

GEOLOGINEN TUTKIMUSLAITOS

Ydinjätteiden sijoitustutkimusten projektiryhmä

---

Työraportti G - 1.6 - 1

Y30 / 82 / 1

Margit Hovi

POHJAVEDEN VIRTAUKSEN SÄÄNTELY MAANALAISEN YDINJÄTE-  
SIJOITUSTILAN YMPÄRISTÖSSÄ



---

Espoo, marraskuu 1982

GEOLOGINEN TUTKIMUSLAITOS

Ydinjätteiden sijoitustutkimusten projektiryhmä

Työraportti G - 1.6 - 1

Margit Hovi

POHJAVEDEN VIRTAUKSEN SÄÄNTELY MAANALAISEN YDINJÄTE-  
SIJOITUSTILAN YMPÄRISTÖSSÄ

Työraportti kauppaja- ja teollisuusministeriön energia-  
osaston rahoittamasta tutkimuksesta

Espoo, marraskuu 1982

POHJAVEDEN VIRTAUKSEN SÄÄNTELY MAANALAISEN YDINJÄTESIJOI-  
TUSTILAN YMPÄRISTÖSSÄ

Margit Hovi

SISÄLLYSLUETTELO

|    |   |    |
|----|---|----|
| 1. | JOHDANTO .....  | 1  |
| 2. | YDINJÄTTEEN LOPPUSIJAITUSTILA .....   | 2  |
|    | 2.1 Loppusijoitustilalle asetettavat vaatimukset ...                                  | 2  |
|    | 2.2 Loppusijoitustilan tekniset ominaisuudet .....                                    | 2  |
| 3. | POHJAVEDESTÄ .....  | 5  |
|    | 3.1 Yleistä .....   | 5  |
|    | 3.2 Radionuklidien kulkeutuminen ydinjätteen<br>loppusijoitustilasta pohjaveteen..... | 7  |
|    | 3.3 Radionuklidien käyttäytyminen kallioperässä<br>ja pohjavedessä .....              | 11 |
| 4. | POHJAVESIVIRTAUKSEN SÄÄNTELYMEKANISMISTA .....  | 14 |
|    | 4.1 Pohjaveden virtaussysteemi rakennetun varas-<br>totilan ympäristössä .....        | 14 |
|    | 4.2 Tavoiteltava virtaussysteemi .....  | 15 |
|    | 4.3 Säätelymekanismin teknisen ratkaisun kuvaus ....                                  | 16 |
| 5. | VIITTEET .....  | 18 |

1. JOHDANTO

Suomessa aiotaan sijoittaa Olkiluodon ydinvoimaloiden käytetty polttoaine kallioon useiden satojen metrien syvyyteen. Tämä käytetty polttoaine samoin kuin sen jälleenkäsittelystä saatava jäte ovat korkea-aktiivista radioaktiivista jätettä, joka vaatii tuhansien vuosien eristämisen elollisesta ympäristöstä.

Radioaktiivisten aineitten mahdollinen leviäminen maanalaisesta loppusijoitustilasta tapahtuu pääasiallisesti pohjaveden välityksellä. Tämän takia on tärkeää tuntea pohjaveden virtausominaisuudet maan alle rakennetun varastotilan ympäristössä ja löytää keinoja, joilla veden virtausta voidaan tarkoituksenmukaisesti säännellä siten, että se saataisiin ilman tiivistämistäkin mahdollisimman lähelle nollaa.

## 2. YDINJÄTTEEN LOPPUSIJOTUSTILA

### 2.1 Loppusijoitustilalle asetettavat vaatimukset

Ydinjätteiden sijoittamista geologisiin muodostumiin pidetään yleisesti turvallisimpana ratkaisuna loppusijoitusvaihtoehdoista. Suomessa on erityisesti tutkittu suhteellisen epäaktiivisen peruskallioalueemme lujien ja tiiviiden syväkivimassiivien soveltuvuutta tähän tarkoitukseen /14/.

Sijoituspaikan vedenläpäisevyyden tulee olla mahdollisimman alhainen. Tähän voidaan pyrkiä valitsemalla paikka, joka on laadultaan kiinteä ja rakenteeltaan tasalaatuinen. Kivilajien on myös oltava riittävän lujia.

Veden virtauksen määrän on oltava jo luonnostaan pieni valittavalla alueella. Tilanne on tällainen siellä, missä hydraulinen gradientti on mahdollisimman alhainen.

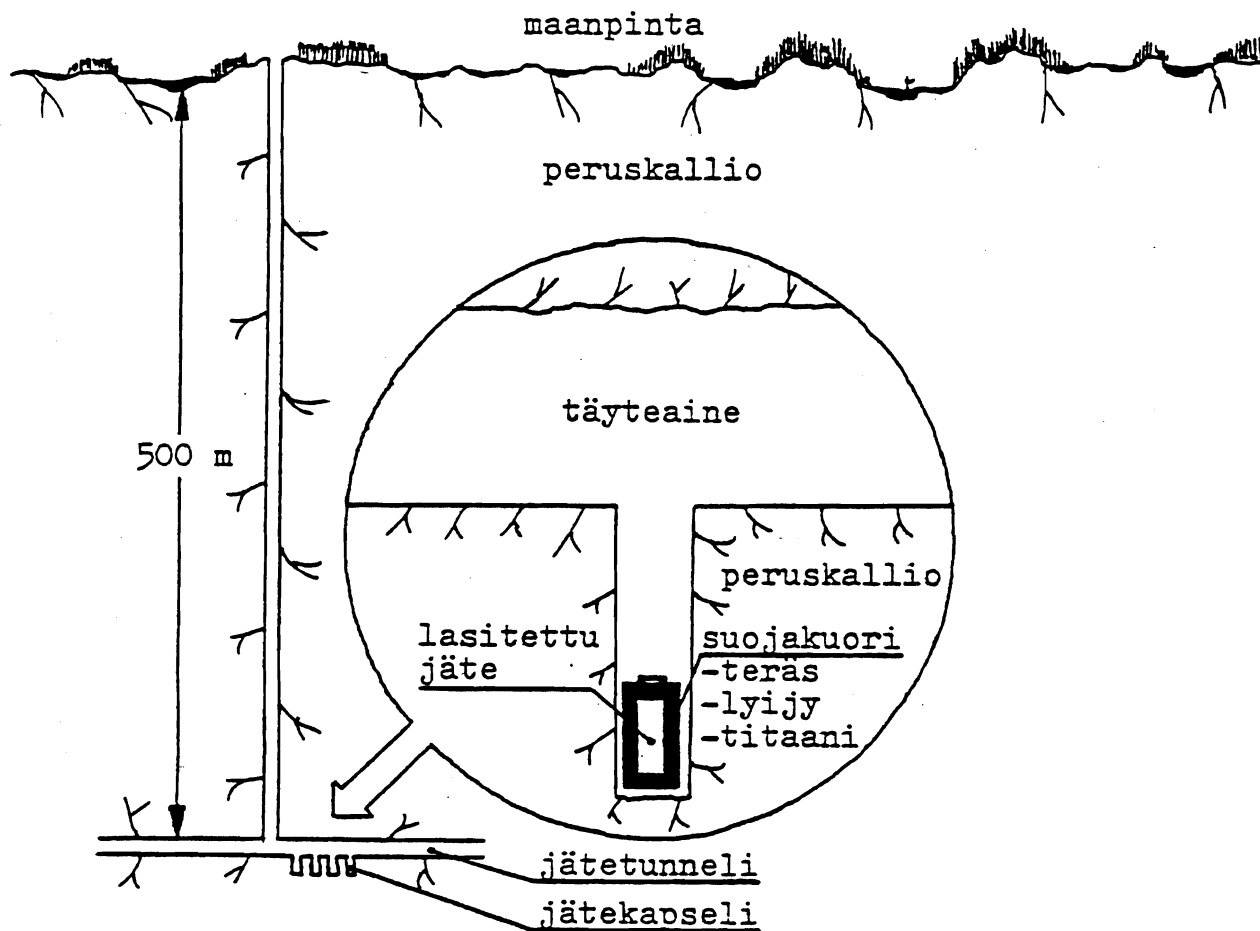
Tarkasteltaessa suunniteltua tilannetta, jossa korkea-aktiiviset ydinjätteet sijoitettaisiin 500 m:n syvyyteen peruskallioon, voidaan todeta seuraavia peruskallion syväkerroksen ominaisuuksia /11/: Peruskallio on jo itsessään tehokas este radionuklidien leviämislle elolliseen luontoon; radionuklidien leviämistä hidastaa edelleen se, että pohjaveden liikkeet syvällä ovat hitaita; kalliion halkeamissa, joissa pohjaveden virtaus tapahtuu, erilaiset fysikaalis-kemialliset reaktiot pidättävät nuklideja; pohjaveden ja radionuklidien muodostaman liuoksen leviäminen ja laimeneminen on myös huomattavaa. Edellä luetellut seikat puoltavat sitä mahdollisuutta, että Suomesta todella voidaan löytää ydinjätteen loppusijoitustilalle asetettavat vaatimukset täyttävä geologinen muodostuma.

### 2.2 Loppusijoitustilan tekniset ominaisuudet

Kuvassa 2.2.1 on esitetty korkea-aktiivisen ydinjätteen sijoitusehdotus peruskallioon. "Jätteet sijoitetaan kalliotilojen käytävien

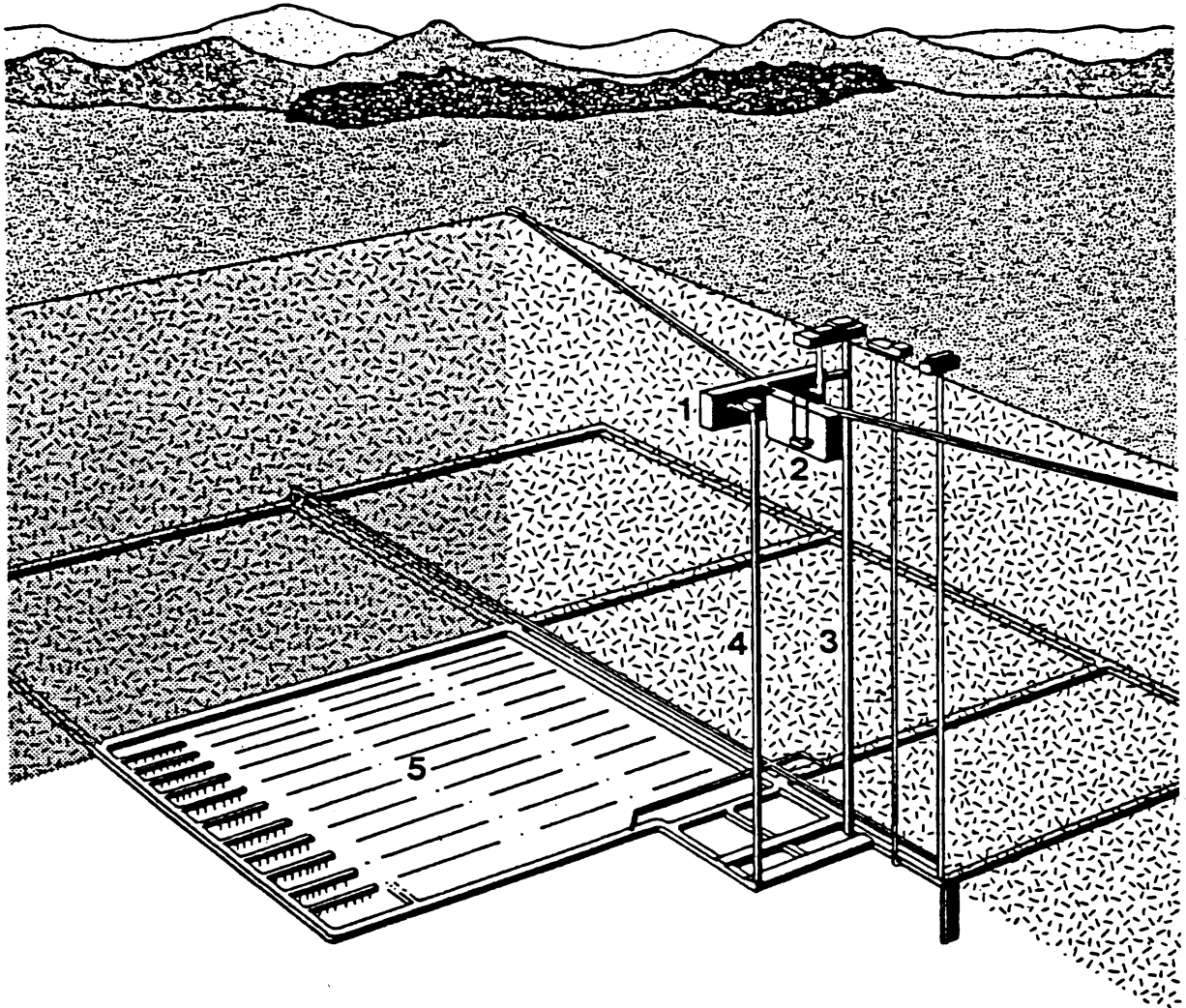
pohjaan porattaviin reikiin kiinteytettynä lasi- tms. massaan.

Tiiviit metalliset jätekapselit eristetään lisäksi kalliosta radionuklideja pidättävällä ja mekaanisia iskuja vaimentavalla massalla kuten esimerkiksi bentoniittisavella. Kapselien paikalleen asettamisen jälkeen käytävät täytetään umpeen tiiviillä täyteaineella ja tukitaan päistään betonilla" /9/.



Kuva 2.2.1. Ehdotettu korkea-aktiivisen ydinjätteen hautaaminen peruskallioon. Käytetyt polttoaine-elementit, joista plutoniumia ei eroteta, voidaan periaatteessa haudata samalla tavalla (ATS 1979)/9/.

Kuvassa 2.2.2 nähdään ydinjätteiden sijoitustilojen periaate. Ratkaisussa on pyritty siihen, että geologisten tekijöiden suorainen vaikutus voitaisiin eliminoida useiksi sadoiksi vuosiksi (KBS 1977) /9/.



Kuva 2.2.2. Periaatepiirros ydinjätteiden sijoitustiloista (KBS 1977)/9/.

1. Vastaanotto- ja kapselointiasema
2. Välivarasto
3. Keskuskuilu (n. 500 m syvä)
4. Jätekapselien kuljetuskuilu
5. Loppusijoitustila.

### 3. POHJAVEDESTÄ

#### 3.1 Yleistä

Matemaattista käsittelyä varten virtaava pohjavesi oletetaan homogeeniseksi (tiheys on kaikkialla sama) ja kokoonpuristumattomaksi väliaineeksi: Samoin maa- ja kallioperän vedenjohtavuusominaisuudet oletetaan muuttumattomiksi virtauksen aikana /1/.

Ydinjätteiden loppusijoitustilassa ja sen sisään virtaavan pohjaveden fysiko-kemialliset piirteet vaikuttavat radionuklidien mahdolliseen leviämiseen ympäristöön. Taulukossa 3.1.1 nähdään pohjaveden tärkeimmät komponentit, jotka vaikuttavat nuklidien liukenemiseen ja leviämiseen. Pääkomponentteja ja ominaisuuksia tutkimalla saadaan tietoja veden luokitteluominaisuuksista, veden ja kallion välisestä tasapainosta sekä hapetus-pelkistystasapainosta. Pienkomponenteista saadaan täydennystietoja edellisiin. Hivenaineiden pitoisuudet ja niiden suhteet viittaavat veden alkuperään. Isotooppeja käytetään iänmäärityksiin ja hapetus-pelkistysolosuhteiden sekä pohjaveden kiertovaiheen arvioimiseen /5/.

Taulukko 3.1.1 Pohjaveden tärkeimmät aineet ja ominaisuudet (Heinosta /5/ mukailten).

|  |
|--|
| <b>Pääkomponentit</b><br>$\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{SiO}_2$ , $\text{HCO}_3^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{Cl}^-$ , $\text{F}^-$  |
| <b>Pienkomponentit</b><br>$\text{Mn}^{2+}$ , $\text{Fe}_{\text{tot}}$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{Al}^{3+}$ , $\text{PO}_4^{3-}$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ , $\text{NH}_4^+$   |
| <b>Hivenaineet</b><br>$\text{Cu}^{2+}$ , $\text{Zn}^{2+}$ , $\text{Cd}^{2+}$ , $\text{Pb}^{2+}$ , $\text{As}_{\text{tot}}$ , $\text{As}^{3+}$ , $\text{As}^{5+}$ , $\text{Sr}^{2+}$ , $\text{S}^{2-}$ , $\text{B}^{3+}$ ,<br>$\text{Ni}^{2+}$ , $\text{Co}^{2+}$ , $\text{Cr}^{3+}$ , $\text{V}^{2+}$ , $\text{Be}^{2+}$ , $\text{Mo}^{2+}$ , $\text{Hg}^+$ , $\text{Br}^-$ , $\text{I}^-$ , $\text{Li}^+$ , $\text{Rb}^+$ ,<br>$\text{Cs}^+$ , $\text{Ba}^{2+}$ , liuennut orgaaninen hiili |
| <b>Nuklidit</b><br>$\text{U}_{\text{tot}}$ , U-234, U-238, Th-234, Ra-226, Rn-222, He-3, O-18, H-2,<br>H-3, Cl-36, C-13, C-14  |
| <b>Kaasut</b><br>jalokaasut, $\text{O}_2$ , $\text{Cl}_2$  |
| <b>Ominaisuudet</b><br>pH, Eh ja johtokyky   |

Taulukossa 3.1.2 on esitetty pohjaveden koostumus suurissa syvyyksissä kiteisessä kivilajissa.

Taulukko 3.1.2. Pohjaveden koostumus ja ominaisuuksia syvällä /18/.

| Analysis                       | Unit | interval   | Min.value <sup>x)</sup> | Max value <sup>x)</sup> |
|--------------------------------|------|------------|-------------------------|-------------------------|
| Electric Conductivity          | S/cm | 400-600    |                         | 1100                    |
| pH                             |      | 7,2-8,5    |                         | 9,0                     |
| KMnO <sub>4</sub> -consumption | mg/l | 20-40      |                         | 50                      |
| COD <sub>Mn</sub>              | "    | 5-10       |                         | 12,5                    |
| Ca <sup>2+</sup>               | "    | 25-50      | 10                      | 60                      |
| Mg <sup>2+</sup>               | "    | 5-20       |                         | 30                      |
| Na <sup>+</sup>                | "    | 10-100     |                         | 100                     |
| K <sup>+</sup>                 | "    | 1-5        |                         | 10                      |
| Fe-tot                         | "    | 1-20       |                         | 30                      |
| Fe <sup>2+</sup>               | "    | 0,5-15     |                         | 30                      |
| Mn <sup>2+</sup>               | "    | 0,1-0,5    |                         | 3                       |
| HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>  | "    | 60-400     |                         | 500                     |
| CO <sub>2</sub>                | "    | 0-25       |                         | 35                      |
| Cl <sup>-</sup>                | "    | 5-50       |                         | 100                     |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>  | "    | 1-15       |                         | 50                      |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>   | "    | 0,1-0,5    |                         | 2                       |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>  | "    | 0,01-0,1   |                         | 0,5                     |
| F <sup>-</sup>                 | "    | 0,5-2      |                         | 8                       |
| SiO <sub>2</sub>               | "    | 5-30       |                         | 40                      |
| H <sub>2</sub> S <sup>-</sup>  | "    | <0,1-1     |                         | 5                       |
| NH <sub>4</sub>                | "    | 0,1-0,4    |                         | 2                       |
| NO <sub>2</sub>                | "    | <0,01-0,1  |                         | 0,5                     |
| O <sub>2</sub>                 | "    | <0,01-0,07 |                         | 0,1                     |

x) Estimated probability for that the values will not be lower than the minimum or higher than the maximum is 95%.

### 3.2 Radionuklidien kulkeutuminen ydinjätteen loppusijoitustilasta pohjaveteen

Radionuklidit pääsevät pohjaveteen vasta, kun ydinjättesäiliön kuori on esimerkiksi korroosion vaikutuksesta vahingoittunut ja muut keinotekoiset esteet ovat rikkoutuneet. Tällöin käytetty polttoaine tai jälleenkäsittelyjäte kulkeutuu pohjaveteen, jonka määrällä on oleellinen vaikutus radionuklidien vapautumisnopeuteen.

Radionuklidien liukenevuus säilytystilasta riippuu jätteen ja pohjaveden määrästä, pohjaveden kemiallisista ominaisuuksista (pH, Eh, liukoisuustulo jne.), vallitsevasta lämpötilasta, säteilystä ja paineesta /15, 16 ja 5/. Nuklidien vapautumista korkea-aktiivisista jätteistä kuvataan yleensä kokeellisesti määritettävällä eluutionopeudella ( $\text{g/cm}^3 \text{d}$ ) /14/.

Yksittäisen radionuklidin liukenevuus riippuu sen valenssitilasta: saman nuklidin eri valenssitilojen liukenevuus voi poiketa olennaisesti toisistaan. Esimerkiksi hapettavat radiolyysituotteet voivat muuttaa vaikealiukoisen 4-arvoisen uraanin 6-arvoiseksi, joka yhdessä karbonaatti-ionien kanssa muodostaa helppoliukoisia uraanikarboksylikomplekseja /11, 15 ja 16/. Taulukossa 3.3.1 on esitetty aktinidien radioaktiivisten hajoamissarjojen yleisimpiä valensseja vesiliuoksissa.

Taulukko 3.3.1. Aktinidien radioaktiivisten hajoamissarjojen yleisimpiä valensseja vesiliuoksissa. Harvinaisimmat valenssit merkitty sulkuihin. Pysyvimmät valenssitilat on alleviivattu /5/.

|    |                                   |
|----|-----------------------------------|
| Am | +3, (+4, +5, +6)                  |
| Pu | +3, <u>+4</u> , (+5), +6, (+7)    |
| Np | (+3), +4, <u>+5</u> , (+6, +7)    |
| U  | (+3), <u>+4</u> , (+5), <u>+6</u> |
| Pa | (+4), <u>+5</u>                   |
| Th | +4                                |
| Ac | +3                                |
| Ra | +2                                |

Kuvassa 3.3.1 on esitetty uraanin maksimipitoisuudet pohjavesissä pH:n funktiona. Liukoisuuden kannalta ratkaisevana seikkana on otettava huomioon pohjaveden pH-arvon pieneneminen lämpötilan kohotessa /5/.

Ydinjätteen loppusijoituksessa käytettävien kapselien korroosioon vaikuttavat materiaalin koostumuksen ohella pohjaveden koostumus, paine, virtausnopeus, käytetty puskurimateriaali, kanisterin lämpötila ja radiolyysi /3/. Yleensä metallien korroosionopeus kasvaa lämpötilan noustessa /19 ja 7/. Toisaalta on todettu myös

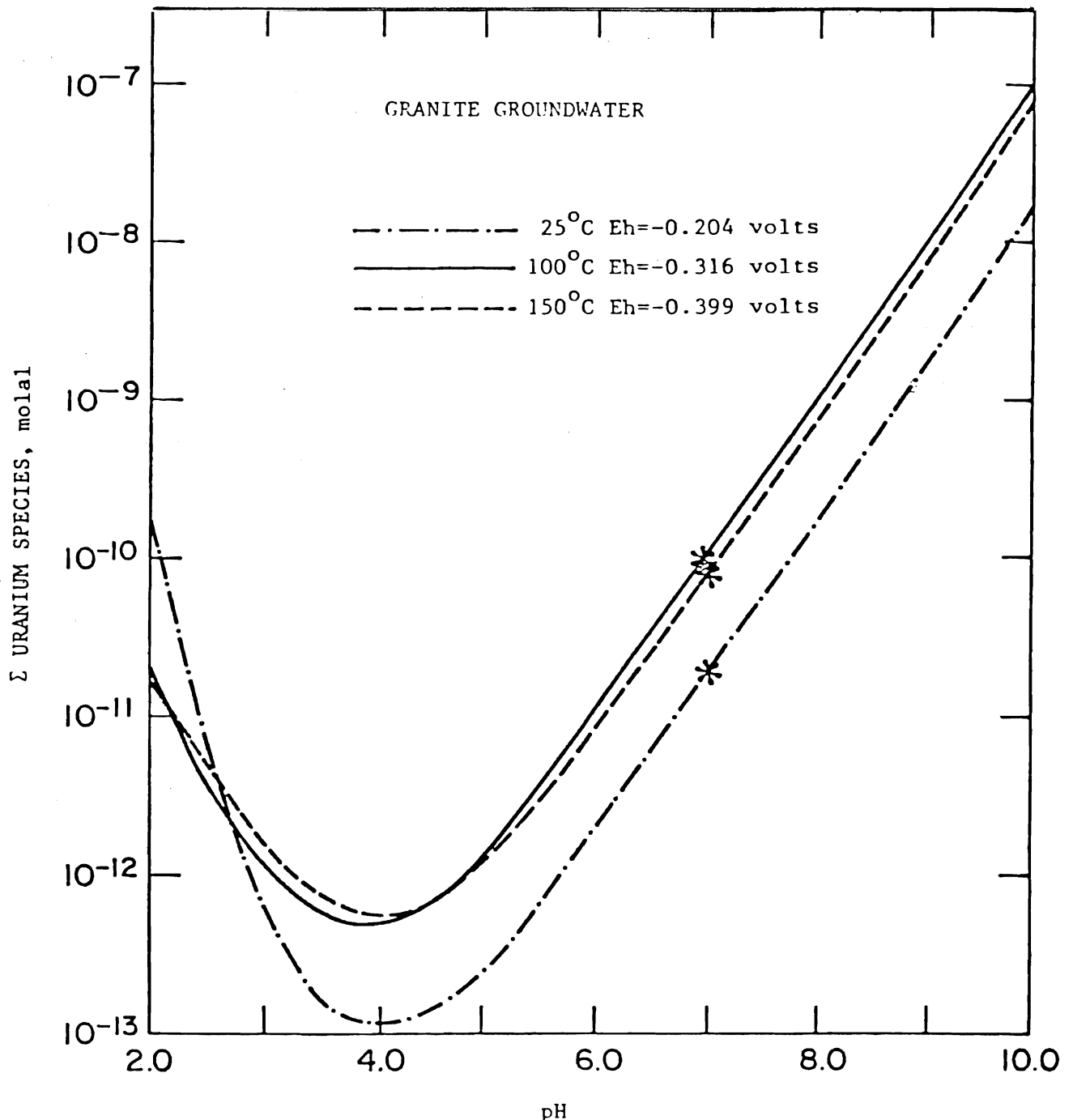


FIGURE 3: Effect of pH on Maximum Uranium Solubilities in Granite Groundwater. The Eh has been fixed at each temperature to the value given in Table 2. The asterisks show the assumed pH of the vault at each temperature.

Kuva 3.3.1. Uraanin maksimiliukoisuus pohjaveteen graniitissa /4 ja 5/.

päinvastainen reaktio /3/. Tämä on mahdollista metalleilla, joilla hapen diffuusio kontrolloi korroosionopeutta. Tällöin lämpötilan kohoamisen aiheuttama hapen liukoisuuden lasku voi pienentää korroosionopeutta / 3 ja 5/.

Suojakuorimateriaaliksi suunniteltujen titaanin ja lyijyn korroosioikäytyminen perustuu hapettumiseen: aineen pinnalle hapettumassa syntyvä ohut ja kestävä oksidikerros suojaa lisäkorroosiolta ja toimii diffuusioesteinä /11/.

Useiden epäorgaanisten suolojen liukoisuudet lisääntyvät lämpötilan noustessa (esim.  $\text{SrCO}_3$ , kts. taulukkoa 3.3.2). Toisaalta taas joidenkin pohjaveden tärkeiden yhdisteiden, esim.  $\text{CaSO}_4$  (kts. taulukkoa 3.3.2) pitoisuudet laskevat lämpötilan noustessa /5 ja 13/.

Taulukko 3.3.2. Eräiden yhdisteiden liukoisuuden riippuvuus lämpötilasta /14 ja 5/.

| Yhdiste                 | Liukoisuus g 100 g vettä kohti |                            |
|-------------------------|--------------------------------|----------------------------|
|                         | 20°C                           | 100°C                      |
| $\text{BaCO}_3$ (α)     | $2.2 \cdot 10^{-3}$            | $6.5 \cdot 10^{-3}$        |
| $\text{BaSO}_4$         | $2.3 \cdot 10^{-4}$            | $3.9 \cdot 10^{-4}$        |
| $\text{CaCO}_3$         | $1.4 \cdot 10^{-3}$ (25°C)     | $1.8 \cdot 10^{-3}$ (75°C) |
| $\text{CaSO}_4$         | 0.200                          | 0.162                      |
| $\text{La}_2\text{O}_3$ | $4 \cdot 10^{-4}$ (29°C)       | -                          |
| $\text{NiCl}_2$         | 64.2                           | 87.6                       |
| $\text{NiSO}_4$         | 38                             | 77                         |
| $\text{PbCl}_2$         | 0.99                           | 3.34                       |
| $\text{SrCO}_3$         | $1 \cdot 10^{-3}$              | $6.5 \cdot 10^{-2}$        |
| $\text{SrCl}_2$         | 53                             | 100.8                      |
| $\text{ZnCl}_2$         | 368                            | 614                        |

Säteilyn vaikutus jätteen liukoisuuteen voi tapahtua usealla eri tavalla /5/: Säteilylähde voi sijaita systeemin sisä- tai ulkopuolella. Säteilyn voivat aiheuttaa alfa-, beta- ja gammapartikkelit, neutronit, rekyyliatomit ja fissiofragmentit. Säteilyn vaikutus voi kohdistua jätteeseen, liuottimeen tai liuotussysteemin ilmaan. Kokeellisten tutkimusten perusteella on säteilyn vaikutus liukoisuuteen todettu pieneksi /6/.

Paineella on todettu olevan vaikutusta pohjaveden kemiaan ja radionuklidien liukenemiseen /5/. Lasitustuotteilla tehdyt tutkimukset ovat osoittaneet, että paineen vaikutus liukoisuuteen on lämpötilan vaikutusta pienempi /17/.

Kuvassa 3.3.2 nähdään yhteenvedo uraanidioksidin hapetus- ja liukenemismekanismeista, jotka riippuvat liuoksesta, pH:sta, lämpötilasta ja hapettavista aineista.  $UO_2$ -pinta hapettuu nopeasti, jos se joutuu kosketuksiin happea tai hapettavia komponentteja sisältävän liuoksen kanssa /5/.

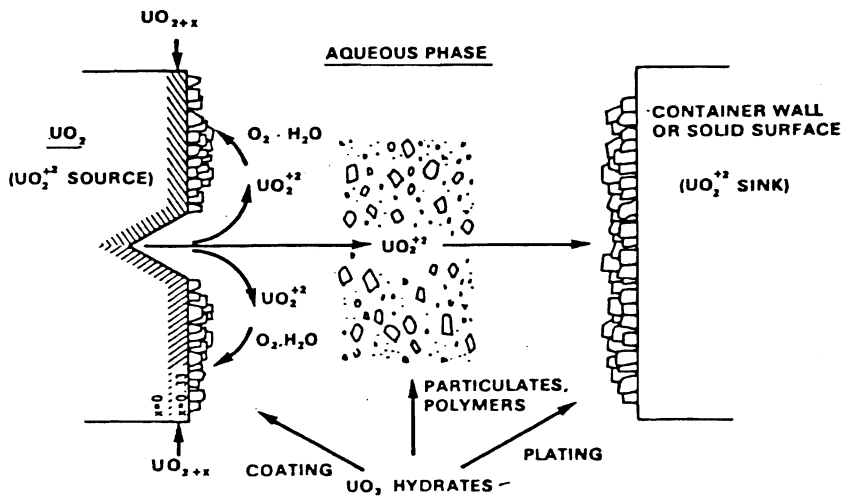


Fig. 4. Oxidation and dissolution mechanisms for  $UO_2$ .

Kuva 3.3.2. Uraanidioksidin hapetus- ja liukenemismekanismit /5 ja 20/.

### 3.3 Radionuklidien käyttäytyminen kallioperässä ja pohjavedessä

Radioaktiiviset jätteet kulkeutuvat kallioperässä pääasiallisesti pohjaveden mukana. Radionuklidien kulkeutuminen on kuitenkin pohjaveden virtausta hitaampaa pohjaveden kanssa tapahtuvien kemiallisten reaktioiden takia. Myös nuklidien hajaantuminen pohjaveden vähentää radioaktiivisuuden vaikutusta /11 ja 14/. Radionuklidien oleelliset käyttäytymisilmiöt kallioperässä ovat migraatio eli kulkeutuminen ja sorptio eli pidäytyminen.

Radionuklidien migraation esiintymismuotoja ovat: dispersio, soret-ilmiö ja konvektio /11/.

- Dispersio on liuoksen hajaantumista, leviämistä ja laimennemista. Se jakautuu molekyyli-diffuusion ja mekaaniseen dispersioon. Teoreettisesti dispersiota kuvataan Fickin lailla:

$$\Phi = - \bar{D} \nabla C$$

missä  $\Phi$  = massavuo ( $B_q/m^2a$ ),

$\bar{D}$  = dispersiotensori, joka huomioi sekä molekyyli-diffuusion että mekaanisen dispersion ( $m^2/a$ ) ja

$C$  = liuoksen pitoisuus ( $B_q/m^3$ ) /11 ja 14/.

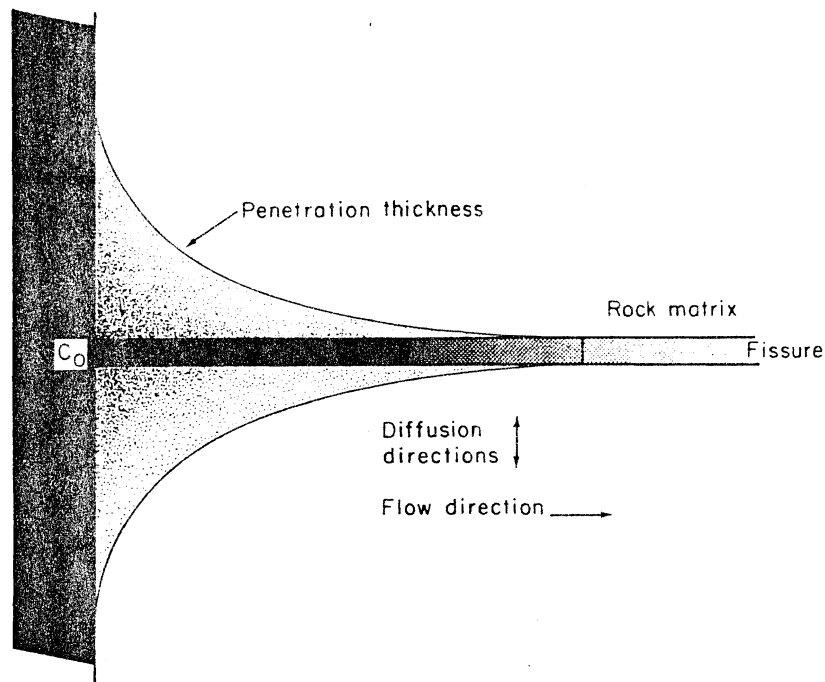
- Soret-ilmiö (thermogravitational effect) kuvaa lämpötilagradientin synnyttämää virtausta. Tapahtuma on molekyyli-diffuusion kaltainen ja sitä ilmenee sekä kiinteässä väliaineessa että vapaassa nesteessä. Soret-ilmiön vaikutus on merkittävä ainoastaan jätesijoitustilan välittömässä läheisyydessä, jossa lämpötilaerot ovat huomattavat / 11 ja 14/.

- Konvektiolla tarkoitetaan hiukkasten kulkeutumista nesteen oman virtauksen kuljettamana /14/.

Sorptio eli pidäytyminen ilmenee monella eri tavalla. Näitä ovat mm. adsorptio, ioninvaihto, palautuva saostuminen, diffuusio kiveen, kompleksien muodostus, kolloidien muodostus ja kantajan suodattuminen /11/.

- Absorptiossa ionit tai molekyylit pyrkivät kiinnittymään mineraalihiukkasen pinnalle tai sisälle /11/.
- Ioninvaihto on oleellisesti adsorption tapainen ilmiö. Tässä reaktiossa vedessä olleet radionuklidit vaihtavat paikkaa mineraaleissa olleiden helposti vaihtuvien ionien kanssa. Seurauksena radionuklidien eteneminen voi hidastua huomattavasti /11/.
- Saostuminen voi olla palautuvaa, jolloin ensin pohjaveden liukoisuuden ylittyessä muodostuu kiinteä faasi, joka saostuu; tämä saostunut kiinteä faasi alkaa pitoisuuden pienetessä liueta takaisin veteen /11/.

Kuva 3.4.1 esittää radionuklidien diffuusiota kallioperään. Kallion rakoilusysteemillä ja kalliomassan määrällä on oleellinen vaikutus diffuusioliimissä /8/.



Kuva 3.4.1. Radionuklidien diffuusio kiveen /8/.

Kompleksien muodostumista voi tapahtua pohjaveden orgaanisten aineiden reagoitessa radionuklidien kanssa. Tällöin syntyneet uudet kompleksit voivat edetä nopeammin kuin valtaosa nuklideista, minkä seurauksena nuklidien kokonaispidättyminen vähenee /2/. Kolloidisia liuoksia muodostuu pienistä hiukkasista, joiden halkaisija on 100 Å ja moolipaino 1000. Pohjaveden kolloidien kykyä adsorboida radionuklideja ei tunneta tarkkaan, mutta se on arvioitu vähäiseksi /11/.

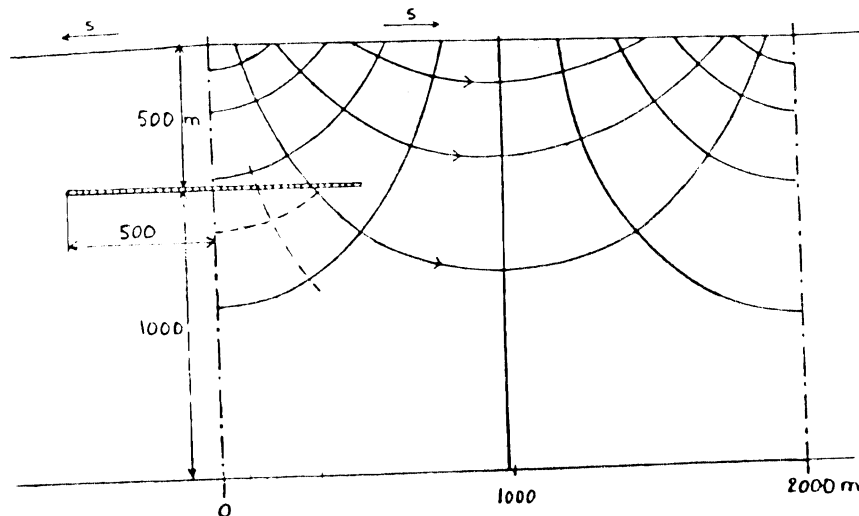
- Kantajan suodattuminen on sitä, että veden virratessa pohjavesijohteen halkeamissa ja huokosissa tarpeeksi suurikokoiset radionuklidien kantajat, esim. kolloidit suodattuvat mekaanisesti ja näin pidättyvät pysyvästi pohjavesijohteeseen /11/.

Sekä migraatioon että sorptioon vaikuttavat merkittävästi mm. pohjaveden kemialliset ominaisuudet ja radioaktiivisen jätteen aiheuttama lämpötilan nousu, joka nopeuttaa kemiallisia reaktioita.

#### 4. POHJAVESIVIRTAUKSEN SÄÄNTELYMEKANISMEISTA

##### 4.1 Pohjaveden virtaussysteemi rakennetun varastotilan ympäristössä

Tarkastellaan tapausta /12/, jossa ydinjätteen loppusijoitustila rakennetaan mahdollisimman homogeeniseen graniittiin noin 500 m:n syvyyteen. Kuvassa 4.1.1 on esitetty kaksidimensionaalinen esimerkkitapaus pohjaveden virtaussysteemistä rakennetun varastotilan ympäristössä. Jätevaraston pituus on tässä 1000 m, ja se on ajateltu sijoitetuksi mäen harjanteen alapuolelle. Vaakasuora etäisyys laakson pohjaan oletetaan 2000 metriksi ja syvyys vedentähtävään kerrokseen 1500 metriksi. Kallion laatu on homogeeninen ja siinä ei ole suuria ruhjevyöhykkeitä.



Kuva 4.1.1. Kaksidimensionaalinen esimerkkitapaus pohjaveden virtauksesta 500 m:n syvyyteen rakennetun ydinjätteen loppusijoitustilan ympäristössä /12/.

Kuvan 4.1.1 tapauksessa pohjaveden pinta noudattaa kallion pintaa, ja siten se topografiaa seuraten suuntautuu alaspäin oletetun mäen molemmin puolin. Kuvasta voidaan nähdä, että hydraulinen gradientti sijoitustilassa on noin 0,6 S. Jos Darcyn laki kirjoitetaan muotoon

$$q = k \cdot S' m^3/s \cdot l/m^2 ,$$

missä  $q$  = virtaamanopeus ( $m/s \cdot m^2$ )

$k$  = permeabiliteetti ( $m/s$ ) =  $10^{-9}$   $m/s$

$S'$  = hydraulinen gradientti ( $m/m$ ) = 0,6  $S$  ja

$S$  = 0,02,

saadaan pohjaveden virtaama-arvoksi 0,4 litraa vuodessa neliömetriä kohden. Kun huomioidaan tehokas huokoisuus  $n$ , saadaan rakoi-lusysteemin keskimääräiselle virtausnopeudelle kaava

$$v = \frac{q}{n} = \frac{1}{n} \cdot k \cdot S \text{ m/s} .$$

Tehokkaan huokoisuuden arvo vaihtelee välillä 0,001...0,0001 erit-täin kiinteässä kivilajissa. Valittaessa nyt  $n:n$  arvoksi 0,0001 olisi veden virtausnopeus 4 metriä vuodessa. Edelleen veden vir-taus biosfääriin (matka  $n.$  2000 m) kestäisi 500 vuotta.

Esitetty malli on varsin yksinkertaistettu, mutta se esittää tilan-teen periaatteen, kun ruuhjevyöhykkeet eivät leikkaa pohjavesijoh-detta. Erityisesti ruuhjevyöhykkeet ja suuret raot voivat epäsuo-tuisasti sijaitessaan nopeuttaa suurestikin biosfäärin tavoittamis-aikaa.

#### 4.2 Tavoiteltava virtaussysteemi

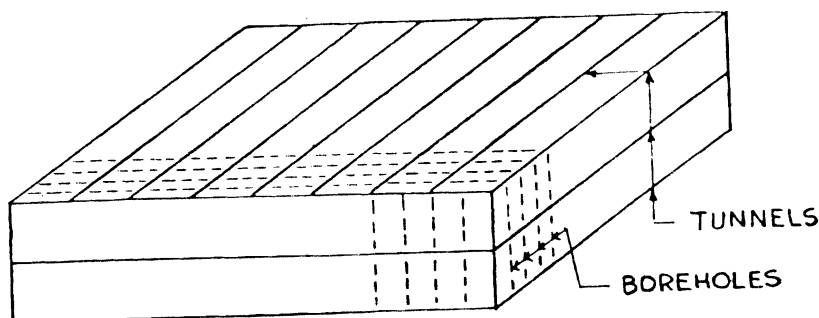
Loppusijoitustilaa valittaessa pyritään löytämään mahdollisimman hyvin tarkoitukseen soveltuvat luonnonolosuhteet, joita voidaan teknisesti vielä parantaa. Ihanteellisimmin olisi tilanne, jossa sijoitustila olisi täysin eristettynä pohjaveden virtauksesta. Tähän pyritäänkin lähikallion tiivistämisellä ja täytemateriaa-lilla, jolla on pieni vedenläpäisevyys ja hyvät sorptio-ominaisuu-det.

Radioaktiivisen jätteen pitkä vaikutusaika on otettava huomioon tilaratkaisua tehtäessä, sillä olosuhteet kiinteässäkin graniit-tikalliossa eivät pysy muuttumattomina pitkällä aikavälillä. Tällöin voidaan sopivilla teknisillä ratkaisuilla pyrkiä biosfää-rin kannalta mahdollisimman turvalliseen ratkaisuun. Vedenjakaja-

alue on suotuista, koska siinä vesi virtaa sijoitustilasta alaspäin. Samoin mahdollisimman pienen gradientin alueella virtausaika on pitkä. Myös tilan sijoittaminen syvälle kallioon pidentää pohjaveden virtausaikaa, jonka kuluessa aktiivisuus vähenee /2/.

#### 4.3 Säätelymekanismin teknisen ratkaisun kuvaus

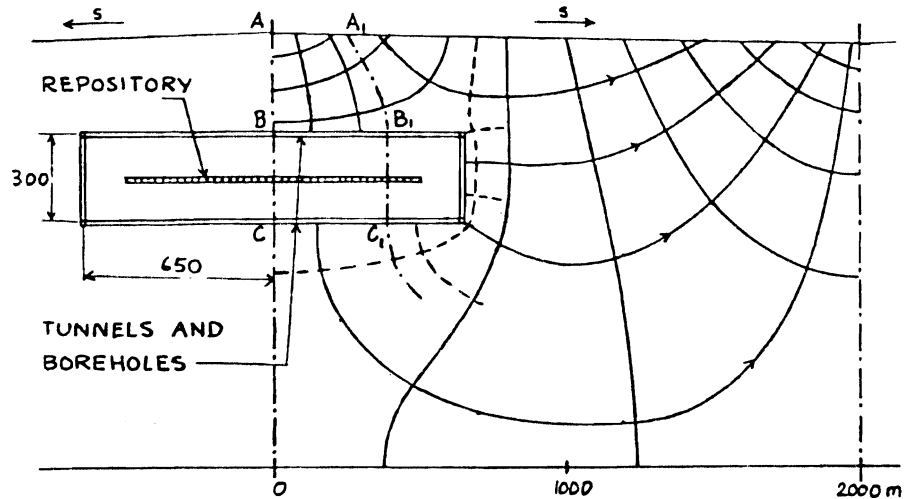
Pohjaveden virtausta voidaan ohjata mm. seuraavalla Reiniuksen /12/ esittämällä hydraulisen häkin menetelmällä. Sijoitustilaa ympäröivä hydraulinen häkki koostuu tunneleista, jotka sijaitsevat 150 m:n etäisyydellä tilasta sen ylä- ja alapuolella sekä molemmilla sivuilla. Tunneleiden poikkileikkaus voisi olla  $5 \text{ m}^2$ , ja ne voisivat sijaita toisistaan 100 tai 150 metrin etäisyydellä. Salaojitusjärjestelmä porattaisiin tunneliverkon tasoon kuvan 4.3.1 osoittamalla tavalla.



Kuva 4.3.1 Hydraulisen häkin periaate /12/.

Kuvassa 4.3.2 on esitetty kaksidimensionaalinen virtausmalli samoissa olosuhteissa kuin kuvassa 4.1.1, mutta nyt sijoitustilaa ympäröi hydraulinen häkki. Vesi virtaa häkin katolle, edelleen tunneleihin ja lopulta häkin reunojen ja pohjan kautta kallioon. Valitsemalla tunneleiden ja salaojien väliset etäisyydet sopiviksi voidaan saavuttaa tilanne, jossa hydraulinen gradientti häkin sisällä on lähes olematon. Tällöin loppusijoitustilan läpi ei virtaa ollenkaan pohjavettä tai sen määrä on hyvin pieni.

Käsitelty esimerkki on ainoastaan yksi, joskin varsin varteenotettava ehdotus pohjaveden virtauksen säätelyksi maanalaisen ydinjätevaraston ympäristössä. Sen teoreettista pohjaa on selostettu



Kuva 4.3.2. Pohjaveden virtaus, kun loppusijoitustila on ympäröity hydraulisella häkillä /12/.

tarkemmin Reiniuksen selvityksessä /12/. Käytännön ratkaisutilanteessa on otettava huomioon taloudelliset näkökohdat ja valitun sijoitustilapaikan yksilölliset ominaisuudet, joiden mukaan myös rakennettavat apukeinot määräytyvät.

5. VIITTEET

- /1/ Airaksinen, J.U., Maa- ja pohjavesihydrologia. Kustannusosakeyhtiö Pohjoinen, Oulu, 1978.
- /2/ Almark, K. et al., Kallioon rakennetun varaston soveltuvuus ydinvoimalaitosjätteen loppusijoitukseen. Raportti YJT-81-01. Tammikuu 1981.
- /3/ Braithwaite, J.W. and Molecke, M.A., Nuclear Waste Canister Corrosion Studies Pertinent to Geologic Isolation. Nuclear and Chemical Waste Management, 1 (1980) 1, s. 37-50.
- /4/ Goodwin, B.W., Maximum Total Uranium Solubility Under Conditions Expected in A Nuclear Waste Vault. AECL-TR-29. September 1980.
- /5/ Heinonen, O.J., Käytetyn ydinpolttoaineen ja sen lähiympäristön vuorovaikutukset loppusijoitusolosuhteissa. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Reaktorilaboratorio, 1982. Raportti YJT-82-16.
- /6/ IAEA, Characteristics of Solidified High-Level Waste Products. Technical Report Series No 187, IAEA. Vienna 1979.
- /7/ Laque, F.L., Marine Corrosion Causes and Prevention. John Wiley & Sons. New York, 1975.
- /8/ Neretnieks, I., Diffusion in the Rock Matrix: An important Factor in Radionuclide Retardation? Journal of Geophysical Research 85 (1980) 38, s. 4379-4397.
- / 9 / Niini, H. ja Salmi, M., Ydinjätteen sijoitus louhittaviin kallioiloihin. Tiedonanto 15. Geologinen tutkimuslaitos, Ydinjätteiden sijoitustutkimusten projektiryhmä. Espoo 1980.
- /10/ Puttonen, J. ja Salo, J.-P., Pohjavesivirtausten selvittäminen osana kallioon sijoitettavan ydinjätevaraston turvallisuusanalyysia. Kalliomekaniikan päivä 1979, Helsinki 23.11.1979. Rakennusgeologinen yhdistys - Byggnadsgeologiska föreningen ry. Helsinki, 1979.
- /11/ Rasilainen, K., Radionuklidien kulkeutuminen kallioperässä. Espoo 1982. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Ydinvoimatekniikan laboratorio, Tutkimuksia 62.
- /12/ Reinius, E., Method to Reduce the Groundwater Flow around a Subsurface Storage of Nuclear Waste.

- /13/ Rösler, H.J. and Lange, H., Geochemical Tables. Elsevier Publishing Company. Amsterdam, 1972. p. 76-89.
- /14/ Salo, J.-P., Korkea-aktiivisen ydinjätteen loppusijoituksen turvallisuuden arvioimisesta. Lisensiaattityö. Helsingin teknillinen korkeakoulu, teknillisen fysiikan osasto. Otaniemi 1980.
- /15/ Slutförvaring av använt kärnbränsle. Allmän del. Kärnbränslecykelns slutsteg. Solna, AB Teleplan, Projekt Kärnbränslesäkerhet, 1978.
- /16/ Slutförvaring av använt kärnbränsle. Teknisk del. Kärnbränslecykelns slutsteg. Solna, AB teleplan, Projekt Kärnbränslesäkerhet, 1978.
- /17/ Stone, J.A., An Overview of Factors Affecting the Leachability of Nuclear Waste Forms. Nuclear and Chemical Waste Management. Vol. 2 (1981).
- /18/ The Swedish Corrosion Institute and Its Reference Group. Copper as Canister Material for Unprocessed Nuclear Waste - Evaluation with Respect to Corrosion. KBS Teknisk Rapport 90. 1978.
- /19/ Unlig, H.H., Corrosion and Corrosion/Contro. John Wiley & Sons. New York, 1972.
- /20/ Wang, R. and Katayma, Y.B., in J.G. Moore (Ed.), Scientific Basis for Nuclear Waste Management. Vol. 3. Plenum Press. New York and London. 1981. p. 379-386.

