

用過核子燃料最終處置計畫
潛在處置母岩特性調查與評估階段一
99年度計畫

成果報告

台灣電力公司

中華民國100年6月

摘要

本報告乃依據「用過核子燃料最終處置計畫書」近程工作要求提出99年度成果報告，內容涵蓋「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能評估」等技術發展成果。

在處置環境條件的調查研究方面，主要工作涵蓋花崗岩地質穩定性分析、花崗岩深層地質調查及花崗岩體分布特性分析三大部分。本計畫於深500公尺之花崗岩主要導水裂隙帶，設置地球化學長期監測設備，連續監測時程達6個月，取得深層水文地質長期穩定的地球化學監測成果。此外，本計畫接續前一年裂隙網路模擬技術工作，根據現地花崗岩裂隙帶的跨孔追蹤稀釋試驗數據，建立離散裂隙網路(DFN)及裂隙連體模式(ECM)之模擬技術，以評估深層花崗岩裂隙水文地質與傳輸特性。同時，本計畫利用空中磁測數據，解析花崗岩體的主要構造及岩體邊界分布，完成3D岩體深層分布展示成果。

在處置技術的研究發展方面，主要工作涵蓋岩塊熱傳導試驗、區域性地下水量估算技術發展、以及實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗。本計畫持續發展岩塊熱傳量測方法及模擬技術，以取得本土花崗岩熱傳參數。此外，利用地質及地球物理區域調查資料，建立岩體構造概念模式，結合現地井下裂隙水文地質量測取得之參數，用以評估裂隙花崗岩體地下水量。本計畫持續發展本土花崗岩實驗室尺度的核種傳輸實驗技術，並取得Se及Cs代表性核種在好氧及厭氧環境下，不同溫度的吸附、擴散作用等相關參數，可提供功能評估技術發展所需。

在用過核子燃料處置的功能評估方面，依據我國 SNF 之預估產量，推估在PUREX再處理方法下可能產生之高放射性廢棄物(HLW)活度與衰變熱等，該研究成果可提供將來我國於核燃料循環與 SNF再處理方法上的瞭解與應用。此外亦參考國際間 HLW 處置概念提出適合我國環境之處置概念建議，研擬處置場設計準則、設計需求及

概念需求，並以虛擬處置場之環境地質狀況，初步擬定我國之參考處置概念。以參考處置概念為基礎，建立處置場之設施需求與處置隧道配置，研擬我國初步 HLW 地下處置場所需之空間。相關研究成果皆有助於我國 HLW 處置研發工作之參考及應用，以加速提昇技術能力，確保處置安全符合國際標準。而針對用過核子燃料最終處置系統整合模式評估與案例分析工作，本年度進行生物圈機率式分析結果之後續參數敏感度分析，以階步迴歸分析來探討影響總輻射劑量率較為敏感之參數；另建立近場二維評估程式之機率式分析技術，以垂直分率及回填材料孔隙率等新增參數進行參數取樣，探討對核種釋出率造成之不確定性範圍。

台電公司於2009年提送之「我國用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告(簡稱SNFD2009報告)」，本年度由原能會進行審查並完成核備作業。台電公司根據核備內容及審查建議，修訂「用過核子燃料最終處置計畫書(2010年修訂版)」，作為「潛在處置母岩特性調查與評估階段(2005~2017)」後續工作規劃之依據。

ABSTRACT

This report is a summary for technical program achievements of “Spent Nuclear Fuel Final Disposal Program Plan” in 2010. The program plan has demanded major implementation of the technical program focusing on three principal parts: “Disposal Environment Investigation,” “Development of Disposal Technologies,” and “Performance Assessment of Spent Nuclear Fuel Disposal.”

On the “Disposal Environment Investigation,” significant technical achievements in 2010 include: geological stability; deep geological characterization; and regional distribution of granites. In order to assess geochemical stability of granites, a long-term monitoring technology has been established for groundwater chemistry of a 500 m deep water-conductive fracture for 6-month continuous monitoring. In addition, this project also continued to develop technology for fracture network modeling, i.e. the Fractured Continuum Model (FCM) as well as the Discrete fracture network (DFN) model, to assess conceptual models based on in-situ results from crosshole tracer testing within fracture zones of granites for deep geological characterization. Furthermore, airborne magnetic survey data have been used to depict 3D distribution of deep structures and boundaries of granites.

On the “Development of Disposal Technologies,” significant technical achievements in 2010 include: block testing on thermal conductivity; regional groundwater quantitative analysis; and laboratory nuclide transporation and retardation testing. This project continued to develop and assess laboratory-scale rock testing on thermal properties by conducting thermal measurements in a granitic block associated with numerical simulations. This project also develop

regional water-conductive fracture networks based on geological and geophysical survey results. Combined with in-situ downhole measurements of groundwater parameters, it is used to estimate regional groundwater quantity in fractured granites. Moreover, sorption and diffusion behaviours of selenium (Se) and cesium (Cs) on granitic samples under aerobic and anaerobic conditions at various temperatures (e.g. 90 degree C) have been continued to radionuclide transport with buffer/backfill materials in laboratory scale. These domestic data, including Kd, provide fundamental parameters for establishing basic model for development of the performance assessment.

Researches on characteristics of HLW from spent nuclear fuel reprocessing in 2010 were focused on radioactivity and decay heat of HLW which generated from PUREX reprocessing processes are estimated based on the projected SNF inventory in Taiwan. The results could provide a basic understanding and application on fuel recycling and SNF reprocessing in the future in Taiwan. Otherwise, by referencing to the international HLW disposal concept, a disposal concept suited for our domestic HLW is proposed which includes site design criteria, design requirements and concept demands. Based on our domestic site environment, geology and preliminary reference disposal concept in Taiwan, a virtual HLW repository is proposed to estimate the disposal facilities requirements, tunnel configuration, and site ground space required. The research result is helpful to the domestic R&D on HLW disposal in accelerating technology upgrading capacity and ensuring the security of disposal in accord with the international standards.

In the performance / safety assessment items for the total system performance assessment (TSPA) and the case study of SNF disposal, the one result of this year is the sensitivity analysis on the total dose

rate in biosphere. The more sensitive parameters which affect the total dose rate are obtained by the stepwise regression analysis technique. Another result is to develop the probabilistic safety assessment technique for the axial and radial transport model for radionuclide near-field release with canister vertical emplacement. The vertical flow fraction and the buffer material porosity are two new parameters added in this model. They are sampled for probabilistic assessment and the uncertainty range of radionuclide release rate can be obtained.

The AEC held review of the “Preliminary Feasibility Assessment Report for the Spent Nuclear Fuel Final Disposal Technology (SNFD2009 report)” for three times in 2010. Based on the review and the recommendations of the AEC referees, the “Spent Nuclear Fuel Final Disposal Program Plan(2010 edition)” has been revised, on which the scientific and technical research works relevant to the current stage of “Potential Host Rock Characterization and Evaluation (2005-2017)” will continue to be carried out.

目錄

頁次

摘要

| | |
|-------------------------------------|------|
| 目錄..... | i |
| 圖目錄..... | ii |
| 表目錄..... | iv |
| 1. 概述..... | 1-1 |
| 2. 計畫目的..... | 2-1 |
| 3. 計畫執行成果..... | 3-1 |
| 3.1 處置環境條件的調查研究..... | 3-1 |
| 3.1.1 花崗岩地質穩定性分析..... | 3-1 |
| 3.1.2 花崗岩深層地質調查..... | 3-3 |
| 3.1.3 花崗岩體分布特性分析..... | 3-16 |
| 3.2 處置技術的研究發展..... | 3-20 |
| 3.2.1 岩塊熱傳導試驗..... | 3-20 |
| 3.2.2 區域性地下水量估算技術發展..... | 3-30 |
| 3.2.3 實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗..... | 3-33 |
| 3.2.4 近場二維程式參數取樣及多重運跑技術建立..... | 3-43 |
| 3.2.5 用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析..... | 3-52 |
| 3.3 用過核子燃料處置的功能評估..... | 3-82 |
| 3.3.1 生物圈總輻射劑量率峰值之參數敏感度分析..... | 3-82 |
| 3.4 SNFD2009報告審查答覆說明與修訂..... | 3-87 |
| 4. 結論..... | 4-1 |
| 5. 參考文獻..... | 5-1 |

圖目錄

| | 頁次 |
|---|------|
| 圖 3-1：裂隙地下水水質長期監測結果 | 3-5 |
| 圖 3-2：裂隙地下水化學組成分析 | 3-6 |
| 圖 3-3：1號及2號鑽孔剖面間的二維離散裂隙網路 | 3-10 |
| 圖 3-4：現地井下示蹤劑試驗數據 | 3-10 |
| 圖 3-5：估計當量裂隙傳導量所需之平均座標數(z_{avg})及網格內裂隙數目(N_f) | 3-11 |
| 圖 3-6：簡單二維裂隙網路之連通路徑演算範例 | 3-11 |
| 圖 3-7：EOS7模組模擬所得之無因次示蹤劑濃度穿透曲線 | 3-14 |
| 圖 3-8：不同時間的示蹤劑模擬結果 | 3-14 |
| 圖 3-9：水力梯度對FCM模擬結果的影響 | 3-16 |
| 圖 3-10：測試區斷層構造尤拉解三維展示圖 | 3-18 |
| 圖 3-11：測試區280號測線之韋納解迴旋成果圖 | 3-18 |
| 圖 3-12：測試區相對磁感率等於6.9之對應岩體三維展示圖 | 3-19 |
| 圖 3-13：岩塊鑽孔位置示意圖 | 3-24 |
| 圖 3-14：邊界溫度40°C時不同距離之溫度隨時間之變化 | 3-24 |
| 圖 3-15：鑽孔編號102、103、104及105之試驗數據 | 3-26 |
| 圖 3-16：鑽孔編號105之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對 | 3-26 |
| 圖 3-17：鑽孔編號106、107、108及109之試驗結果 | 3-27 |
| 圖 3-18：鑽孔編號108之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對 | 3-27 |
| 圖 3-19：鑽孔編號106、107及109之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對 | 3-28 |
| 圖 3-20：鑽孔編號201、202、203及204之試驗結果 | 3-28 |
| 圖 3-21：鑽孔編號203之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對 | 3-29 |
| 圖 3-22：鑽孔編號201、202及204之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對 | 3-29 |
| 圖3-23：花崗岩測試區深層地質及地球物理綜合解析圖 | 3-32 |
| 圖3-24：花崗岩測試區導水裂隙構造分布及地下水流向示意圖 | 3-32 |
| 圖 3-25：膨潤土與花崗岩及石英砂混合在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之pH分析 | 3-38 |
| 圖 3-26：膨潤土與花崗岩及石英砂混合在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之Eh分析 | 3-39 |
| 圖 3-27：膨潤土與花崗岩及石英砂混合在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之 K_d 分析 | 3-40 |
| 圖3-28：90°C膨潤土(B)、膨潤土混合花崗岩(B+G)、膨潤土混合石英砂(B+Q)之Cs及Se動力吸附實驗pH、Eh及 K_d 分析 | 3-41 |

| | |
|--|------|
| 圖 3-29：核種吸附試驗資料庫輸入介面 | 3-42 |
| 圖 3-30：核種吸附試驗資料分析功能整合頁面 | 3-42 |
| 圖 3-31：近場二維軸/徑向傳輸之區塊模式設定 | 3-45 |
| 圖 3-32：近場二維軸/徑向傳輸之區塊間傳輸機制 | 3-46 |
| 圖 3-33：水流垂直分率對Cs-135核種外釋影響..... | 3-46 |
| 圖 3-34：水流垂直分率對I-129核種外釋影響..... | 3-47 |
| 圖 3-35：水流垂直分率對Np-237核種外釋影響..... | 3-47 |
| 圖 3-36：水流垂直分率對Tc-99核種外釋影響..... | 3-48 |
| 圖 3-37：日本深層地質處置之工程障壁概念示意 | 3-49 |
| 圖 3-38：我國垂直置放處置概念 | 3-50 |
| 圖 3-39：回填材料孔隙率對Cs-135核種釋出率..... | 3-50 |
| 圖 3-40：回填材料孔隙率對I-129核種釋出率..... | 3-51 |
| 圖 3-41：回填材料孔隙率對Np-237核種釋出率 | 3-51 |
| 圖 3-42：回填材料孔隙率對Tc-99核種釋出率..... | 3-52 |
| 圖 3-43：BWR重要核種之活度變化圖 | 3-59 |
| 圖 3-44：PWR重要核種之活度變化圖..... | 3-59 |
| 圖 3-45：我國SNF經再處理後之HLW總活度..... | 3-60 |
| 圖 3-46：建議的HLW重要核種與日本H12報告重要核種之活度比較 | 3-60 |
| 圖 3-47：日本H12 HLW衰變熱隨處置時間變化情形 | 3-61 |
| 圖 3-48：我國SNF與經再處理後產生HLW中每單位噸鈾隨時間所產生衰變熱 | 3-61 |
| 圖 3-49：我國SNF經再處理後HLW隨時間的總衰變熱變化..... | 3-62 |
| 圖 3-50：現階段參考處置概念 | 3-76 |
| 圖 3-51：處置孔與工程障壁系統斷面 | 3-77 |
| 圖 3-52：處置隧道與處置孔斷面 | 3-78 |
| 圖 3-53：處置孔與處置隧道間距 | 3-79 |
| 圖 3-54：我國垂直鑽孔處置設計概念俯視圖 | 3-80 |
| 圖 3-55：我國水平置放處置設計概念俯視圖 | 3-81 |
| 圖 3-56：生物圈輻射總劑量率峰值敏感度分析之散落圖 | 3-86 |

表目錄

| | 頁次 |
|---|------|
| 表 3-1 模擬KMBH01-02-04場址DFN構造所需之輸入資料..... | 3-7 |
| 表 3-2：岩塊熱效應數值模擬參數 | 3-25 |
| 表 3-3：特性核種分類 | 3-45 |
| 表 3-4：建議HLW重要核種 | 3-57 |
| 表 3-5：我國用過核子燃料數量統計表 | 3-58 |
| 表 3-6：瑞士NAGRA處置計畫HLW衰變熱隨處置時間變化情形..... | 3-58 |
| 表 3-7：處置場地表設施系統需求 | 3-73 |
| 表 3-8：處置場地下設施系統需求 | 3-74 |
| 表 3-9：SNF與HLW處置場設計比較..... | 3-75 |
| 表 3-10：評估參數代號 | 3-86 |

1. 概述

我國自1978年(民國67年)開始利用核能發電，迄今共有核一、二、三廠的六部核能機組，加上目前正在進行的龍門計畫(龍門電廠)，最近的將來還會有二部機組加入運轉發電。其中，核一、二廠四座機組為沸水式，核三廠兩座機組為壓水式，龍門電廠兩部則為進步型沸水式反應器。預估此四座核能電廠的八部機組運轉40年將會產生約7,350公噸鈾的用過核子燃料，若運轉至60年將會產生約10,186公噸鈾的用過核子燃料。由於用過核子燃料中所含的放射性核種，如 ^{99}Tc 、 ^{135}Cs 、 ^{129}I 等分裂產物及 ^{237}Np 、 ^{239}Pu 、 ^{243}Am 及 ^{247}Cm 等錒系核種，其半衰期長達數十萬年，且部分核種為阿伐發射體，對人體具長期潛在的輻射危害，因此審慎尋找共同認可的處置方式，一直是核能技術發展的重點之一。

用過核子燃料最終處置的基本要求是選擇適當的環境，將用過核子燃料永久安置，使其與人類生活圈隔離，以確保民眾安全及環境品質，促進非核害環境的永續發展。海床處置、深孔處置、冰層處置、井注處置、太空處置、及深層地質處置是幾種曾被各國考慮的處置方案。上述這些方案經過國際間多年的研究後，一般咸認「深層地質處置」是較為可行的一種處置方式。而所謂的「深層地質處置」係採用「多重障壁」的概念，利用深部岩層的隔離阻絕特性，將用過核子燃料埋存在深約300至1000公尺的地下岩層中，再配合包封容器、緩衝回填材料等工程設施——藉由人工與天然障壁所形成的多重屏障系統，可以有效使外釋而遷移的核種受到隔離與阻絕的效果，以換取足夠的時間，讓用過核子燃料的輻射強度在影響人類目前生活環境之前已衰減至可忽略的程度。

目前，我國用過核子燃料處置之推動，係依「用過核子燃料最終處置計畫書(2006年7月核定版)」之擬定時程，切實執行境內最終處置之技術發展及處置設施的籌建工作。依據「用過核子燃料最終處置

計畫書(2006年7月核定版)」之規劃，2005~2017年為「潛在處置母岩特性與調查評估」階段。此階段任務的兩個重要里程碑為於2009年提出「我國用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告」(簡稱SNFD2009報告)，以及於2017年提出「我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告(簡稱SNFD2017報告)」。

目前已完成近程工作主要目標——彙整過去長程計畫研發成果與蒐集國內外相關資料，於2009年提出「我國用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告(簡稱SNFD2009報告)」，該報告內容涵蓋「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能評估」等技術發展成果，於2010年7月獲原能會同意核備，並上網公告。台電公司依核備之SNFD2009報告內容，據以修訂並完成「用過核子燃料最終處置計畫書(2010年修訂版)」。

根據SNFD2009報告的研究結果顯示：台灣地區雖處於地質不穩定帶，但活動構造、地震、火山活動及地質災害均有其侷限分布的特性；不僅離島花崗岩體具備長期地質穩定特性外，過去認為位於板塊邊界之本島花崗岩體，根據最新研究顯示可能近百萬年來已邁入穩定地塊條件。因此，在後續的潛在處置母岩調查工作中，將加強本島花崗岩體穩定性的研究，並取得其岩體規模、分布與主要構造帶延伸等資訊。

在處置技術發展方面，過去幾年台灣電力公司將潛在母岩特性調查技術之發展重點，集中於離島花崗岩體測試區之處置技術發展，期能透過各項技術的整合性驗證，取得關鍵技術的能力與成果，以及測試區的地質特性參數、構造及建構初步地質概念模式，供功能安全分析發展系統整合與案例評估技術應用，以完備現地調查至功能評估的整體作業流程。總計在離島測試區完成約500點地表重/磁力探測、16 km地電組影像剖面探測、3000 m(6孔)地質鑽探、及地物/水文/地化/岩力等各式孔內探測作業，並透過整合性的地質、地物、水文、水化學及環境資料解析，建構出離島測試區初步地質概念模式，並完成虛擬處置場初步功能安全評估之案例分析。

近程工作規劃係以SNFD2009報告為基礎，持續進行花崗岩處置母岩特性調查與變異情節下之功能安全評估技術發展，以期達成潛在處置母岩特性與調查評估階段的下一個目標，準時於2017年底提出「我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告」(簡稱SNFD 2017報告)，此報告中將確認(1)我國是否有合適處置母岩，(2)我國是否已齊備處置技術。為達成此任務，本計畫需逐步完成我國處置環境資料的調查與評估、深層花崗岩地質概念模式的建立，進行本土化功能安全評估技術的研發，作為後續「候選場址評選與核定階段」評估的基礎。

2. 計畫目的

在我國用過核子燃料現有管理政策下，本計畫須依法按「用過核子燃料最終處置計畫書」擬定時程，持續推動境內最終處置之技術發展。因考量用過核子燃料最終處置工作，涉及複雜的地質、鑽探、地物、水文、地化、岩力、核種傳輸等調查與資料綜合解析及評估之技術，不但專業程度需求極高，且需視各國之地質與環境之不同而因地制宜；故有必要先行對國內潛在處置地質環境進行相關調查與技術研發的工作。為確保處置場功能，須在進行實際選址與建造前，根據處置場處置概念，配合用過核子燃料之物理、化學特性及處置場之水文地質、熱傳、地下水化學及情節發展等，進行核種外釋模擬分析。由於處置系統的長期安全性無法以實際實驗直接驗證，故須以工程及科學的數據為基礎進行預測性的分析，再將分析結果與法規標準比較，以確認處置場長期功能與安全評估結果之適合性。

本計畫為掌握大範圍地下潛在處置母岩可能的分布，及瞭解主要地質構造特徵，以逐步篩選出較適合的潛在處置母岩區域。空中磁測調查工作是掌握潛在處置母岩分布區域的關鍵，故本計畫自民國95年起透過國際合作方式，引進澳洲之空中磁測技術，針對國內潛在處置母岩，進行大範圍的空中磁測調查工作。依據調查結果，本計畫已掌握本島花崗岩所在位置及其地下岩體範圍，同時也獲得花崗岩體的部分基本特性。

在國內花崗岩特性方面，本計畫回顧大地構造、地質演化史及造山運動等現有文獻後，發現離島花崗岩體已具備千萬年來的長期地質穩定特性；此外，對位於板塊邊界過去認為較不穩定之本島花崗岩體，本計畫也進行初步的地表踏勘與資料分析，而根據最新文獻資料顯示，本島花崗岩體可能近百萬年來亦已邁入較為穩定的地塊條件。因此，SNFD2009報告中彙整我國目前花崗岩深層地質特性調查技術的發展與實際應用成果，成果顯示工作團隊已具備500公尺深度結晶

岩體(花崗岩)的深地層特性調查與資料解析的相關基礎技術，同時透過初步功能安全評估之案例分析後，其安全性可進一步獲得驗證。

本計畫為取得深層地質特性與參數，已進行花崗岩質潛在處置母岩深層地質調查之重磁力逆推的線形構造解析、六孔深達500公尺的地質探查孔、超過一萬四千公尺大地電磁法探測，以及一系列有系統的井下地質、構造、地球物理、水文地質、地球化學特性等現地調查與試驗工作；上述所獲得地下地質之特性資訊，已於SNFD2009報告中驗證裂隙構造模式所需的重要數據，並整合成初步地質概念模式，提供建立初步功能/安全評估之核種傳輸模擬的重要資訊，做為初步評估本土花崗岩質潛在處置母岩安全性之依據，完成「我國用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告」(SNFD2009報告)之重要目標。

由於此類花崗岩在國外已有進行最終處置功能與安全評估之案例，故以國內花崗岩類作為潛在處置母岩的選擇，無論就岩體特性或岩體穩定性方面，其安全性均值得期待亦值得進一步深入調查。因此，本計畫近期將以花崗岩質潛在處置母岩之處置環境條件的調查研究、處置技術的研究發展及處置的功能評估為工作主軸，在現有成果累積的基礎下，考量階段性目標與年度工作內容及時程需要，99年度執行項目包括：

- (1) 處置環境條件的調查研究：
 - (A) 花崗岩地質穩定性分析
 - (B) 花崗岩深層地質調查
 - (C) 花崗岩體分布特性分析
- (2) 處置技術的研究發展：
 - (A) 岩塊熱傳導試驗
 - (B) 區域性地下水量估算技術發展
 - (C) 實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗
 - (D) 近場二維程式參數取樣及多重運跑技術建立
 - (E) 用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析

- (3) 用過核子燃料處置的功能評估：
 - (A) 生物圈總輻射劑量率峰值之參數敏感度分析
- (4) SNFD2009報告審查答覆說明與修訂。

3. 計畫執行成果

本年度規劃之工作事項分成四部份：(1)「處置環境條件的調查研究」，(2)「處置技術的研究發展」，(3)「用過核子燃料處置的功能評估」，(4)「SNFD2009報告審查與修訂」等，執行成果摘述如下：

3.1 處置環境條件的調查研究

目前我國用過核子燃料最終處置計畫，對於潛在處置母岩特性的調查，以花崗岩為優先進行區域分布、深層地質特性等調查工作。為了解花崗岩體分布、岩性、主要構造帶分布、圍岩接觸關係與地質演化史等特性，以空中磁測資料解析岩體規模與構造分布，並長期監測500公尺深井水文地質及地球化學特性，建構初步基礎地質特性資料，作為後續岩體特性之地質、構造、水文地質、地球物理、地球化學及岩石力學等調查工作規劃參考，並作為花崗岩質潛在處置母岩評估的依據。

99年度「處置環境條件的調查研究」相關工作，乃基於前一年度成果，接續進行特性調查技術研究發展，執行成果分為花崗岩地質穩定性分析(3.1.1節)、花崗岩深層地質調查(3.1.2節)、花崗岩體分布特性分析(3.1.3節)等三大部分說明：

3.1.1 花崗岩地質穩定性分析

有鑑於在用過核子燃料地質處置系統中，地下水是影響核種釋放、遷移最主要的媒介。核種在地下水中的遷移行為，不僅取決於地下水的流動狀態，也深受地下水化學特性的影響和控制。其中，氧化還原電位(Eh)、酸鹼值(pH)與主要離子濃度等水質參數，在影響核種傳輸的化學反應/作用中，更是扮演著重要的支配角色。因此，本計畫初步選定於少震地區、無斷層活動、具非常低上升與剝蝕作用的花崗岩地區，進行其深層導水裂隙段(約500公尺深)的封塞採樣與水質

長期監測。藉以瞭解花崗岩裂隙地下水水質的長期變化趨勢與可能影響因素，作為後續花崗岩地質長期穩定性評估與驗證技術發展的參考依據。

裂隙地下水水質長期監測主要是以水質敏感性參數中的氧化還原電位(Eh)、酸鹼度(pH)和電導度(EC)為主要的監測項目，監測間距為1小時，預計總監測時間為6個月左右。其次，為確保水質長期監測工作不因儀器故障因素而中斷，在本年度的工作規劃中，除了於井下封塞段安裝主要的水質探測儀外，也將於地表出水端處安裝同一廠牌型號之水質探測儀，作為輔助的水質敏感性參數量測工具。此外，由於本監測期間可能跨越乾、濕二季，因此在監測前、後也將進行各一次的裂隙地下水採樣與化學組成分析，藉以探討在不同季節中或經長時間大量抽水後，該裂隙地下水的主要離子組成是否有所變化。

根據水質長期監測結果(圖 3-1)顯示，由地表與井下水質探測儀所獲得的水質敏感性參數仍存在某種程度的差異，特別是酸鹼度及氧化還原電位。此外，從地表所獲得的水質敏感性參數，也較容易受到外在因素的影響，而呈現較大的震盪幅度。故後續針對深層地下水水質敏感性參數的取得，建議採用井下水質探測儀的量測數據。

監測期間酸鹼度所反映的抬升現象，經工作結束後的儀器查驗結果顯示，係由於該電極在量測上發生偏移所導致。其中，地表水質探測儀之酸鹼度電極於pH7標準液中所呈現之讀值為7.9(偏移0.9個單位)；而井下水質探測儀之酸鹼度電極於pH7標準液中所呈現之讀值則為9.15(偏移2.15個單位)。由於電極(薄膜)的老化、參考電極液的耗損，以及水中雜質或有機物的附著，都可能使電極在量測上產生偏差。因此，建議後續進行水質連續長期監測的時間不宜超過3個月左右，以確保儀器量測數據之可信度。

就井下所獲得的水質敏感性參數而言，在水質長期監測期間(圖 3-1)，電導度在監測始、末的平均數值分別為0.3007mS/cm和0.2876mS/cm；氧化還原電位在監測始、末的平均數值分別為-305.6 mV_(S.H.E)和-237.1mV_(S.H.E)；酸鹼度在監測之始、末的平均數值分別為

8.27和10.01。其中，酸鹼度在監測末的平均數值(10.01)若扣除電極偏移所增加的2.15個單位，其值約略在7.86左右。故整體而言，監測期間(為期6個月左右)該裂隙段地下水的水質敏感性參數，並無顯著之差異。此外，根據監測前後分別採得水樣，分析結果顯示該裂隙段地下水的離子組成在監測期間亦無明顯之差異(圖 3-2)，皆屬於 NaHCO_3 型的淡水，同時其特性也與一般淡水性深層受壓地下水相似。

3.1.2 花崗岩深層地質調查

深層地質調查之目的在獲取深層地質相關參數，用以判讀岩層地質、構造、岩性、水文、地化等特性，供地質概念模式建立之用。本年度之計畫工作，將首先根據離散裂隙網路(Discrete Fracture Network, DFN)程式模擬出二維DFN構造，接著利用有效介質理論(Effective Medium Theory, EMT)(Kirpatrick, 1973)，將DFN的裂隙岩體轉換為當量連體(Equivalent continuum)，並利用裂隙連體模式(Fractured Continuum Model, FCM)的數值方法(Zimmerman and Bodvarsson, 1996; McKenna and Reeves, 2005)，以計算裂隙網路中當量傳導量(Equivalent Conductance)、當量岩體滲透係數(Permeability)，以及淨裂隙網路中的孔隙率。接著以TOUGH2程式，分析岩體在本身的水力梯度作用的情形下，示蹤劑如何在1號及2號鑽孔間傳輸，用以評估1號及2號鑽孔間岩體的傳輸特性，如平流、水力延散、分子擴散、圍岩孔隙率等對岩體中溶質傳輸的影響。研究成果將比較前一年工作的DFN模擬結果，作為後續建構地質概念模式、功能安全評估傳輸模擬之參考。

以井內攝影所得裂隙資料做為條件資料，利用前一年度的DFN模擬程式，則可以模擬出1號及2號鑽孔的垂直剖面間，從地表至深度500 m的二維離散連通裂隙網路，如圖 3-3(a)。因模擬時考慮現場量測的裂隙頻率與裂隙位態，故模擬所得的DFN，在觀測井位置的模擬裂隙，其位態與頻率與井內攝影所量測之裂隙參數相當接近。DFN的模擬方法及輸入資料，列於表 3-1 (劉台生，2009)。由此模擬結果可看

出，從地表到深度500 m，該剖面間可能由四個互相獨立的裂隙區所構成。因本研究考慮之現場自然水力梯度示蹤劑數據(見圖 3-4於KMBH02深度150 m之觀測結果)，由深度320~350 m之間注入，且由圖 3-3(a)的模擬結果推測，此深度段的裂隙區，在考慮的剖面上並未與其他裂隙區相連。自然水力梯度追蹤劑的試驗方法及詳細結果，請參考蔣立為等(2006)之報告。

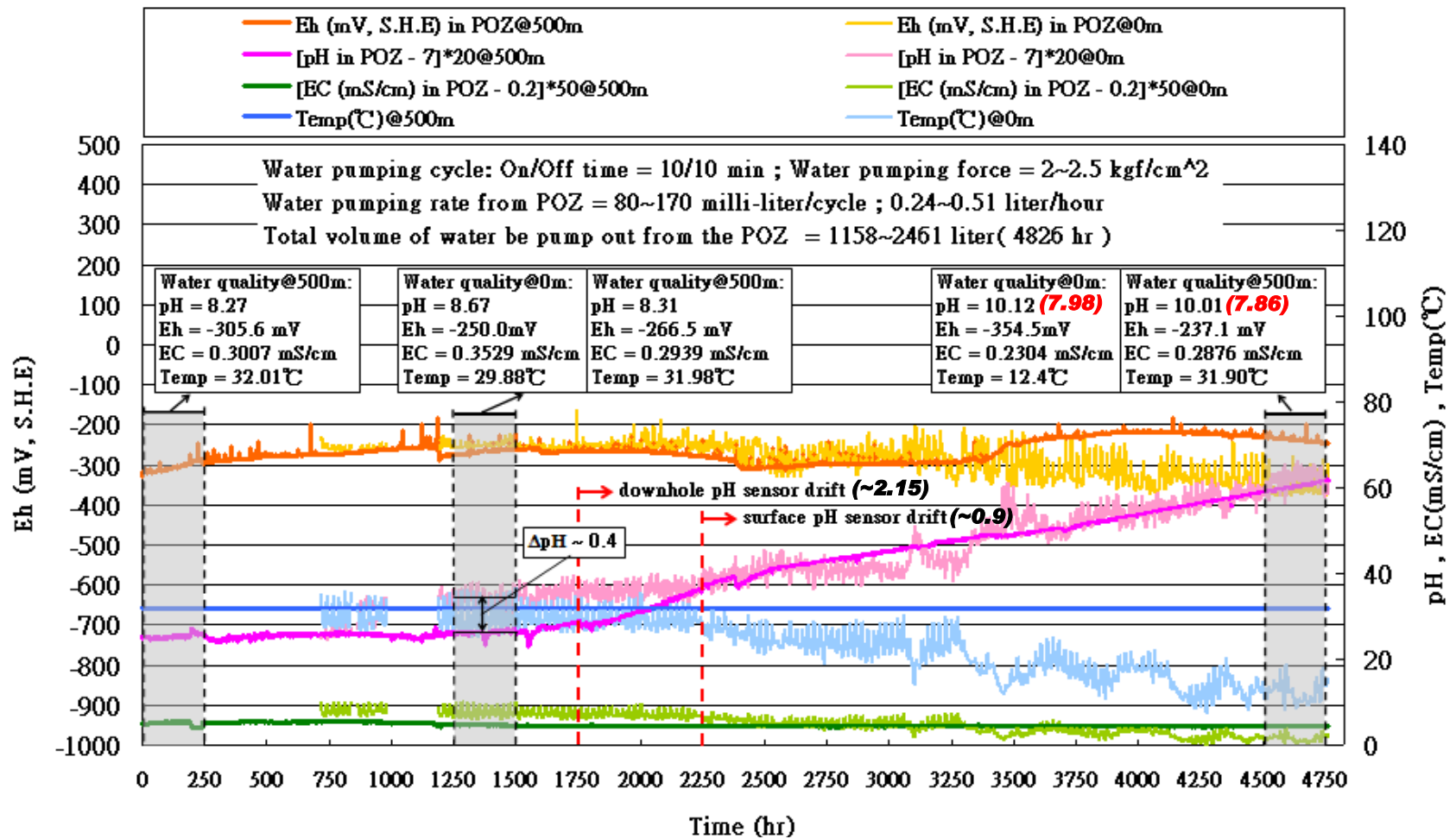


圖 3-1：裂隙地下水水質長期監測結果

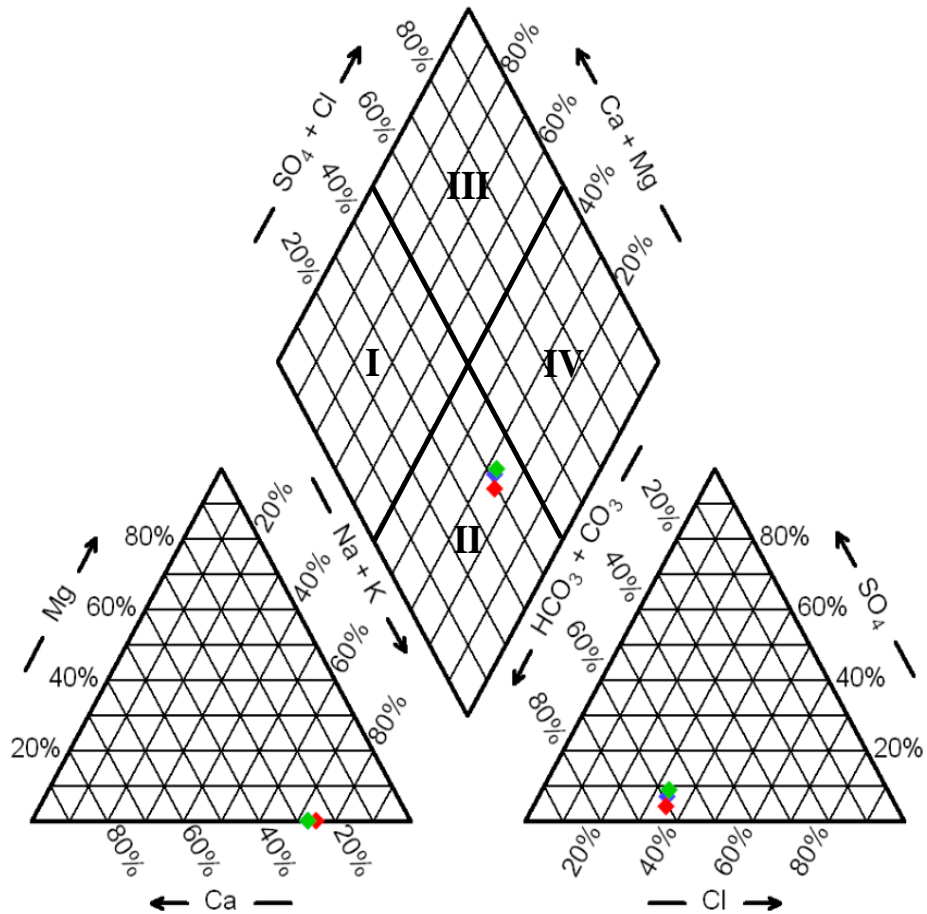


圖 3-2：裂隙地下水化學組成分析

- (I) $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ 型：鹼土類重碳酸鹽，正常淺層自由地下水、雨水、河水等。
- (II) NaHCO_3 型：鹼重碳酸鹽，淡水性深層受壓地下水。
- (III) CaSO_4 或 CaCl_2 型：鹼土類非碳酸鹽，礦山、火山性的水，溫泉、坑內水或農業污染之地下水。
- (IV) Na_2SO_4 或 NaCl 型：鹼類非碳酸鹽，與海水有關或曾受海水污染之地下水。

表 3-1 模擬KMBH01-02-04場址DFN構造所需之輸入資料

| 叢集數及隨機變數 | 裂隙叢集數 | 隨機變數種子數 | | | | |
|---------------------------|----------------------------|---------------------|----------------------------|----------------------|--------------|--------------|
| | 5 | 9753 | | | | |
| 模擬岩體大小 | x座標下限 (m) | x座標上限 (m) | y座標下限 (m) | y座標上限 (m) | z座標下限 (m) | z座標上值 (m) |
| | 0.d0 | 50.d0 | 0.d0 | 50.d0 | 0.d0 | 500.d0 |
| 裂隙叢集位態 | 裂隙叢集法向量走向(trend) (0°~360°) | | 裂隙叢集法向量傾角(plunge) (0°~90°) | | | |
| 叢集一 | 172 | | 11 | | | |
| 叢集二 | 351 | | 26 | | | |
| 叢集三 | 282 | | 25 | | | |
| 叢集四 | 70 | | 9 | | | |
| 叢集五 | 19 | | 73 | | | |
| 裂隙位態分布 | 角度差值下限 (0 ~ 90°) | 角度差值上限 (0 ~ 90°) | 角度差值下限 (90°~ 180°) | 角度差值上限 (90°~180°) | | |
| 叢集一 | 1.402 | 29.73 | 150.3 | 162.7 | | |
| 叢集二 | 1.0 | 19.8 | 0.0 | 0.0 | | |
| 叢集三 | 1.352 | 29.99 | 0.0 | 0.0 | | |
| 叢集四 | 2.232 | 19.07 | 166.0 | 166.1 | | |
| 叢集五 | 1.313 | 28.62 | 0.0 | 0.0 | | |
| 叢集以外裂隙容許角度誤差 (0 ~ 90°) | | | 未歸類叢集之裂隙所佔比例 | | | |
| 15 | | | 0.7 | | | |
| 裂隙直徑機率分布 | 裂隙直徑機率分布型態 | | 參數一 | 參數二 | | |
| 叢集一 | 對數常態 | | 5.0 | 2.0 | | |
| 叢集二至叢集五之輸入資料與叢集一相同 | | | | | | |
| 水力內寬機率分布 | 水力內寬機率分布型態 | | 參數一 | 參數二 | | |
| 叢集一 | 對數常態 | | 0.0005 | 0.001 | | |
| 叢集二至叢集五之輸入資料與叢集一相同 | | | | | | |
| 重新採樣方式 | 1 (1: 矩形視窗採樣; 2: 測線採樣) | | | | | |
| 重新採樣面個數 | 1 | | | | | |
| 採樣面資料 | 採樣面端點x座標(m) | 採樣面端點y座標 (m) | 採樣面端點Z座標(m) | | | |
| 端點一 | 27.d0 | 20.d0 | 0.d0 | | | |
| 端點二 | 29.2.d0 | 29.4.d0 | 0.d0 | | | |
| 端點三 | 29.2.d0 | 29.4.d0 | -500.d0 | | | |
| 採樣測線資料 | 測線端點x座標(m) | 測線端點y座標 (m) | 測線端點Z座標 (m) | | | |
| 端點一 | 27.d0 | 20.d0 | 0.d0 | | | |
| 端點二 | 27.d0 | 20.d0 | -500.d0 | | | |

基於以上的裂隙網路特性，本年度工作的模擬案例均以320~360 m的裂隙區做為主要的離散裂隙網路結構，如圖 3-3 (b)的連通裂隙網路所示。圖 3-3(b)中每段線段的粗細，均正比於裂隙內寬。此外，此深度段的裂隙區由上下兩個次裂隙區組成，並由一條單一裂隙所連接。此特殊的裂隙構造，將影響該剖面的溶質傳輸特性。

將EMT應用於圖 3-3(b)的連通裂隙網路，並以1m×1m的網格大小作分割，則可計算出每個網格內的平均座標數(z_{avg})及與網格邊界相交的裂隙數目(N_f)，如圖 3-5所示。每個網格內的當量傳導量(C^*)，則可利用下列多項式求解得出(Zimmerman and Bodvarsson, 1996)：

$$\sum_{i=1}^N \frac{C^* - C_i}{\left(\frac{z_{avg}}{2} - 1\right) C^* + C_i} = 0 \quad (3-1)$$

其中， C_i 為網格中每一條裂隙軌跡的傳導量，其定義為：

$$C_i = \frac{K_i b_i w}{L_i} \quad (3-2)$$

K_i 、 b_i 、 L_i 與 w 分別為第 i 條裂隙的水力傳導係數、裂隙內寬、裂隙長度與垂直於裂隙水流方向的裂隙面寬度。將 z_{avg} 及 C_i 代入(3-1)式，則可利用疊代法求解出(3-1)式的 C^* 值(即網格內的當量傳導量)。由(3-1)式計算出的當量裂隙傳導量，則可利用下列公式，計算網格內的當量水力傳導係數：

$$K_b = \frac{C^* N_f' L_n}{L_p W} \quad (3-3)$$

其中， L_n 、 L_p 與 W 分別為正交於梯度向量方向的網格大小、平行梯度向量方向的網格大小，以及網格的寬度。相對應的滲透係數 k_b 為 $\mu K_b / \rho g$ 。根

據 Zimmerman and Bodvarsson (1996) 的建議，(3-3)式中的 N'_f 可定為 $N_f/4$ ，但(3-3)中並沒有考慮到水力傳導係數的異向性。

根據裂隙內寬及裂隙長度，並假設裂隙面寬度以及網格寬度(W)具有單位長度，則可計算出每一網格內之裂隙孔隙率。若令岩體的孔隙率為 10^{-4} (約為計算所得裂隙孔隙率的下限值)，則模擬深度段的孔隙率分布如圖 3-6(a)所示。內寬值較大的裂隙所通過的網格，其孔隙率值較大；內寬值較小，以及沒有裂隙通過的網格，其孔隙率值則偏低，以上預測與圖 3-6 (a)的結果吻合。此外，將沒有裂隙通過的網格視為完整岩體，保守的設定其滲透係數為 10^{-16}m^2 (約為最小裂隙滲透係數的1/10)，並配合(3-3)式計算得相對應的滲透係數(k_b)，則模擬深度岩段的滲透係數分布如圖 3-6(b)所示。由圖中可看出，上半部次裂隙區的滲透係數，平均而言小於下半部次裂隙區的滲透係數。

由圖 3-3(a)的裂隙網路模擬結果可看出，320~360 m的裂隙網路，在此二維剖面上並未與上下岩體的裂隙網路相接，故地下水流模擬時考慮圖 3-3(b)的上下邊界為不透水邊界。此外，在岩體中地下水流場為穩態的假設下，將圖 3-3(b)的左右邊界假設為定水頭邊界，兩邊界間的水頭差，則可根據達西定律及設定的水力梯度值計算。而根據FCM模式，推估出1號及2號鑽孔間在模擬深度段的水力梯度值約為0.09。以此梯度值為基準，將圖 3-6(a)與(b)的孔隙率及滲透係數代入TOUGH2的EOS7模組，並忽略重力項的影響，則可模擬出此深度段的穩態地下水流，其孔隙水流速度向量的分布則如圖 3-6(b)所示。由前所述，因上半部次裂隙區的滲透係數值較小，但同時上半部次裂隙區之孔隙率亦偏小，故模擬出的孔隙水流速度，在接近兩個次裂隙區的單一裂隙附近，上半部次裂隙區的孔隙水流速度較大。此較大的孔隙水流速度，經由上述的單一裂隙通往下半部次裂隙區，而約在深度340 m附近流出右邊界。由以下的討論可看出，此水流特性將影響模擬深度段的溶質傳輸特性。

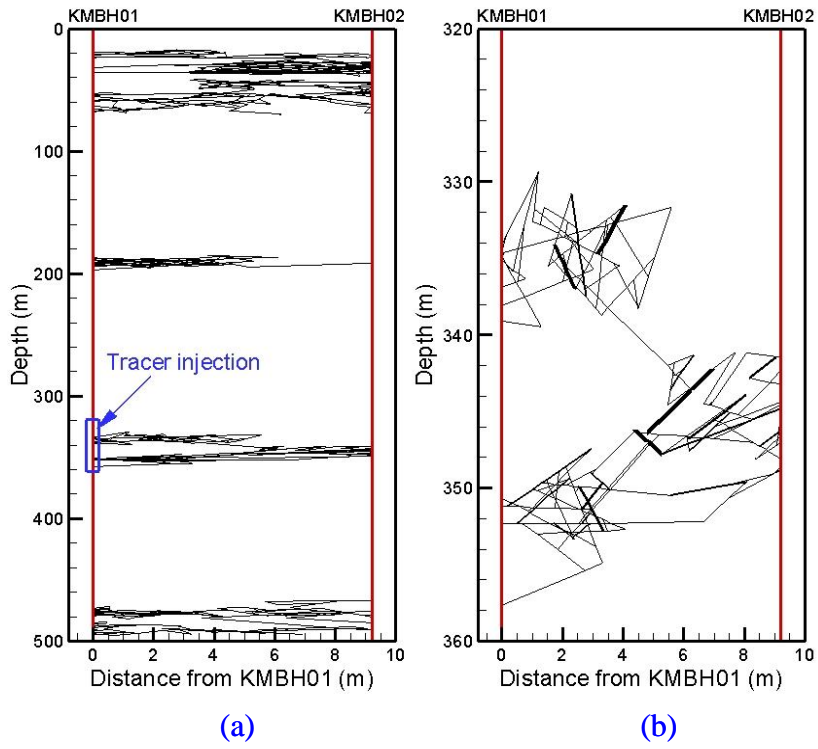


圖 3-3：1號及2號鑽孔剖面間的二維離散裂隙網路

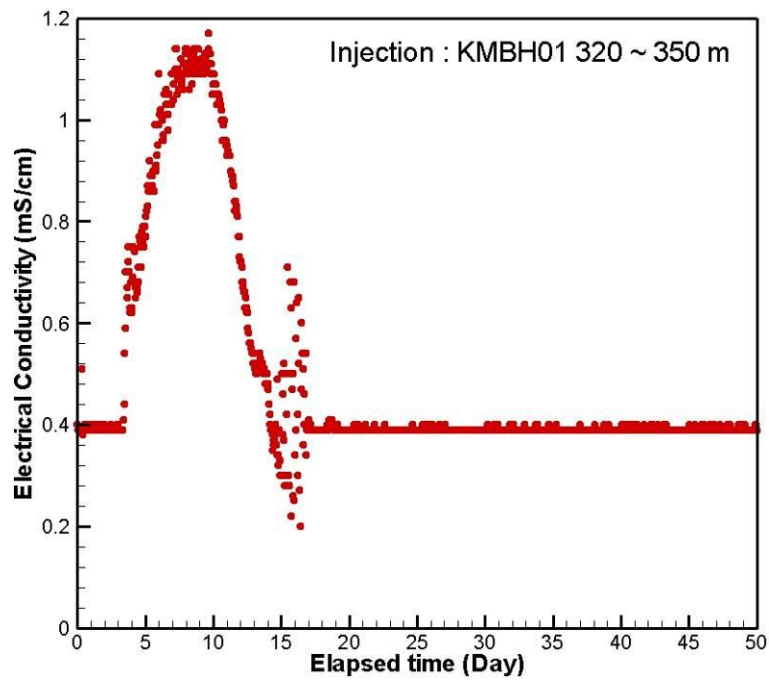


圖 3-4：現地井下示蹤劑試驗數據

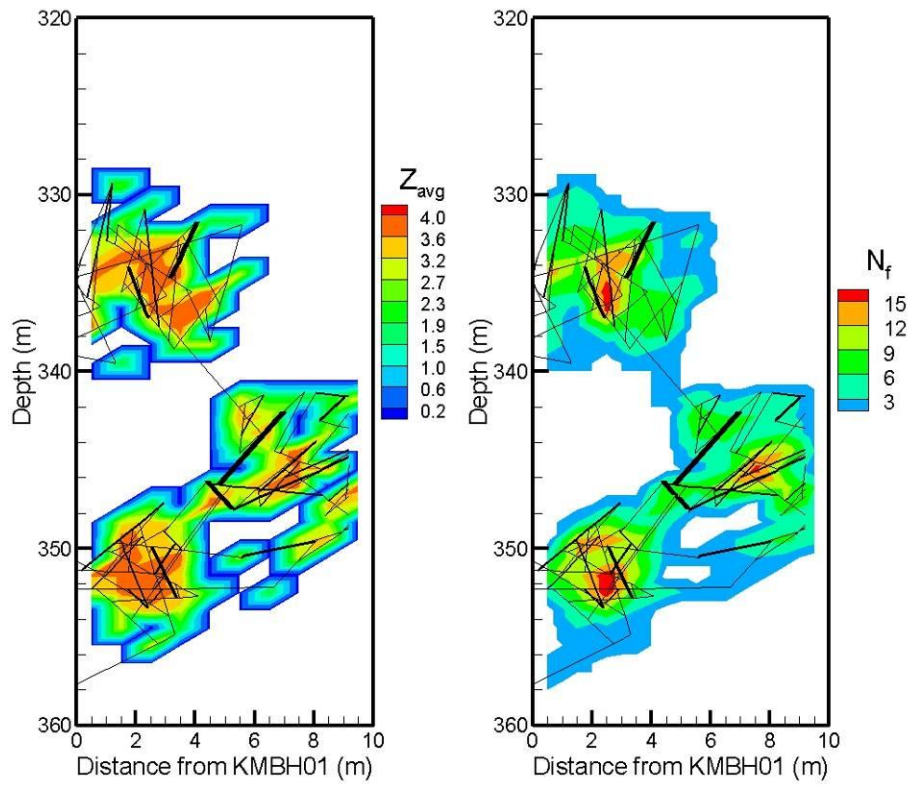


圖 3-5：估計當量裂隙傳導量所需之平均座標數(z_{avg})及網格內裂隙數目(N_f)

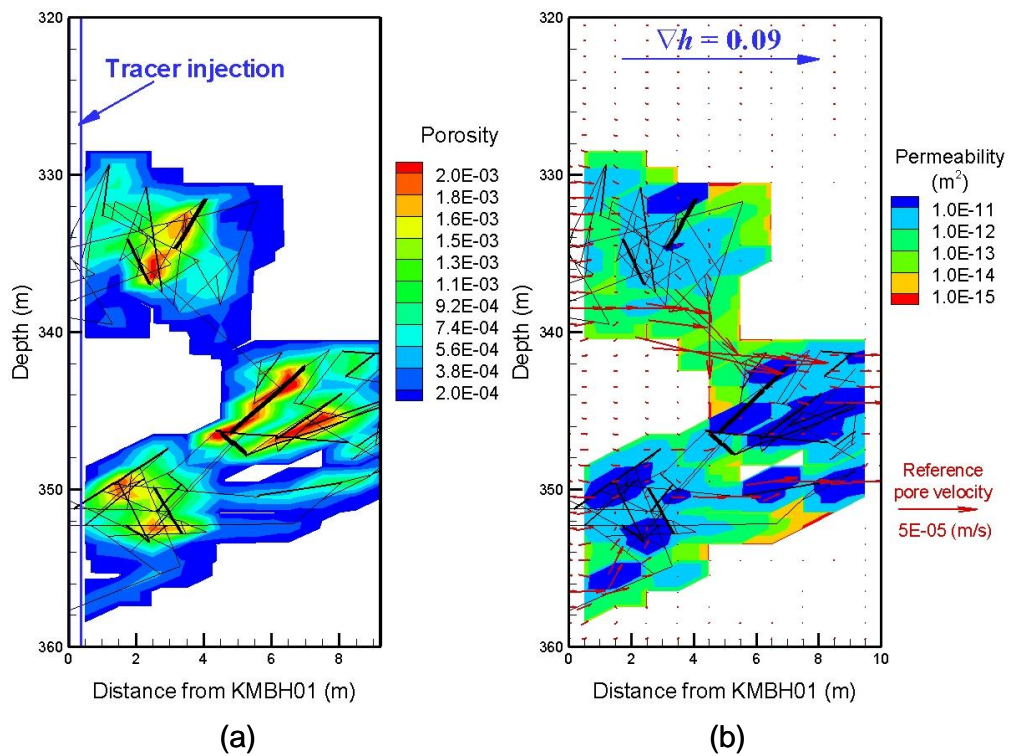


圖 3-6：簡單二維裂隙網路之連通路徑演算範例

因現場試驗時，示蹤劑由深度320~350m注入，觀察圖 3-3(a)的裂隙構造，可知該注入深度段僅在334~340 m之間有裂隙通過。因此，334~340 m深度段為模擬時考慮的注入深度段。此外，由圖 3-6 (b)的孔隙水流分布情形來看，深度約340 m附近的孔隙水流較大。故若示蹤劑由注入深度段進入岩體，很可能隨即由340 m附近較大的孔隙水流帶往下游。因此，數值模擬時將深度340 m作為首要的注入深度。但因注入的質量無法準確的得知，且為了加速數值模擬運算速度，模擬時考慮注入單位質量為 10^{-3} kg的鹽水(Brine)，並忽略重力項及分子擴散項，以TOUGH2程式中的EOS7模組進行溶質傳輸數值模擬。

模擬所得示蹤劑濃度穿透曲線(Breakthrough Curve, BTC)的表示方式，為找出下游觀測位置的最大濃度作為正規化濃度值，並將模擬所得濃度依此最大濃度作正規化，則計算出的無因次BTC如圖 3-7之線條所示，其中紅色實線與藍色虛線代表在KMBH01井的340 m單一注入點，而分別於KMBH02井的341.5 m與342.5 m的模擬結果，而黑色實線則為在KMBH01井中在336~340 m深度段均勻地注入，於KMBH02井中341.5 m的模擬結果。此外，將圖 3-4的現場數據，根據 $C=(EC-EC_0)/1.49$ 的轉換公式(蔣立為等，2006)，則可將電導度值(EC, mS/cm)轉換為濃度值(C, mg/l)，其中 EC_0 為背景電導度值，取0.39 mS/cm。同時，利用上述相同的方式，將轉換後的現場示蹤劑濃度除以濃度最大值(如圖 3-7的黑色圓點所示)，則可比較現場試驗與數值模擬所得的無因次濃度BTC。

從初始狀態到模擬時間為20天的鹽水質量分量(XBrine)的模擬結果，則如圖 3-8所示。比較 10^{-3} 秒與0.1天的結果可知，因340 m附近的孔隙水流大，故示蹤劑經由前述的單一連接裂隙，僅需約0.1天的時間即可抵達下游。沿著此快速路徑，則大部分示蹤劑在約340~343 m深度附近流出右邊界，而在大約7.5~8天的時候達到濃度的峰值。但若考慮示蹤劑在336~340 m深度段均勻地注入岩體，因此平均注入方式涵蓋前述的快速路徑以及其他孔隙水流速度較緩慢的路徑，故示蹤

劑出現雙峰現象，且第二個濃度峰的最大濃度小於第一個濃度峰的最大濃度(見圖 3-7之黑色實線)。

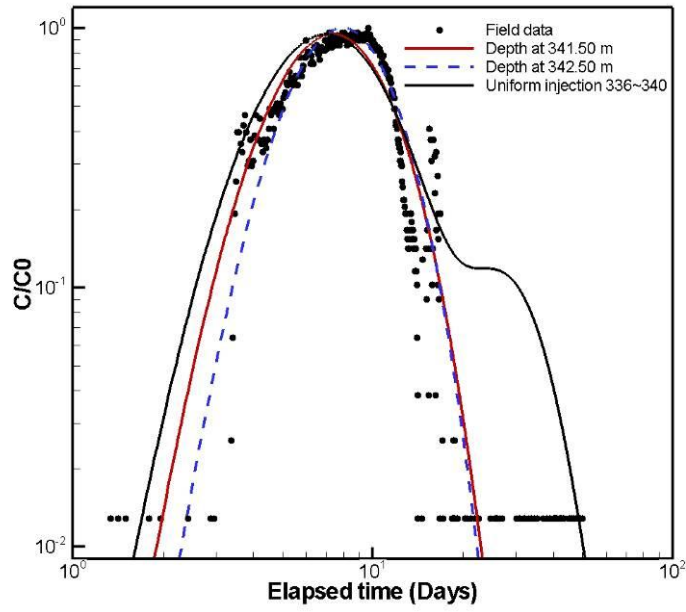


圖 3-7：EOS7模組模擬所得之無因次示蹤劑濃度穿透曲線

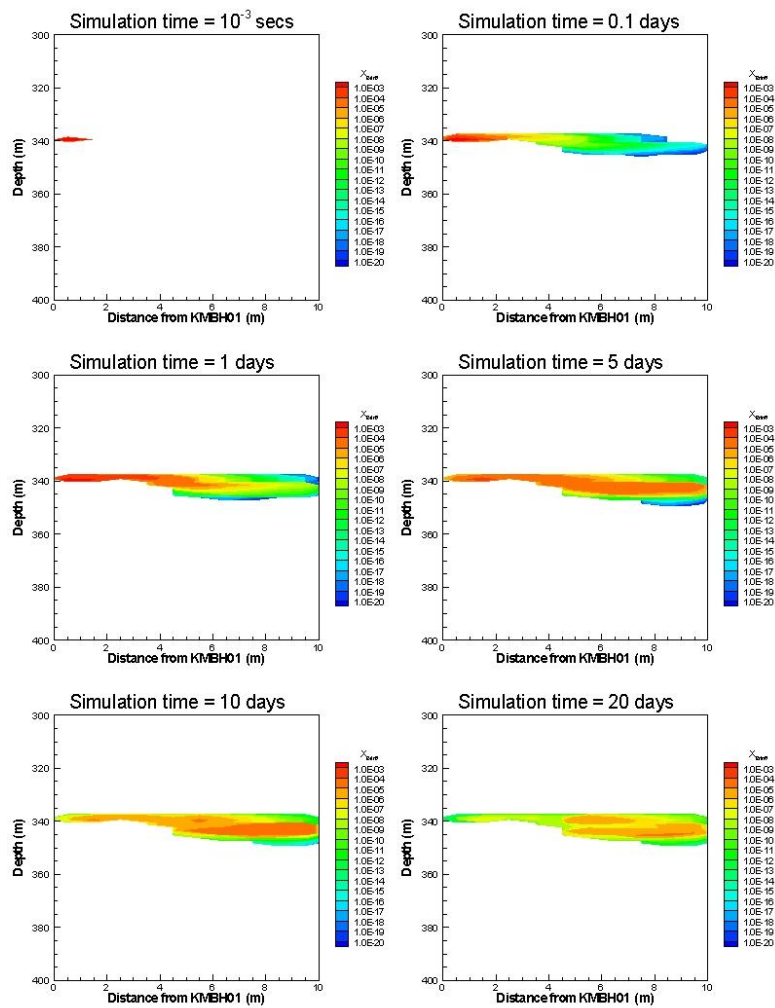


圖 3-8：不同時間的示蹤劑模擬結果

說明慢速路徑攜帶較少的示蹤劑。雖然此平均注入方式所獲得的BTC與現場BTC相差甚多(例如，模擬BTC的寬度遠大於現場BTC的寬度)，但平均注入方式表示可涵蓋數個不同的傳輸路徑，故此多重傳輸路徑，可能可以解釋現場BTC於大約17天出現的第二個濃度峰。因此，現地的示蹤劑傳輸路徑，可能不限於1號及2號鑽孔之間的高速路徑，而可能由其他複雜的三維裂隙網路進入到2號鑽孔中。

前一年度所發展的DFN傳輸模擬程式，假設地下水流僅存在於裂隙網路中，岩體則以分子擴散效應，與其周圍的裂隙進行溶質質量交換。根據模擬結果顯示(見圖 3-9)，水力梯度為一敏感性參數，增加水力梯度值，地下水流速增加，示蹤劑提早穿透下游邊界，故整個BTC往左移；反之則延後，且BTC往右移。比較FCM與DFN的模擬結果，除了兩者的水力梯度值相近之外(前者為0.09，後者為0.1435)，更重要的是，FCM模擬出的BTC特性與DFN所得的特性非常接近。若比較FCM與DFN兩模式的假設，前者利用(3-1)式推估當量傳導量時，即已反應出較多裂隙通過的網格的當量傳導量較大；而DFN則假設溶質的傳輸效應，主要為裂隙中的平流(Advection)效應，及裂隙與圍岩中的分子擴散，而兩者的模擬結果接近的事實，則說明1號及2號鑽孔之間的傳輸，主要由連通的裂隙網路提供快速的傳輸路徑，且水力延散(Hydrodynamic Dispersion)的效應不大，代表模擬深度岩體的傳輸特性，主要還是由平流效應所主導。

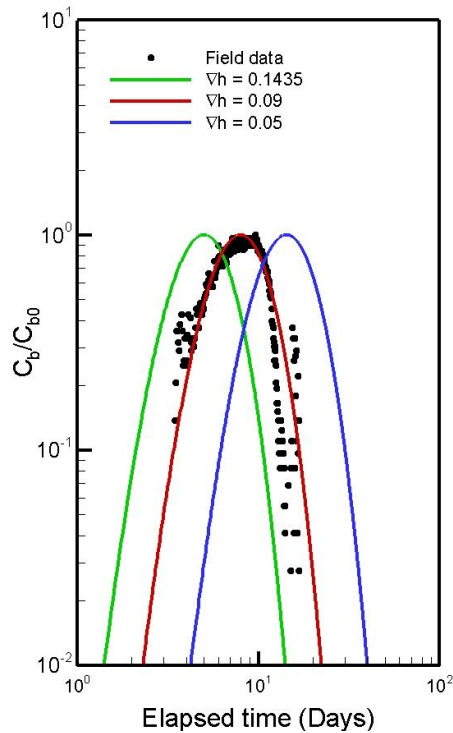


圖 3-9：水力梯度對FCM模擬結果的影響

3.1.3 花崗岩體分布特性分析

為掌握國內幾個潛在處置母岩的大尺度分布情形，及其鄰近區域地質構造資訊，利用空中磁測資料，針對花崗岩質潛在處置母岩，進行三維岩體分布解析，並利用地下地質三維展示軟體呈現其岩體規模，據以掌握調查區花崗岩質潛在處置母岩分布及其鄰近主要地質構造等重要資訊。

本年度依據過去計畫針對調查區花崗岩質潛在母岩完成之空中磁測資料，獲得的區域及剩餘磁力異常圖為基礎，進行尤拉解迴旋處理，並比對地形線形、磁力線形趨勢、岩層導磁特性等資訊，篩選出合理的構造解，提供磁力異常線形判釋之用。在地理資訊系統平台上，搭配數位地形與已知之地表地質資訊，獲得區域深層構造線形資訊(如圖 3-10所示)，提供未來深層花崗岩體邊界及主要構造分布解釋之參考。

空中磁測之三維岩體分布解析主要係運用韋納解迴旋獲取地下不同磁感率岩體之三維空間分布資訊，再透過三維展示軟體來顯示某特定磁感率岩體的岩體空間分布。資料解析方式係於垂直主要構造的方向上劃設眾多的剖面，逐一針對每一條二維剖面進行韋納解迴旋處理，並將各剖面的韋納解集合起來後，進行三維網格化，以獲得地下三度空間磁感率的立體圖像(Voxel)；透過三維展示軟體，則可觀察不同角度及岩體內部的磁感率分布，或以等值面(Iso-surface)來顯示某特定磁感率岩體的岩體空間分布。

以本島花崗岩質潛在處置母岩所在區域為例，在進行韋納解迴旋時，所選取之剖面需約略垂直主要構造線。由於此區北側主要構造線方向為東北東—西南西方向，南側主要構造線則逐漸改變成東北—西南方向，因此各處理剖面的方向不能採取單一方向進行處理，需依據主要構造線調整各剖面的方向，用以進行韋納解迴旋處理的剖面共計857條剖面(其中280號測線為例如圖 3-11所示)，共計獲得18,145個韋納解。

經韋納解迴旋處理後，集合各剖面的韋納解以進行三維網格化後，茲透過三維展示軟體，圖 3-12則為以等值面表示之某特定磁感率岩體之三維岩體空間分布圖，顯示高磁感率地層約呈北東向連續性的帶狀分布，並具有區域性的起伏。

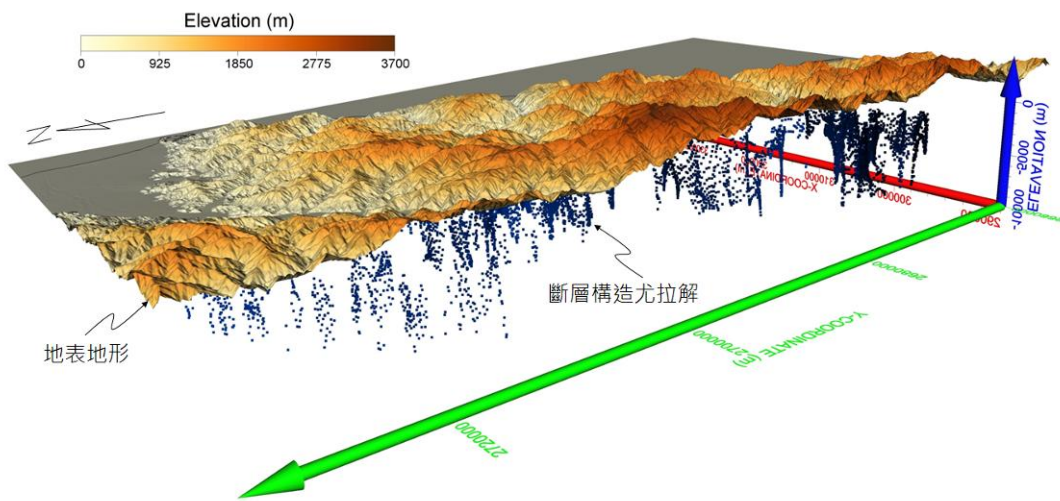


圖 3-10：測試區斷層構造尤拉解三維展示圖

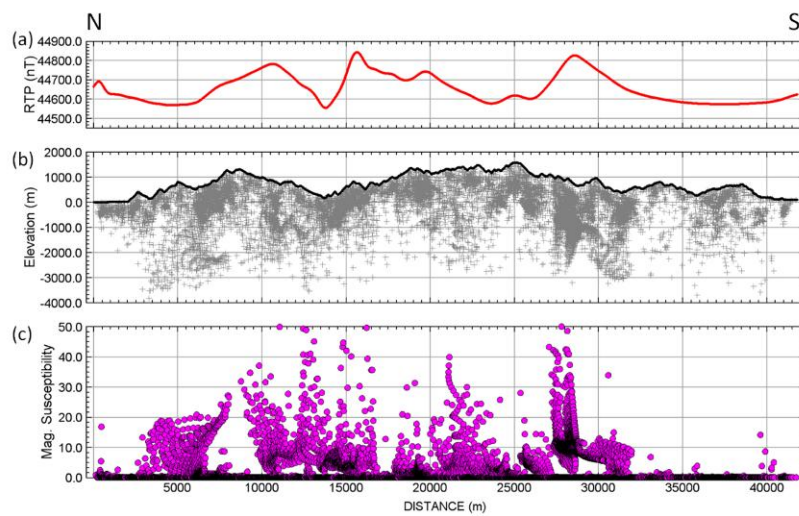


圖 3-11：測試區280號測線之韋納解迴旋成果圖
(a)經歸極換算之磁力異常；(b)韋納解分布圖；(c)磁感率

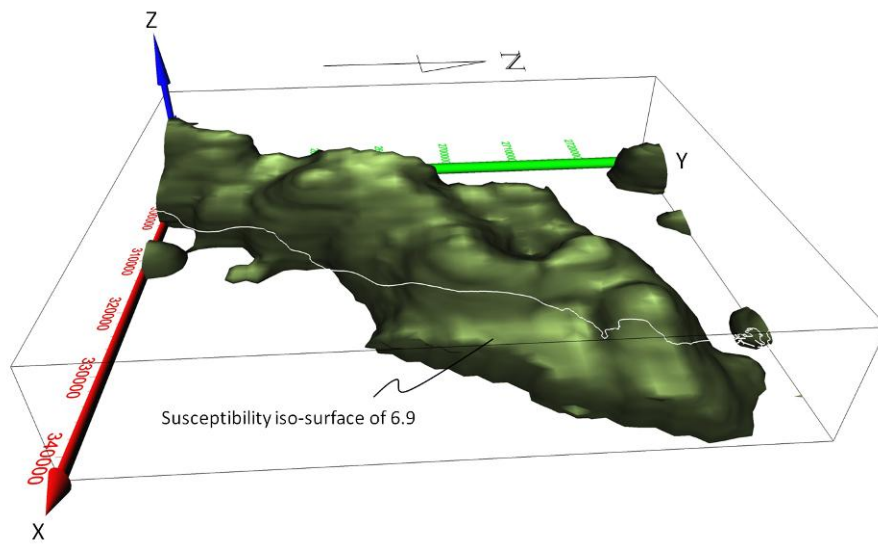


圖 3-12：測試區相對磁感率等於6.9之對應岩體三維展示圖

3.2 處置技術的研究發展

本年度處置技術的研究發展工作，包括岩塊熱傳導試驗(3.2.1節)、區域性地下水量估算技術發展(3.2.2節)、實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗(3.2.3節)；此外，為因應用過核子燃料再處理未來發展可能之需求，進行用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析(3.2.5節)。

3.2.1 岩塊熱傳導試驗

在我國的處置概念中用過核子燃料衰變熱的傳遞，主要由金屬密封容器、緩衝回填材料及周圍母岩，將熱量由設施往外傳遞。此核種衰變釋放出熱能，將對深層處置場周圍岩體產生熱效應之溫度場改變。由於自然深層岩體未經外力擾動時，溫度場、應力場及地下水流場原本為一穩定狀態，且其中溫度、應力與流體等因素具有相互影響之關係，若此自然深層岩體進行地下結構工程施工，勢必影響且改變原有之平衡狀態。為了瞭解用過核子燃料之核種衰變釋放出熱能對周圍岩體產生熱效應，技術上可藉由實驗室試驗或現地試驗取得相關的參數，以作為未來潛在處置母岩安全性評估之依據。

一般而言，現地試驗多於深層地下坑道中進行，可得到較具代表性之參數，由於尺度規模較大，但須花費較多的人力及物力；本項工作先在實驗室中利用岩塊尺度進行試驗，可針對各種可能的影響因子進行量化的控制，以研究不同因子對熱特性相關參數之影響，進而評估影響因子對參數之敏感性。

在98年計畫中，本項工作已完成岩塊的熱傳導係數量測，並建立熱能對岩塊溫度場變化量測所需試驗設施。為探討小比例之花崗岩塊在受單一固定熱源狀況下的溫度傳導性質與溫度場分布情形，本年度將模擬處置場周圍地溫環境，在恆溫條件下進行實驗，以量測岩塊溫度受熱源影響的變化情形，並進行岩塊熱效應數值模擬，提供未來處置環境溫度分布模擬參考。工作成果簡要說明如下：

(1) 岩塊熱效應試驗

本試驗岩塊試體(尺寸為長50公分、寬50公分、高25公分)共布置24個鑽孔(圖 3-13)，其中1孔埋置熱探針(紅色孔)，其餘23孔埋設熱耦，有3孔為預備孔(藍色孔)，其餘20孔為主要量測點，每一孔皆埋設熱耦，為避免混淆，每一孔皆用一數字為代表(以熱耦在資料擷取器之命名代表，編號101紀錄水溫變化)，在X與Y軸上的命名為10X，在對角線上的命名為20X，採順時針循環由內而外遞增。共進行三種不同邊界溫度之試驗，其溫度分別為30°C、40°C以及50°C，三種邊界溫度試驗結果相似，以邊界溫度為40°C的試驗成果為代表(如圖 3-14所示)來探討熱傳特性。

本試驗顯示越接近熱源處的穩態溫度越高之外，亦可看出越接近熱源處，因其溫度之梯度越大，故些微的距離差異，將造成其穩態溫度有較大之差異，如圖 3-13中編號102至105之鑽孔最接近熱源，其離熱源之設計距離均為4.5公分。因施工擴孔以及鑽孔偏斜的關係，其距熱源之實際距離與設計距離有些差異，且因溫度梯度大，故些微的距離偏差，可使其穩態溫度有明顯之不同。

(2) 岩塊熱效應數值模擬

多孔性母岩尺寸假設為長50公分、寬50公分、高25公分，其內部有一加熱探針，有效加熱長度為20公分，直徑1.5公分，可設定各種溫度穩定向外導熱，參考實際處置容器溫度狀況，設定探針溫度為90°C，且不隨時間變化，以減少變因。由於熱源向外傳導，令母岩內部溫度升高，故以數值模擬母岩內部溫度場之變化，可依此數值模擬結果對照實際試驗中不同位置之溫度分布，若結果近似，除增加實驗信心外，某些困難的實驗也可先行以模擬方式預測結果。由於岩塊實際上為非均質介質，在數值模擬時雖可以指定不同位置的岩塊特性，但此作法太過耗時且若非岩塊非常不均質(但岩塊內部之非均勻性判斷相當困難)，不然一般會將其視為均勻介質，本項工作目前尚處於技術建立階段初期，模擬介質假設為均質，所需之參數與參數值如表 3-2所示，本計畫利用

COMSOL軟體進行數值模式，以探討岩塊試驗結果與數值模擬結果之差異性。

(3) 試驗與模擬結果比對

(a) 第一組結果比對：

首先討論編號為102、103、104以及105之鑽孔，將其分類為第一組，其與熱源之設計距離為4.5公分，試驗結果發現，這四個孔的溫度差異顯著，但溫度上升曲線趨勢幾乎相同(圖 3-15)，此乃因施工擴孔以及鑽孔偏斜的關係，導致實際距離與設計距離有所差異；又因這組鑽孔距離熱源最近，溫度梯度較大，距離稍有偏移，溫度即會產生較大的差異。以鑽孔編號105的試驗與與數值模擬結果做比對(圖 3-16)，考慮擴孔的影響，概估模擬距離約4.7公分，根據試驗測得的岩塊熱傳導係數值之範圍，模擬時分別假設岩塊的熱傳導係數為2、2.5及3 (W/mK)，分別將其與試驗數據做比對，其他主要影響熱傳的參數，包括：岩石密度以及比熱等，則與表 3-2之參考值相同。由圖中可以看出105號孔的試驗數據與熱傳導係數為3 (W/mK)的模擬結果相當接近。102、103及104號孔，也可在模擬時藉由微調模擬距離得到類似的結果，此處不再贅述。

(b) 第二組結果比對：

第二組為編號106、107、108以及109之鑽孔，其設計距離為12.5公分，由圖 3-17可以看出，除了108號孔，其餘三個孔的曲線都相當近似，經檢視各孔位置後，108號孔與其他三孔相比，較靠近熱源(約0.5公分的差異量)。將第二組所得到的試驗數據分兩部份與數值模擬比對，第一部份是108號孔，第二部份為其餘三孔。首先看108號孔的結果，由圖 3-18可以看出，熱傳導係數為3 (W/mK)的曲線與試驗結果最接近。再來看106、107及109號孔，同樣用三個不同的熱傳導

係數與試驗結果比對，由圖 3-19可以看出，熱傳導係數為3 (W/mK)的模擬結果與試驗結果較為接近。

(c) 第三組結果比對：

第三組為編號201、202、203及204之鑽孔，這四個孔位於對角線位置，其鑽孔設計距離為9公分，此距離介於第一組與第二組之間，但203號孔距離熱源較近，實際測量後估計約只有8公分，因此203號孔所量得溫度明顯較其他三孔高，此效應可從圖 3-20看出。因此針對203號孔，其模擬距離設定為8公分，圖 3-21為模擬與試驗結果之比對，與第二組結果類似地，熱傳導係數為3 (W/mK)的模擬結果與試驗結果最接近。再來看201、202及204的比對結果，由圖 3-22所顯示的曲線來看，熱傳導係數為3 (W/mK)時，模擬的結果與試驗結果最接近。

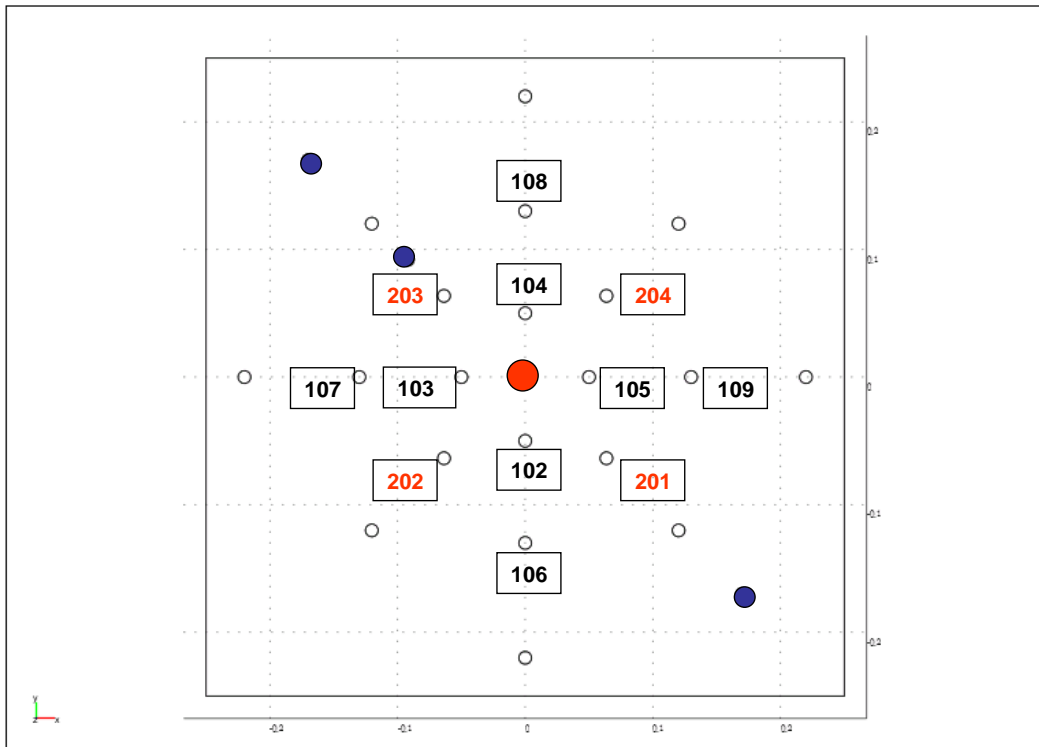


圖 3-13：岩塊鑽孔位置示意圖

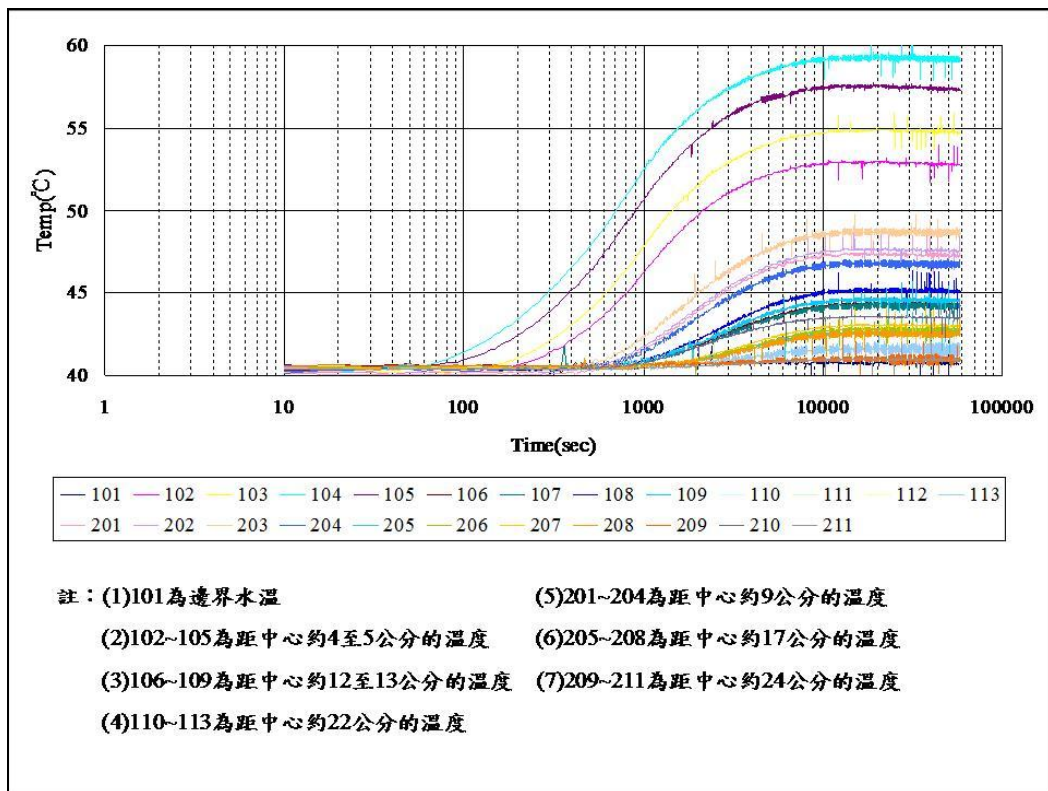


圖 3-14：邊界溫度40°C時不同距離之溫度隨時間之變化

表 3-2：岩塊熱效應數值模擬參數

| 參數名稱(單位) | 數值範圍 | 參考值 | 參數說明 |
|-----------------------------------|-----------|------|-------------------------|
| 岩塊熱傳導係數， k (W/mK) | 2.34-3.04 | 3.0 | 由TPS與熱探針試驗量測而得 |
| 岩塊比熱， C (J/kgK) | 730-903 | 800 | TPS試驗量測 |
| 岩塊密度， ρ (kg/m ³) | 2570-2625 | 2600 | 利用規則形狀岩塊(5×5×2 cm)測量10組 |
| 岩塊孔隙率， ϕ | ~0.01 | 0.01 | 利用岩塊(溼重-乾重=孔隙水重)量測求得 |

參考值：用來建立模式的基本參數

數值範圍：用來擬合熱效應試驗結果

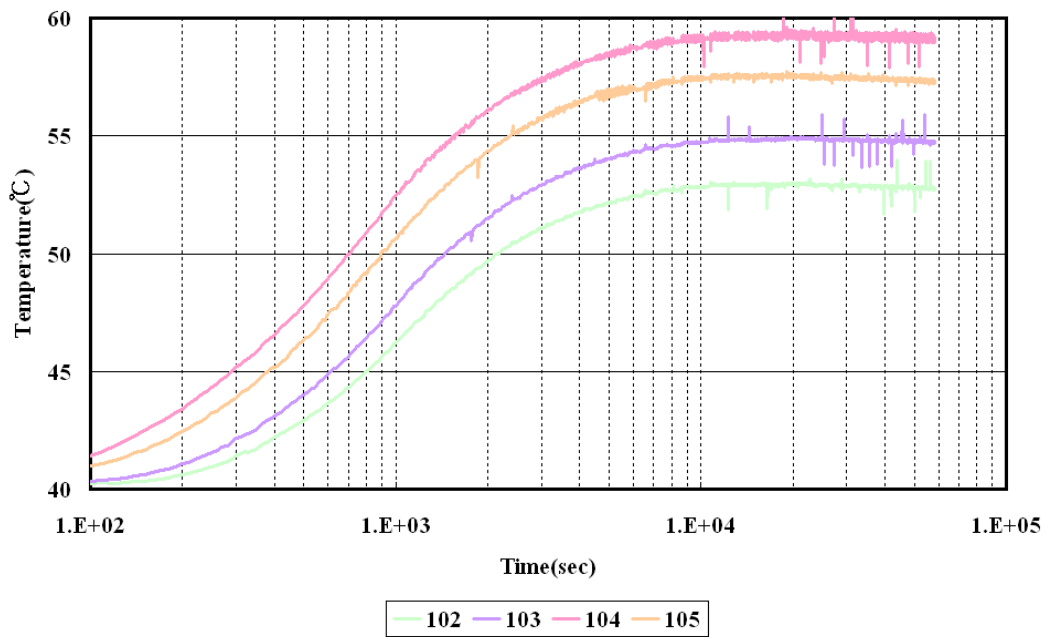


圖 3-15：鑽孔編號102、103、104及105之試驗數據
(邊界溫度40°C)

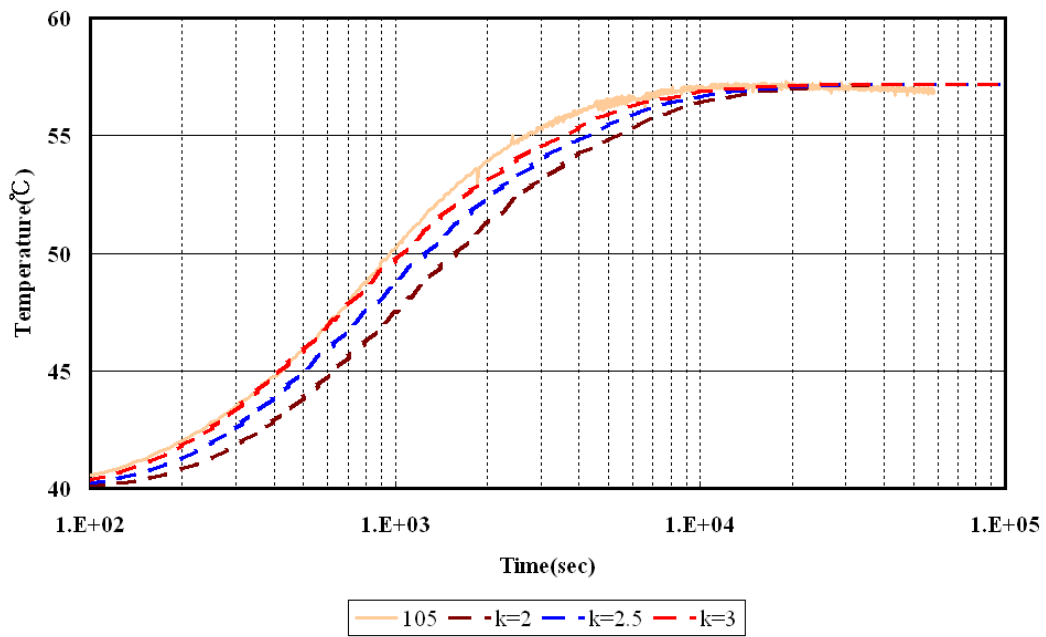


圖 3-16：鑽孔編號105之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對
(邊界溫度40°C)

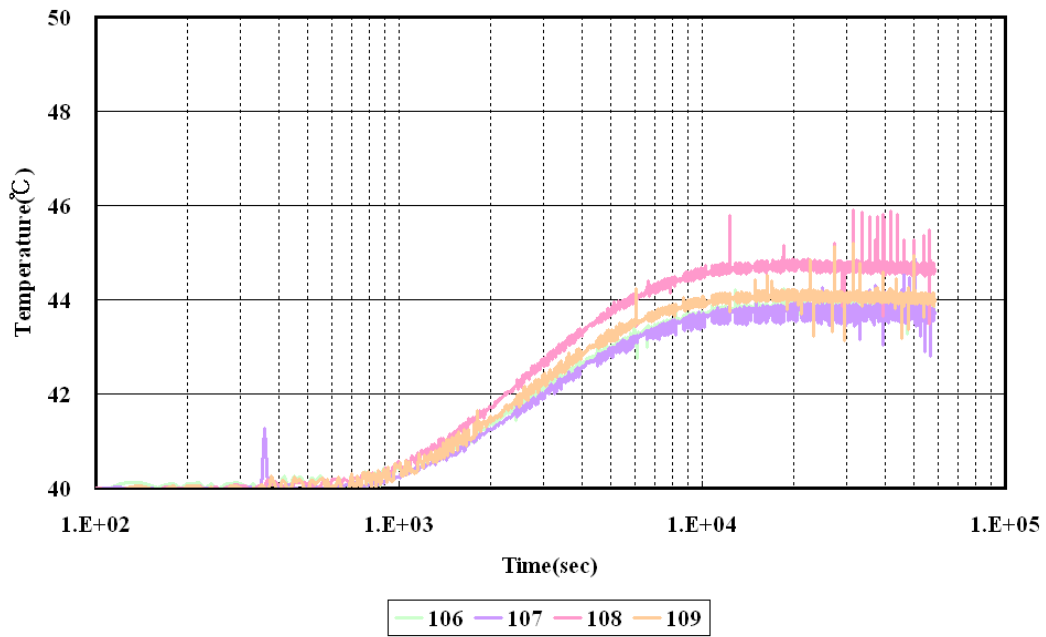


圖 3-17：鑽孔編號106、107、108及109之試驗結果
(邊界溫度40°C)

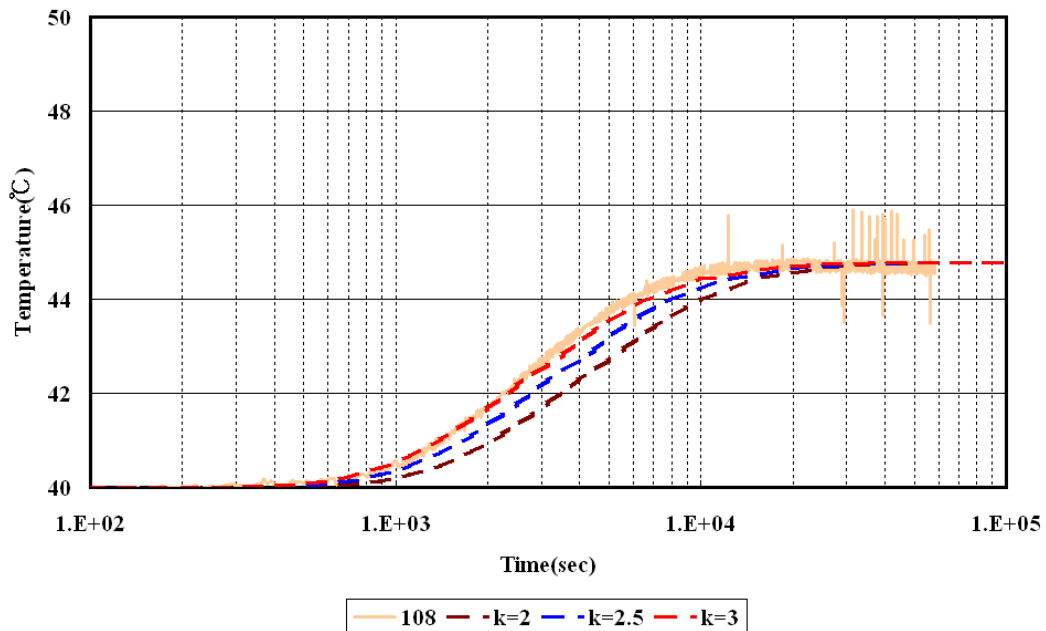


圖 3-18：鑽孔編號108之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對
(邊界溫度40°C)

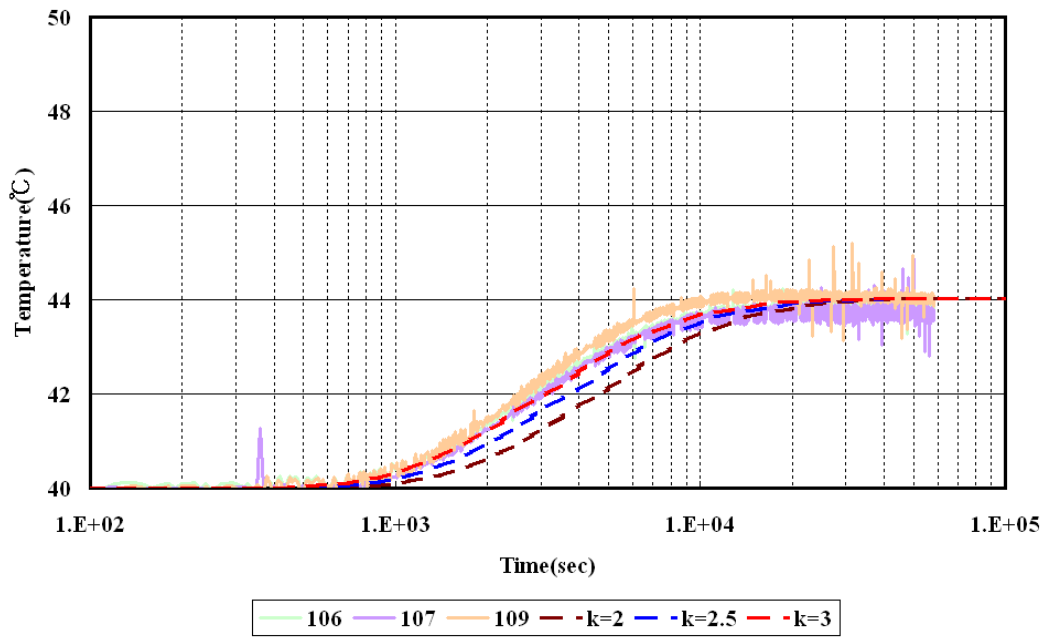


圖 3-19：鑽孔編號106、107及109之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對
(邊界溫度40°C)

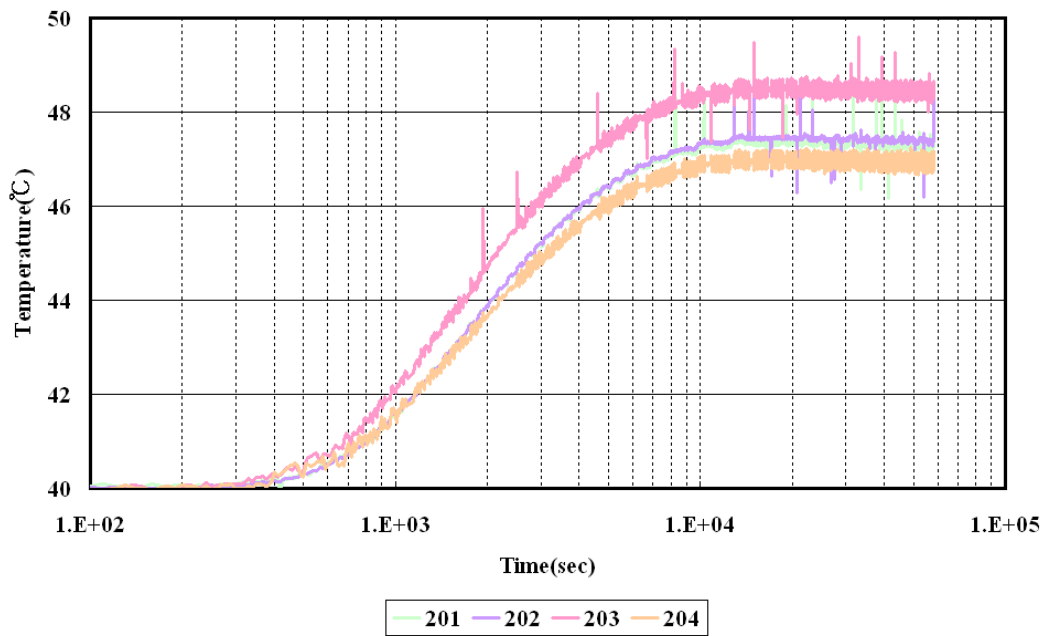


圖 3-20：鑽孔編號201、202、203及204之試驗結果
(邊界溫度40°C)

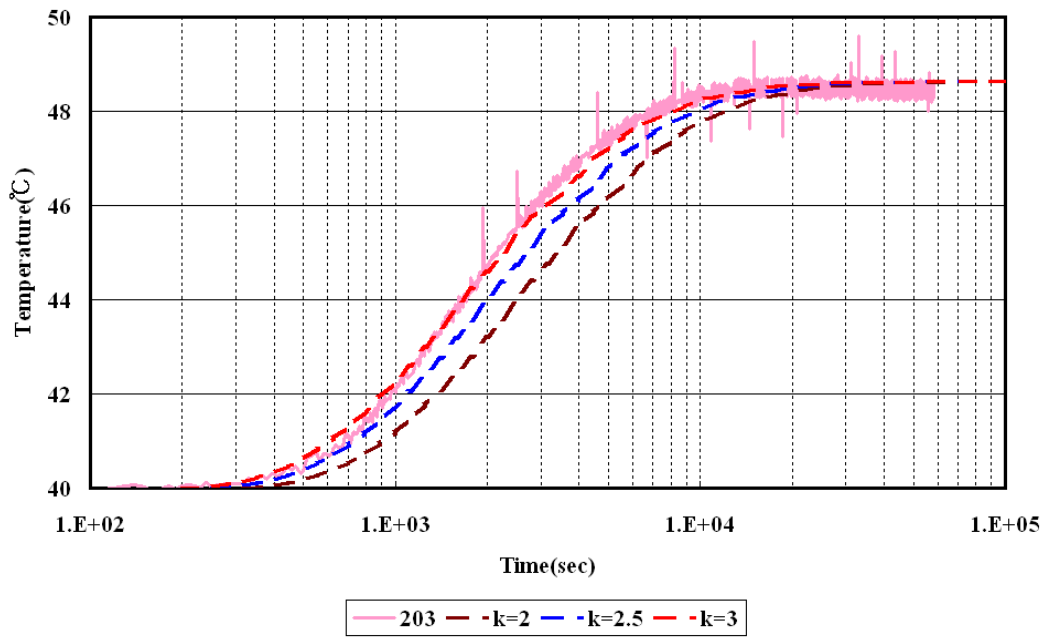


圖 3-21：鑽孔編號203之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對
(邊界溫度40°C)

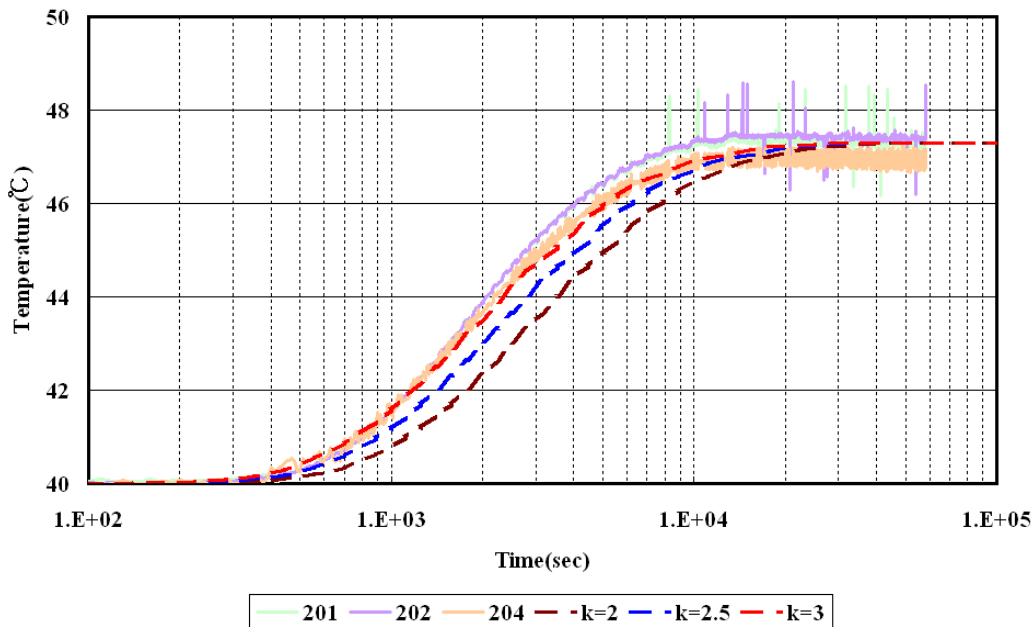


圖 3-22：鑽孔編號201、202及204之試驗結果與不同熱傳導係數之數值模擬比對
(邊界溫度40°C)

3.2.2 區域性地下水量估算技術發展

本項目自97年度逐年蒐集分析地表水文及地下水文資料，用以發展花崗岩區域性地下水量評估技術。98年計畫工作以花崗岩調查區地質鑽孔所涵蓋之範圍為例，應用入滲面積法及地下水位變動法，以取得入滲總量之參數。

在此基礎上，本年度將利用花崗岩調查區地質構造及地球物理等地下地質資料估算花崗岩體體積，根據調查區跨孔追蹤稀釋試驗，取得裂隙岩體之有效孔隙率範圍，並應用體積法提供地下水量估計值，以供功能安全評估之用。

為組合花崗岩調查區6孔深度大於500公尺的地質探查井之地質井錄、地物井錄及井下水文地質資料，以及區域地表地質及地球物理調查結果，以芬蘭Posiva公司發展的RockCad軟體，用以綜合展示地質構造、水文地質及岩體岩性變化相關特性，如圖3-23所示。據此，可將花崗岩調查區深層導水裂隙帶分布簡化如圖3-24所示，提供區域性地下水量估算體積，以及未來發展功能安全評估技術所需地質概念模式，或進一步進行地質環境隨時間變遷探討，及模擬地下水傳輸路徑等研究之用。

花崗岩調查區6處鑽孔之調查範圍面積約為 $8 \times 10^6 \text{ m}^2$ (圖3-23)，若考慮500m鑽孔深，則調查區體積經計算約為 $4 \times 10^9 \text{ m}^3$ ，由體積法(或稱容積儲存量)估計之地下水資源蘊藏量，係將調查區範圍之體積乘上有效孔隙率(Effective Porosity)而得，可由下式表達：

$$Q = V \times \eta \quad (3-4)$$

式中，

Q = 地下水蘊藏量(m^3)

V = 調查區體積(m^3)

η = 有效孔隙率(或以破碎率表示)(%)

式中，一般裂隙有效孔隙率約介於0.001%~0.01%之間(Singhal and Gupta, 1999)。本計畫過去於調查區進行的跨孔追蹤稀釋試驗，獲致有效孔隙率範圍介於0.007~0.015%之間，因此由上式可估算花崗岩調查區內地下水蘊藏量約介於 $3 \times 10^5 \sim 6 \times 10^5 \text{ m}^3$ 之間。

本計畫於花崗岩測試區井下裂隙段進行長期壓力觀測，顯示此區裂隙含水層符合受壓儲集層(Confined Aquifer)特性，如採用「彈性儲存量」的估計法來估算，其計算公式可由下式表示(Freeze and Cherry, 1979)：

$$Q = V \times S = \rho g B (\alpha + \eta \beta) \times V \quad (3-5)$$

式中，

S = 貯水係數(Storage Coefficient)

B = 儲集層厚度(m)

α = 儲集層可壓縮度(m^2/N) $\cong 10^{-6} \sim 10^{-10}$; ($1\text{N}=\text{kg} \times \text{m}/\text{sec}^2$)

β = 流體可壓縮度(m^2/N) $\cong 4.6 \times 10^{-10}$

ρ = 流體密度(Kg/m^3)

g = 重力加速度(m^2/sec)

若利用(3-5)式內相應參數值計算花崗岩測試區6處地質鑽孔所涵蓋範圍地下水蘊藏量約為 $2 \times 10^6 \text{ m}^3$ ，相較於前述利用(3-4)式所計算之值，約有一數量級的差異。

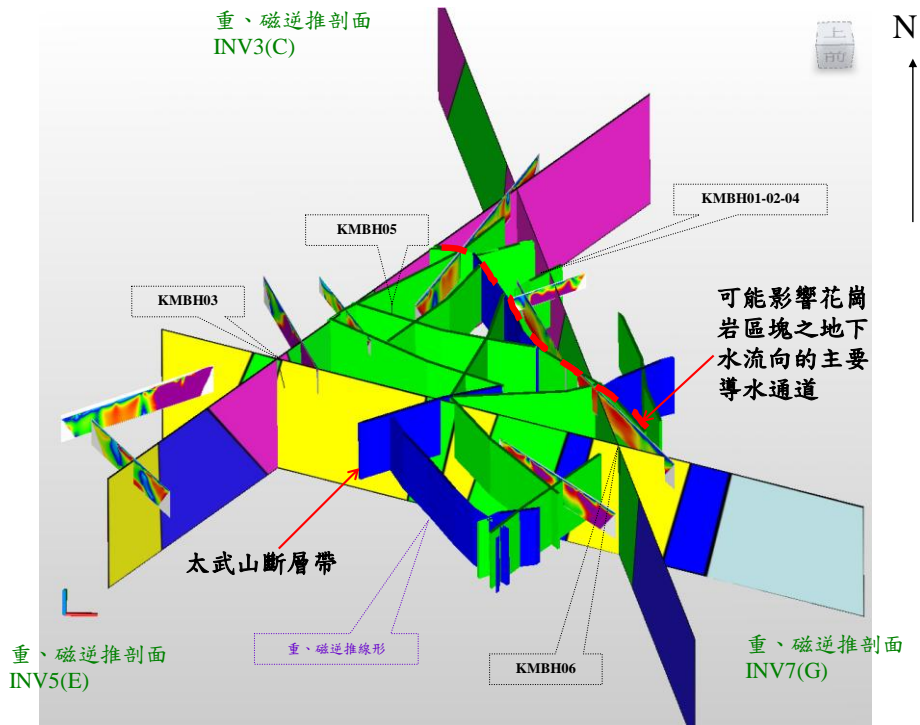


圖3-23：花崗岩測試區深層地質及地球物理綜合解析圖
 說明：重、磁逆推剖面深度為2 Km (顏色分帶反映不同岩性)

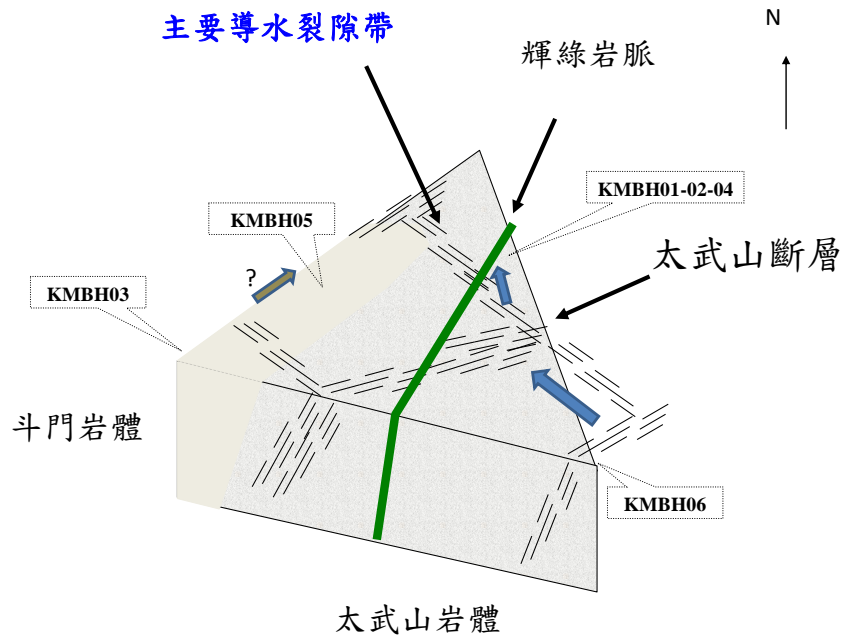


圖3-24：花崗岩測試區導水裂隙構造分布及地下水流向示意圖

3.2.3 實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗

核種遷移及工程障壁緩衝回填材料的研究，是用過核子燃料或高放射性廢棄物最終處置計畫中不容漠視的工作，而未來處置計畫將潛在母岩鎖定為花崗岩，以進行處置功能安全評估，則本土花崗岩類相關傳輸參數，需要靠實驗室長期進行核種遷移相關試驗來取得。

根據許多國家多年來對緩衝回填材料的研究結果顯示：以蒙脫石為主要礦物成分的膨潤土(Bentonite)，在滲透性、離子交換、膨脹性等方面有相當良好的功能，因此廣受應用作為緩衝回填的候選材料。美國懷俄明州所生產的MX-80膨潤土是相當典型的海相沈積礦床，是目前較大規模開採的商業化膨潤土。另考量目前較為成熟的工程障壁設計，瑞典KBS-3的設計概念提出以膨潤土與石英砂(Quartz Sand)之混合物作為緩衝回填材料。加拿大AECL廢棄物處置計畫亦採用膨潤土混合被開挖出之壓碎花崗岩，然後以現場壓實的方式來達到設計之功能。日本在1999年H12報告中亦提出以70%膨潤土與30%石英砂之混合比作為緩衝回填材料，相關的膨潤土研究計畫在各國研究機構中亦正積極進行中。

上年度本計畫已在手套箱內厭氧環境下，進行MX-80膨潤土對核種的吸附特性實驗與分析，實驗的核種包括Cs、Se；實驗所用的液相為人工合成地下水與人工合成海水；並使用膨潤土為緩衝材料。本年度則規劃使用膨潤土混合石英砂或粉碎花崗岩為緩衝回填材料，來進行上述兩種混合緩衝回填材料對Cs與Se核種之吸附特性實驗，並持續資料庫核種傳輸參數Kd值之更新。而為了探討單一與混合緩衝回填材料對核種吸附特性之影響，在本年度報告中，也將納入上年度MX-80膨潤土對核種的吸附實驗結果以利比較。相關成果簡要說明如下：

(1) 批次動力實驗：

實驗固相為MX-80膨潤土(B)及MX-80膨潤土與花崗岩及石英砂混合材料(B+G及B+Q)，實驗用水為合成海水及合成地下水，使

用核種為Cs及Se。厭氧環境實驗在實驗用材料在無氧手套箱內達到平衡後，陸續進行厭氧環境之批次動力吸脫附實驗。

有關pH分析結果如圖 3-25，顯示B、B+G及B+Q材料之實驗溶液pH值在7.4-8.5之間，其厭氧環境pH值一般均較好氧環境為高。而基本上溶液pH受MX-80膨潤土影響，花崗岩或石英砂在混合材料中，影響pH行為不大。Eh分析結果如圖 3-26，顯示實驗溶液吸附與脫附間之Eh無明顯差異變化，好氧環境水樣Eh呈現平穩，厭氧環境Eh變動較好氧環境大。Kd值分析結果如圖 3-27，對Cs而言，其Kd值一般在合成地下水中要比在合成海水大，而就膨潤土對Cs與Se兩核種Kd值比較，Cs會高於Se。至於好氧與厭氧之間對Kd影響的差異性，在不同實驗條件下，似乎難以找出規則性。另外，數據分析顯示各實驗組在開始試驗後10分鐘，幾乎都已達平衡狀態，表示膨潤土對Cs及Se的吸附為快速反應。

(2) 溫度對核種吸附之影響：

由於考慮核種吸附反應受到溫度的影響，本研究是以90°C的高溫進行吸附實驗，並與室溫的結果做比較，藉由兩種不同溫度的吸附實驗值，來推算出核種吸附反應的一些基本熱力學參數。

本研究進行兩種實驗方法，一為化學反應槽方法；第二種方法為傳統批次方法，直接進行三重複實驗。

(a) 化學反應槽方法：

利用一5公升之玻璃雙頸化學反應槽，考量維持反應條件的一致性，採用傳統批次法相同之固液比(100g/3L)進行吸附實驗。進行高溫實驗時，先將整個反應系統加溫到90°C並維持一小時後，再加入100 g之MX-80膨潤土，以激烈攪拌分散MX-80膨潤土樣品。在特定時間以不銹鋼針頭汲取1 mL水樣與MX-80膨潤土混合液。整體實驗過程總共取樣15~20次，最多汲取20 mL樣品。先確定化學反應槽系統之穩定性以及使用非放射性銫銨離子分析方式之可行性後，本計畫在室溫(25°C)及高溫(90°C)條件下進行了一系列銫銨離子。

無論在室溫或是高溫條件下，實驗結果顯示MX-80膨潤土、MX-80膨潤土混合花崗岩、與MX-80膨潤土混合石英砂的吸附行為，Cs及Se離子的吸附行為是屬於快反應，在10分鐘內達到吸附平衡。因此利用線性回歸方式，可求取吸附平衡時的 K_d 值。又因為回歸過程中， K_d 值與反應時間之斜率非常接近單位值(斜率趨近於1，數值均小於 10^{-5})，因此利用回歸得到的截距代表相對應吸附反應的平衡 K_d 值。

就 K_d 值而言，在各種反應條件下，對鉍硒離子的吸附貢獻趨勢大致為：膨潤土>花崗岩>石英砂。而將平衡 K_d 值代入下列熱力學方程式((3-6) ~ (3-8))，便可推導出鉍硒離子吸附於MX-80膨潤土、MX-80膨潤土混合花崗岩、與MX-80膨潤土混合石英砂的相關熱力學常數。

$$\Delta H^0 = R \ln \frac{Kd(T2)}{Kd(T1)} \times \frac{(T1T2)}{(T1-T2)} \quad (\text{kJ/mol}) \quad (3-6)$$

$$\Delta G^0 = -RT \ln Kd \quad (\text{kJ/mol}) \quad (3-7)$$

$$\Delta S^0 = \frac{\Delta H^0 - \Delta G^0}{T} \quad (\text{J/mol K}) \quad (3-8)$$

鉍硒離子吸附於MX-80、MX-80混合花崗岩、與MX-80混合石英砂等地質材料，幾乎都是屬於吸熱反應($\Delta H^0 > 0$)。其中，僅有鉍離子於合成海水環境吸附於MX-80、硒離子於合成地下水環境吸附於MX-80，以及硒離子於合成海水環境吸附於MX-80混合石英砂，是屬於放熱反應($\Delta H^0 < 0$)。考量此數量級的吸熱反應(36.26~0.05 kJ/mol)，表示此時吸附反應是由凡德瓦力所主導，也就是說鉍硒離子與MX-80等地質材料的吸附反應只是單純的物理吸附，吸附反應的過程中並沒有化學鍵的形成。

就自由能變化而言，無論是在室溫或是高溫條件下，鉍硒離子的吸附行為都是屬於自發性的吸附反應($\Delta G^0 < 0$)。相同條

件下，例如合成地下水或適合成海水環境下， ΔG^0 的變化量均不顯著，表示反應環境溫度的改變對於鉍硒離子的自發吸附行為並沒有顯著的影響。就亂度變化量(ΔS^0)而言，無論在地下水或是海水環境，無論是室溫還是高溫條件，鉍硒離子吸附在MX-80等地質材料表面均會造成整體吸附系統 ΔS^0 上升。也就是以亂度變化角度而言，鉍硒離子的吸附符合熱力學第二定律，吸附反應導致反應系統的亂度增加。

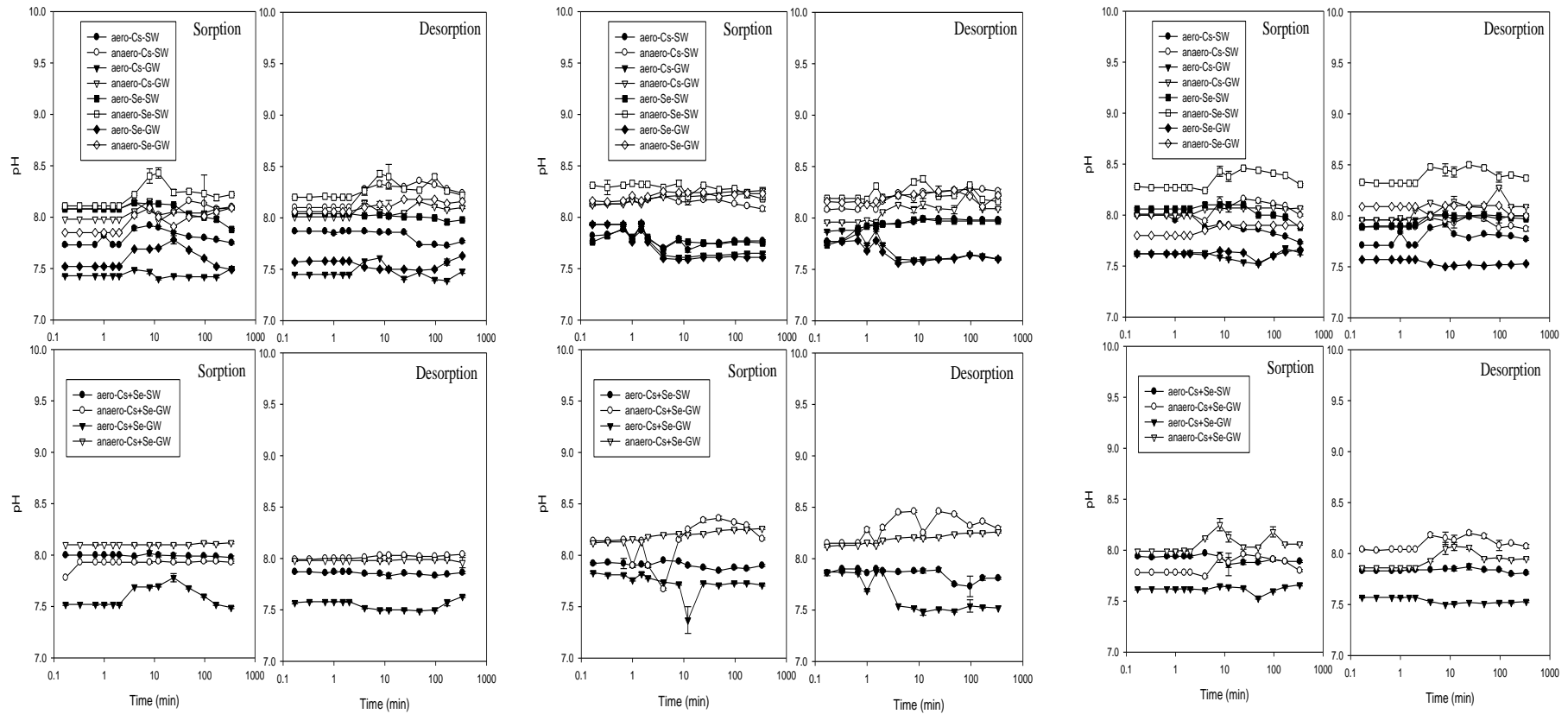
(b) 傳統批次方法：

此一實驗條件與過去本計畫進行之室溫實驗相同，但是在好氧環境下以90°C水浴模擬高溫環境。由於90°C會造成蒸散作用增強、壓力上升、離心管軟化變形使得實驗溶液滲漏的可能性增加，因此改用密封效果較佳的50ml血清瓶作為實驗容器，並且針對大量蒸汽問題對於高溫水浴震盪器做小幅修改，pH及Eh皆於高溫水浴中測量。圖3-28為膨潤土(B)、膨潤土混合花崗岩(B+G)和膨潤土混合石英砂(B+Q)在合成海水及合成地下水中吸附硒及鉍高溫90°C實驗特性分析結果。研究結果顯示高溫實驗中pH值隨時間減小，而Eh稍微增加，此可能由於溫度高而有礦物合成的現象造成。90°C處理的Kd值分析，顯示三種實驗固相材料的合成地下水吸附Cs的Kd值均大於合成海水，其差異值在B、B+G和B+Q材料分別為9 mL/g、5 mL/g及7 mL/g。但三種實驗固相材料的合成地下水吸附Se的Kd值則與合成海水相近，Kd值約在2-3 mL/g。90°C與室溫的實驗結果比較，可明顯看出於90°C反應比室溫反應快速達平衡，且Kd值小於室溫實驗的Kd值。若進行熱力學參數分析，膨潤土、膨潤土混合花崗岩、及膨潤土混合石英砂吸附硒、鉍皆屬於放熱反應($\Delta H^0 < 0$ ，-20~-50kJ/mol)為自發反應。由於化學鍵結能量的數量級為數百kJ/mol，可知吸附過程沒有形成化學鍵，而是以凡得瓦力為主要吸附機制。

(3) 花崗岩及緩衝回填材料核種傳輸參數Kd值彙整與解析

核種吸附資料庫(SDB)是功能安全評估時所不可或缺的重要參數資料。早期的研究，都是以實驗室進行批次實驗，進而獲得Kd值，作為核種吸附的特性參數。OECD/NEA自1981年開始便推動一個國際合作計畫，蒐集各國研究單位有關核種Kd值的資料。這些實驗資料彙整後發現，Kd值隨著液固比、pH、Eh、實驗濃度、離子強度、溫度、核種型態、固相材料等實驗條件不同，而有相當的差異。

「核種吸附試驗資料庫管理系統」可提供後續核種吸附試驗資料之新增、修改、查詢等功能(圖 3-29)，透過內建功能模組(圖 3-30)來解析資料後，將其結果自動匯入資料庫中。由於這些Kd值資料量相當的龐大，本計畫彙整國內及國外核種傳輸參數的數值，透過SDB資料庫有助於探討各種條件下參數值之變化。



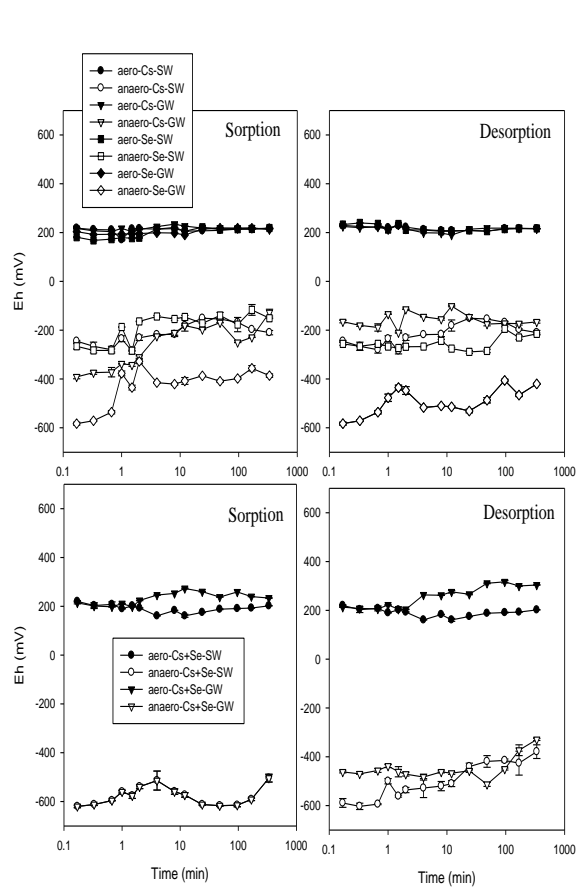
膨潤土(B)

膨潤土混合花崗岩(B+G)

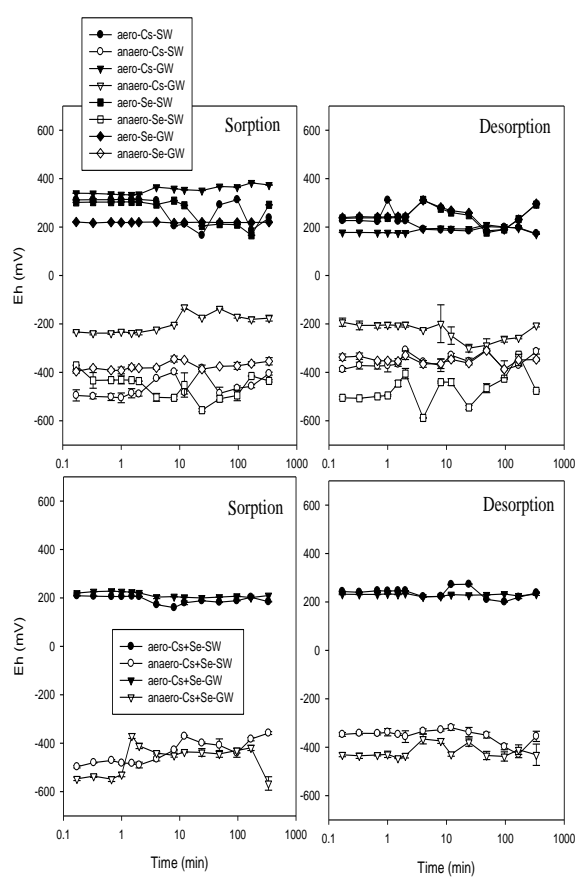
膨潤土混合石英砂(B+Q)

圖 3-25：膨潤土與花崗岩及石英砂混合在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之pH分析

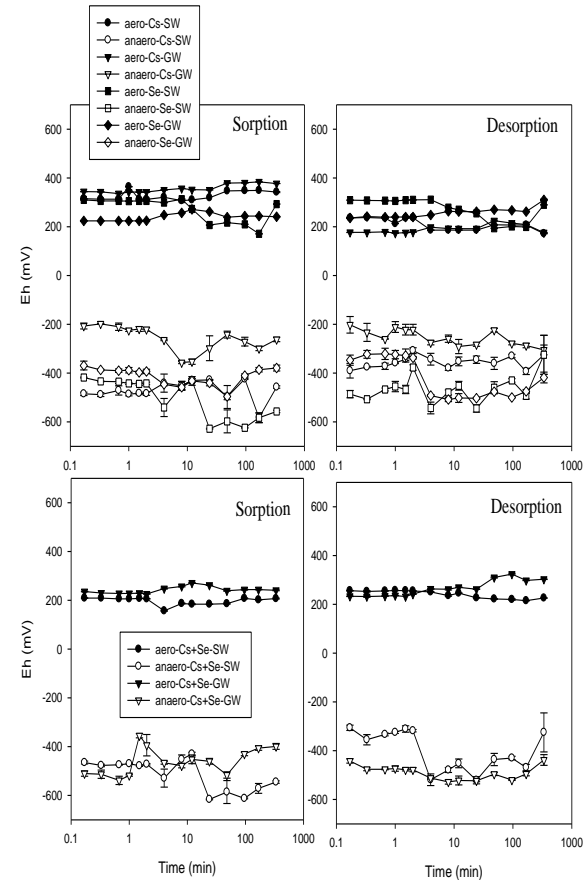
(aero：好氧；anaero：厭氧；SW：合成地下水；GW：合成海水)



膨潤土(B)

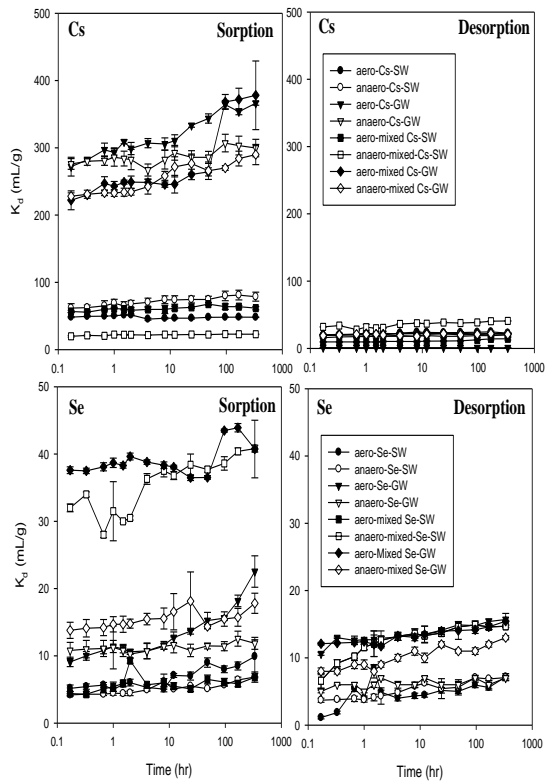


膨潤土混合花崗岩(B+G)

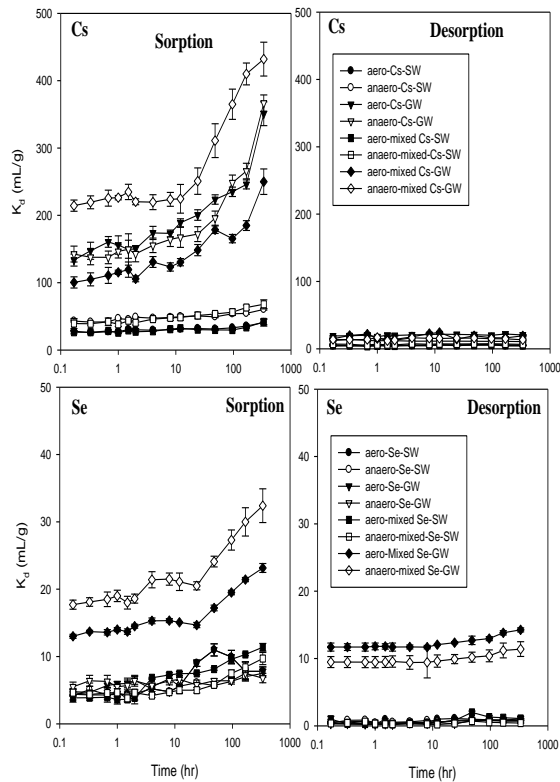


膨潤土混合石英砂(B+Q)

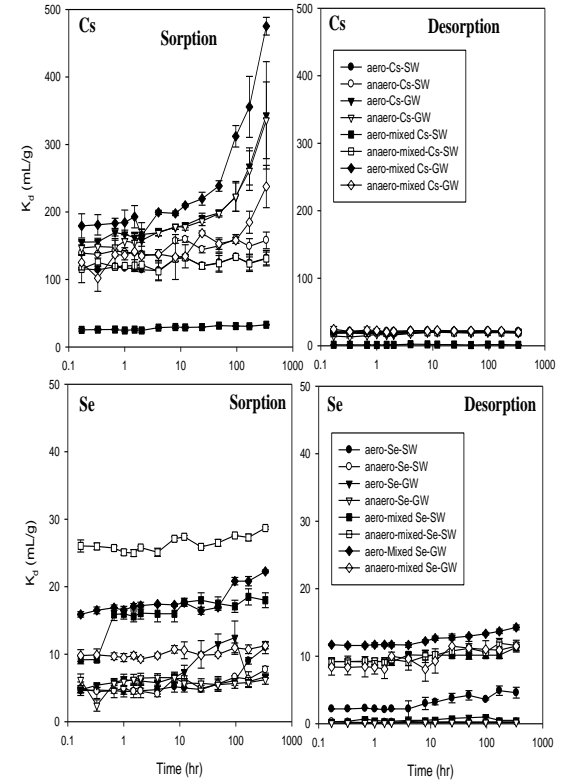
圖 3-26：膨潤土與花崗岩及石英砂混合在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之Eh分析
(aero：好氧；anaero：厭氧；SW：合成地下水；GW：合成海水)



膨潤土(B)



膨潤土混合花崗岩(B+G)



膨潤土混合石英砂(B+Q)

圖 3-27：膨潤土與花崗岩及石英砂混合在好氧及厭氧環境Cs及Se批次動力吸脫附實驗之 K_d 分析
(aero：好氧；anaero：厭氧；SW：合成地下水；GW：合成海水)

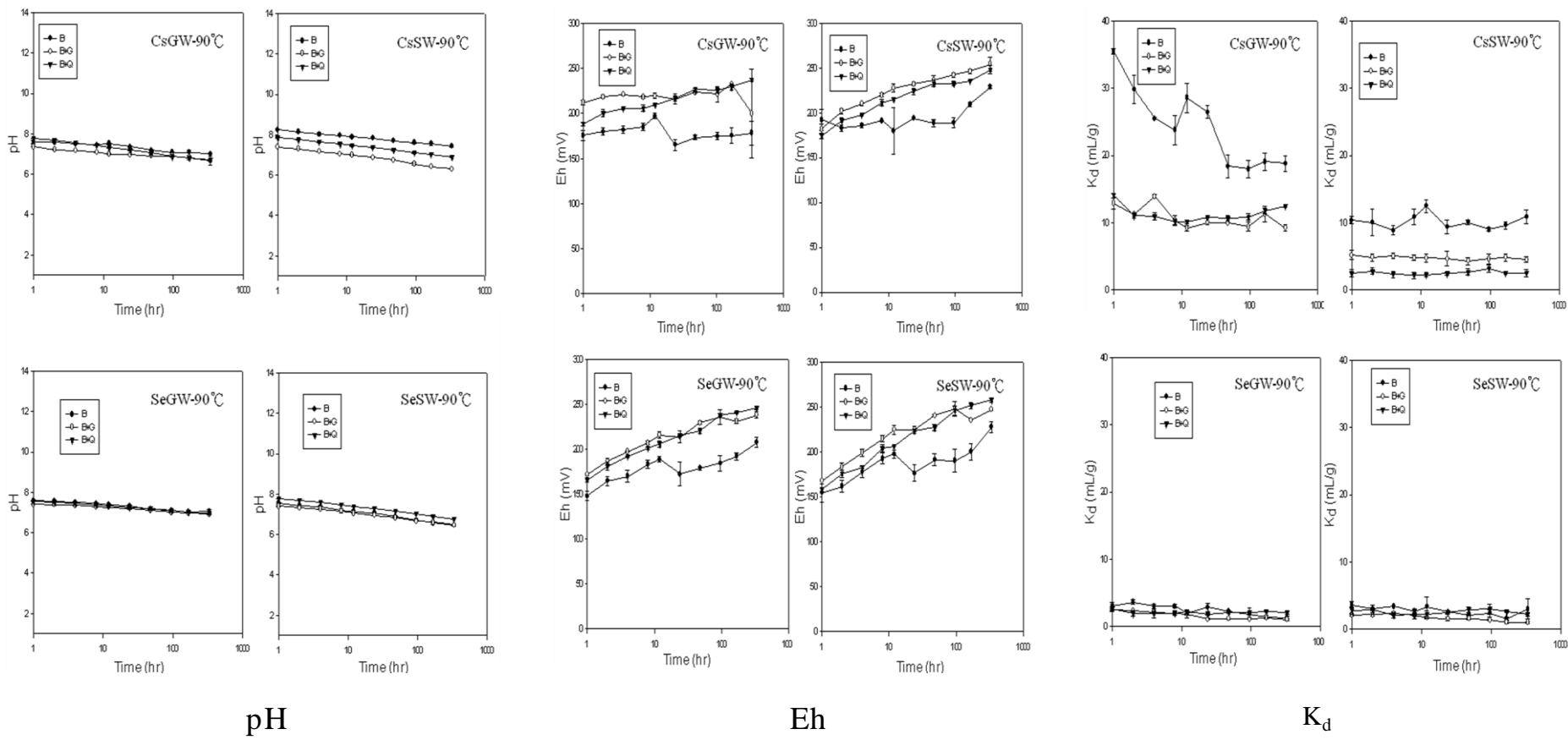


圖3-28：90°C膨潤土(B)、膨潤土混合花崗岩(B+G)、膨潤土混合石英砂(B+Q) 之Cs及Se動力吸附實驗pH、Eh及K_d分析
 SW：合成地下水；GW：合成海水



圖 3-29：核種吸附試驗資料庫輸入介面

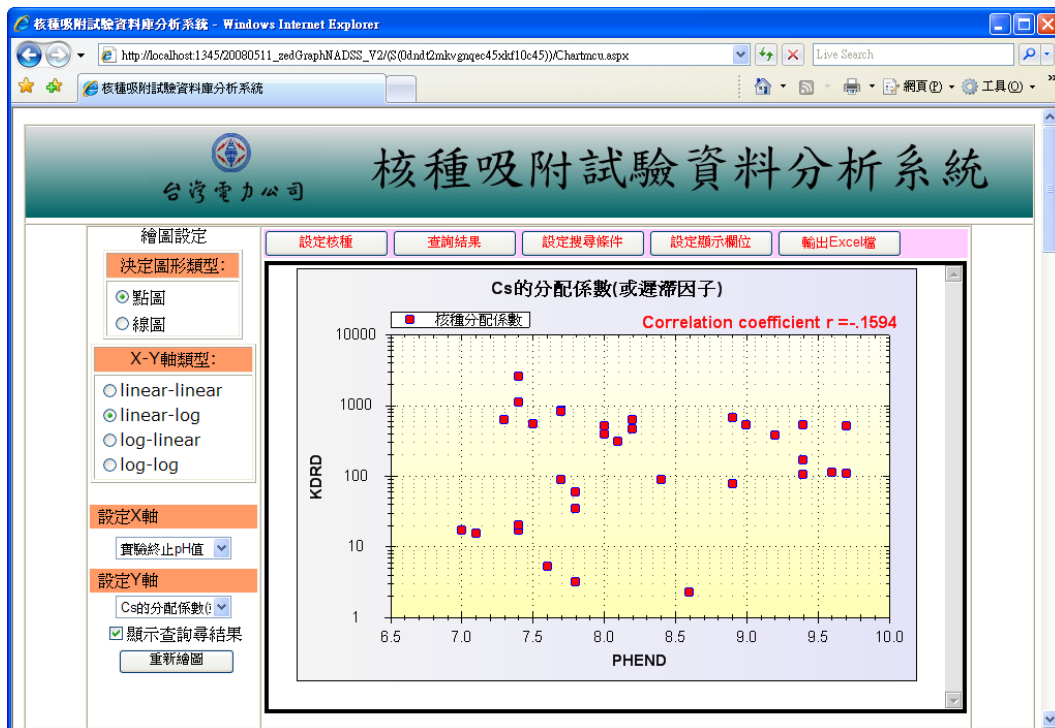


圖 3-30：核種吸附試驗資料庫分析功能整合頁面

3.2.4 近場二維程式參數取樣及多重運跑技術建立

本年度為進一步探討並評估外釋概念模式對核種於近場環境外釋的影響，考慮廢棄物罐垂直置放之軸向/徑向/坑道多途徑釋出(Zhou, 2004; Ju, 2006)，建立了近場廢棄物罐垂直置放之軸徑向核種外釋之機率式評估分析能力。

近場二維軸/徑向傳輸模式(ART-NV)為當廢棄物罐為垂直處置時，考慮核種傳輸方向為廢棄物罐軸向與徑向方向。與一維徑向傳輸模式(RT-NV)相比較，兩者廢棄物置放方式同為垂直處置概念，亦同為採取區塊模式(Compartment model)求解核種釋出率，但ART-NV模式多了考慮當核種外釋至EDZ區塊時，會有一固定比例的地下水流量流至處置回填坑道區塊，亦即圖3-31中之Tunnel Backfill (n+4)區塊，此為軸向釋出，剩餘比例之地下水流量則仍然流至外圍母岩區塊，此為徑向釋出，圖3-32即說明地下水流經EDZ區塊時分流至坑道回填材區塊及近場母岩區塊，而水流垂直分率(亦稱為地下水分流比例)即為定義軸向釋出之地下水流量佔全部流量的比例。因此若地下水分流比例為0.1，代表地下水流至EDZ時，有10%往軸向途徑流出，另90%仍往徑向途徑流出。水流垂直分率數據將由分析後續地質實驗室現地調查或試驗資料而得，將可提升評估之準確性。

本項工作為將水流垂直分率參數納入機率式安全評估，由於水流垂直分率是定義軸向釋出之地下水流量佔全部流量的比例，故納入機率式評估時，其值之上、下限範圍為介於0與1之間，初步採取均一分佈。

而執行水流垂直分率參數取樣後之多重運跑，選取四個特性核種(表3-3)，其100組釋出率曲線結果顯示(圖3-33~圖3-36)，水流垂直分率造成之近場核種外釋差異性並不明顯，其原因在於近場核種外釋主要靠擴散機制，地下水流動之平流效應在近場並非主要影響因素。

回填材料係以適當比例膨潤土與岩屑混合，從環境與經濟的觀點，對處置場大量挖方產生之花崗岩岩屑加以利用後可以減少回填材料需求成本，岩屑與適當比例之膨潤土混合後，可以填塞岩石顆粒間隙，且其回脹壓力能促使隧道壁穩定。膨潤土與岩屑的級配關係可以由土壤及岩石力學實驗得到其最佳粒徑級配及配比。比較各國回填材料之來源與製作差異，顯示採用碎石-膨潤土混合物之國家有加拿大、芬蘭及英國等；採用砂-膨潤土混合物之國家有比利時、日本及韓國等；而採用純膨潤土之國家有捷克、西班牙、瑞典、瑞士等國(核能研究所，2009b)。

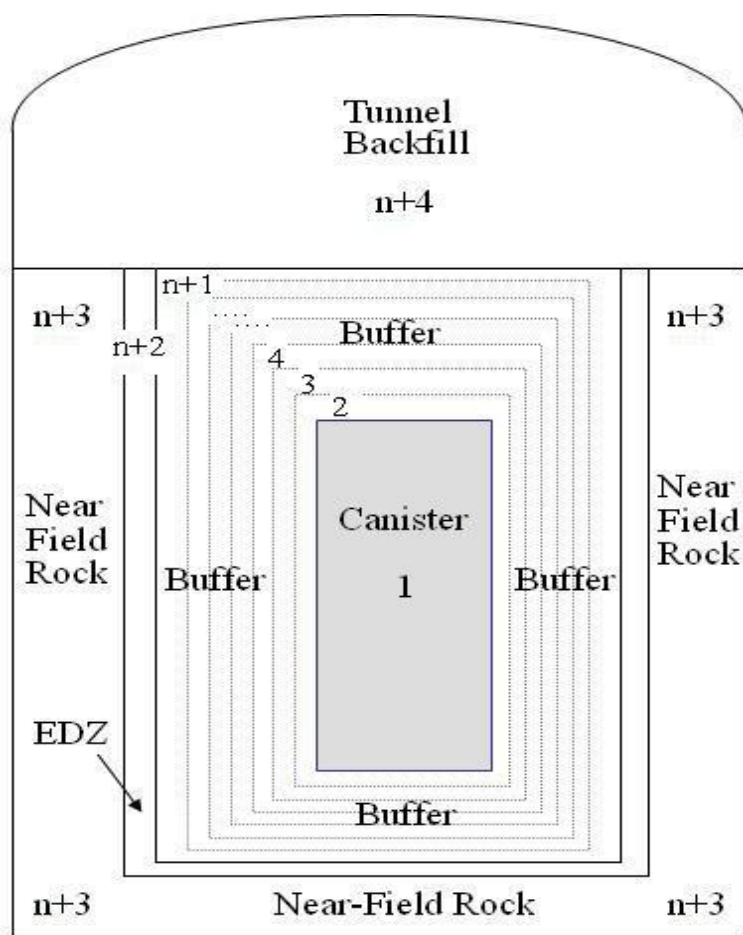
日本 HLW 最終處置場採用結晶岩類之硬岩或軟岩作為處置母岩，緩衝材料及回填材料之來源皆採用30 wt% 砂(wt %為重量百分比)與70 wt%膨潤土混和製作而成(圖 3-37) (JNC, 2000a)，其試驗所得孔隙率為0.68，大於純膨潤土之孔隙率0.53。

我國曾採用壓碎後之花崗岩岩屑與純膨潤土依一定比例扮合而成之概念(圖 3-38)(洪錦雄等，2002)，其材料物理特性(如孔隙率)介於花崗岩石與膨潤土之間，因此參考工程障壁系統參數(核能研究所，2009a、2009b)，初步採用回填材料孔隙率之參數上、下限範圍為0.0038~0.43，以此作為建立近場二維評估程式參數取樣及多重運跑技術之依據。

分析回填材料孔隙率對特性核種釋出率之機率式分析，圖 3-39~圖 3-42 顯示回填材料孔隙率之100組參數樣本對核種釋出率之變動情形，其中Cs-135核種釋出率峰值分佈範圍介於 $3.3913E+3 \sim 3.4088E+3$ (Bq/yr)；I-129核種釋出率峰值分佈範圍介於 $1.4839E+4 \sim 1.4870E+4$ (Bq/yr)；Np-237核種釋出率峰值分佈範圍介於 $1.7854E+3 \sim 1.8160E+3$ (Bq/yr)；Tc-99核種釋出率峰值分佈範圍介於 $7.4103.E+4 \sim 8.2599E+4$ (Bq/yr)，可知回填材料孔隙率之數值差異對核種釋出率是有影響。

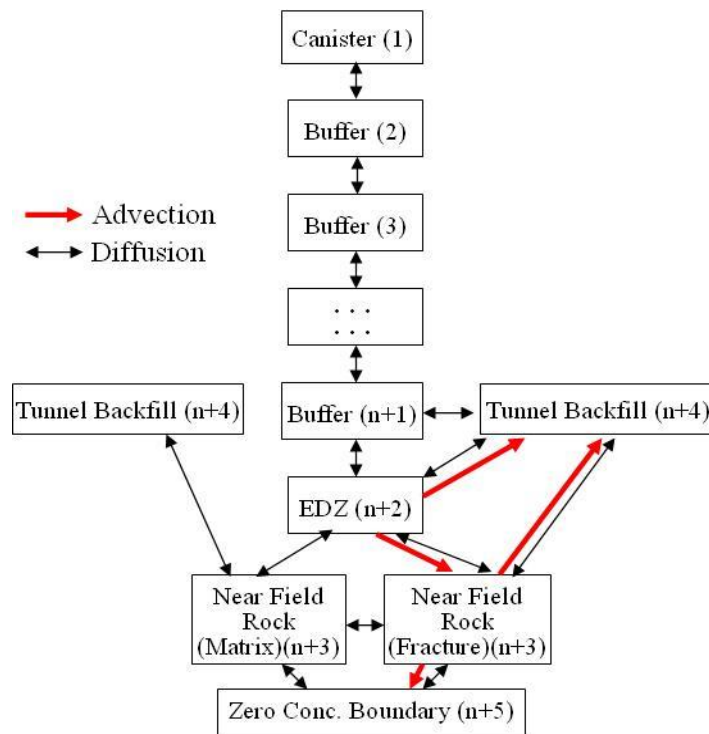
表 3-3：特性核種分類

| 溶解特性 吸附特性 | 高溶解度 (High Solubility) | 低溶解度 (Low Solubility) |
|-----------------------|---------------------------|--------------------------|
| 高吸附性 (High K_d) | Cs-135 | Np-237 |
| 低吸附性 (Low K_d) | I-129 | Tc-99 |



(Ju, 2006)

圖 3-31：近場二維軸/徑向傳輸之區塊模式設定



(Ju, 2006)

圖 3-32：近場二維軸/徑向傳輸之區塊間傳輸機制

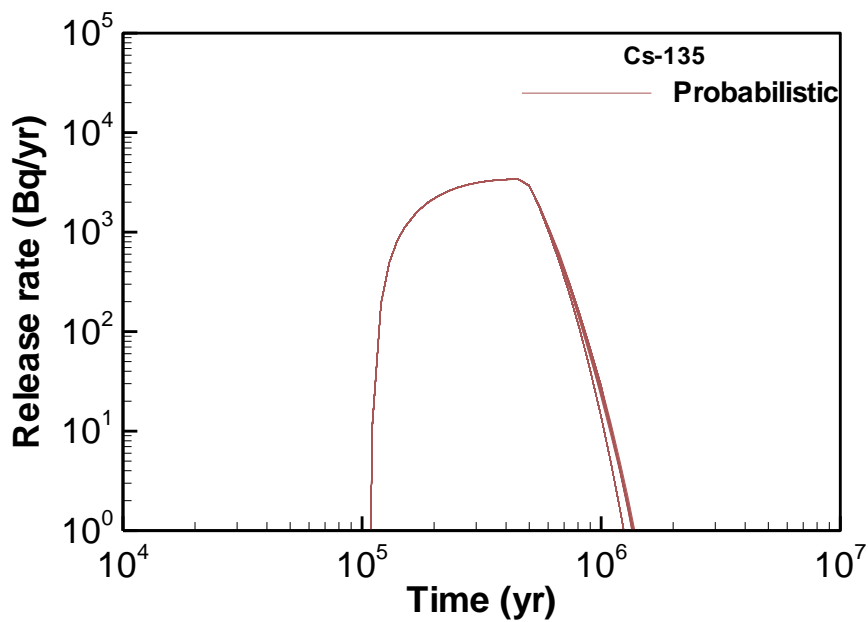


圖 3-33：水流垂直分率對Cs-135核種外釋影響

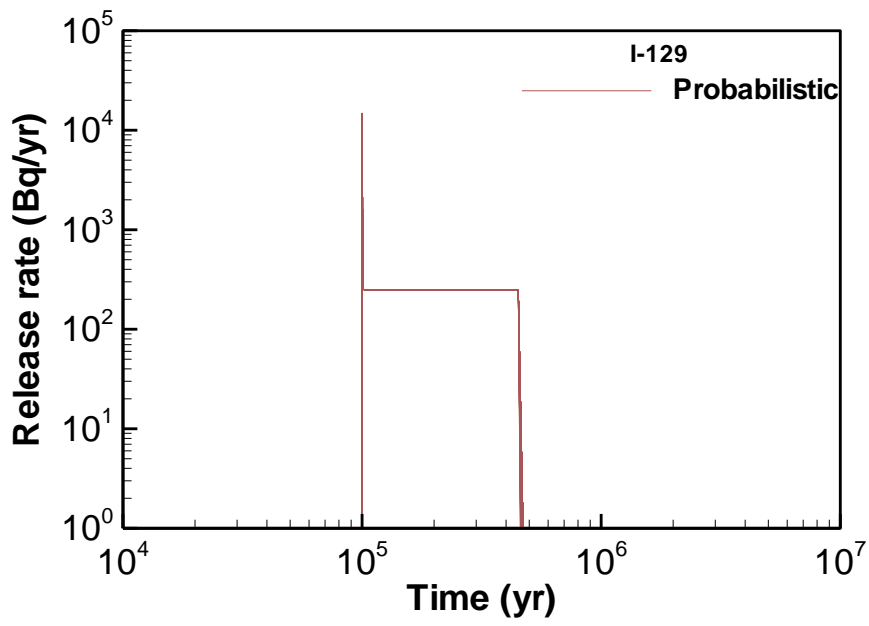


圖 3-34：水流垂直分率對I-129核種外釋影響

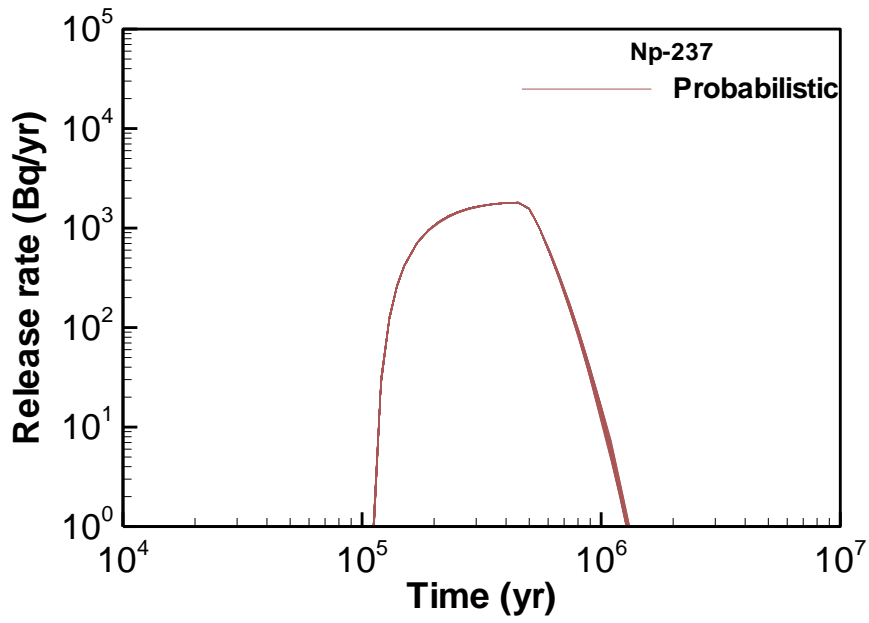


圖 3-35：水流垂直分率對Np-237核種外釋影響

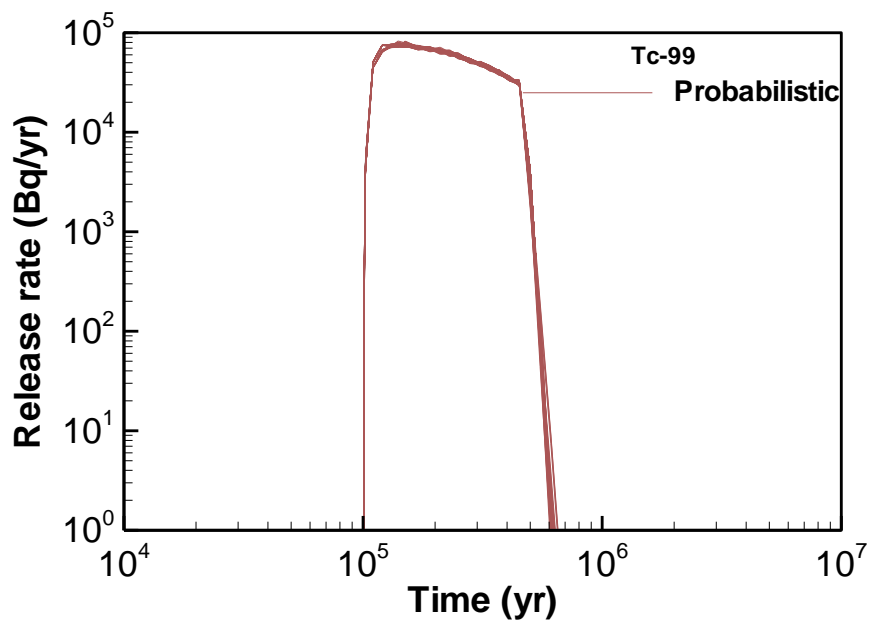
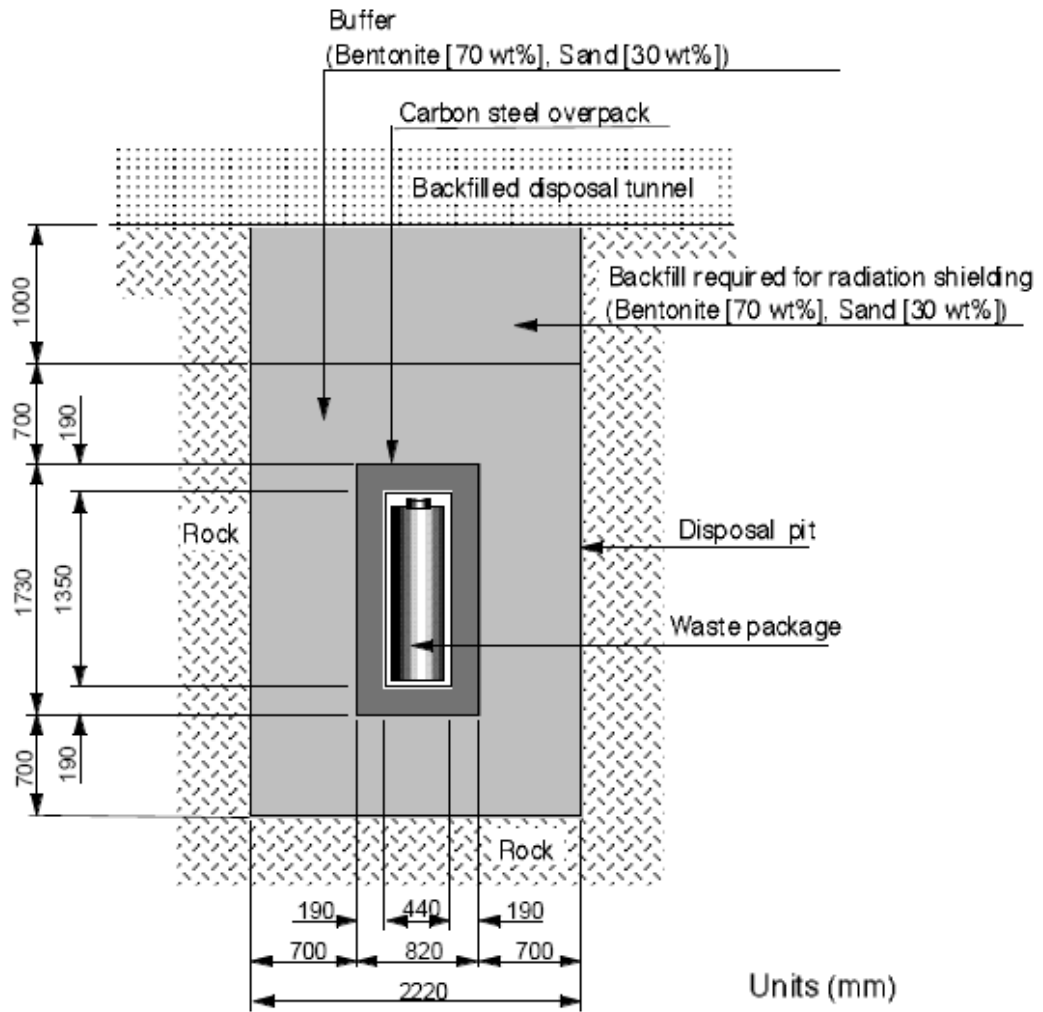


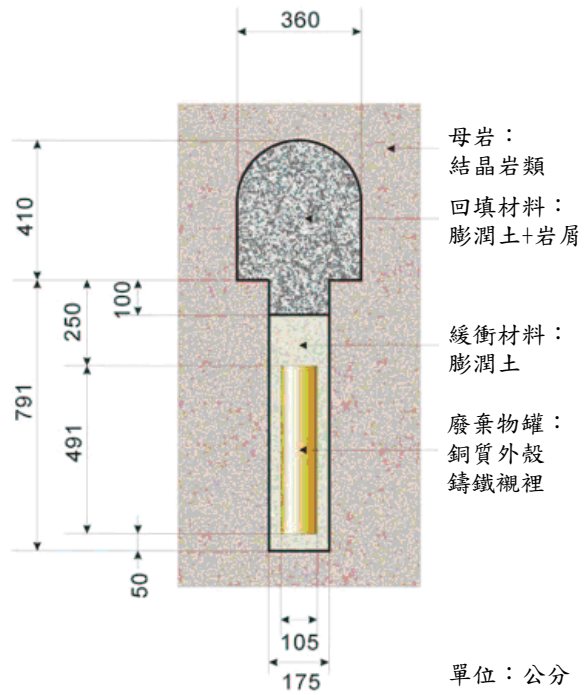
圖 3-36：水流垂直分率對Tc-99核種外釋影響

Tunnel disposal (Hard rock / Softrock)



(JNC, 2000a)

圖 3-37：日本深層地質處置之工程障壁概念示意



(洪錦雄等，2002)

圖 3-38：我國垂直置放處置概念

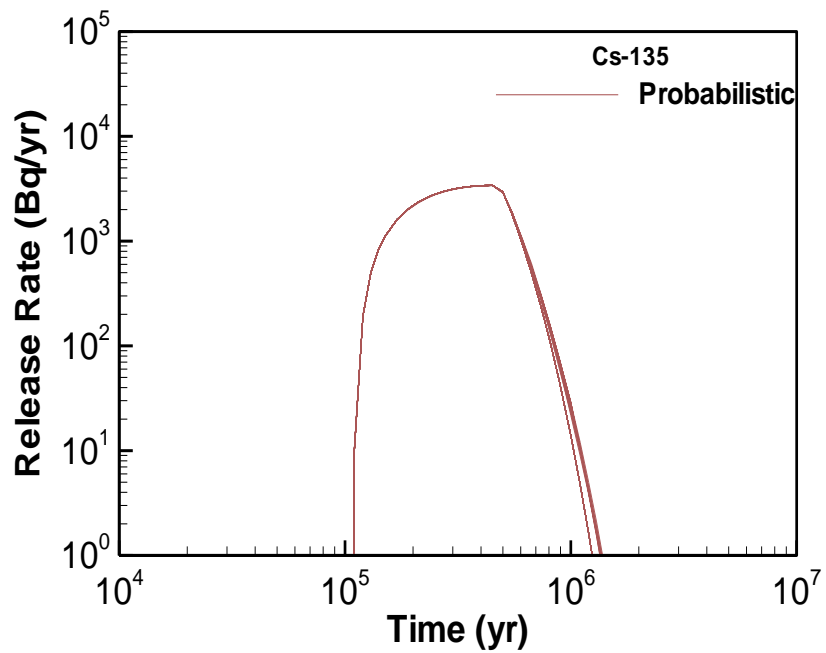


圖 3-39：回填材料孔隙率對Cs-135核種釋出率

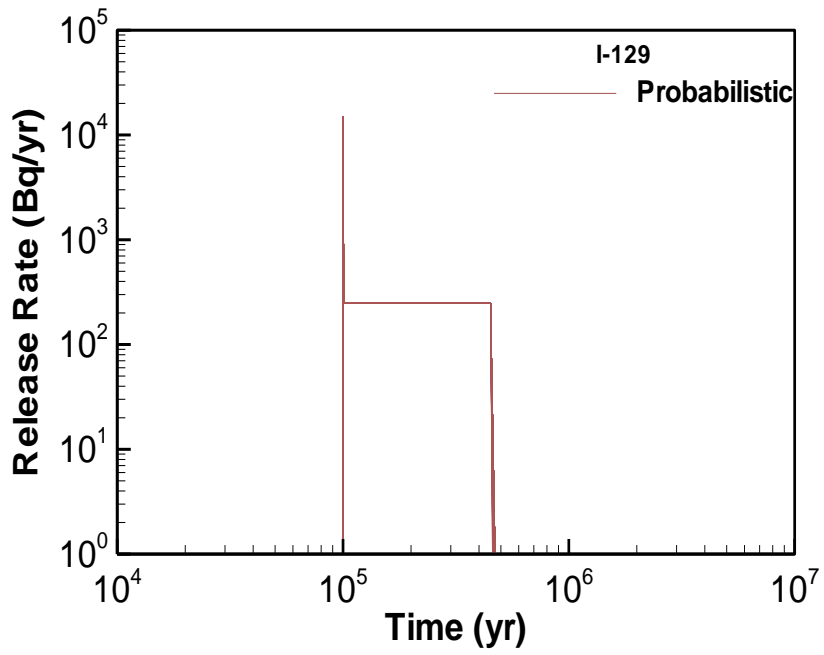


圖 3-40：回填材料孔隙率對I-129核種釋出率

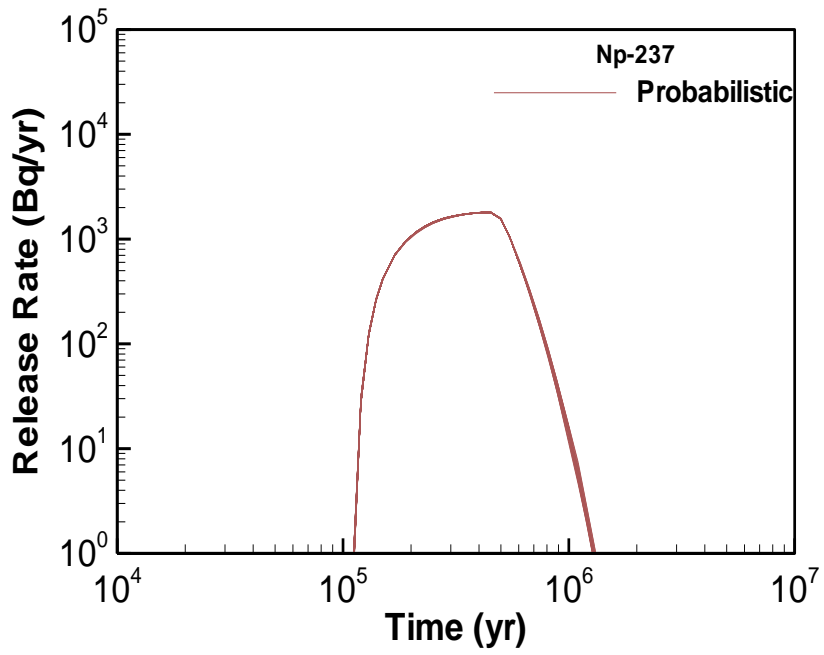


圖 3-41：回填材料孔隙率對Np-237核種釋出率

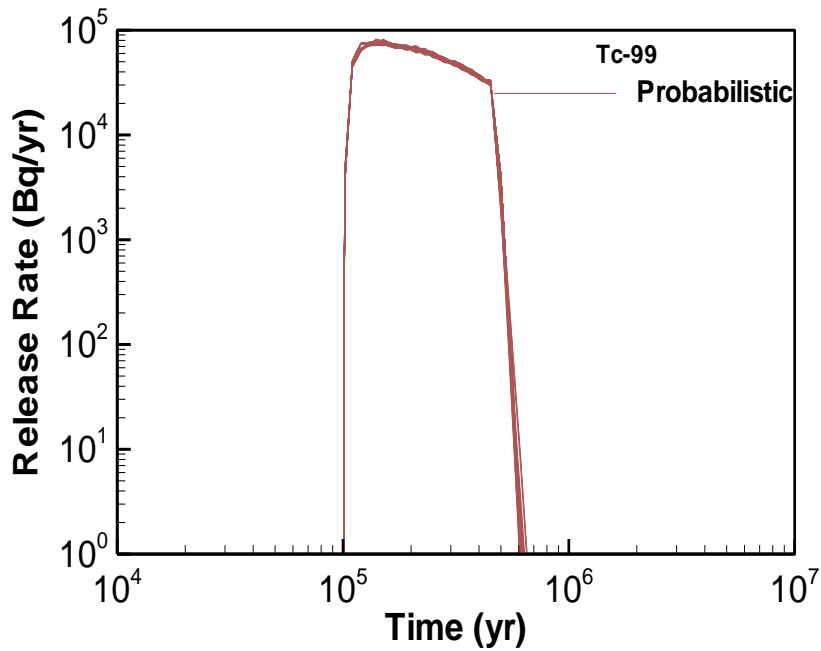


圖 3-42：回填材料孔隙率對Tc-99核種釋出率

3.2.5 用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物源項特性分析

3.2.5.1 HLW活度分析

3.2.5.1.1 我國HLW重要核種活度推估與計算

我國 HLW 重要核種活度推估計算乃根據98年度研究成果所分析之 39 個HLW 重要核種(表 3-4)，以建立安全評估用 HLW 重要核種活度與國際 HLW 參考案例重要核種活度之比較。依據日本 H12 報告(JNC, 2000a)其採取 PUREX 再處理過程，可萃取約 99.875 % 的鈾與99.452 % 的鈾。故按此計算基準，由核種特性資料庫(CDBS資料庫)中擷取 39 個 HLW 中主要的核種活度，並依 PUREX 再處理方式移除上述計算基準比例之鈾與鈾，可分別得到 BWR 型態(圖 3-43)與 PWR 型態(圖 3-44)的 39 個 HLW 核種活度分佈。此外參考台灣電力公司(台灣電力公司，2006) 評估之我國

SNF 數量(表 3-5)：BWR 型態(含龍門電廠ABWR)約 5,714.7 tU、PWR 型態共 1,632.3 tU。則可推估我國 SNF 若經再處理後之 HLW 總活度變化，如圖 3-45所示。

3.2.5.1.2 我國HLW重要核種活度與國際間HLW重要核種活度比較

由於瑞士 NAGRA 計畫(McGinnes, 2002)與日本 H12 研究報告皆使用 0.18 m^3 的處置容器，唯瑞士 NAGRA 計畫假設 100 % 填裝，而日本僅裝填 85 % (約 0.15 m^3)，本研究則延續前述之數量計算，假設以 0.18 m^3 的處置容器但僅填裝 85 %，並以此容量估算每罐處置容器內的重要核種活度。重要核種活度基本上參考日本 H12 研究報告的核種活度，唯 H12 報告中僅含 32個 核種，其中與本研究建議之重要核種仍欠缺 Ni-59、Ni-63、Sr-90、Sn-121m、I-129、Cs-134、Cs-137、Pm-147、Eu-152、U-232 與 Cm-243 之 11 個核種活度，這 11 個核種活度則參考瑞士 NAGRA 計畫之 COGEMA 與 BNFL 的核種活度平均值，並依據比例原則將 0.18 m^3 的體積活度換算成 0.15 m^3 的體積活度。

39 個重要核種活度推估計算結果如圖 3-46所示，每罐(同等體積 0.15 m^3)總活度約為 COGEMA (NAGRA分析案例, $4.0\text{E}+16 \text{ Bq}$)的 0.48 倍，BNFL(NAGRA分析案例, $9.2\text{E}+16 \text{ Bq}$)的 0.39 倍，而約為日本 H12研究報告($7.71\text{E}+12 \text{ Bq}$)的1,514 倍。與瑞士 NAGRA 計畫的比較結果顯示差異不大；而與日本 H12 研究報告的主要差異來自 Sr-90、Cs-134、Cs-137、Pm-147 與 Eu-152 這些核種的初期活度，觀察這些核種皆為 H12 所未含括的，而這些核種的半衰期皆低於 30 年，故對於長期的安全評估而言其影響僅侷限於評估初期，不會對整體的安全評估有重大影響。比較 H12推估再處理後活度，其假設 SNF 約儲存 4 年後再進行再處理，其後再貯存 50 年，每桶活度約為 $4 \times 10^{15} \text{ Bq}$ ；而我國 SNF 經再處理並推估 50 年後之 HLW 每桶活度約為 $3.7 \times 10^{15} \text{ Bq}$ 。此二結果相近，顯示本研究推估方法具有相當之可信度。

3.2.5.2 HLW衰變熱分析

3.2.5.2.1 國際間HLW重要核種衰變熱計算方法研究

目前國際間對於重要核種衰變熱評估方法均依照 HLW 重要核種初始存量所產生之衰變熱進行 HLW 參考案例重要核種衰變熱之計算。至於衰變熱整體對處置場整合影響之研究部分，如美國 YMP 處置計畫(Stahala, et al., 2008; Li, et al., 2009)曾依據處置高溫操作模式(high temperature operating mode, HTOM)進行 SNF 長程整合衰變熱負載(the long-term integrated decay heat load, IDHL_L)與 HLW 短程整合衰變熱負載(the short-term integrated decay heat load, IDHL_S)之研究與探討。其迴歸相關式係以美國雅卡山處置場重要核種容量與處置時間為變數，求取其衰變熱對處置場之影響。由於該處置計畫預定貯存之 HLW 包括軍用與民生商業用途之廢棄物，且再處理方式除PUREX 外尚包括目前仍處於實驗室與工程示範研析階段 UREX+ 系列及熱化學之再處理方法。故衰變熱研析工作將以廣泛應用且已商業運轉多年的 PUREX 再處理方法為參考。

3.2.5.2.2 我國HLW衰變熱計算方法研擬

在評估經 PUREX 再處理 HLW 衰變熱之研究成果部分，日本 H12報告(JNC, 2000a)依據 ORIGIN 2.1 評估 SNF (濃縮度 4.5%、燃耗度 45,000 MWD/MTU)暫貯 4 年後，再經由 PUREX 程序萃取約 99.875 % 的鈾與 99.452 % 的鈾，並冷卻玻璃固化體 50 年後方進行處置。由圖 3-47可知其重要核種衰變熱於處置前期由分裂產物(fission products)如 Cs-137 與 Sr-90 所主導，處置 100 年後則由錒系元素(actinides)為主要衰變熱來源。

瑞士 NAGRA 處置計畫(McGinnes, 2002)則由法國 COGEMA (WA-COG-1)與英國 BNFL (WA-BNF-1)再處理後之 HLW 並以 ORIGIN 2.1 為評估工具，計算出每桶總衰變熱(表 3-6)。

其中瑞士 NAGRA 計畫(McGinnes, 2002)與日本 H12 研究報告皆使用 0.18 m^3 的處置容器，唯瑞士 NAGRA 計畫假設 100 % 填裝，而日本僅裝填 85 % (約 0.15 m^3)。由上述圖表可知日本 H12 係因暫貯4年進行再處理後並冷卻玻璃固化體 50 年後方進行處置(總冷卻時間為 54 年)，其衰變熱約為 350 W；而法國 COGEMA 與英國 BNFL 評估之 HLW 每桶產生起始衰變熱則分別約為 3,000~3,500 W 左右。

3.2.5.2.3 我國HLW可能產生之衰變熱推估

依據日本 H12 報告(JNC, 2000a)其採取 PUREX 再處理過程，可萃取約 99.875 % 的鈾與 99.452 % 的鈾。故按此計算基準，由核種特性資料庫(CDBS 資料庫)中擷取 HLW 中主要的核種衰變熱(USDOE, 1992)，並依 PUREX 再處理方式移除上述計算基準比例之鈾與鈾，可分別得到 BWR 型態與 PWR 型態(圖 3-48) HLW 每單位噸鈾隨時間變化之核種總衰變熱分佈。其中 BWR-Decay Heat 與 PWR-Decay Heat 分別為我國 SNF 每單位噸鈾隨時間所產生的衰變熱，HLW BWR-Decay Heat 與 HLW PWR-Decay Heat 則分別為我國原始 SNF 經 PUREX 再處理後產生 HLW 中每單位噸鈾隨時間所產生的衰變熱。由圖中可看出 BWR 型態與 PWR 型態 HLW(經由 PUREX 再處理過程移除 99.875 % 的鈾與 99.452 % 的鈾)在 1,000 年以內與原始 SNF 每單位噸鈾所產生之衰變熱僅小幅差異，但 1,000 年後則因處置前、後期之分裂產物、活化產物與鈾系元素等提供主要衰變熱來源而有明顯差異。

此外，參考台灣電力公司(台灣電力公司，2006)評估之我國 SNF 數量(表 3-5)：BWR 型態(含龍門電廠 ABWR)與 PWR 分別合計約有 5,714.7 tU 與 1,632.3 tU。可推估 SNF 若經再處理後 HLW 隨時間的總衰變熱變化，如圖 3-49所示。若依據前述 HLW 評估數量成果(我國再處理可能貯存容器約 5,880 個)與再處理後 50 年之 HLW

總衰變熱約 4,791,602 W，則最後可得我國 HLW 每罐貯存容器之衰變熱約為 815 W。

3.2.5.2.4 我國HLW可能產生之衰變熱與國際資訊的比較

由前述衰變熱分析成果可知：日本運用 ORIGIN 2.1 所評估 SNF(濃縮度 4.5 %、燃耗度 45,000MWD/MTU)係因暫貯 4 年進行再處理後並冷卻玻璃固化體 50 年後方進行處置(總冷卻時間為 54 年)，其衰變熱約為 350 W；瑞士 NAGRA 處置計畫(McGinnes, 2002)則由法國 COGEMA (WA-COG-1)與英國 BNFL (WA-BNF-1)再處理後之 HLW 並以 ORIGIN 2 為評估工具，推估出每桶總衰變熱每桶產生起始衰變熱則分別約為 3,000與3,500 W，其在冷卻 40 年後則分別約為 540 W 與 690 W。

由於我國目前處 HLW 處置研究前期評估與概念建構階段，故保守合理採取核種特性資料庫 CDBS 各主要核種退爐時所產生之衰變熱為估計基準，推估再處理後 50 年之 HLW 各罐衰變熱約為 815W。未來將可視需求依各核能電廠實際運轉機組型態(如龍門電廠 ABWR 反應機組)、核子燃料更換週期、各週期核子燃料更換與其在反應器內部位調數量、核子燃料使用濃縮度與燃耗度等詳細資訊評估 HLW 衰變熱。

表 3-4：建議HLW重要核種

| 半衰期超過25年的核種 | 熱效應核種 | 毒性效應核種 | HLW重要核種 |
|-------------|--------|-----------|---------|
| | | Cl-36 (×) | |
| Ni-59 | | Ni-59 | Ni-59 |
| Ni-63 | | Ni-63 | Ni-63 |
| Se-79 | | Se-79 | Se-79 |
| Sr-90 | Sr-90 | | Sr-90 |
| Zr-93 | | Zr-93 | Zr-93 |
| | | Nb-93m | Nb-93m |
| Nb-94 | | | Nb-94 |
| Tc-99 | | Tc-99 | Tc-99 |
| Pd-107 | | Pd-107 | Pd-107 |
| Sn-121m | | | Sn-121m |
| Sn-126 | | | Sn-126 |
| | | I-129 | I-129 |
| | Cs-134 | | Cs-134 |
| Cs-135 | | | Cs-135 |
| Cs-137 | Cs-137 | | Cs-137 |
| | Pm-147 | | Pm-147 |
| Sm-151 | | Sm-151 | Sm-151 |
| | Eu-152 | | Eu-152 |
| Th-229 | | | Th-229 |
| Th-230 | | | Th-230 |
| Th-232 | | | Th-232 |
| Pa-231 | | | Pa-231 |
| U-232 | | | U-232 |
| U-233 | | | U-233 |
| U-234 | | | U-234 |
| U-235 | | | U-235 |
| U-236 | | | U-236 |
| U-238 | | | U-238 |
| Np-237 | | | Np-237 |
| Pu-238 | | | Pu-238 |
| Pu-239 | | | Pu-239 |
| Pu-240 | | | Pu-240 |
| Pu-242 | | | Pu-242 |
| Am-241 | | | Am-241 |
| Am-242m | | | Am-242m |
| Am-243 | | | Am-243 |
| Cm-243 | | | Cm-243 |
| Cm-245 | | | Cm-245 |
| Cm-246 | | | Cm-246 |
| 34 | 5 | 10 | 39 |

表 3-5：我國用過核子燃料數量統計表

| 電廠 | 燃料量(束) | | 鈾燃料重量(kgU) | |
|---------------|--------|-------|------------|-----------|
| | 1號機 | 2號機 | 1號機 | 2號機 |
| 核一廠 (BWR) | 3,760 | 3,772 | 669,280 | 671,529 |
| 核二廠 (BWR) | 5,772 | 5,772 | 969,350 | 974,256 |
| 核三廠 (PWR) | 1,917 | 1,925 | 815,032 | 817,201 |
| 龍門廠 (ABWR) | 6,604 | 6,604 | 1,215,136 | 1,215,136 |
| 合計 | 36,126 | | 7,347 tU | |

(台灣電力公司，2006)

表 3-6：瑞士NAGRA處置計畫HLW衰變熱隨處置時間變化情形

| Years | NAGRA評估案例 WA-COG-1 HLW每桶總衰變熱(W/flask) | NAGRA評估案例 WA-BNF-1 HLW每桶總衰變熱(W/flask) |
|------------|---|---|
| | 0 | 3.0E+03 |
| 3 | 1.7E+03 | 1.8E+03 |
| 10 | 1.1E+03 | 1.4E+03 |
| 30 | 6.8E+02 | 8.5E+02 |
| 40 | 5.4E+02 | 6.9E+02 |
| 100 | 1.5E+02 | 2.3E+02 |
| 300 | 2.1E+01 | 6.5E+01 |
| 1,000 | 7.0E+00 | 2.1E+01 |
| 3,000 | 1.0E+00 | 1.8E+00 |
| 10,000 | 5.2E-01 | 6.4E-01 |
| 30,000 | 2.2E-01 | 3.0E-01 |
| 100,000 | 1.1E-01 | 1.7E-01 |
| 300,000 | 1.3E-01 | 2.3E-01 |
| 1,000,000 | 1.3E-01 | 2.3E-01 |
| 3,000,000 | 7.0E-02 | 1.2E-01 |
| 10,000,000 | 7.5E-03 | 1.3E-02 |

(NAGRA, 2003)

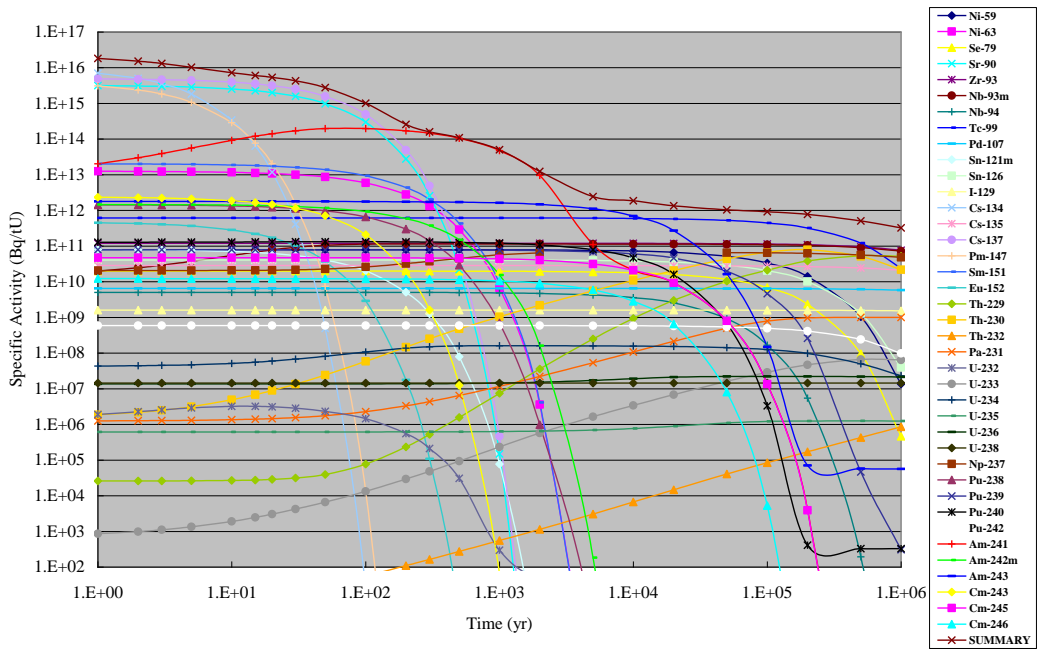


圖 3-43：BWR重要核種之活度變化圖

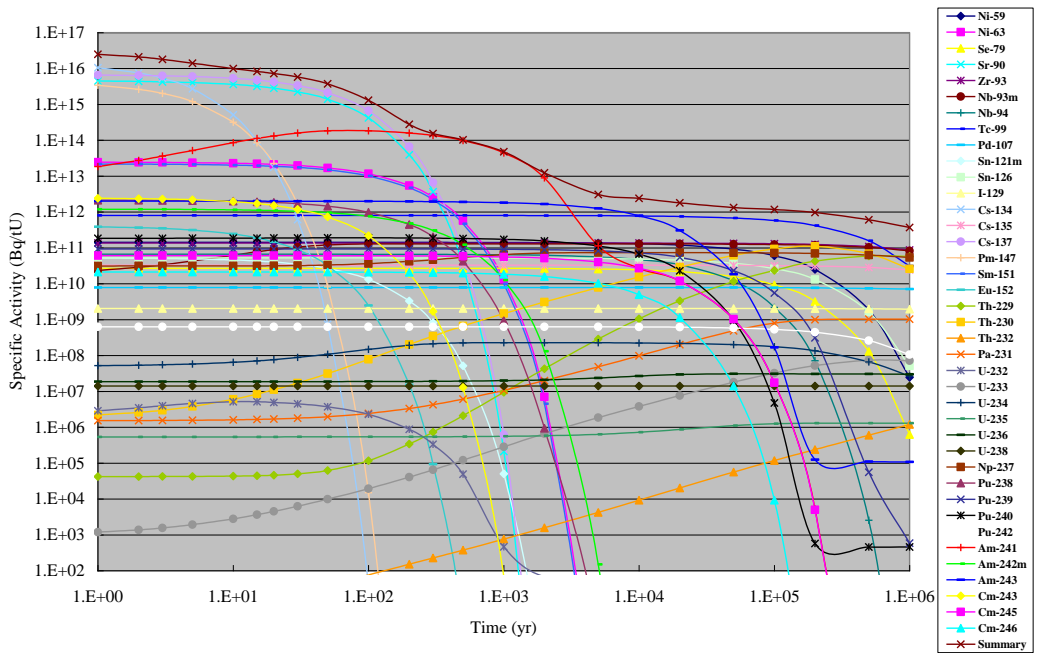


圖 3-44：PWR重要核種之活度變化圖

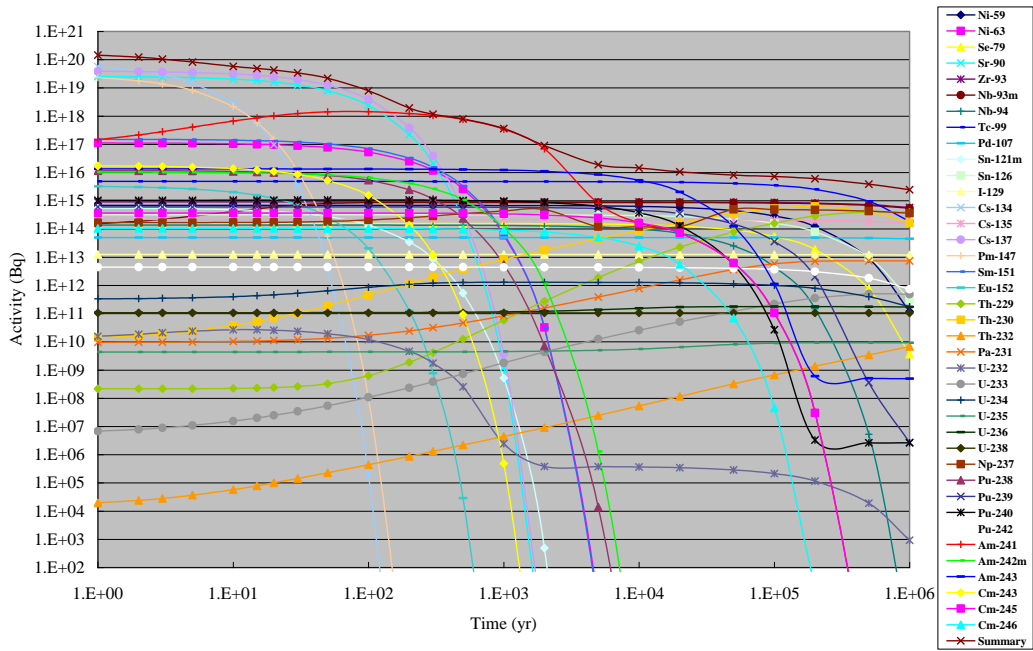


圖 3-45：我國SNF經再處理後之HLW總活度

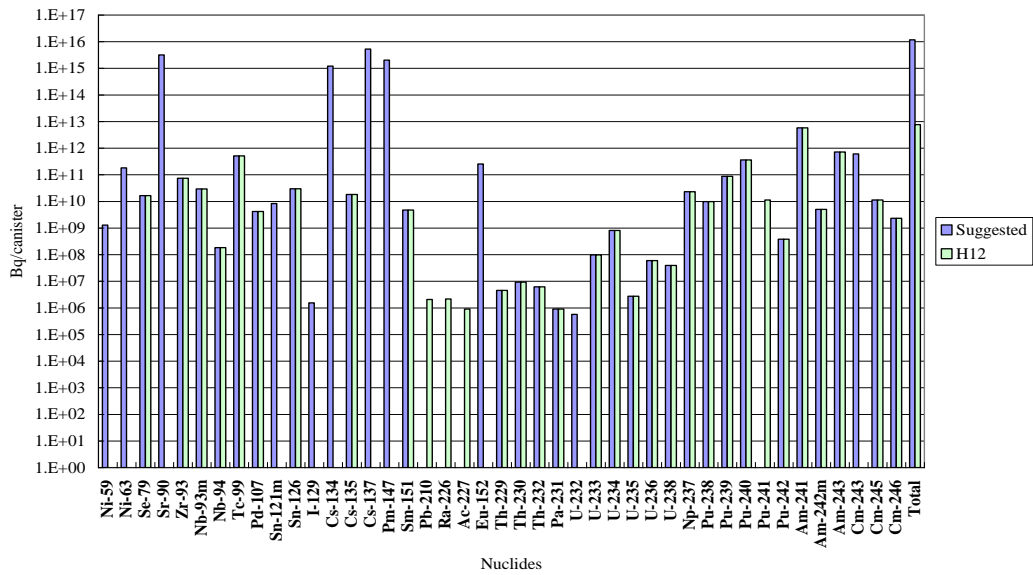
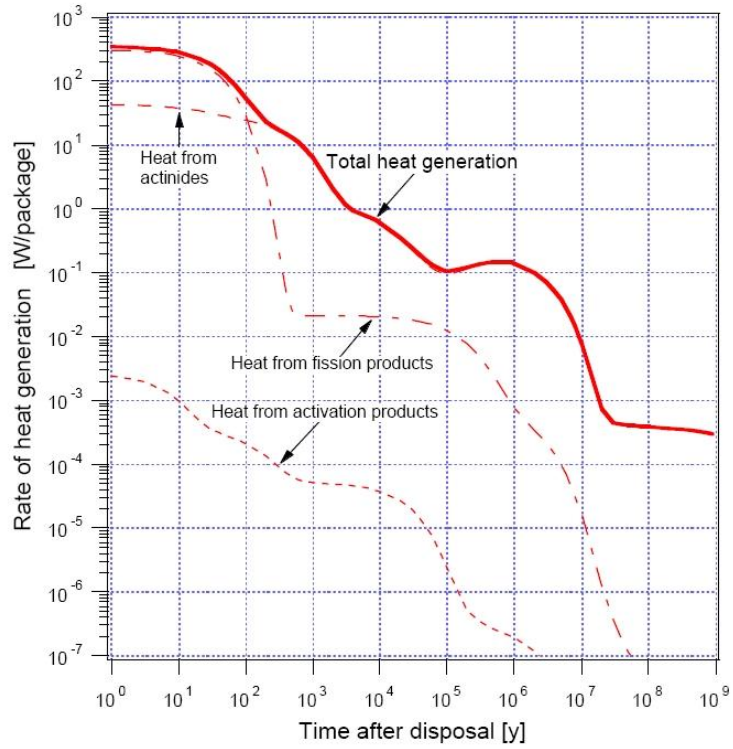


圖 3-46：建議的HLW重要核種與日本H12報告重要核種之活度比較



(JNC, 2000a)

圖 3-47：日本H12 HLW衰變熱隨處置時間變化情形

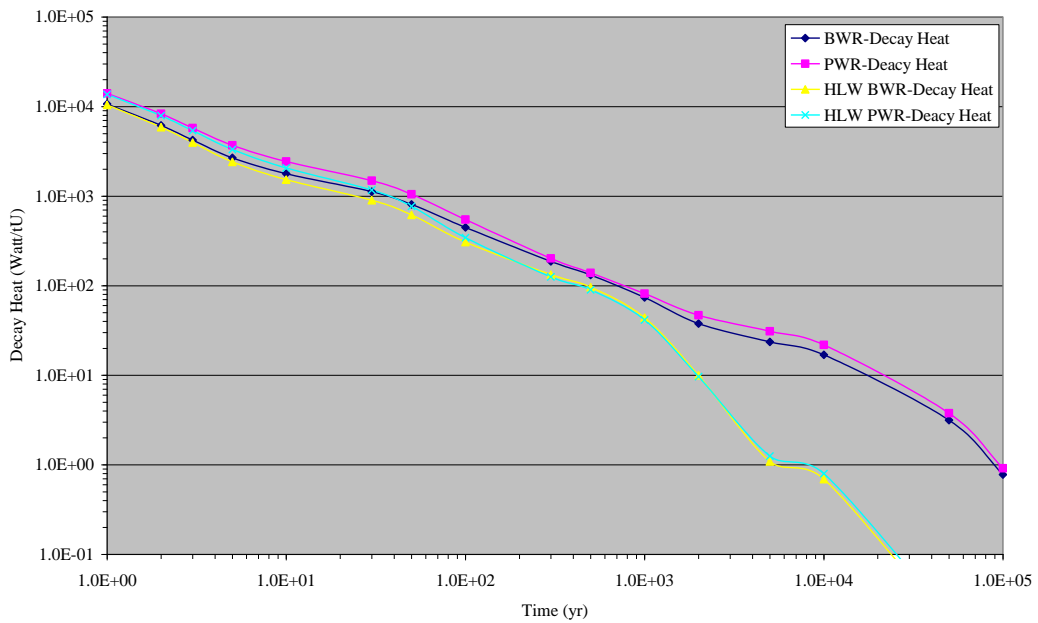


圖 3-48：我國SNF與經再處理後產生HLW中每單位噸鈾隨時間所產生衰變熱

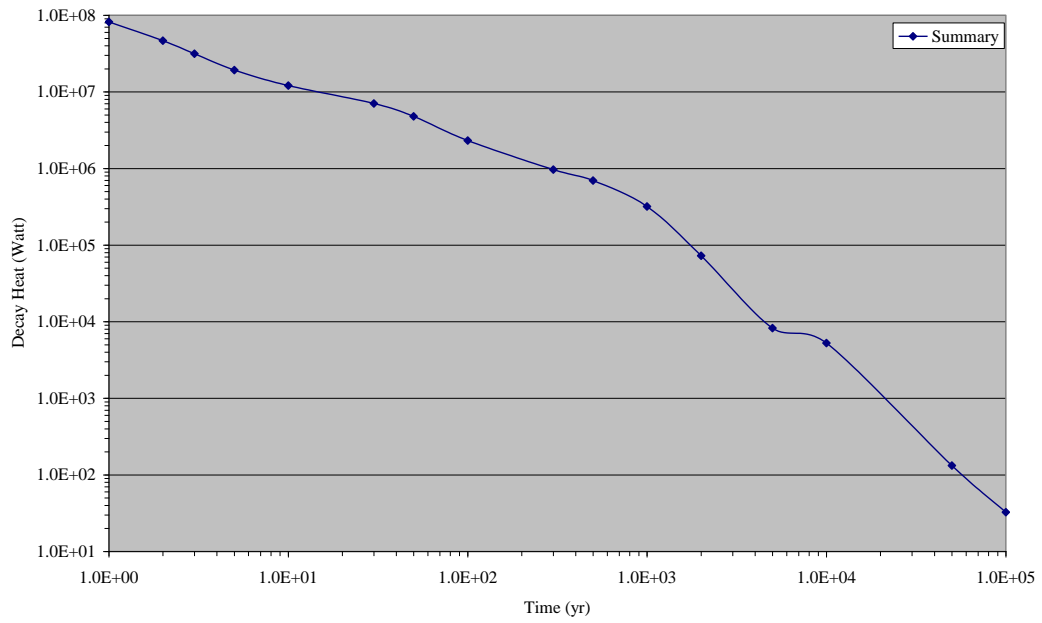


圖 3-49：我國SNF經再處理後HLW隨時間的總衰變熱變化

3.2.5.3 HLW處置場配置

3.2.5.3.1 處置場設計準則及設施需求

- (1) 基本準則：屬於政策性的工作最高指導原則，通常是較為抽象形式的宣言或承諾。參考國際原子能總署(IAEA)於 2001 年 6 月生效之「用過核燃料管理安全暨放射性廢棄物管理安全聯合公約」。其中第十四條與處置設施之設計建造有關之規定作為基本設計準則，包括：
 - (a) 放射性廢棄物管理設施的設計和建造能提供合適的措施，限制對個人、社會和環境的可能輻射影響，包括排放或非受控釋放造成的輻射影響。
 - (b) 放射性廢棄物管理設施設計階段即應考慮除役之概念，必要時並應規劃發展相關之技術。
 - (c) 放射性廢棄物管理設施設計階段即應考慮封閉措施，必要時並應規劃發展相關之技術。
 - (d) 放射性廢棄物管理設施設計與建造使用之技術，應獲得經驗、試驗與分析的支持。
- (2) 法規準則：我國相關法規為處置場設計所應依循的準則之一，必要時得以國際規範或他國法規為設計參考文件。對處置場設計而言適用之相關法規依其性質大致可以分為五類，包括：
 - (a) 放射性廢棄物與輻射防護法規：為目前概念設計階段最主要之設計準則。如「放射性物料管理法」(2002年12月25日施行)、「放射性物料管理法施行細則」(2009年4月22日版)、「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」(2005年8月30日版)。除廢棄物處置相關法規，亦應考慮游離輻射防護法、游離輻射防護法施行細則、國際輻防協會規範等。
 - (b) 環境保護法規：如環境影響評估法、環境影響評估法施行細則、環境影響評估書件定稿或補正事項確認作業要點等。
 - (c) 土木建築法規：如建築法、建築技術規則等。

(d) 工業安全法規：中華民國勞工安全衛生管理法、中華民國勞工安全衛生設施規則等。

(e) 工業標準：中華民國國家標準。

環境保護法規、土木建築法規、工業安全法規、工業標準等在處置場概念設計階段適用性較低，在後續初步設計階段應逐步納入考慮。而相關法規原則上均應適用設計時的最新版本。

(3) 一般準則：規範處置場整體設計與作業安全有關的準則，經參考國際原子能總署與國內外針對核能設施設計之經驗，建立概念設計階段處置場地下設施之一般設計準則如下：

(a) 處置場必須有設施運轉與系統介面儀控中心，確保設施能在正常情況下安全運轉，並在異常情況下能進行狀況之排除。

(b) 處置場地下設施與地表設施之連通隧道，得採豎井(shaft)及/或斜坑(ramp)設計，但考慮作業安全應至少為二組以上。

(c) 處置場運轉隧道需採雙向通路型設計，確保緊急逃生之安全。

(d) 廢棄物接收、處理、與運送須有一定之路線與範圍，例如使用專用之運輸豎井，以防範可能之輻射污染擴散。

(e) 處置場概念設計階段應保留設計之安全餘裕，以保守之設計參數進行分析。

(f) 工程障壁系統設計應採多重障壁之原則，單一系統之損毀，不得影響整體安全功能之喪失。

(g) 處置場概念設計階段宜初步考慮廢棄物可回收性、與設施封閉之可行性。

(h) 設計結果應於處置場後續發展中進行驗證或現地測試。

(i) 設計作業應採行必要之品保/品管程序，確保設計的變更過程與理由可以被追溯。

(4) 工程要求：主要為工業安全、勞工衛生、環境保護等相關事項，所設定之工程要求如下：

- (a) 和安全相關的結構、系統、與重要組件在緊急狀況必須能停止操作，並侷限危害的發生程度與範圍。
- (b) 設施結構設計必須能承受例行操作，以及可預期意外事件之負荷。
- (c) 可能發生火警危害之結構、系統、與重要組件，應採行必要之防範措施與材料。
- (d) 可能發生火警危害之結構、系統、與重要組件，應考慮採取適當之備份設計。
- (e) 與安全相關的結構、系統、與重要組件設計過程依遵循相關之品保程序。

HLW 最終處置場地表設施概念設計階段的階段要求必須滿足安全可行性、技術可行性、經濟可行性的原則，並應包括以下的要點：

- (1) 山坡地建築物建築原則。
- (2) 建築結構物的安全考量。
- (3) 輻射管制區的安全維護。
- (4) 運輸途中的安全維護。
- (5) 水電供應設備的供給無虞。
- (6) 參考國際經驗以發展國內經驗。
- (7) 保留設計的變通彈性。

地下設施設計階段的設計需求，亦必須滿足安全可行性、技術可行性、經濟可行性的原則，並應包括以下要點：

- (1) 深層處置的概念。
- (2) 多重障壁的設計。
- (3) 多角度思考的障壁策略。
- (4) 保留適當的安全餘裕。
- (5) 安全前提下經濟有效。
- (6) 參考國際經驗發展國內技術。
- (7) 保留設計的變通彈性。

(8) 落實設計品質保證措施。

國際間處置母岩採用花崗岩的國家有阿根廷、加拿大、捷克、芬蘭、日本、韓國、羅馬尼亞及瑞典，而放射性廢棄物為 HLW 的國家有比利時、捷克、法國、德國、日本、瑞士、英國及美國。全世界主要有三個地震帶，分別為環太平洋地震帶、歐亞地震帶和中洋脊地震帶，日本與台灣同屬於環太平洋地震帶（Circum-Pacific seismic zone）的國家，地質環境屬構造活動帶，地震多斷層活動頻繁。日本目前針對高放射性廢棄物最終處置之地質調查，包含「瑞浪超深地層試驗計畫」之花崗岩層，以及幌延之沉積岩地下實驗室。我國目前進行之現地調查則包含測試區之花崗岩質母岩，在處置母岩之研究及地質構造環境與日本相似。由於日本的放射性廢棄物為 HLW，且已有初步的地質調查資料及處置概念可參考，研發過程之相關技術文獻亦較為完整詳盡，值得做為我國初步功能評估之參考，因此在國內相關場址特性調查資料欠缺及工程障壁系統相關技術仍未臻成熟前，本計畫建議暫以日本處置概念(JNC, 2000a)為主，其它國家為輔。

日本 H12 處置概念採用多重障壁方式，將再處理後之玻璃化 HLW 置於碳鋼材質之包封容器中，垂直放入處置坑道(deposition tunnels)中等距離地面處置孔(deposition pit)中。廢棄物罐及處置坑間以膨潤土環繞作為緩衝材料，其優點為在吸水膨脹後發揮隔離地下水、維持廢棄物罐位置穩定、遲滯核種等功能。HLW 會釋出衰變熱，藉由暫時貯存期間及配合場址岩石與緩衝材料之熱傳性質，調整處置孔與處置坑道間距，以滿足溫度的要求。當廢棄物處置工作完成後，處置坑道以膨潤土與開挖岩屑之混合物加以回填。本研究界定之參考處置概念示意如圖 3-50，摘要列示如下：

- (1) 處置母岩：結晶岩類(花崗岩為主)。
- (2) 處置場深度：500公尺。
- (3) 廢棄物處理：SNF 送至國外再處理為玻璃化 HLW 送回國內暫貯 10~25 年後進行最終處置。

- (4) 處置容器：不銹鋼或碳鋼材質之制式貯存容器承裝玻璃化之 HLW、外部以厚度 0.19 m 碳鋼材質容器做為處置外包裝。
- (5) 廢棄物罐處置方式：採用隧道地板(in-floor)鑽孔垂直置放之方式，或隧道(in-tunnel)水平置放方式。
- (6) 緩衝材料：純膨潤土以適當之含水量與壓實度預鑄成扇狀塊體，組裝於處置容器與母岩之間。
- (7) 回填材料：膨潤土與隧道開挖岩屑之混合物，以現地夯實至適當之設計密度，使其水力傳導度與周圍母岩相近。

3.2.5.3.2 我國 HLW 處置場初步配置

深層地質處置場建造所需工程費用極為龐大，均屬各國重大建設之一，因此在設計與施工上必須有嚴謹的步驟與程序，尤其涉及安全的相關結構、系統與組件必須遵循一定的安全標準進行設計與施工，以契合法規之要求。本節研提我國處置場可能之概念設計與處置設施之配置。處置場基本設施可概略分為下列三個部分：即地表設施、地下設施以及其間之通連設施(豎井或斜坡道)，其中並包含多種不同的結構、系統與組件，而通連設施有時也併於地下設施之規劃之中。

地表設施若以功能性及使用性作為區分，可以分為六大系統：地上管理與行政系統、放射性廢棄物管理系統、環境監測與輻射管制系統、岩石處理系統、運輸系統及輔助系統。在 HLW 最終處置場地地表設施中，放射性廢棄物管理系統是處置場中最重要的運作系統，包括再處理後之 HLW 接收、暫貯等功能。因處置場目前朝島嶼型規劃設計，須有對外聯絡的運輸系統，以便於 HLW 及緩衝材料的運輸；且往往地處偏僻，因此各設施最好能自給自足，再加上為了維護處置場的安全運作，監控輻射外洩之危害，並避免其對環境造成二次污染，處置場必須設立許多的輔助系統及環境監測與輻射管制系統，諸如電力供應及給水系統、消防及警衛系統、緊急避難系統等。此六大母系統內包含若干子設施，可使整體處置場地地表設施更趨完備。參

考國外對處置場地表設施的經驗，茲研擬國內 HLW 深層地質處置場概念設計階段之地表設施系統功能與需求如表 3-7。

地下設施若以功能性作為區分，可以概分為兩大部分：運轉設施及工程障壁系統。運轉設施主要與運轉期間之安全性有關包括運轉中心、運轉隧道、廢棄物處理區等，係因應處置場運轉所需而開闢之通道或工作區。工程障壁系統則以長期處置安全為設計目標，包括處置容器、緩衝材料、回填材料等。地下設施若以設計與實際運轉觀點為考量，則可以依據系統特性作不同之規劃。參考前期工作成果及國際經驗，茲擬定我國 HLW 深層地質處置場概念設計階段之地下設施系統功能與需求如表 3-8。

依據參考處置概念之地下設施設計，研擬我國 HLW 處置孔與處置隧道配置之初步規劃，作為我國處置場設計之初步參考。處置隧道空間及廢棄物罐間距之建立則以處置隧道與處置坑之斷面設計為基礎，並考慮工程障壁之形狀與尺寸，參考日本的部分經驗(JNC, 2000b)，本研究擬定設計需求如下：

- (1) 工程障壁系統所需之尺寸規格：處置坑設計以便於工程障壁安裝之最小尺寸需求為基準。
- (2) 建造及運轉技術之限制：廢棄物罐間距會受處置坑鑽掘設備及廢棄物罐安裝設備及設備之性能而影響。
- (3) 隧道力學穩定性之限制：處置隧道或處置坑間距必須對鄰近之處置隧道或處置坑無明顯之動態影響。
- (4) 近場溫度之限制：處置坑道及廢棄物罐之設計間距需使廢棄物體、緩衝材料及處置母岩於運轉與封閉期間之溫度低於指定溫度為佳。

隧道之斷面設計考慮斷面形狀及空間，使其可滿足隧道功能需求，隧道斷面形式之影響因子為隧道之力學穩定性、結構性、運轉及封閉之功能性及經濟性等，所考慮之影響因子需求如下：

- (1) 力學穩定性：地下隧道之開挖必需維持其力學穩定及最小變形量。

- (2) 功能性：確保隧道設計可於建造、運轉及封閉期間保持安全性，並可依時程順序進行。
- (3) 經濟性：隧道斷面設計以最小之岩體開挖量為精簡處置設施建造之經費。

法國 COGEMA、英國 BNFL及日本自行再處理或日本運往法國再處理所使用的容器，皆為 0.18 m^3 的不銹鋼材質或碳鋼材質之貯存容器，外部再以厚度 0.19 m 之碳鋼材質做為處置外包裝，其尺寸為高 1.73 m ，直徑 0.82 m ，目前我國尚未發展用過核燃料再處理之技術，未來不排除以運送國外再處理之方式，故採上述國家再處理後之 HLW 之尺寸進行我國 HLW 處置場設計。國內工程障壁系統相關技術仍未臻成熟前，本研究建議暫以日本處置概念(JNC, 2000a)為主，其它國家為輔，進行我國處置孔設計參考。由於我國相關處置需求尚未決定，故本研究分別規畫處置容器水平放置與垂直放置之配置概念，圖 3-51(a)與(b)分別為處置容器水平及垂直置放之斷面示意圖。水平置放之方式為在處置母岩水平向鑽掘直徑 2.2 m 之處置隧道，處置容器以水平向置放，上下側及容器兩端皆填充厚度 0.7 m 之緩衝材料。垂直置放之方式為在母岩中鑽掘水平向之主要隧道後，於適當的間距向下鑽掘深度 4.13 m 之處置坑，底部填充 0.7 m 厚之緩衝材料，處置容器置於處置坑中央，周圍以 0.7 m 厚之緩衝材料包圍，頂部再填充 1.7 m 厚之緩衝材料。緩衝材料之設計暫擬定為純膨潤土以預鑄方式製成適當壓實度與含水量之扇狀塊體，組裝於處置容器與圍岩之間。緩衝材料之實際乾密度、含水量、是否添加細砂增加工作性等條件，需依據我國所選擇之候選緩衝材料進行相關水力、熱力、力學及化學等相關試驗後，取得材料之水力傳導性質、熱傳導性質、力學性質及化學特性，並選擇最適之配比設計做為緩衝材料之參考。

處置隧道之用途、形狀、空間大小及間距必需考慮廢棄物容器(包含運輸機具)的運輸空間、人員通道及工程障壁材料運輸通道、保留通風設施、供水設施、排水設施。廢棄物罐垂直置放之處置隧道空間

以考慮裝置廢棄物罐機具設備大小進行設計；廢棄物罐水平之處置隧道空間則以工程障壁設計尺寸設定。由於處置隧道位於地下數百公尺，處於高覆土壓力之環境，亦應確保岩體開挖後，於建造、運轉及封閉期間之力學穩定性及適當提供隧道穩定性設施等空間。初步決定處置孔與處置隧道之設計尺寸後，需以數值方法驗證其開挖後之力學穩定性，並給予適當之支撐，確保設施之安全性。以日本為例(JNC, 2000a)，採用有限元素法計算岩體開挖隧道後之力學穩定性，其分析結果顯示結晶岩類之母岩開挖後即保有足夠之力學支撐，不需另行採用支撐設備。由於國內尚無相關進一步研究，故現階段本計畫擬不考慮採用支撐設備，惟實際情況仍視未來取得母岩相關材料參數做進一步分析後，再決定是否採用支撐設備；處置孔斷面、處置隧道設計及處置隧道間距之配置，於施工前需考量運送設備、施工設備尺寸設計適當之空間，並參考處置場址地質環境及母岩條件以數值方法進行初步分析，評估最適之處置隧道斷面與處置隧道間距之尺寸，以確保處置場之力學穩定性及經濟性。由於日本之地質條件與我國同屬環太平洋地震帶，且選擇之處置母岩為花崗岩，本研究目前以日本處置場設計為基礎以擬定我國處置隧道斷面與間距。本研究擬定水平及垂直置放概念下之處置隧道與處置孔斷面，分別如圖 3-52之(a)與(b)。水平置放概念之處置孔為水平向開挖直徑 2.2 m之處置孔，並以適當間距放置廢棄物罐，周圍墊充緩衝材料，其工程障壁系統規格如圖 3-52(a)所示，聯絡處置孔間之隧道尺寸則為高 5 m、寬 5 m之拱型隧道，便於運送廢棄物罐、工程障壁材料及施工機具通過；垂直置放概念之處置孔斷面如圖 3-52(b)，處置孔尺寸為直徑 2.2 m、深 4.13 m，上方處置隧道空間為高 5 m、寬 5 m之拱型隧道，其空間設計為方便處置孔鑽掘機具通過及運送廢棄物罐、工程障壁材料之用，處置隧道間之聯絡通道尺寸為亦為高 5 m、寬 5 m 之拱型隧道。亦分析處置坑與處置隧道之最佳間距，圖 3-53之(a)及(b)為分析結晶岩類母岩之最佳處置孔與處置隧道間距，水平置放概念下，處置孔內廢棄物罐間之間距為 3.13 m，此間距為工程障壁材料之厚度所設計之間距，處

置隧道間距為 13.32 m；垂直置放之概念下，處置孔間之間距為 4.44 m，處置隧道間距為 10 m。

因處置隧道間距考量其熱傳、岩石熱特性及力學穩定性，目前暫以國際經驗做合理假設，待未來進行國內熱傳分析及岩石特性計算得出精確間距之後，再引進精確值作處置面積進一步的估算。故本研究參考日本H12(JNC, 2000a) HLW 處置概念，設計我國地下處置設施之配置。廢棄物罐垂直鑽孔處置概念規畫中，處置坑間距為 4.5 m，處置隧道間距 10 m。圖 3-54為初步規畫之處置場地下設施垂直置放配置構想，考慮施工與處置作業效能，規畫單一處置隧道長度為 325 m，可處置 72 只廢棄物罐。為加強處置作業管理及保持適應地質環境調整之彈性，採分區分期獨立施工，以增加運轉安全，及回饋施工經驗以改善後續之工程。每一處置區規畫6條處置隧道，共可處置 432 只廢棄物罐，處置區間距為 30 m，整個處置場畫分為 14 個處置區，共可容納 6,048 只廢棄物罐，足以容納我國四個核電廠，壽齡為 40 年所預估再處理後的 5,880 只 HLW 廢棄物罐。所規畫之地下處置區域長約 710 m，寬約 530 m，所需處置面積約 0.38 km²。

廢棄物罐水平置放處置概念規畫中，處置孔為水平向開挖直徑 2.2 m 之處置隧道，廢棄物罐以水平方向置入，並以廢棄物罐中心間距 3.13 m之距離排列，周圍以緩衝材料填充，處置隧道間距為 13.32 m。圖 3-55為初步規畫之處置場地下設施水平置放配置構想，考慮施工與處置作業效能，規畫單一處置隧道長度為 313 m，可處置100 只廢棄物罐。為加強處置作業管理及保持適應地質環境調整之彈性，採分區分期獨立施工，以增加運轉安全，及回饋施工經驗以改善後續之工程。每一處置區規畫 6 條處置隧道，共可處置 600 只廢棄物罐，處置區間距為 30 m，整個處置場畫分為 10 個處置區，共可容納 6,000 只廢棄物罐，足以容納我國四個核電廠，壽齡為 40 年所預估再處理後的 5,880 只 HLW 廢棄物罐。所規畫之地下處置區域長約 686 m，寬約 453 m，所需處置面積約 0.31 km²。

以上規畫尚不含地下運轉作業區與避開不適用母岩所需之空間，未來實際配置方式可配合實際地質條件，將運轉隧道配合當地條件而成為不規則形狀，即將來處置場並非一定是如圖所示的長方形。處置場以環狀之運轉隧道為中心，以確保運轉時期之安全與效率。運轉隧道亦為馬蹄型開挖面，假定寬度及高度均為 5 公尺，未來詳細設計尺寸則須考慮施工機具、輸送機具等設施尺寸，以及進行詳細數值分析探討隧道設計之力學穩定性後決定。主要運轉作業區設於地表設施下方，位於處置區域一側之適當距離處，包括控管中心、施工作業區、廢棄物轉運區、人員休息區、物料區等。其中有四個豎井可分別供人員、廢料、通風及緊急逃生等使用，豎井可與運轉隧道或連絡隧道聯通，連絡隧道與運轉隧道聯通，運轉隧道再與處置隧道聯通。

由上述之初步分析可知，水平置放之處置概念所須之處置面積較垂直鑽孔處置之方式小，即水平置放之處置方式在相同單位面積下可處置較多的 HLW。

參考前期計畫之研究成果(洪錦雄等，2002；許秀真等，2003)，比較 SNF 與 HLW 處置方法之差異。我國用過核燃料之處置容器，無論是水平置放抑或垂直置放型式，皆為外徑 1.05 公尺，高 4.91 公尺之圓柱體，外殼為銅質，內裡為鑄鐵。再處理後之 HLW 處置容器設計為高 1.73 m、直徑 0.82 m 鑄鐵材質做為處置外包裝。SNF 與 HLW 之處置場設計比較如表 3-9，雖 SNF 所須處置之容器數量較 HLW 多，HLW 因處置容器尺寸較小且衰變熱影響範圍較小，故容器間距及隧道間距之設計不論是水平置放或垂直置放皆較 SNF 之設計小，因此 HLW 處置場所需面積皆小於 SNF 處置場所需面積，與前期研究成果比較 HLW 處置場面積為 SNF 處置場面積約 1/3 倍。因考慮隧道鑽掘機之開挖效能，SNF 與 HLW 之單一處置隧道長度設計皆在 300 m 以上，並也都採用分區處置之概念，單一處置區之隧道數量為 5~6 道。

表 3-7：處置場地表設施系統需求

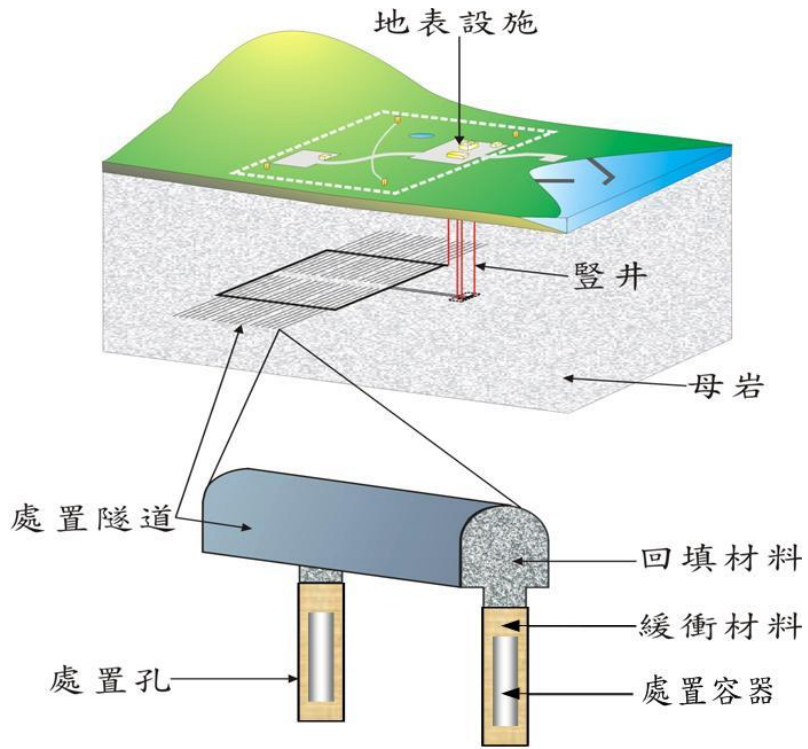
| 系統名稱 | 次系統名稱 | 系統功能 |
|-------------|--|---|
| 地上管理與行政系統 | 機電系統 儀控系統 通訊系統 行政系統 服務系統 保安系統 保修系統 紀錄系統 | 為處置場地表設施主要運轉中心，確保處置場之正常運作及安全維護。 |
| 放射性廢棄物管理系統 | 接收系統 暫貯系統 置放系統 回收系統 | 為放射性廢棄物在進入最終處置階段前之前置作業系統，包括核燃料接收、暫貯等功能。 |
| 環境監測與輻射管制系統 | 輻射監測系統 非輻射監測系統 汙染處理系統 | 提供環境監測、輻射管制及污染控制等功能之設備系統。 |
| 岩石處理系統 | 地表岩石處理系統 地下岩石處理系統 | 接收開挖出的岩石，並作處理，以達安全置放之原則。 |
| 運輸系統 | 港口碼頭系統 堤防系統 裝卸作業系統 倉儲系統 道路系統 | 為島嶼型處置場必備的系統，提供船舶運輸、裝卸及倉儲等功能，並設置堤防以防止海水倒灌之安全考量。 |
| 輔助系統 | 供電/配電系統 供水/排水系統 消防系統 燃料供應系統 緊急避難系統 | 提供處置場地表設施正常運轉及異常情況下所需之輔助設備與機具。 |

表 3-8：處置場地下設施系統需求

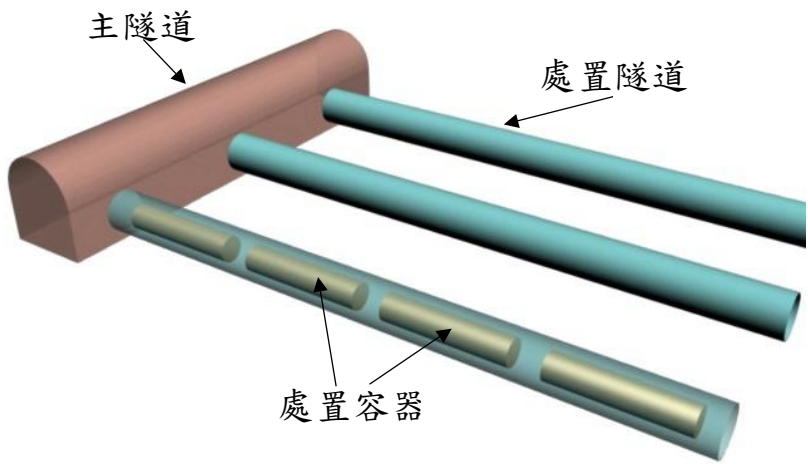
| 系統名稱 | 次系統名稱 | 系統功能 |
|-------------|---|--------------------------------|
| 豎井系統 | 捲揚系統 吊掛系統 | 提供聯絡地表設施與地下設施之通道。 |
| 地下控制系統 | 機電系統 儀控系統 通訊系統 服務系統 保安系統 保修系統 紀錄系統 | 地下轉運中心，裝置地下主要操控設備，對處置作業進行監控管理。 |
| 放射性廢棄物管理系統 | 接收系統 檢整系統 暫貯系統 運輸系統 置放系統 回收系統 | 提供放射性廢棄物管理與處置作業所需之設備及機具。 |
| 處置坑道系統 | 聯絡隧道 運轉隧道 處置隧道 處置孔 | 提供坑道施工與穩定性維護之相關設備與機具。 |
| 工程障壁系統 | 材料系統 施工系統 | 提供處置場緩衝材料與回填材料貯放、製備、與施工之設備。 |
| 環境監測與輻射管制系統 | 輻射監測系統 非輻射監測系統 污染管制系統 | 提供環境監測、輻射管制等所需之設備。 |
| 功能驗證設施 | 實驗設計系統 量測分析系統 | 提供進行先到驗證地下實驗所需之空間與儀器，並進行分析。 |
| 設施封閉系統 | 設施拆除系統 隧道封閉系統 | 提供設施拆除、清運，以及隧道地下空間封閉所需之設備。 |
| 輔助系統 | 地下通風系統 供電系統 供水/排水系統 壓縮空氣系統 燃料供應系統 消防系統 緊急逃生系統 | 提供處置場正常運轉與異常情況下所需之輔助設備與機具。 |

表 3-9：SNF與HLW處置場設計比較

| | SNF | | HLW | |
|---------------------------|-------|-------|-------|------|
| | 水平置放 | 垂直置放 | 水平置放 | 垂直置放 |
| 處置容器高度 (m) | 4.91 | | 1.73 | |
| 處置容器直徑 (m) | 1.05 | | 0.82 | |
| 處置容器總數量 (只) | 3,652 | | 5,880 | |
| 處置容器中心間距 (m) | 6.11 | 6 | 3.13 | 4.44 |
| 單一處置隧道長度 (m) | 380 | 320 | 313 | 325 |
| 單一處置隧道處置容器數(只) | 61 | 53 | 100 | 72 |
| 處置隧道間距 (m) | 40 | 40 | 13.32 | 10 |
| 單處置區之處置隧道數 | 5 | 6 | 5 | 5 |
| 處置場長 (m) | 1,580 | 1,340 | 686 | 710 |
| 處置場寬 (m) | 680 | 800 | 453 | 530 |
| 處置場總面積 (km ²) | 1.074 | 1.072 | 0.31 | 0.38 |

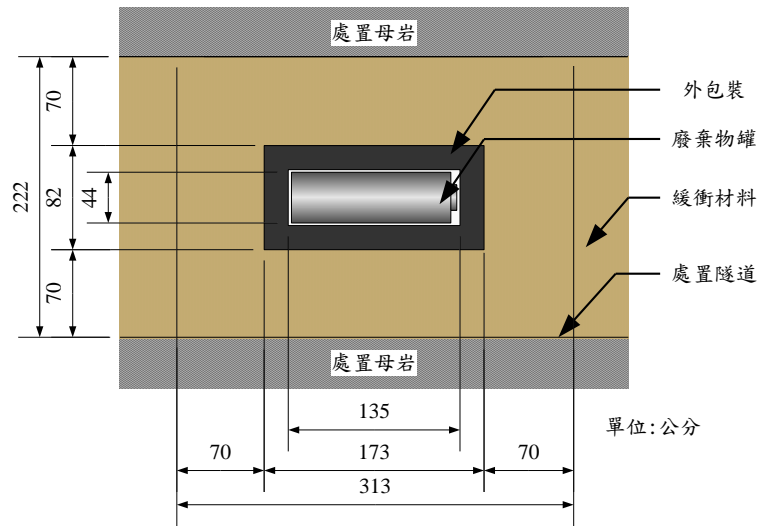


(a) 隧道地板鑽孔垂直置放

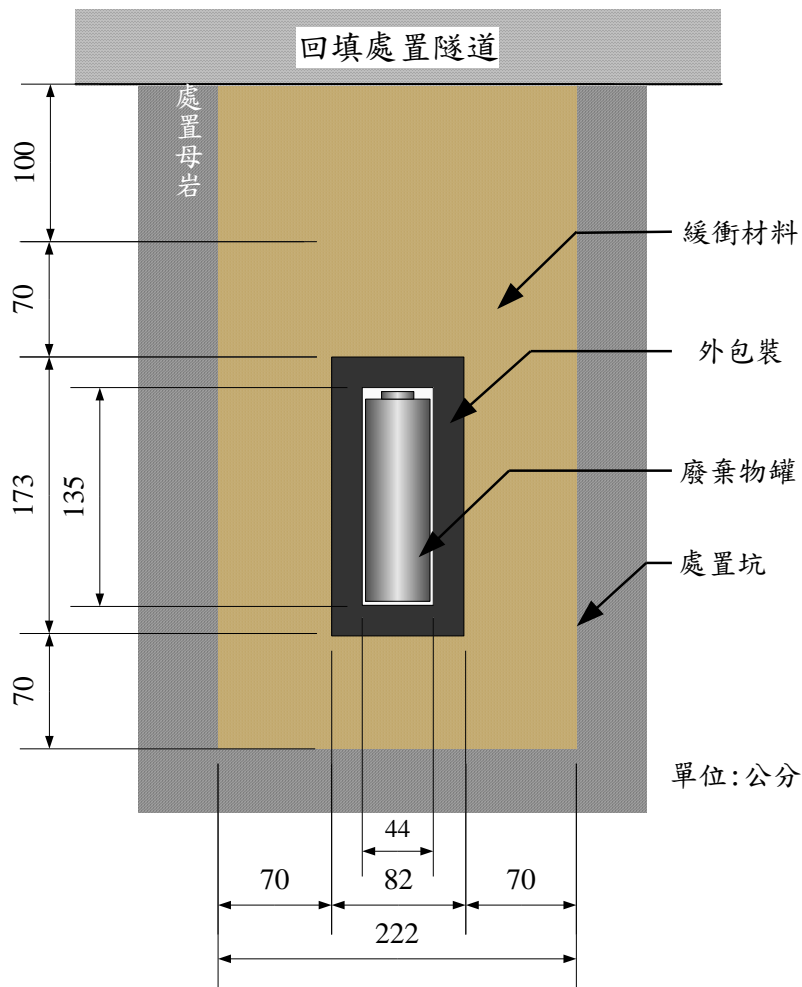


(b) 隧道水平置放

圖 3-50：現階段參考處置概念



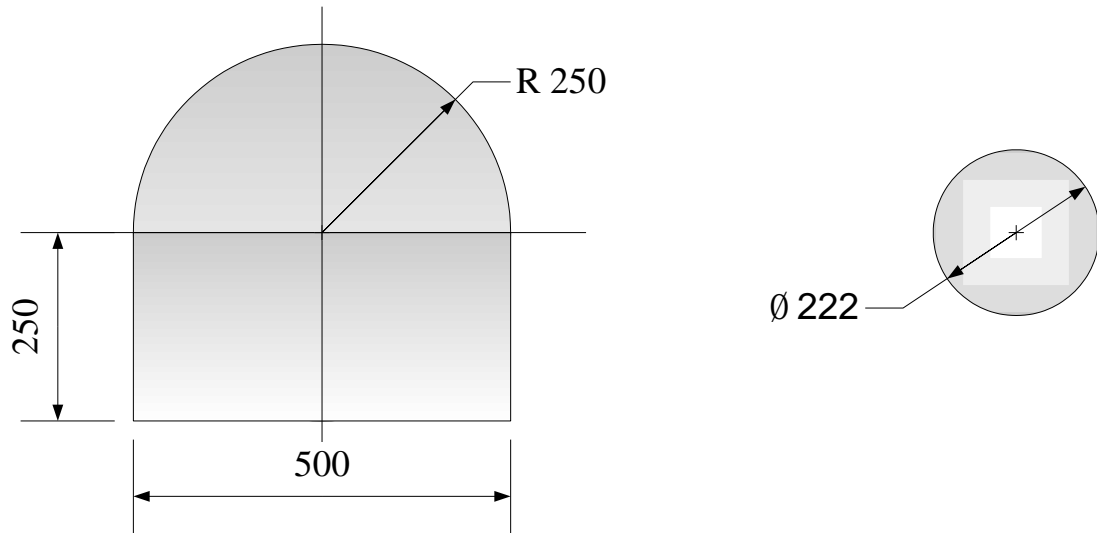
(a) 水平置放



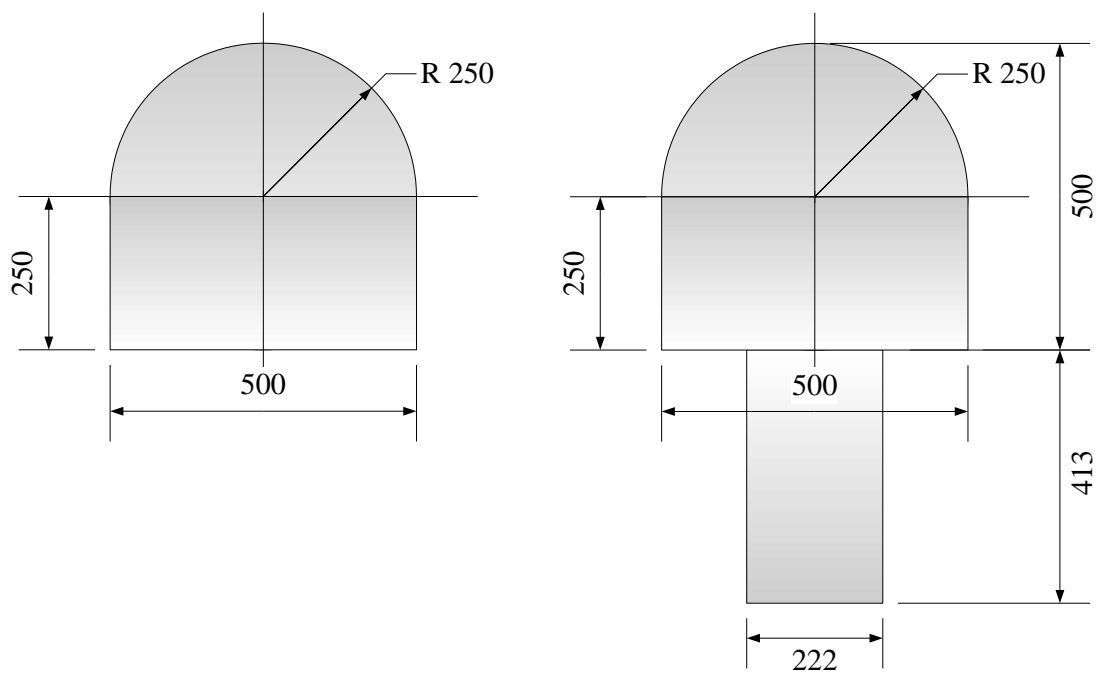
(b) 垂直置放

(重繪自JNC, 2000b)

圖 3-51：處置孔與工程障壁系統斷面



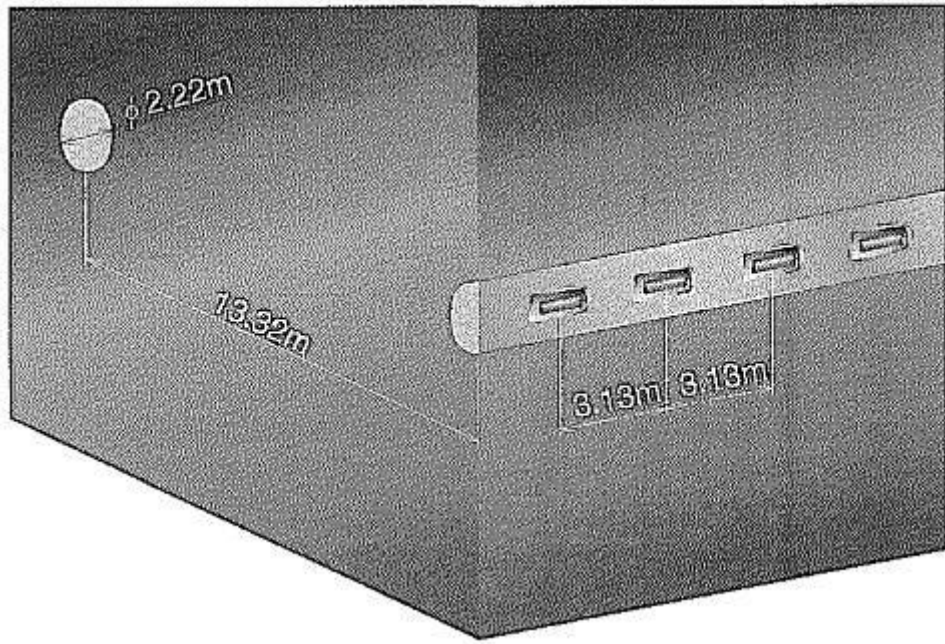
(a) 水平置放



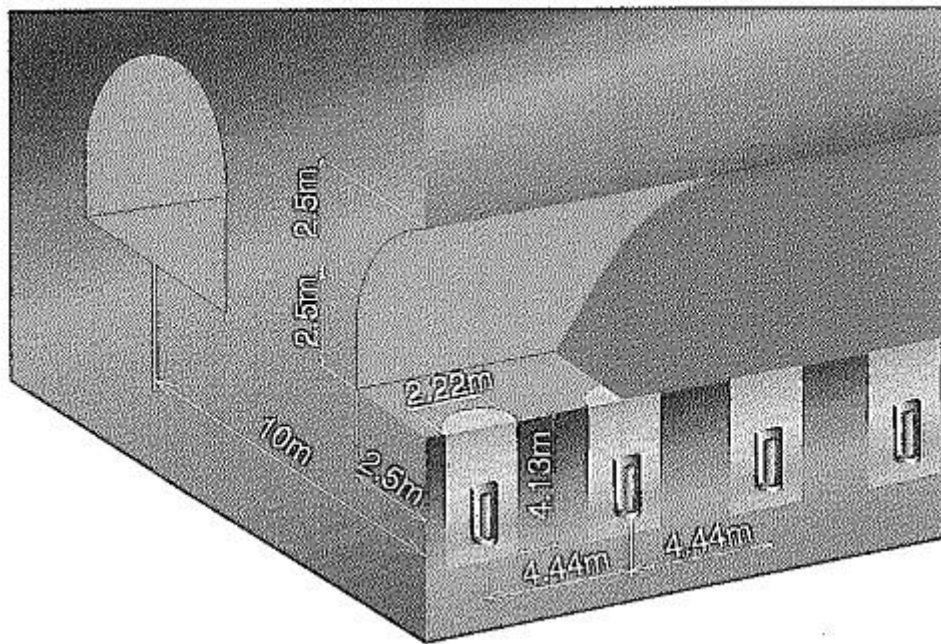
(單位：cm)

(b) 垂直置放

圖 3-52：處置隧道與處置孔斷面



(a) 水平置放



(b) 垂直置放

(JNC, 2000b)

圖 3-53：處置孔與處置隧道間距

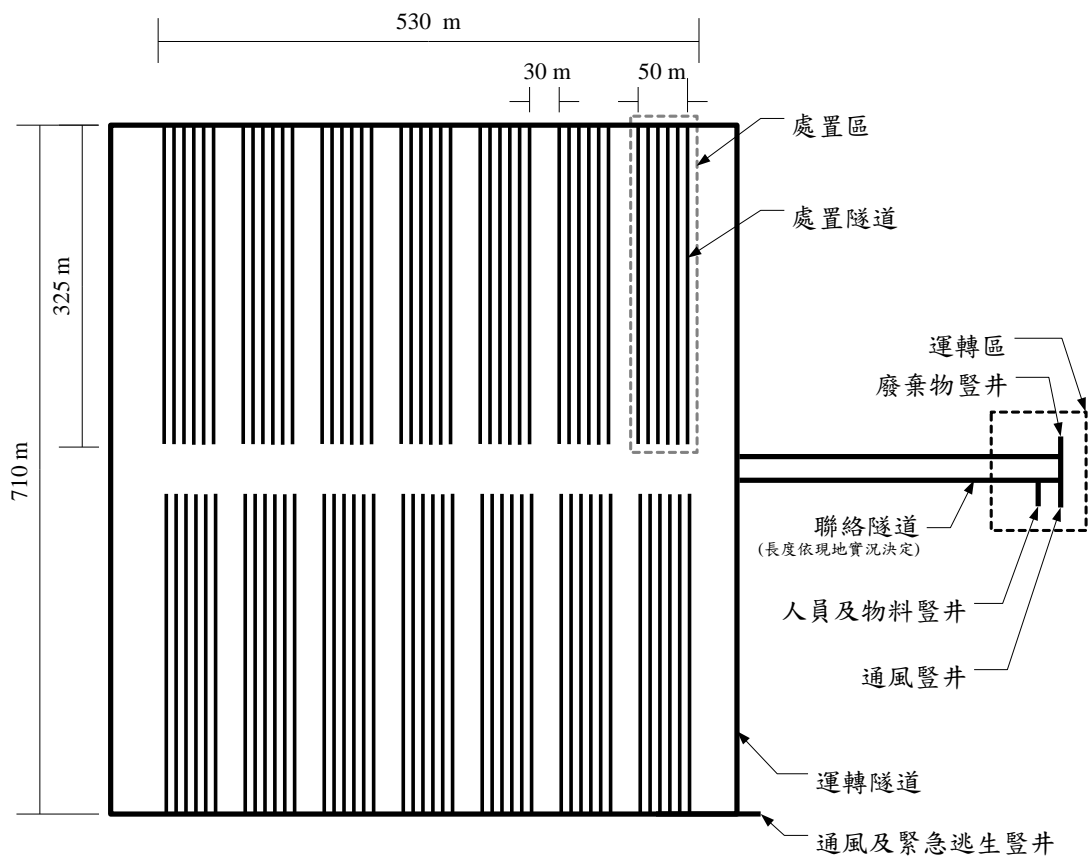


圖 3-54：我國垂直鑽孔處置設計概念俯視圖

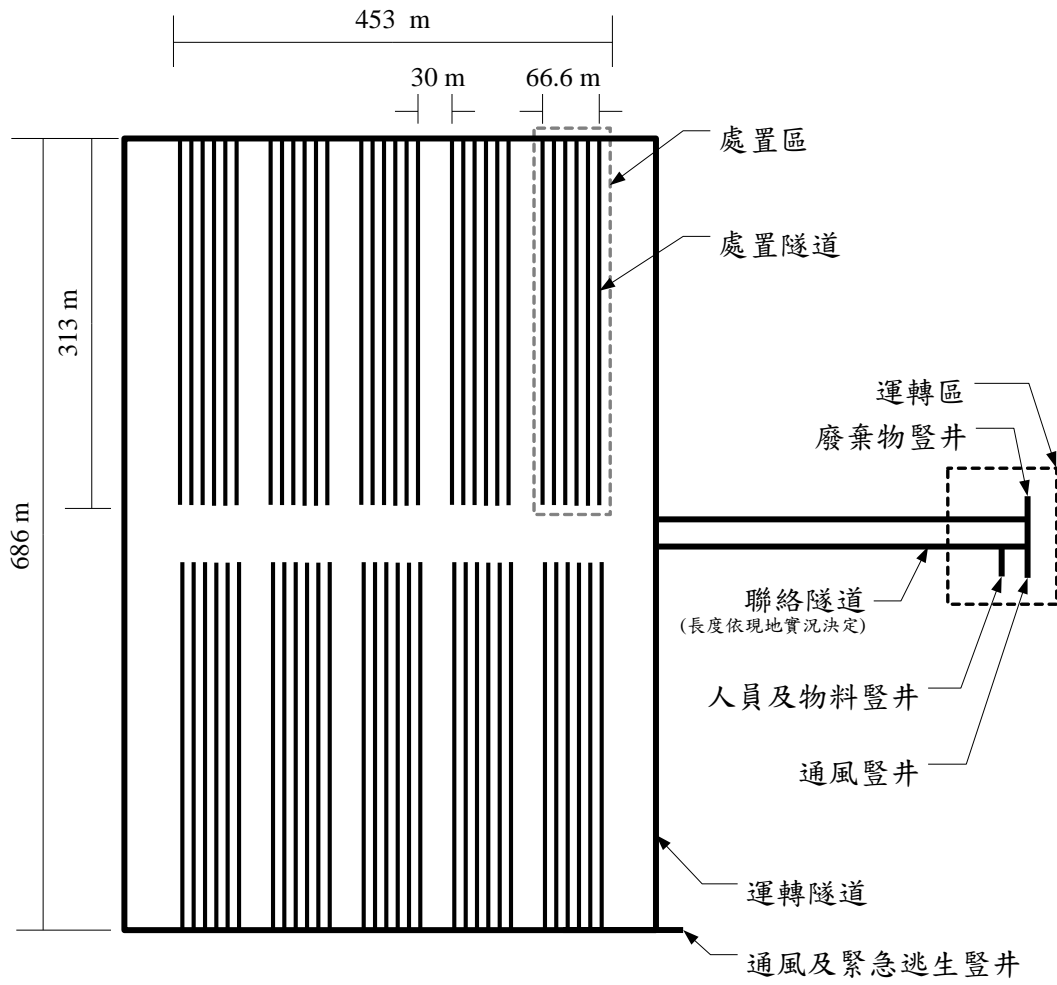


圖 3-55：我國水平置放處置設計概念俯視圖

3.3 用過核子燃料處置的功能評估

現階段國內之參考處置概念係以用過核子燃料深層地質處置為主，輔以多重障壁系統(包含工程障壁與天然障壁，後者或稱地質圈)，俾便達到最終處置之目的，此種概念是目前國際上一致公認最可行且最為可靠的最終處置方式。整個工程障壁系統由外圍之處置母岩所包圍，處置母岩即所謂之天然障壁，藉由處置母岩極低的地下水流速，及核種與母岩的各種地化作用，形成另一道屏障，達到延遲核種遷移的效果。

處置場系統安全評估架構主要包含近場、遠場及生物圈之三個子系統評估模式。近場(含工程障壁系統及其外圍部分母岩)主要分析核種在工程障壁系統及周圍母岩之開挖擾動帶的近場遷移與傳輸；遠場(即天然障壁之傳輸)則評估核種於處置母岩裂隙之傳輸；生物圈評估模式係採用水井飲用水情節(IAEA, 2003)，分析生物圈劑量率，獲得最終核種外釋評估劑量。為完成用過核子燃料最終處置2009初步可行性評估報告之安全評估案例分析，包含確定式(deterministic)與機率式(probabilistic)分析案例，以達成用過核子燃料最終處置計畫書近期里程碑之要求。近場、遠場、生物圈之機率式分析結果，及影響近場、遠場核種外釋率之重要評估參數之結果已說明於98年工作成果報告中(台灣電力公司, 2009)，本年度本分項工作主要在於以迴歸分析技術探討影響生物圈輻射劑量率之重要參數。

3.3.1 生物圈總輻射劑量率峰值之參數敏感度分析

本分項99年度工作主要延續98年度計畫工作成果，以生物圈輻射劑量之機率式分析之結果，接續進行不確定性分析及參數敏感度分析，以了解影響生物圈輻射劑量之重要參數。

3.3.1.1 生物圈劑量計算模式

生物圈劑量評估則分析計算從遠場外釋之核種，在生物圈中經由各種傳輸途徑及食物鏈而對人類所造成的輻射劑量，並與法規值比較，以確定該處置場的安全性。目前採用飲用井水情節作為生物圈參考模式(BIOMOD-1)，亦即假設地質圈之外釋核種直接提供作為計算井水中之核種濃度，類似於IAEA之參考案例 ERB1A (IAEA, 2003)。

BIOMOD-1 生物圈模式之個人年有效劑量採用下式進行計算：

$$H_{E,i} = C_{w,i} \times I \times DCF_i$$

式中：

$H_{E,i}$ ：放射性核種 i 的年輻射劑量率(Sv/yr)。

$C_{w,i}$ ：井水中放射性核種 i 的濃度(Bq/m³)。

I ：飲用水的每人年飲用率(m³/yr)。

DCF_i ：放射性核種 i 的攝入劑量轉換係數(Sv/Bq)。

3.3.1.2 生物圈重要評估參數

以生物圈100 回合運跑的輻射劑量率結果進行參數敏感度分析，參數敏感度分析採用階步迴歸技術(Stepwise regression technique, Neter et al., 1990；朱信忠, 1997)，進行分析時可以直接使用原始數據組(Raw data)，也可在分析前，先將每一變數(含獨立變數與應變數)之100個數值轉換成其對應之階位(Rank)，然後再根據這些階位數據組進行迴歸分析；另外一種數據處理方式是兩者混合，對於線性型分佈(如均勻分佈，Uniform distribution；常態分佈，Normal distribution 等)之參數直接採用原始數據，而對數型(Logarithmic，如Log-uniform、Log-normal 等)則取其對數值，然後再根據這些階位數據組進行迴歸分析。將數值轉換成階位之處理方式，可以視為是數據線性化處理的一種技術，所謂階位轉換，以 100 組數據為例，就是根據其數值之大小，最小者以 1 來取代，最大者以 100 來取代，餘者類推。對於參數敏感度分析而言，欲分析參數敏感度之優先順序，

Arnold(2006)認為使用階位數據進行參數敏感度分析，其結果將會比使用原始數據者來得有意義，其相關性關係會比較明顯，尤其是對於橫跨數個數量級之數據組的分析。不過採用原始數據組來進行分析卻有一個好處，那就是所得的迴歸式可以被用來預測系統在其他條件下的表現，而採用 Rank 數據(階位數據)分析所得的迴歸式就無此功能。階步迴歸分析的一個特點是：越重要的變數(即本案例分析之參數)會越早納入迴歸式，因此從迴歸式中變數排列的順序即可知道變數之優先順序(Priority)。

為探討各參數之敏感度，其可採用的數值組也有數種不同的方式，例如可以選定某一特定時間點之輻射總劑量率，也可以採用每一回合之輻射總劑量率峰值當標的物，也可以採用每一回合之輻射總劑量率峰值發生的時刻當標的物。由於輻射劑量率是真正關心的焦點，故分析標的物將設定為輻射總劑量率峰值，並採用數據階位轉換為進行參數敏感度分析。

將數據以階位轉換後經迴歸分析，可得迴歸關係式：

$$\begin{aligned}
 \text{Rank(PeakDose)} = & 4.8222\text{E}+01 + 6.0065\text{E}-01 \times \text{Rank(DARCYVEL)} \\
 & - 4.8115\text{E}-01 \times \text{Rank(RAKDROCK)} \\
 & + 1.9196\text{E}-01 \times \text{Rank(DCBENT)} \\
 & - 1.7051\text{E}-01 \times \text{Rank(RAKDBEN)} \\
 & + 1.4833\text{E}-01 \times \text{Rank(RASOL)} \\
 & + 1.5853\text{E}-01 \times \text{Rank(SRSOL)} \\
 & - 1.3941\text{E}-01 \times \text{Rank(DCROCK)} \\
 & - 1.4110\text{E}-01 \times \text{Rank(AMKDBEN)} \\
 & - 1.4194\text{E}-01 \times \text{Rank(THKDBEN)} \\
 & + 1.2871\text{E}-01 \times \text{Rank(USOL)} \\
 & - 1.2846\text{E}-01 \times \text{Rank(IKDROCK)} \\
 & + 1.2799\text{E}-01 \times \text{Rank(AMKDROCK)} \\
 & - 1.1521\text{E}-01 \times \text{Rank(NPKDROCK)}
 \end{aligned}$$

$$+ 1.1181E-01 \times \text{Rank}(\text{TCKDROCK})$$

$$- 1.0511E-01 \times \text{Rank}(\text{DISPERSITY})$$

參數代號見表 3-10。由此可知在所設定的迴歸分析條件下共有 15 個參數被選上，式中參數前的數字代表迴歸曲線的斜率，若為正，則表示該參數與輻射總劑量率峰值呈現正相關，反之則為負相關，數字越大，代表參數影響愈明顯。其優先順序由前往後依序為：DARCYVEL、RAKDROCK、DCBENT、RAKDBEN、RASOL、SRSOL、DCROCK、AMKDBEN、THKDBEN、USOL、IKDROCK、AMKDROCK、NPKDROCK、TCKDROCK、DISPERSITY。以階步式迴歸分析技術來進行參數敏感度分析，可以利用分析準則之設定限制被選上之參數數目的多寡，所設定的準則越嚴苛，則所挑選上的數目就越少。各參數變化值對生物圈輻射總劑量率峰值之散落圖(scatter plot；圖 3-56)，圖中每個小圖就是每個參數對輻射總劑量率峰值的散落圖，小圖中的縱軸都為輻射總劑量率峰值，而橫軸則為各個參數之數值，小圖上的標籤為參數代表符號。對於被挑選上的參數而言，圖 3-56之小圖以由左而右、由上而下之順序，代表與輻射總劑量率峰值之影響程度的大至小，即左上角第一個參數對輻射總劑量率最敏感，然後往右遞減至最右端，再往下一列之最左側而依序遞減，圖上紅色曲線者就是被挑選上的參數，而紅色線就是迴歸線。迴歸分析之結果顯示影響輻射總劑量率較明顯者有達西流速(DARCYVEL)、Ra於母岩中之Kd(RAKDROCK)、緩衝材擴散係數(DCBENT)、及其它等。本案例分析結果顯示，影響輻射總劑量率最重要參數為達西流速(DARCYVEL)，即水流於母岩中之傳導能力，故母岩滲透性質與導水能力，將是影響生物圈劑量率的主要因子，故在進行相關岩體或母岩的滲透性與傳導能力的評估時，應確實掌握相關數據，以備採用合理數值。

表 3-10：評估參數代號

| 評估參數 | 代號 | 使用區域 | 註 |
|--------------|------------------|------|---|
| 裂隙內寬 | APERTURE | 近、遠場 | |
| 達西流速 | DARCYVEL | 近、遠場 | |
| 核種在膨潤土中之擴散係數 | DCBENT | 近場 | |
| 核種在母岩中之擴散係數 | DCROCK | 遠場 | |
| 膨潤土之密度 | DENBENT | 近場 | |
| 母岩之密度 | DENROCK | 近、遠場 | |
| 延散度 | DISPERSITY | 遠場 | |
| 膨潤土之孔隙率 | POROENT | 近場 | |
| EDZ之孔隙率 | POROEDZ | 近場 | |
| 母岩之孔隙率 | POROROCK | 近、遠場 | |
| 裂隙間距 | SPACING | 近、遠場 | |
| 評估參數 | 代號 | 使用區域 | |
| 核種溶解度 | (Nuclide)-SOL | 近場 | * |
| 核種在膨潤土中之分配係數 | (Nuclide)-KDBEN | 近場 | * |
| 核種在母岩中之分配係數 | (Nuclide)-KDROCK | 近、遠場 | * |

(*與各別核種特性有關)

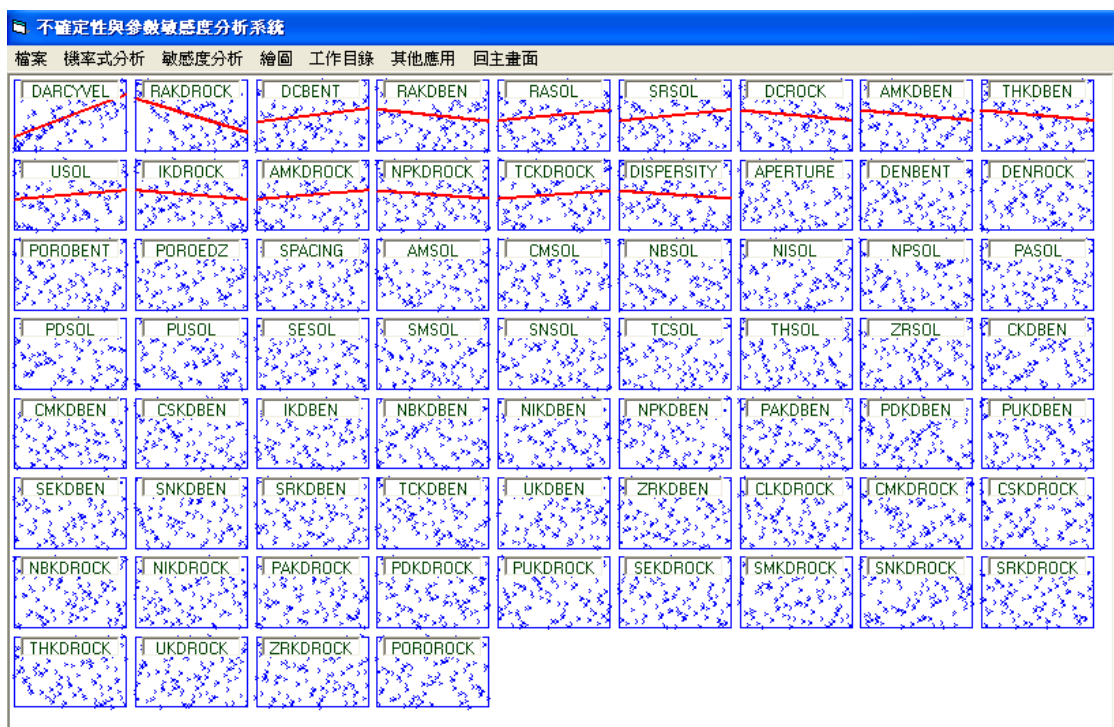


圖 3-56：生物圈輻射總劑量率峰值敏感度分析之散落圖

3.4 SNFD2009報告審查答覆說明與修訂

SNFD2009報告經過多次審查工作以確保成果與報告品質達成階段目標要求。原能會於2008年12月25日及2009年7月1日召開兩次先期審查會議，就SNFD2009報告內容訂定範疇：應就技術面探討初步可行性，並於報告中適當之章節呈現；將報告聚焦於技術層面，其內容避免因非技術層面問題干擾而失真；於適當章節中摘要說明國外發展概況，可引進或參照之技術；彙整過去國內研究發展成果，摘要敘述國內已建立、待引進或須開發之技術，且應有時程規劃，以建立整體觀；對國內潛在處置母岩篩選應有詳實合理的說明及評估等。

台電公司完成「我國用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告(簡稱SNFD2009報告)」，該報告內容涵蓋「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能評估」等技術發展成果，於2009年9月29日，以電核端字第09809011221號函，送原能會審查。

原能會邀集核子工程、地質、水文、大地工程、功能評估、廢棄物管理等領域專家學者12位，以及物管局人員籌組審查團隊，進行審查工作。歷經6個月期間，召開三次審查會議，於2010年7月獲原能會同意核備，並上網公告。台電公司依「放射性物料管理法施行細則」相關規定及核備之SNFD2009報告內容，據以完成「用過核子燃料最終處置計畫書2010年修訂版」，於2011年1月獲原能會同意核備，並上網公告。

4. 結論

本報告乃依據「用過核子燃料最終處置計畫書」近程工作要求提出2010年成果之摘要報告，內容涵蓋「處置環境條件的調查研究」、「處置技術的研究發展」、「用過核子燃料處置的功能評估」等技術發展成果。

在處置環境條件的調查研究方面，由花崗岩500 m深導水裂隙段進行為期6個月水質長期連續監測之成果得知，該裂隙段水質敏感性參數與離子組成並無顯著之差異，係屬於 NaHCO_3 型的淡水，但受到監測儀器電極耐用度限制，建議後續進行水質長期連續監測的時間不宜超過3個月左右，以確保儀器量測數據之可信度。對花崗岩體裂隙連體模式建構工作，本年度依據現場量測的裂隙資料，完成可信度高的連通裂隙網路，據此裂隙連體模式可作為裂隙岩體溶質傳輸的快速模擬工具。此外，透過空中磁測資料處理與解析，獲致花崗岩調查區岩體與斷層深層分布情形，並藉由三維展示軟體的輔助，展現區域地下構造與岩體之三維分布，提供未來規劃深層地質特性調查工作所需之區域岩體規模及地質構造分布等應用資訊。

在處置技術的研究發展方面，岩塊熱傳導試驗分為兩大主軸進行，一為前一年度利用TPS與熱探針法量測測試區花崗岩樣本，測得熱傳導係數值約為2.3-3.0(W/mK)；二為測試區花崗岩塊之熱效應試驗與其數值模擬，其結果與TPS成果相互確認，並驗證本計畫所建立熱傳導數值模擬之能力。此一成果證實本土花崗岩熱傳導係數與國際功能評估使用之數值範圍相近，可提供本土花崗岩功能/安全評估技術發展之用。

由區域性地下水量估算之工作成果顯示，測試區花崗岩體6處地質鑽孔之分布範圍內，利用地質及地球物理區域調查資料，初步建立岩體構造概念模式。進一步依本區過去已完成之跨孔追蹤稀釋試驗數據，獲致有效孔隙率範圍介於0.007~0.015%之間，因此由體積法可估

算花崗岩調查區內地下水蘊藏量約介於 $3 \times 10^5 \sim 6 \times 10^5 \text{ m}^3$ 之間。如採用彈性儲存量法估算，依過去抽水試驗計算值0.83而獲致所涵蓋範圍之地下水蘊藏量約為 $2 \times 10^6 \text{ m}^3$ ，相較於前述結果約有一數量級的差異。

由實驗室核種遷移與緩衝回填材料試驗結果顯示，含膨潤土固相材料在厭氧環境之pH值，一般較好氧環境為高。含膨潤土固相材料在合成地下水中對單獨及混合核種(Cs+Se)的Cs，其Kd值一般均高於合成海水。在室溫或高溫條件下，含膨潤土之固相材料對Cs及Se離子的吸附行為均屬於快反應，且為吸熱反應的自發反應。膨潤土混合石英砂在合成地下水及合成海水中，對Cs吸附其厭氧環境的Kd大致上大於好氧環境。

在用過核子燃料處置的功能評估方面，用過核子燃料再處理產生高放射性廢棄物之源項特性部分，本年度完成我國HLW重要核種活度推估計算，以及HLW衰變熱分析，此研究成果可提供給本計畫論述我國用過核子燃料若採用再處理程序之參考選項。在建立HLW處置概念方面，依據我國放射性廢棄物處置相關法規，彙整我國處置場設計準則及設計需求。我國參考場址之處置母岩主要為花崗岩，且地質環境屬構造活動帶，與日本地區之處置概念環境較為類似，本研究分析日本處置概念與其他以花崗岩為處置母岩之國家經驗，考量我國現況擬定我國HLW處置之初步參考概念。處置場設計與配置部份亦針對我國處置容器水平與垂直置放之初步設計概念，並參考前期研究成果進行SNF及HLW處置場設計之差異性比較，兩種概念設計各有優劣，在處置場特性未明瞭前，宜保留兩種不同的設計作為替代選項。

針對用過核子燃料最終處置系統整合模式評估與案例分析，在生物圈計算與分析方面，本年度延續98年度計畫工作成果，以生物圈輻射劑量之機率式分析之結果，接續進行不確定性分析及參數敏感度分析，以了解影響生物圈輻射劑量之重要參數。參數敏感度分析採用階步迴歸技術，來探討各參數對總劑量率峰值之敏感度，其結果顯示：影響輻射總劑量率較明顯者有達西流速、Ra於母岩中之Kd、緩衝材擴散係數等，其中影響輻射總劑量率最重要參數為達西流速，即水流

於母岩中之傳導能力，故母岩滲透性質與導水能力，將是影響生物圈劑量率的主要因子，故在進行相關岩體或母岩的滲透性與傳導能力的評估時，應確實掌握相關數據，以備採用合理數值。

5. 參考文獻

- Arnold, B. (2006), Workshop on Latin Hypercube Sampling at INER, Taiwan, Sandia National Laboratories (personal communication).
- Freeze, R. A. and J. A. Cherry (1979), GROUNDWATER, Prentice Hall.
- IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and ASSESSment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- JNC (2000a), H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basics for HLW Disposal in Japan, Project Overview report, JNC-TN1410 -2000-001.
- JNC (2000b), H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan – Supporting report 2, Japan Nuclear Cycle Development Institute, JNC TN1410 2000-003.
- Ju, S.J. (2006), A 3-D Compartment Model for Near-Field Release from a SNF Deep Geologic Repository, East Asia Forum on Radwaste Management Conference, Lung-Tan, Taiwan, pp.331-345.
- Kirkpatrick, H. (1973), Percolation and conduction, *Rev. Mod. Phys.*, 45(4), 574-588.
- Li, J., Yim, M.S., Piet, S., and McNelis, D. (2009), Integrated decay heat load method to analyze repository capacity impact of a fuel cycle, *Annals of Nuclear Energy*, vol.36, 1366-1373.
- McGinnes, D.F. (2002), Model Radioactive Waste Inventory for Reprocessing Waste and Spent Fuel, Nagra, NTB 01-01.
- McKenna, S. A., and Reeves, P. C. (2005), Fractured continuum approach to stochastic permeability modeling, *in* T. C. Coburn, J.

- M. Yarus, and R. L. Chambers, eds., Stochastic modeling and geostatistics: Principles, methods, and case studies, Volume II, 1-14.
- Neter, J., W. Wasserman, and M.H. Kutner (1990), Applied Linear Statistical Models, 3rd ed., Richard D. IRWIN, Inc.
- Singhal, B. B. S. and Gupta, R. P. (1999), Applied Hydrogeology of Fractured Rocks, 152, Kluwer Academic Publishers.
- Stahala, M.P., Yim, M.S., and McNelis, D. (2008), Investigation of Yucca Mountain repository capacity for the US spent nuclear fuel inventory, Annals of Nuclear Energy, vol.35, 1056-1067.
- USDOE (1992), Characteristics of potential repository wastes, DOE/RW-0184-R1.
- Zhou, W. (2004), Development of INPAG-N Version 2: the Two-Dimensional Compartment Near-Field Model for Total System Performance Assessment Disposal of Taiwanese Geological Disposal of Nuclear Spent Fuel, Report MSCI-2409-1 Rev.0, Monitor Scientific, LLC, Denver, Colorado, USA.
- Zimmerman, R. W., and Bodvarsson, G. S. (1996), Effective transmissivity of two-dimensional fracture networks: International Journal of Rock Mechanics, Mineral Science and Geomechanical Abstracts, 33, 433-438.
- 台灣電力公司(2006)，用過核子燃料最終處置計畫書，2006年7月核定版。
- 台灣電力公司(2009)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－98年度計畫成果報告。
- 朱信忠(1997)，階步式迴歸分析方法與電腦程式，核研所對內報告，INER-OM-0337。
- 行政院原子能委員會(2002)，放射性物料管理法，2002年12月25日發布。

行政院原子能委員會(2005b)，高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則，2005年8月30日發布。

行政院原子能委員會(2009)，放射性物料管理法施行細則，中華民國92年7月30日行政院原子能委員會訂定發布，民國98年04月22日修正。

洪錦雄、楊尊忠、紀立民(2002)，處置場設施配置規劃與評估，我國用過核子燃料長程處置-潛在母岩特性調查與評估階段-發展初步功能／安全評估模式(第一年計畫)，SNFD-INER-90-502，核能研究所。

核能研究所(2009a)，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—發展初步功能／安全評估技術(97~99年計畫)第一次期中報告，核能研究所。

核能研究所(2009b)，我國用過核子燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—發展初步功能／安全評估技術(97~99年計畫)第二次期中報告，核能研究所。

許秀真、楊尊忠、紀立民、繆延武、王中虛、洪錦雄(2003)，處置場設施配置規劃與設計，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段—發展初步功能/安全評估模式(91年計畫)，SNFD-INER-90-528。

蔣立為、林蔚、錢正明、余錦昌(2006)，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段--潛在母岩特性調查計畫(94~96年計畫)--技術發展--跨孔追蹤稀釋試驗成果報告，台灣電力公司委辦計畫，SNFD-ERL-90-243，工業技術研究院。

劉台生(2009)，我國用過核燃料長程處置潛在母岩特性調查與評估階段--潛在母岩特性調查計畫(97~99年計畫)—KMBH01-04試驗場址之自然梯度示蹤劑試驗數據分析，台灣電力公司委辦計畫，SNFD-CCU-90-268，工業技術研究院。