

行政院原子能委員會
放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告

110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性
之安全管制技術研究
期末總報告

委託單位：行政院原子能委員會放射性物料管理局
執行單位：國立中央大學
計畫主持人：董家鈞
子項主持人：楊長義、林文勝
計畫編號：110FCMA003
報告日期：中華民國 110 年 12 月 XX 日

110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性 之安全管制技術研究

受委託單位：國立中央大學

研究主持人：董家鈞

協同主持人：楊長義、林文勝

研究期程：中華民國 110 年 2 月至 110 年 12 月

研究經費：新臺幣 2,620,000 元

放射性物料管理局 委託研究

中華民國 110 年 12 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

目 錄

一、 摘要(中、英文)	1
二、 計畫目標.....	2
三、 重要成果.....	3
四、 展望.....	6
五、 附件.....	I
子計畫 1: 「低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項研析」 期末報告.....	I
子計畫 2: 「低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析」 期末報告.....	II
子計畫 3: 「低放射性廢棄物處置現地應力量測方法之影響因子研析」 期末報告.....	III

計畫名稱：110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性之安全管制技術研究

一、摘要

(一) 中文摘要

台電公司參考國際間處置技術，依國內建議候選場址環境條件持續發展與精進各項處置技術。原能會放射性物料管理局需同步提升低放處置設施之審驗技術能力，並且精進適合我國處置環境之技術規範。爰此，本計畫將提出「110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性之安全管制技術研究」，針對低放射性廢棄物處置設施安全管制要項及場址特性關鍵議題，提出處置場封閉後管制及安全要項、處置場址土壤及岩體變形區導水特性，以及場址現地應力量測影響因子等研究主題。透過國際低放最終處置技術與法規發展之研析，並探討我國環境地質條件與處置設計概念，提出適合我國低放處置安全管制要項之建議，協助安全主管機關精進審驗技術與管制法規。

(一) 英文摘要

Taiwan Power Company refers to international disposal technologies and considers the environmental conditions of domestic proposed candidate sites to continue to develop and strengthen disposal technologies. The Fuel Cycle and Materials Administration(FCMA) needs to simultaneously improve the verification capabilities of low-level disposal facilities, and complete technical regulations of low-level radioactive waste disposal. Therefore, this project proposes "Research on the safety control technology of low-level waste disposal site closure and site characteristics". The plan includes research topics such as the control and safety requirements after the disposal site is closed, the hydraulic characteristics of the soil and rock mass deformation area of the disposal site, and the influencing factors of in-situ stress measurement of the disposal site. The research results assist the safety authorities to complete the verification technology and control regulations.

二、 計畫目標

鑑於我國非核家園之政策以及世代正義，放射性廢棄物處置為我國必須妥善處理之議題，依據「低放射性廢棄物最終處置設施場址設置條例」之規定，台電公司持續針對我國兩處建議候選場址之處置環境，參酌國際間之處置技術與發展精進各項處置技術。放射性廢棄物安全管制機關亦需同步提升低放處置設施之審驗技術能力，並且精進適合我國處置環境之技術規範。爰此，本計畫提出「110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性之安全管制技術研究」，針對低放射性廢棄物處置設施安全管制要項進行研究，探討處置場封閉後之管制及安全要項，另一方面針對處置場址土壤及岩體變形區導水特性，以及場址現地應力量測影響因子兩個與場址特性相關之關鍵議題進行探討。上述研究分為：(1) 低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項研析；(2) 低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析；(3) 低放射性廢棄物處置現地應力量測方法之影響因子研析等三個子計畫執行。透過研究了解國際間低放最終處置技術與法規發展之趨勢，並探討我國環境地質條件與處置設計概念，持續針對我國低放射性廢棄物處置審查技術以及管制法規進行精進。

三、 重要成果

(一) 子計畫一：低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項研析

1. 蒐整國際(美國、瑞典)對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料進行研析。依據 10 CFR 61.28 與 10 CFR 61.29 規定，處置場封閉計畫須包含封閉後的觀察與維護時期，於處置場完成封閉後，持照人應於場址進行5年的觀察、監測、維護及修復等工作，以確保處置場封閉初期的穩定，但得視場址特定狀況於封閉計畫中提出延長或縮短。美國 10 CFR 61.59 條文再指出，處置場址由運轉者移轉控制權後，土地所有人或監管機關應執行監管計畫，實質管制處置場址的進出。監管計畫包括執行處置場址的環境監測計畫、定期監視、

少量的保管看護、與其他核管會指定的要求。監管時間由美國核能管制委員會決定，但處置場址移轉給土地所有人後，該監管作業時間不超過 100 年。根據瑞典 SR-PSU 安全評估作業，係依據瑞典輻射安全局 SSM 所發佈法規，包括 SSMFS 2008：21 及 SSMFS 2008：37 規定之詳細法規條文及一般建議內容。瑞典 SFR 的深層地質處置場無 100 至 300 年監管期管制，而係依據其安全評估計畫進行該時期之安全分析。

2. 蒐整 IAEA 對於處置場址相關之近地表處置設施封閉的程序和技術(IAEA-TECDOC -1260, 2001)、放射性廢棄物地質處置設施(IAEA SSG-14, 2011)、放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估(IAEA SSG-23, 2012)、放射性廢棄物近地表處置設施(IAEA SSG-29, 2014)、監測和監視放射性廢棄物處置設施 (IAEA SSG-31, 2015)等相關安全標準叢書，有關封閉後管制及安全分析相關條文。IAEA 對處置設施封閉後之監管包括主動及被動要求，主動監管如監測(monitring)、監視(surveillance)及補救(remedial)等工作；被動監管如土地使用管控及紀錄文件保存等。
3. 針對美國德州 Andrews 場址封閉後安全分析案例及瑞典 SFR 最終處置場安全評估報告，進行封閉後安全分析及封閉計畫研究。整理各國的處置場，包括：西班牙的艾爾·卡布里爾、法國奧貝處置設施中心、英國 Drigg 附近的低放廢棄物處置場、日本的 Rokkasho 處置場、芬蘭 VLJ 處置場、加拿大布魯斯的深層地質處置場，有關處置設施介紹、安全評估及封閉計畫。以利瞭解國際低放處置設施封閉後安全分析低放處置設施封閉後安全分析技術。
4. 提出我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議，包含建議我國封閉後管制之監管期時間為 100 年，但仍須依據低放射性廢棄物分類系統及放射性核種濃度限值，進行處置場封閉後 100 年至 300 年時間之安全分析。針對封閉後安

全評估應包含封閉後管制及安全分析，本計畫提出處置設施安全功能結合適用的監管期監管作業要求之安全分析，以適當調整封閉後管制之監管期要求。

(二) 子計畫二：低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析

1. 低噪音地下實驗所(LSBB)、美國深層地下科學與工程實驗室(DUSEL)與勞倫斯伯克利國家實驗室(LBNL)地球科學部之共同合作下，針對 HPPP 設備之感測器的設計、現地試驗的配置、建模，以及試驗結果的解釋進行交流，逐步發展出 SIMFIP 設備。兩套現地量測設備主要對於水力傳導係數或正向勁度的測試原理大致上相同，透過探測器中測得之壓力及待測破裂面之相對位移，皆可有效得到破裂面之水力-力學參數，並且透過前人所提出之經驗得到了驗證。Guglielmi 等人(2015)還運用至小斷層因地震而活化之相關研究，並評估其水力-力學耦合之間的關係。
2. Bense 等人(2003)透過 Geleen 斷層之槽溝所取得之樣本進行圖像分析及室內試驗。比較分析結果發現，砂的顆粒尺寸及鐵氧化物沉積使 Geleen 斷層之體積比表面積(S_{sp})值較乾淨砂高出許多。水力傳導係數(K)的部分，圖像分析可估算沉積層的水力傳導係數並提供 K 值的空間變異性的圖像。但討論 K 值的橫向變化，則應基於岩芯樣本的室內水力試驗結果之空間分布較為準確。國內未來如遇土壤層中多孔隙介質之水力傳導係數推估時，可採用薄片影像分析技術並與室內試驗結果進行比較。
3. 日本西南部三重縣中央構造(MTL)兩側顯示出不對稱的滲透率結構。MTL 北側之領家岩區，靠近中央滑移區附近區域具有高度非均質的導水結構，主要受控於岩體破裂、礦化作用和再破裂程度所影響；MTL 南側之三波川岩區，靠近中央滑移區側之葉狀斷層泥受粉碎作用的增強和產生變質黏土，使滲透率有系統性地朝向中央滑移區方向下降；中央滑

移帶受壓碎作用、剪切壓實作用和黏土形成的相互作用產生非常低之滲透率。

4. 我國特徵化坑道變形區空間分布之方法，多透過地球物理方法(震波測勘、地電阻量測)與鑽孔資料進行交叉比對，安朔草埔隧道亦曾利用豎井和鑽孔進行交叉比對以決定變形區之位態與延伸(林衍承等人，2017)。另外，亦可透過孔內攝影掌握變形帶之特徵，並使用雙封塞方式進行水力試驗(許世孟等人，2008)特徵化變形區之水力參數。Wibberley & Shimamoto(2003)的研究中，呈現變形區之斷層核心區、破裂損傷區及母岩之滲透特性的連續變化，以及其異質性及異向性，值得做為我國特徵化變形區水力特性之參考。

(三) 子計畫三：低放射性廢棄物處置現地應力量測影響因子研析

1. AECL 地下實驗室(URL)進行的一系列現地應力量測試驗，包括了套鑽法、水力破裂法、岩體釋放法(Rock mass relief methods)與微震訊號監測，可看出小孔徑的套鑽法量測結果數據較為分散，其原因可能與 CSIR 套筒採用的應變計貼片基長為 10 mm，但因花崗岩顆粒粒徑為 2-5 mm，應變計貼片基長愈小愈容易受影響；相較之下，配合昇井工法設置的花瓣式應變計其長達 120 mm，較不受到顆粒粒徑之影響。
2. 瑞典 SFR 根據：(1)主應力比(principal stress ratio)、(2)平均主應力(mean principal stress)、(3)剝落破壞誘發方程式(the initiation for spalling expressed as a function of the spalling ratio)與(4)軸壓縮強度(uniaxial compressive strength)等四項資料可決定現地應力可能分布的區間。
3. 根據 Nasehi 與 Mortazavi (2013) 利用 UDEC 進行鄰近斷層帶對水力破裂之影響研究成果，其發現鑽孔鄰近斷層帶，水力破裂引致的初始裂隙發展方向仍與現地應力有關(平行

於最大主應力方向)，惟裂隙延伸至斷層帶後即停止擴展，其可能原因為：(1)斷層帶的材料強度相對較低，一旦受到模擬之水壓力作用將導致塊體材料進入塑性變形；(2)斷層帶係由兩組正交節理所組成，當模擬之水壓力進入斷層帶後，其滲流路徑數增加，導致滲流壓力降低。

4. 本計畫利用 UDEC 探討異向性岩體中，弱面間距與鑽孔直徑比(s/d)及弱面位態角度變化對水力破裂誘發裂隙之影響，可知：(1) $s/d \leq 0.6$ ， $\theta \leq 45^\circ$ ，水力破裂誘發之裂隙均沿著弱面發展；當 $\theta > 45^\circ$ ，會隨著弱面角度不同，誘發之裂隙與最大主應力方向有 $0^\circ \sim 15^\circ$ 之誤差。(2)若 $s/d \geq 1.0$ ， $\theta \leq 30^\circ$ ，水力破裂誘發之裂隙均沿著弱面發展；當 $\theta > 30^\circ$ ，誘發之裂隙與最大主應力方向有 $0^\circ \sim 10^\circ$ 之誤差。
5. 據 AECL 地下實驗室(URL)於花崗岩基盤之現地應力量測經驗，岩盤中因尺寸大小不一的弱面導致岩體呈現異向性，將影響現地應力分析結果。烏坵場址亦屬堅實花崗岩，惟岩體有偉晶岩脈與基性岩入侵，且存有剪力節理與解壓節理等地質構造，需審慎考量其對現地應力量測與分析的影響。
6. 達仁鄉所屬地質條件為硬頁岩層，建議應注意地質弱面對現地應力分析結果之影響，例如當弱面與最大主應力之夾角超過 45° 時，水力破裂所誘發的裂隙可能是由弱面所主控，並非主應力的實際方向。

(四) 展望

物管局為強化低放射性廢棄物處置的安全管制，本計畫就低放射性廢棄物處置設施安全管制要項及場址特性關鍵議題進行探討。有關低放處置場封閉後管制及安全分析，建議我國封閉後管制之監管期時間為 100 年，惟仍須依據低放射性廢棄物分類系統及放射性核種濃度限值進行處置場封閉後 100 年至 300 年時間之安全分析，適當調整封閉後管制之監管期要求。參考 IAEA-TECDOC -1260(2001)有關近地表

處置設施封閉的程序和技術，建議我國對於封閉後安全分析應使用功能評估(PA)方法來評價處置場的長期安全性。岩體變形區導水特性研析方面，HPPP 和 SIMFIP 設備可測得孔隙壓力及待測破裂面之相對位移，有效得到破裂面之水力-力學參數，並可應用於斷層受地震影響而產生剪切位移之相關研究。另外，HPPP 和 SIMFIP 方法也可透過流量針對水力內寬進行量測，以及現地應力量測。此一現地試驗工具之引進或發展非常值得作為後續技術建置之方向。另外，岩體內變形區(包含核心區和破裂損傷區)之導水特性受開口破裂面、膠結作用、剪切壓實作用和黏土形成相互作用。導置其水力特性相當複雜，但是也對處置極端重要，未來可考慮將變形帶水力特性特徵化列為技術發展重要項目之一。現地應力量測影響因子方面，現地應力量測受諸多不確定性因素影響，除需配合場址之地質與地形調查、基本岩石力學試驗與不同尺度之現地應力量測技術進行分析比對外，如何透過機率與統計分析相關理論，降低現地應力量測結果的不確定性，為未來值得探討之課題。

五、附件

子計畫 1 「低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項研析」

期末報告

子計畫 2 「低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析」

期末報告

子計畫 3 「低放射性廢棄物處置現地應力量測方法之影響因子研析」

期末報告



行政院原子能委員會
放射性物料管理局

行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告

110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性
之安全管制技術研究

子計畫一：低放射性廢棄物處置場封閉後
管制及安全分析要項研析

期末報告

計畫編號：110FCMA003

計畫主持人：董家鈞

子計畫一主持人：林文勝

受委託機關（構）：國立中央大學

報告日期：中華民國 110 年 12 月

110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性
之安全管制技術研究

子計畫一：低放射性廢棄物處置場封閉後
管制及安全分析要項研析

期末報告

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：董家鈞

子計畫一主持人：林文勝

研究期程：中華民國 110 年 2 月至 110 年 12 月

研究經費：新臺幣 780,000 元（子計畫一經費）

行政院原子能委員會放射性物料管理局

委託研究計畫研究報告

中華民國 110 年 12 月

（本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見）

目錄

摘要.....	VI
ABSTRACT	VII
第 1 章 前言	1
1.1. 研究背景	1
1.2. 研究目的	2
1.3. 工作項目	3
第 2 章 國際低放處置設施封閉後管制及安全分析要項與沿革	5
2.1. 美國核能管制委員會之 10 CFR 61 法規.....	5
2.1.1. 法規背景、沿革及關鍵條款	5
2.1.1.1. 現行法規.....	5
2.1.1.2. 擬議法規之背景及沿革.....	7
2.1.1.3. 擬議法規.....	12
2.1.2. 封閉後管制及安全分析相關之法規內容	16
2.1.3. 封閉後監管期之法規內容探討	29
2.1.4. 封閉後安全分析之法規內容探討	31
2.2. 瑞典 SR-PSU 低放處置設施有關封閉後管制及安全分析	39
2.2.1. 場址封閉後管制及安全分析之法規要求	43
2.2.2. 場址封閉後安全分析原則	58
2.3. 國際間對於中低放射性廢棄物深層處置設施的監管要求.....	61
第 3 章 IAEA 對於處置設施封閉後管制及安全分析之考量.....	65
3.1. 近地表處置設施封閉的程序和技術	66
3.1.1. 近地表處置設施封閉計畫	68
3.1.2. 封閉計畫執行與確認	79
3.2. IAEA 安全標準叢書有關處置設施封閉後管制及安全分析之條文整理.....	87
3.2.1. 放射性廢棄物地質處置設施之封閉方式	87
3.2.2. 封閉後之安全論證與安全評估	89
3.2.3. 封閉後管制之作法	92
3.2.4. 封閉後監測和監視放射性廢棄物處置設施	94
第 4 章 國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究	96
4.1. Andrews 場址封閉後安全分析	96
4.1.1. Andrews 低放射性廢棄物處置設施.....	96
4.1.2. Andrews 低放射性廢棄物處置場安全評估及封閉後安全分析... ..	100
4.1.3. Andrews 場址封閉計畫	116
4.2. SFR 最終處置場封閉後安全分析	121
4.2.1. SFR 最終處置場安全評估及封閉後安全分析	121
4.2.2. SFR 最終處置場封閉計畫	125
4.3. 國際低放處置設施介紹、安全評估及封閉計畫整理	126
第 5 章 我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議	127
5.1. 低放處置設施封閉計畫	127
5.1.1. 封閉後管制之監管期要求	127
5.1.2. 審查運轉單位提交之封閉計畫	128
5.1.3. 處置場設施監測計畫與監管期間各作業項目監測頻率及時間 ..	133

5.2. 低放處置設施封閉後安全分析要項.....	135
第 6 章 結論與建議.....	138
參考文獻.....	148
附錄 A 10 CFR 61 (案號 ID: NRC-2011-0012) 法規條文內有關封閉後管制 及安全分析之相關章節.....	153
附錄 B 瑞典 SSMFS 2008:21 及 SSMFS 2008:37 之法規條文及一般建議	187
附錄 C IAEA 安全標準叢書 SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 有關處置設 施封閉後管制及安全分析之條文.....	207
附錄 D 國際低放處置設施介紹、安全評估及封閉計畫整理.....	225

圖目錄

圖 1	處置場封閉階段與處置場功能與相關關鍵點歷程示意圖	2
圖 2	處置設施兩層分析時間示意圖	9
圖 3	處置設施三層時間尺度框架示意圖	10
圖 4	處置設施三層分析時間示意圖	11
圖 5	美國低放射性廢棄物最終處置監管期的要求	30
圖 6	10 CFR 61 對於處置場址長期安全分析之分析項目	32
圖 7	10 CFR 61 對於處置場址封閉後之場址功能評估及安全分析示意圖	33
圖 8	情節發展分析闖入者評估流程示意圖	35
圖 9	瑞典 Forsmark 中低放射性廢棄物最終處置場位置示意圖(SKB, 2013)	40
圖 10	Forsmark 之 SFR 設施地表部分示意圖(SKB, 2013)	40
圖 11	SFR 設施概念示意圖(灰色是目前已運轉中的 SFR1, 藍色是規劃中的 SFR3) (SKB, 2014a).....	41
圖 12	SR-PSU 計畫主報告、主要參考文獻與其他參考報告階層示意圖	43
圖 13	實現短期和長期安全的方法	59
圖 14	地質處置設施開發、運轉、與封閉的時間軸圖示	65
圖 15	封閉近地表處置設施的流程	68
圖 16	封閉作業與處置場時間的關係(時間框架僅是示例) IAEA (2001)	69
圖 17	安德魯低放處置場設施 FWF 及 CWF 分區圖 (WCS, 2007)	97
圖 18	美國民用低放廢棄物處置區域聯盟	98
圖 19	安德魯低放處置設施工程障壁設計概念	99
圖 20	安德魯低放處置設施安裝地層水份中子探測儀	100
圖 21	安德魯低放處置設施覆蓋層設計	100
圖 22	G3 途徑概念模型:核種由地下水傳輸到 225 英尺的水井濾水管	114
圖 23	G3 途徑概念模型:居民使用地下水示意圖	114
圖 24	監測計畫不同時間段及封閉後與監管之示意圖	117
圖 25	處置場系統運轉階段、封閉後階段、安全分析模擬及劑量評估時間尺度示 意圖	122
圖 26	主要情節與低發生率情節之總風險對應示意圖	123
圖 27	比較主要情節與低發生率情節之最大輻射劑量年風險	124

圖 28 低放處置設施封閉計畫研擬、提出、審查及執行流程圖 129

表目錄

表 1	10 CFR Part 61 現行法規與擬議法規(案號 ID:NRC-2011-0012)及(案號 ID : NRC-2011-0012 NRC-2015-0003) 之比較.....	14
表 2	10 CFR 61 法規(含修訂內容)有關封閉後管制及安全分析規定之整理.....	24
表 3	SR-PSU 主報告和主要參考報告清單.....	42
表 4	SFR 處置場處置單元、安全功能和安全功能指標.....	59
表 5	國際間對於中低放射性廢棄物深層處置設施的監管要求.....	62
表 6	功能評估輻射劑量分析情節.....	104
表 7	傳輸途徑模式摘要.....	107
表 8	RESRAD 程式功能評估輻射劑量摘要.....	111
表 9	途徑 G3 於 RESRAD 模式計算劑量.....	115
表 10	Andrews 低放處置場設施監測計畫時間表.....	119
表 11	監管期間的各作業項目的監測頻率及時間.....	120
表 12	低發生率情節和情節組合的機率.....	123
表 13	主要情節與低發生率情節對人體接受者年最大輻射劑量風險.....	125
表 14	建議我國於監管期間的作業項目與其監測頻率及時間.....	134

摘要

本報告針對低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項進行研析，蒐集國際對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，封閉後管制及安全分析要項與沿革進行研析；蒐集 IAEA 對於處置場址相關之 IAEA-TECDOC-1260、SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 等相關安全標準叢書，研析 IAEA 對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量；再針對國際有關低放處置設施封閉後安全分析之案例進行研究，最後提出我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議。

研究結果顯示，國際間對於中低放射性廢棄物處置設施的監管要求，常假設人類闖入情節發生的闖入時間，進行無意闖入之入侵防範。發生闖入入侵時間越久遠，輻射風險的潛在影響就越小。這種時間框架的選擇取決於監管期的有效性，在假設人類無意闖入發生的確切時間框架上還沒有達成共識時，不同國家接受的監管期限不同，但一般都在 100 至 300 年之間。美國核能管制委員會(NRC)定義監管期 100 年的持續時間，係根據 10 CFR 61.55 中規定放射性核種濃度限值，就無意闖入者情節進行安全分析。由於我國低放射性廢棄物分類系統，係參考美國 10 CFR 61.55 之表 1 及表 2 中規定的放射性核種濃度限值所訂定。參考美國核能管制委員會(NRC)仍依據原本之安全評估並維持 10 CFR 61.59 中規定的 100 年期限。所以建議我國封閉後管制之監管期時間為 100 年，惟仍須依據我國未來低放處置場接收之廢棄物來源與特性及處置設施設計，就無意闖入者情節進行安全分析，適當調整封閉後管制之監管期要求。

ABSTRACT

This report focuses on the research and analysis of the key points and evolutions of post-closure institutional control and safety analysis of low-level radioactive waste disposal sites, and collects international information related to post-closure institutional control and safety analysis of low-level radioactive waste disposal sites, as well as the research and analysis of the key points and evolution of post-closure institutional control and safety analysis; Collect IAEA's safety standards series on disposal sites, such as IAEA-TECDOC-1260, SSG-14, SSG-23, SSG-29, SSG-31, and analyse IAEA's control and safety analysis considerations on low level radioactive disposal facilities; Finally, the result puts forward some suggestions on the post-closure institutional control and safety analysis of low-level radioactive disposal facilities in Taiwan.

The results show that the international regulatory requirements for low- and intermediate-level radioactive waste disposal facilities often assume the intrusion time of the intrusion scenario to prevent inadvertent intrusion. The longer the intrusion occurs, the smaller the potential impact of radiological risk. The choice of this time frame depends on the effectiveness of the institutional control period. When there is no consensus on the exact time frame of human inadvertent intrusion, different countries accept different institutional control periods, but generally between 100 and 300 years. The U.S. Nuclear Regulatory Commission (NRC) defines the institutional control period of 100 years as the safety analysis of inadvertent intruder scenarios according to the radionuclide concentration limits specified in 10 CFR 61.55. As the low-level radioactive waste classification system in Taiwan is determined with reference to the radionuclide concentration limits specified in Table 1 and Table 2 of 10 CFR 61.55 of the United States. For reference, the U.S. NRC is still based on the original safety assessment and maintains the 100 year period specified in 10 CFR 61.59. Therefore, it is suggested that the institutional control period for post-closure in Taiwan should be 100 years. However, according to the sources and characteristics of waste received by low-level radioactive waste disposal sites and the design of disposal facilities at the disposal sites in Taiwan in the future, safety analysis shall be conducted for the scenario of inadvertent intruders, so as to appropriately adjust the institutional control period requirements of post-closure.

第1章 前言

1.1. 研究背景

放射性廢棄物處置場由工程障壁與天然障壁所組成的多重障壁系統，阻絕或遲滯核種的外釋與遷移，確保放射性廢棄物衰變到無害的程度，以避免影響生物圈安全，所以處置場之安全設計應以放射性廢棄物核種濃度及輻射劑量不影響人類健康與環境安全為設計考量。

核設施的許可執照係依各種階段而依序核發，多數核設施一般分為設計、建造、運轉、封閉和除役(對於放射性廢棄物處置設施則稱為「封閉後」)階段。但是放射性廢棄物處置設施之「封閉後」階段需執行特殊的監管作業，如：封閉前運轉過程的監測作業、封閉後進行之主動監管或被動監管，所以在封閉後階段之執照核發應對其特殊監管作業的完整性進行考量。處置設施申照核准之許可程序不能按照其他核設施或放射性設施許可標準進行核發，需特別探討放射性廢棄物處置設施安全評估內容。所以在處置場址規劃設計階段，場址申照者應完成各階段安全評估作業及情節案例分析，而管制單位亦須先釐清處置場封閉後應進行之場址管制及安全分析要項，以利後續相關審查作業之進行。

由於最終處置設施於封閉後階段僅基於障壁系統所提供之被動安全功能，因此需要主動監管之積極措施，特別是針對近地表處置設施，這些監管措施可能需要持續 100 年的時間或者更久。圖 1 說明不包含地面建築設施之處置場功能與關鍵點，於處置場運轉階段將先執行地下安置廢棄物及回填作業，與相關地下監測作業；對於處置場封閉後階段，應針對處置場封閉後管制及安全進行分析，處置場封閉後管制及安全分析要項進行研究，以精進處置審查作業。為增進放射性廢棄物最終處置安全，需蒐集研究近年來國際間重要技術發展方向，依安全管制需求，逐步建立相關安全管制規範及管制技術，使設施設計、安全評估、建造運轉及監管作業能完整建立，以確保處置系統安全無虞。

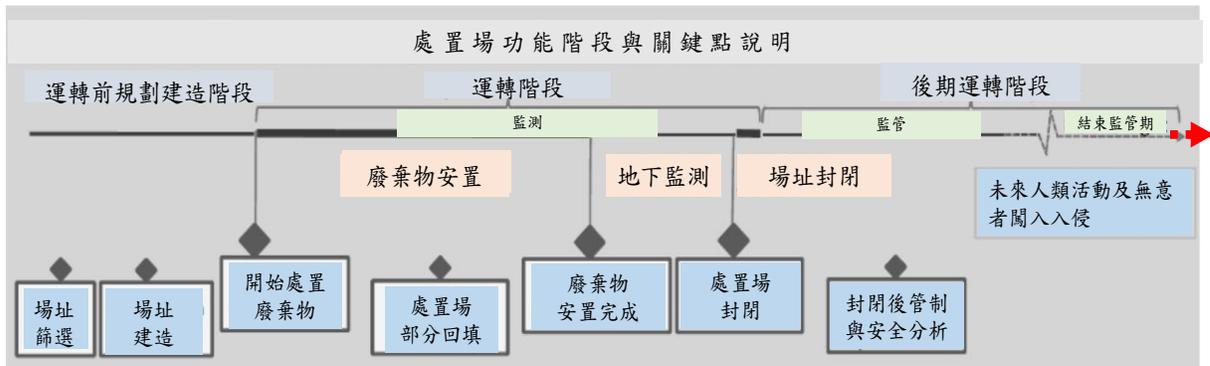


圖 1 處置場封閉階段與處置場功能與相關關鍵點歷程示意圖

本年度計畫（110 年度）針對低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項進行研析，蒐集國際對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，封閉後管制及安全分析要項與沿革進行研析；蒐集 IAEA 對於處置場址相關之 IAEA-TECDOC-1260、SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 等相關安全標準叢書，研析 IAEA 對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量；再針對國際有關低放處置設施封閉後安全分析之案例進行研究，最後提出我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議。以提供原能會物管局低放射性廢棄物處置安全評估審查之應用，適時提升該項管制技術議題之技能與規範的精進。

1.2. 研究目的

處置場封閉是整個處置場運轉階段的重要過程，隔離放射性廢棄物必須進行處置場封閉以減少對人類和環境的輻射風險。處置場封閉後之管制及安全分析需考慮因素整合到處置場設計和運轉操作將可減少處置場的運轉成本及工作執行量。對於處置場封閉後安全分析，NRC 建議修訂之 10 CFR 61(案號 ID NRC-2011-0012 及 ID NRC-2015-0003)，要求 LLRW 處置執照持有者和申請者準備安全論證，其中包括功能評估、闖入者評估及穩定分析，並必須進行深度防禦分析以及針對場址新修訂的技術分析，以確保 LLRW 來源廢棄物與現行 10 CFR 61 中所考慮進行處置 LLRW 之不同放射性污染物，可以被安全處置。並達到 10 CFR 61 C 子部分中的功能目標。

所以子計畫一基於前開說明，將針對低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項進行研析，蒐集國際對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，封閉後管制

及安全分析要項與沿革進行研析；蒐集 IAEA 對於處置場址相關之 IAEA-TECDOC-1260、SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 等相關安全標準叢書，研析 IAEA 對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量；再針對國際有關低放處置設施封閉後安全分析之案例進行研究，最後提出我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議。

1.3. 工作項目

本報告針對低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項進行研析，執行以下工作內容：

1. 國際低放處置設施封閉後管制及安全分析要項與沿革

本工作蒐集國際(美國、瑞典)對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，並對於封閉後管制及安全分析要項與沿革進行研析，包括美國核能管制委員會之10 CFR Part 61有關封閉後管制及安全分析要項與沿革，如USNRC於2016提出之”Draft Regulatory Analysis for Final Rule: Low-Level Radioactive Waste Disposal (10 CFR Part 61)”’，與蒐集及研析瑞典SR-PSU低放處置設施一系列安全評估報告有關封閉後管制及安全分析要項與沿革。

2. IAEA對於處置設施封閉後管制及安全分析之考量

IAEA對處置設施封閉後之監管包括主動及被動要求，主動監管如監測（monitoring）、監視（surveillance）及補救（remedial）等工作；被動監管如土地使用管控及紀錄文件保存等。本工作將蒐集IAEA對於處置場址相關之Procedures and Techniques for Closure of Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste (IAEA-TECDOC -1260, 2001)、Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste (IAEA SSG-14, 2011)、The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste (IAEA SSG-23, 2012)、Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste (IAEA SSG-29, 2014)、Monitoring and Surveillance of Radioactive Waste Disposal Facilities (IAEA SSG-31, 2015)等相關安全標準叢書，研析IAEA對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量。

3. 國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究

本工作將針對國際(美國、瑞典)有關低放處置設施封閉後安全分析之案例進行研究，包括美國德州Andrews場址封閉後安全分析案例及瑞典SFR最終處置場已完成SR-PSU安全評估報告，針對封閉後安全分析案例進行研究，以利瞭解低放處置設施封閉後安全分析技術。

4. 我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議

依據前述三項工作內容成果，包括蒐集國際(美國、瑞典)對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，進行封閉後管制及安全分析要項與沿革研析；IAEA對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量，與有關國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究，提出國內低放處置設施之封閉後管制及安全分析之要項建議。

第2章 國際低放處置設施封閉後管制及安全分析要項與沿革

本工作內容蒐集國際(美國、瑞典)對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，研析封閉後管制及安全分析要項與沿革，資料內容包括美國核能管制委員會之 10 CFR Part 61 與瑞典 SR-PSU 低放處置設施一系列安全評估報告，另特別蒐集世界各國（包括西班牙、法國、英國、日本、芬蘭、加拿大）有關低放處置設施介紹、安全評估及封閉計畫。

2.1. 美國核能管制委員會之 10 CFR 61 法規

2.1.1. 法規背景、沿革及關鍵條款

2.1.1.1. 現行法規

美國核能管制委員會(NRC)已訂定近地表處置設施處置低放射性廢棄物(LLRW)的申照許可要求，該許可要求稱為《聯邦法規》第 10 標題第 61 部分(10 CFR 61)「美國放射性廢棄物陸地處置的申照許可要求」。NRC 於 1982 年 12 月 27 日開始執行 10 CFR 61 (47 FR 57446) 對於 LLRW 處置設施相應法規和許可條件。(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)美國 10 CFR 61 法規條文共分為 7 個次部份(subparts)，包含 84 個小節(sections)，概述如下：

Subpart A 說明申請低放射性廢棄物處置的一般規定，包括：61.1 目的與範疇、61.2 名詞定義、61.3 取得執照的要求、61.4 通訊、61.5 解釋、61.6 豁免、61.7 概念、61.8 資訊蒐集要求、61.9 雇員的法令保護等。

Subpart B 說明申請執照所需的資訊，包括：61.10 申請書內容、61.11 一般資訊、61.12 特定技術資訊、61.13 技術分析、61.14 監管資訊、61.15 財務資訊、61.16 其他資訊、61.20 申請書提交與分發、61.21 重複性資訊的排除、61.22 申請書的更新、61.23 執照核發的標準、61.24 執照條件、61.25 變更、61.26 執照的修正、61.27 更新或封閉申請、61.28 封閉申請書內容、61.29 封閉後觀察與維護、61.30 執照移轉、61.31 執照終止、US/IAEA 保防協定、61.32 設施資訊與驗證等。

Subpart C 說明處置設施的功能目標，包括：61.40 一般要求、61.41 保護一般公眾免於放射性釋出的危害、61.42 保護無意闖入者、61.43 保護作業期間之人員、61.44 處置場址封閉後之穩定性等。

Subpart D 說明陸地處置設施技術要求，包括：61.50 陸地處置的處置場址適宜性要求、61.51 陸地處置的處置設施設計、61.52 陸地處置設施運轉與處置場址封閉、61.53 環境監測、61.54 設計與運轉的替代要求、61.55 廢棄物分類、61.56 廢棄物特性、61.57 標示、61.58 廢棄物分類與特性的替代要求、61.59 監管要求等。

Subpart E 說明財務保證要求，包括：61.61 申請人資格與保證、61.62 處置場址封閉與穩定基金、61.63 監管的財務保證。

Subpart F 說明州政府與印地安部落之參與程序，包括：61.70 範疇、61.71 州政府與印地安部落諮商、61.72 州政府與印地安部落參與規劃的提交、61.73 美國核管會對參與計畫的核備等。

Subpart G 說明紀錄、報告、測試，及視察的相關規定，包括：61.80 紀錄、報告及移交的維護、61.81 陸地處置設施現地測試、61.82 核管會對陸地處置設施的視察、61.83 違法行為、61.84 罰則等。

現行 10 CFR 61 強調處理 LLRW 的綜合系統方法，包括選址、處置設施的設計和運轉、LLRW 特性以及處置設施封閉後的監管。為了減少對監管時期的依賴，當前 10 CFR 61 強調被動監管（例如場址穩定性）而不是以主動系統限制和阻止 LLRW 處置場之核種外釋至環境中。這種整合的系統方法類似於深度防禦概念，該概念在 NRC 對於核電廠反應爐安全設計和許可活動已很明確規定並已執行。深度防禦概念隱含於 10 CFR 61 的規定，例如：(1) 處置場設計的補充要求和提高場址自然特性的功能，以確保達到安全功能目標；(2) 透過廢棄物分類要求，對危害較大的廢棄物實施濃度限制；(3) 要求將不穩定廢棄物與危害較大的廢棄物分開，並應保持穩定，以便妥善處置；(4) 對廢棄物形態和包裝(Packaging)特性提出要求；以及 (5) 要求在 100 年內不會衰變到對無意闖入者造成可接受危害程度的廢棄物（通常是指 C 類廢棄物）需使用闖入者障

壁。

現行 10 CFR 61 涵蓋一般條款和程序許可事項；功能目標；近地表處置技術要求；財務保證；各州和印地安部落參與；以及記錄、報告、測試和檢查。該法規涵蓋範圍，從場址選擇到設施設計、申照許可、運轉、封閉，封閉後穩定以及主動監管結束的近地表 LLRW 處置的所有階段。10 CFR 61.7 “概念”中提供構成 10 CFR 61 法規要求基礎的整體理念，包括：處置設施、LLRW 分類系統和近地表處置之申照許可的概念資訊。以下是當前 10 CFR 61 中的關鍵條款：

- 適用於以下方面的標準：(1) 10 CFR 61.41 保護一般公眾，保護公眾免於處置場輻射危害；(2) 10 CFR 61.42 保護無意闖入者，保護個人免因無意闖入造成輻射危害；(3) 10 CFR 61.43 保護作業人員，運轉過程中對個人的保護；(4) 10 CFR 61.44 場址穩定，維持處置場封閉後長期穩定。這些標準在 10 CFR 61 subpart C 統稱為「功能目標」。
- 10 CFR 61.50 之陸地處置的處置場址適宜性要求，指定可接受作為近地表 LLRW 處置設施的最少量場址特性（如：地質和地貌特徵）。
- 10 CFR 61.55 基於某些放射性核種濃度進行廢棄物分類，對於 LLRW 的分類系統（LLRW 被分類為 A 類、B 類、C 類或超 C 類四種廢棄物）。
- 10 CFR 61.56 的廢棄物特性，LLRW 的廢棄物形體必須能在近地表處置場處於穩定，建立 LLRW 特性的規範。
- 10 CFR 61.59 監管要求，要求對 LLRW 處置設施在封閉後 100 年進行主動監管，以看護場址。

若要核發 LLRW 執照許可，申照者必須獲得 NRC 合理確保執照申請者所提出的設施可以符合功能目標之審查結論。然而，為證明執照申請人可達到這些功能目標，10 CFR 61 要求的執照申請人需準備 10 CFR 61.13 技術分析所要求的分析內容。

2.1.1.2. 擬議法規之背景及沿革

由於依據 10 CFR 61 要處置所考慮的廢棄物來源，發現來自濃縮設施的耗乏鈾

(DU)、來自美國能源部運轉的 LLRW 及混合的 LLRW 廢棄物，其數量大於先前預期，所以 NRC 建議修改當前法規，由於現有 10 CFR 61 許可之 LLRW 處置設施所處置的廢棄物種類，與前述 DU 及美國能源部產生屬於新的來源種類之廢棄物，有顯著差異，為確保這些差異的廢棄物能良好處置，除原本要求執照申請者明確標識如何處置、場址的特徵和設計如何提供深度防禦，並確保滿足 10 CFR part 61 的功能目標，以安全處置這些 LLRW 廢棄物外，需要修改相關法規條文以適合廢棄物來源的差異。

另外，USNRC 為了證明保護公眾免受於處置場輻射釋出危害，要求執照申請者準備對公眾潛在輻射劑量的曝露途徑分析。當前的 10 CFR 61 沒有在分析中強加特定的執行時間表來保護公眾，並且各州政府之間在分析時間表上，目前係存在差異。例如，某些州政府要求執照申請人僅對處置設施進行 500 年分析，而另一些州政府則要求對最大劑量進行分析，並分析至最大劑量之時間。對於某些含有長半化期的 LLRW 處置場，較短的分析時間範圍可能會導致執照申請者的分析中未充分確定處置長半化期有關 LLRW 的長期影響。相反，長時間相關的不確定性增加可能會降低技術分析結果，提供給申請人、監管機關和其他利益相關者之資料價值。所以 NRC 起草並擬修改法規，以避免 LLRW 處置長期的風險與不確定性。

再者，由於執照申請者必須證明 LLRW 處置設施對潛在無意闖入者將具有防護作用，當 LLRW 處置設施已不再監管，並且社會上可能已不知道內部 LLRW 的輻射危害之後，無意闖入者可能會隨時佔用該場址。根據當前法規，係透過遵守 LLRW 廢棄物分類(10 CFR 61.55)和隔離要求(10 CFR 61.52“陸地處置設施運轉與處置場址封閉”)，並透過設置適當的障壁來保護無意闖入者的闖入，NRC 制定 LLRW 分類要求，將其作為原始 10 CFR 61 法規制定的一部分，然而現行 10 CFR 61 目前未提供無意闖入者的明確劑量限值，因此不需要進行闖入者劑量評估，但 10 CFR 61.55 內表 1 和表 2 中的放射性核種的 LLRW 分類濃度限值，是根據每年 5 毫西弗 (mSv / yr) (每年 500 毫侖目 (mrem/ yr)) 對無意闖入者劑量之分析而得。須注意的是，若處置的廢棄物屬於 C 類分類極限至超 C 類，且為大量已處置的 LLRW，對於此類廢棄物處置設施的闖入者，

其劑量可能會超過 5 mSv / yr (500 mrem / yr))，所以修改 10 CFR 61 之擬議法規，對於無意闖入者之防護為年劑量限值 5 mSv。然而，若確認遵守 LLRW 分類和隔離要求，如果不違反基本假設，則可以保護無意闖入者。

USNRC 於 2011 年提出之修改內容 (案號 ID: NRC-2011-0012) 為定義功能評估期引入符合時期概念，該符合時期考慮所處置廢棄物的半化期危害時間。如果處置設施僅處置短半化期或處置極少數量長半化期核種 LLRW，被許可方 (場址運轉者) 應在場址封閉後進行 1,000 年的安全分析。但是，如果處置設施處置大量長半化期放射性核種，被許可方必須進行場址封閉後 10,000 年內之安全分析，並證明處置場如何在 10,000 年後的功能時期內限制潛在的長期放射性的影響 (圖 2)。

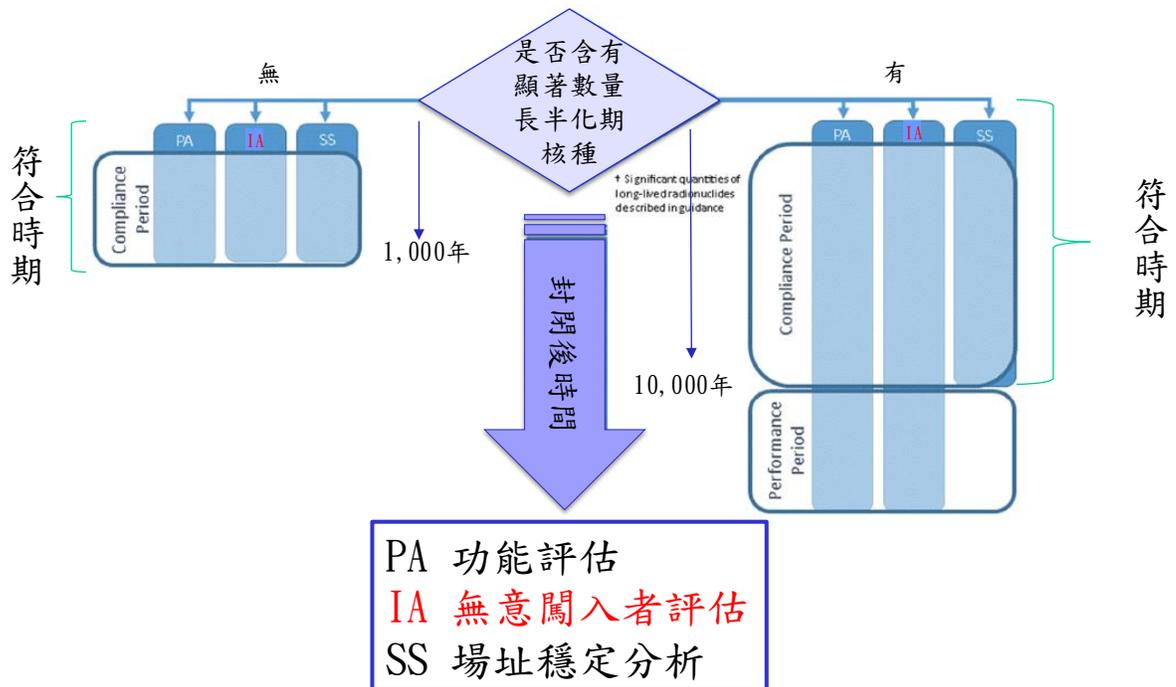


圖 2 處置設施兩層分析時間示意圖

NRC 於 2015 年再提出擬議條文 (案號 ID: NRC-2011-0012 NRC-2015-0003) 對於原本的擬議法規 (案號 ID: NRC-2011-0012)，修改提出的方案是基於三層概念的時間框架分析方法，如圖 3 所示。2015 年提出之擬議法規 (案號 ID: NRC-2011-0012

NRC-2015-0003) 包括 1000 年的符合時期，適用於證明符合 10 CFR 61.41 的功能評估和證明符合 10 CFR 61.42 的闖入者評估 (USNRC, 2015a; 2015b; 2015c)。

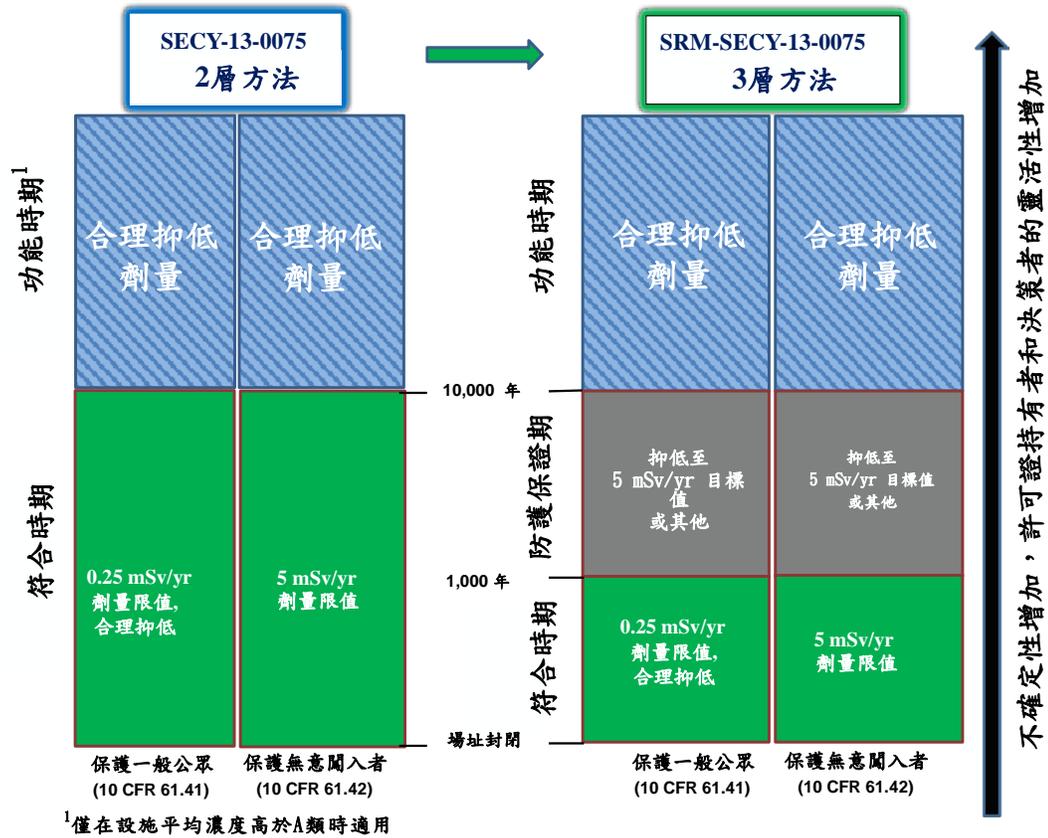


圖 3 處置設施三層時間尺度框架示意圖

NRC 於 2015 年提出建議修訂之 10 CFR 61 (案號 ID: NRC-2011-0012 NRC-2015-0003), 要求 LLRW 處置執照持有者和申請者準備安全論證, 其中包括深度防禦分析以及針對場址新修訂的技術分析, 以確保 LLRW 來源廢棄物與現行 10 CFR 61 中所考慮進行處置 LLRW 之不同放射性污染物, 可以被安全處置, 並達到 10 CFR 61 C 子部分中的功能目標, 該概念如圖 4 處置設施三層分析時間示意圖。與原本 2012 年提出的擬議法規 (案號 ID: NRC-2011-0012) 版本之差異, 主要是再切出「防護保證期」時間段(從符合時期結束後到場址封閉後的 10,000 年之間)之評估分析。

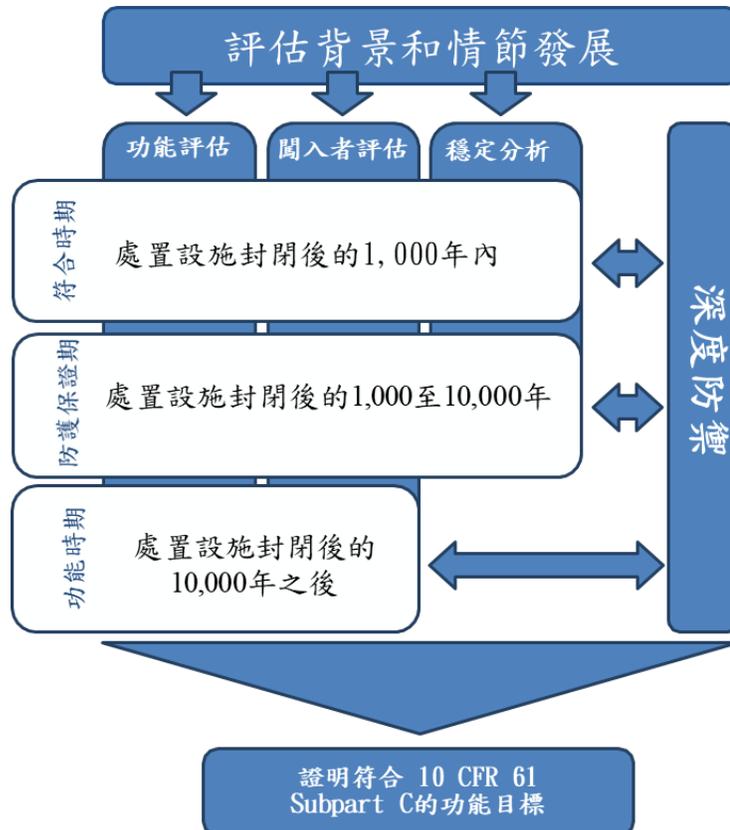


圖 4 處置設施三層分析時間示意圖

NRC 工作人員於 2015 年 3 月 26 日發布了有關低放射性廢棄物處置的 10 CFR 61 擬議法規，即 10 CFR 61（案號 ID：NRC-2011-0012 NRC-2015-0003）版本以及 10 CFR 61 進行技術分析的指南草案，為期 120 天的公眾意見徵詢期。擬議法規和指導文件草案的意見徵詢期於 2015 年 8 月 27 日重新開放，並於 2015 年 9 月 21 日封閉。(USNRC, 2020a; USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

NRC 經過前述公眾意見徵詢共收到 2,401 封評論信（包括大約 2,300 封信函），代表個人、公共利益團體、美洲印第安部落政府、行業團體，申照者以及州和聯邦機構。在考慮並回應了利益相關者的意見後，工作人員制定最終規則。由於 10 CFR 61（案號 ID：NRC-2011-0012 NRC-2015-0003）版本經過公眾意見討論，NRC 收到支持這一具體方法的意見寥寥無幾；許多評論指出，提議的方法過於複雜和不明確。評論人士認為，防護保證期的劑量目標大大放寬這時期的標準。所以 NRC 工作人員於 2016 年，恢復

原本 10 CFR 61 (案號 ID: NRC-2011-0012) (符合時期:10,000 年), 並做成 2016 版最終規則。NRC 工作人員於最終規則, 刪除擬議法規§61.13 「技術分析」中表 A“需要進行功能時期分析的長半化期放射性核種的平均濃度”, 將該表內容放入 NUREG-2175 中, 該 NUREG-2175 技術報告主要在支援實施技術分析和廢棄物接收要求, 以證明符合 10 CFR Part 61 之功能目標。(USNRC, 2020a; USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

NRC 工作人員於 2016 年 9 月 15 日將該最終規則 (案號 ID: NRC-2011-0012) 提交給 NRC 委員會審核, 其文件名稱為 SECY-16-0106 最終規則: 低放射性廢棄物處置 (10 CFR Part 61)(USNRC, 2020b)。NRC 工作人員於 2017 年收到 NRC 委員會指示: 對 2016 版最終規則進行實質性修訂並重新公布, 相關指示重點如下。(USNRC, 2020a; 2020b)

1. 恢復使用逐案處理 (即“適用舊法”), 僅對計畫接受大量耗乏鈾進行處置的地點適用新的要求。
2. 恢復擬議法規規定 1000 年符合時期, 劑量限值為 25 mrem/年, 並採用更長功能評估期, 將 1000 年符合時期應用於 10 CFR 61.42 中的無意闖入者功能目標和 10 CFR 61.44 中的場址穩定性功能目標。
3. 工作人員應按照 SRM-SECY-15-0094 文件與「處理超 C 類低放射性廢棄物有關的歷史和當前問題」的指示, 為處置超 C 類廢棄物準備法規依據。

NRC 工作人員於 2020 年 10 月 21 日, 在 SECY-20-0098 號文件—低放射性廢棄物處置法規制定的前進歷程和建議中, 向 NRC 委員會提供關於該提議法規制定之前進歷程選擇和建議。工作人員建議將 10 CFR 61 擬議法規之制定與 SECY-20-0098 號文件提出之擬議法規內容相結合, 以合併法規制定及頒布有關超 C 類 (GTCC) 廢棄物之近地表處置的要求, 目前正在進行審查及討論中。(USNRC, 2020a)

2.1.1.3. 擬議法規

NRC (USNRC; 2015a; 2015b; 2015c; 2016a; 2016b; 2016c; 2016d) 新修訂條文 (案號 ID: NRC-2011-0012) 可看出對於 LLRW 處置分析及所採取方法的謹慎措施。表 1 針對 10 CFR 61 現行法規與擬議法規(案號 ID: NRC-2011-0012)(USNRC, 2016a; 2016b;

2016c) 的比較，10 CFR 61 擬議法規 (案號 ID: NRC-2011-0012)，提出五點要求事項，包括：無意闖入評估，估計在符合時期內發生年劑量峰值；年劑量限制為 5 mSv (500 mrem)；分析在符合時期後為了保護無意闖入者，盡可能減少其曝露量；分析適用於含有大量長半化期放射性核種廢棄物的處置場；分析證明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露，分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護 (修改條文之第 61.7 (d) 規定深度防禦)。(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)。

於修訂 10 CFR 61 (案號 ID: NRC-2011-0012 NRC-2015-0003) 中，NRC 提議要求 LLRW 處置設施的執照持有者或申照者制定針對 LLRW 可接受處置的特定場址標準。這些法規修改維持現有的 LLRW 分類系統，但允許處置設施的執照持有者或申照者考慮設施設計、處置執行和場址特性，以確定廢棄物能符合未來裝運到場址處置時的標準。由於執照持有者或申照者需要製定特定場址的 LLRW 接收處置標準，因此 NRC 還提議修訂 10 CFR 20 “輻射防護標準”的附錄 G，以符合接收 LLRW 的擬議要求，將修改的要求與當前的健康和 safety 標準保持一致。針對 10 CFR 61 擬議的新技術和修訂技術分析 (案號 ID: NRC-2011-0012 NRC-2015-0003) 主要修改內容，同樣列於表 1 所示。根據 10 CFR 61.13，無意闖入者評估係為新要求，以證明其符合保護 10 CFR 61.42 的無意闖入者的功能目標。對於深度防禦部分，需分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護(修改條文之第 61.7 (d) 規定深度防禦防禦)。

表 1 10 CFR Part 61 現行法規與擬議法規（案號 ID：NRC-2011-0012）及(案號 ID：NRC-2011-0012 NRC-2015-0003) 之比較

法規及項目	保護一般公眾免於放射性外釋的危害 (10 CFR 61.41)	保護無意闖入者 (10 CFR 61.42)	封閉後處置場的穩定性長期分析 (10 CFR 61.44)	深度防禦
10 CFR 61 現行法規	<ul style="list-style-type: none"> -途徑分析。 -未定義功能評估期。 -年劑量限值為 0.25 mSv (25 mrem), 以保護一般群體防止放射性外釋之劑量影響。 -合理抑低 (ALARA) 概念。(ALARA; as low as reasonably achievable) 	<ul style="list-style-type: none"> -符合 LLRW 第 61.55 條分類和隔離要求。 -提供足夠的障壁以防止無意闖入。 -沒有功能評估期之符合時期定義。 -無年劑量限制。 	對活躍自然作用的分析證明, 封閉後將不需要對處置場進行持續的積極維護。	隱含 10 CFR 61 法規 D 子部分陸地處置設施的技術要求中。
修改 10 CFR 61 之擬議法規 (案號 ID : NRC-2011-0012)	<ul style="list-style-type: none"> -定義功能評估期, 評估符合時期內發生的年劑量峰值。 -保護一般公眾, 於符合時期內發生的放射性外釋之年劑量限值為 0.25 mSv (25 mrem)。 -ALARA 概念。 -分析證明在符合時期後之放射性外釋在合理範圍內應最小化, 以保護一般公眾。 -分析適用於含有大量長半化期放射性核種的廢棄物處置場。 -分析證明如何設計處置場以限制長期外釋。 	<ul style="list-style-type: none"> -無意闖入評估, 估計在符合時期內發生的年劑量峰值。 -年劑量限制為 5 mSv (500 mrem)。 -為了在符合時期後保護無意闖入者, 將盡可能使其減少曝露量之分析。 -分析適用於含有大量長半化期放射性核種的廢棄物處置場。 -分析表明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露。 	對活躍自然作用的分析證明, 處置場的長期穩定性可以得到保證, 並且在符合時期內不需要對處置場進行持續的積極維護。	分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護 (修改條文之第 61.7 (d) 規定深度防禦防禦)。

法規及項目	保護一般公眾免於放射性外釋的危害 (10 CFR 61.41)	保護無意闖入者 (10 CFR 61.42)	封閉後處置場的穩定性長期分析 (10 CFR 61.44)	深度防禦
10 CFR 61 擬議法規 (案號 ID: NRC-2011-0012, NRC-2015-0003)	處置設施封閉後的 1,000 年內 (符合時期)			
	-功能評估, 計算處置設施封閉後 1,000 年內出現的峰值年劑量。 -保護一般公眾, 於符合時期內發生的放射性外釋之年劑量限值為 0.25 mSv (25 mrem)。 -ALARA 概念。	-符合 LLRW 接收標準。 -提供足夠的障壁以防止無意闖入。 -對無意闖入者進行評估, 以估計處置設施封閉後 1,000 年內出現的峰值年劑量。 -5 mSv (500 mrem) 年劑量限值。	對活動自然作用的分析證明, 可以確保處置場的長期穩定性, 並且在封閉後無需對處置場進行持續的主動監管維護。	分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護(修改條文之第 61.7 (d) 規定深度防禦
	處置設施封閉後的 1,000 至 10,000 年 (防護保證期)			
	-功能評估, 計算處置設施封閉後 1,000 至 10,000 年之間出現的峰值年劑量。 -年劑量應低於 5 mSv (500 mrem) 或基於技術和經濟方面的考慮可以合理達到的水平, 以保護一般公眾在處置設施封閉後可能在 1,000 至 10,000	-闖入者評估, 計算在處置設施封閉後 1,000 至 10,000 年間出現的峰值年劑量。 -年劑量應低於 5mSv (500 mrem) 或基於技術和經濟方面的考慮可以合理達到的水平, 以保護無意闖入者在處置設施封閉後可能在 1,000 至 10,000 年之間的劑量曝露。	對活動自然作用的分析證明, 可以確保處置場的長期穩定性, 並且在封閉後無需對處置場進行持續的主動監管維護。	分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護(修改條文之第 61.7 (d) 規定深度防禦
處置設施封閉後的 10,000 年之後 (功能時期)				
-分析證明處置設施封閉後的 10,000 年之後, 為最小化之放射性釋出, 以在合理範圍內達到保護一般公眾目的。 -分析僅適用於含有長半化期放射性核種且濃度超過 10 CFR 61.13 (e) 表 A 所列放射性核種濃度, 或是在場址特定的條件下必須進行的分析。 -分析證明設施是如何設計以限制長	-分析證明處置設施封閉後的 10,000 年之後, 為抑低的輻射曝露程度, 以達到合理保護無意闖入者的目的。 -分析僅適用於含有長半化期放射性核種且濃度超過 10 CFR 61.13 (e) 表 A 所列放射性核種濃度, 或是在場址特定的條件下必須進行的分析。 -證明該設施是如何設計的, 以限制無意闖入的長期曝露。		分析證明擬議的處置系統包括深度防禦防護(修改條文之第 61.7 (d) 規定深度防禦	

2.1.2. 封閉後管制及安全分析相關之法規內容

美國核能管制委員會基於設計和管制的方法，考慮管理長半化期 LLRW 的方法，該方法需要定期審查和重新評估（例如：持續監管、監測和維護），該方法與處置工業金屬廢棄物之概念相同。目前 10 CFR 61 規定，處置場經營者的運轉作業將遵循明確的時間表（USNRC(2015a; 2015b; 2015c)），經摘錄部份重要法規條文如後，詳細可參照附錄 A 內容。（底下斜體字係為法規條文，劃有底線文字，係以現行法規為範本，針對擬議 10 CFR 61 條文（案號 ID NRC-2011-0012）增加之文字敘述，劃有刪除文字係指對現行 10CFR61 條文刪去該文字敘述，未劃線文字敘述為現行條文保留至 10CFR 61 擬議條文內容。）

根據 10 CFR 61.7 概念，規定以下項目：

(b) ~~廢棄物分類與近地表處置~~功能目標

~~(1)~~ 放射性廢棄物近地表陸地處置設施之安全目標如下：保護一般公眾免於放射性物質釋出的危害、保護無意闖入的個人、與保護運轉期間的個人、以及第四個目標保證場址封閉後的穩定性。達成這些目標須取決於多項因素，包含陸地處置設施的設計、運轉程序、設施周圍的環境特性、以及所接收進行處置的放射性廢棄物。

(c) 技術分析

(1) 欲證實符合功能目標則須評估特定場址因素，包含工程設計、運轉實務、場址特性、以及所接收進行處置的放射性廢棄物。技術分析須評估特定場址因素對處置設施功能與場址環境的影響，包含分析運轉期間對作業人員的保護，以及更重要的對長時間處置放射性廢棄物，須分析保護一般公眾免於放射性釋出的危害、保護無意闖入者、以及處置場址封閉後的穩定性。

(d) 深度防禦

(1) 深度防禦和技術分析對於確保複雜設施在面臨重大不確定性時的安全非常重

要。深度防禦與技術分析和科學判斷相結合，是陸地處置設施許可執照安全論證的基本組成部分。瞭解深度防禦保護的能力和這些能力的基礎，可以確保沒有任何一層是專門用於安全的，確保保護與土地處置設施相關風險的重要性是相當的，並增加實現功能目標的信心。

(2)當執照持有人處理廢棄物時，陸地處置設施的深度防禦保護可能與陸地處置設施封閉後不同。在廢棄物處理過程中，陸地處置設施封閉之前，與操作活動（如廢棄物處理）相關的深度防禦保護包括主動安全保護（如設備、程序和管制）和被動安全保護（如物理障壁）。用於陸地處置設施運轉活動的主動和被動安全防護，與 NRC 許可的其他運轉核設施的深度防禦保護具同效性重要防護，並與運轉活動的風險和複雜性之重要性相當。當陸地處置設施封閉後，由於與廢棄物處置相關的時間較長，透過基本被動安全保護所提供之深度防禦保護，處置場提供的被動安全防護能力的多樣性（例如：廢棄物體、容器、工程特性、地表以下處置單元的深度，處置場的水文和地球化學特徵），提高了處置場對意外失效或外部造成損害的恢復能力，並部分補償處置場長期功能評估的不確定性。

(2f)廢棄物分類與近地表處置

(24)進入場址的監管要求達 100 年。如此可使處置 A 類與 B 類廢棄物無須對闖入者防護有特殊規定，因為這些廢棄物所含放射性同位素核種的類型與含量一般可於 100 年期間衰變，其後對無意闖入者造成的危害是可接受的。然而，61.55 (a) (6) 的 A 類廢棄物有可能在 100 年內尚未衰變到可接受的程度。對於 61.55 (a) (6) 所分類的廢棄物，安全的提供來自限制物質的含量與濃度，以符合處置場址的設計。安全處置 61.55 (a) (6) 分類的廢棄物需藉由技術分析與符合功能目標加以證實。掌管主動監管計畫的政府土地所有人有管制場址出入的彈性，包含在不影響場址完整性與長期功能的前提下，允許土地生產利用。

(35)廢棄物無法於 100 年內衰變至對闖入者危害程度達可接受者，通常指定為 C 類廢棄物。C 類廢棄物應穩定並比其他類別廢棄物處置更深，以使後來闖入者的地

表活動不會干擾廢棄物。當場址狀況無法處置較深時，得使用闖入者障壁例如混凝土覆蓋層。闖入者障壁的有效壽命應為至少 500 年。~~所有廢棄物~~核種的最大濃度規定於 61.55 節表 1 與表 2，以使 500 年結束時殘餘的放射性程度不至於對無意闖入者或對公眾健康與安全造成無法接受的危害。廢棄物核種濃度高於前述限值者，一般不被近地表處置接受。某些情況下，核種濃度大於 C 類廢棄物者，經特殊處理或設計可被近地表處置接受。處置此類廢棄物將依 61.13 節技術分析要求進行個案評估。~~C 類廢棄物亦必須穩定。~~

根據 10 CFR 61.28 封閉申請書內容，規定以下項目：

- (a)處置場址在最終封閉前，或應核管會指示，申請人應提交申請書進行執照修訂以進行封閉。封閉申請書須包含安全論證最終版次與特定細節的處置場址封閉計畫，以及依據 61.12(g)執照申請案提送的封閉計畫，內容如下：
- (1)運轉期間所獲得的額外處置場址地質、水文、或其他數據，而與長期圍阻所置放的放射性廢棄物相關者。
 - (2)測試、實驗、或其他開挖或回填地區相關分析、封閉與密封、廢棄物遷移及與置放介質的交互作用等有關者，或其他測試、實驗、或分析與長期圍阻處置場址所置放的放射性廢棄物相關者。包含使用最終封閉計畫與廢棄物存量詳細資訊對 61.13 節所做的更新分析。
 - (3)下列計畫的任何建議修訂：(i)地表設施之除污與/或拆除；(ii)開挖地區之回填；或(iii)處置場址之穩定化以作封閉後之看護。
- (b)申請書應檢附依據 10 CFR 51 Subpart A 完成之環境報告書或其補充。
- (c)核管會審查與考慮依據本節(a)所提出的執照修訂申請，若其能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 的長期功能目標，則將核准進行封閉。

經 10 CFR 61.28 提出之封閉申請書內容，核准完成封閉後，必須依據 10 CFR 61.29 進行封閉後觀察與維護。相關規定如下：

依 61.28 節核准完成封閉後，執照持有人須於處置場址進行觀察、監測、與必要的維護與修理，直到核管會依據 61.30 節進行執照移轉。執照持有人對處置場址的責任須維持 5 年。但得視場址特定狀況於場址封閉計畫中，建立與核准更短或更長的封閉後觀察與維護時期。

根據現行 10 CFR 61.30(a)法規，封閉與封閉後觀察與維護時期以後，執照持有人得申請執照修訂，將其移轉予處置場址所有人。當核管會認定符合以下條件時，執照應進行移轉：

- (1)處置場址封閉完成情形，與已核准的執照持有人所提封閉計畫一致。
- (2)執照持有人能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。
- (3)依 61.80(e)與(f)規定，進行看護與紀錄所需的基金已移交處置場址所有人。
- (4)封閉後監測計畫已由處置場址所有人進行且運轉中。
- (5)應負權責的聯邦或州政府機關已完成承擔監管處置場址的準備，並保證會符合 61.23(g)節必要的監管要求之規定。

對於封閉後管制相關監管要求，依據 10 CFR 61.59 之監管要求規定，要求土地所有權人及監管措施及時間相關規定如下：

- (a)土地所有權：從他人接收的放射性廢棄物僅允許在聯邦或州政府有償取得的土地上處置。
- (b)監管：處置場址由運轉者移轉控制權後，土地所有人或監管機關應執行監管計畫，實質管制處置場址的進出。監管計畫必須也包括但不限於，執行處置場址的環境監測計畫、定期監視、少量的保管看護、與其他核管會指定的要求；以及管理涵括前述作業經費的基金。監管期間由核管會決定，但處置場址移轉給土地所有人後，依賴監管作業的時間不超過 100 年。

技術分析是安全論證案例的要素，對於處置場封閉後安全分析，依據 10 CFR 61.13 規定，執照持有人需提交下列安全分析之技術分析，證明能符合 10 CFR 61 Subpart C

之功能目標：

§ 61.13 技術分析

特定技術資訊須包括下列分析以證明能符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標~~三~~。技術分析是安全論證的要素之一。陸地處置設施有效執照的執照持有人，提交下列分析。

(a) 功能評估需證明可合理確保從輻射外釋到人體的曝露將符合§61.41 中規定的功能目標。功能評估應：

(1) 考慮可能影響證實符合§ 61.41 (a) 的特徵、事件、與作用。所考慮的特徵、事件、與作用須能代表一定範圍的現象對功能有益或不利的效應，且必須考慮 §61.12 (a) 到 (i) 指定的技術資訊。必須提供納入或排除特定特徵、事件、與作用的技術基準。

(2) 考慮將破壞性的或其他不太可能發生的特徵、事件與作用之可能性機率與 §61.41 節中規定的限制進行比較。

(3) 為功能評估中使用的模型提供技術基礎（例如，與詳細的作用等級模式或經驗觀察，例如：實驗室測試，現場調查或天然類比的輸出結果進行比較）。

(4) 評估環境介質（例如：空氣、土壤、地下水及地表水）中的污染物傳輸途徑和過程，包括但不限於平流、擴散、植物吸收和與掘穴動物挖掘。

(5) 考慮到處置場址和一般環境的預期行為以及人類接受者的人口統計學和行為的不確定性和可變性。

(6) 確定並區分天然處置場址特性和陸地處置設施的設計特徵，在阻滯輻射外釋到一般公眾所造成的作用。

(7) 包括符合時期，如果使用 1000 年的符合時期，則應包括技術理由，說明為什麼在無意的闖入者評估中不需要考慮 10,000 年的符合時期。

(b) 無意闖入者評估，證明有合理保證任何無意闖入者不會曝露在超過§61.42 規定

的限值的劑量下。無意闖入者評估應：

(1) 假設無意闖入者佔用了處置場址，並從事正常活動（如築舍、農耕、鑿井取水）和其他合理可預見的活動。以及在進行無意闖入者評估時，與該場址內及其周圍發生的活動。根據第 61.28 節的規定，執照持有人應在封閉前更新無意闖入者評估，以反映對該場址及其周圍發生的活動和任何重大變化。

(2) 確定防止無意闖入的障壁，這些障壁可抑制與廢棄物的接觸或限制廢棄物輻射曝露，並為障壁有效的時間段提供依據。

(3) 考慮到處置場和一般環境的預計行為的不確定性和可變性。

(4) 包括符合時期，如果使用 1000 年的符合時期，則應包括技術理由，說明為什麼在無意的闖入者評估中不需要考慮 10,000 年的符合時期。

~~(a) 途徑分析證實能防護一般群體免於放射性釋出影響。須包括空氣、土壤、地下水、地表水、植物、與掘穴動物挖掘等途徑分析。分析須明確的判明與區別處置場址天然特性與設計特徵在隔離與分離廢棄物所扮演的功能角色。分析須明確的證明能合理的確保放射性釋出對人類的曝露未超過第 61.41 節規定的限值。~~

~~(b) 分析防護無意闖入的個人。須包括證明能合理的確保符合廢棄物分類與分離處置要求，且對無意闖入者提供適當的障壁。~~

(c) 分析防護運轉期間的個人。須包括評估運轉、貯存、與處置廢棄物期間，例行運轉與意外情況下預期的曝露。分析須能合理的確保控制曝露，以符合 10 CFR 20 要求。

(d) 分析處置場址長期穩定性與場址封閉後持續主動維護的需求。須根據處置場址特性進行分析，包括活動中的天然作用如侵蝕、塊體崩壞、邊坡破壞、廢棄物與回填材料沉陷、處置地區上方覆蓋層與鄰近土壤的入滲、與地表排水。分析須提供合理的保證，即可以確保符合時期內處置場的長期穩定性，並且在場址封閉後無需對處置場進行持續的主動維護。

(e) 分析處置場址如何限制潛在長期放射性影響的評估，符合可取得資料與最新科學認知。處置場址其廢棄物所含核種的平均濃度超過本節表 A 所列數值者或因特定場址情況所必需者，則應進行本分析。對於含有表 A 混合核種的廢棄物，總濃度應依 61.55 (a) (7) 的分率規則總計。分析需判別與說明設計特徵與場址特性，可證實符合 61.41 (c) 與 61.42 (c) 的功能目標。

表 A：需要進行功能時期分析的長半化期核種平均濃度

<u>核種</u>	<u>濃度 (Ci/m³) [註 1]</u>
<u>C-14</u>	<u>0.8</u>
<u>在活化金屬中的 C-14</u>	<u>8</u>
<u>在活化金屬中的 Ni-59</u>	<u>22</u>
<u>Tc-99</u>	<u>0.3</u>
<u>I-129</u>	<u>0.008</u>
<u>長半化期放射阿伐核種 [註 2]</u>	<u>10 [註 3]</u>
<u>Pu-241</u>	<u>350 [註 3]</u>
<u>Cm-242</u>	<u>2,000 [註 3]</u>

註 1：數值由 61.55 的 A 類廢棄物限值推導。

註 2：包含放射阿伐超鈾核種及其他長半化期放射阿伐核種。

註 3：單位為 nCi/g。

(f) 證明擬議處置設施的分析包括深度防禦防護。

10 CFR 61 之 Subpart C 說明處置設施的功能目標，目的係為保護一般群體免於放射性外釋的危害、保護無意闖入者、保護作業期間之人員、處置場址封閉後之穩定性等。以下說明 10 CFR 61.41(保護一般公眾免於放射性釋出的危害)、61.42(保護無意闖入者)、61.44 (處置場址封閉後之穩定性)之相關規定：

Subpart C 說明處置設施的功能目標

包括一般要求、保護一般群體免於放射性外釋的危害、保護無意闖入者、保護作業期間之人員、處置場址封閉後之穩定性等。

§ 61.41 保護一般公眾免於放射性釋出的危害

(a) 放射性物料的濃度，其可能釋出於一般環境如地下水、地表水、空氣、土壤、植物、或動物者，不得在符合時期內對公眾的任何個人造成超過全身相當 0.25 毫西弗 (25 毫侖目) 甲狀腺 75 毫侖目、與其他器官 25 毫侖目之年劑量。並應在符合時期內採取合理措施以維持排放釋出到一般環境的放射性被合理抑低。藉由符合 61.13 (a) 要求的分析得以證實符合本段。應做出合理的努力，以將釋放到一般環境中放射性物質的釋放量保持在符合時期內合理可達到的最低水平。必須通過符合 §61.13 (a) 規定要求的分析證明以符合本款的規定。

(b) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低放射性從處置設施釋出到一般環境。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本款的規定。

§ 61.42 保護無意闖入者

(a) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，在處置場址主動監管撤除後的任何時間，須保證對無意闖入之任何個人侵入處置場址與佔用場址或接觸廢棄物提供保護。在符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗 (500 毫侖目)。藉由符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。

(b) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本段。

§61.44 處置場址封閉後之穩定性

陸地處置設施之選址、設計、使用、運轉、與封閉，須達成符合時期處置場址的長期穩定性，以儘可能消除處置場址封閉後持續主動維護的需要，便於僅須進行監視、監測、或少量保管看護。

處置場封閉後，處置場許可執照得申請執照修訂，將其移轉于處置場址所有人，並接續且擁有處置場。在 5 年的期限內執照所有人將繼續在處置場進行觀察、監測、維護及修復工作，以確保處置場穩定，並準備好處置場後續的監管作業。但美國核能管制委員會可規定更長的時間讓其證明處置場穩定。USNRC(2015a; 2015b; 2015c)

根據現行 10 CFR 61 法規及擬議 10 CFR 61 (案號 ID NRC-2011-0012) 有關封閉後管制及安全分析內容完整條文列於附錄 A。並將 10 CFR 61 現行法規(含修訂)有關封閉後管制及安全分析重要規定列於表 2

表 2 10 CFR 61 法規(含修訂內容)有關封閉後管制及安全分析規定之整理

Subpart A 一般規定	
10 CFR 61 節次	有關項次之重要內容概要
61.7 概念	<p>(b)功能目標 放射性廢棄物陸地處置設施之安全目標，保證場址封閉後的穩定性。</p> <p>(c)技術分析 (1)技術分析須評估特定場址因素對處置設施功能與場址環境的影響，<u>包含分析處置場址封閉後的穩定性。</u></p> <p>(d)深度防禦 (1)深度防禦和技術分析對於確保複雜設施在面臨重大不確定性時的安全非常重要。<u>深度防禦與技術分析和科學判斷相結合，是陸地處置設施許可執照安全論證的基本組成部分。</u> (2)用於陸地處置設施運轉活動的主動和被動安全防護具重要防護，<u>與運轉活動的風險和複雜性之重要性相當。陸地處置設施封閉後，透過被動安全保護提供深度防禦保護，例如：廢棄物體、容器、工程特性、地表以下處置單元的深度，處置場的水文和地球化學特徵。</u></p> <p>(f)廢棄物分類與近地表處置 (2)進入場址的監管要求達 100 年。這些 A 類與 B 類廢棄物所含核種的類型與含量一般可於 100 年期間衰變，對無意闖入者造成的危害是可接受的。<u>61.55 (a) (6) 所分類的廢棄物，限制物質的含量與濃度，以符合處置場址的設計。掌管主動監管計畫的政府土地所有人有管制場址出入的彈性，不影響場址完整性與長期功能，允許土地生產利用。</u>(3)廢棄物無法於 100 年內衰變至對闖入者危害程度達可接受者，通常指定為 C 類廢棄物。<u>C 類廢棄物應穩定並比其他類別廢棄物處置更深。當場址狀況無法處置較深時，得使用闖入者障壁例如混凝土覆蓋層。闖入者障壁的有效壽命應為至少 500 年。核種最大濃度規定於 61.55 節表 1 與表 2，以使 500 年結束時殘餘的放射性程度不至於對無意闖入者或對公眾健康與安全造成無法接受的危害。</u></p> <p>(g) 執照申請程序 (1)申請人制定安全論證，<u>描述現場的安全相關方面、設施的設</u></p>

	<p>計、管理控制措施和監管控制措施。安全論證展示了對人類和環境的保護水準，並為實現功能目標提供了合理保證。</p> <p>(2)在運轉階段，執照持有人依據 10 CFR 61 要求與執照核可條件進行處置作業。終止處置運轉時，執照持有人得提出其執照修正案，以取得場址封閉許可。審查執照持有人最終場址封閉與穩定計畫後，核管會將核准處置場址最後的必要準備作業，以使監管期間無須於場址進行持續主動維護。</p> <p>(3)場址封閉與穩定作業期間，執照持有人處於處置場址封閉階段。隨後 5 年的時間，執照持有人須在處置場址進行封閉後觀察與維護，以確保處置場址是穩定的且準備好進行監管。若狀況合理，核管會可核准較短或要求較長的時間。本階段結束時，執照持有人應申請將執照移轉給處置場址所有人。</p> <p>(4)處置場址封閉獲得滿意的結果後，核管會將移轉執照給擁有處置場址的州或聯邦政府。在移轉執照條件下，土地所有人應進行監測計畫，以確保持續符合處置場址功能，監視限制出入場址與進行少量保管措施。</p>
Subpart B 執照	
61.20 申請書提交和分發	<p>(a)根據本部分的許可申請及其任何修改，必須提交給主任，必須由申請人或申請人的授權代表在宣誓或確認下簽署，如果文件是紙張形式，必須是簽名原件。</p> <p>(b)申請人應保持能夠根據主任或主任指定人員的書面指示生成額外的申請副本以進行分發。</p> <p>(c)費用。本章第 170 部分要求適用於陸地處置設施中放射性廢棄物接收和處置執照的申請、修改和檢查費用</p>
61.23 執照核發的標準	<p>(b)申請人所提預定處置場址、處置設計、<u>廢棄物接收準則</u>、陸地處置設施運轉(包括設備、設施、與程序)、處置場址封閉、與封閉後監管，<u>證明能適當的保護公眾健康與安全</u>。合理確保能保護一般群體免於放射性釋出危害，符合 10 CFR 61.41 功能目標。</p> <p>(c)申請人所提之預定處置場址、處置設計、廢棄物接收準則、陸地處置設施運轉(包括設備、設施、與程序)、處置場址封閉、與封閉後監管，<u>證明能適當的保護公眾健康與安全</u>。合理確保能保護無意闖入者，符合 10 CFR 61.42 功能目標。</p> <p>(e)申請人所提之預定處置場址、處置設計、<u>廢棄物接收準則</u>、陸地處置設施運轉、處置場址封閉、與封閉後監管，<u>證明能適當的保護公眾健康與安全</u>。合理達成廢棄物與處置場址的長期穩定性，並消除處置場址封閉後持續主動維護的需求。</p> <p>(f)申請人證明確保符合 10 CFR 61 Subpart D 適用的技術要求。</p> <p>(g)申請人所提監管計畫，能執行必要時間長期監管，以維持本節</p>

	(b)至(e)的結果，並使監管符合 10 CFR 61.59 之規定。
61.27 更新或封閉申請	<p>(a)申請執照更新或依 61.28 節申請封閉，須於執照到期前至少 30 天。執照未更新而失效並不能免除執照持有人應進行場址封閉、封閉後觀察與移轉執照予場址所有人的責任。</p> <p>(b)申請封閉須依據 61.20 節與 61.28 節。在資訊能引用明確與特定情況下，申請案得合併引用前已向核管會立案的申請案、說明書或報告之資訊。</p>
61.28 封閉申請書內容	<p>(a)處置場址在最終封閉前，或應核管會指示，申請人應提交申請書進行執照修訂以進行封閉。封閉申請書須包含安全論證最終版次與特定細節的處置場址封閉計畫，以及依據 61.12(g)執照申請案提送的封閉計畫，內容如下：</p> <p>(1)運轉期間所獲得的額外處置場址地質、水文、或其他數據，與長期圍阻的放射性廢棄物相關者。</p> <p>(2)測試、實驗、或其他開挖或回填地區相關分析、封閉與密封、廢棄物遷移及與置放介質的交互作用等有關者。<u>包含使用最終封閉計畫與廢棄物存量詳細資訊對 61.13 節所做的更新分析。</u></p> <p>(3)下列計畫的任何建議修訂：(i)地表設施之除污與/或拆除；(ii)開挖地區之回填；或(iii)處置場址之穩定化以作封閉後之看護。</p> <p>(b)申請書應檢附依據 10 CFR 51 Subpart A 完成之環境報告書或其補充。</p> <p>(c)核管會審查與考慮依據本節(a)所提出的執照修訂申請，若其能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 的長期功能目標，則將核准進行封閉。</p>
61.29 封閉後觀察與維護	<p>依 61.28 節核准完成封閉後，執照持有人須於處置場址進行觀察、監測、與必要的維護與修理，直到核管會依據 61.30 節進行執照移轉。執照持有人對處置場址的責任須維持 5 年。但得視場址特定狀況於場址封閉計畫中，建立與核准更短或更長的封閉後觀察與維護時期。</p>
61.30 執照移轉	<p>(a)封閉與封閉後觀察及維護時期以後，執照持有人得申請執照修訂，移轉予處置場址所有人。核管會認定符合以下條件，執照應進行移轉：</p> <p>(1)處置場址封閉完成情形，與已核准的執照持有人所提封閉計畫一致。</p> <p>(2)執照持有人能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。</p> <p>(3)依 61.80(e)與(f)規定，進行看護與紀錄所需的基金已移交處置場址所有人。</p>

	<p>(4)封閉後監測計畫已由處置場址所有人進行且運轉中。</p> <p>(5)應負權責的聯邦或州政府機關已完成承擔監管處置場址的準備，並保證會符合 61.23(g)節必要的監管要求之規定。</p>
Subpart C 功能目標	
61.41 保護一般公眾免於放射性釋出的危害	<p><u>(a)放射性物料的濃度，其可能釋出於一般環境如地下水、地表水、空氣、土壤、植物、或動物者，不得在符合時期內對公眾的任何個人造成超過全身相當 0.25 毫西弗 (25 毫侖目) 的劑量。並應在符合時期內採取合理措施以維持排放釋出到一般環境的放射性被合理抑低。藉由符合 61.13 (a) 要求的分析得以證實符合本段。應做出合理的努力，以將釋放到一般環境中放射性物質的釋放量保持在符合時期內合理可達到的最低水平。必須通過符合§61.13 (a) 規定要求的分析證明以符合本款的規定。</u></p> <p><u>(b)在功能時期的任意時間應盡力合理抑低放射性從處置設施釋放到一般環境。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本款的規定。</u></p>
61.42 保護無意闖入者	<p><u>(a)陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，在處置場址主動監管撤除後的任何時間，須保證對無意闖入之任何個人侵入處置場址與佔用場址或接觸廢棄物提供保護。在符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過5毫西弗(500毫侖目)。藉由符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。</u></p> <p><u>(b)在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本段。</u></p>
61.44 處置場址封閉後之穩定性	<p>處置設施之選址、設計、使用、運轉、與封閉，須達成處置場址的長期穩定性，以儘可能消除處置場址封閉後持續主動維護的需要，便於僅須進行監視、監測、或少量保管看護。</p>
Subpart D 陸地處置設施技術要求	
61.50 陸地處置的處置場址適宜性要求	<p><u>(a)近地表處置的處置場址適宜性。(1)本節的目的是規定處置場必須具備的最低特性，以便在近地表處置放射性廢棄物。處置場址適宜性的主要重點，不在於短期的便利與利益，而在於長期環境影響下能將廢棄物隔離，以及處置場址特徵能保證符合 40 CFR 61 Subpart C 之長期功能目標。</u></p> <p><u>(2)(1)應能夠於處置場址進行特徵描述、建模模擬、分析與監測。</u></p> <p><u>(2)處置場在陸地處置設施封閉後 500 年內必須具備的水文特徵，以便在近地表處置放射性廢棄物。</u></p>

61.51 陸地處置的處置場址設計	<p>(a)近地表處置的處置場址設計。</p> <p>(1)場址設計特徵須導向長期隔離與避免場址封閉後需要持續主動維護。</p> <p>(2)處置場址設計與運轉須與處置場址封閉及穩定化計畫相容，且使處置場址封閉時能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。</p>
61.52 陸地處置設施運轉與處置場址封閉	<p>(a)近地表處置設施運轉與處置場址封閉</p> <p>(1)61.55 節指定的 A 類廢棄物須與其他類廢棄物分離置放於處置單元，這些處置單元須與其他類廢棄物的處置單元充分分離。</p> <p>(2)61.55 節指定的 C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少 500 年。</p> <p><u>(12)僅有符合接收準則的廢棄物可以在處置場址進行處置。</u></p> <p><u>(13)符合 61.12(f) 節提出說明與 61.13 節技術分析要求的廢棄物，才能夠被處置。</u></p> <p>(b)除近地表以外的陸地處置設施之設施運轉與處置場址封閉。</p>
61.53 環境監測	<p>(d)處置場址封閉後，負責處置場址運轉後監視的執照持有人應依據處置場址的運轉歷史及處置場址的封閉與穩定化來維持監測系統，以負責運轉的監視。監測系統應能提供核種從處置場址釋出，及在離開場址邊界前的早期預警。</p>
61.59 監管要求	<p>(a)土地所有權：從他人接收的放射性廢棄物僅允許在聯邦或州政府有償取得的土地上處置。</p> <p>(b)監管：處置場址由運轉者移轉控制權後，土地所有人或監管機關應執行監管計畫，實質管制處置場址的進出。監管計畫必須也包括但不限於，執行處置場址的環境監測計畫、定期監視、少量的保管看護、與其他核管會指定的要求；以及管理涵括前述作業經費的基金。監管期間由核管會決定，但處置場址移轉給土地所有人後，依賴監管作業的時間不超過 100 年。</p>
Subpart E 財務保證	
61.62 處置場址封閉與穩定基金	<p>(a)申請人應保證有充足的資金能進行處置場址封閉與穩定，包括：</p> <p>(1)陸地處置設施結構物之除污或拆除。</p> <p>(2)處置場址之封閉與穩定，以便隨後將處置場址移轉予場址所有人。並且儘可能消除持續主動維護的需要，而僅須進行少量保管看護、監視、與監測。</p> <p>前述保證應根據由核管會核准的處置場址封閉與穩定計畫，所求得的核管會核准的費用估算。申請人之費用估算須考慮若雇用獨立的承包商執行封閉與穩定工作時，可能的總成本費用。</p>

2.1.3. 封閉後監管期之法規內容探討

美國聯辦法規關於處置各種廢棄物(包括都市和危害廢棄物)的法規規定各種的監管期，國際上處置 LLRW 的方法訂定之封閉後監管期也都各有不同，一般係在 300 年或更短的時間。處置場監管是限制闖入者進入處置場，或是處置場在移轉給所有人後的使用方式與期限(依 10 CFR 61.59 的規範，時間不超過 100 年)。監管的程序包括法律手段(例如土地使用限制)、環境監測、定期監視、小規模保管看護或其他經由委員會決定之事項。監管期分為主動監管與被動監管兩個階段，主動監管期不超過 100 年，場址所有人可採監測、監視與看管作業等措施作為主動監管的管制作為，且申照者必須確保所有的監管作為必須是持續長久，且能防止無意闖入的情況發生。主動監管期結束後，即為被動監管期，此期間的管制作為相對較少，基於被動監管期間可能採法律手段限制土地的使用，故無意闖入的狀況不太可能發生，但不排除在 100 年後(根據 10 CFR 61.59)仍可能發生無意闖入的狀況。

美國對於低放射性廢棄物最終處置封閉與監管期的要求載明於 10CFR61 的法規，有關封閉階段，依據 10CFR61.28 與 10CFR61.29 規定，處置場封閉計畫須包含封閉後的觀察與維護時期，於處置場完成封閉後，持照人應於場址進行 5 年的觀察、監測、維護及修復等工作，以確保處置場封閉初期的穩定，但得視場址特定狀況於封閉計畫中提出延長或縮短。

待處置場完成封閉後觀察與維護時期後，持照人得申請執照修訂，將其移轉予土地所有人，進入監管階段。依據 10 CFR 61.59 監管要求，封閉後處置場之保管責任移交至土地所有人後，土地所有人應進行監管與實體管制工作，監管計畫至少應包含環境監測計畫、定期執行監測活動、保管看護及其他由核管會規定之項目，並應妥善基金管理以確保有足夠經費支應相關活動。一般而言，監管期間將由核管會決定，原則為 100 年。

將前述美國 10 CFR 61 對於低放射性廢棄物最終處置封閉與監管期的要求，配合處置場建造、運轉、封閉及封閉後作業流程，與展開調查、核准建造、核准封閉、設施封

閉等決策點及相關時間軸，整理說明於如圖 5 所示。

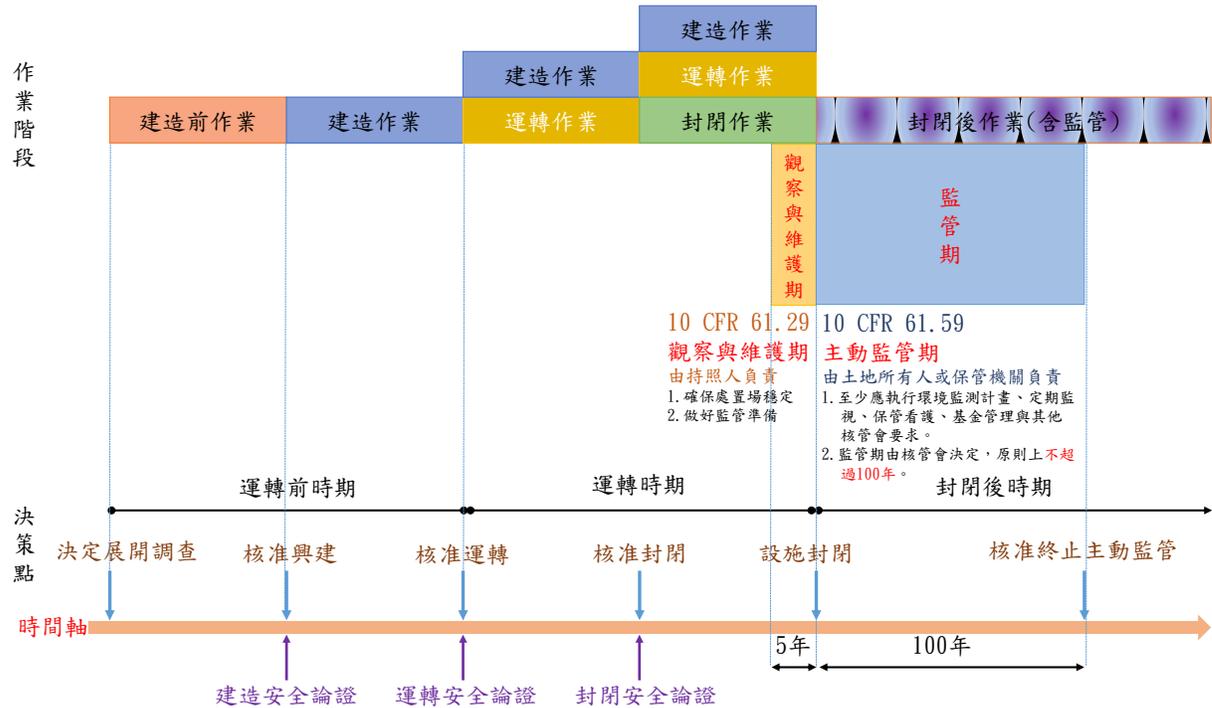


圖 5 美國低放射性廢棄物最終處置監管期的要求

NRC 曾經考慮執照持有人或申請人，在特定場址廢棄物接收和混合廢棄物接收標準方法下，考慮替代的主動監管期且該監管期之時間是否應具有靈活性，並得出特定場址的廢棄物接收標準。為了發展特定場址的廢棄物接收標準時允許這種靈活性，NRC 需要修改 10 CFR 61.59 允許執照持有人或申請人開發場址所依據之特定廢棄物接收標準，讓監管期期限超過 100 年，但目前擬定之修改法規仍未提出。(USNRC, 2016a; 2016b; 2016c)

由於監管期 100 年的持續時間，最初係根據 10 CFR 61.55 中規定的放射性核種濃度限值的安全分析中的一個完整假設。因此當前的 100 年限值，對於許可證之執照持有人或申請人於混合廢棄物接受方法還需要維持使用 10 CFR 61.55 對於 LLRW 分類系統及 10 CFR 61.55 之表 1 及表 2 中規定的放射性核種濃度限值。所以 NRC 維持其先前的評估，認為沒有新的合理理由考慮修訂 10 CFR 61.59。因此，NRC 建議維持 10 CFR 61.59 中規定的 100 年期限。

最初制定 10 CFR 61 法規時，NRC 完成 NUREG-0782 及 NUREG-0945 以支持 10

CFR 61 法規關於放射性廢棄物陸地處置對環境影響之評估，其中在 NUREG-0782 考慮一系列積極監管的時間期限，並決定之 100 年時間係為政府能確保近地表處置設施保護看管的適當期限。當公眾評論對 NRC 建議更長的時間，NRC 則解釋：雖可以合理假設政府的執政時間超過 100 年，但政府錯誤的行為可能更難評估。例如，政府可能在未來無意中准許在場址上進行探索行為(如鑽井)，所以 NRC 無須放棄 100 年的監管期的規定。此外，監管期是深度防禦的一個監管組成部分，監管期建立有效監督所需的時間，有關深度防禦之規定於現行法規則是隱含在 10 CFR 61 法規 D 子部分陸地處置設施的技術要求中，而對於修改之 10 CFR 61 擬議法規，需要分析證明處置系統具有各種深度防禦的防護（見修改條文之 10CFR 61.7 (d) 規定之深度防禦）。

監管期需要之 100 年時間，位於符合時期之時間範圍內，需要主動監管的方式，包括：環境監測計畫、定期執行監測活動、保管看護及其他由核管會規定項目之主動監管行動，滿足符合時期的安全分析目標及積極防護標準。

2.1.4. 封閉後安全分析之法規內容探討

10 CFR 61 法規條文之規定可針對安全論證案例分析和深度防禦保護進行分析，圖 6 說明深度防禦與功能評估(即安全論證案例分析)之結合，擬議法規增加之新條文內容，該分析結果更能可支持處置場址之執照核定。包括 10 CFR 61.42 中的無意闖入者功能目標和 10 CFR 61.44 中的場址穩定性功能目標、10 CFR 61.7 (d) 規定深度防禦項目。



圖 6 10 CFR 61 對於處置場址長期安全分析之分析項目

對於處置場址封閉後之場址功能評估及安全分析，進行資料蒐集及場址特性調查，建立場址設計與廢棄物形式、劑量限值標準，發展概念模式及發展數值與電腦模式，並結合模式與模擬評估。依據 10 CFR 61.28 封閉申請書內容法規，進行封閉後功能評估之更新，配合 10 CFR 61.58 規定之廢棄物分類與特性的替代要求，以進行廢棄物分類與接收以滿足功能評估之要求。再利用 10 CFR 61.13 技術分析規定，有關特徵、事件與作用，考慮不確定性與環境變異特性，模式情節分析及替代概念模型分析，將評估結果作為場址安全分析論證與深度防禦分析。最後再利用 10 CFR 61.50 陸地處置的處置場址適宜性要求，針對長半化期廢棄物處置安全評估分析，進行場址設計修正，該法規內容提出有關場址封閉後安全分析之相關規定。對於 10 CFR 61 對於處置場址封閉後之場址功能評估及安全分析示意圖如圖 7。

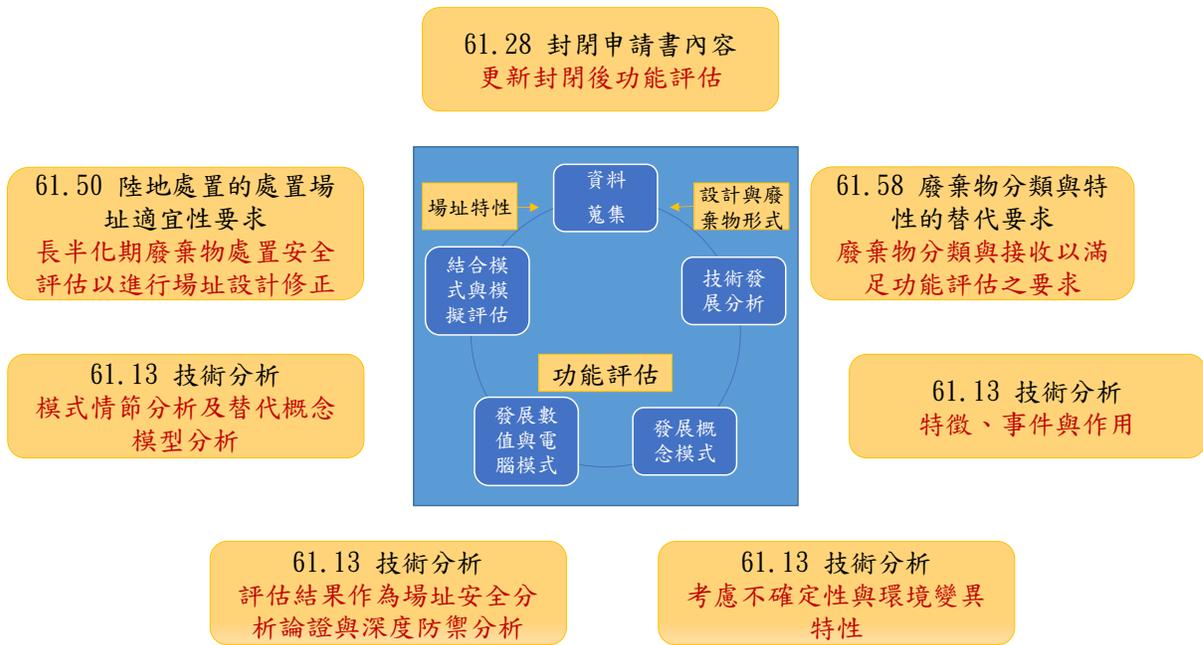


圖 7 10 CFR 61 對於處置場址封閉後之場址功能評估及安全分析示意圖

針對陸地處置設施的安全論證案例定義見 10 CFR 61.2，旨在收集證明陸地處置設施安全評估的資訊。安全論證案例包括技術分析，例如功能評估和無意闖入者評估，及關於深度防禦的資訊、技術分析強度、可靠性的支援性證據和推理以及其中所作的假設。安全論證案例還包括現場安全相關方面的描述、設施的設計以及管理控制措施和監管管制措施，如 10 CFR 61.10(申請書內容)中所規定的。USNRC 出版之 NUREG-2175 以提供關於安全論證案例中應考慮的事項和指南。

USNRC 關於陸地處置設施的安全論證案例之概念與 IAEA 提出之安全標準定義的國際安全論證案例之概念係為一致。例如，在 SSG-23 號安全標準叢書有關「放射性廢棄物處置的安全論證案例和安全評估」，IAEA 將安全論證案例定義為“收集支援處置設施安全的科學、技術、行政和管理論據和證據，包括場址適宜性、設施設計、建造和運轉、輻射風險評估，以及與處置設施相關之所有安全工作的充分性和品質保證”。

另針對封閉後之無意闖入分析，由於無意闖入分析係屬於安全評估之一部分，要達到核發執照的標準，必須合理確保所提出的設施能符合 10 CFR 61 Subpart A 一般規定、10 CFR 61 Subpart C 的功能目標，與 Subpart D 陸地處置設施的技術要求。為證明可

符合 10 CFR 61 的功能目標，及無意闖入者於主動監管結束後的任意時間內無意闖入場址者，將會受到保護及潛在劑量符合安全限值，所以執照申請者必須提出申請文件證明符合 10 CFR 61 之規定。惟 10 CFR 61 內並未明確指出有哪些人類無意闖入者的情節，係只要求估計：符合時期內無意闖入評估發生的年劑量峰值（年劑量限制為 5 mSv）；符合時期後保護無意闖入者，將盡可能使其減少曝露量之分析；分析含有大量長半化期放射性核種廢棄物的處置場之無意闖入評估，分析證明如何設計處置場以限制無意闖入者的長期曝露。

美國核管會在 10 CFR 61.55 規定三個廢棄物類別 A 類、B 類與 C 類。考慮其長半化期核種濃度，其潛在危害在採取如監管、改善廢棄物形體、處置位置較深等預防措施失效後，仍因長半化期存在可能的曝露危害，所以需要考慮長時間安全分析。修訂後法規（案號 ID NRC-2011-0012）之符合時期定義為封閉後 10,000 年時間，所以進行場址封閉後 10,000 年內之安全分析，證明處置場在 10,000 年後功能期內限制潛在的長期放射性的影響；考慮短半化期核種濃度，可藉由監管、廢棄物形體與處置方法等加以有效要求，在場址封閉後進行 1,000 年的安全分析。

依據無意闖入者與處置設施核種外釋造成曝露，A 類廢棄物通常並不含有足夠數量的核種而需要進一步考慮外釋曝露。若 A 類廢棄物仍有危害，但於主動監管時期有 100 年的時間，已可保護闖入者以避免無意入侵。B 類或 C 類廢棄物必須符合更嚴格的廢棄物特性要求，這些規定於 10 CFR 61.56 (b)，以確保處置後穩定性。此外，C 類廢棄物，因其活度較高，亦要求處置設施額外措施以保護防止無意闖入，10 CFR 61.52 (a) (2) 規定需要額外作業要求以保護防止無意闖入。於 10 CFR 61.55 指定的 C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少持續 500 年時間。廢棄物放射性濃度超過 C 類廢棄物限值規定者通常不可接受於近地表處置。

整理擬議 10 CFR 61（案號 ID：NRC-2011-0012 NRC-2015-0003）版本法規內容與無意闖入有關之管制考量及情節發展分析，擬定無意闖入者評估流程示意，如圖 8，該

流程圖係根據情節發展進行闖入者評估分析，先將系統概念化並簡化系統，再建立曝露後果模擬，若未滿足 10 CFR 61.42 之功能目標，則再針對情節發展項目進行精進分析，選擇評估項目，再對現有場址執行無意闖入之解決措施或選擇新場址。若依原場址情節分析再收集額外資訊和/或改變設計，再更新假設和/或參數，並再重新執行案例模擬，最後若符合 10 CFR 61.42 規定，則完成闖入者評估。

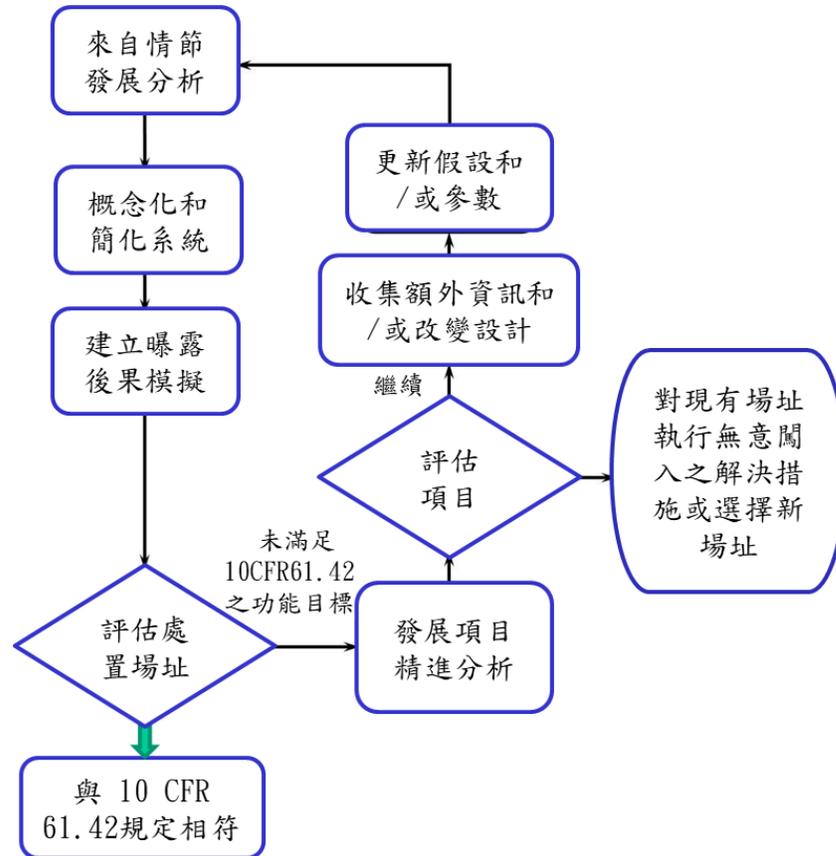


圖 8 情節發展分析闖入者評估流程示意圖

擬議的 10 CFR 61 (案號 ID: NRC-2011-0012 NRC-2015-0003) 有關無意闖入條文包括以下修改及補充，並將修改 (劃有底線為修改文字) 之相關條文說明如後：(原能會物管局，2013；USNRC, 2015a; 2015b; 2015c)

- 闖入者評估的修訂和新定義 (61.2)
- 修訂的闖入者評估概念 (61.7)
- 新的技術分析要求 (61.13)

- 要求在封閉時更新闖入者評估 (61.28)
- 修訂的闖入者評估功能目標 (61.42)

§ 61.2 名詞定義 (闖入者評估的修訂和新定義)

符合時期 (Compliance period) 是指處置場封閉到封閉後 1,000 年之間的時間。

深度防禦 (Defense-in-depth) 是指使用多個獨立的防禦層，並在可能的情況下使用多層防禦層，不會完全依賴無論多麼堅固的單層保護。陸地處置設施的深度防禦包括但不限於場址、廢棄物形式和放射性核種含量，以及處置場的工程特徵和自然地質特徵，以增強陸地處置設施的彈性。

無意闖入者 (Inadvertent intruder) 是指封閉後可能佔用處置場並從事正常活動的人，如農耕、築舍、資源勘探或開發 (例如，鑽井) 或其他合理可預見的活動，人員可能在不知情的情況下暴露在低放射性廢棄物設施中或產生的廢棄物的輻射中。

闖入者評估 (Intruder assessment)：指分析：(1) 假設無意闖入者佔用場址從事一般活動或其他合理可預見的工作，而可能不知其已曝露於廢棄物的輻射中；(2) 檢測闖入者障壁抑制闖入者接觸到廢棄物或限制輻射曝露的能力；(3) 考慮所伴隨的不確定性，推估來自處置單元對闖入者產生的潛在年劑量。

防護保證期 (Protective assurance period) 是指從符合時期結束後到場址封閉後 10,000 年之間的時間段。

安全論證 (Safety case) 是證明廢棄物處置設施安全性評估的資訊集合。這包括技術分析，如功能評估和闖入者評估，但也包括深度防禦的資訊，以及關於技術分析和其中所作假設的強度和可靠性的支援證據和推理。安全論證還包括場址安全相關方面的描述、設施的設計、管理控制措施和監管控制。

§ 61.7 概念 (修訂的闖入者評估概念)

(c) 技術分析

(3) 無意的闖入者將來可能會佔用處置場址，並未知已受到輻射曝露的情況下

從事正常活動。保護無意闖入者可以涉及兩個主要管制措施：監管作業以確保無佔用或不當使用場址情事發生；或認定哪些廢棄物對闖入者可能造成無法接受的劑量，並以提供某種形式的闖入者障壁的方式處置該廢棄物，以防止闖入者與廢棄物接觸。這些法規結合了兩種類型的保護管制。

(4) 欲保護無意闖入者，應評估封閉後監管結束無意闖入者佔用處置場址的潛在輻射曝露。由於闖入者擾動廢棄物導致放射性物質釋出，亦或者殘存於處置場址環境中的廢棄物輻射照射，闖入者可能受到已經外釋到環境的輻射曝露的影響。闖入者評估的結果可與 10 CFR 61 Subpart C 適當的功能目標進行比較。闖入者評估可使用類似於功能評估的方法，但闖入者評估須假設處置場封閉後結束監管，闖入者佔用處置場址，並從事活動，而不知其已曝露於廢棄物的輻射中。

(5) 劑量方法論的履行。用於證實符合 10 CFR 61 功能目標的劑量方法論必須符合 10 CFR 20 輻射防護標準所指定者。前述法規生效日期之後，申請人與執照持有人得使用環保署納入聯邦輻射防護導則中的更新參數因子或亦得使用最新的科學模型與方法論（例如被國際輻射防護協會所接受者），適用於特定場址狀況以計算劑量。劑量計算所使用的權種因子必須符合用於執行計算的方法論。

(6) 廢棄物含有顯著濃度與數量的長半化期核種者，可能需要特別的處理、設計、或場址條件以利處置。處置此類廢棄物欲證實能保護一般公眾與無意闖入者免於放射性釋出的危害則應評估長期的影響性。視個案進行功能時期分析以評估處置此類廢棄物的適當性。一般而言，若處置設施僅含有限數量的長半化期廢棄物，較短的功能時期就已足夠了，不必進行功能週期分析，以證明保護一般公眾免受放射性物質外釋的影響，也不必對無意闖入者進行保護。然而，可能存在特定場址條件，要求持照人在符合時期後評估處置設施，即使是在長半化期廢棄物有限的情況下，應根據具體情況對這些條件進行評

估，以確定是否需要超出符合時期的分析。

(f) 廢棄物分類與近地表處置

(4) 不管分類，某些廢棄物對於特別的陸地處置設施可能須強化管制或限制。

功能評估與闖入者評估可用於判別這些強化管制與限制，這些評估係基於特定場址與特定廢棄物考量。強化管制或限制可包含對廢棄物濃度或總活度的額外限制、更強健的闖入者障壁、更深的掩埋深度、與特定廢棄物的穩定性要求。這些強化管制或限制可減輕自然環境變遷效應與符合時期的處置設施功能所伴隨的不確定性。

§ 61.13 技術分析 (新的技術分析要求)

(b) 無意闖入者分析，須證明有合理保證下列事項：

(1) 將滿足根據§61.58 制定的廢棄物接收準則。

(2) 應提供足夠的障壁防止無意闖入。

(3) 任何無意闖入者經闖入者評估後，都不會受到超過第 61.42 條規定的限制的劑量。闖入者評估應：

(i) 假設在監管期結束後的任何時候，無意闖入者佔用了處置場址，並從事正常活動（如築舍、農耕、鑿井取水）和其他合理可預見之場址封閉時場址內和周圍相一致的活動，並且在闖入者未知情況下曝露在廢棄物的輻射。

(ii) 確認對無意闖入的適當障壁，以抑制與廢棄物接觸或限制接觸廢棄物的輻射，並為障壁有效的時間段提供依據。

(iii) 說明不確定性和變異性。

§ 61.28 封閉申請書內容 (要求在封閉時更新闖入者評估)

(2) 測試、實驗、或其他開挖或回填地區相關分析、封閉與密封、廢棄物遷移及與置放介質的交互作用等有關者，或其他測試、實驗、或分析與長期圍阻

處置場址所置放的放射性廢棄物相關者。包含使用最終封閉計畫與廢棄物存量詳細資訊對 61.13 節所做的更新分析。

§ 61.42 保護無意闖入者 (修訂的闖入者評估功能目標)

(a) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，處置場址主動監管撤除後的任何時間，須保證對無意闖入之任何個人侵入處置場址與佔用場址或接觸廢棄物提供保護。符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過 5 毫西弗 (500 毫侖目)。藉由符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。

(b) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，應儘量減少無意闖入處置場的任何人的曝露，根據許可證確定的年劑量應低於 5 毫西弗 (500 毫侖目) 或基於技術和經濟方面的考慮，送交核管會進行審核和批准資料中，合理獲得的劑量值。藉由符合 61.13 (b) 要求的分析得以證實符合本段。

(c) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本段。

2.2. 瑞典 SR-PSU 低放處置設施有關封閉後管制及安全分析

瑞典已於首都斯德哥爾摩北部約 139km 的 Östhammar 市 Forsmark 的核電廠內建置中低放射性核棄物最終處置場 SFR1，位於波羅的海離岸約 1 公里處的海床下，約 60 公尺深的位置，自 1988 年開始運轉，由 4 個岩窖(rock vault)及 1 個筒倉(silo)所組成。目前正在規劃開發 SFR 擴建工程(SFR3)，由 5 個岩窖所組成，以容納未來電廠除役後的低放射性廢棄物。對於 Forsmark 位置圖如圖 9 所示，位於 Forsmark 港口與旁邊 Forsmark 核電廠之 SFR 設施地表部分示意如圖 10，及 SFR 設施概念示意如圖 11，其中：1 個 Silo 筒倉處置中放廢棄物、1-2BMA 岩窖處置坑道為處置中放射性廢棄物、1-2BTF 岩窖是處置混凝土箱盛裝的中放射性廢棄物、1-5BLA 岩窖是處置低放廢棄物、1BRT 岩窖是處置除役後之反應爐壓力容器。

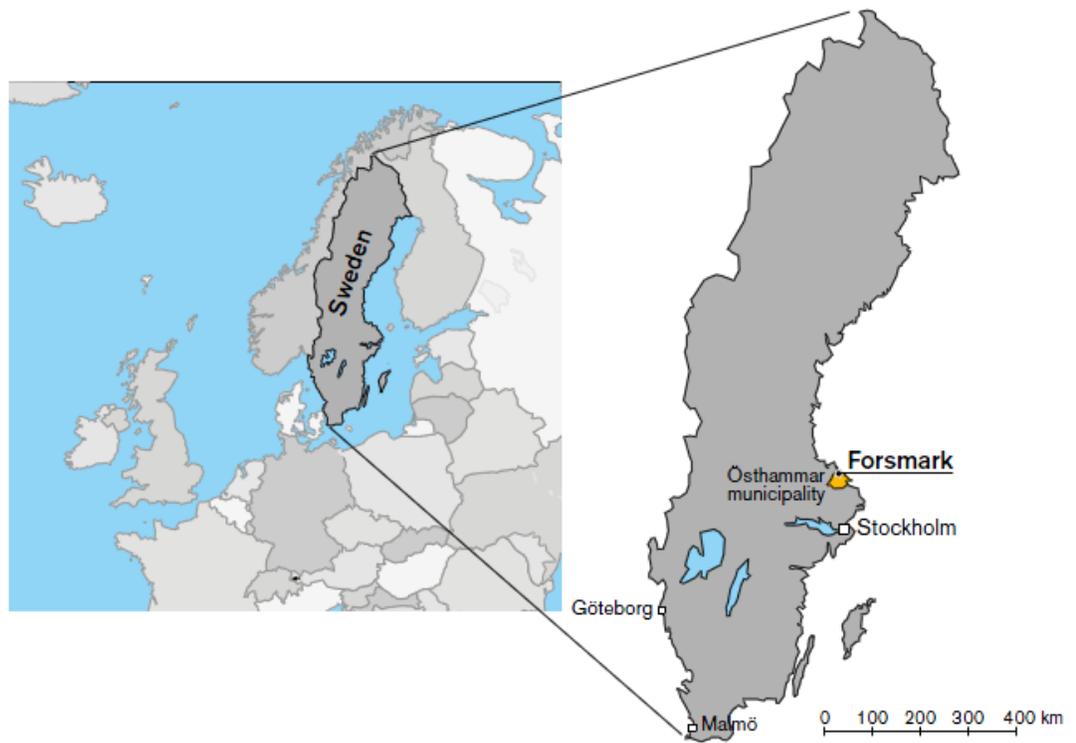


圖 9 瑞典 Forsmark 中低放射性廢棄物最終處置場位置示意圖(SKB, 2013)



圖 10 Forsmark 之 SFR 設施地表部分示意圖(SKB, 2013)

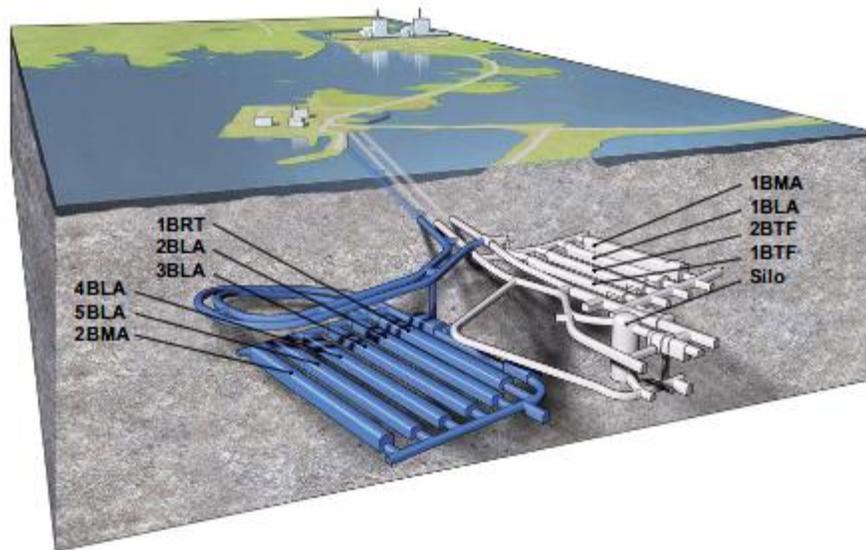


圖 11 SFR 設施概念示意圖（灰色是目前已運轉中的 SFR1，藍色是規劃中的 SFR3）
(SKB, 2014a)

為能於 SFR 最終處置場同時貯存和處置核電廠除役後放射性廢棄物，SKB 擴建 SFR 最終處置場，稱為 SFR3 計畫。另曾提出擴建 SFR 之 SFR2 計畫，係規劃作為處置反應爐核心部件和內部零件，但 SKB 已計畫在 Forsmark 電廠附近的岩層中，非 SFR 最終處置場區域位置，深度比 SFR 設施更深的深層地質處置場址（SFL）進行。

SKB 已經完成 SR-PSU 計畫以作為 SFR 的擴建的使用執照申請文件。SR-PSU 的目的是評估 SFR 最終處置場未來的長期安全評估，即現有的 SFR1 和規劃中的 SFR3。SR-PSU 已完成一系列的安全評估報告，包括一本 SR-PSU 主報告 (SKB, 2014g)，和主要參考報告，包括：氣候報告 (SKB, 2014b)、放射性核種傳輸報告 (SKB, 2014f)、FEP 事件報告 (SKB, 2014c)，FHA 報告 (SKB, 2014d) 與生物圈綜合報告 (SKB, 2014a)，如表 3 所示，列出 SR-PSU 主報告和主要參考報告清單，包括近場、遠場及生物圈安全評估報告；特徵、事件、作用之 FEP 報告；未來人類活動之 FHA 報告 (Future human actions) 與核種傳輸與劑量安全評估報告。除了這些主報告及主要參考報告清單，安全評估報告還包括 SKB 很多背景調查報告和其他參考文獻。

表 3 SR-PSU 主報告和主要參考報告清單

報告編號	名稱摘要	報告名稱
TR-14-01	SR-PSU Main report	SFR長期安全分析 (SR-PSU安全評估主報告)
TR-14-02	Initial state report	SR-PSU初始狀態安全評估報告
TR-14-03	Waste process report	SR-PSU廢棄物固化體和組裝過程安全評估報告
TR-14-04	Barrier process report	SR-PSU工程障壁安全評估報告
TR-14-05	Geosphere process report	SR-PSU地質圈安全評估報告
TR-14-06	Biosphere synthesis report	SR-PSU生物圈安全評估報告
TR-14-07	FEP report	SR-PSU FEP特徵事件作用安全評估報告
TR-14-08	FHA report	SR-PSU未來人類活動安全評估報告
TR-14-09	Radionuclide transport report	SR-PSU 核種傳輸與劑量計算安全評估報告
TR-14-10	Data report	SR-PSU安全評估資料報告
TR-14-11	Model summary report	SR-PSU安全評估模式摘要報告
TR-14-12	Input data report	SR-PSU安全評估報告之輸入資料
TR-13-05	Climate report	SR-PSU安全評估有關之氣候與氣候相關議題

註：FEP 代表 特徵、事件、作用 (Features, events and processes)；FHA 代表未來人類活動 (Future human actions)

SR-PSU 安全評估計畫報告，共計十二章，合計約五百多頁，另有主要參考報告十二冊，合計超過三千餘頁。SR-PSU 計畫報告的內容如圖 12 所示。SR-PSU 安全評估之目的係為擴建 SFR 最終處置場長期安全評估結果能符合監管標準，其主要結論有三大重點：

1. 為了證明 Forsmark 擴建的 SFR 最終處置場於未來長期安全評估能符合瑞典適用法規。封閉後每年的輻射風險限值為 10^{-6} ，大約等於自然存在之背景輻射的 1% (SSMFS 2008:37 法規限值)。有效劑量與風險的轉換因子為 0.073 /Sv，因此前述風險現值約等於 1.4×10^{-5} Sv/yr 的有限劑量。依照 SSM's General Guidance，其風險發生機率須於 10 萬年內不能超過法規限值
2. 要確定處置場工程設計、建造、運轉期間之安全評估結果必須滿足法規要求，

且安全評估報告之結果必須是正確的。

3. 提供處置場設計研發、SKB 研發部門規劃、場址詳細調查和未來的安全評估，提供完整的報告資料回饋。

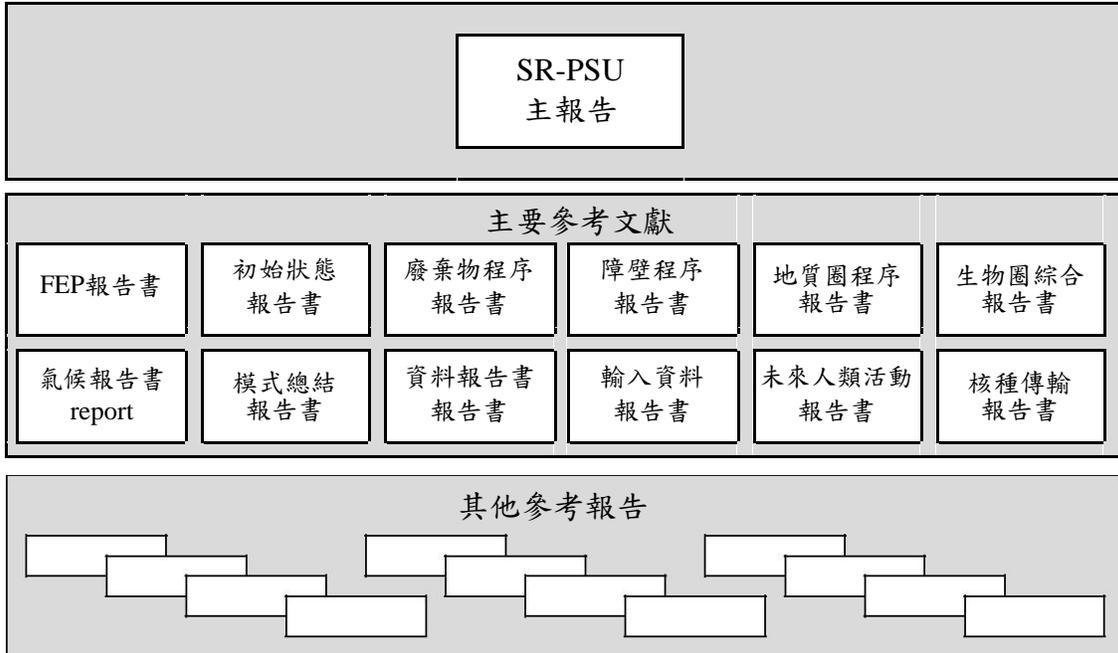


圖 12 SR-PSU 計畫主報告、主要參考文獻與其他參考報告階層示意圖

2.2.1. 場址封閉後管制及安全分析之法規要求

瑞典 SR-PSU 低放處置設施封閉後管制及安全分析之法規要求，係依據瑞典輻射安全局 SSM 所發佈法規，包括：SSMFS 2008：21 及 SSMFS 2008：37，詳細法規條文及一般建議內容，(如附錄 B「瑞典 SSMFS 2008：21 及 SSMFS 2008：37 法規條文及一般建議」)：

- 在 SSMFS 2008：21，由瑞典輻射安全管理局提出有關放射性廢棄物最終處置安全之規定。
- 在 SSMFS 2008：37，由瑞典輻射安全管理局提出保護人體健康和環境保護之法規。

根據前述法規規定，應該保護人類健康和環境免受於處置場輻射劑量之有害影響。對於保護人類健康和環境的風險和劑量標準，以及對處置場管制及安全分析需要注意各種事項，以下針對封閉後管制、封閉後安全評估、時間尺度、保護人體健康的風險

標準、最大曝露群體、對環境的影響與情節發展，依據法規內容及法規內提出之一般建議，分別進行說明：

1. 封閉後管制

瑞典法規（SSMFS 2008:21 和 SSMFS 2008:37）規定封閉後管制要求，亦包含評估處置場的安全標準。在 SSMFS 2008:37 的一般建議提出有關未來人類行為，應說明未來的人類無意闖入對處置場造成影響的情節。這些情節應包括與處置場鑽探有關的直接侵入情況，以及間接導致處置場保護能力下降的其他活動的一些示例，例如經由改變處置場或其周圍的水文條件或地下水化學。闖入的入侵情節選擇應基於當前的生活習慣和技術前提，並考慮到處置場的屬性。處置場封閉後的安全應基於防止、限制和延遲放射性核種外釋到生物圈，該方式係透過被動多功能障壁系統來執行。障壁系統包括工程障壁和天然障壁，其中每個障壁透過直接或間接保護障壁系統中的其他障壁，有助於放射性核種的阻滯。此外，處置場的廢棄物的性質和放射性核種含量必須符合設計考慮，瑞典 SFR 深層地質處置場的位置最初位於海底，有助於形成較低的水力梯度，並防止在封閉後的早期期間發生意外的人類無意闖入的入侵。

瑞典 SFR 深層地質處置場之廢棄物和處置場設計條件，SSMFS 2008:21 法規之第 4 節、第 5 節、第 8 節規定：

障壁及其功能

第 4 節 在處置場的建造或運轉監督過程中檢測到的處置場障壁功能缺陷，以及除了安全分析報告中預期的缺陷外，可能導致封閉後安全惡化的缺陷，應報告給瑞典輻射安全局（Swedish Radiation Safety Authority），不得無故拖延。如果懷疑存在此類缺陷，或者懷疑此類缺陷可能在未來發生，則同樣適用。

設計與建造

第 5 節 障壁系統應能承受於封閉後可能影響障壁功能的特徵、

事件和作用。

第 8 節 應分析為促進監測或從處置場中回收處置的核物料或放射性廢棄物，或使其難以進入處置場而採取措施對安全的影響，並向瑞典輻射安全局報告。

SSMFS 2008:21 法規之一般建議的之第 4 節、第 5 節、第 8 節及第 9 節對於封閉後發現問題之管制及處理提出如下建議方式：

第 4 節

根據《瑞典輻射安全管理局法規》(SSMFS 2008:1) 第 2 章第 10 節有關核設施安全的規定，只要處置場在運轉過程，執照持有者有責任保持並持續告知處置場安全評估的重要條件，在封閉後也是如此。在處置場封閉後，如果在連續分析和安全評估期間，障壁功能與設施安全分析報告中所述的功能相比較有劣化現象（根據瑞典輻射安全局的法規 (SSMFS 2008:1) 第 4 章第 2 節），核設施的安全被發現或懷疑，除收集和處理必要資料所需的時間外，應立即通知瑞典輻射安全局。

第 8 節

在建造和運轉期間，可採取措施監測處置場的完整性及其封閉後的障壁功能。這些措施也可用於維持不擴散控制（“保護措施”）。在建造和運轉期間也可採取措施，其主要目的是促進在運轉期間或封閉後從處置場回收處置的核物料和核廢棄物。此外，還可以採取措施，使入侵處置場變得困難，或對入侵提出警告。根據第 9 節，設施的安全分析報告應表明，這些措施對處置場安全的影響很小且可以忽略不計，或者與不採取這些措施的情況相比，這些措施可提高安全性。這些規定與瑞典輻射安全局 SSMFS 2008:37 法規的規定一致。

第 9 節和附錄

對封閉後處置場的安全性進行定量分析，主要是透過估計放射性物

質可能的擴散情況，以及它如何隨時間的分佈情況，進行相關的未來事件序列（情節）選擇。安全分析的目的之一是為證明，與瑞典輻射安全局(SSMFS 2008:37)對保護人類健康和環境的要求相比，這些情節的風險是可以接受的。安全分析還應旨在提供對各種不同時間段內處置場功能的基本瞭解，並確定有關不同處置場單元的功能和設計的要求。

SSMFS 2008:37 法規之第 4 節、第 8 節及第 9 節規定：

整體方法等

第 4 節 在用過核燃料和放射性廢棄物的最終管理中，必須進行優化，並考慮最佳可用技術。

用過核燃料或放射性廢棄物處置場封閉後 1,000 年期間由於放射性物質預期外釋而產生的集體劑量應估計為 10,000 年以上年集體劑量的總和。估計應根據第 10 至 12 節進行報告。

闖入入侵和進入

第 8 節 處置場的設計應主要考慮其保護能力。如果採取措施方便進入或使人類無意闖入之入侵更加困難，應報告對處置場保護能力的影響。

第 9 節 人類無意闖入之入侵處置場的後果應在第 11 節至第 12 節規定的不同時間段內報告。

應說明處置場在入侵後的防護能力。

SSMFS 2008:37 法規之一般建議的之第 4 節、第 8 節及第 9 節對於封閉後無意闖入之入侵和進入場址之管制與處理提出如下建議方式：

第 4、8 和 9 節：整體方法等；闖入入侵和進入

優化和最佳可用技術

法規要求進行優化，並考慮最佳可用技術。優化和最佳可用技術應

同時應用，以提高處置場的保護能力。

應根據計算出的風險評估優化處置場的措施。與處置相關的最佳可用技術的應用表示處置場的選址、設計、建造和運轉和附屬系統元件應執行，以盡可能防止、限制和延遲核種於工程障壁和地質障壁的外釋。在不同措施之間取得平衡時，應全面評估它們對處置場保護能力的影響。

如果計算出的風險具有相當大的不確定性，例如在封閉後很長一段時間內對處置場進行的分析，或在處置場系統開發工作的早期階段進行的分析，則應更重視最佳可用技術。

如果優化應用與最佳可用技術之間存在任何衝突，應優先考慮最佳可用技術。

在應用優化和最佳可用技術時，應使用來自經常性風險分析和處置場後續開發工作的經驗。

集體劑量

法規要求對封閉後的前一千年內發生外釋的集體劑量應進行說明。就處置而言，集體劑量也應用於替代處置場概念和處置場址之間的比較。如果處置場概念要求在封閉後的第一個千年內將用過核燃料或放射性廢棄物完全控制在工程障壁中，則無需報告集體劑量。

職業輻射防護

應說明為工作者的輻射防護所採取的措施，這些措施可能對處置場的防護能力產生負面影響，或使評估更加困難。

未來人類活動與資訊保存

在應用最佳可用技術時，還應考慮是否有可能降低未來人為無意影響處置場的可能性和後果，例如無意闖入之入侵。例如，可以考慮增加處置場深度和避免使用可開採礦產資產的場地，以降低人類無意闖入之

入侵可能性。保存有關處置場的知識可以降低未來人類影響的風險。應制定一項資訊保存策略，以便在封閉處置場之前採取措施。應考慮的資訊實例包括關於處置場位置、放射性物質含量及其設計的資訊。

2. 封閉後安全評估：

SR-PSU 有關安全評估範圍的規定，SSMFS 2008:37 法規規定如下：

環境保護

第 7 節 應說明游離輻射對有關棲息地和生態系統的生物影響。

報告應以有關生態系統的現有知識為基礎，並應特別考慮到遺傳上獨特的種群的存在，如孤立種群、特有物種和瀕臨滅絕的物種，以及一般任何值得保護的生物。

處置場封閉後的前一千年

第 11 節 在處置場封閉後的前一千年，處置場保護能力的評估應基於對人類健康和環境影響的定量分析。

處置場封閉後一千年後的時期

第 12 節 在處置場封閉後的第一個千年之後，應根據處置場特性、環境和生物圈發展的各種可能順序來評估處置場的保護能力。

所以在 SSMFS 2008:37 第 11 節和第 12 節法規規定，安全評估須提出不同時間段內人類無意闖入之入侵處置場後果，並應說明闖入處置場的防護能力。

SSMFS 2008:21 法規第 9 節規定：

安全性分析

第 9 節 除了《瑞典輻射安全局法規》(SSMFS 2008:1) 第 4 章第 1 節中有關核設施安全的規定外，安全分析還應包括封閉後可能導致放射性物質擴散的特徵、事件和作用，應在

處置場建造前、場址運轉前和場址封閉前進行分析。

安全分析報告

第 9 節 除了《瑞典輻射安全局法規》(SSMFS 2008:1) 第 4 章第 1 節中有關核設施安全的規定外，安全分析還應包括封閉後可能導致放射性物質擴散的特徵、事件和作用，應在處置場建造前、場址運轉前和場址封閉前進行分析。

SSMFS 2008:21 法規之附錄 1 規定以下事項：

分析方法應報告以下內容：

- 如何使用一種或幾種方法來描述處置場中的被動障壁系統、其功能和隨時間的演變；該方法應有助於清楚瞭解可能影響障壁功能的特徵、事件和作用以及這些特徵、事件和作用之間的聯繫。
- 如何使用一種或幾種方法來識別和描述可能影響處置場未來演變的事件和條件序列的相關情節；這些情節應包括一個主要情節，該情節考慮處置場及其環境中最可能發生的變化。
- 用於描述和量化處置場功能的模型、參數值和其他假設的適用性。
- 安全分析中如何處理障壁系統功能、情節、計算模型和計算參數描述的不確定性以及障壁特性的變化，包括敏感性分析報告，顯示不確定性如何影響障壁功能演變的描述，以及對人類健康和環境影響的分析。

關於封閉後條件的分析，應報告以下內容：

- 根據第 9 節進行的安全分析，包括對選定情節下生物圈、地質圈和處置場演變的描述；處置場對選定情節（包括主要情節）的環境影響，從而考慮工程障壁的缺陷和其他已確定的不確定性因素。

所以，瑞典針對廢棄物處置、放射性廢棄物最終管理有關的人類健康和環境保護提

出上述相關安全的法規。但由於瑞典最終處置場 (SFR) 設施位於波羅的海下方 60 公尺處的結晶岩 (片麻岩和花崗岩) 中，距離 Forsmark 港口約 1 公里。該位置的水力梯度非常低，因此地下水幾乎停滯。瑞典設計人員認為，只要處置場被海水覆蓋，就沒有鑽井的風險。由於瑞典的陸地抬升(約 6 毫米/年)，SFR 上方的海底將在 1,500 至 2,000 年內變成旱地，水力方面的考慮也會發生變化。這個時間框架超出了實施監管期的典型時期。所以有關 SR-PSU 低放處置設施有關封閉後監管期時間，並未有 100 至 300 年監管期管制，而是依據其安全評估計畫進行安全分析。

3. 時間尺度

SSM 法規要求對處置場在封閉後的第一個千年需進行詳細的定量安全評估。但時間較長，應對處置場特性的發展、環境和生物圈各種可能情節，進行處置場的安全評估分析。在 SSM 法規的一般建議中，對於 SFR 處置場較長時間的安全評估分析，雖然最大時間期間長達十萬年，但應至少分析到風險和對環境影響之預期最大值，且需進一步說明風險分析所選定局限性限制的討論及依據。

SSMFS 2008:21 法規之第 10 節描述安全分析所涵蓋的時間段，其中規定：

- 安全分析應包括障壁功能的必要持續時間，儘管至少為一萬年。

對於該法規的一般建議指出，評估的時間尺度應與處置場放射性含量所造成的危害相比較，並與自然產生的放射性核種相比較。

SSMFS 2008:21 法規之一般建議的第 10 節提出如下：

- 在封閉後長達 1000 年的情況下，根據 SSMFS 2008:37 的規定，針對生物圈當前條件計算的劑量和風險構成評估處置場安全性和處置場保護能力的基礎。
- 此外，在更長時間的情況下，可以使用劑量作為幾個安全指標之一以進行評估。在計算和分析結果展示時，應考慮到這一點。這些補充安全指標的示例，包括處置場中可能在土壤和近地表地下水中積聚的放射性物質濃度，以及放射性物質流入生物圈的計算流量。

SSMFS 2008:37 法規之第 10-12 節提出如下：

時間段

第 10 節 對處置場保護能力的評估應按第 11 至 12 節規定的兩個數量級的時間段進行報告。說明應包括這一種情況，即在提交建造處置場執照申請時普遍存在的生物圈條件將沒有改變。在評估保護能力時，應描述和考慮假設中的不確定性。

處置場封閉後的前一千年

第 11 節 在處置場封閉後的前一千年，處置場保護能力的評估應基於對人類健康和環境影響的定量分析。

處置場封閉後一千年後的時期

第 12 節 在處置場封閉後的第一個千年之後，應根據處置場特性、環境和生物圈發展的各種可能順序來評估處置場的保護能力。

SSMFS 2008:37 法規之一般建議的第 10-12 節提出如下：

第10至12節：時間段

法規規定兩個時期：封閉後一千年以內的時期和以後的時期。

在較長的時間內，風險分析的結果應更多地被視為在給定某些假設的情況下對處置場保護能力的說明。

風險分析的時間限制

以下原則應為風險分析的時間限制提供指導：

- (1) 對於用過核燃料或其他長半化期放射性廢棄物的處置場，風險分析應至少涵蓋大約十萬年或冰河週期，以說明處置場合理可預測的外部壓力。此後，只要風險分析提供關於提高處置場保護能力可能性的重要資訊，就應及時延長風險分析的期限，儘管最長期限為一百萬年。

(2) 對於第 1 項所述以外的放射性廢棄物處置場，風險分析應至少涵蓋在風險和環境影響方面，所預期最大後果發生之前的一段時間，儘管最長時間為十萬年，應提出風險分析所選定局限性的論據。

報告封閉後的第一個千年

一千年的時間段應被視為對氣候和生物圈條件等許多因素進行高可信度風險分析的大致時間段。在這段時間內，可用的測量資料和有關初始條件的其他知識，應用於詳細分析和描述處置場的保護能力及其周圍環境的演變。

應盡可能詳細地描述處置場早期演變過程中可能影響其長期保護能力的條件和過程。這些條件和過程的示例包括處置場的再飽和、水文地質和地球化學條件的穩定、熱演變和其他瞬變事件。

還應詳細描述處置場周圍的生物圈條件和已知趨勢，部分是為了能夠描述「目前的生物圈」（見第 5 節的建議），部分是為能描述適用於可能從處置場提前外釋的可能條件。例如，此已知的情況是指土地抬升（或下陷）、任何趨勢的氣候演變以及土地和水資源利用的附屬變化。

長時間報告

長達十萬年

報告應根據第 5 節至第 7 節的建議進行定量風險分析。應使用處置場保護能力的補充指標，如障壁功能、放射性核種通量和環境中的濃度，以加強對計算風險的信心。

給定的十萬年的時間段是近似的，應以這樣的方式選擇，以便能夠說明預期的大氣候變化（例如冰川週期）對處置場保護能力的影響，以及對周圍環境的影響。

超過十萬年

風險分析應說明處置場障壁功能的長期演變以及地震和冰川等主要

外部干擾對處置場的影響。考慮到隨著時間的推移不斷增加的不確定性，對人類和環境的劑量計算應以一種簡化的方式進行，而氣候演變可被描述為相同冰川週期的理想化重複。

將計算出的風險與法規中包含的個人風險標準，進行嚴格的定量比較是沒有意義的。相反，對處置場保護能力的評估應以計算出的風險以及處置場保護能力的若干補充指標為基礎，如障壁功能、放射性核種通量和環境中的濃度。如果計算的風險超過個人風險，或者如果有其他跡象表明處置場的保護能力受到嚴重破壞，則應報告造成這種情況的根本原因以及提高處置場保護能力的可能措施。

瑞典法規規定，對於時間段係分成兩種：處置場封閉後的前一千年及處置場封閉後的前一千年，基於對人類健康和環境影響針對處置場保護能力進行定量分析評估。

4. 保護人體健康的風險標準

SSMFS 2008:37 法規之第 5 節提出如下：

保護人類健康

第 5 節 用過核燃料或放射性廢棄物處置場的設計應確保，封閉後之有害影響對於曝露於最大風險群體中的代表性個人之年風險值不超過 10^{-6} 。

這些建議是來自於國際輻射防護協會（ICRP）於 1991 年第 60 號出版物於計算輻射劑量之有害影響。根據該 60 號出版物之規定，有效劑量轉換為誘發癌症與遺傳風險機率效應的總人口標稱機率係數（危險度）為 $7.3 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ 。

5. 最大曝露群體

根據 SSMFS 2008:37 法規之一般建議的第 5-7 節內提出如下：最大曝露群體無法以明確方式描述。並指出曝露群體(exposed group)為定義最大曝露群體的一種方法是，包括從最高風險到該風險十分之一間隔內的接受風險的個人。如果可以將更多的個人視為包含在此類群體中，則應使用該群體中個人風險的算術平均值來證明其符合法規中所載

的個人風險標準。這種曝露情況的一個示例是放射性物質外釋到作為飲用水和捕魚來源的大湖中。

SSMFS 2008:37 法規之一般建議的第 5-7 節內再提出：如果曝露群體只包含少數個體，若計算年最高個人風險不超過 10^{-5} ，則個人風險法規標準能被認為是符合。這種情況的示例可能是來自鑽井飲用水為主要曝露途徑。在這樣的計算示例中，選擇具有最高風險負荷的個人應該經由相關資訊，來證明其合理性假定的生活習慣和居住地點所計算出的個人風險。

6. 對環境的影響

環境保護在瑞典立法中沒有風險標準。在 SSMFS 2008:37 法規之第 6 節和第 7 節中指出如下：

環境保護

第 6 節 應實施用過核燃料和放射性廢棄物的最終管理，以保護生物多樣性和生物資源的可持續利用不受游離輻射的有害影響。

第 7 節 應說明游離輻射對有關棲息地和生態系統的生物影響。報告應以有關生態系統的現有知識為基礎，並應特別考慮到遺傳上獨特的種群的存在，如孤立種群、特有物種和瀕臨滅絕的物種，以及一般任何值得保護的生物。

從處置場釋出之放射性物質對選定生物體之輻射劑量影響評估，可以由國際輻射防護協會（ICRP）2003 年 91 出版物得到一般的指導基礎。該知識和數據庫的適用性，可用於放射性物質於生態系統中之分散和遷移分析，並可分析不同生物體輻射劑量影響，瑞典 SR-PSU 安全評估計畫已依據該法規之規定完成評估分析及生物圈安全評估報告。

7. 情節分析

SSMFS 2008:21 法規之附錄 1 規定分析方法應報告之內容，已提出以下事項：

...使用一種或幾種方法來識別和描述可能影響處置場未來演變的事件和條件序列的相關情節；這些情節應包括一個主要情節，該情節考慮處置場及其環境中最可能發生的變化。

SSMFS 2008:37 一般建議之第 9 節和附錄、第 10 節規定如下：

第 9 節和附錄

對封閉後處置場的安全性進行定量分析，主要是透過估計放射性物質可能的擴散情況，以及它如何隨時間的分佈情況，進行相關的未來事件序列（情節）選擇。安全分析的目的之一是為證明，與瑞典輻射安全局(SSMFS 2008:37)對保護人類健康和環境的要求相比，這些情節的風險是可以接受的。安全分析還應旨在提供對各種不同時間段內處置場功能的基本瞭解，並確定有關不同處置場單元的功能和設計的要求。

安全分析中的情節包括對外部和內部條件的給定組合，係如何影響處置場功能的情節描述。

這類條件有兩組：

- 外部條件，以特徵、事件和作用的形式出現在處置場障壁之外，其中包括氣候變化及其對處置場環境的間接影響，如永久凍土、冰川作用、地盤沉陷、地面隆起以及人類活動的影響。
- 處置場內發生的特徵、事件和作用形式的內部條件；這些條件的示例包括缺陷、核物料、放射性廢棄物和工程障壁及相關作用的性質，以及周圍地質構造和相關作用的性質。

根據對不同時間段內不同類型情節發生概率的分析，對處置場功能有重大影響的情節應分為不同的類別：

- 主要情節
- 可能性較小的情節
- 其他情節或剩餘情節

主要情節應基於外部條件的可能演變和對內部條件的真實或合理的保守假設。它應包括在安全分析涵蓋的時間段內發生概率很大或不能證明發生概率低的未來外部事件。此外，還應盡可能基於與內部條件有關的可信假設，包括有關於製造缺陷和其他發生的缺陷，並已經過證實的假設。允許對處置場障壁功能進行分析（例如，即使可以證明這是最可能的情況，也不足以始終將安全分析建立在長期密封廢棄物容器的基礎上）。在分析不確定性的影響時，應將主要情節作為起點，這表示主要情節的分析還包括一些計算案例。

可能性較小的情節應為情節不確定性的評估做好準備。這包括主要情節的變化，具有替代的事件序列和時間段，以及考慮到未來人類活動影響的情節，例如對障壁造成的損害(剩餘情節說明人類入侵處置場的危害)，對可能性較小的情節分析應包括未在主要情節框架內評估的不確定性分析。

剩餘情節應包括獨立於概率選擇和研究的事件和條件序列，以便特別說明單個障壁和障壁功能的重要性。剩餘情節還應包括說明人類入侵處置場的危害的案例，以及說明未封閉處置場未被監控後果的案例。

在這種情況下，計算假設（假設、模型、資料）中缺乏知識和其他不確定性被稱為不確定性。這些不確定性可分類如下：

- 情節不確定性：在類型、程度和時間順序方面與外部和內部條件有關的不確定性。
- 系統不確定性：在分析單個障壁功能和整個處置場功能時所用的特徵、事件和作用之系統描述完整性的不確定性。
- 模型不確定性：模型中所用計算模型的分析不確定性。
- 參數不確定性：用於計算的參數值不確定性（輸入資料）。
- 用於描述岩石障壁功能的參數空間變化（主要與水力、力學和化學

條件有關)。

不同類型的不確定性之間往往沒有明確的界限。最重要的要求是以一致和結構化的方式描述和處理不確定性。

不確定性評價是安全分析的重要組成部分。這表示在選擇計算案例、計算模型和參數值以及評估計算結果時，應深入討論和檢查不確定性。

所使用的假設和計算模型應仔細選擇，原則是應用和選擇，應透過討論替代方案和參考科學來證明。如果對模型的適用性有疑問，應使用幾個模型來說明模型選擇中涉及不確定性的影響。

應使用確定性和概率性方法，以便它們相互補充，從而盡可能全面地描述風險。

為了計算風險，應盡可能估計情節和計算案例實際發生的概率。這樣的估計不可能是準確的，因此，應透過使用多種方法來證實估計數，例如由幾位獨立專家進行的評估。例如，這可透過估計不同事件預計發生的時間來完成。

應根據從風險的角度顯示出特別重要的情節，來確定許多設計基礎案例。連同其他資訊，例如有關製造方法和可控性的資訊，這些案例應用於證實設計基礎，例如對障壁功能要求。

特別是在處理核物料，例如用過核子燃料的情況下，應證明核物料的初始配置不會出現臨界狀態。關於透過物理和化學過程重新分配核物料，這可能導致臨界，應該證明這種重新分配是非常不可能的。

安全分析中的計算結果應包含此類資訊，並應以這樣一種方式呈現，即可以對符合要求的安全性進行總體判斷。

所用假設（如模型和參數值）的有效性應得到支持，例如引用科學文獻、特殊調查和研究結果、不同規模的實驗室實驗、野外實驗和自然現象研究（天然類比）。

科學背景材料，如專家評估，應以可追溯的方式記錄，認真參考科學文獻和其他材料。

第 10 節

安全需要維持和證明的時間段應該是安全分析的起點。討論和證明建立相關時間段的一種方法，是從比較處置場放射性盤存量的危害，與自然界中發生的放射性物質的危害開始。然而，除了證明處置場中放射性物質的危險性係如何隨著時間的推移而降低之外，還應該可以考慮以其他方式在超過一百萬年的極長時期內進行有意義分析的困難。

對於用於處置長半化期廢棄物的處置場，安全分析可能需要包括考慮更大預期氣候變化的情節，主要是未來冰川的形式。例如，應該特別考慮下一個完整的冰川週期，目前估計在 10 萬年左右。

在封閉後長達 1,000 年的情況下，根據 SSMFS 2008:37 的規定，針對生物圈當前條件計算的劑量和風險構成評估處置場安全性和處置場保護能力的基礎。

此外，在更長時間的情況下，可以使用劑量作為幾個安全指標之一進行評估。在計算和分析結果展示時，應考慮到這一點。這些補充安全指標的示例，包括處置場中可能在土壤和近地表地下水中積聚的放射性物質的濃度，以及放射性物質流入生物圈的計算流量。

前述法規及一般建議規定，瑞典在放射性廢棄物處置場安全評估情節分析之資訊。SSMFS 2008：37 的第 10 節和 SSMFS 2008：21 第 9 節的一般建議，特別注重在生物圈計算情節案例。SSMFS 2008：21 的一般建議，則得別提出，根據分析不同類型情節在不同時期的發生機率，對處置場功能有顯著影響的情節可以分為三個不同類別：主要情節、可能性較小的情節、其他情節或剩餘情節的分析。

2.2.2. 場址封閉後安全分析原則

根據 SR-PSU 安全評估主報告(TR-14-01)，有關 SR-PSU 對於處置場封閉後安全評估計畫之設計原則，為了實現 SFR 處置場系統封閉後的安全，定義了兩個安全原則：

- 限制長半化期放射性核種的活度是處置場封閉後安全的先決條件。這是透過僅接受某些類型的廢棄物進行處置來實現的。工程障壁的設計是針對處置場中處置廢棄物的總活度。
- 放射性核種的阻滯是透過工程障壁和處置場環境的功能來實現。廢棄物的特性，連同廢棄物容器和處置場中工程障壁的特性，透過提供低地下水流速和合適的化學環境來降低放射性核種的流動性，並有助於處置場的安全。母岩提供了穩定的化學和物理條件以及有利的低地下水流條件。

圖 13 顯示安全原則作為封閉後階段時間函數的相對重要性。最初，當處置場中的結構可能退化時，處置場設計可提供更高程度的功能封阻核種釋出。剛開始處置時限制處置場的長半化期放射性核種數量，確保封閉後之後期時間的處置場安全至關重要。因此，雖然放射性核種的封阻與處置場的設計有關，但對長半化期放射性核種活性的限制與廢棄物接收標準及要求有關。

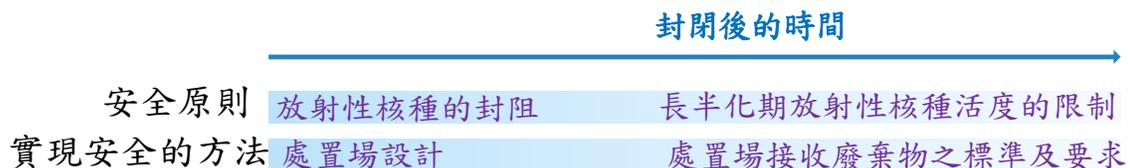


圖 13 實現短期和長期安全的方法

為進行處置場安全分析以及詳細定量評估處置場安全性，需要理解處置場系統中的各個處置單元特性和系統長期演變，安全功能定義為處置單元能促使場址具有安全作用之功能，表 4 列出瑞典 SR-PSU 主報告中 SFR 安全功能和安全性能指標，釐清該安全分析要項可有效確認封閉後管制作業。

表 4 SFR 處置場處置單元、安全功能和安全功能指標

安全功能	安全功能指標	處置單元
安全原則：限制放射性盤存量		

活度限量	每個廢棄物處置窖中每個放射性核種的活度	1BMA、2BMA、1BTF、2BTF、筒倉、1BLA、2-5BLA 和 BRT 中的廢棄物
安全原則：遲滯放射性核種的傳輸		
處置場內 低流速	水力梯度	● 1-2BMA，1-2BTF
	導水率	● 筒倉和緩衝材料膨潤土
	氣體壓力	● 筒倉
基岩低流速	水力梯度	● 地質圈
	導水率	● 地質圈
維持處置場良好狀態	酸鹼度	● 廢棄物包件中的水泥化材料 ● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁
	氧化還原電位	● 廢棄物包件中的水泥化材料 ● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁 ● 地質圈
	絡合濃度	● 廢棄物包件中的水泥化材料 ● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁
	有效吸附表面積	● 廢棄物包件中的水泥化材料 ● 1-2BMA、1-2BTF、筒倉和 BRT 的混凝土障壁
	腐蝕速率	反應爐壓力容器
避免無意闖入	鑽井 井水流經區域	生物圈

放射性廢棄物處置安全評估，需要考慮三個時間尺度：(a)運轉期的持續時間（即廢棄物處置期），該持續時間因設施而異，取決於廢棄物量和產生量、廢棄物處置率和場址容量。(b)處置設施封閉後監管期的持續時間。一般認為，近地表處置設施的監管時間於100至300年之間是合理的。在此期間，假設不會發生人為無意闖入設施的情況。(c)進行封閉後影響之評估分析時間段，該期間應進行計算封閉後安全分析，證明與廢

棄物相關的放射性危害已達到低於法規限值。該時間將根據要處置的放射性核種的半化期及其活度大小而變化。但根據前述瑞典 SR-PSU 安全評估作業，SFR 的深層地質處置場的深度位置位於波羅的海結晶基岩（片麻岩和花崗岩）下 60 公尺處，瑞典 SR-PSU 安全評估計畫認為該位置已可防止封閉後的早期期間之無意闖入，並認為該處置場深處位置被海水覆蓋住，無鑽井的風險。SFR 上方的海底將在 1,500 至 2,000 年內經由抬升作用變成陸地，所以該時間框架超出了實施監管期的典型時期(100 至 300 年之間)，所以瑞典 SR-PSU 低放處置場不特別針對監管期內時間提出管制措施及法規規定，而係依據其安全評估計畫進行不同時間(如 1000 年以內及 1000 年之後)之安全分析。

對長達 10 萬年或以上的近地表處置設施的評估，由於與未來環境條件和人類習慣特徵相關的不確定性，定量安全指標（如劑量）的可靠性會隨著時間的推移而降低。放射性廢棄物處置場係為確保進入生物圈的放射性核種的劑量保持在可接受的低劑量並符合安全限值。處置場設計需提出具有不同程度的阻絕和隔離能力，並處置可接收的放射性廢棄物。

2.3. 國際間對於中低放射性廢棄物深層處置設施的監管要求

國際間對於中低放射性廢棄物深層處置設施的監管要求，常假設闖入情節發生闖入的時間來進行人類無意闖入之入侵防範。發生闖入時間越久遠，放射性衰變造成的潛在影響就越小。這種時間框架的選擇取決於監管期的有效性，即使它們只是被動監管方式。從社會、政府歷史證據來看，國際指導係建議在幾百年之後，人們不應只依賴監管措施的有效性，無論是主動監管或是被動監管。然而，在假設人類無意闖入發生的確切時間框架上還沒有達成共識時，不同國家接受的監管期限不同，但對於深層地質處置場，無論是中低放射性廢棄物，還是高放射性廢棄物一般都在 100 至 500 年之間。根據加拿大核子安全委員會(Canadian Nuclear Safety Commission, CNSC)及瑞典核子燃料暨廢棄物運轉公司(SKB) R 11-16 及澳洲放射性廢棄物管理署相關資料，彙整國際間對於中低放射性廢棄物處置的監管要求(CNSC, E-Doc 4202126; SKB, 2011; ARWA, 2018)，簡要彙整

如表 5。

表 5 國際間對於中低放射性廢棄物深層處置設施的監管要求

國家	設施描述	監管期與人類入侵的防範
瑞典	SFR(結晶岩)：位於地下約 50 公尺處、處置短半化期中低放射性廢棄物	SFR 的深層地質處置場的深度位置位於於波羅的海結晶基岩（片麻岩和花崗岩）下 60 公尺處，瑞典 SR-PSU 安全評估計畫認為位於波羅的海結晶基岩（片麻岩和花崗岩）下 60 公尺處位置的 SFR 深層地質處置場的深度位置已可防止封閉後的早期期間之無意闖入，該處置場深處位置於海床下，被海水覆蓋住，無鑽井的風險。SFR 上方的海底將在 1,500 至 2,000 年內經由抬升作用變成陸地，所以該時間框架超出了實施監管期的典型時期(100 至 300 年之間)，因此瑞典 SR-PSU 低放處置場不特別針對監管期內時間提出管制措施及法規規定，而係依據其安全評估計畫進行不同時間(如 1000 年以內及 1000 年之後)之安全分析。實際監管期長度，SKB 將載明於封閉計畫送主管機關核定。
芬蘭	<ol style="list-style-type: none"> <li data-bbox="347 1318 753 1528">1. Loviisa 設施(結晶岩)：位於地下約 110 公尺處、處置短半化期中低放射性廢棄物 <li data-bbox="347 1549 753 1759">2. Olkiluoto 設施(結晶岩)：位於地下約 70-110 公尺處、處置短半化期中低放射性廢棄物 	依 Government Decision 398/1991 規定分為 Technical 及 Administrative post-closure surveillance，無年限規定。 監管期設定 200 年(CNSC, E-Doc 4202126)
德國	1. Asse II：地下 500-750 公尺之鹽穹(salt dome)處置	未定

	<p>中低放射性廢棄物</p> <p>2. Morsleben：地下 500-750 公尺之鹽穹處置中低放射性廢棄物</p> <p>3. Konrad：地下 800 之沉積岩處置中低放射性廢棄物</p>	
南韓	Wolsung(結晶岩)：地下 150-200 處置中低放射性廢棄物	<p>監管採土地利用管控方式(被動監管)</p> <p>主管機關須核准封閉計畫</p> <p>管制期長度由封閉計畫載明(CNSC, E-Doc 4202126)</p>
匈牙利	Bataapati 設施(結晶岩)：地下約 250 公尺處置短半化期中低放射性廢棄物	<p>監管採土地利用管控方式(被動監管)</p> <p>主管機關須核准封閉計畫</p> <p>管制期長度由封閉計畫載明</p> <p>依目前法規至少 50 年(CNSC, E-Doc 4202126)</p>
瑞士	尚無處置場。但依國家政策，中低放射性廢棄物將採深層地質處置。	依據 HSK-R-21 規定，處置場之設計應不考慮封閉後之長期監管。
西班牙	El Cabril 近地表中低放處置場	監管期預定為 300 年 (SKB R-11-16)
英國	Drigg 近地表中低放處置場	主動監管期 100 年 (SKB R-11-16)
加拿大	Bruce 中低放深層地質處置場 (2020 年 2 月當地原住民公投否決)	監管期預定為 300 年
立陶宛	Ignalina 核能電廠附近地表低放處置場(2020.3 招標公告)	監管期 100 年，之後土地利用管控 200 年。
澳大利亞	在近地表工程處置場中處置澳大利亞國內生產的低放射性廢棄物 (LLW)，並將中放射性廢棄物 (ILW) 儲存在地	運轉期為 100 年，監管期為 300 年(ARWA, 2018)

	<p>面定制儲存設施建築中，儲存期（30 年）。</p> <p>目前將於南澳大利亞的三個指定地點（Kimba 附近的 Napandee 和 Lyndhurst 以及 Kimba 附近的 Wallerdina）進行選址及現場特徵調查，包括現場地質、水文地質、地球化學性質和氣候條件。</p>	
--	--	--

第3章 IAEA 對於處置設施封閉後管制及安全分析之考量

處置設施的發展通常牽涉到廣泛的研究、設計與評估工作的規劃，其時程可能延續數年或數十年。處置設施一旦建立可以運轉數十年。放射性廢棄物處置設施的生命期，可以被定義成三個階段：運轉前階段、運轉階段及封閉後階段。地質處置設施建造、運轉、與封閉的時間軸之圖示如圖 14，並說明如下。

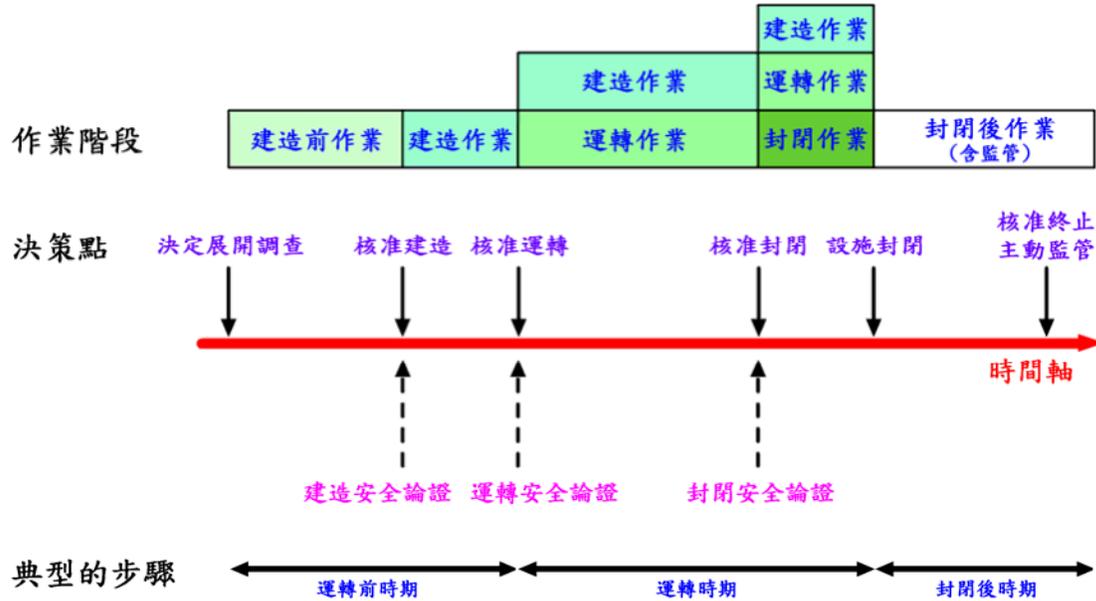


圖 14 地質處置設施建造、運轉、與封閉的時間軸圖示

—在運轉前階段執行的活動一般包括處置概念與安全策略、場址評估(選址、驗證及確認)、環境影響評估、設施初始設計研究、研究和監測計畫、設施詳細設計。設施的申照與建造也在此階段進行。

—運轉階段開始於該設施第一次接收廢棄物直到該設施所有部分進行封閉。由於廢棄物管理行為所造成的結果，此期間可能發生輻射曝露，因此須對工作人員進行輻射防護與安全管制。安全評估(Safety assessment)、監測及研究與發展計畫應被用於影響設施運轉與封閉的管理決策。在運轉期間，建造活動可以與廢棄物放置及封閉該設施其他部分同時進行。安全評估係將安全分析的結果與可接受之規範、準則作一比較。

—封閉後階段開始於設施封閉之後。封閉之後，監管期間可對可靠處置設施的安全做出貢獻(特別是近地表處置設施)。監管可為主動或被動類型。主動措施的示例有環境

介質中的放射性核種濃度監測、或是工程障壁的功能與完整性監測，尤其是近地表處置設施的案例。封閉後階段之維護措施(例如近地表處置覆蓋的修復)也屬於這個範疇。其他監管可能為被動類型，例如確保處置設施紀錄的保存與合宜的土地利用限制等。各國對於最大監管期間有不同的規定，此效益可納入於安全論證考量。但由於此管制的功能性無法確證，因此安全不能僅依賴此措施。儘管如此，此措施仍可做為提供深度防禦的一個要素。

IAEA 對處置設施封閉後之監管包括主動及被動要求，主動監管如監測(monitoring)、監視(surveillance)及補救(remedial)等工作；被動監管如土地使用管控及紀錄文件保存等。本計畫蒐集 IAEA 對於處置場址相關之近地表處置設施封閉的程序和技術(IAEA-TECDOC -1260, 2001)、放射性廢棄物地質處置設施(IAEA SSG-14, 2011)、放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估(IAEA SSG-23, 2012)、放射性廢棄物近地表處置設施(IAEA SSG-29, 2014)、監測和監視放射性廢棄物處置設施 (IAEA SSG-31, 2015)等相關安全標準叢書，有關封閉後管制及安全分析相關條文，如附錄 C「IAEA 安全標準叢書 SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 有關處置設施封閉後管制及安全分析之條文」。本章針對 IAEA-TECDOC -1260 提出之封閉放射性廢棄物近地表處置設施的程序和技術提出說明，並再將附錄 C 有關 IAEA 安全標準叢書 SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 有關處置設施封閉後管制及安全分析之條文整理分析，並摘述重要有關內容納入我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議內。

3.1. 近地表處置設施封閉的程序和技術

IAEA-TECDOC -1260(2001)完成放射性廢棄物近地表處置設施封閉的程序和技術，該報告提供 IAEA 各成員國對於進行中低放射性廢棄物 (LILW) 的近地表處置之封閉規劃和實施的指導。該報告指出世界上有許多運轉中和已封閉的近地表處置設施，以及許多處於不同發展階段的新設施。這些設施包括放置在壕溝、工程處置窖和既有岩洞中的廢棄物，其中一些設施不再接收廢棄物，已進入封閉階段。

封閉處置設施是完成處置系統的最後一個主要運轉步驟。它被定義為在廢棄物接收

停止且廢棄物安置作業完成後進行的系統性行動，旨在為處置系統提供最終處置措施。封閉階段的活動需要補充處置系統的設計，因為整個系統在足夠長的時間內隔離有害成分，以便對人類和生態系統構成的風險是可接受的。處置場封閉需要綜合考慮科學、工程、監管和社會經濟因素，並對這些因素進行整合和優化，以選擇所有相關方都能接受的具有成本效益的替代方案。一些 IAEA 各成員國已經有了封閉處置場的經驗。然而，普遍需要關於規劃和實施處置場封閉的技術概念和方法的資訊，特別是在那些正在規劃封閉現有運轉設施或開發新處置設施的會員國。

該報告的總體目標是為成員國提供有關封閉中低放廢棄物近地表處置設施的規劃和實施指南。具體目標是：審查封閉概念、要求和封閉系統的組成部分；討論封閉的問題和方法，包括監管、經濟和技術方面；以及介紹會員國使用和/或考慮的主要封閉技術實例。

IAEA-TECDOC-1260(2001)報告提出規劃和實施處置場封閉時需要考慮的技術和一些監管及社會經濟問題。提供的資訊和概念同樣適用於以前使用和封閉的 LILW 處置場以及當前或計畫的處置場。目前，相當數量的 LILW 存在於近地表處置場中，這些處置場已運轉並已進行封閉。該報告也提出，封閉以前所使用的 LILW 處置場（即遺留設施）通常會在分析補救方案之前就已經進行；封閉已經置放的 LILW 廢棄物的處置設施，僅限於廢棄物儲存作業停止後可以採取的措施，如封頂、防滲牆、就地穩定；相較之下，目前正在使用或計畫在未來使用的設施，除了頂蓋和防滲牆外，還可以包括其他功能，如襯墊、滲濾液收集系統和排水系統。與處置場封閉相關的各個階段和活動如圖 15 所示。該報告的內容反映該圖中描述的活動順序。本計畫特針對該報告提出有關封閉計畫的實施、品質保證和品質控制以及處置場封閉後立即進行的監測和監視活動有關問題進行說明。

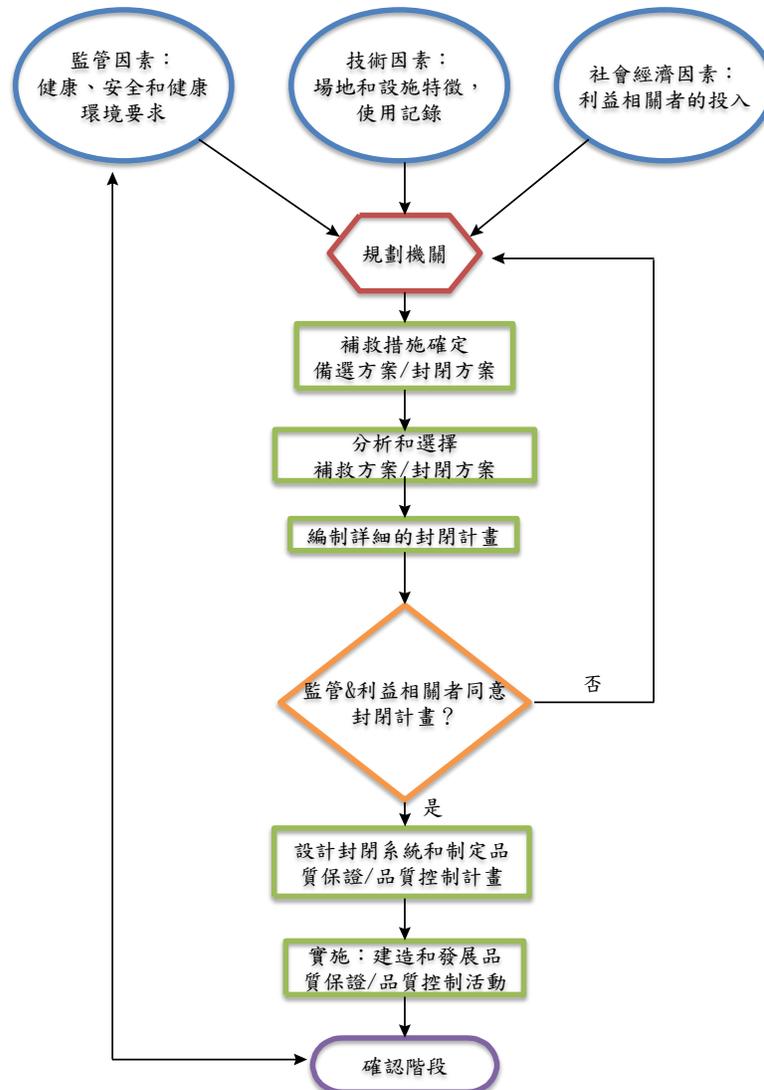


圖 15 封閉近地表處置設施的流程

3.1.1. 近地表處置設施封閉計畫

1. 封閉的概念和作用

當處置場設施已經依設計容量完成廢棄物處置，設施不再運轉之後即會進行封閉作業。圖 16 表示處置場封閉與處置場時間的關係，其中包括在整個處置場設計中的封閉計畫（時間框架僅是示例）。然而，由於事故（如地震、洪水、火災）或公眾態度、人口狀況或監管環境的變化，可能需要提前封閉處置場。如果出現這種情況，可能需要採取修正措施。當監管機關確認封閉作業可以執行，封閉後監管相關規定亦已完成時，即可完成處置場封閉。

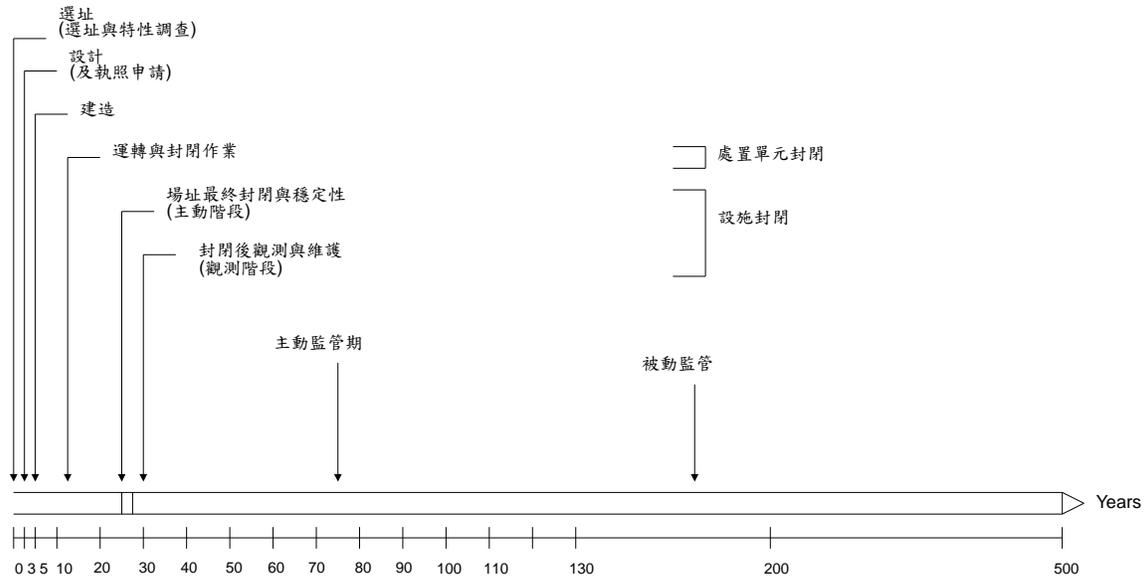


圖 16 封閉作業與處置場時間的關係 (時間框架僅是示例) IAEA (2001)

在某些情況下，當前運轉設施部分封閉，而設施的其他部分繼續運轉。部分或臨時封閉，特別是涉及臨時或永久植被層和地表水管理構造物的封閉，這些封閉措施可能是有益的，因為將防止或限制水進入設施。由於監管變化或事故情況，也可能需要部分封閉，這些是屬於運轉程序的一部分。對於長期運轉的設施，封閉已達到其容量的處置限制係為謹慎的作業行動，停止運轉和封閉剩餘處置裝置時，需要進行監測處置功能（例如，沉降監測或封閉裝置滲漏水監測）。

一般說來，處置構造物（包括無內襯的壕溝）需要有封閉系統，以控制水的進入或氣體的排出。封閉系統也要求須保護建造作業人員，執行監管期之監測和維護措施，以及避免公眾受廢棄物造成的放射性危害。透過排水減少侵蝕、滲透，以及避免處置系統沉降和下陷，預計封閉系統的運轉維護將會最少，而不喪失完整性。處置設施封閉後，可能需要在適當的時間內進行監管作業，以達成下列目的：防止無意闖入處置場、防止清除或干擾放射性廢棄物、透過監測確認處置場良好功能、必要時採取補救措施等。

封閉後的監測係為監管期間之關鍵考慮因素，以確認封閉後之處置系統功能。IAEA-TECDOC -1260(2001)報告指出針對新建造之處置設施，其封閉作業通常在初始設計階段就已考慮，以整合設施的各個處置單元及元件，並安全隔離廢棄物。運轉程序和

廢棄物接收標準必須在考慮封閉設施的情況下就需要先行制定完成。當封閉計畫納入整合到設施設計和運轉程序中時，封閉所涉及的工作量和成本會大大降低。

如果處置設施的選址、設計或運轉方式不符合現行監管標準（如遺留設施），則可能需要更廣泛的封閉作業活動。對於這些處置設施，在進行任何封閉活動之前，可能需要對補救方案進行分析。補救性替代品分析的結果，可能從不採取額外作業到完全清除廢棄物，這些工作的重點通常是在廢棄物設施設計一個封閉處置設施的封蓋。然而，也可能需要採取處置設施穩定性之措施，如現場灌漿或強夯。當涉及補救措施時，封閉處置設施通常需要比獲得執照許可和規劃的設施付出更多的努力和成本費用。

2. 補救方案分析

IAEA-TECDOC -1260(2001)報告指出一些國家在開發系統化的安全分析方法之前，就已經對 LILW 處置設施進行封填，在某些情況下還進行覆蓋（例如，用簡單的原生土壤進行覆蓋）。許多國家的危害廢棄物場址（如美國所謂的超級基金場址）也存在類似情況。許多“遺留”處置設施可能需要採取補救措施，而不僅僅是安裝封閉的覆蓋設施。可能需要更廣泛補救措施的設施類型，包括無襯砌溝槽和滲水坑。

通常在採取任何重大補救措施之前，對補救替代方案進行系統分析。補救方案分析的主要步驟，包括：

- 問題定義 - 對現場進行徹底調查，以收集足夠的資訊，對當前和未來的安全性進行分析（例如，調查地下水流動系統並估計污染物總量）。
- 建立滿足監管要求和解決公眾問題的功能/補救目標。
- 制定和分析補救替代方案 - 確定一套補救替代方案，並應用系統方法評估與每個替代方案相關的風險和效益。這套補救辦法可包括完全或部分回收廢棄物，或就地穩定廢棄物和安裝覆蓋系統等備選辦法。
- 選擇滿足監管要求和公眾關注的補救方案。

如果廢棄物要留在原地，則必須制定封閉計畫供監管部門批准，並且必須設計和實

施封閉系統。如果需要完全清除廢棄物，那麼就不需要封閉系統部件，如封蓋、截水牆或排水系統。然而，在清除廢棄物之後，可能仍需要進行一段時間的現場監測。

如果處置場的設計和運轉考慮處置設施整個生命週期，則無需進行補救替代方案分析。這與封閉功能相關的不確定性將大大減少，因為設施有多個障壁（例如，廢棄物體、回填、混凝土處置窖、工程覆蓋層），並從一開始就按照明確的廢棄物接收標準運轉。

3. 封閉計畫

對於現有設施和遺留設施，處置場封閉過程的第一步是要求設施運轉單位向監管機關提交詳細的封閉計畫，並在執行之前獲得批准。初步封閉計畫可能是在處置場開發的選址或運轉前階段已制定的；詳細的封閉計畫提供對處置場封閉的最新和全面的描述。

詳細的封閉計畫通常包括以下內容：

- 處置設施封閉和封閉後之維護管理的組織的角色和責任
- 封閉方法的詳細說明
- 設施的最新安全評估
- 監測和監視計畫
- 記錄保存和記錄保存系統的說明
- 在封閉後階段實施的長期監控

設施的封閉計畫必須反映對原始設施或運轉執行的任何處置系統的修改，這些修改將影響安全評估的結果。封閉計畫的主要目標是滿足監管要求，解決公眾關注的問題，以符合成本效益的方式實現廢棄物的安全隔離。

4. 封閉計畫的考慮因素

如圖 15 所示，在評估封閉方案時，有三個主要因素需要考慮：(1) 科學和技術投入因素；(2) 監管因素；(3) 社會經濟因素。這些因素同時需要考慮，以確定封閉設施的目標和目的，確定備選封閉方案，並指定與特定管理方案相關的技術、監管和經濟的約束條件，決定使用特定的封閉選項是基於對所有相關資訊的分析和整合，並以下列相

關因素補充說明：

(1) 法規要求

處置場執照許可證通常分階段進行，建造、運轉和封閉都有單獨的執照許可證。封閉的要求將取決於國家監管機關，但通常包括以下內容：封閉原因、詳細的封閉計畫、公眾諮詢程序、最終功能評估和品質保證方案。申請封閉執照許可證是為了證明建造人員、公眾和環境的輻射防護安全水準。

制定與處置場封閉相關的行動，以符合 IAEA 會員國現行的環境法規。處置設施在封閉前的物理狀態可能會有所不同，這取決於國家法規和運轉條件。儘管存在這些差異，但有共同的要求即：運轉單位、監管當局和公眾有足夠的信心，相信處置系統將完整執行其預期的安全功能。

根據 IAEA 特定成員國的要求，可進行環境影響評估，其中考慮到處置場封閉運轉對噪音級、粉塵產生、交通量增加、對當地動植物和人類接受者等因素的影響。如果設施設計、運轉程序和廢棄物接收標準中已納入封閉考慮因素，則初始環境影響可能已經涉及封閉運轉的衝擊影響因素。

(2) 品質保證

開發、實施和維護處置場封閉/封閉後的品質保證(QA)計畫作為詳細封閉計畫的一部分，以證明符合監管要求。品質保證計畫的目的是確保處置設施按照封閉計畫、設計和建造規範封閉。品質保證的另一個重要方面是確保並保持封閉活動的永久記錄。記錄將包括文件檔，例如：法規信函、封閉計畫、測試結果、建造圖、設計審查、程式、日誌，以及關於處置場內容的詳細資訊，特別是廢棄物清單和特徵。監管機關將審查封閉活動的品質保證計畫，並可能確定必須獨立於運轉單位執行的品質保證措施。

建造前：在封閉系統建造開始之前，運轉單位必須制定一份品質保證計畫，其中包含書面計畫和程序，以管理封閉系統的設計和建造階段。QA 檔在開始任何設計或建造活動之前定義。這些品質檔描述了處置設施運轉單位在設計階段保持品質保證的方式。品質保證計畫涵蓋的主題包括組織、設計控制、評審和審核、技術評審、材料採購和材

料測試。

建造期間：在建造封閉系統期間，品質保證計畫中心的主要活動主要是保持品質控制活動的記錄。這些品質控制活動是用於控制用於安裝封閉系統部件的建造過程的實際程序。在建造階段，控制封閉系統設計的修改和變更也是品質保證的重要內容。

建造後：建造後品質保證活動主要側重於記錄的維護。要維護的記錄類型示例，包括：地圖、測試結果、建造日誌、異常事件和設計，以及有關廢棄物清單和特性的資訊。主要目標是建立一個完整的記錄處理設施的內容，封閉設計和建造過程，以便能給後代提供文件和案件理解。因此，描述處置設施封閉的記錄是整個處置設施記錄的重要組成部分，並保存檔案資料在安全儲存位置，以確保資訊的使用壽命和可用性。設施封閉的品質保證記錄對後代非常重要，特別是在將來需要對設施進行維修或改造時。

(3) 廢棄物清單和特性

在許多年前前封閉的設施中，廢棄物形式、包裝和放射性核種清單通常不為人所知。因此，需要設施建造和廢棄物安置的歷史記錄、廢棄物產生的知識和監測資料，以確定潛在的污染物遷移問題，並說明設計封閉程序和具體技術。

一般來說，只有在監管期之時間內廢棄物會衰變到可接受活度標準才可在近地表處置設施中處置。在監管期時間內，半化期較長且不會發生明顯放射性衰變的放射性核種，在處置時預計不會超過可接受的水準。廢棄物的物理形態是封閉設計的一個組成部分，影響沉陷、生物降解和浸出敏感性。制定廢棄物物理特性和放射性核種濃度的規範是新處置設施封閉規劃的重要組成部分。

包裝需要有包裝內最大空隙量的規範，以限制局部和一般沉陷的可能性。廢棄物放置、回填和臨時覆蓋物放置最好按照既定程序和品質保證計畫進行。如果已知放置在設施中的廢棄物具有不利的物理、化學或生物特性，如高滲出性、高分散性或高氣體生成量，則有必要將修正或補救措施作為封閉計畫的一部分。控制污染物從處理單元遷移的修正措施，可能包括滲濾液處理系統、在處理單元上方和周圍設置障壁以減少進水，或安裝排氣系統以允許氣體逸出。

(4) 場址特徵

場址位置和相關特徵是選擇處置設施的工程特徵、運轉程序、廢棄物接受標準和封閉設計的關鍵因素。對於截流設計，場地特徵直接影響選擇用於侵蝕控制、水力障壁和植被重建的材料。場址特性的幾個關鍵方面，包括：地形、降雨量、其他氣候資料(經歷冰凍溫度或乾旱的氣候條件)、水文地質和土壤狀態。

(5) 設計

封閉程序和技術通常是特定於場址和設施。廢棄物安置在工程構造物，這些構造物 (a) 位於地表以下，如壕溝、坑和井；或 (b) 位於地表以上，如覆土土堆或工程結構物。許多處置設施，特別是在 1970 年代後期設計的設施，在設施使用的早期至少考慮了一些封閉作業。例如：

- 建立廢棄物形態和濃度接收標準
- 限制包裝中的空隙空間
- 廢棄物安置和臨時覆蓋物安置程序
- 基礎和結構的荷載組合和強度考慮
- 設施周圍的緩衝區
- 在運轉作業系統達到預定功能後，對其進行密封或拆除的技術手段

處置場設計通常包括封蓋和地面排水系統所需的空間，以及封閉實施所需的準備或材料處理區域。良好的封閉設計執行將有助於監測儀器安裝就位和封閉作業執行。

(6) 運轉經驗

設施的運轉經驗是封閉規劃需要考慮的重要資訊來源。經過多年運轉收集的現場特定氣象資料為覆蓋設計計算提供輸入參數資料。處置活動的記錄和日誌可以提供與接收的廢棄物類型、廢棄物安置和任何運轉困難(如意外沉降、侵蝕或滲濾液產生)有關的資訊。如果運轉記錄和監測記錄顯示，在大範圍的氣象事件下，設施和場地沉降很小，放射性外釋放很少或沒有釋放，穩定性良好，也許可考慮簡化的封閉方法。

(7) 公眾接受

公眾諮詢是封閉決策過程的關鍵組成部分。公眾輿論和態度通常對處置設施的選址、運轉、接受的廢棄物類型、封閉和封閉後的控制有重大影響。處置場封閉通常包括公共諮詢階段。可能引起公眾關注的封閉相關問題包括：

- 健康、安全和環境影響評估
- 交通管理、噪音和灰塵抑制措施
- 污染控制措施
- 當地服務中斷或需求增加
- 進入場址的控制
- 對當地就業的影響
- 封閉後場址的視覺外觀
- 封閉後設施維護（封閉後監測、監視和土地使用限制）

有關建造活動的安全和環境影響文件檔及資訊需要定期以合理簡潔的形式向公眾提供，並且讓非技術的公眾能夠理解。關於處置場封閉計畫的最終決定將由代表各方利益之間達到各種的利害相關的平衡。

(8) 人力和財力資源

IAEA 執行封閉和封閉後作業的會員國，必須為執行封閉活動提供合格的工作人員和財政經費，並提供足夠的資源，以便在確認封閉系統功能所需的期間進行適當的監管和監測安排。在與執行封閉方案有關的領域對工作人員進行培訓是重要考慮因素。為工作人員選擇培訓將與運轉期間使用的培訓類似，但將增加特定於封閉作業活動的主題，如與土方活動有關的工業安全、不透水布的地工薄膜的預防措施以及輔助建築的拆除和除汙。

確定封閉系統的技術基礎可從健康和環境風險評估中得出。理想情況下，這些評估是在設施的設計階段進行的，或者至少在預期封閉期前幾年進行。將封閉目標納入處置

設施廢棄物接收標準和運轉程序，將可以實現成本節省。

(9) 封閉經驗：危害性和都市廢棄物管理

放射性廢棄物處置設施的封閉技術與危害廢棄物和都市廢棄物處置設施有許多共同之處。都市和危害廢棄物設施的數量遠遠大於低放廢棄物處置設施的數量。而且由於通常認為這些設施的危害較小，更多的這些都市和危害廢棄物設施已經執行過封閉作業過程。無論是都市和危害廢棄物設施，都進行大量的覆蓋物、襯墊、防滲牆、土工合成材料和滲濾液收集系統的開發工作。

放射性廢棄物和都市/危害廢棄物設施處置設施之間存在顯著差異，這會影響封閉計畫和封閉技術的某些方面。其中包括：

- 監管期的持續時間：對於都市垃圾設施，監管期通常為 30 年左右，一些都市垃圾場已經重新開發用於其他用途。在證明滲濾液不再有毒之前，危害廢棄物設施（即安全掩埋場）的監管期限基本上是不確定的。放射性廢棄物處置場監管期一般很長（100 至 300 年），但通常由處置設施內相對較短半化期的核種來確定。
- 廢棄物的穩定性：由於垃圾的異質性及其生物降解性，沉陷是都市垃圾設施特別關注的問題。放射性廢棄物的沉陷更容易管理，因為廢棄物通常不含可生物降解物質部分，例如可腐爛物質，並且放射性廢棄物通常在處置前得到穩定（例如，已經由水泥固化）。
- 污染物毒性：與都市廢棄物不同的是，放射性廢棄物有關的外部輻射場，特別是與廢棄密封源清單有關的輻射危害性核種，需要採取放射性廢棄物特有的特殊處理和保護措施。

儘管放射性廢棄物和危害/都市廢棄物處置設施之間存在一些基本差異，但從封閉技術的角度來看，低放射性廢棄物處置設施與危害/都市廢棄物處置設施之間也存在一些共同性。有關危害廢棄物和都市廢棄物處理系統封閉的書籍刊物可作為設計和規劃 LILW 處置設施封閉系統的資源。

封閉危害/都市設施的豐富經驗可應用在：

- 經過現場測試的各種各樣的封蓋設計。
- 新型襯裡和覆蓋材料（如地土合成排水材料和不透水複合膜）的開發。
- 土工合成材料接縫類型和接縫作業程序的發展。
- 制定設施建造之品質保證和品質控制程序，以及設施材料製造品質保證和品質控制。
- 為封閉系統的設計和安裝制定了大量的標準、規範和試驗方法。

5. 功能要求和標準

(1) 一般要求

封閉系統的設計是為了滿足一些要求，以確保處置場的長期安全。封閉系統的設計要求來自監管要求、公眾諮詢、經濟考慮和技術分析。為確保設施的長期完整性，所有封閉系統都應滿足一些一般要求。其中包括：

- 抗滲性 - 雨水穿越過封蓋和/或其他處置系統構造並與廢棄物接觸預期較低，以限制放射性核種的滲出和後續的遷移。
- 完整性 - 廢棄物、封蓋和周圍結構的設計應確保在所有環境條件下保持所需的材料完整性，包括極端氣候、沉陷、火災和地震等自然事件、土壤和障壁材料的化學和微生物降解以及力學荷載。
- 抗劣化性 - 廢棄物體、封蓋和周圍結構的設計是為了防止由於外力（如侵蝕、凍融循環和生物入侵）導致的處置設施劣化。處理封蓋的厚度設計應足夠，並由適當的材料製成，以保護處置設施免受此類外力的影響。
- 可修復性-雖然功能要求很嚴格，但不能排除系統的一個或多個元件發生失效的可能性，特別是在很長的時間範圍內。優先考慮便於維護或限制維護需求的設計特徵。一般來說，簡單的封閉設計有助於採取修正措施。此外，可以設計封閉後監測技術，以快速定位封閉覆蓋層可能失效或發生意外沉陷的區域，從

而在問題相對較小時採取修正措施。

(2) 功能評估指南

通常使用功能評估 (Performance assessment, 簡寫成 PA) 方法來評價處置場的長期安全性。係針對計畫中或核定設施之整體或部分系統的功能及涉及保護與安全事項所執行的評估。PA 可以確定封閉系統的一套通用功能標準 (例如, 滲透速率限制、封閉覆蓋所需的使用壽命、降低入侵風險的要求)。封閉系統是整個廢棄物處置系統的子系統, 因此與整個 PA 一起進行評估。

設施封閉後的潛在輻射影響可能來自作用過程, 如: 障壁劣化或其他可能影響廢棄物隔離的事件。為處置場執行 PA 的一般框架係由許多相互關聯和反覆運算的元素所組成, 說明如下:

- 確定可能影響廢棄物向地質圈和生物圈向人類外釋和傳輸速率之封閉的特徵、事件和作用或情節。
- 確定重要的封閉系統和情節。
- 考慮處置設施的計畫和實際源項條件, 包括廢棄物的物理形態和化學成分。
- 考慮作為封閉系統和相關 PA 基礎的處置設施運轉計畫或歷史。
- 根據處置設施基本情況的 PA, 評估封閉系統各組成部分和情節的影響。
- 考慮結果的不確定性, 確定最重要的參數和假設 (“不確定性和敏感度分析”)。
- 將結果與適當的功能標準和監管標準進行比較。

根據評估目的和當前對處置系統的理解水準, PA 中對每個封閉系統要素的強調可能有所不同。一般來說, PA 需要各種輸入參數的值, 這些參數針對每個設施, 並基於設施設計、當地氣候、地質背景、運轉執行以及劑量或風險標準。任何通用 PA 提供的資訊量都是有限的, 因為與任何特定處置場相關的風險與特定場址的因素密切相關。由於封閉系統分析作為 PA 的一部分, 所以敏感度分析通常用於確定哪些封閉系統元件對安全最重要。由於過去建造的一些處置設施的設計可能不包括封閉系統的任何 PA 評估。

在這些情況下，通常將封閉系統與基本情況 PA 進行比較，以確定封閉系統能減少向生物圈外釋造成放射性污染的可能性。

(3) 詳細設計標準

PA 可以確定處置場封閉系統的廣泛功能需求，但是，需要更詳細的評估級別，以得出滿足這些需求之封閉系統類型的詳細設計。封閉系統設計的特定標準係為了確認處置功能（來自於場址和設施特定模型所確認）或規定性的（即適用於整個設施類別的監管標準）。詳細設計標準是由現場經驗、工程判斷、計算和電腦模擬等因素綜合而成，特別是為封閉覆蓋系統評估而設計的。詳細設計計算所需的標準說明如下：

- 封蓋的滲透速率
- 凍融深度
- 逕流和侵蝕
- 封蓋的密實度和強度
- 廢棄物層的密實度和強度

3.1.2. 封閉計畫執行與確認

1. 監管機關批准封閉計畫

在實施任何封閉作業活動之前，封閉計畫必須得到監管機關的批准。該計畫應包括自處置場最初獲得執照許可、建造和運轉以來發生的技術、法規和公眾關注的變化，以及封閉系統的詳細設計、相關功能/安全評估、建造計畫、監測計畫、以往運轉和環境監視記錄和監測資料，以利處置場運轉期間使用暫時穩定之技術。

2. 處置場準備和清理

在準備封閉處置場時，需要進行一些技術操作。其中包括：

- 現有建築和其他結構物的清理和除役
- 必要時，拆除臨時措施，例如臨時封蓋
- 材料的選擇和材料搬運區域的規定

- 基礎設施變更，以允許建築材料的交付

- (1) 清理和除役

任何可運轉的處置場都將有許多建築和結構物，這些建築和結構物需要在封閉前拆除或封閉。處置設施的建築物只要沒有放射性污染，就可以簡單地拆除或拆除。在處置場處置的最終物料可能是由於運轉階段使用的建築物和結構物被封閉所造成的。如果是這種情況，則需要做出規定，以確保處置場中有足夠的備用容量，以便安全處置這種物料。

排水設施也可能需要在處置設施封閉前除役。排水設施也可能在處置場下方產生顯著的空隙，因此，如果封閉後無法承受其上的覆蓋層，則可能造成沉陷危險。如果不需要這些，則可透過灌漿填充進行密封。如果要繼續使用，則可以用顆粒材料（如骨料）填充。

- (2) 拆除臨時封閉措施

在建造最終封閉系統之前，可能需要拆除臨時封蓋或防滲牆。需要保護工作人員免受不可接受的輻射風險。在最初的設計和規劃階段，應將這些特徵的移除包括在內，以確保對施工人員的輻射風險降至最低。主管當局有可能決定接受臨時封閉活動，作為最終封閉處置場的可接受部分。在這種情況下，所有有關各方在設施的初始執照許可核發和運轉階段需密切合作，並將臨時封閉措施作為最終封閉制度的一部分。

- (3) 材料選擇和處理區域

處置場封閉系統可能需要大量的各種建築材料，如砂石、水泥、膨潤土、天然粘土、瀝青等。這些材料的選擇會對封閉系統設計的經濟性產生重大影響。在可能的情況下，從經濟甚至技術角度來看，封閉時使用當地可用的天然材料可能是最好的解決方案。

任何大型建築工程都需要為承包商和材料儲存和搬運留出空間。這些區域將容納建造機械和其他設備，如混凝土攪拌站和相關筒倉。與建造機械一樣，還需要一個材料處理設施，在建造過程中，材料可以在使用前卸載和分離。這兩個區域可能需要一些準備

建造工作，如設備墊。需要進行區域的建造和選址，以儘量減少對當地環境和人口的影響。減少噪音和灰塵也是考慮因素。

(4) 基礎設施變化

與封閉相關的計畫規模可能會有大量建築材料需要運送至處置場。物流規劃可減少對當地公路和鐵路網的干擾。有可能需要修建新的鐵路側線、道路交叉口，甚至升級當地道路網，以便有效運送建築材料。

(5) 行程安排

為充分利用人力、物料資源和氣候條件，對最終封閉活動進行周密規劃。

3. 封閉系統建造

封閉系統建造的主要任務是：

- 通過土壤測試驗證底層材料已準備好進行封頂
- 土壤材料的開挖和製備
- 監控系統的佈置
- 工程障壁系統的佈置
- 排水控制裝置的安裝
- 植被恢復
- 品質控制

(1) 土壤驗證和試驗

在安裝任何封閉設施之前，重要的是確定廢棄物體和回填物具有足夠的承載強度和夯實特性。如果廢棄物和回填物不夠穩定，封蓋和其他封閉特徵可能會發生早期破壞，如不均勻沉陷。

(2) 土壤材料的開挖和製備

材料製備可以透過摻入或改性添加劑來完成。如有必要，可使用石灰、膨潤土、水

泥或瀝青等添加劑對土壤進行改性。土壤改良通常是為了使用本地土壤而不是進口材料。在使用混合或改良的土壤混合物之前，必須進行試驗，以驗證混合物符合設計規範。

(3) 監測系統的佈置

在建造活動期間，可能需要安裝監測處置場功能的裝置，如氣體生成、水通過障壁系統的滲透和滲濾液的產生。仔細規劃和特殊建造程序可能是必要的，以防止損壞監測系統的精密部件。一些監測系統，如監測氣體和液體傳輸的鑽孔，可在建造活動停止後安裝。然而，在評估監測系統的佈置對多層封蓋功能的影響時需要特別考慮。技術指導文件可作為正在封閉過程中廢棄物處置設施監測儀器的設計和佈置安裝。

(4) 工程障壁系統的佈置

- 土壤佈置 - 土壤或材料的佈置是建造過程中最關鍵的階段。重要的是，土壤要均勻分佈，以達到特定的最小厚度。並須仔細監控避免干擾底下封蓋層。通常建議在不透水地工膜上方鋪設土壤保護層或細網地工格網。
- 土壤夯實 - 封蓋的建造也使用建築和道路工程中使用的土壤夯實標準建造程序。必須保護土壤下方封蓋層的完整性，使其免受損壞。夯實土層是通過增加密度來提高土壤強度，為達到所需的低滲透性，夯實也是必要的，且除表層土外，所有土層通常都需要夯實，因為夯實會妨礙根系正常生長。
- 地工膜安裝 - 接縫破壞、穿孔和磨損是安裝不透水地工膜時遇到的最常見問題。極端溫度也嚴重限制了這些材料的有效放置。
- 排水系統 - 可能需要安裝排放處置場多餘逕流的裝置，以減少封蓋上方形成大量集中水流及造成細溝的可能性。由耐用材料（如拋石或混凝土）建造並限制在處置設施周圍的排水系統，將有助於確保系統的壽命，並透過設施的集中流量降至最低。根據監測要求，可能還需要進行逕流收集，包括小型收集池。將地表坡度控制在 1% 至 3% 左右，並安裝良好的植被覆蓋，以減少設施產生的逕流量，減少對排水系統的需求。

(5) 排水控制裝置的安裝

排水控制設施的設計目的是讓洪水淹沒區的水量疏導排出。如果封閉設施已將排水控制設施納入設計和運轉程序，則最終封閉時安裝的排水設施即是整個排水系統佈建完成。對於已封閉處置設施排水系統作為補救措施部分，則此排水系統的設計應減少洪水或積水、滲透、侵蝕和坡位侵蝕。處置設施周圍的區域也需要根據流域和逕流造成侵蝕的可能性進行評估。在某些情況下，可能需要特殊功能，如消能護道、流量控制護道和管道，以及用拋石加固或用混凝土襯砌的導流結構。

(6) 植被恢復

處置設施封蓋上方植被的類型和密度對處置場的長期穩定性具有重要作用，植被可降低侵蝕的可能性，降低了土壤水分通過封蓋和下層土壤材料再向下滲透的可能性。植被層由多種物種組成，其中至少有一些物種在土壤水分補給的整個過程中都可活躍蒸散。植坡植物蒸散速率越高，土壤水分向下進入處理單元的可能性越低。為植被層選擇物種所需的特性包括：

- 代表該地區的原生植被層，以減少植物演替的影響
- 多年生植物
- 防火、抗旱、防病
- 提供最大的蒸散潛力，以消除土壤水分

儘管植物根系分佈在整個植被層剖面（即土壤水分去除）具有明顯的優勢，但仍需擔心根系可能穿透工程障壁或掩埋的廢棄物。通常建議選擇“淺根”物種，以減輕植物根系對工程夯實土壤障壁的潛在影響。由於植物根系在土壤剖面中的分佈在很大程度上取決於有效水分，“淺根”物種仍有可能深入土壤數公尺。合成膜或更大的覆蓋層深度可用於說明控制植物根系對工程障壁完整性的影響。封蓋區域土層必須足夠厚，以收集和儲存所有滲入土壤的降水，並將根系限制在植被層。

(7) 品質控制

封閉系統建造品質控制計畫的主要活動包括：

- 篩選使用之材料
- 測試控制施工過程的建造和現場測試
- 控制等級
- 保護敏感的封閉元件，如不透水地工膜
- 組裝和安裝不透水地工膜和工程元件
- 遵守建造程序
- 測量最終封蓋層厚度
- 測量最終等級

QC 檢查員應完全熟悉規範，以確保材料和安裝程序符合標準。封閉系統建造需要具體的品質控制程序。這些領域包括：

- 材料分級：在封閉系統中應用和使用材料之前，建議對材料進行分級和分類。
- 夯實控制：夯實控制是必要的，以確保蓋的各個層足夠穩定，以支撐上覆層或達到滲透性標準。
- 不透水地工膜安裝：不透水地工膜通常安裝在大面積上，需要使用焊接來密封接縫。任何不適當的導致焊縫未完全密封，可能導致優勢滲透路徑。
- 接頭和介面：如果不同的材料連接在一起，則可能存在由不同的滲透率、強度和其他特性引起的問題。需要控制以確保接頭和介面正確連接。

4. 封閉系統確認

確認過程包括幾個作業活動，包括：處置場檢查、資料收集和管理，以及向適當的監管機關提交資訊，以獲得處置場封閉的最終批准。這過程在封閉的早期階段，如果處置場在運轉後的這段短時間內按設計執行運轉，後續將進入監管期階段。監管期重要部分是，透過定期監測和觀察，證明處置場的作用是将廢棄物與生物圈隔離開來。在監管期的後期階段，根據封閉後監測和觀察的結果，可對處置場功能的信心增加。以下作業

活動確認過程具有重要特徵：

(1) 封蓋系統檢查和維護

為確保封蓋的持續完整性和有效性，需要制定維護計畫。在封頂安裝後定期進行一段時間（2-3 年）的預防性維護工作將有助於防止植被損失、侵蝕和溝壑發育。

需要定期進行維護檢查，以便對可能影響蓋完整性的更嚴重問題提供早期預警，例如封蓋沉陷、邊坡破壞、滲濾液產生或氣體遷移，或排水系統惡化。

(2) 監管期間的監測

在監管期進行監測，如果進行得當，有助於確保處置場的物理完整性和安全性，並查明潛在的處置功能失效、安全和環境問題。此外，對系統關鍵元件的監控可用於驗證基於 PA 模型的預測，以提供對未來處置場功能的信心。

封閉後的監測要求通常由監管機關規定，並取決於實際情況。監測系統的設計通常是根據資料的預期用途和所需的維護水準來考慮。監控資料可以證明符合法規，而且可以為處置場未來功能預測提供信心。需要特別注意將監測和封閉系統結合在一起，以確保兩個系統的預期用途都不會受到損害。例如，可能需要建造一個低滲透性的多層封蓋以充分容納廢棄物。然而，如果設施的設計要求透過監測儀器和取樣接合點穿透封蓋，則這些穿過程可能成為濕氣和污染物移動的優先通道，並造成風險增加。特別是含有氚核種的情況下，這種滲透將直接進入地下水，造成快速傳輸。優先通道路徑不僅會影響封閉系統的功能，而且獲得的監測資料可能會有偏差。

原則上，處置場封閉系統的設計不依賴於封閉後的監視。但是，可能需要對設施的某些部分進行一些維護，如水收集和處理系統。封閉後監測和監視方案可包括：

- 監測空氣、植被、地表水和地下水
- 檢查表面狀況和排水系統
- 地表面維護
- 入侵監視

如果監測方法和地點設計得當，污染物監測資料可用於確定相關功能評估程序的有效性，作為修改這些程序以更好地反映處置場條件的基礎，並在必要時協助制定修訂措施。

各種水文監測技術可用於測量處置場的條件，包括測量封蓋層和回填土中土壤水分的儀器、測量滲透的滲漏計，土壤溶液和孔隙氣體採樣器安置在處置單元和鄰近區域的策略位置，用於直接測量污染物遷移。其中許多技術都可適用於自動化資料收集和資料管理。

(3) 記錄管理

廢棄物管理局和管理機構有責任確保將適當的文件檔和記錄保存在適當的檔案中。封閉後，當局可能需要查看處置場封閉記錄的檔案，以進行定期安全審查，或在污染物外釋率高於預期的情況下評估系統功能。通常建議由廢棄物管理人員和國家當局在多個地點保存有關廢棄物性質和廢棄物處置設施的記錄。保存與以下內容有關的最重要記錄：

- 處置場的地理位置
- 廢棄物的化學和物理性質
- 處置場的設計
- 最終功能評估
- 處置場的運轉記錄
- 封閉系統建造記錄
- 法規制度
- 與公眾諮詢有關的一般資訊

封閉的 QA 計畫旨在提供記錄管理和記錄歸檔的詳細說明。

(4) 封閉批准並轉入封閉後階段

證明監管期可接受的處置場功能的資料，將可作為獲得最終封閉監管批准的基礎。

在監管機關批准封閉計畫後，處置設施和相關記錄將移交給監管機關和國家當局。

處置場封閉的施工活動和材料應符合公認的工程標準，以確保設計品質與功能評估模型中使用的假設一致。封閉系統的設計和施工需要嚴格的 QA/QC 和專業施工技術和程序。封閉系統的長期功能亦存在不確定性。IAEA-TECDOC -1260(2001)報告回顧了適用於低、中水準放射性廢棄物的近地表處置設施的封閉概念、要求和封閉系統的組成部分。討論各種問題和方法，包括監管、經濟和技術方面，這些問題和方法在處置設施封閉的規劃、設計和實施中非常重要。特別是，技術方面包括結構部件（即封蓋、防滲牆、排水系統、標記、材料）、失效機制、功能評估和封閉系統的實施。該報告提供的資訊和概念亦同樣適用於以前已經運轉和封閉的近地表處置場，及當前和規劃中的處置場設施。

3.2. IAEA 安全標準叢書有關處置設施封閉後管制及安全分析之條文整理

3.2.1. 放射性廢棄物地質處置設施之封閉方式

SSG14 (放射性廢棄物地質處置設施)提出以下的封閉方式及管制措施。包括封閉(6.56–6.59)、被動安全特徵的監視與管制(6.65-6.66)、封閉與監管後的時期(6.67-6.68)等。

封閉(6.56–6.59)

SSR-5要求19：處置設施的封閉

“處置設施的封閉方式應能提供安全論證中所顯示的重要封閉後安全功能。封閉計畫，包含設施主動管理的移轉，應明確定義與具體可行，以便於在適當的時間內能安全的進行封閉。”

6.56.地質處置設施封閉涉及，例如，處置設施地下通道回填與封阻的活動。封閉的目的在於儘可能的嘗試恢復，母岩開挖前的初始天然情況。

6.57.地質處置設施的封閉後功能應考慮提供給安全論證的初始設計與隨後更新。在管制

核准設施封閉之前，應更新安全論證，以提供足夠的證據顯示封閉系統的有效性，且地質處置設施封閉後的安全性將可符合管制要求。封閉系統的有效性可以藉由對場址天然演變的瞭解、現地測試、資料分析與模式分析、以及使用適宜的天然類比來證明。

6.58.“處置設施應遵照管制機關核准的條件進行封閉，並特別考慮此階段可能發生的責任改變。與此一致封閉特徵的設置可能會跟廢棄物置放作業同步進行。廢棄物置放完成後，回填與置放封阻或封蓋有可能會延遲建造，例如，基於封閉後安全評估所需的監測，或基於公眾接受度的理由。若此特徵在廢棄物置放完成後的一段時間內尚無法完成，則此對於運轉與封閉後的安全影響，則必須於安全論證中考慮”。

6.59.地質處置設施的封閉亦應包含地表設施的除役，與進行任何必要的環境復育，且得包含耐久性標誌的建造。

被動安全特徵的監視與管制(6.65-6.66)

SSR-5要求10：被動安全特徵的監視與管制

“應使用適當程度的監視與管制，以保護與維持被動安全特徵，在某種程度上，此為必要的，以便於這些被動安全特徵能符合其在封閉後安全論證中所指定的安全功能。”

6.65.在本安全導則的背景下，‘監視(surveillance)’一詞指實質稽查處置設施以便於驗證其保護與保存被動安全特徵(即障壁)的完整性。監視應著重於跟處置系統關鍵安全功能，直接相關的障壁功能要項。“對於地質處置...。被動安全特徵(障壁)必須足夠的穩固，以便於毋需修護或升級”，及履行其安全功能的要求。監視活動不應損及設施封閉後的安全性。

6.66.地質處置設施的設計應採被動安全，且封閉後不應依靠主動介入、監視或控制來保證安全性。

封閉與監管後的時期(6.67-6.68)

SSR-5要求19：處置設施的封閉

“處置設施的封閉方式應能提供安全論證中所顯示的重要封閉後安全功能。封閉計畫，包含設施主動管理的移轉，應明確定義與具體可行，以便於在適當的時間內能安全的進行封閉。”

6.67.封閉後時期地質處置設施的設計應採被動安全(亦即無需干涉即可確保安全)，且“放射性廢棄物處置設施的長期安全性，不得依賴主動監管”。

6.68.應採取被動監管，以防止或減少無意人類活動的可能性，避免干擾廢棄物，或造成地質處置設施安全特徵的劣化。監管得包含建造耐久的標誌、發布設施紀錄於國家與國際檔案，以利後代易於取得、與移轉設施責任給後繼組織。須發展適宜的機制，以便移轉責任給下一個世代。

3.2.2. 封閉後之安全論證與安全評估

SSG23(放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估)於2.1-2.10證明放射性廢棄物處置的安全。安全評估必需評量處置系統的功能及定量化對於人類健康與環境的潛在放射性影響。安全評估是一個處置設施安全論證的主要構成要素，應考慮設施於運轉與封閉後的潛在放射性影響。放射性影響可能從封閉後漸進的作用產生，這些作用可能引起設施及其系統組件(例如天然與工程障壁)的功能退化，也可能來自於不連續的擾動事件，這些事件可能影響廢棄物的隔離作用(例如地震、斷層作用、人類無意侵入)。安全評估應證明此處置設施是否符合適用的管制要求。對於低放射性廢棄物(LLW)適用於近地表處置，並包含非常廣泛的放射性廢棄物，從高於VLLW標準到活度標準需要長達數百年屏蔽、圍阻和隔離之放射性廢棄物。低濃度的長半化期放射性核種可出現在LLW中，但可接受的濃度以近地表處置能確保廢棄物隔離期間的長度來限制，特別是經由監管能充分降低人類無意闖入設施的可能性。

對發展安全論證與安全評估(3.5–3.7)。對於處置設施：“經營者應完成安全評估，發展及持續進行安全論證，並依照國家策略、符合規範要求在法律與規範基礎架構內，應完成所有對於場址選擇與評估、設計、建造、運轉、封閉等必須的活動，如有需要封閉後亦須進行監管”。

安全論證的要求(3.8-3.9)。處置設施發展、運轉和封閉各階段的安全論證應遵照下列要求：

—"處置設施的建造須與已被許可之安全論證與支持其論點的安全評估中所敘述的設計一致。建造過程需保留母岩環境的安全功能，以依安全論證所示維持其重要的封閉後安全性"。

—"處置設施須依照執照條件與相關管制規定進行運轉，以維持運轉期間的安全，藉此維持安全論證假定的封閉後重要安全功能"。

—"放射性廢棄物處置設施之發展、運轉與封閉須成一系列步驟。必要時各步驟均須對於場址、處置設施設計、建造、運轉與管理方式之選擇、處置系統的功能與安全進行反覆評估。

—"處置設施的封閉方式須依安全論證所述，可提供封閉後的重要安全功能。封閉計畫，包含從設施主動管理的轉變，須充分地說明且可施行的，如此封閉作業才能在適當的時間安全地完成。

—"處置設施的安全論證須描述所有關於場址、設施設計以及管理控制措施與監管管制等面向的論述。安全論證與支持其論點的安全評估須論證所提供的人員與環境保護程度，並應對管制機關與其他關切團體提供符合安全要求的保證。

安全論證的應用(3.16-3.17)。下列額外要求是有關特別應用於處置設施安全評估結果的使用：

—“廢棄物包件和未包裝廢棄物的接收與置放於處置設施須符合接收準則，此準則應源自於運轉與封閉後設施的安全論證”。

—“須準備封閉後期間的計畫，提出制度化管制與安排以維持處置設施資訊的可用性。這些計畫須與被動安全特性一致，並須成為獲得封閉設施正式授權安全論證的一部分。

有關放射性廢棄物處置的安全論證，安全論證構成要素之安全策略，藉由被動的處

置設施特徵和安全策略，應該盡可能提供不同的安全功能並解釋說明要如何達到。也應該指出和說明活動控制和特徵會被使用在哪裡，以及如何證明在這樣的活動控制下能夠具有信心，像是封閉後的監控與監管。

封閉後的輻射影響評估(5.1-5.74)。封閉後的輻射影響評估為處置設施安全論證的核心，此階段輻射影響評估是評估處置系統的功能，並量化其對人類健康和環境的潛在影響，該評估同時包括量化處置系統的功能及其相關的不確定性分析。輻射影響評估的方法應為有系統的，且能充分地滿足各階段對於所有安全相關的考量。

評估封閉後的近地表處置設施之方法，一般是依據近地表處置設施的安全評估方法之精進(Improvement of Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, ISAM)計畫執行。此方法已經過調整和測試，並且也適用於評估其它類型的廢棄物設施所產生的影響。封閉後的輻射影響評估，可以應用於評估處置設施的安全，可以視為一種互補的方法(complementary manner)，提供更適切的選擇處理方式，以增加處置設施安全的信心。所考慮的不同的方法包含：機率式(probabilistic)和確定式(deterministic)分析、使用簡單保守模式(simple conservative models)和使用複雜(complex)、更實務(realistic)的模式。如果保守方式被使用，此方式應該是實務的、有依據經驗資料(empirical data)的、實際可行的(practicable)，並且對於選擇的曝露情節、參數和簡化後的計算模式係經過專家調整過的模式。

處置設施於封閉後之輻射影響評估有多種不確定性的來源，大致可分為：(1)情節不確定性(scenario uncertainty)；(2)模式不確定性(modeling uncertainty)；及(3)數據及/或參數的不確定性(data and/or parameter uncertainty)。

深度防禦(6.29-6.37)。安全功能是由處置設施的要素實現，如處置系統一部分的物理或化學特性，或一個過程或多個過程組合，有助於封鎖和隔離廢棄物(如低導水率，慢的腐蝕速率，廢棄物體緩慢溶解，低放射性核種濾出率，低放射性核種的溶解度，高吸附性)。

主動控制，如防止人類入侵或監控，也可提供安全功能或有助於信心在天然和工程

障壁和安全功能，雖然時間尺度的限制，其信用可採用如控制應被觀察(見監管 6.66–6.73)。針對監管的方式說明如下：

6.66 不可避免的緊張在於有效的監管持續時間與長半化期廢棄物仍保持危害的過程之間，造成處置策略在監管中扮演不同的角色：

—在地質處置及中等深度的處置，監管可以提供另一層深度的防禦。只要能持續，就有信心於建立處置設施的安全。然而，安全目標應被達成即使在沒有制度的管控之下。

—近地表處置的放射性廢棄物，監管通常需要實現安全目標，並且只要廢棄物仍然有潛在危險(如幾百年)則須保持在原地。而含有大量的長半化期放射性核種廢棄物應放置在更深處。並且假設監管的持續時間在廢棄物接受準則上發揮重要作用，特別是對於接近地表處置設施。

IAEA 之 SSG23 指出：放射性廢棄物處置設施的長期安全性不能依賴監管；對於地表或靠近地表處置設施，監管為防止一定時間內人類入侵的一個重要的安全因素。任何依賴於安全的情況下，注重監管是合理的；被動的監管規定應該被鼓勵的。在這種安全的情況下某些可信賴的行為可以被採取，但不應該假設這能長期的有效防止人類入侵。

3.2.3. 封閉後管制之作法

SSG29 (放射性廢棄物近地表處置設施) 封閉後與監管(7.6–7.15)，根據 SSR-5 要求 22：封閉與監管後的時期：“應準備封閉後計畫以說明監管與維持處置設施資訊可獲得性的安排。這些計畫應與被動安全特徵一致，且應構成安全論證的一部分，管制機關據以許可設施進行封閉。”

所以對於 7.6.指出：封閉後的監管應考慮做為提供處置設施額外安全保證的方法。監管可能有助於安全性，防止或減少人類活動無意中干擾廢棄物或減損處置系統安全特徵的可能性。監管亦可能利於增加近地表處置設施的公眾接受度。

在 7.7 指出：SSR-5[4]第 5.6 段敘述如下：“放射性廢棄物處置設施的長期安全不得依賴於主動監管。”然而，視近地表處置設施的核種存量，有可能在設施封閉之後的某段時期需要對設施進行監管維護(例如防止人類入侵)。

7.8 指出：設施經營者應確實準備監管計畫，並諮商管制機關與任何場址所在地具有管轄權的地方、區域、或國家機構。計畫應確認所預期的監管功能，說明這些功能如何生效，何時生效，以及提供辯證與證據說明其可靠性。設施開始建造時，監管計畫初稿可以是有變通性與概念性的，但隨著處置的進展，計畫內容亦應漸進的發展與精進，直到設施封閉與場址免於管制。

7.9. 監管可以是主動(亦即未來設施經營者需要主動採取維護措施)或被動(亦即未來設施經營者或其他人無需持續進行維護活動)。主動監管得包含防止公眾進入場址的措施(例如維護場址圍籬與設置保安人員)，以及對環境中核種濃度及工程障壁整體性與功能的監測作業。被動監管得包含將處置設施相關資訊置放在地方、國家、或國際組織的紀錄與檔案(使未來世代能對處置設施與其安全進行決策)、場址耐久性標誌的使用、與立法限制土地的使用。

7.10. 設施經營者應釐清將實施的監管計畫與基於安全評估目的對監管時間長短與有效性任何假設之間的關係。安全評估中的假設，例如，主動監管將能防止人類入侵達 100 年，並不意指主動監管將實際於 100 年後結束。決定釋出場址使免於管制，以及從主動監管轉移到被動監管時期，是未來設施經營者結合管制機關同時考慮相關利害關係人的觀點，所應做的決策。

7.11. 安全評估與安全論證不應依賴於無限期的有效監管(例如防止人類入侵)。7.12. 安全評估的結果可提供監管計畫進行決策的所需資訊，但其不應為僅有的考慮因素；而應納入所有利害關係人的觀點以提供做為安全論證強健與完善的佐證。監管計畫擬定過程中亦應考慮可能影響設施的破壞性事件之發生可能性。一般而言，由於衰變效應將使得來自放射性廢棄物的危害與伴隨的劑量與風險隨著時間減少。然而，在某些情況下(例如近地表處置設施含有相當數量的長半化期核種)，評估所得的劑量可能相當長的一段

時間不變，或甚至由於子核種的衰變而略有增加。

7.13.對於某些近地表處置設施，人類入侵情節的劑量評估可做為設施封閉後必要主動監管期的決策定量指標，以便符合放射性廢棄物處置安全要求準則。其他曝露途徑與情節(例如經由氣體或地下水途徑釋出與曝露)亦可能影響監管期與其時間長短。監管計畫不應僅依賴前述的數值比較；而應檢視更廣泛的判斷並應考慮一系列的因素。

7.14.設施經營者應權衡安全論證中的任何論點，與監管計畫中監管有效性的考量。典型的，安全論證與支持的安全評估應假定監管的有效性不大於數百年。7.15.不同的監管作業有可能由不同的組織負責。設施經營者通常負責主動監管，而國家機構可能負責的作業例如紀錄歸檔與土地利用管制。例如在適當的階段，經由管制機關核准，設施經營者的場址責任有可能移轉到政府。

3.2.4. 封閉後監測和監視放射性廢棄物處置設施

SSG31 (監測和監視放射性廢棄物處置設施)之 6.1-6.15 指出處置設施功能期內不同時期的監測，對於封閉後監測若是封閉後安全論證的一部分，那麼封閉後期間監測方案目標是檢測環境中可能歸因於處置設施的放射性物質和/或其他有毒物質。然而，這只是封閉後監測方案的一部分，其重要性因不同類型的處置設施而異。封閉後監測的範圍、持續時間和重要性因不同類型的處置設施和處置的廢棄物而異。處置設施封閉後實施的監管可能是主動的，也可能是被動的。積極的監管案例包括監測環境中的放射性核種濃度和監測障壁的功能和完整性，這對近地表處置設施尤其重要。

封閉後期間的監測應包括通知相關利害相關者從主動監管轉向被動監管的決定(例如，透過場址標記和持續“處置場址記憶”等方式建立)。在處置設施開發的這一階段，目標是確定場址的條件何時適合修訂許可證，以便能夠終止監測活動以及場址的維護和主動監管。例如，對於地面處置設施，如果認為依賴陸地處置場運轉可以開始確保長期安全，則可以決定啟動被動監管，當廢棄物的輻射毒性降低意味著人類入侵的無意闖入之輻射風險相當低時。這可以被認為是一種逐步實現完全長期被動安全的方法。

SSG31 之 7.1-7.17，制定和實施監視計畫。該監視計畫的目的是對廢棄物處置設施

進行監視，以核實障壁被動安全的完整性，並能迅速查明可能導致放射性核種或其他污染物遷移或外釋到環境中的情況。此外，監視還包括審查或審核記錄，以便定期檢查產品規範，並檢查此類檢查的結果。監視計畫主要適用於運轉期，通常透過定期檢查廢棄物處理設施的處置單元，這些處置單元已被確定為對安全情況至關重要。監視計畫包括但不限於檢查廢棄物處置設施的這些組成部分。

在封閉後的一段時間內，通常無法進入含有廢棄物和廢棄物包件的廢棄物處理區或單元進行檢查。封閉後監視的持續時間應根據處置設施的類型及其所含廢棄物的類型來確定。封閉後監視的持續時間還應取決於在以前期間對設施功能的信心。設施封閉後的監視可能會改變性質，甚至會因監管穩定性的變化而終止。

按處置設施類型劃分的監視。“在某種程度上，處置設施的安全可能取決於一些行動，如維護工作或監視。然而，必須盡可能地減少這種依賴性”。“對於地質處置設施，可以透過被動特徵提供封閉後的安全性...。對於近地表處置設施，在封閉後的一段時間內，可能需要採取維護、監測或監視等措施，以確保安全”。

對於近地表處置設施，應在運轉前開始監測，並應在封閉後繼續監測，直至主動監管期結束。通常應在封閉後期間需要檢查的障壁係為處置設施的表面覆蓋物。

對於地質處置設施，監測應在運轉前階段開始，通常在設施封閉時結束，此時無法進入工程障壁內。

對於礦坑和採礦作業之廢棄物處置設施，監視應在運轉前階段開始，並應在監管期結束或設施封閉時結束，這取決於處置系統的性質，例如，如果無法進入工程障壁。關於監管穩定持續時間和知識連續性的假設通常是確定封閉後監測持續時間的主要因素。

第4章 國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究

本計畫針對美國德州 Andrews 場址及瑞典 SFR 最終處置場封閉後安全分析及封閉計畫進行研究。並再整理國際低放處置場，包括：西班牙的艾爾·卡布里爾、法國奧貝處置設施中心、英國 Drigg 附近的低放廢棄物處置場、日本的 Rokkasho 處置場、芬蘭 VLJ 處置場、加拿大布魯斯的深層地質處置場，有關該處置場之處置設施介紹、安全評估及封閉計畫，以利瞭解國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究及相關技術。

4.1. Andrews 場址封閉後安全分析

4.1.1. Andrews 低放射性廢棄物處置設施

美國德州安德魯 (Andrews, Texas) 低放射性廢棄物處置設施係由美國德州的廢棄物管理專家公司(Waste Control Specialists LLC, Andrews, Texas, 以下簡稱 WCS)，於 2004 年 8 月向德州州政府之安全主管機關-德州環境品質委員會(Texas Commission on Environmental Quality, 以下簡稱 TCEQ)提出於安德魯設置低放射性廢棄物處置設施的執照申請，歷經多年審查，於 2009 年 9 月獲得最終執照(final license)，且是美國自 1981 年低放射性廢棄物處置管制法規(10CFR 61)發布後，第一個獲得核准接收各類(A/B/C，不含超 C 類)低放射性廢棄物的處置設施 (物管局，2011，2013a; TCEQ, 2008; WCS, 2007)。

安德魯低放處置場特點整理如下 (物管局，2011，2013a; TCEQ, 2008; WCS, 2007)：

- (1) 經營者：Waste Control Specialists
- (2) 地點：Andrews, Texas
- (3) 管制機關：State of Texas
- (4) 接收對象：德州聯盟(Texas Compact)與美國能源部(DOE)的廢棄物
- (5) 安德魯郡低放處置設施獲得設置的證照許可證：

包含 2 個設施的許可證，分別是接收德州聯盟廢棄物的聯盟廢棄物設施 (Compact Waste Facility, 以下簡稱 CWF)；以及接收美國能源部國防工業低放

廢棄物的聯邦廢棄物設施(Federal Waste Facility, 以下簡稱 FWF)如圖 17 所示。
(物管局, 2011, 2013a; TCEQ, 2008; WCS, 2007)

- (6) CWF: 設施面積約 30 英畝, 土地與設施所有者為德州政府, 接收德州與佛蒙特州的民用 Class A、B、C 類低放廢棄物, 接收廢棄物體積約 230 萬立方英尺、活度約 390 萬居里(Curies)。所有廢棄物都填裝進鋼骨鋼筋混凝土(Steel reinforced concrete)製的廢棄物罐, 空隙以水泥漿填滿, 規劃運轉 35 年。(物管局, 2011, 2013a; TCEQ, 2008; WCS, 2007)
- (7) FWF: 設施總面積約 90 英畝, 包含 2 個處置單元(disposal units), 一為接收美國能源部國防工業產生的 Class A、B、C 類低放廢棄物的 FWF-CDU(Canister Disposal Unit); 另一為接收混合類(Mixed Wastes)低放廢棄物的 FWF-NCDU(Non-Canister Disposal Unit)。當開始接收廢棄物後, 設施所有者則為美國能源部。其預計接收廢棄物總體積約 2,600 萬立方英尺、總活度約 560 萬居里(Curies), 其中 Class A、B、C 類的廢棄物以廢棄物罐裝填, 接收體積限制約 810 萬立方英尺、活度約 550 萬居里(Curies)。設施規劃運轉 35 年。

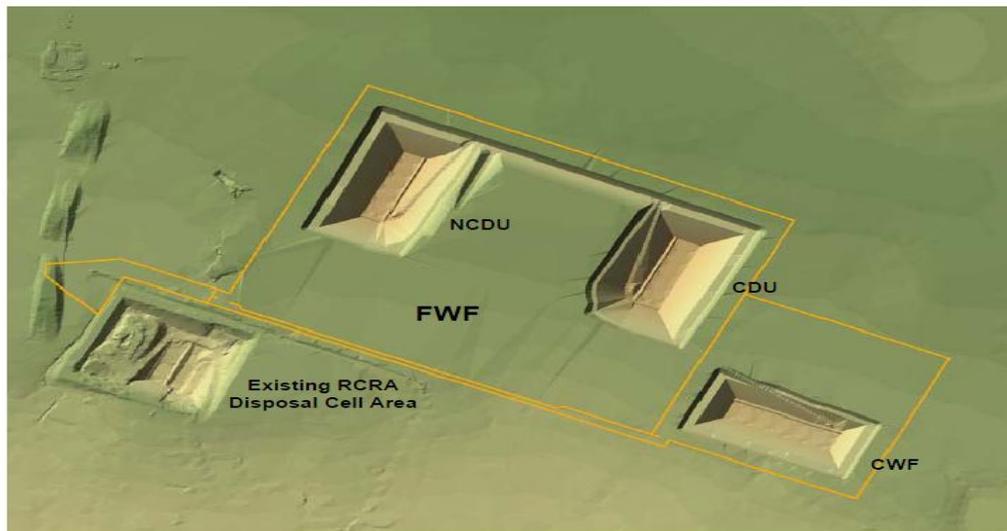


圖 17 安德魯低放處置場設施 FWF 及 CWF 分區圖 (WCS, 2007)

根據美國聯邦法規, 各州政府可自行處置產生的低放射性廢棄物, 或由幾個州以區域聯盟方式共同處置。對此, 目前美國境內各州政府處置低放廢棄物現況如圖 3 所示。

簽訂合作區域聯盟有 10 個，其他不歸屬這些聯盟也有 10 個州，值得注意的是，美國目前運轉中的 3 座民用低放廢棄物處置場，包括南卡羅來納州的 Chem Nuclear Facility Barnwell (隸屬 Atlantic Compact)；華盛頓州的 U.S. Ecology Facility Richland、位在猶他州的 Energy Solutions Facility Clive (隸屬 Northwest Compact)，都是以區域聯盟方式處置低放廢棄物。多數的低放處置聯盟係由鄰近州合組而成，如此可以降低廢棄物運輸可能衍生的安全問題。但是德州卻選擇與遙遠東北的佛蒙特州簽訂共同處置的區域聯盟，參見圖 18。(物管局，2011, 2013a; TCEQ, 2008; WCS, 2007)

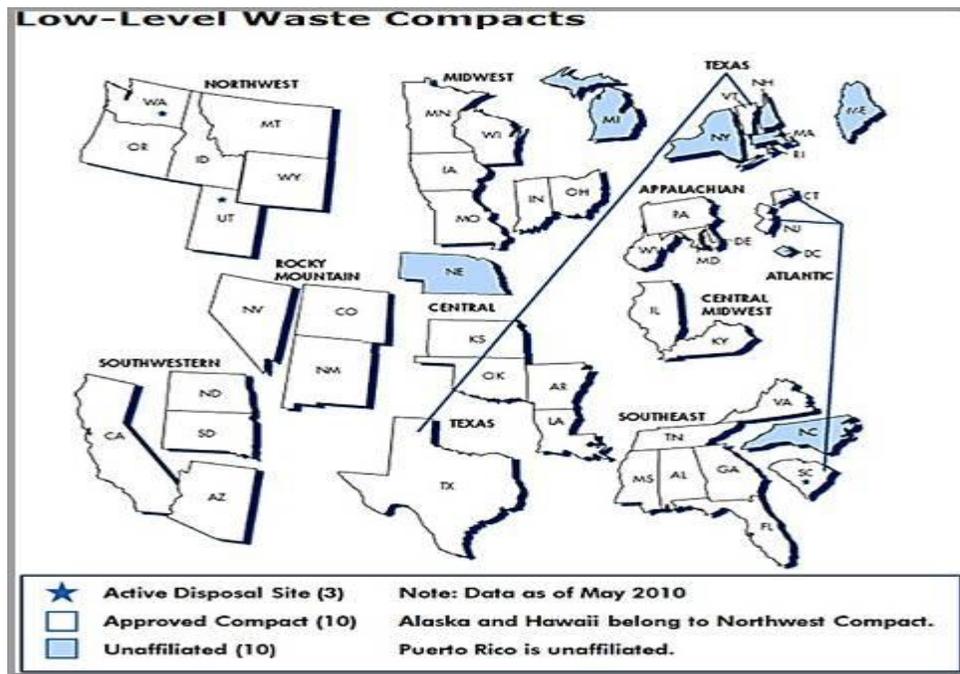


圖 18 美國民用低放廢棄物處置區域聯盟

WCS 向 TCEQ 申請的低放處置設施執照，係一張執照包含 2 個處置設施，一是 Texas Compact Waste Disposal Facility(CWF)，一是 Texas Federal Waste Disposal Facility(FWF)，設施型式是近地表處置，開挖方式是由地表明挖，工程障壁的設計概念如圖 19。

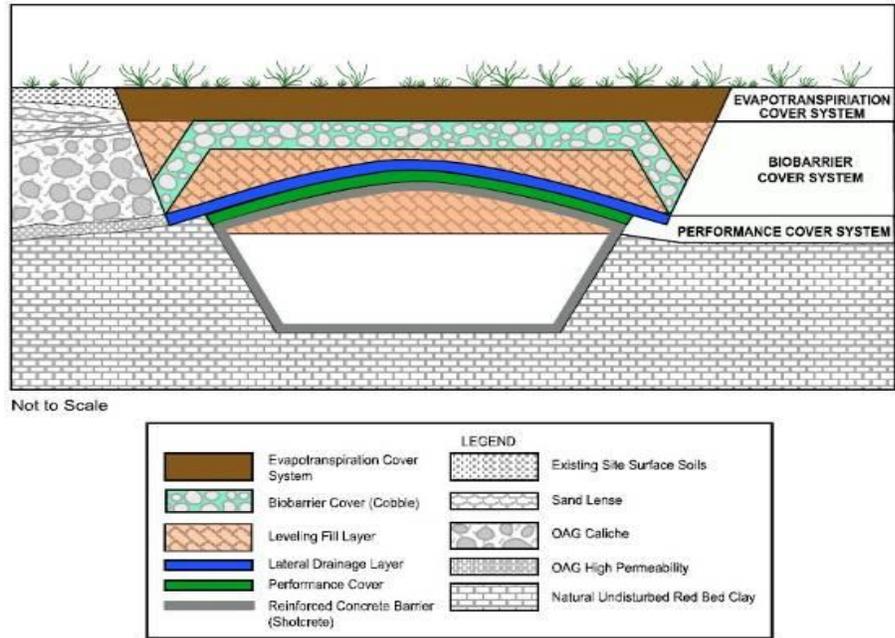


圖 19 安德魯低放處置設施工程障壁設計概念
(WCS, 2007)

整個工程障壁設計有 2 個重點：一是處置設施的側向及底部與圍岩接觸面的襯砌設計；一是廢棄物處置後，防止雨水入滲的覆蓋層設計。在襯砌設計方面，安德魯低放處置設施除必要的混凝土障壁外，也將利用瀝濾液(leachate)收集與排水系統增加設施安全性；針對美國 EPA 對 RCRA(The Resource Conservation and Recovery Act)廢棄物的管制，FWF 設施還會加裝洩漏偵測系統；所有設施都會裝設水份中子探測儀的連通管，以隨時監測與掌握水分變化的情形，現場照片如圖 20。(物管局，2011, 2013a; TCEQ, 2008; WCS, 2007)

安德魯低放處置設施覆蓋層設施的功能主要是避免雨水入滲、防堵地下水流、減緩地表地質作用(geologic processes)或生物活動(biotic activity)導致的障壁功能退化，與一般近地表處置設施覆蓋層的功能目標大致相同。安德魯低放處置設施覆蓋層的設計主要分成 3 個部分：從最靠近廢棄物位置向上分別為功能障壁層(Performance Cover System)、生物障壁層(Biobarrier Cover System)、蒸發蒸散層(Evapotranspiration Cover System)，圖 21 為其細部設計示意圖。(物管局，2011, 2013a; TCEQ, 2008; WCS, 2007)



圖 20 安德魯低放處置設施安裝地層水份中子探測儀
(物管局，2011, 2013a; WCS, 2007)

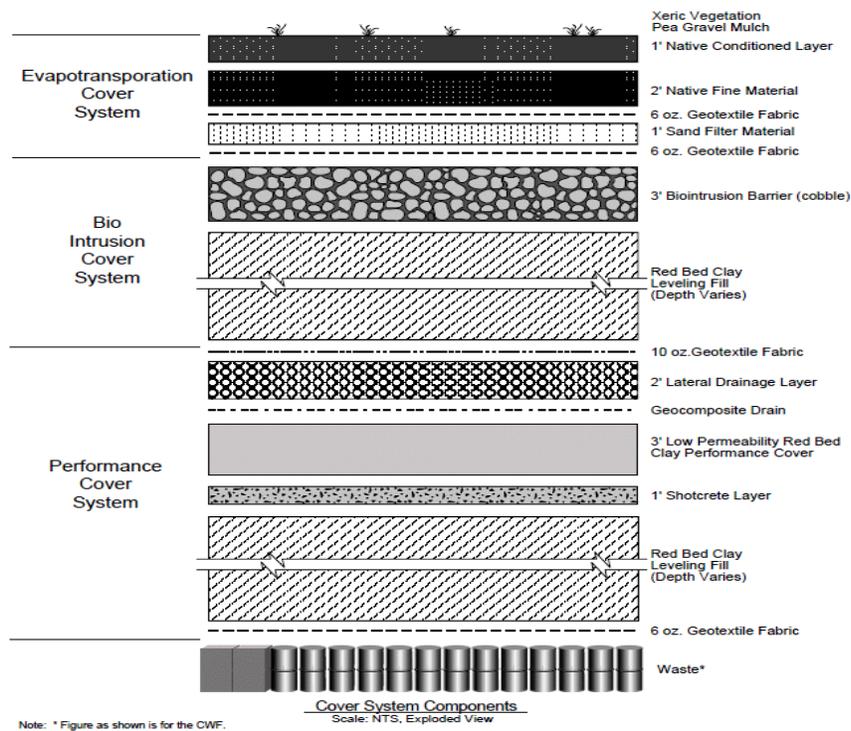


圖 21 安德魯低放處置設施覆蓋層設計
(物管局，2011, 2013a; WCS, 2007)

4.1.2. Andrews 低放射性廢棄物處置場安全評估及封閉後安全分析

德州的安全評估劑量標準，正常、異常與意外情況下工作人員為 50 mSv/yr；正常、異常與意外情況下一般公眾為 0.25 mSv/yr；無意闖入者為 1 mSv/yr。其安全評估目標

係以符合聯邦與德州法規要求之處置場功能目標，以保護工作人員、保護一般公眾、維持場址長期穩定、保護無意闖入者。美國德州安德魯場址對於安全評估分析完成審照作業，係採用美國 ARGONNE 國家實驗室發展之 RESRAD 程式，計算核種由環境介質土壤、空氣、地下水、植物與動物傳輸與曝露，對人類造成的劑量與風險，以 RESRAD 程式分析結果，符合德州的安全評估劑量標準後，完成審照作業(物管局，2011)。美國 ARGONNE 國家實驗室所開發之 RESRAD (i.e., radiation doses and risks from RESidual RADioactive material)，包含 ONSITE、OFFSITE、BUILD 及 BIOTA 等主要分析應用模組，其中 RESRAD (ONSITE 及 OFFSITE 模組) 已獲美國核能管制委員會對於低放射性廢棄物處置輻射劑量評估安全審查之認可，該模式可針對人類及動植物接受體位於現場或遭受放射性污染區域之放射性曝露劑量評估 (物管局,2011,2013a; WCS, 2007; Yu, 2000, 2001, 2003, 2007)。

1. 場址曝露情節分析

輻射防護包括幾種曝露情節分析、環境途徑以及人體輻射劑量接受者之分類。一個情節是一組條件，配合環境傳輸途徑計算個人接受劑量。功能評估是基於以下四種場址曝露情節：

- (1) 正常運轉時情節
- (2) 監管階段情節 (封閉後持續到100年之時期)
- (3) 監管後階段 (封閉後100年之後的時期)
- (4) 事故情節

正常運轉操作階段，這段時期之廢棄物處置設施正在積極接收和處置廢棄物。四種曝露情節，可能會導致不同的個人放射劑量。對於每次曝露情節中，需標示不同地點為潛在的人體輻射劑量接受者。個人接受劑量包括以下人員種類：

- (1) 場區工作者
- (2) 場區邊界內的個人

(3) 鄰近居民

(4) 無意闖入者

「場區工作者」是指受雇在廢棄物處理和處置業務所涉及設施的工作者。封閉後，現場作業人員是定期檢查和場區維護的雇員。場區邊界內的個人是指接近場區圍欄設施，但仍是不受控制的區域。保守假設，「場區邊界內的個人」區域是指在廢棄物處置場區100公尺範圍內。在正常運轉或意外事件的情節下，鄰近居民係指居住於WCS場址以西，大約距離場區6公里處，可能曝露於從設施釋出微量的放射性核種。監管階段情節（封閉後持續到100年之時期），「鄰近居民」係假設位於緊鄰場址處置單元處。監管後階段（封閉後100年之後之時期），有關現場的闖入者是指任何個人，暫時或永久地佔據處置場。「無意闖入者」之定義，包括：闖入者發現場區、闖入者施工，闖入者鑽掘和闖入居民，如美國NRC於1986年所述明的各種情況。

上述的每個接受體可能會接觸到放射性核種經由幾種環境傳輸途徑。德州行政法規TAC 336.709 30 (1) 指出，所需的途徑是空氣、土壤、地下水、地表水、植物吸收、穴居動物的挖掘。

表6列出「功能評估輻射劑量分析情節」，而有關途徑詳細列於WCS公司提出的申請書之「卷31-Appendix 8.0-3: Qualitative Pathway Analysis」，本計畫摘錄於表7「途徑模式摘要」內。

每個的曝露情節之劑量限值與每接受者相關。對於正常運轉和封閉後，個體輻射劑量為25毫侖目/年的標準（即，無事故），該限值係來自德州行政法規（TAC）§336.724（1）之標題30所規定之年劑量限值。這個劑量限值適用於場區邊界的個人和最鄰近的居民。工作者劑量限值為5000毫侖目/年，來自「30 TAC§336.305(a)」的規定。事故情節的個人之劑量標準為100毫侖目/年，來自「30 TAC§336.305(a)1」的規定。該處置場應用RESRAD程式之功能評估輻射劑量摘要如表8之說明。

表 6 功能評估輻射劑量分析情節

接受者	途徑		劑量限值
正常運轉時情節			
工作者	A1	在運轉過程從開放廢棄物桶單元引致之塵土	5,000毫侖目/年
	A2	從裝載或運輸總廢棄物桶引致之塵土	
	A3	在運轉過程從廢棄物桶單元釋出之氣體	
	A4	在運轉過程從總廢棄物桶處置單元水坑之蒸發水	
	S1	工作者不慎攝食土壤	
	---	外在曝露，如「附錄 8.0-4 “Worker Doses” 之計算	
場區邊界	A1	在運轉過程從開放廢棄物桶單元引致之塵土	25毫侖目/年
	A2	從裝載或運輸總廢棄物桶引致之塵土	
	A3	在運轉過程從廢棄物桶單元釋出之氣體	
	A4	在運轉過程從總廢棄物桶處置單元水坑之蒸發水	
	S2	吸入遠場區域之再漂浮的污染土壤（遠場土壤被已沈降之塵土污染）	
	S3	遠場污染土壤之外部輻射（遠場土壤被已沈降之塵土污染）	
	G1	由紅土質區域經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管 由125英尺的區域裡經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	
	G2	經由滲漏與地下水傳輸到225英尺的富含水區域裡的水井濾水管	
	G3	由紅土質區域經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	
	W1	由於強降雨與洪水情況下，造成總廢棄物遠場傳輸	
	W2	地表水將已沈降之塵土污染土壤沖流至低窪地區	
W3	地表水流動與污染傳輸（被排除之設計元件）		
鄰近居民	A1	在運轉過程從開放廢棄物桶單元引致之塵土	25毫侖目/年
	A2	從裝載或運輸總廢棄物桶引致之塵土	
	A3	在運轉過程從廢棄物桶單元釋出之氣體	
	A4	在運轉過程從總廢棄物桶處置單元水坑之蒸發水	
	S2	吸入遠場區域之再漂浮的污染土壤（遠場土壤被已沈降之塵土污染）	
	S3	遠場污染土壤之外部輻射（遠場土壤被已沈降之塵土污染）	
	W1	由於強降雨與洪水情況下，造成總廢棄物遠場傳輸	
	W2	地表水將已沈降之塵土污染土壤沖流至低窪地區	

接受者	途徑		劑量限值
正常運轉時情節			
	W3	地表水流動與污染傳輸（被排除之設計元件）	
監管階段情節（封閉後持續到100年之時期）			
工作者	A5	場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	5,000毫侖目/年
	A6	氣體從已完整覆蓋物散發出來	
	D2	場址封閉後，維修工作者通過已完成的覆蓋物之輻射曝露	
場區邊界	A5	場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	25毫侖目/年
	A6	氣體從已完整覆蓋物散發出來	
	G1	由紅土質區域經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	
	G2	由125英尺的區域裡經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	
鄰近居民	A5	場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	25毫侖目/年
	A6	氣體從已完整覆蓋物散發出來	
	G3	經由滲漏與地下水傳輸到225英尺的富含水區域裡的水井濾水管	
監管後階段（封閉後100年之後之時期）			
闖入者 發現者	A5	場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	25毫侖目/年
	A6	氣體從已完整覆蓋物散發出來	
	A7	被穴居動物和長根性植物挖出造成污染物傳輸散播出來	
闖入者 施工者	D2	場址封閉後，維修工作者通過已完成的覆蓋物之輻射曝露	25毫侖目/年
	A5	場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	
	A6	氣體從已完整覆蓋物散發出來	
	A7	被穴居動物和長根性植物挖出造成污染物傳輸散播出來	
闖入者 鑽探者	D2	場址封閉後，維修工作者通過已完成的覆蓋物之輻射曝露	25毫侖目/年
	A5	場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	
	A6	氣體從已完整覆蓋物散發出來	
	A7	被穴居動物和長根性植物挖出造成污染物傳輸散播出來	
	D3	非故意闖入者至井泥坑之輻射曝露	
	A5	場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	

接受者	途徑	劑量限值
正常運轉時情節		
闖入者 居民	A6 氣體從已完整覆蓋物散發出來	25毫侖目/年
	A7 被穴居動物和長根性植物挖出造成污染物傳輸散播出來	
	G3 經由滲漏與地下水傳輸到225英尺的富含水區域裡的水井濾水管	
	P1 根貫穿至廢棄物，豆科灌木樹木材被檢收作為柴火木頭	
	P2 根貫穿至廢棄物，牛放牧到長根性草原	
	B1 廢棄物被動物挖掘出來（被挖掘到掩埋的深度）	
	D3 非故意闖入者至井泥坑之輻射曝露	
場區邊界（原先的）	A5 場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	25毫侖目/年
	A6 氣體從已完整覆蓋物散發出來	
	G1 由紅土質區域經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	
	G2 由125英尺的區域裡經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	
	G3 經由滲漏與地下水傳輸到225英尺的富含水區域裡的水井濾水管	
事故情節		
工作者	A8 空氣釋出與容器裂開和掉落有關連	5,000毫侖目/年
	A9 氣體釋出由於廢棄物桶處置場火災	
	A10 氣體釋出由於龍捲風	
	D1 運轉過程直接曝露到高強度廢棄物組件	
場區邊界	A8 空氣釋出與容器裂開和掉落有關連	100毫侖目/年
	A9 氣體釋出由於廢棄物桶處置場火災	
	A10 氣體釋出由於龍捲風	
	D1 運轉過程直接曝露到高強度廢棄物組件	
最鄰近居民	A8 空氣釋出與容器裂開和掉落有關連	100毫侖目/年
	A9 氣體釋出由於廢棄物桶處置場火災	
	A10 氣體釋出由於龍捲風	
	D1 運轉過程直接曝露到高強度廢棄物組件	

※ 25 毫侖目/年 德州行政法規 (TAC) §336.724 (1) 之標題 30 規定年劑量限值

表 7 傳輸途徑模式摘要

途徑	釋出過程	接受者				需注意之時期		
		工作者	處置場邊界	鄰近居民	無意闖入者	運轉階段	監管階段	監管後階段
Air Pathway								
A1 , Airborne dust from open bulk waste cell during operations 在運轉過程從開放廢棄物桶單元引致之塵土	Dust resuspension 塵土再漂離漂浮	X	X	X		X		
A2 , Airborne dust from loading and transport of bulk waste 從裝載或運輸總廢棄物桶引致之塵土	Dust resuspension 塵土再漂離漂浮	X	X	X		X		
A3 , Airborne gases from waste cell during operations (H-3, C-14, Kr-85, I-129, radon) 在運轉過程從廢棄物桶單元釋出之氣體 (如 H-3, C-14, Kr-85, I-129, 氡氣)	Waste decomp. & rad. decay 廢棄物分解與輻射衰變	X	X	X		X		
A4 , Evaporating water from disposal unit sumps in bulk waste cell during Operations 在運轉過程從總廢棄物桶處置單元水坑之蒸發水	Evaporation 蒸發	X	X	X		X		
A5 , Suspension of post-closure residual soil contamination 場區封閉後殘留土壤污染物之漂浮塵土	Dust resuspension 塵土再漂離漂浮	X	X	X	X		X	X
A6 , Gas emanation through finished cover (H-3, C-14, Kr-85, I-129, radon) 氣體從已完整覆蓋物散發出來 (如 H-3, C-14, Kr-85, I-129, 氡氣)	Waste decomp. & rad. decay 廢棄物分解與輻射衰變	X	X	X	X		X	X
A7 , Transport of contamination exhumed by burrowing animals and deep-rooted plants 被穴居動物和長根性植物挖出造成污染物	Dust resuspension 塵土再漂離漂浮				X			X

途徑	釋出過程	接受者				需注意之時期		
		工作者	處置場邊界	鄰近居民	無意闖入者	運轉階段	監管階段	監管後階段
傳輸散播出來								
A8 , Air releases associated with a dropped, breached canister 空氣釋出與容器裂開和掉落有關連	Dust resuspension 塵土再漂離漂浮	X	X	X		X		
A9 , Air releases associated with a truck fire 氣體釋出與廢棄物桶處置場火災有關連	Fire 火災	X	X	X		X		
A10 , Air releases associated with a tornado 氣體釋出與龍捲風有關連	Dust resuspension 塵土再漂離漂浮	X	X	X		X		
Soil Pathway								
S1 , Worker inadvertent soil ingestion 工作者不慎攝食土壤	Residual contamination 殘留污染	X				X		
S2 , Inhalation of off-site resuspended soil contamination (contaminated by dust deposition) 吸入遠場區域之再漂浮的污染土壤（遠場土壤被已沈降之塵土污染）	Dust deposition & resuspension 塵土沈降與再漂離漂浮		X	X		X		
S3 , External radiation from off-site soil contamination (contaminated by dust deposition) 遠場污染土壤之外部輻射（遠場土壤被已沈降之塵土污染）	Dust deposition 塵土沈降		X	X		X		
Groundwater Pathway								
G1 , Leaching and groundwater transport through red beds to a well screened above the red beds 於紅土質上方，由紅土質區域經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	Leaching from disposal cell 從處置單元滲漏		X		X	X	X	X
G2 , Leaching and groundwater transport	Leaching from		X		X	X	X	X

途徑	釋出過程	接受者				需注意之時期		
		工作者	處置場邊界	鄰近居民	無意闖入者	運轉階段	監管階段	監管後階段
through 125-foot zone to a well screened above the red beds 於紅土質上方，由125英尺的區域裡經由滲漏與地下水傳輸到水井井管濾水管	disposal cell 從處置單元滲漏							
G3 , Leaching and groundwater transport of radionuclides to a well screened in the 225-foot water-bearing zone 核種經由滲漏與地下水傳輸到225英尺的富含水區域裡的水井濾水管	Leaching from disposal cell 從處置單元滲漏		X		X	X	X	X
G4 , Leaching and groundwater transport of radionuclides to a well screened in the Trujillo sandstone 核種經由滲漏與地下水傳輸到Trujillo砂岩的水井濾水管	Leaching from disposal cell 從處置單元滲漏		X		X	X	X	X
G5 , Leaching and groundwater transport of radionuclides to a well screened in the Santa Rosa formation 核種經由滲漏與地下水傳輸到Santa Rosa構造的水井濾水管	Leaching from disposal cell 從處置單元滲漏		X		X	X	X	X
Surface Water Pathway								
W1 , Off-site transport of bulk waste as a result of high precipitation or flood conditions 由於強降雨與洪水情況下，造成總廢棄物遠場傳輸	Surface runoff 地表逕流		X	X		X		
W2 , Surface water transport of ground-deposited contaminated dust to a low-lying area 地表水將已沈降之塵土污染土壤沖流至低窪地區	Surface runoff 地表逕流		X	X		X		
W3 , Surface water run-on and contaminant	Surface runoff		X	X		X		

途徑	釋出過程	接受者				需注意之時期		
		工作者	處置場邊界	鄰近居民	無意闖入者	運轉階段	監管階段	監管後階段
transport (precluded by design features) 地表水流動與污染傳輸 (被排除之設計元件)	地表逕流							
Plant Pathway								
P1 , Mesquite logs gathered from the Site, post-closure, used locally for firewood 來自場址內或場區封閉後之豆科灌木樹木材被檢收作為柴火木頭	Waste exhumation by roots 廢棄物被植物的根挖出				X			X
P2 , Cattle grazing on deep-rooted grass 牛放牧到長根性草原	Waste exhumation by roots 廢棄物被植物的根吸收排出				X			X
Burrowing Animal Pathway								
B1 , Waste exhumation by burrowing animals (precluded by depth of burial) 廢棄物被動物挖掘出來 (被挖掘出掩埋的深度)	Dust resuspension 塵土再漂離漂浮				X			X
Direct External Pathway								
D1 , Exposure to high activity waste packages during operations 運轉過程曝露到高強度廢棄物組件	Direct radiation 直接輻射	X	X			X		
D2 , Exposure through the finished cover to an on-site maintenance worker after closure 場區封閉後，維修工作者通過已完成覆蓋物之輻射曝露	Direct radiation 直接輻射	X					X	

途徑	釋出過程	接受者				需注意之時期		
		工作者	處置場邊界	鄰近居民	無意闖入者	運轉階段	監管階段	監管後階段
D3, Exposure to inadvertent intruder well mud pit 無意闖入者至井泥坑之輻射曝露	Direct radiation 直接輻射	X			X			X

表 8 RESRAD 程式功能評估輻射劑量摘要

	CWF (mrem/yr)	FWF-CDU (mrem/yr)	FWF-NCD U (mrem/yr)	Maximum/ Total (mrem/yr)	標準 (mrem/yr)
正常運轉時情節，工作者					
途徑 A1, dust	0	0	1.8E+01		
途徑 A3, gases	0	0	1.1E-03		
途徑 S1, soil ing.	0	0	1.3E-01		
External gamma(a)	2.4E+02	9.5E+01	1.1E+01		
總劑量	2.4E+02	9.5E+01	2.9E+01	3.6E+02	5,000
正常運轉時情節，場區邊界個人					
途徑 A1, dust	0	0	2.4E-02		
途徑 A3, gases	0	0	4.6E-06		
途徑 S3, ext rad	0	0	1.4E-05		
途徑 G1, gw red bed	0	0	0		
途徑 G2, 125 zone	0	0	0		
途徑 G3, 225 zone	0	0	0		
途徑 W2, surf water	0	0	4.9E-04		
總劑量	0	0	2.5E-02	2.5E-02	25
正常運轉時情節，最鄰近居民					
途徑 A1, dust	0	0	1.1E-04		
途徑 A3, gases	0	0	2.1E-08		

	CFW (mrem/yr)	FWF-CDU (mrem/yr)	FWF-NCD U (mrem/yr)	Maximum/ Total (mrem/yr)	標準 (mrem/yr)
途徑 S3, ext rad	0	0	6.4E-08		
途徑 W2, surf water	0	0	2.2E-06		
總劑量	0	0	1.1E-04	1.1E-04	25
監管階段情節 (封閉後持續到100年之時期), 工作者					
途徑 A6, gases	9.4E-03	3.9E-01	9.8E-05		
總劑量	9.4E-03	3.9E-01	9.8E-05	4.0E-01	5,000
監管階段情節 (封閉後持續到100年之時期), 場區邊界個人					
途徑 A6, gases	1.2E-02	1.6E-04	1.1E+00		
途徑 G1, gw red bed	0	0	0		
途徑 G2, 125 zone	0	0	0		
途徑 G3, 225 zone	0	0	0		
總劑量	1.2E-02	1.6E-04	1.1E+00	1.2E+00	25
監管階段情節 (封閉後持續到100年之時期), 最鄰近居民					
途徑 A6, gases	5.3E-05	5.2E-03	7.4E-07		
總劑量	5.3E-05	5.2E-03	7.4E-07	5.2E-03	25
監管後階段 (封閉後100年之後之時期), 闖入者 鑽探者					
途徑 A6, gases	3.6E-03	2.9E-03	4.5E-07		
途徑 D3, mud pit	6.7E+00	1.8E+00	1.3E-02		
總劑量	6.7E+00	1.8E+00	1.3E-02	6.7E+00(b)	100
監管後階段 (封閉後100年之後之時期), 闖入者 居民					
途徑 A6, gases	9.8E-01	8.0E-01	1.2E-04		
途徑 G3, 225 zone, 0-10,000 yrs	0	0	0		
途徑 G3, 225 zone, 0-100,000 years	5.8E-01	1.1E+00	3.4E+00		
途徑 D3, mud pit	3.0E+00	7.9E-01	1.9E-02		
總劑量	4.6E+00	2.7E+00	3.4E+00	4.6E+00(c)	100
監管後階段 (封閉後100年之後之時期), 鄰近居民					
途徑 A6, gases	9.8E-01	8.0E-01	1.2E-04		
途徑 G3, 225 zone, 0-10,000 years	0	0	0		
途徑 G3, 225 zone, 0-100,000 years	5.8E-01	1.1E+00	3.4E+00		
總劑量	1.6E+00	1.9E+00	3.4E+00	3.4E+00	25
事故, 工作者					
途徑 A8, dropped pkg	2.4E+01	6.7E+02	n/a (e)		

	CWF (mrem/yr)	FWF-CDU (mrem/yr)	FWF-NCD U (mrem/yr)	Maximum/ Total (mrem/yr)	標準 (mrem/yr)
途徑 A9, fire	1.6E+02	1.8E+02	n/a (e)		
途徑 D1, ext rad	8.9E-01	8.9E-01	n/a (e)		
總劑量	1.6E+02(f)	6.7E+02(f)	n/a (e)	6.7E+02(f)	5,000
事故, 場區邊界個人					
途徑 A8, dropped pkg	2.2E-02	2.5E+00	n/a (e)		
途徑 A9, fire	2.2E+00	2.5E+00	n/a (e)		
途徑 D1, ext rad	7.5E-03	7.5E-03	n/a (e)		
總劑量	2.2E+00(f)	2.5E+00(f)	n/a (e)	2.5E+00(f)	100
事故, 最鄰近居民					
途徑 A8, dropped pkg	3.4E-06	3.8E-04	n/a (e)		
途徑 A9, fire	4.0E-03	4.5E-03	n/a (e)		
總劑量	4.0E-03(f)	4.5E-03(f)	n/a (e)	4.5E-03(f)	100

- (a) 所有類型的工作者平均值，來自於「卷 31 附錄 8.0-4」工作者劑量。
 (b) 鑽機可鑽在任何三個設施，但假定只有一個意外的闖入者。
 (c) 意外的闖入者居民可位於任何三個設施，但假定只有一個闖入者。
 (d) 工作者處理 DU-氧化物處置組件，需要呼吸器，事故的嚴重程度可以減輕。
 (e) FWF-NCDU 處置設施無廢棄物處置組件。事故是由 FWF-CDU 處置設施所影響。
 (f) 假定只有一個最壞情況下的事故發生。

G3途徑係指核種經由滲漏與地下水傳輸作用，遷移到225英尺富含水區域裡的水井濾水管中。G3途徑之概念模型如圖22。假定核種經由滲漏與地下水傳輸作用到225英尺的區域地下水。地下水進入處置場址且接觸到放射性廢棄物後，核種溶解釋出，從溝槽底部垂直往下遷移，通過紅土層，到約225英尺深度的砂岩地層。然後居民利用水井抽取該含水層地下水作為飲用水與牲畜飲水。劑量來源，包括攝入的飲用水，與經由食物鏈關係，食用牲畜產品（如牛奶和肉類）所得的劑量，概念示意圖如圖23。假設在225英尺的水井抽水量每天只有幾加侖作為飲用水與牲畜飲水，量少不作為灌溉用水，本場址所有灌溉水源係取自較深層、較多出水量和未受污染含水層之地下水源。

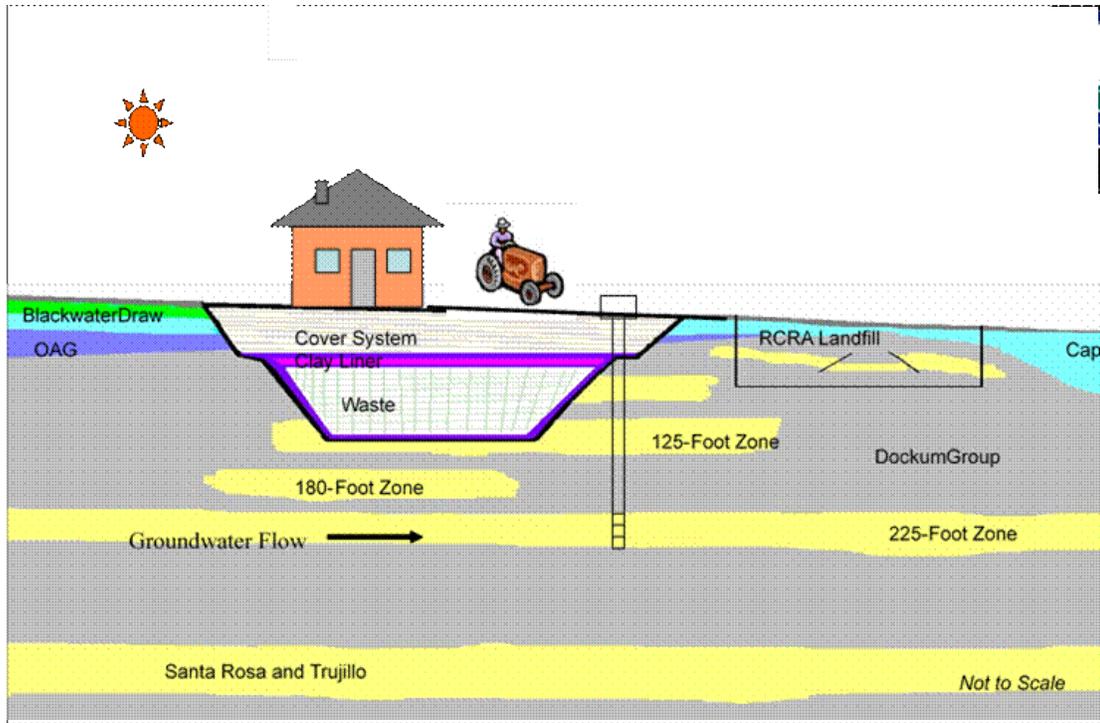


圖22 G3途徑概念模型：核種由地下水傳輸到225英尺的水井濾水管

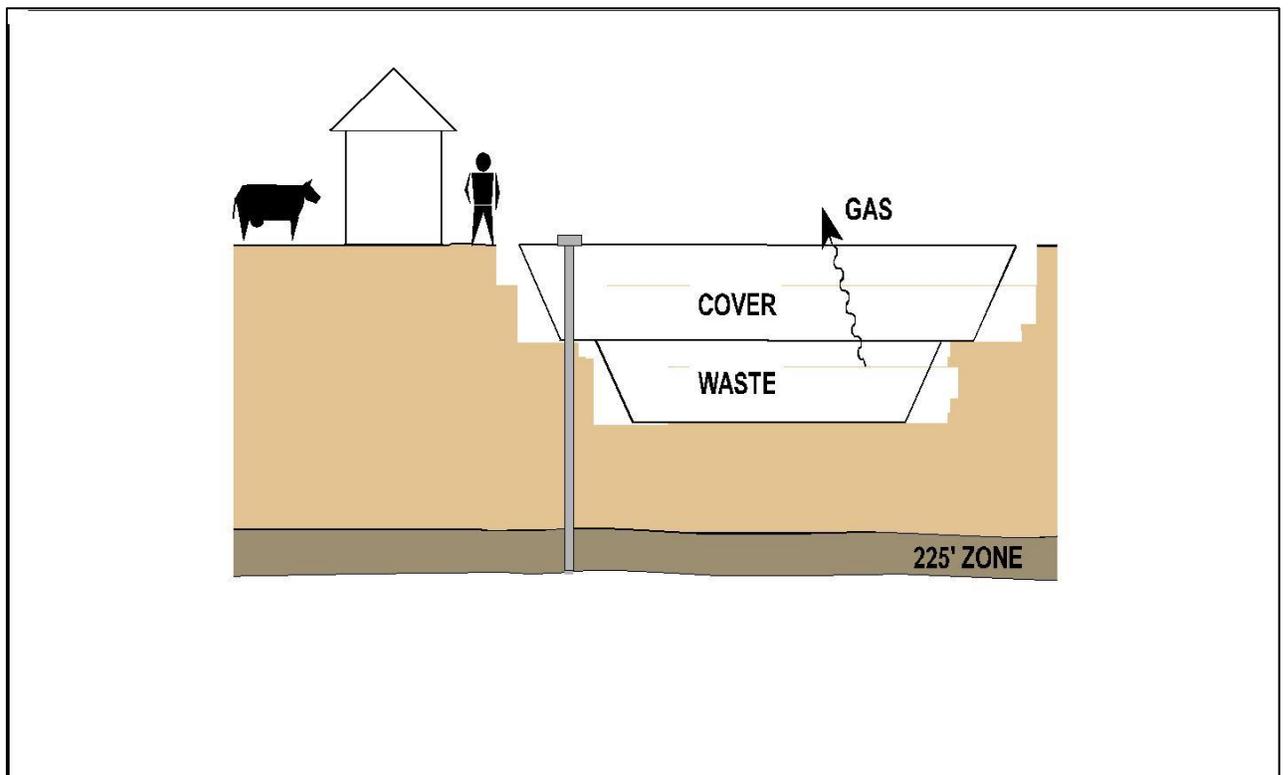


圖 23 G3 途徑概念模型：居民使用地下水示意圖

放射性核種遷移是從溝槽底部垂直向下通過紅土層到深度225英尺砂岩地層。CWF處置設施從溝槽底部到225英尺地層的垂直距離是42公尺，而對於深度更深的處置設施FWF-CDU和FWF-NCDU則是32公尺。

放射性核種的釋出與遷移係利用RESRAD模式（ONSITE版本6.3）。全部模擬輸出檔案，在WCS提出的申請書之「卷31-Appendix 8.0-8: Computer Outputs」，全部頁數約4470頁。模擬過程係假設放射性核種為均勻釋出，由分佈係數Kd值計算固/液相交換之溶解釋出模型。這種溶解釋出模型是假設保守的，因為係假設所有的放射性核種可與水接觸。假設廢棄物容器、混凝土障壁，或改善核種釋出的方法（如活性金屬、固化或固封廢棄物）皆不考慮具有效用。整個處置場放射性核種活度量，能夠立即釋出和遷移出。

RESRAD模式重要輸入項目之一，係為通過覆蓋系統和廢棄物浸潤接觸的入滲量。需要確認水的總入滲量，該數值決定了存在於溝槽受污染廢棄物之滲瀝水量。入滲量是經由HELP模式（3.07版）計算得到。CWF處置設施每年入滲率為0.0383英寸，FWF-CDU和FWF-NCDU處置設施則是每年0.0378英寸。

RESRAD模型模擬時間100,000年的期間。在第一萬年沒有發生劑量，因為從溝底傳輸到225英尺地層區域的放射性核種遷移時間都大於10000年。其中，從CWF到達225英尺地層的第一個放射性核種大約15,000年。從CWF峰值劑量是約15,600年的Cl-36。FWF-CDU和FWF-NCDU的放射性核種到達225英尺區域是約12000年的Cl-36。FWF-CDU的峰值劑量為1.1毫侖目/年，發生時間約36,400年，劑量主要是由Tc-99（佔95%）為主，I-129（佔5%）。FWF-NCDU峰值劑量為3.4毫侖目/年，主要核種是TC-99，約於36,400年。

總結放射性核種的劑量如表9。在100,000年所有劑量低於25 mrem/year，（德州30 TAC§336.724法規值），且遠遠超出了TCEQ指導文件要求1000年期間。

表 9 途徑 G3 於 RESRAD 模式計算劑量

處置設施	核種	劑量峰值(mrem/year)	峰值發生時間(年)
CWF	Cl-36	0.58	15,600
FWF-CDU	Tc-99 (95%) I-129 (5%)	1.1	36,400
FWF-NCDU	Tc-99	3.4	36,400

4.1.3. Andrews 場址封閉計畫

WCS 對於 Andrews 場址低放射性廢棄物 (LLRW) 處置設施的設計旨在滿足德州法規 30 TAC 336.723 的功能目標。並制定 32 項設計標準[詳見 WCS(2007)許可證申請 (LA) 第 3.1.2 節]，其中幾項與儘量減少封閉後維護和監控的目標直接相關。例如，設計標準 G2 “設計特徵應朝向長期隔離”，設計標準 G8 “工程特徵在封閉後不需要長期維護”。這些標準要求 WCS 能設計出結合簡單、可靠、被動特徵，而不是複雜或活躍的工程處置系統。因此，透過創建簡單、可靠和被動的功能，WCS 對於場址的設計將盡可能減少運轉結束後和封閉的作業活動，場址將需要少量或不需要長期的主動監管維護。且亦考慮到可能的最大降水量 (PMP) 造成的侵蝕，並已納入涉及 LA 最終封蓋設計之所有模擬計算中。

封閉 Andrews 低放射性廢棄物處置場是整個運轉期間的一個持續過程。這將需要在填充每個處理單元時進行封閉。並按照 ALARA 原則進行。現場的最終封閉將在收到所有廢棄物並完成運轉期，以及完成的一系列作業活動之後。在封閉期間，將完成地表設施結構的拆除和拆卸、地表水和水流侵蝕路徑的控制、場址進場道路的拆除、處置系統的最終處置封蓋安裝以及地表永久標記的安裝。

封閉要求包括以下內容：

- 儘量減少未來維護的需要
- 控制、減少或消除封閉後放射性成分、滲濾液、受污染逕流或任何化學物質分解產物流向地下水、地表水和大氣的逸出
- 促進場址現場自然重力排水，並儘量減少封蓋的侵蝕或磨損
- 遵守放射性核種濃度和處置封存量限制要求
- 釋出未受干擾的環境區域，以便不限制土地之正常使用

在運轉期結束之前，現場封閉計畫將根據實際、經核實的情況隨時進行修訂。因此，現場封閉計畫旨在包含重要的計畫和程序，但無法完全瞭解最終場址特徵的細節。所以，

WCS 對於 Andrews 低放射性廢棄物場址的整個運轉階段，將定期修改運轉結束後和場址封閉計畫。處置設施在封閉作業開始前已處置完成，運轉結束後和場址封閉計畫的制定須遵循 NUREG-1757《NMSS 除役統一指南》的指導。WCS 將 LLRW 場址封閉，須滿足德州法規 30 TAC§336.605 和 30 TAC§336.724 運轉結束後過程的監管要求和標準。30 TAC§336.605 規定將使用 30 TAC§336.364 中設施、設備和材料的可接受表面污染限值。此外，如果放射性核種濃度不超過先前規定限值，則可釋出多孔材料（如混凝土）以供無限制使用。

WCS 的 LLRW 內德州聯盟廢棄物之聯盟廢棄物設施（CWF）和聯邦廢棄物設施（FWF），其根據最終批准的封閉計畫規定進行封閉，WCS 將進行必要的監測、維護和維修。WCS 將根據封閉後計畫對封閉的設施進行觀察和監測，以證明每個設施均按要求的運轉，並合理保證將繼續滿足功能目標。封閉後的觀察維護作業活動在 CWF 設施將為 5 年時間，FWF 設施則為 30 年時間，以及後續由土地所有人進行 100 年監管期的監管工作。WCS 採用幾種不同監測計畫，這些計畫將在不同的時間段生效。（如圖 24）

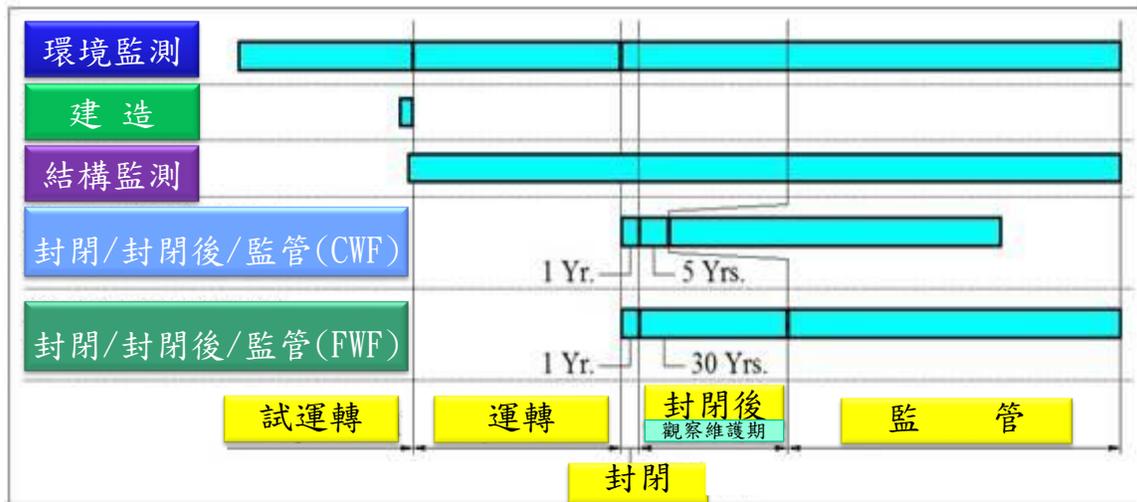


圖 24 監測計畫不同時間段及封閉後與監管之示意圖

按照德州法規 30 TAC 336.727 的要求，處置設施的設計使得封閉後無需進行主動維護。但是，如果需要進行維護作業活動，則可能需要在封閉後的期間進行補救措施作業，以合理保證繼續達到 30 TAC 336.724 中規定的功能目標。其他可能的維護活動包

括從處置單元設施抽水和水處理，或一次性措施如更換處置單元封蓋。但是，如果封閉後的監測顯示，最終封蓋的覆蓋層部分已經遭受超出預期值的沉陷或侵蝕，則須進行調查，以找出劣化的原因或來源。此外，封蓋的覆蓋層將按照覆蓋層分級計畫中規定的原始計畫要求進行修復。WCS 在封閉後期間將開展的作業包括檢測維修需求和其他修正補救措施的必要活動。

封閉後的維護期是確保封閉後處置設施繼續安全有效運轉的一種手段。在封閉後期間，WCS 將繼續執行不被視為主動維護的活動。此類作業活動包括監視（觀察處置場，以檢測維護需求、封閉後護理、闖入入侵證據以及遵守所有執照許可條件和監管要求），封閉後護理包括：圍欄維修、監測設備維修或更換、植被恢復、土壤覆蓋物小修、處置單元封蓋小修和一般處置場維護，如景觀維護）。另外，如執照許可證申請（LA）第 6.0 節所述，其中一些作業活動也將在設施封閉期間進行。（WCS, 2007）

依據 10CFR61.59 監管要求，封閉後處置場之保管責任移交至土地所有人後，土地所有人應進行監管與實體管制工作，監管計畫至少應包含環境監測計畫、定期執行監測活動、保管看護及其他由核管會規定之項目，並應妥善基金管理以確保有足夠經費支應相關活動。一般而言，監管期間將由核管會決定，原則為 100 年。WCS 將與 TCEQ 協調，以確定 WCS 準備和提交申請的時間，以便將 LLRW 處置場的責任移交給指定的土地所有者擔任監管機構（CA）進行監管作業。對於 CWF 而言，這一時間最早可能發生在封閉活動完成後 5 年，但可能會推遲幾年，直到設施特徵和功能已經確認穩定，並且設施將繼續滿足功能目標。WCS 將繼續監督和封閉後的護理活動，直到現場和設施的責任移交給指定的監管機構。監管期將在設施封閉後監測、維護和移交給 CA 之後。另外，為了確定封閉後護理基金需要什麼樣的財務保證，WCS 亦已完成封閉後監視和封閉後護理作業活動的成本估算。該成本估算見 WCS(2013)之附錄 7.1.3。

這兩個設施開展監測和封閉後護理活動的“封閉後計畫”已定義廢棄物之放射性和化學性特徵，並提供資料庫追蹤和分析。計畫中描述了早期警報發佈特徵，包括假設事故情節和修正補救措施計畫。該計畫提供觀察和監測封閉設施的詳細資訊，以證明每

項作業活動均按要求進行，並將繼續實現設施之功能目標。WCS 提出封閉後的觀察維護作業活動在 FWF 為 30 年和 CWF 則於 5 年內完成。其中封閉後監測各種作業項目，包括：巡視檢查和下坡測量、土地和居住點監測調查、洩漏檢測監測、侵蝕監測非飽和層監測、洩漏檢測監測系統的維護、滲濾液收集系統的操作、運轉後監測計畫、地下水井網的維護、對監測結果的解釋和正式報告、最終封蓋定期維修等，如表 10 所示，Andrews 低放處置場設施監測計畫時間表。

表 10 Andrews 低放處置場設施監測計畫時間表

階段時間 作業項目	第一階段	第二階段	第三階段		第四階段
	第 1-2 年	第 3-5 年*	第 6-15 年	第 11-15 年	第 16-30 年**
巡視檢查和下坡測量	每月	每季	每年	每年	五年
土地和居住點監測調查	每年	每年	每年	五年	五年
洩漏檢測監測	每月	每季 ²	半年度 ²	半年度 ²	五年
侵蝕監測	每季	每季	每季	每季	每季
非飽和層監測	每季	每季	每季	每季	每季
洩漏檢測監測系統的維護	根據需要 ³				
滲濾液收集系統的操作	根據需要 ^{1,4}				
運轉後監測計畫	每年	每年	每年	每年	每年
地下水井網的維護	必要時	必要時	必要時	必要時	必要時
對監測結果的解釋和正式報告	每年	每年	每年	每年	每年
最終封蓋定期維修	必要時	必要時	必要時	必要時	必要時

如果注意到意外情況，可隨時修改最低頻率

1 - 直到許可證和許可證終止和/或責任轉移給監管機關(CA)。

2 - 只要集水坑中的液位至少連續兩個監測週期低於泵的運轉液位。

3 - 直到 RCRA 許可證終止。

4 - 在許可證和 RCRA 許可證終止之前，將運轉滲濾液收集系統，以最大限度地減少底部襯裡上的水頭，直到不再檢測到滲濾液。

* - CWF 封閉後觀察與維護期結束(5 年)

** - FWF 封閉後觀察與維護期結束(30 年)

關於 LLRW 處置場的責任移交給指定的土地所有者，就 CWF 而言，CWF 在封閉完成後 5 年內移交給指定的德州州政府；FWF 在封閉完成後持續 30 年運轉時間移交給

能源部，監管期間的各作業項目的監測頻率及時間。並說明如下：

- CWF 在封閉完成後 5 年內移交給土地所有者進行監管

WCS 將與 TCEQ 和美國能源部 (DOE) 協調，確定 WCS 準備和提交申請的時間，以終止其處置許可證和處理、儲存和處置 (TSD) 許可證，並將封閉和穩定設施的責任移交給指定的監管機構 (CA) 德州州政府。

對於 CWF 而言，這一時間可能在封閉活動完成後 5 年內發生，但只有在確認處置設施特徵和功能已穩定，並且該設施將繼續滿足功能目標時才會執行。

- FWF 在封閉完成後持續 30 年運轉時間移交給土地所有者進行監管

對於 FWF，WCS 將遵守適用於危險廢棄物 TSD 設施以及適用於 LLRW 處置設施管理的法規。危險廢棄物法規規定，封閉後的監測和維護可在設施封閉後持續 30 年。在這種情況下，WCS 還將與 TCEQ 和美國能源部確定 WCS 準備和提交申請的時間，以將責任移交給監管機構 (CA) 能源部。

表 11 監管期間的各作業項目的監測頻率及時間

作業項目	時間	監管期間的監測頻率 ¹	
		第 1-20 年	21-100 年
巡查	5 年	5 年	10 年
土地和居地點監測調查	5 年	5 年	10 年
侵蝕監測	5 年	5 年	10 年
非飽和層監測	5 年	5 年	10 年
運轉後監測計畫	5 年	5 年	10 年
地下水井網的維護	必要時	必要時	必要時
對監測結果的解釋和正式報告	5 年	5 年	10 年
最終封蓋定期維修	必要時	必要時	必要時

1 - 如果觀察到意外情況，可隨時修改任何活動的最低頻率

監管期是指監管機關對場址進行維護和監測的最長期限為 100 年，以確保實現功能目標。在場址執行的活動包括現場監測和現場護理，CWF 的監管作業將由德州州政府執行，FWF 的監管作業將由美國能源部執行。申請書指出，監管作業期間對現場的監測與封閉後的監測類似。唯一的區別是，前 20 年的監測頻率為 5 年一次，之後為 10 年一次。該監管期定期巡檢監測頻率與封閉後似乎存在差異，巡迴檢查從分別每半年、每兩年和每五年進行一次。WCS 亦提出建議許可條件要求在監管期間每半年進行一次巡檢。此外，在封閉後進行的同樣監測也應在監管期間進行。也就是說，滲透監測和洩漏檢測應在封閉後以相同的頻率繼續進行。

根據德州法規 30 TAC§336.727，在監管期間的護理不能解釋為主動維護。因此，監管期間進行的作業活動，包括以下被動作業：

- 修復圍欄
- 修理或更換監測設備
- 重建植被
- 修復覆蓋層的侵蝕、沉陷或其他損壞
- 透過割草和清除深根植被維護場址現場地面

4.2. SFR 最終處置場封閉後安全分析

4.2.1. SFR 最終處置場安全評估及封閉後安全分析

瑞典法規規定，SFR 的安全評估必須包括以下內容：

- 對於曝露於最大風險群體中的代表性個體，封閉後每年有害影響風險不超過 10^{-6} ，對於劑量的要求為 1.4×10^{-5} Sv/年。
- 描述對生物群的影響。
- 闖入入侵的後果。
- 對封閉後的前 1000 年進行更詳細的評估。

•從最初 1000 年的核種外釋開始，計算 10,000 年內總劑量。

基於前述安全評估要求，SFR 封閉後每年的輻射風險限值為 10^{-6} ，大約等於自然存在背景輻射的 1 % (SSMFS 2008:37 法規限值)。有效劑量與風險的轉換因子為 0.073 /Sv，因此前述風險限值約等於 1.4×10^{-5} Sv/yr 的劑量。依照 SSM's General Guidance，其風險發生機率須於 10 萬年內不能超過法規限值。SR-PSU 安全評估計畫基本上可以將劑量評估結果的時間序列乘上各種處置設施演變的機率加權計算而得到風險隨時間的變化。圖 25 表示處置場系統處置場系統運轉階段、封閉後階段、安全分析模擬及劑量評估時間尺度。在運轉階段，處置場系統和內部元件的狀態描述係基於最初的參考設計。運轉操作階段未包含在封閉後的安全評估，但是此階段需要評估其演變過程，以便瞭解處置場系統封閉和處置場飽和之後的初始狀態描述。從處置場封閉到冰期循環狀態是基於初始狀態和參考演變的描述。在後冰河時期，係為簡化描述、演變及模擬。對於生物圈人類接受者的劑量和風險，係藉由模擬計算得到核種洩漏所造成的劑量與風險。

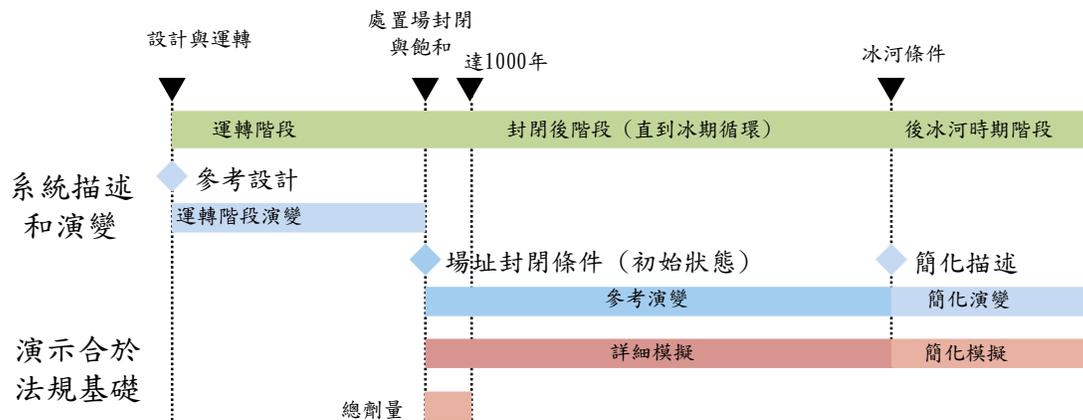


圖 25 處置場系統運轉階段、封閉後階段、安全分析模擬及劑量評估時間尺度示意圖

除了地震情節以外，對於低發生率情節，其發生風險的計算與主要情節相同，乘以情節的機率(如表 12 所示)，可得到情節的最終風險估計值。地震情節以較為保守的方式估算風險，由模式估算各個模擬時間的最大劑量值乘上發生地震事件綜合機率，將可以得到地震造成輻射劑量的風險。主要情節與低發生率情節之總風險對應示意圖(如圖 26)，藉以評估不同情節風險，並能獲得總輻射劑量的風險值。

表 12 低發生率情節和情節組合的機率

情節	機率 (P)
高庫存 (High inventory)	< 0.05
基岩流體高速流動(High flow in the bedrock)	< 0.1
混凝土加速退化(Accelerated concrete degradation)	< 0.1
膨潤土退化(Bentonite degradation)	< 0.1
地震(Earthquake)	10^{-6} /year
高濃度錯合劑(High concentrations of complexing agents)	< 0.1
處置場下游井(Wells downstream of the repository)	0.13
入侵井(Intrusion wells)	$2 \cdot 10^{-4}$
筒倉(Silo)	$8 \cdot 10^{-4}$
SFR 1 每個岩窖(Each vault in SFR 1)	$3 \cdot 10^{-4}$
SFR 3 每個岩窖(Each vault in SFR 3)	$3 \cdot 10^{-4}$
情節組合 1 (Scenario combination 1)	< 0.1-0.1
情節組合 1 結合基岩流體高速流動與混凝土加速退化兩個情節	
情節組合 2 (Scenario combination 2)	< 0.1-0.1
情節組合 2 結合基岩流體高速流動與高濃度錯合劑兩個情節	



圖 26 主要情節與低發生率情節之總風險對應示意圖

總風險包括主要情節和低發生率的情節，由其各自的機率加權的總和得到，如下式所示：

$$Risk_{Total} = Risk_{Main_scenario} \left(1 - \sum_{\substack{\text{less} \\ \text{probable} \\ \text{scenario}(i)}} P_i \right) + \sum_{\substack{\text{less} \\ \text{probable} \\ \text{scenario}(i)}} (P_i Risk_i) \quad (1)$$

另一方面，針對闖入入侵井、處置場下游井情節和主要情節並非相互排斥的，所以對於總風險計算係假定一個主要情節結合闖入入侵井、處置場下游井情節之機率，如下式：

$$Risk_{Well} = Risk_{Main_scenario} + \sum_{\substack{\text{Well} \\ \text{scenario}(i)}} (P_i Risk_i) \quad (2)$$

主要情節與低發生率情節對人類接受者年最大輻射劑量風險列於圖 27 及表 13，可看出每種主要和低發生率情節對人類的最大年輻射風險，並還指出最大輻射風險的年份，給出主要情節的全球暖化變異和冰緣前期變異的最大輻射風險。從圖 27 及表 13 發現最大輻射劑量風險值 4.0×10^{-7} 發生於主要情節，第二大的輻射劑量風險值 2.6×10^{-7} 發生於 1BLA 的闖入入侵井情節，且都低於要求 SFR 封閉後每年的輻射風險限值 10^{-6} 。

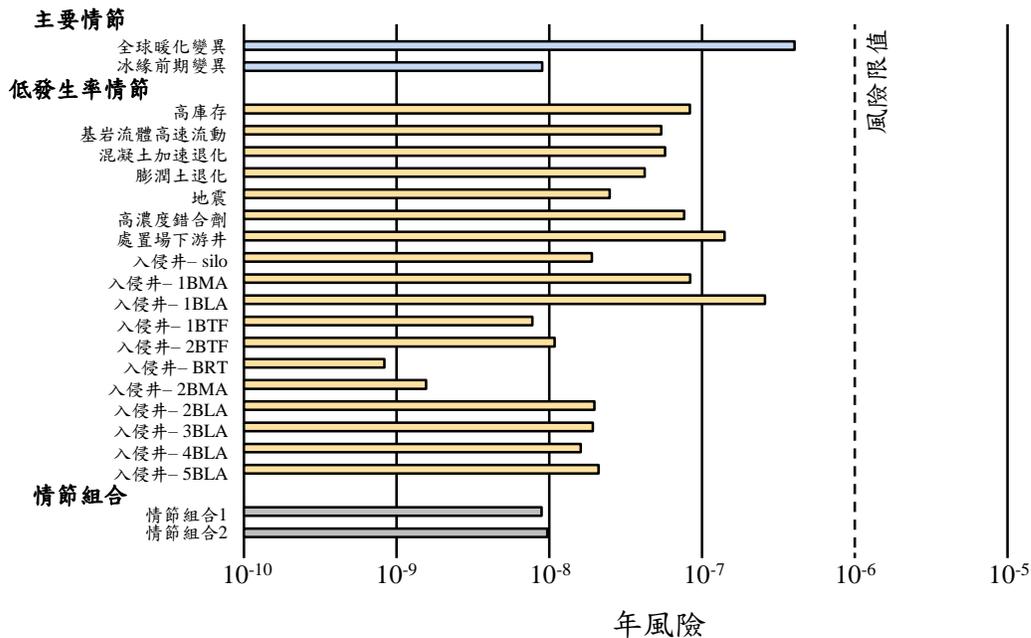


圖 27 比較主要情節與低發生率情節之最大輻射劑量年風險

表 13 主要情節與低發生率情節對人體接受者年最大輻射劑量風險

情節(Scenario)	最大輻射劑量風險	最大風險發生時間[AD]
主要情節		
全球暖化變異	4.0·10 ⁻⁷	6,200
冰緣前期變異	9.0·10 ⁻⁹	17,800
低發生率情節		
高庫存	8.3·10 ⁻⁸	7,200
基岩流體高速流動	5.4·10 ⁻⁸	5,900
混凝土加速退化	5.7·10 ⁻⁸	5,250
膨潤土退化	4.2·10 ⁻⁸	6,250
地震	2.5·10 ⁻⁸	58,500
高濃度錯合劑	7.6·10 ⁻⁸	44,500
處置場下游井	1.4·10 ⁻⁷	5,000
入侵井 - Silo	1.9·10 ⁻⁸	4,400
入侵井 - 1BMA	8.4·10 ⁻⁸	4,100
入侵井 - 1BLA	2.6·10 ⁻⁷	3,050
入侵井 - 1BTF	7.8·10 ⁻⁹	3,250
入侵井 - 2BTF	1.1·10 ⁻⁸	3,850
入侵井 - BRT	8.3·10 ⁻¹⁰	3,250
入侵井 - 2BMA	1.6·10 ⁻⁹	86,000
入侵井 - 2BLA	2.0·10 ⁻⁸	3,450
入侵井 - 3BLA	1.9·10 ⁻⁸	3,400
入侵井 - 4BLA	1.6·10 ⁻⁸	3,550
入侵井 - 5BLA	2.1·10 ⁻⁸	3,550
情節組合		
情節組合 1	8.9·10 ⁻⁹	5,700
情節組合 2	9.7·10 ⁻⁹	40,000

4.2.2. SFR 最終處置場封閉計畫

SFR 自設計以來已經規劃封閉措施，處置設施的完全密封和封閉是在所有廢棄物安置存放之後進行的。設施的不同部分需要不同的封閉方式，在運轉期間採取了一些措施，例如：封閉鑽孔和填滿的處置室。一旦處置室的處置單元空間填滿，就用混凝土蓋將其封閉，並再澆築混凝土形成封蓋。所以當處置室已滿並準備封閉時，需在處置室坑道上澆築混凝土進行封塞，並用礫石填充岩室。當完成填充後，在處置室兩端的坑道連接處澆築混凝土以完成封塞。這些混凝土封塞大約 5 公尺厚，其目的是防止水流通過坑道系統和不同處置室之間與廢棄物直接接觸。在混凝土封蓋的外側放置支撐填充料，例如土堆和拋石。

封閉處置設施是完成處置系統的最後一個主要運轉步驟。需要封閉以完成處置系統的設計，因為整個系統的目的是在足夠長的時間內隔離放射性核種和其他有害成分，以

便對人類和生物群的風險是可接受的，並將無意闖入侵入處置場的風險降至最低。封閉的重要功能是促進排水和氣體釋放，並儘量減少水的滲透和侵蝕。封閉也是為了保護施工工人，以執行監管期之控制作業。此外，通過促進排水，減少侵蝕、滲透，並可適應沉降和沉陷，預計封閉系統將以最少的維護和不損失完整處置功能的方式進行處置。

4.3. 國際低放處置設施介紹、安全評估及封閉計畫整理

全世界有多數低放射性廢棄物處置場目前已經在運轉，並已經處置主要來自核能發電（核電廠或後處理廠的運轉，在某些情況下還包括核電廠的除役）及其他非屬核能電廠產生之低放射性廢棄物。現有近地表處置場接受除役廢棄物的一些案例包括匈牙利的 Kszilagy、斯洛伐克共和國的 Mochovce、印度的 Trombay 和 Tarapur、英國的 Drigg 附近的 LLWR 以及美國的 Barnwell 和 Richland 等。由於處置場數量龐大，過去多數處置場都有其特定的位置和條件，並沒有處置場的詳細描述，目前這些處置場約有 33 個 (SKB, 2011b)。本計畫根據 SKB(2011b)說明之“典型”國際低放處置設施，代表不同國家的典型做法，從而可從各國之國情和法規資料中獲得一些經驗。各處置場建造各種類型的障壁進行廢棄物處置，該結果具有相關資訊的可用性。各國處置場具各種的尺寸、位置和設計，例如位於陸地之地表面上或地下更深處，從地表到 650 公尺深度的範圍，本計畫特整理各國的處置場，包括：西班牙的艾爾·卡布里爾、法國奧貝處置設施中心、英國 Drigg 附近的低放廢棄物處置場、日本的 Rokkasho 處置場、芬蘭 VLJ 處置場、加拿大布魯斯的深層地質處置場，有關處置設施介紹、安全評估及封閉計畫，並整理於附錄 D，包括以下資訊：

- 處置場位置和場址的主要地質條件。
- 處置場設計和容量，包括工程障壁的簡要說明以及為確保處置場安全而採取的措施。
- 已處置或計畫處置的廢棄物，包括調節或穩定以及廢棄物包件設計。
- 評估封閉後的安全性。
- 封閉處置設施，係為處置場最後主要運轉步驟。

第5章 我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議

本計畫蒐集國際(美國、瑞典)對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，進行封閉後管制及安全分析要項與沿革研析；IAEA 對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量，與有關國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究。提出國內低放處置設施之封閉後管制及安全分析之要項建議，如：低放處置設施封閉計畫，包括封閉後管制之監管期、封閉計畫執行與確認、處置場設施監測計畫與監管期間各作業項目監測頻率及時間；與低放處置設施封閉後安全分析要項。惟由於目前國內低放處置場朝坑道式處置方式規劃，與美國之近地表處置及瑞典之中深地層處置，有些相異之處，建議未來宜配合國內法規及未來處置場設計做適當調整。

5.1. 低放處置設施封閉計畫

5.1.1. 封閉後管制之監管期要求

根據本計畫報告第二章提出 NRC 曾經考慮執照持有人或申請人，在特定場址廢棄物接收和混合廢棄物接收標準方法下，考慮替代的主動監管期且該監管期之時間是否應具有靈活性，得出特定場址的廢棄物接收標準。但美國 NRC 目前並未修改 10 CFR 61.59 允許執照持有人或申請人開發場址所依據之特定廢棄物接收標準，並讓監管期期限超過 100 年。監管期 100 年的時間，最初係根據 10 CFR 61.55 中規定放射性核種濃度限值之安全分析中的一個完整假設。所以當前的 100 年限值，對於許可證之執照持有人或申請人於混合廢棄物接收辦法還需要維持使用 10 CFR 61.55 對於 LLRW 分類系統及 10 CFR 61.55 之表 1 及表 2 中規定的放射性核種濃度限值。

經由前述 NRC 之考量過程，可瞭解監管期時間之決定主要涉及廢棄物接收標準，由於我國低放射性廢棄物分類系統，係參考美國 10 CFR 61.55 之表 1 及表 2 中規定的放射性核種濃度限值訂定。參考 NRC 維持現有之評估，且 NRC 認為沒有新的合理理由考慮修訂 10 CFR 61.59，並持續維持 10 CFR 61.59 中規定的 100 年期限。所以建議我國封閉後管制之監管期時間為 100 年。惟仍須依據我國未來低放處置場接收之廢棄物來源與特性及處置設施設計，就無意闖入者情節進行安全分析，適當調整封閉後管制之

監管期要求。

參考 IAEA-TECDOC -1260(2001)有關近地表處置設施封閉的程序和技術，建議我國對於封閉後安全分析應使用功能評估（PA）方法來評價處置場的長期安全性。確定封閉系統的一套通用功能標準（例如，滲透速率限制、封閉覆蓋所需的使用壽命、降低闖入入侵風險的要求），以決定適合之監管期時間，分析說明如下：

- 確定可能影響低放處置場址廢棄物向地質圈和生物圈人類之外釋，和場址封閉後核種傳輸的特徵、事件和作用或情節。
- 確定哪些封閉後管制之重要的處置系統單元和情節發展。
- 考慮處置設施的放射性廢棄物分類系統、濃度及和實際源項條件，包括廢棄物的物理形態和化學成分。
- 考慮作為封閉系統和相關 PA 基礎的處置設施運轉計畫或歷史。
- 根據處置設施基本情況的 PA，評估封閉系統各組成部分和情節的影響。
- 考慮結果的不確定性，確定最重要的參數和假設（“不確定性和敏感度分析”），以及將結果與適當的功能標準和監管標準進行比較。

建議我國參考 IAEA-TECDOC -1260(2001)有關近地表處置設施封閉的程序和技術，根據評估目的和我國對處置系統設計標準，分析處置設施每個封閉系統的功能評估。針對每個設施，並基於設施設計、當地氣候、地質背景、運轉操作以及劑量或風險標準，於 PA 分析中輸入參數值。進行敏感度分析確定哪些封閉系統元件對安全最重要，確定封閉系統能減少向生物圈外釋造成放射性污染的可能性。所以參考 NRC 維持現有之評估，且 NRC 認為沒有新的合理理由考慮修訂 10 CFR 61.59，並持續維持 10 CFR 61.59 中規定的 100 年期限。所以建議我國封閉後管制之監管期時間為 100 年。並建議我國參考 IAEA-TECDOC -1260(2001)有關近地表處置設施封閉的程序和技術，依據低放射性廢棄物分類系統及放射性核種濃度限值進行處置場封閉後 100 年至 300 年時間之安全分析，以決定適合的封閉後管制之監管期時間。

5.1.2. 審查運轉單位提交之封閉計畫

建議我國參考 IAEA-TECDOC -1260(2001)有關近地表處置設施封閉的程序和技術訂定之封閉計畫研擬，及運轉單位向監管機關提交詳細的封閉計畫批准流程。要求設施運轉單位向監管機關提交詳細的封閉計畫，並在執行之前獲得批准。初步封閉計畫可能是在處置場開發的選址或運轉前階段已制定的，詳細的封閉計畫建議包括以下內容：處置設施封閉和封閉後之維護管理的組織的角色和責任；封閉方法的詳細說明；設施的最新安全評估；監測和監視計畫；記錄保存和記錄保存系統的說明；在封閉後階段實施的長期監控。建議我國封閉計畫的考慮因素及進行步驟如圖 28 之低放處置設施封閉計畫研擬、提出、審查及執行流程圖。並說明如下：

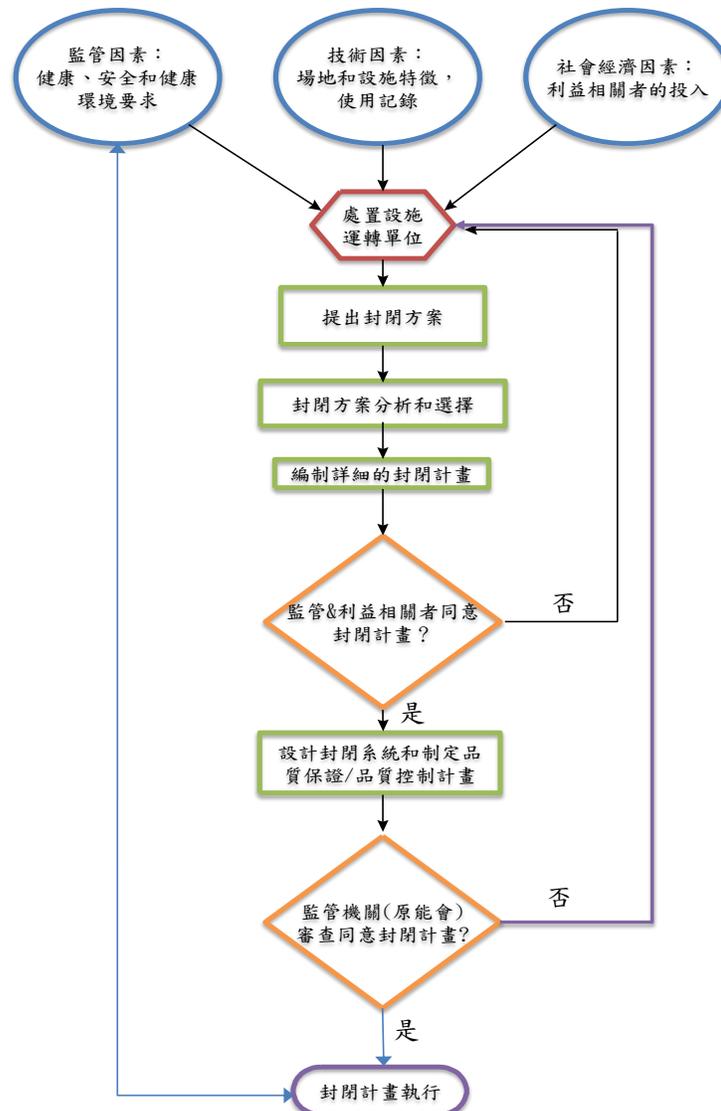


圖 28 低放處置設施封閉計畫研擬、提出、審查及執行流程圖

封閉計畫的主要目標是滿足監管要求，解決公眾關注的問題，以符合成本效益的方式實現廢棄物的安全隔離。建議我國在評估封閉方案時，有三個主要因素需要考慮：(1) 科學和技術投入因素；(2) 監管因素；(3) 社會經濟因素。這些因素最初是一致考慮的，以確定封閉設施的目標和目的，確定備選封閉方案，並指定與特定管理方案相關的技術、監管和經濟的約束條件，決定使用特定的封閉選項是基於對所有相關資訊的分析和整合，並經由監管和利益相關者共同討論是否同意封閉計畫，若同意就繼續提出設計封閉系統和制定品質保證/品質控制計畫，經過監管機關審查同意通過後執行。並於執行過程與監管因素有關之公眾健康和環境安全要求進行滾動式修正與執行，相關因素說明如下：

(1) 法規要求

處置場執照許可證通常分階段進行，建造、運轉和封閉都有單獨的執照許可證。提出封閉計畫以下內容：封閉原因、詳細的封閉計畫、公眾諮詢程序、最終功能評估和品質保證方案。申請封閉執照許可證是為證明建造人員、公眾和環境的輻射防護安全水準。

(2) 品質保證

開發、實施和維護處置場封閉/封閉後的品質保證(QA)計畫作為詳細封閉計畫的一部分，以證明符合監管要求。品質保證計畫的目的是確保處置設施按照封閉計畫、設計和建造規範封閉。品質保證的另一個重要方面是確保並保持封閉活動的永久記錄。記錄將包括文件檔，例如：法規信函、封閉計畫、測試結果、建造圖、設計審查、程式、日誌，以及關於處置場內容的詳細資訊，特別是廢棄物清單和特徵。監管機關將審查封閉活動的品質保證計畫，並可能確定必須獨立於運轉單位執行的品質保證措施。

建造前：在封閉系統建造開始之前，運轉單位必須制定一份品質保證計畫，其中包含書面計畫和程序，以管理封閉系統的設計和建造階段。QA 檔在開始任何設計或建造活動之前定義。這些品質檔描述了處置設施運轉單位在設計階段保持品質保證的方式。品質保證計畫涵蓋的主題包括組織、設計控制、評審和審核、技術評審、材料採購和材料測試。

建造期間：在建造封閉系統期間，品質保證計畫中心的主要活動主要是保持品質控制活動的記錄。這些品質控制活動是用於控制用於安裝封閉系統部件的建造過程的實際程序。在建造階段，控制封閉系統設計的修改和變更也是品質保證的重要內容。

建造後：建造後品質保證活動主要側重於記錄的維護。要維護的記錄類型示例，包括：地圖、測試結果、建造日誌、異常事件和設計，以及有關廢棄物清單和特性的資訊。主要目標是建立一個完整的記錄處理設施的內容，封閉設計和建造過程，以便能給後代提供文件和案件理解。因此，描述處置設施封閉的記錄是整個處置設施記錄的重要組成部分，並保存檔案資料在安全儲存位置，以確保資訊的使用壽命和可用性。設施封閉的品質保證記錄對後代非常重要，特別是在將來需要對設施進行維修或改造時。

(3) 廢棄物清單和特性

設施建造和廢棄物安置的歷史記錄(廢棄物形式、包裝和放射性核種清單等)、廢棄物產生的知識和監測資料，以確定潛在的污染物遷移問題，並說明設計封閉程序和具體技術。廢棄物放置、回填和臨時覆蓋物放置最好按照既定程序和品質保證計畫進行。如果已知放置在設施中的廢棄物具有不利的物理、化學或生物特性，如高滲出性、高分散性或高氣體生成量，則有必要將修正或補救措施作為封閉計畫的一部分。控制污染物從處理單元遷移的修正措施，可能包括滲濾液處理系統、在處理單元上方和周圍設置障壁以減少進水，或安裝排氣系統以允許氣體逸出。

(4) 場址特徵

場址位置和相關特徵是選擇處置設施的工程特徵、運轉程序、廢棄物接受標準和封閉設計的關鍵因素。對於截流設計，場地特徵直接影響選擇用於侵蝕控制、水力障壁和植被重建的材料。場址特性的幾個關鍵方面，包括：地形、降雨量、其他氣候資料(經歷冰凍溫度或乾旱的氣候條件)、水文地質和土壤狀態。

(5) 設計

封閉程序和技術通常是特定於場址和設施。處置設施運轉時已考慮一些封閉作業。例如：建立廢棄物形態和濃度接收標準，限制包裝中的空隙空間，廢棄物安置和臨時覆

蓋物安置程序，基礎和結構的荷載組合和強度考慮，設施周圍的緩衝區，在運轉作業系統達到預定功能後，對其進行密封或拆除的技術手段。處置場設計通常包括封蓋和地面排水系統所需的空間，以及封閉實施所需的準備或材料處理區域。良好的封閉設計執行將有助於監測儀器安裝就位和封閉作業執行。

(6) 運轉經驗

設施的運轉經驗是封閉規劃需要考慮的重要資訊來源。經過多年運轉收集的現場特定氣象資料為覆蓋設計計算提供輸入參數資料。處置活動的記錄和日誌可以提供與接收的廢棄物類型、廢棄物安置和任何運轉困難（如意外沉降、侵蝕或滲濾液產生）有關的資訊。

(7) 公眾接受

公眾諮詢是封閉決策過程的關鍵組成部分。公眾輿論和態度通常對處置設施的選址、運轉、接受的廢棄物類型、封閉和封閉後的控制有重大影響。處置場封閉通常包括公共諮詢階段。可能引起公眾關注的封閉相關問題包括：健康、安全和環境影響評估；交通管理、噪音和灰塵抑制措施；污染控制措施；當地服務中斷或需求增加；進入場址的控制；對當地就業的影響；封閉後場址的地景外觀；封閉後設施維護（封閉後監測、監視和土地使用限制）等。有關建造活動的安全和環境影響文件檔及資訊需要定期以合理簡潔的形式向公眾提供，並且讓非技術的公眾能夠理解。關於處置場封閉計畫的最終決定將由代表各方利益之間達到各種的利害相關的平衡。

(8) 人力和財力資源

提出執行封閉作業合格的工作人員和財政經費，並提供足夠的資源，以便在確認封閉系統功能所需的期間進行適當的監管和監測安排。將封閉目標納入處置設施廢棄物接收標準和運轉程序，將可以實現成本節省。

(9) 監管機關批准封閉計畫

實施任何封閉作業活動之前，處置設施執照申請者必須提出封閉計畫，送交監管機

關(原能會)批准。該計畫應包括自處置場最初獲得執照許可、建造和運轉以來發生的技術、法規和公眾關注的變化，以及封閉系統的詳細設計、相關功能/安全評估、建造計畫、監測計畫、以往運轉和環境監視記錄和監測資料，以利處置場運轉期間使用暫時穩定之技術。

5.1.3. 處置場設施監測計畫與監管期間各作業項目監測頻率及時間

本計畫建議我國可參考 WCS 對於美國 Andrews 場址低放射性廢棄物 (LLRW) 處置設施的監測計畫與監管期間各作業項目監測頻率及時間。封閉後期間作業活動包括監視 (觀察處置場，以檢測維護需求、封閉後護理、闖入入侵證據以及遵守所有執照許可條件和監管要求)，封閉後護理包括：圍欄維修、監測設備維修或更換、植被恢復、土壤覆蓋物小修、處置單元封蓋小修和一般處置場維護，如景觀維護)。

依據 10CFR61.59 監管要求，封閉後處置場之保管責任移交至土地所有人後，土地所有人應進行監管與實體管制工作，監管計畫至少應包含環境監測計畫、定期執行監測活動、保管看護及其他由核管會規定之項目，並應妥善基金管理以確保有足夠經費支應相關活動。監管期間由 US NRC 決定，原則為 100 年。由於 Andrews 場址的責任移交給指定的監管機構 (Custodial Agency; CA)，依 US NRC 法規係指土地所有者。對於 CWF 而言，CWF 在封閉完成後 5 年內移交給指定的監管機構為德州州政府；FWF 在封閉完成後持續 30 年運轉時間移交的監管機構為能源部，並執行監管期間的各作業項目的監測頻率及時間。

根據 SSG29 (放射性廢棄物近地表處置設施)之 7.15 規定：不同的監管作業有可能由不同的組織負責。設施經營者通常負責主動監管，而國家機構可能負責的作業例如紀錄歸檔與土地利用管制。例如在適當的階段，經由管制機關核准，設施經營者的場址責任有可能移轉到政府。

所以運轉單位執行監測計畫之監視作業和封閉後的護理活動，是否將現場和設施的責任交給土地所有者擔任監管機構執行監管作業，我國是否採取美國 Andrews 場址依據 US NRC 法規規定由土地所有者執行監管作業，並由運轉單位 WCS 移交給指定的監

管機構(德州州政府及能源部)之方式，或由運轉單位(台電公司)持續執行監管期作業，仍需進一步審慎評估。建議參考 US NRC 法規規定由場址土地所有者進行後續監管作業，並由管制機關進行核准，惟未來宜配合國內現有法規規定及民情，需再多方討論，並建立法源依據。

封閉後監測各種作業項目，包括：巡視檢查和下坡測量、土地和居住點監測調查、洩漏檢測監測、侵蝕監測、裂隙岩體及地下水含水層監測、洩漏檢測監測系統的維護、滲濾液收集系統的操作、運轉後監測計畫、地下水井網的維護、對監測結果的解釋和正式報告、最終封蓋定期維修等。監管期對場址進行維護和監測，以確保實現功能目標。在場址執行的活動包括現場監測和現場護理，相關作業活動項目及定期巡檢監測頻率如表 14，在封閉後進行的同樣監測也應在監管控制期間進行。也就是說，滲透監測和洩漏檢測應在封閉後以相同的頻率繼續進行。參考根據德州法規 30 TAC§336.727，在監管期間的護理不能解釋為主動維護。因此，監管控制期間進行的作業活動，亦包括以下被動作業活動：

- 修復圍欄；
- 修理或更換監測設備；
- 重建植被；
- 修復覆蓋層的侵蝕、沉陷或其他損壞；和
- 透過割草和清除深根植被維護場址現場地面。

表 14 建議我國於監管期間的作業項目與其監測頻率及時間

作業項目	時間	
	監管期間的監測頻率 ¹	
	第 1-20 年	21-100 年
巡查	5 年	10 年
土地和居地點監測調查	5 年	10 年
侵蝕監測	5 年	10 年
裂隙岩體及地下水含水層監測	5 年	10 年
運轉後監測計畫	5 年	10 年
地下水井網的維護	必要時	必要時
對監測結果的解釋和正式報告	5 年	10 年

最終封蓋定期維修	必要時	必要時
----------	-----	-----

1 - 如果觀察到意外情況，可隨時修改任何作業項目的最低頻率

5.2. 低放處置設施封閉後安全分析要項

本計畫參考 SSG23 (放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估)於 2.1-2.10 證明放射性廢棄物處置的安全。提出我國低放處置設施封閉後安全分析要項，包括以下：

1. 發展安全論證與安全評估：處置設施運轉經營者應完成安全評估，發展及持續進行安全論證，並依照國家策略、符合法規規範要求，在法律與規範基礎架構內，應完成所有對於場址篩擇與評估、設計、建造、運轉、封閉等必須的活動，包括低放處置設施封閉後管制及安全分析亦須納入。
2. 封閉後安全論證的要求。處置設施封閉階段的安全論證應遵照下列要求：
 - 處置設施的建造過程需保留母岩環境的安全功能，依安全論證所示維持其重要的封閉後安全性。
 - 處置設施須依照執照條件與相關管制規定進行運轉，以維持運轉期間的安全，藉此維持安全論證假定的封閉後重要安全功能。
 - 放射性廢棄物處置設施之發展過程、建造、運轉與封閉須成一系列步驟。必要時各步驟均須對於場址處置設施設計、建造、運轉與管理方式之選擇、處置系統的功能與安全進行反覆評估。
 - 處置設施的封閉方式須依安全論證所述，可提供封閉後的重要安全功能。封閉計畫，包含從設施主動管理的轉變，須充分地說明且可施行的，如此封閉作業才能在適當的時間安全地完成。
 - 處置設施的安全論證須包含封閉後監管管制論述。安全論證與支持其論點的安全評估須論證提供的人員安全與環境保護程度，並應對管制機關與其他關切團體提供符合安全要求的保證。
3. 封閉後安全論證的應用：
 - 廢棄物包件和未包裝廢棄物的接收與置放於處置設施須符合廢棄物接收標準，

此標準攸關封閉後的安全論證分析結果。

- 須編制封閉後監管計畫，提出監管制度以維持處置設施正常功能。這些計畫亦須符合被動安全特性，並須成為獲得封閉後安全論證的一部分。
- 有關封閉後安全論證，應該指出和說明監管計畫會執行什麼措施及應用在哪裡，以及如何證明在這樣的監管控制下能夠具有處置安全信心。處置設施的被動維護和安全策略，應盡可能提供不同的安全功能並解釋說明要如何達到處置設施封閉後安全。

4. 封閉後的輻射影響評估

- 封閉後的輻射影響評估為處置設施安全論證的核心，此階段輻射影響評估是評估處置系統的功能，並量化其對人類健康和環境的潛在影響。
- 評估同時包括量化處置系統的功能及其相關的不確定性分析。輻射影響評估的方法應為有系統的，且能充分地滿足各階段對於所有安全相關的考量。

5. 封閉後安全分析評估技術

- 評估封閉後的近地表處置設施之方法，一般是依據近地表處置設施的安全評估方法之精進(Improvement of Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, ISAM)計畫執行。此方法已經過調整和測試，並且也適用於評估其它類型的廢棄物設施所產生的影響。
- 封閉後的輻射影響評估，可以應用於評估處置設施的安全，可以視為一種互補的方法(complementary manner)，提供更適切的選擇處理方式，以增加處置設施安全的信心。
- 所考慮的技術分析方法，包括：機率式(probabilistic)和確定式(deterministic)分析、使用簡單保守模式(simple conservative models)和使用複雜(complex)、更實務(realistic)的模式。如果保守方式被使用，此方式應該是實務的、有依據經驗資料(empirical data)的、實際可行的(practicable)，並且對於選擇的曝露情節、

參數和簡化後的計算模式係經過專家調整過的模式。

- 處置設施於封閉後之輻射影響評估有多種不確定性的來源，大致可分為：(1)情節不確定性(scenario uncertainty)；(2)模式不確定性(modeling uncertainty)；及(3)數據及/或參數的不確定性(data and/or parameter uncertainty)。
6. 處置設施封閉後安全與深度防禦之相關性：安全功能是由處置設施的要素實現，如處置系統一部分的物理或化學特性，或一個過程或多個過程組合，有助於封鎖和隔離廢棄物(如低導水率，慢的腐蝕速率，廢棄物體緩慢溶解，低放射性核種濾出率，低放射性核種的溶解度，高吸附性)。
7. 主動監管作業，如防止人類闖入入侵或監控，也可提供安全功能或有助於信心在天然和工程障壁和安全功能。
- 低放射廢棄物地質處置方式，監管作業可以提供另一層深度的防禦，建立處置設施的安全。
 - 廢棄物接收標準影響主動監管持續時間的決定，近地表處置的放射性廢棄物，監管通常需要實現安全目標，並且只要廢棄物仍然有潛在危險(如幾百年)則須保持在原地，而含有大量的長半化期放射性核種廢棄物應放置在更深處。
 - 放射性廢棄物處置設施的長期安全性不能只依賴監管，對於地表或靠近地表處置設施，監管為防止一定時間內人類入侵的一個重要的安全因素，但不應該假設這是長期的有效防止人類入侵的方式。

安全評估必需評量處置系統的功能及定量化對於人類健康與環境的潛在放射性影響。安全評估是一個處置設施安全論證的主要構成要素，應考慮設施於運轉與封閉後的潛在放射性影響。放射性影響可能從封閉後漸進的作用產生，這些作用可能引起設施及其系統組件(例如天然與工程障壁)的功能退化，也可能來自於不連續的擾動事件，這些事件可能影響廢棄物的隔離作用(例如地震、斷層作用、人類無意侵入)。所以建議我國針對封閉後安全評估應包含封閉後管制及安全分析，提出處置設施安全功能結合適用的監管期監管作業要求之安全分析。

第6章 結論與建議

本報告針對低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項進行研析，蒐集國際對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，封閉後管制及安全分析要項與沿革進行研析；蒐集 IAEA 對於處置場址相關之 IAEA-TECDOC-1260、SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 等相關安全標準叢書，研析 IAEA 對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量；再針對國際有關低放處置設施封閉後安全分析之案例進行研究，最後提出我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議。以提供原能會物管局低放射性廢棄物處置安全評估審查之應用，適時提升該項管制技術議題之技能與規範的精進。本計畫完成下列工作：

1. 國際低放處置設施封閉後管制及安全分析要項與沿革

本工作蒐集國際(美國、瑞典)對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，並對於封閉後管制及安全分析要項與沿革進行研析，包括美國核能管制委員會之10 CFR Part 61有關封閉後管制及安全分析要項與沿革，如USNRC於2016提出之”Draft Regulatory Analysis for Final Rule: Low-Level Radioactive Waste Disposal (10 CFR Part 61)”研析該法規有關低放射性廢棄物處置場封閉後管制及安全分析要項與沿革。與蒐集及研析瑞典SR-PSU低放處置設施一系列安全評估報告有關封閉後管制及安全分析要項與沿革。

處置場監管是限制闖入者進入處置場，或是處置場在移轉給所有人後的使用方式與期限(依10 CFR 61.59 的規範，時間不超過100 年)。監管的程序包括法律手段(例如土地使用限制)、環境監測、定期監視、小規模保管看護或其他經由委員會決定之事項。監管期分為主動監管與被動監管兩個階段，主動監管期不超過100 年，場址所有人可採監測、監視與看管作業等措施作為主動監管的管制作為，且申照者必須確保所有的監管作為必須是持續長久，且能防止無意闖入的情況發生。主動監管期結束後，即為被動監管期，此期間的管制作為相對較少，基於被動監管期間可能採法律手段限制土地的使用，故無意闖入的狀況不太可能發生，但不排除在100

年後(根據10 CFR 61.59)仍可能發生無意闖入的狀況。

瑞典法規 (SSMFS 2008:21 和 SSMFS 2008:37) 規定封閉後管制要求，亦包含評估處置場的安全標準。在 SSMFS 2008:37 的一般建議提出有關未來人類行為，應說明未來的人類無意闖入對處置場造成影響的情節。這些情節應包括與處置場鑽探有關的直接侵入情況，以及間接導致處置場保護能力下降的其他因素，例如經由改變處置場或其周圍的水文條件或地下水化學條件。闖入的入侵情節選擇應基於當前的生活習慣和技術前提，並考慮到處置場的屬性。處置場封閉後的安全應基於防止、限制和延遲放射性核種外釋到生物圈，該方式係透過被動多功能障壁系統來執行。障壁系統包括工程障壁和天然障壁，其中每個障壁透過直接或間接保護障壁系統中的其他障壁，有助於放射性核種的阻滯。此外，處置場的廢棄物的性質和放射性核種含量必須符合設計考慮，瑞典 SFR 深層地質處置場的位置最初位於海底，有助於形成較低的水力梯度，並防止在封閉後的早期期間發生意外的人類無意闖入的入侵。瑞典設計人員認為，只要處置場被海水覆蓋，就沒有鑽井的風險。由於瑞典的陸地抬升（約 6 毫米/年），SFR 上方的海底將在 1,500 至 2,000 年內變成旱地，水力方面的考慮也會發生變化。這個時間框架超出了實施監管期的典型時期。所以有關 SR-PSU 低放處置設施有關封閉後監管期時間，並未有 100 至 300 年監管期管制，而係依據其安全評估計畫進行不同時間(如 1000 年以內及 1000 年之後)之安全分析。

國際間對於中低放射性廢棄物深層處置設施的監管要求，常假設闖入情節發生闖入的時間來進行人類無意闖入之入侵防範。發生闖入時間越久遠，放射性衰變造成的潛在影響就越小。這種時間框架的選擇取決於監管期的有效性，即使它們只是被動監管方式。從社會、政府歷史證據來看，國際指導係建議在幾百年之後，人們不應只依賴監管措施的有效性，無論是主動監管或是被動監管。然而，在假設人類無意闖入發生的確切時間框架上還沒有達成共識時，不同國家接受的監管期限不同，但一般都在 100 至 300 年之間。根據加拿大核子安全委員會(Canadian Nuclear Safety Commission, CNSC)及瑞典核子燃料暨廢棄物運轉公司(SKB) R 11-16 技術報告以及澳洲放射性廢棄物管理署相關資

料，本計畫彙整國際間對於中低放射性廢棄物處置的監管要求監管期資料，如表 5。

2. IAEA對於處置設施封閉後管制及安全分析之考量

IAEA對處置設施封閉後之監管包括主動及被動要求，主動監管如監測（monitoring）、監視（surveillance）及補救（remedial）等工作；被動監管如土地使用管控及紀錄文件保存等。本計畫蒐集IAEA對於處置場址相關之近地表處置設施封閉的程序和技術(IAEA-TECDOC -1260, 2001)、放射性廢棄物地質處置設施(IAEA SSG-14, 2011)、放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估(IAEA SSG-23, 2012)、放射性廢棄物近地表處置設施(IAEA SSG-29, 2014)、監測和監視放射性廢棄物處置設施 (IAEA SSG-31, 2015)等相關安全標準叢書，有關封閉後管制及安全分析相關條文，如附錄C「IAEA安全標準叢書SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31有關處置設施封閉後管制及安全分析之條文」。本計畫針對IAEA-TECDOC -1260提出之封閉放射性廢棄物近地表處置設施的程序和技術提出說明，並再將附錄C有關IAEA安全標準叢書SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31有關處置設施封閉後管制及安全分析之條文，並摘述重要有關內容納入我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議內。IAEA對於處置設施封閉後管制及安全分析之考量相關重要內容：

IAEA-TECDOC -1260(2001)報告提出規劃和實施處置場封閉時需要考慮的技術和一些監管及社會經濟問題。提供的資訊和概念同樣適用於以前使用和封閉的LILW處置場以及當前或計畫的處置場。目前，相當數量的LILW存在於近地表處置場中，這些處置場在幾年到幾十年前就已經運轉並封閉。該報告也提出，封閉以前所使用的LILW處置場（即遺留設施）通常會在分析補救方案之前就已經進行；封閉已經置放的LILW廢棄物的處置設施，僅限於廢棄物儲存作業停止後可以採取的措施，如封頂、防滲牆、就地穩定；相較之下，目前正在使用或計畫在未來使用的設施，除了頂蓋和防滲牆外，還可以包括其他功能，如襯墊、滲濾液收集系統和排水系統。與處置場封閉相關的各個階段和活動如圖15所示。該報告的內容反映該圖

中描述的活動順序。本計畫特針對該報告提出有關封閉計畫的實施、品質保證和品質控制以及處置場封閉後立即進行的監測和監視活動有關的問題的一般性描述進行說明。

SSG14 (放射性廢棄物地質處置設施)提出以下的封閉方式及管制措施。包括封閉(6.56 - 6.59)、被動安全特徵的監視與管制(6.65-6.66)、封閉與監管後的時期(6.67-6.68)等。SSG23 (放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估)提出以下有關內容，包括：證明放射性廢棄物處置的安全(2.1-2.10)、對發展安全論證與安全評估(3.5-3.7)、安全論證的要求(3.8-3.9)、安全論證的應用(3.16-3.17)、封閉後的輻射影響評估(5.1-5.74)、深度防禦(6.29-6.37)、監管(6.66 - 6.73)。SSG29 (放射性廢棄物近地表處置設施)封閉後與監管(7.6 - 7.15)。SSG31 (監測和監視放射性廢棄物處置設施)之6.1-6.15指出處置設施功能期內不同時期的監測，對於封閉後監測若是封閉後安全論證的一部分；SSG31之7.1-7.17，制定和實施監視計畫。該監視計畫的目的是對廢棄物處置設施進行監視，以核實障壁被動安全的完整性，並能迅速查明可能導致放射性核種或其他污染物遷移或外釋到環境中的情況。

3. 國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究

本計畫針對美國德州Andrews場址封閉後安全分析案例及瑞典SFR最終處置場安全評估報告，進行封閉後安全分析及封閉計畫研究。整理各國的處置場，包括：西班牙的艾爾·卡布里爾、法國奧貝處置設施中心、英國Drigg附近的低放廢棄物處置場、日本的Rokkasho處置場、芬蘭VLJ處置場、加拿大布魯斯的深層地質處置場，有關處置設施介紹、安全評估及封閉計畫。以利瞭解國際低放處置設施封閉後安全分析低放處置設施封閉後安全分析技術。

有關Andrews場址封閉後安全分析，本計畫分別介紹：Andrews低放射性廢棄物處置設施、Andrews低放射性廢棄物處置場安全評估及封閉後安全分析、Andrews場址封閉計畫。

(1) 其監管階段情節（封閉後持續到100年之時期），「鄰近居民」係假設位

於緊鄰場址處置單元處。監管後階段（封閉後100年之後之時期），有關現場的闖入者是指任何個人，暫時或永久地佔據了該處置場。在「無意闖入者」包括的闖入者發現場區、闖入者施工，闖入者鑽掘和闖入居民。上述的每個接受體可能會接觸到放射性核種通過幾個環境運輸途徑。所需的途徑是空氣、土壤、地下水、地表水、植物吸收、穴居動物的挖掘。表6列出「功能評估輻射劑量分析情節」、表7列出「途徑模式摘要」。每個的曝露情節之劑量限值與每接受者相關，對於正常運轉和封閉後，個體輻射劑量為25毫侖目/年的標準（即，無事故），該限值係來自德州行政法規（TAC）§336.724（1）之標題30規定年劑量限值。這個劑量限值適用於場區邊界的個人和最鄰近的居民。工作者劑量限值為5000毫侖目/年，來自「30 TAC§336.305(a)」的規定。事故情節的個人之劑量標準為100毫侖目/年，來自「30 TAC§336.305(a)1」的規定。RESRAD程式功能評估輻射劑量摘要如表8。依據該分析結果皆滿足符合其劑量限值。

- (2) 有關場址封閉計畫，對於接收德州聯盟廢棄物的聯盟廢棄物設施(Compact Waste Facility)CWF而言，CWF在封閉完成後5年內移交給指定的德州州政府。FWF為接收美國能源部國防工業產生的Class A、B、C類低放廢棄物的FWF-CDU(Canister Disposal Unit)和接收混合類(Mixed Wastes)低放廢棄物的FWF-NCDU(Non-Canister Disposal Unit，FWF在封閉完成後持續30年運轉時間移交給能源部。
- (3) 封閉後的維護期是確保封閉後處置設施繼續安全有效運轉的一種手段。在封閉後期間，WCS將繼續執行不被視為主動維護的活動。此類作業活動包括監視（觀察處置場，以檢測維護需求、封閉後護理、闖入入侵證據以及遵守所有執照許可條件和監管要求），封閉後護理包括：圍欄維修、監測設備維修或更換、植被恢復、土壤覆蓋物小修、處置單元封蓋小修和一般處置場維護，如景觀維護）。

SFR最終處置場安全評估及封閉後安全分析：瑞典法規規定，SFR的安全評估必須包括以下內容：對於曝露於最大風險群體中的代表性個體，封閉後每年有害影響風險不超過 10^{-6} ，並產生劑量為 1.4×10^{-5} Sv/年；描述對生物群的影響；闖入入侵的後果；對封閉後的前1000年進行更詳細的評估；從最初1000年的核種外釋開始，在10,000年內總劑量。基於前述安全評估要求，所以SFR封閉後每年的輻射風險限值為 10^{-6} ，大約等於自然存在之背景輻射的1% (SSMFS 2008:37法規限值)。有效劑量與風險的轉換因子為 0.073 /Sv，因此前述風險限值約等於 1.4×10^{-5} Sv/yr的劑量。依照SSM's General Guidance，其風險發生機率須於10萬年內不能超過法規限值。SR-PSU安全評估計畫基本上可以將劑量評估結果的時間序列乘上各種處置設施演變的機率加權計算而得到風險隨時間的變化。圖25表示處置場系統處置場系統運轉階段、封閉後階段、安全分析模擬及劑量評估時間尺度。在運轉階段，處置場系統和內部元件的狀態描述係基於最初的參考設計。運轉操作階段未包含在封閉後的安全評估，但是此階段需要評估其演變過程，以便瞭解處置場系統封閉和處置場飽和之後的初始狀態描述。從處置場封閉到冰期循環狀態是基於初始狀態和參考演變的描述。在後冰河時期，係為簡化描述、演變及模擬。對於生物圈人類接受者的劑量和風險，係藉由模擬計算得到核種洩漏所造成的劑量與風險。

SFR最終處置場封閉計畫：SFR自設計以來已經規劃封閉措施，處置設施的完全密封和封閉是在所有廢棄物安置存放之後進行的。設施的不同部分需要不同的封閉方式，在運轉期間採取了一些措施，例如封閉鑽孔和填滿的處置室。例如，一旦BMA處置窖的處置單元空間填滿，就用混凝土蓋將其封閉，並再蓋上澆築混凝土。當處置窖已滿並準備封閉時，將在處置窖坑道上澆築混凝土封塞，並用礫石填充岩窖。完成填充後，在處置窖兩端的坑道連接處澆築混凝土封塞。這些混凝土封塞大約5公尺厚，其目的是防止水流通過坑道系統和不同岩石處置窖之間的直接接觸。在混凝土封塞的外側放置支撐填充物，例如土堆和拋石。封閉處置設施是完成處置系統的最後一個主要運轉步驟。需要封閉以完成處置系統的設計，因為整個系統的

目的是在足夠長的時間內隔離放射性核種和其他有害成分，以便對人類和生物群的風險是可接受的，並將無意闖入侵入處置場的風險降至最低。封閉的重要功能是促進排水和氣體釋放，並儘量減少水的滲透和侵蝕。封閉也是為了保護施工工人，實行監管期控制。此外，通過促進排水，減少侵蝕、滲透，並適應沉降和沉陷，預計封閉系統將以最少的維護和不損失完整處置功能的方式進行處置。

本計畫根據SKB(2011b)已說明一些“典型”的國際低放處置設施，代表不同國家的典型做法，從而有可能從國情和法規中獲得一些經驗。具有各種處置場尺寸、位置和設計，例如位於陸地，在地表面上或地下更深處。各處置場利用各種類型的障壁進行建造，具有相關資訊的可用性。該處置場包括從地表到650公尺深度的深度範圍，本計畫整理各國處置場，包括：西班牙的艾爾·卡布里爾、法國奧貝處置設施中心、英國Drigg附近的低放廢棄物處置場、日本的Rokkasho處置場、芬蘭VLJ處置場、加拿大布魯斯的深層地質處置場，有關處置設施介紹、安全評估及封閉計畫，並整理於附錄D，包括以下資訊：處置場的位置和現場的主要地質條件；處置場的設計和容量，包括工程障壁的簡要說明以及為確保處置場安全而採取的其他措施；已處置或計畫處置的廢棄物，包括調節或穩定以及廢棄物包件設計；評估封閉後的安全性；封閉處置設施。

4. 我國低放處置設施封閉後管制及安全分析之要項建議

本計畫蒐集國際(美國、瑞典)對於低放處置場封閉後管制及安全分析相關資料，進行封閉後管制及安全分析要項與沿革研析；IAEA對於低放處置設施所訂定之管制及安全分析之考量，與有關國際低放處置設施封閉後安全分析之案例研究。提出國內低放處置設施之封閉後管制及安全分析之要項建議，如：低放處置設施封閉計畫，包括封閉後管制之監管期、封閉計畫執行與確認、處置場設施監測計畫與監管期間各作業項目監測頻率及時間；與低放處置設施封閉後安全分析要項。惟由於目前國內低放處置場朝坑道式處置方式規劃，與美國之近地表處置及瑞典之中深地層處置，有些相異之處，建議未來宜配合國內法規及未來處置場設計做適當調整。

有關低放處置設施封閉計畫之封閉後管制之監管期要求：由於我國低放射性廢棄物分類系統，係參考美國10 CFR 61.55之表1及表2中規定的放射性核種濃度限值訂定。參考NRC維持的現有之評估，NRC認為沒有新的合理理由考慮修訂10 CFR 61.59，並持續維持10 CFR 61.59中規定的100年期限。所以建議我國封閉後管制之監管期時間為100年。惟仍須依據我國未來低放處置場接收之廢棄物來源與特性及處置設施設計，就無意闖入者情節進行安全分析，適當調整封閉後管制之監管期要求。參考IAEA-TECDOC -1260(2001)有關近地表處置設施封閉的程序和技術，建議我國對於封閉後安全分析應使用功能評估(PA)方法來評價處置場的長期安全性。確定封閉系統的一套通用功能標準(例如，滲透速率限制、封閉覆蓋所需的使用壽命、降低入侵風險的要求)，根據評估目的和我國對處置系統設計標準，分析處置設施每個封閉系統的功能評估。針對每個設施，並基於設施設計、當地氣候、地質背景、運轉執行以及劑量或風險標準，於PA分析中輸入參數值。進行敏感度分析確定哪些封閉系統元件對安全最重要，確定封閉系統能減少向生物圈外釋造成放射性污染的可能性。所以建議我國仍須依據低放射性廢棄物分類系統及放射性核種濃度限值進行處置場封閉後100年至300年時間之安全分析，以決定適合的封閉後管制之監管期時間。

有關低放處置設施封閉計畫之審查運轉單位提交封閉計畫，建議我國參考IAEA-TECDOC -1260(2001)有關近地表處置設施封閉的程序和技術訂定之封閉計畫研擬，及運轉單位向監管機關提交詳細的封閉計畫批准流程。要求設施運轉單位向監管機關提交詳細的封閉計畫，並在執行之前獲得批准。初步封閉計畫可能是在處置場開發的選址或運轉前階段已制定的，詳細的封閉計畫建議包括以下內容：處置設施封閉和封閉後之維護管理的組織的角色和責任；封閉方法的詳細說明；設施的最新安全評估；監測和監視計畫；記錄保存和記錄保存系統的說明；在封閉後階段實施的長期監控。建議我國封閉計畫的考慮因素及進行步驟如圖28之低放處置設施封閉計畫研擬、提出、審查及執行流程圖。建議我國在評估封閉方案時，有三個

主要因素需要考慮：(1) 科學和技術投入因素；(2) 監管因素；(3) 社會經濟因素。這些因素最初是一致考慮的，以確定封閉設施的目標和目的，確定備選封閉方案，並指定與特定管理方案相關的技術、監管和經濟的約束條件，決定使用特定的封閉選項是基於對所有相關資訊的分析和整合，並經由監管和利益相關者共同討論是否同意封閉計畫，若同意就繼續提出設計封閉系統和制定品質保證/品質控制計畫，經過監管機關審查同意通過後執行。並於執行過程與監管因素有關之公眾健康和環境安全要求進行滾動式修正與執行。

有關低放處置設施封閉計畫之處置場設施監測計畫與監管期間各作業項目監測頻率及時間，本計畫建議我國可參考WCS對於美國Andrews場址低放射性廢棄物(LLRW)處置設施的監測計畫與監管期間各作業項目監測頻率及時間。封閉後期間作業活動包括監視(觀察處置場，以檢測維護需求、封閉後護理、闖入入侵證據以及遵守所有執照許可條件和監管要求)，封閉後護理包括：圍欄維修、監測設備維修或更換、植被恢復、土壤覆蓋物小修、處置單元封蓋小修和一般處置場維護，如景觀維護)。由於Andrews場址的責任移交給指定的監管機關(Custodial Agency; CA)。對於CWF而言，CWF在封閉完成後5年內移交給指定的監管機關德州州政府；FWF在封閉完成後持續30年運轉時間移交給能源部，並執行監管期間的各作業項目的監測頻率及時間。另根據SSG29(放射性廢棄物近地表處置設施)之7.15規定，不同的監管作業有可能由不同的組織負責。設施經營者通常負責主動監管，而國家機構可能負責的作業例如紀錄歸檔與土地利用管制。例如在適當的階段，經由管制機關核准，設施經營者的場址責任有可能移轉到政府。所以運轉單位執行監測計畫之監視作業和封閉後的護理活動，是否將現場和設施的責任交給土地所有者擔任監管機構執行監管作業，我國是否採取美國Andrews場址依據US NRC法規規定由土地所有者執行監管作業，並由運轉單位WCS移交給指定的監管機構(德州州政府及能源部)之方式，或由運轉單位(台電公司)持續執行監管期作業，仍需進一步審慎評估。建議參考US NRC法規規定由場址土地所有者進行後續監管作業，並由管制機關進

行核准，惟未來宜配合國內現有的法規規定及民情，需再多方討論，並建立法源依據。封閉後監測各種作業項目，包括：巡視檢查和下坡測量、土地和居住點監測調查、洩漏檢測監測、侵蝕監測非飽和層監測、洩漏檢測監測系統的維護、滲濾液收集系統的操作、運轉後監測計畫、地下水井網的維護、對監測結果的解釋和正式報告、最終封蓋定期維修等。監管期對場址進行維護和監測，以確保實現功能目標。在場址執行的活動包括現場監測和現場護理，相關作業活動項目及定期巡檢監測頻率如表14，在封閉後進行的同樣監測也應在監管期間進行。

有關低放處置設施封閉後安全分析要項，本計畫參考SSG23 (放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估)於2.1-2.10證明放射性廢棄物處置的安全，提出我國低放處置設施封閉後安全分析要項，包括：發展安全論證與安全評估、封閉後安全論證的要求、封閉後安全論證的應用、封閉後的輻射影響評估、封閉後安全分析評估技術、處置設施封閉後安全與深度防禦之相關性、主動監管作業。安全評估必需評量處置系統的功能及定量化對於人類健康與環境的潛在放射性影響。安全評估是一個處置設施安全論證的主要構成要素，應考慮設施於運轉與封閉後的潛在放射性影響。放射性影響可能從封閉後漸進的作用產生，這些作用可能引起設施及其系統組件(例如天然與工程障壁)的功能退化，也可能來自於不連續的擾動事件，這些事件可能影響廢棄物的隔離作用(例如地震、斷層作用、人類無意侵入)。所以建議我國針對封閉後安全評估應包含封閉後管制及安全分析，提出處置設施安全功能結合適用的監管期監管作業要求之安全分析。

參考文獻

- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，參加美國德州安德魯低放射性廢棄物處置場審照研討會報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局，2011，P42
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2013a，「低放射性廢棄物處置輻射劑量評估安全審查模式之研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2013b，「美國低放射性廢棄物處置法規 10 CFR 61 變革之研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2014，「103 年度低放射性廢棄物處置安全管理技術發展 - 子計畫四：低放射性廢棄物處置輻射劑量評估安全審查模式之研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2015，「104 年度低放射性廢棄物處置安全管理技術發展 - 子計畫四：低放射性廢棄物處置輻射劑量評估安全審查模式之研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2016，「低放射性廢棄物坑道處置安全審驗技術建立之國際資訊研析 - 子計畫五：低放射性廢棄物坑道處置生物圈與劑量評估審驗技術建立之資訊研析」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2017，「低放射性廢棄物坑道處置安全審驗技術建立之國際資訊研析 - 子計畫五：低放射性廢棄物坑道處置生物圈情節分析審查技術研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2018，「108 年底放射性廢棄物處置安全評估驗證技術研究 - 子計畫五：低放射性廢棄物近岸坑道處置設計情節之生物圈劑量評估驗證技術研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2019，「108 年底放射性廢棄物處置安全評估驗證技術研究-子計畫五：低放射性廢棄物近岸坑道處置設計情節之生物圈劑量評估驗證技術研究」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- 行政院原子能委員會放射性物料管理局，2020，「109 年底放射性廢棄物處置方案之安全管理研究-子計畫二：低放射性廢棄物處置無意闖入情節管制要項研析」研究報告，行政院原子能委員會放射性物料管理局。
- Agency's Safeguards System (1965, as Provisionally Extended in 1966 and 1968), INFCIRC/66/Rev.2, IAEA, Vienna (1968).
- ARWA, 2018, Preliminary Safety and Waste Acceptance Report of the National Radioactive Waste Management Facility (NRWMF), Australian Radioactive Waste Agency (ARWA), Canberra, Australian.
- Biosphere synthesis report, 2014. Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- IAEA, 1995. The principles of radioactive waste management. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Series 111-F)
- IAEA, 1997. Joint convention on the safety of spent fuel management and on the safety of radioactive waste management. INFCIRC/546, International Atomic Energy Agency.
- IAEA, 2006. Fundamental safety principles. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Standards Series SF-1)

- IAEA, 2011, “Disposal of Radioactive Waste,” Specific Safety Requirements, Safety Series No. SSR-5, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2011, “The Safety Case and Safety Assessment for Disposal of Radioactive Waste,” Draft Safety Guide DS 355, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2011, Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste. Specific Safety Guide No. SSG-14.
- IAEA, 2011a. Disposal of radioactive waste. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Standards Series SSR-5)
- IAEA, 2011b. Geologic disposal facilities for radioactive waste. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Standards Series SSG-14)
- IAEA, 2012, The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. Specific Safety Guide No. SSG-23.
- IAEA, 2014, Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste. Specific Safety Guide No. SSG-29.
- IAEA, 2014, Monitoring and Surveillance of Radioactive Waste Disposal Facilities. Specific Safety Guide No. SSG-31.
- IAEA, 2015, Site Survey and Site Selection for Nuclear Installations. Specific Safety Guide No. SSG-35.
- IAEA, 2017, The International Project On Inadvertant Human Intrusion in the context of Disposal of RadioActive Waste (HIDRA) , Version 2.1, International Atomic Energy Agency (IAEA) , Vienna.
- IAEA, 2019, Site Evaluation for Nuclear Installations. Specific Safety Requirements No. SSR-1.
- IAEA, 2006, Application of Management System for Facilities and Activities, IAEA Safety Standards Series No. GS-G-3.1, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2008, Management System for Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. GS-G-3.4, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2006, Management System for Facilities and Activities, IAEA Safety Standards Series No. GS-R-3, IAEA, Vienna.
- INSAG, 2002, Key Practical Issues in Strengthening Safety Culture, INSAG-15, IAEA, Vienna.
- INSAG, 2003, Maintaining Knowledge, Training and Infrastructure for Research and Development in Nuclear Safety, INSAG-16, IAEA, Vienna.
- INSAG, 2003, Managing Change in the Nuclear Industry: The Effects on Safety, INSAG-18, IAEA, Vienna.
- Main report, 2014. Safety analysis for SFR. Long-term safety. Main report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- NEA, 1989. Risks associated with human intrusion at radioactive waste disposal sites: proceedings of an NEA Workshop, Paris, 5–7 June 1989. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 1995a. The environmental and ethical basis of geological disposal of long-lived radioactive wastes: a collective opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 1995a. The environmental and ethical basis of geological disposal of long-lived radioactive wastes: a collective opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 1995b. Future human actions at disposal sites: a report of the NEA Working Group on

- Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 1995b. Future human actions at disposal sites: a report of the NEA Working Group on Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites. Paris: OECD/NEA.
- NEA, 2011. Preservation of Records, Knowledge and Memory across Generations. An International Project of the NEA /RWMC. Paris: OECD/NEA.
- Odén M, Follin S, Öhman J, Vidstrand P, 2014. SR-PSU Bedrock hydrogeology. Groundwater flow modelling methodology, setup and results. SKB R-13-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- OECD/NEA, 1995, "The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes: A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency," OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France.
- Radionuclide transport report, 2014. Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Saetre P, Nordén S, Ekström P-A, Keesmann S, 2013. The biosphere model for radionuclide transport and dose assessment in SR-PSU. SKB R-13-46, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 1995. RD&D-Programme 95. Treatment and final disposal of nuclear waste. Programme for encapsulation, deep geological disposal, and research, development and demonstration. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 1999a. SR-97. Processes in the repository evolution. SKB TR-99-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 1999b. Deep repository for spent nuclear fuel. SR 97 – Post-closure safety. Main report – Vol. I, Vol. II and Summary. SKB TR-99-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2006a. Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation. Main report of the SR-Can project. SKB TR-06-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2006b. Handling of future human actions in the safety assessment SR-Can. SKB TR-06-24, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2010. Handling of future human actions in the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-53, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2011a. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. SKB TR-11-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2011b. International perspective on repositories for low level waste. SKB R-11-16, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2014. Handling of future human actions in the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKI, 1996. SKI's evaluation of SKB's RD&D Programme 95. Review report. SKI Report 96:57, Statens kärnkraftinspektion (Swedish Nuclear Power Inspectorate) .
- SKI, 2000. Internationell fristående expertgranskning av Säkerhetsrapport 97: säkerhet efter förslutning av ett djupförvar för använt kärnbränsle i Sverige. [International independent expert review of safety assessment report, SR 97] (in Swedish) . SKI Rapport 00:45, Statens kärnkraftinspektion (Swedish Nuclear Power Inspectorate) .
- SKI/SSI, 2001. SKI's and SSI's Joint Review of SKB's Safety Assessment Report, SR 97. Summary. SKI Report 01:03, Statens kärnkraftinspektion (Swedish Nuclear Power Inspectorate) , SSI Report 2001:02, Statens strålskyddsinstitut (Swedish Radiation

- Protection Institute) .
- Smith G M, Apted M J, Chapman N A, 1999. Human intrusion and effects on multi-barrier disposal systems. In Proceedings of the International Symposium on Radioactive Waste Disposal: Health and environmental criteria and standards, Stockholm, 31 August – 4 September 1998. Stockholm: Stockholm Environment Institute.
- Smith G M, Molinero J, Delos A, Valls A, Conesa A, Smith K, Hjerpe T, 2013. Human intruder dose assessment for deep geological disposal. Posiva Working Report 2013-23, Posiva Oy, Finland.
- SSM, 2008a. The Swedish Radiation Safety Authority’s regulations and general advice concerning safety in connection with the disposal of nuclear material and nuclear waste. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten (Swedish Radiation Safety Authority) . (SSMFS 2008:21)
- SSM, 2008b. The Swedish Radiation Safety Authority’s regulations and general advice concerning the protection of human health and the environment in connection with the final management of spent nuclear fuel and nuclear waste. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten (Swedish Radiation Safety Authority) . (SSMFS 2008:37)
- Structure and Content of Agreements Between Agency and States Required in Connection with Treaty on Non-Proliferation of Nuclear Weapons, INFCIRC/153(Corr.), IAEA, Vienna (1972).
- TCEQ, 2008, Draft Environmental and Safety Analysis of a Proposed Low-Level Radioactive Waste Disposal Facility in Andrews County, Texas, Radioactive Materials Division, TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY, Houston, Texas, US.
- USNRC, 2015a, Proposed Rule Federal Register Notice on 10 CFR Parts 20 and 61, Low-Level Radioactive Waste Disposal [NRC-2011-0012; NRC-2015-0003], U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1428/ML14289A152.pdf>
- USNRC, 2015b, 10 CFR parts 20 and 61 Low-Level Radioactive Waste Disposal Proposed Rule, Federal Register, vol. 80, No. 58,16082-16125., U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/waste/llw-disposal/llw-pa/ww-streams/proposed-rule-frn.pdf>
- USNRC, 2015c, Comparison between Current Rule Language and Rule Language in Proposed Rule, "Low-Level Radioactive Waste Disposal" (80 FR 16082) [10 CFR Part 61 Language Comparison Only] (3/26/15), U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/waste/llw-disposal/llw-pa/ww-streams/10-cfr-part-61.pdf>
- USNRC, 2016a, Final Rule: Low-Level Radioactive Waste Disposal (10 CFR Part 61)(RIN 3150-AI92) , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1618/ML16188A307.pdf>
- USNRC, 2016b, Final Rule: 10 CFR Part 61 Low-Level Radioactive Waste Disposal (RIN 3150-A192) , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1618/ML16188A371.pdf>
- USNRC, 2016c, Draft Regulatory Analysis for Final Rule: Low-Level Radioactive Waste Disposal (10 CFR Part 61) , U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1618/ML16188A371.pdf>

- USNRC, 2016d, Redline Strikeout Version Comparing September 15, 2016 Draft Final Part 61 to Current Part 61 Rule Language, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC., <https://www.nrc.gov/docs/ML1629/ML16293A112.pdf>
- WCS, 2007. Application For License to Authorize Near-Surface Land Disposal of Low-Level Radioactive Waste, Waste Control Specialists (WCS), Andrews County, Texas, US.
- Yu, C., et al., 2000, Development of Probabilistic RESRAD 6.0 and RESRAD-BUILD 3.0 Computer Codes, NUREG/CR-6697, ANL/EAD/TM-98, prepared by Argonne National Laboratory, Argonne, Ill., for the U.S. Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Regulatory Research, Division of Risk Analysis and Applications, Washington, D.C. November 2000.
- Yu, C., et al., 2001, User's Manual for RESRAD Version 6, ANL/EAD-4, Argonne National Laboratory, Argonne, Ill., July 2001.
- Yu, C., et al., 2003, User's Manual for RESRAD-BUILD Version 3, ANL/EAD/03-1, Argonne National Laboratory, Argonne, Ill., June 2003.
- Yu, C., et al., 2007, User's Manual for RESRAD-OFFSITE Version 2, ANL/EVS/TM/07-1, DOE/HS-0005, NUREG/CR-6937, Argonne National Laboratory, Argonne, Ill., June 2007.

附錄 A 10 CFR 61 (案號 ID: NRC-2011-0012) 法規條文內有關封閉後管制及安全分析之相關章節

依據美國 10 CFR 61 法規條文擬議法規共分為 7 個次部份 (subparts)，包含 84 個小節 (sections)，根據現行 10 CFR 61 法規及擬議的 10 CFR 61 (案號 ID: NRC-2011-0012) 有關封閉後管制及安全分析內容主要包括以下條文 (劃有底線為擬議條文修改文字，雙刪除線為刪除原條文)：(原能會物管局，2013；USNRC, 2015a; 2015b; 2015c; 2016a; 2016b; 2016c)

Subpart A 說明申請低放射性廢棄物處置的一般規定

包括 61.1 目的與範疇、61.2 名詞定義、61.3 取得執照的要求、61.4 通訊、61.5 解釋、61.6 豁免、61.7 概念、61.8 資訊蒐集要求、61.9 雇員的法令保護(61.9a 資訊的完整與正確、61.9b 蓄意從事錯誤行為)等。

§ 61.2 名詞定義

10 CFR 61 所使用之名詞與封閉後管制及安全分析有關之定義：

主動維護(Active maintenance)：指為合理確保能符合 61.41 節與 61.42 節功能目標，於監管期間必須採行的任何重大改善行為。此主動維護包括正在進行的活動，例如從處置單元抽取水及水處理；或一次性措施，例如更換處置單元覆蓋層。主動維護不包括保管行為，例如修理圍欄、修復或更換監測設備、再種植、少量增添土壤覆蓋層、少量修復處置單元覆蓋層、與一般處置場址保養例如除草。

緩衝區 (Buffer zone)：屬於處置場址的一部分，受到執照持有人管制，位在處置單元下方，以及處置單元與場址邊界之間的地區。

符合時期 (Compliance period) 是指對於沒有大量長半化期放射性核種的處置場，從完成處置場封閉到封閉後的 1,000 年之間的時間。對於包含或計畫接受大量長半化期放射性核種的處置場，符合時期結束時間為處置場封閉後的 10,000 年

保管機關(Custodial agency)：指政府指定的機關，代表政府擔任處置場址所有人。

深度防禦 (Defense-in-depth) 是指使用多個獨立的防禦層，並在可能的情況下使用多層防禦層，不會完全依賴無論多麼堅固的單層保護。陸地處置設施的深度防禦包括但不限於場址、廢棄物形式和放射性核種含量，以及處置場的工程特徵和自然地質特徵，以增強陸地處置設施的彈性。

主任(Director)：指美國核管會聯邦和州政府物料與環境管理計畫辦公室主任。

處置(Disposal)：指將放射性廢棄物置放於陸地處置設施，使其隔離於人類生活的生物圈與食物鏈。

處置場址(Disposal site)：指陸地處置設施用於處置廢棄物的部分。包含處置單元與緩衝區。

處置單元 (Disposal unit)：指處置場址分開的部分，於其內進行廢棄物的置放或處置。~~對近地表處置而言，處置單元通常為壕溝。~~

工程障壁(Engineered barrier)：指人造結構物或裝置用於改善陸地處置設施的能力以使其符合 Subpart C 之功能目標。

一般環境 (General environment)：是指處置場址邊界之外的區域。

無意闖入者 (Inadvertent intruder)：指處置場址封閉後可能佔用處置場址從事日常活動，例如農耕、築舍、鑿井取水和~~或其他可合理預見活動的人們~~所進行的鑽探，人員可能在不知情的情況下暴露在低放射性廢棄物設施中或產生的廢棄物的輻射中。

闖入者評估 (Intruder assessment)：指分析：(1) 假設無意闖入者佔用場址從事一般活動或其他合理可預見的工作，而可能不知其已曝露於廢棄物的輻射中；(2) 檢測闖入者障壁抑制闖入者接觸到廢棄物或限制輻射曝露的能力；(3) 考慮所伴隨的不確定性，推估來自處置單元對闖入者產生的潛在年劑量。

闖入者障壁 (Intruder barrier)：指廢棄物上方有充分深度的覆蓋層，可以限制無意闖入者接觸廢棄物，並確保輻射曝露符合 10 CFR 61 設定的功能目標、或工程結構物能提供無意闖入者相當的防護。

陸地處置設施(Land disposal facility)：指用於處置放射性廢棄物的土地、建築物、結構物與設備。以 10 CFR 61 為言，在 10 CFR 60 或 10 CFR 63 定義之「地質處置場」不被視為土地處置設施。

執照(License)：指依據 10 CFR 61 法規核發之執照。

執照持有人(Licensee)：指持有前述執照者。

長半化期廢棄物 (Long-lived waste)：指廢棄物所含核種：(1) 10,000 年後核種仍留存高於 10% 的初始活度 (例如長半化期母核種；(2) 子核種的尖峰活度發生在 10,000 年後 (例如長半化期母核種- 短半化期子核種；或 (3) 10,000 年內高於 10% 的尖峰活度 (含子核種) 仍持續到 10,000 年後 (例如 短半化期母核種-長半化期子核種。

監測 (Monitoring)：指觀察與進行量測以提供資料用於評估處置場址的功能 與特性。

近地表處置設施 (Near-surface disposal facility)：指將放射性廢棄物處置於地表或地下 30m 範圍內之陸地處置設施。

功能評估 (Performance assessment)：指分析：(1) 判定可能影響處置系統的特徵、事件、與作用；(2) 檢測這些特徵、事件、與作用對處置系統功能的效應；(3) 推估顯著特徵、事件、與作用對公眾個人所造成的年劑量。

功能時期 (Performance period)：指在符合時期後考慮廢棄物與場址特性以評估場址功能因而建立的時間尺度。

安全論證案例 (Safety case)：是證明土地處置設施安全評估的資訊集合。這包括技術分析，如功能評估和無意闖入者評估，但也包括關於深度防禦的資訊，以及關於技術分析的強度和可靠性的支援性證據和推理，以及其中所作的假設。安全論證案例還包括處置場安全相關方面的描述、設施設計、管理控制措施和監管控制。

場址封閉與穩定 (Site closure and stabilization)：指完成運轉後採取的措施，包括準備將處置場址進行保管看護，與確保處置場址將可維持穩定與在可行的範圍內無須持

續主動維護。

穩定性 (Stability)：是指處置場（例如廢棄物形式、處置容器和處置單元）保持其形狀和特性的能力，其程度不會妨礙證明陸地處置設施將滿足 § 61.41 和 § 61.42 的功能目標，並將在可行的範圍內可減少場址封閉後主動維護的需要。~~指結構的穩定性。~~

監視(Surveillance)：指以目視偵查進行處置場址觀察，以達到維護、保管看護、察覺闖入跡象、與符合其他執照與法規要求的目的。

廢棄物 (Waste)：指含有射源、特殊核子物料、或副產物，適於陸地處置設施接收與處置之低放射性廢棄物。依本定義的目的，低放射性廢棄物指非高放射性廢棄物、超鈾廢棄物、用過核子燃料、或副產物。副產物依 10 CFR 20.1003 (2) (3) (4) 各段定義。儘管 1982 年核廢棄物政策法案已有規定，根據 2013 會計年度國防授權法案，低放射性廢棄物亦包括來自醫療同位素製造但已永久自反應器移出的放射性物質，或不再使用的次臨界組件，且其處置方式符合 10 CFR 61 規定者。

§ 61.7 概念

~~(b)廢棄物分類與近地表處置功能目標~~

~~(1)放射性廢棄物近地表陸地處置設施之安全目標如下：保護一般公眾免於放射性物質釋出的危害、保護無意闖入的個人、與保護運轉期間的個人、以及第四個目標保證場址封閉後的穩定性。~~達成這些目標須取決於多項因素，包含陸地處置設施的設計、運轉程序、設施周圍的環境特性、以及所接收進行處置的放射性廢棄物。

(c)技術分析

(1)欲證實符合功能目標則須評估特定場址因素，包含工程設計、運轉實務、場址特性、以及所接收進行處置的放射性廢棄物。技術分析須評估特定場址因素對處置設施功能與場址環境的影響，包含分析運轉期間對作業人員的保護，以及更重要的對長時間處置放射性廢棄物，須分析保護一般公眾免於放射性釋出的危害、

保護無意闖入者、以及處置場址封閉後的穩定性。

(d)深度防禦

(1) 深度防禦和技術分析對於確保複雜設施在面臨重大不確定性時的安全非常重要。深度防禦與技術分析和科學判斷相結合，是陸地處置設施許可執照安全論證的基本組成部分。瞭解深度防禦保護的能力和這些能力的基礎，可以確保沒有任何一層是專門用於安全的，確保保護與土地處置設施相關風險的重要性是相當的，並增加實現功能目標的信心。

(2) 當執照持有人處理廢棄物時，陸地處置設施的深度防禦保護可能與陸地處置設施封閉後不同。在廢棄物處理過程中，陸地處置設施封閉之前，與運轉活動（如廢棄物處理）相關的深度防禦保護包括主動安全保護（如設備、程序和管制）和被動安全保護（如物理障壁）。用於陸地處置設施運轉活動的主動和被動安全防護，與 NRC 許可的其他運轉核設施的深度防禦保護具同效性重要防護，並與運轉活動的風險和複雜性之重要性相當。當陸地處置設施封閉後，由於與廢棄物處置相關的時間較長，透過基本被動安全保護所提供之深度防禦保護，處置場提供的被動安全防護能力的多樣性（例如：廢棄物體、容器、工程特性、地表以下處置單元的深度，處置場的水文和地球化學特徵），提高了處置場對意外失效或外部造成損害的恢復能力，並部分補償處置場長期功能評估的不確定性。

(2f)廢棄物分類與近地表處置

(24) 進入場址的監管要求達 100 年。如此可使處置 A 類與 B 類廢棄物無須對闖入者防護有特殊規定，因為這些廢棄物所含放射性同位素核種的類型與含量一般可於 100 年期間衰變，其後對無意闖入者造成的危害是可接受的。然而，61.55 (a) (6) 的 A 類廢棄物有可能在 100 年內尚未衰變到可接受的程度。對於 61.55 (a) (6) 所分類的廢棄物，安全的提供來自限制物質的含量與濃度，以符合處置場址的設計。安全處置 61.55 (a) (6) 分類的廢棄物需藉由技術分析與符合功能目標加以證實。掌管主動監管計畫的政府土地所有人有管制場址出入的彈性，包含

在不影響場址完整性與長期功能的前提下，允許土地生產利用。

(35)廢棄物無法於 100 年內衰變至對闖入者危害程度達可接受者，通常指定為 C 類廢棄物。C 類廢棄物應穩定並比其他類別廢棄物處置更深，以使後來闖入者的地表活動不會干擾廢棄物。當場址狀況無法處置較深時，得使用闖入者障壁例如混凝土覆蓋層。闖入者障壁的有效壽命應為至少 500 年。所有廢棄物核種的最大濃度規定於 61.55 節表 1 與表 2，以使 500 年結束時殘餘的放射性程度不至於對無意闖入者或對公眾健康與安全造成無法接受的危害。廢棄物核種濃度高於前述限值者，一般不被近地表處置接受。某些情況下，核種濃度大於 C 類廢棄物者，經特殊處理或設計可被近地表處置接受。處置此類廢棄物將依 61.13 節技術分析要求進行個案評估。~~C 類廢棄物亦必須穩定。~~

(ge) 執照申請程序

(1)在運轉前階段，可能的申請人應進行處置場址選址程序，從選擇可能區域，到測試該區域內的數個可能處置場址，到縮小範圍選定預定場址。經由詳細的處置場址特性調查，可能的申請人獲得處置場址資料，並據以分析處置場址適宜性。潛在申請人使用這些資料和分析來制定一個安全論證，描述現場的安全相關方面、設施的設計、管理控制措施和監管控制措施。安全論證展示了對人類和環境的保護水準，並為實現功能目標提供了合理保證。藉此資料與分析，申請人連同其他一般資訊，以申請書型式向核管會申請陸地處置執照。核管會依據法令建立之行政程序審查申請書，必要時會同受到影響的州政府或印地安部落進行審查。儘管在核管會核發執照前，預定處置場址須由州或聯邦政府擁有。但在運轉前階段仍允許私人擁有，只要在執照核發前州或聯邦政府適當安排完成土地繼承取得所有權即可。

(2)在運轉階段，執照持有人依據 10 CFR 61 要求與執照核可條件進行處置作業。核准執行的地表運轉與廢棄物處置須週期性進行執照更新，到該時間將審查運轉過程，以決定是否許可或拒絕持續運轉。當終止處置運轉時，執照持有人得提出

其執照修正案，以取得場址封閉許可。審查執照持有人最終場址封閉與穩定計畫後，核管會將核准處置場址最後的必要準備作業，以使監管期間無須於場址進行持續主動維護。

(3)在最終場址封閉與穩定作業期間，執照持有人處於處置場址封閉階段。隨後 5 年的時間，執照持有人須在處置場址進行封閉後觀察與維護，以確保處置場址是穩定的且準備好進行監管。封閉後觀察與維護的時間係用來確保最終場址的封閉與穩定作業，不會造成處置場意想不到的不穩定。若狀況合理，核管會可核准較短或要求較長的時間。本階段結束時，執照持有人應申請將執照移轉給處置場址所有人。

(4)處置場址封閉獲得滿意的結論後，核管會將移轉執照給擁有處置場址的州或聯邦政府。若能源部為代表聯邦政府作為管理土地的聯邦機關，則執照將終止，因核管會對此一行為欠缺管制的法規。在移轉執照條件下，土地所有人應進行監測計畫，以確保持續符合處置場址功能，監視限制出入場址與進行少量保管措施。本期間在不影響場址穩定與符合功能目標能力之前提下，可允許進行土地生產使用。在規定的監管期間結束時，執照將由核管會終止。

Subpart B 說明申請執照所需的資訊

包括 61.10 申請書內容、61.11 一般資訊、61.12 特定技術資訊、61.13 技術分析、61.14 監管資訊、61.15 財務資訊、61.16 其他資訊、61.20 申請書提交與分發、61.21 重複性資訊的排除、61.22 申請書的更新、61.23 執照核發的標準、61.24 執照條件、61.25 變更、61.26 執照的修正、61.27 更新或封閉申請、61.28 封閉申請書內容、61.29 封閉後觀察與維護、61.30 執照移轉、61.31 執照終止、(US/IAEA 保防協定)61.32 設施資訊與驗證等。

§61.10 申請書內容

欲以陸地處置方式對外接收、持有與處置含有廢棄物或受射源、副產物或特殊核子

物料污染的廢棄物，須依 61.11 節至 61.16 節提出申請，內容包括一般資訊、特定技術資訊、監管資訊、與財務資訊。依據 10 CFR 51 Subpart A 準備的環境報告書應併案附送。

§61.11 一般資訊

一般資訊須包括以下各項：

(a)申請人基本資料，包括：

- (1)申請人全名、住址、電話與單位職稱。
- (2)若申請人為合資關係，應包括各合資者姓名、住址與主要營利處所。
- (3)若申請人為法人或未註冊協會，應包括：(i)所在州與主要執業處所；(ii)代表人與主辦人員之姓名與地址。
- (4)若申請人為受託填報申請書的代理人或代表人，應檢附委託者的所有資料。

(b)申請人資格

- (1)以行政指令、合約規定、或其他型式，說明申請人的組織架構(包括本部與外派單位)、管理權限與職掌。
- (2)技術資格應包括申請人與其從事預定工作員工的訓練與資歷。本節(b)(1)要求說明重要職務有人員之基本訓練與資歷。
- (3)說明申請人之人員訓練計畫。
- (4)說明計畫，以維持適當而完整的受過訓練人員，安全的從事廢棄物接收、操作、與處置運轉。

(c)說明下列項目：

- (1)預定處置場址位置。
- (2)預定作業的一般特性。
- (3)接收、持有、與處置放射性廢棄物的型態與數量。

(4)除處置放射性廢棄物外，對陸地處置設施的其他使用計畫。

(5)預定的設施與設備。

(d)陸地處置設施建造、接收廢棄物、與置放廢棄物的預定時程。

§61.12 特定技術資訊

特定技術資訊須包括下列資訊，以證明符合 10 CFR 61 Subpart C 的功能目標以及 10 CFR 61 Subpart D 適用的技術要求：

(a)說明處置場址選址與特性調查所獲得的處置場址自然與人文特性。說明須包括處置場址與鄰近地區的地質、地工、地球化學、地形、水文、氣象、氣候、與生物特徵。

(b)說明陸地處置設施與處置單元之設計特徵。近地表處置之說明須包括下列設計特徵：入滲水；處置單元的覆蓋層完整性；回填材料、廢棄物與覆蓋層的結構穩定性；積水與廢棄物接觸；處置場址排水；處置場址封閉與穩定；儘可能消除長期處置場址維護；無意闖入；職業曝露；處置場址監測；與適當大小的緩衝區，以便進行監測與可能的改善措施。

(c)說明主要設計準則，及其與功能目標的關係。

(d)說明設計基準天然事件或現象，及其與主要設計準則的關係。

(e)說明申請人設計以及將應用於建造陸地處置設施參用之規範與標準。

(f)說明陸地處置設施之建造與運轉。說明至少須包括：處置單元建造方法；廢棄物置放；廢棄物分開置放程序與地區；闖入者障壁類型；場內交通與排水系統；調查管制計畫；廢棄物貯存方法與地區；控制地表水與地下水到達廢棄物的方法。說明亦須包括運轉與處置螯合劑或其他非放射性廢棄物的方法，以免影響符合 10 CFR 61 Subpart C 功能目標。

(g)說明處置場址封閉計畫。包括用於促進處置場址封閉與消除持續主動維護之設計特徵。

- (h)判定處置場址已知天然資源，以免導致停止監管後無意闖入者因探採資源而接觸低放射性廢棄物。
- (i)說明陸地處置設施預定接收、持有、與處置的放射性材料種類、數量、分類與規格，包含接收廢棄物的準則。
- (j)說明申請人建立之低放射性廢棄物處置品質保證計畫，以便適用於：
- (1)決定處置場址自然特性。
 - (2)技術分析的發展。
 - (3)陸地處置設施設計、建造、運轉、與封閉，以及廢棄物接收、操作、與置放的品質保證。
- (k)說明輻射安全計畫，以管制與監測放射性排放，確保符合 10 CFR 61.41 功能目標及符合 10 CFR 20 對職業輻射曝露與人員、車輛、設備、建築物、與處置場址的污染管制。例行運轉與意外均須說明。計畫內容須包括程序、儀器、設施、與設備。
- (l)說明環境監測計畫，以提供資料用於評估潛在健康與環境影響。以及若發現核種遷移時，採取改善措施的計畫。
- (m)說明申請人將用於陸地處置設施管理行為之行政程序。
- (n)說明第 61.80 節所要求之設施電子紀錄保存系統。

§ 61.13 技術分析

特定技術資訊須包括下列分析以證明能符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標~~三~~。技術分析是安全論證的要素之一。陸地處置設施有效執照的執照持有人於[法規公佈日，即在聯邦註冊（FEDERAL REGISTER）公佈]法規公佈日後 1 年生效，必須在下一次許可更新時或在[公佈日後 6 年內]，視何者先屆期，提交下列分析。

- (a) 功能評估需證明可合理確保從輻射外釋到人體的曝露將符合§61.41 中規定的功能目標。功能評估應：

- (1) 考慮可能影響證實符合§ 61.41 (a) 的特徵、事件、與作用。所考慮的特徵、事件、與作用須能代表一定範圍的現象對功能有益或不利的效應，且必須考慮 §61.12 (a) 到 (i) 指定的技術資訊。必須提供納入或排除特定特徵、事件、與作用的技術基準。
- (2) 考慮將破壞性的或其他不太可能發生的特徵、事件與作用之可能性機率與 §61.41 節中規定的限制進行比較。
- (3) 為功能評估中使用的模型提供技術基礎（例如，與詳細的作用等級模式或經驗觀察，例如：實驗室測試，現場調查或天然類比的輸出結果進行比較）。
- (4) 評估環境介質（例如：空氣、土壤、地下水及地表水）中的污染物傳輸途徑和過程，包括但不限於平流、擴散、植物吸收和與掘穴動物挖掘。
- (5) 考慮到處置場址和一般環境的預期行為以及人類接受者的人口統計學和行為的不確定性和可變性。
- (6) 確定並區分天然處置場址特性和陸地處置設施的設計特徵，在阻滯輻射外釋到一般公眾所造成的作用。
- (7) 包括符合時期，如果使用 1000 年的符合時期，則應包括技術理由，說明為什麼在無意的闖入者評估中不需要考慮 10,000 年的符合時期。
- (b) 無意闖入者評估，證明有合理保證任何無意闖入者不會曝露在超過§61.42 規定的限值的劑量下。無意闖入者評估應：
- (1) 假設無意闖入者佔用了處置場址，並從事正常活動（如築舍、農耕、鑿井取水）和其他合理可預見的活動。以及在進行無意闖入者評估時，與該場址內及其周圍發生的活動。根據第 61.28 節的規定，執照持有人應在封閉前更新無意闖入者評估，以反映對該場址及其周圍發生的活動和任何重大變化。
- (2) 確定防止無意闖入的障壁，這些障壁可抑制與廢棄物的接觸或限制廢棄物輻射曝露，並為障壁有效的時間段提供依據。

(3) 考慮到處置場和一般環境的預計行為的不確定性和可變性。

(4) 包括符合時期，如果使用 1000 年的符合時期，則應包括技術理由，說明為什麼在無意的闖入者評估中不需要考慮 10,000 年的符合時期。

~~(a) 途徑分析證實能防護一般群體免於放射性釋出影響。須包括空氣、土壤、地下水、地表水、植物、與掘穴動物挖掘等途徑分析。分析須明確的判明與區別處置場址天然特性與設計特徵在隔離與分離廢棄物所扮演的功能角色。分析須明確的證明能合理的確保放射性釋出對人類的曝露未超過第 61.41 節規定的限值。~~

~~(b) 分析防護無意闖入的個人。須包括證明能合理的確保符合廢棄物分類與分離處置要求，且對無意闖入者提供適當的障壁。~~

(c) 分析防護運轉期間的個人。須包括評估操作、貯存、與處置廢棄物期間，例行運轉與意外情況下預期的曝露。分析須能合理的確保控制曝露，以符合 10 CFR 20 要求。

(d) 分析處置場址長期穩定性與場址封閉後持續主動維護的需求。須根據處置場址特性進行分析，包括活動中的天然作用如侵蝕、塊體崩壞、邊坡破壞、廢棄物與回填材料沉陷、處置地區上方覆蓋層與鄰近土壤的入滲、與地表排水。分析須提供合理的保證，即可以確保符合時期內處置場的長期穩定性，並且在場址封閉後無需對處置場進行持續的主動維護。

(e) 分析處置場址如何限制潛在長期放射性影響的評估，符合可取得資料與最新科學認知。處置場址其廢棄物所含核種的平均濃度超過本節表 A 所列數值者或因特定場址情況所必需者，則應進行本分析。對於含有表 A 混合核種的廢棄物，總濃度應依 61.55 (a) (7) 的分率規則總計。分析需判別與說明設計特徵與場址特性，可證實符合 61.41 (c) 與 61.42 (c) 的功能目標。

表 A：需要進行功能時期分析的長半化期核種平均濃度

<u>核種</u>	<u>濃度 (Ci/m³) [註 1]</u>
-----------	------------------------------------

<u>C-14</u>	<u>0.8</u>
<u>在活化金屬中的 C-14</u>	<u>8</u>
<u>在活化金屬中的 Ni-59</u>	<u>22</u>
<u>Tc-99</u>	<u>0.3</u>
<u>I-129</u>	<u>0.008</u>
<u>長半化期放射阿伐核種^[註 2]</u>	<u>10^[註 3]</u>
<u>Pu-241</u>	<u>350^[註 3]</u>
<u>Cm-242</u>	<u>2,000^[註 3]</u>

註 1：數值由 61.55 的 A 類廢棄物限值推導。

註 2：包含放射阿伐超鈾核種及其他長半化期放射阿伐核種。

註 3：單位為 nCi/g。

(f) 證明擬議處置設施的分析包括深度防禦防護。

§ 61.14 監管資訊

監管資訊須包括：

- (a) 證明聯邦或州政府擁有處置場址所有權，且聯邦或州政府同意在符合第 61.30 節時，接受執照移轉，且將於場址封閉後承擔保證監管看護、觀察與維護的責任。
- (b) 若預定處置場址土地並非聯邦或州政府擁有，申請人須在核管會核發執照前，證明已妥善安排聯邦或州政府進行徵收。

§ 61.15 財務資訊

財務資訊須充分證明申請人具備適當的財務資格，以執行執照要求的作業，且符合其他財務保證如 10 CFR 61 Subpart E 的要求。

§ 61.16 其他資訊

依據將處置的廢棄物性質以及陸地處置設施的設計與預定運轉方式，核管會得額外要求下列資訊：

- (a) 實體保安措施，若適用。申請接收與持有特殊核子物料，其數量達 10 CFR 73 要求者，應證明其實體保安能符合 10 CFR 73 的要求。在決定接收與持有是否達到 10 CFR 73 的要求時，申請人無須將已完成處置之特殊核子物料數量納入考慮。

(b) 臨界考慮的安全資訊，若適用。

(1) 申請接收與持有特殊核子物料數量達 10 CFR 70.24 「臨界意外要求」規定者，應證明能符合該節要求，除非申請人依據 10 CFR 70.24(d) 提出豁免。在決定接收與持有是否達到 10 CFR 70.24 的要求時，申請人無須將已完成處置之特殊核子物料數量納入考慮。

(2) 申請接收與持有特殊核子物料須說明避免意外臨界的預定程序，包括特殊核子物料處置前的貯存與處置時的廢棄物置放方式。

§ 61.20 申請書提交和分發

(a) 根據本部分的許可申請及其任何修改，必須提交給主任，必須由申請人或申請人的授權代表在宣誓或確認下簽署，如果文件是紙張形式，必須是簽名原件。

(b) 申請人應保持能夠根據主任或主任指定人員的書面指示生成額外的申請副本以進行分發。

(c) 費用。10 CFR 170 要求適用於陸地處置設施中放射性廢棄物接收和處置執照的申請、修改和檢查費用

§ 61.23 執照核發的標準

在核管會審查發現無不利共同防禦與保安，且對公眾健康與安全不會造成不合理的風險時，得核發接收、持有與處置含有廢棄物或受射源、特殊核子物料、或副產物污染的廢棄物之執照。而且：

(a) 申請人資格應具備合理的訓練與資歷，足以執行保護健康與減低生命或財產危害的處置運轉要求。

(b) 申請人所提之預定處置場址、處置場址設計、廢棄物接收準則、陸地處置設施運轉(包括設備、設施、與程序)、處置場址封閉、與封閉後監管證明能適當的保護公眾健康與安全。因為能合理確保能保護一般群體免於放射性釋出危害，符合 10 CFR 61.41 功能目標~~，保護一般群體免於放射性釋出危害。~~

- (c)申請人所提之預定處置場址、處置場址設計、廢棄物接收準則、陸地處置設施運轉(包括設備、設施、與程序)、處置場址封閉、與封閉後監管證明能適當的保護公眾健康與安全。因為能~~且~~合理確保能保護無意闖入者，符合 10 CFR 61.42 功能目標，~~保護無意闖入者~~。
- (d)申請人所提之廢棄物接收準則與陸地處置設施運轉(包括設備、設施、與程序)，證明能適當的保護公眾健康與安全。因為能~~且~~合理確保符合 10CFR 20 輻射防護標準。
- (e)申請人所提之預定處置場址、處置場址設計、廢棄物接收準則、陸地處置設施運轉、處置場址封閉、與封閉後監管，證明能適當的保護公眾健康與安全。因為能~~且~~合理確保能達成廢棄物與處置場址的長期穩定性，並消除處置場址封閉後持續主動維護的需求。
- (f)申請人證明能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart D 適用的技術要求。
- (g)申請人所提之監管計畫，能合理確保執行必要時間長度的監管，以維持本節(b)至(e)的結果，並使監管符合 10 CFR 61.59 之規定。
- (h)財務保證資訊符合 10 CFR 61 Subpart E 之規定。
- (i)當執照範圍適用於處置前持有特殊核子物料時，申請人所提之實體保安資訊，能合理確保符合 10 CFR 73 之規定。
- (j)當執照範圍適用於處置前持有特殊核子物料時，申請人所提之臨界安全程序能適當的保護公眾健康與安全，且能合理確保符合 10 CFR 70.24 臨界意外之規定。
- (k)依據 10 CFR 61.16 提交適當的額外其他資訊予核管會。
- (l)符合 10 CFR 51 Subpart A 之規定。

§ 61.24 執照條件

- (a)依據 10 CFR 61 核發的執照或相關權益，可以移轉、轉讓、或以自願或非自願、直接或間接方式移轉執照的控制權給任何人員。但須經核管會確認資訊安全無虞，

同意執照變更後，依據原子能法之規定移轉。

- (b)執照持有人在執照終止前應依核管會要求提出說明書，以利核管會決定是否修正、暫時取消或撤銷執照。
- (c)在徹底完成最終封閉計畫，包括封閉後觀察與維護，且經核管會核准後，執照方能移轉予場址所有人。
- (d)執照持有人應遵守現行及後續生效的原子能法或核管會所有的規則、法規、與命令。執照條文與條件將因原子能法與核管會規則、法規、與命令的修正、修訂、或調整，而受到管制。
- (e)執照得因下列情況被撤銷、中止或全部或部分修改：因申請書中不實的記載，或涉及原子能法第 182 節內容的不實的記載，或根據申請書、說明書、報告書、紀錄、視察或其他方法的發現，使核管會拒絕核准原申請書的執照，或未依執照條文進行設施運轉，或違反或未遵守原子能法及核管會規則、法規、與命令所訂的條文與條件。
- (f)持有核管會依 10 CFR 61 規定發予執照的人員，僅限在執照許可的地點從事持有與使用材料的目的。
- (g)在核管會視察陸地處置設施並確認其說明、設計及建造與申請書相符，並取得執照前，不得處置放射性廢棄物。
- (h)核管會得依據規則、法規、與命令，隨時對執照持有人進行接收、持有、與處置射源、特殊核子物料或副產物的任何執照併入額外適當的或必要的要求，以利於：
 - (1)促進共同防禦與保安。
 - (2)保護健康或減少對生命或財產的危害。
 - (3)要求報告書與紀錄保存，以提供執照許可行為之視察，確保必須的或適當的履行原子能法與相關法規之規定。

(i)10 CFR 61 執照持有人在接收與持有特殊核子物料數量達 10 CFR 70.24 的規定時，亦須符合該法規之要求，但無須將已完成處置者納入考慮。

(j)核准處置廢棄物的有效期限指定於執照中，除外的情況如 10 CFR61.27(a)61 之規定。

(k)

(1)當依美國聯邦法規 Title 11 破產法規，有以下自願或非自願申請破產情況發生時，執照持有人應以立即書面通知核管會地區主管官員：

(i)執照持有人本身。

(ii)管控執照持有人的實體(該名詞依 11 U.S.C。101(14)之定義)，或列示執照或執照持有人為其資產者。

(iii)執照持有人(該名詞依 11 U.S.C。101(2)之定義)的成員。

(2)本項通知須包括：

(i)申請破產的立案法院。

(ii)申請破產的立案日期。

§ 61.25 變更

(a)除執照特定註記的條件外，執照持有人不得變更執照申請所說明之陸地處置設施或程序。執照條件將禁止對核准之後且對公眾健康與安全有重要影響的設施與程序進行變更。這些執照限制依對其公眾健康與安全的遞減影響程度分為以下三類：

(1)若無以下條件，不得變更之特徵與程序：

(i)60 天前事先通知核管會。

(ii)30 天前通知先進行公聽會。

(iii)經核管會事先核准。

(2)若無以下條件，不得變更之特徵與程序：

(i)60 天前事先通知核管會。

(ii)經核管會事先核准。

(3)若未 60 天前通知核管會，不得變更之特徵與程序。本節(a)(3)的特徵與程序，在核管會收到要求的通知後，仍可令其未得核管會核准前不得進行變更。

(b)廢棄物接收準則變更、場址封閉、執照移轉、或執照終止的變更核准包含於本節(a)(1)。

(c)核管會應提供通知的副本給本節(a)(1)的公聽會，以及州與地方官員或 10CFR 2.104(e)指定之部落自治團體。

§ 61.26 執照的修正

(a)申請執照修正須依 61.20 節立案，並完整說明變更原因。

(b)核管會將依 61.23 節之準則決定是否核准執照修正案。

§ 61.27 更新或封閉申請

(a)執照的任何到期日期僅適用於地表作業與處置廢棄物的權力。執照未更新而失效並不能免除執照持有人應進行場址封閉、封閉後觀察與移轉執照予場址所有人的責任。申請執照更新或依 61.28 節申請封閉，須於執照到期前至少 30 天立案。

(b)申請執照更新須依據 61.10 節至 61.16 節與 61.20 節立案。申請封閉須依據 61.20 節與 61.28 節立案。在資訊能引用明確與特定情況下，申請案得合併引用前已向核管會立案的申請案、說明書或報告之資訊。

(c)若執照持有人能適時提出執照更新申請，則在核管會作出對更新申請案最終決定前，均能持續進行接收與處置，而無執照屆期的問題。

(d)核管會將依 61.23 節之準則決定是否核准執照更新。

§ 61.28 封閉申請書內容

(a)處置場址在最終封閉前，或應核管會指示，申請人應提交申請書進行執照修訂以進行封閉。封閉申請書須包含安全論證最終版次與特定細節的處置場址封閉計

畫，以及依據 61.12(g)執照申請案提送的封閉計畫，內容如下：

(1)運轉期間所獲得的額外處置場址地質、水文、或其他數據，而與長期圍阻所置放的放射性廢棄物相關者。

(2)測試、實驗、或其他開挖或回填地區相關分析、封閉與密封、廢棄物遷移及與置放介質的交互作用等有關者，或其他測試、實驗、或分析與長期圍阻處置場址所置放的放射性廢棄物相關者。包含使用最終封閉計畫與廢棄物存量詳細資訊對 61.13 節所做的更新分析。

(3)下列計畫的任何建議修訂：(i)地表設施之除污與/或拆除；(ii)開挖地區之回填；或(iii)處置場址之穩定化以作封閉後之看護。

(b)申請書應檢附依據 10 CFR 51 Subpart A 完成之環境報告書或其補充。

(c)核管會審查與考慮依據本節(a)所提出的執照修訂申請，若其能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 的長期功能目標，則將核准進行封閉。

§ 61.29 封閉後觀察與維護

依 61.28 節核准完成封閉後，執照持有人須於處置場址進行觀察、監測、與必要的維護與修理，直到核管會依據 61.30 節進行執照移轉。執照持有人對處置場址的責任須維持 5 年。但得視場址特定狀況於場址封閉計畫中，建立與核准更短或更長的封閉後觀察與維護時期。

§ 61.30 執照移轉

(a)封閉與封閉後觀察與維護時期以後，執照持有人得申請執照修訂，將其移轉予處置場址所有人。當核管會認定符合以下條件時，執照應進行移轉：

(1)處置場址封閉完成情形，與已核准的執照持有人所提封閉計畫一致。

(2)執照持有人能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。

(3)依 61.80(e)與(f)規定，進行看護與紀錄所需的基金已移交處置場址所有人。

(4)封閉後監測計畫已由處置場址所有人進行且運轉中。

(5)應負權責的聯邦或州政府機關已完成承擔監管處置場址的準備，並保證會符合 61.23(g)節必要的監管要求之規定。

§ 61.31 執照終止

(a)監管期間應符合 61.23 節必要的規定，在其後，執照持有人得申請終止執照。

(b)執照終止申請須立案並依據 61.20 節與本節之規定進行審查。

(c)當核管會認定符合以下條件時，執照得以終止：

(1)已符合 61.23(g)節必要的監管要求之規定；及

(2)因應監管期間新的資訊發現，所作的額外要求已被滿足，且已設立永久性碑文與警告標誌防止無意闖入；

(3)61.80(e)與(f)所要求的紀錄已提送負責處置場址監管的團體，並立即於執照終止前副知核管會。

Subpart C 說明處置設施的功能目標

包括 61.40 一般要求、61.41 保護一般群體免於放射性外釋的危害、61.42 保護無意闖入者、61.43 保護作業期間之人員、61.44 處置場址封閉後之穩定性等。

§ 61.41 保護一般公眾免於放射性釋出的危害

(a)放射性物料的濃度，其可能釋出於一般環境如地下水、地表水、空氣、土壤、植物、或動物者，不得在符合時期內對公眾的任何個人造成超過全身相當 0.25 毫西弗（25 毫侖目）→甲狀腺 75 毫侖目、與其他器官 25 毫侖目之年劑量。並應在符合時期內採取合理措施以維持排放釋出到一般環境的放射性被合理抑低。藉由符合 61.13 (a) 要求的分析得以證實符合本段。應做出合理的努力，以將釋放到一般環境中放射性物質的釋放量保持在符合時期內合理可達到的最低水平。必須通過符合§61.13 (a) 規定要求的分析證明以符合本款的規定。

(c)在功能時期的任意時間應盡力合理抑低放射性從處置設施釋出到一般環境。藉由符合 61.13 (e) 要求的分析得以證實符合本款的規定。

§ 61.42 保護無意闖入者

(a) 陸地處置設施之設計、運轉、與封閉，在處置場址主動監管撤除後的任何時間，須保證對無意闖入之任何個人侵入處置場址與佔用場址或接觸廢棄物提供保護。在符合時期內對任何無意闖入者其年劑量不得超過5毫西弗(500毫侖目)。藉由符合61.13(b)要求的分析得以證實符合本段。

(b) 在功能時期的任意時間應盡力合理抑低對任何無意闖入者造成的曝露。藉由符合61.13(e)要求的分析得以證實符合本段。

§ 61.43 保護作業期間之人員

陸地處置設施之運轉，除放射性排放釋出不得導致公眾的年劑量超過0.25毫西佛(25毫侖目)的當量應遵照~~10 CFR 61.41~~外，須按照10 CFR 20 輻射防護標準執行。應採取所有的合理措施以維持輻射曝露被合理抑低。

§ 61.44 處置場址封閉後之穩定性

處置設施之選址、設計、使用、運轉、與封閉，須達成處置場址的長期穩定性，以儘可能消除處置場址封閉後持續主動維護的需要，便於僅須進行監視、監測、或少量保管看護。

Subpart D 說明陸地處置設施技術要求

包括61.50 陸地處置的處置場址適宜性要求、61.51 陸地處置的處置設施設計、61.52 陸地處置設施運轉與處置場址封閉、61.53 環境監測、61.54 設計與運轉的替代要求、61.55 廢棄物分類、61.56 廢棄物特性、61.57 標示、61.58 廢棄物分類與特性的替代要求、61.59 監管要求等。

§ 61.50 陸地處置的處置場址適宜性要求

(a) 近地表處置的處置場址適宜性。~~(H)~~本節的目的是規定處置場必須具備的最低特性，以便在近地表處置放射性廢棄物。~~處置場址適宜性的主要重點，不在~~

~~於短期的便利與利益，而在於長期環境影響下能將廢棄物隔離，以及處置場址特徵能保證符合 10 CFR 61 Subpart C 之長期功能目標。~~

(2)(1)應能夠於處置場址進行特徵描述、建模模擬、分析與監測。

(2)處置場在陸地處置設施封閉後 500 年內必須具備的水文特徵，以便在近地表處置放射性廢棄物，包含：

~~(5)(i)廢棄物不得處置於排水不良、亦遭水患、或常有積水的場址，處置場址須位於一般排水良好與無洪水或頻繁積水的地區。~~亦不得處置於行政命令編號 11988「洪水平原管理指引」所定義的百年洪水平原、高危害性的海岸或溼地。

~~(6)(ii)上游排水區須儘量小，以減少逕流量對廢棄物處置單元可能的侵蝕與泛濫。~~

~~(7)(iii)處置場址的地下水位面應有足夠深度，以避免常年不斷的有水侵入廢棄物。核管會將考慮允許此規定的例外情形，若處置於水位面以下，則須確定處置場址特性將使核種以分子擴散的主要方式移動，且其移動速率的結果能符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。絕不允許廢棄物處置於水位面變動帶。~~

~~(8)(iv)用於處置的水文地質單元不得排出地下水到處置場址範圍內的地表。~~

(3)500 年後，第(2)段的水文特性不得顯著影響處置場址符合 10 CFR 61 Subpart C 功能目標的能力。

(4)其他的場址特性不得顯著影響處置場址符合 10 CFR 61 Subpart C 功能目標的能力，或排除對長期影響的防禦性建模和估計。特性包含：

~~(3)(i)對設施所在的區域或州，選擇處置場址應考慮人口成長與未來發展不致影響處置設施能力，以符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。~~

~~(4)~~(ii)須避免位於天然資源地區，以免因開採而導致未能符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。

~~(9)~~(iii)須避免位於大地構造作用的地區，例如斷層、褶皺、地震活動、或火山活動發生的地區，其發生頻率與範圍可能顯著影響處置場址符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標之能力，或者可能排除可辯護的模擬與長期影響的預測。

~~(10)~~(iv)須避免位於地表地質作用的地區，例如塊體崩壞、侵蝕、坍塌、地滑、或風化發生的地區，其發生頻率與範圍可能顯著影響處置場址符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標之能力，或者可能排除可辯護的模擬與長期影響的預測。

~~(11)~~(v)處置場址不得位於鄰近設施或活動可能有害地影響處置場址符合 10 CFR 61 Subpart C 功能目標之能力或者顯著掩蔽環境監測計畫。

(b) 近地表以外陸地處置的處置場址適宜性要求(保留)。

§ 61.51 陸地處置的處置場址設計

(a) 近地表處置的處置場址設計。

(1) 場址設計特徵須導向長期隔離與避免場址封閉後需要持續主動維護。

(2) 處置場址設計與運轉須與處置場址封閉及穩定化計畫相容，且使處置場址封閉時能合理確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。

(3) 處置場址之設計應視需要補強與改善處置場址的天然特性，確保符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。

(4) 覆蓋層之設計應儘可能減少水的入滲，導引滲流水或地表水遠離處置的廢棄物，並且能抵抗地表地質作用與生物活動造成的剝蝕影響。

(5) 地表特徵須能導引地表水排水遠離處置單元，且其流速與坡度不得造成侵蝕，以免未來需要持續主動維護。

(6) 處置場址之設計須儘量減少貯存期間水與廢棄物接觸、處置期間積水與廢棄物接觸、以及處置後滲流水或積水與廢棄物接觸。

(b) 近地表以外陸地處置的處置場址設計（保留）。

§ 61.52 陸地處置設施運轉與處置場址封閉

(a) 近地表處置設施運轉與處置場址封閉

(1) 61.55 節指定的 A 類廢棄物須與其他類廢棄物分離置放於處置單元，這些處置單元須與其他類廢棄物的處置單元充分分離，以避免 A 類廢棄物與其他廢棄物發生交互作用，因而無法符合 10 CFR 61 Subpart C 之功能目標。若 A 類廢棄物符合 10 CFR 61.56 (b) 的穩定要求則無需分離。

(2) 61.55 節指定的 C 類廢棄物處置方式，應使廢棄物上部位在覆蓋層上部表面以下至少 5 公尺，或須設計闖入者障壁，以防止無意闖入者的侵入至少 500 年。

(3) 所有類別廢棄物的處置應遵守本款 (a) (4) 至 (13) 規定。

(4) 廢棄物置放時應維持包件的完整性、包件之間的空隙應減至最少，且允許空隙被填充。

(5) 廢棄物包件之空隙須以土或其他材料填充，以減少未來填充材料內可能的下陷。

(6) 廢棄物之置放與覆蓋應使覆蓋層表面的輻射劑量率減至最小，使執照持有人在按照 10 CFR 61.30 移轉執照時符合 10 CFR 20.1301 與 20.1302 之所有規定。

(7) 處置單元（如壕溝）的邊界與位置，須以土地測量方式準確定位與測繪。近地表處置單元須加以標示，使各單元的邊界均能容易認定。應利用 美國地質調查所或國家測量所的測量控制點，在場址建立三個永久性測量標示控制點，以利測量。美國地質調查所或國家測量所的測站須查對其水平與垂直控制的紀

錄檔。

(8) 任何埋藏的處置廢棄物與處置場址邊界之間，以及處置的廢棄物下方，應維持緩衝區。緩衝區應有適當的範圍，以科允許執照持有人執行 10 CFR61.53

(d) 指定的環境監測作業，以及必要時的改善措施。

(9) 應依照核准的場址封閉計畫所述，對任一已填滿並覆蓋的處置單元（如任一壕溝），進行封閉與穩定化措施。

(10) 進行中的廢棄物處置作業不得對已完成的封閉與穩定化措施有不利的影響。

(11) 僅有放射性廢棄物或受放射性污染的廢棄物可以在處置場址進行處置。

(12) 僅有符合接收準則的廢棄物可以在處置場址進行處置。

(13) 符合 61.12 (f) 節提出說明與 61.13 節技術分析要求的廢棄物，才能夠被處置。

(b) 除近地表以外的陸地處置設施之設施運轉與處置場址封閉（保留）。

§ 61.53 環境監測

(a) 提出執照申請時，申請人應執行運轉前監測計畫，以提供處置場址特性的基本環境數據。申請人應取得處置場址的生態、氣象、氣候、水文、地質、地化、與地震資訊。數據特性受到季節性變化影響者，則至少須涵蓋 12 個月的時間。

(b) 若核種遷移顯示可能無法符合 Subpart C 功能目標時，執照持有人應有改善核種遷移措施的計畫。

(c) 陸地處置設施場址建造與運轉期間，執照持有人應維持監測計畫。須進行量測與觀察並作成紀錄，以提供數據作為設施建造與運轉期間評估可能的健康與環境影響，並使能評估長期效應及減輕措施之需要。監測系統應能提供核種從處置場址釋出，且離開場址邊界前的早期預警。

(d) 處置場址封閉後，負責處置場址運轉後監視的執照持有人應依據處置場址的

運轉歷史及處置場址的封閉與穩定化來維持監測系統，以負責運轉的監視。監測系統應能提供核種從處置場址釋出，及在離開場址邊界前的早期預警。

§ 61.55 廢棄物分類

(a) 近地表處置的廢棄物分類

(1) 考慮因素。決定放射性廢棄物的分類牽涉到兩個考慮因素。首先，須考慮長半化期核種（及其較短半化期的母核種）濃度，因其潛在危害可能長期持續至監管、改善廢棄物形體、與較深處置等預防措施終止之後。這些預防措施可以延遲長半化期核種核種造成曝露的時間。此外，潛在劑量的大小亦受到曝露發生時，核種的濃度與可得性所限制。其次，須考慮較短半化期核種濃度，這些能藉由監管、廢棄物形體、與處置方法作有效的要求。

(2) 廢棄物分類。

(i) A 類廢棄物在處置場址通常與其他廢棄物分離處置。A 類廢棄物的實體與特性須符合 61.56 (a) 的最低要求。若 A 類廢棄物能符合 61.56 (b) 的穩定性要求則無需與其他類別廢棄物分離處置。

(ii) B 類廢棄物之廢棄物形體應符合更嚴格的要求，以保證處置後的穩定性。B 類廢棄物實體與特性須符合 61.56 的最低與穩定性要求。

(iii) C 類廢棄物不僅廢棄物形體應符合更嚴格的要求以確保穩定性外，亦要求於處置設施採取額外措施以防止無意闖入。C 類廢棄物實體與特性須符合 61.56 的最低與穩定性要求。

(iv) 一般不適用於近地表處置的廢棄物，其廢棄物形體與處置方法與前述有所不同，甚至比 C 類廢棄物之規定更為嚴苛。10 CFR 61 未對此類廢棄物提出特定規定，此類廢棄物應處置於 10 CFR 60 或 63 所定義之地質處置場。依據 10 CFR 61 核發的處置場址執照，除非經核管會核准計畫否則不得處置此類廢棄物。

(3) 依長半化期核種決定的分類。若放射性廢棄物僅包含表 1 的核種，其分類認

定如下：

- (i) 若濃度未超過表 1 數值 0.1 倍，則為 A 類廢棄物。
- (ii) 若濃度超過表 1 數值 0.1 倍但未超過該值，則為 C 類廢棄物。
- (iii) 若濃度超過表 1 數值，則該廢棄物不適於近地表處置。
- (iv) 廢棄物若混合含有表 1 所示核種，則總濃度依本款 (a) (7) 分量規則之加總計算。

表 1：

核種	濃度 Ci/m ³
C-14	8
C-14 活化金屬內	80
Ni-59 活化金屬內	220
Nb-94 活化金屬內	0.2
Tc-99	3
I-129	0.08
半化期大於 5 年之超鈾阿伐放射核種	100(註 1)
Pu-241	3,500 (註 1)
Cm-242	20,000 (註 1)

註 1：單位為 nCi/g。

(4) 依短半化期核種決定的分類。若放射性廢棄物不含表 1 列示的核種，則依表 2 濃度分類。儘管如此，如本款 (a) (6) 所指定，若放射性廢棄物不含任何表 1 或表 2 核種者，則為 A 類廢棄物。

- (i) 若濃度未超過第 1 行數值，則為 A 類廢棄物。
- (ii) 若濃度超過第 1 行數值，但未超過第 2 行數值，則為 B 類廢棄物。
- (iii) 若濃度超過第 2 行數值，但未超過第 3 行數值，則為 C 類廢棄物。
- (iv) 若濃度超過第 3 行數值，則該廢棄物不適於近地表處置。
- (v) 廢棄物若混合含有表 2 所示核種，則總濃度依本款 (a) (7) 分量規則之加總計算。

表 2：

核種	濃度 Ci/m ³		
	第 1 行	第 2 行	第 3 行
半化期小於 5 年之所有核種總和	700	(註 1)	(註 1)
H-3	40	(註 1)	(註 1)
Co-60	700	(註 1)	(註 1)
Ni-63	3.5	70	700
Ni-63 活化金屬內	35	700	7000
Sr-90	0.04	150	7000
Cs-137	1	44	4600

註 1：B 類廢棄物或 C 類廢棄物並無此核種濃度限制。實務上可從運輸、裝卸，與處置作業時，考慮廢棄物外部輻射與內部衰變熱，而加以限制其核種濃度。除非表 2 其他核種決定廢棄物歸屬於 C 類廢棄物，否則視為 B 類廢棄物。

(5) 同時含有長與短半化期核種的分類。若放射性廢棄物同時混合含有某些表 1 與表 2 的核種，其分類認定如下

(i) 若表 1 所列核種的濃度未超過表 1 數值的 0.1 倍，則其分類由表 2 所列核種的濃度決定。

(ii) 若表 1 所列核種的濃度超過表 1 數值的 0.1 倍但未超過該數值，且表 2 所列核種的濃度亦未超過第 3 行數值，則為 C 類廢棄物。

(6) 不含本款表 1 與表 2 核種的廢棄物分類，若放射性廢棄物不含任何本款表 1 或表 2 核種者，則為 A 類廢棄物。

(7) 混合核種總濃度之分量規則。混合含有不同核種的廢棄物分類、須為各核種實際濃度除以適當限值後的分量加總。適當限值須為同一表的同一行。若廢棄物分類由同一行限值決定時，同一行的分量總和須小於 1.0。例如：某廢棄物含 Sr-90 濃度為 50 Ci/m³，且含 Cs-137 濃度為 22 Ci/m³。二者濃度均超過表 2 第 1 行數值，因此須與第 2 行數值比較。Sr-90 分量為 $50/150=0.33$ ；Cs-137 分量為 $22/44=0.5$ ；分量總和為 $=0.83$ 。此總和小於 1.0，所以此廢棄物為 B 類廢棄物。

(8) 廢棄物濃度的決定。核種濃度得使用間接方法決定，例如使用比例因子將推論的某一核種的濃度關聯到另一量測的核種，或核種物料的可計量性，但應合理確保該間接方法能與實際量測進行比對。廢棄物核種濃度若以 nCi/g 為單位時，則可由體積或重量予以平均。

§ 61.59 監管要求

- (a) 土地所有權：從他人接收的放射性廢棄物僅允許在聯邦或州政府有償取得的土地上處置。
- (b) 監管：處置場址由運轉者移轉控制權後，土地所有人或監管機關應執行監管計畫，實質管制處置場址的進出。監管計畫必須也包括但不限於，執行處置場址的環境監測計畫、定期監視、少量的保管看護、與其他核管會指定的要求；以及管理涵括前述作業經費的基金。監管期間由核管會決定，但處置場址移轉給土地所有人後，依賴監管作業的時間不超過 100 年。

Subpart E 財務保證

說明財務保證要求，包括：61.61 申請人資格與保證、61.62 處置場址封閉與穩定基金、61.63 監管的財務保證。

§ 61.62 處置場址封閉與穩定基金

- (a) 申請人應保證有充足的資金能進行處置場址封閉與穩定，包括：

- (1) 陸地處置設施結構物之除污或拆除。
- (2) 處置場址之封閉與穩定，以便隨後將處置場址移轉予場址所有人。並且儘可能消除持續主動維護的需要，而僅須進行少量保管看護、監視、與監測。

前述保證應根據由核管會核准的處置場址封閉與穩定計畫，所求得的核管會核准的費用估算。申請人之費用估算須考慮若雇用獨立的承包商執行封閉與穩定工作時，可能的總成本費用。

- (b)為避免不必要的重複開支，核管會將同意接受已符合聯邦或州管制機關及/或地方自治團體要求的指定用途的專款或擔保，作為安排除污、封閉與穩定之財務擔保。但該部分擔保除須能適當的滿足前述要求外，並應明確的指定用於完成處置場址封閉作業。
- (c)核管會將每年審查執照持有人的擔保機制，以確保在假定由獨立的承包商進行工作時，仍有充足的資金可以完成封閉計畫。
- (d)擔保債務的數額將依據預測未來封閉與穩定所需費用而改變。影響封閉與穩定費用估算的因素包括：通貨膨脹、土地使用範圍增加、改變建造計畫、封閉與穩定已於前期完成與其他狀況等。依此要求，財務擔保應在下次執照更新前的任何時間，至少能包括處置單元封閉預期的所需最少經費。
- (e)擔保機制的期限須無終止期限的，除非證明另有其他能提供相當程度保證的安排。此保證應以書面提供指定期限的(例如 5 年)的擔保機制，並須自動更新，除非承保單位在至少 90 天前通知核管會與受益人(即場址所有人)與當事人(即執照持有人)不再持續更新。此情況下，執照持有人須於接獲註銷通知起 30 天內更換擔保品。若執照持有人未能提供能被核管會接受的更換擔保品，則場址所有人得收取其原始擔保品。
- (f)執照持有人若未能於前述期限前提出可接受的替代擔保品，則不得抗拒對原擔保品的沒入，該擔保品將於到期前被自動收取。此狀況應明訂於非無期限的擔保文書，並被相關團體同意。擔保機制的債務持續有效，直至封閉與穩定計畫完成，並獲核管會核准，且執照移轉予場址所有人後終止。

§ 61.63 監管的財務保證

- (a)執照核發前，申請人須提供與處置場址所有人之間的協議副本(例如契約)予核管會審查核准。內容應保證有充足的資金可供應監管期間監測與維護的所需費用。核管會將定期審查此協議，以確保通貨膨脹、技術與處置設施運轉的改變能適時反應於協議中。

(b)本節(a)段協議中，有關監管的改變，應提報核管會核准。

Subpart G 紀錄、報告、測試及視察

Subpart G 說明紀錄、報告、測試及視察的相關規定，包括：61.80 紀錄、報告及移交的維護、61.81 陸地處置設施現地測試、61.82 核管會對陸地處置設施的視察、61.83 違法行為、61.84 罰則等。

§ 61.80 紀錄、報告及移交的維護

(a)執照持有人應依據執照條件或規則、法規，及核管會命令所要求的，保存與執照許可的活動有關的任何紀錄並撰寫任何報告。

(b)10 CFR 61 法規或執照條件要求的紀錄，須依 10 CFR 61 的特定規定或依執照條件保存一段時間。若未指定保存期限者，該等紀錄須保存並移轉予本節(e)段指定的官員，作為至執照終止的條件，除非核管會另行核准其他處理方式。

(c)依據 10 CFR 61 應予維持的紀錄得為原始文件或複製副本或微縮膠片，只要該複製副本或微縮膠片在要求的保存期限結束時仍能產生清晰可讀的副本即可。紀錄亦可存成電子媒體，在要求的保存期限內有能力產生可讀、正確與完整的紀錄。紀錄例如信件、設計圖件、規格書、須包括所有相關資訊，例如戳記、姓名的首字母，及署名。執照持有人應維持適當的防護措施，防止竄改與遺失紀錄。

(d)若核管會 10 CFR 61 法規、執照條件、或其他核管會書面核准或授權，對同類型紀錄有不同保存期限時，以其時間較長者為準。

(e)儘管本節(a)至(d)段有規定，執照持有人應記錄處置場址內放射性廢棄物的位置與數量，在執照終止時，移轉這些紀錄予核管會指定的最近城鎮首長、設施所在郡的首長、郡分區規劃局或土地開發與規劃機關、州長、與其他州政府、地方政府、與聯邦政府相關機關。

(f)接收與接受放射性廢棄物的裝運之後，執照持有人應記錄裝運到處置設施接收的

日期、廢棄物處置日期、可追蹤的交運清單號碼、任何提供給廢棄物處置的工程障壁或結構外包裝的敘述、處置場址內處置的位置、接收時廢棄物容器包封完整性、交運清單與接收實況不符之處、任何移動式貨架、夾板，或其他裝運設備的體積，或場址內產生受污染的物質，且被作為受污染或可疑物質進行處置者，以及任何處置容器洩漏或損壞的跡象，或輻射或污染程度超過運輸部與核管會法規限值者。執照持有人應簡要說明任何裝運廢棄物容器重新包裝的作業，以及核管會執照條件要求的其他資訊。執照持有人應保存這些紀錄，直至取得本節所述核管會移轉或終止執照的核准。

(g)執照持有人接收或移轉的數量或活度超過 10 CFR 30.55、10 CFR 40.64、10 CFR 74.13 及 10 CFR 74.15 各節限值時，應遵照規定提出保防報告。但對已處置之物質不必提報這些節要求的存量報告。

(h)受核准去處置從其他人接收放射性廢棄物的執照持有人，應將財務報告或財務認證說明書建檔，每年提報核管會以更新財務資格認定所需資訊。

(1)依據 10 CFR 61 取得核准可處置其他人所接收放射性廢棄物的執照持有人，應依 10 CFR ~~60.4~~61.4 的適當方法，提送年度報告予核管會聯邦與州物質及環境管理計畫辦公室主任，並依 10 CFR ~~本章~~20 附錄 D 提送副本予適當的核管會區域辦公室。年度報告須於每年第一季最後一日提報前一年者。

(2)年度報告應包括：(i)前一年液體與空氣排放釋出到非限制區的主要核種及其數量。(ii)環境監測計畫的結果。(iii)處置單元調查與維護作業摘述。(iv)各類已處置廢棄物的核種活度與數量。(v)任何觀測事證顯示場址特性與執照申請有顯著差異者。(vi)其他核管會要求之資訊。

(3)若報告期間放射性物質釋出量、監測結果、或維護作業顯著與執照申請審查時所預期的不同，則於報告書中須特別註明。

(j)執照持有人應依 10 CFR 70.52 提出報告。

(k)執照持有人應依 10 CFR 30.41、10 CFR 40.51、與 10 CFR 70.42 等規定移轉副產

物、射源，及特殊核子物料。副產物、射源及特殊核子物料分別依這些法規定義。

(l)除本節其他要求外，執照持有人應儲存或已儲存放射性廢棄物接收與處置有關的交運清單與其他資訊於電子紀錄保存系統。

(1)應電子儲存的交運清單資訊為：

(i)10 CFR 2 App. G 之內容，除交運者與運送者電話號碼及交運者與收件者認證之外。

(ii)本節(f)段要求的資訊。

(2)除設施執照條件特別指定外，執照持有人應以電腦可讀取的媒體就已儲存的資訊或次層資訊提出報告。

(m)各執照持有人應維持廢棄物接收紀錄，包含：

(1)廢棄物接收規定包含廢棄物接收準則、特性調查方法、與驗證計畫。

(2)稽查與審查計畫的內容與執行情形。執照持有人應於作成紀錄後留存3年。

§ 61.81 陸地處置設施現地測試

(a)執照持有人應進行或同意核管會進行，核管會認為 10 CFR 61 法規管理所適當或必要的測試，包括：

(1)放射性廢棄物與設施，用於接收、貯存、處理、裝卸及處置放射性廢棄物。

(2)輻射偵測與監測儀器。

(3)放射性廢棄物接收、持有、裝卸、處理、貯存、或處置的其他相關設備與裝置。

§ 61.82 核管會對陸地處置設施的視察

(a)執照持有人應在所有合理的時間提供核管會機會去視察尚未處置的放射性廢棄物，以及視察放射性廢棄物接收、持有、裝卸、處理、貯存與處置的土地、設備、作業與設施。

(b)執照持有人應在核管會合理通知後，空出時間，提出按照 10 CFR 61 法規保存的紀錄以供視察。核管會視察人員得複製 10 CFR 61 規定之紀錄並攜出副本以供

核管會應用。

附錄 B 瑞典 SSMFS 2008：21 及 SSMFS 2008：37 之法規條文及一般建議

**瑞典輻射安全管理局涉及廢棄物處置
相關安全的法規¹**

SSMFS 2008:21

出版日期:2009 年
1 月 30 日

2008 年 12 月 19 日發佈。

根據《核活動法規》(1984:14) 第 20a 節和第 21 節，瑞典輻射安全局特此發佈以下法規。

應用

第 1 節 本法規適用於核物料和放射性廢棄物處置設施（處置場）。本法規不適用於根據《核活動法規》(1984:14) 第 16 條以堆填掩埋方式處理低放射性核廢棄物的設施。本法規包含瑞典輻射安全局關於核設施安全的法規 (SSMFS 2008:1) 的補充規定。

障壁及其功能

第 2 節 處置場封閉後的安全應透過被動的障壁系統維持。

第 3 節 每個障壁的功能應以一種或幾種方式，並透過直接或間接保護多重障壁系統中的其他障壁，有助於遏制和防止或保持放射性物質的擴散。

第 4 節 在處置場的建造或運轉監督過程中檢測到的處置場障壁功能缺陷，以及除了安全分析報告²中預期的缺陷外，可能導致封閉後安全惡化的缺陷，應報告給瑞典輻射安全局 (Swedish Radiation Safety Authority)³，不得無故拖延。如果懷疑存在此類缺陷，或者懷疑此類缺陷可能在未來發生，則同樣適用。

¹ 這些法規和一般建議先前在瑞典核電監察局監管規範 (SKIFS 2002:1)。

² 參考瑞典輻射安全局關於核設施安全的法規 (SSMFS 2008:1) 第 4 章第 2 節。

³ 參考瑞典輻射安全局關於核設施安全的法規 (SSMFS 2008:1) 第 2 章第 3 節。

設計與建造

第 5 節 障壁系統應能承受於封閉後可能影響障壁功能的特徵、事件和作用。

第 6 節 障壁系統的設計和建造應考慮最佳可用技術。⁴

第 7 節 障壁系統應包括多個障壁，以便在障壁存在單一缺陷的情況下，盡可能保持必要的安全性。

第 8 節 應分析為促進監測或從處置場中回收處置的核物料或放射性廢棄物，或使其難以進入處置場而採取措施對安全的影響，並向瑞典輻射安全局報告。

安全性分析

第 9 節 除了《瑞典輻射安全局法規》(SSMFS 2008:1) 第 4 章第 1 節中有關核設施安全的規定外，安全分析還應包括封閉後可能導致放射性物質擴散的特徵、事件和作用，應在處置場建造前、場址運轉前和場址封閉前進行分析。

第 10 節 安全分析應包括障壁功能的必要持續時間，儘管至少為一萬年。

安全分析報告

第 11 節 處置場的安全分析報告除應包含《瑞典輻射安全管理局核設施安全法規》(SSMFS 2008:1) 第 4 章第 2 節要求的資訊外，還應包含本法規附錄 1 中所示的與封閉後時間的有關資訊。

在處置場封閉之前，應更新安全分析報告，並根據瑞典輻射安全局法規 (SSMFS 2008:1) SSMFS 2008:21 第 4 章第 3 節進行安全審查關於核設施的安全，應由瑞典輻射安全局審查和批准。

⁴ 參考《瑞典環境法典》第 2 章第 3 節。

豁免

第 12 節 如果有特殊理由，瑞典輻射安全局可以在不繞過法規目標的情況下，在能夠維持安全的條件下，批准豁免這些法規。

本法規自 2009 年 2 月 1 日起施行。

瑞典輻射安全局

ANN-LOUISE EKSBERG

Stig Wingefors

SSMFS 2008:21 附錄 1

分析方法應報告以下內容：

- 如何使用一種或幾種方法來描述處置場中的被動障壁系統、其功能和隨時間的演變；該方法應有助於清楚瞭解可能影響障壁功能的特徵、事件和作用以及這些特徵、事件和作用之間的聯繫。
- 如何使用一種或幾種方法來識別和描述可能影響處置場未來演變的事件和條件序列的相關情節；這些情節應包括一個主要情節，該情節考慮處置場及其環境中最可能發生的變化。
- 用於描述和量化處置場功能的模型、參數值和其他假設的適用性。
- 安全分析中如何處理障壁系統功能、情節、計算模型和計算參數描述的不確定性以及障壁特性的變化，包括敏感性分析報告，顯示不確定性如何影響障壁功能演變的描述，以及對人類健康和環境影響的分析。

關於封閉後條件的分析，應報告以下內容：

- 根據第 9 節進行的安全分析，包括對選定情節下生物圈、地質圈和處置場演變的描述；處置場對選定情節（包括主要情節）的環境影響，從而考慮工程障壁的缺陷和其他已確定的不確定性因素。

瑞典輻射安全局關於核物料和放射性廢棄物處置安全法規 (SSMFS 2008:21) 應用的一般建議

SSMFS 2008:21

出版日期:2009 年
1 月 30 日

2008 年 12 月 19 日發佈。

瑞典輻射安全局特此發佈以下一般建議。

第 1 節

根據《核活動法》(1984:3) 第 10 節，核活動執照許可證持有人有責任確保並採取必要措施，安全處置核活動產生的放射性廢棄物或不可再利用的核物料。

該法規定，政府可以免除執照持有者在《核活動法》第 10 節中所載的義務¹。免除這些義務的條件係同時已確定執照持有者可以完全履行這些義務。

根據《核活動法》第 14 節，執照持有者保留其以安全方式處置放射性廢棄物和核物料的義務，直至這些義務履行完成。根據《核活動法》第 16 節，瑞典輻射安全局決定其是否完成履行這些義務。關於處置場部分，在瑞典輻射安全局批准處置場封閉後即屬履行完成，當瑞典輻射安全局能夠確定執照持有者已履行其對處置場的義務，處置場須遵守本法規所載規定義務即屬完成。

本法規的目的係為促進處置場的安全，以防止或延遲放射性物質的擴散。因此，處置場具有防止放射性物質擴散的功能。

這些法規的假設是，在處置場封閉之前，處置場的運轉監督和維護將依照瑞典輻射安全局關於核設施安全法規 (SSMFS 2008:1) 的規定進行。根據設施安全分析報告 (參見本法規第 9 節和第 11 節)，封閉需要將坑道和豎井回填至地面水平。在處置場運轉期間進行的操作回填過程，例如：廢棄物安置的孔洞回填不視為封閉。

處置場執照持有者應確保所實施的措施符合管理體系、安全審查、安全計畫和定期安全審查的要求，並根據瑞典輻射安全管理局關於核設施安全的規定(SSMFS 2008:1)充分完整考慮核設施的封閉後安全。

¹ 參考《核活動法》(1984:3) 第 14 節。

第 2 節和第 3 節

處置場中單個障壁提供放射性物質封阻不需要像密封容器那樣完整。孔隙材料可以藉由低滲透性（低導水率）和溶解在水中的物質（高擴散阻力）發揮障壁封阻的作用。處置場內的部分單元或處置場中的材料也可被當作為障壁單元，但不一定可構成物理傳輸的障礙。例如，這可能是有助於提供化學環境以抵消放射性物質傳輸的地質材料條件。這些示例，包括可導致低溶解度和對放射性物質具有高吸附的化學環境。“障壁功能”是一個術語，係做為指定障壁發揮作用的各種方式，以及障壁保護和保持其他障壁功能的能力。這樣，單個障壁可以具有多個障壁功能，並且多個障壁可以具有相同或相似的障壁功能。

處置場中的障壁可以是工程的(人造的)，也可以是天然的。工程障壁的示例包括核物料容器、放射性廢棄物體、混凝土結構，以及由黏土、沙或混凝土組成的回填材料。

工程障壁功能的示例包括其他障壁的力學保護、完全封阻放射性物質的密封容器、水流阻力、各種物質擴散阻力以及保護其他障壁或有助於防止放射性物質擴散的化學特性。。

處置場的地質構造本身可以作為天然障壁。地層（如岩石）具有多種障壁功能，例如將放射性廢棄物與地表環境隔離，包括：無意闖入的人類入侵變得困難、限制空氣和水對工程障壁破壞的影響、處置場中水力通量的限制，以及對處置場內部和附近有利化學環境的貢獻，從而抵消地下水中放射性物質的傳輸。

處置場中必要的障壁或障壁功能取決於處置場的放射性盤存量、其他影響障壁安全功能的物質和處置場的設計和位置。根據第 9 節至第 11 節，處置場安全分析報告中應明確說明這些需求以及障壁系統如何滿足這些需求。

應選擇處置場位置和處置場深度，以便地質構造提供足夠穩定和有利的條件，確保處置場障壁在足夠長的時間內按預期進行。預期條件主要涉及有關的溫度、水文、力學（例如岩石力學和地震學）和化學（地球化學，包括地下水化學）因素。此外，處置場所在地應與目前開發或未來可能開發的自然資源保持安全距離。

第 4 節

根據《瑞典輻射安全管理局法規》(SSMFS 2008:1) 第 2 章第 10 節有關核設施安全的規定，只要處置場在運轉過程，執照持有者有責任保持並持續告知處置場安全評估的重要條件，在封閉後也是如此。在處置場封閉後，如果在連續分析和安全評估期間，障壁功能與設施安全分析

報告中所述的功能相比較有劣化現象（根據瑞典輻射安全局的法規（SSMFS 2008:1）第4章第2節），核設施的安全）被發現或懷疑，除收集和處理必要資料所需的時間外，應立即通知瑞典輻射安全局。

第6節

在這種情況下，“建造建造”是指地質構造（如岩石或土層）的開挖、地面或地下設施的建造以及工程障壁的製造、應用、控制和測試。

使用最佳可用技術係從技術和財務角度來看，該技術在工業領域應用已具備可行性，這表示此技術係可獲得到，而不是僅存在於實驗階段。然而，瑞典並不需特別獲得此技術（詳見政府法案 1997/98:45, Part I, p. 215 ff.）。

第7節

本節的規定可透過在根據第9節準備的安全分析，說明障壁和障壁功能的各種類型缺陷，不會因為放射性物質從處置場中外釋出而導致不可接受的風險。除了受到已出現缺陷影響的障壁和障壁功能外，還應能說明這種擴散是如何受到其他障壁和障壁功能之限制，而避免外釋。為了滿足這項規定，可能需要設置若干障壁系統，特別是在處理用過核子燃料方面。

第8節

在建造和運轉期間，可採取措施監測處置場的完整性及其封閉後的障壁功能。這些措施也可用於維持不擴散控制（“保護措施”）。在建造和運轉期間也可採取措施，其主要目的是促進在運轉期間或封閉後從處置場回收處置的核物料和核廢棄物。此外，還可以採取措施，使入侵處置場變得困難，或對入侵提出警告。根據第9節，設施的安全分析報告應表明，這些措施對處置場安全的影響很小且可以忽略不計，或者與不採取這些措施的情況相比，這些措施可提高安全性。這些規定與瑞典輻射安全局 SSMFS 2008:37 法規的規定一致。

第9節和附錄

對封閉後處置場的安全性進行定量分析，主要是透過估計放射性物質可能的擴散情況，以及它如何隨時間的分佈情況，進行相關的未來事件序列（情節）選擇。安全分析的目的之一是為證明，與瑞典輻射安全局（SSMFS 2008:37）對保護人類健康和環境的要求相比，這些情節的風險是可以接受的。安全分析還應旨在提供對各種不同時間段內處置場功能的基本瞭解，並確定有關不同處置場單元的功能和設計的要求。

安全分析中的情節包括對外部和內部條件的給定組合，係如何影響處置場功能的情節描述。

這類條件有兩組：

- 外部條件，以特徵、事件和作用的形式出現在處置場障壁之外；其中包括氣候變化及其對處置場環境的間接影響，如永久凍土、冰川作用、地盤沉陷、地面隆起以及人類活動的影響，以及
- 處置場內發生的特徵、事件和作用形式的內部條件；這些條件的示例包括缺陷、核物料、放射性廢棄物和工程障壁及相關作用的性質，以及周圍地質構造和相關作用的性質。

根據對不同時間段內不同類型情節發生概率的分析，對處置場功能有重大影響的情節應分為不同的類別：

- 主要情節
- 可能性較小的情節
- 其他情節或剩餘情節

主要情節應基於外部條件的可能演變和對內部條件的真實或合理的保守假設。它應包括在安全分析涵蓋的時間段內發生概率很大或不能證明發生概率低的未來外部事件。此外，還應盡可能基於與內部條件有關的可信假設，包括有關於製造缺陷和其他發生的缺陷，並已經過證實的假設。允許對處置場障壁功能進行分析（例如，即使可以證明這是最可能的情況，也不足以始終將安全分析建立在長期密封廢棄物容器的基礎上。在分析不確定性的影響時，應將主要情節作為起點（見下文），這表示主要情節的分析還包括一些計算案例。

可能性較小的情節應為情節不確定性的評估做好準備（另見下文）。這包括主要情節的變化，具有替代的事件序列和時間段，以及考慮到未來人類活動影響的情節，例如對障壁造成的損害（剩餘情節說明人類入侵處置場的危害；見下文。），對可能性較小的情節分析應包括未在主要情節框架內評估的不確定性分析。

剩餘情節應包括獨立於概率選擇和研究的事件和條件序列，以便特別說明單個障壁和障壁功能的重要性。剩餘情節還應包括說明人類入侵處置場的危害的案例，以及說明未封閉處置場未被監控後果的案例。

在這種情況下，計算假設（假設、模型、資料）中缺乏知識和其他不確定性被稱為不確定性。這些不確定性可分類如下：

- 情節不確定性：在類型、程度和時間順序方面與外部和內部條件有關的不確定性。
- 系統不確定性：在分析單個障壁功能和整個處置場功能時所用的特徵、事件和作用之系統描述完整性的不確定性。

- 模型不確定性：模型中所用計算模型的分析不確定性。
- 參數不確定性：用於計算的參數值不確定性（輸入資料）。
- 用於描述岩石障壁功能的參數空間變化（主要與水力、力學和化學條件有關）。

不同類型的不確定性之間往往沒有明確的界限。最重要的要求是以一致和結構化的方式描述和處理不確定性。

不確定性評價是安全分析的重要組成部分。這表示在選擇計算案例、計算模型和參數值以及評估計算結果時，應深入討論和檢查不確定性。

所使用的假設和計算模型應仔細選擇，原則是應用和選擇，應透過討論替代方案和參考科學來證明。如果對模型的適用性有疑問，應使用幾個模型來說明模型選擇中涉及不確定性的影響。

應使用確定性和概率性方法，以便它們相互補充，從而盡可能全面地描述風險。

為了計算風險，應盡可能估計情節和計算案例實際發生的**概率**。這樣的估計不可能是準確的，因此，應透過使用多種方法來證實估計數，例如由幾位獨立專家進行的評估。例如，這可透過估計不同事件預計發生的時間來完成。

應根據從風險的角度顯示出特別重要的情節，來確定許多**設計基礎案例**。連同其他資訊，例如有關製造方法和可控性的資訊，這些案例應用於證實設計基礎，例如對障壁功能要求。

特別是在處理核物料，例如用過核子燃料的情況下，應證明核物料的初始配置不會出現臨界狀態。關於透過物理和化學過程重新分配核物料，這可能導致臨界，應該證明這種重新分配是非常不可能的。

安全分析中的計算結果應包含此類資訊，並應以這樣一種方式呈現，即可以對符合要求的安全性進行總體判斷。

所用假設（如模型和參數值）的有效性應得到支持，例如引用科學文獻、特殊調查和研究結果、不同規模的實驗室實驗、野外實驗和自然現象研究（天然類比）。

科學背景材料，如專家評估，應以可追溯的方式記錄，認真參考科學文獻和其他材料。

第 10 節

安全需要維持和證明的時間段應該是安全分析的起點。討論和證明建立相關時間段的一種方法，是從比較處置場放射性盤存量的危害，與自然界中發生的放射性物質的危害開始。然而，除了證明處置場中放射性物質的危險性係如何隨著時間的推移而降低之外，還應該可以考慮以其他方式在超過一百萬年的極長時期內進行有意義分析的困難。

對於用於處置長半化期廢棄物的處置場，安全分析可能需要包括考慮更大預期氣候變化的情節，主要是未來冰川的形式。例如，應該特別考慮下一個完整的冰川週期，目前估計在 10 萬年左右。

在封閉後長達 1,000 年的情況下，根據 SSMFS 2008:37 的規定，針對生物圈當前條件計算的劑量和風險構成評估處置場安全性和處置場保護能力的基礎。

此外，在更長時間的情況下，可以使用劑量作為幾個安全指標之一進行評估。在計算和分析結果展示時，應考慮到這一點。這些補充安全指標的示例，包括處置場中可能在土壤和近地表地下水中積聚的放射性物質濃度，以及放射性物質流入生物圈的計算流量。

本一般建議自 2009 年 2 月 1 日起適用

瑞典輻射安全局

ANN-LOUISE EKSBERG

Stig Wingefors

瑞典輻射安全管理局關於用過核燃料和放射性廢棄物最終管理有關的人類健康和環境保護的法規¹

SSMFS 2008:37

出版日期:2009年
1月30日

2008年12月19日發佈。

根據《輻射防護法》(1988:293)第7節和第8節，瑞典輻射安全管理局特此發佈以下法規。

應用和定義

第1節 本法規適用於用過核燃料和放射性廢棄物的最終管理。

根據《核活動法》(1984:14)第19條，本法規不適用於堆填掩埋方式處理低放射性核廢棄物的設施。

第2節 在本法規中，下列術語和概念的含義如下。

最佳可用技術： 限制放射性物質的外釋，及避免對人類健康和環境的有害影響的最有效措施，且無需不合理的費用。

闖入： 人類無意闖入，入侵至處置場會影響其保護能力

優化： 在考慮到經濟和社會因素的情況下，盡可能降低對人類的輻射劑量

有害影響： 根據國際輻射防護協會1990年第60號出版物第47-51段，游離輻射對人類造成的癌症（致命和非致命）和遺傳影響

防護能力： 保護人類健康和環境免受游離輻射的有害影響

最終管理： 控制、處理、運送、處置前的臨時儲存以及處置本身

風險： 接受輻射劑量概率和輻射劑量有害影響的乘積

《輻射防護法》(1988:220)和《核活動法》(1984:3)中使用的術語和概念在本法規中具有相同的含義。

¹ 這些規定和一般建議以前在瑞典輻射防護局的監管法規（SSI FS

1998:1 和 SSIFS 2005:5) 中發布。

整體方法等

第 3 節 在實施用過核燃料和放射性廢棄物最終管理的各個階段期間以及今後，應保護人類健康和環境免受游離輻射的有害影響。最終管理可能不會對瑞典境外的人類健康和環境造成比瑞典境內接受的影響更嚴重。

第 4 節 在用過核燃料和放射性廢棄物的最終管理中，必須進行優化，並考慮最佳可用技術。
用過核燃料或放射性廢棄物處置場封閉後 1,000 年期間由於放射性物質預期外釋而產生的集體劑量應估計為 10,000 年以上年集體劑量的總和。估計應根據第 10 至 12 節進行報告。

保護人類健康

第 5 節 用過核燃料或放射性廢棄物處置場的設計應確保，封閉後之有害影響對於曝露於最大風險群體中的代表性個人之年風險值不超過 10^{-6} 。²

環境保護

第 6 節 應實施用過核燃料和放射性廢棄物的最終管理，以保護生物多樣性和生物資源的可持續利用不受游離輻射的有害影響。

第 7 節 應說明游離輻射對有關棲息地和生態系統的生物影響。報告應以有關生態系統的現有知識為基礎，並應特別考慮到遺傳上獨特的種群的存在，如孤立種群、特有物種和瀕臨滅絕的物種，以及一般任何值得保護的生物。

² 運轉中的設施應遵守瑞典輻射安全局關於某些核設施排放放射性物質時保護人類健康和環境的法規 (SSMFS 2008:23) 以及瑞典輻射安全局關於基本安全的法規 (SSMFS 2008:51) 在涉及游離輻射的執行中保護工作者和公眾的規定。

闖入入侵和進入

第 8 節 處置場的設計應主要考慮其保護能力。如果採取措施方便進入或使人類無意闖入之入侵更加困難，應報告對處置場保護能力的影響。

第 9 節 人類無意闖入之入侵處置場的後果應在第 11 節至第 12 節規定的不同時間段內報告。
應說明處置場在入侵後的防護能力。

時間段

第 10 節 對處置場保護能力的評估應按第 11 至 12 節規定的兩個數量級的時間段進行報告。說明應包括這一種情況，即在提交建造處置場執照申請時普遍存在的生物圈條件將沒有改變。在評估保護能力時，應描述和考慮假設中的不確定性。

處置場封閉後的前一千年

第 11 節 在處置場封閉後的前一千年，處置場保護能力的評估應基於對人類健康和環境影響的定量分析。

處置場封閉後一千年後的時期

第 12 節 在處置場封閉後的第一個千年之後，應根據處置場特性、環境和生物圈發展的各種可能順序來評估處置場的保護能力。

豁免

第 13 節 如果有特殊理由，瑞典輻射安全局可以批准豁免這些法規，前提是這樣做不會規避法規的目的。

本法規自 2009 年 2 月 1 日起施行。

瑞典輻射安全局

ANN-LOUISE EKSBERG

Stig Wingefors

瑞典輻射安全局關於用過核燃料和放射性廢棄物最終管理有關的人類健康和環境保護的法規應用的一般建議

SSMFS 2008:37

出版日期:2009年
1月30日

2008年12月19日發佈。

瑞典輻射安全局特此發佈以下一般建議。

第1節：應用

本建議適用於用過核燃料和放射性廢棄物的最終地質處置。該建議包括：開發、選址、建造、運轉和封閉處置場而採取的措施，這些措施可能對封閉後的處置場保護能力和環境後果產生影響。

該建議也適用於在處置前對用過核燃料和放射性廢棄物採取的措施，這些措施可能對處置場的保護能力及其環境後果產生影響。這包括在處置場以外的設施進行的活動，例如通過在混凝土中澆注廢棄物的固化處理和封裝用過核燃料來調節廢棄物，以及在設施之間運輸和將廢棄物轉移到不同的處置場，包括按照《核活動法》(1984:14)第16條取得執照的低放射性放射性廢棄物的淺層掩埋處置。但與《法規》一樣，本建議不適用於陸地掩埋設施。

第2節：定義

《輻射防護法》(1988:220)、《核活動法》(1984:3)和《瑞典輻射安全局法規》(SSMFS 2008:37)中有關用過核燃料和放射性廢棄物最終管理的人類健康和環境保護的術語和概念在本建議中具有相同的含義。並使用以下定義：

- 情節： 在給定環境中的初始狀態和特定條件及其發展的情況下，對處置場潛在演變的描述。
- 接觸途徑： 放射性物質從處置場遷移到有人或有環境保護法規所涵蓋的有機體的地方。這包括地質障壁中的分散、水流和氣流的傳輸、生態系統中的遷移以及環境中人類或有機體的吸收。
- 風險分析： 目的是闡明處置場保護能力及其對環境影響和人類風險後果的分析

第4、8和9節：整體方法等；闖入入侵和進入

優化和最佳可用技術

法規要求進行優化，並考慮最佳可用技術。優化和最佳可用技術應同時應用，以提高處置場的保護能力。

應根據計算出的風險評估優化處置場的措施。與處置相關的最佳可用技術的應用表示處置場的選址、設計、建造和運轉和附屬系統元件應執行，以盡可能防止、限制和延遲核種於工程障壁和地質障壁的外釋。在不同措施之間取得平衡時，應全面評估它們對處置場保護能力的影響。

如果計算出的風險具有相當大的不確定性，例如在封閉後很長一段時間內對處置場進行的分析，或在處置場系統開發工作的早期階段進行的分析，則應更重視最佳可用技術。

如果優化應用與最佳可用技術之間存在任何衝突，應優先考慮最佳可用技術。

在應用優化和最佳可用技術時，應使用來自經常性風險分析和處置場後續開發工作的經驗。

集體劑量

法規要求對封閉後的前一千年內發生外釋的集體劑量應進行說明。就處置而言，集體劑量也應用於替代處置場概念和處置場址之間的比較。如果處置場概念要求在封閉後的第一個千年內將用過核燃料或放射性廢棄物完全控制在工程障壁中，則無需報告集體劑量。

職業輻射防護

應說明為工作者的輻射防護所採取的措施，這些措施可能對處置場的防護能力產生負面影響，或使評估更加困難。

未來人類活動與資訊保存

在應用最佳可用技術時，還應考慮是否有可能降低未來人為無意影響處置場的可能性和後果，例如無意闖入之入侵。例如，可以考慮增加處置場深度和避免使用可開採礦產資產的場地，以降低人類無意闖入之入侵可能性。保存有關處置場的知識可以降低未來人類影響的風險。應制定一項資訊保存策略，以便在封閉處置場之前採取措施。應考慮的資訊實例包括關於處置場位置、放射性物質含量及其設計的資訊。

第5-7節：保護人類健康和環境

公眾對個人的風險

劑量與風險的關係

根據法規，國際輻射防護協會（ICRP）建議將可用於計算輻射劑量的有害影響。根據國際輻射防護協會 1990 年第 60 號出版物，有效劑量與風險的換算係數為 7.3%。

個人風險的規制標準

根據該法規，曝露於最大風險的群體（最大曝露群體）中的代表性

個人每年遭受有害影響的風險不得超過 10^{-6} 。由於無法以明確的方式描述最大曝露群體，該群體應被視為量化處置場保護能力的一種方式。

定義最大曝露群體的一種方法是，包括從最高風險到該風險十分之一間隔內的接受風險的個人。如果可以將更多的個人視為包含在此類群體中，則應使用該群體中個人風險的算術平均值來證明其符合法規中所載的個人風險標準。這種曝露情況的一個示例是放射性物質外釋到作為飲用水和捕魚來源的大湖中。

如果曝露群體僅由少數人組成，若計算年最高個人風險不超過 10^{-5} ，則可認為符合個人風險法規的標準。這種情況的示例是，如果飲用鑽井中的飲用水是主要的曝露途徑。在這樣的計算示例中，選擇具有最高風險負荷的個人應該經由相關資訊，來證明其合理性假定的生活習慣和居住地點所計算出的個人風險。

終生平均風險

個人風險應根據每個人的所有相關曝露途徑的終生風險估計值計算為年平均值。壽命風險可計算為累積壽命劑量乘以 7.3% 西弗的換算係數。

相應之間的平均風險

確定性和概率計算都可以用來說明處置場帶來的風險是如何隨著時間的推移而發展的。然而，在某些情況下，概率分析可能無法充分說明單個有害事件（例如，大地震）將如何影響特定發電的風險。在這種情況下，概率計算應按照附錄 1 的規定進行補充。

情節選擇

對處置場的保護能力和環境後果的評估應以一系列情節為基礎，這些情節共同說明處置場、其周圍環境和生物圈發展的最重要過程。

應對氣候演變

考慮到與有關遙遠未來氣候演變的假設相關的巨大不確定性，並為了便於解釋要計算的風險，應簡化風險分析以包括一些可能的氣候演變。

現實的生物圈條件應與每次氣候演變相關聯。應選擇不同的氣候演變，以便它們共同說明未來氣候狀態的最重要和合理可預見的序列，及其對處置場保護能力與對環境後果的影響。作為分析基礎的氣候演變選擇應基於敏感度分析和專家判斷的結合。包含關於第 10 至 12 節的建議提供的補充指導。

對於每一種假定的氣候演變，應通過將若干情節的風險貢獻相加來計算處置場造成的風險，這些情節共同說明處置場和圍岩中或多或少可

能的發展過程，將如何影響處置場的保護能力和環境後果。計算出的風險應根據個別風險法規的標準，分別報告和評估每一次氣候演變。因此，應證明處置場符合每種替代氣候演變的風險標準。如果某一特定氣候演變的概率低於一（1），這應該是合理的，例如通過專家判斷。

未來人類行為

應說明未來的人類無意闖入對處置場造成影響的情節。這些情節應包括與處置場鑽探有關的直接侵入情況，以及間接導致處置場保護能力下降的其他活動的一些示例，例如經由改變處置場或其周圍的水文條件或地下水化學。闖入的入侵情節選擇應基於當前的生活習慣和技術前提，並考慮到處置場的屬性。

干擾對處置場保護能力的影響應透過計算曝露最嚴重群體中個體劑量來說明，並與未受干擾處置場的風險分析分開報告。結果應用於說明可行的對策，並為最佳可用技術的應用提供依據（見優化和最佳可用技術建議）。

無需說明個人闖入之入侵處置場直接後果。

特殊情況

對於主要基於用過核燃料或放射性廢棄物的處置場，於封閉後的前一千年內，對於一個或多個保護能力之重要障壁功能，其功能可能損失的分析應與風險分析分開提出。這一分析的目的應該是闡明各種不同的障壁如何影響處置場的保護能力。

生物圈條件和曝露途徑

計算人類和環境後果的未來生物圈條件的選擇，應與假定的氣候狀態相一致。然而，除非它明顯不一致，否則目前處置場及其周圍的生物圈條件應該是一致進行評估，即農田、森林、濕地（沼澤）、湖泊、海洋或其他相關生態系統。此外，還應考慮到地面隆起（或下陷）和其他可預測的變化。

風險分析可包括有限的曝露途徑選擇，儘管這些途徑的選擇應基於對人類使用環境和自然資源的多樣性分析，這在目前瑞典可能發生。還應考慮到個人曝露於不同生態系統內部和之間曝露途徑組合的可能性。

環境保護

上述曝露途徑的描述還應包括對上述生態系統中，應納入某些生物體的曝露途徑的風險分析。土壤、沉積物 and 水中放射性物質的濃度應在與各自生態系統相關的情況下進行核算。

如果可以推定對所確定的生物有生物影響，則應評估這可能對受影響的生態系統產生的後果，以便於評估對生物多樣性和環境可持續利用

的影響。

如上所述，對「目前生物圈」中的有機體的後果進行分析，應用長期觀點評估環境後果。對於目前生物圈條件顯然不切實際的假設氣候，例如在有永久凍土的較冷氣候期間，根據目前有關適用生態系統的知識進行一般性分析就已足夠。其他建議則見附錄 2。

不確定性報告

例如，場址特定和通用資料及模型中不確定性的識別和評估，應按照瑞典輻射安全局法規（SSMFS 2008:21）中關於核物料和核物料處置安全的一般建議中給出的指示進行廢棄物處理。應系統地評估和報告規定的不同類別的不確定性，並根據其對風險分析結果的重要性進行評估。報告還應包括為處理不同類型的不確定性而選擇方法的動機，例如在選擇情節、模型和資料方面。應報告所有附帶不確定性的計算步驟。

在基礎數據不足以加強對處置處防護能力進行評估，在具有重要意義事項有評估可信度的不確定性情況下，可採用同儕審查和專家小組啟發。

第10至12節：時間段

法規規定兩個時期：封閉後一千年以內的時期和以後的時期。

在較長的時間內，風險分析的結果應更多地被視為在給定某些假設的情況下對處置場保護能力的說明。

風險分析的時間限制

以下原則應為風險分析的時間限制提供指導：

1. 對於用過核燃料或其他長半化期放射性廢棄物的處置場，風險分析應至少涵蓋大約十萬年或冰河週期，以說明處置場合理可預測的外部壓力。此後，只要風險分析提供關於提高處置場保護能力可能性的重要資訊，就應及時延長風險分析的期限，儘管最長期限為一百萬年。
2. 對於第 1 項所述以外的放射性廢棄物處置場，風險分析應至少涵蓋在風險和環境影響方面，所預期最大後果發生之前的一段時間，儘管最長時間為十萬年，應提出風險分析所選定局限性的論據。

封閉後第一個千年的報告

一千年的時間段應被視為對氣候和生物圈條件等許多因素進行高可信度風險分析的大致時間段。在這段時間內，可用的測量資料和有關初始條件的其他知識，應用於詳細分析和描述處置場的保護能力及其周圍環境的演變。

應盡可能詳細地描述處置場早期演變過程中可能影響其長期保護能力的條件和過程。這些條件和過程的示例包括處置場的再飽和、水文地質和地球化學條件的穩定、熱演變和其他瞬變事件。

還應詳細描述處置場周圍的生物圈條件和已知趨勢，部分是為了能夠描述「目前的生物圈」（見第 5 節的建議），部分是為了能描述適用於可能從處置場提前外釋的可能條件。例如，此已知的情況是指土地抬升（或下陷）、任何趨勢的氣候演變以及土地和水資源利用的附屬變化。

長時間報告

長達十萬年

報告應根據第 5 節至第 7 節的建議進行定量風險分析。應使用處置場保護能力的補充指標，如障壁功能、放射性核種通量和環境中的濃度，以加強對計算風險的信心。

給定的十萬年的時間段是近似的，應以這樣的方式選擇，以便能夠說明預期的大氣候變化（例如冰川週期）對處置場保護能力的影響，以及對周圍環境的影響。

超過十萬年

風險分析應說明處置場障壁功能的長期演變以及地震和冰川等主要外部干擾對處置場的影響。考慮到隨著時間的推移不斷增加的不確定性，對人類和環境的劑量計算應以一種簡化的方式進行，而氣候演變可被描述為相同冰川週期的理想化重複。

將計算出的風險與法規中包含的個人風險標準，進行嚴格的定量比較是沒有意義的。相反，對處置場保護能力的評估應以計算出的風險以及處置場保護能力的若干補充指標為基礎，如障壁功能、放射性核種通量和環境中的濃度。如果計算的風險超過個人風險，或者如果有其他跡象表明處置場的保護能力受到嚴重破壞，則應報告造成這種情況的根本原因以及提高處置場保護能力的可能措施。

證明符合法規要求的論據摘要

報告應包括如何在處置場和附屬系統元件的選址和設計中應用優化原則和最佳技術，以及如何在處置場和附屬系統的工作中使用品質保證風險分析。

應系統地評估和報告有關處置場保護能力的論點。報告應包括對處置場保護能力的邏輯結構論證，包括風險計算、不確定性計算和所作假設的可信度等資訊。為了更好地理解風險分析的結果，應該清楚各個情節是如何影響處置場帶來的風險級別。

本法規自 2009 年 2 月 1 日起施行。

瑞典輻射安全局

ANN-LOUISE EKSBERG

Stig Wingefors

SSMFS 2008:37 附錄 1

關於相應之間風險平均的建議

對於某些曝露情況，年度風險計算為概率風險評估的所有可能結果的平均值，無法充分說明風險如何在相應之間分配。這尤其適用於以下事件：

- 可評估為在與風險分析所涵蓋的時間段，相關的有限時間段內所導致劑量。
- 如果出現，可被評估為導致有條件的個人風險，超過法規中個人風險包含的標準。
- 可被評估為在風險分析所涵蓋的時間段內發生的高概率，以至於該概率與計算出條件風險的乘積，與法規中包含的個人風險標準的數量級相同或超過法規標準。

對於此類曝露情況，應透過計算假定在事件發生後仍生活著的個人以及受其計算的最大後果影響的個人風險來補充風險的概率計算。例如，可以透過說明在不同時間點（T1，T2[...], Tn）發生事件的重要性來進行計算，同時考慮在相應時間間隔（T0 到 T1，T0 到 T2[...], T0 到 Tn，其中 T0 對應於處置場的封閉時間）內發生事件的概率。以這種方式，這些或類似計算的結果可以提供相應之間風險擴散影響的說明，並且應與其他風險計算一起，並根據法規的個人風險標準進行報告和評估。

環境保護評價建議

列入環境影響分析的生物應根據其在生態系統中的重要性進行選擇，但也應根據其他生物、經濟或保護標準，根據其保護價值進行選擇。其他生物標準指（在其他生物之間）基因的獨特性和隔離性（例如，目前已知的特有物種）。經濟標準是指有機體對於建立各種生計（例如，狩獵和捕魚）的重要性。保護標準是指現行法律或地方法規可能規定的保護措施。其他方面，例如文化史，在鑒定這種生物時也應加以考慮。

可根據國際輻射防護協會（ICRP）91 號出版物提供的一般性指南¹，可能從處置場外釋的放射性物質對某些生物體產生的游離輻射影響進行評估，應評估和報告對生態系統中放射性物質擴散和遷移的分析，以及輻射對不同生物的影響分析。

¹ 評估游離輻射對非人類物種影響的框架，ICRP 出版物 91，《國際輻射防護協會年鑒》33:3, 2003 年。

附錄 C IAEA 安全標準叢書 SSG-14、SSG-23、SSG-29、SSG-31 有關處置設施封閉後管制及安全分析之條文

SSG14 (放射性廢棄物地質處置設施)

運轉(6.47–6.55)

SSR-5要求18：處置設施的運轉

“處置設施應依據執照條件與相關的管制要求進行運轉，以維持運轉期間的安全，並使執行方式能保留安全論證中假設對封閉後安全具有重要性的安全功能。”

6.55.在某些地質處置計畫，可以設想在廢棄物結束置放後，設施仍可能保持開放一段相當長的時間。這麼做可以延長運轉時期更久，因而可以取得更多有關設施封閉後功能的監測資料(例如廢棄物包件腐蝕、回填材料變濕、水文條件改變)。應發展監測資料的評估程序，以釐清運轉時期對封閉後設施安全性的影響(例如根據監測資料進行安全再評估)。監測資料應清楚與透徹編的成文件，說明背景情況發生的任何相關改變，且若有必要時，說明運轉時期對封閉後安全的影響。

封閉(6.56–6.59)

SSR-5要求19：處置設施的封閉

“處置設施的封閉方式應能提供安全論證中所顯示的重要封閉後安全功能。封閉計畫，包含設施主動管理的移轉，應明確定義與具體可行，以便於在適當的時間內能安全的進行封閉。”

6.56.地質處置設施封閉涉及，例如，處置設施地下通道回填與封阻的活動。封閉的目的在於儘可能的嘗試恢復，母岩開挖前的初始天然情況。

6.57.地質處置設施的封閉後功能應考慮提供給安全論證的初始設計與隨後更新。在管制核准設施封閉之前，應更新安全論證，以提供足夠的證據顯示封閉系統的有效性，

且地質處置設施封閉後的安全性將可符合管制要求。封閉系統的有效性可以藉由對場址天然演變的瞭解、現地測試、資料分析與模式分析、以及使用適宜的天然類比來證明。

6.58.“處置設施應遵照管制機關核准的條件進行封閉，並特別考慮此階段可能發生的責任改變。與此一致封閉特徵的設置可能會跟廢棄物置放作業同步進行。廢棄物置放完成後，回填與置放封阻或封蓋有可能會延遲建造，例如，基於封閉後安全評估所需的監測，或基於公眾接受度的理由。若此特徵在廢棄物置放完成後的一段時間內尚無法完成，則此對於運轉與封閉後的安全影響，則必須於安全論證中考慮”。

6.59.地質處置設施的封閉亦應包含地表設施的除役，與進行任何必要的環境復育，且得包含耐久性標誌的建造。

被動安全特徵的監視與管制(6.65-6.66)

SSR-5要求10：被動安全特徵的監視與管制

“應使用適當程度的監視與管制，以保護與維持被動安全特徵，在某種程度上，此為必要的，以便於這些被動安全特徵能符合其在封閉後安全論證中所指定的安全功能。”

6.65.在本安全導則的背景下，‘監視(surveillance)’一詞指實質稽查處置設施以便於驗證其保護與保存被動安全特徵(即障壁)的完整性。監視應著重於跟處置系統關鍵安全功能，直接相關的障壁功能要項。“對於地質處置...。被動安全特徵(障壁)必須足夠的穩固，以便於毋需修護或升級”，及履行其安全功能的要求。監視活動不應損及設施封閉後的安全性。

6.66.地質處置設施的設計應採被動安全，且封閉後不應依靠主動介入、監視或控制來保證安全性。

封閉與監管後的時期(6.67-6.68)

SSR-5要求19：處置設施的封閉

“處置設施的封閉方式應能提供安全論證中所顯示的重要封閉後安全功能。

封閉計畫，包含設施主動管理的移轉，應明確定義與具體可行，以便在適當的時間內能安全的進行封閉。”

6.67.封閉後時期地質處置設施的設計應採被動安全(亦即無需干涉即可確保安全)，且

“放射性廢棄物處置設施的長期安全性，不得依賴主動監管”。

6.68.應採取被動監管，以防止或減少無意人類活動的可能性，避免干擾廢棄物，或造成地質處置設施安全特徵的劣化。監管得包含建造耐久的標誌、發布設施紀錄於國家與國際檔案，以利後代易於取得、與移轉設施責任給後繼組織。須發展適宜的機制，以便移轉責任給下一個世代。

既有處置設施 (6.85-6.92)

SSR-5要求26：既有處置設施

“既有處置設施應定期進行安全評估直到執照終止。當規劃調整具安全重要性的事項或在核准的條件有所變化時，此時亦應進行安全評估。當本安全要求規範(SSR-5)的任何要求未能被符合時，應實施具體措施提升設施的安全性，並同時考慮經濟與社會因素。”

6.86.既有設施應進行封閉後安全評估，以便於決定是否符合當前封閉後安全性的標準。

若設施仍在運轉中，應根據當前持續運轉、最終封閉與任何封閉後監管的計畫進行評估。

6.87.若評估顯示既有設施符合封閉後安全的現代標準，則無須進一步行動。若不符合現代標準，則下一步驟應取決於設施是否仍將運轉。必要時可能須要蒐集額外的場址特性調查資料。

6.88.若既有設施未能符合標準，而仍將持續安全的運轉，並且在之後安全的封閉，則必須提昇安全功能到適當的程度。因此，有必要評估與比較各種可能的補救措施選項，例如變更當前的廢棄物接收準則、運轉與維護程序、與封閉計畫。可能亦需

要更新監測與監視程序。

6.90. 運轉中設施採取補救措施或改變運轉計畫與程序決策的主要輻射防護原理為最適化原理[4]。決策的考慮應比較各種可能措施與改變，根據封閉後對人類與環境的放射性影響、對人類與環境的非放射性影響、社會影響、財務費用與其他因子。可行性研究與驗證計畫可支持決策的過程。因為需考慮的議題極為廣泛，在既有設施評估與比較預定的補救措施與運轉的改變時，除了管制機關外，讓有興趣的團體(例如當地社區)共同參與是有益的。

6.91. 已封閉設施(或地質處置設施中已封閉的區域)的補救措施選項比運轉中的設施更為有限。重新開放設施(或部分設施)進行補救措施，將有可能帶來的顯著資源耗費，以及對工作人員產生輻射曝露與風險。

SSG23 (放射性廢棄物處置之安全論證與安全評估)

2. 證明放射性廢棄物處置的安全(2.1-2.10)

2.5 安全評估必需評量處置系統的功能及定量化對於人類健康與環境的潛在放射性影響。安全評估是一個處置設施安全論證的主要構成要素，應考慮設施於運轉與封閉後的潛在放射性影響。放射性影響可能從封閉後漸進的作用產生，這些作用可能引起設施及其系統組件(例如天然與工程障壁)的功能退化，也可能來自於不連續的擾動事件，這些事件可能影響廢棄物的隔離作用(例如地震、斷層作用、人類無意侵入)。安全評估應證明此處置設施是否符合適用的管制要求。

2.8 本安全導則中所考慮的廢棄物類型如下所列：

—低放射性廢棄物(LLW)：LLW適用於近地表處置，並包含非常廣泛的放射性廢棄物，從高於VLLW標準到活度標準需要長達數百年屏蔽、圍阻和隔離之放射性廢棄物。低濃度的長半化期放射性核種可出現在LLW中，但可接受的濃度以近地表處置能確保廢棄物隔離期間的長度來限制，特別是經由監管能充分降低人類無意闖入設施的可能性。

2.10 處置設施的發展通常牽涉到廣泛的研究、設計與評估工作的規劃，其時程可能延

續數年或數十年。處置設施一旦建立可以運轉數十年。放射性廢棄物處置設施的生命期，可以被定義成三個階段：運轉前階段、運轉階段及封閉後階段。

- 在運轉前階段執行的活動一般包括處置概念與安全策略的發展、場址評估(選址、驗證及確認)、環境影響評估、設施初始設計研究、研究和監測計畫的發展、設施詳細設計的發展。設施的申照與建造也在此階段進行。
- 運轉階段開始於該設施第一次接收廢棄物直到該設施所有部分進行封閉。由於廢棄物管理行為所造成的結果，此期間可能發生輻射曝露，因此須對工作人員進行輻射防護與安全管制。安全評估、監測及研究與發展計畫應被用於影響設施運轉與封閉的管理決策。在運轉期間，建造活動可以與廢棄物放置及封閉該設施其他部分同時進行。
- 封閉後階段開始於設施封閉之後。封閉之後，監管期間可對可靠處置設施的安全做出貢獻(特別是近地表處置設施)。監管可為主動或被動類型。主動措施的示例有環境介質中的放射性核種濃度監測、或是工程障壁的功能與完整性監測，尤其是近地表處置設施的案例。封閉後階段之維護措施(例如近地表處置覆蓋的修復)也屬於這個範疇。其他監管可能為被動類型。例如確保處置設施紀錄的保存與合宜的土地利用限制等。各國對於最大監管期間有不同的規定，此效益可納入於安全論證考量。但由於此管制的功能性無法確證，因此安全不能僅依賴此措施。儘管如此，此措施仍可做為提供深度防禦的一個要素。

3.安全原則與安全要求

對發展安全論證與安全評估的責任運轉(3.5–3.7)

- 3.6 對於處置設施："經營者應完成安全評估，發展及持續進行安全論證，並依照國家策略、符合規範要求在法律與規範基礎架構內，應完成所有對於場址選擇與評估、設計、建造、運轉、封閉等必須的活動，如有需要封閉後亦須進行監管"。

安全論證的要求(3.8-3.9)

- 3.8 處置設施發展、運轉和封閉各階段的安全論證應遵照下列要求：

-
- "處置設施的建造須與已被許可之安全論證與支持其論點的安全評估中所敘述的設計一致。建造過程需保留母岩環境的安全功能，以依安全論證所示維持其重要的封閉後安全性"。
 - "處置設施須依照執照條件與相關管制規定進行運轉，以維持運轉期間的安全，藉此維持安全論證假定的封閉後重要安全功能"。
 - "放射性廢棄物處置設施之發展、運轉與封閉須成一系列步驟。必要時各步驟均須對於場址、處置設施設計、建造、運轉與管理方式之選擇、處置系統的功能與安全進行反覆評估。
 - "處置設施的封閉方式須依安全論證所述，可提供封閉後的重要安全功能。封閉計畫，包含從設施主動管理的轉變，須充分地說明且可施行的，如此封閉作業才能在適當的時間安全地完成。
 - "處置設施的安全論證須描述所有關於場址、設施設計以及管理控制措施與監管管制等面向的論述。安全論證與支持其論點的安全評估須論證所提供的人員與環境保護程度，並應對管制機關與其他關切團體提供符合安全要求的保證。

安全論證的應用(3.16-3.17)

3.16 下列額外要求是有關特別應用於處置設施安全評估結果的使用：

- "廢棄物包件和未包裝廢棄物的接收與置放於處置設施須符合接收準則，此準則應源自於運轉與封閉後設施的安全論證"。
- "須準備封閉後期間的計畫，提出制度化管制與安排以維持處置設施資訊的可用性。這些計畫須與被動安全特性一致，並須成為獲得封閉設施正式授權安全論證的一部分。

4.放射性廢棄物處置的安全論證

安全論證構成要素

安全策略

4.32.藉由被動的處置設施[2]特徵和安全策略，應該盡可能提供不同的安全功能並解釋

說明要如何達到。也應該指出和說明活動控制和特徵會被使用在哪裡，以及如何證明在這樣的活動控制下能夠具有信心，像是封閉後的監控與監管。

5.封閉後的輻射影響評估

(5.1-5.74)

5.1 如同4.44所述，封閉後的輻射影響評估為處置設施安全論證的核心，此階段輻射影響評估是評估處置系統的功能，並量化其對人類健康和環境的潛在影響，該評估同時包括量化處置系統的功能及其相關的不確定性分析。輻射影響評估的方法應為有系統的，且能充分地滿足各階段對於所有安全相關的考量(見5.6)。

5.2 評估封閉後的近地表處置設施之方法，一般是依據近地表處置設施的安全評估方法之精進(Improvement of Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, ISAM)[26]計畫執行。此方法已經過調整和測試，並且也適用於評估其它類型的廢棄物設施所產生的影響。

5.10 封閉後的輻射影響評估，可以應用於評估處置設施的安全，可以視為一種互補的方法(complementary manner)，提供更適切的選擇處理方式，以增加處置設施安全的信心。所考慮的不同的方法包含：機率式(probabilistic)和確定式(deterministic)分析、使用簡單保守模式(simple conservative models)和使用複雜(complex)、更實務(realistic)的模式。如果保守方式被使用，此方式應該是實務的、有依據經驗資料(empirical data)的、實際可行的(practicable)，並且對於選擇的曝露情節、參數和簡化後的計算模式係經過專家調整過的模式。

5.56 處置設施於封閉後之輻射影響評估有多種不確定性的來源，大致可分為：(1)情節不確定性(scenario uncertainty)；(2)模式不確定性(modeling uncertainty)；及(3)數據及/或參數的不確定性(data and/or parameter uncertainty)。

6.具體問題

深度防禦(6.29-6.37)

6.32. 安全功能是由處置設施的要素實現，如處置系統一部分的物理或化學特性，或一

個過程或多個過程組合，有助於封鎖和隔離廢棄物(如低導水率，慢的腐蝕速率，廢棄物體緩慢溶解，低放射性核種濾出率，低放射性核種的溶解度，高吸附性)。主動控制，如防止人類入侵或監控，也可提供安全功能或有助於信心在天然和工程障壁和安全功能，雖然時間尺度的限制，其信用可採用如控制應被觀察(見監管 6.66–6.73)

監管(6.66–6.73)

6.66 不可避免的緊張在於有效的監管持續時間與長半化期廢棄物仍保持危害的過程之間，造成處置策略在監管中扮演不同的角色：

- 在地質處置及中等深度的處置，監管可以提供另一層深度的防禦。只要能持續，就有信心於建立處置設施的安全。然而，安全目標應被達成即使在沒有制度的管控之下。
- 近地表處置的放射性廢棄物，監管通常需要實現安全目標，並且只要廢棄物仍然有潛在危險(如幾百年)則須保持在原地。而含有大量的長半化期放射性核種廢棄物應放置在更深處。並且假設監管的持續時間在廢棄物接受準則上發揮重要作用，特別是對於接近地表處置設施。

6.67 監管應被視為防止放射性廢棄物危害系統的一部分。而監管與一般的防禦概念是一致的，例如，這就像是增加了一個防護層在自然界與該設施的工程屏蔽之間。然而，監管的存在不應該被用來證明圍阻體和隔離系統之設計性能水平降低。

6.68 任何的設施基於安全論證下是假設長期有效的監管需要被定期的檢討。這樣的檢討可能會證實現有安排是令人滿意的，並且監管的措施可持續到下一次的檢討。

6.69 靠近地表的處置設施主要包含短半化期廢棄物，而這會造成監管期間停止後，最大的曝露及風險常與無意的人類入侵行為有關。在這種情況下，無意的人類入侵評估結果可能會限制可在設施內進行安全處置長半化期放射性核種庫存的允許。因此，本次評估特別是對於靠近地表處置設施之長半化期放射性核種在廢棄物驗收標準的限制。

6.70 在許多情況下涉及大量的含有天然的放射性核種的廢棄物，至少有鑑於目前的技

術和經濟上的可能性，對於現有的替代處置制度至少在某些層面持續進行監管。在這種情況下，監管所要求的功能範圍應防止人類的入侵，以確保的障礙物(如蓋)的監視和維護計劃保持不變，以解決障礙物完整性所產生有害的影響。這種影響可能發生透過自然過程，例如蓋子的侵蝕或退化藉由植物的根或穴居動物。

6.71 對於持續進行的監管的必要性在這種情況下可能會被視為違反參考資料[1] 之原則7 由於對於後代施加負擔。然而，評估這個負擔需要考慮的是實際和經濟上對含大量之天然放射性核種的廢棄物能實現的是什麼。意義上來說，採取涉及持續進行監管的處置方案，決策結果可能是考慮了廣泛的最佳化防護對於現有技術與經濟上的限制。然而，在每一種情況下，皆應考慮其優點以及具體的最佳化研究以確保防護水平最佳化的長遠目標。這應包括採取促進被動安全措施的执行。這樣的最佳化研究應作為設施之安全論證發展的一部分。

6.72 需要持續監管含有大量的天然放射性核種廢棄物被處置的場址，不應該以需持續監管的低放廢棄物接收標準作為討論，以確保合適的廢棄物接收標準被定義。參考資料[2]也有規定，安全性不應依賴於持續的監管。因此，至少在新的設施，處置方案僅限於那些不需要持續的監管。

6.73 總結：

- 放射性廢棄物處置設施的長期安全性不能依賴監管(參考資料[2]之5.6段)。
- 對於地表或靠近地表處置設施，監管為防止一定時間內人類入侵的一個重要的安全因素。任何依賴於安全的情況下，注重監管是合理的。
- 被動的監管規定應該被鼓勵的。在這種安全的情況下某些可信賴的行為可以被採取，但不應該假設這能長期的有效防止人類入侵。

SSG23參考資料

[1]EUROPEAN ATOMIC ENERGY COMMUNITY, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION, INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION, OECD NUCLEAR ENERGY

[2]INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. SSR-5, IAEA, Vienna (2011).

SSG29 (放射性廢棄物近地表處置設施)

6.逐步發展近地表處置設施作法的要項

運轉(6.47–6.61)

SSR-5[4]要求18：處置設施的運轉

“處置設施應依據執照條件與相關的管制要求進行運轉，以維持運轉期間的安全，並使執行方式能保留安全論證中假設對封閉後安全具有重要性的安全功能。”

6.54.由於近地表處置設施在最終封閉前將運轉一段長時期，因此主動與被動系統的老化管理計畫(例如預防性維護計畫)應具體實施。主動組件應注重維護計畫。而被動結構(例如工程特性)的老化管理計畫亦應具體實施，以維持運轉階段以及封閉後時期的整體性。老化管理計畫的設計應能偵測建造與運轉的問題，否則可能直到封閉後才會被發現。

6.58.應依據預防性維護時程進行機械、土木、與電力結構與設備的維護。重要的安全要件(例如廢棄物處理與廢棄物吊運設備)應依據處置設施維護時程進行查核、測試、與維護。運轉階段期間已完成封閉的或仍開啟的處置單元(例如處置窖、處置壕溝、與設施所在區域)應納入於維護時程中。所有設備、程序、與條件的變更與修訂應有清楚與完整的文件紀錄；且必要時此種變更與修訂應經過安全論證的評估。

6.60.置放最後一個廢棄物包件到封閉最後一個處置室或壕溝之間的時期應儘可能短，以便於及早充分利用被動的安全特徵。

封閉(6.62–6.73)

SSR-5[4]要求19：處置設施的封閉

“處置設施的封閉方式應能提供安全論證中所顯示的重要封閉後安全功能。封閉計畫，包含設施主動管理的移轉，應明確定義與具體可行，以便於在適當的時間內能安全的進行封閉。”

6.62.近地表處置設施的封閉應包含運轉系統與組件的除役，且擁有該設施的國家應能證明可提供長期安全必要的安全功能。

- 6.63.設施封閉的過程應擬定設施封閉計畫。典型的作法，場址的一部份或區段可能在處置單元放滿廢棄物後即進行封閉。設施的其他地方則持續進行處置作業，直到廢棄物處置容量飽和，才會完成最終的場址封閉作業。設施運轉期間即應發展設施封閉計畫，且應提供順序與結構以規劃處置作業。設施封閉計畫應考慮各種因素，例如處置設施廢棄物類型、處置作業時程、廢棄物體積估計數量、若考慮再取出時設施內廢棄物位置(特別是置放較高活度廢棄物在選定的位置)、與個別處置單元(處置窖、處置室、或處置壕溝)階段性的中期封閉。最後，設施封閉計畫應說明最終的工程障壁與場址標誌(如適用)設施，及設施將如何轉移到監管時期。管制機關應審核設施封閉計畫。設施封閉計畫亦應做為與公眾溝通的工具，使公眾知悉此長期計畫以及這些計畫對地方社區的可能影響。
- 6.64.設施封閉計畫應成為封閉後安全論證的一部分。處置設施的封閉後安全取決於設施的設計、建造、與運轉。封閉後的要求應於設施設計中考慮，且應隨著設施設計的發展更新封閉特徵的設計內容。更新安全論證時應考慮封閉後設施的功能，且更新安全論證應提供證據顯示封閉系統仍將有效，使處置設施的封閉後安全得以被確保。
- 6.65.建造作業開始前與處置單元裝滿時，應有充足的證據顯示封閉特徵可發揮預期的功能。處置作業開始時，封閉後功能的目標應能利於運轉因素的決策，例如廢棄物的置放與覆蓋層的中期設計。封閉作業應在處置單元放滿後，亦即設施壽命期間的早期開始。個別處置單元封閉對於整個設施安全論證的影響應有充分瞭解並適當的做成文件紀錄。
- 6.66.個別處置單元的封閉作業將會共同決定設施的封閉後功能。應有充足的證據顯示處置單元的工程障壁功能(例如回填、封阻、與覆蓋)將如預期的發揮功能，以符合設計要求。在運轉過程中，處置單元的設計可能因許多因素而變更，例如改善材料與建造技術、增加對場址特徵與特性資訊的瞭解、以及廢棄物特性或廢棄物本體的改變。文件保存系統應具體實施以記載這些設計變更並藉由更新安全論證加以

驗證，以確保能持續符合功能要求。資訊管理系統應具體實施以追溯任何可能潛在影響封閉後設施功能的變更。

- 6.67.應維護與定期更新封閉計畫。封閉計畫應包含或提供先前各階段所有資訊紀錄整理的參考文獻，以利未來必要時的補救行動，或處置設施的安全再評估。封閉計畫應包含所處置的廢棄物類型、其核種存量、其在設施中的位置、與用於回填的材料。
- 6.68.封閉計畫應說明任何封閉後擬採取的控制措施。此控制措施得包含輻射監測計畫與監視計畫。封閉後計畫亦應包含任何場址控制措施紀錄保存系統與規定的說明，以及任何加強限制場址通行或使用的方法。應於封閉後計畫判定不同組織所負責的作業與控制措施。
- 6.69.進行封閉規劃時應確認有助於安全的最短監管期間，且應於安全論證中權衡。應維持主動監管直到人類入侵的後果不會超過SSR-5[4]所指定的準則。超過監管時期則應考慮必要的被動管制型式，特別是，場址可能在地方規劃機關權限下所進行的土地利用。具體實施的監管措施應包含下列：防止擅自使用場址與人類入侵處置設施；處置系統的監測與監視；必要時的維護與補救措施；移轉知識給未來世代。
- 6.70.封閉計畫應概述封閉方法，包含所使用的材料與技術，以及預期用於封閉的組件功能。封閉方法應根據可獲得的材料與技術最適化，以便於提供處置系統從監管期到之後所需程度的封閉後功能。預定的封閉方法應說明於安全論證中以獲得核准對處置設施進行封閉。
- 6.71.應藉場址天然演變瞭解以及現地試驗、資料分析、與模擬，來證明封閉系統的有效性。應進行封閉系統實際現地行為的測試以提供對功能的瞭解並減少模擬與安全評估中的不確定性。無法藉由特定場址分析取得的資訊，應藉由適宜的類比方式取得，包含國內外相似系統的經驗。
- 6.72.設施的封閉應包含處置單元、場址最終實體的準備(例如覆蓋層設施)、以及場址設施的監管與除役之最終封閉計畫。處置單元封閉時與整理場址準備封閉時，應考

慮封閉後監測的要求、執照申請過程中的承諾事項、以及安全論證中長期功能所定出的設計特徵。

6.73.設施封閉亦應包含部分非處置系統設施的除役(例如行政大樓以及用於處置設施運轉的組件與設備)與任何必要的環境復原措施，且應考慮防止或減少人類活動可能性的措施。處置設施最終的封閉應依據管制機關對該設施封閉所核准的執照條件，並特別考慮此階段可能發生的任何責任變更。

7.安全性的保證

監測計畫(7.1–7.5)

SSR-5[4]要求21：處置設施監測計畫

“處置設施建造與運轉之前與之間及其封閉後，若屬於安全論證的一部分則應進行監測計畫。此監測計畫應設計能蒐集與更新防護與安全目的所需的必要資訊。應取得資訊以確認設施運轉期間工作人員與公眾以及環境保護的必要安全狀況。亦應進行監測以確認無任何狀況可能影響設施封閉後的安全。”

7.5.對於封閉後時期，近地表處置設施不應要求或仰賴封閉後監測計畫來提供安全的保證。封閉後監測必要時可由政府或管制機關實施，以做為對公眾的擔保措施，但不應危及設施的安全功能。非放射性污染物的監測，若有必要時，設施經營者設計監測計畫時亦應加以考量。

封閉後與監管(7.6–7.15)

SSR-5[4]要求22：封閉與監管後的時期

“應準備封閉後計畫以說明監管與維持處置設施資訊可獲得性的安排。這些計畫應與被動安全特徵一致，且應構成安全論證的一部分，管制機關據以許可設施進行封閉。”

7.6.封閉後的監管應考慮做為提供處置設施額外安全保證的方法。監管可能有助於安全性，防止或減少人類活動無意中干擾廢棄物或減損處置系統安全特徵的可能性。監管亦可能利於增加近地表處置設施的公眾接受度。

7.7.SSR-5[4]第5.6段敘述如下：“放射性廢棄物處置設施的長期安全不得依賴於主動監

管。”然而，視近地表處置設施的核種存量，有可能在設施封閉之後的某段時期需要對設施進行監管維護(例如防止人類入侵)。

7.8.設施經營者應確實準備監管計畫，並諮商管制機關與任何場址所在地具有管轄權的地方、區域、或國家機構。計畫應確認所預期的監管功能，說明這些功能如何生效，何時生效，以及提供辯證與證據說明其可靠性。設施開始建造時，監管計畫初稿可以是有變通性與概念性的，但隨著處置的進展，計畫內容亦應漸進的發展與精進，直到設施封閉與場址免於管制。

7.9.監管可以是主動(亦即未來設施經營者需要主動採取維護措施)或被動(亦即未來設施經營者或其他人無需持續進行維護活動)。主動監管得包含防止公眾進入場址的措施(例如維護場址圍籬與設置保安人員)，以及對環境中核種濃度及工程障壁整體性與功能的監測作業。被動監管得包含將處置設施相關資訊置放在地方、國家、或國際組織的紀錄與檔案(使未來世代能對處置設施與其安全進行決策)、場址耐久性標誌的使用[4]、與立法限制土地的使用。

7.10.設施經營者應釐清將實施的監管計畫與基於安全評估目的對監管時間長短與有效性任何假設之間的關係。安全評估中的假設，例如，主動監管將能防止人類入侵達100年，並不意指主動監管將實際於100年後結束。決定釋出場址使免於管制，以及從主動監管轉移到被動監管時期，是未來設施經營者結合管制機關同時考慮相關利害關係人的觀點，所應做的決策。

7.11.安全評估與安全論證不應依賴於無限期的有效監管(例如防止人類入侵)。

7.12.安全評估的結果可提供監管計畫進行決策的所需資訊，但其不應為僅有的考慮因素；而應納入所有利害關係人的觀點以提供做為安全論證強健與完善的佐證。監管計畫擬定過程中亦應考慮可能影響設施的破壞性事件之發生可能性。一般而言，由於衰變效應將使得來自放射性廢棄物的危害與伴隨的劑量與風險隨著時間減少。然而，在某些情況下(例如近地表處置設施含有相當數量的長半化期核種)，評估所得的劑量可能相當長的一段時間不變，或甚至由於子核種的衰變而略有增加。

7.13.對於某些近地表處置設施，人類入侵情節的劑量評估可做為設施封閉後必要主動監管期的決策定量指標，以便符合文字方框1所設定的放射性廢棄物處置安全要求準則[4]。其他曝露途徑與情節(例如經由氣體或地下水途徑釋出與曝露)亦可能影響監管期與其時間長短。監管計畫不應僅依賴前述的數值比較；而應檢視更廣泛的判斷並應考慮一系列的因素。

7.14.設施經營者應權衡安全論證中的任何論點，與監管計畫中監管有效性的考量。典型的，安全論證與支持的安全評估應假定監管的有效性不大於數百年。

7.15.不同的監管作業有可能由不同的組織負責。設施經營者通常負責主動監管，而國家機構可能負責的作業例如紀錄歸檔與土地利用管制。例如在適當的階段，經由管制機關核准，設施經營者的場址責任有可能移轉到政府。

國家級核物料料帳及管制系統(7.16–7.17)

SSR-5[4]要求23：國家級核物料料帳及管制系統的考慮^{註9}

“處置設施的設計與運轉對於核物料料帳及管制的協議，應考慮能確保料帳系統的清查措施與核物料的管制不會危及安全...”

“註9：國家級核物料料帳及管制系統係依據IAEA核子保防協定[24–26]。”

7.17.若已封閉的近地表處置設施需要執行核物料料帳及管制措施，則應避免採取可能危及封閉後安全的侵入性方法。在切實可行的情況下，IAEA核子保防的實務作法可能使用遙測方式(例如衛星監測、空中照相、微震監視、與行政安排)達成。

管理系統(7.20–7.33)

SSR-5[4]要求25：管理系統

“處置設施發展與運轉全程的所有步驟，對於所有安全相關的活動、系統、與組件應有品質保證的管理系統^{註12}。各要項實施的保證程度應與其對安全的重要性相襯。

“註12：‘管理系統’一詞包含所有品質管制(管制產品品質)的初始概念，與其演變的品質保證(確保產品品質的系統)與品質管理(管理品質的系統)。”

7.21.首先應考慮設施經營者與管制機關發展近地表放射性廢棄物處置設施管理系統的

目的在於，當封閉後階段主動監管終止時，安全與環境保護將取決於被動系統應能確保適當圍阻與隔離廢棄物。依據近地表處置設施的類型(地表上或淺層深度，有複雜的工程處置窖或僅為簡單壕溝設計)，被動圍阻與隔離廢棄物將依靠工程障壁、天然障壁、以及可能存在的處置設施天然環境有利特徵(例如其長期穩定性)。對於被動系統的依賴將影響管理系統的發展與用，對有助於圍阻與隔離廢棄物的所有組件之功能、穩定性、互補性、與壽命，從設計階段直到場址監管終止時應給予系統性的關注。

7.22.其次應考慮處置設施封閉後與主動監管終止前，在長時期的監視與管制下(數十年到數百年，大致依據所處置廢棄物的長半化期核種活度)有必要確保具體實施的被動系統不會受到人類活動干擾，而導致無意侵入處置設施。在此長時期之間，須執行場址監視以限制進入設施與控制處置系統的被動功能。管理系統應特別注重處置設施開發、運轉、與封閉期間的資訊紀錄，主要是做了哪些決策以及這麼做的理由。如此作法可符合處置系統所有相關知識與資訊管理面對極長時間的挑戰，以便於能夠逐步的推動決策過程，直到結束場址所有的控制活動為止。

7.29.設施經營者的管理系統應遵守國家對管理系統的標準，與國家或國際公認應使用的相關規範、法規、與標準[27–29]。適當的管理系統應能夠整合安全、健康、環境、保安、品質、與經濟等要項，提升符合場址特性調查、設計、建造、運轉、封閉、與封閉後安全相關要求與準則的信心。應以系統性安全評估的結果為基準判定相關的活動、系統、與組件，且管理系統的實施應依據前者對安全的重要性進行分級。

SSG29參考資料

- [4] IAEA, Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. SSR-5, IAEA, Vienna (2011).
- [24] Agency's Safeguards System (1965, as Provisionally Extended in 1966 and 1968), INFCIRC/66/Rev.2, IAEA, Vienna (1968).
- [25] Model Protocol Additional to Agreement(s) Between State(s) and IAEA for Application of Safeguards, INFCIRC/540(Corr.), IAEA, Vienna (1997).
- [26] Structure and Content of Agreements Between Agency and States Required in Connection with Treaty on Non-Proliferation of Nuclear Weapons, INFCIRC/153(Corr.), IAEA, Vienna (1972).

- [27] IAEA, Management System for Facilities and Activities, IAEA Safety Standards Series No. GS-R-3, IAEA, Vienna (2006).
- [28] IAEA, Application of Management System for Facilities and Activities, IAEA Safety Standards Series No. GS-G-3.1, IAEA, Vienna (2006).
- [29] IAEA, Management System for Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. GS-G-3.4, IAEA, Vienna (2008).
- [30] INSAG, Key Practical Issues in Strengthening Safety Culture, INSAG-15, IAEA, Vienna (2002).
- [31] INSAG, Maintaining Knowledge, Training and Infrastructure for Research and Development in Nuclear Safety, INSAG-16, IAEA, Vienna (2003).
- [32] INSAG, Managing Change in the Nuclear Industry: The Effects on Safety, INSAG-18, IAEA, Vienna (2003).

SSG31 (監測和監視放射性廢棄物處置設施)

6.處置設施功能期內不同時期的監測(6.1-6.15)

封閉後監測

- 6.12. 如果這是封閉後安全論證的一部分，那麼封閉後期間監測方案目標是檢測環境中可能歸因於處置設施的放射性物質和/或其他有毒物質。然而，這只是封閉後監測方案的一部分，其重要性因不同類型的處置設施而異。封閉後監測的範圍、持續時間和重要性因不同類型的處置設施和處置的廢棄物而異。處置設施封閉後實施的監管可能是主動的，也可能是被動的。積極的監管案例包括監測環境中的放射性核種濃度和監測障壁的功能和完整性，這對近地表處置設施尤其重要。
- 6.13. 封閉後期間的監測應包括通知相關利害相關者從主動監管轉向被動監管的決定（例如，透過場址標記和持續“處置場址記憶”等方式建立）。在處置設施開發的這一階段，目標是確定場址的條件何時適合修訂許可證，以便能夠終止監測活動以及場址的維護和主動監管。例如，對於地面處置設施，如果認為依賴陸地處置場運轉可以開始確保長期安全，則可以決定啟動被動監管，當廢棄物的輻射毒性降低意味著人類入侵的無意闖入之輻射風險相當低時。這可以被認為是一種逐步實現完全長期被動安全的方法。

7.制定和實施監視計畫(7.1-7.17)

- 7.1. 監視計畫的目的是對廢棄物處置設施進行監視，以核實障壁被動安全的完整性，並

能迅速查明可能導致放射性核種或其他污染物遷移或外釋到環境中的情況。此外，監視還包括審查或審核記錄，以便定期檢查產品規範，並檢查此類檢查的結果。監視計畫主要適用於運轉期，通常透過定期檢查廢棄物處理設施的處置單元，這些處置單元已被確定為對安全情況至關重要。

監視計畫包括但不限於檢查廢棄物處置設施的這些組成部分。

- 7.5. 在封閉後的一段時間內，通常無法進入含有廢棄物和廢棄物包件的廢棄物處理區或單元進行檢查。封閉後監視的持續時間應根據處置設施的類型及其所含廢棄物的類型來確定。封閉後監視的持續時間還應取決於在以前期間對設施功能的信心。設施封閉後的監視可能會改變性質，甚至會因監管穩定性的變化而終止。

按處置設施類型劃分的監視

- 7.6. “在某種程度上，處置設施的安全可能取決於一些行動，如維護工作或監視。然而，必須盡可能地減少這種依賴性”[2]。“對於地質處置設施，可以透過被動特徵提供封閉後的安全性...。對於近地表處置設施，在封閉後的一段時間內，可能需要採取維護、監測或監視等措施，以確保安全” [2]。
- 7.7. 對於近地表處置設施，應在運轉前開始監測，並應在封閉後繼續監測，直至主動監管期結束。通常應在封閉後期間需要檢查的障壁係為處置設施的表面覆蓋物。
- 7.8. 對於地質處置設施，監測應在運轉前階段開始，通常在設施封閉時結束，此時無法進入工程障壁內。
- 7.9. 對於礦坑和採礦作業之廢棄物處置設施，監視應在運轉前階段開始，並應在監管期結束或設施封閉時結束，這取決於處置系統的性質，例如，如果無法進入工程障壁。關於監管穩定持續時間和知識連續性的假設通常是確定封閉後監測持續時間的主要因素。參考文獻[8]附件一中提供了鈾尾礦場長期監督計畫（封閉後期間）的範例。

SSG29參考資料

- [2] IAEA, Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. SSR-5, IAEA, Vienna (2011).

附錄 D 國際低放處置設施介紹、安全評估及封閉計畫整理

本計畫整理國際上各國家之處置場，包括：西班牙的艾爾·卡布里爾、法國奧貝處置設施中心、英國 Drigg 附近的低放廢棄物處置場、日本的 Rokkasho 處置場、芬蘭 VLJ 處置場、加拿大布魯斯的深層地質處置場，有關該處置場之處置設施介紹、安全評估及封閉計畫等，說明如下：

● 西班牙的艾爾·卡布里爾

西班牙建造處置設施 El Cabril，以解決短半化期之中低放射性廢棄物問題。該處置場運轉過程，包括接收、處理、試運轉和最終處置場處置廢棄物。

該設施由負責管理西班牙所有放射性廢棄物的組織 Enresa 所建造和運轉。El Cabril 計畫接收西班牙所產生所有 LILW-SL(短半化期之中低放射性廢棄物)，因此設計容量約為 37,000 m³。

與 El Cabril 相連的還有 LLW 處理設施和極低放射性廢棄物 (VLLW) 處置設施，目前都在運轉中。

1. 位置及地質條件

處置設施位於西班牙南部霍納丘埃洛斯 (Córdoba)。該區域在 60 年代初係為鈾礦開採點，當鈾礦採盡後，移交給 Junta 能源及核公司，以處置研究活動所產生的 LLW。由於所留之礦產有限，因此決定於該處建造最終處置場處置廢棄物，見圖 D-1。

該區域人口密度低以及氣候乾旱也是長期安全的有利因素。處置場已於 1992 年開始運轉使用。

2. 處置場設計

為了執行廢棄物隔離，El Cabril 處置場有三個障壁來限制核種外釋至環境：

- 第一道障壁，已處理過的廢棄物和容器組成。
- 第二道障壁，安置廢棄物的工程結構物組成。

- 第三道也是最後一道障壁，由設施所在地的自然地形所形成的天然障壁。

El Cabril 設施只接收非常低強度長半化期(半化期>30 年)的放射性廢棄物。Enresa 目前已建立廢棄物接收標準 (WAC)，與運轉和封閉後階段的安全評估互相結合。



圖 D-1 El Cabril 處置場

工程結構包括地面上的混凝土窖，共有 28 座窖，尺寸為 22.5 m·18 m·9 m。窖的牆壁和底部大約有 0.5 公尺厚。窖的底部是處置場的主要部分，上面覆蓋著聚氨酯防水層和 10-20 公分的多孔混凝土層。在處置窖下方的排水控制系統設有檢查廊道。LLW 設施的總處置容量為 37000m³。

在運轉過程中，處置窖由上方的金屬遮蔽物保護，該遮蔽物亦支撐著裝卸起重機。

處置區完工後，將建造一個多層工程封蓋，以轉移雨水，為處置容器提供長期保護，並確保其耐久性。處置設施的設計可承受極端現場條件，包括地震。

3. 廢棄物包裝和廢棄物量

接收的廢棄物包括：

- 核設施運轉產生的固體或固化廢棄物（樹脂、篩檢程式、蒸發器濃縮物、過濾污泥）。
- 核設施運轉和拆除產生的固體技術廢棄物（手套、工具）。
- 放射性工業、醫療和研究設施使用放射性同位素產生的各種固體和液體。
- El Cabril 活動產生的二次固體或液體廢棄物。

Enresa 已制定廢棄物接收標準（WAC），並制定特徵描述、接收和驗證程式。WAC 考慮的參數包括溶出率、力學強度、溫度和最大活性含量。

廢棄物包裝，主要是 200 升鋼桶和 1.3 立方公尺的金屬箱，放置在更大的混凝土容器（2.2·2.2·2.2 公尺）中，形成 11 立方公尺的最終包裝或處置單元，並構成第一個處置場障壁。混凝土容器的內部賸餘容積可以用灰漿或摻有已知狀態的液體廢棄物或受污染灰爐的水泥回填。容器依次放置在兩個平臺上的處理單元中。當完成 320 個混凝土容器的處置單元後利用礫石回填，建造封閉板並塗上不透水塗料。

在每一排處置窖下面都有一個檢查井，並安裝兩個排水系統，一個用於收集尚未運轉的處置窖的雨水，另一個用於存放廢棄物包件的處置窖。

4. 安全評估

在西班牙法規中，正常演變情況下應滿足的標準為每年 0.1 mSv，闖入入侵情況下應滿足 1 mSv。西班牙法規目前未考慮對非人類生物群的輻射曝露，也沒有任何顯示重金屬或其他污染物曝露的要求。

根據安全評估，El Cabril 處置場計畫在工程障壁完全喪失其遲滯功能後，進行監管期 300 年。安全評估考慮處置場的地下水流與放射性核種遷移，以及由於氣體生成而產生的外釋，闖入入侵引起的劑量亦被考慮在安全評估分析內。

5. 封閉計畫

一旦達到處置窖的容量，將被一系列泥土和粘土層覆蓋，以便將它們與生物圈隔離開來，並確保融入地景景觀。這些層包括一系列表土、厚礫石、第一砂層、不透水層、

第二砂層、防潮層和第三排水砂層。

監管期控制的期限預計最長為 300 年。

● 法國奧貝(l'Aube)處置設施中心

法國奧貝中心的廢棄物處置設施於 1992 年開始運轉使用，短半化期的中低放廢棄物主要來自核電廠和法國原子能委員會 (CEA) 的作業活動，還包括來自醫院、研究和大學實驗室的廢棄物。以及未來核電場除污和拆除產生的廢棄物亦將在奧貝進行處置。

該處置場由國家放射性廢棄物管理局 (Andra) 管理，Andra 是一個公共機構，負責長期管理法國產生的所有放射性廢棄物。

這些廢棄物基本上包括與維修有關的廢棄物 (衣服、工具、手套、篩檢物品等) 和與核設施運轉有關的廢棄物，如處理氣體和液體流出物。這種廢棄物含有短半化期放射性核種，如鈷-60 和銫-137，還可能含有嚴格限量的長半化期放射性核種。

1. 位置及地質條件

該處置設施位於奧貝區，建在沉積地質層上，其地層構造分層之砂層下方是不透水的粘土層。砂層地層將所有降雨之雨水排向出口，即處置設施下游的 Noues d'Amance 河流。該區年平均降雨量為 500-1000 毫米。粘土層構成了防止放射性核種外釋到地下水中的天然障壁，從而防止放射性核種擴散到環境中。

1985 年，法國經過兩年的地質、水文地質和地球化學特徵研究以及對幾個潛在地點的選址評估，根據其適宜性選擇奧貝處置設施中心。

2. 處置場設計

奧貝處置場根據廢棄物類型，提出該處置場的安全取決於許多綜合因素：

- 廢棄物的包裝
- 處置場構造
- 構成長期天然障壁的現場地質

自 1992 年以來，法國短半化期的中低放廢棄物已在 Andra 所管理之中低放廢棄物

處置設施 (CSFMA) 進行處置。本處置場工程障壁的地面設施，見圖 D-2。處置場設計可容納 1,000,000 m³ 的廢棄物，廢棄物在地表處之窖壁厚 30cm 的鋼筋混凝土窖進行處置。窖內的面積為 25 平方公尺，高 8 公尺。該設施大約設置 400 個地面混凝土窖，根據廢棄物類型，這些處置窖用礫石或混凝土回填，然後用混凝土板覆蓋，再用不透水塗層密封。每個處置窖可容納 2500 - 3500 m³ 的廢棄物。並覆蓋一層約幾公尺厚的粘土，以確保廢棄物的長期封阻，該設施亦設置檢查隧道。

3. 廢棄物包裝和廢棄物量

所使用的廢棄物包裝主要類型是鋼桶和混凝土或鋼箱。廢棄物被嵌入混凝土處置單元體中，因此 LILW-SL 包裝由 15 - 20% 的放射性廢棄物和 80 - 85% 的混凝土處置單元體組成。包裝中的容器由形成擴散障壁的廢棄物處置單元體 (均質廢棄物) 提供。安全功能為廢棄物接收標準奠定基礎，這些標準包括：容器特性 (擴散係數、溶出率)、包裝耐久性、活性限制和輻射防護。混凝土的可接受擴散係數 (使用氘水作為擴散的參考材料) 取決於障壁的厚度。滲透出之浸出率為每年 10⁻³ 範圍內，擴散係數在 10⁻¹⁴ - 10⁻¹² m²/s 範圍內 (例如，水中的擴散係數約為 10⁻⁶ - 10⁻⁵ m²/s)。混凝土外層的最小厚度需經計算為幾百年可提供力學強度和外層安全所需的厚度。



圖 D-2 奧貝處置場

所有包裝的一般廢棄物接收標準已規定廢棄物的物理化學性質要求，例如，無游離液體、惰性物質。其著重於包裝的放射性特徵，特別是可能存在的放射性核種的識別。目前已經建立了 143 種核種的清單，測量所有廢棄物包裝的劑量率。其目的是檢測可能含有比安全評估中考慮的更多活性的廢棄物。

另一個關鍵是確定可能產生化學影響的材料，這些材料部分來自與非放射性處置場相關的法規，例如鉛、硼、鎳、鉻（總和+6 價 VI 型）、銻、硒、鎘、汞、鉍、砷、游離氰化物、氫和石棉。這些材料必須量化，通常使用廢棄物的典型化學光譜，該清單提供了進行化學影響計算的資料。

4. 安全評估和廢棄物驗收標準

法國近地表處置場影響評估之安全指南規定，在監測期結束時（不超過 300 年），處置場安全不應再依賴於工程障壁，而應依賴於場址和天然障壁。

一般公眾的劑量限制已定為每年 0.25 毫西弗。情節包括正常和異常情況（例如入侵）。考慮水和空氣的流動路徑與處置場材料的再利用，並評估對關鍵群體的影響。

5. 封閉

當設施達到其處置容量時，將在整個處置單元上安裝覆蓋有植被的厚粘土覆蓋層，以保護處置場免受外部影響。監測階段利用全尺寸的實驗封蓋測試並驗證封蓋保護處置設施。處置設施的監管期規定為 300 年。

● 英國 Drigg 附近的低放廢棄物處置場

英國 Drigg 村附近的低放廢棄物處置場（LLWR）是英國處置低放固體放射性廢棄物的國家設施。LLWR 屬核退役管理局（NDA）所有，場址執照許可公司（SLC）-LLWR 有限公司代表 NDA 執行運轉。

1. 位置及地質條件

LLWR 設施位於塞拉菲爾德東南約 5 公里處的 Drigg 村附近。該基地最早於 1940 年開發，是一家生產 TNT 的皇家軍械廠。第一份 LLW 處置許可證於 1958 年頒發，處置作業於 1959 年開始。圖 D-3 顯示該地區的鳥瞰圖。

該地區的地質構造由第四紀沉積物組成，這是複雜冰川作用的結果，覆蓋著較老的砂岩基岩。第四紀沉積物由粘土、砂和礫石組成，厚度達 60 m，該場址面積約 100 公頃。陸地地形緩緩向海傾斜，從東北邊界海拔 20 公尺降至東南邊界海拔 7 公尺左右。

該場址位於低地震活動性區域，不易受到地表洪水的影響，現場的平均降雨量約為 1200 mm/年。周邊地區為農業區，人口稀少，當地的主要工業是塞拉菲爾德工廠。

2. 處置場設計

在運轉的前 36 年中，處置方式是將桶裝、袋裝和鬆散的廢棄物傾倒入溝渠中。第一條壕溝沿著一條鐵路穿過場址的北部。五個更大的壕溝隨後平行於第一個壕溝挖掘。溝槽位於地面以下 5 至 8 m 深處的低滲透粘土中。天然粘土層是海溝和砂岩之間的有效密封層。如果天然粘土局部缺失，則在溝槽底部放置膨潤土粘土，以降低溝槽基底的滲透性。挖掘第七條不規則形狀的溝渠，以充分利用東北邊界的場址區域。七條溝渠長約 750 m，寬約 30 m，具有坡度，包括簡單排水溝，與下面的粘土一起，用於將滲入的雨水或地下水引導至溝渠南端，以便收集在一系列排水溝中。直到 1991 年，收集的滲濾液被排放到愛爾蘭海，溝渠佔用的總面積約為 160,000 m²。

在溝槽中安置後，用 1.5 m 的覆蓋材料覆蓋廢棄物，已完工的溝渠用土堆覆蓋，包括不透水層。在處置過程中，每天用土壤覆蓋廢棄物，並定期在頂部添加硬化層，以便於繼續裝載廢棄物。七號壕溝於 1995 年封閉，自 1987 年起，該處的處置運轉作業已再升級。對溝渠進行補救工作，其中包括安裝低滲透性防滲牆，以限制地下水和放射性核種的橫向移動，此外，已填塞的溝渠已臨時加蓋，滲濾液排水系統也已升級。

最近建造的處置場部分有安全工程系統，包括各種工程障壁（如封蓋和防滲牆）、廢棄物本身、周圍回填材料和廢棄物容器。



圖 D-3 英國 LLWR 處置場

LLWR 場址的第一個混凝土窖於 1988 年開始運轉。處置窖（8 號窖）由三個隔間組成，寬約 175 m，長約 200 至 265 m，平均深度約 5m，總容量約 200,000m³。

9 號窖於 2008 年動工，2010 年 12 月竣工。未來計畫建造多達 6 個處置窖，為能最大限度地使用該場址，未來處置窖將會設置於更深處。

處置窖的工程結構包括一個帶有底層排水層的混凝土底座和混凝土牆。這座構造物低於地面，窖周圍有地表水排水溝，收集窖底板表面的雨水，而底板下方的排水不織布和周邊排水溝收集窖下方和周圍的地下水。與溝渠一樣，滲濾液控制的主要方式是地面以下約 5m 處的天然粘土層。

處置場最終封蓋將可限制水進入廢棄物，以便能確保設施中受污染滲濾液能低水量排放；提供工程障壁避免氦的外釋，減少放射性氣體外釋的影響；確保侵蝕作用盡可能受到限制；以及防止或阻止人類闖入入侵廢棄物處置設施。

3. 廢棄物包裝和廢棄物量

Drigg 的 LLWR 廢棄物來源，包括核電廠、燃料循環設施、國防設施、一般工業、同位素製造廠、醫院、大學以及受到污染的場址的除污所造成的廢棄物。這些廢棄物包括稍微放射性污染的廢棄物，例如紙張、包裝材料、防護服、電纜、廢金屬和工具，以及反應爐廢棄物和其他材料。

溝渠處理的最初概念是將廢棄物包裝在 200 升的鋼桶或袋中，或單獨包裝在堅固、不透水的包裝材料中。對於處置窖，新的廢棄物包裝（在 20 世紀 90 年代中期引入的計技術）是基於對廢棄物的強力夯實，並放置在 20 立方公尺的鋼容器中，以及對容器內的空隙進行灌漿以形成固體產品。制定廢棄物收收標準（WAC）和相關廢棄物控制安排。

從現場作業開始（1959 年）到大約 1980 年代中期（7 號溝），廢棄物處置量迅速增加。此後，英國實施廢棄物量最小化計畫，使處置量減少約 3 倍。

溝渠和 8 號處置窖的容量約為 1,000,000 m³。預計將在未來處置窖處置約 250,000 m³ 的運轉廢棄物和 550,000 m³ 除役廢棄物。由此產生的廢棄物總體積約為 1,800,000 m³。

LLW 核種根據體積分佈大致均勻地分佈在溝槽和處置窖之間。但有些核種不符合這一點，例如：

- 鈣-41、鎳-63 和鉬-93 作為活化產物存在於核反應爐的鋼或混凝土中。
- LLWR 中 98% 的碳-14 預計將出現在未來的處置窖，碳-14 是一種活化產物，存在於石墨、鋼和混凝土中，由核反應爐除役產生。
- Betalight 對 6 號溝的處置約占 LLWR H-3 存量的 66%。

4. 安全評估

根據英國法規，安全評估案例應顯示符合年度風險。此外，還應顯示對非人類生物群的曝露以及對重金屬的曝露。

對於 LLWR 的環境安全論證（ESC），環境署在其“授權要求指南”中將安全論證定義為“一組關於固體放射性廢棄物處置的環境安全的聲明，並通過系統化的論據和證

據收集加以證實。”，安全論證分為三個級別，如圖 D-4 所示。安全論證的檔非常廣泛，包括各個級別的多份報告，並包含了許多情節案例。

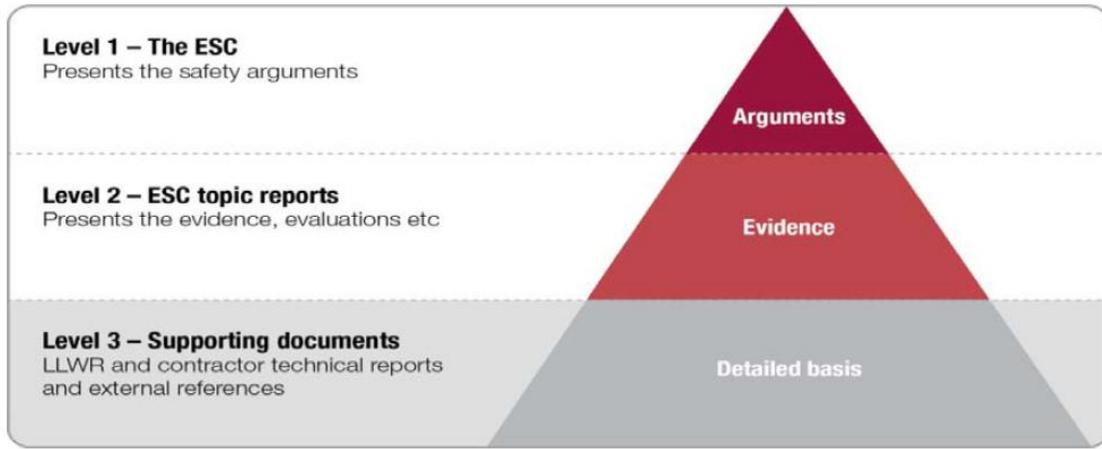


圖 4-4。LLWR ESC 的三個級別。

（英國與瑞典一樣，安全論證的持續更新受到嚴格管理。並與瑞典法規中相同，“運轉商應更新現場環境安全論證，涵蓋從監管期間及之後”。在瑞典，每十年應進行一次，但 ESC 的“強度”在英國沒有規定）。

5. 封閉計畫

整個區域（窖和壕溝）用一個集成的多層障壁系統（工程穹頂）封閉。每個窖將在封閉後儘快封蓋。

在運轉期間和最終處理後的 100 年內，滲濾液的收集和管理將繼續進行。在最終處置後，該場址將在至少 100 年內處於積極的監管期控制。在此期間，將維持場址邊界，並防止公眾進入。在監管期控制期間，在最終封閉後保持對設施危險性質的持續瞭解與監測安排。

● 日本的 Rokkasho 處置場

日本已採用實施淺層處置的方式以混凝土窖處置核反應爐固化放射性廢棄物。低放廢棄物的陸地處置遵循的基本概念，即放射性廢棄物由工程結構（如淺層的混凝土窖）

處置容納。對於放射性物質濃度較高的廢棄物，計畫將中深度處置作為處置方案之一。Rokkasho 低放處置中心於 1992 年投入運轉，由日本核燃料有限公司（JNFL）執行運轉。

1. 位置及地質條件

Rokkasho LLW 處置中心位於日本東北部，太平洋側之本州北端的青森縣。處置場建在丘陵地帶，與後面的山丘之間有一個山谷。處置場位於海平面以上約 30 - 60 m 的海洋階地上。場址母岩係為第三紀砂岩和凝灰岩。第四紀沉積廣泛分佈於第三紀之上，分為階地沉積（主要由中粗砂組成）、火山灰和沖積層沉積（厚度 3m）。

場址的地下水位為地表面以下約 2 公尺的位置。根據降雨量，地下水位每年波動約 2 公尺。平均降雨量約為 1200 毫米/年，其中 300 毫米補注給地下水。年平均蒸發量為 600 毫米。

除低放廢棄物處置中心外，羅卡紹(Rokkasho)的核綜合設施包括一個反應爐燃料廠、一個臨時高放廢棄物儲存場和一個再處理設施，再處理設施尚未投入使用。因此，也可以將 LLW 的處置場設在那裡，目前亞洲最大的核工業中心位於該羅卡紹區域。

2. 處置場設計

處置場安全由多重障壁系統所組成，包括廢棄物包裝、工程障壁和到排放區域的距離，見圖 D-5。處置單元建造在第三紀岩石中，設施設計包括兩個處置階段，每個階段的處置容量為 40,000 m³（約 200,000 桶）。

第一階段包括 40 個鋼筋混凝土坑（24 m·24 m·6 m），每個坑進一步劃分為 16 個處置單元（6 m·6 m·6 m）。每個單元可容納 320 個桶。

第二階段設施有不同的佈局，共有 16 個混凝土坑（36 m·37 m·7 m），每個坑內有 36 個處置單元（6 m·6 m·7 m）。每個處置單元將容納 360 桶，桶內主要是金屬、塑膠和其他不易燃廢棄物。

處置混凝土坑的內襯為多孔混凝土，使水在接觸廢棄物桶之前就排出。當處置單元

裝滿廢棄物桶時，在單元上方放置一個臨時封蓋，並將砂漿倒入廢棄物桶之間的空間。在處置坑周圍修建檢查隧道，以收集和監測處理坑排出的水。廢棄物桶放置在鋼筋混凝土溝渠（處置單元）中，起重機安裝在屋頂和防雨罩內。

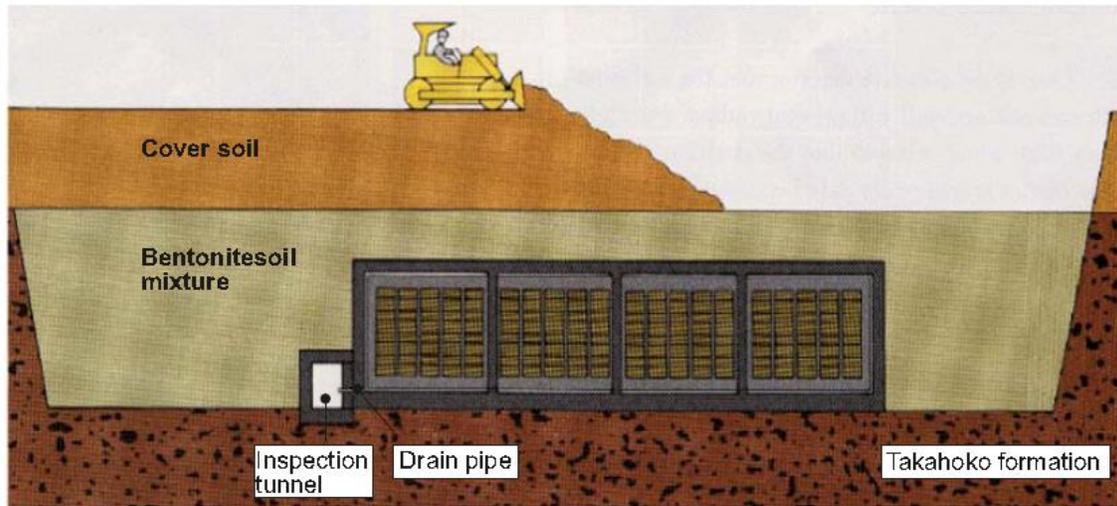


圖 D-5 Rokkasho 處置場設計

廢棄物安置後，混凝土坑周圍是低滲透性的膨潤土和砂石混合物，最後覆蓋一層滲透性低於周圍土壤的夯實土壤。地下水位將位於混凝土坑、膨潤土和砂層上方。

3. 廢棄物包裝和廢棄物量

Rokkasho 設施處置的廢棄物類型包括固化廢液濃縮物、廢離子交換樹脂、過濾污泥和日本核電站產生的其他類型的運轉廢棄物。

在設施的第一階段，已接受廢樹脂、過濾污泥和濃縮廢液的均質和均勻固化廢棄物。在設施的第二階段，則為金屬、塑膠和其他不易燃材料的固化廢棄物。

低放廢棄物處置中心接收的放射性廢棄物已經用水泥或其他基質材料固化，並封裝在核電廠的鋼桶中。於核電廠將對廢棄物桶進行檢查，以確保它們在運往廢棄物設施之前符合技術標準。該設施目前已投入使用 200,000m³，相當於 1,200,000 桶。計畫將該設施擴大到 600,000m³。

4. 安全評估

日本規定封閉後的安全劑量標準為每年 0.01 mSv。如果發生的可能性被認為是相當低的，則可以接受較高的曝露劑量。日本的概念是，適用於處置的安全規定可以隨著時間增加而逐步減少。各階段適用安全規定的時間總結如下：

- 第一階段：(10-15 年，直至覆蓋土鋪設)，保持工程障壁的完整性。
- 第二階段：(30 年，直到覆蓋土壤變得穩定)，確保障壁的性能。
- 第三階段：(300 年，從第一階段結束)，禁止或限制特定行為。
- 封閉後：(300 年後)，人們可以進入該地區。

5.封閉計畫

在安置廢棄物後，將放入低滲透性的膨潤土和砂石的混合物包圍住混凝土窖，最後由滲透性低於周圍土壤的夯實土壤覆蓋著。地下水位係在混凝土窖、膨潤土和砂層上方。

● 芬蘭 VLJ 處置場

芬蘭自 1977 年以來已有四個核電機組產生低放廢棄物。其他來源(如大學、醫院、工業等)的低放廢棄物的累積量僅為核電站的 1% 左右。

芬蘭廢棄物管理政策的基礎是將 LILW 處置到核電站現場的岩洞處置場中。依據地質處置設計，其安全性取決於天然和工程障壁，處置系統將廢棄物隔離幾百年。因此，Olkiluoto 核電站產生的所有中低放射性廢棄物 (L/ILW) 將在 1992 年於 VLJ 處置場進行處置 (VLJ 處置場；VLJ 是芬蘭語單詞 “voimalaitosjäte” 的縮寫：等於 “反應爐運轉廢棄物”)。處置場以及核電廠機組由係由 Teollisuuden Voima Oy (TVO) 負責執行運轉。

自 1998 年以來，另一個芬蘭核電廠 Loviisa 核電站也在運轉類似的設施。由於當地地質條件的不同，Olkiluoto 和 Loviisa 處置場的設計也不同。Olkiluoto 的處置場有兩個垂直筒倉，而 Loviisa 的處置場則是水平坑道。

1.位置及地質條件

芬蘭廢棄物管理政策的基礎是將 LILW 處置到核電廠現場的岩洞處置場中。Olkilooto 場址主要由雲母片麻岩夾稀疏斷裂英雲閃長岩所組成。

2.處置場設計

處置場由兩個筒倉組成，直徑 24 m，高 34 m，開挖深度為 60 - 100 m，位於基岩中，見圖 D-6。LLW 筒倉為岩石筒倉，沒有內部結構，只有噴凝土牆。ILW 筒倉在岩石筒倉內有鋼筋混凝土筒倉建築。

處置場的建造使其長期安全性基於幾個連續的障壁、工程障壁系統（EBS）和自然障壁系統。工程障壁系統由固體廢棄物和混凝土箱、筒倉結構組成；具有延緩放射性核種和機械力學保護廢棄物功能的回填材料，進行處置場封閉和密封處置。

回填材料主要為碎石和混凝土，使回填引起的地球化學變化保持適度。如有必要，可以用砂子或冰磧代替碎石，但在這種情況下，最好使用當地礦物材料。

3.廢棄物包裝和廢棄物量

核電廠的廢棄物經過處理、包裝和臨時儲存，最終儲存在核電站或其附近。

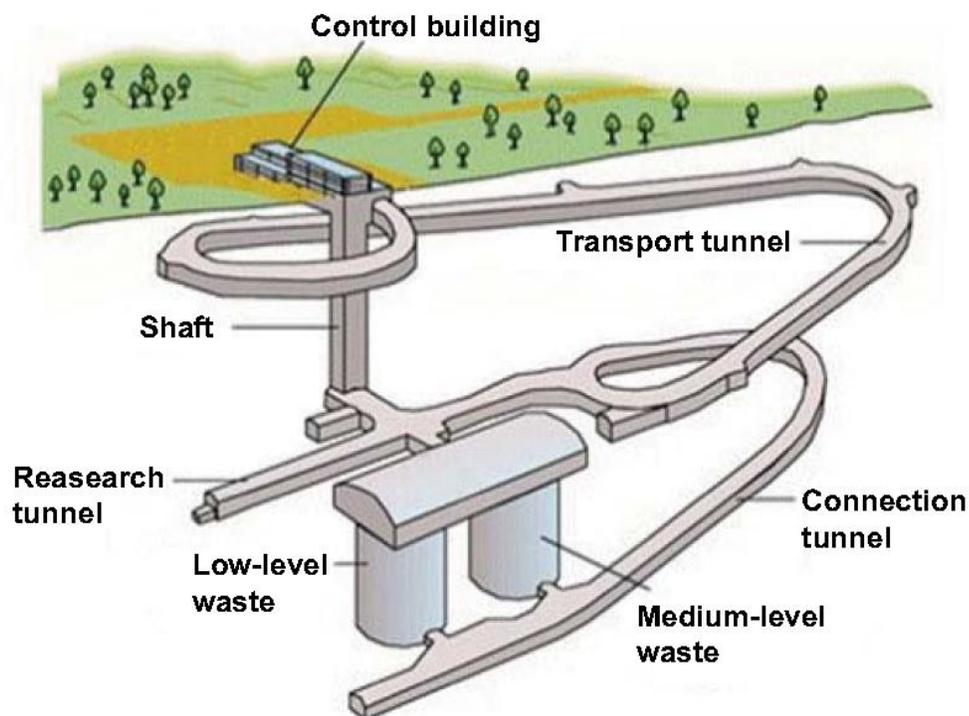


圖 D-6 芬蘭 VLJ 處置場

低放廢棄物包括用於電廠維護的防火織物、防護塑膠布和防護服，以及從電廠拆除的機器部件和管道。LLW 用 200L 鋼桶夯實，鋼桶裝入混凝土箱中。金屬廢棄物未經處理就裝入混凝土箱中。用於清潔發電廠過程用水的離子交換樹脂屬於中放廢棄物。它們與瀝青混合，並鑄入桶中，儲存在處置場的 ILW 部分。除瀝青化廢棄物外，混凝土箱中的一些固體廢棄物將在 ILW 筒倉中處置。

用於性能評估計算的活度清單係基於對廢棄物累積經驗和合理考量，引入該考量以考慮相關的不確定性和未來的意外演變。因此，它並不直接代表運轉廢棄物的預期活度累積，而是用作最終處置設施系統之功能評估基礎。

根據計畫，除役廢棄物將在地下處置場進行處置，與發電廠現場的運轉廢棄物處置場位於同一地點。

4. 安全評估

芬蘭的劑量標準是每年 0.10mSv。

安全評估於 1998 年首次提出，此後獲得相當多的知識和經驗。VLJ 的最新安全評估尚未公開。VLJ 的情節主要有三種類型，參考情節定義為給出一個較高的水準，低於這個水準，自然界中的活度濃度和人類的曝露將保持高度的確定性。現實情節採用較少的保守資料，而擾動演化情節則評估不可能發生的事件和事故的後果。

5. 封閉計畫

處置場的下部於封閉時將用碎石回填。岩石和混凝土筒倉之間的間隙也將用碎石填充，下部用膨潤土混合。隧道和豎井將在地面用混凝土封堵。

● 加拿大布魯斯的深層地質處置場

加拿大安大略省發電公司（OPG）向加拿大放射性廢棄物管理局提交申請，在安大略省金卡丁附近的 Bruce 核電廠建造一個深地質處置場（DGR），用於處理 OPG 的中

低放廢棄物 (LILW)。

1. 位置及地質條件

選擇 Bruce 的地點兩個主要原因是地質條件以及社會接受度。該區域之地質提供多種天然障壁，可安全隔離和控制數萬年及以後的廢棄物。該區域的居民公眾參與積極並已同意，具有社會接受度。該地區係為工業區，40 多年來一直是建築活動和核電設施的所在地。目前處置場地點位於休倫湖東岸的布魯斯核電站，地區相對平坦，布魯斯核電站位於道格拉斯角海角，地勢相對較低，周圍除了休倫湖沒有別的地表水。

現場地質為沉積岩，Bruce 地質年代的整個沉積序列，地質年代從中泥盆世到寒武紀，由近乎水平狀態的層狀石灰岩、白雲岩、葉岩和底部的一些砂岩組成。處置場母岩為泥質石灰岩地層，從非常稀疏的裂縫到未裂縫不等，具有極好的岩石品質，處置場深度約為 680 公尺。

淺層含水層的水質將由直接位於處置場上方的 200 公尺厚的頁岩層保護。該層水文地質隔離淺層供水含水層，並保護其免受深層鹹水系統的影響。深層地下水含鹽量很高，因此沒有作為飲用水來源的潛在性。該地區地震穩定，位於極低地震潛在性的地區。

2. 處置場設計

處置場的設計容量為 200,000 m³ LILW，深度約為 680 m。

由於適宜的地質條件和穩定的環境，與其他處置場相比，處置場的設計結構簡單，建構豎井，並讓岩石建造許多的處置窖，見圖 D-7。處置場未建造任何工程障壁。

在監管機關和公眾對提交的資料進行審查，舉行公開聽證會並頒發場址準備和建造施工執照許可證，該處置場於 2013 年開始建造。

3. 廢棄物包裝和廢棄物量

接受的放射性廢棄物分為固體低放廢棄物和固體中放廢棄物。低放廢棄物包括非燃料廢棄物，其中主要含有短半化期放射性核種（半化期小於或等於 30 年）。LLW 通常包括焚燒爐灰、夯實廢棄物、散裝和桶裝不可加工廢棄物、一些來自二次側反應器流程

系統的低活性離子交換（IX）樹脂和篩檢廢棄物，以及熱交換器、給水管和蒸汽發生器等系統元件。中放廢棄物包括含有大量長半化期放射性核種的非燃料廢棄物，通常包括一次側和慢化劑 IX 樹脂和篩檢廢棄物、受輻射污染部件和反應器燃料通道廢棄物。LLW 在處理搬運和儲存期間通常不需要屏蔽，而 ILW 則需要。



圖 D-7 Bruce 處置場的簡化設計

該廢棄物產生於 1970 年代中期，目前有 100 多種不同類型的廢棄物容器，處置廢棄物包裝符合廢棄物接收標準，有些則需要特別進行廢棄物處理、額外的衰變時間和/或容器過度包裝或屏蔽遮罩。根據現有和預計庫存，估計約 53,000 個廢棄物包件，總處置量約為 200,000 m³，其中 80% 為 LLW。

4. 安全評估

在加拿大，正常演變情況下封閉後的安全標準為 0.3 mSv/年，該處置系統允許未來來自多個來源的潛在曝露，並且大約比加拿大自然背景輻射的個人劑量率低一個數量級。評估正常演變和破壞情節下對非人生物群的潛在輻射影響。該評估涵蓋超過 100 萬年的時間，並考慮廢棄物和包件劣化、氣體生成和積聚、落石、地震以及最終的冰期循環。氣體外釋則考慮了氫和碳-14 核種。

5. 封閉計畫

封閉時，在豎井底部澆築混凝土塊體，然後用一系列材料回填豎井，如膨潤土/砂、

瀝青、混凝土和開挖岩石材料。監管期時間將在 300 年內進行。



行政院原子能委員會
放射性物料管理局

行政院原子能委員會放射性物料管理局

委託研究計畫研究報告

110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性
之安全管制技術研究

子計畫二：低放射性廢棄物處置土壤
及岩體變形區導水特性研析

期末報告(初稿)

計畫編號：110FCMA003

計畫主持人：董家鈞

子計畫二主持人：董家鈞、王士榮

受委託機關(構)：國立中央大學

報告日期：中華民國 110 年 11 月

**110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性
之安全管制技術研究**

**子計畫二：低放射性廢棄物處置土壤
及岩體變形區導水特性研析**

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：董家鈞

子計畫二主持人：董家鈞、王士榮

研究期程：中華民國 110 年 2 月至 110 年 12 月

研究經費：新臺幣 106 萬元(子計畫二經費)

**行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告**

中華民國 110 年 11 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

中文摘要

岩體中的水通常透過連通的裂隙進行流動，對於放射性廢棄物地質處置而言，這些連通的裂隙特徵化相當重要。本計畫於過去的研究中，重點針對裂隙密度較低且主要做為廢棄物處置之裂隙岩體進行較多的研究。然而，對於坑道處置而言，具有較高地下水流動特性的變形區，核種有較大的機會透過這些變形區傳輸至地表，我國是否有能力特徵化這些變形區，以及如何決定變形區是一個重要的課題。爰此，本研究「低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析」，主要針對變形區之導水特性進行研究。本研究首先介紹估算中尺度岩石裂隙特性之現地量測方法，並且以法國 Coaraze 實驗室以及法國南部的 Tournemire 地下實驗室(URL)進行量測方法應用的說明作討論。接著，將重點針對變形區之導水特性的議題，探討較淺層之未固結沉積層，其水力特性受斷層剪切造成的影響。最後，透過日本西南部三重縣中央構造線(MTL)以及室內試驗為例，進一步針對岩體內變形區之核心區及破裂損傷區進行導水特性的研究。研究結果顯示，Guglielmi 等人所提出之 HPPP 和 SIMFIP 設備皆可有效的量測得到變形區破裂面之水力-力學參數。其中，SIMFIP 設備還可被運用到斷層受地震誘發剪切位移的試驗。未固結沉積層受斷層影響之水力特性研究方面，斷層核心因為受剪位移面黏土塗抹及顆粒(砂、泥...等)的優勢方向性，使沿著斷層平面之水力傳導係數較垂直於斷層方向高。岩體變形區導水特性的研究範例中，MTL 兩側存在非常不同的導水特性構造，北側高度非均質的導水結構主要受控於岩體破裂、成礦和再破裂程度所影響。南側受粉碎作用和變質黏土產生使滲透率有系統性地朝向中央滑移區方向下降，中央滑移帶受壓碎作用、剪切壓實作用和黏土形成的相互作用產生非常低之滲透率。最後，室內試驗結果顯示，透過人造斷層之室內試驗結果顯示，可順利掌握實際斷層水力特徵之異質性與異向性。

Abstract

The flow in the rock mass usually flows through connected fractures. In the past research, we conducted research on rock masses with low fracture density. However, for the disposal of low-level radioactive waste in tunnels, radionuclides may be transported to the surface through the deformation zone via groundwater flow. Characterizing the deformation zone and determining the deformation zone is an important issue. In this context, the "Research on Water Conduction Characteristics of Soil and Rock Mass Deformation Zones for Low-level Radioactive Waste Disposal" on the water conduction characteristics of the deformation zone is proposed. The results of this research are as follows. HPPP and SIMFIP equipments (Guglielmi et al., 2008; 2014; 2015) can measure the hydraulic-mechanical parameters of fractures in situ. Regarding the hydraulic characteristics of the deformation zone of the unconsolidated sedimentary layer, the fault core has a higher hydraulic conductivity along the fault plane than perpendicular to the fault core due to the clay smearing on the shear displacement surface and the directionality of the particles (sand, mud, etc.). The results of the hydraulic conductivity of the rock mass in the deformation zone show that the hydraulic conductivity structures are very different on the north and south sides of the MTL. The highly heterogeneous hydraulic structure on the north side of MTL is controlled by the density of rock fracture, mineralization and re-fracture. The crushing and metamorphic clay on the south side of the MTL caused the permeability to decrease systematically towards the central slip zone. The central slip zone formed by the interaction of crushing, shear-enhanced compaction and clay formation results in very low permeability. Finally, laboratory test results show that the hydraulic characteristics of artificial fault simulation can grasp the heterogeneity and anisotropy of actual faults.

目錄

中文摘要	1
Abstract	3
目錄	5
圖目錄	7
表目錄	11
第一章 前言	13
第二章 岩體裂隙水力-力學耦合現地量測方法研析	16
2.1 高壓脈衝式孔彈性裂隙水力-力學特性量測設備(HPPP).....	16
2.2 用於現地裂隙特性的逐步注入法(SIMFIP).....	21
2.2.1 設備介紹	22
2.2.2 測試程序	25
2.2.3 實際案例	28
2.3 討論	35
第三章 未固結沉積層內構造變形區導水特性研析	38
3.1 未固結沉積層之變形區地質構造	38
3.2 斷層帶之水文地質模型	40
3.3 實際案例分析	42
3.3.1 研究區域	42
3.3.2 研究方法	43
3.3.3 現地量測	44
3.3.4 資料分析	46

3.4 討論	51
第四章 岩體變形區內破裂損傷區之導水特性研析	54
4.1 典型的斷層帶構造	54
4.2 斷層帶構造及滲透性之概念模型	55
4.2 斷層核心及破裂損傷區之滲透性發展	58
4.3 案例分析	60
4.3.1 研究範圍內之 MTL 背景資料	61
4.3.2 滲透率測量	66
4.3.3 斷層岩滲透率	69
4.3.4 MTL 斷層區之滲透特性總整	71
第五章 岩體變形區內核心區之導水特性研析	75
5.1 室內試驗之滲透率	75
5.1.1 實驗裝置	76
5.1.2 斷層滑動對滲透率異向性的影響	77
5.2 斷層核心的水力特性及其對流體流動的影響	78
第六章 結論及建議	81
6.1 結論	81
6.2 審查要項建議	83
參考文獻	85

圖目錄

圖 2.1 (a)HPPP 探測器，包含 1、上下封塞器(packers)； 2、延伸固定器(extended anchors)； 3、位移感測器(displacement sensor)； 4、閘門(valve)；以及 5、壓力感測器(pressure sensors)； (b)HPPP 設備現地架設示意圖(Guglielmi 等人，2008).....	18
圖 2.2 (a)同一破裂位置注入不同大小的脈衝的示例；(b) 初始 HPPP 測試之壓力-位移的環形曲線；(c)破裂面特性對曲線的影響；(d)圍岩體積對曲線的影響；以及(e)流體性質對曲線的影響(Guglielmi 等人，2008).....	19
圖 2.3 比較現地量測之破裂面特性(HPPP 測試)和室內試驗之結果。(a)建立現地 HPPP 測試； (b)HPPP 測試的位置； (c)室內水力-力學試驗； (d)正向勁度與水力內寬之關係圖 (Guglielmi 等人，2008).....	20
圖 2.4 (a) SIMFIP 測試設備設置；(b) SIMFIP 井下探測器組件(改自 Guglielmi 等人，2014).	23
圖 2.5 三維變形單元示意圖。不同顏色的鋼管會依據鑽井壁上因破裂產生的位移發生相對運動而進行不同的變形(Guglielmi 等人，2014).....	25
圖 2.6 (a) SIMFIP 測試於注水期間施加的壓力脈衝和步驟； (b)壓力與流速的關係(於不同壓力穩定狀態時取點)；(c) 注水開始時，最初待測破裂面之開口；(d) 最大壓力注入時的破裂面活化(Guglielmi 等人，2014).....	27
圖 2.7 (a)Tournemire 地下實驗室內橫切過待測斷層帶和試驗位置；(b) SIMFIP 於注水井的分布(注水間隔以藍色顯示，紅色區域為 SIMFIP 探針之位移感測器固定器位置)；(c)斷層平面的立體投影圖和主應力；(d) 待測區間岩心表面的 CT 掃描圖(展開圖為 0°-360°)。紅色方框為位移感測器的固定區域，黑色條紋為採樣區域相對應的空隙；(e)主斷層平面的視角(圖 2.7(d)中用箭頭處)(Guglielmi 等人，2015)	30
圖 2.8 (上圖)壓力和流量相對時間的變化；以及(下圖)斷層位移(U_x , U_y , U_z)隨時間的變化(壓力刻度為 1 刻度 0.2 MPa) (Guglielmi 等人，2015).....	32
圖 2.9 (a)數值模型的幾何和邊界條件；(b) 模型中 O 點模擬施加的壓力變化(Guglielmi 等人，2015)	33
圖 2.10 (上圖)流量和(下圖)位移的最佳擬合數值解(Guglielmi 等人，2015)	35
圖 3.1 乾淨砂的變形機制隨孔隙率和深度的變化而變化(Fulljames 等人，1997).....	40
圖 3.2 斷層帶模型的廣義橫截面、顯示斷層核心、破裂損傷區和原生岩(Heynekamp 等人，1999)	41

圖 3.3	RVRS 構造的地理位置，包含地塊、斷層和野外作業位置，圖中各地塊分別為 Campine Block(CB)、Roer Valley Graben(RVG)、Peel Block (PB)、Venlo Block(VB)、Erft Block(EB) (Bense 等人，2003).....	42
圖 3.4	針對 Geleen 斷層研究開挖槽溝的岩心箱 B0、B1 和 B2 的採樣位置概述(有關 A 至 D 單元的描述如表 3.1) (Bense 等人，2003).....	45
圖 3.5	岩心箱和岩芯柱狀樣本採樣期間，Geleen 斷層的槽溝壁(Bense 等人，2003).....	46
圖 3.6	透過室內試驗及圖像分析估算之水力傳導係數，圖中之曲線為岩芯柱狀樣本透過室內試驗得到之 K 值的趨勢線(Bense 等人，2003).....	47
圖 3.7	採樣視窗的大小，視窗大小約為 125 ×125 像素時，視窗內的孔隙率平均值會趨於穩定。因此，使用該視窗大小進行圖像分析(Bense 等人，2003).....	47
圖 3.8	(a)–(i) 樣本 B1、B2 和 B3 的孔隙率(ϕ)、比表面積(S_{sp})和水力傳導係數(K)的空間分布 (Bense 等人，2003).....	50
圖 3.9	B1 樣本的薄片顯示顆粒間鐵氧化物的沉積(Bense 等人，2003).....	50
圖 3.10	B1 樣本一部分薄片的詳細圖像，圖中顯示大約 1 cm 寬度沿著狹窄滑動面的顆粒流 (Bense 等人，2003).....	51
圖 4.1	去除母岩後的斷層帶概念模型 (Caine 等人，1996).....	55
圖 4.2	斷層相關流體流動的概念圖(Caine 等人，1996).....	56
圖 4.3	斷層帶構造和滲透性之關係圖。A 東格陵蘭島 Traill Ø 「Fault 6」獲得的資料，其中，圓點代表富含石英的岩性；方點代表富含黏土的岩性；B 不同地質環境下的斷層資料 (Caine 等人，1996).....	58
圖 4.4	典型的斷層帶結構。(a)單一高應變斷層核心區被破裂損傷區包圍；(b)多核心區模型 (Faulkner 等人，2010).....	59
圖 4.5	斷層帶的一些物理性質與其結構(破裂損傷區和斷層核心)有關。(a)單個斷層核心和(b)多個斷層核心，這說明了特徵化結果的複雜性(Faulkner 等人，2010).....	60
圖 4.6	(a)日本西南部的中央構造線(MTL)和相鄰構造單元。ISTL(Itoigawa–Shizuoka Tectonic Line)為絲魚川-靜岡構造線；(b)位於三重縣西側月出(Tsukide)露頭附近的中央構造線地質圖，包括中央構造線周圍變形構造資料，以及下半球等面積立體投影(Wibberley & Shimamoto，2003).....	63
圖 4.7	圖 4.6 中與中央構造線連接之月出(Tsukide)露頭的草圖。該草圖視角大致水平向東。特寫圖顯示一個採樣點的特寫草圖，標有 6a、6b 等的圓圈，表示採樣點在斷層帶中的相	

	對位置。箭尾(十字)和箭頭(點)分別代表斷層岩運動遠離觀察者和朝向觀察者的運動的分量，以及包含下半球等面積立體投影(Wibberley & Shimamoto，2003).....	64
圖 4.8	圖 4.7 中之上半部初露的中央構造線露頭圖，圖中顯示斷層岩類型的分布和斷層中的中央滑移帶。特寫圖為中央滑移區及其周圍的採樣點，採樣點以圓圈表示，以及下半球等面積立體投影。立體投影圖 A 和 C 為中央滑動區及其周圍的構造，B 為葉狀碎裂岩，D 為富含層狀矽酸鹽的糜嶺岩，E 為領家岩區之糜嶺岩，F、G 和 H 分別代表離中心滑移帶 0-50 cm、0.5-5 m 和 6.5-14 m 的葉狀斷層泥構造。G 中的數字表示距 Riedel 剪切帶中心的距離(mm) (Wibberley & Shimamoto，2003).....	65
圖 4.9	MTL 月出露頭於不同採樣點採樣之斷層泥，其微碎屑的粒度分布(Wibberley & Shimamoto，2003).....	66
圖 4.10	用於測量滲透率的高溫高壓變形和流體流動氣體裝置(Wibberley & Shimamoto，2003).....	67
圖 4.11	孔隙壓力為 20 MPa 時，葉狀斷層泥樣本(A3b) 進行壓力循環量測，氣體滲透率的變化(Wibberley & Shimamoto，2003).....	70
圖 4.12	室溫下孔隙壓力為 20 MPa 時，MTL 斷層岩和母岩樣本第一次壓力循環的滲透率資料。 (a)領家(北)側樣本：(i)除了膠結葉狀碎裂岩之外的所有領家岩區衍生的斷層岩；(ii)糜嶺岩樣本和膠結葉狀碎裂岩；(b)三波川(南)側樣本：(i)葉狀斷層泥、圓齒狀斷層泥和小斷層斷層泥；(ii)中央滑移帶斷層泥和三波川片岩(Wibberley & Shimamoto，2003).....	71
圖 4.13	MTL 滲透性構造主要元素草圖(a)構造區概要；(b)不同圍壓之滲透率資料分布(Wibberley & Shimamoto，2003).....	73
圖 4.14	中央構造線破裂帶及其周圍淺地殼中流體流動行為的總結模型。請注意，中央部分在比例上被誇大了(Wibberley & Shimamoto，2003).....	73
圖 5.1	旋轉剪力變形儀器的剖示圖。帶有人造斷層泥的實驗性斷層位於上下固定環之間。垂直和平行於斷層的流體滲透率分別用可滲透和不可滲透的固定環固定並進行測量。(a)和(b)中顯示用於滲透率測量的流動方向(箭頭)、面積(A)、路徑長度(L)以及入口和出口孔隙壓力(P_{f1} 和 P_{f2})(Zhang 等人，1999)	77
圖 5.2	剪力滑動對滲透率之關係圖(Zhang 等人，1999).....	78

表目錄

表 2.1 數值模型中最佳擬合的模型參數(Guglielmi 等人，2015).....	34
表 3.1 Table 1 Geleen 斷層上槽溝可見的單元的沉積學特徵總結(Bense 等人，2003).....	45
表 3.2 B1、B2 和 B3 樣本之孔隙率、體積比表面積以水力傳導係數(Bense 等人，2003) ...	48
表 4.1 Wibberley & Shimamoto(2003) 研究中所有斷層岩的室內滲透率資料匯整(節自 Wibberley & Shimamoto，2003).....	68

第一章 前言

鑑於我國能源政策之推動以及仍有許多產生低放射性廢棄物之單位，放射性廢棄物處置為我國必須妥善處理之議題，經濟部依據「低放射性廢棄物最終處置設施場址設置條例」之規定，公告二處建議候選場址，做為處置單位之台電公司持續針對兩處建議候選場址，透過國際間之處置技術與發展提升各項處置技術。同時，放射性廢棄物安全管制機關亦需同步提升審驗技術能力及精進適合我國處置環境之技術規範，強化低放射性廢棄物處置的安全管制。爰此，本年度「110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性之安全管制技術研究」，協助管制單位進行相關技術及規範精進，針對低放射性廢棄物處置設施安全管制要項進行研究，探討處置場封閉後之管制及安全要項。另外，透過處置場址之土壤及岩體變形區導水特性，以及場址現地應力量測影響因子兩個與場址特性相關之關鍵議題進行研究，持續針對低放射性廢棄物坑道處置技術進行精進。而本計畫(子計畫二)「低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析」，將針對低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性，蒐整並研析有關中、大尺度裂隙相關文獻。透過本計畫之研究成果，以及前期針對場址特性之各項關鍵議題探討，協助管制單位精進低放射性廢棄物坑道處置攸關場址特性之審查技術及能力。

針對我國低放射性廢棄物處置與場址特性相關之研究議題，本計畫自 102 年度至 105 年之重點，針對「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第 0 版)」修訂草案有關場址特性的議題進行研究，包含 102 年度物管局計畫「低放射性廢棄物處置場址特性與設施設計審查規範精進之研究」(原能會物管局，2013)，提供審查導則場址及設施設計相關條文之修訂方向建議；103 年度物管局計畫「低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究」(原能會物管局，2014)，針對審查導則場址相關條文，提出「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第 0 版)之場址特性修訂草案」，並於 104 年度物管局計畫「低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究」(原能會物管局，2015)，進行場址之特性描述審查規範精進進行研究。接著 105 年度至 108 年度開始，執行低放射性廢棄物坑道處置之四年期計畫，計畫重點著重於低放射性廢棄物坑道處置之場址特性研究，包含 105 年度物管局計畫「低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術建立之資訊研析」(原能會物管局，2016)，彙整國外放射性廢棄物坑道處置設施安全評估審查技術；106 年度「低放射性廢棄物坑道處置場址特

性審驗技術之關鍵課題研究」(原能會物管局, 2017), 針對場址初始狀態定量化, 以及力學-水力耦合量化資訊之不確定性進行深入探討; 107 年度提出「低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術驗證評估研究」(原能會物管局, 2018), 研究重點包含研析國際間坑道處置攸關水力-力學耦合流場分析之相關技術文獻, 並進一步建立近場流場分析之平行驗證技術。另外, 主導共同研讀 NUREG-2175 技術報告(NRC, 2015), 並提出 NUREG-2175 技術報告之重點, 探討與國內處置環境之差異; 四年期計畫最後一年「低放射性廢棄物近岸坑道處置之場址參數驗證技術研究」(原能會物管局, 2019), 以台電公司「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」為審驗對象, 透過岩盤裂隙之重要參數對場址於不同深度進行計算及評估, 並探討各項參數之不確定性。透過四年期之計畫執行, 協助修訂「低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則」, 並提供一個可公告之建議修訂版本。

自 109 年開始, 為因應我國低放射性廢棄物處置選址作業不順遂而需規劃集中貯存之應變方案, 提出低放射性廢棄物處置之安全管制相關研究, 探討我國目前現狀並提出相關建議。除此之外, 為提供我國管制單位針對低放射性廢棄物處置審查技術持續精進之能量, 本計畫於 109 年度提出「低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析」(原能會物管局, 2020), 透過研析國際間一些有關裂隙特性相關之技術報告, 探討在進行模擬前, 針對現地所蒐集之資料進行校正, 模型中可能遭遇之可變性及不確定性, 以及實際分析運用到 Laxemar 和 Forsmark 兩處處置場址之離散破裂網路之建模方法, 逐步釐清透過現地量測資料如何判定其裂隙特性, 並進行裂隙之相關建模作業, 期能進一步釐清裂隙相關之課題。

本年度計畫(子計畫二)「低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區導水特性研析」, 針對低放射性廢棄物處置土壤及岩體變形區之導水特性, 蒐整有關中、大尺度裂隙相關文獻。首先, 針對中尺度岩石裂隙特性之現地量測方法及其應用進行研析, 透過蒐集並整理 Guglielmi 等人(2008; 2014; 2015)一系列之研究, 了解現地水力-力學相關場址特性參數之量測方法, 未來在進行場址特徵化時, 可提供現地量測之建議。再者, 將重點著重於變形區之導水特性, 對於淺層未固結沉積層因受到斷層剪切作用影響後, 探討其對水力特性的影響。再者透過 Wibberle & Shimamoto (2003)之研究中, 對於日本西南三重縣中央構造線(MTL)之案例, 以及室內試驗對於不同岩性進行剪力滑移實驗, 探討岩體之變形區及破裂損傷區之導水特性。透過上述之研究, 針對現地量測技術以及中、大尺度之裂隙有更進一步的了解, 使低放射性廢

棄物坑道處置攸關場址特性之技術更完備，並提供管制單位相關技術之參考。

本研究之章節編排共分為六個章節，第一章為前言，說明本計畫之研究目的、概要以及與本計畫相關之過去研究成果回顧，使讀者能快速的了解本計畫之研究內容及前期之成果；第二章針對中尺度岩石裂隙特性之現地量測方法及其應用進行研析；第三章將重點著重於變形區之導水特性，對於淺層未固結沉積層因受到斷層剪切影響後，探討其對水力特性的影響；第四章及第五章透過日本西南三重縣中央構造線之案例，以及透過不同岩性樣本進行剪力滑移對於導水特性的影響之室內試驗，探討岩體之變形區之核心區及破裂損傷區之導水特性；最後，第六章提出本計畫之研究成果及審查要項建議。

第二章 岩體裂隙水力-力學耦合現地量測方法研析

裂隙岩體中，不連續破裂面之間的複雜相互作用為裂隙岩體的水力特性產生潛在不穩定性。此議題在許多大地工程(例如：採礦和邊坡穩定，由於水進入隧道引起的陷落等)和儲水層(或儲油、氣層)而言至關重要，而對於低放射性廢棄物坑道處置而言，這些存在於岩體中之裂隙亦是攸關處置是否安全之重要關鍵因素之一。然而，上述工作所需之分析和監測都需要透過能實際反應場址特性之現地資料支持。前人的研究中，已經提出了一些標準來確定天然岩石節理的力學特性和強度(Barton & Choubey, 1977; Saeb & Amadei, 1992; Amadei 等人, 1998)。其中，Barton 的節理粗糙度係數(*JRC*)和節理抗壓強度(*JCS*)，是公認使用於室內試驗和現地量測進行量化岩體裂隙之參數。然而，該方法依賴於無限制條件下的節理特性的估計，而無法反映不均勻的應力狀態下的現地條件。另外，用於流體力學分析所需參數的現地野外技術也是一個關鍵議題。因此，本章將蒐整 Guglielmi 提出的有關現地水力-力學耦合現地量測方法，包含 2.1 節「高壓脈衝式孔彈性裂隙水力-力學特性量測設備(the High-Pulse Poroelasticity Protocol, HPPP)」、2.2 節「用於現地裂隙特性的逐步注入法(Step-rate Injection Method for Fracture In-situ Properties, SIMFIP)」，以及 2.3 節針對這兩個方法進行討論。

2.1 高壓脈衝式孔彈性裂隙水力-力學特性量測設備(HPPP)

Guglielmi 等人(2008)的研究中，提出了一種地球物理方法，透過鑽井進行壓力/變形耦合測量，現場定量裂隙的水力和力學特性(水力內寬和勁度)。此方法稱為「高壓脈衝式孔彈性裂隙水力-力學特性量測設備(the High-Pulse Poroelasticity Protocol, HPPP)」，此方法依賴一種探測器，透過探測器可以進行高精度的水力-力學脈衝試驗，進行現地裂隙的特性評估。以下針對該設備之設備介紹、操作方法、水力-力學參數之估算，以及透過 Guglielmi 等人(2008)之實際運用案例進行說明。

1.設備介紹

「高壓脈衝式孔彈性裂隙水力-力學特性量測設備(HPPP)」，是一種透過鑽井內岩體的水力-力學變形，進行寬頻(broadband)地球物理監測。鑽井內之待測破裂面透過兩個充氣式的封塞器將破裂面上下兩側封阻，形成一長度約 0.4 至 3 m 之噴射室(injection chamber)，並透過可控的訊號源，即對鑽井中的噴射室進行快速(即幾秒鐘)水力壓力脈衝。噴射室內，使用光纖感測器進行訊號接收，可以同時監控流體壓力的變化(± 1 kPa)和垂直於被測破裂面壁的位移($\pm 10^{-7}$ m)。位移感測器位於受測破裂面兩側，並由兩個延伸固定器固定在井壁上(圖 2.1(a))。固定感測器後，氣動裝置可將上部固定器從下部固定器中釋放，因此這些固定器彼此獨立，並可進一步執行脈衝測試。位移感測器可以測量固定器的相對位移，當破裂面中的壓力增加時，固定器的位移與被測破裂面壁的位移相對應(圖 2.1(a))。壓力和正向位移訊號均以大約 120 Hz 的高頻進行採樣，光學訊號透過光纖電纜傳輸到地表的干涉儀並轉換成物理量，並使用 Butterworth 高通和低通遞迴濾波器(recursive filters)對原始數據進行濾波。

2.操作方法

使用容積式水泵(volumetric water pump)將噴射室中的流體壓力增加到所需的壓力脈衝幅度，使壓力從 10 kPa 增加到 120 kPa，壓力需低於破裂面應力的周圍狀態以防止水力破裂。噴射室連接到閘門，該閘門通向用於執行壓力脈衝的上部容積。首先在閘門上部容積增加流體壓力，接著將閘門打開，允許水進入噴射室啟動一個脈衝。壓力首先在填充區增加，然後由於流體流入破裂面和岩石而壓力開始降低。一個脈衝測試持續時間約為 10 到 20 秒。逐漸增加至少三到四個壓力脈衝到破裂面上。對於每個量級，測試至少重複 3 次，以現地特徵化壓力/正向位移測量變化的可重複性。

以 Coaraze 場址 80° 傾角斷層上的現地量測為例(Guglielmi 等人，2008)，其現場設備的設置如圖 2.1(b)所示。量測結果如圖 2.2，所得的正向位移與壓力的關係曲線顯示其特徵，其中壓力增加和減少的路徑不同。圖 2.2(a)、(b)中的每個迴圈對應於一次脈衝。不同的迴圈大小與噴射壓力大小不同有關。對於低於 30 kPa 的壓力，迴圈相對較小，表示脈衝壓力的上升和下降較接近。隨著壓力大小從 30 kPa 逐漸增加到 80 kPa，迴圈越來越

大，上升部分越來越非線性。Cappa 等人(2006)透過數值模型，分析噴射室中施加壓力脈衝時破裂面的瞬態多孔彈性響應。結果顯示，曲線的初始上升部分高度取決於所測試破裂面的滲透率、正向勁度、靠近破裂面壁的完整岩石勁度以及流體狀態和特性(圖 2.2(c)、(d)、(e))。例如，滲透率降低 10 倍或正向勁度提高 2 倍，分別會導致曲線斜率降低 50% 和 25%(圖 2.2(c))。

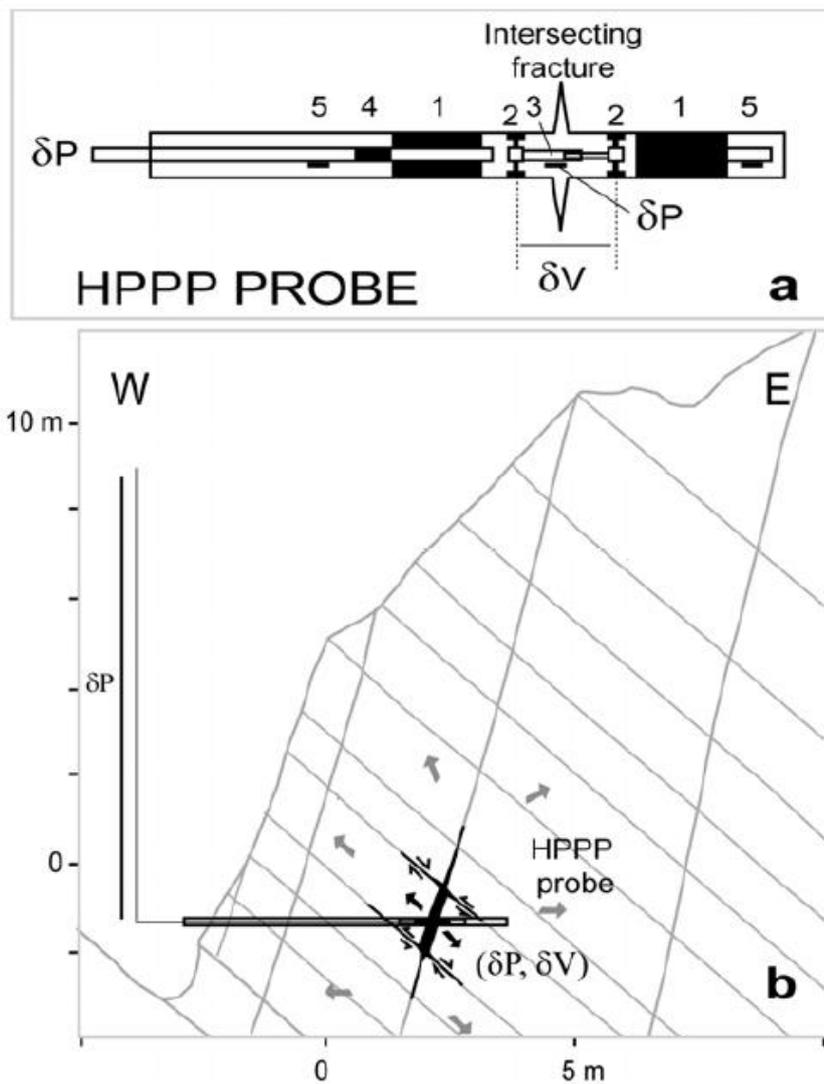


圖 2.1 (a)HPPP 探測器，包含 1、上下封塞器(packers)； 2、延伸固定器(extended anchors)； 3、位移感測器(displacement sensor)； 4、閥門(valve)；以及 5、壓力感測器(pressure sensors)；(b)HPPP 設備現地架設示意圖(Guglielmi 等人，2008)

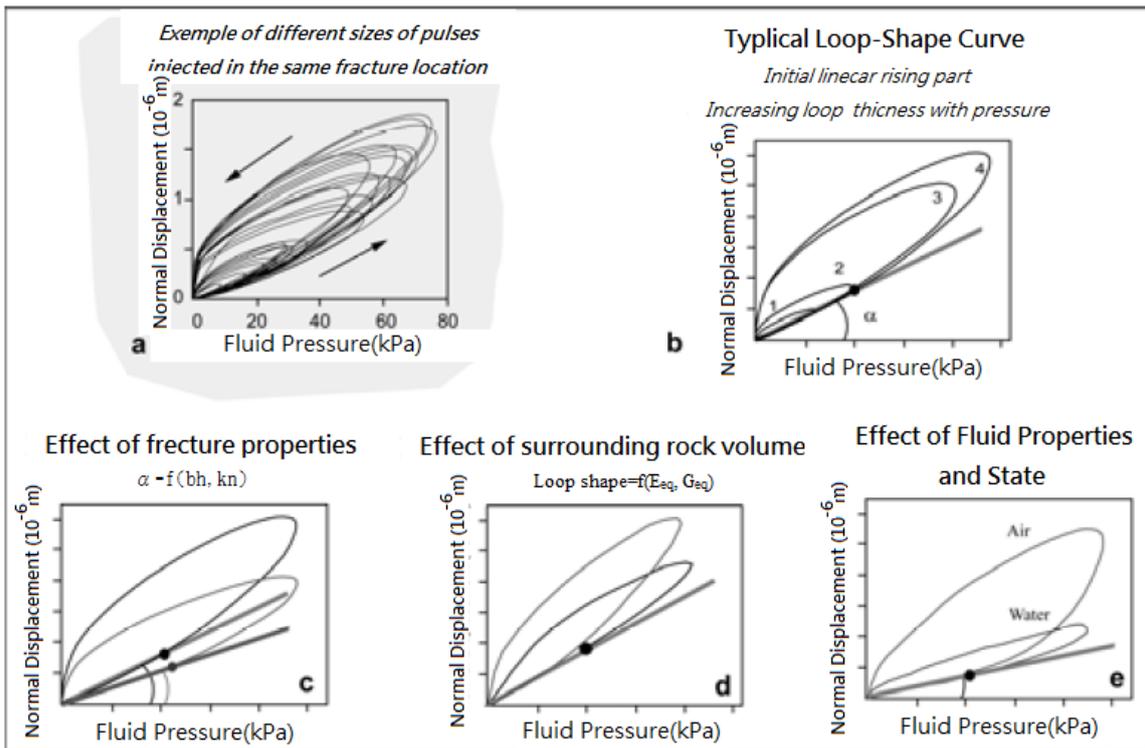


圖 2.2 (a)同一破裂位置注入不同大小的脈衝的示例；(b) 初始 HPPPP 測試之壓力-位移的環形曲線；(c)破裂面特性對曲線的影響；(d)圍岩體積對曲線的影響；以及(e)流體性質對曲線的影響(Guglielmi 等人，2008)

3. 節理水力-力學特性估算

HPPPP 設備用於現地估計節理水力-力學特性之步驟如下：

- (1) 使用不考慮耦合流體力學效應的傳統方法(Cooper 等人，1967)，透過低幅度壓力脈衝計算破裂面之水力傳導係數(hydraulic conductivity)。如果進一步透過立方定律將破裂面之導水係數(transmissivity)推導出水力內寬(b_h)，其值為 HPPPP 設備進行試驗時測得正向位移大小(δu_n)的 100 倍，則可驗證設備的準確性。
- (2) 正向勁度(normal stiffness)(Pa / m)是透過不同壓力量級之環狀曲線的升壓部分，其曲線之斜率明顯差異處與原點相交的直線斜率的倒數。
- (3) 環狀曲線的降壓部分與其他已完成之研究場址進行比對，進一步估計裂隙環境的特性。

4. 實際案例

Guglielmi 等人(2008)以 Coaraze 場址進行設備操作，首先於直徑為 0.07 m 之鑽孔中進行了 9 個 HPPP 測試，分別為 5 個斷層(編號 1 至編號 5)和 4 個層理面(編號 6 至編號 9)，如圖 2.3(a)、(b)所示。為了比較現地量測和室內試驗所得到之破裂面特性，針對編號 4 之斷層和編號 9 層理面進行了室內試驗(圖 2.3(c))。9 個 HPPP 測試的結果(圖 2.3(d))顯示出破裂面特性的高變異性，勁度值為 1.4×10^9 Pa / m 至 200×10^9 Pa / m，水力內寬為 3.3×10^{-5} m 至 5.3×10^{-4} m。

斷層與層理面平均正向勁度之間大約相差 10 倍，分別為 19×10^9 和 115×10^9 Pa / m，水力內寬相差 4 倍，為 2.8×10^{-4} 和 0.6×10^{-4} m。更詳細的觀察，同一破裂面內的特性差異很大。例如，位於同一斷層的編號 1 和編號 3 的勁度相差約 10 倍，而水力內寬的相差約 25 倍。同一斷層上相距 1 m 的編號 4 和編號 5 的勁度和水力內寬皆有 2 倍的變化。位於同一層理面上的點編號 8、編號 7 和編號 6 顯示水力內寬逐漸增大 3 倍，而勁度減小 2 倍。

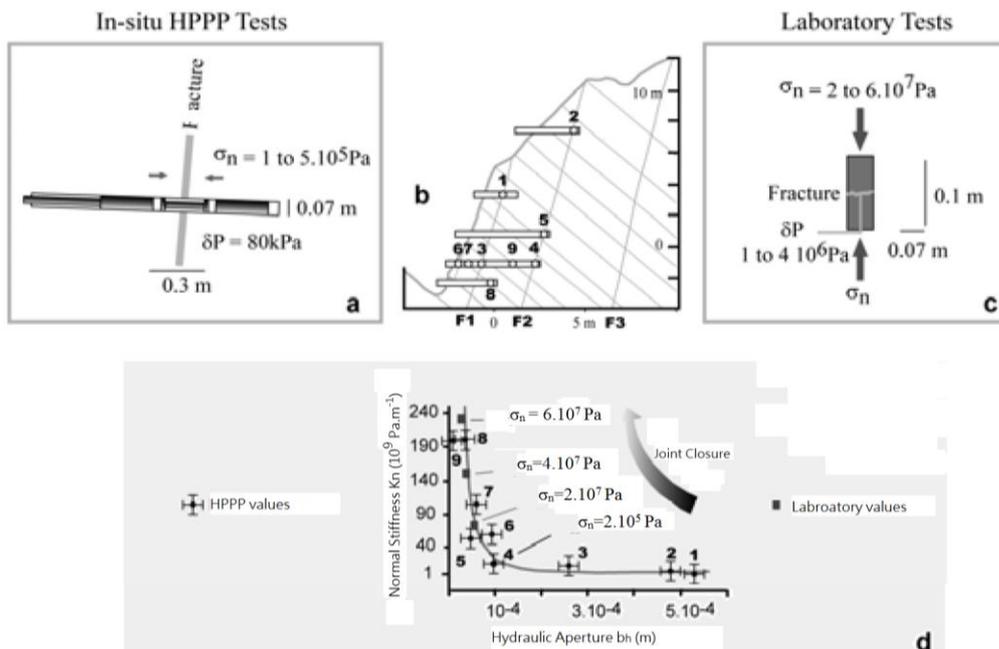


圖 2.3 比較現地量測之破裂面特性(HPPP 測試)和室內試驗之結果。(a)建立現地 HPPP 測試；(b)HPPP 測試的位置；(c)室內水力-力學試驗；(d)正向勁度與水力內寬之關係圖(Guglielmi 等人，2008)

破裂面的正向勁度與水力內寬之間存在高度非線性相關性，這與雙曲線函數相符(圖 2.3(d))。這種關聯性既是斷層和層理面之間明顯的特性對比，又是給定破裂面類型內性質高度變化的結果。實驗室值與雙曲線的低力學內寬和高勁度部分非常匹配。由於有幾個參數會影響給定破裂面的水力內寬(即力學內寬、粗糙度和曲折度(tortuosity))，因此很難為這種破裂面的高水力內寬(b_h)做出簡單的解釋。

淺層破裂面在特殊的情況下，一些幾乎與地形坡度方向和與傾角平行的破裂面(Coaraze 場址中為垂直斷層的情況)，因受到較低的壓力而打開。假設這些破裂面的曲折度低，且粗糙度比開口寬小。在這類的情況下，破裂面的兩壁之間因減壓使接觸面積變小，因此相對有較低的破裂面勁度以及較大的水力內寬。這種機制可以解釋位於 F1 斷層中待測區間編號 3 到編號 1 的變化，正向勁度降低 10 倍，滲透率提高 ~~1020~~ 倍，F2 斷層中編號 4、編號 5 至編號 2，正向勁度降低了 2.4 倍，滲透率提高了 100 倍(圖 2.3(d))。編號 1 和編號 2 位於斷層的較淺部，減壓造成勁度降低和滲透率提高的現象比編號 3、編號 4 和編號 5 更強烈。另一方面，受減壓作用影響較小且承受較高應力的層理面之開口寬比斷層更封閉，因此，層理面有較高的正向勁度和較低的滲透率。

2.2 用於現地裂隙特性的逐步注入法(SIMFIP)

有關 SIMFIP 設備(Wang 等人，2010)，低噪音地下實驗所(Laboratoire Souterrain à Bas Bruit, LSBB)主持由法國國家研究總署(Agence Nationale de la Recherche, ANR)資助的重大國家研究計畫。該計畫中之 HPPP-CO₂ 計畫透過 HPPP 設備用於儲層中注入 CO₂ 進行地球物理監測，並專注於碳酸鹽岩的流體力學試驗。並於 2009 年開始，該實驗所透過美國深層地下科學與工程實驗室(Deep Underground Science and Engineering Laboratory, DUSEL)與勞倫斯伯克利國家實驗室(Lawrence Berkeley National Laboratory, LBNL)地球科學部三方建立之合作平台針對許多議題進行學術研討會，其中針對 HPPP 之研究計畫定期舉辦數次研討會議，討論議題包含 HPPP 設備安裝於鑽井中的感測器的設計、現地試驗的配置、建模，以及試驗結果的解釋進行交流，因此逐步發展出 SIMFIP 設備。本節將針對 SIMFIP 進行設備之介紹、操作流程以及實際案例進行文獻之研析及彙整(Guglielmi 等人，2014；2015)。

2.2.1 設備介紹

SIMFIP 設備包含進行測試和取得數據的地面設備以及一組偵測器。所有的井下設備都使用光纖感測器，該感測器具有特定波長的光反射(充氣式封塞器之間安裝光纖布拉格光柵，如圖 2.4(a)中的紅色部分)，因此不需要井下電源。

1. 地表設備

- (1) 帶有捲揚機的三腳架或鑽探機；
- (2) 三個不同的水力泵浦；
 - (a) 提供油壓到變形感測器的固定裝置(該泵浦必須透過伺服控制，以在測試過程中自動保持恆定的固定壓力)；
 - (b) 為橡膠封塞器充氣；
 - (c) 用於測試的水壓(配備高精度流量計)。
- (3) 具有多頻道記錄設備介面讀取多個測試參數(流體壓力和溫度、岩石變形、流速)，也可與震波收錄系統進行同步接收。

2. 井下設備：SIMFIP 探測器

- (1) 跨越式封塞器(Straddle packer)

鑽井中之待測區間透過兩個可充氣的橡膠封塞器完成密封，且間距至少為鑽孔直徑的六倍。兩個封塞器透過機械驅動和水力方式進行設置，以形成一個稱為跨越式封塞器的單元。

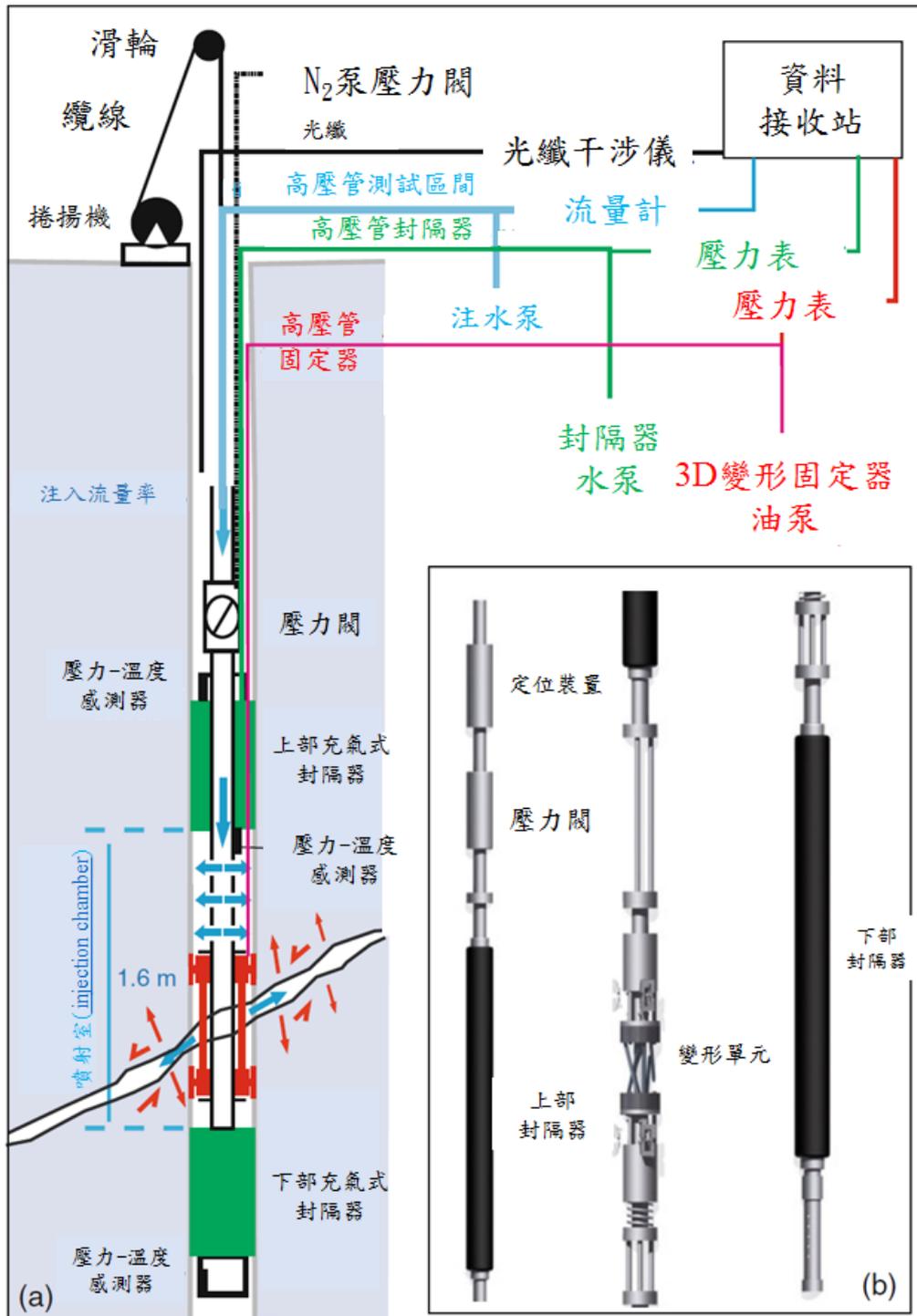


圖2.4 (a) SIMFIP測試設備設置；(b) SIMFIP井下探測器組件(改自Guglielmi等人，2014)

(2) 三維變形單元

為了紀錄破裂面的三維變形，鑽孔伸長計(extensometer)必須沿兩個封塞器的軸線置中架設(圖 2.5)。兩個不可變形的鋼環透過水力放置鍵(hydraulically placed keys)連接到鑽井壁上，並於精密的接觸區域上運作。九根由可變形鋼製成的小直徑管以不同的傾斜方向連接兩個鋼環。九根鋼管和兩個鋼環彼此附接以形成三維變形測量單元。當變形測量單元被放置到鑽井中待測破裂面時，鋼環將被固定到破裂面的兩側，並且可以於跨越式封塞器系統中自由移動。破裂面的壁面相對運動，引起兩個鋼環相對的位移，並使連接鋼管變形。鋼管的變形依據兩破裂面壁面相對的三維運動的而變形。再者，使用光纖布拉格光柵捕獲鋼管的變形，光柵固定在每個鋼管上，並透過感測器捕獲的光柵訊號傳遞到地表採集系統。

(3) 壓力和溫度測量

安裝壓力感測器以獨立監控待測區間以及跨越式封塞器系統上方和下方的壓力變化，透過壓力感測器可監控在該待測區間內累積的注入壓力，以及鑽井中由於破裂面引起的滲漏。壓力感測器必須可承受較高的壓力範圍且精確紀錄，使其可記錄較小的破裂面壓力變化。另外，該感測器還包含了溫度感測裝置，控制和監控測試期間的溫度變化。壓力和溫度測量資料皆可透過光纖進行傳輸。

(4) 定向工具

定向工具裝置於跨越式封塞器系統上，此定向工具可以是磁力式、陀螺儀式或電子成像系統。當使用電子成像系統時，可提供初始的鑽井勘測，選定深度區間的精確定位以及對位移資料有關的破裂面運動進行成像。

(5) 井下閘閥、管線和光纖

開始執行測試時，透過井下閘閥進行待測區間的注水控制，並在進行壓力脈衝注水時限制壓力損失的影響。封塞器的充氣和待測區間的加壓是使用柔性軟管或高壓不銹鋼管從地面以液壓方式進行水的輸送。三維變形單元在井壁上的固定也可以

透過使用柔性軟管從地面以液壓方式進行油的輸送。最後，透過光纖將佈設於井中感測器收集所得資料傳回至地面的資料接收系統。

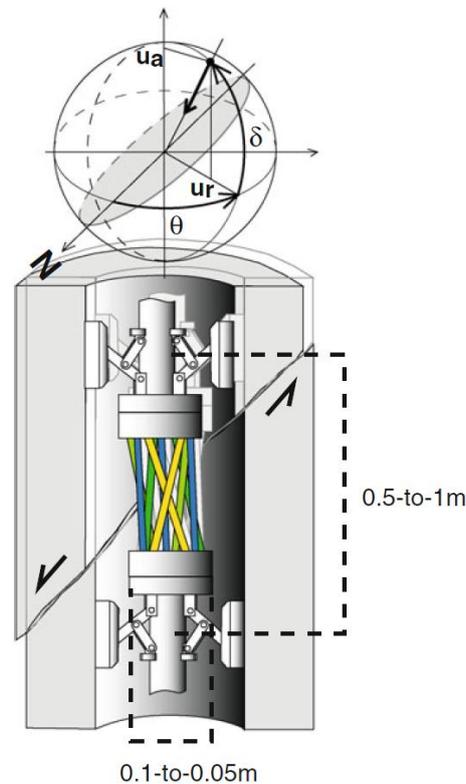


圖 2.5 三維變形單元示意圖。不同顏色的鋼管會依據鑽井壁上因破裂產生的位移發生相對運動而進行不同的變形(Guglielmi 等人，2014)

2.2.2 測試程序

1. 籌備調查

(1) 鑽孔和破裂面的地質

SIMFIP 試驗方法可以安裝於垂直、傾斜或水平鑽孔中，鑽孔直徑必須略大於感測器直徑。固定於所選定之破裂面兩側的三維位移感測器可以測試與鑽井軸線成 0 至 80 度範圍內之所有破裂面。另外，諸如井徑儀(caliper)、聲波、密度和孔內造影(televiewer)成像等地球物理測井資料可用於特徵化破裂面性質。

(2) 岩石應力估算

對於 SIMFIP 試驗方法分析中，估算鑽井內或鑽井附近的現地應力狀態為重要的工作之一。Guglielmi 等人(2014)建議使用既有破裂面水力試驗法(HTPF)，此方法透過不同方向的破裂面平面上所測得的正向應力進行逆推，以獲得完整的應力評估(Haimson & Cornet, 2003)。每個 HTPF 都可以使用 SIMFIP 探測器進行量測，並且必須對已存在的非平行破裂面進行至少六次測試，才能確定完整的應力張量。

2. 安裝與測試

目前的 SIMFIP 試驗方法是持續時間短的脈衝和持續時間長壓力「升壓(step-up)」和「降壓(step-down)」的分級測試(step-rate test)組合，測試持續時間將取決於地層的注水特性。選定的鑽井區間內安裝了 SIMFIP 探測器後，每個測試程序都包含以下部分(圖 2.6)：

- (1) 選定的深度對封塞器進行充氣，並安裝上部固定器，然後安裝 SIMFIP 含有位移感測器的下部固定器，並且跨越可明確識別的破裂面。
- (2) 首先施加壓力脈衝，持續時間為幾秒鐘(圖 2.6 中的「Pulse 1」)。選擇脈衝壓力幅度遠低於「破裂面擴張壓力」，以特徵化破裂面的初始流體力學彈性反應。
- (3) 固定的時間內以緩慢的速率啟動「升壓」分級測試，然後增加注水速率並再次保持相同的時間間隔(圖 2.6 中的「STR test」)。由於高度不均勻的破裂面介質中可能會在很初期時發生非彈性變形，Guglielmi 等人(2014)建議每次加壓時以小幅度進行加壓。當達到破裂面擴張壓力時，觀察到壓力與流量曲線的斜率發生了變化(圖 2.6(b))。此時，建議增加一點壓力(至少增加兩到三個壓力級距)，然後保持注水時間至少比先前的級距長十倍。此「破裂後延伸壓力階躍(PFEP)」對於確定破裂面的破壞和破壞後特性至關重要。
- (4) PFEP 步驟結束之前，將井下閘門關閉幾秒鐘，然後重新打開。壓力降低和恢復到 PFEP 值的脈衝用於估計活化的破裂面水力反應。
- (5) 透過「降壓」分級測試終止測試，並至少進行三個遞減壓力級距。

- (6) 最後施加第三個脈衝(圖 2.6 中的「Pulse 3」)，其測試條件的持續時間與第一個脈衝相同。此脈衝將估計破裂面永久變形使流體力學彈性特性發生變化。
- (7) 變形感測器的固定裝置從井壁釋放，封塞器放氣。
- (8) 建議使用新的鑽井成像檢查破裂面幾何形狀的最終變化。

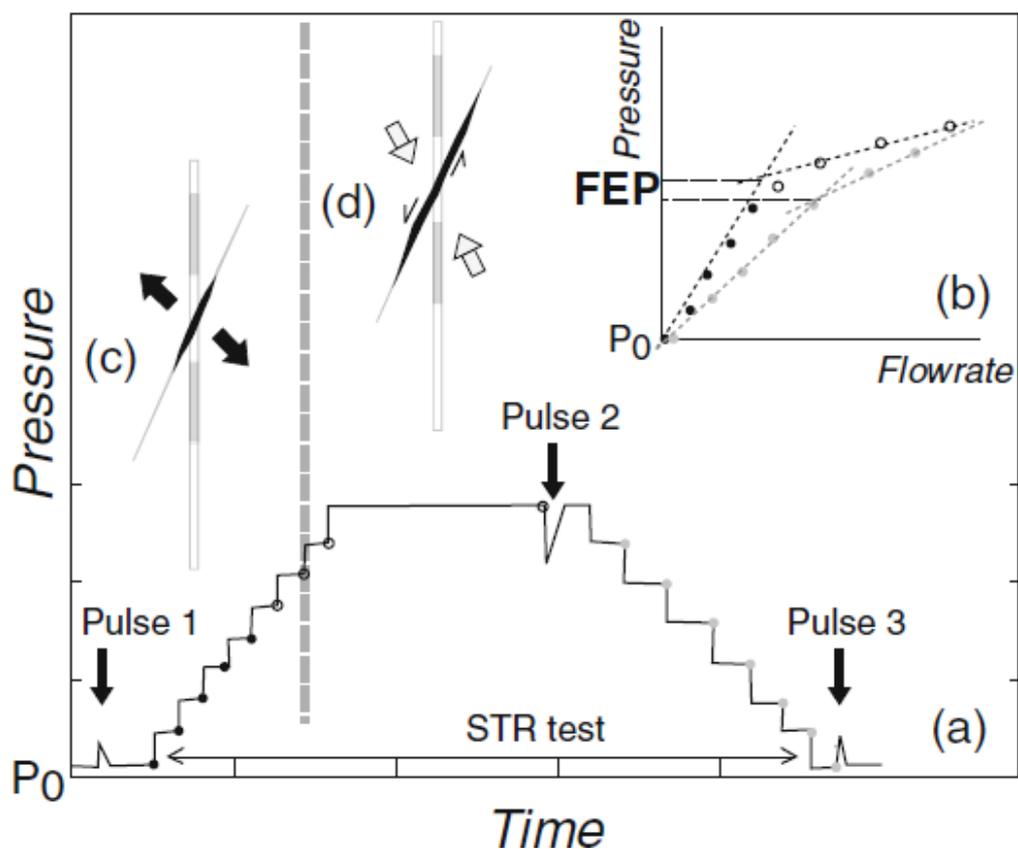


圖 2.6 (a) SIMFIP 測試於注水期間施加的壓力脈衝和步驟；(b)壓力與流速的關係(於不同壓力穩定狀態時取點)；(c) 注水開始時，最初待測破裂面之開口；(d) 最大壓力注入時的破裂面活化(Guglielmi 等人，2014)

3. 計算與數據處理

(1) 破裂面之導水係數(transmissivity)和水力內寬

依據 Cooper 等人(1967)的方法解釋試驗前、試驗期間和試驗結束時進行的壓力脈衝，如圖 2.6 中「Pulse1」、「Pulse2」和「Pulse3」，這些方法已針對注入的彈性變形的破裂面進行了驗證(Schweisinger 等人，2009)。破裂面之導水係數(T)可概估：

$$T \approx 1.2 \times \frac{d_c^2}{t_{0.37}}$$

其中 d_c 是封塞器套管的直徑， $t_{0.37}$ 為水頭減小到最大水頭的 37% 時所需的時間。接著可使用以下等式(Witherspoon 等人，1980)來計算斷裂水力內寬(b_h)：

$$b_h = \sqrt[3]{\frac{12 \times T \times \mu}{\rho \times g}}$$

其中 μ 是流體粘度， ρ 是流體密度， g 是重力常數。

(2) 破裂面之正向勁度

根據 Rutqvist 等人(1998)的假設，破裂面之正向勁度為：

$$\sigma_n = \frac{dP}{du_n}$$

其中 dP 是在破裂面上均勻分布的壓力，而 du_n 是在破裂面上使用三分量傳感器設置的法向位移。

2.2.3 實際案例

1. 試驗場址之地質概況

此方法之實際案例為 Guglielmi 等人(2015)於法國南部 Tournemire 地下實驗室(URL) (圖 2.7)進行研究 250 m 厚的 Toarcian-Domerian 頁岩層的傳輸特性。Tournemire 頁岩具有

典型的異向性壓密紋理。上層 Toarcian 剖面中相對均勻的礦物成分包含 39 - 51% 的層狀矽酸鹽(蒙脫石、伊利石、高嶺石、綠泥石和雲母)、24 - 36% 的石英、16 - 17% 的碳酸鹽(主要為生物碎屑和成岩的方解石，白雲石和菱鐵礦佔很小比例)、佔鉀長石的 4 - 8%。其中，頁岩的特徵為低孔隙率(8 - 12%)，自然飽和度時含水量為 3.5 - 5%，水力傳導係數為 10^{-11} 至 10^{-15} m/s。

待測斷層為一個較大的斷層帶的主要破裂損傷區中，大約 20 m 長的附隨斷層，並且出露於在地下實驗室內(圖 2.7(a))。待測斷層為 N0 至 170°，75 至 80°W 的左移走向滑移斷層。應力狀態是透過滲漏試驗(leak off tests)於約 180 m 的垂直鑽井中以不同深度進行估計應力隨深度的變化，該應力的估計鑽井位於待測斷層約 50 m 處(Cornet, 2000)。應力狀態為 $\sigma_1 = 4 \pm 2$ MPa，水平且定向(oriented)為 N162°±15°E， $\sigma_2 = 3.8 \pm 0.4$ MPa，相對於垂直方向於 N72°方向傾斜 7-8°， $\sigma_3 = 2.1 \pm 1$ MPa，相對於水平方向於 N72°方向傾斜 7-8°(圖 2.7(b)、(c))。

SIMFIP 試驗於 Tournemire 坑道鑽出長度為 30 m、直徑為 0.146 m 的鑽井中進行，鑽井以 21°E 傾斜並垂直相交於待測斷層(圖 2.7(a)、(b))。使用岩心套筒保護岩心樣本，並使用氣鑽(air drilling)避免泥漿或水污染和破壞鑽孔中的岩壁。在待測斷層上下設置一個 2.4 m 長的跨層封塞器，直徑為 0.076 至 0.092 m 的監測孔與注水孔之間的距離為 1 至 10 m，以監測進行試驗時，斷層、應變、電阻率(electrical resistivity)和誘發地震活動時孔隙壓力的變化。

約 2.4 m 長的測試間隔內，斷層的結構於受測的破裂帶存在強烈不對稱性。N0 至 170°、75 至 80°W 主斷層以西之區域幾乎沒有破裂。斷層以東有一個 1 m 厚的破裂損傷區。破裂顯示三個主要方向，分別是 N110 至 140°、50°N 至 S，N160°、20 至 40°W 和 N0 至 20°、40 至 80°W 至 E(圖 2.7(b)、(c)、(d))。前兩個破裂面組幾乎全部被方解石填充，第三個破裂面組被橫切(圖 2.7 (d))。斷層主平面為磨光(polished)但有紋狀的粗糙面(圖 2.7(e))。透過井孔攝影機和岩心的 xCT 掃描對鑽孔壁進行檢查，結果顯示斷層主平面與其他破裂面相交處顯示出一定的粗糙度，且已被方解石局部密封。

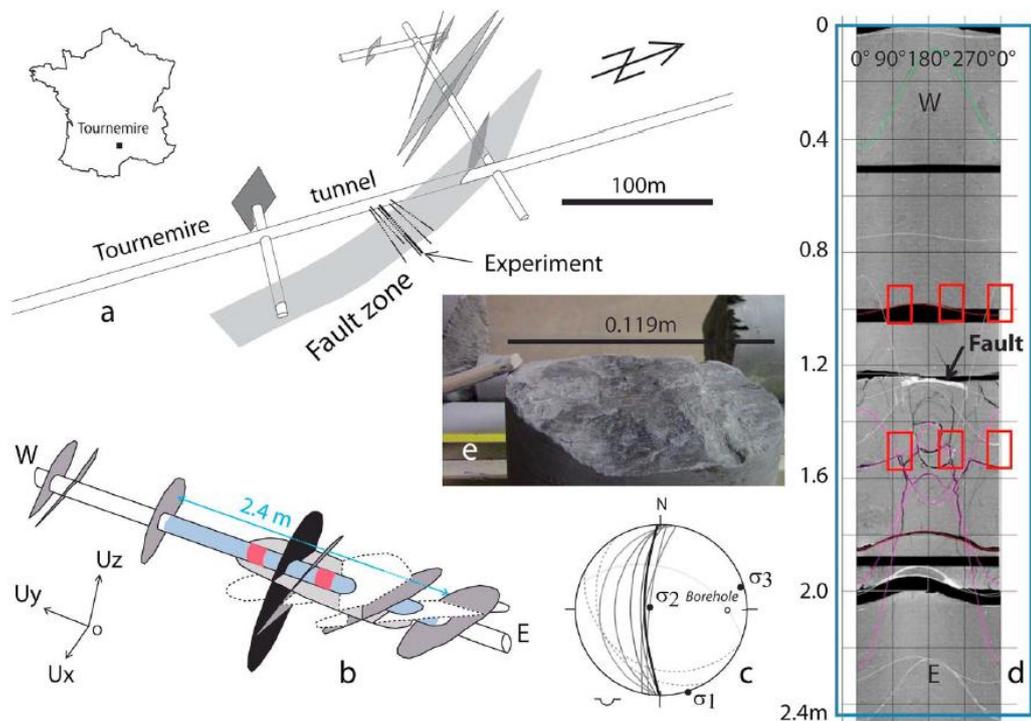


圖 2.7 (a)Tournemire 地下實驗室內橫切過待測斷層帶和試驗位置；(b) SIMFIP 於注水井的分布(注水間隔以藍色顯示，紅色區域為 SIMFIP 探針之位移感測器固定器位置)；(c)斷層平面的立體投影圖和主應力；(d) 待測區間岩心表面的 CT 掃描圖(展開圖為 $0^{\circ} - 360^{\circ}$)。紅色方框為位移感測器的固定區域，黑色條紋為採樣區域相對應的空隙；(e) 主斷層平面的視角(圖 2.7(d)中用箭頭處)(Guglielmi 等人，2015)

2. 試驗結果

圖 2.8(上圖)顯示壓力和注水量隨時間的變化。由圖可知增壓和降壓的變化非常不同：

- (1) 0 到 237 s：流量變化與泵浦發動機引起的壓力振盪有關。增壓時，未觀察到因水擴散至地層而引起的流速；
- (2) 237 到 535 s：1.5 MPa 時開始出現非線性流速增加，此期間內對應於升壓階段；
- (3) 450 至 535 s：斷層達到恆定的流量和壓力的準穩態水力狀態，顯示測試已達到外部水力狀態(可滲透)邊界；
- (4) 535 到 547 s：泵浦不停止運作，壓力從 1.7 降到 1.4 MPa 時，流量迅速降至零；

(5) 547 s 之後，測試對應於加壓階段，斷層中沒有關於注水測試的任何流量。

圖 2.8(下圖)顯示了斷層西側(上盤)隨時間演變的三個位移分量(U_x , U_y , U_z)。斷層位移與壓力變化密切相關(U_x, U_y, U_z)=(44.0×10^{-6} m, 10.5×10^{-6} m, 20.0×10^{-6} m)，當解除最大施加壓力後，幾乎完全復位至零初始位移，僅有殘餘位移(U_x, U_y, U_z)=(1.4×10^{-6} m, 0.2×10^{-6} m 和 1.2×10^{-6} m)。其中，斷層運動的 U_x 和 U_z 分量分別比 U_y 分量高 4 和 2 倍：

- (1) 237 s 之前，雖然水沒有明顯的滲入至斷層中，但斷層三個位移分量都隨著流體壓力的增加而增加；
- (2) 注水至斷層中的 237 s 後， U_z 隨壓力的增加而反轉，且 U_y 減少約 $2 \sim 3 \times 10^{-6}$ m；
- (3) 450 到 535 s 之間，斷層為準穩態流時，沒有斷層運動；
- (4) 535 s 之後，隨著注水流量(圖 2.8(上圖))迅速降至零，壓力降低而發生位移。因此，當斷層中含有試驗時注入的水時，斷層的位移基本上是受到有效應力的變化影響。

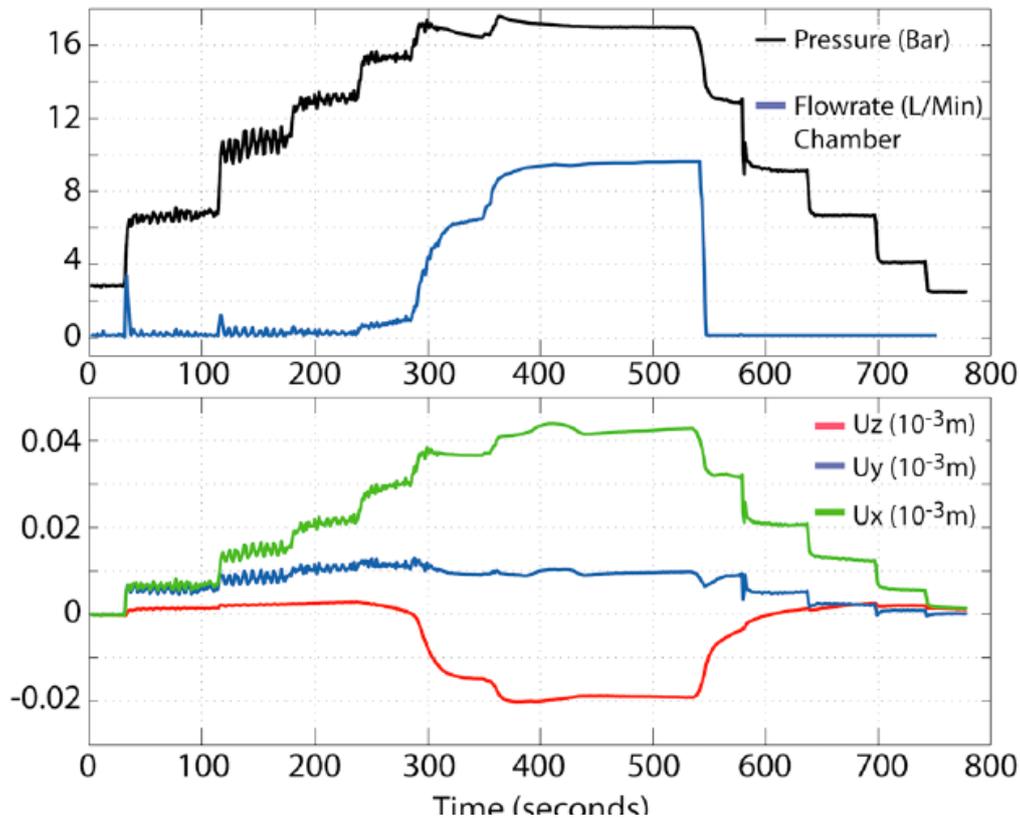


圖 2.8 (上圖)壓力和流量相對時間的變化(壓力刻度為 1 刻度 0.2 MPa)；以及(下圖)斷層位移 (U_x, U_y, U_z)隨時間的變化 (Guglielmi 等人, 2015)

3. 數值模擬結果比較

為了嚴謹的分析斷層重新活化時耦合流體力學過程，Guglielmi 等人(2015)採用了三維耦合流體力學模型，以適應在升壓過程中施加的流體壓力變化(圖 2.9)。獨特的元素程式 3DEC (Itasca Consulting Group, Inc., 2003)將斷層表示為兩個可自由移動之不連續面。並且使用顯式算法(explicit algorithm)，以便資料透過模型進行動態傳播(時間域動態算法)。每個時間點上，共同應用運動定律和物性方程式(constitutive equations)計算每個接觸點的正應力和剪應力，然後將其用於塊體運動的計算。

兩個斷層面(下盤和上盤)和鑽井被包含在一個邊長 20 m 的立方體中，該立方體以鑽井與斷層之間的交點為中心(圖 2.9(a))。根據岩石的重量設置現地應力梯度，並在斷層處設置 0.4 MPa 的現地孔隙水壓，此壓力與相距約 100 m 處之 IRSN(Dick 等人, 2013)於同一斷層帶之測量值一致。在這些應力條件下，假設斷層兩端的正向應力在注水點附近為 2.0 至 2.2 MPa。透過在斷層網格點坐標(0,0,0)上施加與時間有關的壓力階躍來模擬現地試驗，並且對應於在現地試驗期間施加於鑽井跨式封塞器中的階躍壓力隨時間之變化(圖 2.9(b))。然後根據觀察網格點(0,0,0)的壓力梯度來計算注入到斷層中的流量，並根據斷層上下盤的相對位移(U_x, U_y, U_z)來評估滲透率。模擬過程包括兩個步驟：

- (1) 使用三維完全耦合流體力學解(hydromechanical solution)估算斷層勁度(σ_n, σ_s)、靜摩擦角和導水係數之變化。使用最佳擬合解，然後即時在斷層平面中研究斷層滑動、孔隙水壓力和排水速率之間的關係；
- (2) 進行了敏感性分析，研究斷層流體力學參數、壓力和應力條件對於斷層重新活化的影響。

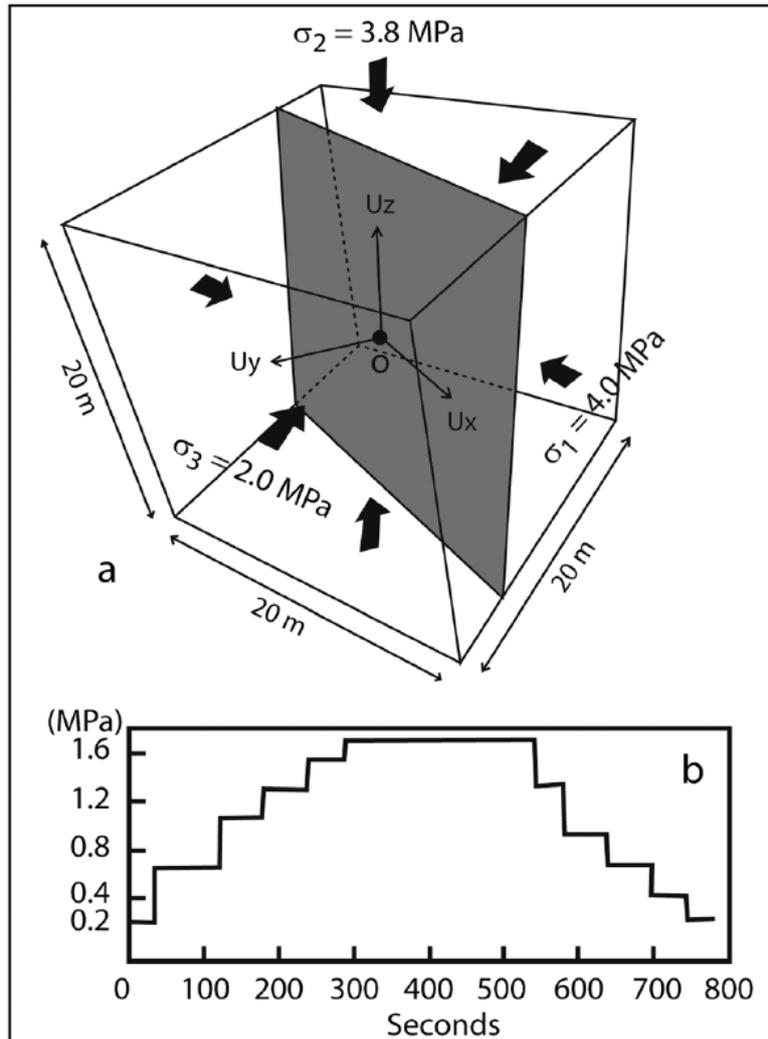


圖 2.9 (a)數值模型的幾何和邊界條件;(b)模型中O點模擬施加的壓力變化 (Guglielmi 等人，2015)

圖 2.10 顯示了三種可以合理擬合所測得斷層運動和注入流量的模型解。假設以注入點為中心將直徑 0.5 m 的斷層區域施加 22° 的靜摩擦角，而在遠場中設置 35° 的摩擦角，則可獲得最佳擬合。因此，考慮使用減小尺寸的 10 m×10 m 模型，模擬參數及結果參見表 2.1 及圖 2.10 之「best fit – small 10 m fault」。

針對位移的三個分量(U_x , U_y , U_z)計算方向，模擬壓升期間的結果與測量值擬合良好。但在模擬降壓時，與測量值的擬合結果很差，模型均得出較大的殘餘非彈性位移，且流速呈緩慢的減少，與測量值速急劇下降至零不同。模型與測量值之間的差異原因，可能

來自模型中僅考慮待測斷層的滑動為唯一物理現象，但該現象在現地的實際狀況並不是唯一的機制，多孔彈性效應可能發生在其他相連的破裂面上，使相連之含水破裂面受應力作用產生壓力變化，進而導致流體流動；此外，模擬中僅透過簡單平行板模型描述流量，即不考慮相連破裂面之間的流動通道，也可能是錯誤的設定。

是否考慮近場斷層摩擦角之間的比較(分別為圖 2.10 中的「best fit – small 10 m fault」和「Without hole effect」)結果顯示，237 s 之前，靠近井壁的近場或公分尺度將影響模擬結果，當斷層初始導水係數較低的情況下，受流體壓力侵入的區域被限制在非常靠近井壁處。因此減少靠近鑽井區域的斷層摩擦力，可以顯著改善模型與測量值的擬合結果。

大型 20 m×20 m 模型和小型 10 m×10 m 模型(分別為圖 2.10 中的「Large – 20 m fault」和「best fit – small 10 m fault」)之間的比較顯示，模型的大小以及水力邊界效應會在 500 s 後影響模擬結果。大型模型會導致高估斷層剪切位移 U_x 和 U_z ，但與流量之測量值可獲得較好的擬合結果。小型模型與剪切位移擬合結果最好，但略微低估了注入流量。

表2.1 數值模型中最佳擬合的模型參數(Guglielmi等人，2015)

Material	Parameter	3DEC Best Fit Values
Fault	Normal stiffness, σ_n (GPa/m)	200
	Shear stiffness, σ_s (GPa/m)	4
	Cohesion, c (Pa)	0
	Static friction angle, θ ($^\circ$)	35.0
	Dilation angle, ϕ ($^\circ$)	5.0
	Initial Hydraulic aperture, u_{h0} (m)	1.7×10^{-5}
	Hydraulic aperture at slip, u_{hs} (m)	12×10^{-5}
Rock matrix	Bulk modulus, K_R (GPa)	5.15
	Shear modulus, G_R (GPa)	3.94
	Mass density, ρ_R (kg/m^3)	2500
	Permeability, k_R (m ²)	0
Fluid	Mass density, ρ_F (kg/m^3)	1000
	Bulk modulus, K_F (GPa)	2
	Dynamic viscosity, μ_F (Pa/s)	1×10^{-3}

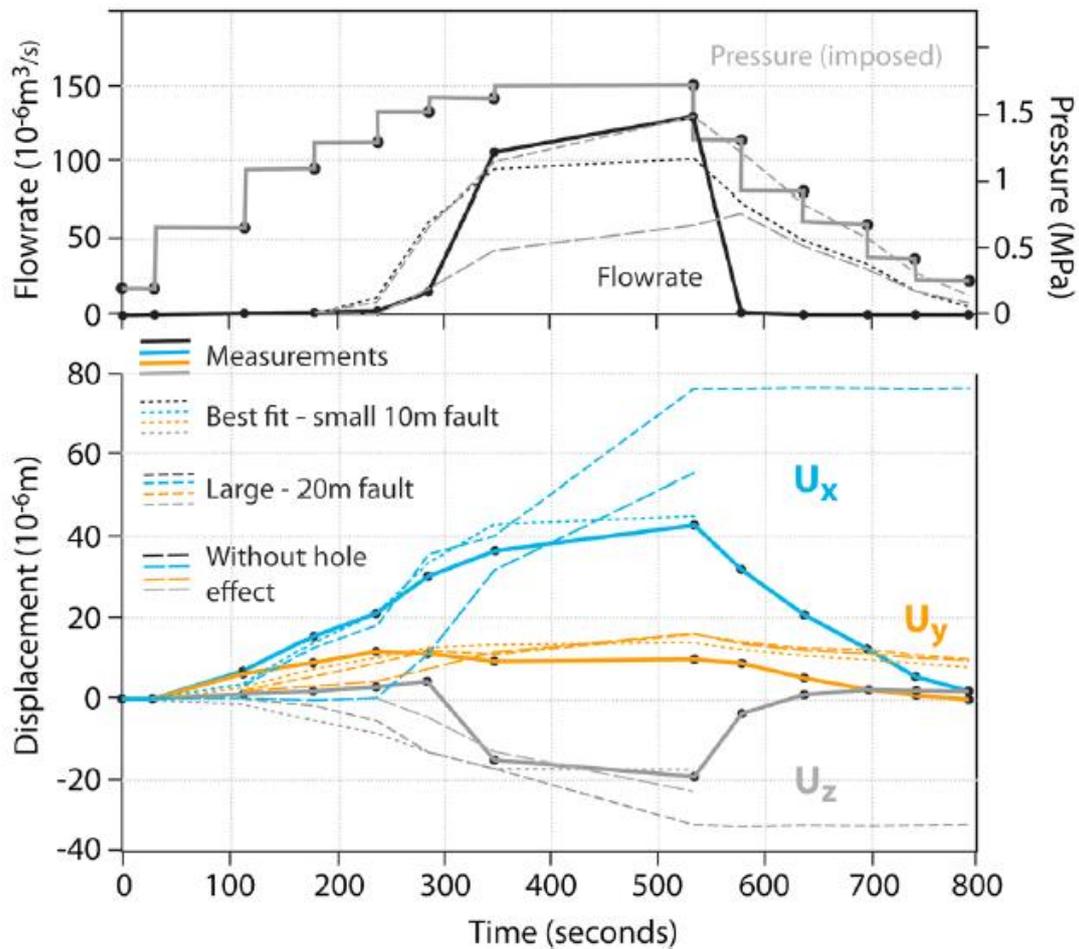


圖 2.10 (上圖)流量和(下圖)位移的最佳擬合數值解(Guglielmi 等人，2015)

2.3 討論

1. 低噪音地下實驗所(LSBB)、美國深層地下科學與工程實驗室(DUSEL)與勞倫斯伯克利國家實驗室(LBNL)地球科學部之合作中，其中一個合作議題為針對 HPPP 設備之感測器的設計、現地試驗的配置、建模，以及試驗結果的解釋進行交流，逐步發展出 SIMFIP 設備。HPPP 和 SIMFIP 兩套現地測試設備雖有部分儀器不同，例如 SIMFIP 增加了溫度感測器，但主要對於水力傳導係數或正向勁度的測試原理大致上相同，除了針對這些參數之量測外，Guglielmi 等人(2015)之研究還運用至活化斷層並觀測其水力-力學耦合之間的關係。

2. HPPP 設備是一種用於在中尺度估算岩體裂隙特性之現地量測方法。此方法透過快速壓力脈衝，同時透過鑽井中安裝含有位移、壓力感測器之探頭量測待測破裂面之變形和流體壓力。並使估算裂隙的水力和力學特性(勁度和水力內寬)。Guglielmi 透過此方法應用於法國南部 Coaraze 實驗室的破裂面，並與室內試驗結果進行比對，證明破裂面之水力內寬與勁度之間的關係。Coaraze 場址案例中，岩覆正向應力對於弱面開口寬度大小影響較大，而弱面粗糙度及填充材料等因素在同一弱面對於開口寬大小而言，影響程度較岩覆小，此一發現與根據經驗式進行敏感度分析結果一致(原能會物管局，2017)。
3. 透過耦合壓力-變形測量的 HPPP 方法可以幫助特徵化中尺度的破裂面之水力學特性。此方法可以在單個破裂面尺度上，於現地估算不連續的水力和力學特性，以及這些關鍵特性之間的耦合關係。水力內寬(b_h)與正向勁度(σ_n)可透過 HPPP 方法獲得，並透過 Bandis 等人(1983)的模型，可以提出正向勁度(σ_n)和破裂面的水力內寬(b_h)的經驗雙曲線關係：

$$\sigma_n = \frac{1}{a\left(1-\frac{b}{a}b_h\right)^2} = \frac{k_n \max}{\left(1-\frac{b_h}{b_h \min}\right)^2} \quad (7)$$

其中 a 和 b 是經驗參數。由 Coaraze 場址的示例得到的結果證明 HPPP 設備的有效性，透過 HPPP 探測器進行現地測量裂隙的實際參數值(σ_n 、 b_h)，降低現場破裂面之強度參數的主觀性。

4. Guglielmi 等人於 2015 年透過 SIMFIP 設備進行頁岩斷層活化的研究。透過 SIMFIP 設備將鑽井中之待測斷層上下兩側封阻形成一個噴射室，並橫跨待測斷層兩側安裝三維位移和感測器，進行流體加壓並重新活化斷層。
5. 透過 SIMFIP 設備進行 Tournemire 斷層再活化試驗結果顯示，頁岩中的斷層可能有複雜的活動。將斷層加壓至岩石靜壓力的 40% 會使頁岩中的水力擴散係數(hydraulic diffusivity)顯著增加，此結果也同作者使用相同設備和方法針對碳酸鹽岩斷層活化試驗有類似的結果(Guglielmi 等人，2015)。因此，透過 SIMFIP 設備除可取得現地水力-力學參數外，還可透過該設備針對斷層破裂與流體流動的相互作用進行研究。

6. 水力傳導係數的估算，HPPP 和 SIMFIP 皆可透過壓力脈衝測試時，使用不考慮水力耦合效應的傳統方法(Cooper 等人，1976)計算。對於正向勁度的估算，HPPP 透過不同壓力量級之環狀曲線的壓升部分，其曲線之斜率明顯差異處與原點相交的直線斜率的倒數。而 SIMFIP 則是根據 Rutqvist 等人(1998)的假設(裂隙上之壓力/位移感測器上之正向位移)，兩者計算之概念皆相同。
7. 國內目前尚未有任何研究利用 HPPP 及 SIMFIP 方法研究孔隙壓力誘發節理正向位移與剪位移之間的關聯性，對於低放射性廢棄物處置而言，場址周圍之次要的變形區可能會受到遠處地震誘發相對位移，進一步影響廢棄物處置安全。因此，本研究所回顧之 HPPP 及 SIMFIP 方法可應用於處置安全評估。HPPP 及 SIMFIP 方法也可透過流量針對水力內寬進行量測，雖然 Guglielmi 等人(2008;2014;2015)的研究中，水力內寬量測不是主要討論的議題，但 HPPP 及 SIMFIP 可應用於低放射性廢棄物處置場址水力內寬現地量測。最後，此方法亦可應用於現地應力量測，未來我國處置技術建置亦可考慮使用 HPPP 及 SIMFIP 方法發展現地應力量測技術。

第三章未固結沉積層內構造變形區導水特性研析

斷層帶可能成為流體流動的屏障或優先流動路徑(Knipe, 1993; Rawling 等人, 2001; Bense 等人, 2003), 且其斷層特性也可能隨應力狀態的周期性變化而變化, 使斷層的含水層被截斷/重新連接。由於與油氣開採相關的研究相比, 水文地質研究通常更側重於淺層深度, 因此對於斷層中地下水流動的影響的關注較少。本章將針對斷層通過較鬆散的淺層沉積層之水力特性進行研析。有關此議題, Bense 等人(2003)針對荷蘭魯爾谷裂谷系統(Roer Valley Rift System, RVRS)進行了研究, 透過圖像分析技術, 可以從沉積層的薄片中介算水力傳導係數的空間分布。將圖像分析程序的結果與室內試驗的水力傳導係數的測量結果進行比較。發現斷層會嚴重影響區域和地方範圍內的地下水流系統。因此, 本章首先說明未固結沉積層的變形區之地質構造, 並透過文獻中提出的模型進一步介紹斷層周圍的變形機制。再者, 以 Bense 等人(2003)的研究區域為例, 簡要說明該研究之區域的地質環境, 並根據上述之模型及該研究區域之槽溝中的觀測結果進行討論。

3.1 未固結沉積層之變形區地質構造

斷層對流體流動的影響包含：

- 斷層處不同單元、含水層和阻水層的幾何形狀並置(juxtaposed)；
- 斷層帶的變形過程, 透過沿斷層的變形機制改變斷層帶內和周圍的材料的水力特性。

例如, 可以將傳導率非常低的單元與傳導率非常高的單元並置, 從而阻止流過斷層。斷層帶產生的過程除了並置效應(juxtaposition effects)外, 例如黏土和砂之間的不同顆粒尺度的混合或受剪位移面黏土塗抹(clay smearing), 可能降低斷層帶的整體水力傳導係數。以下重點針對斷層區域內和沿斷層區域的變形過程的影響進行描述。

1. 受斷層影響之變形過程

(1) 砂的變形機制

主要由顆粒(<10%黏土)組成的乾淨砂中，可以根據深度和整體孔隙率來區分三種變形機制，包含：

- A. 壓碎作用(cataclasis)；
- B. 顆粒流(particulate flow)和；
- C. 碎屑流(cataclastic flow)。

根據 Fulljames 等人(1997)提出變形模式之孔隙率(porosity)和深度(depth)之間的關係(圖 3.1)。壓碎作用為砂粒壓碎使較細的顆粒相對增加。根據變形特徵圖(圖 3.1)，深度超過約 1 km 時，壓碎作用是最常見的變形機制。硬質砂岩的室內試驗(Arch & Maltman, 1990)和現地量測(Antonellini & Aydin, 1994)顯示，垂直於變形帶的水力傳導係數的降低幅度通常大於沿著變形帶走向(strike)的幅度。由此可知，變形帶內和周圍的水力傳導係數分布存在強烈的異向性。深度 500~1,000 m 主要的變形機制是顆粒流(圖 3.1)，顆粒滾動而不會破碎，而變形區內的孔隙往往產生擴張的現象。變形到較深部的過渡帶，壓碎作用和顆粒流可能同時並行。例如，當較小的沉積顆粒在給定的壓力條件下破裂時，壓碎作用和顆粒流將同時進行，而較大的顆粒太堅固，將繼續通過顆粒流彼此滑動而不會破裂。

(2) 受剪位移面黏土塗抹

受剪位移面黏土塗抹是一種大幅降低斷層帶有效水力傳導係數的過程。沉積岩層序(sedimentary succession)中若有黏土或頁岩，地層因斷層錯動產生的拖曳作用將導致該黏土層沿斷層錯動方向塗抹於受剪位移面上(Fulljames 等人, 1997)。

(3) 成岩作用

成岩過程例如鐵(Fe)或錳(Mn)氧化物或方解石(CaCO_3)組成的礦物沉澱，可以黏固原本可透水的斷層平面，直到部分或幾乎完全封住所有孔隙為止(Knippe, 1993)。

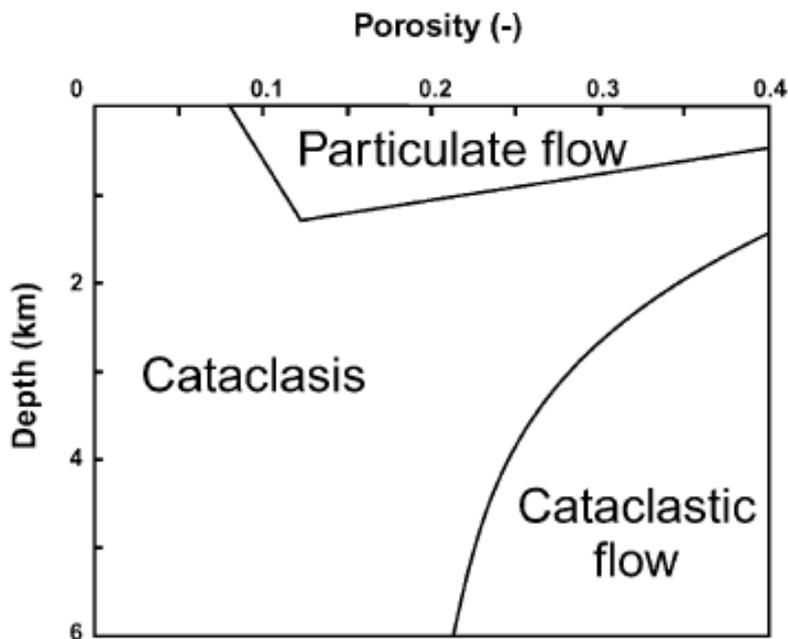


圖 3.1 乾淨砂的變形機制隨孔隙率和深度的變化而變化(Fulljames 等人，1997)

3.2 斷層帶之水文地質模型

針對上述的幾個變形機制，前人的研究已經提出了幾種斷層區域模型。這些變形機制隨深度的變化必須反映在斷層模型中，並且應具有隨深度變化的水文地質構造。Caine 等人(1996)根據大量的現地研究、室內試驗以及斷層帶內和附近的數值模型，提出斷層帶三個構成要素，包含：(1) 斷層核心；(2) 破裂損傷區；以及(3) 原生岩(未變形的岩體)(圖 3.2)。斷層核心為斷層帶的一部分，為剪切變形最大的區域。破裂損傷區為斷層核心和原生岩之間的區域。砂岩的破裂損傷區大部分的變形通常是破裂網路和變形帶的發展，而斷層核心的破裂面密度比破裂損傷區小很多(Andersson 等人，1983)。

斷層核心的水力傳導係數主要由斷層區之岩體的顆粒尺度變化(例如壓碎作用、頁岩或受剪位移面黏土塗抹)決定。因此，斷層核心通常會成為流體流動的強大屏障，破裂損傷區之水力傳導係數的空間分布取決於破裂網路和變形帶的水力特性。固結的岩體中，開口破裂面可以提高破裂損傷區的滲透率。從概念上而言，這類斷層帶的流體通常沿著斷層平面流動，而

垂直於斷層的流動會產生屏障。然而，距離地表較近的深度，砂岩未經過成岩作用，其岩性可能較為鬆散且膠結性差，而在更深的深度，其岩體才會具有脆性且足夠支撐開口破裂面網路。因此，Heynekamp 等人(1999)和 Rawling 等人(2001)的研究都認為，未固結沉積層的破裂損傷區不含有開口破裂面網路，但破碎的形變帶是破裂損傷區的主要特徵(圖 3.2)。最後，變形的過程發生顆粒尺度的混合和旋轉，可能導致破裂損傷區和斷層核心之間發展出混合帶，該區的砂和黏土材料的混合導致顆粒結構的孔隙率降低。

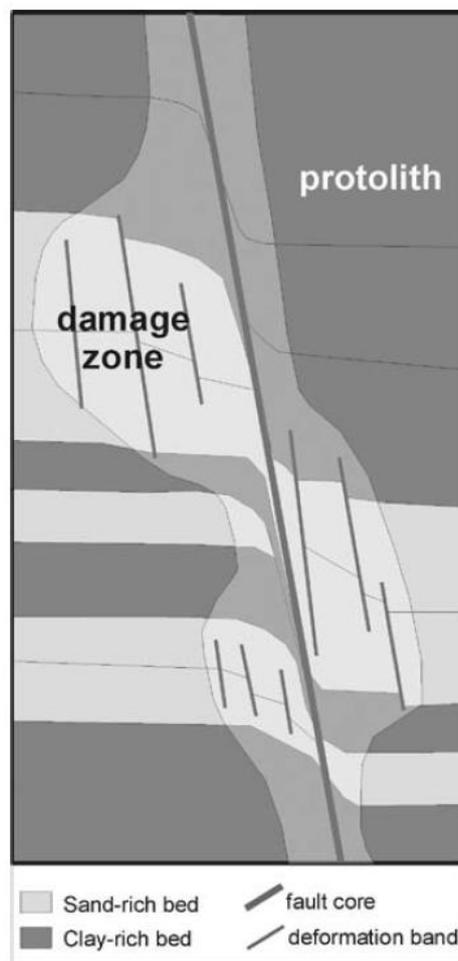


圖 3.2 斷層帶模型的廣義橫截面、顯示斷層核心、破裂損傷區和原生岩(Heynekamp 等人，1999)

3.3 實際案例分析

3.3.1 研究區域

荷蘭的水文地質中，膠結程度差的沉積層系統構成了含水層，而荷蘭大部分供水網為抽取含水層地下水作為飲用水。位於荷蘭的東南部，富含水的沉積層被一組魯爾谷裂谷系統(RVRS)之斷層切割，並延伸到德國和比利時的相鄰地區(圖 3.3)。RVRS 橫跨西歐和中歐的新生代巨型裂谷系統的一部分。RVRS 具有複雜的中生代和新生代構造歷史。RVRS 包括南面的 Campine Block(CB)的北側，中心的 Roer Valley Graben(RVG)，東北面的 Peel Block(PB)和 Venlo Block(VB) (圖 3.3)。Roer Valley Graben 中心充滿了漸新世晚期至今厚度約為 1200 m 的沉積層，包括較細粒度的海相沉積層，被相對較薄層序(小於 50 m)的更新世之中度至粗粒度的三角洲沉積覆蓋。同一層序於 Peel Block 的總厚度最大為 200 m。層序頂部的粗粒河床沉積物構成該區域的主要含水層。區域地下水流向如圖 3.3 所示。RVRS 區域有許多斷層帶，例如 Feldbiss 和 Peel 邊界斷層帶，對水文地質有明顯的區域性影響，因為這些斷層將相對較大的水文地質單元分開。單個小斷層的影響很難評估，但可能會對含水層結構和小規模地下水系統產生強烈的累積影響，這些小規模斷層可能使水力傳導係數降低、不變或增加。

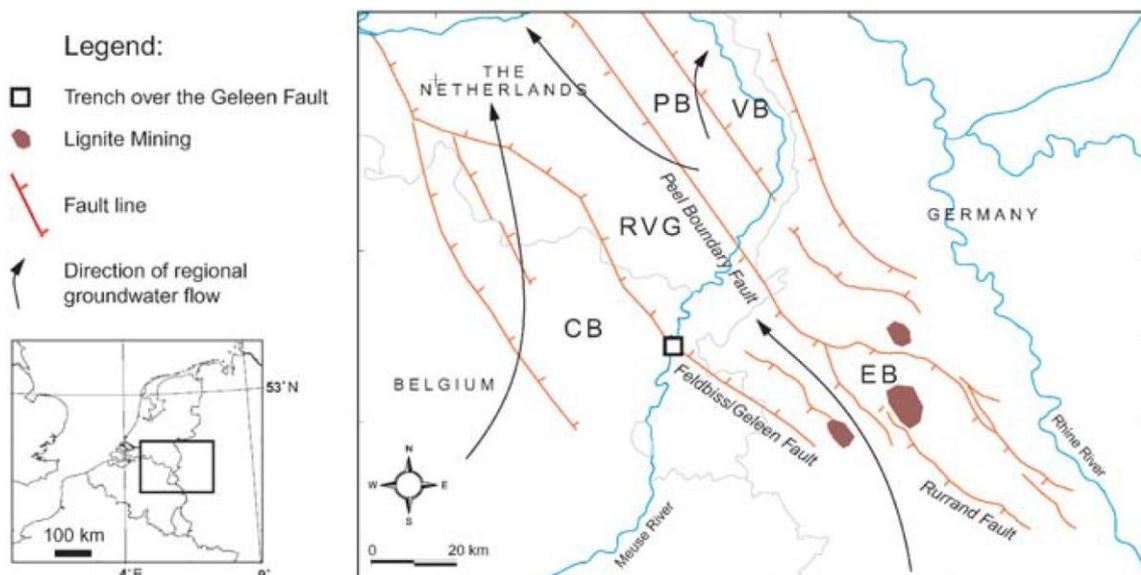


圖 3.3 RVRS 構造的地理位置，包含地塊、斷層和野外作業位置，圖中各地塊分別為 Campine Block(CB)、Roer Valley Graben(RVG)、Peel Block (PB)、Venlo Block(VB)、Erft Block(EB) (Bense 等人，2003)

3.3.2 研究方法

Bense 等人(2003)應用圖像分析和直接測量岩心樣本的水力傳導係數，評估斷層周圍水力傳導係數的空間分布。圖像分析技術主要基於 Van den Berg 等人(2003)開發的方法，兩個評估方法介紹如下。

1. 數值圖像分析

(1) 圖像的採樣程序和預處理

小心地將岩心箱(box core)推入槽溝壁中取得岩心箱(10×8×4 cm) 的樣本，仔細清除周圍材料後，將岩心箱的樣本風乾 6-8 週，接著使用藍色環氧樹脂浸染樣本，並製作標準厚度為 25 mm 的樣本薄片，使用透射光對其進行數位掃描(80 pixels·mm⁻¹)。生成的圖像中，定義「training-areas」並獲取於將圖像中的每個像素分類為「孔隙量(pore space)」或「顆粒(grain)」的光譜資訊，透過遙測(remote sensing)軟體設備執行標準最大概度估計(maximum likelihood)分類。此過程輸出二元圖像，其中「孔隙量」和「顆粒」被分離。「孔隙量」與圖像總面積的比率可直接估算出樣本材料的孔隙率(ϕ)。使用數值切割方法(Digital Cutting Method, DCM)(Van den Berg 等人，2002)將二元圖像中的各個顆粒彼此分離。DCM 可以估算每單位顆粒體積比表面積(specific surface area)值(S_{sp})，以不重疊的視窗和預定尺寸之規則網格進行採樣並進行計算。可以透過估計最小代表性單元面積(Representative Elementary Area, REA)找到的最小的採樣視窗，並可將其視為特定區域進行採樣的最高分辨率。

(2) 水力傳導係數的估算

使用孔隙率(ϕ)和體積比表面積值(S_{sp})，並應用半經驗 Kozeny-Carman 關係式(Tiab & Donaldson, 1996)，計算每個視窗的平均固有滲透率(k, L^2)的估計值，從而得出：

$$k = \left(\frac{1}{K_z S_{sp}^2} \right) \frac{\phi^3}{(1 - \phi)^2}$$

其中 K_z 是所謂的 Kozeny 因子，根據 Carman(1938)的研究，在此 K_z 值大多數多孔材

料使用之值為 5(Bear, 1972)。並透過以下關係式求出水的水力傳導係數(K, LT^{-1}):

$$K = k \frac{\rho_{water} g}{\mu_{water}}$$

重力加速度常數 $g = 9.81 \text{ ms}^{-2}$ ，水的動力黏滯度(dynamic viscosity)(13°C) $\mu_{water} = 1.22 \times 10^{-3} \text{ Ns m}^{-2}$ ，水的密度 $\rho_{water} = 1,000 \text{ kg m}^{-3}$ 。

2. 室內試驗

除了根據薄片的圖像分析估算水力傳導係數外，還在現地採集了岩芯柱狀樣本，以便在實驗室中直接測量水力傳導係數。岩芯柱狀樣本的水力傳導係數(K)是使用常規的恆定水頭滲透率儀進行測量。實際試驗包含將水以五種不同的通量(q)流過樣本，使用高精度的差壓計(Druck LP 5000)監控相應的水頭勢(H)。校正測得的水頭差以校正內部系統阻力。最後，透過直線斜率來計算水力傳導係數，該直線通過五對 $q - H$ 值進行擬合。

3.3.3 現地量測

Bense 等人(2003)透過約 5 m 深之槽溝針對 Geleen 斷層進行詳細研究。槽溝中的 Geleen 斷層處，可以看到靠近斷層(圖 3.4)的四個不同的單元(A-D)。下盤處可以看到砂和一些河流成因的黏土(A-C)。這四個地層單元估計年代約為 25 萬年。上盤處，黃土(D 單元)將上述這些地層單元並置。D 單元比 A-C 單元年輕，估計年齡為 3~6 萬年。表 3.1 彙整了 A-D 地層單元的特徵。

人工鑽孔和透地雷達探測顯示，Geleen 斷層在較淺處約有 5 m 的落差。因此，僅 D 地層單元裸露的上盤看不到 A - C 地層單元(圖 3.4)。與斷層運動直接相關的變形結構在 A 和 B 地層單元中可見。D 單元在很大程度上受到崩落和低溫擾動結構的干擾。A 地層單元中，抽取了四個岩心箱樣本 B0、B1、B2 和 B3 (圖 3.5)進行數值圖像分析，並在 A 單元中採集了 13 個岩芯柱狀樣本，以便與圖像分析程序的結果進行比較。

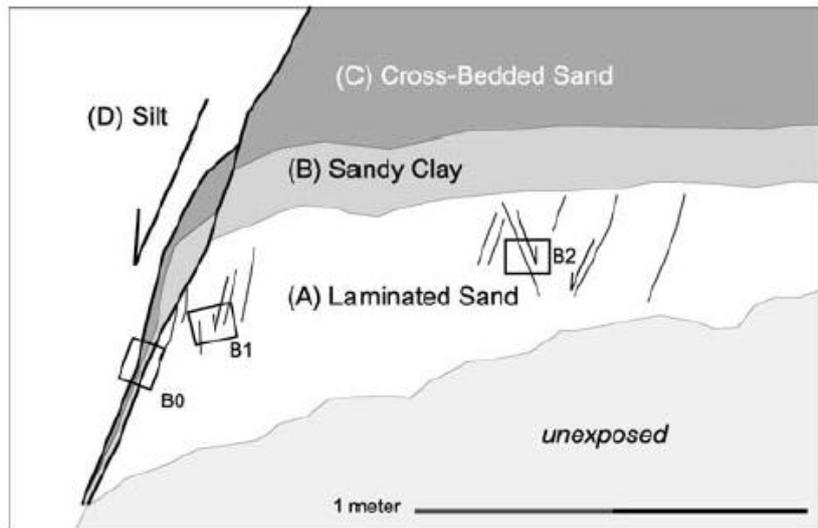


圖 3.4 針對 Geleen 斷層研究開挖槽溝的岩心箱 B0、B1 和 B2 的採樣位置概述(有關 A 至 D 單元的描述如表 3.1) (Bense 等人，2003)

表 3.1 Table 1 Geleen 斷層上槽溝可見的單元的沉積學特徵總結(Bense 等人，2003)

Unit	顆粒尺寸的均值和範圍(μm)	特徵
A	200; <2-450; ~6% 黏土含量	水平層狀砂 (公釐尺度(mm))
B	16; <2-50	水平層狀黏土與砂互層(公釐尺度(mm))
C	450; 200-600	交錯層理砂，偶夾礫石 (>2 mm)
D	Unknown ($\pm 5-60$)	均質粉砂，凍擾作用(cryoturbation)構造



圖 3.5 岩心箱和岩芯柱狀樣本採樣期間，Geleen 斷層的槽溝壁(Bense 等人，2003)

3.3.4 資料分析

圖 3.6 顯示了室內試驗針對岩芯柱狀樣本進行水力傳導係數的測量結果，以及從岩心箱樣本 B1、B2 和 B3 的薄片估計的平均水力傳導係數。

1. 室內試驗之水力傳導係數

岩芯柱狀樣本進行室內試驗之結果顯示，水力傳導係數的變化與微斷層的密度呈正相關。距斷層核心約 2 m 的破裂損傷區，與未發現微斷層的區域相比，水力傳導係數幾乎翻了一倍。

2. 通過圖像分析估算水力傳導係數

孔隙率(ϕ)的代表性單元面積(REA)是將樣本製作成薄片後，透過增加採樣視窗的表面積進行測量(圖 3.7)。根據圖 3.7 中所示的趨勢，採樣視窗的大小為 125×125 像素(約 2.4 mm^2)，表示孔隙率的值穩定在該視窗大小。表 3.2 顯示了通過應用等式(1)和(2)計算的樣本 B1、B2 和 B3 的 K 、 S_{sp} 和 ϕ 的平均值和標準偏差。圖 3.8(a)-(i)顯示了這些樣本的 ϕ 、 S_{sp} 和 K 的空間分布圖。以下針對岩心箱樣本進行說明：

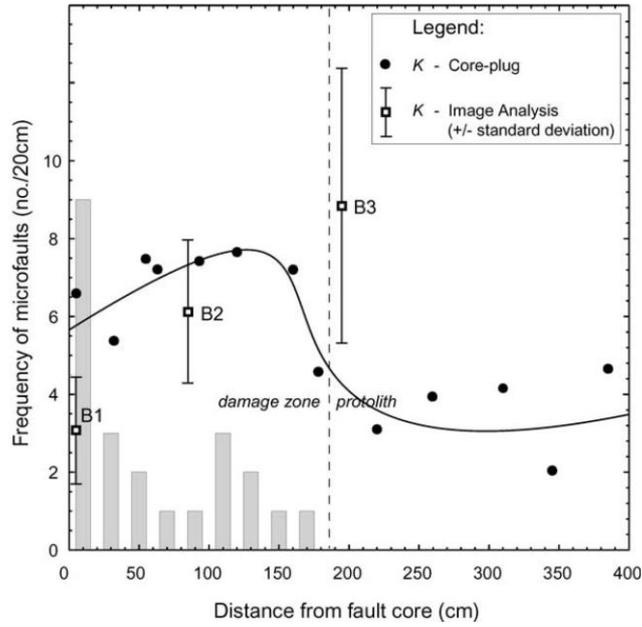


圖 3.6 透過室內試驗及圖像分析估算之水力傳導係數，圖中之曲線為岩芯柱狀樣本透過室內試驗得到之 K 值的趨勢線(Bense 等人，2003)

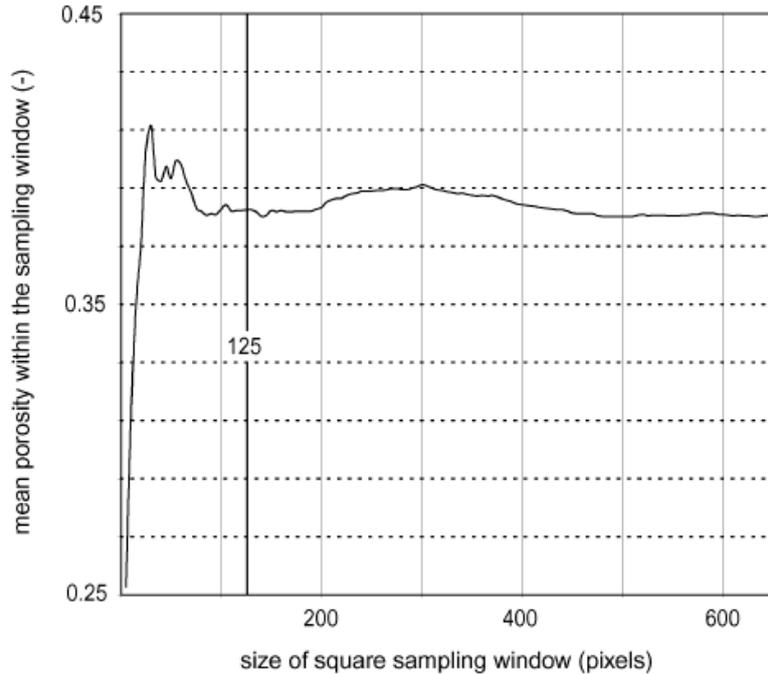


圖 3.7 採樣視窗的大小，視窗大小約為 125 ×125 像素時，視窗內的孔隙率平均值會趨於穩定。因此，使用該視窗大小進行圖像分析(Bense 等人，2003)

表3.2 B1、B2和B3樣本之孔隙率、體積比表面積以水力傳導係數(Bense等人，2003)

Sample	K ($m\ day^{-1}$)	S_{sp} (m^{-1})	ϕ (-)
B1			
Mean	7.7	33,168	0.33
σ	3.4	4,663	0.049
B2			
Mean	15.3	36,031	0.41
σ	4.6	2,611	0.032
B3			
Mean	22.1	28,879	0.45
σ	8.8	2,103	0.042

(1) B1 樣本

位於斷層核心和破裂損傷區之間的過渡處，緊鄰斷層核心的位置採集樣本 B1。比表面積(S_{sp}) (圖 3.8(b))的空間分布模式顯示，位於圖像上部的兩個明顯的沉積層之上顯示出較高的值，比表面積的增加與次生礦物優先在石英顆粒之間沉澱的區域相關。實驗室分析顯示，這些礦物質是鐵氧化物，圖 3.9 顯示鐵氧化物於各個顆粒之間形成橋樑，與 Berner(1980)的研究中早期成岩過程中最有利於礦物沉澱的位置為顆粒相互接觸處的結果一致。B1 樣本的部分區域之孔隙被完全填充。另外，貫穿此樣本的斷層處其 ϕ 、 S_{sp} 和 K 的空間分布圖中十分明顯(圖 3.8(a)~(c))。此斷層的垂直距離為幾公分，薄片可清楚地觀測顆粒受斷層作用導致顆粒在斷層面附近移動(圖 3.10)。

(2) B2 樣本

B2 樣本於破裂損傷區中具有寬為幾公釐(mm)的微斷層區採集。由於鐵氧化物增加了體積比表面積，因此 S_{sp} (圖 3.8(e))清楚地顯示了樣本中的精細沉積層理。但由於 B2 中的鐵氧化物沉澱作用較弱，因此對比度不如 B1 樣本明顯，B2 樣本這個現

象也同時反應於 ϕ 和 K 值。

(3) B3 樣本

B3 樣本位於破裂損傷區之外，由於樣本中夾帶的空氣會導致浸染不完全，因此該樣本中只有一部分可用於圖像分析。生成的圖像(圖 3.8(g)-(i))在某種程度上顯示出與 B2 樣本相同的圖案。

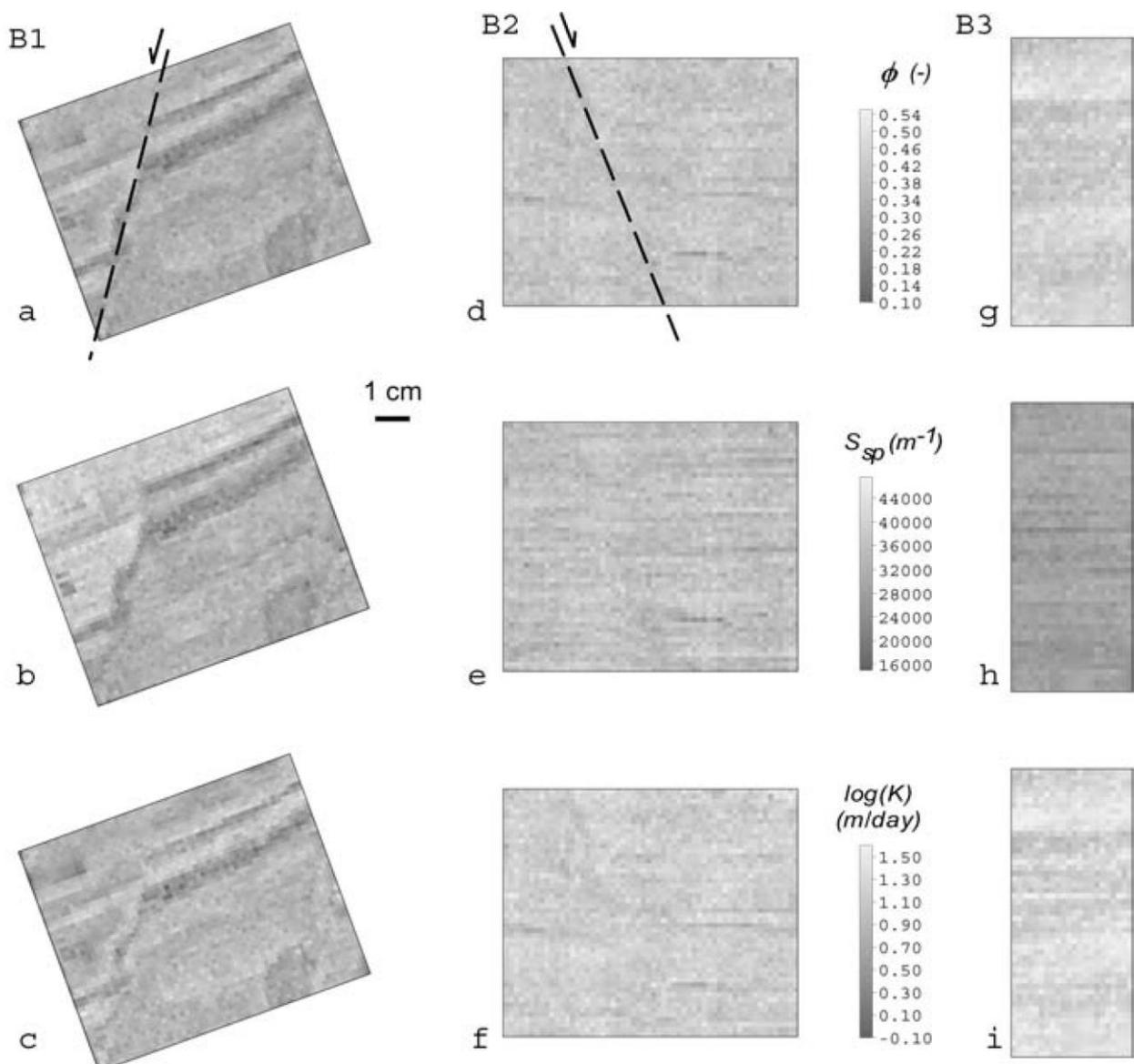


圖 3.8 (a)–(i) 樣本 B1、B2 和 B3 的孔隙率(ϕ)、比表面積(S_{sp})和水力傳導係數(K)的空間分布
(Bense 等人，2003)

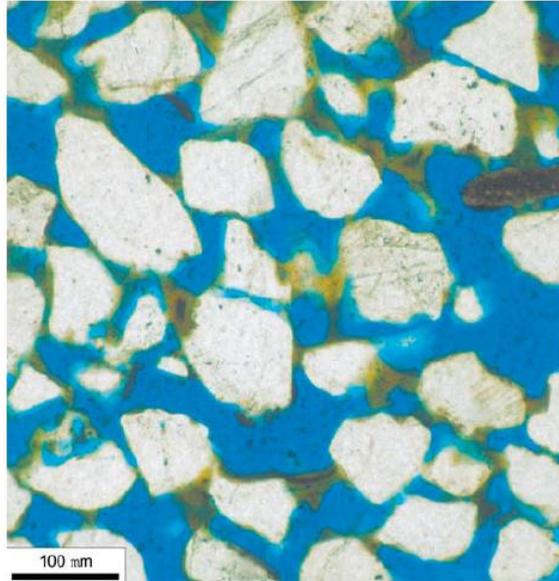


圖 3.9 B1 樣本的薄片顯示顆粒間鐵氧化物的沉積(Bense 等人，2003)



圖 3.10 B1 樣本一部分薄片的詳細圖像，圖中顯示大約 1 cm 寬度沿著狹窄滑動面的顆粒流 (Bense 等人，2003)

3.4 討論

1. 樣本分析結果比較

圖像分析得到之體積比表面積(S_{sp})的值與前人研究結果進行比較。Carman(1938)研究顯示，經過精心分類的乾淨砂(clean sand)的 S_{sp} 值為 $1.5 \times 10^4 - 2.2 \times 10^4 \text{ m}^{-1}$ 。B1、B2 和 B3 樣本之體積比表面積的平均值分別為 3.2×10^4 、 3.6×10^4 和 $2.9 \times 10^4 \text{ m}^{-1}$ ，其值幾乎為 Carman 研究的兩倍。可能的原因包含：

- (1) 砂的顆粒尺寸：樣本中含有一些較細的砂，可能導致樣本的 S_{sp} 值高於 Carman(1938)所使用分類良好的乾淨砂。
- (2) 鐵氧化物沉積：鐵氧化物的沉積(圖 3.9)增加了比表面積。

K 值的部分，岩芯柱狀樣本的室內試驗結果和圖像分析得出於破裂損傷區之 K 值結果吻合。其中，B1 樣本與岩心柱狀樣本之室內試驗結果差距較大，可能受靠近斷層處之局部構造變化大而造成之誤差。然而，從室內試驗和圖像分析的結果顯示，破裂損傷區之水力傳導係數向斷層核心減小；另外，室內試驗結果顯示，破裂損傷區相對於未受擾動的沉積層，水力傳導係數增加一倍。考慮可能因素如下：

- (1) 岩芯柱狀樣本採樣比岩心箱的表面積(分別為 $1.1 \times 10^{-3} \text{ m}^2$ 及 $8.0 \times 10^{-3} \text{ m}^2$) 幾乎小一個數量級。岩心箱樣本的 K 值及標準偏差計算結果反應採樣區的橫向變化，岩芯柱狀樣本雖無法透過標準偏差反應局部區域之特性，但有足夠的採樣範圍可以反應研究區間的特性。根據岩芯柱狀樣本的測量結果，尤其是在破裂損傷區中， K 在短距離內的橫向變化很小(圖 3.6)。
- (2) 圖像分析除了可以合理估算沉積層的水力傳導係數外，也提供樣本中 K 值的空間變異性的圖像。但如果討論 K 值的橫向變化，則應以基於岩芯柱狀樣本的水力傳導係數分布較為準確。

2.斷層區之變形機制

- (1) Geleen 斷層與 Heynekamp 等人(1999)(圖 3.2)提出的模型一致。模型中，破裂損傷區的寬度主要受斷層周圍之沉積層顆粒大小影響，黏土與砂質地層相比，富含黏土之地層破裂損傷區相對較窄(圖 3.2)。
- (2) 位於槽溝處的 Geleen 斷層核心區域，斷層對地下水流形成障礙，因為受剪位移面黏土塗抹和顆粒尺度混合都極大地增加了斷層帶對水平方向之地下水流的阻礙。但岩層中參雜礫石、卵石可能使受剪位移面黏土塗抹不連續，導致這些裂隙可能會形成優先流動路徑。
- (3) 斷層核心區域中，不同大小顆粒混合(黏土-砂質)，使孔隙被黏土填充，也會降低斷層核心的水力傳導係數，且孔隙率可能幾乎降至零。
- (4) 斷層經過未固結沉積層，使顆粒(砂、泥…等)受斷層作用產生優勢方向性，導致水力傳導係數具有很強的異向性分布，沿著斷層平面之水力傳導係數可能會比垂直斷層方向高。

3.破裂損傷區水力傳導係數的演變

由 Bense 等人(2003)之研究顯示兩個改變沉積層孔隙率之原因，包含：

- (1) 鐵氧化物的成岩作用導致孔隙率降低；
- (2) 由於顆粒流引起的變形增加沿微斷層(滑動面)的孔隙率。

透過分析破裂損傷區內鐵氧化物的分布來解釋水力傳導係數的變化，鐵氧化物的分布與主要的沉積非均質性有關，也與構造變形產生的次要非均質性有關。薄片顯示，鐵氧化物優先沿相對細的區域沉積。

由於靠近斷層核心處，鐵氧化物沉積於較細質顆粒處越明顯，另外，由於斷層的壓碎作用使顆粒優先朝向平行於斷層平面的方向旋轉並增加水力傳導係數，這兩種因素的綜合作用導致水力傳導係數的異向性分布更明顯，使流體沿著斷層平面流過破裂損傷區。

第四章岩體變形區內破裂損傷區之導水特性研析

前人的研究顯示，斷層帶可能成為流體流動的屏障或優先流動路徑。其中，大型破裂帶對於控制流體流動而言至關重要，因為這些破裂帶無論是否活動，皆具有作為流體導流或阻流的能力。然而，大型的斷層帶隨時間和變形的條件演化出複雜的構造，進一步影響斷層岩體的構造、裂隙分布及其物理特性，使流體流動的研究和預測變得困難。近年來，對流體流經斷層帶相關特性之研究豐富。Faulkner 等人(2010)的研究中，回顧了斷層帶和斷層系統的構造、力學和流體流動特性研究的主要進展。其中，典型的斷層帶被公認具有破裂核心區和核心區周圍之破裂損傷區。在此架構下，可將天然斷層的流體流動特性與室內試驗之結果進行比較。較早期的研究中，Caine 等人(1996)透過現地調查結果、室內進行滲透率測量結果以及斷層帶內和附近流動的數值模型，開發了用於評估斷層相關滲透率構造的方法。此方法比較了斷層核心材料(例如富黏土斷層泥、碎裂岩、斷層角礫岩)構成的斷層帶總寬度的百分比與次要斷裂破壞區構造的百分比(例如破裂面群、小斷層和岩脈)。本章首先說明斷層帶之構造及其滲透率之概念模型，緊接著進一步討論斷層核心區及破裂損傷區之構造及導水特性之發展。最後，本章以日本西南部三重縣中央構造線(MTL, Median Tectonic Line)的斷層帶結構為例，探討岩體變形區之導水特性。

4.1 典型的斷層帶構造

Caine 等人(1996)的研究中，斷層帶的主要組成為斷層核心、破裂損傷區和母岩，如圖 4.1 之概念模型。破裂損傷區是次要的破裂網路構造，破裂損傷區分布於斷層核心周圍，斷層帶中的次要構造包括小斷層、岩脈、裂隙、解理和褶皺，這些位於破裂損傷區之次要構造使斷層帶之滲透性產生異向性。其中，多次滑移和連續變形事件的作用，可能產生較寬的破裂損傷區。斷層核心與破裂損傷區滲透率的幾何形狀和大小主要受破裂帶之導流屏障或通道系統所控制。斷層核心的破裂密度通常顯著低於破裂損傷區。因此，斷層核心的滲透率可能受控於斷層岩之顆粒大小，而破裂損傷區的滲透率受控破裂網路之水力特性。

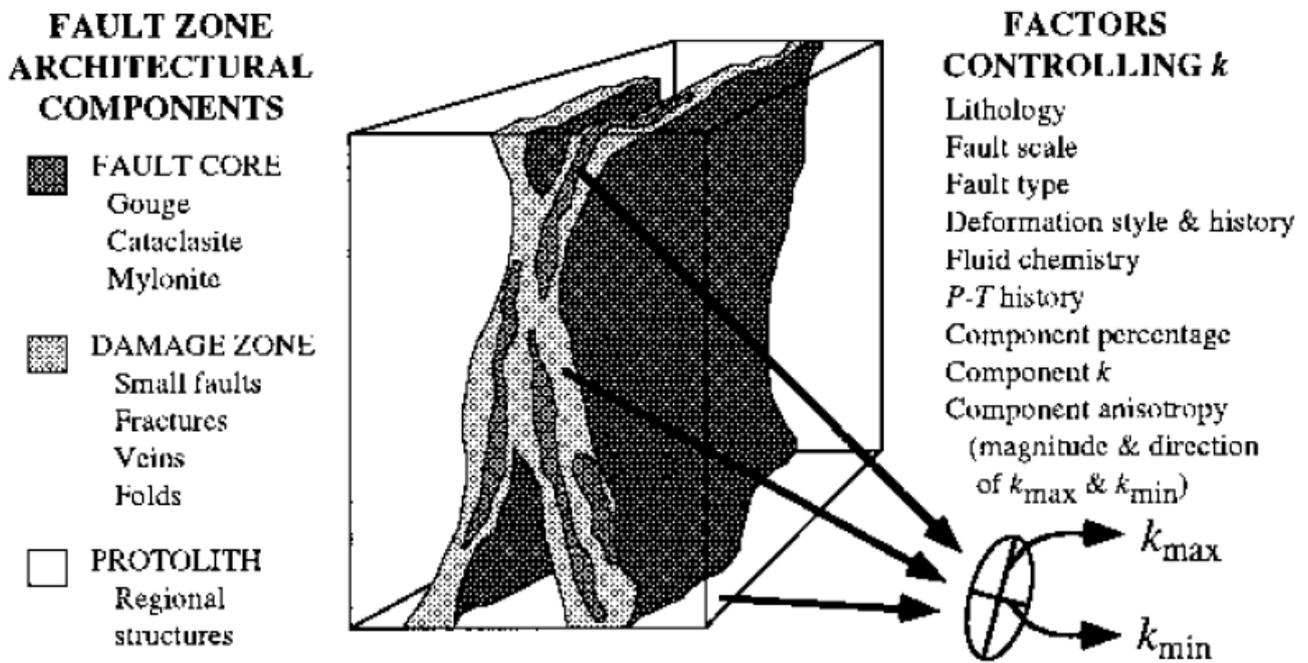


圖 4.1 斷層帶概念模型 (Caine 等人, 1996)

4.2 斷層帶構造及滲透性之概念模型

1. 斷層中流體流動的概念

Caine 等人(1996)之研究中，露頭中觀察並整理出一系列斷層帶構造。包含具有低百分比之破裂損傷及核心的局部流體通道模型(圖 4.2(左下))、具有高百分比之破裂損傷及低百分比之核心區之分散式流體通道模型(圖 4.2(左上))、具有高百分比之斷層核心及低百分比之破裂損傷的局部障壁模型(圖 4.2(右下))，以及具有高百分比之破裂損傷及斷層核心的結合流體通道和障壁模型(圖 4.2(右上))。

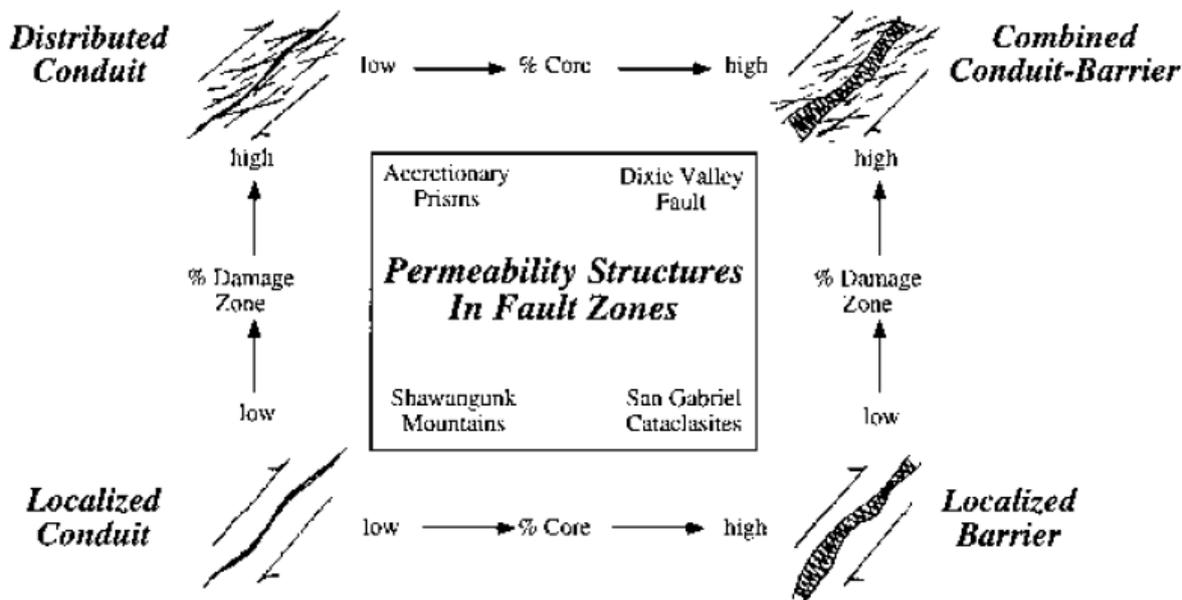


圖 4.2 與斷層相關之流體流動概念圖(Caine 等人，1996)

2. 斷層帶構造與滲透性

斷層帶構造和滲透性的概念模型中包含三個指標數值： F_a 、 F_m 和 F_s 。

$$F_a = \frac{\text{破裂損傷區寬度}}{\text{斷層區總寬度}} = \frac{\text{破裂損傷區寬度}}{\text{斷層核心區寬度} + \text{破裂損傷區寬度}}$$

$$F_m = \text{單一斷層帶之 } F_a \text{ 平均值}$$

$$F_s = (F_a)_{max} - (F_a)_{min}$$

F_a 是一個斷層帶的構造指標，範圍為 0 到 1。 F_a 提供了特定斷層之核心區和破裂損傷區的相對寬度(圖 4.3(A))。當 F_a 為 0 時，模型中不存在破裂損傷區，斷層核心區較低的滲透特性使斷層帶成為流體流動的障礙。 F_a 為 1 時，模型中不存在斷層核心區，具有較高滲透特性之破裂損傷區使斷層帶成為流體流動通道。 F_m 是為單一斷層帶測量獲得的 F_a 平均值(圖 4.3(A))。 F_m 表示斷層帶的整體構造和滲透性，可以沿著特定的斷面(例如，沿著斷層帶的傾角或走向)進行測量。 F_s 是空間變異性指數，表示在特定斷層帶內獲得的 F_a 值的分布(圖 4.3(A))。

繪製 F_a 值與總斷層帶寬度的關係，可以深入了解破裂力學、母岩類型的變形效應，以及在單一斷層帶(圖 4.3(A))或不同的斷層帶(圖 4.3(B))內產生的構造和滲透特性。圖 4.3(A)的橫軸為上述斷層帶構造和滲透性之間之關係($F_a=0$ 至 $F_a=1$)。當 $F_a=0$ 時，斷層帶的構造可能以局部應變變形為主，導致形成局部障壁型之滲透性構造(圖 4.2(右下))。 $F_a=1$ 時，斷層帶可能反映出分散的應變類型，形成分散式流體通道之滲透性構造(圖 4.2(左上))。 F_a 為中間值顯示結合了局部應變和分散變形，產生了結合流體通道和障壁的滲透性構造(圖 4.2(右上))。

舉例而言，圖 4.3(A)為位於格陵蘭東部 Traill Ø 的上古生界碎屑岩中的單一斷層(Fault 6)之斷層帶構造和滲透性示例圖。Fault 6 為斜移正斷層(oblique-slip normal fault)，斷層之位移量為 85 m。圖中為透過 11 個取樣點所繪製之斷層帶構造和滲透性之關係圖。由圖 4.3(A)之結果顯示，可以推測 Fault 6 斷層之母岩類型、母岩對變形的力學反應以及斷層之滲透性的可能相關性。圖 4.3(A)右下角有 3 個較密集的点來自 Fault 6 的一個局部區域，母岩以頁岩為主，斷層核心岩性以富含黏土的斷層泥為主，破裂損傷區構造包括石英、方解石脈、開口裂隙和小斷層。該區域之斷層核心黏土含量較高，加上破裂損傷區的岩脈和開口裂隙，顯示此斷層帶同時具有流體流動通道和障壁的滲透性構造。

斷層帶構造和滲透性示意圖也可以與其它地區的地表露頭和鑽孔資料一起比較。可以繪製單一區域或許多不同區域的多個斷層帶，比較岩性、變形構造和流體流動特性，如圖 4.3(B)所示。圖 4.3(B)顯示幾個不同的斷層帶的 F_m 值。透過彙整這些不同斷層之資料確定 F_m 控制斷層帶結構的因素(例如：岩性)與流體流動特性之間建立相關性(圖 4.3(B))。透過使用這種方法，可以更好地理解控制斷層帶構造和滲透性發展的規則，並且可以在無法直接測量的情況下對類似斷層帶的流體流動特性進行預測和估計。

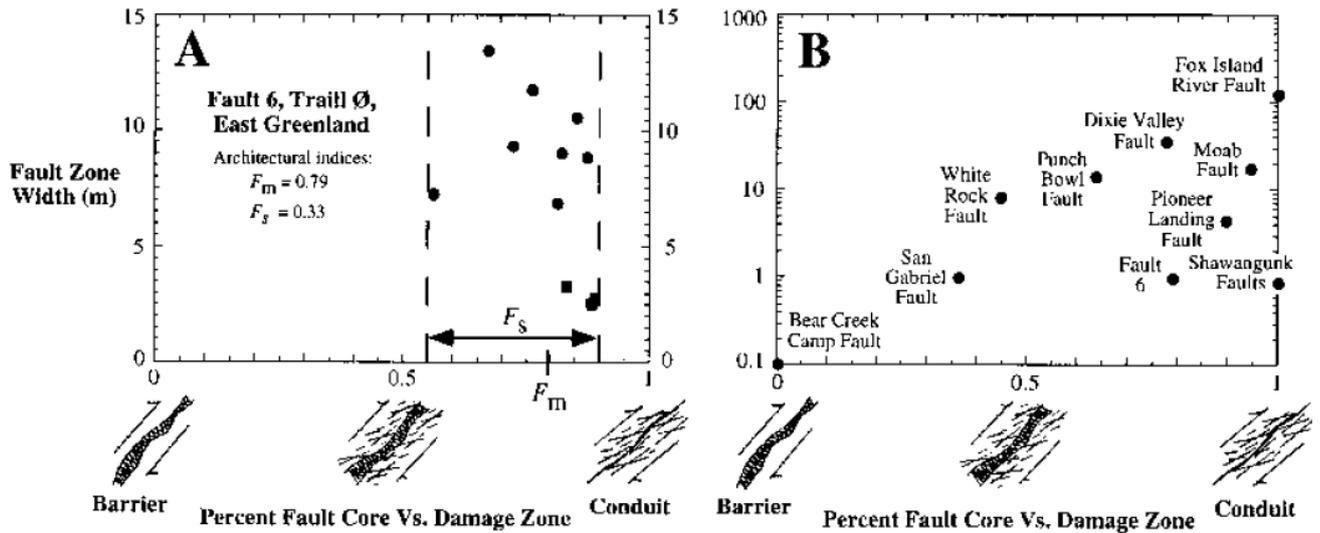


圖 4.3 斷層帶構造和滲透性之關係圖。A 東格陵蘭島 Traill Ø 「Fault 6」獲得的資料，其中，圓點代表富含石英的岩性；方點代表富含黏土的岩性；B 不同地質環境下的斷層資料(Caine 等人，1996)

4.2 斷層核心及破裂損傷區之滲透性發展

如前一節所述，Caine 等人(1996)提出包含斷層核心和破裂損傷區的斷層構造模型中，斷層核心被可視為一個垂直於斷層的導水屏障，而破裂損傷區則被視為一個導流通道。然而，不同斷層構造可能導致更為複雜的水力行為。斷層帶內假設同時存在低滲特性和高滲特性的複雜構造可能導致滲透率非均質性和異向性。斷層帶中，水平於或垂直於斷層的滲透率受控於各個斷層岩體及裂隙的滲透率，也同時受控於三維幾何構造。例如，來自斷層核心區的岩石通常富含層狀矽酸鹽，其滲透率通常較低，但只有在整個斷層平面連續時才會形成流動障壁。斷層核心和周圍破裂損傷區內之開口裂隙和滑移面的滲透率受控於其分布狀態，而後者又比較大程度的受當前局部應力場的方向的影響。這種裂隙和滑動面之滲透率可能比母岩大得多；然而，對於沿斷層和跨斷層之流體流動，取決於這些開口裂隙或滑移面的連通性和截斷其他低滲透單元的能力。

根據 Faulkner 等人(2010)所整理過去斷層帶結構發展，較早期的斷層帶結構概念模型是一個簡單的斷層核心，該核心被分布於周圍之破裂面的破裂損傷區所包圍(圖 4.4(a))。斷層核心一般由斷層泥、碎裂岩或超細碎裂岩組成，破裂損傷區一般由大範圍的破裂和小斷層組成。

較近期的研究對這個簡單模型的普遍適用性提出了質疑。斷層帶可包含單個斷層核心，且有時帶有分支的小斷層，或斷層核心可能會出現分叉、交織和連接等狀況。例如 SAFOD 鑽孔中觀察到第二種類型的斷層帶結構(圖 4.4(b))，斷層核心區中存在多條斷層帶。另外，當斷層帶同時具有兩種高度對比的母岩時，局部的破裂特性可能會更明顯，例如日本的中央構造線 (Wibberley & Shimamoto, 2003)。

再者，斷層破裂損傷區的滲透率受母岩滲透率、裂隙網路、低滲透變形壓實帶和其幾何組成所控制。低孔隙度岩石之破裂損傷區滲透率一般以裂隙為主，受控於大尺度之裂隙網路連通性(圖 4.5)。而高孔隙度岩石的破裂損傷區可能更為複雜，滲透率受低滲透變形帶和高滲透滑移面的密度和連通性控制，隨著與斷層核心的距離增加，大尺度的斷裂網路和變形帶之密度都隨之減少。Wibberley 和 Shimamoto (2003)測量了從日本中央構造線表面跡線的岩石滲透率。量測結果顯示滲透率變化超過幾個數量級，可以解釋斷層帶的岩性變化和構造的複雜性(詳細內容請參閱 4.3 節)。圖 4.5 顯示多個斷層核心之構造之複雜性，周圍的微裂隙密度變化導致滲透率之異向性。破裂損傷區內圍岩的滲透率由裂隙的頻率和方向控制。另一方面，直接量測破裂損傷區之地表露頭所收集的岩石，其量測而得之滲透率可能會受到風化或變形影響導致結果失真。因此，透過鑽探中取深部岩石樣本進行量測可能會克服這個問題。

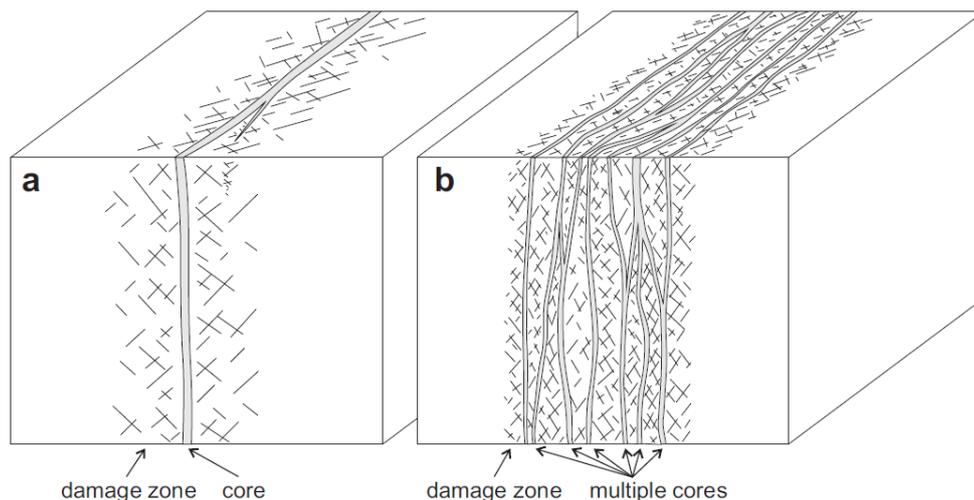


圖 4.4 典型的斷層帶結構。(a)單一高應變斷層核心區被破裂損傷區包圍；(b)多核心區模型 (Faulkner 等人, 2010)

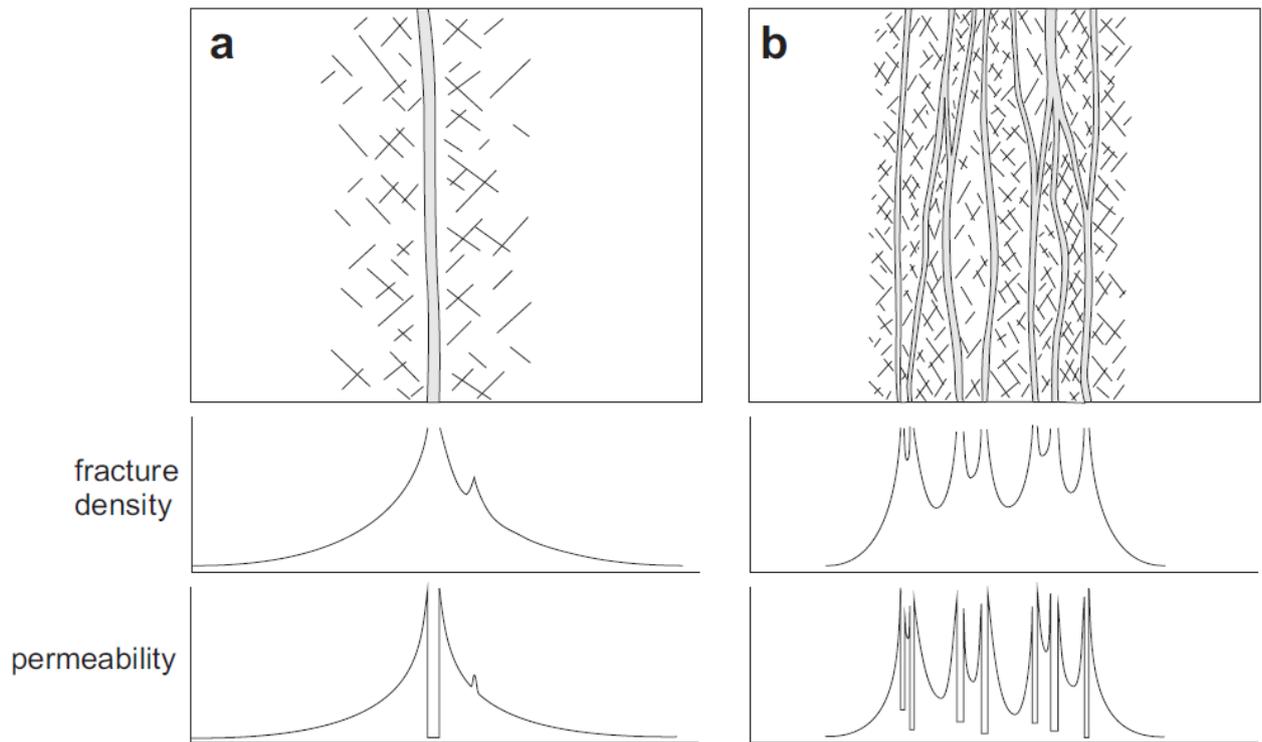


圖 4.5 斷層帶的一些物理性質與其結構(破裂損傷區和斷層核心)有關。(a)單個斷層核心和(b)多個斷層核心，這說明了特徵化結果的複雜性(Faulkner 等人，2010)

4.3 案例分析

大型破裂帶對於流體流動的影響至關重要，因為這破裂帶在活動和不活動時期都具有充當導流或屏障的能力。Evans 等人(1997)和 Seront 等人(1998)的研究顯示，母岩的滲透率於破裂損傷區有顯著提升，但在含有斷層泥之斷層核心區滲透率則降低。因此，本節之案例分析以 Wibberley & Shimamoto(2003) 日本西南部三重縣中央構造線(MTL, Median Tectonic Line)的斷層帶構造和滲透率(permeability)的研究為例，本節將完整的說明此案例岩體變形區之導水特性(包含破裂損傷區及斷層核心區)。

4.3.1 研究範圍內之 MTL 背景資料

1. 地質環境

中央構造線(MTL)是日本最大的陸上裸露斷層，其位移歷史至少可以追溯至早白堊紀。MTL 位移的大小很難估計，現階段 MTL 的露頭是一個大角度斷層，將斷層以北的領家(Ryoke)岩區之花崗片麻岩和糜嶺岩與斷層以南的三波川(Sambagawa)岩區之變質泥質片岩分開(圖 4.6(a))。MTL 的活動使原始的領家糜嶺岩和三波川片岩產生變形、破裂，並生成各種不同的斷層岩，例如葉狀碎裂岩、隨機結構碎裂岩、角礫岩和斷層泥。

2. 斷層帶構造

MTL 位於三重縣西側，為向北傾斜 65° ，為構造北側領家岩區衍生的斷層岩(主要是碎裂岩)和南側的三波川岩區衍生的斷層岩(主要是黑色葉狀構造)之間之接觸區。領家岩區之糜嶺岩變形並轉變為富含層狀矽酸鹽的糜嶺岩，分布於 MTL 斷層接觸面以北約 10 m 處。裂隙、綠簾石和石英岩脈、黏性膠結微角礫岩和膠結碎裂岩帶於 MTL 接觸面以北 300 m 處，為糜嶺岩之脆性變形區所覆蓋之構造。MTL 南側的三波川岩區之變質泥質石英-雲母片岩普遍的向斷層的葉理方向變形(圖 4.6(b))。MTL 以南數百米處，偶爾會出現具有寬約 0.1 m 的斷層泥帶的相對較小的獨立斷層。

3. 露頭資料

靠近月出(Tsukide)露頭的草圖(圖 4.7)顯示，三波川片岩已變形為黑色葉狀斷層泥且橫跨約 15 m 寬的區域。中央滑移區是一個明顯的平面，如圖 4.7、圖 4.8 所示。滑移區寬約 50-100 mm，由極細的黑色斷層泥構成，切斷了所有相鄰構造。中央滑移帶北側，寬約 4 m 的葉狀碎裂岩由排列整齊的碎屑或粗石英泥層與黑色層狀矽酸鹽泥混合而成。葉狀碎裂岩和黑色斷層泥之間的接觸區為非均勻平面，靠近 MTL 斷層帶中心含有較複雜的構造，這些複雜的構造是由於領家岩區衍生之斷層岩中的次要滑動區，這些次要滑動區傾斜於 MTL 滑動面，並且可能與 MTL 斷層進行間歇性的滑動。其中，靠近 6 號採樣點(圖 4.7)露頭西側，來源於領家岩區之斷層岩的粗糙白色斷層泥和三波川岩區之葉狀斷層泥相鄰的極細黑色泥岩發生了相互交錯和混合。

4. 粒度資料

透過顆粒篩分檢查斷層泥中的微碎屑尺寸分布。從 MTL 斷層帶內不同位置採集的斷層泥樣本經過烘箱乾燥、稱重，然後分解。然後，將這些樣本與蒸餾水混合以形成漿液進行樣本顆粒尺寸篩分。最後，將每個尺寸級分的材料乾燥並稱重。粒度資料如圖 4.9 所示，由圖中可之，領家岩區衍生的白色斷層泥含有的微碎屑較粗於三波川岩區衍生的斷層泥。由粒度資料可之，中央滑移帶斷層泥具有最低比例的微碎屑。遠離中央滑移帶的葉狀斷層泥所收集之樣本，其含有較大微碎屑的機率也相對較高 (圖 4.9)。

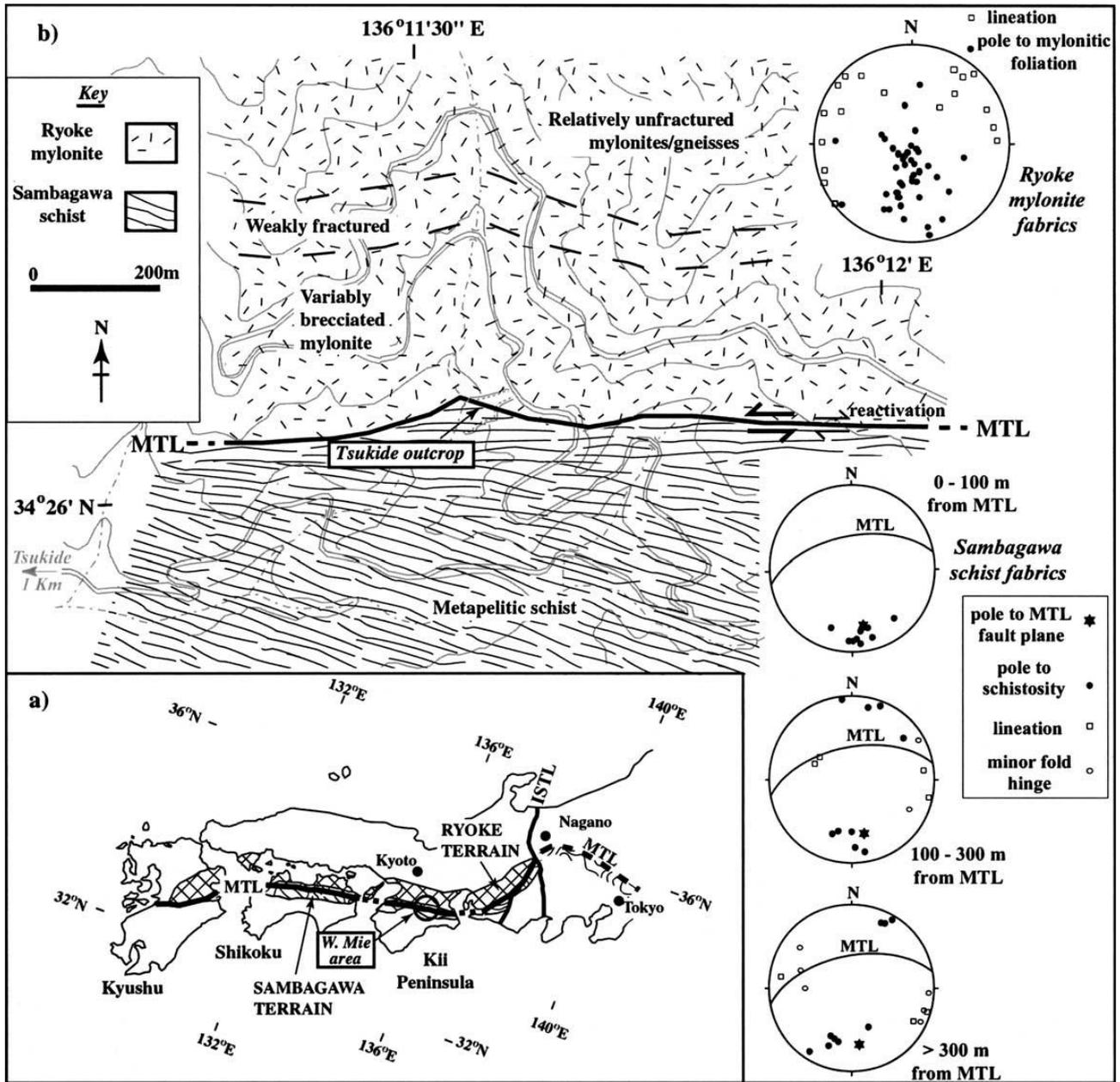


圖 4.6 (a)日本西南部的中央構造線(MTL)和相鄰構造單元。ISTL(Itoigawa–Shizuoka Tectonic Line)為絲魚川-靜岡構造線；(b)位於三重縣西側月出露頭附近的中央構造線地質圖，包括中央構造線周圍變形構造資料，以及下半球等面積立體投影(Wibberley & Shimamoto, 2003)

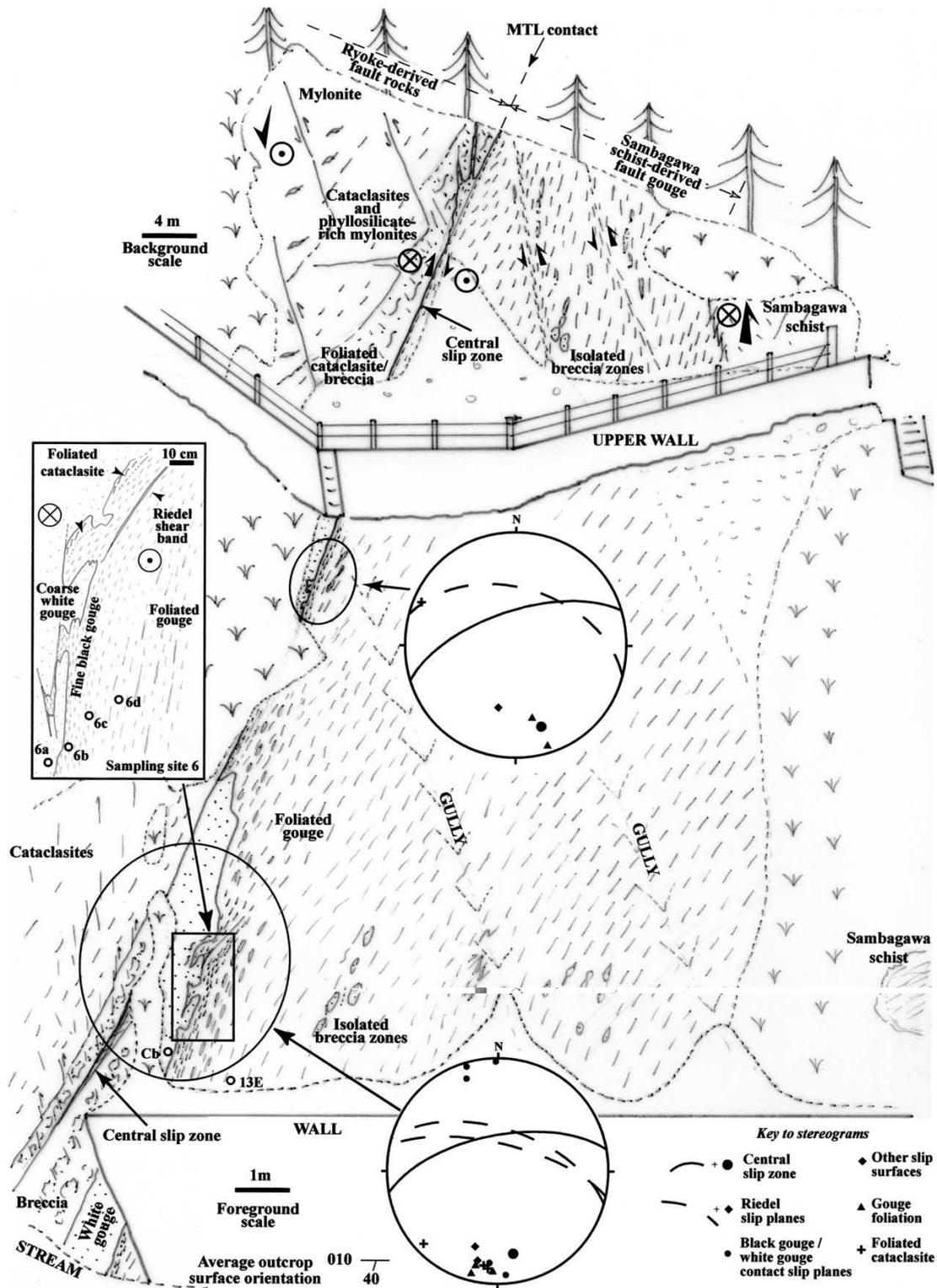


圖 4.7 圖 4.6 中與中央構造線連接之月出(Tsukide)露頭的草圖。該草圖視角大致水平向東。特寫圖顯示一個採樣點的特寫草圖，標有 6a、6b 等的圓圈，表示採樣點在斷層帶中的相對位置。箭尾(十字)和箭頭(點)分別代表斷層岩運動遠離觀察者和朝向觀察者的運動的分量，以及包含下半球等面積立體投影(Wibberley & Shimamoto, 2003)

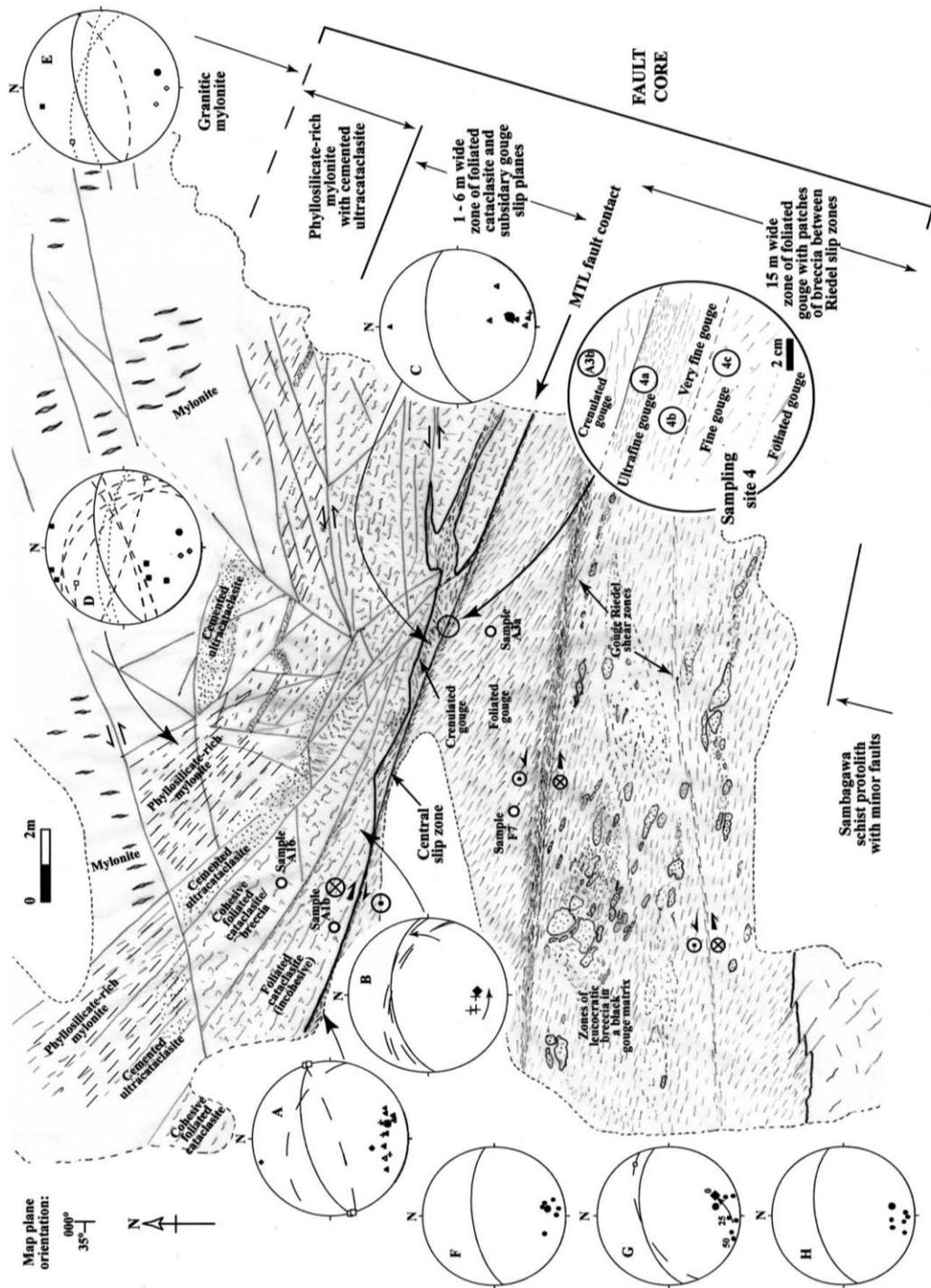


圖 4.8 圖 4.7 中之上半部初露的中央構造線露頭圖，圖中顯示斷層岩類型的分布和斷層中的中央滑移帶。特寫圖為中央滑移區及其周圍的採樣點，採樣點以圓圈表示，以及下半球等面積立體投影。立體投影圖 A 和 C 為中央滑動區及其周圍的構造，B 為葉狀碎裂岩，D 為富含層狀矽酸鹽的糜嶺岩，E 為領家岩區之糜嶺岩，F、G 和 H 分別代表離中心滑移帶 0-50 cm、0.5-5 m 和 6.5-14 m 的葉狀斷層泥構造。G 中的數字表示距 Riedel 剪切帶中心的距離(mm) (Wibberley & Shimamoto, 2003)

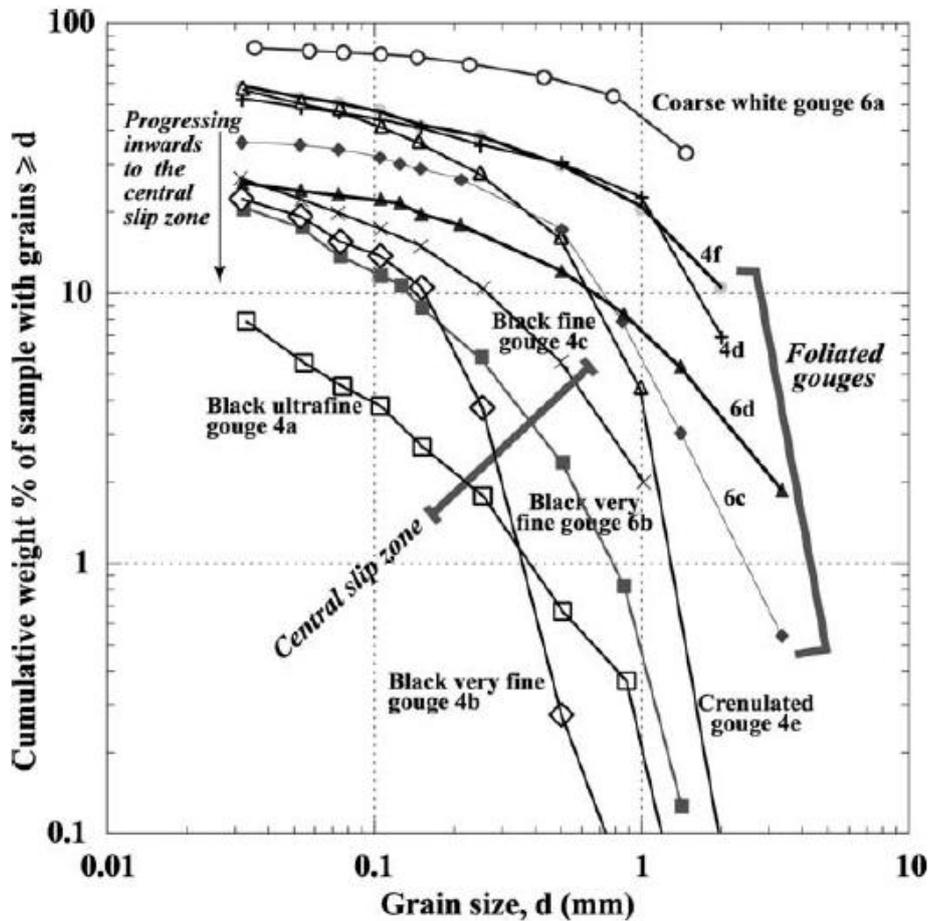


圖 4.9 MTL 月出露頭於不同採樣點採樣之斷層泥，其微碎屑的粒度分布(Wibberley & Shimamoto, 2003)

4.3.2 滲透率測量

Wibberley & Shimamoto(2003)的研究中，使用高溫高壓變形和流體流動氣體設備進行滲透率(m^2)量測(水力傳導係數(m/sec)換算請參照 3.3.2 節)，如圖 4.10 所示。該裝置(圖 4.10)使用壓力產生器施加約 120 MPa 的圍壓。壓力容器有一個內部裝置，可對上活塞施加軸向力，使待測樣本保持在均勻圍壓下進行試驗。目前為止所進行的實驗中，室溫下使用氮氣作為壓力介質施加圍壓和孔隙壓力。系統測試期間，為了安全起見，初期試驗於 110 MPa 的壓力下進行，待系統穩定後，通常使用最大圍壓至 200 MPa。

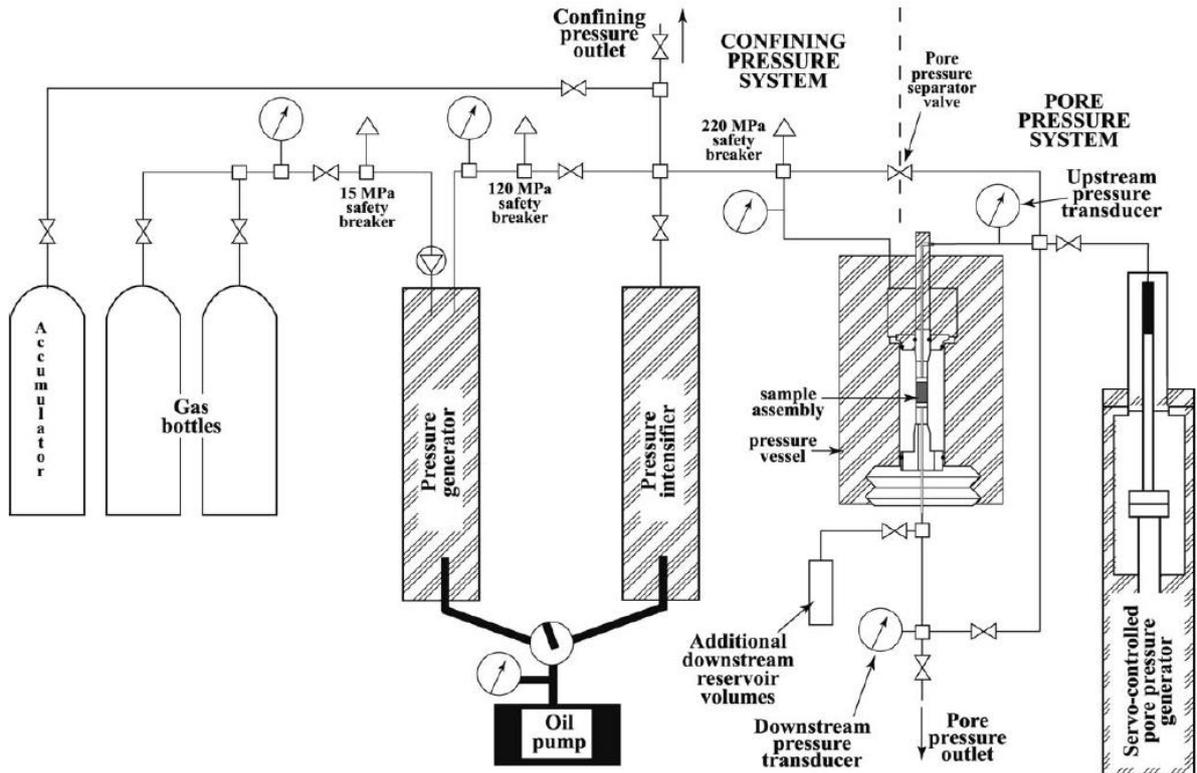


圖 4.10 用於測量滲透率的高溫高壓變形和流體流動氣體裝置(Wibberley & Shimamoto, 2003)

1. 樣本製備

用於滲透率測量的圓柱形岩心樣本通常透過 20mm 內徑、壁厚為 0.2mm 的未退火銅管插入露頭並與樣本一起提取的方式從露頭中取出。內徑為 25 mm 的不銹鋼管、壁厚 0.5 mm 用於太硬而無法使用銅管的斷層岩。所使用的岩心樣本長度約在 10 至 40 mm 之間。將樣本在 80°C 下烘乾 2 天以去除孔隙水。然後將每個樣本放置在穿孔的黃銅墊片之間，並使用幾層聚烯烴進一步夾套上活塞和下活塞。

2. 滲透率測量方法

使用正弦孔隙壓力振盪技術在 20 MPa 的孔隙壓力(P_p)下測量滲透率。圍壓從 30 MPa 逐步增加，且每次增壓都進行滲透率測量。圍壓達峰值後開始降低，於整個圍壓循環中完成一組測量。再者，將滲透率資料轉換為圍壓(P_c)的函數，這些資料是透過使用應變計壓力換能器(strain gauge pressure transducer)監測上、下 P_p 振盪，並使用電壓移相器(voltage

shifter)增強並優化訊號至記錄器可能檢測到的電壓範圍。測量 P_p 振盪幅度的比值(ratio)和相位差(phase lag)後,透過 Fischer (1992)提出之方程的數值模型計算兩個無因次參數,從中可以直接計算滲透率。表 4.1 為研究中所有斷層岩的室內滲透率資料。

表 4.1Wibberley & Shimamoto(2003)研究中所有斷層岩的室內滲透率資料匯整(節自 Wibberley & Shimamoto, 2003)

斷層岩區	斷層岩類型	樣本編號	與 MTL 接觸點的距離 (m)	樣本長度 (mm)	燃氣鑽機運行編號	滲透率($m^2 \times 10^{-18}$)			
						50 MPa	100 MPa	200 MPa	50* MPa
糜嶺岩	花崗糜嶺岩	E25-x	-400	12.1	187	4.5	0.653	0.0258	0.0484
	花崗糜嶺岩	E25-z	-400	18.0	151	1.92	0.193	0.034	0.749
可變破裂糜嶺岩	膠結碎屑岩	E17	-245	31.0	143	701	23.1	1.44	18.9
	人工破裂膠結碎屑岩	E17 refrac	-140	31.0	144	8600	2660	501	1880
	角礫糜嶺岩	E27	-2	23.2	153	228	19	2.69	12.8
碎屑岩	膠結葉狀碎屑岩	A16	-0.1	26.7	142	235	0.367	0.00903	0.214
	無凝聚力葉狀碎屑岩	A1b	-0.1	32.3	150	1340	36.8	0.665	10.1
	細褶皺斷層泥	A3b	-0.04	73.8	146	11700	3430	55.6	157
	粗狀白色斷層泥	Cb	-0.03	14.5	163	1100	28	0.94	3.44
	粗狀白色斷層泥	6a	-0.02	12.3	83	2075	55.58	-	32.1
中央 滑移區	超細粒斷層泥	4a-x	0.01	16.4	70	54	0.0806	0.00355	0.0263
	超細粒斷層泥	A4-z	0.01	11.1	261	48.6	0.00312	-	0.00759
	很細粒斷層泥	4b	0.04	15.3	67	299	0.389	-	-
	細粒斷層泥	4c	0.08	29.0	84	163	0.3048	-	0.465
三波川 葉狀 斷層泥	葉狀斷層泥	6c	0.1	13.6	87	134	4.19	-	3.82
	葉狀斷層泥	6d	0.2	28.4	90	55	1.536	-	1.48
	葉狀斷層泥	13E	0.8	12.7	27	20.83	3.07	-	2.74
	葉狀斷層泥	A3a	1.2	46.9	145	299	21.8	0.719	3.91
	葉狀斷層泥	F7a	4.5	23.7	317	4330	214	6.72	17.9
三波川 片岩	變質泥岩片岩	D1	80	31.7	138	187	0.983	0.0211	0.726
小斷層	粗顆粒斷層泥	5-1	200	12.0	88	549	48.5	-	42

4.3.3 斷層岩滲透率

1. 滲透率資料和壓力變化

典型壓力循環實驗中，滲透率隨著第一次壓力循環期間之圍壓(P_c)增加而有顯著降低，如圖 4.11 所示。第一個壓力循環測量後之解壓期間，滲透率沒有完全回到初始值，滲透率通常比初始值低兩個數量級或更多。進一步的壓力循環測量，滲透率會繼續降低，但下降幅度小很多。每個壓力循環峰值的資料顯示滲透率隨著每一次壓力循環而逐漸降低。

對於領家岩區之糜嶺岩衍生的斷層岩(圖 4.12(a)和表 4.1)，樣本分為三類滲透率資料：

- (1) 糜嶺岩和膠結葉狀碎裂岩中記錄到最低滲透率， P_c 為100 MPa時滲透率為 10^{-19}m^2 ，200 MPa時滲透率為 10^{-20}m^2 。然而，低圍壓(約30 MPa)下，膠結葉狀碎裂岩的滲透率比糜嶺岩高兩個數量級；
- (2) 可變破裂糜嶺岩和碎裂岩於100 MPa和200 MPa下有較高的滲透率，約 10^{-17}m^2 和 10^{-18}m^2 ；
- (3) 人工破裂之膠結碎裂岩樣本(E17)透過對樣本施加100 MPa的軸向應力10秒製備而得。此過程產生了新的微裂隙，導致滲透率增加兩個數量級，可能是由於裂隙剪脹。

三波川岩區之斷層岩和母岩的滲透率資料大致分為兩組(圖 4.12(b) 和表 4.1)：

- (1) 中央滑移帶斷層泥岩及三波川片岩含有較低之滲透率；
- (2) 葉狀斷層泥和鋸齒狀斷層泥，其滲透率高於中央滑移帶斷層泥和母岩。

資料顯示，在 100 MPa 和更大的圍壓下，中央滑移帶斷層泥的滲透率比相鄰的葉狀斷層泥低兩個數量級以上。此外，對於垂直於滑移帶的樣本(樣本 4a-z)，滲透率至少要低一個數量級。與該滑動帶相鄰的葉狀斷層泥具有更高的滲透率(圖 4.12(b))，比三波川片

岩高0.5到3個數量級。從MTL破裂帶邊緣到中央滑動帶，泥岩滲透率系統性降低(50 MPa資料除外)。中央滑移帶北側附近採集的鋸齒狀斷層泥樣本中測得的滲透率明顯更高。

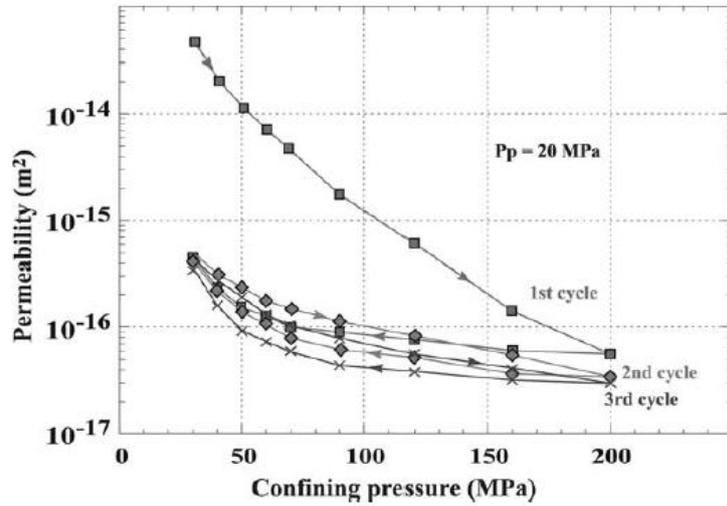


圖 4.11 孔隙壓力為 20 MPa 時，葉狀斷層泥樣本(A3b) 進行壓力循環量測，氣體滲透率的變化(Wibberley & Shimamoto, 2003)

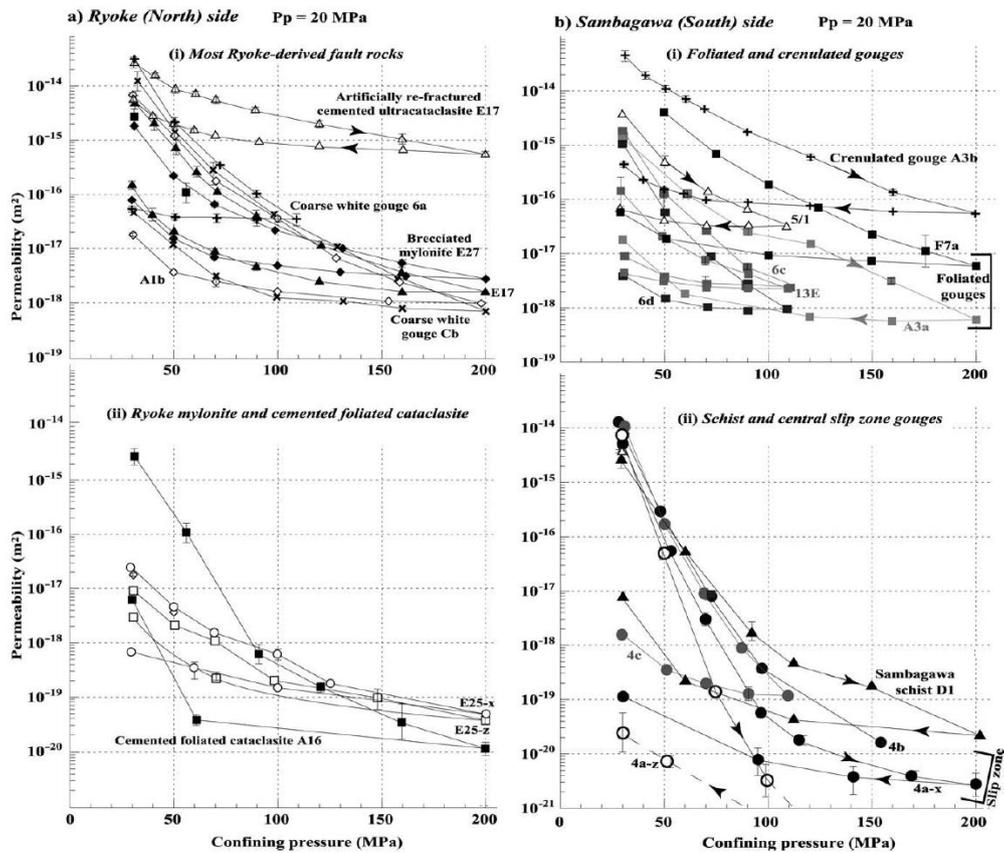


圖 4.12 室溫下孔隙壓力為 20 MPa 時, MTL 斷層岩和母岩樣本第一次壓力循環的滲透率資料。

(a)領家(北)側樣本：(i)除了膠結葉狀碎裂岩之外的所有領家岩區衍生的斷層岩；(ii)糜嶺岩樣本和膠結葉狀碎裂岩；(b)三波川(南)側樣本：(i)葉狀斷層泥、圓齒狀斷層泥和小斷層斷層泥；(ii)中央滑移帶斷層泥和三波川片岩(Wibberley & Shimamoto, 2003)

4.3.4 MTL 斷層區之滲透特性總整

綜合斷層區之構造和室內試驗之滲透率資料，將 MTL 分為五個區域，如圖 4.13 所示：

1. 相對未破裂的低滲透性的領家岩區之糜嶺岩；
2. 可變裂隙糜嶺岩和滲透率非常不均勻的碎裂岩具有較高的滲透率，而未破裂的膠結斷層岩中滲透率較低；
3. 含有滲透率極低的極細粒斷層泥之狹窄中央滑移區，此滑移區被認為是主要位移帶；
4. 15 m 寬的葉狀斷層泥帶，與葉狀平行之滲透率隨著顆粒尺寸從斷層滑移中心向破裂帶邊緣增加而穩定增加；
5. 三波川岩區之中低滲透率的變質泥質片岩。其中，此區含有距離斷層主要滑移區百公尺外滲透率局部增加的孤立小斷層。

Wibberley & Shimamoto(2003)於研究中所採樣之樣本為地表的斷層岩，室溫下於室內試驗得到之滲透率資料可能僅適用於地表附近之斷層滲透率模型，如圖 4.14。因此，該研究案例之領家糜嶺岩和三波川片岩主要為 MTL 低溫變形事件的兩個母岩。領家岩區之糜嶺岩母岩具有相對較低之滲透率，由於糜嶺岩破裂損傷構造和角礫岩化，使 MTL 以北 300 m 後滲透率逐漸增強。MTL 斷層岩上進行變形和滲透率耦合實驗顯示，膠結碎裂岩的滲透率因裂隙剪脹而增強。因此，裂隙剪脹特性和膠結作用之間的相互關係可能是控制領家岩區由糜嶺岩滲透構造的主要因素。

三波川片岩的破裂和壓碎作用(cataclasis)也導致滲透性增加，透過三波川片岩母岩相鄰之葉狀斷層泥的高滲透性獲得證明。距離中央滑移區越近，更細的顆粒尺寸和片狀顆粒比例的增加提高了顆粒間空隙填補的效率，導致葉理狀斷層泥於持續受剪變形期間造

成剪切壓實(shear-enhanced compaction)作用而導致滲透率降低(圖 4.14)。因此，儘管三波川岩區較遠離斷層側具有較高之滲透率，但與部分受斷層作用的領家岩區之糜嶺岩對比，三波川岩區的滲透性結構不太適用簡單的破裂損傷區/斷層核心區之模型。表示在斷層帶內和周圍的構造類型和滲透性構造，反應了母岩之岩性和力學特性的重要性。壓碎作用、剪切壓實作用和黏土形成之間的相互作用控制了斷層帶變質泥質片岩的滲透性結構，加上局部的變形，產生滲透率非常低的中央滑移帶。低滲透特性之中心滑移帶被其他高度變形的斷層岩包圍，空間分布複雜，橫跨 25 m 寬的區域(圖 4.7、圖 4.8)，這些通常都被認為是 MTL 斷層帶的構造斷層核心區(圖 4.13)。因此，即使在 MTL 斷層帶的高度變形的中心部分，滲透率的變化也相當大。

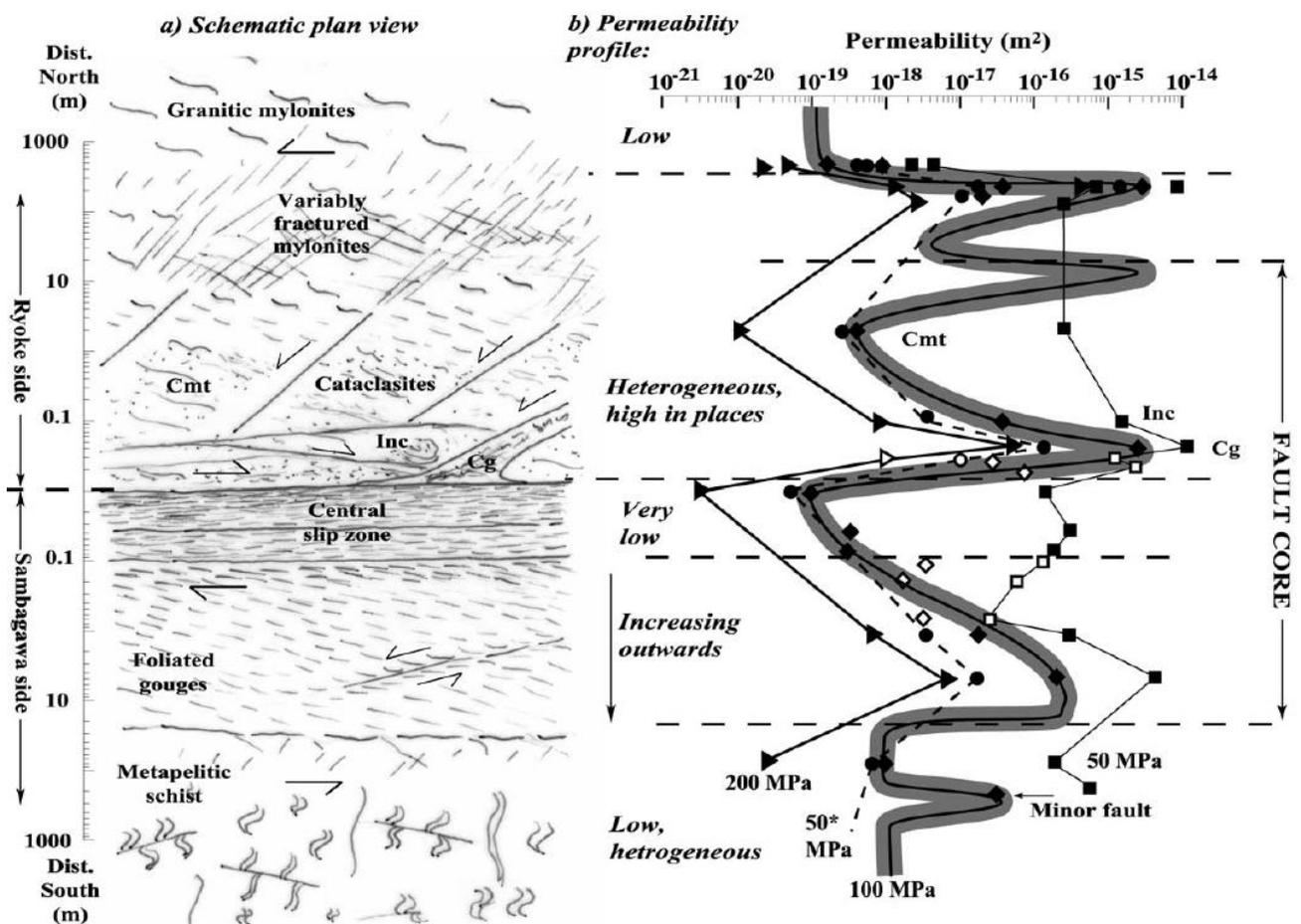


圖 4.13 MTL 滲透性構造主要元素草圖(a)構造區概要；(b)不同圍壓之滲透率資料分布
(Wibberley & Shimamoto, 2003)

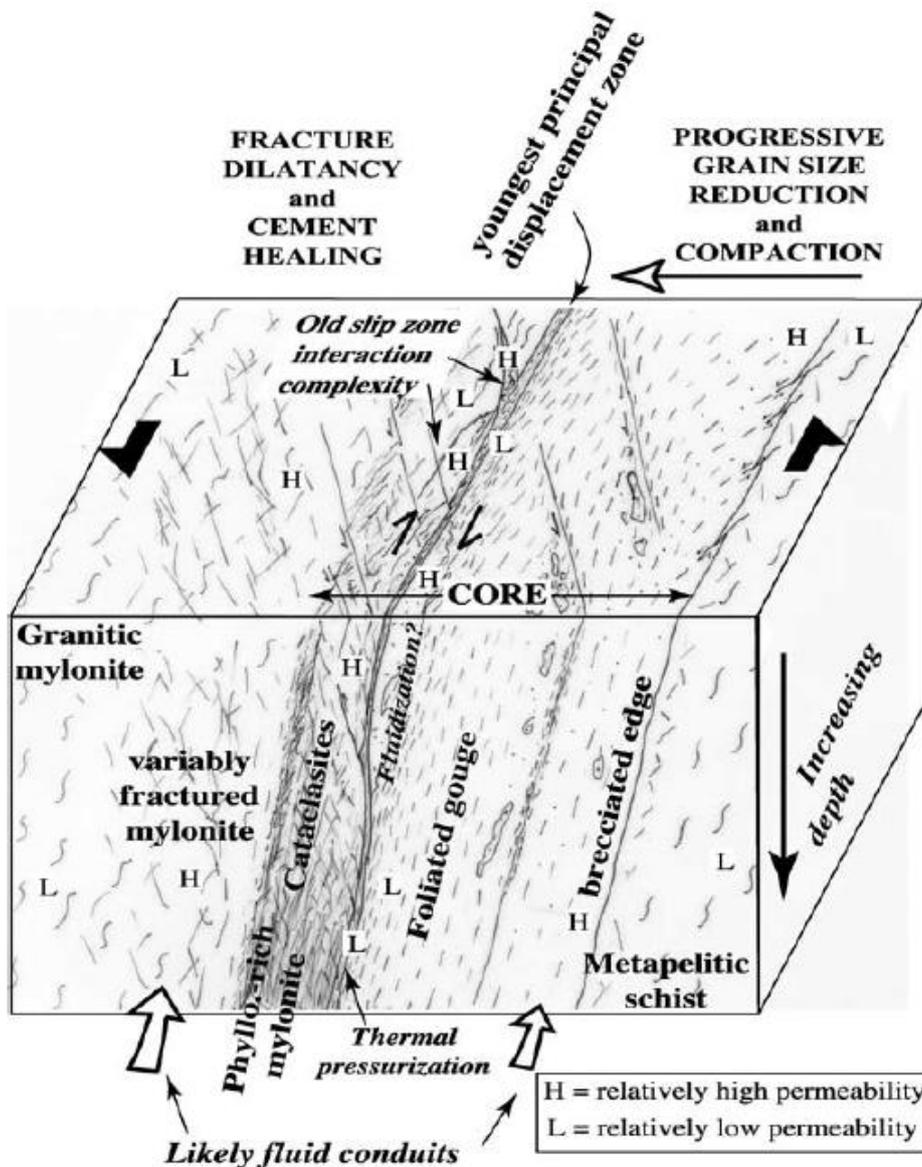


圖 4.14 中央構造線破裂帶及其周圍淺地殼中流體流動行為的總結模型。請注意，中央部分在比例上被誇大了(Wibberley & Shimamoto, 2003)

第五章岩體變形區內核心區之導水特性研析

斷層帶的構造大至可分為斷層核心、破裂損傷區和母岩。斷層核心的破裂密度通常顯著低於破裂損傷區。因此，斷層核心的滲透率可能受控於斷層岩之顆粒大小。前人的研究中發現，例如 San Andreas 斷層 (Chu 等人，1981；Morrow 等人，1984)、Carboneras 斷層(Faulkner & Rutter，1998)和 Nojima 斷層(Lockner 等人，1999；Mizoguchi 等人，2000)之斷層泥研究中，有效應力於 50 至 180 MPa 下均顯示相對較低的滲透率，顯示斷層泥可能造成橫向流體流動阻礙。如同 4.1 節所述(Caine 等人，1996)，天然斷層帶內部構造通常由一個具有大部分位移的斷層核心區和一個圍繞斷層帶周圍且伴隨斷層生長的破裂損傷區。斷層核心區相對於其周圍損傷區域的厚度、分布和滲透率，以及每個構造內之異向性決定了斷層區內的流體流量和流體壓力分布。因此，本章首先彙整了 Zhang 等人(1999)之研究，透過不同材質之人造斷層樣本，研究斷層滑動對流體流動及其異向性之影響。再者，總整 Faulkner 等人(2010)對於過去斷層帶之核心區流體流動的研究彙整、4.3 節中有關日本西南部三重縣中央構造線之研究案例，以及本章之內容，討論有關斷層核心區之導水特性。

5.1 室內試驗之滲透率

地殼中的脆性斷層帶是不同的構造單元所組成，流體流動和流體壓力分布可能與斷層帶外部明顯不同。在過去的研究中已得知，斷層帶具有兩個相互矛盾的構造，包含流體流動的通道和屏障。單個斷層也可能同時表現出高滲透率和低滲透率。其中，高滲透率平行於斷層平面，低滲透率垂直於斷層平面。透過觀察所得知斷層帶滲透率之異向性，代表斷層帶本身在構造亦是異向性。現地開挖出的斷層帶中，斷層核心區通常由定義明確的粗角礫岩、精細研磨的岩粉(斷層泥)或經化學和高度硬化的碎裂岩組成的窄層。前人的研究中，有人認為顆粒尺寸縮小和化學變化是影響斷層核心區流體滲透性的兩個關鍵因素，並且質層中的剪力作用也可能導致斷層帶中的異向性流體流動。

因此，如何有效的定量測量斷層中的滲透率異向性，本節彙整了 Zhang 等人(1999)所開發之方法，此方法用於大位移摩擦滑動過程中垂直和平行於待測斷層的滲透率的室內試驗。試驗過程透過高壓下對合成石英、白雲母和花崗岩施以剪力位移，研究斷層滑動對滲透率及其異向性之影響。

5.1.1 實驗裝置

摩擦滑動實驗為於高壓、電腦界面於旋轉剪力設備上進行操作。剪力變形發生在滑動面外徑為 53.98 mm，內徑為 44.45 mm，接觸面積為 735 mm^2 的兩個受力塊圓柱環的端點之間，如圖 5.1。兩個推力環分別透過環氧樹脂固定在上下鋼製樣本夾上。上樣本夾保持固定，下樣本夾與鋼製活塞於共同的垂直軸旋轉。下樣本夾旋轉一圈約對應於 153.6 mm 的位移量。透過兩個受力環之間放置初始厚度為 1 mm 的合成斷層泥材料層來產生實驗斷層帶。使用 LVDT 感測器和旋轉變壓器同時測量軸向和旋轉位移，從而可以確定斷層泥層厚度隨剪力位移的變化。所有剪力滑動實驗均在 100 MPa 有效正應力下進行，該應力由 100 MPa (N₂)氣體圍壓、16 MPa 孔隙流體壓力和 16 MPa 軸向應力的組合產生。雙重去離子水(Doubly deionized water)用作孔隙流體。滑動套組件將圍壓氣體與孔隙流體中的水隔離開來。位移間隔後，暫時停止滑動，消除剪應力，並逐步改變有效平均應力，以研究其對滲透率的影響。

通過斷層泥層的水流由分別連接到上下樣本夾的兩個伺服控制的容積計為持。每個容積計都由一個活塞汽缸(piston-cylinder)、一個壓力感測器和一個連接到容積計活塞軸上的線性可變差動變壓器(LVDT, Linear Variable Differential Transformer)。垂直於斷層泥層的流體流動是透過使用滲透性陶瓷，並透過樣本上施加恆定的壓差或流速進行施作(圖 5.1)。平行於斷層泥層的流體流動是透過一個或多個位置處的可滲透槽將流體引入和離斷層泥層。最後，使用達西定律計算流體滲透率。

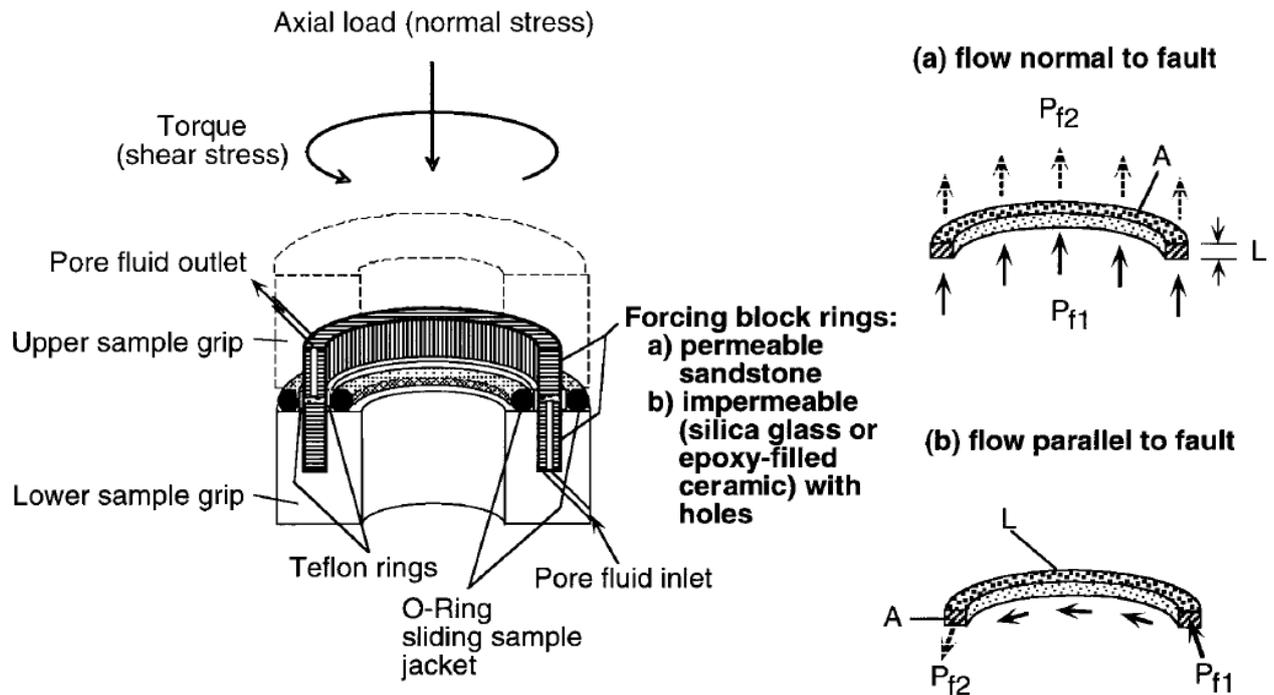


圖 5.1 旋轉剪力變形儀器的剖示圖。帶有人造斷層泥的實驗性斷層位於上下固定環之間。垂直和平行於斷層的流體滲透率分別用可滲透和不可滲透的固定環固定並進行測量。(a)和(b)中顯示用於滲透率測量的流動方向(箭頭)、面積(A)、路徑長度(L)以及入口和出口孔隙壓力(P_{f1} 和 P_{f2})(Zhang 等人, 1999)

5.1.2 斷層滑動對滲透率異向性的影響

實驗結果如圖 5.2 所示，石英斷層泥中，初始加壓期間滲透率異向性很小。於幾毫米的剪力滑動後，滲透率異向性有顯著的提升。施加 100 MPa 的有效正應力後，滲透率約為 10^{-14} m^2 ，剪力變形的過程中，垂直於斷層的方向上之滲透率比平行於斷層方向更低。剪力位移達到 150 mm 時，平行於斷層的滲透率降低約三個數量級，垂直於斷層的滲透率降低約四個數量級，最大滲透率異向性約為一個數量級。花崗岩斷層泥中，加壓到有效正應力為 100 MPa 後，初始滲透率約為 10^{-15} m^2 。剪力位移到達約 150 mm 時，平行和垂直於斷層的方向上，流體滲透率分別降低了大約三個和四個數量級。當剪力位移達約 150 mm 時，滲透率異向性約為 1.5 個數量級。白雲母斷層泥中，初始加壓和加壓過程中皆形成了滲透率異向性，剪力變形前，

平行和垂直於實驗斷層的滲透率分別為 10^{-17} & 10^{-18} m^2 。剪力變形期間，前 15 mm 內的剪力位移，滲透率降低了 1 至 1.5 個數量級。與斷層泥層平行的方向滲透率下降的幅度大於垂直於斷層泥層的方向，導致滲透率異向性逐漸下降。進一步的剪力滑動僅導致滲透率發生輕微變化。

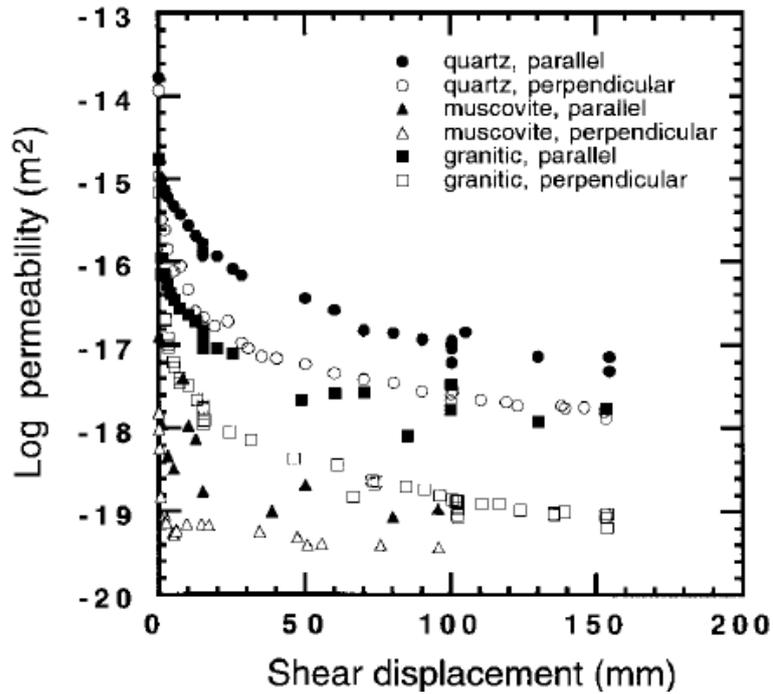


圖 5.2 剪力滑動對滲透率之關係圖 (Zhang 等人，1999)

5.2 斷層核心的水力特性及其對流體流動的影響

根據 5.1 節中 Zhang 等人(1998)的研究顯示，初始加壓期間，除了白雲母大約差了一個數量級，石英、花崗岩質斷層泥垂直和水平之滲透率異向性不大。當剪力位移逐漸增加時，石英、花崗岩質斷層泥平行及垂直於斷層之滲透率皆明顯下降，異向性約為一個數量級。且石英、花崗岩及白雲母斷層泥，平行於斷層之滲透率皆大於垂直。由研究結果得知，透過人造斷層模擬實際斷層之水力特徵之實驗，室內試驗的結果可順利掌握異質性與異向性。

根據 Faulkner 等人(2010)之研究,許多原因可能會影響斷層核心區域之導水特性。例如 自然斷層中,存在兩種不同的斷層泥。第一種是由破碎、不規則但大致相等的「粒狀」材料的斷層泥,第二種是含有一定比例的層狀矽酸鹽材料的斷層泥。其中,「粒狀」斷層泥常傾向發展為同一特徵之粒度分布,表示這些材料的滲透性發展相似(Sammis 等人,1987; Marone 和 Scholz,1989)。如同本研究 5.1 節介紹之 Zhang 等人(1998)的研究於 25 MPa 正應力下合成石英斷層泥的滲透率變化。研究發現,增加剪應變下,滲透率降低了兩至三個數量級。除了發現滲透率下降 2 至 3 個數量級外,Zhang 等人(1998)亦發現滲透率異向性也增加至一個數量級,且室內試驗結果與現地觀測和鑽孔滲透率測量結果一致,表示變形帶主導的斷層核心滑動導致滲透率顯著下降。富含層狀矽酸鹽材料的斷層帶的滲透率往往低於石英及富含矽酸鹽的斷層泥。由於許多大斷層含有相當比例的黏土。根據對斷層帶的實地觀察,層狀砂岩-頁岩層序中,層狀矽酸鹽(通常是頁岩或黏土)進入斷層帶的兩種主要機制是頁岩或黏土塗抹(shale/clay smearing)和磨損混合(abrasional mixing)。

一般來說,由於顆粒大小的差異和壓實特性,滲透率與斷層帶黏土含量呈非線性相關。例如,黏土含量約 25-40%時,黏土顆粒位於石英之間的孔隙空間中,壓實特性在很大程度上受石英顆粒的孔隙構造控制(Revil 等人,2002)。黏土含量更多時,滲透率則對黏土的敏感度降低,與石英材質相比,黏土比石英更容易壓實。因此,與滲透率顯著降低的富含石英的斷層泥相比,富含黏土的斷層泥之滲透率不會降低太多。斷層泥的應力歷史,特別是富含黏土的斷層泥,已被證明是滲透率的重要控制因素。Bolton 等人(1998)和 Zhang 等人(1999)已經表明,正常情況下固結的剪切斷層泥的滲透率降低,但如果經過過固結並隨後在較低的有效壓力條件下剪切,滲透率可能會增加。

另外,根據 4.3 節之 Wibberley & Shimamoto(2003)對於日本西南部之中央構造線的研究中發下,與傳統的斷層模型 Caine 等(1996)相比發現,MTL 構造和滲透率資料具有不對稱的滲透率構造,因此必須考慮斷層核心中高滲透率變化,以及低滲透率和高滲透率區域之間的連續性和連通性。露頭觀測顯示,破裂帶大部分的複雜性構造是沿 MTL 的左移剪切過程中產生,因此破裂帶的滲透性構造在斷層再活化之前已經很複雜。位於斷層核心的中心,即領家岩區和三波川岩區之斷層岩之間的接觸處和周圍為右移再活化相關的變形。這顯示最年輕(最淺)的斷層岩是最弱的,並且接觸可能作為流變邊界來集中變形。其中,根據研究範圍的數個

採樣點進行滲透率的量測結果，中央滑移帶受壓碎作用、剪切壓實作用和黏土形成的相互作用產生非常低之滲透率。中心滑移帶的北側(領家岩區)，靠近斷層面附近區域高度非均質的導水結構，受控於岩體破裂、礦化作用(mineralization)和再破裂程度。中心滑移帶的南側(三波川岩區)，靠近斷層方向之葉狀斷層泥受粉碎作用增加和產生變質黏土，使滲透率系統性地朝向斷層方向下降。綜上所述，破裂帶(包含核心區和破裂損傷區)導水結構受控於開口破裂面、膠結作用、剪切壓實作用和黏土形成相互作用，每個過程的重要性主要取決於母岩之岩性和低程度的變質反應。中央構造線具有長期走滑變形的悠久歷史，因此，影響斷層岩生成、微觀構造、範圍和複雜性，進而影響滲透性構造，影響程度可能會比其他斷層更大。

綜合第四章及第五章有關岩體變形區內破裂損傷區及核心區之水力特性研究發現，變形區的水力特性是一個複雜的構造。對於低放射性廢棄物處置而言，掌握變形區的位置和其水力特性至關重要。對於隧道工程而言，變形區亦是一個重要的議題，南迴安朔草埔隧道案例(林衍承等人，2017)中可發現，該隧道於施工中數次湧水多與變形區有關。回顧我國有關變形區水力特性研究，我國特徵化坑道變形區空間分布之方法，多透過地球物理方法(震波測勘、地電阻量測)與鑽孔資料進行交叉比對，安朔草埔隧道亦曾利用豎井和鑽孔進行交叉比對以決定變形區之位態與延伸(林衍承等人，2017)。另外，亦可透過孔內攝影掌握變形帶之特徵(例如：深度、位態)。變形帶之水力特性特徵化，則可使用雙封塞方式進行水力試驗(許世孟等人，2008)。Wibberley & Shimamoto(2003)對於日本西南部之中央構造線的研究中，呈現變形區之斷層核心區、破裂損傷區及母岩之滲透特性的連續變化，相較於我國常見之方法僅能得出平行於變形區之水力特性，Wibberley & Shimamoto(2003)的研究中呈現出不同材料之岩體的導水特性(即導水特性之異質性變化)，以及垂直於變形區之導水特性變化(導水特性之異向性)，值得做為我國特徵化變形區水力特性之參考。

第六章 結論及建議

本研究首先透過 Guglielmi 等人的一系列研究，針對 HPPP 設備和 SIMFIP 設備之現地量測相關報告進行研析，了解這些設備對於中尺度破裂面之水力-力學參數之現地量測結果的有效性。接著，針對受斷層作用之未固結沉積層之導水特性進行回顧(Bense 等人, 2003)。再者，透過日本西南部之三重縣中央構造線的案例(Caine 等人, 1996)，以及透過不同岩性樣本進行剪力滑移對於導水特性的影響之室內試驗(Zhang 等人, 1999)，探討岩體變形區之核心區域，以及其周圍的破裂損傷區之導水特性，最後做出結論及審查要項之建議，詳如下。

6.1 結論

1. 岩體裂隙水力-力學耦合現地量測(HPPP 及 SIMFIP 設備)

- (1) 在低噪音地下實驗所(LSBB)、美國深層地下科學與工程實驗室(DUSEL)與勞倫斯伯克利國家實驗室(LBNL)地球科學部之共同合作下，針對 HPPP 設備之感測器的設計、現地試驗的配置、建模，以及試驗結果的解釋進行交流，逐步發展出 SIMFIP 設備。兩套現地量測設備雖有部分儀器不同，例如 SIMFIP 增加了溫度感測器，但主要對於水力傳導係數或正向勁度的測試原理大致上相同，除了針對這些參數之量測外，Guglielmi 等人(2015)還運用至小斷層因地震而活化之相關研究，並評估其水力-力學耦合之間的關係。
- (2) HPPP 設備之現地量測方法透過快速壓力脈衝，同時透過鑽井中安裝含有位移、壓力感測器之探頭量測待測破裂面的變形和流體壓力，並估算裂隙的水力和力學特性(勁度和水力內寬)。Guglielmi 透過此方法應用於法國南部 Coaraze 實驗室的破裂面，並與室內試驗結果進行比對，證明破裂面之水力內寬與勁度之間的關係。
- (3) HPPP 和 SIMFIP 設備透過探測器中測得之壓力及待測破裂面之相對位移，皆可有效得到破裂面之水力-力學參數，並且透過前人所提出之經驗得到了驗證。其中，Guglielmi 等人於 2015 年透過 SIMFIP 設備進行 Tournemire 斷層因地震而誘發活動試驗的研究，結果顯示出頁岩中的斷層可能有複雜的活動。將斷層加

壓至岩石靜壓力的 40%，會使頁岩中的水力擴散係數(hydraulic diffusivity)顯著增加，此結果也與作者使用相同設備和方法針對碳酸鹽岩斷層活化試驗有類似的結果(Guglielmi 等人，2015)。

2. Bense 等人(2003)透過 Geleen 斷層之槽溝所取得之樣本進行圖像分析及室內試驗。比較分析結果發現，砂的顆粒尺寸及鐵氧化物沉積使 Geleen 斷層之體積比表面積(Ssp)值較乾淨砂高出許多。水力傳導係數(K)的部分，圖像分析可估算沉積層的水力傳導係數並提供 K 值的空間變異性的圖像。但討論 K 值的橫向變化，則應基於岩芯樣本的室內水力試驗結果之空間分布較為準確。國內低放射性廢棄物處置選址時，全新世沖積層如有受到斷層影響產生明顯的變形，該場址可能就會先被排除，但未來如遇土壤層中多孔隙介質之水力傳導係數推估時，可採用薄片影像分析技術並與室內試驗結果進行比較。
3. 透過 Bense 等人(2003)之研究結果發現，斷層核心因為受剪位移面黏土塗抹形成地下水流障礙。此外，斷層經過未固結沉積層，使顆粒(砂、泥...等)受斷層作用產生優勢排列方向性，上述之因素導致水力傳導係數具有很強的異向性分布，沿著斷層平面之水力傳導係數會比垂直斷層方向高。
4. 典型的斷層帶構造主要組成爲斷層核心、破裂損傷區和母岩。斷層核心的滲透率可能受控於斷層岩之顆粒大小，而破裂損傷區的滲透率受控於破裂網路之水力特性。其中，斷層帶之構造及滲透特性，Caine 等人(1996)提出之概念模型可在無法直接測量的情況下，對斷層帶的母岩類型、母岩對變形力學反應以及斷層之滲透性的可能相關性進行預測估計。
5. 日本西南部三重縣中央構造(MTL)兩側顯示出不對稱的滲透率結構：
 - (1) 位於 MTL 北側之領家岩區：靠近中央滑移區附近區域具有高度非均質的導水結構，主要受控於岩體破裂、礦化作用和再破裂程度所影響；
 - (2) 位於 MTL 南側之三波川岩區：靠近中央滑移區側之葉狀斷層泥受粉碎作用的增強和產生變質黏土，使滲透率有系統性地朝向中央滑移區方向下降；

- (3) 中央滑移帶：壓碎作用、剪切壓實作用和黏土形成的相互作用產生非常低之滲透率。
6. 高壓下對合成石英、白雲母和花崗岩進行剪力位移，研究斷層滑動對滲透率及其異向性之實驗顯示，初始加壓期間，除了白雲母大約差了一個數量級，石英、花崗岩質斷層泥垂直和水平之滲透率異向性不大。當剪力位移逐漸增加時，石英、花崗岩質斷層泥平行及垂直於斷層之滲透率皆明顯下降，異向性約為一個數量級。且石英、花崗岩及白雲母斷層泥，平行於斷層之滲透率皆大於垂直。
 7. 我國特徵化坑道變形區空間分布之方法，多透過地球物理方法(震波測勘、地電阻量測)與鑽孔資料進行交叉比對，安朔草埔隧道亦曾利用豎井和鑽孔進行交叉比對以決定變形區之位態與延伸(林衍承等人，2017)。另外，亦可透過孔內攝影掌握變形帶之特徵，並使用雙封塞方式進行水力試驗(許世孟等人，2008)特徵化變形區之水力參數。Wibberley & Shimamoto(2003)的研究中，呈現變形區之斷層核心區、破裂損傷區及母岩之滲透特性的連續變化，以及其異質性及異向性，值得做為我國特徵化變形區水力特性之參考。

6.2 審查要項建議

1. HPPP 和 SIMFIP 設備可測得孔隙壓力及待測破裂面之相對位移，有效得到破裂面之水力-力學參數，並可應用於斷層受地震影響而產生剪切位移之相關研究。另外，HPPP 和 SIMFIP 方法也可透過流量針對水力內寬進行量測，以及現地應力量測。此一現地試驗工具之引進或發展非常值得作為後續技術建置之方向。
2. 未固結之沉積層內變形區，應注意斷層受剪力黏土塗抹形成地下水流障礙。此外，斷層經過未固結沉積層，使顆粒(砂、泥...等)受斷層作用產生水力傳導係數優勢方向性，沿著斷層平面之水力傳導係數可能會比垂直斷層方向高。
3. 岩體內變形區之導水特性方面，破裂帶(包含核心區和破裂損傷區)導水結構應注意開口破裂面、膠結作用、剪切壓實作用和黏土形成相互作用。

4. 進行場址調查時，應注意目標場址之破裂面是否有多次滑移和連續的變形事件作用，此一作用可能產生較寬的破裂損傷區，也可能產生許多分支小斷層，或具有分叉、交織和連接等斷層核心，進一步使水力傳導特性在該構造中更為複雜。
5. Zhang 等人(1999)透過室內試驗之研究顯示，人造斷層模擬實際斷層之水力特徵，可順利掌握水力傳導係數之異質性與異向性，未來在進行斷層帶相關之水力特性特徵化時，可參考這類於室內進行的小試體滲透率量測結果。
6. 變形帶水力特性相當複雜但是也對處置極端重要，未來可考慮將變形帶水力特性特徵化列為技術發展重要項目之一。

參考文獻

1. Amadei et al., 1998, Applicability of existing models to predict the behavior of replicas of natural fractures of welded tuff under different boundary conditions. *Geotech. Geo. Eng.*, 16, 79-128.
2. Andersson et al., 1983, Hydraulic testing and modelling of a low angle fracture zone at Finnsjon, Sweden. *J Hydrol* 126:45–77
3. Antonellini and Aydin, 1994, Effect of faulting on fluid flow in porous sandstones: petrophysical properties. *AAPG Bull* 74:355–377
4. Arch and Maltman, 1990, Anisotropic permeability and tortuosity in deformed wet sediments. *J Geophys Res* 95:9035–9045
5. Bandis et al., 1983, Fundamentals of Rock Joints Deformation. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, 20(6), 249-268.
6. Barton and Choubey, 1977, Shear strength of rock joints in theory and practice. *Int. J. Rock Mech. Sci. & Geomech. Abstr.* 10, 1-54.
7. Bear, 1972, *Dynamics of fluids in porous media*. Elsevier, New York
8. Bense et al., 2003, Deformation mechanisms and hydraulic properties of fault zones in unconsolidated sediments; the Roer Valley Rift System, The Netherlands. *Hydrogeology Journal*, 11(3), 319-332.
9. Berner, 1980, *Early diagenesis, a theoretical approach*. Princeton University Press, Princeton, NJ
10. Bolton, A.J., Maltman, A.J., Clennell, M.B., 1998. The importance of overpressure timing and permeability evolution in fine-grained sediments undergoing shear. *Journal of Structural Geology* 20 (8), 1013e1022.
11. Caine et al., 1996, Fault zone architecture and permeability structure. *Geology* 24:1025–1028
12. Caine, J. S., Evans, J. P., & Forster, C. B. (1996). Fault zone architecture and permeability structure. *Geology*, 24(11), 1025-1028.

13. Cappa et al., 2006. Hydromechanical modeling of pulse tests that measure both fluid pressure and fracture-normal displacement at Coaraze Laboratory Site, France. *Int. J. Rock. Mech. Min. Sci.*, 43, 1062-1082.
14. Carman, 1938, Determination of the specific surface of powders. *J Soc Chem Industry* 57:225–234
15. Chu, C.L., Wang, C.Y., Lin, W., 1981. Permeability and frictional proper-ties of San Andreas fault gouges. *Geophysical Research Letters* 8, 565±568.
16. Cooper et al., 1967. Response of a finite-diameter well to an instantaneous charge of water. *Water Resour. Res.*, 3, 263-269.
17. Cornet, 2000, Détermination du champ de contrainte au voisinage du laboratoire souterrain de Tournemire, Rapport du Laboratoire de Mécanique des Roches, Département de Sismologie, Institut de Physique du Globe de Paris, Rapport N°98N33/0073.
18. Evans et al., 1997 .Permeability of fault-related rocks, and implications for hydraulic structure of fault zones. *Journal of Structural Geology*, 19 (1997), pp. 1393-1404
19. Faulkner, D. R., Jackson, C. A. L., Lunn, R. J., Schlische, R. W., Shipton, Z. K., Wibberley, C. A. J., & Withjack, M. O. (2010). A review of recent developments concerning the structure, mechanics and fluid flow properties of fault zones. *Journal of Structural Geology*, 32(11), 1557-1575.
20. Faulkner, D.R., Rutter, E.H., 1998. The gas-permeability of clay-bearingfault gouge at 208C. In: Knipe, R.J., Jones, G., Fischer, Q. (Eds.),*Faulting, Fault Sealing and Fluid- low in Hydrocarbon Reservoirs*.Geological Society Special Publication 147, pp. 147±1
21. Fischer, G.J., Paterson, M.S., 1992. Measurement of permeability andstorage capacity in rocks during deformation at high temperature andpressure. In: Evans, B., Wong, T.-F. (Eds.). *Fault Mechanics and Trans- port Properties of Rocks*. Academic Press, London, pp. 213±2
22. Fulljames et al., 1997, Fault seal processes: systematic analysis of fault seals over geological and production time scales. In: Møller-Pedersen PK, Koestler AG (eds) *Hydrocarbon seals—importance for exploration and production*. Norwegian Petroleum Society, NPF Spec Publ 7:51–59

23. Guglielmi et al., 2008, A new in-situ approach for hydromechanical characterization of mesoscale fractures: the High-Pulse Poroelasticity Protocol (HPPP). In The 42nd US Rock Mechanics Symposium (USRMS). American Rock Mechanics Association.
24. Guglielmi et al., 2014, ISRM suggested method for step-rate injection method for fracture in-situ properties (SIMFIP): Using a 3-components borehole deformation sensor. *Rock Mechanics and Rock Engineering*, 47(1), 303-311.
25. Guglielmi et al., 2015, In situ observations on the coupling between hydraulic diffusivity and displacements during fault reactivation in shales. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 120(11), 7729-7748.
26. Haimson and Cornet, 2003, ISRM suggested methods for rock stress estimation—Part 3: hydraulic fracturing (HF) and/or hydraulic testing of pre-existing fractures (HTPF). *Int J R Mech Min Sci* 40:1011–1020
27. Heynekamp et al., 1999, Controls on fault-zone architecture in poorly lithified sediments, Rio Grande Rift, New Mexico: implications for faultzone permeability and fluid flow. In: Haneberg WC, Mozley PS, Casey Moore J, Goodwin LB (eds) *Faults and subsurface fluid flow in the shallow crust*. Am Geophys Union AGU Geophys Monogr 113:27–51
28. Itasca Consulting Group, Inc. 2003, 3DEC 3-Dimensional Distinct Element Code, ICG, Minneapolis.
29. Knipe, 1993, The influence of fault zone processes and diagenesis on fluid flow. In: Horbury AD, Robinson AG (eds) *Diagenesis and basin development*. AAPG Studies in Geology 36:135–148
30. Lockner, D., Naka, H., Tanaka, H., Ito, H., Ikeda, R., 1999. Permeability and strength of the Nojima core samples from the Nojima fault of the 1995 Kobe earthquake. In: Ito, H., Fujimoto, K., Tanaka, H., Lockner, D. (Eds.), *Proceedings of the International Workshop on the Nojima Fault Core and Borehole Data Analysis*. Preliminary Report, pp. 147±152.
31. Marone, C., Scholz, C.H., 1989. Particle-size distribution and microstructures within simulated fault gouge. *Journal of Structural Geology* 11 (7), 799-814.

32. Mizoguchi, K., Hirose, T., Shimamoto, T., 2000. Permeability structure of the Nojima fault at Funaki, Hokudan-cho, Japan. *Gekkan Chikyū-gōgōgai* (Earth Monthly) 31, 58–65 (in Japanese)
33. Morrow, C.A., Shi, L.Q., Byerlee, J.D., 1984. Permeability of fault gouge under confining pressure and shear stress. *Journal of Geophysical Research* 89, 3193–3200
34. NRC, 2015. Guidance for Conducting Technical Analyses for 10 CFR Part 61, Draft Report for Comment (NUREG-2175).
35. Rawling et al., 2001, Internal architecture, permeability structure, and hydrologic significance of contrasting fault zone types. *Geology* 27:43–46
36. Revil, A., Grauls, D., Brevart, O., 2002. Mechanical compaction of sand/clay mixtures. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth* 107 (B11).
37. Rutqvist et al., 1998, Determination of fracture storativity in hard rocks using high pressure testing. *Water Resources Research* 34:2551–2560
38. Saeb and Amadei, 1992, Modelling rock joints under shear and normal loading. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. Geomech. Abstr.*, 29, 267–278.
39. Sammis, C., King, G., Biegel, R., 1987. The kinematics of gouge deformation. *Pure and Applied Geophysics* 125 (5), 777–812.
40. Schweisinger et al., 2009, Introduction to hydromechanical well tests in fractured rock aquifers. *Groundwater* 47(1):69–79
41. Seront, et al., 1998. Laboratory characterization of hydrodynamical properties of a seismogenic normal fault system. *Journal of Structural Geology* 20, 865–881
42. Van den Berg et al., 2002, Automated separation of touching grains in digital images of thin-sections. *Comput Geosci* 28(2):179–190
43. Van den Berg et al., 2003, Assessing textural variation in laminated sands using digital image analysis of thin-sections. *J Sediment Res* 73(1):133–143
44. Wang, J. S. Y., Guglielmi, Y., & Gaffet, S., 2010. Collaborative projects between two USA-France national subsurface laboratories to improve imaging of fractured-porous rocks properties and coupled THM/CB processes. In *ISRM International Symposium-EUROCK 2010. OnePetro*.

45. Wibberley, C. A., & Shimamoto, T. (2003). Internal structure and permeability of major strike-slip fault zones: the Median Tectonic Line in Mie Prefecture, Southwest Japan. *Journal of Structural Geology*, 25(1), 59-78.
46. Witherspoon et al., 1980, Validity of cubic law for fluid flow in a deformable rock fracture. *Water Resour Res* 16(6):1016–1024
47. Zhang, S., Tullis, T. E., & Scruggs, V. J. (1999). Permeability anisotropy and pressure dependency of permeability in experimentally sheared gouge materials. *Journal of structural geology*, 21(7), 795-806.
48. 林衍丞、蘇兆輝、周允文、賴明煌，2015，南迴公路硬頁岩隧道地質模式分析以豎井工區為例。
49. 原能會物管局，2012，低放射性廢棄物處置設施安全分析報告審查導則(第0版)。
50. 原能會物管局，2013，低放射性廢棄物處置場址特性與設施設計審查規範精進之研究，102FCMA009。
51. 原能會物管局，2014，低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究，103FCMA002。
52. 原能會物管局，2015，低放射性廢棄物處置場址特性審查規範精進之研究，104FCMA002。
53. 原能會物管局，2016，低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術建立之資訊研析，104FCMA019。
54. 原能會物管局，2017，低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術之關鍵課題研究，105FCMA011。
55. 原能會物管局，2018，低放射性廢棄物坑道處置場址特性審驗技術驗證評估研究，107FCMA002。
56. 原能會物管局，2019，低放射性廢棄物近岸坑道處置之場址參數驗證技術研究，108FCMA002。
57. 原能會物管局，2020，低放射性廢棄物處置岩體裂隙研究方法研析，109FCMA003。
58. 許世孟、顧承宇、鍾明劍、蘇泰維、李錦發，2008，岩盤工址之水力特性調查與案例應用。地工技術，第115期(2008年3月)第39-48頁。



行政院原子能委員會
放射性物料管理局

行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告

110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性
之安全管理技術研究
子計畫三：低放射性廢棄物處置現地應力量測影
響因子研析
期末報告

計畫編號：110FCMA003

計畫主持人：董家鈞

子計畫三主持人：楊長義、李宏輝

受委託機關(構)：國立中央大學

報告日期：中華民國 110 年 11 月

**110 年低放廢棄物處置場封閉及場址特性
之安全管制技術研究
子計畫三：低放射性廢棄物處置現地應力量測影
響因子研析**

受委託單位：國立中央大學

計畫主持人：董家鈞

子計畫四主持人：楊長義、李宏輝

研究期程：中華民國 110 年 2 月至 110 年 12 月

研究經費：新臺幣 78 萬元(子計畫三經費)

**行政院原子能委員會放射性物料管理局
委託研究計畫研究報告(期末報告)**

中華民國 110 年 11 月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

中文摘要

現地應力為放射性廢棄物處置場之重要場址特性，其對地下處置設施之空間規劃與配置、處置母岩之開挖與支撐工法選定、處置坑道之結構穩定性與功能性有直接之影響。以處置坑道開挖為例，現地應力條件、處置母岩力學性質、坑道斷面設計與開挖工法為影響開挖損傷區之主要因素，對於損傷區影響範圍與圍岩力學穩定性之評估，及確保處置母岩作為阻絕與遲滯核種外洩、遷移之天然屏障功能，甚為重要。

有鑑於現地應力之重要性，本子計畫於前期研究—「低放射性廢棄物處置現地應力對處置坑道結構穩定影響研析」(楊長義與李宏輝，2020)，已根據處置技術先進國家之技術報告、相關領域專書與學術文獻，整理了現地應力量測技術之發展現況、各種現地應力量測方法之優缺點、現地應力量測策略與現地應力模型建置流程。由於現地應力量測技術之選定與分析結果之合理性，除須考量其適用條件之限制外，尚須考慮施作技術之誤差、地質材料的異質性、異向性與地質構造之影響等。為進一步瞭解不同量測技術於實際案例之應用與地質條件對量測結果之影響，本子計畫蒐整加拿大原子能有限公司於花崗岩基盤之地下研究實驗室與中國四川五峰-龍馬溪組於頁岩氣採收場之現地應力量測成果。此外，由於岩盤的材料組成可能具有異質性或異向性，導致現地應力量測結果可能呈現一定程度分散性，根據 AECL 與 SFR 透過主應力比、平均主應力、剝落破壞誘發方程式與單軸壓縮強度等資料決定現地應力可能分布區間之作法，可提供我國未來在現地應力量測與研析之參考。

最後，本子計畫綜整研究成果，分別就不同的處置母岩基盤與量測技術注意事項提出建議，期能做為我國未來有關低放射性廢棄物處置場址現地應力量測分析與建立審驗技術之參考。

關鍵詞：現地應力、放射性廢棄物處置、處置坑道

Abstract

The in-situ stress is an important site characteristic of radioactive waste disposal, which has a direct influence on the spatial planning and configuration of underground facilities, the selection of excavation and support methods, and the structural stability and function of the disposal tunnel of high and low-level radioactive waste. It is important to evaluate the impact the damage zone and the mechanical stability of the surrounding rock, and to ensure the host rock as a natural barrier function to prevent and limit the leakage and migration of radioactive nuclide.

Considering the importance of in-situ stress, the previous research of this project had surveyed the developments of in-situ stress measurement technology and compared various in-situ stress measurement methods based on technical reports from countries with advanced disposal technologies, textbooks, and kinds of literature in the related fields. However, the selection and analysis results of the in-situ stress measurement method must also consider the errors of the measuring technology, the influences of the heterogeneity and anisotropy of geological materials, and geological conditions. Accordingly, this project explores the influence of the above factors on the results of the in-situ stress measurement through the collection and analysis of actual in-situ stress survey cases, site characteristics and the measurement technology used.

Finally, the recommendations about in-situ stress for different disposal host rock and the adopted technologies are proposed, which can be used as a reference for future in-site stress testing and analysis for the low-level radioactive waste disposal sites and the establishment of verification technologies.

關鍵詞：in-situ stress、radioactive waste disposal、disposal tunnel

目錄

中文摘要	I
AbstractI	I
目錄	III
表目錄	V
圖目錄	VI
第一章 前言	1
1.1 計畫背景	1
1.2 計畫目的與重要性	1
1.3 報告內容	2
第二章 現地應力量測方法比較分析	4
2.1 加拿大地下實驗室背景介紹	4
2.2 現地應力量測	10
2.3 現地應力量測方法之比較	26
2.4 瑞典 SFR 現地應力分析經驗	35
2.5 中國四川五峰—龍馬溪組	38
第三章、現地應力量測影響因子評估	46
3.1 異向性的影響	46
3.2 層理(Stratification)的影響	52
3.3 地質構造與異質性的影響	53
第四章、現地應力量測影響因子數值分析探討	56
4.1 數值分析於相關主題之應用	56
4.2 本計畫以 UDEC 分析水力破裂法引致裂隙發展	72

第五章、國內低放射性廢棄物處置設施之現地應力量測要項建議.....	80
5.1 我國低放處置建議候選場址概念設計.....	80
5.2 各項工作成果整理.....	81
5.3 現地應力量測建議.....	83
參考文獻.....	86

表目錄

表 2.1-1 LDB 花崗岩之物理性質與力學性質	9
表 2.2-1 現地應力量測方法之分類及其應力影響範圍	24
表 2.3-1 水力破裂法與套鑽法試驗結果之差異比較	30
表 2.3-2 英國 CARMENELLIS 花崗岩現地應力量測記錄	32
表 2.3-3 於瑞典 GIDEÅ 進行之水力破裂法與 HTPF 現地試驗成果	34
表 2.4-1 AECL URL 於深度 420 M 之試驗坑道開挖與套鑽法之現地應力量 測資料	37
表 2.5-1 焦石壩地區現地應力量測資料：鑽孔編號及不同地層之現地應力量 測結果	43
表 3.1-1 套鑽法應力解算所採參數與分析結果	50
表 3.1-2 套鑽法應力解算所採參數與分析結果	50
表 4.1-1 PFC2D 岩石水力張裂試驗所採用之參數	58
表 4.1-2 PFC2D 岩石水力致裂異質模型編號與對應之標準差	61
表 4.1-3 顆粒鍵結強度異質性之二維 PFC 模型所採用之輸入參數	62
表 4.1-4 PFC 模型所採用之輸入參數	66
表 4.1-5 UDEC 水力破裂模型所採用之參數	69
表 4.2-1 我國低放射性廢棄物潛在處置場址之現地應力與岩石力學參數 ..	74
表 4.2-2 UDEC 輸入參數列表	74

圖目錄

圖 2.1-1 URL 地理位置及地質構造	6
圖 2.1-2 ARCL 所屬 URL 之地質剖面	7
圖 2.1-3 URL 三維空間配置圖	7
圖 2.1-4 URL 於深度 420 M 之空間配置	8
圖 2.1-5 不同圍壓條件下之 LDB 花崗岩切線楊氏模數.....	9
圖 2.2-1 套鑽法現地應力試驗步驟	10
圖 2.2-2 套鑽法量測設備	11
圖 2.2-3 AECL URL 於深度 240 M 處的現地應力量測結果.....	12
圖 2.2-4 根據 AECL URL 深度 240 M 處進行之套鑽法	13
圖 2.2-5 利用通風豎井進行套鑽法現地應力量測	14
圖 2.2-6 通風豎井剖面及花瓣式應變計設置位置	15
圖 2.2-7 於通風豎井進行套鑽法之應變計隨套鑽深度變化.....	15
圖 2.2-8 AECL URL 進行之套鑽法與岩體釋放法現地應力量測結果.....	16
圖 2.2-9 URL ROOM 209 坑室開挖及 CSIRO HI 套筒設置位置之側視圖與平面圖	17
圖 2.2-10 URL ROOM 209 坑室斷面及 CSIRO HI 套筒設置位置	18
圖 2.2-11 AECL URL 微震訊號監測.....	19
圖 2.2-12 深度 240 M，地下坑室 209 之現地應力量測結果.....	21
圖 2.2-13 AECL URL 不同現地應力量測結果之比較	21
圖 2.2-14 AECL URL 之 σ_3/RZ 隨深度變化.....	22
圖 2.2-15 套鑽法與水力破裂法現地應力量測結果之比較.....	23
圖 2.2-16 尺度效應對現地應力量測結果之影響	25
圖 2.2-17 AECL URL 與加拿大地盾之最大水平應力與深度變化	26

圖 2.3-1 圓形鑽孔之井孔崩落破壞發展示意圖	27
圖 2.3-2 井孔崩落與鑽井誘發裂隙示意圖	28
圖 2.3-3 各種可能的井孔變形及其對應的井徑電測圖	29
圖 2.3-4 AUBURN 地熱井現以水力破裂法與井孔崩落試驗分析之現地應力方向	29
圖 2.3-5 英國 CARMENELLIS 花崗岩現地應力量測記錄	32
圖 2.3-6 英國 CARMENELLIS 花崗岩現地應力量測記錄	35
圖 2.4-1 瑞典 SFR 所處地理位置示意圖	36
圖 2.4-2 AECL URL 利用應力比與平均主應力等資料決定主應力	37
圖 2.4-3 瑞典 SFR 利用應力比與平均主應力等資料決定主應力	38
圖 2.5-1 中國四川五峰-龍馬溪組頁岩氣採收場	40
圖 2.5-2 中國四川焦石壩地區之地層圖	40
圖 2.5-3 焦石壩地區之井壁電阻影像判斷鑽井誘發裂隙(DIF)和天然裂縫之分布	40
圖 2.5-4 焦石壩地區之井壁電阻影像	42
圖 2.5-6 焦石壩地區不同岩層之楊氏模數與柏松比	43
圖 2.5-7 考量斷層走向與斷層材料特性之二維有限元素分析模型	44
圖 2.5-8 數值分析之斷層中段與端點的最大水平應力方向變化	45
圖 3.1-1 橫向等向性岩體模型	47
圖 3.1-2 側向壓力係數 K_x 與 K_y 隨模數比 E/E' 與 G/G' 的變化	48
圖 3.1-3 CSIRO HI 套筒之應變計方位角定義與應變讀數	50
圖 3.1-4 不同的模數比 E/E' 與 G/G' 條件下之主應力方向	51
圖 3.1-5 固定材料參數及弱面傾角 $\Psi_A=30^\circ$, 且弱面傾向 $B_A=0^\circ \sim 90^\circ$ 之條件下之主應力方向變化	51

圖 3.2-1 岩層具層理構造條件下之水平應力變化：透過水力破裂法於 MESAVERDE 下部地層量得最小水平應力	52
圖 3.2-2 日本八津川斷層 1.25 KM 處進行套鑽法現地應力試驗	53
圖 3.2-3 透過個別元素法分析之岩體變形與應力分布	54
圖 3.2-4 材料均質性、異向性與異質性對現地應力的影響	55
圖 3.2-5 褶皺對垂直應力的影響	55
圖 4.1-1 LDB 花崗岩水力張裂試驗	57
圖 4.1-2 PFC2D 岩石水力破裂均質模型在不同模擬時間下之水壓力與裂隙發展	59
圖 4.1-3 PFC2D 岩石水力破裂異質模型在破壞前、後之裂隙分布	60
圖 4.1-3 PFC2D 岩石水力致裂異質模型所採用之顆粒鍵結強度機率分布圖	61
圖 4.1-4 代表均質鍵結強度之 FIXED 模型與異質性模型之威布爾係數分布	62
圖 4.1-5 具顆粒鍵結強度異質性之二維 PFC 模型	63
圖 4.1-6 PFC2D 模擬之水力破裂成果。其中威布爾係數分別為	64
圖 4.1-7 PFC2D 模擬之水力致裂過程	65
圖 4.1-8 PFC2D 橫向等向性岩體模型	66
圖 4.1-9 PFC2D 橫向等向性岩體模型水力破裂模擬結果	68
圖 4.1-10 以多邊形顆粒建構之 UDEC 水力破裂模型	69
圖 4.1-11 在側向壓力係數 0.5、1.5 與 2.0 條件下之 UDEC 模擬結果	70
圖 4.1-12 考量鄰近斷層帶條件下之 UDEC 水力破裂模型	71
圖 4.2-1 均質 UDEC 模型尺寸與建模程序	73
圖 4.2-2 UDEC 數值模型之弱面傾角與間距	75
圖 4.2-3 不同弱面傾角與間距條件下之 UDEC 異向性數值模型	76

圖 4.2-4 注水壓力模擬後之裂隙發展	78
圖 4.2-5 不同弱面傾角與間距之異向性數值模型	79

第一章 前言

1.1 計畫背景

現地應力為放射性廢棄物處置場之重要場址特性，其對地下處置設施之空間規劃與配置、處置母岩之開挖與支撐工法選定、處置坑道之結構穩定性與功能性均有直接之影響。以處置坑道開挖為例，現地應力條件、處置母岩力學性質、坑道斷面設計與開挖工法為影響開挖損傷區(Excavation Damage Zone, EDZ)形成之主要因子，EDZ 一旦形成或分布範圍擴大，將導致岩體強度、變形性與滲透性等工程性質的改變，進而影響圍岩的力學穩定性，及阻絕與遲滯核種外洩與遷移的功能。

有鑑於現地應力之重要性，本子計畫於前期研究—「低放射性廢棄物處置現地應力對處置坑道結構穩定影響研析」(楊長義與李宏輝，2020)，已根據處置技術先進國家之技術報告、相關領域專書與學術文獻，整理了現地應力量測技術之發展現況、各種現地應力量測方法之優缺點、現地應力量測策略與現地應力模型建置流程。然而，有關現地應力量測技術之選定與分析結果之合理性，除須考量其適用條件之限制外，尚須考量施作技術之誤差、地質材料的異質性、異向性與地質構造之影響等。爰此，本子計畫持續蒐整國際間有關現地應力量測之技術專書與文獻，透過實際的現地應力調查案例、場址特性與所採用之量測技術之整理與研析，瞭解上述因子對現地應力量測結果之影響。

1.2 計畫目的與重要性

本子計畫旨在研析低放射性廢棄物處置場現地應力量測方法之影響因子，並蒐整有關現地應力量測技術之專書與文獻，與處置技術先進國家之技術報告，包括加拿大原子能有限公司(Atomic Energy of Canada Limited, AECL)於其所屬之地下實驗室(Underground Research Laboratory, URL)進行的一系列現地應力量測試驗成果，及瑞典中、低放射性廢棄物最終處置場(Swedish Final Repository, SFR)有關現地應力量測與資料分析經驗，藉以瞭解不同的現地應力量測方法其分析結果之差異，及如何提升分析結果之可靠度。此外，除針對地形、地質條件與地質構造等因子對現地應力的影響進行探

討，本子計畫透過 2D 數值模型，擇部分影響因子(弱面角度與弱面間距)進行參數研析。最後，根據我國低放處置建議候選場址之處置設施概念設計，提出現地應力量測技術評估建議，期能提供我國未來有關低放射性廢棄物處置場址現地應力場址特性調查及審驗工作之參考。

1.3 報告內容

本研究之工作項目細分為「現地應力量測方法比較分析」、「現地應力量測影響因子評估」、「現地應力量測影響因子數值分析探討」與「國內低放射性廢棄物處置設施之現地應力量測要項建議」等四項，各分項工作進度如表 1.3-1 所示，除本章前言外，依計畫擬定之工作項目內容提列各章標題，其內容摘述如后。

第二章 現地應力量測方法比較分析

為能瞭解不同的現地應力量測方法其分析結果之差異，本項工作整理加拿大原子能有限公司(AECL)於其所屬之地下實驗室(URL)進行的一系列現地應力量測試驗成果，及瑞典中、低放射性廢棄物最終處置場(SFR)有關現地應力量測資料分析經驗。此外，考量我國低放處置建議候選場址-達仁鄉屬硬頁岩地層，故蒐整中國四川五峰-龍馬溪組頁岩氣採收場之現地應力量測經驗，以提供我國未來有關場址現地應力量測技術之參考。

第三章 現地應力量測影響因子評估

本子計畫於前期研究已整理了現地應力的分類與常用的現地應力量測方法，包括水力破裂法與應力釋放法等，及 Zang & Stephansson (2010)提出之最終岩石應力模型(Final Rock Stress Model, FRSM)製作流程。其中，FRSM 的最初步驟，在於蒐集場址範圍內有關的地形、地質、鑽孔和岩心等資料，以建立最佳估計應力模型(Best Estimate Stress Model, BESM)，據以作為現地應力量測方法與試驗場地選定之參考，此也彰顯了上述資料對現地應力量測結果的重要性。因

此，本項工作針對岩體異向性、層理、地質構造與異質性等因子，就其對現地應力的影響進行資料蒐整與研析。

第四章 現地應力量測影響因子數值分析探討

現地應力的量測結果，除受到前述地形與地質等因子之影響外，亦可能因量測施作過程，如應變計貼片角度或套鑽偏心率的誤差，造成現地應力量測結果存在不確定性。因此，本子計畫將透過國際間相關研究課題之文獻蒐整，評估並建議合適的數值分析方法，並透過簡化的 2D 數值模型建模，依據我國低放射性廢棄物處置建議候選場之岩石力學特性與坑道岩覆深度，擇部分影響因子(包括弱面角度與弱面間距)進行參數研析，以瞭解其對現地應力量測結果的影響。

第五章 國內低放射性廢棄物處置設施之現地應力量測要項建議

本項工作將參考台電公司(2017)修訂第二版之「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」，以達仁、烏坵兩處低放處置建議候選場址之地形、地質與初步的處置設施概念設計，作為現地應力量測技術評估對象，並根據前三項工作成果，提出符合我國本土地質條件之現地應力量測建議。

第二章 現地應力量測方法比較分析

現地應力的大小與方向，為影響低放射性廢棄物坑道處置之空間配置、施工方法與結構穩定性之關鍵因子，故如何準確量測及評估現地應力實為一重要課題。本章透過加拿大原子能有限公司(AECL)於其所屬之地下實驗室(URL)進行的一系列現地應力量測試驗成果，及瑞典中、低放射性廢棄物最終處置場(SFR)有關現地應力量測資料分析經驗，藉以瞭解不同現地應力量測結果是否具一致性。此外，透過瑞典中、低放射性廢棄物處置場有關現地應力量測資料之分析經驗，瞭解現地應力分析成果之可靠度，期能提供我國未來有關低放射性廢棄物處置場有關現地應力量測計畫之擬定與評估參考。

2.1 加拿大地下實驗室背景介紹

加拿大原子能有限公司(AECL)所屬之地下研究實驗室(URL)建於 1982 年，其設立主旨在於瞭解用過核子燃料最終處置採深層地質處置時，所可能遭遇的問題與相關的解決方案，其涉略的研究課題包括了地質特徵、地下水文地質與大地工程等。同時為能滿足加拿大放射性廢棄物管理計畫的需求，URL 所負責的科學研究內容亦包括了處置場選址、場址評估、建設和運轉等相關課題。

2.1.1 地理位置與地質條件

URL 位於加拿大馬尼托巴省(Manitoba)附近的 Lac du Bonnet，其地質條件屬前寒武紀加拿大地盾(Precambrian Canadian Shield)西部邊緣的花崗岩基岩(granite batholith)，詳圖 2.1-1。其中，加拿大地盾分布範圍廣泛，面積達數百萬平方公里，約佔加拿大國土面積的一半，URL 所在的花崗岩基盤，其涵蓋的地表面積約 75 km × 25 km，深度延伸至地表下 10 km，生成年代約 2600 百萬年前，為一穩定的花崗岩地層，取樣自此岩層的岩石一般簡稱 LdB 花崗岩。

圖 2.1-2 為 URL 場址在 NW-SE 方向之剖面圖，顯示了該花崗岩基盤又可區分粉紅色花崗岩、灰色花崗岩、花崗岩夾雜捕虜岩包體(granite with xenolithic inclusions)、淡

色花崗岩偏析(leucocratic granitic segregation)、近垂直花崗閃長岩(subvertical granodiorite)與偉晶岩脈(pegmatitic dikes)等地質組成單元(Martin 等人, 1990)。其中, 所述捕虜岩係指被包圍在侵入火成岩體中的圍岩碎塊(何春蓀, 2002)。

雖然位處古老且穩定的地質環境中, URL 所處的花崗岩基岩卻存在三條逆衝斷層(或稱為「破碎帶(fracture zones)」), 顯示其過去曾受過一定程度的地質構造作用。破碎帶自下而上之編號分別為 FZ1、FZ2 與 FZ3, 傾角為 $25^{\circ} \sim 30^{\circ}$, FZ1 為較深層的破碎帶, 對 URL 並無影響。此外, 尚有三條分支斷層 FZ1.5、FZ1.9 與 FZ2.5, 其空間分布詳圖 2.1-1 與圖 2.1-2。分支斷層 FZ2.5 之上的粉花崗岩含有兩個主要的垂直節理組, 主節理組與次節理組的走向分別為 $20^{\circ} \sim 40^{\circ}$ 與 $150^{\circ} \sim 180^{\circ}$ 。分支斷層 FZ2.5 之下為灰色花崗岩, 除了靠近分支斷層 FZ1.5 與 FZ1.9 處之岩體較為破碎外, 此區域的花崗岩大致上仍屬完整。

2.1.2 地下實驗室的開挖

1982 年至 1983 年期間進行了地面設施的建設, 豎井的挖掘工作於 1984 年 5 月 12 日開始, 1987 年完成地表以下 240 m 的水平工作坑道開挖, 1988 年將豎井延伸至深度 443 m, 1991 年完成 420 m 深度的通風豎井, 另於深度 130 m、240 m、300 m 與 420 m 處設置豎井工作站, 並於深度 240 m 與 420 m 進行現地應力量測試驗, 其三維空間配置詳圖 2.1-3 與圖 2.1-4。

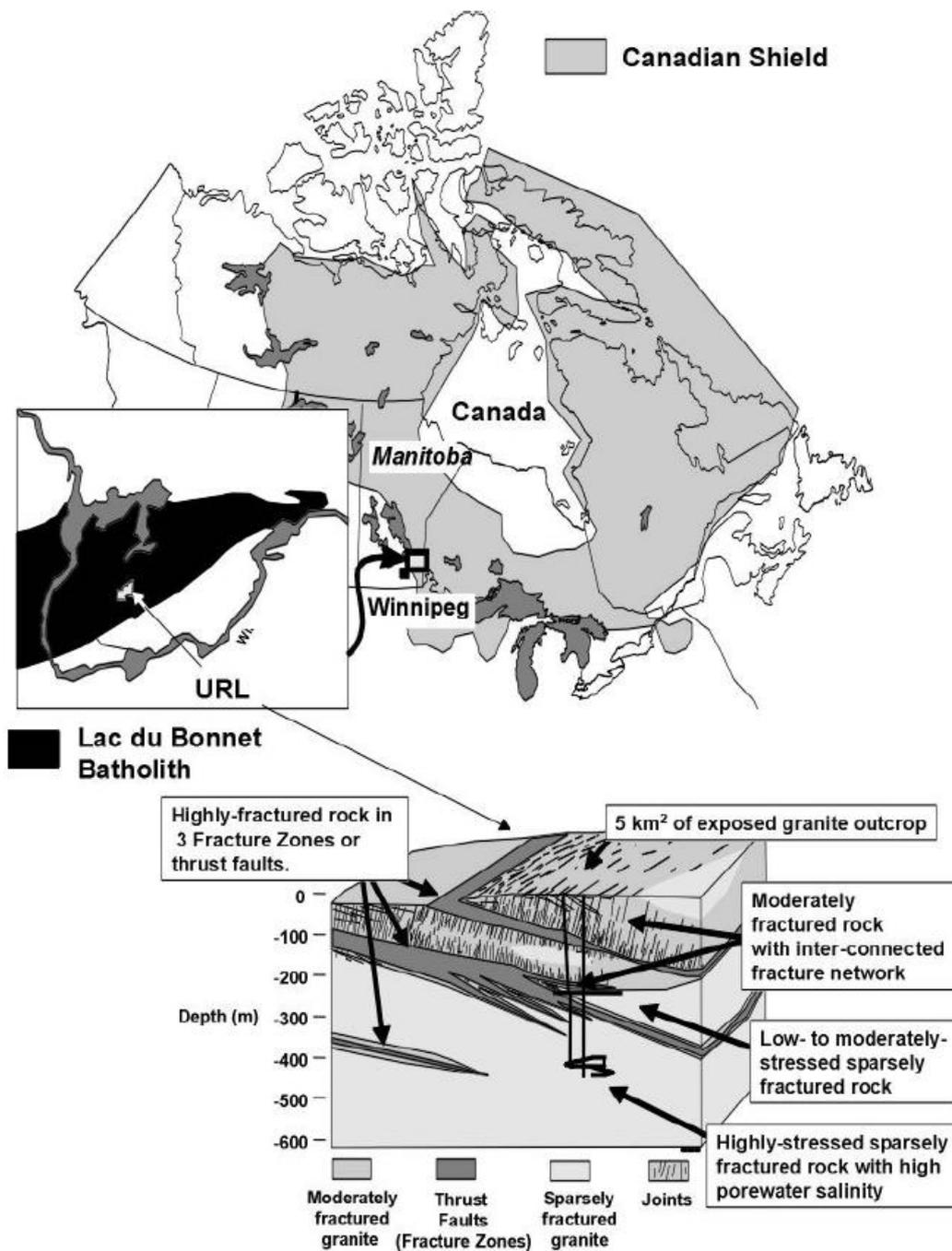


圖2.1-1 URL地理位置及地質構造(Chandler, 2003)

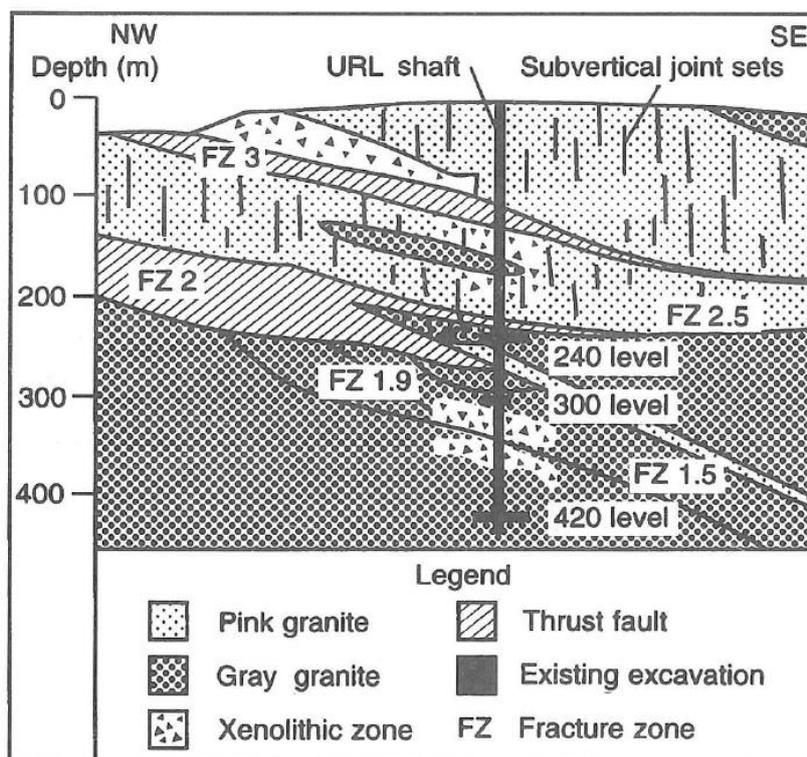


圖2.1-2 ARCL所屬URL之地質剖面(Martin等人，1990)

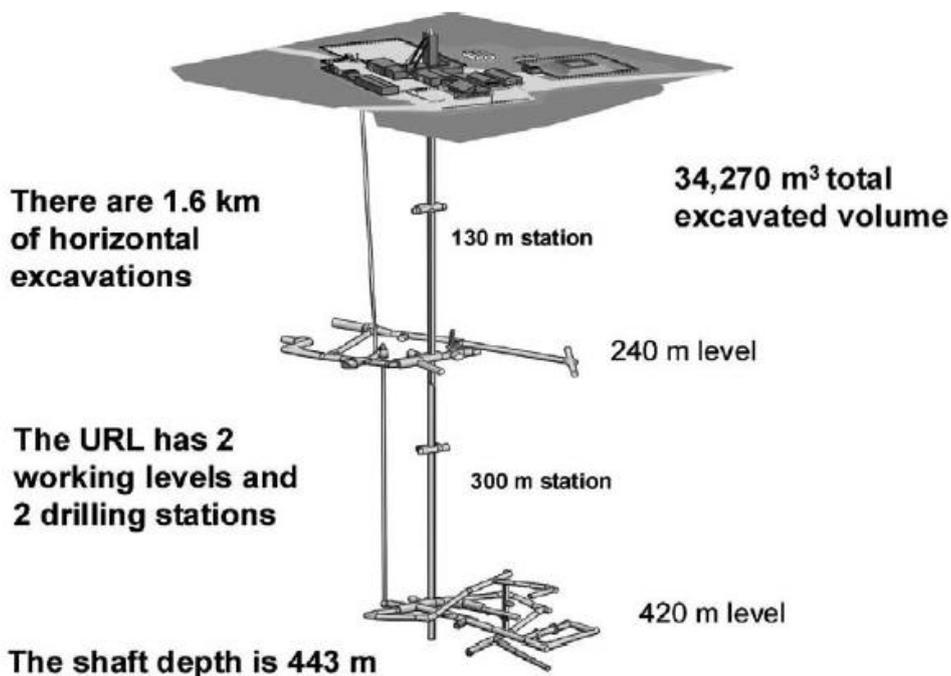


圖2.1-3 URL三維空間配置圖(Chandler，2003)

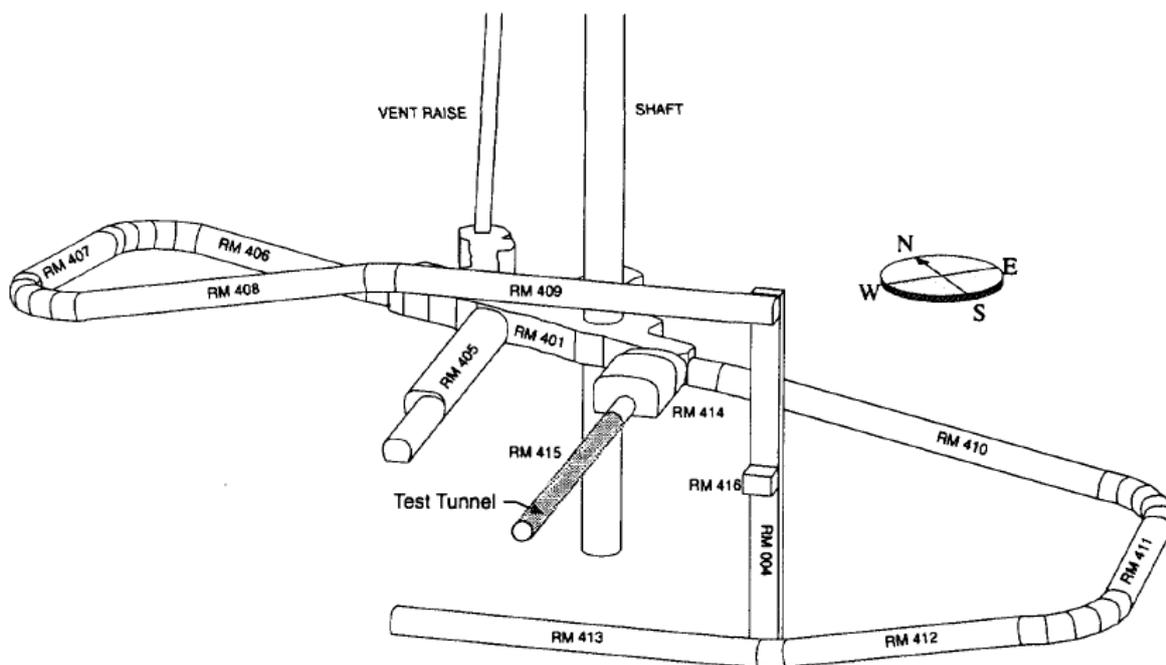


圖 2.1-4 URL 於深度 420 m 之空間配置 (Martin 等人, 1990)

2.1.3 岩石材料特性

由圖 2.1-2 可知，該深度之地質條件為灰色花崗岩，透過岩心取樣觀察，灰色花崗岩較淺層的粉色花崗岩含有較多的微裂隙，經研判其主要原因係來自鑽探過程與應力解壓所導致。根據圖 2.1-5，粉色花崗岩的平均切線楊氏模數(tangent Young's modulus)不因圍壓而有顯著變化，而灰色花崗岩在低圍壓條件下，其平均切線楊氏模數較低，但隨著圍壓增加，岩石內的裂隙開始閉合，導致其平均切線楊氏模數漸增，並在圍壓 25 MPa 後趨於定值。

此外，其基本物性及基本力學性質詳如表 2.1-1，顯示粉色花崗岩的平均單壓強度為 200 MPa，略高於灰色花崗岩的 167 MPa。為瞭解尺度效應(scale effect)對完整岩石力學性質的影響，分別採用直徑 54 mm 與 300 mm 的圓柱試體進行單軸壓縮試驗，其結果顯示直徑 300 mm 之試體具有較低的單壓強度與楊氏模數 (Martin 等人, 1994)。

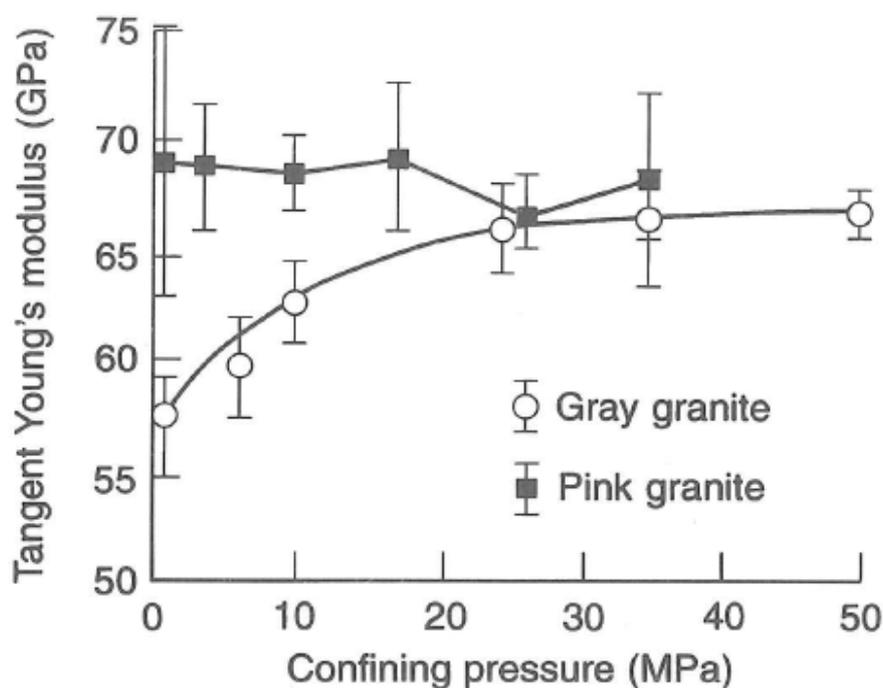


圖2.1-5 不同圍壓條件下之LdB花崗岩切線楊氏模數(Martin & Christiansson, 1991)

表2.1-1 LdB 花崗岩之物理性質與力學性質(Martin & Christiansson, 1991)

Property	Pink granite	Gray granite
Porosity (%)		
Range	0.16–0.28	0.32–0.67
Mean	0.24	0.50
Density (kg/m ³)		
Mean	2640	2630
Uniaxial compression strength (MPa)		
Range	134–248	147–198
Mean	200	167
Brazilian tensile strength (MPa)		
Range	6.17–12.07	6.22–11.52
Mean	9.32	8.72
Tangent Young's modulus (GPa)		
Range	53–86	46–64
Mean	69	55
Poisson's ratio		
Range	0.18–0.44	0.13–0.43
Mean	0.26	0.30
Hoek and Brown failure parameters		
<i>m</i>	31.17	30.54
<i>s</i>	1	1

2.2 現地應力量測

AECL URL 的現地應力量測工作始於 1982 年，其目的在於瞭解不同的現地應力量測結果是否受到尺度效應與地質構造的影響，並評估殘餘應力的重要性與不同現地應力量測結果之差異。所採取的現地應力量測方法，包括套鑽法、水力破裂法、岩體釋放法 (Rock mass relief methods) 與微震訊號監測 (Microseismic monitoring)。

2.2.1 套鑽法

套鑽法屬鑽孔應力釋放法之一種，其施作步驟如圖 2.2-1，其搭配的應變量測設備，計有 USBM、CSIR 與 CSIR HI 與 Borre Probe 等，詳圖 2.2-2。在 URL 場址所施測的套鑽法現地應力試驗量測組數超過 1000 組，其中的 350 組屬遠場現地應力的量測。考量深層鑽孔的岩心試體具有較多的微裂隙，且岩心餅裂 (core dinking) 現象顯著，故大部分的量測工作於破碎帶 FZ2 以上的位置執行 (約地下深度 150 m ~ 250 m，詳圖 2.1-4)。

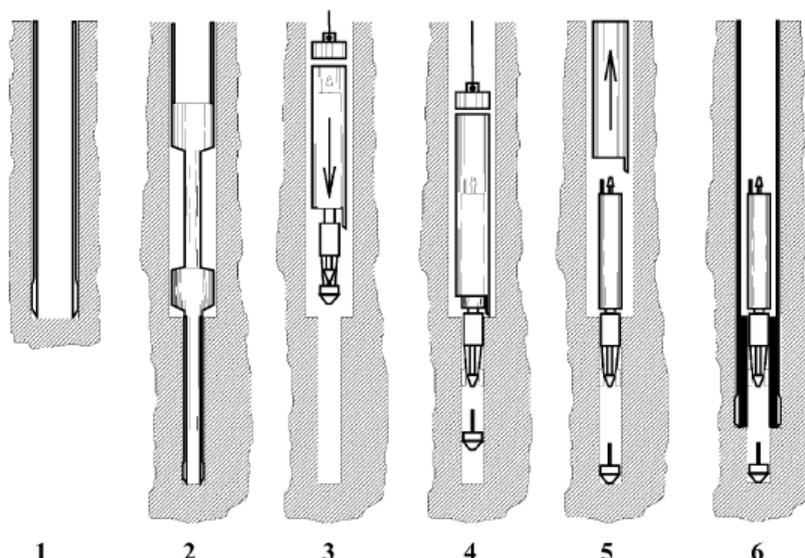


圖 2.2-1 套鑽法現地應力試驗步驟：①以直徑 76 mm 的鑽孔至預定地試驗深度；②再以較小的鑽孔直徑 36 mm 鑽取導孔；③將探針與探針安裝設備置入鑽孔；④將探針放置導孔底部後予以釋放，且將應變量測設備固定於導孔；⑤取出探針安裝設備，並確保探針固定於導孔中；⑥進行套鑽 (Ljunggren 等人，2003)

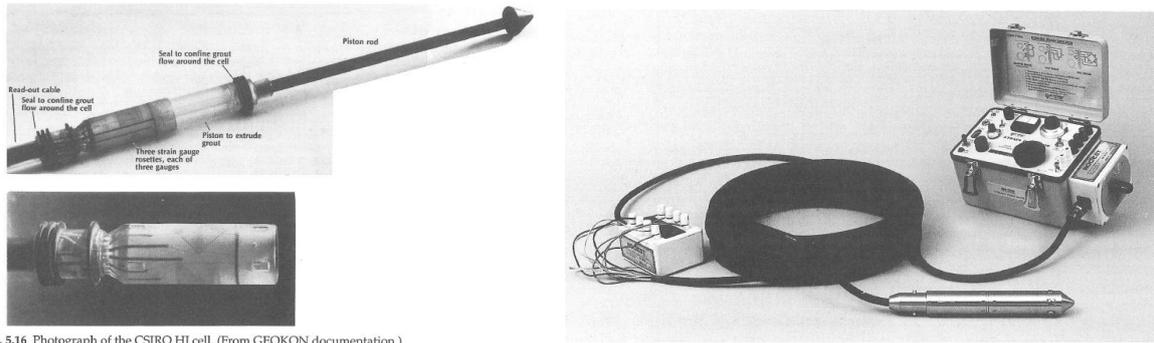
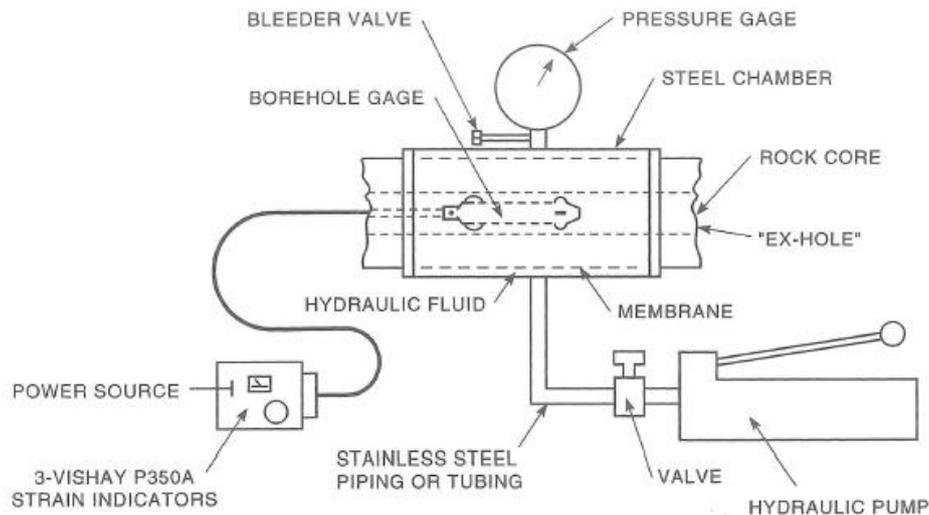


Fig. 5.16 Photograph of the CSIRO HI cell. (From GEOKON documentation.)

(a)

(b)



(c)

圖 2.2-2 套鑽法量測設備：(a) CSIRO HI 套筒、(b) USBM 應變量測設備與 (c) USBM 雙軸試驗設備 (Amadei & Stephansson, 1997)

圖 2.2-3 為 URL 於深度 240 m 處的套鑽法現地應力量測試驗結果，顯示平均主應力值分別為 $\sigma_1 = 25 \text{ MPa}$ 、 $\sigma_2 = 15.6 \text{ MPa}$ 與 $\sigma_3 = 6.5 \text{ MPa}$ ，詳圖 2.2-3(a)，其主應力方向詳圖 2.2-3(b)。由於套鑽法必須透過岩石變形特性(楊氏模數與柏松比)的掌握始能進行現地應力量測，故必須將岩心與量測設備取出後進行雙軸或三軸壓力試驗，以雙軸試驗設備為例其設備組成詳圖 2.2-2(c)。藉由岩心的再加壓以獲得應力-應變曲線，並計算岩石的楊氏模數。圖 2.2-3(c)，為 URL 於深度 240 m 之灰色花崗岩在不同的加載角度下所獲得的楊氏模數，其值介於 55 GPa 至 70 GPa，顯示其楊氏模數具橫向等向性 (Martin 等人，1990)。

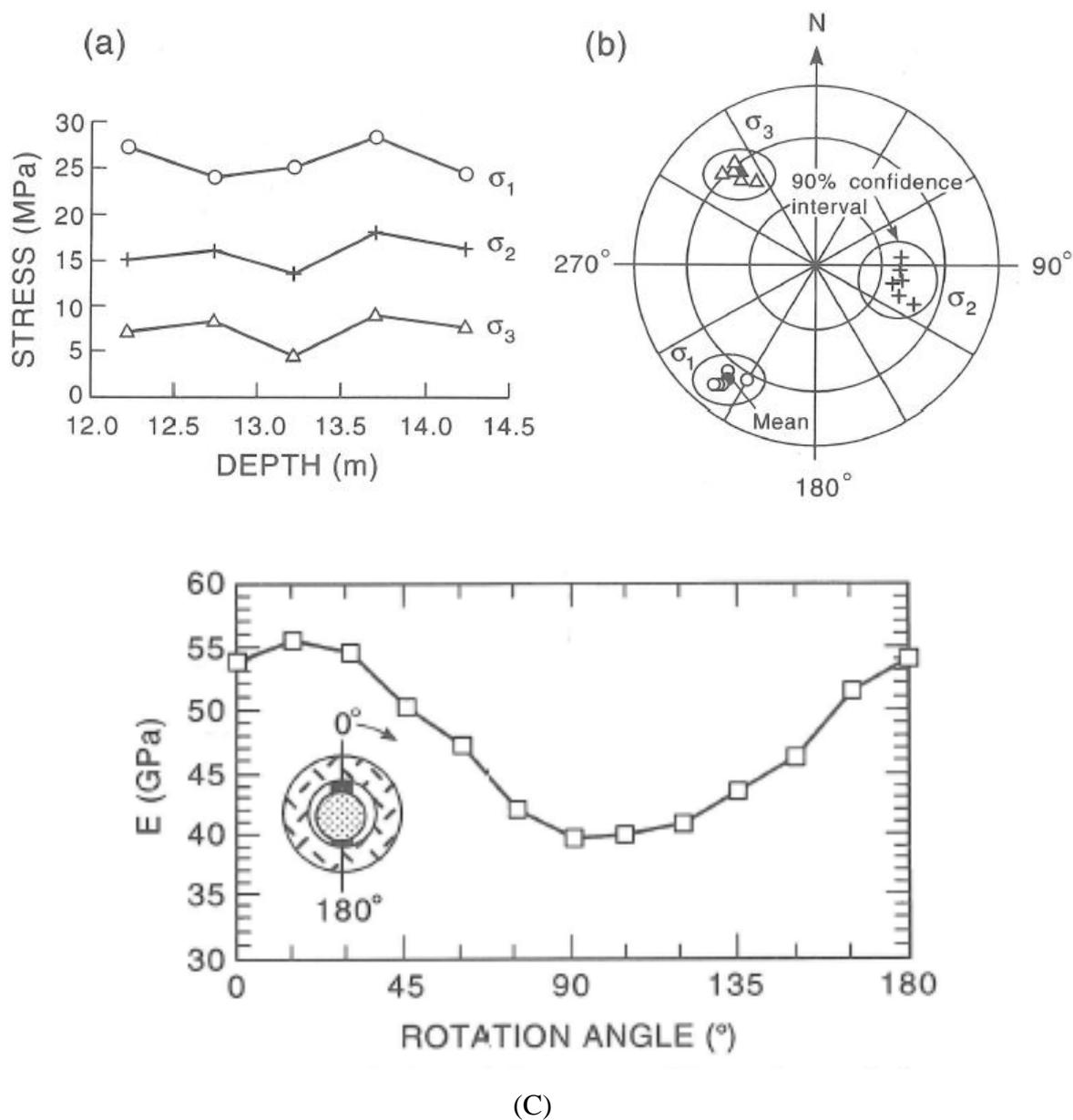


圖2.2-3 AECL URL於深度 240 m 處的現地應力量測結果：(a)主應力隨水平深度變化、
(b)主應力方向與(c)楊氏模數隨加載角度之變化(Amadei & Stephansson, 1997)

Martin & Simmons (1993)根據 URL 深度 240 m 處進行之套鑽法現地應力量測成果(鑽孔編號 PH3 與 OC2, 孔距為 20 m), 並分別假設岩體為等向性與橫向等向性之前提下進行分析, 其結果詳如圖 2.2-4(a)(b), 顯示在橫向等向性岩體分析中, 其主應力 σ_1 與 σ_2 之方向相較於等向性分析結果旋轉了 45° 。經由橫向等向性岩體分析所獲得的主應力值, 低於等向性分析之結果, 詳圖 2.2-4(c)。

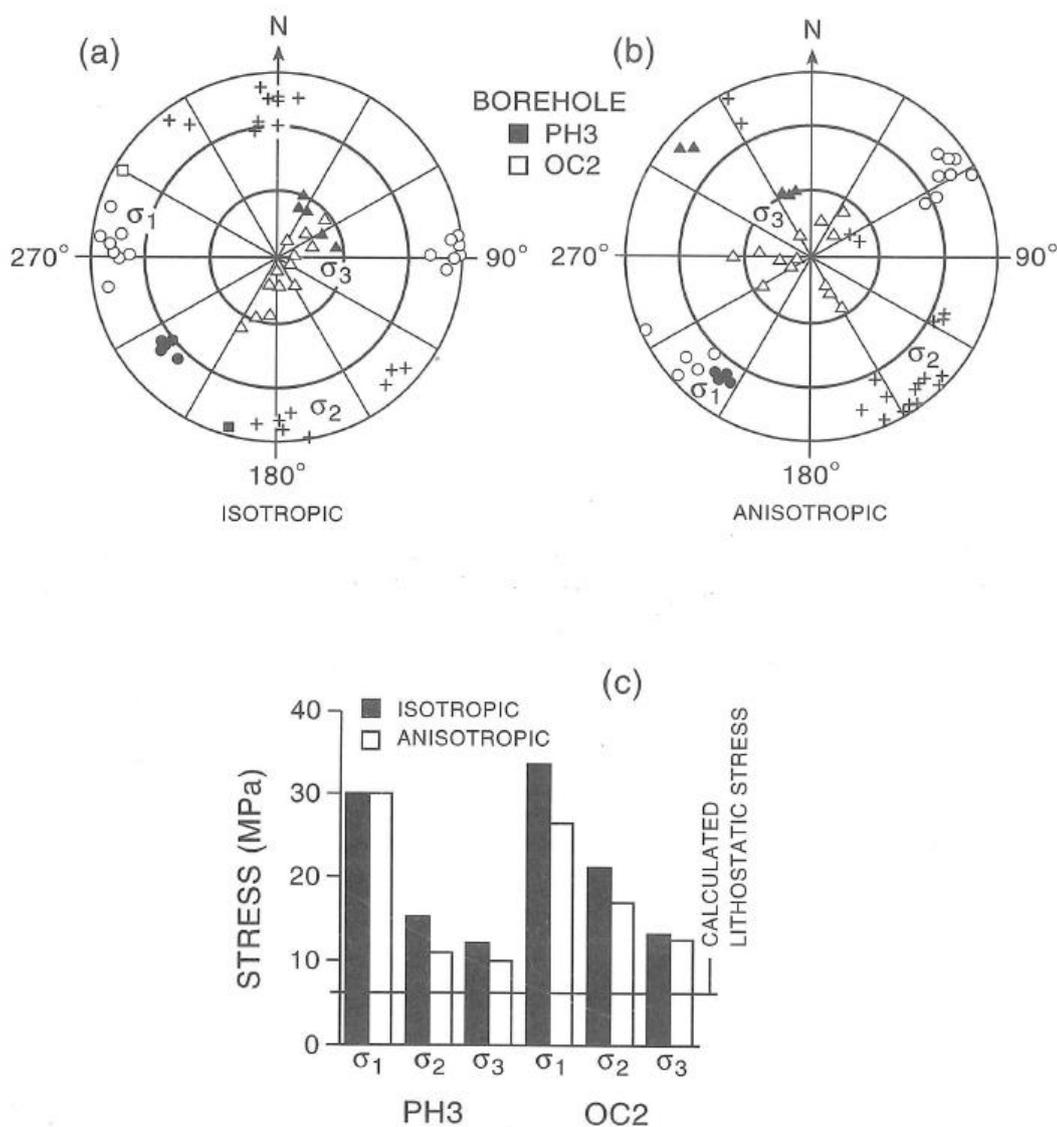


圖2.2-4 根據AECL URL深度 240 m 處進行之套鑽法(鑽孔編號分別為 PH3 與 OC2)(Martin & Simmons, 1993)

2.2.2 岩體釋放法(Rock mass relief methods)

採小孔徑的鑽井施作套鑽法，其相對的應力釋放影響範圍較小，為瞭解試驗尺度的影響，URL 藉由通風豎井與坑道開挖進行現地應力量測，其所涵蓋的應力影響範圍為 10^3 - 10^4 m³，屬較大尺度的現地應力量測，藉以用來評估尺度效應(effect of scale)對現地應力量測結果的影響。

於通風豎井進行的岩體釋放法，係指於較大孔徑的豎井壁面施作套鑽法現地應力量測。豎井傾角為 84° ，直徑為 1.8 m，採昇井法(raise boring method)進行開挖，並於深度 220 m 處(介於 FZ2 與 FZ2.5 之間)的豎井壁面，詳圖 2.2-5，鑽四個直徑 200 mm、深度 10 mm ~ 20 mm 的井孔，將孔底磨平清理後分別貼上花瓣式應變計，其編號為 VRI 1~VRI 4，其中 VRI 1 與 VRI 2 視為一組，布設的夾角為 90° ，VRI 3 與 VRI 4 亦同，詳圖 2.2-6，再以直徑 300 mm 的鑽頭進行套鑽，期間控制注水溫度、施鑽扭力與轉速，並記錄應變計隨套鑽深度之變化，詳圖 2.2-7，其顯示套鑽深度約達 100 mm，應變計資料已趨於穩定。

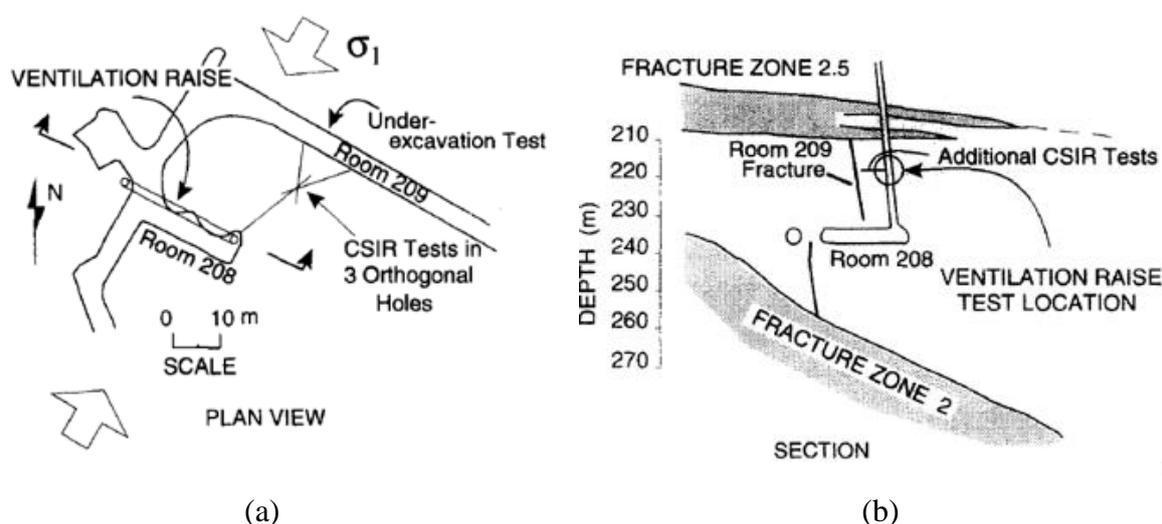


圖2.2-5 利用通風豎井進行套鑽法現地應力量測：(a)試驗地點之平面圖與(b)剖面圖

(Chandler, 1993)

除了通風豎井進行的岩體釋放法現地應力量測外，另於 Room 208 與 Room 209 施做了三個互為正交的鑽井，執行了 17 組 CSIR Cell 套鑽法，其施作位置詳圖 2.2-5(a)；另於豎井壁面額外進行 4 組 CSIR Cell 套鑽法現地應力量測試，施作位置詳圖 2.2-5(b)。根據通風豎井的岩體釋放法，與小孔徑的套鑽法所獲得的現地應力大小與方向，詳如圖 2.2-8，茲摘述其成果如下：

1. 大孔徑豎井的岩體釋放法量測結果，其主應力平均值高於豎井壁面 CSIR 套鑽法量測結果的 26%。
2. 三種現地應力量測結果之主應力方向均包含在 90% 的信賴區間內，惟大孔徑豎井岩體釋放法之最大主應力 σ_1 之傾角較其他方法所獲得的傾角為陡。

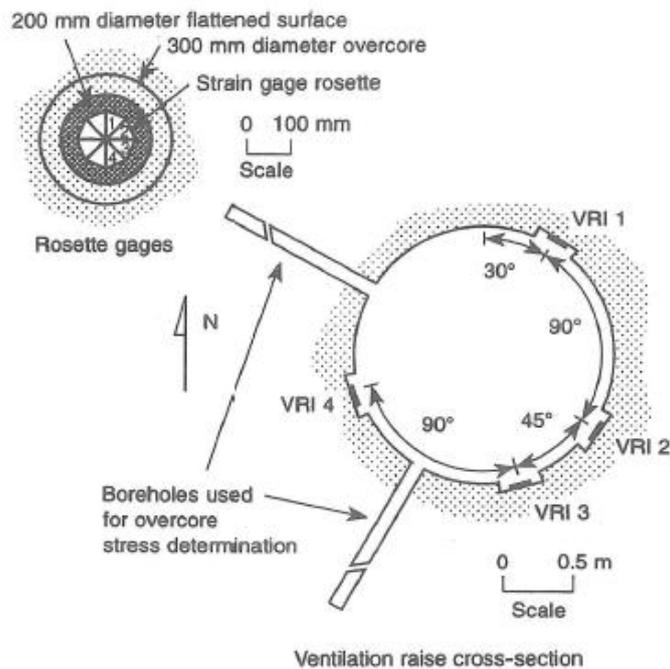


圖2.2-6 通風豎井剖面及花瓣式應變計設置位置(Chandler, 1993)

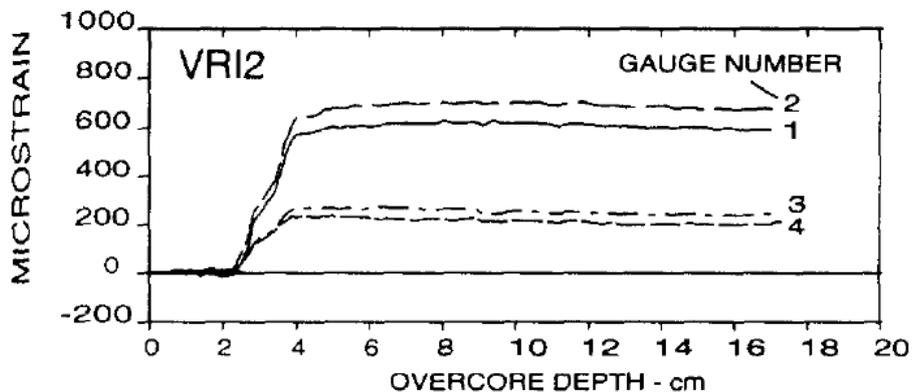


圖2.2-7 於通風豎井進行套鑽法之應變計隨套鑽深度變化(Chandler, 1993)

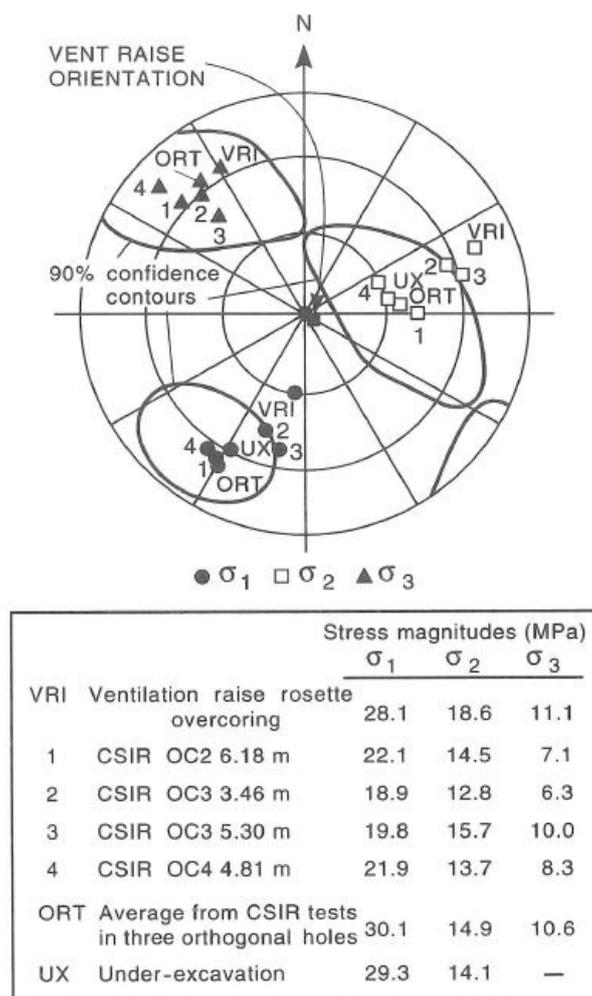


圖2.2-8 AECL URL進行之套鑽法與岩體釋放法現地應力量測結果(Chandler, 1993)

除了利用通風豎井進行現地應力量測外，亦利用 Room 209 的水平開挖，及深度 420 m 至 240 m 通風豎井的昇井開挖，透過預先鑽井埋設的 CSIRO HI 三軸應變套筒進行現地應力量測。以 Room 209 的水平開挖為例，其坑道斷面尺寸為 3.9 m × 3.6 m，於開挖面四周，距離預定的坑道壁面約 0.85 m 至 2.28 m 處施做八個鑽井(井孔直徑 96 mm)，包括頂拱、仰拱與起拱線各兩個，詳圖 2.2-9 與圖 2.2-10，鑽孔深度約 10 m，並置入 CSIRO HI 套筒。坑室開挖採鑽炸法，隨著開挖面前進，持續記錄套筒的應變資料，至開挖面通過套筒位置並持續前進 25 m 後始停止紀錄。

CSIRO HI 套筒的設置，其目的有：①提供現地應力反算分析所需應變資料；②監測岩體因坑室開挖所引致的反應，並與數值分析進行比對，以確認數值分析所採用的材料組成律與輸入參數是否正確；③評估其所採用的應力變化量測裝置是否合適，作為後續相關應力監測計畫修訂之參考。

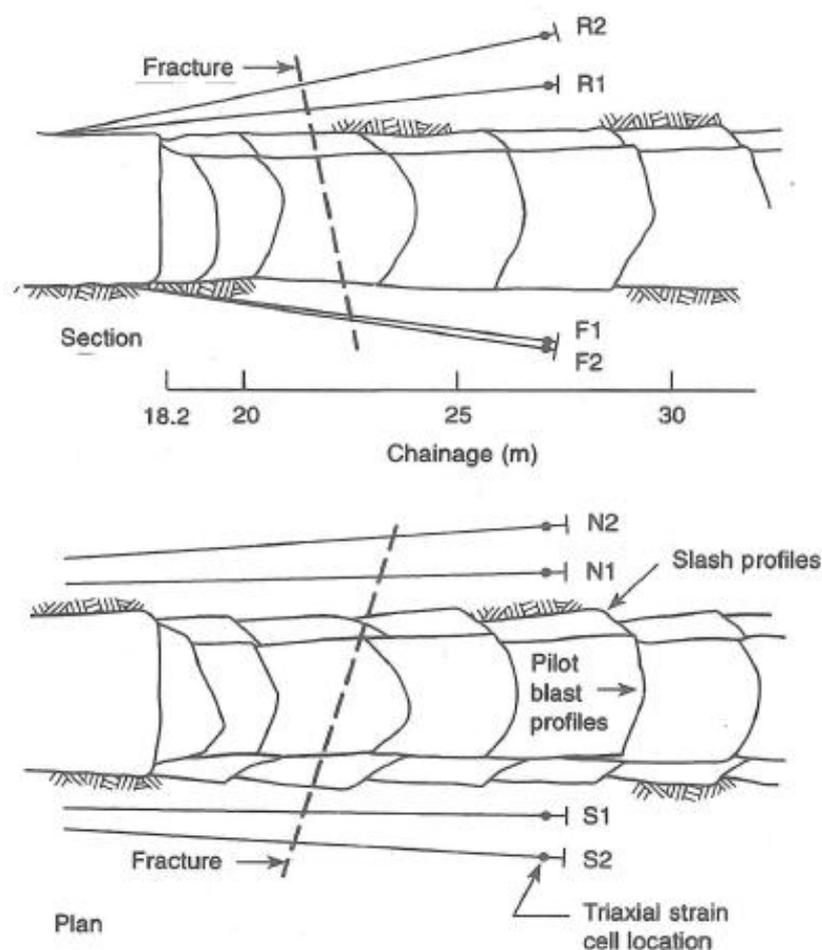


圖2.2-9 URL Room 209 坑室開挖及CSIRO HI 套筒設置位置之側視圖與平面圖

(Chandler, 1993)

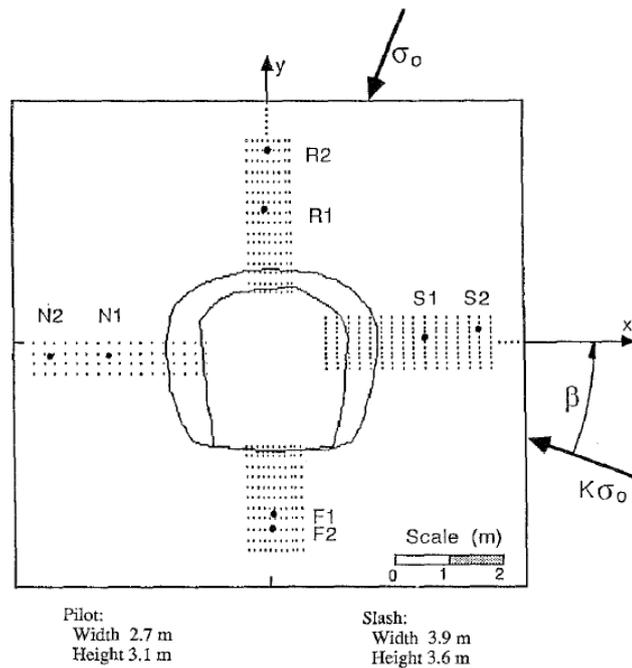


圖2.2-10 URL Room 209 坑室斷面及CSIRO HI 套筒設置位置(Chandler, 1993)

2.2.3 微震動訊號監測(Microseismic monitoring)

Talebi & Young (1989) 於深度 324 m 至 443 m 之垂直豎井(直徑 4.6 m)開挖過程，透過聲射(Acoustic Emission, AE)感測器量測開挖引致的微震動(microseismic event)訊號，其配置之剖面圖詳圖 2.2-11(a)，並發現大多數微震動訊號的發生位置係分布在一倍豎井直徑的區域內，詳圖 2.2-11(b)，且由微震動訊號的叢集特徵(clustering of microseismic event)，顯示此深度(低於 FZ2)的最大水平應力方向為 NW-SE。

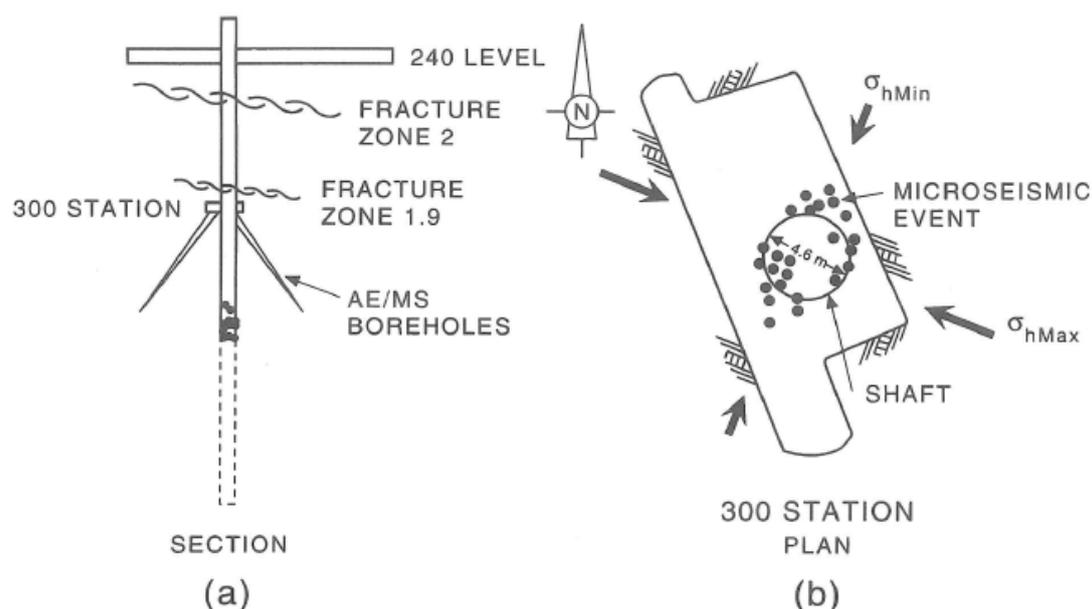


圖2.2-11 AECL URL 微震訊號監測：(a)聲射(Acoustic Emission, AE)感測器配置與(b)微震動訊號分布(Talebi & Young, 1989)

2.2.4 其他的現地應力量測成果

除上述的現地應力量測外，URL 亦透過垂直豎井開挖時，以豎井壁面的剝落(spalling)破壞、鑽孔岩心餅裂(core diskings)與井孔崩落(borehole breakouts)等間接方法，評估最大水平主應力方向是否隨深度變化。例如，在 FZ2 以上的區域，由豎井壁面所產生的 V 型缺口破壞(V-shaped notch)研判其最大水平主應力方向為 NE-SW；當深度過了 FZ2，其最大水平主應力方向轉為 NW-SE，此結果與前述的微震動訊號監測成果一致，顯示了水平主應力隨深度不同而可能有的變化。此外，於深度 225 m 至 443 m 的豎井開挖過程中，以每間隔 10 m 的取樣頻率，進行豎井斷面的收斂量測與反算分析(back-analysis)，其結果亦顯示最大水平主應力方向為 NW-SE。

2.2.5 不同量測方法其結果一致性分析

1. 地質構造的影響(Influence of geological structures)

由圖 2.1-2 的 URL 地質剖面，可知地下實驗室雖位於花崗岩基盤，但岩盤中仍有微裂隙、節理組與破裂帶等大小尺度不一的地質構造，其存在均可能影響現地應力量測結果，例如前節 2.2.1 之圖 2.2-3，即說明了岩盤中的微裂隙所造成的岩石楊式模數具異向性。

由圖 2.2-5 可知，在 URL 深度 210 m 至 230 m 處存在一條近乎垂直的破裂面(Room 209 Fracture)，其走向為 NE-SW，詳圖 2.2-12(a)。根據 Room 209 (深度 240 m 且靠近破裂帶)的套鑽法現地應力量測結果，顯示最小主應力為水平且垂直於該破裂面，詳圖 2.2-12(a)；然而，在遠離破裂面 30 m 處，同樣採套鑽法之量測結果顯示最小主應力轉為垂直方向，詳圖 2.2-12(b)，說明了破裂面存在對現地應力量測結果的影響。

圖 2.2-13 為不同現地應力量測方法所得到的最大水平應力方向與大小隨深度之關係，在 FZ2.5(深度約 200 m)以上，最大水平應力方位角約為 40°，其方向大致平行於粉花崗岩的節理組走向；但是，在深度 200 m 至 270 m (FZ2) 之間，最大水平應力方位角由原本的 40°逐漸轉變為 130°，過了 FZ2 至深度 429 m 之間，則大致維持在 130°(平行於 FZ2 的傾向)，值約 55 MPa，此一深度的現地應力量測結果與加拿大地盾西部所量測的現地應力方向與大小相當接近(Martin & Chandler, 1993)。

圖 2.2-14 為不同深度條件下，最小水平應力(σ_3)與垂直岩覆壓力(r_z ， r 為岩石單位重， z 為深度)之比值(σ_3/r_z)，其結果顯示在 FZ2.5(深度約 200 m)至 FZ1.9(深度約 300 m)之間，其 σ_3/r_z 比值顯然高於其他深度，Martin & Chandler (1993)認為此現象可能與破裂帶 FZ2 的厚度及其相對於周圍岩體的勁度(stiffness)差異有關。

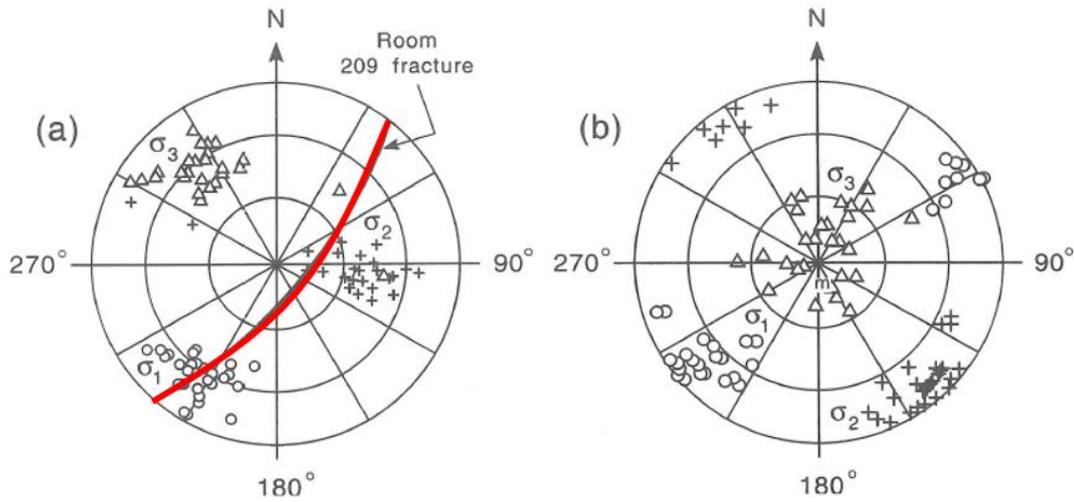


圖2.2-12 深度 240 m，地下坑室 209 之現地應力量測結果：(a)靠近 Room 209 破裂帶之量測結果與(b)遠離破裂帶的量測結果(Amadei & Stephansson (1997)整理自 Martin & Chandler (1993))

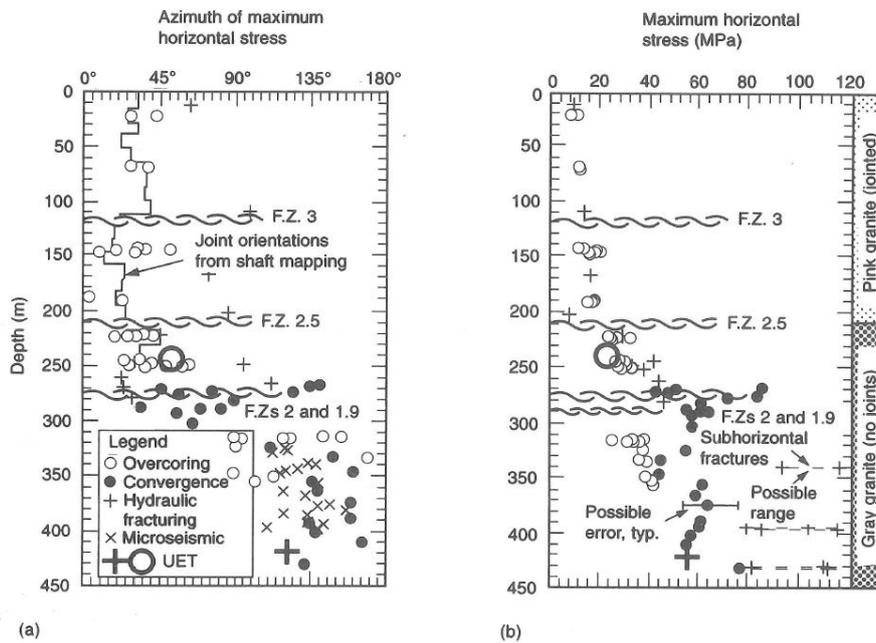


圖2.2-13 AECL URL不同現地應力量測結果之比較：不同深度條件下之(a)最大水平應力方向與(b)最大水平應力值(Amadei & Stephansson (1997)整理自 Martin 等人 (1990))

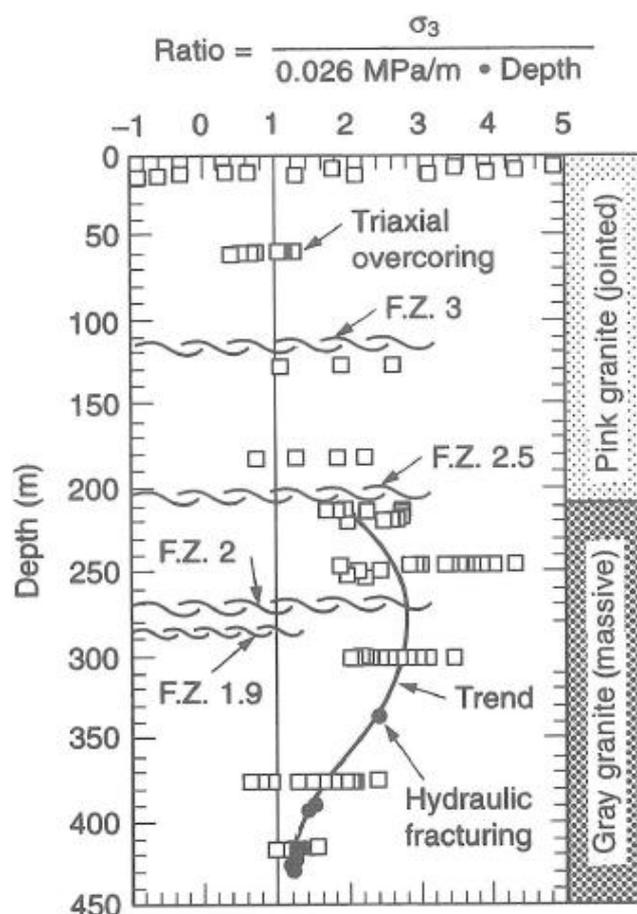


圖2.2-14 AECL URL 之 σ_3/r_z 隨深度變化(Amadei & Stephansson (1997)整理自Martin & Chandler (1993))

2. 不同的現地應力量測方法其結果之一致性

根據圖 2.2-13，可知套鑽法所得到的最大水平應力方向，在 FZ2.5(深度約 200 m) 以上，最大水平應力方位角約為 40° ，但在深度 200 m 至 270 m (FZ2)之間，最大水平應力方位角由原本的 40° 逐漸轉變為 130° ，此結果除說明了地質構造對現地應力量測結果之影響外，亦顯示了套鑽法、微震動訊號監測及豎井斷面的收斂量測分析結果一致。此外，由套鑽法與水力破裂法量測結果之比較，詳圖 2.2-15(a)，顯示其在最大與最小主應力值得分析結果相當接近，但是主應力方向之分析結果卻有所不同。以最大水平應力

方向為例，詳圖 2.2-15(b)，二者在深度 120 m 至 270 m 之間的差異更為顯著，此與該深度範圍內存在破裂帶 FZ3、FZ2.5、FZ2 與 FZ1.9 有關。

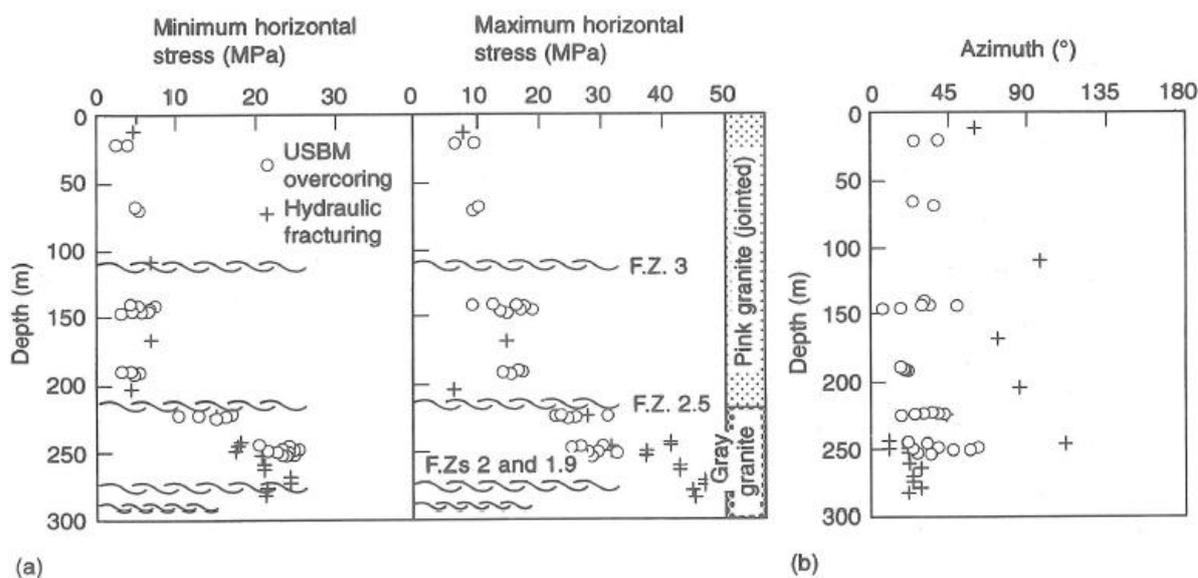


圖 2.2-15 套鑽法與水力破裂法現地應力量測結果之比較：(a)最大與最小水平主應力、(b)最大水平主應力方向(Amadei & Stephansson (1997)整理自 Martin & Chandler (1993))

3. 尺度效應的影響

不同的現地應力量測方法，其涵蓋的應力影響範圍端視鑽孔或試驗坑道開挖的孔徑而定。其計算係根據鑽孔直徑 D ，並假設應力影響範圍為一半徑 $3D$ 、高 $6D$ 之圓柱體，各種現地應力量測方法及其應力影響範圍詳表 2.2-1。AECL URL 採用的現地應力量測方法，其所涵蓋的應力影響範圍為 $0.1 \text{ m}^3 \sim 10^5 \text{ m}^3$ 。為評估不同量測方法所得到的現地應力結果是否具尺度效應，Martin 等人(1990)根據 URL 所量測的現地應力進一步計算第一應力不變量 I_1 (first stress invariant)與應力影響範圍(m^3)之關係圖，詳圖 2.2-16，圖中所列資料包括直徑 96 mm、150 mm 與 600 mm 的套鑽法現地應力量測，及透過通風豎井與試驗坑道開挖之現地應力反算分析成果。

表2.2-1 現地應力量測方法之分類及其應力影響範圍(Ljunggren等人, 2003)

Method		Volume (m ³)
水力法(Hydraulic methods)	水力破裂法(Hydraulic fracturing)	0.5 – 50
	套筒致裂法(Sleeve fracturing)	10 ⁻²
	既存裂隙水力試驗(Hydraulic test on pre-existing fracture, HTPF)	1 - 10
應力釋放法(Relief methods)	表面應力釋放法(Surface relief methods)	1 - 2
	內鑽法(Undercoring)	10 ⁻³
	套鑽法(Borehole relief methods, e.g. overcoring, borehole slotting, etc)	10 ⁻³ – 10 ⁻²
	Relief of large volumes (bored raise, under-excavation technique, etc.)	10 ² – 10 ³
千斤頂法(Jacking methods)	平板千斤頂法(Flat jack method)	0.5 – 2
	曲面千斤頂法(Curved jack method)	10 ⁻²
應變回復法(Strain recovery methods)	非彈性應變恢復法(Anelastic strain recovery, ASR)	10 ⁻³
	差應變曲線分析(Differential strain curve analysis, DSCA)	10 ⁻⁴
井孔崩落評估法(Borehole breakout method)	井徑儀與傾斜儀分析(Caliper and dipmeter analysis)	10 ⁻² – 10 ²
	孔內攝影分析(Borehole televiewer analysis)	10 ⁻² – 10 ²
其他(Other methods)	斷層滑移資料分析(Fault slip data analysis)	10 ⁸
	地震斷層機制解(Earthquake focal mechanisms)	10 ⁹
	間接法(Indirect methods)	10 ⁻⁴ – 10 ⁻³
	Inclusions in time-dependent rock	10 ⁻² – 1
	殘餘應力量測(Measurement of residual stresses)	10 ⁻⁵ – 10 ⁻³

就各種試驗方法之第一應力不變量 I_1 平均值而言，詳圖 2.2-16 之虛線，其差異並不顯著，但透過試驗坑道開挖之量測成果其值相對較小。此外，小孔徑的套鑽法其資料點較為分散，其可能原因為 CSIR 套筒採用的應變計貼片基長為 10 mm，因花崗岩顆粒粒徑為 2-5 mm，應變計貼片基長愈小愈容易受影響；相較之下，配合昇井法設置的花瓣式應變計其長度為 120 mm，較不受到顆粒粒徑之影響。

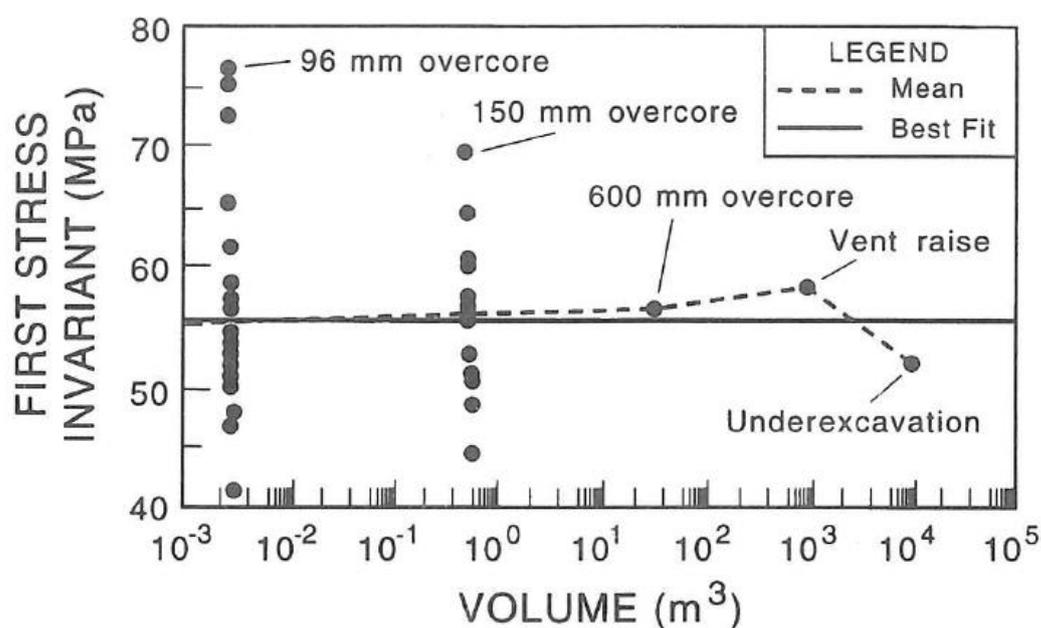


圖2.2-16 尺度效應對現地應力量測結果之影響(Amadei & Stephansson (1997)整理自 Martin & Chandler (1993))

4. URL 與加拿大地盾現地應力量測結果比較

圖 2.2-17 為 URL 與加拿大地盾的水平最大主應力隨深度之變化，說明了在淺層至深度 200 m 之間，二者的水平最大主應力資料點略顯分散，但其隨深度變化的趨勢一致。當深度接近 270 m，即靠近破裂帶 FZ2 分布之深度，URL 的水平最大主應力明顯高於加拿大地盾。 Martin & Chandler (1993) 認為可能的原因為：①破裂帶 FZ2 的存在，及②具節理特性之粉色花崗岩，與完整岩體之灰色花崗岩其變形模數(deformation moduli)之差異有關。

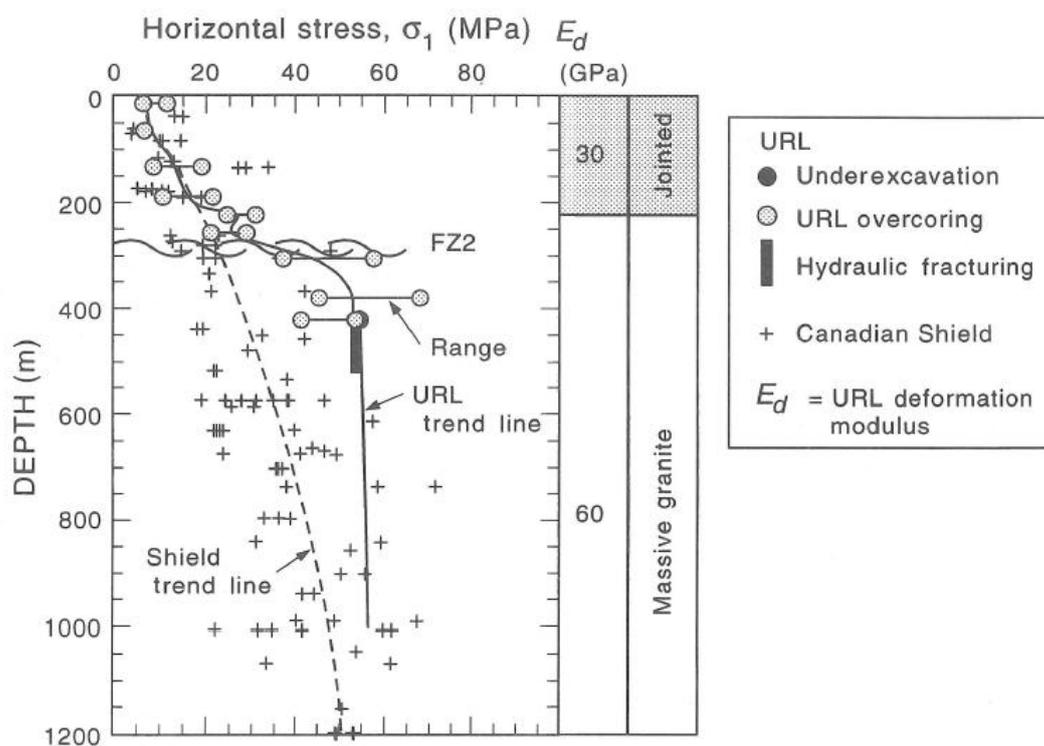


圖2.2-17 AECL URL 與加拿大地盾之最大水平應力與深度變化(Amadei & Stephansson (1997)整理自Martin & Chandler (1993))

2.3 現地應力量測方法之比較

2.3.1 水力破裂法 vs. 井孔崩落評估法

水力破裂法為常見的現地應力量測方法，可同時獲得最大與最小水平主應力大小與方向。Haimson & Cornet (2003) 提出以下幾點有關水力破裂法之注意事項：①水力破裂法在測量深度上並無限制，只要在預定施測的深度範圍內，鑽孔孔壁穩定且岩石符合彈性與脆性之材料條件；②鑽孔方向必須平行於主應力作用方向，例如重力方向；若鑽孔軸線存在偏心，則試驗過程可能發生雁行裂紋(en echelon' fractures)；③假設裂隙的位態是遠離鑽孔且往岩層發展，並根據鑽孔壁上的裂隙輪廓判釋主應力方向；④假設岩石是均質、等向性與線彈性材料；⑤岩石中的孔隙水壓力影響不易評估；⑥必須掌握岩石的張力強度。

水力破裂法係於試驗段置入封塞器(straddle packer)並注入液壓，從液壓變化及透過孔內攝影(borehole imaging)確認鑽孔孔壁是否有垂直裂隙產生，藉以判定最小水平主應力。但是，要進一步判定最大水平主應力時，必須確認鑽孔四周的應力條件是否符合柯西方程式(Kirsch equation)(Jaeger & Cook, 1979)之基本假設，例如鑽井必須維持圓形且為均質等向性材料等。就某些試驗條件而言，尤其是較為深層的鑽井或是水平應力較大時，井孔孔壁周圍的應力分布會導致孔壁剝落(spalling)破壞，井孔斷面會沿著最小主應力方向產生近似拉伸的斷面形狀變化，此時可藉由孔內超音波攝影儀(borehole televiewer)來觀察井孔崩落(borehole breakout)破壞。

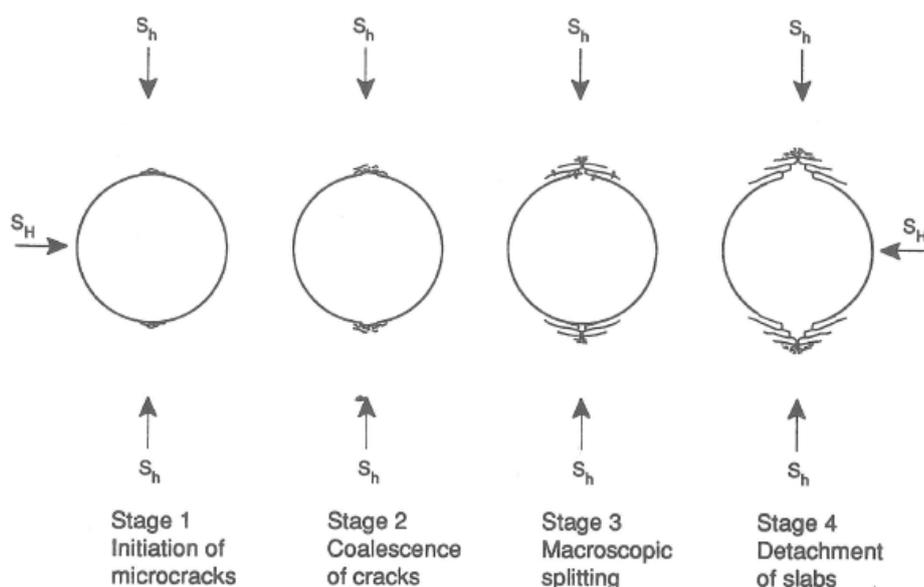


圖2.3-1 圓形鑽孔之井孔崩落破壞發展示意圖(Amadei & Stephansson, 1997)

水平主應力作用下之圓形井孔崩落發展詳圖 2.3-1 所示，孔壁破壞位置即為最小水平主應力作用方向；此外，透過量測井孔崩落寬度(w)、岩石單軸壓縮強度(σ_c)與最小水平主應力(S_{Hmin})，可利用式 2.3-1 求得最大水平應力(S_{Hmax})，式中 P_p 為地層液壓(pore pressure)， ΔT 為泥漿與地層的溫度差， $\sigma^{\Delta T}$ 為溫度差造成之應力，崩落寬度(w)可以由孔壁影像獲得。

$$S_{Hmax} = \frac{\sigma_c + 2P_p + \Delta P + \sigma^{\Delta T} - S_{hmin}(1 + 2\cos(2\theta))}{1 - 2\cos(2\theta)} \quad (2.3-1)$$

$$2\theta = \pi - w \quad (2.3-2)$$

透過井孔崩落進行現地應力量測時，亦可能因為鑽井過程中注入的泥漿比重過大，進而導致井壁產生垂直伸張裂隙，又稱為鑽井誘發裂隙(drilling-induced tensile fractures, DITFs)，詳圖 2.3-2。此時裂隙的方位與最大水平主應力方位相當接近，可根據式 2.3-3 求得最大水平應力(S_{Hmax})。

$$S_{Hmax} = 3S_{hmin} - P_p \quad (2.3-3)$$

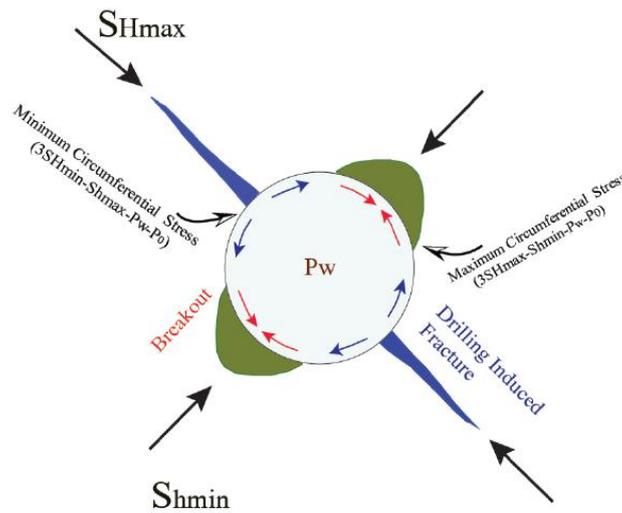


圖2.3-2 井孔崩落與鑽井誘發裂隙示意圖(Fjaer等人，1992)

實務上，鑽井在現地應力作用下所產生的井孔形狀計有四種：①等同鑽孔尺寸的圓孔(in gage)、②井孔崩落(breakout)、③坍塌(washout)與④匙孔(key seat)，詳圖2.3-3。一般可利用四臂井徑電測推估井孔崩落方向，或是利用高解析度井壁影像地層掃描來判斷井孔崩落和鑽井誘發裂隙。

Healy 與 Zoback (1985) 利用水力破裂法與井孔崩落法進行紐約州 Auburn 地熱井 (Auburn Geothermal Well) 之現地應力量測。Auburn 地熱井位於阿巴拉契亞高原 (Appalachian plateau) 之雪城 (Syracuse) 西南方 30 km 處。其鑽孔深度為 1600 m，其中的 1540 m 穿過了古生代鹽岩層 (Paleozoic salts)、碳酸鹽岩層 (carbonates)、頁岩層 (shales) 與砂岩層 (sandstones)，另外的 60 m 為前寒武紀大理岩基盤 (Precambrian marble basement)，此一案例為井孔崩落試驗第一次用來評估現地應力大小與方向的案例，以現地應力方向為例，水力破裂法與井孔崩落試驗所得到的結果相當一致。

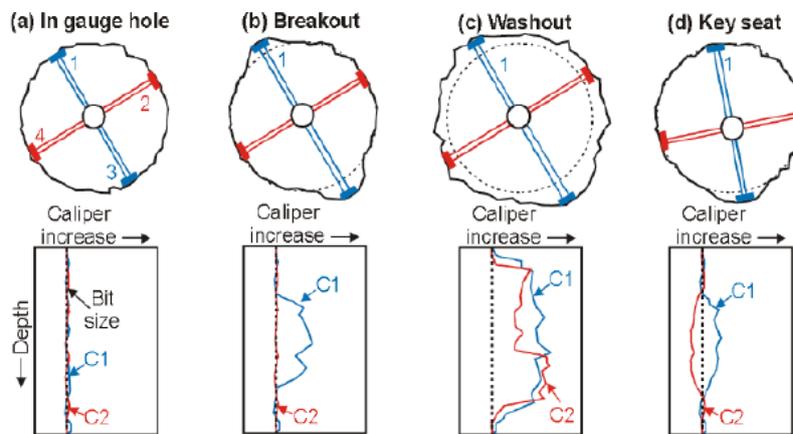


圖2.3-3 各種可能的井孔變形及其對應的井徑電測圖：(a)圓孔、(b)井孔崩落、(c)坍孔、(d)匙孔(Suppe, 1985; Reinecker等人, 2003)

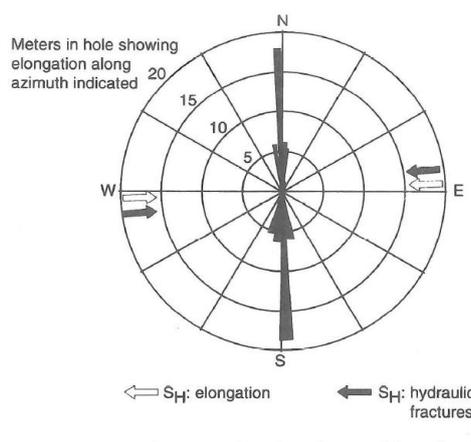


圖2.3-4 Auburn 地熱井現以水力破裂法與井孔崩落試驗分析之現地應力方向(Amadei & Stephansson (1997)整理自 Hickman 等人(1985)

2.3.2 水力破裂法 vs. 套鑽法

Haimson (1981) 透過幾個現地試驗案例藉以比較水力破裂法與套鑽法試驗結果之差異，包括：

Case a. 內華達試驗場(Nevada Test Site)

Case b. 加州 Helms 抽水蓄能發電計畫

Case c. 南卡羅來納州 Bad Creek 抽水蓄能發電計畫

Case d. 鄰近華盛頓州 Hanord 附近的 Gable Mountain BWIP 近地表試驗設施

上述的現地試驗深度均不超過 400 m。根據其試驗結果，整理了水力破裂法與套鑽法之試驗差值 $\Delta\sigma$ 、差異百分比 $\Delta\sigma/\sigma_{HF}(\%)$ 及最大水平應力方向差異 σ_{Hmax} ，詳如表 2.3-1，並整理如下：

1. 此兩種現地應力量測方法所得到的最大水平應力方向差異 ($\Delta\sigma/\sigma_{Hmax}(direction)$) 不超過 $\pm 10^\circ$ 。
2. Case a ~ c 於此兩種試驗方法所獲得的最小水平應力差值不超過 ± 2 MPa，其與水力破裂法量測結果之差異百分比 $\Delta\sigma/\sigma_{HF}(\%)$ 不超過 29%；最大水平應力的差值不超過 ± 5 MPa，其與水力破裂法量測結果之差異百分比 $\Delta\sigma/\sigma_{HF}(\%)$ 不超過 50%。
3. Case d 在最小與最大水平主應力部分，兩種試驗方法有較大的差異。

表2.3-1 水力破裂法與套鑽法試驗結果之差異比較(Haimson, 1981)

Site	$\Delta\sigma$ (MPa)		$\Delta\sigma/\sigma_{HF}(\%)$		$\Delta\sigma_{Hmax}$ (direction) (deg)
	σ_{hmin}	σ_{Hmax}	σ_{hmin}	σ_{Hmax}	
Nevada Test Site	1	1	29	11	-10
Helms	-1.5	-5	-27	-50	8
Bad Creek	-2	-4.5	-13	-19	4
Gable Mountain	-0.5	7	-33	100	-6

Hudson & Cooling (1988)，及 Cooling 等人 (1988) 透過套鑽法和水力破裂法在英國西南部的 Carnmenellis 花崗岩進行現地應力量測。套鑽法採用 CSIRO HI、INTERFELS CSIR 三軸應變單元和 USBM 應變計，在坎伯恩(Carwynnen)採礦場地下深度 34 m 處進行；水力破裂試驗在相鄰的採石場進行，且施加 A、B 兩個鑽孔(相距 100 m)，試驗深度為 74、122 和 642 m。Pine 等人 (1983) 研究了坎伯恩西北側約 6.7 km 處的 South Crofty，因 Rosemancowes 地熱計畫之研究需要，其在深度 790 m 處進行了套鑽法現地應力量測，並採用 CSIRO HI 套筒與 USBM 應變量測設備，此外，亦在深度 2000 m 處進行了水力破裂法現地應力量測。試驗結果總結在表 2.3-2 與圖 2.3-1，並整理於下列幾點：

1. 顯示主應力座落於垂直和水平方向，且對於以 NW-SE 和 NE-SW 方向為主的水水平主應力方向，其所採用的套鑽法量測技術均獲得一致的結果。
2. Carwynnen 採礦場的水力破裂法顯示應力狀態隨深度發生變化，最小主應力在 74 m 和 122 m 深度處為垂直，在 642 m 處變為水平。
3. 在 South Crofty 進行的套鑽法及 Rosemancowes 地熱計畫所進行的水力破裂法，其深度分別為 790 m 與 2000 m，顯示最小主應力均為水平，中間主應力為垂直方向。

表2.3-2 英國Carmmenellis 花崗岩現地應力量測記錄(Amadei & Stephansson (1997)整理自Hudson & Cooling (1988)、Cooling 等人 (1988)、Pine等人 (1983))

Site	Method	Depth (m)	Principal stress	Magnitude (MPa)	Trend (deg)	Plunge (deg)
Carwynnen	Hydraulic fracturing	74	σ_1	16.5	141	00 ^a
			σ_2	6.5	051	00 ^a
			σ_3	2.0	-	90 ^a
		122	σ_1	16.7	145	00 ^a
			σ_2	7.2	055	00 ^a
			σ_3	3.3	-	90 ^a
		642	σ_1	34.9	145	00 ^a
			σ_2	16.7	-	90 ^a
			σ_3	12.3	055	00 ^a
	USBM gage	34	σ_1	5.9	317	09
			σ_2	2.2	224	17
			σ_3	-0.2	075	71
	CSIRO HI cell	34	σ_1	5.9	331	01
			σ_2	4.9	241	09
			σ_3	2.2	055	81
INTERFELS CSIR-type cell	34	σ_1	5.3	308	19	
		σ_2	3.9	040	06	
		σ_3	-0.6	146	70	
South Crofty	Overcoring	790	σ_1	37.7	130	05
			σ_2	18.5	347	84
			σ_3	11.3	220	03
Rosemanowes	Hydraulic fracturing	2000	σ_1	70	130 ^a	00 ^a
			σ_2	52 ^a	- ^a	90 ^a
			σ_3	30	040 ^a	00 ^a

^a Estimated for hydraulic fracturing tests.

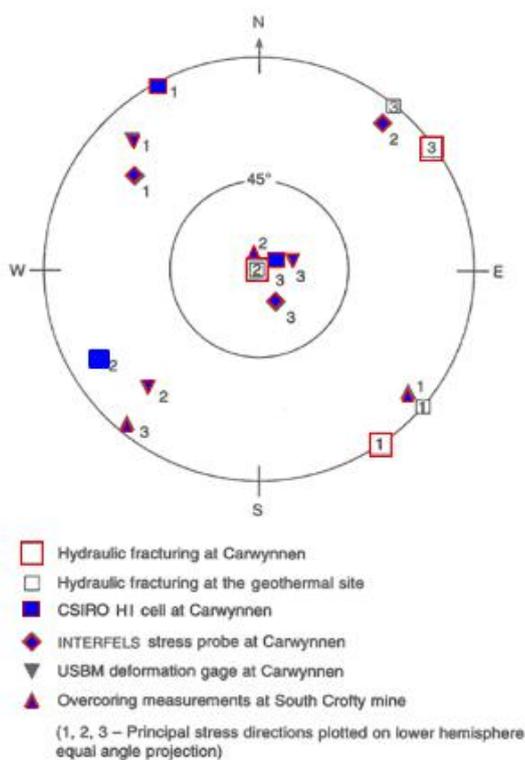


圖2.3-5 英國Carmmenellis 花崗岩現地應力量測記錄(Amadei & Stephansson (1997)整理自Hudson & Cooling (1988)、Cooling 等人 (1988)、Pine等人 (1983))

2.3.3 水力破裂法(HF) vs. 既存裂隙之水力試驗(HTPF)

Ljunggren & Raillard (1987) 根據瑞典首都斯德哥爾摩(Stockholm) 北方約 480 km 處的 Gideå 現地試驗成果(Gideå 曾為瑞典高放射性廢棄物處置候選場址)，針對水力破裂法(HF)與既存裂隙水力試驗(HTPF)的量測結果進行整理與比較，詳如表 2.3-3。其中，水力破裂法現地試驗為 Bjarnason & Stephansson (1986)所施作，試驗深度介於 100 m 至 200 m 之間；HTPF 由 Ljunggren & Raillard (1987) 所施作，試驗深度介於 90 m 至 270 m 之間。為能進一步比較水力破裂法與 HTPF 的分析結果，Amadei & Stephansson (1997) 整理了深度 100 m 至 250 m 之間的試驗資料，並分別進行二維與三維應力分析。三維應力分析部分，主應力隨深度之變化詳圖 2.3-2(a)，其中， σ_1 、 σ_2 與 σ_3 為 HTPF 試驗結果， S_H 、 S_h 與 S_v 為 HF 試驗結果，並將其重點整理如下：

1. 除了深度 0 m 至 100 m 有顯著差異外，主應力 σ_1 與 S_H 值幾乎相同，其最大差異值為 0.5 MPa。
2. 主應力 σ_2 與 S_h 值亦相當接近，其最大差異值為 1.0 MPa。
3. 除了深度 150 m 至 250 m 處，主應力 σ_3 與 S_v 值具一致性外，其餘深度顯示 HF 與 HTPF 分析結果有顯著差異。

另外， σ_1 與 S_H 其應力方向隨深度之變化，詳圖 2.3-2(b)，由圖中可發現深度 90 m 處之 σ_1 應力方位角為 60° ，至深度 250 m 處，則轉至 120° ，而在 HF 之分析亦可見相同的主應力方向變化趨勢。針對 HF 與 HTPF 的比較，Amadei & Stephansson (1997) 根據 Ljunggren (1990)之現地試驗結果，整理了以下幾點：

1. 針對大部分的岩石種類，HF 與 HTPF 現地應力量測試驗結果大致相符。
2. HTPF 試驗所需要蒐集的資料較 HF 試驗為多，例如須先掌握裂隙的位置與位態，故若考量時間和成本之限制，可採 HF 試驗。

3. 經評估後，若無主應力方向是平行於井孔方向，或是岩體中存在弱面時，則採 HTPF 試驗方法。
4. 岩體中存在葉理(foliation)時，仍可透過 HTPF 試驗與套筒致裂法(sleeve fracturing test)求得最大水平主應力方向。
5. 若採水力破裂二次擊破法(hydraulic fracturing second breakdown method)，其所得到的水平應力大小與方向，大致與 HTPF 試驗相同。
6. 自鑽孔孔壁往岩體內部延伸時，若裂隙位態有所變化，將造成 HTPF 試驗分析上的誤差。

表2.3-3 於瑞典Gideå 進行之水力破裂法與 HTPF現地試驗成果(Amadei & Stephansson (1997)整理自Bjarnason & Stephansson (1986)、Bjarnason & Stephansson (1986))

Method	No. of test points	Depth z (m)		Fracture strike ϕ (deg) ^a		Fracture dip θ (deg) ^b		Normal stress σ_n (MPa) ^c	
		z	ϵ_z^d	ϕ	ϵ_ϕ^d	θ	ϵ_θ^d	σ_n	ϵ_σ^d
HTPF	1	93.3	0.1	328	7	61	3	4.4	0.1
	2	129.7	0.1	92	7	40	3	4.5	0.1
	3	130.1	0.1	206	7	58	3	5.9	0.1
	4	178.4	0.1	308	7	28	3	6.5	0.1
	5	247.5	0.1	213	7	32	3	6.9	0.1
	6	238.3	0.1	204	7	22	3	8.7	0.1
	7	247.5	0.1	181	7	33	3	8.3	0.1
	8	252.5	0.1	248	7	26	3	7.6	0.1
	9	253.0	0.1	300	7	19	3	8.2	0.1
	10	260.1	0.1	258	7	20	3	7.4	0.1
	11	262.2	0.1	5	7	71	3	9.8	0.1
	12	267.9	0.1	240	7	83	3	10.0	0.1
HF	13	111.0	0.1	135	7	90	3	4.4	0.1
	14	122.5	0.1	168	7	90	3	5.2	0.1
	15	140.0	0.1	141	7	90	3	6.4	0.1
	16	183.0	0.1	42	7	90	3	8.0	0.1

^a Orientation of the horizontal projection of the normal with respect to north.

^b Angle between normal to a fracture plane and vertical axis.

^c Normal stress acting across the fracture plane.

^d ϵ : standard deviation.

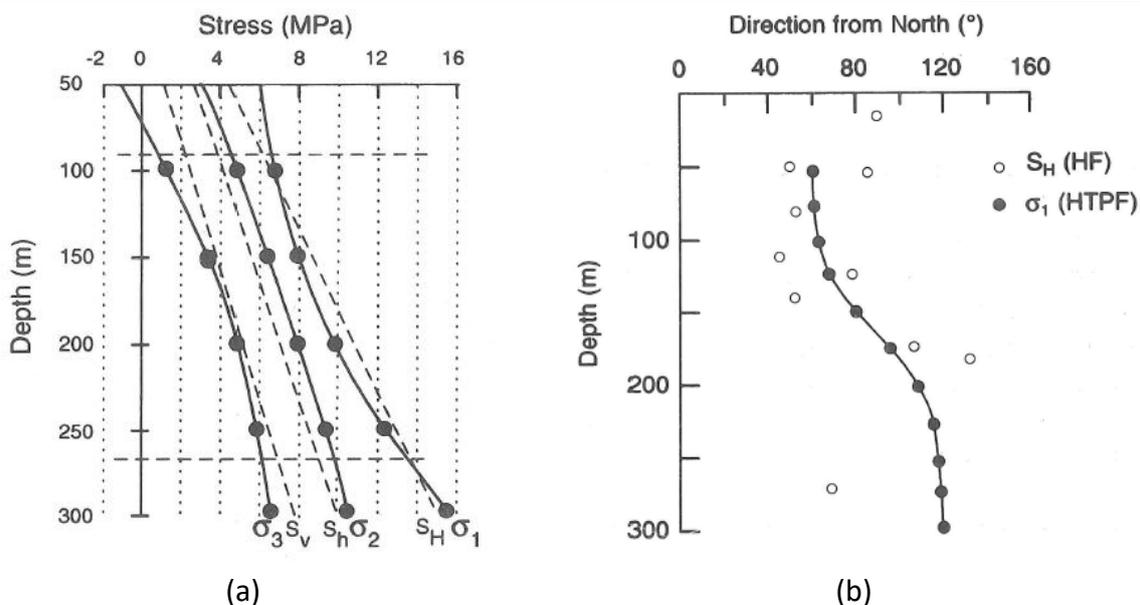


圖2.3-6 英國Carmmenellis 花崗岩現地應力量測記錄(Amadei & Stephansson (1997)整理
自Bjarnason & Stephansson (1986)、Bjarnason & Stephansson (1986))

2.4 瑞典 SFR 現地應力分析經驗

瑞典的中、低放射性廢棄物最終處置場 SFR(Swedish Final Repository)位於 Forsmark 電廠附近離岸約一公里遠，在波羅的海海面下 50 公尺深的海床內(海水覆蓋深度約 5 公尺)，總開挖量體約 1,200,000 m³，其中的 775,000 m³ 來自地下岩層開挖，隧道總長將近 11,000 m，開挖深度在海底 50-140 m，自 1972 年以來，其地下工程興建之寶貴經驗多次被各界引用討論，並著重於探討開挖、封存及支撐系統，其地理位置如圖 2.1-1 所示。SFR-1 處置場從 1976 年開始規劃，1983 年取得建造許可，1988 年取得運轉許可，目前係由 SKB 公司委託電廠代為營運。

瑞典 SFR 為評估 Forsmark 現地應力，除透過一系列的現地應力試驗，包括水力破裂法(HF)、既存裂隙試驗(HTPF)、套鑽法與試驗坑道開挖外，亦透過鑽井之岩心資料進行現地應力研判分析，其內容包括岩心損傷(core damage)、岩心餅裂(core diskings)與井孔崩落(borehole breakout)等，據以評估現地應力方向。由於真實的岩盤其材料組成常具異質性甚至異向性，且亦可能因裂隙、葉理與斷層等地質構造之影響，導致其量測結果可能呈現一定程度分散性(scatter)。為解決此問題，瑞典 SFR 參考了 AECL URL 於深度 420

m 之現地應力分析經驗，以提升現地應力分析結果的可靠度，其採用的方法係根據：①主應力比(principal stress ratio, R)，詳式 2.4-1、②平均主應力(mean principal stress, M)，詳式 2.4-2、③剝落破壞誘發方程式(the initiation for spalling expressed as a function of the spalling ratio, SR)，詳式 2.4-3 與④單軸壓縮強度(uniaxial compressive strength, UCS)等資料決定現地應力可能分布的區間。



圖2.4-1 瑞典SFR所處地理位置示意圖(SKB, 2008)

$$\sigma_1/\sigma_2 = R \quad (2.4-1)$$

$$(\sigma_1 + \sigma_2 + \sigma_3)/3 = M \quad (2.4-2)$$

$$(3\sigma_1 - \sigma_2)/UCS \geq SR \quad (2.4-3)$$

根據 AECL URL 於深度 420 m 進行的試驗坑道開挖與套鑽法現地應力量測結果，詳表 2.4-1，並假設最小主應力為岩覆深度形成的應力，即 $\sigma_3 = 0.026 \times \text{depth}$ ，進一步計算各種現地應力試驗方法所對應的主應力比(R)與平均主應力(M)。於 σ_1 - σ_2 圖中，詳圖 2.4-2，以主應力比(R)為上限，平均主應力(M)為下限，定義出主應力 σ_1 與 σ_2 的可能

分布範圍。瑞典 SFR 參考了 AECL URL 之分析流程，根據 Forsmark 場址的現地應力量測資料，亦定義出主應力 σ_1 與 σ_2 的可能分布範圍，詳圖 2.4-3，此一分析經驗可供我國未來決定現地應力值之參考。

表2.4-1 AECL URL 於深度 420 m 之試驗坑道開挖與套鑽法之現地應力量測資料 (SKB, 2007)

Method	σ_1 (MPa)	σ_2 (MPa)	Spalling Ratio	Comments
Mine-by	60	45	0.64	R = 1.25, M = 38.6 MPa data from Read /1994/
CSIR Overcore	52	33	0.59	R = 1.6, M = 32 MPa, data from /Martin 1990/
Door Stopper	66	60	0.66	R = 1.1, M = 46 MPa, data from /Thompson and Chandler 2004/

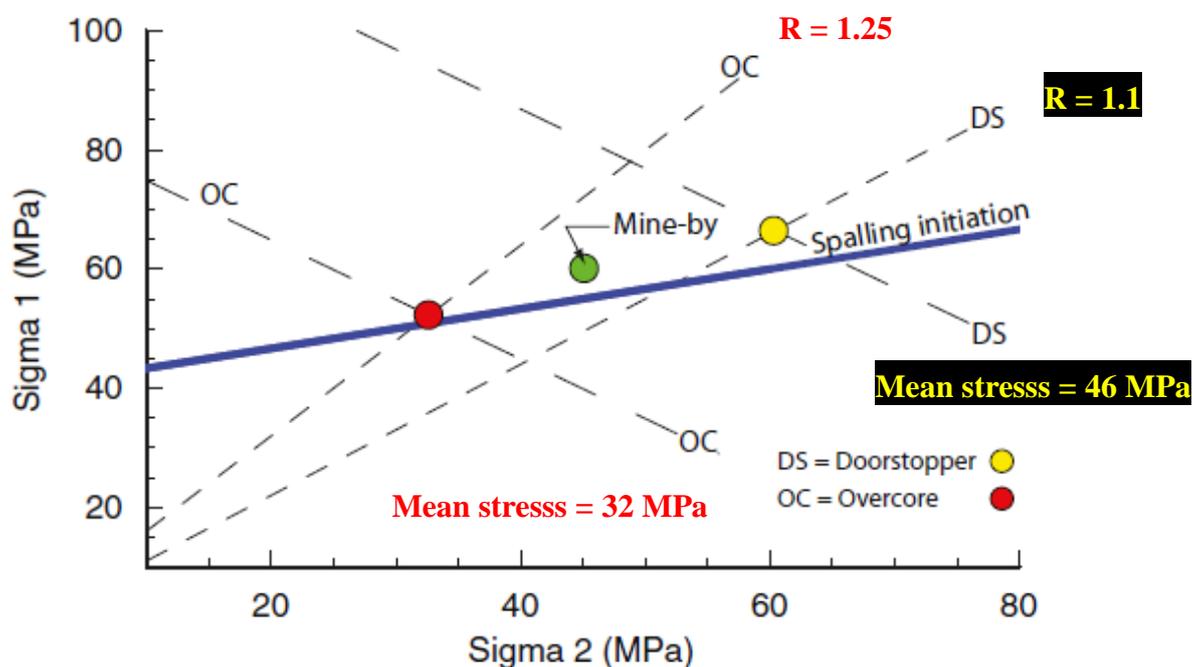


圖2.4-2 AECL URL 利用應力比(R)與平均主應力等資料決定主應力 σ_1 與 σ_2 (SKB, 2007)

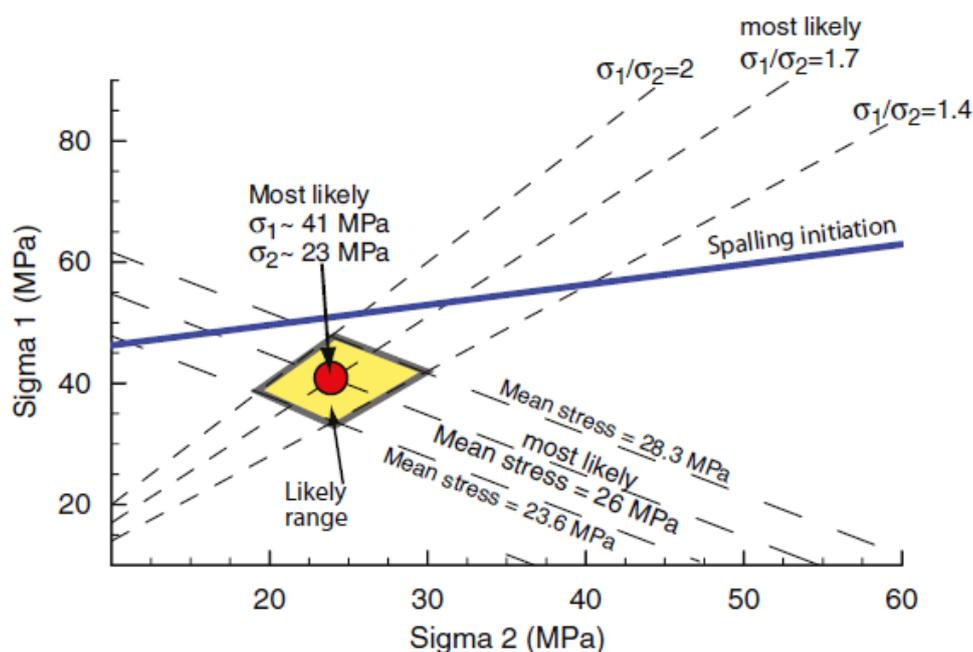


圖2.4-3 瑞典SFR利用應力比(R)與平均主應力等資料決定主應力 σ_1 與 σ_2 (SKB, 2007)

2.5 中國四川五峰—龍馬溪組

為瞭解硬頁岩地層特性對現地應力量測結果之影響，本計畫蒐整中國四川五峰-龍馬溪組(Wufeng-longmaxi formation)頁岩氣採收場之現地應力量測及數值分析案例，藉以瞭解頁岩層之力學特性與所處地質構造對現地應力量測結果之影響。該頁岩氣採收場位於中國四川重慶市涪陵焦石壩區(Jiaoshiba Area)，區域位置詳圖 2.5-1(a)，涪陵為重慶市所屬市轄區，面積 2,945 平方公里，總人口 116 萬，是重慶第三大城市。焦石壩區受北東向和近南北向兩組斷層控制，北東向斷層包括達爾山斷層(Daershan fault)、石門-金坪斷層(Shimen-Jinping)、吊水岩斷層(Diaoshuiyan)與天台場斷層(Tiantaichang fault)等，南北向斷層主要為吳江斷層(Wujiang Fault)，詳圖 2.5-1(a)。

若以石門斷層(Shimen fault)為界，焦石壩區可分為南北兩區。北區可細分為焦石壩背斜(Jiaoshiba anticline)、江東斜坡(Jiangdong slope)和烏江斷層背斜(Wujiang faulted anticline)，南區可細分為石門斷層背斜(Shimen faulted anticline)和白馬向斜(Baima

syncline)。焦石壩背斜主體變形小且斷層未發育，詳 2.5-1(b) 所示之 A-A' 震測剖面，相較之下，南區石門斷層變形及斷層發育較為顯著，詳 2.5-1(c) 所示之 B-B' 震測剖面。

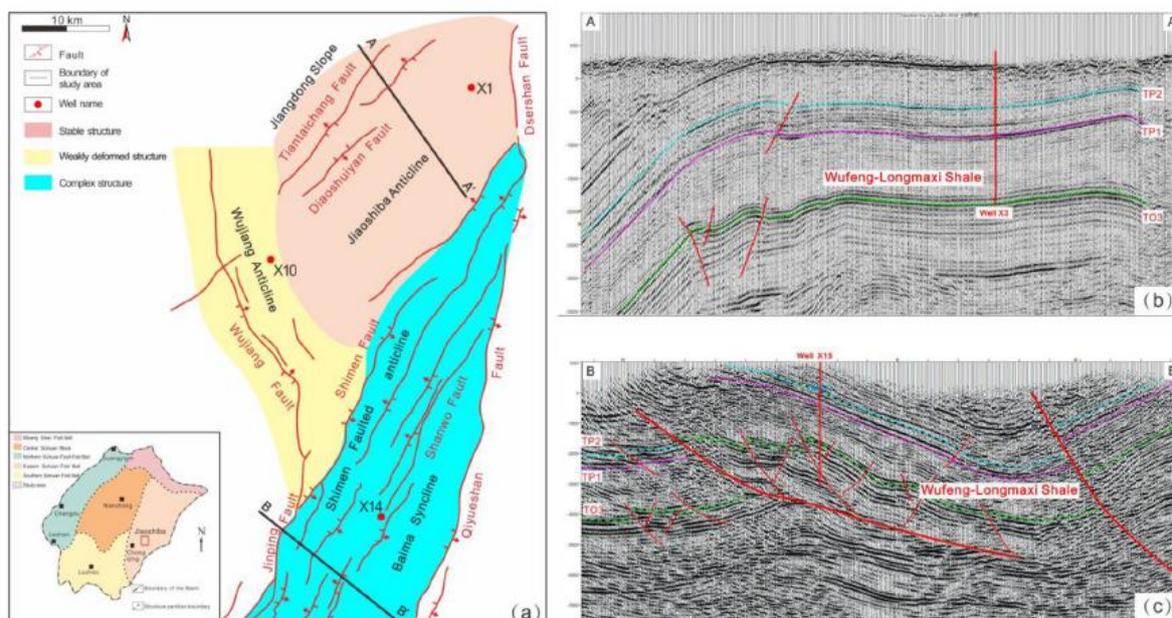


圖 2.5-1 中國四川五峰-龍馬溪組(Wufeng-longmaxi formation)頁岩氣採收場：(a)區域位置與地質構造分布、(b)(c)北區焦石壩背斜與南區石門斷層之震測剖面 (Tian et al., 2021)

焦石壩地區頁岩主要發育於上奧陶統五峰組(Upper Ordovician Wufeng Formation, O_3w)和下志留統龍馬溪組(Lower Silurian Longmaxi Formation, S_1L)，上覆地層為下志留統小河壩組(Lower Silurian Xiaoheba Formation)，下伏地層為上奧陶統劍草溝組(Upper Ordovician Jiancaogou Formation)和中奧陶統寶塔組(Middle Ordovician Baota Formation)灰色球狀之石灰岩(O_2b-O_3J)，詳圖 2.5-2。龍馬溪組按地質材料組成又可區分為 S_1L_1 、 S_1L_2 與 S_1L_3 ， S_1L_1 為富含有機質之黑色頁岩， S_1L_2 為粉砂岩與泥質粉砂岩所組成， S_1L_3 為淺灰色泥岩。根據現地鑽探資料顯示， O_3w-S_1L 頁岩在焦石壩區域中的厚度是約 50 – 600 m，作為焦石壩地區頁岩氣商業化生產的主要地層，龍馬溪組的礦物成分中含有大量石英、長石等脆性礦物，粘土和碳酸鹽礦物含量較低，側向壓力係數約為 1.3 – 1.5。

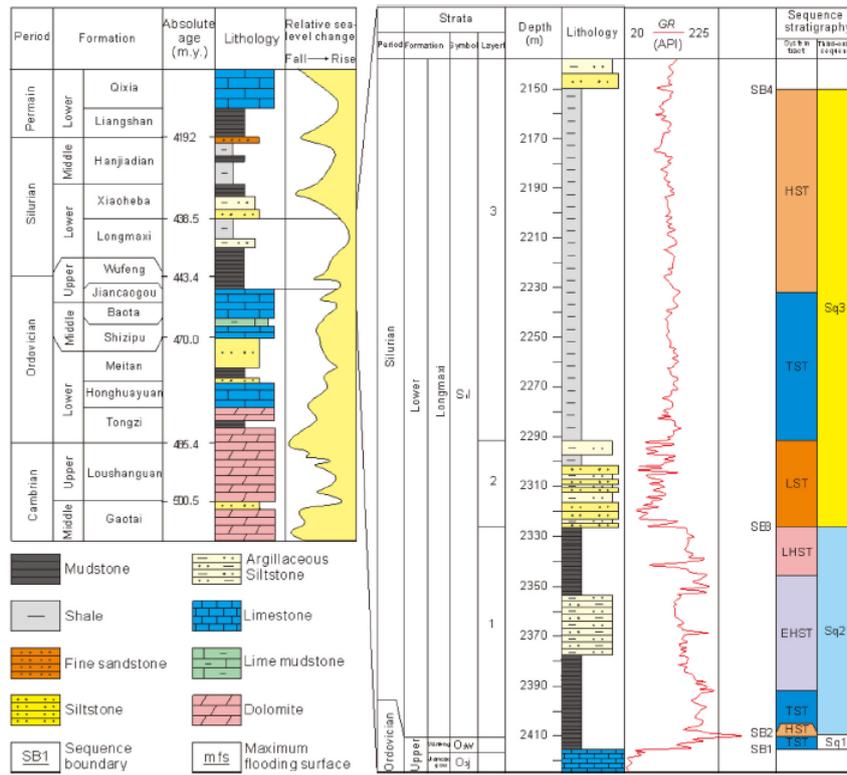


圖2.5-2 中國四川焦石壩地區之地層圖 (Tian et al., 2021)

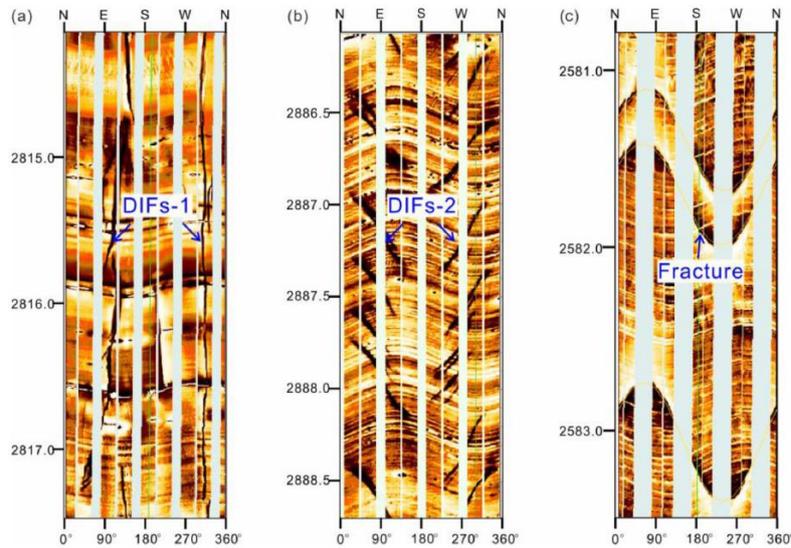


圖2.5-3 焦石壩地區之井壁電阻影像判斷鑽井誘發裂隙(DIF)和天然裂隙之分布：(a) 第一種 DIF (DIFs-1)、(b) 第二種 DIF (DIFs-2)與(c) 天然裂隙(natural fractures)

(Tian et al., 2021)

根據 2.3.1 節，可透過鑽孔之井孔崩落與鑽井誘發裂隙之發展進一步判斷最大水平應力(S_{Hmax})與最小主平應力(S_{Hmin})，詳圖 2.3-2。本研究經由地層微型成像(formation micro-imager, FMI)的觀察，將鑽井誘發裂隙(drilling induced fracture, DIF)分為 DIFs-1 與 DIFs-2 兩類：(1) DIFs-1 為成對出現之垂直或近乎垂直的裂隙，兩條裂隙相差之角度始終保持約 180° ，如圖 2.5-3(a)；(2) DIFs-2 為成對出現且相隔 180° 之傾斜裂隙群，如圖 2.5-3(b)。此外，天然裂隙通常以連續的正弦曲線(continuous sinusoid)形式出現，如圖 2.5-3(c)。該研究根據 15 口鑽孔(鑽孔總長度約 5.0 km)之井壁電阻影像進行分析，以確定焦石壩地區的鑽井誘發裂隙分布並判定現地應力方向，茲就其分析結果摘述如後：

1. 鑽孔編號 X12 在 O_2b-O_3J 石灰岩層之最大水平應力(S_{Hmax})平均方位角為 72° ， O_3w-S_1L 與 $S_1L_2-S_1L_3$ 頁岩層分別為 71° 與 75° ，詳圖 2.5-4(a)與表 2.5-1，顯示最大水平應力隨深度僅有小幅度的變化。
2. 鑽孔編號 X11 位於石門斷層背斜，其最大水平應力方向隨深度較有顯著變化，尤其是 O_3w-S_1L 層為 78° ， $S_1L_2-S_1L_3$ 層為 110° ，兩者相差了 32° ，詳圖 2.5-4(b)。
3. 鑽孔編號 X14 與 X15 位於石門背斜，其與前述之 X11 與 X12 有顯著差異，詳圖 2.5-4(c)(d)與表 2.5-1，以鑽孔編號 X14 為例，其 O_2b-O_3J 石灰岩層之最大水平應力方位角為 125° ，相較於前述鑽孔編號 X12 之最大水平應力方位角為 72° ，二處相差了 53° ，顯示了同樣的岩層層序，但可能因為地質構造作用導致現地應力方向有顯著變化。
4. 在相同的地質構造條件下，例如位於焦石壩背斜之 X2 ~ X6 鑽孔，其最大水平應力方位角在 O_3w-S_1L 頁岩層的分布為 $71^\circ-93^\circ$ ，在 $S_1L_2-S_1L_3$ 頁岩層為 $75^\circ-95^\circ$ ，詳表 2.5-1，顯示不同岩層層序對現地應力方向亦略有影響，但不似地質構造之影響那麼顯著。

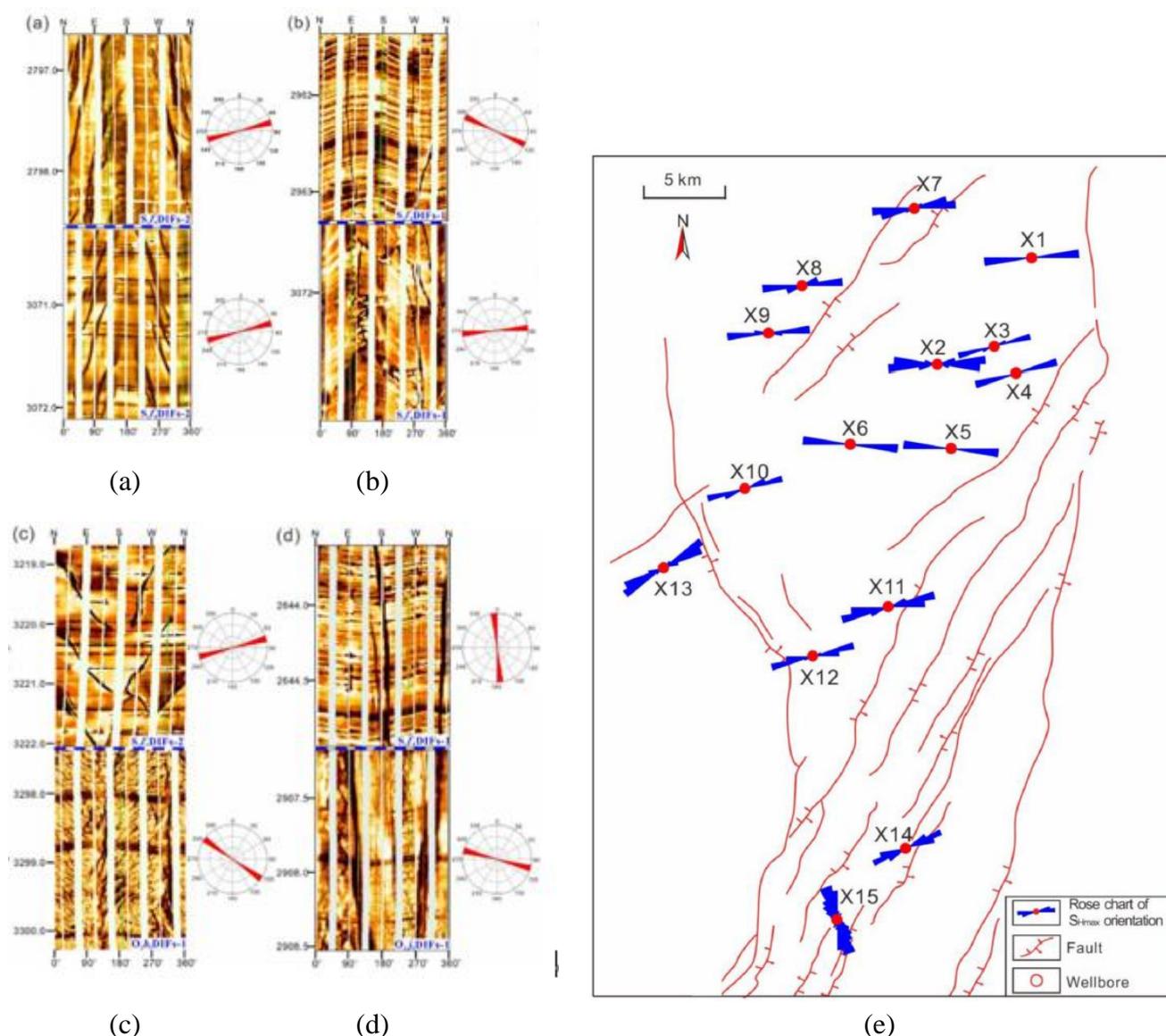


圖2.5-4 焦石壩地區之井壁電阻影像。玫瑰圖為最大水平應力之方向，鑽孔編號為：(a) X12、(b) X11、(c) X14與(d) X15；(e)鑽孔編號與位置(Tian et al., 2021)

除前述的鑽井分析外，該研究利用了偶極聲波測井(dipole acoustic logs)技術探求岩層之力學特性，可知 $O_2b-O_3J-O_3w-S_1L$ 與 $S_1L_2-S_1L_3$ 頁岩層之楊氏模數(Young's modulus)平均值分別為 71.4 GPa、41.3 GPa 與 44.9 GPa，柏松比分別為 0.32、0.23 與 0.26，詳圖

2.5-6，其結果顯示下伏劍草溝組和寶塔組石灰岩層(O_{2b}-O_{3j})的楊氏模數是五峰組—龍馬溪組頁岩層(O_{3w}-S_{1l})的 1.73 倍，柏松比為 1.39 倍。

表2.5-1 焦石壩地區現地應力量測資料：鑽孔編號及不同地層之現地應力量測結果 (Tian et al., 2021)

S_{Hmax} orientations derived from drilling induced fractures analysis in different stratigraphic regions.

Well	Average S _{Hmax} azimuth of O _{2b} -O _{3j} (°N)	Deviation of stress direction (°)	Average S _{Hmax} azimuth of O _{3w} -S _{1l} (°N)	Deviation of stress direction (°)	Average S _{Hmax} azimuth of S _{1l} ² -S _{1l} ³ (°N)	Deviation of stress direction (°)	Deviation of S _{Hmax} azimuth between O _{2b} -O _{3j} and O _{3w} -S _{1l} , aver(min-max) (°)	Deviation of S _{Hmax} azimuth between O _{3w} -S _{1l} ¹ and S _{1l} ² -S _{1l} ³ , aver(min-max) (°)
1	-	-	88	±5	90	±10	-	2/(0-20)
2	-	-	88	±5	90	±10	-	2/(0-20)
3	-	-	71	±5	75	±5	-	4/(0-10)
4	65	±5	73	±5	75	±10	8/(0-20)	2/(0-20)
5	105	±10	93	±15	95	±15	12/(0-20)	2/(0-20)
6	-	-	92	±5	95	±10	-	3/(0-10)
7	90	±10	85	±10	90	±20	5/(0-30)	5/(0-30)
8	-	-	75	±5	85	±10	-	10/(0-10)
9	-	-	-	-	80	±5	-	-
10	-	-	-	-	85	±5	-	-
11	75	±10	78	±10	110	±10	3/(0-20)	32/(0-40)
12	72	±10	71	±10	75	±10	1/(0-20)	4/(0-20)
13	98	±5	68	±10	70	±10	30 (10-40)	0/(0-20)
14	125	±15	65	±5	60	±20	60/(50-70)	5/(0-10)
15	105	±10	160	±10	160	±20	55/(40-60)	0/(0-10)

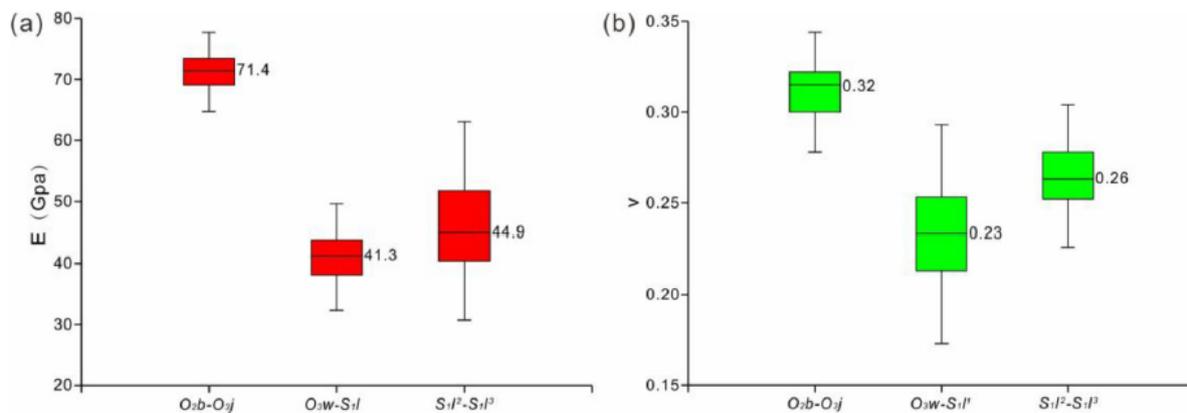


圖2.5-6 焦石壩地區不同岩層之楊氏模數與柏松比 (Tian et al., 2021)

此外，該研究透過數值分析，探討：**Case 1**—不同的斷層組成材料特性(楊氏模數)及 **Case 2**—斷層方位角條件下之 S_{Hmax} 方向的變化。其所提出之簡化二維模型詳如圖 2.5-7，係根據區域構造運動、井壁電阻影像分析與偶極聲波井測(dipole acoustic log)所判定之現地應力量，定義數值模型邊界條件，即水平最大主應力(σ_H)與最小主應力(σ_h)分別

為 65 MPa 與 50 MPa。在材料參數部分，則假設斷層帶之楊氏模數 E_1 為 7 GPa，柏松比 μ_1 為 0.25，斷層周圍地質材料之楊氏模數 $E_2 = 35$ GPa，柏松比 $\mu_2 = 0.2$ 。

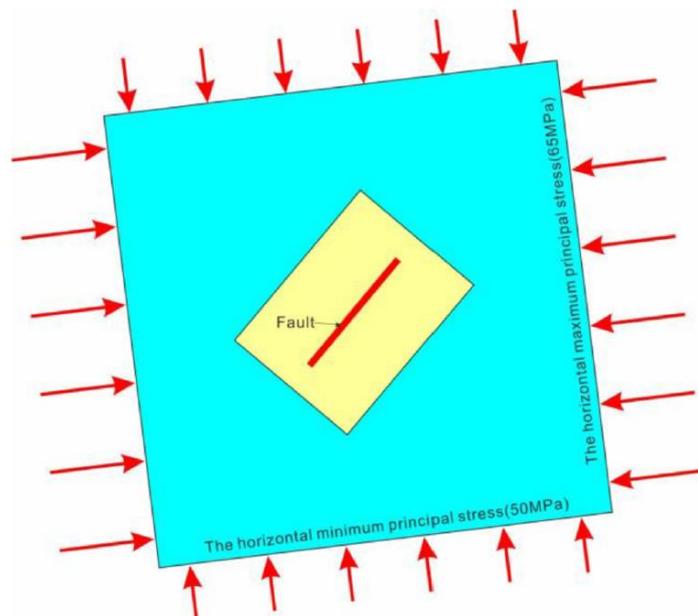


圖2.5-7 考量斷層走向與斷層材料特性之二維有限元素分析模型(Tian et al., 2021)

Case 1 係固定斷層周圍地質材料之楊氏模數 E_2 ，並改變 E_1/E_2 比值介於 0.10 ~ 0.20 之條件下，分析鄰近斷層兩端與中段位置之 SH_{max} 方向的變化，其結果顯示 E_1 與 E_2 差異愈大，最大水平應力方向變化愈顯著，詳如圖 2.5-8(a)。**Case 2** 為固定材料參數，改變斷層與區域應力夾角(θ)之條件下進行分析，其結果顯示 θ 小於 45° 時， SH_{max} 方向的變化與 θ 呈正相關，若 θ 大於 45° 時，則呈正相關，詳如圖 2.5-8(b)。

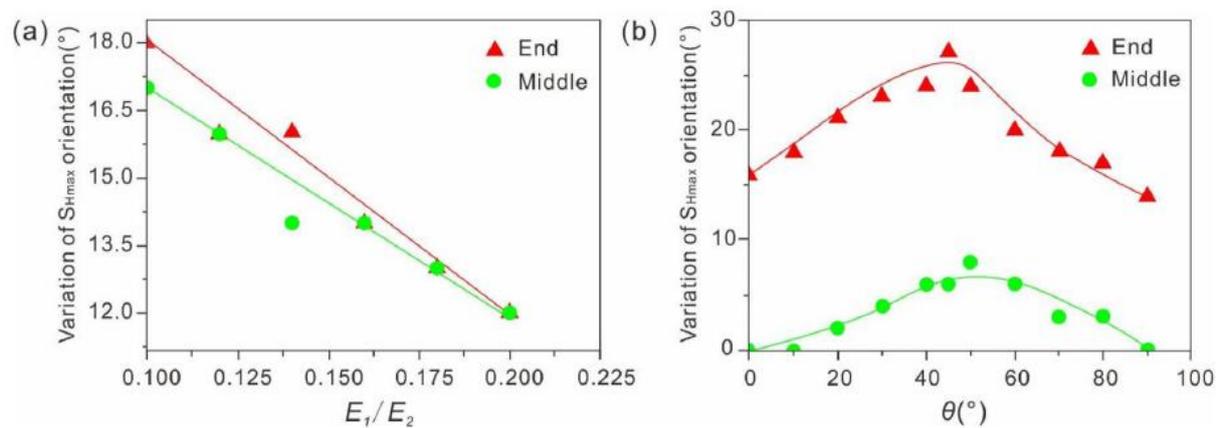


圖2.5-8 數值分析之斷層中段與端點的最大水平應力方向變化：(a)不同的楊氏模數比 (E_1/E_2)條件下與(b) 不同斷層與區域應力夾角(θ)之條件下之 S_{Hmax} 方向變化 (Tian et al., 2021)

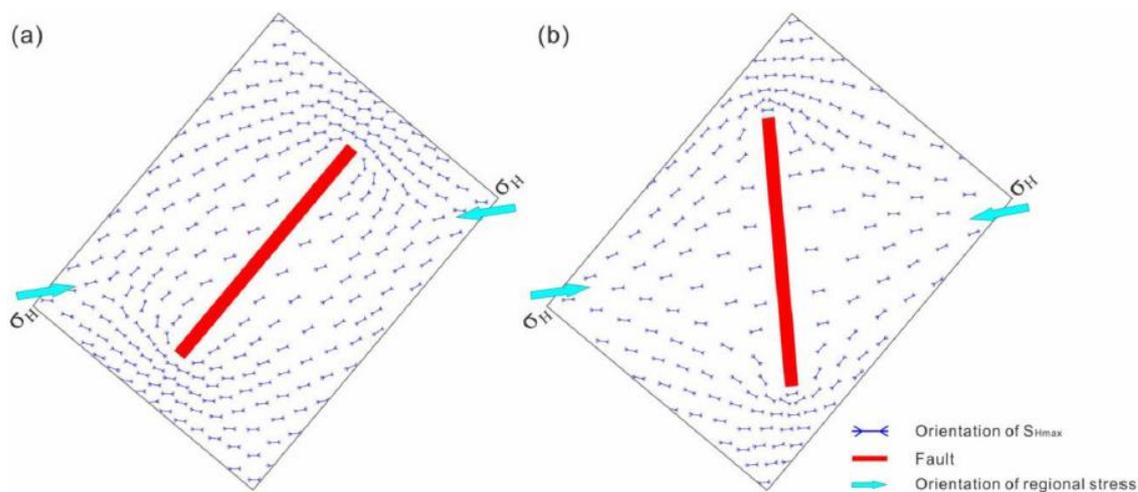


Fig. 9. Orientation of maximum horizontal stress near fault. (a) NE-trending Fault. (b) Nearly NS-trending Fault.

第三章、現地應力量測影響因子評估

本子計畫於前期研究已整理了現地應力的分類與常用的現地應力量測方法，包括水力破裂法與應力釋放法等，亦整理了 Zang 與 Stephansson (2010) 提出之最終岩石應力模型(FRSM)製作流程。其中，FRSM 的最初步驟，在於蒐集場址範圍內有關的地形、地質、鑽孔和岩心等資料，以建立最佳估計應力模型(BESM)，據以作為現地應力量測方法與試驗場地選定之參考，此也彰顯了上述資料對現地應力量測結果的重要性。因此，本項工作針對岩體異向性、層理、地質構造與異質性等因子，就其對現地應力的影響進行資料蒐整與研析。

3.1 異向性的影響

處置坑道位處天然岩體中，進行數值建模時，必須根據現地應力條件，包括垂直應力與水平應力建立其初始應力條件。初始應力主要來自岩體自重及其黏彈性性質、大地應力、地形及地質構造、殘餘應力及水壓力等(黃燦輝，1985)。岩體自重形成坑道垂直應力，大地應力則因地質構造區域特性不同而異，可能使岩體水平壓力大於垂直壓力。大致上，可假設垂直正向應力等於岩覆壓力(Goodman, 1989)，即：

$$\sigma_v = \gamma Z \quad (3.1-1)$$

在水平應力部分，其與垂直應力之間存在一比例關係，如式(3.1-2)所示，並將係數 k 定義為水平側壓力係數。理論上，若是二維之彈性、均質且等向性材料，上述的側向壓力係數可表示成式(3.1-3)。

$$\sigma_h = k\sigma_v \quad (3.1-2)$$

$$K_0 = \frac{\nu}{1-\nu} \quad (3.1-3)$$

就真實岩石材料而言，例如片狀變質岩(片岩、板岩與片麻岩等)與層狀沉積岩(砂岩、頁岩與石灰岩等，可能因葉理面、劈理面與層面，或裂隙與節理的存在，導致其材料性質具異向性(anisotropy)。通常，可將片狀變質岩、層狀沉積岩與具有一組節理之岩體視為橫向等向性材料(transverse isotropy material)，此時需要五個材料參數來描述岩石的變形性，包括彈性模數 E 與 E' ，柏松比 ν 與 ν' ，及剪力模數 G' 。

對大部分的橫向等向性岩石材料而言，其模數比 E/E' 、 G/G' 介於 1~3，柏松比 ν 與 ν' 則是介於 0.15 ~ 0.35 (Amadei 等人，1987；Gerrard，1975)。若是具有一組節理之岩體，且節理間距為 S ，節理勁度為 k_n ，根據 Duncan & Goodman (1968) 的推導，可得模數比 E/E' 如式(3.1-4)：

$$\frac{E}{E'} = 1 + \frac{E}{k_n + S} \quad (3.1-4)$$

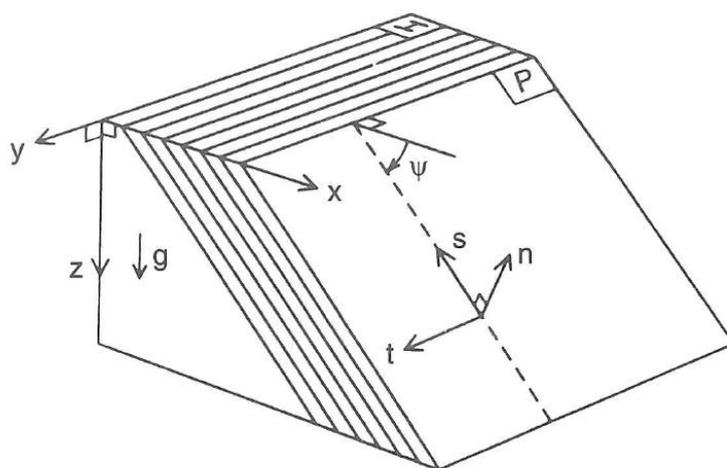


圖3.1-1 橫向等向性岩體模型(平面 P 水平面之夾角為 ψ ，走向平行於 y 軸)(Amadei & Pan，1992)

針對橫向等向性岩體的現地應力推估及影響因子探討，Amadei & Pan (1992) 從均質且具橫向等向性的岩體模型進行探討，詳圖 3.1-1，其中平面 P 與水平面之夾角為 ψ ，

走向平行於 y 軸，並假設岩體僅受重力場影響，且作用在 x 、 y 、 z 之應力為主應力，分別為 $\sigma_x = K_x \rho g z$ ， $\sigma_y = K_y \rho g z$ ， $\sigma_z = \rho g z$ ，其中， K_x 與 K_y 為側向壓力係數，其值與 ψ 、 E/E' 、 G/G' 、 ν 及 ν' 有關。若 $\psi = 0^\circ$ ， K_x 與 K_y 可表示為：

$$K_x = K_y = \frac{\sigma_x}{\rho g z} = \frac{\sigma_y}{\rho g z} = \nu' \frac{E}{E'} \frac{1}{1-\nu} \quad (3.1-5)$$

若 $\psi = 90^\circ$ ， K_x 與 K_y 可表示為：

$$K_x = \frac{\sigma_x}{\rho g z} = \frac{\nu'(1+\nu)}{1-\nu'^2(E/E')} \quad (3.1-6)$$

$$K_y = \frac{\sigma_y}{\rho g z} = \frac{\nu'+\nu'^2(E/E')}{1-\nu'^2(E/E')} \quad (3.1-7)$$

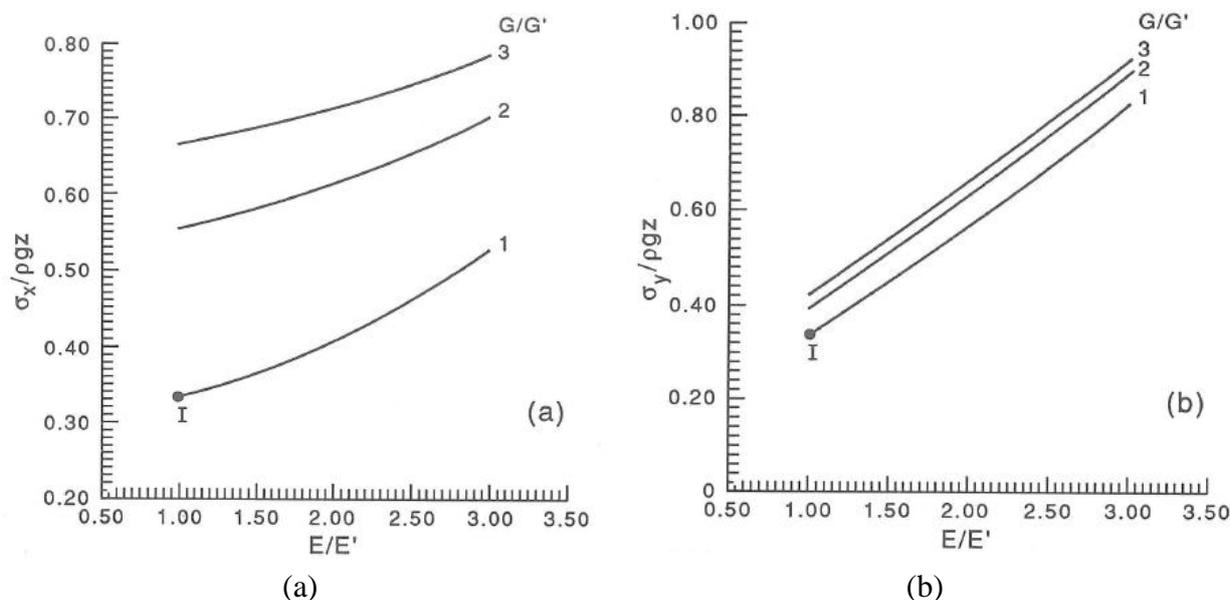


圖3.1-2 側向壓力係數 K_x 與 K_y 隨模數比 E/E' 與 G/G' 的變化(假設 $\nu=\nu'=0.25$ 且 $\psi = 30^\circ$)(Amadei & Pan, 1992)

若在 $\nu=\nu'=0.25$ 且 $\psi = 30^\circ$ 的假設前提下，可透過圖 3.1-2 瞭解側向壓力係數 K_x 與 K_y 隨模數比 E/E' 與 G/G' 的變化。若岩體為等向性材料，即 $E/E' = G/G' = 1$ ，則 $K_x =$

$K_y = 0.333$ ，為圖 3.1-2 中的 I 點。此外，在固定 G/G' 之條件下， K_x 與 K_y 均隨 E/E' 比值愈高而遞增；若固定 E/E' 之條件下， K_x 仍隨 G/G' 愈高而有明顯的增加趨勢，但 K_y 的增加幅度較不明顯，換言之，針對橫向等向性岩體而言，平行於弱面走向的水平應力 σ_y 較不受模數比 G/G' 變化的影響。

為了解模數比 E/E' 與 G/G' 對套鑽法應力解算結果的影響，Amadei (1992) 利用程式 CSIRA.FOR，以 CSIRO HI 套筒所獲得的岩體應變資料進行比較分析。其所採用的 CSIRO HI 套筒計有三組花瓣應變計 (strain rosette)，其方位角 (α_i) 分別為 60° 、 180° 與 300° ，每組花瓣應變計各有四個應變計貼片，應變計貼片之方位角 (ψ_i) 分別為 0° 、 45° 、 90° 與 135° ，CSIRO HI 套筒之應變計方位角定義詳圖 3.1-3(a)(b)，應變計貼片之應變讀數詳圖 3.1-3(c)。其分析的案例有二：

Case 1. 在固定的弱面位態條件下，楊氏模數 E 為 35 GPa，柏松比 ν 為 0.25，剪力模數 G 為 14 GPa，並分別在模數比 $G/G' = 1, 2$ ，及 $E/E' = 1, 1.5, 2, 3$ 之條件下進行應力解算，所獲得的主應力詳表 3.1-1，並以立體投影圖標示出各個主應力之作用方向，詳圖 3.1-4。

Case 2. 在固定材料參數條件下 ($E = 35$ GPa、 $E' = 17.5$ GPa、 $\nu = 0.25$ 、 $\nu' = 0.27$ 、 $G = 7$ GPa)，弱面傾角 $\psi_a = 30^\circ$ ，傾向 $\beta_a = 0^\circ \sim 90^\circ$ 之條件下進行應力解算，所獲得的主應力詳表 3.1-2，並以立體投影圖標示出各個主應力之作用方向，詳圖 3.1-5。其中，所述 $\beta_a = 0^\circ$ 係傾向平行套鑽方向， $\beta_a = 90^\circ$ 則與套鑽方向互為垂直。

根據此一參數研析，整理以下幾點觀察：(1) $E/E' = G/G' = 1$ 為等向性材料之條件，隨著 E/E' 與 G/G' 比值的改變，岩體趨於異向性， σ_1 與 σ_2 的方向亦隨著變化，但 σ_3 的方向並無顯著變化。(2) 固定材料參數且改變弱面傾向之條件下， σ_1 與 σ_2 的方向隨弱面傾向而有顯著變化，但 σ_3 的方向並無明顯改變。

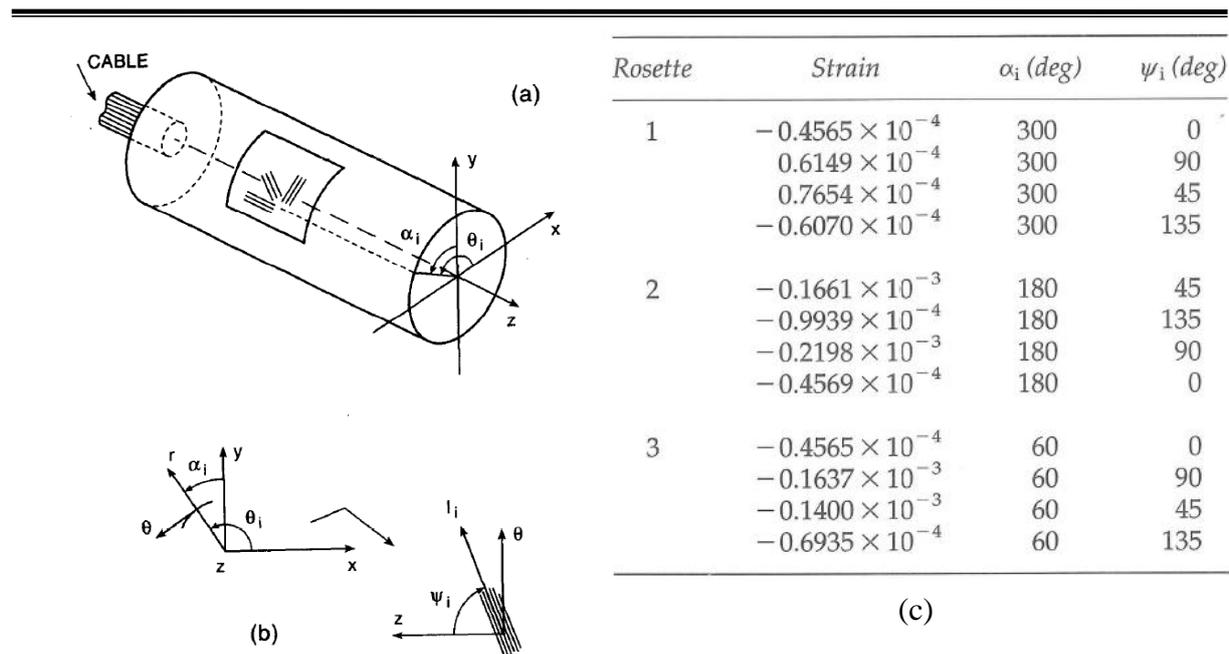


圖3.1-3 CSIRO HI 套筒之應變計方位角定義與應變讀數(Amadei, 1992)

表3.1-1 套鑽法應力解算所採參數與分析結果(固定弱面位態, 改變材料參數) (Amadei, 1992)

	G/G' = 1				G/G' = 2			
	E/E' = 1	E/E' = 1.5	E/E' = 2	E/E' = 3	E/E' = 1	E/E' = 1.5	E/E' = 2	E/E' = 3
σ_1	3.83	3.87	3.93	4.14	3.04	3.08	3.15	3.34
σ_2	3.07	3.26	3.42	3.78	2.57	2.65	2.74	2.93
σ_3	0.24	0.32	0.38	0.51	0.33	0.37	0.41	0.48

表3.1-2 套鑽法應力解算所採參數與分析結果(固定材料參數, 改變弱面位態)(Amadei, 1992)

	Isotropic	$\beta_a = 0^\circ$	$\beta_a = 15^\circ$	$\beta_a = 30^\circ$	$\beta_a = 45^\circ$	$\beta_a = 60^\circ$	$\beta_a = 75^\circ$	$\beta_a = 90^\circ$
σ_1	3.83	3.08	3.10	3.14	3.20	3.28	3.36	3.44
σ_2	3.07	2.38	2.47	2.58	2.71	2.84	2.96	3.06
σ_3	0.24	0.29	0.33	0.38	0.43	0.47	0.49	0.49

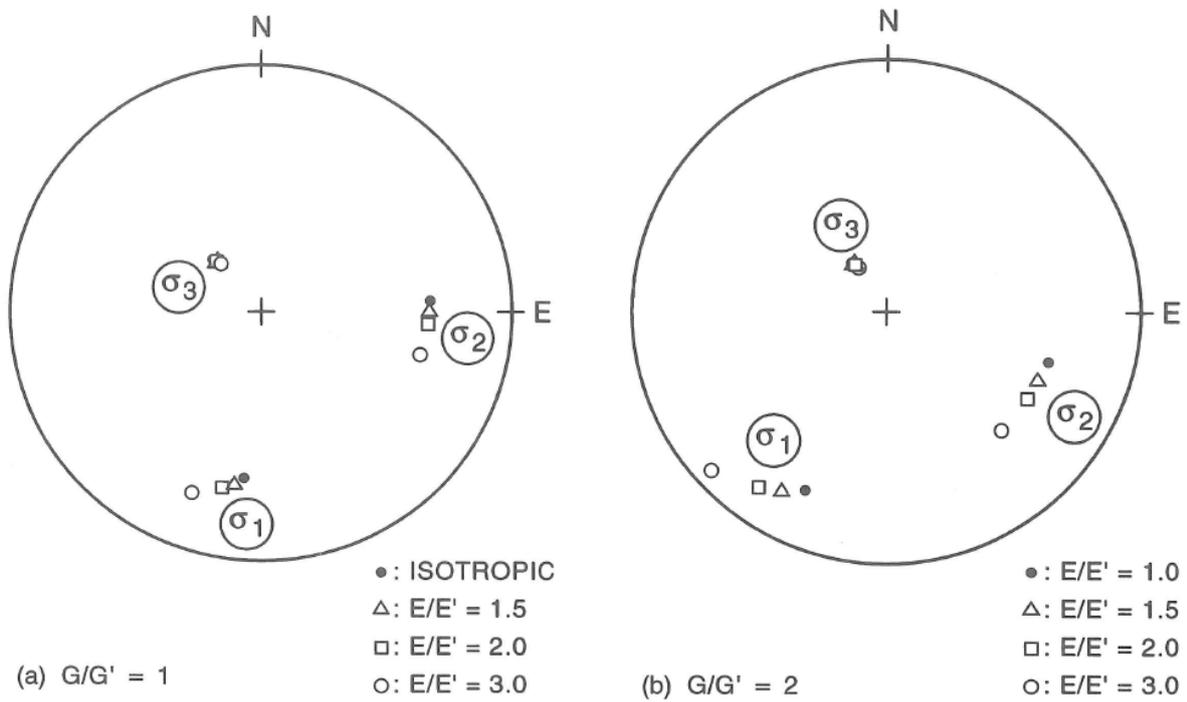


圖3.1-4 不同的模數比 E/E' 與 G/G' 條件下之主應力方向：(a) $G/G'=1$ 與(b) $G/G'=2$

(Amadei, 1992)

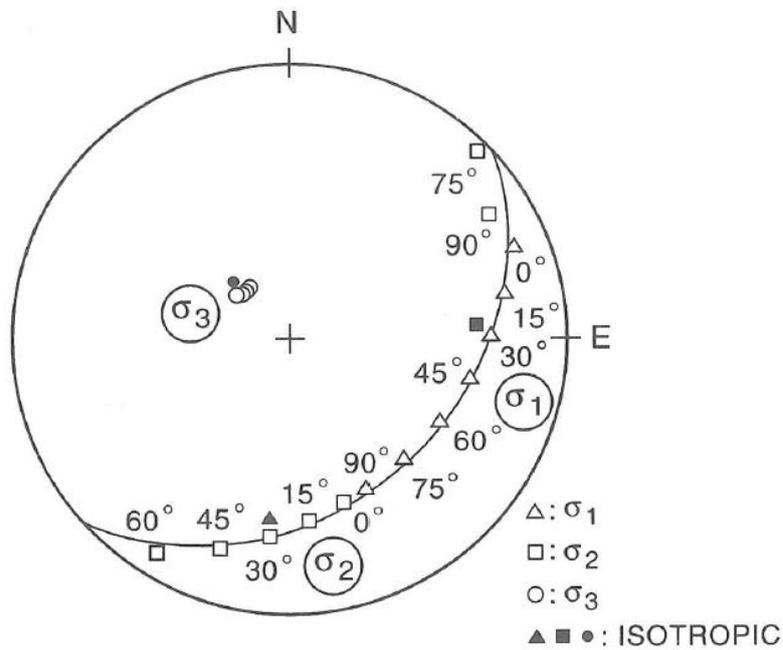


圖3.1-5 固定材料參數及弱面傾角 $\psi_a = 30^\circ$ ，且弱面傾向 $\beta_a = 0^\circ \sim 90^\circ$ 之條件下之主應力方向變化(Amadei, 1992)

3.2 層理(Stratification)的影響

「大多數的沉積岩多表現一層一層可以沿之分離或劈開的層次，這種成層的構造名為層理，層厚可以從小於一公厘到數十公尺」(何春孫，2002)。於具有層理構造的岩層進行現地應力量測時，可能因為岩層的岩性(lithology)、層厚，及層與層之間的勁度變化，進而導致水平應力的突然變化。例如 Warpinski 等人(1985)於美國科羅拉多西部的沉積岩地層中，利用水力破裂法進行現地應力量測，該地層自上而下的岩層分布為煤炭、沉泥、頁岩與砂岩層，其最小水平應力隨深度之變化詳圖 3.2-1 所示，顯示了該地層在深度 7650 ft ~ 7850 ft 之頁岩層有較高的水平應力。

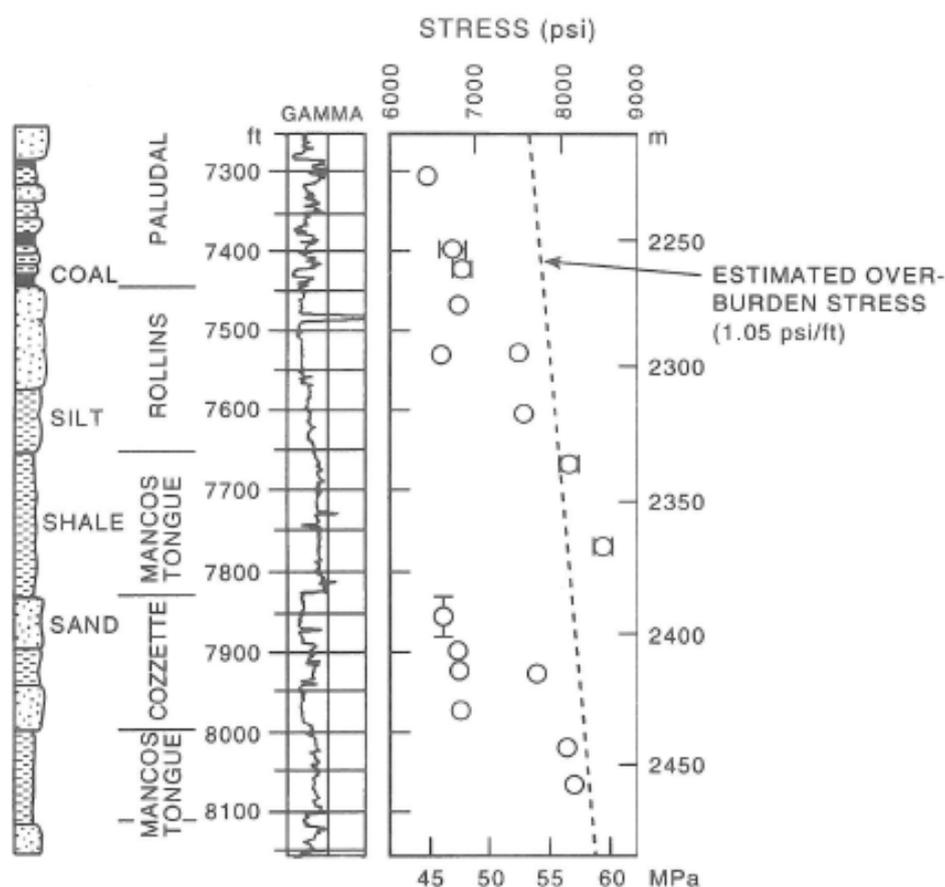


圖3.2-1 岩層具層理構造條件下之水平應力變化：透過水力破裂法於Mesaverde 下部地層量得最小水平應力(Haimscan & Rummel，1982)

3.3 地質構造與異質性的影響

大部分的岩體具非均質之特性，且可能因為板塊運動，造成節理、褶皺與斷層等地質構造的存在，也因為地質構造和材料異質性的存在，將可能影響現地應力的分布和大小，並在一定程度上導致現地應力量測結果具分散性，例如前述 AECL URL 之經驗，水平應力在不同岩性的地層中有所變化。

Sugawara & Obara (1993) 於距日本八津川 (Atotsugawa) 斷層 1.25 km 處進行套鑽法現地應力試驗，試驗位置詳圖 3.2-2(a)，發現最大主應力(P_1)與中間主應力(P_2)的作用方向平行於斷層面，最小主應力(P_3)與斷層面互為垂直，詳圖 3.2-2(b)。此外，如前述加拿大 URL 地下實驗室於 Room 209 進行的現地應力量測經驗，亦顯示主應力在弱面處而有方向改變的現象。

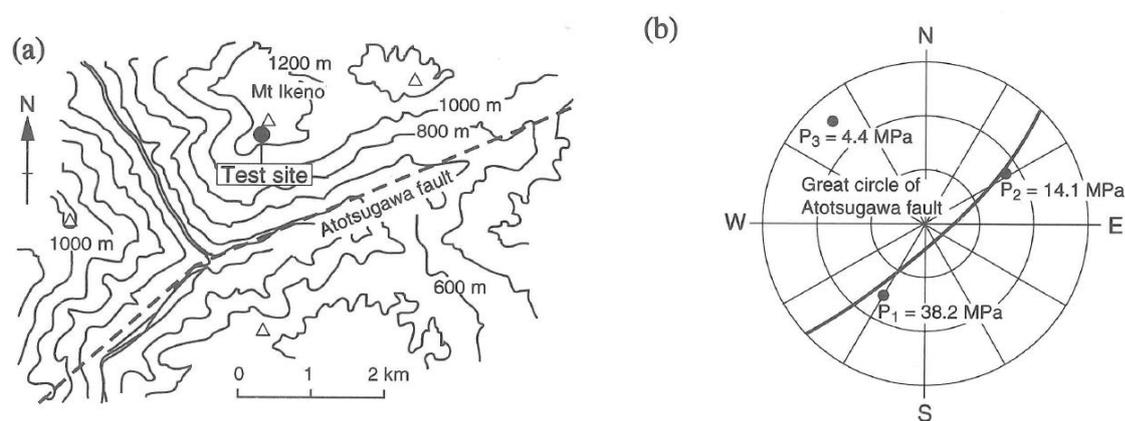


圖3.2-2 日本八津川 (Atotsugawa) 斷層 1.25 km 處進行套鑽法現地應力試驗：(a) 現地試驗位置與 (b) 現地應力大小與方向 (Sugawara & Obara, 1993)

此外，透過數值分析亦揭示了不連續面的存在將導致岩體變形與應力分布的變化，例如 Stephansson 等人 (1991) 利用二維個別元素法 (two-dimensional distinct element method) 進行一尺寸 $6000 \text{ m} \times 4000 \text{ m}$ 之岩體模型，模型係由兩條不連續面切割而成的三個塊體所組成，邊界應力分別為 16.67 MPa (垂直向) 與 25 MPa (水平向) 之作用下，模型內部其組成塊體的變形與應力分布均不相同，詳圖 3.2-3。

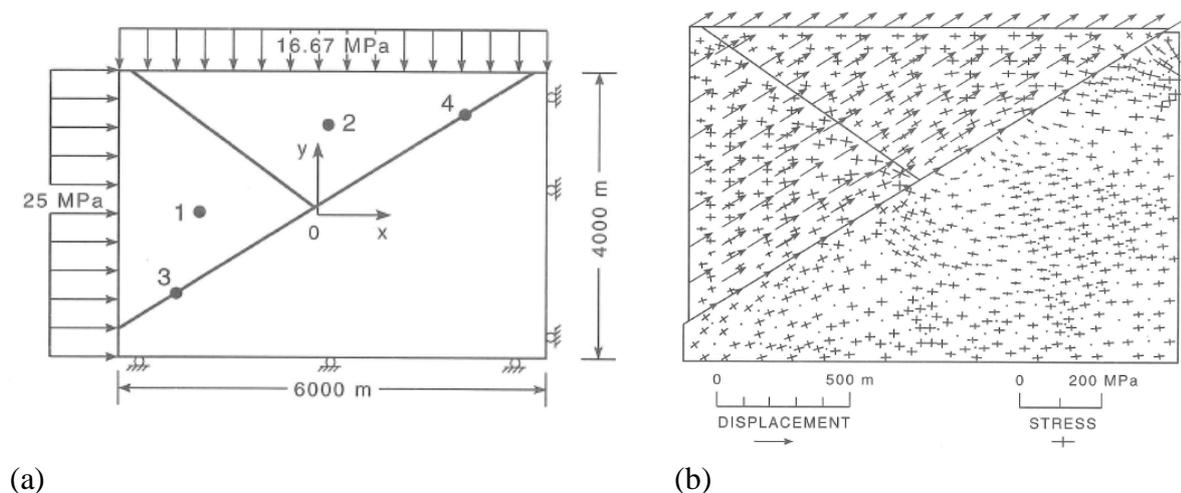


圖3.2-3 透過個別元素法分析之岩體變形與應力分布：(a)數值模型尺寸與邊界條件、(b)模擬之岩體變形與應力分布(Stephansson等人，1991)

圖 3.2-4 說明了岩體具異向性或異質性時，其對現地應力的影響。均質岩體中，材料內部的主應力方向平行於邊界所施加的應力(S_1 與 S_2)方向，詳圖 3.2-4(a)(d)；若岩體具異向性，材料內部的主應力方向受到弱面的存在，導致主應力平行及垂直於弱面方向，詳圖 3.2-4(b)(e)；若岩體具異質，例如岩體內存在一異質材料或缺陷，亦會導致材料內部應力方向與大小的變化，根據經驗，遠場應力在異質材料或缺陷之三倍直徑距離處可被視為不受干擾 (Zang & Stephansso, 2010)。

Goodman (1989) 在其撰寫的岩石力學專書中，指出岩盤中垂直應力可能因褶皺的存在而導致變化，圖 3.2-5 所示之地質剖面，係一勁度相對較低的岩層夾於勁度較強的岩層中。若坑道選線係通過 AA'剖面，其在左、右兩側的背斜軸會將應力轉移到圖中的向斜軸，造成垂直應力在背斜軸下方幾乎消失，而在向斜軸較高；若坑道選線係通過 BB'剖面，其垂直應力曲線類似於 AA'剖面，但因硬層的附加重量，進而導致其在向斜軸處的垂直應力高於 BB'剖面。

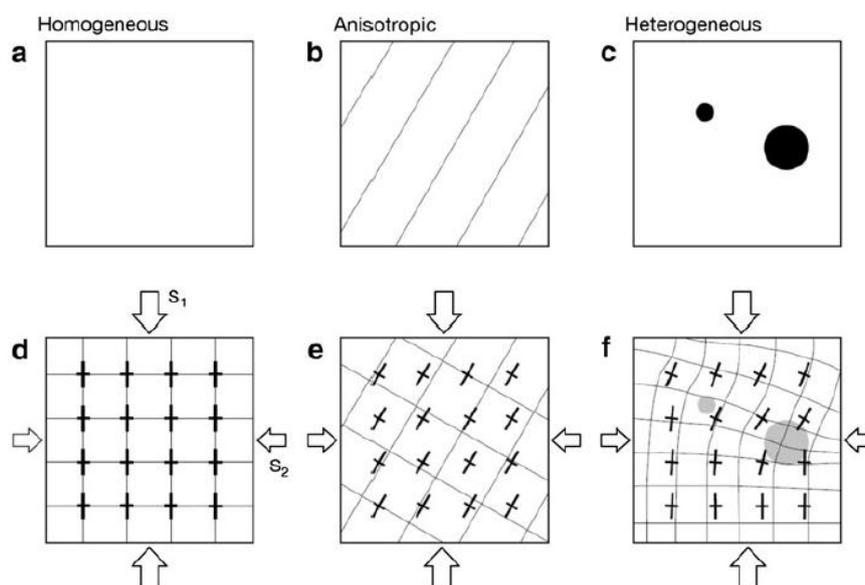


圖3.2-4 材料均質性、異向性與異質性對現地應力的影響(Zang & Stephansson, 2010)

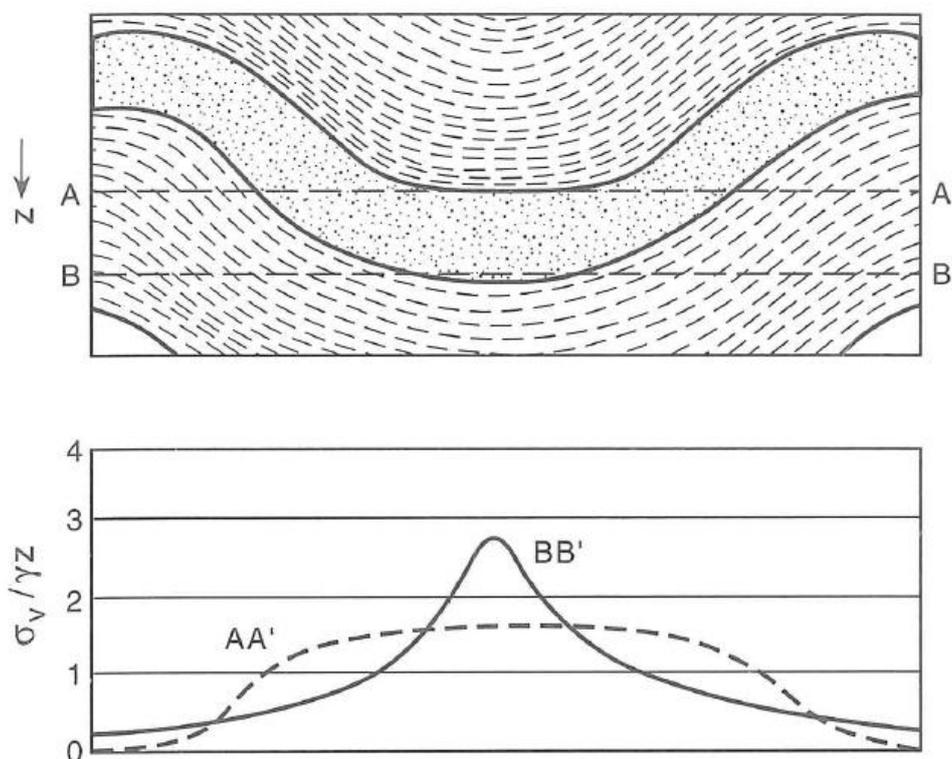


圖3.2-5 褶皺對垂直應力的影響(Goodman, 1989)

第四章、現地應力量測影響因子數值分析探討

現地應力量測結果及研判，需考量地形、地質與施測過程的人為影響，例如天然岩石材料的組成異質性，或因弱面存在而呈現之異向性，及可能因應變計貼片角度與套鑽偏心率等量測設備之誤差，均可能造成現地應力量測結果存在不確定性。因此，本子計畫透過國際間相關研究文獻，就數值分析於異質性與異向性對現地應力量測影響之研究進行整理與研析。此外，透過簡化的二維數值模型，探討弱面角度與間距對水力破裂法引致之裂隙發展進行參數研析，以供未來於異向性岩體進行現地應力量測之參考。

4.1 數值分析於相關主題之應用

4.1.1 異質性的影響

為瞭解水力破裂過程中的裂隙發展和擴展機制，Al-Busaidi 等人(2005) 透過離散元素數值分析進行材料組成異質性對裂隙發展與擴展機制之影響。其利用 PFC2D 分析軟體，及參考 Falls 等人(1992) 利用 LdB 花崗岩之中空圓盤試體進行之水力張裂試驗成果，進行數值模型檢核與參數率定，確保後續數值分析之合理性。

所述 LdB 花崗岩水力張裂試驗，係採用直徑 60 mm，高度 115 mm 之圓柱試體，並於圓柱中心鑽一直徑 10 mm 之孔洞後，於孔洞兩端放置鋼製栓塞，並以固定水壓力增量方式注入鑽孔，使花崗岩中空圓柱試體產生破壞，期間透過聲射(Acoustic emission, AE)和斷層掃描速度影像圖(tomographic velocity image)記錄試體的裂隙的發展，詳圖 4.1-1。其中，圖 4.1-1(a)顯示了在水力張裂試驗期間記錄了約 355 個 AE 事件，其中，無法辨識其破壞機制的 AE 事件超過 40%，39% 屬剪切破壞，6% 屬拉力破壞。透過斷層掃描速度影像圖，詳圖 4.1-1(b)，可反映花崗岩中空圓柱試體在試驗期間可能會發展出 1 至 3 條主要的破裂面，Falls 等人(1992) 認為此與真實岩石試體的材料組成異質性有關。

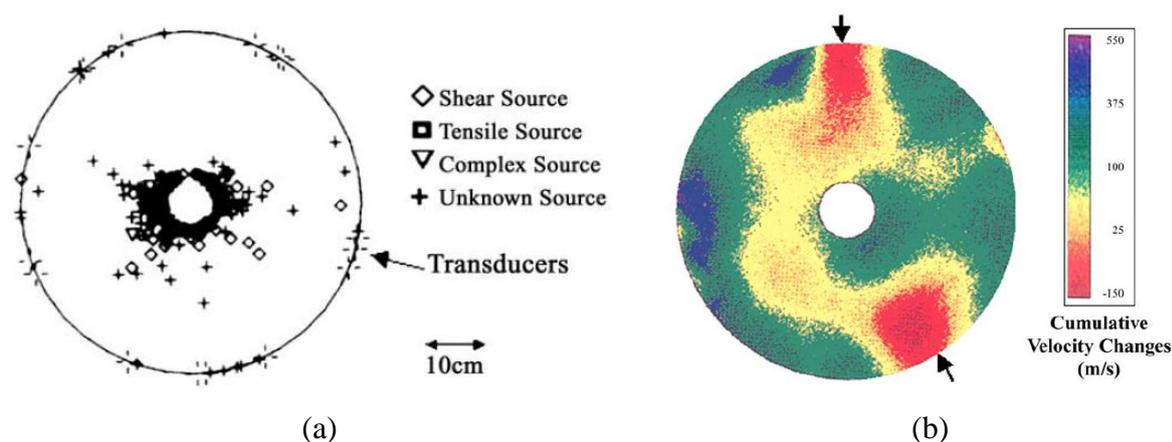


圖4.1-1 LdB 花崗岩水力張裂試驗：(a)試驗期間紀錄之 AE 訊號及(b)斷層掃描速度影像
圖(Falls 等人，1992)

根據 Falls 等人(1992) 的研究指出，在水力張裂試驗過程中，因裂隙發展與擴展速度太快，及同一時間可能存在數個不同破壞機制之 AE 事件，實無法完全記錄及釐清所有個別的 AE 事件，進而影響破壞機制的分析與研判，故衍生 Al-Busaidi 等人(2005) 後續透過 PFC2D 進行岩石水力破裂試驗破壞機制之研究，並探討材料組成異質性對分析結果之影響，採用的數值模型概述整理如下列幾點：

1. PFC2D 模型為直徑 60 cm 之圓盤，於圓盤中心預留直徑 10 cm 之圓形鑽孔，其所採用的參數詳表 4.1-1 所示，顯示其模型中的鍵結強度分布採常態分布模式，並透過顆粒鍵結強度平均值(mean value)與標準差之變化，建立一組鍵結強度均質模型與三組異質性模型(sample 1、2、3)。
2. 在邊界條件部分，係於圓盤中心的圓形鑽孔設定注水壓力(inject flow pressure)，圓盤外圍為自由邊界，模擬期間並不考慮重力與其他外力之作用。
3. 裂隙的產生與延伸，主要是模擬之注水壓力施加於圓形鑽孔後，當顆粒間傳遞的應力值高過顆粒間的鍵結強度，即產生顆粒鍵結的破壞。

4. 根據其模擬結果，產生水力破裂之注水壓力條件：(1)均質模型為 22 MPa；(2)異質模型為 12 MPa。此外，真實 LdB 花崗岩試體之水力破裂條件為 7.0 MPa。

表4.1-1 PFC2D岩石水力張裂試驗所採用之參數 (Al-Busaidi 等人，2005)

Input Microparameters	Magnitudes	
	Heterogeneous Samples	Homogeneous Sample
Normal mean bond strength and SD, MPa		
Sample 1	157 ± 72	157 ± 36
Sample 2	145 ± 72	
Sample 3	145 ± 65	
Shear mean bond strength and SD, MPa		
Sample 1	157 ± 72	157 ± 36
Sample 2	190 ± 72	
Sample 3	190 ± 65	
Young's contact modulus E_C , GPa	62	62
Particle friction coefficient μ	0.50	0.50
k_n/k_s , contact stiffness ratio	2.5	2.5
Minimum grain size (radius), mm	3	3
R_{max}/R_{min} , grain size ratio, uniform distribution	1.66	1.66

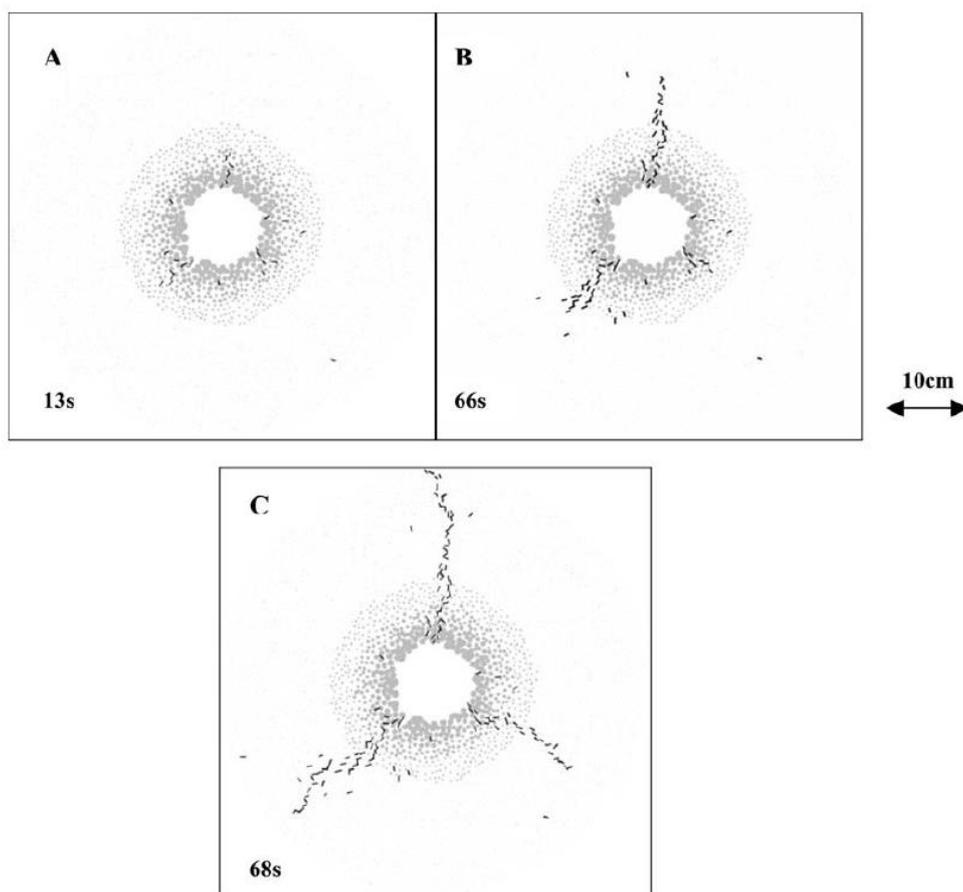


圖4.1-2 PFC2D 岩石水力破裂均質模型在不同模擬時間下之水壓力與裂隙發展

(Al-Busaidi 等人，2005)

圖 4.1-2 是 PFC2D 均質模型分別在模擬時間為 13 s、66 s 與 68 s 的顆粒鍵結破壞過程，灰色圈是模擬之水壓分布範圍，實心線是顆粒鍵結斷鍵(裂隙)的發展，可發現隨著孔隙水壓力自鑽孔周圍顆粒往外延伸擴展後始發生顆粒鍵結之破壞，且最初的裂隙位置與方向決定了最終裂隙的延伸方向與分布。

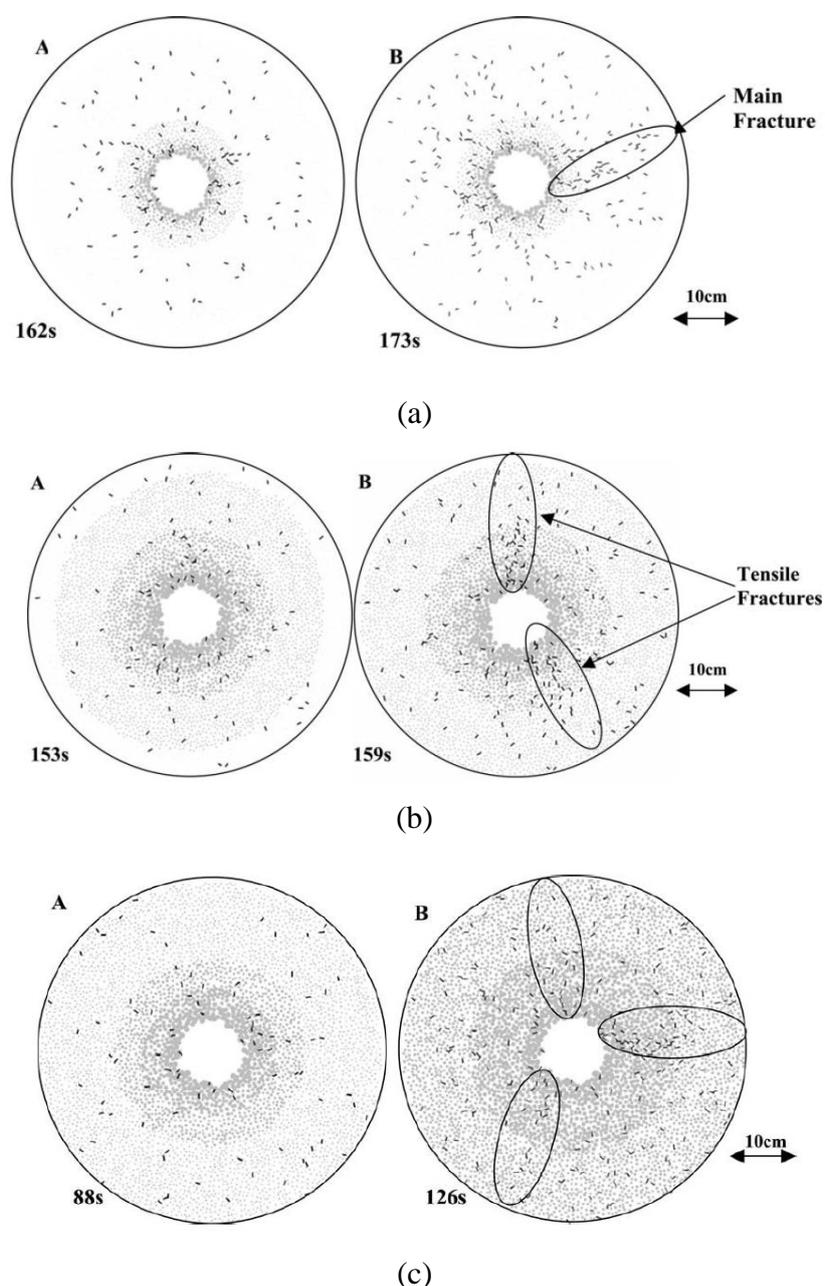


圖4.1-3 PFC2D 岩石水力破裂異質模型在破壞前、後之裂隙分布：(a)sample 1、(b)sample 2、(c)sample 3 (Al-Busaidi 等人，2005)

圖 4.1-3 是 PFC2D 異質模型在破壞前、後之裂隙分布，其結果顯示異質模型的裂隙呈現隨機分布，僅 sample 2 與 sample 3 的裂隙略呈密集的裂隙分布，但裂隙間並無明顯的串聯與延續。

綜整 Al-Busaidi 等人 (2005) 的數值分析成果，說明了 LdB 花崗岩的水力破裂機制主要是張力破壞為主，且就均質模型而言，最初的裂隙位置與方向決定了最終裂隙的延伸方向與分布，並形成主要的破裂面；就異質性模型而言，由於模型中顆粒鍵結強度差異較大，水力張裂實驗中所記錄的斷鍵位置優先發生於鍵結強度相對較弱處，故其裂隙分布較為分散，並無顯著的破裂面產生。

相較於 Al-Busaidi 等人 (2005) 僅就鍵結強度異質性進行探討，Nagaso 等人 (2019) 進一步考量了邊界應力作用下，強度異質性對裂隙發展的影響。為確保 PFC 微觀參數之合理性，其首先建立一單軸壓縮試驗模型進行參數率定，詳圖 4.1-3(a)。此外，以常態分布模式，透過 5 組不同的標準差設定單軸壓縮試驗模型之鍵結強度，其顆粒鍵結強度機率分布密度函數(probability density)及採用的標準差分別詳如圖 4.1-3(b)與表 4.2-2。

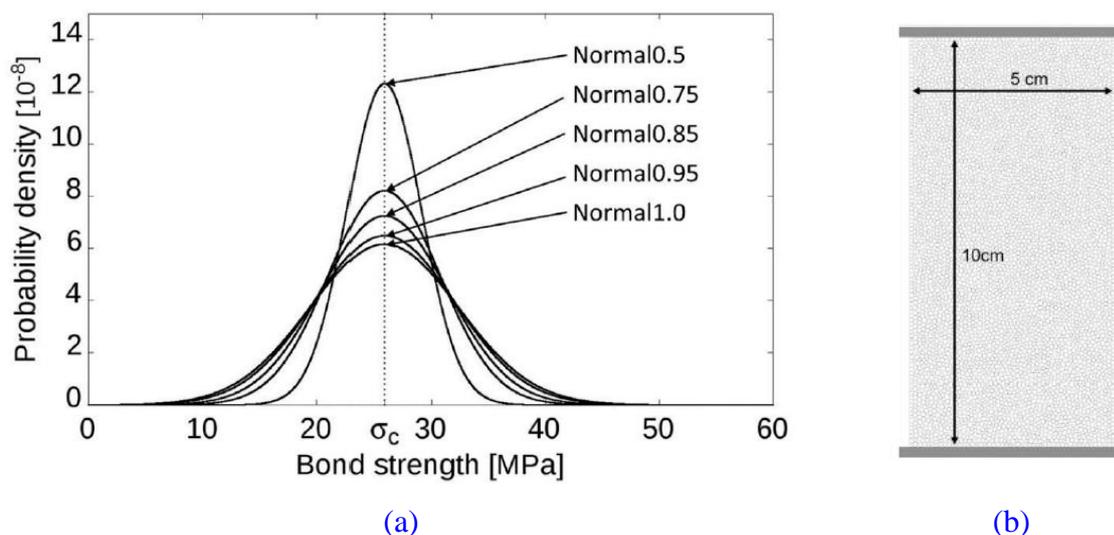


圖4.1-3 PFC2D 岩石水力致裂異質模型所採用之顆粒鍵結強度機率分布圖(Nagaso 等人, 2019)

表4.1-2 PFC2D 岩石水力致裂異質模型編號與對應之標準差 (Nagaso 等人, 2019)

Normal distribution model	Standard deviation σ
Normal0.5	1.80
Normal0.75	2.20
Normal0.85	2.34
Normal0.95	2.48
Normal1.0	2.54

根據 McClintock 與 Zaverl (1979) 進行之室內岩石張力強度試驗與 AE 特性研究，岩石強度異質性符合 Weibull (1951) 提出的威布爾分布模式(Weibull distribution model)，威布爾係數亦可作為判斷岩石強度異向性之指標。由其進行之一系列真實岩石(包括花崗岩、砂岩、大理石、安山岩和石灰岩)試驗研究，岩石的威布爾係數介於 0.9 ~ 11.4，Sato 與 Hashida (2004) 的研究亦指出天然岩石的威布爾係數一般低於 10。依 Nagaso 等人 (2019) 之單軸壓縮試驗模擬過程，依顆粒斷鍵數分析之威布爾係數詳圖 4.1-4 所示，其中，模型編號 “Normal 0.75”、“Normal0.85”、“Normal0.95”和 “Normal1.0” 的威布爾係數均值小於 10，符合 Sato 與 Hashida (2004) 所提天然岩石之威布爾係數低於 10 的要求，據此以此四組模型進行後續水力致裂之模擬分析。

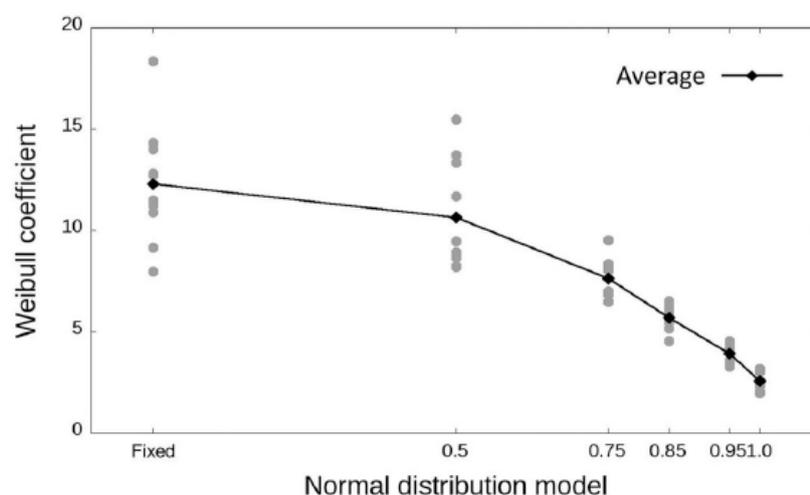


圖4.1-4 代表均質鍵結強度之 Fixed 模型與異質性模型之威布爾係數分布(Nagaso 等人，2019)

在水力破裂數值模型部分，其模型縱向和橫向尺寸分別為 1 m 和 2 m，模型中心放置直徑 10 cm 的圓形鑽孔，模型頂部和右側則透過剛性牆的位移施以最大與最小水平主應力 σ_1 與 σ_3 ，詳圖 4.1-5，其所採用之參數詳如表 4.1-3 所示。由於 PFC2D 係以剛性圓形顆粒為模型組成元素，其模型的最大與最小顆粒半徑比為 1.5。在進行水力破裂數值模擬之前，分別對縱向和橫向壁施加 10 MPa 和 5 MPa 的邊界應力。在水力破裂模擬過程中，採固定流速注入流體以累積鑽孔中的流體壓力，其模擬結果詳圖 4.1-6。

表4.1-3 顆粒鍵結強度異質性之二維 PFC 模型所採用之輸入參數 (Nagaso 等人，2019)

Macroscopic property (Target Parameter)				
Density [kg/m ³]	2630			
Porosity	0.01			
Young modulus E [GPa]	70			
Poisson's ratio ν	0.25			
Uniaxial compression strength UCS [MPa]	200			
Uniaxial tensile strength UTS [MPa]	10			
Permeability [m ²]	1.0×10^{-17}			
Microscopic property	Weibull1.5	Weibull3.0	Weibull5.0	Fixed
Young modulus of bonds E_p [GPa]	92.3	91.9	91.8	91.7
Stiffness ratio of the bonds α	0.285	0.285	0.285	0.285
Tensile strength of the bonds σ_c [MPa]	52.2	31.5	25.5	18.7
Shear strength of the bonds τ_c [MPa]	273.0	250.0	238.0	203.0
Initial aperture w_0 [m]	3.04×10^{-6}	3.04×10^{-6}	3.04×10^{-6}	3.04×10^{-6}

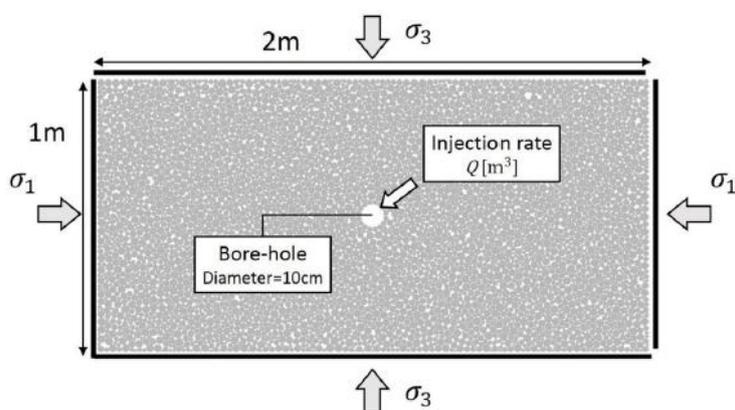


圖4.1-5 具顆粒鍵結強度異質性之二維 PFC 模型 (Nagaso 等人, 2019)

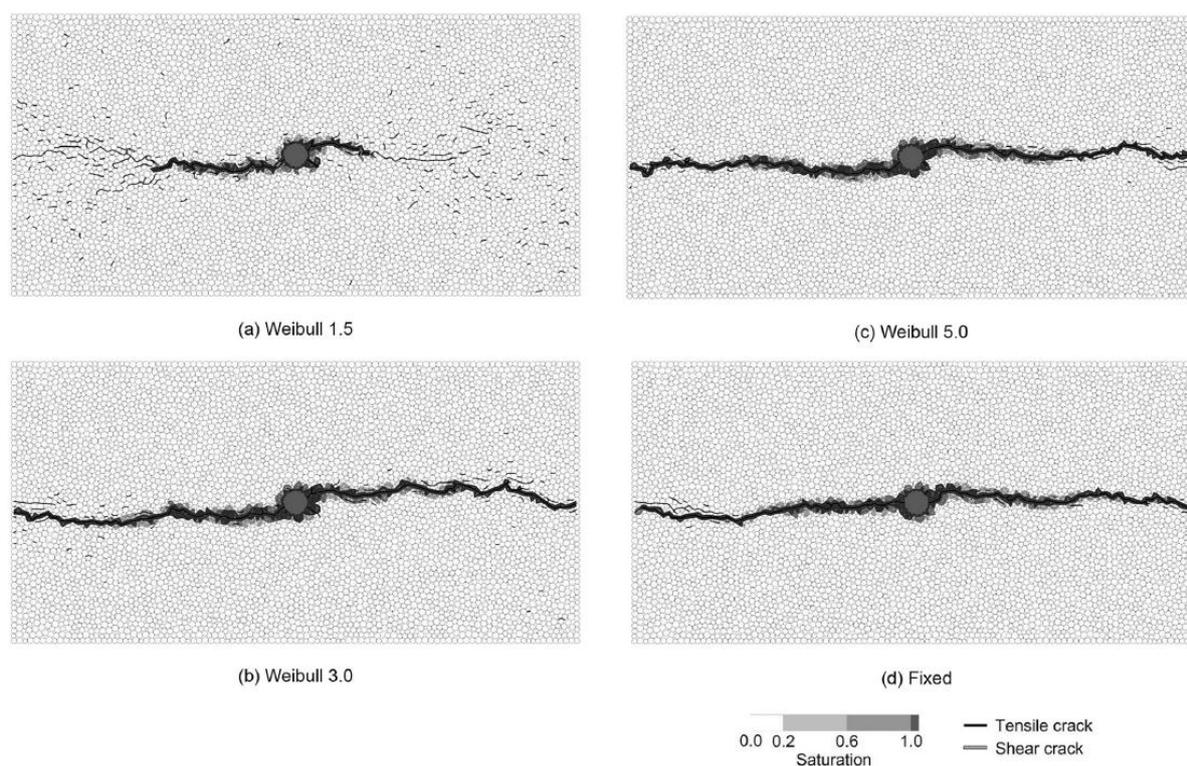


圖4.1-6 PFC2D 模擬之水力破裂成果。其中威布爾係數分別為：(a)1.5、(b)3.0與(c)5.0，另(d)為固定鍵結強度，可視為均質模型。黑線和灰線分別表示張力與剪切造成之斷鍵，深色和淺色陰影區域分別表示飽和度超過 50% 的區域(Nagaso 等人，2019)

水力破裂誘發的初始裂隙，理論上應該是平行於最大主應力方向，如圖 4.1-6(d)所示之均質模型裂隙發展即與理論相符。但是，無論是室內試驗或是現場試驗，水力破裂誘發的初始裂隙並不一定與最大主應力方向一致，主要是受材料的異質性與鑽孔形狀(可能不是正圓)之影響所致。此篇文獻所建立的 PFC2D 異質模型中，包括 Weibull 1.5、Weibull 3.0 和 Weibull 5.0，均可發現其初始裂隙方向與最大主應力方向並不一致。

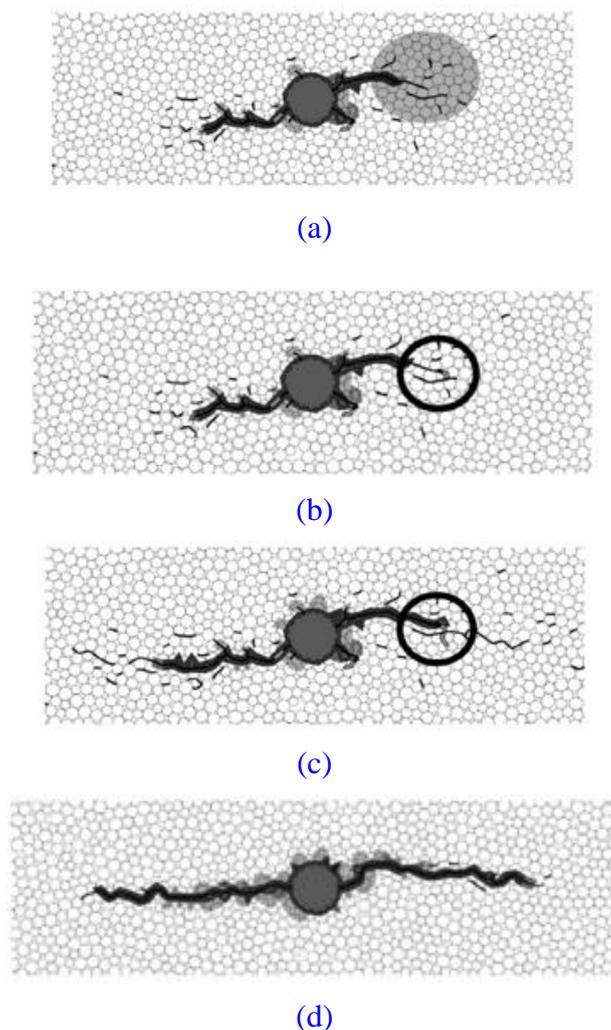


圖4.1-7 PFC2D 模擬之水力致裂過程：(a)(b)(c)為異質模型 Weibull 1.5 在主裂隙尖端處之微裂隙發展、擴展與合併；(d)均質模型僅呈現主裂隙之發展，並沒有太多的微裂隙產生 (Nagaso 等人，2019)

以異質模型 Weibull 1.5 為例，隨著模擬之注水壓力自鑽孔向周圍顆粒傳遞時，許多微裂隙同時出現並圍繞在主裂隙兩端，詳圖 4.1-7(a)，主要是模擬之注水壓力會對裂隙尖端周圍的顆粒形成額外的應力作用，並造成模型中鍵結強度相對較弱處形成微裂隙，這些微裂隙繼而與主裂隙相互作用、擴展與合併，詳圖 4.1-7(b)(c)。相較之下，在均質模型“Fixed”中，並沒有太多的微裂隙發展，詳圖 4.1-7(d)。

4.1.2 岩體異向性及鄰近斷層帶的影響

有鑑於天然岩體中常有層面、劈理、葉理與節理等弱面，造成岩體具橫向等向性特性(transversely isotropic)，為瞭解於此類岩體進行之水力破裂裂隙發展，Xia 與 Zeng (2018)採用離散元素分析軟體 PFC2D 進行力學-水力耦合分析，並利用平滑節理模式(smooth-joint model)模擬岩體中的弱面，詳圖 4.1-8(a)，並進一步模擬與分析注入速率(injection rate)、現地應力比(in-situ stress ratio)與弱面傾角(inclination angle of the bedding plane)對水力破裂引致之裂隙擴展，其建立的水力破裂模型詳圖 4.1-8(b)，係於 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 之模型中挖除一直徑 6 cm 之圓形孔洞，採用的顆粒粒徑為 6 mm ，顆粒數共計 18394 顆。所採用的顆粒物理與摩擦特性參數，及平行鍵結、平滑節理模式與水力參數等詳如表 4.2-4。

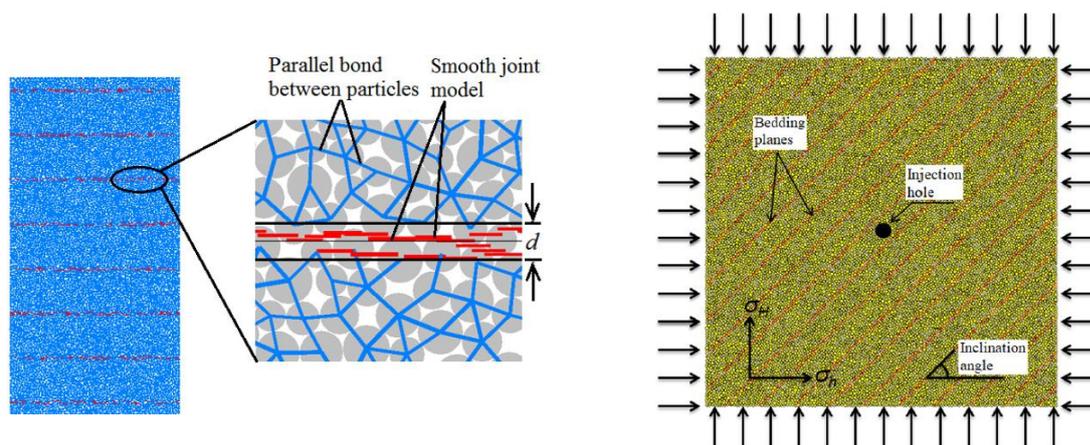


圖4.1-8 PFC2D 橫向等向性岩體模型：(a)以平滑節理模式模擬層面、(b)水力破裂模型之邊界條件及弱面之傾斜角度定義 (Xia 與 Zeng, 2018)

表4.1-4 PFC 模型所採用之輸入參數 (Xia 與 Zeng, 2018)

(a) 顆粒與採用之平行鍵結參數

Ball parameters		Parallel bond parameters	
Ball density [kg/m^3]	2700	Modulus \bar{E}_c [GPa]	39.0
Modulus E_c [GPa]	39.0	Stiffness ratio \bar{k}_n/\bar{k}_s	3.33
Stiffness ratio k_n/k_s	3.33	Mean/SD normal strength [MPa]	95/9.5
Friction coefficient μ	0.8	Mean/SD shear strength [MPa]	95/9.5
Note*: (SD: standard deviation)			

(b) 模擬弱面之平滑節裡面參數

Normal stiffness $k_{n,sj}$ [GPa/m]	Shear stiffness $k_{s,sj}$ [GPa/m]	Friction coefficient μ_{sj}	Normal strength $\sigma_{n,sj}$ [MPa]	Cohesion C_{sj} [MPa]	Thickness d [mm]
1200	700	0.4	25	25	0.6

(c) 水力分析參數

Parameters	Unit	Values
Initial hydraulic aperture	a_0 [m]	2.2×10^{-6}
Infinite hydraulic aperture	a_{inf} [m]	2.2×10^{-5}
Fluid dynamic viscosity	μ [Pa·s]	1.0×10^{-3}
Bulk modulus of the fracturing fluid	K_f [Pa]	1.0×10^9
Injection rate	R [m ³ ·s ⁻¹]	5.0×10^{-5}

其探討之因子包括弱面傾角(θ)與主應力比(σ_h/σ_H)，模擬之弱面間距為 70 mm，弱面與最小主應力 σ_h 的夾角(θ)分別為 0° 、 15° 、 30° 、 45° 、 60° 、 75° 與 90° 。此外，固定 $\sigma_H = 10$ MPa 條件下，於主應力比(σ_h/σ_H) = 0.5、0.6、0.7、0.8、0.9 與 1.0 條件下進行模擬注水壓力導致裂隙的發展，詳圖 4.1-8，綜整其研究成果如下列幾點：

1. 當 $\theta = 0^\circ$ (弱面平行於最小主應力方向)，在現地應力比 $\sigma_h/\sigma_H \leq 0.8$ 時，初始裂隙的發展方向平行於最大主應力方向，但是當現地應力比 $\sigma_h/\sigma_H = 0.9$ ，及最大主應力與最小主應力相當接近時，初始裂隙的發展方向顯然受到層面位態的影響，且裂隙的擴展碰觸到層面後即沿著層面發展。
2. 當 $\theta = 30^\circ$ ，無論現地應力比其值為何，初始裂隙的發展均受到層面的影響；但是，若最大與最小現地應力有顯著差異，例如 $\sigma_h/\sigma_H = 0.5$ ，最終裂隙的擴展方向仍平行於最大主應力方向。
3. 當 $\theta = 60^\circ$ 與 90° (層面平行於最大主應力方向)，其初始與最終裂隙的發展似乎跟現地應力比無關，大致上沿著弱面的方向發展。

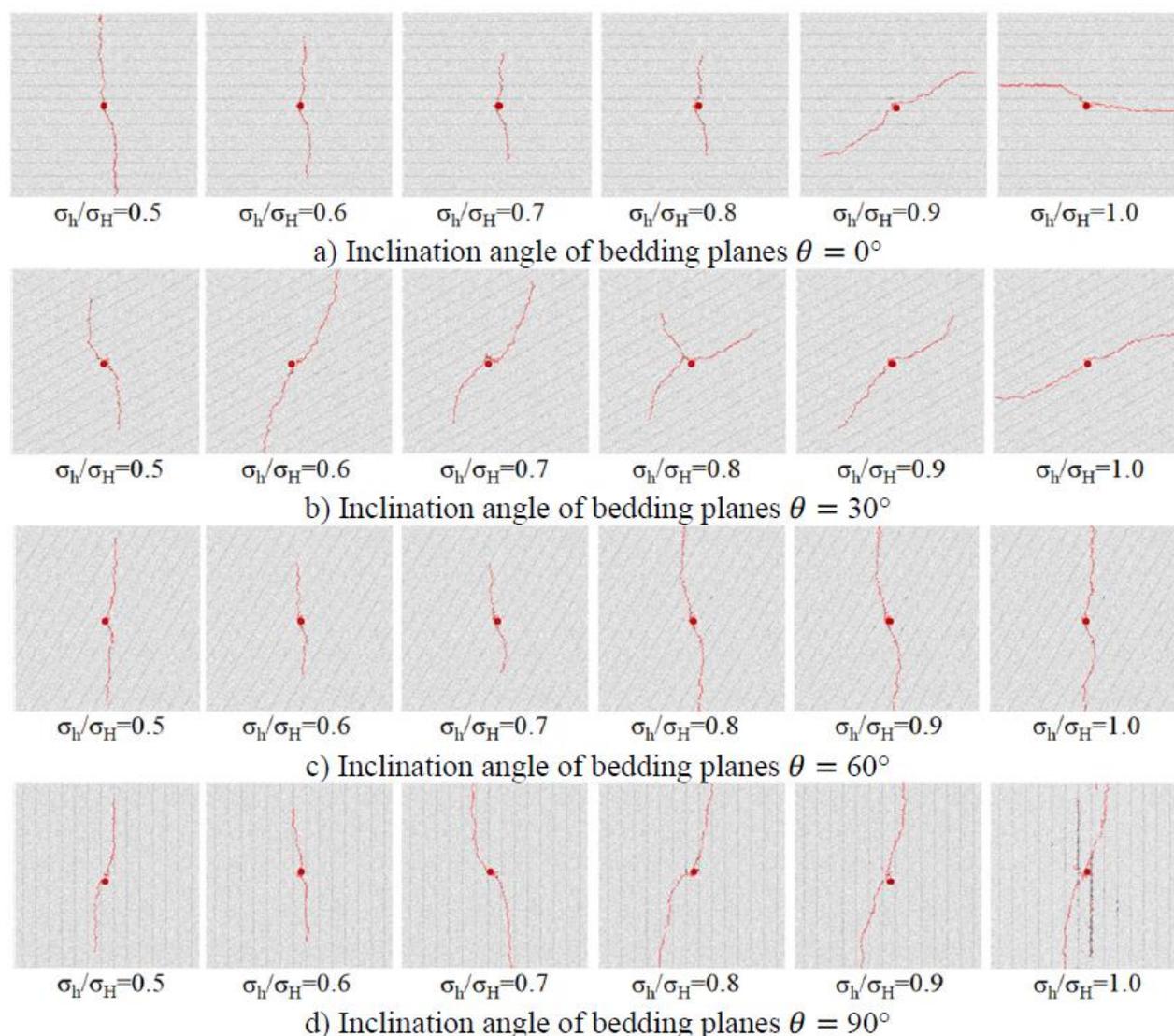


圖4.1-9 PFC2D 橫向等向性岩體模型水力破裂模擬結果：夾角分別為(a) 0° 、(b) 30° 、(c) 60° 與(d) 90° (Xia 與 Zeng, 2018)

Nasehi 與 Mortazavi (2013) 利用離散元素分析軟體 (Universal Distinct Element Code, UDEC) 以平均尺寸為 8 cm 之多邊形塊體構成 $5\text{ m} \times 5\text{ m}$ 之二維數值模型，且於模型中央鑽一直徑 20 cm 之圓形孔洞，詳圖 4.1-10，其採用之參數詳表 4.1-5，並探討邊界應力條件與鄰近斷層帶對水力破裂的影響。本研究所採用的 UDEC 分析軟體可提供完全耦合流體力學分析 (fully coupled fluid-mechanical analysis)，其假設將不可壓縮的流體(水)注入率 (injection rate) 為 $0.1\text{ m}^3/\text{s}$ 進行水力破裂模擬分析。

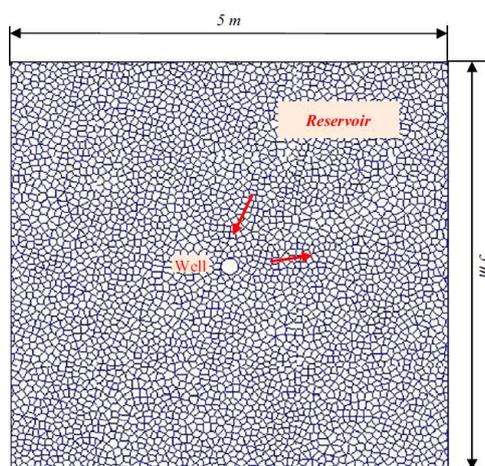


圖4.1-10 以多邊形顆粒建構之 UDEC 水力破裂模型 (Nasehi 與 Mortazavi, 2013)

表4.1-5 UDEC水力破裂模型所採用之參數 (Nasehi 與 Mortazavi, 2013)

(a) 多邊形塊體與接觸介面之參數

	Value	Units
Block property		
Density	2500	Kg m^{-3}
Bulk modulus	13.9	GPa
Shear modulus	9.1	GPa
Cohesion	24.8	MPa
Tensile strength	8.3	MPa
Friction angle	32.5	deg
Fracture property		
Joint normal stiffness	900	GPa m^{-1}
Joint shear stiffness	600	GPa m^{-1}
Cohesion	24.8	MPa
Tensile strength	8.3	MPa
Friction angle	32.5	deg
Residual aperture	0.1	mm
Zeronormal stress aperture	0.5	mm

(b) 水力分析參數

Property	Value	Unit
Density	1000	Kg m^{-3}
Dynamic viscosity	0.001	Pa s
Permeability	83.3	$\text{Pa}^{-1} \text{s}^{-1}$
Flow-rate	0.1	$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$

Nasehi 與 Mortazavi (2013) 透過模擬結果與理論解 Kirsch solution 之比較，確保圓形孔洞周圍應力場分布與理論解相符，詳圖 4.1-11(a)，並觀察模擬之裂隙發展方向是否平行於最大主應力方向等檢核步驟，詳圖 4.1-11(b)，以確保其數值模型之合理性。

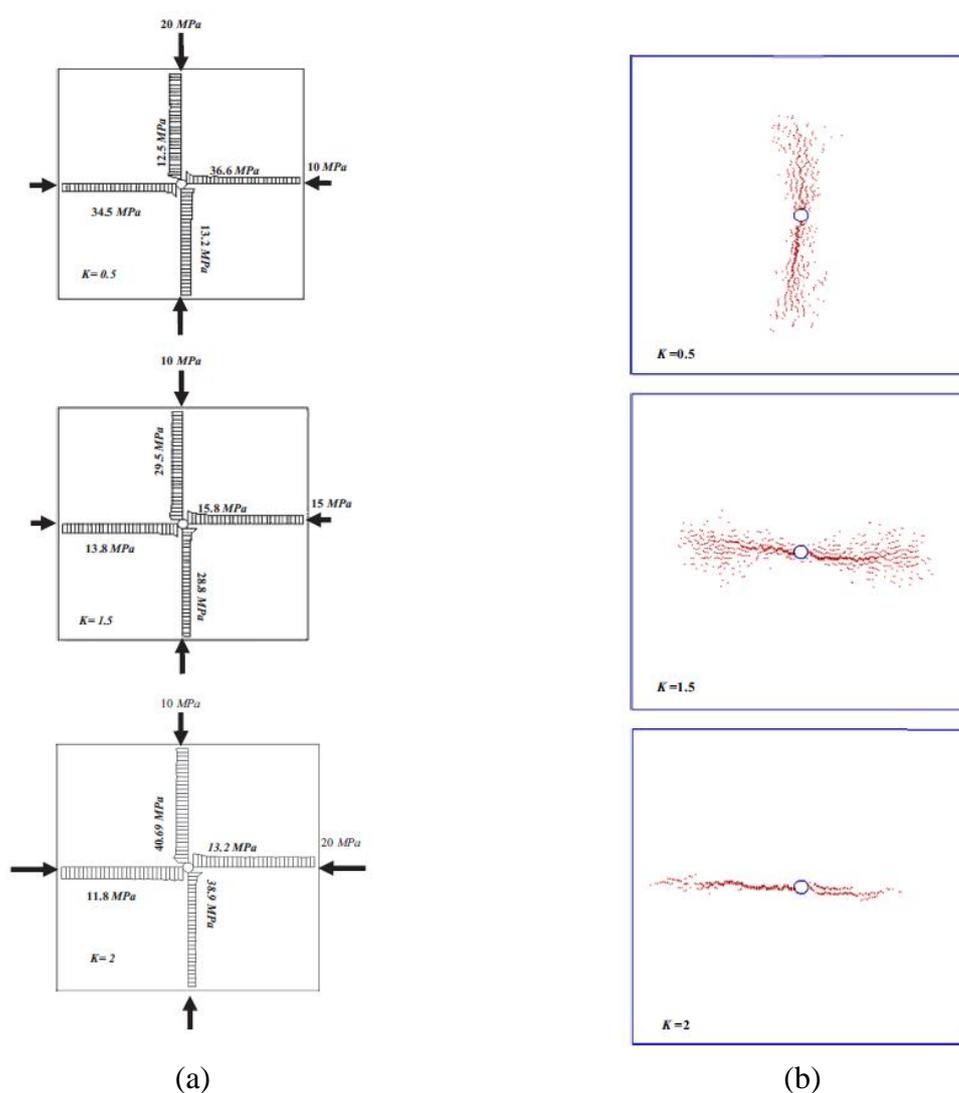


圖4.1-11 在側向壓力係數 $k=0.5$ 、 1.5 與 2.0 條件下之 UDEC 模擬結果：(a)圓形鑽孔在橫軸與縱軸之應力分布、(b)模擬之裂隙發展方向平行於最大主應力方向 (Nasehi 與 Mortazavi, 2013)

有關鄰近斷層帶對水力破裂之影響，模擬之斷層帶寬度為 0.5 m ，係由兩組正交節理及 4695 個矩形塊體所組成，其平均尺寸為 3 cm ，詳圖 4.1-12(a)。斷層帶之塊體與節理參數，係將岩體之材料與節理介面參數予以折減，例如將斷層帶之體積模數(Bulk modulus)與剪力模數設定為岩體參數之 10^{-2} 倍，凝聚力為 2×10^{-2} 倍，張力強度則

視為零，其模擬結果詳圖 4.1-12(b)，可看出水力破裂的初始裂隙發展平行於最大主應力方向，但是當裂隙擴展至斷層帶即停止發展，其可能原因為：(1)斷層帶的材料強度相對較低，一旦受到模擬之水壓力作用將導致塊體材料進入塑性變形；(2)斷層帶係由兩組正交節理所組成，當模擬之水壓力進入斷層帶後，其滲流路徑數增加，並導致滲流壓力降低。

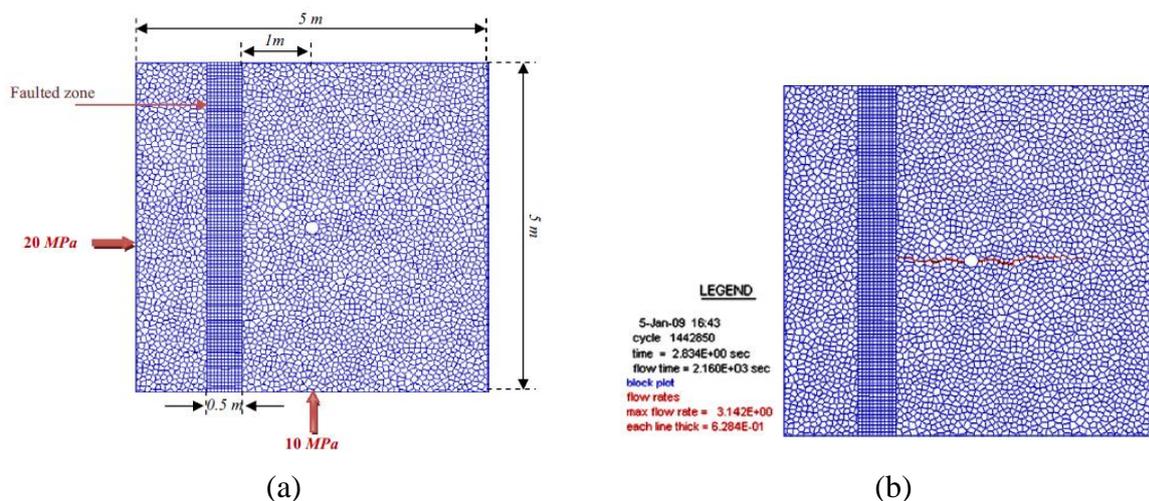


圖4.1-12 考量鄰近斷層帶條件下之 UDEC 水力破裂模型：(a)模型尺寸與邊界條件、(b) 水力破裂模擬之裂隙發展(Nasehi 與 Mortazavi, 2013)

4.1.3 小結

本節分別蒐整國外有關數值分析應用於材料異質性、岩體異向性及鄰近斷層帶對水力破裂法引致之裂隙發展影響，茲摘述其重點如下：

1. 材料異質性的影響：(1)根據室內試驗與現地試驗，鑽孔孔壁上的水力裂隙與最大主應力方向可能不一致，主要與鑽孔的形狀(非正圓)及材料異質性有關；(2)均質模型中，初始裂隙的方向決定裂隙最終的延伸與發展方向，異質模型的裂隙發展呈現隨機式分布。
2. 岩體異向性及鄰近斷層帶的影響：(1)當岩體中的弱面平行於最小主應力方向，在現地應力比 $\sigma_h/\sigma_H \leq 0.8$ ，初始裂隙的發展方向平行於最大主應力方向；(2)

最大主應力與最小主應力相當接近時，初始裂隙的發展方向顯然受到弱面位態的影響；(3)當弱面方向與最大主應力方向趨於一致($\theta = 60^\circ$ 與 90°)，其初始與最終裂隙的發展似乎跟現地應力比無關，大致上沿著弱面的方向發展；(4)若鑽孔鄰近斷層帶，水力破裂引致的初始裂隙發展方向仍與現地應力有關(平行於最大主應力方向)，惟裂隙延伸至斷層帶後即停止擴展。

4.2 本計畫以 UDEC 分析水力破裂法引致裂隙發展

本計畫根據4.2節蒐整之國外文獻研究，可知岩石材料的異質性及岩體中存在弱面對水力破裂引致之裂隙發展可能會影響主應力方向之判斷，為能瞭解數值分析工具於此類課題之應用與限制，及進一步瞭解於異向性岩體中，弱面間距對水力破裂裂隙發展之影響，選定 UDEC 離散元素分析軟體建立一簡化之二維分析軟體進行探討。

4.2.1 UDEC 分析程式與模型建置

UDEC (Universal Distinct Element Code)數值分析軟體於 1980 年由美國 ITASCA 公司所研發，主要是考量岩石邊坡與山岳隧道等岩盤工程課題，必須同時考量完整岩石(intact rock)與節理(joint)特性，故 UDEC 係根據分離元素法(Distinct element method, DEM)開發而成之數值分析軟體。

本計畫前期研究已根據「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」(台電公司, 2017)及「南迴線金崙等七座隧道安全檢查評估報告」(交通部台灣鐵路管理局, 2008)，整理了我國低放射性廢棄物潛在處置場址之現地應力條件，詳表4.2-1。此外，根據達仁場址之現地應力條件，建立了 $2\text{ m} \times 2\text{ m}$ 之 UDEC 二維數值模型，詳圖4.2-1，且由平均尺寸 0.02 m ，數量共計 1690 個的沃羅諾伊(voronoi)多邊形塊體所組成，且為可變形體(deformable block)。所採用之 UDEC 數值模型區分：①均質(homogenous)模型與②不同弱面走向與間距之異向性模型。以均質模型為例，模型尺寸與建模程序詳圖4.2-1，所採用之參數詳表4.2-2，並概述如下：(1)模型尺寸為 $2\text{ m} \times 2\text{ m}$ ，多邊形塊體平均尺寸為 0.02 m ，最大與最小主應力分別為 2.8 與 1.12 MPa 、(2)進行直徑(d)為 0.2 m 之圓形孔洞開挖、(3)進行注水壓力模擬，係於孔洞四周施加 10 MPa 之注水壓力，其引致的裂隙

平行於最大主應力方向。上述之應力邊界設定與圓形孔洞挖除步驟，均需俟數值模型之不平衡力(unbalance force)趨於穩定後始能進行下一步驟之模擬分析。

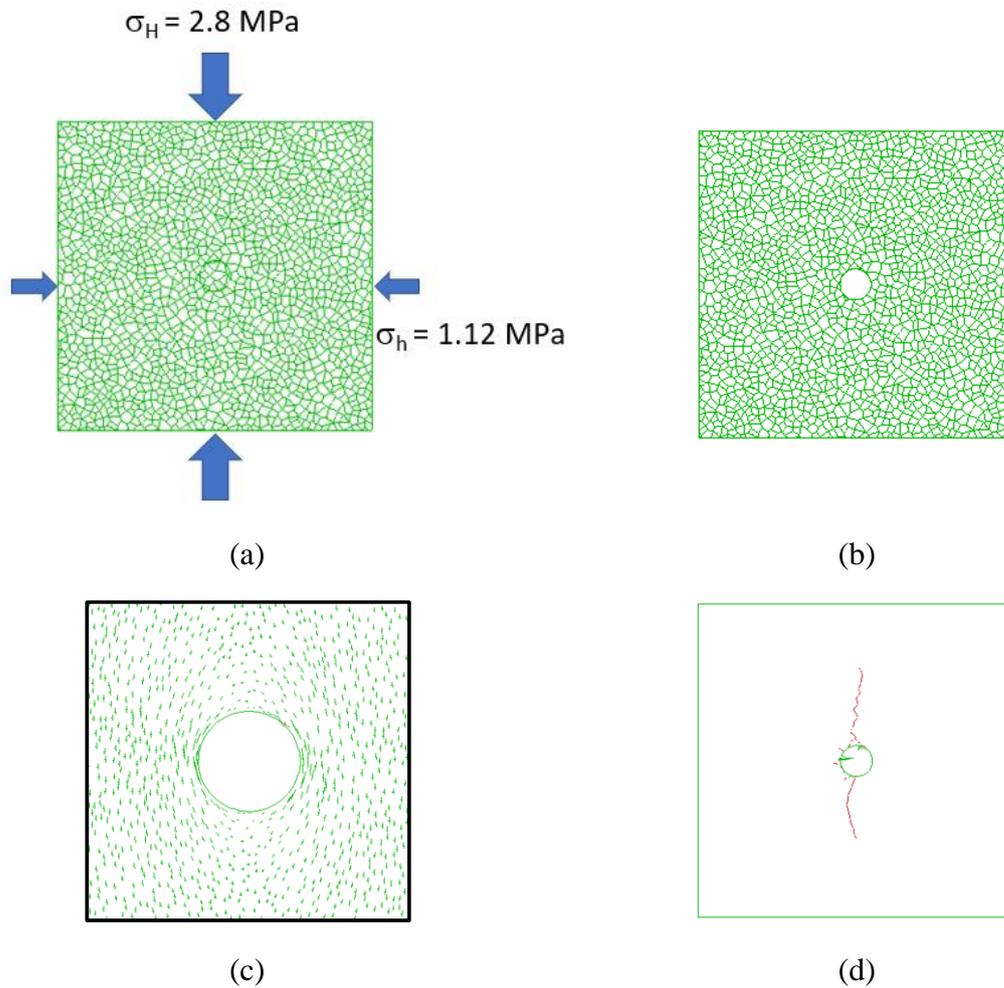


圖4.2-1 本計畫建立之均質 UDEC 模型尺寸與建模程序：(a)模型尺寸為 $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ ，多邊形塊體平均尺寸為 0.02 m 、(b)初步平衡完成後進行直徑 0.2 m 之圓形孔洞開挖模擬、(c)圓形孔洞開挖後周圍應力場之分布、(d)於孔洞四周施加 10 MPa 之注水壓力，其引致的裂隙平行於最大主應力方向

在異向性模型部分，模型尺寸及邊界條件均與均質模型相同，其差異處係於異向性模型中考量不同的弱面角度(θ)與間距。所述弱面角度(θ)為弱面走向與最大主應力 σ_H 所夾角度，其值分別為 90° 、 75° 、 60° 、 45° 、 30° 、 15° 與 0° ，弱面間距(s)分別為 0.1 、 0.12 、 0.20 、 0.3 m ，詳圖4.2-2與圖4.2-3。若與圓形鑽孔直徑(d)相比，弱面間距與鑽孔直

徑之比值(s/d)分別為 0.5、0.6、1.0、1.5，弱面參數詳表4.2-2(c)，其與塊體介面參數不同處為拉力強度與凝聚力均假設為塊體參數之 1/10，摩擦角與膨脹角降為 20°。

表4.2-1 我國低放射性廢棄物潛在處置場址之現地應力與岩石力學參數

	達仁場址	烏坵場址
岩覆深度(m)	80	60
垂直應力(MPa)	2.16	1.62
水平應力(MPa)	2.80	1.26~2.10
側向壓力係數 k	1.30	1.26~2.10

表4.2-2 本計畫採用之UDEC 輸入參數列表

(a) Voronoi多邊形塊體材料參數

	楊氏模數 (GPa)	柏松比	張力強度 (MPa)	凝聚力 (MPa)	摩擦角 (°)	膨脹角 (°)
Deformable block	20	0.2	5	20	35	35

(b) 塊體介面參數

	正向勁度 k_n (GPa/m)	切向勁度 k_s (GPa/m)	拉力強度 (MPa)	凝聚力 (MPa)	摩擦角 (°)	膨脹角 (°)
Interface	900	600	2	10	30	30

(c) 弱面參數

	正向勁度 k_n (GPa/m)	切向勁度 k_s (GPa/m)	拉力強度 (MPa)	凝聚力 (MPa)	摩擦角 (°)	膨脹角 (°)
Interface	900	600	0.2	1	20	20

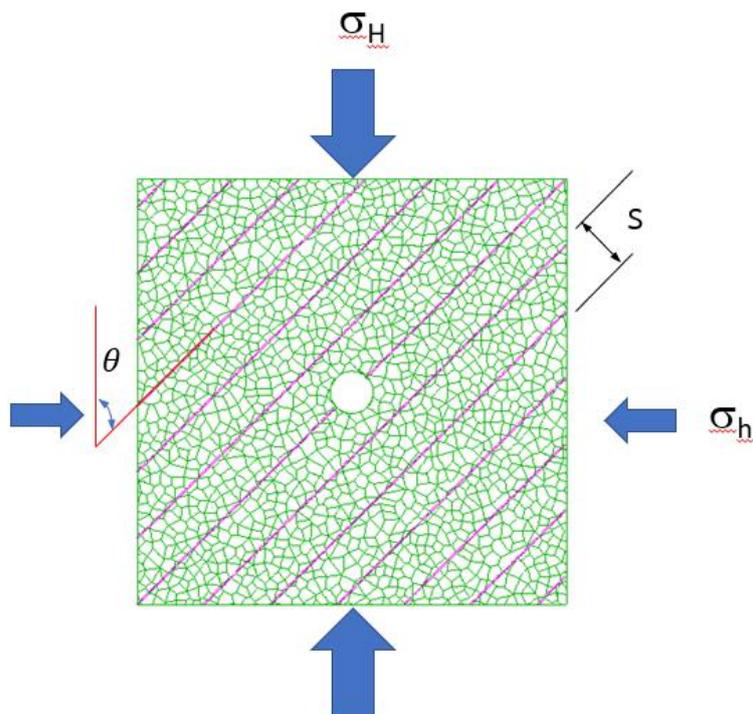


圖4.2-2 本計畫建立之 UDEC 數值模型及弱面角度與間距示意圖

$\theta(^{\circ}) \backslash s/d$	0.5	0.6	1.0	1.5
90				
75				
60				

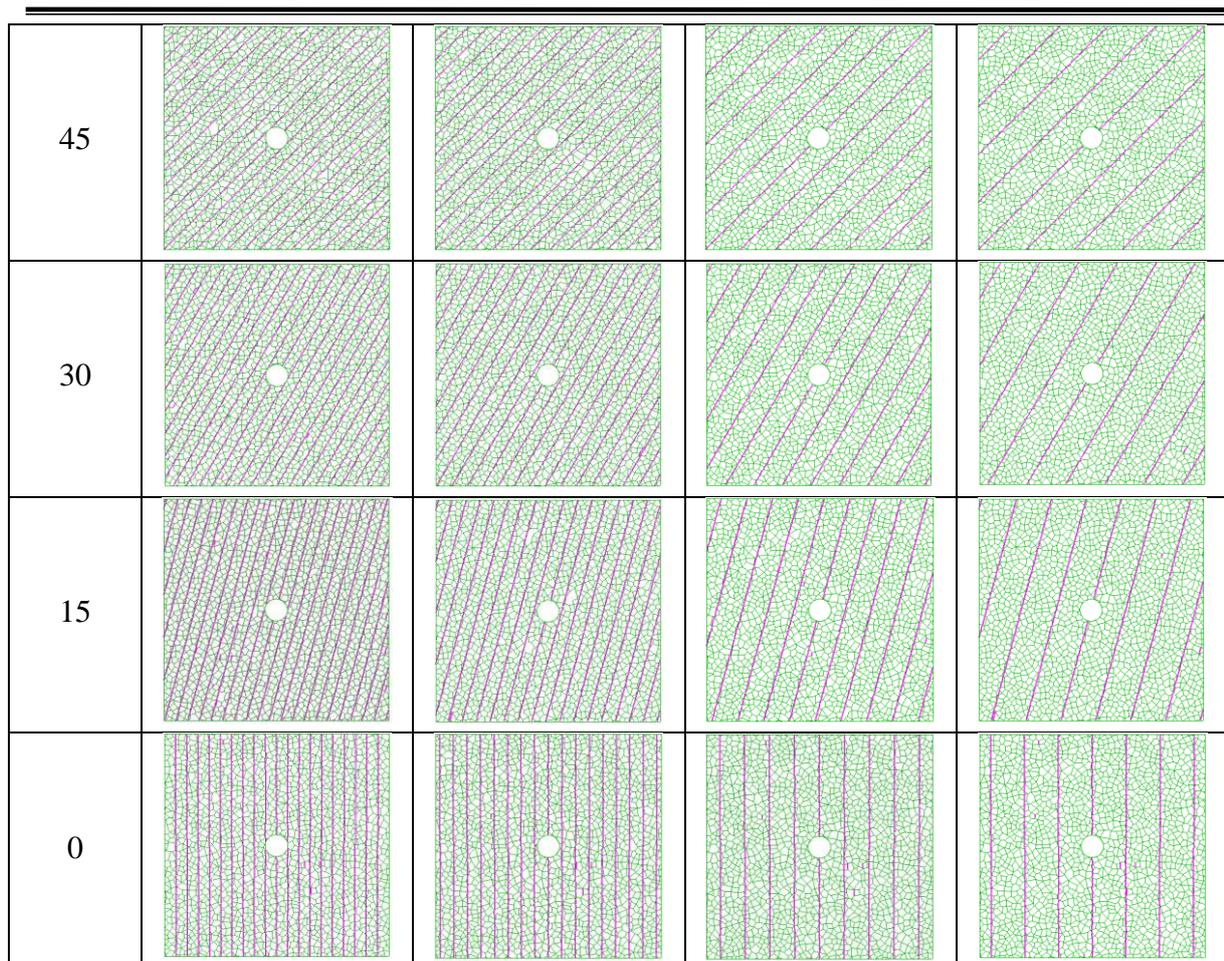


圖4.2-3 本計畫以不同弱面角度與間距條件下之 UDEC 異向性數值模型－圓形孔洞挖除後，但尚未設定注水壓力之狀態

4.2.2 本計畫之模擬分析結果

前述之 UDEC 異向性數值模型經最大與最小主應力施加及圓形鑽孔挖除模擬，且完成力學平衡後，遂於孔洞四周施加 10 MPa 之注水壓力以模擬水力破裂引致之裂隙發展，其結果綜整如圖 4.2-4 所示，茲摘述其重點整理如下：

1. $\theta = 90^\circ$ 時，即最大主應力(σ_H)方向垂直於弱面走向時，水力破裂引致之裂隙發展方向平行於最大主應力方向，且不受弱面間距(s)的影響。
2. $\theta = 75^\circ$ 與 60° ，水力破裂引致之主裂隙發展方向約與主應力方向夾 15° ，且沿著弱面發展出次要裂隙。

3. $\theta = 45^\circ$ 時, $s/d = 0.5$ 與 0.6 時, 既存的弱面明顯影響裂隙的發展, 但是當 $s/d = 1.0$ 與 1.5 , 即弱面間距較大時, 誘發的裂隙平行於主應力方向, 且不受既存弱面的影響。
4. $\theta = 30^\circ$ 與 15° 時, 無論弱面間距為何, 水力破裂誘發之裂隙均沿著弱面發展。
5. $\theta = 0^\circ$ 時, 即最大主應力方向平行於弱面, 水力裂隙均沿著弱面且平行於主應力方向發展。
6. 茲將弱面走向與其對應之水力破裂裂隙發展方向整理於圖 4.2-5, 可歸納出:
 - ① $s/d \leq 0.6, \theta \leq 45^\circ$, 水力破裂誘發之裂隙均沿著弱面發展; 當 $\theta > 45^\circ$, 會隨著弱面角度不同, 誘發之裂隙與最大主應力方向有 $0^\circ \sim 15^\circ$ 之誤差。
 - ② 若 $s/d \geq 1.0, \theta \leq 30^\circ$, 水力破裂誘發之裂隙均沿著弱面發展; 當 $\theta > 30^\circ$, 誘發之裂隙與最大主應力方向有 $0^\circ \sim 10^\circ$ 之誤差。

s/d $\theta(^{\circ})$	0.5	0.6	1.0	1.5
90				
75				
60				



圖4.2-4 本計畫以注水壓力模擬後之裂隙發展

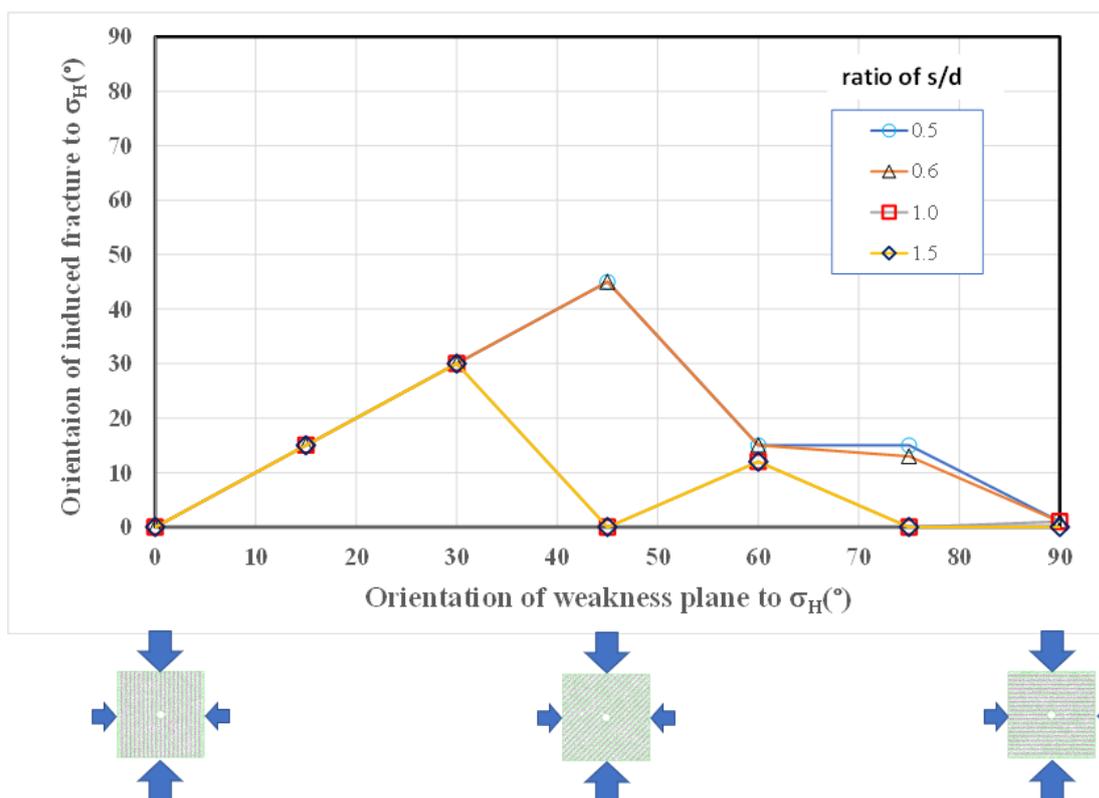
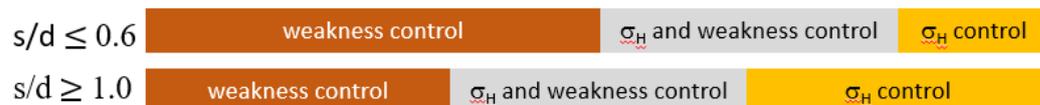


圖4.2-5 不同弱面走向與間距之異向性數值模型

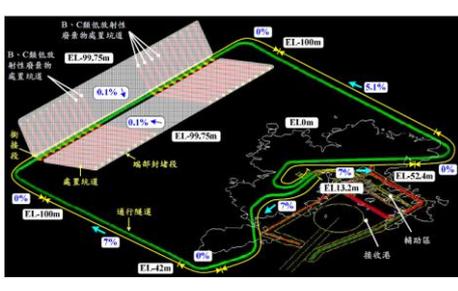
第五章、國內低放射性廢棄物處置設施之現地應力量測要項建議

本項工作參考台電公司(2017)修訂第二版之「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」，以達仁、烏坵兩處低放處置建議候選場址之地形、地質與初步的處置設施概念設計，作為現地應力量測技術評估對象，並根據前三項工作成果，包括「現地應力量測方法比較分析」、「現地應力量測影響因子評估」與「現地應力量測影響因子數值分析探討」，提出符合我國本土地質條件之現地應力量測建議。

5.1 我國低放處置建議候選場址概念設計

我國於 101 年 7 月依「低放射性廢棄物最終處置設施場址設置條例」公告台東縣達仁鄉與金門縣烏坵鄉二處建議候選場址，惟在政治、社會、環境及輿情等綜合因素考量下，目前尚未進一步推動選址作業，但仍可根據此二處建議候選場址之概念設計，提出現地應力量測建議與審驗重點。

表5.1-1 國內兩低放處置設施建議候選場址之比較(楊長義與李宏輝，2018)

	達仁建議候選場址	烏坵建議候選場址
設施空間配置示意圖		
處置場型式	陸地坑道處置	水下岩床坑道處置
地質條件	硬頁岩，內含許多地質弱面	堅實花崗岩(岩體有偉晶岩脈與基性岩入侵，且有兩組剪力節理、一組解壓節理)
坑道岩覆深度	A類處置坑道深度 > 62.2 m B、C類處置坑道深度 > 76.4 m	處置坑道上方岩覆為 58.8 m ~ 59.0 m
坑道數與坑道總長度	13 條 A 類低放射性廢棄物處置坑道，以及 2 條 B、C 類低放射性廢棄物處置坑道，處置坑道總長度為 8,938 m。	34 條 A 類低放射性廢棄物處置坑道，以及 6 條 B、C 類低放射性廢棄物處置坑道，處置坑道總長度為 8,800 m。
坑道斷面及尺寸	坑道斷面採圓形設計，寬 8.5 m，高 5.9 m	坑道斷面採倒 D 型(馬蹄形)設計，寬 8.5 m，高 5.9 m
坑道間距	處置設施所需之淨寬度至少 12.1 m	處置設施所需之淨寬度至少 10.7 m

本計畫已於前期研究「低放射性廢棄物坑道處置結構穩定驗證評估技術之研究」(楊長義與李宏輝, 2018)中, 已根據「低放射性廢棄物最終處置技術評估報告」(台灣電力公司, 2017), 分別就處置場型式、地質條件、坑道岩覆深度、坑道數與坑道總長度、坑道斷面及尺寸、坑道間距等資料, 綜整二處低放處置設施建議候選場址比較表, 詳如表5.1-1, 並歸納以下兩點: (1) 達仁建議候選場址規劃採陸地坑道處置, 處置深度約 80 m, 其地質條件屬硬頁岩, 且含許多地質弱面; (2) 烏坵建議候選場址規劃採水下岩床坑道處置, 處置深度約 60 m, 其地質條件屬堅實花崗岩, 岩體有偉晶岩脈與基性岩入侵, 計有兩組剪力節理與一組解壓節理。

5.2 各項工作成果整理

1. 現地應力量測方法比較分析

- (1) AECL 地下實驗室(URL)進行的一系列現地應力量測試驗, 包括了套鑽法、水力破裂法、岩體釋法(Rock mass relief methods)與微震訊號監測, 可看出小孔徑的套鑽法量測結果數據較為分散, 其原因可能與 CSIR 套筒採用的應變計貼片基長為 10 mm, 但因花崗岩顆粒粒徑為 2-5 mm, 應變計貼片基長愈小愈容易受影響; 相較之下, 配合昇井工法設置的花瓣式應變計其長達 120 mm, 較不受到顆粒粒徑之影響。
- (2) 透過豎井開挖時, 可藉由觀察壁面剝落(spalling)、鑽孔岩心餅裂(core disk)與井孔崩落(borehole breakouts)等間接方法, 評估最大水平主應力方向是否隨深度變化。
- (3) AECL 所屬 URL 雖位於花崗岩基盤, 但岩盤中仍存在微裂隙、節理組與破裂帶等尺度不一的地質構造, 使岩體呈現異向性, 如圖 2.2-3, 會影響現地應力量測結果。
- (4) 瑞典 SFR 根據: ①主應力比(principal stress ratio, R), 詳第二章 2.4 節之式 2.4-1、②平均主應力(mean principal stress, M), 詳式 2.4-2、③剝落破壞誘

發方程式(the initiation for spalling expressed as a function of the spalling ratio, SR), 詳式 2.4-3 與④單軸壓縮強度(uniaxial compressive strength, UCS)等四項資料可決定現地應力可能分布的區間。

2. 現地應力量測影響因子評估

- (1) Amadei (1992)利用程式 CSIRA.FOR 及實際的岩體應變資料進行橫向等向性岩體在不同的模數比(E/E' 與 G/G')條件下,所分析之主應力方向變化,詳圖 3.1-4,其發現:① $E/E' = G/G' = 1$ 為等向性材料之條件,隨著 E/E' 與 G/G' 比值的改變,岩體趨於異向性, σ_1 與 σ_2 的方向亦隨著變化,但 σ_3 的方向並無顯著變化。② 固定材料參數且改變弱面傾向之條件下, σ_1 與 σ_2 的方向隨弱面傾向而有顯著變化,但 σ_3 的方向並無明顯改變。
- (2) 於層理構造的岩層進行現地應力量測時,需考量岩性(lithology)、層厚及層與層之間的勁度變化對現地應力量測結果之影響。
- (3) 均質岩體中,材料內部的主應力方向平行於邊界所施加的應力方向;若岩體具異向性,會因弱面的存在導致主應力分別平行及垂直於弱面方向;若岩體具異質,例如岩體若具異質性或存有材料缺陷,亦會導致材料內部應力方向與大小的變化。

3. 現地應力量測影響因子數值分析探討

- (1) 材料異質性的影響:①根據室內試驗與現地試驗,鑽孔孔壁上的水力裂隙與最大主應力方向可能不一致,主要與鑽孔的形狀(非正圓)及材料不均質性有關;②均質模型中,初始裂隙的方向決定裂隙最終的延伸與發展方向,非均質模型的裂隙發展呈現隨機式分布。
- (2) 岩體異向性的影響:①當岩體中的弱面平行於最小主應力方向,且現地應力比 $\sigma_h/\sigma_H \leq 0.8$,初始裂隙的發展方向平行於最大主應力方向;②最大主應力與最小主應力相當接近時,初始裂隙的發展方向顯然受到弱面位態的

影響；③當弱面方向與最大主應力方向趨於一致($\theta = 60^\circ$ 與 90°)，其初始與最終裂隙的發展似乎跟現地應力比無關，大致上沿著弱面的方向發展。

- (3) 鄰近斷層帶的影響：根據 Nasehi 與 Mortazavi (2013) 利用 UDEC 進行鄰近斷層帶對水力破裂之影響研究成果，其發現鑽孔鄰近斷層帶，水力破裂引致的初始裂隙發展方向仍與現地應力有關(平行於最大主應力方向)，惟裂隙延伸至斷層帶後即停止擴展，其可能原因為：(a)斷層帶的材料強度相對較低，一旦受到模擬之水壓力作用將導致塊體材料進入塑性變形；(b)斷層帶係由兩組正交節理所組成，當模擬之水壓力進入斷層帶後，其滲流路徑數增加，並導致滲流壓力降低。

- (4) 本計畫利用 UDEC 探討異向性岩體中，弱面間距與鑽孔直徑比(s/d)及弱面位態角度變化對水力破裂誘發裂隙之影響，可知：

① $s/d \leq 0.6$ ， $\theta \leq 45^\circ$ ，水力破裂誘發之裂隙均沿著弱面發展；當 $\theta > 45^\circ$ ，會隨著弱面角度不同，誘發之裂隙與最大主應力方向有 $0^\circ \sim 15^\circ$ 之誤差。

②若 $s/d \geq 1.0$ ， $\theta \leq 30^\circ$ ，水力破裂誘發之裂隙均沿著弱面發展；當 $\theta > 30^\circ$ ，誘發之裂隙與最大主應力方向有 $0^\circ \sim 10^\circ$ 之誤差。

5.3 現地應力量測建議

無論是低放射性或是高放射性廢棄物，現地應力為放射性廢棄物處置場重要之場址特性，其對坑道結構穩定及處置母岩經開挖後的岩體穩定性、滲透性均有直接與間接之影響，經由本子計畫各項工作之執行，提出下列幾點建議供我國未來持續推動低放處置安全與審查技術之參考。

(1) 花崗岩基盤

- a. 利用套鑽法進行現地應力量測，必須考慮岩石礦物顆粒尺寸選擇較長之應變計貼片。
- b. 根據 AECL 地下實驗室(URL)於花崗岩基盤之現地應力量測經驗，岩盤中因尺

寸大小不一的弱面導致岩體呈現異向性，會影響現地應力分析結果。烏坵場址亦屬堅實花崗岩，惟岩體有偉晶岩脈與基性岩入侵，且存有剪力節理與解壓節理等地質構造，需審慎考量其對現地應力量測與分析的影響。

(2) 硬頁岩基盤

- a. 達仁鄉所屬地質條件為硬頁岩層，建議應注意地質弱面對現地應力分析結果之影響，例如當弱面與最大主應力之夾角超過 45° 時，水力破裂所誘發的裂隙可能是由弱面所主控，並非主應力的實際方向。
- b. 根據中國四川五峰-龍馬溪組頁岩氣採收場之現地應力量測經驗，現地應力可能因不同深度之岩層變化與鄰近地質構造的影響而改變其主應力，未來對於場址地質構造的掌握，實有助於現地應力分析與研判。

(3) 量測技術注意事項

- a. 套鑽法
 - 套鑽法屬應力釋放法之一種，主要是將應變量測設備(例如 CSIR、CSIRO 與 Borre Probe)置入鑽孔後再進行套鑽，並根據應變紀錄進行現地應力反算分析，必須避免量測設備安裝過程產生角度上的偏差，以致影響分析結果。
 - 採用門止法(doorstoper)必須注意岩石礦物組成之顆粒尺寸，並據以決定合適的應變計貼片長度，亦必須注意所使用的應變計貼片黏著劑品質。
- b. 水力破裂法
 - 必須注意填塞器(packer)及相關系統組件的製作過程，及設備所能承受之最大工作壓力與環境溫度。
 - 需注意在較淺之地層施測時，可能因垂直應力太小而產生水平裂隙；此外，須注意鑽孔孔壁穩定且岩石符合彈性與脆性材料之假設。
- c. 現地應力試驗品質與分析結果之不確定性
 - 由於現地應力量測結果受諸多不確定性因素影響，除須透過嚴謹的實驗室試驗、平行驗證或是統計學分析以降低不確定性外，可參考 IJRMMS 於 2003 特刊中建議之現地應力量測策略、量測技術與量測品質控制等先期評估與審議，以確保岩體應力評估之品質。
 - 可參考瑞典 SFR 的作法，先根據主應力比、平均主應力、剝落破壞誘發

方程式與單軸壓縮強度等資料，決定現地應力值的可能分布區間。

參考文獻

- [1] 台灣電力公司，低放射性廢棄物最終處置技術評估報告，2017。
- [2] 何春蓀，普通地質學，五南圖書出版股份有限公司，2002。
- [3] 黃燦輝，數值分析在大地工程上之應用，地工技術雜誌，地11期，1985。
- [4] 楊長義、李宏輝，低放射性廢棄物坑道處置結構穩定驗證評估技術之研究，行政院原子能委員會核能研究所，2018。
- [5] 楊長義、李宏輝，低放射性廢棄物近岸坑道處置之坑道結構穩定驗證技術研究，行政院原子能委員會核能研究所，2019。
- [6] 楊長義、李宏輝，低放射性廢棄物處置現地應力對處置坑道結構穩定影響研析，行政院原子能委員會核能研究所，2020。
- [7] Al-Busaidi, A., Hazzard J. F., and Young R. P. Distinct element modeling of hydraulically fractured Lac du Bonnet granite. *Journal of Geophysical Research*, vol. 110, 2005.
- [8] Amadei, B. and Savage, W. Z. (1985) Gravitational stress in regularly jointed rock masses. A keynote lecture, in *Proc. Int. Symp. On Fundamentals of Rock Joints*, Bjorkliden, Centek Publ., Lulea, 463-73.
- [9] Amadei, B. and Pan, E. (1992) Gravitational stresses in anisotropic rock masses with inclined strata. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, 29, 225-36.
- [10] Amadei, B. and Stephansson, O. *Rock stress and its measurement*. London: Chapman & Hall; 1997.
- [11] Chandler, N. A. 2003. Twenty years of underground research at Canada's URL. WM' 03 Conference, February 23-27, Tucson AZ.
- [12] Cooling, C. M., Hudson, J. A. and Tunbridge, L. W. (1988) In-Situ rock stress and their measurements in the UK-Park II. Site experiments and stress field interpretation. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, 25, 371-82.
- [13] Duncan, J. M. and Goodman, R. E. (1968) Finite element analysis of slopes in jointed rocks. Corps of Engineering Report No. CR S-68-3.
- [14] Fjaer, E., Holt, R. M., Horsrud, P. and Raen, A. M. (1992) *Petroleum Related Rock Mechanics*, 2nd Ed.

-
- [15] Gerrard, C. M. (1975) Background to mathematical modeling in geomechanics: the roles of fabric and stress history, in *Proc. Int. Symp. On Numerical Methods*, Karlsruhe, Balkema, Rotterdam, pp. 33-12.
- [16] Goodman R. E. *Introduction to Rock Mechanics*, 2nd Ed, Wiley, 1989.
- [17] Haimson B. C. (1981) Confirmation of hydrofracturing results through comparison with other stress measurements, in *Proc. 22nd US symp. Rock Mech.*, MIT Publ., Cambridge, pp. 409-15.
- [18] Haimson B. C. and Comet F. (2003) ISRM Suggested Methods for rock stress estimation Part 3: hydraulic fracturing (HF) and/or hydraulic testing of pre-existing fractures (HTPF). *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, 23, 1011-1020.
- [19] Hudson, J. A. and Cooling, C. M. (1988) In situ rock stresses and their measurement in the UK-Park I. The current state of knowledge. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, 25, 363-70.
- [20] Ljunggren, C. and Raillard, G. (1987) Rock stress measurements by means of hydraulic tests on pre-existing fractures at Gidea test site, Sweden. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, 24, 339-45.
- [21] Ljunggren C, Yanting Chang, Jansonb T, Christiansson R. An overview of rock stress measurement methods. *International Journal of Rock Mechanics & Mining Sciences* 40 (2003) 975–989.
- [22] Martin C. D., Read, R. S. and Lang, P.A. (1990) Swven years of in-situ stress measurement at the URL. An overview, in *Proc. 31st US Symp. Rock Mech.*, Golden, Balkema, Rotterdam, pp. 183-90.
- [23] Martin C. D. and Christiansson, R. (1991) Overcoring in highly stressed granite: comparison between USBM and CSIR devices. *Rock Mech, Rock Eng.*, 24, 207-35.
- [24] Martin C. D. and Simmons G. R. (1993) The atomic energy of Canada Limited Underground Research Laboratory: an overview of geomechanics characterization, in *Comprehensive Rock Engineering* (ed. J.A. Hudson), Pergamon Press, Oxford, Chapter 38, Vol. 3, pp. 915-50.
-

-
- [25] Martin C. D., Martino J. B. and Dzik E. J. (1994) Comparison of borehole breakouts from laboratory and field tests, in *Proc. Eurock '94: Int. Symp. On Rock Mech.* In Petrol Eng., Delft, Balkema, Rotterdam, pp. 183-90.
- [26] Martin C. D. Quantifying in situ stress magnitudes and orientations for Forsmark Forsmark stage 2.2. SKB, R-07-26, 2007.
- [27] Nagaso M., Mikada H., and Takekawa J. The role of rock strength heterogeneities in complex hydraulic fracture formation – Numerical simulation approach for the comparison to the effects of brittleness. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, vol. 172.
- [28] Sugawara, K. and Obara, Y. (1993) Measuring rock stress, in *Comprehensive Rock Engineering* (ed. J. A. Hudson), Pergamon Press, Oxford, Chapter 21, Vol. 3, pp. 533-52.
- [29] Talebi, S. and Young, R. P. (1992) Microseismic monitoring in highly stressed granite: relation between shaft-wall cracking and in situ stress. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, 29, 25-34.
- [30] Tian H., Zeng L., Xu X., Li H., Luo B. and Dong S. Factors influencing the in-situ stress orientations in shales: A case study of the Wufeng-Longmaxi formations in the Jiaoshiha Area, southeastern Sichuan Basin, China. *Journal of Natural Gas Science and Engineering*, vol. 94, 2021.
- [31] Xia L. and Zeng Y. Numerical simulation of hydraulic fracturing in transversely isotropic rock masses based on PFC-2D. *Journal of Vibroengineering*, vol. 21(4), 2019.
- [32] Yushi Z., Xinfang M., Shicheng Z., Tong Z. and Han L. Numerical Investigation into the Influence of Bedding Plane on Hydraulic Fracture Network Propagation in Shale Formations. *Rock Mechanics and Rock Engineering*, vol. 49, 2016.
- [33] Zang A. and Stephansson O. (2010) *Stress field of the Earth's crust*. Springer Science and Business Media BV, Dordrecht.