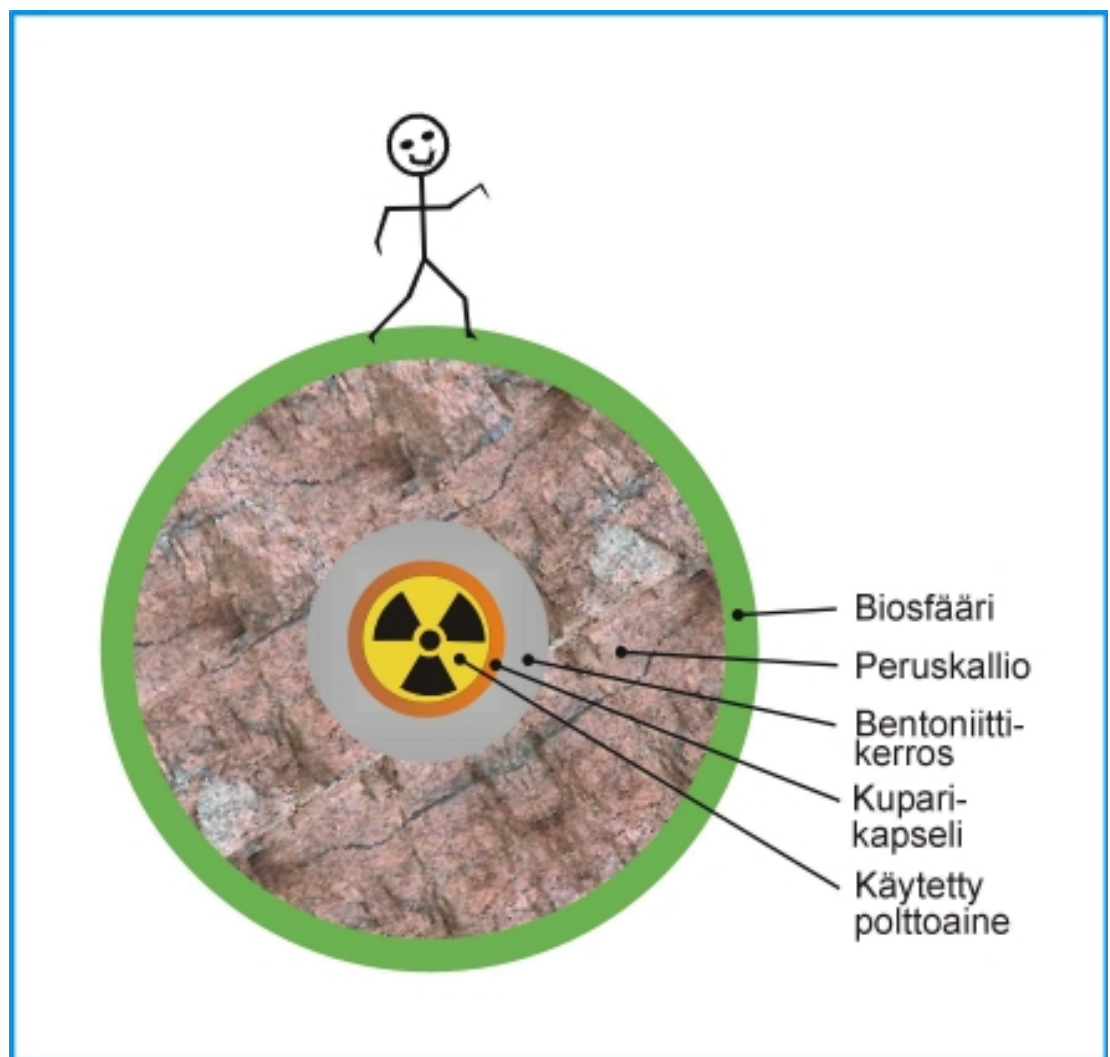


Kari Rasilainen, Vesa Suolanen & Seppo Vuori

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto

Turvallisuuden arvioinnin perusteet



Käytetyn ydinpolttoaineen huolto

Turvallisuuden arvioinnin perusteet

Kari Rasilainen, Vesa Suolanen & Seppo Vuori

VTT Energia



ISBN 951-38-5673-9 (nid.)
ISSN 1235-0605 (nid.)

ISBN 951-38-5674-7 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)
ISSN 1455-0865 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)

Copyright © Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT) 2000

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT), Vuorimiehentie 5, PL 2000, 02044 VTT
puh. vaihde (09) 4561, faksi (09) 456 4374

Statens tekniska forskningscentral (VTT), Bergsmansvägen 5, PB 2000, 02044 VTT
tel. växel (09) 4561, fax (09) 456 4374

Technical Research Centre of Finland (VTT), Vuorimiehentie 5, P.O.Box 2000, FIN-02044 VTT, Finland
phone internat. + 358 9 4561, fax + 358 9 456 4374

VTT Energia, Ydinenergia, Tekniikantie 4 C, PL 1604, 02044 VTT
puh. vaihde (09) 4561, faksi (09) 456 5000

VTT Energi, Kärnkraft, Teknikvägen 4 C, PB 1604, 02044 VTT
tel. växel (09) 4561, fax (09) 456 5000

VTT Energy, Nuclear Energy, Tekniikantie 4 C, P.O.Box 1604, FIN-02044 VTT, Finland
phone internat. + 358 9 4561, fax + 358 9 456 5000

Toimitus Maini Manninen

Otamedia Oy, Espoo 2000

Rasilainen, Kari, Suolanen, Vesa & Vuori, Seppo. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto. Turvallisuuden arvioinnin perusteet. Espoo 2000. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 2033. 57 s.

Avainsanat nuclear fuels, spent fuels, radioactive wastes, waste management, transportation, accidents, safety, repositories, reliability, encapsulation

Tiivistelmä

Julkaisussa esitetään yleiskuva käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuuden arvioinnin perusteista. Kuvaus perustuu suomalaiseen huoltosuunnitelmaan. Huollon tekniset vaiheet ja turvallisuuskriteerit kuvataan lyhyesti, samaten käsitellään suppeasti työnjako- ja vastuukysymyksiä ydinjätehuollon toimijoiden kesken Suomessa. Kuljetusten säteilyvaikutusten arviointia kuvataan verraten yksityiskohtaisesti sekä normaali-kuljetusten että onnettomuustilanteiden analysoinnin osalta. Loppusijoituslaitoksen käytön aikaisen turvallisuuden arvioiminen selostetaan pääpiirteittäin. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioinnin perusteet käydään läpi yksityiskohtaisesti sekä sovellettavan, säteilyvaikutuksia yliarvioivan arviointiperiaatteen että yleisemmän arviointiin liittyvän ajattelutavan osalta. Loppusijoituksen turvallisuusanalyysin tekninen kulku käydään läpi vaiheittain. Turvallisuusanalyysin luotettavuutta pohdiskellaan skenaarioiden, laskentamallien ja lähtötietojen riittävyuden kannalta. Luotettavuutta tarkastellaan myös laajempänä tiedonvälitysongelmana, jolloin mukaan tulevat kysymykset siitä, millä muilla perusteilla kuin laskennallisella turvallisuusanalyysillä loppusijoituksen turvallisuutta voidaan arvioida, tai mikä olisi oikea vertailukohde turvallisuusanalyysissä lasketuille päästönopeuksille biosfääriin.

Alkusanat

Julkaisu antaa yleiskuvan käytetyn ydinpolttoaineen huollon säteilyturvallisuuden arvioimisen perusteista. Raportti on suunnattu muun muassa niille virka- ja luottamusmiehille, jotka eivät ole suoranaisesti perehtyneet ydinjätehuoltoon eivätkä sen turvallisuuden arvioimisen periaatteisiin, mutta joutuvat tehtävissään tekemisiin hankkeen kanssa, esimerkiksi lausunnon antajina. Julkaisu on suoraa jatkoa kirjoittajien aiemalle raportille 'Käytetyn ydinpolttoaineen huolto – Suomalaisen suunnitelman pääpiirteet' (VTT Tiedotteita 1953).

Koska pyrkimyksenä on kattavan yleiskuvan välittäminen käytetyn ydinpolttoaineen huollon säteilyvaikutusten arvioimisen periaatteista ja menetelmistä, ei raportissa ole voitu mennä minkään yksittäisen aihepiirin kohdalla kovin yksityiskohtaiseen käsittelyyn. Erityisesti laskettujen säteilyvaikutusten tarkastelu ja vertailu olemassa oleviin turvallisuuskriteereihin on jätetty tarkoituksella vähemmälle. Tästä aihepiiristä on myöhemmin suunnitteilla erillinen, vain laskettujen tulosten havainnollistamiseen keskittyvä raportti.

Tekstin viimeistelyyn ovat tekijöiden lisäksi osallistuneet Anne Väätäinen kauppa- ja teollisuusministeriöstä, Esko Ruokola Säteilyturvakeskuksesta, Pekka Hokkanen Tampereen yliopistosta ja Irmeli Harmaajärvi VTT Yhdyskuntatekniikasta.

Raportti on laadittu VTT Energiassa osana Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelmaa (JYT2001), jonka nyt meneillään oleva kolmas vaihe päättyy vuonna 2001. Tutkimusohjelmaa rahoittavat yhdessä kauppa- ja teollisuusministeriö ja Säteilyturvakeskus.

Sisällysluettelo

TIIVISTELMÄ	3
ALKUSANAT	4
1. JOHDANTO	7
2. KÄYTETYN YDINPOLTTOAINEEN HUOLTO	9
2.1 Huollon tekniset vaiheet	9
2.2 Huollon turvallisuuskriteerit	10
2.3 Työnjako ja vastuukysymykset Suomessa	11
2.3.1 Viranomaiset	11
2.3.2 Ydinvoimayhtiöt	12
3. KÄYTETYN YDINPOLTTOAINEEN KULJETUSTEN TURVALLISUUDEN ARVIOINTI	14
3.1 Normaalikuljetus	15
3.2 Onnettomuustilanteet	16
3.2.1 Radioaktiivisten aineiden vapautuminen	17
3.2.2 Päästöjen leviäminen ja terveysvaikutukset	19
3.3 Tarkasteltuja skenaariotyyppejä	20
4. LOPPUSIJOITUSLAITOKSEN KÄYTÖN AIKAINEN TURVALLISUUS	24
5. LOPPUSIJOITUKSEN PITKÄAIKAISTURVALLISUUDEN ARVIOINNIN PERUSTEITA	27
5.1 Konservatiivisuusperiaate	28
5.2 Turvallisuusanalyysin tekotapoja	30
6. KÄYTETYN YDINPOLTTOAINEEN LOPPUSIJOITUKSEN TURVALLISUUDEN ARVIOINTI	31
6.1 Moniesteperiaate	31
6.2 Pohjaveden virtaus	33
6.3 Kapselin korroosio ja mekaaninen kestävyys	34
6.4 Täyteaineen toiminta	35
6.5 Radioaktiivisten aineiden vuotaminen pohjaveteen	36
6.6 Radioaktiivisten aineiden leviäminen pohjaveden mukana	37
6.7 Leviäminen biosfäärissä ja säteilyvaikutukset	39
7. LOPPUSIJOITUKSEN TURVALLISUUDEN ARVIOINNIN LUOTETTAVUUS	42
7.1 Kansainvälinen turvallisuusanalyysien vertailu	42
7.2 Skenaarioiden kattavuus	43
7.3 Laskentamallien kelpoistaminen	45
7.4 Lähtötietojen saatavuus	46
7.5 Onko luonnonanalogoista apua?	47
7.6 Mikä on vaikeinta?	49
8. YHTEENVETO	52
KIRJALLISUUSVIITTEET	54

1. Johdanto

Suomalaisissa ydinvoimaloissa syntynyt runsasaktiivinen käytetty ydinpolttoaine on valitsevien suunnitelmien mukaan tarkoitus eristää ihmisen elinympäristöstä sijoittamalla se syvälle peruskallioon louhittuun loppusijoitus-tilaan. Nykyisen lainsäädännön mukaan "ydinjätteet, jotka ovat syntyneet Suomessa tapahtuneen ydinennergian käytön yhteydessä tai seurauksena, on käsiteltävä, varastoitava ja sijoitettava pysyväksi tarkoitetulla tavalla Suomeen" [ote laista ydinennergialain muuttamiseksi (1420/1994)].

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoittaminen vakaaseen geologiseen muodostumaan, eli teknisemmin geologinen loppusijoitus, on kansainvälisesti ylivoimaisesti tutkituin käytetyn ydinpolttoaineen huollon malli. Käytännössä kaikki ydinenergiaa tuottavat maat suunnittelevat jonkinlaista geologista loppusijoitusta joko suoraan käytetylle ydinpolttoaineelle kuten esim. Suomi ja Ruotsi, tai runsasaktiiviselle jälleenkäsittelyjätteelle (ks. Rasilainen & Vuori 1999). Jotkut suuret ydinenergiamaat, esim. Ranska, Iso-Britannia ja Japani, ovat valinneet jälleenkäsittelystrategian, jossa käytetystä polttoaineesta erotetaan ennen loppusijoittamista halkeamiskelpoiset aineet uuden ydinpolttoaineen raaka-aineeksi. Lisäksi on maita, esim. Sveitsi, jotka käytetyn ydinpolttoaineen huollossaan tukeutuvat suurten ydinenergiamaiden jälleenkäsittelypalveluihin.

Ydinennergian vastustajat ovat kritisoineet geologista loppusijoitusta ainakin osittain sen lopullisuuden ja peruuttamattomuuden takia. Kertakaikkisen ratkaisun pelko taas osoittaa epäilyä geologisen loppusijoituksen turvallisuutta kohtaan. Tässä yhteydessä on esitetty erilaisia vaihtoehtoisia tapoja käytetyn ydinpolttoaineen huollon järjestämiseksi siten, että peruuttamatonta loppusijoitusta ei tarvittaisi. Kaksi useimmin esiintynyttä ajatusta ovat käytetyn ydinpolttoaineen pitkäaikaisvarastointi ja

transmutaatio. Näistä vaihtoehtoista on vastikään tehty kattava suomalainen selvitys (Anttila ym. 1999).

Valvottu pitkäaikaisvarastointi perustuu ajatukseen, että loppusijoitusta ei tehdä, vaan jätteitä valvotaan jatkuvasti maanpäällisissä tai -alaisissa tiloissa. Etuina on nähty järjestelmän valvottavuus, yksinkertainen tekniikka ja se, että näin saadaan aikaa vaihtoehtojen uudelleen harkintaan. Haittoina on nähty, että järjestelmän turvallisuus perustuu aktiiviseen valvontaan, se siirtää vastuuta tuleville sukupolville eikä se ole lopullinen ratkaisu (Anttila ym. 1999).

Käytetystä ydinpolttoaineesta aiheutuu voimakasta ja läpitunkevaa gammasäteilyä useiden satojen vuosien ajan. Lyhytikäisten halkeamistuotteiden "kuolemissen" jälkeenkin käytetty polttoaine säilyttää korkean aktiivisuutensa, ja vasta satojen tuhansien vuosien jälkeen aktiivisuus ei enää olennaisesti alene. Edes lyhytikäisten halkeamistuotteiden elinajan kattavasta aktiivisen valvonnan saatavuudesta käytetylle ydinpolttoaineelle ei ole varmuutta. Yhteiskunnan pysyvyydestäkään nykyisen kaltaisena ei ole mitään takeita.

Transmutaatio perustuu ajatukseen, että pitkään säteilyvaarallisina säilyvät käytetyn ydinpolttoaineen radionuklidit voitaisiin ydinfysikaalisesti muuntaa vähemmän vaaralliseen muotoon. Pohdittaessa transmutaatiota Suomen kannalta on muistettava, että se on pohjimmiltaan jälleenkäsittelystrategian ratkaisu, kun taas Suomi on nykytilanteessa valinnut suoran loppusijoituksen strategian.

Transmutaation etuina on nähty, että pitkäikäisten radioaktiivisten aineiden määrä jätteesä pienenee ja näin ollen jätteen vaarallinen, eristämistä vaativa ajanjakso lyhenee verrattuna suoraan loppusijoitukseen. Haittoina on nähty, että jälleenkäsittelyn lisäksi tarvitaan teknisesti hyvin monimutkainen lisäerottelu ja se, että

menetelmän tekninen ja taloudellinen toteutettavuus ei ole vielä edes näköpiirissä. Lisäksi ydinenergian maailmanlaajuisesti merkittävä ja jopa kasvava rooli arvioidaan edellytykseksi sille, että ydinenergiateollisuus ylipäättään päättää panostaa merkittävästi transmutaatiotekniikan kehittämiseen (Anttila ym. 1999). Kuihtuva teollisuus tuskin tuntee kiinnostusta investoida monimutkaiseen ja kalliiseen tekniikkaan.

Lopullista käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmaa valmisteltaessa on syytä ajoittain järjestelmällisesti selvittää kaikkien esitettyjen vaihtoehtojen edut ja haitat. Toistaiseksi selkeä enemmistö selvityksistä (ks. esim Rasilainen & Vuori 1999 ja siinä esitetyt viitteet) on päätynyt siihen, että vaikka geologiseen loppusijoitukseen väistämättä liittyy muun muassa kallioperän käyttäytymiseen tulevaisuudessa kohdistuvia epävarmuuksia, nämä epävarmuudet ovat kuitenkin pienempiä kuin jos jättäydettäisiin pelkästään transmutaation tai valvotun pitkäaikaisvarastoinnin varaan. Näin ollen Suomessakin valmistellaan geologista loppusijoitusta perusvaihtoehtona.

Geologisen loppusijoituksen mahdollista palautettavuutta on pohdittu erikseen (esim. Anttila ym. 1999, Rasilainen & Vuori 1999, Saanio & Raiko 1999), ja todettu, että niin kauan kuin loppusijoituskapselit ovat ehjiä, käytetyn polttoaineen palauttaminen maan pinnalle on teknisesti mahdollista. Suomalaisen suunnitelman mukaisen kupari-rautakapselin arvioitu elinikä on erittäin pitkä, joten tältä osin palautettavuudelle on suomalaisessa suunnitelmassa erityisen hyvät edellytykset.

Tämä raportti esittää lyhyen katsauksen turvallisuuden arvioinnin perusteista suomalaisen perussuunnitelman mukaiselle ydinjätehuollolle. Raportissa esitetään ne menetelmät ja se ajattelutapa, jolla turvallisuutta arvioidaan. Turvallisuuden arvioinnin periaatteet esitellään erikseen käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukselle Suomessa, maanpäällisen loppusijoitus-

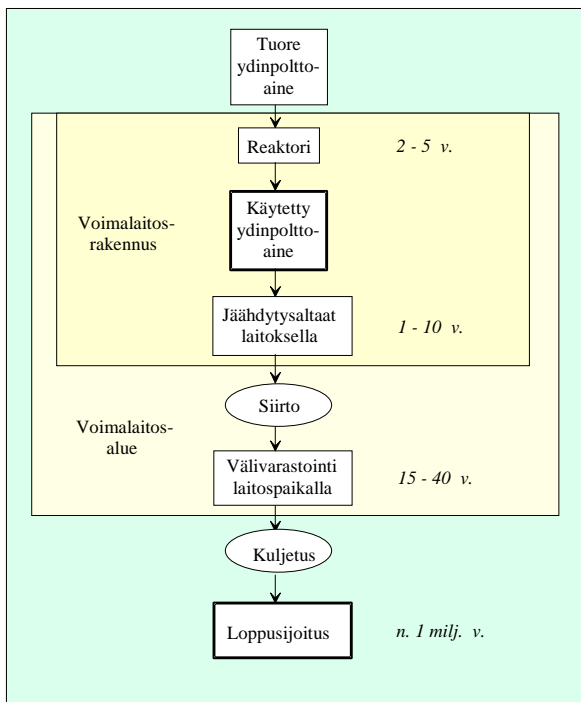
laitoksen käytölle sekä käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukselle kallioperään. Lopuksi pohditaan sitä, mitkä tekijät vaikuttavat turvallisuuden arvioinnin luotettavuuteen ja kuinka tuota luotettavuutta voidaan arvioida.

Raportti on suoraa jatkoa tekijöiden aiemmalle katsaukselle käytetyn ydinpolttoaineen huollon perusratkaisusta. Turvallisuuden arvioinnin perusteet on tässä raportissa valittu näkökulmaksi, koska turvallisuutta pidetään erittäin tärkeänä eikä sitä ollut mahdollista käsitellä riittävästi aiemmassa selvityksessä. Ajatuksena on, että lukija pystyy muodostamaan oman arvionsa käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuudesta, kun on saanut käsityksen siitä, millä menetelmillä asiantuntijat sitä arvioivat. Tämän, kuten aiemmankin raportin laatimisen yhtenä pontimena on ollut esittää puolueetonta asiantietoa yleistajuisessa muodossa käytetyn ydinpolttoaineen huollosta käytävään kotimaiseen keskusteluun.

2. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto

2.1 Huollon tekniset vaiheet

Käytetty ydinpolttoaine on heti reaktorista poiston jälkeen erittäin radioaktiivista, mutta aktiivisuus alenee aluksi¹ nopeasti, kun lyhytikäisimmät halkeamistuotteet "kuolevat" pois. Tämä ominaisuus on vaikuttanut ratkaisevasti käytetyn polttoaineen huollon teknisten vaiheiden järjestyksen suunnitteluun. Kuvassa 2.1 on esitetty periaatekaavio suomalaisen käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitellusta teknisestä järjestelystä. Kaavion ensimmäisten vaiheiden osalta kyse on itse asiassa jo Suomessa toteutetusta käytännöstä.



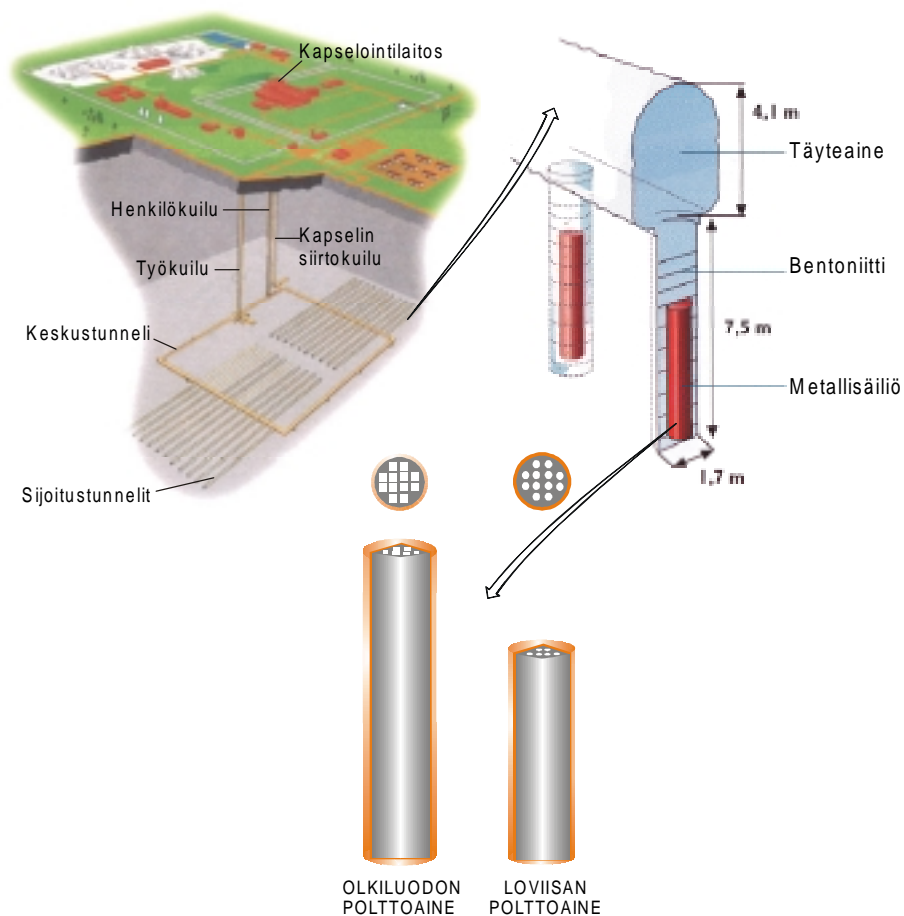
Kuva 2.1 Käytetyn ydinpolttoaineen huollon tekniset vaiheet. Teknisten vaiheiden viereen on kuvattu kyseisen vaiheen kesto yhdelle polttoainepulle vuosina (Rasilainen & Vuori 1999).

¹ Alkuvaiheen jälkeen käytetyn ydinpolttoaineen aktiivisuuden aleneminen on hidasta (ks. esim. Rasilainen & Vuori 1999, s. 10).

Reaktorista käytetty ydinpolttoaine siirretään nippu kerrallaan voimalaitoksen sisällä sijaitseviin jäähdytysaltaisiin. Tämä siirto toteutetaan korkean säteilytason ja siitä seuraavan lämmöntuoton takia kauko-ohjatusti ja kokonaan vedenalaisesti. Jäähdytysaltaissa polttoaineniput viiptyvät yhdestä kymmeneen vuoteen. Jäähdytysaltaassa tapahtuvalla varastoinnilla pyritään "voittamaan aikaa", jotta radioaktiivisuus ja lämmöntuotto alenevat ja nippujen jatkokäsittely siltä osin helpottuu.

Välivarastointi tähtää periaatteessa samaan tavoitteeseen eli radioaktiivisuuden alenemiseen ajan myötä. Käytännössä jäähdytysaltaiden kapasiteetti (riippuu mm. lämmönsiirtokyvystä) sanelee sen, milloin käytettyä ydinpolttoainetta siirretään välivarastoon. Välivaraston erona jäähdytysaltaaseen on, että nyt käytetty ydinpolttoaine siirretään reaktorirakennuksen ulkopuolelle, tosin edelleen ollaan laitosalueella ja varastointi tapahtuu vesialtaissa. Molemmissa suomalaisissa ydinvoimaloissa Olkiluodossa ja Loviisassa on omat käytetyn ydinpolttoaineen välivarastonsa. Välivarastossa käytetty ydinpolttoaine viipty nykyisten suunnitelmien mukaisesti 15 - 40 vuotta. Kaiken kaikkiaan jokaista käytettyä ydinpolttoainepippua jäähdytetään vähintään 20 vuotta ennen loppusijoitusta.

Laitosalueen ulkopuolella tapahtuvissa käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksissa käytetään tarkoitukseen suunniteltua erityistä kuljetussäiliötä (laitosalueen sisällä tehtävissä siirroissa käytetään turvallisuustasoluokituksestaan alhaisempaa siirtosäiliötä). Nämä kuljetukset tapahtuvat tiukkojen säteilysojelumääräysten vallitessa. Itse kuljetussäiliön on läpäistävä ankarat kansainvälisesti määritellyt tyyppikokeet, jotka vasta luovat edellytykset käyttäjä säiliötä käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksiin (ks. luku 3).



Kuva 2.2 Suomalainen käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen suunnitelma (Rasilainen & Vuori 1999). Varsinaiset loppusijoitustunnelit louhitaan noin 500 metrin syvyyteen.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon viimeisenä teknisenä vaiheena suomalaisessa suunnitelmassa on loppusijoitus syvälle peruskallioon, kuva 2.2. Loppusijoituslaitos koostuu maanpäällisestä kapselointilaitoksesta, jossa sinne kuljetetut polttoaineniput kapseloidaan kupari-rautakapseleihin, ja peruskallioon noin 500 m syvyyteen louhittavasta loppusijoitustunnelistosta.

Geologinen loppusijoitus oli alun perin tarkoitettu peruuttamattomaksi toimenpiteeksi, mutta monissa maissa, Suomi mukaan lukien, on viime aikoina esitetty näkemyksiä käytetyn ydinpolttoaineen palautettavuuden puolesta, mikäli siihen ilmenisi tarvetta. Valtioneuvosto on sisällyttänyt maininnan loppusijoitustilojen

avattavuudesta vuonna 1999 antamiinsa loppusijoitusta koskeviin yleisiin turvallisuusmääräyksiin (VNP 478/1999).

2.2 Huollon turvallisuuskriteerit

Ydinjätehuollon turvallisuuskriteerien asettaminen on yksi Säteilyturvakeskuksen (STUK) keskeisiä työtehtäviä, koska nimenomaan kriteereihin turvallisuusanalyysin tuloksia verrataan. Turvallisuuskriteerien laatiminen tapahtuu paljolti kansainvälisenä yhteistyönä ja erityisen kiinteä yhteys STUK:lla on muihin pohjoismaisiin säteilysuojeluviranomaisiin (esim. Snihs ym. 1993).

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusten säteilyturvallisuus perustuu suurelta osin lujaan kuljetussäiliöön, jonka tiiveys on ennen käyttöluoppa osoitettava erittäin tiukoin tyyppitestein. Kuljetussäiliöille tehtäviä testejä selvitetään tarkemmin luvussa 3. Kuljetuksissa noudatetaan kansainvälisen atomienergiajärjestön IAEA (International Atomic Energy Agency) säteilysuojaussuosituksia. Niiden mukaan kuljetussäiliöstä 1 m:n etäisyydellä annosnopeus² saa olla korkeintaan 0,1 mSv/h ja säiliön pinnassa korkeintaan 2 mSv/h. Säiliön pintakontaminaatiolle eli säiliön ulkopintaan tarttuneille radioaktiivisille aineille on annettu ylärajaksi 4 Bq/cm².

STUK:n omaksuman ajattelutavan mukaan ydinjätteiden loppusijoituksen, mukaan lukien käytetty ydinpolttoaine, pitkäaikaisturvallisuus ei saa perustua aktiiviseen valvontaan. Siksi loppusijoitus on toteutettava niin, että ydinjätteitä ei tarvitse vartioida tulevaisuudessa. Vartioimattomuuden vaatimus kattaa myös kuviteltavissa olevat häiriö- ja poikkeustilanteet. Tämän vuoksi turvallisuusanalyseissa joudutaan tarkastelemaan erilaisia häiriö- ja poikkeustapauksia.

Käytetyn ydinpolttoaineen aktiivisuus säilyy merkittävänä kymmeniä, jopa satoja tuhansia vuosia, ja näin ollen loppusijoituksen mahdolliset säteilyvaikutukset ulottuvat kauas tulevaisuuteen ja tuleviin sukupolviin. Tulevaisuudessakaan loppusijoitus ei kuitenkaan saa aiheuttaa sellaisia terveys- ja ympäristöhaittoja, jotka ylittäisivät nykyisin hyväksyttävät enimmäismäärät.

Kapselointi- ja loppusijoituslaitoksen toiminnan aikaiset turvallisuusvaatimukset ovat tiukemmat kuin toimivalla ydinvoimalaitoksella.

² 0,1 mSv/h on noin 250-kertainen annosnopeus luonnon keskimääräiseen annosnopeuteen nähden (0,0004 mSv/h). 2 mSv/h on vastaavasti noin 5 000-kertainen luonnostaan nähden.

Tämän mukaisesti laitoksen normaalikäytössä ei saa aiheutua käytännössä lainkaan radioaktiivisia päästöjä. Loppusijoituslaitoksen käytön aikaista turvallisuutta tarkastellaan erikseen luvussa 4.

Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden kriteeriksi on asetettu, että suurin sallittu vuotuinen säteilyannos radioaktiivisuudelle altistuneelle ihmiselle on 0,1 mSv. Tämä on noin kolme prosenttia Suomessa luonnollisesta säteilytaustasta joka tapauksessa saatavasta säteilyannoksesta. Luonnon keskimääräinen säteilytausta, huoneilman radonin vaikutus mukaan lukien, on Suomessa noin 3,7 mSv/a (STUK 1998).

2.3 Työnjako ja vastuukysymykset Suomessa

2.3.1 Viranomaiset

Kauppa- ja teollisuusministeriö

Ydinenergia-alan ylin johto ja valvonta Suomessa kuuluvat kauppa- ja teollisuusministeriölle (KTM). Ministeriö valmistelee alaan liittyvän lainsäädännön sekä kansainväliset sopimukset Suomen osalta ja huolehtii niiden täytäntöönpanosta. KTM valvoo ydinjätehuollon suunnittelua ja toteutusta sekä valtion ydinjätehuoltorahaston toimintaa. Ministeriö rahoittaa ydinturvallisuuteen liittyvää tutkimus- ja kehitystyötä, esim. Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelmaa (JYT). Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelman päätavoitteena on edistää ydinjätehuollon turvallista toteuttamista. Kansainvälisiin tutkimusprojekteihin osallistumalla seurataan alan teknologista edistymistä.

KTM hoitaa myös kansainvälistä yhteistyötä. Suomi osallistuu Euroopan atomienergiayhteisön (EURATOM), Kansainvälisen atomienergiajärjestön IAEA (International Atomic

Energy Agency) ja OECD:n ydinenergiajärjestön NEA (Nuclear Energy Agency) toimintaan sekä pohjoismaiseen ydinturvallisuutta käsittelevään tutkimusohjelmaan NKS (Nordisk Kärnsäkerhetsforskning).

KTM:n energiaosasto valmistelee ydinenergiaa koskevat valtioneuvoston ja ministeriön päätökset yhdessä alan asiantuntijaorganisaatioiden kanssa. Ministeriön neuvoa-antavana elimenä alaan liittyvissä tärkeimmissä valmistelutehtävissä toimii ydinenergianeuvottelukunta.

Säteilyturvakeskus

Säteilyturvakeskus (STUK) vastaa Suomessa säteilyn käytön ja ydinturvallisuuden valvonnasta. Työ käsittää säännösten ja ohjeiden valmistelun sekä ydinlaitosten turvallisuuden arvioinnit ja tarkastukset. STUK valvoo ydinjätteen käsittelyn ja varastoinnin turvallisuutta sekä ydinmateriaalien³ ja -laitosten turvajärjestelyjä⁴. Ennen kuin lupa ydinlaitoksen rakentamiseen tai käyttöön voidaan myöntää, STUK arvioi sen turvallisuuden. Lupa voidaan myöntää vain, jos STUK:n arvio on myönteinen.

STUK on jatkuvassa vuorovaikutuksessa ministeriöihin, viranomaisiin, tutkimuslaitoksiin ja yliopistoihin. Sillä on myös aktiivista kansainvälistä yhteistyötä. Työssään STUK saa apua säteily- ja ydinturvallisuusneuvottelukunnilta, jotka koostuvat eri alojen kokeneista asiantuntijoista. STUK:n ydinjätehuollon tehtävät voidaan jakaa seuraaviin ryhmiin:

- säännösten valmistelu
- rakenteilla ja käytössä olevien ydinjätelaitosten valvonta; niiden lupahakemusten tarkastus
- käytetyn polttoaineen loppusijoitukseen ja ydinvoimalaitosten käytöstäpoistoon liittyvien suunnitelmien ja turvallisuusarvioiden tarkastus
- tutkimus- ja kehitystyö.

STUK ylläpitää ja kehittää kansallista ydinmateriaalien valvontajärjestelmää. Tärkein ydinmateriaali on ydinvoimalaitoksissa käytettävä polttoaine. STUK valmistelee myös käytetyn ydinpolttoaineen huoltoa koskevia yleisiä määräyksiä (esim. VNP 478/1999).

STUK:lla on lisäksi merkittävä osuus Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelman (JYT) aihepiirin määrittelyssä.

2.3.2 Ydinvoimayhtiöt

Ydinenergialain mukaan ydinjätteiden tuottajat ovat yksikäsitteisesti vastuussa⁵ tuottamiensa jätteiden turvallisesta huollosta. Ydinenergialakiin vuonna 1994 tehdyn muutoksen mukaisesti lopetettiin Imatran Voima Oy:n (nytemmin Fortumin) omistamassa Loviisan ydinvoimalassa syntyneen käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukset Neuvostoliittoon (nytemmin Venäjä) vuonna 1996. Ydinenergiaa tuottavien voimayhtiöiden Fortumin ja Teollisuuden Voiman yhteisesti omistama Posiva Oy aloitti toimintansa vuonna 1996. Posivan tehtävänä Suomessa on suunnitella ja toteuttaa omistajiensa tuottaman käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitus turvallisesti.

³ Ydinmateriaali tarkoittaa tässä ydinasekelpoista materiaalia.

⁴ Turvajärjestelyt tarkoittavat tässä lainvastaisen toiminnan estämistä.

⁵ Tuottajat joutuvat vastaamaan myös ydinjätteiden huollon kaikista kustannuksista. Ydinjätehuollon taloudellista varautumista on kuvattu tarkemmin viitteessä Rasilainen & Vuori (1999).

Posiva toteuttaa omaa tutkimusohjelmaa, joka tukee sen pyrkimystä kehittää geologiseen loppusijoitukseen perustuva loppusijoituskonsepti Suomen oloihin. Tutkimusohjelman yhtenä merkittävänä osana ovat systemaattiset paikkatutkimukset, jotka alkuvaiheessa kattoivat koko maan ja ovat asteittain tarkentuneet. Posivan 26. toukokuuta 1999 valtioneuvostolle jättämässä periaatepäätöshakemuksessa (PAP) loppusijoituspaikaksi esitettiin Eurajoen Olkiluotoa.

Paikkatutkimusten lisäksi Posivan tutkimusohjelmaan kuuluu kokeellisia ja teoreettisia loppusijoitussuunnitelman kehittämistä palvelevia tutkimuksia. Käytännössä suunnitelman tarkempi kehitystyö on toteutettu toistuvien, asteittain tarkentuvien turvallisuusanalyysien kautta. Turvallisuusanalyysit ovat vuorostaan perustuneet muihin asteittain tarkentuviin kokeellisiin ja teoreettisiin tutkimuksiin. Jokaisesta turvallisuusanalyysistä ja siis jokaisesta suunnitelman versiosta viranomaiset ovat ilmaisseet näkemyksensä lausunnoissaan.

Posivalla on merkittävää kansainvälistä tutkimusyhteistyötä ilmastoltaan ja kallioperältään samankaltaisissa maissa toimivien ydinjätehuolto-yhtiöiden kanssa. Ruotsalaisen SKB:n (Svensk Kärnbränslehantering AB), sveitsiläisen NAGRA:n (Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle) ja kanadalaisen OPG:n (Ontario Power Generation) kanssa yhteistyö on erityisen tiivistä. Edelleen Posivan rahoittamat tutkijat osallistuvat useisiin EU:n tutkimushankkeisiin. Posiva osallistuu myös OECD:n ydinergiajärjestön NEA:n toimintaan.

Ydinenergialaki velvoittaa samanaikaisesti sekä Posivaa että viranomaisia. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen käyttö on Suomessa kolmen erillisen hyväksymisprosessin takana. Ensiksi Posivan täytyy saada valtioneuvostolta myönteinen periaatepäätös (PAP), jonka voimaantulo edellyttää vielä eduskunnan vahvistusta. Periaatepäätösprosessissa sijoitus-

kunnalla on ehdoton veto-oikeus. Sekä sijoituskunta⁶ että STUK⁷ ovat jo antaneet myönteiset lausuntonsa Posivan PAP-hakemuksesta.

Myönteisen periaatepäätöksen lisäksi Posivan on saatava loppusijoituslaitokselle valtioneuvostolta rakentamislupa. Lopuksi Posivan on vielä saatava loppusijoituslaitokselle valtioneuvostolta käyttö lupa. On huomattava, että kaikki kolme hyväksymisprosessia ovat ajallisesti selvästi erillisiä, mikä mahdollistaa lisätutkimusten tekemisen. Rakentamislupaprosessi käynnistyy aikataulun mukaan noin 10 vuotta myönteisen periaatepäätöksen jälkeen ja käyttö lupaprosessi vastaavasti noin 10 vuotta rakentamisluvan myöntämisen jälkeen.

Kaikissa näissä kolmessa luvituksen vaiheessa Posivan hakemuksen liitteenä on oltava loppusijoituslaitoksen ja loppusijoituksen turvallisuusanalyysi, jonka tulee lupaprosessin edistyessä jatkuvasti täsmentyä. STUK tarkastaa turvallisuusanalyysit, ja ehdottomana edellytyksenä luvan myöntämiselle on ettei STUK:n turvallisuusarvio saata laitoksen turvallisuutta kyseenalaiseksi.

⁶ Eurajoen kunnanvaltuusto lausui myönteisen kantansa periaatepäätöshakemukseen 24.1.2000.

⁷ STUK lausui myönteisen kantansa periaatepäätöshakemukseen 12.1.2000.

3. Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusten turvallisuuden arviointi

Nykyisiltä ydinvoimalaitoksilta 40 vuoden käytöstä kertyvä polttoaine voidaan kuljettaa kapselointilaitokselle noin 20 vuoden aikana. Polttoainekuljetuksiin tarvittava kokonaisaika määräytyy lähinnä kapselointilaitoksen kapasiteetista, jonka mitoitusta puolestaan säätelee lähinnä kaksi oletettua seikkaa: (1) kapselointi aloitetaan vuonna 2020 ja (2) kunkin polttoainepun annetaan jäähtyä vähintään 20 vuotta.

Ydinvoimalaitosten 40 vuoden käytön jälkeen loppusijoitettavaa uraania kertyy noin 1 840 tU⁸ Olkiluodosta ja 860 tU Loviisasta. Vuosittain loppusijoituslaitokselle kuljetetaan keskimäärin noin 110 tU ja enintään noin 250 tU. Mikäli loppusijoituslaitos on Posivan PAP-hakemuksen mukaisesti Olkiluodossa, kertyy kuljetuksia Loviisasta korkeintaan luokkaa 50 tU vuodessa.

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksissa käytettävän säiliön tulee täyttää Kansainvälisen Atomienergiajärjestön IAEA:n (International Atomic Energy Agency) testivaatimukset. Testit ovat vaativammat kuin mitä kuljetussäiliö normaalin kuljetuksen aikana tai onnettomuustilanteessa todennäköisesti kokee.

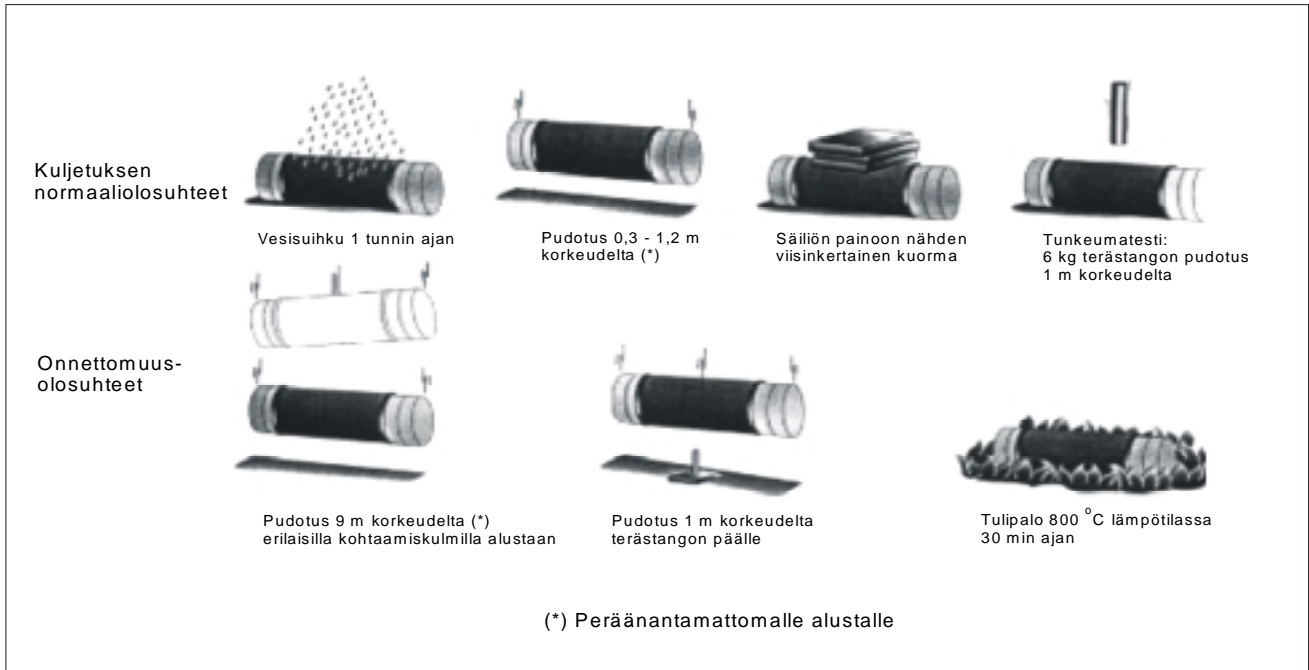
Normaalikuljetuksen testeihin kuuluu pudotus 0,3–1,2 metrin korkeudelta peräänantamattomalle alustalle, säiliön painoon nähden viisinkertainen kuorma, 6 kg painoisen terästangon pudotus 1 metrin korkeudelta ja vesisuihku tunnin ajan, kuva 3.1. Näillä testeillä jäljitellään normaalikuljetuksen aikaisia ääriolosuhteita ja varmistetaan kuljetussäiliön toimivuus kuljetuksissa, joissa esimerkiksi maantien pinnan epätasaisuuksista johtuen säiliöön kohdistuu kuljetuksen aikana tärinää.

Onnettomuustilanteiden testeihin kuuluu pudotus 9 metrin korkeudelta erilaisilla kohtamiskulmilla peräänantamattomalle tasaiselle alustalle, pudotus 1 metrin korkeudelta pystyssä olevan terästangon päälle ja tulipalo 800 °C:n lämpötilassa puolen tunnin ajan, kuva 3.1. Onnettomuustilanteiden testeihin kuuluu myös upotustesti, jossa kuljetussäiliö upotetaan 200 metrin syvyyteen vähintään tunnin ajaksi (IAEA 1990). Upotustesti on suomalaisittain kiinnostava, jos ajatellaan mahdollisia merikuljetuksia Loviisasta Olkiluotoon.

Kuljetussäiliön pudotus 9 metrin korkeudelta täysin peräänantamattomalle tasaiselle alustalle on erittäin vaativa testi, jossa säiliöön syntyy suuria hetkellisiä huippujännityksiä. Normaalisti liikenneonnettomuuksissa törmäyskohde tai putoamisalusta ovat ainakin jonkin verran myötäviä. Liike-energian kannalta pudotus 9 metrin korkeudelta vastaa äkkipysäytystä noin 50 km/h tasaisesta nopeudesta.

Polttoainekuljetusten turvallisuusanalyysi kattaa normaalisti etenevät kuljetukset, häiriötilanteet sekä onnettomuustilanteet. Seuraavassa tarkastellaan väestölle aiheutuviin terveysriskeihin liittyviä tekijöitä ja niiden vaikutusta arvioituun turvallisuuteen. Pääpaino on radioaktiivisen säteilyn aiheuttamissa riskeissä.

⁸ tU = tonnia uraania.



Kuva 3.1 Kansainvälisten säännösten mukaiset testit käytetyn ydinpolttoaineen kuljetussäiliöille normaalikuljetusten (ylempi kuva) ja onnettomuuksien (alempi kuva) äärimmäisiä olosuhteita jäljitellen (muokattu viitteestä Nuclear Recycling 1998). Onnettomuusolosuhteiden kuvassa ei ole esitetty upotustestiä 200 metrin syvyyteen.

3.1 Normaalikuljetus

Normaalitapauksessa kuljetuksen oletetaan etenevän suunnitellusti, ilman häiriö- tai onnettomuustilanteita. Kuljetussäiliön oletetaan pysyvän tiiviinä eikä radioaktiivisia aineita pääse vapautumaan säiliöstä ympäristöön. Normaalikuljetuksissa säteilyturvallisuuden kannalta merkittävä seikka on, että säiliön lähiympäristössä, noin 30 metrin säteellä säiliöstä, ulkoisen säteilyn annosnopeus kohoaa hieman normaalista luonnossa havaittavasta tasosta noin 0,0004 mSv/h. Kuljetussäiliön ulkopuolella säteilyn annosnopeus on voimakkaimmillaan säiliön pinnalla ja vaimenee nopeasti etäisyyden kasvaessa.

Säiliön lähetyvillä olevat työntekijät saavat kuljetuksesta enimmillään luonnon taustasäteilyä vastaavan säteilyannoksen. Kuljetusreitillä varrella oleva väestö altistuu normaali-

kuljetuksissa periaatteessa vähäisessä määrin suoralle säteilylle. Aiheutuva säteilyannos riippuu etäisyydestä säiliöön sekä altistusajan pituudesta. Mitä pidempään ja mitä lähempänä kuljetussäiliötä oleskellaan, sitä suurempi periaatteessa on aiheutuva säteilyannos. Käytännössä väestölle normaalikuljetuksista aiheutuva altistuminen säteilylle on merkityksetöntä.

Kuljetussäiliön sisällä oleva käytetty ydinpolttoaine on vielä 20 vuoden jäähtymisajan jälkeenkin varsin radioaktiivista ja sisältää runsaasti pitkäikäisiä yksittäisiä radionuklideja tai radionuklidien muodostamia hajoamisketjuja (Anttila 1992). Radionuklidin ominaisuuksista riippuen ne lähettävät alfa-, beeta- tai gammasäteilyä. Lisäksi ydinfysikaalisesti halkeamiskelpoisten atomiytimien halkeamisen yhteydessä syntyy neutroneja. Alfa- ja beetasäteily eivät pysty tunkeutumaan juurikaan väliaineeseen eivätkä ne läpäise kuljetussäiliön

seinämää. Ainoastaan gamma- ja neutronisäteily läpäisevät vaimentuneena kuljetussäiliön seinämän.

Paljaan suojaamattoman käytetyn polttoaineen aiheuttama säteilytaso ympäristössä on vaarallisen korkealla tasolla vielä 20 vuoden jäähtymisajan jälkeenkin. Metrin etäisyydellä suojaamattomista polttoainenipuista annosnopeus on noin 20 Sv/h ja 10 metrin etäisyydellä noin 0,2 Sv/h. Oleskelu suojaamattoman polttoaineen lähetyvillä voisi aiheuttaa vakavia välittömiä säteilyvaurioita jo muutaman minuutin altistusajan seurauksena.

Kuljetussäiliöissä on tyypillisesti noin 35 cm:n vahvuinen teräseinämä, joka vaimentaa polttoaineesta lähtevää gammasäteilyä noin sadastuhannesosaan paljaan polttoaineen tasosta. Lisäksi säiliön seinämän sisärakenteisiin on sijoitettu neutroneja tehokkaasti hidastava ja "imevä" neutronisuojakkerros.

Säteilyn ja seinämämateriaalin vuorovaikutusten seurauksena säteilytaso kuljetussäiliön ulkopinnalla on enintään noin 2 mSv/h. Esimerkiksi Loviisan polttoaineen kuljetuksissa käytettäväksi suunnitellun CASTOR-VVER 440/84 -tyyppisen säiliön suunnitteluperusteinen annosnopeus gamma- ja neutronisäteilystä yhteensä on metrin etäisyydellä pinnasta 0,1 mSv/h (Diersch ym. 1994).

Kuljetussäiliön ulkopuolella säteilyn annosnopeus pienenee voimakkaasti etäisyyden kasvaessa, ja luonnon taustasäteilytaso alitetaan noin 30 metrin etäisyydellä. Annosnopeus ilmassa pienenee likimain kääntäen verrannollisena etäisyyden neliöön. Gammasäteily vaimenee fotonien (sähkömagneettinen säteilypaketti) törmäillessä ilmamolekyyleihin ja menettäessä törmäyksissä aina osan energiastaan.

Toisaalta fotonien eri suuntiin tapahtuvasta siroinnasta johtuen annosnopeuteen aiheutuu

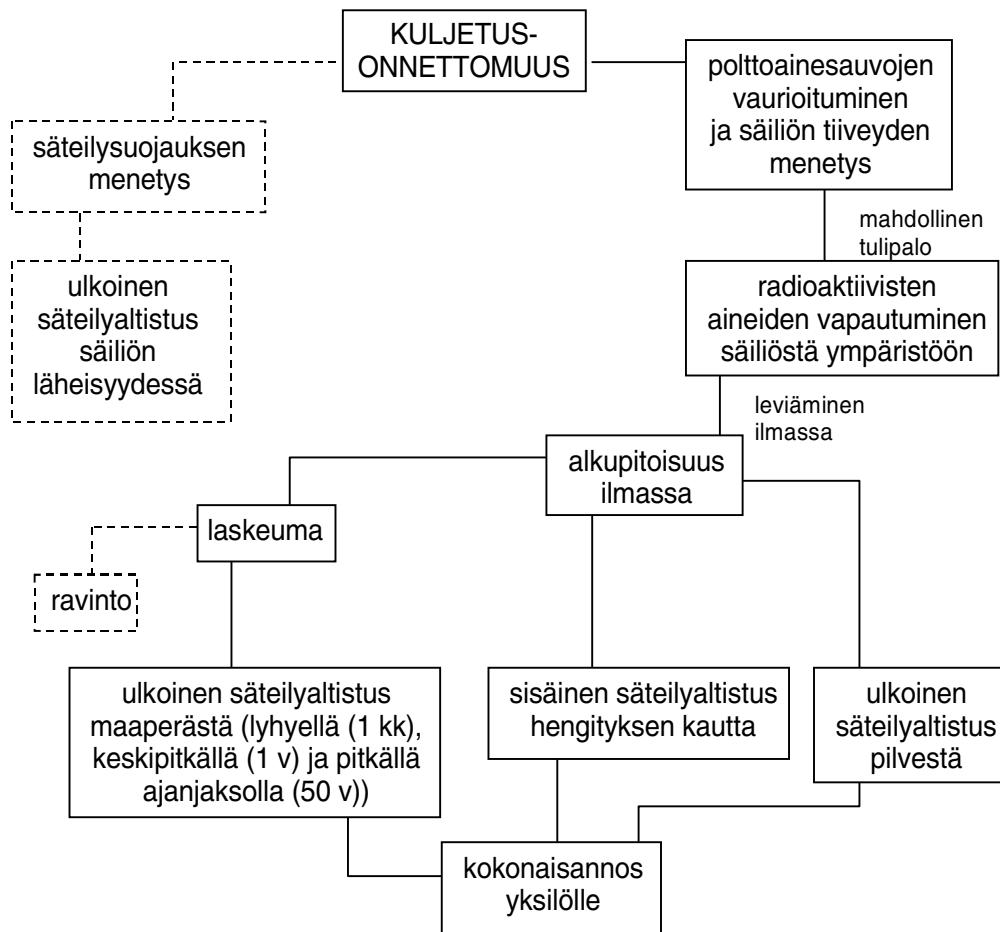
tietty etäisyydestä riippuva lisästekijä, joka kasvaa etäisyyden kasvaessa. Neutronisäteilyn osalta ilmaa voidaan pitää neutroneille "läpinäkyvänä" materiaalina, mutta neutronisäteilykin vaimenee vastaavasti etäisyyden kasvaessa ja ilmassa tapahtuvien vuorovaikutusilmiöiden seurauksena.

Normaalikuljetuksissa kuljetussäiliöiden käsitelijät ja kuljetuksen mukana seuraava kuljetushenkilöstö altistuvat eniten säteilylle. Tämä aiheutuu suoraan siitä, että nämä henkilöt oleskelevat kuljetussäiliön lähetyvillä pisimmän ajan.

Kuljetusreitillä varrella oleva väestö sen sijaan altistuu säteilylle vain vähän, koska altistusetäisyys on verraten suuri ja toisaalta altistusaika muodostuu vain kuljetuksen ohituksesta aiheutuvasta ajasta. Lisäksi kuljetusreitillä varrella sisätiloissa oleva väestö on asunnoissaan paremmin suojassa kuin esimerkiksi säiliöiden käsitelijät. Normaaliin kuljetusten seurauksena väestöstä altistuvat eniten reitillä kohdatut matkustajat sekä pysähdysten yhteydessä lähistöllä olevat ihmiset. Normaalikuljetusten säteilyannoksia ja väestölle aiheutuvia riskejä eri kuljetusmuotojen ja reittien osalta selvitetään yksityiskohtaisemmin kohdassa 3.3.

3.2 Onnettomuustilanteet

Onnettomuustilanteissa kuljetussäiliön oletetaan menettävän tiiveytensä, säiliön sisällä olevien polttoaineniippujen vaurioituvan ja tietyn osan radioaktiivisista aineista vapautuvan ympäristöön. Mikäli kuljetussäiliöön muodostuisi esimerkiksi halkeama tai reikä, voivat säiliön sisällä olevat polttoaineniiput aiheuttaa suoraa säteilyaltistusta. Onnettomuustilanteiden mallintamiseen käytettävää ajattelutapaa on havainnollistettu kuvassa 3.2.



Kuva 3.2 Onnettomuustapausten periaattelliset analyysivaiheet käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen YVA-hakemuksen tueksi tehdyssä kuljetusriskitarkastelussa (Suolanen ym. 1999). Katkoviivalla merkittyjen osakokonaisuuksien toteutuminen on hyvin epätodennäköistä ja esim. saastuneella alueella tuotettujen elintarvikkeiden kulutusta voidaan rajoittaa jälkikäteen.

Radioaktiivisten aineiden päästön aiheuttava onnettomuus voi käynnistyä tavanomaisesta liikenneonnettomuudesta tai tahallisesta vahingonteosta. Onnettomuuksien mahdollisia alkusyitä on useita. Törmäykset voivat tapahtua kiinteän esteen tai toisen ajoneuvon kanssa, jolloin kuljetussäiliö voi esim. pudota sillalta. Ulkoisia tekijöitä voivat olla terroriteko, lentokoneen iskeytyminen kuljetussäiliöön, salamanku kuljetussäiliöön tai sen välittömässä läheisyydessä olevaan räjähtävään materiaaliin. Palotilanteita voi edeltää esimerkiksi törmäys palavia nesteitä kuljettavaan ajoneuvoon tai laivapalo.

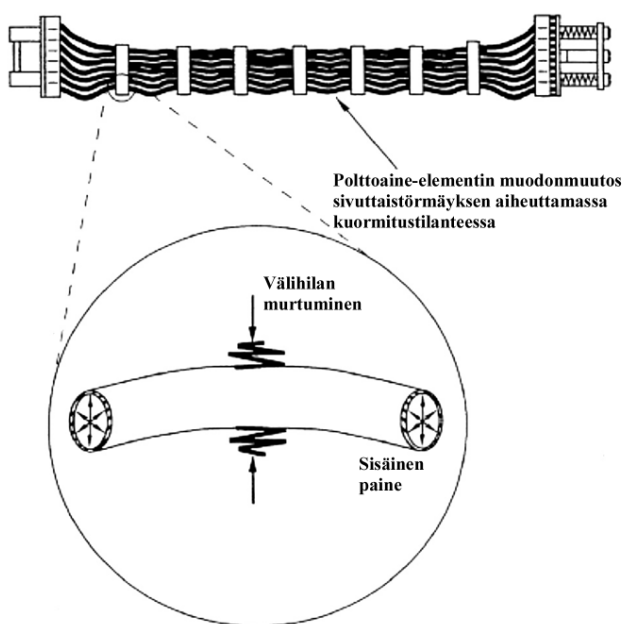
Edellä luetelluista onnettomuuksien alkusyistä vain kaikkein vakavimmat voisivat johtaa kuljetussäiliön vioittumiseen ja radioaktiivisten aineiden vapautumiseen säiliöstä ympäristöön. Määräysten mukaan kuljetettaessa kuljetussäiliö on suunniteltu kestäväksi tiiviinä kaikki "tavanomaiset" kuljetusonnettomuudet (ks. kuva 3.1).

3.2.1 Radioaktiivisten aineiden vapautuminen

Polttoainesauvat vaurioituvat ja sauvojen suo- jakuoret menettävät tiiveytensä kuljetussäiliös-

sä, jos säiliön mekaaninen kuormitus aiheuttaa suojakuoriin riittävästi jännityksiä. Törmäysohnettomuuksissa kuljetussäiliö voi iskeytyä kohtaamaansa esteeseen erilaisilla kohtaamiskulmilla (ks. esim. Sanders ym. 1992). Seurauksiltaan pahin tapaus olisi sivuttais- tai kulmaiskeytyminen ja välitön paiskautuminen kohteeseen.

Törmäyksen seurauksena kuljetussäiliön sisällä olevat polttoaine-elementit kokevat maan veto-voimakentässä aiheutuvaan kiihtyvyyteen nähden enintään noin 100-kertaisen hidastuvuuden. Esimerkiksi sivuttaistörmäyksessä äkillisestä hidastuvuudesta aiheutuvat voimat aiheuttavat polttoainesauvoihin jännityksiä ja mahdollisia muodonmuutoksia, kuva 3.3. Käytännössä kuljetussäiliön sisällä oleva polttoainekori tukee polttoaine-elementtejä törmäystilanteidenkin yhteydessä.



Kuva 3.3 Polttoainenipun periaatteellinen käyttäytyminen sivuttaistörmäyksessä (Sanders ym. 1992).

Todennäköisyyspohjaisten analyysien perusteella on arvioitu, että enintään noin yksi vii-

destuhannesosa säiliössä olevista polttoainesauvoista vaurioituisi törmäystilanteissa menettäen tiiveytensä (Foadian ym. 1992). Turvallisuusanalyysissä radionuklidien vapautumista arvioidaan varmuuden vuoksi yleensä pessimistisin perustein, ja polttoainesauvojen vaurioitumiseen liittyvien epävarmuuksien takia käytetään laskelmissa hieman todellista suurempaa sauvojen vaurioitumisosuutta.

Tarkasteltaessa esimerkiksi Loviisan polttoaineelle soveltuvaa 84 polttoainenipun CASTOR VVER -säiliötä voidaan turvallisuusanalyysissä olettaa "realistisessa" törmäysohnettomuudessa noin 30 polttoainesauvan vaurioituvan. Kaikkiaan säiliössä on 10 584 polttoainesauvaa (126 sauvaa/polttoainenippu).

Reaktorin käytön aikana polttoainesauvojen sisältämässä uraanidioksidipolttoaineessa on syntynyt suuri määrä halkeamistuotteita, joista osa on kaasumaisia. Nämä halkeamistuotekaasut kerääntyvät sauvassa olevien polttoainepiippien huokosiin sekä polttoaineen ja suojakuoren väliseen tilaan, ns. kaasuaukkoon.

Halkeamistuotekaasujen osuuteen polttoainesauvan kaasuaukossa vaikuttavat muun muassa polttoaineen käyttölämpötila, reaktorin teohistoria ja polttoaineesta massayksikköä kohden otetun energian määrä (palama). Ympäristövaikutusten kannalta merkittävimpiä pitkäikäisiä kaasumaisia tai helposti haihtuvia halkeamistuotteita 20 vuotta jäähtyneelle polttoaineelle ovat nuklidit H-3, Kr-85, I-129, Cs-134 ja Cs-137. Halkeamistuotekaasut lisäävät sauvan sisäistä painetta. Käytöntechnisten syiden takia polttoainesauvat on alun perinkin esipaineistettu helium-täytekaasulla ilmakehän paineeseen nähden noin 10–100 -kertaiseen paineeseen ydinvoimalaitostyyppistä riippuen.

Polttoainesauvan vaurioituminen esim. törmäyksessä johtaa sauvan suojakuoren tiiveyden menetykseen. Tällöin polttoainesauvan täyte-

kaasut ja muodostuneet halkeamistuotekaasut ajavat sauvan kaasutilassa olevat herkästi vapautuvat radionuklidit ulos sauvasta. Pessimistisesti voidaan edelleen olettaa, että törmäyksen vaikutuksesta kuljetussäiliön kansiosan tiivistys peittää säiliön muodonmuutoksen seurauksena ja radioaktiivisia aineita pääsee vuotamaan säiliöstä ilmaan.

Tällaisen päästöpilven alkukorkeus riippuu olennaisesti säiliön ulkopuolella vallitsevasta lämpötilasta. Mahdollisen tulipalon tapauksessa puhutaan ns. termisestä päästöstä, jolloin esim. bensiinin palaessa kehittyvä noin 800 °C:n palamislämpötila riittää nostamaan päästöpilven noin 50–80 metrin korkeudelle. Jos päästön lämpötila on ympäristön normaalilämpötila, tai se saavuttaa nopeasti ympäristön lämpötilan, tarkastellaan päästöä maanpintapäästönä.

Radionuklidien välitöntä vapautumista törmäysonnettomuuksia vakavammissa tapauksissa, kuten mahdollisissa vahingonteoissa, arvioidaan hieman erilaisin perustein. Olennaisena erona on, että radionuklidien vapautumista tarkastellaan koko vaurion kohteena olevasta polttoainemäärästä ottaen huomioon aerosoleja muodostavien hiukkasten määrä aineiden fysikaalis-kemiallisten ominaisuuksien mukaisesti. Radionuklidien vapautumisosuudet polttoaineesta perustuvat muun muassa vastaavanlaisissa olosuhteissa tehtyihin kokeellisiin tutkimuksiin (Sanders ym. 1992). Vakavimmissa tahallisesti aiheutetuissa onnettomuustilanteissa säiliön seinämän muodostama päästöjä estävä eristekerros voidaan olettaa myös osittain menetetyksi.

3.2.2 Päästöjen leviäminen ja terveysvaikutukset

Radioaktiivisia aineita sisältävän päästöpilven radionuklidipitoisuudet laimenevat ilmakehässä sekoittumisen seurauksena. Yleisesti leviämisen arviointi voidaan tehdä nojautuen erilais-

sa sääoloissa tilastoituihin leviämispäätöparametrien arvoihin. Tärkeimpiä fysikaalisia prosesseja päästön leviämisen laskennassa ovat:

- tuulensuunnan vaihtelut, sekoittuminen ja keskimääräinen tuulennopeus
- kuiva laskeuma päästöpilven ja maaperän/kasvuston/rakenteiden vuorovaikutuksessa
- märkä laskeuma sateen vaikuttaessa pilveen
- radioaktiivinen hajoaminen.

Lisäksi päästöpilven lämpösisältö vaikuttaa päästökorkeuteen tulipalon yhteydessä. Säätilanteeseen liittyvä epävarmuus (tuulen suuntajakauma, säätilanteen vakaus, sateen todennäköisyys) otetaan laskelmissa huomioon käyttämällä pitkän ajan kuluessa kerättyä säätilastoa. Pahimpien vaikutusten selvittämiseksi voidaan tarkastella myös yksittäisiä säätilanteita, joissa päästöpilven aiheuttamat terveysvaikutukset ovat suurimmillaan. Tällainen erityistilanne etenkin päästölähteen lähiympäristössä on esimerkiksi epävakaa säätilanne ja sade. Tällöin pystysuuntainen sekoittuminen ilmassa voi olla voimakasta, ja radioaktiivisia aineita huuhtoutuu päästöpilvestä myös sateen mukana maahan.

Yksilölle ja väestölle päästöpilven vaikutusalueella aiheutuva säteilyannos muodostuu:

- päästöpilven sisältämien radionuklidien suorasta säteilystä
- radioaktiivisen ilman hengittämisestä
- maahan laskeutuneiden radionuklidien aiheuttamasta suorasta säteilystä sekä laskeuman kautta elintarvikkeisiin kulkeutuvista aineista.

Päästöpilvestä tuleva gamma-annos aiheutuu välittömästi pilven sivuuttaessa tarkasteltavan alueen. Koska väestö oleskelee suurimman osan ajastaan sisätiloissa, voidaan annoslaskennassa käyttää ns. suojauskertoimia kuvaamaan rakennusten vaimentavaa vaikutusta ulkoista säteilyä vastaan.

Saastuneen ilman hengittämisestä aiheutuu säteilyannosta lyhyen ja pitkän ajan kuluessa. Pitkän ajan altistus aiheutuu mahdollisesta saastuneen pintamaan pölyämisestä, jolloin radionuklideja siirtyy uudelleen hengityskorkeudelle. Hengityksen tai saastuneiden elintarvikkeiden mukana kehoon joutuneet radionuklidit aiheuttavat sisäistä altistusta.

Elimistössä säteilyannos kuitenkin kertyy hitaasti, jopa vuosienkin kuluessa riippuen radionuklidien radioaktiivisen hajoamisen sekä aineiden biologisen elimistöstä poistumisen nopeudesta. Maahan laskeutuneista radionuklideista alkaa kertyä annosta laskeumahetkestä eteenpäin. Radioaktiivinen hajoaminen ja mm. sateen aiheuttama radionuklidien kulkeutuminen syvemmälle maaperään pienentävät vähitellen maaperän pinnasta aiheutuvaa ulkoista annosnopeutta.

Terveysvaikutuksia tarkasteltaessa radioaktiivisia aineita sisältävä päästö voi aiheuttaa välittömiä, tai vasta pidemmän ajan jälkeen ilmeneviä vaikutuksia. Saadun säteilyannoksen suuruus ja kertymisaika vaikuttavat ilmeneviin terveysvaikutuksiin. Lyhyen ajan kuluessa (esim. 1 kuukausi) aiheutuvien annosten perusteella voidaan arvioida säteilyn aiheuttamia välittömiä terveysvaikutuksia⁹. Elimistöllä on kuitenkin jossain määrin kyky palautua altistustilanteista, joissa lyhyen ajan kuluessa aiheutuisi suurehko kertaluonteinen säteilyannos.

Pidempien tarkasteluaikojen (1 - 50 vuotta) perusteella arvioidaan säteilyn myöhäisvaikutusten todennäköisyyttä, kuten syöpään sairastumisen todennäköisyyttä, väestössä. Käyttämällä Kansainvälisten säteilysuojelukomission ICRP:n (International Commission on Radiological Protection) esittämiä suositusarvoja voidaan

kuljetuksista aiheutuvat säteilyannokset muuntaa terveysriskiä kuvaaviksi arvoiksi¹⁰.

3.3 Tarkasteltuja skenaariotyyppettä

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukseen liittyviä riskejä on Suomessa tarkasteltu melko laajasti suunnitellun loppusijoituslaitoksen ympäristövaikutusten arviointia (YVA) koskevan selvityksen yhteydessä. Tutkimuksen (Suolanen ym. 1999) lähtökohtana oli käytetyn polttoaineen kuljetukset Loviisan ja Olkiluodon ydinvoimalaitoksilta neljälle loppusijoituspaikkaehdokkaalle Kuhmoon, Äänekoskelle, Olkiluotoon ja Loviisaan, kuva 3.4.

Tarkasteltuja reittivaihtoehtoja kertyi kaikkiaan 40. Tutkimuksessa analysoitiin väestölle ja kuljetushenkilöstölle aiheutuvat säteilyannokset ja terveysriskit eri reittivaihtoehdoissa. Kuljetusmuotoina tarkasteltiin maantie-, juna- sekä laivakuljetuksia. Yleensä yksi kuljetusreitti muodostuu eri kuljetusmuotojen yhdistelmästä, esim. maantie-laiva-maantie.

⁹ Välittömiä terveysvaikutuksia, kuten säteily sairauden kaltainen elimistön äkillinen muutostila aiheutuu lyhyen ajan kuluessa saadun efektiivisen annoksen ylittäessä noin 200 mSv.

¹⁰ Kuolemaan johtavan syövän riski ICRP:n mukaan on 5 syöpätapausta/100 manSv. Kollektiivinen säteilyannos (manSv) saadaan laskemalla altistuneiden ihmisten säteilyannokset yhteen.



Kuva 3.4 Vaihtoehtoisia meri-, maantie- ja rautatiekuljetusreittejä (Jakonen ym. 1998). Kaikki reitti-verkon osuudet eivät käytännössä ole mahdollisia esim. siltojen kantavuuden takia.

Normaalikuljetuksissa väestölle aiheutuvat säteilyannokset näyttävät reittivaihtoehdosta riippumatta jäävän terveysvaikutusten kannalta katsoen varsin vähäisiksi (Suolanen ym. 1999). Väestöstä eniten altistuisivat kuljetuksen pysähtyessä lähistöllä oleskelevat ihmiset. Pysähtyksissä aiheutuvat kollektiiviset säteilyannokset riippuvat suoraan altistusajan pituudesta, etäisyydestä sekä säteilylle altistuvien henkilöiden lukumäärästä. Kuljetussäiliön läheltä ohittavat muut reitillä matkustavat altistuvat myös jonkin verran. Reitin varrella asuva väestö altistuu vain vähän säteilylle.

Analysoituissa tapauksissa suurin reittikohtainen väestön saama annos pysähtyksistä reitin varrella asuville sekä muulle liikenteelle oli yhteensä 0,014 manSv/vuosi. Koska tämä säteilyannos jakautuu suurelle ihmisjoukolle, ovat yksilökohtaiset annokset merkityksettömän pieniä. Tämä annos aiheutui pisimmällä reitillä. Pienimmät väestöannokset aiheutuivat reiteillä, joilla pääkuljetusmuotona oli laivakuljetus. Tutkimuksen tulosten perusteella normaalikuljetusten terveysriski on tarkastelluissa reittivaihtoehdoissa ja kuljetusmäärillä pienempi kuin yksi syöpäkuolema 1 000 vuotta kohden.

Polttoainekuljetuksista kuljetushenkilöille ja kuljetussäiliöiden käsittelijöille aiheutuvat annokset ja terveyshaittariskit ovat enimmillään noin seitsemänkertaiset verrattuna väestön saamaan säteilyannokseen. Tämä aiheutuu siitä, että kuljetushenkilöt ja erityisesti säiliöiden käsittelijät työskentelevät kuljetussäiliön välittömässä läheisyydessä. Suurimmat ammatilliset altistukset aiheutuvat pisimmillä ja/tai useita säiliöiden käsittelykertoja vaativilla reiteillä.

Onnettomuusskenaarioista tutkimuksessa tarkasteltiin realistisia törmästyystyyppisiä onnettomuuksia sekä myös vakavampia oletettuja vaurioitumistapauksia. Realistisessa skenaariossa lähtökohtana voi esimerkiksi olla, että polttoainetta kuljettava juna suistuu raiteilta ja kuljetussäiliö iskeytyy teräsbetonipylvääseen

aiheuttaen kuljetussäiliöön lievän muodonmuutoksen ja kansiosan tiiveyden menetyksen. Säiliön sisällä olevista polttoainesauvoista oletetaan vaurioituvaksi tyypillisiä onnettomuusolosuhteita vastaava osuus, jolloin ympäristöön vapautuva päästö kuvaa seurauksia todennäköisesti. Tosin tässäkin tapauksessa laskelmissa hieman yliarvioidaan vaurioituvien polttoainesauvojen määrää säiliössä.

Realistisen päästön vaikutuksia on tarkasteltu normaaleissa ympäristöoloissa sekä mahdollisen tulipalon vallitessa säiliön ulkopuolella. Termisessä päästötapauksessa suurimmat hengitysilman aktiivisuuspitoisuudet, laskeuma ja säteilyannokset saavutetaan vasta noin kilometrin etäisyydellä lähteestä. Ilman tulipaloa suurimmat säteilyannokset aiheutuvat säiliön välittömässä läheisyydessä.

Ihmiselle koko elinaikanakin aiheutuvat säteilyannokset jäävät realistisessa skenaariossa alle 0,1 mSv:n, joten mitään terveysvaikutuksia ei ole odotettavissa. Lyhyemmällä tarkasteluajalla kertyvät annokset ovat luonnollisesti vielä pienemmät. Merkittävimmät nuklidit ovat ulkoisen säteilyannoksen osalta Cs-137 ja hengityksestä aiheutuvassa annoksessa Pu-238, Pu-239, Am-241 sekä Cm-244.

Väestölle aiheutuvaa kollektiivista annosta tarkasteltiin olettaen päästön suuntautuvan tiheästi asutun kaupungin ylle. Tällöin realistisen päästön aiheuttama väestöannos ylittäisi arvon 0,04 manSv enintään 0,5 %:n todennäköisyydellä. Terveydellisiä myöhäisvaikutustapauksia väestössä ei ole odotettavissa.

Vakavimmissa tarkastelluissa skenaarioissa oletettiin, että kaupungissa tapahtuneen säiliön sabotoimisen seurauksena kaikki jalokaasut, 5 % cesiumista ja 0,4 % muista aineista vapautuisi vaurioituneesta polttoaineesta ympäristöön. Tällaisen päästötilanteen seurauksena onnettomuuspaikan välittömässä läheisyydessä oleskelevalle suojaamattomalle henkilölle voisi

hyvin epäsuotuisissa sääoloissa aiheutua noin 200 mSv:n lyhyen ajan annos, jolloin välittömiä terveysvaikutuksia saattaa ilmaantua. Altistusta ja sen kestoja voidaan onnettomuuden jälkeen pienentää rajoittamalla muun kuin pelastushenkilöstön oleskelua onnettomuuspaikalla.

Väestöannoksen odotusarvo olisi tässä vakavimmassa tarkastellussa päästötilanteessa enintään 184 manSv. Tämän seurauksena aiheutuisi enintään noin 12 vuosikymmenien kuluessa ilmenevää vakavaa myöhäisvaikutustapausta. Laskelman yksityiskohdat on kuvattu viitteessä Suolanen ym. (1999). Vertailun vuoksi voidaan yleisesti todeta, että 1 000 henkilön suuruinen väestöryhmä saa samalla tavalla laskettuna keskimääräisestä luonnollisesta taustasäteilystä (3,7 mSv/vuosi) 50 vuodessa saman väestöannoksen eli 185 manSv.

4. Loppusijoituslaitoksen käytön aikainen turvallisuus

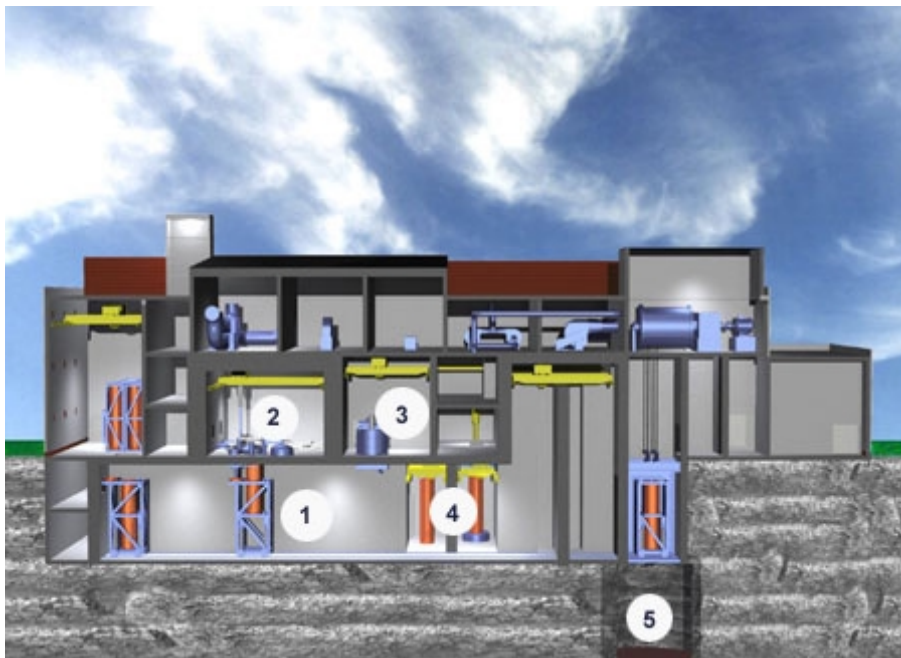
Loppusijoituslaitoksen käytön aikaiseen turvallisuuteen vaikuttaa muutama perustekijä. Laitoksessa käsitellään suhteellisen pieniä määriä käytettyä polttoainetta kerrallaan. Käsittely on verrattain yksinkertaisia ja suurelta osin etäkäsittelyä. Korkeita paineita tai lämpötiloja ei esiinny eikä tiloissa juurikaan ole palavia tai räjähtäviä aineita. Se teoreettinen mahdollisuus, että käytetyssä ydinpolttoaineessa käynnistyisi ketjureaktio, on suljettu pois rakenteellisin järjestelyin.

Loppusijoituslaitoksen käytön turvallisuuden arvioinnissa tarkastellaan käyttöhenkilöstölle sekä laitoksen ympäristön asukkaille aiheutuvia säteilyannoksia ja terveysriskejä. Tarkastelu kattaa sekä normaalikäytön että häiriö- ja onnettomuustilanteita. Loppusijoituslaitoksessa

pääasialliset työvaiheet ovat käytetyn polttoaineen vastaanotto, kapselointi ja valmiiden kapseloiden sijoittaminen loppusijoitusreikiin.

Mahdollisten häiriötilanteiden todennäköisyyden kapseloinnissa ja muissa työvaiheissa voidaan arvioida olevan alle kymmenen tapausta vuodessa ja onnettomuustilanteiden todennäköisyyden noin yksi tapaus sadassa vuodessa (Rossi ym. 1999).

Turvallisuuden arviointi perustuu kapselointi- ja loppusijoitusprosessin eri vaiheiden (kuva 4.1) yksityiskohtaiseen tarkasteluun. Analyysissa otetaan huomioon suojatusta polttoaineesta eri tilanteissa aiheutuva suora ulkoinen säteilyaltistus sekä myös polttoainesauvojen mahdollisesta tiiveyden menetyksestä aiheutuvat päästöt (Rossi ym. 1999). Normaalikäytössä sekä häiriö- ja onnettomuustilanteissa aiheutuvien päästöjen oletetaan tapahtuvan loppusijoituslaitoksen ilmastointipiipun kautta suodatettuna ulos.



Kuva 4.1 Käytetyn ydinpolttoaineen käsittelyn vaiheet kapselointilaitoksella: 1) kapselin telakoiminen kuumakammioon, 2) polttoainenippujen siirtäminen kuljetussäiliöstä kapseliin, 3) kapselin kannen hitsaaminen, 4) kapselin tarkastus, 5) loppusijoituskapselin laskeminen hissillä loppusijoitustiloihin noin 500 m:n syvyyteen (muokattu viitteen Kukkola 1999a pohjalta).

Polttoaine tuodaan loppusijoituslaitoksen vastaanottotilaan kuljetussäiliöissä. Kuljetussäiliön käsittelyn yhteydessä laitoksen työntekijät altistuvat säiliön senämien läpi tulevalle ulkoiselle säteilylle. Säteilytaso kuljetussäiliön ulkopuolella ja altistusajan pituus määräävät suoraan työntekijöille aiheutuvan säteilyannoksen suuruuden.

Polttoaineen kuljetuksen aikana kuljetussäiliön sisälle on saattanut vapautua pieni määrä kaasumaisia radioaktiivisia halkeamistuotteita, jos polttoainesauvat ovat vuotaneet. Vuoto polttoainesauvaan on voinut syntyä jo reaktorissa käytön aikana, tai vasta esim. kuljetuksen aiheuttaman tärinän seurauksena. Polttoaineen käyttökokemusten ja kuljetuksiin liittyvien vaurioitumisanalyysien perusteella on arvioitu, että sataa kuljetettua polttoaineniippua kohti yksi polttoainesauva voisi vioittua.

Kapselointilaitoksessa kuljetussäiliötä ja käytettyä polttoainetta käsitellään osastoiduissa alipaineistetuissa tiloissa. Kuljetussäiliössä on kaasun näytteenottojärjestelmä polttoainesauvojen vuodon toteamiseksi ja talteenottamiseksi. Kuljetussäiliön kantta avattaessa säiliön sisällä kaasutilassa vielä mahdollisesti olevaa aktiivisuutta vapautuu kyseisen osaston ilmatilaan. Ilmastoinnin välityksellä pieni osa radionuklideista kulkeutuu suodatusjärjestelmän kautta piippuun ja ulos laitoksen ympäristöön.

Vastaavantyyppisiä, kaasuvuotoa aiheuttavia häiriötilanteita saattaa esiintyä myös polttoaineelementtien kapseloinnin yhteydessä kuumakammiossa. Tällöin vähäinen radioaktiivinen kaasuvuoto kammion ilmatilaan on mahdollinen esim. polttoaineniippujen kolhimisen seurauksena.

Onnettomuustilanteina tarkastellaan vakavampia tapauksia, joissa suuri määrä polttoainesauvoja vaurioituisi. Tällaisia onnettomuustilanteita ovat kuljetussäiliön putoaminen vastaanottotasolta siirtokäytävän pohjalle, kuljetussäi-

lön kannen putoaminen polttoaine-elementtien päälle kuumakammiossa, tai polttoaineniipun putoaminen kuumakammiossa.

Onnettomuusskenaariona voidaan ajatella myös valmiin loppusijoituskapselin putoamista kapselikuilussa, kun kapselia lasketaan noin 500 metrin loppusijoitusyvyyteen. Näistä onnettomuustapauksista aiheutuvia päästöjä ympäristöön on arvioitu sekä laskettu ympäristön asukkaille aiheutuvia säteilyannoksia. Loppusijoituslaitoksen suunnittelussa otetaan huomioon erilaisia putoamisonnettomuuksia ja niitä varten laitokselle asennetaan törmäyksiä vaimentavia ja seurauksia lieventäviä varajärjestelmiä (Kukkola 1999b).

Säteilyannosten arvioimisessa loppusijoituslaitoksen ympäristön asukkaille otetaan huomioon epävarmuudet, jotka liittyvät normaalkäytön tai häiriö- ja onnettomuustilanteiden päästöjen satunnaisuuteen sekä päästön aikana vallitseviin sääoloihin ja vuodenaikaan. Tämän takia ympäristössä aiheutuvien säteilyannosten laskennassa käytetään hyväksi pitkän ajan yli mitattua todellista sääaineistoa, jolloin annokset voidaan laskea erilaisissa leviämistilanteissa, joiden tilastollinen esiintymistäajuus tunnetaan.

Laskennan tuloksena saadaan kumulatiivisia jakaumia, joista voidaan poimia haluttua ylitystodennäköisyyttä vastaava säteilyannoksen arvo, esimerkiksi loppusijoituslaitoksen normaalikäytön päästöistä aiheutuva annostaso, joka ylittyy 1 %:n todennäköisyydellä. Säteilyannokset voidaan arvioida laitoksen lähistöllä asuvalle niin sanotulle kriittiselle – eniten altistuvalla – ryhmälle tai yksilölle. Altistusreitteinä tarkastellaan ulkoista säteilyä yli kulkevasta päästöpilvestä ja laskeumasta, hengitysaltistusta sekä maataloustuotteita. Maataloustuotteista tarkastellaan lehmän maitoa, naudanlihaa, vihanneksia, viljaa ja juureksia, joissa myös kasvu- ja laidunkauden pituudet on otettu huomioon.

Säteilyturvakeskuksen valmisteleman valtioneuvoston päätöksen mukaan loppusijoituslaitoksen käyttöhäiriöistä aiheutuva vuotuinen annos ei saa ylittää arvoa 0,1 mSv ja onnettomuustilanteissa arvoa 1 mSv (VNP 478/1999). Suomeen suunnitellun loppusijoituslaitoksen alustavat turvallisuusanalyysit ovat osoittaneet ympäristön asukkaille aiheutuvien säteilyannosten jäävän selvästi näiden esitettyjen raja-arvojen alapuolelle (Rossi ym. 1999).

5. Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioinnin perusteita

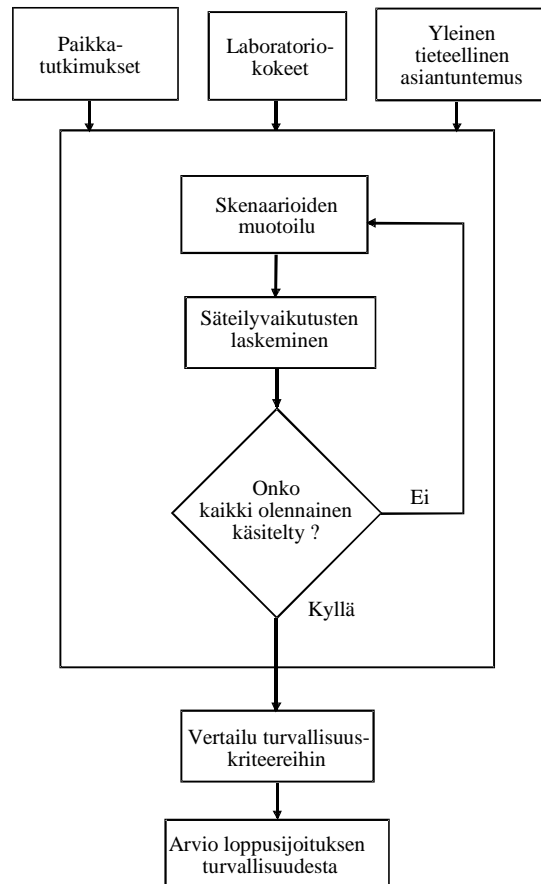
Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustutkimus on Suomessakin erittäin laajaa. Siihen kuuluu muun muassa järjestelmällisiä paikka-tutkimuksia, laboratoriotutkimuksia sekä esimerkiksi jääkausien tutkimusta. Tässä työssä on valittu näkökulmaksi pitkäaikaisturvallisuuden arviointi laskennallisen turvallisuusanalyysin avulla sen koko tutkimuskenttää jäsentävän ja yhteenvetävän luonteen takia.

Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioimisessa käytettävä turvallisuusanalyysi on pohjimmiltaan laskennallinen menetelmä, jonka avulla pyritään tekemään rationaalinen päätös loppusijoittamisen hyväksyttävyydestä. Turvallisuusanalyysin tavoitteena on selvittää, onko ehdotettu loppusijoitusratkaisu turvallinen vai ei verrattuna asetettuihin kriteereihin. Kuvassa 5.1 on esitetty turvallisuusanalyysin periaatteellinen kulku.

Turvallisuusanalyysi¹¹ ei ole vain yksi menetelmä, vaan varsin laaja eri osista koostuva kokonaisuus. Metodologisesti siihen voidaan lukea (a) loppusijoitusjärjestelmän kuvaus ja skenaariot, (b) säteilyvaikutusten laskentamallisto, (c) epävarmuuksien huomioon ottaminen ja (d) laadunvarmistusmenettely. Tässä julkai-

¹¹ Ammattikirjallisuudessa erotellaan käsitteet toimintakykyanalyysi (performance assessment), turvallisuusanalyysi (safety assessment) ja turvallisuusarvio (safety case), ks. NEA (1999). Suomessa termi turvallisuusanalyysi on vakiintunut kattamaan kaksi ensimmäistä käsitettä. Viimeksi mainittu käsite on laajin ja se sisältää laskennallisen turvallisuusanalyysin ohella kaikki muut (esim. luonnonanalogioihin pohjautuvat) perustelut, joita luvanhakija hakemuksensa tueksi esittää. Ydinenergialaki säätelee, mitä taustaselvityksiä hakemuksiin tulee liittää. Vaatimukset yksityiskohtaistuvat lupaprosessin edetessä periaatepäätöshakemuksesta rakentamis- ja käyttöilupahakemukseen.

sussa keskitytään lähinnä skenaarioiden ja laskentamalliston tarkasteluun, jotka kumpikin omalla tavallaan käsittelevät myös epävarmuuksia.



Kuva 5.1 Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysin yksinkertaistettu kulku. Säteilyvaikutusten laskeminen -osaa tarkastellaan erikseen luvussa 6 ja skenaarioiden muotoilua pohditaan lähemmin luvussa 7.2.

Voidakseen toimia järkevän päätöksenteon tukena loppusijoituksen turvallisuusanalyysin täytyy olla ulkopuolisellekin helposti ymmärrettävä selostus käytetystä aineistosta, analyysimenetelmistä sekä saaduista tuloksista. Tämän vuoksi itse turvallisuusanalyysiraportille asetetaankin paljon selkeyteen ja ymmärrettävyyteen tähtääviä vaatimuksia.

5.1 Konservatiivisuusperiaate

Turvallisuusanalyysin menetelmien ja tulosten järkevyyden arvioimiseksi on tunnettava se ajattelutapa, jolla turvallisuusanalyysi on tehty. Tämän sisäisen logiikan kaikkein keskeisin yksittäinen tekijä on kaikissa analyysin vaiheissa noudatettava konservatiivisuusperiaate, eli pessimistisesti valittujen oletusten ja lähtöarvojen käyttäminen.

Turvallisuusanalyysissa tarkasteltu ihmisen rakentaman loppusijoitusjärjestelmän ja luonnon kallioperäympäristön muodostama kokonaisuus on käyttäytymiseltään varsin monimutkainen, joten sen kuvaamiseksi matemaattisilla malleilla on välttämättä tehtävä yksinkertaistuksia. Turvallisuusanalyysissä noudatettavan konservatiivisuusperiaatteen mukaan nämä yksinkertaistukset pyritään järjestelmällisesti tekemään suuntaan, joka ei ainakaan aliarvioi radioaktiivisten aineiden leviämistä loppusijoitustilasta.

Vaikutusten yliarviointiin tähtäävää periaatetta noudatetaan myös valittaessa laskentamalleihin lähtötietoja. Ne perustuvat useimmiten laboratorio- tai kenttäkokeisiin. Kokeellisiin tuloksiin liittyy aina tietty, mittaustekniikasta johdettavissa oleva vaihteluväli/virhemarginaali sekä epävarmuus mittaolosuhteiden edustavuudesta. Turvallisuusanalyysia varten parametriarvot valitaan järjestelmällisesti siten, että ne eivät ainakaan aliarvioi radioaktiivisten aineiden leviämistä loppusijoitustilasta.

Turvallisuusanalyysi kattaa erittäin pitkän ajan, joten tarkasteluun sisältyy väistämättä epävarmuuksia loppusijoitusjärjestelmän käyttäytymisestä tulevaisuudessa. Kukaan ei voi tietää tarkkaan, mitä tulevaisuudessa tapahtuu. Näin ollen turvallisuusanalyysi perustuukin jos - niin -tarkastelutapaan.

Tulevaisuuden vaihtoehtoisia kehityskulkuja haarukoidaan erilaisilla skenaarioilla (olete-

tuilla kehityshahmotelmilla), joiden avulla yritetään kattaa näköpiirissä olevien mahdollisten tulevaisuuksien kenttä (jos-osa). Kuten kaikkialla turvallisuusanalyysissä, myös skenaarioiden valinnassa noudatetaan konservatiivisuusperiaatetta. Kullekin määritellylle skenaariolle lasketaan laskentamallistolla säteilyvaikutus (niin-osa). Tällä herkkyytstarkasteluksi kutsutulla matemaattisella tekniikalla pyritään turvallisuusanalyysissä etukäteen varautumaan mahdollisiin poikkeamiin loppusijoitustilakallioperä -järjestelmän todennäköisimmästä käyttäytymisestä.

Voidaan katsoa, että mahdollisten skenaarioiden muotoilu ja lopullinen valinta turvallisuusanalyysiin on turvallisuusanalyysin strateginen ydin. Sen seikan varmistamiseksi, että skenaarioiden muotoilussa ei unohdeta tai laiminlyödä jotain yksittäistä tekijää, on tarkoitukseen kehitetty erilaisia matemaattispohjaisia tekniikoita. Kaksi turvallisuusanalyysissä useimmiten käytettyä tekniikkaa ovat RES (rock engineering system)- ja vuorovaikutus-kaavio – tekniikka (influence diagram), ks. esim. Vuori ym. (1997). Kuvassa 5.2 on esimerkki RES-lähestymistavan vuorovaikutusmatriisin muodostamisperiaatteesta, jossa tarkasteltavat komponentit ovat matriisin lävistäjällä ja vuorovaikutukset kuvataan muilla elementeillä.

Turvallisuusanalyysin tulosten arvioimiseksi on tärkeä nähdä, että turvallisuusanalyysi ei ole miljoonien vuosien päähän tulevaisuuteen tähtäävä "sääennuste", jossa pyritään joka mielessä tarkimpaan mahdolliseen kuvaukseen. Pikemminkin se on yritys herkkyyksanalyysin keinoin haarukoida mahdollisten erilaisten kehityskulkujen vaikutukset loppusijoitustilasta leviävien radioaktiivisten aineiden määriin. Näin ollen turvallisuusanalyysin ei tarkoituksessaan onnistuakseen tarvitse pystyä esittämään tätä tarkinta mahdollista kuvausta, vaan vaihteluväli tai arvio vaikutusten enimmäissuuruudesta riittää.

Komponentti 1 K1	Komponentin 1 vaikutus komponenttiin 2 V12	Komponentin 1 vaikutus komponenttiin 3 V13
Komponentin 2 vaikutus komponenttiin 1 V21	Komponentti 2 K2	Komponentin 2 vaikutus komponenttiin 3 V23
Komponentin 3 vaikutus komponenttiin 1 V31	Komponentin 3 vaikutus komponenttiin 2 V32	Komponentti 3 K3

Kuva 5.2 RES-lähestymistavan mukaisen vuorovaikutusmatriisin muodostamisperiaate kolmen komponentin osajärjestelmälle (vrt. Vuori ym. 1997). Komponentit voisivat olla esim. käytetty polttoaine (K1), valurautakapseli (K2) ja kuparikapseli (K3).

Tähän liittyvä piirre on, että itse fyysinen loppusijoitusjärjestelmä perustuu useisiin peräkkäisiin ja päällekkäisiin toisiaan varmistaviin vapautumisesteisiin. Tämän moniesteperiaatteen takia loppusijoitusjärjestelmän kaikkien osien ei tarvitse toimia ”täydellisesti”, jotta järjestelmä kokonaisuutena toimisi tarkoitetulla tavalla. Tässäkin tapauksessa riittävän hyvä suoritus riittää. Moniesteperiaatetta käsitellään tarkemmin luvussa 6.1.

Konservatiivisuusperiaatteen soveltaminen laskentamalleissa, mallien lähtötiedoissa ja laskentaskenaarioissa johtaa loppusijoitustilasta leviävien radioaktiivisten aineiden määrän yliarvioimiseen. Tällöin turvallisuusanalyysista saatu vertailuluku loppusijoitustilan säteilyvaikutukselle on suurella varmuudella suurempi, kuin mitä todellisuudessa tulisi tapahtumaan. Jos näin laskettu vertailuluku kuitenkin jää viranomaisten asettaman turvallisuus-kriteerin alle, ei konservatiivisuusperiaatteesta ole aiheutunut ongelmaa turvallisuusanalyysin tarkoituksen kannalta.

Konservatiivisuusperiaatteen ylenpalttinen soveltaminen saattaa kuitenkin johtaa ylilyön-teihin. Tällöin liiallisen yksinkertaistamisen seurauksena laskettava tapaus ei enää olisi fyysikaalis-kemiallisesti mielekäs. Tässä mielessä suuntaus on Suomessakin kaiken aikaa ollut pyrkiä kasvattamaan turvallisuusanalyysien realismia, mutta kuitenkin pysyä konservatiivisella puolella.

Yksi konservatiivisuusperiaatteen soveltamisen seuraus turvallisuusanalyysien tekemisessä on ollut sellainen vinouma, että kaikki ne prosessit, jotka mahdollisesti edistävät radionuklidien nopeata leviämistä loppusijoitustilasta ihmisen elinpiiriin täytyy ottaa mukaan. Toisaalta taas ne prosessit, jotka hidastavat radionuklidien leviämistä, on voitu jättää vähemmälle huomiolle. Tämä vinoumakin lisää osaltaan turvallisuusanalyysin konservatiivisuutta, mutta voi myös johtaa vääristyneeseen käsitykseen esimerkiksi eri vapautumisesteiden merkityksestä kokonaisturvallisuudelle.

5.2 Turvallisuusanalyysin tekotapoja

Maailmalla on periaatteessa kaksi turvallisuusanalyysien koulukuntaa, deterministinen ja todennäköisyyspohjainen. Deterministinen koulukunta suorittaa turvallisuusanalyysinsä ottamatta kantaa laskentamallien lähtötietojen todennäköisyyksiin. Todennäköisyyspohjaisessa analyysissa lähtötiedoille käytetään todennäköisyysjakaumaa, mutta käytetään muuten samankaltaisia laskentamalleja kuin deterministisessäkin analyysissa. Suomessa ja suurimmassa osassa muistakin maista on toistaiseksi tehty vain deterministisiä turvallisuusanalyysseja. Todennäköisyyspohjaisia turvallisuusanalyysseja on tehty esimerkiksi Kanadassa ja Yhdysvalloissa.

Kummassakin turvallisuusanalyysin lähestymistavassa on omat etunsa ja haittansa (ks. esim. IPAG 1997, 1999). Deterministisen tavan etuja ovat (a) eri tyyppisten epävarmuuksien käsittelyn "läpinäkyvyys", (b) yksittäisten parametrien muutosten vaikutus on helposti nähtävissä ja (c) monimutkaistenkin laskentamallien käyttö on mahdollista. Haittoja ovat (a) vaikeus perustella käytettyä parametrien vaihtelua, (b) vaikeus osoittaa että analyysi on epävarmuuksien käsittelyn osalta riittävän kattava ja (c) koko järjestelmälle ei saada epävarmuusarviota.

Todennäköisyyspohjaisen lähestymistavan etuja ovat (a) parametrien epävarmuuden täsmällinen esittäminen ja (b) koko järjestelmälle saadaan epävarmuusarvio. Haittoja ovat (a) kaikkien parametrien arvojen todennäköisyydet on arvioitava, (b) epäfysikaalisten parametrien arvo yhdistelmien mahdollisuus automaattisessa parametrien arvojen otannassa, (c) vaikeus osoittaa, että alhaisen todennäköisyyden, mutta suuren vaikutuksen tapaukset on käsitelty oikein ja (d) todennäköisyyspohjaisten oletusten ja tulosten "läpinäkyvyys". Oletusten ja käsittelyn läpinäkyvyys liittyy esitystavan selkeyteen ja siitä seuraavaan helpouteen selittää asiat myös

muille, vastaavasti läpinäkyvyys liittyy näiden ominaisuuksien puuttumiseen.

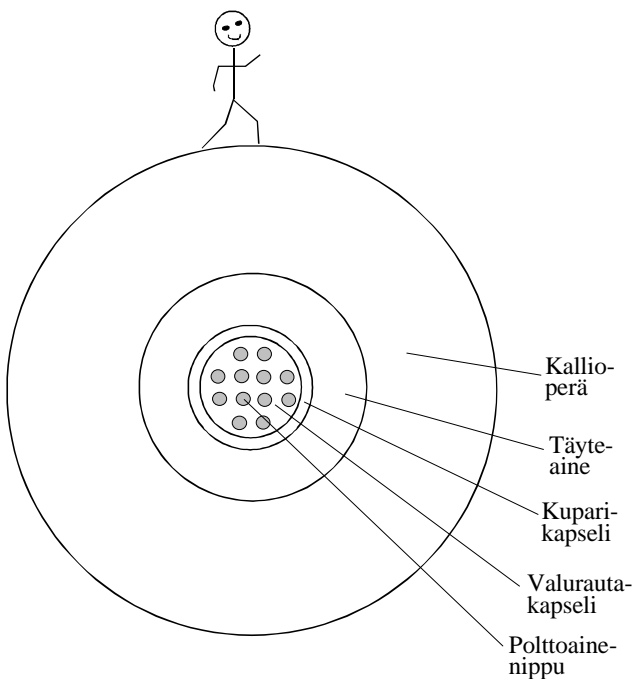
Kummallekin lähestymistavalle yhteinen ongelma liittyy skenaarioiden määrittelyyn ja käsitteellisten mallien epävarmuuksiin. Deterministisessä tarkastelussa vähemmän todennäköisenä pidetty skenaarioita voidaan luonnehtia 'pessimistiseksi' tai 'konservatiiviseksi' ilman, että sen todennäköisyyttä arvioidaan tarkemmin. Konservatiivisuusperiaatteen mukaisesti turvallisuusanalyysissa tarkastellaan lukumääräisesti enimmäkseen seurauksiltaan suuria, mutta todennäköisyydeltään pieniä tapauksia, ja nimenomaan näiden tapausten todennäköisyyden arvioiminen on vaikeaa.

Seurausten "suuruus" on tässä suhteellinen käsite, ja tähänastisissa suomalaisissa turvallisuusanalyysseissa lasketut tapaukset eivät ole lähestulkoonkaan aiheuttaneet säteilysuojausmielessä akuutteja säteilyvaikutuksia. Valtaosa tarkastelluista tapauksista johtaa STUK:n asettamia turvallisuuskriteerejä selvästi pienempiin säteilyvaikutuksiin. Toistaiseksi "pahin" oletettu tapaus dramaattisine kallioliikuntoineen ja loppusijoitustilan leikkautumisineen aiheutti luonnon taustaa pienemmän, mutta samaa suuruusluokkaa olevan säteilyseurauksen.

6. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuuden arviointi

6.1 Moniesteperiaate

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitusjärjestelmä perustuu useisiin peräkkäisiin ja päällekkäisiin ihmisen tekemiin ja luonnollisiin vapautumisesteisiin, joiden tarkoituksena on rajoittaa radioaktiivisten aineiden leviämistä loppusijoitustilasta. Kuvassa 6.1 on pelkistetty esitys radionuklidien vapautumisesteistä loppusijoitustilassa.



Kuva 6.1 Käytetyn ydinpolttoaineen geologisen loppusijoituksen moniestejärjestelmä. Kupari-kapseli ja täyteaine muodostavat tärkeimmät tekniset vapautumisesteen ja kallioperä luonnollisen vapautumisesteen.

Koska suunniteltu loppusijoitusvyvyys on selvästi pohjaveden pinnan¹² alapuolella, kallioperän halkeamissa virtaava pohjavesi muodostaa ainoan kulkuväylän käytetyn ydinpolttoaineen sisältämille radionuklideille. Näin ollen kuvan 6.1 moniestejärjestelmässä ihmisen rakentamien teknisten päästöesteiden yksi tarkoitus on viivastaa pohjaveden pääsyä kosketuksiin käytetyn ydinpolttoaineen kanssa niin kauan, että jätteen radioaktiivisuus ehtii laskea turvalliselle tasolle. Niiden toinen tarkoitus on rajoittaa tätä “kohtaamista”.

Käytetyn ydinpolttoaineen ja pohjaveden pääsyä kosketuksiin toistensa kanssa pyritään rajoittamaan jo loppusijoitustilan paikan valinnalla. Sijoituspaikan valinnan ja sen sisällä tapahtuvan loppusijoitustilan asemoinnin yksi tärkeä kriteeri on pyrkimys välttää hyvin pohjavettä johtavia kallioruhjevyyhykkeitä.

Kupari-rautakapselin ulommainen 5 cm:n kuparikerros toimii korroosiosuojana ja sisempi rautakerros mekaanisena kantavana rakenteena. Korroosiokestävyydellä voidaan viivastaa radionuklidien vapautumista, jotta käytetyn ydinpolttoaineen radioaktiivisuus ehtii laskea vaarattomalle tasolle. Kallioperän pohjavedessä vallitsevissa kemiallisissa oloissa kupari on tehtyjen tutkimusten perusteella erittäin hyvin korroosiota kestävä aine. Niin kauan kun kuparikapseli on ehjä, ei radionuklidien vapautuminen voi alkaa.

Käytetty ydinpolttoaine on suunniteltu sijoitettavaksi kapseliin kokonaisina polttoainenippuina ja yhteen kapseliin sijoitetaan nykyisen suunnitelman mukaan 12 polttoainenippua. Kapselin sisällä on valurautasisus, jossa oleviin reikiin polttoaineniput asetetaan. Käytetyn ydinpolttoaineen radionuklidien vapautuminen voi alkaa, kun polttoainesauvat ovat syöpyneet

¹² Suomessa pohjaveden pinta on kaikkialla lähellä maanpintaa ja noudattelee karkeasti maanpinnan korkeussuhteita.

puhki, mikä voi käytännössä tapahtua kuparikapselin rikkoutumisen jälkeen. Sen jälkeen vapautumista säätelee pääosin¹³ itse polttoaineen rapautuminen ja liukeneminen pohjaveden sekä pohjaveden liikkuvuus. Uraanidioksidin muodossa oleva käytetty polttoaine on keraamista, ja tehtyjen tutkimusten mukaan varsin huonosti veteen liukenevaa ainetta.

Kapselin ja kallioperän välissä on suunnitelmien mukaan puristetusta bentoniittisavesta tehty kerros (noin 35 cm), joka kastuessaan turpoaa ja estää veden virtauksen sijoitusreiässä kapselin ympärillä. Tämä vähentää merkittävästi kapselista sen rikkoutumisen jälkeen mahdollisesti vapautuvien radionuklidien määriä, koska vapautuminen tapahtuu tässä tapauksessa hitaan tihkumisen eli diffuusion kautta. Bentoniittikerros on suunniteltu toimimaan myös mekaanisena puskurina, joka vaimentaa mahdollisten kallioliikuntojen välittymistä polttoainekapseleihin. Bentoniitti on luonnon materiaalia, joten sen pitkäaikaiskäyttäytymistä on mahdollista arvioida tutkimalla bentoniittiesiintymien läpikäymiä geologisia olosuhteita.

Sen jälkeen kun kapseli ja bentoniittisavi on sijoitettu sijoitusreikiin, sijoitustunnelit täytetään suunnitelman mukaan murskeen ja bentoniitin seoksella. Tunnelien täyttämiseen käytetään murskattua kiveä, joka on saatu louhittaessa samoja loppusijoitustunneleita. Maan pinnalta loppusijoitustilaan vievät kaivoskuilut tukitaan mm. betonirakentein. Sijoitustunnelien ja kaivoskuilujen täyttämällä ja sulkemisella pyritään siihen, että niistä ei muodostu pohjavedelle uutta kulkuväylää.

¹³ Jotkut kaasumaiset tai helposti haihtuvat halkeamistuotteet vapautuvat tosin nopeammin kuin itse uraanioksidin liukenemisnopeudesta voi laskea. Näiden määrien ja jakaumien arvioiminen polttoaineessa edellyttää polttoaineen käyttäytymistä kuvaavien reaktorifysikaalisten ja muiden laskentamallien käyttöä.

Viime kädessä käytetyn ydinpolttoaineen eristää elollisesta luonnosta suunnitelman mukaan noin 500 metriä peruskalliota. Se vaimentaa täydellisesti¹⁴ kaiken suoran säteilyn maan pinnalle ja pienentää tahattoman tunkeutumisen mahdollisuutta esimerkiksi porakaivoa tehtäessä. Valittu loppusijoitusvyvyys myös suojaa käytettyä ydinpolttoainetta Suomen leveysasteilla vääjäämättä toistuvien jääkausien kallioperää kuluttavalta vaikutukselta. Vallitsevan geologisen käsityksen mukaan yksi jääkausi "höylää" peruskallion pintakerrosta pois keskimäärin korkeintaan 10 metriä, kovilla kivilajeilla kulutus on vähäisempää (esim. Miller ym. 1997, Kuivamäki & Vuorela 1985, Niini 1973).

Kaiken kaikkiaan käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen suunniteltua moniestejärjestelmää voidaan pitää esimerkkinä moninkertaisen varmistuksen periaatteen pitkälle viedystä sovelluksesta. Koska moniestejärjestelmän peräkkäiset päästöesteet toimivat eri fysikaalis-kemiallisilla periaatteilla, voidaan järjestelmä mitoittaa siten, että minkään yksittäisen päästöesteen pettäminen ei olennaisesti alenna koko järjestelmän toimintakykyä.

Turvallisuusanalyysissa edellä kuvattu moniestejärjestelmä jaetaan käytännön syistä usein lähialueeseen ja kaukoalueeseen. Lähialueeksi voidaan lukea kaikki se louhitun loppusijoitustilan ympäristö, joka on jollain tavalla häiriintynyt tilojen rakentamisen vaikutuksesta. Lähialue esimerkiksi sisältää kaikki rakennetut vapautumisesteet. Kaukoalueella tarkoitetaan alkuperäisessä tilassaan säilynyttä kallioperän osaa, jota tilojen rakentaminen ei juurikaan häirinyt.

¹⁴ Suoran säteilyn vaimentamiseksi riittäisi metrikin kiveä.

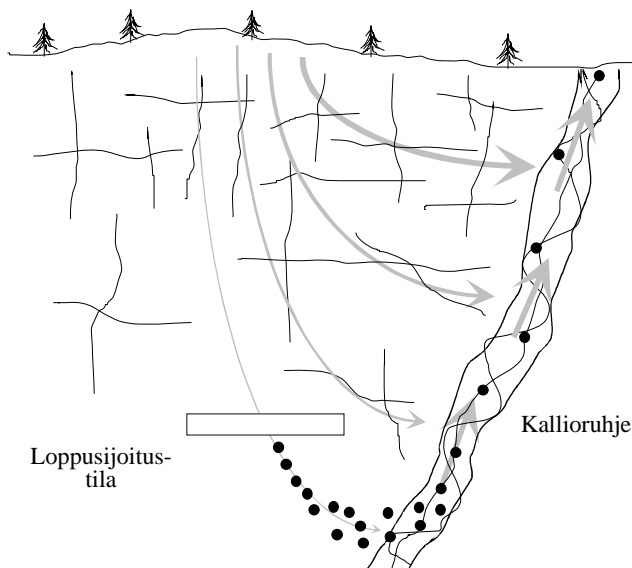
6.2 Pohjaveden virtaus

Peruskallioon suunniteltu käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustila louhitaan noin 500 metrin syvyyteen, mikä on selvästi pohjaveden pinnan alapuolella. Suomessa pohjaveden pinta noudattelee suurin piirtein maaston korkeuseroja siten, että pohjaveden pinnan korkeuserot ovat aina hieman "loivempia". Mantereella pohjavesi on alkujaan sadannasta peruskallioon suotautunutta vettä. Vesialtaista, esim. järvistä tai merestä¹⁵, suotautuu tietenkin myös vettä pohjavedeksi.

Pohjavesi on käytännössä ainut reitti, jota pitkin loppusijoitettavat radionuklidit voivat päästä maan pinnalle ja ihmisen elinpiiriin. Suomalaisessa halkeilleessa kiteisessä kallioperässä pohjaveden virtaus tapahtuu kalliorakojia, rakovyöhykkeitä ja kallioruhjeita pitkin. Isomat rakovyöhykkeet ja varsinkin kallioruhjeet toimivat pohjaveden virtauksen valtateinä, joihin pienemmät virtausväylät syöttävät vettä, kuva 6.2. Peruskalliossa on myös huokosvettä kalliomatriisissa vettä johtavien rakojen ulkopuolella, mutta tämä vesi toimii lähinnä varastona eikä se osallistu itse virtaukseen, ks. kappale 6.6.

Virtaava pohjavesi vaikuttaa loppusijoitettujen radionuklidien vapautumiseen kahta kautta. Yhtäällä pohjavesi tuo mukanaan esimerkiksi kuparikapselia korrodoivia aineita ja sitä kautta aiheuttaa kuparin korroosion (vrt. kappale 6.3). Toisaalta pohjavesi toimii rikkoutuneesta kuparikapselistä vapautuvien radionuklidien kantajana ja kuljettaa niitä mukanaan pitkin vettäjohtavia halkeamia kohti ruhjeita ja ennen pitkää kohti ihmisen elinympäristöä.

¹⁵ Rannikolla, esimerkiksi saarissa, pohjavesi on usein kerrostunutta, kun jääkauden jälkeisen maan kohoamisen yhteydessä merestä nousseessa saarella makea sadevesi on alkanut suotautua alunperin suolaisen, vanhemman pohjaveden päälle.



Kuva 6.2 Käsitteellinen malli pohjaveden virtauksen merkityksestä geologisessa loppusijoituksessa. Nuolen paksuus kuvastaa pohjaveden virtaaman (m^3/a) määrää.

Pohjaveden virtauksen laskeminen perustuu siihen ajatukseen, että vesi hakeutuu kohti energiaminimiä, siis esimerkiksi korkeammalta maaston kohdalta kohti alemmaa. Matemaattisesti asia ilmaistaan niin, että pohjaveden virtaama on suoraan verrannollinen vertailupisteiden väliseen potentiaalieroon. Verrannollisuuskerrointa kutsutaan kyseisen kallioperäjakson vedenjohtavuudeksi. Vedenjohtavuus on kallioperän sisäinen, rakenteesta johtuva ominaisuus ja suuri osa paikkatutkimuksista tähtää nimenomaan vedenjohtavuuden selvittämiseen.

Potentiaalierot ovat pohjavesivirtausten liikkeelle paneva voima. Lähellä maan pintaa potentiaalierot noudattelevat pohjaveden pinnan eroja, mutta syvemmälle mentäessä potentiaalierot tasoittuvat. Lähempänä maanpintaa kallio on lisäksi halkeilleempaa kuin syvällä, ja tästä johtuen kallioperän vedenjohtavuus on suurempi lähellä maan pintaa. Molemmat edellä mainitut tekijät vaikuttavat siihen, että pohjaveden virtauksen voimakkuus alenee merkittävästi mentäessä syvemmälle kallioperässä, vrt. kuva 6.2. Syvällä pohjaveden virtaama on var-

sin vähäistä, esimerkiksi loppusijoitusyvyydellä Posivan neljällä tutkimuspaikalla (Hästhölmén, Kivetty, Olkiluoto ja Romuvaara) mediaanivirtaama sijoitusreikää kohti on noin 0,5 l vuodessa (Vieno & Nordman 1999).

Vaikka pohjavesi virtaa todellisuudessa yksittäisiä kalliorakoja pitkin, voidaan riittävän tiheästi halkeillutta kalliota kuvata suuren mittakaavan mallinnuksessa huokoisen väliaineen mallilla. Pienemmän mittakaavan tarkasteluissa huokoisen väliaineen malli ei enää toimi hyvin, ja silloin voidaan käyttää esimerkiksi rakoverkkomallinnusta, joka koostuu sekä kallioruhjeista että suuresta joukosta tilastollisesti luotuja yksittäisiä rakoja. Kolmas pohjavesivirtauksen mallinnuksen tapa on stokastinen mallinnus, jossa koko kallio-perä rakoineen ja ruhjeineen kuvataan satunnaisprosessin realisaationa. Pohjavesivirtauksen mallinnuksen eri tapoja on kuvattu esimerkiksi viitteessä Vuori (1997).

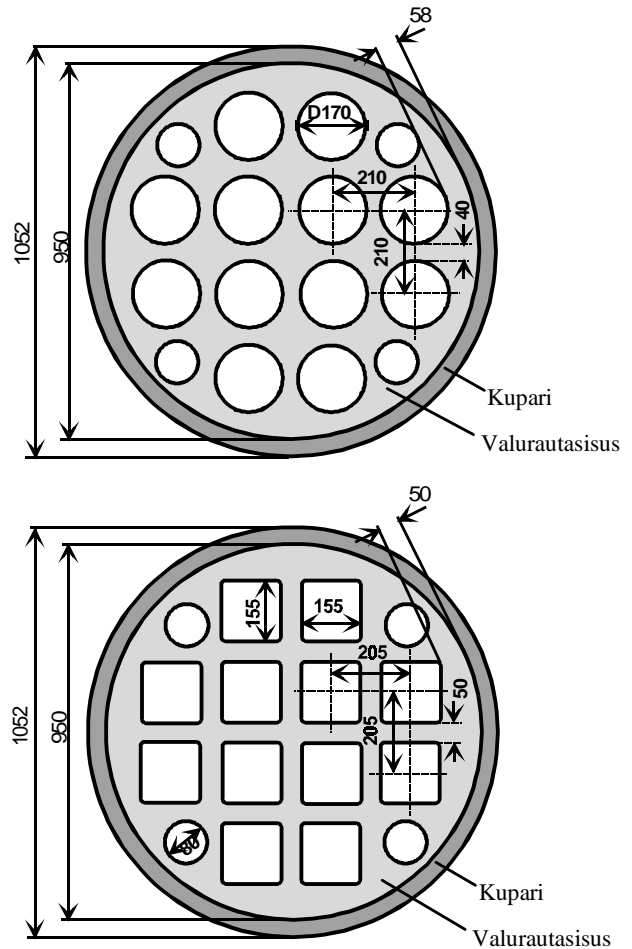
6.3 Kapselin korroosio ja mekaaninen kestävyys

Kupari-rautakapseli koostuu nimensä mukaisesti kahdesta pääosasta. Kapselin sisäosan muodostaa massiivinen valurautakappale, joka kestää 500 metrin syvyydessä aiheutuvat rasitukset eli pohjaveden ja täyteaineen paisumisen aiheuttamat paineet. Valurautasisuksen ympärillä on 5 cm:n paksuinen kuparikapseli, joka toimii korrodoitumista estävänä kerroksena, kuva 6.3.

Kapselin korroosio

Kuparikapselin syöpmistä 500 metrin syvyydessä voivat aiheuttaa vain pohjaveteen liuenneet hapettavat aineet, kuten esimerkiksi vapaa happi tai sulfidi-ionit. Näiden mitatut pitoisuudet luonnon pohjavesissä ovat kuitenkin pieniä. Erilaisissa kemiallisissa tutkimuksissa on

osoitettu, että kapselin korrodoituminen kestää vähintään satatuhatta vuotta, vaikka kemialliset olosuhteet olisivat äärimmäisen epäedulliset. Lisäviitteitä kuparin hitaasta syöpmisestä on saatu luonnonanalogoista (ks. luku 7.5) ja vanhoista kupariesineistä.



Kuva 6.3 Kupari-rautakapseli, johon käytetyt polttoainenniput sijoitetaan, mitat millimetreissä (Raiko & Salo 1999). Ylempi kapseli on Loviisan ja alempi Olkiluodon käytetyille polttoainelle.

Mekaaninen kestävyys

Kapselin mekaaninen kestävyys perustuu massiiviseen rautasydämeen. Kupari-rautakapseli kestää noin 100 MPa:n paineen eli 1 000 kertaa ilmakehän paineen. Vastaava paine vallitsee

10 km:n syvyydessä valtameren pohjassa. Näin ollen normaalitilanteessa kapselin mekaaninen kestävyys ei ole ongelma. Jos jääkauden yhteydessä tapahtuu suuria kalliosiiirroksia¹⁶, jotka leikkaavat loppusijoitustilaa, ei kapseli luonnollisestikaan kestä vaan leikkautuu loppusijoitustilan mukana. Tällainen epätodennäköinen kallioliikuntotapaus on kuitenkin analysoitu (esim. Vieno ym. 1985). Seurauksena olisi luonnon taustaa pienempiä säteilyannoksia mahdolliselle kaivon käyttäjälle lähellä loppusijoitustilaa.

Alunperin viallinen kapseli

Kapseli voi kaikesta laadunvarmistuksesta huolimatta olla alun perin viallinen, eli hitsausaumassa voi olla pieni reikä, kun kapseli loppusijoitetaan 500 metrin syvyyteen. Tällaisen tapahtuman todennäköisyydeksi on arvioitu pienempi kuin yksi tuhatta kapselia kohden. Arvio perustuu kokemuksiin laadunvarmistuksesta muilla vastaavilla teollisuuden aloilla. Jos kapselissa on alun perin pieni reikä, alkaa pohjavesi heti tihkua hitaasti kapseliin bentoniittisaven lävitse. Radionuklidien vapautuminen voi kuitenkin alkaa vasta, kun kapselissa on niin paljon vettä, että radionuklideille muodostuu yhtenäinen diffuusioreitti ulos kapselista.

Turvallisuusanalyysissa on konservatiivisesti kuitenkin tarkasteltu monia tapauksia, joissa oletetaan kapselin olevan alun perin viallinen ja radionuklidien alkavan vapautua ilman viivettä. Näissäkin tapauksissa aiheutuvat säteilyannokset ovat jääneet selvästi alle luonnon taustan ja turvallisuuskriteerien (Vieno & Nordman 1999).

¹⁶ Kalliosiirokset tapahtuvat todennäköisimmin olemassa olevia ruhjevyyhykkeitä pitkin, koska niissä on vähäisempi liikettä vastustava "kitka" kuin ehjässä kalliossa. Suomesta on kuitenkin löydetty muutama viimeisen jääkauden jälkeinen, ns. postglasiaalinen siirros (Kuivamäki ym. 1998).

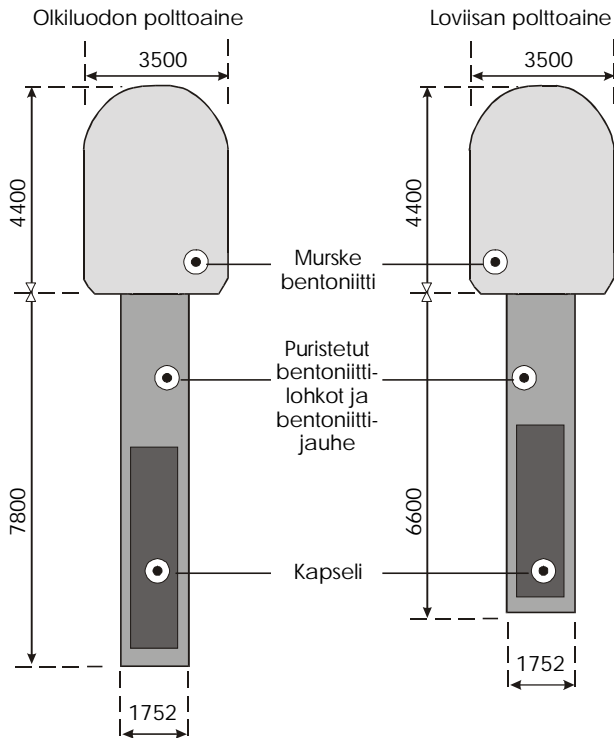
6.4 Täyteaineen toiminta

Kapselin ympärille sijoitusreikään on tarkoitus sijoittaa puristetusta bentoniittisavesta valmistettuja lohkoja. Sijoitusreiässä kapselin ympärillä oleva bentoniitti paisuu kostuessaan ja täyttää tiiviisti kallion ja kapselin välisen tilan. Bentoniitin vedenjohtavuus on erittäin pieni. Näin ollen radioaktiiviset aineet kulkeutuvat pääosin hitaasti tihkumalla eli diffundoitumalla¹⁷. Lisäksi bentoniitin fysikaalis-kemialliset ominaisuudet hidastavat edelleen diffuusiolla tapahtuvaa kulkeutumista.

Bentoniitin on tarkoitus vaimentaa myös mahdollisten pienten kallioliikuntojen aiheuttama mekaaninen rasitus niin, että kapseli kestää ne. Mahdolliset suuret kalliosiirokset voivat rikkoa kapselin tai kapseleita, riippuen siitä miten siirros osuu loppusijoitustilaan.

Tunnelien täyteaineeksi on suunniteltu bentoniitin ja kivimurskeen sekoitusta. Tunneleissa oleva murskeen ja bentoniitin sekoitus ei ole yhtä paisuvaa kuin sijoitusreiässä oleva puristettu bentoniitti. Tunnelitäyte on murskeen ansiosta mekaanisesti kokoonpuristumatonta ja bentoniitin ansiosta vedenjohtavuudeltaan alhaista. Täyte tukee kalliota estäen tunnelien mahdollisen luhistumisen. Lisäksi se hidastaa veden virtausta ja pidättää radioaktiivisia aineita, mikäli ne päätyvät tunneliin. Kuvassa 6.4 on kaaviokuva täyteaineesta.

¹⁷ Diffuusio tarkoittaa kaasun, nesteen tai kiinteän aineen atomien tai molekyylien tihkumista korkeamman pitoisuuden alueelta alemman pitoisuuden alueelle. Diffuusion seurauksena pitoisuuserot pyrkivät tasoittumaan.



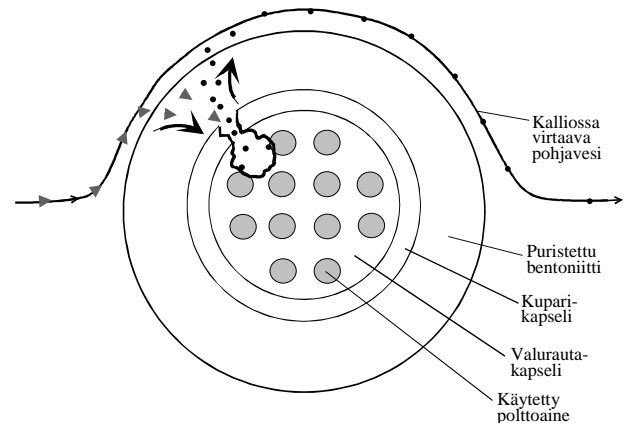
Kuva 6.4 Täyteaineet koostuvat kupari-
rautakapselin ympärille sijoitetuista puriste-
tuista bentoniittilohkoista ja loppusijoitustun-
nelin täyttämiseen käytetystä bentoniitin ja ki-
vimurskeen sekoituksesta (Riekkola ym. 1999).

6.5 Radioaktiivisten aineiden vuotaminen pohjaveteen

Jotta radioaktiiviset aineet päätyisivät kalliossa virtaavaan pohjaveteen, on täytynyt tapahtua seuraavaa:

- kapseli on vaurioitunut (mekaanisesti tai korroosion kautta)
- kapseliin on tullut vettä
- polttoainepuista on liennut radioaktiivisia aineita
- radioaktiiviset aineet ovat kulkeutuneet bentoniitin läpi kohti kallion ja bentoniitin rajaa
- kallion ja bentoniitin rajalla on kohdattu virtaava pohjavesi.

Kuvassa 6.5 on käsitteellinen malli radioaktiivisten aineiden vuotamisesta pohjaveteen. Pohjavedessä olevat korrodoivat aineet diffundoituvat bentoniitin läpi kuparikapselin luo ja korrodoivat kuparia. Kuparikapselin rikkoutumisen jälkeen käynnistyy käytetyn polttoaineen liukeneminen. Liuenneet radionuklidit diffundoituvat bentoniitin läpi virtaavaan veteen, joka kuljettaa ne pois.



Kuva 6.5 Käsitteellinen malli radioaktiivisten aineiden vuotamisesta pohjaveteen. Korrodoivat aineet on kuvattu kolmioilla ja radionuklidit ympyröillä. Virtaavan pohjaveden oletetaan kiertävän bentoniittikerroksen ja jatkavan sitten alkuperäisessä virtaussuunnassa. Sekä korrodoivien aineiden että radionuklidien kulkeutuminen bentoniitissa tapahtuu hitaasti diffundoitumalla.

Jos kapseli rikkoutuu, pohjavesi ympäröi vähitellen polttoainesauvat. Osa radioaktiivisista aineista on reaktorin käytön aikana ollut kaasumaisia hyvin korkeasta lämpötilasta johtuen. Näistä aineista, esim. jodista, on osa päätenyt polttoaineen suojakuoren ja uraanitabletin väliin rakoihin, tai uraanimatriisin raerajoille. Tämä ns. kaasuaukko-osuus vapautuu nopeasti kapselin sisäpuoliseen vesitilavuuteen.

Valtaosa radioaktiivisista aineista on kuitenkin itse polttoainetableteissa, joka liukenee hyvin hitaasti. Hyvä esimerkki uraanin huonosta liukenevuudesta on se, että kun käytettyä ydin-

polttoainetta halutaan varta vasten luottaa teollisesti, joudutaan käyttämään typpihappoa.

Jos uraanitabletti joutuu kosketukseen pohjaveden kanssa pian loppusijoitustilojen sulkemisen jälkeen, on sen rapautuminen nopeampaa, koska polttoaineen lähettämä säteily edistää kemiallisesti rapautumista. Rapautuminen hidastuu kuitenkin melko nopeasti, kun säteilytaso laskee.

Turvallisuusanalyysissa on oletettu, että polttoaine rapautuu täysin vajaassa miljoonassa vuodessa. Herkkyystarkastelumielessä on myös laskettu tapaus, jossa on oletettu rapautumisen kestävän vain 10 000 vuotta, mikä vastaa laboratoriossa mitattuja maksimiarvoja liukenemisnopeudelle, kun polttoaine on vielä erittäin säteilevää eli tämä oletus on hyvin pessimistinen.

Polttoaineen rapautuessa radioaktiiviset aineet voivat liueta pohjaveteen, mutta toisaalta suuri osa polttoaineen radionuklideista on sellaisia, että niiden liukoisuus veteen on hyvin vähäistä. Näin ollen vain pieni osa radionuklideista voi olla liuenneena veteen ja loput rapautuneen uraanipolttoaineen sisältämistä radionuklideista on saostuneena kapselin sisällä. Tätä voidaan kutsua luonnon geokemialliseksi päästöesteeksi, koska se ei ole ihmisen aikaansaama, vaan perustuu yleisiin kemian lainalaisuuksiin.

6.6 Radioaktiivisten aineiden leviäminen pohjaveden mukana

Käytetyn ydinpolttoaineen sisältämien radionuklidien mahdollinen leviäminen loppusijoitustilasta kallioperään ja sitä kautta ihmisen elinpiiriin tapahtuu hitaiden ja kohtalaisen hyvin tunnettujen ja ennustettavien luonnon prosessien kautta. Kallioperän halkeamissa virtaava pohjavesi on käytännössä ainut reitti, jota pitkin radionuklidit voivat kulkeutua ihmisen elinpiiriin. Koska tunnelit suunnitellaan louhittavaksi selvästi pohjaveden pinnan alapuo-

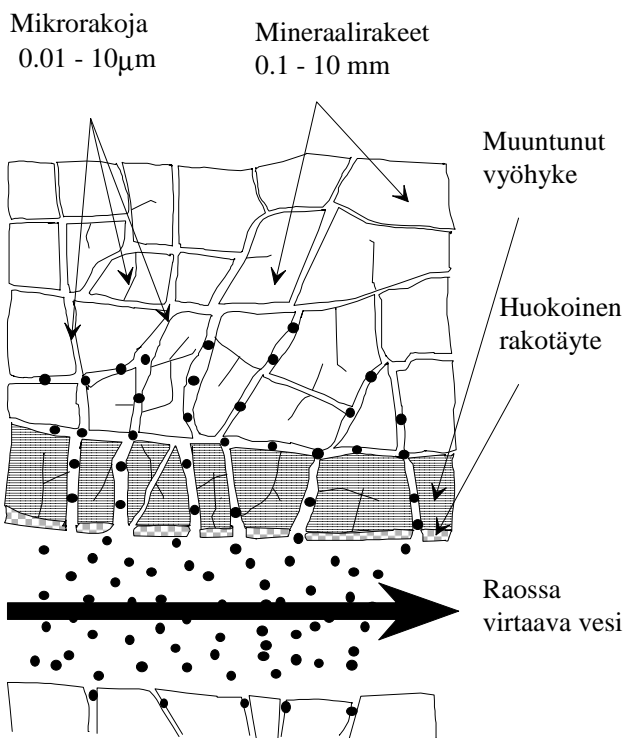
lelle, täyttyvät tilat sulkemisen jälkeen vääjäämättä vedellä sen jälkeen kun maanalaisiin tiloihin vuotavan pohjaveden pumppaus lopetetaan.

Radionuklidien leviämistarkasteluja varten kallioperästä tehdään leviämismielessä käsitteellinen malli. Radionuklidien kulkeutumisen kannalta pohjavesi, joka toimii radionuklidien kantajana, on tärkein mallin osa. Peruskalliossa oleva pohjavesi jaetaan kahteen keskenään yhteydessä olevaan, mutta liikkuvuudeltaan erillaiseen komponenttiin. Vettäjohtavissa kallion halkeamissa on virtaavaa vettä, jolle on tehty luvussa 6.2 kuvattu pohjaveden virtausmallinus.

Virtaavan veden lisäksi kallioperässä on myös virtaamatonta vettä, josta suurin osa sijaitsee vettäjohtavia rakoja ympäröivässä niin kutsutussa kalliomatriisissa¹⁸. Kalliomatriisissa on yhtenäinen huokosverkosto, ja virtaamaton vesi onkin huokosverkostossa olevaa huokosvettä, kuva 6.6. On arvioitu, että lukuun ottamatta suuria ruhjevyöhykkeitä, peruskalliossa on virtaamatonta huokosvettä noin kymmenkertainen määrä verrattuna virtaavaan veteen (esim. Rasilainen 1997).

Suurin osa loppusijoitustilasta vapautuvista radionuklideista ei kuitenkaan voi levitä lähemmäs pohjaveden nopeudella. Kulkeutuessaan vettäjohtavissa raoissa ne kokevat geokemiallisia reaktioita kivi-pohjavesiympäristössä. Kemiallisten reaktioiden lisäksi ja niistä riippumatta radionuklidit myös leviävät hitaasti diffuusion kautta vettäjohtavista raoista itse kalliomatriisiin, jossa ne taas kokevat kemiallisia reaktioita, ks. kuva 6.6. Näiden niin sanottujen pidättymismekanismien johdosta radionuklidien leviäminen kallioperässä hidastuu merkittävästi.

¹⁸ Kalliomatriisi tarkoittaa peruskallion halkeilematonta osaa. Termiä käytetään erotukseksi kallioraoista ja -ruhjeista.



Kuva 6.6 Vedessä olevien aineiden diffundoituminen virtaavasta vedestä kalliomatriisin virtaamattomaan huokosveteen. Joissain vetäjohtavissa raoissa on huokoinen rakopinnoite ja/tai muuntuneiden mineraalien kerros (muokattu viitteen Rasilainen 1997 mukaan).

Ensimmäinen pidättymismekanismi on sorptio, jolla turvallisuusanalyysissä tarkoitetaan radionuklidien nopeaa ja palautuvaa kiinnittymistä mineraalien pintaan (adsorptio). Sorptio tapahtuu sekä rakopinnoille että huokosten pinnoille kalliomatriisissa. Tämä kiinnittyminen riippuu pohjavesikemiasta, siitä kemiallisesta olomuodosta, jossa radionuklidi on, ja mineraalista, johon radionuklidi kiinnittyy.

Toistaiseksi suomalaisissa turvallisuusanalyysissä sorptio on kuvattu alkuainekohtaisilla jakautumiskertoimilla (alkuaineen pitoisuus kivessä/pitoisuus vedessä). Jakautumiskertoimet on mitattu laboratorioissa tehdyissä sorptiokokeissa, joilla pyritään jäljittelemään luonnon

olosuhteita. Mitattujen jakautumiskerrointen tueksi on nyttemmin kehitetty myös tarkempaa ilmiöpohjaista sorptiomallinnusta.

Toinen pidättymismekanismi on matriisidiffuusio, jolla tarkoitetaan radionuklidien hidasta tunkeutumista vettäjohtavissa raoissa virtaavasta pohjavedestä kalliomatriisiin virtaamattomaan huokosveteen. Erilaisin mikroskooppitekniikoin on pystytty kuvaamaan kalliomatriisin huokosverkostoa sen asian varmistamiseksi, että yhtenäinen huokosverkosto todellakin on olemassa.

Suomalaisissa turvallisuusanalyysissä matriisidiffuusio on kuvattu fysikaalisesti tarkasti. Laskentamallin tarvitsemat lähtötiedot, diffuusiokerroin ja huokoisuus, saadaan laboriokokeista, joita tehdään esimerkiksi kairansydännäytteille. Matriisidiffuusiomalli sisältää myös sorption, joten malli tarvitsee lähtötiedokseen myös radionuklidin jakautumiskertoimen.

Vaikka sorptio on kemiallinen ja matriisidiffuusio fysikaalinen pidättymismekanismi, ne vaikuttavat samanaikaisesti; itse asiassa sekä sorptio- että diffuusiokokeissa on kumpikin komponentti ainakin jossain määrin mukana. Sitä mukaa kun uusia mineraalipintoja, esim. diffuusion kautta, avautuu radionuklideille, sitä mukaa ne kiinnittyvät pinnoille (vrt. kuva 6.6). Toisaalta sorptio hidastaa merkittävästi diffuusiota, koska ainoastaan vedessä oleva radionuklidi voi diffundoitua, kun taas pinnalle kiinnittynyt radionuklidi oletetaan klassisessa diffuusioteoriassa liikkumattomaksi.

Kallioperässä on myös muita prosesseja kuin palautuva sorptio ja matriisidiffuusio, jotka poistavat radionuklideja vedestä. Esimerkkeinä voidaan mainita saostuminen pohjavesikemian muutoksen seurauksena, tai palautumaton radionuklidien kiinnittyminen mineraalipintoihin, esim. rakopinnoitteissa. Nämä prosessit on kuitenkin jätetty turvallisuusanalyysissä toistai-

seksi tarkastelematta konservatiivisuussyistä. Kun ne jätetään huomiotta, on nimittäin todennäköistä, että kallioperästä purkautuu radioaktiivisia aineita enemmän ihmisen elinpiiriin, kuin jos ne olisi otettu huomioon. Prosessien tarkka mukaanotto toisaalta vaatisi niiden osalta nykyistä tarkemmat mallit ja lähtötiedot.

Tarkasteltaessa radionuklidien leviämistä loppusijoitustilasta käytetään turvallisuusanalyysissä kulkeutumismallia. Kulkeutumisytälössä otetaan ensinnäkin huomioon virtaava vesi kahdella tavalla. Keskimääräinen veden virtaus on se tieto, joka saadaan pohjaveden virtausmallinnuksesta. Keskimääräisen virtauksen vaihtelu kuvaa olennaisesti sitä, että virtaus tapahtuu fyysisesti erilaisia virtauskanavia pitkin. Radionuklidien pidättyminen kuvataan niin ikään kahdella termillä, sorptiolla ja matriisidiffuusiolla. Lisäksi kulkeutumisytälössä on otettava huomioon, että kulkeutuvat aineet ovat radioaktiivisia, toisin sanoen ne hajoavat spontaanisti oman sisäisen hajoamisaikataulunsa mukaisesti. Jotkut radionuklidit muodostavat pitkiä radioaktiivisia hajoamisketjuja, joissa emänuklidi synnyttää hajoessaan tytäruklideja, jotka edelleen toimivat emänuklideina jne.

6.7 Leviäminen biosfäärissä ja säteilyvaikutukset

Elolliseen ympäristöön – biosfääriin – vapauttuaan radionuklidit sekoittuvat verrattain suuriin pintavesimääriin, jolloin radionuklidien pitoisuudet laimenevat merkittävästi. Pintaveen hyvin liukenevat radionuklidit, kuten hiilen, jodin ja kesiumin nuklidit, voivat levitä laajoillekin alueille vesistöreittejä pitkin.

Monet hajoamisketjuihin liittyvät radionuklidit, kuten torium- ja plutonium-isotoopit, ovat kuitenkin huonosti liukenevia ja ne pyrkivätkin ta-

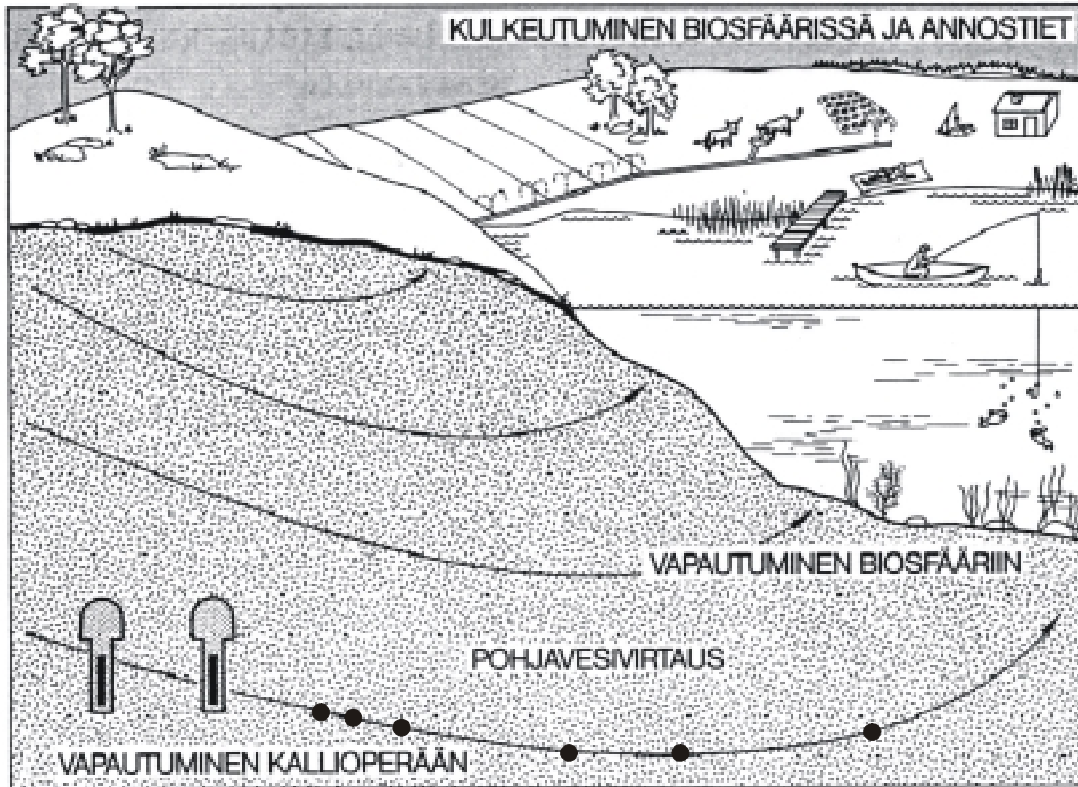
kertumaan sorptiolla pintaveden seassa oleviin kiintoainehiukkasiin ja siten edelleen sedimentoitumaan biosfääriin purkautumiskohdan lähelle.

Erityistapauksen ihmiselle aiheutuvien säteilyvaikutusten kannalta muodostaa geosfääriin ja biosfääriin rajapinnalla mahdollisesti sijaitseva juomavesikaivo, koska tällöin biosfäärissä normaalisti esiintyvää pitoisuuksien laimentumista ei ehdi paljon tapahtua. Loppusijoitustilan kautta kulkevan pohjaveden virtausreitillä sijaitseva kaivo onkin turvallisuusanalyseissa yksi merkittävimmäksi arvioiduista säteilyannosreiteistä.

Vaikka radionuklidien pitoisuudet pyrkivätkin laimenemaan biosfäärissä veden ja kiintoaineksen leviämisen seurauksena, niin biosfäärissä tunnetaan myös prosesseja, joissa pitoisuudet voivat uudelleen voimakkaasti kasvaa. Yksi tällainen rikastumisprosessi voisi olla radionuklidien tehokas suodattuminen vedestä suoympäristön turvekerrostumiin. Ravintoketjuissa radionuklidit puolestaan rikastuvat kemiallisen luonteensa ja ympäristöolosuhteiden mukaisesti. Biosfäärissä tapahtuu myös radionuklidien hajoamista ja hajoamisketjuissa syntyy tytäruklideja.

Turvallisuusanalyseissa kartoitetaan mahdolliset säteilyannosreitit (kuva 6.7) ja arvioidaan laskennallisesti niiden kautta ihmiselle aiheutuvat säteilyannokset.

Ihminen voi altistua radionuklidista tulevalle säteilylle, joko ulkoisesti, jolloin kehon ulkopuolella tapahtuvasta radioaktiivisesta hajoamisesta aiheutuva suora säteily kohdistuu ihmiseen, tai sisäisesti, jolloin radioaktiivinen hajoaminen tapahtuu kehon sisällä. Tällöin radionuklidin on täytynyt jotenkin joutua kehon sisälle. Radionuklideja voi joutua kehon sisään lähinnä juomaveden, ravinnon tai hengityksen kautta.



Kuva 6.7 Säteilylle altistumisen reittejä biosfäärissä (muokattu viitteestä Anttila ym. 1982).

Biosfäärin muuttumisen ja säteilyannosten kertymisen nopeutta kuvataan laskentamalleissa aikavakioilla: lyhyt aikavakio liittyy nopeaan ja pitkä hitaaseen tapahtumaan. Pitkiä aikavakioita on maakerroksissa (esim. laidun tai viljelysmaa), sedimentissä ja merissä. Eliöiden aineenvaihdunta on taas usein suhteellisen nopeaa, jolloin ravintoketjujen aikavakiot ovat melko pieniä ja käytännössä ravintoketjujen osalta voidaan käyttää tasapaino-oletusta.

Tarkasteltavat ajanjaksot, jolloin säteilyannoksia kertyy biosfääriin vapautuneista nuklideista, ovat erittäin pitkiä. Oletettavasti biosfäärin olosuhteissa ja eliöstössä tapahtuu suuria muutoksia, ja varsinkin pitkien ajanjaksojen osalta arviointeihin liittyy huomattavia epävarmuuksia. Tämän vuoksi tarkasteltuja tilanteita voidaankin pitää skenaarioina. Saadut tulokset kuvaavat nykyisen käsityksen mukaista suurinta mahdollista altistumista ja toisaalta ne auttavat

tunnistamaan säteilyaltistuksen tärkeimpiä ilmiöitä.

Ihmiselle aiheutuvan säteilyannoksen oletetaan turvallisuusanalyseissa muodostuvan usean annosreittein summana. Ulkoisen säteilyaltistuksen osalta voidaan tarkastella suoran säteilyn aiheuttamaa annosta maaperästä ja vedestä uinin ja veneilyn seurauksena. Kehon sisäisen säteilyn annosreitit ovat tyypillisesti veden juonti, kala, maito, liha sekä viljatuotteet, vrt. kuva 6.7.

Säteilyannosten arviointi voidaan tehdä eniten altistuvalla niin sanotun kriittisen ryhmän yksilölle tai ryhmälle, tai myös kattavammin suurelle väestömäärälle, jos leviämistarkastelu pohjautuu esimerkiksi Itämeren ja valtamerialueen sisältävään malliin. Analyysin tuloksina saadaan selville eniten säteilyannosta aiheuttavat radionuklidit. Lisäksi voidaan tarkastella

säteilyannoksen kertymää ajanjaksoilla, joilla säteilyn kertymisnopeus biosfäärissä on suurimmillaan.

Koska biosfääriin liittyvät aikavakiot ovat ainakin purkautumiskohdan lähellä lyhyitä verrattuna loppusijoitustilasta vapautumiseen ja kallioperässä kulkeutumiseen liittyviin aikavakioihin, seuraavat biosfäärissä havaittavat säteilyannosnopeuksien profiilit pienellä viiveellä radionuklidien vapautumisnopeuksia kallioperästä biosfääriin.

Lukuisten tehtyjen turvallisuusanalyysien perusteella loppusijoitetusta ydinpolttoaineesta aiheutuva säteilyannoksen kertymisnopeus ihmiselle näyttää jäävän muutamaa kertaluokkaa pienemmäksi kuin mitä ympäröivästä luonnosta normaalisti joka tapauksessa aiheutuu.

Muu eliöstö

Ihmisen lisäksi biosfäärissä on myös muuta eliöstöä, jonka säteilyrasituksen rajoittamiseen on kiinnitetty huomiota muun muassa valtioneuvoston päätöksessä yleisistä turvallisuusvaatimuksista (VNP 478/1999). Ympäristöön kuuluvan muun elollisen luonnon suojelua säteilyltä koskevia määräyksiä ollaan tosiasiaassa kuitenkin vasta kehittämässä kansainvälisesti (IAEA 1999).

Tällä hetkellä vallitseva käytäntö (ICRP 1991) perustuu siihen käsitykseen, että samalla kun rajoitetaan ihmisen altistumista säteilylle rajoitetaan myös muiden eliöiden altistusta. Tällöin muiden eliöiden suojelu toteutuu vähintään populaatiotasolla. Säteilyn vaikutuksia luonnolle on selvitelty kansainvälisten järjestöjen toimesta (UNSCEAR 1996, IAEA 1999).

Ihmisten saaman säteilyannoksen rajoittamisen tasolle 1 mSv/vuosi katsotaan merkitsevän eliöstön annosten rajoittamista enintään tasolle

1 milligray/päivä¹⁹ (IAEA 1992). Mantereella olevien kasvien ja vesiympäristön organismien osalta ei uusimpien selvitysten mukaan (UNSCEAR 1996, Woodhead 1998) aiheudu haitallisia vaikutuksia, mikäli annokset jäävät alle 10 milligray/päivä ja vastaavasti mantereella elävien eläinten osalta alle 1 milligray/päivä.

Harvinaisten ja taloudellisesti merkittävien eliöiden ja kotieläimien suojelun voidaan täten katsoa toteutuvan samoilla edellytyksillä kuin ihmisenkin suojelun. Tarkemmin kasveja ja eläimistöä koskevien säteilyannoskriteerien kehittäminen jatketaan kansainvälisten yhteisöjen piirissä.

¹⁹ Gray (Gy) on absorboituneen annoksen yksikkö (J/kg). Säteilyannoksen yksikkö sievert (Sv) on varattu ihmisen säteilyannoksen kuvaamiseen ja se saadaan kertomalla absorboitunut annos säteilyn laatutekijällä. Annoslaskentaa on selitetty tarkemmin esim. viitteessä Toivonen ym. (1988).

7. Loppusijoituksen turvallisuuden arvioinnin luotettavuus

Tässä luvussa pohditaan niitä tekijöitä, jotka vaikuttavat turvallisuusanalyysin tekniseen luotettavuuteen, toisin sanoen siihen, että turvallisuusanalyysi täyttää tarkoituksensa rationaalisen päätöksenteon pohjana. Sen sijaan luvussa ei erityisemmin pohdiskella loppusijoituksen turvallisuutta sinänsä, koska työssä valittu näkökulma kohdistui nimenomaan turvallisuuden arvioimisen tekotapaan. Itse asiassa perusteellinen arvio loppusijoituksen turvallisuudesta onkin mahdollista tehdä vasta sen jälkeen, kun itse arviointimenetelmien luotettavuus on arvioitu. Se menisi kuitenkin tämän julkaisun tavoitteiden ulkopuolelle.

7.1 Kansainvälinen turvallisuusanalyysien vertailu

OECD:n ydinenergiajärjestön NEA (Nuclear Energy Agency) piirissä on perinteisesti keskusteltu eri jäsenmaissa tehdyistä ydinjätteen loppusijoituksen turvallisuusanalyysistä. Vuonna 1994 perustettiin erityinen työryhmä IPAG (Working Group on Integrated Performance Assessment of Deep Repositories) systemaattisen vertailun tekemiseksi. Tavoitteena oli yhtäällä kokemusten vaihtaminen turvallisuusanalyysin tekijöiden kesken ja toisaalta yleisarvion laatiminen turvallisuusanalyysistä ja sen keskeisistä osatekijöistä. Suomesta VTT Energia osallistui työryhmän työskentelyyn aktiivisesti alusta asti.

IPAG-ryhmän työ jakautui kahteen vaiheeseen. Ensimmäisessä vaiheessa (IPAG-1) tarkasteltiin osallistujamaissa äskettäin julkistettuja käytetyn ydinpolttoaineen tai runsasaktiivisten ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuusanalyysia yleiskuvan saamiseksi nykyisestä kehitystasosta ja mahdollisista tulevaisuuden kehi-

tystarpeista. Ensimmäisen vaiheen havainnot julkaistiin viitteessä IPAG (1997). VTT Energian edustaja toimi työryhmän ensimmäisen vaiheen puheenjohtajana.

IPAG-ryhmän työn toinen vaihe (IPAG-2) keskittyi turvallisuusanalyysistä annettujen asiantuntijalausuntojen tarkasteluun, erityisesti viranomaisten arviointityön tukemiseksi annettuihin lausuntoihin. Lausuntoja tarkasteltiin sekä turvallisuusanalyysin tekijän että viranomaisen näkökulmasta. Suomesta työryhmän toiseen vaiheeseen osallistuivat STUK ja VTT Energia. Toisen vaiheen havainnot julkaistiin viitteessä IPAG (1999).

Tässä lyhyessä katsauksessa ei ole mahdollista mennä tarkemmin IPAG-työryhmän yksityiskohtaisiin tuloksiin. Seuraavassa esitetään kuitenkin joitain poimintoja IPAG-1:n laatimalta parannusmahdollisuuksien listalta (ks. IPAG 1997).

Yksi havainto on ollut, että eri maissa tehtyjä turvallisuusanalyysia ei ole aina helppo vertailla, mikä korostaa turvallisuusanalyysien selkeyden merkitystä. Vertailun vaikeus johtui tietenkin osaltaan myös erilaisista geologisista oloista, erilaisista teknisistä suunnitelmista ja erilaisista turvallisuusanalyysien tavoite-tasoista.

Toinen havainto on ollut, että paikkatutkimusten ja turvallisuusanalyysien välillä ei aina ole ollut parasta mahdollista vuorovaikutusta. Tämä viittaa laajojen ja useita tieteenaloja sisältävien tutkimusten koordinoimisen vaativuuteen. Kolmas perushavainto on ollut, että paikallisia ja ajallisia epävarmuuksia on otettu huomioon eri tavoilla, joten ilmeisesti parasta tapaa ei vielä ole löytynyt.

IPAG-2:n havainnot eivät sinänsä poikkea olennaisesti edellä olevista päätelmistä. Turvallisuusanalyysiraportilta toivottiin tiedonvälitystä helpottavia ominaisuuksia, kuten läpinä-

kyvyys, jäljitettävyys, toistettavuus ja julkinen saatavuus.

Uutena asiana tuotiin esiin muun muassa turvallisuusanalyysin luotettavuuden parantamiseen tähtäävät vaihtoehtoiset perustelut. Näitä voisivat olla useammat erilaiset turvallisuuden vertailukriteerit, esimerkiksi luonnon omat radioaktiivisuusvirrat, ja useiden rinnakkaisten päättelyketjujen käyttäminen (IPAG 1999), esimerkiksi luonnon uraaniesiintymien tutkimustulosten hyödyntäminen (ks. luku 7.5). Muun muassa näitä seikkoja pohdiskellaan juuri käynnistymässä olevassa IPAG:n kolmannessa vaiheessa.

Suomalaisen käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysin kannalta IPAG-hankkeesta on saatu arvokasta tietoa muiden ydinenergiamaiden vastaavista kokemuksista, joita voidaan soveltuvin osin hyödyntää analyysimetodiikkaa kehitettäessä. Yhtä tärkeätä on kuitenkin ollut suomalaisten turvallisuusanalyysien saama palaute maailman johtavilta asiantuntijoilta.

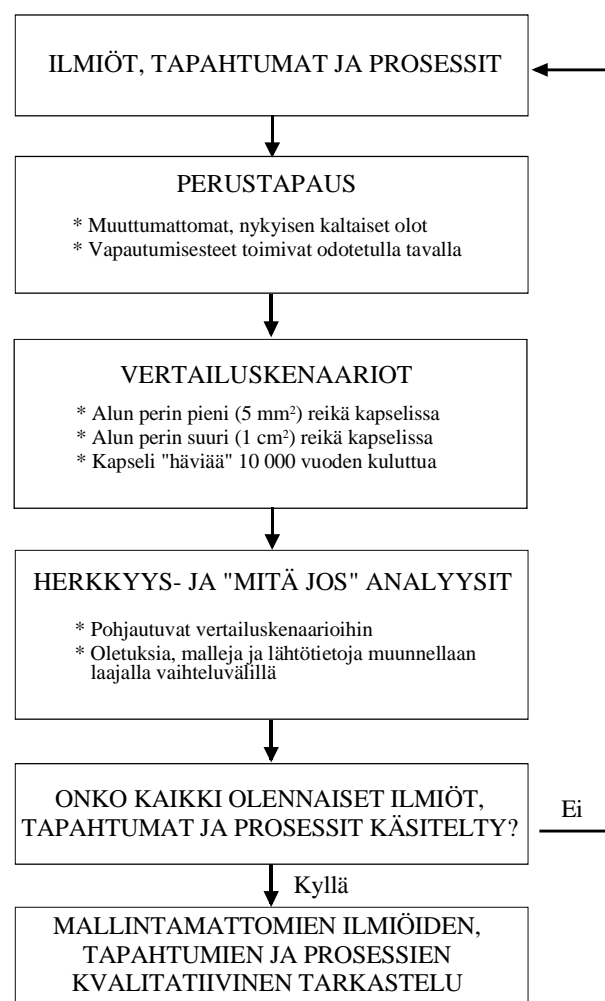
7.2 Skenaarioiden kattavuus

Käytetyn ydinpolttoaineen kallioperään suunnitellun loppusijoituksen säteilyriskejä on Suomessa toistaiseksi arvioitu ilman, että laskuissa on otettu huomioon tarkasteltujen tapahtumaketjujen todennäköisyyksiä. Ratkaisua on perusteltu sillä, että kaukana tulevaisuudessa käynnistyvien tapahtumien todennäköisyydet ovat joka tapauksessa erittäin vaikeita arvioida, ja arviot ovat tästä syystä subjektiivisia, toisin sanoen arvioijasta riippuvia.

Näin ollen kaikki tarkastellut vaihtoehtoiset tapahtumaketjut on kukin vuorollaan oletettu mahdollisiksi kehityskuluiksi. Riskimielessä tämä korostaa epätodennäköisten, mutta seurauksiltaan suurempien tapahtumien merkitystä

todennäköisempien, mutta seurauksiltaan vähäisempien kustannuksella.

Pohdittaessa tapoja, joilla radionuklidit voivat käytännössä levitä käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilasta, otetaan perustapaukseksi useimmiten tilanne, jossa kallioperässä nyt vallitsevat olosuhteet jatkuvat myös tulevaisuudessa (kuva 7.1). Pohjavesi oletetaan kuitenkin aina kulkuväyläksi, jota myöten radionuklidien leviäminen tapahtuu.



Kuva 7.1 Eri tyyppisten skenaarioiden järjestelmällinen tarkastelu (muokattu viitteen Vieno & Nordman 1997 pohjalta).

Taulukko 7.1. Suomalaisissa käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysissä tarkasteltuja tapauksia. Muokattu viitteen Rasilainen & Vuori (1999) pohjalta.

Tapaus	Perustelu	Kirjallisuusviite
Pohjavesikemian muutokset - pelkistävä (perustapaus) - hapettava - suolainen	Peruskalliosta tavattu kemiallisesti erilaisia pohjavesiä; kemia olennaisesti mukana kupari-rautakapselin korroosiossa, radionuklidien liukenemisessä pohjaveteen ja radionuklidien vuorovaikutuksessa kivi-vesisysteemissä - loppusijoitusvyöhydellä nykyisin vallitseva tilanne - lähempänä maanpintaa vallitseva tilanne; vaikuttaa merkittävästi kapselin korroosioon, radionuklidien liukoisuuteen ja leviämiseen; jääkaudet voivat syöttää hapettavaa sulamisvettä kallioruhjeisiin - rannikoilla tavattu syviä lähes liikumattomia suolaisia pohjavesiä; vaikuttaa radionuklidien liukoisuuteen ja leviämiseen; jääkaudet voivat siirtää makean ja suolaisen veden rajapintaa	1, 2, 3, 4, 5 1, 2, 3, 4, 5 3, 4, 5
Pohjaveden virtaama - uusia ruhjeita - häiriintynyt vyöhyke	Radionuklidien leviäminen tapahtuu pohjaveden välityksellä; mikäli pohjavesikemia ei muutu, pohjaveden kuljetuskyky on suoraan riippuvainen virtaamasta - jääkausien yhteydessä voi kallion jännitystilaa laajeta uusien vettä hyvin johtavien ruhjeiden syntyminen kautta - tunnelien louhiminen häiritsee kallion jännitystilaa ja voi aikaansaada tunnelien ympärille vettä paremmin johtavan vyöhykkeen	2, 3, 4, 5 3, 4, 5
Kapselin elinikä - odotettu elinikä vähintään 100 000 vuotta (perustapaus) - alun pitäen viallisia kapseleita, esim. reikiä, viallinen hitsisauma - hapettava pohjavesi - kallioliikunnot vaurioittavat kapselia	Kuparin korroosionopeuden arviointi riippuu monista tekijöistä - kuparin korroosio on hidasta vallitsevissa kemiallisissa oloissa - kapselin valmistuksen laadunvarmistus vastaavan teollisen toiminnan tasoa - hapettava pohjavesi korrodoi kuparia - kallioliikunnot tiedetään tapahtuneen Suomessakin	1, 2, 3, 4, 5 1, 3, 4, 5 1, 2, 3, 4, 5 2, 3, 5
Jääkausien vaikutukset - maan kohoaminen rannikoilla - vaikutus pohjavesikemiaan - kallioliikunnot	Jääkausia tiedetään olleen Suomen leveysasteilla ja niitä voidaan olettaa olevan myös tulevaisuudessa; jääkausien kaikkia yksityiskohtia ei tunneta - nykyiset maannousunopeudet tunnetaan - sulamisvesien kallioperään tunkeutumisen arvioihin liittyy epävarmuuksia - jääkauden aikana kallion jännitystilaa vaihtelee, jännitysten laukaisemat maanjäristykset voivat aiheuttaa kallioliikunnot ja uusia ruhjeita, vaikkakin jännitykset useimmiten purkautuvatkin olemassa olevia ruhjeita pitkin	1, 2, 3, 4, 5 3, 4, 5 2, 3, 5
Tunkeutuminen loppusijoitustilaan - koeporaus - syvä porakaivo	Ihmisen voidaan kuvitella tunkeutuvan tahattomasti loppusijoitustilaan - kairausnäytteen käsittely voi altistaa työntekijät säteilylle - loppusijoitustilan lähelle voidaan tehdä porakaivo, jos sijoitustilasta ei tiedetä	2, 4 1, 2, 3, 4

¹⁾ Peltonen ym. 1985, ²⁾ Vieno ym. 1985, ³⁾ Vieno ym. 1992, ⁴⁾ Vieno & Nordman 1996 ⁵⁾ Vieno & Nordman 1999

Herkkyystarkasteluissa oletetaan perustapauksesta poikkeavia kehityskulkuja, ja eri tekijöiden vaikutuksen selvittämiseksi niiden lukuarvoja vaihdellaan järjestelmällisesti. Vaihdeltavia tekijöitä ovat muun muassa pohjaveden kemialliset ominaisuudet, pohjaveden virtaama, ja ajanhetki, jolloin radionuklidit alkavat vapautua pohjaveteen. Lisäksi herkkyystarkasteluissa on tarkasteltu ihmisen tahatonta tunkeutumista loppusijoitustilaan. Taulukossa 7.1 on esitetty suppea yhteenveto suomalaisissa loppusijoituksen turvallisuusanalyseissa toistaiseksi tarkastelluista skenaarioista.

Loppusijoituksen säteilyseurausten arviointi perustuu matemaattisen laskentamalliston käyttöön. Pitkien tarkasteltavien ajanjaksojen (luokkaa satoja tuhansia vuosia) sekä loppusijoitustilan ja kallioperän ilmiöiden monimutkaisuuden takia seurausten kokonaisvaltainen arviointi kokeellisin tutkimuksin ei ole mitenkään mahdollista. Laskelmat kuitenkin perustuvat suurelta osin laboratoriokokeisiin, joita voidaan tehdä rajatuille osajärjestelmille.

Suomessa on käytetylle ydinpolttoaineelle tehty ensimmäinen kattava loppusijoituksen turvallisuusanalyysi jo vuonna 1982 (Anttila ym. 1982) ja toinen vuonna 1985 (Peltonen ym. 1985 ja Vieno ym. 1985). Seuraavat analyysit on tehty vuosina 1992 (Vieno ym. 1992), 1996 (Vieno & Nordman 1996) ja 1999 (Vieno & Nordman 1999). 1980- ja 1990-luvun analyysit eroavat toisistaan jonkin verran, pääosin tarkentuneiden paikkatutkimusten ja teknisten suunnitelmien ansiosta.

Yksi olennainen ero 1980- ja 1990-luvun analyyseissa on, että pohjaveden virtausajan loppusijoitustilasta maan pinnalle arvioitiin esim. 1985 olevan koko virtaamaa tarkastellen jopa tuhansia vuosia, kun 1990-luvulla päähuomio kiinnitettiin mahdollisiin erityisen nopeisiin virtausreitteihin, jolloin virtausaika kallion halkeamissa voisi olla nopeimmillaan luokkaa 10 vuotta.

Toinen merkittävä ero on, että uudemmissa 1990-luvun analyyseissa on otettu huomioon sijoituspaikkaehdokkaiden erot. Erot muodostuvat lähinnä siitä, onko sijoituspaikkaehdokas rannikolla, jolloin pohjavesi on aluksi suolaista (Olkiluoto ja Loviisa), vai onko se sisämassa (Kuhmo ja Äänekoski), jolloin pohjavesi on aina makeaa. Paikkakohtaisten piirteiden huomiointo vuoden 1999 analyysissä ei kuitenkaan antanut varmoja turvallisuusperusteita laittaa sijoituspaikkaehdokkaita paremmuusjärjestykseen (Vieno & Nordman 1999).

7.3 Laskentamallien kelpoistaminen

Radionuklidien eri leviämiskenaarioiden vaikutusten laskemiseksi matemaattisesti oikein on olennaista, että laskentamallit on kelpoistettu. Käytännössä kelpoistaminen tarkoittaa niiden perusteellista testaamista aiottuun käyttötarkoitukseen sekä vertaamalla mallinnustuloksia muiden mallien vastaaviin tuloksiin että vertaamalla mallinnustuloksia esimerkiksi laboratoriokokeiden tuloksiin.

Ensin mainittua testausta kutsutaan laskentamallin verifioimiseksi ja sen tuloksena voidaan todeta, että malli laskee lähtöyhtälönsä oikein. Käytännössä verifiointi on usein toteutettu niin, että useat eri matemaattisiin ratkaisumenetelmiin pohjautuvat laskentamallit laskevat saman tarkkaan määrätyn laskentatapauksen. Eri mallien tuloksia vertaamalla saadaan lisäksi käsitys erilaisten matemaattisten ratkaisumenetelmien ominaispiirteistä.

VTT Energian turvallisuusanalyseissa käytettävät pohjavesivirtauksen ja radionuklidien kulkeutumisen laskentamallit ovat osallistuneet laajoihin kansainvälisiin verifiointiprojekteihin. Pohjaveden virtausmallien verifiointiprojekti HYDROCOIN on jo saatettu päätökseen (OECD/NEA 1992), samoin kulkeutumismal-

lien verifiointiprojekti INTRACON (SKI 1984, 1986).

Toinen edellä mainituista mallin testauksista on nimeltään mallin validointi ja siinä pureudutaan siihen, kuvaako malli todellisuutta oikein. Tämä on hankala kysymys, joka sivuaa tieteenfilosofiassakin paljon pohdittua ongelmaa teorioiden oikeellisuudesta. Pohjimmiltaan vaikeus on siinä, että mitään teoriaa ei voi osoittaa sitovasti, lopullisesti ja yksikäsitteisesti oikeaksi. Tästä syystä mallien validoinnissa on viime aikoina puhuttu yleisesti luottamuksen lisäämisestä mallinnukseen sen aiotussa käyttökohteessa (esim. NEA 1999).

VTT Energian kulkeutumismallit ovat osallistuneet nyt jo loppuun saatettuun validointihankkeeseen INTRAVAL (SKI & OECD/NEA 1996). Tämän lisäksi kulkeutumismalleja on kotimaassa testattu yksityiskohtaisesti laboratorioissa tehtyjen kulkeutumiskokeiden ja luonnonanalogiatutkimusten yhteydessä. Mallin validoimisen välttämätön, mutta ei riittävä ehto on, että se on ensin verifioitu. Toisin sanoen mallinnustuloksen täytyy olla matemaattisesti oikein laskettu, jotta sitä voidaan järkevin perustein verrata kokeellisiin tuloksiin.

Kysymykseen kulkeutumismallin todellisuuden kuvaamisen oikeellisuudesta kuuluu myös se, miten loppusijoitustilassa ja kallioperässä samanaikaisesti esiintyvät ja toisiinsa kytkeytyneet ilmiöt kuvataan. Esimerkki toisiinsa kytkeytyneistä ilmiöistä on käytetyn polttoaineen lämmöntuoton aiheuttaman lämpötilan nousun aiheuttama suora muutos pohjaveden virtauksessa sekä kallioperän jännityksessä, mikä taas vedenjohtavuuden kautta epäsuorasti vaikuttaa pohjaveden virtaukseen.

Tuoreen suomalaisen selvityksen mukaan kytkeytyneiden ilmiöiden mallintamiseen liittyy vielä huomattavasti epävarmuuksia (Rasilainen et al. 1999). Pohjaveden virtauksen tarkkaa mallinnusta haittaa epävarmuus siitä, miten virtaus

pitäisi käsitteellistää sekä siitä johtuvat epävarmuudet lähtötiedoissa, vrt. kappale 6.2. Geokemiallista mallinnusta vaikeuttaa puutteellinen termodynaaminen tietokanta. Kallioperän mekaanisen käyttäytymisen mallintaminen on hankalaa, koska sen rakenteiden (esimerkiksi ruhjevyöhykkeiden) paikat ja ominaisuudet on tunnettava ja kummatkin ovat vaikeita määrittää tarkasti.

7.4 Lähtötietojen saatavuus

Hyvän mallinnustuloksen saamiseksi pelkkä mallien oikeellisuus ei riitä, vaan lisäksi myös käytettyjen lähtötietojen on oltava oikeita. Turvallisuusanalyysissä lähtötietojen valintaan vaikuttaa kaksi toisistaan riippumatonta epävarmuuden lähdettä.

Ensimmäinen on jo aiemmin mainittu pitkä tarkastelujakso, joka saa aikaan sen, että epävarmuus tulevasta kehityksestä heijastuu väistämättä myös valittuihin mallien lähtötietoihin. Käytännössä tämä ongelma on suomalaisissa turvallisuusanalyysissä käsitelty siten, että kullekin laskentaskenaariolle laaditaan omat skenaariokohtaiset lähtötietokantansa ilman, että yritetään numeerisesti arvioida yksittäisen parametriarvon todennäköisyyttä. Tämä on linjassa sen kanssa, että toistaiseksi suomalaisissa turvallisuusanalyysissä ei ole arvioitu numeerisesti myöskään skenaarioiden todennäköisyyksiä. Molempien todennäköisyyksien arvioinnin voidaankin katsoa olevan erittäin vaikeaa ja subjektiivista.

Toinen epävarmuuden lähde on se, että turvallisuusanalyysi kohdistuu suuren kalliotilavuuden sisällä tapahtuvaan käyttäytymiseen, mutta havaintopisteitä kyseisestä kalliotilavuudesta on varsin rajallinen määrä. Tämä johtuu siitä, että ei ole järkeä "pilata" hyvää paikkaehdokasta poraamalla se täyteen tutkimusreikiä. Asiantilan seurauksena tutkittavaa kalliotilavuutta voidaan lähtötietomielessä havainnol-

listaa toisistaan kaukana olevien tarkkaan analysoitujen näytteenottopisteiden joukolla. Sen sijaan siitä, mitä on näytteenottopisteiden välissä, ei ole suoria havaintoja. Näin ollen perusongelma on, että kallioperän heterogeenisuuden yksityiskohtaiseen kuvaamiseen ei ole tarkkoja lähtötietoja.

Heterogeenisuusongelmaa on toistaiseksi yritetty ratkaista yksinkertaisilla paloittain homogeenisilla malleilla ja keskiarvoparametreilla, joiden on arvioitu edustavan riittävän hyvin esimerkiksi kahden tutkimusreiän välistä homogeeniseksi oletettua kalliotilavuutta. Heterogeenisuus on erityisesti pohjaveden virtausmallinnuksen ongelma, ja ongelman ratkaisemiseksi on kehitetty useampia mallinnuslähestymistapoja, esim. rakoverkkomallinnus, stokastinen mallinnus ja paloittain homogeenisen väliaineen mallinnus (esim. Vuori 1997). Nykynäkemyksen mukaan eri mallinnuskonseptit sopivat eri mittakaavan ongelmiin.

Lähtötietojen saatavuus liittyy myös käytettävien laskentamallien monimutkaisuuteen. Yksinkertaisten mallien lähtötietotarpeet ovat myös yksinkertaisia ja periaatteessa helposti tyydytettävissä. Sen sijaan monimutkaisten mallien tarvitsemien laajojen ja usein mutkikkaiden lähtötietojen hankkiminen saattaa joissain tapauksissa olla erittäin vaikeaa. Itse asiassa yksi monimutkaisempien laskentamallien kompastuskivi käytännön mallinnustyössä usein onkin, että lähtötietojen saaminen on niin vaikeaa. Tämä voi johtaa siihen, että todellista tarkennusta mallinnukseen ei saadakaan, vaikka malli sinänsä antaisi siihen periaatteellisen mahdollisuuden. Tämä korostaa sitä, että laskentamallien ja lähtötietojen yksityiskohtaisuuden on oltava keskenään tasapainossa.

Laskentamalleja ja lähtötietojen saatavuutta onkin kaiken aikaa tarkasteltava yhtenä kokonaisuutena. Se mihin yksityiskohtaisuuden tasoon mallinnuksessa tähdätään, on itse asiassa turvallisuusanalyysin strateginen valinta. Siihen vaikuttaa lähtötietojen suoran saatavuuden li-

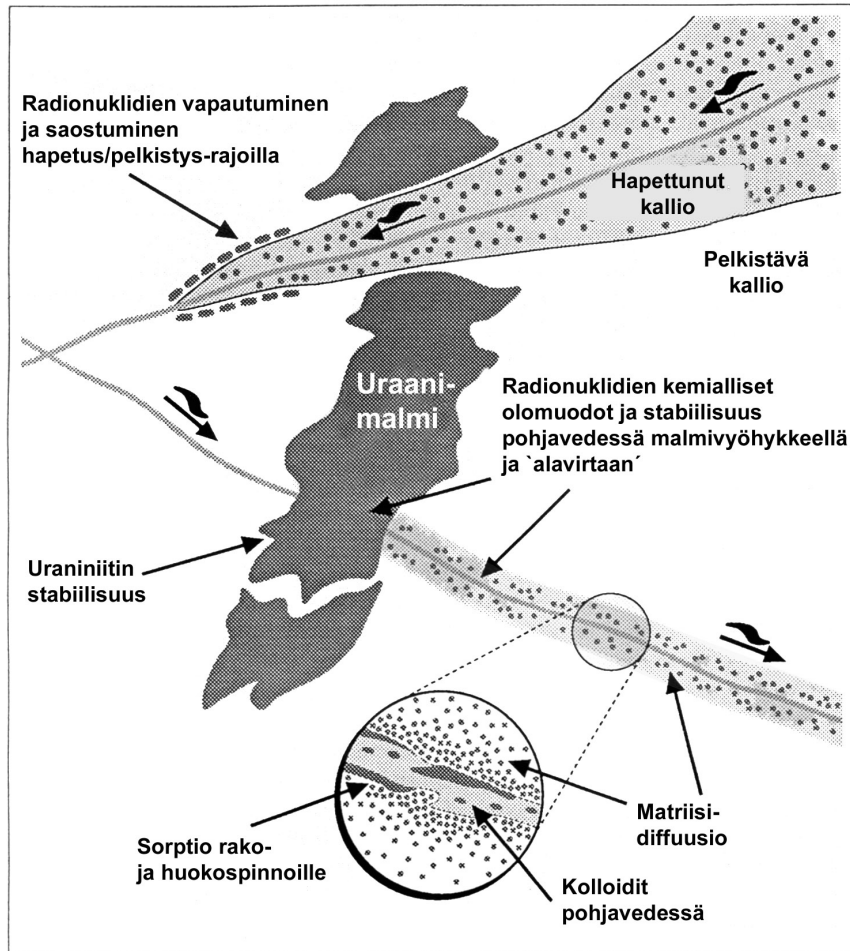
säksi myös edellä mainittu pitkä tarkasteltava aika sekä havaintopisteiden verkon väistämätön harvuus. Tällöin mallien yksityiskohtaisuutta pohdittaessa kysymys voi kuulua: mikä arvo on jonkin asian erittäin tarkalla mallintamisella, kun koko mallinnettavan kalliotilavuuden kuvaamisessa on huomattavan suuria epävarmuuksia?

7.5 Onko luonnonanalogioista apua?

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysimetodiikan toimivuutta voi testata soveltamalla sitä luonnon järjestelmiin, jotka jossain mielessä muistuttavat loppusijoitusjärjestelmää. Tällaisia luonnon järjestelmiä kutsutaan luonnonanalogioiksi, koska ne ymmärretään loppusijoitusjärjestelmän kanssa samanlaisiksi (analogiseksi) tietyn osakokonaisuuden kannalta.

Kokonaista loppusijoitusjärjestelmää luonnosta ei tietenkään voi löytää, koska luonnosta ei löydy ihmisen tekemiä teknisiä vapautumisesteitä. Toisaalta kuitenkin esimerkiksi uraanin kulkeutuminen on periaatteessa²⁰ samanlaista riippumatta siitä mistä uraani on alun perin lähtöisin, loppusijoitustilasta vai luonnon uraaniesiintymästä, kunhan olosuhteet muuten ovat samanlaiset. Näin ollen luonnonanalogioita tutkimalla voidaan testata joitain turvallisuusanalyysissä käytettyjä laskentamalleja. Kuvassa 7.2 on esitetty käsitteellinen kuvaus niistä prosesseista, joita periaatteessa voidaan tutkia uraaniesiintymän ympäristössä.

²⁰ Käytännössä on erojakin. Esimerkiksi muutamasta kapselista vapautunutta uraania voidaan tarkastella "hivenainepitoisuutena", joka ei vaikuta ympäristöön, mutta iso uraaniesiintymä vaikuttaa merkittävästi esim. ympäristönsä kemiaan. Toisaalta laajempi päästö loppusijoitustilasta alkaa sekin jo vaikuttaa ympäristöönsä.



Kuva 7.2 Kaavio halkeilleessa kallioperässä sijaitsevassa uraaniensintymässä mahdollisesti tutkittavista prosesseista (muokattu viitteestä Miller et al. 1997). Kuvan yläosassa happipitoinen pohjavesi virtaa halkeamassa ja hapettaa ympäröivää kalliomatriisia vapauttaen samalla sen sisältämää uraania. Kolloidit tarkoittavat tässä radionuklideja, jotka ovat takertuneet pohjavedessä luonnostaan oleviin pieniin hiukkasiin (kolloideihin).

Suomessa on tutkittu uraanin ja sen tytärynuklidien kulkeutumista kiteisessä kallioperässä esimerkiksi Palmotun uraaniensintymän ympäristössä. Palmotussa päähavaintona on ollut uraanin odotettua vähäisempi leviäminen uraaniensintymästä halkeamissa virtaavan pohjaveden mukana (esim. Blomqvist ym. 1999).

Toisessa suomalaisessa luonnonalogiakohdeksessa, Hämeenlinnan siirtolohkareissa on tutkittu viimeisen jääkauden loppuvaiheessa siirtolohkareeseen hitaasti diffundoitumalla tunkeutunutta uraanipulssia (esim. Rasilainen 1997 ja siinä olevat viitteet). Tällä havainnolla

on voitu suoraan testata matriisidiffuusion huomioon ottavaa turvallisuusanalyysin kulkeutumismallia.

Uraanin ja muiden luonnonaineiden kulkeutumisen ohella luonnonalogiat voivat myös edustaa jotain teknisen päästöesteen rakenteellista osaa. Suomessa on esimerkiksi Hyrkkölässä tutkittu luonnon kuparia analogiana suunnitellulle kupari-rautakapselin kupariselle ulko-kerrokselle. Hyrkkölän havaintojen mukaan kupari on ollut luonnonoloissa erittäin kestävä esimerkiksi korroosiota vastaan (Marcos 1996, Marcos & Ahonen 1999).

Luonnonanalogoita mallintamalla on myös mahdollista saada käsitystä siitä, miten konservatiivisia turvallisuusanalyysin laskentamallit loppujen lopuksi ovat. Tämä johtuu siitä, että luonnonoloissa prosessit tapahtuvat omien lainalaisuuksiensa mukaisesti ja nämä voivat poiketa turvallisuusanalyysin oletuksista. Luonnossa olevista, mutta turvallisuusanalyyseista toistaiseksi huomioon ottamattomista pidättymismekanismeista on saatu viitteitä Palmotun tutkimuksissa (Blomqvist ym. 1999), esim. uraanin huomattavilta osin palautumaton kiinnittyminen rakomineraaleihin.

Palmotussa, on edelleen havaittu, että kolloideina pohjavedessä kulkeutuva radionuklidikuorma on erittäin vähäinen. Kolloidien vähäinen määrä virtaavassa pohjavedessä on havaittu monissa muissakin Pohjoismaissa tehdyissä kiteisen kallioperän paikatutkimuksissa.

7.6 Mikä on vaikeinta?

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioimiseen liittyy joitain väistämättömiä epävarmuuksia. On kuitenkin huomattava, että epävarmuudet sinänsä eivät estä turvallisuuden arvioimista. Sen sijaan niillä on vaikutus siihen, millä tavalla turvallisuutta on mielekästä arvioida. Olennaista on, että epävarmuuksien olemassaolo myönnetään ja otetaan jo turvallisuuden arviointimenetelmää kehitettäessä huomioon. Itse loppusijoitusjärjestelmä monine peräkkäisine, toisiaan varmistavine vapautumisesteineen sisältää teknistä varautumista tulevaisuuteen, johon liittyy epävarmuuksia.

Tulevaisuuden ennustaminen

Yksi perustavan laatuinen epävarmuuden lähde on tarve ulottaa turvallisuusanalyysi inhimillisessä mielessä erittäin pitkän ajanjakson yli, usein tarkastelut kattavat satoja tuhansia vuosia. Tässä suhteessa tarkasteltavaa ajanjaksoa

voi luonnehtia geologiseksi, koska geologiset ilmiöt antavat oikean aikaskaalan. Nimitys geologinen ajanjakso on oikeaan osunut siksi, että epävarmuudet liittyvät nimenomaan geologisen väliaineen eli kallioperän käyttäytymisen arvioimiseen.

On selvää, että ei ole mahdollista tietää tarkkaan mitä tulevaisuudessa tapahtuu. Toisaalta on myös tiedossa, että kallioperässä muutokset ovat useimmiten hitaita ja kohtuullisen hyvin ennustettavissa. Jääkaudet ovat ehkä ainut merkittävä ”väkivaltainen” geologinen tapahtuma, joka saattaa laukaista geologisessa mittakaavassa nopeita muutoksia Suomen leveysasteilla. Tässä mielessä luonnonanalogioiden tutkiminen voi antaa hyödyllistä osviittaa luonnonolojen vaihtelevuudesta ja mahdollisesta vuorottelusta.

On tärkeitä huomata, että käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuuden arvioimisen luotettavuus ei perustu siihen, että osataan etukäteen tarkkaan arvata tai ennustaa, mitä kallioperässä täsmälleen tapahtuu kaukaisessa tulevaisuudessa. Turvallisuuden arviointi perustuu vaihtoehtoisten tulevaisuusskenaarioiden laskemiseen. Tällöin olennaiseksi kysymykseksi kohoaa se, onko tuleva ”oikea” kehityskulku skenaarioiden avulla katetulla kentällä. Jos näin on, ”oikean” kehityskulun säteilyvaikutusten voidaan myös katsoa olevan haarukoitu skenaarioiden laskentatulosten kautta.

Riittävän turvallisuuden osoittaminen

Kallioperään suunnitellun käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilan turvallisuuden arvioimisen tuloksena saadaan arvio radionuklidien päästönopeuksista elolliseen luontoon ja niiden siellä aiheuttamista säteilyvaikutuksista. Tämä säteilyvaikutus lasketaan usein annosnopeuksiksi, jolloin sitä voidaan suoraan verrata luonnon säteilytaustaan ja myös viranomaisten asettamiin luonnontaustaa pienempiin turvalli-

suusrajoihin. Yksi turvallisuuden kriteeri on saavutettu, kun laskettu annosnopeus alittaa asetetut turvallisuusrajat.

Annoslaskentaan liittyy kuitenkin merkittäviä epävarmuuksia, koska siinä täytyy tehdä oletuksia, ensinnäkin tulevaisuudessa vallitsevasta biosfääristä. Biosfääriin liittyvät epävarmuudet ovat selvästi suuremmat kuin kallioperään liittyvät. Toiseksi annoslaskentaan liittyy epävarmuuksia, koska siinä on tehtävä oletuksia ihmisten altistustavoista radio-aktiivisille aineille. Tässä suhteessa ainut varma asia lienee, että tulevaisuudessakin hengitetään ilmaa ja juodaan vettä, mutta ruokatottumukset voivat sen sijaan vaihdella huomattavastikin. Annoslaskennassa ne on useimmiten oletettu nykyisen kaltaisiksi. Oletusta voidaan perustella sillä, että ihmisen aineenvaihdunta ja eri alkuaineiden tarve säilyy ennallaan pitkänkin ajan. Lisäksi on luultavaa, että pääosa ravinnosta saadaan tulevaisuudessakin maanviljelyksen kautta.

Biosfääriin liittyviä epävarmuuksia yritetään selvittää kansainvälisenä yhteistyönä. Kansainvälisen atomienergiajärjestön IAEA:n johtamassa parhaillaan käynnissä olevassa BIOMASS-hankkeessa on tavoitteena laatia erilaisia tyypibiosfäärejä lähtien erilaisista ilmasto- ja muista oletuksista. Yksi pisimmällä olevista osakokonaisuuksista on kaivoskennan kehitys, jossa altistusreitteinä on porakavasta otettavan juoma- ja kasteluveden käyttö.

Biosfäärilaskentaan liittyvien epävarmuuksien vuoksi viranomaiset ovat kansainvälisestikin alkaneet kiinnostua biosfääriin luonnollista tietä kulkeutuvista radionuklideista. Tällaisen luonnon radionuklidivirran lähteinä voi olla pohja- ja pintaveden kuljettama luonnollinen radioaktiivisten aineiden kuorma sekä kallioperän maanpinnassa tapahtuvan eroosion vapauttama radioaktiivisten aineiden määrä. Tällöin loppusijoitustilasta biosfääriin vapautuvaa radionuklidivirtaa voitaisiin suoraan verrata biosfääriin luonnollisesti joka tapauk-

ssa purkautuvaan radionuklidivirtaan, jolloin biosfäärin tulevaisuuden kehitykseen liittyvä epävarmuus ei vaikuttaisi turvallisuusanalyysiin.

Tämän suuntaisia hankkeita on jo toteutettu Ruotsin säteilyviranomaisen SKI:n toimesta (esim. Miller ym. 1997), pohjoismaisten säteilysuojeluviranomaisten kesken (Snihs ym. 1993) ja myös kansainvälisellä foorumilla. Esimerkiksi kansainvälisellä atomienergiajärjestöllä IAEA:lla on käynnistymässä aiheeseen pureutuva tutkimusohjelma, johon suomalaisetkin tutkimuslaitokset ovat päättäneet osallistua. Myös EU:n 5. puiteohjelman tutkimusohjelmassa on saman suuntaisia alustavia kaavailuja.

Riittävän turvallisuuden toteaminen käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukselle ei kuitenkaan ole helppo tehtävä. Yhtäällä pyrkimys annosnopeuksien jatkuvaan alentamiseen loppusijoitusjärjestelmää teknisesti virittämällä lakkaa olemasta järkevää sen jälkeen, kun terveyden kannalta haitallinen raja on jo selvästi alitettu.

Toisaalla viranomaisten asettamat terveydelle vaarattomat alhaiset turvallisuusrajat perustuvat teoriaan, jonka mukaisesti hyvin pienetkin säteilyannokset lisäävät säteilyhaittojen riskiä lineaarisesti, ja haitatonta säteilytasoa ei ole olemassa (linear no-threshold -teoria, LNT). Tätä teoriaa kohtaan on esitetty tieteellistä kriitikkiä lähinnä siksi, että se saattaa yliarvioida voimakkaasti pienten annosnopeuksien aiheuttamia säteilyhaittoja (esim. Jaworowski 1999). Myös Kansainvälinen säteilysuojelukomissio ICRP on esittänyt näkemyksiä, että kauas tulevaisuuteen ulottuvaan väestöannosten laskentaan, joka pohjautuu pienten yksilöannosten summaamiseen, tulee suhtautua kriittisesti (ICRP 1998).

Konservatiivisuus vs. realismisuus

Yksi syy loppusijoituksen turvallisuuden toteamisen vaikeuteen asiantuntijapiirien ulkopuolella saattaa olla turvallisuusanalyysissä sovellettu konservatiivisuusperiaate. Tämän seurauksena laskennan kaikissa vaiheissa on tehty säteilyvaikutuksia yliarvioivia olettamuksia. Joissain tapauksissa laskentatapausten fyysikaalinen mielekkyys ei enää hahmotu ulkopuoliselle lukijalle, jolloin kyseiseen skenaarioon suhtaudutaan tästä syystä epäluuloisesti.

On kuitenkin syytä muistaa, että turvallisuusanalyysissä kuvausta on yksinkertaistettava joka tapauksessa, koska tarkasteltavan loppusijoitustila-kallioperä-järjestelmän luonne edellyttää sitä. Nykyisin pyrkimys Suomessakin on kohti realistisempia turvallisuusanalyyssejä kuitenkin niin, että säteilyvaikutuksia ei aliarvioida. Tässä työssä erityisen tärkeitä tukitietoja tarjoavat luonnonanalogiatutkimukset, koska niistä voi saada suoraan selville luonnossa vallinneiden olojen vaihteluvälejä.

8. Yhteenveto

Julkaisussa on tarkasteltu käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuuden arvioimisen perusteita. Tavoitteena on ollut periaatteiden osalta tarkka, mutta teknisten yksityiskohtien osalta pelkistetty esitys. Näkökulmaksi on valittu turvallisuuden arvioimisen menetelmän kuvaaminen, koska vasta käytettyjen menetelmien ja niiden perusteiden tunteminen mahdollistaa turvallisuusanalyysien tulosten tosiasiallisen arvioimisen.

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto koostuu useista teknisistä vaiheista, joista tässä työssä on erityisesti tarkasteltu kuljetuksia, loppusijoituslaitosta ja itse loppusijoitusta syvälle peruskallioon. Suomessa Säteilyturvakeskus valmistelee ydinjätehuollon turvallisuuskriteerit. Ydinjätehuollon toimijoiden työnjako on maassamme yleensäkin selkeä. Ylin johto kuuluu kauppa- ja teollisuusministeriölle, turvallisuusvalvonta Säteilyturvakeskukselle ja toteutus- ja kustannusvastuu jätteet tuottaneille ydinvoimayhtiöille.

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusten turvallisuuden arviointi jaetaan normaalikuljetusten ja onnettomuustilanteiden analysointiin. Normaalikuljetuksissa ei tapahdu onnettomuuksia ja kuljetussäiliö säilyttää tiiveytensä. Säteilyvaikutus lasketaan kuljetusastian suorasta säteilystä arvioidun altistusajan ja -etäisyyden avulla. Merkittäviä säteilyannoksia voidaan saada vain oleskelemalla pitkiä aikoja kuljetussäiliön välittömässä läheisyydessä.

Onnettomuustilanteita analysoidaan todennäköisyyspohjaisesti hyödyntäen olemassa olevia liikenneonnettomuustilastoja. Onnettomuustilanteissa kuljetussäiliön tiiveys oletetaan menetettäväksi ja säteilyvaikutus lasketaan kuljetusastiasta ympäristöön vapautuvien radionuklidien leviämisen perusteella.

Loppusijoituslaitoksen käytön aikaisen turvallisuuden arviointi kattaa sekä työntekijöiden että lähiseudun asukkaiden säteilyannosten laskeamisen. Säteilyannokset lasketaan sekä normaalikäytössä että kuviteltavissa olevissa häiriö- ja onnettomuustilanteissa. Loppusijoituslaitoksen keskeisimmät työvaiheet, joissa altistusta radioaktiivisuudelle voi esiintyä, ovat käytetyn ydinpolttoaineen vastaanotto, polttoainenuppujen kapselointi ja loppusijoituskapselien sijoittaminen loppusijoitusreikiin noin 500 metrin syvyydelle.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioimisen läpikäyväenä lähtökohtana on konservatiivisuusperiaate. Se tarkoittaa sitä, että tarkasteltavat tapahtumaketjut, laskentamallit ja laskentamallien lähtötiedot pyritään tietoisesti valitsemaan siten, että säteilyvaikutus todennäköisesti yliarvioidaan. Loppusijoitusjärjestelmän käyttäytyminen on monimutkainen kokonaisuus, jonka mallinnuksessa on pakko tehdä yksinkertaisuuksia. Nämä yksinkertaistukset tehdään konservatiivisuusperiaatteen mukaisesti.

Suomalaiset käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysit on tehty toisittaiseksi ilman, että laskentatapausten todennäköisyyksiä on arvioitu numeerisesti. Toisin sanoen kukin tarkasteltu laskentatapaus on vuorollaan oletettu mahdolliseksi. Tämä on korostanut voimakkaasti vaikutuksiltaan haitallisempien, mutta todennäköisyydeltään pienten tapahtumien merkitystä vaikutuksiltaan vähäisempien, mutta todennäköisempien kustannuksella. Tarkastelutapaa on perusteltu sillä, että kauas tulevaisuuteen sijoittuvien tapahtumaketjujen todennäköisyyden arvioiminen on erittäin vaikeaa.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuus perustuu olennaisesti siihen, että käytetyn polttoaineen ja ihmisen välissä on monta toisiaan tukevaa päällekkäistä vapautumisestettä. Tällaisen moninkertaisesti varmistetun järjestelmän toimivuus ei riipu siitä, että

kaikki osajärjestelmät toimivat "täydellisesti", vaan se sallii osajärjestelmissä poikkeamia.

Säteilyvaikutusten numeerinen laskeminen koostuu peräkkäin etenevistä pohjaveden virtauksen, loppusijoituskapselin korroosion, täyteaineen toiminnan, radionuklidien vapautumisen ja kallioperässä sekä lopuksi ihmisen elinpiirissä tapahtuvan leviämisen tarkastelusta. Lopuksi arvioidaan ihmisen altistumista radionuklideille elinpiirissään.

Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioinnin luotettavuus ei perustu siihen, että osattaisiin arvata tai ennustaa, miten loppusijoitustila-peruskalliojärjestelmä täsmälleen kehittyy tulevaisuudessa. Se perustuu olennaisesti siihen, että erilaisilla herkkyysanalyysillä haarukoidaan tämän järjestelmän mahdollisia kehityskulkuja, ja näin kysymys onkin siitä, että "oikea" kehityskulku sijoittuu herkkyysanalyysin katettuun kenttään.

Loppusijoituksen turvallisuuden osoittaminen on kuitenkin monella tapaa vaativa tiedonvälitystehtävä. Yksi osatekijä tässä vaativuudessa on vaikeus nähdä turvallisuusanalyysin tekijöiden ammattiterminologian läpi. Kaikkialla vaikuttava konservatiivisuusperiaate yhdistettynä hyvinkin dramaattisiin skenaarioihin voi synnyttää liioitellun kuvan loppusijoituksen säteilyriskistä. Turvallisuusanalyysin ajattelutapa on pidettävä mielessä arvioitaessa analyysin laskemia tuloksia.

Kirjallisuusviitteet

Anttila, M. 1992. TVO:n käytetyn polttoaineen koostumus, aktiivisuus, lämmöntuotto ja muut radioaktiiviset ominaisuudet jäähtymisajan funktiona. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. (Raportti YJT-92-03.)

Anttila, M., Björnberg, M. & Vuori, S. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen huollon vaihtoehdot. Pitkäaikaisvarastointi ja transmutaatio. Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö, 64 s. (Kauppa- ja teollisuusministeriön tutkimuksia ja raportteja 10/1999.)

Anttila, M., Halonen, O., Holopainen, P., Korhonen, R., Kätkä, M., Meling, K., Noro, H., Peltonen, E., Rasilainen, K., Savolainen, I. & Vuori, S. 1982. Käytetyn polttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta, 281 s. (Raportti YJT-82-41.)

Blomqvist, R., Ruskeeniemi, T., Pitkänen, P., Smellie, J., Rasilainen, K., Grundfelt, B. & Read, D. 1999. Migration of uranium and main PA-results at Palmottu. EURADWASTE '99. 5th European Commission Conference on Radioactive Waste Management and Disposal and Decommissioning. 15-18 November 1999. Luxembourg. (Proceedings will be published five months after the conference).

Diersch, R., Methling, D. & Milde, G. 1994. CASTOR cask with high loading capacity for transport and storage of VVER 440 spent fuel. Gesellschaft für Nuklear – Behälter mbH Essen (GNB).

Foadian, H., Seager, K. D. & Rashid, Y. R. 1992. Probabilistic assessment of spent fuel cladding breach. Proceedings of high level radioactive waste management, Vol. 1, ANS, s. 1018–1025.

IAEA. 1990. Regulations for the safe transport of radioactive material. 1985 Edition (As amended 1990). Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA Safety Series No. 6.)

IAEA. 1992. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. Vienna: International Atomic Energy Agency (Technical Report Series 332.)

IAEA. 1999. Protection of the Environment from Ionising Radiation. Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA-TECDOC-1091.)

ICRP. 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Annals of the ICRP Vol. 21, No. 1–3, Oxford: Pergamon Press.

ICRP. 1998. Radiological protection policy for the disposal of radioactive waste. ICRP Publication 77, Annals of the ICRP Vol. 27 Supplement. Oxford: Pergamon Press.

IPAG (Working Group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories) 1997. Lessons learnt from ten performance assessment studies, Paris: OECD NEA, 129 s.

IPAG (Working Party on the Integrated Performance Assessments of Deep Repositories) 1999. Lessons learnt from regulatory reviews of integrated performance assessments, Paris: OECD NEA, 86 s. (NEA/IPAG/DOC(99)2.)

Jakonen, J., Lehto, H., Raekallio, M., Terävä, S., Pitkänen, R., Kuisma, A., Kähkönen, S. & Santala, J. 1998. Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusvaihtoehdot mahdollisille loppusijoituspaikoille. Helsinki: Posiva Oy., 24 s. (Posiva Työraportti 98-48.)

Jaworowski, Z. 1999. Radiation risk and ethics, *Physics Today*, September 1999, s. 24–29.

Kuivamäki, A. & Vuorela, P. 1985. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen vaikuttavat geologiset ilmiöt Suomen kallioperässä. Espoo: Geologian tutkimuskeskus, 66 s. + liite (Tiedonanto YST-47.)

Kuivamäki, A., Vuorela, P. & Paananen, M. 1998. Indications of postglacial and recent bedrock movements in Finland and Russian Karelia. Espoo: Geologian tutkimuskeskus, 92 s. + liite 5 s. (Tiedonanto YST-99.)

Kukkola, T. 1999a. Kapselointilaitoksen ja -prosessin kuvaus. Helsinki: Posiva Oy. 48 s. (Posiva Työraportti 99-29.)

Kukkola, T. 1999b. Loppusijoituslaitoksen normaalikäytön, käyttöhäiriöiden ja onnettomuustilanteiden määrittäminen päästö- ja annoslaskentaa varten. Helsinki: Posiva Oy. 26 s. (Posiva Työraportti 99-17.)

Marcos, N. & Ahonen, L. 1999. New data on the Hyrkkölä U-Cu mineralization: The behaviour of native copper in a natural environment. Helsinki: Posiva Oy., 64 s. + liitt. 14 s. (Report Posiva 99-23.)

Marcos, N. 1996. The Hyrkkölä native copper mineralization as a natural analogue for copper canisters. Helsinki: Posiva Oy., 39 s. + liitt. 11 s. (Report Posiva 96-15.)

Miller, W.M., Smith, G.M., Towler, P.A. & Savage, D. 1997. SITE-94. Natural elemental mass movement in the vicinity of the Äspö Hard Rock Laboratory, Stockholm: Statens Kärnkraftinspektion, 93 s. (SKI Report 97:29.)

NEA. 1999. Confidence in the long-term safety of deep geological repositories. Its development and communication. Paris: OECD Nuclear Energy Agency, 78 s.

Niini, H. 1973. Stratigrafisia ja morfologisia selvityksiä Etelä-Suomen maapeitteisistä laaksoista. *Terra*, vol. 85, s. 217–224.

Nuclear Recycling 1998. Transport No. 6.

OECD/NEA. 1992. The international HYDROCOIN Project. Summary report. Paris: OECD/Nuclear Energy Agency, 182 s.

Peltonen, E., Vuori, S., Anttila, M., Hillebrand, K., Meling, K., Rasilainen, K., Salminen, P., Suolanen, V. & Winberg, M. 1985. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi. Perustapaus. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 309 s. + liite. (Raportti YJT-85-22.)

Raiko, H. & Salo, J.-P. 1999. Design report of the disposal canister for twelve fuel assemblies. Helsinki: Posiva Oy. 57 s. + liitt. 6 s. (Report Posiva 99-18.)

Rasilainen, K. & Vuori, S. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto. Suomalaisen suunnitelman pääpiirteet. Espoo: VTT Energia, 50 s. + liitt. 7 s. (VTT Tiedotteita 1953.)

Rasilainen, K. 1997. Matrix diffusion model. In situ tests using natural analogues. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus, 81 s. + liitt. 67 s. (VTT Publications 331.)

Rasilainen, K., Luukkonen, A., Niemi, A., Olin, M. & Pöllä, J. 1999. The feasibility of modelling coupled processes in safety analysis of spent nuclear fuel disposal. Espoo: VTT Energy, 83 s. + liitt. 4 s. (VTT Research Notes 1973.)

Riekkola, R., Saanio, T., Autio, J., Raiko, H. & Kukkola, T. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilojen kuvaus. Helsinki: Posiva Oy, 71 s. (Posiva Työraportti 99-46.)

Rossi, J., Raiko, H., Suolanen, V. & Ilvonen, M. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen normaalikäytön, käyttöhäiriöiden ja onnettomuustilanteiden aiheuttamien säteilyannosten arviointi. Helsinki: Posiva Oy., 85 s. (Raportti Posiva 99-16.)

Saario, T. & Raiko, H. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituskapseleiden palautettavuus, Helsinki: Posiva Oy, 47 s. (Posiva Työraportti 99-21.)

Sanders, T. L., Seager, K. D., Rashid, Y. R., Barrett, P. R., Malinauskas, A. P., Einziger, R. E., Jordan, H., Duffey, T. A., Sutherland, S. H. & Reardon, P. C. 1992. A method for determining the spent-fuel contribution to transport cask containment requirements. Albuquerque. SAND90-2406.

SKI & OECD/NEA. 1996. The international INTRAVAL Project. Final results. Paris: OECD. 43 s.

SKI. 1984. INTRACOIN Final report level 1. Code verification. Stockholm: Swedish Nuclear Power Inspectorate. 105 s. + liitt. 225 s. (SKI Report 84:3.)

SKI. 1986. INTRACOIN Final report levels 2 and 3. Model validation and uncertainty analysis. Stockholm: Swedish Nuclear Power Inspectorate. 66 s. + liitt. 308 s. (SKI Report 86:2.)

Snihs, J.O., Johansson, G., Norrby, S., Wingefors, S., Mustonen, R. & Ruokola E. 1993. Disposal of high level waste. Consideration of some basic criteria. The Radiation protection and nuclear safety authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 64 s.

STUK. 1998. Suomalaisen säteilyannos. ALARA, nro 3, s. 32.

Suolanen, V., Lautkaski, R. & Rossi, J. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusten terveysriskien arviointi. Helsinki: Posiva Oy, 139 s. (Raportti Posiva 99-17.)

Toivonen, H., Rytömaa, T. Vuorinen, A. (toim.) 1988. Säteily ja turvallisuus, Helsinki: Säteilyturvakeskus.

UNSCEAR. 1996. Effects of radiation on the environment. In: Sources and Effects of Ionizing Radiation, 8-86, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 1996, Report to the General Assembly, with Scientific Annex, United Nations, New York.

Vieno, T. & Nordman, H. 1996. Interim report on safety assessment of spent fuel disposal TILA-96. Helsinki: Posiva Oy.. 176 s. (Raportti Posiva 96-17.)

Vieno, T. & Nordman, H. 1997. FEPs and scenarios - Auditing of TVO-92 and TILA-96 against international FEP database. Helsinki: Posiva Oy., 97 s. (Raportti Posiva 97-11.)

Vieno, T. & Nordman, H. 1999. Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara. TILA-99. Helsinki: Posiva Oy., 253 s. (Raportti Posiva 99-07.)

Vieno, T., Hautojärvi, A., Koskinen, L. & Nordman, H. 1992. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi TVO-92. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 250 s. (Raportti YJT-92-33.)

Vieno, T., Peltonen, E., Vuori, S., Anttila, M., Hillebrand, K., Meling, K., Rasilainen, K., Salminen, P., Suolanen, V. & Winberg, M. 1985. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi. Häiriötilanteet. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 250 s. (Raportti YJT-85-23.)

VNP 478/1999. Valtioneuvoston päätös 478/1999.

Vuori, S. (toim.) 1997. Publicly administrated nuclear waste management research programme 1994 - 1996. Final report. Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö, 204 s. (Ministry of Trade and Industry Finland, Studies and Reports 22/1997.)

Vuori, S., Brodén, K., Carugati, S., Brodersen, K., Walderhaug, T., Helgason, J., Sneve, M., Hornkjøl, S. & Backe, S. 1997. Performance analysis for waste repositories in the Nordic countries. Report for Project AFA-1.2 (version 1997-2-14), 55 s. + liitt. 2 s. (NKS/AFA-1(96)8.)

Woodhead, D. 1998. The Impact of Radioactive Discharges on Native British Wildlife and the Implications for Environmental Protection. Bristol, UK: Environment Agency (Environment Agency R&D Technical Report P135.)



Tekijä(t) Rasilainen, Kari, Suolanen, Vesa & Vuori, Seppo			
Nimeke Käytetyn ydinpolttoaineen huolto Turvallisuuden arvioinnin perusteet			
Tiivistelmä Julkaisussa esitetään yleiskuva käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuuden arvioinnin perusteista. Kuvaus perustuu suomalaiseen huoltosuunnitelmaan. Huollon tekniset vaiheet ja turvallisuuskriteerit kuvataan lyhyesti, samaten käsitellään suppeasti työnjako- ja vastuukysymyksiä ydinjätehuollon toimijoiden kesken Suomessa. Kuljetusten säteilyvaikutusten arviointia kuvataan verraten yksityiskohtaisesti sekä normaalikuljetusten että onnettomuustilanteiden analysoinnin osalta. Loppusijoituslaitoksen käytön aikaisen turvallisuuden arvioiminen selostetaan pääpiirteittäin. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioinnin perusteet käydään läpi yksityiskohtaisesti sekä sovellettavan, säteilyvaikutuksia yliarvioivan arviointiperiaatteen että yleisemmän arviointiin liittyvän ajattelutavan osalta. Loppusijoituksen turvallisuusanalyysin tekninen kulku käydään läpi vaiheittain. Turvallisuusanalyysin luotettavuutta pohdittaan skenaarioiden, laskentamallien ja lähtötietojen riittävyyden kannalta. Luotettavuutta tarkastellaan myös laajempaan tiedonvälitysongelmana, jolloin mukaan tulevat kysymykset siitä, millä muilla perusteilla kuin laskennallisella turvallisuusanalyysillä loppusijoituksen turvallisuutta voidaan arvioida, tai mikä olisi oikea vertailukohde turvallisuusanalyysissä lasketuille päästönopeuksille biosfääriin.			
Avainsanat nuclear fuels, spent fuels, radioactive wastes, waste management, transportation, accidents, safety, repositories, reliability, encapsulation			
Toimintayksikkö VTT Energia, Ydinenergia, Tekniikantie 4 C, PL 1604, 02044 VTT			
ISBN 951-38-5673-9 (nid.) 951-38-5674-7 (URL: http://www.inf.vtt.fi/pdf/)		Projektinumero N7SU00133	
Julkaisuaika Kesäkuu 2000	Kieli suomi	Sivuja 57 s.	Hinta B
Projektin nimi Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelma (JYT2001)		Toimeksiantaja(t) Kauppa- ja teollisuusministeriö (KTM), Säteilyturvakeskus (STUK)	
Avainnimeke ja ISSN VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 1235-0605 (nid.) 1455-0865 (URL: http://www.inf.vtt.fi/pdf/)		Myynti: VTT Tietopalvelu PL 2000, 02044 VTT Puh. (09) 456 4404 Faksi (09) 456 4374	