, mikä on radioaktiivista jätettä ja mitä voidaan pitää tavanomaisena jätteenä. Lähtökohdانا on tällöin, voiko jätteestä aiheutua säteilyannoksia, jotka ylittävät merkityksettömänä pidettävän tason. Tämä taso on määritelty siten, että yksittäisestä säteilylähteistä käytävästä toiminnasta (praktiikasta) syntyvistä jätteistä aiheutuva

- väestön yksilöiden vuotuinen efektiivinen säteilyannos on enintään suuruusluokkaa 10 mSv ja
- kollektiivinen annositouma on enintään 1 manSv vuotta kohti tai toiminta on säteilyaltistuksen suhteen optimoitu.

Edellä esitetyistä säteilyturvallisuuskriteereistä on tarkoituksenmukaista johtaa aktiivisuuteen perustuvat raja-arvot sen toteamiseksi, onko ainetta pidettävä radioaktiivisena. Tällaiset raja-arvot on määritelty tilanteille, joissa harkitaan, onko aine radioaktiivisuutensa vuoksi sisällytettävä säteilyvalvontajärjestelyjen piiriin. Tällöin sovelletaan taulukon 7.1 mukaisia vapaarajoja (exemption levels). Esimerkiksi savuhälyttimien, jotka sisältävät enintään 40 kBq ²⁴¹Am -säteilylähteen, käyttö on vapautettu

luvanvaraisuudesta. Vuodesta 2004 lähtien myös säteilylähteitä sisältävät savuhälyttimet pitää käsitellä radioaktiivisena jätteenä.

Vastaavanlainen tilanne on, kun jäteaine on alun perin säteilyvalvontajärjestelyjen piirissä, esimerkiksi ydinvoimalaitoksen valvonta-alueella, mutta vähäisen radioaktiivisuuden vuoksi harkitaan sen valvonnasta vapauttamista (niin sanottu clearance-menettely). Tällaisia tilanteita koskevista kansainvälisistä aktiivisuuteen perustuvista raja-arvoista ei ole vielä päästy sopimukseen. Eri maissa sovelletaan raja-arvoja, jotka ovat yleensä selvästi pienemmät kuin edellä tarkoitetut exemption-vapaaarajat. Suomessa nämä raja-arvot on annettu STUKin ohjeissa.

Tietyissä tilanteissa sovelletaan huomattavasti edellä esitettyä korkeampia vapaaarajoja tai valvonnasta vapauttamisen raja-arvoja sillä perusteella, että jäteaineen saattaminen säteilyvalvonnan piiriin tai pitäminen siellä olisi kohtuuttoman hankalaa aiheutuvaan säteilyhaittaan nähden. Silloin on yleensä kyseessä pelkästään luonnon radionuklideja sisältävä jäteaine tai jäte on peräisin aiemmista toiminnoista, joihin on sovellettu nykyistä väljempiä säteilyturvallisuuskriteereitä.

Käsittelyä ja varastointia ajatellen radioaktiiviset jätteet on tarkoituksenmukaista jakaa aktiivisuustason mukaan seuraaviin luokkiin (STUKin ohje YVL 8.3):

- Korkea-aktiiviset jätteet edellyttävät hyvin tehokkaita säteilysuojelujärjestelyjä ja yleensä myös jäähdytystä. Tällöin jätteiden aktiivisuuspitoisuus on yli 10 GBq/kg. Maassamme ydinreaktoreiden käytetty polttoaine luokitellaan korkea-aktiiviseksi jätteeksi.
- Keskiaktiivisten jätteiden käsittely edellyttää tehokkaita säteilysuojelujärjestelyjä, ja niiden aktiivisuuspitoisuus on yli 1 MBq/kg mutta ei yli 10 GBq/kg. Esimerkiksi ydinvoimalaitoksen primaaripiirin puhdistukseen käytetty ioninvaihtohartsin on keskiaktiivista jätettä.
- Matala-aktiivisia jätteitä voidaan käsitellä ilman erityisiä säteilysuojelujärjestelyjä, ja niiden aktiivisuuspitoisuus on alle 1 MBq/kg. Esimerkiksi ydinvoimalaitosten huoltoseisokkien aikana kertyvä sekalainen kiinteä jäte (niin sanottu huoltojäte) on pääosin matala-aktiivista.

Loppusijoitusta ajatellen radioaktiiviset jätteet luokitellaan usein lyhyt- ja pitkäikäisiin. Lyhytikäisissä jätteissä on vallitsevien radioaktiivisten aineiden puoliintumisaika enintään noin 30 vuotta (esimerkiksi stronti-

um-90 ja cesium-137 lukeutuvat näihin). Niiden aktiivisuus ehtii vähentyä vaarattomalle tasolle muutaman sadan vuoden kuluessa. Ydinvoimalaitosten käytössä syntyvät keski- ja matala-aktiiviset jätteet ovat yleensä lyhytikäisiä. Pitkäikäisissä jätteissä, kuten käytetyssä ydinpolttoaineessa, on puolestaan huomattavia pitoisuuksia radioaktiivisia aineita, joiden puoliintumisaika ylittää 30 vuotta.

Esimerkkejä jätehuollosta menneinä vuosikymmeninä

Radioaktiivisia jätteitä on kertynyt suuressa mitassa noin puolen vuosisadan ajan, aluksi ydinasetuotannon seurauksena ja myöhemmin etupäässä ydinenergian rauhanomaisen käytön seurauksena. Seuraavassa esitetään katsaus tähän asti kertyneiden radioaktiivisten jäteaineiden kohtalosta.

Radioaktiiviset aineet aiheuttavat herkimmin säteilyaltistusta päästesään hengitysilmaan. Suuria määriä radioaktiivisia aineita on päässyt ilmakehään ydinasekokeiden ja ydinonnettomuuksien seurauksena. Taulukossa 7.2 on esitetty yhteenveto näistä päästöistä. Nähdään, että maan päällä ja ilmakehässä tehdyistä ydinkokeista aiheutuneet päästöt ovat selvästi suurimmat, myös verraten pitkäikäisten radionuklidien osalta. Nykyisin nämä radioaktiiviset aineet jo ovat laskeutuneet maaperään ja vesistöihin ja tarkoilla mittauksilla niitä voidaan todeta lähes kaikkialla. Pahoin saastuneita alueita on Tshernobylin ja Tsheljabinskin (eli Kyshtymin) ydinonnettomuuksien keskeisillä vaikutusalueilla ja eräillä ydinkoealueilla.

Keski- ja matala-aktiivisten jätepakkausten upottaminen meriin oli yleinen käytäntö vielä parikymmentä vuotta sitten. Länsimaiden radioaktiivisten jätteiden tärkein upotuspaikka oli Keski-Atlantin syvänteet. Länsi-

Nuklidi	Ydinasekokeet (1945–1980)	Tshernobylin onnettomuus (1986)	Tsheljabinskin onnettomuus (1957)
Tritium	240 000	-	-
Hiihi-14	220	-	-
Strontium-90	600	10	4
Rutenium-103	240	170	3
Jodi-131	650 000	1 800	-
Cesium-137	900	85	0,03
Cerium-144	30 000	3	50
Plutonium-239	6,5	0,03	-

TAULUKKO 7.2 Suurimmat radioaktiivisten aineiden päästöt ilmakehään (10¹⁵ Bq)

maat päättivät vuonna 1983 lopettaa tämän käytännön. Neuvostoliitto/Venäjä upotti jätteitä 1990-luvun alkupuolelle asti, etupäässä Barentsin ja Karan meriin. Novaja Zemljan edustalle on upotettu jopa alusten vaurioituneita reaktoreita polttoaineineen. Kaikkien meriin upotettujen jätteiden kokonaisaktiivisuudeksi arvioidaan 90 PBq (petabecquerel PBq = 10^{15} Bq). Upotuspaikoilla tehdyissä mittauksissa ei ole havaittu poikkeuksellisen korkeita meriveden radioaktiivisuuspitoisuuksia.

Radioaktiivisten jäteaineiden kokonaispäästöt meriin Euroopan jälleenkäsittelylaitoksilta ovat olleet yli 40 PBq. Suurimmat päästöt ajoittuivat 1970-luvun jälkipuoliskolle ja nykyiset päästöt ovat vain prosentteja huipparvoista. Jälleenkäsittelylaitosten päästöjen jälkiä on voitu mitata muun muassa Norjan merialueilla.

Maaperään, järviin ja jokiin radioaktiivisia jätteitä on joutunut lähinnä sotilasperäisten toimintojen seurauksena. Maanalaisten ydinräjäytysten jäännöksiä on muun muassa Nevadan, Semipalatinskin, Novaja Zemljan, Gobin ja Mururoan koalueiden uumenissa. Näiden jäänteiden kokonaisaktiivisuuksien suuruusluokat ovat vastaavat kuin edellä esitetyt ydinräjäytyksistä ilmakehään päässeet aktiivisuudet. Venäjällä on myös pumputtu suuria määriä radioaktiivisia jäteliemiä satojen metrien syvyyteen huokoiseen maaperään Krasnojarskin, Tomskin ja Dimitrovgradin lähistöllä.

Tsheljabinskin lähistöllä on 1940–1950-lukujen vaihteessa päästetty noin 100 PBq nestemäisiä radioaktiivisia jätteitä Tetsha-jokeen, joka on Obin sivujoki. Samalla alueella on Karatshai-järvi, johon on kerätty 4 000 PBq verran radioaktiivisia jäteliemiä.

Huonosti hoidettuja uraanikaivosten jätealueita on useimmissa maissa, jotka muutama vuosikymmen sitten harjoittivat laajamittaista uraanikaivostoimintaa. Esimerkiksi entisen Itä-Saksan alueella on satoja miljoonia kuutiometrejä uraanikaivosjätteitä, joiden jälkihoito tulee olemaan hyvin suurimittainen hanke. Suomea lähin huomattava uraanikaivosteollisuuden jätokeskittymä on Viron Sillamäessä.

Varastoidut ja loppusijoitetut jätteet

Edellä käsiteltiin radioaktiivisia jäteaineita, jotka on eristetty elinympäristöstä enemmän tai vähemmän puutteellisesti. Radioaktiivisilla jätteillä suppeammassa mielessä tarkoitetaan aineita, joita käsitellään ja va-

rastoidaan valvotusti tarkoituksena eristää ne elinympäristöstä, eli loppusijoittaa. Nämä jätteet jaetaan radioaktiivisuuden perusteella tavallisesti seuraaviin pääluokkiin:

- korkea-aktiiviset, lämpöä kehittävät jätteet
- pitkäikäiset keski- ja matala-aktiiviset jätteet
- lyhytikäiset keski- ja matala-aktiiviset jätteet
- uraanikaivostoiminnan jätteet ja muut kohonneita luonnon radioaktiivisuuspitoisuuksia sisältävät jätteet.

Varastoitujen radioaktiivisten jätteiden kokonaisaktiivisuus, kun otetaan huomioon vähintään noin 30 vuoden puoliintumisajan omaavat radionuklidit, on nykyisin yli 1 000 000 PBq. Vertailun vuoksi voidaan todeta, että ydinasekoikeista on päässyt elinympäristöön vastaavanlaisia radioaktiivisia aineita noin 1 500 PBq ja Tshernobylin onnettomuudesta noin 100 PBq. Näin ollen on selvää, että varastoidut radioaktiiviset jätteet on eristettävä tehokkaasti ja pitkäaikaisesti elinympäristöstä.

7.2 Keski- ja matala-aktiiviset jätteet

Jätelajit ja -määrät

Nykyisin enin osa keski- ja matala-aktiivisista jätteistä syntyy ydinenergiaa käytettäessä ja siihen liittyvän ydinpolttoainekierron yhteydessä. Esimerkiksi kevytvesireaktorin eliniän aikana lyhytikäisiä keski- ja matala-aktiivisia jätteitä kertyy useita tuhansia tonneja ja niiden kokonaisaktiivisuus on suuruusluokkaa 0,1–1 PBq. Ydinvoimalaitosta purettaessa kertyy vastaavanlaisia ja vastaavansuuruinen tonnimäärä radioaktiivisia jätteitä, mutta niiden kokonaisaktiivisuus on merkittävästi suurempi: 10–100 PBq.

Jos ydinvoimalaitoksen käytetty polttoaine jälleenkäsitellään, syntyy myös keski- ja matala-aktiivisia jätteitä. Tonnimäärät jäävät selvästi pienemmiksi kuin ydinvoimalaitoksen käytön yhteydessä syntyvät, mutta toisaalta huomattava osa tästä jätteestä on pitkäikäistä: se sisältää vähintäänkin satoja Bq/g transuraaneja, kuten plutoniumia. Yhden reaktorin eliniän aikana kertyvän käytetyn ydinpolttoaineen jälleenkäsittelys-

tä syntyvien keski- ja matala-aktiivisen jälleenkäsittelyjätteen kokonaisaktiivisuus on satoja PBq.

Ydinasetuotannon seurauksena on kertynyt miljoonia tonneja keski- ja matala-aktiivisia jälleenkäsittelyjätteitä. Niiden kokonaisaktiivisuus on suuruusluokkaa 1 000 PBq.

Ydinaseohjelmien ja ydinenergiatuotannon seurauksena on kertynyt yli miljardi tonnia uraani- ja plutoniumjätteitä. Niissä aktiivisuuspitoisuus on vähäinen, tyypillisesti 100 Bq/g, mutta toisaalta radioaktiivisuus on pitkäikäistä.

Ydinaseosastoissa ja ydinenergiaa laajamittaisesti käytävissä maissa on ydintutkimuskeskuksia, joiden tutkimus- ja kooreaktoreilta ja -laboratorioista kertyy myös huomattavia määriä keski- ja matala-aktiivisia jätteitä.

Jättemäärät, jotka kertyvät käytettäessä säteilylähteitä tavanomaisissa teollisuuslaitoksissa, lääkinnässä ja pienimuotoisessa tutkimustoiminnassa, ovat vaatimattomia edellä esitettyihin ydinjätteiden määriin verrattuna. Esimerkiksi Suomessa tällaisia pienjätteitä on Olkiluodossa olevassa keskusvarastossa vain noin 40 kuutiometriä.

Luonnon radioaktiivisia aineita sisältävistä materiaaleista, joiden pitoisuudet ylittävät vapaarajat, käytetään lyhennettä NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials). Tällaisia jätteitä syntyy muun muassa fosfaattilannoiteteollisuudessa, öljyn ja maakaasun tuotannossa, kivihiilen ja turpeen poltossa, rakennusmateriaalien valmistuksessa, eräiden metallien valmistusprosesseissa ja jätevesien käsittelyssä. Nämä jätevirrat ovat hyvin suuria, esimerkiksi EU:n alueella kymmeniä miljoonia tonneja vuodessa. Toisaalta näitä jätteitä ei useinkaan luokitella radioaktiivisiksi jätteiksi, vaikka uraanin, toriumin ja radiumin aktiivisuuspitoisuudet niissä voivat ylittää selvästi vapaarajat.

Periaatteelliset huoltovaihtoehdot

Radioaktiivisista jätteistä huolehtimisen periaatteelliset vaihtoehdot kiitetään usein seuraaviin iskusanoihin:

- delay and decay, eli viivästä ja vähennä
- dilute and disperse, eli laimenna ja levitä

- concentrate and confine, eli tiivistä ja tallenna.

Viivästä ja vähennä -periaate, eli jätteen varastointi kunnes sen aktiivisuus vähenee alle vapaarajojen, on käyttökelpoinen lähinnä silloin, kun jätteeseen sisältyvien radionuklidien puoliintumisajat ovat enintään noin sata päivää. Tällä tavoin voidaan tehdä vaarattomiksi suurin osa sairaaloiden radioaktiivisista jätteistä. Koska ydinjätteisiin sisältyy suuri joukko hyvin eri-ikäisiä radionuklideja, viivästysmenetelmä ei ole erityisen tehokas jätteen määrän vähentämiseksi. Viivästämisellä voidaan kuitenkin usein helpottaa jätteen jatkokäsittelyä säteilytasojen ja helposti vapautuvien radioaktiivisten aineiden vähentämisen kautta.

Useilta säteilyvalvonnan piirissä olevilta laitoksilta päästetään radioaktiivisia aineita valvotusti ilmaan ja vesistöihin. Tällöin noudatetaan laimenna ja levitä -periaatetta: alkulaimennuksella varmistetaan, että enimmäispitoisuudetkin elinympäristössä jäävät vähäisiksi, ja pitoisuudet laimenevat edelleen radioaktiivisten aineiden levitessä ilmakehässä tai vesistöissä. Laimenna ja levitä -periaate liittyy usein kaasumaisten ja nestemäisten radioaktiivisten aineiden käsittelyyn: vähäisen aktiivisuuden mutta suuren tilavuuden omaava fraktio päästetään ympäristöön, kun taas valtaosa aktiivisuudesta konsentroidaan kiinteäksi radioaktiiviseksi jätteeksi.

Kolmas, tiivistä ja tallenna -periaate, tarkoittaa radioaktiivisen jätteen saattamista kompaktiin, pysyvään muotoon ja eristämistä elinympäristöstä loppusijoittamalla nämä jätepakkaukset. Suuntauksena on ollut radioaktiivisten aineiden päästöjen jatkuva vähentäminen ja jäteaineiden yhä tarkempi talteenotto. Jäljempänä tarkastellaan jätteiden käsittelyyn ja loppusijoitukseen käytettävissä olevia menetelmiä.

Jätteiden käsittely

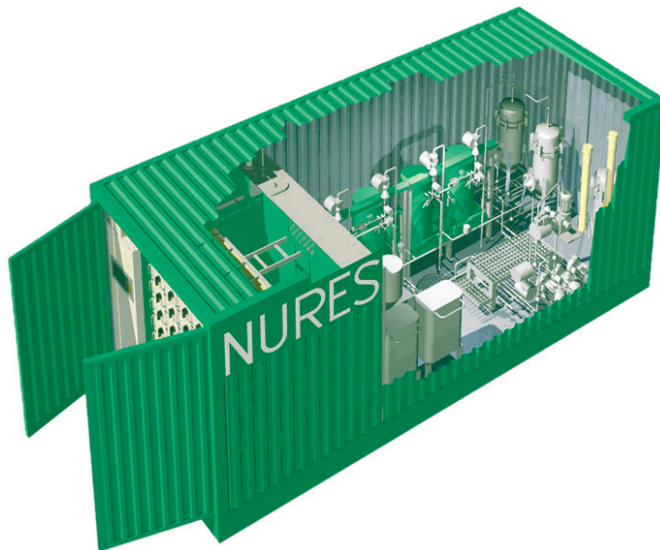
Keski- ja matala-aktiivisten jätteiden käsittely jaetaan yleensä kolmeen vaiheeseen: esikäsittely, tilavuuden pienennys sekä loppukäsittely ja pakkaaminen.

Esikäsittelyn päätarkoituksena on helpottaa jätteen jatkokäsittelyä. Siihen voi kuulua jätteen kerääminen, lajittelu, neutralointi tai muu kemiallinen säätö, dekontaminointi ja alkukarakterisointi. Jätteiden lajittelu aktiivisuustason mukaan on tärkeätä mahdollisen valvonnasta vapauttamisen kannalta.

Nestemäisten jätteiden tilavuuden pienennykseen voidaan käyttää muun muassa seuraavia menetelmiä: ioninvaihto, mekaaninen suodatus, haihdutus, kemiallinen saostus, sentrifugointi, ultrasuodatus, käänteiden osmoosi ja poltto. Kiinteiden jätteiden tilavuutta voidaan puolestaan pienentää polttamalla, kokoonpuristamalla, paloittelemalla tai sulattamalla. Tilavuuden pienennyksen seurauksena joudutaan usein päästämään vähäisiä määriä kaasumaisia tai nestemäisiä radioaktiivisia aineita ympäristöön.

Jätteiden käsittelyn tehokkuuden indikaattoreita ovat tilavuudenpienennyskerroin ja dekontaminointikerroin. Edellinen ilmaisee loppukäsittelyn ja pakatun jätteen tilavuussuhteen ilman tilavuudenpienennystä ja sen kera. Jälkimmäinen puolestaan ilmaisee tietyn nuklidin määrän talteenotetussa jätteessä verrattuna sen määrään puhdistetussa, yleensä valvonnasta vapautuvassa jätteessä.

Esimerkki tehokkaasta tilavuudenpienennysmenetelmästä on Fortum Oyj:ssä kehitetty NURES-prosessi, jolla voidaan erottaa cesiumia, strontiumia, kobolttia ja booria nestemäisistä radioaktiivisista jätteistä. NURES-laitteisto on esitetty kuvassa 7.1. Suodattimet käsitellään radioaktiivisena jätteenä ja puhdistunut neste voidaan laskea mereen.



KUVA 7.1. Kuljetettava NURES-laitteisto, jolla puhdistetaan nestemäisiä jätteitä.

Järjestelmässä on karkea esisuodatin, aktiivihiiლისuodatin, hieno esisuodatin sekä selektiiviset ioninvaihtimet cesiumille ja strontiumille. Laitteiston kapasiteetti on noin 5 m³ nestejätettä vuorokaudessa. NURES-laitteistolla saavutettava tilavuudenpienennyskerroin on yleensä satoja ja tyypillinen dekontaminointikerroin on cesiumille yli 500 ja strontiumille yli 100.

Loppukäsittelyssä jäte saatetaan pysyvään muotoon ja pakataan säiliöön varastointia, kuljetusta ja loppusijoitusta varten. Nestemäiset ja hienojakoiset jäteaineet saatetaan yleensä pysyvämpään muotoon kiinteyttämällä ne sopivaan matriisiin, kuten betoniin (muun muassa Loviisan ydinvoimalaitoksella), bitumiin (muun muassa Olkiluodon ydinvoimalaitoksella) tai polymeereihin. Kiinteät jätteet pakataan säiliöihin sellaisenaan tai sopivan täyteaineen, esimerkiksi betonin kanssa. Tärkeä vaihe on jätteen loppukäsittelyn loppukarakterisointi, jossa määritetään sen radiologiset ja muut tärkeät ominaisuudet.

Loppusijoitus

Keski- ja matala-aktiivisia jätteitä on loppusijoitettu jo 1950-luvulta lähtien. Taulukossa 7.3 esitetään yhteenveto ydinenergiamaissa käytössä olevista tai olleista loppusijoituslaitoksista. Nähdään, että nykyisin on käytössä lähinnä kahdentyyppisiä loppusijoituksen periaateratkaisuja: betonibunkkeri maan pintakerroksissa ja luolasto keskisyvytyksessä kallioperässä.

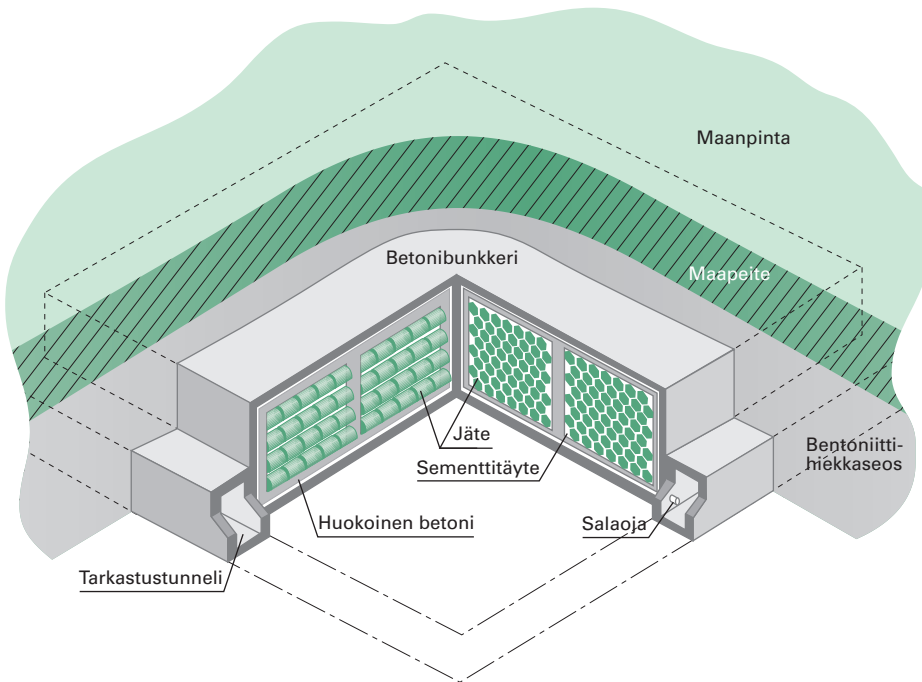
Esimerkit näistä periaateratkaisuista esitetään kuvissa 7.2 ja 7.3. Näennäisestä erilaisuudesta huolimatta radioaktiivisten aineiden eristäminen perustuu molemmissa ratkaisuissa suurelta osin samoihin ilmiöihin:

Maa	Loppusijoituspaikka	Laitostyyppi	Käyttöjakso
Suomi	Olkiluoto	Luolasto kiteisessä kalliossa	1992–
	Hästholmen	Luolasto kiteisessä kalliossa	1998–
Ruotsi	Forsmark	Luolasto kiteisessä kalliossa	1988–
Norja	Himdalen	Luolasto kiteisessä kalliossa	1998–
Saksa	Asse	Luolasto suolamuodostumassa	1967–1978
	Morsleben	Luolasto suolamuodostumassa	1981–1999
Ranska	Centre de la Mance	Maahanhautaus	1969–1994
	Centre de l'Aube	Betonibunkkeri maan pintakerroksessa	1992–
Iso-Britannia	Drigg	Maahanhautaus	1959–
Espanja	El Cabril	Betonibunkkeri maan pintakerroksessa	1992–
Tshekki	Dukovany	Betonibunkkeri maan pintakerroksessa	1994–
Japani	Rokkasho	Betonibunkkeri maan pintakerroksessa	1992–
USA	Beatty, Nevada	Maahanhautaus	1962–1992
	Barnwell, South-Carolina	Maahanhautaus	1971–
	Hanford, Washington	Maahanhautaus	1965–

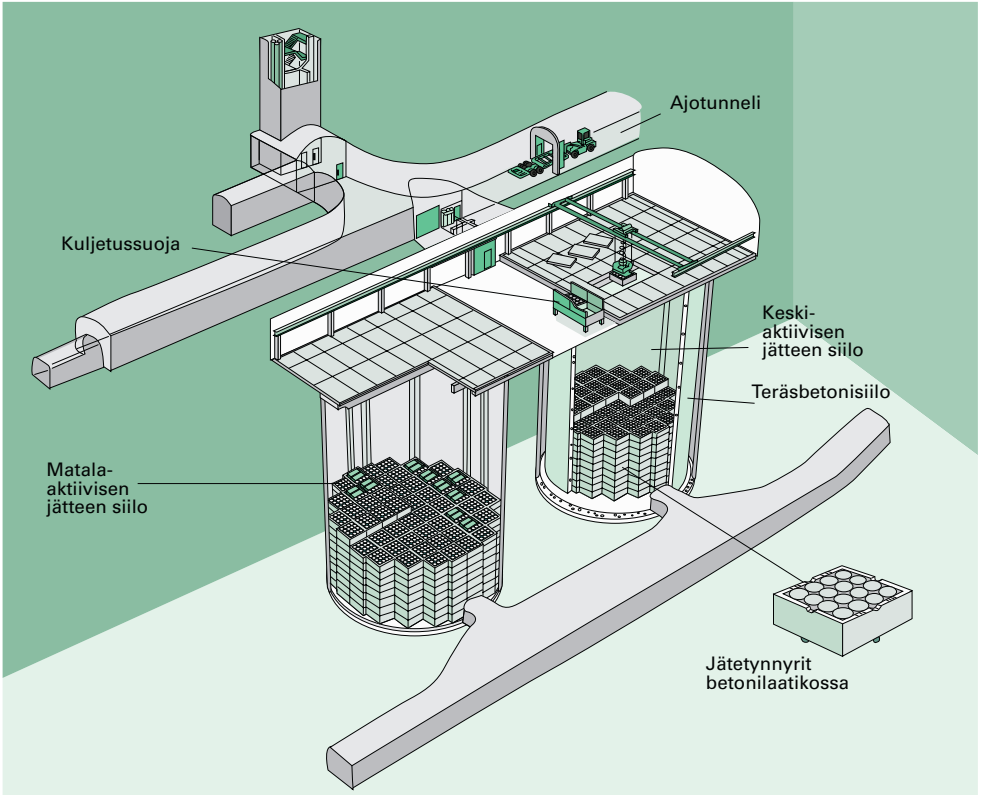
TAULUKKO 7.3 Lyhytikäisten keski- ja matala-aktiivisten jätteiden loppusijoituslaitoksia

- kestävät jätepakkaukset
- betonirakenteiden eristyskyky ja niiden aikaansaama suotuisa kemiallinen ympäristö
- vähäinen pohjaveden virtaama sijoitustilojen läheisyydessä
- radionuklidien hidas kulkeutuminen sijoitustiloja ympäröivässä maatai kallioperässä.

Merkittävin ero näiden kahden ratkaisumallin välillä on, että maan pintakerrokseen sijoitettu loppusijoituslaitos edellyttää valvontaa muutaman sadan vuoden ajan laitoksen sulkemisen jälkeen. Valvonta on tarpeen muun muassa sen varmistamiseksi, etteivät loppusijoitustilan päällä olevat eristerrokset heikkene eroosion tai ihmisen toiminnan seurauksena. Sen sijaan kallioperässä olevan loppusijoitustilan turvallisuuden edellytyksinä eivät ole valvontatoimet laitoksen sulkemisen jälkeen.



KUVA 7.2 Periaatekuva maan pintakerrokseen rakennetusta keski- ja matala-aktiivisten jätteiden loppusijoituslaitoksesta



KUVA 7.3. Olkiluodon kallioperään 60–95 metrin syvyyteen rakennettu keski- ja matala-aktiivisten jätteiden loppusijoituslaitos

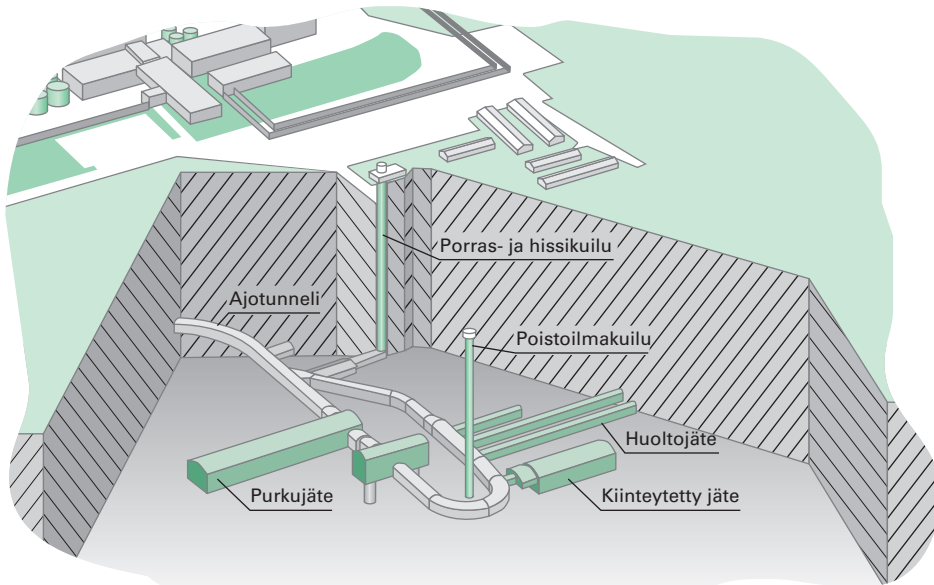
Suomessa otettiin jo 1980-luvun alussa lähtökohdaksi, että ydinvoimalaitosten keski- ja matala-aktiivisten jätteiden loppusijoituslaitokset rakennetaan kyseisten ydinvoimalaitosalueiden kallioperään. Olkiluodossa otettiin loppusijoituslaitos käyttöön vuonna 1992. Laitos muodostuu kahdesta suuresta siilosta, joista toinen on tarkoitettu matala-aktiivisille jätteille ja toinen, betonisella sisäsiilolla varustettu, keskiaktiivisille jätteille. Siellä on myös valtion hallussa olevien pienjätteiden välivarasto. Vastaavanlainen, kallioperään noin 100 metrin syvyyteen rakennettu loppusijoituslaitos otettiin vuonna 1998 käyttöön Loviisan Hästholmenin voimalaitosalueella.

Molemmat maamme voimayhtiöt aikovat loppusijoittaa myös ydinvoimalaitoksia purettaessa syntyvät keski- ja matala-aktiiviset jätteet vastaavalla tavalla laajentamalla nykyisiä loppusijoituslaitoksia. Kuvassa 7.4 on esitetty suunnitelma Loviisan voimalaitoksen käytön aikana ja purkamisesta kertyvien keski- ja matala-aktiivisten jätteiden loppusijoituksesta.

Ydinlaitosten käytöstäpoisto

Ydinlaitosten purkamisesta on kasvamassa merkittävä teollisuudenala. Eri maissa on jo yli 70 ydinvoimalaitosyksikön käyttö lopetettu, lisäksi noin 400 tutkimusreaktoria ja 800 muuta ydinlaitosta on tullut käyttökänsä päähän. Ensimmäisten suurten ydinvoimalaitosten purkutyön loppuunsaattaminen ajoittui vuosisadan vaihteeseen. Ydinlaitosten purku on suurelta osin keski- ja matala-aktiivisten jätteiden huoltoa: teräs- ja betonirakenteiden paloittelua, pakkaamista ja loppusijoittamista. Työ on teknisesti ja säteilysuojellisesti vaativaa, sillä osa rakenteista, lähinnä reaktorisäiliö ja sen sisäosat, säteilee hyvin voimakkaasti ja edellyttää etäkäsittelyä. Kontaminoituneita rakenteita purettaessa puolestaan on estettävä radioaktiivisen pölyn leviäminen ja pääsy hengitysilmaan.

Kevytvesireaktoreiden käytöstäpoistokustannuksien arvioidaan olevan noin kymmenen prosenttia uuden vastaavan laitoksen rakentamiskustannuksista. Joidenkin laitostyyppien, esimerkiksi grafiittihidasteisten reaktoreiden, purkaminen on paljon hankalampaa ja kustannukset vastaavasti suuremmat.



KUVA 7.4. Loviisan loppusijoituslaitos

Hästholmenin voimalaitosalueen kallioperässä noin 110 metrin syvyydessä sijaitseva keski- ja matala-aktiivisten jätteiden loppusijoituslaitos. Voimalaitoksen käytössä syntyville jätteille tarkoitetut tilat on jo rakennettu, kun taas purkamisjätteille tarkoitetut tilat rakennetaan myöhemmin.

Etupäässä ydinasetuotannon ja muun sotilaallisen toiminnan seurauksena eri puolilla maailmaa on lukuisia radioaktiivisten aineiden saastuttamia rakennuksia ja maa-alueita, joiden puhdistaminen ja kertyvien radioaktiivisten jätteiden huolto tulee olemaan suuri urakka lähivuosikymmeninä. Esimerkiksi USA:ssa arvioidaan, että maan noin 130 sotilaallisen ydinlaitoksen purkaminen tai radioaktiivisista aineista saastuneen maa-alueen puhdistaminen vie noin 50 vuotta ja tästä aiheutuva ”kylmän sodan jälkilasku” tulee olemaan yli 200 miljardia dollaria. Venäjällä on varsinkin Tsheljabinskin, Tomskin ja Krasnojarskin lähistöllä ydinasetuotannon seurauksena pahoin saastuneita alueita.

7.3 Käytetty ydinpolttoaine ja korkea-aktiiviset jätteet

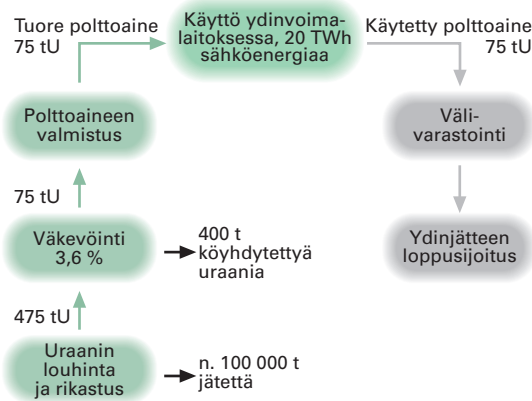
Ydinpolttoainekierron vaihtoehdot

Usein puhutaan suljetusta ja avoimesta polttoainekierrosta sen mukaan, onko tarkoitus kierrättää käytetyssä polttoaineessa olevat halkeavat ja halkeamiskelpoiset aineet vai loppusijoittaa ne sellaisenaan. Kuvassa 7.5 on esitetty kevytvesireaktorin tyypillinen avoin polttoainekierto yhden gigawattivuoden sähköenergiantuotantoa vastaten. Samassa kuvassa on myös esitetty sekaoksidipolttoaineen (Mixed Oxide Fuel eli MOX-fuel) käyttöön perustuva tyypillinen suljettu polttoainekierto; tällainen MOX-kierto on jo käytössä useissa ydinenergiamaisissa. Nähdään, että MOX-kierrossa alkupään materiaalivirrat vähenevät noin viidenneksellä avoimeen kiertoon verrattuna, kun osa väkevöidystä uraanista voidaan korvata uraani-plutonium-sekapolttoaineella.

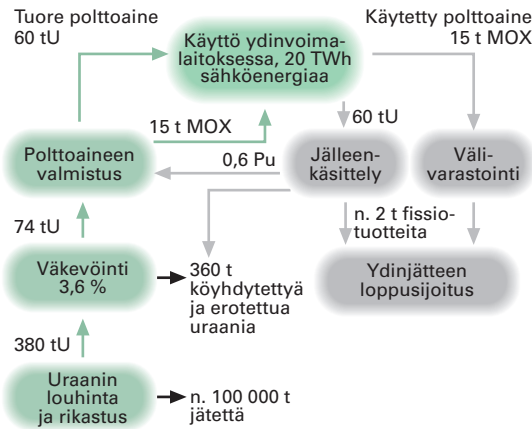
Avoimen polttoainekierron loppupäässä kertyy käytettyä ydinpolttoainetta, joka loppusijoitetaan ydinjätteenä. Suljetun polttoainekierron loppupäässä kertyy vastaavasti seuraavia aineita, jotka nykyisen käytännön mukaisesti palautetaan käytetyn ydinpolttoaineen tuottajalle:

- korkea-aktiivisia ja muita jälleenkäsittelyjätteitä
- jälleenkäsittelyssä erotettua uraania, jonka väkevöinti nykyisillä laitoksilla ei ole tarkoituksenmukaista, koska se on voimakkaammin säteilevää kuin luonnonuraani
- käytettyä MOX-polttoainetta tai jälleenkäsittelyssä erotettuja transuraaneja, jotka reaktorifysikaalisten syiden takia eivät enää sovellu kiertoon.

Avoin polttoainekierto



Suljettu polttoainekierto



KUVA 7.5. Ydinpolttoaineen massavirrat kertakäyttö- ja kierrätysstrategiassa

Ylemmässä kaaviossa käytetty ydinpolttoaine loppusijoitetaan sellaisenaan (niin sanottu suora loppusijoitus). Alemmassa kaaviossa polttoaine jälleenkäsitetään ja erotettu plutonium käytetään sekaoksidipolttoaineen valmistukseen.

OECD:n ydinenergiajärjestön teettämä vertailuselvitys suljetusta ja avoimesta polttoainekierrästä osoittaa, että säteilyaltistuksen kannalta näiden vaihtoehtojen välinen ero ei ole merkittävä. Avoimessa kierrossa tarvittava laajempi uraaniaikavalmistusta lisää säteilyaltistusta kun taas suljetussa kierrossa jälleenkäsittely aiheuttaa säteilyaltistusta.

Jälleenkäsittely ja MOX-kierto ei ole erityisen kannattavaa maalle, jolla ei ole omaa jälleenkäsittelylaitosta. Jälleenkäsittelyn kustannukset ovat nykyisin suunnilleen 1 000 dollaria uraanikiloa kohti. Tähän verrattuna olisi MOX-kierrosta saatava vähennys väkevöidyn polttoaineen hankintakustannuksissa vähäinen. Vaikka lasitetun korkea-aktiivisen jälleenkäsittelyjätteen tilavuus on huomattavasti pienempi kuin pakatun käytetyn polttoaineen, on loppusijoitustilojen mitoitusta määräävä seikka jätteen

	2000	2005	2010
Jälleenkäsitelty	75 000	95 000	110 000
Varastoitu	160 000	195 000	230 000
Yhteensä	235 000	290 000	340 000

TAULUKKO 7.4 Ydinvoimalaitosten käytetyn polttoaineen nykyiset ja ennustetut kertymät (uraanitonnina)

Maa/ laitos	Soveltuva reaktorityyppi	2000	2005	2010
Ranska/ La Hague	Kaasujäähdytteinen	600	-	-
	Kevytvesi	1 600	1 600	1 600
Iso-Britannia/ Sellafield	Kaasujäähdytteinen	1 500	1 500	1 500
	Kevytvesi	1 200	1 200	1 200
Japani/ Tokai, Rokkasho	Kevytvesi	90	90	800
Venäjä/ Majak	Kevytvesi	400	400	400
Intia/ Tarapur, Kalpakkam	Raskasvesi	200	200	200
Yhteensä		5 590	4 990	5 700

TAULUKKO 7.5 Nykyiset ja ennustetut jälleenkäsittelykapasiteetit (uraanitonnina vuodessa) eri maissa

Taulukossa on myös mainittu reaktorityyppi, jonka polttoaineen käsittelyyn laitos soveltuu.

lämmönkehitys noin 100 vuoden aikajänteellä, mikä on lähes sama näillä jätelajeilla. Näin ollen näiden jätelajien loppusijoituskustannuksissa ei ole ratkaisevaa eroa.

Taulukossa 7.4 on esitetty ydinenergiatuotannosta peräisin olevan käytetyn polttoaineen tähänastisia ja ennustettuja kertymiä maailmanlaajuisesti. Siinä on myös eritelty, mikä osuus polttoaineesta on mennyt tai on menossa jälleenkäsittelyyn ja mikä osuus välivarastoidaan toistaiseksi. Nähdään, että jälkimmäinen osuus on vallitseva ja tulevaisuudessa kasvamassa. Tähän vaikuttavat paitsi taloudelliset näkökohdat, myös jälleenkäsittelykapasiteetin niukkuus. Taulukossa 7.5 on esitetty nykyinen ja lähitulevaisuudessa käyttöön tuleva jälleenkäsittelykapasiteetti. Koska käytetyn ydinpolttoaineen vuotuiset kertymät tulevat olemaan hieman yli 10 000 tU, voisi jälleenkäsittelykapasiteetti kattaa enintään noin puolet tästä kertymästä.

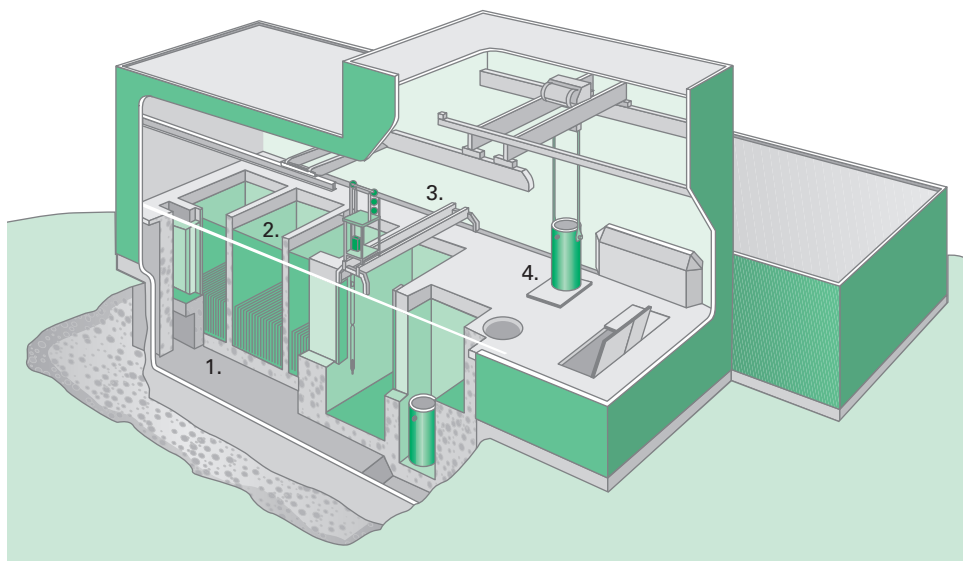
Välivarastointi

Käytetyn ydinpolttoaineen välivarastointiin käytetään kolmenlaista teknistä periaateratkaisua: vesiallasvarastoa, ilmajäähdytteistä holvivarastoa ja säiliövarastoa.

Vesiallasvarasto on perinteisin varastotyyppi ja myös maamme ydinvoimalaitosten käytettyä polttoainetta säilytetään vesialtaissa. Kuvassa 7.6 on esitetty periaatekuva käytetyn ydinpolttoaineen välivarastosta Olkiluodossa. Vesiallasvaraston hyvänä puolena on polttoainenippujen helppo käsiteltävyys ja valvottavuus. Nykyisen käsityksen mukaan käytettyjä polttoainenippuja voidaan säilyttää sellaisenaan ainakin 50 vuotta asianmukaisessa vesiallasvarastossa.

Holvivarastossa polttoaineniput ovat tyyppiatmosfäärissä kaasutiivissä kapseleissa. Näitä kapseleita jäähdytetään ilman luonnonkierrolla. Lämmönkehityksen vähentämiseksi polttoainenippuja joudutaan säilyttämään vesialtaissa muutaman vuoden ajan ennen kuivavarastoon siirtämistä. Kuivavarasto soveltuu vesiallasvarastoa paremmin pitkäaikaiseen varastointiin passiivisen jäähdytysjärjestelmän ja polttoainenippujen korroosion kannalta edullisten olosuhteiden ansiosta.

Säiliövarastoissa polttoaineniput on suljettu kaasutiivisiin säiliöihin, jotka täyttävät myös kuljetusastiolle asetetut vaatimukset. Näitä säiliöitä varastoidaan betonirakennuksissa tai jopa paljaan taivaan alla. Varastotyyppin etuna on logistinen yksinkertaisuus, koska polttoainenippuja ei tar-



KUVA 7.6. Olkiluodon ydinvoimalaitoksen käytetyn polttoaineen välivarasto

Varasto on vesiallastyyppinen ja sen kapasiteetti on noin 1200 uraanitonnia. 1. polttoaineniput telineissä, 2. kuuden metrin vesikerros polttoainetelineiden päällä, 3. polttoainenippujen siirtokone ja 4. polttoaineen siirtosäiliö.

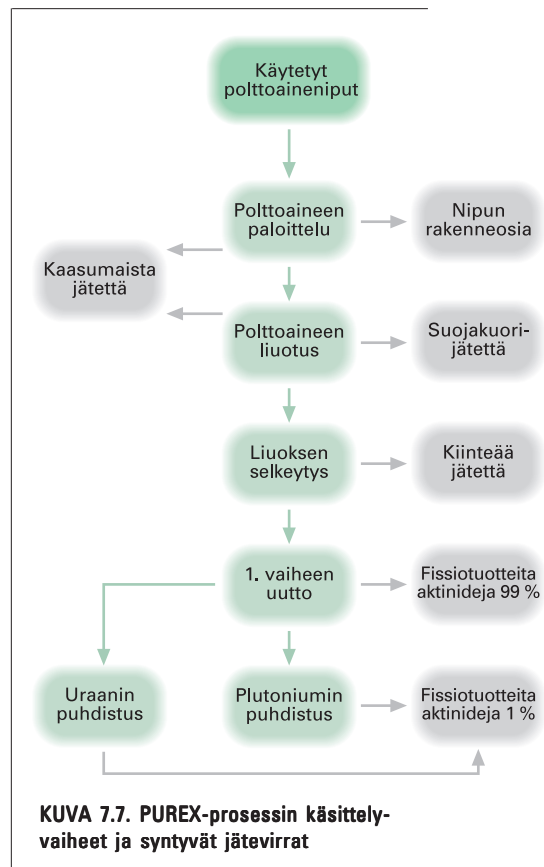
vitse siirrellä kuljetuksen ja varastoinnin välillä. Mikäli kyseessä on suuri määrä käytettyä polttoainetta, ovat säiliövarastoinnin kustannukset muita varastointimenetelmiä korkeammat.

Jälleenkäsittely

Kevytvesireaktorin käytetystä ydinpolttoaineesta 95–96 prosenttia on uraania, 3–4 prosenttia fissiotuotteita ja noin prosenti plutoniumia ja muita transuraaneja. Jälleenkäsittelyn tarkoituksena on erottaa polttoaineesta halkeamiskelpoiset aineet, uraani ja plutonium. Jäljelle jää korkea-aktiivista nestemäistä jätettä sekä keski- ja matala-aktiivista nestemäistä ja kiinteää jätettä.

Nykyiset jälleenkäsittelylaitokset perustuvat lähes yksinomaan niin sanottuun PUREX-prosessiin (Plutonium URanium EXtraction), jonka kaaviokuva ja jätevirrat on esitetty kuvassa 7.7. Prosessin eri vaiheita ovat:

- polttoainepipujen rakenneseosten mekaaninen poistaminen
- polttoainesauvojen pätkiminen ja liuotus typpihappoon; liukenemattomat rakenneosat, kuten polttoaineen zirkoniumista valmistettu suojakuori otetaan talteen kiinteänä jätteenä
- uraanin ja plutoniumin uutaminen tributylfosfaattia sisältävän orgaanisen liuotteen avulla
- plutoniumin erotus tästä orgaanisesta liuoksesta pelkistävän kemikaalin avulla
- uraani- ja plutoniumfraktioiden puhdistus niissä olevien fissiotuote- ja transuraaniepöpuhtauksien poistamiseksi.



KUVA 7.7. PUREX-prosessin käsittelyvaiheet ja syntyvät jätevirrat

Prosessista kertyvät kiinteät ja nestemäiset radioaktiivisia jäteaineet, samoin kuin osa kaasumaisista radioaktiivisista aineista (esimerkiksi krypton ja jodi), otetaan nykyään varsin tarkoin talteen. Kiinteät jätteet pakataan jäteastioihin yleensä betonin kanssa. Nestemäisistä jätefraktioista merkittävin on ensimmäisessä uuttovaiheessa kertyvä, joka sisältää 99 prosenttia fissiotuotteista ja transuraaneista. Tämä jäte kiinteytetään lasimassaan: boorisilikaattilasiin Ranskan La Haguen ja Englannin Sellafieldin laitoksilla sekä fosfaattilasiin Venäjän Majakin laitoksella.

PUREX-prosessia on pyritty kehittämään siten, että saataisiin talteen muitakin transuraaneja (amerikiumia, neptuniumia ja curiumia) ja joitakin pitkäikäisiä fissiotuotteita (esimerkiksi teknetiumia). Nämä aineet voitaisiin tuhota transmutaatiolla ja vähentää siten jäljelle jäävän korkea-aktiivisen ydinjätteen säteilyvaarallisuutta. Neptuniumin talteenotto on jo käytännössä toteutettu Majakin jälleenkäsittelylaitoksella. Ranskassa on kehitetty prosessi sivutransuraanien erottamiseksi ja niiden hävittämiseen suunnitellaan käytettävän PHENIX-hyötöreaktoria. Teknilliset edellytykset kehittyneiden PUREX-prosessien käyttöönotolle näyttäisivät olevan olemassa, mutta seurauksena olisi väistämättä prosessin huomattava monimutkaistuminen ja samalla jälleenkäsittelykustannusten kasvu.

Myös PUREXille vaihtoehtoisia prosesseja on pyritty kehittämään. Nämä voisivat perustua ioninvaihtoprosesseihin, fluoridien selektiiviseen höyrystämiseen tai pyroprosesseihin (sulametallien tai -suolojen sähkökemiallinen erottelu korkeassa lämpötilassa). Varsinkin viimeksi mainitut ovat nykyisin huomattavan mielenkiinnon kohteena. Pyrometallurginen tai -kemiallinen jälleenkäsittely saattaisi olla toteutettavissa myös pienimittaisena, joten suuria keskitettyjä laitoksia ei tarvittaisi, vaan jälleenkäsittely voisi tapahtua alueellisissa ydinenergiakeskuksissa. Kehitystyö on vielä laboratorioasteella ja olennaisia prosessiteknisii ongelmia on vielä ratkaisematta, joten pyroprosessien tulosta teolliseen käyttöön ei ole mitään varmuutta. On myös mahdollista, että uudet menetelmät soveltuvat vain tietynlaisen polttoaineen jälleenkäsittelyyn eivätkä ole helposti muunnettavissa nykyisille polttoainetyypeille.

Korkea-aktiivisten jätteiden huoltovaihtoehdot

Korkea-aktiivisia jätteitä on kertynyt yli 50 vuoden ajan ja vuosien varrella niiden vaarattomaksi tekemiseksi on esitetty useita ratkaisumalleja. Toistaiseksi mikään niistä ei ole edennyt toteutusasteelle vaan jätteitä säilytetään varastoissaan. Ydinasetuotannon perintönä on lähes

1 000 000 kuutiometriä, yhteensä noin 150 000 PBq, nestemäisiä ja lietemäisiä jätteitä maan pintakerroksiin haudatuissa säiliöissä. Ydinenergian tuotannosta on kertynyt yli 200 000 tU käytettyä polttoainetta, jonka kokonaisaktiivisuus on yli 1 000 000 PBq. Siitä noin kaksi kolmasosaa on polttoainenuippuina varastoissa ja kolmannes on varastoitu nestemäisenä tai lasiin kiinteystettynä jälleenkäsittelyjätteenä.

Usein esitetään, että korkea-aktiivisia jätteitä tulisi säilyttää määräämättömän ajan maanpäällisissä tai maan pinnan läheisissä varastoissa siinä toivossa, että tuleva kehitys toisi mukanaan nykyistä parempia menetelmiä jätteistä huolehtimiseksi. Asiantuntijat suhtautuvat yleensä penseästi tähän ehdotukseen. Esimerkiksi OECD:n ydinenergiajärjestön asiantuntijat toteavat vuonna 1995 julkaisemassaan yhteisessä kannanotossaan seuraavaa: ”Vastuumme tulevia sukupolvia kohtaan hoidetaan paremmin noudattamalla loppusijoitusstrategiaa kuin turvautumalla varastointiin, joka edellyttää valvontaa ja pitkäaikaista huolenpitoa ja saattaa tulla laiminlyödyksi tulevaisuuden yhteiskunnissa, joiden rakenteellista vakautta ei voi pitää itsestään selvänä”.

Asiantuntijoiden enemmistön mielestä paras ratkaisu on korkea-aktiivisten jätteiden loppusijoitus syvälle kallioperään rakennettaviin tiloihin. Ensimmäisen tätä koskevan yksityiskohtaisen suunnitelman esittivät ruotsalaiset yli 20 vuotta sitten ja nykyisin useimmilla ydinenergiamailloin ohjelma korkea-aktiivisten ydinjätteiden loppusijoittamiseksi kallioperään (taulukko 7.6). Tätä geologista loppusijoitusta käsitellään yksityiskohtaisemmin kohdassa 7.4.

Loppusijoitus merisedimentteihin tai hyvin syviin poranreikiin edustaa myös geologista loppusijoitusta mutta eroaa kalliotiloihin sijoittamisesta siinä mielessä, että kyseessä olisi käytännössä peruuttamaton

Maa	Jätelaji	Loppusijoituspaikka/kivilaji	Käyttöönottotavoite
Suomi	kpa	Olkiluoto/graniitti	2020
Ruotsi	kpa	Oskarshamn tai Östhammar/graniitti	2015
Saksa	kpa ja jkj	Avoin	2030
Iso-Britannia	jkj	Avoin	aik. 2040
Ranska	jkj	Bure/savi tai avoin/graniitti	2020
Japani	jkj	Avoin/graniitti tai sedimentti	2035
Kanada	kpa	Avoin/graniitti	2025
USA	kpa ja jkj	Yucca Mountain/tuhkakivi	2010

kpa = käytetty ydinpoltoaine jkj = korkea-aktiivinen jälleenkäsittelyjäte

TAULUKKO 7.6 Korkea-aktiivisten ydinjätteiden loppusijoitus suunnitelmia

ratkaisu. Kallioperä tai merisedimentti usean kilometrin syvyydessä luultavasti eristäisi radioaktiiviset aineet tehokkaasti, mutta asiasta olisi vaikea varmistua. Jätepakkausten kestävydestä ei olisi varmuutta kilometrien syvyydessä vallitsevissa oloissa ja loppusijoitusympäristön karakterisointi jäisi puutteelliseksi. Lisäksi kansainvälisen hyväksynnän saaminen jätteiden merisedimenttiin sijoittamiselle lienee mahdotonta.

Aika ajoin ratkaisuksi ”ydinjäteongelmaan” on esitetty neutroneilla aikaansaattua ydinmuunnosta eli transmutaatiota. Viimeisin innovaatio alalla on tehokkaan hiukkaskiihdyttimen käyttäminen tarvittavan intensiivisen neutronivuon aikaansaamiseen. Transmutaatiotekniikan mahdollisuuksia arvioidaan jäljempänä.

Joskus on ehdotettu myös ydinjätteiden lähettämistä ulkoavaruuteen tai aurinkoon. Tähän liittyy paljolti samat rajoitukset kuin transmutaatioon: menetelmä olisi tarkoituksenmukainen vain joillekin hyvin pitkäikäisille radioaktiivisille aineille, lisäksi riittävän luotettavaa, kohtuuhintaista tekniikkaa ei ole näköpiirissä.

Nuklidien erotus ja transmutaatio

Transmutaatiolla pyritään hävittämään erityisesti ydinjätteeseen sisältyviä hyvin pitkäikäisiä nuklideja, kuten transuraaneja ja fissiotuotteista muun muassa teknetium-99:ää ja jodi-129:ää. Nykyisten termisten reaktoreiden neutronivuo soveltuu huonosti näiden aineiden hävittämisen, mutta nopealla reaktorilla tai hiukkaskiihdyttimen protonisuihkulla aikaansaadulla spallaatioreaktiolla olisi tuotettavissa riittävän intensiivinen ja energiaspektriltään sopiva neutronivuo.

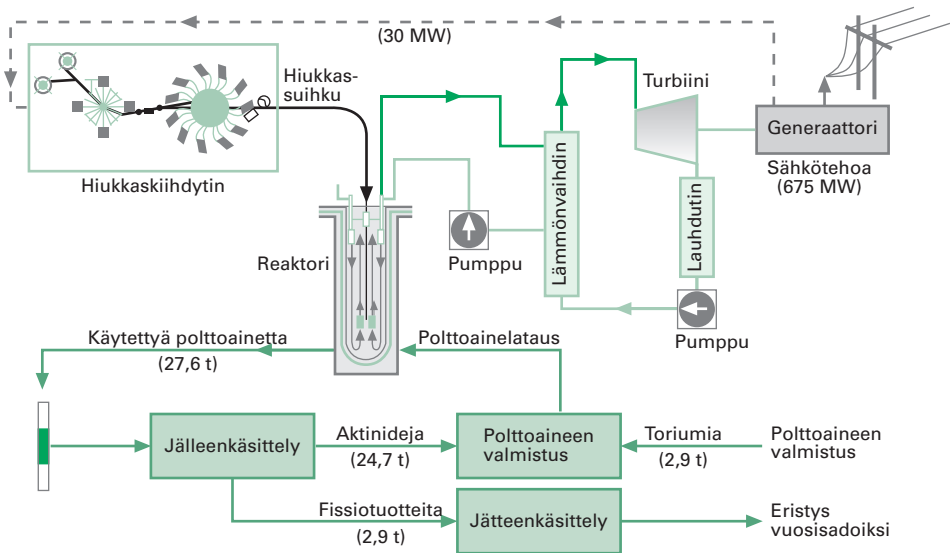
Nopeat hyötöreaktorit olisivat energiantuotannon ohella verraten tehokkaita transmutaatiolaitoksia. Hyötöreaktoriohjelmat ovat kuitenkin kokeneet takaiskuja ja niiden tulevaisuus riippuu energiantuotannon globaalista kehityssuunnasta lähivuosikymmeninä.

Kuvassa 7.8 on esimerkki transmutaatioreaktorista, joka perustuu CERNin Nobel-palkitun ydinfysiikon Carlo Rubbian esittämään suunnitelmaan. Siinä neutronivuo aikaansaadaan hiukkaskiihdyttimen protonien aiheuttamien spallaatioreaktioiden kautta, jolloin reaktori voisi toimia lievästi alikriittisenä. Reaktorin polttoaineena käytettäisiin toriumia ja käytetystä ydinpolttoaineesta erotettuja transuraaneja. Tällainen reaktori voisi tuottaa merkittävästi nettosähkötehoa.

Käytetty ydinpolttoaine tai edes siitä erotettu jälleenkäsittelyjäte ei sovellu sellaisenaan transmutaatiolla tuhottavaksi. Ne sisältävät suuren joukon erilaisia aineita, ja jos koko seos altistettaisiin voimakkaalle neutronisäteilylle, syntyisi enemmän uusia haitallisia aineita kuin alkuperäisiä tuhoutuisi. Niinpä transmutaatioteknologiassa on olennaista erilaisten radioaktiivisten aineiden pitkälle viety erottaminen toisistaan eli nykyistä huomattavasti kehittyneempi jälleenkäsittely: puhutaankin Partitioning & Transmutation eli P & T -tekniikasta.

P & T -teknologian teollisen mitan käyttööntulolle on nähtävissä vielä monta estettä:

- Nykyistä huomattavasti kehittyneemmän ja mieluummin pienimittaisena toteutettavan jälleenkäsittelytekniikan läpimurtoa ei ole ennustettavissa.
- P & T -kierto täytyisi toistaa useita kertoja, jolloin prosessihävikkien tulisi olla äärimmäisen pienet, jottei transmutaatiohyötyä menetettäisi.
- Kaikkia pitkäikäisiä aineita, kuten cesium-135:ää, ei ehkä pystyttäisi hävittämään transmutaatiolla.



KUVA 7.8. Rubbian ehdottama malli hiukkaskiihdyttimen avulla toimivasta alikriittisestä toriumreaktorista, jolla voitaisiin myös hävittää pitkäikäisiä radioaktiivisia aineita.

- P & T -teknologiaa saatettaisiin käyttää myös puhtaiden ydinase-ateriaalien, kuten tritiumin, uraani-233:n ja plutonium-239:n tuottamiseen.
- P & T -teknologian kustannukset saattaisivat muodostua korkeiksi.

P & T -teknologian rooli voinee muodostua merkittäväksi vain siinä tapauksessa, että ydinteknologia kehittyi tulevaisuudessa merkittävästi sekä määrällisesti että laadullisesti. Siinäkin tapauksessa kaikista pitkäikäisistä ydinjätteistä ei päästä eroon, joten tarve jätteiden pitkäaikaiseristyksen mahdollistavaan loppusijoitukseen ei poistu. Näin ollen nykyisiä loppusijoitusohjelmia ei ole syytä lopettaa ja odottaa transmutaatioteknologian tuloa.

7.4 | Geologinen loppusijoitus

Loppusijoitushankkeiden historiasta

Loppusijoitusta syvälle kallioperään esitettiin jo 1950-luvulla ratkaisuksi korkea-aktiivisten ydinjätteiden vaarattomaksi tekemiseen, mutta ensimmäiset yksityiskohtaiset suunnitelmat geologisesta loppusijoituksesta julkaistiin vasta pari vuosikymmentä myöhemmin. Kiireettömyyden yhtenä syynä oli, että alkuvuosikymmenien korkea-aktiiviset jätteet olivat etupäässä ydinasetuotannosta peräisin, eikä kylmän sodan ilmapiirissä ydinjätteitä pidetty ensisijaisena ongelmana. Siihen aikaan vallitsi myös nykyistä suurempi optimismi mullistavien jätehuoltomenetelmien tulosta käyttöön. Vasta 1970-luvulla, jolloin ydinenergian käyttö ja siitä aiheutuvat ydinjätteet nousivat yleiseksi huolenaiheeksi, syntyi poliittista painetta hakea ratkaisuja ydinjäteongelmaan.

Ruotsalaiset julkaisivat vuonna 1978 niin sanotun KBS-suunnitelman (kärnbränslesäkerhet) ja tarkensivat sitä vuonna 1983. Näiden suunnitelmien tarkoituksena oli täyttää maan silloisen niin kutsutun ehtolain vaatimukset menetelmästä, jolla käytetystä ydinpolttoaineesta voitaisiin huolehtia ”täysin turvallisesti”. KBS-suunnitelma muodostui esikuvaksi monen maan, myös Suomen, geologiselle loppusijoitusohjelmalle.

Maamme loppusijoitushankkeet käynnistyivät toden teolla vuonna 1983, kun valtioneuvosto teki periaatepäätöksen ydinjätehuollon tutkimus-, kehitys- ja suunnittelutyön tavoitteista. Siinä esitettiin pitkän aikavälin ta-

voiteaikataulu loppusijoitushankkeelle: aluksi raportointivelvoitteita ja sitten tavoiteajankohdat loppusijoituspaikan valinnalle vuonna 2000, loppusijoituslaitoksen rakentamisen aloittamiselle 2010-luvun alussa ja sen käytön aloittamiselle 2020-luvun alussa.

Loppusijoitusvelvoitteet koskivat alun perin vain Teollisuuden Voima Oy:tä, sillä Imatran Voima Oy:n Loviisan voimalaitoksen käytetty ydinpolttoaine palautettiin laitosta hankittaessa tehdyn sopimuksen perusteella Neuvostoliittoon. Ydinenergialain muutoksen kautta tämä käytäntö kuitenkin lopetettiin vuonna 1996. Sen seurauksena voimayhtiöt perustivat Posiva Oy:n, joka vuodesta 1996 lähtien on huolehtinut käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen valmistelutöistä.

Maamme loppusijoitusohjelma on edennyt varsin hyvin vuonna 1983 asetettujen tavoitteiden mukaisesti. Useissa muissa ydinenergiamaisissa loppusijoitushankkeet eivät ole saavuttaneet yleistä hyväksyntää, minkä vuoksi ohjelmia on jouduttu myöhentämään alkuperäisistä tavoitteistaan. Esimerkiksi Ruotsissa on kallioperätutkimusten aloittaminen ja sitä kautta loppusijoituspaikan valinta osoittautunut hankalaksi, ja tältä osin Ruotsin ohjelma on jäänyt jälkeen Suomen vastaavasta.

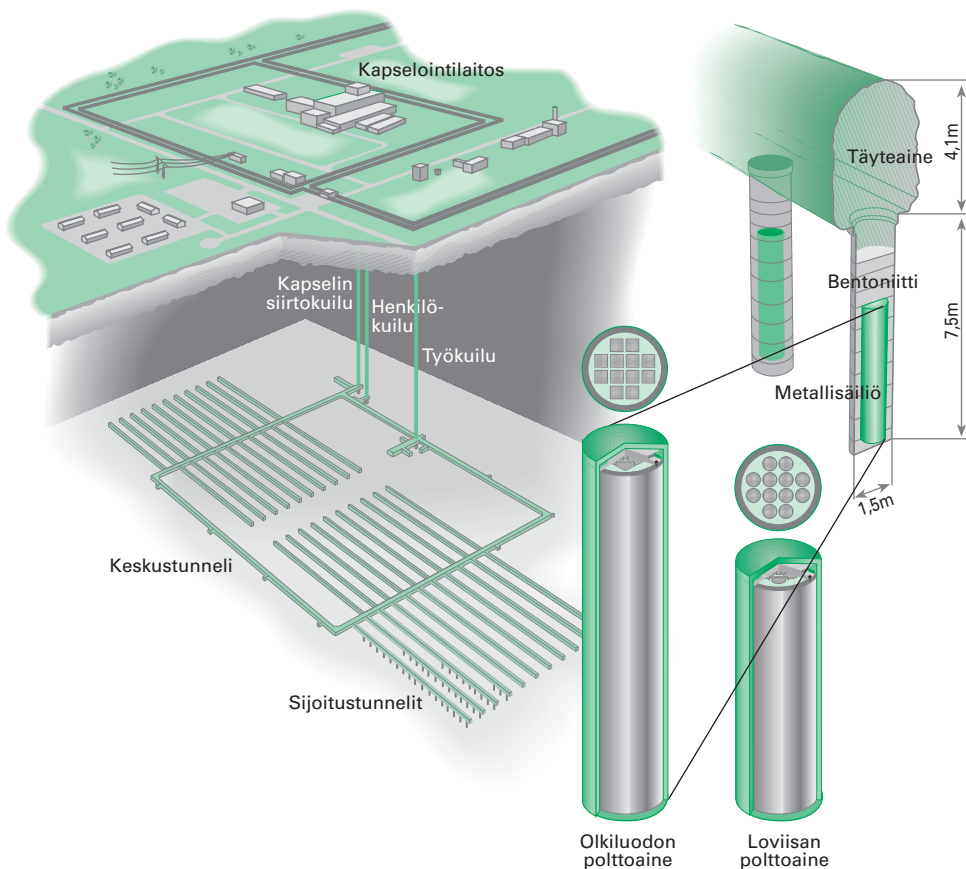
Taulukossa 7.6 on esitetty tilannekatsaus korkea-aktiivisten ydinjätteiden loppusijoitusohjelmista eri maissa. Ensimmäinen pitkäikäisille ydinjätteille rakennettu loppusijoituslaitos otettiin käyttöön vuonna 1999 USA:ssa Uuden Meksikon osavaltiossa. Tämä Waste Isolation Pilot Plant on tarkoitettu ydinasetuotannossa kertyneen, muun muassa huomattavia määriä plutoniumia sisältävän keski- ja matala-aktiivisen jätteen loppusijoitukseen. Loppusijoitusluolastot ovat suolamuodostumassa noin 650 metrin syvyydessä.

Loppusijoituksen tekninen toteutus

Eri ydinenergiamaisissa on laadittu verraten seikkaperäisiä teknisiä suunnitelmia korkea-aktiivisten ydinjätteiden geologisesta loppusijoituksesta. Vaikka näiden suunnitelmien yksityiskohdat vaihtelevat muun muassa loppusijoituspaikkana olevan geologisen muodostuman ja loppusijoitettavan jätetyypin (lasitettu jälleenkäsittelyjäte tai käytetty polttoaine) mukaan, ovat pääperiaatteet samankaltaiset:

- Aluksi korkea-aktiivista jätettä varastoidaan muutama vuosikymmen lämmöntuoton vähentämiseksi.

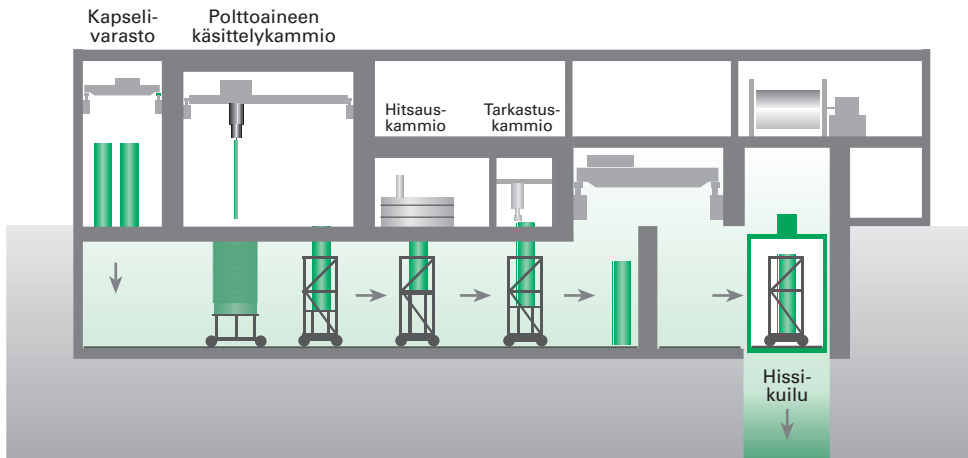
- Välivarastoinnin jälkeen jäte suljetaan kapseleihin, joiden on tarkoitus säilyä tiiviinä hyvin pitkään loppusijoitusympäristössä.
- Jätekapselit sijoitetaan kallioperään usean sadan metrin syvyyteen rakennettuun tunneliverkoston riittävän etäälle toisistaan (keskimäärin 10–20 m) enimmäislämpötilojen rajoittamiseksi.
- Jos loppusijoituspaikan kivilaji on kovaa, kuten graniittia, jätekapselit eristetään kalliosta joustavalla ja vettä huonosti läpäisevällä täyteaineella.
- Loppusijoitustoimien päätyttyä, mukaanlukien mahdollinen tarkkailujakso, maanalaiset tilat suljetaan sopivilla täyteaineilla ja sulkurakentein.



KUVA 7.9. Periaatekuva Posiva Oy:n käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitusuunnitelmasta

Posiva Oy:n esittämän loppusijoitussuunnitelman (kuva 7.9) mukaan käytetyt polttoaineniput suljetaan kupari-rautakapseleihin, 12 nippua yhteen kapseliin. Tässä kapseliratkaisussa pallografiittiraudasta valmistettu sisäosa antaa kapselille riittävän mekaanisen lujuuden ja kuparinen päällysosa puolestaan tarjoaa hyvän suojan korroosiota vastaan.

Polttoaineniput suljettaisiin kapseluihin laitoksessa, joka sijaitsisi joko loppusijoituspaikalla tai käytetyn polttoaineen välivaraston yhteydessä. Kuvassa 7.10 on esitetty Posiva Oy:n suunnitteleman kapselointilaitoksen periaatekuva. Polttoaineniput siirretään kapseliin yksitellen suuressa kuumakammiossa. Sen jälkeen kapselin ulompi kansi suljetaan elektronisuihkuhitsauksella, jätekapseli tarkastetaan ja siirretään puskurivarastoon odottamaan siirtoa loppusijoitustilaan.



KUVA 7.10. Posiva Oy:n suunnitteleman kapselointilaitoksen kaaviokuva

Posiva Oy:n loppusijoitussuunnitelman mukaan rakennetaan kalliopeirään 400–700 metrin syvyyteen tunneliverkosto. Sijoitustunneleita rakennettaisiin sitä mukaa kun loppusijoitustoimet etenevät. Sijoitustunnelin lattiaan porataan reikiä, joihin sijoitetaan yksi jätekapseli kuhunkin bentoniittisavella vuoraten. Kun varsinaiset loppusijoitustoimet yhdessä sijoitustunnelissa on saatu loppuun, täytetään tämä tunneli kivimurske-bentoniittiseoksella.

Loppusijoitettavat käytetyt polttoaineniput ovat hyvin voimakkaita säteilylähteitä siitäkin huolimatta, että niiden aktiivisuus on välivarastoinnin aikana vähentynyt noin tuhannesosaan siitä, mitä se oli nippuja

reaktorista ulos otettaessa. Useimmissa käsittelyvaiheissa polttoaineniput ovat kuitenkin tiiviin säiliön sisällä ja Posiva Oy:n suunnitelman mukaan vain käsittelykammiossa (kuva 7.10) niitä siirrellään ilman säteilysuojaa. Tämän lisäksi kapselointi- ja loppusijoituslaitokseen liittyvää häiriö- ja onnettomuuspotentiaalia rajoittavat seuraavat seikat:

- polttoainetta käsitellään pieniä määriä kerrallaan, etäkäyttöisesti ja verraten yksinkertaisin menetelmin
- käsittelytiloissa ei tarvita suuria lämpötiloja tai ylipaineita eikä merkittäviä määriä palavia tai räjähtäviä aineita
- laitoksen järjestelmät on suunniteltu niin, ettei pääse syntymään polttoainekeskittymiä, joissa voisi syntyä hallitsematon ketjureaktio.

Posiva Oy:n suunnitteleman käytetyn ydinpolttoaineen kapselointi- ja loppusijoituslaitoksesta tehty turvallisuustarkastelu vahvistaa käsitystä laitoksen turvallisuudesta. Sen mukaan laitoksen normaalikäytöstä tai odotettavissa olevista käyttöhäiriöistä ei pääse ympäristöön käytännöllisesti katsoen lainkaan radioaktiivisia aineita. Mahdollisina pidettävistä onnettomuustilanteista, joiden arvioidaan sattuvan harvemmin kuin kerran laitoksen käyttöänsä aikana, aiheutuva suurin yksilökohtainen säteilyannos laitoksen ympäristön väestölle jäisi analyysien mukaan hyvällä varmuudella alle valtioneuvoston päätöksessä asetetun raja-arvon 1 mSv.

Loppusijoitus tarkoittaa jätteiden sijoittamista pysyväksi tarkoitettulla tavalla. Asiasta käydyssä eettisessä keskustelussa on kuitenkin tuotu esiin, että jotain ennakoimatonta kehityskulkua ajatellen olisi suotavaa säilyttää ainakin periaatteellinen mahdollisuus poistaa jätteet loppusijoitustiloistaan. Myös valtioneuvoston vuonna 1999 tekemään päätökseen käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuudesta sisältyy tätä tarkoittava palautettavuusvaatimus. Posiva Oy:n teettämän selvityksen mukaan jätekapselien poistaminen loppusijoitustiloista on nykyteknikkaa käyttäen mahdollista niin kauan, kun kapselit ovat säilyneet tiiviinä.

Posiva Oy:n loppusijoitushankkeen suunniteltu elinkaari on esitetty taulukossa 7.7. Hankkeen kokonaiskustannuksiksi arvioidaan 800 miljoonaa euroa, mikäli loppusijoitetaan polttoainemäärä, joka kertyy nykyisten neljän voimalaitosyksikön 40 vuoden käytöstä.

Vaihe/ajanjakso	Toimenpiteet
Tutkimusvaihe 2001-2010	Kolmen vuoden päästä valtioneuvoston periaatepäätöksestä aloitetaan maanalaisen tutkimustilan rakentaminen. Siellä tehdään tutkimuksia, joilla varmistetaan sijoituspaikan sopivuus ja hankitaan turvallisuusanalyysissä tarvittavia lähtötietoja.
Rakentamisvaihe 2010-2020	Ydinenergialain mukainen rakentamislupa hankitaan. Kapselointilaitos rakennetaan, lisäksi louhitaan ja varustetaan tarvittavilla järjestelmillä loppusijoituslaitoksen kuilut, keskustunnelit, aputilat ja kymmenisen sijoitustunnelia.
Loppusijoitusvaihe 2020-	Ydinenergialain mukainen käyttöluva hankitaan. Käytetyn ydinpolttoaineen kapselointi ja loppusijoitustoimet aloitetaan noin 60 jätekapselia/vuosi kapasiteetilla. Loppusijoitustunneleita louhitaan lisää sitä mukaa kun entisiä täytetään ja suljetaan. Loppusijoitusvaiheen kesto riippuu loppusijoitettavasta jätemäärästä.
Sulkemisvaihe Aikaisintaan 2040-	Loppusijoitustoimien päätyttyä hankitaan hyväksyntä tilojen sulkemissuunnitelmalle. Kaikki maanalaiset tilat suljetaan, tarpeettomat maanpäälliset rakennukset puretaan ja alue maisemoidaan. Tilojen sulkeminen vie muutaman vuoden, mutta sulkemisvaihetta saatetaan pidentää tilojen jälkivalvonnan ja jätteiden palautettavuuden helpottamiseksi.

TAULUKKO 7.7 Posiva Oy:n loppusijoitushankkeen elinkaari

Kallioperä ja pohjavesi

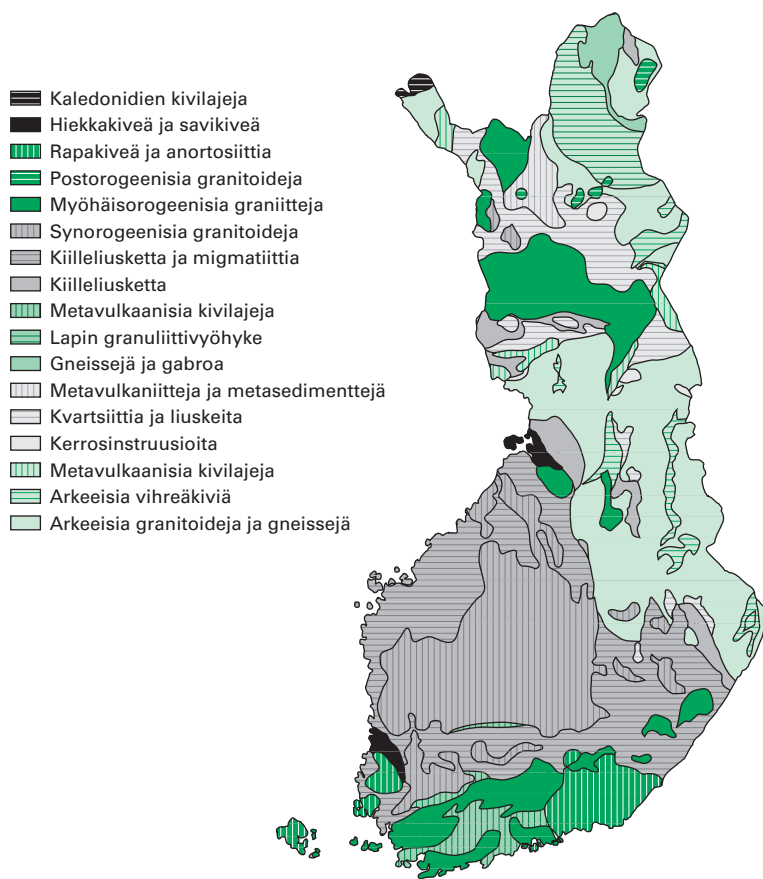
Geologisessa loppusijoituksessa käytetty polttoaine pakataan tiiviisiin ja kestäviin jätekapseluihin, jotka eristetään riittävän pitkäksi aikaa elollisesta luonnosta sijoittamalla ne syväälle kallioperään. Kallioperän tehtävänä on tarjota jätekapselien ja muiden teknisten vapautumisesteiden kestävyden kannalta suotuisat ympäristöolosuhteet sekä hidastaa radionuklidien pääsyä elolliseen luontoon mahdollisesti vioittuneista jätekapseleista. Tärkeimpinä kallioperän ominaisuuksina loppusijoituksen kannalta voidaan pitää vakautta kallioliikuntojen suhteen, kestävyttä kuluttavia tekijöitä vastaan, suotuisia pohjavesiolosuhteita sekä kalliomekaanista rakennettavuutta ja pysyvyyttä. Loppusijoituspaikan kallioperällä ei tulisi olla hyödyntämiskelpoisia luonnonvaroja tai muita ominaispiirteitä, jotka voisivat houkuttaa ihmisen tunkeutumaan loppusijoitustiloihin.

Korkea-aktiivisia jätteitä on suunniteltu loppusijoitettavan erityyppisiin geologisiin muodostumiin eri puolilla maailmaa (taulukko 7.6). Suomessa kiteinen kallioperä on käytännössä ainoa kyseeseen tuleva geologinen ympäristö, johon jätteet voitaisiin loppusijoittaa.

Suomen peruskallio kuuluu Pohjois- ja Itä-Euroopan tektonisesti rauhalliseen peruskallioalueeseen eli Fennosarmatian kratoniin, joka on yksi Euraasian mantereen vanhimmista osista. Valtaosa kratonista on hautautunut paksujen, kerrostumalla syntyneiden sedimenttien alle ja se on paljastuneena ainoastaan Fennoskandian ja Ukrainan kilpien alu-

eella. Fennoskandian kallioperän prekambriiset vuorijonot ovat tasoittuneet jo aikoja sitten, ja kallioperä on rikkoutunut lukuisten ruhje- ja rako-
vöhykkeiden mosaiikiksi.

Geologisen kartoituksen ja tutkimuksen perusteella kallioperästämme on tunnistettu sekä iältään että kivilajeiltaan erilaisia osia (kuva 7.11). Graniittisten kivilajien osuus on noin 53 prosenttia ja migmatiittisten osuus noin 22 prosenttia. Loput koostuvat lähinnä emäksistä magmakivistä, liuskeista, kvartsiiteista ja sedimenttikivilajeista. Kivilajimme sisältävät luon-



KUVA 7.11. Suomen geologinen kartta

Kallioperän kehityksen tärkeimpiä tapahtumia ovat olleet vuorijonomuodostukset 2800–2700 ja 1900–1800 miljoonaa vuotta (Ma) sitten, jolloin suurin osa kivilajeistamme muodostui. Maan pohjois- ja itäosat kuuluvat 3100–2500 Ma ikäiseen arkeiseen ja etelä- ja keskiosat 1930–1800 Ma ikäiseen varhaisproterotsooiseen kallioperään. Vain pieni osa koko kallioperästämme on tätä nuorempaa, näistä muodostumista merkittävimmät ovat Etelä-Suomen rapakivigraniitit. (Lähde: Geologian tutkimuskeskus, www.gtk.fi; karttaa yksinkertaistettu)

nostaan radioaktiivisia alkuaineita, kuten uraania, thoriumia ja kaliumia. Erityisesti Viipurin ja Ahvenanmaan rapakivigraniittialueet erottuvat voimakkaasti säteilevinä.

Fennoskandian kallioperä on aikojen kuluessa kulkeutunut mannerliikuntojen mukana monien leveysasteiden kautta ja kokenut useita jääkausia. Pohjois-Euroopan viimeisin jääkausi, Veiksel-jäätiköityminen muovasi maaperämme lähes kokonaan uusiksi ja jätti omat jälkensä kallioperään aiheuttaen myös maanjäristyksiä ja siirroksia lähinnä kallioperän vanhoihin heikkousvyöhykkeisiin. Seuraava jäätiköityminen tulee ilmastoennusteiden mukaan peittämään eteläisimmän Suomen 20 000–60 000 vuoden kuluttua. Sitä mahdollisesti edeltää maankamaran pitkäaikainen ikiroutaantuminen.

Fennoskandian kilven alue on nykyisin seismisesti yksi maailman hiljaisimmista alueista. Tosin kallioperän hiertosaumoissa saatetaan vielä nykyäänkin tavata heikkoa aktiivisuutta. Mannerlaatojen etäännyminen toisistaan Keski-Atlantin selänteellä aiheuttaa kallioperään jännityksiä, jotka purkautuvat olemassa olevia kallioperän heikkousvyöhykkeitä pitkin maanjäristyksinä. Osasyinä ovat myös viime jääkauden jälkeinen maankohoaminen ja paikalliset seismiset ilmiöt. Maankohoamisen pääasiallisena syynä pidetään maankuoren palautumista takaisin tasapainotilaan mannerjäätikön kuormituksen päätyttyä. Välittömästi jääkauden jälkeen maankohoamisen on arvioitu olleen jopa useita satoja millimetrejä vuodessa. Nykyään maa kohoaa voimakkaimmin Merenkurkun seudulla, noin yhdeksän millimetriä vuodessa.

Kallioperässä tapahtuu jatkuvasti erilaisia ilmiöitä, kuten rapautumista, hidastuvaa maankohoamista ja pohjaveden liikettä. Koska pohjaveden pinta Suomessa on yleensä varsin lähellä maanpintaa, kallioperään sijoitetut jätepakkaukset joutuvat väistämättä kosketuksiin pohjaveden kanssa. Pohjaveden virtaus muodostaa käytännössä ainoan tavan, jolla jätekapseleista ulospäasheet radionuklidit voivat kulkeutua elinympäristöön. Radionuklidit voivat veden virtauksen mukana tapahtuvan kulkeutumisen, advektion, lisäksi liikkua kalliiossa vähäisemmässä määrin myös diffuusion vaikutuksesta. Useimmat radionuklidit kulkeutuvat huomattavasti hitaammin kuin pohjaveden virtaus, koska ne pidättyvät kalliioon.

Kalliiossa olevan veden liikkeellepanevana voimana on veden paineessa eli potentiaalissa olevat erot kallion eri osien välillä. Paine-erot aiheuttavat muun muassa maanpinnan topografiasta, epätasaisesta haihdunnasta ja sadannasta sekä pohjaveden lämpötilan ja suolaisuuden paikallisten

vaihtelujen aiheuttamista tiheyseroista. Karkeasti ottaen pohjaveden vapaa pinta noudattelee maanpinnan topografiaa.

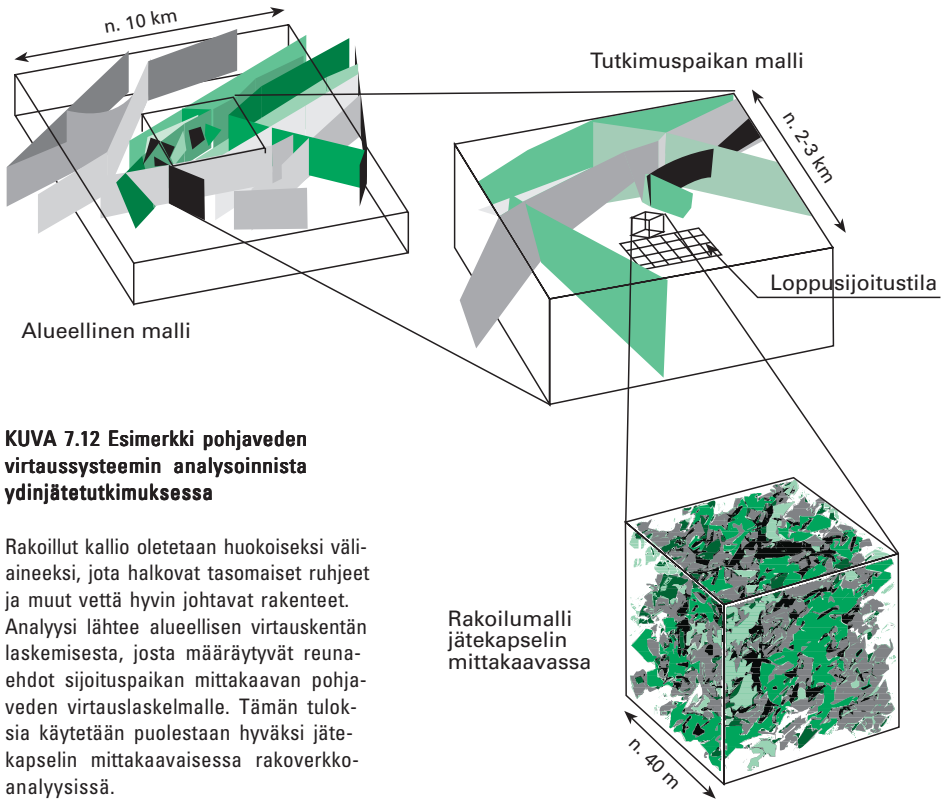
Pohjavesi liikkuu kallion rakoja ja niiden muodostamia verkostoja myöten. Syvällä kiinteässä peruskalliossa, eli ympäristössä johon jätekapselelit aiotaan sijoittaa, ovat pohjaveden virtaamat hyvin pieniä: tyypillisesti vähemmän kuin litra vuodessa neliömetrin poikkileikkauspintaa kohti. Pohjavesi virtaakin valtaosin kalliota harvalti halkovia, vettä hyvin johtavia kalliorakenteita pitkin. Virtausajat syvältä kallioperästä maanpinnalle voivat vaihdella hyvin paljon, joistakin vuosista tuhansiin vuosiin, lähinnä paikallisten potentiaalierojen ja vettä johtavien rakenteiden läheisyyden määrääminä.

Pitkällä aikavälillä pohjaveden virtaustilanteessa tapahtuu muutoksia. Varsinkin rannikkoseuduilla maan kohoaminen tulee seuraavien tuhansien vuosien aikana vaikuttamaan pohjaveden virtauskenttiin. Suuret ilmastomuutokset, jotka tapahtuvat kymmenien tuhansien vuosien ajanjaksolla, aiheuttavat hyvin suuria muutoksia. Ikiroutavaiheessa ja jäätikkövaiheessa pohjavettä virtaa pääasiassa suuria ruhjevöhykkeitä pitkin jäätynneen maan alla, kun taas muu pohjavesi on lähes liikkumatonta. Jäätiköiden sulamisvaiheessa pohjaveden virtaamat voivat kasvaa hyvin paljon, jopa satakertaisiksi nykyisistä.

Pohjavesi virtaa kallioperässä eri mittakaavaisissa ja hyvin monimutkaisissa rakenteissa. Kuvassa 7.12 on havainnollistettu pohjaveden virtauksen analysointia. Tärkeimmät kokeellisesti määritettävät parametrit ovat pohjaveden painekorkeudet ja kalliorakenteiden vedenjohtavuusominaisuudet.

Myös pohjaveden kemialliset ominaisuudet ovat tärkeitä ydinjätteiden eristämisen kannalta. Ne voivat vaikuttaa vapautumisesteenä käytettävien materiaalien syöpymiseen ja rapautumiseen sekä radioaktiivisten aineiden liukoisuus- ja pidättymisominaisuuksiin. Syvällä maamme kallioperässä pohjavesi on yleensä pelkistävää eli vailla vapaata happea, mikä on loppusijoituksen turvallisuuden kannalta ratkaisevan tärkeä seikka.

Sisämaassa on syvällä kalliossa virtaava pohjavesi yleensä makeata, kun taas liikkumattomassa pohjavedessä suolapitoisuus voi olla verraten korkea. Rannikolla kallion pintaosien vesi on makeata, syvemmällä se vaihtuu murtovedeksi ja vielä syvemmällä suolaiseksi pohjavedeksi, jossa kloridipitoisuus voi olla grammoja litrassa. Kuvassa 7.13 on esitetty näyttötoihin perustuva tulkinta Olkiluodon pohjaveden kemiasta. Pohja-



KUVA 7.12 Esimerkki pohjaveden virtaussysteemin analysoinnista ydinjätetutkimuksessa

Rakoillut kallio oletetaan huokoiseksi väliaineeksi, jota halkovat tasomaiset ruhjeet ja muut vettä hyvin johtavat rakenteet. Analyysi lähtee alueellisen virtauskentän laskemisesta, josta määräytyvät reunaehdot sijoituspaikan mittakaavan pohjaveden virtauslaskelmalle. Tämän tuloksia käytetään puolestaan hyväksi jättekapselin mittakaavaisessa rakoverkko-analyysissä.

veden evoluutiotulkintojen avulla saadaan arvioita pohjaveden iästä ja viipymäajoista ja siten niitä voidaan käyttää pohjaveden virtauslaskelmen tukena.

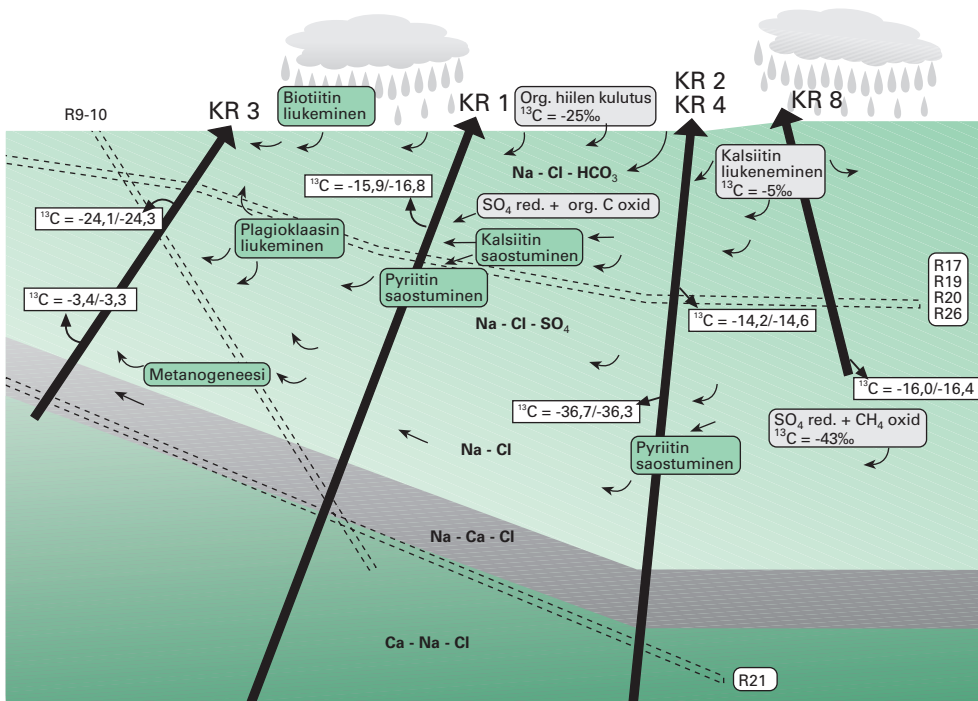
Pohjaveden virtauksen vaihtelujen myötä tulevat ilmastonmuutokset vaikuttavat myös pohjaveden kemiaan. Ikiroutavaiheessa pohjaveden voidaan olettaa muuttuvan hyvin suolaiseksi, kun taas jäätiköiden sulamisvaiheessa varsin ioniköyhä vesi pääsee tunkeutumaan syvälle kallioperään.

Loppusijoituspaikan valinta

Korkea-aktiivisten ydinjätteiden loppusijoituspaikan valinnalle ei ole esitetty korkean tason kansainvälisiä suosituksia ja eri maissa sovelletut valintamenettelyt poikkeavat toisistaan huomattavasti. Yleensä kuitenkin sijoituspaikan valintaan sisältyvät seuraavat vaiheet:

- alueeseulonta suppean tutkimusaluejoukon valitsemiseksi
- tutkimusalueiden karakterisointi etupäässä maan pinnalta tehtävin tutkimuksin
- sijoituspaikan alustava valinta
- sijoituspaikan soveltuvuuden varmistaminen muun muassa maanalaisessa tutkimustilassa tehtävin tutkimuksin.

Valtioneuvosto teki vuonna 1983 periaatepäätöksen, jossa asetettiin vuosi 2000 tavoitteeksi sijoituspaikan valinnalle ja Teollisuuden Voima Oy käynnisti välittömästi tätä koskevan ohjelman, jonka eri vaiheet on esitetty kuvassa 7.14. Geologisten ja ympäristöllisten seikkojen lisäksi tutkimusalueiden ja sijoituspaikan valinnassa painottuivat maanomistusolot ja kuntalaisten asenteet. Näin ei ole pelkästään Suomessa, vaan useissa



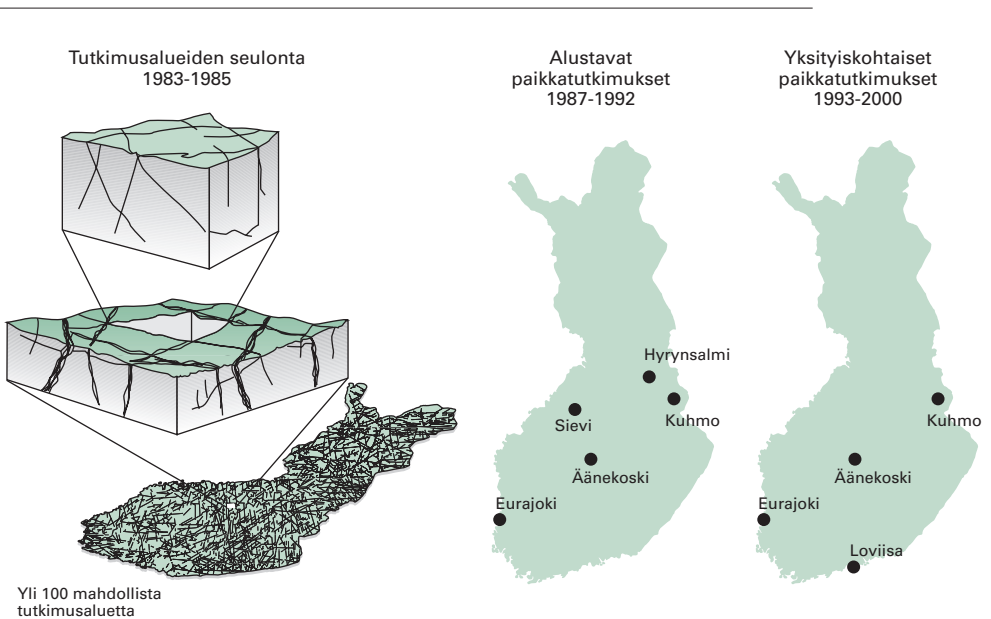
KUVA 7.13 Olkiluodon pohjavesisysteemin tulkinta

Mittakaava on noin kilometri vaaka- ja pystysuunnassa. Kuvassa näkyy kairanreikiä, joista on otettu pohjavesinäytteitä. Ruhjevöhykkeet on esitetty katkoviivoin. Syvimpänä on suo-laista pohjavettä, ylimpänä makeaa vettä ja välillä murtovettä.

muissakin maissa varsinkin paikallisen hyväksynnän saaminen on ollut tärkeä seikka sijoituspaikan valintaprosessissa.

Teollisuuden Voima Oy:n ja Imatran Voima Oy:n ryhdyttyä yhteistyöhön loppusijoituksen valmistelussa Posiva Oy jatkoi sijoituspaikkatutkimuksia ja ne aloitettiin myös Loviisan Hästholmenilla. Vuonna 1999 Posiva Oy julkaisi ympäristövaikutusten arviointiselostuksen, johon sisältyi neljä tutkimusaluetta (Eurajoen Olkiluoto, Kuhmon Romuvaara, Loviisan Hästholmen, ja Äänekosken Kivetty), mutta samaan aikaan jätetty valtioneuvoston periaatepäätöshakemus koski yksinomaan Olkiluotoa.

Periaatepäätöstä koskevassa alustavassa turvallisuusarviossaan STUK totesi, että siihenastisten tutkimusten perusteella Olkiluodon voidaan katsoa soveltuvan loppusijoituspaikaksi. Vuonna 2000 Eurajoen kunta puolisi periaatepäätöshakemusta ja samana vuonna valtioneuvosto teki periaatepäätöksen. Eduskunta vahvisti sen vuonna 2001.



KUVA 7.14 Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituspaikan valintaprosessin eteneminen

Alueeulonassa valittiin geologisten karttatulkintojen, maastokäyntien ja ympäristöllisten seikkojen perusteella noin 100 mahdollista tutkimusaluetta. Näistä viidellä toteutettiin alustavat sijoituspaikkatutkimukset, joihin sisältyi muun muassa syväkairauksia ja tutkimuksia kairanrei'issä. Kolme näistä alueista valittiin yksityiskohtaisiin sijoituspaikkatutkimuksiin ja myöhemmin vastaavat tutkimukset aloitettiin myös Loviisan voimalaitosalueella.

Ennen rakentamislupavaihetta Posiva Oy aikoo rakentaa Olkiluotoon maanalaisen tutkimustilan ja toteuttaa siellä laajan tutkimusohjelman, jolla pyritään varmistamaan sijoituspaikan soveltuvuus.

Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuus

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuus perustuu niin sanottuun moniesteperiaatteeseen, eli teknisten ja luonnollisten vapautumisesteiden tarjoamaan eristykseen. Teknisiä vapautumisesteitä ovat:

- tiivis, syöpymistä ja mekaanista rasitusta kestävä kapseli, johon polttoaineniput suljetaan
- niukkaliukoinen polttoainematriisi, johon suurin osa radioaktiivisia aineita on sitoutunut
- radioaktiivisten aineiden liukenemista ja kulkeutumista rajoittavat kemialliset olosuhteet jätekapselien ympäristössä
- jätekapselit kallioperästä eristävä, vähäisiä kallioliikuntoja myötäävä väliaine
- täyteaineet ja sulkurakenteet, jotka rajoittavat radioaktiivisten aineiden kulkeutumista louhittujen tilojen kautta.

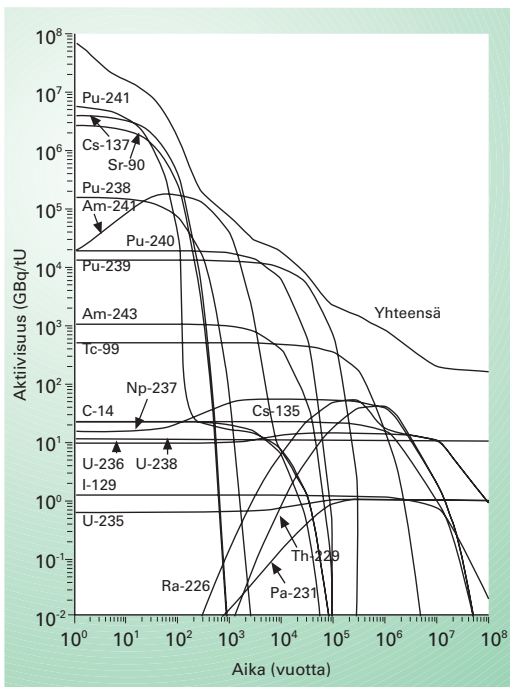
Luonnollisia vapautumisesteitä ovat:

- sijoitustiloja ympäröivä tiivis kallio, joka rajoittaa pohjaveden virtaamaa jätekapselien ympäristössä
- sijoituspaikan kallioperä, jossa vähäinen pohjaveden virtaus, pelkistävä ja muutoinkin suotuisa pohjavesikemia sekä pohjaveteen liuenneiden aineiden kiinnittyminen kiveen rajoittavat radioaktiivisten aineiden liikkuvuutta
- kallioperän tarjoama suoja luonnonilmiöitä ja ihmisen toimia vastaan.

Loppusijoituksen turvallisuutta arvioitaessa tarkastellaan loppusijoitettuihin jätteisiin sisältyvien radioaktiivisten aineiden käyttäytymistä edellä kuvatussa moniestejärjestelmässä. Käytetyn ydinpolttoaineen radio-

nuklidi-inventaari on esitetty kuvassa 7.15. Nähdään, että pitkäaikaisturvallisuuden kannalta huomionarvoisia radionuklideja on parikymmentä, ja muutamilla niistä on jopa miljoonien vuosien mittainen elinikä. Käytetyn ydinpolttoaineen kokonaisaktiivisuus vähenee kuitenkin noin 200 000 vuoden kuluessa alle sen uraanimalmin aktiivisuuden, josta kyseinen polttoaine-erä on valmistettu. Tämän ajanjakson jälkeen kallioperään sijoitetusta käytetystä polttoaineesta ei enää aiheudu vaaraa, joka poikkeaisi olennaisesti luonnon omien radioaktiivisten aineiden säteilyvaiikutuksista.

Analyysit osoittavat, että loppusijoitusjärjestelmän eristyskyky vaihtelee hyvin paljon radionuklidin mukaan. Useimmat vapautumisesta näyttäisivät estävän varsin tehokkaasti transuraaneja sekä osaa fissio- ja aktivoitumistuotteista kulkeutumasta. Toisaalta osa pitkäikäisistä fissio- ja aktivoitumistuotteista on polttoaineessa helposti vapautuvassa muodossa, niillä on suuri liukoisuus ja ne pidättyvät heikosti loppusijoitusjärjestelmän materiaaleihin. Viimeksi mainittujen radionuklidien aktiivisuusosuus käytetyn polttoaineen kokonaisaktiivisuudesta on kuitenkin hyvin vähäinen, joten kokonaisuutena katsoen moniestejärjestelmän voidaan katsoa tarjoavan luotettavan eristyksen, mikäli vapautumisesteet toimivat suunnitellusti.



KUVA 7.15. Kevytvesireaktorin käytettyyn ydinpolttoaineeseen sisältyvien radionuklidien aktiivisuus jäähtymisajan funktiona

Polttoaineen poistopalமாகি on oletettu 36 MWd/kgU.

Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arviointi kootaan niin sanotuksi turvallisuusanalyysiksi, joka käsittää yleensä seuraavat osat:

- loppusijoitusjärjestelmän (jättekapselit, täyteaineet ja -rakenteet, louhitut tilat, ympäröivä kallioperä ja pohjavesi sekä loppusijoituspaikka) kuvaus ja vapautumisesteiden määrittely
- mahdollisten kehityskulkujen määrittely, eli kuvaukset loppusijoitusjärjestelmän sisäisten prosessien ja siihen kohdistuvien ulkoisten ilmiöiden ja tapahtumien (esimerkiksi kallioliikunnot, ilmastomuutokset, ihmisen toiminta) vaikutuksista
- loppusijoitusjärjestelmän käyttäytymistä sekä radionuklidien vapautumista ja kulkeutumista kuvaavien konseptuaalisten ja matemaattisten mallien laadinta ja niissä tarvittavien lähtötietojen määrittäminen
- loppusijoitettavasta jätteestä vapautumisesteiden läpi elinympäristöön vapautuvien radioaktiivisten aineiden määrien ja niistä aiheutuvien säteilyannosten analysointi
- epätodennäköisistä tapahtumista aiheutuvien aktiivisuuspäästöjen, säteilyannosten ja niiden todennäköisyyksien arviointi (mikäli mahdollista)
- epävarmuus- ja herkkyysanalyysit sekä täydentävät tarkastelut sellaisen kehityskulkujen huomioonottamiseksi, joiden suoranainen kvantitatiivinen analysointi ei ole mahdollista
- analyysien tulosten vertaaminen turvallisuusvaatimukseen ja johtopäätösten teko.

Viime vuosina on laadittu useita seikkaperäisiä turvallisuusanalyysijä korkea-aktiivisten ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuudesta. Niistä voidaan mainita Posiva Oy:n periaatepäätöshakemusta varten laadittu TILA-99 -analyysi ja Ruotsin SKB:n laatima SR-97 -analyysi.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuusvaatimukset sisältyvät valtioneuvoston vuonna 1999 tekemään päätökseen ja STUKin sitä tarkentavaan ohjeeseen. Säteilyturvallisuuden kriteeriksi niissä asetetaan yksilön enimmäisannos 0,1 mSv vuodessa ensimmäisten tuhansien vuosien ajanjaksolle. Pitemmillä ajanjaksoilla, joihin

liittyy suuria ilmastomuutoksia, säteilyturvallisuuskriteerinä on kallioperästä biosfääriin vapautuvien aktiivisuusmäärien raja-arvot.

Laaditut turvallisuusanalyysit ovat vahvistaneet käsitystä, että geologisen loppusijoituksen moniestejärjestelmä tarjoaa, toimiessaan suunnitellulla tavalla, hyvin tehokkaan eristyksen korkea-aktiivisille ydinjätteille. Loppusijoitettuja radioaktiivisia aineita ei pääsisi elinympäristöön ennen kuin satojen tuhansien vuosien päästä ja niistä aiheutuvat säteilyannokset jäisivät hyvin pieniksi asetettuihin annosrajoituksiin tai luonnon radioaktiivista aineista aiheutuvaan säteilyaltistukseen verrattuna.

On kuitenkin varauduttava siihen, että valmistusvikojen, määrittämisvirheiden, satunnaisvaihtelujen tai ennakoimattomien geologisten muutoksien vuoksi kaikkien vapautumisesteiden toimintakyky ei täysin vastaa suunnittelutavoitteita. Tällaisten tilanteiden vaikutusta turvallisuuteen on selvitetty epävarmuus- ja herkkyysanalyysillä. Analyysit ovat osoittaneet KBS-tyyppisen moniestejärjestelmän varsin haavoittumattomaksi: esimerkiksi yhden vapautumisesteen olennainen heikkeneminen ei lisäisi ratkaisevasti loppusijoituksesta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Myöskään usean vapautumisesteen samanaikainen heikkeneminen, jonka voisi aiheuttaa esimerkiksi lukuisia jättekapseleja rikkova kallioliikunto, ei näyttäisi johtavan vakavaan ympäristöönnettomuuteen, vaan suurimmat säteilyannokset olisivat samaa suuruusluokkaa kuin luonnon taustasäteilystä aiheutuvat.

Turvallisuustutkimukset

Loppusijoituksen turvallisuuden osoittaminen edellyttää laajaa ja pitkäkestoista tutkimus- ja kehitystyötä. Tutkimuksia ja testauksia tarvitaan loppusijoitusjärjestelmään kuuluvien vapautumisesteiden toimintakyvyn varmistamiseksi sekä turvallisuusanalyysissä käytettävien parametrien arvojen, oletusten ja konseptuaalisten mallien määrittämiseksi. Tutkimusten luonne vaihtelee laboratoriomäärittämisestä geologisissa muodostumissa tehtäviin suurimittaisiin kokeisiin.

Laboratoriotutkimuksissa pääpaino on teknisten vapautumisesteiden materiaaliominaisuuksien määrittämisessä sekä vapautumisesteiden, radioaktiivisten aineiden ja pohjaveden välisten vuorovaikutusten tutkimisessa. Esimerkiksi KBS-loppusijoitusjärjestelmässä ovat polttoaineen uraanidioksidimatriisi, kuparikapseli ja bentoniitti turvallisuuden kannalta tärkeitä materiaaleja.

Geologisten tutkimusten osalta ovat nykyisin avainasemassa maanalaisissa tutkimustiloissa tehtävät kokeet, jotka ovat useissa tapauksissa kansainvälisiä yhteishankkeita. Taulukko 7.8 sisältää yhteenvedon kalliolaboratorioista ja niissä tehtävien tutkimusten päätavoitteista.

Tärkeä geologisen loppusijoituksen turvallisuuteen liittyvien kokeellisten tutkimusten haara on niin sanotut luonnonanalogiatutkimukset, joiden avulla voidaan arvioida muun muassa turvallisuusanalyseissä sovellettujen oletusten ja konseptuaalisten mallien paikkansapitävyyttä. Luonnonanalogioiden avulla voidaan tehdä havaintoja erityisesti hyvin hitaasti etenevistä vuorovaikutuksista, joiden havainnointi joitakin vuosia kestävässä kokeissa ei ole mahdollista. Taulukossa 7.9 on kuvattu tällaisia luonnonanalogiatutkimuksia.

Sijainti, muodostuma ja tutkimustilan syvyys	Tutkimusten päätavoitteet
Mol, Belgia Plastinen savi n. 230 m	<ul style="list-style-type: none"> Geologisten prosessien ymmärtäminen (radionuklidien kulkeutuminen, saven materiaaliominaisuudet, mikrobiologia) Loppusijoitustilojen rakennustekniikan kehitys
Lac du Bonnet Kanada Graniitti 240-420 m	<ul style="list-style-type: none"> Kallion tutkimusmenetelmien ja kalliorakennustekniikan kehitys Geologisten prosessien ymmärtäminen (radionuklidien kulkeutuminen, jännitystila, louhintahäiriöt, kohonneen lämpötilan vaikutukset)
Bure, Ranska Savikivi 450-500 m	<ul style="list-style-type: none"> Sijoituspaikaksi soveltuvuuden varmistaminen Loppusijoitustekniikan kehitys (rakennustekniikka, jätekapseleiden palautettavuus) Savikiven materiaaliominaisuuksien määrittäminen
Äspö, Ruotsi Graniitti n. 450 m	<ul style="list-style-type: none"> Geologisten prosessien ymmärtäminen (geohydrologia, radionuklidien kulkeutuminen) Loppusijoitustekniikan testaus (rakennustekniikka, täyteaineet ja sulkurakenteet, jätekapselien palautettavuus)
Gorleben, Saksa Vuorisuola n. 900 m	<ul style="list-style-type: none"> Sijoituspaikaksi soveltuvuuden varmistaminen Geologisten prosessien ymmärtäminen (hydrogeologia, suolan materiaaliominaisuudet)
Grimsel, Sveitsi Graniitti 450 m	<ul style="list-style-type: none"> Kallion tutkimusmenetelmien kehitys Loppusijoitustekniikan testaus (bentoniittikoe) Geologisten prosessien ymmärtäminen (radionuklidien kulkeutuminen, kaksifaasivirtaukset, louhintahäiriöt)
Mont Terri, Sveitsi Savikivi 400 m	<ul style="list-style-type: none"> Kallion tutkimusmenetelmien kehitys Geologisten prosessien ymmärtäminen (hydrogeologia, radionuklidien kulkeutuminen, savikiven materiaaliominaisuudet)
Yucca Mountain USA Tuhkakivi 300 m	<ul style="list-style-type: none"> Sijoituspaikaksi soveltuvuuden varmistaminen Geologisten prosessien ymmärtäminen (radionuklidien kulkeutuminen, geohydrologia, kohonneen lämpötilan vaikutukset)

TAULUKKO 7.8. Nykyiset kalliolaboratoriahankkeet ja niissä tehtävät tutkimukset

Kohteen tyyppi ja sijainti	Tutkimusten sisältö
Luonnonreaktorit Oklo, Gabon	<ul style="list-style-type: none"> Fission tuotteiden kulkeutuminen ja pidättyminen Uraanidioksidin stabiilius Radiolyyysin vaikutukset
Uraaniesiintymät Alligator Rivers, Australia Cigar Lake, Kanada, Brasilia El Berrocal, Espanja Palmottu, Suomi Pocos de Caldas Tono, Japani	<ul style="list-style-type: none"> Uraanimineraalien stabiilius ja liukoisuus Hapetus-pelkistysprosessit Radionuklidien kulkeutuminen kalliassa ja siihen liittyvä mallinnus Kolloidien ja orgaanisten aineiden vaikutukset Geokemiallisen mallinnuksen testaaminen
Kuparianalogiat Hyrkkölä, Suomi Öölanti, Ruotsi	<ul style="list-style-type: none"> Kuparin korroosioilmiöt luonnonympäristössä Pronssikanuunan syöpyminen merisedimenttiympäristössä
Bentoniittianalogiat Almeria, Espanja Wyoming, USA	<ul style="list-style-type: none"> Bentoniitin ominaisuudet ja pitkäaikaiskäyttäytyminen
Betonianalogiat Maqarin, Jordania Hadrianuksen muuri, Englanti	<ul style="list-style-type: none"> Vuorovaikutukset korkeamäksisessä vesi-kalkkiviiväympäristössä Betonin pitkäaikaisstabiilisuuden havainnollistus

TAULUKKO 7.9. Luonnonanalogiatutkimuksia päätavoitteineen

7.5 Radioaktiivisten aineiden kuljetukset

Kuljetustarve

Radioaktiivisia aineita kuljetetaan sairaaloiden, teollisuuden ja tutkimuslaitosten käyttöön sekä ydinvoimalaitosten polttoaine- ja ydinjätehuoltoon liittyen. Radioaktiivisten aineiden kuljetukset ovat verraten yleisiä: maailmassa vuosittain muutama kymmenen miljoonaa lähetystä ja Suomessakin parikymmentätuhatta vuodessa. Näistä on kaikkiaan vain pari prosenttia ydinpolttoaineen ja ydinjätteiden kuljetuksia.

Radioaktiivisia aineita kuljetetaan autoilla, junilla, laivoilla ja lentokoneilla. Suurin osa radioaktiivisista aineista voidaan kuljettaa tavallisen rahtitavaran tavoin noudattaen vaarallisten aineiden kuljetuksesta annettuja määräyksiä. Erityisvarusteltuja ajoneuvoja, junanvaunuja tai laivoja tarvitaan vain erikoistapauksissa, kuten käytetyn ydinpolttoaineen ja yleensä myös ydinjätteiden siirroissa.

Suomessa on ydinpolttoaineen ja ydinjätteiden kuljetustarve erityisen vähäinen, koska toiminta on keskitetty kahdelle ydinvoimalaitosalueelle eikä maassamme ole ydinpolttoaineen hankintaan ja valmistukseen tarkoitettuja laitoksia. Loviisan voimalaitokselle on tuotu tuoretta polttoainetta pääosin Venäjältä rautatie- ja maantiekuljetuksina. Olkiluodon laitokselle tuodaan tuoretta polttoainetta useimmiten rahtilaivalla Ruotsista tai muualta Euroopasta. Käytettyä ydinpolttoainetta vietiin vuoden 1996 loppuun asti Loviisan voimalaitokselta Venäjälle maantie-rautatiekuljetuksena.

Merkittävin tulevaisuudessa nähtävissä oleva kuljetustarve maassamme on käytetyn ydinpolttoaineen siirto välivarastosta kapselointi- ja loppusijoituslaitokseen. Jos tämä laitos rakennetaan Olkiluotoon, olisi käytetty polttoaine Loviisasta siirrettävä sinne. Periaatteessa tämä voidaan tehdä maantie-, rautatie- tai merikuljetuksena. Näistä viimeksi mainittu on siinä mielessä houkuttelevin vaihtoehto, että se tapahtuisi etäällä asutuksista. Esimerkiksi Ruotsissa tehdään vuosittain lukuisia käytetyn ydinpolttoaineen merikuljetuksia ilman julkista kohua, kun taas Keski-Euroopassa vastaavat maakuljetukset ovat herättäneet laajaa vastustusta.

Kuljetuspakkaukset

Radioaktiivisten aineiden kuljetusten turvallisuus varmistetaan ensisijaisesti kuljetuspakkauksella, joka valitaan radioaktiivisen aineen ominaisuuksien perusteella. Pakkauksella tulee olla muun muassa riittävä törmäyskestävyys, paloturvallisuus, säteilysuojaus, lämmönsiirtokyky ja kriittisyysturvallisuus.

Radioaktiivisten aineiden kuljetuspakkauksia koskevat vaatimukset on annettu Kansainvälisen Atomienergiajärjestön (IAEA) standardissa. Pakkauksia on viisi perustyyppiä:

- Peruskolli, joka on tarkoitettu vain hyvin vähäisten radioaktiivisten ainemäärien kuljetuksille eikä siten sovellu ydinpolttoaineen tai ydinjätteiden siirtoihin.
- Teollisuuspakkaukset (tyyppimerkinnot IP-1, IP-2 ja IP-3) on tarkoitettu kuljetuksiin, joissa radioaktiivinen aine on jakautuneena suurehkoon tilavuuteen tai kiinnittynyt kuljetettavien esineiden pintaan. Pakkauksen on kestävä normaalin kuljetuksen aiheuttamat rasitukset. Tyypillinen pakkaus on teollisuustynnyri.

- A-tyypin pakkaus on tarkoitettu rajoitetulle määrälle radioaktiivisia aineita ja se on yleensä suunniteltu tiettyyn käyttötarkoitukseen. A-tyypin pakkauksen on kestettävä normaalin kuljetuksen ja vähäisempien onnettomuuksien aiheuttamat rasitukset.
- B-tyypin pakkaukset on tarkoitettu suurille radioaktiivisten aineiden määrille ja ne on tarkoin suunniteltu kuljetettavalle aineelle. B-tyypin pakkausten on kestettävä vakavien onnettomuuksien aiheuttamat rasitukset. Jos pakkaukselta edellytetään vain yhden maan viranomaisen hyväksyntää, käytetään merkintää B(U) (unilateral), kun taas kaikkien kuljetukseen osallistuvien maiden viranomaisten hyväksyntää edellytettäessä merkintänä on B(M) (multilateral). Hyväksyntää edeltää muun muassa pakkauksen täysimittaiset testit, joissa jäljitellään suurella nopeudella kiinteään esteeseen tapahtuvan törmäyksen ja tulipalon vaikutuksia.
- C-tyypin pakkaus on tarkoitettu sellaisten radioaktiivisten aineiden lentokuljetukseen, joiden aktiivisuus on suuri ja jotka eivät ole herkästi leviävässä muodossa. Pakkaukselle on asetettu hyvin korkea lujuusvaatimus: sen tulee kestää törmäys peräänantamattomaan esteeseen yli 320 km/h nopeudella.

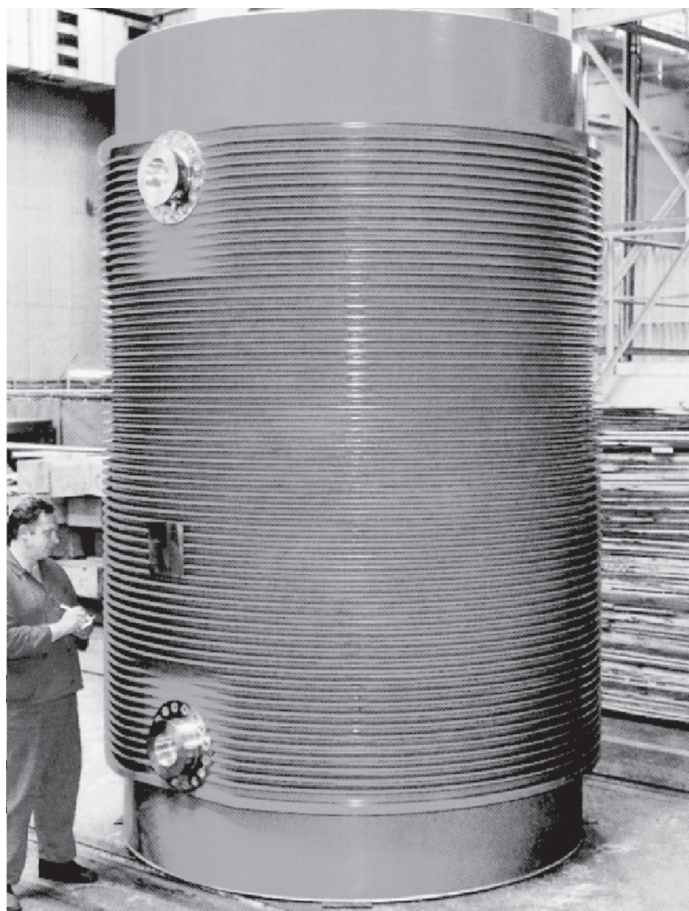
Teollisuuspakkauksissa voidaan kuljettaa esimerkiksi matala-aktiivisia ydinjätteitä ja uraanimalmirikastetta. Käytettyjä umpilähteitä kuljetetaan useimmiten A-tyypin pakkauksissa. Suomessa käytettävät tuoreen ydinpolttoaineen kuljetussäiliöt ovat joko tyyppiä IP-2F, AF tai B(U)F. Symboli F tyyppimerkinnässä tarkoittaa, että pakkaus on hyväksytty fissiilin aineen kuljetuksiin. Käytetty ydinpolttoaine kuljetetaan B-tyypin säiliössä. Niiltä edellytetään tehokasta säteilysuojasta ja suurta mekaanista lujuutta, minkä seurauksena säiliön paino on luokkaa 100 tonnia (kuva 7.16).

Kuljetusten turvallisuus

Tuore ydinpolttoaine on heikosti säteilevää ja metallivaipan suojaamaa keraamista uraanidioksidia. Se ei liukene veteen eikä siitä edes tulipalossa leviä helposti ympäristöön radioaktiivisia hiukkasia. Näiden seikkojen vuoksi tuoreen ydinpolttoaineen kuljetuksiin ei liity huomattavan ympäristöonnettomuuden mahdollisuutta. Säteilyvaaraa merkittävämpi seikka on se, että polttoaine sisältää suuret määrät fissiiliä ainetta, jonka joutuminen vääriin käsiin on estettävä huolellisesti.

Myöskään keski- ja matala-aktiivisten ydinjätteiden kuljetuksiin ei liity vakavan ympäristöönnettomuuden mahdollisuutta, sillä yhdessä kuljetuserässä olevien radioaktiivisten aineiden kokonaismäärä ei ole kovin suuri. Vaikka huomattava osa niistä leviäisi ympäristöön esimerkiksi tulipalon seurauksena, jäisi ympäristön saastuminen varsin paikalliseksi.

Käytetyn ydinpolttoaineen aktiivisuus ja säteilyvoimakkuus on hyvin suuri ja se kehittää lämpöä muutamasta kilowatista muutamaankymmeneen kilowattiin kuljetuspakkausta kohti. Käytetyn polttoaineen ominaisuuksien ja sen kuljetuksista laadittujen turvallisuusanalyysien perusteella voidaan tehdä seuraavat yleiset johtopäätökset kuljetusten turvallisuudesta:



KUVA 7.16. Loviisan voimalaitoksen käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukseen soveltuva Castor-VVER-säiliö, johon mahtuu 84 polttoainenippua.

- Kuljetuspakkaus on mitoitettu kestävänsä suurella turvamarginaalilla ajateltavissa olevat kuljetusonnettomuudet. Testein on osoitettava, että se kestää tiiviinä törmäyksen peräänantamattomaan esteeseen noin 50 km/h nopeudella, tulipalon 800 °C lämpötilassa puolen tunnin ajan ja upotuksen 200 metrin syvyyteen tunnin ajaksi.
- Jos kuljetusastia kuitenkin rikkoontuisi pahoin, paljastuneesta polttoaineesta aiheutuva, huomattavasti kohonneen ulkoisen säteilyn sektori ulottuisi muutaman sadan metrin päähän.
- Käytetty ydinpolttoaine ei liukene veteen, joten kuljetussäiliön rikkoontuminen ja polttoaineen joutuminen vesistöön ei ainakaan lyhyellä aikavälillä aiheuttaisi merkittävää saastumista.
- Vuosia jäähtyneessä käytetyssä polttoaineessa on hyvin vähän kaasumaisia radioaktiivisia aineita, joten radioaktiivisia aineita voisi vapautua ilmaan huomattavia määriä vain, mikäli kuljetussäiliön rikkoontumisen lisäksi esimerkiksi tulipalo tai ydinketjureaktio synnyttäisi korkean lämpötilan.

Radioaktiivisten aineiden kuljetusten turvallisuustaso on saatujen kokemusten perusteella korkea. Tietävästi maailmalla ei ole sattunut yhtään tapausta, jossa kuljetettava radioaktiivinen aine olisi aiheuttanut kuoleman tai vakavan terveyshaitan, eikä tapausta, jossa B-tyyppin pakkauksesta olisi päässyt kuljetusonnettomuuden seurauksena radioaktiivisia aineita ympäristöön. Vakavin ydinaineiden ja ydinjätteiden kuljetuksissa sattunut onnettomuus on ollut uraaniheksafluoridia kuljettaneen Mont Louis -laivan uppoaminen Belgian edustalle vuonna 1984. Kaikki tätä ydinpolttoaineen raaka-ainetta sisältäneet pakkaukset saatiin nostetuksi merestä eikä merkittäviä määriä radioaktiivisia aineita päässyt mereen.

Radioaktiivisten aineiden kuljetusten viranomaisvalvontaa käsitellään kohdassa 10.6.

KIRJALLISUUTTA

Anttila P et al. Final disposal of spent nuclear fuel in Finnish bedrock - Olkiluoto site report. POSIVA 99-10. Helsinki, 1999.

Euroopan yhteisöjen komissio. Komission tiedonanto ja neljäs kertomus ydinjätehuollon nykytilasta ja tulevaisuudennäkymistä Euroopan unionissa. KOM (1998) 799. Bryssel, 1999.

Heikka M, Litmanen T, Kaunismaa M. Yhteiskuntatiede Suomen ydinjätehuollossa. Asiantuntijanäkemyksiä tutkimuksesta ja tutkimuksen hallinnoinnista. Jyväskylän yliopiston sosiologian julkaisuja 68/2001. Jyväskylä 2001.

International Atomic Energy Agency. International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources. IAEA Safety Series No. 115. Vienna: IAEA, 1996.

International Atomic Energy Agency. The principles of radioactive waste management. IAEA Safety Series No. 111-F. Vienna: IAEA, 1995.

International Atomic Energy Agency. Joint convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management. IAEA INFCIRC/546. Vienna: IAEA, 1997.

International Atomic Energy Agency. Classification of radioactive waste. IAEA Safety Series No. 111-G-1.1. Vienna: IAEA, 1994.

International Atomic Energy Agency. Regulations for the safe transport of radioactive material. IAEA Safety Series No. ST-1. Vienna: IAEA, 1996.

International Commission on Radiation Protection. Radiological protection policy for the disposal of radioactive waste. ICRP Publication 77. Pergamon, 1998.

International Commission on Radiation Protection. Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 81. Pergamon, 2000.

Lehtinen M, Nurmi P, Rämö T (toim.): Suomen kallioperä - 3000 vuosi-miljoonaa. Suomen Geologinen Seura, 1998.

OECD Nuclear Energy Agency. The environmental and ethical basis of geological disposal. A collective opinion of the NEA Radioactive Waste Management Committee. Paris: OECD, 1995.

OECD Nuclear Energy Agency. Geological disposal of radioactive waste. Review of developments in the last decade. Paris: OECD, 1999.

OECD Nuclear Energy Agency. Radiological impacts of spent nuclear fuel management options. Paris: OECD, 1999.

OECD Nuclear Energy Agency. Objectives, concepts and strategies for the management of radioactive waste arising from nuclear power programmes. Paris: OECD, 1997.

OECD Nuclear Energy Agency. Stepwise decision making in Finland for the disposal of spent nuclear fuel. Workshop proceedings Turku, Finland 15-16 November 2001. OECD, Paris, 1999.

OECD Nuclear Energy Agency. Stepwise decision making in Finland for the disposal of spent nuclear fuel. Workshop proceedings Turku, Finland 15-16 November 2001. Paris: OECD, 2002.

Miller W et al., Geological disposal of radioactive wastes & natural analogues. Netherlands: Pergamon, 2000.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitus. Ympäristövaikutusten arviointiselostus. Helsinki: Posiva Oy, 1999.

Posivas application for a decision in principle concerning a disposal facility for spent nuclear fuel. STUK's statement and preliminary safety appraisal. Ruokola E. (ed). STUK-B-YTO 198. Helsinki, 2000.

Rasilainen K (ed.). Nuclear waste management in Finland. Final report of public sector's research programme JYT 2001 (1997-2001). Ministry of Trade and Industry Finland, studies and reports 15/2002. Helsinki, 2002.

Svensk Kärnbränslehantering AB. Djupförvar för använt kärnbränsle. SR-97 - Säkerheten efter förslutning. Stockholm: Svensk Kärnbränslekantering, 1999.

The scientific and regulatory basis for the geological disposal of radioactive waste. Savage, D. (ed). England: Wiley&Sons, 1995.

Valtioneuvoston päätös 478/1999 käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuudesta. Helsinki, 1999.

Valtioneuvoston päätös 398/1991 ydinvoimalaitosten voimalaitosjätteiden loppusijoituksen turvallisuutta koskevista yleisistä määräyksistä. Helsinki, 1999.

Vieno T, Nordman H. Safety assessment of spent fuel disposal in Hästhöllen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara, TILA-99. POSIVA 99-07. Helsinki, 1999.

