

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

污水污泥無害化、能源化及資材化整合研究計畫--子計畫 五：污水污泥固定化再利用為工程土方之研究(I) 研究成果報告(完整版)

計畫類別：整合型
計畫編號：NSC 96-2621-Z-216-003-
執行期間：96年08月01日至97年07月31日
執行單位：中華大學土木與工程資訊學系

計畫主持人：楊朝平

計畫參與人員：碩士班研究生-兼任助理人員：張志偉, 馮柏偉

處理方式：本計畫可公開查詢

中華民國 97年10月11日

行政院國家科學委員會整合型專題研究計畫完整成果
報告

污水污泥無害化、能源化及資材化整合研究計畫

子計畫五：污水污泥固定化在利用為工程土方之研究 (I)

**Integrated study on nuisance elimination, material stabilization, and
resource recycling of sewage sludge**

**Individual project (5): Stabilization of sewage sludge and its recycling
as a construction earth**

計畫編號：NSC 96-2621-Z-216-003

執行期限：96 年 8 月 1 日至 97 年 7 月 31 日

主持人：楊朝平 教授 中華大學土木與工程資訊學系

摘要

於臺灣隨著下水道普及率之提昇，需積極思考污水污泥之資源化及再利用課題。雖然相關於此課題之研究已甚多，仍尚可嘗試將污泥再利用為工程土方，即將污泥拌砂或以石灰固定成混合料，並將此混合料再利用為邊坡沃土區植生用之土方。惟此等混合料之各種性質尚不明而有待探討，為此本計畫以臺北迪化污水處理廠之脫水污泥為試驗材料，茲以出廠污泥 M10S0 (污泥 100%砂 0%) 及調製之 M7S3 (污泥 70%砂 30%)、M5S5 (污泥 50%砂 50%)、M3S7 (污泥 30%砂 70%) 污泥拌砂為試料，綜合觀察其物理、植生、夯實及強度性質，並探討石灰-污泥之反應機制。

研究發現四種試料皆不具可塑性， pH 值介 6.8~7.7 之間，粒徑介於 0.074 mm~6.3 mm 之間，具肥沃性。M10S0 試料之夯實最大乾單位重 $\gamma_{d(\max)}$ 為 3.34 kN/m^3 ，無法直接再利用為邊坡沃土，須調整粒徑組成；而三種污泥拌砂試料之夯實 $\gamma_{d(\max)}$ 接近於 14.7 kN/m^3 ，故認為可藉由夯實改善之，使其可再利用為邊坡沃土。污泥拌砂並無助益於其無圍壓縮強度及抗剪強度之提升，因為砂不具有凝聚性。在石灰與污泥八種金屬之反應過程中， $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 發揮催化劑之作用；因為所產生之氫氧化物係以膠結沉澱物狀態存在，故認為石灰拌污泥具有固化之效果；而影響反應之因素為石灰及水之含量。

關鍵詞：污水污泥、再利用、邊坡沃土區、性質調查。

Abstract

In Taiwan, a rapid increase in the sewer construction causes the large volume of sewage sludge generated. Treated sewage sludge will be very significantly in the future. Although, there are many studies concerning to this issue, the sewage sludge tentatively can be reused as a construction soil which is studied scarcely. That is, first the gradation of sewage sludge is improved by mixing up with sand or the sewage sludge is stabilized by lime, then the mixture is compacted in the fertile zone of slope of embankment. The sewage sludge can be reused by this way in large quantities. Moreover, this kind of reuse way can be carried out under low energy condition and with ecological engineering method. However, the various properties of the mixtures are still unknown. Therefore, the writer uses fresh dried sewage sludge produced at Dihua Sewage Treatment Plant, Taipei City Government as original testing materials. One fresh sewage sludge (M10S0) and three sludge-sand mixtures that is M7S3 (sludge 70%, sand 30%), M5S5 (sludge 50%, sand 50%) and M3S7 (sludge 30, sand 70%) are prepared and compacted as test specimens. The phase of physical factors and vegetation conditions of mixtures, and the compaction characteristics and strength parameters of specimens are tested. Moreover, the mechanism of sludge-lime reaction for stabilizing sludge also is studied in this project.

It is found that four mixtures are non-plastic and fertile. Its pH values range from 6.8 to 7.7 and the diameters of particles range from 0.074 mm to 6.3 mm. The maximum compaction dry unit weight $\gamma_{d(\max)}$ of mixture of M10S0 is 3.34 kN/m^3 , which is lower than 14.7 kN/m^3 , so it can not be reuse directly as construction soils unless its gradation is improved by mixing up with sand or stabilized by lime. The values of three sludge-sand mixtures are close to 14.7 kN/m^3 , so they can be reused as construction soils. However, it is helpless for increasing the strength of sludge by mixing it with the sand because of the sand is non cohesive. On the other hand, the hydrated lime (Ca(OH)_2) reacts to irons contained in sewage sludge and yields the residues of hydroxides. Hydrated lime plays the role of catalyzer in the sludge-lime reaction. Hence, by mixing sewage sludge with hydrated lime could stabilize it and increasing its engineering properties.

Key words: Sewage sludge, recycling, fertile zone of slope, properties investigation.

目錄

摘要.....	I
Abstract.....	II
目錄.....	III
圖目錄.....	VI
表目錄.....	IX
第一章 緒論.....	1
1.1 背景、目的及重要性.....	1
1.2 本計畫與其他子計畫之關係.....	3
1.3 計畫工作內容.....	4
第二章 文獻回顧.....	6
2.1 再利用現況.....	6
2.2 成分.....	8
2.3 資源化用途.....	9
2.4 資源化技術.....	10
2.5 綠農地.....	13
2.6 有機土工程性質.....	14
2.7 石灰穩定細料土性質.....	15
2.7.1 一般土壤之典型性質.....	15

2.7.2	黏土之性質.....	18
第三章	試驗方法.....	22
3.1	取樣及污泥拌砂試料製作.....	22
3.1.1	取樣.....	22
3.1.2	污泥拌砂試料製作.....	25
3.2	試料之物理性質及植生試驗方法.....	26
3.2.1	物理性質試驗方法.....	26
3.2.2	植生試驗方法.....	33
3.3	試料之工程性質試驗方法.....	33
3.3	試料之力學性質試驗方法.....	36
第四章	試驗結果.....	40
4.1	試料之物理性質及植生狀況.....	40
4.1.1	粒徑分布.....	40
4.1.2	乾燥試驗結果.....	43
4.1.3	植生狀況.....	45
4.2	試料之夯實及透水性質.....	47
4.2.1	夯實性質.....	47
4.2.2	透水性質.....	48
4.3	試料之無圍壓縮及抗剪性質.....	49

4.3.1 無圍壓縮性質	49
4.3.2 抗剪性質	51
第五章 石灰穩定污泥之機制探討	57
5.1 石灰性質	57
5.2 石灰-土壤之反應	58
5.3 石灰穩定污水污泥之化學性質	59
5.4 土木工程用途上選擇石灰含量之試驗程序	61
5.5 石灰-污水污泥之反應	63
第六章 結論與建議	65
參考文獻	69

圖目錄

圖 1.1	土方構造物之邊坡沃土區示意	2
圖 1.2	整合型計畫之架構	4
圖 2.1	污泥於建築材料之資源化用途	9
圖 2.2	土壤固定處理方法選擇流程[FHWA 規範]	12
圖 2.3	污水污泥於綠農地之資源化用途	14
圖 3.1	脫水污泥之產生流程	22
圖 3.2	於臺北迪化污水處理廠取污泥之情形	23
圖 3.3	以 600°C 燒結後之污泥	25
圖 3.4	新竹市南港海岸之砂丘	26
圖 3.5	烘箱乾燥前之出廠污泥	27
圖 3.6	完全烘乾後之污泥	27
圖 3.7	曝曬初始之出廠污泥(2008,04,09).....	28
圖 3.8	曝曬過程之污泥(2008,05,02).....	28
圖 3.9	曝曬結束之污泥(2008,05,14).....	28
圖 3.10	比重試驗情形	29
圖 3.11	液性限度試驗情形.....	31
圖 3.12	試料之 pH 值量測情形	32

圖 3.13	試料植生試驗(2008,04,19).....	33
圖 3.14	試料之夯實試驗(M10S0).....	35
圖 3.15	室內透水試驗 (變水頭法)	36
圖 3.16	處最佳夯實狀態之試體(M3S7).....	37
圖 3.17	置於無圍壓縮儀上之試體(M10S0).....	37
圖 3.18	直接剪力試驗用之試體	39
圖 3.19	直接剪力試驗進行情形	39
圖 4.1	M10S0 試料之液性試驗結果	40
圖 4.2	M10S0 試料之粒徑分布曲線	41
圖 4.3	污泥拌砂試料之粒徑分布曲線(M7S3).....	41
圖 4.4	污泥拌砂試料之粒徑分布曲線(M5S5).....	42
圖 4.5	污泥拌砂試料之粒徑分布曲線(M3S7).....	42
圖 4.6	四種試料粒徑分布曲線之綜合比較	42
圖 4.7	M10S0 試料之曝曬乾燥結果 (含水率)	43
圖 4.8	M10S0 試料之曝曬乾燥結果 (含水比)	44
圖 4.9	四種試料之烘箱乾燥結果 (含水率)	44
圖 4.10	四種試料之烘箱乾燥結果 (含水比)	45
圖 4.11	植生試驗情形(2008/04/19).....	46
圖 4.12	植生試驗情形(2008/06/08)	46

圖 4.13	植生試驗情形(2008,10,07).....	47
圖 4.14	M10S0 試料之夯實性質.....	48
圖 4.15	三種污泥拌砂試料之夯實曲線.....	48
圖 4.16	M10S0 試料之無圍壓縮性質.....	49
圖 4.17	試料之無圍壓縮性質(M7S3).....	50
圖 4.18	試料之無圍壓縮性質(M5S5).....	50
圖 4.19	試料之無圍壓縮性質(M3S7).....	50
圖 4.20	四種試料無圍壓縮性質之比較.....	51
圖 4.21	M10S0 試料之抗剪性質.....	52
圖 4.22	M7S3 試料之抗剪性質.....	53
圖 4.23	M5S5 試料之抗剪性質.....	54
圖 4.24	M3S7 試料之抗剪性質.....	55
圖 4.25	四種試料之抗剪強度與正向應力關係.....	56

表目錄

表 1.1	整合型計畫項目	4
表 1.2	各計畫年次之研究工作項目	5
表 2.1	預估美國 2010 年之處置再利用情形[USEPA, 2000].....	6
表 2.2	歐盟會員國 2005 年之污泥產量及再利用比例[轉載自洪明宏, 2003]	7
表 2.3	日本近年污水污泥之處理狀況 (單位: $1000 m^3 / year$)	8
表 2.4	日本 2004 年污水污泥資源化用途[中欣工程行, 2006]	10
表 3.1	試驗用污泥之物理性質及其金屬含量[Taipei City Government, 2007]	24
表 5.1	典型的試體養護與強度要求[Ronald <i>et al.</i> , 1979].....	62

第一章 緒論

1.1 背景、目的及重要性

依據內政部「污水下水道發展方案(1987年核定、1998年修正)」，預計在2009年將台灣地區之下水道普及率提昇至32%；日後政府亦續將經費投注於下水道工程之建設上。再此大環境下，污水污泥的產生勢必快速增加；歐陽等(1998)預估2003年都市污水污泥之產生量約為18萬方公尺/日，而至2009年將增加至40萬方公尺/日；若不於今日積極思考其處理、減量及再利用等課題，台灣社會將面臨嚴重的掩埋場址短缺問題。依循永續經營之理念，吾人應逐漸將生活方式從「消費型社會」改變為「循環性社會」，國科會永續會於96年度亦以「環2：零廢棄及資源永續利用與循環性社會之相關策略研究」為重點研究項目之一，本計畫屬於此重點研究之一環。

以無毒「污水污泥」為對象之研究分兩大類；一為相關於「水庫污泥」之研究，多出現於土木水利工程學門，其污泥的再利用途多為土木工程土方或水泥固化填充料等[陳豪吉, 2000]；另一為相關於「污水污泥」之研究，多出現於環境工程學門，如污泥之處理系統模組、調理、脫水、水解回收有機物、熱解反應、厭氧生物裂解、熔融機制、熔融資材性質、熔融回收金屬、水泥固化灰渣、泥灰再製瓷磚及綠農地利用等 [Howard, 1996; Erhardt, *et al.*, 2001; Tay, *et al.*, 2002]。國科會80~95年度環境工程學門之計畫案(約1020件)中，有五個相關於污水污泥之整合型計畫；(1)灰渣及污泥類等無機廢棄資源營建資材化技術之整合研究，(2)污泥處理技術之整合研究，(3)污泥燒結/熔融之資源化整合型研究，(4)污泥調理脫水效率提昇之整合型研究，(5)

都市下水污泥再利用與資源化之整合型研究；此等整合型計畫之研究內涵甚廣。

從土木水利領域觀之，認為污水污泥之資源化除了前述整合型計畫之內涵外，尚可考慮其於工程土方之再利用上。雖然已有學者提出因污水污泥的有機物含量高而不適用於工程土方之論點，但有很多土方構造物（路堤、海堤、河堤、住宅區邊坡等）在被建構完成後尚須施行邊坡防侵蝕、防滑動之保護措施，而最具生態性、環境調和性的保護措施是植生綠美化。即如圖1.1所示般，須於土方構造物之斜坡面夯實一寬約100cm的沃土區 (Zone of fertile soil)，以使其兼具邊坡保護及利於植物生長之功能。沃土於土木工程之使用量甚大，而一般對其品質之規範較籠統且寬鬆，只要求須為近似農地之壤土[水利署, 1991; 農業委員會, 1996]。唯近年沃土之取得猶如砂石骨材般漸趨困難，甚有發生須從大陸進口之情形，故如能將污水污泥固定化或穩定化（非燒結）再利用為「邊坡沃土」，將能緩和國內沃土取得不易之窘境。與前述諸污泥整合計畫所建議之再利用途相比較，污水污泥於邊坡沃土區之再利用方式更具低耗能性、大量性及生態性等特點。

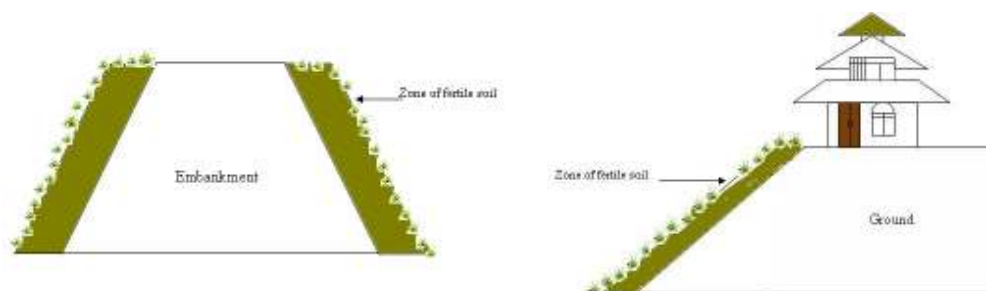


圖 1.1 土方構造物之邊坡沃土區示意

邊坡沃土之品質要求為工程性質佳（可夯實性、低壓縮性、低透水性、高抗剪性）及具肥沃性，雖然污水污泥之有機物含量高而具肥

沃性，但又會因高含量的有機物而折損其工程性質，故陷於兩難之處境。相關於污水污泥肥沃性之研究屬於綠農地範疇，其於國內外已具相當業績[Gaspard, *et al.*, 1995; Schnaak, *et al.*, 1997; 內政部營建署, 2002; 洪明宏,2002]；而將其再利用為邊坡沃土之研究仍欠缺，故本計畫所構思之再利用途具有創新性、創意性及社會面的實用性。然而，要將污水污泥固定化為邊坡沃土，於技術面及學理面上仍有諸多亟待探討之處，期能藉由本計畫得以實現前述之創意性構思。另一方面，本計畫將以臺北市工務局衛生下水道工程處迪化污水處理廠之已脫水污泥（含水率約 80%）為試驗材料。

1.2 本計畫與其他子計畫之關係

見表 1.1，本整合型計畫共含六個子計畫，而圖 1.2 為其間之架構關聯性示意。本整合型計畫係利用環境工程的物化處理方法吸附污泥中的重金屬使其無害化，而以生化工程的醱酵方法將污泥中有機的部分轉化成生質柴油使其能源化，剩餘的無機部分則由土木工程領域同仁進行資材化的研究，最後應用水資源工程領域的地下水污染模式探討重金屬宿命與流佈傳輸機制。

本子計畫被定位在資材化要徑上，擬將污泥再利用為邊坡沃土區之土方。其主要工作項目為污泥拌砂與石灰改良後之混合料工程性質探討、混合料之力學與植生性質探討、混合料性質之學理分析、混合料之應用技術及其再利用之推動策略等。此資材化方式具低耗能性、大量性及生態性等特點。

表 1.1 整合型計畫項目

整合型計畫名稱：污水污泥無害化、能源化及資材化之研究 總主持人：楊萬發 研究講座教授				
計畫項目	主持人	服務單位系/所	職稱	計畫名稱
子計畫(1)	楊萬發	環能所	教授	污水污泥處理全回收技術開發
子計畫(2)	詹武忠	環能所	教授	人工吸附劑處理污水污泥重金屬之研究
子計畫(3)	黃思蕙 張慧玫	環能所 生物資訊系	教授 助理教授	污水污泥生產生質柴油之研究
子計畫(4)	邱垂德	土木與工程資訊系	副教授	污水污泥焚化再利用為工程材料之研究
子計畫(5)	楊朝平	土木與工程資訊系	副教授	污水污泥固定化再利用為工程土方之研究
子計畫(6)	呂志宗 徐增興	土木與工程資訊系	副教授 助理教授	污水污泥再利用之風險評估研究



圖 1.2 整合型計畫之架構

1.3 計畫工作內容

表 1.2 為本計畫申請時初擬之三年研究工作項目，表中“●”符號表示預計於該年度執行之項目。惟因為只核准 96 年度之經費，故其工作項目為 (1) 文獻蒐集、(2) 污泥物理性質測試、(3) 污泥植生試驗、(4) 污泥拌砂夯實試驗、(5) 污泥拌砂無圍壓縮試驗、(6) 污

泥拌砂直接剪力試驗及（7）石灰穩定污泥機制探討。現今，此七大工作項目皆業已完成，其內涵說明乃本成果報告之主軸。

表 1.2 各計畫年次之研究工作項目

工 作 項 目	計 畫 年 次		
	96 年 度	97 年 度	98 年 度
文獻蒐集	●	●	●
污泥物理性質測試	●		
污泥植生試驗	●	●	●
污泥拌砂夯實試驗	●		
污泥拌砂無圍壓縮試驗	●		
污泥拌砂直接剪力試驗		●	
石灰穩定污泥機制探討	●		
石灰-污泥混合料製作		●	●
混合料透水試驗		●	
混合料無圍壓縮試驗			
混合料三軸壓縮試驗		●	
混合料直接剪力試驗		●	
室外混合料植生試驗		●	●
含植生根系之混合料抗剪強度試驗			●
含沃土區之邊坡穩定分析			●
圖表繪製、資料分析	●	●	●
結果於技術、學理應用性之探討		●	●
推動策略			●
報告撰寫	●	●	●
SCI 期刊投稿文章撰寫		●	●

第二章 文獻回顧

於本節茲對相關於本計畫之文獻做回顧，其含污水污泥之再利用現況、成分、資源化用途、資源化技術、綠農地、有機土工程性質及石灰穩定細料土性質。

2.1 再利用現況

近年來，美國的污泥焚化處理量約佔總量的10%左右，而污泥掩埋則因受環保政策影響略有下降，取而代之者為再利用及生物處理，其從1989年的9%增至1998年的30%。美國全國有267處污泥生物處理設施，以紐約州32處為最多，緬因州有機污泥生物處理的比例最高達33%，馬里蘭及新罕什州約21% 次之；由此數據可知，污泥再利用及生物處理已蔚為美國污泥新的處理趨勢。表2.1為美國環保署預估2010年污泥產量、處置及再利用情形，由此表可知其再利用之比例會逐年增加，而掩埋及焚化處理相對減少。

表 2.1 預估美國 2010 年之處置再利用情形[USEPA, 2000]

年度	再利用				棄置			
	土地運用	進一步處理	其他	小計	掩埋場表面覆蓋	焚化	其他	小計
2010	48%	13.5%	8.5%	70.0%	10%	19%	1%	30%

歐洲各都市在早年都有完善之規劃，故其下水道的普及率在五大洲中最高，於許多國家如荷蘭、瑞士及盧森堡等都接近全接管；歐洲每年產生之污水污泥量約為800萬公噸。全歐州在1998年完全禁止海拋，而掩埋前必須經過物理、化學、生物或熱處理，污泥資源化利用的比率也逐年提高；表2.2為歐盟會員國2005年之污泥產量及再利用

比例。

表 2.2 歐盟會員國 2005 年之污泥產量及再利用比例[轉載自洪明宏, 2003]

國家	污泥產量 (1000 ton)	再利用量 (1000 ton)	再利用百分比 (%)	每人污泥產生量 (kgf/人)
芬蘭	160	115	72	31
愛爾蘭	113	84	73	31
西班牙	1088	589	54	28
希臘	99	7	7	28
奧地利	196	68	35	24
法國	1172	765	65	19
葡萄牙	359	108	30	33
丹麥	250	125	63	38
盧森堡	14	9	64	35
德國	2786	1391	50	34
英國	1583	1118	71	27
比利時	160	47	29	16
荷蘭	401	110	27	25

日本之下水道普及率於2000年為66%，表2.3為近年日本污水污泥之處置狀況。因不易尋找污泥之掩埋用地故逐日減少其掩埋量，脫水污泥餅也由1993年之62%降至1997年的21%。污泥可經由焚化來減少其體積，污泥焚化在土地資源缺乏的日本有大幅度成長的趨勢，其由1993年之15%上升至1997年之69%。日本多年來推動污泥資源化再利用已收到相當成效，其發展方向以綠農地應用、建材使用及能源回收為主，其再利用部份由1993年的23% 提升至1997年的33% [田中和博、佐藤和明, 1996; 台北市政府工務局衛生下水道工程處, 2002]。

國內每年所產生的總污泥約 108 萬噸，以脫水掩埋處理方式為主，而以再利用為輔。另以台北市為例，預估至民國 2009 年之污泥年產出量約 30 萬公噸，處理費也高達新台幣十億元以上，因掩埋場有限日後應增加污泥再利用之比例[台北市政府工務局衛生下水道工程處,2002]。根據楊萬發、洪明龍等人就「家庭廚餘與下水污泥共同堆肥之資源化研究」市場分析結果顯示，83.3%之臺北市園藝相關業

者願意購買污水污泥所製成之堆肥；另有 16.7%不願購買，原因為不清楚成分及重金屬過高之疑慮。若能有效控制污泥堆肥中之重金屬成分及製造成本，可以增加民眾購買污泥堆肥的意願[轉載自洪明宏, 2002]。

表 2.3 日本近年污水污泥之處理狀況（單位：1000 m³/year）

項目	年度	陸地掩埋	海洋拋棄	再利用	其他
脫水泥餅	1993	299	11	70	6
	1994	795	102	392	176
	1997	243	0	84	24
焚化灰	1993	787	0	159	31
	1994	150	116	87	7
	1997	780	0	344	56
乾燥泥餅	1993	11	0	9	0
	1994	8	0	39	22
	1997	14	0	139	8
消化、濃縮污泥	1993	0	0	110	0
	1994	11	0	64	399
	1997	0	0	0	18

2.2 成分

迪化污水處理廠生污泥之含水量約 99%、有機成分約 0.8%、無機成分約 0.2%；濃縮污泥之含水量約 33%、有機成分約 0.8%、無機成分約 0.2%；消化污泥之含水量約 33%、有機成分約 0.4%、無機成分約 0.2%；焚化灰之含水量 0%、有機成分 0%、無機成分約 0.2%。另一方面，污泥餅之含水量約為 75%~85%，其餘為固體物質。揮發物質（C、H、N 及 P 等）約佔固體物質之 60~80%，另尚含有 Si、Ca、Al、Fe 及 Mg 等氧化物[台北市政府工務局衛生下水道工程處，2002]。

2.3 資源化用途

由於目前掩埋場地日漸減少，然國內污泥量將隨著下水道日漸普及而大量增加，為解決污泥處置問題，資源化將成為未來之處理趨勢，以下概述污水污泥資源化之用途[Tay, 1987a, 1987b, Tay, *et al.*, 1993; Tay and Show, 1997; 余岳峰, 1999; 林獻山、黃惠瑜, 2000; Lin and Weng, 2001; 台灣下水道協會, 2001]。茲根據前述文獻將污水污泥於建築材料之資源化用途整理於圖 2.1，知曉污泥用途依原料污泥狀態、加工處理及處理生成物而異甚多元化。另依據表 2.4 之日本 2004 年污泥再利用分析數據，知曉污泥資源化之比例相當高 66% (建築材料用途+綠農地)；此乃因為日本對污泥資源化通路 (建廠費用、產品等) 提供了相當的補助。

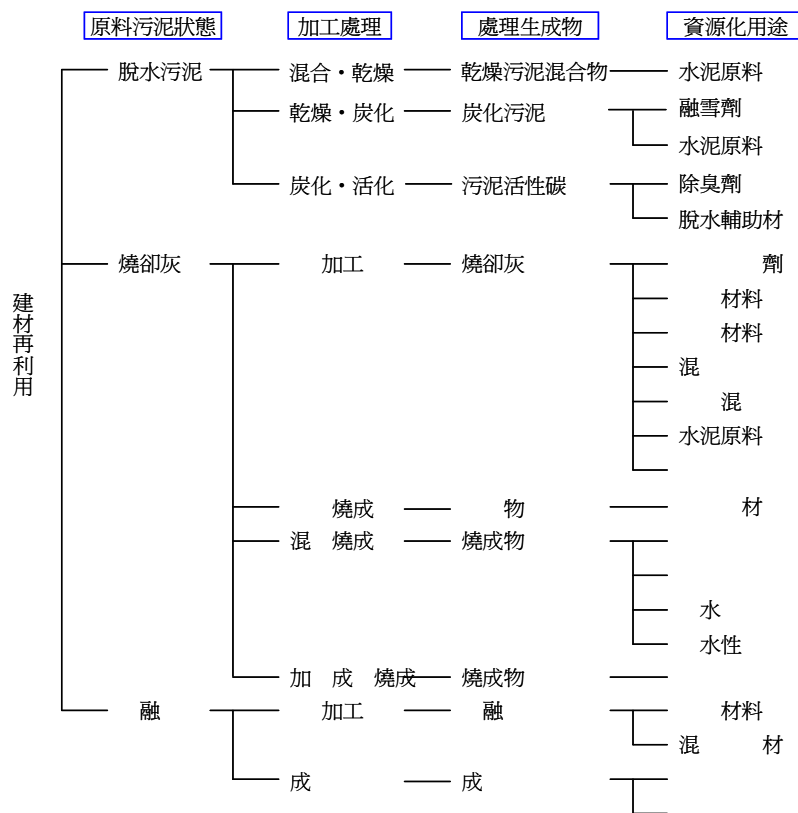


圖 2.1 污泥於建築材料之資源化用途

表 2.4 日本 2004 年污水污泥资源化用途[中欣工程行, 2006]

用途	產品或最終處理方式	百分比(%)
土木、建築材料 52 %	土壤改良劑	2
	燒成磚	2
	水泥原料	29
	人行道磚	1%
	輕質骨材	6
	掩埋覆土	5
	透水磚	0.5%
	混凝土骨材	1
	路盤材料	1
	混凝土二次製品	1
	柏油瀝青材料	1
	其他建材使用	5
	綠農地 14 %	肥料
土壤改良劑		2
其他	掩埋處理	31
	其他	3

2.4 资源化技術

资源化技術主要有焚化、燒結、熔融、堆肥、乾燥及鹼性安定等，以下概述之[Cecil and Peter Matthews, 1996; 蕭炳欽、駱尚廉, 1997; Campbell, 2000; 蔡振球, 2006]：

一、焚化

焚化的過程為在充分氧氣供應、反應系統有良好擾動及高操作溫度（850~1050 ℃）三條件下，將所處理污泥中有機物燃燒。其焚化灰可製成土質改良劑、路基、水泥、瀝青混凝土、磁磚、透水磚等；唯國內目前多將污泥與垃圾共同焚化，致其產品再利用價值低。

二、燒結

一般燒結技術為將原料加熱在 300~600 ℃ 的溫度下乾燥，預先除去其中的揮發成分，使原有的有機物大約 80 % 炭化。由於有機污泥含有大量的有機物質，利用有機污泥低溫炭化技術可將污泥中有機

成份炭化，當作燃料使用。碳化處理後之污泥主要可應用於除臭劑、燃料及脫水輔助材等使用。

三、熔融

熔融為一高耗能之處理技術，熔融與焚化同屬熱處理都必須高溫燃燒，最大的不同點是熔融燃燒溫度高達攝氏 1400~2400，致產生之底灰也不一樣；熔融後之產物主要資源化於磚類。

四、堆肥

現代化的堆肥技術，多以好氧堆肥化的方式為主，主要原因為其具有溫度高(約為 55~60 效果較佳)、基質分解較為徹底、堆置週期較短、臭味較少、可以大規模採用機械處理等優點。產物主要應用於土壤改良劑與肥料，目前國內對於相關產品並無規範。

五、乾燥

以空氣壓縮乾燥法或瓦斯加熱乾燥法處理，例如在歐美被廣泛使用者為轉台式乾燥機。一般使用天然氣或丙烷燃燒，維持溫度在 260~480 左右，熱氣體進入後與污泥表面接觸可迅速烘乾，氣體經管線收集後經空氣處理設備排放。此法可使污泥含水率小於 10%，有減少體積、殺菌效果、減少運輸費用及增加儲存能力等優點。

六、鹼性固定

將污水污泥拌以石灰等鹼性化合物，在 $pH=10$ 及 25 下 72 小時，或 pH 值大於 10 及 52 下 12 小時，再利用空氣或機械乾燥可使其含水率降到 50% 以下。污泥經過鹼性安定後，將使 pH 值改變並產出生物化學鈍化產品，可用於農業肥料及酸性土壤之改良劑；此法具低耗能及操作簡單等特點。圖 2.2 為依據待固定物之物理性質，建議

適合固定劑之選擇流程。

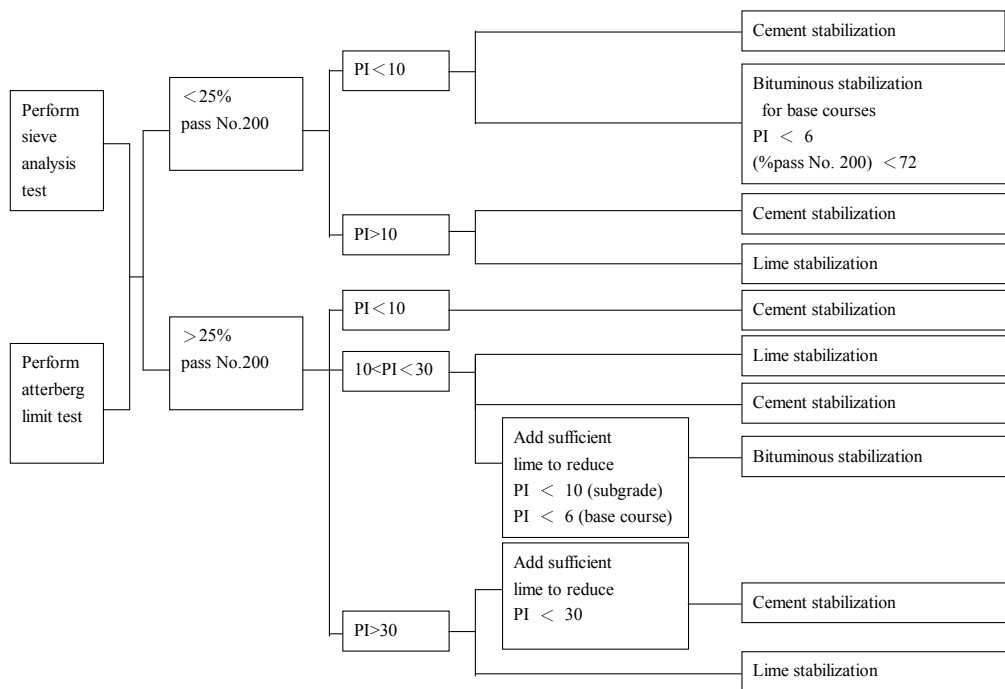


圖 2.2 土壤固定處理方法選擇流程[FHWA 規範]

現今日本之污水污泥資源化成本於焚化、溶融及燒結皆大於 2,000 元/公噸；堆肥、乾燥及鹼性安定約在 1,100~1400 元/公噸。若污泥要製成紅磚、磁磚或透水磚等時，須先以焚化或溶融的方式前處理，再混合黏土或其他原料，經壓力成型機及隧道窯製成，故成本較高。另若污泥不經焚化或溶融處理，直接造粒或經壓力成型機成形後燒結出產品，則其成本雖較低，但產品之品質不如前者好。綜合言之，污泥處理之單位成本以堆肥、乾燥及鹼性安定最低，但使用土地面積大、處理時間長；而焚化、燒結、溶融比較耗能且建廠成本大[中欣工程行, 2006]。

2.5 綠農地

茲根據文獻將污水污泥於綠農地之資源化用途整理於圖2.3 [Gaspard, *et al.*, 1995; Schnaak, *et al.*, 1997; 台灣下水道協會, 2001; 內政部營建署, 2002; 洪明宏, 2002]。一般污水污泥於綠農地使用時須經前處理如脫水、炭化及焚化等處理。

一、脫水污泥

脫水污泥可製成有機堆肥，於先進國家處理廠不僅製造肥料的原料免費，同時亦可獲得政府補貼；政府一方面減少了污泥處置費，又可減少掩埋場及焚化廠等污泥處置設施的成本，且施用後土壤農作物生產量提升使農民受益。

二、炭化污泥

脫水污泥經炭化爐以600 燻燒即成為炭化污泥，具材質輕量、無臭、安定及多孔質，且有保水、保肥、透水、吸著、脫臭、水淨化等性質，可作為土壤改良劑、園藝用土壤、調濕材等。

三、污泥焚化灰

污泥焚化灰經過造粒後，可作為園藝用土壤，亦可添加污泥焚化灰，可增強通氣性及改善肥料性質。

美國有些州積極並有計畫的實施污水污泥之綠農地應用策略，如科羅拉多州、新澤西州、賓夕法尼亞州、俄亥俄州等，其都已有顯著的業績。這些計畫有助益於政府當局藉由提供一環境容許、符合成本考量及有效的污泥管理方式，並使參與的農民也能因而獲利。現今，歐洲國家污水污泥之綠農地應用約佔總量的45%；歐盟為了使民眾安心使用，制定了污泥堆肥之品質標準及使用準則，再藉推廣宣導以解決污泥之通路問題。

表 2.4 中日本污泥綠農地使用比例為 14%，較歐美國家 30~45% 少很多。其原因為日本為了減少重金屬累積，對污泥綠農地使用有較嚴格規定。日本當局也發現污泥應用於綠農地會產生數個問題：（1）病原菌、寄生蟲及雜草種子混雜於污泥堆肥中，（2）因含水量高及臭味致不易操作，（3）重金屬累積於土壤，（4）施用量與施用技術等。為了解決上述問題，日本建設省公告「防止農地土壤重金屬含量沉積管理基準法」規範污泥堆肥品質，並製作「下水道污泥使用在都市景觀植栽手冊」引導民眾使用污泥堆肥。

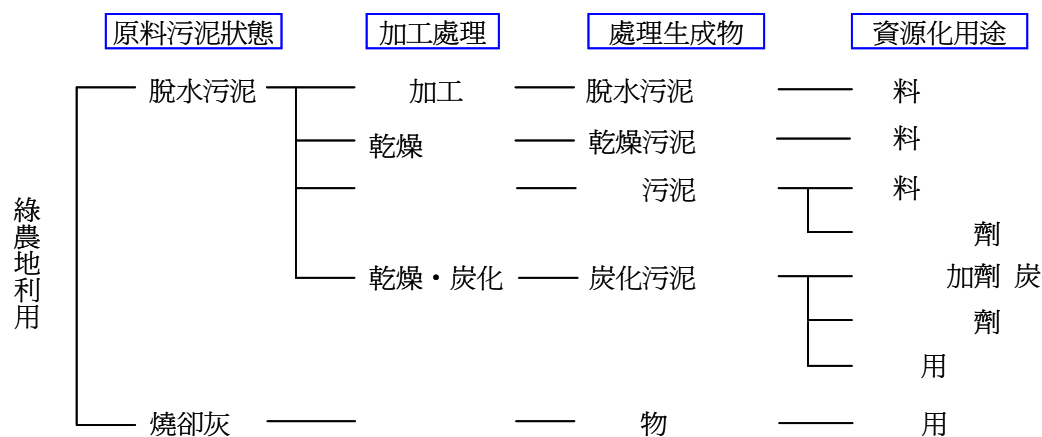


圖 2.3 污水污泥於綠農地之資源化用途

2.6 有機土工程性質

再利用為邊坡沃土區之污水污泥屬有機土，行政院公共工程委員會之「公共工程施工綱要規範」規定有機土之夯實最大乾單位重應大於 14.7 kN/m^3 。有著書認為土壤中之有機物含量在 2%~4% 左右，就會影響其工程性質[日本土質工學會, 1985]。Franklin, Orozco and Semrau (1973) 觀察土壤中的污水污泥含量對其夯實行為、強度的影響，發現隨污泥含量之增加其最佳含水量增大，而最大乾單位重、無

圍壓縮強度遞減，此種變化趨勢於污泥含量大於 8%時更為顯著。Lancaster, *et al.* (1996)建議若土壤之有機物含量大於 10%時，不適用為待夯實改良之土料。

2.7 石灰穩定細料土性質

使用石灰穩定土壤以提昇其工程用途之歷史已甚久，古早在埃及、希臘等國度就有出現石灰穩定土壤之馬車道路。近代，美國在 1904 年著手進行石灰穩定土之試驗，1924 年此技術首次用於高速公路引道之施工上；在二次大戰期間，此技術亦被廣泛應用於道路及機場跑道之土層改良上。至今，世界各地已廣泛使用石灰穩定細料土 (fine-grained soil) 之技術，以擴展其工程應用性；例如藉此技術改良公路、鐵路、機場之基底層，置換土堤之不穩定邊坡，作為擋土牆及橋臺之回填土，襯砌輸水路以減小滲漏等[Anon, 1985, 1990]。

2.7.1 一般土壤之典型性質

一般言之，以石灰穩定細料土可達降低塑性、提昇施工性及降低土壤體積變化性等效果，但是不一定可改善其強度、變形（應力應變行為）及耐久性等性質，即石灰-土壤混合物 (Soil-lime mixture) 之性質受土壤種類、石灰種類、石灰含量及養護條件(時間、溫度、水分)等之影響。不養護混合物 (Uncured mixture) 之性質觀察著重於塑性、施工性及土壤體積變化性，對施工階段之影響性大；而養護混合物 (Cured mixture) 之性質觀察著重於強度、變形及耐久性，對構造物長期行為之影響性大[Ronald *et al.*, 1979]。

一、不養護混合物性質

塑性

一般而言，對於高塑性及高黏土含量之土壤需使混合較多的石灰方能達到降低塑性(減小塑性指數 PI 值、增加縮性指數；易碎、工作性佳)之效果。

夯實性質

不養護混合物之夯實性質或施工性係以其含水量-單位重關係(或稱夯實曲線)觀察之；若以低塑性黏土為例，與天然土壤相比較，在同一夯實能量下，石灰-土壤混合物具較低之單位重及較高之最佳含水量。而在夯實前疏鬆狀態下被養護之石灰-土壤混合物，會更進一步降低其單位重及增加最佳含水量。

體積變化性

係以膨脹性觀察石灰-土壤混合物之體積變化性質，通常其膨脹潛勢會因膠體之形成而降低，如 CBR 試驗之回脹(swell)約降低 1%。

強度及變形

石灰之早期反應可改善石灰-土壤混合物之強度及變形性質，一般以抗剪強度、CBR 值、錐貫入指數及靜態無圍壓縮彈性模數等衡量之。若以石灰含量 L_c (lime content；重量比, by weight of soil basis) 5%之低塑性黏土為例，其經依 AASHTO T99 規範夯實試體之 CBR 值隨含水量的增加而顯著的降低，如從含水量 8%之 CBR=31%降至含水量 24%之 CBR=4%。

二、養護混合物性質

經長期養護的石灰-土壤混合物，會因其膠結作用而持續增加其強度及彈性模數；而此等數據非為定值，即對一試體（具相同土壤種類、石灰種類及石灰含量者）其會因養護條件(時間、溫度、水分)等之改變而變化。

無圍壓縮強度

經養護之石灰-土壤混合物會因膠結作用而顯著增加其無圍壓縮強度 q_u ，如對 Illinois soil 而言，其養護 28 天之 q_u 值比天然土高出 1,724 kPa；而對一般細料土而言，約有 690 kPa 之改良效果可期待。

強度及變形

經養護之石灰-土壤混合物對粘著力 c (Cohesion)之增加效果大於內摩擦角 ϕ (Internal friction angle)，然而對於淺層低圍壓之柔性鋪面構造物(Flexible pavement structure)而言，增加粘著力是具有顯著的工程及力學意義。經以石灰穩定及養護之 Illinois soil，其 ϕ 值介於 $25^\circ \sim 35^\circ$ ，遠大於同一狀態(含水量、單位重)之天然土。另一方面，粘著力 c 與 q_u 間具式(2.1)之關係。

$$c(\text{psi}) = 9 + 0.29 \cdot q_u(\text{psi}) \quad (2.1)$$

正確分析含石灰-土壤混合物道路基層鋪面結構行為之基本要項係其應力應變性質(Stress-strain properties)；與天然土壤相比較，石灰-土壤混合物之 q_u 值較高，而其破壞點的應變較小，此種趨勢隨養護期的增加而趨顯著。於分析上，建議石灰-土壤混合物之合理柏松比 ν (Poisson's ratio)介於 0.15~0.20 間。另一方面，根據三軸壓縮試驗結果，其割線彈性模數 E_{50} 與 q_u 間具式(2.2)之關係。

$$E_{50}(ksi) = 9.98 + 0.124 \cdot q_u(ksi) \quad (2.2)$$

2.7.2 黏土之性質

Bell (1996)居於道路工程之軟弱土層改良用途，對最常遭遇到三種黏土層[高嶺土（比重 $G_s=2.57$ ）、蒙脫土（ $G_s=2.63$ ）及石英土（ $G_s=2.65$ ）]之石灰穩定效果進行試驗；所設定之石灰含量 L_c 為 0%、2%、4%、6%、8%及 10%，其研究成果如下所示。

一、化學反應

高嶺土的陽離子交換能力(Cation ion exchange capacity) 於 $L_c=0\%$ 時為 $4\text{ meq}/100\text{ g}$ ，當 $L_c=2\%$ 時增至最大的 $12\text{ meq}/100\text{ g}$ ，之後隨著 L_c 的增加而有稍減小之趨勢。蒙脫土的陽離子交換能力於 $L_c=0\%$ 時為 $88\text{ meq}/100\text{ g}$ 最大值，當 $L_c=2\%$ 時降至 $56\text{ meq}/100\text{ g}$ ，之後隨著 L_c 的增加而有稍再增大的趨勢。陽離子交換作用有助於石灰之定著(Fixation)，而當此作用趨緩時表示土壤塑性降低。然而，對高嶺土、蒙脫土而言，陽離子交換能力對石灰穩定土強度的影響性小（並非重要因素）。

二、微觀

茲將高嶺土、蒙脫土於最佳含水量狀態（高嶺土 29.5%、蒙脫土 20.0%）下拌以 $L_c=2\%$ 、4%、6%、8%及 10%之石灰，以標準夯實試驗夯打成具最大乾單位重之試體（高嶺土 $13.73\text{ kN}/\text{m}^3$ 、蒙脫土 $12.65\text{ kN}/\text{m}^3$ ）後，密封在 20 環境下養護一年。在電子顯微鏡下(Electron microscope)，片狀高嶺土被覆於棉絮體(Flocculent)之膠結物

(Gel-like material)所黏著，而蒙脫土則在片狀物邊緣產生模糊斑點 (Hazy patch)。

三、物理性質

方面，因為從石灰($\text{Ca}(\text{OH})_2$)所分解的 Ca^{++} 會降低塑性，使黏土塊易碎而具較佳之工作性，此乃因片狀黏土礦物被膠結成棉絮狀結構使其成為接近粉土性質之故；添加些許的石灰入黏土中，即可達降低塑性之效果 ($L_c=1\%\sim 3\%$)。

天然 ($L_c=0\%$) 高嶺土之液性限度 $LL=75\%$ ，當 $L_c=2\%$ 時 LL 增大至 94% ，之後隨著 L_c 之增大其 LL 值約等值於 94% 。天然蒙脫土之 $LL=114\%$ ，當 $L_c=2\%$ 時 LL 降至 86% ；之後，隨著 L_c 之增大其 LL 值持續降低，當 $L_c=10\%$ 時其 LL 降至 80% 。天然石英土之 $LL=52\%$ ，當 $L_c=2\%$ 時其 LL 增大至 73% ；之後隨著 L_c 之增大其 LL 值約等值於 73% 。

天然高嶺土之塑性限度 $PL=42\%$ ，當 $L_c=2\%$ 時 PL 增大至 44% ，之後隨著 L_c 之增大其 PL 值持續降低至 $L_c=10\%$ 時之 32% 。天然蒙脫土之 $PL=67\%$ ，當 $L_c=4\%$ 時 PL 增至 72% ；之後，隨著 L_c 之增大其 PL 值持續降低至 $L_c=10\%$ 之 62% 。天然石英土之 $PL=38\%$ ，當 $L_c=2\%$ 時其 PL 增大至 49% ；之後隨著 L_c 之增大其 PL 值持續降低至 $L_c=10\%$ 之 31% 。

前述「 L_c 增大土壤之 LL 變大」現象係水化物離子反應 (Action of hydroxyl ions) 提昇了黏土礦物與水之親合力所致 [Croft, 1964]。整體而言，隨著 L_c 之增大，黏土之塑性指數 $PI (=LL - PL)$ 有增大之趨勢。具膨脹性之黏土礦物 (如蒙脫土) 會因乾、濕環境變化而收縮、膨脹，藉由添加石灰可顯著的改善此種行為。天然蒙脫土之線收縮性 (Linear shrinkage) 為 14% ，當 $L_c=2\%$ 時降至 6% ，之後隨著 L_c 之增大其收縮性持續降低至 $L_c=10\%$ 時之 3% ；添加石灰降低黏土礦物收縮性之

原因主要係某些陽離子被鈣取代所致，即石灰穩定土(Lime-stabilized soil)之吸水性低於天然土 [Bhasin *et al*, 1978]。

四、夯實性質

高嶺土之最佳含水比 w_{opt} 及最大乾單位重 $\gamma_{d,max}$ 於 $L_c=0\%$ 時分別為 29% 及 13.73 kN/m^3 ，而於 $L_c=6\%$ 時分別為 31% 及 13.05 kN/m^3 ；蒙脫土之 w_{opt} 及 $\gamma_{d,max}$ 於 $L_c=0\%$ 時分別為 20% 及 12.65 kN/m^3 ，而於 $L_c=4\%$ 時分別為 25% 及 11.28 kN/m^3 ；石英土之 w_{opt} 及 $\gamma_{d,max}$ 於 $L_c=0\%$ 時分別為 28% 及 13.83 kN/m^3 ，而於 $L_c=6\%$ 時分別為 32% 及 13.73 kN/m^3 。一般而言，將石灰加入黏土時，其最佳含水量增加，而最大乾單位重減小；而單位重會減小係因為早期反應的陽離子交換及密簇作用使夯實效率降低所致。

五、加州承載比(California bearing ratio CBR)

石灰穩定土之 CBR 於早期反應時即顯現出來，而且如果石灰含量足夠其 CBR 會持續增大。高嶺土之 CBR 於 $L_c=0\%$ 時為 1%，而於 $L_c=6\%$ 時為 14%，蒙脫土之 CBR 於 $L_c=0\%$ 時為 9%，而於 $L_c=4\%$ 時為 18%，石英土之 CBR 於 $L_c=0\%$ 時為 1%，而於 $L_c=6\%$ 時為 22%。

六、強度

石灰處理土的強度增加係來自膠結作用，其實少量的矽或鋁即可維持膠結作用之進行，故一般黏土在被添加石灰後強度會增大，而且膨脹性黏土（如蒙脫土）之強度增加比較大。茲對處於最佳夯實狀態具不同石灰含量之三種黏土進行養護（1 天、3 天、7 天、14 天及 28 天）後，續施行無圍壓縮試驗以求其強度 q_u 。發現其 q_u 最大值皆出現

在 $L_c=4\%$ 附近；過量的石灰不但無增加強度效果反而更會使其降低，係因石灰本身既不具摩擦性也無粘著性及試體乾單位重較小。此種強度降低速率將因土壤種類而異，如於蒙脫土之強度降低速率最大、高嶺土較緩，而石英土則幾乎無降低趨勢。於養護時間對試體的 q_u 的影響性方面，茲對 $L_c=4\%$ 者觀察之。

高嶺土之 q_u 於 1 天 710 kPa 、3 天 802 kPa 、7 天 817 kPa 、14 天 909 kPa 、28 天 $1,018\text{ kPa}$ ，知曉其 q_u 值隨養護天數之增加而增大，且甚大於天然土之 355 kPa 。而無法觀察出蒙脫土 q_u 值與養護天數之顯著關係，依試驗結果知曉其在第 14 天之 $q_u=745\text{ kPa}$ ，僅略小於第 28 天之 $q_u=802\text{ kPa}$ （天然土之 $q_u=405\text{ kPa}$ ）。

第三章 試驗方法

3.1 取樣及污泥拌砂試料製作

3.1.1 取樣

本計畫所使用之試驗材料為脫水污泥（臺北迪化污水處理廠），圖 3.1 為此污泥之產生流程，所取之污泥為經脫水處理者(Water reduction facilities)。圖 3.2 為至廠區取污泥試驗材料之情形，經現地觀察知曉其含水量高、呈黏稠狀、散發臭味。將此污泥裝袋密封後運回學校實驗室，至於陰涼空間以避免其含水狀態改變。

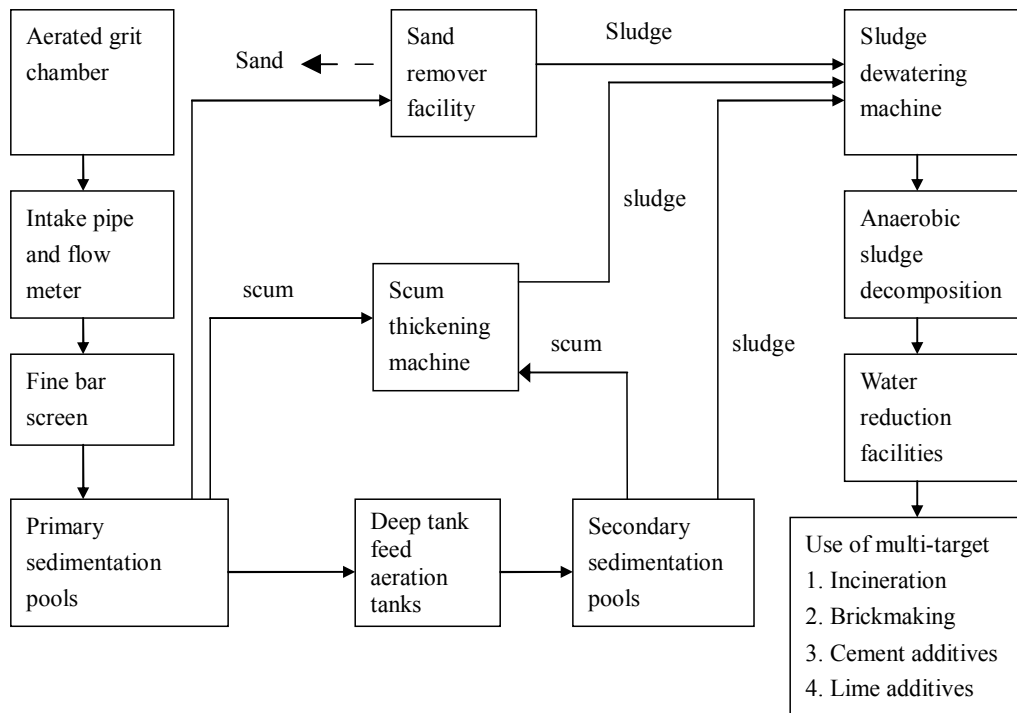


圖 3.1 脫水污泥之產生流程



圖 3.2 於臺北迪化污水處理廠取污泥之情形

表 3.1 為試驗用污泥之物理性質及其金屬含量，知曉其 pH=6.8~7.1 微弱酸性，含水率（水重量÷含水污泥重）=70.0%~70.4% 及 C/N 比=10.6。於金屬含量方面，鋅(Zn)=1,080~1,630 mg/l、銅(Cu)=325~356 mg/l、鉻(Cr)=218~235 mg/l、鉛(Pb)=81.6~112.0 mg/l、鎳(Ni)=69.2~85.2 mg/l、砷(As)=2.95~9.29 mg/l、汞(Hg)=2.37~3.35 mg/l、鎘(Cd)=1.25~2.65 mg/l；知曉其僅含微量之砷、汞及鎘。另一方面，圖 3.3 為將污泥以 600°C 燒結後之情形，其會膠結成粒徑約小於 5 mm 之硬狀顆粒。

表 3.1 試驗用污泥之物理性質及其金屬含量[Taipei City Government, 2007]

項目	Ag-Bag 成品				傳統發酵成品			
	污泥	試驗 結果 1	試驗 結果 2	試驗 結果 3	污泥	試驗 結果 1	試驗 結果 2	試驗 結果 3
pH	6.8	6.5	6.3	6.3	7.1	7.0	7.1	7.0
含水 率(%)	70.0	51.2	62.9	63.2	70.4	40.7	44.5	50.9
C/N 比	10.6	37.59	16.42	47.14	10.6	17.43	17.54	20.56
鋅 Zn (mg/l)	1,080	573	465	458	1,630	783	762	752
銅 Cu (mg/l)	356	299	258	253	325	312	348	342
鉻 Cr (mg/l)	218	141	140	134	235	226	235	240
鉛 Pb (mg/l)	81.6	95.0	74.5	70.8	112.0	90.5	94.1	96.0
鎳 Ni (mg/l)	85.2	92.3	73.4	74.3	97.7	69.2	74.7	72.9
砷 As (mg/l)	2.95	4.49	5.57	4.29	6.43	9.29	10.5	8.81
汞 Hg (mg/l)	3.35	3.31	3.25	3.09	4.30	2.37	2.27	2.41
鎘 Cd (mg/l)	2.65	2.91	2.31	2.20	3.23	1.25	1.47	1.43
臭味 指數		12	<10	10		10	<10	<10
* 重金屬為總量測試值								



圖 3.3 以 600°C 燒結後之污泥

3.1.2 污泥拌砂試料製作

所使用之試料計分四種，(1) 出廠污泥，以 M10S0 表示之；(2) 重量比污泥 70%砂 30%之試料，以 M7S3 表示之；(3) 重量比污泥 50%砂 50%之試料，以 M5S5 表示之；(4)重量比污泥 30%砂 70%之試料，以 M3S7 表示之。前述之砂係取自新竹市南港海岸之砂丘(見圖 3.4)；其比重=2.67、含水比介於 0.17%~0.24%之間、pH=6.85~7.71；砂粒徑介於 0.1 mm~0.9 mm之間，依據統一土壤分類系統其分類符號為 SP，即級配不良之砂土。



圖 3.4 新竹市南港海岸之砂丘

3.2 試料之物理性質及植生試驗方法

3.2.1 物理性質試驗方法

一、乾燥試驗方法

因出廠污泥之含水量甚高，於處理上的首要作業是透過乾操作業降低其含水量，以利搬運及資源化。本計劃施行高溫烘乾及曝曬兩種乾燥試驗，觀察乾燥時間與含水量之關係；並定義兩種含水量之表示方法，即含水率(Water content rate)=(水重量÷含水污泥重)、含水比(Moisture content)=(水重量÷乾污泥重)，於環境工程領域慣用「含水率」，而於土木工程領域則慣用「含水比」。

於高溫烘乾方面，係將污泥裝入小盤並置入恆溫 100 之烘箱裡，每隔 1hr 量測一次含水量；圖 3.5 為出廠污泥，圖 3.6 為完全乾燥後之污泥。另一方面，於實務上，污泥量大往往無法以機械烘乾，而曝曬則是最經濟的降低含水量方法。曝曬之天候狀態為「有太陽照射」，將污泥土樣散鋪於大盤裡接受日照，落日後或陰雨天則用帆布把土樣蓋住，使其不會因降雨或露水而增加含水量。此試驗始至 2008

年 4 月 9 日終於 2008 年 5 月 13 日，期間之溫度=24~36 、溼度=50~94%；曝曬累積時間中每隔約 7 小時量測一次含水量。圖 3.7、圖 3.8 及圖 3.9 分別為不同曝曬日期之土樣外觀狀態。



圖 3.5 烘箱乾燥前之出廠污泥



圖 3.6 完全烘乾後之污泥



圖 3.7 曝曬初始之出廠污泥(2008,04,09)



圖 3.8 曝曬過程之污泥(2008,05,02)



圖 3.9 曝曬結束之污泥(2008,05,14)

二、比重試驗方法

比重(Specific Gravity)定義為該材料之單位重與水單位重之比值；吾人得藉測定土樣之比重 G_s ，使用土壤三相體之重量與體積關係，計算其孔隙比($e = [(G_s \cdot \gamma_w) / \gamma_d] - 1$)、飽和度 S ($S \cdot e = G_s \cdot w$)； γ_w 為水單位重、 γ_d 為土壤乾單位重 ($\gamma_d = \gamma / (1 + w)$)、 γ 為土壤單位重、 w 為土壤含水量。茲依據 ASTM-D854，取通過 10 號篩的氣乾土樣約 0.5 N 烘乾又氣乾後，以四分法再分取約 0.15 N 的土裝入比重瓶裡進行試驗。見圖 3.10，此試驗之注意事項為：

1. 加水到能蓋過比重瓶之土壤為原則。
2. 應緩慢將水沿著玻璃棒順流而下，以免產生氣泡。
3. 加熱含土樣之比重瓶時，注意沸騰時勿讓土樣殘留於瓶口處，且要不停的搖晃瓶子，確實使空氣能排出。
4. 試驗過程中，盡量將氣泡排除，以免誤差過大。
5. 做 3 組試驗，取較接近的 2 個數據之平均值為該試樣比重。



圖 3.10 比重試驗情形

三、稠度試驗方法

因含水量變化而改變土體狀態（液性、塑性、半固體、固體）之性質稱稠度；吾人分別依 ASTM D-4318 及 ASTM-D427 規範求試料之液性限度 LL （見圖 3.11）及塑性限度 PL 。 LL 為土壤在一特定之擾動狀態下能發生流動之最小含水量；土壤之含水量達到 LL 時，表其孔隙已完全被水所充滿具液狀性，而可藉本身之重量流動，此時凝聚力與內摩擦力將遽降，土體完全喪失穩定；一般而言， LL 越大之土壤，其可塑性、壓縮性大。另一方面， PL 為土壤具可塑性之最低含水量， PL 值於粘土、膠體土等頗大，於粉土小，於砂、雲母則無塑性。由粉粘土含量 F 及 LL 、 PL 所衍伸出來的其他參數為塑性指數（ $PI = LL - PL$ ）、液性指數（ $LI = (w - PL) / PI$ ）、活性（ $A = PI / F$ ）等，並由圖 2.2 可知土壤固化材之選擇，也是經由土壤篩分析及 PI 值以評估其適用性。

施行液性限度試驗之注意事項為：

1. 準備試料時，烘乾土之溫度不可超過 60° ，以免土粒裂解或膠結成塊破壞吸附水層；膠結成團塊者應予揉散。
2. 加水拌土要均勻。
3. 各試驗步驟應盡量快速，以免結果發生偏差。
4. 應各由同一人敲打讀數及看土壤接縫是否達到 12.5 mm 。
5. 試驗次數宜 4 次以上，含水量由低到高變化。

施行塑性限度試驗之注意事項為：

1. 加水拌土要均勻，初始含水量宜略小於液性限度。
2. 土壤揉搓過程中，壓力應一致。
3. 由於要搓出直徑 3 mm 的土條而且要斷成很多段甚困難，因此水分

控制甚重要，且應耐心、細心的做。



圖 3.11 液性限度試驗情形

四、粒徑分布試驗方法

茲以篩分析法求試料之粒徑分佈曲線，其適用於粒徑 $D > 0.075 \text{ mm}$ 之土樣，ASTM D-452 為其試驗規範。先依四分法取適量試樣置入篩網組，以搖篩機震動約 15 min. 後，分別秤留於各篩網之土樣重量，據以求其粒徑分布曲線。

五、 pH 值試驗方法

污泥含有機質，所考慮的可能再利用途是直接作為植生沃土或經石灰固化改良後作為工程土方，此兩種用途皆須考慮其所含之氫離子濃度（或稱 pH 值）。一般而言，適合植生之土壤為 $5 < pH < 9$ 者，若土壤較具酸性，則應考慮提高土壤鹼性之改良方法，如添加石灰等。

另一方面，影響石灰固化土之因素包含離子交換能力、土壤孔隙水中之 pH 值、固化材料種類、養護時間等諸多因素。污泥添加石灰之化學反應會使其 pH 值增大， pH 值愈高愈有利於離子交換作用之

進行固化效果愈好；反之，如 pH 值較小則固化效果差；基本上，鹼性土壤的水泥固化效果較佳，一般要求其 pH 值大於 12.1。石灰固化土之 pH 值若大於 12.1，則土壤之有機物含量將不會妨礙石灰的固化功能 (PCA, 1970)。

求土壤 pH 值所需之儀器為 pH 值測定儀、天秤、烘箱及塑膠瓶、燒杯等；參閱圖 3.12，其試驗步驟如下(NIEA S-410.61C 規範或 ASTM D-2976 規範)：

1. 以蒸餾水清洗 pH 值測定儀後，擦乾洗淨並校正之。
2. 取通過 40 號篩之氣乾試料 25 g 置入容量 150 ml 塑膠瓶內，加入適量蒸餾水鎖緊瓶蓋搖動使成為濃稠液。
3. 15 分鐘後將濃稠液移入燒杯內，以測定儀量其 pH 值。



圖 3.12 試料之 pH 值量測情形

3.2.2 植生試驗方法

污泥含大量有機質，將其作為植生沃土係最直接之再利用途，惟經層層處理後之試料是否尚具肥沃性有待觀察。參見圖 3.13，本計劃為觀察試料之肥沃性，於中華大學校園內開闢四個方格試驗區，將四種試料（M10S0、M7S3、M5S5、M3S7）鋪於方格區內約 30 cm 厚，其上種植園地野草，將持續觀察其生長情形。



圖 3.13 試料植生試驗(2008,04,19)

3.3 試料之工程性質試驗方法

一、夯實試驗

由於夯實具有增加土壤強度之特性，因此藉由夯實可增加基礎的承載能力及減少結構物非期望的沉陷量，以及增加路堤邊坡的穩定性。亦即將疏鬆土壤加以夯實，使土壤顆粒重新排列、破碎而增進顆粒間的結合力，進而增加土壤單位重，以提高土壤抗剪強度，降低壓縮及滲透性之功效，。另一方面，含水比對土壤之夯實性質甚具

影響，當土壤在適當含水量被夯實時，水對乾土顆粒產生潤滑作用得改變土粒之排列及構造，使土粒變位移入土壤孔隙內，減少空氣體積增加土壤之緊密程度。惟當土壤含水比超過某一適當值時，由於土壤孔隙被水份所佔，土被水隔離而減低其密實程度。於本計劃，如欲將試料用為邊坡沃土區，首先需要調查其夯實性質，即求其於最佳夯實狀態之最佳含水量 w_{opt} 、最大乾密度 $\gamma_{d(max)}$ ，俾藉以控制夯實品質；一般實驗室中為獲得夯實試料之 w_{opt} 及 $\gamma_{d(max)}$ 之試驗稱為 Proctor 夯實試驗。

夯實土壤的一般性質為：

1. $\gamma_{d(max)}$ 大者，其 w_{opt} 較低。
2. 砂質土級配愈良者， $\gamma_{d(max)}$ 較大、夯實曲線呈鐘型。
3. 級配不良之砂質土，其夯實曲線甚平緩不易求出 $\gamma_{d(max)}$ 。
4. 愈細粒之土壤， $\gamma_{d(max)}$ 較小、夯實曲線較平緩。
5. 對同一試料而言，增加夯實能量可使其 $\gamma_{d(max)}$ 增大、 w_{opt} 降低。

另一方面，土壤之夯實性質可作為路堤、填土區、擋土牆背填土、堤防、土石壩等工程品質管理的依據，以確保現場夯實作業達到標準。在大多數的地工規範中，都要求現地夯實土壤之乾單位重為 $\gamma_{d(max)}$ 的 90%~95%。而依「公共工程施工綱要規範」，規定最大乾單位重小於 14.7 kN/m^3 者為不良土，不適宜作為填方料。

於本計劃，茲以標準夯實試驗(ASTM D-698 Method A)之器材(夯實模體積 943.3 cm^3 、夯實錘重 44.5 N 、夯實錘落距 45.7 cm 、夯實能量 $E_c = 600 \text{ kN-m/m}^3$) 分別對四種試料施行夯實試驗(見圖 3.14)，並繪其夯實曲線圖。此試驗之程序如下：

1. 將大袋試料倒在大鐵盤裡依四分法採取 5~6 小袋土樣，每袋約

35 N。

2. 將各小袋試料倒在小鐵盤裡，噴霧式澆水入土樣中拌合之，俾將其調整至各具不同含水量後，再裝回小袋放置 24 hr 使水滲入試料顆粒裡。
3. 用潤滑劑充分且均勻潤漬模具內面及底部，旋緊上下螺絲。
4. 將試料分三層次倒入模中，每層夯打 55 下，加入下一層試料前須刮粗前一層土面。
5. 夯打時要保持所規定之錘落距，勿使錘碰撞模壁而減損能量，每次夯打須改變錘落位置，使其均佈土層表面。
6. 夯打完成後，以刮刀將頂部修平，並測試體含水量 w 及乾單位重 γ_d ；原則上，夯打五個土樣，以求得五組 (w, γ_d) 數據。
7. 繪夯實曲線求該試料之 $\gamma_{d(\max)}$ 及 w_{opt} ，如發現夯實曲線有不合正常夯實行為之處，應補夯打第六個試體以確認試驗結果。



圖 3.14 試料之夯實試驗(M10S0)

二、透水試驗

茲依變水頭法 (ASTM D-2434 規範)，對處夯實最佳狀態之試體

施行透水試驗，求其滲透係數 k 值（見圖 3.15）。滲透係數之計算公式為 $k=4aL/\pi(t_1-t_2)D^2 \times \ln(h_1/h_2)$ ， a ；為豎管斷面積、 L ：試體長度、 D ：試體直徑、 h_1 ：時間 t_1 的豎管水位高度、 h_2 ：時間 t_2 的豎管水位高度。

此試驗之注意事項為：

1. 需注意試體夯實過程中的試料緊密均勻性。
2. 濾紙必須符合試體大小，以防止土、水從旁邊流出。
3. 須注意底板下方的滲流孔洞有無阻塞。
4. 將試體模與底板結合時，應塗以凡士林以避免水從旁滲漏。
5. 將豎管內中的微小氣體排出，以免影響數據。
6. 在試驗前，必須清楚排水孔的開關順序。



圖 3.15 室內透水試驗（變水頭法）

3.3 試料之力學性質試驗方法

一、無圍壓縮試驗

一般無圍壓縮試驗乃用於求粉、粘土之不壓密、不排水條件下之抗剪強度，如用於其他土壤則是在觀察其圍壓壓縮強度 q_u 及割線模數 E_{50} ； E_{50} 係估算土層瞬時沉陷量（或稱彈性沉陷量）之參數。原則上，

係根據ASTM D-2166規範對處夯實最佳狀態之試體施行此項試驗，惟其試體尺寸為直徑10 cm、高20 cm者（混凝土試體模），而非規範所定直徑3.5 cm、高7.0 cm之試體尺寸。於本研究採用混凝土試體模製作此試體之主要考量為污泥試料最大粒徑（4.75 mm）；然其夯實能量仍須滿足ASTM D-698 Method A法所定之 E_c 要求；圖3.16及圖3.17為此試驗實做之情形。



圖 3.16 處最佳夯實狀態之試體(M3S7)



圖 3.17 置於無圍壓縮儀上之試體(M10S0)

二、直接剪力試驗

土體的抗剪強度 (shear strength) 乃是土體內任一平面其單位面積所能提供抵抗破壞及滑動之摩擦力，其被應用於基礎承载力估算、邊坡穩定分析及作用於擋土結構上之側向土壓力估算上。此等應用皆依據極限平衡法，其必要參數為土壤之凝聚力 c 及摩擦角 ϕ ；見圖 3.18 及圖 3.19，吾人使用直接剪力強度試驗儀量測此二參數 (ASTM D-3080)。

此試驗之程序及注意事項如下：

1. 比照無圍壓縮試驗夯打試體，再從試體中取出三個供直接剪力試驗用之試體 (直徑：6.2 cm、高：2.54 cm)。
2. 試體取完後如沒有要馬上做實驗，必須先用保鮮膜包好，以免試體的水分会流失。
3. 將試體置入剪力盒，浸水 24 hr 以上，續對其施行直接剪力試驗。
4. 將試體壓入直剪盒時需相當的注意，盡量對準在壓入。
5. 三個試體之正向應力條件分別為 $\sigma=50\text{ kPa}$ 、 100 kPa 、 150 kPa 。
6. 以剪變位 0.5 mm/min 之速率對試體施加剪力，至試體之剪變位量達 8 mm 或強度明顯下降(試體破壞)為止。
7. 量測試體於受剪過程中的剪變位、正向變位及剪力，並將剪力換算成剪應力 τ 。
8. 先繪出 (正向變位~剪變位) 曲線、(剪變位~剪應力) 曲線，續由 (剪變位~剪應力) 曲線找出對應於 $\sigma=50\text{ kPa}$ 、 100 kPa 及 150 kPa 之三個破壞剪應力 τ_f ，而由 $\tau_f = c + \sigma \cdot \tan \phi$ 可求得試體之 c 及 ϕ 。
9. 避免在試驗時，觸碰實驗儀器。



圖 3.18 直接剪力試驗用之試體



圖 3.19 直接剪力試驗進行情形

第四章 試驗結果

4.1 試料之物理性質及植生狀況

四種試料之比重於 M10S0 為 1.24、於 M7S3 為 2.26、於 M5S5 為 2.45、於 M3S7 為 2.53；因為沙丘砂之比重為 2.67，故砂含量多之試料其比重有增加之趨勢。於稠度方面，僅 M10S0 試料可求出 LL 值 = 522%（見圖 4.1），而且皆無法求出此四種試料之 PL 值，故可據以判釋其不具可塑性。於 pH 值方面，因為出廠污泥之 $pH=6.8\sim 7.1$ 、沙丘砂之 $pH=6.9\sim 7.7$ ，故所量測出四種試料之 pH 值亦介 6.8~7.7 之間，在量測儀器之精度範圍內並無法觀察出四種試料之 pH 值差異性。以下續對其他物理性質說明之。

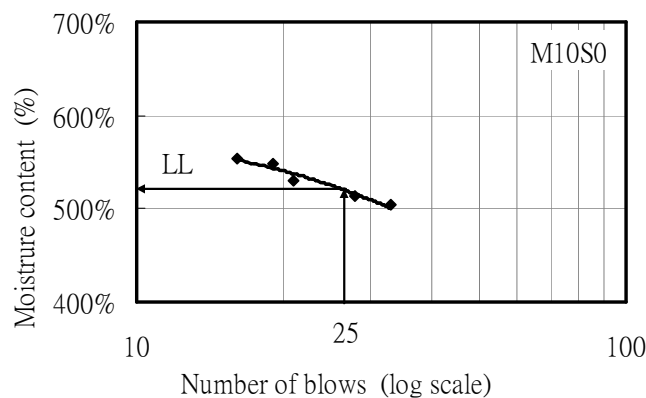


圖 4.1 M10S0 試料之液性試驗結果

4.1.1 粒徑分布

四種試料中，出廠污泥(M10S0)因其為黏稠狀物質，基本上不含顆粒礦物，惟因為粒徑分布試驗所使用之試料需為 100 烘乾 24hr

者，故會硬化而成堅硬顆粒狀，本篩分析試驗並不刻意將其搗碎。圖 4.2 為出廠污泥之粒徑分布曲線，知曉其幾乎沒有通過 200 號篩（粒徑 $<0.074\text{ mm}$ ）者、故可確認其粒徑介於 $0.074\text{ mm}\sim 6.3\text{ mm}$ 之間；而 M7S3、M5S5 及 M3S7 三種污泥拌砂試料之粒徑分布曲線分別示於圖 4.3、圖 4.4 及圖 4.5。圖 4.6 則為此四種試料之粒徑分布曲線綜合比較圖，雖然新竹南港海岸砂丘之砂粒徑介於 $0.1\text{ mm}\sim 0.9\text{ mm}$ 之間，而污泥拌砂試料之粒徑則介於 $0.074\text{ mm}\sim 6.3\text{ mm}$ 間，表示經烘乾後試料中之污泥會硬化而成堅硬顆粒狀物。

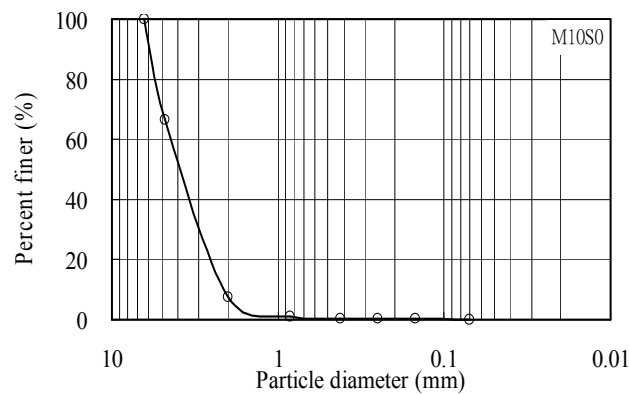


圖 4.2 M10S0 試料之粒徑分布曲線

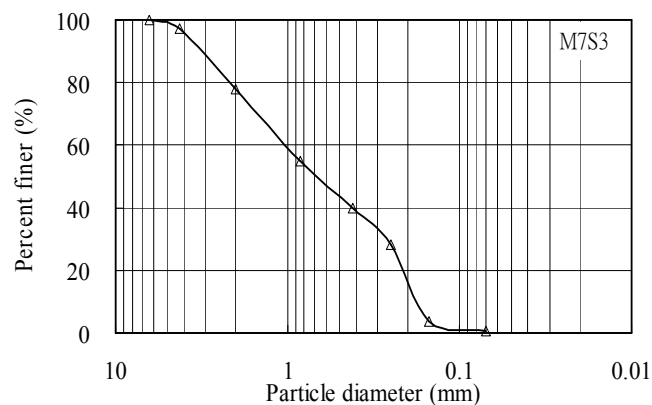


圖 4.3 污泥拌砂試料之粒徑分布曲線(M7S3)

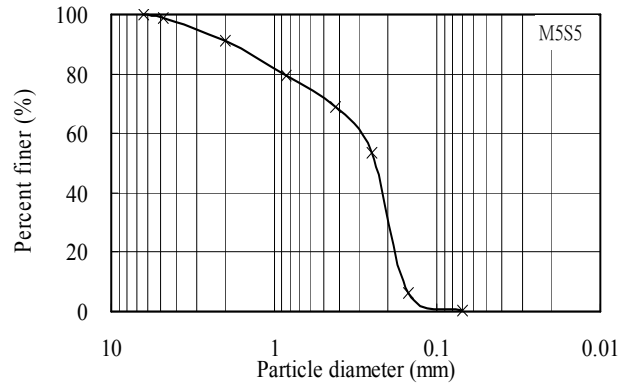


圖 4.4 污泥拌砂試料之粒徑分布曲線(M5S5)

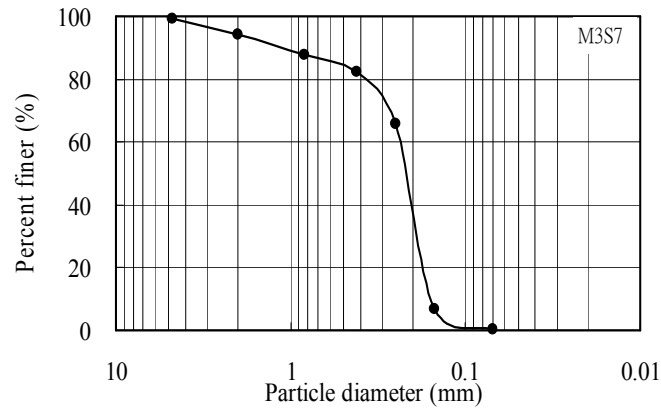


圖 4.5 污泥拌砂試料之粒徑分布曲線(M3S7)

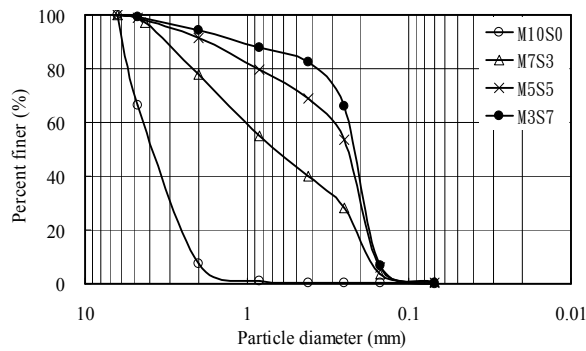


圖 4.6 四種試料粒徑分布曲線之綜合比較

4.1.2 乾燥試驗結果

乾燥試驗前，M10S0 試料之含水率為 83.6%、含水比為 485.5%，M7S3 試料之含水率為 59.1%、含水比為 103.6%，M5S5 試料之含水率為 40.1%、含水比為 66.7%，M3S7 試料之含水率為 25.4%、含水比為 34.0%；知曉污泥拌合氣乾砂後其含水量明顯降低。

曝曬乾燥試驗結果

僅對 M10S0 試料進行曝曬法之乾燥試驗，圖 4.7 為(含水率-時間)曲線，而圖 4.8 為(含水比-時間)曲線。若以圖 4.8 所示之(含水比-時間)曲線觀之，經過 47hr 之曝曬時間後，其含水比從出廠時的 485.5% 降至 7.4%，含水比之減小速率約為定值之 10.2%/hr。此法屬大量乾燥法，適用於實務上；惟受空間、天候限制，且會發生臭氣、泥水之環保問題。

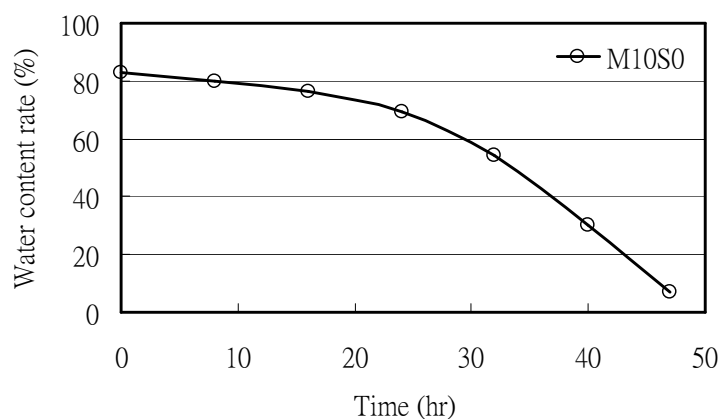


圖 4.7 M10S0 試料之曝曬乾燥結果 (含水率)

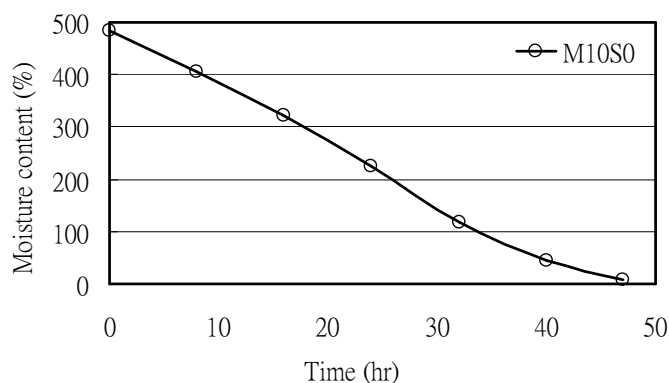


圖 4.8 M10S0 試料之曝曬乾燥結果 (含水比)

烘箱乾燥試驗結果

於烘箱乾燥試驗方面，圖 4.9 為(含水率-時間)曲線，而圖 4.10 為(含水比-時間)曲線。若以圖 4.10 所示之(含水比-時間)曲線觀之，M10S0 試料之含水比減小速率可分為兩階段，於含水比 $>50\%$ 段，其減小速率約為 $46.2\%/hr$ ；於含水比 $<50\%$ 段，其減小速率約為 $4.7\%/hr$ 。其他三種污泥拌砂試料之(含水比-時間)曲線至接近橫座標軸時並無明顯轉折點，故僅取一平均斜率表示其含水比減小速率，此值於 M7S3 試料為 $14.2\%/hr$ 、M5S5 試料為 $8.6\%/hr$ 、M3S7 試料為 $8.4\%/hr$ 。以烘箱乾燥污泥之量小，故僅適用於實驗室調整試料之含水量上。

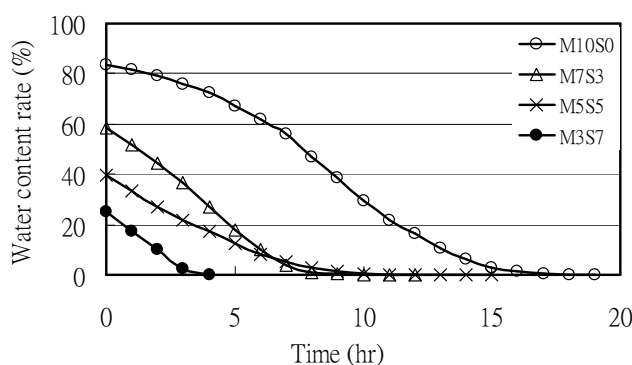


圖 4.9 四種試料之烘箱乾燥結果 (含水率)

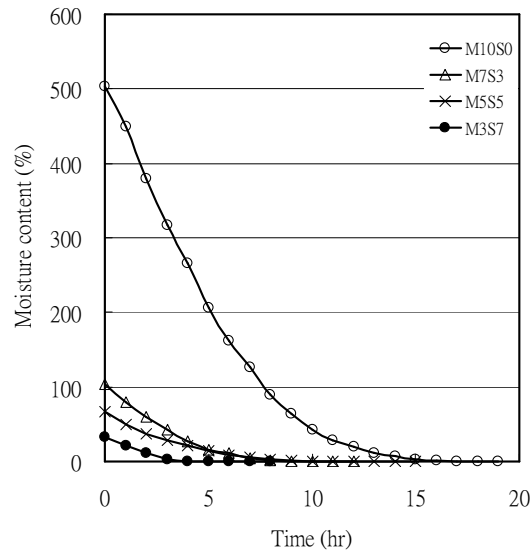


圖 4.10 四種試料之烘箱乾燥結果 (含水比)

4.1.3 植生狀況

圖 4.11 為四種試料上之野草初始種植情形(2008,04,19)，此時正值春天；圖 4.12 為 50 天後之植生情形(2008,06,08)，此時正值初夏，知曉其已存活且持續成長中；圖 4.13 為 176 天後之植生情形(2008,10,07)，此時正值早秋，在台風所帶來豐沛雨量滋潤下成長更趨茂盛。綜合言之，至今之植生試驗期間 (2008 年之 4 月 19 日~10 月 7 日)為春夏之際，乃是一年中最適合植物成長之季節，故其成長狀況良好；而其茂盛程度高於試驗區外之野草，表示試料之肥沃度高於試驗區外之土壤；且從表觀上認為其植生情形不因試料種類而異。



圖 4.11 植生試驗情形(2008/04/19)



圖 4.12 植生試驗情形(2008/06/08)



圖 4.13 植生試驗情形(2008,10,07)

4.2 試料之夯實及透水性質

4.2.1 夯實性質

圖 4.14 為出廠污泥 M10S0 試料之夯實曲線，本試驗所調試料之含水比變化範圍介於 224.3%~375.6%之間，因為過濕試料呈流動狀、過乾試料呈無黏聚性之顆粒狀，而無法夯實成圓柱型試體。縱合觀之，其夯實曲線並無尖峰點出現，乾單位重隨著含水比的增加而降低；其最大乾單位重為 3.34 kN/m^3 出現於含水比= 224.3%處，此最大乾單位重甚小於「公共工程施工綱要規範」所規定填方料最小乾單位重 14.7 kN/m^3 。

圖 4.15 為三種污泥拌砂試料之夯實曲線，有出現明顯的尖峰點，其 $(w_{opt}, \gamma_{d(max)})$ 於 M7S3 試料為(25.7, 12.78)、於 M5S5 試料為(23.2, 13.98)、M3S7 試料為(16.3, 13.85)；知曉三種試料之 $\gamma_{d(max)}$ 接近於 14.7 kN/m^3 ，故認為可藉由夯實顯著改善試料之緊密程度，因而可再利用為工程植生沃土。三種試料之 $\gamma_{d(max)}$ 值於 M7S3 試料最小，M5S5

最大；而當在增加砂之含量時(M3S7)，則會因顆粒狀砂含量過多使試體鬆散致其 $\gamma_{d(max)}$ 反而降低。

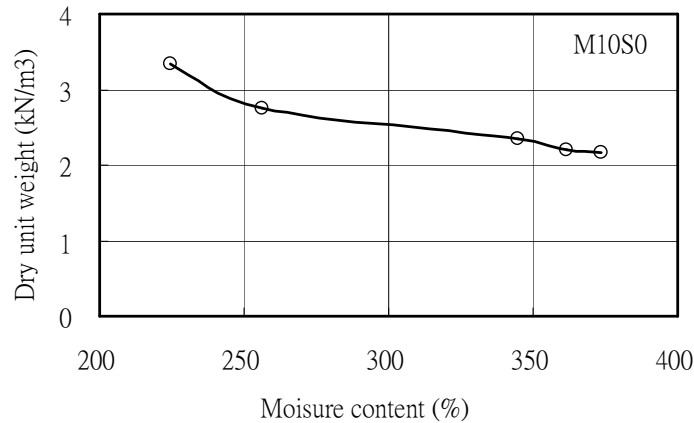


圖 4.14 M10S0 試料之夯實性質

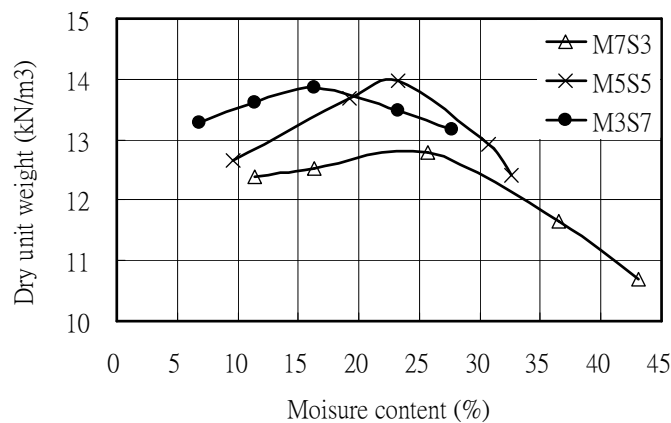


圖 4.15 三種污泥拌砂試料之夯實曲線

4.2.2 透水性質

M10S0 試料於含水比=224.3%、單位重=3.34 kN/m³ 狀態之試體不具透水性，即經試驗 72 小時後仍無法觀察出試體之滲流水。三種污泥拌砂試料處於最佳夯實狀態之透水係數於 M7S3 試料為 0.0063 cm/sec、M5S5 試料為 0.025 cm/sec、於 M3S7 試料為 0.083 cm/sec，此

等透水係數值域相當於天然土之細砂(Fine sand)。

4.3 試料之無圍壓縮及抗剪性質

4.3.1 無圍壓縮性質

圖4.16為M10S0試料於含水比= 224.3%、單位重=3.34 kN/m³狀態下之無圍壓縮性質，其破壞時之軸向應變量 ε_{af} =6.3%、圍壓壓縮強度 q_u =39.3 kPa、割線模數 E_{50} =771 kPa，此性質接近於軟黏土(Soft clay)。

而圖4.17、圖4.18及圖4.19分別為M7S3、M5S5及M3S7試料於最佳夯實狀態之無圍壓縮性質；其 ε_{af} 於M7S3試料為3.2%、於M5S5試料為3.7%、於M3S7試料為1.1%，其 q_u 於M7S3試料為8.3 kPa、於M5S5試料為13.2 kPa %、於M3S7試料為2.5 kPa，其 E_{50} 於M7S3試料為334 kPa、於M5S5試料為331 kPa、於M3S7試料為840 kPa；此等性質接近於極軟黏土(Very soft clay)。

茲將四種試料之無圍壓縮性質共同繪於圖4.20以利比較，發現污泥拌砂後其 q_u 值急遽下降，例如從M10S0試料之39.3 kPa降至M7S3之8.3 kPa，故認無污泥拌砂並無助益於無圍壓縮性質之提升。

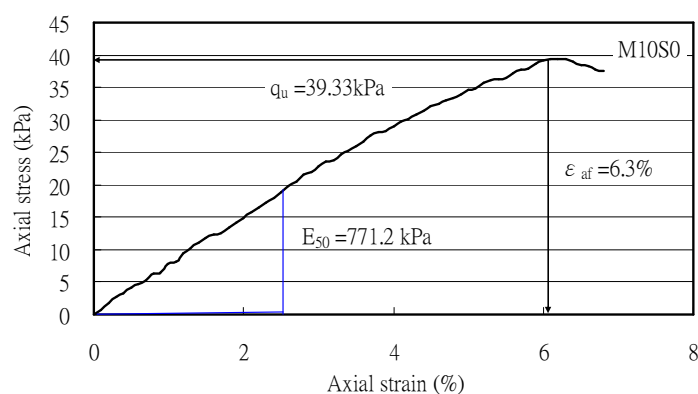


圖 4.16 M10S0 試料之無圍壓縮性質

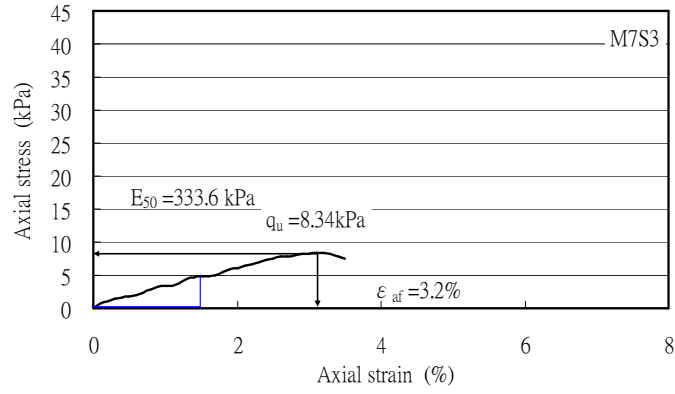


圖 4.17 試料之無圍壓縮性質(M7S3)

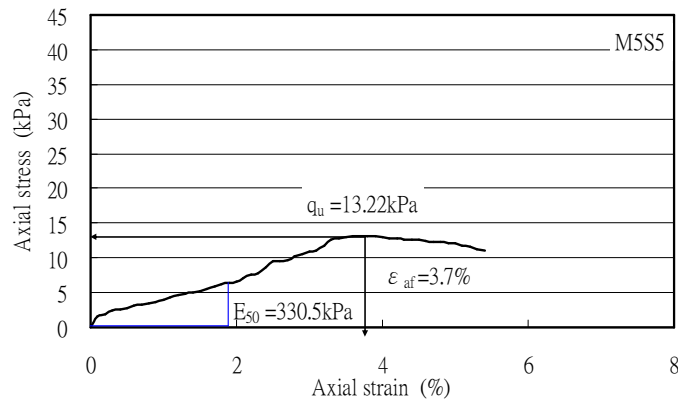


圖 4.18 試料之無圍壓縮性質(M5S5)

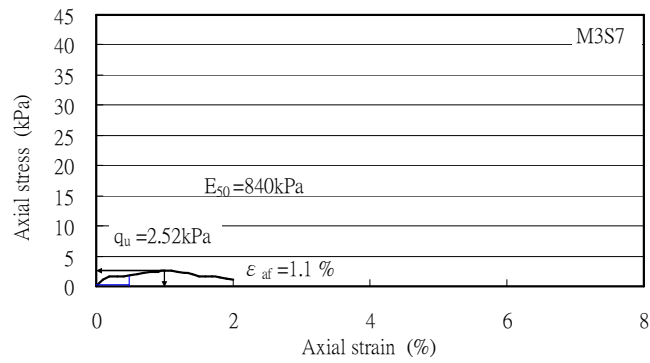


圖 4.19 試料之無圍壓縮性質(M3S7)

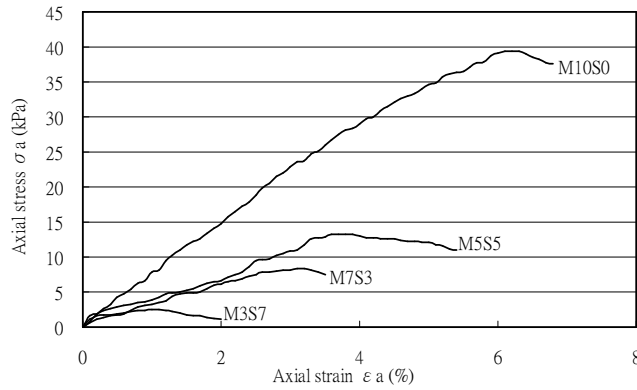


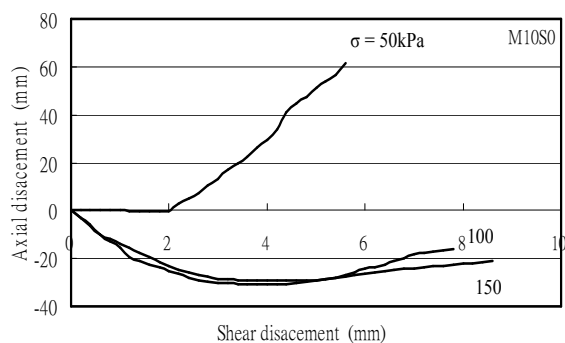
圖 4.20 四種試料無圍壓縮性質之比較

4.3.2 抗剪性質

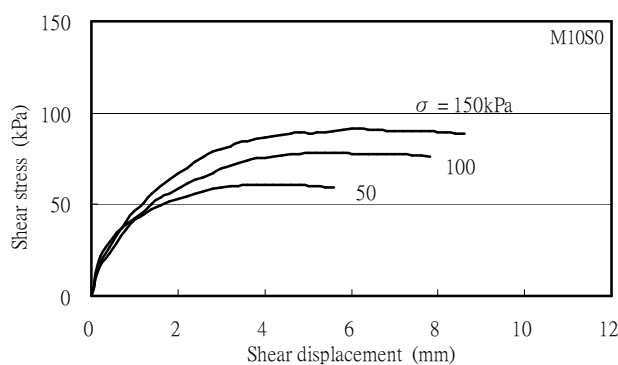
圖 4.21、圖 4.22、圖 4.23 及圖 4.24 分別為 M10S0、M7S3、M5S5 及 M3S7 試料之抗剪性質，其試體狀態同無圍壓縮試驗者。發現在受剪破壞前，其軸向變位呈現出試體壓縮之行為，其壓縮量隨正向應力 σ 之增大而增加；而且此試體壓縮行為於高污泥含量之試料較顯著。各試體之凝聚力 c 於 M10S0 試料為 46.0 kPa 、於 M7S3 試料為 30.8 kPa 於 M5S5 試料為 17.6 kPa 、於 M3S7 試料為 3.4 kPa ，即隨含砂量之增加而變小。另一方面，各試體之摩擦角 ϕ 於 M10S0 試料為 17.1° 、於 M7S3 試料為 21.0° 、於 M5S5 試料為 28.7° 、於 M3S7 試料為 30.8° ，即隨含砂量之增加而變大。前述各試體之凝聚力、摩擦角與試料含砂量多寡之變化趨勢，符合一般土壤力學領域之認知。

為了綜合比較四種試料之抗剪性質，茲將其抗剪強度 τ_f 與正向應力 σ 關係共同繪於圖 4.25， τ_f 與 σ 間具 $\tau_f = c + \sigma \cdot \tan\phi$ 之關係；對同一試體而言，因為 c 、 ϕ 為常數，故 τ_f 值隨 σ 之增大而變大。由圖 4.24 知曉於 $\sigma = 50\text{ kPa}$ 附近 M10S0 試料之 τ_f 值最大，於 $\sigma = 100\text{ kPa}$ 附近四種試料之 τ_f 值差異小，而於 $\sigma = 150\text{ kPa}$ 附近 M7S3 試料之 τ_f 值最大。若以污泥再利用為工程沃土角度觀之，因皆被夯實於最表層，其厚度至

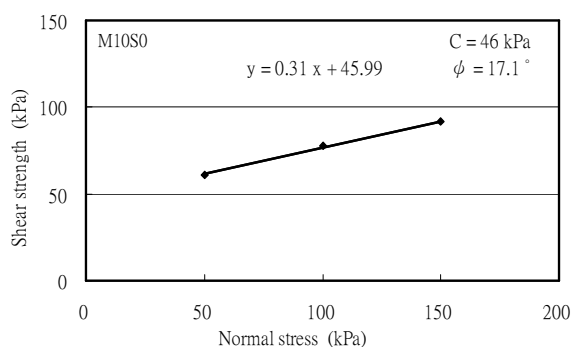
深約為 3.0m，若假設沃土層之單位重為 14kN/m^3 ，則可計算其對應之正向應力為 42kPa ($\sigma=3.0\times 14$)；故認為在 $\sigma<50\text{kPa}$ 之條件下，污泥拌砂並無助益於抗剪強度之提升。



(a) 軸向變位與剪變位關係

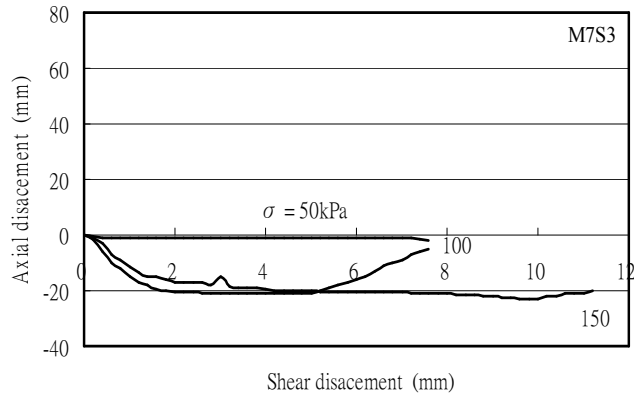


(b) 剪變位與剪應力關係

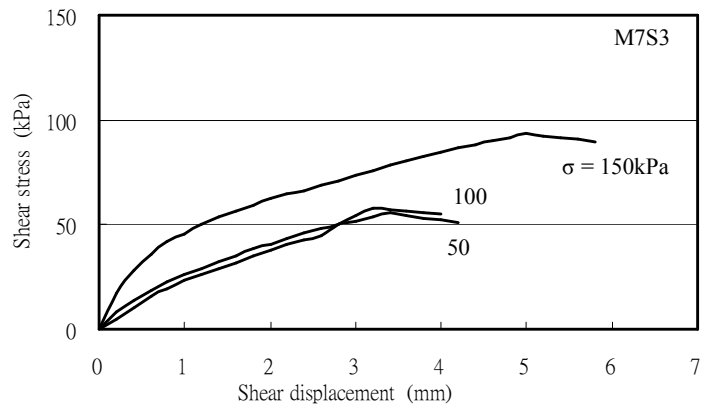


(c) 抗剪強度與正向應力關係

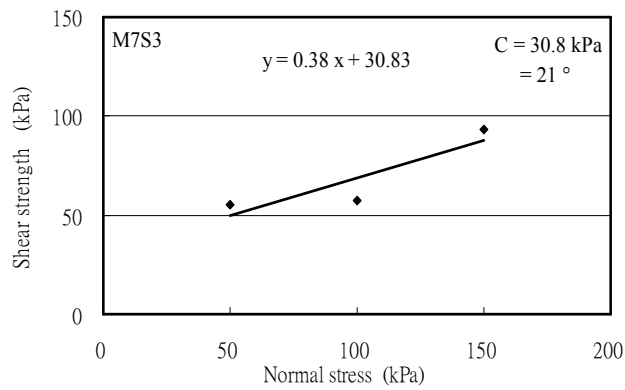
圖 4.21 M10S0 試料之抗剪性質



(a) 軸向變位與剪變位關係

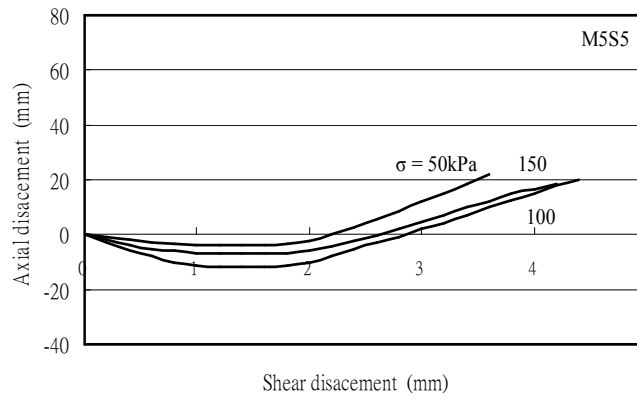


(b) 剪變位與剪應力關係

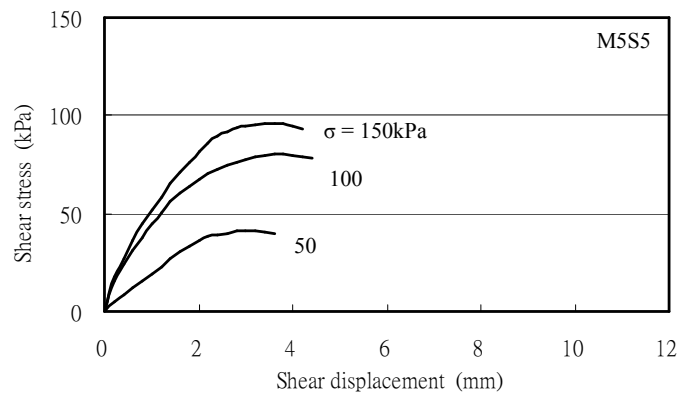


(c) 抗剪強度與正向應力關係

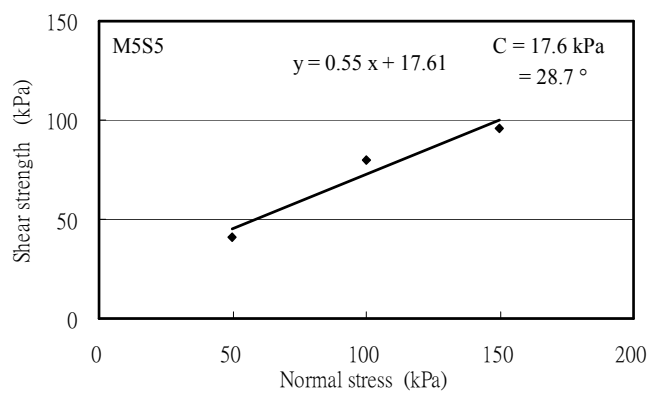
圖 4.22 M7S3 試料之抗剪性質



(a) 軸向變位與剪變位關係

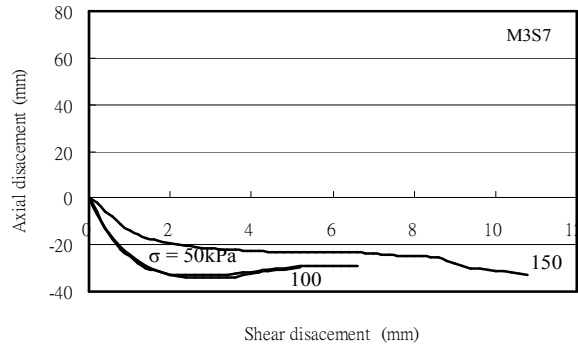


(b) 剪變位與剪應力關係

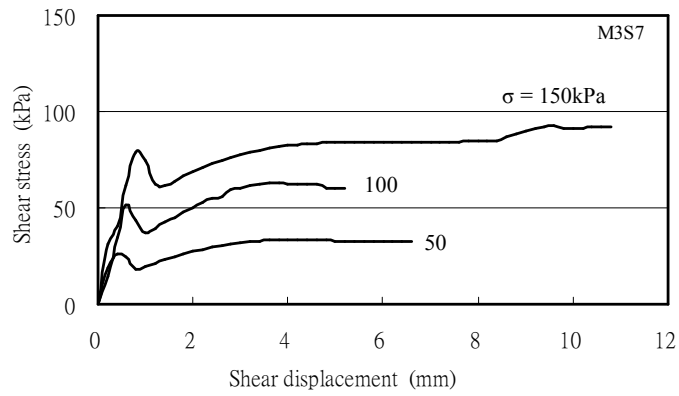


(b) 抗剪強度與正向應力關係

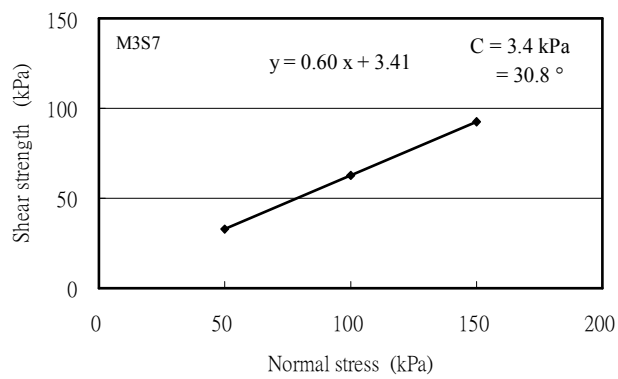
圖 4.23 M5S5 試料之抗剪性質



(a) 軸向變位與剪變位關係



(b) 剪變位與剪應力關係



(c) 抗剪強度與正向應力關係

圖 4.24 M3S7 試料之抗剪性質

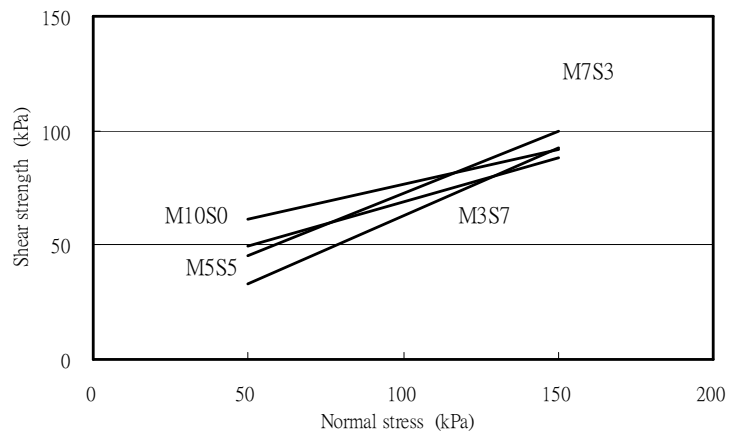


圖 4.25 四種試料之抗剪強度與正向應力關係

第五章 石灰穩定污泥之機制探討

5.1 石灰性質

見式(5.1)，將白堊(Chalk)或含碳酸鈣(Calcium Carbonate, CaCO_3)之石灰石(limestone)高熱燃燒(約 900°C)可製造出生石灰(Quicklime, CaO)，生石灰之比重為 2.30。



見式(5.2)，生石灰遇水發生水化作用(Hydration)後，產生熟石灰或稱消石灰(Hydrated lime, 學名 Calcium hydroxide, Ca(OH)_2)，並放出熱。熟石灰之比重=2.08，飽和熟石灰水之 $\text{pH}=12.4$ 具強鹼性。



見式(5.3)，熟石灰與空氣中的二氧化碳(Carbon dioxide)接觸，轉換成堅硬固體狀的碳酸鈣，並放出水。



於營建工程上熟石灰之兩大用途為面層抹平(Finishing)及圬工(或稱磚石構造, Masonry)；面層抹平用之熟石灰有 Type N (Normal hydrated lime)及 Type S(Special hydrated lime)兩種，其中 Type N 沒有限制非水化氧化物(Unhydrated oxides)之含量，而 Type S 所含之非水化氧化物大於 8%。另一方面，圬工用途之熟石灰有 Type N (Normal

hydrated lime for masonry purposes)、Type S (Special hydrated lime for masonry purposes)、Type NA (Normal air-entraining hydrated lime)及 Type SA (Special air-entraining hydrated lime)四種。具輸氣性質者 (Air-entraining) 可於初期發揮高可塑性及高滯水性 (Water retentivity)。

石灰之硬化反應分水硬性(Hydraulic)及非水硬性(Nonhydraulic)兩種；水硬性石灰(Hydraulic lime)係從矽石灰石(Siliceous limestone)和粘土質石灰石(Argillaceous limestone)製造產生者，當其與水混合時所含之矽酸(Silica)與礬土(Alumina)會結合而形成具有黏結作用的不溶解混合物，故水硬性石灰之灰漿(Mortar)會產生強度及可置於水中。非水硬性石灰含高量的鈣，係從碳石灰石(Carboniferous limestone)和白堊製造產生者，此類之灰漿因吸收大氣中的二氧化碳而緩慢形成碳酸鈣，故產生強度之速率甚緩慢；即其一年內所產生之壓縮強度為 $0.7\sim 2.8\text{ MPa}$ 、張力強度為 $0.3\sim 1.0\text{ MPa}$ 。含細砂之灰漿強度大於含粗砂者；因為灰漿具低強度特性，故一般不適用於永久性圬工構造物 [Kenneth and George, 1988; Shan, 1995]。

5.2 石灰-土壤之反應

常用於土木建築用途之石灰係指「熟石灰」，以石灰固化細粒可塑性土壤乃是土壤穩定工法之一。土壤-石灰反應(Soil- lime- reaction)可分為下列兩個作用進行[Ronald *et al.*, 1979]。

一、陽離子交換及密簇作用(Cation exchange and flocculation)

此為短時間完成之作用，當石灰分解成離子狀態後，高價之鈣離子(Ca^{++})會取代土壤中低價之陽離子(Na^+ , K^+)，由於顆粒表面帶有負

電荷，因此離子交換後可以限制土壤顆粒表面覆水層之擴張，減低土壤顆粒間之相斥力，使土壤顆粒形成緊密之密簇構造得到養護前強度，進而即時改善土壤之塑性及工作性。

二、膠結作用(Pozzolanic reaction)

石灰中之鈣離子與土壤礦物中之矽酸鹽及鋁酸鹽產生膠結反應，形成膠體(Cementitious material)之鈣矽水化物 (Hydrated calcium silicate)及鈣鋁水化物(Hydrated calcium aluminate)，此種膠體之膠結及硬化作用可將土壤顆粒包圍，增加土壤顆粒間之附著力，提高土壤之長期強度；惟其反應進行相當緩慢，甚可長達一年之久。此外，石灰與土壤礦物發生水化反應後產生之膠結物有助於顆粒間之鍵結和土壤中孔隙之填塞，對於強度之增加亦有相當大之作用；且一般認為石灰固化土工程性質之改變，主要是石灰硬化固結周遭土壤顆粒使形成較強結構所致。

影響土壤-石灰反應之因素為土壤 pH 值、有機碳 (Organic carbon) 含量、含水量、可交換鈉(Exchangeable sodium)含量、黏土礦物(Clay mineralogy)、風化程度、碳酸鹽(Carbonate)含量、Extractable iron、Silica-sesquioxide 及矽鋁比。然而，影響土壤-石灰反應之最主要因素為土壤之本質及特性；如果土壤本質不具反應性，則勿論石灰種類、石灰添加量或養護期，皆無法發生充分的膠結作用。

5.3 石灰穩定污水污泥之化學性質

於世界各地，隨著下水道之興建與普及化，污水污泥(Sewage sludge)之發生量與日俱增。傳統的污水污泥處理方式為掩埋、焚化及

填海等，而將其堆肥化(Composting)、再利用則為永續經營之優勢方法。污水污泥堆肥化可有效的將腐化性有機物(Putrescible organic matter) 分解成穩定的終端產品，並再利用為肥料或土壤改良劑。在高溫的污水污泥堆肥化過程中，新陳代謝熱能可有效的殺菌，使此種堆肥可更安全的被再利用於大地上[Epstin, 1997]。然而，因為污水污泥潛在性的含有重金屬（特別是來自工業區者），會使生長在堆肥改良土上的植物累積重金屬及毒物[Jacobs, 1981]。透過堆肥 pH 值之控制可達調整重金屬含量及植物吸收率之效，即藉由提高堆肥之 pH 值以減少重金屬所含之生化成分(Bioavailability)[Alloway, 1995]。

Qiao and Ho (1997)證實將堆肥化的污水污泥添加鹼性物質(Alkaline material)，如飛灰(Fly ash)及鐵鋁養化物渣等(Alkaline bauxite residue)可降低重金屬之可溶性及可交換性成分，因為在早期堆肥過程裡（1）飛灰所產生之鹽類形成高鹼性環境，（2）高溫環境下形成的不可溶性碳酸鹽(Insoluble carbonate)具有附著包覆重金屬之作用。然而，此等在高 pH 值環境下所發生的作用反而會增殖微生物。Nakasaki *et al.* (1985)發現若以石灰穩定污泥，則在 pH 值>11 之環境下可消滅大部份的微生物；故認為石灰是一種在污水污泥處理過程中可發揮脫水，防止氣味，消除病原微生物之常見鹼性穩定材料。

Wong and Fang (2000) 認為鹼性物質降低重金屬可溶性及可交換性成分作用之發展取決於添加物及曝氣環境等，故為了進一步觀察污水污泥堆肥化過程中鹼性物質對微生物分解的作用，其嘗試將石灰以含量 $L_c=0\%$ 、 0.63% 、 1.0% 及 1.63% 之比例拌入污泥木屑混合物(Sludge-sawdust mixture)裡，於溝渠式堆肥 100 天後，對其進行系列性的微觀試驗及酵素(Enzyme)分析。研究發現，（1）將石灰添加入混合物後可提昇其 pH 值，此種現象在早期即發生；（2）石灰含量愈多

對微生物分解的影響性愈大，但會受早期高溫環境所限制；(3) $L_c=0.63\%$ 之添加量雖然會因高溫及二氧化碳的釋放而稍微促進微生物活動，但不發揮抑制病毒族群的作用；(4) 建議以小於 1.0%之石灰含量處理污泥堆肥較適宜。

5.4 土木工程用途上選擇石灰含量之試驗程序

適宜以石灰穩定之土壤性質為黏土含量大於 10%之細料土 (Fine-grained soil)、 $PI>10\%$ 者。有效穩定細料土的建議石灰含量為 $3\%<L_c<10\%$ ；惟對有機土而言，一般建議的石灰含量可能無法達到預期穩定效果。以石灰穩定土壤需注意碳化(Carbonation)問題，即在土壤-石灰反應過程中石灰遇二氧化碳會轉換成堅硬固體狀。故勿將石灰暴露於大氣中過久，攪拌及處理時間亦勿過長。

相關於石灰-土壤混合物系列試驗程序之主要目的係在決定石灰含量(Lime content)，而其主要影響因素則為多樣化的土壤性質及工程用途，尤其需因應工程用途判釋石灰穩定土之品質要求（單位重、變形、強度、透水性等），進而依據品質要求決定適宜之石灰含量；故需對其試驗程序予以規範[Ronald *et al.*, 1979]。

一、石灰-土壤混合物之準備

一般性的準備方法如下：

1. 使用市販熟石灰。
2. 定義石灰含量 L_c ，如 $[L_c(\%)=(\text{石灰重}\div\text{乾土重})\times 100]$ 或 $[L_c(\%)=(\text{石灰體積}\div\text{乾土體積})\times 100]$ 等。
3. 搗碎乾土。
4. 拌入特定石灰量。
5. 加適量水入乾土（如對應於夯實最佳含水比 w_{opt} 之水量）。

6. 均勻攪拌石灰-土壤混合物。
7. 密封置放 1hr 後，進行試體準備。

二、試體準備

常用之試體為圓柱型(直徑 35.6 mm、高度 71.2 mm~直徑 152.0 mm、高度 203.0 mm)，於強度試驗建議試體之高度宜大於或等於直徑之兩倍。用於夯實試驗之試體，其乾單位重需小心管控，因為養護石灰-土壤混合物之強度係取決於緊密程度，故若乾單位重(或夯實能量)之條件不一致，將無法有效的觀察石灰含量及養護期對強度之影響性。

三、養護

於養護期間需比照構造物使用期之自然環境控制養護室之溫度及濕度(如室內常態或特定狀態)，然而如表 5.1 所示般，其養護要求因機關而異甚多樣。

表 5.1 典型的試體養護與強度要求[Ronald *et al.*, 1979]

Agency	Specimen curing	Minimum strength requirements	
		Base course (kPa)	Subbase (kPa)
California DOT	Mixture is "loose cured" 24 hours prior to compaction		
Illinois DOT	48 hours (49)	1034	689
Louisiana DOT	7 days moist room, 8 hours air drying (60), 8 hours cooling, and 10 day capillary soaking at a confining pressure of a 6.89 kPa (AASHTO T-212)	689	350
Texas State Department of Highways and Public Transportation	AASHTO T-202	689	350
Virginia Department of Highways and Transportation	72 hours (49)	Not used	1034

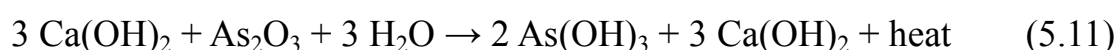
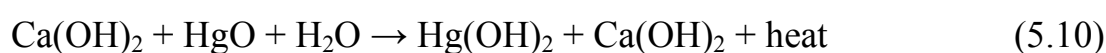
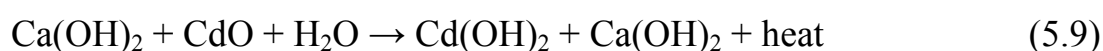
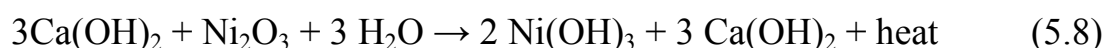
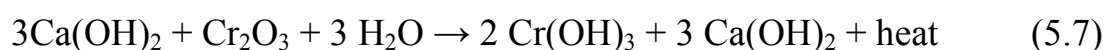
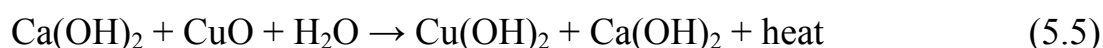
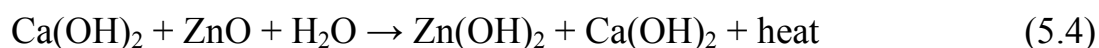
四、試驗及選擇石灰含量

於土木工程設計上，石灰穩定土之典型力學行為試驗為 CBR、無圍壓縮及直接剪力等，需根據構造物所要求之力學行為從系列性試驗結果中選擇出適宜的石灰含量。

5.5 石灰-污水污泥之反應

參閱表 3.1，本計劃所使用之污泥含八種金屬，即鋅(Zn)=1,080~1,630 mg/l、銅(Cu)=325~356 mg/l、鉻(Cr)=218~235 mg/l、鉛(Pb)=81.6~112.0 mg/l、鎳(Ni)=69.2~85.2 mg/l、砷(As)=2.95~9.29 mg/l、汞(Hg)=2.37~3.35 mg/l、鎘(Cd)=1.25~2.65 mg/l；比較上，係以鋅、銅、鉻、鉛、鎳之含量較多，而僅含微量之砷、汞及鎘。式(5.4)~式(5.11)為石灰與此八種金屬之化學反應式，其會分別產生 Zn(OH)₂、Cu(OH)₂、Pb(OH)₄、Cr(OH)₃、Ni(OH)₃、Cd(OH)₂、Hg(OH)₂、及 As(OH)₃ 八種氫氧化物，其係呈沉澱物。

知曉在石灰與污泥八種金屬之反應過程中，Ca(OH)₂ 係發揮催化劑之作用；因為所產生之氫氧化物係以膠結沉澱物狀態存在，故認為石灰拌污泥具有固化之效果；而影響反應之因素為石灰及水之含量。



以下續對含量較多之五種氫氧化物性質說明之。

一、氫氧化鋅

氫氧化鋅(zinc hydroxide)之密度 3.053 g/mm^3 ，為無定形白色粉末，幾乎不溶於水，而溶於酸、鹼溶液和氨水中。屬兩性氫氧化物，在 125°C 分解成氧化鋅和水；溶於強酸生成鋅鹽、溶於強鹼生成鋅酸鹽；被用作橡膠填充劑或外科藥膏等。

二、氫氧化銅

氫氧化銅(Cupric Hydroxide)為藍色或藍綠色凝膠或淡藍色結晶粉末，難溶於水，溶於酸、氨水和氰化鈉，受熱至 $60-80^\circ\text{C}$ 變暗，溫度再高分解為黑色氧化銅和水。除被用作分析試劑外，還用於醫藥、農藥等，可作為激活劑、媒染劑、顏料、飼料添加劑、紙張染色劑等。

三、氫氧化鉛

氫氧化鉛之密度 7.592 g/mm^3 ，為白色無定形沈澱， 145°C 下會分解，微溶於水，稍溶於硝酸和醋酸，而易溶於強鹼溶液生成鉛酸鹽。用於處理含六價鉻的含鉻廢水、環十二醇的氯化催化劑以及制作多孔玻璃、防輻射屏障等。

四、氫氧化鉻

氫氧化鉻(Chromic hydroxide)性狀為粘性沉澱物，不溶於水，溶於酸和強鹼溶液，受熱分解而成三氧化二鉻，用於製鉻鹽。

五、氫氧化鎳

氫氧化鎳為強鹼，密度 4150 kg/m^3 ，微溶於水，易溶於酸，常溫形態呈晶體。

第六章 結論與建議

於臺灣，下水道建設為政府施政主軸之一，日後污水污泥的產量勢必急遽增加，而其終端處理將成為棘手的社會問題。從土木水利領域觀之，可嘗試將污水污泥資源化再利用為工程土方。雖然已有學者提出因污水污泥的有機物含量高而不適用於工程土方之論點，但有甚多土方構造物在被建構完成後尚須施行邊坡防侵蝕、防滑動之保護措施，而最具生態性、環境調和性的保護措施是植生綠美化，如此則需要大量沃土。一般對植生沃土品質之規範較籠統且寬鬆，只要求須為近似農地之壤土，故將污水污泥再利用為邊坡沃土之方式具低耗能性、大量性及生態性等特點。

邊坡沃土之品質要求為工程性質佳（可夯實性、低壓縮性、低透水性、高抗剪性）及具肥沃性，雖然污水污泥之有機物含量高而具肥沃性，但又會因高含量的有機物而折損其工程性質，故陷於兩難之處境。惟將污水污泥再利用為邊坡沃土之研究仍欠缺，於技術面及學理面上仍有諸多亟待探討之處，期能藉由本子計畫逐步了解其內涵。本子計畫被定位在「污水污泥無害化、能源化及資材化整合研究計畫」之資材化要徑上，其工作項目為（1）文獻蒐集、（2）污泥物理性質測試、（3）污泥植生試驗、（4）污泥拌砂夯實試驗、（5）污泥拌砂無圍壓縮試驗、（6）污泥拌砂直接剪力試驗及（7）石灰穩定污泥機制探討。

計畫所使用之試驗材料為產生於臺北迪化污水處理廠之脫水污泥，其含水量高（含水率=83.6%、含水比=485.5%）、呈黏稠狀、散發臭味；含較多之鋅、銅、鉻、鉛、鎳及微量之砷、汞及鎘。研究裡使用四種試料，（1）出廠污泥，以 M10S0 表示之；（2）重量比污泥

70%砂 30%之試料，以 M7S3 表示之；(3) 重量比污泥 50%砂 50%之試料，以 M5S5 表示之；(4)重量比污泥 30%砂 70%之試料，以 M3S7 表示之。前述之砂係取自新竹市南港海岸之砂丘，為級配不良之砂。

茲歸納研究結果如下：

1. 試料之比重於 M10S0 為 1.24、於 M7S3 為 2.26、於 M5S5 為 2.45、於 M3S7 為 2.53，其皆不具可塑性， pH 值介 6.8~7.7 之間；經烘乾後試料中之污泥會硬化而成堅硬顆粒狀物，四種試料之粒徑介於 0.074 mm~6.3 mm 之間。
2. 僅對 M10S0 試料進行曝曬法之乾燥試驗，其含水比之減小速率約為定值之 10.2%/hr；於烘箱乾燥試驗方面，含水比減小速率於 M10S0 試料為 46.2%/hr、M7S3 試料為 14.2%/hr、M5S5 試料為 8.6%/hr、M3S7 試料為 8.4%/hr。
3. 於四種試料上種植野草觀察其植生性，試驗期間（2008 年之 4 月 19 日~10 月 7 日）其成長狀況良好；且其茂盛程度高於試驗區外之野草，表示試料之肥沃度高於試驗區外之土壤；從表觀上認為其植生情形不因試料種類而異。
4. 於夯實性質方面，M10S0 試料之夯實曲線並無尖峰點出現，其最大乾單位重 $\gamma_{d(\max)}$ 為 3.34 kN/m^3 出現於含水比=224.3%處；三種污泥拌砂試料之夯實曲線有出現明顯的尖峰點，其 $\gamma_{d(\max)}$ 於 M7S3 試料為 12.78 kN/m^3 、於 M5S5 試料為 13.98 kN/m^3 、M3S7 試料為 13.85 kN/m^3 ，知曉三種試料之 $\gamma_{d(\max)}$ 接近於「公共工程施工綱要規範」所規定填方料最小乾單位重 14.7 kN/m^3 14.7 kN/m^3 ，故認為可藉由夯實顯著改善試料之緊密程度，因而可再利用為工程植生沃土。
5. 於透水性質方面，M10S0 試料不具透水性；其他三種污泥拌砂試

料處於最佳夯實狀態之透水係數於 M7S3 試料為 0.0063 cm/sec 、M5S5 試料為 0.025 cm/sec 、於 M3S7 試料為 0.083 cm/sec ，此等透水係數值域相當於天然土之細砂。

6. 於壓縮性質方面，無圍壓縮強度 q_u 於 M10S0 試料為 39.3 kPa 、M7S3 試料為 8.3 kPa 、於 M5S5 試料為 13.2 kPa 、於 M3S7 試料為 2.5 kPa ，此等性質接近於極軟黏土；發現污泥拌砂後其 q_u 值急遽下降，故認無污泥拌砂並無助益於無圍壓縮性質之提升。
7. 於抗剪性質方面，凝聚力 c 於 M10S0 試料為 46.0 kPa 、於 M7S3 試料為 30.8 kPa 於 M5S5 試料為 17.6 kPa 、於 M3S7 試料為 3.4 kPa ，隨含砂量之增加而變小；摩擦角 ϕ 於 M10S0 試料為 17.1° 、於 M7S3 試料為 21.0° 、於 M5S5 試料為 28.7° 、於 M3S7 試料為 30.8° ，隨含砂量之增加而變大；若以污泥再利用為工程沃土之正向應力 σ 條件下 ($\sigma < 50 \text{ kPa}$)，認為污泥拌砂並無助益於抗剪強度之提升。
8. 在石灰與污泥八種金屬之反應過程中， Ca(OH)_2 發揮催化劑之作用；因為所產生之氫氧化物係以膠結沉澱物狀態存在，故認為石灰拌污泥具有固化之效果；而影響反應之因素為石灰及水之含量。

由前述本計畫之研究成過知曉出廠污水污泥雖然具肥沃性，惟因含水量高、呈黏稠狀、單位重小，而無法直接使用為工程植生沃土。若將此污泥拌砂，並適度降低其含水量，則雖然可以明顯提昇其單位重，滿足「公共工程施工綱要規範」所定之填方料品質要求，並增加透水性，但並無助益於強度之提昇，此乃因砂不具凝聚力之故。

然而，根據本計劃所探討之石灰-污泥反應機制，知曉 Ca(OH)_2 對污水污泥所含八種金屬之反應過程中會發揮催化劑作用，而所產生之氫氧化物係以膠結沉澱物狀態存在，故認為石灰拌污泥具有固化之效果；影響反應之因素為石灰及水之含量。因此，可預期若以石灰拌

污泥不但能抑制微生物生長、降低臭味、穩定重金屬，而且可以固化污水污泥，有助益於其強度之提昇，而使其能滿足邊坡沃土之品質要求（工程性質佳、具肥沃性）。故居於資源化污水污泥，並將其再利用為邊坡沃土之動機與目的，建議後續宜持續探討石灰穩定污泥之學理面及技術面課題。即設定污泥含水量及石灰含量等試驗條件，綜合觀察石灰拌污泥混合料之工程性質。

參考文獻

1. 水利署 (1991)，土方及植生施工要領。
2. 內政部營建署 (2002)，下水污泥綠地、農地利用手冊之研訂，台灣水環境再生協會執行。
3. 中欣工程行 (2006)，委託研究內部報告，臺北。
4. 日本土質工學會 (1985)，土質試驗法，第三篇，第三章。
5. 田中和博、佐藤和明 (1996)，「日本下水污泥處置及利用近況」，第七屆下水道技術研討會論文集，第 17-31 頁 (日文)。
6. 台灣下水道協會 (2001)，下水道發展策略研究報告，歐陽嶠暉執行。
7. 台北市政府工務局衛生下水道工程處 (2002)，污泥最終處置最佳方案評估計畫-污泥堆肥化研究期末報告。
8. 余岳峰 (1999)，下水污焚化灰渣燒成輕質骨材特性之研究，碩士論文，環境工程研究所，中央大學。
9. 林獻山、黃惠瑜 (2000)，「下水污泥焚化灰再利用於公共工程特性之研究」，第十屆下水道技術研討會論文集，第 129-133 頁。
10. 洪明宏 (2002)，下水污泥綠農地應用及環境限制之研究，碩士論文，環境規劃與管理研究所，臺北科技大學。
11. 歐陽嶠暉，許鎮龍，藍文忠 (1998)，「都市污水處廠污泥處理與資源化再利用之研究」，第八屆下水道技術研討會文集，pp.19-33。
12. 陳豪吉 (2000)，以水庫淤泥製造輕質骨材及輕質混凝土之研究 (1/2)，國科會研究報告, NSC 89-2211-E-005-044。
13. 蔡振球 (2006)，都市下水污泥灰燒結輕質化特性之研究，博士

論文，環境工程學系，中央大學。

14. 農業委員會 (1996)，水土保持技術規範，第三章。
15. 蕭炳欽、駱尚廉 (1997)，「下水污泥石灰處理對重金屬、有機物及相關特性之影響」，第十二屆廢棄物處理技術研討會論文集，第 443-450。
16. Alloway, B. J. (1995), Heavy metals in soil, Blackie Academic & Professional.
17. Anon (1985), Lime stabilization construction manual, Eighth edition, National Lime Association, Arlington, VA.
18. Anon (1990), Lime stabilization manual, British Aggregate Construction Materials Industry, London.
19. Bell, F. G. (1996), "Lime stabilization of clay minerals and soils." Engineering Geology, Vol. 42, pp. 223-237.
20. Bhasin, N. K., Dhawan, P. K. and Mehta, H. S., (1978), "Lime requirement in soil stabilization." Highway Research Board, Bulletin No.7, pp.15-26, Washington, DC.
21. Campbell, H. W., (2000), "Sludge management-future issues and trends," Journal of Water Science and Technology, Vol. 41, No. 8, pp.1-8。
22. Cecil, L. H. and Peter M., (1996), "Sludge management in highly urbanized areas," Journal of Water Science and Technology, Vol. 34, No. 3, pp.517-524。
23. Epstein, E. (1997), The science of composting, Technomic Publishing Co Inc.
24. Erbarth, W., et al., (2001), "Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use", European Commission.
25. FHWA, Federal Highway Administration Department of Transportation, (1979) "Soil stabilization in pavement structures," A user's manual for pavement design and construction considerations, Contract No. DOT-FH-11-9406.
26. Franklin, A.F., Orozco, L.F. and Semrau, R., (1973), "Compaction of slightly organic soils," Journal of Soil Mechanics and Foundation Engineering Division, ASCE, Vol.99, No.SM7, pp.541-557.
27. Gaspard, P. G., Wiart, J. and Schwartzbrod, J., (1995), "Urban sludge reuse in agriculture : waste treatment and parasitological risk," Bioresource Technology, Vol.52, pp. 37-40。

28. Howard, R. R., (1996), "Sources, behavior and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludge," *The Science of Total Environment*, Vol. 185, pp. 3-26.
29. Jacobs, L. W. (1981) "Agricultural application of sewage sludge," In *sludge and its ultimate disposal* edition, J. A. Norchardt, pp.109-126, Ann Arbor Science, MI.
30. Kenneth, N. D. and George, P. K. (1988), *Materials for Civil & Highway Engineers*, Ch.3, Prentice Hall, Inc, Englewood, Cliffs, New Jersey.
31. Lancaster, J., Waco, R., Towle, J. and Chaney, R., (1996), "The effect of organic content on soil compaction," *Proceedings, 3rd International Symposium on Environmental Geotechnology*, San Diego, pp.152-161.
32. Lin, D. F., and Weng, C. H., (2001), "Utilization of sewage sludge ash as brick material," *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, Vol.127, No. 10, pp.278-283.
33. Nakasaki, K., Shoda, M. and Kubota, H. (1985) "Comparison of composting of two sewage sludge," *Journal of Ferment Technology*, Vol. 63, pp.537-543.
34. Qiao, L. and Ho, G. (1997) "The effect of clay amendment and composting on metal speciation in digested sludge," *Water Research*, Vol.33, pp.951-964.
35. Ronald, L. T., Jon, A. E., Ernest, J. B., James, K. M. and Marshall, R. T. (1979), "Soil stabilization in pavement structures, A user's manual, Vol. 2, Mixture design considerations." Contract No. DOT-FH-11-9406, Prepared for the Federal Highway Administration Department of Transportation, Washington, D. C.
36. Schnaak, W. et al., (1997), "Organic contaminants in sewage sludge and the ecotoxicological significance in agricultural utilization of sewage sludge," *Chemosphere*, vol. 35, No.1/2, pp.5-11.
37. Shan, S. (1995), *Civil Engineering Material*, Ch.4, Prentice Hall, Inc, Englewood, Cliffs, New Jersey.
38. Taipei City Government (2007), *Report of evaluation on recycle and reuse of sludge yielded by Dihua sewage treatment plant*, Public Works Department, Sewage System Office. (Chinese)
39. Tay, J. H., (1987a), "Bricks manufactured from sludge," *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, Vol.113, No.2, pp.278-283.
40. Tay, J. H., (1987b), "Sludge ash as filler for Portland cement concrete," *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, Vol.113, No.2, pp.345-351.
41. Tay, Show, Hong, Chien and Lee, (1993), "Potential reuse of wastewater sludge

- for innovative applications in construction industry from sewage sludge,” *Journal of Materials in Civil Engineering*, ASCE, Vol. 5, No. 1, pp.19–29.
42. Tay, J. H. and Show, K. Y., (1997), “Resource recovery of sludge as building and construction materials — a future trend in sludge management,” *Journal of Water Science and Technology*, Vol. 36, No. 11, pp. 259–266.
43. Tay, J. H., Show, K. Y., Hong, S. Y., Chien, C. Y. and Lee, D. J., (2002), “Potential reuse of wastewater sludge for innovative applications in construction industry,” *Bulletin of the College of Engineering*, N.T.U., No. 86.
44. USEPA, (2000), “Biosolids generation, use, and disposal in the United States”.
45. Wong, J. W. C. and Fang, M. (2000) “Effects of lime addition sewage sludge composting process.” *Water Research*, Vol. 34, No. 15, pp. 3691-3698.