

用過核子燃料最終處置計畫
候選場址評選與核定階段

我國用過核子燃料最終處置
初步安全論證報告

SNFD2021 報告

台灣電力公司

中華民國112年02月

注意

本報告係台灣電力公司委託計畫的執行成果之一，其著作財產屬台灣電力公司所有。報告中之各項資料內容未經台灣電力公司或其代表人書面授權，不得複製、實施、使用或改作。台灣電力公司及著作人對未經授權之引用或其他不當之引用不負任何法律責任，亦不負擔因引用或參考本報告致使私人權益受到傷害之責任。

用過核子燃料最終處置計畫 候選場址評選與核定階段 初步安全論證報告

摘要

根據「用過核子燃料最終處置計畫書(2018年修訂版)」之規劃，高放射性廢棄物最終處置作業自2005年起至2055年完成處置場建造為止，共分五個階段。我國已於2017年底完成「我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告(SNFD2017)」，經國內專家及國際同儕審查後提報原能會，並由原能會於109年核備，達成第1階段里程碑。

依據主管機關要求，處置技術仍需持續採滾動式檢討精進，依IAEA所發布安全論證導則及參考國際發展趨勢，於2021年底完成「我國用過核子燃料最終處置初步安全論證報告(SNFD2021)」。

由於我國為尚未選定候選場址階段，將以SNFD2017報告為基礎，整合歷年調查研究成果之地質特性數據，建構評估之參考案例，以發展通用型安全論證為執行方向，並藉由目前建立技術進行分析，提出量化證據，經國內外同儕審查及主管機關審查，完成初步安全論證報告。

初步安全論證以參考NEA MeSA報告通用安全論證流程執行，建立我國通用安全論證方法，藉由訂定評估背景與基礎後，進行安全評估並整合相關證據、論證與進行分析，初步安全論證報告成果之呈現，則參考最終處置技術先進國家瑞典SKB(Svensk Kärnbränslehantering AB)之相關論證報告架構進行編撰，善用國外發展經驗及聚焦國內研發資源，俾利完備我國最終處置技術，並順遂「候選場址評選與核定階段」。

關鍵字：用過核子燃料、最終處置、安全論證、方法論

此頁空白

Spent Nuclear Fuel Final Disposal Program Candidate Sites Selection and Confirmation Phase Preliminary Safety Case

Abstract

According to the planning of “Spent Nuclear Fuel Final Disposal Plan (revised in 2018),” the Spent Nuclear Fuel Final Disposal Program would start from 2005 and be completed in 2055 when the repository is built. The program can be divided into five phases. The first phase of the program is completed while a “SNFD2017 Technical Feasibility Assessment Report” was reviewed by experts and international peers and verified by the AEC.

In accordance with the requirements of the competent authority, relevant technologies should be kept reviewing and improving, and a “SNFD2021 Preliminary Safety Case Report” should be submitted by the end of 2021 based on the safety case guidance proposed by the IAEA and international development. As candidate sites have not yet been selected, the preliminary safety case would be a generic safety case which was developed based on the SNFD2017 report. Geological data from the previous surveys and researches were compiled and a reference site descriptive model (the reference case) was established for the following assessment.

The preliminary safety case was developed based on the generic safety case methodology of the NEA MeSA report. Based on the specified assessment background and basis, safety assessment was performed and relevant evidence, arguments and analyses were integrated. The report was organized following structures of relevant reports proposed by the SKB. The report will also be subjected to international peer review and authority review as relay of the candidate sites selection and confirmation phase.

Key words: spent nuclear fuel, final disposal, safety case, methodology.

此頁空白

目錄

頁次

1. 緒論	1-1
1.1 用過核子燃料最終處置計畫	1-1
1.2 初步安全論證目的說明	1-5
1.3 SNFD2017 審查意見回饋	1-6
1.4 法規	1-7
1.5 執行團隊(組織架構)	1-13
1.6 歷年研究成果	1-14
2. 方法論	2-1
2.1 國際發展現況	2-1
2.2 安全論證方法	2-3
2.3 定義系統邊界	2-8
2.4 時間尺度	2-10
2.5 安全性	2-15
2.6 專家判斷	2-17
2.7 總體資訊/不確定性管理	2-17
2.8 品質保證	2-22
2.9 風險計算方法	2-23
3. 特徵/事件/作用(FEPs)	3-1
3.1 簡介	3-1
3.2 參考案例 FEPs 資料庫	3-1
3.3 參考案例之 FEPs 資料清單	3-2
3.4 綜合分析	3-12
4. 處置設施初始狀態描述	4-1
4.1 簡介	4-1
4.2 輻射源項與工程障壁初始狀態描述	4-2
4.3 地質圈與生物圈初始狀態描述	4-41
4.4 處置設施配置	4-56
4.5 監測	4-66
5. 外部條件	5-1
5.1 簡介	5-1
5.2 氣候相關議題	5-1
5.3 地體演化相關議題	5-9
5.4 未來人類活動	5-22

6. 內部作用	6-1
6.1 簡介	6-1
6.2 作用流程	6-1
6.3 評估模式流程圖	6-38
7. 安全功能與安全功能指標	7-1
7.1 簡介	7-1
7.2 安全功能、安全功能指標、與安全功能指標標準	7-2
7.3 圍阻安全功能指標	7-3
7.4 遲滯安全功能指標	7-11
7.5 隨時間演化之關鍵議題	7-18
7.6 安全功能指標隨時間演化之影響因子	7-18
8. 參數彙整與參數不確定性	8-1
8.1 簡介	8-1
8.2 參考需求與判定標準	8-3
8.3 參數清單	8-3
8.4 參數設定過程	8-15
9. 處置設施演化分析	9-1
9.1 簡介	9-1
9.2 開挖營運期	9-9
9.3 封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)	9-27
9.4 剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)	9-93
9.5 接續冰河期	9-134
9.6 全球暖化	9-139
9.7 演化分析結論	9-142
10. 情節選定	10-1
10.1 簡介	10-1
10.2 設計基準演化情節	10-2
10.3 非設計基準演化情節	10-10
10.4 未來人類活動情節	10-11
10.5 假想情節	10-12
10.6 小結	10-14
11. 選定情節圍阻功能分析	11-1
11.1 簡介	11-1
11.2 緩衝材料平流	11-2
11.3 緩衝材料質變	11-5

11.4	緩衝材料情節分析結論.....	11-6
11.5	廢棄物罐腐蝕失效.....	11-6
11.6	廢棄物罐圍壓失效.....	11-9
11.7	廢棄物罐剪力失效.....	11-11
11.8	情節綜合分析.....	11-15
12.	選定情節遲滯功能分析	12-1
12.1	簡介.....	12-1
12.2	生物圈評估.....	12-1
12.3	臨界.....	12-21
12.4	放射性核種傳輸與劑量分析.....	12-23
12.5	廢棄物罐腐蝕失效情節量化評估.....	12-30
12.6	廢棄物罐剪力失效情節量化評估.....	12-45
12.7	假想情節分析.....	12-60
12.8	風險總和.....	12-71
12.9	風險評估不確定性分析.....	12-73
12.10	遲滯功能分析之結論.....	12-75
12.11	敏感度分析方法之結論.....	12-76
13.	其他分析與補充論證	13-1
13.1	簡介.....	13-1
13.2	未來人類活動情節.....	13-1
13.3	非設計基準演化情節.....	13-7
13.4	分析最佳化與最佳可行技術的論證.....	13-9
13.5	FEPs 篩選後對情節與風險分析的影響	13-11
13.6	百萬年後處置設施系統的安全.....	13-14
13.7	天然類比.....	13-14
14.	結論.....	14-1
14.1	簡介.....	14-1
14.2	結果概述.....	14-1
14.3	合規論證.....	14-4
14.4	設計基準.....	14-9
14.5	回饋至參考設計與設計前提.....	14-11
14.6	回饋至詳細現地調查與場址描述模型.....	14-18
15.	參考文獻.....	15-1
	附錄 A：陸地生態系統模組作用模式.....	1
	附錄 B：水域生態系統模組作用模式.....	1

附錄 C：嚥入曝露途徑相關介質濃度計算模式.....	1
附錄 D：吸入與體外曝露途徑相關介質濃度計算模式.....	1
附錄 E：生物圈模式相關參數數值與來源.....	1

圖目錄

頁次

圖 1-1：我國用過核子燃料最終處置計畫全程工作規劃	1-3
圖 1-2：組織架構圖	1-18
圖 2-1：安全論證方法流程圖	2-7
圖 2-2：KBS-3 處置概念	2-9
圖 2-3：用過核子燃料之放射毒性隨時間的變化關係	2-14
圖 2-4：不確定性分類	2-21
圖 4-1：重要核種篩選流程	4-7
圖 4-2：廢棄物罐銅殼規格示意圖	4-12
圖 4-3：廢棄物罐鑄鐵內襯規格示意圖	4-13
圖 4-4：廢棄物罐鋼蓋規格示意圖	4-14
圖 4-5：廢棄物罐銅殼與鑄鐵內襯規格	4-14
圖 4-6：廢棄物罐橫切面規格	4-15
圖 4-7：緩衝材料塊體規格	4-20
圖 4-8：處置孔內廢棄物罐與緩衝材料之安裝方式	4-21
圖 4-9：處置孔內各部位緩衝材料之飽和密度	4-22
圖 4-10：乾密度及回脹壓力之關係	4-22
圖 4-11：乾密度及水力傳導係數之關係	4-23
圖 4-12：處置孔幾何條件之設計需求	4-26
圖 4-13：處置孔傾角設計及廢棄物罐安裝示意圖	4-27
圖 4-14：處置隧道幾何規格	4-33
圖 4-15：回填材料塊體元件尺寸	4-34
圖 4-16：回填材料安裝於處置隧道之方式	4-34
圖 4-17：封塞幾何尺寸	4-38
圖 4-18：封塞及周圍岩體剖面示意圖	4-38
圖 4-19：鑽井封塞概念示意圖	4-40
圖 4-20：我國於結晶岩地區進行之地球物理探測綜合解析圖之一	4-53
圖 4-21：本報告參考案例地質單元的平面空間分布圖	4-54
圖 4-22：本報告參考案例地質單元空間分布圖與垂直示意圖	4-54
圖 4-23：1991 年至 2019 年間參考案例之單位面積補注量	4-55
圖 4-24：廢棄物罐熱間距評估步驟	4-59
圖 4-25：處置孔截切廢孔準則示意圖	4-59
圖 4-26：裂隙岩體複合域模式	4-60
圖 4-27：廢棄物罐頂部膨潤土最高溫度與熱間距之關係	4-64
圖 4-28：地下設施規劃配置圖	4-65
圖 4-29：處置隧道內處置孔配置圖	4-65

圖 5-1：氣候演化與海平面變化情形	5-5
圖 5-2：不同 RCP 預測下，全球地表溫度可能的增溫情形.....	5-5
圖 5-3：1900 年至 2017 年臺灣地區全年氣溫觀測資料	5-6
圖 5-4：濱海斷裂帶(藍色線條)及參考案例(紅色三角形)之相對位置.....	5-14
圖 5-5：震源邏輯樹	5-14
圖 5-6：3 種散布式震源幾何邊界	5-15
圖 5-7：200 km_radius 之累計地震發生率與規模關係	5-15
圖 5-8：AS_K01 之累計地震發生率與規模關係	5-16
圖 5-9：DS_K01 之累計地震發生率與規模關係	5-16
圖 5-10：抬升作用與侵蝕作用對處置設施長期安全性的影響	5-18
圖 5-11：臺灣火山活動分布圖	5-21
圖 5-12：臺灣火山分布位置及可能噴發機率	5-21
圖 6-1：緩衝材料/回填材料之作用圖表範例	6-3
圖 6-2：評估模式流程圖	6-39
圖 8-1：安全評估中放射性核種傳輸模式所需輸入參數	8-2
圖 8-2：不確定性案例 Sr、Ra、Zr 及 Nb 的溶解度限值分布.....	8-13
圖 8-3：不確定性案例 Tc、Ni、Pd 及 Sn 的溶解度限值分布	8-13
圖 8-4：不確定性案例 Sr、Th、Pa 及 U 的溶解度限值分布	8-14
圖 8-5：不確定性案例 Np、Pu、Am、Cm 及 Pb 的溶解度限值分布	8-14
圖 9-1：場址尺度之水文地質模式評估範圍(海平面高度變化 0 m)	9-7
圖 9-2：區域尺度中海平面下降 20 m 之模擬範圍	9-8
圖 9-3：區域尺度中海平面下降 120 m 之模擬範圍	9-8
圖 9-4：處置隧道開挖後之安全係數分布圖	9-13
圖 9-5：處置隧道受震時之安全係數分布圖	9-13
圖 9-6：DarcyTools 輸出近場區域內之總水壓結果圖.....	9-16
圖 9-7：FracMan 讀取 DarcyTools 輸出近場區域裂隙並分析其裂隙連通性 ..	9-16
圖 9-8：FracMan 之裂隙每個網格點的總水頭條件.....	9-17
圖 9-9：裂隙截切 DH-61 處置孔之形式	9-17
圖 9-10：裂隙與 DH-61 處置孔之靜水壓分布	9-18
圖 9-11：裂隙流速與流向	9-19
圖 9-12：裂隙流率	9-19
圖 9-13：裂隙水流入處置孔及處置隧道之示意圖	9-23
圖 9-14：水平管流試驗之累積受侵蝕量與累積入流量的關係	9-23
圖 9-15：垂直管流試驗之累積受侵蝕量與累積入流量的關係	9-24
圖 9-16：累積入流量與膨潤土累積流失量之關係	9-24
圖 9-17：不同熱間距下之膨潤土溫升歷時圖(熱傳導係數 2.3 W/mK).....	9-30
圖 9-18：不同熱間距下之膨潤土溫升歷時圖(熱傳導係數 3.0 W/mK).....	9-30
圖 9-19：海平面為 0 m 之水文地質模式網格生成結果	9-37

圖 9-20：海平面為 0 m 之等效水力傳導係數分布	9-37
圖 9-21：封閉後初始溫暖期穩態地下水壓力分布結果	9-38
圖 9-22：封閉後初始溫暖期穩態鹽度分布結果	9-38
圖 9-23：質點追蹤 Q1、Q2 路徑示意圖	9-39
圖 9-24：封閉後初始溫暖期 Q1 路徑質點傳輸模擬結果	9-39
圖 9-25：封閉後初始溫暖期 Q2 路徑質點傳輸模擬結果	9-40
圖 9-26：封閉後初始溫暖期之流動傳輸阻抗累積分布函數	9-40
圖 9-27：封閉後初始溫暖期之等效流率累積分布函數	9-41
圖 9-28：處置設施周圍之穩態鹽度分布	9-44
圖 9-29：FLAC3D 數值模型幾何	9-47
圖 9-30：緩衝與回填材料初始乾密度分布圖	9-47
圖 9-31：處置隧道和處置孔均被裂隙截切時之飽和狀態	9-48
圖 9-32：處置隧道和處置孔均被裂隙截切之平均飽和度與時間關係	9-48
圖 9-33：僅處置孔被裂隙截切時之飽和狀態	9-49
圖 9-34：僅處置孔被裂隙截切時之平均飽和度與時間關係	9-49
圖 9-35：處置隧道和處置孔均被裂隙截切時之初始回脹壓力分布	9-55
圖 9-36：僅處置孔被裂隙截切時之初始回脹壓力分布	9-55
圖 9-37：飽和時回脹壓力分布	9-56
圖 9-38：緩衝材料初始乾密度分布	9-56
圖 9-39：廢棄物罐沉陷後緩衝材料垂直位移量分布	9-57
圖 9-40：廢棄物罐沉陷後緩衝材料密度分布	9-57
圖 9-41：膨潤土於不同時間後質量再分布的情形	9-58
圖 9-42：處置設施封閉 1 年後之封塞及回填材相關數值分布	9-66
圖 9-43：處置設施封閉 100 年後之封塞及回填材料之相關數值分布	9-67
圖 9-44：封塞後方回填材料的軸向位移量對時間關係圖	9-68
圖 9-45：地下水經導水裂隙滲入處置孔內的方式	9-81
圖 9-46：處置孔因超挖或岩石崩落導致其呈現香蕉狀	9-82
圖 9-47：緩衝材料未飽和期間 $\delta_1=0$ mm， $\delta_2=0$ mm 之主應力分布	9-82
圖 9-48：緩衝材料未飽和期間 $\delta_1=8$ mm， $\delta_2=0$ mm 之主應力分布	9-83
圖 9-49：緩衝材料飽和期間 $\delta_1=0$ mm， $\delta_2=0$ mm 主應力分布	9-83
圖 9-50：緩衝材料飽和期間 $\delta_1=8$ mm， $\delta_2=0$ mm 之主應力分布	9-84
圖 9-51：緩衝材料飽和期間 $\delta_1=8$ mm， $\delta_2=33$ mm 之主應力分布	9-84
圖 9-52：銅殼因地下水中既有硫化物產生腐蝕之深度與時間的關係	9-85
圖 9-53：最大裂隙及最大永久裂隙之剪力位移量	9-101
圖 9-54：保守計算下安全評估尺度與各裂隙叢集之最大累積裂隙剪力位移量與時間關係	9-101
圖 9-55：各裂隙叢集之平均累積裂隙剪力位移量與時間關係	9-102
圖 9-56：廢棄物罐在安全評估時間尺度內之剪力失效率	9-105

圖 9-57：3 組裂隙與廢棄物罐之相對位置	9-106
圖 9-58：距今 16,700 年後水文地質模式之網格生成結果	9-115
圖 9-59：距今 100,000 年後水文地質模式之網格生成結果	9-115
圖 9-60：海平面下降 20 m 之等效水力傳導係數分布	9-116
圖 9-61：海平面下降 120 m 之等效水力傳導係數分布	9-116
圖 9-62：距今 16,700 年後穩態地下水壓力分布	9-117
圖 9-63：距今 100,000 年後穩態地下水壓力分布結果	9-117
圖 9-64：距今 100,000 年後穩態地下水壓力分布結果(定水頭).....	9-118
圖 9-65：距今 16,700 年後 Q1 路徑質點傳輸模擬結果	9-118
圖 9-66：距今 16,700 年後 Q2 路徑質點傳輸模擬結果	9-119
圖 9-67：距今 100,000 年後 Q1 路徑質點傳輸模擬結果	9-119
圖 9-68：距今 100,000 年後 Q2 路徑質點傳輸模擬結果	9-120
圖 9-69：距今 100,000 年後 Q1 路徑質點傳輸模擬結果(定水頭).....	9-120
圖 9-70：距今 100,000 年後 Q2 路徑質點傳輸模擬結果(定水頭).....	9-121
圖 9-71：距今 16,700 年後之流動傳輸阻抗累積分布函數	9-121
圖 9-72：距今 16,700 年後之等效流率累積分布函數	9-122
圖 9-73：距今 100,000 年後之等效流率累積分布函數(入滲條件).....	9-122
圖 9-74：距今 100,000 年後之流動傳輸阻抗累積分布函數(定水頭).....	9-123
圖 9-75：距今 100,000 年後之等效流率累積分布函數(定水頭).....	9-123
圖 9-76：膨潤土隨時間損失質量的情形	9-127
圖 9-77：暖化情形下，全球降雨量與溫度之關係	9-140
圖 10-1：設計基準演化情節發展與建立流程	10-4
圖 10-2：腐蝕議題情節發展流程圖	10-7
圖 10-3：腐蝕議題設計基準演化情節故事板	10-7
圖 10-4：剪力議題情節發展流程圖	10-9
圖 10-5：地震相關非設計基準演化情節故事板	10-9
圖 11-1：廢棄物罐剪力圍阻失效罐數及其對應的失效機率	11-14
圖 12-1：生物圈評估方法與概念	12-3
圖 12-2：曝露途徑與地景的環境介質之關係	12-8
圖 12-3：陸地生態系統環境介質模式之概念模型	12-13
圖 12-4：湖泊生態系統環境介質模式之概念模型	12-13
圖 12-5：近場各系統元件之材質及釋出路徑	12-25
圖 12-6：水流相關參數的累積密度分布圖	12-32
圖 12-7：腐蝕變異案例的近場年有效劑量(以現今海平面為基準).....	12-36
圖 12-8：腐蝕變異案例的遠場年有效劑量(以現今海平面為基準).....	12-36
圖 12-9：腐蝕變異案例的近場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)	12-37
圖 12-10：腐蝕變異案例的遠場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)	12-37
圖 12-11：腐蝕變異案例的近場平均年有效劑量	12-38

圖 12-12：腐蝕變異案例的遠場平均年有效劑量	12-38
圖 12-13：腐蝕變異案例之各項年有效劑量	12-39
圖 12-14：以解析解計算的腐蝕變異案例的近場年有效劑量	12-42
圖 12-15：以解析解計算的腐蝕變異案例的遠場年有效劑量	12-42
圖 12-16：腐蝕變異案例之遠場總年有效劑量峰值的龍捲風圖	12-44
圖 12-17：剪力議題的近場模擬元件及釋出路徑	12-47
圖 12-18：剪力基本案例的近場年有效劑量(以現今海平面為基準).....	12-50
圖 12-19：剪力基本案例的遠場年有效劑量(以現今海平面為基準).....	12-50
圖 12-20：剪力基本案例的近場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)	12-51
圖 12-21：剪力基本案例的遠場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)	12-51
圖 12-22：剪力基本案例的近場平均年有效劑量	12-52
圖 12-23：剪力基本案例的遠場平均年有效劑量	12-52
圖 12-24：剪力基本案例之各項年有效劑量	12-53
圖 12-25：剪力變異案例的近場平均年有效劑量	12-55
圖 12-26：剪力變異案例的遠場平均年有效劑量	12-55
圖 12-27：以解析解計算的剪力基本案例的近場年有效劑量	12-57
圖 12-28：以解析解計算的剪力基本案例的遠場年有效劑量	12-57
圖 12-29：剪力議題遠場總年有效劑量峰值的龍捲風圖	12-59
圖 12-30：各處置孔 Q1 及 Q2 路徑的遠場流動傳輸阻抗比較	12-59
圖 12-31：廢棄物罐初始失效案例(1)的近場年有效劑量.....	12-63
圖 12-32：廢棄物罐初始失效案例(1)的遠場年有效劑量.....	12-63
圖 12-33：廢棄物罐初始失效案例(1)至(4)的遠場年有效劑量.....	12-64
圖 12-34：腐蝕變異案例之緩衝材料膠體的遠場年有效劑量	12-67
圖 12-35：處置設施所造成之年風險	12-72
圖 12-36：剪力變異案例遠場釋出對潛在曝露群體所造成的年風險	12-74
圖 12-37：剪力變異案例遠場釋出對蔬果類農耕群體造成之年風險	12-74
圖 13-1：鑽探工作人員劑量評估結果	13-5
圖 13-2：使用污染井水對居住人員之劑量評估結果	13-5
圖 13-3：使用污染土壤農耕之劑量評估結果	13-6

表 目 錄

	頁 次
表 1-1：我國用過核子燃料預估數量	1-3
表 1-2：用過核子燃料最終處置計畫各階段名稱、時程及目標一覽表	1-4
表 1-3：最終處置計畫近年研究成果概要	1-16
表 2-1：近十年國際高放處置計畫安全論證/安全評估重要案例	2-2
表 2-2：各國處置設施封閉後劑量/風險限值與時間尺度彙整	2-12
表 3-1：參考案例 FEPs 資料清單	3-4
表 4-1：主要核種初始存量表	4-6
表 4-2：廢棄物罐之設計功能及設計需求	4-10
表 4-3：廢棄物罐相關設計規格	4-10
表 4-4：廢棄物罐材料規格	4-11
表 4-5：緩衝材料設計功能、性質及設計需求	4-18
表 4-6：試驗水樣之化學組成物質與含量	4-19
表 4-7：緩衝材料元件規格及參數	4-19
表 4-8：緩衝材料製造及安裝等相關設計需求	4-20
表 4-9：處置孔相關設計需求	4-25
表 4-10：處置隧道相關設計需求	4-31
表 4-11：回填材料設計功能、性質及設計需求	4-31
表 4-12：回填材料製造及安裝等相關設計需求	4-32
表 4-13：回填材料塊體及膨潤土填充料規格	4-32
表 4-14：回填材料安裝後之設計參數、設計規格及安裝要求	4-32
表 4-15：回填材料安裝後之乾密度(估算).....	4-33
表 4-16：參考案例地質單元參數	4-49
表 4-17：參考案例之 DFN 參數集	4-49
表 4-18：參考案例熱學與力學特性	4-50
表 4-19：參考案例之水力特性參數	4-51
表 4-20：參考案例之地下水組成	4-52
表 4-21：參考案例現地應力	4-64
表 4-22：處置設施各階段主要監測項目	4-67
表 5-1：可能影響到處置設施長期安全性之人類活動	5-23
表 5-2：一般鑽探作業的可能原因、影響深度及目標地層地質構造	5-23
表 6-1：地質圈作用之影響分析概念表	6-4
表 6-2：輻射源項之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表	6-8
表 6-3：廢棄物罐之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表	6-13
表 6-4：緩衝材料之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表	6-18
表 6-5：回填材料之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表	6-26

表 6-6：地質圈之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表	6-31
表 7-1：圍阻安全功能、安全功能指標、安全功能指標標準彙整	7-4
表 7-2：遲滯安全功能、安全功能指標、安全功能指標標準彙整	7-17
表 8-1：燃料基質溶解速率	8-6
表 8-2：燃料金屬腐蝕釋出持續時間	8-6
表 8-3：燃料放射性核種金屬腐蝕釋出分率	8-6
表 8-4：燃料放射性核種瞬時釋出分率	8-7
表 8-5：障壁系統元件的特性參數	8-7
表 8-6：各元素於系統元件孔隙水中的有效擴散係數	8-8
表 8-7：各元素於系統元件的擴散可用孔隙率	8-9
表 8-8：各元素的溶解度限值	8-10
表 8-9：各元素於不同系統元件中的分配係數(確定性).....	8-11
表 8-10：放射性核種於緩衝材料/回填材料中的分配係數(不確定性)	8-11
表 8-11：放射性核種於母岩中的分配係數(不確定性).....	8-12
表 9-1：基本演化各階段水文地質模式主要參數	9-7
表 9-2：岩體材料參數設定	9-13
表 9-3：處置設施地下水之各數值分析結果範例	9-44
表 9-4：處置設施封閉後膨潤土質量損失評估參數	9-64
表 9-5：膨潤土於封閉後初始溫暖期受侵蝕造成之質量損失結果	9-64
表 9-6：緩衝材料未飽和期間不均勻圍壓對鑄鐵內襯造成之最大主應力值 ..	9-80
表 9-7：緩衝材料飽和期間，不均勻圍壓對鑄鐵內襯造成之最大主應力值 ..	9-80
表 9-8：腐蝕之速率(緩衝材料完整狀態).....	9-80
表 9-9：腐蝕之速率(緩衝材料達平流條件狀態).....	9-80
表 9-10：封閉後初期有氧環境各腐蝕劑造成廢棄物罐之最大腐蝕深度	9-81
表 9-11：封閉後無氧環境各腐蝕劑造成廢棄物罐之最大腐蝕深度	9-81
表 9-12：封閉後初始溫暖期廢棄物罐之安全功能	9-90
表 9-13：封閉後初始溫暖期緩衝材料與回填材料之安全功能	9-91
表 9-14：封閉後初始溫暖期地質圈之安全功能	9-92
表 9-15：各裂隙叢集之裂隙剪力位移量	9-99
表 9-16：各裂隙叢集之累積裂隙剪力位移量(封閉後剩餘冰河期).....	9-100
表 9-17：各裂隙叢集之累積裂隙剪力位移量(安全評估時間尺度).....	9-100
表 9-18：剪力失效之案例	9-105
表 9-19：可能造成廢棄物罐因剪力位移失效的 3 組裂隙資訊	9-105
表 9-20：全球河水平均值之各數值分析結果	9-125
表 9-21：距今 16,700 年後膨潤土質量損失評估參數	9-127
表 9-22：距今 100,000 年後膨潤土質量損失評估參數	9-127
表 9-23：剩餘冰河期廢棄物罐之安全功能	9-131
表 9-24：剩餘冰河期緩衝材料與回填材料之安全功能	9-132

表 9-25：剩餘冰河期地質圈之安全功能	9-133
表 9-26：評估時間尺度終點廢棄物罐之安全功能	9-136
表 9-27：評估時間尺度終點緩衝材料/回填材料之安全功能	9-137
表 9-28：評估時間尺度終點地質圈之安全功能	9-138
表 10-1：評估情節列表	10-15
表 12-1：根據釋出途徑串接之地景的環境介質核種傳輸模式	12-7
表 12-2：各地景的環境介質核種傳輸模式所需考量之潛在曝露群體	12-16
表 12-3：潛在曝露群體之曝露途徑	12-17
表 12-4：各潛在曝露群體之最大生物圈劑量轉換因子(Sv/Bq).....	12-18
表 12-5：水流相關參數中位數	12-32
表 12-6：近場核種傳輸元件幾何	12-47
表 12-7：氣體釋出案例評估基本參數	12-70
表 12-8：氣體釋出案例中評估 C-14 攝入的輻射劑量結果所用參數	12-70
表 12-9：氣體釋出案例中評估 C-14 及 Rn-222 吸入的輻射劑量結果所用參數	12-70
表 12-10：氣體釋出案例所造成年平均壽命風險	12-70

此頁空白

1. 緒論

1.1 用過核子燃料最終處置計畫

我國從事原子能的和平應用已有多年歷史，原子能科技已廣泛應用於醫界、農業、工業、學術及核能發電等領域，與國人的生活息息相關，但也無可避免的帶來放射性廢棄物問題。放射性廢棄物的安全管理，近年來成為社會大眾關心的議題；其中有關放射性廢棄物的最終處置，更是各界關注的焦點。放射性廢棄物管理，已不僅是一項科技議題，也是一項政經及社會議題。

我國自 1978 年開始利用核能發電，迄今共有核一廠、核二廠及核三廠共 6 部機組進行運轉：核一廠及核二廠 4 部機組為沸水式反應器(Boiling Water Reactor, BWR)、核三廠 2 部機組則為壓水式反應器(Pressurized Water Reactor, PWR)。在核一廠、核二廠及核三廠不延役的情況下，推估將產生約 4,913 公噸鈾的用過核子燃料：BWR 17,890 束用過核子燃料組件(Assemblies)及 PWR 4,320 束用過核子燃料組件(表 1-1)(台電公司，2019c)。

依據民國 86 年 9 月 2 日修正發布之「放射性廢料管理方針」，要求加強用過核子燃料貯存及最終處置方案之規劃，包含：積極推行用過核燃料廠內中期貯存計畫；在遵守國際核子保防協定下，尋求在國外進行用過核燃料再處理之可行性；繼續執行用過核燃料及高放射性廢料最終處置方案之規劃，儘速提出先期可行性方案及實施方案。

我國用過核子燃料採取境內直接最終處置的策略，將其與人類生活圈隔離，以降低危害民眾與環境的風險。國際上曾考慮以海床處置、深孔處置、冰層處置、井注處置、太空處置、及深層地質處置等方式將用過核子燃料進行永久安置，以上方案經過國際間多年的研究後，認為「深層地質處置」(Deep Geological Repository)是目前最可行的方法，亦為我國「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」中明訂之處置方式。(註：根據我國放射性物料管理法施行細則第 4 條定義，高放射性廢棄物為備供最終處置之用過核子燃料或其經再處理

所產生之萃取殘餘物；臺灣並無進行用過核子燃料再處理作業，因此，臺灣之高放射性廢棄物即指用過核子燃料。)

台灣電力股份有限公司(簡稱台電公司)自 1986 年起，即積極展開用過核子燃料最終處置的相關研究。台電公司根據「放射性物料管理法」於 2004 年提報「用過核子燃料最終處置計畫書」，經主管機關原能會核定後據以執行，並依據相關法規每 4 年進行檢討修正；現行之「用過核子燃料最終處置計畫書(2018 年修訂版)」，為 2020 年經主管機關核定之修訂版。

根據「用過核子燃料最終處置計畫書(2018 年修訂版)」之規劃，高放射性廢棄物最終處置作業自 2005 年起至 2055 年完成處置場建造為止，共分為「潛在處置母岩特性調查與評估」、「候選場址評選與核定」、「場址詳細調查與試驗」、「處置場設計與安全分析評估」及「處置場建造」等 5 個階段(圖 1-1)，而各階段之時程及目標如表 1-2 所示。

表 1-1：我國用過核子燃料預估數量

反應器類型	電廠	1號機 燃料束	2號機 燃料束	燃料束總數(束)
BWR	核一廠	3,482	3,484	17,890
	核二廠	5,462	5,462	
PWR	核三廠	2,160	2,160	4,320

資料來源：台電公司(2019c)

註：以 107 年 5 月份之統計數據預估核二廠及核三廠運轉 40 年可能的用過核子燃料數量。

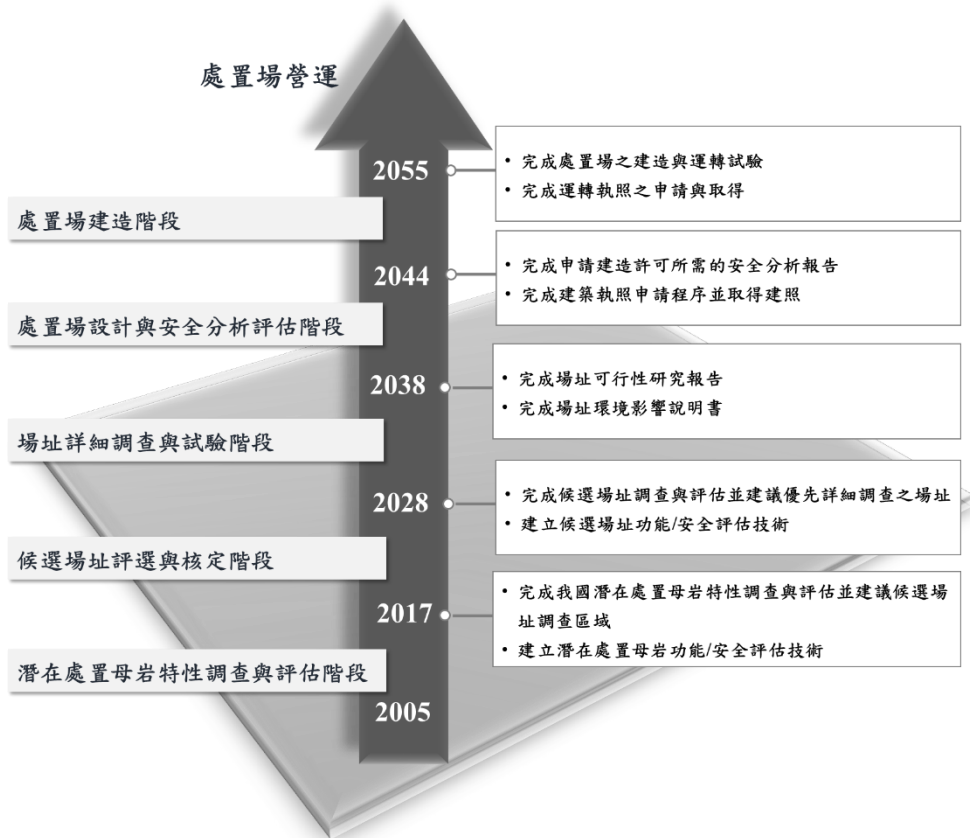


圖 1-1：我國用過核子燃料最終處置計畫全程工作規劃

表 1-2：用過核子燃料最終處置計畫各階段名稱、時程及目標一覽表

階段名稱	潛在處置母岩特性調查與評估	候選場址評選與核定	場址詳細調查與試驗	處置場設計與安全分析評估	處置場建造
預定時程	2005~2017 年	2018~2028 年	2029~2038 年	2039~2044 年	2045~2055 年
主要目標	(1) 完成我國潛在處置母岩特性調查與評估 (2) 建立潛在處置母岩功能/安全評估技術	(1) 完成候選場址調查區域的調查與評估並建議優先詳細調查之場址 (2) 建立候選場址功能/安全評估技術	(1) 完成場址可行性研究報告(FR) (2) 完成場址環境影響說明書(EIS)	(1) 完成申請建造許可所需的安全分析報告(SAR) (2) 完成建築執照申請程序並取得建照	(1) 完成處置場之建造與運轉試驗 (2) 完成運轉執照之申請與取得
重要里程碑*	(1) 2009 年提出我國用過核子燃料最終處置初步技術可行性評估報告 (2) 2016 年建立潛在處置母岩功能/安全評估技術 (3) 2017 年提出我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告 (4) 2017 年提出候選場址的建議調查區域	(1) 2025 年完成處置場概念設計 (2) 2026 年完成候選場址之特性調查與評估 (3) 2027 年完成候選場址功能/安全評估技術之建立 (4) 2028 年底提出優先詳細調查的場址	(1) 2033 年完成場址地表地質調查 (2) 2033 年開始進行試驗直井與地下試驗設施規劃與建造 (3) 2036 年完成處置場初步設計 (4) 2037 年完成場址可行性研究報告(FR) (5) 2038 年完成場址環境影響說明書(EIS)	(1) 2043 年完成安全分析報告(SAR) (2) 2043 年完成地下技術驗證工作 (3) 2043 年完成處置場及接收暫存設施細部設計與交通運輸規劃設計 (4) 2044 年完成建築執照申請程序並取得建照	(1) 2052 年完成接收暫存設施之建造及取得運轉執照 (2) 2054 年完成處置場建造與交通運輸設施 (3) 2055 年完成處置場運轉執照之申請與取得

資料來源：台電公司(2019c)。

註：*由於時程規劃可能因民意接受度、土地取得等因素影響而導致時程推延，因此當規劃工作與時程無法如預期時，將循放射性物料管理法施行細則所提供每 4 年修正的機會，另行檢討修正。

1.2 初步安全論證目的說明

為了證明處置設施之設計及運轉符合相關安全要求，國際原子能總署(International Atomic Energy Agency, IAEA)於 2012 年發布安全導則 SSG-23 (IAEA, 2012)，該導則提供處置設施發展所有時期的指引與建議，並指出發展安全論證(Safety Case)與安全評估(Safety Assessment)是處置設施經營者的責任。安全論證集合了科學、技術、管理與經營的辯證，用以作為支持處置設施安全的證明，其涵蓋場址與設施設計、建造與運轉的適宜性、輻射安全評估以及所有與處置設施安全相關工作的適當性與品質確認。安全論證及安全評估也是說明設施安全性及申請執照的基礎，透過彙整各階段之最新數據，以迭代的方式建構安全論證，以提升安全論證之可信度，並提供與利害關係者(主管機關、政府、當地區域民眾、國民等)進行溝通對話時的綜合性資訊，以獲得社會大眾的瞭解、認同與信心，進而凝聚推動處置計畫的社會共識。

依據主管機關要求，處置技術仍需持續採滾動式檢討精進，依據 IAEA 所發布安全論證導則，參考「我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告(SNFD2017 報告)」，報告國際審查及原能會審查意見，就我國處置計畫階段及地質母岩特性，採取國際處置先進技術並於 110 年底提交「我國用過核子燃料最終處置初步安全論證報告(SNFD 2021 報告)」(以下簡稱本報告)。因我國目前尚未選定場址，故參考尚未完成選址的美國、英國、加拿大、日本等國家，在無特定場址的情況下陸續完成通用型安全論證報告的經驗，並輔以歷年調查研究成果之地質特性數據，建置研究用之「參考案例」，藉由過去建立之相關技術進行分析，提出量化證據，再透過國內外同儕審查及主管機關審查過程進而達成共識，俾利我國處置技術符合國際水準，確保提升處置設施安全性，故此初步安全論證報告，即對於該參考案例之條件下，所發展的安全論證整合之成果呈現。

初步安全論證報告的主要目的如下：

- (1) 參考先進國家處置概念，針對本報告之參考案例初步評估並建構處置場之安全性。
- (2) 根據初步安全論證報告之評估結果將回饋予研發計畫、未來場址調查工作、工程設計之發展及未來相關安全評估計畫中。
- (3) 強化與利害關係者之間的對話，凝聚推動處置計畫的社會共識。

1.3 SNFD2017 審查意見回饋

我國用過核子燃料最終處置計畫於 2017 年提出 SNFD2017 報告，該報告完成「地質環境」、「處置設計與工程技術」及「安全評估」3 大技術領域研發成果之整合，針對臺灣 3 大潛在處置母岩(花崗岩、泥岩、中生代基盤岩)進行研究，達成主管機關之 3 項要求：(1)能否找到合適的花崗岩進行地質處置、(2)地質處置工程技術能力是否完備、(3)地質處置設施長期安全性之評估技術是否建立。確認我國具發展處置技術之可行性，並完成第一階段「潛在處置母岩特性調查與評估」重要目標。該報告參考國際先進處置計畫的經驗與處置概念，可與決策者、主管機關及其他利害關係者證明與溝通深層地質處置的可行性及安全性，並於 2018 年通過國際同儕審查及國內主管機關審查。

主管機關審查認為，我國處置計畫之各項處置技術應持續採滾動式檢討並精進，以確保相關處置技術可達最佳現有技術且符合國際水平，以提升處置設施的安全性，確保民眾安全及環境品質。主要審查回饋如下：

- (1) 能否找到合適的花崗岩進行地質處置：目前成果已顯示臺灣西部離島及本島東部存在體積足夠的花崗岩體，值得進一步進行深層地質處置特性調查，且應持續精進相關地質資訊與概念模型應用至處置設施設計與評估技術，以利後續選址之用。
- (2) 地質處置工程技術能力是否完備：目前成果已初步引進 KBS-3 處置概念，建立我國處置工程規劃、設計及驗證，但後續應

用於各候選場址中，應持續精進相關最佳化調適與適用性說明。

- (3) 地質處置設施長期安全性之評估：目前成果對於安全評估方法與技術已能充分了解，但仍持續關注國際發展最新技術並加以精進，另因目前國內地質調查不易，導致參數不足，後續亦有待建立，以利提供評估確保處置設施安全性。

1.4 法規

放射性廢棄物的安全管理不僅是環境與科技議題，亦是政治、經濟及社會議題。有關用過核子燃料最終處置方面，候選場址之選擇及處置設施之施工、運轉、封閉等均有各項工作遵行之相關法規。其中，針對放射性物料管理法(2002 年 12 月)、高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則(2013 年 1 月修正)，以及高放射性廢棄物最終處置設施場址規範(2017 年 3 月修正)，詳述如第 1.4.1 節至第 1.4.3 節。

1.4.1 放射性物料管理法

為管理放射性物料，防止放射性危害，確保民眾安全，我國「放射性物料管理法」明文要求：

- (1) 放射性廢棄物處理、貯存或最終處置設施之興建，應向主管機關提出申請，經審核合於下列規定，發給建造執照後，始得為之：
 - a. 符合相關國際公約之規定。
 - b. 設備及設施足以保障公眾之健康及安全。
 - c. 對環境生態之影響合於相關法令規定。
 - d. 申請人之技術與管理能力及財務基礎等足以勝任其設施之經營。(第 17 條)
- (2) 放射性廢棄物之處理、運送、貯存及最終處置，應由放射性廢棄物產生者自行或委託具有國內、外放射性廢棄物最終處置技術能力或設施之業者處置其廢棄物；產生者應負責減少放

射性廢棄物之產生量及其體積。其最終處置計畫應依計畫時程，切實推動。(第 29 條)

- (3) 未依第二十九條第一項計畫時程執行最終處置計畫者，處新臺幣一千萬元以上五千萬元以下罰鍰，並得按年處罰。(第 37 條)
- (4) 核能發電之經營者應以核能後端營運基金額度提撥百分之二以上之金額籌撥經費，進行放射性物料營運技術及最終處置之研究發展。(第 46 條)
- (5) 本法公布施行後，主管機關應督促廢棄物產生者規劃國內放射性廢棄物最終處置設施之籌建，並要求廢棄物產生者解決放射性廢棄物最終處置問題。(第 49 條)

1.4.2 高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則

根據我國「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」之要求：

第 1 條 本規則依放射性物料管理法（以下簡稱本法）第二十一條規定訂定之。

第 2 條 本規則用詞定義如下：

- 一. 高放射性廢棄物最終處置設施（以下簡稱高放處置設施）：指位於地表下適當之深度及地質環境，能長期將放射性核種與生物圈安全隔離之設施，包括相關地表與地下坑道處置作業區之建物、結構體與設備，以及隔絕高放射性廢棄物之地下處置區域。
- 二. 處置母岩：指放置高放射性廢棄物之地質岩體。
- 三. 多重障壁：指高放處置設施用以隔離或遲滯放射性核種滲濾、洩漏與遷移，包括廢棄物本體、盛裝容器、緩衝與回填材料，以及地層等工程及天然障壁之多重組合。
- 四. 個人年風險：指高放處置設施每年發生意外事件之機率與關鍵群體中個人因該事件接受輻射劑量造成罹患致死癌症機率之乘積。

五、處置管制地區：指高放處置設施邊界範圍內之地表及其地表下層，而以適當標誌標示其設施邊界之區域。

第 3 條 高放射性廢棄物最終處置應採深層地質處置之方式。

第 4 條 高放處置設施場址，不得位於下列地區：

- 一、活動斷層或地質條件足以影響處置設施安全之地區。
- 二、地球化學條件不利於有效抑制放射性核種污染擴散，並足以影響處置設施安全之地區。
- 三、地表或地下水文條件足以影響處置設施安全之地區。
- 四、高人口密度之地區。
- 五、其他依法不得開發之地區。

第 5 條

1. 高放處置設施場址，避免位於下列地區：

- 一、有山崩、地陷及火山活動之虞者。
- 二、地質構造可能明顯變化者。
- 三、水文條件易改變者。
- 四、處置母岩具明顯劣化現象者。
- 五、地殼具明顯上升或侵蝕趨勢者。

2. 高放處置設施場址有前項情形時，其經營者應提出確保高放處置設施符合安全要求之解決方法。

第 6 條

1. 高放處置設施經營者，應檢附場址詳細調查規劃書，報經主管機關核准後，始得進行場址詳細調查。

2. 前項場址詳細調查規劃書，應載明下列事項：

- 一、場址區域描述。
- 二、高放處置設施作業區之概念設計。
- 三、鑽探或開挖之必要性與作業規劃。
- 四、研究及測試計畫。
- 五、可能影響場址隔離高放射性廢棄物能力之調查作業及其管制計畫。
- 六、品質保證計畫。

- 七、 復原計畫。
- 八、 財務說明。
- 九、 其他經主管機關指定之事項。

第 7 條

1. 高放處置設施經營者，於場址詳細調查期間，應於每年二月底前向主管機關提報調查進度及結果。
2. 場址詳細調查期間，主管機關得隨時派員檢查。

第 8 條 高放處置設施應採多重障壁之設計。

第 9 條 高放處置設施之設計，應確保其輻射影響對設施外一般人所造成之個人年有效劑量不得超過 0.25 毫西弗。

第 10 條 高放處置設施之設計，應確保其輻射影響對設施外關鍵群體中個人所造成之個人年風險，不得超過一百萬分之一。

第 11 條 高放處置設施之設計，應確保高放射性廢棄物放置後五十年內可安全取出。

第 12 條 高放處置設施之重要結構、系統及組件設計，應符合下列規定：

- 一、 可進行檢查、維護及測試，並符合核子保防作業之要求。
- 二、 防範可預期之天然災害。
- 三、 具備意外事件緊急應變功能。
- 四、 確保高放射性廢棄物之各項作業，於正常運作及預期意外事件時，均能維持次臨界狀態。
- 五、 具有火災或氣爆之防護功能。
- 六、 其他經主管機關指定之事項。

第 13 條 高放處置設施封閉之設計，應確保地下通道及鑽孔封填後，不得成為放射性核種遷移之關鍵途徑。

第 14 條 高放處置設施興建前，其經營者應取得處置管制地區之土地使用權。

第 15 條 高放處置設施運轉期間，其經營者應每五年更新其安全分析報告，送主管機關備查。

第 16 條 高放處置設施之封閉，其經營者應依本法施行細則第三十二條及第三十三條規定提出封閉計畫及監管計畫，報請主管機關核准後實施。

第 17 條 經營者申請高放處置設施免於監管，應依本法施行細則第三十四條規定辦理。

第 18 條 高放處置設施免於監管時，其經營者應永久保存下列資料，並送主管機關備查：

- 一、 地表特徵、界碑、坑道及鑽孔之資料。
- 二、 施工方法、材料、結構及重要施工資料。
- 三、 地質圖及地質剖面圖。
- 四、 水文資料。
- 五、 高放射性廢棄物放置位置與特性。
- 六、 異常或意外事件資料。
- 七、 輻射監測資料。
- 八、 其他經主管機關指定之事項。

第 19 條 本規則自發布日施行。

1.4.3 高放射性廢棄物最終處置設施場址規範

為確保高放射性廢棄物最終處置設施場址之安全，並利於場址評選與管制作業依循，我國「高放射性廢棄物最終處置設施場址規範」要求：

- 一、 為確保高放射性廢棄物最終處置設施場址(以下簡稱場址)之安全，並利於場址評選與管制作業依循，特訂定本規範。
- 二、 場址須能提供天然障壁，以遲滯放射性核種遷移，並避免自然作用危害處置設施，確保處置設施符合安全要求。
- 三、 場址不得位於活動斷層或地質條件足以影響處置設施安全之地區。

(一)活動斷層之主要斷層帶兩側各一公里及兩端延伸三公里之帶狀地區。

(二)第四紀火山活動中心半徑十五公里範圍內之地區。

(三)泥火山噴出點半徑一公里範圍內之地區。

(四)單一崩塌區面積大於0.1平方公里以上，且工程無法整治克服之地區。

四、場址不得位於地球化學條件不利於有效抑制放射性核種污染傳輸，並足以影響處置設施安全之地區。

(一)地下水體氫離子濃度指數（pH 值）小於四之地區。

(二)地質介質對關鍵陽離子核種之分配係數小於每公克三毫升之地區。

五、場址不得位於地表或地下水文條件足以影響處置設施安全之地區。

(一)水道，包括河川、湖泊、水庫蓄水範圍、排水設施範圍、運河、疏洪道、滯洪池或越域引水路水流經過之地域。

(二)現有、興建中及規劃完成且經核准興建之水庫集水區。

(三)地下水管制區。

六、場址不得位於高人口密度之地區。此指人口密度高於每平方公里六百人之鄉(鎮、市、區)。

七、場址避免位於有山崩、地陷或火山活動之虞之地區。

八、場址避免位於地質構造有明顯抬升、沉降、褶皺或斷層活動變化的地區。

九、場址避免位於水文條件易受人為活動與自然作用影響改變的地區。

十、場址避免位於地殼具明顯上升或侵蝕趨勢的地區。

十一、場址應考量下列母岩特性：

(一)母岩深度距離地表三百公尺以上。

(二)母岩具有適當厚度與側向分布範圍足以容納處置場地下設施。

(三)母岩熱力學性質利於移除高放射性廢棄物產生之衰變熱。

(四)母岩水文性質具有低水力傳導度與低滲透性。

(五)母岩力學性質利於處置設施之安全建造、營運與封閉。

(六)母岩化學性質具有沉澱、吸附或遲滯核種遷移之能力。

十二、場址應考量下列水文特性：

- (一)水文地質構造利於限制地下水流動與遲滯核種傳輸。
- (二)地下水流場穩定且具低水力梯度，而不致加速地下水的流動。
- (三)水文地質環境不致對高放射性廢棄物處置設施有不利影響。

十三、場址應考量下列地球化學特性：

- (一)場址之長期地球化學演化，不致對處置場的障壁功能產生不利影響。
- (二)場址之氧化還原特性與地下水之化學組成，不致加速處置容器之腐蝕破壞。

十四、場址不得位於其他依法不得開發之地區。其範圍及認定標準依各該其他法律之規定。

十四之一、場址之選定，應符合原住民族基本法第三十一條，不得違反原住民族意願，在原住民族地區內存放高放射性廢棄物。

1.5 執行團隊(組織架構)

本報告由台電公司進行計畫管理與技術整合，行政院原子能委員會核能研究所負責撰寫與分析，彙整台電公司用過核子燃料最終處置計畫執行團隊包括財團法人工業技術研究院、財團法人中興工程顧問社、國內大專院校等學術單位與工程顧問公司的歷年成果，涵蓋應用地質、水文地質、土木工程、機械及材料、化學分析、核子工程、輻射防護、資訊管理等多項專業領域，並與芬蘭 POSIVA 公司、美國西南研究院(SwRI)、美國桑迪亞國家實驗室(SNL)、加拿大核廢料管理組織(NWMO)、日本原子力發電整備機構(NUMO) 等國際相關機構進行交流合作。台電公司另聘請瑞典 SKB 公司擔任技術諮詢顧問，協助確認本報告符合國際安全論證的基本架構(圖 1-2)。

1.6 歷年研究成果

台灣電力公司於 1983 年底研訂完成「我國核子反應器用過核燃料處理研究計畫書」，並於 1984 年初報請行政院核定實施，國內相關產、官、學、研單位隨即投入用過核子燃料最終處置的相關規劃、管理及研究工作。依照「放射性物料管理法」及「放射性物料管理法施行細則」中相關條文規定，台電公司於 2004 年提報「用過核子燃料最終處置計畫書」，並經主管機關核定(2006 年 7 月核定)。處置計畫之過去發展歷程及成果，以 2004 年提報「用過核子燃料最終處置計畫書」為分野，分為 1986 年至 2004 年之「最終處置先導計畫」與 2004 年起之「最終處置計畫」2 個時期。

最終處置先導計畫：共歷經處置概念初步研發、初期工作規劃、區域調查技術準備，及調查實施與技術發展階段等 4 個主要階段。各階段執行效益如下(台電公司，2019c)：

- (1) 處置概念初步研發階段(1986/05~1988/06)執行成果及效益：
完成場址準則、場址調查及設計等基本概念之研訂；對國際上用過核子燃料最終處置的可能方法與技術進行有系統的瞭解與認知。
- (2) 初期工作規劃階段(1988/11~1991/06)執行成果及效益：
完成 1991 年版全程工作規劃書，並提出結晶岩體、中生代基盤岩、泥岩為較具潛力之處置母岩，作為後續工作規劃之基礎。
- (3) 區域調查技術準備階段(1993/08~1998/10)執行成果及效益：
完成結晶岩質測試場之調查技術演練，作為後續母岩特性調查技術之基礎，並適時支援低放射性廢棄物最終處置計畫候選場址相關調查與評估所需技術。期間並同步發展不確定性與敏感度分析相關之功能安全評估概念系統。
- (4) 調查實施與技術發展階段(1999/05~2003/09)執行成果及效益：

此階段於國內進行深地層跨孔試驗整合性調查與解析能力，以及處置設施設計概念之研擬及設施配置之初步規劃，花崗岩特性、文獻、參數、情節分析之整合性資料庫建立等工作，作為後續現地調查、核種傳輸、功能安全評估之整合依據。此階段亦完成「用過核子燃料最終處置計畫書」提報主管機關審查之作業，達成「放射性物料管理法施行細則」第 37 條之要求。

最終處置計畫：自 2005 年起依據「用過核子燃料最終處置計畫書」規劃，並如期如質推動最終處置計畫各項規劃。目前已完成「潛在處置母岩特性調查與評估階段」之 2 項里程碑，即分別為 2009 年完成 SNFD2009 報告與 SNFD2017 報告，以彙總計畫成果，說明我國處置技術發展的進度與能力，奠定「候選場址評選與核定」階段之推動與執行基礎。其中，「潛在處置母岩特性調查與評估階段」執行成果可參閱「用過核子燃料最終處置計畫書(2018 修訂版)」(台電公司，2019c)，本報告表列自 2018 年度迄今執行之相關成果如表 1-3 所示，另台電公司依照「放射性物料管理法施行細則」第 37 條規定，每年度須向主管機關提報前年度之執行成果報告，以及次年度之工作計畫書，並公告於原能會網站上。

「潛在處置母岩特性調查與評估階段」，主要成果包括整合潛在處置母岩特性的界定、處置母岩特性調查技術(包括地質、地下水、岩石與水化學、母岩工程特性等)，以架構出調查區域的地質構造，並以現地調查資料，進一步建立潛在處置母岩設置處置設施之安全評估能力，據以提出潛在處置母岩特性調查與評估階段國內適合地質處置環境條件的證明。

「候選場址評選與核定階段」，於處置技術發展部分仍將持續檢討精進。在尚未選定候選場址的情況下，將以 SNFD2017 報告做為基礎，善用國內外發展經驗及研發資源，精進「地質調查技術評估」、「地質處置工程技術」、「地質處置設施長期安全評估」等相關技術，依據主管機關要求如期於 2021 年底完成本報告。

表 1-3：最終處置計畫近年研究成果概要

年度	研究主題	重要發展成果概要
2018	(1)區域特性調查技術精進	a. 由磁感率與電阻率異常帶與地質線型構造分布研究，精進離島結晶岩測試區之區域與構造地質探查技術。 b. 由花崗岩類礦物組成研究及火成岩形成年代對比，完成離島結晶岩地球化學研究。 c. 由潮位站觀測資料、衛星測高資料、本島結晶岩測試區微震觀測資料、震源破裂尺度分析，獲取長期監測資訊。
	(2)處置設施合適性與設計方案評估精進	a. 完成用過核子燃料資料庫實作之技術建立及網頁介面資料庫整合。 b. 完成用過核子燃料內 α、β、γ 射源分析、射源與地下輻射水解機制的相關反應機制初步研究，以及探討輻射水解產物對廢棄物罐之腐蝕影響。 c. 完成建立了 4 組震源模型，以強地動地震波模擬方法得到目標測站之模擬波形，再經相關資料比較，瞭解 1920 年花蓮外海地震可能之震源參數。 d. 完成廢棄物罐銅質外殼壽命預測式分析與建置、銅質外殼於鹼氣環境下耐腐蝕性能之研究、發展銅質材料摩擦攪拌銲接與檢測技術及發展廢棄物罐鑄鐵製造與檢測技術。 e. 完成初步建立回填材料設計概念與設計需求，以作為回填材料設計之參考。 f. 完成藉由傳統壓密實驗和瑞典 SKB 廢棄物罐沉陷進行結果比對及校正，以及模擬在流體力學循環中廢棄物罐的沉陷。 g. 完成以數值模型進行大尺寸三軸試驗設備的應變與應力模擬，進而進行大尺寸三軸設備之製作，並進行組裝以及滲漏測試與軸力施加過程。 h. 隧道支撐材料之長期耐久性分析與驗證研究。
	(3)安全評估精進	a. 參考 IAEA SSG-23 與各國的作法，提出封閉後安全評估方法流程，並初步建立安全評估資料庫。 b. 依 SNFD2017 報告之模擬分析，提出選用數值模式理由說明，並進行基準校驗過程說明、不確定性處理過程與應用介面關聯性的討論。 c. 建立以 GoldSim 之模式用於膠體促進放射性核種遷移之評估。 d. 完成氣體滲透試驗之流程確立，並進行測試實驗。瞭解緩衝材料與回填材料受水力作用及化學作用之影響。 e. 完成探討隧道支撐材料之低鹼混凝土或低鹼砂漿長期耐久性分析與驗證。
	(4)整合性技術	a. 初步就本島與離島結晶岩區域進行整合性技術研究： b. 完成地質圈長期穩定性評估。 c. 完成地下水流分析模式驗證與技術精進。 d. 完成海平面下降之地下水流數值模式。 e. 完成核種於緩衝材料、回填材料與處置母岩遷移行為。
2019	(1)區域特性調查技術精進	a. 發展區域地質探測技術與資料解析。瞭解本島花崗岩體向海域的延伸範圍及空間分布。 b. 精進空中磁力探測及資料解析。 c. 更新參考案例及建置地質單元三維建模與展示技術，以及針對深層流體影響建立評估技術。 d. 以本島花崗片麻岩質坑道為技術建置場域，作為國內坑道開挖損傷帶探測與評估技術先期研究。 e. 完成本島花崗岩裂隙參數分布特性統計研究及裂隙岩體地下水流分析技術精進。

年度	研究主題	重要發展成果概要
		f. 持續長期監測，進行 GPS 連續觀測與時序分析及微震監測及資料解析。 g. 探討岩石力學描述模型之建置流程與調查技術需求，以及不同階段岩石力學描述模型所需之參數特性。
	(2)處置設施工程設計技術及安全評估技術精進	a. 完成核一、二、三廠用過核子燃料之使用歷程數據的更新統計，並依據不同條件下，完成衰變熱敏感度分析以及衰變熱關係曲線。 b. 完成 MCNP 核子臨界安全分析模式的建立，包含用過核子燃料、廢棄物罐及處置孔，以及完成參數敏感度分析，提出保守參數組合。 c. 完成依據我國用過核子燃料長度，完成廢棄物罐及緩衝材料初步設計之規格調整。 d. 完成依據我國廢棄物罐規格之於處置後靜水壓力及回脹壓力所產生之均勻圍壓分析，得知鑄鐵內襯 von Mises 應力值於容許應力值內。 e. 完成依據我國廢棄物罐規格之剪力位移之性能分析，以確認廢棄物罐能符合性能要求。 f. 完成未飽和膨潤土受力後之力學行為模擬分析，包括廢棄物罐自重及回填材料重量，引致瞬時變形量分析、裂隙截切後，飽和時間評估及回脹壓力分布計算。 g. 完成計算回填材料抵抗緩衝材料上舉能力、並分析回脹壓力與回脹量在緩衝材料內之分布。 h. 完成依據我國電廠用過核子燃料之衰變熱資訊，以及相關本土地質條件，進行處置設施熱間距分析。 i. 完成地下設施配置設計之相關分析，包括地震引致裂隙剪力位移量分析、處置孔與裂隙截切量化評估。 j. 完成 3 個模擬區域及處置設施相關物件檔案之物件生成，並利用 DarcyTools 執行共 4 個案例的穩態地下水流場模擬。 k. 完成廢棄物罐之剪力及腐蝕作用，進而探討於長時間尺度下之參考演化分析。 l. 完成依據我國工程障壁規格設計、地下處置設施配置設計及本土化地質參數，進行核種釋出途徑及近場、遠場與生物圈傳輸分析。 m. 完成工程障壁安全功能指標研析，進而進行情節分類與發展，並依據我國處置設施設計，進行封閉後安全評估劑量與風險分析。
2020	(1)場址合適性調查與調查技術：	a. 初步完成臺灣海域中生代基盤岩特性調查。 b. 以既有之臺灣本島結晶岩樣本進行岩石力學試驗分析，藉以取得岩石力學相關參數，並探討其參數之不確定性。 c. 於臺灣板塊邊界區域佈設臨時寬頻地震站及 GPS 地表變形連續觀測站，對板塊邊界區域的地震活動與地表變形進行長期的連續監測。
	(2)安全評估技術	a. 初步研究我國 PWR 用過核子燃料之核種存量與衰變熱分析，以及核子臨界分析技術。 b. 以臺灣結晶岩之實驗室試驗成果與地溫梯度量測數據，進行三維熱特性評估模擬，並且建立裂隙截切處置坑道之釋出路徑(Q3 路徑)分析技術。
	(3)資料庫	a. 依據資料種類、屬性、格式與存在形式進行資料庫設計，完成執行中專案工作產生之報告、數據、參數與相關品質文件數位化保存建檔，以網頁介面查閱檢索，以利回溯實驗數據產生歷程與品保紀錄，確保可檢視性及可回溯性。

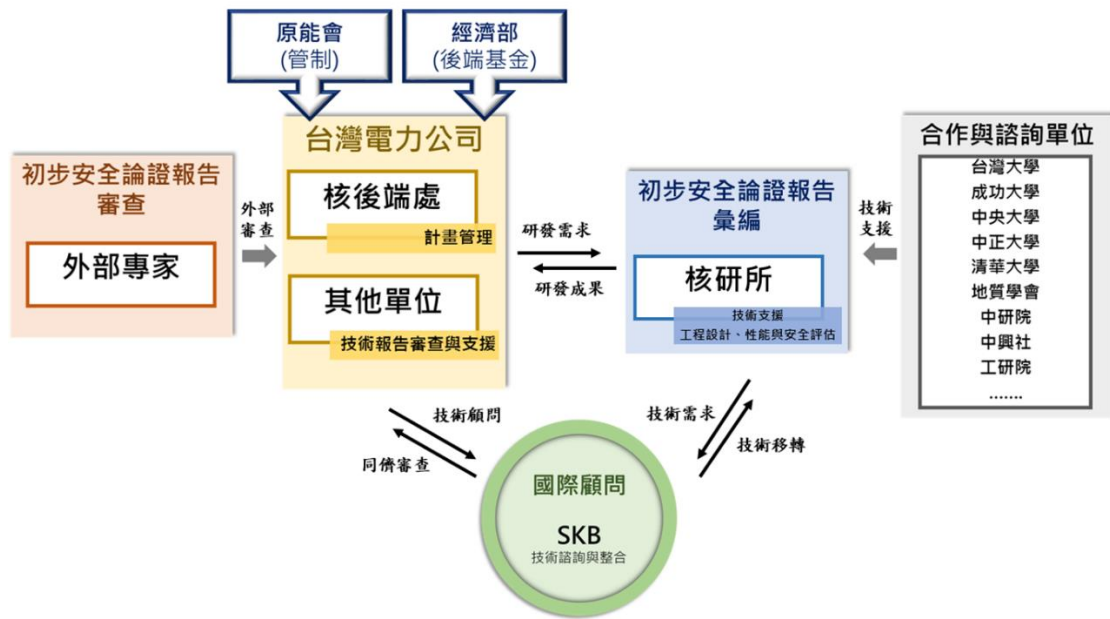


圖 1-2：組織架構圖

2. 方法論

2.1 國際發展現況

自 2012 年 IAEA 發布 SSG-23 導則後，發展安全論證的做法即有國際共通的參考依據 (IAEA, 2012)。經濟合作暨發展組織 (Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD) 核能署 (Nuclear Energy Agency, NEA) 安全論證整合小組 (Integration Group for The Safety Case, IGSC) 亦辦理多場相關主題的國際研討會，以促進國際技術交流。國際上的整體趨勢對於發展安全論證的做法上，亦逐漸形成共識。近 10 年來各國高放射性廢棄物處置計畫的安全論證/安全評估技術發展，包含如表 2-1 的重要案例，可提供臺灣技術發展之參考。

根據 OECD/NEA 於 2020 年 12 月發布的文件 (NEA, 2020) 說明發展安全論證之關鍵特徵與活動包含 5 個要項：(1) 整合科學與技術資訊、(2) 釐清處置設施系統安全功能、(3) 排除與降低不確定性、(4) 系統性推演情節發展、(5) 知識管理之紀錄追蹤與保存。安全論證應符合管制機關的要求；且應促進與利害關係者之溝通及互動，俾利處置計畫能在安全的前提下順利實施。

各國核安管制機關近年持續完善對安全論證的管制要求，例如芬蘭輻射與核子安全署 (Radiation and Nuclear Safety Authority, STUK) 於 2018 年 2 月修正發布核廢棄物處置導則 (YVL D.5)，其第 9 章專章說明對於處置設施安全論證的管制要求 (STUK, 2018)。另外，加拿大核子安全委員會 (Canadian Nuclear Safety Commission, CNSC) 亦於 2021 年 1 月修正發布放射性廢棄物處置安全論證管制文件 (CNSC, 2021)，反映當前國際上最新的安全論證觀點。

表 2-1：近十年國際高放處置計畫安全論證/安全評估重要案例

年代	國家	機構	計畫	場址	報告編號	評估目的
2011	瑞典	SKB	SR-Site	Forsmark	SKB TR-11-01	建造執照申請
2012	芬蘭	POSIVA Oy	TURVA-2012	Olkiluoto	POSIVA 12-12	建造執照申請
2014	荷蘭	COVRA	OPERA	尚未決定場址 (著重於探討黏土岩與鹽岩)	OPERA-PU-TUD311	通用型安全論證、技術發展
2016	法國	Andra	Cigeo	Meuse/Haute-Marne	DOS-AF	利害關係者溝通
2016	英國	RWM	DSSC	尚未決定場址 (著重於探討結晶岩)	DSSC-101-01	通用型安全論證、技術發展
2017	加拿大	NWMO	APM	結晶岩	NWMO-TR_2017_02	通用型安全論證、技術發展
2018	日本	NUMO	-	尚未決定場址 (著重於探討深成岩、新第三紀沉積岩、新第三紀前沉積岩、火山岩及變質岩等 5 種岩類)	NUMO TR-18-02 及 NUMO TR-18-03	通用型安全論證、技術發展

2.2 安全論證方法

本報告參考 NEA MeSA(Methods for Safety Assessment for Geological Disposal Facilities for Radioactive Waste)報告之通用安全論證流程(NEA, 2012)，建立我國通用安全論證方法。此通用安全論證方法可泛用於不同的處置概念與不同地質環境，不僅是著重安全分析與結果，且結合更廣泛的證據、論證與分析；除此之外，此通用安全論證流程(圖 2-1)包含安全論證的多項要素，可以說明安全評估各組成與安全論證其他部分之間的關係與回饋。

安全論證方法可區分為(1)評估背景、(2)評估基礎、(3)安全評估、(4)整合證據、論證與分析、(5)其他要素等 5 大區塊，分別簡述如下：

(1) 評估背景

- a. 處置發展策略：定義設計與建造處置設施的時程規劃，包含處置計畫中的各里程碑與決策點。依照經主管機關核定之「用過核子燃料最終處置計畫書」分階段進行。
- b. 處置與評估原則：描述於安全策略中及評估策略中，處置設施發展的「處置原則」及安全評估的「評估原則」。本報告參考瑞典 KBS-3 處置概念，以結晶岩為處置母岩，建構我國深層處置設施系統，為能達到安全處置，應遵守之處置設施安全原則。
- c. 相關法規：我國高放處置相關法規已於第 1.4 節詳述。相關法規之訂定提供安全評估的安全標準。

(2) 評估基礎

- a. 場址描述與設計規格：詳細描述處置設施的設計及其所處的地質環境，並提供安全評估邊界條件。本報告於第 4 章說明處置設施的初始狀態(包含工程障壁與天然障壁)；在第 5 章分析可能影響處置設施安全的外部條件(包含氣候演化、地體演化與未來人類活動)，提供做為安全評估情節演化假設的參考。

- b. 整合對內部作用的瞭解與內部作用之間的影響：首先，應辨識與蒐集可能影響處置設施之特徵(Features)/事件(Events)/作用(Processes)，以上簡稱為 FEPs，並研究 FEPs 間的耦合作用，其特徵是可能影響處置設施性能的物件、結構或條件(環境)；事件是可能會影響處置設施性能的短暫天然或人為現象；作用是可能影響處置設施性能的長期的、漸變的現象。這些耦合作用可區分為熱(Thermal)、水力(Hydrological)、力學(Mechanical)與化學(Chemical)之 THMC 耦合作用，並評估這些耦合作用對處置設施安全性的影響，整合對處置設施內部作用的理解。本報告第 3 章說明臺灣 FEPs 資料庫的建置、處理與分析，在第 6 章說明 FEPs 之間複雜的交互作用與 T-H-M-C 作用的耦合，以及臺灣目前對內部作用的分析研究成果。
- c. 方法、模式、程式與數據庫：為能針對處置設施及其地質環境，與特徵、事件與作用之間的相互作用關係及影響進行描述，所準備的評估方法，以及所使用的模式、程式與數據庫等。本報告所使用到的評估模式，可參見本報告第 6.5 節評估模式流程圖。此外，為了提升安全評估定量計算的品質，必須在安全評估前進行關鍵參數凍結，以使後續安全評估所使用之關鍵參數可被追溯，確保使用參數之一致性。本報告全系統安全評估之關鍵參數清單，呈現於第 8.3 節。

(3) 安全評估

評估基礎(包含：場址描述與設計規格與對內部作用耦合研究)可描述處置設施系統的預期初始狀態、處置設施的演化及其不確定性，並可指出各 FEPs 因子和處置設施安全功能間的關聯性。安全評估涵蓋安全功能與處置設施演化之不確定性評估，從而制定與建構不同情節。透過概念模式、數學模式與評估模式等方式，可進行情節的量化分析。

我國目前建置之處置概念之重要安全功能，將於本報告第 7 章說明。在第 4 章至第 6 章所提供的評估基礎，已彙整處置設施系統的初始狀態、外部條件、內部作用與交互作用，利用第 8 章所整理之評估模式與關鍵數據，於第 9 章量化並探討整個處置設施系統在安全評估時間尺度中的演化影響，並評估各作用於不同時期對安全功能可能造成的影響。接著整合第 9 章處置設施系統演化與不確定性評估之結果，與相關影響之重要安全功能，並連結與安全功能相關之 FEPs 因子，於第 10 章建構與制定主要情節，並篩選演化極端值之 FEPs 因子制定干擾情節。主要情節將分別於第 11 章與第 12 章進行圍阻功能分析與遲滯功能分析，並於第 13 章進行干擾情節之評估分析，並補充其他佐證處置設施安全性的相關論證(如天然類比)。

(4) 整合證據、論證與分析

本報告於第 14 章整合與處置設施安全性相關的各項論證，說明評估可信度與分析完整性。並檢視目前成果，並將重要可改進之不確定性，回饋至未來研發需求。最後，透過國內與國外之同儕審查，檢視是否達到階段性目標。

(5) 回饋至計畫管理

安全評估與處置設施的發展(包含場址特徵化與工程設計)之間為交互迭代關係：安全評估為場址特徵與工程設計提供關鍵訊息；相反的，對於場址特徵與工程設計的開發與研究所產生的數據可以支持高品質的安全評估。在安全評估過程中存在的重要不確定性，透過回饋至計畫管理，可為後續場址調查與工程設計提供研究方向。

(6) 其他要素

在執行安全評估與建構安全論證的過程中，亦須加強品質保證的實施(NEA, 2012)；例如，利用數據凍結，以確定評估所使用的數據是相同且一致的或應用評估的標準處理程序等；利用 FEPs 因子檢查在安全評估中分析與考慮之現象的全面

性。後者所述之檢查可視為「偏差檢核」(Bias Audit)的一部分。偏差檢核的目的為全面性檢查，應與安全評估的主線分開，保持一定程度的獨立性，例如，邀請外部專家進行同儕審查。若能獲得主管機關及國內外相關技術審查團體之認可，將能進一步推動處置計畫後續階段進程的實現，以及成為決策的重要基礎。

本報告利用前述安全論證方法，參考國際先進國家處置概念，依照參考案例(參考第 4.3.2 節)之地質特性，建構處置設施系統初步概念設計，並完成處置設施封閉後之相關安全評估。

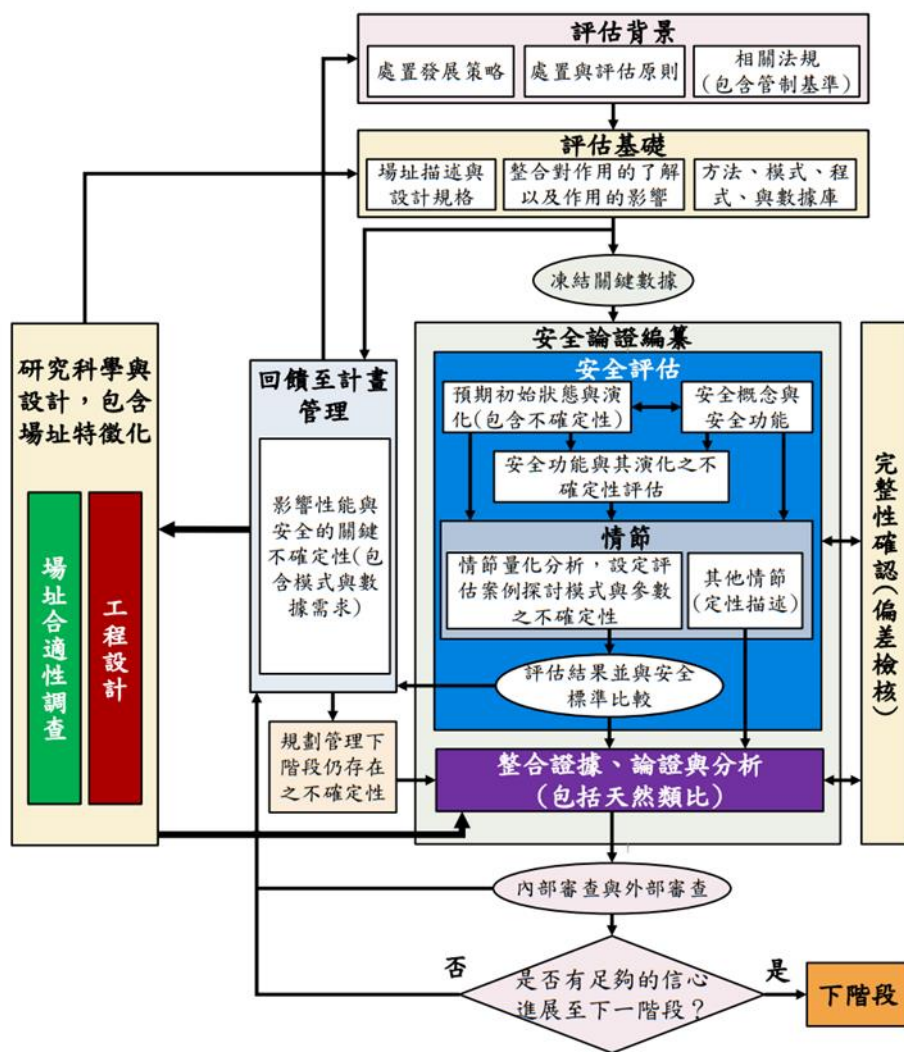


圖 2-1：安全論證方法流程圖

2.3 定義系統邊界

本報告為沿用已獲主管機關同意之處置概念，係參考瑞典 SKB 提出之 KBS-3 處置概念(圖 2-2)。在瑞典 KBS-3 之處置概念下，其處置設施系統包含(1)近場(Near Field)：用過核子燃料衰變熱與輻射影響所及區域，涵蓋廢棄物罐、緩衝材料、回填材料、處置孔及處置隧道等工程障壁系統、(2)遠場(Far Field)：處置設施區域外未受衰變熱與輻射影響之地質圈及母岩等天然障壁、及(3)生物圈(Biosphere)：人類與其他聲明有機體居住之環境區域。

建立安全評估方法前，須訂定處置系統之邊界。評估對處置系統邊界條件假設說明如下：

- (1) 一般而言，深層地質處置設施系統邊界難有明確的定義，應保持彈性。在進行安全評估時，並非所有因子皆共用相同的系統邊界。
- (2) 初步規劃放射性核種釋出點鄰近相關的集水區範圍，做為生物圈的評估範圍，此範圍以外的部分則視為外部條件；生物圈的涵蓋深度則至母岩上表面的區域。此外，在進行評估的過程中，可依據評估需求調整此涵蓋範圍。
- (3) 地質圈的部分包含至深度 1,000 m 處，亦可視評估需求調整此涵蓋範圍，例如：局部的地下水模型及區域的地下水模型，其系統邊界的範圍即有差異。
- (4) 將處置設施附近區域的未來人類活動視為處置設施系統的一部分，但區域範圍以外的未來人類活動及行為，則與處置設施系統沒有直接關聯。

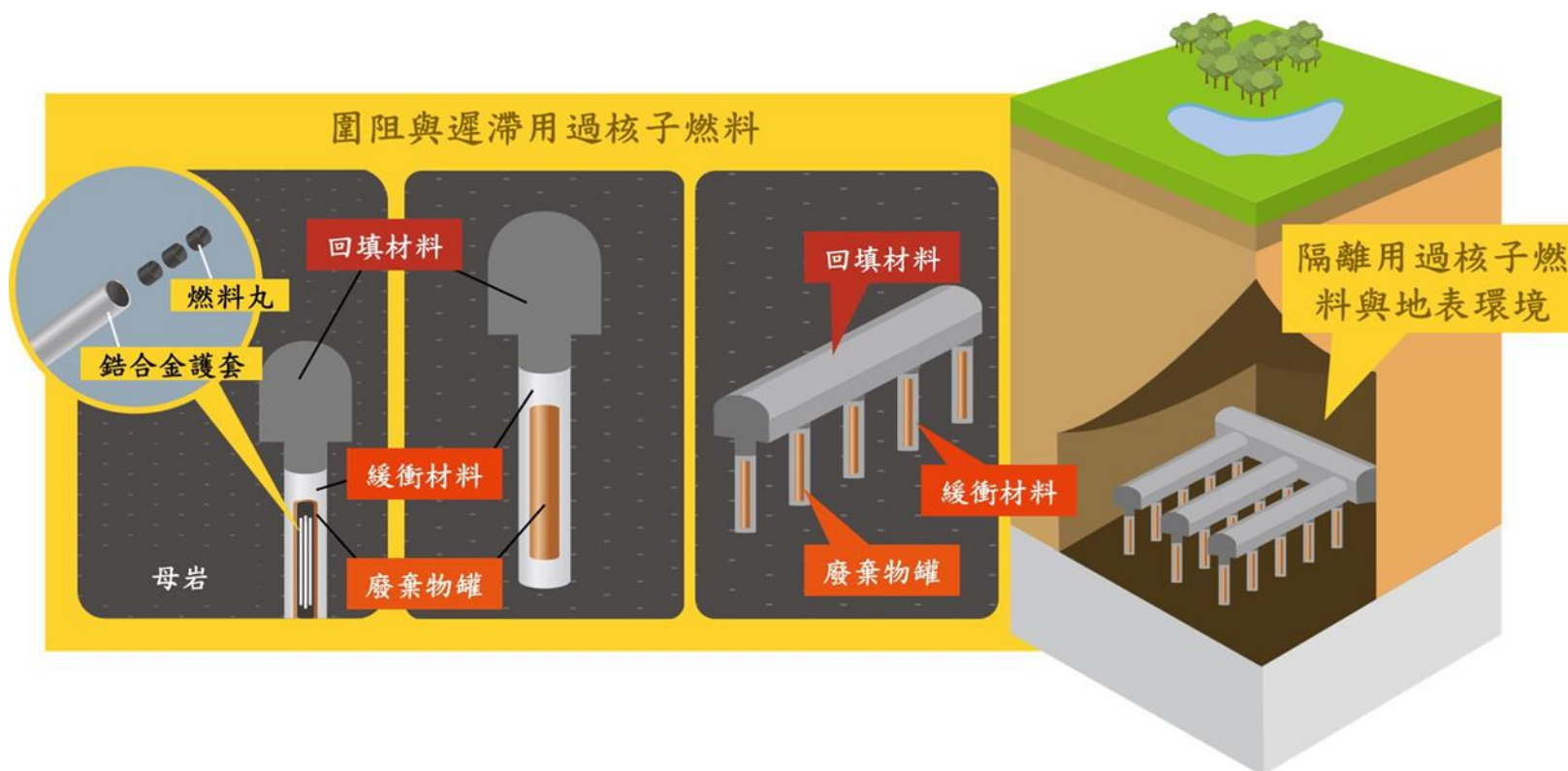


圖 2-2：KBS-3 處置概念

2.4 時間尺度

2.4.1 管制要求

在安全評估時間尺度方面，我國目前法規未具體規定高放處置設施的安全評估時間尺度。

2.4.2 安全評估時間尺度

根據瑞典 SKB 報告(SKB, 2011)得知，約在 25 萬年後，1 公噸用過核子燃料之放射毒性可衰減至等同 8 公噸天然鈾礦(如圖 2-3)，考量隨後其輻射影響會持續降低以及合理餘裕，具以設定安全評估的時間邊界。

各國安全標準與安全評估時間尺度如表 2-2 所示，國際間對於高放射性廢棄物最終處置設施之劑量限值為 0.1 mSv/yr 到 0.3 mSv/yr，我國的劑量限值要求為 0.25 mSv/yr，介於國際標準之間；而國際間對於風險的要求為 10^{-5} /yr 至風險 10^{-6} /yr 之間，我國的風險要求為 10^{-6} /yr，在國際間屬高要求標準。

因此，綜合考量以上國際相關經驗與用過核子燃料造成之輻射影響及合理餘裕，本報告安全評估之時間尺度設定為分析至封閉後 100 萬年。

2.4.3 處置設施演化時間尺度

處置設施演化時間尺度為重要議題，例如在第6章的作用描述與第9章的演化分析都與時間尺度議題相關。處置系統演化與以下幾個時間尺度有關，說明如下：

(1) 用過核子燃料之放射性核種在 100 萬年間的變化：

- a. 如 2.4.2 節所述，基本的安全評估時間尺度與用過核子燃料的放射毒性有關，約在 25 萬年後，1 公噸用過核子燃料放射毒性可衰減到等同 8 公噸天然鈾礦的水平，本報告採 100 萬年為安全評估尺度。
- b. 用過核子燃料所產生的劑量，主要由長半化期的放射性核種及其子核所主導，應長期隔離以降低輻射曝露風險。對

於人類的直接輻射，只考慮人類無意入侵處置設施的情節，不考慮刻意入侵所造成的人類直接曝露劑量。

c. 發生在數百萬年間的長期地質作用的時間尺度，包含板塊移動造成的構造運動。

- (2) 氣候變遷的時間尺度：氣候變遷時間尺度從幾十年至百萬年不等。在百萬年時間尺度下，氣候變遷時間尺度與冰河週期有關，故本報告以冰河週期長度作為時間尺度依據。
- (3) 生物演化時間尺度：生物演化有許多時間尺度，例如在過去幾十萬年裡，人類已經有相當大程度的進化。從 1,000 年的時間尺度來看，生態系統的自然演化可能會有相當大的變化。
- (4) 人類社會變化的時間尺度：目前人類歷史紀錄涵蓋數千年，從過去 100 年來看，社會很多方面都發生重大改變，可能是突然發生或在幾年內發生。
- (5) 膨潤土的飽和作用時間尺度：在結晶岩環境的條件下，緩衝材料、回填材料和母岩的飽和作用通常需要數十年以上。處置設施運轉後，母岩中的化學條件回復至自然條件的時間尺度：預期最終處置設施運轉後約數百年後，母岩中的化學條件可以回復到接近自然條件。

表 2-2：各國處置設施封閉後劑量/風險限值與時間尺度彙整

國家	處置設施封閉後 劑量/風險限值	安全評估時間尺度	參考依據
比利時	依實務評估經驗： 劑量 0.1 mSv/yr 至 0.3 mSv/yr 風險 10^{-5} /yr	依實務評估經驗： 超過 10^6 年	[1][2]
保加利亞	法規規定： 劑量 0.3 mSv/yr	尚無具體規定	[3]
加拿大	法規規定： 劑量 0.3 mSv/yr 風險 10^{-5} /yr	法規規定應含最大影響 發生的時間	[1][2][4]
中國	尚無具體規定	尚無具體規定	[2]
捷克	法規規定： 劑量 0.25 mSv/yr	尚無具體規定	[1][5]
芬蘭	法規規定： 劑量 0.1 mSv/yr	法規規定： 至少數千年	[1][2][6]
法國	法規規定： 劑量 0.25 mSv/yr (10^4 年內為限制 值，之後至 10^6 年為參考值)	法規規定： 至少 10^6 年	[1][2]
德國	法規規定： 劑量 0.1 mSv/yr 風險 10^{-5} /yr	法規規定： 涵蓋 10^6 年	[1][2][7]
匈牙利	法規規定： 劑量 0.1 mSv/yr. 風險 10^{-5} /yr	尚無具體規定	[1][8]
日本	依實務評估經驗： 0.1 mSv/yr 至 0.3 mSv/yr	依實務評估經驗： 至少 10^6 年	[1][2]
南韓	依實務評估經驗： 劑量 0.1 mSv/yr (正常演變) 1 mSv/yr (人類入侵) 風險 10^{-6} /yr (機率分析)	尚無具體規定	[1]
荷蘭	法規規定： 劑量 0.1 mSv/yr,	尚無具體規定	[1]
斯洛伐克	法規規定： 劑量 0.1 mSv/yr,	尚無具體規定	[1]
西班牙	法規規定： 劑量 0.1 mSv/yr 風險 10^{-6} /yr	尚無具體規定	[1][2]

國家	處置設施封閉後 劑量/風險限值	安全評估時間尺度	參考依據
瑞典	法規規定： 風險 $10^{-6}/\text{yr}$	10^6 年	[9][10]
瑞士	法規規定： 劑量 0.1 mSv/yr 風險 $10^{-6}/\text{yr}$	法規規定： 超過 10^6 年	[1][2][11]
英國	法規規定： 劑量 0.15 mSv/yr 風險 $10^{-6}/\text{yr}$	尚無具體規定	[1][2][12]
美國	法規規定：劑量 10^4 年內為 0.15 mSv/yr； 10^4 年 至 10^6 年為 1 mSv/yr	法規規定： 10^6 年	[1][13]
臺灣	法規規定： 劑量 0.25 mSv/yr 風險 $10^{-6}/\text{yr}$	尚無具體規定	[14]

資料來源：

- [1] OECD/NEA (2007)
- [2] Journal of University of South China (2020)
- [3] EPRI (2010a)
- [4] Bulgaria Government (2004)
- [5] CNSC (2006)
- [6] Czech Republic (2002)
- [7] STUK (2013)
- [8] BMUB (2010)
- [9] Hungary Government (2003)
- [10] SSI (1998)
- [11] SSM (2008)
- [12] ENSI (2009)
- [13] SEPA and NIEA (2009)
- [14] EPRI (2010b)
- [15] 行政院原子能委員會 (2013)

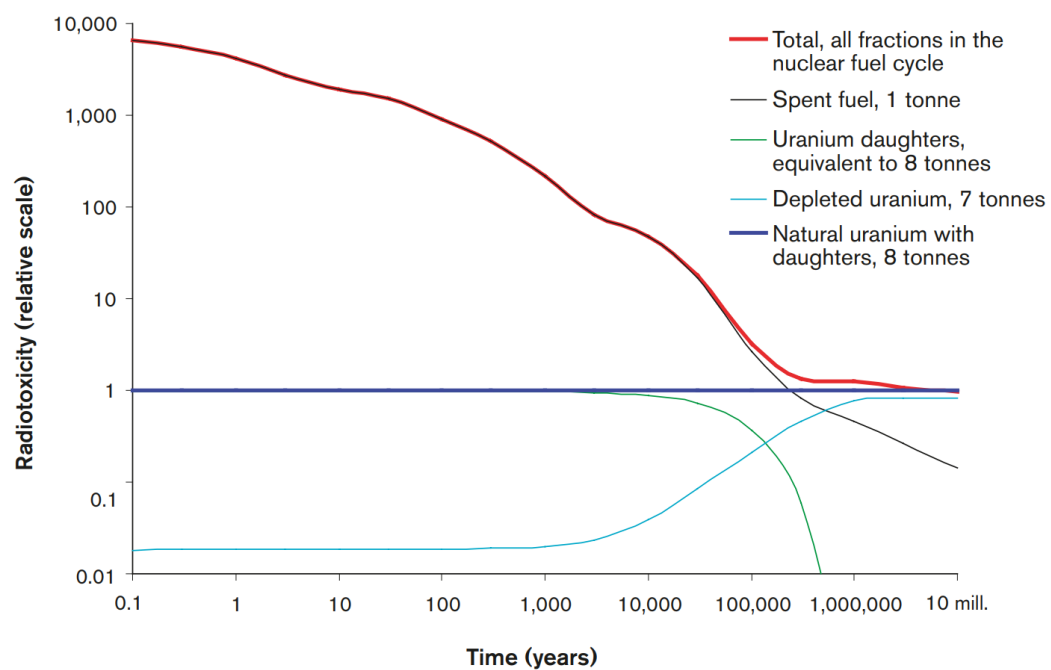


圖 2-3：用過核子燃料之放射毒性隨時間的變化關係

資料來源：SKB(2011)

2.5 安全性

2.5.1 處置設施安全原則

本報告依據瑞典 KBS-3 處置概念(圖 2-2)，建立處置設施安全原則如下：

- (1) 處置設施位於長期穩定的深層地質環境中，將用過核子燃料與人類及近地表環境隔離，使處置設施既不會受到人類社會變化的影響，也不會受到地表長期氣候變化的直接影響。
- (2) 處置設施位於對後代來說無經濟利益的地方，可降低人為入侵的風險。
- (3) 利用數個工程障壁與天然障壁包圍用過核子燃料(多重障壁)。
- (4) 障壁的首要安全功能是將用過核子燃料圍阻於廢棄物罐中。
- (5) 如果圍阻的安全功能失效，則障壁的次要安全功能是遲滯放射性核種從處置設施釋出。
- (6) 工程障壁之設計製造應使用天然材料，使其在處置設施系統環境中，可以維持原有的長期穩定性。
- (7) 處置設施的設計與建造，應避免溫度對障壁的長期性能造成嚴重有害之影響。
- (8) 處置設施的設計與建造，應避免輻射誘發反應的過程，對工程障壁與母岩的長期行為造成嚴重有害之影響。
- (9) 障壁之設計應為被動式，即在無人工干預與人為供應物質或能量的情況下，即可發揮其安全功能。

2.5.2 安全功能與安全措施

KBS-3 處置系統的重要安全功能可以歸納為圍阻安全功能與遲滯安全功能，如下：

- (1) 圍阻安全功能：採用多重障壁概念，防止用過核子燃料之放射性核種釋出，除用過核子燃料本身的鈳合金護套具有圍阻功能外，亦包含廢棄物罐、緩衝材料與回填材料，此通常稱為工程障壁系統。

- (2) 遲滯安全功能：當處置達足夠長的時間後，「圍阻」功能失效使得放射性核種有機會釋出，當放射性核種釋出到工程障壁系統後，仍有多重障壁系統可延緩或阻斷放射性核種向外遷移。

基於上述安全功能所採用的安全措施是將用過核子燃料放置於具有力學強度鑄鐵內襯的耐腐蝕廢棄物罐中。廢棄物罐以膨潤土包覆，並根據第 1.4.3 節法規規定，放置於離地表大於 300 m 深的處置孔中。在上述的安全措施下，膨潤土可降低廢棄物罐受到裂隙對處置孔造成的剪力作用影響，並降低廢棄物罐受到周圍環境造成的圍壓影響。膨潤土也可限制地下水中的腐蝕因子接觸廢棄物罐表面，降低廢棄物罐的腐蝕作用。母岩為廢棄物罐提供化學、力學、熱學與水文地質皆長期穩定的環境。因此，緩衝材料與母岩為廢棄物罐提供了非常長期的圍阻障壁。

若圍阻安全功能失效，此時 KBS-3 處置系統所提供的遲滯安全功能便可發揮作用。遲滯安全功能所考量的安全措施為燃料、廢棄物罐、緩衝材料與母岩可遲滯放射性核種的釋出。廢棄物罐中的鑄鐵內襯與銅殼也會限制地下水的流入。緩衝材料可以限制地下水流入廢棄物罐，並利用緩衝材料對核種的吸附作用，以遲滯放射性核種的傳輸。地下水在接近廢棄物罐的岩石裂隙中緩慢地流動，故許多放射性核種傾向以擴散方式向母岩基質傳輸，並可能被吸附於母岩基質中。

綜上所述，我國參考瑞典 KBS-3 處置概念，由處置系統提供有效之圍阻與遲滯安全功能。在處置系統中各系統元件，提供的安全功能詳述於本報告的第 7 章。各處置系統元件所提供的安全功能，係引用瑞典 SKB 的研究成果，依據工程設計與地質環境的可能演化情況，建立處置概念之安全功能，並訂定處置系統個別元件之安全功能指標及標準。安全評估過程中將分析障壁是否符合這些標準，以進行安全論證。障壁將隨著處置系統的演化發揮預期的安全功能。若違反安全功能指標標準，則需要進一步評估該項安全功能對整體處置系統性能的影響，但不表示處置系統無法維持長期安全。

對於安全功能指標標準無法被滿足的情況，可發展成情節進行評估，量化處置設施長期的安全性，並與我國的安全標準比較，確定在沒有滿足安全功能指標標準的情況下，處置設施仍符合我國法規的要求。

2.6 專家判斷

本報告在尚無明確場址的條件下，係彙整歷年的研究成果建立研究用之參考案例，部分分析方法與數據的使用則依據 IAEA SSG-14 之建議，參考國際共通作法，採用專家判斷機制進行簡化與假設，以加速研發工作之推動，並建立處置概念之安全信心。

專家判斷形式多樣，例如直接對於實驗結果進行解釋或人為溫室效應對未來氣候演變的影響判斷等，以評估可能對處置設施所產生的影響。而專家判斷作法的實施過程，包含專家資格認定、專家的邀請、工作討論會議的召開及會議決議紀錄等，均做成書面資料，以利查詢與追溯。另專家判斷之書面成果及其相關文件，則包含審查報告、資料清單及會議紀錄等。

2.7 總體資訊/不確定性管理

2.7.1 不確定性定義

本報告參考國際慣例方法(NEA, 1991, 1997a；SKB, 1996)，據以考量不確定性的分類和性質。一般來說，可以將不確定性區分為(1)系統/情節不確定性、(2)概念/模式不確定性及(3)數據不確定性等 3 大類(圖 2-4)；且根據不確定性的來源性質，可將其區分為因缺乏背景知識而引起的認知性不確定性(Epistemic Uncertainty)，以及因自然變異造成的偶然性不確定性(Aleatory Uncertainty)。

(1) 系統/情節不確定性

此部分屬於全面性的不確定性，主要來源包括(a)系統演化、(b)FEPs 及其作用的判識及(c)對系統的瞭解程度所造成。系統不確定性受到和系統重要相關的 FEPs 因子及其作用，以及是否能藉以切實描述系統之影響；而情節不確定性主要是由於

情節之設定無法充分代表未來演化所引起。因此，系統描述、情節設定是否能包含被判識的 FEPs 因子、作用，並使用妥當的方式處理，對於減少情節不確定性有著至關重要的影響。實務上可經由設定不同的評估案例，充分考量處置設施未來可能的演化，以減少情節不確定性的影響。

(2) 概念/模式不確定性

此部分不確定性的主要來源為(a)對系統的瞭解程度及(b)模式的假設、簡化及其限制所造成。對處置設施系統演化過程的理解程度會影響到評估的不確定性，除此之外，描述處置設施系統演化過程及相關作用的模式，亦扮演相當重要的角色。模式的分類可依照對處置設施系統的描述方式，分為以下 3 種：

- a. 概念模式(Conceptual Model)：採用定性描述處置設施系統的方式組成模式；其不確定性可能來自於對概念模式的理解是否正確、是否有將所有重要相關的 FEPs 納入模式中。
- b. 數學模式(Mathematical Model)：部分採用數學方程式呈現概念模式的方式，來描述處置設施系統；其不確定性主要來自於模式簡化的過程。
- c. 計算模式(Computational Model)：全部採用數學模式計算的方式來描述處置設施系統；其不確定性可能來自於模式運算過程的潛在誤差或時間/空間及數值的誤差等。

在建模的過程中，無可避免在每個步驟會引入一定程度的不確定性，可以透過模式鑑定來減少模式的不確定性。模式鑑定可經由相同類型的模式相互比較，或是透過專家獨立審查來進行確認；除此之外，將模式計算結果與實驗結果、天然類比等進行驗證比較，亦為模式鑑定常採用的方式。

此外，因無法針對未來長時間下的發生作用進行驗證，因此，模式不確定性可能會隨著評估時間尺度的涵蓋範圍而增加或減少，需要經由天然類比或其他證據補充(STUK, 2014a)。

(3) 數據不確定性

此部分不確定性涉及所有評估中使用的輸入參數，主要來源為(a)數據本身的適用性、(b)不同數據類型、(c)數據缺乏、(d)空間/時間上的變異性所造成。由於模式的輸入參數是依模式需求所建立，意味著概念/模式不確定性和數據不確定性，在某種程度上息息相關，不同情節及案例在計算機率時，也會因使用不同類型數據而造成不確定性；利用模式鑑定與數據鑑定的程序，有助於維持評估模式中使用之數據的品質，並能有效減少數據不確定性。此外，數據不確定性可使用確定性或機率性分析方式進行定量評估，或是綜合上述內容以加深評估結果之可信度(NEA, 2012)。

2.7.2 演化案例程式化需求

在安全評估的過程中，會透過 FEPs 篩選、建置 FEPs 資料庫，探討交互作用之影響，設定分析參數並建立量化評估模式，完整地處理影響處置設施系統安全功能的各種不確定性；生物圈及其他外部條件，則會以保守假設之「程式化(Stylised)」方式進行簡化，即在評估不確定性高的生物圈或外部條件時，以發生機率或可能性高的案例代表，以利描述其相關的演化情形。

由於處置設施周遭的生物圈位於處置設施系統的邊界之中，因此，屬於處置設施系統的一部分，其不確定性應以和處置設施系統相同的方式進行討論。然而，決定生物圈演化情形的作用非常多，作用的發生情形極度不均勻(包含多個生物圈組件構成之多個不同的生態系統)，且與處置設施的演化情形相比，生物圈在較短的時間內即可能有很大的變化，亦有部分較大的不確定性是屬於無法進一步降低者；因此，國際上一般在評估生物圈的演化情形時，多建議採用程式化的方式進行生物圈之描述。

另一方面，氣候演化分析尚屬發展中的學科，部分不確定性尚無法進一步降低，因此，在進行氣候演化的評估時，亦會隨著此學科發展的情況，以程式化的方式合理地描述未來可能的演化情形，並包括

處理相關的不確定性。其中，亦會以程式化的方式描述可能影響處置設施安全性之極端氣候條件(例如全球暖化造成之溫室效應)，以使處置設施安全評估之不確定性考量更加完善。

2.7.3 不確定性管理

判識不確定性、避免或減少不確定性及不確定性的評估(POSIVA, 2012, 2017)，為不確定性管理的基本策略。執行不確定性的管理時，會進行參數敏感度分析，以瞭解各個輸入參數之不確定性對評估結果的重要性及關連性。此外，處置設施系統在設計時會盡量保有足夠的安全餘裕，透過保守假設來處理大部分的不確定性，並確認其可符合相關法規之要求。最後，針對判識之不確定性，以定性和定量的方式評估其影響，提供回饋予工程設計及場址調查。初步將數據不確定性(包括隨機/系統誤差、樣品變異性、測定方法缺陷等實驗誤差，並解釋實驗數據相關的不確定性，以及數據選擇造成的偏差等)回饋予模式及情節不確定性，以進行初步的不確定性管理。

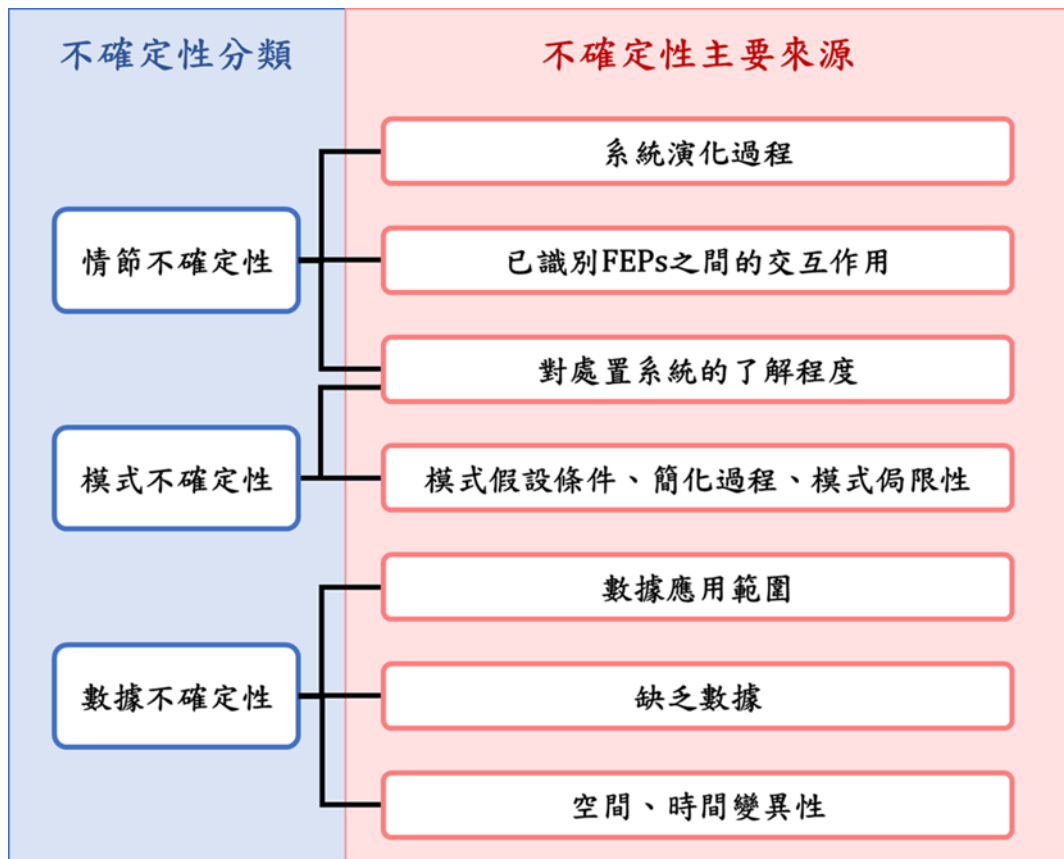


圖 2-4：不確定性分類

2.8 品質保證

品質保證係參考美國聯邦法規 10 CFR 60 Subpart G 之品質保證準則，參照 ASME 發行之 NQA-1「核能設施品質保證要求」編寫，內容按 10 CFR 60.151 及 152 之要求，基於 10 CFR 50 appendix B 之品質保證準則，依序逐項列明品保要旨、權責區分及作業要求；並參考 IAEA SSR-5 之安全要求及 SSG-23 之安全導則，確保成果的可檢視性及可回溯性。

2.8.1 概述

品質保證有助於確保所有與長期安全相關的因素，都已適當地包括在安全評估中並得到處理。安全評估的主要目的，是確認處置設施隨時間推移之長期安全性。原則上，是透過將評估結果和相關的輻射劑量與管制標準進行比較，來加以確定。

安全評估的過程中將以模式針對處置設施演化進行科學評估，根據對現象的理解模擬耦合過程與建立數學模式，並將數學模式轉換為程式碼、輸入數據據以執行運算，這些過程均需紀錄並確保其品質，可以幫助計畫執行人員以結構化且全面性的方式進行安全評估，並幫助審查者判斷評估結果的品質及其全面性。

2.8.2 品質保證目標

品質保證的目標，在於以正確的方式、做正確的事、檢查及審視其結果，並確保和長期安全性相關的因子皆有納入安全評估中。

品質保證之設計可具體協助達成以下目標：

- (1) 確認相關工作有遵循適當的品保程序。
- (2) 確認安全評估中和長期安全性相關的所有因子都已被考量。
- (3) 確認排除的因子有經過權威專家的認可。
- (4) 確認納入分析的因子使用正確的分析方法。
- (5) 確認安全評估的定量評估採用正確的數學模式，以及模式的使用皆經過品保程序。

- (6) 確認定量評估時使用適當且經過品保程序的參數與數據進行相關評估。
- (7) 安全評估的內容有被適當的審查並確認內容的正確性。

2.9 風險計算方法

2.9.1 管制要求

我國用過核子燃料處置設施之風險管制係依「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」第 10 條之規定，應確保其輻射影響對設施外關鍵群體中個人所造成之個人年風險，不得超過一百萬分之一。於處置設施安全評估中，將說明情節的發生可能性並評估其中各案例的輻射劑量後果，最後，將發生可能性、劑量後果及劑量風險轉換係數的乘積的總合與風險限值比較；根據 ICRP-60 號報告，輻射健康危害風險係數為 0.073/Sv，一百萬分之一之年風險限值約相當於 14 $\mu\text{Sv/yr}$ 之有效劑量限值。

2.9.2 應用方法

除了遵照前述國內相關法令的要求，設定安全評估劑量與風險的目標外，亦參考國際相關規範實施安全評估作業，例如：IAEA SSG-14 指出，「安全評估是使用適當的系統性方法，以分析設施相關風險及場址能力與設施設計是否符合安全需求的過程。地質處置設施安全評估應包含整體功能的定量分析、不確定性分析，以及相關設計需求與安全標準的比較。安全評估亦應判定可能影響結果的任何科學認知、資料或分析的顯著不足處。」

本報告劑量與風險相關分析採以下設定：

- (1) 安全評估的時間尺度：如第 2.4 節所述，我國法規雖未明訂高放射性廢棄物處置設施封閉後安全評估的時間尺度，但本報告基於國內共識與國際經驗，將以依封閉後 100 萬年做為安全評估的時間尺度。
- (2) 關鍵群體的定義：基於封閉後安全評估之需求，對於關鍵群體(即劑量接受者)的界定，是依據分析生活習慣及環境特性，

考量各種核種釋出及傳輸與其於生物圈遷移曝露路徑，暫選取造成最大風險之釋出傳輸途徑及其相關曝露途徑，視為其對關鍵群體之安全影響。

- (3) 時間演化區間之界定：對於處置設施封閉後之長期演化，是以冰河循環週期做為時間演化區間之劃分基礎。

2.9.3 替代安全指標

縱使劑量與風險的安全指標，可用來評估處置設施對未來人類可能造成的輻射影響，但生物圈的演化即使在較短的時間尺度中，仍然存在高度不確定性，進行相關安全評估時，即需針對這些不確定性做出諸多假設。為此，通常會透過不需針對生物圈或未來人類生活習慣進行詳細假設的替代性安全指標，協助補充說明劑量與風險安全指標，及非人類生物圈可能受到的影響。

根據瑞典用過核子燃料最終處置輻射安全相關法規的建議 (SSMFS, 2008:21)，地下水或近地表水中的放射性核種濃度、生物圈的放射性核種通量等，皆可做為補充說明的替代性安全指標。由於這些替代性安全指標通常沒有明確的量化基準可供依循，雖然可以考慮將評估結果和自然界中的核種濃度/通量進行比較，但可能會遇到人造放射性核種沒有可參考之基準的問題。此時可考慮將評估結果和自然界中相對應之 α 、 β 射源核種的總濃度/通量進行比較，或比較其每單位攝入量所造成的劑量，以比較其整體的放射毒性。

除了前述放射性核種濃度、放射性核種通量等替代性安全指標，處置設施障壁的水力、化學或力學狀態(例如:應力狀態或離子強度等)，或天然類比，皆可做為補充說明處置設施可能造成之輻射影響的替代性安全指標。本報告第 7 章所提的安全功能指標，亦屬於一種和障壁狀態相關的替代性安全指標。經由量化安全功能指標，並與安全功能指標標準進行比較，以確認其可能造成的影響，並可用來評估整體系統的性能狀況。

國際上有關安全指標與參考值的重要文獻如下：

- (1) EU SPIN 計畫(EU, 2002)

根據 EU SPIN 計畫的建議，以下兩種替代性安全指標可用來補充說明處置設施的劑量影響：

- a. 生物圈水中的放射毒性濃度：較適合於評估中等時間尺度（例如：數千年至數萬年）之影響時使用。
- b. 地質圈中的放射毒性通量：較適合於評估長時間尺度之影響時使用。

此計畫中亦有提供參考基準供比較使用，以上述之地質圈中的放射毒性通量為例，其參考基準建議為：200 km² 之區域中，其放射毒性應小於 60 Sv/y。

(2) 芬蘭的外釋活度限值(STUK, 2001)

根據芬蘭輻射與核安全局(STUK)對於外釋活度的管制，放射性核種的外釋率應遵守以下限值：

- a. 鐳(Ra)、釷(Th)、鏷(Pa)、鈾(Pu)、銩(Am)、鋇(Cm)等長半化期的 α 發射體，其限值為 0.03 GBq/y。
- b. Se-79、I-129、Np-237 之限值為 0.1 GBq/y。
- c. C-14、Cl-36、Cs-135 與長半化期的鈾放射性同位素，其限值為 0.3 GBq/y。
- d. Nb-94 與 Sn-126 之限值為 1 GBq/y。
- e. Tc-99 之限值為 3 GBq/y。
- f. Zr-93 之限值為 10 GBq/y。
- g. Ni-59 之限值為 30 GBq/y。
- h. Pd-107 與 Sm-151 之限值為 100 GBq/y。

以上限值僅列出長半化期的放射性核種，在制定限值時，已將其短半化期子核種可能造成的影響納入考量。這些放射性核種限值，可用以評估處置設施封閉數千年後，處置設施演化可能造成的核種釋出情形。

需特別留意的是，在推導前述限值時，芬蘭管制機關參考了其候選場址(Olkiluoto)之生物圈未來可能的演化情形，因此可能需要在進一步的評估後，才可使用其限值做為本報告的比較基準。

(3) 瑞典 SR-Site 報告

瑞典的用過核子燃料最終處置安全評估報告中，使用以下四個指標做為安全評估之替代性安全指標：

- a. 前述第(2)項芬蘭的外釋活度限值。
- b. 前述第(1)項 EU SPIN 計畫中地質圈的放射毒性通量。
- c. 其候選場址生態系中量測到之天然放射性同位素的濃度。
- d. 其候選場址生態系中量測到之天然放射性同位素的通量。

(4) 歐洲經濟合作暨發展組織核能署的專題報告(NEA, 2012)

根據我國相關法規規定，目前以劑量與風險做為評估處置設施安全性的指標；有關國際目前採用之替代性安全指標與其參考值，可供未來輔助說明處置設施可能造成的劑量與風險之參考。

3. 特徵/事件/作用(FEPs)

3.1 簡介

檢視與篩選可能影響處置設施功能與安全的特徵/事件/作用 (Feature, Event, Process, 簡稱 FEPs)是執行安全評估前的重要準備工作，透過大量研究各種影響因素與處置設施交互作用之分析，訂定工程設計前提與地質初始條件下，處置設施元件之安全功能指標，並建構處置設施於 100 萬年安全評估時間尺度內的參考演化，發展各種可能衍生情節及案例，以分析模式鏈的方式量化個別情節與案例下處置設施可能造成之輻射劑量影響。最後，綜整分析各種情節之影響而得到安全評估結論，包括風險合規性危害程度及不確定性分析。

3.2 參考案例 FEPs 資料庫

建置 FEPs 資料庫作法上有 3 種：(1)集合一些對處置設施系統有整體概念的人員，並配合各種領域的專家組成工作小組，將所認知的因素列出，經過對照、討論、彙整後表列展示；(2)選擇一個其它計畫的 FEPs 資料庫做基礎，配合參考案例之處置設施概念及場址特性，加以增減與修飾；(3)彙整各國已知的 FEPs 資料庫，經過篩選，重新整合出適合參考案例之 FEPs 清單。

目前用過核子燃料最終處置計畫，係參考瑞典 KBS-3 之處置概念，以結晶岩作為處置母岩，在安全評估方法論則參考瑞典 SR-Site 安全評估報告引進安全功能的觀念；因此，本報告先參考瑞典 SR-Site 計畫的 FEPs 清單，然後依據處置計畫進程、背景，以及參考案例特性進行初步篩選，挑選合適的 FEPs 因子。特別是與在地環境有極大相關的外部條件與生物圈部分的 FEPs 因子，再依據參考案例地質條件予以調整；生物圈則以日本 H12 報告的生物圈相關 FEPs 因子為基礎，考量參考案例的特性進行調整。通過上述過程完成參考案例 FEPs 清單，然後再與 NEA FEPs 資料庫中的國際 FEPs 清單(IFEP)進行比較，以確保所有相關因素都已經考慮。

經過上述過程，並納入近年召開專家會議之各項建議，目前 FEPs 資料庫內共計 439 項因子。基於安全評估報告對 FEPs 因子的處理方式，將參考案例 FEPs 資料庫的 FEPs 因子分為：(1)初始狀態、(2)內部作用、(3)變因、(4)生物圈及(5)外部條件共 5 大類(台電公司，2019a)。

(1) 初始狀態(Initial State)(共 18 個)

此部分描述系統元件為發揮圍阻與遲滯安全功能所需具備的設計、製造及建造之要求，並說明其可能存在的偏差問題，分別依廢棄物罐、緩衝材料、回填材料及地下設施進行初始狀態之描述。

(2) 內部作用(Internal Processes)(共 198 個)

針對處置系統中熱-水-力-化的個別作用或耦合作用，以長期觀點來探討處置設施的安全性。涵蓋的內容包括用過核子燃料、廢棄物罐、緩衝材料、回填材料、地下設施及地質圈。

(3) 變因(Variable)(共 99 個)

主要依據內部作用之科學論證或交互作用模型分析與實驗設計，彙整具關連性的變因。在變因彙整分析中，需盡可能考量長時間演化下，所有內部作用對障壁特性的改變結果。

(4) 生物圈(Biosphere)(共 90 個)

係考量氣候與地理條件。根據參考案例型態、水文地形特徵、文化生活及生態系統等綜合彙整而產生。內容分別以熱、水文、物理化學、放射、遷移、演化及擾動共 7 大類，加以探討與呈現。

(5) 外部條件(External)(共 34 個)

外部 FEPs 分類主要包含氣候相關議題、區域地質作用、未來人類活動及其他等進行探討。

3.3 參考案例之 FEPs 資料清單

本報告參考案例 FEPs 資料清單係以同為結晶岩及深層地質處置設計概念之「我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告(SNFD2017 報告)(台電公司，2019a)」SNFD2017 參考案例之 FEPs 清

單為基礎，進一步由第 3.2 節中所建置的 FEPs 資料庫裡，建立適合本報告參考案例的 FEPs 資料清單。FEPs 資料清單之因子篩選原則，有以下 3 點：

- (1) 主要探討處置系統長期安全性之評估技術，包含用過核子燃料、廢棄物罐、緩衝材料、回填材料與地質圈等內部作用，以進行整體影響評估；另關於在長時間演化下對內部作用影響的變因，目前先於相關技術發展中評估考量暫未表列。
- (2) 依據參考案例之地質與環境特性，篩選與外部條件及生物圈之相關聯 FEPs 清單。如推測參考案例之區域古氣候環境，就全球冰河期影響之海平面改變、海岸線遷移等 FEPs 因子進行探討，並加入封閉後與當代環境條件相似階段、區域極端氣候如急降雨等、區域地殼變動及未來人類行為等因子，討論相關之 FEPs 清單；而排除冰河期直接造成之區域影響的相關因子。
- (3) 配合目前技術研發水平與發展的關鍵技術，進行相關聯之 FEPs 清單篩選，以探討其對安全之影響。

本報告依據上述篩選原則，建立參考案例 FEPs 資料清單，共計 152 項因子，詳如表 3-1。

表 3-1：參考案例 FEPs 資料清單

初始狀態(共10個)		
編號	FEP名稱	定義
TWISGen01	重要事故/意外事故/惡意破壞	在封裝廠、處置設施運轉及運輸中發生的重要事故/意外，例如：火災、爆炸、地震與水災。隨著嚴重事故後可能進行的除污。惡意破壞(化學、物理等)、不當管理，造成同上的事故。
TWISGen02	運轉期的影響	處置設施運轉期主要會影響到岩石圈及整體處置設施的後續發展。例如：岩床的水文地質條件會受到處置設施開挖的影響；又如：處置設施的各個部分，在不同的時間完工，將面臨不同的水文地質條件，可能就會影響緩衝材料與回填材料的飽和度。前述影響都是處置設施預期演化的一部分，無法在系統化處理處置設施隨時間演化過程中自動取得。因此，需要於處理處置設施演化過程中，適當地納入討論。
TWISGen03	不完整的封閉	考量未封閉、遭廢棄物處置設施之影響。
TWISGen04	監測活動	監測活動的用意在於長期安全，包括地下監測鑽孔。
TWISC01	不良的廢棄物罐	在製造、密封、運輸與安置期間，廢棄物罐的不當操作及損壞考量。儘管在製造與密封皆有品質上管控，仍考慮有隨機瑕疵，因可能還是會有某些共同因子而造成一些瑕疵。
TWISC02	廢棄物罐的設計偏差	銲接或材料的缺陷(幾何形狀、材料組成)，例如：因銅材料中雜質或不良製造方法造成延展性的喪失，或因不良製造方法造成「冷裂」。儘管在製造與密封皆有品質管控下，仍考慮有某些共因所造成隨機瑕疵。
TWISBu01	緩衝材料的事故	由地下水流入、以遙控吊御問題造成緩衝材料安裝失敗或偏差，導致緩衝材料的不均勻性及/或降低密度。
TWISBu02	緩衝材料的設計偏差	雖然有品質管控，仍有緩衝材料性質的偏差。
TWISBfT01	隧道回填材料的事故	由於如水流入或回填材料安置的失誤或偏差，導致不均勻的回填材料等。
TWISBfT02	隧道回填材料的設計偏差	雖然有品質管控，仍有回填材料性質的偏差。
內部作用(共58個)		
編號	FEP名稱	定義
TWF01	放射性衰變	因放射性衰變，燃料內放射性核種的蛻變。
TWF02	輻射衰減/熱產生	能量藉由輻射傳遞到燃料或廢棄物罐空腔中的物質。
TWF03	誘發核分裂(臨界)	廢棄物罐內誘發核分裂與臨界的可能性。
TWF04	熱傳輸	熱經由傳導與輻射作用，自燃料及廢棄物罐空腔傳遞到廢棄物罐。
TWF05	水與氣體在廢棄物罐空腔內的傳輸	水、水蒸氣與其他氣體，在失效廢棄物罐內的傳輸。
TWF08	平流與擴散	溶質藉著平流與擴散傳輸，在廢棄物罐內部的進出。
TWF09	殘留氣體輻射分解/酸化形成	完整廢棄物罐內的空氣與水，可能被輻射照射而分解，接著其產物可能被轉化成腐蝕性氣體，如硝酸或亞硝酸。

編號	FEP名稱	定義
TWF11	金屬腐蝕	燃料中燃料護套與其他系統元件的腐蝕導致活化產物從金屬部位釋放出來。
TWF12	燃料溶解	若水進入廢棄物罐空腔中，燃料可能溶解/轉化，造成燃料基質中的鈾及其他放射性核種釋出。
TWF13	間隙核種存量溶解	若水進入廢棄物罐中，已被隔離在燃料與護套間隙中之物質，會釋出放射性核種。
TWF17	放射性核種傳輸	廢棄物罐內溶解的放射性核種藉由平流與擴散的方式傳輸，而氣體形式核種(C-14, Rn-222, Kr-85)則可能以氣相傳輸。
TWC02	熱傳輸	在鑄鐵內襯與銅廢棄物罐內金屬的熱傳遞是藉由熱傳導方式傳輸；如果鑄鐵內襯與銅殼間的空隙為真空，則以熱輻射的方式傳輸。
TWC03	內襯鑄鐵的形變	當廢棄物罐受到機械式的負載，例如，當緩衝材料膨脹，一開始應力將會使得廢棄物罐材料有彈性地變形，但如果應力夠大，將會發生可塑性變形。
TWC04	因外部壓力引起銅廢棄物罐的形變	銅廢棄物罐主要用來阻擋腐蝕。銅廢棄物罐的機械強度為次要，但廢棄物罐必須禁得起操作、運送與處置的相關負載。銅也必須擁有足夠的延展性，以允許鑄鐵內襯因外部負載造成廢棄物罐變形之無論塑性或潛變的應變。此外，銅廢棄物罐必須承受外部壓力所造成的鑄鐵內襯變形的負載。
TWC09	伽凡尼腐蝕	若銅殼破裂且地下水進入並與鑄鐵內襯接觸，銅表面上電化學反應將影響鑄鐵內襯的腐蝕。
TWC11	銅廢棄物罐腐蝕	在處置設施條件下，銅廢棄物罐的腐蝕。
TWC12	銅廢棄物罐的應力腐蝕龜裂	在處置設施條件下，銅廢棄物罐應力腐蝕龜裂的可能性。
TWC15	放射性核種傳輸	見 TWF17 放射性核種傳輸。
TWBU02	熱傳輸	廢棄物罐安置後，藉由傳導或輻射的熱傳輸，由廢棄物罐表面進入緩衝材料。
TWBU04	在未飽和條件時的水汲取與傳輸	在未飽和條件下，因緩衝材料中的負毛細壓力，對處置孔周圍岩體內水份的吸收與傳輸。
TWBU05	在飽和條件時的水傳輸	在飽和條件下，水在緩衝材料中的流動。
TWBU06	氣體傳輸/溶解	係指氣體從緩衝材料向外傳輸之過程。此氣體包含未飽和階段存在於孔隙間之空氣，以及飽和階段失效廢棄物罐內之鑄鐵內襯受水厭氧腐蝕所產生之氫氣。依緩衝材料之狀態及氣體產生速率之不同，氣體會透過溶解擴散、毛細管二相流及擴張通道等方式進行傳輸。
TWBU07	管流/侵蝕	管流在膨潤土中形成通道及連續水流，並侵蝕水化的膨潤土膠體。
TWBU08	膨脹與質量再分布	緩衝材料的膨脹及其他會引起緩衝材料質量的再分布的應力-應變相關作用，如熱膨脹、潛變，以及許多緩衝材料與廢棄物罐、近場母岩及回填材料間的交互作用。
TWBU10	物種平流傳輸	在緩衝材料中因壓力引起的流動，使溶質及膠體在孔隙水中傳輸。
TWBU11	物種擴散傳輸	緩衝材料中溶質藉由擴散的方式傳輸，包含增強顯著的陽離子擴散與陰離子排斥。

編號	FEP名稱	定義
TWBu12	吸附 (包含主要離子交換)	緩衝材料內溶質藉由離子交換和表面錯合方式吸收。
TWBu13	雜質蝕變	除蒙脫石外，緩衝材料內的附屬礦物及雜質的溶解及二次沉澱。
TWBu14	水溶液的物種形成與反應	液態相的化學反應，包含熱力學與動力學。
TWBu15	滲透作用	由於離子流經膨潤土-岩石介面的移動性差異，對膨潤土緩衝材料特性(回脹壓力與水力傳導係數)所造成的影響。
TWBu16	蒙脫石轉化	在緩衝材料中發生的蒙脫石變質，對於這種變質的反應與效應的考量。
TWBu18	蒙脫石膠體釋出	緩衝材料因回脹作用而擠壓至處置孔周圍岩體裂隙中，可能導致個別的蒙脫石層或小群組的礦物層分離。
TWBu22	膠結	膠結作用主要是指緩衝材料受不同之化學或力學作用，導致其流變行為及回脹性質的改變。
TWBu23	膠體傳輸	緩衝材料內膠體的形成、濃度、穩定性與傳輸，包括放射性核種的聚集及被膠體顆粒吸附的放射性核種。尤其指緩衝材料中的膠體在廢棄物罐內部至處置孔母岩的傳輸。
TWBu25	放射性核種於水相的傳輸	緩衝材料中放射性核種藉由平流、擴散、成核、吸附、膠體傳輸、放射性衰變的方式傳輸。
TWBft03	在未飽和條件時的水汲取與傳輸	在未飽和條件下，因回填材料內部孔隙為負毛細壓力，導致自周圍岩體的水汲取，而形成水傳輸。
TWBft04	在飽和條件時的水傳輸	在飽和條件下，水在隧道回填材料中的傳輸，其主要是水力梯度所造成。
TWBft06	管流/侵蝕	因處置隧道周圍的岩體裂隙與回填材料交界處生成的水壓力，造成該區域回填材料產生管流與侵蝕作用。
TWBft07	膨脹/質量再分布	隧道內回填材料膨脹與質量的重新分布，包含熱膨脹、潛變，以及回填材料與緩衝材料、岩石、隧道封塞的交互作用。
TWBft09	物種平流傳輸	溶質(溶解的物質)及膠體在水中因壓力引起的平流傳輸。
TWBft10	物種擴散傳輸	隧道回填材料溶質的擴散傳輸，包含增強顯著的陽離子擴散和陰離子互斥。
TWBft11	吸附(包含主要離子的交換)	隧道內回填材料的溶質藉由離子交換與表面錯合方式吸附。
TWBft12	回填材料雜質蝕變	回填材料中蒙脫石以外的附屬礦物與雜質的溶解及二次沉澱。
TWBft13	水溶液的物種形成與反應	見 TWBu14：水溶液的成核與反應。
TWBft14	滲透作用	滲透作用對回填材料特性(回脹壓力與水力傳導係數)上的效應。
TWBft15	蒙脫石轉化	隧道回填材料中蒙脫石的變質及相對應的變質效應。
TWBft16	回填材料膠體釋出	隧道回填材料膠體釋出的機制。
TWBft21	放射性核種於水相的傳輸	回填材料中放射性核種藉由平流、擴散、物種形成、吸附、膠體遷移、放射性衰變的方式移動的過程。

編號	FEP名稱	定義
TWGe03	地下水流	處置設施開挖、運轉與封閉時期周圍母岩內的地下水流。
TWGe05	岩石的位移	由於力學或熱力學負載作用造成處置設施周圍岩石位移現象。
TWGe06	再活動-沿著現有連續面的位移	不同負載條件下岩體不連續面的正向與剪切位移。
TWGe07	破裂	由於高張力或應力集中造成的岩盤破裂。
TWGe11	溶解物種的平流傳輸與混合	溶質在岩石連通裂隙中的地下水流傳輸。這些流動通路多將交會。因此，從不同的傳導裂隙處的水的混合。平流從而導致不同類型的水相互取代及/或混合的情況。
TWGe12	裂隙與岩石基質的溶解物種的擴散傳輸	裂隙中地下水流的擴散傳輸，此時地下水的平流小；岩石基質孔隙內的擴散包括陰離子排斥與表面擴散。
TWGe13	物種形成與吸附	岩體內含水裂隙與岩體基質內微裂隙的水或多或少處於停滯，其表面會有溶質的成核與吸附。
TWGe14	地下水/岩石基質的反應	不流動的地下水與岩盤基質中礦物的化學作用。
TWGe15	裂隙填充礦物的溶解/沉澱	裂隙表面礦物的溶解與地下水溶解物在裂隙表面的沉澱現象，包含放射性核種的共沉澱。
TWGe24	水相中的放射性核種傳輸	水相中放射性核種傳輸有關作用的整合樣貌，也就是平流與延散(混合)、擴散與岩石基質擴散、吸附與物種生成、膠體傳輸及放射性衰變。
外部條件(共30個)		
編號	FEP名稱	定義
TWcli01	氣候系統-氣候系統組成	地球氣候系統由五大部分組成，包含：大氣圈、水圈、冰雪圈、地表與生物圈。
TWcli02	氣候系統-氣候強迫作用	自然的氣候驅動有3種：(1)太陽發射的輻射之變化。(2)地球軌道改變。(3)地質構造作用。此外，可額外加入人為驅動，儘管嚴格而言，人類的影響並不是氣候系統的一部分或組成。
TWcli03	氣候系統-物理過程與交互作用	氣候系統過程及交互作用的描述為非線性，涵蓋能量收支、輻射平衡、水文循環、碳循環與回饋機制，回饋機制相關過程：對外部作用的初始變化而言，增強(正回饋)初始變化或減弱(負回饋)。
TWcli09	氣候相關議題-海岸遷移	冰河均衡調整相關的相對海平面高度變化，造成海岸線遷移。
TWcli11	氣候相關議題-剝蝕	描述結合所有風化與侵蝕過程的影響，即剝蝕作用是磨損或逐步減低地形凹凸過程之加總。
TWcli12	氣候相關議題-海平面的改變	海平面改變的相關 FEPs，可能發生全球性(海平面升降)變化與區域性地質改變，例如地殼均衡移動。
TWcli13	氣候變遷	全球暖化、極端氣候、冰河循環及季風變遷等的影響。
TWcli14	氣候相關議題-氣候變化對水文/水文地質的影響	有關水文與水文地質之 FEPs，例如氣候改變對某區域的地下水補注，沉積負載物與季節性的反應。
TWcli15	氣候系統-臺灣的氣候	臺灣現今氣候與未來氣候演變。
TWLSGe02	地震	現今臺灣之地震分布及臺灣之地震目錄與地震成因機制。

編號	FEP名稱	定義
TWLSGe03	地震/活動斷層	由於斷層活動造成之地震對處置設施之影響。現今臺灣斷層分布及活動分析。
TWLSGe04	火山/岩漿活動	「岩漿」為地球內部所產生的高溫熔融流體；而所謂火山活動是指岩漿噴出至地表的活動，以及由這個活動所造成的各種地質現象。與安全相關因子為火山/岩漿活動的範圍分布、活動頻率及特性。
TWLSGe05	抬升/沉降	因造山運動及板塊運動造岩體或地形抬生及沉降影響。
TWLSGe06	貫入作用/泥貫入體	此處指地下深處的泥質岩類，因低密度與高塑性，故受到地層擠壓時向上拱起，造成貫入上覆岩層的作用。
TWLSGe07	熱液(溫泉)活動	高溫地下水相關 FEPs，包括如密度驅動的地下水流與高溫地下水流通過的岩石礦物之熱液蝕變作用。與安全相關因子為熱液活動對於地下水文、地下化學及微生物活動的影響。
TWLSGe08	地體構造演化	過去與現在的力學演進過程，對目前板塊力學條件的影響。
TWOth01	隕石撞擊	隕石撞擊對處置設施安全的後果。
TWOth02	特殊事件-山崩	大片的岩層或土石，沿著山坡突然向下滑落、移動的現象，稱為山崩。崩落的土石和岩屑極不穩定，常持續崩塌，直到坡度變緩，才會漸漸穩定下來。山崩可能包含：落石、土石流、地滑等影響。
TWOth03	特殊事件-土石流	土石流係指泥、砂、礫及巨石等物質與水之混合物，受重力作用所產生之流動體，沿坡面或溝渠由高處往低處流動之自然現象。
TWOth04	特殊事件-海嘯	海嘯是由海底地震引發並引起海水劇烈的起伏，形成強大的波浪。
TWOth05	特殊事件-極端天氣	極端天氣包含洪水、極端降水、電暴與閃電等作用，其影響時間尺度短暫，卻可能對開挖運轉期有重要影響。
TWOth06	特殊事件-海岸和河流的侵蝕	海岸和河流的侵蝕系指海水與海岸交互作用，長期作用的結果，有些地方會出現海岸線持續後退，灘地寬度明顯縮減，或海灘地前緣、海床坡度變陡時，海岸侵蝕的現象就可能發生。臺灣島四面環海海岸線超過 1,000 km，海岸侵蝕不但造成土地的流失，沿海地區的建築物基礎有可能被掏空而崩塌，沿海的防波設施甚至經不起暴潮、巨浪的襲擊而沖毀。
TWOth07	特殊事件-颱風	颱風是熱帶氣旋的一種，也就是在熱帶海洋上所發生的強烈低氣壓，當熱帶氣旋近地面中心附近最大風速達到或超過 17.2 m/s (約 62 km/hr) 時，就稱它為颱風。根據統計平均 1 年約有 3 個至 4 個颱風侵襲臺灣，侵襲期間經常造成強風、豪雨、淹水、山崩、坍方、土石流、暴潮、海水倒灌等災害。
TWFHA01	未來人類活動整體考量	整體考量有關涉及廢棄物管理原則與世代責任的未來人類活動。
TWFHA02	社會分析	未來人類的社會發展可能會影響處置設施的重要議題。

編號	FEP名稱	定義
TWFHA03	全面性技術分析	在處置設施之選址與設計、經濟面及科技發展，需要考量的人類活動。
TWFHA04	造成熱影響的人類活動與其目的	會影響處置設施與功能的建設與技術，包括：建造熱貯、建造熱泵系統、抽取地熱、在處置設施上建造加熱/冷卻機。
TWFHA05	造成水力影響的人類活動與其目的	會影響處置設施及其功能的建設與技術，包括：鑿井、建造水庫、改變表面水體(河流、湖、海)的長度方向，或與其它表面水體的連結。
TWFHA06	造成力學影響的人類活動與其目的	會影響處置設施及其功能的建設與技術，包括：在岩層中鑽孔、建造岩洞、隧道...等、建造礦場、建造垃圾掩埋場。
TWFHA07	造成化學影響的人類活動與其目的	會影響處置設施及其功能的建設與技術，包括：在岩石中貯存危險廢棄物、建立衛生掩埋場、酸化或以其他方式污染空氣、水、土壤或岩盤、消毒土壤。
生物圈(共54個)		
編號	FEP名稱	定義
TWBioHY01	核種經地下水流徑釋出	地質圖中放射性核種伴隨地下水經由人為抽取或自然流出至生物圈中。
TWBioHY02.1	地下水流	指經由地表入滲、進入地下水層，並經由泉水或滲流水排放至河流通道之部分水流。
TWBioHY02.2	地表逕流	指過多洪水、融冰或其他水源流過地表所產生之水流。
TWBioHY02.3	河流流動	水流體積將影響侵蝕和沉積作用速率。
TWBioHY02.5	洋流	經由破浪、風力、科氏效應、增密及溫度與鹽度變化所引起作用力，使海水發生持續性遷移之過程。
TWBioHY02.6	海洋碎波	指海洋與空氣交界處，因發生海水氣泡破裂而生成氣膠顆粒，進而排放至大氣中。
TWBioHY02.7	洪水	溢流水淹沒原本乾燥的土地。洪水會影響發生入滲面積土地大小。
TWBioHY03	地下水補注	經由地表水或其他方式補注地下含水層的水。
TWBioHY04	降水	指在大氣中冷凝的水汽以不同方式下降到地球表面的天氣現象
TWBioHY06	蒸發散	土壤中的水經由蒸發作用或者植物的蒸散作用遷移至大氣中。
TWBioMC01	侵蝕作用	於風力或水力作用下，使得地表形貌持續發生改變。由降雨、地表逕流、河流及偶發性氾濫所引起的水力侵蝕，將使地表土壤或植物造成流失。
TWBioMC02	土壤轉換	某些環境介質經由天然演化可能導致土壤生成或消失。湖泊老化、河道變更或水位降地等天然演化過程，可能使湖泊或河流沉積物逐漸轉變成陸地。
TWBioMC04.2	吸附/脫附	液態溶液中離子吸收或吸附至固態物質表面之過程，以及自固態物質表面脫附之過程。離子之化學型態、氧化還原電位(Eh)、pH值及是否有其他化學物質存在等參數條件，將影響離子交換及錯合反應之反應速率。
TWBioMC05	風化作用	風化作用會使岩石或岩屑破裂或分解成更小塊體，風化分為物理風化或化學風化
TWBioRA01	體外曝露作用	污染源對關鍵群體所造成潛在體外曝露。

編號	FEP名稱	定義
TWBioRA02.1	吸入曝露作用	經由呼吸空氣，吸入污染懸浮粉塵或氣體之過程。
TWBioRA02.2	攝食曝露作用	經由攝食吸入污染水或物質。
TWBioRA03	資源使用	使用污染的天然或農業資源，所導致人類輻射曝露。
TWBioRA05	過濾水	基於飲用或其他目的，過濾水中雜質。
TWBioRA06	過濾空氣	以天然或人工方式進行空氣過濾。
TWBioRA07	通氣	主動進行屋內空間或房間通氣。
TWBioRA08	食物處理	食物前處理過程可能導致放射性物質濃度減低。
TWBioRA09	位置/屏蔽因素	用於計算體外曝露劑量之屏蔽或其他衰減因子。
TWBioRA10	飲食選擇	各項產品之攝用量。
TWBioRA11	翻耕	翻耕為一種翻動土壤之農業作業方式。
TWBioRA12	土壤施肥	以污染殘餘農作物、草灰、綠肥或牛糞肥進行施肥，可能使土壤中放射性活度增加。
TWBioMI01.1	地表水與孔隙介質間傳輸	污染水經由自然作用傳輸至孔隙介質內，或是自孔隙介質中傳輸出來。
TWBioMI01.1.1	滲透作用	污染水經由土壤層進入地下水體。
TWBioMI01.1.2	毛細上升	藉由蒸散作用所產生的毛細管作用力，導致地下水由地下水面向上傳輸。
TWBioMI01.1.4	入滲	污染水由地表流入土壤層中。流入非飽和層水量多寡，決定地下水補注程度。
TWBioMI1.2	懸浮沉積物傳輸	懸浮沉積物於流動水中進行傳輸。
TWBioMI02.2	落石	塊體透過重力進行如自由落體般運移。
TWBioMI02.3	再懸浮/沉降	物質懸浮至大氣中，並隨後沉積於地表。
TWBioMI02.4	沉積物再懸浮	沉積物透過流動水產生再懸浮。
TWBioMI02.5	沉積	由於重力作用使得水體內懸浮顆粒產生沉降及堆積而形成沉積物。
TWBioMI02.7	河床載運移	流體中顆粒物質沿著河床，透過滾動、滑動及跳動進行傳輸。
TWBioMI03.1	氣體傳輸	氣體、揮發性物質於大氣中之傳輸。
TWBioMI04.1	植物吸收	植物藉由吸收及生物作用，將地表介質中的放射性物質吸收至植物體內。
TWBioMI04.2	轉置	物質於植物內之遷移。
TWBioMI04.3	衰亡/落葉/排泄	生物的有機質落至地面。
TWBioMI04.4	植物截留(或截留)	指空中乾或濕沉降物落被植被保留而未立即落到地面的比例。
TWBioMI04.6	動物攝食	動物之攝食及吸入作用。
TWBioMI04.7	動物內傳輸	污染物質於動物飼料及動物組織間之傳輸，而污染動物組織可能被人類或其他生物體食用。
TWBioMI04.8	闖入	侵入指生物(包括人類)藉由運動、鑽孔或生長而進入處置場區。
TWBioMI04.9	生物擾動	藉由植物及穴棲動物之活動，使土壤或沉積物混合及重新分布。
TWBioMI05.1	灌溉	利用污染地表水或井水灌溉農作物。
TWBioMI05.2	取水井	抽取地下含水層中的水。
TWBioMI05.3	固態物質再利用	固態物質再利用。
TWBioMI05.6	挖掘沉積物	自湖泊及河流中挖掘沉積物等人類行為，可能因而遷移相當大量固態物質。
TWBioMI05.7	土方工程	人類建築活動可能使大量固態物質發生遷移。
TWBioMI06	輸入/輸出	輸入/輸出即系統元件進入/離開評估模型範圍。

編號	FEP名稱	定義
TWBioEV01	海平面變化	相對於陸地之海平面變化。海平面變化可能會影響沿岸地區地下水狀態。
TWBioEV02	地景演變	地表地形的改變包含地形、地表與地貌的 3D 變化
TWBioEV04	農牧業與養殖業變化	農牧業與養殖業提供人類食物主要來源，亦是計算未來人類曝露之主要途徑。

3.4 綜合分析

本報告於第 4 章至第 7 章中，將分別說明參考案例所考量的 FEPs 因子如何處理及其相關安全功能，描述重點如下：

(1) 初始狀態與變因：

處置設施初始狀態之描述，有關輻射源項與工程障壁詳細內容於第 4.2 節說明；地質圈與生物圈於第 4.3 節說明；處置設施配置於第 4.4 節；監測於第 4.5 節說明。

(2) 外部條件：

有關氣候相關議題，主要考量冰河週期對處置設施的影響，詳細內容於第 5.2 節說明；地體演化相關議題於第 5.3 節說明；未來人類活動對處置設施之影響，則考慮人類無意入侵的影響，將於第 5.4 節說明。

(3) 內部作用：

針對處置系統中的個別作用或是熱-水-力-化耦合作用，以長期觀點來探討處置設施的安全性。涵蓋的內容包括用過核子燃料、廢棄物罐、緩衝材料、回填材料及地質圈等處置設施設計及地質圈的熱-水-力-化耦合作用機制。關於內部作用的流程於第 6 章說明。

(4) 安全功能與安全功能指標：

在安全評估中，證明各系統元件的安全功能，以維持整體處置設施的隔離、圍阻及遲滯目的，來確保曝露群體不會受到核種放射性的顯著影響。關於安全功能相關說明於第 7.2 節說明；圍阻安全功能指標於第 7.3 節說明；遲滯安全功能指標於第 7.4 節說明；隨時間演化的關鍵議題於第 7.5 節說明；安全功能指標隨時間演化的影響因子於 7.6 說明。

4. 處置設施初始狀態描述

4.1 簡介

處置設施系統初始狀態之詳盡描述是安全評估的基礎。一般來說，地質圈及生物圈的初始狀態，定義在處置設施啟動開挖的時間點，此時地質圈及生物圈的狀態可經由場址調查取得相關資訊，並依此建立參考案例，以利後續工程設施性能評估與安全評估之進行。對於工程障壁系統的初始狀態，則通常定義在個別處置孔完成安裝的時間點。

大部分工程障壁系統初始狀態的相關資料，來自處置設施的設計規格(包含容許度跟偏差)。此外，亦需針對工程障壁系統的製造過程、開挖及管理作業等進行描述，以適當地討論及處理初始狀態不符合設計規格時可能衍生的議題。

本章節將摘述工程障壁系統、地質圈與生物圈、處置設施配置之初始狀態，以理解目前規劃之處置設施的樣貌，做為後續安全評估的基礎。

4.1.1 系統概述

我國用過核子燃料最終處置計畫採取國際公認可行的深層地質處置方式，如第 2.5 節所述，參考國際先進國家處置概念之發展，主要以結晶岩做為處置母岩，採用垂直處置的方式，將用過核子燃料埋設在地下 500 m 深之穩定地層環境(天然障壁)中，配合廢棄物罐、緩衝材料與回填材料等工程障壁設施，組成多重障壁系統，並圍阻放射性核種的釋出、遲滯其遷移，以降低對人類之輻射影響。

如第 1.1 節所述，將針對 4,913 公噸鈾(為 2,571 個廢棄物罐)的用過核子燃料進行處置。目前規劃之處置設施包含以下系統元件：

- (1) 輻射源項(用過核子燃料)。
- (2) 鑄鐵內襯與銅殼廢棄物罐。
- (3) 處置孔內的緩衝材料。
- (4) 處置隧道及回填材料。

- (5) 其他處置空間及其回填材料(例如：運輸隧道、豎井、中央區等)。
- (6) 封塞。
- (7) 調查用鑽孔及其封阻材料。
- (8) 母岩。
- (9) 生物圈。

4.1.2 FEPs 初始狀態描述

對處置設施系統初始狀態的瞭解，為進行安全評估的主要依據之一；根據第 3.2 節中 FEPs 資料庫之變因，以及第 3.3 節中參考案例 FEPs 資料清單之初始狀態，描述處置設施工程障壁系統(主要為廢棄物罐、緩衝材料、回填材料)的初始狀態。

4.2 輻射源項與工程障壁初始狀態描述

4.2.1 初始狀態重要安全需求說明

以封閉後初期之安全評估觀點，處置設施系統之初始狀態重要安全考量如下：

- (1) 廢棄物罐中用過核子燃料的衰變熱，對於處置設施短期熱演化之影響。
- (2) 廢棄物罐銅殼於鉚接時的品質與密封性。
- (3) 廢棄物罐鑄鐵內襯的鑄造品質與強度。
- (4) 緩衝材料元件安裝於處置孔後之統體密度影響。
- (5) 回填材料元件安裝於處置隧道後之統體密度影響。

4.2.2 初始狀態描述格式

本章節針對不同的處置設施元件進行初始狀態描述，首先考量各元件之安全功能，並確認需滿足的設計功能，再針對各設計功能提出相對應之規格，綜整完成各元件之規格，作為各元件之初始狀態。

以下各小節將分別說明輻射源項、廢棄物罐、處置孔、緩衝材料及回填材料目前的之初始狀態及其定量描述與由來，至於豎井與坡道回填、噴漿與灌漿材料、封塞、封井等部分則參考相關文獻進行描述。

4.2.3 輻射源項

我國 BWR 核子燃料組件主要採用 GE、ANF、SPC 與 Areva 等製造商之設計，初始鈾濃縮度範圍為 0.71 wt% 至 4.064 wt%；我國 PWR 核子燃料組件主要採用 Westinghouse 之設計，初始鈾濃縮度範圍為 1.603 wt% 至 4.75 wt%。上述資訊統計至 2019 年底，本報告所採用之燃料數量係參照「用過核子燃料最終處置計畫書(2018 年修訂版)」(台電公司，2019c)的內容進行相關分析與技術精進，如表 1-1。

用過核子燃料組件退出爐心後，預計經過 50 年中期貯存(濕式與乾式貯存)冷卻衰變後進行處置，並預定處置作業於 2055 年後開始進行。假定依核一、二、三廠之順序進行處置，每年處置 50 罐廢棄物罐，依據前述 6 部機組用過核子燃料之運轉歷史與燃料設計參數，使用 NUREG RG 3.54 修訂 1 版(US NRC, 1999)與 CR-6999(US NRC, 2010)提供的保守計算方法，估計每束用過核子燃料在 2055 年後各年的衰變熱功率。分別計算各核電廠用過核子燃料第一年處置時，其所有用過核子燃料衰變熱功率的平均值(包含核二、三廠未來週期產生的用過核子燃料，保守假設其衰變熱功率)，由此估計廢棄物罐熱負載的平均值。以各核電廠第一年處置時，廢棄物罐熱負載平均值的最大者，加計 50 W 的保守度(SKB, 2010a)，作為處置時全部廢棄物罐的衰變熱源，約為 1,200 W。

用過核子燃料之放射性極高，且會釋放大量的衰變熱，包含如 Tc-99、Cs-135 與 I-129 等分裂/活化產物(Fission Products/Activation Products, FP/AP)及 Np-237、Pu-239、Am-243 與 Cm-247 等錒系核種(Actinide, AC)，部分核種為 α 射源核種，半化期長達數十萬年。採用美國橡樹嶺國家實驗室(Oak Ridge National Laboratory, ORNL)開發之 SCALE/ORIGEN-S(ORNL, 2011)程式，依據國內 3 座核電廠之運轉歷程與燃料設計資訊，評估各電廠用過核子燃料之燃耗，並考量退出爐

心至規劃處置的冷卻時間，進行放射性核種存量概估。另考量處置設施整體廢棄物罐裝載特性，以罐數作為權重，計算罐數加權平均後的核種存量。

放射性核種主要將根據以下流程進行篩選(圖 4-1)：

(1) 分裂/活化產物

主要將根據分裂/活化產物的放射毒性指數(radiotoxicity index, RI)及半化期進行篩選。放射毒性指數之計算方式如下：

$RI(t) = A(t) \times DCF$	(4-1)

其中，

$RI(t)$ =放射毒性指數，[Sv]。

$A(t)$ =用過核子燃料中放射性核種的活度，[Bq]。

DCF =劑量轉換因子，採用 ICRP-119 號報告(ICRP, 2012)中之劑量轉換因子[Sv/Bq]。

t =處置時間(yr)

根據放射性核種篩選機制(SKB, 2010h)及計算結果，首先篩選出放射毒性指數大於 0.1 Sv、且半化期大於 10 年的放射性核種；接著再將處置後 1,000 年內，放射毒性指數低於 Cs-137 及 Sr-90 的放射性核種，以及處置後 1 萬年內放射毒性指數趨近於零者排除，可篩選出包含 Sr-90、Cs-137、Tc-99、Zr-93、Pd-107、I-129、Cs-135、Sn-126、Se-79、C-14，Cl-36、Ni-59、Nb-94 等 13 個放射性核種。

(2) 鈾系元素及其子核種

將鈾系元素及其子核種中，半化期小於 10 年、且沒有活度貢獻的放射性核種排除，可篩選出以下共 21 個放射性核種：

a. 4N 系列：Pu-240→U-236→Th-232。

b. 4N+1 系列：Cm-245→Am-241→Np-237→U-233→Th-229。

c. $4N+2$ 系列： $\text{Cm-246} \rightarrow \text{Pu-242} \rightarrow \text{Pu-238} \rightarrow \text{U-238} \rightarrow \text{U-234} \rightarrow \text{Th-230} \rightarrow \text{Ra-226} \rightarrow \text{Pb-210}$ 。

d. $4N+3$ 系列： $\text{Am-243} \rightarrow \text{Pu-239} \rightarrow \text{U-235} \rightarrow \text{Pa-231} \rightarrow \text{Ac-227}$ 。

前述共 34 個核種之初始存量(每個廢棄物罐存有核種之莫爾數，每個廢棄物罐中存放的用過核子燃料數量請參考第 4.2.3 節)如表 4-1 所示。

表 4-1：主要核種初始存量表

	核種	mol/canister
分裂 / 活化 產物	C-14	3.25×10^{-2}
	Cl-36	7.00×10^0
	Ni-59	6.39×10^2
	Se-79	1.87×10^{-1}
	Sr-90	5.35×10^0
	Zr-93	2.37×10^1
	Nb-94	2.97×10^{-1}
	Tc-99	2.43×10^1
	Pd-107	6.93×10^0
	Sn-126	5.00×10^{-1}
	I-129	3.73×10^0
	Cs-135	9.83×10^0
	Cs-137	8.52×10^0
鈾系衰變鏈核 種	Pb-210	1.06×10^{-9}
	Ra-226	1.49×10^{-7}
	Ac-227	4.79×10^{-9}
	Th-229	5.28×10^{-8}
	Th-230	4.28×10^{-4}
	Pa-231	9.62×10^{-6}
	Th-232	1.30×10^{-4}
	U-233	1.50×10^{-4}
	U-234	2.55×10^0
	U-235	6.74×10^1
	U-236	5.20×10^1
	Np-237	6.60×10^0
	U-238	8.08×10^3
	Pu-238	1.75×10^0
	Pu-239	4.24×10^1
	Pu-240	2.65×10^1
	Am-241	1.12×10^1
	Pu-242	8.51×10^0
	Am-243	1.97×10^0
	Cm-245	4.40×10^{-2}
	Cm-246	7.66×10^{-3}

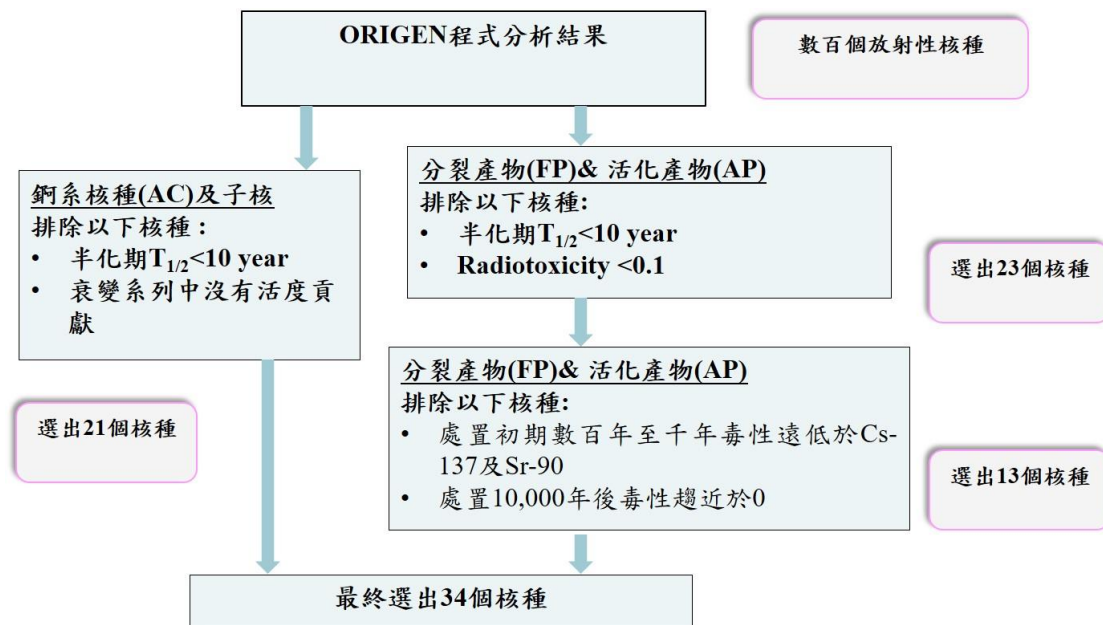


圖 4-1：重要核種篩選流程

資料來源：台電公司，2016

4.2.4 廢棄物罐

參考瑞典 KBS-3 處置設施系統之設計概念，廢棄物罐外部由具有延展性之銅殼包覆，內部則以強度較高之鑄鐵、方管及封蓋組成。其基本安全功能為放射性物質的圍阻及遲滯，以維持處置後之長期安全性。為確保能達到前述目標，廢棄物罐設計具有以下功能(POSIVA and SKB, 2017)：

- (1) 抗腐蝕：廢棄物罐由高純度銅製作，氧含量僅容許數十 ppm，以避免晶界腐蝕。
- (2) 抗圍壓：廢棄物罐需承受周圍緩衝材料回脹壓力與地下水壓。
- (3) 抗不均勻壓力：考量不同飽和密度膨潤土經地下水入滲，以致完全飽和後產生不均勻回脹壓力，使廢棄物罐承受的彎矩效應，進行廢棄物罐抗不均勻壓力的設計規劃。
- (4) 抗剪力：考量處置設施封閉後，可能因地震等因素使處置孔周圍母岩既有裂隙發生錯動，從而對緩衝材料與廢棄物罐形成的剪力作用，以規劃廢棄物罐抗剪力的設計。
- (5) 輻射效應：廢棄物罐需能協助達成第 1.4 節針對輻射影響之相關規定。此外，為避免輻射影響緩衝材料、地下水輻射水解作用，以及用過核子燃料之中子與加馬射線對廢棄物罐材料性質造成的影響，亦將限制廢棄物罐的表面劑量率 $\leq 1 \text{ Gy/h}$ (POSIVA and SKB, 2017)。
- (6) 核子臨界：廢棄物罐內需維持在次臨界狀態(中子有效增殖因子(Effective Multiplication Factor, K_{eff})小於 1)，確保臨界安全，以避免過度能量釋放影響工程障壁與周遭母岩的性能，或造成放射性核種存量的大幅改變，保守起見再取 5%的保守度，以中子有效增殖因子小於 0.95 進行設計規劃(SK B, 2010c;POSIVA and SKB, 2017)。

上述各設計功能對應之設計需求如表 4-2 所示。

廢棄物罐材料係依據幾何形狀及材料強度，由內部的鑄鐵內襯及方管負責抵抗外力作用，外部則由延展性較佳及具有抗腐蝕特性的銅殼組成，當受剪力位移或不均勻壓力等造成較大變形的情況時，仍可

包覆用過核子燃料，並具有抵抗腐蝕之特性。其中，銅殼是避免廢棄物罐內放射性核種釋出的最主要障壁，其厚度依據處置環境的抗腐蝕需求及屏蔽效能的評估結果予以決定。廢棄物罐的銅殼厚度目前與瑞典 KBS-3 設計概念相同，若無緩衝材料被侵蝕之狀況，則 5 cm 的銅殼厚度(含銅殼銲接)可抵抗至少 100 萬年的腐蝕作用；若考慮緩衝材料受最嚴重侵蝕的情況，廢棄物罐仍具有足夠的厚度餘裕以維持安全功能。

由於 BWR 與 PWR 用過核子燃料在組件尺寸上的差異，目前規劃每個廢棄物罐可裝載 4 束 PWR 用過核子燃料組件，或 12 束 BWR 用過核子燃料組件。根據用過核子燃料數量(表 1-1)，預計約需 2,571 個廢棄物罐(BWR 1,491 個、PWR 1,080 個)，以進行我國用過核子燃料之處置作業。

此外，根據第 4.2.3 節所述，保守估計處置時各廢棄物罐的衰變熱源，配合每年處置 50 罐廢棄物罐之裝載期程，制訂廢棄物罐熱負載的設計值及衰變熱曲線，設定廢棄物罐初始熱負載限值為 1,200 W。另亦依據核子燃料束最大設計長度，保守加上預估間隙，設計廢棄物罐規格如下(台電公司，2020)：

- (1) 廢棄物罐整體長度：BWR 廢棄物罐為 4,905 mm，PWR 廢棄物罐為 4,835 mm。
- (2) 廢棄物罐外徑：1,050 mm。
- (3) 廢棄物罐初始厚度：50 mm。
- (4) 鑄鐵內襯長度：BWR 廢棄物罐為 4,643 mm，PWR 廢棄物罐為 4,573 mm。
- (5) 鑄鐵內襯直徑：949 mm。
- (6) 廢棄物罐相關設計規格綜整於表 4-3，組裝後之型式如圖 4-2 至圖 4-6 所示，而其材料規格詳列如表 4-4。

表 4-2：廢棄物罐之設計功能及設計需求

設計功能	性質	長期安全之設計需求
抗均勻圍壓	影響廢棄物罐圍阻性質。	須能承受緩衝材料回脹壓力 10 MPa 與靜水壓力 5 MPa (POSIVA and SKB, 2017)
抗不均勻壓力	影響廢棄物罐圍阻性質。	須能分區域承受壓力 3 MPa 至 10 MPa (POSIVA and SKB, 2017)
抗裂隙剪力	影響廢棄物罐圍阻性質。	須能承受剪切速率 1 m/s 且位移 5 cm (POSIVA and SKB, 2017)
輻射劑量率	達成針對輻射影響之相關規定。	個人輻射劑量小於 0.25 mSv/yr (「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」第 9 條)
表面劑量	避免輻射影響緩衝材料、地下水輻射水解作用，以及用過核子燃料之中子與加馬射線對廢棄物罐材料性質造成的影響。	廢棄物罐表面輻射劑量限值 ≤ 1 Gy/h (POSIVA and SKB, 2017)
臨界性	避免過度能量釋放影響工程障壁與周遭母岩，造成放射性核種存量的大幅改變，可能導致由處置場釋出的核種增加。	需維持在次臨界狀態；中子有效增殖因子需小於 0.95 (POSIVA and SKB, 2017)

表 4-3：廢棄物罐相關設計規格

廢棄物罐相關幾何尺寸(mm)		
銅殼		
整體長度(A) (含銅殼上端與下端封蓋)	BWR	4,905
	PWR	4,835
內部長度	BWR	4,643
	PWR	4,443
初始厚度(T)		50
外徑(B)		1,050
內徑(C)		850
細部尺寸(E)		952
細部尺寸(F)		821
細部尺寸(G)		850
細部尺寸(H)		953
細部尺寸(I)		10
細部尺寸(K)		35
細部尺寸(L)		50
細部尺寸(M)		50
細部尺寸(N)		60
細部尺寸(P)		75
細部尺寸(Q)		50
細部尺寸(R)		50
鑄鐵內襯		
直徑(D)		949
BWR	底部厚度(B)	60
	內部長(C)	4,533
	邊距(H)	33.3
	細部尺寸(N)	孔深90
	長度(A)	4,643
PWR	底部厚度(B)	80

	內部長(C)	4,443
	邊距(H)	37.3
	細部尺寸(N)	孔深100
	長度(A)	4,573
燃料儲存空間		
BWR	細部尺寸(I)	20
	方管間距(K)	30
	燃料通道中心至中心間距(J)	210
	燃料空間斷面(L)	160×160
	細部尺寸(M)	10
PWR	細部尺寸(I)	20
	方管間距(K)	110
	燃料通道中心至中心間距(J)	370
	燃料空間斷面(L)	235×235
	細部尺寸(M)	12.5
鋼蓋		
直徑(E)		910
厚度(F)		50
細部尺寸(G)		5°
廢棄物罐初始熱負載限值(W)		1,200

表 4-4：廢棄物罐材料規格

BWR 類型之銅外殼重		7,500 kg
BWR 類型之鑄鐵重		13,700 kg
BWR 類型之廢棄物罐(含燃料)重		24,600 kg 至 24,700 kg
PWR 類型之銅外殼重		7,500 kg
PWR 類型之鑄鐵重		16,400 kg
PWR 類型之廢棄物罐(含燃料)重		26,500 kg 至 26,800 kg
銅殼	彈性模數	120 GPa
	柏松比	0.308
	密度	$8.9 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$
	銅含量	無氧銅純度>99.99%以上
	延伸率	>40%
	延展性	>15%
	平均晶粒大小	<800 μm
鑄鐵	彈性模數	166 GPa
	柏松比	0.32
	密度	$7.2 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$
	降伏應力	>267 MPa(拉力) >270 MPa(壓力)
	極限應力	>480 MPa(拉力)
	破裂韌度	$J_{2\text{mm}} > 88 \text{ kN/m}$ $J_{1c} > 33 \text{ kN/m}$ $K_{1c} > 78 \text{ MPa(m)}^{1/2}$
	延伸率	>12.6 %
鋼蓋	彈性模數	210 GPa
	柏松比	0.3
	密度	$7.85 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$
	降伏應力	>335 MPa(拉力)
	極限應力	>470 MPa

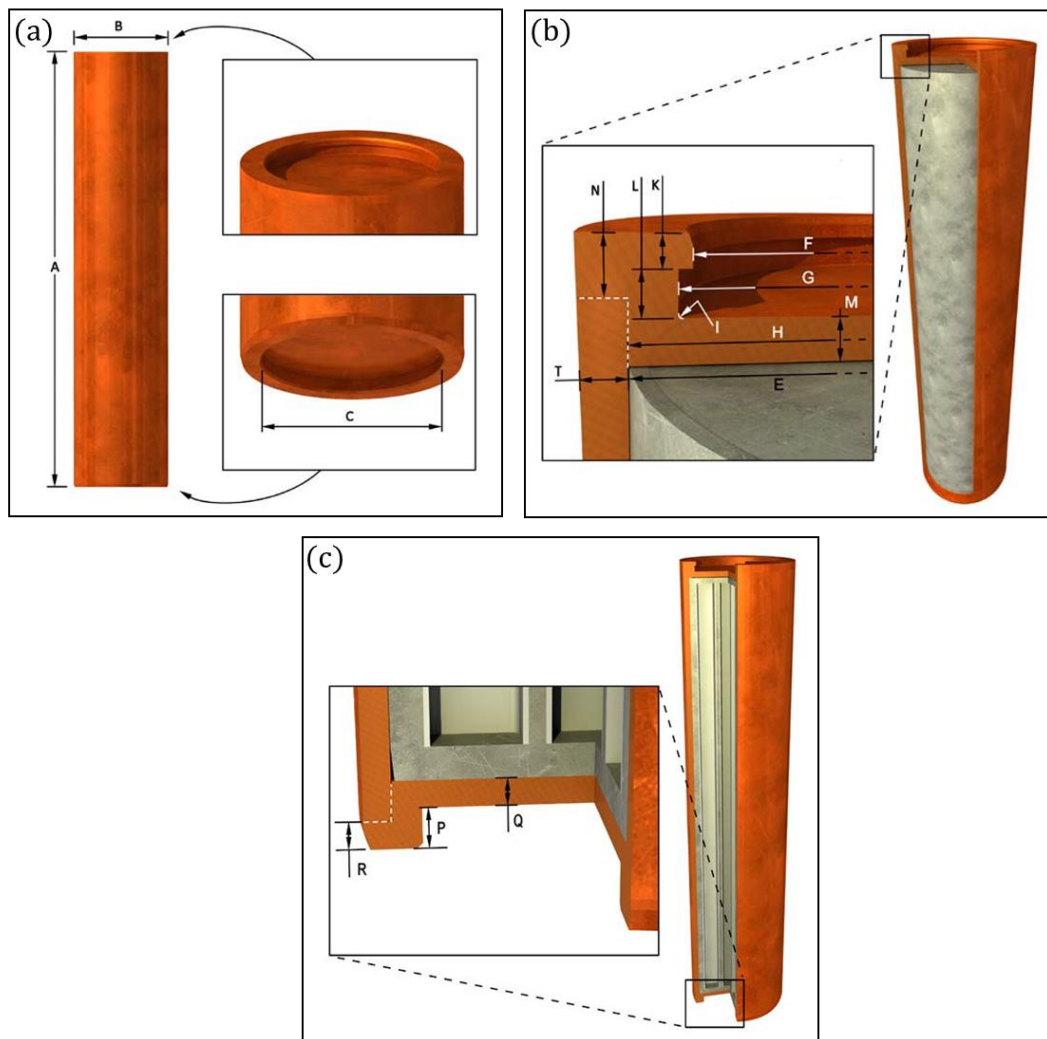


圖 4-2：廢棄物罐銅殼規格示意圖

資料來源：改繪自 SKB(2010l)。

註：尺寸標記如下，單位為 mm。A = 4,905；B = 1,050；C = 850；T = 50；E = 952；
F = 821；G = 850；H = 953；I = 10；K = 35；L = 50；M = 50；N = 60；P = 75；
Q = 50；R = 50。

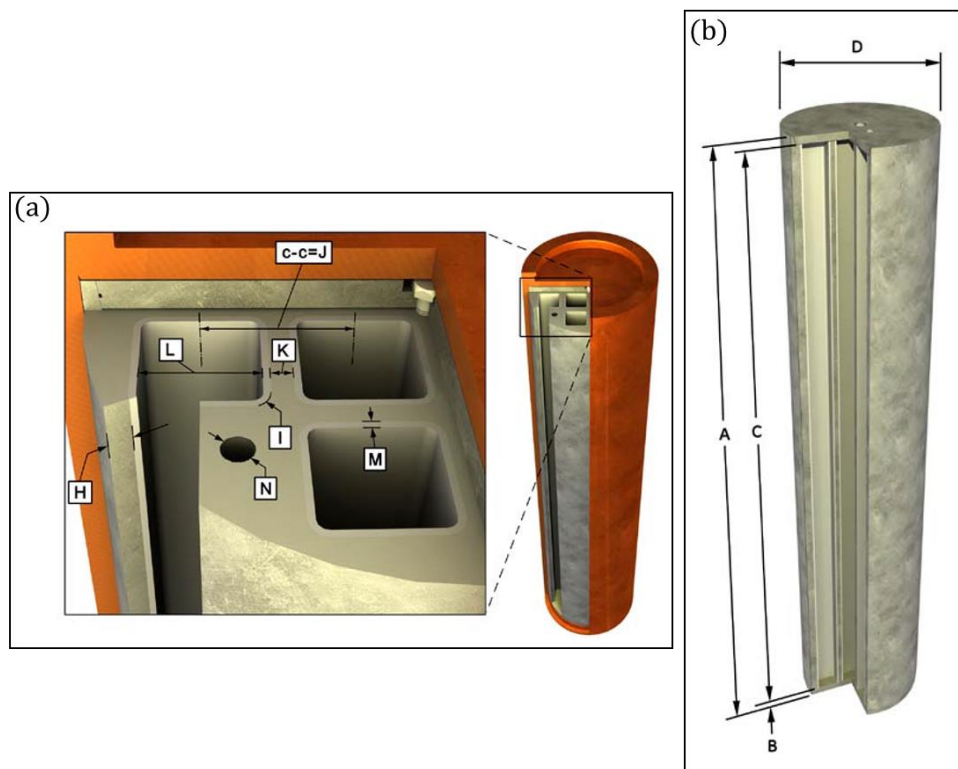


圖 4-3：廢棄物罐鑄鐵內襯規格示意圖

資料來源：改繪自 SKB(2010l)。

註：尺寸標記如下，單位為 mm。H = 33.3；N = 45；I = 20；K = 30；J = 210；L = 10；M = 10；A = 4,573；B = 60；C = 4,533；D = 949。

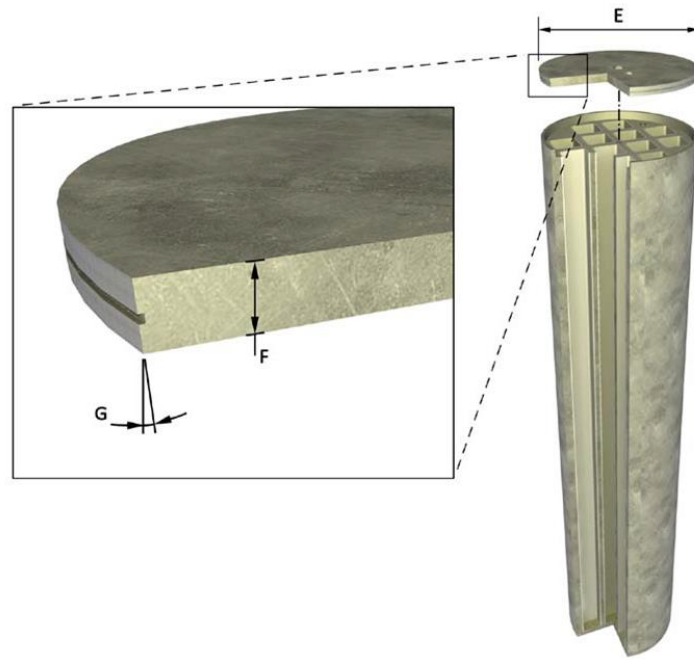


圖 4-4：廢棄物罐鋼蓋規格示意圖

資料來源：改繪自 SKB(2010l)。

註：尺寸標記如下，單位為公厘(mm)。E = 910；F = 50。G = 5°

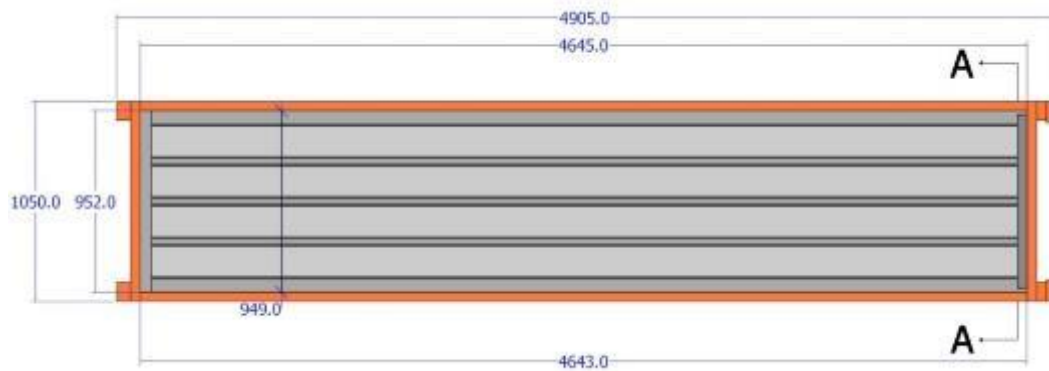


圖 4-5：廢棄物罐銅殼與鑄鐵內襯規格

註：單位為公厘(mm)，A-A 剖面展示於圖 4-6。

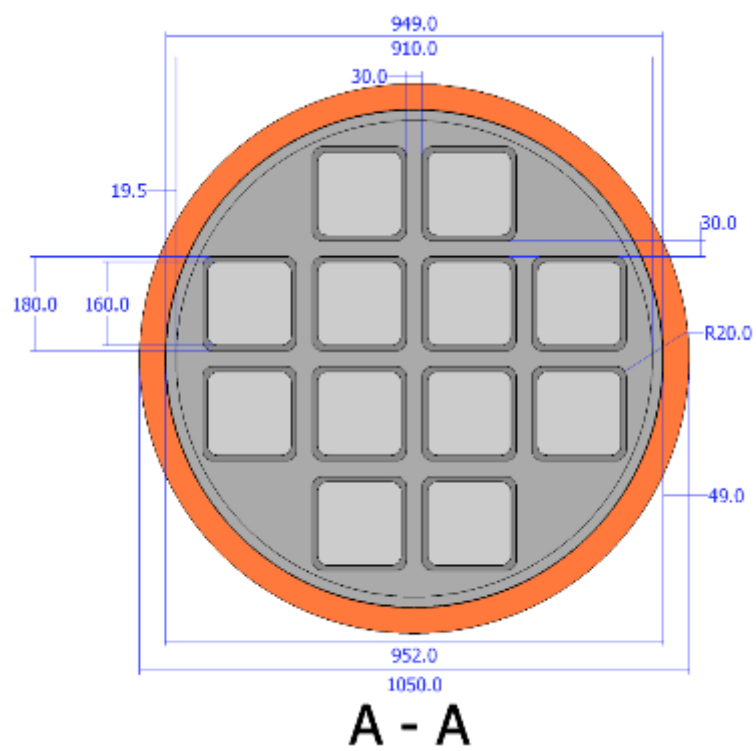


圖 4-6：廢棄物罐橫切面規格

註：單位為公厘(mm)。

4.2.5 緩衝材料

緩衝材料安裝於處置孔內，置於廢棄物罐與母岩之間，為工程障壁的重要系統元件之一。考量緩衝材料應具備之安全功能，需滿足之設計功能包括(SKB, 2010c)：

- (1) 限制平流傳輸。
- (2) 減少微生物活性。
- (3) 避免膠體傳輸。
- (4) 維持廢棄物罐保持中立位置。
- (5) 不影響其他工程障壁功能。
- (6) 維持本身設計功能之長期穩定性。

各設計功能之性質與設計需求，如表 4-5 所示。緩衝材料以富含蒙脫石之膨潤土製成，以提供適當的飽和水力傳導特性及回脹壓力；此外，使用的原料中不得含有降低緩衝材料性能或導致廢棄物罐腐蝕之有害物質，例如硫化物、硫、有機碳等。

本報告使用 MX-80 膨潤土做為緩衝材料之原料，亦在純水及 2.54 mM 之試驗水樣中(參考第 4.3.2 節地下水組成之主要陽離子成份比例而調配，如表 4-6)，進行不同膨潤土密度條件下回脹壓力及水力傳導係數之試驗，以提供設計時參照，確保所設計之規格符合設計需求之要求。依試驗結果得知，MX-80 膨潤土回脹壓力 3 MPa 之乾密度條件約為 1,494 kg/m³，相當於飽和密度 1,950 kg/m³；回脹壓力 10 MPa 之乾密度條件約為 1,650 kg/m³，相當於飽和密度 2,050 kg/m³；MX-80 膨潤土於乾密度 1,100 kg/m³以上時(相當於飽和密度 1,700 kg/m³)，即可滿足水力傳導係數低於 10^{-12} m/s 的條件。因此緩衝材料飽和密度條件在 1,950 kg/m³至 2,050 kg/m³可滿足表 4-5 之整體的設計需求。

緩衝材料原料為膨潤土，將其預先壓製成特定密度之塊體及顆粒狀的填充料，安裝於處置孔內。緩衝材料各元件之規格，係根據處置孔之尺寸及緩衝材料厚度之設計需求進行設定(第 4.2.6 節)，主要包含廢棄物罐上方及下方之實心塊體、廢棄物罐周圍之環形塊體及填充

於緩衝材料塊體與處置孔壁間隙之膨潤土填充料，緩衝材料塊體尺寸如圖 4-7 各元件相關規格參數如表 4-7。除此之外，其製造及安裝等亦需符合相關需求(表 4-8)，以滿足緩衝材料設計要求之規格。

緩衝材料於處置孔內之安裝方式如圖 4-8 所示，依以下規格從下至上進行設計：

- (1) 廢棄物罐底部：575 mm 厚之實心塊體，依廢棄物罐底之基腳設計凹槽，以利廢棄物罐安裝定位。
- (2) 廢棄物罐周圍：依廢棄物罐及處置孔尺寸進行設計，使用內徑 1,070 mm、外徑 1,650 mm 之環形塊體，並考量廢棄物罐高度，採用 1 塊厚度為 830 mm 之環形塊體及 5 塊厚度為 800 mm 之環形塊體由下至上進行堆疊。
- (3) 廢棄物罐上方：設計為倒置的凸型實心塊體，以嵌入廢棄物罐頂蓋之凹槽；其上方再堆疊 2 塊厚度為 500 mm 實心塊體。
- (4) 安裝廢棄物罐之傾角空間：以實心環形塊體及膨潤土填充料填充。

緩衝材料安裝於處置孔並達到飽和狀態後，根據設計需求，各部位飽和密度應介於 $1,950 \text{ kg/m}^3$ 至 $2,050 \text{ kg/m}^3$ 之間；根據前述緩衝材料元件設計規格計算處置孔內各部位之飽和密度，結果如圖 4-9。整體平均飽和密度為 $2,019 \text{ kg/m}^3$ (平均乾密度為 $1,590 \text{ kg/m}^3$)，符合表 4-5 相關設計需求之密度條件。MX-80 膨潤土之乾密度與回脹壓力、水力傳導係數的關係，如圖 4-10、圖 4-11，可知在此密度範圍內，回脹壓力皆大於 2 MPa，水力傳導係數皆低於 10^{-12} m/s ，符合表 4-5 之相關設計需求。

表 4-5：緩衝材料設計功能、性質及設計需求

設計功能	性質	長期安全之設計需求
限制平流傳輸	影響回脹壓力與水力傳導係數之相關性質。	(1) 限制平流傳輸之安全功能指標標準，緩衝材料水力傳導係數應小於10^{-12} m/s、回脹壓力應超過 1 MPa。 (2) 滿足限制微生物活性，及不影響其他工程障壁功能中避免廢棄物罐受剪力破壞的回脹壓力條件。
減少微生物活性	影響回脹壓力之相關性質。	(1) 減少微生物活性之安全功能指標標準，緩衝材料回脹壓力應大於 2 MPa。 (2) 緩衝材料安裝後之回脹壓力應大於 3 MPa，以滿足整體設計需求所需之最低回脹壓力條件。
避免膠體傳輸	影響孔隙曲折度與孔隙尺寸之性質。	(1) 避免膠體傳輸之安全功能指標標準，緩衝材料乾密度大於 1,000 kg/m³ 時可忽略膠體傳輸。 (2) 滿足限制微生物活性，及不影響其他工程障壁功能中避免廢棄物罐受剪力破壞的回脹壓力條件。
使廢棄物罐維持在中立位置	影響回脹壓力之性質。	(1) 防止廢棄罐沉陷之安全功能指標標準，緩衝材料回脹壓力應大於 0.2 MPa。 (2) 滿足限制微生物活性，及不影響其他工程障壁功能中避免廢棄物罐受剪力破壞的回脹壓力條件。
不影響其他工程障壁功能	影響回脹壓力、壓力分布、勁度、剪力強度之性質。	(1) 限制施加於廢棄物罐及岩石壓力之安全功能指標標準，緩衝材料回脹壓力應小於 10 MPa。 (2) 緩衝材料安裝後之回脹壓力應小於 10 MPa，以避免緩衝材料對廢棄物罐有過高的剪力影響。
	影響廢棄物罐周圍化學條件之性質。	(1) 有機碳含量應小於 1% (重量比)。 (2) 硫化物含量不超過 0.5% (重量比) (對應的黃鐵礦接近 1%)。 (3) 總硫量不超過 1% (重量比)。
維持本身設計功能之長期穩定性	影響緩衝材料的支撐能力、維持最小回脹壓力、最大水力傳導係數、可接受勁度與剪力強度、孔隙曲折度與尺寸、化學組成之相關性質。	(1) 依照緩衝材料尺寸，以及其他影響緩衝材料及處置孔幾何的要求(即安裝後的初始質量與飽和密度)。
	影響緩衝材料的支撐能力、維持最小回脹壓力、最大水力傳導係數、可接受勁度與剪力強度、孔隙曲折度與尺寸、化學組成之相關性質。	(1) 緩衝材料受陽離子及氯離子濃度高於 1 M 以上影響下，回脹壓力仍可保持大於 2 MPa 及水力傳導係數小於 10^{-12} m/s。 (2) 回脹後剪力強度不應超過廢棄物罐抗剪驗證分析的剪力條件。
	影響緩衝材料熱傳之性質。	(1) 防止質變之安全功能指標標準，緩衝材料溫度應小於 100 °C。 (2) 考量緩衝材料幾何尺寸、含水量、處置孔間距，使緩衝材料溫度低於 100 °C。

資料來源：SKB (2010c);Posiva and SKB (2017)。

表 4-6：試驗水樣之化學組成物質與含量

名稱	分子量	重量 (g) (1L·H ₂ O)
NaCl	58.44	0.0572
NaNO ₃	84.99	0.0504
K ₂ SO ₄	174.27	0.008
MgSO ₄ · 7H ₂ O	246.48	0.0145
Mg(NO ₃) ₂ · 6H ₂ O	256.41	0.0013
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	236.15	0.0888

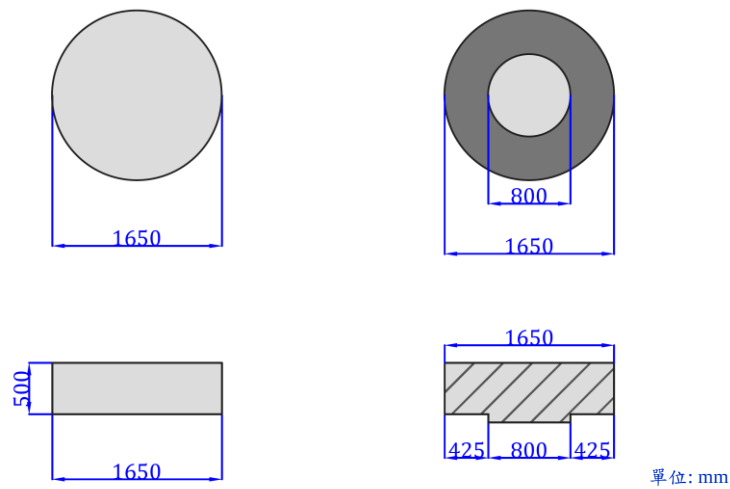
表 4-7：緩衝材料元件規格及參數

-	緩衝材料元件設計參數	緩衝材料元件規格	可接受誤差
實心塊體	乾密度(kg/m ³)	1,710	+/- 20
	含水量(%)	17	-
	尺寸(mm)	H : 500 D : 1,650	+/-1
環形塊體	乾密度(kg/m ³)	1,770	+/- 20
	含水量(%)	17	-
	尺寸(mm)	H : 800 / 最底部 H : 830 D _{outer} : 1,650 D _{inner} : 1,070	+/-1 - -
膨潤土填充料	填充後乾密度(kg/m ³)	1,000	+/-40
	含水量(%)	17	-
	尺寸(mm)	16×6×8	-

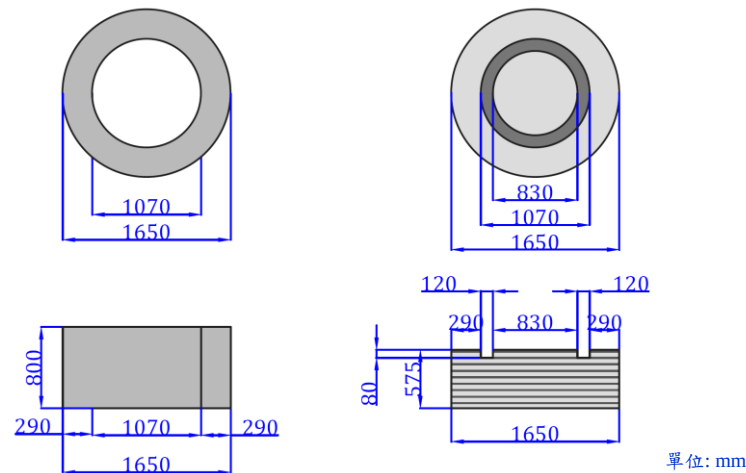
表 4-8：緩衝材料製造及安裝等相關設計需求

設計考量	性質需求	設計需求
緩衝材料的原料，以及其製造、檢驗、試驗及檢驗方法必須為純熟的技术 緩衝材料的設計規格必須在品質的條件下被製造與安裝	緩衝材料必需可製造成所需的密度	-
	須要求緩衝材料元件的尺寸、重量及含水量的條件，使緩衝材料可在高品質的要求下進行製造、運送及安裝	廢棄物罐處置的參考流程及緩衝材料與回填材料的安裝處置孔的參考設計

資料來源：SKB (2010c)



(a)處置孔上部(圖左)及廢棄物罐上方(圖右)緩衝材料塊體規格



(b)廢棄物罐周圍環形緩衝材料(圖左)及廢棄物罐底部緩衝材料(圖右)塊體規格

圖 4-7：緩衝材料塊體規格

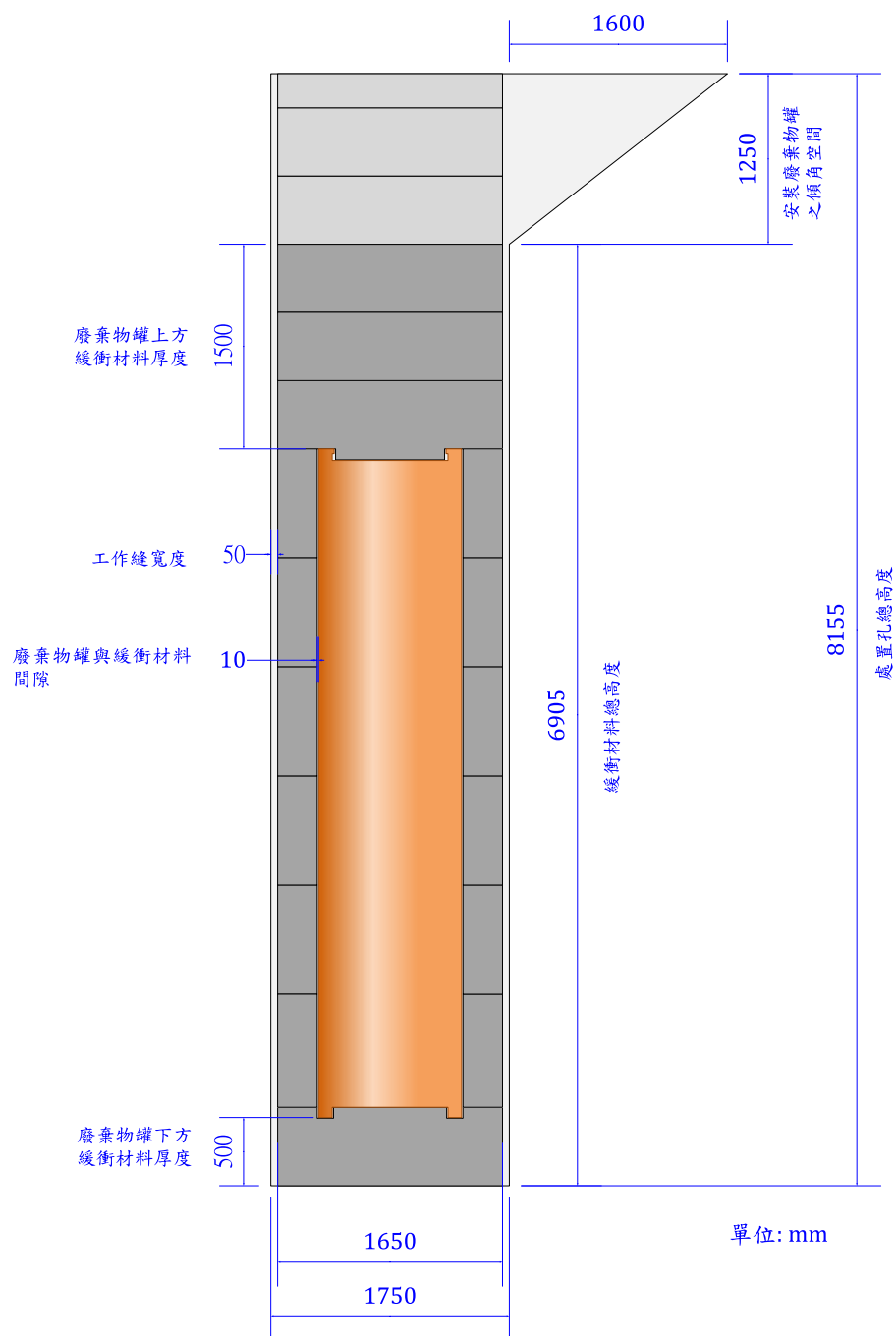


圖 4-8：處置孔內廢棄物罐與緩衝材料之安裝方式

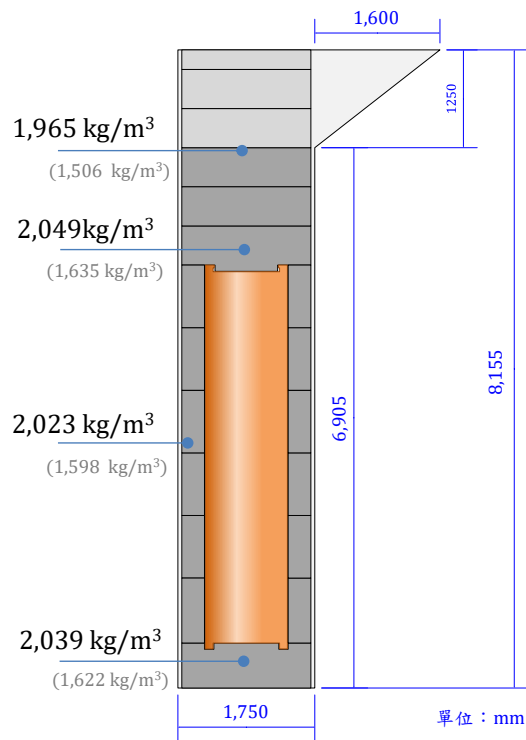


圖 4-9：處置孔內各部位緩衝材料之飽和密度

註：括號內為乾密度。

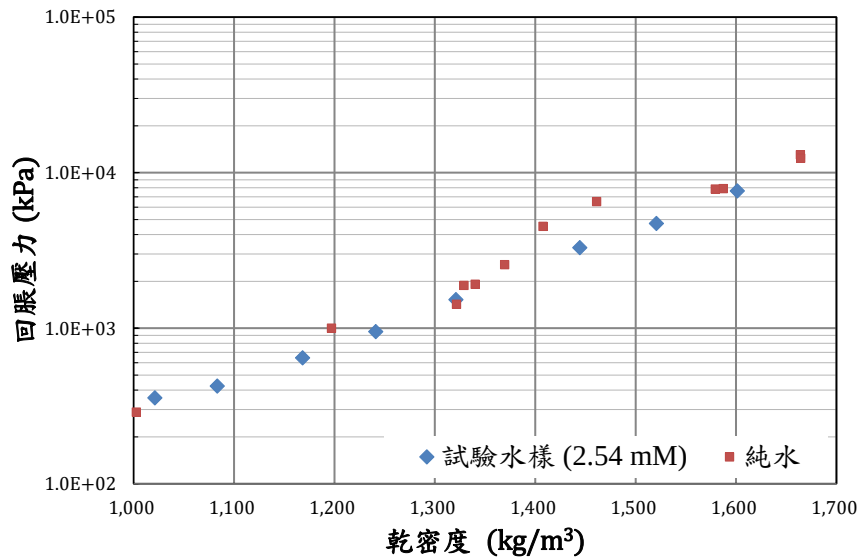


圖 4-10：乾密度及回脹壓力之關係

資料來源：台電公司(2018a)。

註：MX-80 膨潤土於純水及試驗水樣(2.54 mM)之條件。

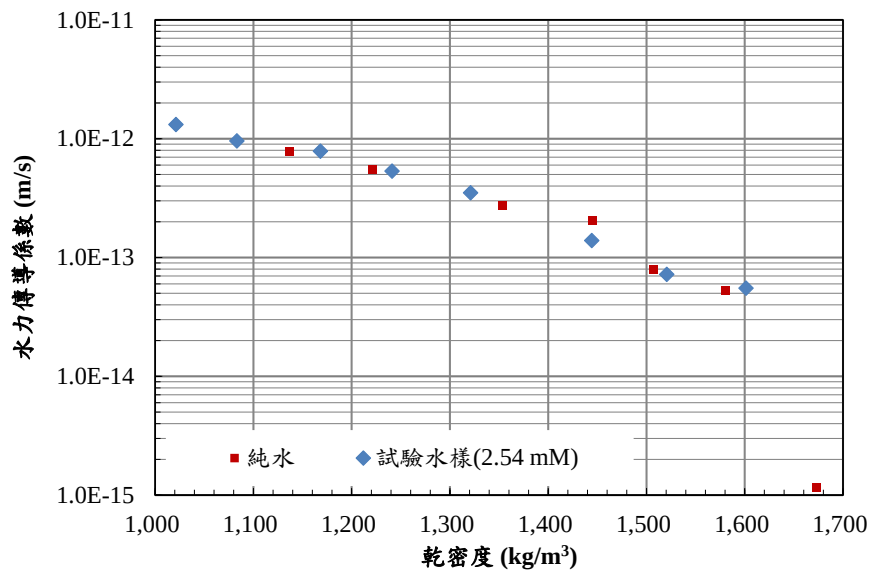


圖 4-11：乾密度及水力傳導係數之關係

資料來源：台電公司(2018a)。

註：MX-80 膨潤土於純水及試驗水樣(2.54 mM)之條件。

4.2.6 處置孔

處置孔之設計需求如表 4-9 所示，幾何條件之設計需求如圖 4-12。為使緩衝材料安裝於處置孔內時可達到預期的密度條件，必須限制處置孔開挖時的幾何形狀與尺寸，以限制開挖體積。處置孔入流量需小於 0.1 L/min，以避免處置孔內緩衝材料因管流侵蝕而流失，且處置孔周圍整體的平均導水係數須低於 $10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ (SKB, 2010j)。綜合以上需求及廢棄物罐設計尺寸(第 4.2.4 節)，處置孔直徑為 1,750 mm、高度為 8,155 mm。

此外，考量處置隧道高度(處置隧道相關設計規格請參考第 4.2.7 節)、廢棄物罐安裝時之旋轉空間、機具設備可能高度之預留空間，保守預估廢棄物罐於安裝時，其上方至處置隧道底部高度應小於 4,100 mm(如圖 4-13)。因此，規劃廢棄物罐於安裝時，罐體中心於處置孔中央上方傾斜角度 38° ，罐底距斜角斜面 500 mm，以利廢棄物罐旋轉置入處置孔中；此時，廢棄物罐上方距處置隧道底部之高度約為 4,069 mm(如圖 4-13)，符合前述 4,100 mm 之要求。

表 4-9：處置孔相關設計需求

設計考量	處置孔所需性質需求	設計需求
廢棄物罐周圍、上部及下部具有足夠的緩衝材料厚度，以提供保護廢棄物罐之功能	處置孔的直徑與高度有足夠空間容納緩衝材料與廢棄物罐	緩衝材料設計厚度為廢棄物罐周圍 350 mm、上部 1,500 mm、下部 500 mm。廢棄物罐尺寸參照「廢棄物罐設計」報告及第 4.2.4 節。
要求處置孔底部水平條件，以確保緩衝材料塊體及廢棄物可有效安裝於中立位置	處置孔底部的傾斜度須能滿足緩衝材料塊體安裝且能處置廢棄物罐	處置孔底部傾斜度過大會造成緩衝材料塊體無法有效安裝於處置孔中立位置，而造成無法安裝廢棄物罐，故限制處置孔底部最大傾斜度應小於 1/1,750
限制處置孔開挖幾何尺寸，以確保所設計的緩衝材料元件安裝後的密度可維持在設計需求內	處置孔幾何變異不可大於緩衝材料設計規格的要求	水平斷面不可超過標準設計斷面之 7%。依廢棄物罐直徑 1,050 mm、廢棄物罐周圍緩衝材料厚度 350 mm，為確保緩衝材料塊體可安裝至處置孔內，處置孔設計直徑尺寸為 1,750 mm，直徑至少達到 1,745 mm。

資料來源：SKB (2010c)。

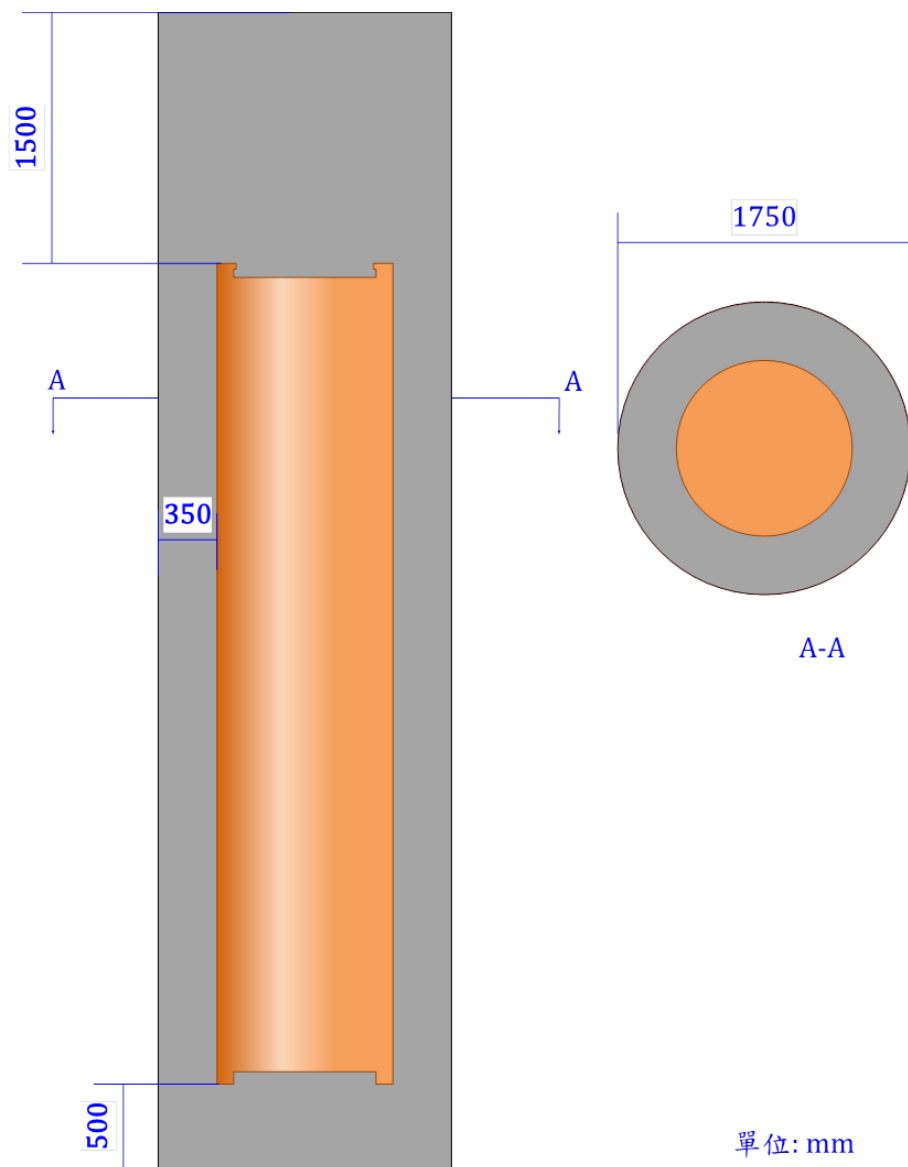


圖 4-12：處置孔幾何條件之設計需求

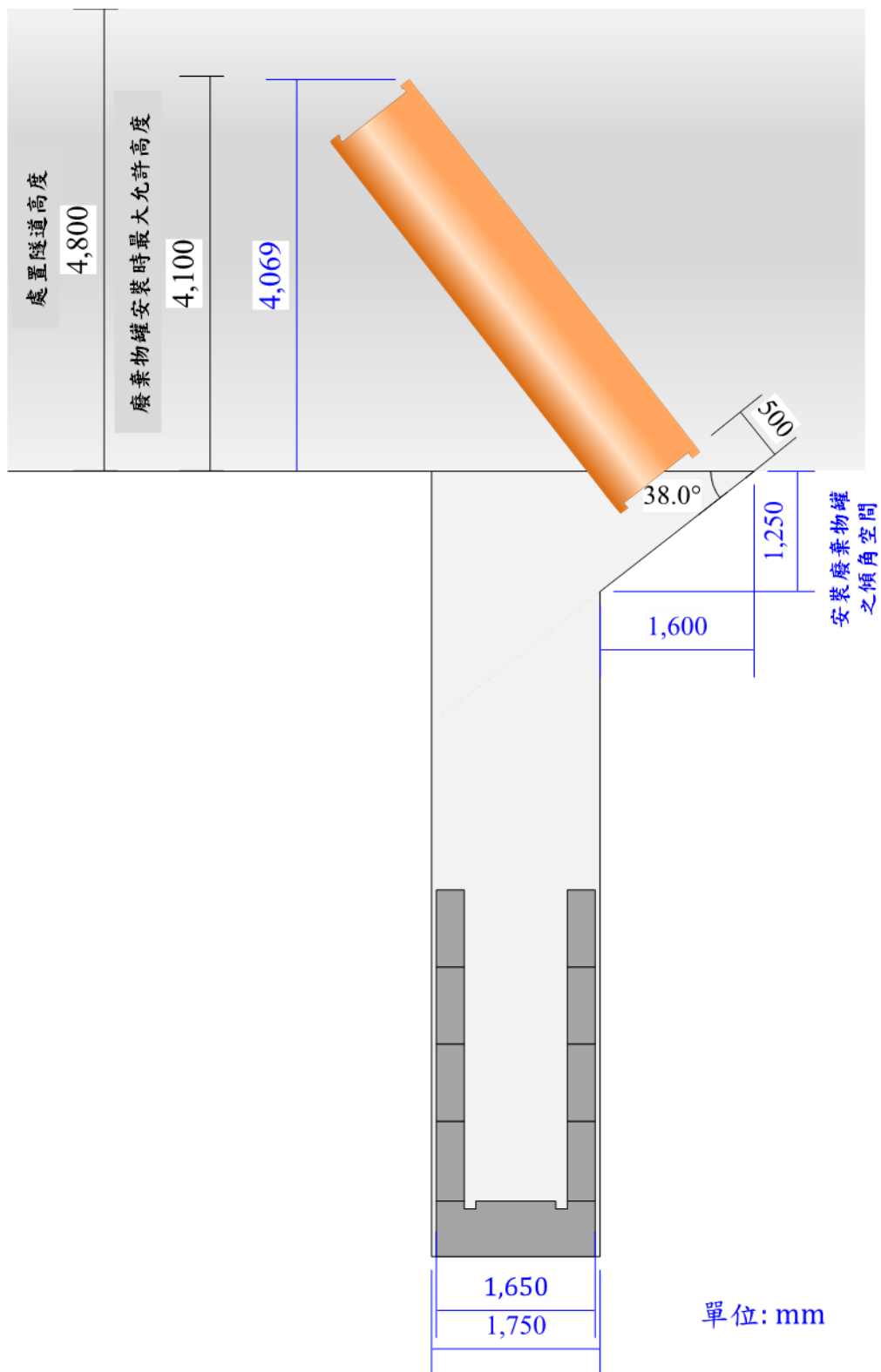


圖 4-13：處置孔傾角設計及廢棄物罐安裝示意圖

4.2.7 回填材料

處置隧道及回填材料的設計，為兩者設計間不斷迭代的結果，為使回填材料於處置隧道內回填時可達到預期的密度條件，必須限制處置隧道開挖之幾何形狀與尺寸，以限制開挖體積。本報告採用之處置隧道高度為 4,800 mm(含頂拱)、寬度為 4,200 mm，相關幾何規格如圖 4-14，處置隧道設計需求如表 4-10 所示，包含處置隧道處置隧道開挖條件限制，以及可接受的入流量限制。

回填材料為回填處置隧道空間之材料，為工程障壁之系統元件之一。針對處置隧道內之回填材料，考量其應具備的安全功能，需滿足之設計功能包括：

- (1) 限制處置隧道中之地下水流：降低水流對工程障壁造成危害。
- (2) 抑制緩衝材料回脹上舉之壓力：提供緩衝材料力學支撐，以維持其在處置孔中之體積，防止因緩衝材料回脹出處置孔外而使密度降低。
- (3) 不影響其他工程障壁功能。
- (4) 維持本身設計功能之長期穩定性。

各設計功能、性質及設計需求如表 4-11 所示，膨潤土壓實為特定尺寸及密度之回填材料塊體及膨潤土填充料，其製造及安裝之相關需求則如表 4-12 所示，以滿足回填材料設計需求之規格；除此之外，亦需考量回填材料與處置隧道之相互關係，以確保技術執行上的可行性。

回填材料以富含蒙脫石之膨潤土製成，以提供適當的飽和水力傳導特性及回脹壓力，蒙脫石的含量亦影響了材料的壓縮性，並抑制緩衝材料因膨脹對回填材料產生的上舉壓力。除此之外，原料中不得含有降低緩衝材料性能之物質，或導致廢棄物罐腐蝕之有害物質，例如硫化物、硫、有機碳等。

MX-80 膨潤土本報告使用純水及人工調配為陽離子強度 2.54 mM 之模擬地下水樣(參考第 4.3.2 節地下水組成而調配，如表 4-6)，

進行不同膨潤土密度條件下回脹壓力及水力傳導係數之試驗，以提供設計時參照，確保所設計之規格符合設計需求之要求。

回填材料根據處置隧道設計規格，以最大回填充填量進行元件規格設計，將膨潤土預先壓製成特定尺寸及密度之塊體及顆粒狀的填充料，再於現場安裝。回填材料塊體元件幾何如圖 4-15，塊體及填充料之設計規格如表 4-13。回填方法主要採機械控制自動安裝，以減少人員輻射劑量。回填材料安裝之參考設計如圖 4-16 與表 4-14，使處置隧道內滿足塊體元件充填體積達到 60%以上的安裝要求，各元件之安裝說明如下：

- (1) 處置隧道底床：膨潤土填充料填充於處置隧道地面，厚度約 10 cm。底床材料必須確實夯實，使其密度條件足夠承受上層所堆疊的回填材料塊體，並且足夠平坦，使回填材料塊體可均勻且對稱的安裝。
- (2) 處置隧道：回填材料塊體尺寸為 70 cm 長、66 cm 寬、52 cm 高，每一隧道斷面之塊體橫向堆疊數量為 6 塊，堆疊後寬度為 396 cm，使塊體與處置隧道岩壁間保留約 10 cm 空隙，方便膨潤土填充料充填管線之施工，垂直向堆疊數量為 7 塊，堆疊後高度約為 364 cm(不含底床)。
- (3) 處置隧道頂拱部分：回填材料塊體尺寸為 70 cm 長、60 cm 寬、25 cm 高堆疊填充，如圖 4-16 交錯堆疊排列，共 17 塊。
- (4) 回填材料塊體與處置隧道岩壁之間隙：以膨潤土填充料填充處置隧道側邊壁面與塊體間的空間，以及頂拱部位處置隧道壁面與塊體間的空間。

依前述回填材料設計可初步估算安裝後回填材料之整體乾密度如表 4-15，安裝後最大塊體填充處置隧道之條件下，估算整體乾密度為 1,461 kg/m³；依據表 4-14 要求回填塊體安裝的最低限值，不可小於隧道斷面之 60%，以安裝後最小容許塊體填充體積 60%之條件下，估算回填後整體乾密度為 1,408 kg/m³。根據圖 4-10、圖 4-11 之乾密度與回脹壓力、水力傳導係數的關係，可知在此密度範圍內，回

脹壓力皆大於 0.1 MPa，水力傳導係數皆低於 10^{-10} m/s，符合表 4-11 之相關設計需求。

設計回填材料的密度有以下考量：(1)限制處置隧道中之地下水流、(2)有足夠的力學支撐，以維持緩衝材料在處置孔內的體積、(3)使回脹壓力維持在大於 2 MPa 的能力。並根據緩衝材料的回脹特性、回填材料的可壓縮性予以評估，顯示回填材料之乾密度大於 $1,240 \text{ kg/m}^3$ ，即可滿足此一條件(SKB, 2010e)。

表 4-10：處置隧道相關設計需求

性能需求	設計需求
必須限制處置隧道地面及牆面與原先設計的偏差值，以便根據回填材料設計規格回填。	(1) 每一次隧道爆破時，實際爆破的岩體體積，最大不可超過原本設計開挖隧道體積之 30%。 (2) 隧道橫斷面面積最大不可超過原本設計開挖隧道斷面之 35 %。 (3) 為使處置隧道回填順利，隧道地面必須足夠平坦可使設備機具在處置隧道中行駛。 (4) 需避免超挖，以利確認處置隧道回填材料元件之設計、製造與回填安裝量，進而達到目標的安裝密度條件。
處置隧道之地面及牆面必須由岩石表面組成，以利回填材料可直接接觸岩體。	處置隧道內輔助設施之建築材料不可佔據過大的空間，需限制建築材料覆蓋處置隧道的區域，不得橫越整個處置隧道。
在處置隧道回填材料安裝期間及飽和過程，由處置隧道岩壁滲流之地下水不得對回填材料有明顯損害功能之情形。	(1) 為不使入流水影響處置隧道回填程序，應確定每個處置隧道之總入流量，若總入流量小於 0.5 L/min 則無需進行任何處理措施；若總入流量為 0.5 L/min 至 1 L/min，且隧道中具有入流量大於 0.5 L/min 之裂隙，需進行相關導水措施；若總入流量大於 1 L/min，且隧道中具有入流量大於 0.25 L/min 之裂隙，需進行相關導水措施，以確保所開挖之處置隧道皆可採用(Sandén, T. et al., 2018a)。 (2) 開挖損傷帶(Excavation Damaged Zone, EDZ)之導水係數需低於$10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ (SKB, 2010j)。

資料來源：SKB (2010e)。

表 4-11：回填材料設計功能、性質及設計需求

設計功能	性質	長期安全之設計需求
限制地下水流(以平流的方式)流進處置隧道中	影響回填材料飽和後之回脹壓力及水力傳導度之相關性質。	(1) 水力傳導度需小於 10^{-10} m/s ，以及回脹壓力需大於 0.1 MPa。
抑制緩衝材料回脹上舉之壓力	回填材料飽和過程中及飽和後之夯實度(緊密度)。	(1) 膨潤土填充料及回填材料的乾密度在一開始乾燥狀態至完全飽和後，必須確保皆能使緩衝材料維持原本的設計密度條件內。 (2) 回填材料必須可抵抗緩衝材料之回脹應力，使緩衝材料能維持體積並且保持回脹壓力大於 2 MPa 之條件。
不影響其他工程障壁功能	回填材料的成份中不可含有對緩衝材料及廢棄物罐造成有害影響之物質。	應限制回填材料中雜質礦物的硫化物含量，以避免成為硫化物的主要供應來源，可能造成廢棄物罐腐蝕的原因。
維持本身設計功能之長期穩定性	處置設施環境對回填材料水力傳導係數與回脹壓力之長期影響，仍需保有原本的設計限值。	-

資料來源：SKB (2010e); POSIVA and SKB (2017)。

表 4-12：回填材料製造及安裝等相關設計需求

設計考量	性質需求	設計需求
製造、安裝測試及檢驗的方法與設計應為經過良好的驗證或測試的技術。 可提供高品質的回填材料元件製備及安裝技術，以滿足回填材料設計所要求之規格	回填材料必須能足以壓實到參考設計所需之密度條件。	-
	回填材料元件設計必須可供高品質的安裝。	需配合廢棄物罐處置及緩衝材料安裝之程序進行設計。
	回填材料的塊體元件及安裝技術，必須考量回填材料的功能不受地下水滲流至處置隧道及在安裝過程中的水力作用影響。	回填材料之設計需考量可能流入的進流量及配合封塞設計允許的地下水進流量進行設計，來設計可抑制相對進流量的性能。

資料來源：參考自 SKB (2010e)。

表 4-13：回填材料塊體及膨潤土填充料規格

回填材料塊體設計參數		回填材料塊體規格	可接受誤差
塊體	乾密度 (kg/m^3)	1,700	+/- 50
	尺寸 (cm)	70×66×52	+/- 2
		(隧道頂拱部位) 70×60×25	
膨潤土填充料	顆粒乾密度 (kg/m^3)	1,700	-
	顆粒尺寸 (cm)	-	顆粒大小及幾何，視測試後之充填度決定
	充填後密度 (kg/m^3)	1,000	+/- 100

資料來源：台電公司(2018a)。

表 4-14：回填材料安裝後之設計參數、設計規格及安裝要求

設計參數	設計規格	安裝要求
塊體 塊體填充處置隧道之體積	排列如圖 4-16，每一斷面堆疊塊體數量。 70×66×52：7×6 塊，共 42 塊 70×60×25：依頂拱尺寸排列共 17 塊。	>60%之塊體填充量，塊體與處置隧道岩壁面保留>10 cm 之空間，以利膨潤土填充料管線施工。
膨潤土填充料 塊體與處置隧道岩壁面之填充料體積	視處置隧道岩壁開挖面與回填材料塊體間之空間而定。	依實際充填重量紀錄。
底床	厚度 10 cm	依實際開挖面及充填重量紀錄。
乾密度(kg/m^3)	> 1,000	-

資料來源：台電公司(2018a)。

表 4-15：回填材料安裝後之乾密度(估算)

-	最大塊體填充體積	最小塊體填充體積 (60%塊體填充量)
塊體乾密度 (kg/m ³)	1,700	1,700
填充料乾密度 (kg/m ³)	1,000	1,000
單位長度之隧道體積 (m ³ /m) (可容許之最大開挖面)	25	25
塊體堆疊間隙體積與塊體體積之比	2%	2%
膨潤土填充料體積(含底床) (m ³ /m)	$25 - 16.96 \times (1 + 0.02) = 7.7$	$25 - 25 \times 0.60 \times (1 + 0.02) = 9.7$
安裝後之整體乾密度(kg/m ³)	1,461	1,408

資料來源：台電公司(2018a)。

註 1：70 cm × 66 cm × 52 cm 塊體填充體積 (m³/m)：1 × 0.66 × 0.52 × 42(塊) = 14.41；

註 2：70 cm × 60 cm × 25 cm 塊體填充體積 (m³/m)：1 × 0.6 × 0.25 × 17(塊) = 2.55；

註 3：塊體填充總體積 (m³/m)：14.41 + 2.55 = 16.96。

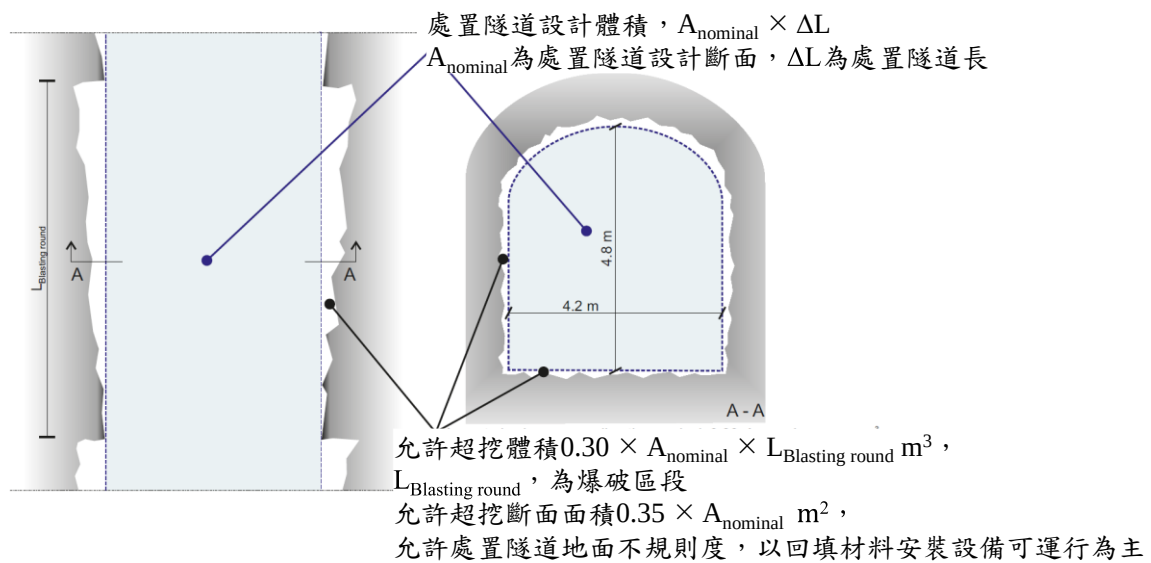
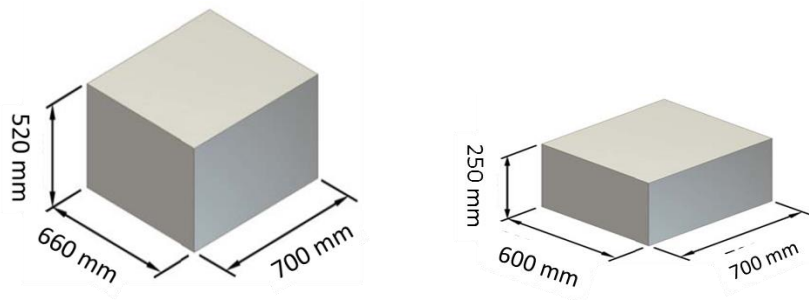


圖 4-14：處置隧道幾何規格

資料來源：參考自 SKB (2010e)。



(a)處置隧道回填塊體

(b)處置隧道頂拱部位塊體

圖 4-15：回填材料塊體元件尺寸

資料來源：台電公司(2018a)。

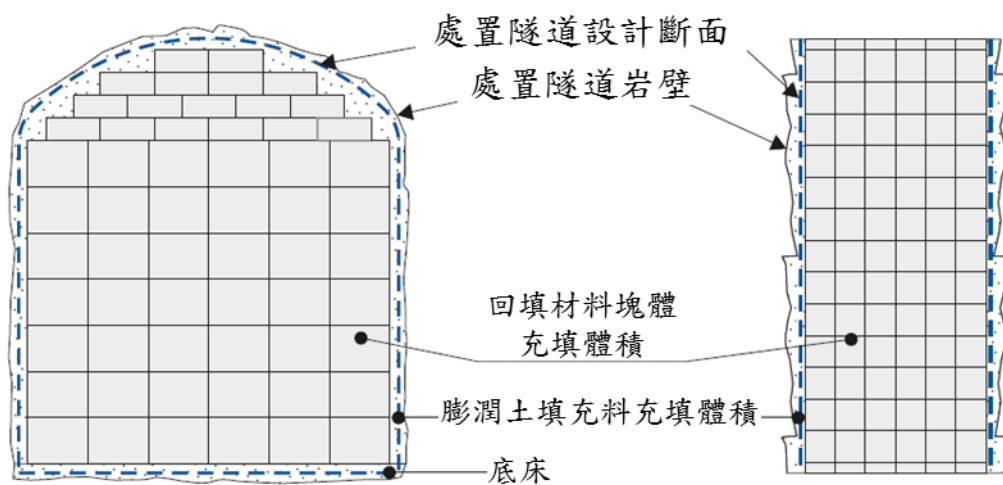


圖 4-16：回填材料安裝於處置隧道之方式

資料來源：參考自 SKB (2010e)。

4.2.8 緩衝材料與回填材料特性

緩衝材料及回填材料的回脹壓力及水力傳導係數，會隨著密度、蒙脫石含量、吸附離子種類、周圍地下水離子強度而有不同；其中以地下水離子強度造成的影響最大(SKB, 2006b)。

緩衝材料的密度通常以乾密度表示，安裝於處置孔之設計需求則以飽和密度表示，飽和密度可使用下式進行計算：

$$\rho_{sat} = \frac{\rho_{water} \times V_p + W_{solid}}{V} \quad (4-2)$$

其中，

ρ_{sat} = 飽和密度，[kg/m³]。

ρ_{water} = 水的密度，[kg/m³]。

V_p = 孔隙體積，[m³]。

W_{solid} = 緩衝材料乾重，[kg]。

V = 總體積，[m³]。

圖 4-10 及圖 4-11 為試驗 MX-80 膨潤土於純水及模擬地下水質條件中，乾密度、回脹壓力與水力傳導係數之關係；如第 4.2.5 節及第 4.2.7 節之討論，緩衝材料及回填材料規格均可滿足相關設計需求，提供足夠之回脹壓力，並維持較低的水力傳導性。

4.2.9 豎井與坡道回填

處置設施依功能區分為於深地層中具處置功能之處置孔、處置隧道、主隧道、中央區隧道，以及具運輸功能之豎井與斜坡道。以上隧道在處置設施封閉時，亦需回填以維持處置設施的封閉性。

在進行豎井與斜坡道回填前，需移除內部相關施工輔助設備及運輸用之路面基礎等，但會保留穩定隧道支撐的噴凝土及岩栓與灌漿孔中的混凝土。豎井與斜坡道之回填材料，於地下 500 m 至地下 200 m 之區段將以黏土材料回填；從地下 200 m 至地下 50 m 處，採用最大

粒徑為 200 mm 的碎石回填，並搭配良好的夯實；近地表 50 m 處則採用更粗的骨材回填，以避免無意侵入(SKB, 2010q)。

目前僅針對豎井與斜坡道之設計概念進行描述，分析模型中未考慮豎井與斜坡道之條件，模型建置請參考第 4.4.2 節參考案例設施配置。後續將配合有確定場址及詳細地質調查資料，進行細部設計時再行考量。

4.2.10 噴漿與灌漿材料

處置設施在開挖的過程中，可能會因為岩體的解壓而導致結構的不穩定，因此，開挖過程將藉由支撐結構強化穩定性，使用噴漿與灌漿材料作為支撐結構，以順利施工。

由於一般使用的噴漿與灌漿材料中的砂漿與混凝土含有高鹼性孔隙溶液，當地下水與混凝土接觸後，此高鹼性孔隙溶液會擴散至地下水中，影響到緩衝材料膨潤土的體積穩定性(膨潤土在 pH 值大於 11 的環境中，其化學性質可能會不穩定，導致蒙脫石溶解)，進而影響其安全功能。因此，噴漿與灌漿材料可採用低鹼混凝土的配製方法，使用矽灰混合飛灰取代水泥之配比製成之低鹼混凝土，使其達到 pH 值小於 11、水力傳導係數小於 10^{-8} m/s、抗壓強度大於 280 kg/cm^2 之需求，可避免混凝土中的孔隙溶液 pH 值過高，有利於維持緩衝材料的穩定性(SKB, 2010j)。

4.2.11 封塞

封塞可維持回填材料與緩衝材料的位置，避免回填材料與緩衝材料膨脹至未封閉隧道，也可防止處置隧道內的水沿著隧道流入主隧道內，造成隧道內回填材料與緩衝材料隨地下水流出而降低其限制平流傳輸之安全功能。

封塞封口前端設置過濾層及密封層以阻水，側面之幾何形狀接近拱形，拱頂承受回脹壓力及熱應力，可將應力傳遞至上下岩體，提供良好的支撐性及穩定性。封塞幾何尺寸如圖 4-17(SKB, 2010e)，安裝

於處置隧道入口後之相關位置示意圖如圖 4-18。為保持處置隧道內回填材料之密度，各處置隧道於回填後立即以封塞進行密封。

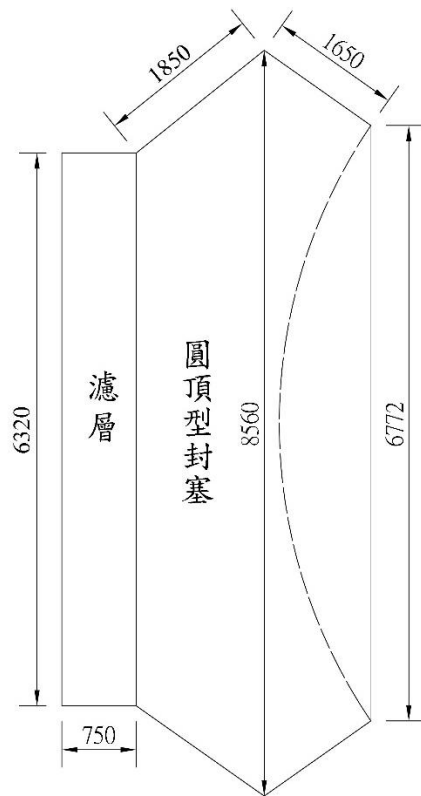


圖 4-17：封塞幾何尺寸

註：單位為 mm。

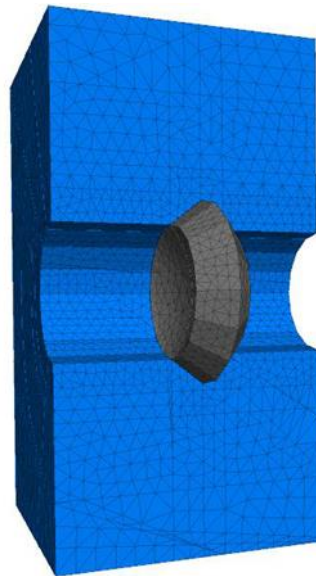


圖 4-18：封塞及周圍岩體剖面示意圖

註：藍色為岩體、黑色為封塞

4.2.12 封井

為了避免現地調查之鑽井影響地下處置設施的安全功能，需在處置設施封閉前將鑽井回填密封。此外，在處置設施開挖營運期間，亦會自處置隧道向周圍母岩鑽心取樣，如鑽井位於隧道水平方向及頂拱方向者亦需回填密封，以避免成為潛在的外釋途徑。

考量安全及輻射防護，鑽井密封材料的水力傳導特性以不改變原本的天然地下水流為前提，而設計需求則規定，與含水裂隙相交段的密封材料之水力傳導係數應為 10^{-6} m/s 或更低(Luterkort et al., 2012; Sandén et al., 2018b)。處置設施封閉後，鑽井密封材料須保持力學穩定性；鑽井密封需考量可防止地表水透過井孔向下流動而污染地下水；不同的含水層之間不可透過鑽井互相連通。

鑽井密封設計概念參考瑞典 SKB 之三明治概念(The Sandwich-concept)，如圖 4-19，鑽井中存在導水裂隙段使用具滲透性之砂質材料進行填充，使其不影響該水層之地下水流條件；無導水裂隙段之部位則使用膨潤土密封；在砂質材料與膨潤土材料填充段間，以一定長度的低鹼混凝土灌漿，以區隔且防止膨潤土與砂質材料之間的相互影響；另外在各材料間安裝銅製的封塞，以利施工並防止不同材料之間混合。可在施工前進行鑽井調查與分類，以確定孔內密封段的位置。鑽井最上部使用膨潤土製之顆粒填充料填充，井口以直徑大於鑽井孔尺寸之封蓋封閉，以確保地表水不會透過鑽井之開口而向下傳輸至含水層。

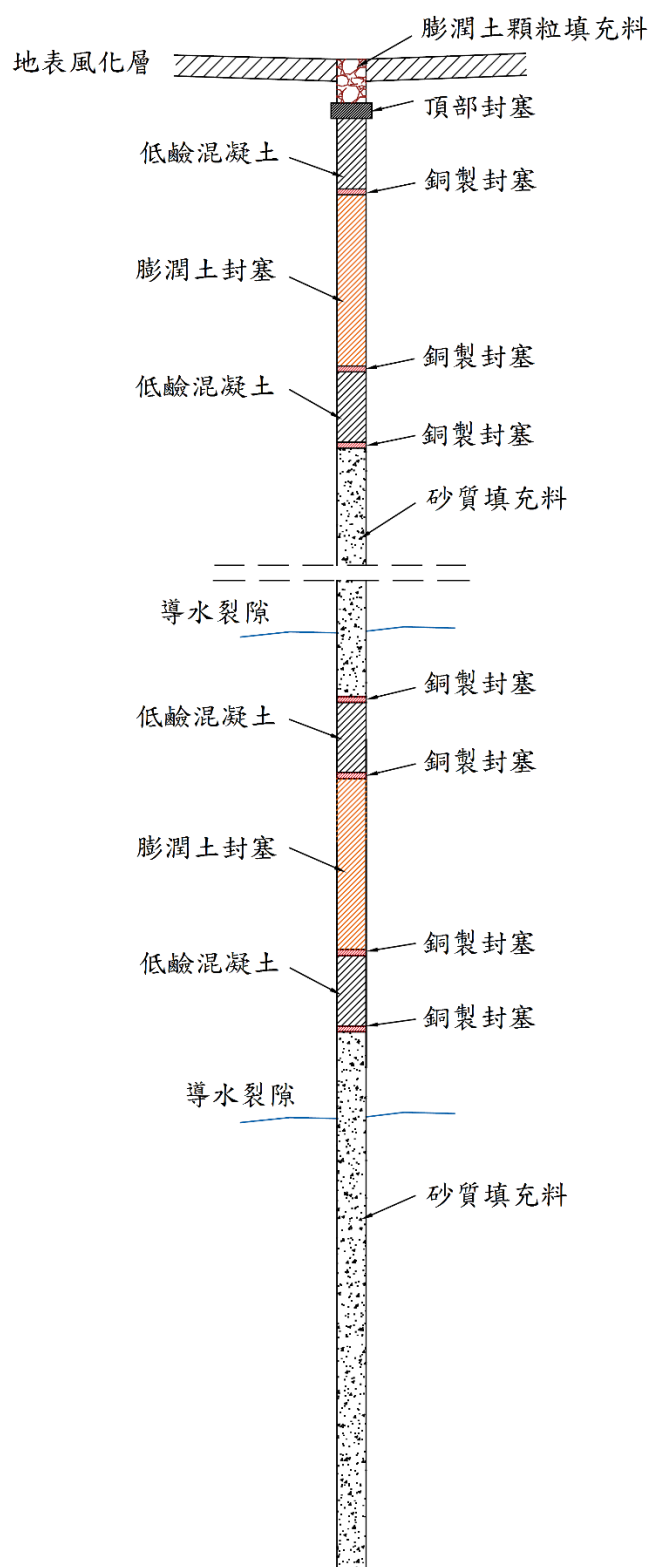


圖 4-19：鑽井封塞概念示意圖

資料來源：重繪自 Sandén et al. (2018b)。

4.3 地質圈與生物圈初始狀態描述

4.3.1 資料對應

依據第 1.2 節所述，因我國尚未選定場址，故參考國際同樣尚未完成選址國家的經驗，以我國歷年調查研究成果之地質特性數據與生物圈相關資料，在不針對特定場址的情況下，建置一研究用之「參考案例」，供後續工程設計及安全評估使用。

參考案例的地質環境資料，包含地質單元的分布、地質單元的熱-水-力-化等屬性、環境的整體資訊等，主要依據台電公司用過核子燃料最終處置計畫於我國結晶岩地區的歷年調查結果(台電公司，2006-2019)，包括地表地質調查、重力與磁力探測、地電阻探測、衛星影像分析、區域水文特性調查、地質鑽探與物理化學井測、裂隙調查、水文地質調查與試驗等現地調查，以及岩石熱力學試驗、水力傳導係數試驗、礦物組成分析、地下水化學組成分析等室內實驗之成果，建構具結晶岩特徵並泛用本土化參數之參考案例，目前仍不足之參數則採用國際相似母岩特性及參數進行假設。

生物圈相關資料主要分為核種相關參數與生態系統相關參數。核種相關參數主要參考 IAEA 的 BIOMASS-6 報告(IAEA, 2003)、核種傳輸參數手冊(IAEA, 2010b)及日本 JAEA 生物圈評估重要參數分析報告(Kato and Suzuki, 2008)。生態系統相關參數則主要參考國家統計資料，如國家攝食資料庫(食品藥物管理署，2017)、金門縣統計月報(金門縣政府主計處，2017)、水權統計(水利署，2017)、勞動統計(勞動部，2017)、第四次全國森林資源調查(邱立文等人，2015)、國家重要濕地碳匯功能調查計畫總結報告書(高苑科技大學綠功能技術研發中心，2011)、金門國家公園沿海濕地碳通量調查計畫(林幸助與李麗華，2011)等，與國內相關研究資料(黃家勤等人，2006)等；不足之參數則參考國際文獻，包括 BIOMASS-6 報告、JAEA 生物圈評估重要參數分析報告，及芬蘭 POSIVA 生物圈參數報告(POSIVA, 2014)、SKB SR-Site 之湖沼生態系統調查報告 TR-10-02(Andersson, 2010)、聯合

國糧食及農業組織灌溉水管理(Brouwer, 1986)及美國亞卡山計畫生物圈評估最終報告(Smith et al., 1996)等。

資料整合與評估方法部分，本報告參考國際的經驗與分類(Andersson et al., 2013)，將調查資料與數據分成地質學、岩石熱學與力學、水文與水文地質學、水文地球化學、母岩傳輸特性、與生態系共 6 個領域進行分析，以此呈現並建立本報告參考案例，以利後續評估之應用。以下針對個別分類，概述本報告建置之參考案例各個領域之特性。

4.3.2 參考案例

4.3.2.1 地質學

4.3.2.1.1 地質單元

參考案例之範圍、幾何與地質單元的分類，是建構參考案例的根本架構。本報告地質單元的設定，係根據我國歷年於結晶岩地區所進行之地表調查、鑽探調查、重磁力調查與逆推成果與地電阻調查之成果(如圖 4-20 所示)。目標處置母岩以結晶岩中之花崗岩為主，處置母岩周圍存在可能影響地下水流向的主要導水構造，同時考量到處置母岩表層因風化而形成之岩屑層。地質單元設定為花崗岩母岩(R)、岩屑層(R0)與主要導水構造(F#)，平面空間分布如圖 4-21 所示，空間分布圖如圖 4-22 所示，參數設定整理如表 4-16 所示，詳細說明如下：

(1) 花崗岩母岩(R)

除表層岩屑層與導水構造外，皆設定為花崗岩母岩。

(2) 岩屑層(R0)

岩體剝蝕近地表時，因風化及解壓作用形成的節理，多為最後期之低角度構造，平行地表發育。在花崗岩地區，剝蝕節理所形成的風化裂隙岩屑層為主要淺層含水層，參考案例岩屑層(R0)厚度設定為 70 m。

(3) 主要導水構造(F#)

本報告參考 SNFD2017 報告的參考案例，維持設有 2 條主要導水構造之假設，分別命名為 F1 與 F2。F1 構造之位態為

N64°E，70°N；F2 構造可能是 F1 構造的共軛破碎帶，位態為 N80°W，50°S，參考案例分別設定 F1 寬度為 200 m，F2 寬度為 20 m。

4.3.2.1.2 裂隙

由於花崗岩母岩為較堅固之岩體，一般孔隙率低，內部存在一定數量之裂隙。本報告參考案例採用與 SNFD2017 報告相同的裂隙分布資料，包括裂隙空間分布、頻率等資訊，以建構用以模擬岩體內離散裂隙網路(Discrete Fracture Network, DFN)特性之 DFN 參數集(台電公司，2019a)。DFN 參數集中包含之參數列如表 4-17，分述如下：

(1) 裂隙域(Fracture Domain)

透過本參考案例之設定，以深度 70 m 為界線分為 2 個裂隙區域，上方為岩屑層，下方為花崗岩母岩。依據孔內攝影資料分別計算其裂隙強度及統計特性。

- a. 深度 70 m 以上裂隙域稱為 FDMA(Fracture Domain Above 70 m Depth)，其裂隙強度 P_{32} 計算值約等於 2.4 m^{-1} 。
- b. 深度 70 m 以下裂隙域稱為 FDMB(Fracture Domain Below 70 m Depth)，其裂隙強度 P_{32} 計算值約等於 0.3 m^{-1} 。

(2) 裂隙叢集：FDMA 及 FDMB 之裂隙叢集如以下所示

- a. FDMA：含 4 組裂隙叢集，其極點方位角、傾伏角、Fisher 離散因子(κ)及裂隙強度所佔比例($P_{32,real}$)分別為：
 - (a) 裂隙叢集 1(set-1)：198°/18°/18/26%。
 - (b) 裂隙叢集 2(set-2)：155°/4°/15/24%。
 - (c) 裂隙叢集 3(set-3)：264°/23°/16/18%。
 - (d) 裂隙叢集 4(set-4)：98°/81°/11/32%。
- b. FDMB：含 5 組裂隙叢集，其極點方位角、傾伏角、Fisher 離散因子(κ)及裂隙強度所佔比例($P_{32,real}$)分別為：
 - (a) 裂隙叢集 1(set-1)：65°/17°/20/15%。
 - (b) 裂隙叢集 2(set-2)：344°/38°/18/24%。
 - (c) 裂隙叢集 3(set-3)：281°/29°/16/30%。

- (d) 裂隙叢集 4(set-4)：174°/22°/17/10%。
- (e) 裂隙叢集 5(set-5)：175°/75°/19/21%。
- (3) 裂隙位置：假設柏松分布過程(隨機過程)，用以產生每 1 組裂隙面的中心位置。
- (4) 裂隙長度(半徑)：以冪函數統計分布模式描述，包含以下參數
- k_r ：約為 2.6。
 - r_0 ：設定為 0.1 m，以產生較多較大的裂隙面、增加裂隙連通性，降低 DFN 模擬及後續應用的計算負擔。
 - 假設最大裂隙面為 1,000 m × 1,000 m 之矩形，即裂隙半徑之上限門檻值可設定為 564 m。
- (5) 裂隙導水係數：採用結晶岩之經驗公式計算，分別為
- FDMA： $T = 1.51 \times 10^{-7} \times \left(\frac{L_f}{100}\right)^{0.7}$ 。
 - FDMB： $T = 3.98 \times 10^{-10} \times \left(\frac{L_f}{100}\right)^{0.5}$ 。
- (6) 裂隙內寬：根據公式 $e = 0.5 \times \sqrt{T}$ 進行計算，其中，T 為裂隙的導水係數(m²/s)，e 為相對於導水係數所計算的裂隙內寬(m)。

4.3.2.1.3 礦物組成

參考案例之岩石礦物組成，是透過現地調查、礦物鑑定與組成分析結果、全岩地球化學組成分析等成果進行設定。參考案例由粗粒、灰色至淺粉紅色花崗片麻岩構成。主要礦物包括石英、鉀長石、斜長石與黑雲母，含少量角閃石、綠簾石、褐簾石、鋁石、磷灰石、石榴子石與不透光礦物；在主要礦物間偶會出現絹雲母、綠泥石類的次生礦物，並夾有細微石英脈。裂隙帶岩段破裂程度高、表面粗糙，遭受強烈蝕變作用，黏土化、綠泥石化程度高，明顯形成覆蓋破裂面之白色-黃綠色的隱晶質粉狀次生礦物，部份為易剝離片狀；部份礦物仍保有原本晶體外形，但內部早已轉變為蝕變礦物，礦物之間亦充填蝕變礦物，偶見風化鏽染。

4.3.2.2 岩石熱學與力學

4.3.2.2.1 岩石熱學特性

參考案例地表溫度約為 23.80 °C，地溫梯度介於 0.015 °C/m 至 0.019 °C/m 之間(台電公司，2007；2008；2009；2017；2019a；2019b)。

花崗岩母岩(R)之熱傳導係數設定值介於 2.3 W/mK 至 3.0 W/mK 之間，其餘地質單元(R0 與 F#)考量其材料密度相對較低，理論上其熱傳導係數數值應小於母岩，故參考案例之對應參數值為 2.0 W/mK(台電公司，2017；2019a)，如表 4-18 所示。

母岩的比熱範圍約介於 730 J/(kg·K)至 903 J/(kg·K)，其餘地質單元設定之對應參數值為 800 J/(kg·K)；熱膨脹係數則一律假設為 8×10^{-6} (1/K) (台電公司，2017；2019a)，如表 4-18 所示。

4.3.2.2.2 岩石力學特性

參考案例岩石力學特性、物理特性與現地應力之相關參數，係根據我國歷年於結晶岩地區所進行之岩石力學分析與現地調查成果，彙整如表 4-18。岩體物理性質包括單位重、含水量、比重、吸水率、孔隙率(比)；岩石力學特性包括強度參數(Strength Properties)與變形參數(Deformation Properties)，其中強度參數包括岩石的單軸壓縮強度、張力強度及剪力強度參數(凝聚力C與內摩擦角 ϕ)；變形參數包括岩石之靜彈性模數(E_s)、靜態柏松比(ν_s)，以及岩石之動彈性模數(E_d)、動剪力模數(G_d)與動態柏松比(ν_d) (台電公司，2006；2014；2015；2016)。現地應力數據則採自 KMBH01 井內量測數據，包含水力破裂法與既存裂隙水力法(台電公司，2006；2013)。

4.3.2.3 水文與水文地質學

根據參考案例地質單元的劃分方式(第 4.3.2.1.1 節)，在水文地質單元的劃分上，可分為岩屑層(R0)、花崗岩母岩(R)、與主要導水構造(F#)共 3 種類型的水文地質單元。

針對花崗岩母岩(R)的水力特性，參考歷年研究於室內進行的岩塊水力試驗(台電公司，2007；2008)及現地水文地質孔內微流速井測、

雙封塞水力脈衝試驗(台電公司，2006 - 2010)，花崗岩母岩的水力傳導係數為 4.1×10^{-12} m/s 至 1.0×10^{-9} m/s，並以此做為參考案例花崗岩母岩(R)的水力傳導係數。針對主要導水構造(F#)，參考現地井孔內導水裂隙帶，以雙封塞水力試驗量測得到的水力傳導係數，介於 3.0×10^{-8} m/s 至 10^{-4} m/s 之間，平均值約為 5.0×10^{-6} m/s，並以此做為參考案例主要導水構造(F#)的水力傳導係數，其他試驗成果與相對應之水力特性參數則彙整如表 4-19(台電公司，2006；2016；2017；2019a)。

4.3.2.4 水文地球化學

參考案例之地下水水質資料，取自於花崗岩地區進行地下水採樣及分析結果(台電公司，2007；2008；2013；2019a)彙整如表 4-20，特性摘述如下：

- (1) pH 值：淺層地下水(小於 50 m)約介於 4.6 至 7.1(Liu et al., 2008)，深層地下水(50 m 至 500 m)約介於 6.29 至 9.76。由於 pH 變動範圍較大，其 pH 緩衝能力不高。
- (2) Eh 值：深層地下水約介於 -0.48 V 至 +0.35 V。整體而言，深度大於 400 m 時，深層地下水處於還原環境(Eh 小於 0)。
- (3) 地下水在 500 m 深度處，離子濃度較海水低。

4.3.2.5 母岩傳輸特性

母岩對核種遷移的遲滯功能，取決於地下水在母岩中的流動特性、母岩對核種的吸附能力，以及核種在母岩中的擴散能力等傳輸特性。

地下水在母岩中的流動特性，主要會受到地下水之傳輸路徑與連通導水構造之影響，有關水文地質之水力參數與裂隙特性，詳見第 4.3.2 節。

母岩對核種的吸附特性及核種在母岩內的擴散係數，是影響核種傳輸特性的 2 大因素，對於低吸附性的核種，核種在母岩的擴散深度會比高吸附性核種更深(JNC，2000)。此 2 個特性參數，雖然目前已

有初步的實驗與研究，但由於該特性參數與母岩的特性及所處環境息息相關，只有在場址特性調查階段，才能夠確定其數值範圍。為評估核種特性參數不確定性對評估結果的影響，故本報告在與核種有關之傳輸參數，採用國際相似處置條件且較完整之數據，以評估其影響。

4.3.2.6 生態系

(1) 地表生態系統

參考案例設定為位處亞熱帶區域之海島生態系統，四面無高山屏障，中間則丘陵起伏。根據臺灣離島地區 1991 年至 2019 年，共 29 年的氣象觀測資料推估，降雨量介於 649.20 mm 至 1,873.10 mm 之間，蒸發量介於 856.80 mm 至 1,650.90 mm 之間，年平均降雨量設定為 1,116.83 mm、年平均蒸發量設定為 1,277.39 mm；無高山阻擋之地形雨，河川較短且易於乾季乾涸，流量隨降雨變化，皆屬間歇溪。為蓄水有興建湖庫、農塘及小型攔水壩等設施，滿水位面積最大約 14.3 ha。

另依據降雨量及蒸發量以水收支平衡法進行估算，年單位面積補注量在 1991 年至 2019 年數值為 -145 mm 至 336.64 mm 間(圖 4-23)，平均值為 66.8 mm(台電公司，2020)。

(2) 海洋湖泊

參考案例為一島嶼，部分區域為花崗岩延伸入海之岩岸，亦有平廣的沙灘或泥沼地因具豐富的潮間帶生態，興盛牡蠣養殖的產業，亦有草蝦與白蝦之相關養殖產業。海洋之生物種類與生物量可由金門國家公園沿海濕地碳通量調查計畫獲得(林幸助與李麗華，2011)。

由於參考案例之設定為地勢平緩、沒有留住天水的地形，加上蒸發量較高，因此缺乏淡水水體。飲用、日常或灌溉用水，多由湖庫、居民自掘農塘蓄水、小型攔水壩以及井水供給，其中井水抽水量依照水利署水權統計進行假設(水利署，2017)。前述集水區經自然沖積效應，累積砂質以及小礫石等沉積物於底部。沿岸淺水區覆蓋綠藻與水草，湖中生長底棲生物包

括軟體動物(如蛤、螺等)、節肢動物(如蝦、蟹)等，亦生長各式魚類。考量到未來環境演化於海平面下降之後，可能出現河流與湖泊，目前河流相關之生物量參數，暫引用台灣本島的相關研究數據進行假設(黃家勤，2006；高苑科技大學綠功能技術研發中心，2011)。

(3) 人類與土地利用

參考案例之陸地生態系統主要分為森林系統與農田生態系統。森林系統屬造林後的半天然生態，森林估算約占總面積之 45.8%(邱立文等人，2015)，人類活動影響較少。農田系統約占總面積之 28.3%，由於覆蓋紅土層較為貧脊，採客土客沙方式進行土質改良。森林與農田共占整體面積的近 80%，其餘區域則包含都市、工業與交通建設等人類生活環境。

農業部分以種植高粱與小麥為主，另亦有少量蔬菜與甘藷與水果。栽植作物除了食用外，亦會用於養殖牲畜。畜牧業方面十分興旺，足以供應一定數量人群之年需求。漁業部分主要以淡水養殖漁業及近海養蚵業最興盛。亦有部分民生工業(以營建業為主)，製造業較少。由於亦有觀光等相關產業增長，住宿餐飲業商家數量僅次於零售業。

參考案例有關人類習慣的設定，主要參考食藥署國家攝食資料庫(食品藥物管理署，2017)之資料進行各類食物攝食量的假設。人類於不同區域(如農田、水域)之停留假設，亦參考勞動部統計之國人平均工時(勞動部，2017)進行設定。

表 4-16：參考案例地質單元參數

參數名稱	SNFD2021參數
R0	岩屑層 厚度：5 m 至 90 m 模擬時建議厚度為 70 m
R	花崗岩母岩
F#	主要導水構造
F1	位態：N64E/70N；寬度> 150 m 模擬時之寬度建議為 200 m。
F2	位態：N80W/50S；寬度約 8 m 至 15 m 模擬時之寬度建議為 20 m。

表 4-17：參考案例之 DFN 參數集

參數名稱	SNFD2021參數	
裂隙域	FDMA	FDMB
	深度 < 70 m	深度 > 70 m
裂隙叢集 (極點方位角，傾伏角)	叢集 1 = (198, 18), Fisher 離散因子($\theta, \kappa = 18$), $P_{32,rel}=26\%$	叢集 1 = (65, 17), Fisher 離散因子($\theta, \kappa = 20$), $P_{32,rel}=15\%$
	叢集 2 = (155, 4), Fisher 離散因子($\theta, \kappa = 15$), $P_{32,rel}=24\%$	叢集 2 = (344, 38), Fisher 離散因子($\theta, \kappa = 18$), $P_{32,rel}=24\%$
	叢集 3 = (264, 23), Fisher 離散因子 ($\theta, \kappa = 16$), $P_{32,rel}=18\%$	叢集 3 = (281, 29), Fisher 離散因子 ($\theta, \kappa = 16$), $P_{32,rel}=30\%$
	叢集 4 = (98, 81), Fisher 離散因子 ($\theta, \kappa = 11$), $P_{32,rel}=32\%$	叢集 4 = (174, 22), Fisher 離散因子 ($\theta, \kappa = 17$), $P_{32,rel}=10\%$
		叢集 5 = (175, 75), Fisher 離散因子 ($\theta, \kappa = 19$), $P_{32,rel}=21\%$
	Fisher 離散因子: $f(\theta, \kappa) = \frac{\kappa \sin \theta e^{\kappa \cos \theta}}{e^{\kappa} - e^{-\kappa}}$; θ : 平均極向量的角位移 κ : Fisher 離散因子的密度參數	
裂隙密度	$P_{32} = 2.4$	$P_{32} = 0.3$
	P_{32} : 單位體積岩體的裂縫面積(體積強度, m^{-1})	
裂隙長度(半徑)	Power law: $k_r = 2.6$, $r_0 = 0.1 m$, $r_{min} = 4.5 m$, $r_{max} = 564 m$	Power law: $k_r = 2.6$, $r_0 = 0.1 m$, $r_{min} = 4.5 m$, $r_{max} = 564 m$
	$P(R \geq r) = \left(\frac{r_0}{r}\right)^{k_r}$, $P_{32}(r_{min}, r_{max}) = \frac{[r_{min}^{kr-2} - r_{max}^{kr-2}]}{r_0^{kr-2}} P_{32}(r_0, \infty)$ R : 裂隙半徑。 r_0 : 最小裂隙半徑。 r : 介於 r_0 與 ∞ 的裂隙半徑。 k_r : 裂隙尺寸指數，或稱「裂隙半徑規模指數」(La Pointe, 2002) $P(R \geq r)$: 圓形裂隙半徑大於等於 r 的機率。 $P_{32}(r_{min}, r_{max})$: 體積裂隙強度(經 r_{min} 與 r_{max} 範圍間的裂隙半徑校正)。	
裂隙位置	柏松分布過程(隨機過程)	柏松分布過程(隨機過程)

參數名稱	SNFD2021參數	
裂隙導水係數 ($T, m^2/s$)	$T = 1.51 \times 10^{-7} \times (L^{0.7})$ $L = \sqrt{(\pi r^2)}$	$T = 3.98 \times 10^{-10} \times (L^{0.5});$ $L = \sqrt{(\pi r^2)}$
裂隙內寬(e, m)	$e = 0.5\sqrt{T}$	$e = 0.5\sqrt{T}$

表 4-18：參考案例熱學與力學特性

參數名稱	SNFD2021參數			
Unit ID	R0	R	F1	F2
熱傳導係數 ($W/(m \cdot K)$)	2	2.3 - 3.0	2	2
比熱 $J/(kg \cdot K)$	800*	730 - 903	800*	800*
熱膨脹係數(1/K)	8.00E-06	8.00E-06	8.00E-06	8.00E-06
乾密度(kg/m^3)	2000*	2610 - 2770	2600*	2600*
比重	-	2.63 - 2.79	-	-
飽和密度(kg/m^3)	-	2620 - 2780	-	-
孔隙率 (%)	-	0.34 - 0.77	-	-
水吸附率 (%)	-	0.12 - 0.28	-	-
單軸抗壓強度(MPa)	-	75.68 - 168.66	-	-
內聚力(MPa)	-	17.99 - 29.51	-	-
磨擦角(°)	-	47.90 - 59.08	-	-
抗張強度(MPa)	-	6.91 - 14.06	-	-
割線楊氏模數(GPa)	-	31.70 - 51.77	-	-
割線柏松比	-	0.11 - 0.27	-	-
動態剪力模數(GPa)	-	12.99 - 29.24	-	-
動態楊氏模數(GPa)	-	30.28 - 73.60	-	-
動態柏松比	-	0.10 - 0.27	-	-
現地應力(MPa) (HF@306m)	-	$\sigma_v=8.11$	-	-
	-	$\sigma_H=10.68$	-	-
	-	$\sigma_h=5.73$	-	-
現地應力(MPa) (HF@430m)	-	$\sigma_v=11.4$	-	-
	-	$\sigma_H=14.43$	-	-
	-	$\sigma_h=9.38$	-	-
現地應力(MPa) (HTPF@300m)	-	$\sigma_1=10.29$ 至 12.34	-	-
	-	$\sigma_2=6.66$ 至 8.62	-	-
	-	$\sigma_3=0.76$ 至 2.14	-	-

表 4-19：參考案例之水力特性參數

參數名稱		SNFD2021參數
水力傳導係數(m/s)	R0	$5.0 \times 10^{-6} - 1.0 \times 10^{-4}$
	R	$4.1 \times 10^{-12} - 1.0 \times 10^{-9}$
	F1	$3.0 \times 10^{-8} - 1.0 \times 10^{-4}$
	F2	$3.0 \times 10^{-8} - 1.0 \times 10^{-4}$
有效孔隙率(%)	F1	0.01
	F2	0.007 - 0.015
有效速率(m/s)	F1	2.0×10^{-5}
	F2	$1.3 \times 10^{-4} - 2.9 \times 10^{-4}$
機械延散係數(m^2/s)	F1	2.0×10^3
	F2	$2.9 \times 10^{-5} - 1.0 \times 10^{-2}$
水動力延散係數(m)	F1	100
	F2	0.1 - 75
佩克萊特數 (Peclet number, Pe)	F1	10
	F2	8 - 1,350
曲折度	F1	6
	F2	35

表 4-20：參考案例之地下水組成

參數名稱	SNFD2021參數				
	地下水平均			地表水平均	
	參考案例			河流(全球)	海洋(全球)
深度(m)	300 m至400 m	400 m至500m	300 m至500m	地表	地表
pH 值	7.67	8.98	8.60		7.5~(8.2)~8.4
pe	-3.10	-6.79	-5.73		
T(°C)	28.80	31.70	30.87	25	15
EC (mS/cm)	0.407	0.320	0.345	~0.1	~42.9
Cl _{-t} (mol/L)	1.29×10 ⁻³	8.55×10 ⁻⁴	9.77×10 ⁻⁴	2.20×10 ⁻⁴	5.46×10 ⁻¹
C _{-t} (mol/L)	1.32×10 ⁻³	1.15×10 ⁻³	1.21×10 ⁻³	8.52×10 ⁻⁴	2.33×10 ⁻³
S _{-t} (mol/L)	1.30×10 ⁻⁴	9.59×10 ⁻⁵	1.05×10 ⁻⁴	1.15×10 ⁻⁴	2.82×10 ⁻²
N _{-t} (mol/L)	2.12×10 ⁻⁵	4.03×10 ⁻⁵	3.35×10 ⁻⁵		1.07×10 ⁻²
P _{-t} (mol/L)	1.63×10 ⁻⁶	2.05×10 ⁻⁶	1.88×10 ⁻⁶	6.46×10 ⁻⁷	2.00×10 ⁻⁶
B _{-t} (mol/L)				9.25×10 ⁻⁷	4.16×10 ⁻⁴
Si _{-t} (mol/L)	1.18×10 ⁻³	6.90×10 ⁻⁴	8.31×10 ⁻⁴	2.31×10 ⁻⁴	7.94×10 ⁻⁵
F _{-t} (mol/L)	1.19×10 ⁻⁴	2.11×10 ⁻⁴	1.85×10 ⁻⁴	5.26×10 ⁻⁸	6.84×10 ⁻⁵
Br _{-t} (mol/L)				2.50×10 ⁻⁷	8.42×10 ⁻⁴
I _{-t} (mol/L)				5.51×10 ⁻⁸	5.01×10 ⁻⁷
Na _{-t} (mol/L)	1.29×10 ⁻³	1.68×10 ⁻³	1.57×10 ⁻³	2.74×10 ⁻⁴	4.68×10 ⁻¹
K _{-t} (mol/L)	1.48×10 ⁻⁴	6.98×10 ⁻⁵	9.22×10 ⁻⁵	5.88×10 ⁻⁵	1.02×10 ⁻²
Ca _{-t} (mol/L)	6.18×10 ⁻⁴	2.79×10 ⁻⁴	3.76×10 ⁻⁴	3.74×10 ⁻⁴	1.03×10 ⁻²
Mg _{-t} (mol/L)	1.30×10 ⁻⁴	2.00×10 ⁻⁵	6.38×10 ⁻⁵	1.69×10 ⁻⁴	5.31×10 ⁻²
Al _{-t} (mol/L)				1.85×10 ⁻⁶	7.94×10 ⁻⁸
Fe _{-t} (mol/L)	1.37×10 ⁻⁵	5.18×10 ⁻⁶	7.62×10 ⁻⁶	7.16×10 ⁻⁷	3.16×10 ⁻⁸
Cu _{-t} (mol/L)	1.18×10 ⁻⁷	2.76×10 ⁻⁷	2.37×10 ⁻⁷	1.10×10 ⁻⁷	7.94×10 ⁻⁹
Mn _{-t} (mol/L)	3.90×10 ⁻⁶	9.60×10 ⁻⁷	1.94×10 ⁻⁶	1.27×10 ⁻⁷	3.98×10 ⁻⁹
Zn _{-t} (mol/L)	7.22×10 ⁻⁶	1.17×10 ⁻⁶	2.90×10 ⁻⁶	3.06×10 ⁻⁷	
Cd _{-t} (mol/L)	ND	3.11×10 ⁻⁸	3.11×10 ⁻⁸	8.89×10 ⁻¹¹	
Cr _{-t} (mol/L)	1.92×10 ⁻⁸	2.50×10 ⁻⁷	1.35×10 ⁻⁷	1.92×10 ⁻⁸	6.31×10 ⁻⁹
Ni _{-t} (mol/L)	5.59×10 ⁻⁵	3.30×10 ⁻⁵	4.07×10 ⁻⁵	5.11×10 ⁻⁹	2.51×10 ⁻⁸
Pb _{-t} (mol/L)	1.25×10 ⁻⁷	1.57×10 ⁻⁷	1.46×10 ⁻⁷		
As _{-t} (mol/L)	ND	1.00×10 ⁻⁸	1.00×10 ⁻⁸	2.67×10 ⁻⁸	5.01×10 ⁻⁸
U _{-t} (mol/L)				1.68×10 ⁻¹⁰	1.99×10 ⁻¹⁰
鹽度(‰)	0.279	0.208	0.228		
離子強度(mol/L)	8.24×10 ⁻³	5.92×10 ⁻³	6.64×10 ⁻³	3.77×10 ⁻³	7.06×10 ⁻¹

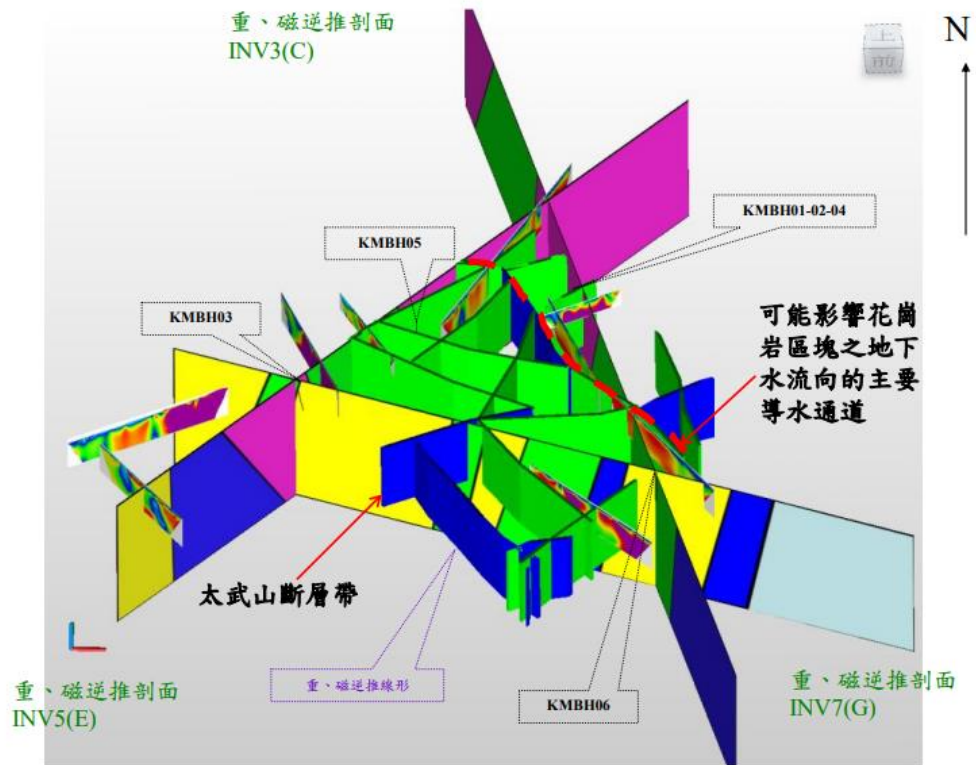


圖 4-20：我國於結晶岩地區進行之地球物理探測綜合解析圖之一

資料來源：台電公司(2011)。

註：圖中 KMBH 表示鑽探位置，深度較淺之彩圖為地電阻量測結果(深度為 500 m)，其他資料為重磁力逆推剖面(深度為 2 km)。

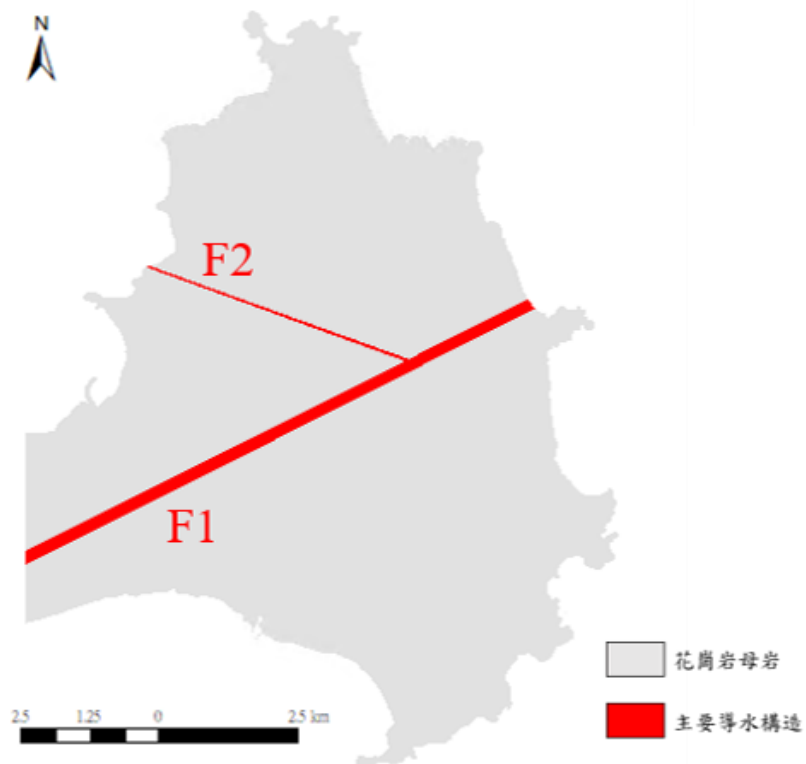


圖 4-21：本報告參考案例地質單元的平面空間分布圖

註：此圖未包含花崗岩母岩上覆之岩屑層。

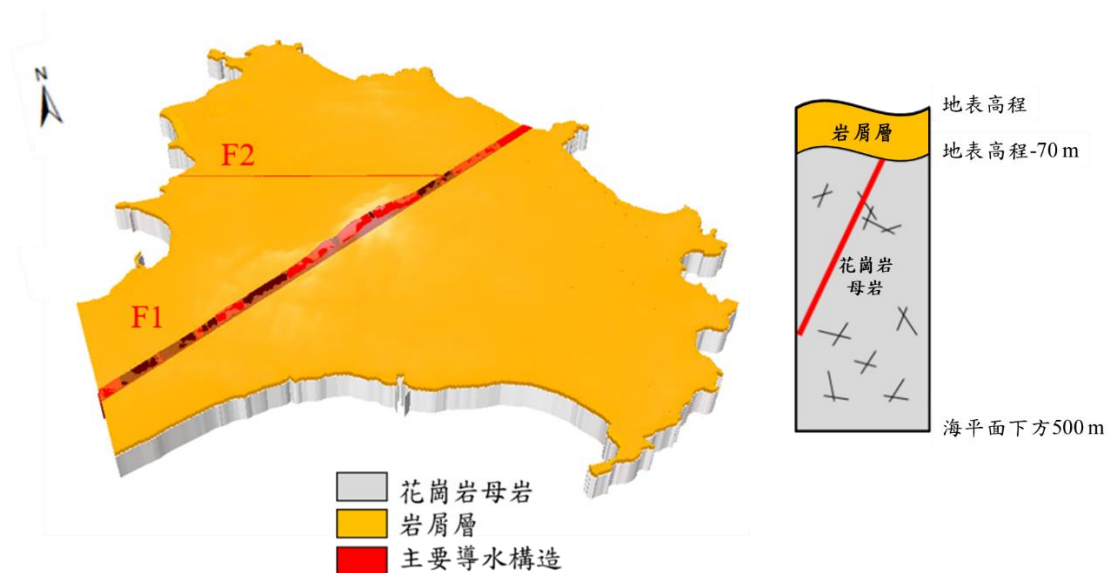


圖 4-22：本報告參考案例地質單元空間分布圖與垂直示意圖

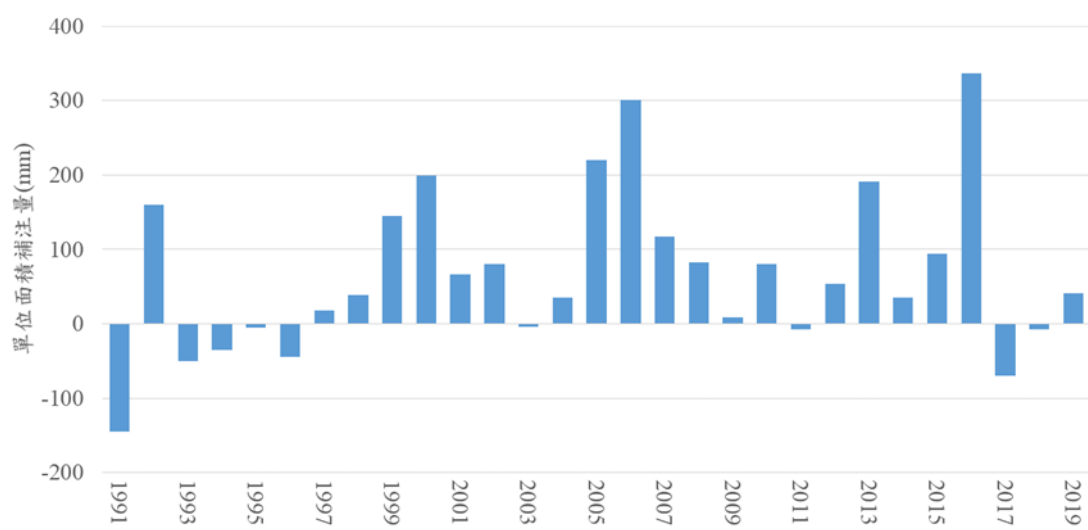


圖 4-23：1991 年至 2019 年間參考案例之單位面積補注量

4.4 處置設施配置

4.4.1 方法論

地下設施的配置需考量參考案例中地質構造、岩體體積、應力條件、地下水區域流場等各地質特徵，並根據廢棄物罐數目、處置深度、處置孔及處置隧道之熱間距需求、廢孔準則、所需母岩空間餘裕等進行規劃。此外，規劃時亦需考量施工之經濟效益及可行性。規劃配置時針對各因子之考量方式如下所述：

(1) 地質構造

若變形帶地表線型長度大於 3 km，則處置孔不得置放距離變形帶 100 m 內(SKB, 2009a)。

(2) 應力條件

為確保處置隧道的力學穩定性，處置隧道長軸方向應與最大水平主應力方向相同，或於 $\pm 30^\circ$ 之內(SKB, 2009b)，對於降低處置隧道及處置孔岩壁剝落有顯著的效果。

(3) 熱間距

熱間距為 2 個處置孔中心之間的距離。為使緩衝材料溫度低於 100 °C，以符合相關之工程障壁設計需求(第 4.2.5 節)，假設岩層內部為均勻的熱傳性質，根據廢棄物罐初始熱負載、母岩熱傳導係數、母岩單位體積熱容等參數，並預留適當之溫度餘裕，計算在特定熱間距下，廢棄物罐衰變熱造成廢棄物罐半高處之母岩溫度(SKB, 2009c)；並計算處置孔內膨潤土的熱，經空氣間隙造成廢棄物罐頂部膨潤土的溫度改變(SKB, 2009c)，兩者加總以得出廢棄物罐頂部膨潤土之最高溫度(SKB, 2009c)(如圖 4-24)。由於廢棄物罐頂部直接與膨潤土接觸，為最高溫度較易分布的區域(SKB, 2009c)，因此，在確保前述溫度低於 100 °C 的設計需求下，進行熱間距的相關計算與規劃。

(4) 廢孔準則

為避免廢棄物罐因裂隙截切而造成剪力失效，故考量截切廢孔準則，降低剪力失效風險。另外，在處置設施設計階段，處置設施所需母岩空間亦需參考截切廢孔數量進行評估。假設裂隙為圓形極薄平面，截切邏輯則假設在安全評估時間尺度內，即使裂隙面發生剪力位移，裂隙半徑亦不會生長變長(Hicks, 2005; Barton, 2013; Kana et al., 1991)。

評估處置孔截切廢孔之廢孔準則如下：

a. FPC(Full Perimeter Criterion)

若處置隧道壁面與裂隙相交，且裂隙完全貫穿隧道，在隧道壁面留下線型，線型延伸面截切廢棄物罐，則此處置孔將予以廢孔。

b. EFPC(Extend Full Perimeter Criterion)

當連續有 5 個處置孔受裂隙全周長截切，則這些處置孔亦將予以廢孔(圖 4-25)。

(5) 地下水區域流場：

處置孔內若因入流量過大，使得緩衝材料因管流侵蝕現象而流失，可能會影響緩衝材料封閉後的長期安全功能；此外，若入流量過大，亦可能造成隧道挖掘或置放緩衝材料/回填材料的困難。

近場裂隙水流分析使用 FracMan 軟體，採用複合 DFN/ECPM 模式(Hybrid DFN/ECPM Model)(圖 4-26)，針對隧道與處置孔周圍的裂隙區域，以 DFN 模式詳細描述裂隙的分布、連通方式及地下水流場，以維持較高的空間解析度；外圍區域則以等效連續的概念，將其簡化為等效連續孔隙介質(Equivalent Continuous Porous Medium, ECPM)模式，進行外圍區域的水流分析。

根據分析結果，設定以下 2 項廢孔條件：

a. 處置孔入流量大於 0.1 L/min。

b. 處置孔頂部開挖損傷帶之入流量，大於處置隧道(包括其配置之處置孔)總入流量的 1%。

若分析結果符合以上任何一項條件，則予以廢孔 (SKB, 2010g)。

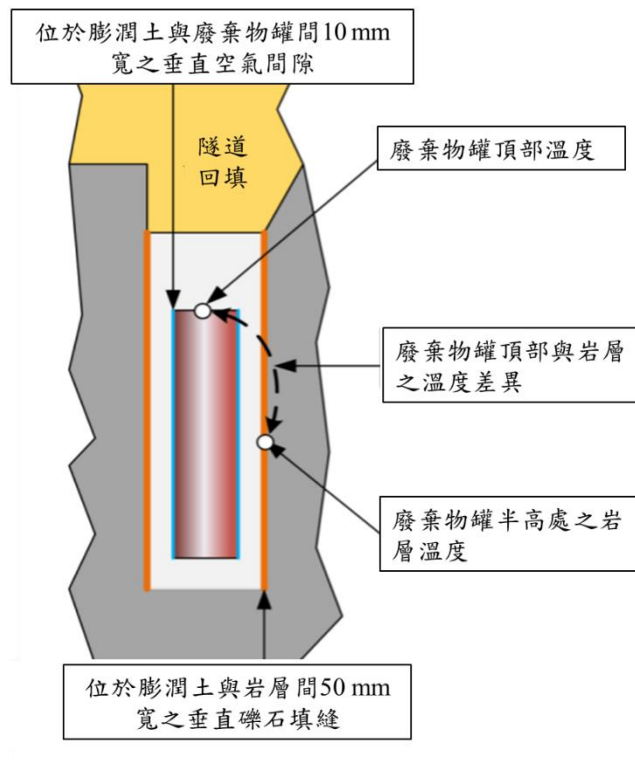


圖 4-24：廢棄物罐熱間距評估步驟

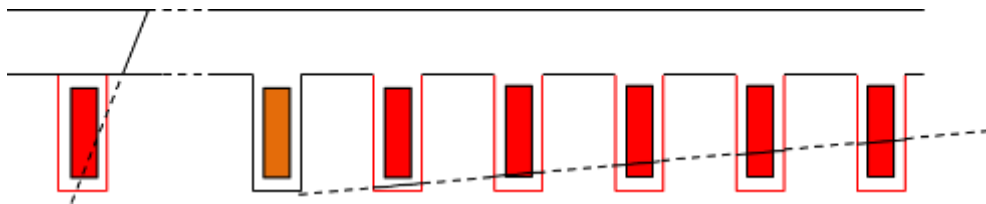


圖 4-25：處置孔截切廢孔準則示意圖

註：左邊黑色直線裂隙完全貫穿隧道，在隧道壁面留下線型，線型延伸面(虛線)，截切廢棄物罐，因此，在開挖處置孔前已可廢孔(FPC)；處置隧道右邊處置孔開挖後，有五個處置孔被全截切，因而廢孔(EFPC)。

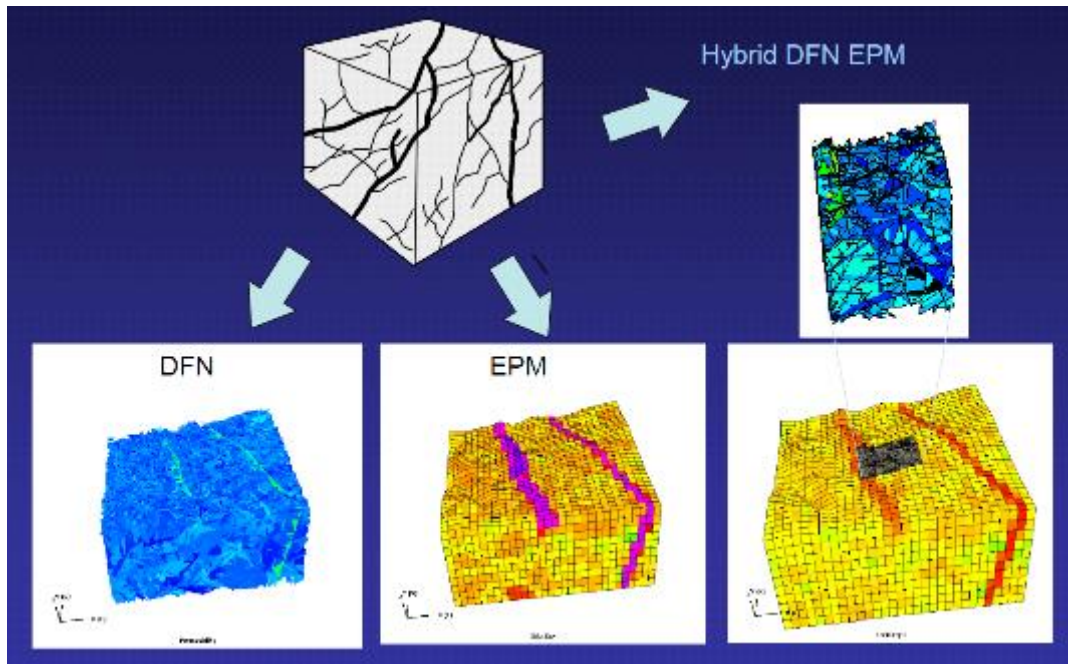


圖 4-26：裂隙岩體複合域模式

資料來源：摘自 Golder Associates Inc.(2009)。

4.4.2 參考案例設施配置

根據前述之方法論，本報告處置設施配置初步規劃如下：

- (1) 依照本報告建置之參考案例的應力條件(表 4-21)，處置隧道方位需介於 $N46.4^{\circ}W$ 至 $N106.4^{\circ}W$ 之間，因此。目前直接假設處置隧道方位為 $N60^{\circ}W$ 。
- (2) 根據本報告建置之參考案例，地表溫度為 $23.80^{\circ}C$ ，地溫梯度以較保守的 $0.019^{\circ}C/m$ 進行設定，推算地下 500 m 處之環境溫度比地表高 $9.50^{\circ}C$ ；並參考相關文獻，在保留一定溫度餘裕($8^{\circ}C$)之情況下(SKB, 2009c)，依照廢棄物罐初始熱負載($1,200\text{ W}$)、較保守之母岩熱傳導係數($2.3\text{ W/(m}\cdot\text{K)}$)、母岩單位體積熱容($2.152 \times 10^6\text{ J/(m}^3\cdot\text{K)}$)等相關參數，分析廢棄物罐頂部膨潤土最高溫度與熱間距之關係如圖 4-27。

由分析結果可知當廢棄物罐間距設定為 9 m 時，可符合工程障壁相關之設計需求。

本報告處置深度設定為地下 500 m，主要考量地溫對工程障壁影響(緩衝材料溫度低於 $100^{\circ}C$)和地球化學環境特性(深度超過 400 m 時為還原環境)。主隧道寬 10 m、高 7 m，處置隧道高度為 4,800 mm(含頂拱)，寬度為 4,200 mm，處置孔直徑為 1,750 mm、高度為 8,155 mm(第 4.2.6 節)，處置孔軸心間距為 9 m、處置隧道軸心間距 40 m，每個處置孔所需面積為 360 m^2 ，第一個處置孔位於距隧道入口 21 m 處，最後一個處置孔距離隧道底端尚有 10 m 之空間。可容納如第 4.2.4 節所述之 2,571 個廢棄物罐。目前處置設施配置如圖 4-28 所示，處置區域遠離 F1 與 F2 構造 1.5 km 以上，共有 2 個區塊，由於處置區塊間距目前無設計要求，參考芬蘭(POSIVA, 2012)或瑞典(SKB, 2009b)設計之間距範圍，規劃處置區塊間距為 150 m。每個處置區塊有 52 條處置隧道(處置區域整體共 104 條處置隧道)：

- (1) 西邊處置區塊：處置隧道長 250 m，每個處置隧道可置放 25 個處置孔。

(2) 東邊處置區塊：處置隧道長 300 m，每個處置隧道可置放 30 個處置孔。

此外，如圖 4-29 所示，合計共有 2,860 個處置孔，處置孔餘裕約為 11%。

另假設每條處置隧道彼此獨立以進行 2,000 次 DFN 實現值的 EFPC 分析。根據分析結果，處置設施配置之廢孔率介於 2.0%至 6.0% 之間；處置設施 2 個區塊之廢孔率平均值差異不大，廢孔率平均值為 4.2%，標準差為 0.7%，結果近似常態分布，同時尚有 6.8%的空間可進行處置孔位置調適。

處置設施範圍之處置孔總數，可用式(4-3)求得(SKB, 2004)，約 1 km²：

$$A = N_d \times A_s \quad (4-3)$$

其中，

A = 處置設施範圍面積，[m²]。

N_d = 處置孔總數，[孔]。

A_s = 每個處置孔所需面積，[m²]。

此外，處置設施之設計亦包含豎井及斜坡道等連通設施。豎井主要有物料豎井、人員豎井及通風豎井等，為人員進出、通風及緊急逃生用，垂直於地表，斷面直徑約 3.50 m 至 5.50 m。斜坡道則供運輸物料設備與廢棄物，寬度為 5.50 m，高度為 6.00 m。地下設施中央區域另設有適當空間，滿足處置設施建造、運轉及封閉階段的各項需求。

目前規劃可能採取的斜坡道設計為以下 2 種：

- (1) 環繞場區斜坡道：以 5%緩坡規劃斜坡道坡度，轉彎處坡度為水平，提供車輛減速的空間，降低載運機具的運輸風險，可達到處置深度約 500 m。另規劃有 4 座豎井，並將逃生用豎井設置於地表主要處置設施範圍外，以提升作業人員的安全。

- (2) 局部場區斜坡道：藉由繞行的方式抵達處置區塊，以降低斜坡道的開挖總體積；斜坡道坡度規劃為 8%，隧道總長度較短。另規劃有 4 座豎井，設置於主要處置設施範圍內；主要運輸豎井與斜坡道在固定深度另設有連通空間，可做為運輸彈性調度用。

表 4-21：參考案例現地應力

KMBH01 深度(m)	σ_v (MPa)	σ_h (MPa)	σ_H (MPa)	σ_H 方向	$\frac{\sigma_{Ha}}{\sigma_v}$
175	4.64	4.58	8.29	N55.9°W	1.39
238	6.31	4.54	8.41	N58.2°W	1.03
306	8.11	5.73	10.68	N53.6°W	1.01
430	11.40	9.38	14.43	N76.4°W	1.04

資料來源：台電公司，2020。

註： σ_v 為垂直應力； σ_H 為最大水平應力； σ_h 為最小水平應力； σ_{Ha} 係 σ_H 和 σ_h 之平均值。

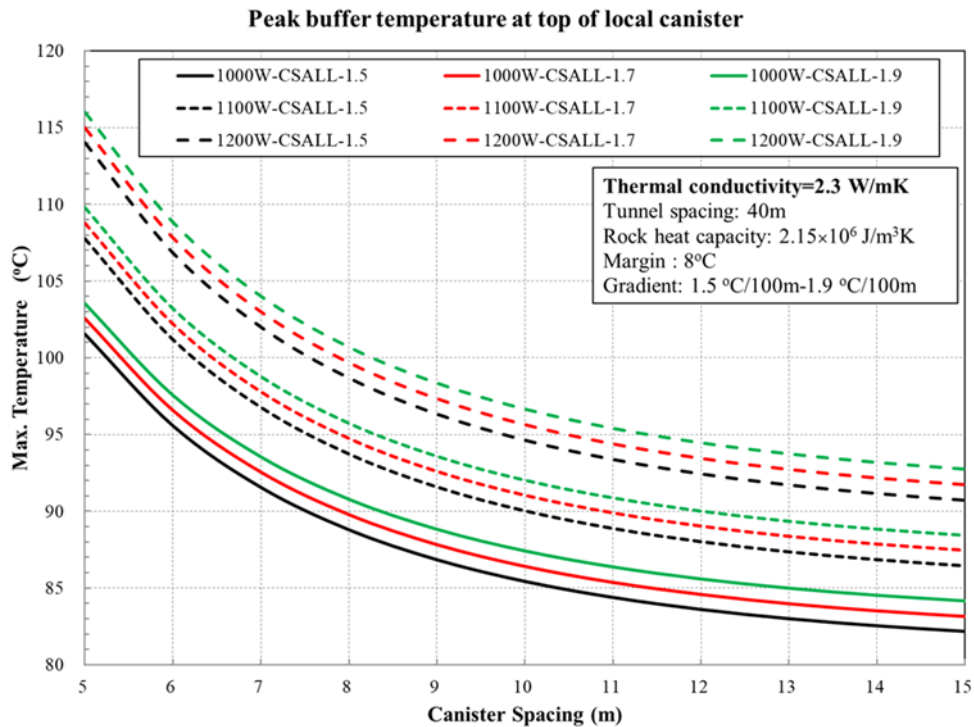


圖 4-27：廢棄物罐頂部膨潤土最高溫度與熱間距之關係

註：此分析為不同地溫梯度及不同初始功率之條件下結果。

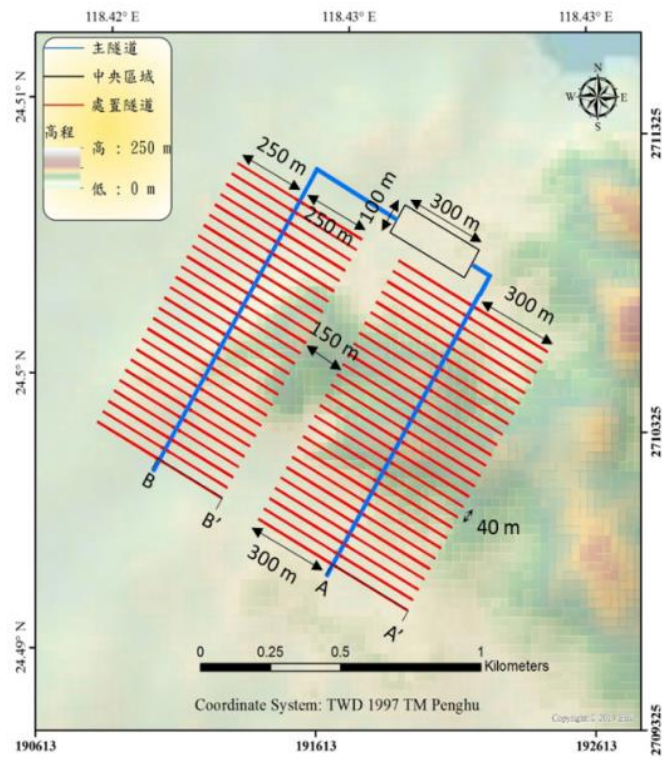


圖 4-28：地下設施規劃配置圖

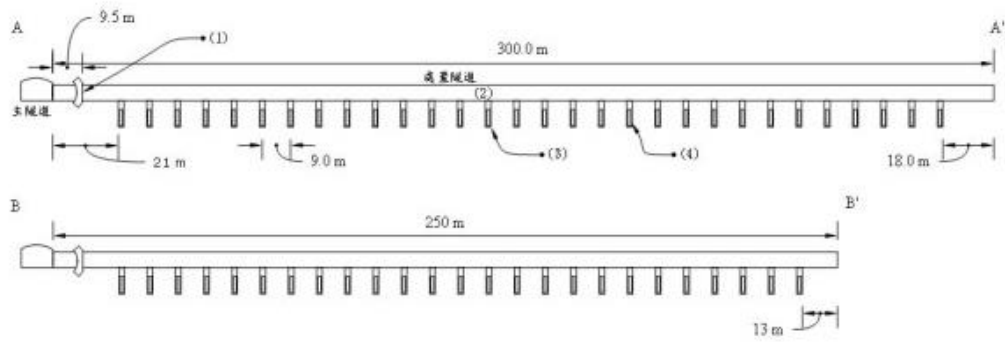


圖 4-29：處置隧道內處置孔配置圖

註：(a)300 m 處置隧道；(b)250 m 處置隧道。處置孔間距 9 m。

4.5 監測

處置設施的開挖建造、營運、封閉會對其周遭產生擾動及影響，需持續監測以確保其安全性不會受到影響。因此，應自處置設施開挖建造開始至設施封閉，皆以適當技術進行監測及量測；並根據各階段執行監測之結果，並適時調整監測措施。此外，亦應將監測方案納為管理方案的一部分，並定期進行技術審查。初步規劃之各階段監測項目如表 4-22 所示。

表 4-22：處置設施各階段主要監測項目

管理組件		研究區特性階段	建造階段	營運階段		封閉階段	封閉後階段
				工程障壁系統安置	處置及主隧道回填	連通及入口隧道回填	
(1)品管控制：工程障壁系統之設計、製造、安裝、建造及處置設施	設計因子	工程障壁系統設計情況	母岩岩石行為 -岩石變形等	母岩岩石行為 -岩石變形等		母岩岩石行為 -岩石變形等	-土地使用管制 -標誌 -圍籬 -貯存紀錄
		-緩衝材料現象 -緩衝材料飽和 -廢棄物罐腐蝕	隧道支撐完整性 -支撐及襯砌之應力與應變等	隧道支撐完整性 -支撐及襯砌之應力與應變等		隧道支撐完整性 -支撐及襯砌之應力與應變等	
	製造、安裝及建造	為工程障壁系統品管控制所需之製造、安裝及建造的相關資料及技術(由驗證及實驗得到)	灌漿 -材料控制等	灌漿 -材料控制等	隧道回填 -回填密度等	隧道回填 -回填密度等	
		-	隧道開挖 -支撐材料之品管等	工程障壁系統製造 -緩衝材料密度等	封塞 -材料品管等	封塞 -材料品管等	
(2)工程障壁系統周邊地質情況及處置設施監視	處置隧道周邊	水文地質 -水力傳導係數 -地下水 -灌漿壓力等	水文地質 -水力傳導係數 -地下水 -灌漿壓力等	水文地質 -水力傳導係數 -地下水 -灌漿壓力等		水文地質 -地下水 -灌漿壓力等	
		地球化學 -pH 值、Eh 值等	地球化學 -pH 值、Eh 值等	地球化學 -pH 值、Eh 值等		地球化學 -pH 值、Eh 值等	
		地質 -地溫梯度等	地質 -地溫梯度等	地質 -地溫梯度等		地質 -地溫梯度等	
(3)處置設施環境管理	-地表水水質 -環境輻射等	-地表水水質 -環境輻射等	-地表水水質 -環境輻射等	-地表水水質 -環境輻射等		-地表水水質 -環境輻射等	
(4)工作人員保護監視	-溫度、濕度、氣體等	-溫度、濕度、氣體等	-溫度、濕度、氣體等	-溫度、濕度、氣體等		-溫度、濕度、氣體等	
(5)處置設施核子保防	人員活動	-	-	人員活動管制		封塞、圍籬等	-

5. 外部條件

5.1 簡介

為評估處置設施在長期演化下的安全性，需考量外部條件對處置設施維持長期功能的影響。外部條件分為氣候相關議題、地體演化相關議題及未來人類活動相關議題。

以下將針對 3 項議題可能之演化情形分別進行論述，依據國內外相關文獻、歷年研究成果、專家會議的判讀等，以評估外部條件之演化可能對處置設施造成的影響。

5.2 氣候相關議題

5.2.1 氣候演化

根據自末次冰盛期 (Last Glacial Maximum, LGM) 至今，約 21,000 年間我國之氣候變遷及相關演化如下所述：

(1) LGM 時期

臺灣地區位處亞熱帶，在 LGM 的寒冷冰期中，海拔 3,300 m 以上的高山會被冰河覆蓋，但低海拔的地表並未受到冰河的影響；乾冷的空氣造成表層海水溫度較現今低 3.5 °C 至 6 °C (Hsieh et al., 1996)，地表溫度較現今低 8 °C 至 9 °C，年雨量約現今之一半 (劉平妹，2003)。此外，全球海平面較現今低約 120 m (Rohling et al., 1998)，臺灣海峽之淺海陸棚成為連接亞洲大陸的陸橋，臺灣附近海岸線可能南移至澎湖以南 (Murray-Wallace and Woodroffe, 2014)。

(2) LGM 時期後

全球氣溫逐漸升高，導致海平面逐漸上升，海岸線朝陸地前進，原本連接亞洲大陸的陸橋逐漸被海水淹沒。其中：

- a. 距今 2 萬年前至 1.5 萬年前：海平面以較緩慢的速度上升，平均每千年約上升 6 m。
- b. 距今 1.5 萬年前至 1 萬年前：海平面以平均每千年約 10 m 之速度上升 (台電公司，2019a)。

- c. 距今約 1 萬年前：海峽地形與現今相同，臺灣本島高山上的冰河消失，只遺留下冰河的遺跡(Siame et al., 2007)。
- d. 距今 1 萬年前至 6,000 年前：氣候逐漸穩定，全球海平面達到最高點，較現今高約 10 m(IPCC, 2013)；臺灣島周圍海岸平原都被海水淹沒，海岸線位在現今山麓與丘陵地的前緣。
- e. 距今 6,000 年前至現今：海平面不再上升，河流搬運大量沉積物堆積在海岸，逐漸擴大成為西部海岸平原。

由於氣候演化具有週期性循環特性，根據末次冰河週期（全新世間冰期距今 12 萬年前至今）之氣候演化情形，故假設參考案例 1 個冰河週期循環為 12 萬年，並採取週期重複循環的方式；本報告參考相關研究(TraCE-21ka, 2011)於未來百萬年之安全評估尺度下的氣候基本演化如下(圖 5-1)：

- (1) 現今：屬於亞熱帶氣候型態，溫度平均值為 23.8 °C，年雨量平均值約 1,100 mm。
- (2) 距今 16,700 年後：可對應至距今 8,550 年前之氣候狀態。溫度平均值為 18.96 °C，年雨量平均值約 1,200 mm。氣候型態為亞熱帶氣候。海平面較現今低約 20 m。
- (3) 距今 33,300 年後：可對應至距今 11,000 年前之氣候狀態。溫度平均值為 19.21 °C，年雨量平均值約 800 mm。氣候型態為溫帶氣候。海平面較現今低約 40 m。
- (4) 距今 50,000 年後：可對應至距今 11,700 年前之氣候狀態。溫度平均值為 18.76 °C，年雨量平均值約 800 mm。氣候型態為溫帶氣候。海平面較現今低約 60 m。
- (5) 距今 66,700 年後：可對應至距今 15,300 年前之氣候狀態。溫度平均值為 17.86 °C，年雨量平均值約 980 mm。氣候型態為溫帶氣候。海平面較現今低約 80 m。

- (6) 距今 83,300 年後：可對應至距今 19,991 年前之氣候狀態。溫度平均值為 17.88 °C，年雨量平均值約 960 mm。氣候型態為溫帶氣候。海平面較現今低約 100 m。
- (7) 距今 100,000 年後：可對應至距今 22,000 年前之氣候狀態。溫度平均值為 17.72 °C，年雨量平均值約 970 mm。氣候型態為溫帶氣候。海平面較現今低約 120 m。
- (8) 距今 120,000 年後：可對應至現今氣候狀態。溫度平均值為 23.8 °C，年雨量平均值約 1,100 mm。氣候型態回復為亞熱帶氣候。海平面高度與現今高度相同。

由於參考案例緯度較低，在冰河期內仍屬於溫帶氣候，地表上應不會有長期凍結的冰河存在。

根據政府間氣候變化專門委員會(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)第 5 次評估報告(IPCC, 2013)之平均溫度長期觀測資料，全球地表溫度在 1880 年至 2012 年間增加了 0.85 °C，此外，受到 2014 年與 2016 年聖嬰現象的影響，2014 年與 2015 年的全球地表溫度亦顯著升高。IPCC 第 5 次評估報告進一步藉由代表濃度途徑(Representative Concentration Pathway, RCP)評估未來全球氣候可能的暖化程度，結果顯示最嚴重的暖化情況下(RCP 8.5)，21 世紀末全球地表溫度可能較 1986 年至 2005 年增加 3.7 °C；在中度排放的暖化情況下(RCP 4.5)，21 世紀末全球地表溫度可能較 1986 年至 2005 年增加 1.8 °C (圖 5-2)。

IPCC 於 2021 年已發布最新之第 6 次評估報告(IPCC, 2021)，全球地表溫度在 2001 年至 2020 年間比 1850 年至 1900 年間增加了 0.99 °C。此外，受到 2014 年與 2016 年聖嬰現象的影響，2014 年與 2015 年的全球地表溫度亦顯著升高。IPCC 第 6 次評估報告同時考量共享社會經濟路徑 (Shared Socioeconomic Pathway, SSP) 與代表濃度途徑(RCP)的組合，結果顯示高度排放的暖化情況下(SSP5-8.5)，2081 年至 2100 年間全球地表溫度可能較 1850 年至 1990 年間升高 3.3 °C 至 5.7 °C；在中度溫室氣體排放的情況下(SSP2-4.5)，2081 年至 2100 年

間全球地表溫度可能較 1850 年至 1990 年間升高 2.1 °C 至 3.5 °C (IPCC, 2021)。

根據臺灣氣象局測站之觀測資料，亦觀測到臺灣地區之全年氣溫在過去一百多年(1900 年至 2017 年)上升了約 1.3 °C，且近 50 年溫度上升有加速的趨勢；此增溫現象隨年際變化呈階段性上升，且自 1980 年起有較大的上升幅度(圖 5-3)。

依據科技部、中研院與氣象局等聯合發佈之 IPCC 氣候變遷第六次評估報告之科學重點摘錄與臺灣氣候變遷評析更新報告，指出我國各地氣溫未來推估將持續上升。全球暖化最劣情境 (SSP5-8.5)下，21 世紀中、末之年平均氣溫可能上升超過 1.8 °C、3.4 °C；理想減緩情境 (SSP1-2.6)下，可能增加 1.3°C、1.4°C。臺灣未來極端高溫事件，各地高溫超過 36°C 以上日數增加、夏季長度增加。此外年總降雨量、1 日暴雨強度以及局部地區連續不降雨日數皆有增加趨勢。

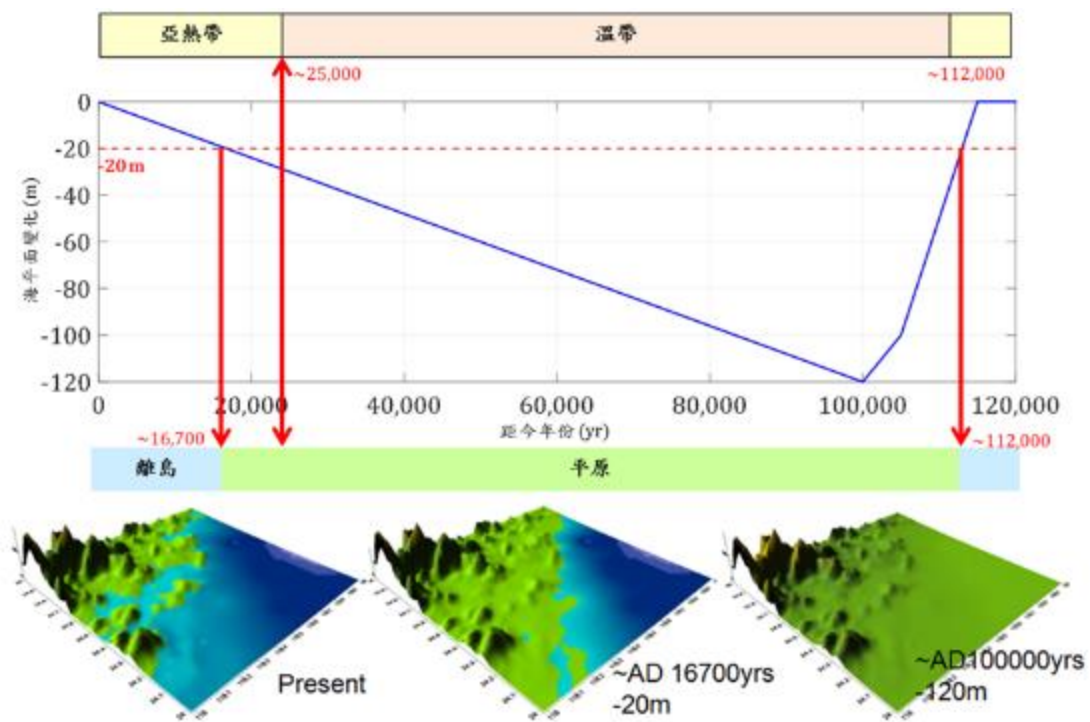


圖 5-1：氣候演化與海平面變化情形

資料來源：台電公司(2019c)。

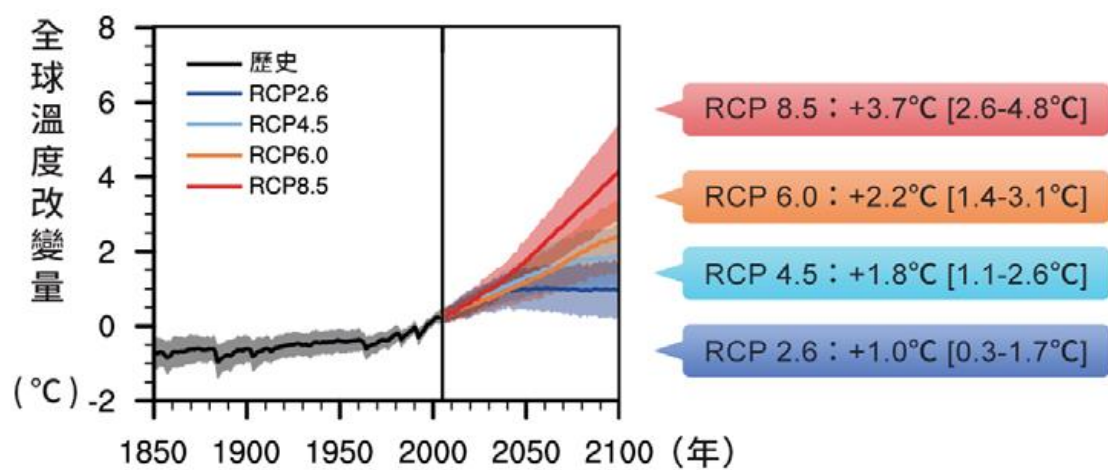


圖 5-2：不同 RCP 預測下，全球地表溫度可能的增溫情形

資料來源：陳宏宇等人(2018)、周佳等人(2017)。

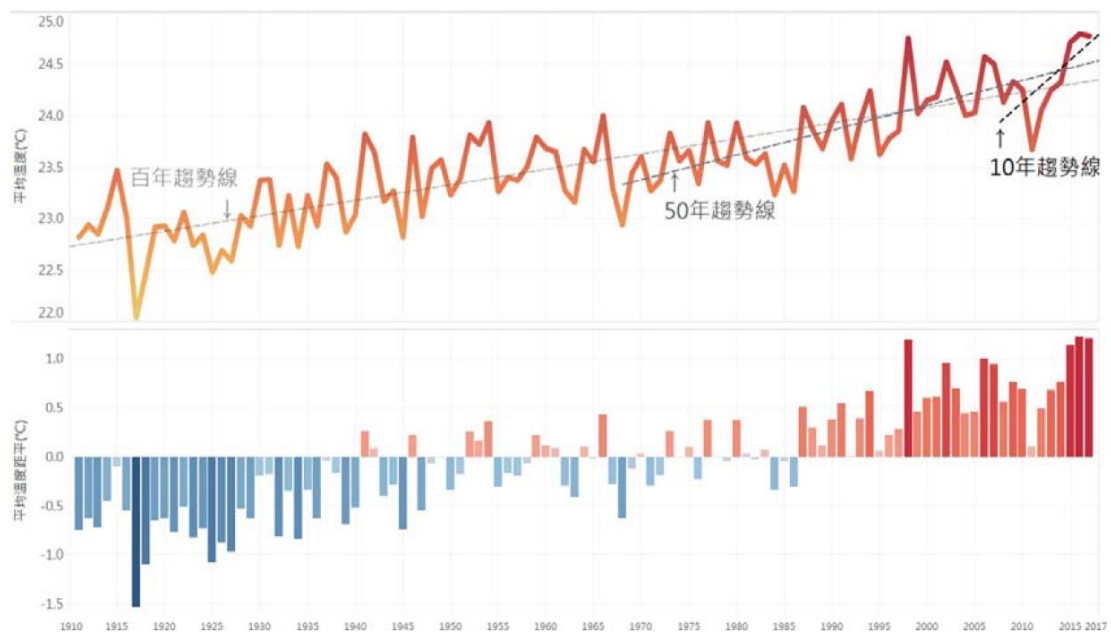


圖 5-3：1900 年至 2017 年臺灣地區全年氣溫觀測資料

資料來源：陳宏宇等人(2018)、周佳等人(2017)。

5.2.2 對處置設施安全性之影響

由第 5.2.1 節之評估結果可知，參考案例屬於亞熱帶氣候，在未來 100 萬年的時間中，參考案例之氣候型態會隨著冰河期循環由亞熱帶氣候轉變為溫帶氣候、再轉變回亞熱帶氣候。在此冰河週期中，海平面會隨著氣候演化逐漸下降再升高，而參考案例亦會由島嶼逐漸演變為臨海陸地的環境，再回復至島嶼環境。

由於氣候對處置設施安全性的影響主要為海岸線之遷移，此遷移不僅會改變地表條件，也會改變地下條件，造成滲透率、水流、地下水壓力、地下水流量和組成的改變。對於處置設施的安全性來說，氣候演化的影響具體上需評估處置設施深度的地下水鹽度變化，以及高地下水流速等影響地質圈遲滯功能的因子。此外，海岸線之遷移亦有可能對生物圈組件的位置與發展產生影響，需於串接生物圈地景的環境介質核種傳輸模式之釋出途徑時加以考量。

5.2.3 長期氣候演化之不確定性

由於氣候的長期演化複雜且難以預測，演化的時間和程度都具有不確定性，此外，人類造成的溫室氣體排放，其持續時間及對氣候的影響，亦皆為形成氣候演化的不確定性因素。

如第 2.7 節所述，不確定性主要可分為：(1)系統/情節不確定性、(2)概念/模式不確定性及(3)數據不確定性。在長期氣候演化之分析評估方面，可分別依照以下方式進行處理：

(1) 系統/情節不確定性

考量未來合理範圍內氣候與環境之變遷，(例如：考量未來因不同溫室氣體釋放總量，所造成的氣候變化與地景演化)，結合相關不確定性，以定義正常演化情節(或稱預期演化情節)做為參考點，發展量化評估概念模式。

(2) 概念/模式不確定性

氣候模式本身之不確定性來自模式中使用的方程式；雖然描述大氣運動的理論基礎已算發展成熟，但在模式分析時礙於電腦計算資源的限制，會忽略許多高階項或較複雜的計算。

除了電腦計算資源的限制之外，所有的氣候模式皆是模擬氣候系統的理想化狀態，無法完整模擬氣候的交互作用和回饋機制。因此在模式的積分過程中，會逐漸累積產生的誤差，導致模式不確定性。此一部分可以利用不同模式進行驗證分析，或藉由觀測蒐集的資料進行驗證，降低單一模式所產生的誤差。

(3) 數據不確定性

一般可透過機率計算或透過變異性決定替代參數組合等方式進行分析；若能使用場址特有之機率分布更佳。邊界條件中有些較易預測(例如地球軌道隨時間的變化)，有些則有高度的不確定性(例如大氣二氧化碳濃度未來的變化)，在考量時需參酌各領域的相關研究進行合理的假設。氣候的長期演化著重的是趨勢的發展，而非決定性的預報，因此，採取在合理的假設範圍內設定邊界條件的方式進行設定。

5.2.4 文獻紀錄

以下為冰河循環演化下海平面高度變化之相關文獻紀錄，可提供做為處置設施氣候演化分析結果之佐證。

富士圓頂(Dome Fuji)和 Vostok 的南極深冰芯提供了大量關於冰期與間冰期氣候變化和大氣成分的信息，可重建北半球過去 360,000 年前的氣候變化(Kawamura et al., 2007)。根據南極洲冰芯中的氧氣與氮氣的分子比率，重新建構氣候年變化。配合米蘭科維奇氣候變化理論，冰期與間冰期循環是由北緯高緯度地區夏季日照的變化所驅動。北半球夏季日照的變化，可檢驗南半球在冰期與間冰期過渡的氣候變化。

Rohling 研究 500,000 年前以來海平面高度變化，資料顯示約 20,000 年前的末次冰河期，海平面高度降低約 120 m(Rohling et al., 1998)。此外，南極冰芯資料的研究顯示，末次冰河期的全球海平面高度約比現今降低約 100 m，而降低 120 m 至 135 m 皆是合理範圍(SKB, 2010r；Yokoyama et al., 2000)。

Hsieh 等人使用臺灣西部沿海的 29 個岩心資料，利用沿海沉積物定年，配合沉積位置來計算海平面高度，推定臺灣 11,000 年前至 5,000 年前的海平面高度變化(Hsieh et al., 2006)，海平面高度變化如下：

- (1) 在 11,000 年前至 10,000 年前，海平面快速上升(上升速率大於 13 m ky^{-1})。
- (2) 大約 10,000 年前至 6,500 年前，海平面上升速率約 8 m ky^{-1} 至 9 m ky^{-1} 。
- (3) 大約 6,500 年前以後，海平面接近現代海平面高度，上升速度變緩慢。

5.3 地體演化相關議題

根據第 3.3 節之參考案例 FEPs 資料清單，地體演化相關議題中有可能影響到處置設施長期安全性的因子包含地震、抬升/沉降與侵蝕作用、火山活動等 3 項，將於以下章節進行相關論述。

5.3.1 地震

地震是地表或地表下之地殼因應力破裂所造成能量向外傳遞，主要是由地殼運動、火山活動、隕石撞擊等自然現象引起，亦可能由地下核爆、水庫蓄水等人為活動導致。當地震發生時，可能會連帶引發地表斷裂、大地震動、土壤液化、山崩，甚至是海嘯，影響人類的生存及活動。

在評估地震對處置設施長期安全性之影響時，主要可分為岩體錯動時造成的直接與間接影響，及岩體錯動時所伴隨的地震力(地動加速度)帶來的影響。

- (1) 岩體發生錯動
 - a. 錯動發生在場址內，其破裂面直接切過處置設施，可能會破壞工程障壁系統，影響處置設施的安全功能。
 - b. 錯動發生在場址的鄰近區域時，可能會引致近處置設施之斷層及/或裂隙錯動，或瞬間改變地下水流及處置設施之化學環境，影響到其安全功能。

(2) 地動加速度

- a. 在處置設施封閉前，當地動加速度超越設施的耐震設計基準時，可能使得處置設施在歷經地振動後遭受破壞。
- b. 在處置設施封閉後，地下處置設施屬於無自由面(Free Surface)之系統，且處置設施的尺度(公尺級)與地震波的波長(公里級)相比，尺度較小，故地振動對地下處置設施並不會造成影響(SKB, 2010p)。

對於處置設施可能遭遇的地動加速度，可以透過地震危害度分析方法，建立處置設施的均布危害度反應譜(Uniform Hazard Response Spectrum, UHRS)，作為訂立設施耐震設計基準之依據。此一評估流程在過去已有相關且完整的執行經驗(國家地震工程研究中心，2018)。故後續會以評估岩體發生錯動時，所造成的影響為主要對象。

國際原子能總署在評估地震活動所造成的危害時，將震源分為 2 類(IAEA, 2010)：一者是明確因地質構造引發的地震，如斷層震源(Fault Source)或隱沒帶介面型震源(Subduction Interface)；另一者則是無法歸納至已知地質構造的地震，稱為散布式震源(Diffuse Seismicity)。

如第 1.4 節所述，在選擇處置設施之場址時，首先即會盡可能遠離已知之活動斷層(依地質調查所之定義，為過去 10 萬年內曾活動，未來可能再度活動的斷層)等容易影響處置設施長期安全性的區域。降低處置設施受場址內的岩體錯動帶來影響的機率；而鄰近場址的岩體錯動，引致近場址的斷層或裂隙錯動，造成處置設施之危害，則以地震引致裂隙位移模擬方法評估。

進行地震引致裂隙位移模擬評估時，主要考量 3 種震源參數：震源幾何、最大地震規模及地震發生率。經蒐集與分析過去百萬年的地質歷史，且依照目前地體演化模式，參考案例在未來百萬年內的地體架構將與現在相同(台電公司，2019a)，故針對參考案例，將使用現在已知的地質調查及地震資料，並採用邏輯樹以考量震源參數的不確定

性。以下將依震源類型，說明參考案例的震源幾何、最大地震規模及地震發生率評估結果。

(1) 斷層震源

參考案例的鄰近活動斷層為濱海斷裂帶(圖 5-4)，透過文獻調查及專家會議資料，濱海斷裂帶依幾何分為 2 個破裂模型(圖 5-5)：

a. 模型一

斷層長度為 71 km(張毓文，2010)，傾角為向東傾 54° (鄭世楠等人，2011；朱金芳等人，2005)。斷層的孕震深度約為 25 km(Zhang, 2020)，最大地震規模 M_w 7.3(Wells and Coppersmith, 1994; Yen and Ma, 2011)，可能的斷層滑移速率則為 0.02 mm/yr、0.2 mm/yr、0.5 mm/yr 等 3 組。

b. 模型二

參考自台電公司 Senior Seismic Hazard Analysis Committee Level 3 會議，斷層長度為 450 km，傾角為向西傾 60° ，可能的孕震深度為 10 km、15 km、20 km 等 3 組(台電公司，2018b)，最大地震規模根據評估模式輸入之現地應力，假設斷層累積的應力會完全釋放，因此，估算為 M_w 7.93、8.27、8.51。斷層滑移速率則為 0.02 mm/yr、0.2 mm/yr、0.5 mm/yr 等 3 組。

(2) 散布式震源

散布式震源並無確定的破裂面幾何，但可依地球物理調查及地質調查等資訊，決定其發震的幾何邊界與最大地震規模。依蒐集之相關文獻，可歸納出鄰近參考案例的 3 種幾何邊界，分別為：

a. 以參考案例為中心，半徑 200 km 的圓形範圍(以下簡稱 200 km_radius)

200 km 半徑由參考案例至臺灣造山運動變形前緣的距離、北港高區的前端與臺灣地區地震分布決定(Yu, 1997; Wu and Zhao, 2013；台電公司，2017)。

b. AS_K01 與 DS_K01

為涵蓋臺灣海峽地區的面震源模型，其幾何邊界參考並修改自過去針對核能電廠的地震危害度分析(溫國樑等人，2011)及臺灣海峽地區之設計地震研究(張毓文，2010)。

3 組散布式震源的幾何邊界如圖 5-6。依據過去國內執行機率式地震危害度分析之經驗，將散布式震源的上、下限深度分別訂為 2 km 及 35 km。散布式震源的最大地震規模根據 Shimazaki(1986)之研究，以及散布式震源屬於無地表破裂模式，判斷其最大規模應小於 6.5。而目前蒐集的地震目錄中，去除與濱海斷層有關的地震後(Xu et al., 2006)，地震規模均不超過 6.5，亦與上述研究相符，故本報告將最大地震規模訂為 M_w 6.5。最後，散布式震源的地震發生率，將使用截切指數模式(Cornell, Van Marke, 1969)計算。截切指數模式以 Gutenberg-Richter 定律(Gutenberg and Richter, 1944)為基礎，將 $N(m)$ 假設為地震於單位時間的年發生次數 $\dot{N}(m)$ ，並設定一上限規模，大於此規模時地震不會發生，如下式：

$$\begin{aligned} \dot{N}(m) \\ = \dot{N}(m_0) \frac{\exp(-\beta(m - m_0)) - \exp(-\beta(m_u - m_0))}{1.0 - \exp(-\beta(m_u - m_0))} \end{aligned} \quad (5-1)$$

其中，

$\beta = b \cdot \ln 10$ 。b 為 Gutenberg-Richter 定律中的 b 值，[-]。

m_0 = 地震規模的下限，[-]。

m_u = 地震規模的上限，[-]。

$\dot{N}(m_0)$ = 下限地震規模的地震發生率，[-]。

上式中的 m_0 依據敏感度分析的結果，設定為 3.5；而 m_u 則依本節敘述設定為 6.5。b 值與 $\dot{N}(m_0)$ 可依 3 種幾何邊界，以最大似

然法(Maximum Likelihood Method)分別估算得到。最後計算出的累積地震發生率與規模之關係，如圖 5-7 至圖 5-9。

圖 5-7 展示 200 km_radius 幾何邊界範圍內規模 6.5 之地震在百萬年內之個數估算為 145 個；圖 5-8 展示 AS_K01 幾何邊界內，規模 6.5 之地震在百萬年內之個數估算為 14 個；圖 5-9 展示 DS_K01 幾何邊界內，規模 6.5 之地震在百萬年內之估算個數為 6 個。

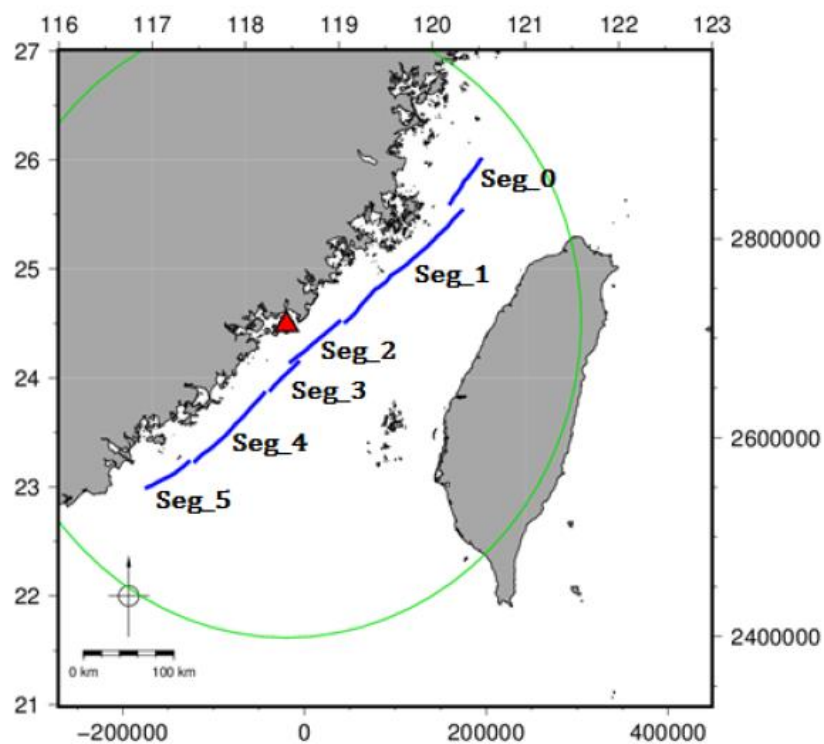


圖 5-4：濱海斷裂帶(藍色線條)及參考案例(紅色三角形)之相對位置

資料來源：台電公司，2017

斷層形式		斷層長度	斷層幾何模型		地震矩規模	滑移速率 (毫米/年)	地震次數 (次/百萬年)		
			傾角	孕震深度					
濱海斷層 [1.0]	斜滑移 [1.0]	450km [0.8]	60W	10km [0.2]	7.93 [1.0]	0.02[0.3] 0.2[0.4] 0.5[0.3]	3[1.0] 34[1.0] 85[1.0]		
				15km [0.6]	8.27 [1.0]	0.02[0.3] 0.2[0.4] 0.5[0.3]	2[1.0] 16[1.0] 39[1.0]		
				20km [0.2]	8.51 [1.0]	0.02[0.3] 0.2[0.4] 0.5[0.3]	1[1.0] 10[1.0] 24[1.0]		
			54E	25km [1.0]	7.3 [1.0]	0.02[0.3] 0.2[0.4] 0.5[0.3]	12[1.0] 124[1.0] 309[1.0]		
		71km [0.2]							
		散布式震源 [1.0]	斜滑移 [1.0]	30 km [1.0]	60E [1.0]	上限深度: 2km 下限深度: 35 km [1.0]	6.5 [1.0]		145[0.3] 14[0.4] 6[0.3]

圖 5-5：震源邏輯樹

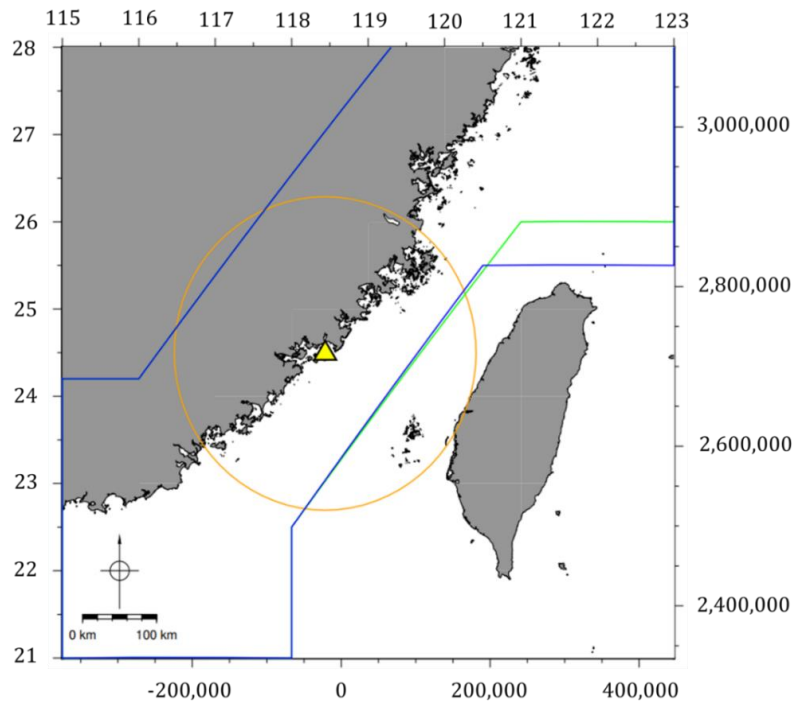


圖 5-6：3 種散布式震源幾何邊界

註：黃色三角形為場址；橘色圓圈為 200 km_radius；藍色框線為 AS_K01；綠色框線為 DS_K01。

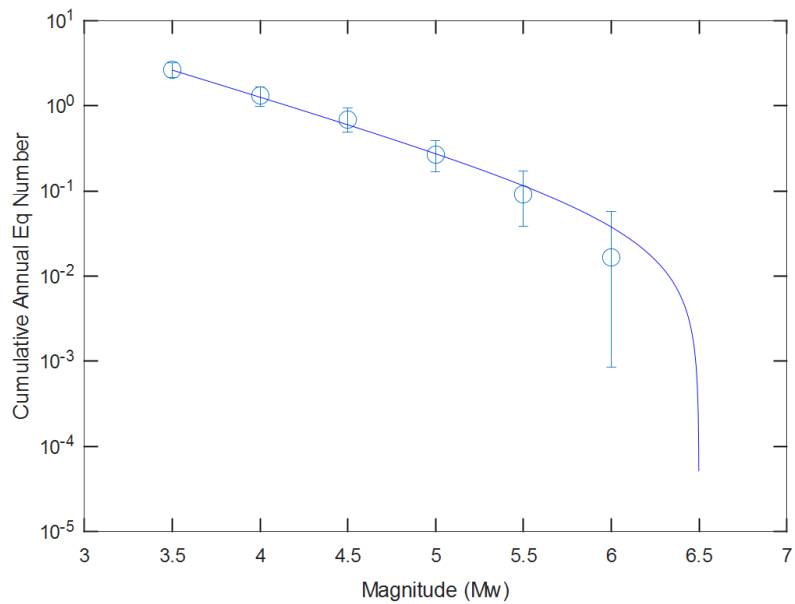


圖 5-7：200 km_radius 之累計地震發生率與規模關係

註：實線為截切指數模式估算的結果；空心圓為實際觀測結果。以此地震發生率估算規模 6.5 之地震在百萬年內之個數為 145 個。

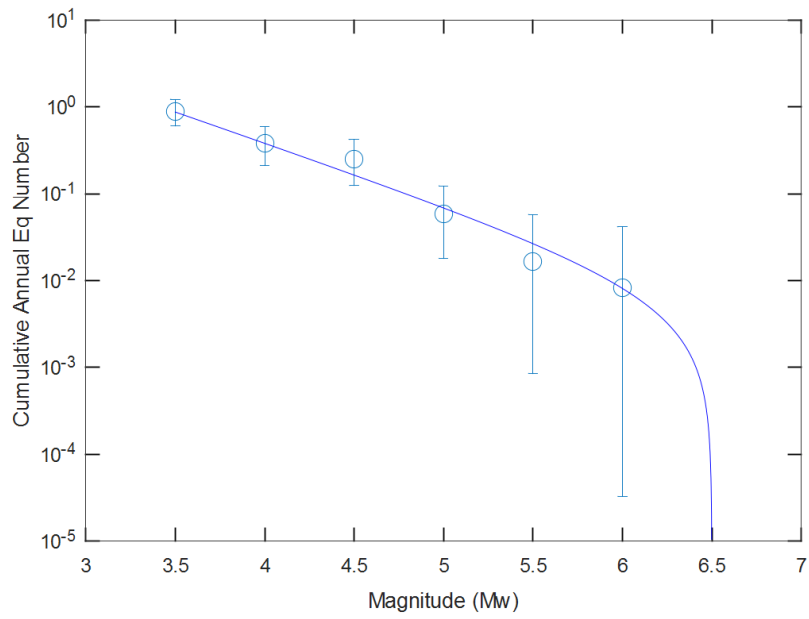


圖 5-8：AS_K01 之累計地震發生率與規模關係

註：實線為截切指數模式估算的結果；空心圓為實際觀測結果。以此地震發生率估算規模 6.5 之地震在百萬年內之個數為 14 個。

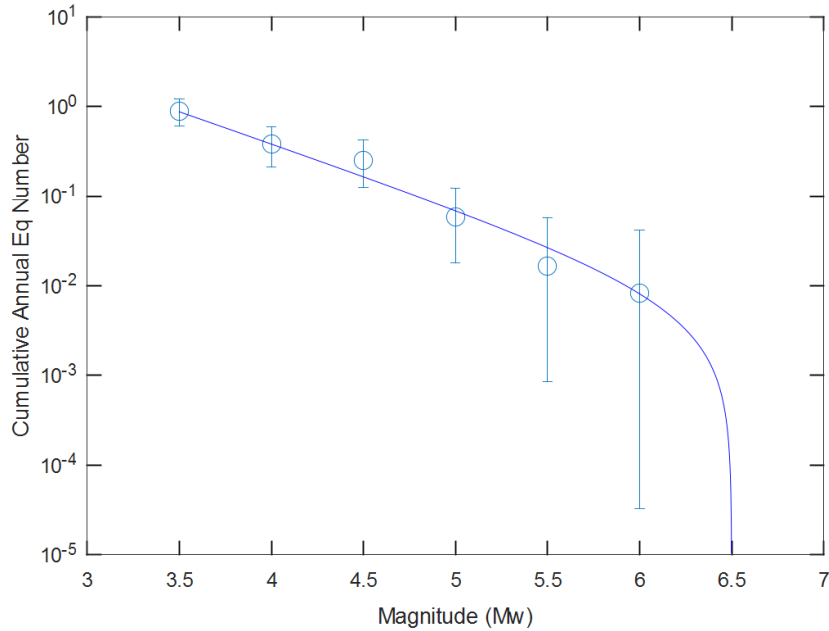


圖 5-9：DS_K01 之累計地震發生率與規模關係

註：實線為截切指數模式估算的結果；空心圓為實際觀測結果。以此地震發生率估算規模 6.5 之地震在百萬年內之個數為 6 個。

5.3.2 抬升/沉降與侵蝕作用

岩體的抬升/沉降及侵蝕作用，主要取決於地體架構及其地質演化特性。若以海平面做為相對基準面，岩體的抬升與侵蝕會減少放射性廢棄物的處置深度，縮短其與人類生活圈的安全距離，進而降低地質圈隔離、圍阻、遲滯等安全功能(圖 5-10)；此外，岩體的抬升與侵蝕亦可能改變處置設施周圍的地下水流場及化學特性等，影響處置設施安全功能，改變其長期穩定性。另一方面，岩體的沉降及其可能伴隨的沉積作用，則會使放射性廢棄物的處置深度增加，使其與人類生活圈逐漸遠離。

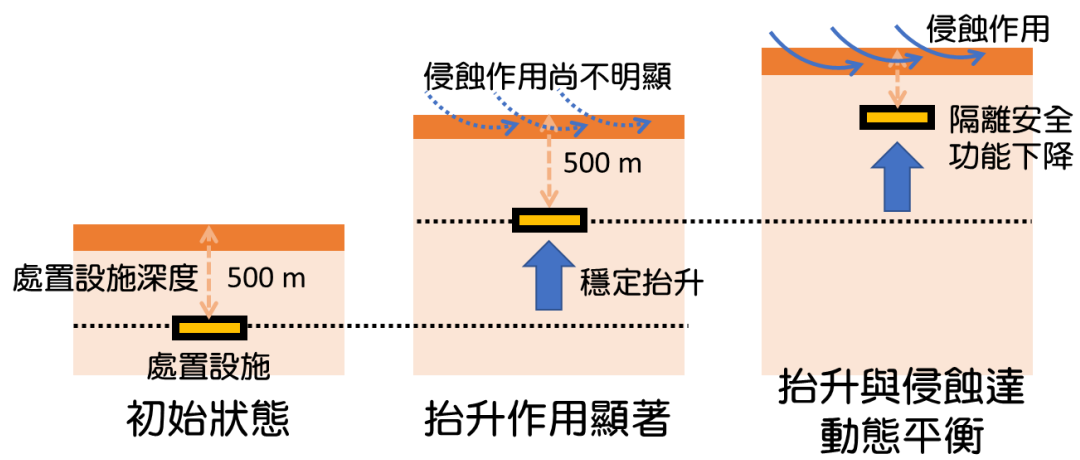


圖 5-10：抬升作用與侵蝕作用對處置設施長期安全性的影響

5.3.3 火山活動

火山活動是一種火成活動，是來自地函或下部地殼的岩漿上升入侵地殼，冷卻形成火成岩的過程，可分為深部侵入與地表噴出 2 種類型(台電公司，2017)。臺灣地區新生代時期的火山活動，受控於中國大陸東南邊緣自新生代以來的張裂活動，以及其對鄰近菲律賓海板塊間的隱沒作用；晚中新世後，則受控於菲律賓海板塊對歐亞板塊的隱沒作用。臺灣地區新生代時期之火山活動，可分為西部、東部及北部 3 個區域(Juan, 1985; Chen et al., 1990)(圖 5-11)：

(1) 臺灣西部的火山活動

最早約發生在古新世早期(65 MaBP 至 38 MaBP)，主要與晚白堊紀至新生代以來，歐亞板塊東側邊緣的拉張構造環境有關。火山活動在中新世期間最為頻繁(23 MaBP 至 8 MaBP)，岩漿活動位置包括澎湖群島、臺灣海峽、臺灣中北部(關西-竹東、角板山與公館附近地區)與臺灣中南部地區(阿里山、楠梓仙溪、荖濃溪、木柵和尖石等地零星分布)(Chen et al., 1990)，現今已無明顯活動跡象，屬於板塊內裂谷型的火成活動(Chung et al., 1994; Chung et al., 1995; Chen et al., 2016)。

(2) 臺灣東部的火山活動

主要發生於中新世至上新世之間(16 MaBP 至 2.2 MaBP)，屬於北呂宋島弧隱沒系統的火成活動(Chen et al., 1990; Chen et al., 2016)。

(3) 臺灣北部的火山活動

活動時間最晚，由上新世晚期延伸至第四紀(Juang, 1988)，現今尚有活動跡象，屬於造山帶後期張裂崩解及琉球島弧隱沒系統西移的火成活動(Wang et al., 2004; Lallemand et al., 2013; Chen et al., 2016)。

臺灣地區位於環太平洋火山地震帶，圖 5-12 為臺灣 6 個火山活動潛勢地區(Konstantinou, 2014)。因此，無法完全排除火山活動的影響，例如鄰近的日本亦納入火山活動進行評估。

若處置設施受到火山活動影響，可能因為地溫梯度的改變進而影響地下水流場，進而增加核種傳輸速率；亦可能因火山活動伴生的岩漿入侵處置設施，地下水與岩漿或火山氣體混合，導致地下水化學性質改變，進而降低多重障壁系統的安全功能(JNC, 2000)。

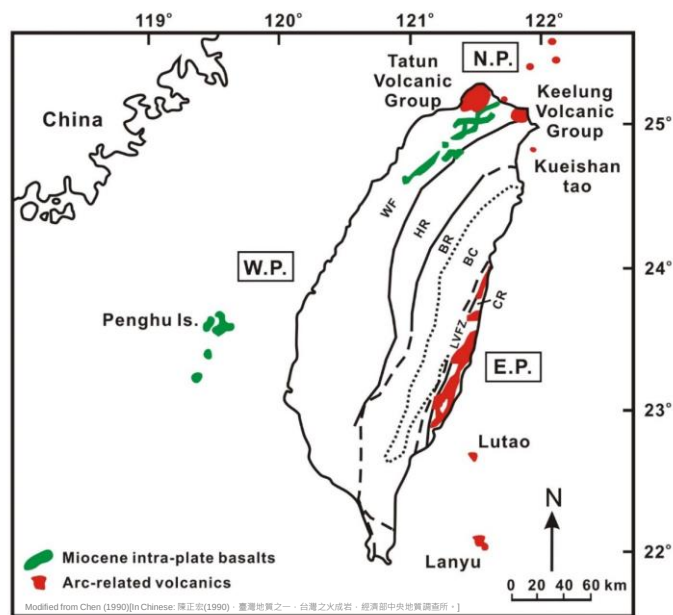


圖 5-11：臺灣火山活動分布圖

資料來源：陳正宏(1990)。

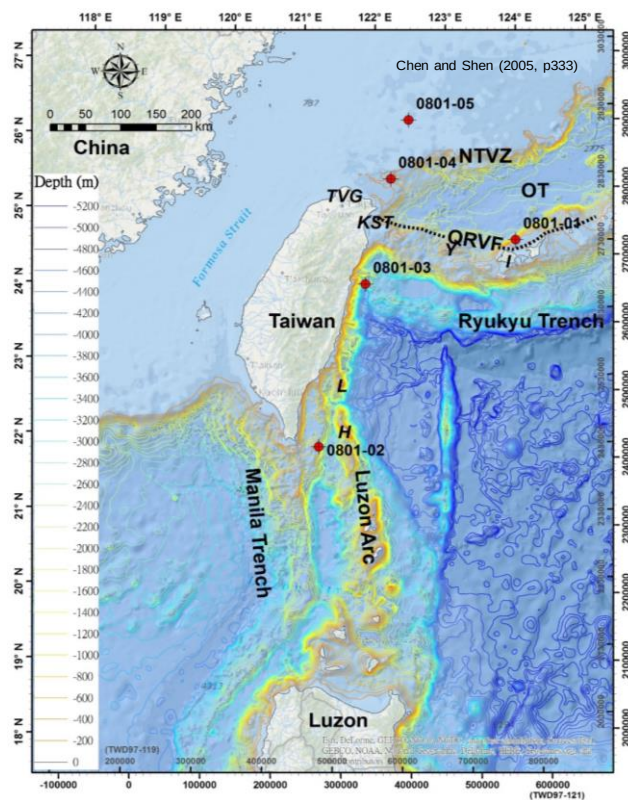


圖 5-12：臺灣火山分布位置及可能噴發機率

資料來源：Konstantinou, K.I. (2014)。

5.4 未來人類活動

5.4.1 影響處置設施安全性的人類活動

現今可能影響到處置設施長期安全性的人類活動如表 5-1。在這些人類活動中，「鑽探作業」是現今技術可行的活動裡，唯一會直接導致廢棄物罐被穿透，使放射性核種進一步影響到人類生活圈的人類活動。儘管處置設施的場址會經過嚴格的選址程序後選出，但因難以預測未來哪些資源可能成為有經濟價值的資源，因此，當處置設施不再受到監管，且相關資料遺失時，即可能因勘探礦產或水資源，抑或是基於研究目的進行鑽探，而導致處置設施受到人為的入侵。

鑽探作業的可能原因及影響深度如表 5-2，主要包含採礦、地熱能/油氣勘探與開發、科學研究、特殊構造之地質調查等作業。

儘管處置設施通常設置於無經濟價值的深層地質中，但因無法預測這些當前無經濟效益的岩層，在未來是否會產生性質的改變，甚至被未來人類拿來利用。即使如此，處置設施已初步排除上述可能之探勘、科研潛在區域，且通常位於大型岩體之中，因此已盡量將受未來人類入侵的可能性降至最低。

表 5-1：可能影響到處置設施長期安全性之人類活動

種類	活動
熱影響	T1：建造貯熱設施*
	T2：建立熱泵系統*
	T3：地熱能源的提取*
	T4：在處置設施位置地表上建立加熱裝置或冷卻裝置廠
水力影響	H1：造井*
	H2：建造水庫
	H3：改變處置設施表面水體(河流、湖泊、海)之長度方向或與其他表面水體之連結
	H4：建立水力發電廠*
	H5：建立排水系統
	H6：建立滲透系統
	H7：建立水利灌溉系統*
	H8：土地利用方式改變使地下水補給情形改變
力學影響	M1：鑽探作業*
	M2：建造洞穴、隧道等*
	M3：採礦或採石場*
	M4：建造垃圾場或垃圾掩埋場
	M5：在處置設施位置地表發生轟炸或爆炸
	M6：地底之轟炸或爆炸*
化學性影響	C1：在岩層中儲存或丟棄危險廢棄物*
	C2：建立衛生掩埋場
	C3：酸性空氣、泥土與岩層
	C4：土壤消毒
	C5：因化學性污染產生的事故

資料來源：SKB(2010n, table 4-1)。

註：*為可能涉及鑽孔或隧道開挖之活動。

表 5-2：一般鑽探作業的可能原因、影響深度及目標地層地質構造

人類活動	影響深度	地質構造
採礦勘探與開採	淺層與深層	結晶岩或沉積環境
供應水源	通常只有大約 100 m	含裂隙的岩石或多孔岩石/岩層
地熱能勘探與開採	深層	沉積岩與結晶岩(可能含有裂隙)
碳氫化合物勘探	深層	滲透性差的富含裂隙與多孔岩層
未來放射性廢棄物處置位置(可能具放射毒性)	淺層與深層	無裂隙結晶岩與低滲透性的沉積岩層
石油或天然氣勘探開採	淺層與深層	一般岩層
石油或天然氣的地下貯存	淺層與深層	沉積岩與結晶岩
二氧化碳封存	深層	沉積岩
科學研究	淺層與深層	一般岩層
建造與施工	通常小於 50 m	一般岩層
鹽水注入井(採礦業)	淺層至中層，通常小於 100 m	裂隙岩層或多孔岩石

資料來源：POSIVA(2013)。

5.4.2 對處置設施安全性之影響

在現行的人類活動中，鑽探作業是唯一會直接導致廢棄物罐被穿透，使放射性核種進一步影響到人類生活圈的活動。表 5-2 為人類進行鑽探作業的目的、影響深度及目標地層的整理(POSIVA, 2013)。根據表 5-2，可知部分鑽探作業的目標地層的地質構造，較不適合做為處置設施的候選區域，如鹽水井、二氧化碳封存等活動。且大部分的鑽探作業深度通常不會超過 50 m；由於深層鑽探之費用昂貴，在執行深層鑽探作業前通常會先進行非侵入性的調查(例如地球物理探勘等)，因此可在實際鑽探作業前先警告調查人員處置設施的存在；此外，深層鑽探的技術門檻高，鑽探作業過程多被要求遵循良好的操作程序，也更容易察覺鑽探過程發生的異常狀況，因此，實際上發生因鑽探作業而影響處置設施安全性的機率並不高。

未來人類活動因牽涉到社會與技術的發展，不確定性高且影響層面難以預測。為了提供未來人類活動對處置設施長期安全影響之補充論證，將於第 13 章進行未來人類活動情節分析，並探討分析量化結果，以強化未來人類活動議題之安全論證。

6. 內部作用

6.1 簡介

評估處置設施在長期演化下的安全性，需要全面及完整的瞭解處置設施系統內部發生之作用。依據國內外相關文獻、處置計畫長期研究成果、專家會議的判讀等，可以判識和處置設施的工程障壁及母岩長期安全性相關的作用。以下針對作用流程、內部作用報告之文件格式、作用藍圖/作用表及評估模式流程圖進行論述。目前計畫處於發展階段，尚未完成此章節內容的分析，故此章節以參考 SKB 內部作用的分析內容呈現。

6.1.1 內部作用定義

內部作用為處置設施 5 個主要的系統元件(輻射源項(用過核子燃料)、廢棄物罐、緩衝材料、回填材料及地質圈)隨時間演化，受到輻射、溫度、壓力、化學及微生物等不同變因的影響，以及與變因的相互關係。

6.2 作用流程

處置設施系統的內部作用係透過(1)熱-水-力-化作用、(2)變因及(3)與相鄰系統元件間之耦合作用做綜合考量，為了以易懂的方式呈現內部作用耦合的大量資訊，可採用各系統元件的作用圖表(Process Diagram)，說明各項變因及作用其相互依存性的關係。作用圖表通常由 FEPs 的分析評估而得，從作用圖表中可得知影響各作用的變因，以及特定作用對於變因之影響，同時描述相鄰系統元件間的交互作用，可幫助分析者以結構化的方式判識作用、系統元件特性及其相互的依存性。圖 6-1 說明緩衝材料、回填材料、銅殼、鑄鐵內襯與地質圈之間的作用影響，圖的中間為主要分析的處置元件，如此範例是指緩衝材料及回填材料；最左邊及最右欄位是指分析的處置元件(緩衝回填材料)相鄰的處置元件間的作用傳遞。最上方的標題是分析的處置元件不同的變因，左邊第二欄標題指在分析的處置元件中不同的作用，箭頭代表各變因及作用之相互-影響方向。圖 6-1 中每個作用也

可整理為相對應的影響分析表(Influence Table)如表 6-1，表 6-2 至表 6-6 係以 SKB 發展之作用藍圖/作用表呈現(SKB, 2006b)，表格內之綠色欄位為無關或是可忽略的作用，紅色欄位為安全評估需模擬量化的作用，橘色欄位則為特定條件下可忽略的作用，另以此表為概念基礎，並於對應欄位中說明臺灣目前階段已發展之技術，以及增列欄位進行細部說明。

Buffer/Backfill

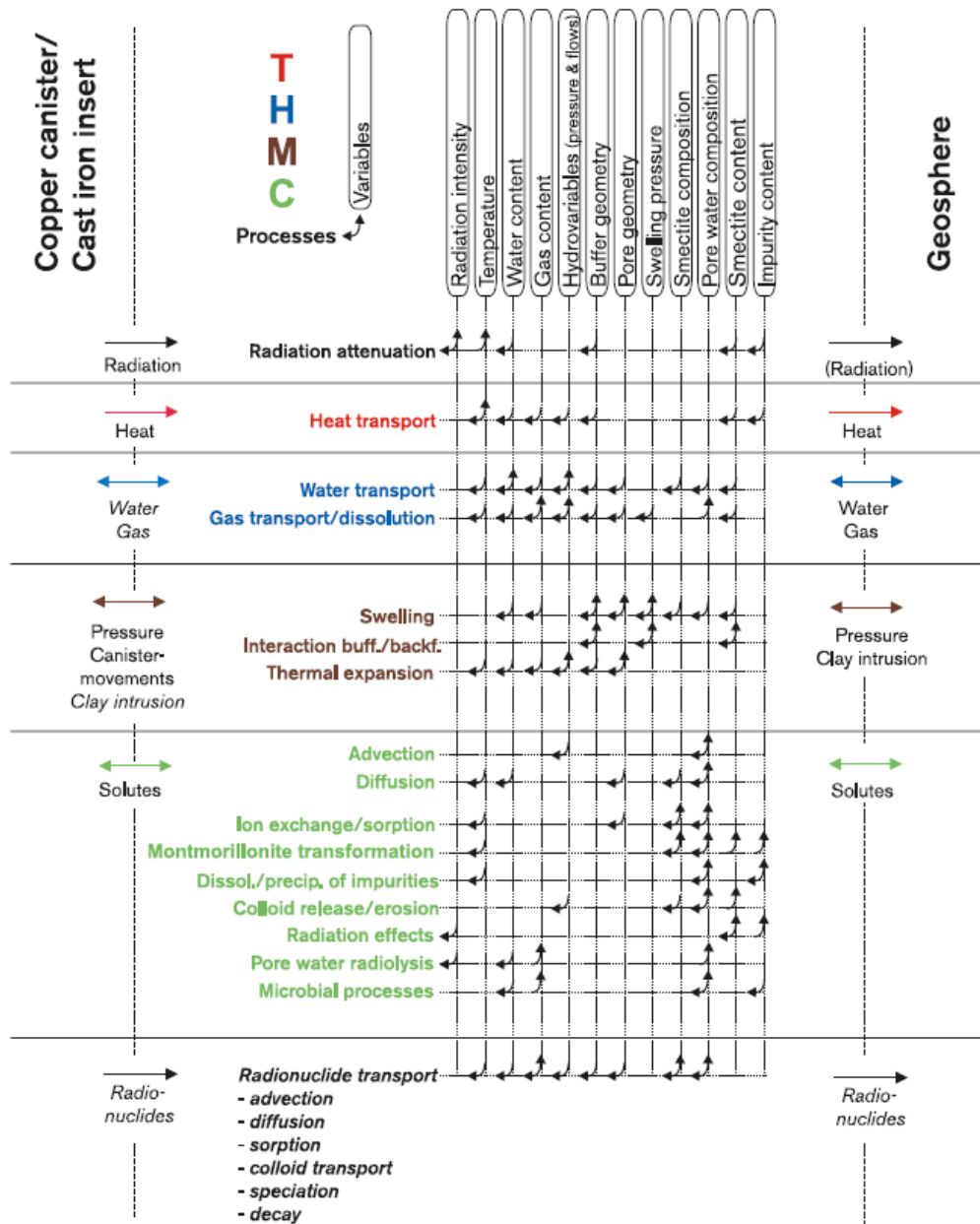


圖 6-1：緩衝材料/回填材料之作用圖表範例

資料來源：SKB(2011b)

表 6-1：地質圈作用之影響分析概念表

變因	變因對作用的影響			作用對變因的影響		
	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響
母岩溫度	有影響。影響黏度，從而影響流量。還影響密度，這可能導致驅動流的浮力 (Buoyancy Forces)。	開挖/運轉/再飽和	與減少和流入處置設施的影響相比，意義不大，可忽略。	有影響，但是小。原則上，熱量是透過流動的地下水以及岩石的傳導來傳遞的。但是，前者僅在高滲透性岩石中有意義。	開挖/運轉/再飽和	影響很小，可忽略。
		溫暖期	主要計算中考慮了地熱梯度對密度和黏度的影響。SRCan / Hartley 等人在範圍計算中解決了廢棄物熱效應的影響。效果可忽略不計，因此，對於 SR-Site 不考慮。		溫暖期	在主要計算中可忽略；效果很小。在範圍計算中考慮到了對 SRCan 進行的廢棄物產生的熱量的影響，但影響可以忽略不計/Hartley 等。
		間冰期	考慮到地熱梯度的影響。時間上的溫度分布恆定，這是因為永久凍土的作用會隨時間而變化。		間冰期	影響很小，可忽略。
		冰河	小於冰蓋的作用，可忽略。		冰河	影響很小，可忽略。
地下水流動	有影響。地下水流動和氣相流是耦合的，地下水可以傳輸溶解的氣體，隨後可能會從溶液中流出。	開挖/操作/再飽和	除了再飽和階段外，沒有模擬氣相流。處置設施無氣體產生。	有影響。地下水流動和氣相流是耦合的。	開挖/操作/再飽和	影響很小。
		溫暖期	在評估地質圈傳輸氣體的能力時考慮。		溫暖期	在氣相流的範圍評估中考慮氣泡對水流的影響(過水的夾帶)。
		間冰期	影響很小，可忽略。		間冰期	影響很小，可忽略。
地下水壓力	有影響。壓力梯度是地下水流動的一種驅動力。	全部	包含在模型中	有影響，壓力和流量是耦合的。	全部	由地下水流量計算確定。
氣相流	有影響。地下水和天然的氣體是耦合的。	開挖/運轉/再飽和	使用透過自由表面表示地下水位模型，對於開挖/運轉階段隱含地考慮了氣相的影響。這可以產生洩降(Drawdown)和入流 (Inflow)。注意，在此期間，處置設施不會產生任何氣體。使用簡化的氣相和水相流模型在再飽和度計算中明確考慮了氣相的影響。	有影響，地下水和天然的氣體是耦合的。	開挖/運轉/再飽和	未明確建模，因為可以根據將地下水位視為自由水面的模型來確定水位和入水量。使用簡化模型在再飽和度計算中未明確表示的氣相流。

變因	變因對作用的影響			作用對變因的影響		
	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響
		溫暖期	在主流計算中被忽略；產生的氣體量小，影響局部化。氣體影響通過 SR-Can / Hartley 等人的範圍計算來評估。		溫暖期	在對 SR-Can / Hartley 等人進行的溶解氣體傳輸能力的估計中進行了考慮。
		間冰期	影響小於永凍土的效果，可忽略。		間冰期	氣相流是一個相對較小的作用，可忽略。
		冰河	小於冰蓋的作用，可忽略。		冰河	氣相流是一個相對較小的作用，可忽略。
處置設施幾何形狀	有影響。處置設施的幾何形狀會影響流路的分布和特徵。	開挖/運轉/再飽和	模型中包含的處置設施隧道的詳細表示。	沒有影響，不影響處置設施幾何。	--	--
		溫暖期	本地流模型中包含的處置設施隧道的詳細表示。			
		間冰期	影響小於其他效果，可忽略。			
		冰河	影響小於其他效果，可忽略。			
裂隙幾何形狀	有影響。裂隙的孔徑，幾何形狀和連通性決定了岩石的滲透性。基質中孔隙空間的幾何形狀將影響岩石基質的擴散，這可能會影響地下水成分（特別是鹽度）並進而影響流量。	開挖/運轉/再飽和	裂縫和裂縫區域的幾何形狀的特定於現場的描述。	沒有影響，但是透過影響地下水與岩石相互作用的地下水成分的變化而間接產生。	--	由於沉澱/溶解引起的間接變化預計將是長期的並且相對很小，因此，未得到解決。由於地下水流很小，因此，未考慮裂縫孔徑的變化。解決了冰蓋下可能的高孔隙壓力和裂隙「液壓頂升 (Hydraulic Jacking)」的影響
		溫暖期	裂縫和裂縫區域的幾何形狀的特定於現場的描述。EDZ 的影響透過分配相對於母岩的升高的水力傳導係數來解決。隨著時間的變化可被忽略；影響小且不確定性之內。			
		間冰期/冰河	連續模式基於裂隙和裂隙區域幾何形狀的場址特性描述	還間接地由於與地下水流量相關的地下水壓力變化以及可能的冰河作用而導致的裂隙孔徑的變化。		
岩石應力	沒有影響。但間接地通過斷裂幾何形狀的改變。		可忽略。但是，通過 EDZ 建模考慮了在處置設施開挖、運轉和再飽和期間岩石應力變化對處置設施附近裂隙性質的影響。除了因處置設施建設，燃料產生的熱通量，冰負荷，很長時間內的構造變化和地震造成的變化外，應力變化預計相對較小。	沒有影響，但是，地下水流通過地下水壓力對有效應力的貢獻而間接影響岩石應力。地下水壓力的變化通常很小，以至於對岩石應力的影響可忽略不計，除了處置設施的去飽和(Desaturation)和再飽和(Resaturation)以及可能的冰荷載以外。		因為影響一般很小，可忽略。

變因	變因對作用的影響			作用對變因的影響		
	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響
基質礦物	沒有影響。但是間接通過地下水的組成和擴散通過岩石基質。		與考慮的其他影響相比，意義不大，可忽略。	沒有影響，但是間接地透過流動的地下水中的基質擴散。	--	請參閱緩衝材料中的化學作用。
裂隙礦物	沒有影響。但間接影響斷裂幾何形狀。		與考慮的其他影響相比，意義不大，可忽略。	沒有影響，但間接透過地下水組成。	--	請參閱緩衝材料中的化學作用
地下水組成	有影響。地下水鹽度會影響其密度和黏度。	開挖/運轉/再飽和	考慮了特定地點的鹽度影響。	有影響，還受延散/擴散和基質擴散的影響。	開挖/運轉/再飽和	通過平流和基質擴散對鹽分的傳輸進行了建模。
		溫暖期	模型中說明了鹽度和參考水的特定地點差異和分布。		溫暖期	通過對流和基質擴散模擬了鹽度水和參考水的傳輸。
		間冰期	考慮了特定地點的鹽度影響。		間冰期	通過平流和基質擴散對鹽分的傳輸進行了建模。
氣體組成	沒有影響。	--	--	有影響，流動的地下水輸送的溶解氣體可能會在壓力下降的情況下從溶液中逸出。	全部	溶解氣體的濃度通常較低，可忽略。
結構和雜散材料	有影響。灌漿可能會影響流量。	開挖/運轉/再飽和	降低鄰近岩石滲透率以模擬不同註漿水平的敏感性研究。	有影響，流動會影響水泥漿的局部降解 (Degradation)。	開挖/運轉/再飽和	參見灌漿的降解，可忽略。
		溫和的	保守地說，灌漿是沒有表現出來的。		溫暖期	可忽略。
		間冰期	可忽略。		間冰期	可忽略。
飽和	有影響。影響有效滲透率，從而影響流量。	開挖/運轉/再飽和	通過簡化模型來考慮飽和度變化的影響，在模型中以簡化的方式處理未飽和流，並在水位上方的區域中表示了自由表面。解決在流動的計算近表面區域。	有影響，可能會改變飽和度。	開挖/運轉/再飽和	以飽和的地面或不存在的水位為模型。在近地表流量計算中建模。
		溫暖期	可忽略。 地表附近的未飽和帶對飽和的深層岩石的流動影響很小。MIKE SHE 計算中考慮了未飽和區，用於確定最大的潛在補給量（降水量減去蒸散量）。		溫暖期	可忽略。地表附近的不飽和帶對飽和的深層岩石的流動幾乎沒有影響。MIKE SHE 計算中考慮了未飽和區，用於確定最大潛在補給量（降水量減少了蒸散量）。
		間冰期	在永久凍土之下，地面通常會飽和（除非形成足夠大的氣泡），可忽略。		間冰期	可忽略。在永久凍土之下，地面通常會飽和（除非形成足夠大的氣泡）。

變因	變因對作用的影響			作用對變因的影響		
	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響	是否有影響	時間週期/ 氣候範圍	如何處理影響
		冰河	僅次於冰蓋作用的影響。可忽略。		冰河	可忽略。次要作用是冰蓋作用的次要作用。

表 6-2：輻射源項之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整的廢棄物罐	廢棄物罐失效	
F01 放射性衰變	熱模型	COMP23	1. 概念模型：核燃料經由核分裂產生大量的能量，但也產生具有放射性的鈾系元素、分裂產物與活化產物於用過核子燃料中。這 3 類核種會經過一連串的衰變直到變成穩定的核種。每個不穩定核種的衰變有其固有的特性，如半衰期、釋出的粒子種類(α、β 或 γ) 及衰變熱。分析的概念為計算核燃料在核分裂過程中產生的放射性核種數量，然後依據每一個核種衰變的特性，計算所有核種隨時間衰變後的核種存量變化與產生的衰變熱。 2. 數學模型：以 Bateman 方程式(ORNL, 2020, p5-9)，描述核種衰變鏈裡核種濃度(或活度)與時間的關係，該方程式考慮了核種之生成、耗乏與衰變反應。SCALE 6/ORIGEN 程式根據核種之衰變率和初始豐度，對 Bateman 方程式求數值解，可追蹤照射及衰變過程中產生之 129 種鈾系元素、1119 種分裂產物及 698 種活化產物的時變濃度。在計算整體衰變熱功率時是使用加總法(Summation Method)，也就是將各核種的衰變熱功率貢獻加總得到總衰變熱功率，可廣泛使用於各時間區間，無特別限制。 3. 程式(模式)發展：數值解：以 SCALE6/ORIGEN 建立上述數值模式。 4. 模型試驗：無須進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：美國橡樹嶺國家實驗室在 Nuclear Technology 發表論文 (Germina Ilas & Joseph R. Burns, 2022)，說明使用 SCALE6/ORIGEN 程式於輕水式反應器之用過核子燃料衰變熱計算之驗證，其驗證的對象為瑞典 CLAB (the Swedish Central Interim Storage Facility for Spent Nuclear Fuel)設施在 2003 至 2010 年之間進行的燃料束衰變熱量測實驗進行比較，計算值與量測值相當一致。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：以美國橡樹嶺國家實驗室開發的 SCALE 6 套裝分析程式其中之 ORIGEN 模組執行。 參考文獻： 1. ORNL (2020), SCALE Code System, ORNL/TM-2005/39, Version 6.2.4, April 2020. Available from Radiation Safety Information Computational Center at Oak Ridge National Laboratory as CCC-834.

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整的廢棄物罐	廢棄物罐失效	
			7. Germina Ilas & Joseph R. Burns (2022), SCALE 6.2.4 Validation for Light Water Reactor Decay Heat Analysis, Nuclear Technology, 208:3, 403-413.
F02 輻射衰減/熱產生	熱模型	可忽略，因為發生在溫度升高之後	1. 概念模型：用過核子燃料中的放射性核種在衰變過程中會產生衰變熱。分析的概念為依據用過核子燃料之運轉歷史與燃料設計參數，使用 NUREG RG 3.54 修訂 1 版(US NRC, 1999)與 CR-6999(US NRC, 2010)提供的保守計算方法，估計每束用過核子燃料在 2055 年後各年的衰變熱功率。 2. 數學模型：使用 NUREG RG 3.54 修訂 1 版(US NRC, 1999)與 CR-6999(US NRC, 2010)提供的保守衰變熱計算公式與數據表。 3. 程式(模式)發展：無自行開發程式。 4. 模型試驗：模型為美國 NRC 所開發，具保守性，故無須進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：RG 3.54 修訂 1 版的計算結果與 ORIGEN-S 的計算結果比較，驗證模式準確性。CR-6999 與 132 束用過核子燃料的衰變熱量測束數據進行驗證比較，證明其準確性。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：未使用商業模式或軟體進行分析。
F03 誘發核分裂(臨界)	可忽略，因為在失效前罐內的緩速劑數量不足。	可忽略，因為考慮燃耗額度之後，可以符合臨界安全的法規要求	1. 概念模型：臨界分析模型詳細模擬廢棄物罐以及用過核子燃料之幾何形狀、材料組成，以蒙地卡羅方法模擬大量中子在系統內的物理行為，最後以統計方式計算有效中子增值因子。在考量所有偏差與不準度之後，有效中子增值因子需符合不超過 0.95 之法規限值。 2. 數學模型：臨界分析是以乘方法(Power Method)求解中子通量擴散特徵方程式的數值解。其方法首先初始猜測(Initial Guess)中子通量，使用蒙地卡羅方法模擬中子於系統內的物理行為，並追蹤中子軌跡及計算物理量，以求得下次迭代之中子通量，持續迭代直至獲得收斂解為止。為穩態模型。 3. 程式(模式)發展：以 MCNP 程式建立廢棄物罐模式，包含廢棄物罐幾何與材料、用過核子燃料幾何與材料。MCNP 程式以上述數學模型求解中子增值因子。 4. 模型試驗：無須進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：MCNP 程式已透過與國際上一系列之臨界實驗進行驗證，並將驗證結果化為有效中子增殖因子之不準度。

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整的廢棄物罐	廢棄物罐失效	
			6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：臨界分析是以美國 Los Alamos 國家實驗室開發之 MCNP 程式進行計算，本計畫使用版本為 6.2。 參考文獻： 1. Los Alamos National Laboratory, (2018), “Monte Carlo N-Particle® Transport Code System Version 6.2”, RSICC COMPUTER CODE COLLECTION, CC-850. 7. Forrest B. Brown, (2009), “A Review of Monte Carlo Criticality Calculations - Convergence, Bias, Statistics”, Los Alamos National Laboratory, LA-UR-09-02377.
F04 熱傳輸	熱模型	可忽略，因為發生在溫度升高之後	1. 概念模型：用於分析廢棄物罐於處置場域在衰變熱作用下，對廢棄物罐、膨潤土與母岩之溫度影響。 (1) 解析解：首先計算廢棄物罐處置孔壁與緩衝材料最熱點位置的溫差，再計算岩壁溫度，將上述兩項相加，可得出位於廢棄物罐頂端緩衝材料的最高溫度。 (2) 數值解：使用電腦建立三維模型並導入適當邊界條件與物理參數，之後透過網格劃分，以利用有限元素法完成模擬計算。可用於預測百萬年時間下，各組件之溫度演化。 2. 數學模型： (1) 解析解：使用參考文獻[1]之方程式(3-12)計算廢棄物罐處置孔壁與緩衝材料最熱點位置的溫差以及使用方程式(4-4)計算岩壁溫升。 (2) 數值解：採用熱傳導、熱對流及輻射熱傳公式[2]計算廢棄物罐及膨潤土溫度。 3. 程式(模式)發展： (1) 解析解：以 MATLAB 程式語言撰寫及進行模式發展。 (2) 數值解：利用商業軟體 Ansys Fluent 建立廢棄物罐裝載用過核子燃料的熱傳分析模型。 4. 模型試驗：解析解與數值解，均未進行現地或實驗室試驗分析 5. 模型驗證： (1) 解析解：已與 SKB 09-04 文件中之結果進行驗證。 (2) 數值解：僅完成與相似模型之定性分析比對。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析： (1) 解析解：未使用商業軟體。 (2) 數值解：採用商用套裝軟體 Ansys Fluent。 參考文獻：

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整的廢棄物罐	廢棄物罐失效	
			[1]Strategy for thermal dimensioning of the final repository for spent nuclear fuel (R-09-04), December 2009, SKB. [2]ANSYS FLUENT 12.0 Theory Guide, Ch5, Heat Transfer.
F05 水與氣體在廢棄物罐空腔內的傳輸	無關	主報告中描述，融合其他相關流程	文獻資料蒐集中，目前針對廢棄物罐失效時，係將文獻資料輸入 GoldSim，以簡化方式模擬。
F06 護套機械性失效	無關	保守假設	尚未發展
F07 燃料基質的結構演變	無關	與 SR-Site 相關的燃料類型和燃耗可忽略	尚未發展
F08 平流與擴散	無關	主報告中描述，融合其他相關流程	文獻資料蒐集中，目前針對廢棄物罐失效時，係將文獻資料輸入 GoldSim，以簡化方式模擬。
F09 殘留氣體輻射分解/酸化形成	可忽略，因為產生的腐蝕劑可以忽略不計	無關	尚未發展
F10 水的輻射分解	無關	除燃料溶解，其他可忽略	尚未發展
F11 金屬腐蝕	無關	在 COMP23 模擬	文獻資料蒐集中，目前針對廢棄物罐失效時，係將文獻資料輸入 GoldSim，以簡化方式模擬。
F12 燃料溶解	無關	在 COMP23 模擬使用定值常數、保守的溶解數率	文獻資料蒐集中，目前針對廢棄物罐失效時，係將文獻資料輸入 GoldSim，以簡化方式模擬。
F13 間隙核種存量溶解	無關	保守的、瞬時的	文獻資料蒐集中，目前針對廢棄物罐失效時，係將文獻資料輸入 GoldSim，以簡化方式模擬。
F14 放射性核種的物種形成，膠體形成	無關	COMP23	尚未發展
F15 氦生成	可忽略，因為產生的氦氣量不會增加罐內的壓力，不足以影響其力學穩定性	無關	尚未發展
F16 燃料基質的化性改變	無關	由於不會增加燃料的溶解速率，所以忽略	尚未發展
F17 放射性核種傳輸	無關	COMP23	1. 概念模型：放射性核種分別存在於燃料基質、金屬部件及燃料與護套間隙中，分別根據其釋出率釋出至廢棄物罐空腔中；放

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整的廢棄物罐	廢棄物罐失效	
			射性核種被水溶解，並根據廢棄物罐邊界條件以擴散作用在水中傳輸，或被地下水以平流作用帶離。 2. 數學模型： (1) 數值解：以區塊模式(compartment model)描述廢棄物罐空腔尺寸，並 GoldSim 之方程式(2014, p357)模擬放射性核種自不同來源釋入空腔的水中。 (2) 解析解：利用解析解驗證放射性核種自不同來源釋入廢棄物罐空腔水中。 3. 程式(模式)發展： (1) 數值解：以 GoldSim 建立上述數值模式。 (2) 解析解：以 MATLAB 建立之解析解驗證上述數值模式。 4. 模型試驗：尚未完成現地實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：已將數值解之結果與解析解驗證； 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：以美國 Golder 公司開發之蒙地卡羅模擬軟體 GoldSim 搭配其汙染物傳輸(contaminant transport)模組執行。 參考文獻： GoldSim Technology Group (2014), GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 6.4, GoldSim Technology Group.

資料來源：重繪自 SKB(2011b)。

註：COMP23：為瑞典 SKB 基於 MATLAB 發展的模式，用於模擬放射性核種於近場中不同部件間的擴散或被地下水以平流方式傳輸。

表 6-3：廢棄物罐之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整廢棄物罐	廢棄物罐失效	
C01 輻射衰減/熱產生	包含在熱演化完整的建模；熱模型	可忽略，因為發生在溫度升高之後。	尚未發展
C02 熱傳輸	包含在熱演化完整的建模；熱模型	可忽略，因為發生在溫度升高之後。	- 概念模型：用於分析廢棄物罐於處置場域在衰變熱作用下，對廢棄物罐、膨潤土與母岩之溫度影響。 - 解析解：首先計算廢棄物罐處置孔壁與緩衝材料最熱點位置的溫差，再計算岩壁溫度，將上述兩項相加，可得出位於廢棄物罐頂端緩衝材料的最高溫度。 - 數值解：使用電腦建立三維模型並導入適當邊界條件與物理參數，之後透過網格劃分，以利用有限元素法完成模擬計算。可用於預測百萬年時間下，各組件之溫度演化。 - 數學模型： - 解析解：使用參考文獻[1]之方程式(3-12)計算廢棄物罐處置孔壁與緩衝材料最熱點位置的溫差以及使用方程式(4-4)計算岩壁溫升。 - 數值解：採用熱傳導、熱對流及輻射熱傳公式[2]計算廢棄物罐及膨潤土溫度。 - 程式(模式)發展： - 解析解：以 MATLAB 程式語言撰寫及進行模式發展。 - 數值解：利用商業軟體 Ansys Fluent 建立廢棄物罐裝載用過核子燃料的熱傳分析模型。 - 模型試驗：解析解與數值解，均未進行現地或實驗室試驗分析 - 模型驗證： - 解析解：已與 SKB 09-04 文件中之結果進行驗證。 - 數值解：僅完成與相似模型之定性分析比對。 - 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析： - 解析解：未使用商業軟體。 - 數值解：採用商用套裝軟體 Ansys Fluent。 參考文獻： [1]Strategy for thermal dimensioning of the final repository for spent nuclear fuel (R-09-04), December 2009, SKB. [2]ANSYS FLUENT 12.0 Theory Guide, Ch5, Heat Transfer.

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整廢棄物罐	廢棄物罐失效	
C03 內襯鑄鐵的形變	圍壓：均勻的外部壓力對於鑄鐵內襯的應力變化 不均勻膨脹：不均勻的緩衝材料回脹壓力對於鑄鐵內襯的應力變化 上述所有情況下的潛變：不包括在內	參考燃料和廢棄物罐作用報告3.4.2節的描述。根據失效模式在失效廢棄物罐做出的簡化保守假設	1. 概念模型：依據廢棄物罐、鑄鐵內襯及緩衝材料之尺寸與大小進行概念模式建構，因鑄鐵內襯為廢棄物罐體中主要承壓之元件，模型中連同銅殼、鑄鐵內襯、封蓋及鋼鐵方管一同製作。 2. 數學模型：廢棄物罐之應力使用 von Mises 應力輸出，依據鑄鐵內襯之容許應力除上分析應力檢核安全係數。 3. 程式(模式)發展：利用數值解計算鑄鐵內襯的形變與應力。 4. 模型試驗：尚未進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：鑄鐵內襯受到緩衝材料不均勻回脹及均勻回脹的影響，確認廢棄物罐能符合圍壓設計準則。與瑞典 SKB 模擬成果比對吻合。 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：採用 ABAQUS 分別探討緩衝材料未飽和期間及飽和期間，鑄鐵內襯受到緩衝材料不均勻回脹及均勻回脹的影響。
C04 因外部壓力引起銅廢棄物罐的形變	緩衝材料的回脹壓力及外力作用(如地震)導致廢棄物罐變形	無關	1. 概念模型：依據廢棄物罐、鑄鐵內襯及緩衝材料之尺寸與大小進行模式建構，鑄鐵內襯為廢棄物罐體中主要承壓之零件，模型中連同銅殼、鑄鐵內襯、封蓋及鋼鐵方管一同製作。 2. 數學模型：廢棄物罐之應力使用 von Mises 應力輸出，依據鑄鐵內襯之容許應力除上分析應力檢核安全係數。 3. 程式(模式)發展：：利用數值解計算鑄鐵內襯的形變與應力。。 4. 模型試驗：尚未進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：確認廢棄物罐能符合圍壓設計準則。與瑞典 SKB 模擬成果比對吻合。 (1) 廢棄物罐抗圍壓性能評估：藉由執行廢棄物罐的抗圍壓性能評估，確認廢棄物罐能符合圍壓設計準則。 (2) 廢棄物罐受地震裂隙錯動影響數值分析：採用廢棄物罐與緩衝材料整體模型，進行受震剪力位移之分析。 (3) 廢棄物罐抗剪力位移之性能分析技術：藉由執行廢棄物罐的抗剪力性能評估，評估廢棄物罐失效可能性。因外部壓力引起銅廢棄物罐的形變。

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整廢棄物罐	廢棄物罐失效	
			利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：採用ABAQUS探討完整的廢棄物罐因外部壓力引起銅廢棄物罐的形變。
C05 熱膨脹(內襯鑄鐵與銅廢棄物罐兩者)	忽略，因為熱膨脹在材料中引起的應變可以忽略不計	無關	尚未發展
C06 內部腐蝕產物引起的銅形變	無關	在主報告與其他相關作用整合完整描述	尚未發展
C07 輻射效應	基於限制內襯鑄鐵銅含量，故可以忽略。銅外殼沒有輻射效應影響	無關	尚未發展
C08 內襯鑄鐵腐蝕	無關	在主報告與其他相關作用整合完整描述	尚未發展
C09 伽凡尼腐蝕	無關	在無氧、還原條件下電位腐蝕速率在誤差範圍內，所以可忽略	1. 概念模型：銅殼在處置環境中不會發生伽凡尼腐蝕。伽凡尼腐蝕發生於兩種不同金屬或是合金接觸並產生伽凡尼腐蝕的情況，較具陽極的金屬易受到腐蝕。對於銅殼而言，伽凡尼腐蝕只會發生在銅殼破裂時，地下水進入廢棄物罐至鑄鐵內襯，此時，伽凡尼電池造成的電化學反應會將鑄鐵內襯腐蝕。由於目前廢棄物罐的抗蝕能力主要仰賴銅殼，因此銅殼在處置環境中已排除伽凡尼腐蝕的可能性。而當銅殼破裂後，基本上可以視為廢棄物罐失效，鑄鐵將會因伽凡尼腐蝕作用快速腐蝕。 2. 數學模型：不適用。 3. 程式(模式)發展：不適用。 4. 模型試驗：無。 5. 模型驗證：不適用。 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：不適用。
C10 內襯鑄鐵的應力腐蝕裂化	可忽略，因為應力腐蝕裂化被認為是不可能發生的，即使發生也不會影響內襯鑄鐵的穩定性	無關。	尚未發展
C11 銅廢棄物罐腐蝕	空氣輻射分解的硝酸與封閉前大氣的氧，因其反應時間有限，歸類為有限的腐蝕來源。輻射水解的氧化劑、封閉後初期受限的氧與黃鐵礦的硫化物，因其產生之腐蝕劑總量有限，歸類為有限的腐蝕來源。地下水中的硫化物則為長期的腐蝕來源	無關。	1. 概念模型：腐蝕評估係針對地下設施配置設計、緩衝材料與回填材料受侵蝕變化及地下水流場變化，作為廢棄物罐參考演化之腐蝕影響參數來源，經由腐蝕作用定性分析與腐蝕作用定量計算，完成廢棄物罐參考演化之完整腐蝕評估。腐蝕評估考慮有限的腐蝕來源與長期的腐蝕來源，其中，空氣輻射分解的硝酸與封閉前大氣的氧，因其反應時間有限，歸類為有限的腐蝕來源，輻射水解的氧化劑、封閉後初期受限的氧與黃鐵礦的硫化物，因其產生之腐蝕劑

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整廢棄物罐	廢棄物罐失效	
			總量有限，亦歸類為有限的腐蝕來源；地下水中的硫化物則為長期的腐蝕來源。經由銅殼廢棄物罐腐蝕性能評估結果，確認經過百萬年，銅殼厚度不為0 cm，亦即銅殼廢棄物罐不會因腐蝕造成失效。 2. 數學模型：由於有限的腐蝕來源造成的廢棄物罐腐蝕影響極小，腐蝕失效評估之數學模型主要考慮環境演化影響下長期的腐蝕來源造成銅殼腐蝕之程度，透過質量傳輸與質量平衡之解析解，使用硫化物濃度及地下水流特性進行綜合計算，最終得到每個處置孔經過百萬年後之廢棄物罐腐蝕深度。 3. 程式(模式)發展：對於長期的腐蝕來源造成銅殼腐蝕之程度已完成解析解之計算。 4. 模型試驗：無。 5. 模型驗證：解析解與瑞典SKB公司計算結果一致，並符合本土處置環境之應用。 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：不適用(腐蝕深度為數學計算，不特別限定特殊軟體)。
C12 銅廢棄物罐的應力腐蝕龜裂	應力腐蝕龜裂媒介不易透過擴散到達銅表面，所以，沒有足夠發生應力腐蝕龜裂的媒介；此外，腐蝕電位與pH值並沒有高於Cu ₂ O/CuO反應線之上，因此，應力腐蝕龜裂不會發生	無關。	1. 概念模型：由於目前我國的環境對應於國外文獻，此腐蝕作用不會發生，即不影響廢棄物罐失效時間點。應力腐蝕龜裂媒介不易透過擴散到達銅表面，且腐蝕電位與pH值並沒有高於Cu₂O/CuO反應線之上，因此，應力腐蝕龜裂不會發生。 2. 數學模型：不適用。 3. 程式(模式)發展：不適用。 4. 模型試驗：無。 5. 模型驗證：不適用。 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：不適用。
C13 Earth currents - stray current corrosion	由於外部電場的腐蝕沒有增加，所以可忽略。	無關。	尚未發展
C14 廢棄物罐表面鹽類的沉積	在彭潤土飽和階段，因影響小而忽略	無關。	尚未發展
C15 放射性核種傳輸	無關。	COMP23。	1. 概念模型：溶解於廢棄物罐空腔水中的放射性核種根據廢棄物罐邊界條件以擴散作用在水中傳輸，或被地下水以平流作用帶離；釋出至罐內的放射性核種量若超過溶解度限值，將沉澱於罐中。

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	完整廢棄物罐	廢棄物罐失效	
			2. 數學模型：數值解：以區塊模式(compartment model)描述廢棄物罐空腔尺寸，並以GoldSim之方程式(GoldSim Technology Group, 2014, p297)模擬水中放射性核種以擴散作用傳輸至緩衝材料或被地下水以平流作用傳輸。 解析解：利用Hedin(2002)推導之近場核種傳輸模式的解析模式，驗證放射性核種自廢棄物罐釋出之年釋出率。 3. 程式(模式)發展：數值解：以GoldSim建立上述數值模式。 解析解：以MATLAB建立解析解驗證上述數值解之結果。 4. 模型試驗：尚未完成現地實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：已將數值解之年釋出率評估結果與解析解驗證； 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：以美國Golder公司開發之蒙地卡羅模擬軟體GoldSim搭配其汙染物傳輸(contaminant transport)模組執行。 參考文獻： GoldSim Technology Group (2014), GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 6.4, GoldSim Technology Group. Hedin, A. (2002), Integrated Analytic Radionuclide Transport Model for a Spent Nuclear Fuel Repository in Saturated Fractured Rock, Nuclear Technology, Vol. 138, pp. 179-205.

資料來源：重繪自SKB (2011b)。

表 6-4：緩衝材料之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
完整廢棄物罐				
Bu01 輻射衰減/熱產生	由於劑量率太低而對緩衝材料不重要，因此可忽略。	由於劑量率太低而對緩衝材料不重要，因此可忽略。	無關	尚未發展。
Bu02 熱傳輸	熱模式	熱模	無關	1. 概念模型：用於分析廢棄物罐於處置場域在衰變熱作用下，對廢棄物罐、膨潤土與母岩之溫度影響。 (1) 解析解：首先計算廢棄物罐處置孔壁與緩衝材料最熱點位置的溫差，再計算岩壁溫度，將上述兩項相加，可得出位於廢棄物罐頂端緩衝材料的最高溫度。 (2) 數值解：使用電腦建立三維模型並導入適當邊界條件與物理參數，之後透過網格劃分，以利用有限元素法完成模擬計算。可用於預測百萬年時間下，各組件之溫度演化。 2. 數學模型： (1) 解析解：使用參考文獻[1]之方程式(3-12)計算廢棄物罐處置孔壁與緩衝材料最熱點位置的溫差以及使用方程式(4-4)計算岩壁溫升。。 (2) 數值解：採用熱傳導、熱對流及輻射熱傳公式[2]計算廢棄物罐及膨潤土溫度。 3. 程式(模式)發展： (1) 解析解：以 MATLAB 程式語言撰寫及進行模式發展。 (2) 數值解：利用商業軟體 Ansys Fluent 建立廢棄物罐裝載用過核子燃料的熱傳分析模型。 4. 模型試驗：解析解與數值解，均未進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
				(1) 解析解：已與 SKB 09-04 文件中之結果進行驗證。 (2) 數值解：僅完成與相似模型之定性分析比對。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析： (1) 解析解：未使用商業軟體。 (2) 數值解：採用商用套裝軟體 Ansys Fluent。 參考文獻： [1]Strategy for thermal dimensioning of the final repository for spent nuclear fuel (R-09-04), December 2009, SKB. [2]ANSYS FLUENT 12.0 Theory Guide, Ch5, Heat Transfer.
Bu03 凍結	可忽略，因為這需要永凍土的條件。	如果緩衝材料溫度 $> -4^{\circ}\text{C}$ ，則忽略。否則接合後果計算。	無關	尚未發展。
Bu04 在未飽和條件時的水汲取與傳輸	THM 模式	根據定義無關。	無關	1. 概念模型：目前針對再飽和/加熱階段、飽和後長時期與加熱階段係以 FLAC3D 分析緩衝材料未飽和至飽和之時間。 2. 數學模型：瞬態數值解 3. 程式(模式)發展：利用商業軟體進行分析。 4. 模型試驗：已完成膨潤土材料基本特性試驗、膨潤土材料於不同密度及含水量條件之熱傳導係數試驗、及膨潤土於不同密度與水質條件下之水力傳導係數試驗，提供數值模型之材料參數，尚未發展相關模型試驗。 5. 模型驗證：參考國際文獻之實驗室試驗進行概念模型驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：FLAC3D。
Bu05 在飽和條件時的水傳輸	在不飽和條件下可忽略。對於飽和條件，處理與「飽和後長時期與加熱階段」相同。	如果水力傳導度 $< 10^{-12}\text{m/s}$ ，則忽略，傳輸以擴散作用為主導。	參考 Bu9	1. 概念模型：目前針對飽和後長時期與加熱階段係以 FLAC3D 進行分析緩衝材料飽和之水傳輸。 2. 數學模型：瞬態數值解

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
				3. 程式(模式)發展：利用商業軟體進行分析。 4. 模型試驗：已完成膨潤土材料基本特性試驗，及膨潤土於不同密度與水質條件下之水力傳導係數試驗，提供數值模型之材料參數。 5. 模型驗證：參考國際文獻之實驗室試驗進行概念模型驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：FLAC3D。
Bu06 氣體傳輸/溶解	氣體以溶解傳輸。	假設氣體皆溶解至孔隙水中。	假設氣體皆溶解至孔隙水中。	1. 概念模型：考量廢棄物罐腐蝕後產生之氣體在緩衝材料中之傳輸行為研究。 2. 數學模型：無。 3. 程式(模式)發展：無。 4. 模型試驗：發展氣體在緩衝材料中之傳輸行為試驗。 5. 模型驗證：無。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：無。
Bu07 管流/侵蝕	透過經驗式計算。	無關	無關	1. 概念模型：參考 SKB 經驗式並以實驗驗證適用性進行分析。 2. 數學模型：參考 SKB 透過不同水流、水質、膨潤土顆粒形狀、實驗尺度等試驗條件取得之經驗式。 3. 程式(模式)發展：參考 SKB 發展之經驗式。 4. 模型試驗：發展實驗室尺度之物理侵蝕試驗，採用純水及本土地下水質進行試驗研究。 5. 模型驗證：將自行發展之試驗研究結果代入 SKB 發展之經驗式計算區間進行驗證，確認經驗式之適用性。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：無。
Bu08 膨脹與質量再分布	緩衝/回填相互作用的 THM 模式分析模擬。	相關作用的綜合評估。	緩衝材料/廢棄物罐/母岩綜合評估的一部分。	1. 概念模型：目前以 FLAC3D 評估緩衝材料飽和後之回脹壓力，並探討緩衝材料

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
				產生上舉後推擠上方回填材料後，對於緩衝材料與回填材料介面之影響；另考量緩衝材料受裂隙水流侵蝕影響，以 ABAQUS 進行飽和後質量再分布分析，評估緩衝材料侵蝕後緩之回脹重新分布及回脹性能。。 2. 數學模型： (1) FLAC3D：瞬態數值解 (2) ABAQUS：瞬態數值解 3. 程式(模式)發展：利用商業軟體進行分析。 4. 模型試驗：已完成膨潤土於不同密度條件及水質條件之回脹壓力試驗，提供數值模型驗證。 5. 模型驗證：FLAC3D 模型與回脹壓力試驗結果進行比對驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：FLAC3D、ABAQUS
Bu09 液化	無關	由於高有效應力，高密度膨潤土不會發生短脈衝液化，因此可忽略。	由於高有效應力，高密度膨潤土不會發生短脈衝液化，因此可忽略。	尚未發展。
Bu10 物質平流傳輸	簡化假設飽和過程中溶解物質的質量傳輸。	如果水力傳導度 $< 10^{-12}$ m/s，則忽略。	參考 Bu9	尚未發展
Bu11 物質擴散傳輸	PHAST(僅考慮熱、飽和相中的反應；不考慮未飽和相)。	PHAST	沒有特別處理	尚未發展
Bu12 吸附(包含主要離子交換)	PHAST(僅考慮熱、飽和相中的反應；不考慮未飽和相)。	PHAST	沒有特別處理	1. 概念模型：放射性核種於緩衝材料及回填材料進行地化反應作用，以吸附於材料基質表面。 2. 數學模型：以化學平衡計算，計算結果為數值解，化學平衡為穩態模型。 3. 程式(模式)發展：以 PHREEQC 進行數值分析計算， 4. 模型試驗：已發展批次吸附實驗方法，可於實驗室進行核種於緩衝材料及回填材料之吸附實驗，獲得 Kd 值

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
				5. 模型驗證：PHREEQC 之計算結果，與現有實驗數據進行比對驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：PHREEQC
Bu13 雜質蝕變	PHAST(僅考慮熱、飽和相中的反應；不考慮未飽和相)。	PHAST	沒有特別處理	尚未發展
Bu14 孔隙水的物種形成	PHAST(僅考慮熱、飽和相中的反應；不考慮未飽和相)。	PHAST	沒有特別處理	尚未發展
Bu15 滲透作用	通過與經驗數據的比較進行評估。	通過與經驗數據的比較進行評估。	沒有特別處理	1. 概念模型：考量水質對緩衝材料之回脹行為之影響，進行不同水質條件對膨潤土回脹力影響之相關試驗研究。 2. 數學模型：無。 3. 程式(模式)發展：無。 4. 模型試驗：已完成膨潤土於不同密度條件及水質條件之回脹壓力試驗。 5. 模型驗證：無。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：無。
Bu16 蒙脫石轉化	模式計算(僅考慮熱、飽和相中的反應；不考慮未飽和相)。	基於自然界的證據進行評估。	緩衝材料/廢棄物罐/岩石綜合評估的一部分	尚未發展
Bu17 鐵-膨潤土交互作用	離子與膨潤土會接觸，因此可忽略。	僅在失效廢棄物罐中考慮，可能造成緩衝材料效能喪失。	僅在失效廢棄物罐中考慮，可能造成緩衝材料效能喪失。	尚未發展
Bu18 蒙脫石膠體釋出	如果 $[M2+] > 4 \text{ mM}$ ，則忽略。否則需進行分析。	如果 $[M2+] > 4 \text{ mM}$ ，則忽略。否則需進行分析。	沒有特別處理	1. 概念模型：考量地下水質對膨潤土中蒙脫石膠體流失之行為發展膠體釋出計算模型。 2. 數學模型：穩態數值解。 3. 程式(模式)發展：利用 MATLAB 建立 SKB 所發展之雙區域模型，以分析膨潤土受地下水侵蝕後蒙脫石膠體隨時間之流失量。 4. 模型試驗：無。 5. 模型驗證：與 SKB 發展之蒙脫石膠體釋出雙區域模型比對。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：MATLAB。

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
Bu19 輻射誘發的轉化	被忽略，因為廢棄物罐外的劑量率太低而不會產生任何影響	被忽略，因為廢棄物罐外的劑量率太低而不會產生任何影響	被忽略，因為廢棄物罐外的劑量率太低而不會產生任何影響	尚未發展。
Bu20 孔隙水的輻射分解	被忽略，因為廢棄物罐外的劑量率太低而不會產生任何影響	被忽略，因為廢棄物罐外的劑量率太低而不會產生任何影響	被忽略，因為廢棄物罐外的劑量率太低而不會產生任何影響	尚未發展。
Bu21 微生物作用	在不飽和條件下被忽略，因為水反應的程度是有限的。對於飽和條件，處理與“長期”相同。	硫酸鹽定量評估的減少，受地下水中微生物營養物質供應的限制。	沒有特別處理	1. 概念模型：考量膨潤土中存在之硫酸鹽還原菌可能造成對銅殼廢棄物罐之影響，發展硫環原菌於膨潤土中之活性試驗及硫酸鹽於膨潤土之擴散試驗等相關試驗研究。 2. 數學模型：無。 3. 程式(模式)發展：無。 4. 模型試驗：無。 5. 模型驗證：發展硫環原菌於膨潤土中之活性試驗及硫酸鹽於膨潤土之擴散試驗。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：無。
Bu22 膠結作用	與「TWBu16 蒙脫石轉化」一同討論。	與「TWBu16 蒙脫石轉化」一同討論。	緩衝材料/廢棄物罐/母岩綜合評估的一部分。	尚未發展
失效廢棄物罐				
Bu06 氣體傳輸/溶解	基於經驗數據的定量推估(預計此期間不會失效)。	基於經驗數據的定量推估。	基於經驗數據的定量推估。	1. 概念模型：考量廢棄物罐腐蝕後產生之氣體在緩衝材料中之傳輸行為研究。 2. 數學模型：無。 3. 程式(模式)發展：無。 4. 模型試驗：發展氣體在緩衝材料中之傳輸行為試驗。 5. 模型驗證：無。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：無。
Bu19 輻射誘發的轉化	被忽略，因為廢棄物罐外的劑量率太低而不會產生任何影響	評估來自失效廢棄罐核種的 α 輻射的影響。	評估來自失效廢棄罐核種的 α 輻射的影響。	尚未發展
Bu23 膠體傳輸	如果飽和密度 $> 1,650 \text{ kg/m}^3$ 則忽略，否則會限制計算(預計此期間不會失效)。	如果飽和密度 $> 1,650 \text{ kg/m}^3$ 則忽略，否則需進行限定條件分析。	如果飽和密度 $> 1,650 \text{ kg/m}^3$ 則忽略，否則需進行限定條件分析。	尚未發展。
Bu24 放射性核種的物種形成	預計此時期不會失效。	根據經驗數據的假設。	根據經驗數據的假設。	尚未發展

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
TWBU25 放射性核種於水相的傳輸	預計此時期不會失效。	COMP23。	COMP23 分析的 減少擴散路徑。	- 概念模型：於緩衝材料遲滯功能完整時，孔隙水的放射性核種主要以擴散作用傳輸，並考慮其衰變及吸附作用；當緩衝材料遲滯功能失效，放射性核種被地下水以平流作用傳輸。 - 數學模型： 數值解：以區塊模式(compartment model)描述緩衝材料的幾何及以 GoldSim 之方程式(GoldSim Technology Group, 2014, p297)模擬溶質的暫態擴散傳輸，並考慮溶質的衰減及吸附作用。 解析解：利用 Hedin(2002)推導之近場核種傳輸模式的解析模式，驗證放射性核種自緩衝材料釋出之年釋出率。 - 程式(模式)發展： (1) 數值解：以 GoldSim 建立上述數值模式。 (2) 解析解：以 MATLAB 建立上述數值模式之解析解。 - 模型試驗：尚未完成現地實驗室試驗分析。 - 模型驗證：已將數值解所求得年釋出率與解析解之結果驗證； - 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：以美國 Golder 公司開發之蒙地卡羅模擬軟體 GoldSim 搭配其汙染物傳輸(contaminant transport)模組執行。 參考文獻： - GoldSim Technology Group (2014), GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 6.4, GoldSim Technology Group. - Hedin, A. (2002), Integrated Analytic Radionuclide Transport Model for a Spent Nuclear Fuel Repository in Saturated Fractured Rock, Nuclear Technology, Vol. 138, pp. 179-205

作用	SKB			處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	地震	
Bu26 放射性核種藉由氣體的傳輸	預計此時期不會失效。	定量估計。	定量估計。	- 概念模型：假設一半氣相放射性核種突破緩衝材料，並由緩衝材料釋出。 - 數學模型： - 數值解：評估氣相放射性核種於不同處置設施封閉後時間點的存量，並根據瑞典SKB報告(SK B, 2006c; SK B, 2006d)之方法評估吸入或攝入所造成輻射曝露。 - 解析解：未建立。 - 程式(模式)發展： - 數值解：以 MATLAB 建立上述數值模式。 - 解析解：無。 - 模型試驗：尚未完成現地實驗室試驗分析。 - 模型驗證：已與參考文獻驗證； - 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：MATLAB。 參考文獻： SKB (2006c), The ecosystem models used for dose assessments in SR-Can, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-06-81. SKB (2006d), The biosphere at Forsmark Data, assumptions and models used in the SR-Can assessment, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-06-82.

資料來源：重繪自SKB(2011b)。

註1：COMP23：為瑞典SKB基於MATLAB發展的模式，用於模擬放射性核種於近場中不同部件間的擴散或被地下水以平流方式傳輸。

註2：PHAST：為3維飽和地下水反應傳輸模式，是一個通用的地下水流和溶質傳輸模擬軟體，具有模擬廣泛的平衡和動力學地球化學能力，流量傳輸的計算基於HST3D，並以地化PHREEQC編入PHAST，用於展現膨潤土飽和的3維數值模型。

表 6-5：回填材料之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	
完整廢棄物罐			
BfT01 熱傳輸	簡化假設。	簡化假設。	尚未發展
BfT02 凍結	忽略，因為這需要永久凍土條件。	如果回填溫度 > -2°C，則忽略。 否則須計算邊界結果。 請注意，在 SR-Can 中僅考慮處置隧道。	尚未發展。
BfT03 在未飽和條件時的水汲取與傳輸	THM 模型。	根據定義，無關。	1. 概念模型：目前針對再飽和/加熱階段、飽和後長時期與加熱階段係以 FLAC3D 分析回填材料未飽和至飽和之時間。 2. 數學模型：瞬態數值解 3. 程式(模式)發展：利用商業軟體進行分析。 4. 模型試驗：已完成膨潤土材料基本特性試驗、膨潤土材料於不同密度及含水量條件之熱傳導係數試驗、及膨潤土於不同密度與水質條件下之水力傳導係數試驗，提供數值模型之材料參數，尚未發展相關模型試驗。 5. 模型驗證：參考國際文獻之實驗室試驗進行概念模型驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：FLAC3D。
BfT04 在飽和條件時的水傳輸	在未飽和條件下可忽略。 在飽和條件下，處理方式與“飽和後長時期與加熱階段”相同。	需包含地質圈模型條件進行評估。	1. 概念模型：目前針對飽和後長時期與加熱階段係以 FLAC3D 分析回填材料飽和後之相關性能評估。 2. 數學模型：瞬態數值解 3. 程式(模式)發展：利用商業軟體進行分析。 4. 模型試驗：已完成膨潤土材料基本特性試驗、膨潤土材料於不同密度及含水量條件之熱傳導係數試驗、及膨潤土於不同密度與水質條件下之水力傳導係數試驗，提供數值模型之材料參數，尚未發展相關模型試驗。 5. 模型驗證：參考國際文獻之實驗室試驗進行概念模型驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：FLAC3D。

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	
BfT05 氣體傳輸/溶解	THM 模型。	通過溶解	尚未發展
BfT06 管流/侵蝕	透過經驗式計算。	無關	1. 概念模型：參考 SKB 經驗式並以實驗驗證適用性進行分析。 2. 數學模型：參考 SKB 透過不同水流、水質、膨潤土顆粒形狀、實驗尺度等試驗條件取得之經驗式。 3. 程式(模式)發展：參考 SKB 發展之經驗式。 4. 模型試驗：發展實驗室尺度之物理侵蝕試驗，採用純水及本土地下水質進行試驗研究。 5. 模型驗證：將自行發展之試驗研究結果代入 SKB 發展之經驗式計算區間進行驗證，確認經驗式之適用性。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：無。
BfT07 膨脹/質量再分布	包含緩衝/回填材料交互作用及處置隧道中均勻條件進行緩衝與回填材料 THM 模型分析。	相關作用的綜合評估。	1. 概念模型：目前以 FLAC3D 評估緩衝材料飽和後之回脹壓力，並探討緩衝材料產生上舉後推擠上方回填材料後，對於緩衝材料與回填材料介面之影響。 2. 數學模型：瞬態數值解 3. 程式(模式)發展：利用商業軟體進行分析。 4. 模型試驗：已完成膨潤土於不同密度條件及水質條件之回脹壓力試驗，提供數值模型驗證。 5. 模型驗證：與回脹壓力試驗結果進行比對驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：FLAC3D
BfT08 液化	無關	無關	尚未發展。
BfT09 物質平流傳輸	簡化假設飽和過程中溶解物質的質量傳輸。	需包含地質圈模型條件進行評估。	尚未發展
BfT10 物質擴散傳輸	因為回填材料中的條件在長期演化中大致相同，故沒有針對封閉後初期的條件進行具體的研究。	PHAST	尚未發展
BfT11 吸附(包含主要離子的交換)	因為回填材料中的條件在長期演化中大致相同，故沒有針對封閉後初期的條件進行具體的研究。	PHAST	1. 概念模型：放射性核種於緩衝材料及回填材料進行地化反應作用，以吸附於材料基質表面。 2. 數學模型：以化學平衡計算，計算結果為數值解，化學平衡為穩態模型。

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	
			3. 程式(模式)發展：以 PHREEQC 進行數值分析計算， 4. 模型試驗：已發展批次吸附實驗方法，可於實驗室進行核種於緩衝材料及回填材料之吸附實驗，獲得 K_d 值 5. 模型驗證：PHREEQC 之計算結果，與現有實驗數據進行比對驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：PHREEQC
BfT12 回填材料雜質蝕變	模擬了對氧的無機還原影響。	PHAST	尚未發展
BfT13 水溶液的物種形成與反應	因為回填材料中的條件在長期演化中大致相同，故沒有針對封閉後初期的條件進行具體的研究。	PHAST	尚未發展
BfT14 滲透作用	在 THM 模型中選用不同鹽度的水力傳導係數評估滲透作用的影響。	藉由與經驗數據的比較進行評估。	1. 概念模型：考量水質對回填材料之回脹行為之影響，進行不同水質條件對膨潤土回脹力影響之相關試驗研究。 2. 數學模型：無。 3. 程式(模式)發展：無。 4. 模型試驗：已完成膨潤土於不同密度條件及水質條件之回脹壓力試驗。 5. 模型驗證：無。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：無。
BfT15 蒙脫石轉化	模式計算(僅考慮熱、飽和相中的反應；不考慮未飽和相)。	模式計算。	尚未發展
BfT16 回填材料膠體釋出	若總離子濃度 $> 4 \text{ mM}$ ，則忽略；否則模式計算。	若總離子濃度 $> 4 \text{ mM}$ ，則忽略；否則模式計算。	1. 概念模型：考量地下水質對膨潤土中蒙脫石膠體流失之行為發展膠體釋出計算模型。 2. 數學模型：穩態數值解。 3. 程式(模式)發展：利用 MATLAB 建立 SKB 所發展之雙區域模型，以分析膨潤土受地下水侵蝕後蒙脫石膠體隨時間之流失量。 4. 模型試驗：無。 5. 模型驗證：與 SKB 發展之蒙脫石膠體釋出雙區域模型比對。 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：MATLAB。

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	
BfT17 輻射誘發的轉化	忽略，因為回填材料中的劑量率太低而不會產生任何影響。	忽略，因為回填材料中的劑量率太低而不會產生任何影響。	尚未發展。
BfT18 微生物作用	排除(不考慮對耗氧量的影響)。	在此階段排除。	1. 概念模型:考量膨潤土中存在之硫酸鹽還原菌可能造成對銅殼廢棄物罐之影響,發展硫環原菌於膨潤土中之活性試驗及硫酸鹽於膨潤土之擴散試驗等相關試驗研究。 2. 數學模型:無。 3. 程式(模式)發展:無。 4. 模型試驗:無。 5. 模型驗證:發展硫環原菌於膨潤土中之活性試驗及硫酸鹽於膨潤土之擴散試驗。 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析:無。
失效廢棄物罐			
BfT05 氣體傳輸/溶解	忽略，因為假設氣體量(來自緩衝材料)太低而不會接觸回填材料。	忽略，因為傳輸會延遲放射性釋出並降低緩衝材料的壓力。回填材料將作為氣體的儲存槽。	尚未發展。
BfT19 膠體的形成與傳輸	詳見地質圖(假設此階段不會失效)。	詳見地質圖。	尚未發展
BfT20 放射性物種形成	根據經驗數據的假設(假設此階段不會失效)。	根據經驗數據的假設。	尚未發展
BfT21 放射性核種於水相的傳輸	COMP23 分析(假設此階段不會失效)。	COMP23 。	1. 概念模型:於緩衝材料遲滯功能完整時,放射性核種於回填材料中的傳輸將被考慮;回填材料孔隙水的放射性核種主要以擴散作用傳輸,並考慮其衰變及吸附作用; 2. 數學模型: (1) 數值解:以區塊模式描述回填材料的幾何及以 GoldSim 之方程式 (GoldSim Technology Group, 2014, p297)模擬溶質的暫態擴散傳輸,並考慮溶質的衰減及吸附作用; (2) 解析解:利用 Hedin(2002)推導之近場核種傳輸模式的解析模式,驗證放射性核種自回填材料釋出之年釋出率; 3. 程式(模式)發展: (1) 數值解:以 GoldSim 建立; (2) 解析解:以 MATLAB 建立;

作用	SKB		處置計畫技術發展現況
	再飽和/加熱階段	飽和後長時期與加熱階段	
			4. 模型試驗：尚未完成現地實驗室試驗分析； 5. 模型驗證：已將數值解所求得年釋出率與解析解之結果驗證； 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：以美國 Golder 公司開發之蒙地卡羅模擬軟體 GoldSim 搭配其汙染物傳輸(contaminant transport)模組執行。 參考文獻： GoldSim Technology Group (2014), GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 6.4, GoldSim Technology Group. Hedin, A. (2002), Integrated Analytic Radionuclide Transport Model for a Spent Nuclear Fuel Repository in Saturated Fractured Rock, Nuclear Technology, Vol. 138, pp. 179-205.
BfT22 放射性核種於氣相的傳輸	繞過(假設此階段不會失效)。	繞過。	尚未發展

資料來源：重繪自 SKB(2011b)。

註1：COMP23：為瑞典SKB基於MATLAB發展的模式，用於模擬放射性核種於近場中不同部件間的擴散或被地下水以平流方式傳輸。

註2：PHAST：為3維飽和地下水反應傳輸模式，是一個通用的地下水流和溶質傳輸模擬軟體，具有模擬廣泛的平衡和動力學地球化學能力，流量傳輸的計算基於HST3D，並以地化PHREEQC編入PHAST，用於展現膨潤土飽和的3維數值模型。

表 6-6：地質圈之作用藍圖/作用之概念與處置計畫技術發展現況表

作用	SKB					處置計畫技術發展現況
	開挖/運轉	溫暖	永凍	冰川	地震	
Ge01 熱傳輸	忽略，敏感度分析顯示加熱的時間演化對詳細的沉積形態不敏感。	岩石中廢棄物罐峰值溫度和溫度分佈的建模。	特定場址永凍土深度一維估計。	特定場址冰川下永凍土深度一維估計。	無關	尚未發展
Ge02 凍結	無關	無關	特定場址永凍土深度一維估計。	特定場址冰川下永凍土深度一維估計。	無關	尚未發展
Ge03 地下水流	假設飽和流的入流與鹽水錐上升建模。MIKE-SHE 用於模擬近地表效應。	不同尺度下再飽和 (Darcy Tools)與飽和流 (CONNECT-FLOW)的建模	使用 Darcy Tools 對流型進行建模。	地下水流在冰層進退期間的建模。	對地下水流量的影響沒有具體解決，但對放射性核種遷移進行了簡化計算。(詳見 TWGe24)	1. 概念模型：以 SDM 水文地質概念模型及參數建立地下水流場演化概念模型。 2. 數學模型：執行數值解，發展之地下水模型為穩態地下水流。 3. 程式(模式)發展：使用商業軟體，完成地下水流場演化及質點傳輸模擬技術。 4. 模型試驗：尚無進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：運跑原廠提供之模型驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：FracMan、DarcyTools)
Ge04 氣體流動/溶解	忽略，基於支持不飽和區域對隧道入流量影響很小的假設論點。	忽略，前提是處置場中產生的氣體可以迅速通過地質圈逸出而不會造成壓力積聚。 基於處置設施中產生的氣體可以通過地圈快速逸出而不會導致壓力積聚的假設，忽略了其他計算。	在 SR-Site 中被忽略，因為考慮到可能被困在永凍層以下的氣體將對地下水流產生類似的影響，流向稍厚的永凍層。此外，如果存在，氣體可能會經由層間不凍層逸出	在 SR-Site 中被忽略，基於處置設施中產生的氣體可以經由地圈快速逸出而不會導致壓力增加的假設(如果不存在永凍土)	無關	尚未發展
Ge05 岩石的位移	隧道和處置孔開挖的近場效應的 3DEC 應力建模。	熱應力與熱變形的 3DEC 應力建模。	冷卻引起水平應力降低的 3DEC 建模。	近場 3DEC 應力建模。	包含在剪切運動建模。	1. 概念模型：以近場隧道尺度建置岩體模型，施加應力邊界條件後進行開挖及受震後應力分析。

作用	SKB					處置計畫技術發展現況
	開挖/運轉	溫暖	永凍	冰川	地震	
						2. 數學模型：數值解，採有限差分法數值模型運算，開挖穩定性分析為穩態，受震分析則為瞬態。 3. 程式(模式)發展：目前採 3DEC 由有限差分法軟體之程式語言進行模型發展。 4. 模型試驗：目前尚未進入地下室實驗室階段。 5. 模型驗證：數值模型已與其他數值軟體開挖穩定性分析進行平行驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：3DEC
Ge06 再活動-沿著現有 不連續面的位移	建造引起再活動的 3DEC 建模。	由於熱負載引致再 活動的 3DEC 建模。 地震機率的估計(後 果分析，詳見地震)	由熱應力減少、前隆 應力條件和不透水 永久凍土層（近場） 下的孔隙過壓引起 的裂縫再激活的 3DEC 建模。 基於 ABAQUS 應 力演化、3DEC 熱應 力降低和孔隙超壓 估計（遠場）的再活 動評估。 地震機率的估計(後 果分析，詳見地震)	冰層荷重引致活動 的 3DEC 模擬。 水力劈裂的 MH 效 應評估。 地震機率評估(後果 分析，見地震)。	應用設計規則(退縮距 離與廢棄物罐間距)。 評估由於剪切位移引 起的廢棄物罐失效的 剩餘機率。	1. 概念模型：考慮斷層震源和散布式 震源，並分析斷層活動引致裂隙剪 力位移量，且結合廢料準則和配置 設計進行廢棄物罐剪力失效評估。 2. 數學模型：無 3. 程式(模式)發展：以 3DEC 進行地震 引致裂隙剪力位移分析，以 EZ- FRISK 進行地震機率評估及地震危 害度分析。 4. 模型試驗：無 5. 模型驗證：已完成模式分析，並完成 以相同參數與 SKB 模式進行驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行 分析：使用 3DEC 商業軟體地震引 致裂隙剪力位移分析。地震機率評 估及地震危害度分析則以商業軟體 EZ-FRISK 進行分析
	施工引起的地震活 動可忽略，因為施工 引起的應力太有限， 並且預計在處置時 會被釋放。					
Ge07 破裂	開挖擾動帶評估	由熱應力引起破裂 潛勢的建模 (3DEC)。	如果僅發生機械狀 態的邊際變化，則忽 略熱效應。	由冰層荷重引起破 裂潛勢的建模 (3DEC)。	忽略，根據淺層露天 隧道周圍因地震引起 損壞的觀察。	1. 概念模型：以近場隧道尺度建置岩 體模型，採應力條件檢核各處置期 間剝落可能發生的範圍

作用	SKB					處置計畫技術發展現況
	開挖/運轉	溫暖	永凍	冰川	地震	
	處置孔周圍破裂(剝落)的建模 (3DEC) 與觀測(APSE)	氣體超壓影響的估計。	不透水永凍層下水力破裂評估。	水力破裂風險評估。		2. 數學模型：數值解，採有限差分法數值模型運算，開挖穩定性分析為穩態，熱負載的模擬分析採解析解模式。 3. 程式(模式)發展：目前採 3DEC 由有限差分法軟體之程式語言進行模型發展。 4. 模型試驗：目前尚未進入地下室實驗室階段。 5. 模型驗證：數值模型已與其他數置軟體開挖穩定性分析進行平行驗證。熱傳解析解模式已於其他數值或解析解分析軟體案例平行驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：3DEC
Ge08 潛變	不相關，涵蓋於建造引起的再活動作用	忽略，因為在預期的岩石應力下沉積孔的聚合微不足道	忽略，因為在預期的岩石應力下沉積孔的聚合微不足道	忽略，因為在預期的岩石應力下沉積孔的聚合微不足道	無關	尚未發展
Ge09 表面風化與侵蝕	此作用的處理描述已移至氣候報告說明。					尚未發展
Ge10 裂隙的侵蝕與沉降	忽略，因為在非灌漿裂隙中流速太低。	忽略，基於場址觀察指出在處置場深度重要性有限。	忽略，基於場址觀察指出在處置場深度重要性有限。	忽略，基於場址觀察指出在處置場深度重要性有限。	不相關	尚未發展
Ge11 溶解物種的平流傳輸與混合	包括在水文地質模型中的鹽分平流。從水文地質建模和場址了解評估的混合物組成。	包括在水文地質模型中的鹽分平流。從水文地質建模和場址了解評估的混合物組成。	凍鹽傳輸建模。	鹽水上升和冰川融水傳輸到處置場深度的建模。	無關	1. 概念模型：以 DarcyTools 進行水流模擬與鹽度分布，並以 PHREEQC 進行濃度計算。 2. 數學模型：以數值解，發展之地下水模型為穩態地下水流，發展之化學平衡模型為質量守恆模型。 3. 程式(模式)發展：使用商業軟體，完成地下水流場演化、鹽度分布與濃度計算。 4. 模型試驗：尚無進行現地或實驗室試驗分析。

作用	SKB					處置計畫技術發展現況
	開挖/運轉	溫暖	永凍	冰川	地震	
						5. 模型驗證：水流部分係運跑原廠提供之模型驗證，濃度分布係符合質量守恆定律。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：DarcyTools、PHREEQC。
Ge12 裂隙與岩石基質 溶解物種的擴散 傳輸	包括在水文地質模型中的可移動和不可移動地下水之間的鹽分擴散。	包括在水文地質模型中的可移動和不可移動地下水之間的鹽分擴散。	包括在凍鹽傳輸建模中的可移動和不可移動地下水之間的鹽分擴散。	冰層進退過程中地下水流動模式建模中包含的鹽分擴散。包括在耗氧量的建模中。	無關	尚未發展
Ge13 物種分析與吸附 作用	無關	用於核種吸附建模的簡化 K_d 方法。選擇 K_d 時考慮的物種形成。	用於核種吸附建模的簡化 K_d 方法。選擇 K_d 時考慮的物種形成。	用於核種吸附建模的簡化 K_d 方法。選擇 K_d 時考慮的物種形成。	無關	1. 概念模型：放射性核種於母岩進行地化反應作用，以吸附於母岩基質表面。 2. 數學模型：質量作用定律(Law of mass action)。 3. 程式(模式)發展：以 PHREEQC 進行數值分析計算。 4. 模型試驗：已發展批次吸附實驗方法，可於實驗室進行核種於母岩之吸附實驗，獲得 K_d 值 5. 模型驗證：PHREEQC 之計算結果，與現有實驗數據進行比對驗證。 6. 6.利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：PHREEQC
Ge14 地下水/岩石基質 反應	忽略，因為反應被認為只發生在破裂表面。	忽略，由於預期對地下水成分和基質孔隙度的影響微不足道。	忽略，由於預期對地下水成分和基質孔隙度的影響微不足道。	包括在耗氧量的建模中。	無關	尚未發展
Ge15 裂隙填充礦物的 溶解/沉澱	混合 (M3) 和反應 (PHREEQC) 建模。	混合 (M3) 和反應 (PHREEQC) 建模。	裂縫中地下水的組成基於地下水流動模型的結果、假設當地礦物平衡和場址理解。	包括在耗氧量的建模中。評估方解石溶解/沉澱流動路徑的影響。	無關	1. 概念模型：以 PHREEQC 進行礦物沉澱/溶解之模擬。 2. 數學模型：以數值解，發展之化學平衡模型為質量守恆模型。 3. 程式(模式)發展：使用商業軟體，完成礦物沉澱/溶解之模擬。

作用	SKB					處置計畫技術發展現況
	開挖/運轉	溫暖	永凍	冰川	地震	
						4. 模型試驗：尚無進行現地或實驗室試驗分析。 5. 模型驗證：運跑原廠提供之模型驗證。 6. 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：PHREEQC。
Ge16 微生物作用	有機物質的質量平衡計算和微生物作用建模以及溶質傳輸和水化學平衡計算。	有機物質的質量平衡計算和微生物作用建模以及溶質傳輸和水化學平衡計算。	有機物質的質量平衡計算和微生物作用建模以及溶質傳輸和水化學平衡計算。	有機物質的質量平衡計算和微生物作用建模以及溶質傳輸和水化學平衡計算。	無關。	尚未發展
Ge17 水泥漿劣化	因為預期影響發生在溫暖期，所以忽略。	模擬裂隙的化學作用。	由溫暖期推斷結果，沒有特別處理。	由溫暖期推斷結果，沒有特別處理。	無關。	尚未發展
Ge18 膠體作用	由於對地球化學條件影響不大而忽略。	由於對地球化學條件影響不大而忽略。	由於對地球化學條件影響不大而忽略。	由於對地球化學條件影響不大而忽略。	地震對膠體作用的影響沒有解決，但對放射性核中傳輸進行了簡化計算。(詳見TWGe24)	尚未發展
	忽略，由於對地球化學條件影響不大。	忽略，由於對地球化學條件影響不大。	忽略，由於對地球化學條件影響不大。	忽略，由於對地球化學條件影響不大。		
	由於障壁完好，對放射性核種傳輸的影響不相關。	膠體促進放射性核種傳輸的邊界計算。	膠體促進放射性核種傳輸的邊界計算。	膠體促進放射性核種傳輸的邊界計算。		
Ge19 氣態物種的形成/溶解/反應	基於地下水流動模型、假設的當地礦物平衡和場址理解模擬的混合物的組成。這會影響 CO ₂ 溶解的濃度。	甲烷和氫氣擴散傳輸的建模。	甲烷和氫氣擴散傳輸的建模。	包括在耗氧量的建模中。	無關。	尚未發展
Ge20 甲烷水合物的形成	無關。	無關。	忽略，基於對場址了解以及對水合物形成潛力的評估。	忽略，基於對場址了解以及對水合物形成潛力的評估。	無關。	尚未發展
Ge21 脫鹽	無關。	無關。	凍鹽傳輸建模。	無關。	無關。	尚未發展
Ge22 輻射效應(岩石和灌漿)	忽略，因為輻射通量太低。	忽略，因為輻射通量太低。	忽略，因為輻射通量太低。	忽略，因為輻射通量太低。	無關。	尚未發展

作用	SKB					處置計畫技術發展現況
	開挖/運轉	溫暖	永凍	冰川	地震	
Ge23 地電流	忽略，由於預期的電勢場太小而無法影響地下水流動或溶質傳輸。	忽略，由於預期的電勢場太小而無法影響地下水流動或溶質傳輸。	忽略，由於預期的電勢場太小而無法影響地下水流動或溶質傳輸。	忽略，由於預期的電勢場太小而無法影響地下水流動或溶質傳輸。	無關。	尚未發展
Ge24 放射性核種在水相中的傳輸	無關，因為工程障壁完整。	綜合建模 (FARF31) 中包括平流、延散、基質擴散、吸附、放射性衰變。	綜合建模 (FARF31) 中包括平流、延散、基質擴散、吸附、放射性衰變。	綜合建模 (FARF31) 中包括平流、延散、基質擴散、吸附、放射性衰變。	放射性核種滯留在地質圈中沒有貢獻。	- 概念模型：於母岩裂隙中地下水的放射性核種主要以平流及延散作用傳輸，並隨時間衰變，放射性核種也將以擴散方式進入母岩基質，並可能被母岩基質吸附； - 數學模型： - 數值解：以一維平流-延散方程式描述放射性核種在地質圈中的傳輸，並假設母岩基質僅考慮擴散行為，於垂直母岩裂隙地下水流方向耦合母岩基質擴散傳輸方程式，並考慮溶質的衰變及於基質中的吸附作用； - 解析解：以 Hedin(2002) 及 SKB(2006, p433)的解析解計算放射性核種自母岩裂隙釋出所造成峰值年釋出率及發生時間； - 程式(模式)發展： - 數值解：以 GoldSim 評估； - 解析解：以 MATLAB 建立； - 模型試驗：說明是否已進行現地或實驗室試驗分析尚未完成現地實驗室試驗分析； - 模型驗證：已將數值解所求得峰值年釋出率及發生時間之結果與解析解之結果驗證； - 利用商業(或現有)模式或軟體進行分析：以美國 Golder 公司開發之蒙地卡羅模擬軟體 GoldSim 搭配其污染物傳輸(contaminant transport)模組執行。

作用	SKB					處置計畫技術發展現況
	開挖/運轉	溫暖	永凍	冰川	地震	
						參考文獻： Hedin, A. (2002), Integrated Analytic Radionuclide Transport Model for a Spent Nuclear Fuel Repository in Saturated Fractured Rock, Nuclear Technology, Vol. 138, pp. 179-205. SKB (2006b), 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.
Ge25 放射性核種在氣相中的傳輸	無關，因為工程障壁完整。	評估忽略地質圈作為障壁。	評估忽略地質圈作為障壁。	評估忽略地質圈作為障壁。	無關。	尚未發展

資料來源：重繪自SKB(2011b)。

6.3 評估模式流程圖

安全評估過程中所建立的各項分析模式係利用評估模式流程圖 (Assessment Modeling Flow Chart, AMF)說明處置設施各系統元件評估模式間的相關性與相互作用，也可紀錄各評估模式使用的參數(包括輸入參數及輸出參數)，確保評估過程的可追溯性。

本報告評估模式流程圖，如圖 6-2。評估模式流程圖中使用的圖形及符號，分別代表以下意義：

- (1) 黃色橢圓形：代表所使用的評估模式。
- (2) 藍色方形：評估模式的輸入參數或評估模式計算後的輸出參數。
- (3) 白色菱形：根據評估模式之輸出進行進一步評估，以做為後續評估使用者。

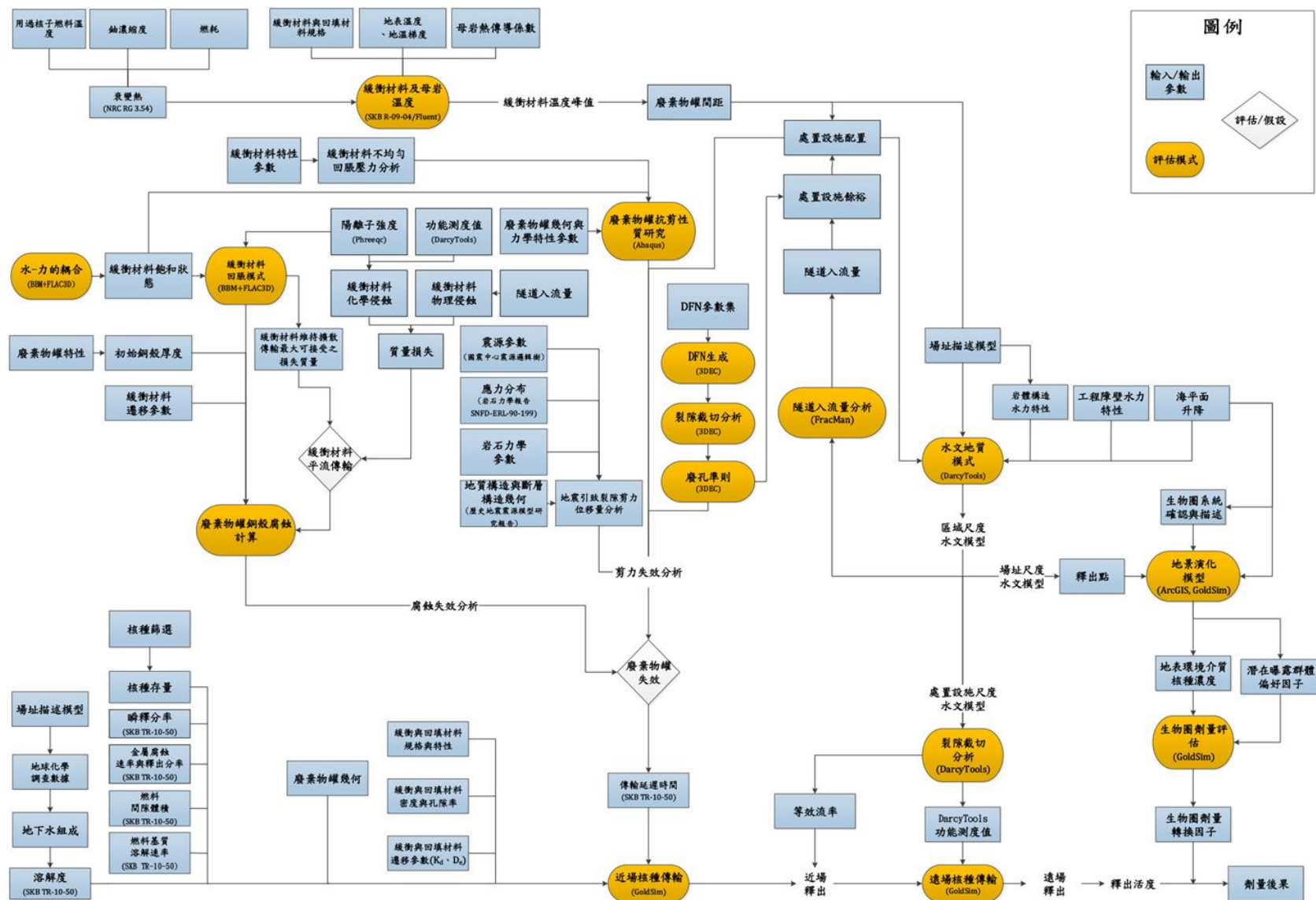


圖 6-2：評估模式流程圖

7. 安全功能與安全功能指標

7.1 簡介

在安全評估中，需證明可由處置系統各個元件的安全功能(隔離、圍阻、遲滯)，維持處置設施的長期安全，以確保放射性核種不會影響生物圈。處置系統的隔離功能，其安全功能指標為處置設施的深度，可經由適當的選址程序予以確認。本章節主要針對處置系統之圍阻(第 7.3 節)與遲滯(第 7.4 節)功能進行討論，並建立量化的安全功能指標，以便全系統安全評估應用。

因我國地質條件雖與瑞典與芬蘭不同，但相似岩類的花崗岩具有一定的特性範圍。因此，SNFD2017 報告係參考瑞典 KBS-3 設計概念與瑞典 SKB 之研究成果，建立以結晶岩為處置母岩的處置設施系統各系統元件之安全功能與安全功能指標。本報告則參考瑞典 SKB 與芬蘭 POSIVA 最新的研究成果(POSIVA and SKB, 2017)，進行部分安全功能指標標準值的更新。

7.1.1 劑量稀釋

劑量稀釋會大幅度地影響最後的劑量評估結果。假設處置設施場址設置在沿海地帶，因海水水體龐大，同樣的核種釋出活度，透過海水中的潛在劑量稀釋效應可以大幅降低劑量評估結果之年有效劑量，從而降低相關的輻射風險。然而由於無法透過工程設計控制劑量稀釋的量，僅能在有限的範圍內透過選址進行控制。在封閉初期釋出劑量可能受到海水稀釋的影響。然而，在未來至 100 萬年，場址可能會從沿海演化至內陸。此外，考量氣候演化的不確定性，在預測氣候演化相關的參數，可能會出現數個數量級的差異，在考慮氣候演化對水文地質之影響的前提下，劑量稀釋結果可能會隨著時間發生顯著的變化。

劑量稀釋可視為釋出之放射性核種在空間中的重新分布，且必須包含在核種釋出的定量評估中。如前所述，考量到氣候演化的不確定性，核種在空間中的再分配效應不應直接定義為正面或負面影響。此外，由於劑量稀釋並無法經由工程設計控制，故本章節在討論障壁安

全功能時，將以圍阻與遲滯做為主要安全功能，不會討論劑量稀釋的影響。

7.2 安全功能、安全功能指標、與安全功能指標標準

(1) 安全功能(Safety Function)

為量化並評估處置設施的安全性，需更進一步瞭解處置設施各系統元件如何維持主要安全功能(隔離、圍阻、遲滯)。安全功能可定義為處置設施各系統元件對安全的貢獻。例如：廢棄物罐應能抵抗腐蝕作用，使其圍阻功能不致因腐蝕作用遭受破壞，因此，「廢棄物罐應提供腐蝕障壁」即為其應具備的安全功能之一。

(2) 安全功能指標(Safety Function Indicator)

為能進一步具體評估處置設施系統的安全性，採用可量測或計算的指標來明確驗證安全功能的達成度，即為「安全功能指標」。例如：「廢棄物罐應具備抵抗圍壓之能力」，由於圍壓是來自於緩衝材料的回脹壓力及地下水壓，此二者可經量化評估計算而得，因此，可定量為「抵抗圍壓能力」之安全功能指標。換句話說，安全功能指標是一個可被量測或計算的指標，以明確標示系統元件之安全功能能否被滿足，亦使安全功能易於定量評估。

(3) 安全功能指標標準(Safety Function Indicator Criteria)

為進一步確認安全評估的時間尺度中，各系統元件的安全功能是否維持，故針對安全功能指標訂定明確之數值範圍(即為「安全功能指標標準」)以進行確認。換句話說，安全功能指標標準是安全功能指標的定量限制；假設其被滿足時，可維持相對應的安全功能。另安全功能指標標準與第 4 章描述處置設施初始狀態時所提到之「設計需求」不同。處置系統元件必須在 100 萬年間滿足安全功能指標標準，以確保處置系統可維持長期安全；設計需求則是說明處置系統元件的初始狀態。在定義設計需求時，需要有足夠的餘裕空間，使處置系統

元件在 100 萬年期間性能劣化時，仍可使處置系統元件滿足安全功能指標標準。以廢棄物罐厚度為例，在設計廢棄物罐時，設計需求定義廢棄物罐厚度需大於 5 cm 銅殼厚度，以因應銅殼腐蝕的影響；在定義廢棄物罐的安全功能指標標準時，要求廢棄物罐銅殼厚度維持大於 0 cm，確保廢棄物罐在 100 萬年間可維持圍阻安全功能，不因銅殼腐蝕而失效。因此以 0 cm 做為廢棄物罐「提供腐蝕障壁」之安全功能指標標準。

雖然安全功能指標標準可作為安全功能與安全功能指標的量化標準，然而，不是所有的安全功能指標於目前皆有定量的準則可供依循，部分原因可能為影響此項作用的因素眾多，無法使用特定值定義。舉例而言，與圍阻相關的安全功能指標中，造成廢棄物罐腐蝕或緩衝材料喪失其效能之有害地下水物質的濃度目前尚則無法給予明確的定量，這尚需要綜合許多的因素後進行複雜的分析。此外，許多與遲滯相關的安全功能指標亦有同樣的現象存在。

7.3 圍阻安全功能指標

本節針對與圍阻相關的處置設施系統元件(主要包含廢棄物罐、緩衝材料、回填材料、地質圈)之安全功能、安全功能指標及安全功能指標標準進行說明，並分別標示各系統元件安全功能代號(如 Can1、Buff2 等)。各系統元件圍阻安全功能彙整如表 7-1。

表 7-1：圍阻安全功能、安全功能指標、安全功能指標標準彙整

系統元件	安全功能	安全功能指標與標準	資料來源
廢棄物罐	Can1：提供腐蝕障壁	銅殼厚度>0 cm	SKB, 2011
	Can2：抵抗圍壓負載	圍壓負載<50 MPa	POSIVA and SKB,2017
	Can3：抵抗剪力負載	廢棄物罐應能承受的最大剪切強度為剪切速度為 1 m/s、對處置孔造成≤5 cm 剪力位移的剪切強度	SKB, 2011
緩衝材料	Buff1：限制平流傳輸	(a)緩衝材料的水力傳導係數<1×10 ⁻¹² m/s (b)緩衝材料的回脹壓力>1 MPa	SKB, 2011
	Buff2：減少微生物活性	緩衝材料回脹壓力>2 MPa	POSIVA and SKB,2017
	Buff3：緩衝岩石裂隙剪力效應	緩衝材料密度<2,050 kg/m ³	SKB, 2011
	Buff4：防止質變	緩衝材料溫度<100℃	SKB, 2011
	Buff5：防止廢棄物罐沉陷	緩衝材料回脹壓力>0.2 MPa	SKB, 2011
	Buff6：限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力	(a)緩衝材料回脹壓力<10 MPa (b)緩衝材料溫度>-2.5℃	POSIVA and SKB,2017
回填材料	BF1：抵抗緩衝材料膨脹	回填材料之回脹壓力不可過低	POSIVA and SKB,2017
地質圈	R1：提供有利的化學條件	(a)還原狀態：處置設施須位於還原環境 (b)離子強度、鹽度： $\Sigma q[M^{q+}]>8\text{ mM}$ ； TDS < 35 g/L(瞬間總溶解固體物<70 g/L) (c)限制有害物質的濃度： $[\text{NO}_2^-]<10^{-3}\text{ M}$ ； $[\text{HS}^-]<3\text{ mg/L}\approx 10^{-4}\text{ M}$ ； $[\text{K}^+]<0.1\text{ M}$ (d)地下水的酸鹼值(pH值)應介於5至11 (e)避免氯化物促進腐蝕：pH 值>4 及 $[\text{Cl}^-]<2\text{ M}$	POSIVA and SKB,2017
	R2：提供有利的水文地質傳輸條件	(a)裂隙中的流動傳輸阻抗(F)> 10,000 yr/m (b)等效流率<1 × 10 ⁻⁴ m ³ /yr	SKB, 2011
	R3：提供穩定力學環境	(a)地下水壓須有所限制 (b)截切處置孔的剪力位移量<5 cm； 剪力位移速度<1 m/s	SKB, 2011
	R4：提供有利的熱學環境	母岩溫度介於-2.5℃至100℃之間	POSIVA and SKB,2017

註：因安全功能指標與標準是參考 SKB and POSIVA 01 報告，安全功能指標標準的量化數值為其研究結果，然而部分安全功能指標標準部分安全功能可能因影響此項作用的因素眾多，無法使用特定值定義，因此無量化值。

7.3.1 廢棄物罐

廢棄物罐置於地下 500 m 深處，需承受地下水造成之靜水壓力、廢棄物罐周圍緩衝材料因吸水產生之回脹壓力、廢棄物罐受地震引致岩層裂隙錯動及腐蝕作用之影響，其安全功能分述如下：

(1) Can1：提供腐蝕障壁

為維持廢棄物罐的完整性，需要求廢棄物罐的銅殼不能穿透，即整體廢棄物罐銅殼的最小厚度應大於 0 cm，則此項安全功能指標為「銅殼厚度」，其安全功能指標標準設定為「銅殼厚度大於 0 cm」。

(2) Can2：抵抗圍壓負載

處置設施深度對廢棄物罐造成之圍壓，為靜水壓力及回脹壓力之總和。安全功能指標為「圍壓負載」，其安全功能指標標準設定為「圍壓負載小於 50 MPa」。抗圍壓負載之安全功能指標標準雖設定為圍壓負載小於 50 MPa，但並非廢棄物罐受到超過 50 MPa 之圍壓時就一定會被破壞。

(3) Can3：抵抗剪力負載

廢棄物罐與剪力位移相關的設計前提：「處置孔內的廢棄物罐搭配上密度為 $2,050 \text{ kg/m}^3$ 、由膨潤土組成的緩衝材料，在受到以任何角度與位置的裂隙截切，並受到速度 1 m/s、位移 5 cm 的剪力，加上溫度降至 0°C 的條件下，廢棄物罐應該保持完整，並保有抵抗均向負載的能力。」

若上述條件皆能滿足，即假設在安全評估中，廢棄物罐不會遭受剪力位移的破壞。故廢棄物罐在抵抗剪力負載的安全功能指標與標準為：「廢棄物罐應能承受的最大剪切強度為剪切速度為 1 m/s、對處置孔造成 $\leq 5 \text{ cm}$ 剪力位移的剪切強度」。

7.3.2 緩衝材料

緩衝材料安裝於處置孔內，置於廢棄物罐與母岩之間，為工程障壁系統重要元件之一，其安全功能分述如下：

(1) Buff1：限制平流傳輸

緩衝材料應能限制廢棄物罐與可能造成腐蝕的物質接觸，並阻隔穿過廢棄物罐釋出的核種；亦即緩衝材料需可避免物質經由平流傳輸快速傳遞。因此，設定此項安全功能指標為「緩衝材料的水力傳導係數」及針對緩衝材料遇水膨脹產生之「緩衝材料的回脹壓力」，其安全功能指標標準分別為：「緩衝材料的水力傳導係數小於 1×10^{-12} m/s」及「緩衝材料的回脹壓力大於 1 MPa」。

(2) Buff2：減少微生物活性

緩衝材料內存在的微生物(硫酸鹽還原菌)作用會還原膨潤土及地下水中的硫酸鹽，造成硫化物的產生，進一步促進銅殼腐蝕。使微生物保持活性的先決條件需具有充足且可流動的水、具備營養物質及微生物生長空間；而膨潤土中的壓力、低水力傳導性質及低孔隙空間可降低微生物的活性(Motamedi et al., 1996; Pedersen et al., 2000a; Pedersen et al., 2000b; Masurat et al., 2010)，因此，設定此項安全功能指標為「回脹壓力」，其安全功能指標標準為「回脹壓力大於 2 MPa」，即可合理抑低緩衝材料內部微生物產生的硫化物含量，避免嚴重銅腐蝕。

(3) Buff3：緩衝岩石裂隙剪力效應

緩衝材料的設計，應使廢棄物罐不會受到 1 m/s 的剪力速度所造成的處置孔 5 cm 的剪力位移的破壞(Can3)。若緩衝材料在處置孔中的剛度越高，受剪力作用時傳遞至廢棄物罐上的應力就愈高。透過密度可限制緩衝材料的剛度。因此，設定此項安全功能指標為「緩衝材料密度」，其安全功能指標標準為「緩衝材料密度小於 $2,050 \text{ kg/m}^3$ 」。在此條件下，截切處置孔的裂隙以速度 1 m/s 進行位移 5 cm 的剪力作用時，緩衝材料內的廢棄物罐不會受到影響(SKB, 2011)。

(4) Buff4：防止質變

為了避免緩衝材料內的蒙脫石不會因高溫轉變為伊利石等不具回脹性質的礦物，進而降低其回脹壓力，因此，設定此項安

全功能指標為「緩衝材料溫度」，其安全功能指標標準為「緩衝材料溫度低於 100 °C」。

(5) Buff5：防止廢棄物罐沉陷

包覆於廢棄物罐周圍之緩衝材料必須提供足夠的回脹壓力，使緩衝材料具備足夠的力學支撐，防止廢棄物罐沉陷或傾斜，進而減少原本的設計厚度，因此，設定此項安全功能指標為「回脹壓力」，其安全功能指標標準為「回脹壓力大於 0.2 MPa」。

(6) Buff6：限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力

由於廢棄物罐能夠抵抗均向負載之前提，是假設緩衝材料的回脹壓力與地下水壓不會超過 15 MPa，因此，根據相似廢棄物罐設計之分析結果，設定此項安全功能指標為「回脹壓力」，其安全功能指標標準為「回脹壓力小於 10 MPa」。

此外，若緩衝材料周圍母岩中的地下水結凍，會進一步導致緩衝材料中的孔隙水因結冰體積增加，而對廢棄物罐產生額外的壓力，且在低溫條件下也可能使緩衝材料失去回脹力 (Birgersson et al., 2010)。臺灣地區位處亞熱帶，雖應不至於有緩衝材料結冰的情形發生，但為提供足夠的保守度，因此，設定此項安全功能指標為「緩衝材料溫度」，其安全功能指標標準為「緩衝材料溫度大於 -2.5 °C」，以使緩衝材料維持足夠的回脹壓力。

7.3.3 回填材料

回填材料為回填處置隧道空間之材料，其安全功能如下：

(1) BF1：抵抗緩衝材料膨脹

回填材料必須可抵抗緩衝材料因吸水飽和後之回脹應力，使緩衝材料在處置孔內能維持體積，並且保持緩衝材料回脹壓力大於 2 MPa 之條件，故回填材料必須有足夠的回脹壓力來抵消緩衝材料向上膨脹的影響。但由於影響此項作用的因素有很多，如地下水流速、緩衝材料與回填材料的飽和時間及

先後順序等，無法透過特定值來定義，因此，設定此項安全功能指標為「回填材料之回脹壓力」，其安全功能指標標準為「回填材料之回脹壓力不可過低」。

7.3.4 地質圈

處置母岩的安全功能涉及許多複雜的因子及其交互作用的影響，無法以簡單的標準直接訂定，需要綜合這些因子及影響進行分析。針對處置母岩的化學、力學、水文地質及熱學條件，其安全功能分述如下：

(1) R1：提供有利的化學條件

地下水的組成及特性為評斷處置設施化學條件的重要因子，以下分別針對地下水的氧化還原狀態、離子強度、鹽度、有害物質濃度、酸鹼值(pH 值)、避免氯化物促進腐蝕作用等，進行說明：

a. 還原狀態

處置設施周圍環境最基本的化學條件需求為還原狀態，還原狀態可確保廢棄物罐不受氧化作用的影響。在還原狀態下，燃料基質及放射性核種的溶解度亦較低，同時在還原狀態下緩衝材料、回填材料、母岩之吸附環境皆較佳。由於有氧環境會有氧化作用發生，因此，對母岩最基本的要求即為無溶氧存在。此項安全功能指標設定為「氧化還原狀態」，其安全功能指標標準為「處置設施需位於還原環境」。

b. 離子強度、鹽度

地下水的離子強度夠高時，可抑制膠體的形成並增加穩定性。由於地下水膠體的重要來源之一，為緩衝材料與岩石交界面因化學侵蝕所產生的膠體，而化學侵蝕需要較低的離子強度環境，因此，設定此項安全功能指標為「水中陽離子的電荷濃度」，其安全功能指標標準為「水中陽離子的電荷濃度大於 8 mM」。

高鹽度的地下水會對緩衝材料及回填材料的回脹壓力及水力傳導係數有較負面的影響。因此，此項安全功能指標設定為「總溶解固體物(Total Dissolved Solid, TDS)」，其安全功能指標標準為「總溶解固體物小於 35 g/L(瞬間總溶解固體物小於 70 g/L)」。

c. 有害物質濃度

在缺氧環境中，硫化物是造成銅殼廢棄物罐腐蝕的重要因子。硫化物存在於地下水中，可透過地下水、緩衝材料與回填材料中的微生物活動而產生；因此，除了地下水中硫化物的濃度，亦應限制甲烷與溶解的氫氣，以抑制微生物的活性。此外，pH 值、氯離子、硫酸根、碳酸氫根離子及應力腐蝕開裂(Stress Corrosion Cracking, SCC)增強因子(包括亞硝酸鹽與銨等含氮化合物及乙酸鹽)，皆會影響廢棄物罐的腐蝕。

除此之外，為了增強蒙脫石的長期穩定性，也應限制地下水中鉀及鐵的濃度。

如前所述，目前係以此項安全功能指標設定為「地下水中有害物質的濃度需有所限制($[\text{NO}_2^-]$ 小於 10^{-3} M、 $[\text{HS}^-]$ 小於 3 mg/L $\approx 10^{-4}$ M、 $[\text{K}^+]$ 小於 0.1 M)」。

d. 酸鹼值(pH 值)

建造處置設施的灌漿、封塞等材料，可能會因化學降解產生高鹼性的孔隙水。這些液體若與膨潤土接觸，會導致蒙脫石的化學不穩定性，並可能使蒙脫石溶解。因此，設定此項安全功能指標為「地下水的酸鹼值」，其安全功能指標標準為「地下水的酸鹼值(pH 值)應介於 5 至 11」(POSIVA and SKB, 2017)。

e. 避免氯化物促進腐蝕作用

在缺氧環境中，只有 pH 值小於 4 和氯化物濃度高 ($[\text{Cl}^-]$ 大於 2 M) 2 個條件同時成立時，才會造成廢棄物罐的氯腐蝕(Masurat et al., 2010)。因此，設定此項安全功能指標

為「地下水的酸鹼值」及「氯化物濃度」，其安全功能指標標準為「地下水的酸鹼值(pH 值)大於 4」及「氯化物濃度小於 2 M」。

(2) R2：提供有利的水文地質傳輸條件

母岩需提供處置設施適合的水文地質傳輸條件。包括流徑應有較高的流動傳輸阻抗(Flow-Related Transport Resistance, F)，以限制地下水傳輸；此外，緩衝材料與岩石交界面應具較低的等效流率(Equivalent Flow rate, Q_{eq})，以限制溶質的交換。因此，設定此項安全功能指標為「裂隙中的流動傳輸阻抗」及「等效流率」，其安全功能指標標準為「(與處置孔相交之)裂隙中的流動傳輸阻抗大於 10,000 yr/m」及「等效流率小於 $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ 」。

(3) R3：提供力學穩定環境

破壞廢棄物罐的 2 個潛在力學因子分別為圍壓引致的破壞，以及截切處置孔裂隙的剪力位移所引致的破壞。前者的破壞機制主要是因為冰河時期引致的高地下水壓所致，因此設定此項安全功能指標為「地下水壓」，其安全功能指標標準為「地下水壓須有所限制」。而截切處置孔裂隙的剪力位移，根據廢棄物罐的設計需求與分析(參見 Can3)，設定處置孔裂隙的剪力位移與剪力速度條件，其安全功能指標標準為「截切處置孔的剪力位移量小於 5 cm；剪力位移速度小於 1 m/s」。

(4) R4：提供有利的熱學環境

膨潤土中回脹的黏土材料凍結，會導致處置孔中的壓力升高，進而破壞廢棄物罐或周圍母岩。根據緩衝材料「防止質變」(Buff4)及「限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力」(Buff6)的相關討論，緩衝材料溫度應介於 -2.5 °C 至 100 °C 之間。因此，設定此項安全功能指標為「母岩溫度」，其安全功能指標標準設定為「母岩溫度介於 -2.5 °C 至 100 °C 之間」。

7.4 遲滯安全功能指標

本節針對與遲滯相關的處置設施系統元件(主要包含用過核子燃料、廢棄物罐、緩衝材料、回填材料、地質圍)之安全功能、安全功能指標及安全功能指標標準進行說明，並分別標示各系統元件安全功能代號(如 Buff8、BF2 等)。各系統元件遲滯安全功能彙整如表 7-2。

(1) 用過核子燃料

a. F1：約束核種

用過核子燃料需具有完整晶格結構，使其在處置環境中能維持穩定，並且約束燃料內的放射性核種。放射性核種可能經由燃料基質的化學溶解與氧化溶解等燃料轉化效應而釋出，因此，設定此項安全功能指標為「燃料基質轉化率」，其安全功能指標標準設定為「燃料基質轉化率需偏低」。

此外，由於燃料組件之金屬也具有約束核種的功能，因此，燃料組件的金屬腐蝕速率，亦為一重要的安全功能指標。設定此項安全功能指標為「燃料組件的金屬腐蝕速率」，其安全功能指標標準設定為「燃料組件的金屬腐蝕速率每年小於 10^{-3} 」。

b. F2：沉澱

溶解度限值會限制放射性核種的釋出，因此，設定此項安全功能指標為「核種的溶解度」，其安全功能指標標準設定為「核種的溶解度需偏低」。

c. F3：避免核子臨界

為維持廢棄物罐內處於次臨界狀態(中子有效增殖因子小於 1)，為避免臨界情況發生，設定此項安全功能指標為「有效增殖因子」，其安全功能指標標準設定為「廢棄物罐充滿水時，有效增殖因子(k_{eff})小於 0.95」。

(2) 廢棄物罐

a. Can4：提供傳輸抵抗

當廢棄物罐受到損害後，地下水浸入並接觸燃料，可能會使放射性核種隨著水流釋出。雖然廢棄物罐的設計本身並非用於降低傳輸速率，但可在廢棄物罐受到損害後，在有限時間內對傳輸速率提供一定程度的限制。因此，此項安全功能指標與標準設定為「廢棄物罐失效後，至放射性核種開始釋出的時間(延遲時間， t_{delay})需長」及「廢棄物罐失去降低傳輸速率功能所需的時間(t_{large})需長」。然而，不同的廢棄物罐失效原因， t_{delay} 與 t_{large} 也會不同，故此項安全功能指標標準並無定值。

b. Can5：避免燃料臨界

廢棄物罐的幾何與材料特性應能避免核子臨界，以確保臨界安全。因此，設定此項安全功能指標為「廢棄物罐的幾何特性與材料特性」，其安全功能指標標準設定為「應具合適之廢棄物罐的幾何特性與材料特性」。

(3) 緩衝材料

遲滯安全功能中，具有與緩衝材料的圍阻安全功能有共同的重要功能及對應的指標標準，分別為限制平流傳輸(Buff1：水力傳導係數小於 1×10^{-12} m/s；回脹壓力大於 1 MPa)、避免緩衝材料受溫度影響而造成礦物質變(Buff4：溫度低於 100 °C)、防止廢棄物罐的沉陷(Buff5：回脹壓力大於 0.2 MPa)，與其他應具備的遲滯安全功能分別敘述如下：

a. Buff7：過濾膠體

緩衝材料應足夠緊密，以避免膠體通過。膠體粒徑約為 10^{-9} 至 10^{-6} m 之間，若廢棄物罐破損時，可藉由緩衝材料足夠的密度條件使燃料膠體較難向外傳輸。透過相關國際實驗研究得知(Kurosawa et al., 1997; Holmboe et al., 2010)，使用金膠體的實驗得知，膨潤土之乾密度大於 $1,000 \text{ kg/m}^3$ 可阻隔膠體傳輸。因此，設定此項安全功能指標為「緩衝材料乾密度」，其安全功能指標標準設定為「緩衝材料乾密度大於 $1,000 \text{ kg/m}^3$ 」。

b. Buff8：吸附核種

緩衝材料吸附核種的能力，可限制核種向外傳輸，故緩衝材料吸附核種的能力對於核種的傳輸來說是重要的因子。因此，設定此項安全功能指標為「分配係數(K_d)」，其安全功能指標標準設定為「分配係數(K_d)需為高」。

c. Buff9：允許氣體傳輸

若廢棄物罐存在有破損時，隨著地下水的入侵，可能導致鑄鐵內襯發生厭氧腐蝕而產生氫氣。緩衝材料必需有足夠的通透性使氣體通過，以避免氣體無法排除而蓄積於廢棄物罐及緩衝材料之間，若氣體壓力過大將會突破緩衝材料而形成一氣體通道流出，此時將會使緩衝材料形成一外釋通道失去其遲滯核種的能力。氣體的傳輸特性與緩衝材料的回脹壓力有關，較低的回脹壓力有利於氣體的傳輸，因此，設定此項安全功能指標為「回脹壓力」，其安全功能指標標準設定為「回脹壓力需為低」。

(4) 回填材料

a. BF2：限制平流傳輸

回填材料限制平流傳輸的能力，可以保護緩衝材料與廢棄物罐，避免其受到地下水中潛在有害物質的損害。此外，若廢棄物罐遭受損害，使得放射性核種向外傳輸，限制回填材料的水力傳導條件，使其達到與周圍母岩相近或更低，可避免核種經由平流傳輸快速傳遞，以達到遲滯放射性核種向外傳輸之功能。因此，設定此項安全功能指標為「回填材料的水力傳導係數」，其安全功能指標標準設定為「回填材料的水力傳導係數小於 10^{-10} m/s」。

此外，回填材料需具備適當的回脹能力，均勻且完整地回填，以保護與維持緩衝材料的安全功能。因此，設定此項安全功能指標為「回填材料的回脹壓力」，其安全功能指標標準為「回填材料的回脹壓力大於 0.1 MPa」。

b. BF3：吸附核種

回填材料吸附放射性核種的能力，可限制其向外傳輸，為影響放射性核種傳輸之重要因子。本項安全功能指標設定為「分配係數(K_d)」，其安全功能指標標準為「分配係數(K_d)需為高」。

(5) 地質圈

a. R1：提供有利的化學條件

地質圈所應具備的遲滯安全功能，著重於化學、水文地質及傳輸特性的合適性，其安全功能指標大多與圍阻安全功能相同，包含提供偏好的化學條件(R1)、提供偏好的水文地質傳輸條件(R2)等 2 項，分別敘述如下：

(a) 還原狀態

處置設施周圍環境最基本的化學條件需求為還原狀態，還原狀態可確保廢棄物罐不受氧化作用的影響。在還原狀態下，燃料基質及放射性核種的溶解度亦較低，同時在還原狀態下緩衝材料、回填材料、母岩之吸附環境皆較佳。由於有氧環境會有氧化作用發生，因此，對母岩最基本的要求即為無溶氧存在。此項安全功能指標設定為「氧化還原狀態」，其安全功能指標標準為「處置系統須位於還原環境」。

(b) 離子強度、鹽度

地下水的離子強度夠高時，可抑制膠體的形成並增加穩定性。由於地下水膠體的重要來源之一，為緩衝材料與岩石交界面因化學侵蝕所產生的膠體，而化學侵蝕需要較低的離子強度環境，因此，設定此項安全功能指標為「水中陽離子的電荷濃度」，其安全功能指標標準為「水中陽離子的電荷濃度大於 8 mM」。

高鹽度的地下水會對緩衝材料及回填材料的回脹壓力及水力傳導係數有較負面的影響。因此，此項安全功能指標設定為「總溶解固體物(Total Dissolved

Solid, TDS)」，其安全功能指標標準為「總溶解固體物小於 35 g/L(瞬間總溶解固體物小於 70 g/L)」。

(c) 有害物質濃度

在缺氧環境中，硫化物是造成銅殼廢棄物罐腐蝕的重要因子。硫化物存在於地下水中，可透過地下水、緩衝材料與回填材料中的微生物活動而產生；因此，除了地下水中硫化物的濃度，亦應限制甲烷與溶解的氫氣，以抑制微生物的活性。此外，pH 值、氯離子、硫酸根、碳酸氫根離子及應力腐蝕開裂(Stress Corrosion Cracking, SCC)增強因子(包括亞硝酸鹽與銨等含氮化合物及乙酸鹽)，皆會影響廢棄物罐的腐蝕。

除此之外，為了增強蒙脫石的長期穩定性，也應限制地下水中鉀及鐵的濃度。

如前所述，目前係以此項安全功能指標設定為「地下水中有毒物質的濃度需有所限制($[\text{NO}_2^-]$ 小於 10^{-3} M、 $[\text{HS}^-]$ 小於 3 mg/L $\approx 10^{-4}$ M、 $[\text{K}^+]$ 小於 0.1 M)」。

(d) 酸鹼值(pH 值)

建造處置設施的灌漿、封塞等材料，可能會因化學降解產生高鹼性的孔隙水。這些液體若與膨潤土接觸，會導致蒙脫石的化學不穩定性，並可能使蒙脫石溶解。因此，設定此項安全功能指標為「地下水的酸鹼值」，其安全功能指標標準為「地下水的酸鹼值(pH 值)應介於 5 至 11」(POSIVA and SKB, 2017)。

b. R2：提供有利的水文地質傳輸條件

母岩需提供處置設施適合的水文地質傳輸條件。包括流徑應有較高的流動傳輸阻抗(Flow-Related Transport Resistance, F)，以限制地下水傳輸；此外，緩衝材料與岩石交界面應具較低的等效流率(Equivalent Flow Rate, Q_{eq})，以限制溶質的交換。因此，設定此項安全功能指標為「裂隙中的流動傳輸阻抗」及「等效流率」，其安全功

能指標標準為「(與處置孔相交之)裂隙中的流動傳輸阻抗大於 10,000 yr/m」及「等效流率小於 $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ 」。

除此之外，亦需具備以下安全功能：

(a) 母岩基質擴散及吸附作用

地質圈可利用母岩基質擴散及吸附作用的方式，遲滯放射性核種的傳輸。因此，此項安全功能指標設定為「有效擴散係數(D_e)」及「分配係數(K_d)」，其安全功能指標標準為「有效擴散係數(D_e)需高」及「分配係數(K_d)需高」。

(b) 膠體濃度

為避免放射性核種藉由附著膠體的方式，順著水流於裂隙中傳輸，應限制天然膠體的濃度。因此，此項安全功能指標設定為「膠體濃度」，其安全功能指標標準為「膠體濃度需低」。

表 7-2：遲滯安全功能、安全功能指標、安全功能指標標準彙整

系統 元件	安全功能	安全功能指標與標準	資料來源
燃料	F1：約束核種	(a)燃料基質轉化率：低 (b)金屬腐蝕率 $<10^{-3}/\text{yr}$	POSIVA and SKB, 2017
	F2：沉澱	核種的溶解度：低	SKB, 2011
	F3：避免核子臨界	廢棄物罐充滿水時，有效增殖因子(k_{eff}) <0.95	SKB, 2011
廢棄物罐	Can4：提供傳輸抵抗	(a)廢棄物罐受到損害後，至放射性核種開始釋出的時間(t_{delay})：長 (b)廢棄物罐失去降低傳輸速率功能的時間(t_{large})：長	SKB, 2011
	Can5：避免燃料臨界	(a)應具合適的廢棄物罐幾何特性 (b)應具合適的廢棄物罐材料特性	SKB, 2011
緩衝材料	Buff1：限制平流傳輸	(a)緩衝材料的水力傳導係數 $<1 \times 10^{-12} \text{ m/s}$ (b)回脹壓力 $>1 \text{ MPa}$	SKB, 2011
	Buff4：防止質變	緩衝材料溫度 $<100^{\circ}\text{C}$	POSIVA and SKB, 2017
	Buff5：防止廢棄物罐沉陷	緩衝材料回脹壓力 $>0.2 \text{ MPa}$	POSIVA and SKB, 2017
	Buff7：過濾膠體	緩衝材料乾密度 $>1,000 \text{ kg/m}^3$	POSIVA and SKB, 2017
	Buff8：吸附核種	分配係數(K_d)：高	SKB, 2011
	Buff9：允許氣體傳輸	緩衝材料回脹壓力：低	SKB, 2011
回填材料	BF2：限制平流傳輸	(a)回填材料的水力傳導係數 $<10^{-10} \text{ m/s}$ (b)回填材料的回脹壓力 $>0.1 \text{ MPa}$	POSIVA and SKB, 2017
	BF3：吸附核種	分配係數(K_d)：高	POSIVA and SKB, 2017
地質圈	R1：提供有利的化學條件	(a)還原狀態：處置系統須位於還原環境 (b)離子強度、鹽度： $\Sigma q[M^{q+}]>8 \text{ mM}$ ；TDS $<35 \text{ g/L}$ (瞬間總溶解固體物 $<70 \text{ g/L}$) (c)限制有害物質的濃度： $[\text{NO}_2^-]<10^{-3} \text{ M}$ ； $[\text{HS}^-]<3 \text{ mg/L} \approx 10^{-4} \text{ M}$ ； $[\text{K}^+]<0.1 \text{ M}$ (d)地下水的酸鹼值(pH 值)應介於 5 至 11	SKB, 2011
	R2：提供有利的水文地質傳輸條件	(a)裂隙中的流動傳輸阻抗(F) $>10,000 \text{ yr/m}$ (b)等效流率 $<1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ (c)母岩基質有效擴散係數(D_e)：高；分配係數(K_d)：高 (d)膠體濃度：低	POSIVA and SKB, 2017

註：因安全功能指標與標準是引用 SKB and POSIVA 01 報告，安全功能指標標準的量化數值為其研究結果，然而部分安全功能指標標準部分安全功能可能因影響此項作用的因素眾多，無法使用特定值定義，因此無量化值。

7.5 隨時間演化之關鍵議題

定義處置設施系統的安全功能，是為了將多重障壁不同時期的演化與安全功能指標標準做比較，以針對障壁性能進行定量評估，確保各元件可以維持處置設施的長期安全性。

進行安全評估演化分析後，對於違反安全功能指標標準的項目即為安全評估的關鍵議題，需進一步執行評估與分析，確保其可能產生的後果，不會嚴重影響處置設施的長期安全性。

根據表 7-1、表 7-2，可得知在處置設施隨時間演化的過程中，應進一步檢視分析的數個關鍵特性。

7.6 安全功能指標隨時間演化之影響因子

處置設施系統的安全性由安全功能是否維持來判斷，處置設施系統隨時間的演化，主要由初始狀態、內部作用及外部條件所控制，並影響安全功能指標的量測與計算。

這些影響因子及其相互間相關性，如何與安全功能指標的量測或計算的連結，進而再影響處置設施系統之安全功能，會依據對處置設施系統安全性造成影響的議題而定，詳見圖 6-2。相關分析將於第 11 章的腐蝕議題、剪力議題中進行討論。

8. 參數彙整與參數不確定性

8.1 簡介

安全評估中需要串聯數個評估模式，以完成圍阻及遲滯功能分析，過程中包含大量的參數使用並在不同串聯模式中傳遞，各模式的評估結果最終將傳遞至放射性核種傳輸評估模式，其所使用的參數將直接影響生物圈潛在曝露群體的劑量後果評估。因此，於此節中採以全系統安全評估所使用之模式及參數論述，彙整此模式中所使用的參數，如圖 8-1，並以表或圖展示不確定性，做為後續確定性或機率性分析方式的基礎，幫助鑑別重要影響來源，以規劃未來詳細評估、研究及調查的項目。

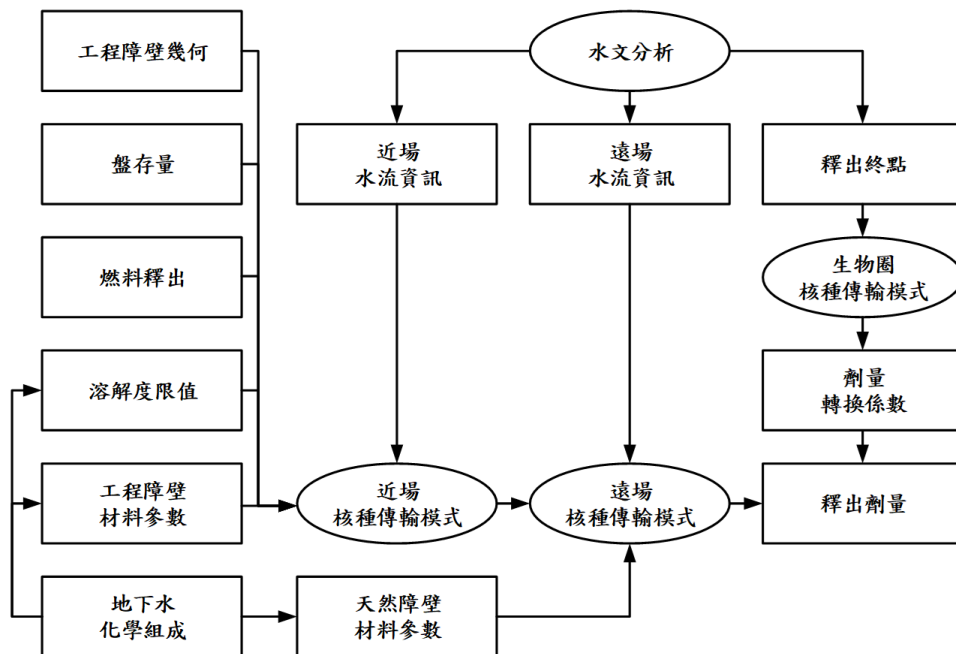


圖 8-1：安全評估中放射性核種傳輸模式所需輸入參數

8.2 參考需求與判定標準

安全評估中需考慮的時間長、空間尺度大，模式所使用的參數可能因為處置設施外部或內部條件的改變，而具有一定的不確定性。參數的提供者與使用者間共同討論參數的適用性，確認雙方在參數提供及使用上的共識。前述的不確定性也將傳遞至使用者的評估模式中，最終傳遞至全系統安全評估模式，以評估處置設施對曝露群體的輻射影響。於安全評估中考慮多個案例及參數敏感度評估，以瞭解關鍵議題及參數，幫助確定未來詳細評估、研究及調查的項目。

8.3 參數清單

安全評估中所使用的模式及參數已於評估模式流程圖中呈現，除近/遠場核種傳輸模式外，其餘各模式評估時所使用的主要參數及資料來源則於相關章節中說明：核種傳輸模式的主要輸入參數如圖 8-1；工程障壁幾何如第 4.2 節所述；水文分析於第 9.3.6 節及第 9.4.6 節等說明；近場及遠場核種傳輸使用的水流資訊則於第 12.5 及 12.6 節等說明；生物圈的劑量轉換係數於第 12.2 節說明。其餘參數彙整如下：

(1) 用過核子燃料與主要核種初始存量

用過核子燃料主要核種初始存量如表 4-1。裝載用過核子燃料之廢棄物罐的圍阻安全功能失效後，地下水將進入廢棄物罐空腔中，並溶解燃料基質或腐蝕燃料金屬部件，燃料的基質溶解速率及其不確定性參考自瑞典 SKB 報告(SKB, 2010i)，如表 8-1 所示，該數值係瑞典 SKB 蒐集文獻及評估後所給的建議值，具有 2 個數量級的不確定性主要是為確保安全評估於使用該參數時可考量到其所有的不確定性；燃料金屬部件的腐蝕持續時間及其不確定性參考自瑞典 SKB 報告(SKB, 2010i)，如表 8-2 所示，該數值係瑞典 SKB 基於燃料中易腐蝕的金屬(不鏽鋼)及該材質的腐蝕速率評估而得，並評估燃料中最薄組件(鉻鎳鐵合金墊片)的完全腐蝕所需時間範圍，以此保守的腐蝕時間做為其他金屬組件完全腐蝕之時間(SKB,

2010i)，各放射性核種的金屬腐蝕釋出分率(Corrosion Release Fraction, CRF)及其不確定性參考自瑞典 SKB 報告(SKB, 2010i)，如表 8-3 所示；部分放射性核種將瞬時釋出至地下水中，各放射性核種的瞬時釋出分率(Instant Release Fraction, IRF)及其不確定性參考自瑞典 SKB 報告(SKB, 2010h; SKB, 2010i)，如表 8-4 所示。

(2) 處置設施材質參數：

放射性核種傳輸評估模式中，模擬的處置設施障壁包括緩衝材料、回填材料及母岩基質。模式中需要輸入各材質的乾密度及孔隙率，緩衝及回填材料的乾密度及孔隙率係引用自瑞典 SKB 報告(SKB, 2010h; SKB, 2010i)，使用的確定性及不確定性數值如表 8-5 所示，該數值係基於緩衝及回填材料安裝至處置設施後，評估空間中密度的變異性而得；母岩基質的乾密度及孔隙率則引用自先前的研究結果(台電公司，2019a)，如表 8-5 所示。

(3) 核種特性參數：

放射性核種於處置設施系統中的傳輸，會經過不同材質的障壁；此外，由於氣候形態及海平面高度等外部條件會影響地下水的組成，而地下水的組成會進一步影響放射性核種於不同系統元件中之傳輸特性參數，為評估前述情況的影響，假設 2 組確定性參數組，分別為(i)以現今海平面為基準及(ii)海平面高度下降 120 m，使用於確定性案例評估中，其中，以現今海平面為基準的參數組，主要參考自瑞典 SKB 報告(SKB, 2010h)，數值為參數分布的中位數(如有效擴散係數及可用孔隙率)或對應特定地下水條件之參數分布的建議值(如分配係數，對應含/不含鹽度地下水條件)及中位數(如溶解度限值，對應其溫暖期地下水條件)，而海平面高度下降 120 m 時的參數組，主要參考自芬蘭 POSIVA 報告(POSIVA, 2014)，數值為對應其冰河條件(淡水)下的建議值；為執行不確定性案例評估，引用瑞典 SKB 文獻的參數不確定性範圍(SKB, 2010i)，

建立不確定性參數組，各參數數值及分布型態為其根據處置設施內及外部條件評估所給的建議值。

表 8-6 為各元素於緩衝材料、回填材料及母岩基質中的有效擴散係數(Effective Diffusion Coefficient, D_e)，最佳估計數及上、下限值為瑞典 SKB 專家評估緩衝材料材質、地下水組成及不確定性來源等條件對該參數的影響後，於報告中所建議之數值。表 8-7 為各元素於緩衝材料、回填材料及母岩基質中的擴散可用孔隙率(Diffusion-Available Porosity)，母岩基質的擴散可用孔隙率則假設與上述物理孔隙率相同。

表 8-8 及圖 8-2 至圖 8-5 為各元素的溶解度限值(Solubility Limit)。

表 8-9 為各元素於不同外部條件下與緩衝材料、回填材料及母岩基質間的確定性分配係數(Partition Coefficient, K_d)，表 8-10 及表 8-11 為各元素與緩衝材料、回填材料及母岩基質間的不確定性分配係數。

表 8-1：燃料基質溶解速率

確定性			
燃料基質溶解速率 [yr ⁻¹]			
10 ⁻⁷			
不確定性			
燃料基質溶解速率 [yr ⁻¹]			
低限值	最佳估計數	上限值	分布
10 ⁻⁸	10 ⁻⁷	10 ⁻⁶	log ₁₀ 空間下的三角分布

表 8-2：燃料金屬腐蝕釋出持續時間

確定性			
燃料金屬腐蝕釋出持續時間 [yr]			
10 ³			
不確定性			
燃料金屬腐蝕釋出持續時間 [yr]			
低限值	最佳估計數	上限值	分布
10 ²	10 ³	10 ⁴	log ₁₀ 空間下的三角分布

表 8-3：燃料放射性核種金屬腐蝕釋出分率

確定性				
放射性核種	金屬腐蝕釋出分率 [-]			
C-14	6.40×10 ⁻¹			
Cl-36	1.50×10 ⁻²			
Ni-59	9.60×10 ⁻¹			
Se-79	1.30×10 ⁻⁴			
Zr-93	1.30×10 ⁻¹			
Nb-94	9.82×10 ⁻¹			
Tc-99	6.10×10 ⁻⁵			
U-233	2.50×10 ⁻¹			
不確定性				
放射性核種	金屬腐蝕釋出分率 [-]			
	低限值	最佳估計數	上限值	分布
C-14	5.70×10 ⁻¹	6.40×10 ⁻¹	6.80×10 ⁻¹	常態空間下的 雙三角分布
Cl-36	1.40×10 ⁻²	1.50×10 ⁻²	1.80×10 ⁻²	
Ni-59	9.00×10 ⁻¹	9.60×10 ⁻¹	9.90×10 ⁻¹	
Se-79	0	1.30×10 ⁻⁴	5.50×10 ⁻⁴	
Zr-93	9.30×10 ⁻²	1.25×10 ⁻¹	1.40×10 ⁻¹	
Nb-94	-	1	-	
Tc-99	4.00×10 ⁻⁵	6.10×10 ⁻⁵	1.30×10 ⁻⁴	
U-233	1.26×10 ⁻¹	2.50×10 ⁻¹	2.90×10 ⁻¹	

表 8-4：燃料放射性核種瞬時釋出分率

確定性				
核種	瞬時釋出分率 [-]			
C-14	9.20×10 ⁻²			
Cl-36	8.60×10 ⁻²			
Ni-59	1.20×10 ⁻²			
Se-79	4.20×10 ⁻³			
Sr-90	2.50×10 ⁻³			
Zr-93	9.20×10 ⁻⁶			
Nb-94	1.80×10 ⁻²			
Tc-99	2.00×10 ⁻³			
Pd-107	2.00×10 ⁻³			
Sn-126	3.00×10 ⁻⁴			
I-129	2.90×10 ⁻²			
Cs-135	2.90×10 ⁻²			
Cs-137	2.90×10 ⁻²			
不確定性				
核種	瞬時釋出分率 [-]			
	低限值	最佳估計數	上限值	分布
C-14	8.50×10 ⁻²	9.20×10 ⁻²	1.10×10 ⁻¹	常態空間下的 雙三角分布
Ni-59	1.60×10 ⁻³	1.20×10 ⁻²	1.70×10 ⁻²	
Sr-90	0	2.50×10 ⁻³	1.00×10 ⁻²	
Zr-93	6.30×10 ⁻⁸	9.20×10 ⁻⁶	1.40×10 ⁻⁵	
Nb-94	6.40×10 ⁻⁷	1.80×10 ⁻²	2.70×10 ⁻²	
Tc-99	0	2.00×10 ⁻³	1.00×10 ⁻²	
Pd-107	0	2.00×10 ⁻³	1.00×10 ⁻²	
Sn-126	0	3.00×10 ⁻⁴	1.00×10 ⁻³	
	平均值		標準差	分布
Cl-36	7.60×10 ⁻²		6.40×10 ⁻²	常態分布
Se-79	3.80×10 ⁻³		3.20×10 ⁻³	
I-129	2.50×10 ⁻²		2.10×10 ⁻²	
Cs-135	2.50×10 ⁻²		2.10×10 ⁻²	
Cs-137	2.50×10 ⁻²		2.10×10 ⁻²	

註：表中未列放射性核種即不具瞬時釋出分率。

表 8-5：障壁系統元件的特性參數

確定性						
材質	乾密度 [kg/m³]			孔隙率 [%]		
緩衝材料	1,562.00			45.00		
回填材料	1,504.00			46.00		
母岩基質	2,750.00			0.53		
不確定性						
材質	乾密度 [kg/m³]			孔隙率 [%]		
	下限	峰值	上限	下限	峰值	上限
緩衝材料	1,484	1,562	1,640	41.00	43.50	46.00
回填材料	1,458	1,504	1,535	44.00	46.00	48.00
分布	回填材料乾密度的分布為常態空間下的雙三角分布，其餘參數的分布為常態空間下的三角分布。					

表 8-6：各元素於系統元件孔隙水中的有效擴散係數

確定性			
材質	緩衝材料	回填材料	母岩基質
以現今海平面為基準			
有效擴散係數 [m ² /yr]	4.20×10 ⁻³ 8.40×10 ⁻³ (Cs) 2.50×10 ⁻⁴ (Cl、I 及 Se)	5.00×10 ⁻³ 9.90×10 ⁻³ (Cs) 3.10×10 ⁻⁴ (Cl、I 及 Se)	6.30×10 ⁻⁷ 2.00×10 ⁻⁷ (Cl、I 及 Se)
海平面高度下降120 m			
有效擴散係數 [m ² /yr]	4.10×10 ⁻³ 7.38×10 ⁻³ (Cs) 2.38×10 ⁻² (Ra 及 Sr) 8.81×10 ⁻⁷ (Cl、I 及 Se)		1.43×10 ⁻⁷
註	參考文獻中未提供淡水條件下緩衝材料中 Pb 及 Ac 之有效擴散係數，因此，暫假設其數值與其他元素相同。		
不確定性			
材質	有效擴散係數 [m ² /s]		
	下限值	最佳估計數	上限值
	log ₁₀ 的值		
緩衝材料	-1.03×10 ¹	-9.85	-9.68
分布	log ₁₀ 空間下的三角分布		
Cs	-9.39	-9.38	-1.00×10 ¹
分布	log ₁₀ 空間下的右三角分布		
Cl、I 及 Se	-1.22×10 ¹	-1.10×10 ¹	-1.02×10 ¹
分布	log ₁₀ 空間下的雙三角分布		
回填材料	-9.96	1.02×10 ¹	-9.62
分布	log ₁₀ 空間下的三角分布		
Cs	-9.96	-9.32	-9.32
分布	log ₁₀ 空間下的右三角分布		
Cl、I 及 Se	-12.00	-1.09×10 ¹	-1.02×10 ¹
分布	log ₁₀ 空間下的雙三角分布		
	平均值		標準差
	log ₁₀ 的值		
母岩基質	-1.37×10 ¹		2.5×10 ⁻¹
Cl、I 及 Se	-1.42×10 ¹		2.5×10 ⁻¹
分布	log ₁₀ 空間下的常態分布		

表 8-7：各元素於系統元件的擴散可用孔隙率

確定性			
	材質		
	緩衝材料	回填材料	母岩基質
以現今海平面為基準			
擴散可用孔隙率 [%]	45.00 18.00 (Cl、I 及 Se)	46.00 19.00 (Cl、I 及 Se)	0.53
海平面高度下降 120 m			
擴散可用孔隙率 [%]	45.00 1.00 (Cl、I 及 Se)	46.00 1.00 (Cl、I 及 Se)	0.53
不確定性			
材質	擴散可用孔隙率 [%]		
	下限值	最佳估計數	上限值
緩衝材料	4.10×10^1	4.35×10^1	4.60×10^1
分布	常態空間下的三角分布		
Cl、I 及 Se	1.24×10^1	1.74×10^1	2.41×10^1
分布	常態空間下的雙三角分布		
回填材料	4.40×10^1	4.60×10^1	4.80×10^1
分布	常態空間下的雙三角分布		
Cl、I 及 Se	1.31×10^1	1.84×10^1	2.56×10^1
分布	常態空間下的三角分布		

表 8-8：各元素的溶解度限值

確定性			
元素	以現今海平面為基準		海平面高度下降120 m
	溶解度限值 [mol/m ³]		
Ac	完全溶解		
Am	2.50×10 ⁻³		3.30×10 ⁻⁵
C	完全溶解		
Cl	完全溶解		
Cm	2.60×10 ⁻³		3.30×10 ⁻⁵
Cs	完全溶解		
I	完全溶解		
Nb	4.90×10 ⁻²		2.10×10 ⁻¹
Ni	3.00×10 ⁻¹		1.40×10 ⁻⁴
Np	1.00×10 ⁻⁶		1.00×10 ⁻⁵
Pa	3.30×10 ⁻⁴		1.00×10 ⁻⁵
Pb	1.70×10 ⁻³		1.70×10 ⁻³
Pd	3.90×10 ⁻³		4.00×10 ⁻³
Pu	4.80×10 ⁻³		1.40×10 ⁻⁸
Ra	9.10×10 ⁻⁴		4.20×10 ⁻⁷
Se	6.70×10 ⁻⁶		5.90×10 ⁻⁶
Sn	9.00×10 ⁻⁵		4.20×10 ⁻³
Sr	3.70		2.00×10 ⁻²
Tc	3.80×10 ⁻⁶		4.40×10 ⁻⁶
Th	2.60×10 ⁻⁶		2.10×10 ⁻⁶
U	9.50×10 ⁻⁷		8.70×10 ⁻⁶
Zr	1.80×10 ⁻⁵		1.80×10 ⁻⁵
不確定性			
元素	溶解度限值 [mol/m ³]		
	5百分位	平均值	95百分位
Ac	完全溶解		
Am	1.18×10 ⁻⁴	2.56×10 ⁻³	9.14×10 ⁻³
C	完全溶解		
Cl	完全溶解		
Cm	1.28×10 ⁻⁴	3.16×10 ⁻³	1.18×10 ⁻²
Cs	完全溶解		
I	完全溶解		
Nb	1.92×10 ⁻²	9.78×10 ⁻²	3.17×10 ⁻¹
Ni	1.36×10 ⁻³	2.36	1.28×10 ¹
Np	1.66×10 ⁻⁷	2.93×10 ⁻⁶	1.08×10 ⁻⁵
Pa	1.18×10 ⁻⁴	3.92×10 ⁻⁴	8.93×10 ⁻⁴
Pb	1.70×10 ⁻⁴	1.16×10 ⁻³	3.55×10 ⁻³
Pd	4.03×10 ⁻⁴	1.02×10 ⁻²	3.96×10 ⁻²
Pu	2.13×10 ⁻⁵	6.15×10 ⁹	1.99×10 ³
Ra	2.07×10 ⁻⁴	5.99×10 ⁻³	2.35×10 ⁻²
Se	3.28×10 ⁻⁷	3.06×10 ⁻⁵	1.22×10 ⁻⁴
Sn	1.47×10 ⁻⁵	2.15×10 ⁻⁴	7.55×10 ⁻⁴
Sr	2.28×10 ⁻¹	1.82	5.48
Tc	1.65×10 ⁻⁶	5.33×10 ⁻⁶	1.22×10 ⁻⁵
Th	4.52×10 ⁻⁷	2.14×10 ⁻⁵	8.70×10 ⁻⁵
U	8.75×10 ⁻¹¹	1.33×10 ⁻⁵	4.67×10 ⁻⁵
Zr	7.09×10 ⁻⁷	1.25×10 ⁻⁴	4.51×10 ⁻⁴
分布	如圖 8-2 至圖 8-5 所示		

表 8-9：各元素於不同系統元件中的分配係數(確定性)

元素	材質			
	緩衝材料及回填材料		母岩基質	
	以現今海平面為 基準	海平面高度下降 120 m	以現今海平面為 基準	海平面高度下降 120 m
	分配係數 [m ³ /kg]			
Ac	8.00	8.00	1.48×10 ⁻²	1.48×10 ⁻²
Am	6.10×10 ¹	1.35×10 ²	1.48×10 ⁻²	1.50×10 ⁻¹
C	0	0	0	0
Cl	0	0	0	0
Cm	6.10×10 ¹	1.35×10 ²	1.48×10 ⁻²	1.50×10 ⁻¹
Cs	9.30×10 ⁻²	4.10×10 ⁻¹	3.49×10 ⁻⁴	1.40
I	0	0	0	0
Nb	3.00	1.81	1.98×10 ⁻²	4.20×10 ⁻¹
Ni	3.00×10 ⁻¹	3.15	1.10×10 ⁻³	3.00×10 ⁻¹
Np	2.00×10 ⁻²	6.30×10 ¹	4.13×10 ⁻⁴	4.00×10 ⁻¹
Pa	3.00	8.10×10 ¹	5.92×10 ⁻²	3.60×10 ⁻¹
Pb	7.40×10 ¹	7.40×10 ¹	2.52×10 ⁻²	2.52×10 ⁻²
Pd	5.00	3.14	5.20×10 ⁻²	3.00×10 ⁻¹
Pu	2.00×10 ⁻²	2.40×10 ¹	9.14×10 ⁻³	6.00×10 ⁻¹
Ra	4.50×10 ⁻³	1.06×10 ⁻¹	2.42×10 ⁻⁴	1.80×10 ⁻²
Se	0	0	2.95×10 ⁻⁴	0
Sn	6.30×10 ¹	1.14	1.59×10 ⁻¹	1.80×10 ⁻³
Sr	4.50×10 ⁻³	1.06×10 ⁻¹	3.42×10 ⁻⁶	8.00×10 ⁻⁴
Tc	0	2.00	0	4.00×10 ⁻¹
Th	6.30×10 ¹	6.30×10 ¹	5.29×10 ⁻²	4.00×10 ⁻¹
U	3.00	5.60×10 ⁻³	1.06×10 ⁻⁴	1.60
Zr	4.00	6.30×10 ¹	2.13×10 ⁻²	4.00×10 ⁻¹

表 8-10：放射性核種於緩衝材料/回填材料中的分配係數(不確定性)

元素	下限值 [m ³ /kg]	最佳估計數 [m ³ /kg]	上限值 [m ³ /kg]
Ac	3.00×10 ⁻¹	8	2.33×10 ²
Am	1.00×10 ¹	6.10×10 ¹	3.78×10 ²
C	0	0	0
Cl	0	0	0
Cm	1.00×10 ¹	6.10×10 ⁰¹	3.78×10 ²
Cs	1.50×10 ⁻²	9.30×10 ⁻²	5.60×10 ⁻¹
I	0	0	0
Nb	2.00×10 ⁻¹	3	4.50×10 ¹
Ni	3.00×10 ⁻²	3.00×10 ⁻¹	3.30
Np	4.00×10 ⁻³	2.00×10 ⁻²	2.00×10 ⁻¹
Pa	2.00×10 ⁻¹	3	4.50×10 ¹
Pb	1.20×10 ¹	7.40×10 ¹	4.57×10 ²
Pd	3.00×10 ⁻¹	5	7.50×10 ¹
Pu	2.00×10 ⁻³	2.00×10 ⁻²	2.00×10 ⁻¹
Ra	7.50×10 ⁻⁴	4.50×10 ⁻³	2.70×10 ⁻²
Se	0	0	0
Sn	2.30	6.30×10 ¹	1.76×10 ³
Sr	7.50×10 ⁻⁴	4.50×10 ⁻³	2.70×10 ⁻²
Tc	0	0	0
Th	6	6.30×10 ¹	7.00×10 ²
U	5.00×10 ⁻¹	3.00	1.80×10 ¹
Zr	1.00×10 ⁻¹	4	1.03×10 ²
分布	log ₁₀ 空間下的三角分布		

表 8-11：放射性核種於母岩中的分配係數(不確定性)

元素	平均值 [m ³ /kg]	標準差	下限值 [m ³ /kg]	上限值 [m ³ /kg]
	log ₁₀ 的值			
Ac	-1.83	7.20×10 ⁻¹	-3.24	-4.17×10 ⁻¹
Am	-1.83	7.20×10 ⁻¹	-3.24	-4.17×10 ⁻¹
C	0	0	0	0
Cl	0	0	0	0
Cm	-1.83	7.20×10 ⁻¹	-3.24	-4.17×10 ⁻¹
Cs	-3.46	5.10×10 ⁻¹	-4.46	-2.45
I	0	0	0	0
Nb	-1.70	6.40×10 ⁻¹	-2.96	-4.52×10 ⁻¹
Ni	-2.96	6.50×10 ⁻¹	-4.22	-1.69
Np	-1.28	6.50×10 ⁻¹	-2.55	-7.00×10 ⁻³
Pa	-1.23	4.80×10 ⁻¹	-2.17	-2.86×10 ⁻¹
Pb	-1.60	5.60×10 ⁻¹	-2.69	-5.09×10 ⁻¹
Pd	-1.28	8.30×10 ⁻¹	-2.91	3.44×10 ⁻¹
Pu	-1.83	7.20×10 ⁻¹	-3.24	-4.17×10 ⁻¹
Ra	-3.62	4.10×10 ⁻¹	-4.41	-2.82
Se	-3.53	5.50×10 ⁻¹	-4.60	-2.46
Sn	-8.00×10 ⁻¹	2.80×10 ⁻¹	-1.35	-2.53×10 ⁻¹
Sr	-5.47	9.90×10 ⁻¹	-7.42	-3.46
Tc	-1.28	6.50×10 ⁻¹	-2.55	-7.00×10 ⁻³
Th	-1.28	6.50×10 ⁻¹	-2.55	-7.00×10 ⁻³
U	-1.28	6.50×10 ⁻¹	-2.55	-7.00×10 ⁻³
Zr	-1.67	3.50×10 ⁻¹	-2.35	-9.91×10 ⁻¹
分布	log ₁₀ 空間下的常態分布			

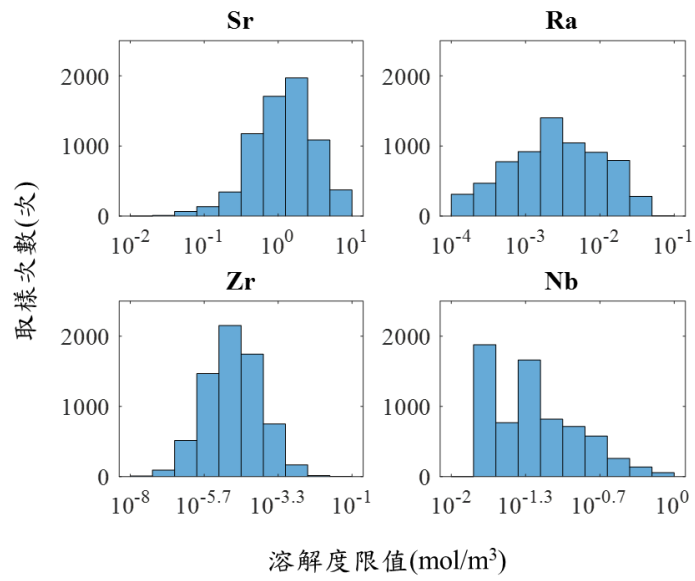


圖 8-2：不確定性案例 Sr、Ra、Zr 及 Nb 的溶解度限值分布

資料來源：SKB(2010h)。

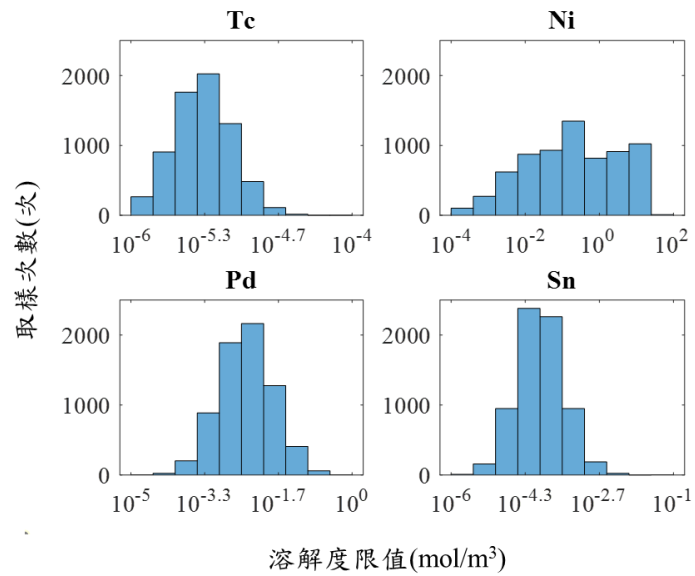


圖 8-3：不確定性案例 Tc、Ni、Pd 及 Sn 的溶解度限值分布

資料來源：SKB(2010h)。

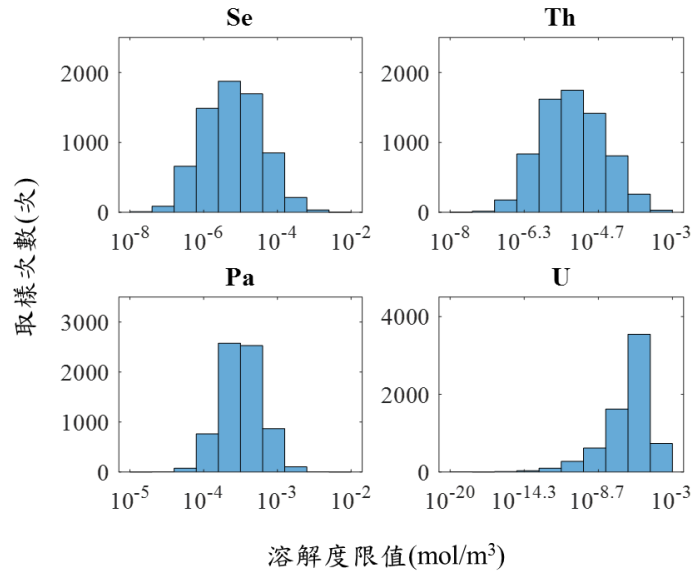


圖 8-4：不確定性案例 Sr、Th、Pa 及 U 的溶解度限值分布

資料來源：SKB(2010h)。

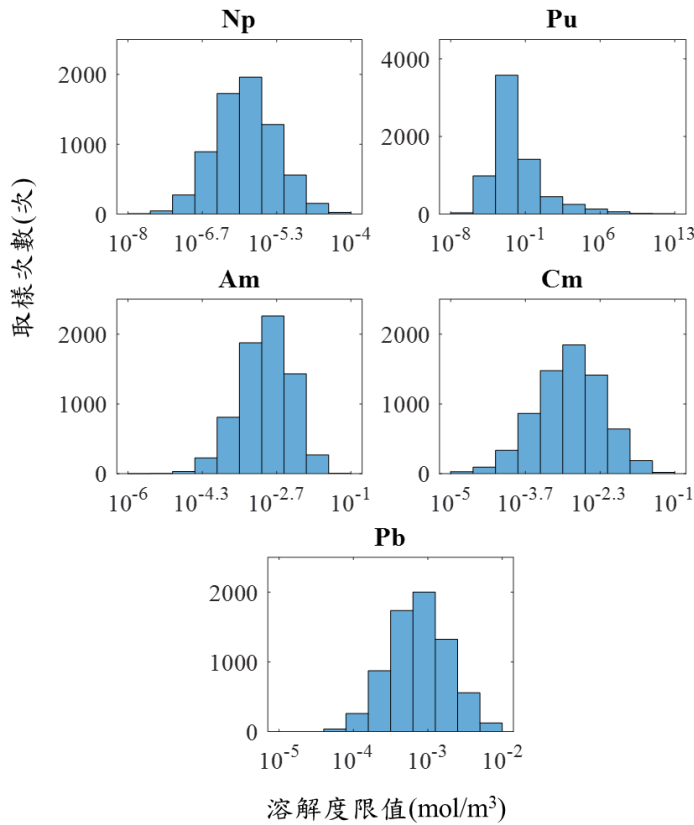


圖 8-5：不確定性案例 Np、Pu、Am、Cm 及 Pb 的溶解度限值分布

資料來源：SKB(2010h)。

8.4 參數設定過程

本報告之安全評估中，各模式所使用的參數主要係基於前期研究進行設定，即 SNFD2017 報告所用的參考案例表(一)至表(三)(台電公司，2019)，若有設計上的變更以及新的證據及評估資料等等，內部專家討論相關的適用性及影響，若參數為引用自文獻，則探討參數評估時的邊界條件、障壁狀態及其他可能影響此輸入參數及其不確定性的相關條件等等，同時，本報告於 110 年度召開「參數凍結之專家會議」，邀請外部專家針對初步安全論證報告所使用參數的適用性給予意見及建議，並於報告中說明評估模式的目的、方法、輸入參數，以及參數如何被使用於評估模式中；根據前述流程決定目前安全評估模式中輸入參數的數值或應被納入考慮的不確定性。為妥善決定模式的輸入參數及其不確定性，後續預計參考相關文獻(SKB, 2006b)，採取標準化參數決定程序，以決定安全評估中輸入參數的數值，並進行不確定性的評估。

9. 處置設施演化分析

9.1 簡介

本章主要探討處置系統在安全評估時間尺度下的長期演化，評估各系統元件在演化過程中是否能維持安全功能，並依據相關分析結果建立後續情節發展與核種遷移評估之討論基礎。基於多重障壁系統之設計概念，即使單一安全功能失效，亦不會直接造成顯著的輻射影響。後續安全評估將以本章建立的參考演化為基礎，進行第 10 章之情節發展，並於第 11 章綜合探討圍阻安全功能失效之可能影響程度，最後，於第 12 章進行放射性核種釋出相關風險之整體討論。

9.1.1 先決條件

處置設施元件的相關初始狀態、內部作用以及外部氣候與暖化等演化條件是參考演化分析的基礎先決條件，故根據第 4 章至第 6 章的相關內容，摘述重點如下：

(1) 工程障壁的初始條件

在考量處置設施系統初始條件時，需將處置設施系統整體可能的誤差範圍皆予以考量。例如：若處置設施系統中緩衝材料飽和密度的設計目標是 $2,000 \text{ kg/m}^3$ ，實際上初步完成設計之處置設施系統，其緩衝材料飽和密度可以容許在 $2,000 \text{ kg/m}^3 \pm 50 \text{ kg/m}^3$ 的範圍內；則在討論處置設施系統演化的情況時，緩衝材料飽和密度之初始條件應以此區間範圍進行考量。

本報告工程障壁系統之設計初始條件如第 4.1.2 節所述，在進行工程障壁系統之設計時，皆已進行如前所述之考量。例如：廢棄物罐之初始條件包含了銲接時的缺陷，緩衝材料之密度則包含了處置孔幾何的缺陷、緩衝材料原料的組成，以及製造過程可能有的瑕疵。後續亦將根據這些初始條件，進行處置設施系統演化的相關分析。

處置設施演化分析尚無法涵蓋所有可能的處置設施系統缺陷或瑕疵及設計偏差，處置設施配置敘述於第 4.4 節，相關偏差將在第 10 章進行進一步的討論。

(2) 地質圈與生物圈的初始條件

目前地質圈與生物圈的初始條件，敘述於第 4.3 節中。

(3) 內部作用

處置設施系統之內部作用會主導系統隨時間的演化情形，而處置設施系統之內部作用則依據第 6 章所述進行分析。

(4) 基本演化

未來氣候演化的情形及特定氣候演化情形的發生機率實難以預測，可行的方式是，根據末次冰河期(約 12 萬年)之氣候演化情形，以及現今之氣候條件與未來發展趨勢，採取週期重複循環的方式，作為參考案例於未來百萬年之安全評估尺度下的氣候演化(如圖 5-1 所示)。

此氣候演化並非試圖描述未來最可能發生的氣候情形，而是希望根據科學證據建立一個可供分析氣候可能對處置設施安全性造成之影響的條件，因此，本報告僅會參考冰河期中重要的演化特徵。為健全未來氣候演化論述的完整性，則另以較極端的氣候條件進行演化情形的探討。

(5) 全球暖化演化

人類活動排放之溫室氣體對氣候的影響是未來氣候演化的另一個重要因子。如第 5.2.1 節所述，根據目前的研究顯示全球暖化現象可能造成長時間相對溫暖的狀態(IPCC, 2017)。目前尚無針對溫室演化下處置設施之演化情形進行相關分析，後續將參考其他國家的評估方式，進行全球暖化影響下的相關探討。

9.1.2 分析架構

基本演化依據演化時間分為 4 個時期：

- (1) 開挖營運期：包含處置設施開挖、處置場營運，以及監管期間之演化。氣候型態與現今相同(圖 5-1)，海平面高度亦與現今相同，相關演化分析描述於第 9.2 節。
- (2) 封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)：處置場封閉後 1,000 年內之演化。氣候型態與現今類似(圖 5-1)，海平面亦與現今類似，相關演化分析描述於第 9.3 節。
- (3) 剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)：接續封閉後初始溫暖期至 12 萬年間(該冰河週期結束並恢復至與現今狀態相近期間)之演化。氣候型態趨向溫帶氣候類型(圖 5-1)，再回復至亞熱帶氣候類型，海平面高度隨時間逐步下降 120 m，再回升至 0 m，相關演化分析描述於第 9.4 節。
- (4) 接續冰河期：剩餘冰河期後至百萬年內之演化，詳如第 9.5 節所述。

在第 9.6 節中，則針對安全評估時間尺度內，若發生全球暖化之演化，氣候型態趨向溫暖時，進行初步的討論與現象說明，以瞭解全球暖化下對整體處置設施演化的可能影響。

後續將會針對氣候、生物圈、地質圈與工程障壁系統之熱-水-力-化作用進行探討，並與安全功能指標標準比較，據以了解各元件在演化條件下是否維持其安全功能。

9.1.3 水文地質模式

參考案例包含風化層(R0)、完整岩體(R)、主要導水構造帶(F#)共 3 大類水文地質單元(第 4.3.2 節)，水力單元分布則假設 F1 構造及 F2 構造僅存在於參考案例的陸域範圍。

為了水文地質演化分析所需，針對基本演化中不同氣候條件及海平面情形，以地表地形水系分析結果圈選不同海平面情況下之集水區邊界，作為水文地質模式之評估範圍。地表地形水系分析採用中國大陸沿海、臺灣海峽及臺灣本島之數值地形圖，單純考慮海平面下降後

出露的地表，作為擴大評估範圍的基礎；並參考集水區劃分理論，選定自然邊界做為模擬區域劃分的依據。

在 1 個冰河週期中，海平面會隨著氣候演化逐漸下降，而參考案例則會由島嶼逐漸演變為陸地的環境，直至海平面下降 120 m 後，再隨著海平面的上升，參考案例將由陸地回到島嶼。當海平面下降 20 m 時，島嶼環境轉變為陸地環境，此時地下水流場將有顯著的變化；當海平面下降 120 m 時，地下水流場也會因陸地範圍擴大而改變；本報告水文地質分析選擇以現今海平面 0 m 及海平面下降 120 m 後所對應之水文地質模擬範圍進行地下水流場演化分析，最終於 1 個冰河循環週期中選取 4 個重要環境以及其對應的時間點進行評估，結果如下：

- (1) 與現今相同(海平面 0 m)：此時參考案例為島嶼環境。
- (2) 距今 16,700 年後(海平面下降 20 m)：此時參考案例由島嶼轉變為陸地。
- (3) 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m)：此時參考案例主要為陸地。
- (4) 距今 120,000 年後(海平面回復至 0 m)：此時參考案例回到島嶼環境。

上述各時間區段依地表地形水系分析結果劃分之評估範圍如圖 9-1 至圖 9-3。入滲量之估算採用第 4.3.2.6 節之研究成果，不考慮湖泊、河川之補注，計算參考案例單位面積入滲量平均值為 66.8 mm/yr。

在封閉後初始溫暖期及剩餘冰河期之水文地質與傳輸條件評估方面，採用 DarcyTools 程式計算不同氣候及海平面條件下包含各流徑之流動傳輸阻抗(F)與等效流率(Q_{eq})等功能測度值(Performance Measures)。各演化階段使用之水文地質模式主要參數如表 9-1，其中，基本演化中封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)的階段，氣候型態及海平面高度與現今差異不大，鹽度設定為海水(3.2%)進行相關評估；剩餘冰河期則氣候型態將逐漸由亞熱帶轉變為溫帶氣候，海平面高度逐步下降 120 m，鹽度設定為淡水進行相關評估。

功能測度值包含各流徑之流動傳輸阻抗與等效流率等。流動傳輸阻抗(F)為質點傳輸過程中，單位體積濕潤面積與傳輸時間乘積的積分：

$$F = \left(\frac{a_r L}{q} \right)_i \quad (9-1)$$

其中，

F =流徑網格數量 i 的流動傳輸阻抗，[s/m]。

a_r =單位岩石體積內，水流通過的濕潤面積(Flow-wetted Surface)，
[m²/m³]。

L =網格長度，[m]。

q =網格內的達西通量(Darcy flux)，[m/s]。

整個水流路徑的流動傳輸阻抗，即為流徑網格數量(i)之流動傳輸阻抗的總和。流動傳輸阻抗越高，代表傳輸時間及接觸面積越大，核種傳輸之遲滯效應更明顯。等效流率(Q_{eq})為緩衝材料與母岩交界面間的交換速率(Romero et al., 1995)：

$$Q_{eq} = 2UH\sqrt{4D_w t_{DH}/2} \quad (9-2)$$

其中，

Q_{eq} = 等效流率，[m³/s]。

U = 等效初始通量，[m/s]。

H = 處置孔高度，[m]。

D_w = 自由水的擴散係數，[m²/s]。

t_{DH} = 地下水於處置孔傳輸時間，[s]，為地下水與處置孔空間接觸的傳輸時間。

等效流率越低，則溶質的交換速率越低，核種傳輸之遲滯效果將更明顯。經由計算流動傳輸阻抗與等效流率等功能測度值，可提供後續廢棄物罐腐蝕、緩衝材料侵蝕等工程障壁性能評估，以及核種傳輸等安全評估的輸入參數。

此外，水文地質模式將設定不同的模擬尺度，分別為處置設施尺度、場址尺度及區域尺度，各模擬尺度之適用情境分別描述如下：

- (1) 處置設施尺度：為模擬處置設施於開挖營運期之地下水流量及成分的演化，以及各處置孔周圍的流速與入流量，需將評估尺度聚焦於處置設施尺度(公尺級)，計算處置設施區域的詳細地下水流資訊。
- (2) 場址尺度：為模擬封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)之穩態地下水壓及鹽度分布，需將模擬尺度聚焦於場址尺度(數百公尺級至公里級)，考慮處置設施、鄰近的水文地質單元分布、陸地及部分海域等，計算整個場址及其周圍的詳細地下水流資訊。
- (3) 區域尺度：為模擬剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)之地下水流場演化，需將模擬尺度聚焦於區域尺度(數十公里級至數百公里級)，除了前述場址尺度包含之區域外，尚需考慮中國大陸沿海、臺灣海峽及臺灣本島等區域地形，依據集水區劃分理論，選定自然邊界劃分評估範圍劃分，以計算整個區域尺度的地下水流資訊。

演化分析模擬尺度由大而小分別為區域尺度、場址尺度以及處置設施尺度，目前區域尺度因模擬範圍及概念模式受海平面變化而改變，係參考自然條件(如分水嶺、集水區等)進行劃分與設定；而場址尺度及處置設施尺度則存在相互關係，如處置設施尺度的邊界條件係由場址尺度的模擬結果提供，因此模擬的情境將與場址尺度呼應，而場址尺度的邊界條件則同樣依據自然條件設定，保有合理的設定依據。

表 9-1：基本演化各階段水文地質模式主要參數

階段	氣候型態	海平面高度 變化	水文地質模式 尺度	鹽度設定
開挖營運期	亞熱帶	與現今海平面相同 0 m	處置設施尺度	海水(3.2 %)
封閉後初始 溫暖期(封閉 後 1,000 年)	亞熱帶	與現今海平面相同 0 m	場址尺度	海水(3.2 %)
剩餘冰河期	亞熱帶→溫帶	下降 20 m 至下降 120 m	區域尺度	淡水(0 %)
接續冰河期	重複初期 12 萬年之循環			

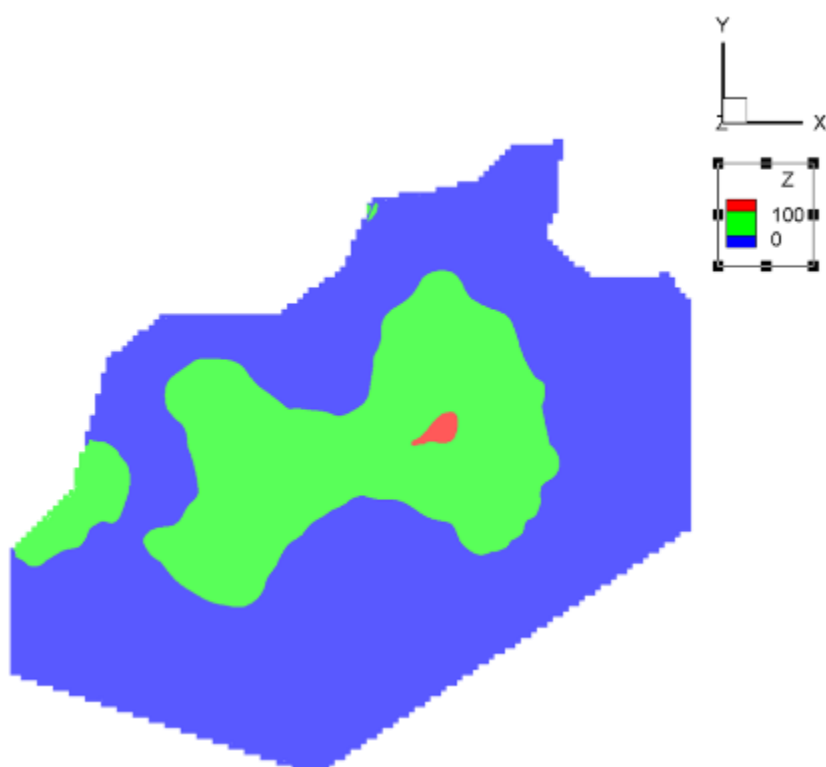


圖 9-1：場址尺度之水文地質模式評估範圍(海平面高度變化 0 m)

註：模擬區域包含陸地與鄰近海域。

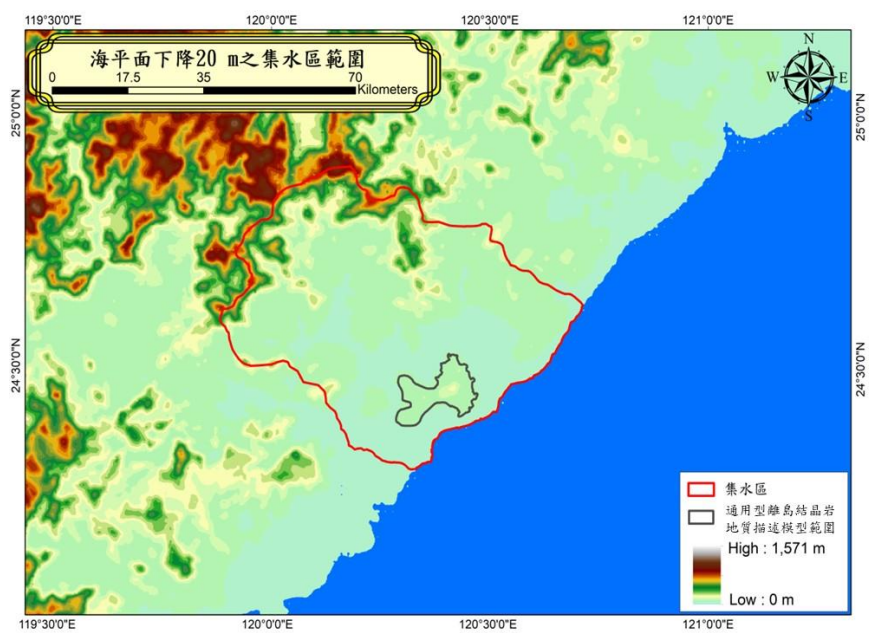


圖 9-2：區域尺度中海平面下降 20 m 之模擬範圍

註：紅線代表海平面下降 20 m 之集水區範圍，亦為模擬範圍。

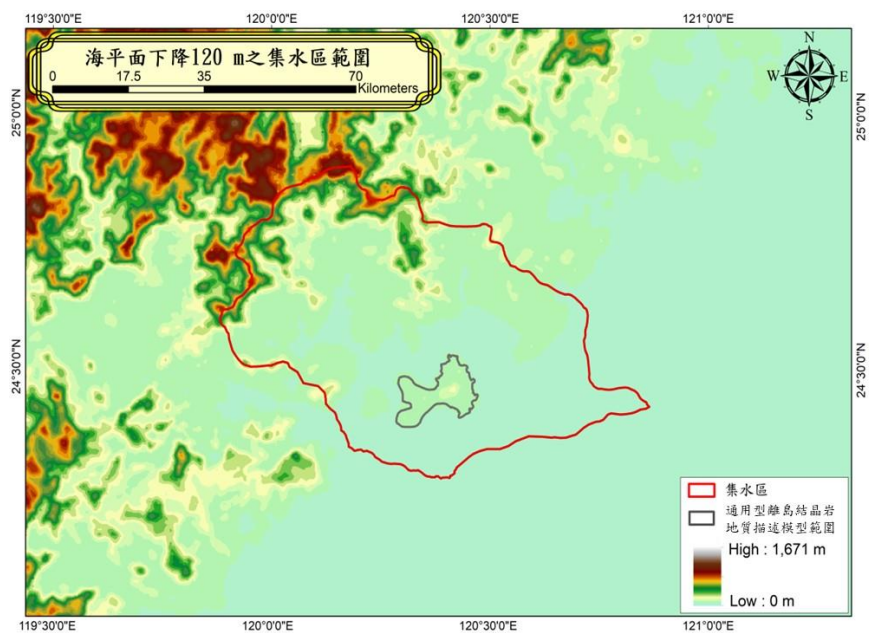


圖 9-3：區域尺度中海平面下降 120 m 之模擬範圍

註：紅線代表海平面下降 120 m 之集水區範圍，亦為模擬範圍。

9.2 開挖營運期

目前分析主要聚焦在開挖及營運作業(約需數十年的時間，主要會受處置的廢棄物罐數及開挖營運作業之進度影響)造成的水、力、化條件之改變。根據第 5 章之相關描述，這段時期中氣候條件與現今相似，海平面高度亦大致上與現今相同。

9.2.1 近場熱演化

根據本報告建置之參考案例，其地表溫度為 23.80 °C，地溫梯度為 0.019 °C/m，地下 500 m 處之環境溫度推算較地表高 9.50 °C，約為 33.30 °C。開挖時，此溫度會受到挖掘時通風設計的影響，但其與用過核子燃料衰變熱造成的影響相比可以忽略。由於用過核子燃料衰變熱造成的影響可持續數千年，因此，將於第 9.3 章中進行更詳細的討論。

在進行安全性的考量時，最主要需考量的因子是隨著時間演進，處置設施中最大溫度的變化。由於開挖、營運等作業為逐步進行，故在這個階段，放射性核種的衰變熱會對熱演化造成較大的影響。除此之外，處置作業所採取的模式(例如：同時處置或依序處置)，亦將影響最大溫度的變化。

9.2.2 近場岩石力學演化

處置設施開挖營運期之近場岩石力學演化包含：

- (1) 開挖損傷帶(Excavation Disturbed Zone, EDZ)的發展，與其他對於岩石水力特性的影響(安全功能 R2)

目前尚未針對此影響進行相關評估。若參考國際上相似處置母岩之評估結果，開挖處置孔時對於周圍母岩的擾動甚小，對於導水係數(Transmissivity)影響幅度小於 10^{-10} m²/s(SKB, 2011)；若使用鑽炸法進行處置隧道開挖，則假設開挖損傷帶之導水係數為 10^{-8} m²/s(SKB, 2008; Bäckblom, 2008; SKB, 2010i)。

(2) 剝落(安全功能 R2，緩衝材料的密度亦將直接或間接受到影響，進而影響其安全功能)

若處置設施位置於開挖前具有較大的現地應力，則開挖後可能會因解壓而產生剝落的現象。在進行處置隧道設計時，透過將隧道長軸平行於最大水平應力方向的方式，可有效降低處置隧道的剝落現象；此外，配合開挖時之強化支撐結構等適當的施工技術，亦可減少剝落的情形發生。若處置孔在置放廢棄物罐前發生剝落，假如剝落深度在 5 cm 內且不影響緩衝材料填充後之密度，則可繼續填充緩衝材料並置放廢棄物罐，否則將予以廢孔(SKB, 2011)。

本報告利用 3DEC(3 維有限差分法運算力學模式)數值分析模式進行處置隧道之開挖穩定性與受震分析(地震時之應力分布)，岩體假設為均質、均向且無裂隙存在，並採摩爾庫倫組合律(constitutive law)，相關力學參數參考 SNFD2017 參考案例表二(台電公司，2019a)並彙整於表 9-2，為避免數值模型的邊界效應影響模擬結果，所建置之模型尺寸至少需為隧道斷面尺寸的 5 倍以上，可避免簡化後的數值模型產生邊界效應，隧道斷面寬為 4.20 m，高為 4.80 m，故岩層模型尺寸為 21 m × 24 m。模型邊界條件採 500 m 深的現地應力，並設定吸收邊界避免受震時的震波回彈，最終藉由隧道斷面穩定性分析結果確認其安全性。以下分別針對處置隧道之開挖穩定性與受震分析結果進行描述：

a. 處置隧道之開挖穩定性

處置隧道開挖時，岩層會隨著開挖作業的進行逐漸解壓，可能影響處置隧道的穩定性。根據 3DEC 數值分析模式分析處置隧道周邊的主應力分布，並根據摩爾庫倫(Mohr-Coulomb)破壞準則(Mohr O, 1900)計算安全係數，如圖 9-4 所示，主要檢核標準以應力狀態的摩爾圓是否觸及破壞包絡線，並將安全係數(F.S.)定義，依式(9-3)至式(9-5)

定義如下，結果顯示處置隧道開挖後最小安全係數為 1.61，主要位於處置隧道底部的邊緣(如圖 9-4 所示)。

$$F.S. = \frac{R}{r} \quad (9-3)$$

$$r = \frac{\sigma_1 - \sigma_3}{2} \quad (9-4)$$

$$R = \left(\frac{c}{\tan \phi} + \frac{\sigma_1 + \sigma_3}{2} \right) \sin \phi \quad (9-5)$$

其中，

R = 破壞包絡線距摩爾圓圓心之距離，[MPa]。

r = 摩爾圓半徑，[MPa]。

c = 凝聚力，[Mpa]。

ϕ = 摩擦角，[°]。

σ_1 = 應力分析所得之最大主應力，[MPa]。

σ_3 = 應力分析所得之最小主應力，[MPa]。

b. 處置隧道之受震分析

本報告採用地震危害度分析結果進行考量，地震危害度則依據參考案例為對象並考量各種震源的可能(包含各種剪裂帶、構造及區域震源)而產生出設計地震，所得之花崗岩露頭的地動加速度歷時，為一最大加速度 0.288 g 之地震波形，並依照美國核能法規 R.G. 1.208 進行 60 組的地盤反應分析(NRC, 2007)，依據參考案例之岩體力學以及剪力波速等動態參數，計算地震波形將地震危害度所得的露頭地震(地下 70 m 處)傳遞至處置設施的深度(地下 500 m)時，相對應的地動加速度波形。

地盤反應分析使用 Strata 一維波傳分析軟體執行，其考慮地震由基盤傳遞至目標場址過程中地震波傳特性與場址地層震動特性(包含剪力波速、剪力模數與阻尼對剪應變的關係等參數)，以及交互作用後所產生的地震放大或衰減特性，由於地震危害度分析所產出之設計地震位置為岩

盤面露頭，在參考案例基盤面之位置為地表下 70 m 處，其剪力波速為 3,000 m/s 的位置，由地下 70 m 經地盤反應分析後於地下 500 m 產出隧道分析的輸入地震，其最大加速度為 0.206 g。

接著根據 3DEC 三維數值分析模式分析在最大地動加速度時處置隧道周邊的主應力分布，並根據摩爾庫倫破壞準則計算安全係數，結果顯示處置隧道受震時最小安全係數為 1.57，主要亦集中在處置隧道底部的邊緣(如圖 9-5 所示)。

比較其與處置隧道開挖穩定性之分析結果，可知處置隧道受震時，其安全係數僅略低於處置隧道開挖後之安全係數，地震引致的應力增量對穩定性之影響有限，目前處置深度為 500 m，其現地應力狀態已是非常大的載重，且已考慮地震條件之影響，其餘外加的負載所增加的應力非常微小，故此安全係數已是有充足餘裕。

(3) 裂隙再活化(安全功能 R2、R3)

目前尚未針對此影響進行相關評估。若參考國際上相似處置母岩之評估結果，開挖營運期應力的重新分布可能導致原本存在的近場裂隙再度活化，進一步引致裂隙位移並造成導水特性之變化；然而，裂隙再活化的相關影響應可被前述開挖損傷帶影響假設的導水係數($10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$)所涵蓋(SKB, 2011)。

表 9-2：岩體材料參數設定

岩體分類	單位重 (kg/m ³)	內聚力 (MPa)	摩擦角(°)	彈性模數 (GPa)	柏松比
花崗片麻岩體	2,750	27.46	51.05	44.18	0.17

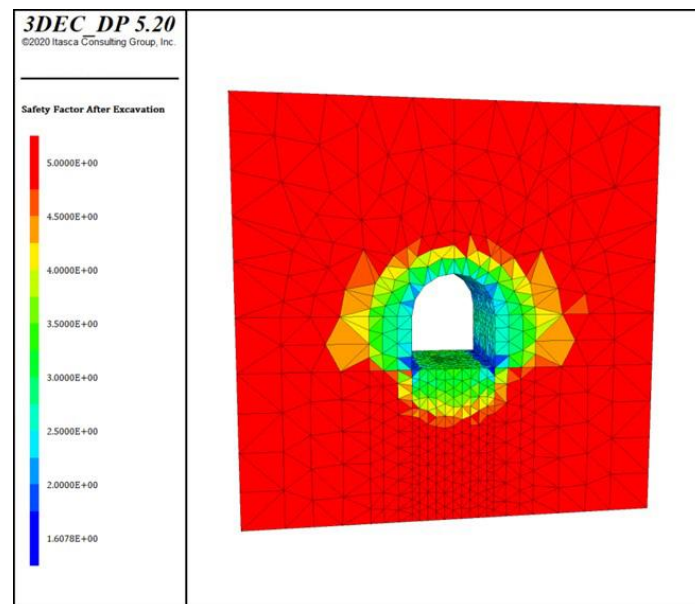


圖 9-4：處置隧道開挖後之安全係數分布圖

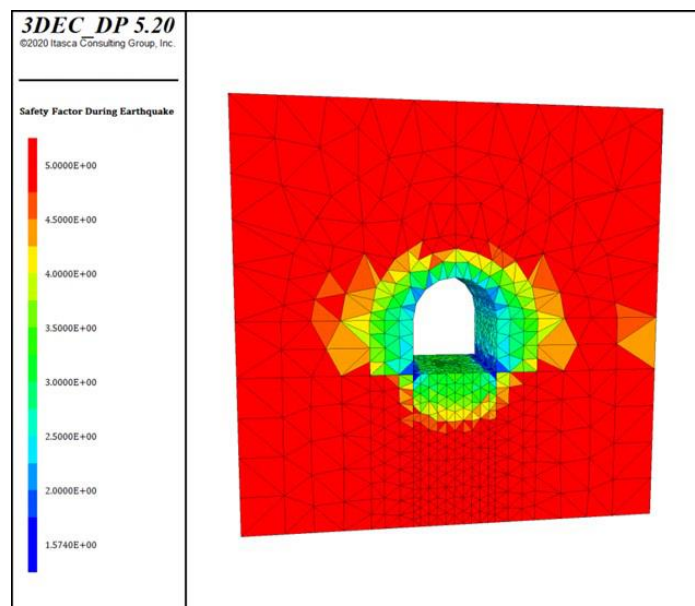


圖 9-5：處置隧道受震時之安全係數分布圖

註：Safety Factor During Earthquake(受震時之安全係數)。

9.2.3 水文地質演化

在開挖營運期間，處置設施的壓力與大氣壓力相當，地下水流入處置設施的入流量取決於導水裂隙的水力特性。參考瑞典 SKB 之研究結果，地下水流入處置設施後可能引起的影響包含以下數項(SKB, 2010k)：

- (1) 可能使深部鹽水區域往上移動。
- (2) 地下水位洩降。
- (3) 近地表地下水滲透到較深處的母岩。
- (4) 可能導引海水進入處置設施中。
- (5) 可能導引有機物質和氧化物質進入處置設施中。
- (6) 可能干擾處置設施的建造及營運。

開挖營運期之水文地質演化分析模型尺寸為 x 座標方向 2,000 m、y 座標方向 2,000 m、與 z 座標方向 300 m 所涵括之處置設施尺度範圍，其中，z 座標方向為以深度 500 m 為基準，往上下各延伸 150 m 的區域(即深度 350 m 至深度 650 m)，包含整體處置設施在內的近場區域。為使整體裂隙模型與區域流場的一致性，FracMan 程式採取讀入 DarcyTools 程式的近場區域裂隙，水力邊界條件為依據 DarcyTools 程式之場址尺度流場計算結果，擷取處置設施尺度範圍內的流場，作為邊界條件之設定依據，而在開挖營運期間，處置設施的壓力與大氣壓力相當。DarcyTools 執行大區域範圍等效連續孔隙介質模式之流場，並匯出裂隙與區域流場資料予 FracMan，進行近場區域處置設施在開挖與運轉階段之入流量分析(圖 9-6)。FracMan 讀取 DarcyTools 輸出近場區域裂隙並分析其與處置設施連通的裂隙(圖 9-7)，並將所有連通的裂隙建置三角有限元網格，將每個網格點的總水壓以內插方式讀取在 DarcyTools 輸出近場區域內之總水壓，由於 FracMan 運算水流係採取總水頭計算，所以將近場區域內之總水壓轉換成總水頭(圖 9-8)，最終再以 FracMan 程式計算穩態條件下處置設施受裂隙截切處之入流量。根據場址尺度之地下水流場分析結果，針對處置設施

尺度範圍(公尺級)，使用 DFN 模式詳細描述裂隙的分布、連通方式及地下水流場，以維持較高的空間解析度，進行特定區域的裂隙水流分析。以 DH-61 處置孔為例說明開挖營運期間地下水流分析結果，其裂隙截切處置孔之形式如圖 9-9，裂隙上的水壓分布介於 4.9 MPa 至 5.2 MPa 之間(如圖 9-10)，其裂隙流速約在 1.31×10^{-5} m/s 至 9.18×10^{-5} m/s，裂隙流向如圖 9-11 所示，裂隙流入處置孔的入流量約在 1.03×10^{-5} L/min 至 4.29×10^{-5} L/min(如圖 9-12)。

根據裂隙水流的分析結果，顯示開挖初期處置設施之入流量較大，隨著時間的增加入流量減小，並趨於穩態定值，這是由於裂隙內部地下水的壓力差為驅使地下水流動之重要因素。整體而言，處置隧道及處置孔的入流量介於 10^{-8} L/min 至 10^{-2} L/min 之間。

由於地下水入流量分析中，依據立方律定理(Cubic Law)，裂隙流量與裂隙內寬的三次方成正比，而該近場區域的裂隙內寬介於 10^{-6} m 至 10^{-4} m 的數量級距，再加上區域流場差異性，此為影響入流量差異達 6 個數量級的因素。

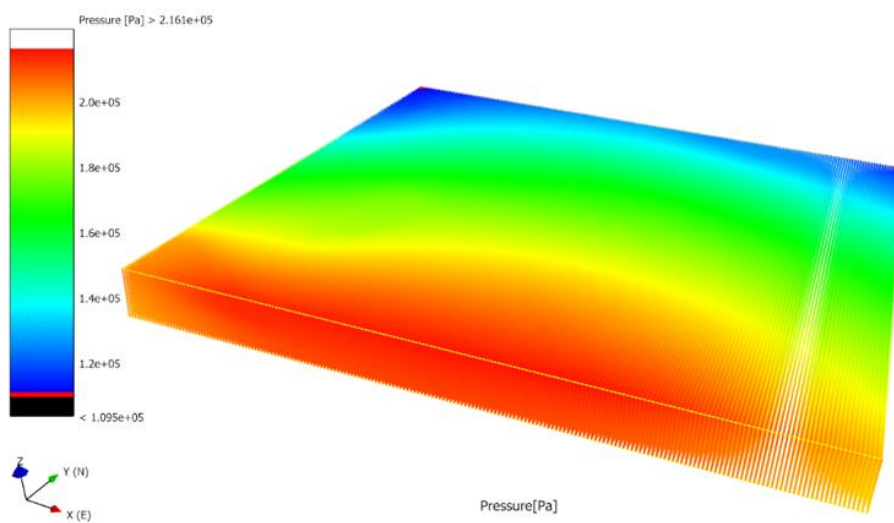


圖 9-6：DarcyTools 輸出近場區域內之總水壓結果圖



圖 9-7：FracMan 讀取 DarcyTools 輸出近場區域裂隙並分析其裂隙連通性

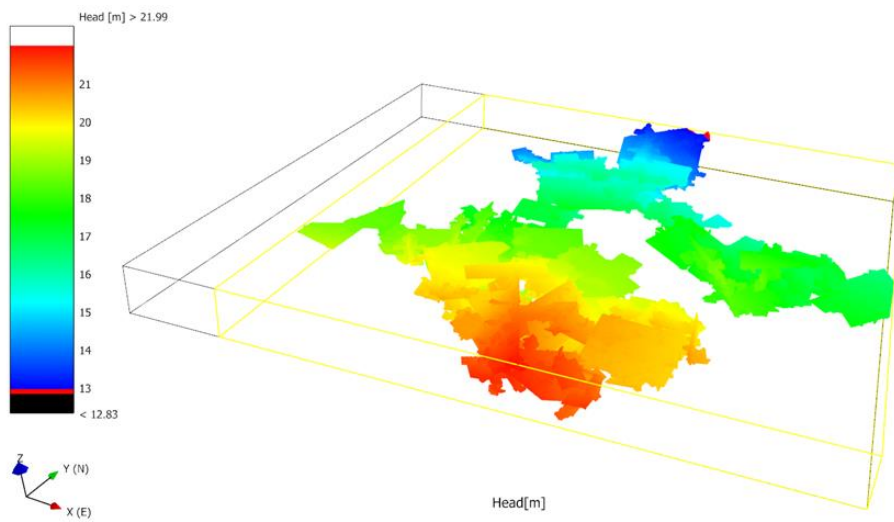


圖 9-8：FracMan 之裂隙每個網格點的總水頭條件

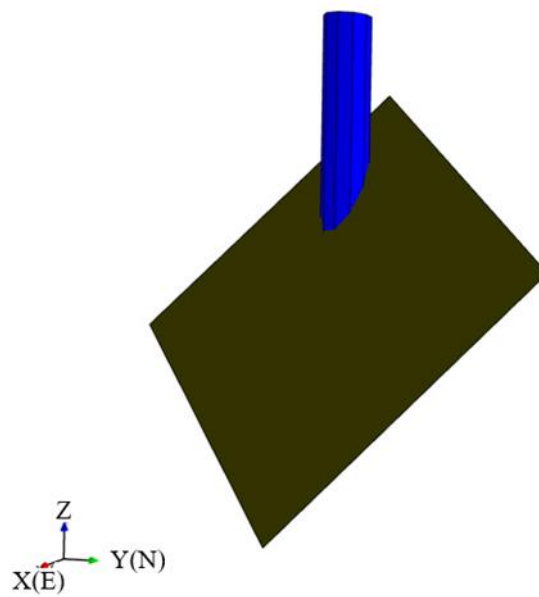


圖 9-9：裂隙截切 DH-61 處置孔之形式

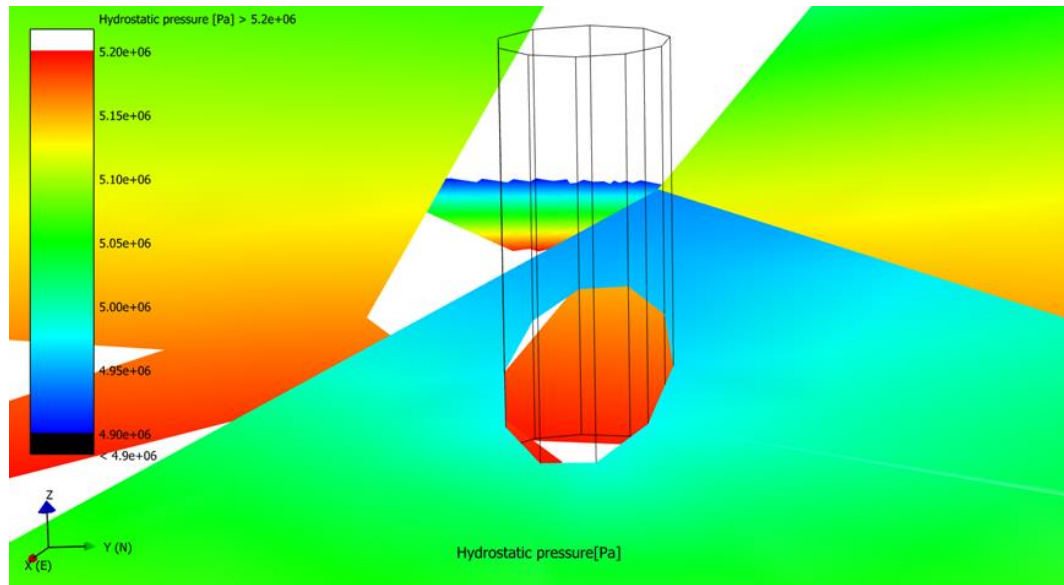


圖 9-10：裂隙與 DH-61 處置孔之靜水壓分布

註：Hydrostatic pressure(靜水壓)。

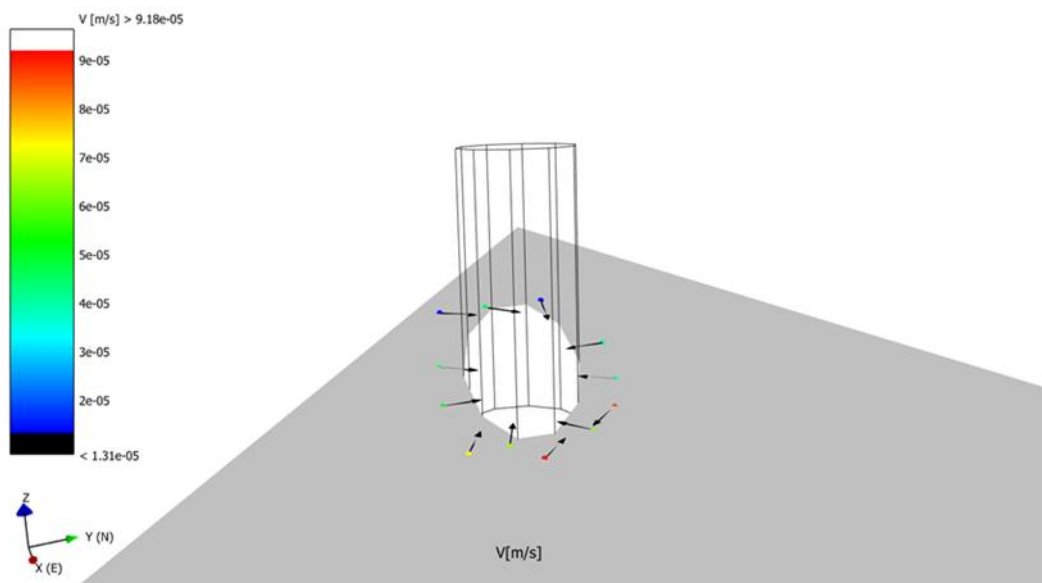


圖 9-11：裂隙流速與流向

註： V (流速)。

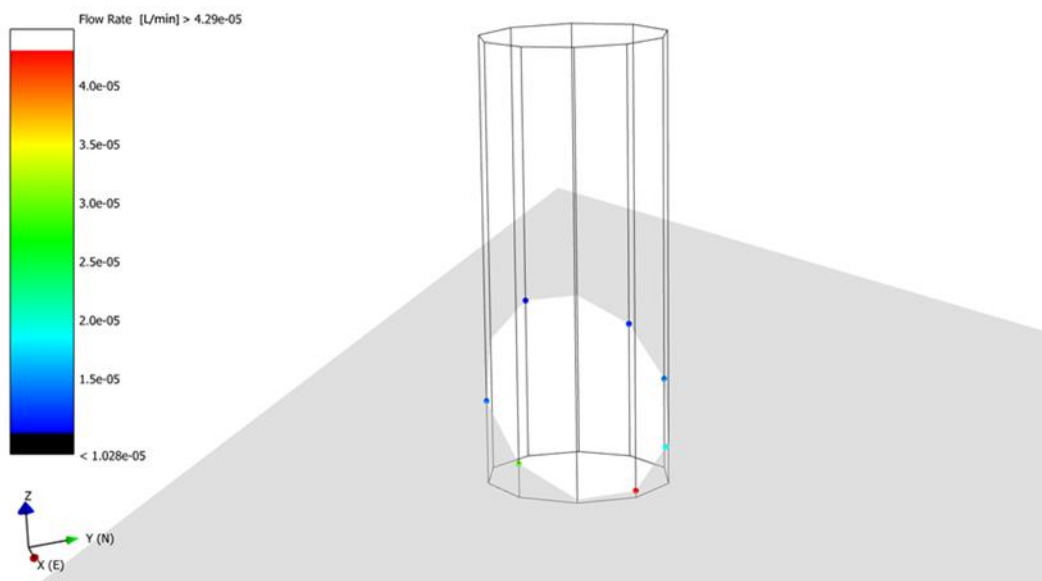


圖 9-12：裂隙流率

註：Flow rate(流率)。

9.2.4 緩衝與回填材料演化

處置設施開挖營運期間，膨潤土尚處於未飽和的階段，地下水流會逐漸從岩層裂隙流入處置孔及處置隧道，首先接觸到膨潤土填充料，並將其間的空隙填滿，接著接觸到膨潤土塊體。地下水接觸到膨潤土後將逐漸潤濕膨潤土，同時膨潤土也因本身吸水膨脹的特性而回脹，填充處置孔與處置隧道中的空間(圖 9-13)。在緩衝材料或回填材料飽和前，若局部的入流量超過膨潤土能吸收的水量，所產生的水壓可能使膨潤土內部形成連通的管流通道，導致膨潤土與水之界面上的膨潤土顆粒被水流侵蝕而損失質量。

本報告先透過發展管流侵蝕試驗(台電公司，2020)，確認膨潤土侵蝕量經驗公式可適用於參考案例之環境，再採用參考案例條件進行侵蝕量之推估。

參考瑞典之管流侵蝕試驗，分析入流量與膨潤土侵蝕量的關係(SKB, 2006)及相關工程設計需求(SKB, 2010j)，並依分析結果訂定處置孔入流量需小於 0.1 L/min，以避免處置孔內緩衝材料因管流侵蝕而流失(如第 4.4.1 節所述)。

此外，為評估處置設施開挖營運期管流侵蝕作用所造成的影響，瑞典 SKB 使用不同的試驗幾何、膨潤土塊體種類、試驗水溶液條件等進行一系列的管流侵蝕試驗，將試驗結果彙整於雙對數圖中(圖 9-14 及圖 9-15)，並依照試驗結果建立經驗方程式如下(Sandén et al., 2008)：

$$m_s = \beta \times (m_w)^\alpha \quad (9-6)$$

其中，

m_s = 累積受侵蝕膨潤土量，[g]。

m_w = 累積管流侵蝕之入流量，[g]。

α = 線性關係之斜率參數，[·]。

β = 特定累積入流量下的侵蝕基準參數，[·]。

為考慮處置孔及處置隧道不同的入流水方向，分別以水平管流試驗代表處置隧道之管流侵蝕模式、以垂直管流試驗代表處置孔之管流侵蝕模式。由圖 9-14 及圖 9-15 可知，線性關係之斜率參數 α 為 0.65，特定累積入流量下之侵蝕基準參數 β 在水平管流試驗介於 0.02 至 2 之間、在垂直管流試驗則介於 0.02 至 0.2 之間。

為驗證上述式(9-6)之適用性，參考其試驗條件(Sandén and Börgesson, 2008; Sandén et al., 2008)，將膨潤土顆粒均勻充填至 1 m 長之水平管狀容器中，填充後乾密度約為 $1,600 \text{ kg/m}^3$ ，並以去離子水及合成地下水(模擬參考案例之地下水質，詳見第 4.3.2 節)，以 0.0025 L/min 及 0.01 L/min 固定注入的方式觀察膨潤土的流失情形。試驗結果如圖 9-16 所示(台電公司，2020)，所得之累積入流量與膨潤土累積流失量趨勢落在式(9-6)的經驗式區間內，且斜率也相近，故可參照式(9-6)進行侵蝕量的推估。

依前述膨潤土侵蝕量試驗結果進行處置設施開挖營運期膨潤土侵蝕量之推估。地下水由處置隧道及處置孔周圍裂隙流入時，入流水會先充填膨潤土顆粒間較大的孔隙空間，且考量處置隧道回填材料塊體之間隙空間亦會被水填充，假設約佔塊體體積之 2%；膨潤土塊體本身則因其壓實緻密、不易透水的特性，假設其可能額外吸收 20% 的水份。根據前述假設，若以東邊處置區塊為例進行估計，單一處置隧道長 300 m、共有 30 個處置孔(第 4.4.2 節)，計算處置孔內膨潤土填充料孔隙空間、處置隧道膨潤土填充料孔隙空間及處置隧道回填塊體間隙空間之總合約為 $1,562 \text{ m}^3$ ，視為管流侵蝕之入流量。接著假設一處置孔存在導水裂隙，且因地下水流場環境使所有的入流水皆流經此處置孔內，根據式(9-6)進行侵蝕量的推估(α 為 0.65、 β 介於 0.02 至 0.2 之間)，則該處置孔之緩衝材料將損失 21.30 kg 至 213.01 kg 的膨潤土。基於上述之侵蝕量推估，評估該侵蝕量下緩衝材料是否仍能維持設計需求，若處置孔內緩衝材料損失 21.30 kg 至 213.01 kg 的膨潤土，計算緩衝材料在此損失量下飽和後之平均乾密度約介於 $1,589 \text{ kg/m}^3$ 至 $1,573 \text{ kg/m}^3$ 之間(飽和密度介於 $2,011 \text{ kg/m}^3$ 至 $2,001 \text{ kg/m}^3$ 之

間)。根據圖 4-10、圖 4-11 乾密度與回脹壓力、水力傳導係數之關係，可得知前述乾密度之區間範圍內，回脹壓力維持在 3 MPa 以上、水力傳導係數維持在 1×10^{-12} m/s 以下，符合緩衝材料限制平流傳輸 (Buff1)、減少微生物活性 (Buff2)、防止廢棄物罐沉陷 (Buff5) 等安全功能之需求，其飽和密度亦符合第 4 章針對飽和密度之設計需求 (1,950 kg/m³ 至 2,050 kg/m³ 之間)。

另單一處置隧道內回填材料膨潤土的總量大約為 10,560 ton。若同樣假設流入處置隧道之入流量為 1,562 m³，以式 (9-6) 進行侵蝕量的推估 (α 為 0.65、 β 介於 0.02 至 2.0 之間)，則處置隧道內回填材料將損失 21.30 kg 至 2,130.12 kg 之膨潤土，和單一處置隧道回填材料的總量相比此損失量極小，依損失後的膨潤土量計算回填材料乾密度仍為 1,408 kg/m³，對回填材料之密度的影響幾乎無變化，不會影響回填材料之安全功能。根據前述分析結果，處置設施在開挖營運期不至於因管流侵蝕現象影響到緩衝材料及回填材料之安全功能。

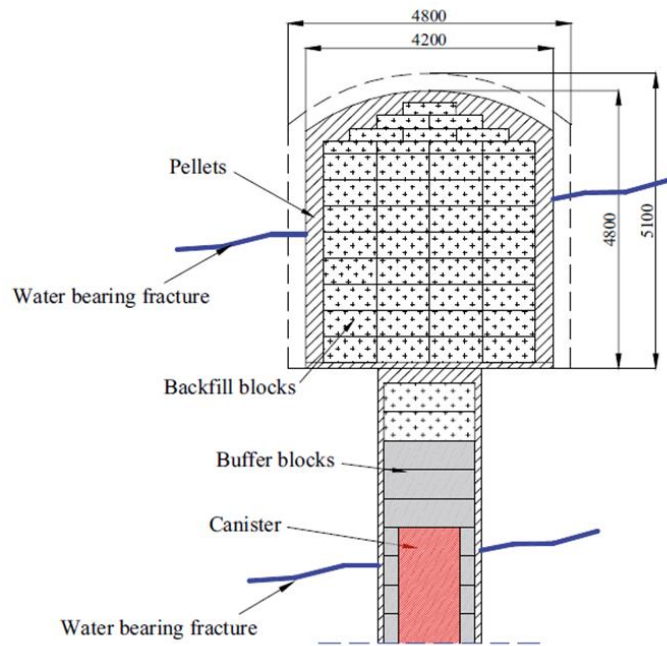


圖 9-13：裂隙水流入處置孔及處置隧道之示意圖

資料來源：摘錄自 Sandén and Börgesson, (2010)。

註：Pellets(膨潤土填充料)；Water bearing fracture(含水裂隙)；Backfill blocks(回填材料塊體)；Buffer blocks(緩衝材料塊體)；Canister(廢棄物罐)。

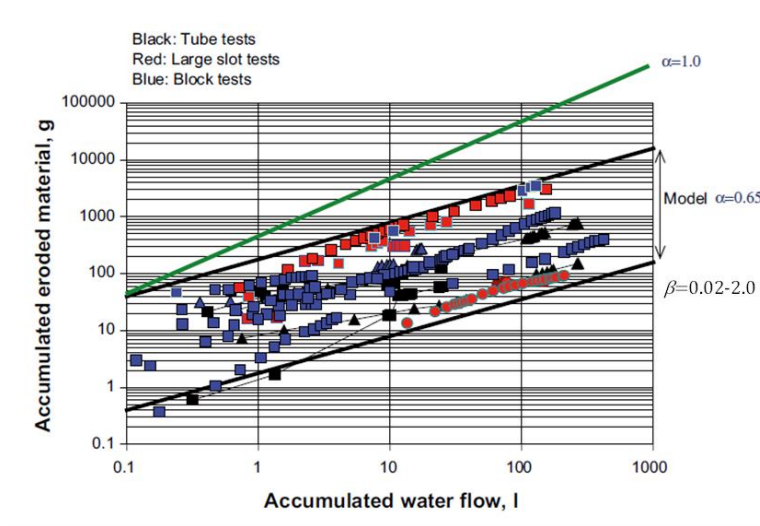


圖 9-14：水平管流試驗之累積受侵蝕量與累積入流量的關係

資料來源：摘錄自 Sandén and Börgesson, (2010)。

註：Accumulated eroded material(累積侵蝕量)；Accumulate water flow(累積水流量)；Black: tube tests(圖中黑色數據點代表管狀容器試驗)；Red: Large slot test(紅色數據點代表大型溝槽試驗)；Blue: Block test(藍色數據點代表塊體侵蝕試驗)。

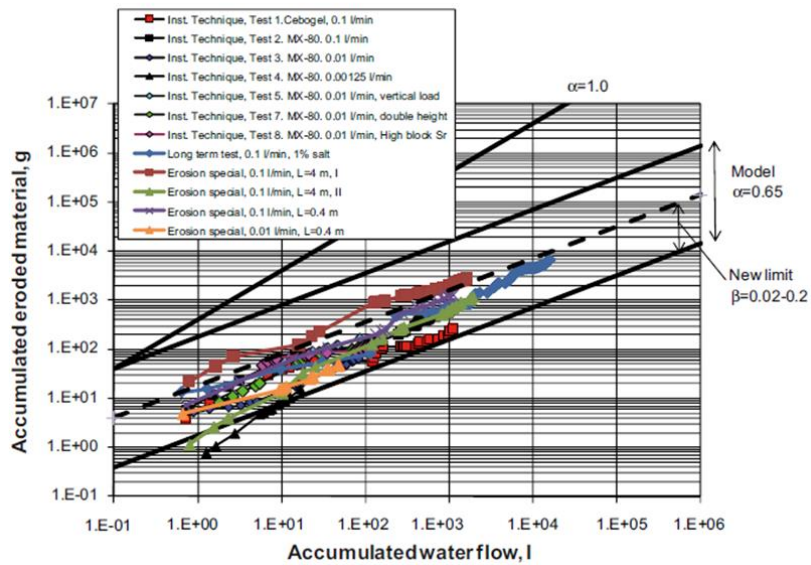


圖 9-15：垂直管流試驗之累積受侵蝕量與累積入流量的關係

資料來源：摘錄自 Sandén and Börgesson(2010)。

註：Accumulated eroded material(累積侵蝕量)；Accumulate water flow(累積水流量)；Inst. Technique：為 Inst. 為 installation 之縮寫，此項代表模擬處置孔安裝技術之試驗，為縮尺尺寸，內含塊體及周圍填充膨潤土填充料；Test No.：代表試驗編號；Cebogel, MX-80：代表試驗之膨潤土材料；vertical load：垂直荷重；double height：2 倍高度；High block Sr：高塊體飽和度；Long term test：長期試驗；Erosion Special：特殊試驗，為垂直管，並且使用 0.4 m 至 4m 之間的長度進行試驗。

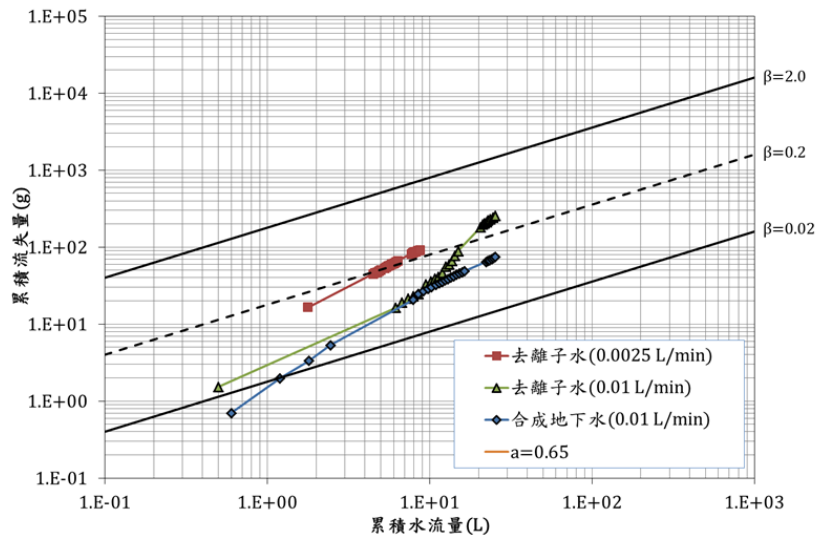


圖 9-16：累積入流量與膨潤土累積流失量之關係

資料來源：台電公司 (2020)。

9.2.5 處置設施周圍化學演化

根據相關文獻之評估結果(SKB, 2011)，處置設施在開挖營運期間，其附近的地下水流場會因地下水流入處置隧道而改變，進而產生深層之高鹽度地下水上升的上揚效應，導致處置設施周圍地下水鹽度升高。其後，因高鹽度地下水密度較高，在處置設施封閉後會下沉回到較深的地層中，使地下水鹽度回到接近初始狀態。

9.2.6 營運對完工設施之影響

處置隧道會在處置作業完成後立即回填並安裝封塞，以維持緩衝材料及回填材料的安全功能，因此，其他處置區塊的開挖及營運作業不會對處置設施整體造成有害的影響(SKB, 2011)。

9.2.7 小結

處置設施的開挖營運期一般約需數十年至上百年的時間，處置設施的整體狀態可能會受到人為開挖作業與廢棄物罐處置作業影響，和處置設施封閉後受到天然作用影響而產生的演化行為不同，主要將根據處置設施的開挖作業、廢棄物罐的處置作業而有不同的演化。以下即根據第 9.2.1 節至第 9.2.6 節之評估結果，摘述處置設施於開挖營運期間可能的演化情形：

(1) 熱演化

處置設施之熱演化主要由用過核子燃料衰變熱所主導。於開挖營運期間，部份工程障壁系統的元件可能會到達其演化過程的最高溫度，但皆不會超過 100 °C。

(2) 力學演化

處置設施在開挖營運期間可能的力學演化，主要受到母岩中的開挖作業所主導。根據第 9.2.2 節近場岩石力學演化所述，開挖作業對母岩導水係數之影響不大，故參考國際文獻(SKB, 2011)將開挖損傷帶之導水係數假設為 $10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ 。由於近場裂

隙再活化之影響應可被忽略，因此，亦由開挖損傷帶之影響所涵蓋。

此外，透過將處置隧道之長軸與最大水平應力平行的方式，以及配合開挖時強化支撐結構等適當的施工技術，可降低剝落的情形發生；若處置孔在置放廢棄物罐前即有超過 5 cm 深的剝落情形，則該處置孔視為無法使用。根據處置隧道之開挖穩定性及地震分析結果，處置隧道底部為穩定性較差的區域，但仍可維持一定的穩定性，不至於影響相關的安全功能。

(3) 水文地質演化

處置設施在開挖營運期間水文地質的演化如第 9.2.3 節所述；一般而言，開挖初期地下水湧入處置隧道及處置孔之入流量較大，隨著時間演進將逐漸降低收斂至最小定流；但若其滲入已封塞之處置隧道內，可能影響回填材料與緩衝材料使其受到侵蝕。根據評估結果，處置隧道及處置孔的入流量介於 10^{-9} L/min 至 10^{-2} L/min，流速約介於 10^{-9} m/s 至 10^{-7} m/s。

(4) 緩衝材料與回填材料演化

處置設施在開挖營運期間，緩衝材料與回填材料尚未飽和，可能會受到入流水的管流侵蝕。經評估顯示，單一處置孔之緩衝材料將損失 21.30 kg 至 213.01 kg 的膨潤土，此時剩餘緩衝材料之乾密度介於 $1,589 \text{ kg/m}^3$ 至 $1,573 \text{ kg/m}^3$ 之間(飽和密度介於 $1,950 \text{ kg/m}^3$ 至 $2,050 \text{ kg/m}^3$ 之間)。處置隧道內回填材料則將損失 21.30 kg 至 2,130.12 kg 之膨潤土；和回填材料的總量相比極小，損失量對回填材料密度的影響亦不大。

(5) 化學演化

處置設施在開挖營運期間之化學演化，主要受到深部鹽水往上移動及地下水位降低等作用所主導；除了少數因深部鹽水往上移動使得鹽度上升的區域以外，大部分區域則因地下水位降低，使得處置深度之地下水鹽度下降。

(6) 對完工設施之影響

由於開挖作業僅會對局部區域產生影響，且處置隧道會在處置作業完成後立即回填並安裝封塞，因此，處置設施之營運應不會對已完工之設施造成有害的影響。

9.3 封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)

9.3.1 簡介

參考案例為亞熱帶之氣候型態，在處置設施封閉之後，亞熱帶的氣候型態預計會維持約 2.5 萬年左右(圖 5-1)，由封閉後初始溫暖期延伸到剩餘冰河期。但由於多數處置設施系統的初始現象及暫態現象，皆發生在處置設施封閉後初期約 1,000 年間，因此，封閉後初始溫暖期，即針對封閉後 1,000 年區間，進行較為詳細的分析探討。

9.3.2 外部條件

根據第 5 章之相關描述，本報告建置之參考案例於未來百萬年安全評估尺度下的氣候演化，係依據 12 萬年的冰河週期進行循環。依照評估結果顯示，處置設施封閉後初期的 1,000 年間，氣溫及年雨量等氣候條件變異性小，氣候型態與現今不會有太大差異，屬於亞熱帶氣候型態，位於東亞陸地與西北太平洋季風系統的影響範圍，氣候變化受季風主導。亞熱帶氣候型態下，參考案例之全年氣溫大於 0℃，夏季受西南氣流和颱風帶來較多的雨水；冬季盛行乾冷的東北季風，且蒸發量高。東亞季風氣候的主要特色為：夏季時氣流(風)由海洋吹向陸地，低層氣流由南半球往北半球流動，形成西南氣流，故對流旺盛，容易產生大量降雨；冬季時氣流(風)由陸地吹向海洋，低層氣流由北半球往南半球流動，形成東北季風。

因此，假設其氣候條件與現今類似，地表年平均溫度約為 23.8℃，年雨量約 1,100 mm，海平面及集水區範圍亦與現今差異不大。

9.3.3 生物圈

本報告建置之參考案例，其生物圈整體演化主要的驅動因子為氣候條件之變化，以及其相應的海平面升降變化；海平面的升降變化會

造成地表地形的變化，進而影響當地的地景與生態系統，人類的相關活動則會因而有所不同。除此之外，若放射性核種自處置設施釋出，亦會因地表地形、釋出地點等不同，而對人類造成不同的影響。以下分別就參考案例之地表地形、生態系統與放射性核種釋出區域 3 個部分，進行生物圈演化的相關討論。

(1) 地表地形：

處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)中，參考案例為島嶼的形式，氣溫及雨量與現今沒有太大的差異，海平面高度改變幅度及整體岸線位移亦不大，地表地形沒有顯著的改變。

(2) 生態系統：

如前所述，由於處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)之氣候型態、海平面高度、地表地形皆無太大改變，參考案例亦維持島嶼的形式，因此，包括陸地生態系及海洋生態系等生態系統，皆維持與現今類似，有豐富農業、畜牧業與養蠅業活動，並具有豐碩產量。

(3) 放射性核種釋出區域：

根據水文地質演化的釋出途徑分析結果(詳見 9.3.6)，處置設施封閉後初始溫暖期，若有核種釋出，放射性核種多數會釋出至海洋中，因此，須關注海域相關活動對人類造成曝露。

(4) 此外，放射性核種亦可能經由海洋碎波作用沾附在海潮造成之海水氣膠上，隨空氣飄散至周遭陸地，因此，居住在海洋附近，從事海洋相關產業之群體，是此時期主要之潛在曝露群體，應納入評估。

9.3.4 近場熱演化

處置設施近場熱演化之評估，係假設所有處置孔內皆放置已裝載用過核子燃料之廢棄物罐，並計算用過核子燃料衰變熱演化對工程障壁之溫度影響。

由於廢棄物罐頂部直接與膨潤土接觸，為最高溫度較易分布的區域，按照第 4.4.1 節所述之分析步驟，廢棄物罐初始熱功率設定為廢棄物罐之初始熱負載限值(1,200 W)，廢棄物罐間距為 9 m，假設岩層內部為均勻的熱傳性質，其熱傳導係數介於 2.3 W/mK 至 3.0 W/mK 之間，根據母岩單位體積熱容等參數，計算廢棄物罐衰變熱造成廢棄物罐半高處之母岩溫度；並計算處置孔內膨潤土的熱，經空氣間隙造成廢棄物罐頂部膨潤土的溫度改變，兩者加總以得出廢棄物罐頂部膨潤土之最高溫度(SKB, 2009c)。

廢棄物罐頂部膨潤土的溫升歷時圖(如圖 9-17、圖 9-18)。分析結果顯示，膨潤土最高溫度大約會在用過核子燃料處置後約 15 年內發生。母岩之熱傳導係數越大時(3.0 W/mK)，越容易將來自各熱源的熱量傳導消散，因此，使廢棄物罐頂部膨潤土之溫度上升幅度較小。

由此可知，在處置設施封閉後初始的 1,000 年內，廢棄物罐頂部膨潤土的溫度將逐步上升，當母岩熱傳導係數為 2.3 W/mK 時，約封閉後第 10 年左右，緩衝材料溫度會達到最高(約 90.30 °C)，當母岩熱傳導係數為 3.0 W/mK 時，則約在封閉後第 10 年左右，緩衝材料溫度會達到最高(約 83.90 °C)。廢棄物罐頂部膨潤土溫度在達到最高後會逐漸下降，在處置設施封閉後第 25 年時，對於不同熱傳導係數條件對應廢棄物罐頂部膨潤土的最高溫度分別為 88.46 °C 與 82.12 °C 左右，並預計會隨著封閉後時間的增加與衰變熱的減少，而使緩衝材料溫度繼續降低，考量 8 °C 溫度餘裕後(SKB, 2009c)，仍符合防止質變(Buff4)與限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力(Buff6)等安全功能指標針對溫度的相關要求。

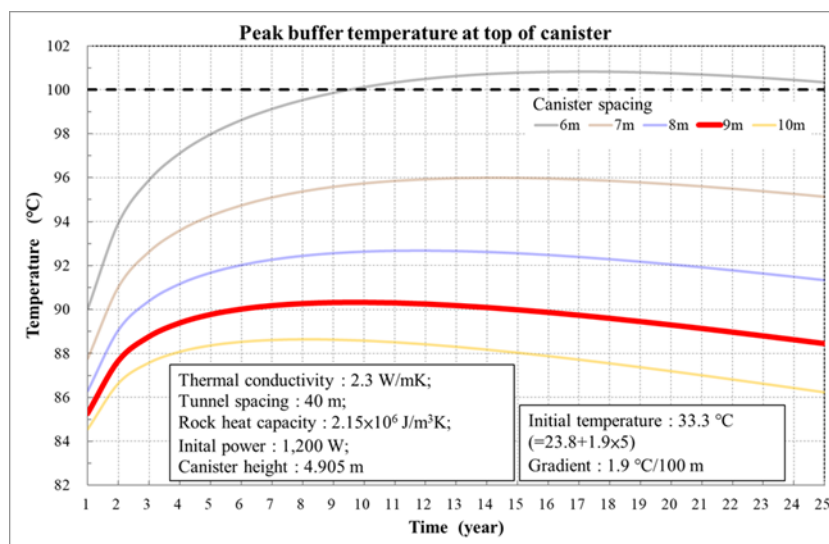


圖 9-17：不同熱間距下之膨潤土溫升歷時圖(熱傳導係數 2.3 W/mK)

註：Thermal Conductivity(岩層熱傳導係數)；Tunnel Spacing(隧道間距)；Rock Heat Capacity (岩層單位體積熱容)；Initial Power(初始功率)；Canister Height(廢棄物罐高度)；Initial Temperature (初始溫度)；Margin (溫度餘裕)；Gradient:(地溫梯度)。

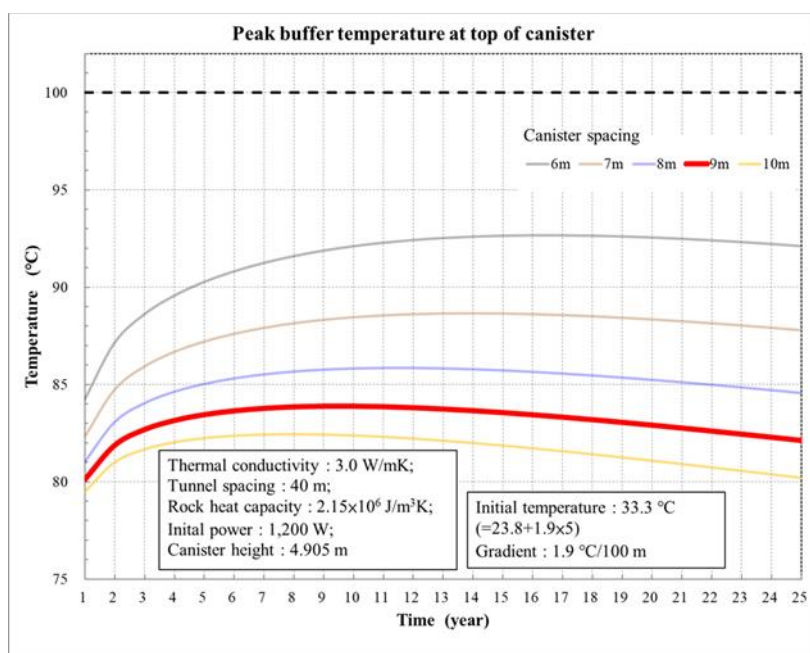


圖 9-18：不同熱間距下之膨潤土溫升歷時圖(熱傳導係數 3.0 W/mK)

註：Thermal Conductivity(岩層熱傳導係數)；Tunnel Spacing(隧道間距)；Rock Heat Capacity (岩層單位體積熱容)；Initial Power(初始功率)；Canister Height(廢棄物罐高度)；Initial Temperature (初始溫度)；Margin (溫度餘裕)；Gradient:(地溫梯度)。

9.3.5 岩石力學演化

處置設施在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)階段，岩石力學上可能影響安全的潛在因子如下：

(1) 因熱負載導致近場裂隙的再活化：

因廢棄物罐內用過核子燃料之衰變熱，導致溫度升高，岩石膨脹，進而壓縮裂隙的內寬，或使得裂隙產生位移，可能進一步影響處置設施系統的力學穩定性(安全功能 R3)及裂隙之導水係數。參考瑞典 SKB 研究成果(SK B, 2011)，顯示近場的裂隙受到熱負載而影響裂隙水力傳導係數都是局部且有限的，部分方向的裂隙可能受熱而閉合，接近隧道開挖面可能局部增加，但增加的幅度皆可於考量 EDZ 之影響時一併涵蓋。

(2) 因熱負載導致遠場裂隙的再活化：

如前所述，透過數值模型模擬深度 450 m 處半徑為 150 m 之裂隙，受到熱負載最大的滑移量僅約 7 mm 以內，且隨著受熱裂隙面上正向應力增加導致裂隙閉合，影響則是讓水力傳導係數降低而非增加，故熱負載引起的水力傳導係數變化太小不須於遠場水文地質分析中進行考慮。

(3) 母岩可能剝落，改變處置孔的幾何，進而影響母岩與緩衝材料間的核種傳輸(安全功能 Buff1)：

處置設施在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)之熱負載，亦可能導致處置孔周圍母岩的剝落。瑞典 SKB 根據現地量測試驗及室內試驗結果之統計，岩體的剝落強度(Spalling Strength)約為單壓強度的 0.5 倍左右，並透過數值分析確認剝落可能發生的範圍。並於處置設施開挖建造階段時，透過分析廢棄物罐置放順序的熱負載分布，最佳化廢棄物罐的置放順序，以將此一現象盡量降低(SK B, 2011)。

(4) 因板塊運動產生岩石應變所引起的裂隙再活化，可能進一步影響處置孔的力學穩定性(安全功能 R3)：

根據地質紀錄，構造活動較為活躍的時間在 129 Ma 至 76 Ma，包含韌性剪切帶活動；斷層活動則集中在 76 Ma 至 58 Ma，此後即無明顯的構造活動(台電公司，2019a)。因此，本報告建置之參考案例，因板塊運動產生的裂隙再活化，以地震引致裂隙位移為主。

處置設施封閉後，若母岩中的裂隙因地震而累積剪力位移，並截切廢棄物罐，則可能使得廢棄物罐因遭受剪切作用而破壞。根據地震模擬結果評估裂隙剪力位移量，採用 3DEC 數值分析模式，分析單次地震事件下所累積的裂隙剪力位移量；再推算出安全評估時間尺度內數次地震所累積的裂隙剪力位移量。詳細分析程序及結果，將於第 9.4.4 節敘述。

9.3.6 水文地質演化

處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年間)之水文地質相關演化將分為(1)地下水流場分析、(2)釋出途徑分析、(3)功能測度值分析共 3 大部份進行探討：

(1) 地下水流場分析

根據第 9.1.3 節水文地質模式為基礎，分析處置設施在封閉後 1,000 年之地下水流場變化。此階段評估範圍如圖 9-1 所示，即採用場址尺度之水文地質模式，相關評估參數設定如下：

- a. 水文地質模式：包含風化層(R0)、完整岩體(R)、主要導水構造帶(F#)。其中，假設 F1 及 F2 僅存在於參考案例陸域範圍中。
- b. 海平面高度變化：與現今相同(0 m)。
- c. 鹽度設定：海水(3.2%)。
- d. 網格設定：網格生成結果($z=-504$ m 剖面)如圖 9-19，共生成約 1,800 萬個網格。

(a) 整體場址尺度評估範圍：設定為 $256\text{ m} \times 256\text{ m} \times 256\text{ m}$ 。

F1 及 F2：由於水力傳導係數較高，網格加密為 $32\text{ m} \times 32\text{ m} \times 32\text{ m}$ 。

(b) 地表：因地表高程(z 方向)會影響數值地形圖的判讀，且其亦會影響流場及質點的運移，因此，加密為 $32\text{ m} \times 32\text{ m} \times 2\text{ m}$ 。

(c) 處置設施：處置設施周圍之母岩岩體設定為 $64\text{ m} \times 64\text{ m} \times 64\text{ m}$ ，其中主隧道、處置隧道、處置孔設定為 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 1\text{ m}$ ，主隧道及處置隧道底部開挖損帶設定為 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 0.125\text{ m}$ ，處置孔壁面因與擷取近場地下水入流相關參數有關，因此，加密為 $0.25\text{ m} \times 0.25\text{ m} \times 0.5\text{ m}$ 。

根據參考案例之 DFN 參數集，選定 1 次實現值生成離散裂隙網路，並進行裂隙連通性分析以保留連通的裂隙，作為後續等效水力特性參數轉換的有效裂隙系統。在主隧道與處置隧道底部開挖損傷帶的部分，則如 9.2.2 節近場岩石力學演化所述及相關文獻之研究結果(SKB, 2008; Bäckblom, 2008; SKB, 2010i)，使用導水係數 $10^{-8}\text{ m}^2/\text{s}$ 進行設定。

DarcyTools 程式以 GEHYCO(GENERAL Hydraulic Conditions)的方式進行等效水力特性參數的轉換。首先確認 1 個網格受到多少具導水能力的裂隙截切，並計算相關水力特性參數對此網格的貢獻，接著進行等效水力特性參數轉換，即可獲得不同網格的等效水力特性參數(圖 9-20)。詳細的參數轉換概念、方式及其方程式請參考相關文獻，在此不進行贅述(Svensson, 2010; Svensson and Ferry, 2010; Svensson et al., 2010)。

完成等效水力特性參數轉換及設定後，將進行穩態地下水流場的分析。在邊界條件設定部分，將海洋最外圍設定為定水頭邊界並引入海水鹽度(3.2%)，陸地之頂部為入滲邊界，整個水文地質模式底部為無流動邊界。

穩態地下水壓力分布分析結果如圖 9-21，結果顯示壓力分布最高的區域位於參考案例中央標高 262 m 之山區，越往海岸線靠近則壓力逐漸降低，整體流場由山區往外、向下呈輻射

狀，到達一定深度後再往地表流動。穩態鹽度分布分析結果則如圖 9-22，結果顯示有明顯海淡水交界面的情形，可能進一步影響質點傳輸途徑，致使質點沿著此交界面傳輸移動。

(2) 釋出途徑分析

根據前述地下水流場分析的結果，使用質點追蹤方法模擬(a)質點由裂隙截切處置孔(Q1 路徑)釋出及(b)質點由隧道底部開挖損傷帶(Q2 路徑)釋出之傳輸情形(圖 9-23)，以計算各個途徑之功能測度值，評估水文地質與傳輸條件的變化，並確認是否符合安全功能 R2 的相關要求。

a. 質點由裂隙截切處置孔(Q1 路徑)釋出之傳輸情形：

質點釋出數量與處置設施配置、DFN 參數集、裂隙截切處置設施之關係及處置孔截切廢孔準則的篩選條件有關，係選用 1 次實現值生成之離散裂隙網路，進行裂隙截切處置設施分析，獲得 Q1 路徑之潛在質點釋出起始位置 148 個，並據此進行質點傳輸模擬。

Q1 路徑質點傳輸模擬結果如圖 9-24 所示，結果顯示傳輸路徑受到山區影響，往北方、北北東、北北西方向輻射向外傳輸直至海岸線。此外，初期受到由上而下之上邊界入滲條件的影響，致使質點稍微向下移動，但隨即因為海淡水交界面的作用，使質點沿此交界面傳輸，最終於海岸線釋出。Q1 路徑之質點傳輸受到海淡水交界面的影響甚鉅，因此，參考案例中鹽度對壓力分布及質點傳輸的影響，為評估水文地質演化的重點之一。

b. 質點由隧道底部開挖損傷帶(Q2 路徑)釋出之傳輸情形：

如前所述，依據處置設施配置、DFN 參數集、裂隙截切處置設施之關係及處置孔截切廢孔準則進行裂隙截切處置設施分析，獲得 Q2 路徑之潛在質點釋出起始位置 2,643 個，並據此進行質點傳輸模擬。

Q2 路徑質點傳輸模擬結果如圖 9-25，結果顯示傳輸路徑與 Q1 路徑趨勢一致，受到鄰近山區影響，往北方、北北東、北北西方向輻射向外傳輸直至海岸線。此外，初期受到由上而下之上邊界入滲條件的影響，致使質點稍微向下移動，但隨即因為海淡水交界面的作用，使質點沿此交界面傳輸，最終於海岸線釋出。不論是 Q1 路徑或 Q2 路徑，其質點傳輸皆受到海淡水交界面的影響甚鉅，因此，參考案例中鹽度對壓力分布及質點傳輸的影響，為評估水文地質演化的重點之一。

(3) 功能測度值分析

為了提供緩衝材料侵蝕、廢棄物罐腐蝕等工程障壁性能評估，以及核種傳輸計算應用，根據地下水流場分析之結果，計算各流徑之等效初始通量、平流速度、流動傳輸阻抗(F)與等效流率(Q_{eq})等功能測度值；其中，根據第 7 章地質圈提供有利的水文地質傳輸條件(R2)之需求，將針對流動傳輸阻抗(F)與等效流率(Q_{eq})進行相關探討。

為符合提供有利的水文地質傳輸條件(R2)之需求，Q1 路徑的流動傳輸阻抗需大於 10,000 yr/m 且越高越好；等效流率則應小於 $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ 且越低越好(SKB, 2011)。本報告主要探討 Q1 路徑及 Q2 路徑之水文地質傳輸模式，以提供後續評估之定量依據，其結果為：

- a. 流動傳輸阻抗(F):處置設施場址尺度模式之流動傳輸阻抗累積分布函數如圖 9-26 所示，結果顯示 Q1 路徑之最小流動傳輸阻抗為 $1.60 \times 10^6 \text{ yr/m}$ ，符合安全功能大於 10,000 yr/m 之相關需求，整體曲線雖然平滑，但最小值與最大值差異約為 2 個數量級，表示質點在傳輸過程中受到的阻力不同；Q2 路徑之最小流動傳輸阻抗為 $9.21 \times 10^5 \text{ yr/m}$ ，整體曲線雖然平滑，但最小值與最大值差異略大於 2 個數量級，亦表示質點在傳輸過程中受到的阻力不同。

- b. 等效流率(Q_{eq}):處置設施場址尺度模式之等效流率累積分布函數如圖 9-27 所示。結果顯示 Q1 路徑之最大等效流率為 $7.46 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，符合安全功能之相關需求，整體曲線非常平滑；Q2 路徑之最大等效流率為 $3.3 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，整體曲線亦非常平滑，而 Q2 數值在累積比率約 0.05 之下小於 Q1 數值 1 個數量級，但隨著累積比率增加，Q2 數值最終小於 Q1 數值約 2 倍。

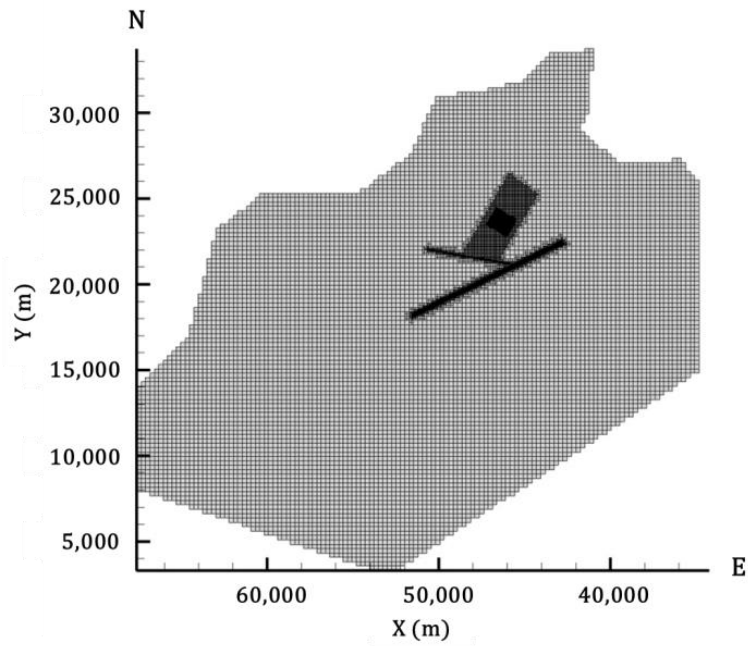


圖 9-19：海平面為 0 m 之水文地質模式網格生成結果

註：此為 $z=-504$ m 剖面。

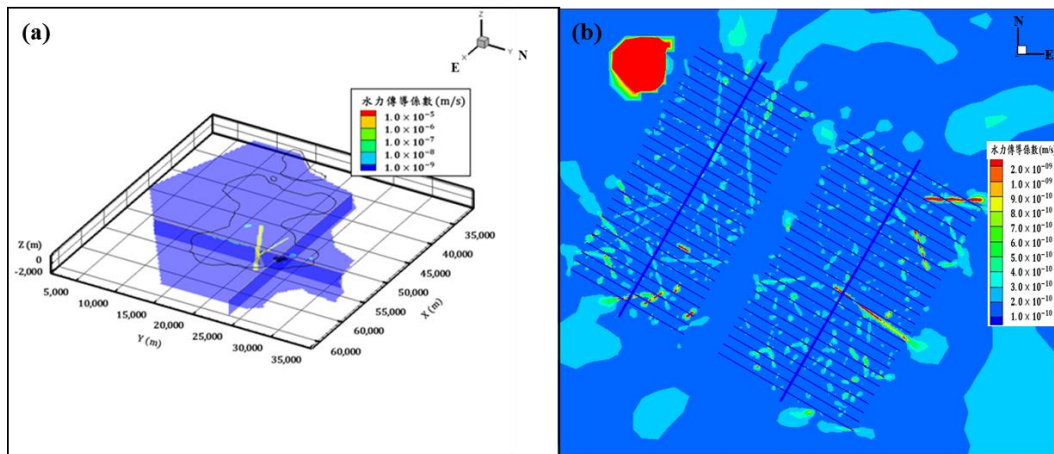


圖 9-20：海平面為 0 m 之等效水力傳導係數分布

註：(a)由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m、 $z=-504$ m 之剖面組成；(b)處置設施範圍之 $z=-504$ m 俯視圖，藍線為處置設施主隧道及處置隧道，裂隙通過區域具有較高的等效水力傳導係數值，表示裂隙貢獻其導水能力。

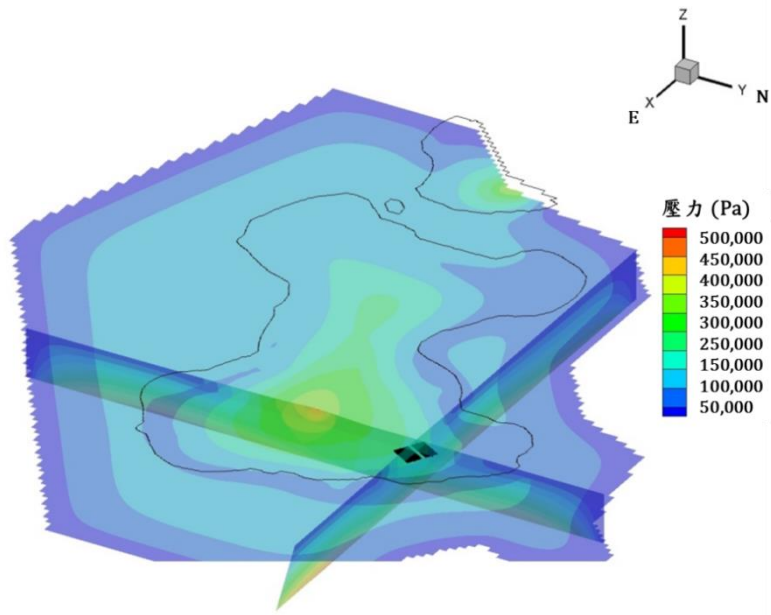


圖 9-21：封閉後初始溫暖期穩態地下水壓力分布結果

註：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m、 $z=-504$ m 之剖面組成；壓力為動壓力 (dynamic pressure)。

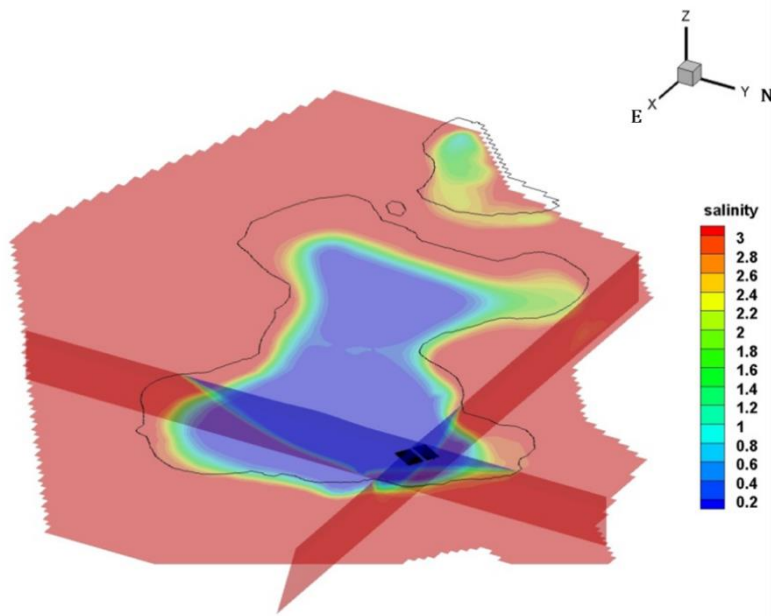


圖 9-22：封閉後初始溫暖期穩態鹽度分布結果

註：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m、 $z=-504$ m 之剖面組成。

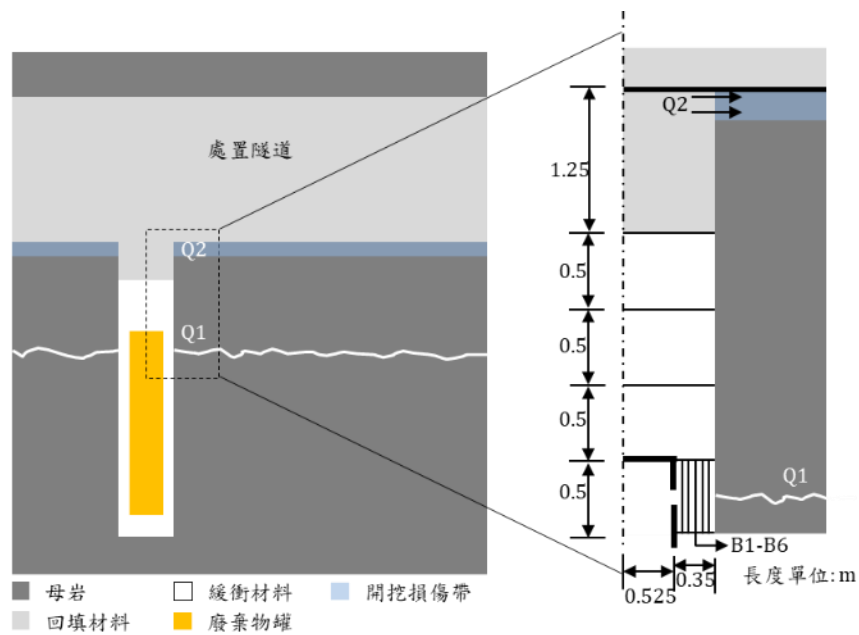


圖 9-23：質點追蹤 Q1、Q2 路徑示意圖

資料來源：改繪自 Joyce et al.(2010)。

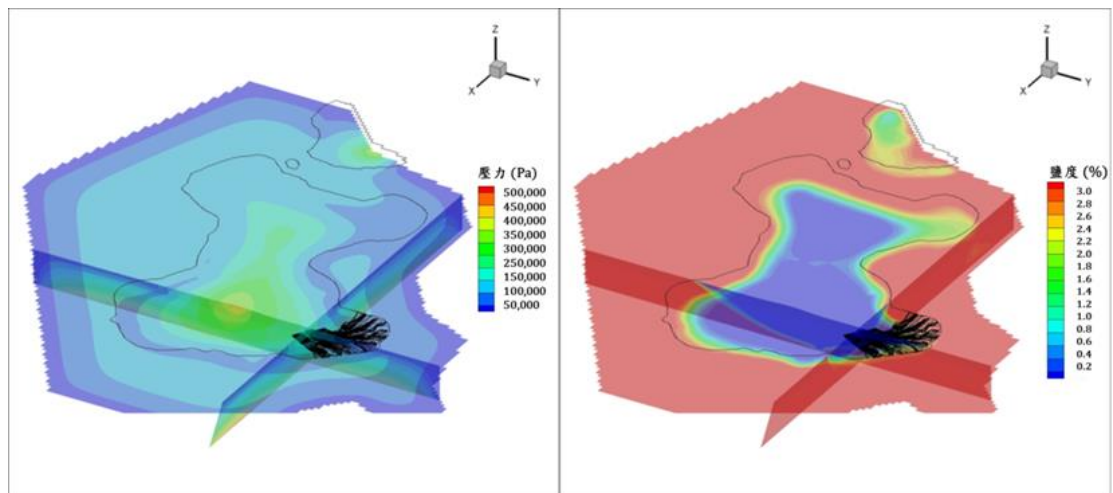


圖 9-24：封閉後初始溫暖期 Q1 路徑質點傳輸模擬結果

註：此圖由 $x=53,625\text{ m}$ 、 $y=23,650\text{ m}$ 、 $z=-504\text{ m}$ 之剖面組成；壓力為動壓力。

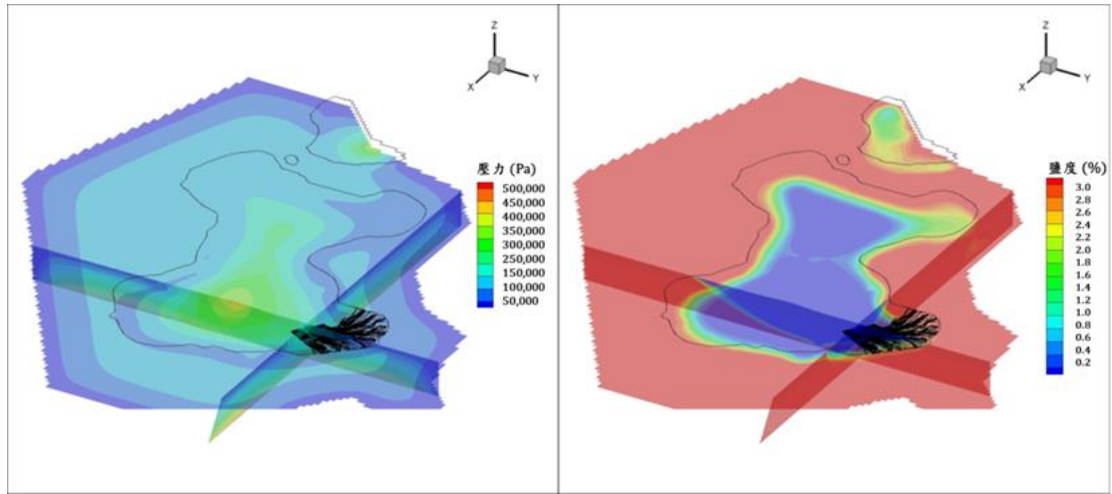


圖 9-25：封閉後初始溫暖期 Q2 路徑質點傳輸模擬結果

註：此圖由 $x=53,625\text{ m}$ 、 $y=23,650\text{ m}$ 、 $z=-504\text{ m}$ 之剖面組成；壓力為動壓力。

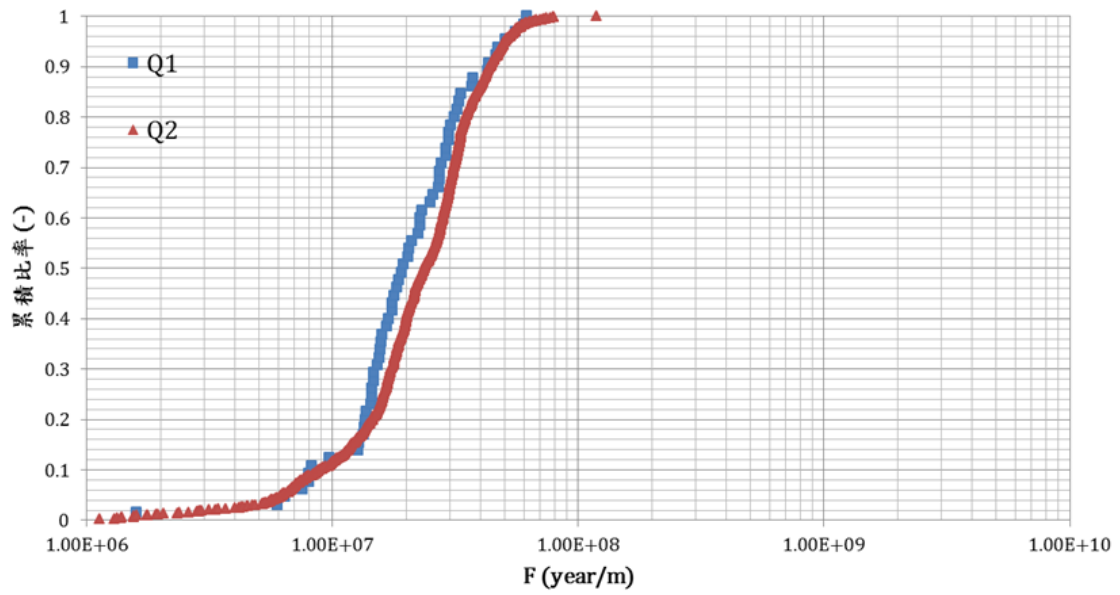


圖 9-26：封閉後初始溫暖期之流動傳輸阻抗累積分布函數

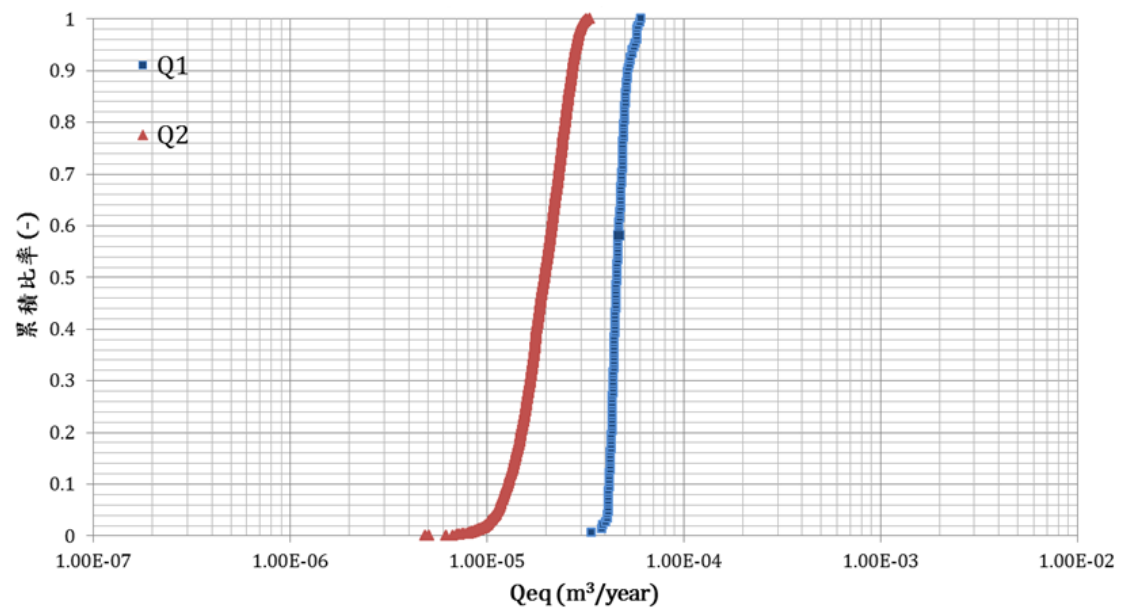


圖 9-27：封閉後初始溫暖期之等效流率累積分布函數

9.3.7 處置設施周圍化學演化

處置設施區域的水文地質環境，會受到地下水入滲及地下水中化學成分的影響而改變，進一步影響到處置設施區域的地球化學狀態。處置設施區域的地球化學狀態，包括其氧化還原狀態、地下水的鹽度、離子強度、pH 值，以及可能影響緩衝材料及廢棄物罐之安全功能的鉀、硫化物、鐵等，應提供有利的化學條件(安全功能 R1)，以協助維持相關的安全功能。

根據第 9.3.6 節水文地質演化之分析結果，處置設施在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)的穩態鹽度分布如圖 9-22，處置設施範圍內廢棄物罐重心深度($z=-504$ m)的穩態鹽度分布如圖 9-28。結果顯示處置設施區域之鹽度分布約介於 0.02%至 0.013%之間，有明顯海淡水交界面的情形發生，可能進一步影響質點傳輸途徑，致使質點沿著此交界面傳輸移動。

目前根據前述穩態鹽度分布之分析結果，採用 PHREEQC 程式初步估算該鹽度地下水之水合物種型態分布，並計算其 TDS、離子強度、pH 值，以及可能影響緩衝材料及廢棄物罐安全功能之硫化物與鐵的濃度。根據第 9.3.6 節之評估結果，本報告揀選廢棄物罐腐蝕率最高的 5 個處置孔進行分析(處置孔編號 DH-216、DH-812、DH-2110、DH-2632、DH-2633)，評估地下水之水合物種型態分布；其地下水之陽離子強度、pH 值，以及硫化物與鐵離子濃度的分析結果如表 9-3。

評估結果顯示處置設施區域的 TDS 介於 1.33 g/L 至 1.18 g/L 之間、鹽度介於 0.0133%至 0.0118%之間、pH 值介於 7.07 至 7.10 之間，符合安全功能 R1 針對地下水酸鹼值及避免氯化物促進腐蝕作用所設定之安全功能指標標準(地下水的 TDS 小於 35 g/L、酸鹼值應介於 5 至 11 之間)。

但陽離子強度低於 8 mM，硫化氫離子濃度亦皆些微超過安全功能指標對於有害物質濃度之要求(些微大於 10^{-4} M)，因此，可能使得緩衝材料及回填材料之膨潤土易有膠體外釋之情形，導致廢棄物罐銅

殼處於易於被腐蝕的情況中，後續於第 9.3.11 節及第 9.3.13 節中，分別針對膠體外釋與廢棄物罐腐蝕情況進行探討。

表 9-3：處置設施地下水之各數值分析結果範例

位置 (處置孔編號)	TDS (g/L)	陽離子強度 (mM)	pH	[HS ⁻] (mole/L, M)	[Fe ²⁺] (mole/L, M)	[Fe ³⁺] (mole/L, M)
DH-216	1.24	2.34	7.08	1.74×10 ⁻⁴	1.25×10 ⁻⁷	2.13×10 ⁻⁷
DH-812	1.33	2.51	7.10	1.80×10 ⁻⁴	1.14×10 ⁻⁷	1.89×10 ⁻⁷
DH-2110	1.18	2.23	7.07	1.71×10 ⁻⁴	1.34×10 ⁻⁷	2.31×10 ⁻⁷
DH-2632	1.33	2.51	7.10	1.80×10 ⁻⁴	1.14×10 ⁻⁷	1.89×10 ⁻⁷
DH-2633	1.33	2.51	7.10	1.80×10 ⁻⁴	1.14×10 ⁻⁷	1.90×10 ⁻⁷

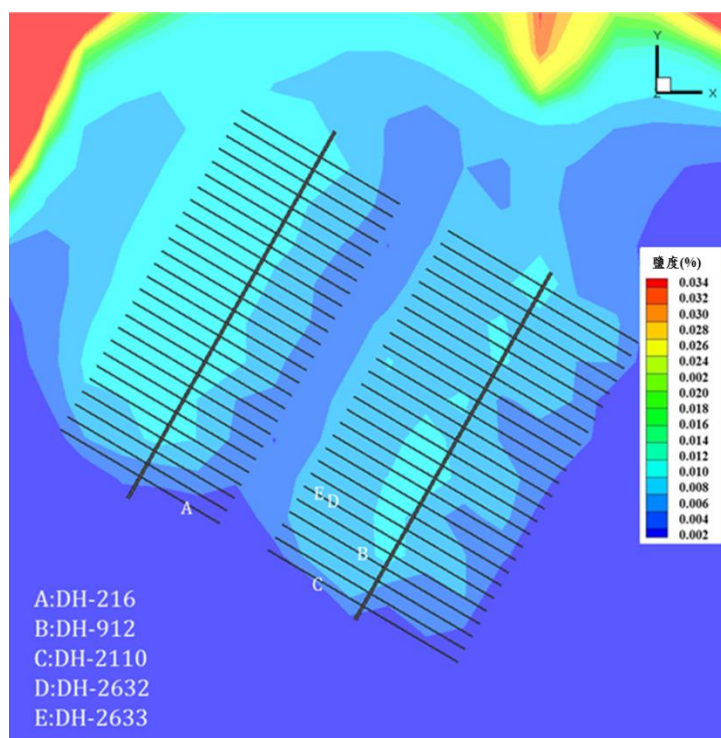


圖 9-28：處置設施周圍之穩態鹽度分布

註：深度為(z=-504 m)；A 至 E 為 5 個廢棄物罐腐蝕腐蝕率最高的處置孔之位置及其編號。

9.3.8 緩衝與回填材料飽和

處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後1,000年)中，受到母岩裂隙中地下水流入處置隧道以及處置孔內之影響，使得緩衝材料與回填材料之飽和度逐漸上升。本研究以FLAC3D程式建立數值模型，數值模型之處置隧道與處置孔尺寸則參考第4.2.5節緩衝材料之設計尺寸(圖4-8)建立，如圖9-29所示。初始條件部分，緩衝與回填材料之初始乾密度則參考第4.2.5節之設計密度(圖4-9)設定，緩衝材料初始乾密度為 $1,590 \text{ kg/m}^3$ ，回填材料初始乾密度為 $1,461 \text{ kg/m}^3$ ，如圖9-30所示。緩衝及回填材料之水力傳導係數則根據第4.2.5節緩衝材料之實驗結果(圖4-11)進行設定，緩衝材料之水力傳導係數約為 $5.09 \times 10^{-14} \text{ m/s}$ ，回填材料之水力傳導係數為 $1.28 \times 10^{-13} \text{ m/s}$ 。根據第9.3.6節水文地質演化之地下水流場及水壓分布進行設定，裂隙位態與截切處置設施之位置則根據第9.3.5節岩石力學演化之分析結果進行設定。目前假設緩衝材料及回填材料安裝完成後，母岩裂隙才後續生成並使得截切面之緩衝及回填材料中產生間隙，裂隙截切處置設施與緩衝及回填材料為全斷面入流之型式，表示裂隙斷面與間隙均有水流通過，以FLAC3D計算處置隧道與處置孔受到裂隙截切後，地下水經由母岩裂隙進入處置設施中，使得緩衝與回填材料之平均飽和度隨時間逐漸增加，並觀察不同裂隙截切位置之飽和時間。

根據第9.3.5節岩石力學演化之分析結果，最常出現之裂隙截切型式主要有2類：(1)截切處置隧道與處置孔以及(2)單獨截切處置孔。本研究設定2組案例，案例一為處置隧道和處置孔均有裂隙截切時(圖9-31)，其平均飽和度與時間之關係，如圖9-32所示；由圖9-32之分析結果可知，案例一處置隧道與處置孔達到完全飽和的時間約需5,000年。案例二為僅有處置孔受到截切的情況下，如圖9-33所示，其平均飽和度與時間之關係如圖9-34所示；由圖9-34之分析結果可看出，案例二處置隧道與處置孔達到完全飽和的時間約需16,700年，飽和時間較案例一(處置隧道和處置孔均被裂隙截切)長許多，這是由於案例二之裂隙截切區域較小，因此，固定時間下地下水入流量

較少，且案例二之地下水由裂隙截切區域往處置隧道方向向上傳輸，尚需抵抗重力之影響，故地下水流由處置孔向上飽和之速度較為緩慢。

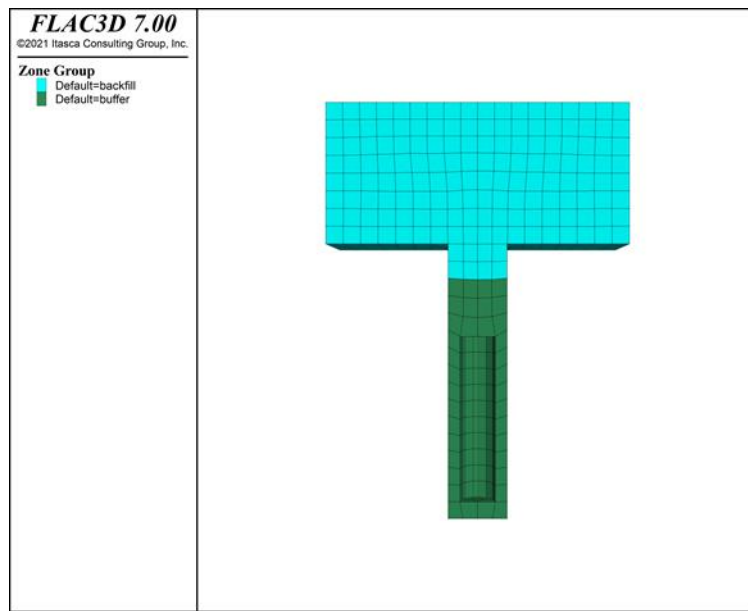


圖 9-29：FLAC3D 數值模型幾何

註：綠色範圍(buffer)為緩衝材料；淺藍色範圍(backfill)為回填材料。

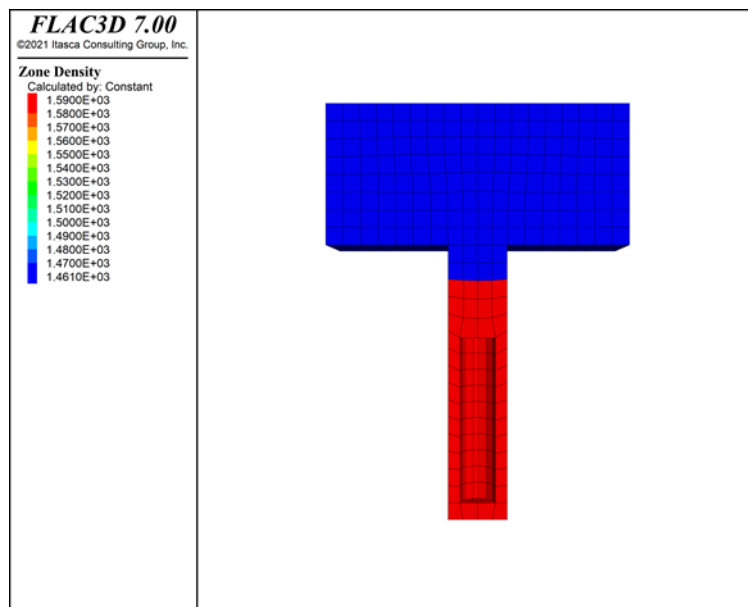
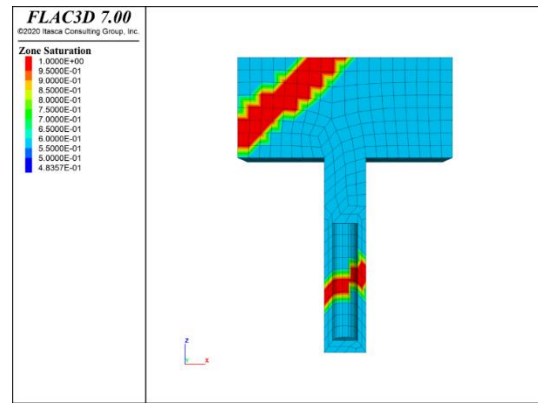
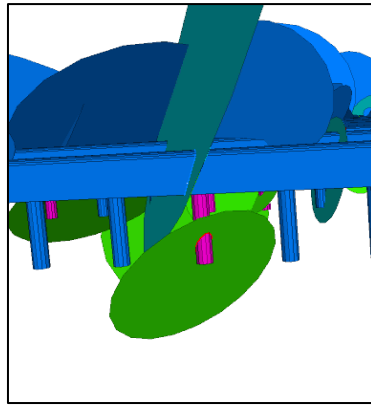


圖 9-30：緩衝與回填材料初始乾密度分布圖

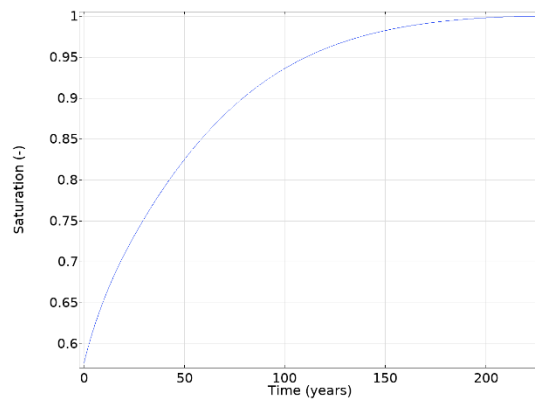
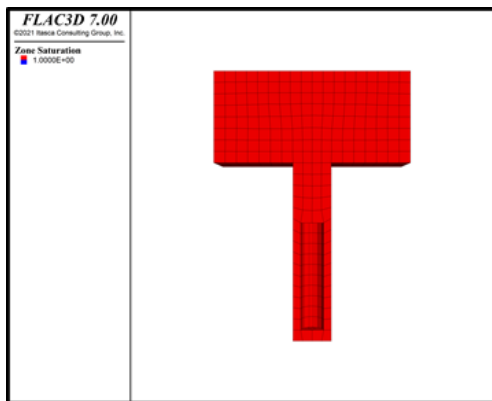
註：Density(密度)，單位為 kg/m^3 。



(a)裂隙截切位置之分布

(b)處置隧道與處置孔飽和狀態

圖 9-31：處置隧道和處置孔均被裂隙截切時之飽和狀態

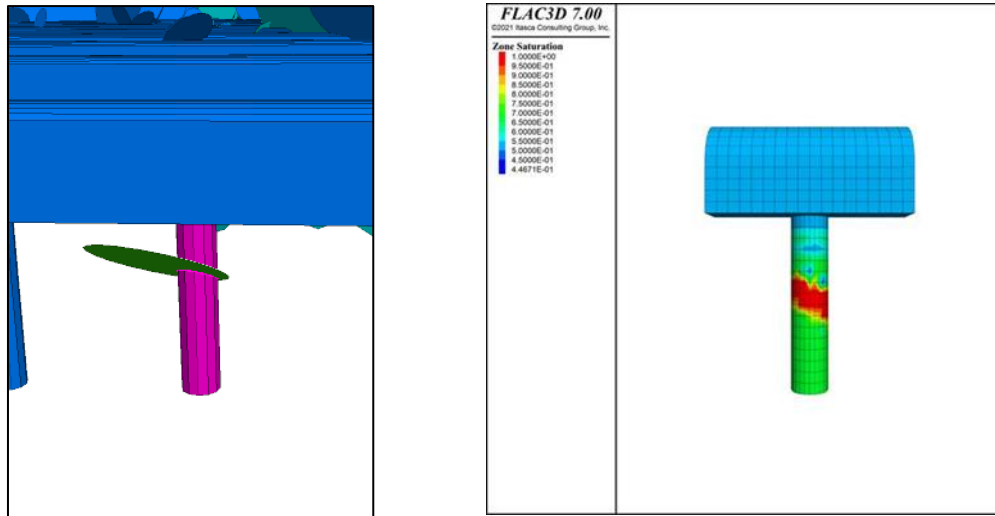


(a)飽和度分布圖(約 5,000 年)

(b)平均飽和度隨時間變化

圖 9-32：處置隧道和處置孔均被裂隙截切之平均飽和度與時間關係

註：(b)之縱軸為平均飽和度(Saturation)；橫軸為時間(Time)、單位為年(year)。

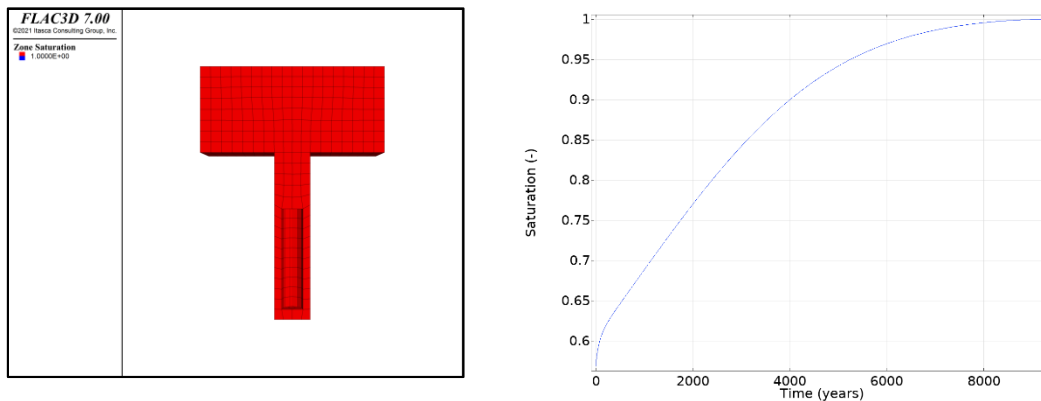


(a) 裂隙與截切位置

(b) 處置隧道與處置孔飽和狀態

圖 9-33：僅處置孔被裂隙截切時之飽和狀態

註：此處的 Stress 展示回脹壓力數值，單位為 Pa。



(a) 飽和度分布圖(約 16,700 年)

(b) 平均飽和度隨時間變化

圖 9-34：僅處置孔被裂隙截切時之平均飽和度與時間關係

註：(b)之縱軸為平均飽和度(Saturation)；橫軸為時間(Time)、單位為年(year)。

9.3.9 回脹與回脹壓力

緩衝材料的主要功能為確保廢棄物罐及母岩間物質主要以擴散作用進行傳輸(限制平流傳輸, Buff1);為達成此一目標,膨潤土需要維持足夠的回脹壓力以填充處置孔內空隙,確保緩衝材料與處置母岩緊密接合,避免處置孔中有額外的物質傳輸通道。

除了前述限制平流傳輸(Buff1)之安全功能以外,緩衝材料為達到減少微生物活性(Buff2)、防止廢棄物罐沉陷(Buff5)、限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力(Buff6)等安全功能,亦對緩衝材料的回脹壓力有一定的要求(第7章);整體來說,依據先前安全功能Buff1、Buff2、Buff5以及Buff6之相關規定,緩衝材料之回脹壓力保持在2 MPa至10 MPa之間時,可滿足前述所有安全功能之安全功能指標標準。此外,為使緩衝材料在吸水回脹後尚能保持一定體積在處置孔內,以維持其設計密度,使緩衝材料維持在2 MPa以上之回脹壓力,回填材料必須具有足夠高的密度以抵抗緩衝材料回脹上舉的行為,使其不致因回脹作用回脹擠壓至處置隧道,而失去原本的設計密度(BF1);此外,回填材料之回脹壓力亦需至少保持在0.1 MPa以上,以避免平流傳輸(BF2)。

本報告針對緩衝材料與回填材料於處置設施封閉後,在(1)膨潤土的飽和、(2)廢棄物罐沉陷作用、(3)膨潤土質量再分布等作用對膨潤土及其回脹壓力的影響,相關分析結果如下:

(1) 膨潤土的飽和作用

膨潤土在吸水後水份填充至膨潤土孔隙內,致使膨潤土回脹,進而產生回脹壓力與回脹量,此特性和處置設施所在地區的水力條件相關,不同的地下水入流位置與入流水壓,均會產生不同程度之回脹壓力與回脹量。

案例一為處置隧道和處置孔均被裂隙截切,地下水流經由母岩裂隙進入處置隧道和處置孔內,處置隧道和處置孔之初始回脹壓力如圖 9-35 所示。隨著水流不斷由母岩裂隙進入處置隧道和處置孔內,緩衝及回填材料將逐漸達到飽和,並同步吸水回脹及產生回脹壓力。當緩衝及回填材料達到完全飽和

時，回填材料產生之回脹壓力約為1.5 MPa；緩衝材料則產生約5 MPa之回脹壓力，如圖 9-37 左圖所示。

案例二為僅有處置孔被裂隙截切，地下水流經由母岩裂隙先進入處置孔內，後續逐漸向上飽和，處置孔之初始回脹壓力如圖 9-36 所示。隨著水流不斷由母岩裂隙進入處置隧道和處置孔內，緩衝及回填材料將逐漸達到飽和，並同步吸水回脹並產生回脹壓力。當緩衝及回填材料達到完全飽和時，回填材料產生之回脹壓力約落在1.5 MPa；緩衝材料則產生約5 MPa之回脹壓力，如圖 9-37 右圖所示。

圖 9-37 顯示案例一與案例二達到飽和時之回脹壓力相同，其原因為2個案例之初始條件相同(如初始乾密度、初始飽和度等)，而回脹壓力與膨潤土之初始乾密度有關，裂隙截切位置僅影響飽和時間與未飽和期間各暫態之回脹壓力分布。當緩衝及回填材料達到飽和且壓力平衡時，初始乾密度為 $1,461 \text{ kg/m}^3$ 之回填材料，所產生之回脹壓力約為1.5 MPa，而初始乾密度為 $1,590 \text{ kg/m}^3$ 之緩衝材料，所產生之回脹壓力約為5.0 MPa。此外，圖 9-37 顯示有少部分位於處置孔底部區域緩衝材料之回脹壓力達約8.23 MPa，其原因為處置孔底部之緩衝材料承受上方廢棄物罐之自重，使得其密度會略大於其他區域，因此產生較高之回脹壓力，但仍在安全功能指標之要求範圍內。綜合上述之分析結果，回填材料飽和時之回脹壓力為1.5 MPa，符合「回填材料之回脹壓力亦需至少保持在0.1 MPa以上，以避免平流傳輸(BF2)」之安全功能指標。緩衝材料飽和時之回脹壓力為5 MPa，符合安全功能 Buff1、Buff2、Buff5 以及 Buff6 之綜合規定：「緩衝材料之回脹壓力須保持在2 MPa至10 MPa之間」之需求。

(2) 廢棄物罐沉陷作用

緩衝材料之回脹壓力需大於0.2 MPa，以符合(Buff5)之安全功能，防止廢棄物罐因自重而產生沉陷。為避免廢棄物罐沉陷，

緩衝材料必須具有一定之厚度與密度，若緩衝材料密度過低，將使緩衝材料受廢棄物罐重量的作用而變形，進一步造成廢棄物罐下沉或傾斜，導致周圍緩衝材料的厚度減少或使廢棄物罐接觸到處置孔的孔壁或底部，則緩衝材料將不再完整包覆廢棄物罐，無法維持限制平流傳輸(Buff1)之安全功能。

根據第 7 章安全功能與安全功能指標所述，緩衝材料之回脹壓力需大於 0.2 MPa，以提供防止廢棄物罐沉陷(Buff5)之安全功能。為確認廢棄物罐下方緩衝材料承受上方廢棄物罐及回填材料之重量後產生變形量的程度，本研究以 FLAC3D 程式進行數值模擬，廢棄物罐幾何尺寸參照第 4.2.4 節廢棄物罐之設計尺寸，緩衝材料幾何尺寸則參照第 4.2.5 節緩衝材料之設計尺寸。由於一般情況下廢棄物罐之變形量相對於緩衝材料來說甚小，因此目前進行之數值模擬將不考慮廢棄物罐之變形，將廢棄物罐視為剛體。廢棄物罐整體重量為廢棄物罐本身重量與其內裝填之燃料束重量之總和，參考第 4.2.4 節廢棄物罐之設計重量，考量可能之最大沉陷量，故選用較重之 PWR 形式燃料束與廢棄物罐之重量總和作為邊界條件，廢棄物罐與 PWR 燃料數共重 26,800 kg。

初始條件部分，緩衝與回填材料之初始乾密度則參考第 4.2.5 節緩衝材料之設計密度(圖 4-9)進行設定，緩衝材料初始乾密度為 1,590 kg/m³，如圖 9-38 所示。本研究以 FLAC3D 程式進行緩衝材料變形量之模擬，在廢棄物罐重量為 26,800 kg 之作用下，緩衝材料之垂直位移量分布如圖 9-39 所示，其中廢棄物罐底部垂直位移量約為 0.024 cm，此數值即為廢棄物罐沉陷量。緩衝材料之密度分布如圖 9-40 所示，其中，因力學作用廢棄物罐底部之緩衝材料密度些微上升，且頂部之緩衝材料密度些微下降，但對飽和後之回脹壓力影響甚微，可符合 Buff5 之安全功能：「緩衝材料之回脹壓力需大於 0.2 MPa」之規範。

(3) 膨潤土質量再分布

為限制平流傳輸(Buff1)、減少微生物活性(Buff2)、防止廢棄物罐沉陷(Buff5)，緩衝材料的水力傳導係數需小於 1×10^{-12} m/s、回脹壓力需大於 2 MPa 可滿足上述要求。根據 MX-80 膨潤土於不同乾密度之水力傳導性質試驗結果(如圖 4-11)，膨潤土乾密度大於 $1,100 \text{ kg/m}^3$ 時，可達到水力傳導係數小於 1×10^{-12} m/s 之條件；根據 MX-80 膨潤土於不同乾密度條件下之回脹壓力試驗結果圖 4-10，膨潤土乾密度大於 $1,420 \text{ kg/m}^3$ 時，可達到回脹壓力大於 2 MPa 之條件。故若以 MX-80 膨潤土做為緩衝材料時，其乾密度條件應維持在大於 $1,420 \text{ kg/m}^3$ 才能保持上述之安全功能要求。

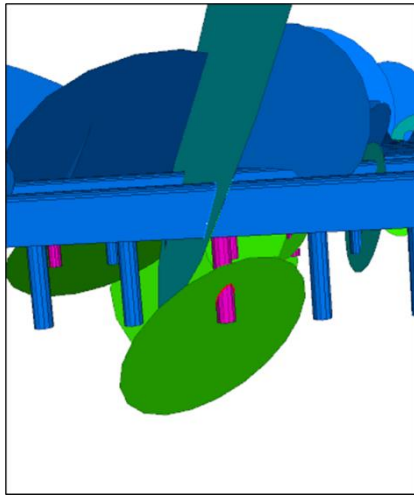
依據第 4.2.5 節處置孔及緩衝材料之設計規格，廢棄物罐外圍之緩衝材料乾密度為 $1,598 \text{ kg/m}^3$ (如圖 4-9)，在此條件下，若緩衝材料之質量損失達 1,324.5 kg 以上時，其乾密度會由原本的設計規格 $1,598 \text{ kg/m}^3$ 減少至 $1,420 \text{ kg/m}^3$ ，即臨界於滿足安全功能條件之最低限值。

本報告以上述計算結果為基礎，保守假設緩衝材料在飽和後受到侵蝕質量損失為 1,200 kg 時，評估其受侵蝕後之質量再分布行為，並確認質量平衡後之回脹壓力分布，探討對於緩衝材料達到平流可能的影響程度。

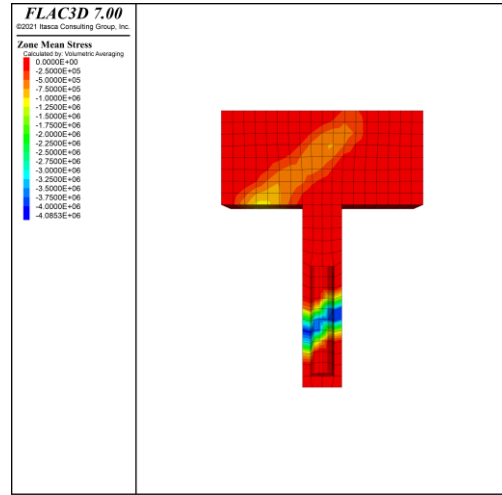
本研究透過 ABAQUS 軟體分析，圖 9-41 為損失 1,200 kg 膨潤土時之分析案例，分別於 1 個月、1 年、3.5 年與 54 年膨潤土再分布的情形。由分析結果可得知，在損失 1,200 kg 膨潤土的情況下，大約在 3.5 年後可完全填充缺少的部位；此時，僅於膨潤土缺口癒合處回脹壓力較低，而大部分區域的回脹壓力約為 4 MPa。

綜合上述分析結果，估計緩衝材料損失 1,200 kg 以內可維持在避免平流傳輸的條件。因膠體外釋造成之膨潤土侵蝕的論

述請見第 9.3.11 節膠體外釋及 9.4.8 節緩衝材料與回填材料之影響。



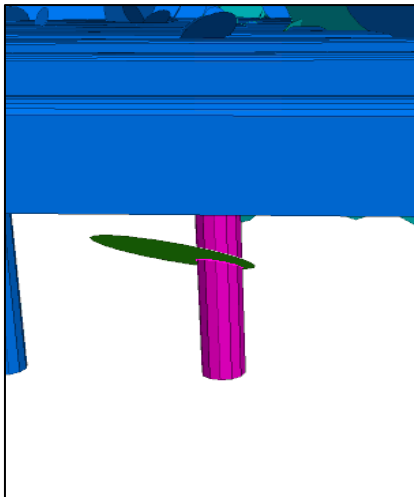
(a) 裂隙截切位置



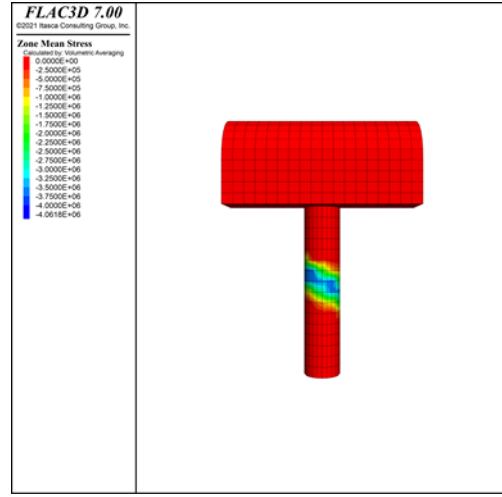
(b) 處置隧道與處置孔初始回脹壓力

圖 9-35：處置隧道和處置孔均被裂隙截切時之初始回脹壓力分布

註：此處的 Stress 展示回脹壓力數值，單位為 Pa。



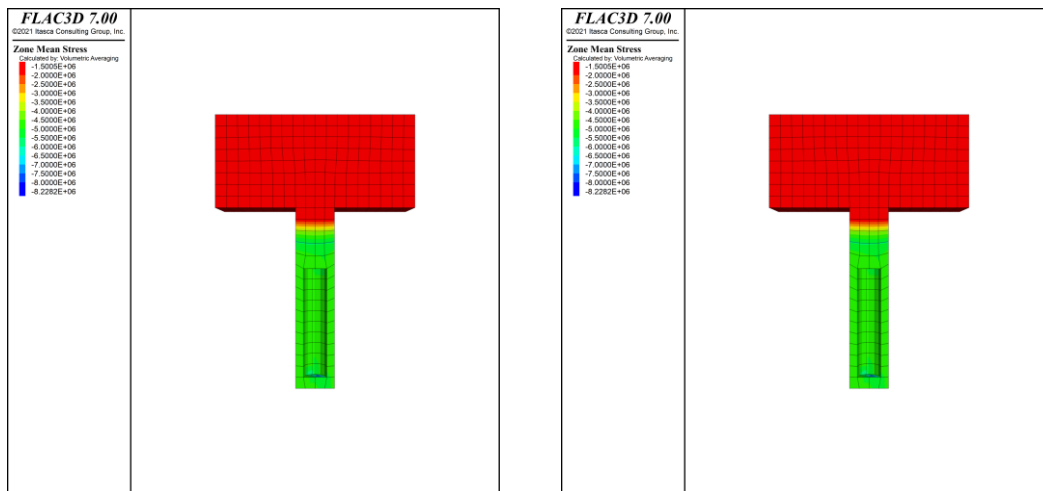
(a) 裂隙截切位置



(b) 處置隧道與處置孔初始回脹壓力

圖 9-36：僅處置孔被裂隙截切時之初始回脹壓力分布

註：此處的 Stress 展示回脹壓力數值，單位為 Pa。



(a)處置隧道和處置孔均被裂隙截切

(b)僅處置孔被裂隙截切

圖 9-37：飽和時回脹壓力分布

註：此處的 Stress 展示回脹壓力數值，單位為 Pa。

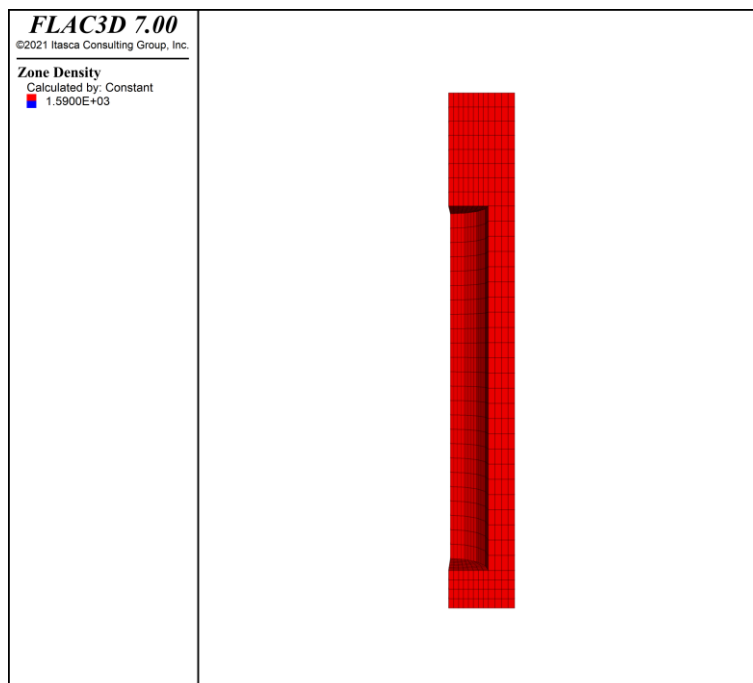


圖 9-38：緩衝材料初始乾密度分布

註：Density(密度)，單位為 kg/m^3 。

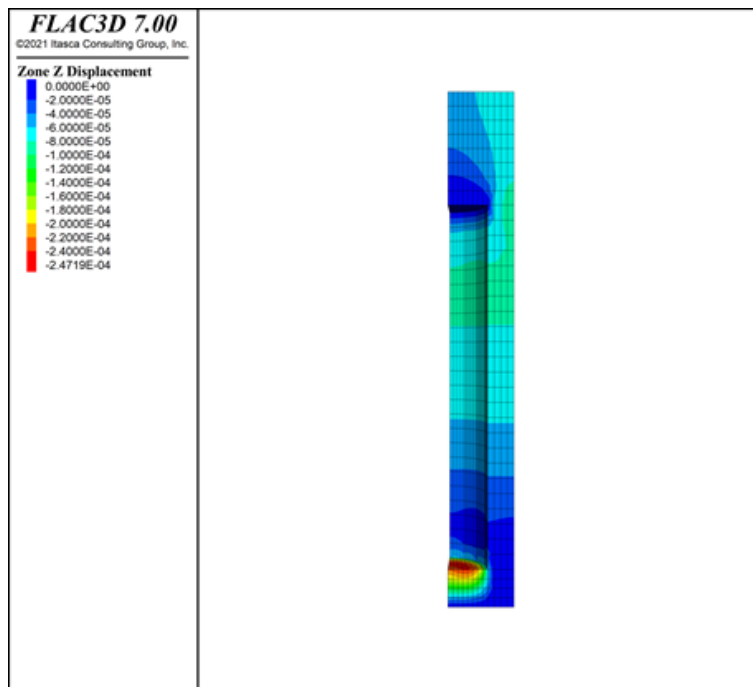


圖 9-39：廢棄物罐沉陷後緩衝材料垂直位移量分布

註：此處的 Displacement 展示 Z 方向位移；單位為 m。

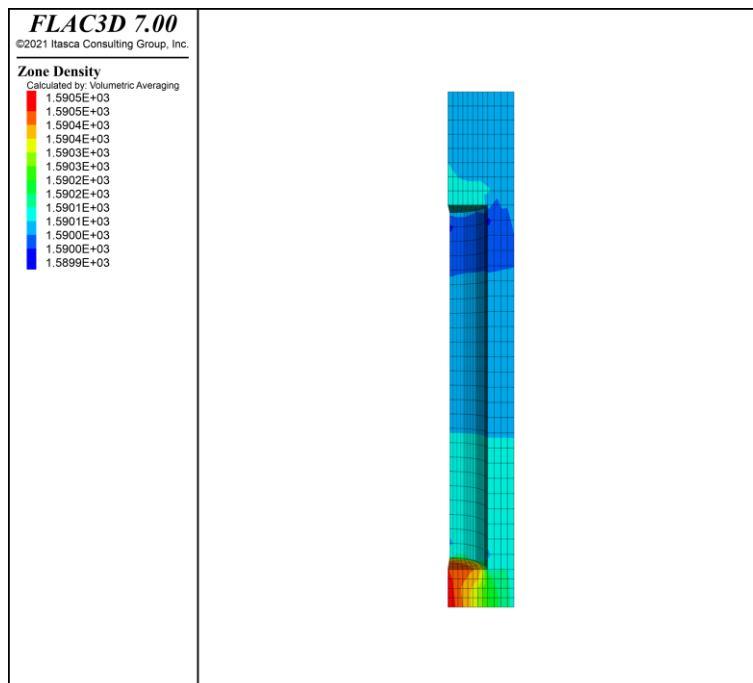


圖 9-40：廢棄物罐沉陷後緩衝材料密度分布

註：Density(密度)，單位為 kg/m^3 。

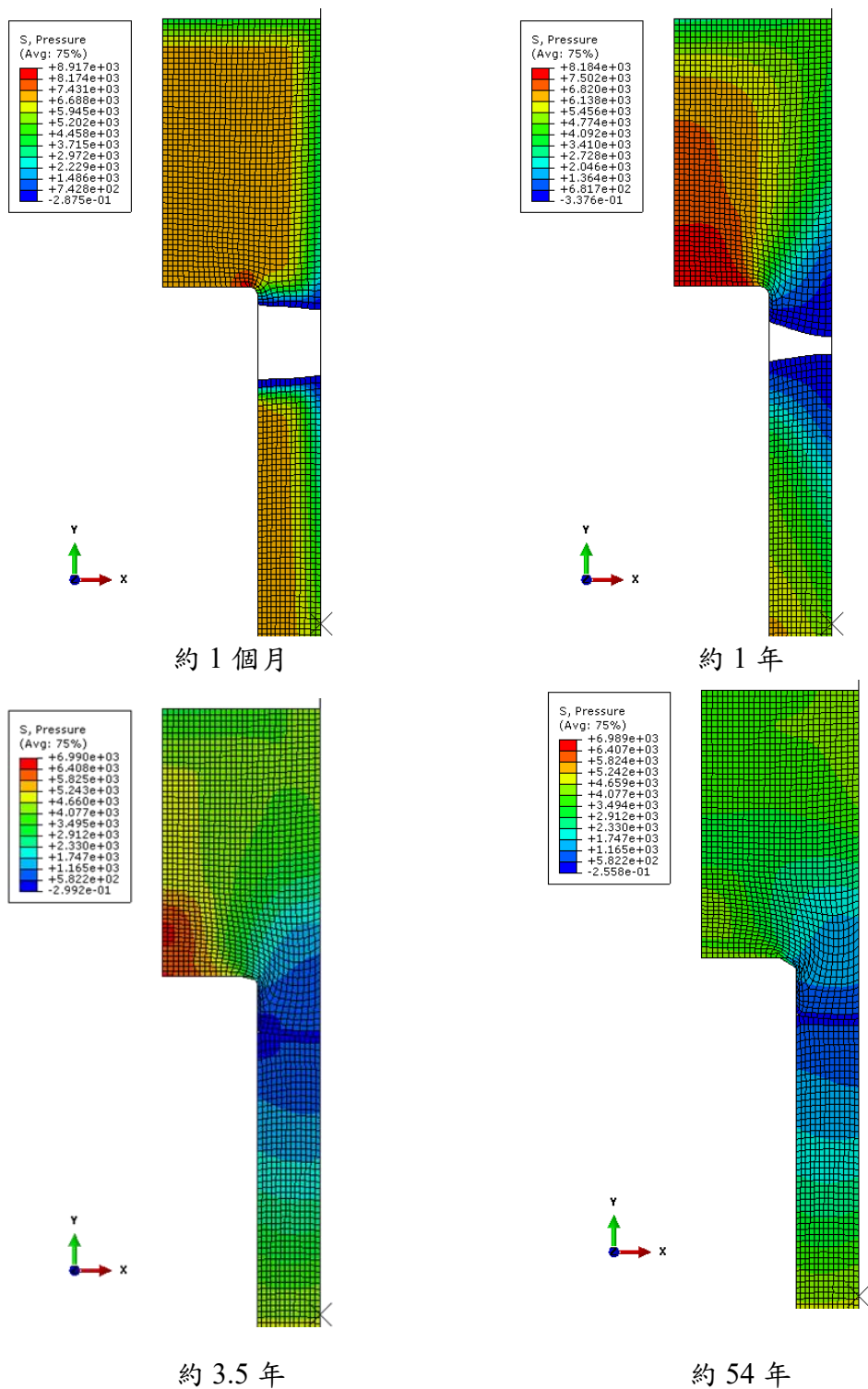


圖 9-41：膨潤土於不同時間後質量再分布的情形

註 1：此為膨潤土缺少 1,200 kg 之案例，單位為 MPa。

9.3.10 緩衝與回填材料化學演化

處置設施封閉後，處置孔內的緩衝材料會持續受到廢棄物罐釋出之衰變熱影響，近場環境飽和且周圍溫度冷卻後，地下水與膨潤土間的相互作用，可能會使得膨潤土孔隙水中之溶質產生變化，以及膨潤土中的雜質礦物與陽離子重新分布。

緩衝材料及回填材料飽和時，膨潤土孔隙水中物質之濃度將會隨著與地下水的混和而發生變化，其中溶質的傳輸以擴散為主要的機制。膨潤土中蒙脫石以外的物質，會因地下水而溶解或沉澱，使緩衝材料膠結、改變蒙脫石的組成，並讓層間水溶液中的陽離子產生變化，影響膨潤土的膨脹特性。因膨潤土之種類及地下水組成的不同，其相互作用下，可能使碳酸鹽類及硫酸鹽類沉澱在緩衝材料及廢棄物罐表面，形成多孔介質區。當熱演化作用結束後，原本的沉澱物質會在特定溫度條件產生二次溶解，並以離子形式擴散通過緩衝材料。除此之外，膨潤土中的碳酸鹽及黃鐵礦亦可能對近場的酸鹼質、氧化還原電位及鹼度有所影響。

緩衝材料及回填材料中的膨潤土中除蒙脫石外(約含 85%)，其他次要礦物包含石英(約含 3%)、長石(約含 3%)、石膏(約含 0.7%)、方解石(約 0.1%)等(Karnland et al., 2006)。在演化的過程中硫酸鈣及二氧化矽會溶解及沉澱，但對緩衝材料的長期演化來說影響很小，不致於影響緩衝材料的回脹特性，或造成廢棄物罐腐蝕(SKB, 2011)。此外，膨潤土中的黃鐵礦會因孔隙間氧氣的腐蝕作用而產生腐蝕劑，進而造成廢棄物罐腐蝕，但因 MX-80 膨潤土中的黃鐵礦含量很少(約 0.07%)，且緩衝材料中的含氧量低，應不易產生腐蝕物質(詳 9.3.13)。

9.3.11 膠體外釋

當地下水進入處置孔時，緩衝材料會因吸收水份而回脹，但其回脹範圍會受限於處置孔之空間，此時若有裂隙截切處置孔，則緩衝材料會在裂隙截切處自由回脹，這將使得部分緩衝材料擠出至裂隙中，導致緩衝材料的質量損失，進而影響到緩衝材料限制平流傳輸(Buff1)、減少微生物活性(Buff2)、防止廢棄物罐沉陷(Buff5)等安全功

能指標。如第 9.3.9 節之(3)所述，依據 MX-80 膨潤土於不同乾密度之回脹壓力試驗及水力傳導性質試驗結果(如圖 4-10 及圖 4-11)，保守假設緩衝材料在飽和後受到侵蝕造成的質量損失大於 1,200 kg 時將可能會造成上述安全功能之影響。

膨潤土的最大回脹能力會受到膨潤土中蒙脫石層間的離子價數及濃度所影響；當地下水中陽離子濃度較低時，膨潤土層間的距離會增加，這可能使得膨潤土呈現溶膠(Sol)的特性，導致單一或一小群蒙脫石層形成個別膠體顆粒，這些膠體顆粒容易隨著水流被帶走，因此地下水中離子強度越低，膨潤土越容易在外力的作用下造成質量損失。

根據瑞典 SKB (2016)之研究成果表示，當裂隙截切處置孔時，造成緩衝材料質量損失之原因分別為緩衝材料的擠出、裂隙水流侵蝕及因重力造成的沉降損失。另外，膨潤土中蒙脫石顆粒的穩定性與溶膠臨界膠凝濃度有關(Critical Coagulation Concentration, CCC)，根據 Hedström et al., (2015)的研究，地下水中陽離子強度大於 8 mM 以上時，可避免膨潤土的膠體外釋作用。因此，在緩衝材料吸水回脹的條件下，其將因為回脹壓力作用使得膨潤土自裂隙擠出，此時若地下水中的陽離子強度大於臨界膠凝濃度，則膨潤土與地下水的交界處將不會釋放膨潤土顆粒或膠體，僅有擠出作用對膨潤土質量損失造成貢獻；反之，若地下水中的陽離子強度小於臨界膠凝濃度，則裂隙水流以及沉降作用將對緩衝材料總質量損失造成貢獻。因此，膨潤土質量損失將為 3 者綜合作用下的成果。

上述作用造成膨潤土質量損失量之估算方式如下(SKB, 2016)：

(1) 擠出作用

雙區域模型之基本假設包含擴散係數為常數、處置孔擴張邊緣蒙脫石體積分率為常數、且擴張過程中膨潤土邊緣形狀不會發生太大變化，且擠出作用的狀態不考慮裂隙水流，因此擠出作用造成的膨潤土質量損失量為裂隙內寬與時間之函數，可用以下式子進行計算：

$$M(t) = \delta(93.74t - 0.0004521t^2 + 2.236 \times 10^{-9}t^3) \quad (9-7)$$

其中，

$M(t)$ = 累積損失質量，[kg]。

δ = 裂隙內寬，[m]。

t = 時間，[s]。

(2) 入流水侵蝕

入流水侵蝕造成的膨潤土質量損失率為裂隙水流速度、裂隙內寬、陽離子強度及緩衝材料入侵裂隙深度之函數，可用以下式子進行計算：

$$N_{erosion} = \rho_s \delta \phi_R 4 \sqrt{D_R (C_{ion}) \pi r_R u_0} \quad (9-8)$$

其中，

ρ_s = 蒙脫石密度，[kg/m³]。

$N_{erosion}$ = 質量損失率，[kg/s]。

δ = 裂隙內寬，[m]。

u_0 = 裂隙水流流速，[m/s]。

ϕ_R = 緩衝材料邊緣之體積分率，[-]。

r_R = 緩衝材料入侵裂隙之深度，[m]。

在評估緩衝材料入侵裂隙之深度(r_R)時，考量擠出作用及入流水侵蝕間的交互作用，由於此不穩定狀態最終將趨於穩定，因此，將以最終的穩態條件進行計算(SKB, 2016)。計算方式如下：

$$r_{RSS} = r_i \left(\frac{G/2}{\text{ProductLog}\left(\frac{G}{2}\right)} \right)^2 \quad (9-9)$$

$$G = \frac{D_i \pi (\phi_i - \phi_R)}{2 \phi_R \sqrt{D_R(C_{ion})} r_i u_0} \quad (9-10)$$

其中，

ProductLog(z)=朗伯 W 函數(Lambert W function)。

r_i =處置孔半徑，[m]。

D_i =處置孔內之蒙脫石擴散係數，[m²/s]。

ϕ_i =處置孔內之蒙脫石體積分率，[-]。

ϕ_R =緩衝材料邊緣之體積分率，[-]。

u_0 =裂隙水流流速，[m/s]。

又， $D_R(C_{ion})$ 為代表蒙脫石擴散特性與陽離子強度關係之擴散函數：

$$D_R(C_{ion}) = 10^{-9.42911 - 1.5309x - 1.88737x^2 - 0.783596x^3} \quad (9-11)$$

其中，

C_{ion} =陽離子強度，[mM]。

x =陽離子強度 C_{ion} 底數為 10 的對數，[mM]。

(3) 沉降作用

因重力造成之沉降作用對質量損失率造成的影響，是基於一系列傾斜裂隙(Sloping Fractures)實驗的結果進行計算。分別計算最大沉降率之理論值(N_{Sed} ，kg/yr)及實驗值(N_{Exp} ，kg/s)，最後，以數值較小者做為質量損失率之評估值($N_{Sedimentation}$)：

$$N_{Sedimentation} = \min(N_{Exp}, N_{Sed}) \quad (9-12)$$

$$N_{Sed} = \frac{\delta^3}{12\mu_{agg}} (\rho_{agg} - \rho_w) g \phi_R \rho_s 2r_{RSS} \quad (9-13)$$

$$N_{Exp} = J_{Exp} \delta 2\pi r_{RSS} \sin(\alpha) \quad (9-14)$$

$$r_{RSS} = \frac{F_{Exp}}{ProductLog\left(\frac{F_{Exp}}{r_i}\right)} \quad (9-15)$$

$$F_{Exp} = \frac{D_i \rho_s (\phi_i - \phi_R)}{J_{Exp} \sin(\alpha)} t_y \quad (9-16)$$

其中，

N_{Sed} = 最大沉降率之理論值，[kg/yr]。

N_{Exp} = 最大沉降率之實驗值，[kg/s]。

r_{RSS} = 穩態擴張半徑。[m]。

F_{Exp} = 穩態擴張半徑 r_{RSS} 之計算參數，[-]。

δ = 裂隙內寬，[m]。

J_{Exp} = 蒙脫石釋放通量，[kg/m²/yr]。

α = 截切裂隙與水平面之夾角，[rad]。

t_y = 時間係數，[s/yr]。

μ_{agg} = 緩衝材料凝聚物流體 (agglomerate fluid) 之絕對黏度，[Pa-s]。

ρ_{agg} = 緩衝材料凝聚物流體之密度，[kg/m³]。

ρ_w = 水密度，[kg/m³]。

ρ_s = 蒙脫石密度，[kg/m³]。

g = 重力加速度，[m/s²]。

最後根據不同時期水文地質演化的分析結果，並考慮不同條件下 (1)、(2) 以及 (3) 的計算結果來計算不同時期緩衝材料的質量損失率，以求得累積質量損失曲線。此時假設裂隙與水平的夾角 α 為 45°，並根據裂隙水流速 (第 9.3.5 節) 及地下水陽離子強度 (第 9.3.6 節) 等參數 (參考表 9-4)，並針對廢棄物罐腐蝕率最高的 5 個處置孔進行計算 (DH-216、DH-812、DH-2110、DH-2632、DH-2633)，評估膨潤土的質量損失情形，計算結果如表 9-5，由計算結果可知在封閉後初始溫暖期 (封閉後 1,000 年) 間的膨潤土損失量皆小於 1,200 kg，因此不影響緩衝材料之安全功能。

表 9-4：處置設施封閉後膨潤土質量損失評估參數

位置 (處置孔編號)	裂隙水流流速 (m/s)	陽離子強度 (mM)	裂隙內寬 (m)
DH-216	3.55×10^{-7}	2.34	7.18×10^{-6}
DH-812	2.80×10^{-7}	2.51	1.16×10^{-5}
DH-2110	2.64×10^{-7}	2.23	1.21×10^{-5}
DH-2632	1.36×10^{-7}	2.51	2.09×10^{-5}
DH-2633	1.32×10^{-7}	2.51	2.25×10^{-5}

表 9-5：膨潤土於封閉後初始溫暖期受侵蝕造成之質量損失結果

位置 (處置孔編號)	DH-216	DH-812	DH-2110	DH-2632	DH-2633
質量損失量(kg)	14.23	52.99	55.08	94.9	102.19

9.3.12 封塞演化

在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)中，主要需考量封塞對於回填材料抵抗緩衝材料膨脹(BF1)的影響。因封塞中的混凝土可能隨時間逐漸劣化(SKB, 2011)；瑞典 SKB 曾針對混凝土產生的鹼性流體與回填材料間之反應傳輸進行評估(SKB, 2011)，可獲得封塞及回填材料之孔隙水、孔隙率、pH 值，在封閉後 1 年及封閉後 100 年時之分布，如圖 9-44、圖 9-45 所示。結果顯示混凝土劣化會導致高鹼性流體(pH 大於 11)滲入回填材料中；但由於 pH 值會在大約 10 年內下降回中性，因此，此現象之影響相對短暫，若使用低鹼混凝土應可忽略混凝土對回填材料穩定性的影響。

此外，混凝土封塞中的水泥和其他物質可能會隨時間的溶解而流失，使得結構強度及剛性大幅降低，當其無法承受回填材料的膨脹壓力時，即會導致封塞被擠壓而變形，進一步使得回填材料的密度及回脹壓力降低。由於岩石表面存在摩擦力，封塞附近的回填材料密度損失會較為明顯，損失量將隨著和封塞間距離增加而遞減，如圖 9-44。根據其分析結果，最接近封塞的回填材料僅產生 7 cm 的軸向位移量，隨著距離越遠位移量越小，故封塞的崩解變形並不會對第 1 個處置孔上置放的回填材料產生明顯影響。

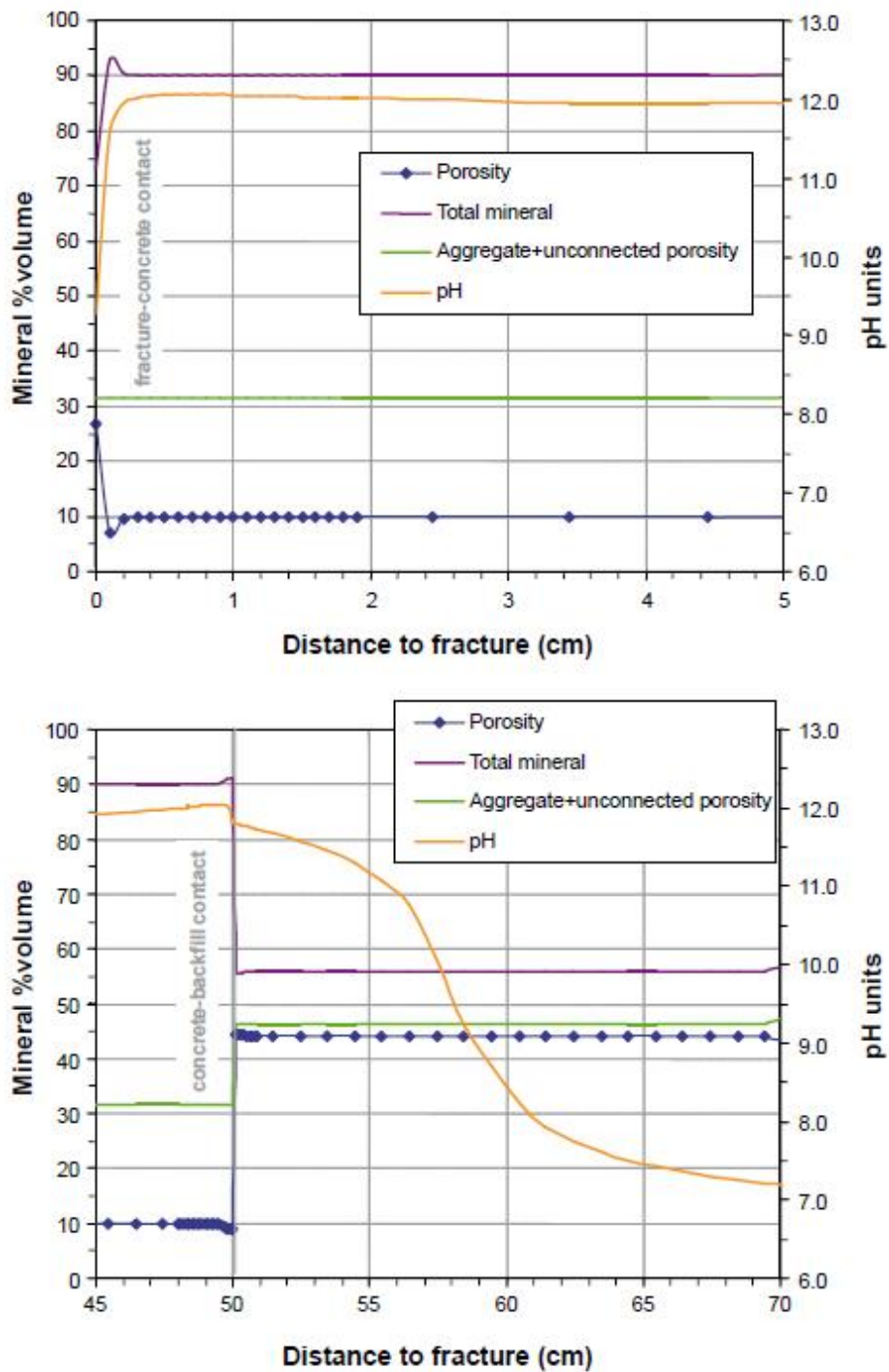


圖 9-42：處置設施封閉 1 年後之封塞及回填材相關數值分布

資料來源：摘錄自 SKB (2011)。

註：Mineral % Volume (礦物質體積百分比)；Distance to Fracture(與裂隙之距離)；Porosity (孔隙率)；Total Mineral (礦物質總量)；Aggregate+Unconnected Porosity (骨料+非連通孔隙)。

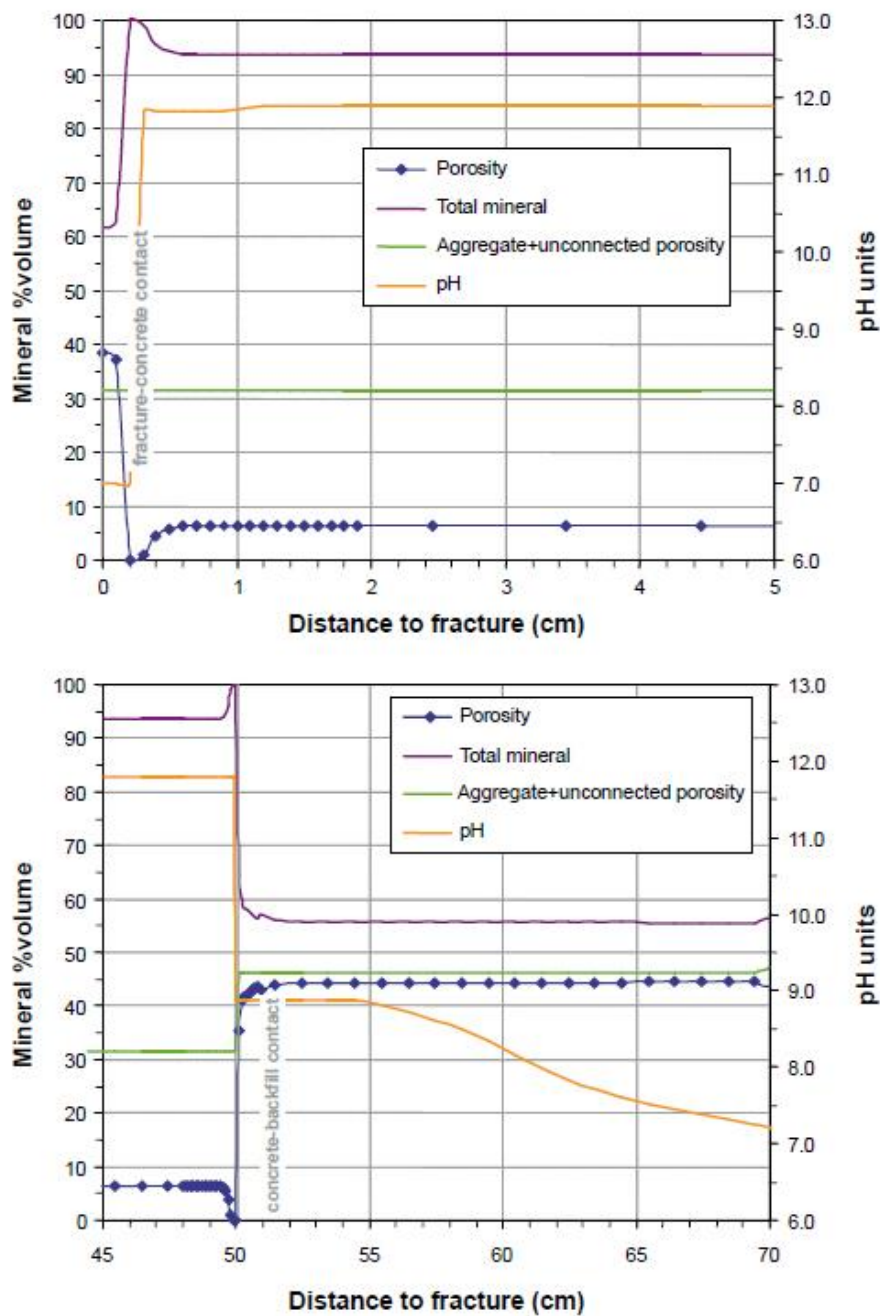


圖 9-43：處置設施封閉 100 年後之封塞及回填材料之相關數值分布

資料來源：摘錄自 SKB (2011)。

註：Mineral % Volume(礦物質體積百分比)；Distance to Fracture：(與裂隙之距離)；Porosity(孔隙率)；Total Mineral(礦物質總量)；Aggregate+Unconnected Porosity(骨料+非連通孔隙)。

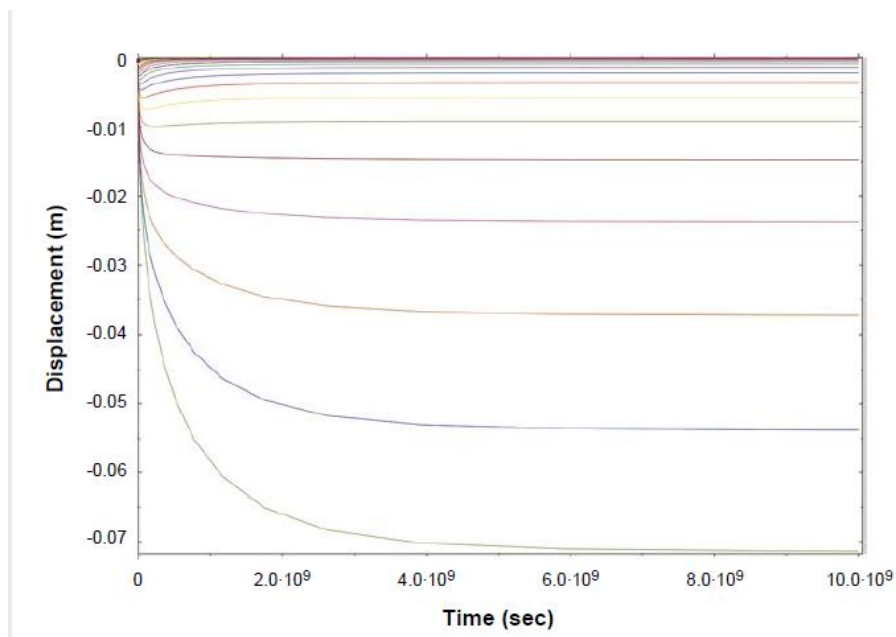


圖 9-44：封塞後方回填材料的軸向位移量對時間關係圖

資料來源：摘錄自 SKB (2011)。

註 1：Displacement(位移量)；Time：(時間)。

註 2：由下至上的曲線分別為距離封塞 10 cm、20 cm、30 cm 以此類推。

9.3.13 廢棄物罐演化

由於提供腐蝕障壁(Can1)及抵抗圍壓負載(Can2)能力，為廢棄物罐其中 2 項重要的安全功能，以使銅殼不被穿透，維持廢棄物罐的完整性。因此，針對處置設施在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)間，廢棄物罐在時間演化下可能影響到此安全功能的作用，包含(1)熱演化、(2)緩衝材料回脹造成的力學影響、(3)銅殼腐蝕等進行分析評估。以下分別就前述廢棄物罐可能受到的影響進行描述：

(1) 熱演化

由第 9.3.4 節近場熱演化之分析可知，緩衝材料的溫度在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)間皆會低於 100 °C。在緩衝材料尚未完全飽和時，廢棄物罐表面及廢棄物罐半高處之最高溫度大約高於緩衝材料最高溫度 2 °C(最高溫度低於 102 °C)；若緩衝材料已完全飽和，則緩衝材料會和廢棄物罐密合接觸，廢棄物罐表面及緩衝材料之溫度，皆會較緩衝材料尚未完全飽和時更低(大約較緩衝材料尚未完全飽和時之溫度低 20 °C 左右)。在保守的假設條件下，廢棄物罐銅殼外表面及鑄鐵內襯的最高溫度亦不會超過 117 °C。顯示鑄鐵內襯的最高溫度皆會低於其設計需求的 125 °C，不會影響到廢棄物罐的完整性。

處置設施封閉後，因為重力的緣故，廢棄物罐的頂部和底部會與緩衝材料緊密貼合，但廢棄物罐的側壁與緩衝材料之間則會有空氣間隙存在，空氣的熱阻較大，致使熱量大部分從廢棄物罐的頂部和底部傳導出去。在第 9.3.4 節已確認廢棄物罐頂部膨潤土的最高溫度符合規範，其它位置的膨潤土溫度均不會比頂部膨潤土的溫度更高，因此廢棄物罐的其它部位雖然溫度大於 100°C，但不會造成緩衝材料超過 100°C。

(2) 緩衝材料回脹可能造成的力學影響

廢棄物罐及緩衝材料放入處置孔後，地下水會經由導水裂隙或擴散的方式進入處置孔中，導致緩衝材料吸水膨脹，對廢

棄物罐造成壓力。廢棄物罐主要由內部的鑄鐵內襯及方管負責抵抗外力作用，因此，係根據鑄鐵內襯的材料性質定義力學破壞準則，以評估廢棄物罐在緩衝材料回脹壓力下所受到的力學影響。

依據表 4-4 鑄鐵降伏拉應力為 267 MPa，故當鑄鐵內襯最大拉應力值低於 267 MPa 時，表示廢棄物罐之鑄鐵內襯仍為彈性材料，不會因受到不均勻圍壓影響而破壞。

由第 9.3.8 節緩衝與回填材料飽和之分析可知，處置設施封閉後地下水逐漸流入，緩衝材料與回填材料的飽和度亦逐漸上升，最終達到飽和狀態。因此，本報告將分別探討緩衝材料未飽和期間及飽和期間，廢棄物罐受到緩衝材料回脹壓力的影響。

a. 緩衝材料未飽和期間

緩衝材料吸水膨脹的過程中，可能會(i)因地下水滲入處置孔造成緩衝材料吸水不均勻，使得回脹壓力呈不均勻分布；或(ii)因處置孔壁面崩塌、剝落產生凹陷或突起，擠壓緩衝材料使其密度不均勻，進而使回脹壓力呈不均勻分布；或(iii)因其他環境影響使緩衝材料之密度不均勻，進而使其回脹壓力呈不均勻分布。在緩衝材料之回脹壓力分布不均勻的情況下，可能對廢棄物罐造成剪力或彎矩等力學效應，影響其抵抗圍壓負載(Can2)的安全功能。

本報告假設緩衝材料吸水膨脹的過程中，地下水經由導水裂隙依圖 9-45 的方式滲入處置孔內，地下水由裂隙滲入並向外擴散，造成緩衝材料靠近裂隙位置處飽和度較高，使其水壓較高，而遠離裂隙位置處飽和度較低，使其水壓較低。地下水入滲造成之回脹壓力如圖 9-45 藍色弧形所示，呈現三角形的方式分布，隨著與裂隙之距離增加而降低。處置孔在正常情況下(即處置孔為圓柱形)，緩衝材料的不均勻未飽和狀態造成廢棄物罐承受不均勻圍壓；另一

方面，處置孔在開挖過程中遇施工不慎，造成超挖或岩石崩落等使岩石應力重新分布時，處置孔之變位呈現香蕉狀(如圖 9-46) (SKB, 2009d)。

使用 ABAQUS 計算廢棄物罐鑄鐵內襯及銅殼之應力分布結果如圖 9-47、圖 9-48 及表 9-6 所示，顯示處置孔在正常情況下(即處置孔為圓柱形)，緩衝材料不均勻未飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 92.04 MPa；處置孔具 8 mm 之變位而呈現香蕉狀時，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 112.4 MPa，分析結果皆小於鑄鐵降伏應力，此時，鑄鐵材料仍為彈性狀態，不會超過材料的破壞準則。

b. 緩衝材料飽和期間

緩衝材料達到飽和狀態後，廢棄物罐因前述原因受到不均勻回脹壓力的影響，根據圖 9-45 之假設，分析(i)處置孔在正常情況下(處置孔為圓柱形，如圖 9-46， $\delta_1=0$ mm、應力值 7.50 MPa， $\delta_2=0$ mm、應力值 5.83 MPa)，廢棄物罐承受緩衝材料不均勻飽和狀態造成之不均勻圍壓；(ii)處置孔在開挖過程中由於施工不慎，造成超挖或岩石崩落等使岩石應力重新分布，導致處置孔具有 8 mm 之變位而呈現香蕉狀(如圖 9-46， $\delta_1=8$ mm、應力值 6.86 MPa， $\delta_2=0$ mm、應力值 4.12 MPa)的情況下，廢棄物罐承受緩衝材料不均勻飽和狀態造成之不均勻圍壓；以及(iii)處置孔除了因超挖或岩石崩落等現象使岩石應力重新分布，且處置孔內壁因岩層崩塌而產生更大變位，導致處置孔除 8 mm 之變位外，額外具有 33 mm 之變位而呈現香蕉狀(如圖 9-46， $\delta_1=8$ mm、應力值 7.82 MPa， $\delta_2=33$ mm、應力值 3.73 MPa)的情況下，廢棄物罐承受緩衝材料不均勻飽和狀態造成之圍壓時，廢棄物罐鑄鐵內襯及銅殼之應力分布 (SKB, 2009d)。

廢棄物罐鑄鐵內襯及銅殼之應力分布結果如圖 9-49 至圖 9-51 及表 9-7 所示。結果顯示處置孔在正常情況下(處置孔為圓柱形)，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 43.52 MPa；處置孔具 8 mm 之變位而呈現香蕉狀時，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 69.86 MPa；處置孔除 8 mm 之變位外，額外具有 33 mm 之變位而呈現香蕉狀時，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 106.70 MPa，分析結果皆小於鑄鐵降伏應力，此時，鑄鐵材料仍為彈性狀態，不會超過材料的破壞限值。

(3) 銅殼腐蝕

銅殼腐蝕評估係以國內外技術及資料，在參考案例中選定淡水條件之地質環境，涵蓋所有腐蝕作用，透過腐蝕作用定性評估與篩選，認為全面腐蝕作用為最主要的廢棄物罐銅殼腐蝕作用(Hung et al., 2017)。在處置設施開挖營運期，全面腐蝕的腐蝕來源主要為氧氣，廢棄物罐在用過核子燃料置入、封裝後，依照裝載時程處置於處置孔中，在最終處置隧道封閉之前，會有一段時間曝露於大氣環境中，可能會造成廢棄物罐銅殼的腐蝕；由於作用時間有限，屬於有限的腐蝕來源。目前假設廢棄物罐在處置隧道封閉前，會有 3 年的時間曝露在大氣環境中，根據大氣腐蝕速率經驗值的方式評估，則此段時間可能造成銅殼 0.0015 mm 深的最大腐蝕深度，主要的腐蝕產物則為氧化銅(Hung et al, 2017)。

在封閉後不同演化時間區段下，會有不同的影響因子，因此，將處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)間，進一步細分為：a.封閉後初期之有氧環境及 b.封閉後之無氧環境分別進行探討，以確認可以維持廢棄物罐提供腐蝕障壁(Can1)之安全功能指標的要求。

a. 封閉後初期之有氧環境

處置隧道封閉後，處置設施處於有氧環境，主要來自於緩衝材料與回填材料孔隙中的空氣。此階段廢棄物罐的主要腐蝕劑即為氧氣，由於受困於處置設施中之氧氣量有限，因此，屬於有限的腐蝕來源；可經由計算回填材料與緩衝材料的孔隙體積，推導其孔隙中的氧氣含量，在假設回填材料與緩衝材料中的氧氣可擴散到廢棄物罐表面造成腐蝕的前提下，採用質量平衡方式計算(Hung et al, 2017)，評估此階段廢棄物罐可能的最大腐蝕深度為 0.1034 mm。除了氧氣造成的腐蝕作用以外，同時間用過核子燃料中放射性同位素所造成的輻射反應，亦有可能會產生易造成廢棄物罐腐蝕的相關產物。

在處置隧道封閉後、膨潤土尚未飽和的期間，廢棄物罐與緩衝材料之間可能存在濕空氣，此濕空氣在加馬射線(主要來自於用過核子燃料中的 Cs-137)的照射下會形成硝酸並溶於孔隙水中，進一步造成廢棄物罐的腐蝕。在處置設施中，氮-氧-水可視為同一個系統，而硝酸的量亦會與濕空氣吸收的輻射量成正比，假設此空氣輻射分解產生之硝酸會均勻地在廢棄物罐表面產生腐蝕作用，採用質量平衡方式計算，則其最大腐蝕深度經評估為 1.3×10^{-6} mm。

在處置隧道封閉且膨潤土亦達完全飽和後，廢棄物罐周圍的地下水在加馬射線(主要來自於用過核子燃料中的 Cs-137 與 Sr-90)的照射下會形成氫氣與氧化劑，進一步造成廢棄物罐的腐蝕。假設前述氧化劑會造成廢棄物罐的均勻腐蝕，根據孔隙水的體積，採用質量平衡方式計算，則其最大腐蝕深度為 0.011 mm。

造成前述空氣及水之輻射分解的 Cs-137(半化期皆約為 30 年)，在封閉 300 年後，其放射性活度會降到初始活度的千分之一以下，此時其所造成的加馬劑量率將大幅降低；後續輻射分解產物造成的腐蝕作用程度亦將大幅減緩，由

於作用時間有限，亦屬於有限的腐蝕來源，估計最大腐蝕深度僅約為奈米等級。因此，在封閉 300 年後，應可忽略輻射分解產物所造成之腐蝕作用的影響。

b. 封閉後之無氧環境

在緩衝材料與回填材料孔隙中的氧氣皆消耗掉後，處置設施將進入無氧環境；此時膨潤土已達完全飽和，處置設施中主要的腐蝕劑為硫化物，主要的腐蝕產物為硫化銅與氫氣。

硫化物的可能來源包含(a)緩衝材料與回填材料中的黃鐵礦、(b)硫酸鹽還原菌(Sulfate Reducing Bacteria, SRB)之還原反應及(c)地下水中既有的硫化物。以下分別就這 3 種可能之硫化物來源造成的腐蝕作用進行探討：

(a) 緩衝材料與回填材料中的黃鐵礦

緩衝材料與回填材料完全飽和後，最初存在於其中的黃鐵礦可能會溶解出硫化物離子；若經由擴散作用到達廢棄物罐表面，即可能造成廢棄物罐的腐蝕。由於緩衝材料與回填材料中的黃鐵礦量為固定值，因此，屬於有限的腐蝕來源。

根據緩衝材料與回填材料中黃鐵礦的含量、黃鐵礦的溶解度、硫在緩衝材料中的擴散係數等，經由平衡方式計算，評估處置設施在封閉後，緩衝材料與回填材料中黃鐵礦造成的最大腐蝕深度為 0.115 mm。

(b) 硫酸鹽還原菌之還原反應

處置設施中存在的硫酸鹽還原菌，可還原緩衝材料、回填材料或地下水中的硫酸鹽，使其變成硫化物離子溶解於水中，進一步造成廢棄物罐的腐蝕。大部分的硫酸鹽會緊密附著於膨潤土上，因此，當緩衝材料達到完全飽和時，僅有少量的硫酸鹽會溶解於地下水中。由於壓實的膨潤土中，硫酸鹽還原菌經還原反應

還原硫酸鹽的總量有限，因此，亦屬於有限的腐蝕來源。

經由文獻之試驗結果(Masurat et al., 2010)推估，當膨潤土達完全飽和時，硫化銅的生成速率為 3.4×10^{-14} mol/mm²/day，可評估處置設施在封閉後，其造成的最大腐蝕深度為 0.177 mm。

(c) 地下水中既有的硫化物

地下水中既有的硫化物亦為造成廢棄物罐腐蝕的可能因子之一。由於地下水中的硫化物濃度，會受到地下水流場、地下設施配置及緩衝材料與回填材料受侵蝕的情形而影響，因此，根據質量平衡之緩衝材料傳輸概念模式，考慮地下水組成、緩衝材料侵蝕速率，依硫化物離子藉由擴散或平流至廢棄物罐表面的傳輸速度，在假設銅殼上的腐蝕作用會迅速完全反應且不可逆的前提下，評估不同演化時間區間中銅殼的腐蝕速率。評估概念主要如下(Neretnieks et al., 2010)：

$$v_{corr} = Q_{eq} \cdot [HS^-] \frac{f_{HS} M_{Cu}}{\rho_{Cu} A_{corr}} \quad (9-17)$$

其中，

v_{corr} = 腐蝕速率，[m/yr]。

Q_{eq} = 等效流率，[m³/yr]。

$[HS^-]$ = 硫化物濃度，[M]。

f_{HS} = 硫化物化學計量數，[-]。

M_{Cu} = 銅的莫爾質量，[g/mol]。

ρ_{Cu} = 銅的密度，[kg/m³]。

A_{corr} = 腐蝕面積，[m²]。

並根據等效流率(Q_{eq})的計算，考量緩衝材料受侵蝕後導致地下水流速增加，對銅殼腐蝕的影響。緩衝材料受侵蝕後之地下水流率(q_{eb})為：

$$q_{eb} = f_{conc} U_0 2r_h h_{can} \quad (9-18)$$

其中，

q_{eb} = 緩衝材料侵蝕後的地下水流率，[m³/yr]。

f_{conc} = 緩衝材料侵蝕的水流集中係數，[-]。

U_0 = 等效初始通量，[m/yr]。

r_h = 處置孔半徑，[m]。

h_{can} = 廢棄物罐高度，[m]。

此外，因溶質擴散造成濃度降低，流率亦可表示為：

$$q_{lim} = 1.13^2 \frac{V_{zone} D_w}{d_{buffer}^2} \quad (9-19)$$

其中，

q_{lim} = 等效流率相等之流率，[m³/yr]。

V_{zone} = 緩衝材料侵蝕體積，[m³]。

D_w = 水的擴散係數，[m²/yr]。

d_{buffer}^2 = 緩衝材料厚度，[m]。

經由判斷緩衝材料受侵蝕後之地下水流率(q_{eb})與溶質擴散支流率(q_{lim})間的關係：

$$\text{當 } q_{eb} \leq q_{lim} \text{ , } Q_{eq} = q_{eb} \quad (9-20)$$

$$\text{當 } q_{eb} > q_{lim} \text{ ,}$$

$$Q_{eq} = \sqrt{q_{lim}} \sqrt{q_{eb}} = 1.13 \frac{\sqrt{q_{eb} D_w V_{zone}}}{d_{buffer}} \quad (9-21)$$

其中，

q_{eb} = 緩衝材料受侵蝕後的地下水流率，[m³/yr]。

q_{lim} = 等效流率相等之流率，[m³/yr]。

Q_{eq} = 等效流率，[m³/yr]。

V_{zone} = 緩衝材料侵蝕體積，[m³]。

D_w = 水的擴散係數，[m²/yr]。

d_{buffer} = 緩衝材料厚度，[m]。

則當緩衝材料受侵蝕後之地下水流率(q_{eb})較小時，等效流率即為緩衝材料受侵蝕後之流率；當緩衝材料受侵蝕後之地下水流率(q_{eb})較大時，等效流率為緩衝材料受侵蝕後之地下水流率開根號的函數($\sqrt{q_{eb}}$)。

本報告針對所有處置孔進行廢棄物罐腐蝕速率分析，而為了說明所需，揀選廢棄物罐腐蝕率最高的 5 個處置孔進行展示(處置孔編號 DH-216、DH-812、DH-2110、DH-2632、DH-2633)。根據地下水中硫化物、鐵濃度與緩衝材料侵蝕之分析結果，當處置孔內緩衝材料因侵蝕造成之流失量未達 1,200 kg 時，緩衝材料內物質主要以擴散進行傳輸，因此，銅殼腐蝕速率較低；當處置孔內緩衝材料因侵蝕造成之流失量達 1,200 kg 時，緩衝材料內物質主要以平流進行傳輸，故銅殼腐蝕速率較高。以前述方式做為基礎，初步分析處置設施自現今、距今 16,700 年後(海平面下降 20 m)、距今 100,000 年後(海平面下降 120 m)、距今 112,000 年後(海平面回復至 -20 m)、距今 120,000 年後(海平面回復至 0 m)，不同時間演化區間中，銅殼因地下水中既有硫化物產生腐蝕之速率。由於不同海平面下，不同的地下水組成會影響緩衝材料的侵蝕速

率，以處置孔 DH-2110 為例，其銅殼腐蝕速率變化如下：

- I. 距今 16,700 年後銅殼腐蝕速率由 5.75×10^{-8} mm/yr 上升至 2.45×10^{-7} mm/yr。
- II. 由於此處置孔於距今 21,400 年後已達平流條件，因此，在距今 16,700 年後至約 21,400 年後，銅殼腐蝕速率由 2.45×10^{-7} mm/yr 上升為 1.25×10^{-5} mm/yr。
- III. 在距今 21,400 年後至 100,000 年後，銅殼腐蝕速率由 1.25×10^{-5} mm/yr 下降為 7.44×10^{-6} mm/yr。
- IV. 距今 100,000 年後經過約 112,000 年後至 120,000 年後，銅殼腐蝕速率的變化則由 7.44×10^{-6} mm/yr 上升為 1.25×10^{-5} mm/yr，再下降至 3.33×10^{-6} mm/yr。

如表 9-8、表 9-9 所示。銅殼腐蝕深度與時間的關係則如圖 9-52 所示。

由結果可知，當緩衝材料內物質主要以平流進行傳輸時，銅殼腐蝕深度將明顯增加。若以影響較為顯著的處置孔 DH-2110 為例(腐蝕速率最高、腐蝕深度最大)，則經過安全評估時間尺度之演化後，其最大腐蝕深度約為 10.20 mm。

上述之腐蝕作用，空氣輻射分解與水輻射分解之作用時間約為封閉後 300 年；封閉前大氣中的氧之作用時間為封閉前 3 年，因作用時間有限歸類為有限的腐蝕來源。此外，如封閉後初期受困的氧氣之氧氣量有限；而黃鐵礦數量少，則產生硫化物亦有限；硫酸鹽還原菌如產生的硫化物數量亦有限，這些腐蝕作用會因腐蝕因子有限亦歸類為有限的腐蝕來源。而長期的腐蝕來源為無氧時期地下水中的腐蝕劑，可長期透過

擴散或平流方式到達廢棄物罐表面，造成廢棄物罐長期的腐蝕。綜整以上各腐蝕劑於有氧環境及無氧環境中，對廢棄物罐銅殼造成之最大腐蝕深度分別如表 9-10 及表 9-11 所示。由分析結果可知，有氧環境中的腐蝕劑與無氧環境中的黃鐵礦、硫酸鹽還原菌等腐蝕劑造成之腐蝕作用，在全面腐蝕的情況下最大腐蝕深度約為 0.408 mm。

除此之外，由於在有氧環境中可能會有局部腐蝕的情況發生(以處置設施封閉後，受困於其中之氧氣為主要的腐蝕劑)，根據相關經驗值，局部腐蝕額外造成的腐蝕深度，為全面腐蝕情況下的 4 倍(King and Litke, 1992;King et al., 2001)，因此，預估局部腐蝕造成之最大腐蝕深度約為 0.414 mm。

如第 4.2.4 節所述，銅殼的初始厚度為 5.0 cm，考慮製作過程可能有的不確定性、有限的腐蝕來源造成之全面腐蝕及局部腐蝕的情形及地下水中既有硫化物造成的腐蝕深度，估計廢棄物罐銅殼在處置設施封閉後 100 萬年，尚可保持約 36.8 mm 的厚度，判斷其應可維持提供腐蝕障壁(Can1)的安全功能，保持廢棄物罐的完整性。

表 9-6：緩衝材料未飽和期間不均勻圍壓對鑄鐵內襯造成之最大主應力值

		BWR廢棄物罐	PWR廢棄物罐
鑄鐵內襯承受之最大主應力值(MPa)	正常處置孔情況下(處置孔為圓柱形)	92.04	89.48
	處置孔呈現香蕉狀之情況下($\delta_1=8\text{ mm}$, $\delta_2=0\text{ mm}$)	112.4	108.7

表 9-7：緩衝材料飽和期間，不均勻圍壓對鑄鐵內襯造成之最大主應力值

		BWR廢棄物罐	PWR廢棄物罐
鑄鐵內襯承受之最大主應力值(MPa)	正常處置孔情況下(處置孔為圓柱形)	43.52	42.28
	處置孔呈現香蕉狀之情況下($\delta_1=8\text{ mm}$, $\delta_2=0\text{ mm}$)	69.86	67.84
	處置孔呈現香蕉狀之情況下($\delta_1=8\text{ mm}$, $\delta_2=33\text{ mm}$)	106.7	103.1

表 9-8：腐蝕之速率(緩衝材料完整狀態)

處置孔編號	腐蝕速率(mm/yr)		
	現今海平面0 m	海平面下降20 m	海平面下降120 m
DH-216	4.63×10^{-8}	2.15×10^{-7}	1.42×10^{-7}
DH-812	5.89×10^{-8}	2.32×10^{-7}	1.37×10^{-7}
DH-2110	5.75×10^{-8}	2.45×10^{-7}	1.55×10^{-7}
DH-2632	5.16×10^{-8}	1.96×10^{-7}	1.52×10^{-7}
DH-2633	5.39×10^{-8}	1.96×10^{-7}	1.45×10^{-7}

註：緩衝材料完整狀態下，銅殼因地下水中既有硫化物產生腐蝕之速率。

表 9-9：腐蝕之速率(緩衝材料達平流條件狀態)

處置孔編號	腐蝕速率(mm/yr)		
	現今海平面0 m	海平面下降20 m	海平面下降120 m
DH-216	2.77×10^{-6}	1.08×10^{-5}	6.80×10^{-6}
DH-812	3.79×10^{-6}	1.18×10^{-5}	6.51×10^{-6}
DH-2110	3.33×10^{-6}	1.25×10^{-5}	7.44×10^{-6}
DH-2632	3.31×10^{-6}	9.72×10^{-6}	7.31×10^{-6}
DH-2633	3.45×10^{-6}	9.71×10^{-6}	6.91×10^{-6}

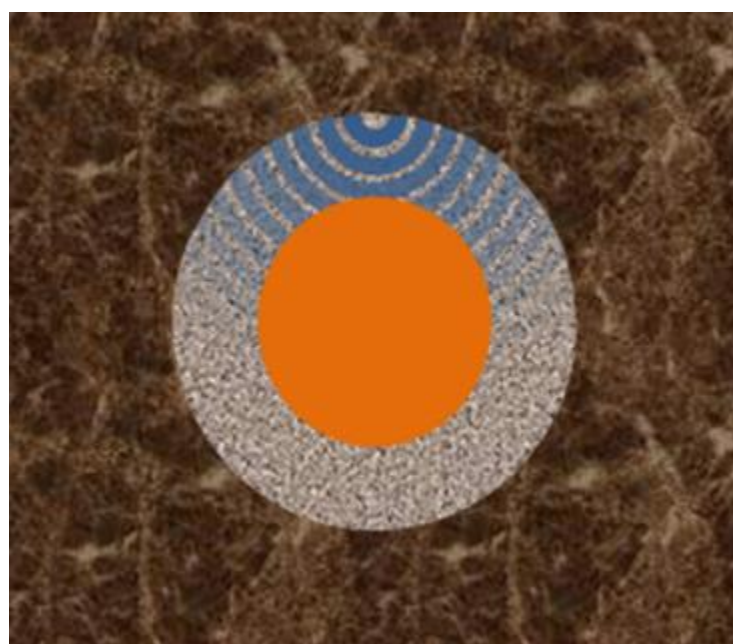
註：緩衝材料達平流條件狀態下，銅殼因地下水中既有硫化物產生腐蝕之速率。

表 9-10：封閉後初期有氧環境各腐蝕劑造成廢棄物罐之最大腐蝕深度

時間	開挖營運期	處置隧道封閉後			
			膨潤土尚未飽和期間	膨潤土飽和期間(封閉300年內)	膨潤土飽和期間(封閉300年後)
主要腐蝕劑	大氣中的氧氣	孔隙中的氧氣	空氣輻射分解產生之硝酸	孔隙水輻射分解產生之氧化劑	孔隙水輻射分解產生之氧化劑
最大腐蝕深度(mm)	0.0015	0.1034	1.3×10^{-6}	0.011	奈米等級(可忽略)

表 9-11：封閉後無氧環境各腐蝕劑造成廢棄物罐之最大腐蝕深度

硫化物產生來源	緩衝材料與回填材料中的黃鐵礦	硫酸鹽還原菌之還原反應	地下水中既有的硫化物
最大腐蝕深度(mm)	0.115	0.177	約 10.20 mm(處置設施封閉後 100 萬年時)



藍色:水流滲透方式
橘色:廢棄物罐
灰色:緩衝材料
咖啡色:母岩

圖 9-45：地下水經導水裂隙滲入處置孔內的方式

資料來源：摘錄自 SKB(2009d)

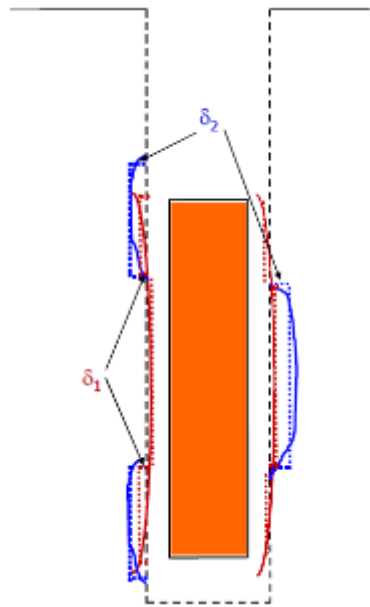


圖 9-46：處置孔因超挖或岩石崩落導致其呈現香蕉狀

資料來源：改繪自 SKB(2010b)

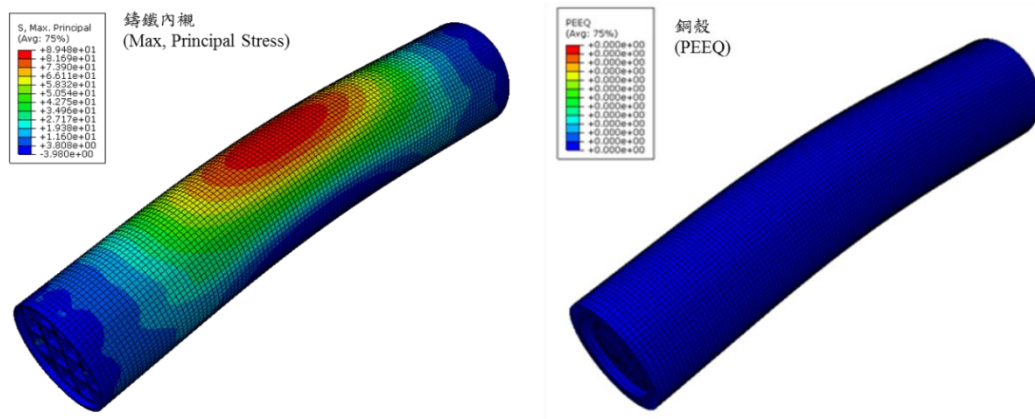


圖 9-47：緩衝材料未飽和期間 $\delta_1=0$ mm， $\delta_2=0$ mm 之主應力分布

註：處置孔為圓柱形，分析於緩衝材料未飽和期間，不均勻圍壓對鑄鐵內襯及銅殼造成。

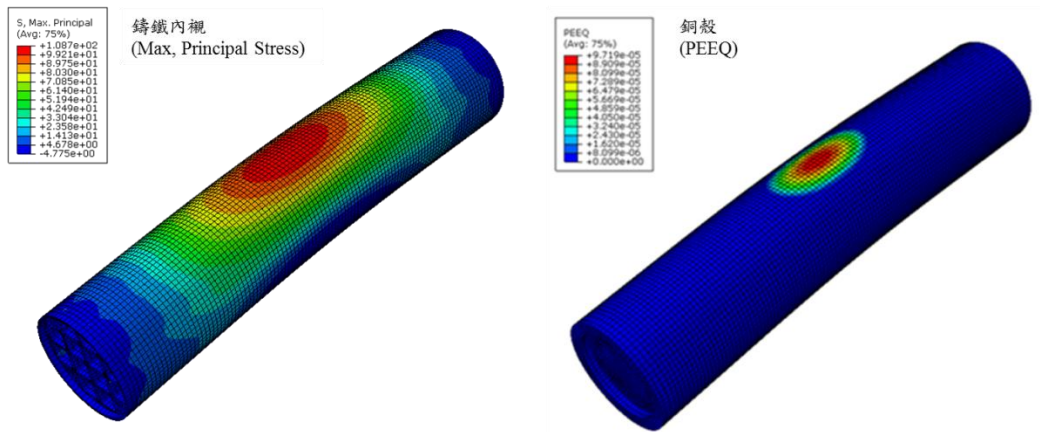


圖 9-48：緩衝材料未飽和期間 $\delta_1=8\text{ mm}$ ， $\delta_2=0\text{ mm}$ 之主應力分布

註：處置孔呈現香蕉狀，分析緩衝材料未飽和期間，不均勻圍壓對鑄鐵內襯及銅殼造成之主應力分布。

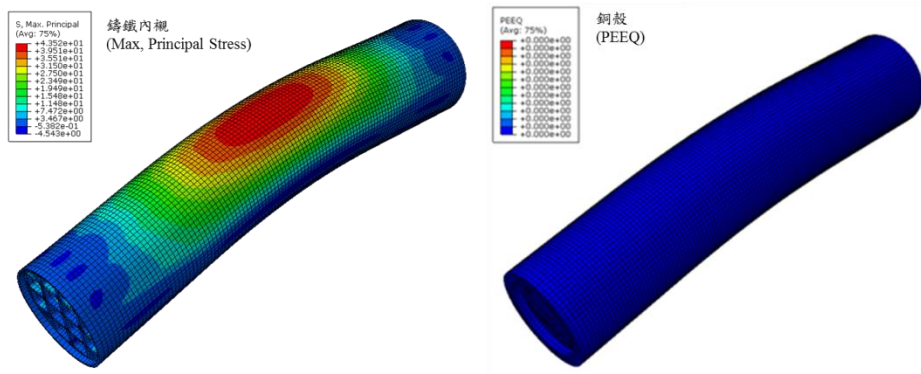


圖 9-49：緩衝材料飽和期間 $\delta_1=0\text{ mm}$ ， $\delta_2=0\text{ mm}$ 主應力分布

註：處置孔為圓柱形，分析緩衝材料飽和期間，不均勻圍壓對鑄鐵內襯及銅殼造成之主應力分布。

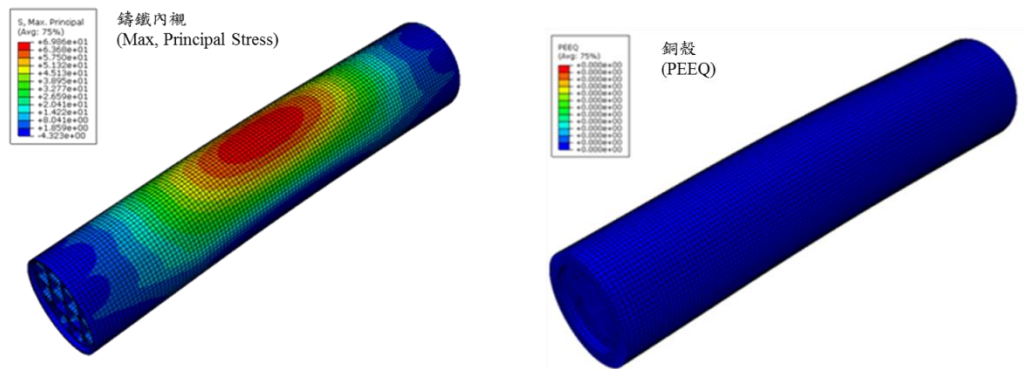


圖 9-50：緩衝材料飽和期間 $\delta_1=8$ mm， $\delta_2=0$ mm 之主應力分布

註：處置孔呈現香蕉狀，分析緩衝材料飽和期間，不均勻圍壓對鑄鐵內襯及銅殼造成之主應力分布。

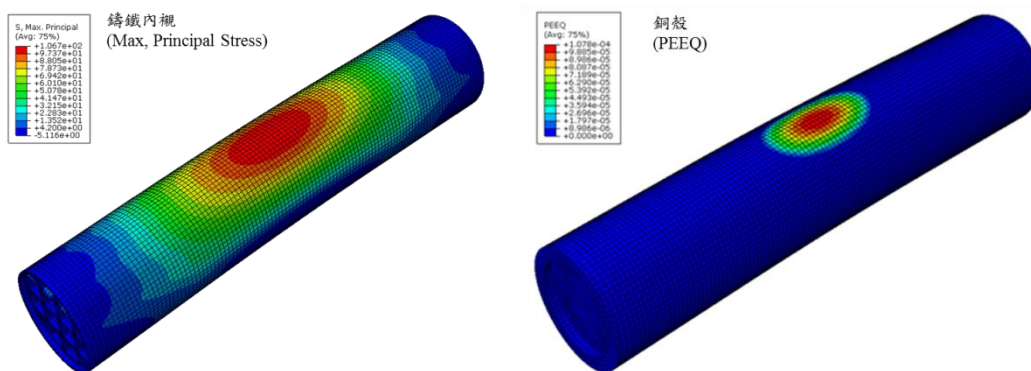


圖 9-51：緩衝材料飽和期間 $\delta_1=8$ mm， $\delta_2=33$ mm 之主應力分布

註：處置孔呈現香蕉狀，分析緩衝材料飽和期間不均勻圍壓對鑄鐵內襯及銅殼造成之主應力分布。

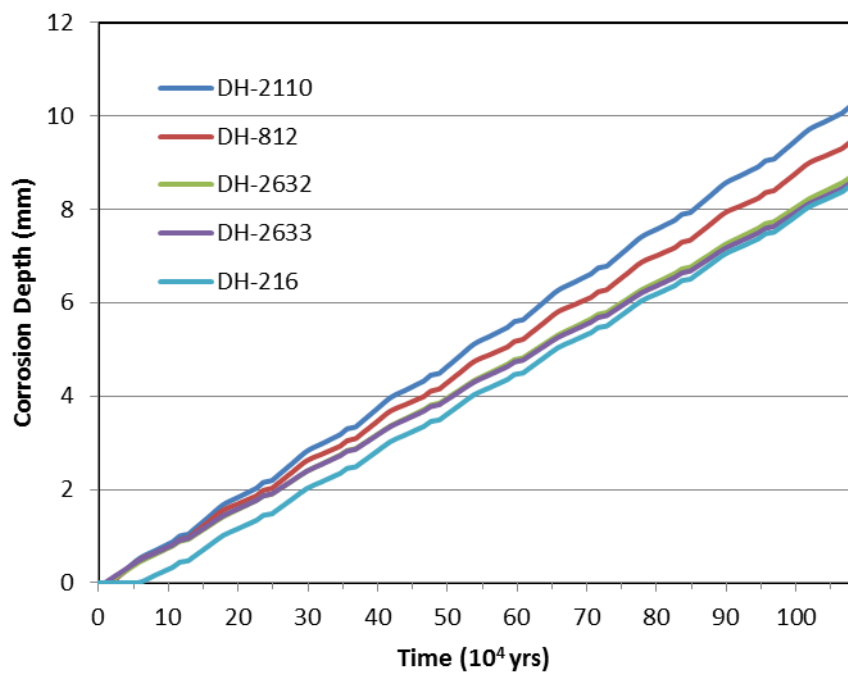


圖 9-52：銅殼因地下水中既有硫化物產生腐蝕之深度與時間的關係

註：Time(時間)；Corrosion Depth(腐蝕深度)。

9.3.14 設施中央區及封井演化

如第 4.2.9 節豎井與坡道回填所述，本報告於處置設施的設計中，處置設施的中央區、坡道、豎井上部在處置設施封閉時亦會進行封閉回填；其中處置設施中央區的回填是為了防止圍岩聚合及沉陷，而坡道及豎井上部的回填則是為了防止人為意外入侵處置場，並維持中央區回填材料的位置。前述區域所使用的回填材料，皆為水力傳導係數較緩衝材料及處置隧道回填材料高的岩屑。

除了中央區、坡道、豎井之外，為了防止調查時使用之鑽孔形成地下水流的路徑，避免其影響地下處置設施的安全功能，如第 4.2.12 節封井所述，處置設施封閉時亦會將這些地面或地下隧道中的鑽孔回填密封；回填時將導水裂隙段，使用具滲透性之砂質材料進行填充，使其不影響該水層之地下水流條件，無導水裂隙段之部位則使用膨潤土密封，避免水流在井孔內上下影響，砂質材料與膨潤土材料填充段間，以一定長度的低鹼混凝土灌漿，以區隔且防止膨潤土與砂質材料之間的相互影響，另外在各材料間安裝銅製的封塞，以利施工並防止不同材料之間混合。

參考國際上相似設計之處置設施的分析結果，則設施中央區的飽和時間約為 150 年，斜坡道則約為 20 年。在封井的演化分析方面，則需考量封井中混凝土與膨潤土的交互作用，維持氯離子濃度小於 0.40 kmol/m^3 ，以確保不會影響膨潤土的功能。

9.3.15 小結

以下即根據第 9.3.1 節至第 9.3.14 節之評估結果，摘述處置設施於封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)間可能的演化情形：

(1) 熱演化

用過核子燃料衰變熱造成的緩衝材料升溫，其峰值約出現在處置後 5 年至 15 年的時間區間內，接著隨著衰變熱源的降低，溫度亦隨之緩慢下降。針對目前規劃之處置孔熱間距(9 m)而言，在處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)內，縱使考量母岩熱力學性質的變化，並設定其他相關參數，緩衝

材料的最高溫度距離其溫度限值仍有一定程度的餘裕，因此，不會影響到緩衝材料防止質變(Buff4)、限制施加於廢棄物罐與岩石的壓力(Buff6)等與溫度相關的安全功能。

(2) 力學演化

處置設施在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)內母岩的力學演化主要由廢棄物罐之熱負載所主導，其他如緩衝材料與回填材料逐漸增加的回脹壓力、母岩應力場的長期變化等，亦會影響母岩的力學演化。

廢棄物罐之熱負載對處置設施近場及遠場裂隙的水力傳導係數影響不大，且侷限於接近處置隧道的區域，因此，相關安全功能仍可維持。此外，可透過廢棄物罐處置排程的規劃，降低處置孔周圍母岩可能因熱負載引致的剝落現象。

在板塊運動造成的影響方面，板塊運動相關的構造活動與斷層活動大多集中在 58 Ma 以前，之後即無明顯的構造活動，故此階段裂隙再活化主要是由地震引致之裂隙位移。由於處置設施封閉後初始溫暖期僅為期 1,000 年，因此，此期間累積的裂隙位移量極低，幾乎不影響相關安全功能。

(3) 水文地質演化

處置設施於封閉後地下水即持續滲入，但入流量會隨著時間逐漸減少。針對飽和後母岩之區域尺度與處置設施尺度的地下水流分析，計算流動傳輸阻抗(F)與等效流率(Q_{eq})等功能測度值，可藉此瞭解參考案例的水流特性，並與相關之安全功能指標標準進行比較，以評估處置設施的安全性。

經由分析結果發現，大部分的處置孔並不會直接與導水裂隙連接，可以說明處置孔與開挖損傷帶、處置隧道間主要的傳輸方式是以擴散之方式進行。在穩態地下水壓力分布方面，地下水壓由山區主導壓力分布，整體流場往外、向下呈輻射狀，同時影響質點釋出之傳輸途徑。處置孔截切裂隙(Q1 路徑)與隧道底部開挖損傷帶(Q2 路徑)釋出路徑趨勢一致，受到

山區壓力水頭之影響一路向北傳輸，並受到淡海水交界面之影響，至鄰近海岸線區域於地表釋出。在功能測度值方面，Q1 路徑與 Q2 路徑之最小流動傳輸阻抗皆大於 10^6 yr/m，符合提供有利水文地質條件之安全功能指標標準(R2，流動傳輸阻抗高於 10,000 yr/m)；Q1 路徑與 Q2 路徑之最大等效流率亦皆略低於 10^{-4} m³/yr，符合提供有利水文地質條件之安全功能指標標準(R2，等效流率低於 1×10^{-4} m³/yr)。在鹽度分布方面，處置設施深度之鹽度穩定，介於 0.2%至 1.3%之間，並具有顯著海淡水交界面，可能影響質點傳輸。

(4) 化學演化

採用全球河水平均之合成水化學條件建立化學演化之分析技術，評估處置設施區域的鹽度，以做為初始/邊界條件推估處置孔的鹽度與地下水化學組成，提供廢棄物罐腐蝕作用之評估使用。

(5) 緩衝材料與回填材料演化

處置設施將在平均 5 MPa 入流水壓之作用下逐漸飽合，達到完全飽和後，緩衝材料回脹壓力約為 5 MPa，處置孔底部局部區域具有較高約 8.23 MPa 回脹壓力。而回填材料回脹壓力約為 1.5 MPa，符合限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力(Buff6)之安全功能指標標準。

緩衝材料主要會受到擠出作用、入流水侵蝕、沉降作用的共同效應而流失質量，單一處置孔之緩衝材料於封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)間，最多可能流失約 102 kg，此時緩衝材料之水力傳導係數及回脹壓力皆尚符合緩衝材料限制平流傳輸(Buff1)與其他安全功能之要求。此時間區間內，緩衝材料內物質主要的傳輸方式維持為擴散作用。

緩衝材料受到侵蝕後，可透過其自由回脹的特性填充被侵蝕之部位。若緩衝材料損失一整環環繞廢棄物罐的膨潤土塊體，則大約在 3.5 年後可完全填充缺少的部位，重新建立回脹壓

力；此時，僅於膨潤土缺口癒合處回脹壓力較低，而大部分區域的回脹壓力約為 4 MPa。

此外，廢棄物罐因重量造成之最大沉陷量約為 2.4×10^{-2} cm，會導致廢棄物罐下方緩衝材料密度略微提高，廢棄物罐上方緩衝材料密度略微降低，但仍接近平均密度，不影響相關的安全功能。

(6) 廢棄物罐演化

廢棄物罐在未飽和期間具有較高的衰變熱，且溫度相對較易累積，但最高溫度不會超過 117 °C，低於設計需求的 125 °C，不至於影響到廢棄物罐的完整性。此外，透過相關的力學分析可以發現，在廢棄物罐受到緩衝材料最大回脹壓力與地下水壓均勻作用的假設條件下，可符合抵抗圍壓負載(Can2)之安全功能的要求；同時，若廢棄物罐受到超挖或岩石崩落等造成之不均勻圍壓，經分析提供力學支撐的鑄鐵內襯在受到此影響下，皆能維持一定的安全係數不會受到破壞，可維持廢棄物罐的完整性。

廢棄物罐在整個安全評估時間尺度內，會因初期有氧環境之腐蝕作用及後期無氧環境之腐蝕作用所影響，使得銅殼逐漸受到腐蝕。考量銅殼製作過程中的不確定性、全面腐蝕及局部腐蝕之影響，即使在處置設施封閉後 100 萬年，銅殼仍具有約 36.8 mm 的厚度，可維持廢棄物罐提供腐蝕障壁(Can1)的安全功能。

9.3.16 封閉後初始溫暖期之安全功能

表 9-12 至表 9-14 為根據第 9.3.4 節至第 9.3.14 節之分析結果所整理，各系統元件於處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)間，處置設施安全功能的演化情形。

表 9-12：封閉後初始溫暖期廢棄物罐之安全功能

安全功能	安全功能指標	安全功能指標標準	封閉後初始溫暖期間演化摘要
Can1. 提供腐蝕障壁	銅殼厚度	> 0 cm	評估結果顯示安全評估百萬年安全評估時間尺度內，廢棄物罐受到長期侵蝕，仍具有 36.8 mm 的銅殼厚度，可維持此項安全功能；因此，封閉後初始溫暖期預期亦可維持此項安全功能。
Can2. 抵抗圍壓負載	圍壓負載	< 50 MPa	假設廢棄物罐受到之最大均勻圍壓為 13.23 MPa，可維持此項安全功能。 此外，若廢棄物罐受到超挖或岩石崩落等造成之不均勻圍壓作用，鑄鐵內襯所受應力不會達到降伏拉應力，廢棄物罐可維持其完整性。
Can3. 抵抗剪力負載	剪力位移量	> 5 cm	針對封閉後初始溫暖期間，因熱負載造成裂隙再活化，最大滑移量僅約 7 mm 內，故在此期間仍可維持此項安全功能。

表 9-13：封閉後初始溫暖期緩衝材料與回填材料之安全功能

安全功能	安全功能指標	安全功能指標標準	封閉後初始溫暖期間演化摘要
Buff1. 限制平流傳輸	(a)水力傳導係數	$<10^{-12}$ m/s	經評估，保守條件下緩衝材料流失約 102 kg，可維持此項安全功能。
	(b)回脹壓力	> 1 MPa	緩衝材料在此段時間可能受到地下水流的侵蝕而損失質量，但可因其回脹的特性重新再分布質量，使缺口處癒合；癒合後，平均回脹壓力約為 4 MPa，可維持此項安全功能。
Buff2. 減少微生物活性	回脹壓力	> 2 MPa	緩衝材料在封閉後初始溫暖期間受到地下水流侵蝕後，質量損失未達 1,200 kg，膨潤土的乾密度雖然下降，但仍可維持在 1,420 kg/m ³ 以上，回脹壓力大於 2 MPa，可維持此項安全功能。
Buff3. 緩衝岩石剪力效應	密度	$< 2,050$ kg/m ³	母岩潛變影響處置孔幾何，可能造成緩衝材料擠壓而密度上升，尚未研究。
Buff4. 防止質變	溫度	< 100 °C	目前處置設施配置：9 m 處置孔間距與 40 m 處置隧道間距等條件下，處置設施在封閉後約 10 年左右，達到緩衝材料最高溫度，但仍低於 100 °C，並持續下降，故可維持此項安全功能。
Buff5. 防止廢棄物罐沉陷	回脹壓力	> 0.2 MPa	根據評估結果，緩衝材料能提供 2 MPa 以上之回脹壓力，可維持此項安全功能。廢棄物罐本身因重量造成之沉陷，將略壓密廢棄物罐下方之緩衝材料，沉陷量僅約為 2.4×10^{-2} cm。
Buff6. 限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力	(a)回脹壓力	< 10 MPa	根據評估結果，緩衝材料回脹壓力約為 5 MPa，處置孔底局部區域有較高約 8.23 MPa 回脹壓力，但仍可維持 Buff6 安全功能。
	(b)溫度	> -2.5 °C	根據評估結果，緩衝材料最高溫度不會超過 100 °C。隨著廢棄物罐內的衰變熱持續下降，數百年後緩衝材料的溫度將逐漸接近母岩的環境溫度(約為 33.3 °C)，可維持此項安全功能。
BF1. 抵抗緩衝材料膨脹	回填材料之回脹壓力	不可過低	根據評估結果，回填材料的回脹壓力約 1.5 MPa，可維持此項安全功能。

表 9-14：封閉後初始溫暖期地質圈之安全功能

安全功能	安全功能指標 (性能目標)	安全功能指標 標準	開挖營運期演化摘要
R1. 提供 有利的化 學條件	(a) 還原狀態；Eh 值	限制 Eh 值	經評估，處置設施周圍化學條件為 pH 略高於 7，而陽離子強度普遍低於 8 mM，有害物質濃度稍微超過 10^{-4} M。無法維持 R1 安全功能。
	(b) 鹽度；TDS	TDS < 35 g/L	
	(c) 離子強度； $\Sigma q[Mq^{+}]_{GW}$	水中陽離子的 電荷濃度 > 8 mM	
	(d) 有害物質濃度	$[NO_2^{-}] < 10^{-3}$ mol/L $[HS^{-}] < 3$ mg/L $\approx 10^{-4}$ M $[K^{+}] < 0.1$ mol/L	
	(e) 酸鹼值(pH 值)	pH 值需為 5 至 11	
	(f) 避免氯化物促進 腐蝕作用；pH 值與 [Cl ⁻]	pH > 4；[Cl ⁻] < 2 M	
R2. 提供 有利的水 文地質傳 輸條件	(a) 流動傳輸阻抗(F)	> 10,000 yr/m	根據評估結果，截切處置孔裂隙路徑(Q1)與隧道底部開挖損傷帶路徑(Q2)最小的流動傳輸阻抗皆高於 10^6 yr/m，等效流率低於 10^{-4} m ² /yr，可維持此項安全功能。
	(b) 等效流率(Qeq)	$< 1 \times 10^{-4}$ m ³ /yr	
R3. 提供 穩定力學 環境	地下水壓	限制	經評估，處置設施範圍水壓約略高於 5 MPa，尚可提供穩定的力學環境。
R4. 提供 有利的熱 學環境	溫度	-2.5°C 至 100°C	母岩環境溫度約為 33.3 °C，可維持此項安全功能。

9.4 剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)

9.4.1 氣候相關條件之長期參考演化

參考案例於未來百萬年安全評估尺度下的氣候演化，將依據 12 萬年的冰河週期進行循環。由於參考案例位處亞熱帶，在 12 萬年的冰河週期中，將逐漸自亞熱帶氣候轉變為溫帶氣候，再回復至亞熱帶氣候(圖 5-1)。

如第 9.3.2 節所述，參考案例位於東亞陸地與西北太平洋季風系統的影響範圍，氣候變化受季風主導。亞熱帶氣候型態下，參考案例之全年氣溫大於 0℃。夏季受西南氣流和颱風帶來較多的雨水；冬季盛行乾冷的東北季風，且蒸發量高。當參考地區轉變為溫帶氣候時，同樣受到亞洲季風的影響，維持夏雨冬乾的特性，平均氣溫降低，和亞熱帶氣候型態時主要之不同僅在氣溫的分布範圍。

因此，根據第 5.2.1 節之分析結果，地表年平均溫度自 23.8℃緩慢下降至 17℃至 18℃左右(處置設施封閉後 1 萬年)，再逐漸回復至 23.8℃(處置設施封閉後 12 萬年)；年雨量則介於 500 mm 至 1,700 mm 之間。整個冰河週期中地表應皆不會有常態性降雪或冰河的形成。在此冰河週期中，海平面亦會隨氣候演化逐漸下降，再逐漸回升至原海平面高度。

9.4.2 生物圈

如第 9.3.2 節所述，氣候條件與海平面升降所造成的變化，主導生物圈的演化，改變了地表地形與生態系統，進而影響釋出點與潛在曝露群體。以下分別就參考案例之地表地形、生態系統與放射性核種釋出區域 3 個部分，進行生物圈演化的相關討論。

(1) 地表地形

在此冰河週期中，海平面亦會隨氣候演化逐漸下降，再逐漸回升至原海平面高度。除了南部沿岸外，由於其他沿岸區域海底地形相對較為平緩，故海平面下降時，這些區域之陸地會較快露出。當海平面下降 20 m 時，參考案例之集水區北面

應已與大陸相連，僅南面仍靠海(圖 9-2)；海平面下降至 120 m 後，集水區已完全位於內陸，不與海洋相鄰。氣候型態亦由原本亦受到海水洋流影響的海洋型季風氣候，轉換為較接近內陸型的溫帶氣候。

(2) 生態系統

在 12 萬年的冰河週期循環中，生態系統會由海洋生態系逐漸轉變為偏向陸地生態系，最終再回復至海洋生態系。在海平面逐漸下降時，地勢較平坦的河口與海灣處，可能因為海地地形、潮汐侵蝕作用或河床載運移的沉積作用，形成潟湖、濕地等湖沼生態系。除此之外，地勢低窪的盆地，亦有可能經水流匯集，形成湖泊等湖泊生態系；這些湖泊經過長時間沉積作用後，最終可能被沉積物填滿，留下主要河流的河道，成為陸地與河流生態系。

人類活動會受到生態系統的改變而有所影響。從一開始農業、畜牧業、養蚵業興盛的時期，隨著海岸線遠離、沿海區域減少，養蚵業應會逐漸減少。後隨著潟湖、濕地等湖沼生態系的出現，逐漸有捕捉淡水魚、養殖等相關人類活動；或是由於湖泊生態系或陸地與河流生態系的出現，進行淡水魚的養殖。

(3) 放射性核種釋出區域

根據放射性核種釋出的評估結果(詳見 9.3.6 節)，處置設施剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)初期，與封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)的情況相似，由於為島嶼的形式，放射性核種多數會釋出至海洋中，因此，可能會透過海域相關活動對人類造成曝露。此外，放射性核種亦可能經由海洋碎波作用沾附在海潮造成之海水氣膠上，隨空氣飄散至周遭陸地；因此，居住在海洋附近，從事海洋相關產業之群體，是關注之重點。

在海平面逐漸下降後，由於可能有潟湖、湖泊、河流等不同生態系的產生；因此，放射性核種釋出區域的考量亦會不同。

- a. 瀉湖：放射性核種釋出區域可能會在接近海洋的瀉湖中，同時透過湖泊及海域相關活動對人類造成曝露。此外，瀉湖附近從事農業的相關群體，亦有可能利用湖水灌溉，增加放射性核種向外遷移的可能。因此，瀉湖附近從事農耕與畜牧等相關群體亦需納入考量。
- b. 湖泊：放射性核種可能會由地勢較低窪的湖泊中釋出，釋出後經由灌溉、抽水飲用、其他湖泊相關產業等對人類造成曝露。因此，湖泊附近從事農耕、畜牧、淡水魚養殖等的相關群體，亦為考量重點。
- c. 河流：當湖泊被沉積物填滿，留下主要河流的河道後，放射性核種可能會由河流中釋出，釋出後經由灌溉、抽水飲用等對人類造成曝露。由於不像湖泊具寬廣區域進行淡水魚養殖，因此，主要考量的是從事農耕與畜牧的相關群體。

9.4.3 熱演化

根據第 9.3.4 節處置設施封閉後初始 1,000 年的近場熱演化分析，可知緩衝材料膨潤土最高溫度將出現在廢棄物罐頂部，並發生於用過核子燃料處置後約 15 年內(母岩熱傳導係數為 2.3 W/mK 時，約在封閉後第 6 年溫度會達到最高，母岩熱傳導係數為 3.0 W/mK 時，則約在封閉後第 5 年溫度會達到最高)。緩衝材料膨潤土達到最高溫後，隨著時間的演化、衰變熱的減少，溫度將持續降低。另根據第 5.1 節氣候演化之分析結果，參考案例之氣候條件於處置設施的安全評估時間尺度內，皆屬於亞熱帶或溫帶之氣候型態，地表及岩石的溫度變異性不大，亦不會受到冰河的影響，因此，緩衝材料亦不會有冰凍的可能。

9.4.4 岩石力學

處置設施在封閉後剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)階段，在岩石力學上可能影響安全的潛在因子如下：

- (1) 因熱負載導致近場裂隙的再活化

因廢棄物罐內用過核子燃料之衰變熱，導致溫度升高，岩石膨脹，進而壓縮裂隙的內寬，或使得裂隙產生位移，可能進一步影響處置設施系統的力學穩定性(安全功能指標 R3)及裂隙之導水係數。

由第 9.3.4 節及第 9.4.3 節之分析結果可知，處置設施封閉後用過核子燃料產生衰變熱所產生的升溫效應，在封閉後大約 10 年達到最高，接著隨時間的演化、衰變熱的減少，升溫效應將逐漸趨緩，預計將較封閉後初始溫暖期之影響更加有限。

(2) 因熱負載導致遠場裂隙的再活化

如前所述，溫度升高亦可能導致遠場裂隙之水力傳導係數(安全功能指標 R2) 改變，或導致裂隙剪力位移；但在封閉後剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)階段內，由於用過核子燃料產生衰變熱所產生的升溫效應，在封閉後大約 10 年達到最高，接著隨時間的演化、衰變熱的減少，升溫效應將逐漸趨緩，故此一現象預計會較封閉後初始溫暖期之影響更加有限。

(3) 母岩的潛變變形，可能影響處置孔的幾何(安全功能指標 Buff3、Buff6)

岩石潛變是指岩石之力學特性隨著時間改變的作用，母岩的潛變變形可能會影響處置孔的幾何，進一步影響緩衝材料緩衝裂隙剪力位移效應、限制施加於廢棄物罐及岩石之壓力的安全功能。

目前尚未針對封閉後剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)間，母岩的潛變變形進行評估，後續預計可使用數值模擬的方式，評估此項潛在因子可能造成的影響。

(4) 因板塊運動產生岩石應變所引起的裂隙再活化，可能進一步影響處置孔的力學穩定性(安全功能指標 R3)

如第 9.3.5 節所述，參考案例於近期已無明顯構造活動，封閉後剩餘冰河期的岩石應變，也以地震引致裂隙位移為主。

處置設施封閉後，若母岩中的裂隙因地震而累積剪力位移，並截切廢棄物罐，導致廢棄物罐受到剪切作用，則可能使得廢棄物罐會被破壞而失效。為進行後續參考案例的剪力失效率評估，本報告採用 3DEC 數值分析模式，分析單次地震事件下所累積的裂隙剪力位移量；再採極度保守的方式，將單次地震裂隙位移量隨地震次數累加，並乘以權重計算安全評估時間尺度內，發生數次地震後所累積的裂隙剪力位移量。裂隙採用第 4.3.2 節深度大於 70 m 之 DFN 參數集(表 4-17 之 FDMB)。裂隙強度參數參考 SKB(2010p)所使用之參數進行設定，裂隙凝聚力設定為 0.5 MPa，摩擦角為 34°膨脹角為 0°。裂隙因地震而產生滑動後凝聚力降為 0，殘餘摩擦角降為 0°，膨脹角則維持 0°。裂隙的正向及剪向勁度設定為 10 GPa/m。單次地震事件引致各裂隙叢集之最大裂隙剪力位移量及最大永久裂隙剪力位移量如圖 9-53，並統計各裂隙叢集裂隙剪力位移量之平均；單次斷層震源地震及散佈式震源地震引致各裂隙叢集之裂隙剪力位移量彙整於表 9-15。

根據地震次數、各地震矩規模之裂隙剪力位移量、震源邏輯樹之權重等參數，並依據以下之假設，推估安全評估時間尺度內，數次地震所累積的裂隙剪力位移量：

- a. 地震僅限於震源邏輯樹中的震源模式。
- b. 裂隙並未因剪力位移而生長。
- c. 裂隙無震間期的潛變。
- d. 裂隙的強度並未受到地質作用影響而改變。
- e. 參考案例的斷層皆未產生錯動。
- f. 每一種震源模式所造成裂隙剪力位移的方向皆相同。
- g. 無論裂隙面是否達到破壞的程度，其裂隙剪力位移量皆視為不可回復的永久位移。

則處置設施封閉後剩餘冰河期階段(封閉後 12 萬年)，數次斷層震源地震及散佈式震源地震引致之各裂隙叢集的累積裂隙

剪力位移量如表 9-16。若以整體安全評估時間尺度來看，數次斷層震源地震及散佈式震源地震引致之各裂隙叢集的累積裂隙剪力位移量如表 9-17，各裂隙叢集之最大累積裂隙剪力位移量及平均累積裂隙剪力位移量，在安全評估時間尺度內隨時間的變化關係如圖 9-54 及圖 9-55 所示。

依照第 7 章安全功能指標 R3(提供力學穩定環境)的要求，剪力位移量需小於 5 cm、剪力位移速度需小於 1 m/s 才可滿足廢棄物罐的設計需求，根據目前之評估結果，處置設施封閉後剩餘冰河期階段(封閉後 12 萬年)內，斷層震源地震、散佈式震源地震或兩者的疊加結果，皆不會超過 50 mm。但若以整體安全評估時間尺度之評估結果來看，斷層震源地震的部分，僅有裂隙叢集 1 及 4 的最大累積裂隙剪力位移量會超過 50 mm，各叢集的平均裂隙剪力位移量皆小於 30 mm；散佈式震源地震的部分，裂隙叢集 1、2、4 具有較大的裂隙剪力位移量，趨勢與斷層震源地震相似。而由疊加斷層震源地震及散佈式震源地震的結果可知，各裂隙叢集的最大累積裂隙剪力位移量皆超過 50 mm，裂隙叢集 1、2、4 的平均累積裂隙剪力位移量亦大於 50 mm。但由於目前在散佈式震源的地震模擬上，以 200 km 半徑圈選地震數目，並未考慮地質構造的分區；因此，可能造成地震發生次數的高估。

表 9-15：各裂隙叢集之裂隙剪力位移量

裂隙叢集	裂隙剪力位移量	斷層震源地震				散布式震源地震
		地震矩規模7.3	地震矩規模7.93	地震矩規模8.27	地震矩規模8.51	
1	最大裂隙剪力位移(mm)	0.04	0.31	2.36	28.18	2.70
	平均裂隙剪力位移(mm)	0.03	0.26	0.5	10.92	1.60
	最大永久裂隙剪力位移(mm)	0.0083	0.16	2.27	24.04	2.40
	平均永久裂隙剪力位移(mm)	0.0058	0.13	0.46	10.08	1.40
2	最大裂隙剪力位移(mm)	0.04	0.91	3.7	7.59	3.60
	平均裂隙剪力位移(mm)	0.03	0.19	0.69	1.87	2.00
	最大永久裂隙剪力位移(mm)	0.011	0.52	3.36	6.32	3.50
	平均永久裂隙剪力位移(mm)	0.01	0.1	0.61	1.43	1.90
3	最大裂隙剪力位移(mm)	0.04	0.21	0.31	18.13	1.30
	平均裂隙剪力位移(mm)	0.03	0.17	0.25	5.72	0.13
	最大永久裂隙剪力位移(mm)	0.011	0.07	0.24	18.04	0.94
	平均永久裂隙剪力位移(mm)	0.01	0.06	0.19	5.23	0.10
4	最大裂隙剪力位移(mm)	0.05	1.58	3.71	10.29	2.70
	平均裂隙剪力位移(mm)	0.04	0.16	0.81	2.16	2.00
	最大永久裂隙剪力位移(mm)	0.049	1.42	3.37	6.04	2.40
	平均永久裂隙剪力位移(mm)	0.033	0.1	0.71	1.68	1.77
5	最大裂隙剪力位移(mm)	0.02	0.15	0.36	6.24	1.00
	平均裂隙剪力位移(mm)	0.015	0.07	0.13	0.87	0.59
	最大永久裂隙剪力位移(mm)	0.006	0.08	0.28	5.56	0.89
	平均永久裂隙剪力位移(mm)	0.003	0.03	0.1	0.74	0.44

註：此表為單次斷層震源地震及散布式震源地震引致各裂隙叢集之裂隙剪力位移量。

表 9-16：各裂隙叢集之累積裂隙剪力位移量(封閉後剩餘冰河期)

裂隙叢集	累積裂隙剪力位移量	斷層震源地震	散布式震源地震	斷層震源地震+ 散布式震源地震
1	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	5.74	13.20	18.94
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	2.08	7.70	7.78
2	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	4.01	19.25	23.26
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	0.80	10.45	11.25
3	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	3.16	5.17	8.33
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	1.06	0.55	1.61
4	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	4.77	13.20	17.97
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	1.00	9.74	10.74
5	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	1.18	4.90	6.08
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	0.23	2.42	2.65

註：封閉後剩餘冰河期，數次斷層震源地震及散佈式震源地震引致各裂隙叢集之累積裂隙剪力位移量。

表 9-17：各裂隙叢集之累積裂隙剪力位移量(安全評估時間尺度)

裂隙叢集	累積裂隙剪力位移量	斷層震源地震	散布式震源地震	斷層震源地震+ 散布式震源地震
1	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	65.88	122.16	188.04
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	23.68	71.26	94.94
2	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	45.40	178.15	223.55
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	9.00	96.71	105.71
3	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	36.11	47.85	83.96
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	12.00	5.09	17.09
4	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	51.87	122.16	174.03
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	11.07	90.09	101.16
5	最大累積裂隙剪力位移量(mm)	13.44	45.30	58.74
	平均累積裂隙剪力位移量(mm)	2.54	22.40	24.94

註：安全評估時間尺度，數次斷層震源地震及散佈式震源地震引致各裂隙叢集之累積裂隙剪力位移量。

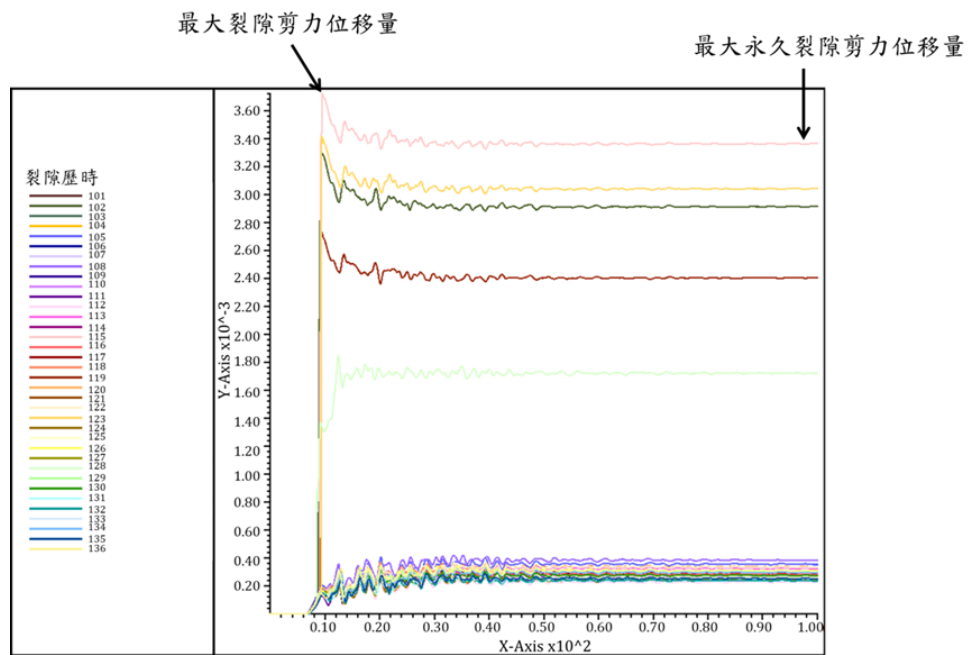


圖 9-53：最大裂隙及最大永久裂隙之剪力位移量

- 註 1：此圖為單次地震事件引致各裂隙叢集之最大裂隙剪力位移量及最大永久裂隙剪力位移量。
- 註 2：橫軸為時間(s)；縱軸為裂隙剪力位移量(m)；顏色則代表相同裂隙叢集中，不同片的裂隙。

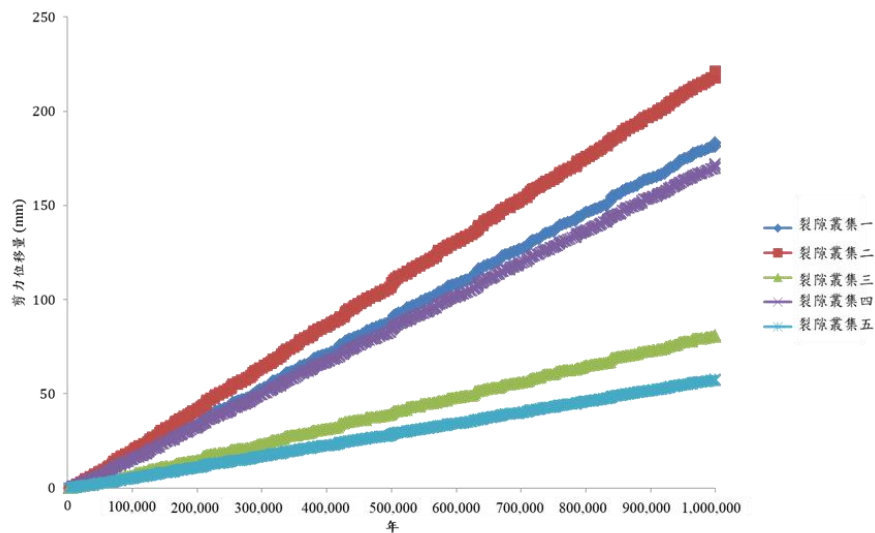


圖 9-54：保守計算下安全評估尺度與各裂隙叢集之最大累積裂隙剪力位移量與時間關係

- 註：縱軸為累積剪力位移量(mm)；橫軸為時間(yr)。

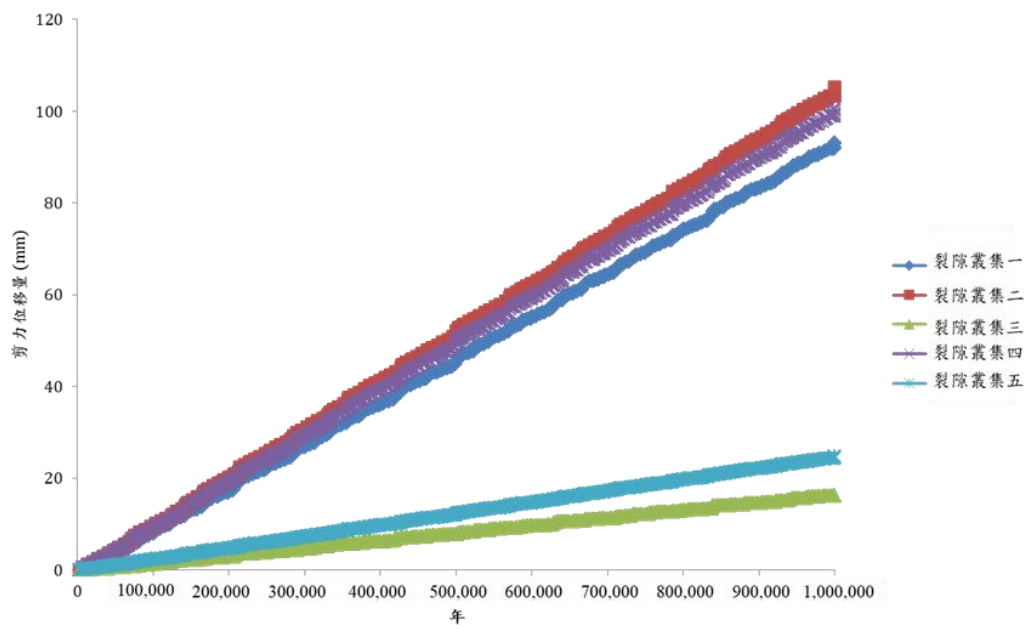


圖 9-55：各裂隙叢集之平均累積裂隙剪力位移量與時間關係

註：縱軸為累積剪力位移量(mm)；橫軸為時間(yr)。

9.4.5 岩石剪力位移造成廢棄物罐失效

剪力作用主要是探討廢棄物罐周圍母岩，因自然作用使裂隙產生相對錯動位移，並依據廢棄物罐的抗剪力特性，評估該作用對廢棄物罐造成的影響。其中，地震事件是致使剪力作用發生的主要原因之一。

本報告建置之參考案例，其地震來源可能為斷層震源或散布式震源，裂隙受到地震擾動而產生剪力位移，會隨著斷層週期性的活動而持續發生。當裂隙與廢棄物罐截切，且裂隙剪力位移量超過處置孔容許位移量限值時，岩石剪力位移即會對廢棄物罐造成影響。

根據處置設施配置(第 4.4.2 節)、廢孔準則(第 4.4.1 節)，使用地震引致裂隙剪力位移之最大累積裂隙剪力位移量的分析結果(第 9.4.4 節)，採用 DFN 實現值 5 萬次，進行裂隙與處置設施配置截切之相關分析，並依據廢棄物罐抵抗剪力負載(Can3)之安全功能指標(剪力位移量小於 5 cm)，計算廢棄物罐的剪力失效率；經由統計分析與評估結果顯示，於 DFN 模型中，封閉後約 23 萬年開始有裂隙之剪力位移量(最大累積)大於等於 5 cm，裂隙截切廢棄物使得圍阻安全功能無法維持之機率約一百萬分之一罐。隨著時間推移，原本的裂隙剪力位移量持續累積，剪力位移量大於等於 5 cm 的裂隙數量亦逐漸增加。第 100 萬年時，截切處置孔的裂隙剪力位移量最大值達 22 cm，廢棄物罐受剪力失效的機率則約為三千分之一(如圖 9-56)。表 9-18 則列出 5 萬次實現值中，其中 5 組處置孔裂隙剪力位移超過安全功能指標標準，進而造成剪力失效之案例。在進行評估時，假設裂隙為圓形極薄平面，截切邏輯根據經驗，假設在安全評估時間尺度內，即使裂隙面發生剪力位移，裂隙半徑亦不會生長變長。此外，為考量可以完全貫穿處置隧道的最小裂隙半徑，將其設為 2.88 m(SKB, 2010f)，最大裂隙半徑則依地質調查可以輕易偵測到的最小範圍，設定為 250 m。

廢棄物罐之剪力失效率隨時間變化的可能原因如下：

- (1) 不同裂隙半徑有不同的累積裂隙剪力位移量，截切廢棄物罐的裂隙半徑越大，剪力位移大於 5 cm 的時間可能越早。

- (2) 廢棄物罐與裂隙截切位置，參考 Eshelby(1957)彈性均質圓形裂縫 mode II 的穩態解析解，距離裂隙圓心越短，則剪力位移量越大；因此，廢棄物罐可因裂隙截切位置不同，而有不同失效時間。

$$u_r = \frac{24}{7\pi} \frac{\tau_{drop}}{G} (a^2 - r^2)^{0.5} \quad (9-22)$$

其中，

u_r = 剪力位移量，[m]。

r = 徑向長度，[m]。

G = 剪力模數，[N/m²]。

a = 裂隙半徑，[m]。

τ_{drop} = 應力降，[MPa]。

- (3) 不同裂隙半徑之裂隙數目不同，裂隙越小則數量越多。廢棄物罐隨著時間演化，累積裂隙剪力位移量越高，則可以破壞廢棄物罐的裂隙越小。

為了評估處置設施配置在應用廢孔準則後，剪力位移可能造成廢棄物罐失效的位置，依據離散裂隙網路 5 萬次實現值截切分析成果，推斷目前規劃之處置設施中，較可能因剪力位移造成廢棄物罐失效的 3 組裂隙資訊，如表 9-19 所示，3 組裂隙與廢棄物罐之相對位置如圖 9-57 所示，3 組裂隙分別截切處置設施的 3 個角落。

表 9-18：剪力失效之案例

100萬年累積剪力位移量(cm)	裂隙累積剪力位移量達5cm時間點 (萬年)	裂隙叢集
22.1	23	2
13.9	36	3
8.2	61	5
5.4	92	4
5.0	100	1

註：此表為 5 萬次 DFN 實現值中，其中 5 個造成剪力失效之案例。

表 9-19：可能造成廢棄物罐因剪力位移失效的 3 組裂隙資訊

裂隙	傾向 (度)	傾角 (度)	裂隙半徑 (m)	x(m)	y(m)	z(m)	剪力失效 時間(年)
裂隙 1	249.6	38.6	249.4	-1161.5	593.8	-599.7	230,000
裂隙 2	9.6			101.1	111.8	-599.7	
裂隙 3				600.7	978.0	-599.7	

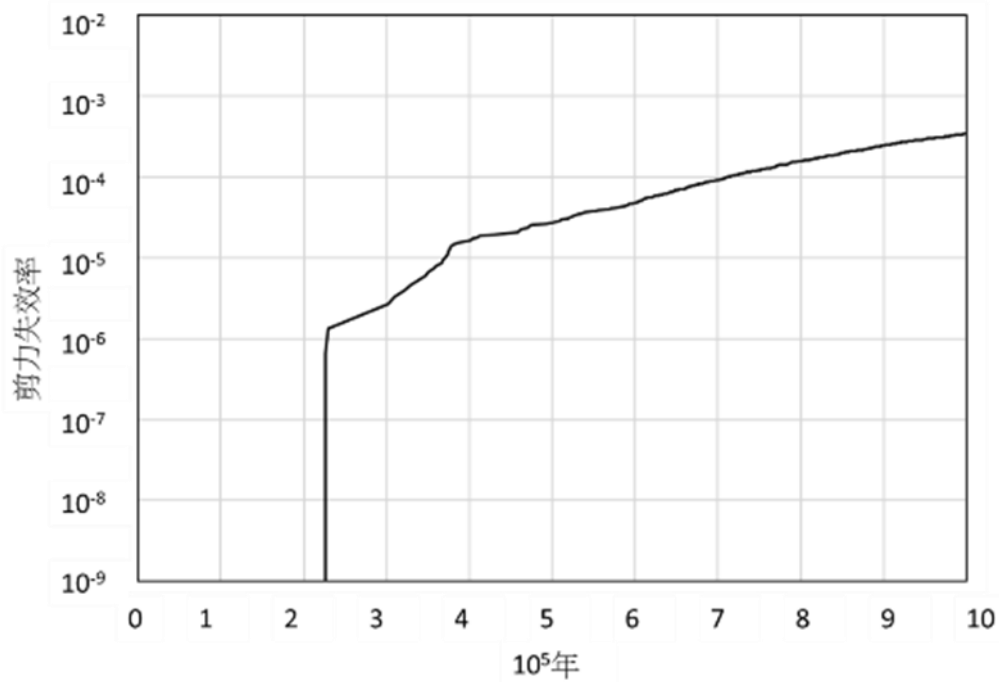


圖 9-56：廢棄物罐在安全評估時間尺度內之剪力失效率

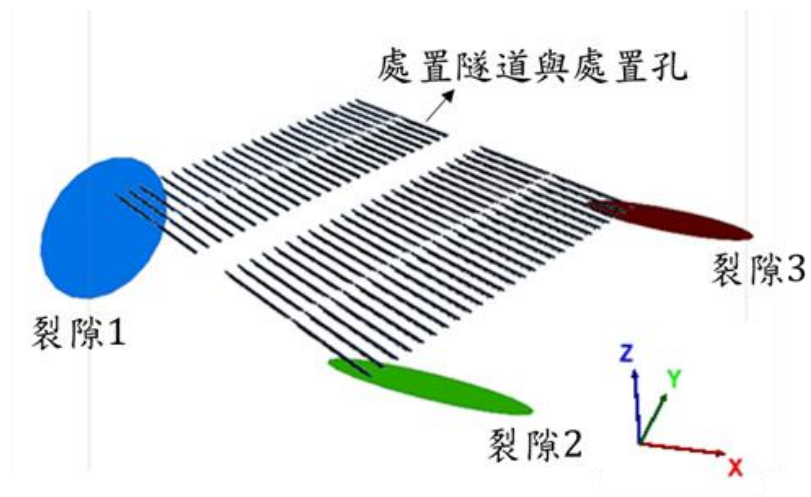


圖 9-57：3 組裂隙與廢棄物罐之相對位置

9.4.6 水文地質演化

處置設施在剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)間，水文地質的相關演化分為(1)地下水流場分析、(2)釋出途徑分析、(3)功能測度值分析共 3 部分進行探討：

(1) 地下水流場分析

根據第 9.1.3 節水文地質模式之設定，分析處置設施在封閉後 12 萬年間地下水之流場變化。參考第 5.2 節、第 9.4.1 節相關描述，處置設施在封閉後 12 萬年的冰河週期中，將逐漸自亞熱帶氣候轉變為溫帶氣候，再回復至亞熱帶氣候(圖 5-1)。在此冰河週期中，海平面會隨氣候演化逐漸下降，參考案例則會由島嶼逐漸轉變為陸地。因此，目前地下水流場分析將如第 9.1.3 節所述，根據前述氣候及海平面等演化情形，選取 2 個重要的時間點及其相對應的海平面下降量，即 a. 距今 16,700 年後(海平面下降 20 m)、b. 距今 100,000 萬年後(海平面下降 120 m)進行討論。

a. 距今 16,700 年後(海平面下降 20 m)

如第 9.1.3 節所述，此區段評估範圍如圖 9-2 所示。大部分水文地質模式之相關參數與第 9.3.6 節封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)採用之參數相同，但鹽度設定則根據此區段之水文地質模式條件進行調整。相關參數簡述如下：

- (a) 水文地質模式：包含風化層(R0)、完整岩體(R)、主要導水構造帶(F#)。其中，假設 F1 及 F2 僅存在於參考案例中，參考案例外則僅有 R0 及 R。
- (b) 鹽度設定：目前海平面下降模式暫不引入鹽度耦合設定，故所有水體之鹽度設定為淡水(0%)。
- (c) 網格設定：網格生成結果($z=-504$ m 剖面)如圖 9-58，共生成 17,840,457 個網格。

- I. 整體區域尺度評估範圍：設定為 $512\text{ m} \times 512\text{ m} \times 512\text{ m}$ 。場址尺度評估範圍：設定為 $256\text{ m} \times 256\text{ m} \times 256\text{ m}$ 。
- II. F1 及 F2：由於水力傳導係數較高，網格加密為 $32\text{ m} \times 32\text{ m} \times 32\text{ m}$ 。
- III. 地表：因地表高程(z 方向)會影響數值地形圖的判讀，且其亦會影響流場及質點的運移，因此，加密為 $32\text{ m} \times 32\text{ m} \times 2\text{ m}$ 。
- IV. 處置設施：處置設施周圍之母岩岩體設定為 $64\text{ m} \times 64\text{ m} \times 64\text{ m}$ ，其中主隧道、處置隧道、處置孔設定為 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 1\text{ m}$ ，主隧道及處置隧道底部開挖損帶設定為 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 0.125\text{ m}$ ，處置孔壁面因與擷取地下水入流相關參數有關，因此，加密為 $0.25\text{ m} \times 0.25\text{ m} \times 0.5\text{ m}$ 。

b. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m)

如第 9.1.3 節所述，此區段評估範圍如圖 9-2 所示。大部分水文地質模式之相關參數(包括 R0、R#、F1 及 F2 之水力特性參數)與第 9.3.6 節封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)採用之參數相同，但鹽度設定則根據此區段之水文地質模式條件進行調整。相關參數簡述如下：

- (a) 水文地質模式：包含風化層(R0)、完整岩體(R)、主要導水構造帶(F#)。其中，假設 F1 及 F2 僅存在於參考案例中，參考案例外則僅有 R0 及 R。
- (b) 鹽度設定：目前海平面下降模式暫不引入鹽度耦合設定，故所有水體之鹽度設定為淡水(0%)。
- (c) 網格設定：網格生成結果($z=-504\text{ m}$ 剖面)如圖 9-59，共生成 18,619,161 個網格。

- I. 整體區域尺度評估範圍：設定為 $512\text{ m} \times 512\text{ m} \times 512\text{ m}$ 。場址尺度評估範圍：設定為 $256\text{ m} \times 256\text{ m} \times 256\text{ m}$ 。
- II. F1 及 F2：由於水力傳導係數較高，網格加密為 $32\text{ m} \times 32\text{ m} \times 32\text{ m}$ 。
- III. 地表：因地表高程(z 方向)會影響數值地形圖的判讀，且其亦會影響流場及質點的運移，因此，加密為 $32\text{ m} \times 32\text{ m} \times 2\text{ m}$ 。
- IV. 處置設施：處置設施周圍之母岩岩體設定為 $64\text{ m} \times 64\text{ m} \times 64\text{ m}$ ，其中主隧道、處置隧道、處置孔設定為 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 1\text{ m}$ ，主隧道及處置隧道底部開挖損帶設定為 $1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 0.125\text{ m}$ ，處置孔壁面因與擷取地下水入流相關參數有關，因此，加密為 $0.25\text{ m} \times 0.25\text{ m} \times 0.5\text{ m}$ 。

地下水流場之分析亦採取與第 9.3.6 節相同的方式，首先根據參考案例之 DFN 參數集，選定 1 次實現值以生成離散裂隙網路，並根據裂隙連通性分析的結果保留連通的裂隙，以作為等效水力特性參數轉換的裂隙系統。接著以 GEHYCO 方式，進行等效水力特性參數的轉換(例如圖 9-60 至圖 9-61)，詳細的參數轉換概念、方式及其方程式請參考相關文獻，在此不進行贅述(Svensson, 2010；Svensson and Ferry, 2010；Svensson et al., 2010)。

其次根據以下邊界條件，進行穩態地下水流場的分析：

- a. 距今 16,700 年後(海平面下降 20 m)：高山陵線、底部設定為無流動邊界，河流設定為定水頭邊界，陸地頂部設定為入滲邊界。東邊海岸線本應設定為定水頭邊界並引入海水，惟海岸線離處置設施已有十幾公里遠，加上區域尺度流場由西北往東南移動；因此，東邊海岸線之鹽度對處置

設施的影響已消彌，同時為了減少耦合流場及鹽度模擬在大量網格計算上的時間，將海岸線設定為無流動邊界以進行評估。

- b. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m)：高山陵線、底部設定為無流動邊界，河流設定為定水頭邊界，陸地頂部設定為入滲邊界進行評估。

各時間區段之穩態地下水壓力分布分析結果如下：

- a. 距今 16,700 年後(海平面下降 20 m，上邊界為入滲)：分析結果如圖 9-62 所示。結果顯示地下水流之大趨勢為自西北往東南向流動。由於上邊界條件為入滲，參考案例中央山巒之區域不再扮演主控壓力分布的角色；因此，若質點從處置設施釋出，則傳輸位置可能依地下水流之大趨勢影響，往東南方並向底部移動。
- b. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m，上邊界為入滲)：分析結果如圖 9-63 所示。結果顯示地下水流之大趨勢為自西北往東南向流動。由於上邊界條件為入滲，參考案例中央山巒之區域不再扮演主控壓力分布的角色；因此，若質點從處置設施釋出，則傳輸位置可能依地下水流之大趨勢影響，往東南方並向底部移動。
- c. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m，上邊界為定水頭)：由上述分析結果可知，在沒有其他影響因素下，傳輸時間及傳輸路徑甚長，質點在安全評估的時間尺度內，可能不會有地表釋出點，因此，將上邊界條件設定為定水頭，分別進行不同時間區段下穩態地下水壓力分布之分析。以距今 100,000 年後(海平面下降 120 m)之穩態地下水壓力分布為例，其分析結果如圖 9-64 所示。

根據分析結果，地下水流之大趨勢維持自西北往東南向流動，而參考案例中央山巒之區域將扮演主控壓力分布的角色，致使參考案例中具有由內向外輻射狀的小區域流場。因此，若

質點從處置設施釋出，傳輸位置將受到鄰近小區域流場主控，往北方、西北方及東北方移動，少部分則會受到小區域流場及大趨勢流場的合力作用。在此情況下，可縮短質點的傳輸路徑，增加其於地表釋出的可能。

(2) 釋出途徑分析

如第 9.3.6 節所述，根據前述地下水流場的分析結果，以及依據處置設施配置、DFN 參數集、裂隙截切處置設施之關係及處置孔截切廢孔準則進行的裂隙截切處置設施分析結果，使用質點追蹤方法模擬(a)質點由裂隙截切處置孔(Q1 路徑)釋出及(b)質點由隧道底部開挖損傷帶(Q2 路徑)釋出之傳輸情形(圖 9-23)，以計算各個途徑之功能測度值，評估水文地質與傳輸條件的變化，並確認是否符合安全功能 R2 的相關要求。各時間區段之分析結果如下：

a. 距今 16,700 年後(海平面下降 20 m，上邊界為入滲)：

Q1 及 Q2 路徑之質點傳輸分析結果分別如圖 9-65 及圖 9-66 所示。結果顯示受到西北方福建沿海地形影響，地下水流場呈現西北往東南的大趨勢；因此，質點傳輸路徑亦順著此趨勢向南方移動至 F1 構造，接著受到山區影響，沿著 F1 構造之走向往東北東方運移一小段距離，直至離開參考案例後，順著地下水流的大趨勢往東南方向移動。此外，由於地下水流場大趨勢之水力梯度大於上邊界的入滲量，質點會先往側邊且略向下方移動後，再受到 F1 構造的影響而向上移動。最後離開 F1 構造持續往側邊移動，直至靠近模擬邊界後釋出。

b. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m，上邊界為入滲)：

Q1 及 Q2 路徑之質點傳輸分析結果，如圖 9-67 及圖 9-68 所示。結果顯示受到西北方福建沿海地形影響，地下水流場呈現西北往東南的大趨勢，部分則因模擬邊界往東延伸而呈現西往東的趨勢；因此，質點傳輸路徑亦順著此趨勢

向東南方移動至 F1 構造，但由於東南方向的模擬區域增加，致使大趨勢的水力梯度降低；因此，質點的移動非常緩慢，即便進入 F1 構造後，在 100,000 年中亦僅運移一小段距離。

- c. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m，上邊界為定水頭)：Q1 及 Q2 路徑之質點傳輸分析結果，如圖 9-69 及圖 9-70 所示。結果顯示傳輸路徑首先受到山區輻射狀小尺度流場的影響，而往海岸線移動；接著受到西北往東南之區域尺度梯度的影響而轉向東北方及東方移動，其中小部分受到處置設施東方山脈影響而向西方移動。所有的質點皆會於陸地上釋出。

此外，隨著向上移動之地下水流傳輸的質點，會直接於參考案例中的地形低緩處釋出；隨著向下移動之地下水流傳輸的質點，則會在接近底部無流動邊界時向上反轉，移動至參考案例外地形低緩處釋出。

(3) 功能測度值分析：

如第 9.3.6 節所述，為提供後續工程障壁性能評估及核種傳輸計算應用，且為了符合 R2 安全功能的要求，根據前述地下水流場分析之結果，計算流動傳輸阻抗(F)與等效流率(Q_{eq})等功能測度值。為符合提供有利的水文地質傳輸條件(R2)之安全功能的需求，Q1 路徑的流動傳輸阻抗需大於 10,000 yr/m，且越高越好；等效流率則應小於 $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，且越低越好。本報告主要探討 Q1 路徑及 Q2 路徑之水文地質傳輸模式，以提供後續評估之定量依據，各時間區段之計算結果為：

- a. 距今 16,700 年後(海平面下降 20 m，上邊界為入滲)：

(a) 流動傳輸阻抗(F):區域尺度模式之流動傳輸阻抗累積分布函數如圖 9-71 所示。由分析結果可知，Q1 路徑之最小流動傳輸阻抗為 $5.29 \times 10^5 \text{ yr/m}$ ，符合安全功能之相關需求；Q2 路徑之最小流動傳輸阻抗為 5.46×10^5

yr/m。Q1 路徑與 Q2 路徑之曲線平滑且類似，顯示不論質點釋出位置為何，受到的流動傳輸阻抗皆非常相似。

- (b) 等效流率(Q_{eq}):區域尺度模式之等效流率累積分布函數如圖 9-72 所示。由分析結果可知，Q1 路徑之最大等效流率為 $1.32 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，整體曲線非常平滑，除以評估範圍的高度 8.155m 符合安全功能小於 $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ 之需求；Q2 路徑之最大等效流率為 $7.38 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，惟數值整體約小於 Q1 路徑數值的 1 倍。

b. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m，上邊界為入滲)：

- (a) 流動傳輸阻抗(F):由於模擬質點傳輸於 100 萬年的結果並無陸上釋出點，也不會碰到模擬邊界，因此，並無本項功能測度值的結果。

- (b) 等效流率(Q_{eq}):區域尺度模式之等效流率累積分布函數如圖 9-73 所示。由分析結果可知，Q1 路徑之最大等效流率為 $9.42 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，除以評估範圍的高度 8.155m 後符合，安全功能小於 $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ 之需求，整體曲線非常平滑；Q2 路徑之最大等效流率為 $6.00 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，符合安全功能之相關需求，整體曲線亦非常平滑，而 Q2 數值在累積比率約 0.05 之下小於 Q2 數值 1 數級，但隨著累積比率增加，Q2 數值最終小於 Q1 數值約 2 倍。

c. 距今 100,000 年後(海平面下降 120 m，上邊界為定水頭)：

- (a) 流動傳輸阻抗(F):區域尺度模式之流動傳輸阻抗累積分布函數如圖 9-74 所示。由分析結果可知，Q1 路徑之最小流動傳輸阻抗為 $1.23 \times 10^6 \text{ yr/m}$ ，符合安全功能之相關需求；Q2 路徑之最小流動傳輸阻抗為 $9.16 \times 10^5 \text{ yr/m}$ 。Q1 路徑與 Q2 路徑之曲線平滑且類

似，顯示 Q1 路徑及 Q2 路徑之傳輸路徑及速度皆非常相似。惟兩者流動傳輸阻抗之最大值與最小值的差異皆極大，表示不論是 Q1 路徑或 Q2 路徑，質點傳輸過程中在路徑及時間皆有較大的差異。

- (b) 等效流率(Q_{eq}): 區域尺度模式之等效流率累積分布函數如圖 9-75 所示。由分析結果可知，Q1 路徑之最大等效流率為 $1.02 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，除以評估範圍的高度 8.155m 後，符合安全功能小於 $1.0 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{yr}$ 之需求，整體曲線非常平滑；Q2 路徑之最大等效流率為 $6.21 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{yr}$ ，整體曲線亦非常平滑，惟數值整體約小於 Q1 路徑數值的 1 倍。

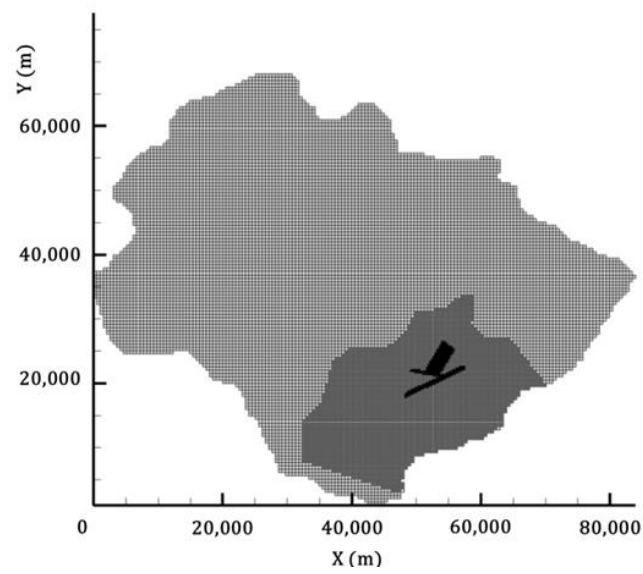


圖 9-58：距今 16,700 後水文地質模式之網格生成結果

註 1：此為 $z=-504$ m 之剖面。

註 2：海平面下降 20 m。

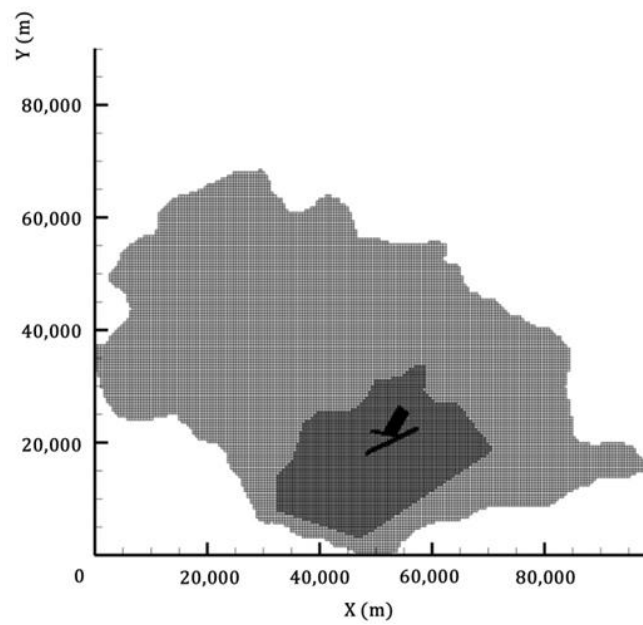


圖 9-59：距今 100,000 後水文地質模式之網格生成結果

註 1：此為 $z=-504$ m 之剖面。

註 2：海平面下降 120 m。

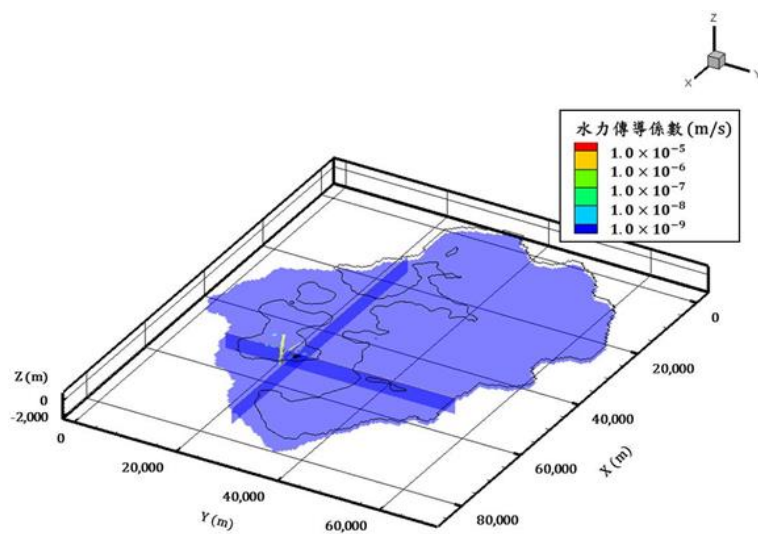


圖 9-60：海平面下降 20 m 之等效水力傳導係數分布

註：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成。

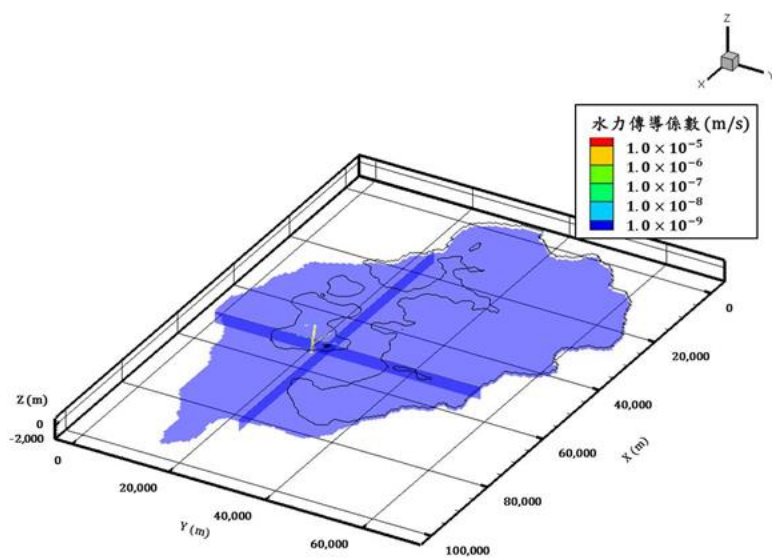


圖 9-61：海平面下降 120 m 之等效水力傳導係數分布

註：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成。

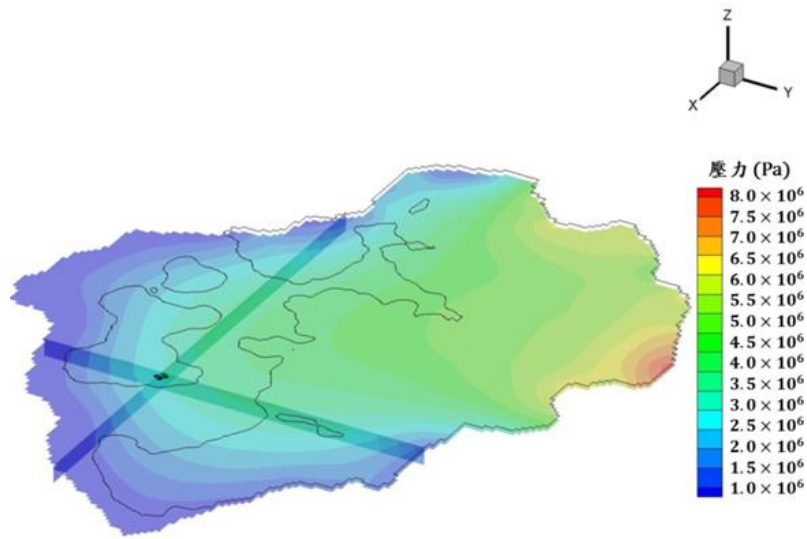


圖 9-62：距今 16,700 年後穩態地下水壓力分布

註 1：海平面下降 20 m。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

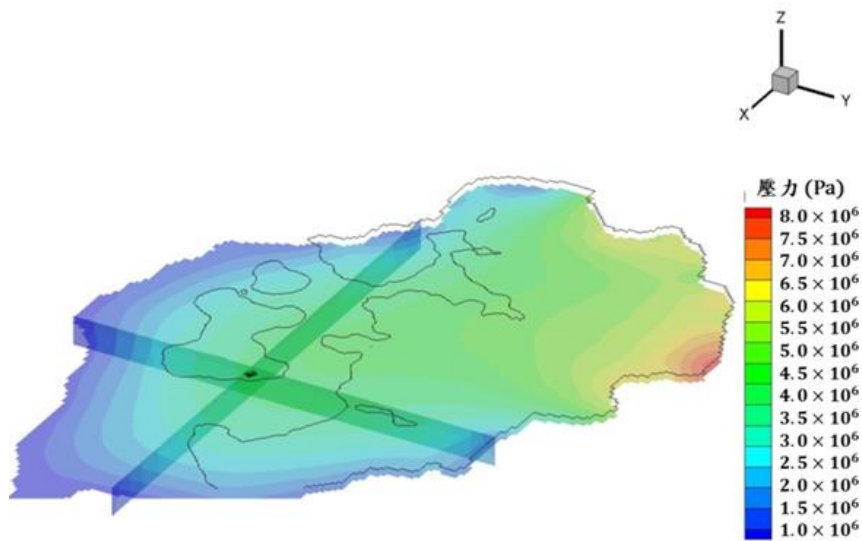


圖 9-63：距今 100,000 年後穩態地下水壓力分布結果

註 1：海平面下降 120 m。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

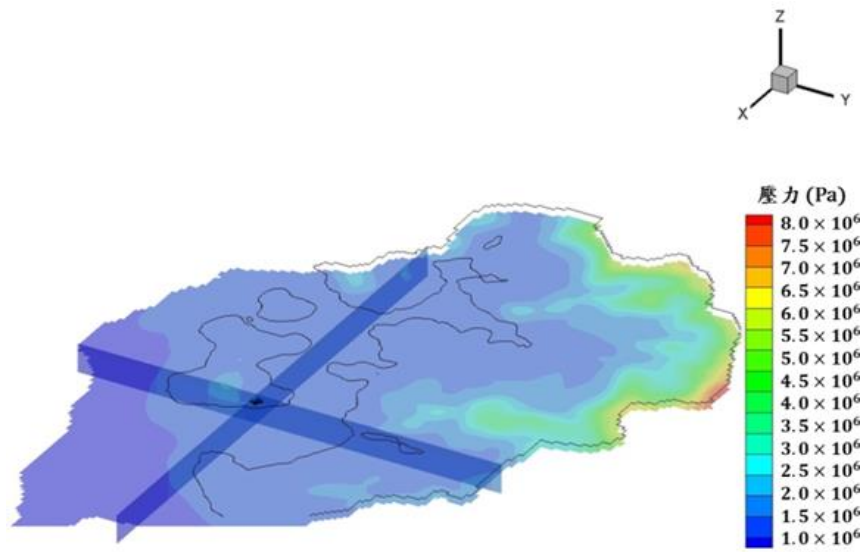


圖 9-64：距今 100,000 年後穩態地下水壓力分布結果(定水頭)

註 1：海平面下降 120 m，且上邊界設定為定水頭之條件。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

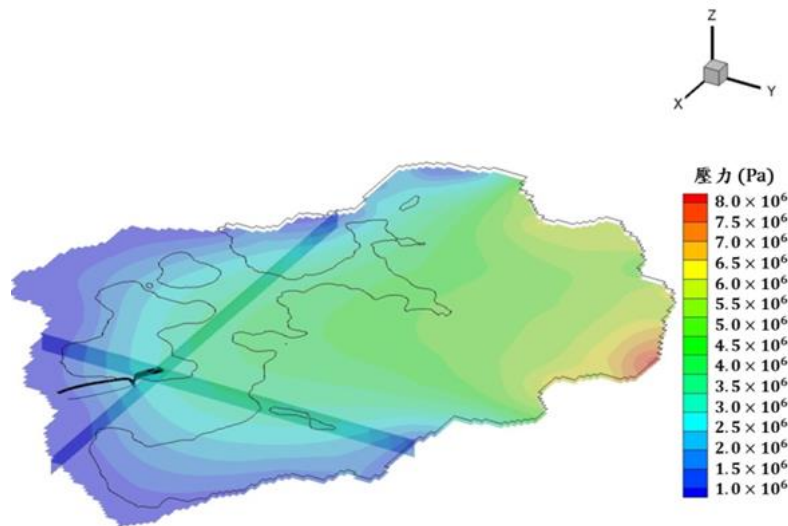


圖 9-65：距今 16,700 年後 Q1 路徑質點傳輸模擬結果

註 1：海平面下降 20 m。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

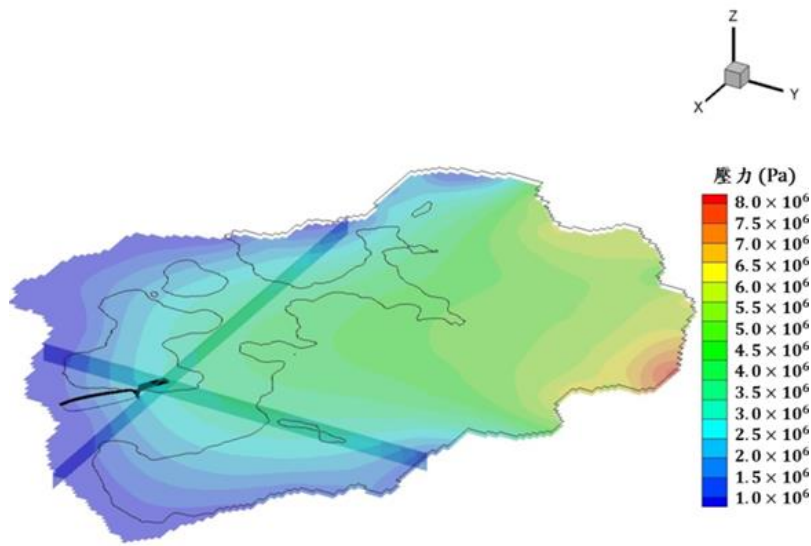


圖 9-66：距今 16,700 年後 Q2 路徑質點傳輸模擬結果

註 1：海平面下降 20 m。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

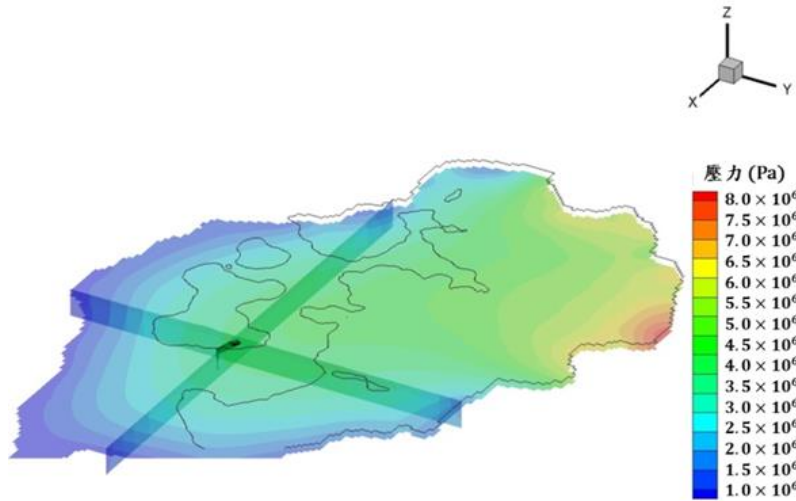


圖 9-67：距今 100,000 年後 Q1 路徑質點傳輸模擬結果

註 1：海平面下降 120 m。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

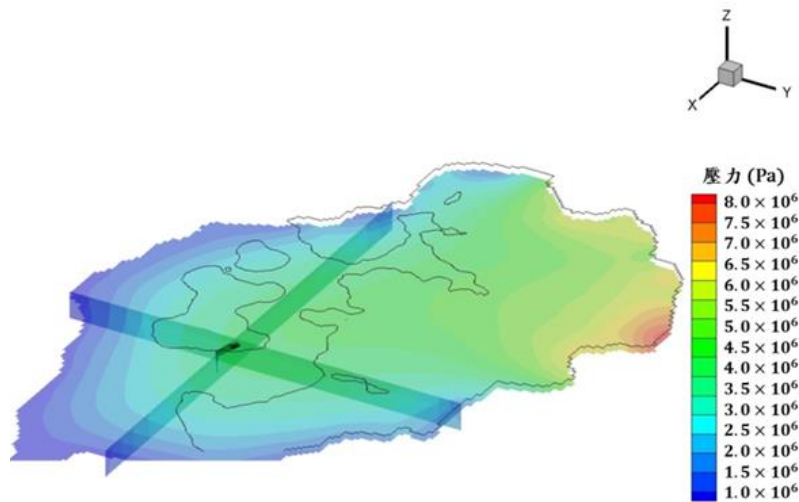


圖 9-68：距今 100,000 年後 Q2 路徑質點傳輸模擬結果

註 1：海平面下降 120 m。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

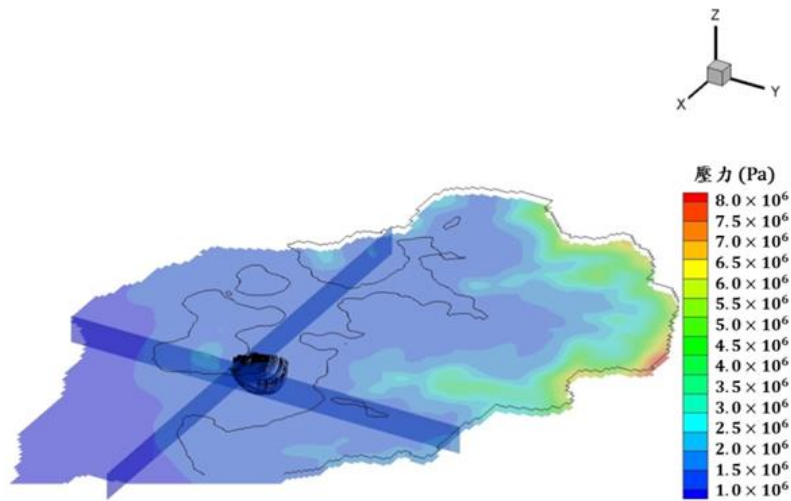


圖 9-69：距今 100,000 年後 Q1 路徑質點傳輸模擬結果(定水頭)

註 1：海平面下降 120 m，且上邊界設定為定水頭之條件。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

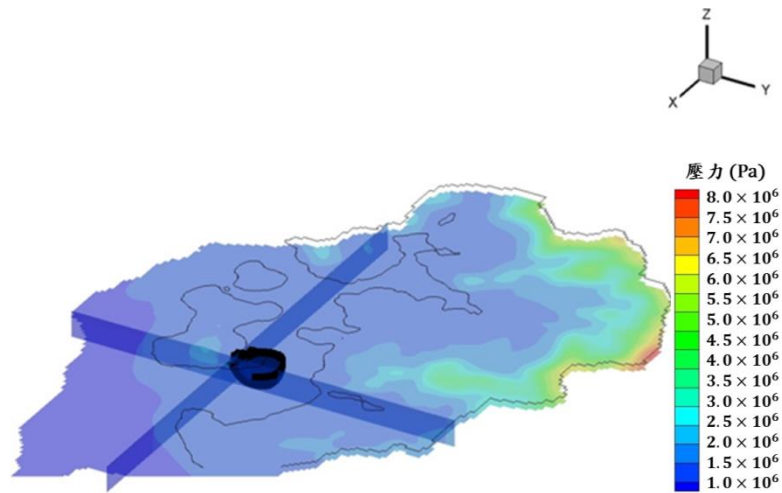


圖 9-70：距今 100,000 年後 Q2 路徑質點傳輸模擬結果(定水頭)

註 1：海平面下降 120 m，且上邊界設定為定水頭之條件。

註 2：此圖由 $x=53,625$ m、 $y=23,650$ m 及 $z=-504$ m 剖面組成；壓力為動壓力。

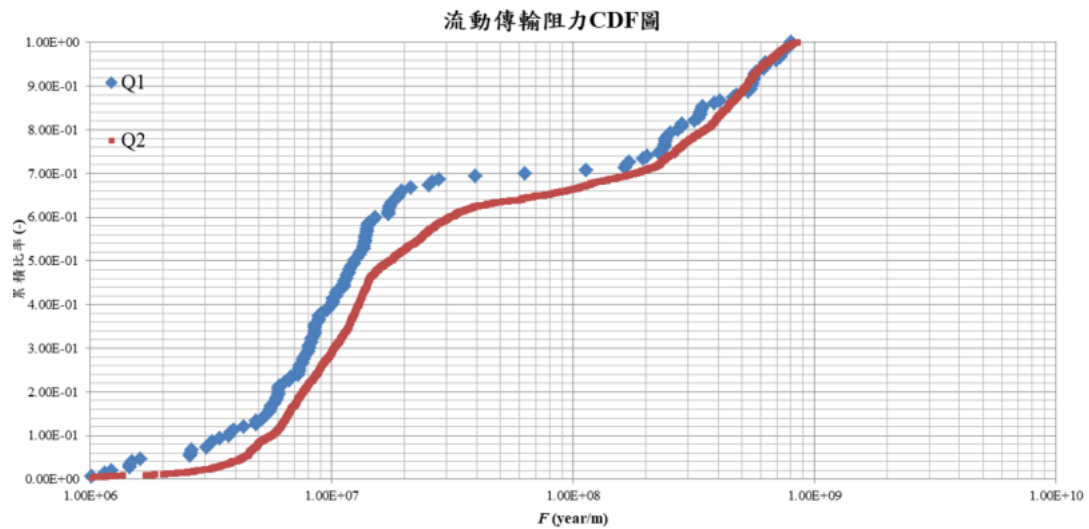


圖 9-71：距今 16,700 年後之流動傳輸阻抗累積分布函數

註：海平面下降 20 m。

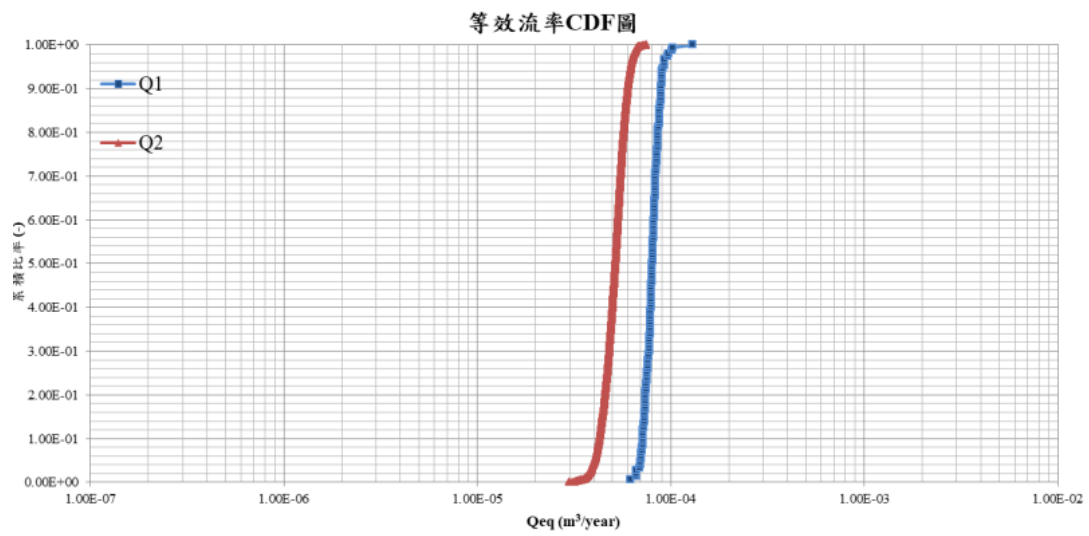


圖 9-72：距今 16,700 年後之等效流率累積分布函數

註：海平面下降 20 m。

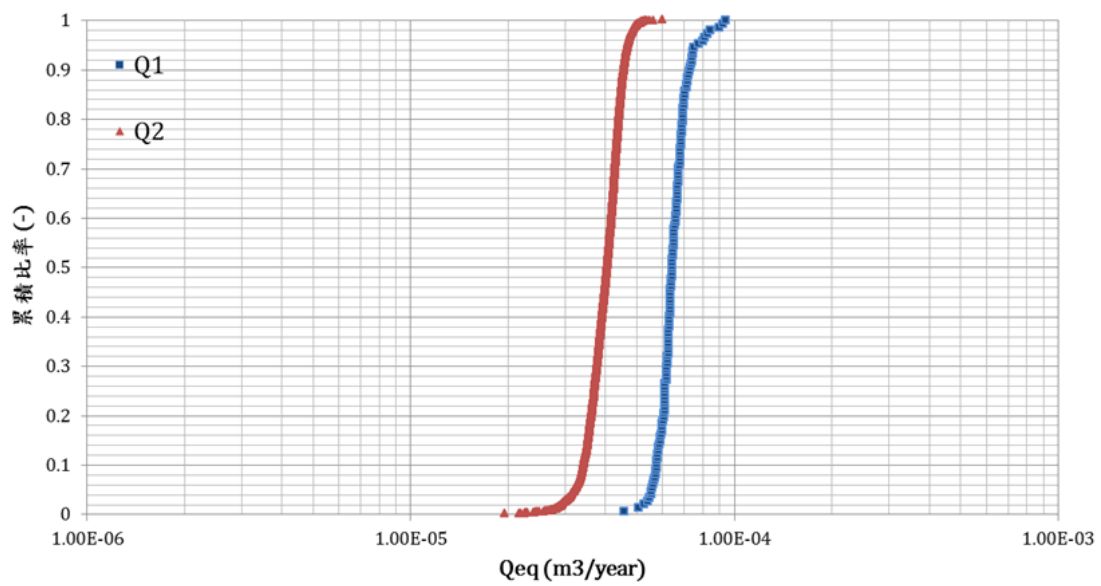


圖 9-73：距今 100,000 年後之等效流率累積分布函數(入滲條件)

註：海平面下降 120 m，且上邊界設定為入滲之條件。

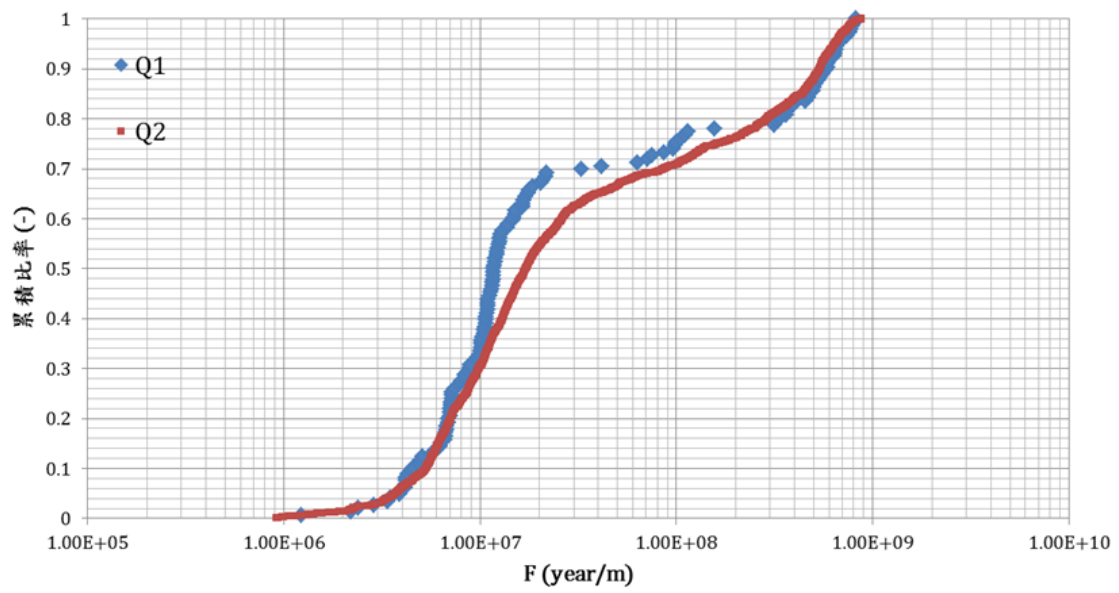


圖 9-74：距今 100,000 年後之流動傳輸阻抗累積分布函數(定水頭)

註：海平面下降 120 m，且上邊界設定為定水頭之條件。

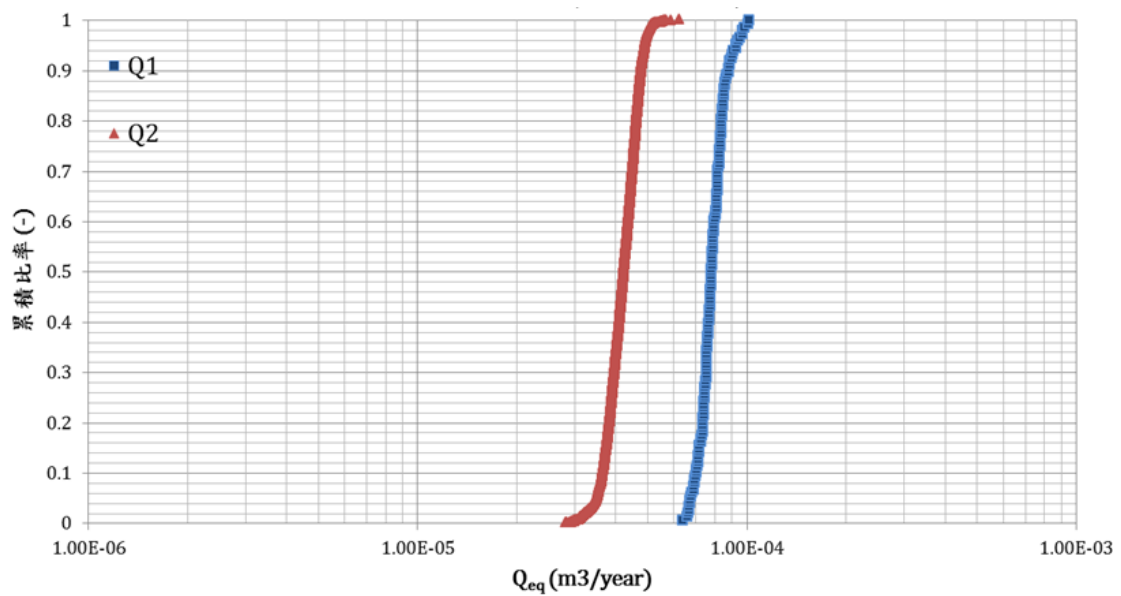


圖 9-75：距今 100,000 年後之等效流率累積分布函數(定水頭)

註：海平面下降 120 m，且上邊界設定為定水頭之條件。

9.4.7 地球化學演化

處置設施在剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)間，其地球化學主要受到氣候演化及相應之海平面狀態變化而影響，進而改變處置設施區域之地下水鹽度分布、地下水組成、離子濃度等。

根據第 9.4.6 節水文地質演化之分析結果，處置設施在封閉後剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)間不同演化時間區間中，參考案例將由島嶼逐漸轉變為陸地，海水對處置設施之影響也隨之降低；在距今 16,700 年後(海平面下降 20 m)，淡海水交界處已遠離處置設施區域，鹽水對處置設施區域之影響已相當弱，故可推測在距今 16,700 年後的 12 萬年週期內，處置設施區域之水質皆以淡水為主。

根據前述穩態鹽度分布之分析結果，假設處置設施區域在距今 16,700 年後，其水質特性與全球河水水質特性之平均值相同，採用 PHREEQC 程式計算該全球河水平均值之水合物種型態分布，並計算其 TDS、陽離子強度、pH 值，以及可能影響緩衝材料及廢棄物罐安全功能之硫化物與鐵的濃度。全球河水平均值之 TDS、陽離子強度、pH 值，以及硫化物與鐵濃度分析結果如表 9-20。

評估結果顯示處置設施區域 TDS 為 1.05 g/L、鹽度為 0.0105%、pH 值為 7，符合安全功能 R1 針對地下水離子鹽度、酸鹼值及避免氯化物促進腐蝕作用等，所設定之安全功能指標標準(地下水的 TDS 小於 35 g/L、酸鹼值應介於 5 至 11 之間)。硫化氫離子濃度低於 10^{-4} M，符合安全功能 R1 針對地下水中有毒物質濃度的安全功能指標標準($[\text{HS}^-]$ 小於 3 mg/L $\approx 10^{-4}$ M)。但陽離子強度較低(低於 8 mM)，因此，可能使得緩衝材料及回填材料之膨潤土易有膠體外釋之情形，將於第 9.4.8 節，另針對其對緩衝材料與回填材料之影響進行探討。

表 9-20：全球河水平均值之各數值分析結果

	TDS (g/L)	陽離子強度 (mM)	pH	[HS ⁻] (mole/L , M)	[Fe ⁺²] (mole/L , M)	[Fe ⁺³] (mole/L , M)
全球河水 平均值	1.05	1.40	7	6.05×10^{-5}	2.01×10^{-7}	3.77×10^{-27}

9.4.8 緩衝材料與回填材料之影響

在處置設施封閉後剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)階段，如第 9.3.8 節及第 9.3.9 節的分析結果顯示，緩衝材料與回填材料應已達完全飽和，緩衝材料之回脹壓力約為 5 MPa，回填材料之回脹壓力約為 1.5 MPa。

當裂隙截切處置孔時，飽和後之膨潤土可能受到擠出作用、入流水侵蝕、及沉降作用等影響而造成質量損失。目前根據海平面 0 m、下降 20 m 以及下降 120 m 之裂隙水流速度(第 9.4.6 節)、及地下水陽離子強度(第 9.4.7 節)等參數(參考表 9-4、表 9-21、表 9-22)，並假設裂隙與水平之夾角為 $\alpha = 45^\circ$ ，並依照第 9.3.9 節膨潤土質量損失量估算方式，評估這些處置孔(DH-216、DH-812、DH-2110、DH-2632、DH-2633)在受到裂隙截切時，膨潤土質量隨時間損失之關係，計算結果如圖 9-76 所示。

由分析結果可以發現，處置孔之質量損失達 1,200 kg 的時間，分別為 78,547 年(DH-216)、22,158 年(DH-812)、21,358 年(DH-2110)、12,537 年(DH-2632)、11,661 年(DH-2633)；其中，DH-2633 之膨潤土損失率最大，其次為 DH-2632、DH-2110、DH-812、DH-216。當膨潤土之質量損失達 1,200 kg 後，處置孔內部溶質之傳輸方式將由平流傳輸主導，進而影響廢棄物罐的腐蝕速率。

表 9-21：距今 16,700 年後膨潤土質量損失評估參數

位置 (處置孔編號)	裂隙水流流速 (m/s)	陽離子強度 (mM)	裂隙內寬 (m)
DH-216	1.84×10^{-6}	1.40	7.19×10^{-6}
DH-812	1.24×10^{-6}	1.40	1.16×10^{-5}
DH-2110	1.27×10^{-6}	1.40	1.21×10^{-5}
DH-2632	5.70×10^{-7}	1.40	2.09×10^{-5}
DH-2633	5.29×10^{-7}	1.40	2.25×10^{-5}

註：處置設施封閉距今 16,700 年後(海平面下降 20 m)膨潤土質量損失評估參數。

表 9-22：距今 100,000 年後膨潤土質量損失評估參數

位置 (處置孔編號)	裂隙水流流速 (m/s)	陽離子強度 (mM)	裂隙內寬 (m)
DH-216	1.16×10^{-6}	1.40	7.17×10^{-6}
DH-812	6.85×10^{-7}	1.40	1.16×10^{-5}
DH-2110	7.556×10^{-7}	1.40	1.21×10^{-5}
DH-2632	4.28×10^{-7}	1.40	2.09×10^{-5}
DH-2633	3.76×10^{-7}	1.40	2.25×10^{-5}

註：處置設施封閉距今 100,000 年後(海平面下降 120 m)膨潤土質量損失評估參數。

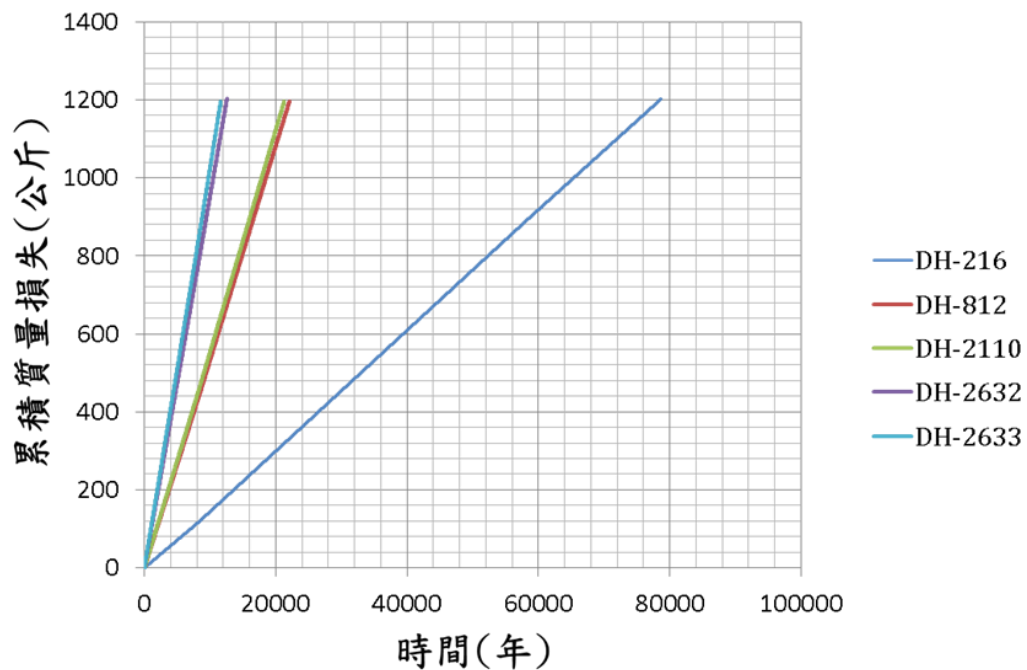


圖 9-76：膨潤土隨時間損失質量的情形

9.4.9 廢棄物罐之影響

如第 7.3 節所述，提供腐蝕障壁(Can1)、抵抗圍壓負載(Can2)及抵抗剪力負載(Can3)的能力，為廢棄物罐重要的圍阻安全功能。處置設施在剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)間，處置設施周圍的熱、水、力、化條件持續演變，可能對廢棄物罐的圍阻安全功能造成影響。目前則針對(1)緩衝材料飽和後，廢棄物罐承受不均勻圍壓的情況、(2)廢棄物罐的剪力失效及(3)廢棄物罐的腐蝕作用等可能的演化情形，進行探討如下：

(1) 緩衝材料飽和後，廢棄物罐承受不均勻圍壓的情況

如第 9.3.13 節所述，緩衝材料在飽和後，其回脹壓力可能以均勻的方式對廢棄物罐造成力學上的影響；或因(a)地下水由裂隙滲入處置孔內；(b)處置孔岩層表面崩塌、剝落產生凹陷或突起，擠壓緩衝材料；以及(c)其他環境影響使緩衝材料之密度不均勻，進而使其回脹壓力呈現不均勻分布等因素，對廢棄物罐造成力學上的影響。

另一方面，廢棄物罐受不均勻回脹壓力作用，根據圖 9-45 之假設，分別分析(a)處置孔在正常情況下(處置孔為圓柱形，如圖 9-46， $\delta_1=0$ mm、應力值 7.50 MPa， $\delta_2=0$ mm、應力值 5.83 MPa)，廢棄物罐承受不均勻飽和狀態造成之不均勻圍壓；(b)處置孔在開挖過程中由於施工不慎，造成超挖或岩石崩落等使岩石應力重新分布，導致處置孔具有 8 mm 之變位而呈現香蕉狀(如圖 9-46， $\delta_1=8$ mm、應力值 6.86 MPa， $\delta_2=0$ mm、應力值 4.12 MPa)的情況下，廢棄物罐承受不均勻飽和狀態造成之不均勻圍壓；以及(c)處置孔除了因超挖或岩石崩落等現象使岩石應力重新分布，且處置孔內壁因岩層崩塌而產生更大變位，導致處置孔除 8 mm 之變位外，額外具有 33 mm 之變位而呈現香蕉狀(如圖 9-46， $\delta_1=8$ mm、應力值 7.82 MPa， $\delta_2=33$ mm、應力值 3.73 MPa)的情況下，廢棄物罐承受不均勻

飽和狀態造成之圍壓時，廢棄物罐鑄鐵內襯及銅殼之應力分布情形。

經由評估結果可知，廢棄物罐鑄鐵內襯及銅殼之應力分布分析結果，如圖 9-49 至圖 9-51 及表 9-7 所示，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力值為 106.7 MPa，不會超過鑄鐵內襯之降伏應力，此時，鑄鐵內襯不至於受到應力影響而破壞，可維持廢棄物罐之完整性。

(2) 廢棄物罐的剪力失效

廢棄物罐在剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)可能受到岩石剪力位移影響，造成廢棄物罐失效的相關討論已描述於第 9.4.5 節。根據分析結果，斷層震源及散布式震源地震造成廢棄物罐之剪力失效率與封閉後時間的關係，如圖 9-56。其中，最早可能發生廢棄物罐因剪力而失效的時間，約在處置設施封閉後第 23 萬年，發生率約一百萬分之一；亦即在剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)中，廢棄物罐因剪力而失效之機率極低。處置設施封閉後 100 萬年，整體廢棄物罐因剪力而失效的機率則約為三千分之一。

(3) 廢棄物罐的腐蝕作用

如第 9.3.13 節所述，處置設施在剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)間，緩衝材料與回填材料孔隙中的氧氣皆已消耗掉，處置設施進入無氧環境；此時膨潤土已達完全飽和，處置設施中主要的腐蝕劑為硫化物，可能來源為地下水中所含的硫化物離子，主要的腐蝕產物則為硫化銅與氫氣。

根據分析結果，綜整各腐蝕劑於有氧環境及無氧環境中，對廢棄物罐銅殼造成之最大腐蝕深度分別如表 9-10 及表 9-11 所示。由分析結果可知，有氧環境中的腐蝕劑與無氧環境中的黃鐵礦、硫酸鹽還原菌等腐蝕劑，有限的腐蝕來源在全面腐蝕的情況下，最大腐蝕深度約為 0.408 mm。

如第 9.3.13 節所述，廢棄物罐受到腐蝕作用之影響，在處置設施封閉後 100 萬年，估計廢棄物罐銅殼，尚保持約 36.8 mm 的厚度，可維持廢棄物罐完整性並提供腐蝕障壁(Can1)的安全功能。

9.4.10 處置設施系統其他部分之演化

本報告優先聚焦於廢棄物罐、緩衝材料與回填材料、地質圈等與處置設施安全功能較為直接相關的部分進行相應之定量演化分析，對於豎井、坡道、封塞及封井等則引用國際文獻進行定性說明。後續將持續以國際文獻(SKB, 2011)之內容為基礎，發展處置設施其他部分之分析技術以期獲得定量之演化結果。

9.4.11 參考冰河週期結束後的安全功能

表 9-23 至表 9-25 為根據第 9.4.1 節至第 9.4.10 節之分析結果，整理各系統元件於剩餘冰河期間，處置設施安全功能的演化情形。

廢棄物罐部分，預期演化條件下 Can3 安全功能無法維持；緩衝材料部份，預期演化條件下可維持其大部分安全功能，而 Buff3 尚未研究；地質圈的部分，則預期演化條件下 R1 的安全功能無法維持。無法維持安全功能項目，將納入第 11 章探討其圍阻安全功能失效後之影響程度，作為後續第 12 章遲滯安全功能分析之基礎。

表 9-23：剩餘冰河期廢棄物罐之安全功能

安全功能	安全功能指標	安全功能指標標準	剩餘冰河期演化摘要
Can1. 提供腐蝕障壁	銅殼厚度	> 0 cm	評估結果顯示安全評估百萬年安全評估時間尺度內，廢棄物罐受到長期侵蝕，仍具有 36.8 mm 的銅殼厚度，可維持此項安全功能；因此，剩餘冰河期預期亦可維持此項安全功能。
Can2. 抵抗圍壓負載	圍壓負載	< 50 MPa	經評估廢棄物罐受到之最大均勻圍壓約為 13.23 MPa，可維持此項安全功能。 此外，若廢棄物罐受到超挖或岩石崩落等造成之不均勻圍壓作用，鑄鐵內襯所受應力不會達到降伏拉應力，廢棄物罐可維持其完整性。
Can3. 抵抗剪力負載	剪力位移量	> 5 cm	評估結果顯示安全評估百萬年安全評估時間尺度內，可能造成地震的來源為斷層式震源與散布式震源，其累積裂隙剪力位移量可能超過 5 cm，無法維持此項安全功能，將使廢棄物罐因而失效。累積裂隙剪力位移量超過 5 cm 最早可能的發生時間約為處置設施封閉後第 23 萬年，整個安全評估時間尺度內，廢棄物罐因剪力失效的機率約為三千分之一。

表 9-24：剩餘冰河期緩衝材料與回填材料之安全功能

安全功能	安全功能指標	安全功能指標標準	剩餘冰河期演化摘要
Buff1. 限制平流傳輸	(a) 水力傳導係數	$<10^{-12}$ m/s	經評估，緩衝材料持續流失，廢棄物罐腐蝕顯著的處置孔中，腐蝕最快約在 11,600 年後，緩衝材料質量損失超過 1,200 kg，使得水力傳導係數上升，無法維持安全功能。
	(b) 回脹壓力	> 1 MPa	緩衝材料在此段時間可能受到地下水流的侵蝕而損失質量，但可因其回脹的特性重新再分布質量，使缺口處癒合；癒合後，平均回脹壓力約為 4 MPa，可維持此項安全功能。
Buff2. 減少微生物活性	回脹壓力	> 2 MPa	經評估，緩衝材料持續流失，廢棄物罐腐蝕顯著的處置孔中，最快約在 11,600 年後，緩衝材料質量損失超過 1,200 kg，局部回脹壓力小於 2 MPa，此項安全功能可能無法維持。
Buff3. 緩衝岩石剪力效應	密度	$< 2,050$ kg/m ³	母岩潛變影響處置孔幾何，可能造成緩衝材料擠壓而密度上升，尚未研究。
Buff4. 防止質變	溫度	< 100 °C	目前處置設施配置：9 m 處置孔間距與 40 m 處置隧道間距等條件下，處置設施在封閉後約 10 年左右達到緩衝材料溫度峰值，仍低於 100 °C，並隨著核種衰變熱降低而持續下降，逐漸由處置深度母岩的環境溫度(約 33.3 °C)所主導，故可維持此項安全功能。
Buff5. 防止廢棄物罐沉陷	回脹壓力	> 0.2 MPa	根據評估結果，緩衝材料能提供 2 MPa 以上之回脹壓力，可維持此項安全功能。廢棄物罐本身因重量造成之沉陷，將略壓密廢棄物罐下方之緩衝材料，沉陷量僅約為 2.4×10^{-2} cm。
Buff6. 限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力	(a) 回脹壓力	< 10 MPa	根據評估結果，緩衝材料回脹壓力約為 5 MPa，處置孔底部局部區域具較高約 8.23 MPa 回脹壓力，可維持 Buff6 安全功能。
	(b) 溫度	> -2.5 °C	根據評估結果，緩衝材料最高溫度不會超過 100 °C。且隨著廢棄物罐內的衰變熱持續下降，數百年後緩衝材料的溫度將逐漸接近母岩的環境溫度(約為 33.3 °C)，可維持此項安全功能。
BF1. 抵抗緩衝材料膨脹	回填材料之回脹壓力	不可過低	根據評估結果，回填材料抵抗仍可使得緩衝材料之平均回脹壓力約 5 MPa，故可維持此項安全功能。

表 9-25：剩餘冰河期地質圈之安全功能

安全功能	安全功能指標 (性能目標)	安全功能指標標準	剩餘冰河期演化摘要
R1. 提供有利的化學條件	(a) 還原狀態；Eh 值	限制 Eh 值	經評估，即使在不同海平面條件下，處置設施周圍仍以淡水為主，故 pH 約為 7，而陽離子強度普遍低於 8 mM，有害物質中的硫化氫離子濃度低於 10^{-4} M。整體而言，無法維持此項安全功能。
	(b) 鹽度；TDS	TDS<35 g/L	
	(c) 離子強度； $\Sigma q[Mq^+]GW$	水中陽離子的電荷濃度 > 8 mM	
	(d) 有害物質濃度	$[NO_2^-]<10^{-3}$ mol/L $[HS^-]<3$ mg/L $\approx 10^{-4}$ M $[K^+]<0.1$ mol/L	
	(e) 酸鹼值(pH 值)	pH 值需為 5 至 11	
	(f) 避免氯化物促進腐蝕作用；pH 值與 $[Cl^-]$	pH > 4； $[Cl^-] < 2$ M	
R2. 提供有利的水文地質傳輸條件	(a) 流動傳輸阻抗(F)	>10,000 yr/m	根據評估結果，截切處置孔裂隙路徑(Q1)最小的流動傳輸阻抗約於 10^6 yr/m，等效流率約為 0.084 L/m，可維持此項安全功能。
	(b) 等效流率(Qeq)	$<1 \times 10^{-4}$ m ³ /yr	
R3. 提供穩定力學環境	地下水壓	限制	地下水流之大趨勢為自西北往東南向流動，處置設施所在區域也會受到鄰近山區影響小區域流場。
R4. 提供有利的熱學環境	溫度	-2.5°C 至 100°C	母岩環境溫度約為 33.3 °C，可維持此項安全功能。

9.5 接續冰河期

針對處置設施在接續冰河期的氣候演化，參考瑞典相關文獻 (SKB, 2011)，假設第一個冰河循環會在未來百萬年之安全評估尺度持續重複。由於單一次冰河循環約為 12 萬年，因此，整個 100 萬年的時間區間內，約會有 8 次多的冰河循環。

在接續冰河期中，可以預期處置設施內諸如：近場熱演化、水文地質演化、地球化學演化等可逆的作用，以及參考案例之生物圈，將根據主導這些演化的外部條件呈現週期性的變化。其中殘餘衰變熱僅在封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)會對母岩之熱力學條件產生影響；在剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)之後，近場熱演化將由其他自然現象所主導。

除了前述可逆之演化作用外，其餘如：緩衝材料侵蝕作用、廢棄物罐腐蝕作用、地震造成的影響等不可逆的作用，則預期其所造成的影響會隨著冰河週期的循環逐漸累加，於達安全評估時間尺度終點時(封閉後 100 萬年)，可能造成的影響約相當於第 1 個冰河週期所造成影響之 8 倍。相關影響說明如下：

- (1) 緩衝材料的侵蝕作用在處置設施封閉後 100 萬年時，可能造成相當於第 1 個冰河週期 8 倍的影響。
- (2) 在前述緩衝材料侵蝕的影響下，根據廢棄物罐腐蝕的評估結果(表 9-10、表 9-11)，銅殼在處置設施封閉後 100 萬年時仍會保持一定的厚度(約 36.8 mm)，不會造成廢棄物罐的失效。
- (3) 根據第 9.4.5 節之評估結果(圖 9-56)，廢棄物罐在未來百萬年安全評估尺度內，因地震造成剪力位移導致整體廢棄物罐失效的機率約為三千分之一，較易失效的位置分別位於如圖 9-57 所示之 3 個角落。

9.5.1 評估時間尺度終點的安全功能

表 9-26 至表 9-28 是針對第 7 章中圍阻安全功能，在歷經數個冰河循環，到達處置設施達安全評估時間尺度終點時，處置設施安全功能的演化情形。

表 9-26：評估時間尺度終點廢棄物罐之安全功能

安全功能	安全功能指標	安全功能指標標準	接續冰河期演化摘要
Can1. 提供腐蝕障壁	銅殼厚度	> 0 cm	評估結果顯示安全評估百萬年安全評估時間尺度內，廢棄物罐受到長期侵蝕，仍具有 36.8 mm 的銅殼厚度，可維持此項安全功能；因此，封閉後初始溫暖期預期亦可維持此項安全功能。
Can2. 抵抗圍壓負載	圍壓負載	< 50 MPa	經評估廢棄物罐受到之最大均勻圍壓為 13.23 MPa，可維持此項安全功能。此外，若廢棄物罐受到超挖或岩石崩落等造成之不均勻圍壓作用，鑄鐵內襯所受應力不會達到降伏拉應力，廢棄物罐可維持其完整性。
Can3. 抵抗剪力負載	剪力位移量	> 5 cm	評估結果顯示安全評估百萬年安全評估時間尺度內，可能造成地震的來源為斷層式震源與散布式震源，其累積裂隙剪力位移量可能超過 5 cm，無法維持此項安全功能，將使廢棄物罐因而失效。累積裂隙剪力位移量超過 5 cm 最早可能的發生時間約為處置設施封閉後第 23 萬年，整個安全評估時間尺度內，廢棄物罐因剪力失效的機率約為三千分之一。

表 9-27：評估時間尺度終點緩衝材料/回填材料之安全功能

安全功能	安全功能指標	安全功能指標標準	接續冰河期演化摘要
Buff1. 限制平流傳輸	(a) 水力傳導係數	$< 10^{-12} \text{ m/s}$	經評估，緩衝材料持續流失，廢棄物罐腐蝕顯著的處置孔中，最快約在 11,600 年後，緩衝材料質量損失超過 1,200 kg，使得水力傳導係數上升，無法維持安全功能。
	(b) 回脹壓力	$> 1 \text{ MPa}$	緩衝材料在此段時間可能受到地下水流的侵蝕而損失質量，但可因其回脹的特性重新再分布質量，使缺口處癒合；癒合後，平均回脹壓力約為 4 MPa，可維持此項安全功能。
Buff2. 減少微生物活性	回脹壓力	$> 2 \text{ MPa}$	經評估，緩衝材料持續流失，廢棄物罐腐蝕顯著的處置孔中，最快約在 11,600 年後，緩衝材料質量損失超過 1,200 kg，局部回脹壓力小於 2 MPa，使得無法維持此項安全功能。
Buff3. 緩衝岩石剪力效應	密度	$< 2,050 \text{ kg/m}^3$	母岩潛變影響處置孔幾何，可能造成緩衝材料擠壓而密度上升，尚未研究。
Buff4. 防止質變	溫度	$< 100 \text{ }^{\circ}\text{C}$	目前處置設施配置：9 m 處置孔間距與 40 m 處置隧道間距等條件下，處置設施在封閉後約 10 年左右達到緩衝材料溫度峰值，低於 $100 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ，並隨著核種衰變熱降低而持續下降，逐漸由處置深度母岩的環境溫度(約 33.3°C)所主導，故可維持此項安全功能。
Buff5. 防止廢棄物罐沉陷	回脹壓力	$> 0.2 \text{ MPa}$	根據評估結果，緩衝材料能提供 2 MPa 以上之回脹壓力，可維持此項安全功能。廢棄物罐本身因重量造成之沉陷，將略壓密廢棄物罐下方之緩衝材料，沉陷量僅約為 $2.4 \times 10^{-2} \text{ cm}$ 。
Buff6. 限制施加於廢棄物罐及岩石的壓力	(a) 回脹壓力	$< 10 \text{ MPa}$	根據評估結果，緩衝材料回脹壓力約為 5 MPa，處置孔底部局部具有較高約 8.23 MPa 之回脹壓力，仍可維持 Buff6 安全功能。
	(b) 溫度	$> -2.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$	根據評估結果，緩衝材料最高溫度不會超過 $100 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。隨著廢棄物罐內的衰變熱持續下降，數百年後緩衝材料的溫度將逐漸接近母岩的環境溫度(約為 33.3°C)，可維持此項安全功能。
BF1. 抵抗緩衝材料膨脹	回填材料之回脹壓力	不可過低	根據評估結果，回填材料回脹壓力約為 1.5 MPa，故可維持此項安全功能。

表 9-28：評估時間尺度終點地質圈之安全功能

安全功能	安全功能指標 (性能目標)	安全功能指標標準	接續冰河期演化摘要
R1. 提供有利的化學條件	(a) 還原狀態；Eh 值	限制 Eh 值	即使在不同海平面條件下，處置設施周圍仍以淡水為主，故以全球河水平均值推測其化學條件，可知 pH 值約為 7，陽離子強度普遍低於 8 mM，有害物質濃度低於 10^{-4} M。考量目前的評估條件與評估技術，尚無法完整進行化學條件之討論，整體而言，無法判斷能維持 R1 安全功能，故假設無法維持 R1 安全功能。
	(b) 鹽度；TDS	TDS < 35 g/L	
	(c) 離子強度； $\Sigma q[Mq^+]_{GW}$	水中陽離子的電荷濃度 > 8 mM	
	(d) 有害物質濃度	$[NO_2^-] < 10^{-3}$ mol/L $[HS^-] < 3$ mg/L $\approx 10^{-4}$ M $[K^+] < 0.1$ mol/L	
	(e) 酸鹼值(pH 值)	pH 值需為 5 至 11	
	(f) 避免氯化物促進腐蝕作用；pH 值與 $[Cl^-]$	pH > 4； $[Cl^-] < 2$ M	
R2. 提供有利的水文地質傳輸條件	(a) 流動傳輸阻抗(F)	> 10,000 yr/m	根據評估結果，截切處置孔裂隙路徑(Q1)最小的流動傳輸阻抗約於 10^6 yr/m，等效流率約為 0.084 L/m，可維持此項安全功能。
	(b) 等效流率(Qeq)	$< 1 \times 10^{-4}$ m ³ /yr	
R3. 提供穩定力學環境	地下水壓	限制	地下水流之大趨勢為自西北往東南向流動，處置設施所在區域也會受到鄰近山區影響小區域流場。經評估，安全評估時程內，各裂隙叢集造成最大累積裂隙剪力位移量約大於 50 mm，故無法維持此安全功能。
R4. 提供有利的熱學環境	溫度	-2.5 °C 至 100 °C	母岩環境溫度約為 33.3 °C，可維持此項安全功能。

9.6 全球暖化

9.6.1 外部條件

自然驅動與人為驅動會造成未來氣候有各種可能的發展方式。經由模式評估未來氣候之演化情形(IPCC, 2007, Kjellstrom, T. et al., 2009)可知，由於溫室氣體(主要為 CO₂)的增加，可能造成未來全球氣溫的升高，加劇溫室效應的影響。

根據 IPCC 第五次評估報告(IPCC, 2013)之評估模式，初步推估在暖化的情形下全球平均降雨量變化與全球溫度變化，大致上呈線性相關，每增溫 1 °C 會增加 1%至 3%的降雨量(圖 9-77)；其中 RCP8.5 的暖化程度最高，因此，降雨量增加幅度也最大。參考案例之氣候演化若為溫室演化時，隨著全球平均溫度上升，其降雨量也可能增加。

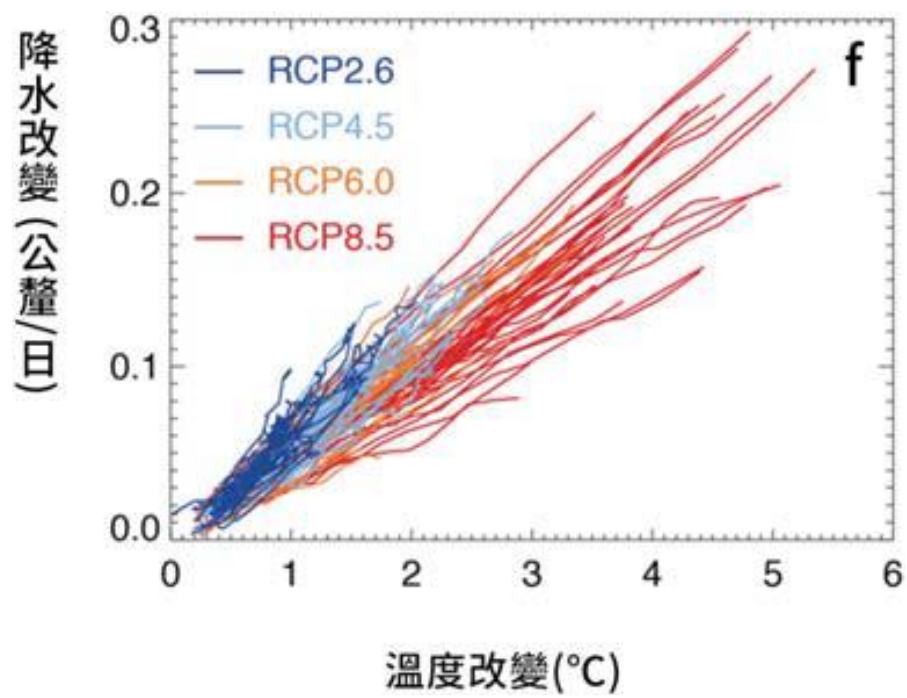


圖 9-77：暖化情形下，全球降雨量與溫度之關係

資料來源：IPCC(2017)、陳宏宇等人(2018)、周佳等人(2017)。

9.6.2 生物圈

根據聯合國政府間氣候變遷專門委員會(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)的相關文獻(IPCC, 2007)，在全球經濟與人口快速發展下，若以化石密集型 A1FI(Fossil-intensive)，代表碳排放最多的情境進行推估時，預測全球氣溫在 2100 年前平均可能升高 4 °C(2.4 °C至 6.4 °C)。

全球暖化主要影響的是地表系統，對地下深層的地質處置設施並不會帶來直接影響；但全球暖化會經由造成處置設施其他外部條件的變化，間接影響到處置設施的安全功能。

在全球暖化的影響下，參考案例之海平面會逐漸升高，陸地面積減少，導致核種釋出至陸地的機會減少。因此，仍假設在全球暖化演化中，核種釋出區域與現今環境相似，釋出至海洋中。

9.6.3 處置設施演化

以下分別針對處置設施在溫室演化下之地球化學演化、緩衝材料及回填材料演化及廢棄物罐演化進行描述。

(1) 地球化學

處置設施周圍之化學演化，主要與參考案例的海岸線遷移，以及降雨量變化引起之地下水流場改變有關。但由於目前假設溫室演化下僅有地表溫度增加，其他條件則與封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)相同；因此，預期地下水流場沒有顯著改變，則處置設施周圍化學條件亦不會有所變化。

(2) 緩衝材料及回填材料

如前所述，由於預期處置設施在溫室演化中僅有地表溫度增加，其他條件則與封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)相同；因此，緩衝材料及回填材料的演化情形亦推測與基本演化時相似。

(3) 廢棄物罐

廢棄物罐的腐蝕速率預期與處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)之腐蝕速率相同，因此，預期在因溫室演化延

長的亞熱帶氣候期間，對廢棄物罐腐蝕作用的影響極小而可以忽略。

廢棄物罐因地震造成剪力位移，以致其失效的機率，與處置設施演化的時間呈比例關係。因此，預期在因溫室演化延長的亞熱帶氣候期間，不會額外對地震引致剪力位移有其他影響，此段期間廢棄物罐因地震造成剪力位移以致其失效的機率，與基本演化下相同時間長度之失效機率相同。

9.6.4 全球暖化影響下的安全功能指標

由第 9.6.3 節之分析可以推測，所建置之安全功能指標，在因溫室演化延長的亞熱帶氣候之尾端(5 萬年)，其狀態和第 9.3 節所述之處置設施封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)的狀態會非常相似，因此，不在此處另行贅述。

9.7 演化分析結論

依據演化分析結果，開挖營運期及封閉後初始溫暖期(封閉後 1,000 年)皆可維持處置設施安全功能。封閉後剩餘冰河期(封閉後 12 萬年)廢棄物罐 Can3 安全功能可能因為地震引致剪力作用，造成廢棄物罐失效；緩衝材料因為侵蝕流失，造成質量損失，使得傳輸條件由擴散轉會為平流，影響 Buff1 安全功能；地質圈 R1 安全功能所需的水化學要求，可能無法持續提供有利條件。安全功能失效對處置設施的整體影響將於第 11 章量化其影響程度。在接續冰河期時，則無其他安全功能會失效。

10. 情節選定

10.1 簡介

情節發展是安全評估中的關鍵議題，因為其可捕獲不確定性並量化不確定性的影響，驗證處置設施系統元件是否能在評估時間尺度內維持其安全功能，以及量化處置設施可能造成的輻射影響(PAMINA, 2011)。發展情節的過程中，需考量情節與演化的不確定性。在 100 萬年的時間尺度中，處置設施系統可能之演化範圍是很廣泛的。故在安全評估中，應發展一組適合代表處置設施演化的情節，其可構成安全論證中的關鍵要素，為評估處置設施封閉後安全性和管理不確定性提供基礎。

在探討處置設施長期安全性之安全評估中，本報告參考 NEA 報告(NEA, 2016)，將情節區分 4 類，說明如下：

- (1) 設計基準演化情節：對處置設施的設計，使處置設施位於其所處之母岩環境，在未來 100 萬年最可能發生的演化。可利用此情節評估當前在母岩環境條件中之處置設施在未來 100 萬年可能造成的輻射影響。
- (2) 非設計基準演化情節：列在參考案例 FEPs 清單中，但非處置設施設計時所考慮的事件/作用。這些 FEPs 一旦發生，或持續影響之下，可能會對處置設施的長期安全造成影響。故將這些 FEPs 發展為非設計基準演化情節，以評估這些 FEPs 在未來 100 萬年間對處置設施長期安全的影響以及可能產生的潛在輻射影響。
- (3) 未來人類活動情節：因難以預測未來人類的社會與技術發展，使用程式化方式，以代表案例進行分析。
- (4) 假想情節：使用非常不合理或不可能的假設，假設一個或多個障壁之安全功能失效，評估剩餘障壁的安全功能，以說明處置系統的穩健性。

10.2 設計基準演化情節

ICRP-122 報告(ICRP, 2013)，設計基準演化是指根據處置設施的工程設計，使處置設施位於其所處之母岩環境條件中，在未來 100 萬年可能發生的演化。利用此情節可評估設施可能造成之正常潛在曝露劑量。對於此情節造成之曝露，可視為規劃曝露情況，ICRP 建議可應用風險約束或劑量約束進行規範。本報告參考 ICRP-122 報告設計基準演化的定義，根據處置設施之設計發展設計基準演化情節。設計基準演化情節對地表人類所造成的劑量曝露，應視為規劃曝露，其評估結果須低於法規所規定之劑量限值。

設計基準演化情節可說明處置系統在長時間的演化下，預期會發生的行為或情況及演化之不確定性。發展設計基準演化情節的目的，是為了合理說明在設計處置設施系統時，已考慮處置設施系統於長時間演化下可能發生的情況，並進行處置設施系統之安全分析，以評估處置設施系統長期演化對人類環境與生物圈可能造成的潛在輻射影響。設計基準演化情節之評估結果可回饋至工程設計，以提供處置設施工程設計調整之參考依據。

在本報告的安全評估中，設計基準演化情節發展方法是以安全功能分析方法(從上至下方法，Top-Down Approach)為主，並輔以 FEPs 分析方法(從下至上方法，Bottom-Up Approach)。處置設施之設計應使處置設施於 100 萬年間發揮或維持各項處置設施系統元件之安全功能，且處置設施系統元件之安全功能是維持處置設施系統性能的重要指標。因此，設計基準演化情節之發展方法係在本地條件下，以廢棄物罐安全功能辨識出影響處置設施系統安全性之重要議題，並將關鍵議題辨識出來後，從參考案例 FEPs 清單中找出 1 組會影響該安全功能(關鍵議題)，使其性能下降或失效的 FEPs 因子，之後分析這些 FEPs 因子會受到哪些 FEPs 因子或其他系統元件安全功能性能下降的影響，最後將這些 FEPs 因子或安全功能相互連結以後，可串連成完整的情節。整個情節發展流程如圖 10-1 所示。

為了完整發展情節與評估案例，避免遺漏重要影響因子，本報告利用情節發展流程圖說明安全評估情節的完整性，利於與其他領域相關人員或利害關係者進行溝通。

根據廢棄物罐圍阻安全功能，在參考案例環境條件下之廢棄物罐演化分析結果顯示：以參考案例的條件來說，廢棄物罐有較大的餘裕抵抗圍壓負載(Can3)；於未來 100 萬年最可能受到腐蝕與剪力作用而被破壞，故根據廢棄物罐安全功能 Can1 與 Can3，定義設計基準演化情節的 2 個重要議題，分別為廢棄物罐腐蝕失效與廢棄物罐剪力失效，將在以下章節進行說明。

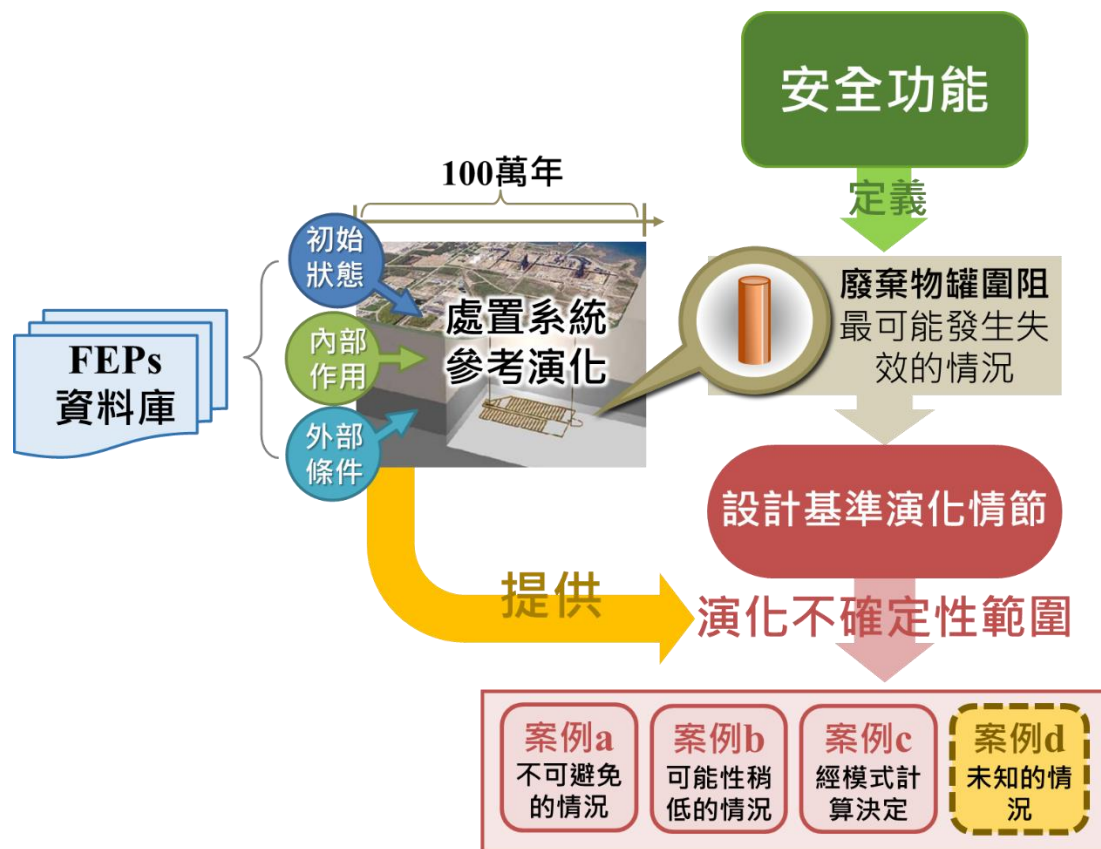


圖 10-1：設計基準演化情節發展與建立流程

10.2.1 腐蝕議題

廢棄物罐腐蝕作用是處置設施長期演化過程中需要關注的議題。導致廢棄物罐發生腐蝕的原因，可能為地下水中的腐蝕劑長期與廢棄物罐銅殼表面接觸，造成廢棄物罐長期的腐蝕來源；另一個可能導致廢棄物罐發生腐蝕的原因，為處置設施周圍環境因受到擾動而從還原環境轉化成氧化環境，導致廢棄物罐銅殼快速發生腐蝕作用。然而，一般情況下，處置設施深度持續維持在設計深度且超過 400 m 的位置時，周圍地下水環境並不容易轉為氧化環境，故在本報告之設計基準演化情節中不考慮此項因素，但納入非設計基準演化情節中探討。

因此，在腐蝕作用議題中，為地下水中的腐蝕劑長期與廢棄物罐銅殼表面接觸而導致廢棄物罐腐蝕，所發展的情節流程如下：

- (1) 考慮氣候演化議題：分析情節的氣候條件設定，是否會影響母岩水文地質條件及天然障壁與緩衝材料的安全功能。例如，當海平面的變化，導致遠場的裂隙中充滿地下水流時，地質圈的幾個變因可能會影響地質圈的安全功能，進而影響緩衝材料的安全功能，說明如下：
 - a. 地下水流速：過高的地下水流速，會使處置設施封閉後未飽和的緩衝材料產生管流侵蝕，導致緩衝材料的密度降低，而無法發揮其安全功能。
 - b. 地下水鹽度：陽離子強度小於 8 mM，會產生膨潤土的侵蝕效應。
 - c. 地下水組成：地下水中若含有有害物質，會對緩衝材料及回填材料的長期穩定性造成顯著的影響。
- (2) 評估在水文地質條件變化後，緩衝材料是否能維持圍阻安全功能。若因上述第(1)項的幾個原因，導致緩衝材料被侵蝕，會導致緩衝材料的限制平流傳輸的安全功能無法維持，使地下水接觸廢棄物罐，加速廢棄物罐的腐蝕作用。
- (3) 評估在上述設計條件下，廢棄物罐是否能維持提供腐蝕障壁 (Can1) 的安全功能。

- (4) 在廢棄物罐因腐蝕而失效後，考慮用過核子燃料與緩衝材料的遲滯安全功能對核種傳輸之影響。
- (5) 在評估障壁的安全功能時，皆考慮 FEPs 因子對安全功能的影響。

整個情節發展流程，包含 FEPs 因子與重要安全功能相互影響過程，可以繪製成腐蝕議題情節發展流程圖(如圖 10-2 所示)，腐蝕過程之簡化故事板(Story Board)則如圖 10-3 所示。相關障壁圍阻安全功能評估與計算結果，可參考本報告第 11.5 節，在廢棄物罐腐蝕失效後的核種傳輸分析可參考本報告第 12.5 節。

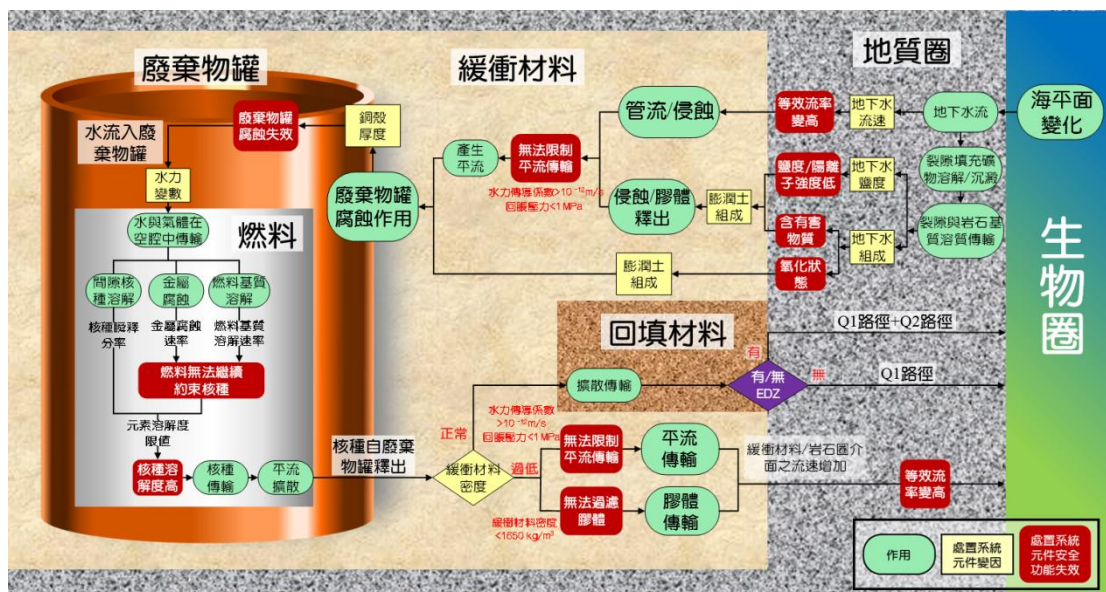


圖 10-2：腐蝕議題情節發展流程圖

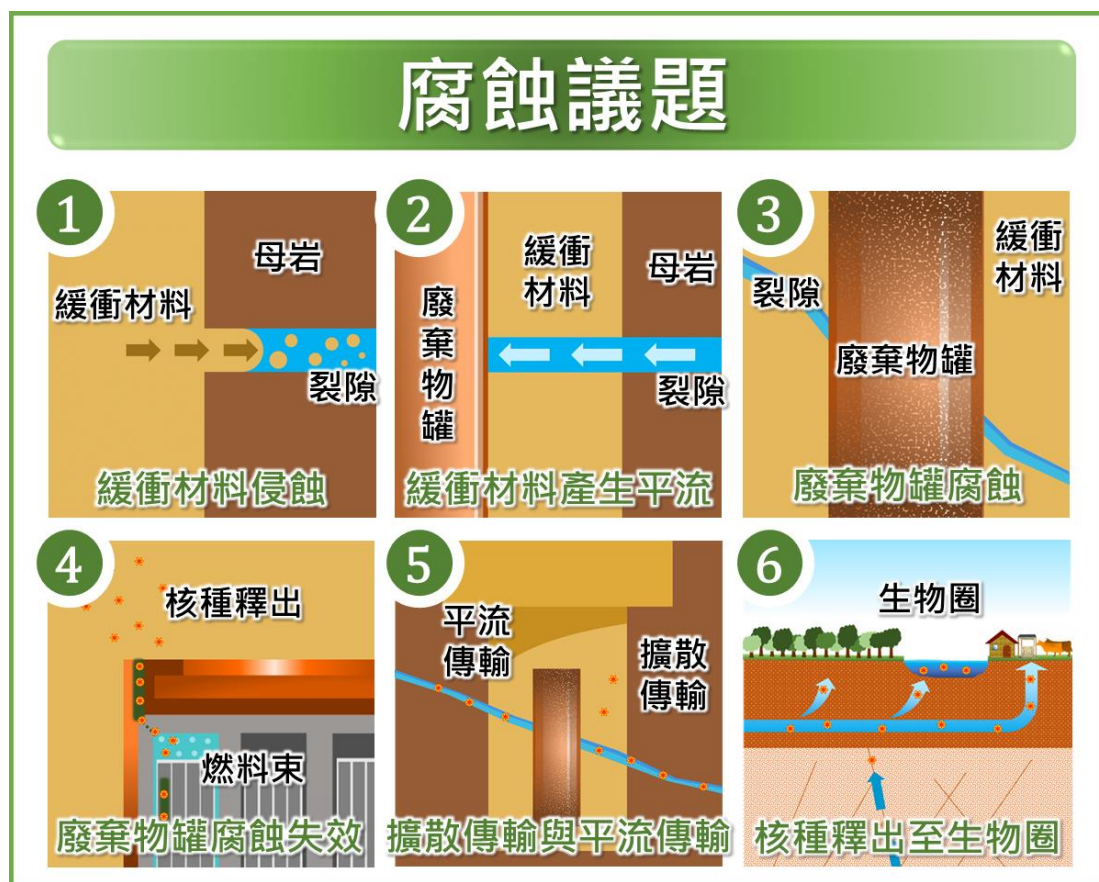


圖 10-3：腐蝕議題設計基準演化情節故事板

10.2.2 剪力議題

臺灣位於歐亞板塊與菲律賓海板塊交界處，地震發生頻繁，且地震為造成廢棄物罐發生剪力作用的主要原因之一。為了解廢棄物罐抵抗剪力負載的設計，是否能使剪力失效對地表人類所帶來的輻射影響符合法規標準，故將剪力議題納入設計基準演化情節進行評估。對剪力議題評估結果可回饋至工程設計做為廢棄物罐抵抗剪力負載設計參考。

廢棄物罐剪力議題的情節發展流程如下：

- (1) 考慮岩體裂隙位移後的水文條件變化：障壁中的水文條件可能會影響到緩衝材料的圍阻安全功能。
- (2) 當裂隙剪力位移大於 5 cm，使廢棄物罐無法維持抵抗剪力負載(Can3)之安全功能，導致廢棄物罐剪力失效時，考慮用過核子燃料與緩衝材料的遲滯安全功能對核種傳輸的影響。
- (3) 在評估障壁的安全功能時，皆考慮 FEPs 因子對安全功能的影響。

整個情節發展流程，包含 FEPs 與重要安全功能相互影響過程，可以繪製成剪力議題情節發展流程圖(圖 10-4)，剪力議題之簡化故事版說明板則如圖 10-5 所示。與剪力議題相關障壁圍阻安全功能評估與廢棄物罐剪力失效機率評估結果，參見本報告第 11.7 節，在廢棄物罐剪力失效後的核種傳輸分析，則參見本報告第 12.6 節。

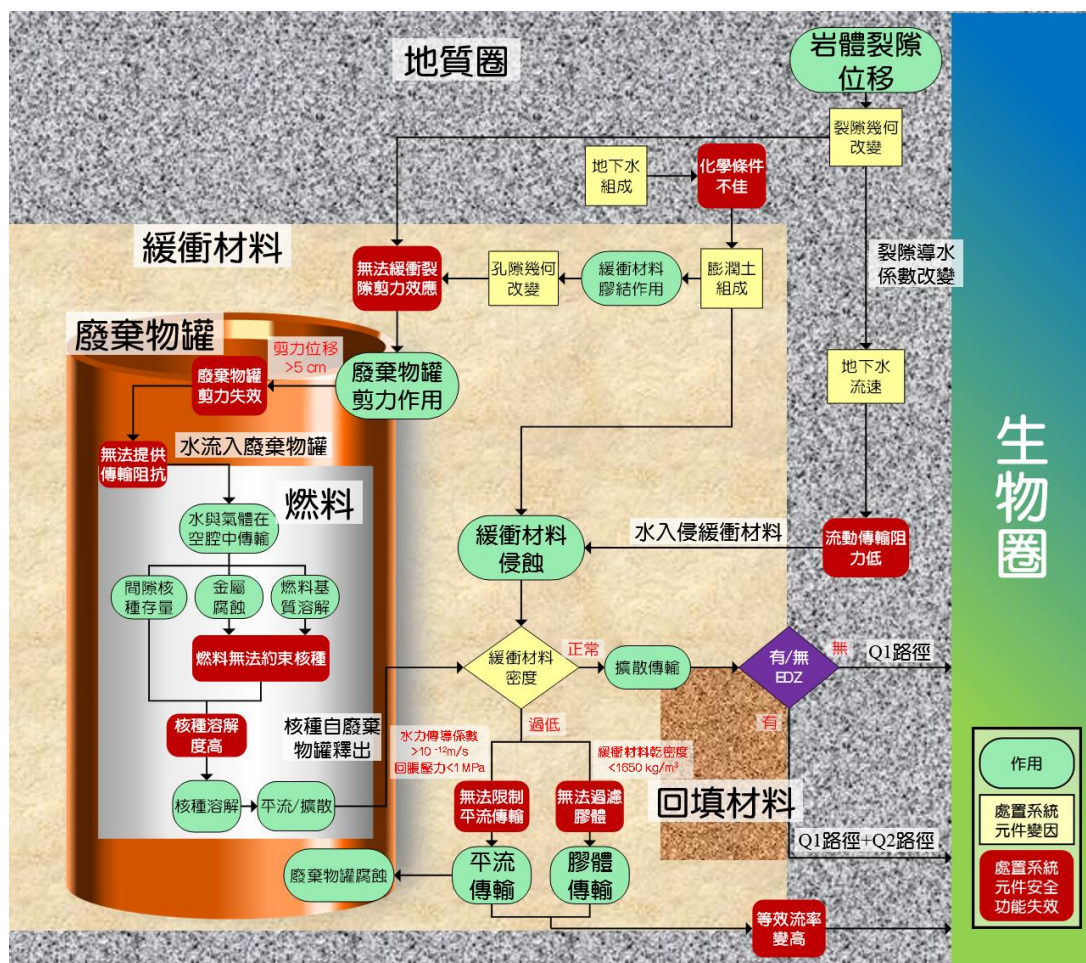


圖 10-4：剪力議題情節發展流程圖

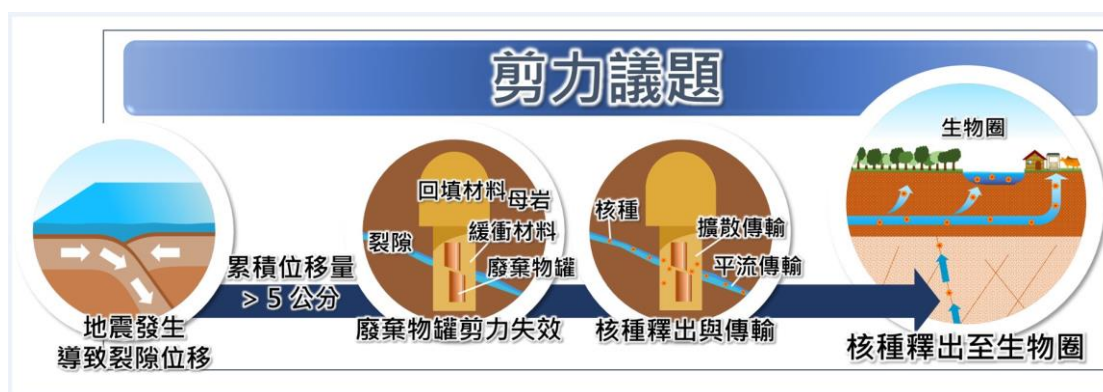


圖 10-5：地震相關非設計基準演化情節故事板

10.3 非設計基準演化情節

根據 ICRP-122 報告，非設計基準演化是指在處置設施封閉後 100 萬年間，發生非常不可能或極端的自然事件，導致對人類或環境造成顯著曝露。對於未考慮在設計基準演化的嚴重自然破壞事件，可視為緊急曝露與既存曝露，在設施設計階段，可透過程式化或簡化的方式計算，評估嚴重自然破壞事件的潛在影響(ICRP, 2013)。

本報告依據 ICRP-122 報告對非設計基準演化的定義，從 FEPs 清單中，挑選出潛在影響處置設施安全的 FEPs，將其發展成非設計基準演化情節與評估案例。根據參考案例的 FEPs 清單，可能影響處置設施長期安全性之區域地質作用，包括地層抬升/沉降、火山活動。此事件一旦發生或作用的持續影響之下，可能會對處置設施的長期安全造成影響。因此，以下分別根據各個區域地質作用 FEPs，發展非設計基準演化情節與評估案例，以量化評估這些 FEPs 對處置設施的影響。

10.3.1 抬升/侵蝕案例

在參考案例的 FEPs 清單中，抬升/侵蝕作用(TWLSGe05)為影響參考案例的作用之一。根據第 5.3.2 節所述，處置設施在受到岩體抬升及侵蝕作用的影響下，可能會使得處置深度減少，縮短其與人類生活圈的安全距離，進而無法維持處置設施設計深度所提供的「隔離」安全功能。此外，亦可能影響處置設施周圍的地下水流場及化學特性等，改變處置設施的長期穩定性。因此，將地殼抬升/侵蝕作用發展為非設計基準演化情節之分析案例，以利後續量化分析。

10.3.2 火山案例

根據第 5.3.3 節所述，處置設施若受到火山活動的影響，可能會因過高的地溫導致地下水流速增加，進而增加核種傳輸速率。亦可能因火山活動伴生的岩漿入侵處置設施，地下水與岩漿或火山氣體混合，導致地下水化學性質改變，進而降低多重障壁系統的安全功能。或可能在岩漿入侵處置設施後，造成廢棄物罐失效，使得放射性核種

與噴發物混合，伴隨火山噴發活動，放射性核種散布於地表環境中，進而對潛在曝露群體造成輻射影響。

依照我國「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」、「高放射性廢棄物最終處置設施場址規範」等相關規定(請參考第 1.4 節)，高放處置設施之場址，應避免位於有火山活動之虞的區域。故本報告暫已初步排除火山活動可能造成的風險。由於臺灣位在環太平洋地震帶旁，即使當前選址避開既存火山，未來所選場址是否鄰近新生火山範圍仍屬未知，且亦無法完全排除火山活動對處置設施長期安全的影響。故評估火山活動對處置設施之影響，應不容忽略。因此，火山案例納入非設計基準演化情節進行討論，於第 13.2 節說明處置設施受到火山活動干擾後可能的輻射影響。

10.4 未來人類活動情節

由於難以預測未來人類的社會與技術發展，因此，在針對未來人類活動可能對處置設施造成的影響，根據相關經驗，通常會採用程式化的方式(NEA, 2016)，不會嘗試涵蓋所有可能的情節，而是根據現今的知識與經驗，並依照管制機關或管制機關與設施申請者之間的溝通結果，以 1 組代表性的案例進行相關評估，並參考國際評估方式(NEA, 1995)，依照目前人類活動的模式，做為未來人類活動假設方法之依據。

「鑽探作業」是現今技術可行的活動裡，唯一會直接導致廢棄物罐被穿透，使放射性核種進一步影響到人類生活圈，故以鑽探案例做為未來人類活動情節之代表案例，以程式化方式進行分析案例之情節設定：假設在處置設施封閉 300 年後，所有與處置設施之相關資訊已遺失；同時，假設鑽探技術與現今相同。分析案例之情節設定如下：

- (1) 假設鑽探作業中偶然挖掘到處置設施之廢棄物罐，導致一個廢棄物罐被穿透；此時，鑽探作業人員發現有異常，遂停止鑽探作業。
- (2) 廢棄物罐中的用過核子燃料隨著鑽探用水被帶至地表，造成地面 1 圓形污染區域，對鑽探作業人員造成體外曝露的影響。

- (3) 假設鑽探作業後停止 1 個月後，一家庭遷居至受污染區域，在此地以農耕的方式自給自足生活，而接受到輻射劑量。
- (4) 未來人類活動情節之詳細分析結果請參考第 13.2 節。

10.5 假想情節

根據 NEA 相關報告說明，假想情節即為「What-If」情節，已經被廣泛應用在調查或證明處置設施系統穩健性，以及說明特定障壁的功能上。假想情節通常會假設一個或多個障壁性能不如預期，甚至假設一個或多個障壁失效的情況，用以研究剩餘障壁的作用與相關的安全功能(NEA, 2016)。故假想情節即為非常不可能發生的情節，利用不合常理或不可能的假設，只是想了解發生這些作用/現象的後果為何，藉此概念性測試處置設施的穩健性，並評估各種處置設施系統元件與安全功能的相對重要性。透過假想情節可瞭解處置系統(與相關安全功能的重要性)，此也為安全論證的要素之一。

根據上述假想情節的目的與定義，發展(1)廢棄物罐初始失效、(2)放射性核種隨膠體傳輸及(3)氣相放射性核種傳輸等 3 個案例。其相關說明如下：

(1) 廢棄物罐初始失效案例

於設計需求上，廢棄物罐之初始狀態為廢棄物罐銅殼不存在穿透的孔洞瑕疵。然而，為探討緩衝材料及地質圈遲滯核種傳輸的能力，不合理假設廢棄物罐於製造完成時即存在孔洞缺陷，即在處置設施封閉後初期，地下水便能進入廢棄物罐，使廢棄物罐中的核種可透過地下水進行傳輸。同時緩衝材料、地質圈等其餘處置設施系統元件則保有完整的遲滯能力，以此假設進行廢棄物罐初始失效的評估，並設定不同的傳輸條件評估釋出之放射性核種至生物圈的年有效劑量。相關案例設定與評估結果請參考第 12.6.1 節之說明。

(2) 放射性核種隨膠體傳輸案例

如第 9.3.11 節所述，緩衝材料在受侵蝕的過程中可能會產生膠體，膠體可做為載體吸附放射性核種，加速放射性核種的

傳輸；為評估膠體促進核種傳輸後，地質圈的遲滯能力，因此，在放射性核種隨膠體傳輸之案例，參考瑞典 SKB 報告 (SKB, 2010m)，設定膠體相當保守的傳輸條件，假設緩衝材料生成之膨潤土膠體以相當保守的傳輸條件加速核種傳輸，藉此觀察在緩衝材料所產生之膠體加速核種傳輸的情況下，地質圈的遲滯能力。相關案例設定與分析結果，可參閱第 12.6.2 節。

(3) 氣相放射性核種傳輸案例

當緩衝材料保持完整的情況下，此時其具備正常的回脹壓力，若廢棄物罐破壞，使地下水得以進入廢棄物罐，導致廢棄物罐的鑄鐵內襯受到厭氧腐蝕而產生氫氣。這些因鑄鐵內襯厭氧腐蝕而產生的氫氣會從損壞的廢棄物罐中洩漏出來。但因廢棄物罐周遭受到完整的緩衝材料包覆，這些大量含有氣態放射性核種的氣體在不斷累積下，最後，會產生氣壓脈衝。不合理假設此時氣體突破緩衝材料產生氣體通道直接傳輸至生物圈，忽略緩衝材料與地質圈的遲滯作用，致使一些氣態放射性核種(C-14 和 Rn-222)以比透過水傳輸更快的方式到達生物圈。因此，此案例探討在沒有緩衝材料與地質圈遲滯能力的情況下，氣態放射性核種所造成的輻射影響。相關評估與分析結果參見第 12.6.3 節。

假想情節假設不同處置設施障壁的安全功能失效，如(1)廢棄物罐初始失效案例中假設廢棄物罐的圍阻功能在一開始便無作用；(2)放射性核種隨膠體傳輸案例假設緩衝材料無法發揮遲滯功能，甚至侵蝕產生的膠體還促進核種傳輸；(3)氣相放射性核種傳輸案例假設氣相核種傳輸過程中，無緩衝材料與地質圈的遲滯作用，藉由上述情節假設探討剩餘處置設施系統元件或障壁之遲滯能力，以此說明障壁性能具有缺陷或失效時，對處置設施穩健性的影響，並可藉此展示每個系統元件及相關安全功能的重要性。因此，本報告在探討遲滯功能分

析的第 12 章，說明假想情節下每個案例之評估結果，並進行障壁遲滯功能的分析探討。

10.6 小結

依據不同情節的評估目的，把情節分類為(1)設計基準演化情節、(2)非設計基準演化情節、(3)未來人類活動及(4)假想情節等 4 大類。彙整評估情節及分析案例如表 10-1 所示，相關說明如下：

- (1) 設計基準演化情節：由廢棄物罐安全功能衍伸而來，參考 KBS-3 概念所設計的處置設施隨時間演化最可能發生的情節。從廢棄物罐安全功能定義腐蝕議題與剪力議題，相關案例與分析請參考第 11 章與第 12 章。
- (2) 非設計基準演化情節：根據處置設施的 FEPs 清單中，挑選出部分不太可能發生之極端外部條件 FEPs，然而一旦發生均可能會破壞處置設施長期穩定性。這些極端事件仍屬處置設施演化的變動範圍內，屬於演化之邊界案例。本報告根據參考案例 FEPs 清單所設定的分析案例為：抬升/侵蝕案例與火山案例將於第 13.1 節討論。
- (3) 未來人類活動：由於未來人類活動難以合理預測，根據國際經驗利用程式化方式處理，故獨立為一個情節類別，目前情節下主要分析案例為鑽探案例，相關分析結果請參考第 13.2 節。
- (4) 假想情節：以非常不合理的假設建構情節，目的為概念性測試處置設施的穩健性，並評估各種處置設施系統元件與安全功能的相對重要性，共有 3 個案例：廢棄物罐初始失效、放射性核種隨膠體傳輸、氣相放射性核種傳輸，相關分析結果請參考第 12.7 節。

表 10-1：評估情節列表

情節分類	相關案例	說明
設計基準演化情節	(1) 腐蝕議題 (2) 剪力議題	相關案例與分析請參考第 11 章與第 12 章
非設計基準演化情節	(1) 抬升/侵蝕案例 (2) 火山案例	相關討論請參考第 13.1 節
未來人類活動	鑽探案例	相關分析結果請參考第 13.2 節
假想情節	(1) 廢棄物罐初始失效案例 (2) 放射性核種隨膠體傳輸案例 (3) 放射性核種氣相傳輸案例	相關分析結果請參考第 12.7 節

11. 選定情節圍阻功能分析

11.1 簡介

11.1.1 概述

依據安全論證方法論之流程，完成演化分析後，了解演化條件下處置設施元件所提供的圍阻安全功能可能無法維持，進而本章節，具體量化圍阻安全功能無法維持時，所可能造成的影響程度，並且配合第 10 章之情節發展，具體定義情節內的相關案例，以作為後續遲滯安全功能失效之案例發展基礎。

當廢棄物罐的圍阻安全功能失效後，地下水將進入廢棄物罐中，並溶解其中的放射性核種，導致放射性核種於工程及天然障壁中遷移。

依據參考案例之參考演化分析，處置設施元件的圍阻安全功能逐步受到外部條件長期演化而影響。處置孔內的廢棄物罐及其周圍環繞的緩衝材料，即為提供圍阻安全功能的核心元件；第 10 章針對設計基準演化情節的腐蝕及剪力議題所對應的處置設施圍阻安全功能，廢棄物罐抗腐蝕(Can1)及抗剪力(Can3)等，與 FEPs 間的相互影響進行說明；本章節的目的，即根據第 9 章及 10 章對於參考案例的研究成果，確認參考案例圍阻安全功能的完整性，以及失效後的影響程度。

因此，後續將針對緩衝材料的平流條件與質變，以及廢棄物罐的各種失效，分別進行情節圍阻功能分析。以做為後續遲滯放射性核種之安全功能探討的基礎。本章節將針對以下各議題進行相關論述：

- (1) 第 11.2 節描述緩衝材料平流與分析模式。
- (2) 第 11.3 節描述緩衝材料質變。
- (3) 第 11.4 節描述廢棄物罐腐蝕失效之模式及其影響程度。
- (4) 第 11.5 節描述廢棄物罐圍壓失效之模式。
- (5) 第 11.6 節描述廢棄物罐剪力失效之模式及其影響程度。
- (6) 第 11.7 節將可能的失效模式，進行綜合討論，討論相互影響。

11.1.2 情節定義

本章探討的設計基準演化情節，可分為基本案例及變異案例。其中，設定基本案例的依據，係第 9 章處置設施演化之分析結果，因此，基本案例的條件設定，包含第 9.1.1 節所提到之相關先決條件；考量到場址不確定性，部分作用無法完全被排除，但可能對劑量評估結果有一定程度的影響，故將其設定為變異案例，以進行案例評估。例如，經評估廢棄物罐在參考演化條件下，不會因為腐蝕作用造成其圍阻安全功能失效，但不同場址中，處置設施周圍之水文與水化條件存在差異，故本報告針對腐蝕議題，設定一個失效之變異案例，以利發展後續評估技術，並探討廢棄物罐因腐蝕失效所造成的輻射影響。

11.1.3 情節分析中的氣候演化

於設計基準演化情節中，主要探討歷經數個冰河週期的環境條件改變與時間累積，相關作用對於處置設施元件長期安全性的影響。

冰河週期中的長期氣候演化，主要造成顯著的海平面升降，當冰河週期循環時，海平面最低可下降至 120 m，同時，也影響地表溫度與生態系統等，使得處置設施外部條件改變。第 9 章參考演化已將整個安全評估期程劃分為 4 個時期進行演化討論，檢視元件之安全功能歷經演化後是否能維持。

11.2 緩衝材料平流

11.2.1 簡介

緩衝材料的重要安全功能，為利用高密度的緩衝材料包覆廢棄物罐，降低水力傳導係數，避免廢棄物罐直接與地下水流接觸。

緩衝材料於處置孔中是否維持其遲滯安全功能，將取決於其初始條件及安全評估期間內的演化條件。為能達到限制平流傳輸的安全功能，緩衝材料之水力傳導係數必須要夠低。會影響水力傳導係數的因子包含緩衝材料密度與緩衝材料的類型，緩衝材料密度對於水力傳導係數的影響最為關鍵。這些因子及地下水中陽離子的強度，亦會影響到緩衝材料的回脹壓力。因此，除了緩衝材料的水力傳導係數小於

1×10^{-12} m/s 之限制平流傳輸(Buff1)的安全功能指標標準外，以下安全功能指標標準，亦皆可視為和限制平流傳輸(Buff1)相關的標準：

- (1) 緩衝材料的回脹壓力大於 1 MPa。
- (2) 水中陽離子的陽離子強度大於 8 mM。
- (3) 總溶解固體物小於 35 g/L(瞬間總溶解固體物小於 70 g/L)。
- (4) 緩衝材料溫度低於 100 °C。
- (5) 地下水的酸鹼值(pH 值)應介於 5 至 11。

可能影響緩衝材料水力傳導係數因素包括：

- (1) 緩衝材料因侵蝕作用使其質量流失，導致緩衝材料乾密度降低，水力傳導係數增加，則物質在緩衝材料中主要的傳輸方式由擴散轉變為平流；同時導致緩衝材料的回脹壓力過低，喪失自我癒合能力。
- (2) 緩衝材料中的蒙脫石發生質變，使其水力傳導係數產生變化(將在第 11.4 節中進行討論)。

在上述的影響下，亦可能會導致廢棄物罐的沉陷，則在後續(第 11.2.3 節)進行討論。

因此，根據第 9 章參考演化之分析結果得知，處置設施鄰近區域地下水鹽度低，使得陽離子的強度低於安全功能指標標準，影響緩衝材料限制平流傳輸(Buff1)之安全功能。

為包含可能影響緩衝材料傳輸方式之參數的不確定性，針對緩衝材料平流傳輸的情形，選取基本演化與不同的假設條件，設定 3 種案例進行相關探討：

- (1) 基本演化平流案例：此為基本案例，係根據基本演化的分析結果設定和緩衝材料傳輸方式相關之參數。
- (2) 初始平流案例：假設在整個安全評估的時間尺度內，所有處置孔內之緩衝材料皆以平流作用為主要的傳輸方式(邊界案例)。

- (3) 無平流案例：假設在整個安全評估的時間尺度內，所有處置孔內之緩衝材料皆以擴散作用為主要的傳輸方式(邊界案例)。

11.2.2 緩衝材料平流路徑的量化評估

在長期演化下，相關的評估方法已於第 9 章說明，根據目前地下水化學條件，地下水的陽離子強度小於 1.4 mM，即使膨潤土損失後，陽離子強度增加到 2.5 mM，但仍低於地質圈的安全功能 R1.(提供有利的化學條件)的指標標準(8 mM)；因此，將導致緩衝材料發生化學侵蝕與物理侵蝕，進而造成緩衝材料流失。

根據第 9 章的分析結果，保守估計緩衝材料質量損失大於 1,200 kg 時，無法維持其限制平流傳輸之安全功能，緩衝材料內物質主要傳輸方式將由擴散轉變為平流。緩衝材料於未飽和期間因管流侵蝕損失的膨潤土質量，在極端條件假設下也僅有約 16.4 kg 至 164 kg，應不至於影響緩衝材料限制平流傳輸(Buff1)的安全功能。

緩衝材料達完全飽和後，受到擠出作用、入流水侵蝕及沉降作用等影響，考量廢孔準則條件下，僅 143 個與裂隙連通的處置孔在百萬年內，會因緩衝材料質量損失 1,200 kg 而失去限制平流傳輸(Buff1)的安全功能，使得緩衝材料內的主要傳輸方式由擴散轉變為平流。其中，保守估計緩衝材料整體腐蝕狀況，是以腐蝕顯著的處置孔中，最早達到平流條件發生在處置設施封閉後約 2,200 年，最慢發生平流狀態的處置孔約為 98.5 萬年，整體而言，裂隙連通的處置孔平均約需 22.6 萬年達平流狀態，發生時間的中位數約為 7 萬年，作為後續侵蝕與遷移量化評估之參考依據。

11.2.3 廢棄物罐沉陷案例分析

緩衝材料的安全功能 Buff5(防止廢棄物罐沉陷)為防止廢棄物罐周圍緩衝材料厚度減少，使廢棄物罐直接與處置孔壁或底部接觸，其安全功能指標標準為緩衝材料回脹壓力大於 0.2 MPa；根據第 9.3.9 節之評估結果，處置孔內緩衝材料飽和後初期，膨潤土之回脹壓力約為 5 MPa。

如第 9.3.9 節所述，緩衝材料的最主要安全功能為限制平流傳輸 (Buff1)。為確保此一安全功能，緩衝材料必須具有一定之密度；若緩衝材料密度過低，會使得緩衝材料受廢棄物罐重量的作用而變形，進一步造成廢棄物罐下沉或傾斜 (Buff5)，導致周圍緩衝材料的厚度減少，或使廢棄物罐接觸到處置孔的孔壁或底部，無法維持限制平流傳輸的安全功能。

依據第 9 章參考演化分析結果，採用 FLAC3D 程式，評估廢棄物罐下方之緩衝材料，在承受上方廢棄物罐及回填材料之重量後產生變形量的程度。評估結果顯示在不同膨潤土含水量的情況下，最大沉陷量僅約為 2.4×10^{-2} cm，同時，廢棄物罐下方緩衝材料壓密後的密度略微上升，而廢棄物罐上方的緩衝材料密度略微下降，但仍接近初始密度，當緩衝材料飽和後，其平均回脹壓力約為 5 MPa，仍高於 0.2 MPa，可維持相關安全功能。

11.2.4 小結

由於沉陷效應不至於影響安全功能，故聚焦針對緩衝材料平流相關的因子進行討論，其不確定性對緩衝材料演化的影響，皆可被包含於前述之 3 種案例 (基本演化平流案例、初始平流案例、無平流案例) 中。因此，在後續將分別針對此 3 種緩衝材料平流案例，對廢棄物罐的圍阻安全功能進行探討。

11.3 緩衝材料質變

緩衝材料內含的蒙脫石，可能會因質變作用轉變為伊利石等不具膨脹性質的礦物，或累積雜質導致緩衝材料的性質發生改變。進一步增加地下水流，使硫化物腐蝕廢棄物罐之速率增加；或是緩衝材料質變後，導致微生物的活性增加，使硫酸鹽還原菌產生硫化物，造成廢棄物罐腐蝕之速率增加；此外，緩衝材料質變後，也可能導致緩衝材料中的回脹壓力下降、導水度上升及雜質的累積，造成孔隙空間的阻塞，並進一步改變其水力條件。

為能達到防止質變(Buff4)的安全功能，相關之安全功能指標標準如下：

- (1) 緩衝材料溫度低於 100 °C。
- (2) 地下水的酸鹼值(pH 值)應介於 5 至 11。

根據第 9 章之分析結果指出，在考慮適當溫度餘裕(8 °C)，廢棄物罐頂部緩衝材料膨潤土的溫度大約在封閉後第 10 年會達到最高(90.30 °C)，接著隨時間的持續降低，故判斷處置設施在安全評估的時間尺度內，緩衝材料的溫度仍不會超過 100 °C，可維持緩衝材料防止質變(Buff4)的安全功能。

11.4 緩衝材料情節分析結論

經由前述緩衝材料平流及緩衝材料質變等情況之分析，緩衝材料情節分析之結論如下：

- (1) 和緩衝材料平流相關的因子，其不確定性對緩衝材料演化的影響，皆可被包含於第 11.2 節所述之 3 種案例中(基本演化平流案例、初始平流案例、無平流案例)。因此，在後續廢棄物罐安全功能的探討中，將分別針對此 3 個緩衝材料平流案例對廢棄物罐的影響進行討論。
- (2) 評估認為處置設施之規劃應可避免緩衝材料質變的可能，後續內容將著重探討緩衝材料發生平流之影響。

11.5 廢棄物罐腐蝕失效

11.5.1 簡介

與廢棄物罐圍阻直接相關的安全功能，為抵抗腐蝕(Can1)。為能達到廢棄物罐抗腐蝕之安全功能，需符合其安全功能指標標準「銅殼厚度大於 0 cm」。

僅在緩衝材料中，物質傳輸方式轉變為平流傳輸時，才可能導致廢棄物罐因腐蝕作用而失效；因此，在廢棄物罐的腐蝕失效評估中，緩衝材料的完整性亦是重要影響因子之一。本章節接續第 11.4 節緩

衡材料情節分析之結論，主要係依據參考演化中的水文地質演化、處置設施周圍地球化學演化，以及緩衝材料與回填材料化學演化成果進行評估。其中，考慮演化過程所經歷的 3 種海平面狀態，包含(1)現今海平面、(2)海平面下降 20 m 與(3)海平面下降 120 m 條件下之地下水流場及地下水化學組成，對處置設施中緩衝材料及廢棄物罐圍阻安全功能的 (Buff1 及 Can1)影響；藉由緩衝材料侵蝕時間及廢棄物罐腐蝕速率，評估每個處置孔環境條件經過百萬年將造成之腐蝕深度。其量化腐蝕深度，則依據第 9.3.13 小節參考演化之分析結果，摘述於第 11.5.2 小節。

11.5.2 腐蝕量化評估

根據基本演化的分析結果，設定廢棄物罐腐蝕作用之相關案例，進行廢棄物罐腐蝕作用的量化評估。

如第 11.2 節所述，廢棄物罐的腐蝕作用僅有在緩衝材料內物質的傳輸方式轉變為平流傳輸時，才會導致廢棄物罐因腐蝕而失效，依據第 11.2 之說明，參考演化條件下，腐蝕顯著的處置孔於處置設施封閉後約 2,200 年時，達到平流條件，進而加速廢棄物罐腐蝕。

此情況實際上僅在某些入流量較大的處置孔才會發生。根據第 9 章的分析結果，銅殼的腐蝕作用在封閉後不同演化時間區段下有不同的影響因子，主要可區分為：

- (1) 封閉後初期有氧環境(包含處置設施開挖營運期)
 - a. 有氧腐蝕作用。
 - b. 空氣、水輻射分解作用後，產生之氧化劑的腐蝕作用。
- (2) 封閉後無氧環境
 - a. 緩衝材料與回填材料中黃鐵礦溶解出之硫化物的腐蝕作用。
 - b. 硫酸鹽還原菌之還原反應產生的硫化物，造成的腐蝕作用。
 - c. 地下水中既有硫化物所造成的腐蝕作用。

其中，封閉後初期有氧環境(包含處置設施開挖營運期)之腐蝕作用，以及封閉後無氧環境中黃鐵礦與硫酸鹽還原菌還原反應產生之硫化物，所造成之腐蝕作用為有限的腐蝕來源，經評估其各自可能造成的腐蝕深度，如表 9-10、表 9-11 所示，約共可造成 0.408 mm 的最大腐蝕深度。並進一步考量局部腐蝕作用可能造成的影響，預估其可能造成之最大腐蝕深度為 0.41 mm。

另一方面，地下水中既有硫化物所造成之腐蝕作用則並非有限的腐蝕來源，其程度會隨著與銅殼接觸之地下水量(地下水中硫化物的濃度)而改變。根據處置設施封閉後不同時間區段的地下水流場等資訊，估算緩衝材料侵蝕的狀況，並計算各時間區段腐蝕劑之變化情形；藉以評估地下水中硫化物造成廢棄物罐銅殼腐蝕之速率，可估計安全評估時間尺度內，地下水中既有硫化物造成之最大腐蝕深度約為 10.20 mm。

廢棄物罐銅殼之初始厚度為 5 cm，採取較保守的考量，假設不同位置處置孔皆具有相同程度的緩衝材料侵蝕及廢棄物罐銅殼腐蝕(皆為最高程度的侵蝕作用及腐蝕作用)，則銅殼於處置設施封閉後 100 萬年，尚可保持約 36.8 mm 的厚度。

11.5.3 小結

唯有在緩衝材料內核種的傳輸方式轉變為平流傳輸時，才可能導致廢棄物罐因腐蝕作用而失效；因此，延續第 11.3 節針對緩衝材料平流的分析結果，分析在(1)基本演化平流案例、(2)初始平流案例等 2 種情形下，廢棄物罐銅殼腐蝕的情況。

(1) 緩衝材料基本演化平流下之廢棄物罐腐蝕案例

根據第 11.5.2 節之分析結果，在緩衝材料基本演化平流的條件下，銅殼在有氧環境及無氧環境下發生之腐蝕作用，在封閉後 100 萬年大約會造成約 11.02 mm 之銅殼腐蝕；保守估計此時銅殼厚度約為 36.8 mm，不會導致廢棄物罐因腐蝕而失效。

(2) 緩衝材料初始平流下之廢棄物罐腐蝕案例

本報告考量場址特性之不確定性，可能顯著影響處置設施周圍水文與水化條件，故假設處置設施封閉後 10 萬年時，一個廢棄物罐的圍阻安全功能因腐蝕作用而失效。

11.6 廢棄物罐圍壓失效

11.6.1 簡介

與廢棄物罐的圍阻直接相關的安全功能，為抵抗圍壓負載 (Can2)。為能達到廢棄物罐抵抗圍壓負載之安全功能，需符合其安全功能指標標準「圍壓負載小於 50 MPa」。

廢棄物罐受圍壓的影響，主要根據處置深度的地下水壓、緩衝材料的回脹壓力，以及廢棄物罐的強度進行評估，當前兩者之總和大於廢棄物罐的強度時，廢棄物罐即有失效的可能；前述因子對廢棄物罐受圍壓之影響，將各別於第 11.7.1 節及第 11.7.2 節進行討論。

本章節接續第 11.4 節緩衝材料情節分析之結論，分析在 3 種緩衝材料平流狀況的案例下，對廢棄物罐受圍壓作用的相關影響。但由於緩衝材料達到平流傳輸條件時，緩衝材料之質量損失較大，導致回脹壓力降低，使得廢棄物罐所受之圍壓減弱；因此，僅針對緩衝材料無平流(緩衝材料未受侵蝕)的情形，評估廢棄物罐受圍壓的情況。

11.6.2 緩衝材料回脹壓力

依據第 9 章參考演化分析，分別考量處置隧道和處置孔均被裂隙截切(案例一)以及僅有處置孔被裂隙截切(案例二)2 種狀況。分析結果顯示，如圖 9-37 所示，案例一與案例二之緩衝材料達到完全飽和狀態時，其平均回脹壓力約為 5 MPa，而廢棄物罐底部局部區域具有較大回脹壓力約 8.23 MPa，符合安全功能 Buff1、Buff2、Buff5 以及 Buff6 之指標標準，故可維持緩衝材料之安全功能。

11.6.3 廢棄物罐強度

依據第 9.3.13 節廢棄物罐演化的分析結果，當緩衝材料未飽和期間，處置孔在正常的情況下(處置孔為圓柱形)，不均勻飽和狀態對於

鑄鐵內襯造成的最大應力值為 92.04 MPa；處置孔具 8 mm 之變位而呈現香蕉狀時，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大應力值為 112.40 MPa。以上結果皆顯示，於緩衝材料未飽和期間，不同條件設定所造成鑄鐵內襯所承受的應力，皆不會超過降伏應力 267 MPa，該材料仍可維持彈性狀態，不至於受到破壞，故可確保廢棄物罐的力學完整性。

當緩衝材料達到飽和狀態後，假設廢棄物罐受到設計需求中回脹壓力與地下水壓之最大值的均勻作用，則經評估在正常情況下(處置孔為圓柱形)，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 43.52 MPa；處置孔具 8 mm 之變位而呈現香蕉狀時，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 69.86 MPa；處置孔除 8 mm 之變位外，額外具有 33 mm 之變位而呈現香蕉狀時，不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大拉應力為 106.70 MPa。以上分析結果皆顯示，在緩衝材料飽和期間，不同條件設定所造成鑄鐵內襯所承受的應力，皆不會超過其降伏應力 267 MPa，該材料仍可維持彈性狀態，不至於受到破壞，故可確保廢棄物罐的力學完整性。

11.6.4 綜合分析

經由前述廢棄物罐圍壓之相關分析可知，緩衝材料所承受之最大回脹壓力約為 8.23 MPa，最大圍壓約為 13.23 MPa，符合安全功能指標標準 50 MPa 內。另一方面，假設若廢棄物罐鑄鐵內襯整體崩陷，也可能導致廢棄物罐失效，使得放射性核種自廢棄物罐釋出。因此，參考演化分析指出，緩衝材料不均勻飽和狀態對於鑄鐵內襯造成的最大應力值為 112.40 MPa，低於鑄鐵內襯降伏應力 267 MPa，不會造成廢棄物罐可能的圍壓負載失效。

綜上所述，考量參考案例之廢棄物罐承受圍壓相關因子之不確定性，針對參考案例經評估，廢棄物罐所承受的圍壓負載在安全功能指標標準 50 MPa 內，初步判斷參考案例之廢棄物罐，應可提供足夠的餘裕；在安全評估時間尺度內，不會因承受圍壓負載而導致廢棄物罐失效。

11.7 廢棄物罐剪力失效

11.7.1 簡介

與廢棄物罐的圍阻直接相關的安全功能，為抵抗剪力負載(Can3)。為能達到廢棄物罐抵抗剪力負載之安全功能，需符合其安全功能指標標準「剪力位移量小於 5 cm」及「剪力位移速度小於 1 m/s」。此抵抗剪力負載的能力，主要會受到廢棄物罐的設計、製造品質及非破壞性檢測的品質所影響。

緩衝材料可以緩和衝擊力的效果，減少廢棄物罐受剪力位移的影響程度；因此，除了廢棄物罐抵抗剪力負載(Can3)之安全功能以外，亦需達到緩衝材料緩衝岩石剪力效應(Buff3)之安全功能指標標準「緩衝材料密度小於 2,050 kg/m³」，使緩衝材料足以協助減輕廢棄物罐所受到的影響。

本章節接續第 11.4 節緩衝材料情節分析之結論，分析在 3 種緩衝材料平流狀況的案例下，對廢棄物罐受剪力作用的相關影響。但由於緩衝材料在基本演化平流案例及初始平流案例的情況下，緩衝材料受到侵蝕，導致其密度降低，進而降低其有效傳遞周圍剪力至廢棄物罐之能力；因此，僅針對緩衝材料無平流案例(緩衝材料未受侵蝕，密度較高)進行後續分析，以保守估計廢棄物罐受到剪力作用的影響。

11.7.2 剪力失效量化評估

參考案例位於板塊交界上，地震(包含斷層震源與散布式震源)較為頻繁，是致使剪力作用發生的主要原因。若母岩中截切廢棄物罐裂隙因地震而累積剪力位移，導致廢棄物罐受到剪切作用，當裂隙剪力位移量超過處置孔容許位移量之限值時，即假設廢棄物罐被破壞而失效。

由於板塊作用，母岩中的裂隙受地震而產生剪力位移，會隨著斷層週期性的活動而持續發生。剪力位移對於廢棄物罐造成影響的先決條件，是裂隙與廢棄物罐截切、且裂隙剪力位移量超過處置孔容許位

移量限值。因此，必須考慮地下設施配置設計，使用離散裂隙網(DFN)進行裂隙與地下設施配置截切分析，並遵循廢孔準則。

根據蒐集之震源資料進行地震模擬，建立斷層震源與散布式震源模擬參數邏輯樹，採用 3DEC 數值分析模式，分析單次地震事件下所累積的裂隙剪力位移量；分析結果如表 9-15 所示。此外，為評估數次地震對同一裂隙累積之影響，亦根據以下假設，進行安全評估時間尺度內，數次地震累積的裂隙剪力位移量：

- (1) 地震僅限於震源邏輯樹中的震源模式。
- (2) 裂隙並未因剪力位移而生長。
- (3) 裂隙無震間期的潛變。
- (4) 裂隙的強度並未受到地質作用影響而改變。
- (5) 參考案例的斷層皆未產生錯動。
- (6) 每一種震源模式所造成的裂隙剪力位移，方向皆相同。
- (7) 無論裂隙面是否達到破壞的程度，其裂隙剪力位移量皆視為不可回復的永久位移。

數次斷層震源地震及散佈式震源地震引致之各裂隙叢集的累積裂隙剪力位移量，其分析結果如表 9-17 所示。

接著，根據前述地震引致裂隙剪力位移之最大累積裂隙剪力位移量的分析結果，考量處置設施配置與廢孔準則，採用 DFN 方法進行裂隙與處置設施配置截切之相關分析；並依據廢棄物罐抵抗剪力負載(Can3)之安全功能指標(剪力位移量小於 5 cm)，計算廢棄物罐的剪力失效率。根據第 9 章的分析結果，斷層震源及散布式震源地震造成廢棄物罐之剪力失效率與封閉後時間的關係，如圖 9-56。最早可能發生廢棄物罐因剪力而失效的時間，約在處置設施封閉後第 23 萬年，發生率約一百萬分之一；廢棄物罐在未來百萬年安全評估尺度內，因地震造成剪力位移導致廢棄物罐失效的機率約為三千分之一；處置設施中共有 2,571 罐廢棄物罐，假設每個廢棄物罐的失效事件均屬獨立，則以 2 項分布(Binomial Distribution)計算處置設施封閉後 100 萬年時

廢棄物罐剪力圍阻功能失效罐數所對應的機率(f)與期望值(E)，如下式：

$$f(k, n, p) = \binom{n}{k} p^k (1 - p)^{n-k} \quad (11-1)$$

$$E = \sum k f(k) = n p \quad (11-2)$$

其中，

f = 封閉後 100 萬年時廢棄物罐剪力圍阻功能失效罐數所對應的機率，[-]；

E = 封閉後 100 萬年時廢棄物罐剪力圍阻功能失效罐數之期望值，[罐]；

k = 封閉後 100 萬年時廢棄物罐剪力圍阻功能失效罐數，[罐]；

n = 處置設施中廢棄物罐總罐數，[罐]；

p = 單罐廢棄物罐剪力圍阻功能失效率，[-]。

根據上式計算的結果如圖 11-1，將失效罐數與其對應機率的乘積即處置設施封閉後 100 萬年時的期望值，為約 0.87 罐。

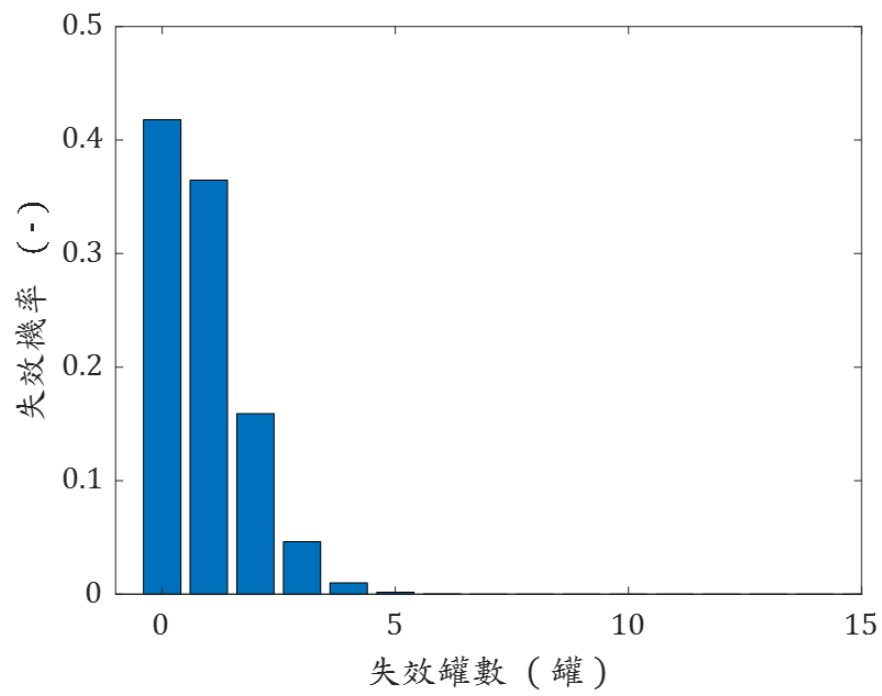


圖 11-1：廢棄物罐剪力圍阻失效罐數及其對應的失效機率

11.7.3 小結

經由前述廢棄物罐受剪力影響之相關分析可知，廢棄物罐受到地震引致剪力影響，可能造成廢棄物罐剪力失效。因此，延續第 11.2 節針對緩衝材料平流的分析結果，分析在緩衝材料尚未到達平流狀態的案例情形下，廢棄物罐受剪力影響的情況。最早可能發生廢棄物罐因剪力而失效的時間，約在處置設施封閉後第 22 萬年，發生率約一百萬分之一；單罐廢棄物罐在未來百萬年安全評估尺度內，因地震造成剪力位移導致廢棄物罐失效的機率約為三千分之一，故整體處置設施在百萬年安全評估尺度內，廢棄物罐的失效數量期望值約為 0.87 罐。

11.8 情節綜合分析

11.8.1 分析結果

根據前述第 11.2 節至第 11.7 節之分析結果，摘述圍阻功能分析中各情節案例的結論：

(1) 緩衝材料平流(第 11.2 節)

根據緩衝材料平流相關之不確定性評估結果，設定平流傳輸可能的情形；並於後續探討基本演化平流案例、初始平流案例、無平流案例等 3 種案例情況下，對廢棄物罐腐蝕失效造成的影響。因此，在基本演化條件下，所有裂隙連通處置孔的平流時間與條件皆納入後續評估，同時，也針對較為極端的邊界案例，分別採用平流(初始平流案例)與擴散(無平流案例)執行後續分析。

(2) 緩衝材料質變(第 11.3 節)

考量緩衝材料質變相關之不確定性，分析了熱、酸鹼值等可能導致緩衝材料質變的因子，初步認為應有足夠的餘裕，不致發生緩衝材料質變。因此，後續不執行評估質變對廢棄物罐失效的影響。

(3) 廢棄物罐腐蝕失效(第 11.5 節)

由前述分析可知，緩衝材料中的平流傳輸，為造成廢棄物罐腐蝕失效的主因。緩衝材料受侵蝕至特定程度，導致物質在

緩衝材料中主要的傳輸方式由擴散轉變為平流後，廢棄物罐即可能因腐蝕而失效。

因此，緩衝材料平流 3 種案例的情況已完成討論，僅針對緩衝材料初始平流下之廢棄物罐腐蝕案例，進行廢棄物罐腐蝕失效的影響分析。

(4) 廢棄物罐圍壓失效(第 11.6 節)

考量廢棄物罐承受圍壓相關因子之不確定性，評估後認為目前規劃之廢棄物罐可提供足夠的餘裕，在安全評估時間尺度內，不會因承受過大圍壓導致廢棄物罐失效；因此，後續不會評估因廢棄物罐圍壓失效造成的影響。

(5) 廢棄物罐剪力失效(第 11.7 節)

考量散布式震源與斷層震源，以及相關因子不確定性之影響，評估參考案例可能造成廢棄物罐剪力失效，使得廢棄物罐喪失圍阻安全功能。

最早可能發生廢棄物罐因剪力而失效的時間，約在處置設施封閉後第 22 萬年，發生率約一百萬分之一；單罐廢棄物罐在未來百萬年安全評估尺度內，因地震造成剪力位移導致廢棄物罐失效的機率約為三千分之一。故整體處置設施在百萬年安全評估尺度內，廢棄物罐的失效數量期望值約為 0.87 罐。

11.8.2 圍阻功能評估

根據 11.2 至 11.7 對於圍阻安全功能之分析結果可知，參考演化條件下，設計基準演化情節中，腐蝕作用無法導致廢棄物罐失效，廢棄物罐仍可維持其圍阻安全功能；圍壓作用亦無法導致廢棄物罐失效，仍可維持其圍阻安全功能，且透過鑄鐵內襯的應力分析得知，可確認廢棄物罐的完整性；而僅剪力作用造成廢棄物罐圍阻安全功能失效，故規劃為評估的主要情節。

11.8.3 情節案例分析綜整

參考演化條件下，上述廢棄物罐與緩衝材料之各項作用，於實際情況將持續進行或可能同時發生。為使情節考量更加完整，故說明前述作用同時發生時之可能情況。

由 11.2 至 11.7 分析結果可知，緩衝材料的侵蝕、廢棄物罐銅殼的腐蝕(當緩衝材料侵蝕至某程度，緩衝材料內物質傳輸方式轉變為平流傳輸後)、廢棄物罐受到剪力位移等作用，會影響處置設施工程障壁系統安全功能。

以下分別討論下述 4 項分析情節同時發生時的綜合效應：

- (1) 緩衝材料因侵蝕造成質量損失。
- (2) 緩衝材料侵蝕到一定程度後，緩衝材料內物質傳輸方式轉變為平流傳輸，廢棄物罐銅殼開始受到腐蝕。
- (3) 廢棄物罐因剪力作用而失效(發生在裂隙與處置孔交會處)。
- (4) 廢棄物罐受到圍壓負載。

其中第(1)、(2)項已於廢棄物罐腐蝕失效情節中，進行了綜合效應的分析。

- (1) 緩衝材料侵蝕/廢棄物罐銅殼腐蝕與廢棄物罐受剪力作用之綜合效應

- a. 緩衝材料侵蝕對廢棄物罐剪力作用之影響

緩衝材料被侵蝕的情況下，其密度降低，會使得廢棄物罐因剪力失效的機率大幅降低(Buff3：緩衝材料密度小於 $2,050 \text{ kg/m}^3$)。

此外，在剪力情節中已有評估緩衝材料無平流案例(緩衝材料未受侵蝕)下，廢棄物罐受剪力作用的影響。其中，廢棄物罐受剪力作用的機率及緩衝材料受侵蝕的機率，皆和裂隙的尺寸呈正相關，因此，此兩者間的發生機率並非相互獨立。

- b. 廢棄物罐銅殼腐蝕對廢棄物罐剪力作用之影響

鑄鐵內襯是廢棄物罐中提供力學支撐的主要構造，而其不會受到銅殼腐蝕作用的影響。

而當緩衝材料受到侵蝕時，會造成廢棄物罐銅殼的腐蝕。由於緩衝材料受到侵蝕後密度會降低，使廢棄物罐因剪力失效的機率大幅減低，應可補償廢棄物罐腐蝕後力學支撐上的損失。

若廢棄物罐因剪力作用失效，則將不再具有圍阻放射性核種的能力，此時腐蝕作用不會再對廢棄物罐剪力作用有其他的負面影響。

c. 剪力作用對緩衝材料侵蝕作用之影響

導致廢棄物罐因剪力作用失效的標準為剪力位移量大於 5 cm，在廢棄物罐未因剪力作用失效的情況下(剪力位移量小於 5 cm)，對緩衝材料的厚度僅有微小的影響，因此，亦不會影響緩衝材料受到侵蝕的時間。

除此之外，剪力作用可能會造成裂隙水流量的增加，但根據相關文獻的評估結果(SKB, 2011)，對緩衝材料侵蝕作用之影響應不大；然而，根據現有研究成果，無法將此作用完全排除，因此，將於遲滯功能分析中評估其影響。

d. 剪力作用對廢棄物罐銅殼腐蝕作用之影響

剪力作用會對廢棄物罐銅殼造成應力影響。但此應力若要進一步對廢棄物罐腐蝕造成影響(通常是經由應力腐蝕崩裂作用)，則需要在高陽離子濃度、氧化的環境下才會發生。考量本報告建置之參考案例應不會演化為此種環境，因此，判斷剪力作用應不會對廢棄物罐銅殼腐蝕作用造成額外的影響。

(2) 緩衝材料侵蝕/廢棄物罐銅殼腐蝕與廢棄物罐圍壓作用之綜合效應

a. 緩衝材料侵蝕對廢棄物罐受圍壓作用之影響

緩衝材料如果因為侵蝕，導致緩衝材料流失，使得處置孔內的緩衝材料密度降低，由於回脹壓力與處置孔內緩衝材

料密度高度正相關，故說明緩衝密度降低後，回脹壓力減小，圍壓負載也跟著同步下降。所以，相對而言，減輕對於圍壓負載之安全功能影響，具正面的效應。

b. 廢棄物罐銅殼腐蝕對廢棄物罐受圍壓作用之影響

如前所述，鑄鐵內襯是廢棄物罐中提供力學支撐的主要構造，而其不會受到銅殼腐蝕作用的影響。因此，廢棄物罐銅殼腐蝕對廢棄物罐抵抗圍壓負載之安全功能來說，不會有負面的影響。

c. 廢棄物罐受圍壓作用對緩衝材料侵蝕/廢棄物罐銅殼腐蝕之影響

根據相關文獻(SKB, 2011)，沒有相關證據提出廢棄物罐承受之圍壓若增加，會使得緩衝材料侵蝕作用及廢棄物罐腐蝕作用加劇；惟若因地下水流增加導致圍壓增加之情況，可能會對緩衝材料侵蝕作用及廢棄物罐腐蝕作用有負面的影響，但此種情況已經包含在緩衝材料初始平流下之廢棄物罐腐蝕案例中進行評估。

(3) 廢棄物罐銅殼剪力與廢棄物罐圍壓作用之綜合效應

a. 廢棄物罐受圍壓作用對廢棄物罐剪力作用之影響

根據國際相關文獻(SKB, 2011)指出，即使在冰層覆蓋造成較高圍壓條件下，評估結果得知剪力作用未造成廢棄物罐更嚴重之影響。實際上，在較高圍壓條件下，亦無法產生大規模地震引致剪力。故初步判斷，參考案例條件下，若圍壓負載和剪力作用同時對廢棄物罐造成的影響，應可被剪力作用時的影響所涵蓋。

b. 廢棄物罐剪力作用對廢棄物罐受圍壓作用之影響

根據相關文獻(SKB, 2011)的分析結果，廢棄物罐在遭受 5 cm 之剪力位移後，尚能維持其抵抗圍壓負載的能力。

12. 選定情節遲滯功能分析

12.1 簡介

本章節闡述第 11 章分析之情節，在放射性核種釋出後，其遷移的情形及對生物圈的劑量影響，以確保處置設施在安全評估時間尺度內的遲滯安全功能。

於 12.2 節中，將描述生物圈中放射性核種遷移與劑量評估模式，於 12.3 節中，將描述廢棄物罐失效的情況下，可能的核子臨界情形，於 12.4 節中，將描述放射性核種於水相傳輸的評估及驗證方式及應考慮之放射性核種，於 12.5 節、第 12.6 節中，將針對第 11 章分析後，可能會造成廢棄物罐失效的廢棄物罐腐蝕失效、廢棄物罐剪力失效等 2 種情節，進行其遲滯安全功能的相關分析，於 12.7 節中，將描述假想情節的分析結果，於 12.8 節至第 12.11 節中，則將針對前述分析結果，進行風險的彙整並說明評估的結論。

12.2 生物圈評估

生物圈評估重點為計算生物圈劑量轉換因子(Biosphere Dose Conversion Factor, BDCF)，以評估生物圈中潛在曝露群體(Potentially Exposed Group, PEG)所接受到的劑量。

生物圈劑量轉換因子定義為：每年放射性核種自地下水釋出 1 貝克至生物圈，於環境介質中累積至平衡後，透過不同曝露途徑對人類造成之年有效劑量。經由遲滯安全功能的評估過程，計算各放射性核種的釋出率，再依照各放射性核種的生物圈劑量轉換因子進行轉換，即可評估生物圈中潛在曝露群體所接受到的年有效劑量。

12.2.1 生物圈評估方法與概念

參考 BIOMASS-6 報告的方法(IAEA, 2003)定義潛在曝露群體。由於難以預測未來人類的生活習慣，因此，參考該報告的方法定義潛在曝露群體，採用程式化方式(第 2.7.2 節)，根據根據參考案例生物圈初始狀態(4.3.2.6)進行假設進行假設，據以執行生物圈評估。此外，為考量生物圈隨時間之演化，故針對參考演化各階段下之地表環境，

找出輻射曝露風險較高的曝露途徑，定義出相對應之潛在曝露群體及其生活習慣，並計算其生物圈劑量轉換因子，以進行潛在曝露群體之年有效劑量的評估(圖 12-1)。

為反應不同時間演化下之地景，考量生物圈隨時間之演化，參考第 9 章之分析結果，假設影響生物圈地景隨時間演化的最大變因，為氣候演化造成海平面變化，進一步導致地景改變，使放射性核種可能有不同的釋出途徑。本報告分別建立陸地、河流、湖泊與海洋等，不同的地景的環境介質核種傳輸模式，根據氣候演化後海平面的變化，假設可能的地景型態，進行地景的環境介質核種傳輸模式的串接，以計算各地景的環境介質模組之放射性核種活度濃度；接著再根據潛在曝露群體及其生活習慣定義曝露途徑，進行生物圈劑量轉換因子的計算。最後，選取不同核種傳輸模式中最高的的生物圈劑量轉換因子，進行後續放射性核種造成之輻射劑量影響的評估。

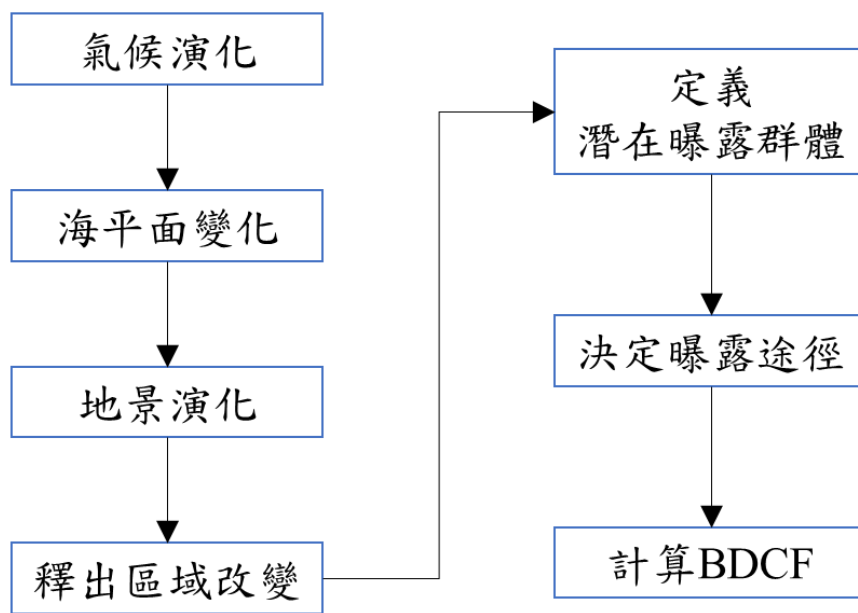


圖 12-1：生物圈評估方法與概念

12.2.2 生物圈組件的位置與發展

在處置設施的安全評估中，假設放射性核種會隨著地下水流被帶至地表的生物圈；此時放射性核種釋出區域之地景，便會影響到潛在曝露群體可能的曝露途徑。

本報告依據參考案例演化條件，建立不同地景模組，探討放射性核種於不同地景條件釋出時，對人類造成之輻射影響。參考案例中的生物圈評估相關參數，採用 94 年度至 109 年度成果報告與階段性成果報告之調查，若需補充，則優先引用國內其他相關研究資料，再參考國際相關資料。本報告建置之地景的環境介質模組包括陸地、湖泊、河流、海洋等 4 種，此 4 種地景的環境介質模組，可根據不同演化時期的地表環境，串接為完整的核種傳輸模式；此外，亦建立井水之環境介質模組，考量核種在地下水中尚未流至地表時即被人類從井中抽出(部分於地表之傳輸途徑與地下水釋出不同)，以探討使用井水進行灌溉與飲用時對人類所造成的影響。

為反應不同時間演化下之地景，考量生物圈隨時間之演化，根據第 9 章之分析結果，假設影響生物圈地景隨時間演化的最大變因，為氣候演化造成海平面變化。處置設施在整個安全評估時間尺度內的氣候演化假設如下：假設第一個冰河循環會在未來百萬年(安全評估尺度)持續重複。由於單一次冰河循環約為 12 萬年，故在 100 萬年的時間區間內，冰河循環會重複約 8 次。如第 5 章所述，臺灣地區位處亞熱帶區域，在 12 萬年的冰河循環期間，氣候條件會由亞熱帶氣候轉變為溫帶氣候再回復至亞熱帶氣候；地表年平均溫度自 23.8 °C 緩慢下降至 17 °C 至 18 °C 左右，再逐漸回復至 23.8 °C，整個冰河循環內皆屬適合人類居住的氣候環境。當全球溫度下降，高緯度地區冰河擴張，會導致全球海平面下降，陸地面積擴大，由現今的海平面高度下降約 120 m，再回復至現今之海平面高度；由於海平面高度下降，陸地面積擴大期間放射性核種將更易於釋出至陸地，因此，需考量完整冰河週期各階段的地景變化，以進行生物圈劑量轉換因子之計算。

根據釋出途徑串接之地景的環境介質核種傳輸模式，包括以下 6 種(表 12-1)：

(1) 海洋釋出(沿海地區)

參考案例四面環海，放射性核種容易經地下水釋出至海水之中，故建置放射性核種自海洋釋出之地景的環境介質核種傳輸模式。

(2) 潟湖釋出(沿海地區)

隨著冰河循環的演進，海平面將逐步下降，原先由地下水釋出至海水的區域可能會因沙洲沉積而形成潟湖，被週遭居民使用，故建置放射性核種自潟湖釋出之地景的環境介質核種傳輸模式。

(3) 湖泊釋出(內陸地區)

隨著冰河循環的演進，海平面持續下降，原先由地下水釋出至潟湖的區域將可能更加遠離海岸，於地表低窪處形成湖泊，並由上游釋出後影響下游區域，故建置放射性核種自湖泊釋出之地景的環境介質核種傳輸模式。

(4) 河流釋出(內陸地區)

隨著冰河循環的演進，海平面持續下降，原先由地下水釋出至潟湖的區域將可能更加遠離海岸，除了湖泊釋出之外，亦可能於地表低窪處形成河流，並由上游釋出後影響下游區域，故建置放射性核種自河流釋出之地景的環境介質核種傳輸模式。

(5) 井水釋出(沿海地區)

考慮海平面尚未降低，參考案例位處沿海區域時，潛在曝露群體使用受到放射性核種污染之井水飲用及灌溉的情況，故建置放射性核種自井水釋出之環境介質核種傳輸模式(沿海地區)。

(6) 井水釋出(內陸地區)

考慮海平面下降後參考案例位處內陸區域時，潛在曝露群體使用受到放射性核種污染之井水飲用及灌溉的情況，故建置放射性核種自井水釋出之環境介質核種傳輸模式(內陸地區)。

放射性核種自不同區域釋出時，受影響的潛在曝露群體亦會有所不同，其曝露途徑與地景的環境介質之關係如圖 12-2 所示。

表 12-1：根據釋出途徑串接之地景的環境介質核種傳輸模式

釋出模式	核種主要釋出區域	地景的環境介質核種傳輸模式
海洋釋出 (沿海地區)	海洋	
瀉湖釋出 (沿海地區)	瀉湖與其周圍陸地	
湖泊釋出 (內陸地區)	湖泊與其周圍陸地	
河流釋出 (內陸地區)	河流與其周圍陸地	
井水釋出 (沿海地區)	陸地上之井	
井水釋出 (內陸地區)	陸地上之井	

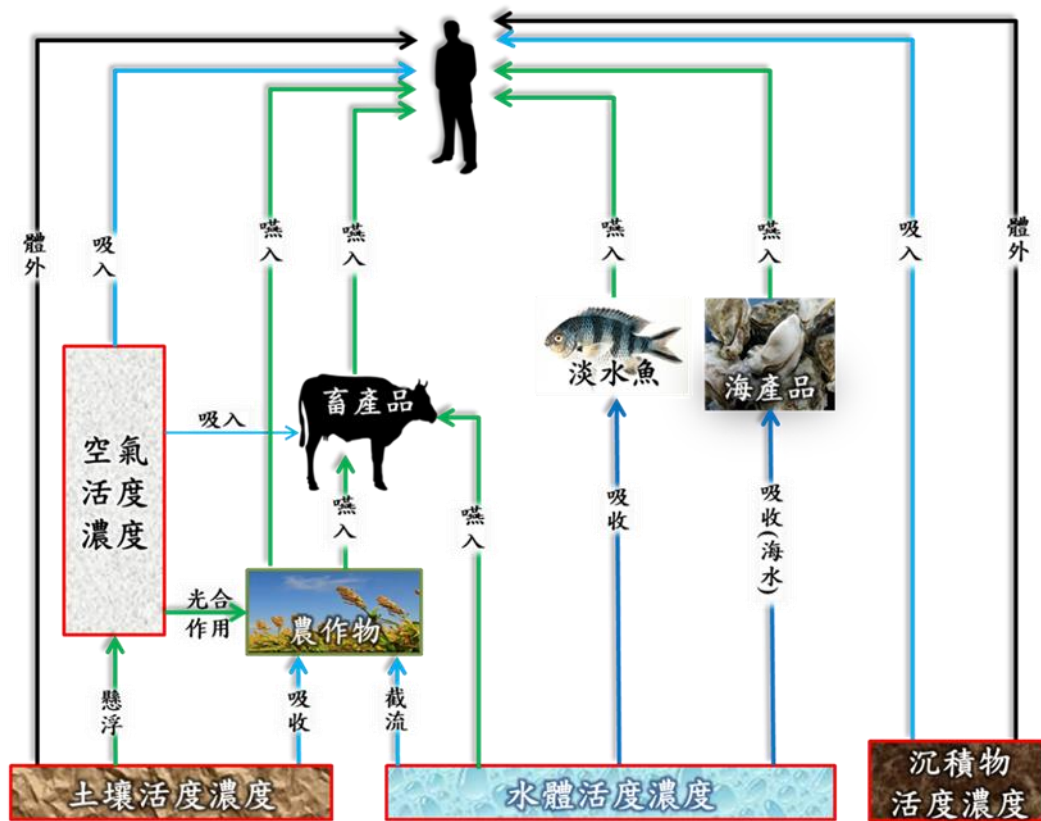


圖 12-2：曝露途徑與地景的環境介質之關係

12.2.3 生物圈放射性核種模式

如第 12.2.2 節所述，為反應不同時間演化下之地景對生物圈的影響，本報告採用 GoldSim 程式之區塊模式(Compartment Model)，根據放射性核種釋出途徑，串接包括(1)海洋釋出(沿海地區)、(2)潟湖釋出(沿海地區)、(3)湖泊釋出(內陸地區)、(4)河流釋出(內陸地區)、(5)井水釋出(沿海地區)、(6)井水釋出(內陸地區)等 6 種地景的環境介質核種傳輸模式，以計算該地景的環境介質核種傳輸模式中，各地景的環境介質模組之放射性核種活度濃度。模式內核種傳輸作用之數學模型列於附錄 A 與附錄 B，相關參數則列於附錄 E。

各地景的環境介質核種傳輸模式中包含之地景的環境介質模組，主要包括陸地、湖泊、河流、海洋及井水等 5 種，分別說明如下：

(1) 陸地

陸地生態系統環境介質模組主要包括下部土層、上部土層、農作物、林木及空氣。

- a. 土層：地表因有多種與放射性核種傳輸相關的作用，例如水流的滲透作用、毛細現象、根吸收、生物擾動等，使得土層縱向具有不均勻性，因此，區分為下部土層及上部土層。
- b. 農作物及林木：參考案例假設陸地有部分為農地，部分為森林，因此，假設放射性核種進入陸地生態系統後，會有一部分進入這 2 種生態之初級生產者中。
- c. 空氣：考量 C-14 於生物圈循環時，會透過空氣由植物之呼吸作用被吸收。

陸地生態系統環境介質模式之概念模型如圖 12-3 所示。依照陸地生態系統環境介質模式之概念模型建立對應之數學模式，計算放射性核種於陸地生態系統中之遷移，以及各環境介質模組之放射性核種活度濃度。

(2) 湖泊

湖泊生態系統環境介質模組主要包括土層、沉積層、水體、湖中生物，以及空氣。

- a. 土層及沉積層：湖底土層的表面會有一層由細砂、碎石與死亡凋落之生物混雜的沉積層，該沉積層會隨水擾動，和水中雜質有沉積、再懸浮等作用之發生；因此，把湖底土層假設為較易有擾動的沉積層及較不易有擾動的土層等2個區塊。此外，沉積層中的放射性核種，可能透過挖掘沉積物(疏濬)等作用傳輸到陸地上。
- b. 水體：湖泊水體中的放射性核種，可透過灌溉、洪水氾濫等作用回到陸地上。
- c. 湖中生物：根據國家重要濕地碳匯功能調查計畫(高苑科技大學綠工程技術研發中心，2011)之相關成果，進行湖中生物量的假設。
- d. 空氣：空氣中的二氧化碳會溶於水中，亦會從水中氣化，影響各區塊間 C-14 之分布，因此，環境介質模組中亦透過文獻(高苑科技大學綠工程技術研發中心，2011)進行湖泊碳收支之評估。

湖泊生態系統環境介質模式之概念模型，如圖 12-4(淡水水體)所示。依照湖泊生態系統環境介質模式之概念模型，建立對應之數學模式，計算放射性核種於湖泊生態系統中之遷移，以及各環境介質模組之放射性核種活度濃度。

(3) 河流

河流生態系統環境介質模組主要包括土層、沉積層、水體、河中生物，以及空氣。

- a. 土層及沉積層：以與湖泊之土層及沉積層相同的方式進行環境介質模組之建置。
- b. 水體：水體中的放射性核種，可透過灌溉、洪水氾濫等作用回到陸地上；另亦可能在流入海中時，經河床載運移作用把河流底部的沉積層沖積至海洋的沉積層。
- c. 河中生物：根據參考案例設定，進行河中生物量的假設(黃家勤等人，2006)；總生物量較湖泊低。

- d. 空氣：空氣中的二氧化碳會溶於水中，亦會從水中氣化，影響各區塊間 C-14 之分布；因此，環境介質模組中亦透過參考案例設定進行河流碳收支之設定(高苑科技大學綠工程技術研發中心，2011)。

河流生態系統環境介質模式之概念模型，如圖 12-4(淡水水體)所示。依照河流生態系統環境介質模式之概念模型，建立對應之數學模式，計算放射性核種於河流生態系統中之遷移，以及各環境介質模組之放射性核種活度濃度。

(4) 海洋

海洋面積廣闊、體積浩大，通常釋出至海洋的放射性核種，可視為釋出至系統之外；但當放射性核種釋出位置於近海時，亦有可能因海流聚集在特定區域，導致潛在曝露群體接受到輻射劑量。因此，本報告假設放射性核種聚集在潮間帶，以進行相關生物圈評估。海洋生態系統環境介質模組包括土層、沉積層、水體、海中生物及空氣，並依據參考案例之岩岸特徵，進行海洋環境介質核種傳輸模式之建置。

- a. 土層及沉積層：海底土層的表面有一層由細砂、碎石與死亡凋落之生物混雜的沉積層，該沉積層會隨水擾動，和水中雜質有沉積、再懸浮等作用之發生；因此，把海底土層假設為較易有擾動的沉積層及較不易有擾動的土層等 2 個區塊。
- b. 水體：水體中的放射性核種，可透過海洋碎波(Sea Spray)等作用回到陸地上；或經由洋流把核種從評估區域帶離。
- c. 海中生物：根據參考案例之設定(林幸助與李麗華，2011)，進行海中生物量的假設。
- d. 空氣：空氣中的二氧化碳會溶於水中，亦會從水中氣化，影響各區塊間 C-14 之分布；因此，環境介質模組中亦透過文獻(高苑科技大學綠工程技術研發中心，2011)進行海洋碳收支之評估。

海洋生態系統環境介質模式之概念模型，如圖 12-4(海水水體)所示。依照海洋生態系統環境介質模式之概念模型建立對應之數學模式，計算放射性核種於海洋生態系統中之遷移，以及各環境介質模組之放射性核種活度濃度。

(5) 井水

井水之環境介質模組，屬於陸地生態系統環境介質模式之特殊情況；由於任何陸地生態系統皆有可能利用井水灌溉或飲用，造成地下水中的放射性核種經由井水被抽取至地表；因此，亦以陸地生態系統環境介質模式為基礎，建立包含井水之陸地(井水)生態系統環境介質模式。

陸地(井水)生態系統環境介質模式之概念模型，如圖 12-3 所示，與陸地生態系統環境介質模式大致相同，惟放射性核種不會隨地下水自土層底部釋出，而是透過井水直接抽取至地表(圖 12-3 中的 14 井水灌溉)；一部分井水曾經飲用進入人體並離開系統，另一部分井水則用於灌溉回到上部土層，再隨著水流傳輸至各環境介質中。井水抽取量根據水利署地下水引水登記(水利署, 2017)中的農業用水與家用水抽取量進行相關設定。

依照陸地(井水)生態系統環境介質模式之概念模型，建立對應之數學模式，計算放射性核種於陸地(井水)生態系統中之遷移，以及各環境介質模組之放射性核種活度濃度。

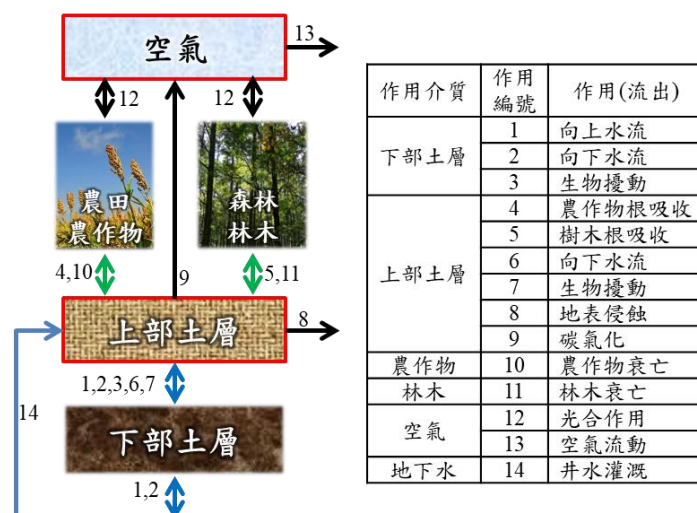


圖 12-3：陸地生態系統環境介質模式之概念模型

註 1：圖左之箭頭代表核種傳輸方向，編號則可對應到圖右之作用。

註 2：井水模組之核種即從作用編號 14 進入陸地。

註 3：作用編號 8 地表侵蝕會將核種帶入相連水域模組之水體，作用編號 13 空氣流動會將 C-14 帶至其他空氣區塊及帶離系統。

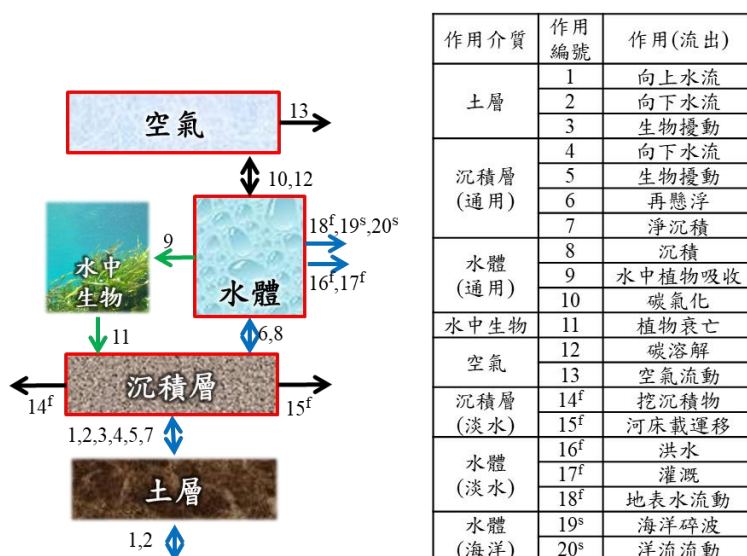


圖 12-4：湖泊生態系統環境介質模式之概念模型

註 1：圖左之箭頭代表核種傳輸方向，編號則可對應到圖右之作用。

註 2：上標 f 代表淡水生態系統，s 代表海水生態系統，未標則皆適用。

註 3：14^f 挖沉積物會將核種帶回陸地上部土層，15^f 河床載運移會將核種帶向海水沉積層。18^f 地表水流動會將核種帶至海洋或帶離系統，16^f 洪水與 17^f 灌溉會將核種帶回陸地上部土層，19^s 海洋碎波會將核種帶回陸地上部土層，20^s 洋流流動會將核種帶離系統。13 空氣流動會將核種帶到其他空氣區塊及帶離系統。

12.2.4 生物圈劑量轉換因子

根據第 12.2.3 節建立的 6 種地景的環境介質核種傳輸模式，可以計算出該地景的環境介質核種傳輸模式中，各地景的環境介質模組之放射性核種活度濃度；接著根據該地景的環境介質核種傳輸模式中，可能受到影響之潛在曝露群體的生活習慣與飲食特徵，建立數個潛在曝露群體，以計算生物圈劑量轉換因子，保守評估生物圈可能受到的影響。

本報告建置了 7 組陸地生態系統之潛在曝露群體及 2 組水域生態系統的潛在曝露群體，分別如下：

- (1) 參考群體(陸地生態系統)
- (2) 主食類農耕群體(陸地生態系統)
- (3) 蔬果類農耕群體(陸地生態系統)
- (4) 牛畜牧群體(陸地生態系統)
- (5) 豬畜牧群體(陸地生態系統)
- (6) 雞畜牧群體(陸地生態系統)
- (7) 淡水魚養殖群體(水域生態系統)
- (8) 牡蠣養殖群體(水域生態系統)

潛在曝露群體是套用 BIOMASS-6 報告的方法論，根據參考案例居民生活特性而設定的，而參考案例則是根據近年研究成果建置的研究用虛擬場址，因此設定這些群體並未預設任何未來場址。其中參考群體為根據現今人類之生活習慣與飲食特徵設定的潛在曝露群體，在飲食特徵的部分，根據食品藥物管理署國家攝食資料庫(食品藥物管理署，2017)之相關資料進行攝食量的設定；在生活習慣的部分，則依據黃家勤勞動統計(勞動部，2017)之相關資料進行佔用因子的設定。參考群體以外之群體，在生活習慣的部分，亦將依據勞動部勞動統計之相關資料設定佔用因子。在飲食特徵的部分，則根據各群體之飲食特徵，將其主要攝食途徑保守設定為參考群體攝食量之 3 倍(IAEA, 2003)。根據潛在曝露群體之生活模式，各地景的環境介質核種傳輸模式所需考量之群體，如表 12-2 所示，各潛在曝露群體之曝露途徑，

則如表 12-3 所示。曝露途徑劑量計算之數學模式，列於附錄 C 與附錄 D，相關參數則列於附錄 E。

各潛在曝露群體之生物圈劑量轉換因子，會以各地景的環境介質核種傳輸模式中計算結果最大值者，做為該潛在曝露群體之生物圈劑量轉換因子，以謹慎評估生物圈可能受到的輻射影響。各潛在曝露群體之最大生物圈劑量轉換因子分析結果，如表 12-4 所示。由分析結果可知，各放射性核種之生物圈劑量轉換因子的最大值，為蔬果類農耕群體之 Pa-231，其次為雞畜牧群體的 Ac-227，係因這 2 個核種之嚥入與吸入劑量轉換因子皆較高，且核種分配係數不會太大；本報告評估之 34 個重要核種中，其餘嚥入與吸入劑量轉換因子較高者，核種分配係數皆較高(例如 Th-229、Th-230、Cm-246 等)，易被吸附於土壤之中，較不易被地下水帶出表土層，故 Pa-231 及 Ac-227 有較高的生物圈劑量轉換因子。

目前計算之生物圈劑量轉換因子，因資料缺乏而進行多個保守假設，故其數值與國際文獻相比(JNC, 2000;NUMO, 2021)，相對較大。不確定性與保守假設之相關討論與說明，將於 12.2.6 中進行說明。

表 12-2：各地景的環境介質核種傳輸模式所需考量之潛在曝露群體

地景的環境介質 核種傳輸模式	需考量之潛在曝露群體							
	參考 群體	主食 類農 耕群 體	蔬果 類農 耕群 體	牛畜 牧群 體	豬畜 牧群 體	雞畜 牧群 體	淡水 魚養 殖群 體	牡蠣 養殖 群體
海洋釋出 (沿海地區)	※	※	※	※	※	※		※
潟湖釋出 (沿海地區)	※	※	※	※	※	※	※	※
湖泊釋出 (內陸地區)	※	※	※	※	※	※	※	
河流釋出 (內陸地區)	※	※	※	※	※	※	※	
井水釋出 (沿海地區)	※	※	※	※	※	※		
井水釋出 (內陸地區)	※	※	※	※	※	※		

註：※為於該核種傳輸模式中考量。

表 12-3：潛在曝露群體之曝露途徑

曝露模式	曝露途徑	參考群體	農耕栽植群體		畜牧群體			淡水魚養殖群體	牡蠣養殖群體
			主食	蔬果	牛	豬	雞		
攝入	水	△	△	△	△	△	△	△	△
	酒	△	△	△	△	△	△	△	△
	根類	△	◎	△	△	△	△	△	△
	綠色蔬菜	△	△	◎	△	△	△	△	△
	穀物	△	◎	△	△	△	△	△	△
	水果	△	△	◎	△	△	△	△	△
	牛肉	△	△	△	◎	△	△	△	△
	豬肉	△	△	△	△	◎	△	△	△
	雞肉	△	△	△	△	△	◎	△	△
	牛奶	△	△	△	◎	△	△	△	△
	內臟	△	△	△	△	◎	△	△	△
	雞蛋	△	△	△	△	△	◎	△	△
	淡水魚	△	△	△	△	△	△	◎	△
	牡蠣	△	△	△	△	△	△	△	◎
	土壤	X	△	△	△	△	△	X	X
	沉積物	X	X	X	X	X	X	X	△
吸入	吸入空氣_陸地(CO ₂)	O	O	O	O	O	O	O	O
	吸入空氣_水域(CO ₂)	X	X	X	X	X	X	O	O
	吸入粉塵(土壤)	O	O	O	O	O	O	X	X
	吸入粉塵(沉積物)	X	X	X	X	X	X	O	O
體外曝露	在土壤上工作	O	O	O	O	O	O	X	X
	在土壤上居住	O	O	O	O	O	O	O	O
	在沉積物上工作	X	X	X	X	X	X	O	O

資料來源：NOAA, 2012。

註：△設定為平均攝食量，◎設定為平均攝食量之 3 倍；X 代表未發生，O 代表會發生。

表 12-4：各潛在曝露群體之最大生物圈劑量轉換因子(Sv/Bq)

潛在曝 露 群體	參考 群體	農耕群體		畜牧群體			淡水魚 養殖	牡蠣 養殖
		主食	蔬果	牛	豬	雞		
C-14	3.3×10^{-12}	3.7×10^{-12}	3.4×10^{-12}	3.6×10^{-12}	5.6×10^{-12}	6.2×10^{-12}	4.2×10^{-12}	3.4×10^{-12}
Cl-36	2.5×10^{-12}	3.4×10^{-12}	4.4×10^{-12}	2.7×10^{-12}	3.4×10^{-12}	3.7×10^{-12}	2.5×10^{-12}	2.5×10^{-12}
Ni-59	3.5×10^{-14}	6.0×10^{-14}	6.0×10^{-14}	3.9×10^{-14}	4.6×10^{-14}	4.9×10^{-14}	3.5×10^{-14}	3.5×10^{-14}
Se-79	7.1×10^{-11}	8.8×10^{-11}	1.1×10^{-10}	9.3×10^{-11}	1.0×10^{-10}	1.1×10^{-10}	7.2×10^{-11}	7.1×10^{-11}
Sr-90	4.9×10^{-12}	1.1×10^{-11}	7.5×10^{-12}	5.1×10^{-12}	5.1×10^{-12}	5.3×10^{-12}	5.4×10^{-12}	5.1×10^{-12}
Zr-93	5.0×10^{-13}	1.3×10^{-12}	6.4×10^{-13}	5.0×10^{-13}	5.3×10^{-13}	5.0×10^{-13}	5.2×10^{-13}	5.1×10^{-13}
Nb-94	5.2×10^{-11}	5.2×10^{-11}	5.2×10^{-11}	5.2×10^{-11}	5.2×10^{-11}	5.2×10^{-11}	4.1×10^{-11}	4.0×10^{-11}
Tc-99	2.9×10^{-13}	5.7×10^{-13}	3.8×10^{-13}	3.3×10^{-13}	2.9×10^{-13}	4.0×10^{-13}	2.9×10^{-13}	2.9×10^{-13}
Pd-07	3.4×10^{-14}	5.6×10^{-14}	7.8×10^{-14}	3.4×10^{-14}	3.4×10^{-14}	3.4×10^{-14}	3.4×10^{-14}	3.4×10^{-14}
Sn-26	5.6×10^{-12}	8.5×10^{-12}	1.1×10^{-11}	5.7×10^{-12}	5.7×10^{-12}	5.8×10^{-12}	5.4×10^{-12}	5.3×10^{-12}
I-129	5.0×10^{-11}	8.5×10^{-11}	7.2×10^{-11}	5.5×10^{-11}	6.5×10^{-11}	6.5×10^{-11}	5.4×10^{-11}	5.1×10^{-11}
Cs-35	1.3×10^{-12}	1.9×10^{-12}	1.6×10^{-12}	1.4×10^{-12}	2.5×10^{-12}	1.6×10^{-12}	1.6×10^{-12}	1.3×10^{-12}
Cs-37	8.1×10^{-12}	1.1×10^{-11}	9.5×10^{-12}	8.7×10^{-12}	1.5×10^{-11}	9.8×10^{-12}	9.7×10^{-12}	8.2×10^{-12}
Th-32	9.4×10^{-11}	2.2×10^{-10}	1.3×10^{-10}	9.9×10^{-11}	1.0×10^{-10}	1.0×10^{-10}	9.6×10^{-11}	9.6×10^{-11}
U-236	2.2×10^{-11}	4.2×10^{-11}	3.0×10^{-11}	2.3×10^{-11}	3.1×10^{-11}	2.8×10^{-11}	2.3×10^{-11}	2.3×10^{-11}
Pu-40	4.1×10^{-11}	5.9×10^{-11}	1.0×10^{-10}	4.1×10^{-11}	4.1×10^{-11}	4.1×10^{-11}	4.3×10^{-11}	4.3×10^{-11}
Th-29	2.0×10^{-10}	4.8×10^{-10}	2.8×10^{-10}	2.1×10^{-10}	2.3×10^{-10}	2.3×10^{-10}	2.1×10^{-10}	2.1×10^{-10}
U-233	2.4×10^{-11}	4.5×10^{-11}	3.3×10^{-11}	2.5×10^{-11}	3.4×10^{-11}	3.1×10^{-11}	2.5×10^{-11}	2.5×10^{-11}
Np-37	1.8×10^{-11}	4.2×10^{-11}	2.9×10^{-11}	1.8×10^{-11}	1.8×10^{-11}	1.9×10^{-11}	1.9×10^{-11}	1.9×10^{-11}
Am-41	2.5×10^{-11}	6.4×10^{-11}	2.8×10^{-11}	2.6×10^{-11}	2.6×10^{-11}	2.7×10^{-11}	3.0×10^{-11}	2.6×10^{-11}
Cm-45	7.1×10^{-11}	1.7×10^{-10}	1.1×10^{-10}	7.5×10^{-11}	7.5×10^{-11}	7.6×10^{-11}	7.3×10^{-11}	7.3×10^{-11}
Pb-10	2.7×10^{-10}	5.0×10^{-10}	3.6×10^{-10}	2.7×10^{-10}	3.4×10^{-10}	3.6×10^{-10}	2.8×10^{-10}	2.7×10^{-10}
Ra-26	1.2×10^{-10}	2.5×10^{-10}	1.6×10^{-10}	1.2×10^{-10}	1.7×10^{-10}	1.4×10^{-10}	1.3×10^{-10}	1.2×10^{-10}
Th-30	8.7×10^{-11}	2.3×10^{-10}	2.3×10^{-10}	2.3×10^{-10}	2.3×10^{-10}	2.3×10^{-10}	8.8×10^{-11}	8.8×10^{-11}
U-234	2.3×10^{-11}	4.3×10^{-11}	3.2×10^{-11}	2.4×10^{-11}	3.3×10^{-11}	3.0×10^{-11}	2.4×10^{-11}	2.4×10^{-11}
U-238	2.1×10^{-11}	4.0×10^{-11}	2.9×10^{-11}	2.2×10^{-11}	3.0×10^{-11}	2.7×10^{-11}	2.2×10^{-11}	2.2×10^{-11}
Pu-38	3.7×10^{-11}	5.3×10^{-11}	9.2×10^{-11}	3.7×10^{-11}	3.7×10^{-11}	3.8×10^{-11}	3.9×10^{-11}	3.9×10^{-11}
Pu-42	1.2×10^{-10}	4.7×10^{-10}	5.1×10^{-10}	4.5×10^{-10}	4.5×10^{-10}	4.5×10^{-10}	1.2×10^{-10}	1.2×10^{-10}
Cm-46	7.1×10^{-11}	1.7×10^{-10}	1.1×10^{-10}	7.5×10^{-11}	7.5×10^{-11}	7.5×10^{-11}	7.3×10^{-11}	7.3×10^{-11}
Ac-27	4.2×10^{-10}	9.9×10^{-10}	6.0×10^{-10}	4.2×10^{-10}	4.2×10^{-10}	4.2×10^{-10}	4.5×10^{-10}	4.2×10^{-10}
Pa-31	5.7×10^{-10}	1.1×10^{-09}	1.5×10^{-09}	8.1×10^{-10}	8.1×10^{-10}	8.1×10^{-10}	5.7×10^{-10}	5.7×10^{-10}
U-235	2.2×10^{-11}	4.2×10^{-11}	3.0×10^{-11}	2.3×10^{-11}	3.1×10^{-11}	2.8×10^{-11}	2.3×10^{-11}	2.3×10^{-11}
Pu-39	4.8×10^{-11}	1.9×10^{-10}	2.0×10^{-10}	1.8×10^{-10}	1.8×10^{-10}	1.8×10^{-10}	4.9×10^{-11}	4.8×10^{-11}
Am-43	2.6×10^{-11}	6.7×10^{-11}	3.1×10^{-11}	2.9×10^{-11}	3.0×10^{-11}	3.0×10^{-11}	3.1×10^{-11}	2.7×10^{-11}

12.2.5 環境放射性影響評估方法

為保護處置設施外環境中生物的多樣性及生物資源的可持續利用性，應評估由處置設施釋出至生物圈的放射性核種，對環境中非人類生物的輻射影響。臺灣法規並未規定非人類生物之輻射劑量限制，國際現有 ICRP-108 號報告、歐洲原子能共同體(EC EURATOM)發展之 FASSET、ERICA 與 PROTECT 等計畫之成果可供參考，根據實際執行過高放射性廢棄物最終處置環境放射性影響評估的經驗(如瑞典 SKB)，評估結果都遠低於法規或 ICRP 之參考限值(Torudd, 2010)。

12.2.6 風險估計值的不確定性

由於生物圈評估中，為涵蓋較大之不確定性，在模型設定上進行較保守之假設，故 BDCF 計算結果相對較大。以下分別討論不確定性來源以及本評估進行之保守假設。風險估計值的不確定性根據第 2.7.1 節之描述及 BIOMASS 等相關文獻(Lindborg, 2020)，可以區分為(1)系統/情節不確定性、(2)概念/模式不確定性及(3)參數不確定性等 3 大類。以下分別就此 3 大類不確定性進行探討：

(1) 系統/情節不確定性

生物圈評估的系統/情節不確定性，主要可從時間、空間二方面進行探討。處置設施之安全評估時間尺度有 100 萬年，根據此期間冰河循環之週期性變化所造成的地景改變，來假設地表受影響的情形。理論上生物圈中潛在曝露群體在時間點 A 所接受到的輻射劑量，應根據時間點 A 之地景演化建置地景的環境介質核種傳輸模式，以進行後續生物圈劑量轉換因子的計算；但冰河循環的週期長度存在不確定性，則時間點 A 之地景演化即可能與原先之評估結果有所差異。為減少此一不確定性，目前採取較為保守的方式，選用各地景的環境介質核種傳輸模式中的生物圈劑量轉換因子最大值進行後續輻射劑量的評估。

在空間方面的系統/情節不確定性，則主要取決於場址的特性。舉例來說，若場址位於臺灣東部地區，由於東部地區緊臨

太平洋海溝，在冰河期冰河擴張導致海平面下降時，並不會使得東部地區的海岸線有大幅度的改變，因此，放射性核種的釋出位置尚可能維持在海洋中；但若場址位於臺灣西部地區，在冰河期冰河擴張導致海平面下降時，臺灣海峽可能皆會變為陸地，放射性核種的釋出位置即可能位於陸地或陸地上之湖泊、河流等區域。目前參考案例在空間上的設定，考量的是海平面下降會造成陸地區域有較大的改變的情況，考量較多的釋出區域的不確定性。然在空間幾何上，本評估所需之受污染的陸地面積與水體的體積，因缺少實證，存在較大的不確定性，故採取較保守的假設，設定較小的幾何。若要減少此不確定性，必須依照場址陸地與海底地形，依照海平面變化後之集水區及低窪區域審慎評估核種釋出後受影響之區域。

(2) 概念/模式不確定性

為減少人為建模時導致的概念/模式不確定性，將遵循相關評估之國際導則建置評估模式，並利用國際文獻中的類似案例進行驗證。但目前使用的評估模式中，各地景的環境介質模組中的放射性核種皆假設為均值分布，因此存在垂直傳輸與延散 2 種不確定性。均值化造成的垂直傳輸的不確定性會讓核種更快達到地表，會讓結果更嚴重。而延散效應則會稀釋區塊中的核種濃度，讓結果較不嚴重。若要降低垂直傳輸的不確定性，需要可增加垂直方向之區塊，結合更精確之場址調查數據進行模型設定。而若要降低延散效應造成的不確定性，則須根據現地試驗之數據來調整受影響區塊面積與深度的設定。

(3) 參數不確定性

生物圈所需參數可以簡單分類為與核種相關及與核種無關之參數。與核種相關之參數，目前皆採用較可靠國際文獻，如 IAEA 發行之報告提供之數據，目前沒有探討不確定性的空間。與核種無關的參數，又可再細分為人類習慣參數與地表

環境參數。人類習慣的部分，採用的是國家平均的資料，雖然存在與當地習慣可能不同的不確定性，但在 BIOMASS-6 提供的方法論中，以假設較高的攝食量來謹慎考量，可降低不確定性造成之影響。因此，參考案例中較大的不確定性是存在地表環境相關參數。地表幾何參數的部分，如(1)(2)所述，存在受影響面積等不確定性。而地表環境介質間的核種傳輸作用相關參數，因為參考案例文獻的不足，有部分參數是引用國內不同地區之文獻，有部分則是引用國外文獻，採取較保守地選擇來涵蓋不確定性。最後，地表水文參數大部分依據參考案例進行設定，除了未飽和層中的水流參數，該參數目前皆引用國外文獻的數據。未飽和層中水流造成之核種傳輸，是影響核種於土壤中分布的重要因子，故本參數是參考案例生物圈評估中較大之不確定性來源，本報告增加毛細現象來涵蓋此不確定性。

綜上所述，本評估為涵蓋較大之不確定性，進行數個保守假設，計算結果也會相對偏高，無法展示本土特性。未來可透過更完整的場址調查，建立場址調查模型，以及進行各項不確定性的影響評估，來降低不確定性，使結果更能演示場址特性造成之影響。

12.3 臨界

根據第 7 章所述，廢棄物罐充滿水時，中子有效增殖因子應小於 0.95，以使用過核子燃料於處置期間維持在次臨界的狀態，避免核子臨界的發生(安全功能指標 F3)。

本報告採用 MCNP 程式，使用蒙地卡羅方法追蹤紀錄中子的遷移歷程，以進行核子臨界分析(LANL, 2018)。假設 BWR 及 PWR 廢棄物罐裝填滿載的用過核子燃料(BWR 廢棄物罐裝填 12 束用過核子燃料、PWR 廢棄物罐裝填 4 束用過核子燃料)，保守假設廢棄物罐中裝填之用過核子燃料，皆為濃縮度 5.0 U-235 wt%的無燃耗新燃料，並經由敏感度分析，評估用過核子燃料型式、廢棄物罐幾何尺寸、材料

設計等各項參數，對中子有效增殖因子的影響，以採用最保守的參數組合進行最大中子有效增殖因子的評估。

目前建置之核子臨界安全分析模式，包含用過核子燃料、廢棄物罐、緩衝材料及處置孔，可涵蓋臺灣所有的用過核子燃料類型(8 種 BWR 用過核子燃料及 2 種 PWR 用過核子燃料)。本分析以一系列的敏感度分析評估各項參數對於反應度的影響，總結能使中子有效增殖因子達到最大值之最保守參數組合如下：

- (1) 選擇 ATRIUM10 代表 BWR 用過核子燃料，OFA 17X17 代表 PWR 用過核子燃料。
- (2) 鑄鐵內襯的鐵含量為 90%。
- (3) 鑄鐵內襯的密度為 7.1 g/cm^3 。
- (4) 燃料通道的鐵含量為 97.57%。
- (5) 燃料通道的鐵密度為 7.85 g/cm^3 。
- (6) 燃料組件徑向朝內位移。
- (7) 燃料通道中心間距設定為最小。
- (8) 燃料通道尺寸設定為最小。
- (9) 燃料通道厚度設定為標稱(nominal)厚度。
- (10) 鑄鐵內襯直徑設定為標稱直徑。
- (11) 銅殼厚度設定為標稱厚度。
- (12) 燃料通道管長度設定為標稱長度。
- (13) 銅殼長度設定為標稱長度。
- (14) 廢棄物罐溫度為 $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 。

最終以上述最保守參數組合，計算最大中子增殖因子。根據分析結果顯示，在廢棄物罐沒有失效、維持完整性的情形下(廢棄物罐中沒有進水)，其最大中子有效增殖因子小於 0.3，完全不會有臨界安全的疑慮。若廢棄物罐因故失效而進水，因水中的氫原子為良好的中子緩速劑，可能會使系統的反應度上升。然而實際上處置設施中，廢棄物罐內裝載的皆為燃耗過的用過核子燃料，為目前核子臨界安全分析模式中尚未考量的參數。經初步分析，燃耗額度可使反應度顯著下降。

參考國際上類似設計之核臨界安全分析，其結果皆顯示要達到核臨界是極不可能的。後續將針對燃耗額度進行進一步的探討，證明在考慮燃耗額度的情況下，即使廢棄物罐因故失效而進水，中子增殖因子仍能符合需小於 0.95 之法規要求。

12.4 放射性核種傳輸與劑量分析

核種傳輸評估模式的主要目的，是評估廢棄物罐因圍阻安全功能失效，放射性核種自廢棄物罐釋出後，經由工程障壁與天然障壁到達生物圈的情形。

本報告採用 GoldSim 程式建立核種傳輸評估模式，其模式概念如圖 9-23 所示，包括近場及遠場 2 個部分：

- (1) 近場核種傳輸模式：主要包括廢棄物罐、緩衝材料及回填材料。
- (2) 遠場核種傳輸模式：主要包括母岩及母岩中的裂隙。

當廢棄物罐失效時，核種傳輸的主要路徑為廢棄物罐至截切處置孔的母岩裂隙(Q1 路徑)，另考慮核種經由緩衝材料的擴散效應傳輸至隧道底部的開挖損傷帶(Q2 路徑)，作為近場中地下水進入遠場傳輸的可能路徑。

此外，在核種傳輸評估模式中，放射性核種根據其半化期衰變；若為具有衰變鏈之放射性核種，亦衰變為子核繼續傳輸。

12.4.1 近場核種傳輸分析

本報告於近場核種傳輸模式中，採用區塊模式(Compartment Model)的方式，描述廢棄物罐空腔、緩衝材料、回填材料等各系統元件(圖 12-5)，並定義材料特性及傳輸參數等。傳輸過程中主要考量的 FEPs 因子有放射性核種傳輸(TWF17、TWC15)、放射性核種於水相的傳輸(TWBU25、TWBfT21)，並同時考量放射性衰變(TWF01)、金屬腐蝕(TWF11)、燃料溶解(TWF12)、間隙核種存量溶解(TWF13)、放射性核種的物種形成及膠體形成(TWF14)、物種的擴散傳輸(TWBU11、

TWBfT10)、吸附(包含主要離子交換，TWBu12、TWBfT11)、膠體傳輸(TWBu23)等因子。

廢棄物罐之空腔假設為 1 m^3 (SKB, 2010i)，當其失效導致地下水進入廢棄物罐後，放射性核種將由以下 3 種機制釋出至廢棄物罐之空腔中：

(1) 連續釋出

燃料基質中的放射性核種接觸到地下水後，以穩定的速率釋出至水中，此速率根據表 8-1 進行設定。

(2) 瞬時釋出

隔離在燃料與護套間隙中的放射性核種接觸到地下水後，立即釋出至水中，其釋出量根據瞬時釋放率(表 8-4)進行計算。

(3) 腐蝕釋出

於金屬中的活化產物接觸到地下水後，以常速釋出至水中，其釋出量根據腐蝕釋出率(表 8-3)進行計算；根據相關文獻，設定腐蝕速率如表 8-2。

釋出至地下水中的放射性核種，根據其元素之溶解度溶解於水中，若放射性核種的量超過該元素的溶解度限值，則沉澱於廢棄物罐空腔中，各元素的溶解度限值如表 8-8及圖 8-2、圖 8-3、圖 8-4、圖 8-5；其中，同元素之放射性核種根據其於廢棄物罐空腔的質量分率，依此分率分配其溶解度限值。

溶解於地下水中的放射性核種以擴散的方式傳輸至緩衝材料與回填材料，各元素於不同材質中的有效擴散係數如表 8-6所示，擴散可用孔隙率如表 8-7。緩衝材料與回填材料則會根據放射性核種之分配係數吸附放射性核種，達到遲滯的安全功能，各元素的分配係數如表 8-9至表 8-11所示。放射性核種自近場傳輸至遠場母岩裂隙時，傳輸行為主要為平流條件，放射性核種自近場釋出的釋出率以等效流率評估，等效流率為第9章水文地質演化之評估結果，利用該流率於近場核種傳輸模式中可免除建立細緻離散化的近場與遠場交界面區塊(Romero, 1995)的繁複工作。

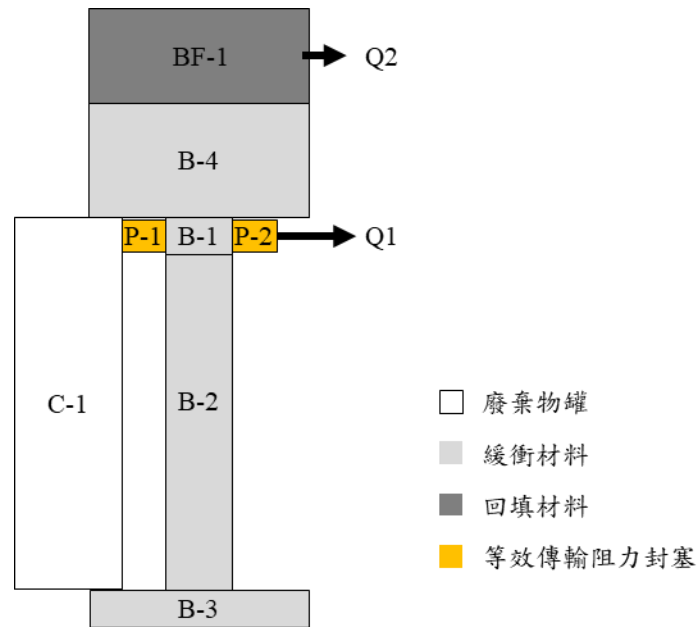


圖 12-5：近場各系統元件之材質及釋出路徑

註：B-1 至 B-4 為緩衝材料區塊名稱，BF-1 為回填材料區塊名稱，C-1 為廢棄物罐區塊名稱，P-1 及 P-2 為等效傳輸阻力封塞區塊名稱，Q1 及 Q2 為近場核種釋出路徑名稱。

12.4.2 遠場核種傳輸分析

本報告使用一維平流-延散方程式描述遠場核種傳輸，假設母岩基質只考慮擴散行為，在垂直母岩裂隙地下水流方向耦合母岩基質的擴散傳輸方程式，藉以描述放射性核種於母岩裂隙中的傳輸情形。傳輸過程中主要考量的 FEPs 因子為水相中的放射性核種傳輸 (TWGe24)，並同時考量放射性衰變 (TWF01)、溶解物種的平流傳輸與混合 (TWGe11)、裂隙與岩石基質溶解物種的擴散傳輸 (TWGe12)、物種形成與吸附 (TWGe13)、膠體作用 (TWGe18) 等因子。

遠場核種傳輸模式中所需要的通道長度(L)、通道截面積(A)及水流率(Q)係根據第 9 章水文地質演化評估的裂隙水流參數(流動傳輸阻抗(F)、平流傳輸時間(Advective Travel Time, t_w)等)結果計算：

$L = vt_w$	(12-1)
$A = 2bW = \frac{2WL}{Fv}$	(12-2)
$Q = 2bW \frac{L}{t_w}$	(12-3)

其中：

A=通道截面積，[m²]；

b=母岩裂隙內寬的一半，[m]；

F=流動傳輸阻抗，[yr/m]；

L=通道長度，[m]；

Q=水流率，[m³/yr]；

t_w =平流傳輸時間，[yr]；

v=水流速，[m/yr]；

W=通道寬度，[m]，假設為 1 m。

通道的佩克萊特數(Peclet)為 10(SKB, 2010h)。

於遠場傳輸中的放射性核種，以擴散的方式在母岩基質中進行傳輸，各元素於母岩基質中的有效擴散係數如表 8-6 所示，擴散可用孔

隙率如表 8-7 所示；放射性核種於母岩基質中擴散時的最大穿透深度(Maximum Penetration Depth)可以下列式子進行計算(SKB, 2010i)：

$M_t = 0.5/P_{10}$	(12-4)

其中，

M_t =最大穿透深度，[m]；

P_{10} =裂隙強度，其倒數即為裂隙間距，[m⁻¹]。

根據本報告建置之參考案例裂隙特性(4.3.2 節)，遠場母岩基質的最大穿透深度約為 1.67 m。此外，母岩亦會根據放射性核種之分配係數(K_d)吸附放射性核種，達到遲滯的安全功能(分配係數如表 8-9 及表 8-11 所示)。

12.4.3 生物圈描述

為評估放射性核種由處置設施釋出至生物圈所造成的的輻射影響，放射性核種傳輸評估模式所求得的放射性核種年釋出活度與第 12.2.4 節之生物圈劑量轉換因子相乘，以評估放射性核種釋出至生物圈時，9 種潛在曝露群體可能接受到的年有效劑量。

12.4.4 簡化之解析模式

本報告主要利用 Hedin(2002)推導之近場及遠場核種傳輸模式的解析模式，以進一步確認近場及遠場核種傳輸數值模式之評估結果的正確性。由於近場傳輸的解析模式，未考慮金屬腐蝕釋出機制及各同位素放射性核種應共同考量於水中之溶解度；因此，納入前述機制於近場核種傳輸的解析模式中，以確認放射性核種遲滯分析的正確性。近場傳輸數值模式及解析模式的主要差異為，計算具衰變鏈的放射性核種年釋出率時，如 Ra-226 及 Pb-210 等放射性核種，假設其母核種完全沉澱於廢棄物罐空腔中，然而，這在緩衝材料中為平流條件時，對部分核種是不切實際的，如 Pb-210，因廢棄物罐周圍較高的水流速，其母核種 Ra-226 會溶解於水中而釋出，此假設會導致評估結果

高估；另一方面，解析模式中未考慮沉澱放射性核種的再溶解，因此，部分易沉澱放射性核種的釋出歷線趨勢會有差異。

放射性核種於遠場母岩裂隙中的傳輸，根據放射性核種存量進入廢棄物罐空腔的釋出機制不同，而使用不同的計算方式；如 CI-36 之存量，分別以連續釋出、瞬時釋出及腐蝕釋出至廢棄物罐空腔中；其中，連續釋出的存量部分，計算不同時間下傳輸至遠場母岩裂隙所造成的年釋出率，此部分係根據前述文獻之公式計算；瞬時釋出及腐蝕釋出的存量部分，計算傳輸至遠場母岩裂隙造成峰值年釋出率的時間及峰值年釋出率，其中，峰值年釋出率的發生時間以下述公式計算 (Hedin, 2002)：

$\tau_{geo} = \frac{R_f z}{v} - \frac{3}{4\lambda} \left(1 - \sqrt{1 + \left(\frac{2R_f L}{3A_R v} \right)^2 \lambda} \right)$	(12-5)
$A_R = \frac{bR_f}{\sqrt{\epsilon_p D_e R_p}}$	(12-6)
$R_f = 1 + \frac{K_f}{b}$	(12-7)
$R_p = 1 + \frac{1 - \epsilon_p}{\epsilon_p} K_d \rho$	(12-8)

其中：

τ_{geo} = 峰值年釋出率的發生時間，[yr]；

D_e = 母岩基質中的有效擴散係數，[m²/yr]；

ϵ_p = 母岩基質孔隙率，[-]；

K_d = 母岩基質分配係數，[m³/kg]；

K_f = 母岩裂隙分配係數(每單位表面積)，[m]；

λ = 放射性衰變常數，[yr⁻¹]；

ρ = 母岩基質密度，[kg/m³]；

R_f = 母岩裂隙表面的遲滯常數，[-]；

R_p = 母岩基質的遲滯常數，[-]；

峰值年釋出率則以下述公式計算 (SKB, 2006b)：

$\phi_{Peak\_Far} = M_0(IRF + CRF)/\tau$	(12-9)
$\tau = F^2 D_e [\epsilon_p + (1 - \epsilon_p) K_d \rho] 2\sqrt{\pi} \left(\frac{e}{6}\right)^{\frac{3}{2}}$	(12-10)

其中：

ϕ_{Peak_Far} =峰值年釋出率，[mol/yr]；

CRF =放射性核種的腐蝕釋出分率，[-]；

e =歐拉數(Euler's number)，[-]；

IRF =放射性核種的瞬時釋出分率，[-]；

M_0 =放射性核種存量，[mol]。

此遠場傳輸解析解與數值解的差異在於，解析解計算瞬時釋出及腐蝕釋出的存量部分時，僅評估其發生時間及其峰值釋出率。

本報告以數值模式與解析模式同步進行案例的計算，相關計算結果於第 12.5.8 節、第 12.6.6 節中進行描述。

12.4.5 放射性核種篩選

用過核子燃料中含有數百個放射性核種，但大多數的放射性核種最終對生物圈輻射劑量的影響微乎其微；因此，在執行放射性核種傳輸與劑量分析時，根據放射性核種的毒性、存量、半化期、溶解度等特性進行篩選，以提升評估的效率。

如第 4.2.3 節所述，本報告採用 SCALE/ORIGEN-S(ORNL, 2011) 程式進行分裂/活化產物、鈾系元素及其子核種的核種存量分析。根據放射性核種之半化期及依照分析結果計算之放射毒性進行篩選，共篩選出如表 4-1 所列 34 個重要放射性核種。

12.5 廢棄物罐腐蝕失效情節量化評估

12.5.1 簡介

如第 11.8.1 節處置設施圍阻功能分析之分析結果所示，緩衝材料受侵蝕至特定程度，導致物質在緩衝材料中主要的傳輸方式由擴散轉變為平流後，廢棄物罐即可能因腐蝕而失效；造成地下水進入廢棄物罐中溶解燃料基質或腐蝕金屬部件，使得放射性核種溶解於地下水，並隨地下水流自廢棄物罐流出，經由地質圈傳輸至生物圈，造成潛在曝露群體的輻射劑量。

本節主要目的係說明腐蝕失效情節中，以核種傳輸模式評估放射性核種釋出後對生物圈輻射影響的方法、參數及結果。

12.5.2 傳輸條件概念化

如第 11 章所述，當廢棄物罐因腐蝕而失效時，緩衝材料已被侵蝕至一定程度，使物質在緩衝材料中主要的傳輸方式由擴散轉變為平流，此時放射性核種由廢棄物罐至母岩裂隙的傳輸，由流經廢棄物罐周圍的水流率所主導；於目前建置之近場核種傳輸模式中，以等效流率(Q_{eq})描述緩衝材料與母岩交界面間之交換速率。緩衝材料被侵蝕時，處置孔周圍之等效流率(Q_{eq_eroded})，參考瑞典 SKB 的報告，可以式(12-11)進行計算(SK B, 2010l)：

$Q_{eq\_eroded} = f_{conc} U_0 2r_h h_{can}$	(12-11)

其中，

Q_{eq_eroded} = 緩衝材料被侵蝕時，處置孔周圍之等效流率，[m³/yr]；

f_{conc} = 流量濃縮因子，[-]；

U_0 = 等效初始通量，[m/yr]；

r_h = 處置孔半徑，[m]；

h_{can} = 廢棄物罐高度，[m]。

流量濃縮因子為考慮緩衝材料受侵蝕後所形成之空腔體積，導致水流量增大之因子；根據相關文獻假設流量濃縮因子為 2(SKB, 2010)。此外，等效初始通量則根據第 9 章水文地質演化之分析結果，進行參數之設定；放射性核種於母岩裂隙中傳輸情況如第 12.4.2 節所述。

12.5.3 傳輸模式輸入參數

模擬放射性核種於各材質中傳輸的參數係取自第 8.3 節。於確定性案例中，水流相關參數使用第 9.3.6 節及第 9.4.6 節的評估結果(如圖 12-6)的中位數，如表 12-5 所述，此為水文地質模式評估中，以現今海平面為基準與海平面高度下降 20 m 及 120 m 下的結果。於不確定性案例中，水流相關參數則以拉丁超立體取樣(Latin Hypercube Sampling)法取樣，於 GoldSim 中，參數的機率分布被分為數個概率相同的區間，隨後，這數個區間被隨機排序，每次取樣依序自各區間取樣，以確保機率分布的均勻取樣(GoldSim Technology Group, 2014)；放射性核種自近場及遠場釋出之年釋出活度與第 12.2 節評估之參考群體的生物圈劑量轉換因子相乘，以評估放射性核種釋出至生物圈的輻射影響。

表 12-5：水流相關參數中位數

傳輸路徑	流動傳輸阻抗 [yr/m]	平流傳輸時間 [yr]	平流速度 [m/yr]	等效流率 [m ³ /yr]	等效初始通量 [m/yr]
Q1	1.84×10^7	9.07×10^2	3.78	7.84×10^{-5}	2.09×10^{-5}
Q2	2.07×10^7	1.06×10^3	2.98	4.11×10^{-5}	4.25×10^{-4}

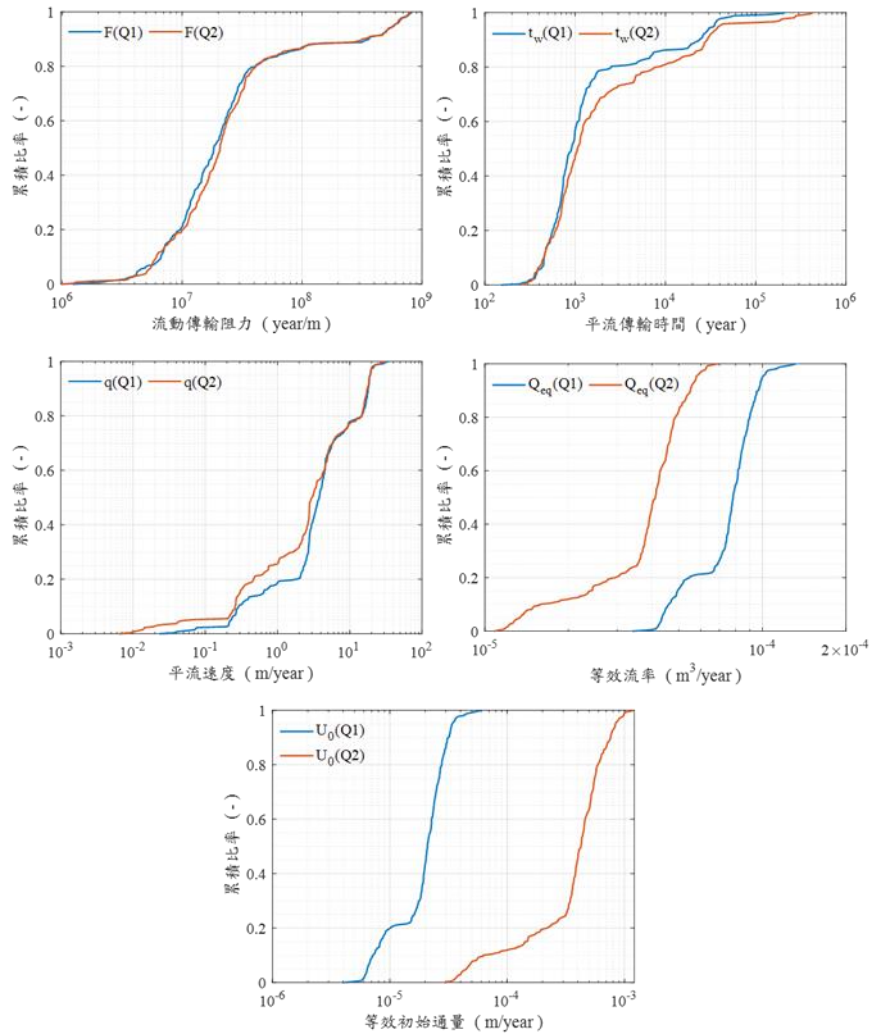


圖 12-6：水流相關參數的累積密度分布圖

註：將以現今海平面為基準與海平面高度下降 20 m 及 120 m 的評估結果總和為 1 個累積密度分布。

12.5.4 基本案例分析

根據第 11 章之分析結果，處置設施在基本演化中並不會因腐蝕作用而導致廢棄物罐失效，故不納入評估。

12.5.5 其他傳輸條件分析

假設緩衝材料於處置設施封閉後，立即於其中產生地下水平流條件，以廢棄物罐銅殼腐蝕深度最深的處置孔 DH-2110 為例，於處置設施封閉後 100 萬年時，該孔的腐蝕深度可能增加約 1.90×10^{-1} mm；經前述評估後，廢棄物罐仍可維持其圍阻安全功能，即「銅殼厚度大於 0 cm」，廢棄物罐未失效故不需要進行核種傳輸分析。

12.5.6 變異案例分析

於此案例中，假設 1 罐廢棄物罐於 10 萬年時，圍阻功能因地下水腐蝕作用而失效。在進行評估時，緩衝材料被地下水侵蝕，放射性核種主要隨地下水以平流的方式傳輸至母岩裂隙中；因此，放射性核種外釋主要藉由 Q1 路徑傳輸至遠場母岩裂隙中。本報告於此情節下，將分別評估確定性及不確定性案例之結果。

(1) 確定性案例

在確定性案例中，以現今海平面為基準時，近場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量如圖 12-7 所示，放射性核種自近場釋出之釋出率與生物圈劑量轉換因子相乘所得的輻射劑量即評估核種未經過地質圈遲滯，直接釋出至生物圈所導致的結果，可用以了解放射性核種釋出至母岩裂隙前的情況，與後續遠場釋出所造成年有效劑量相比後，可了解地質圈於處置設施中對放射性核種遲滯功能的貢獻。圖 12-7 中廢棄物罐圍阻安全功能失效後，早期所造成劑量歷線的尖峰曲線主要係 Nb-94 及 Cl-36 的存量以瞬時或腐蝕方式釋出所造成，這 2 種機制釋出的持續時間相較於安全評估時間尺度短，也較核種自燃料基質中連續釋出快，如表 8-1 及表 8-2

所示。此案例近場峰值總年有效劑量為 $2.92 \times 10^2 \mu\text{Sv/yr}$ ，主要劑量貢獻由 Pb-210 及 Ra-226 所致，Ra-226 的母核種 Th-230 之釋出率逐年上升，主要是因其母核種 U-238 於燃料中含量高，被溶解度限值限制其同位素(U-233、U-234、U-235 及 U-236)的釋出率。這也導致同位素之子核種的釋出率上升 (SKB, 2006b)，滋生且沉澱的 Th-230 產生 Ra-226，使 Ra-226 及 Pb-210 的年釋出劑量上升。Ni-59 的存量大多於廢棄物罐失效後的 1 千年內，以金屬腐蝕方式釋出(96%的存量)至廢棄物罐空腔水中，並沉澱於罐內；使其釋出後所造成的年有效劑量，在長時間下被溶解度限值限制，待罐內沉澱的 Ni-59 傳輸或衰變後，其所造成的年有效劑量即下降。

確定性案例中，以現今海平面為基準時，遠場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量如圖 12-8 所示。其中紅色虛線為劑量對應風險限值，風險限值為 10^{-6} ，輻射健康危害風險係數則採用 ICRP-60 所提出之數值，其值為 $7.30 \times 10^{-2} \text{Sv}^{-1}$ (ICRP, 1991)，則風險限值對應劑量約為 $14 \mu\text{Sv/yr}$ 。其中大多數放射性核種經過遠場後被有效地遲滯，峰值總年有效劑量為 $2.51 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，這是由於遠場母岩基質對這 2 個放射性核種的遲滯能力較低(分配係數皆為 0)。

確定性案例中，海平面高度下降 120 m 時，近場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量如圖 12-9 所示，其中峰值總年有效劑量為 $3.68 \times 10^2 \mu\text{Sv/yr}$ ，主要由 Pb-210 及 Nb-94 主導。相較於以現今海平面為基準時(圖 12-7)，Ra-226 釋出造成之年有效劑量下降，主要是因 Ra-226 在低離子強度的水中之溶解度限值較低(與以現今海平面為基準時相差約 3 個數量級)所致。海平面高度下降 120 m 時，遠場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量如圖 12-10 所示，其中，峰值總年有效劑量為 $3.38 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主要由 Cl-36 及 I-129 主導，評估結果與以現今海平面為基準時(即圖 12-8)相似。

(2) 不確定性案例

不確定性案例中，以拉丁超立體法對具不確定性的參數取樣，其 1 萬次實現值的近場平均年釋出活度，對生物圈參考群體所造成的平均年有效劑量，如圖 12-11 所示。其中峰值平均總年有效劑量為 $4.07 \times 10^2 \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Pb-210 及 Ra-226，而 Ni-59 的平均溶解度限值於此案例中較確定性案例高(如表 8-8 所示，確定性案例為 3.00×10^{-1} 及 $1.40 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^3$ ，不確定性案例的平均值為 2.36 mol/m^3)；因此，不確定性案例結果顯示，Ni-59 近場釋出所造成平均年有效劑量未被溶解度限值限制。遠場平均年釋出活度對生物圈參考群體所造成的平均年有效劑量，如圖 12-12 所示。其中峰值平均總年有效劑量為 $3.57 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，評估結果與確定性案例類似。圖 12-13 為遠場釋出活度對參考群體所造成平均、中位數及 95 百分位及 99 百分位的年有效劑量，可了解在此案例中考慮參數不確定性下，核種自處置設施釋出對生物圈所造成的輻射影響的可能範圍，其中 99 百分位下的峰值總年有效劑量為 $5.37 \mu\text{Sv/yr}$ 。

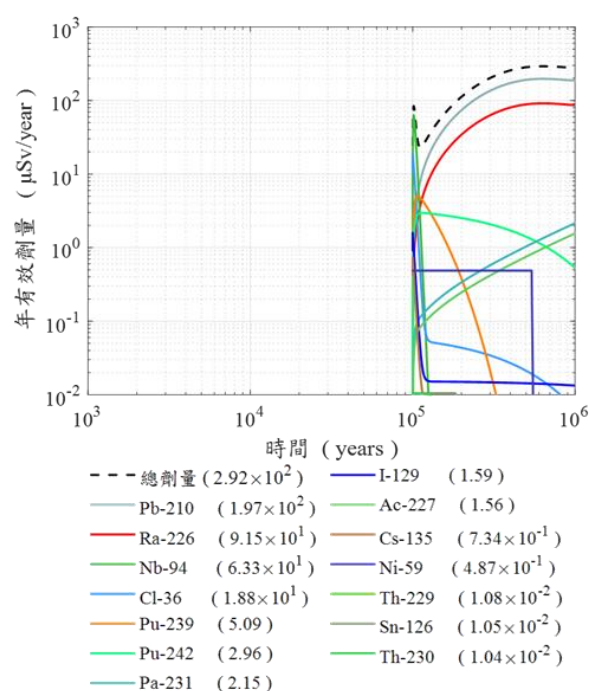


圖 12-7：腐蝕變異案例的近場年有效劑量(以現今海平面為基準)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

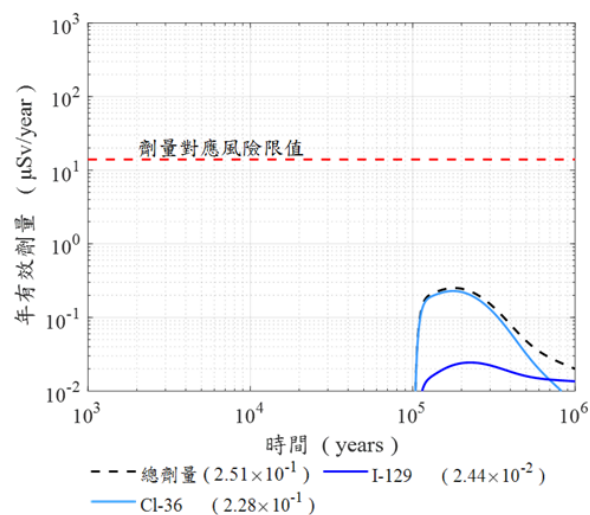


圖 12-8：腐蝕變異案例的遠場年有效劑量(以現今海平面為基準)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

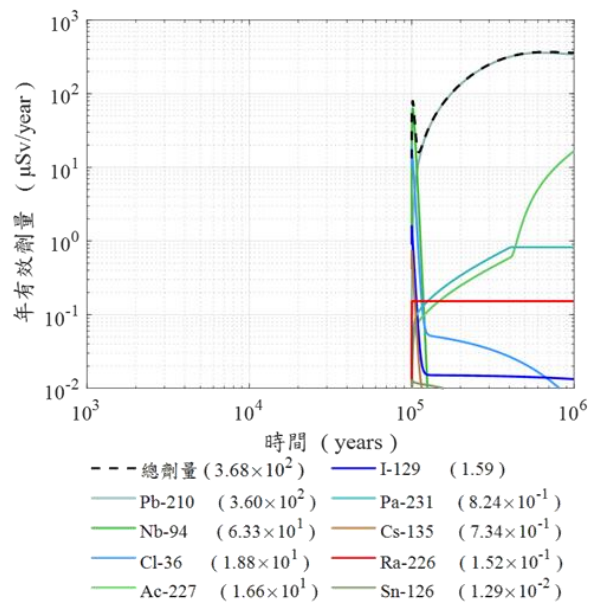


圖 12-9：腐蝕變異案例的近場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

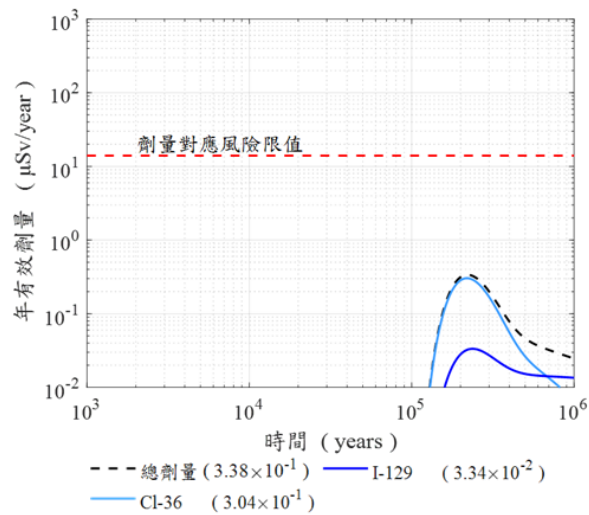


圖 12-10：腐蝕變異案例的遠場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

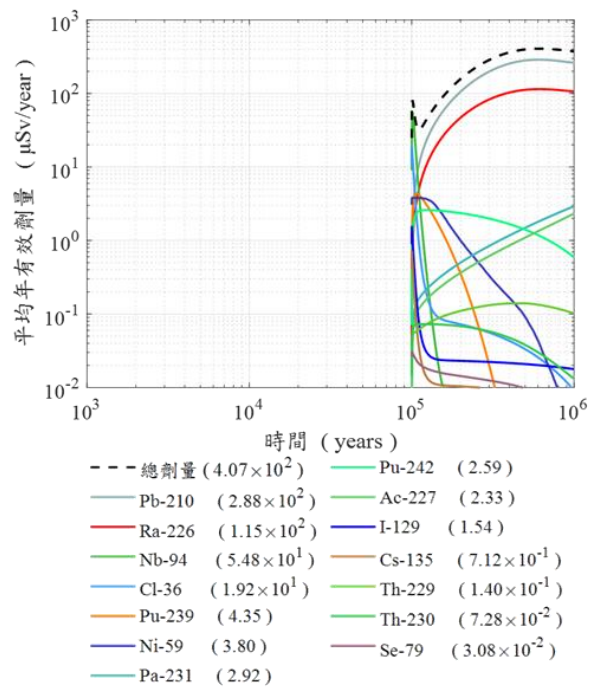


圖 12-11：腐蝕變異案例的近場平均年有效劑量

註 1：不確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為平均年有效劑量峰值(μSv/yr)。

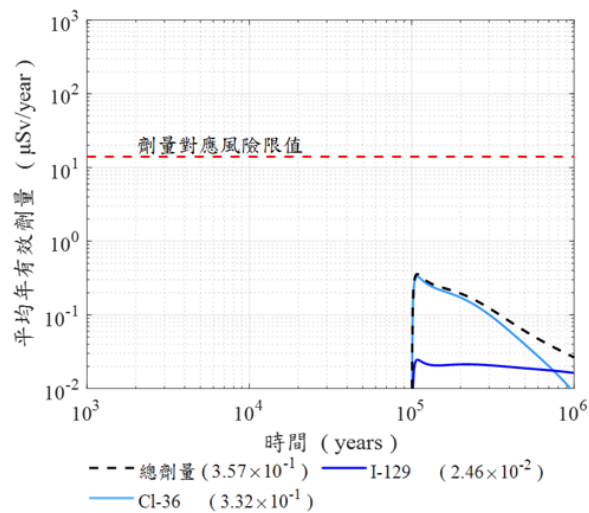


圖 12-12：腐蝕變異案例的遠場平均年有效劑量

註 1：不確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為平均年有效劑量峰值(μSv/yr)。

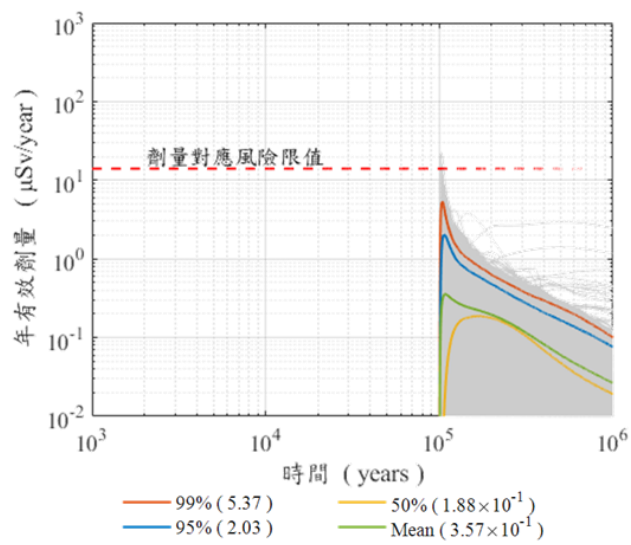


圖 12-13：腐蝕變異案例之各項年有效劑量

註 1：圖示包含腐蝕變異案例之遠場平均、中位數、95 及 99 百分位的年有效劑量。

註 2：括號內為年有效劑量峰值 (μSv/yr)，灰線為不同實現值下年有效劑量歷線。

12.5.7 小結

假設 1 罐廢棄物罐的腐蝕圍阻安全功能於 10 萬年時失效，且緩衝材料中增加平流條件，以確定性方法評估在不同海平面高度下，放射性核種自遠場釋出，造成生物圈參考群體的峰值總年有效劑量，分別為 $2.51 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ 及 $3.38 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種皆為 Cl-36 及 I-129，2 案例對生物圈參考群體的影響差異不大。根據現有參數進行不確定性評估，其中考慮障壁特性與放射性核種於障壁中的參數不確定性，以及地下水於遠場傳輸之不確定性，評估結果如圖 12-12 所示。99 百分位總年有效劑量為 $5.37 \mu\text{Sv/yr}$ ，其中部分極端情況下峰值總年有效劑量可能超過劑量對應風險限值 $14 \mu\text{Sv/yr}$ 。然而，根據現有的資料進行圍阻安全功能評估的結果，廢棄物罐圍阻安全功能不會於評估期間因腐蝕作用而導致失效。

12.5.8 解析模式計算

如第 12.4.4 節所述，簡化的解析模式可用來進一步確認近場及遠場核種傳輸數值模式之評估結果的正確性。

確定性案例中，以現今海平面為基準時近場放射性核種釋出所造成之年有效劑量的解析模式結果，如圖 12-14 所示，峰值總年有效劑量為 $4.01 \times 10^2 \mu\text{Sv/yr}$ ，與數值模式於同一數量級，主導的放射性核種為 Pb-210 及 Nb-94，整體歷線趨勢與數值模式的評估結果(圖 12-7)相比，Pb-210 及 Ra-226 在廢棄物罐失效的早期，有較高的年有效劑量，主要原因，如 12.4.4 節所述，於計算前述 2 種放射性核種釋出率時，假設其母核種完全沉澱於廢棄物罐中，並衰變為子核種，實際上，前述 2 種放射性核種的母核種在此案例下不會完全沉澱於罐內。Ni-59 釋出所造成之年有效劑量持續時間較數值模式短，如 12.4.4 節所述，主要是因解析模式中未考慮廢棄物罐空腔內，沉澱放射性核種的再溶解機制。Ac-227 未顯示於圖中，主要係因解析模式計算時未考慮其母核種衰變的活度貢獻。

確定性案例中，以現今海平面為基準時遠場放射性核種釋出所造成年有效劑量的解析模式結果，如圖 12-15 所示，其中波峰為根據瞬時釋出及金屬腐蝕釋出存量計算，峰值總年有效劑量為 $2.05 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，與數值模式於同一數量級，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，與數值模式的評估結果(圖 12-8)相比，解析模式波峰高度與數值模式評估接近，歷線尾部係由連續釋出存量所造成，解析模式也與數值模式之趨勢相近。

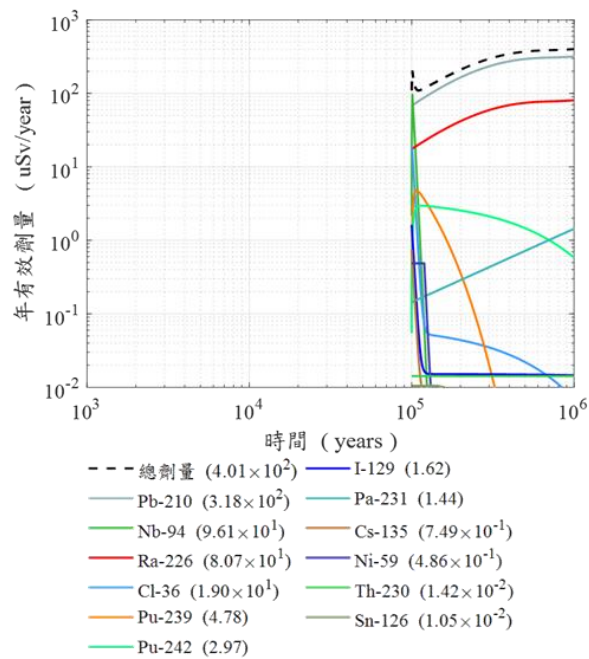


圖 12-14：以解析解計算的腐蝕變異案例的近場年有效劑量

註 1：以現今海平面為基準、確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值 ($\mu\text{Sv/yr}$)。

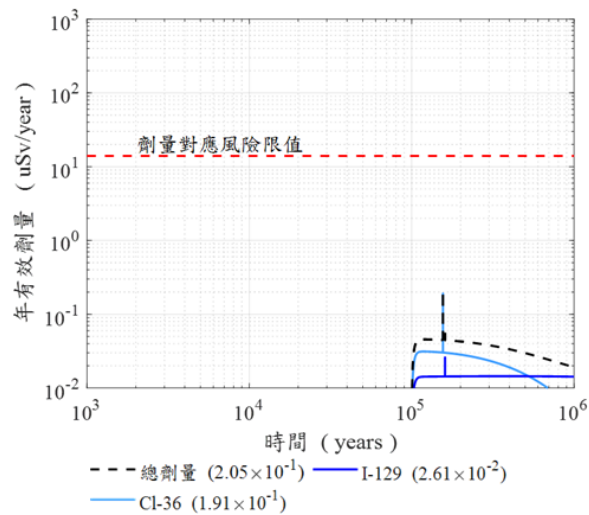


圖 12-15：以解析解計算的腐蝕變異案例的遠場年有效劑量

註 1：以現今海平面為基準、確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值 ($\mu\text{Sv/yr}$)。

12.5.9 敏感度分析

參數敏感度是以龍捲風圖評估，如圖 12-16 所示，圖中每個長條的範圍係以參數的下界(95.5 百分位)、中值(50.0 百分位)及上界(4.5 百分位)輸入模式中所求得的總年有效劑量峰值的範圍；於圖片繪製時，依據各輸入參數所得的評估結果的範圍，由上至下繪製，因此，最上方的長條即對應至評估結果範圍最大的輸入參數，而越下方，則其範圍越小，用以鑑別哪些輸入參數對評估標的有較大的影響。於評估中，以總年有效劑量峰值為評估標的，評估腐蝕變異案例不確定性案例的敏感性參數，評估結果如圖 12-16 所示。其中 Q1 路徑的流動傳輸阻抗影響最大，影響放射性核種於遠場母岩裂隙中的遷移及遲滯，越高的流動傳輸阻抗意味著越好的遲滯能力。由第 12.5.6 節中評估的遠場年有效劑量結果可知，Cl-36 及 I-129 主導峰值總年有效劑量；因此，2 者的瞬時釋出分率也有一定程度的影響；此外，Cl-36 屬於陰離子，其擴散至母岩基質中的能力取決於有效擴散係數及可用孔隙率，有效擴散係數較高時，可使更多的 Cl-36 進入母岩基質，使其釋出活度下降，反之則上升，然而這不是線性關係，放射性核種進入母岩基質後，仍可能重新進入母岩裂隙的地下水中。燃料基質溶解速率會改變每年自燃料基質釋出的量，主導遠場年峰值總有效劑量的放射性核種，Cl-36 及 I-129，2 者有高分率的量存在於基質中；因此，此速率也對評估標的有一定程度的影響。

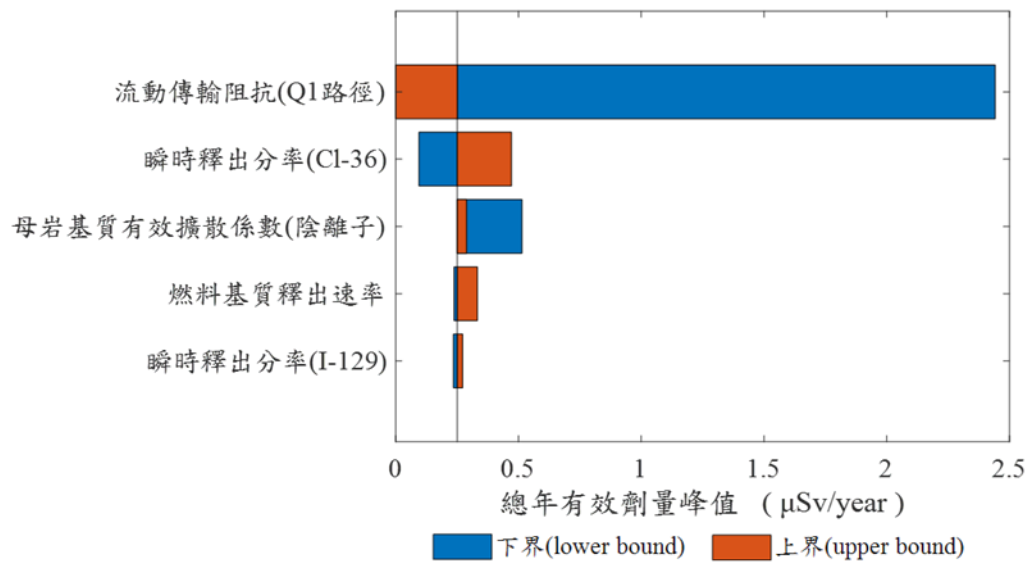


圖 12-16：腐蝕變異案例之遠場總年有效劑量峰值的龍捲風圖

12.6 廢棄物罐剪力失效情節量化評估

如第 11.8.1 節處置設施圍阻功能分析之分析結果所示，處置設施在臺灣地區斷層震源地震與散布式震源地震的影響下，可能會造成裂隙位移，並造成裂隙位移量的累積；假設若累積裂隙剪力位移量大於 5 cm，並與處置孔截切時，即可能使得廢棄物罐因剪力而失效，這也造成緩衝材料厚度減少 10 cm(SKB, 2011)，此時緩衝材料中物質主要的傳輸方式為擴散，緩衝材料尚保有遲滯的安全功能。廢棄物罐失效後，地下水會經由緩衝材料擴散進入廢棄物罐中，逐漸填滿廢棄物罐空腔，根據相關文獻(SKB, 2011)，放射性核種於廢棄物罐失效後的第 100 年開始，經緩衝材料擴散向外傳輸。若放射性核種遷移至母岩裂隙中，則以平流的方式於母岩裂隙中傳輸，經由地質圈傳輸至生物圈，造成潛在曝露群體的輻射劑量。

12.6.1 傳輸條件概念化

廢棄物罐剪力失效情節的傳輸示意圖如圖 12-17 所示。其中廢棄物罐圍阻安全功能失效後，即不具對放射性核種的遲滯能力，地下水進入廢棄物罐中，於廢棄物罐中的放射性核種則將如第 12.4.1 節所述，以 3 種機制釋出至廢棄物罐空腔中。放射性核種溶解至廢棄物罐空腔中的水，此時廢棄物罐外緩衝材料的遲滯安全功能完整；因此，溶於水中的放射性核種以擴散的方式自廢棄物罐空腔中傳輸至緩衝材料(B-1)中，並以擴散的方式，於廢棄物罐周圍緩衝材料及回填材料(即 B-1 至 B-4 及 BF-1)中傳輸。各元件的幾何相關參數如表 12-6 所述。緩衝材料 B-1 及回填材料 BF-1，分別與 Q1 及 Q2 釋出路徑連接，其中放射性核種釋出至母岩裂隙，由流經處置孔周圍或處置隧道底部的水流所主導，於評估模式中以等效流率(Q_{eq})做為近/遠場界面的連接參數，計算方式如式(9-4)，使用之數值如表 12-5 及圖 12-6 所示。緩衝材料中的放射性核種，以擴散方式經 Q1 路徑進入母岩裂隙中，此情況下的傳輸阻力集中於靠近裂隙處，以等效傳輸阻力封塞連接於緩衝材料/母岩裂隙界面間，可免於以區塊模式詳細模擬此情況

(Romero, 1995)。該傳輸阻力封塞的長度(P_L)及面積(P_A)以下述公式計算(SKB, 2010h)：

$P_L = \left[1 - 1.35 \log_{10} \left(\frac{b}{a} \right) + 1.6 \log_{10} \left(\frac{d}{a} \right) \right] b$	(12-12)
$P_A = \pi(2r_d)(2b)$	(12-13)

其中，

a = 與裂隙相接的區塊的高度，[m]；

d = 緩衝材料厚度，[m]；

P_A = 傳輸阻力封塞的面積，[m²]；

P_L = 傳輸阻力封塞的長度，[m]；

r_d = 處置孔半徑，[m]。

放射性核種於母岩裂隙中傳輸情況如第 12.4.2 節所述。

表 12-6：近場核種傳輸元件幾何

區塊編號	直徑 [m]	高度 [m]	附註
C-1	1.05	4.905	
B-1	1.75	5.00×10^{-1}	厚度為 2.50×10^{-1} m，模擬時於橫向等厚度分為 6 個區塊，各約 4.17 cm
B-2	1.75	4.405	模擬時於縱向分為 2 個區塊，上區塊為 1.00 m，下區塊為 3.405 m
B-3	1.75	5.00×10^{-1}	
B-4	1.75	1.50	模擬時於縱向分為 3 個等高度區塊，各為 5.00×10^{-1} m
BF-1	1.75	1.25	

註：為求幾何相關參數準確，表中有效位數可能大於 2 位。

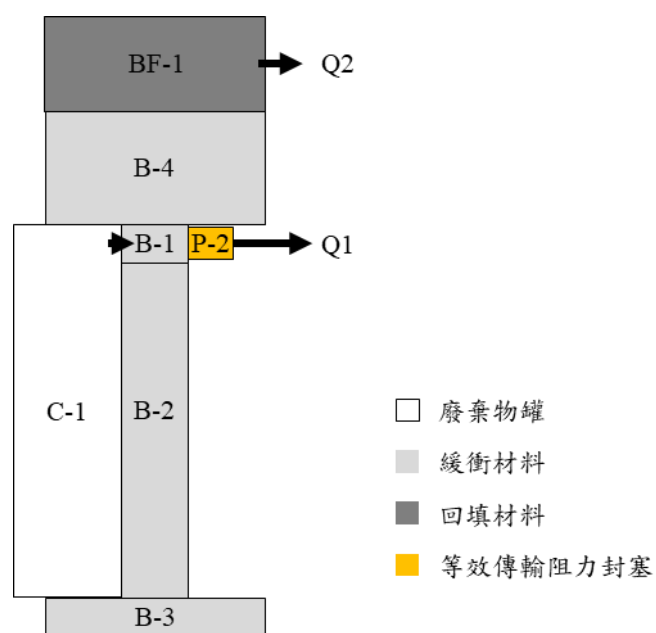


圖 12-17：剪力議題的近場模擬元件及釋出路徑

12.6.2 傳輸模式輸入參數

模擬放射性核種於各材質中傳輸的參數取自第 8.3 節。於確定性案例中，水流相關參數使用第 9.3.6 節及第 9.4.6 節的評估結果(如圖 12-6)的中位數，如表 12-5 所述；此為水文地質模式評估中，以現今海平面為基準與海平面高度下降 20 m 及 120 m 下的結果。於不確定性案例中，水流相關參數則以拉丁超立體法取樣；放射性核種自近及遠場釋出之年釋出活度，與第 12.2 節評估之參考群體的生物圈劑量轉換因子相乘，以評估放射性核種釋出至生物圈的輻射影響。

12.6.3 基本案例分析

根據第 9.4.5 節及第 11.7.2 節，以機率式方法評估廢棄物罐圍阻安全功能因剪力而失效的時間分布，統計結果共有 509 個失效時間，且廢棄物罐圍阻安全功能因剪力而失效的失效率隨封閉時間越久而增加，最早可能失效的時間為處置設施封閉後約 226,400 年，於安全評估時間尺度內(即處置設施封閉後 100 萬年內)處置設施廢棄物罐之剪力圍阻功能可能失效期望罐數約為 0.87 罐。於確定性案例中，假設 1 罐廢棄物罐之剪力圍阻安全功能，於最早可能失效時間(約 226,400 年)時失效；於不確定性案例中，考慮不同時間下廢棄物罐之剪力圍阻功能失效。

(1) 確定性案例

確定性案例中，以現今海平面為基準，近場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量，如圖 12-18 所示。其中峰值總年有效劑量為 $2.06 \mu\text{Sv/yr}$ ，早期主要由 Cl-36 及 I-129 主導，晚期時則由 Ra-226 主導。遠場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量，如圖 12-19 所示。其中峰值總年有效劑量為 $1.59 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主要由 Cl-36 及 I-129 主導，其餘放射性核種則於流經遠場母岩裂隙時被遲滯或衰變。

確定性案例中，海平面高度下降 120 m 時，近場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量，如圖 12-20 所示。其中，峰值總年有效劑量為 $9.57 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主要由 Cl-36

及 I-129 主導，與以現今海平面為基準相比，兩者於緩衝材料及回填材料中的擴散性皆較低(如表 8-9)，導致較低的峰值年釋出有效劑量；另一方面，Ra-226 及 Pu-242 等放射性核種在此條件下，於緩衝材料中具有較高的分配係數(如表 8-9)，導致較低的近場年釋出有效劑量。遠場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量，如圖 12-21 所示。其中峰值總年有效劑量為 $1.86 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主要由 Cl-36 及 I-129 主導，與以現今海平面為基準之劑量結果相比差異不大。

(2) 不確定性案例

不確定性案例中，有 509 次廢棄物罐剪力圍阻安全功能於安全評估時間尺度內失效，每次廢棄物罐剪力圍阻安全功能失效下，模擬 1 罐廢棄物罐失效，並以拉丁超立體法對參數取樣 100 次，因此，此案例的實現值為 50,900 次；此結果與安全評估時間尺度內廢棄物罐剪力圍阻安全功能可能的失效期望罐數相乘(8.72×10^{-1} 罐)，以得到平均年有效劑量。

近場平均年釋出活度對生物圈參考群體所造成的平均年有效劑量，如圖 12-22 所示。其中峰值平均總年有效劑量為 $5.28 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Ra-226，其母核種 Th-230 沉澱於廢棄物罐空腔中並滋生 Ra-226，導致 Ra-226 近場平均年釋出劑量逐漸上升。遠場平均年釋出活度對生物圈參考群體所造成的平均年有效劑量，如圖 12-23 所示。其中峰值平均總年有效劑量為 $3.29 \times 10^{-2} \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，其餘放射性核種於遠場傳輸時被遲滯，年有效劑量隨時間上升，主要是因廢棄物罐失效率於評估時間晚期較高(如圖 9-56)，且主導的放射性核種為長半化期者所導致。圖 12-24 為遠場釋出活度對參考群體所造成平均、中位數、95 百分位及 99 百分位的年有效劑量，此評估中對各參數取樣 1 萬次，廢棄物罐失效時間的不確定性被納入不確定性取樣，而廢棄物罐失效罐數為上述失效期望罐數，在 99 百分位下的峰值總年有效劑量為 $1.57 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ 。

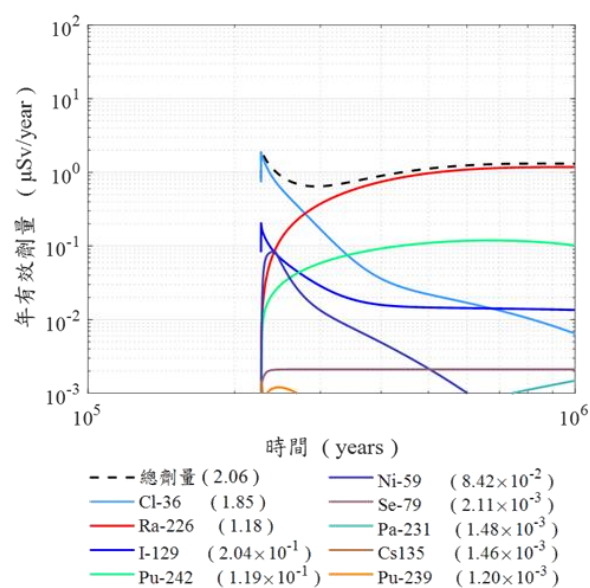


圖 12-18：剪力基本案例的近場年有效劑量(以現今海平面為基準)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

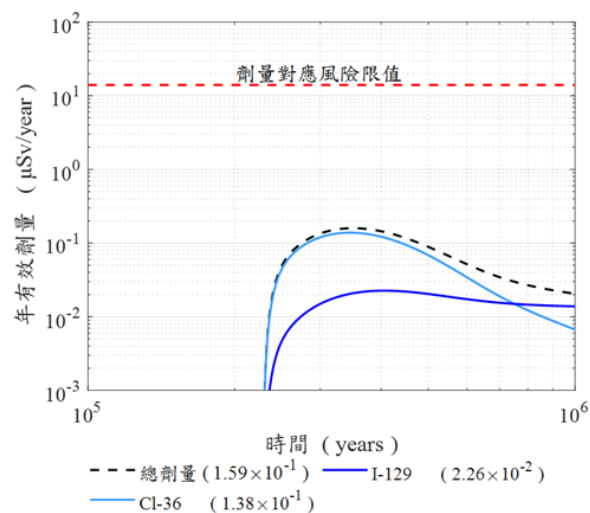


圖 12-19：剪力基本案例的遠場年有效劑量(以現今海平面為基準)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

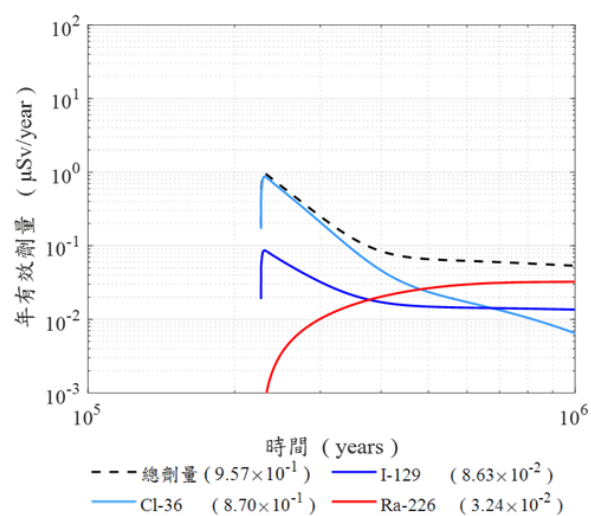


圖 12-20：剪力基本案例的近場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

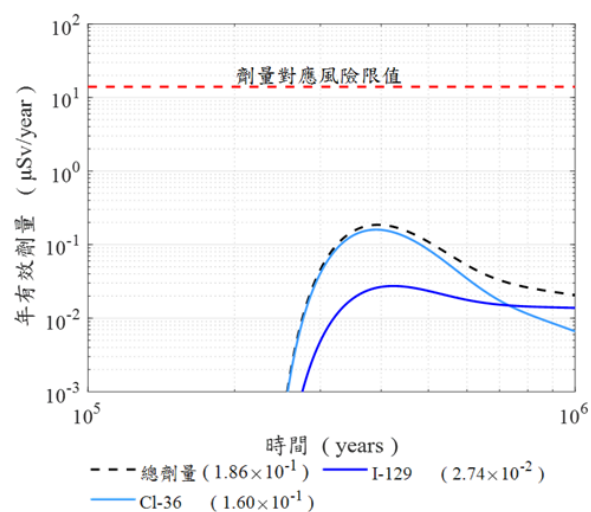


圖 12-21：剪力基本案例的遠場年有效劑量(海平面高度下降 120 m)

註 1：確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

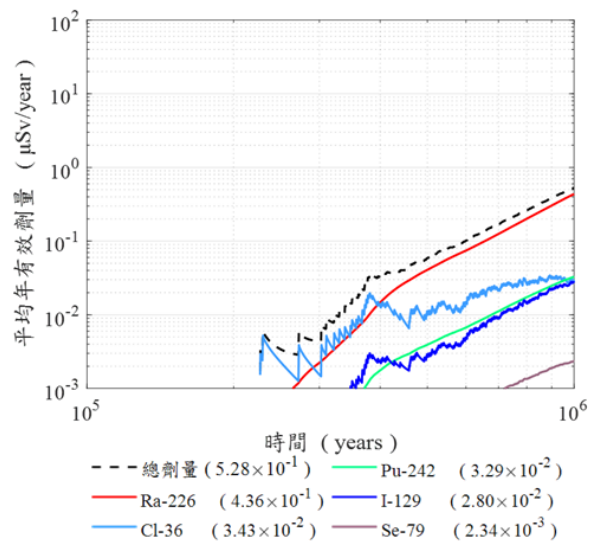


圖 12-22：剪力基本案例的近場平均年有效劑量

註 1：不確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為平均年有效劑量峰值(μSv/yr)。

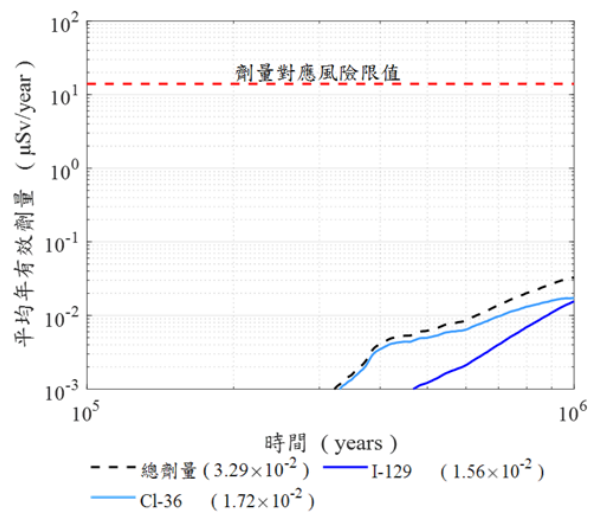


圖 12-23：剪力基本案例的遠場平均年有效劑量

註 1：不確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為平均年有效劑量峰值(μSv/yr)。

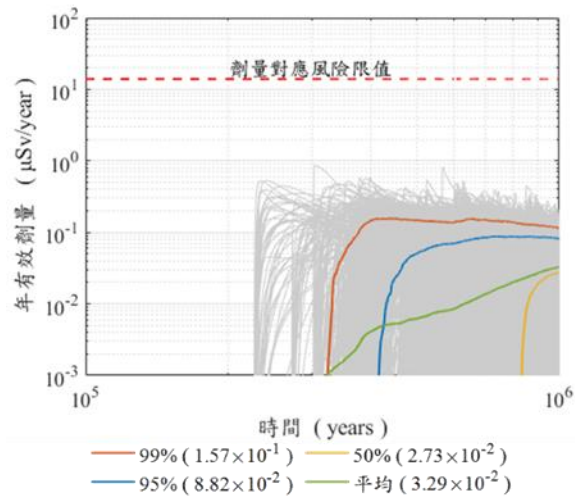


圖 12-24：剪力基本案例之各項年有效劑量

註 1：圖示包含剪力變異案例之遠場平均、中位數、95 及 99 百分位的年有效劑量。

註 2：括號內為年有效劑量峰值($\mu\text{Sv}/\text{yr}$)，灰線為不同實現值下年有效劑量歷線

12.6.4 其他傳輸條件分析

於剪力情節確定性案例及不確定性案例的評估中，考慮了核種傳輸特性參數差異的影響。廢棄物罐對放射性核種遷移的遲滯能力，於評估中已被忽略，廢棄物罐周圍的緩衝材料，於基本案例中假設其厚度為 25 cm，於變異案例中，則忽略緩衝材料對放射性核種的遲滯能力，放射性核種自近場釋出及於遠場母岩裂隙傳輸的水流相關傳輸參數，如等效流率、流動傳輸阻抗(即平流傳輸時間)等。於不確定性案例中考慮了以現今海平面為基準與海平面高度下降 20 m 及 120 m 下可能的情況，目前尚未針對水流相關傳輸參數評估其受剪力位移的影響，因此，未直接考慮於目前案例的評估中。

12.6.5 變異案例分析

剪力位移可能導致母岩裂隙中的水流上升，並使緩衝材料受侵蝕而產生平流條件，即緩衝材料失去其遲滯功能。為評估此現象造成的影響，於剪力情節中假設緩衝材料遲滯安全功能，於廢棄物罐剪力圍阻安全功能失效後即不存在，其餘近場傳輸條件如第 12.5.2 節所述，並以不確定性方法進行評估。

近場平均年釋出活度對生物圈參考群體所造成的平均年有效劑量如圖 12-25 所示。其中峰值平均總年有效劑量為 $8.59 \times 10^1 \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Pb-210 及 Ra-226，與近場存在緩衝材料的結果相比(圖 12-22)，峰值平均年有效劑量上升約 176 倍，主要為等效流率的上升及缺少緩衝材料的吸附所致。如 Pb-210 平均年有效劑量顯著上升，若緩衝材料存在，則 Pb-210 被顯著吸附(其與緩衝材料及回填材料的平均分配係數約為 $1.05 \times 10^2 \text{ m}^3/\text{kg}$)。遠場平均年釋出活度對生物圈參考群體所造成的平均年有效劑量，如圖 12-26 所示。其中，峰值平均總年有效劑量為 $3.89 \times 10^{-2} \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，其餘放射性核種則於遠場傳輸時被遲滯。

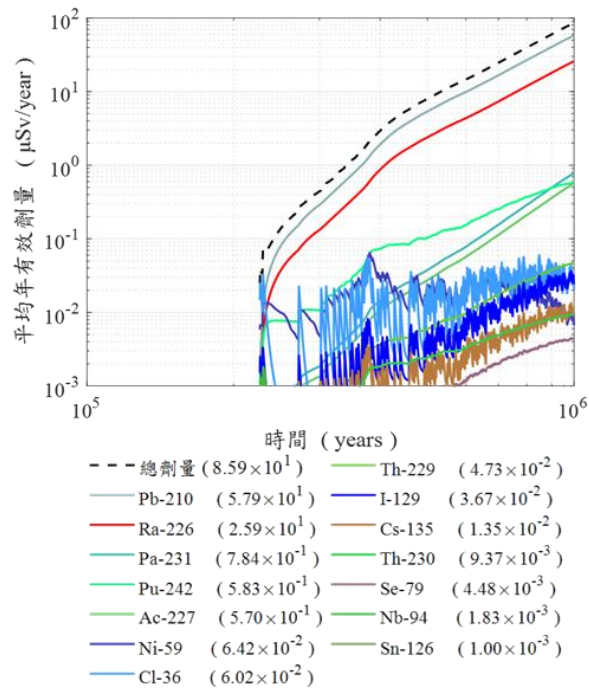


圖 12-25：剪力變異案例的近場平均年有效劑量

註 1：不確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為平均年有效劑量峰值(μSv/yr)。

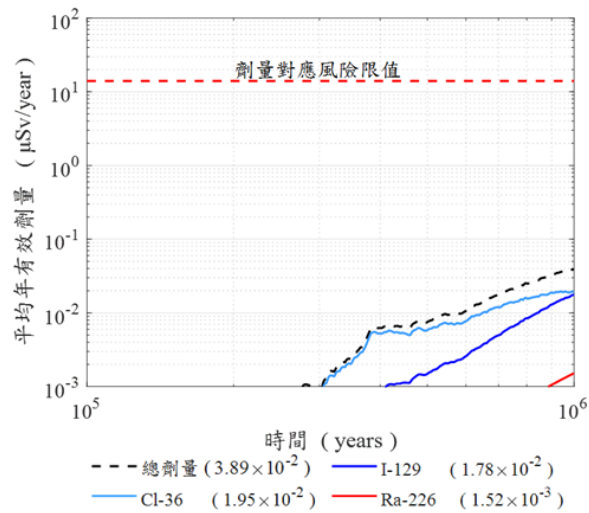


圖 12-26：剪力變異案例的遠場平均年有效劑量

註 1：不確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為平均年有效劑量峰值(μSv/yr)。

12.6.6 解析模式計算

如第 12.4.4 節所述，簡化的解析模式可用來進一步確認近場及遠場核種傳輸數值模式之評估結果的正確性。本章節以前述方式驗證剪力基本情節下以現今海平面為基準時的年有效劑量。

近場放射性核種釋出，所造成年有效劑量的解析模式結果，如圖 12-27 所示。峰值總年有效劑量為 $1.90 \mu\text{Sv/yr}$ ，與數值解於同一數量級，於廢棄物罐圍阻功能失效早期，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，晚期則為 Ra-226，與數值模式評估結果相同，在歷線趨勢方面，與數值模式評估結果(圖 12-18)相比，主導總年有效劑量之放射性核種歷線趨勢皆相近。

遠場放射性核種釋出，所造成年有效劑量的解析模式結果如圖 12-28 所示。峰值總年有效劑量為 $1.54 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，結果與數值模式為同一數量級，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，與數值模式評估結果(圖 12-19)相比，解析模式波峰高度與數值模式評估結果接近，歷線尾部係由連續釋出存量所造成，解析模式也與數值解之趨勢相近。

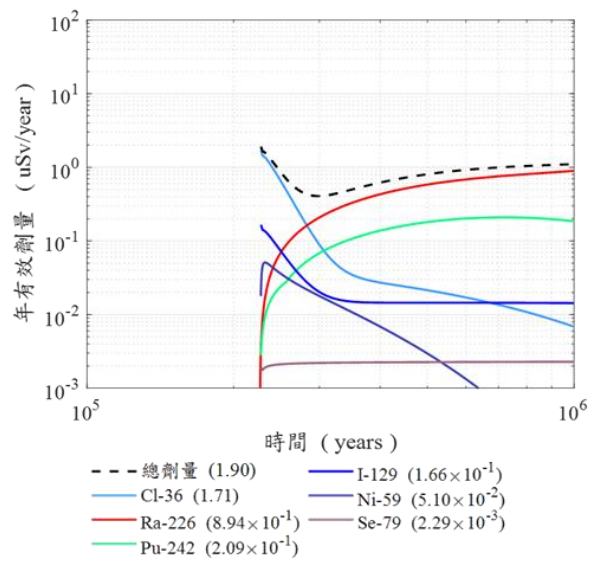


圖 12-27：以解析解計算的剪力基本案例的近場年有效劑量

註 1：以現今海平面為基準、確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值 ($\mu\text{Sv/yr}$)。

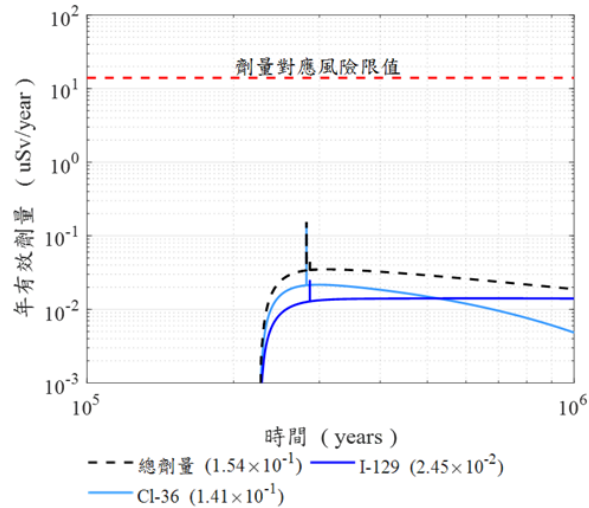


圖 12-28：以解析解計算的剪力基本案例的遠場年有效劑量

註 1：以現今海平面為基準、確定性案例。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值 ($\mu\text{Sv/yr}$)。

12.6.7 敏感度分析

參數敏感度評估方法如第 12.5.9 節所述，以總年有效劑量峰值為標的，評估剪力基本案例不確定性案例的敏感性參數，結果如圖 12-29 所示。其中，廢棄物罐圍阻安全功能的失效時間影響最大。於此情節中，Cl-36 及 I-129 主導遠場釋出造成之年有效劑量的峰值；因此，若失效時間較晚，則主要可令 Cl-36 於廢棄物罐中衰變至較低活度後釋出。溶解速率及兩者的瞬時釋得分率，也對評估標的有一定程度的影響。在其他條件相同時，較高的溶解速率或釋得分率，意味著圍阻功能失效時有較多的核種存量進入水中，兩者又易溶於水，因此，造成較高的年有效劑量。如同腐蝕情節敏感度的分析結果(第 12.5.9 節)，Q1 路徑的流動傳輸阻抗影響亦大。值得注意的是，以 95.5 百分位的 Q1 路徑的流動傳輸阻抗進行評估時，則 Q2 路徑的流動傳輸阻抗為中位數，導致放射性核種主要由 Q2 路徑釋出至母岩裂隙中。然而同 1 處置孔不同釋出路徑的流動傳輸阻抗，具有一定程度的相關性(如圖 12-30)；因此，參數敏感度分析的結果，未反應此情況對年有效劑量峰值的影響。

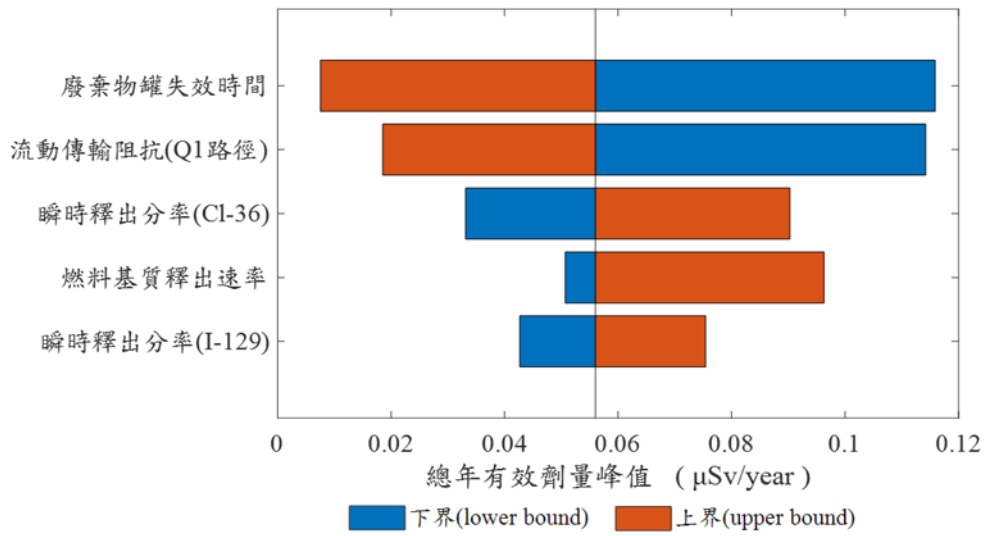


圖 12-29：剪力議題遠場總年有效劑量峰值的龍捲風圖

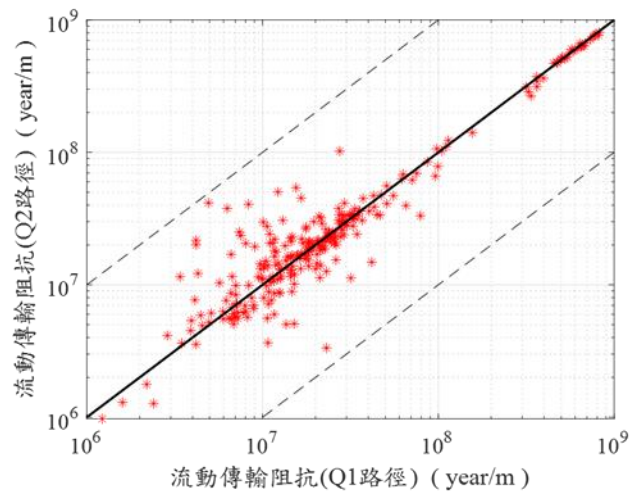


圖 12-30：各處置孔 Q1 及 Q2 路徑的遠場流動傳輸阻抗比較

註 1：虛線表示數值相比差異 10 倍。

註 2：以現今海平面為基準與海平面高度下降 20 m 及 120 m 條件下之分析結果。

12.7 假想情節分析

本章節論述假想的處置設施演化情節進行相關分析，分別包括(1)廢棄物罐初始失效、(2)放射性核種隨膠體傳輸及(3)氣相放射性核種傳輸情節等 3 種情況。

12.7.1 廢棄物罐初始失效案例

隨著工業技術及銲接方法的進展，根據相關文獻(SKB, 2011)之論述，認為廢棄物罐於一開始即存在有缺陷的機率很低。但因可由此失效模式評估燃料、廢棄物罐、緩衝材料及遠場母岩裂隙的遲滯能力，因此，本報告亦利用廢棄物罐初始失效情節設定分析案例進行相關的評估。

廢棄物罐初始失效情節之分析案例設定如下：

- (1) 假設有 1 廢棄物罐，於製造時即有 1 處具穿透廢棄物罐的小圓孔缺陷：

於此評估案例中，根據瑞典 SKB 之評估(SKB, 2010h)，假設廢棄物罐罐體中具有半徑(r_{defect})為 2×10^{-3} m 之圓孔，如要形成連續導水通道，需要耗費 1 千年以上；故於此案例中，保守假設廢棄物罐開始釋出放射性核種之時間(t_{delay})為處置設施封閉後 1 千年。廢棄物罐初始失效情節的近場傳輸示意圖，如圖 12-5 所示，其中廢棄物罐周圍為完整的緩衝材料。當廢棄物罐銅殼有 1 處具初始的微小缺陷時，地下水緩慢地填滿廢棄物罐中之空腔。當連續導水通道形成，則放射性核種溶於水由罐中以擴散的方式，緩慢帶出至緩衝材料。P-1 區塊為等效傳輸阻力封塞，連接於失效孔洞/緩衝材料界面間，可免於以區塊模式詳細模擬此情況，該傳輸阻力封塞的長度(P_L)及面積(P_A)，以下述公式計算(Romero, 1995)：

$P_L = \frac{r_{\text{hole}}}{\sqrt{2}}$	(12-14)

$P_A = \pi r_{\text{hole}}^2$	(12-15)

其中，

P_A = 傳輸阻力封塞的面積，[m²]；

P_L = 傳輸阻力封塞的長度，[m]；

r_{hole} = 初始缺陷半徑，[m]。

近場傳輸概念如剪力情節(第 12.6.1 節)所述。其中，B-1 區塊的緩衝材料於此案例中未被剪力擠壓，因此，厚度維持 35 cm。

- (2) 假設有 1 廢棄物罐於處置設施封閉後即失去其圍阻安全功能：

於此評估案例中，缺陷之面積(A_{defect})為 100 m²，即廢棄物罐銅殼缺陷對放射性核種不具遲滯能力。由於形成連續導水通道需耗時 100 年(SK B, 2010h)，因此，假設廢棄物罐開始釋出放射性核種之時間(t_{delay})，為處置設施封閉後 100 年，近場傳輸概念如剪力情節(第 12.6.1 節)所述，其中 B-1 區塊厚度維持 35 cm。

- (3) 假設有 1 廢棄物罐於處置設施封閉後即失去其圍阻安全功能，且廢棄物罐周圍緩衝材料中地下水為平流條件：

於此評估案例中，1 罐廢棄物罐於處置設施封閉後即形成連續導水通道，近場傳輸概念如腐蝕情節(第 12.5.2 節)所述。

- (4) 以案例(3)為基礎，忽略燃料的基質溶解及金屬腐蝕速率：

於此評估案例中，假設 1 罐廢棄物罐中，所有放射性核種存量於處置設施封閉後即瞬間進入罐內空腔水中，並以平流方式自廢棄物罐傳輸至母岩裂隙。

放射性核種於母岩裂隙中之傳輸情況如第 12.4.2 節所述，水流相關參數如表 12-5 所述。此情節中，以確定性方式評估，並使用以現今海平面為基準時的參數。

圖 12-31 為廢棄物罐初始失效案例(1)的近場年有效劑量，峰值總年有效劑量為 1.20×10^{-1} $\mu\text{Sv/yr}$ 。於失效早期主導的放射性核種為 C-14 及 Cl-36，2 者於廢棄物罐圍阻功能失效後，皆有部分存量(分別為

73.20%及 10.10%)以瞬時及金屬腐蝕方式，快速地進入廢棄物罐空腔的水中，且皆具有高溶解度及低分配係數，導致較高的年釋出活度；於失效晚期則由 Cl-36 及 I-129 主導。遠場年有效劑量如圖 12-32 所示，峰值總年有效劑量為 $5.69 \times 10^{-2} \mu\text{Sv/yr}$ ，主導的放射性核種為 Cl-36 及 I-129，其中於近場早期造成主要劑量貢獻的 C-14，經過母岩裂隙地下水傳輸、遲滯及衰變而降至低活度。

圖 12-33 為不同案例的遠場年有效劑量。其中，當廢棄物罐初始即具有 1 大的失效孔洞時，其峰值年有效劑量較案例(1)提升約 4.5 倍。當廢棄物罐周圍緩衝材料中地下水為平流條件時(即案例(3))，於廢棄物罐失效早期有較高活度的放射性核種傳輸至母岩裂隙中，並使遠場釋出時所造成的年有效劑量，有較長的時間維持在高水平的幅度。若同時忽略燃料的基質溶解及金屬腐蝕速率(即案例(4))，所有放射性核種存量直接進入廢棄物罐空腔的水中，其峰值年有效劑量較案例(1)提升約 60 倍。其中，部分放射性核種因高濃度而沉澱於罐內水中並衰變(如 U 的同位素等)，而易溶的放射性核種(如 Cl-36 及 I-129 等)，早期即以高活度釋出至母岩裂隙，直到其溶於水中的存量傳輸完，此案例中不考慮燃料基質的持續釋出，因此，遠場年釋出活度歷線與其他案例相比，於晚期時快速下降。圖中星號表示處置設施中，廢棄物罐在相同條件下失效可能導致的峰值年有效劑量及發生時間；前述劑量即各案例的峰值年有效劑量與處置設施廢棄物罐總量(2,571 罐)相乘。若廢棄物罐中燃料仍保有基質溶解及金屬腐蝕機制，則處置設施在此情節中的假設條件下，所造成的年有效劑量於安全評估時間尺度內，低於天然背景輻射(1.62 mSv/yr)。

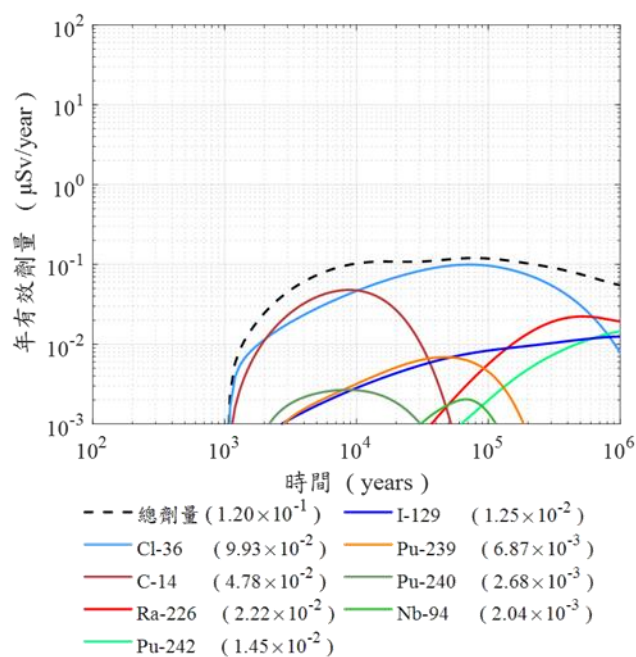


圖 12-31：廢棄物罐初始失效案例(1)的近場年有效劑量

註：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值 (μSv/yr)。

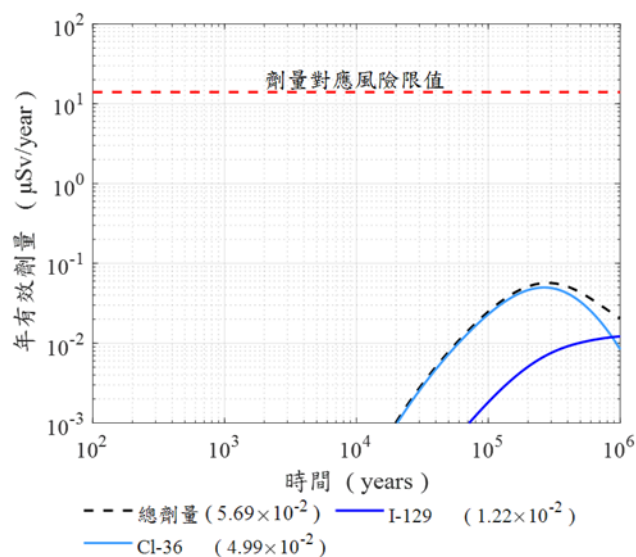


圖 12-32：廢棄物罐初始失效案例(1)的遠場年有效劑量

註：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值 (μSv/yr)。

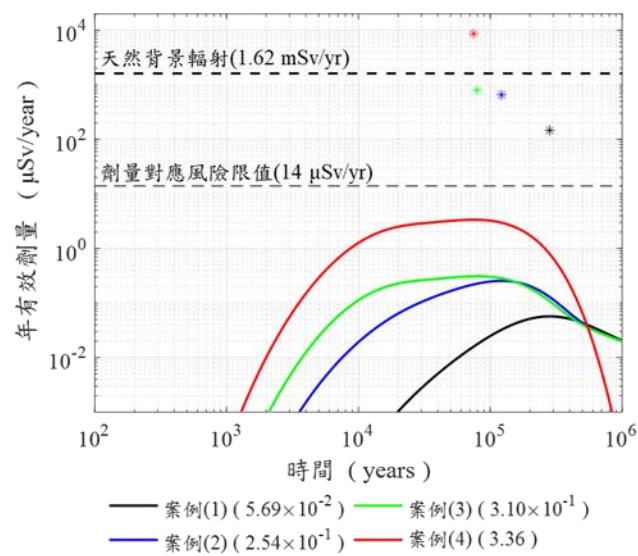


圖 12-33：廢棄物罐初始失效案例(1)至(4)的遠場年有效劑量

註：括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)，星號為各案例中 2,571 罐廢棄物罐皆失效時的峰值年有效劑量及發生時間。

12.7.2 放射性核種隨膠體傳輸案例

如第 9.3.11 節所述，緩衝材料在受侵蝕的過程中可能會產生膠體，膠體之親水性高，易隨地下水流傳輸並具有可觀的吸附表面積；放射性核種於母岩裂隙中傳輸時，母岩的基質擴散可遲滯於裂隙地下水中核種的傳輸，若放射性核種和膠體的親和力很高，膠體即可能做為載體吸附放射性核種，加速放射性核種的傳輸。此現象尤其對原本溶解度較低、不易隨地下水流傳輸的放射性核種來說，是必須探討的傳輸機制。因此，本報告亦利用放射性核種隨膠體傳輸情節設定分析案例進行相關的評估。

為評估膠體促進遠場放射性核種傳輸的影響，於遠場核種傳輸中母岩基質的有效擴散係數(D_e)及遲滯因子(R_p)，以下述公式計算值替換(SKB, 2010h)：

$D_{e,app} = \frac{D_e}{1 + m_c K_c}$	(12-16)
$R_{p,app} = \frac{R_p}{1 + m_c K_c}$	(12-17)

其中，

$D_{e,app}$ = 表觀(apparent)母岩基質有效擴散係數，[m²/yr]；

K_c = 元素與緩衝材料膠體的分配係數，[m³/kg]；

m_c = 緩衝材料膠體濃度，[kg/m³]；

$R_{p,app}$ = 表觀母岩基質遲滯因子，[-]。

根據上述公式，若放射性核種越易吸附於緩衝材料膠體或膠體濃度越高，則放射性核種越不易被母岩基質所遲滯。於評估中，假設母岩裂隙中緩衝材料膠體的濃度為 10 kg/m³，此濃度經評估為保守值(SKB, 2010m)。

以廢棄物罐腐蝕失效情節的變異案例(以現今海平面為基準)為基礎，若於遠場母岩裂隙中考慮濃度為 10 kg/m³的緩衝材料膠體，遠場年釋出活度對生物圈參考群體所造成的年有效劑量，如圖 12-34 的

右側所示。峰值總年有效劑量為 $2.63 \times 10^{-1} \mu\text{Sv/yr}$ ，其中與未考慮膠體促進傳輸時(如圖 12-34 的左側)相比，Pb-210、Sn-126、Th-229 及 Th-230 釋出所造成的年有效劑量上升，主要是因這些放射性核種與緩衝材料間有高的分配係數，以及釋出所造成近場年有效劑量較高所致；相反的，Cl-36 及 I-129 與緩衝材料間不具分配係數，因而不受影響。

於本節中，探討放射性核種吸附於膠體上之傳輸計算，忽略了可能降低膠體本身傳輸之機制，如裂隙對膠體之遲滯、裂隙對膠體之過濾及膠體之沉降等，以較保守的方式評估膠體可能對核種釋出率之影響。

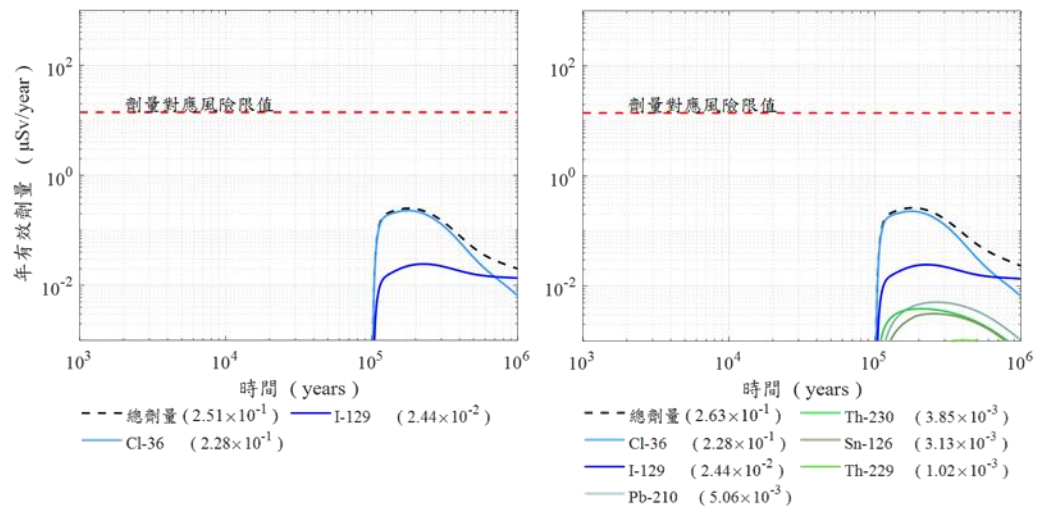


圖 12-34：腐蝕變異案例之緩衝材料膠體的遠場年有效劑量

註 1：0 m 海平面高度下遠場考慮(右側)及未考慮(左側) 10 kg/m^3 濃度之分析結果。

註 2：圖例依照年有效劑量由高至低、由左至右排列，括號內為年有效劑量峰值(μSv/yr)。

12.7.3 氣相放射性核種案例

本節描述的 FEPs 因子：放射性核種藉由氣體的傳輸(TWBU26)、(TWBfT22)、氣相中的放射性核種傳輸(TWGe25)相關之氣相中的放射性核種傳輸。

處置設施封閉後，若廢棄物罐具有缺陷，則鑄鐵內襯可能隨著地下水的入侵產生厭氧腐蝕，進而產生氫氣。由於飽和膨潤土緻密的特性，造成氫氣不易向外擴散傳輸而蓄積，當氫氣累積速率高於其在緩衝材料之擴散傳輸速率時，氣相即會產生，氣體壓力累積上升。如前所述，氣體只有在緩衝材料保持完整時才有蓄積的可能，在廢棄物罐腐蝕失效的情節中，由於緩衝材料已受到一定程度的侵蝕，因此，不會有氣體蓄積的情況發生，鑄鐵內襯產生的氫氣將溶解於地下水中，經由平流的方式進行傳輸。

根據相關文獻(SKB, 2003)，假設膨潤土在內部壓力大於 20 MPa 時，氣體突破緩衝材料產生氣體通道以釋出。氣體快速排空，使氣體壓力小於 10 MPa 時，則氣體通道會閉合，氣體重新累積，不會因突破現象而產生永久性的通道；但若下降後之氣體壓力還是大於 10 MPa，則氣體以和氣體產生速率相同的速率持續釋出，氣壓維持於近似穩態，但氣體通道之幾何結構不穩定且易變動；在此情形下，這些氣體通道可能成為氣相放射性核種(如 C-14 及 Rn-222)傳輸的捷徑，使其以高於水相傳輸的速度遷移至地表的生物圈中。

突破現象發生的時間由銅殼失效的時間及鑄鐵內襯的腐蝕速率所決定。氣體蓄積至內部壓力大於 20 MPa，突破緩衝材料釋出時，根據相關文獻(SKB, 2011)約會有廢棄物罐內一半的氣體，帶著氣相放射性核種瞬時釋出，緩衝材料或地質圈均無法對其有明顯的遲滯作用；保守假設一個廢棄物罐中所有的 C-14 及 Rn-222 皆為氣相，進入鑄鐵內襯腐蝕產生之氣體中；因此，此時 C-14 及 Rn-222 有一半存量隨著釋出至地表。另一半存量則與之後持續產生的氣體一起釋出；但由於影響較不顯著，因此，認為其可忽略。

根據評估，若此瞬時釋出發生在封閉後的第 1 萬年，則 C-14 及 Rn-222 的釋出量約分別為 11 GBq 及 4.69 GBq；若此瞬時釋出發生在封閉後的第 10 萬年，則 C-14 及 Rn-222 的釋出量約分別為 1.98×10^{-4} GBq 及 35.91 GBq。

釋出的 C-14 可能以甲烷(CH₄)或二氧化碳(CO₂)的形式存在(SKB, 2006d)；前者可能直接釋出至大氣之中，或經由有機體的氧化作用，最終亦會轉化成二氧化碳。若為直接釋出至大氣之甲烷，應不會被生物圈的有機體所利用，若經有機體轉化為二氧化碳之甲烷或二氧化碳，則其對生物圈的影響可被生物圈評估模式所涵蓋；另一方面，Rn-222 則為惰性氣體，不會進行化學反應。

綜上所述，於評估中考量吸入及攝入氣相傳輸之 C-14 所造成的輻射劑量影響，以及吸入氣相傳輸之 Rn-222 所造成的輻射劑量影響。

於生物圈中的輻射影響後果評估方法係根據瑞典 SKB 報告(SKB, 2006d；SKB, 2006c)，C-14 應以吸入或攝入造成輻射曝露，而 Rn-222 僅因吸入造成輻射曝露；評估中，C-14 及 Rn-222 自廢棄物罐釋出活度如前述，其餘參數皆參考瑞典 SKB 報告(SKB, 2006d)，如表 12-7 至表 12-9 所示，求得釋出首年所造成的年有效劑量，再除以 50 年得到所造成年平均壽命風險(Annual Mean Life Time Risk)，結果如表 12-10，其中 Rn-222 於吸入(室內)所造成的輻射劑量結果最高，約為 6.56 μ Sv/yr；世界衛生組織(World Health Organization, WHO)建議室內氬氣濃度參考水平為 300 Bq/m³，所對應之年有效劑量約為 10 mSv/yr(WHO, 2009)，而此案例計算之結果不超過此參考水平。

表 12-7：氣體釋出案例評估基本參數

混合層高度 [m]	風速 [m/s]	釋出區域面積 [m ²]
2.00×10 ¹	2	1.00×10 ⁴
參考文獻	SKB, 2006d	

表 12-8：氣體釋出案例中評估 C-14 攝入的輻射劑量結果所用參數

空氣中碳含量 [g/m ³]	每克C-12中所含C-14活度造成有效劑量 [μSv/(Bq C-14/g C-12)]	釋出面積折損係數 [-]
1.30×10 ⁻¹	5.29×10 ¹	1.00×10 ⁻¹
參考文獻	SKB, 2006d	

表 12-9：氣體釋出案例中評估 C-14 及 Rn-222 吸入的輻射劑量結果所用參數

核種	位置	吸入率 [m³/yr]	劑量因子 [Sv/Bq]	住宅體積 [m³]	住宅面積 [m²]	通風率 [h ⁻¹]	占用因子 [-]
C-14	室內	8.10×10³	6.20×10 ⁻¹²	1.00×10³	1.00×10²	2	5.00×10 ⁻¹
	室外			-			
核種	位置	吸入劑量因子 [(μSv/yr)/(Bq/m³)]		住宅體積 [m³]	住宅面積 [m²]	通風率 [h ⁻¹]	占用因子 [-]
Rn-222	室內	3.20×10 ¹		1.00×10³	1.00×10²	2	5.00×10 ⁻¹
	室外	4.70×10 ¹		-			
參考文獻		SKB, 2006d					

表 12-10：氣體釋出案例所造成年平均壽命風險

路徑	放射性核種	
	C-14	Rn-222
攝入(μSv/yr)	3.97×10 ⁻²	-
吸入(室外)(μSv/yr)	4.90×10 ⁻⁵	1.50×10 ⁻¹
吸入(室內)(μSv/yr)	3.20×10 ⁻³	6.56

12.8 風險總和

根據第 11 章的說明，在設計基準演化情節中，處置設施於安全評估時間尺度內，以機率性方式評估廢棄物罐圍阻安全功能的抗剪力 (Can3) 失效，失效期望數約為 0.87 罐。圍阻安全功能失效時，緩衝材料的遲滯安全功能可能保持完整或失效，第 12.6 節針對前述圍阻及遲滯功能條件的組合進行評估，評估後的平均年有效劑量歷線與輻射健康危害風險係數 ($7.30 \times 10^{-2} \text{Sv}^{-1}$) 相乘後的結果如圖 12-35。其中在緩衝材料平流條件下，遠場釋出對生物圈參考群體造成的峰值年風險較高 ($2.84 \times 10^{-9} \text{yr}^{-1}$)，低於風險法規限值 (10^{-6}yr^{-1}) 約 2 個數量級。放射性核種釋出造成的年風險，於評估時間尺度內逐漸上升，主要是因為主導年風險之放射性核種 (Cl-36 及 I-129)，為長半化期 (分別為 $3.01 \times 10^5 \text{yr}$ 及 $1.57 \times 10^7 \text{yr}$) 核種，且廢棄物罐圍阻安全功能於評估期間內，因剪力導致之失效率會隨時間上升 (如圖 9-56 所示)。

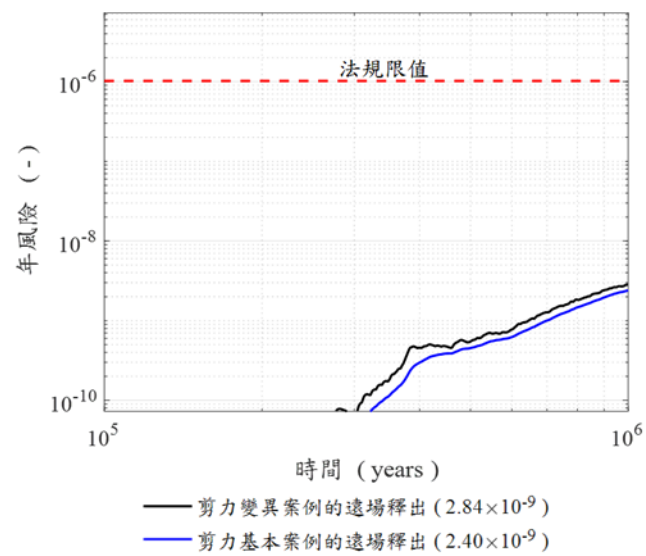


圖 12-35：處置設施所造成之年風險

註：括號內為年風險峰值(-)。

12.9 風險評估不確定性分析

放射性核種傳輸中考慮了參數的不確定性，廢棄物罐圍阻安全功能 Can3 失效，且廢棄物罐周圍遲滯功能狀況完好時，放射性核種釋出對參考群體所造成的年有效劑量歷線，如圖 12-24 所示。其中，考慮放射性核種存量、釋出速率、障壁材質特性，以及放射性核種於不同材質中的參數不確定性，以及放射性核種於遠場母岩裂隙傳輸條件的不確定性，99 百分位的年有效劑量峰值約較平均年有效劑量高約 5 倍。遠場水流相關參數中的流動傳輸阻抗(F)及平流傳輸時間(t_w)具有相關性，且水流相關參數應隨時間改變，前述現象尚未納入考量；於評估中，以失效的期望罐數描述圍阻安全功能 Can3 的失效情況，失效評估中考慮的假設及影響於第 14.3.1 節說明。

在情節不確定性方面，Can3 圍阻安全功能失效時，廢棄物罐周圍緩衝材料遲滯功能的不確定性，造成放射性核種釋出對參考群體所造成年風險如圖 12-35，在目前的情況下峰值差異不大(約 1.2 倍)。放射性核種傳輸模式對風險評估的不確定性方面，則已於第 12.5.8 節及第 12.6.6 節與解析解比較，驗證核種傳輸評估結果的正確性。

生物圈評估了 9 種潛在曝露群體的生物圈劑量轉換因子(表 12-4)，若將此不確定性納入考慮，以 Can3 圍阻安全功能失效，且廢棄物罐周圍緩衝材料平流條件案例為例，該案例放射性核種自遠場釋出，對生物圈不同潛在曝露群體所造成之年風險如圖 12-36。其中，會對蔬果類農耕群體造成最高的年風險峰值(4.59×10^{-9})，較參考群體高約 1.6 倍。各放射性核種釋出至生物圈對蔬果類農耕群體所造成年風險，如圖 12-37。與圖 12-26 相比可知，主導年有效劑量或風險皆為 Cl-36 及 I-129；因此，此差異主要是前述 2 個放射性核種，於生物圈被不同潛在曝露群體攝取之情況不同所致。

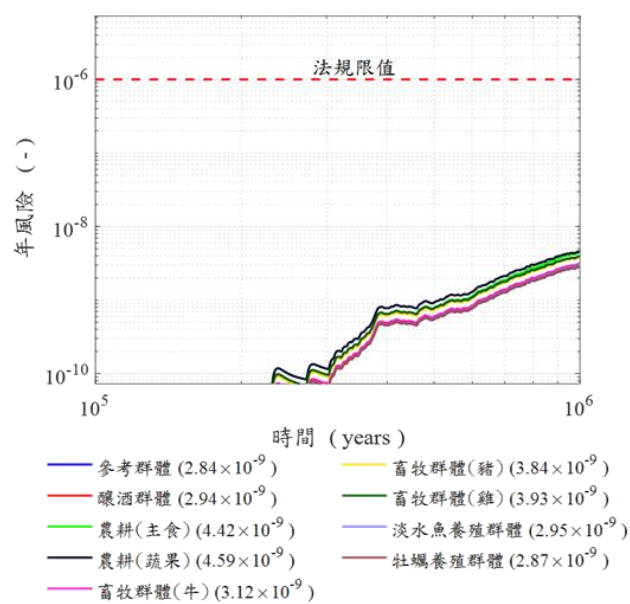


圖 12-36：剪力變異案例遠場釋出對潛在曝露群體所造成的年風險

註 1：不確定性案例。

註 2：括號內為年風險峰值(-)。

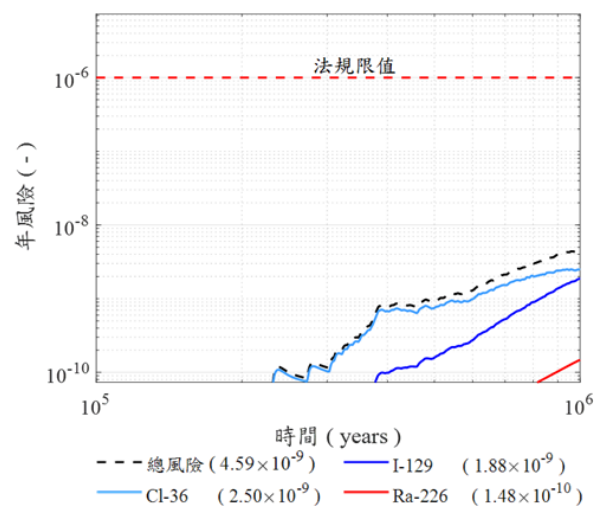


圖 12-37：剪力變異案例遠場釋出對蔬果類農耕群體造成之年風險

註 1：不確定性案例。

註 2：圖例依照年風險由高至低、由左至右排列，括號內為年風險峰值(-)。

12.10 遲滯功能分析之結論

一般而言，瞬時釋出率相對較高的核種較易溶於水，並於緩衝材料與回填材料及母岩裂隙中移動，如 Cl-36 於圍阻功能失效後，有 8.6% 會瞬時釋出；由於其於水中有非常高的溶解率，且不易被緩衝材料與回填材料及母岩基質吸附，因此，容易於多重障壁中移動。另一方面，鈾完全鑲嵌於燃料基質中，具有低的溶解度並被緩衝材料與回填材料及母岩緊密吸附；另外鈾、鈾及鈾也與鈾有相同的性質。

第 12.7.1 節評估了早期圍阻安全功能失效時的近場障壁遲滯能力，於相同的遠場水流條件下，廢棄物罐圍阻功能失效時的失效尺寸，影響放射性核種釋出至生物圈所造成參考群體的峰值年有效劑量。如廢棄物罐初始失效案例(1)及案例(2)相比，小的失效尺寸可有效的減少放射性核種的釋出；若緩衝材料中地下水產生平流條件，則失效早期有較高的年釋出活度，所致遠場峰值年有效劑量與緩衝材料擴散條件下的差異不大，但於失效早期導致高的年有效劑量。燃料的溶解及金屬的腐蝕幫助放射性核種存量於圍阻功能失效後，以低分率的方式緩慢釋出至水中。完全鑲嵌於燃料基質中的元素(如鈾)，於水中的溶解度限值相對較低，在不考慮燃料溶解及金屬腐蝕機制下，仍被限制於廢棄物罐中，即前述機制對此類放射性核種的釋出影響較小；反之，瞬時釋出率相對較高的 Cl-36，若不考慮前述機制，則存量可被完全溶解，導致早期的大量釋出。整體而言，案例(4)的遠場峰值年有效劑量較其他案例高約一個數量級。

放射性核種由近場釋出後進入遠場母岩裂隙，不被母岩基質吸附的放射性核種不易被遲滯(如 I-129 及 Cl-36 等)，但前述放射性核種於近場年有效劑量歷線的早期脈衝波型，於遠場傳輸時因延散或基質擴散而被降低。反之，易被母岩基質吸附的放射性核種經遠場傳輸後被遲滯，若緩衝材料膠體存在(即第 12.7.2 節評估內容)，則可促進易吸附於緩衝材料的放射性核種於遠場母岩裂隙中傳輸，並使釋出率上升。以廢棄物罐初始失效案例(1)為例，將近場及遠場釋出相比，經遠場母岩裂隙傳輸約可降低 46% 的峰值總年有效劑量。

12.11 敏感度分析方法之結論

腐蝕情節及剪力情節的參數敏感度分析結果，已於第 12.5.9 節及第 12.6.7 節說明。其中，2 個情節皆顯示遠場的流動傳輸阻抗對遠場釋出時所造成的年有效劑量峰值，有高度的影響；越高的流動傳輸阻抗，可有效降低年有效劑量峰值。以腐蝕情節為例，以流動傳輸阻抗的下界及上界值進行評估，年有效劑量峰值約有 5 個數量級的差異。主導劑量峰值的放射性核種 I-129 及 Cl-36 之相關參數，如瞬時釋出分率及母岩基質擴散係數，也有一定程度的影響。峰值年有效劑量對廢棄物罐圍阻功能失效時間的敏感度，若以剪力情節不確定性案例進行評估，結果也顯示對年有效劑量峰值有較高的影響，廢棄物罐越晚失效，可令主導年有效劑量峰值之放射性核種 Cl-36 的釋出活度降低。

13. 其他分析與補充論證

13.1 簡介

本章節目的是補充論證處置系統的長期安全性，並說明安全評估的完整性，分述如下：

- (1) 除了在第 12 章對處置設施主要演化的情節進行分析之外，在本章節執行其他情節分析與評估，包含：非設計基準演化情節與未來人類活動，兩者分別於 13.2 節與 13.3 節進行評估與分析。並在第 13.4 節說明本次評估以採取最佳化可行的技術。
- (2) 為了說明評估的完整性，在第 13.5 節重新檢視排除於安全評估的情節之外的其他 FEPs，說明這些 FEPs 為何不在安全評估中進行評估。
- (3) 於 13.6 節說明在評估時間尺度為 100 萬年的條件下，100 萬年後處置設施的安全性可趨近天然鈾礦水平，並於第 13.7 節提出相關天然類比，佐證處置設施 100 萬年後的安全性，提高處置設施長期安全性的可信度。

13.2 未來人類活動情節

13.2.1 簡介

為避免人類無意入侵處置設施，而受到用過核子燃料輻射曝露，一般會根據以下建議，進行處置設施的選址及設計：

- (1) 處置設施應避免設置於天然資源之所在位置。
- (2) 處置設施的深度，應設置於供水深度或大部分地下設施深度以下。
- (3) 處置設施完成處置後，應封閉處置設施使人員難以進入。
- (4) 在合理、可行的範圍內，進行處置設施的監管及資料保存。

除此之外，處置設施監管期間，可能干擾處置設施監管作業的人類活動，亦應受到限制或約束。

儘管處置設施場址會經過嚴格的選址程序後選出，但因難以預測未來哪些資源可能成為有經濟價值的資源；因此，當處置設施不再受

到監管，且相關資料遺失時，即可能因勘探礦產或水資源，抑或是基於研究目的進行鑽探，而導致受到人為的入侵。因此，國際間一般認為必須要在處置設施的設計與安全評估中，考量未來人類活動可能帶來的影響(NEA, 1995 ; ICRP, 1999)。

13.2.2 處理未來人類活動情節的原則與方法

參考 SKB(2010o)之評估原則，並選定代表案例進行未來人類活動情節之相關評估，如下所述：

- (1) 僅針對處置設施封閉後的情況進行評估。
- (2) 評估區域為處置設施附近的區域。
- (3) 只考慮非刻意的人類活動。
- (4) 此人類活動會削弱處置設施障壁的安全功能。

13.2.3 案例說明

如第 10.4 節所述，未來人類活動情節採用程式化的方式(NEA, 2016)，根據現今的知識與經驗，以 1 組代表性案例進行相關評估。根據第 5.3 節之分析，鑽探作業是唯一會直接導致廢棄物罐被穿透，使放射性核種進一步影響到人類生活圈的活動，故以鑽探案例做為未來人類活動情節之分析案例。

假設在處置設施封閉後 300 年，所有與處置設之相關資訊已遺失；同時，假設鑽探技術與現今相同。分析案例之情節設定如下：

- (1) 假設鑽探作業中偶然挖掘到處置設施之廢棄物罐，導致一個廢棄物罐被穿透；此時，鑽探作業人員發現有異常，遂停止鑽探作業。
- (2) 廢棄物罐中的用過核子燃料隨著鑽探用水被帶至地表，造成地面 1 圓形污染區域，對鑽探作業人員造成體外曝露的影響。
- (3) 保守假設鑽探作業後停止一個月後，一家庭遷居至受污染區域，在此地以農耕的方式自給自足生活，而接受到輻射劑量。

13.2.4 案例分析

在上述情節設定下，分別評估鑽探案例下，鑽探工作人員與居住人員之劑量。

(1) 鑽探工作人員

假設處置設施封閉 300 年後，處置設施已無被監管、相關資訊業已遺失；處置設施地表區域有非刻意之鑽探作業進行，並於鑽探作業中偶然挖掘到處置設施之廢棄物罐，導致一個廢棄物罐被穿透，此時鑽探作業人員發現有異常，遂停止鑽探作業。根據現今常用的鑽探技術，假定進行鑽探作業使用之鑽頭直徑為 0.051 m、鑽孔直徑為 0.056 m；並依據鑽頭截面積與廢棄物罐表面積之比例，估計受到鑽探作業影響的燃料棒數目比例約為 3%。此 3%的用過核子燃料會隨著鑽探用水被帶至地表，均勻分布在地面 1 圓形污染區域，對鑽探作業人員造成體外曝露的影響。

鑽探工作人員劑量評估結果如圖 13-1 所示。經評估顯示，在處置設施封閉後 300 年發生鑽探導致一個廢棄物罐被破壞，鑽探作業人員所接受到之劑量率約為 2.6 mSv/hr，主要的劑量貢獻核種為 Am-241，若鑽探案例發生在處置設施封閉 1,000 年以後，劑量貢獻核種為 Nb-94。

(2) 居住人員

假設前述鑽探作業發生後，該鑽探井被遺棄，並逐漸被地下水充滿，造成被穿透的廢棄物罐持續釋出放射性核種至地下水中。鑽探作業發生一個月後，一家庭遷居至受污染區域，以農耕的方式在此地自給自足生活，則其家庭成員可能接受到的輻射影響區分為 2 類進行探討。

- a. 使用污染井水：該參考群體使用受污染的井水進行灌溉，並飲用受污染的井水，進而接受劑量。使用污染井水可能產生的曝露途徑為：飲用污染井水產生的攝入劑量、因灌溉而導致污染的土壤所造成的體外曝露劑量、攝入污染農作物所導致的攝入劑量。劑量評估結果如圖 13-2 所示。

評估結果顯示，若鑽探案例發生於處置設施封閉後 300 年，使用污染井水對該參考群體造成的年有效劑量為 0.38 mSv/yr，主要的劑量貢獻者為 Am-241。

- b. 使用污染土壤：假設鑽探作業後，含有用過核子燃料碎片的土壤被居住人員用於農耕。以可供 5 人份蔬菜的情況下，假設農耕面積為 102 m²，農耕土壤厚度為 0.25 m。參考群體每天花費 1 小時待在污染的農耕地。每年攝入該農地採收之 2.5% 的蔬菜類。

使用受用過核子燃料污染的土壤農耕，所考慮的曝露途徑為：污染土壤造成的體外曝露劑量、吸入空氣中含有放射性核種污染之懸浮粒子產生之吸入劑量、攝入污染蔬菜產生之攝入劑量。劑量評估結果如圖 13-3 所示。

評估結果顯示，若鑽探案例發生於處置設施封閉後 300 年，使用污染土壤農耕，對該參考群體造成的年有效劑量為 8.80 Sv/yr，主要的劑量貢獻者為 Pu-238；若鑽探案例發生於處置設施封閉後 500 年，主要的劑量貢獻者為 Cl-36。

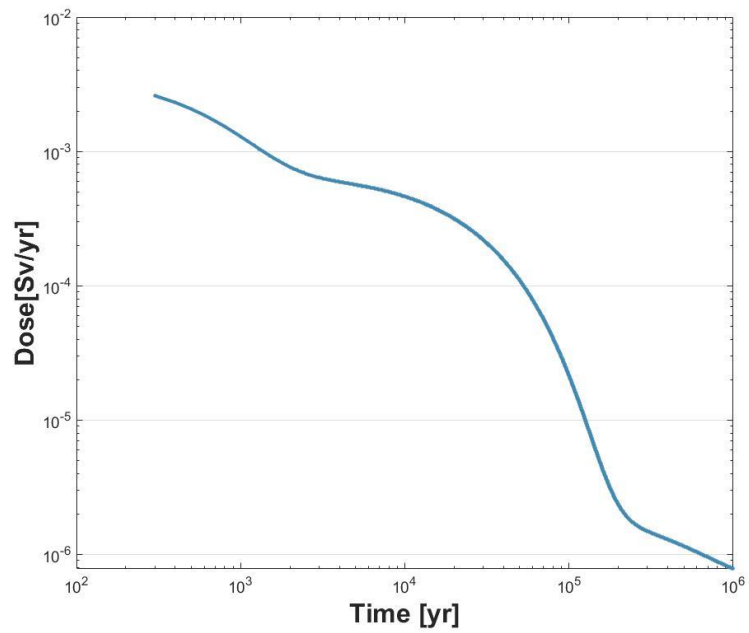


圖 13-1：鑽探工作人員劑量評估結果

註：處置設施封閉後 300 年至 100 萬年發生鑽探案例之結果。

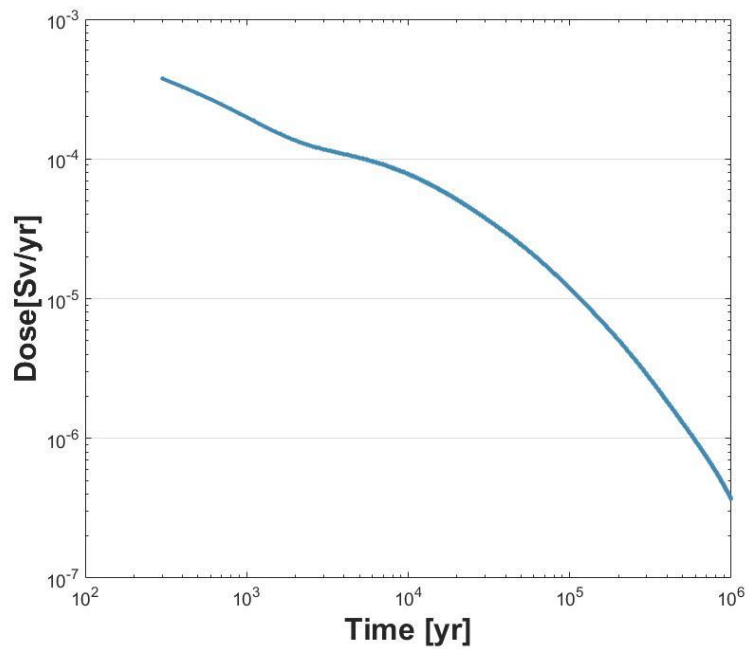


圖 13-2：使用污染井水對居住人員之劑量評估結果

註：處置設施封閉後 300 年至 100 萬年發生鑽探案例之結果。

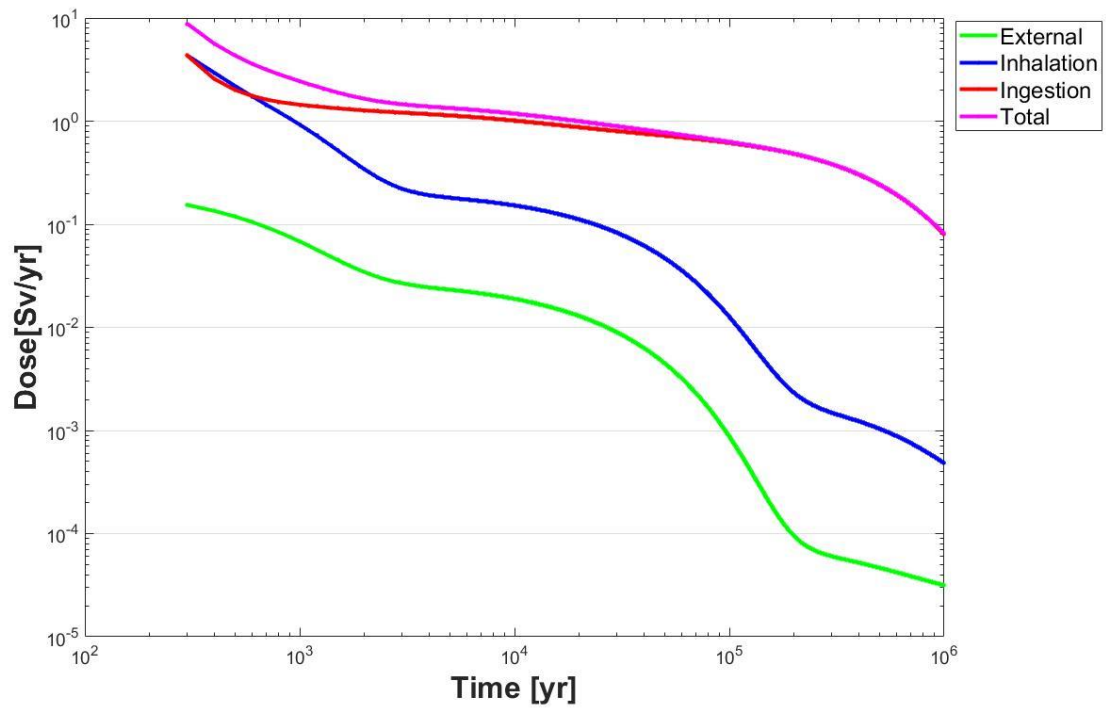


圖 13-3：使用污染土壤農耕之劑量評估結果

註 1：處置設施封閉後 300 年至 100 萬年發生鑽探案例之結果。

註 2：External (體外曝露劑量)；Inhalation (吸入劑量)；Ingestion (攝入劑量)；Total (總劑量)。

13.2.5 設施封閉不完全

根據國際相關文獻(SSM, 2008)之建議，在評估未來人類活動可能造成之影響時，亦需評估未封閉之處置設施可能造成的相關影響。由於處置設施之開挖、運轉為階段性的作業，因此，將以處置設施封閉不完全的情況進行討論。

處置隧道陸續處置完廢棄物罐後，將立即回填與封閉之；不太可能在過程中臨時終止處置作業、遺棄處置隧道，使得廢棄物罐遺留在地表。較有可能的情況為，在所有的廢棄物罐皆已完成處置、所有的處置隧道皆已完成回填與封閉時，處置設施遭到遺棄；使得處置設施中除了已封閉的處置隧道外，其餘部分(例如主隧道等)皆處於未封閉的狀態。前述情形可能在因政治決策造成處置設施不完全封閉等情況下發生。

目前尚未針對設施封閉不完全的情節進行評估，後續可隨計畫發展建置相關之評估方法。

13.3 非設計基準演化情節

本報告建置之參考案例中，萬一發生有可能會影響處置設施長期安全性的外部條件，設定抬升/侵蝕案例、火山案例，進行可能造成之輻射影響的相關分析。

13.3.1 抬升/侵蝕案例

本報告參考日本原子能研究開發機構 (Japan Atomic Energy Agency, JAEA)於1999年公布的研究開發成果彙整報告(JNC, 2000)之日本抬升/侵蝕情節安全評估研究(Wakasugi, 2017)，來建立本土抬升/侵蝕情節安全評估分析案例。由於不同地區的抬升速率和侵蝕速率並不相同，在多樣性的地質環境中，能夠涵蓋的範圍是有限的；因此，本報告僅以保守且簡單的模型進行安全評估。

抬升/侵蝕案例根據處置設施垂直位置分為3個階段：

(1) 第1階段

在處置設施封閉後至尚未到達風化層之前，假設廢棄物罐仍維持其安全功能，僅以平均標高速率緩慢抬升。

(2) 第 2 階段

第 2 階段為處置設施進入風化層至到達地表之前。

當處置設施進入風化層後，考慮廢棄物罐位移後，障壁中的水文條件可能會影響到緩衝材料的圍阻安全功能，由於處置設施深度變淺，處置設施周圍環境會從還原環境轉變為氧化環境。隨著處置設施的抬升，仍滯留在失效廢棄物罐中的核種，以及釋出在母岩中的核種也將因抬升/侵蝕作用而向風化層遷移。

(3) 第 3 階段

第 3 階段為處置設施從風化層因抬升/侵蝕作用而到達地面。在一般情況下，當處置設施到達地表後，由於廢棄物罐曝露於地面，會被人類發覺，且人類應會採取一些干預措施。但是在日本抬升/侵蝕案例研究，以保守方式評估抬升/侵蝕情節對人類與環境造成的輻射傷害，故不考慮任何的干預措施。

13.3.2 火山案例

依據第 10 章火山情節之方法與假設，進行火山案例之說明。首先依照我國「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」與「高放射性廢棄物最終處置設施場址規範」等相關規定(參考第 1.4 節)，故依據法規要求，在透過選址作業過程中，即可完全避開相關潛在風險的區域，例如在萬年內有火山活動或是下方區域有岩漿庫之區域。

由於參考案例未涉及火山活動，參考國際經驗(NUMO, 2020)，如果處置設施受到潛在火山活動之影響，火山通道內的岩漿，由下而上垂直貫穿處置設施，造成部分廢棄物罐的圍阻安全功能直接失效，廢棄物罐內的放射性核種混合在岩漿中，隨著火山噴發散佈至火山周圍鄰近區域的地表環境中。經過一段時間後，這些混合著放射性核種的火山噴發物將逐步沉降於地表，累積至一定厚度，並且與土壤均勻混

合。最後，透過吸入、攝入與體外曝露之曝露途徑，造成潛在曝露群體所受到的輻射影響。

13.4 分析最佳化與最佳可行技術的論證

13.4.1 簡介

根據相關文獻建議(SKB, 2011；SSM, 2008)，最終處置計畫發展的過程中，應確保管理、設計及評估方法等，經最佳化與最佳可行技術之確認。最佳化代表處置設施的選址、設計、建造、運轉及封閉，以及相關系統元件，應在合理、可行的範圍內，具備防止、限制及延遲放射性核種自多重障壁系統釋出的能力，以達到增加處置設施防護能力的目標。

決定最佳可行技術時，應以計算得到之風險值為基礎，在考慮經濟及社會因素的前提下，盡量抑低可能對人類造成的輻射劑量，即合理抑低的原則(SKB, 2011)。評估時主要將聚焦在會影響風險分析的情節及其相關安全功能上，即本報告所著重的在廢棄物罐腐蝕失效及廢棄物罐剪力失效共 2 種情節。

而本報告尚未涉及到實際處置場址，因此，針對前述 2 種情節，從目前參考設計的觀點彙整影響前述評估結果的設計因子，未來將經由設計及風險評估兩者間的疊代，並需考量實際狀況、不確定度及經濟可行性後，以達到最佳化的目標。此外，亦需針對參考設計中被認為不會直接影響風險的設計相關因子進行論述，確保其不會對安全功能造成影響，並確認是否有更佳的设计可提升其安全性。

13.4.2 潛在腐蝕失效

在廢棄物罐腐蝕失效的情節中，廢棄物罐提供腐蝕障壁(Can1)的一系列安全功能為影響風險計算的最主要因子。根據第 9 章廢棄物罐演化及第 11 章圍阻功能分析的研究結果，腐蝕情節主要以地下水為平流條件下的長期腐蝕為主，即在緩衝材料受侵蝕的情況下，可能會影響銅殼厚度並引致廢棄物罐失效。而根據國際經驗(SKB, 2011)及緩衝材料平流路徑的量化評估結果，主要影響物質在緩衝材料中傳輸方

式的因子包括：(1)緩衝材料密度、(2)回填材料密度、(3)緩衝材料的種類、(4)可能導致非常高或非常低之地下水離子強度的地質圈條件、(5)可能導致地下水流量增加的地質圈條件。

基於本報告建置之參考案例下，銅殼腐蝕圍阻安全功能的評估結果，即便在保守的條件下，廢棄物罐的銅殼厚度還是具有餘裕可防止腐蝕作用引起之廢棄物罐失效，就目前的分析結果而言，尚不需要針對銅殼厚度進行增厚之調整；此外，目前緩衝材料的密度可良好抵抗腐蝕劑傳輸，因此亦不需要增加緩衝材料之密度。處置設施配置與處置設施深度將影響處置孔之地下水流速及等效初始通量，但目前的配置與深度所獲得的等效初始通量甚低，從廢棄物罐腐蝕的角度而言，暫不需要針對目前的配置與深度進行額外的調整。綜上所述，目前設計對於廢棄物罐銅殼應可維持提供腐蝕障壁(Can1)的安全功能，保持廢棄物罐的完整性。

13.4.3 潛在剪力失效

在廢棄物罐剪力失效情節中，廢棄物罐抵抗剪力負載(Can3)的安全功能為影響風險計算的最主要因子。根據國際經驗(SKB, 2011)及廢棄物罐剪力失效之分析結果，主要的影響因子包括：(1)鑄鐵內襯的強度、鑄鐵內襯的可能缺陷(與鑄造品質有關)、(2)銅殼的力學特性、(3)緩衝材料的密度與特性、(4)廢孔準則的執行效率。

本報告進行廢棄物罐剪力圍阻安全功能的評估時，另搭配採用FPC及EFPC作為處置孔的配置依據，並參考我國地震特性及考量震源參數的不確定性後，在多次的剪力位移及極端的條件下，廢棄物罐失效數量在百萬年安全評估尺度內期望值為約0.87罐。綜上所述，目前的設計已可在安全評估時間尺度內，確保潛在剪力失效情節的安全評估結果符合法規標準。

採用FPC及EFPC可以有效降低廢棄物罐因剪力造成失效的風險，目前參考瑞典SKB的廢孔準則已屬相當保守之作法(SKB, 2010f)，暫不須使用更嚴格的準則，未來在處置設施開挖時，仍可以透過更詳

細的調查方式避免處置孔被大裂隙截切，進一步達到降低風險的目的。

13.4.4 不影響風險的設計相關因子

依據第 11 章與第 12 章之風險分析，處置設施在既有參考設計的條件下，未納入情節分析討論的設計因子為圍壓負載，目前未有風險分析結果判定是否需進行設計最佳化或發展最佳可行技術，相關討論如下：

由第 11.6.2 節緩衝材料回脹壓力及第 11.6.3 節廢棄物罐強度之分析結果，確認在目前的參考案例及參考設計條件下，緩衝材料的最大回脹壓力為 8.23 MPa、處置設施深度的地下水壓力約為 5 MPa，因此，廢棄物罐所受的最大圍壓負載為 13.23 MPa。此外，廢棄物罐力學穩定性分析結果顯示不論緩衝材料為飽和條件或未飽和條件下，目前的廢棄物罐及鑄鐵內襯設計在整個安全評估尺度內皆可抵抗外部施加的壓力，確保廢棄物罐的完整性。我國與北歐國家不同，不會在冰河週期因處置設施的上覆冰層產生額外約 30 MPa 的壓力，因此，可預期廢棄物罐在整個安全評估尺度內將僅受到回脹壓力及地下水壓之綜合效應，而目前的設計亦已具有足夠餘裕以抵抗非預期的額外負載，無須再更改設計來提供更多的餘裕。

13.5 FEPs 篩選後對情節與風險分析的影響

13.5.1 簡介

經由 FEPs 因子的篩檢過程，可確保處置設施長期安全性相關的重要因子皆被考慮。參考瑞典 SKB SR-Site 的經驗與執行策略，整體安全評估論證可先盤點已發展、發展中及待發展之技術，接著依據計畫發展推進，逐步說明各技術執行狀況，以及短期未納入安全評估理由，完成 FEPs 分析，用以說明篩選對情節與風險分析的影響。

本節的分析係以主要系統元件，即燃料(輻射源項)、廢棄物罐、緩衝材料、回填材料和地質圍進行討論；關於工程障壁系統中輔助的元件，如中央區、底板、封塞及封阻等，屬次要安全性考量，暫不考

慮。另外關於氣候影響地質圈相關的邊界條件，以及生物圈條件和生物圈作用相關的氣候議題，分別於氣候與生物圈中個別論述，亦不再此節論述。透過重新檢視前面已忽略或已標註為不相關的 FEPs 因子，確保與處置設施長期安全相關的 FEPs 皆已進行考量。

13.5.2 輻射源項

輻射源項的作用篩除下列因子及說明如下：

- (1) 誘發核分裂(核子臨界):因廢棄物罐中燃料組件封裝的驗收標準需確保完整的廢棄物罐下，燃料不可達核子臨界；同時，對失效廢棄物罐進行的臨界分析，亦顯示極不可能達核子臨界。因此，滿足燃料封裝的驗收標準，可合理的忽略此作用。
- (2) 殘留氣體輻射分解/酸化形成(完整的廢棄物罐)：在密封的廢棄物罐中，水和空氣量是有限的。在有限的水和空氣(氮)含量下，限制了腐蝕性氣體，如硝酸和亞硝酸酸的形成，故應力腐蝕裂化的插入是不可能。由於工程設計考慮對水和空氣含量的限制，因此，忽略此作用是合理性。

13.5.3 廢棄物罐

廢棄物罐的作用篩除下列因子及說明如下：

- (1) 伽凡尼腐蝕(失效的廢棄物罐)：此作用為當廢棄物罐失效時，鑄鐵內襯的電位腐蝕現象。在燃料和廢棄物罐設計中，因是無氧還原條件，電位腐蝕的影響在內襯鑄鐵腐蝕的誤差範圍內。此外，考量鑄鐵內襯不作為抗腐蝕之屏蔽，故可忽略鑄鐵內襯的電位腐蝕。
- (2) 應力腐蝕龜裂：應力腐蝕龜裂(Stress Corrosion Cracking, SCC)，在燃料和廢棄物罐設計中，預期 SCC 所需的促進劑(promoting agents)和氧化劑的濃度非常低，故評估銅罐的應力腐蝕龜裂可忽略。

13.5.4 緩衝材料

緩衝材料的作用篩除下列因子及說明如下：

- (1) 氣體傳輸/溶解(氣相放射性核種傳輸)(完整的廢棄物罐)：若廢棄物罐完好無損的情況下，預期不會有因腐蝕造成的氣體產生，原存在於緩衝材料孔隙中的氣體，也會在飽和過中溶解及擴散。另外，緩衝材料中孔隙水雖在輻射水解作用下會分解產生氫氣和氧氣，但其無法此產生大量氣體。微生物作用也可能導致氣態物質的形成，但只要保持緩衝材料中的高回脹壓力，緩衝材料中的微生物活性就會很低。故廢棄物罐完整時，氣體傳輸/溶解作用可忽略。

13.5.5 回填材料

回填材料內部作用篩除的因子及理由說明如下，因回填材料與緩衝材料均為 MX-80，部分因子篩除說明參考緩衝材料：

- (1) 物質擴散傳輸(封閉初期，完整的廢棄物罐)：未飽和期間平流是主要的傳輸作用，因此，擴散傳輸作用是可被忽略的。
- (2) 吸附(包含主要離子的交換)(封閉初期，完整的廢棄物罐)：回填材料於未飽和階段，無相關物質傳輸途徑，因此，吸附作用於此階段是可被忽略的。
- (3) 水溶液的物種形成與反應(封閉初期，完整的廢棄物罐)：在飽和前可忽略水溶液的物種形成與反應，因為飽和前後的地球化學作用是相同的。此作用與緩衝材料的作用相同。

13.5.6 地質圈

地質圈的作用篩除下列因子及說明如下：

- (1) 地下水/岩石基質的反應(開挖運轉期，溫帶氣候)：地下水和岩石基質礦物之間的化學反應在地質圈作用研究中可被忽略，因整個處置設施運轉期間，不會導致地下水成分或母岩基質孔隙的明顯變化。主要的影響是地下水和裂隙填充礦物之間的反應引起的，因此，可忽略地下水和岩石基質的反應。

13.6 百萬年後處置設施系統的安全

用過核子燃料之放射毒性約 100 萬年後，可趨近天然鈾礦的水平，隨後持續緩慢降低，故在百萬年後，即不需要針對其可能造成的風險進行計算。處置設施隨著時間增加，其狀態的不確定性亦將遞增，然可經由觀察自然界相類似的現象提供佐證(天然類比)，以提高處置設施長期安全性的可信度。

13.7 天然類比

透過自然界與處置系統相近的環境，可增進深層地質處置概念的可信度，天然類比的研究目的在於彌補實驗室試驗與現地試驗在時間與空間尺度上的不足，相關之研究成果可做為深層地質處置設施安全評估的參考依據(台電公司，2019a)。國際上天然類比研究之項目，主要可區分為(1)地質處置之天然類比、(2)金屬之天然類比、(3)膨潤土之天然類比等 3 大類：

(1) 地質處置之天然類比

地質處置之天然類比研究著重於證明母岩具有限制放射性核種遷移的能力，例如：日本東濃鈾礦床之研究指出，該處鈾礦以埋藏於地底超過 1,000 萬年(Shinjo et al., 1997; Yoshida et al., 1994)；加拿大雪茄湖(Cigar Lake)鈾礦床中的鈾礦，在黏土層的包覆已長達 13 億年，亦無發現大量鈾核種遷移的現象(SK B, 1994)；非洲加彭共合國的奧克羅(Oklo)鈾礦床曾發生過核分裂反應，但產生的放射性核種鈾、鈾、鈾、鋇等，在 2,000 萬年過後尚能保留在鈾礦床周圍的黏土層中(Hidaka and Holliger, 1998; Isobe et al., 1995)。

(2) 金屬之天然類比

各國處置設施的設計中對廢棄物罐材料之選擇均不盡相同，舉例來說，瑞典、芬蘭採用的是銅殼、鑄鐵內襯的設計，日本採用的是碳鋼做為廢棄物罐的材料，其他如鈦、鎳基合金、不銹鋼等，亦皆有國家考慮為廢棄物罐的候選材料。由於古代

人類的金屬製作技術不如現今發達，鈦、鎳基合金、不銹鋼等近代材料在自然界中找不到腐蝕資料來進行天然類比研究；因此，大多是以鐵、銅等考古器物之研究為主。

金屬之天然類比研究著重於證明廢棄物罐使用的金屬具有足夠之抗腐蝕能力，例如：英國德文郡(Devon)曾在泥岩中發現距今 1.7 億年前不同尺寸之原生銅塊(POSIVA, 2012)，這些銅塊在泥岩的成岩作用完成後，即一直被保存在黏土基質中，沒有發生進一步的轉化作用。德文郡的泥岩中並沒有蒙脫石的成分，亦無進行特殊壓製使其結構緊密，在這樣的條件下銅塊仍能保存良好，顯示銅在自然環境中亦可長時間維持完整性而不受損。

Tylecote(1977)曾研究多種古銅器及銅合金(鉛、錫、和青銅)器物的持久性，顯示銅與銅合金具有極佳的抗腐蝕力，為製作金屬廢棄物罐的合適材質。Bresle et al.,(1983)亦曾收集 5 種不同地區銅考古器物(包括羅馬硬幣、花瓶、瑞典銅器時代的物品、17 世紀硬幣、原生銅等)進行分析，此 5 種物品年代皆不盡相同、所處的位置亦有所差異、成分也有差別，除了原生銅外，所有古銅器的局部孔蝕係數都小於 3，小於 KBS-3 孔蝕評估所使用之 5，原生銅則在 2 至 6 之間。瑞典的克羅南(Kronan)戰船在 1676 年沉沒於波羅的海後，有部分船上銅砲在 1980 年代被打撈上岸，這些銅砲的成分為 96.3%銅、3.3%錫及少量的鋅、鐵等元素，含銅比例相當高，其於海底時均被埋藏於海底的黏土中，於海底的極端環境中長達 300 年之久；藉由觀察這些銅砲的腐蝕程度，可發現儘管在有氧環境下，這些銅砲僅受到少量腐蝕(Hallberg, 1988)。

羅馬 Inchtuthil 地區堡壘中挖掘出土的鐵釘，在地下被埋藏保存了近 2,000 年的時間；鐵釘出土時仍保持完好的狀態，僅外層受到腐蝕(McConchie)。印度德里(Delhi)古寺廟 Chandra 的鐵柱於距今約 1,600 年前建造完成，鐵柱外層經腐蝕作用後生成了緻密的氧化層，該氧化層具有高抗腐蝕的能力，使得

鐵柱避免進一步的腐蝕(Fayek and Brown, 2015)。英國約克(York)市挖掘出土製作於西元 750 年的鐵製頭盔，此頭盔之成分為鐵、黃銅、青銅、銀等金屬材質，頭盔是在土壤中被發現，黏土在頭盔上形成灰色的外殼且頭盔內部裝滿了黏土，這樣的環境能減少氧氣含量而使頭盔獲得保護(Smart and Adams, 2006)。

(3) 膨潤土之天然類比

膨潤土主要礦物成份為蒙脫石，蒙脫石濕潤後具有回脹能力，可藉以填充緩衝材料塊體間、處置孔與周圍處置母岩之間隙，並藉此達到吸附核種之目的。膨潤土中蒙脫石的含量可決定緩衝材料之性能，因此，膨潤土之天然類比研究著重於證明蒙脫石礦物在經過長時間環境變化後，仍能維持其結構及特性；相關研究包含蒙脫石轉化作用研究、pH 值對膨潤土之影響、鹽度對膨潤土之影響等。

為了瞭解蒙脫石及伊利石間之轉化反應，Velde and Vasseur(1992)曾針對 4 個不同地區(美國墨西哥灣沿岸、日本新瀉盆地、美國洛杉磯盆地、法國巴黎盆地)、年代分布介於 400 萬年至 2.1 億年間的沉積岩樣品進行研究；結果顯示在溫度低於 100 °C 時(處置設施一般的溫度條件)，蒙脫石轉化為伊利石的速率非常緩慢(SKB, 2011)。

芬蘭 POSIVA、英國核能除役局放射性廢棄物管理委員會(Nuclear Decommissioning Authority-Radioactive Waste Management Directorate, NDA-RWMD)及瑞典 SKB 曾合作成立賽普勒斯天然類比研究計畫(Cyprus Natural Analogue Project, CNAP)，賽普勒斯具有 pH 值約 10 至 11 之高鹼性地下水(生成年代約距今 80 萬年前)及膨潤土礦場(生成年代約距今 8,300 萬年)，可用以研究高鹼性地下水對膨潤土性質之影響；研究顯示鹼性地下水在長時間與蒙脫石接觸作用下，亦僅有小部分區域蒙脫石受影響轉化為其他礦物，因此，不太可能影響膨潤土之特性。這現象可用以類比處置設施中低

鹼水泥材料造成的鹼性孔隙水，與膨潤土接觸時的作用關係 (Alexander, 2013)。

Smellie(POSIVA, 2012)針對美國懷俄明(Wyoming)的膨潤土礦場，研究高鹽度地下水對膨潤土性質之影響；研究指出該礦場的水數百萬年來鹽度逐漸升高，最後會變為鹹水，儘管如此，並沒有發現該礦場的膨潤土受鹽度影響而變質，懷俄明膨潤土被滲透度低的黏土層隔絕而沒有與海水進行交互作用，膨潤土與黏土層之邊界也沒有明顯的轉化反應，這可能代表膨潤土具有耐鹽水作用的能力。

14. 結論

14.1 簡介

本報告參考國際經驗，建置研究用參考案例，採用瑞典 KBS-3 處置概念做為安全評估之背景與基礎，以發展通用型安全論證為目標，持續精進我國用過核子燃料最終處置計畫第一階段所發展之評估技術，並彙整歷年的研究成果，透過整合量化的方式進行處置系統的安全論證與分析，確保處置系統的整體長期安全性。經過分析後，可透過以下方式做為用過核子燃料最終處置長期安全的論證基礎：

- (1) 用過核子燃料處置設施置於長期穩定且不具有經濟價值礦產的母岩深處，與人類及近地表活動隔離，使其不會受到人類社會改變的明顯影響，亦不會受到地表長期氣候變遷的直接影響。
- (2) 處置系統是由天然障壁及工程障壁所組成的被動天然多重障壁系統，具備隔離、圍阻、遲滯等安全功能。
- (3) 處置設施所處的地質環境應具備極低的地下水流率、良好的力學穩定性、合適的地下水化學條件，並且維持長期穩定；而工程障壁是參考國際已發展數十年之成熟設計。
- (4) 經由適當的設計要求，維持處置設施安全，降低熱水力化的作用，減少對於處置設施長期安全的影響。

14.2 結果概述

本章總結目前初步安全論證之相關成果，以下就管制標準、氣候變遷相關議題、其他障壁性能與設計相關議題及可信度進行分項說明。

14.2.1 管制標準比對

根據 ICRP-122 報告的建議及第 10.2 節的說明，設計基準演化情節視為規劃曝露情境，並依據設計基準演化情節之分析劑量，該結果應被風險約束或劑量約束所規範；依本報告第 11 章的說明，處置設

施的設計基準演化情節中，廢棄物罐圍阻安全功能於安全評估時間尺度內不會因為地下水的腐蝕或圍壓而發生失效。如假設忽略緩衝材料對放射性核種的遲滯能力，放射性核種釋出至生物圈對蔬果類農耕群體所造成年風險峰值最高，但其年風險值(圖 12-37)，仍低於法規限值，並無超過法規限值之疑慮。

14.2.2 氣候變遷相關議題

處置設施在未來氣候變遷下，經分析可得到以下結論：

- (1) 臺灣地區位處亞熱帶，在未來 100 萬年的時間中，參考案例之氣候會在亞熱帶氣候型態及溫帶氣候型態間，以每 12 萬年為一個週期循環(約會有 8 次多的冰河循環)，地表年平均溫度介於 17 °C 至 23.8 °C 間，故合理判斷參考案例之地表氣溫不會降至 0 °C 以下。此外，處置設施位於地下 500 m 處，未直接受到地表溫度變化之影響，可排除工程障壁凍結的可能。
- (2) 在冰河循環期間內，海平面亦會因全球溫度下降與高緯度地區冰河擴張，導致全球海平面下降，陸地面積擴大，使得造成海平面高度亦會在現今的高度和海平面可能較今日下降 120 m 間循環，參考案例之地景型態則亦會在離島及陸地間隨冰河週期進行循環。此一現象除了會影響到地下水的鹽度之外，亦會使得地下水流傳輸的釋出點也會改變在海中及陸地間循環。詳細分析內容請見第 9 章。
- (3) 如前所述，海平面高度的變化，會影響生物圈評估應考量的地景型態，在生物圈組件的位置與發展中，亦根據地景型態的變化建立不同的生物圈放射性核種模式，目前以較保守之方式進行生物圈劑量轉換因子的評估。

14.2.3 其他障壁性能與設計相關議題

處置設施在安全評估時間尺度內，經分析可得到以下結論：

- (1) 廢棄物罐的圍阻安全功能，因高導水性裂隙可能影響處置孔周圍緩衝材料的侵蝕作用及母岩裂隙剪力位移，間接造成廢棄物罐失效。故在進行處置設施配置時，另採用處置孔截切廢孔準則，可避免緩衝材料遭受侵蝕後，使廢棄物罐失去保護而受腐蝕或剪力作用的影響失效。
- (2) 緩衝材料的安全功能於開挖營運期間不會受管流侵蝕現象影響，於封閉後初始溫暖期內可達到安全功能指標標準所要求之回脹壓力，避免平流條件發生於緩衝材料中，並可防止廢棄物罐的沉陷。用過核子燃料所產生的衰變熱也不會破壞緩衝材料安全功能的完整性；但剩餘冰河期間，處置孔中緩衝材料的質量可能損失超過 1,200 kg，導致緩衝材料中產生平流條件，進而影響廢棄物罐的腐蝕速率。
- (3) 於廢棄物罐抗剪力性能評估中使用震源參數進行裂隙剪力位移評估，並依據裂隙截切分析之結果，計算處置孔於安全評估時間尺度內之失效情形。
- (4) 處置設施中各元件的設計與潛在處置場址的條件有關，需以現地條件執行相關的性能及安全評估，以瞭解各元件的性能及其安全功能的完整性，才可針對各元件的設計進行調整及最佳化。

14.2.4 可信度

可信度為對評估結果的信心程度，可做為申請建造處置場許可證的基礎。本報告有助於提升評估結果總體可信度要素如下：

- (1) 本報告參考眾多研究文獻進行參考案例之研究與分析，確保處置設施的長期安全性。
- (2) 本報告參考國際方法，在初步探討各因子之不確定性後，辨識出會影響處置設施長期安全性的相關議題進行分析。
- (3) 採用專家審查及相關品質保證程序，以建立各分析評估結果之可信度。

目前國際間關於用過核子燃料深層處置之相關技術，已經過數十年的發展，與處置設施長期安全性相關的研究數據增加，對相關議題的理解亦趨於成熟，使得人們對於銅腐蝕、廢棄物罐剪力失效、其他潛在廢棄物罐失效的發生原因、關鍵過程皆有所瞭解。根據前述研究基礎推展臺灣深層處置設施設計、安全評估等相關發展，根據本初步安全論證的相關論述，以參考案例進行安全評估之各項結果已具一定可信度，未來待候選場址進一步確定後，配合處置設施設計最佳化之相關程序，即可進一步增加處置設施安全評估的可信度。

14.3 合規論證

14.3.1 簡介

為證明處置設施符合法規及長期安全性要求，以下將就處置設施之安全概念、我國的法規要求、放射性核種外釋對於環境的影響、處置設施設計最佳化之結果、本次初步安全論證的可信度、分析的完整性以及安全評估之補充論證進行說明。

14.3.2 安全概念

處置設施主要的安全功能為隔離、圍阻、遲滯。隔離之安全功能主要由地質圈(母岩)提供，圍阻及遲滯等安全功能則由地質圈及工程障壁共同提供，相關論述如下。

(1) 隔離

處置設施外的處置母岩可長時間隔離放射性廢棄物，在選址過程中已可排除抬升/侵蝕速率過高造成處置設施出露地表的區域，本報告亦已於非設計基準演化情節中討論。

(2) 圍阻

完整的廢棄物罐可提供處置設施圍阻的安全功能，而維持其圍阻安全功能的程度取決於緩衝材料之能力(可限制母岩與廢棄物罐間的平流傳輸)，亦取決於母岩的化學、力學、水文地質及熱學條件，第 9 章中說明處置設施在長期演化下，各

圍阻安全功能的完整性，並於 11 章中綜合探討不同元件間圍阻安全功能相互影響的程度。

根據第 11.5 節廢棄物罐腐蝕失效圍阻安全功能評估之結果，即使緩衝材料內物質主要的傳輸方式轉變為平流，使得廢棄物罐銅殼之腐蝕作用增加，廢棄物罐在處置設施封閉後的 100 萬年內皆能維持腐蝕失效圍阻之安全功能。

根據第 11.6 節廢棄物罐圍壓失效圍阻安全功能評估之結果，在考量均勻及非均勻圍壓後，廢棄物罐的銅殼可維持其完整性，其中的鑄鐵內襯也不至於崩壞，廢棄物罐在處置設施封閉後的 100 萬年內皆能維持圍壓失效圍阻之安全功能。

根據第 11.7 節廢棄物罐剪力圍阻安全功能評估之結果，於安全評估時間內，以機率性分析地震引致裂隙剪力位移造成廢棄物罐失效的期望值不到 1 罐，即大部分的廢棄物罐在安全評估時間尺度內，皆可維持剪力圍阻之安全功能。

根據上述，目前相關設計可確保處置設施中的廢棄物罐於安全評估期間內維持圍阻安全功能。

(3) 遲滯

廢棄物罐圍阻安全功能失效時，其周圍元件的狀態也可能已被影響；於 12.7.1 節中，案例(2)及案例(3)探討了廢棄物罐初始失效後，緩衝材料遲滯功能完整性對輻射後果的影響，結果顯示，遲滯功能完整的緩衝材料可延遲劑量峰值的發生時間約數萬年，此外，根據第 12.6.3 節及第 12.6.5 節評估結果，若廢棄物罐失效時間為處置設施封閉後約 23 萬年，緩衝材料遲滯功能可有效遲滯易吸附的放射性核種(如圖 12-22 及圖 12-25)。

將第 12.5 節及第 12.6 節中，放射性核種自近場釋出及遠場釋出所造成年有效劑量結果相比，結果顯示易被母岩基質吸附的放射性核種釋出經地質圈後，可有效的被遲滯，而長半化期且不易被吸附的放射性核種則會釋出，並主導處置設施所

造成生物圈潛在曝露群體的年有效劑量峰值；根據第 12.9 節，利用處置設施設計的遲滯功能後，處置設施所造成最高的年風險峰值不超過法規規定年風險限值(10^{-6})。

圍阻安全功能是確保處置設施的主要安全功能，根據目前評估結果，在安全評估期間，圍阻功能可以有效地透過廢棄物罐及其周圍工程及天然障壁維持。在少數圍阻功能失效的情況下，處置設施的遲滯功能可令大多數放射性核種被遲滯，並符合法規限值；因此，目前的處置設施設計可確保處置設施的安全。

14.3.3 法規要求

針對最終處置設施可能造成的輻射劑量及風險，主要根據我國「高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則」之相關規定，應確保其輻射影響對設施外關鍵群體中個人所造成之個人年風險，不得超過一百萬分之一。根據第 10 章對選定情節的說明，設計基準演化情節應以風險限值或劑量限值規範，於 11 及 12 章中針對設計基準演化情節的圍阻及遲滯功能評估，並於第 14.2.1 節完成比對，在考慮參數與情節等不確定性後，結果顯示處置設施所造成個人年風險最高為 $4.59 \times 10^{-9} \text{ yr}^{-1}$ ，不超過法規限值。

14.3.4 最佳化與最佳可行技術

處置設施的設計可透過最佳化的程序，在合理、可行的範圍內，進一步達到增加處置設施防護能力的目標。由於最佳化的過程需符合合理抑低的原則，以計算得到之風險值做為基礎，在考慮經濟及社會因素的前提下，盡量抑低可能對人類造成的輻射劑量，且評估時將聚焦影響風險的情節及其安全功能上，而目前則是著重廢棄物罐腐蝕失效及廢棄物罐剪力失效 2 種情節之計算，藉由安全評估的過程獲得各情節相對應的潛在風險，並將計算結果回饋至各元件之規格，透過反覆迭代的過程精進各元件之初始狀態，同時提升各技術的分析能力，達到最佳化可行性技術。

以廢棄物罐腐蝕失效及廢棄物罐剪力失效中的影響因子及可能性的作用分析為例，現已引進最佳化技術的綜合評估方法，後續可藉由安全評估的回饋修訂各元件之規格，並針對其特定參數進行不確定性分析，以及綜合的整體性分析，確認對於最終的風險是否能合理抑低。

14.3.5 可信度

目前已初步完成處置設施長期安全之系統性分析：

- (1) 經由系統性判識安全功能及安全功能指標，來確認處置設施的長期安全性(請參考第 7 章)。
- (2) 採取系統性的方式進行處置設施在不同時間下之演化分析(請參考第 9 章)，其中參數不確定性及數據品質的控管及評估方式請參考第 8 章。根據演化分析的結果，以安全功能做為基礎，將其劃分為數個情節進行分析(請參考第 10 章至第 12 章)。
- (3) 放射性核種傳輸及風險評估的可信度，採用簡單的解析模式，並根據與數值模式相同的輸入參數進行再次確認。
- (4) 由於部分分析採用了極端的假設條件(例如廢棄物罐的失效數目及其後果等)，放射性核種傳輸及風險評估的結果會較實際情況保守。

相關的分析成果，如初始狀態描述、長期安全性分析等，亦皆根據第 2.8 節之品質保證方式進行，以確保相關文件及成果的品質。

14.3.6 分析完整性

本報告參考 NEA MeSA 報告通用安全論證流程及瑞典針對 KBS-3 處置概念所發展之系統性安全評估方法，以參考案例為標的，透過情節的選定，並考慮所有與安全功能相關的情節以及可能損害安全功能的相關因子，以國際相關安全論證報告架構為基礎，完成對應分析

方法之建置，且已考慮情節綜合效應可能導致的影響，以確保處置設施的長期安全性及全面性。

14.3.7 安全評估補充論證

安全評估的補充論證方面，主要包含品質保證、不確定性處理、天然類比等 3 個部分，分別論述如下；

(1) 品質保證

參考美國機械工程師協會(ASME)核子設施品質保證準則(NQA)。在安全評估的過程中，主要應用於 FEPs 因子的檢核、確定模式輸入參數、評估程式的應用過程、輸出結果的紀錄保存，以及整體評估流程的稽核/改善等。藉此確保整體安全評估過程的可追溯性，以及評估成果的可信度。

(2) 不確定性處理

安全評估的過程中存在如系統/情節不確定性、概念/模式不確定性及數據不確定性等各種不確定性。參酌國際上共通的先進經驗，抑低不確定性對安全評估結果可信度的影響程度。所採行的具體作法詳述於第 2.7 節中。

(3) 天然類比

執行安全評估的過程中，亦參考國際上有關天然類比的研究資訊；包括日本東濃、加拿大雪茄湖、非洲加彭共合國的奧克羅之鈾礦床等地質處置之天然類比，英國德文郡、瑞典克羅南、羅馬 Inchtuthil 地區等金屬之天然類比；及賽普勒斯天然類比研究計畫、美國懷俄明膨潤土礦場等膨潤土之天然類比等(請參考第 13.7 節)。藉由相關知識的掌握，有助於對於相關作用機制的理解，以及衡量安全評估在長時間演化尺度下結果的合理性。

14.4 設計基準

14.4.1 概述

設計基準的設定對處置設施長期安全性的十分重要。經由設計基準的評估，可以回饋至廢棄物罐及處置設施系統的設計，進一步發展為設計需求，以建立例如緩衝材料應承受的負載、緩衝材料組成原料的比例範圍、開挖作業的驗收標準等。因此，在獲得更詳細的場址調查資料、對處置設施中之作用有更進一步的瞭解、使得安全評估有大幅度的更新時，即可據此調整處置設施的相關設計需求。此外，藉由設計基準的分析結果，亦可證明處置設施設計的可信度，展示處置設施的健全性；藉由設計基準以外的分析，則可瞭解處置設施的風險程度。

參考瑞典 KBS-3 處置概念，本報告針對「廢棄物罐剪力位移」、「廢棄物罐腐蝕」和「緩衝材料」進行探討，以建立設計基準分析，相關論述如下。

14.4.2 廢棄物罐剪力位移

廢棄物罐可能會因地震引致之剪力位移而受損，本報告結合地震引致裂隙剪力位移量分析、廢棄物罐剪力位移性能分析及處置設施配置，並依照廢孔準則排除具有較高風險之處置孔後，評估廢棄物罐剪力失效率。假設裂隙累積剪力位移超過 5 cm 即判斷為失效，並使用 300 m 長之處置隧道進行 50,000 次 DFN 實現值模擬評估廢棄物罐失效率。成果顯示剪力失效最早發生的時間約為封閉後 23 萬年，發生率約一百萬分之一，封閉後 100 萬年剪力失效率提升至約三千分之一。根據設計基準的評估結果，安全評估時間尺度內廢棄物罐受剪力影響而失效的期望值應小於 1 罐。

14.4.3 廢棄物罐腐蝕

廢棄物罐腐蝕計算包括有限的腐蝕來源以及長期的腐蝕來源，有限的腐蝕來源計算需考慮封閉初期腐蝕劑總量之環境參數；長期的腐蝕來源計算需考慮水文地質與處置深度地下水組成長期演化共 2 項

環境參數。長期的腐蝕來源評估先以 9 次冰河循環過程中，考慮海平面 0 m、海平面下降 20 m 及海平面下降 120 m 之水文地質資料計算緩衝材料侵蝕速率；再以水文地質資料影響之地下水組成，共同計算安全評估時間尺度內的最大銅殼腐蝕深度為 10.2 mm。

後續可持續研究降低不確定性因素，包括水文地質各階段邊界條件，例如鹽水分布範圍；緩衝材料侵蝕範圍與地下水化學組之參數變化，進行對腐蝕評估參數影響之計算。

14.4.4 緩衝材料

緩衝材料的設計基準包含緩衝材料的化學組成，以及在 100 萬年中對於力學與熱的承受能力。

緩衝材料基於緩衝材料的設計需求，建立緩衝材料規格，如第 4 章所述，緩衝材料元件由預先壓製的膨潤土塊體再於現場安裝至處置孔內，緩衝材料元件包含安裝於廢棄物罐上方及下方之實心塊體、安裝於廢棄物罐周圍之環形塊體及填充於緩衝材料塊體與處置孔壁間工作縫之膨潤土填充料。依據處置孔尺寸及緩衝材料元件的設計，計算緩衝材料填充於處置孔內各部位之飽和密度，廢棄物罐下方緩衝材料飽和密度為 2,039 kg/m³，廢棄物罐周圍緩衝材料飽和密度為 2,023 kg/m³，廢棄物罐上方緩衝材料飽和密度為 2,049 kg/m³，緩衝材料上方與傾角交界處之飽和密度為 1,965 kg/m³，整體緩衝材料平均密度為 2,019 kg/m³，且緩衝材料各部位之飽和密度皆於設計密度 1,950 kg/m³至 2,050 kg/m³之間，即緩衝材料設計規格可符合第 4 章之設計需求。亦依所計算之各部位緩衝材料初始安裝密度條件，對應 MX-80 膨潤土之回脹壓力及水力傳導係數試驗結果，確認所設計之緩衝材料密度條件下，其回脹壓力皆為 2 MPa 以上，水力傳導係數皆低於 10⁻¹² m/s，其性質亦符合表 4-5 之設計需求。

14.5 回饋至參考設計與設計前提

14.5.1 簡介

參考瑞典 KBS-3 處置系統及其設計進行安全評估後，依據相關評估結果，從安全性的觀點提供回饋，以提供後續對於處置設施設計之研發規劃。

14.5.2 廢棄物罐力學穩定

廢棄物罐於處置場封閉後，將承受處置深度地下水所造成之靜水壓力，與廢棄物罐周圍緩衝材料因吸水產生的回脹壓力，且我國位處地震活動帶，亦需考量地震引致裂隙剪力位移對廢棄物罐造成的影響。目前廢棄物罐由鑄鐵內襯及銅殼所構成，並使用材料性質定義力學破壞準則，評估廢棄物罐在前述作用下的安全餘裕，以確保廢棄物罐可提供足夠的力學穩定性。

如第 4.2.4 節所述，廢棄物罐在力學方面的設計需求，包含抗均勻圍壓、抗不均勻壓力、抗裂隙剪力等。根據前述章節之分析結果，廢棄物罐在承受均勻圍壓、不均勻壓力及裂隙剪力時，皆未超過材料的破壞準則。經由分析過程可提供廢棄物罐力學穩定性之相關回饋如下：

- (1) 由於參考北歐國家於冰河時期之冰壓所造成的影響，因此在設計廢棄物罐時給予了 50 MPa 的抗圍壓性能；但由於我國位處亞熱帶，應不會發生冰河覆蓋之情事，此外，基於參考案例的分析結果，廢棄物罐會承受到的最大圍壓僅約 13.23 MPa，故目前廢棄物罐的抗圍壓設計設計已相當保守。
- (2) 考量緩衝材料於未飽和及飽和期間可能因地下水由導水裂隙滲入，以及處置孔在開挖過程中由於施工不慎造成超挖或岩石崩落等使岩石應力重新分布，致使廢棄物罐受到不均勻壓力條件下，計算廢棄物罐的銅殼及鑄鐵內襯之應力分布，分析結果皆顯示最大應力皆小於材料的破壞準則，可確保廢棄物罐穩定性。

結合地震引致裂隙剪力位移量分析、廢棄物罐剪力位移性能分析及處置設施配置，並依照廢孔準則排除具有較高風險之處置孔後進行廢棄物罐的剪力失效分析。結果顯示最早可能發生廢棄物罐因剪力失效的時間約為封閉後 23 萬年，發生率約一百萬分之一，封閉後 100 萬年剪力失效率提升至約三千分之一，而安全評估時間尺度內廢棄物罐受剪力影響而失效的期望值應小於 1 罐。

14.5.3 提供腐蝕障壁

考慮銅殼製作過程可能存在不確定性、有限的腐蝕來源造成之全面腐蝕及局部腐蝕的情形及地下水中既有硫化物造成的腐蝕深度，估計廢棄物罐銅殼在處置設施封閉後 100 萬年，尚可保持約 36.8 mm 的厚度，經由分析結果可知，在緩衝材料受到侵蝕的情況之下，廢棄物罐之銅殼可抵抗至少 100 萬年的腐蝕作用；即使緩衝材料在最嚴重的侵蝕情況下，銅殼厚度仍保有足夠餘裕，可考慮後續在最佳化的過程中針對銅殼厚度進行調整(減少厚度)。

此外，在銅殼腐蝕的相關分析中，構成腐蝕劑傳輸的水文地質參數及地下水組成皆為重要因子，後續可針對緩衝材料在飽和狀態下硫化物的生成機制進行探討，建立硫化物傳輸模型；並探討不同腐蝕劑在緩衝材料飽和狀態下，銅殼腐蝕之評估模型及相關化學動力學對廢棄物罐腐蝕作用之影響。

14.5.4 廢棄物罐材料

廢棄物罐設計為外部由具有延展性之銅殼包覆，內部則以強度較高之鑄鐵內襯、方管及封蓋組成。參考國際相關文獻之材料試驗的結果，依其幾何形狀及材料強度，主要由鑄鐵內襯及方管負責抵抗外力作用；外部銅殼強度較低，在剪力或彎矩作用下將產生彎曲變形，但由於其具有良好的延展性，因此，仍可包覆廢棄物罐，並具有提供腐蝕障壁的特性。

14.5.5 緩衝材料耐用性

緩衝材料在 100 萬年間會受到改變的主要因素為侵蝕作用，將導致緩衝材料質量流失、密度降低進而喪失其安全功能。綜整造成緩衝材料質量損失的原因分別為擠出作用、入流水侵蝕及沉降作用，經第 9.4.8 節之評估結果，緩衝材料侵蝕率的計算，與裂隙內寬、裂隙水流速以及裂隙傾角成正比，而與地下水陽離子強度成反比關係。因此為降低這些因素對緩衝材料侵蝕率的影響，處置設施之配置應避免使用裂隙截切的處置孔，且在長期處置期間可選擇地下水流速較低之區域，以降低裂隙水流所造成的侵蝕影響，並考量地下水陽離子強度較高的區域。

選址時需考量合適的水文地質條件，以避免因地下水陽離子強度過低造成侵蝕，於工程設計時亦需考量：(1)處置孔之配置，應避免裂隙截切處及有較大傾角之裂隙位置；(2)設定較低之處置孔入流量標準，並依上述的考量制定合適的廢孔準則及處置孔壁水力特性之要求，以避免裂隙水流造成之侵蝕。

14.5.6 緩衝材料量體

為滿足緩衝材料限制平流傳輸及減少微生物活性等安全功能，緩衝材料的水力傳導係數需小於 1×10^{-12} m/s、回脹壓力需大於 2 MPa。根據 MX-80 膨潤土水力傳導係數及回脹壓力的試驗結果，可依據此材料特性設計所需的乾密度；並根據所設計的緩衝材料規格餘裕，考量處置環境的演化影響，保守推算緩衝材料損失量小於 1,200 kg 內，仍可滿足前述的安全功能。

另經由第 11.2.2 節緩衝材料的侵蝕分析，以目前處置設施之規劃，在 10 萬年內質量損失達到 1,200 kg 的處置孔比例為 3%，顯示侵蝕作用尚不算劇烈，目前的設計應可保有一定程度的餘裕。若欲進一步提高餘裕，後續可考慮提高緩衝材料膨潤土塊體密度，亦或經由廢孔準則避開裂隙水流速較高之區域，選擇地下水陽離子強度較高之區域設置處置孔，以減少緩衝材料受侵蝕的速率。

14.5.7 緩衝材料厚度

緩衝材料厚度設計依據第 4.2.6 節中的處置孔設計需求而訂，為滿足相關設計需求，緩衝材料必須提供足夠之回脹壓力及適當的水力傳導係數，因此，根據第 14.5.6 節所述，緩衝材料應具備有適當之乾密度以達成前述目標。但在長期處置的考量下，尚需考慮緩衝材料因侵蝕導致質量損失，造成其密度降低的情形；因此，實際進行緩衝材料厚度設計時，將同時考量第 14.5.5 節、第 14.5.6 節的結果進行。

緩衝材料厚度的設計，為分別計算不同緩衝材料厚度條件下允許的損失質量，以及考量不同地下水演化條件下對應的裂隙水流流速、陽離子強度、裂隙內寬、裂隙傾角等資料，計算不同時期的緩衝材料損失質量。目前設計的緩衝材料厚度(35 cm)大約可提供 20 萬年至 30 萬年之設計需求。但由於侵蝕速率會受到前述裂隙水流流速、陽離子強度、裂隙內寬、裂隙傾角等參數的影響，後續仍需加強地質調查與模式評估工作，以確保能有適當的緩衝材料厚度。此外，由於雙區域模式與 KTH 模型回歸式等 2 種侵蝕評估模式分析結果差異較大，後續亦應針對兩者間的差異性進行進一步的探討。

14.5.8 緩衝材料礦物組成

緩衝材料目前使用材料為 MX-80 膨潤土，透過不同乾密度條件下之水力傳導試驗及回脹壓力試驗結果得知，在膨潤土乾密度大於 $1,450 \text{ kg/m}^3$ 時，可滿足緩衝材料限制平流傳輸及減少微生物活性等設計需求。

另由於緩衝材料的膨潤土原料中，不應存在對其他工程障壁有害的物質，故其材料組成中的有機碳含量應小於 1%(重量比)、硫化物含量應小於 0.5%(重量比，對應黃鐵礦接近 1%)、總硫量應小於 1%(重量比)，以確保緩衝材料不會對廢棄物罐的銅殼材料有不良之影響，且採用之 MX-80 膨潤土，其有害物質含量皆符合在前述範圍內。

14.5.9 回填材料

回填材料為回填處置隧道空間之材料，其目的為提供緩衝材料的力學支撐，以維持緩衝材料在處置孔中之體積，防止緩衝材料因回脹出處置孔外而使密度降低，喪失其安全功能；回填材料亦可填充處置隧道空間，阻滯地下水流經處置隧道，降低地下水流對工程障壁的危害。為滿足回填材料之相關設計需求，回填材料的水力傳導係數需小於 10^{-10} m/s、回脹壓力需大於 0.1 MPa。考量回填材料之施工效率及回填均勻度，本報告規劃以單軸壓縮方法預先壓製成塊體，再於現場堆疊至處置隧道內，預期可滿足施工效率及回填之均勻度；考量施工可能造成的不確定性，回填材料安裝後整體最小可允許乾密度為 $1,408 \text{ kg/m}^3$ ，且可滿足前述設計需求之要求。進一步透過 FLAC3D 程式評估緩衝材料與回填材料飽和後之回脹壓力，可知道完全飽和後回填材料最小回脹壓力約為 1.5 MPa，可確認其符合回脹壓力之相關需求。

此外，回填材料的材料組成應具有長期化學穩定性，避免影響處置設施環境之地下水水質，故其材料組成中的有機碳含量應小於 1%(重量比)、硫化物含量應小於 0.5%(重量比，對應黃鐵礦接近 1%)、總硫量應小於 1%(重量比)，且採用之 MX-80 膨潤土，其有害物質含量皆符合在前述範圍內。

14.5.10 廢孔準則

處置孔周圍母岩為處置設施中的第一道天然障壁，當其具有不利於工程障壁系統完整性之條件時，可採用廢孔準則避開該處置孔，以降低危害工程障壁系統之風險。根據前述章節之分析結果，廢孔準則後續可進行之相關精進如下：

(1) 處置孔截切廢孔準則

廢孔準則可有效降低裂隙與處置孔截切數量，可避開潛在導水裂隙，以及降低廢棄物罐受裂隙剪力位移影響之風險。

(SKB, 2006e)，也是主要的廢孔率貢獻來源。根據本報告的分

析結果，廢棄物罐因剪力作用失效的機率並不高，後續可配合候選場址特性，透過各項技術精進(如調整裂隙連續截切處置孔量)進行廢孔準則調整。

(2) 處置孔直徑

為防止處置孔於開挖過程中超挖情形可能造成的影響，處置廢棄物罐後回填時，應在超挖之孔洞中填補緩衝材料，以確保緩衝材料之密度。

14.5.11 處置孔壁水力特性

根據初步分析結果，處置設施封閉後裂隙與處置孔壁交界面上靜水壓分布為 5.10 MPa 至 5.30 MPa，裂隙流速分布為 3.37×10^{-9} m/s 至 3.40×10^{-8} m/s，處置孔壁入流量分布則為 1.16×10^{-12} m³/s 至 3.15×10^{-11} m³/s，符合相關的設計需求。

14.5.12 廢棄物罐擺設位置

本小節主要說明熱傳相關分析成果之回饋，熱間距設計主要考量緩衝材料長期安全之設計前提「緩衝材料溫度需小於 100 °C」，根據 9.3.4 節近場熱演化分析結果顯示在目前處置孔間距與緩衝材料設計情況下，廢棄物罐頂部膨潤土的最高溫度仍符合需求。因此，在設計前提回饋方面，目前沒有調整緩衝材料溫度限值之必要性。參考設計回饋方面，原 KBS-3 系統之處置孔最小間距可為 6 m，目前處置孔間距參考設計為 9 m，未來仍有調適或最佳化之可能性，有效利用處置區域。

14.5.13 開挖損傷帶控制

由於開挖損傷帶對造成的影響，可能使得緩衝材料受侵蝕的風險增加，進一步影響廢棄物罐受腐蝕的風險；因此，在設定設計需求時，針對採用之開挖方法造成的開挖損傷帶，其隧道導水係數最大容許值為 1×10^{-8} m²/s(SKB, 2011)，針對處置孔壁開挖損傷帶之導水係數最大容許值則為 1×10^{-10} m²/s，另由於開挖損傷帶主要集中於隧道表

面，皆可搭配施工方法及機具進行調整及磨除，故參考國際相關研究結果，採用其導水係數之容許值則可充分考量其影響。

14.5.14 灌漿與噴漿材料

一般卜特蘭(Portland)水泥製成的混凝土與砂漿之孔隙溶液，其 pH 值大約介於 pH12 至 pH13 之間，屬於高鹼性孔隙溶液，容易造成膨潤土之安全功能損失，改變膨潤土原有的緻密防水特性，同時也會造成緩衝材料性質改變，影響放射性核種在處置設施的傳輸性質。為了有效降低混凝土之 pH 值，以減少材料劣化，將以低鹼膠結的卜作嵐(Pozzolanic)材料取代水泥材料；目前採用矽灰混合飛灰製成之低鹼混凝土，具有較一般混凝土更高的耐久性，使其達到 pH 值小於 11、水力傳導係數小於 10^{-8} m/s、抗壓強度大於 280 kg/cm^2 之需求，做為處置設施之灌漿與噴漿材料。後續可針對此低鹼混凝土進行室內試驗，並研究相關的使用方法、機具及結構。

14.5.15 處置設施深度

處置設施深度主要考量因素包括：水文地質特性、地球化學環境特性、長期穩定性、施工及調查技術、隧道力學穩定特性和地溫對工程障壁影響，國際上深層地值處置概念之處置設施深度範圍大多介於 300 m 至 1,000 m，我國法規「高放射性廢棄物最終處置設施場址規範」第 11 條第 1 項「母岩深度距離地表 300 公尺以上。」目前規劃之處置設施深度為地下 500 m。根據參考案例的初步評估，尚未發現有顯著不利處置設施的安全功能之因素，目前沒有調整處置設施深度之急迫性，但仍不排除依據新事證調適或最佳化。

14.5.16 隧道、豎井與封閉

隧道、豎井、封閉之相關規劃如第 4 章所述。經初步應力分析，處置隧道及主隧道開挖當下及開挖完成後，隧道底部的圍岩有最低安全係數值，但仍能保持穩定，代表其可符合使用需求；豎井之應力分析亦於開挖完成後，圍岩能處於安全穩定之狀態。另因國際上針對隧

道、豎井與封閉已有成熟之技術，後續可配合確定場址及詳細地質調查資料進行細部規劃，或依據臺灣地震特性，於隧道、豎井模式中進行震源之加載及分析，並研擬岩體強度不足時的補強措施；以及開發隧道與豎井連通之模擬，進行互制影響之分析。

14.5.17 鑽井回填

無論是由地表向下鑽掘，或是由地下開挖的空間中向外鑽掘之鑽井調查，都需要在處置設施封閉前進行回填密封，並在進行處置設施配置時，確保鑽井不會與隧道相互連接，亦不會與處置孔相交。如第4.2.12節所述，目前鑽井回填方法為參考瑞典SKB之三明治概念，鑽井中存在導水裂隙段，使用具滲透性之砂質材料進行填充，使其不影響該水層之地下水流條件；無導水裂隙段之部位則使用膨潤土密封，避免水流在井孔內上下影響；在砂質材料與膨潤土材料填充段間，以一定長度的低鹼混凝土灌漿，以區隔且防止膨潤土與砂質材料之間的相互影響；另外在各材料間安裝銅製的封塞，以利施工並防止不同材料之間混合。

參考鑽井密封相關的分析研究表示，未密封的裸井對處置設施周圍岩體的地下水流動影響很小(Joyce, 2010)，鑽井密封之水力傳導率低於 10^{-6} m/s時足以使地下水流動與周圍岩體相近(SK B, 2011; Luterkort et al., 2012)。後續可配合確定場址及詳細地質調查資料，評估參考設計對處置設施和周圍岩體中地下水流動的影響，確認密封回填的設計之有效性。

14.6 回饋至詳細現地調查與場址描述模型

本報告已根據參考案例之初始條件完成處置設施初步設計，並執行相應之安全評估，以確保處置設施之長期安全性。在本章節中，係根據各項評估結果，提供回饋予現地調查的規劃及場址描述模型(Site Descriptive Model)的建置，以確保處置設施的設計及安全評估的完整性，並降低其不確定性。

場址描述模型是瑞典核燃料與廢棄物管理公司(SKB)針對場址特性所進行的地球科學資料整合與評估方法(Andersson et al., 2013)，分為七大學科領域，分別是地質(Geology)、熱學特性(Thermal Properties)、岩石力學(Rock Mechanics)、水文與水文地質(Hydrology and Hydrogeology)、水文地球化學(Hydrogeochemistry)、傳輸特性(Transport Properties)與生態系統(Ecosystems)，每項學科領域有其獨立性，但彼此之間亦有所關連。藉由如此地球科學資料整合與評估方法，以期對場址的特性有完整的了解。

14.6.1 精進可能引致地震變形帶的特徵化方法

影響地震引致裂隙剪力位移的最主要因素，包含斷層及變形帶的位置、長度及面積，其次為斷層的滑移速率或再現期、速度構造等。在前述影響裂隙剪力位移的因素中，斷層及變形帶的位置會影響到斷層與裂隙之間的距離，斷層及變形帶的長度及面積則會影響最大地震規模的評估。若這些因素的調查資料不夠充足，可能造成地震引致裂隙剪力位移評估結果的不確定性：

- (1) 斷層及變形帶的長度容易因調查資料的不足，導致其無法被完全掌握，例如：若斷層或變形帶從陸地延伸至海域，海域資料的缺乏可能影響斷層長度的判斷，造成低估潛在最大地震規模，進而影響地震引致裂隙位移量的分析結果。
- (2) 地震引致裂隙位移的累積量會受到斷層活動再現期之影響，精確的再現期資訊有助於地震引致裂隙位移量的評估。
- (3) 速度構造會影響震波的傳遞，需要藉由調查增加相關資料以利模式的評估計算。
- (4) 此外，斷層破碎帶、變形帶及其周邊區域並不適合設置處置設施，其寬度往往也因岩體的力學性質與地質構造的差異而存在側向變化，故斷層破碎帶及變形帶寬度亦是現地調查的重要參數之一。

為了精進上述議題的處理，後續於現地調查時可加強進行斷層及變形帶之位置、長度、寬度、面積等資訊的量測，並針對斷層活動再現期及調查區域與其周圍三維速度構造再進一步的調查。此外，在地震引致裂隙剪力位移之評估方面，可結合陸域及海域的資料，完整描述構造的幾何及分布、斷層活動再現期、區域三維速度構造等資訊。

14.6.2 精進限制截切處置孔裂隙大小之方法

如前所述，若處置孔與較大的裂隙截切，可能會使得廢棄物罐的完整性受到地震引致裂隙剪力位移的影響；雖然此一現象可藉由實施 FPC 及 EFPC 來加以避免，但空間使用率會相對較低，且前述準則實務上辨識裂隙的準確性仍需進一步研析。因此，後續可在實施現地調查時，增加周圍大型裂隙的調查精度及辨識度，以瞭解其在三維空間的分布狀況及尺寸；此外，由於進行裂隙評估所使用之 DFN 參數集，是依據現地調查資料統計分布而得，其裂隙尺寸為對數線性分布，後續可搭配採用動力學方式模擬裂隙生成，以獲得裂隙尺寸之對數雙線性分布。

14.6.3 降低離散裂隙網路模型之不確定性

離散裂隙網路(DFN)模型是進行水文地質演化、地震引致裂隙剪力位移、放射性核種傳輸等評估時的基礎，由於 DFN 模型是依據現地調查資料統計分布而得；因此，後續在現地調查時，應留意地表裂隙調查和鑽孔裂隙調查的數量，使其具有統計意義，降低因調查數量不足造成的不確定性。此外，亦需留意現地調查時的調查位置，應適當分配，使其可經內插推估區域的裂隙特徵分布，減少其於空間異質性的不確定性；若因母岩量體或環境限制，使無法達成前述要求時，為避免影響處置作業可用範圍，應於各階段逐步利用隧道開挖或水平鑽孔方式調查，以增加數據、減少不確定性。除此之外，亦可於隧道開挖階段，進行隧道壁面裂隙繪製或先導孔調查，可有效減低離散裂隙網路模型之不確定性。

14.6.4 判定連通導水裂隙

在進行水文地質演化分析時，會將 DFN 進行裂隙連通性分析，藉以判別連通的導水裂隙，確認特定處置孔的入流量，藉以評估廢棄物罐可能的失效的情節，並評估可能的釋出途徑。

本報告採用數值模擬的方式協助判別連通的導水裂隙，而現地調查的地表裂隙調查、鑽孔裂隙調查、現地實驗等，可進一步精進數值模擬方式的正確性；因此，後續在進行現地調查時，應規劃鑽孔內的現地抽水試驗，進行長時間、大範圍的抽水，來判釋連通導水裂隙。為因應現地抽水試驗之所需，鑽孔的佈設(包含位置、深度、角度、數量等)、可長時間抽取大水量的抽水設備、在不同裂隙段進行量測並封塞的儀器，皆為現地調查階段的必備考量。在實際施行現地調查時，可結合處置設施配置之規劃，針對重要的導水裂隙範圍進行初步判釋，再輔以鑽孔進行調查，最後採用抽水試驗進行確認。

在獲得更詳細的現地調查資料後，可配合數值模擬進行連通導水裂隙的特徵化，分析特定位置/區域的三維連通導水裂隙分布，以精進水文地質演化分析及放射性核種傳輸評估之基礎。

14.6.5 處置設施體積單元水力特性

處置設施範圍之水力特性，與導水構造及連通導水裂隙的位置及分布有關，以此為基礎，藉由水文地質之分析結果，可瞭解在不同邊界條件下處置設施的水力特性。

由於處置設施範圍之水力特性會受到裂隙分布及入流量的直接影響，因此，在場址描述模型中亦應針對其進行描述(如裂隙內寬與導水係數等)。在進一步確認候選場址後，可依照處置設施的實際裂隙軌跡、裂隙參數，建置確定式裂隙分布，並進行裂隙入流量調查值與評估值之比對。

14.6.6 驗證開挖損傷帶設計需求的一致性

控制開挖損傷帶發展的方法主要和開挖方式的選擇、開挖方式的操作品質及品質控管等有很大的關連，在開挖作業進行後，則需要透

過詳細的調查計畫、先導施工技術試驗等，確保開挖損傷帶符合導水係數最大容許值為 $1 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ 之設計需求(第 14.4.12 節)。

後續在進行現地調查時，可於類似母岩特性區域進行開挖工法試驗，量測開挖超挖範圍、開挖後周圍母岩之導水係數，並以非破壞性檢測的方式確認開挖損傷帶之深度與範圍，以確認開挖損傷帶是否符合設計需求。此外，根據現地調查的結果，可提供開挖方式的相關建議，並據以設定場址描述模型中開挖損傷帶的範圍、導水係數之最大值等參數。

14.6.7 岩石力學

岩石的力學性質會影響岩石變形和可能發生破壞的位置，從而影響處置設施的配置及安全功能。力學性質主要取決於完整岩石的特性(例如岩石種類的幾何分布、不同岩石種類的強度和變形特性)，以及裂隙的分布頻率及性質(例如裂隙帶、裂隙的幾何分布)。因力學對處置設施造成的干擾可能發生在不同的時期，亦可能發生在不同區域的母岩中，對其造成不同程度的影響，影響的程度則主要取決於當下的負載情形。

根據既有岩石力學數據，進行處置設施配置等力學穩定度的分析，由於既有之數據有限，後續在現地調查時可進行鑽孔調查，取得岩芯後根據以下項目進行特徵化：

- (1) 於規劃處置深度進行岩石初始應力量測。
- (2) 於規劃處置深度進行岩體的力學性質量測。
- (3) 進行廣泛剝落或其他岩石破裂風險之分析。
- (4) 進行單一裂隙及裂隙帶之力學性質分析。

此外，目前尚未發展岩石力學特性的評估模式，後續可著眼於發展可描述岩石力學之初始應力及分布，包含完整岩體的變形特性和強度特性、岩石體積中的裂隙區域和弱化區域、裂隙與完整岩體組成的岩體單元等，亦需描述和施工可行性相關的岩石品質，以及該區域岩石應力和性質的相關力學作用。

14.6.8 熱特性

緩衝材料受到熱作用的影響，主要受到熱傳導係數、現地溫度、處置設施配置的影響。後續現地調查中，首先可經由鑽孔調查確認鑽孔中的溫度，以及第一個鑽孔岩芯的密度、孔隙率、化性、礦物組成、熱傳導係數、熱含量等，以確保可排除不適合設置處置設施的條件(例如：高地溫梯度、高初始溫度、高度不均勻的熱特性等)。此外，並可經由進一步的詳細調查資料，減少空間變異性和熱傳導係數的不確定性，提出更精確的熱間距設計，進而有效的利用空間，降低工程之開挖面積及建造成本。

在場址描述模型方面，應根據調查資料描述包含岩石的熱特性分布、母岩的初始溫度條件、岩石構造及岩性組成等幾何條件等，建立岩體的熱特性模型，使場址描述模型更趨完整。

14.6.9 水文地球化學

處置設施的化學環境(包含氧化還原特性、鹽度、離子強度等)會影響廢棄物罐和緩衝材料等工程障壁的安全功能，其他如地下水中鉀、硫化物、二價鐵的含量，亦可能影響廢棄物罐和緩衝材料的化學穩定性。目前本報告僅先根據穩態鹽度分布之分析結果，估算該鹽度條件下，地下水之水合物種型態分布，並計算其離子強度、pH 值，以及可能影響緩衝材料及廢棄物罐安全功能之硫化物與鐵的濃度。

後續應於現地調查時，採用鑽探調查完成以下調查項目：

- (1) 進行鑽探取樣並進行水化學井測。
- (2) 於取芯鑽孔過程中取樣並進行水化學井測。
- (3) 至少有一個深層井，以水文地球化學調查項目為優先，進行完整特徵化調查。
- (4) 進行化學參數的長期監控。
- (5) 進行裂隙填充礦物的調查。

在水文地質描述模型建置方面，為能描述處置設施周圍母岩的化學環境，後續可根據岩石與地下水中的二價鐵、黃鐵礦、硫化物等離子含量、礦物組成，以及裂隙礦物等礦物數據資料，評估處置環境之氧化還原能力，建立可定性描述化學物質作用的評估模式及可定量描述化學物質濃度的評估模式。同步與水文地質之分析進行整合，配合現地調查資料，以確定水文地球化學之分析數據。

14.6.10 地表生態系統

根據場址描述模型之相關假設，以及水文地質演化的分析結果，訂定不同生物圈組件的幾何形狀及空間連結關係，以進行生物圈劑量轉換因子的評估。

後續在確定候選場址後，可針對候選場址區域的地表環境相關資料進行更詳細的調查(例如地表水體、氣候變化、土壤沉積物、生物群體等)，以提升評估的可信度並降低其不確定性。初步可經由較大範圍的調查，進行地表量測和監測點佈設，以瞭解自然變化及其週期，接著逐步聚焦到處置設施的候選區域，針對湖泊、河道、海洋等可能的生物圈組件，進行化學、形態、水文、生物群體的特徵化。此外，亦將蒐集相關數據進行風化層和生物族群的化學計量分析，以評估地表的吸附值。

在模式評估方面，後續可利用調查資料進行地理資訊系統(Geographic Information System, GIS)的建模，經由地理資訊系統描述土地利用、生物族群邊界、地表水文及沉積物評估模式。於地表生態系統中，除了結合近地表地下水與地表水體的分析外，亦將建立深層地下水與地表水體的耦合分析模式，以降低分析陸地水體通量與生態系統模式的不確定性。並利用上述模式系統，進行地景隨長時間演化之地景發展模式(landscapes Development Model)，以供後續安全評估使用。

15. 參考文獻

水利署(2017)，106 年水權統計-水權年報-一般水權登記引用水量-地下水，水利署。

台電公司(2006)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段 94 年工作成果報告，台灣電力公司。

台電公司(2007)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－95 年度計畫成果報告(修訂一版)，台灣電力公司。

台電公司(2008)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－96 年度計畫成果報告(修訂一版)，台灣電力公司。

台電公司(2009)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－97 年度計畫成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2010)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－98 年度計畫成果報告(修訂一版)，台灣電力公司。

台電公司(2011)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－99 年度計畫成果報告，台灣電力公司。

台電公司(2012)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段 100 年計畫成果報告，台灣電力公司。

台電公司(2013)，用過核子燃料最終處置計畫潛在母岩特性調查與評估階段 101 年度計畫成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2014)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－102 年度成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2015)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－103 年度成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2016)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－104 年度成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2017)，用過核子燃料最終處置計畫一潛在處置母岩特性調查與評估階段 105 年度成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2018a)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－106 年度成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2018b)，Taiwan SSHAC Level 3 PSHA Study Final Meeting－Final Seismic Source Model and Logic Trees。

台電公司(2019a)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段－我國用過核子燃料最終處置技術可行性評估報告－SNFD2017 報告，TPC-SNFD2017-V1。

台電公司(2019b)，用過核子燃料最終處置計畫候選場址評選與核定階段 107 年度成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

台電公司(2019c)，用過核子燃料最終處置計畫，台灣電力公司核能後端營運處；行政院原子能委員會放射性物料管理局，2020 年核定版。

台電公司(2020)，用過核子燃料最終處置計畫候選場址評選與核定階段－108 年度成果報告(修訂二版)，台灣電力公司。

朱金芳、徐錫偉、黃宗林、吳建春、張先康(2005)，福州市活斷層探測與地震危險性評價，中國城市活斷層探測叢書，科學出版社。

周佳、陳佳婷、羅敏輝、李明安、許晃雄、洪志誠、鄒治華、盧孟明、洪致文、陳正達、鄭兆尊(2017)，臺灣氣候變遷科學報告 2017-物理現象與機制。臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置計畫。666 頁。

林幸助、李麗華(2011)，金門國家公園沿海濕地碳通量調查計畫，金門國家公園管理處委託國立中興大學辦理報告。

邱立文、黃群修、吳俊奇(2015)，第四次全國森林資源調查，行政院農委會林務局委託報告。

金門縣政府主計處(2017)，中華民國一〇六年八月份金門縣統計月報，金門縣政府。

科技部、中央研究院環境變遷研究中心、交通部中央氣象局、臺灣師範大學地球科學系、國家災害防救科技中心(2021)，IPCC 氣候變遷第六次評估報告之科學重點摘錄與臺灣氣候變遷評析更新報告，科技部臺灣氣候變遷推估資訊與調適知識平台計畫(TCCIP)

食品藥物管理署(2017)，國家攝食資料庫。2020/10/29 取自 <http://tnfcds.cmu.edu.tw/index.php?action=about>

原能會(1997)，放射性廢料管理方針，中華民國 77 年 9 月 16 日台科字第 25776 號令發布，中華民國 86 年 9 月 2 日台科字第 33951 號令修正。

原能會(2002)，游離輻射防護法，中華民國 91 年 12 月 23 日行政院院臺科字第 0910064739 號令發布。

原能會(2010)，放射性物料管理法，中華民國 91 年 12 月 25 日總統華總一義字第 09100248760 號令發布。

原能會(2011)，放射性物料管理法施行細則，中華民國 92 年 7 月 30 日行政院原子能委員會會物字第 0920018935 號令發布，中華民國 108 年 11 月 21 日行政院原子能委員會會物字第 10800134611 號令修正。

原能會(2013)，高放射性廢棄物最終處置及其設施安全管理規則，中華民國 94 年 8 月 30 日會物字第 0940028885 號令發布，中華民國 102 年 1 月 18 日會物字第 1020001007 號令修正。

原能會(2017)，高放射性廢棄物最終處置設施場址規範，中華民國 104 年 4 月 24 日會物字第 1040013356 號令發布，中華民國 106 年 3 月 29 日會物字第 1060039311 號令修正。

原能會(2019)，核子保防作業辦法，中華民國 92 年 9 月 10 日行政院原子能委員會會綜字第 0920023127 號令發布，中華民國 108 年 7 月 25 日行政院原子能委員會會綜字第 10800084831 號令修正。

原能會(2020)，放射性廢棄物處理貯存最終處置設施建造執照申請審核辦法，中華民國 93 年 4 月 7 日行政院原子能委員會會物字第 0930010683 號令發布，中華民國 109 年 8 月 7 日行政院原子能委員會會物字第 1090008779 號令修正。

高苑科技大學綠功能技術研發中心(2011)，國家重要濕地碳匯功能調查計畫總結報告書，內政部營建署城鄉發展分署委託報告。

- 張毓文、簡文郁、邱世彬(2010)，金、馬及澎湖地區之設計地震研擬，國家地震工程研究中心，共 76 頁。
- 陳正宏(1990)，臺灣地質之一，臺灣之火成岩，經濟部中央地質調查所。
- 陳宏宇、許晃雄、林李耀、陳永明(2018)，臺灣氣候的過去與未來-臺灣氣候變遷科學報告 2017-物理現象與機制-重點摘錄。30 頁。
- 勞動部(2017)，106 年國際勞動統計，行政院勞動部。
- 黃家勤、劉正千、溫清光(2006)，流域非點源污染對於感潮河段動態水質影響之研究，臺南大學環境生態研究所，行政院國家科學委員會專題研究計畫。
- 溫國樑、簡文郁、張毓文、林哲民、郭俊翔(2011)，面震源與衰減律參數研究及核電廠地盤反應量測，行政院原子能委員會核能研究所委辦計畫，國家地震工程研究中心。
- 劉平妹(2003)，乾溼冷暖孢粉知道，科學發展，第 369 期，第 18-23 頁。
- 鄭世楠、江嘉豪、陳燕玲(2011)，台灣地區歷史地震資料的建置，中央氣象局地震技術報告彙編，第 60 卷，第 427-448 頁。
- Åkesson, M., Kristensson, O., Börgesson, L., Ann Dueck Clay Technology (2010), THM modelling of buffer, backfill and other system components, Critical processes and scenarios, SKB, TR-10-11.
- Alexander, W.R., Milodowski, A.E., Pitty, A.F., Hardie, S.M.L., Kemp, S.J., Rushton, J.C., Andreas Siathas, Avrim Siathas, Mackenzie, A.B., Korkeakoski, P., Norris, S., Sellin, P. and Rigas, M. (2013), Bentonite reactivity in alkaline solutions: interim results of the Cyprus Natural Analogue Project (CNAP), Clay Minerals, vol. 48, pp. 235-249.
- Andersson, J., Skagius, K., Winberg, A., Lindborg, T., and Strom, A., (2013), Site-descriptive Modelling for a Final Repository for Spent Nuclear Fuel in Sweden, Environ Earth Sci 69:1045–1060.

- ASTM Standard E1269, (2011), Standard test method for determining specific heat capacity by differential scanning calorimetry, ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Bäckblom, G. (2008), Excavation damage and disturbance in crystalline rock – results from experiments and analyses, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-08-08.
- Barton, N. (2013), Shear strength criteria for rock, rock joints, rockfill and rock masses : Problems and some solutions, Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering, Vol. 5, No. 1, pp. 249-261.
- BMUB (2010), Safety Requirements Governing the Final Disposal of Heat-Generating Radioactive Waste, The Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB), Germany.
- Bresle, A., Saers, J. and Arrhenius, B. (1983), Studies in pitting corrosion on archaeological bronzes, SKB Technical Report, TR 83-05, SKB, Stockholm, Sweden.
- Brouwer C. and Heibloem, M. (1986), Irrigation Water Management: Irrigation Water Needs, FAO Land and Water Development Division.
- Brown, E.T., (1981), Rock characterization testing and monitoring – ISRM suggested method, Pergamon Press Ltd., U.K.
- Bulgaria Government (2004), Regulation for Safe Management of Radioactive Waste, Adopted by the Council of Ministers Decree No. 198.
- Černá, K., Ševců, A., Steinová, J., and Polívka, P. (2018). Microbial Mobility in Saturated Bentonites of Different Density (DELIVERABLE 2.10). Microbiology in Nuclear Waste Disposal.
- Chen, D., M. Rojas, B. H. Samset, K. Cobb, A. Diongue Niang, P. Edwards, S. Emori, S. H. Faria, E. Hawkins, P. Hope, P. Huybrechts, M. Meinshausen, S. K. Mustafa, G.K. Plattner, A. M. Treguier, 2021, Framing, Context, and Methods. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working

- Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Pean, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, 11 M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekci, 12 R. Yu and B. Zhou (eds.)]. In Press.
- Chung et al. (1994), Late Cenozoic basaltic volcanism around the Taiwan Strait, SE China: Product of lithosphere-asthenosphere interaction during continental extension, *Chemical Geology*, Vol. 112, pp. 1–20.
- Chung et al., (1995), The igneous provinciality in Taiwan: Consequence of continental rifting superimposed by Luzon and Ryukyu subduction systems, *Journal of Southeast Asian Earth Sciences*, Vol. 11, Issue 2, pp. 73–80.
- CNSC (2006), Assessing the Long Term Safety of Radioactive Waste Management, Canadian Nuclear Safety Commission, Regulatory Guide G-320.
- CNSC (2021), Safety Case for the Disposal of Radioactive Waste, Canadian Nuclear Safety Commission, Waste Management, Volume III, REGDOC-2.11.1, Version 2, Canadian Nuclear Safety Commission, 33p.
- Cornell, C.A., and Van Marke, E.H. (1969), The major influence on seismic risk, *Proceedings Third World Conference on Earthquake Engineering*, Santiago, Chile, A-1, 69-93.
- Czech Republic (2002), Regulation No. 307/2002 Coll. of the State Office for Nuclear Safety of 13 June 2002 on Radiation Protection.
- ENSI (2009), Specific design principles for deep geological repositories and requirements for the Safety Case, ENSI-G03/e.
- EPRI (2010a), EPRI Review of Geologic Disposal for Used Fuel and High Level Radioactive Waste: Volume III-Review of National Repository Programs, Electric Power Research Institute, No. 1021614.

- EPRI (2010b), EPRI Review of Geologic Disposal for Used Fuel and High Level Radioactive Waste: Volume II-U.S. Regulations for Geologic Disposal, Electric Power Research Institute, No. 1021384.
- Eshelby, J. (1957), The Determination of the Elastic Field of an Ellipsoidal Inclusion, and Related Problems, Proceedings of the Royal Society of London, Series A, Mathematical and Physical Sciences, Vol. 241, No. 1226, pp. 376–396.
- EU (2002), SPIN Project, EUR 19965 EN, 2002 Testing of Safety and Performance Indicators (SPIN).
- Faure, G. (1991), Principle and applications of inorganic geochemistry, Macmillan.
- Fayek, M. and Brown, J. (2015), Natural and anthropogenic analogues for high-level nuclear waste disposal repositories : a review, A report to the Canadian Nuclear Safety Commission (CNSC), RSP-310.
- Golder Associates Inc. (2009), Upscaling from Discrete Fracture Network Models to Equivalent Porous Media Models.
- GoldSim Technology Group (2014), GoldSim User's Guide, Version 11.1, GoldSim Technology Group, Volume 2.
- GoldSim Technology Group (2017), GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 7.0, GoldSim Technology Group.
- Gutenberg, R., and C.F. Richter, (1944). Frequency of earthquakes in California, Bulletin of the Seismological Society of America, 34, p185-p188.
- Hallberg, R.O. (1988), Inferences from a corrosion study of a bronze cannon, applied to high level nuclear waste disposal, Applied Geochemistry. Vol. 3, Issue 3, pp. 273-280.
- Hedin, A. (2002), Integrated Analytic Radionuclide Transport Model for a Spent Nuclear Fuel Repository in Saturated Fractured Rock, Nuclear Technology, Vol. 138, pp. 179-205.
- Hedström, M., Hansen E. E., and Nilsson, U. (2015), Montmorillonite phase behaviour, Relevance for buffer erosion in dilute

groundwater, Technical Report TR-15-7, SWEDISH NUCLEAR FUEL AND WASTE MANAGEMENT CO

Hicks, T.W. (2005), Review of SKB's Code Documentation and Testing, SKI Report 2005 : 05.

Hidaka, H. and Holliger, P. (1998), Geochemical and Neutronic Characteristics of the Natural Fossil Fission Reactors at Oklo and Bangombe, Gabon, *Geochim. Cosmochim. Acta*, Vol. 62, pp. 89-108.

Holmboe M, Wold S, and Jonsson M (2010), Colloid diffusion in compacted bentonite: microstructural constraints, *Clays and Clay Minerals* 58, 532–541.

Hsieh, M.-L., T.-H. Lai, L.-C. Wu, W.-C. Lu, H.-T. Liu and P.-M. Liew(2006), Eustatic Sea-Level Change of 11 - 5 ka in Western Taiwan, Constrained by Radiocarbon Dates of Core Sediments. *TAO*, Vol. 17, No. 2, pp. 353-370.

Hung, C.C., Wu, Y.C., and King, F. (2017), Corrosion assessment of canister for the disposal of spent nuclear fuel in crystalline rock in Taiwan, *Corrosion Engineering, Science and Technology*, VOL. 52, NO. S1, pp. 194–199.

Hungary Government (2003), 47/2003 (VIII. 8.) ESZCSM Decree of the Minister of Health, Social and Family Affairs, on certain issues of interim storage and final disposal of radioactive wastes, and on certain radiohygiene issues of naturally occurring radioactive materials concentrating during industrial activity.

IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal : Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and ASSESSment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (2010), Seismic Hazards in Site Evaluation for Nuclear Installations, International Atomic Energy Agency, Safety Standards Series, Specific Safety Guide, No. SSG-9, 60p.

IAEA (2010b), Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments,

technical reports series NO.472, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (2012), The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste, International Atomic Energy Agency, Safety Standards Series, Specific Safety Guide, No. SSG-23, 120p.

ICRP (1991), 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60.

ICRP (2013), Radiological Protection in Geological Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste, ICRP Publication 122. Ann. ICRP 42(3).

IPCC (2007), Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

IPCC (2013), Climate change 2013: The physical science basis, In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., and Midgley, P.M., Eds., Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, 1535 p.

IPCC (2013), Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Pean, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis,

- M.Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O.Yelekci, R. Yu and B. Zhou (eds.) J. Cambridge University Press. In Press.
- Isobe, H., Ohnuki, T., Murakami, T. and Gauthier-Lafeye, F. (1995), Migration Behaviour of Uranium under Oxidizing Condition in the Oklo Natural Reactor Zone 2, Gabon, Sci. Bas. Nucl. Was. Manag. XVIII, pp. 1211-1218.
- JNC (2000), H12 Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan, Project Overview Report, 2nd Progress Report on Research and Development for the Geological Disposal of HLW in Japan, JNC Technical Report TN1410 2000-001, Japan Nuclear Cycle Development Institute, Tokai-mura Japan.
- Joyce, S., Applegate, D., Hartley, L., Hoek, J., Swan, D., Marsic, N., and Follin, S. (2010), Groundwater flow modelling of periods with temperate climate conditions – Forsmark, SKB R-09-20.
- Juan, V.C. (1985), The study of igneous rocks in Taiwan, Acta Geologica Taiwanica, Vol. 23, pp. 1–8.
- Kana, D.D., Brady, B.H.G., Vanzant, B.W., and Nair, P.K. (1991), Critical Assessment of Seismic and Geomechanics Literature Related to a High-Level Nuclear Waste underground Repository, NUREG/CR-5440, Washington, DC : Nuclear Regulatory Commission.
- Kato, T. and Suzuki, Y. (2008), Identification of significant parameters through sensitivity analysis in biosphere assessment of geological disposal, JAEA-Research 2008-021.
- Kawamura, K., F. Parrenin, L. Lisiecki, R. Uemura, F. Vimeux, J. Severinghaus, M. Hutterli, T. Nakazawa, S. Aoki, J. Jouzel, M. Raymo, Koji Matsumoto, Hisakazu Nakata, H. Motoyama, S. Fujita, K. Goto-Azuma, Y. Fujii, O. Watanabe(2007)Northern Hemisphere forcing of climatic cycles in Antarctica over the past 360,000 years. Nature Vol. 448, pp. 912–916.
- King F., Ahonen L., Taxén C., Vuorinen U. and Werme L. (2001), Copper corrosion under expected conditions in a deep geologic repository,

- Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company Report, SKB, TR-01-23.
- King, F. and Litke, CD. (1992), DEVELOPMENT OF A CONTAINER FAILURE FUNCTION FOR COPPER, Atomic Energy of Canada Limited Whiteshell Nuclear Research Establishment Pinawa, Manitoba, Canada, pp. 274-289.
- Kjellstrom, T., Holmer, I. and Lemke, B. (2009), Workplace health stress, health and productivity: an increasing challenge for low and middle-income countries during climate change, In Global Health Action ,DOI 10.3402/gha.v2i0.2047
- Konstantinou, K.I. (2014), Potential for future eruptive activity in Taiwan and vulnerability to volcanic hazards, Natural Hazards, Vol. 75, Issue 3, pp. 2653–2671, doi:10.1007/s11069-014-1453-4.
- Kurosawa S, Yui M, and Yoshikawa H, (1997), Experimental study of colloid filtration by compacted bentonite, In Gray W J, Triay I R (eds), Scientific basis for nuclear waste management XX: symposium held in Boston, Massachusetts, USA, 2–6 December 1996. Pittsburgh, PA: Materials Research Society. (Materials Research Society Symposium Proceedings 465), 963–970.
- LANL (2018), Monte Carlo N–Particle® Transport Code System Version 6.2, Los Alamos National Laboratory, CCC-850.
- Lindborg, T. (2010), Landscape Forsmark – data, methodology and results for SR-Site, SKB TR-10-05.
- Masurat, P., Eriksson, S., and Pedersen, K. (2010), Microbial sulphide production in compacted Wyoming bentonite MX-80 under in situ conditions relevant to a repository for high-level radioactive waste, Applied Clay Science, Vol. 47, pp 58–64.
- McConchie, M. (2014), Five iron nails from the Roman hoard at Inchtuthil, Australian National University, from [https : //slll.cass.anu.edu.au/occasional-papers](https://slll.cass.anu.edu.au/occasional-papers).
- Murray-Wallace, C.V. and Woodroffe, W.D. (2014), Quaternary Sea-Level Changes — A Global Perspective, Cambridge University Press, 504p.

- NEA (1995), Future human actions at disposal sites: a report from the NEA Working Group on Assessment of Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites, p18.
- NEA (2012), “Indicators in the Safety Case : A Report of the Integration Group on the Safety Case (IGSC)”, OECD Publishing, Paris.
- NEA (2016), Scenario Development, Workshop Synopsis, Radioactive Waste Management, NEA/RWM/R(2015)3.
- NEA (2020), Two decades of Safety Case Development: An IGSC 20 anniversary Brochure, OECD Nuclear Energy Agency, 47p.
- NEA,(2012) Methods for safety assessment of geological disposal facilities – Outcomes of the NEA MeSA initiative. NEA 6923. Paris: Nuclear Energy Agency, OECD.
- Neretnieks, I., Liu, L. and Moreno, L. (2010), Mass transfer between waste canister and water seeping in rock fractures, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-42.
- NRC (2007), A performance-Based Approach to Define the Site-Specific Earthquake Ground Motion, REGULATORY GUIDE 1.208, U.S.
- NUMO (2021), 包括的技術報告：わが国における安全な地層処分の実現 , NUMO-TR-20-03, 原子力発電環境整備機構。
- OECD/NEA (2007), Regulating the Long-term Safety of Geological Disposal: Towards a Common Understanding of the Main Objectives and Bases of Safety Criteria, Organisation for Economic Co-operation and Development Nuclear Energy Agency, No. 6182.
- ORNL (2011), Scale : A Comprehensive Modeling and Simulation Suite for Nuclear Safety Analysis and Design, ORNL/TM-2005/39, Version 6.1, June 2011. Available from Radiation Safety Information Computational Center at Oak Ridge National Laboratory as CCC-785.
- Pedersen, K. (2019). Final synthesis report for WP2 (DELIVERABLE D2.19). Microbiology In Nuclear Waste Disposal.
- Posiva (2012), Safety case for the disposal of spent nuclear fuel at Olkiluoto – complementary considerations 2012, Posiva report, POSIVA 2012-11.

- POSIVA (2014), Data Basis for the Biosphere Assessment BSA-2012, POSIVA 2012-28.
- POSIVA (2014), Radionuclide Transport in the Repository Near-Field and Far-Field, POSIVA, POSIVA 2014-02.
- POSIVA and SKB (2017), Safety functions, performance targets and technical design requirements for a KBS-3V repository – Conclusions and recommendations from a joint SKB and POSIVA working group, POSIVA Oy and Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, POSIVA-SKB-Report-01.
- Rohling, E.J., Fenton, M., Jorissen, F.J., Bertrand, P., Ganssen, G., and Caulet, J.P. (1998), Magnitudes of sea-level lowstands of the past 500,000 years, *Nature*, Vol. 394, pp. 162–165.
- Romero, L. (1995), Fast Multiple-Path Model to Calculate Radionuclide Release from the Near Field of a Repository, Volume 112, *Nuclear Technology*.
- Ruddiman, W.F. (2008), *Earth's Climate: Past and Future*, 2nd edition, W.H. Freeman and Company. pp. 465
- Sandén T, Nilsson U, Johannesson L-E, Hagman P, Nilsson G. (2018b), Sealing of investigation boreholes. Full scale field test and large-scale laboratory tests, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB TR-18-18.
- Sandén, T. and Börgesson, L. (2008), Deep repository-engineered barrier system, Piping and erosion in tunnel backfill, Laboratory tests to understand processes during early water uptake, Clay Technology AB, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-06-72.
- Sandén, T. and Börgesson, L. (2010), Early effects of water inflow into a deposition hole, Laboratory tests results, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-10-70.
- Sandén, T., Börgesson, L., Dueck, A., Goudarzi, R., and Lönnqvist, M. (2008), Deep repository-Engineered barrier system, Erosion and sealing processes in tunnel backfill materials investigated in

- laboratory, Clay Technology AB, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-08-135.
- Sandén, T., Marjavaara P., and Fritzell, A, (2018a). Water Handling During Backfilling. Development report (Posiva SKB Report 05). POSIVA Oy and Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.
- SEPA & NIEA (2009), Geological Disposal Facilities on Land for Solid Radioactive Wastes: Guidance on Requirements for Authorisation.
- Shimazaki, K. (1986), Small and Large Earthquakes: The Effects of the Thickness of Seismogenic, Geophysical Monograph Series, Earthquake Source Mechanics, Vol. 37, pp. 209-216.
- Shinjo, N., Yoshida, H. and Ota, K. (1997), An Analogue Study on Nuclide Migration in Tsukiyoshi Fault, Tono Uranium Deposit, Proc. Migration 97, pp. 94-95.
- Siame, L., Chu, H.T., Carcaillet, J., Bourlès, D., Braucher, R., Lu, W.C., Angelier, J., and Dussouliez, Ph. (2007), Glacial retreat history of Nanhuta Shan (north-east Taiwan) from preserved glacial features: The cosmic ray exposure perspective, Quaternary Sciences Reviews, Vol. 26, pp. 2185–2200.
- SKB (1994), Final report of the AECL/SKB Cigar Lake Analog Study , TR-94-04.
- SKB (2003), Gas migration in KBS-3 buffer bentonite Sensitivity of test parameters to experimental boundary conditions, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-03-02.
- SKB (2004), Deep repository. Underground design premises, Edition D1/1, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-04-60.
- SKB (2006a), Geosphere process report for the safety assessment SR-Can, TR-06-19.
- SKB (2006b), 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.

- SKB (2006c), The ecosystem models used for dose assessments in SR-Can, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-06-81.
- SKB (2006d), The biosphere at Forsmark Data, assumptions and models used in the SR-Can assessment, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-06-82
- SKB (2006e), Using observations in deposition tunnels to avoid intersections with critical fractures in deposition holes, TR-06-54.
- SKB (2008), Excavation damage and disturbance in crystalline rock – results from experiments and analyses. SKB, TR-08-08.
- SKB (2009a), Design premises for a KBS-3V repository based on results from the safety assessment SR-Can and some subsequent analyses, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-09-22.
- SKB (2009b), Underground design Forsmark. Layout D2, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-08-116.
- SKB (2009c), Strategy for thermal dimensioning of the final repository for spent nuclear fuel, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-09-04.
- SKB (2009d), Uneven swelling pressure on the canister simplified load cases derived from uneven wetting, rock contours and buffer density distribution, Document ID 1206894.
- SKB (2010a), Spent nuclear fuel for disposal in the KBS-3 repository, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-13.
- SKB (2010b), Heikki Raiko, Rolf Sandström, Design analysis report for the canister, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-28.
- SKB (2010c), Design, production and initial state of buffer, Technical Report, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-15.

- SKB (2010d), Buffer, backfill and closure process report for the safety assessment SR-Site, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-47.
- SKB (2010e), Design, production and initial stat of the backfill and plug in deposition tunnels, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-16.
- SKB (2010f), Full perimeter intersection criteria, definitions and implementations in SR-Site, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-21.
- SKB (2010g), Groundwater Flow Modelling of the Excavation and Operational Phases, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-09-19.
- SKB (2010h), Radionuclide transport report for the safety assessment SR-Site, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-50.
- SKB (2010i), Data report for the safety assessment SR-Site, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-10-52.
- SKB (2010j), Design, Construction and Initial State of the Underground Openings, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-18.
- SKB (2010k), SR-Site Groundwater Flow Modelling Methodology, Setup and Results, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-09-22.
- SKB (2010l), Corrosion calculations report for the safety assessment SR-Site, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-66.
- SKB (2010m), Design, production and initial state of the canister, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-14.
- SKB (2010n), Sorption of prioritized elements on montmorillonite colloids and their potential to transport radionuclides, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-20.

- SKB (2010o), Handling of future human actions in the safety assessment SR-Site, TR-10-53.
- SKB (2010p), Effects of large earthquakes on a KBS-3 repository, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-08-11.
- SKB (2010q), Design, production and initial state of the closure, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-17.
- SKB (2010r), Climate and climate-related issues for the safety assessment SR-Site, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-10-49.
- SKB (2011), Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark -Main report of the SR-Site project Volume III, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB TR-11-01.
- SKB (2016), Clay erosion – impact of flocculation and gravitation, SKB, TR-16-11.
- SKB (2017), Clay erosion - impact of flocculation and gravity, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-16-11.
- SKB (2019), Development and testing of methods suitable for quality control of bentonite as KBS-3 buffer and backfill, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB TR-19-25.
- Smart, N.R. and Adams, R. (2006), Natural analogues for expansion due to the anaerobic corrosion of ferrous materials, SKB Technical Report, TR-06-44, Stockholm, Sweden.
- Smith, G. M., Watkins, B. M., Little, R. H., Jones, H. M., Mortimer, A. M. (1996), Biosphere Modeling and Dose Assessment for Yucca Mountain. EPRI TR-107190 3294-18.
- SSM (2008), T The Swedish Radiation Safety Authority's regulations and general advice concerning safety in connection with the disposal of nuclear material and nuclear waste, SSM FS 2008:21.
- STUK (2013), Disposal of nuclear waste, Guide YVL D.5

- STUK (2018), Disposal of Nuclear Waste, Radiation and Nuclear Safety Authority, GUIDE YVL D.5.
- Stumm W., and Morgan, J.J. (1981), Aquatic Chemistry, 2nd ed. John Wiley and Sons.
- Svensson, D., Eriksson, P., Johannesson, L.E., Lundgren, C., and Bladström (2019), Development and Testing of Methods Suitable for Quality Control of Bentonite as KBS-3 Buffer and Backfill, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, TR-19-25.
- Svensson, U. (2010), DarcyTools, Version 3.4, Verification, validation and demonstration, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-10-71.
- Svensson, U. and Ferry, M. (2010), DarcyTools, Version 3.4, User's guide, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-10-72.
- Svensson, U., Ferry, M., and Kuylenstierna, H.O. (2010), DarcyTools, Version 3.4 - Concepts, methods and equations, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, SKB, R-07-38.
- Torudd, J. (2010), Long term radiological effects on plants and animals of a deep geological repository, SKB TR-10-08.
- TraCE-21ka (2011), Simulation of Transient Climate Evolution over the last 21,000 years, NCAR; Retrieved 2019/10/2 from <https://www.earthsystemgrid.org/dataset/ucar.cgd.cesm.trace.html>.
- Tylecote, R.F. (1977), Durable Materials for Seawater : the Archaeological Evidence, The International Journal of Nautical Archaeology and Underwater Exploration, Vol.6, pp.269-283.
- U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration(NOAA) (2012), Oyster Reef Habitat, 2020/10/22 取自 <https://www.fisheries.noaa.gov/national/habitat-conservation/oyster-reef-habitat>
- US NRC (1999), Spent Fuel Generation in an Independent Spent Fuel Storage Installation, Regulatory Guide 3.54, Revision 1.

- US NRC (2010), Technical Basis for the Proposed Expansion of the Regulatory Guide 3.54, "Decay Heat Generation in an Independent Spent Fuel Storage Installation, CR-6999, NUREG/CR-6999.
- Velde, B. and Vasseur, G. (1992), Estimation of the diagenetic smectite to illite transformation in time-temperature space. *American Mineralogist*, Vol. 77, pp. 967-976.
- Wells, D.L. and Coppersmith, K.J. (1994), New empirical relationships among magnitude, rupture length, rupture width, rupture area, and surface displacement. *Bull. Seism. Soc. Am*, 84(4), pp. 974-1002.
- WHO (2009), WHO handbook on indoor radon : a public health perspective, World Health Organization.
- Wu, W.N., Zhao, L. (2013), Delineating seismogenic structures by a revised best estimate method: application to the Taiwan orogenic belt. *J. Seismology*, Vol. 17, pp. 545-556.
- Xu, H., Qiu, X., Zhao, M., Sun, J., and Zhu, J. (2006), Characteristics of the crustal structure and hypocentral tectonics in the epicentral area of Nan'ao earthquake (M7.5), the northeastern South China Sea, *Chinese Science Bulletin*, Vol. 51, Supp. II, pp. 95-106.
- Yen, Y.T. and Ma, K.F. (2011), Source-Scaling Relationship for M 4.6–8.9 Earthquakes, Specifically for Earthquakes in the Collision Zone of Taiwan, *Bulletin of the Seismological Society of America*, Vol. 101, No. 2, pp. 464–481, doi : 10.1785/0120100046.
- Yokoyama, Y., K. Lambeck, De Deckker P., P Johnston, LK Fifield (2000), Timing of the Last Glacial Maximum from observed sea-level minima. *Nature* Vol. 406, pp. 713–716 .
- Yoshida, H., Kodama, K. and Ota, K. (1994), Role of Microscopic Flow-paths on Nuclide Migration in Sedimentary rocks, A Case Study from the Tono Uranium Deposit, Central Japan, *Radiochim. Acta*, Vol. 66/67, pp. 505-511.
- Yu, S. B., Chen, H. Y., Kuo, L. C. (1997), Velocity field of GPS stations in the Taiwan area. *Tectonophysics*, Vol. 274, pp. 41–59.
- Zhang, Y., Kuo-Chen, H., Alvarez-Marron, J. et al. (2020) Imaging active faulting in the western Taiwan Strait. *Sci Rep* 10, pp. 3703.

- Chen, C.H., Shieh, Y.N., Lee, T., Chen, C.H., and Mertzman, S.A. (1990), Nd-Sr-O isotopic evidence for source contamination and an unusual mantle component under Luzon Arc, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 54, pp. 2473–2483.
- Chen, W.S., Yu, H.S., Yui, T.F., Chung, S.L., Lin, C.H., Lin, C.W., Yu, N.T., Wu, Y.M., and Wang, K.L. (2016)[[In Chinese : 陳文山、俞何興、俞震甫、鍾孫霖、林正洪、林啟文、游能悌、吳逸民、王國龍(2016), 臺灣地質概論, 中華民國地質學會出版, 共 204 頁。]
- Juang, W.S. (1988)[[In Chinese : 莊文星(1988), 臺灣新生代晚期火山岩之定年與地球化學研究, 國立臺灣大學, 海洋研究所, 博士論文, 共 231 頁。]
- Lallemand, S., Theunissen, T., Schnürle, P., Lee, C.S., Liu, C.S., and Font, Y. (2013), Indentation of the Philippine Sea plate by the Eurasia plate in Taiwan : Details from recent marine seismological experiments, *Tectonophysics*, Vol. 594, pp. 60–79.
- Wang, K.L., Chung, S.L., O'Reilly S.Y., Sun, S.S., Shinjo, R., and Chen, C.H. (2004), Geochemical constraints for the genesis of post-collisional magmatism and the geodynamic evolution of the northern Taiwan region, *Journal of Petrology*, Vol. 45, Issue 5, pp. 975–1011.

附錄 A：陸地生態系統模組作用模式

介質	作用編號	作用	作用說明	作用對象	作用模式(來源)	相關參數
下部土層	1	向上水流	核種透過包含毛細現象、植被根壓、壓力水頭壓差、孔隙水傳輸等作用傳輸	陸地上部土層	$\lambda_{LU,ter} = \frac{F_{LU,ter}}{d_{Lsoil} * \theta_{w,Lsoil} * R_{Lsoil}}$ $R_{Lsoil} = 1 + \frac{(1 - \theta_{t,Lsoil})\rho_{Lsoil}}{\theta_{w,Lsoil}} K_{dLsoil}$ BIOMASS-6(2003, p338)	$\lambda_{LU,ter}$ ：下部土層向上水流造成核種傳輸率(1/yr) $F_{LU,ter}$ ：下部土層向上水流量(m/yr) d_{Lsoil} ：下部土層厚度(m) $\theta_{w,Lsoil}$ ：下部土層濕孔隙率 $\theta_{t,Lsoil}$ ：下部土層總孔隙率 ρ_{Lsoil} ：下部土層顆粒密度 R_{Lsoil} ：下部土層遲滯係數 K_{dLsoil} ：下部土層分配係數
	2	向下水流	核種透過包含平流、毛細現象、重力、壓力水頭壓差、孔隙水傳輸等作用傳輸	全域深層土層	$\lambda_{LO,ter} = \frac{F_{LO,ter}}{d_{Lsoil} * \theta_{w,Lsoil} * R_{Lsoil}}$ $R_{Lsoil} = 1 + \frac{(1 - \theta_{t,Lsoil})\rho_{Lsoil}}{\theta_{w,Lsoil}} K_{dLsoil}$ BIOMASS-6(2003, p338)	$\lambda_{LO,ter}$ ：下部土層向下水流造成核種傳輸率(1/yr) $F_{LO,ter}$ ：下部土層向下水流量(m/yr) d_{Lsoil} ：下部土層厚度(m) $\theta_{w,Lsoil}$ ：下部土層濕孔隙率 $\theta_{t,Lsoil}$ ：下部土層總孔隙率 ρ_{Lsoil} ：下部土層顆粒密度(kg/m ³) R_{Lsoil} ：下部土層遲滯係數 K_{dLsoil} ：下部土層分配係數(m ³ /kg)
	3	生物擾動	核種透過生物於不同土層之間之移動翻攪等作用傳輸	陸地上部土層	$\lambda_{LUBio} = \frac{BT_{LU}}{\rho_{Lsoil} * d_{Lsoil}}$ POSIVA(2014, p33)	λ_{LUBio} ：下部土層生物擾動造成核種傳輸率(1/yr) BT_{LU} ：單位面積生物擾動率(kgdw/m ² /yr) ρ_{Lsoil} ：下部土層顆粒密度(kg/m ³) d_{Lsoil} ：下部土層厚度(m)
上部土層	4	農作物根吸收	核種透過植物的根從上部土壤進入初級生產者	陸地農作物	$\lambda_{Uuptake,crop} = \frac{PP_{crop} * CR_{crop}}{(1 - \theta_{t,Usoil}) * \rho_{Usoil} * d_{Usoil}}$ BIOMASS-6(2003, p339)	$\lambda_{Uuptake,crop}$ ：上部土層農作物吸收造成核種傳輸率(1/yr) PP_{crop} ：農作物年產量(kg/m ² /yr) CR_{crop} ：土壤-農作物濃度比(mg/kgfw)/(mg/kgdw) ρ_{Usoil} ：上部土層顆粒密度(kg/m ³) d_{Usoil} ：上部土層厚度(m) $\theta_{t,Usoil}$ ：上部土層總孔隙率

介質	作用編號	作用	作用說明	作用對象	作用模式(來源)	相關參數
	5	樹木根吸收	核種透過植物的根從上部土壤進入初級生產者	陸地樹木	$\lambda_{Uuptake,tree} = \frac{PP_{tree} * CR_{tree}}{(1 - \theta_{t,Usoil}) * \rho_{Usoil} * d_{Usoil}}$ BIOMASS-6(2003, p339)	$\lambda_{Uuptake,tree}$ ：上部土層農作物吸收造成核種傳輸率(1/yr) PP_{tree} ：樹木年產量(kg/m ² /yr) CR_{tree} ：樹木-農作物濃度比(mg/kgfw)/(mg/kgdw) ρ_{Usoil} ：上部土層顆粒密度(kg/m ³) d_{Usoil} ：上部土層厚度(m) $\theta_{t,Usoil}$ ：上部土層總孔隙率
	6	向下水流	核種透過包含毛細現象、植被根壓、壓力水頭壓差、孔隙水傳輸等作用傳輸	陸地下部土層	$\lambda_{UL,ter} = \frac{F_{UL,ter}}{d_{Usoil} * \theta_{w,Usoil} * R_{Usoil}}$ $R_{Usoil} = 1 + \frac{(1 - \theta_{t,Usoil})\rho_{Usoil}}{\theta_{w,Usoil}} K_{dUsoil}$ BIOMASS-6(2003, p338)	$\lambda_{UL,ter}$ ：上部土層向下水流造成核種傳輸率(1/yr) $F_{UL,ter}$ ：上部土層向下水流量(m/yr) d_{Usoil} ：上部土層厚度(m) $\theta_{w,Usoil}$ ：上部土層濕孔隙率 $\theta_{t,Usoil}$ ：上部土層總孔隙率 ρ_{Usoil} ：上部土層顆粒密度 R_{Usoil} ：上部土層遲滯係數 K_{dUsoil} ：上部土層分配係數
	7	生物擾動	核種透過生物於不同土層之間之移動翻攪等作用傳輸	陸地下部土層	$\lambda_{ULBio} = \frac{BT_{UL}}{\rho_{Usoil} * d_{Usoil}}$ POSIVA(2014, p33)	λ_{ULBio} ：上部土層生物擾動造成核種傳輸率(1/yr) BT_{UL} ：單位面積生物擾動率(kgdw/m ² /yr) ρ_{Usoil} ：上部土層顆粒密度(kg/m ³) d_{Usoil} ：上部土層厚度(m)
	8	地表侵蝕	上部土壤中的核種隨著地表雨水沖刷隨著土壤進入湖水中	水域水體	$\lambda_{Er} = \frac{Er_U}{d_{Usoil}}$ BIOMASS-6(2003, p338)	λ_{UBio} ：上部土層土壤侵蝕造成核種傳輸率(1/yr) Er_U ：土壤侵蝕率(m/yr) d_{Usoil} ：上部土層厚度(m)
	9	碳氣化	土壤水中的無機碳氣化進入大氣區塊中	全域空氣	$\lambda_{degas,t} = \frac{Degas_t}{DIC_t * d_{Usoil}}$ Avila et al. (2008, p108)	$\lambda_{degas,t}$ ：上部土層碳氣化造成核種傳輸率(1/yr) $Degas_t$ ：碳氣化率(kgC/m ² /yr) DIC_t ：土壤中無機碳量(kgC/m ³) d_{Usoil} ：上部土層厚度(m)

介質	作用編號	作用	作用說明	作用對象	作用模式(來源)	相關參數
農作物(田)	10	植物衰亡	農作物收割後，植株其餘部分中的核種會回到土壤中	陸地上部土層	$\lambda_{loss,crop} = \frac{Biolo_{ss}crop}{Biomass_{crop}}$ POSIVA(2014, p33)	$\lambda_{loss,crop}$ ：農作物衰亡造成核種傳輸率(1/yr) $Biolo_{ss}crop$ ：農作物衰亡率(kgDW/m ² /y) $Biomass_{crop}$ ：農作物總量(kgDW/m ²)
樹木(森林)	11	植物衰亡	植物衰亡後，其衰落物中的核種會回到土壤中	陸地上部土層	$\lambda_{loss,tree} = \frac{Biolo_{ss}tree}{Biomass_{crop}}$ POSIVA(2014, p33)	$\lambda_{loss,tree}$ ：樹木衰亡造成核種傳輸率(1/yr) $Biolo_{ss}tree$ ：樹木衰亡率(kgDW/m ² /y) $Biomass_{tree}$ ：樹木總量(kgDW/m ²)
空氣	12	光合作用	C-14從空氣中經由光合作用進入植物體	陸地樹木、陸地農作物	$\lambda_{phosyn} = \frac{NPP_t}{mixH_t * C_{C,air}}$ POSIVA(2014, p33)	λ_{phosyn} ：光合作用造成之C-14傳輸率(1/yr) NPP_t ：陸地生產者之淨初級生產率(kg/m ² /yr) $mixH_t$ ：陸地植物CO ₂ 交換區域高度(m) $C_{C,air}$ ：空氣中之碳濃度(kg/m ³)
	13	空氣流動	核種被風帶離	其他模組空氣區塊或Sink	$\lambda_{airtosink} = \frac{V_{wind}}{\sqrt{area/\pi}}$ POSIVA(2014, p33)	$\lambda_{airtosink}$ ：空氣流動造成之C-14傳輸率(1/yr) v_{wind} ：風速(m/s) $area$ ：區域面積(m ²)
井水	14	井水灌溉	核種未釋出至地表即被抽出灌溉	陸域上部土層	$\lambda_{well} = \frac{Q_{IRR}}{V_{well}}$ JNC(2000, pD-4)	$\lambda_{OL,ter}$ ：井水灌溉造成核種傳輸率(1/yr) Q_{IRR} ：年井水灌溉率(m ³ /yr) V_{well} ：井水區塊體積(m ³)

註：附錄 A 參考文獻陳列如下。

IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and ASSESSment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

POSIVA (2014), Radionuclide Transport and Dose Assessment for Humans in the Biosphere Assessment BSA-2012, POSIVA.

Avila, R. and Ekström, P. A., (2010), Landscape dose conversion factors used in the safety assessment SR-Site, SKB TR-10-06.

附錄 B：水域生態系統模組作用模式

水域RNT模組通用作用模式						
介質	作用編號	作用	作用說明	作用對象	作用模式(來源)	相關參數
土層	1	向上水流	核種透過包含毛細現象、植被根壓、壓力水頭壓差、孔隙水傳輸等作用傳輸	水域沉積層	$\lambda_{SSed,w} = \frac{F_{SSed,w}}{d_{soilw} * \theta_{w,soilw} * R_{soilw}}$ $R_{soilw} = \frac{1}{1 + \frac{(1 - \theta_{t,soilw})\rho_{soilw}}{\theta_{w,soilw}} K_{dsoilw}}$ BIOMASS-6(2003, p338)	$\lambda_{SSed,w}$ ：水域土層向上水流造成核種傳輸率(1/yr) $F_{SSed,w}$ ：水域土層向上水流量(m/yr) d_{soilw} ：水域土層厚度(m) $\theta_{w,soilw}$ ：水域土層濕孔隙率 $\theta_{t,soilw}$ ：水域土層總孔隙率 ρ_{soilw} ：水域土層顆粒密度 R_{soilw} ：水域土層遲滯係數 K_{dsoilw} ：水域土層分配係數
	2	向下水流	核種透過包含毛細現象、植被根壓、壓力水頭壓差、孔隙水傳輸等作用傳輸	全域深層土層	$\lambda_{SO,w} = \frac{F_{SO,w}}{d_{soilw} * \theta_{w,soilw} * R_{soilw}}$ $R_{soilw} = \frac{1}{1 + \frac{(1 - \theta_{t,soilw})\rho_{soilw}}{\theta_{w,soilw}} K_{dsoilw}}$ BIOMASS-6(2003, p338)	$\lambda_{SO,w}$ ：水域土層向下水流造成核種傳輸率(1/yr) $F_{SO,w}$ ：水域土層向下水流量(m/yr) d_{soilw} ：水域土層厚度(m) $\theta_{w,soilw}$ ：水域土層濕孔隙率 $\theta_{t,soilw}$ ：水域土層總孔隙率 ρ_{soilw} ：水域土層顆粒密度 R_{soilw} ：水域土層遲滯係數 K_{dsoilw} ：水域土層分配係數
	3	生物擾動	核種透過生物於不同土層之間之移動翻攪等作用傳輸	水域沉積層	$\lambda_{SSedBio} = \frac{BT_{SSed}}{\rho_{soilw} * d_{soilw}}$ POSIVA(2014, p29)	$\lambda_{SSedBio}$ ：水域土層生物擾動造成核種傳輸率(1/yr) BT_{SSed} ：單位面積生物擾動率(kgdw/m ² /yr) ρ_{soilw} ：下部土層顆粒密度(kg/m ³) d_{soilw} ：下部土層厚度(m)

沉積層	4	向下水流	核種透過包含毛細現象、植被根壓、壓力水頭壓差、孔隙水傳輸等作用傳輸	水域土層	$\lambda_{SedS,w} = \frac{F_{SedS,w}}{d_{sed} * \theta_{w,sed} * R_{sed}}$ $R_{sed} = 1 + \frac{(1 - \theta_{t,sed})\rho_{sed}}{\theta_{w,sed}} K_{dsed}$ BIOMASS-6(2003, p338)	$\lambda_{SedS,w}$ ：水域沉積層向下水流造成核種傳輸率(1/yr) $F_{SO,w}$ ：水域沉積層向下水流量(m/yr) d_{sed} ：水域沉積層厚度(m) $\theta_{w,sed}$ ：水域沉積層濕孔隙率 $\theta_{t,sed}$ ：水域沉積層總孔隙率 ρ_{sed} ：水域沉積層顆粒密度 R_{sed} ：水域沉積層遲滯係數 K_{dsed} ：水域沉積層分配係數(m ³ /kg)
	5	生物擾動	核種透過生物於不同土層之間之移動翻攪等作用傳輸	水域土層	$\lambda_{SedSBio} = \frac{BT_{Seds}}{\rho_{sed} * d_{sed}}$ POSIVA(2014, p29)	$\lambda_{SedSBio}$ ：水域沉積層生物擾動造成核種傳輸率(1/yr) BT_{Seds} ：單位面積生物擾動率(kgdw/m ² /yr) ρ_{sed} ：水域沉積層顆粒密度(kg/m ³) d_{sed} ：水域沉積層厚度(m)
	6	再懸浮	沉積物中因為水流激起至水中	水域水體	$\lambda_{resus} = \frac{Resus_{sed}}{\rho_{sed} * d_{sed}}$ POSIVA(2014, p29)	λ_{resus} ：水域沉積層再懸浮造成核種傳輸率(1/yr) $Resus_{sed}$ ：再懸浮率(kg/m ² /y) ρ_{sed} ：水域沉積層顆粒密度(kg/m ³) d_{sed} ：水域沉積層厚度(m)
	7	淨沉積	未被水流激起之沉積物會隨重力沉積至底部土層中	水域土層	$\lambda_{netsed} = \frac{NetSed_{sed}}{\rho_{sed} * d_{sed}}$ POSIVA(2014, p29)	λ_{netsed} ：水域沉積層淨沉積造成核種傳輸率(1/yr) $NetSed_{sed}$ ：淨沉積率(kg/m ² /yr) ρ_{sed} ：水域沉積層顆粒密度(kg/m ³) d_{sed} ：水域沉積層厚度(m)
水體	8	沉積	水中的懸浮物沉積到沉積層中	水域沉積層	$\lambda_{Sedi} = \frac{Sedi_w}{d_w} * \frac{K_{dss}}{R_w}$ $R_w = 1 + K_{dss} * C_{ss}$ POSIVA(2014, p29)	λ_{Sedi} ：水域水體中之沉積作用造成核種傳輸率(1/yr) $Sedi_w$ ：沉積率(kgdw/m ² /yr) d_w ：水體深度(m) K_{dss} ：水中懸浮物分配係數(m ³ /kg) R_w ：水中懸浮物遲滯係數 C_{ss} ：水中懸浮物濃度(kg/m ³)
	9	水中植物吸收	核種透過植物的根從水中進入初級生產者	水中生產者	$\lambda_{Uuptake,w} = \frac{PP_w * CR_w}{d_w * R_w}$ $R_w = 1 + K_{dss} * C_{ss}$	λ_{Sed} ：水域生物之吸收作用造成核種傳輸率(1/yr) PP_w ：水中初級生產者年產量(kgdw/m ² /yr)

					POSIVA(2014, p29)	CR_w ：水-水中初級生產者濃度比 (mg/kgfw)/(mg/kgdw) d_w ：水體深度(m) R_w ：水中懸浮物遲滯係數 K_{dss} ：水中懸浮物分配係數(m ³ /kg) C_{ss} ：水中懸浮物濃度(kg/m ³)
	10	碳氣化	水中的無機碳氣化進入大氣區塊中	全域空氣	$\lambda_{degas,w} = \frac{Degas_w}{DIC_w * d_w}$ Avila et al. (2008, p108)	$\lambda_{degas,w}$ ：上部土層碳氣化造成核種傳輸率(1/yr) $Degas_w$ ：碳氣化率(kgC/m ² /yr) DIC_w ：水中無機碳量(kgC/m ³) d_w ：水體深度(m)
水中生產者	11	植物衰亡	植物衰亡後，其衰落物中的核種會回到沉積物中	水域沉積層	$\lambda_{loss,w} = \frac{Bio loss_w}{Biomass_w}$ POSIVA(2014, p29)	$\lambda_{loss,w}$ ：水中植物衰亡造成核種傳輸率(1/yr) $Bio loss_w$ ：水中植物衰亡率(kgDW/m ² /y) $Biomass_w$ ：水中植物總量(kgDW/m ²)
空氣	12	碳溶解	C-14從空氣中被水體中的水吸收	水域水體	$\lambda_{dissolve,w} = \frac{Dissolve_w}{mixH_t * C_{C,air}}$ Avila et al. (2008, p109)	$\lambda_{dissolve,w}$ ：空氣中碳溶於水造成之C-14傳輸率(1/yr) $Dissolve_w$ ：碳溶解率(kgC/m ² /yr) $mixH_t$ ：陸地植物CO ₂ 交換區域高度(m) $C_{C,air}$ ：空氣中之碳濃度(kg/m ³)
	13	空氣流動	核種被風帶離	其他模組空氣區塊或Sink	$\lambda_{airtosink} = \frac{v_{wind}}{\sqrt{area/\pi}}$ POSIVA(2014, p29)	$\lambda_{airtosink}$ ：空氣流動造成之C-14傳輸率(1/yr) v_{wind} ：風速(m/s) $area$ ：區域面積(m ²)
湖泊 RNT 模組特有作用模式						
介質	作用編號	作用	作用說明	作用對象	作用模式(來源)	相關參數
沉積物	14	挖沉積物	沉積物中的核種因為清淤或採砂石等工程而回到陸地表土層	陸地上部土層	$\lambda_{dig, sed, fw} = Digsed_{fw}$ JNC(2000, pD-2)	$\lambda_{dig, sed, fw}$ ：挖掘淡水沉積層造成之核種傳輸率(1/yr) $Digsed_{fw}$ ：淡水沉積層挖掘率(1/yr)
	15	河床載運移	河流沉積物上的核種因為河流沖刷進入海中沉積物中	海水沉積層	$\lambda_{bedload,r} = \frac{K_{dsed,r} * Bedload_r}{R_{sed,r} * \theta_{r,sed}}$	$\lambda_{bedload,r}$ ：河水將沉積層沖入海中造成之核種傳輸率(1/yr) $K_{dsed,r}$ ：河中沉積層分配係數(m ³ /kg)

					JNC(2000, pD-3)	Bedload _r ：河中河床載運移率(kg/yr/m ³) R _{sed} ：水域沉積層遲滯係數 θ _{w, sed} ：水域沉積層濕孔隙率
水體	16	洪水	水體水位高漲使水中核種被帶往陸地	陸地上部土層	$\lambda_{flood, fw} = \frac{Flood_{fw}}{d_w * area_w}$ JNC(2000, pD-1)	λ _{flood, fw} ：淡水水量高漲造成之核種傳輸率(1/yr) Flood _{fw} ：水向陸流率(m ³ /yr) d _w ：水體深度(m) area _w ：水體面積(m ²)
	17	灌溉	水中核種透過灌溉進入農田的土壤中	陸地上部土層	$\lambda_{irr, fw} = \frac{Irr_{fw} * area_{crop}}{d_w * area_{fw}}$ (自行假設)	λ _{irr, fw} ：淡水灌溉農田造成之核種傳輸率(1/yr) Irr _{fw} ：灌溉水流(m/yr) area _{crop} ：農田面積(m ²) d _w ：淡水水體深度(m) area _{fw} ：淡水水體面積(m ²)
	18	地表水流動	核種隨著地表水於不同水體間流動	其他水域水體	$\lambda_{flow, fw} = \frac{outflow_i}{d_{fw} * area_{fw}}$ $outflow_i = outflow_{i-1} + (F_{pre} * area_{fw}) + (F_{runoff} * area_{ter})$ (自行假設)	λ _{flow, fw} ：不同BSO間水流造成之核種傳輸率(1/yr) outflow _i ：此集水區出口水流量(m ³ /yr) d _{fw} ：淡水水體深度(m) area _{fw} ：淡水水體面積(m ²) outflow _{i-1} ：前一集水區出口水流量(m ³ /yr) F _{pre} ：降雨量(m/yr) F _{runoff} ：地表逕流量(m/yr) area _{ter} ：集水區陸地面積(m ²)
海洋RNT模組特有作用模式						
介質	作用編號	作用	作用說明	作用對象	作用模式(來源)	相關參數
水體	19	海洋碎波	海水中的核種隨著海洋碎波飛濺至陸地土層上	陸地上部土層	$\lambda_{seaspray, s} = seaspray_s * sspinhance_s$ JNC(2000, pD-4)	λ _{seaspray, s} ：海洋碎波造成之核種傳輸率(1/yr) seaspray _s ：海洋碎波率(1/yr) sspinhance _s ：各核種海洋碎波增強率
	20	洋流流動	海洋水體中的核種被洋流帶離系統	Sink	$\lambda_{seatosink} = \frac{outflow_i}{d_s * area_s}$ $outflow_i = outflow_{i-1} + (F_{pre} * area_{fw}) +$	λ _{seatosink} ：海水將核種帶出系統之核種傳輸率(1/yr) outflow _i ：此集水區出口水流量(m ³ /yr) d _s ：海水水體深度(m) area _{fw} ：淡水水體面積(m ²)

					$(F_{pre} * area_s) + (F_{runoff} * area_{ter})$ (自行假設)	outflow _{i-1} ：前一集水區出口水流量(m ³ /yr) area _s ：海水水體面積(m ²) F _{pre} ：降雨量(m/yr) F _{runoff} ：地表逕流量(m/yr) area _{ter} ：集水區陸地面積(m ²)

註：附錄 B 參考文獻陳列如下。

IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and ASSESSment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

POSIVA (2014), Radionuclide Transport and Dose Assessment for Humans in the Biosphere Assessment BSA-2012, POSIVA.

Avila, R. and Ekström, P. A., (2010), Landscape dose conversion factors used in the safety assessment SR-Site, SKB TR-10-06.

JNC (2000), H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan – Supporting report 3, Japan Nuclear Cycle Development Institute, JNC TN1410 2000-004.

附錄 C：吸入曝露途徑相關介質濃度計算模式

曝露途徑	相關介質	公式	相關參數
水	水體	$D_{ingw} = DCF_{ing} * ING_w * C_w$	DCF _{ing} ：吸入劑量轉換因子Sv/Bq ING _w ：人飲水量m ³ /y C _w ：水中核種濃度Bq/m ³
農作物- 根類作物	土壤	$C_{i,crop} = \text{來自土壤(根吸收 + 土附著表面)} + \text{來自水(表面附著 + 表面吸收)}$ $= \frac{(F_{i,p2} C F_{i,crop} + F_{i,p1} S_{crop}) C_{i,s}}{(1 - \theta_t) \rho} + I_{crop} V_{irr} C_{i,w} \left(\frac{e^{-W_i T} F_{i,p3} + F_{i,p2} F_{i,tr}}{Y} \right)$ IAEA(2003, p340) $C_{C-14,crop} = \frac{C_{C14,air}}{C_{C,air}} \times C_{sc,crop}$ 自行推導	C _{i,crop} ：作物i核種活度濃度Bq/kg C _{i,s} ：土壤i核種活度濃度Bq/m ³ C _{i,w} ：水中i核種活度濃度Bq/m ³ F _{i,p} ：食物處理後i核種殘留比例(F _{i,p1} 作物表面土壤、 F _{i,p2} 植物內部、F _{i,p3} 作物表面水) CF _{crop} ：土壤至作物之i核種活度濃度轉換因子 S _{crop} ：收割時土壤附著比kgdw/ kgfw θ _t ：總孔隙率 ρ：土壤顆粒密度 I _{crop} ：作物截流比例 V _{irr} ：灌溉水體積 F _{i,tr} ：i核種表面吸收轉置比例 Y：作物年產量kg y ⁻¹ W _i ：i核種風化係數y ⁻¹ T：植物灌溉期間y C _{C-14crop} ：作物C-14濃度Bq/kg ³ C _{C-14,air} ：空氣中C-14濃度Bq/ m ³ C _{C,air} ：空氣中C濃度g/m ³ C _{sc,crop} ：作物穩定碳含量gC/kg
農作物- 綠色蔬菜	土壤、水體		
農作物- 穀類作物	土壤、水體		
農作物- 水果	土壤、水體		
畜產品 牛肉	穀類、水體、 土壤、空氣	$C_{i,prod} = \text{來自攝食(作物 + 水 + 吃土)} + \text{來自空氣}$ $= T F_{i,prod\_ing} \left(C_{i,crop} I N G_{crop} + C_{i,w} I N G_{wa} + \frac{C_{i,s} I N G_{sa}}{(1 - \theta_t) \rho + \theta \rho_w} \right)$ $+ T F_{i,prod\_inh} (B R_a O_a (C_{i,airs} + C_{airC14}))$ $T F_{prod\_inh} = T F_{prod\_ing} \frac{f_L + f_C f_1(inh)}{f_1(ing)}$	TF _{prod_ing} ：畜產品吸入核種濃度轉換因子d/kg C _{i,crop} ：作物i核種活度濃度Bq/m ³ ING _{crop} ：動物攝食作物量kgfw/d C _{i,w} ：水中i核種活度濃度Bq/m ³ ING _{wa} ：動物飲水量m ³ /d ING _{sa} ：動物吸入土量kg/d C _{i,s} ：土壤i核種活度濃度Bq/m ³
畜產品 豬肉	根類、水體、 土壤、空氣		

畜產品 雞肉	穀類、水體、 土壤、空氣	$C_{i,airs} = \frac{C_{i,s}(R-1)dust_s}{(1-\theta_t)\rho R}$ $R = 1 + \frac{(1-\theta_t)\rho K_{ds,i}}{\theta}$ IAEA(2003, p341)	θ_t : 總孔隙率 ρ : 土壤顆粒密度kg/m ³ θ : 含水孔隙率 ρ_w : 水密度kg/m ³ TF _{i,prod_inh} : 吸入i核種劑量轉換因子 BR _a : 動物呼吸率m ³ /hr O _a : 占用時間hr/d C _{i,airs} : 空氣灰塵與C-14核種活度濃度Bq/m ³ f _l : 核種經由肺到達身體系統循環之比例 f _c : 核種進入腸道比例 f _{1(inh)} : 核種進入腸道吸收至循環系統之比例 f _{1(ing)} : 攝食活度進入循環比例 dust _s : 空氣中灰塵量kg/m ³ C _{airC-14} : 核種傳輸模式計算之空氣中C-14濃度 R : 遲滯係數 K _{ds,i} : 土壤i核種分配係數m ³ / kg
畜產品 牛奶	穀類、水體、 土壤、空氣		
畜產品 內臟	根類、水體、 土壤、空氣		
畜產品 雞蛋	穀類、水體、 土壤、空氣		
水產-魚	水體(河、湖)	$C_{i,aqfood} = \frac{FF_{sed} C_{i,w} CF_{i,aqfood}}{1}$ $FF_{sed} = \frac{1}{1 + K_{dsed,i} \alpha_s}$ IAEA(2003, p446-p447)	C _{i,aqfood} : 海產內核種活度濃度Bq/kg CF _{i,aqfood} : 海產核種遷移係數(Bq/kgfw)/ (Bq/l) FF _{sed} : 過濾水活度比 K _{dsed,i} : 沉積物分配係數m ³ /kg C _{ss} : 水中懸浮物濃度kg/m ³ C _{s,aqfood} : 水產穩定碳含量gC/kg
水產-牡蠣	水體(海)、沉 積物		
		$C_{C-14,aqfood} = \frac{C_{C14,water}}{DIC} \times C_{sC,aqfood}$ 自行推導	

註：附錄 B 參考文獻陳列如下。

IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and ASSESSment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

附錄 D：吸入與體外曝露途徑相關介質濃度計算模式

曝露途徑	相關介質	公式	相關參數
吸入灰塵(土壤)	土壤	$C_{i,airs} = \frac{C_{i,s}(R_{i,s} - 1)dust_s}{(1 - \theta_t)\rho R_{i,s}}$ $R_{i,s} = 1 + \frac{(1 - \theta_{ts})\rho_s K_{d,i,s}}{\theta_s}$ IAEA(2003, p338-p342)	Ci,air：空氣土壤灰塵i核種活度濃度Bq/m3 Ci,s：土壤i核種活度濃度(Bq/ m3) θts：土壤總孔隙率 dusts：陸地空氣中土壤灰塵量kg/m3 ρs：土壤顆粒密度kg/m3 Ri,s：土壤i核種遲滯係數 Kd i,s：土壤i核種分配係數m3/kg
吸入灰塵(沉積物)	沉積物	$C_{i,airsed} = \frac{C_{i,sed}(R_{i,sed} - 1)dust_{sed}}{(1 - \theta_{tsed})\rho_{sed} R_{i,sed}}$ $R_{i,sed} = 1 + \frac{(1 - \theta_{tsed})\rho_{sed} K_{d,i,sed}}{\theta_{sed}}$ 自行推導	Ci,airsed：空氣沉積物灰塵i核種活度濃度Bq/m3 Ci,sed：沉積物i核種活度濃度(Bq/ m3) θtsed：沉積物總孔隙率 dustsed：海邊空氣中沉積物灰塵量kg/m3 ρsed：沉積物顆粒密度kg/m3 Ri,sed：沉積物i核種遲滯係數 Kdi,sed：沉積物i核種分配係數m3/kg
吸入氣膠(水霧)	水體	$D_{inhaero} = DCF_{inh} BR O_w AIR_{aero} C_{i,w}$ IAEA(2003, p344)	Ow：水體佔用時間hr/d AIRaero：空氣中氣膠等級m3/m3 Ci,w：水中i核種活度濃度Bq/m3
體外曝露-土壤	土壤	$D_{i,exts} = DCF_{ext} * O_s * C_{i,s}$ IAEA(2003, p343)	Di,exts：土壤i核種體外曝露劑量(Sv/yr) DCF i,ext：i核種體外曝露劑量轉換因子(Sv/h)/(Bq/m3)
體外曝露-沉積物	沉積物	$D_{i,extsed} = DCF_{ext} * O_{sed} * C_{i,sed}$ IAEA(2003, p343)	Di,extsed：沉積物i核種體外曝露劑量(Sv/yr) Osed：沉積物占用時間h/yr
體外曝露-水浸	水體	$D_{i,immw} = DCF_{i,imw} * O_w * C_{i,w}$ IAEA(2003, p343)	Di,immw：i核種水浸曝露劑量(Sv/yr) DCF i,imw：i核種水浸曝露劑量轉換因子(Sv/h)/(Bq/m3)

註：附錄 B 參考文獻陳列如下。

IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and ASSESSment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

附錄 E：生物圈模式相關參數數值與來源

(1) 核種特性參數

34個關鍵核種相關參數與其子核

衰變鏈	核種	原子量 (g/mol)	半化期(年)	子核
分裂/活化產物	C-14	14.0032	5.70×10^3	-
	Cl-36	35.9683	3.01×10^5	-
	Ni-59	58.9343	7.60×10^4	-
	Se-79	78.9185	2.95×10^5	-
	Sr-90	89.9077	2.89×10^1	-
	Zr-93	92.9065	1.61×10^6	-
	Nb-94	93.9073	2.03×10^4	-
	Tc-99	98.9063	2.11×10^5	-
	Pd-107	106.905	6.50×10^6	-
	Sn-126	125.908	2.30×10^5	-
	I-129	128.905	1.57×10^7	-
	Cs-135	134.906	2.30×10^6	-
	Cs-137	136.907	3.01×10^1	-
4N	Th-232	232.038	1.40×10^{10}	-
	U-236	236.046	2.34×10^7	Th-232
	Pu-240	240.054	6.56×10^3	U-236
4N+1	Th-229	229.032	7.93×10^3	-
	U-233	233.040	1.59×10^5	Th-229
	Np-237	237.048	2.14×10^6	U-233
	Am-241	241.057	4.32×10^2	Np-237
	Cm-245	245.065	8.42×10^3	Am-241
4N+2	Pb-210	209.984	2.22×10^1	Po-210
	Ra-226	226.025	1.60×10^3	Pb-210
	Th-230	230.033	7.54×10^4	Ra-226
	U-234	234.041	2.45×10^5	Th-230
	U-238	238.051	4.47×10^9	U-234
	Pu-238	238.05	8.77×10^1	U-234
	Pu-242	242.059	3.75×10^5	U-238
	Cm-246	246.067	4.71×10^3	Pu-242
4N+3	Ac-227	227.028	2.18×10^1	-
	Pa-231	231.036	3.28×10^4	Ac-227
	U-235	235.044	7.04×10^8	Pa-231
	Pu-239	239.052	2.41×10^4	U-235
	Am-243	243.061	7.37×10^3	Pu-239

陸地土壤K_d值(m³/kg)

	平均值	最小值	最大值	文獻來源
C-14	1.00×10 ⁻¹	0.00	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cl-36	3.00×10 ⁻⁴	4.00×10 ⁻⁵	1.20×10 ⁻³	IAEA(2010, p33) , All soils
Ni-59	2.80×10 ⁻¹	3.00×10 ⁻³	7.20×10 ⁰	IAEA(2010, p31) , All soils
Se-79	2.00×10 ⁻¹	4.00×10 ⁻³	2.10×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Sr-90	5.20×10 ⁻²	4.00×10 ⁻⁴	6.50×10 ⁰	IAEA(2010, p31) , All soils
Zr-93	4.10×10 ⁻¹	2.00×10 ⁻³	1.00×10 ¹	IAEA(2010, p33) , All soils
Nb-94	1.50×10 ⁰	1.60×10 ⁻¹	8.40×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Tc-99	2.30×10 ⁻⁴	1.00×10 ⁻⁵	1.10×10 ⁻²	IAEA(2010, p33) , All soils
Pd-107	1.80×10 ⁻¹	5.50×10 ⁻²	6.70×10 ⁻¹	IAEA(2010, p33) , All soils
Sn-126	1.60×10 ⁰	1.30×10 ⁻¹	3.10×10 ¹	IAEA(2010, p33) , All soils
I-129	6.90×10 ⁻³	1.00×10 ⁻⁵	5.80×10 ⁻¹	IAEA(2010, p31) , All soils
Cs-135	1.20×10 ⁰	4.30×10 ⁻³	3.80×10 ²	IAEA(2010, p31) , All soils
Cs-137	1.20×10 ⁰	4.30×10 ⁻³	3.80×10 ²	IAEA(2010, p31) , All soils
Th-232	1.90×10 ⁰	1.80×10 ⁻²	2.50×10 ²	IAEA(2010, p31) , All soils
U-236	2.00×10 ⁻¹	7.00×10 ⁻⁴	6.70×10 ¹	IAEA(2010, p31) , All soils
Pu-240	7.40×10 ⁻¹	3.20×10 ⁻²	9.60×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Th-229	1.90×10 ⁰	1.80×10 ⁻²	2.50×10 ²	IAEA(2010, p31) , All soils
U-233	2.00×10 ⁻¹	7.00×10 ⁻⁴	6.70×10 ¹	IAEA(2010, p31) , All soils
Np-237	3.50×10 ⁻²	1.30×10 ⁻³	1.20×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Am-241	2.60×10 ⁰	5.00×10 ⁻²	1.10×10 ²	IAEA(2010, p33) , All soils
Cm-245	9.30×10 ⁰	1.90×10 ⁻¹	5.20×10 ¹	IAEA(2010, p33) , All soils
Pb-210	2.00×10 ⁰	2.50×10 ⁻²	1.30×10 ²	IAEA(2010, p33) , All soils
Ra-226	2.50×10 ⁰	1.20×10 ⁻²	9.50×10 ²	IAEA(2010, p33) , All soils
Th-230	1.90×10 ⁰	1.80×10 ⁻²	2.50×10 ²	IAEA(2010, p31) , All soils
U-234	2.00×10 ⁻¹	7.00×10 ⁻⁴	6.70×10 ¹	IAEA(2010, p31) , All soils
U-238	2.00×10 ⁻¹	7.00×10 ⁻⁴	6.70×10 ¹	IAEA(2010, p31) , All soils
Pu-238	7.40×10 ⁻¹	3.20×10 ⁻²	9.60×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Pu-242	7.40×10 ⁻¹	3.20×10 ⁻²	9.60×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Cm-246	9.30×10 ⁰	1.90×10 ⁻¹	5.20×10 ¹	IAEA(2010, p33) , All soils
Ac-227	1.70×10 ⁰	4.50×10 ⁻¹	5.40×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Pa-231	2.00×10 ⁰	5.40×10 ⁻¹	6.60×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
U-235	2.00×10 ⁻¹	7.00×10 ⁻⁴	6.70×10 ¹	IAEA(2010, p31) , All soils
Pu-239	7.40×10 ⁻¹	3.20×10 ⁻²	9.60×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils
Am-243	2.60×10 ⁰	5.00×10 ⁻²	1.10×10 ²	IAEA(2010, p33) , All soils
Po-210	2.10×10 ⁻¹	1.20×10 ⁻²	7.00×10 ⁰	IAEA(2010, p33) , All soils

淡水沉積層K_d值(m³/kg)

	平均值	最小值	最大值	文獻來源
C-14	1.00×10 ⁻¹	0.00	2.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cl-36	1.00×10 ⁰	0.00	1.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Ni-59	1.00×10 ¹	4.00×10 ⁻³	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Se-79	1.00×10 ⁻²	4.00×10 ⁻³	5.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Sr-90	5.00×10 ⁻¹	3.00×10 ⁻³	1.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Zr-93	1.00×10 ¹	5.00×10 ⁻³	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Nb-94	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Tc-99	1.00×10 ⁻¹	0.00	2.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pd-107	2.00×10 ⁰	4.00×10 ⁻³	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Sn-126	1.00×10 ¹	5.00×10 ⁻³	5.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
I-129	1.00×10 ⁻¹	0.00	3.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cs-135	2.00×10 ⁰	1.00×10 ⁰	3.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cs-137	2.00×10 ⁰	1.00×10 ⁰	3.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Th-232	5.00×10 ³	7.00×10 ⁻¹	5.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-236	5.00×10 ⁻²	5.00×10 ⁻²	3.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-240	1.00×10 ²	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Th-229	5.00×10 ³	7.00×10 ⁻¹	5.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-233	5.00×10 ⁻²	5.00×10 ⁻²	3.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Np-237	5.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻²	5.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Am-241	1.00×10 ²	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cm-245	1.00×10 ²	1.00×10 ¹	1.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pb-210	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Ra-226	1.00×10 ⁰	5.00×10 ⁻¹	3.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Th-230	5.00×10 ³	7.00×10 ⁻¹	5.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-234	5.00×10 ⁻²	5.00×10 ⁻²	3.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-238	5.00×10 ⁻²	5.00×10 ⁻²	3.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-238	1.00×10 ²	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-242	1.00×10 ²	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cm-246	1.00×10 ²	1.00×10 ¹	1.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Ac-227	1.00×10 ²	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pa-231	5.00×10 ³	1.00×10 ⁰	5.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-235	5.00×10 ⁻²	5.00×10 ⁻²	3.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-239	1.00×10 ²	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Am-243	1.00×10 ²	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p42)
Po-210	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)

近海沉積層K_d值(m³/kg)

	平均值	最小值	最大值	文獻來源
C-14	1.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻¹	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p41)
Cl-36	1.00×10 ⁻⁴	3.00×10 ⁻⁵	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p41)
Ni-59	2.00×10 ¹	1.00×10 ¹	5.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p41)
Se-79	1.00×10 ⁰	0.00	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p41)
Sr-90	1.00×10 ⁰	1.00×10 ⁻¹	5.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p41)
Zr-93	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁻¹	5.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p41)
Nb-94	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁰	1.00×10 ³	Kato and Suzuki(2008, p41)
Tc-99	1.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻²	1.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p41)
Pd-107	5.00×10 ¹	1.00×10 ¹	5.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p41)
Sn-126	1.00×10 ¹	2.00×10 ⁻²	2.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p41)
I-129	2.00×10 ⁻²	0.00	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p41)
Cs-135	3.00×10 ⁰	1.00×10 ⁻¹	2.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p41)
Cs-137	3.00×10 ⁰	1.00×10 ⁻¹	2.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p41)
Th-232	5.00×10 ³	1.00×10 ²	1.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-236	5.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻¹	5.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-240	2.00×10 ³	1.00×10 ¹	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Th-229	5.00×10 ³	1.00×10 ²	1.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-233	5.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻¹	5.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Np-237	2.00×10 ⁰	2.00×10 ⁻¹	5.00×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p42)
Am-241	2.00×10 ³	1.00×10 ²	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cm-245	2.00×10 ³	1.00×10 ²	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pb-210	2.00×10 ²	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Ra-226	5.00×10 ⁰	5.00×10 ⁻¹	5.00×10 ²	Kato and Suzuki(2008, p42)
Th-230	5.00×10 ³	1.00×10 ²	1.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-234	5.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻¹	5.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-238	5.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻¹	5.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-238	2.00×10 ³	1.00×10 ¹	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-242	2.00×10 ³	1.00×10 ¹	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Cm-246	2.00×10 ³	1.00×10 ²	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Ac-227	2.00×10 ³	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pa-231	5.00×10 ³	1.00×10 ²	1.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
U-235	5.00×10 ⁻¹	1.00×10 ⁻¹	5.00×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p42)
Pu-239	2.00×10 ³	1.00×10 ¹	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Am-243	2.00×10 ³	1.00×10 ²	2.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)
Po-210	2.00×10 ²	1.00×10 ¹	1.00×10 ⁴	Kato and Suzuki(2008, p42)

海洋碎波增強因子

	平均值	最小值	最大值	文獻來源
C-14	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cl-36	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Ni-59	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Se-79	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Sr-90	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Zr-93	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Nb-94	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Tc-99	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pd-107	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Sn-126	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
I-129	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cs-135	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cs-137	1	1	3	Kato and Suzuki(2008, p39)
Th-232	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-236	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pu-240	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Th-229	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-233	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Np-237	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Am-241	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cm-245	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pb-210	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Ra-226	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Th-230	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-234	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-238	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pu-238	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pu-242	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cm-246	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Ac-227	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pa-231	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-235	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pu-239	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Am-243	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)
Po-210	10	3	50	Kato and Suzuki(2008, p39)

陸地地景初級生產者之核種濃度轉換因子

	農田(穀類) (mg/kg)/(mg/kg)	文獻來源	樹木 m ² /kg	文獻來源
C-14	-	-	-	-
Cl-36	5.00×10 ⁰	IAEA(2008, p31)	3.80×10 ⁰	POSIVA(2014a, p739)
Ni-59	5.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Se-79	1.00×10 ⁰	IAEA(2008, p31)	3.50×10 ⁻²	POSIVA(2014a, p739)
Sr-90	8.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	3.60×10 ⁻²	IAEA(2010, p101)
Zr-93	5.00×10 ⁻³	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Nb-94	1.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	3.00×10 ⁻³	POSIVA(2014a, p739)
Tc-99	1.00×10 ¹	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Pd-107	2.00×10 ⁻¹	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Sn-126	2.00×10 ⁻¹	IAEA(2008, p31)	-	N/A
I-129	1.00×10 ⁻¹	IAEA(2008, p31)	2.10×10 ⁻²	POSIVA(2014a, p739)
Cs-135	2.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	1.08×10 ⁻²	IAEA(2010, p101)
Cs-137	2.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	1.08×10 ⁻²	IAEA(2010, p101)
Th-232	5.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
U-236	1.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Pu-240	3.00×10 ⁻⁵	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Th-229	5.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
U-233	1.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Np-237	3.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Am-241	1.00×10 ⁻⁵	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Cm-245	1.00×10 ⁻¹	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Pb-210	1.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Ra-226	4.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Th-230	5.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
U-234	1.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
U-238	1.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Pu-238	3.00×10 ⁻⁵	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Pu-242	3.00×10 ⁻⁵	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Cm-246	1.00×10 ⁻¹	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Ac-227	1.00×10 ⁻³	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Pa-231	4.00×10 ⁻²	IAEA(2008, p31)	-	N/A
U-235	1.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Pu-239	3.00×10 ⁻⁵	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Am-243	1.00×10 ⁻⁵	IAEA(2008, p31)	-	N/A
Po-210	2.00×10 ⁻⁴	IAEA(2008, p31)	-	N/A

水域地景初級生產者之核種濃度轉換因子

	淡水生產者 m3/kg	文獻來源	海水生產者 L/kg	文獻來源
C-14	-	-	-	-
Cl-36	7.10×10^{-1}	POSIVA(2014a, p771)	5.00×10^{-2}	IAEA(2004, p51-p52)
Ni-59	7.70×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	2.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Se-79	5.50×10^0	POSIVA(2014a, p771)	1.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Sr-90	4.10×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	1.00×10^1	IAEA(2004, p51-p52)
Zr-93	-	-	3.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Nb-94	3.40×10^1	POSIVA(2014a, p771)	3.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Tc-99	5.50×10^{-3}	IAEA(2010, p122)	3.00×10^4	IAEA(2004, p51-p52)
Pd-107	-	-	1.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Sn-126	-	-	2.00×10^5	IAEA(2004, p51-p52)
I-129	1.30×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	1.00×10^4	IAEA(2004, p51-p52)
Cs-135	9.70×10^{-2}	IAEA(2010, p122)	5.00×10^1	IAEA(2004, p51-p52)
Cs-137	9.70×10^{-2}	IAEA(2010, p122)	5.00×10^1	IAEA(2004, p51-p52)
Th-232	-	-	2.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
U-236	2.10×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	1.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
Pu-240	2.60×10^1	IAEA(2010, p122)	4.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Th-229	-	-	2.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
U-233	2.10×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	1.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
Np-237	7.20×10^0	IAEA(2010, p122)	5.00×10^1	IAEA(2004, p51-p52)
Am-241	3.70×10^0	IAEA(2010, p122)	8.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Cm-245	9.00×10^0	IAEA(2010, p122)	5.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Pb-210	1.90×10^0	IAEA(2010, p122)	1.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Ra-226	2.90×10^0	IAEA(2010, p122)	1.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
Th-230	-	-	2.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
U-234	2.10×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	1.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
U-238	2.10×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	1.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
Pu-238	2.60×10^1	IAEA(2010, p122)	4.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Pu-242	2.60×10^1	IAEA(2010, p122)	4.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Cm-246	9.00×10^0	IAEA(2010, p122)	5.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Ac-227	-	-	1.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Pa-231	-	-	1.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
U-235	2.10×10^{-1}	IAEA(2010, p122)	1.00×10^2	IAEA(2004, p51-p52)
Pu-239	2.60×10^1	IAEA(2010, p122)	4.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Am-243	3.70×10^0	IAEA(2010, p122)	8.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)
Po-210	-	-	1.00×10^3	IAEA(2004, p51-p52)

(2) 陸地模組輸入參數

陸地模組各參數值與來源概述

參數		參數數值	來源概述
幾何參數			
厚度 (m)	上部土層	0.15	SNFD 2017土層厚度除以2
	下部土層	0.15	SNFD 2017土層厚度除以2
	深層土層	0.5	Lindborg, 2010, p80
面積比例	農田	0.63	邱立文等人(2015, p33); 金門主計處(2017, p24)
	森林	0.37	邱立文等人(2015, p33); 金門主計處(2017, p24)
地質參數			
晶粒密度 (kg/m ³)	上部土層	2,700	SNFD 2017 表土區塊
	下部土層	2,700	SNFD 2017 表土區塊
	深層土層	2,700	SNFD 2017 表土區塊
總孔隙率	上部土層	0.7	SNFD 2017表土區塊最大值
	下部土層	0.4	SNFD 2017表土區塊平均值
	深層土層	0.1	SNFD 2017表土區塊最小值
含水孔隙率	上部土層	0.4	SNFD 2017表土區塊最大值
	下部土層	0.3	SNFD 2017表土區塊平均值
	深層土層	0.06	SNFD 2017表土區塊最小值
乾容積密度 (kg/m ³)	上部土層	810	顆粒密度*(1-總孔隙率)
	下部土層	1,620	顆粒密度*(1-總孔隙率)
	深層土層	2,430	顆粒密度*(1-總孔隙率)
水文參數			
向上水流 (m/yr)	下部土層	0.109	POSIVA(2013, p99), (農田F23)
	深層土層	0.012	POSIVA(2013, p99), (農田F12)
向下水流 (m/yr)	上部土層	0.284	POSIVA(2013, p99), (農田F32)
	下部土層	0.067	參考案例入滲量。
降雨量 (m/yr)	沿海時期	1.077	參考演化現今降雨。
	內陸時期	0.818	參考演化-60m降雨。
井水灌溉量 (m ³ /yr)		124,446	106 年地下水登記引用水量
井水區塊體積(m ³)		189,182	106年金門縣自來水廠統計年報
生物參數			
生物量 (kg/m ²)	農作物	0.196	根據高粱與小麥產量總換算
	樹木	15.01	根據森林蓄積與樹木乾密度換算
生物年增量 (kg/m ² /yr)	農作物	0.196	假設年年收割
	樹木	0.64	根據台灣平均年蓄積增加量換算
年衰亡量 (kg/m ² /yr)	農作物	0.196	假設年年收割
	樹木	0.368	根據針葉林與闊葉林平均落葉量換算
淨初級產量 (kg/m ² /yr)	農作物	0.122	POSIVA(2014a, p701)
	樹木	0.432	假設為初級生產量之0.75
陸地地表作用參數			
生物擾動率 (kg/m ² /yr)	上部土層	2	POSIVA(2014a, p712)
	下部土層	2	POSIVA(2014a, p712)
地表侵蝕率 (m/yr)		1.70E-04	IAEA(2003, p338)
C-14傳輸相關參數			
碳氣化率 (kgC/m ² /yr)		0.044	Löfgren(2010, p361)
非有機碳濃度 (kgC/m ³)		0.086	Löfgren(2010, p348)
空氣中碳濃度 (kg/m ³)		0.2	IAEA(2010, p139)
K區風速 (m/s)		2.99	金門104-106年平均風速

(1) 水域模組輸入參數

水域模組各參數值與來源概述

參數		參數數值	來源概述
幾何參數			
湖-區塊厚度 (m)	水體	5	SNFD 2017河流區塊深度最大值
	沉積層	0.5	SNFD 2017河流沉積層區塊深度最大值
	土層	0.3	SNFD 2017表土區塊深度最佳估計值
湖-區塊面積(km2)		0.15	金沙水庫與榮湖水庫近似面積
河-區塊厚度 (m)	水體	2	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
	沉積層	0.4	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
	土層	0.3	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
河-區塊面積(km2)		0.025	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
海-區塊厚度 (m)	水體	5	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
	沉積層	0.5	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
	土層	0.3	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
海-區塊面積(km2)		2	NUMO-SC20-SR6-1, 2020, p34 (表7)
地質參數			
湖-晶粒密度 (kg/m ³)	沉積層	2,650	SNFD 2017沉積層晶粒密度最佳估計值
	土層	2,650	SNFD 2017沉積層晶粒密度最佳估計值
河-晶粒密度 (kg/m ³)	沉積層	2,600	SNFD 2017沉積層晶粒密度最小值
	土層	2,600	SNFD 2017沉積層晶粒密度最小值
海-晶粒密度 (kg/m ³)	沉積層	2,700	SNFD 2017沉積層晶粒密度最大值
	土層	2,700	SNFD 2017沉積層晶粒密度最大值
湖-總孔隙率	沉積層	0.96	Andersson(2010, p385)
	土層	0.4	假設與陸地下部土層相同
河-總孔隙率	沉積層	0.96	Andersson(2010, p385)
	土層	0.4	假設與陸地下部土層相同
海-總孔隙率	沉積層	0.96	Andersson(2010, p385)
	土層	0.4	假設與陸地下部土層相同
湖-含水孔隙率	沉積層	0.07	Andersson(2010, p385)
	土層	0.3	假設與陸地下部土層相同
河-含水孔隙率	沉積層	0.07	Andersson(2010, p385)
	土層	0.3	假設與陸地下部土層相同
海-含水孔隙率	沉積層	0.07	Andersson(2010, p385)
	土層	0.3	假設與陸地下部土層相同
湖-乾容積密度 (kg/m ³)	沉積層	1,590	顆粒密度*(1-總孔隙率)
	土層	2,430	顆粒密度*(1-總孔隙率)
河-乾容積密度 (kg/m ³)	沉積層	1,560	顆粒密度*(1-總孔隙率)
	土層	2,430	顆粒密度*(1-總孔隙率)
海-乾容積密度 (kg/m ³)	沉積層	1,620	顆粒密度*(1-總孔隙率)
	土層	2,430	顆粒密度*(1-總孔隙率)
水文參數			
湖-向上水流 (m/yr)	沉積層	0.01	POSIVA(2013, p99)(w-F34upp)
	土層	0.075	POSIVA(2013, p99)(w-F23upp)
	深層土層	0.008	POSIVA(2013, p99)(w-F12upp)
河-向上水流 (m/yr)	沉積層	0.01	POSIVA(2013, p99)(w-F34upp)
	土層	0.075	POSIVA(2013, p99)(w-F23upp)
	深層土層	0.008	POSIVA(2013, p99)(w-F12upp)
	沉積層	0.01	POSIVA(2013, p99)(w-F34upp)

海-向上水流 (m/yr)	土層	0.075	POSIVA(2013, p99)(w-F23upp)
	深層土層	0.008	POSIVA(2013, p99)(w-F12upp)
湖-向下水流 (m/yr)	沉積層	0.343	POSIVA(2013, p99)(w-F43down ave.)
	土層	0.061	POSIVA(2013, p99)(w-F32down ave.)
	深層土層	0.068	參考案例入滲量
河-向下水流 (m/yr)	沉積層	0.327	POSIVA(2013, p99)(w-F43down min.)
	土層	0.048	POSIVA(2013, p99)(w-F32down min.)
	深層土層	0.068	參考案例入滲量
海-向下水流 (m/yr)	沉積層	0.380	POSIVA(2013, p99)(w-F43down max.)
	土層	0.088	POSIVA(2013, p99)(w-F32down max.)
	深層土層	0.068	參考案例入滲量
淡水灌溉量 (m/yr)		0.461	農作物平均灌溉量(第7.5節說明)-井水灌溉量
河水氾濫率 (m ³ /yr)		100	JNC(2000, pF-3)
海洋排水率 (1/yr)		1,000	JNC(2000, pF-3)換算
降雨量 (m/yr)	沿海時期	1.077	參考演化現今降雨
	內陸時期	0.818	參考演化-60m降雨
地表逕流量 (m/yr)		1.045	降雨量-入滲量
生物參數			
湖-生物量 (kg/m ²)		0.92	假設同生產量
河-生物量 (kg/m ²)		0.2482	假設同生產量
海-生物量 (kg/m ²)		0.106	中興大學(2011, p42)
湖-生物生產量 (kg/m ² /yr)		0.92	高苑科大綠工程技術研發中心(2011, p3-p28)
河-生物生產量 (kg/m ² /yr)		0.2482	黃家勤(2006, p11)
海-生物生產量 (kg/m ² /yr)		0.106	假設同生物量
湖-年衰亡量 (kg/m ² /yr)		0.92	假設同生產量
河-年衰亡量 (kg/m ² /yr)		0.2482	假設同生產量
海-年衰亡量 (kg/m ² /yr)		0.106	假設同生物量
水域地表作用參數			
淡水-生物擾動率 (kg/m ² /yr)	沉積層	4	POSIVA(2014a, p716)
	土層	4	POSIVA(2014a, p716)
海洋-生物擾動率 (kg/m ² /yr)	沉積層	6.5	POSIVA(2014a, p716)
	土層	6.5	POSIVA(2014a, p716)
湖-沉積率 (kg/m ² /yr)		1.1	POSIVA(2014a, p589)
河-沉積率 (kg/m ² /yr)		8.8	POSIVA(2014a, p590)
海-沉積率 (kg/m ² /yr)		3.1	POSIVA(2014a, p595)Table 15-12
湖-再懸浮率 (kg/m ² /yr)		0.8	POSIVA(2014a, p589)Table 15-4
河-再懸浮率 (kg/m ² /yr)		8.8	POSIVA(2014a, p590)
海-再懸浮率 (kg/m ² /yr)		1.3	POSIVA(2014a, p595)Table 15-13
湖-淨沉積率 (kg/m ² /yr)		0.3	沉積率-再懸浮率
河-淨沉積率 (kg/m ² /yr)		0	沉積率-再懸浮率
海-淨沉積率 (kg/m ² /yr)		1.8	沉積率-再懸浮率
湖-水中雜質濃度 (kg/m ³)		0.007	POSIVA(2014a, p632)Table16-2
河-水中雜質濃度 (kg/m ³)		0.013	POSIVA(2014a, p635)Table16-8
海-水中雜質濃度 (kg/m ³)		0.003	POSIVA(2014a, p637)Table16-14
海洋碎波率 (1/yr)		0.03	Kato and Suzuki(2008, p39)換算
河床載運移率 (kg/m ³ /yr)		160	JNC(2000, pF-3)換算
沉積物挖掘率 (1/yr)		0.0016	JNC(2000, pF-3)換算
C-14傳輸相關參數			
淡水-碳氣化率 (gC/m ² /yr)		40.3	高苑科技大學綠工程技術研發中心(2011, p3-p35)

海洋-碳氣化率 (gC/m ² /yr)	30.6	高苑科技大學綠工程技術研發中心(2011，p3-p88)
淡水-碳溶解率 (gC/m ² /yr)	11.1	Andersson(2010, p403)
海洋-碳溶解率 (gC/m ² /yr)	23.0	高苑科技大學綠工程技術研發中心(2011，p3-74)換算
湖-非有機碳濃度 (kgC/m ³)	0.0033	POSIVA(2014a, p645)
河-非有機碳濃度 (kgC/m ³)	0.0074	POSIVA(2014a, p647)
海-非有機碳濃度 (kgC/m ³)	0.017	POSIVA(2014a, p649)
空氣中碳濃度 (kg/m ³)	0.2	IAEA(2010, p139)
陸地混和層高度 (m)	9.5	Avila et al.(2010, p52)
K區風速 (m/s)	2.72	中央氣象局(2015，p13)；中央氣象局(2016，p13)；中央氣象局(2017，p13)

(2) 曝露途徑與核種無關之輸入參數

曝露途徑與核種無關各參數值與來源概述

參數		參數數值	來源概述
攝食量			
水 (m ³ /yr)		0.73	國民健康署(2019)
農作物 (kg/yr)	根莖類	22.00	食藥署(2017)
	綠葉類	33.42	食藥署(2017)
	穀物	20.45	食藥署(2017)
	水果	64.08	食藥署(2017)
畜產肉類 (kg/yr)	牛	4.87	食藥署(2017)
	豬	21.24	食藥署(2017)
	雞	11.41	食藥署(2017)
畜產相關產品 (kg/yr)	牛奶	19.45	食藥署(2017)
	豬內臟	0.94	食藥署(2017)
	雞蛋	12.13	食藥署(2017)
淡水魚 (kg/yr)		4.03	食藥署(2017)
牡蠣 (kg/yr)		1.35	食藥署(2017)
土壤 (kg/yr)		0.083	IAEA(2003, p345)
沉積物(kg/yr)		0.208	自行推導
農作物_參數			
土壤附着比 (kgdw/kgfw)	根類	2.0×10 ⁻⁰⁴	Smith et al.(1996, p5-25)
	綠葉類	1.3×10 ⁻⁰⁴	Smith et al.(1996, p5-p25)
	穀類	1.3×10 ⁻⁰⁴	Smith et al.(1996, p5-p25)
	水果	2.0×10 ⁻⁰⁴	Smith et al.(1996, p5-p25)
作物年產量 (kg/m ² /yr)	根類	1.87	金門縣政府主計處(2017, p24)
	綠葉類	2.19	金門縣政府主計處(2017, p24)
	穀類	9.8E-02	金門縣政府主計處(2017, p24)
	水果	1.15	金門縣政府主計處(2017, p24)
灌溉到收割歷 時 (yr)	根類	4.0×10 ⁻⁰²	IAEA(2003, p356)
	綠葉類	4.2×10 ⁻⁰²	嚴士潛(2015, p20)
	穀類	5.6×10 ⁻⁰²	楊藹華(2014, p9)；金門縣政府(2019)
	水果	8.3×10 ⁻⁰²	張雅玲(2016, p10)
灌溉水體積 (m/yr)	根類	0.16	嚴士潛(2015, p21)
	綠葉類	9.5E-02	Brouwer et al.(1986, p61)(table 14)
	穀類	0.38	嚴士潛(2015, p21)
	水果	1.34	謝政融(2015, p24、p42、p43)
農作物_穩定碳含量			
根莖類 (g/kg)		46	IAEA(2010, p140)(Root crops)
蔬菜 (g/kg)		30	IAEA(2010, p140)(Leafy and non-leafy vegetables)
穀物 (g/kg)		390	IAEA(2010, p140)(Cereals)
水果 (g/kg)		62	IAEA(2010, p140)(Fruit)
畜產品			
動物攝食量 (kgfw/d)	牛	20	王郁雁等人(2005)
	豬	10	Kato and Suzuki(2008, p38)
	雞	0.3	
動物飲水量 (m ³ /d)	牛	7.0×10 ⁻⁰²	Kato and Suzuki(2008, p38)
	豬	5.0×10 ⁻⁰²	
	雞	5.0×10 ⁻⁰⁴	
	牛	0.6	Kato and Suzuki(2008, p38)

動物嚥入土量 (kg/d)	豬	0.2	
	雞	0.02	
動物呼吸率 (m ³ /hr)	牛	5.4	Kato and Suzuki(2008, p28)
	豬	0.5	
	雞	0.01	
動物占用時間 (h/d)	牛	24	自行假設
	豬	24	
	雞	24	
水密度 (kg/m ³)		1,000	IAEA(2003, p356)
土壤灰塵量 (kg/m ³)		2.0×10 ⁻⁶	IAEA(2003, p356)
魚類海產			
懸浮物濃度(kg/m ³)	淡水	7.0×10 ⁻³	POSIVA(2014a, p632)
	海水	3.0×10 ⁻³	POSIVA(2014a, p637)
水產穩定碳量 (gC/kg)		117	IAEA(2010, p134)
呼吸			
人類呼吸率(m ³ /hr)	正常	1.2	IAEA(2003, p356)
	運動	1.7	IAEA(2003, p356)
空氣中水霧濃度 (m ³ /m ³)		1.0×10 ⁻¹¹	IAEA(2003, p356)
陸地空氣中灰塵量(kg/m ³)		2.0×10 ⁻⁶	IAEA(2008, p41)
體外曝露			
年土壤占用時間 (h/yr)		8,760	自行假設
年沉積物占用時間 (h/yr)		8,760	自行假設
年水體占用時間 (h/yr)		8,760	自行假設

(3) 曝露途徑與核種有關之輸入參數

劑量轉換因子

	嚥入 Sv/Bq	吸入 Sv/Bq	外部(Sv/h)/(Bq/m3)	
			土壤	水浸
C-14	5.80×10^{-10}	5.80×10^{-9}	2.60×10^{-19}	1.60×10^{-18}
Cl-36	9.30×10^{-10}	7.30×10^{-9}	4.60×10^{-17}	1.60×10^{-16}
Ni-59	6.30×10^{-11}	4.40×10^{-10}	0.00	0.00
Se-79	2.90×10^{-9}	6.80×10^{-9}	3.50×10^{-19}	2.20×10^{-18}
Sr-90	2.80×10^{-8}	1.60×10^{-7}	1.40×10^{-17}	5.30×10^{-17}
Zr-93	1.10×10^{-9}	3.30×10^{-9}	0.00	0.00
Nb-94	1.70×10^{-9}	4.90×10^{-8}	1.80×10^{-13}	6.10×10^{-13}
Tc-99	6.40×10^{-10}	1.30×10^{-8}	2.40×10^{-18}	1.10×10^{-17}
Pd-107	3.70×10^{-11}	5.90×10^{-10}	0.00	0.00
Sn-126	4.70×10^{-9}	2.80×10^{-8}	2.90×10^{-15}	1.70×10^{-14}
I-129	1.10×10^{-7}	9.80×10^{-9}	2.50×10^{-16}	3.20×10^{-15}
Cs-135	2.00×10^{-9}	8.60×10^{-9}	7.40×10^{-19}	4.00×10^{-18}
Cs-137	1.30×10^{-8}	3.90×10^{-8}	1.50×10^{-17}	5.40×10^{-17}
Th-232	2.30×10^{-7}	2.50×10^{-5}	1.00×10^{-17}	7.20×10^{-17}
U-236	4.70×10^{-8}	8.70×10^{-6}	4.10×10^{-18}	4.20×10^{-17}
Pu-240	2.50×10^{-7}	1.60×10^{-8}	2.90×10^{-18}	4.00×10^{-17}
Th-229	4.90×10^{-7}	2.40×10^{-4}	6.20×10^{-15}	3.10×10^{-14}
U-233	5.10×10^{-8}	5.80×10^{-7}	2.70×10^{-17}	1.30×10^{-16}
Np-237	1.10×10^{-7}	5.00×10^{-5}	1.50×10^{-15}	8.30×10^{-15}
Am-241	2.00×10^{-7}	9.60×10^{-5}	8.50×10^{-16}	6.70×10^{-15}
Cm-245	2.10×10^{-7}	9.90×10^{-5}	6.50×10^{-15}	3.20×10^{-14}
Pb-210	6.90×10^{-7}	5.60×10^{-6}	4.70×10^{-17}	4.70×10^{-16}
Ra-226	2.80×10^{-7}	9.50×10^{-6}	6.20×10^{-16}	2.50×10^{-15}
Th-230	2.10×10^{-7}	1.00×10^{-4}	2.30×10^{-17}	1.40×10^{-16}
U-234	4.90×10^{-8}	9.40×10^{-6}	7.80×10^{-18}	6.30×10^{-17}
U-238	4.50×10^{-8}	8.00×10^{-6}	1.90×10^{-18}	2.90×10^{-17}
Pu-238	2.30×10^{-7}	1.10×10^{-4}	3.00×10^{-18}	4.10×10^{-17}
Pu-242	2.40×10^{-7}	1.10×10^{-4}	2.50×10^{-18}	3.30×10^{-17}
Cm-246	2.10×10^{-7}	9.80×10^{-5}	2.30×10^{-18}	3.80×10^{-17}
Ac-227	1.10×10^{-6}	5.50×10^{-4}	9.60×10^{-18}	4.70×10^{-17}
Pa-231	7.10×10^{-7}	1.40×10^{-4}	3.70×10^{-15}	1.40×10^{-14}
U-235	4.70×10^{-8}	8.50×10^{-6}	1.40×10^{-14}	5.70×10^{-14}
Pu-239	2.50×10^{-7}	1.20×10^{-4}	5.70×10^{-18}	3.40×10^{-17}
Am-243	2.00×10^{-7}	9.60×10^{-5}	2.70×10^{-15}	1.80×10^{-14}
Po-210	4.50×10^{-7}	2.30×10^{-6}	1.00×10^{-18}	3.30×10^{-18}
資料來源	原子能委員會 (2005, p40)	原子能委員會 (2005, p40)	Eckerman and Ryman(1993, p166)	Eckerman and Ryman(1993, p76)

食物處理殘留因子

	根類			綠葉類			穀物			水果		
	Fp1	Fp2	Fp3	Fp1	Fp2	Fp3	Fp1	Fp2	Fp3	Fp1	Fp2	Fp3
C-14	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cl-36	1	0.6	1	1	0.6	1	1	0.4	1	1	1	1
Ni-59	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Se-79	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sr-90	0.9	1	0.9	1	1	1	0.6	1	0.6	1	1	1
Zr-93	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nb-94	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tc-99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pd-107	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sn-126	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
I-129	1	1	1	0.8	1	0.8	1	1	1	0.8	1	0.8
Cs-135	0.9	0.9	0.9	1	0.9	1	0.6	0.4	0.6	1	1	1
Cs-137	0.9	0.9	0.9	1	0.9	1	0.6	0.4	0.6	1	1	1
Th-232	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
U-236	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pu-240	1	1	1	1	1	1	0.2	1	0.2	1	1	1
Th-229	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
U-233	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Np-237	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Am-241	1	1	1	1	1	1	0.2	1	0.2	1	1	1
Cm-245	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pb-210	1	1	1	1	1	1	0.6	1	0.6	1	1	1
Ra-226	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Th-230	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
U-234	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
U-238	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pu-238	1	1	1	1	1	1	0.2	1	0.2	1	1	1
Pu-242	1	1	1	1	1	1	0.2	1	0.2	1	1	1
Cm-246	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ac-227	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pa-231	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
U-235	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pu-239	1	1	1	1	1	1	0.2	1	0.2	1	1	1
Am-243	1	1	1	1	1	1	0.2	1	0.2	1	1	1
Po-210	0.5	1	0.5	1	1	1	1	1	1	1	1	1
資料來源	IAEA(2010, p147) =FP1			IAEA(2010, p147) =FP1			IAEA(2010, p147-p148) =FP1			IAEA(2010, p147) =FP1		

農作物灌溉水截流比例

	根類蔬菜	綠葉類	穀類	水果
C-14	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Cl-36	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Ni-59	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Se-79	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Sr-90	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	8.04×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Zr-93	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Nb-94	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Tc-99	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Pd-107	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Sn-126	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
I-129	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	8.53×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Cs-135	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Cs-137	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Th-232	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
U-236	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Pu-240	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Th-229	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
U-233	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Np-237	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Am-241	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Cm-245	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Pb-210	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Ra-226	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Th-230	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
U-234	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
U-238	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Pu-238	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Pu-242	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Cm-246	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Ac-227	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Pa-231	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
U-235	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Pu-239	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Am-243	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
Po-210	6.70×10^{-1}	5.90×10^{-1}	7.11×10^{-1}	5.00×10^{-1}
資料來源	IAEA(2010, p13)Radish平均	IAEA(2010, p13)Chinese cabbage平均	IAEA(2010, p13)Rice平均	Kato and Suzuki(2008, p42)果物

農作物轉置係數

	根類蔬菜	資料來源	綠葉類	資料來源
C-14	4.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	5.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Cl-36	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Ni-59	3.90×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	3.70×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Se-79	6.80×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	3.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Sr-90	5.00×10^{-3}	IAEA(2010, p22)	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Zr-93	5.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Nb-94	5.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	5.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Tc-99	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Pd-107	3.90×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	3.70×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Sn-126	2.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
I-129	7.40×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	6.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Cs-135	4.60×10^{-2}	IAEA(2010, p22)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Cs-137	4.60×10^{-2}	IAEA(2010, p22)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Th-232	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
U-236	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Pu-240	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Th-229	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
U-233	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Np-237	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Am-241	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Cm-245	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Pb-210	2.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Ra-226	9.90×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	9.90×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Th-230	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
U-234	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
U-238	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Pu-238	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Pu-242	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Cm-246	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Ac-227	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Pa-231	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
U-235	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Pu-239	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Am-243	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
Po-210	2.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)	2.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p37)
	穀物	資料來源	水果	資料來源
C-14	4.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Cl-36	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)

Ni-59	3.90×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Se-79	6.80×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Sr-90	1.20×10^{-2}	IAEA(2010, p20)	4.40×10^{-3}	IAEA(2010, p22)
Zr-93	5.60×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p36)	6.20×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Nb-94	5.60×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p36)	6.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Tc-99	1.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Pd-107	1.70×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Sn-126	1.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
I-129	2.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	3.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Cs-135	2.70×10^{-2}	IAEA(2010, p19)	4.60×10^{-2}	IAEA(2010, p22)
Cs-137	2.70×10^{-2}	IAEA(2010, p19)	4.60×10^{-2}	IAEA(2010, p22)
Th-232	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
U-236	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Pu-240	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	3.00×10^{-6}	IAEA(2010, p22)
Th-229	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
U-233	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Np-237	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	2.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Am-241	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	5.00×10^{-6}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Cm-245	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	2.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Pb-210	2.00×10^{-2}	IAEA(2010, p20)	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Ra-226	8.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p36)	7.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Th-230	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
U-234	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
U-238	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Pu-238	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	3.00×10^{-6}	IAEA(2010, p22)
Pu-242	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	3.00×10^{-6}	IAEA(2010, p22)
Cm-246	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	2.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Ac-227	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	2.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Pa-231	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	2.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
U-235	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.90×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)
Pu-239	1.60×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	3.00×10^{-6}	IAEA(2010, p22)
Am-243	1.30×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	5.00×10^{-6}	IAEA(2010, p22)
Po-210	1.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)	1.10×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p36)

農作物風化係數(1/yr)

	根類蔬菜	資料來源	綠葉類	資料來源
C-14	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Cl-36	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Ni-59	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Se-79	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Sr-90	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Zr-93	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Nb-94	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Tc-99	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Pd-107	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Sn-126	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
I-129	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Cs-135	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Cs-137	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Th-232	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
U-236	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Pu-240	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	51	Kato and Suzuki(2008, p40)
Th-229	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
U-233	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Np-237	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	51	Kato and Suzuki(2008, p40)
Am-241	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	51	Kato and Suzuki(2008, p40)
Cm-245	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Pb-210	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Ra-226	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Th-230	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
U-234	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
U-238	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Pu-238	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	51	Kato and Suzuki(2008, p40)
Pu-242	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	51	Kato and Suzuki(2008, p40)
Cm-246	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Ac-227	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Pa-231	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
U-235	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
Pu-239	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	51	Kato and Suzuki(2008, p40)
Am-243	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	51	Kato and Suzuki(2008, p40)
Po-210	18	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p40)
	穀物	資料來源	水果	資料來源
C-14	8.4	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cl-36	8.4	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)

Ni-59	8.4	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Se-79	8.4	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Sr-90	12	IAEA(2010, p18)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Zr-93	8.4	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Nb-94	8.4	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Tc-99	8.4	Kato and Suzuki(2008, p39)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pd-107	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Sn-126	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
I-129	18	IAEA(2010, p18)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cs-135	7.2	IAEA(2010, p18)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cs-137	7.2	IAEA(2010, p18)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Th-232	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-236	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pu-240	21.1	IAEA(2010, p18)	5.9	IAEA(2010, p18)
Th-229	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-233	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Np-237	51	Kato and Suzuki(2008, p40)	51	Kato and Suzuki(2008, p39)
Am-241	51	Kato and Suzuki(2008, p40)	51	Kato and Suzuki(2008, p39)
Cm-245	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pb-210	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Ra-226	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Th-230	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-234	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-238	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pu-238	21.1	IAEA(2010, p18)	5.9	IAEA(2010, p18)
Pu-242	21.1	IAEA(2010, p18)	5.9	IAEA(2010, p18)
Cm-246	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Ac-227	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pa-231	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
U-235	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)
Pu-239	21.1	IAEA(2010, p18)	5.9	IAEA(2010, p18)
Am-243	51	Kato and Suzuki(2008, p40)	51	Kato and Suzuki(2008, p39)
Po-210	8.4	Kato and Suzuki(2008, p40)	18	Kato and Suzuki(2008, p39)

土壤至農作物核種遷移係數(Bq/kg)/(Bq/kg)

	根類蔬菜	資料來源	綠葉類	資料來源
C-14	-	-	-	-
Cl-36	1.20×10^1	IAEA(2010, p64)	2.60×10^1	IAEA(2010, p64)
Ni-59	3.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p32)	3.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p31)
Se-79	1.00×10^0	Kato and Suzuki(2008, p32)	1.00×10^0	Kato and Suzuki(2008, p31)
Sr-90	1.40×10^{-1}	IAEA(2010, p74)	9.80×10^{-1}	IAEA(2010, p74)
Zr-93	4.00×10^{-3}	IAEA(2010, p42)	4.00×10^{-3}	IAEA(2010, p42)
Nb-94	1.70×10^{-2}	IAEA(2010, p42)	1.70×10^{-2}	IAEA(2010, p42)
Tc-99	1.90×10^0	IAEA(2010, p74)	7.20×10^{-1}	IAEA(2010, p74)
Pd-107	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p32)	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p31)
Sn-126	1.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p32)	1.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p31)
I-129	5.60×10^{-2}	IAEA(2010, p74)	3.00×10^{-2}	IAEA(2010, p74)
Cs-135	1.50×10^{-2}	IAEA(2010, p74)	3.80×10^{-2}	IAEA(2010, p74)
Cs-137	1.50×10^{-2}	IAEA(2010, p74)	3.80×10^{-2}	IAEA(2010, p74)
Th-232	1.90×10^{-5}	IAEA(2010, p74)	3.40×10^{-5}	IAEA(2010, p68)
U-236	4.70×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Pu-240	4.60×10^{-3}	IAEA(2010, p74)	1.10×10^{-3}	IAEA(2010, p74)
Th-229	1.90×10^{-5}	IAEA(2010, p74)	3.40×10^{-5}	IAEA(2010, p68)
U-233	4.70×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Np-237	2.20×10^{-2}	IAEA(2010, p42)	2.70×10^{-2}	IAEA(2010, p42)
Am-241	6.70×10^{-4}	IAEA(2010, p42)	2.70×10^{-4}	IAEA(2010, p42)
Cm-245	8.50×10^{-4}	IAEA(2010, p64)	1.40×10^{-3}	IAEA(2010, p64)
Pb-210	2.40×10^{-3}	IAEA(2010, p68)	3.70×10^{-1}	IAEA(2010, p68)
Ra-226	9.80×10^{-2}	IAEA(2010, p74)	2.70×10^{-2}	IAEA(2010, p74)
Th-230	1.90×10^{-5}	IAEA(2010, p74)	3.40×10^{-5}	IAEA(2010, p68)
U-234	4.70×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
U-238	4.70×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Pu-238	4.60×10^{-3}	IAEA(2010, p74)	1.10×10^{-3}	IAEA(2010, p74)
Pu-242	4.60×10^{-3}	IAEA(2010, p74)	1.10×10^{-3}	IAEA(2010, p74)
Cm-246	8.50×10^{-4}	IAEA(2010, p42)	1.40×10^{-3}	IAEA(2010, p42)
Ac-227	1.00×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p32)	1.00×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p31)
Pa-231	4.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p32)	4.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p31)
U-235	4.70×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Pu-239	4.60×10^{-3}	IAEA(2010, p74)	1.10×10^{-3}	IAEA(2010, p74)
Am-243	6.70×10^{-4}	IAEA(2010, p42)	2.70×10^{-4}	IAEA(2010, p42)
Po-210	5.80×10^{-3}	IAEA(2010, p42)	7.40×10^{-3}	IAEA(2010, p42)
	穀物	資料來源	水果	資料來源
C-14	-	-	-	-
Cl-36	3.60×10^1	IAEA(2010, p64)	5.00×10^0	Kato and Suzuki(2008, p30)

Ni-59	2.70×10^{-2}	IAEA(2010, p42)	1.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p31)
Se-79	1.00×10^0	Kato and Suzuki(2008, p31)	5.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p31)
Sr-90	5.10×10^{-2}	IAEA(2010, p74)	1.00×10^{-1}	IAEA(2010, p74)
Zr-93	1.00×10^{-3}	IAEA(2010, p42)	4.00×10^{-3}	IAEA(2010, p42)
Nb-94	1.40×10^{-2}	IAEA(2010, p42)	8.00×10^{-3}	IAEA(2010, p42)
Tc-99	3.00×10^{-2}	IAEA(2010, p74)	3.00×10^{-1}	IAEA(2010, p74)
Pd-107	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p31)	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p31)
Sn-126	2.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p31)	1.00×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p31)
I-129	1.50×10^{-4}	IAEA(2010, p74)	1.20×10^{-3}	IAEA(2010, p74)
Cs-135	3.00×10^{-3}	IAEA(2010, p74)	2.00×10^{-2}	IAEA(2010, p74)
Cs-137	3.00×10^{-3}	IAEA(2010, p74)	2.00×10^{-2}	IAEA(2010, p74)
Th-232	6.30×10^{-5}	IAEA(2010, p68)	5.30×10^{-6}	IAEA(2010, p68)
U-236	1.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Pu-240	3.00×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p31)	8.20×10^{-4}	IAEA(2010, p74)
Th-229	6.30×10^{-5}	IAEA(2010, p68)	5.30×10^{-6}	IAEA(2010, p68)
U-233	1.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Np-237	2.90×10^{-3}	IAEA(2010, p42)	1.80×10^{-2}	IAEA(2010, p42)
Am-241	2.20×10^{-5}	IAEA(2010, p42)	3.70×10^{-5}	IAEA(2010, p68)
Cm-245	2.30×10^{-5}	IAEA(2010, p42)	3.20×10^{-4}	IAEA(2010, p42)
Pb-210	2.50×10^{-3}	IAEA(2010, p68)	7.00×10^{-3}	IAEA(2010, p68)
Ra-226	3.50×10^{-3}	IAEA(2010, p68)	1.00×10^{-1}	IAEA(2010, p68)
Th-230	6.30×10^{-5}	IAEA(2010, p68)	5.30×10^{-6}	IAEA(2010, p68)
U-234	1.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
U-238	1.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Pu-238	3.00×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p31)	8.20×10^{-4}	IAEA(2010, p74)
Pu-242	3.00×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p31)	8.20×10^{-4}	IAEA(2010, p74)
Cm-246	2.30×10^{-5}	IAEA(2010, p42)	3.20×10^{-4}	IAEA(2010, p42)
Ac-227	1.00×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p31)	5.00×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p31)
Pa-231	4.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p31)	4.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p31)
U-235	1.80×10^{-2}	IAEA(2010, p68)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p68)
Pu-239	3.00×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p31)	8.20×10^{-4}	IAEA(2010, p74)
Am-243	2.20×10^{-5}	IAEA(2010, p42)	3.70×10^{-5}	IAEA(2010, p68)
Po-210	2.40×10^{-4}	IAEA(2010, p42)	1.90×10^{-4}	IAEA(2010, p42)

農作物至畜產品核種遷移係數(d/kg)

	牛肉	資料來源	豬肉	資料來源
C-14	1.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p28)	5.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Cl-36	4.30×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p28)	2.20×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Ni-59	3.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p28)	4.10×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Se-79	5.40×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p28)	3.20×10^{-1}	IAEA(2010, p95)
Sr-90	1.30×10^{-3}	IAEA(2010, p93)	2.50×10^{-3}	IAEA(2010, p95)
Zr-93	1.20×10^{-6}	IAEA(2010, p93)	3.50×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Nb-94	2.60×10^{-7}	IAEA(2010, p93)	1.00×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Tc-99	6.00×10^{-3}	IAEA(2010, p93)	1.00×10^{-4}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Pd-107	7.10×10^{-5}	IAEA(2010, p93)	3.60×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Sn-126	1.90×10^{-3}	IAEA(2010, p93)	4.40×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
I-129	6.70×10^{-3}	IAEA(2010, p93)	4.10×10^{-2}	IAEA(2010, p95)
Cs-135	2.20×10^{-2}	IAEA(2010, p93)	2.00×10^{-1}	IAEA(2010, p95)
Cs-137	2.20×10^{-2}	IAEA(2010, p93)	2.00×10^{-1}	IAEA(2010, p95)
Th-232	2.30×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.60×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-236	3.90×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p95)
Pu-240	1.10×10^{-6}	IAEA(2010, p93)	8.30×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Th-229	2.30×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.60×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-233	3.90×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p95)
Np-237	1.20×10^{-4}	Kato and Suzuki(2008, p28)	4.50×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Am-241	5.00×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	1.00×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Cm-245	9.80×10^{-5}	IAEA(2010, p93)	9.90×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Pb-210	7.00×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	3.10×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Ra-226	1.70×10^{-3}	IAEA(2010, p93)	3.50×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Th-230	2.30×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.60×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-234	3.90×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p95)
U-238	3.90×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p95)
Pu-238	1.10×10^{-6}	IAEA(2010, p93)	8.30×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Pu-242	1.10×10^{-6}	IAEA(2010, p93)	8.30×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Cm-246	9.80×10^{-5}	IAEA(2010, p93)	9.90×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Ac-227	1.60×10^{-4}	Kato and Suzuki(2008, p28)	1.70×10^{-4}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Pa-231	5.00×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p28)	1.10×10^{-4}	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-235	3.90×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	4.40×10^{-2}	IAEA(2010, p95)
Pu-239	1.10×10^{-6}	IAEA(2010, p93)	8.30×10^{-5}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Am-243	5.00×10^{-4}	IAEA(2010, p93)	1.00×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p30)
Po-210	4.00×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p28)	3.10×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p30)
	雞肉	資料來源	牛奶	資料來源
C-14	2.30×10^1	Kato and Suzuki(2008, p28)	1.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p29)
Cl-36	8.70×10^0	Kato and Suzuki(2008, p28)	1.70×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p29)

Ni-59	1.70×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p28)	9.50×10 ⁻⁴	IAEA(2010, p89)
Se-79	9.70×10 ⁰	IAEA(2010, p95)	4.00×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Sr-90	2.00×10 ⁻²	IAEA(2010, p95)	1.30×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Zr-93	6.00×10 ⁻⁵	IAEA(2010, p95)	3.60×10 ⁻⁶	IAEA(2010, p89)
Nb-94	3.00×10 ⁺	IAEA(2010, p95)	4.10×10 ⁻⁷	IAEA(2010, p89)
Tc-99	1.20×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p29)	7.50×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p30)
Pd-107	1.40×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p29)	2.50×10 ⁻⁴	Kato and Suzuki(2008, p30)
Sn-126	1.80×10 ⁺	Kato and Suzuki(2008, p29)	1.00×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p30)
I-129	8.70×10 ⁻³	IAEA(2010, p95)	5.40×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Cs-135	2.70×10 ⁰	IAEA(2010, p95)	4.60×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Cs-137	2.70×10 ⁰	IAEA(2010, p95)	4.60×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Th-232	1.80×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	5.00×10 ⁻⁶	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-236	7.50×10 ⁻¹	IAEA(2010, p95)	1.80×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Pu-240	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	1.00×10 ⁻⁵	IAEA(2010, p89)
Th-229	1.80×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	5.00×10 ⁻⁶	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-233	7.50×10 ⁻¹	IAEA(2010, p95)	1.80×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Np-237	1.70×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p29)	5.00×10 ⁻⁶	Kato and Suzuki(2008, p30)
Am-241	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	4.20×10 ⁻⁷	IAEA(2010, p89)
Cm-245	4.00×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p29)	9.00×10 ⁻⁶	Kato and Suzuki(2008, p30)
Pb-210	1.20×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p29)	1.90×10 ⁻⁴	IAEA(2010, p89)
Ra-226	4.80×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	3.80×10 ⁻⁴	IAEA(2010, p89)
Th-230	1.80×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	5.00×10 ⁻⁶	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-234	7.50×10 ⁻¹	IAEA(2010, p95)	1.80×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
U-238	7.50×10 ⁻¹	IAEA(2010, p95)	1.80×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Pu-238	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	1.00×10 ⁻⁵	IAEA(2010, p89)
Pu-242	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	1.00×10 ⁻⁵	IAEA(2010, p89)
Cm-246	4.00×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p29)	9.00×10 ⁻⁶	Kato and Suzuki(2008, p30)
Ac-227	6.60×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p29)	4.00×10 ⁻⁷	Kato and Suzuki(2008, p30)
Pa-231	4.10×10 ⁻³	Kato and Suzuki(2008, p29)	5.00×10 ⁻⁶	Kato and Suzuki(2008, p30)
U-235	7.50×10 ⁻¹	IAEA(2010, p95)	1.80×10 ⁻³	IAEA(2010, p89)
Pu-239	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	1.00×10 ⁻⁵	IAEA(2010, p89)
Am-243	1.00×10 ⁻¹	Kato and Suzuki(2008, p29)	4.20×10 ⁻⁷	IAEA(2010, p89)
Po-210	2.40×10 ⁰	IAEA(2010, p95)	2.10×10 ⁻⁴	IAEA(2010, p89)
	豬肉臟	資料來源	雞蛋	資料來源
C-14	5.80×10 ⁻¹	假設與豬肉相同	2.30×10 ¹	Kato and Suzuki(2008, p29)
Cl-36	2.20×10 ⁻¹	假設與豬肉相同	8.70×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p29)
Ni-59	4.10×10 ⁻²	假設與豬肉相同	1.70×10 ⁰	Kato and Suzuki(2008, p29)
Se-79	3.20×10 ⁻¹	假設與豬肉相同	1.60×10 ¹	IAEA(2010, p96)
Sr-90	2.50×10 ⁻³	假設與豬肉相同	3.50×10 ⁻¹	IAEA(2010, p96)
Zr-93	3.50×10 ⁻³	假設與豬肉相同	2.00×10 ⁻⁴	IAEA(2010, p96)

Nb-94	1.00×10^{-3}	假設與豬肉相同	1.00×10^{-3}	IAEA(2010, p96)
Tc-99	1.00×10^{-4}	假設與豬肉相同	1.20×10^0	Kato and Suzuki(2008, p29)
Pd-107	3.60×10^{-5}	假設與豬肉相同	1.40×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p29)
Sn-126	4.40×10^{-3}	假設與豬肉相同	1.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p29)
I-129	4.10×10^{-2}	假設與豬肉相同	2.40×10^0	IAEA(2010, p96)
Cs-135	2.00×10^{-1}	假設與豬肉相同	4.00×10^{-1}	IAEA(2010, p96)
Cs-137	2.00×10^{-1}	假設與豬肉相同	4.00×10^{-1}	IAEA(2010, p96)
Th-232	4.60×10^{-3}	假設與豬肉相同	1.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p29)
U-236	4.40×10^{-2}	假設與豬肉相同	1.10×10^0	IAEA(2010, p96)
Pu-240	8.30×10^{-5}	假設與豬肉相同	1.20×10^{-3}	IAEA(2010, p96)
Th-229	4.60×10^{-3}	假設與豬肉相同	1.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p29)
U-233	4.40×10^{-2}	假設與豬肉相同	1.10×10^0	IAEA(2010, p96)
Np-237	4.50×10^{-5}	假設與豬肉相同	1.70×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p29)
Am-241	1.00×10^{-3}	假設與豬肉相同	3.00×10^{-3}	IAEA(2010, p96)
Cm-245	9.90×10^{-5}	假設與豬肉相同	4.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p29)
Pb-210	3.10×10^{-2}	假設與豬肉相同	1.20×10^0	Kato and Suzuki(2008, p29)
Ra-226	3.50×10^{-2}	假設與豬肉相同	2.50×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p29)
Th-230	4.60×10^{-3}	假設與豬肉相同	1.80×10^{-1}	Kato and Suzuki(2008, p29)
U-234	4.40×10^{-2}	假設與豬肉相同	1.10×10^0	IAEA(2010, p96)
U-238	4.40×10^{-2}	假設與豬肉相同	1.10×10^0	IAEA(2010, p96)
Pu-238	8.30×10^{-5}	假設與豬肉相同	1.20×10^{-3}	IAEA(2010, p96)
Pu-242	8.30×10^{-5}	假設與豬肉相同	1.20×10^{-3}	IAEA(2010, p96)
Cm-246	9.90×10^{-5}	假設與豬肉相同	4.00×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p29)
Ac-227	1.70×10^{-4}	假設與豬肉相同	1.60×10^{-2}	Kato and Suzuki(2008, p29)
Pa-231	1.10×10^{-4}	假設與豬肉相同	4.10×10^{-3}	Kato and Suzuki(2008, p29)
U-235	4.40×10^{-2}	假設與豬肉相同	1.10×10^0	IAEA(2010, p96)
Pu-239	8.30×10^{-5}	假設與豬肉相同	1.20×10^{-3}	IAEA(2010, p96)
Am-243	1.00×10^{-3}	假設與豬肉相同	3.00×10^{-3}	IAEA(2010, p96)
Po-210	3.10×10^{-2}	假設與豬肉相同	1.10×10^0	IAEA(2010, p96)

水體至魚類海產濃度轉換因子(L/Kg)

	淡水魚	資料來源	牡蠣	資料來源
C-14	-	-	-	-
Cl-36	9.50×10^1	IAEA(2010, p124)	5.00×10^{-2}	IAEA(2004, p46)
Ni-59	7.10×10^1	IAEA(2010, p124)	2.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Se-79	6.90×10^3	IAEA(2010, p124)	9.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Sr-90	2.00×10^2	JNC(2000, pF15)	1.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Zr-93	9.50×10^1	IAEA(2010, p124)	5.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Nb-94	3.00×10^2	JNC(2000, pF15)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Tc-99	2.00×10^1	JNC(2000, pF15)	5.00×10^2	IAEA(2004, p46)
Pd-107	2.00×10^1	JNC(2000, pF15)	3.00×10^2	IAEA(2004, p46)
Sn-126	1.00×10^3	JNC(2000, pF15)	5.00×10^5	IAEA(2004, p46)
I-129	6.50×10^2	IAEA(2010, p124)	1.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Cs-135	3.00×10^3	IAEA(2010, p124)	6.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Cs-137	3.00×10^3	IAEA(2010, p124)	6.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Th-232	1.90×10^2	IAEA(2010, p124)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
U-236	2.40×10^0	IAEA(2010, p124)	3.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Pu-240	4.00×10^0	JNC(2000, pF15)	3.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Th-229	1.90×10^2	IAEA(2010, p124)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
U-233	2.40×10^0	IAEA(2010, p124)	3.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Np-237	1.00×10^1	JNC(2000, pF15)	4.00×10^2	IAEA(2004, p46)
Am-241	8.00×10^2	JNC(2000, pF15)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Cm-245	3.00×10^1	JNC(2000, pF15)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Pb-210	3.70×10^2	IAEA(2010, p124)	5.00×10^4	IAEA(2004, p46)
Ra-226	2.10×10^2	IAEA(2010, p124)	1.00×10^2	IAEA(2004, p46)
Th-230	1.90×10^2	IAEA(2010, p124)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
U-234	2.40×10^0	IAEA(2010, p124)	3.00×10^1	IAEA(2004, p46)
U-238	2.40×10^0	IAEA(2010, p124)	3.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Pu-238	4.00×10^0	JNC(2000, pF15)	3.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Pu-242	4.00×10^0	JNC(2000, pF15)	3.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Cm-246	3.00×10^1	JNC(2000, pF15)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Ac-227	8.00×10^2	JNC(2000, pF15)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Pa-231	1.00×10^1	JNC(2000, pF15)	5.00×10^2	IAEA(2004, p46)
U-235	2.40×10^0	IAEA(2010, p124)	3.00×10^1	IAEA(2004, p46)
Pu-239	4.00×10^0	JNC(2000, pF15)	3.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Am-243	8.00×10^2	JNC(2000, pF15)	1.00×10^3	IAEA(2004, p46)
Po-210	5.00×10^1	JNC(2000, pF15)	2.00×10^4	IAEA(2004, p46)

註：附錄 E 之參考文獻

中央氣象局(2015)，中華民國 104 年氣候資料年報第一部分-地面資料，中央氣象局。

- 中央氣象局(2016)，中華民國 105 年氣候資料年報第一部分-地面資料，中央氣象局。
- 中央氣象局(2017)，中華民國 106 年氣候資料年報第一部分-地面資料，中央氣象局。
- 水利署(2017)，106 年水權統計-水權年報-一般水權登記引用水量-地下水，水利署。
- 王郁雁、陳筱婷、陳韶穎、吳俊彥、楊鴻磐(2005)，訪問良金牧場老闆--薛承琛先生。2019/10/29 取自 <http://library.taiwanschoolnet.org/Cyberfair2005/goldhen/g063.htm>。
- 行政院原子能委員會(2005)，游離輻射防護安全標準附表三。
- 邱立文、黃群修、吳俊奇(2015)，第四次全國森林資源調查，行政院農委會林務局。
- 金門縣政府主計處(2017)，中華民國一〇六年八月份金門縣統計月報，金門縣政府。
- 食品藥物管理署(2017)，食品營養成分資料庫。2019/10/29 取自 <https://consumer.fda.gov.tw/Food/TFND.aspx?nodeID=178>。
- 高苑科技大學綠功能技術研發中心(2011)，國家重要濕地碳匯功能調查計畫總結報告書，內政部營建署城鄉發展分署委託報告。
- 國民健康署(2019)，對抗夏季，笑「喝」呵，國民健康署預防熱傷害衛教專區，衛生福利部國民健康署。
- 國立中興大學(2011)，金門國家公園沿海濕地碳通量調查計畫，金門國家公園管理處委託報告。
- 張雅玲(2016)，紅龍果品種特性及栽培管理，苗栗區農業專訊第 74 期。
- 黃珏吉(2017)，用過核子燃料最終處置計畫潛在處置母岩特性調查與評估階段—發展功能/安全評估技術(104-107 年度計畫)—生物圈劑量轉換因子研究報告，台灣電力公司委辦計畫，SNFD-04-IPR-008-03，核能研究所。
- 黃家勤、劉正千、溫清光(2006)，流域非點源污染對於感潮河段動態水質影響之研究，臺南大學環境生態研究所，行政院國家科學委員會專題研究計畫。
- 楊藹華(2014)，高粱栽培與管理，臺南區農業專訊 2014 年 03 月 87 期。
- 潘文涵(2016)，國民營養健康狀況變遷調查(102-105 年)，衛生福利部國民健康署委託報告。
- 鄭祈全(2014)，森林淨初級生產力之遙測估算，Taiwan J For Sci 29(4): 251-66。
- 謝政融(2015)，探討『火龍果』水足跡之研究—以台東地區為例，國立台東大學環境經濟資訊管理碩士論文。
- 嚴士潛(2015)，灌溉原理與實用，城邦印書館三版一刷。
- Andersson, E., (2010), The limnic ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp, SKB TR-10-02.
- Avila, R., Ekström, P. A., (2010), Landscape dose conversion factors used in the safety assessment SR-Site, SKB TR-10-06.
- Brouwer C. and Heibloem, M. (1986), Irrigation Water Management: Irrigation Water Needs, FAO Land and Water Development Division.
- Eckerman, K. F. and Ryman, J. C. (1993), "External exposure to radionuclides in air, water and soil", FEDERAL GUIDANCE REPORT No. 12, EPA-402-R-93-081.
- IAEA (2010), Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, technical reports series NO.472, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2004), Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment, technical reports series NO.422, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2003), Reference Biosphere for Solid Radioactive Waste Disposal: Report of BIOMASS Theme 1 of BIOSphere Modelling and ASSESSment Programme, IAEA-BIOMASS-6, International Atomic Energy Agency, Vienna.

- JNC (2000), H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan – Supporting report 3, Japan Nuclear Cycle Development Institute, JNC TN1410 2000-004.
- Kato, T. and Suzuki, Y. (2008), Identification of significant parameters through sensitivity analysis in biosphere assessment of geological disposal, JAEA-Research 2008-021.
- Lindborg, T. (2010), Landscape Forsmark – data, methodology and results for SR-Site, SKB TR-10-05.
- Löfgren, A., EcoAnalytica (2010), The terrestrial ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp, SKB TR-10-01.
- POSIVA (2013), Surface and Near-Surface Hydrological Modelling in the Biosphere Assessment BSA-2012, POSIVA 2012-30.
- POSIVA (2014), Data Basis for the Biosphere Assessment BSA-2012, POSIVA 2012-28.
- Smith, G. M., Watkins, B. M., Little, R. H., Jones, H. M. and Mortimer, A. M. (1996), Biosphere Modeling and Dose Assessment for Yucca Mountain, EPRI TR-107190 3294-18.