



# 中華民國自來水協會 105 年度研究計畫

## 題目

### 供水管網微量重金屬釋出情形研究

### The Study of Trace Inorganic Contaminants in Drinking Water Distribution System

委託單位：中華民國自來水協會

研究單位：中華民國自來水協會技術研究委員會

計畫主持人：陳曼莉委員

研究人員：薛志宏、賴頌仁、陳富鈴、張美惠、

王志隆

執行期間：105 年 3 月 1 日至 105 年 11 月 30 日

中華民國 105 年 12 月

中華民國自來水協會 105 年度研究計畫

題目

供水管網微量重金屬釋出情形研究

The Study of Trace Inorganic Contaminants in  
Drinking Water Distribution System

委託單位：中華民國自來水協會

研究單位：中華民國自來水協會技術研究委員會

計畫主持人：陳曼莉委員

研究人員：薛志宏、賴頌仁、陳富鈴、張美惠、

王志隆

執行期間：105 年 3 月 1 日至 105 年 11 月 30 日

中華民國 105 年 12 月

# 目 錄

中文摘要.....	1
Abstract.....	3
第一章 前言 .....	6
第二章 文獻回顧.....	7
2.1 微量重金屬的來源.....	7
2.1.1 飲水水水質標準規範 .....	7
2.1.2 微量重金屬對人體健康之影響.....	7
2.1.3 微量重金屬的可能來源.....	7
2.2 供水管線腐蝕 .....	11
2.2.1 腐蝕原理.....	11
2.2.2 鐵的腐蝕.....	12
2.2.2.1 鐵質管線材質 .....	12
2.2.2.2 鐵腐蝕反應.....	13
2.2.2.3 「紅水」的發生 .....	15
2.2.3 鉛的腐蝕.....	16
2.2.4 水泥材質的腐蝕 .....	17
2.2.4.1 水泥成份組成 .....	18
2.2.4.2 水泥材質之降解.....	18
2.2.4.3 水泥降解對水質之影響 .....	19
2.3 管網無機污染物之形成.....	19
2.3.1 無機污染物之基體(Substrate) .....	19
2.3.1.1 腐蝕垢.....	19
2.3.1.2 化學沉澱.....	19
2.3.1.3 生物膜.....	20
2.3.1.4 沉積物.....	20

2.3.1.5 管網系統無機污染的產生 .....	20
2.4 微量重金屬之累積 .....	21
2.4.1 物理性累積機制 .....	22
2.4.2 化學性累積機制 .....	22
2.4.3 水質化學對吸著的影響 .....	23
2.4.4 生物性累積機制 .....	26
2.5 微量重金屬之釋出 .....	26
2.5.1 物理性釋出機制 .....	26
2.5.2 化學性釋出機制 .....	27
2.5.2.1 溶解 .....	27
2.5.2.2 去穩 .....	27
2.5.2.3 脫附 .....	27
2.6 金屬氧化物之吸附 .....	27
2.6.1 鐵基體物之吸附 .....	28
2.6.2 錳基體物之吸附 .....	28
2.6.3 鉛基體物的吸附 .....	29
2.6.4 鋁基體物的吸附 .....	29
2.6.5 重金屬累積研究 .....	29
2.7 管垢的組成 .....	30
2.8 供水管網微量無機污染物實際調查案例 .....	31
第三章 研究方法 .....	34
3.1 管末排水分析 .....	35
3.2 管材累積固體垢分析 .....	37
第四章 結果與討論 .....	38
4.1 管末排水金屬含量分析 .....	38
4.2 管末排水金屬含量簡易替代指標分析 .....	43
4.3 管末排水水中金屬含量與固體中金屬含量之關係 .....	48
4.4 管末排水金屬存在狀態與溶液 pH 值之關係 .....	49

4.5 管末排水中金屬之共沉與吸附現象 .....	55
4.6 管內壁累積固體垢金屬含量分析 .....	66
4.7 管內壁累積固體垢金屬含量與管齡管徑之相關性 .....	71
4.8 管材內壁累積固體垢之金屬共存狀況.....	76
4.9 管線溶出金屬評估.....	85
4.10 北水處管材規範與管網操作檢討 .....	92
4.10.1 管線材質溶出規範 .....	92
4.10.2 管網操作檢討 .....	94
第五章 結論與建議.....	97
5.1 結論.....	97
5.1.1 管末排水初排水樣分析結果.....	97
5.1.2 管線內壁累積垢分析結果.....	98
5.1.3 管材規範與管網維護操作檢討.....	98
5.2 建議.....	99
參考文獻 .....	100
附錄 A 管材累積固體垢採樣管段基本資料 .....	103
附錄 B 管材累積固體垢採樣管段及固體垢照片.....	104
附錄 C 期中報告審查意見及回覆.....	110
附錄 D 期末報告審查意見及回覆.....	118

## 圖目錄

圖 2.2.1 腐蝕電池示意圖.....	12
圖 2.2.2 金屬釋出濃度與管線使用時間之相關性概念示意圖 .....	13
圖 2.2.3 老舊鑄鐵管腐蝕示意圖.....	14
圖 2.2.4 Kuch 鐵管紅水氧化還原循環機制圖.....	15
圖 2.2.5 不同 pH 值及氧化還原電位下固相鉛及溶解鉛之分布.....	17
圖 2.2.6 供水管網生成鉛腐蝕垢物質示意圖.....	17
圖 2.2.7 (A)離子移動成功阻塞水泥表面孔洞 (B)離子移動無法形成 保護層.....	18
圖 2.3.1 管網無機污染物之累積與釋出機制示意圖.....	21
圖 2.4.1 水合金屬氧化物之形成(黑圓圈為金屬離子；白圓圈為氧離 子).....	22
圖 2.4.2 離子吸附脊示意圖.....	25
圖 3.1.1 研究架構.....	34
圖 4.1.1 本研究水樣中各項金屬平均總濃度比較圖.....	38
圖 4.1.2 本研究水樣中各項金屬水中平均濃度比較圖.....	39
圖 4.1.3 本研究水樣中各項金屬存在固態比率比較圖.....	39
圖 4.1.4 本研究水樣中各項金屬存在溶液態比率比較圖 .....	40
圖 4.1.5 本研究水樣中主要金屬總濃度累積頻度比較圖 .....	40
圖 4.1.6 本研究水樣中次要金屬總濃度累積頻度比較圖 .....	41
圖 4.1.7 本研究水樣中主要金屬水中濃度累積頻度比較圖 .....	42
圖 4.1.8 本研究水樣中次要金屬水中濃度累積頻度比較圖 .....	42
圖 4.1.9 本研究水樣中各項金屬總濃度超標概念因子比較圖 .....	43
圖 4.2.1 總鐵含量與濁度之相關性.....	44
圖 4.2.2 總錳含量與濁度之相關性.....	44
圖 4.2.3 總鋁含量與濁度之相關性.....	45
圖 4.2.4 總鉛含量與濁度之相關性.....	45
圖 4.2.5 總鐵濃度與懸浮固體量之相關性.....	46

圖 4.2.6	總錳濃度與懸浮固體量之相關性.....	46
圖 4.2.7	總鋁濃度與懸浮固體量之相關性.....	47
圖 4.2.8	總鉛濃度與懸浮固體量之相關性.....	47
圖 4.2.9	本研究水樣中懸浮固體量與濁度之相關性.....	48
圖 4.4.1	本研究水樣中鐵形態與水 pH 之關係.....	49
圖 4.4.2	本研究水樣中錳形態與水 pH 之關係.....	50
圖 4.4.3	本研究水樣中鋁形態與水 pH 之關係.....	50
圖 4.4.4	本研究水樣中鉛形態與水 pH 之關係.....	51
圖 4.4.5	本研究水樣中銅形態與水 pH 之關係.....	51
圖 4.4.6	本研究水樣中鉻形態與水 pH 之關係.....	52
圖 4.4.7	本研究水樣中鉍形態與水 pH 之關係.....	52
圖 4.4.8	本研究水樣中鋅形態與水 pH 之關係.....	53
圖 4.4.9	本研究水樣中鎳形態與水 pH 之關係.....	53
圖 4.4.10	本研究水樣中各項金屬在不同 pH 值之存在狀態.....	55
圖 4.5.1	本研究水樣中固體鋁與錳之相關性.....	57
圖 4.5.2	本研究水樣中固體鐵與鉻之相關性.....	58
圖 4.5.3	本研究水樣中固體鋁與鉻之相關性.....	58
圖 4.5.4	本研究水樣中固體錳與鉻之相關性.....	59
圖 4.5.5	本研究水樣中固體鐵與鉻之相關性(pH<7.5).....	59
圖 4.5.6	本研究水樣中固體錳與鉻之相關性(pH<7.5).....	60
圖 4.5.7	本研究水樣中固體鋁與鉻之相關性(pH<7.5).....	60
圖 4.5.8	本研究水樣中固體鉛與鐵之相關性(pH>8.0).....	61
圖 4.5.9	本研究水樣中固體錳與鉍之相關性(pH<7.5).....	61
圖 4.5.10	本研究水樣中固體鉛與銅共存狀況.....	62
圖 4.5.11	本研究水樣中固體鉛與鋅共存狀況.....	63
圖 4.5.12	本研究水樣中固體鋅與銅共存狀況.....	63
圖 4.5.13	本研究水樣中固體鉍與鉻共存狀況.....	64
圖 4.5.14	本研究水樣中固體鎳與鉻共存狀況.....	64

圖 4.5.15 本研究水樣中固體鎳與鋇共存狀況.....	65
圖 4.5.16 本研究水樣中固體在 pH 值>8.0 時鉛與鋇共存狀況 .....	65
圖 4.6.1 管內壁累積固體垢中各項金屬之累積質量.....	66
圖 4.6.2 DIP 管內壁累積固體垢中各項金屬之累積質量 .....	67
圖 4.6.3 鉛管內壁累積固體垢中各項金屬之累積質量.....	67
圖 4.6.4 不同管種內壁累積垢主要金屬平均含量分佈.....	68
圖 4.6.5 不同管種內壁累積垢次要金屬平均含量分佈.....	68
圖 4.6.6 不同管種內壁單位面積管垢累積頻度.....	70
圖 4.7.1 DIP 管內壁垢鐵金屬含量與管齡之相關性 .....	71
圖 4.7.2 DIP 管內壁垢鋁金屬含量與管齡之相關性 .....	71
圖 4.7.3 DIP 管內壁垢鎳金屬含量與管齡之相關性 .....	72
圖 4.7.4 DIP 管內壁垢鋅金屬含量與管齡之相關性 .....	72
圖 4.7.5 DIP 管內壁垢錳金屬含量與管徑之相關性 .....	73
圖 4.7.6 DIP 管內壁垢鉛金屬含量與管徑之相關性 .....	73
圖 4.7.7 DIP 管內壁垢鋇金屬含量與管徑之相關性 .....	74
圖 4.7.8 DIP 管內壁垢銅金屬含量與管徑之相關性 .....	74
圖 4.7.9 DIP 管內壁垢鎳金屬含量與管徑之相關性 .....	75
圖 4.7.10 DIP 管內壁垢鋅金屬含量與管徑之相關性 .....	75
圖 4.8.1 DIP 內壁管垢中金屬錳與鋁之相關性 .....	77
圖 4.8.2 DIP 內壁管垢中金屬鋁與鎂之相關性 .....	77
圖 4.8.3 DIP 內壁管垢中金屬鋁與吸附金屬之相關性 .....	78
圖 4.8.4 DIP 內壁管垢中金屬錳與吸附金屬之相關性 .....	78
圖 4.8.5 DIP 內壁管垢中金屬鎳與鉻之相關性 .....	79
圖 4.8.6 DIP 內壁管垢中金屬銅與鉻之相關性 .....	79
圖 4.8.7 DIP 內壁管垢中金屬銅與鎳之相關性 .....	80
圖 4.8.8 DIP 內壁管垢中金屬鋅與鋇之相關性 .....	80
圖 4.8.9 DIP 內壁管垢中金屬鎂與鋅之相關性 .....	81
圖 4.8.10 DIP 內壁管垢中金屬鎂與鋇之相關性 .....	81

圖 4.8.11 LP 內壁管垢中金屬錳與鋁之相關性 .....	83
圖 4.8.12 LP 內壁管垢中金屬鋁與吸附金屬之相關性 .....	83
圖 4.8.13 LP 內壁管垢中金屬錳與銻之相關性 .....	84
圖 4.8.14 LP 內壁管垢中金屬銻與鉍之相關性 .....	84
圖 4.8.15 LP 內壁管垢中金屬鋅與銅之相關性 .....	85
圖 4.9.1 本研究水樣中各項金屬固體含量 .....	87
圖 4.9.2 本研究水樣中固體及管材內壁垢鐵含量累積頻度比較 .....	88
圖 4.9.3 本研究水樣中固體及管材內壁垢鋁含量累積頻度比較 .....	88
圖 4.9.4 本研究水樣中固體及管材內壁垢錳含量累積頻度比較 .....	89
圖 4.9.5 本研究水樣中固體及管材內壁垢鉛含量累積頻度比較 .....	89
圖 4.9.6 .....	90
圖 4.9.7 本研究水樣中固體及管材內壁垢銀含量累積頻度比較 .....	90
圖 4.9.8 本研究水樣中固體及管材內壁垢鎳含量累積頻度比較 .....	91
圖 4.9.9 本研究水樣中固體及管材內壁垢銅含量累積頻度比較 .....	91
圖 4.9.10 本研究水樣中固體及管材內壁垢鋅含量累積頻度比較 .....	92

## 表 目 錄

表 2.1.1 長期攝入超過飲用水水質標準各項金屬飲用水之可能健康 影響.....	8
表 2.1.2 各項金屬之可能來源與特性.....	9
表 2.1.2 各項金屬之可能來源與特性 (續) .....	10
表 2.1.2 各項金屬之可能來源與特性 (續) .....	11
表 2.2.1 各種管材質典型的元素組成.....	13
表 2.2.2 波特蘭水泥的標準成份.....	18
表 2.3.1 沉積物的典型組成.....	21
表 2.4.1 不同固體表面之零電荷酸鹼度(pH <sub>PZC</sub> ) .....	24
表 2.4.2 二價陽離子於水合鐵與鋁氧化物之關鍵 pH 值.....	26
表 2.6.1 歷來研究金屬累積發生綜整.....	30
表 3.1.1 各項金屬之方法偵測極限.....	36
表 3.1.2 檢驗品質管制結果.....	36
表 4.1.1 管末排水中金屬總含量符合「飲用水水質標準」比率 .....	41
表 4.3.1 本研究水樣水中及固體中金屬之 Pearson 相關性矩陣.....	48
表 4.4.1 各種金屬在不同 pH 值下之存在形態.....	54
表 4.5.1 本研究水樣中各項固體金屬濃度之 Pearson 相關性矩陣....	56
表 4.6.1 各管種內壁累積垢金屬含量狀況.....	69
表 4.8.1 DIP 管材內壁固體管垢中各項固體金屬之 Pearson 相關性矩 陣.....	76
表 4.8.2 LP 管材內壁固體管垢中各項固體金屬之 Pearson 相關性矩 陣.....	82
表 4.9.1 淨水場清水與管網清水金屬含量比較.....	86
表 4.10.1 鑄鐵管水泥砂漿塗料溶出性規定.....	93
表 4.10.2 不銹鋼鋼管塗料溶出性規定.....	93
表 4.10.3 北水處管末排水計畫表.....	95

## 中文摘要

本研究分析北水處管末排水及汰換管段內壁積垢中 17 項金屬濃度，管末排水總平均濃度由高至低分別為鈣、鐵、鎂、鋁、錳、鋅、銅、鋇、鉛、鉻、鎳及鎘；砷、硒、銻、鉍、鉈均為檢測不出。管段內壁積垢金屬含量中位數由高至低則為鐵、鋁、鎂、鈣、錳、鉛、銅、鋅、鋇、鉻、鎳；砷、鎘、銻、鉈偶有出現；硒及鉍均為檢測不出。二者金屬分佈極為類似，顯示管末排水固體來自管垢。但管段樣品中球狀延性石墨鑄鐵管(DIP)管垢中鎘及鋇濃度高於鉛管(LP)，LP 管垢中錳、銻、銅、鉈濃度高於 DIP。

管末排水中各項金屬大部份呈固態態的有鐵、鋁、錳、鉛、鎳、鋅、銅，鉻及鋇則以小部份固態存在，鎘、鈣、鎂則大部份以溶液態存在。溶液中金屬濃度與固體中金屬濃度無相關性。管末排水中總鐵濃度可以濁度檢測值約略換算。

管末排水並非真正為用戶使用到之自來水，惟可能為管網系統中水質最差之地點，以假設性的「超標概念因子」探討各項金屬超出水質標準的可能性，假設鐵總量 25% 以上、鋁及錳 100% 溶出可能超標，其餘金屬即使 100% 溶出亦遠低於水質標準限值。

管末排水在 pH=7.0~11.0 間，各項累積金屬之存在型態皆不同。值得注意的是在 pH=8.0~9.0 時之鉛、鋁及鎳；在 pH=7.0~11.0 時之鉻、鋇，皆呈溶解態，顯示原吸附存在於固體上之金屬，皆有可能因管末自來水滯留，致 pH 值升高而溶出。

管末排水中固體主要以鐵、錳及鋁形成基體(Substrate)，其中錳與鋁形成共沉澱(Coprecipitation)型態。鐵、錳及鋁形成之基體固體具吸附溶液中微量金屬的能力，pH 值小於 7.5，鐵、錳及鋁基體會吸附鉻，另錳會吸附鋇。鎳、鉻及鋇三金屬會於固體中共存，鉛、銅及鋅 3 者亦然，pH 值大於 8.0 鐵基體會吸附鉛，且易與鋇共存。DIP 及 LP 管段內壁積垢中，錳與鋁亦形成共沉澱，DIP 管垢鋁基體會吸附鋇、鎳及鋅，錳基體會吸附鉻、鎳及銅，且鉻、鎳、銅及鋇、鋅、鎂

共存，LP 管垢中鋁基體吸附銻及鉈，錳吸附銻，銻及鉈、銅及鋅共存。整體而言，鉻、鋇、鎳、鉛、銅及鋅等金屬會因管材、管內塗層及附屬設備與水接觸，溶於水中而在管網系統中游移，在特殊條件下為鐵、錳及鋁基體吸附，銻及鉈則應為鉛管溶出。

提升管材溶出試驗標準，增進管線連通，加強管末排水及洗管作業，可降低自來水用戶接觸水中金屬風險，確保飲用健康。

關鍵字：管末排水、管垢、共沉、吸附

# **The Study of Trace Inorganic Contaminants in Drinking Water Distribution System**

## **Abstract**

The study investigates the concentrations of 17 metals from the dead end hydrants flushing drainage and the scale of replaced pipeline specimens in Taipei Water Department distribution systems. The ranking of the average concentration in the dead end hydrant drainage from highest to lowest is calcium, iron, magnesium, aluminum, manganese, zinc, copper, barium, lead, chromium, nickel and cadmium. Arsenic, selenium, antimony, beryllium and thallium are not detected. The ranking of the medium concentration in the pipeline specimens scale from highest to lowest is iron, aluminum, magnesium, calcium, manganese, lead, copper, zinc, barium, chromium and nickel. Arsenic, cadmium, antimony and thallium occasionally occur, and selenium and beryllium are not detected.

The similar metal distributions in the two types of samples indicate that the solid in dead end hydrants flushing drainage comes from the pipeline scale. However, the concentrations of cadmium and barium in the ductile iron pipe scale are higher than those in the lead pipe. The concentrations of manganese, antimony, copper and thallium in the lead pipe scale are higher than those in the ductile iron pipe.

In the dead end hydrants flushing drainage, most of the metals are in the solid states, such as iron, aluminum, manganese, lead, nickel, zinc, copper, chromium and barium. On the other hand, only a small part of chromium and barium are in the solid state. Cadmium, calcium, and magnesium are mostly in the solution state. The concentration of metals in water solution does not correlate with that in the solid. The total iron concentration of the dead end hydrants flushing drainage can be

approximately converted from the turbidity measurement.

Although the dead end hydrants flushing drainage is not used by consumers, the water quality of the dead end may represent the worst scenario in the distribution system. The conceptual exceedance factor (CEF) was used to evaluate the water quality, and the results show that only iron, aluminum, and manganese will exceed the regulation standards under the condition of 25% of total iron and 100% of total aluminum and manganese being released into water. For other metals, even if 100% of them were present in the solution state, the concentrations would be far below the regulation level.

The states of metals were found to be influenced by pH in the dead end hydrants flushing drainage. Lead, aluminum and nickel were found to be present mostly in dissolved form at the pH of between 8.0 and 9.0, while for chromium and barium the pH was between 7.0 and 11.0. This may be caused by the release of the adsorbed metal from the solid when pH changed.

The major solid substrate present in the dead end hydrants flushing drainage are formed by iron, aluminum and manganese. The solid is found to be able to adsorb different trace metals. When the pH value is below 7.5, iron, aluminum and manganese based solid substrates are able to adsorb chromium, while manganese based solid are able to adsorb barium. Nickel, chromium and barium were found to coexist in the solid, while lead, copper and zinc also coexist. When the pH value is  $> 8.0$ , iron will adsorb lead and coexist with barium in the solid. In the ductile iron pipe and lead pipe scale, aluminum and manganese also coprecipitate. In the ductile iron pipe scale, the aluminum based solid may adsorb barium, nickel, and zinc, while the manganese based solid may adsorb chromium, nickel and copper. Chromium, nickel and copper may coexist in the solid, and barium, zinc

and magnesium may also coexist. In the lead pipe scale, the aluminum based solid may adsorb antimony and thallium, whereas the manganese based solid may adsorb antimony. Antimony and thallium may coexist in the solid, and copper and zinc may also coexist. When drinking water comes into contact with the pipeline, liner or accessory, chromium, barium, nickel, lead, zinc and copper will be released in the distribution system. They will be adsorbed by the iron, aluminum and manganese based solid. The lead pipe will release antimony and thallium.

To safeguard public health, regulating metal release from the pipelines, avoiding dead ends in the distribution system, and implementing pipeline flushing periodically are suggested so that the risk of metals to consumers through drinking water exposure pathway can be significantly reduced.

Key words : dead end drainage, pipe scale, coprecipitation, adsorption

## 第一章 前言

經淨水場淨化處理後符合「飲用水水質標準」之自來水，於輸送過程中，因水與管線系統接觸，可能導致水質產生變化。

原水中原存在微量的金屬，在淨水過程中，不可能完全被去除，進入輸配水中，在管線特殊環境下，有可能逐漸累積，遇水質或流況變化即大量釋出；管線的材質大部份為金屬或水泥，會產生不同的腐蝕反應；另外管網管線的佈設狀況，會造成自來水在管線中不同的停留時間，因水齡(Water Age)的不同，導致不同程度之水質劣化狀況；另外管線之汰換施工與檢修，亦可能因施工後洗管排水不全，導致管線外部污染物，進入管網系統中；淨水場淨水混凝劑之添加狀況及出水濁度等狀況，可能導致混凝劑殘留及後混凝(Post-coagulation)之發生，出水濁度較高，使水中固體顆粒增多，在管線流速較低處，產生沉積物(Sediment)，而影響水質。

前述種種狀況，在供水管線系統中，形成綜合性結果，一般稱為「管垢」，因為管中流向及流速的變化，管垢亦會跟著流動，造成供水水質上之困擾，最常發生且最易為用戶所察覺的狀況為「水黃」或「水濁」，自來水業者通常會告訴用水民眾，那只是管垢或鐵鏽，適度排放後即可正常飲用，對人體健康無影響，但管線材質多為金屬或混凝土，究竟是否溶出其他有害重金屬，其存在形態為何則未知。

本研究以管內沉積物最嚴重的管末端(Dead End)及管壁產生的腐蝕垢為調查研究對象，分析管末排水及管壁鏽垢中重金屬的組成，探討可能來源、對供水水質之可能影響及如何避免發生，以利採取相關作為，確保用戶用水安全。研究中採取的管末排水水樣，並非自來水用戶可使用到的自來水，但有助瞭解管網系統中可能金屬釋出最嚴重之狀況。

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 微量重金屬的來源

微量重金屬可能透過不同的路徑，進入自來水供水管網中，如原水中溶解態金屬或附著於原水中固體顆粒，未能為淨水程序去除者；淨水使用混凝藥劑在管線系統中產生後混凝者；管線系統腐蝕副產物及管線因滲漏或施工進入系統中者。

#### 2.1.1 飲用水水質標準規範

美國「安全飲用水法」中，國家一級飲用水水質標準中關切的重金屬包括銀、鉍、砷、鎘、鉻、銅、汞、鉛、錫、硒、鉍等 11 項。歐盟飲用水指令(Drinking water Directive)中，規範化學性參數重金屬包括錫、砷、鉻、鎘、銅、鉛、汞、鎳及硒 9 項及指標性參數鋁、鐵及錳 3 項，共 12 項。我國飲用水水質標準管制項目包括砷、鉛、錫、硒、銀、鎘、鉻、鎳及汞等 9 項影響健康物質，銀、鉍及銻等 3 項可能影響健康物質及鐵、錳、銅、鋅及鋁等 5 項影響適飲性物質，共 17 項金屬。

#### 2.1.2 微量重金屬對人體健康之影響

長期攝入含飲用水水質標準中規範之重金屬，超過水質標準最大限值的飲用水時，可能導致之慢性健康影響，如表 2.1.1。

#### 2.1.3 微量重金屬的可能來源

美國環保署(2006)分析各項法規及非法規金屬來源及其特性，如表 2.1.2。

其中管線之混凝土內襯可能溶出者包括銀、鎘、鉻、鋁及砷等 5 項金屬。鍍鋅鐵管可能溶出鎘、鎳及鋅等 3 項金屬。Peng(2012)則指出，鍍鋅鐵管管材本身會因鏽蝕致溶出包括鎳、鉛、鋅、銅、鎘及鉻等金屬。

表 2.1.1 長期攝入超過飲用水水質標準各項金屬飲用水之可能健康影響( USEPA, 2006 )

金屬元素	美國水質標準限值 (mg/L)	長期攝入超過飲用水水質標準之慢性健康影響
銻	0.006	降低壽命，改變血液中葡萄糖與膽固醇濃度
砷	0.010	皮膚及循環系統問題，可能增加致癌風險
鉍	2	高血壓
鈹	0.004	骨骼與肺損傷，可能增加致癌風險
鎘	0.005	產生腎毒腎損傷(包括腎功能降低，高血壓及貧血)
鉻	0.1	肝、腎、循環系統及神經組織損傷，皮膚炎
銅	1.3	肝、腎及神經系統損傷
鉛	0.015	腸胃系統紊亂、心臟炎、再生系統損傷、嬰幼兒智力及身體發展遲緩
汞	0.002	腎、腸內道及中樞神經系統損傷
硒	0.05	矽肺症、肝、腎、循環系統及神經系統損傷，頭髮指甲掉落
鉈	0.002	睡眠失序、疲倦、衰落、神經緊張、頭痛、神經與肌肉症狀
鋁*	0.05~0.2	阿茲海默症
鐵*	0.3	無
錳*	0.05	神經損壞
鎳*	-	體重降低、心臟肝臟損壞、皮膚炎
銀*	0.1	銀中毒(不可逆性皮膚及黏膜變青灰色)
釩*	-	腸胃道抽筋、腹瀉
鋅*	5	貧血

註:\*為美國未列入一級飲用水水質標準者

表 2.1.2 各項金屬之可能來源與特性

金屬種類	可能來源	特性
銻	礦、煤礦、石油或管線使用錫銻焊料釋出。	銻與水合鐵、錳、鋁氧化物在土壤及沉積物會共沉，水中濃度太低不會產生氧化物或硫化物沉澱。
砷	礦沉積物、砷農藥、除草劑、作物乾燥劑、木材保存劑、管材混凝土內襯釋出(Leaching)。	AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> 在中性狀況下帶負電荷，易於鐵錳等水合氧化物產生吸附及共沉。AsO <sub>3</sub> <sup>3-</sup> 在中性狀況下，帶中性電荷，為溶解態。
鋇	礦、煤礦、管材混凝土內襯釋出(Leaching)。	因其帶正電荷 Ba <sup>2+</sup> ，有助於分佈於不同水合金屬氧化物。
鉍	岩土、燃煤、管線使用錫銻焊料釋出。	中性狀態下會形成非溶解性氧化物沉澱及水錯合物。
鎘	礦及工業釋出、鍍鋅管材腐蝕及混凝土內襯釋出(Leaching)。	因其在溶液中帶二價正電荷 Cd <sup>2+</sup> ，有助於分佈於不同水合金屬氧化物。較高 pH 狀況，會強化吸著，形成氧化物氫氧化物或碳酸鹽沉澱。
鉻	礦、工業程序排放及管材混凝土內襯釋出(Leaching)。	溶液中存在 3 價及 6 價離子狀態，6 價存在型式(CrO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )在中性狀態帶負電荷，易與水合金屬氧化物吸附及共沉，吸附狀況與 pH 具強相關性。
銅	金屬冶煉及都市焚化程序，給水管線腐蝕溶出。	溶液中存在 1 價及 2 價離子態，易形成不同程度的沉澱，高 pH 值溶解性降低。溶液中帶正電荷，有助於分布於不同水合金屬氧化物。

表 2.1.2 各項金屬之可能來源與特性 (續)

金屬種類	可能來源	特性
鉛	礦、金屬冶煉程序，原水及給水管線腐蝕溶出。	溶液中存在 2 價及 4 價離子狀態，高 pH 值溶解性降低，中性狀態下，淨正電荷有助於將溶解態分佈於水合金屬氧化物間。
汞	原水、金屬冶煉程序、氯鹼工業、原水。	環境中易與硫結合，很少存在自由態。
硒	礦、金屬冶煉程序、燃煤及石油燃燒。	在中性狀態帶負電荷，易與水合金屬氧化物吸附及共沉。吸附狀況與 pH 具強相關性。
鋁	來自天然粘土腐蝕與溶出，管網中殘餘混凝劑之後沉澱(Post-precipitation)累積，管材混凝土水泥沙漿內襯釋出(Leaching)。	水溶液中存在 3 價離子及水合複合物，pH=6.5 溶解度最低，帶淨正電荷有助於將溶解態分佈於水合金屬氧化物間。
錳	水源，鐵錳合金冶煉、肥料、殺菌劑及氣油添加劑。	溶液存在 2 價、4 價及 7 價狀態，2 價及 7 價離子為高溶解態，4 價會形成 MnO <sub>2</sub> 氧化物，水合錳氧化物可有效清除(Scavenge)特定微量金屬，如鉛、砷及鐳。
鎳	金屬冶煉、管線釋出進入水中。	水環境中存在 2 價離子或水合態，溶解度高，高 pH 會形成氧化物、氫氧化物或碳酸鹽沉澱。由於溶解態帶正電荷，易分佈於不同水合金屬氧化物中。

表 2.1.2 各項金屬之可能來源與特性 (續)

金屬種類	可能來源	特性
銀	礦、煉鋼、水源廢棄物沖刷或沉澱物吸附。	水環境下存在 1 價離子，為高溶解性，高 pH 值下，會形成氧化物及磷酸鹽沉澱。由於溶解態帶正電荷，易分佈於不同水合金屬氧化物中。
鋅	水源及管線(鍍鋅合金)物質腐蝕。	一般為 2 價離子，高 pH 會形成氧化物、氫氧化物或碳酸鹽沉澱。由於溶解態帶正電荷，易分佈於不同水合金屬氧化物中。

摘錄來源: Inorganic Contaminant Accumulation in Portable Water Distribution Systems. USEPA, 2006

## 2.2 供水管線腐蝕

要瞭解管網供水中之微量金屬物質的由來，必需先對腐蝕有基本的瞭解與認識。

### 2.2.1 腐蝕原理

腐蝕是金屬等物質化學降解(Cheical Degradation)之現象，一般而言，金屬與水及氧接觸即產生腐蝕。若微觀來看，金屬表面產生腐蝕電池(Corrosion Cell)(AWWARF,1996)，如圖 2.2.1。當腐蝕發生，陰極、陽極、發生位置之電動勢差、金屬內部陰陽極間之電子傳遞及外部電解液的存在，缺一不可。當腐蝕區域擴散，電動勢差極大，即會發生穿孔或形成不規則的固體腐蝕產物，稱為鏽瘤(Tubercles)。

腐蝕產物分為溶解性及沉積物兩類，視所接觸水中的成份而異，而腐蝕產物的特性影響是否繼續發生腐蝕，若為溶解性或多孔狀，則繼續腐蝕；若產生穩定保護鏽垢(Scale)，則金屬表面產生鈍化(Passivate)現象，抑制更進一步腐蝕。腐蝕初期於金屬表面產生溶解性氧化物、氫氧化物及鹽類(如碳酸鹽)沉澱物，經較長時間後，形成穩定保護層，腐蝕反應降至極低，出現穩定而輕微的金屬釋放。

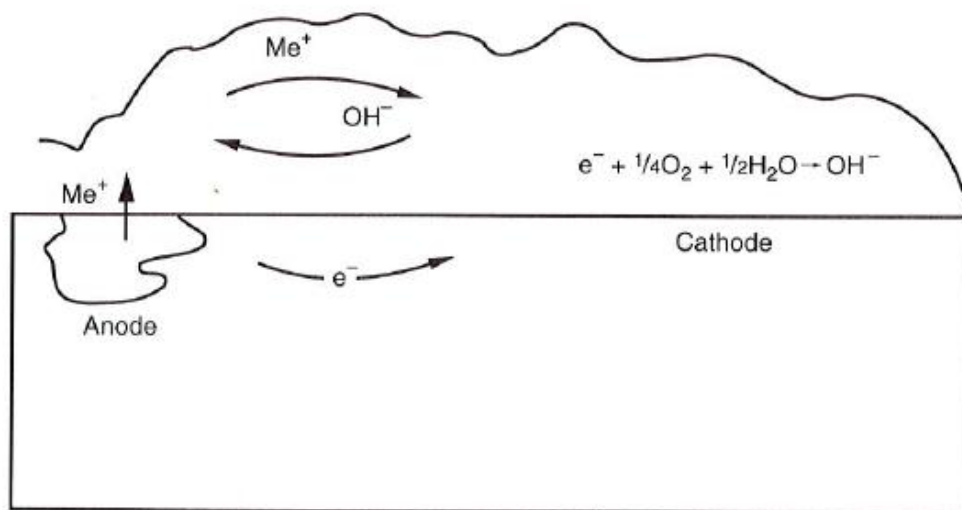


圖 2.2.1 腐蝕電池示意圖(AWWARF, 1996)

以水接觸金屬而言，影響腐蝕的因素有水的 pH 值、溶氧、抑制鹽類(碳酸氫鹽及磷酸鹽)、天然鹽類(氯鹽及硫酸鹽)與水溫。水溫越高、pH 值越低及鹽類含量越高，均會加速腐蝕。

由於腐蝕導致之金屬釋出，與金屬材質、管線設計、水溫及管齡都有相關，最重要的與水在管中滯留時間有關，丹麥產業及營建局(2008)提出在固定之滯留時間下，金屬釋出濃度與管線使用時間之相關性概念示意圖，如圖 2.2.2，其中達最高點可能需數週甚至長達一年，而經長時間形成穩定保護層後，金屬釋出呈現穩定的較低濃度。

## 2.2.2 鐵的腐蝕

### 2.2.2.1 鐵質管線材質

主要用於飲用水系統的管材有鑄鐵管、延性鐵管及鋼管等三種，各種管材質典型的元素組成，如表 2.2.1，鋼管與鑄鐵管及延性鐵管的最大不同，在於前者之碳及矽含量較後者為低，而後者不純物體積比為 8%，前者僅約 1%，金屬表面亦呈現相同狀況，因此影響腐蝕之發生。

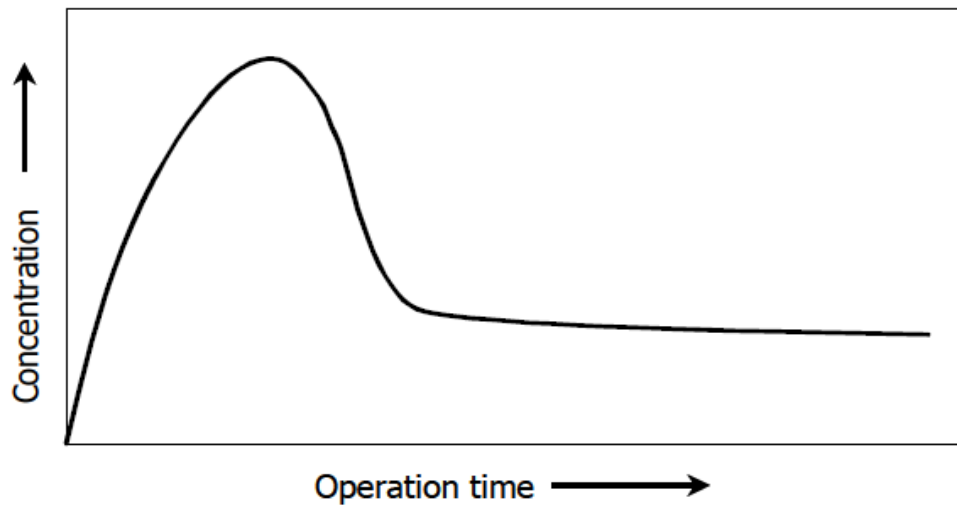


圖 2.2.2 金屬釋出濃度與管線使用時間之相關性概念示意圖(丹麥產業及營建局,2008)

表 2.2.1 各種管材質典型的元素組成

管 型	元 素 組 成 質 量 百 分 比 (%)							
	鐵 (Fe)	碳 (C)	矽 (Si)	錳 (Mn)	磷 (P)	硫 (S)	鎳 (Ni)	鎂 (Mg)
延性鑄鐵管(DIP)	92.66	3.70	2.50	0.45	0.03	0.01	0.60	0.05
鑄鐵管	93.18	3.35	2.25	0.55	0.20	0.12	-	-
鋼管	99.12	0.15	0.17	0.50	0.03	0.03	-	-

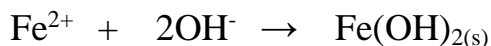
資料來源:Internal Corrosion of Water Distribution Systems,1996,2<sup>nd</sup> edition,AWWARF.

### 2.2.2.2 鐵腐蝕反應

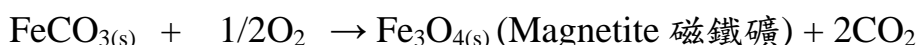
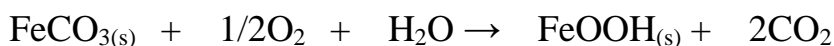
鐵是出現在供水管網系統管件最普遍的材質，鐵金屬表面發生腐蝕，首先發生一級反應(Primary Reaction)，為陽極反應：



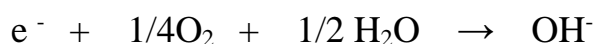
$\text{Fe}^{2+}$ 擴散至水中，可能產生數個二級反應(Secondary Reaction)：



三級反應亦可能發生於鐵金屬表面



式中  $\text{FeOOH}_{(s)}$ 包括 Geothite( $\alpha$ -  $\text{FeOOH}$ )針鐵礦、Lepidocrocite( $\gamma$ - $\text{FeOOH}$ ) 纖鐵礦、Hematite( $\alpha$ - $\text{Fe}_2\text{O}_3$ )赤鐵礦及非晶型鐵氫氧化物，可以  $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  統稱。陰極反應則使發生腐蝕附近呈鹼性：



年代較久的鑄鐵管會形成殼狀層(Shell-like Layer)，成份為  $\alpha$ - $\text{FeOOH}$ (針鐵礦 Goethite)及  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ (磁鐵礦, Magnetite)；水中會有  $\alpha$ - $\text{FeOOH}$ (Goethite)及  $\text{MnO}_2$ ，如圖 2.2.3。

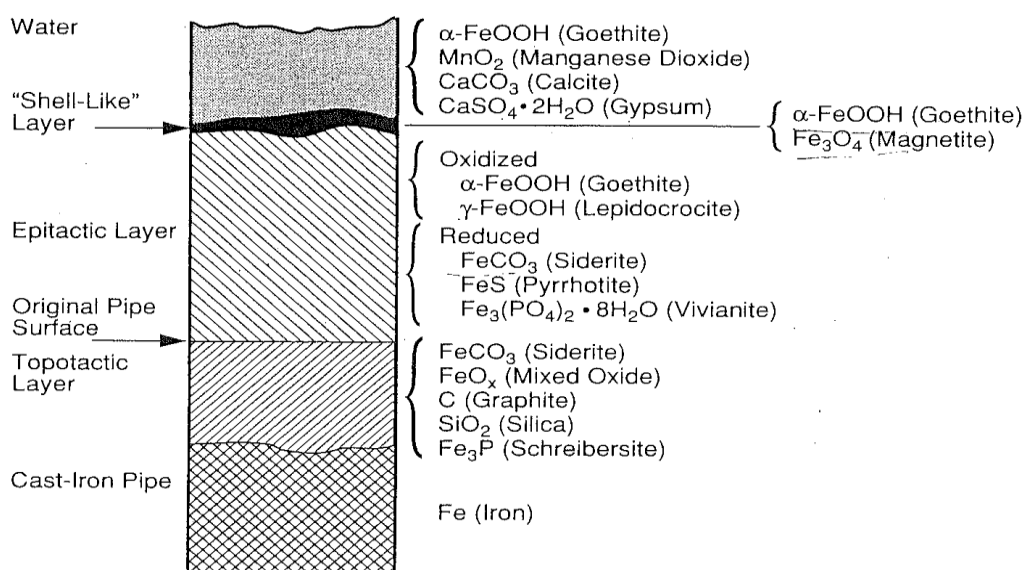


圖 2.2.3 老舊鑄鐵管腐蝕示意圖(AWWARF,1996)

### 2.2.2.3 「紅水」的發生

「紅水」並非直接因為鐵或鋼之表面腐蝕，因為金屬表面已形成保護層，繼續腐蝕的速率很慢；紅水主要來自一些較薄的或不規則的鏽垢(scale)，因水力(如流速)或水質(如氯離子或硫酸鹽)條件改變而流出。在大部份狀況中，紅水中含有非結晶態的三價鐵氫氧化物(Ferric Hydroxide)；在無餘氯的狀況下，亦常見高濃度的二價鐵離子(Ferrous Ions)，故紅水的來源為金屬表面或腐蝕鏽垢中形成的二價鐵離子(Ferrous Ions)，擴散至水中，經氧化成三價鐵氫氧化物(Ferric Hydroxide)沉澱而成。

自來水鐵管因腐蝕產生紅水最完整的機制，由 Fred Kuch 提出，稱為 Kuch Mechanism，如圖 2.2.4。

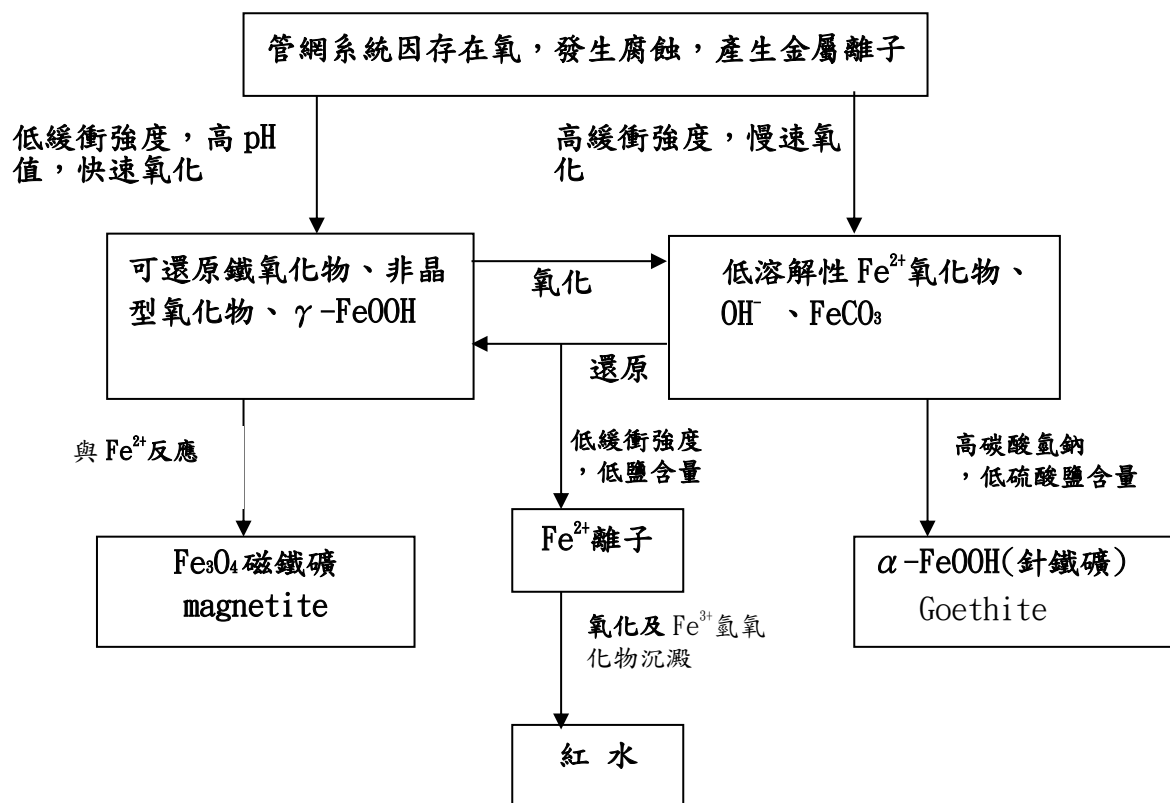


圖 2.2.4 Kuch 鐵管紅水氧化還原循環機制圖(AWWARF,1996)

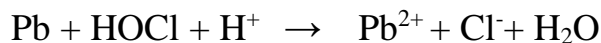
自來水滯留管中，水中含氧(氧化劑)量關係著腐蝕的發生，當腐蝕作用消耗完氧，水仍為滯留而無氧時，氧化還原機制改變，三價鐵氧化物(Ferric Oxide)開始扮演「氧化劑」的角色，本身還原，形成大量的二價鐵離子(Ferrous Ions)。

故整個循環為:水中含氧(及餘氯);滯留  $\Rightarrow$  生成二價鐵離子( $\text{Fe}^{2+}$ , Ferrous Ions)  $\Rightarrow$  二價鐵離子被水中「氧」氧化成  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ (紅水)  $\Rightarrow$  金屬表面或鏽垢缺氧， $\text{Fe}_2\text{O}_3$  充當氧化劑，協助氧化將  $\text{Fe}_{(s)}$  生成二價鐵離子( $\text{Fe}^{2+}$ )，本身亦還原成二價鐵離子( $\text{Fe}^{2+}$ )；若有新鮮含氧(及餘氯)的水進來，再重複整個循環。

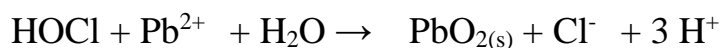
由以上理論，消防栓管末排水中應含有含水三價鐵氧化物( $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ )及二價鐵離子  $\text{Fe}^{2+}$ ，二價鐵離子  $\text{Fe}^{2+}$  遇含氧量較高環境，會生成三價鐵氧化物( $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ )；管齡較高的老管線，排水中則含有錳氧化物( $\text{MnO}_2$ )。

### 2.2.3 鉛的腐蝕

飲用水管網中鉛管之腐蝕產物與水質化學有極大相關性。在水中存在自由餘氯之狀況下，金屬鉛氧化生成二價鉛：



二價鉛再氧化生成 4 價鉛：



$\text{PbO}_2$  會在不同 pH 值及不同氧化還原電位狀況下，產生不同的產物，自由餘氯存在會導致氧化還原電位升高，致存在穩定的  $\text{PbO}_2$  固體，如圖 2.2.5。

飲用水系統使用自由餘氯為消毒劑，並常使用磷酸鹽防蝕，鉛管內壁可能生成的腐蝕垢物質狀況，如圖 2.2.6。一般而言，鉛管產生鈍化層腐蝕產物有 Cerussite( $\text{PbCO}_3$ )、Hydrocerussite( $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ )、Plumbonacrite ( $\text{Pb}_{10}(\text{CO}_3)_6(\text{OH})_6\text{O}$ )、Litharge( $\text{PbO}$ )及 plattnerite( $\text{PbO}_2$ )等。

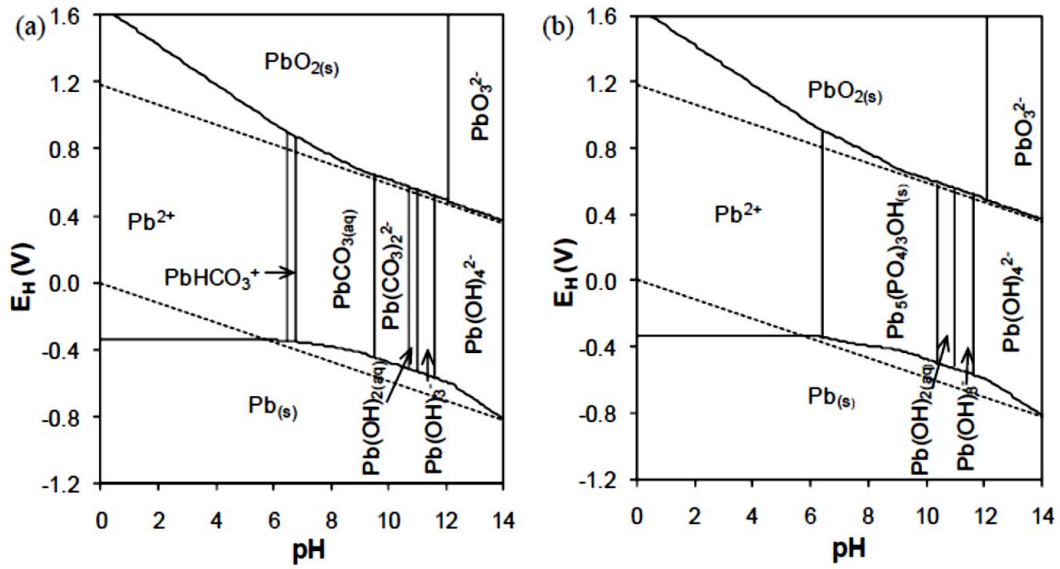


圖 2.2.5 不同 pH 值及氧化還原電位下固相鉛及溶解鉛之分布  
 (a) 30 mg/L 無機碳 (b) 3 mg/L 無機碳 + 3 mg/L 正磷酸鹽 (Xie, 2010)

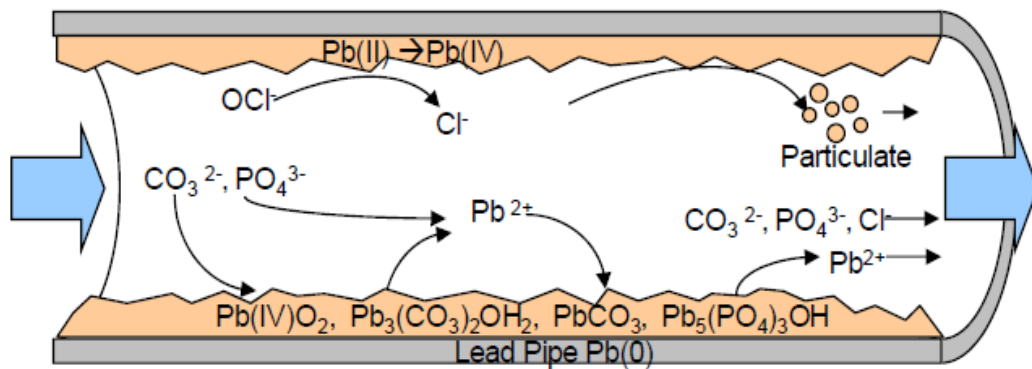


圖 2.2.6 供水管網生成鉛腐蝕垢物質示意圖 (Xie, 2010)

## 2.2.4 水泥材質的腐蝕

飲用水中常用的水泥管或水泥砂漿內襯 (Cement-mortar Linings) 金屬管，當水與管內壁接觸時，均會發生水泥與水之間的反應，產生的反應視水的腐蝕性 (Aggressive) 而定。

### 2.2.4.1 水泥成份組成

水泥係由含矽及鋁的岩石製成，故含氧化鈣、氧化鋁及矽，標準波特蘭水泥(Portland Cement)的成份如表 2.2.2。

表 2.2.2 波特蘭水泥的標準成份

成份	SiO <sub>2</sub>	CaO	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SO <sub>3</sub>	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	MgO	燃損
%	21	67.5	5	2.5	1.9	0.1	0.8	0.5	2

資料來源:Internal Corrosion of Water Distribution Systems,1996,2<sup>nd</sup> edition, AWWARF.

### 2.2.4.2 水泥材質之降解

當水泥材質與輸送的水接觸，接觸表面產生反應。水泥表面孔洞(Pore) 釋出 OH<sup>-</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>及 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>等離子於水中，而水中 CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>及 Cl<sup>-</sup>等離子則擴散至水泥表面孔洞水中，結果在孔洞反應生成碳酸鈣沉澱沉積物，使水泥降解，若碳酸鈣沉澱為穩定的，且充滿孔洞，則會降低水及水泥間的持續反應。若水為高腐蝕性的，形成的碳酸鈣沉澱沉會逐漸溶回水中，水泥持續降解，如圖 2.2.7。

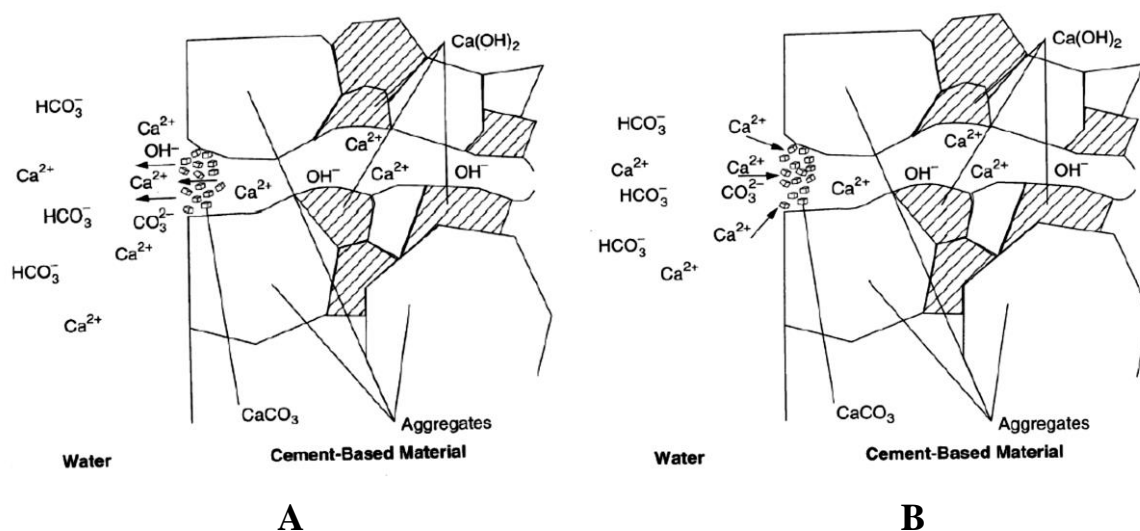


圖 2.2.7 (A)離子移動成功阻塞水泥表面孔洞 (B)離子移動無法形成保護層(AWWARF , 1996)

### 2.2.4.3 水泥降解對水質之影響

水泥降解會溶出氫氧化鈣，使 pH 值增高，對水質影響則視水的鹼度、使用水泥種類、管徑及水與水泥接觸的時間而有不同，主要的結果有增高 pH 值、增加碳酸鈣、增加鹼度及溶出鋁離子。

## 2.3 管網無機污染物之形成

供水管網無機污染物，會透過一些基本機制，先形成基體 (Substrate、Sinks 或 Reservoirs)，再接續進行相關作用。

### 2.3.1 無機污染物之基體(Substrate)

微量無機金屬通常會在一些固體物表面或被攔阻在固體物內，發生累積作用。這些固體物稱為基體，基體的由來包括腐蝕垢(Corrosion Scale)、化學沉澱(Chemical Precipitation)、生物膜(Biofilm)及沉降物(Sediment)。它們的生成及累積狀況會隨所輸送水質、水力條件及管線設備特性與維護狀況，而有所差異。

#### 2.3.1.1 腐蝕垢

腐蝕垢的生成來自金屬管材表面的電化學氧化還原反應，即「腐蝕」，腐蝕垢的組成、礦化狀況(Mineralogy)、結構性質，受與金屬表面接觸之水質化學影響很大。影響參數包括 pH 值、鹼度、溶解性無機碳、氧化還原電位、溶氧、消毒劑種類與殘留濃度、硬度、氯離子、硫酸根子、磷酸鹽、導電度及天然有機物 NOM 等。低 pH 值、鹼度、硬度及高溶氧、殘留消毒劑濃度、氯離子、硫酸根子、導電度的水，較易發生腐蝕反應。

腐蝕垢已被發現能在水環境中吸附及濃縮微量金屬，其吸附狀況非常複雜，腐蝕垢的組成、礦化狀況與結構性質都會影響累積微量金屬之機制、選擇性及累積量。

#### 2.3.1.2 化學沉澱

化學沉澱程序發生於固相金屬溶出離子與水中離子呈現過飽合產生沉澱的現象。發生沉澱與否與水的 pH 值、氧化還原電位及水中陰陽離子濃度有關。

管網中最常發生的化學沉澱為碳酸鈣( $\text{CaCO}_3$ )；鐵與錳會產生氧化物(Oxide)、氫氧化物(Hydroxide)及含氧氫氧化物(Oxyhydroxide)沉澱，鋁則會產生氧化物(Oxide)、氫氧化物(Hydroxide)、硫酸鹽及矽酸鹽沉澱；水泥物質釋出之鈣與鋇離子則會產生碳酸鈣、碳酸鋇及硫酸鋇沉澱。

### 2.3.1.3 生物膜

生物膜是附著於金屬表面的微生物及微生物產生的有機與無機物組成的覆雜混合物質，它可以促進有機物及無機物的累積，並產生一些吸附、細菌介導沉澱反應(Bacterially-mediated Formation and Precipitation Reaction)及微生物腐蝕(Microbiologically-induced Corrosion)，如鐵氧化菌可氧化還原態的鐵，形成沉澱。又如假單胞菌可促進銅管的微生物腐蝕，並在細胞壁累積大量的銅。

### 2.3.1.4 沉積物

沉積物為累積在低流速區及盲端的一些鬆散顆粒物質，可能包括濁度物質、細砂、淤泥及有機物質等，一些較輕的可移動的腐蝕產物、沉澱及脫落的生物膜物質都可能包含其中。成份包括淤泥、泥土、原水中有機物、鐵錳等腐蝕副產物及淨水副產物等。它存在的量及組成會隨著不同系統及系統中不同地點而異。Kirmeyer(2000)蒐集 Block 等人(1996)的研究資料，顯示配水池及管中沉積物的組成，如表 2.3.1。

Friedman 等人(2003)研究發現，低流速(<4 feet/sec)可移去鬆軟沉積物(Sediments)及附著物；高流速(>5 feet/sec)則可移除附著的水垢(Scales)及鏽瘤(Tubercles)。鋁鹽後沉澱(Post-precipitation)可形成沉積物(Sediments)，且鋁常是鉛管水垢(Scales)的主要成份。

### 2.3.1.5 管網系統無機污染的產生

管網系統無機污染的產生，主要分為累積(Accumulation)及釋出(Release)的兩大機制，可以圖 2.3.1 作概念性表示，累積作用包括吸著(Sorption)、共沉澱(Coprecipitation)及沉降(Sedimentation)；釋出則包括脫附(Desorption)、去穩(Destabilization)、轉移(Transformation)及水

力(Hydraulic)等作用。

表 2.3.1 沉積物的典型組成(Kirmeyer,2000)

配水池	管 內
不溶物 18%	不溶物 3%
鐵氧化物 19%	鐵氧化物 62%
揮發性固體 19%	揮發性固體 14%
氫氧化鋁 15%	碳酸鈣 9%
碳酸鈣 10%	未知物 8%
未知物 10%	-

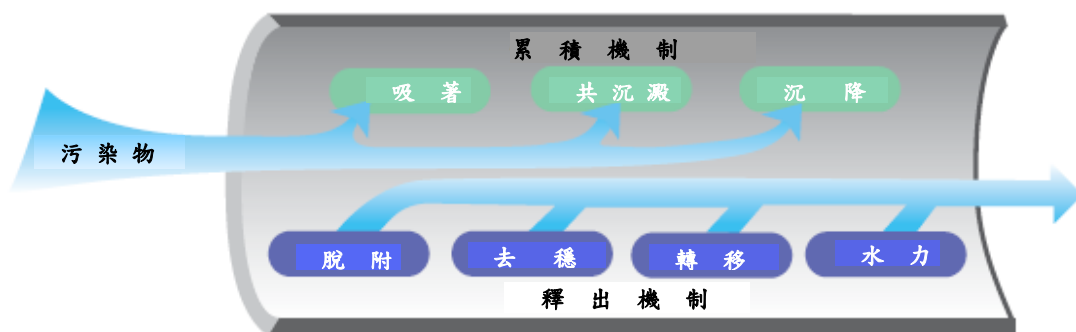


圖 2.3.1 管網無機污染物之累積與釋出機制示意圖(Andrew,2010)

## 2.4 微量重金屬之累積

微量重金屬之累積包括不同的物理性、化學性及微生物機制，這些機制的發生，與水質狀況、基體的組成與礦化狀況及水力狀況均有關，且在特殊狀況下，這些機制可能為可逆的，重金屬污染物即會釋出。飲用水供水管網系統中以化學機制為主宰微量金屬累積之最重要

機制，物理性之沉降累積機制次之。

### 2.4.1 物理性累積機制

一些沉澱物、可移動的腐蝕副產物及固體顆粒，可能在管網低流速區，因重力沉降(Sedimentation)而凝集，此現象常發生在管末(Dead end)及配水池等處。水力因素易將累積物移動，但移動狀況會因管內壁粗糙度及鏽瘤(Tuberculated)產生程度增加而降低。

### 2.4.2 化學性累積機制

化學性累積主要為吸著(Sorption)及共沉澱(Coprecipitation)，二者之作用會有重疊之處。

吸著(Sorption)包括基體表面的吸附(Adsorption)及發生在內部的吸收(Absorption)，驅動力包括凡得瓦爾力、靜電力或化學鍵。共沉澱則先產生吸著再進行被絆除作用，最後形成夾雜(Inclusion)固相混合物。就腐蝕而言，吸著及共沉澱在金屬面氧化及腐蝕產物與水中成份反應同時發生，無法明確分割。

金屬氧化物與水接觸會於表面生成氫氧官能基 OH，然後吸附水分子，形成水合金屬氧化物(如圖 2.4.1)，通常鐵及錳之水合氧化物及活性顆粒碳，為主要控制清水中沉積物金屬吸附者，另鋁及矽之水合氧化物及粘土，則對沉積物之吸附亦有貢獻。

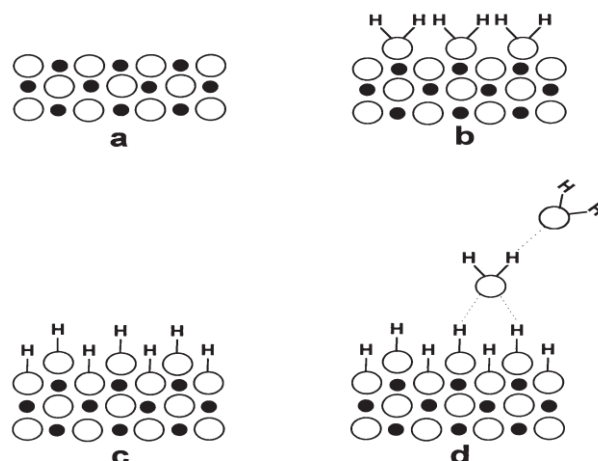
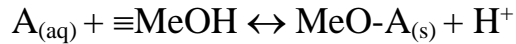


圖 2.4.1 水合金屬氧化物之形成(黑圓圈為金屬離子；白圓圈為氧離子)(Smith,1999)

典型的吸附反應可以下式表示：



$A_{(aq)}$  為溶解態污染物， $\equiv\text{MeOH}$  為水合金屬氧化物，反應為可逆，會朝吸附及脫附間平衡方向進行。

影響累積之機制、速率及程度之因素包括污染物種類、溶解態污染物濃度及總濃度、物理化學性質(包括氧化狀態、表面電荷及型式(錯合或共沉)；固體基體之組成、礦物學特徵(Mineralogy)及形態性質(Morphological)；水化學性質(包括 pH 值、水溫、鹼度、氧化還原電位(ORP)、離子強度、溶解性無機碳(DIC)、磷酸鹽及總硬度)及流況(流速、管壁平滑度)等，以上因素由於在每一供水系統，不同管網位置均不同，故累積行為是動態的，且會因不同管網系統及管網系統不同特定位置而異。

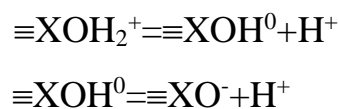
### 2.4.3 水質化學對吸著的影響

水的 pH 值、氧化還原電位與水中金屬污染物的濃度與其他成份，於吸著與共沉程序中，扮演著非常重要的角色。

Smith(1999)表示，影響吸附反應之最重要因素是溶液之 pH 值、其次有被吸附物質之特定性與存在溶液中之濃度、被吸附物質之競爭性、溶液複合物之形成、吸附體之組成及表面鍵結位址之多寡。一般而言，低 pH 值、還原狀況、低固體顆粒負荷及高濃度強錯合劑，可導致金屬溶出。

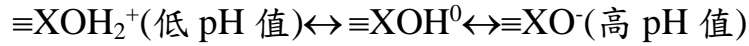
不同基體具有獨特的性質，主要電荷來源來自顆粒表面之化學反應、晶格中結晶缺陷、斷鍵或同晶(Isomorphous)取代及表面活性離子之吸著。表面電荷最終呈現之狀態有「可變表面電荷」及「固定表面電荷」兩種理想狀態。

「固定表面電荷」來自礦物黏土層本身，與接觸溶液之組成無關；「可變表面電荷」則來自官能基之解離，可以以下方程式表示：



式中  $\equiv\text{XOH}^0$  為表面鍵結位址， $\equiv\text{XOH}_2^+$  及  $\text{XO}^-$  為質子交換表面複

合物(Complexes)表面電荷之形成與溶液之 pH 值有關，中性或鹼性環境吸附多餘陰離子，致表面存在負電荷；酸性環境則傾向吸附多餘陽離子，存在正電荷。



任何 pH 值狀態下，固體表面均會同時存在酸性、中性及鹼性表面電荷，若正電荷相當於負電荷，則餘電荷(Net Charge)為零。惟酸性環境溶液會傾向吸附陰離子，而鹼性環境則會傾向吸附陽離子。

水溶液中溶解性離子與分子之電荷，取決於 pH 值，金屬氧化物基體表面電荷亦然。表面零電荷 pH 值  $\text{pH}_{\text{PZC}}$  (PZC, Point of Zero Charge) 為金屬氧化物表面的特性，會影響附著金屬表面量的分布與密度。在水溶液 pH 值低於  $\text{pH}_{\text{PZC}}$  時，金屬氧化物表面帶正電荷，易吸附陰離子並排斥陽離子；反之，當水溶液 pH 值高於  $\text{pH}_{\text{PZC}}$  時，金屬氧化物表面帶負電荷，易吸附陽離子並排斥陰離子。當同時存在鐵氧化物及錳氧化物時，因為鐵氧化物之  $\text{pH}_{\text{PZC}}$  為 7.5~8.5，錳氧化物之  $\text{pH}_{\text{PZC}}$  為 1.5~2.8，若水溶液之 pH 值接近中性，鐵氧化物表面電荷略呈正電荷，而錳氧化物略呈負電荷，故帶負電之離子較傾向吸附於鐵氧化物，帶正電荷之金屬離子，較易吸附於錳氧化物。不同礦物表面零電荷時之  $\text{pH}_{\text{PZC}}$  值如表 2.4.1。氧化還原電位除了影響基體的礦物特性及物化特性外，最重要亦影響溶液中金屬物質的氧化態。

表 2.4.1 不同固體表面之零電荷酸鹼度( $\text{pH}_{\text{PZC}}$ )(Smith,1999)

礦物(固體表面)	$\text{pH}_{\text{PZC}}$
$\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (水合氧化亞鐵)	8.1
$\alpha$ - $\text{FeOOH}$ (goethite)	6-7
$\alpha$ - $\text{Fe}_2\text{O}_3$ (hematite)	4.2-6.9
$\alpha$ - $\text{Al}(\text{OH})_3$ (gibbsite)	10
$\delta$ - $\text{MnO}_2$ (birnessite)	1.5-2.8
$\text{SiO}_2$	3.5

固相物質之整體物理化學性質與表面之物理化學性質不同；一般

而言，結晶度越高，吸附能力越低；顆粒越小，表面積越大，吸附能力越佳。

pH 是影響吸附的主要參數。陽離子的吸附在很窄的 pH 範圍下(約 1~2 單位)就有很大的變化(如從 0%~100%)，稱為「吸附脊」(Adsorption Edge)，如圖 2.4.2，對吸附溶液中陽離子而言，陽離子濃度越高，吸附脊往較高 pH 處移動；陽離子濃度越低，吸附脊往 pH 較低處移動；陰離子吸附則成相反鏡相。

對所有基體而言，若其他條件固定，水溶液存在較高之特定污染物濃度，會導致基體吸附量增高；然基體表面特定吸附址的吸附量是固定的，且會受因物化及電化學特性共存的其他離子，或一般存在水中的分子及離子(如 NOM、碳酸根及氫氧根等)之影響，因競爭吸附而降低吸附量。

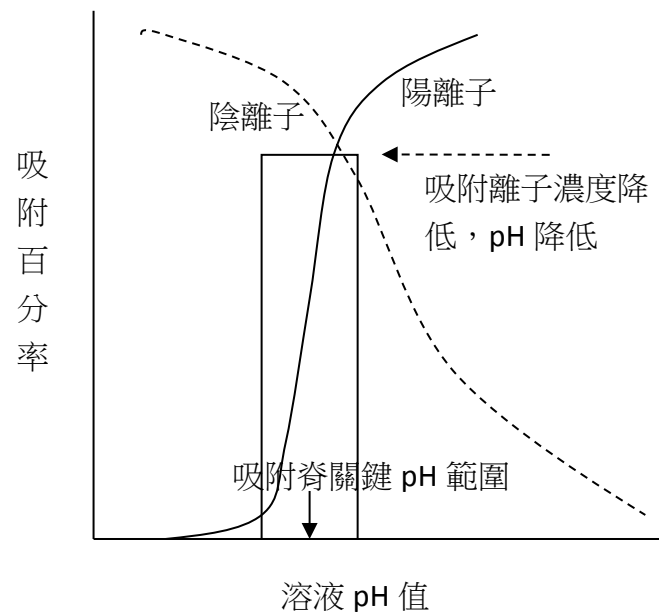


圖 2.4.2 離子吸附脊示意圖(Smith,1999)

Smith(1999)綜整相關研究表示，一般金屬陽離子吸附於氧化物固體表面具有的特性有(a)吸附隨 pH 增加而增加，且通常發生於很窄的 pH 範圍(b) 吸附脊是被吸附之陽離子的特性，而非吸附物質(c).吸附反應消耗 OH<sup>-</sup>。研究水合鐵氧化物之吸附發現，陽離子電荷越高，吸附越強；陽離子水解趨勢越強，吸附越強。於水合鐵及鋁氧化物不同二價金屬吸附脊之 pH 範圍如表 2.4.2。

表 2.4.2 二價陽離子於水合鐵與鋁氧化物之關鍵 pH 值

二價陽離子	關鍵 pH 範圍
Cu、Pb、Hg	3-5
Zn、Co、Ni、Cd	5-6.5
Mn	6.5-7.5
Mg、Ca、Sr	6.5-9

Fe、Mn 及 Al 存在大部份沉積物(包含腐蝕、化學沉澱、沉積物及生物膜物質)中，且對很多微量無機污染物具吸附親和力，鐵存在氧化物、氫氧化物及碳酸基礦化物等，能對砷及硒產生去穩作用而吸附。MnO<sub>2</sub> 可吸附砷、鉛、鎘、鋅等微量無機污染物(Trace Inorganic Contaminants, TICs); MnO<sub>2</sub> 於低 ORP 或缺氧態(如生物膜中或垢底層)、低酸鹼度(pH<7.5)易於還原及釋出微量無機污染物。

#### 2.4.4 生物性累積機制

生物性累積來自生物膜之吸著作用及細菌介導沉澱反應。

### 2.5 微量重金屬之釋出

微量金屬累積後有可能再釋出，釋出的形態有溶解性及固體顆粒，視其發生之機制而定。

#### 2.5.1 物理性釋出機制

原存在管網系統中流速較低處之水中之固體沉積物，會因水流速度及流向的改變等水力因素或因管線工程產生震動等物理性因素，產生移動。其可移動性與沉積物的特性有關，一般而言，剛開始形成較

鬆散的鏽垢沉積物，歷久會產生黏滯性，降低它的可移動性。而產生鏽瘤之沉積物則較不易移動。

在管網系統操作的過程中，常發生此類現象，如啟閉制水閥過快、實施管末消防栓排水及因消防救火抽水機加台運轉產生之水壓暫變 (Pressure Transient) 等狀況，均會導致管中沉積物之釋出。

### 2.5.2 化學性釋出機制

化學性釋出包括溶解 (Dissolution)、去穩 (Destabilization) 及脫附 (Desorption) 等三種機制。

#### 2.5.2.1 溶解

水質狀況的改變會導致基體及吸附於基體上金屬累積物之溶出，影響的水質參數包括水溫、pH 值、鹼度、氧化還原電位、溶解性有機碳及鈣、鋁及硫酸根等，常發生此機制之狀況有改變淨水處理程序、地面水源季節性原水水質改變及原水攪合狀況改變等。

#### 2.5.2.2 去穩

水質化學改變會使管網系統中之管垢物質弱化或完全變為可移動者，致於用戶端釋出含大量固體物的水。常發生的狀況有改變消毒劑使用、pH 調整作業、切換不同水質之水源及使用水管防蝕劑等狀況。

#### 2.5.2.3 脫附

由於水質狀況的改變，如 pH 值改變或污染物濃度及成份改變，會破壞原來基體吸附污染物的狀況，致產生脫附，通常發生的原因在於「競爭取代」 (Competitive Displacement) 及「表面取代」 (Surface Substitution)，表面取代發生於同物理化學及(或)電化特性之物質，或基體表面電動勢之改變，基體中物質並非完全可逆或不可逆，如管鏽垢底層物質可能最不易脫附。

## 2.6 金屬氧化物之吸附

影響吸著的兩個最顯著的因素為基體的礦物組成與水質化學，且二者相互影響。

### 2.6.1 鐵基體物之吸附

鐵基體來自鐵管及鋼管之內部腐蝕，包括氧化物、含氧氫氧化物(Oxyhydroxide)及碳酸根化合物等，研究顯示二價鐵(Ferric)沉澱物具有中等至高的金屬吸著親合力，Lytle 等人(2004)調查 15 個自來水事業之管網系統之消防栓排水與管壁鏽垢，發現氧化鐵沉澱物及鐵鏽垢均對砷有很強的濃縮及吸附親和力，且消防栓排水氧化鐵沉澱物的吸附量為管壁鏽垢的 2 倍以上，應為前者表面競爭吸附的稀釋效應所致。另外鐵基體對鐳、硒及鈾亦有吸附現象發生，砷與硒具相同物化性質，在中性 pH 值狀況下，會生成陰離子金屬含氧酸(Oxoacid)，鈳及六價鉻具有相同的結構，亦對鐵氧化物有很強的吸附力。

Reiber 及 Dostal(2000)調查 Nebraska Fremont 井水因加氯及 pH 值調整，導致之水黃事件，分析管網系統中鑄鐵管及鍍鋅鐵管管垢，發現鐵及錳都對鉛、銅及砷有很強的親和力。

WRF(2010)彙整歷來研究結果指出，鈳、砷、鈾及鉻在低 pH 值狀況下，會對水合鐵氧化物產生吸附及共沉。

Forbes(1976)研究不同的 pH 值下，鎳、鈷、銅、鉛、鋅等二價金屬在針鐵礦(Goethite)之吸附，結果金屬離子之親和力依序為鎳>鈷>鋅>鉛>銅，除此之外吸附亦和表面電荷、表面金屬離子濃度及大小有關。

Matthew(2013)由單一供水系統管垢評估是否有可能釋出除鐵以外之超標重金屬，結果發現鐵確實會吸附鋁、鋇、鉻、銅、錳、鉛、鋅等金屬，但只要控制濁度在合理範圍，不致於會超過飲用水水質標準；但鍍鋅管釋出鉛則可能超標。

### 2.6.2 錳基體物之吸附

錳的氧化物及含氧氫氧化物(Oxyhydroxide)有較高之表面積及較低之 pHZPC，已證明對砷、鉛、鉻、鋅及鈳有較鐵強的吸附能力，另外在低氧化還原電位或缺氧環境及 pH 值小於 7.5 狀況下，易釋出吸附的微量無機污染物。

Peng 等人(2012)採集美國 12 個州的 20 個自來水事業 72 個固體樣品(其中 46 個取樣自管段內壁，26 個來自消防栓排水篩出固體)調查 11 項金屬污染物發生的濃度與形態，結果發現固體中錳與鋇之相關性佳，顯示錳氧化物可有效吸附鋇；另鍍鋅鐵管樣本中，鉛與鋅之相關性良好，顯示鍍鋅鐵管是鉛的來源，另外含高量的鎳，顯示鍍鋅鐵管內壁之鋅塗層含有鎳、鉛、鎳及鉻。

WRF(2010)彙整歷來研究結果指出，鋇、鉛、鎳及錳對水合錳氧化物有很強的親合力，易產生吸附及共沉，且在高 pH 值狀況下會增加，但易受鈣鎂等陽離子存在低濃度競爭影響；鉻則在低 pH 值狀況下，對水合錳氧化物有很強的親合力，易產生吸附及共沉。

Gadde(1974)以脈衝極譜(Pulse polarography)決定吸附前後之金屬濃度，結果  $Pb^{2+}$ ， $Zn^{2+}$ ， $Cd^{2+}$  吸附於水合錳氧化物， $Pb^{2+}$  與  $Cd^{2+}$  吸附於水合鐵氧化物，吸附能力錳氧化物約為鐵氧化物的 5 倍，但鉛對錳氧化物的親和力特別高。

### 2.6.3 鉛基體物的吸附

Kim(2011)以倫敦之鉛管樣品，研究 pH 值對鉛腐蝕垢中金屬溶出之影響，指出鋁、鐵、鈣、錳是鉛腐蝕垢中除了鉛以外的主要金屬，pH 值=6 鉛的溶解度最高，鉛的溶解度會隨 pH 值增加而降低；鋇、鈣、鎂在 pH 值=6 時溶解度最高，隨 pH 值增加而降低；鎳、鎂、鋅只在 pH 值=6 溶解；鋁、鉻、砷則在 pH 值=10 時溶解度最高。

### 2.6.4 鋁基體物的吸附

Wang(2015)以模擬系統探討  $Al(OH)_3$  在不同 pH 值及水流速下，對不同金屬的吸附狀況，結果顯示，懸浮  $Al(OH)_3$  對  $Pb^{2+}$ 、 $Cd^{2+}$  及  $Cu^{2+}$  有很強的吸附能力，非晶型  $Al(OH)_3$  垢則相對吸附量極小，主要原因為前者有較大的比表面積所致。

### 2.6.5 重金屬累積研究

USEPA(2006)彙整歷來微量金屬於基體之累積研究，綜整如表

## 2.6.1。

表 2.6.1 歷來研究金屬累積發生綜整(USEPA,2006)

金屬種類	累積發生處
銻	鉛管管垢、配水池沉積物
砷	MnO <sub>2</sub> 溶液、Fe(OH) <sub>2</sub> 溶液、Cu(OH) <sub>2</sub> 溶液、鑄鐵及鍍鋅鐵管管垢、鉛管管垢、配水池及幹管沉積物
鋇	鉛管管垢
鉍	鉛管管垢
鎘	鉛管管垢
鉻	鉛管管垢
鉛	鉛管管垢、鑄鐵及鍍鋅鐵管管垢、銅管管垢、配水池沉積物
銅	鉛管管垢、鑄鐵及鍍鋅鐵管管垢
汞	鉛管管垢
硒	鉛管管垢
鉈	鉛管管垢
鋁	鉛管管垢、銅管管垢、幹管釋出
鎳	鉛管管垢
銀	鉛管管垢
釩	鉛管管垢
鋅	鉛管管垢、銅管管垢、配水池沉積物

## 2.7 管垢的組成

Peng(2010)等人採取 20 個自來水事業之實際管材，進行鏽垢分析，發現鐵是管材存在最普遍的元素，主要的結晶物包括菱鐵礦(Siderite)、針鐵礦(Goethite)及磁鐵礦(magnetite)，其次依序為硫、有機碳、鈣、無機碳、磷、錳、鎂、鋁及鋅。Chawla(2012)分析印度

Ulhasnagar 市已埋設 60 年的鑄鐵管管垢，指出主要為棕色堆積物，內存在有機物質，針鐵礦(Goethite)、磁鐵礦(magnetite)、纖鐵礦(Lepidocrocite)、赤鐵礦(Hematite)及正方針鐵礦(Akaganite)是主要組成，腐蝕垢有貝殼狀層，內含多孔鐵氧化物。

Echeverria 等人(2009)分析智利供水管網中管垢的組成，該供水系統淨水添加藥劑有硫酸鋁(混凝劑)、石灰(pH 調整劑)、過氧化氫(錳氧化)及氯氣(消毒劑)，結果顯示主要出現棕色管垢、鏽瘤(Tubercle)及白色管垢三類型，棕色管垢主成份為矽酸鋁(Aluminosilicate)及腐植酸；鏽瘤大部份為磁鐵礦及針鐵礦的混合物，某些個案含纖鐵礦；白色管垢則主要為方解石(Calcite)、矽酸鋁及石英組成。有機物含量在棕色管垢約 11%，鏽瘤約 14%；鏽瘤中主要含磁鐵礦或針鐵礦與纖鐵礦，與水之 pH 值及餘氯量有關，pH 值及餘氯量較高者富含前者；否則富含後者。

## 2.8 供水管網微量無機污染物實際調查案例

Peng 等人 (2012)採集美國 12 個州的 20 個自來水事業 72 個固體樣品(其中 46 個取樣自管段內壁，26 個來自消防栓排水篩出固體)及相對應的管網清水，固體樣品經消化後，均以 ICP/MS 檢測 11 項無機重金屬(Ba、Pb、Ni、V、As、Cr、U、Cd、Sb、Se、Tl)，結果管網清水僅 2 個樣品鉛不符飲用水水質標準。沉積固體中鋇含量最高，鉛、鎳、釩、砷、鉻、鈾、鎘、錒、銻、硒、鉍依序遞減。研究中採用比較個別金屬在管末排水及管垢中之累積頻度，累積頻度趨勢近似，表示，表示水力(Hydraulic Disturbances)對其影響較小，較不易為水力沖出；反之，則較易為水力沖出。由累積發生率證明鉛、鎳、鉻、錒於消防栓排水固體之量較管段為高，顯示此 4 種污染物顆粒較易隨水力負荷增加釋出；相反的，釩、砷、鎘、硒、鉍在管段之含量較消防栓排水固體中為高，顯示此等污染物對水力或物理性之影響較不敏感。另外由水中重金屬與固體中重金屬含量無相關性現象(水中濃度極低而固體中重量濃度高)，顯示水質參數(pH、鹼度、硬度)、管材溶出來源，

礦化(Mineralogical)及吸附(Sorption)等在無機污染物滯留及共沉扮演一個重要的角色。

Kim 等人(2011)以加拿大安大略省倫敦城 1927 年鋪設之實際鉛管腐蝕垢進行成份分析發現，最主要成份為 hydrocerussite( $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ )，小部份為  $\text{PbCO}_3$  及  $\text{Pb}_3\text{O}_4$ ，另外主要金屬依序有鋁、鐵、鈣及錳。另研究發現提高 pH 值可降低腐蝕垢 (Corrosion Scale) 中鉛之立即性溶解度及後續(隨時間)之溶解度，以有效降低水中鉛的濃度。鉛腐蝕垢中其他金屬溶出濃度會隨 pH 值而變，如鋇、鈣、鎂在 pH=6 溶出最高，隨 pH 提高降低溶出濃度；鎘、錳、鋅僅在 pH=6 溶出；鋁、砷、鉻則在高 pH 值溶出較多(砷及鉻是由於易附著在鋁相化合物中，故一併溶出)，最多為 pH=10 時；研究亦顯示砷易附著於鐵相化合物中。低 pH 時，hydrocerussite( $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ ) 會轉化成 cerussite( $\text{Pb}(\text{CO}_3)$ )。增加水中硬度會減少腐蝕作用，但亦會增加水中溶解鉛濃度；增加餘氯濃度，因增加氧化鉛之量，可減少水中溶解鉛濃度。

Sarin 等人(2003 年)以美國北伊利諾水公司(NIWC)提供之 70 年鍍鋅鐵管進行管垢組成及鐵成分釋出研究，發現管垢以 Fe(III)相沉積物為主，且管垢中以溶解性 Fe(II)態存在。已腐蝕管之鐵釋出主要為 Fe(II)，且溶氧等氧化劑(如結合餘氯)增加會降低鐵的釋出。本研究證明增加氧化劑濃度及維持流動狀況會降低腐蝕鐵管鐵的釋出，氧化劑消耗於氧化管垢中的 Fe(II)及釋出水中的 Fe(II)與更進一步的管材腐蝕。滯留導致之厭氧環境會增加鐵的釋出及增高 pH 值。

研究指出老鍍鋅鐵管腐蝕垢包含 3 層結構，鬆的表面層、表面層下之較濃殼狀層(Shell-like Layer)及多孔鏽心(Core)，成份主要為鐵，鏽心(core) 多孔結構中有高濃度的 Fe(II)存在。

丹麥產業與建造局(2008)研究飲用水系統之金屬釋出，藉由腐蝕原理，說明可能之金屬釋出機制及影響因素。金屬與水中氧反應發生腐蝕作用，腐蝕有溶解性產物或形成於金屬表面之沉積物(Deposit)；

水的成份會決定腐蝕產物之特性；如果腐蝕產物是溶解性的或多孔性的，金屬會繼續腐蝕，但如果形成穩定保護結垢(Scale)會覆蓋於金屬表面，形成鈍化層(Passive Layer)，抑制更進一步腐蝕。低 pH 值狀況，腐蝕產物為溶解性，金屬表面腐蝕繼續發生；高 pH 值，腐蝕非溶解性沉積物發生，形成抑制腐蝕之鈍化層，或金屬表面有缺陷處發生局部腐蝕。一些金屬，如鋁，只在很窄的 pH 範圍內，生成穩定的腐蝕產物。偏低及間斷性的用水量，會導致滯留時間拉長，致由金屬管材溶出金屬增加，且難以形成腐蝕保護層，致長期仍會有金屬溶於水中。水表、分支管、閘類、水龍頭等通常採用銅合金(如黃銅)，表面以鎳鉻電鍍，使表面光亮，一般金屬表面先鍍以一層 1 $\mu$ m 鎳，再鍍以 10 $\mu$ m 鉻，以防清洗時穿透，惟電鍍層邊緣鉻包覆鎳不全，導致鎳易溶出。

### 第三章 研究方法

本研究之研究架構如圖 3.1.1，將針對管末消防栓排水及管線堆積管垢，進行採樣及分析，瞭解其金屬組成及形態。

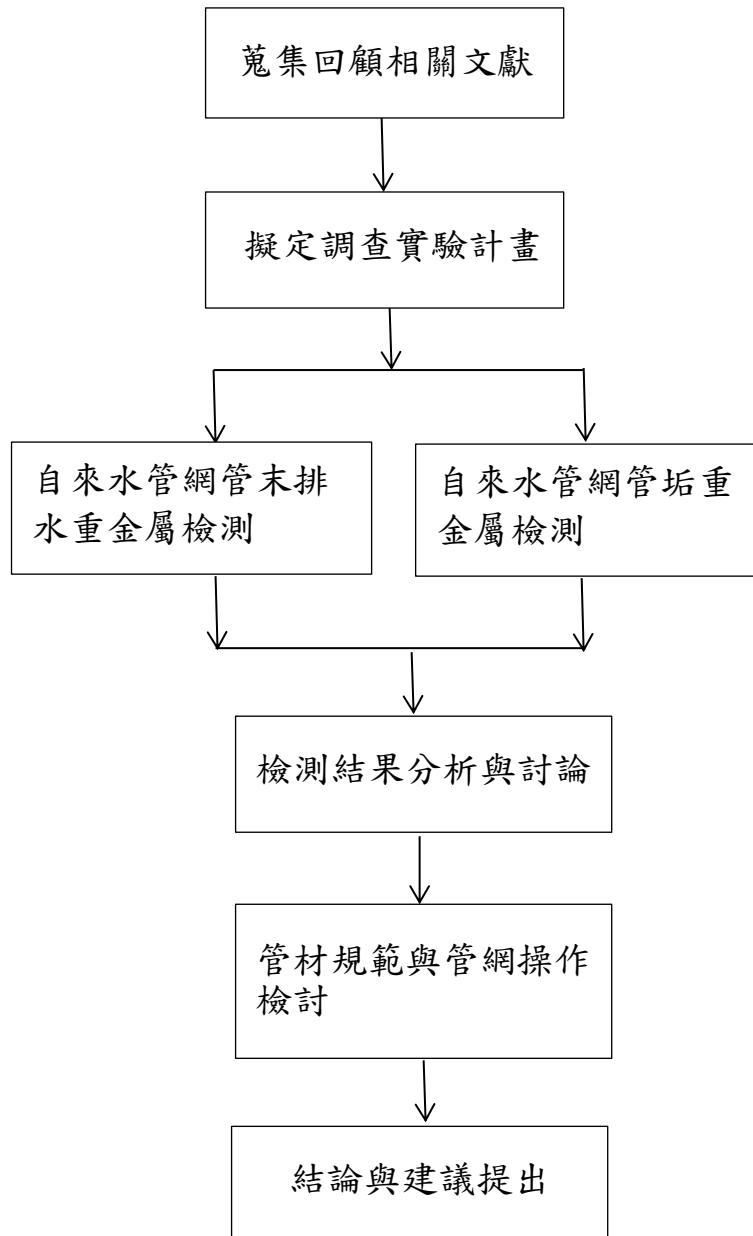


圖 3.1.1 研究架構

### 3.1 管末排水分析

鑑於管末端為管網系統中最容易累積管垢及沉積物的地方，本研究採取管末排水水樣檢驗金屬含量，此水雖非自來水用戶可使用到的自來水，但有助瞭解管網系統中金屬釋出之狀況。

請北水處南區營業分處於例行管末排水時，協助採取管末消防栓排水初排水樣，並提供盲管管種、管長及口徑等資訊進行分析。南區分處共 354 個管末排水處，每個地點依規定每 6 個月排水 1 次，本研究規劃儘量採取不同行政區水樣，共 62 個，約佔總數之 17.5%。

水樣先測定自由餘氯、pH、濁度、總溶解固體量等項目後，分為 A 及 B 兩部份，A 部份以硝酸直接消化，並使水樣之 pH 值 $\leq 2$ 保存；B 部份以 0.45 $\mu\text{m}$  濾紙過濾去除固體物質後，濾液加硝酸至 pH 值 $\leq 2$ 保存。

每一水樣 AB 兩部份均依環保署公告標準檢驗方法「水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法」(NIEA W311.53C)，以感應耦合電漿放射光譜儀測定 Fe、Al、Mn、Pb、As、Cd、Cr、Se、Ba、Sb、Ni、Cu、Zn、Ca、Mg、Be、Tl 等 17 項金屬濃度，A 部份測得結果為管末排水中總金屬濃度(含水及固體)，B 部份測得結果則為管末排水水中金屬濃度，A 與 B 之差則可求得為固體中金屬濃度。後續進行相關數據分析。

各項金屬之方法偵測極限及檢驗品質管制結果如表 3.1.1 及表 3.1.2。水樣另依環保署公告標準檢驗方法 NIEA W210.58A 「水中總溶解固體及懸浮固體檢測方法—103~105 $^{\circ}\text{C}$  乾燥」，以 Whatman934-AH 玻璃纖維濾紙測定總懸浮固體量(TSS)。該濾紙之孔徑(Particle retention)為 1.5 $\mu\text{m}$ 。

表 3.1.1 各項金屬之方法偵測極限

金屬別	鐵	鋁	錳	鉛	砷	鎘	鉻	硒	鉍
MDL( $\mu\text{g/L}$ )	1.47	1.61	0.73	1.28	2.07	0.73	0.78	1.65	2.0
金屬別	鋇	銻	鎳	銅	鋅	鈹	鈣	鎂	-
MDL( $\mu\text{g/L}$ )	0.43	0.92	0.39	1.0	1.37	1.0	1.29	1.89	-

表 3.1.2 檢驗品質管制結果

品管類別	檢量線 確認	檢量線 查核	查核樣品 分析	重複樣 品 分析	添加樣品 分析
標準方法 品管要求	$\pm 10\%$	$\pm 10\%$	80~120%	$\pm 20\%$	80~120%
相對誤差/ 回收率 (%)	-9.9~8.7	-7.8~0.3	94.3~103.3	0.0~3.7	85.6~113.6

\*空白分析均為 ND；檢量線 r 值均 $\geq 0.999$

### 3.2 管材累積固體垢分析

於營業分處管線汰換現場，裁取汰換管段共 23 段，包括 DIP (Ductile Iron Pipe) 管 8 件、鉛管(Lead Pipe, LP)8 件、PVC (Polyvinyl Chloride) 管 2 件、PB (Polybutene) 管 2 件及 MJP (Mechanical Joint Pipe) 管 3 件，基本資料如附錄 A，並以下列步驟，進行管垢固體取樣及分析：

1. 確認裁取的汰換管段未為污水或土壤污染。
2. 記錄管種、管徑及管齡。
3. 管材斷面或碎片拍照存檔(含尺標)。
4. 以鑿刀或鑽子採取固體，儘量多點取樣混合之，放入夾鏈袋。
5. 現場丈量計算所取樣約略面積，並記錄之。
6. 採取固體拍照(含尺標)存檔，以記錄顏色及外觀。
7. 採取固體物質於 103°C 乾燥 24 小時，稱重並紀錄之。
8. 於研鉢中以杵粉碎之。
9. 稱 1.0g 固體物消化萃取(加 10 毫升濃硝酸及 8 毫升去離子水，於恰低於沸點消化 4 小時)。
10. 以感應耦合電漿放射光譜儀測定 Fe、Al、Mn、Pb、As、Cd、Cr、Se、Ba、Sb、Ni、Cu、Zn、Ca、Mg、Be、Tl 等 17 項金屬濃度分析之。

## 第四章 結果與討論

### 4.1 管末排水金屬含量分析

採取包括台北市大安、中正、信義、中山、松山、文山及新北市文山等行政區，共 62 個管末排水水樣，分析 17 項重金屬含量，水中與懸浮固體中金屬總濃度平均值，如圖 4.1.1，最高者為鈣，達 9312  $\mu\text{g/L}$ ，其次依序為鐵、鎂、鋁、錳、鋅、銅及鋇，砷、硒、銻、鉍、鉈則均為檢測不出，鉛、鎘、鉻及鎳低於 5  $\mu\text{g/L}$ 。水中金屬平均濃度，如圖 4.1.2，則以鈣、鎂及鋁較高，鋁最大值達 839.6  $\mu\text{g/L}$ ，平均值 48.5  $\mu\text{g/L}$ 、中數值 26.3  $\mu\text{g/L}$ ；砷、硒、銻、鉍、鉈均為檢測不出，鋇介於 5~10  $\mu\text{g/L}$  間，其餘金屬鐵、錳、鉛、鎘、鉻、鎳、鋅、銅濃度在 5  $\mu\text{g/L}$  以下。比較水樣中固態金屬含量比率(如圖 4.1.3)，90% 以上者有鐵、錳及鋁；60~89% 者有鉛、鎳、銅、鋅；20~40% 者有鉻及鋇；10% 左右及以下者有鎘、鈣及鎂，顯示管末滯留狀態自來水中鐵、鋁、錳、鉛、鎳、鋅、銅大部份以固態存在，鉻及鋇則小部份以固態存在，鎘、鈣、鎂則大部份以溶液態存在，圖 4.1.4。

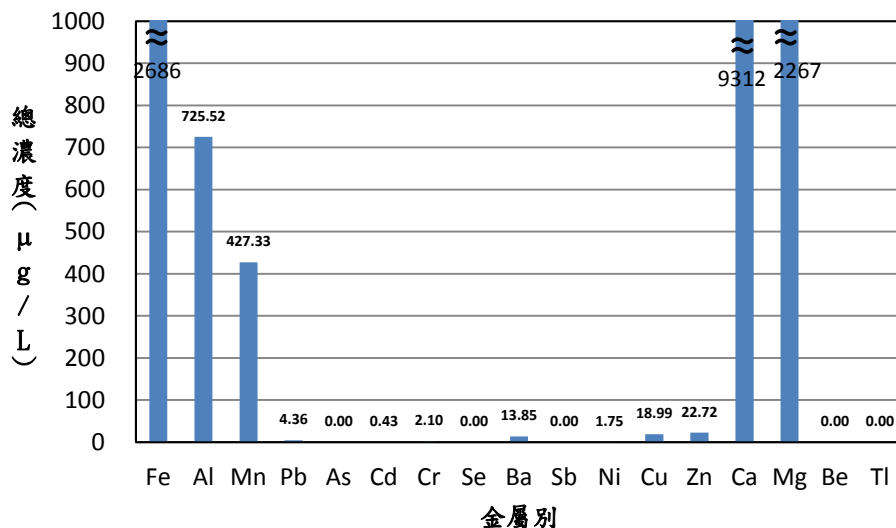


圖 4.1.1 本研究水樣中各項金屬平均總濃度比較圖

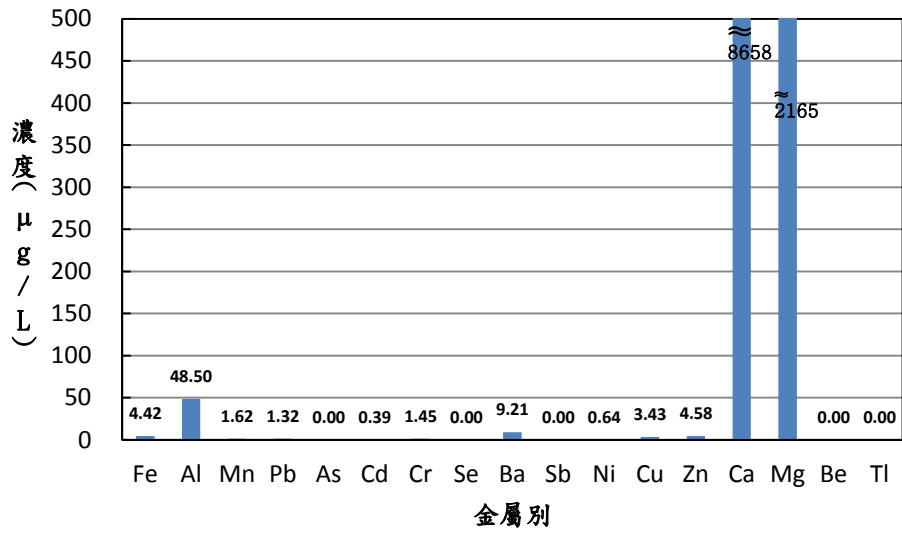


圖 4.1.2 本研究水樣中各項金屬水中平均濃度比較圖

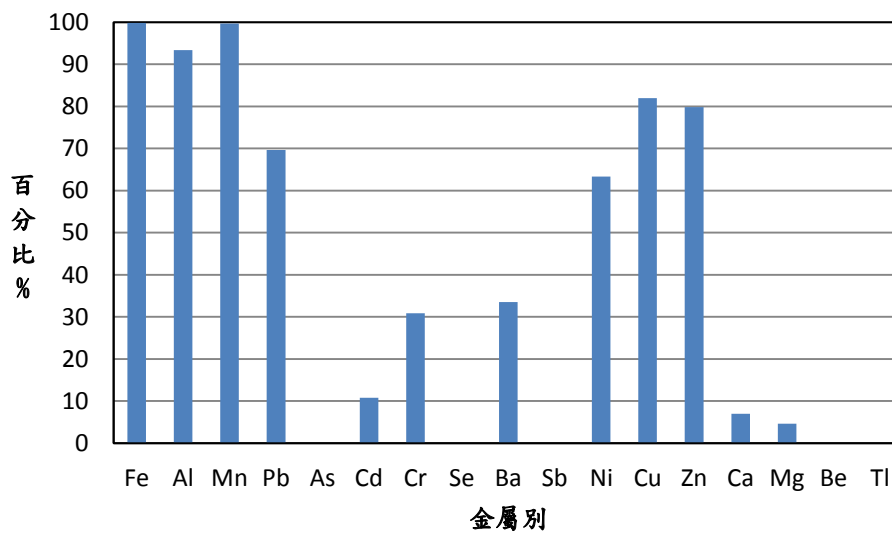


圖 4.1.3 本研究水樣中各項金屬存在固態比率比較圖

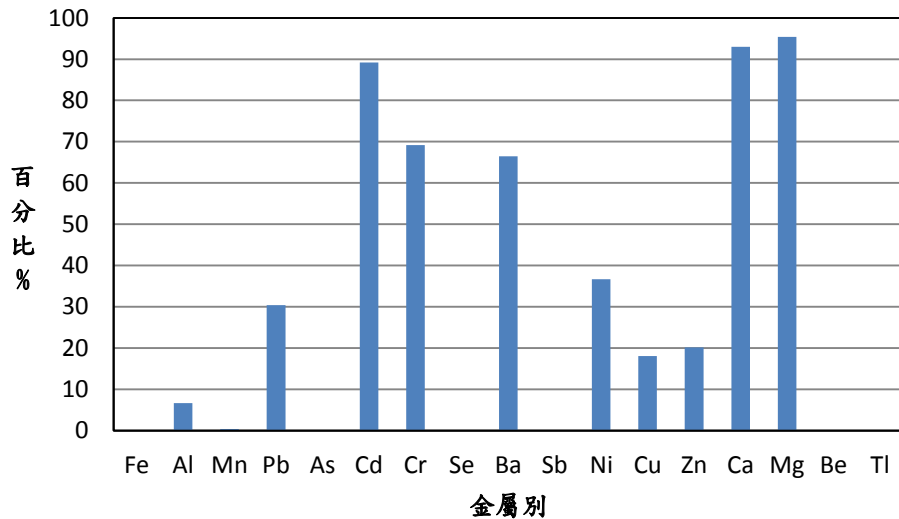


圖 4.1.4 本研究水樣中各項金屬存在溶液態比率比較圖

分析管末排水中各項金屬總濃度之累積頻度，如圖 4.1.5 及圖 4.1.6，含量較高之鐵、鋁及錳等主要金屬，90% 累積頻度對應濃度分別約在 7500、2000 及 1000  $\mu\text{g/L}$ ；而鉛等濃度較低之次要金屬，90% 累積頻度對應濃度則分別為鉛 10 $\mu\text{g/L}$ 、鎘 3 $\mu\text{g/L}$ 、銀 20 $\mu\text{g/L}$ 、鉻 4.5 $\mu\text{g/L}$ 、銅 40 $\mu\text{g/L}$ 、鋅 60 $\mu\text{g/L}$ ，以鋅、銅及銀較高。若與我國飲用水水質標準限值比較，如表 4.1.1 結果顯示，管末排水中，金屬總含量以鐵、鋁及錳等「影響適飲性物質」，有 50% 以上水樣超過飲用水水質標準限值，其餘各項金屬皆符合飲用水水質標準。

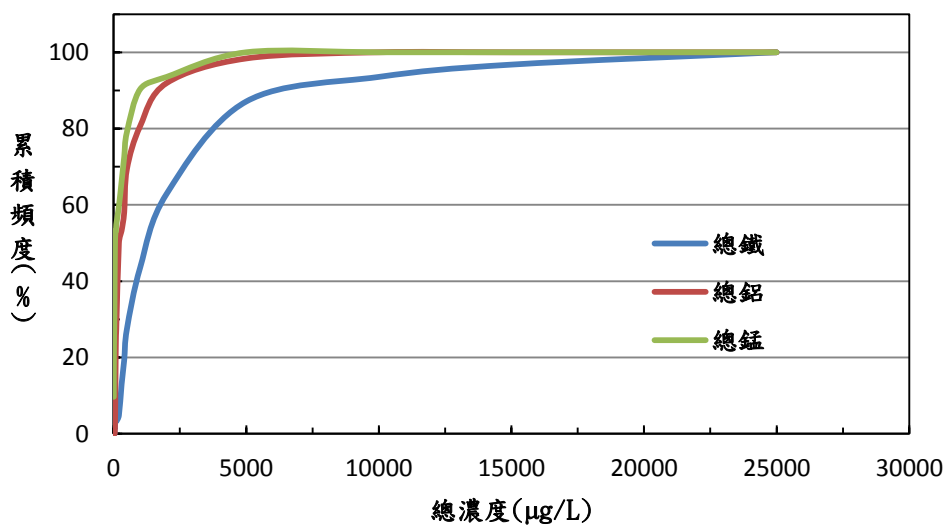


圖 4.1.5 本研究水樣中主要金屬總濃度累積頻度比較圖

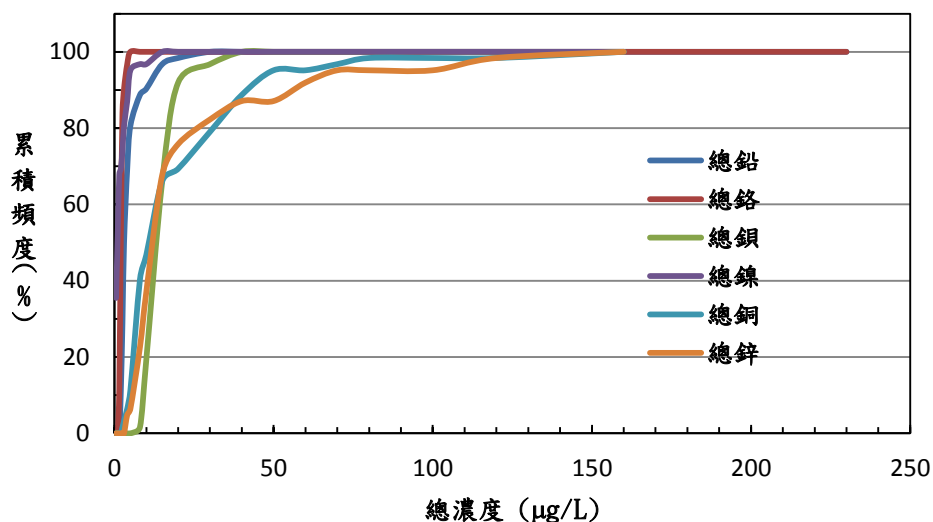


圖 4.1.6 本研究水樣中次要金屬總濃度累積頻度比較圖

表 4.1.1 管末排水中金屬總含量符合「飲用水水質標準」比率

項目/金屬	鐵	鋁	錳	鉛	鉻	鉍	鎳	銅	鋅
飲用水水質標準分類	影響適飲性	影響適飲性	影響適飲性	影響健康	影響健康	影響健康	影響健康	影響適飲性	影響適飲性
飲用水水質標準限值(µg/L)	300	200	50	10	50	2000	100	1000	5000
符合飲用水標準限值累積百分比(%)	12.9	50.0	45.0	100	100	100	100	100	100

管末排水中各項金屬水中濃度之累積頻度，如圖 4.1.7 及圖 4.1.8，90% 累積頻度對應濃度為鐵 10µg/L、鋁 75µg/L、錳 2.5µg/L、鉛 2.5µg/L、鉻 1.8µg/L、鉍 15µg/L、鎳 2.5µg/L、銅 5µg/L、鋅 6µg/L，僅鋁略高，惟均遠低於我國「飲用水水質標準」限值，顯示只要充份排水將固體排除，存在水中之溶解態重金屬，含量極微。

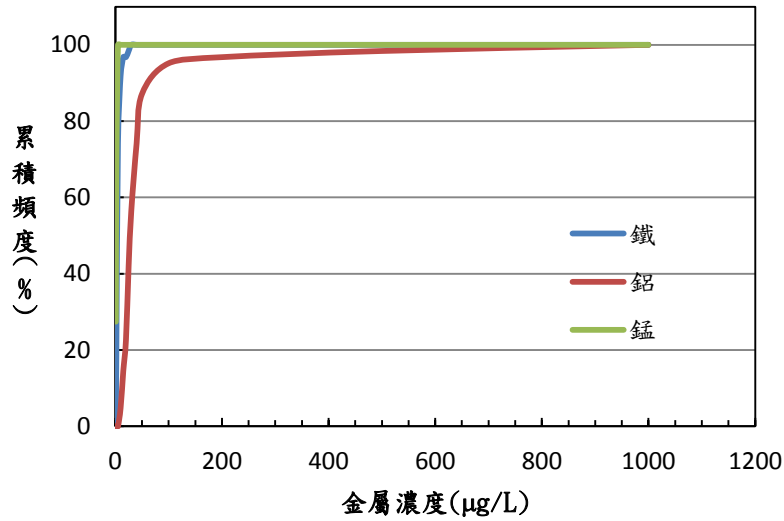


圖 4.1.7 本研究水樣中主要金屬水中濃度累積頻度比較圖

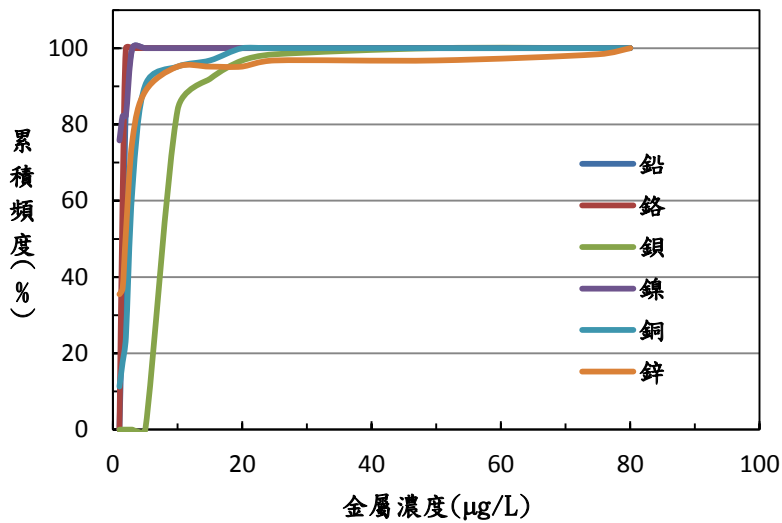


圖 4.1.8 本研究水樣中次要金屬水中濃度累積頻度比較圖

運用 Water Research Foundation(2010)使用之數據表示方法，以「超標概念因子(Conceptual Exceedance Factor)」之計算，依各項金屬總量溶於水中比例，可瞭解各項金屬之慢性健康影響排序狀況，「超標概念因子」數值等於中位數數據乘以釋出比例，再除以水質標準濃

度，管末排水之結果，如圖 4.1.9，以「超標概念因子」1 為界，可能超標者依序為鐵、錳及鋁，鐵在約溶出 25%即超標，錳及鋁則在約 100%溶出會超標，其他金屬「超標概念因子」極低，依序為鉛、鉻、鉍、鎳、銅及鋅，顯示即使固體中金屬完全溶入水中，亦不致對人體產生健康影響。

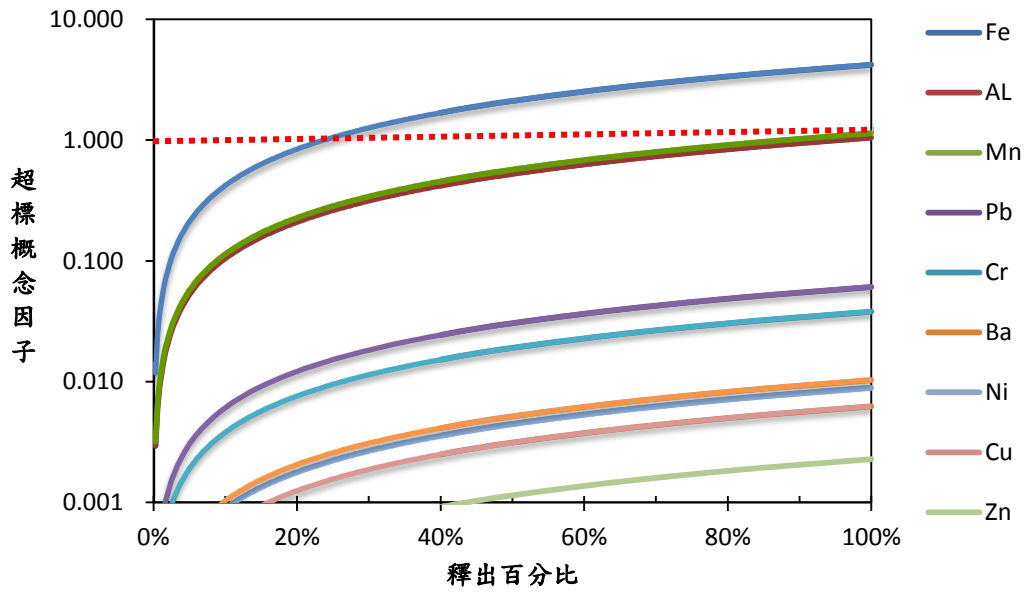


圖 4.1.9 本研究水樣中各項金屬總濃度超標概念因子比較圖

## 4.2 管末排水金屬含量簡易替代指標分析

要透過簡易水質參數(如濁度)，快速瞭解管末自來水中金屬含量，有必要分析二者之相關性。以鐵、鋁、錳及鉛之總含量對濁度作圖分析發現(圖 4.2.1~圖 4.2.4)，總鐵與濁度之相關性極高， $R^2=0.9575$ ，二者可以公式:總鐵( $\mu\text{g/L}$ )= $139.99 \times$ 濁度(NTU)換算，其餘金屬則不佳。故檢測管末排水自來水之總鐵含量可用濁度約略判斷。另總鐵、總錳及總鋁(圖 4.2.5~圖 4.2.7)之含量與總懸浮固體量  $R^2$  值大於 0.5，有一定程度之相關性，總鉛與總懸浮固體量之相關性則不佳，圖 4.2.8。

分析管末排水懸浮固體與濁度之相關性，如圖 4.2.9，發現懸浮固體不完全相等於濁度，但有相關性，且懸浮固體測值約略為濁度測值的 0.47 倍，顯示水中有某些顆粒物質，尺寸小於  $1.5\mu\text{m}$ ，無法為懸浮

固體濾紙濾除，但懸浮水中可造成光的散射，而增加濁度讀值，而以含鐵顆粒最為明顯；而錳與鋁則大部份為大於  $1.5\mu\text{m}$  懸浮固體顆粒，且此部份固體顆粒可能具光吸收性，而影響濁度的量測。

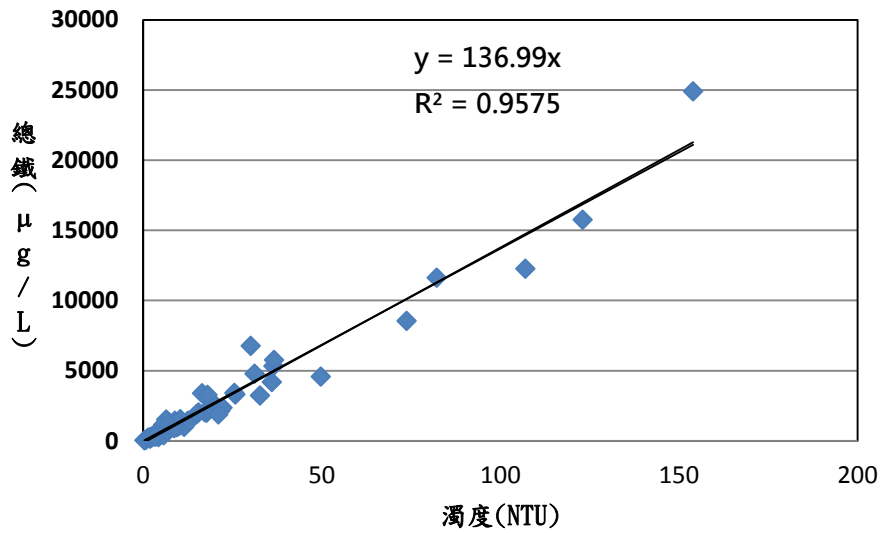


圖 4.2.1 總鐵含量與濁度之相關性

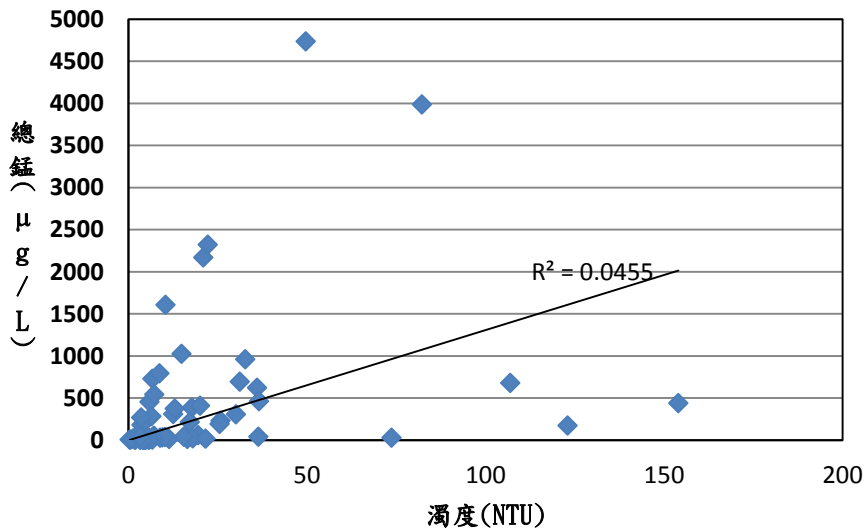


圖 4.2.2 總錳含量與濁度之相關性

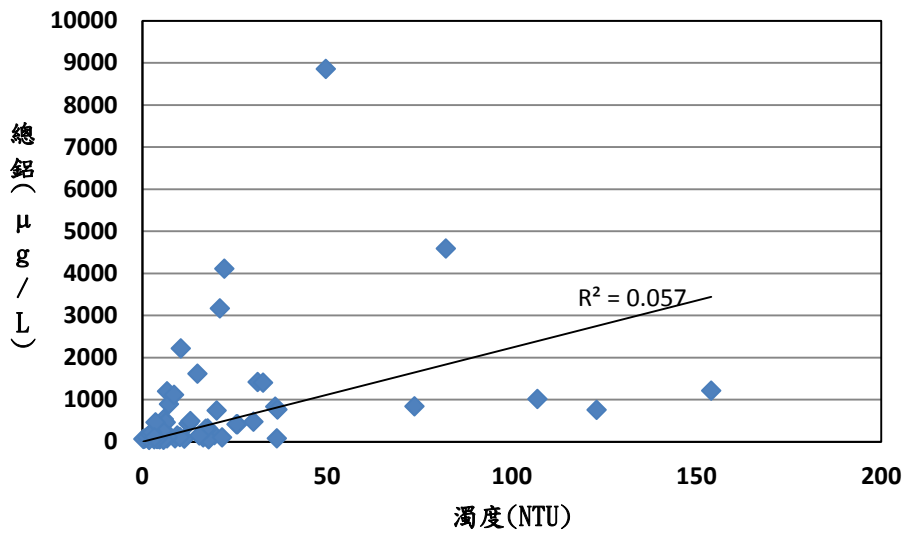


圖 4.2.3 總鋁含量與濁度之相關性

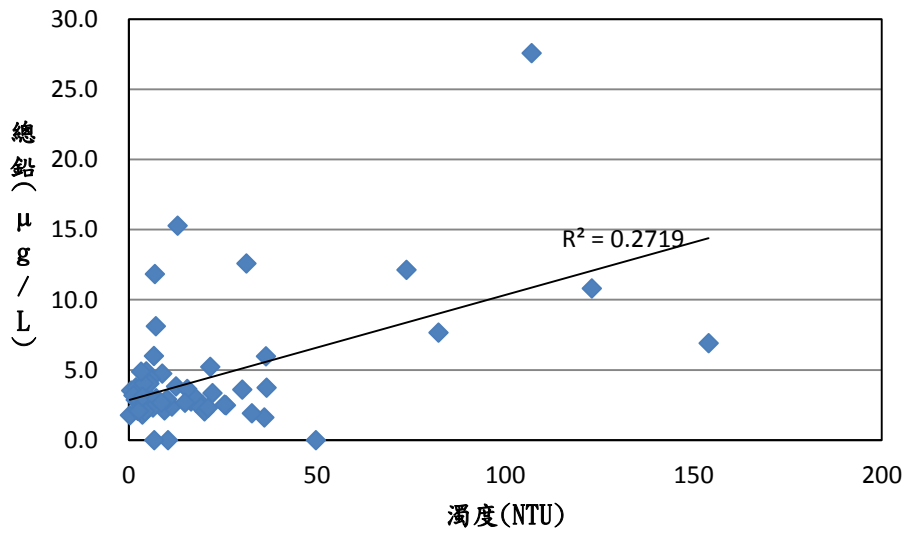


圖 4.2.4 總鉛含量與濁度之相關性

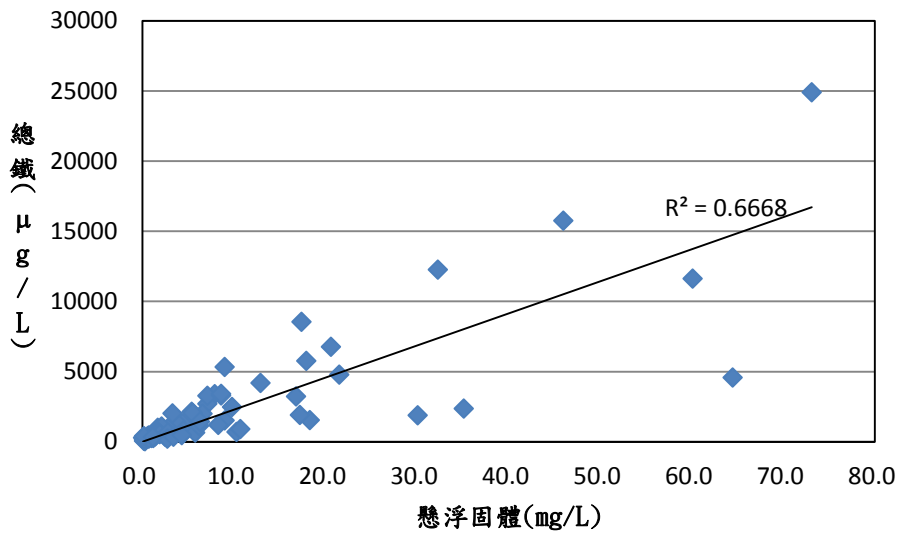


圖 4.2.5 總鐵濃度與懸浮固體量之相關性

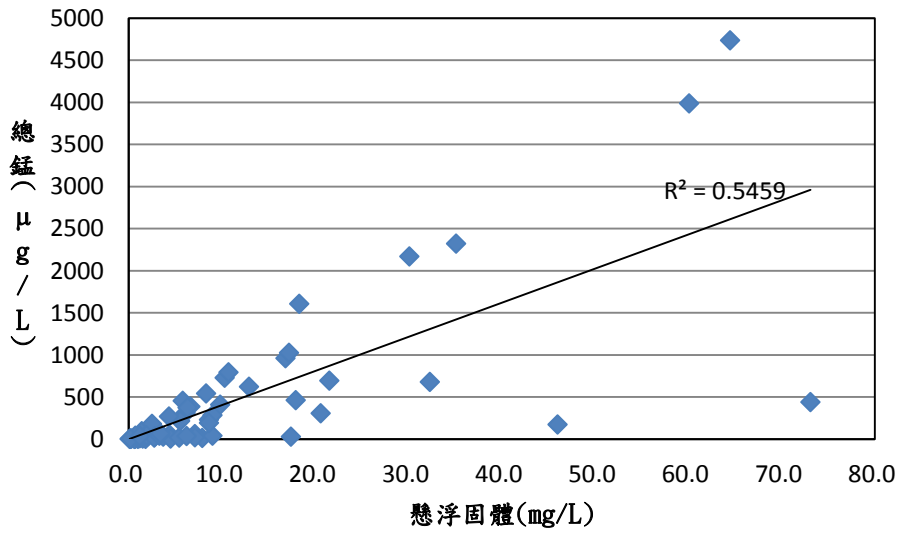


圖 4.2.6 總錳濃度與懸浮固體量之相關性

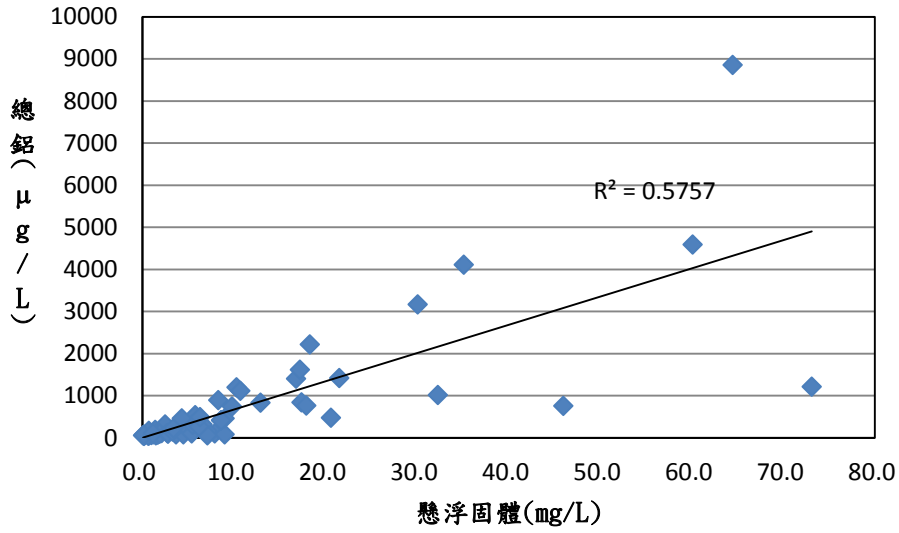


圖 4.2.7 總鉛濃度與懸浮固體量之相關性

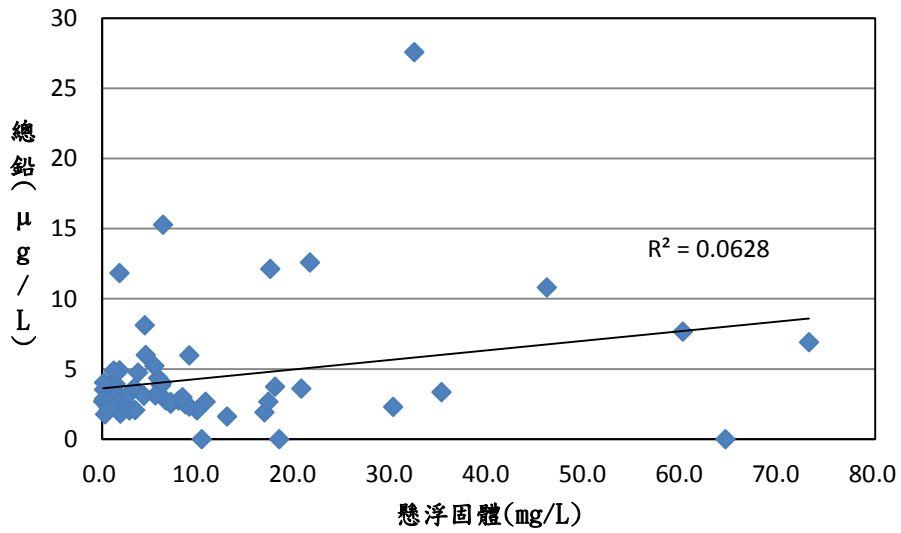


圖 4.2.8 總鉛濃度與懸浮固體量之相關性

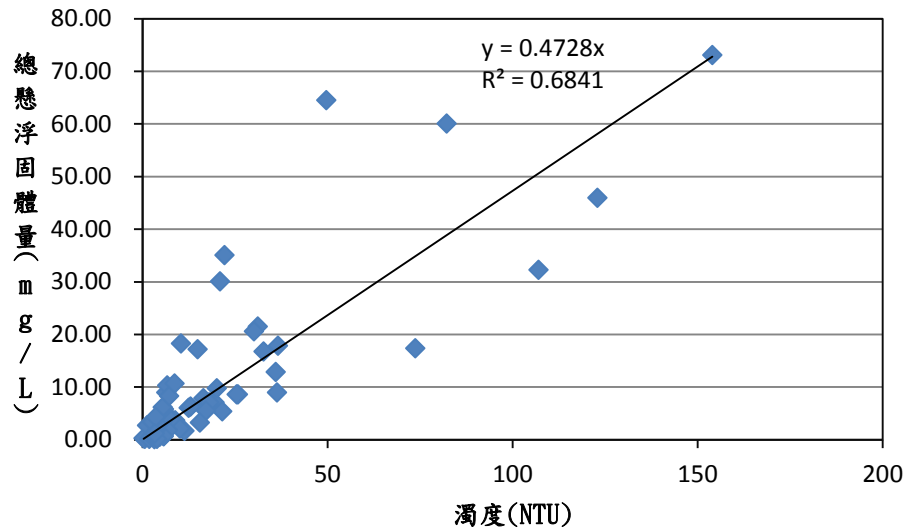


圖 4.2.9 本研究水樣中懸浮固體量與濁度之相關性

### 4.3 管末排水水中金屬含量與固體中金屬含量之關係

以 Pearson 相關性矩陣計算管末排水水中各項金屬濃度與固體中各項金屬濃度之相關性係數  $r$  值，如表 4.3.1。除水中鉛錳濃度與固體中鈣鎂略有相關外，管末排水於水中各項金屬濃度與存在固體中各項金屬濃度，並無相關性，顯示並未因固體中金屬濃度較高，致水中存在較高金屬濃度之現象。

表 4.3.1 本研究水樣水中及固體中金屬之 Pearson 相關性矩陣

		水 中 金 屬										
		鐵	鋁	錳	鉛	砷	鉍	鎳	銅	鋅	鈣	鎂
固 體 中 金 屬	鐵	-0.10	0.11	-0.12	0.00	0.02	-0.05	-0.13	0.23	-0.13	0.10	-0.03
	鋁	-0.12	-0.08	0.22	-0.13	-0.12	-0.18	0.29	-0.11	-0.10	-0.04	0.24
	錳	-0.11	-0.08	0.23	-0.10	-0.10	-0.16	0.26	-0.12	-0.11	-0.03	0.25
	鉛	-0.13	0.19	-0.10	-0.07	-0.11	0.04	-0.02	0.11	0.20	0.18	-0.16
	鉻	-0.10	-0.08	0.08	0.08	0.01	-0.12	0.04	-0.18	-0.16	0.01	0.09
	鉍	-0.11	-0.11	0.02	0.00	0.11	-0.11	-0.10	-0.19	-0.15	-0.06	0.07
	鎳	-0.10	-0.09	0.22	0.06	0.04	-0.17	0.14	-0.09	-0.08	-0.04	0.23
	銅	-0.10	-0.08	-0.01	-0.08	-0.12	0.04	0.01	0.35	0.27	-0.07	-0.01
	鋅	-0.10	-0.08	0.06	-0.03	-0.10	-0.06	0.00	0.08	0.17	-0.07	0.01
	鈣	-0.11	0.07	-0.51	-0.66	-0.41	0.10	0.29	-0.12	0.06	0.10	-0.23
	鎂	-0.14	-0.08	-0.50	-0.60	-0.30	-0.07	0.41	-0.11	0.04	-0.15	0.11

註:砷、鉍、錒、銻、鉍、鉈因檢測結果為"ND"或大部分為"ND"，未納入分析

#### 4.4 管末排水金屬存在狀態與溶液 pH 值之關係

水之 pH 值為影響金屬在水中形態的最主要因素，以管末自來水中各項金屬之固體比率對水之 pH 值作圖分析(圖 4.4.1~圖 4.4.9)，可發現各種金屬之表現不同。鐵在 pH 7.0 以上，固體含量達 90% 以上；錳在 pH 7.0 時，固體含量 50~100%，pH 8.0 時，固體含量 80~100%，pH 9.0 時，固體含量略降至 60%，溶解度略升；pH 10.0 以上時，固體含量升高達 80%，溶解度降低。鋁固體在 pH 7.0 時，固體含量在 40%~100% 間，pH 8.0 時，會逐漸溶解，pH 9.0 時，固體含量驟降至 0%，pH 10.0 時，上升至 40~60%，pH 11.0 時，再下降至 0%。鉛在 pH 7.0 時，固體含量 0~100%，隨 pH 值固體含量逐漸升高，至 pH 值 11.0 時，完全形成固體。銅在 pH 約 7.0 時，固體含量 30~100%，隨 pH 升高固體含量逐漸升高，至 pH 11.0 時，完全形成固體。

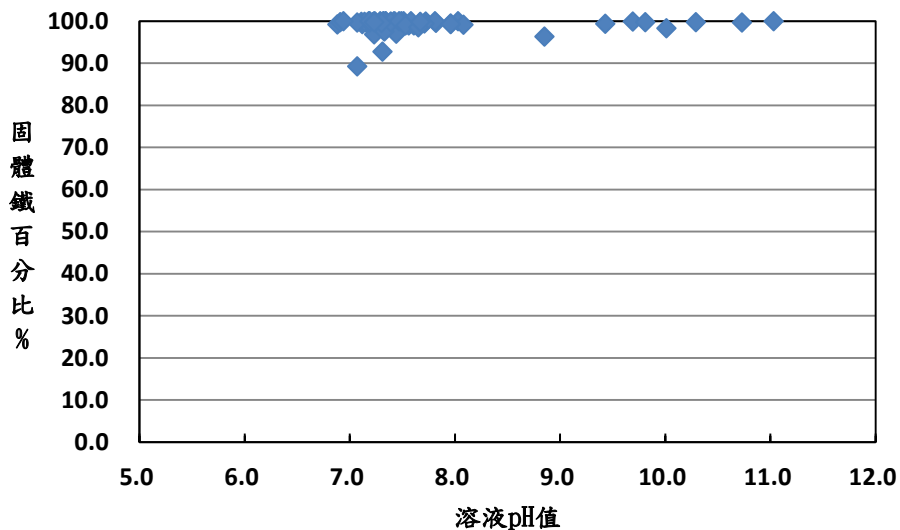


圖 4.4.1 本研究水樣中鐵形態與水 pH 之關係

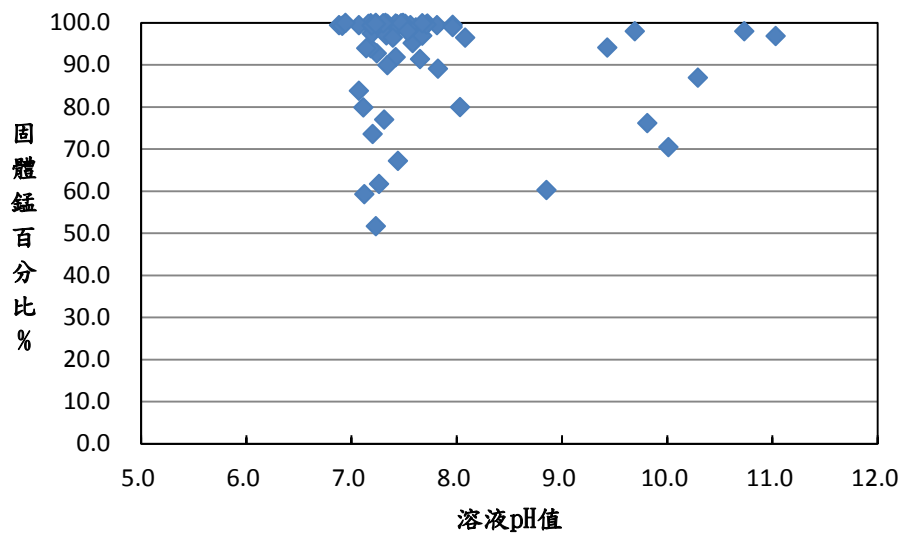


圖 4.4.2 本研究水樣中錳形態與水 pH 之關係

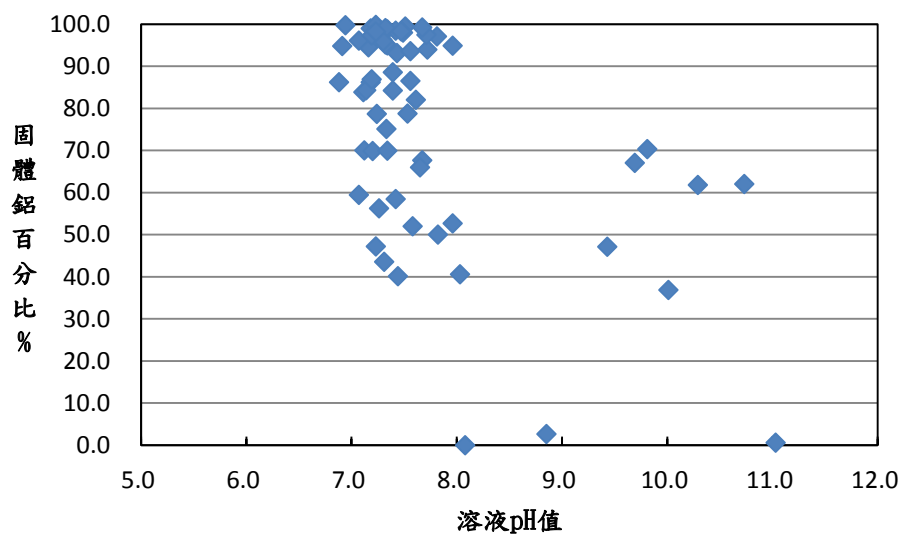


圖 4.4.3 本研究水樣中鋁形態與水 pH 之關係

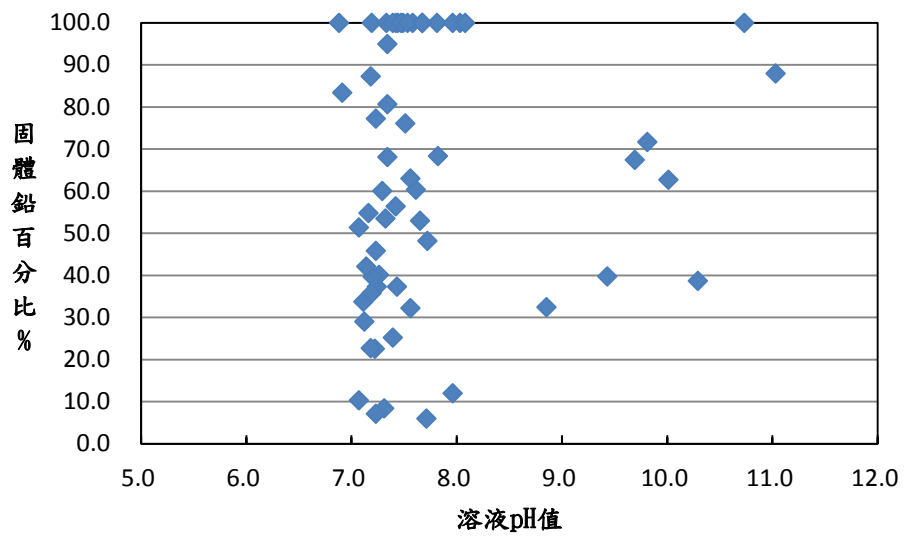


圖 4.4.4 本研究水樣中鉛形態與水 pH 之關係

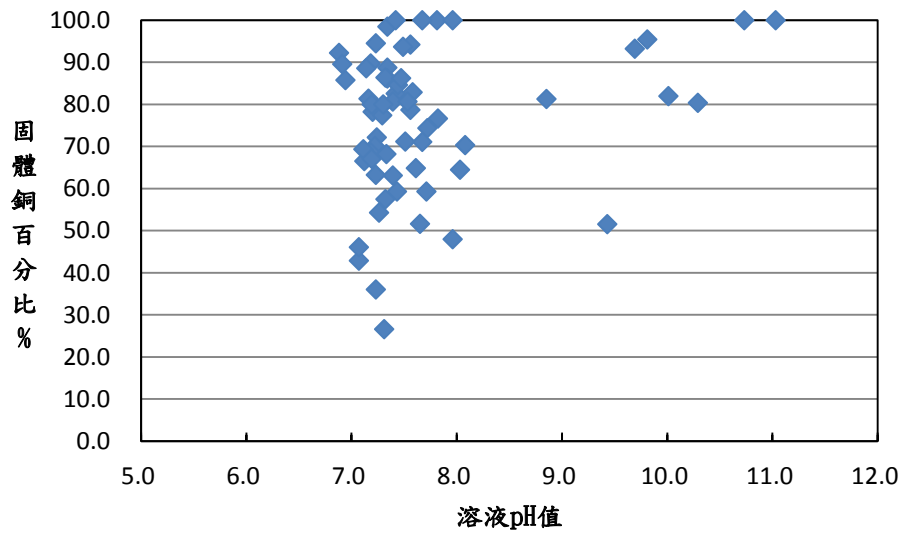


圖 4.4.5 本研究水樣中銅形態與水 pH 之關係

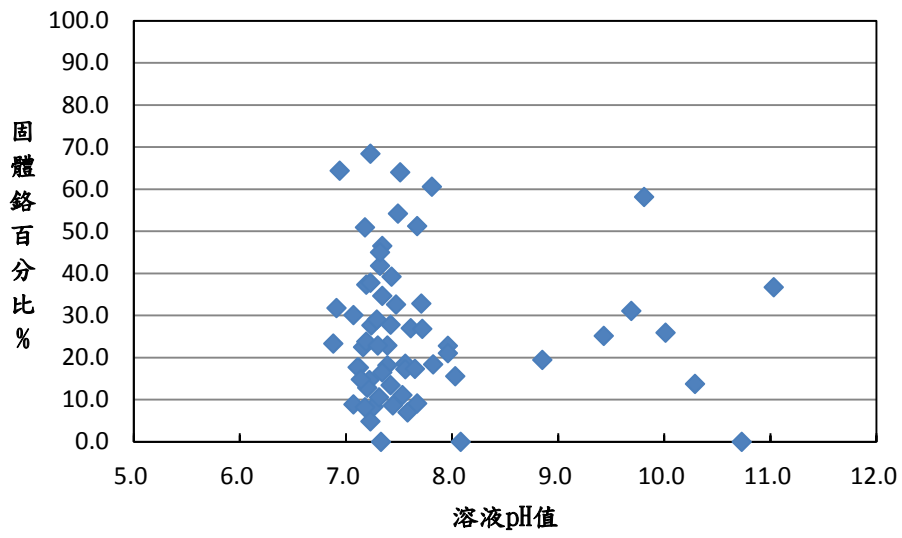


圖 4.4.6 本研究水樣中鉻形態與水 pH 之關係

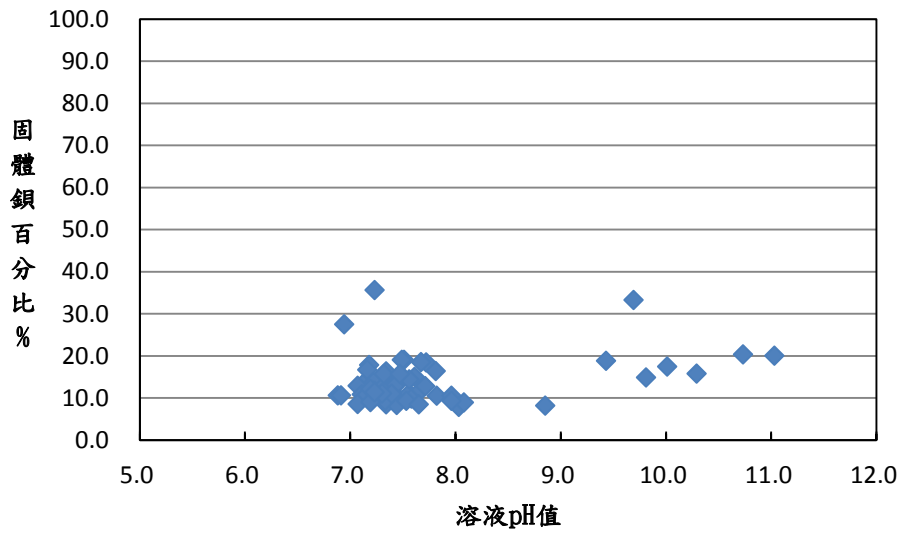


圖 4.4.7 本研究水樣中銀形態與水 pH 之關係

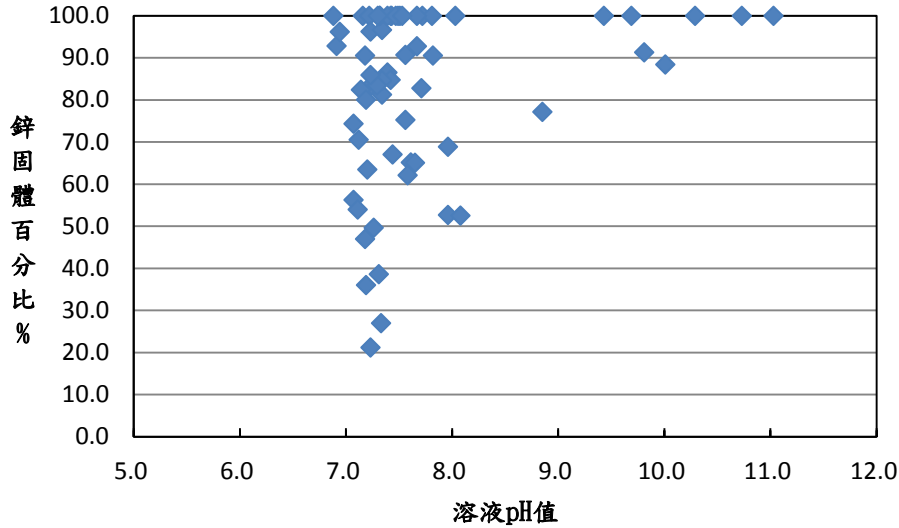


圖 4.4.8 本研究水樣中錳形態與水 pH 之關係

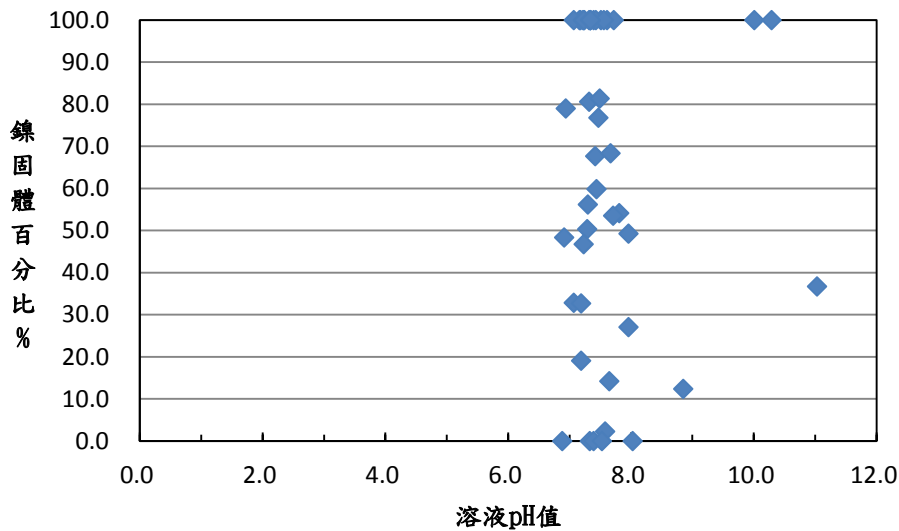


圖 4.4.9 本研究水樣中鎳形態與水 pH 之關係

鉻在任何 pH 值下，固體百分比均較前述金屬為低，在 60% 以下，pH 值 7.0 時，固體含量 0~70%，pH 8.0~9.0 時，降至 20% 以下，pH 10.0 時略升，pH 11.0 時又下降。鋇在 pH 7.0 以上時，溶解度高，固體含量約均在 20% 以下；錳在 pH 7.0~8.0 時，固體含量狀況分散 (20%~100%)，pH 值大於 9.0 時，固體含量達 80% 以上。鎳在 pH 值 7.0~8.0 間時，固體含量狀況分散 (0%~100%)，pH 9.0 時，降至 10%，

pH10.0 時，升達 100%， pH11.0 時，再降至 40%。

以金屬固體含量百分比 80%~100% 定義為「完全沉澱」、固體含量百分比 60%~80% 定義為「大部份沉澱」、固體含量百分比 40%~60% 定義為「沉澱溶解共存」、固體含量百分比 20%~40% 定義為「大部份溶解」、固體含量百分比 20% 以下定義為「完全溶解」，由不同 pH 值區間大多數數據之表現，歸納各項金屬在不同水 pH 值之沉澱及溶解狀態，如表 4.4.1，將不同存在形態以「沉澱狀態指數」表示，「沉澱狀態指數」越高，代表越易生成沉澱；越低則代表越易溶解，「沉澱狀態指數」等於 1 代表完全沉澱；「沉澱狀態指數」等於 0.2 代表完全溶解。繪製立體圖，如圖 4.4.10

表 4.4.1 各種金屬在不同 pH 值下之存在形態

金屬 \ pH 值	7.0~7.5	7.5~8.0	8.0~9.0	9.0~10.0	10.0~11.0
鐵(Fe)	完全沉澱	完全沉澱	完全沉澱	完全沉澱	完全沉澱
錳(Mn)	完全沉澱	完全沉澱	大部份沉澱	大部份沉澱	完全沉澱
鋁(Al)	大部份沉澱	大部份沉澱	完全溶解	大部份沉澱	沉澱溶解共存
鉛(Pb)	沉澱溶解共存	大部份沉澱	大部份溶解	大部份沉澱	完全沉澱
銅(Cu)	大部份沉澱	大部份沉澱	大部份沉澱	完全沉澱	完全沉澱
鉻(Cr)	大部份溶解	大部份溶解	完全溶解	大部份溶解	完全溶解
鋇(Ba)	完全溶解	完全溶解	完全溶解	完全溶解	完全溶解
鋅(Zn)	大部份沉澱	大部份沉澱	大部份沉澱	完全沉澱	完全沉澱
鎳(Ni)	沉澱溶解共存	沉澱溶解共存	完全溶解	完全沉澱	沉澱溶解共存

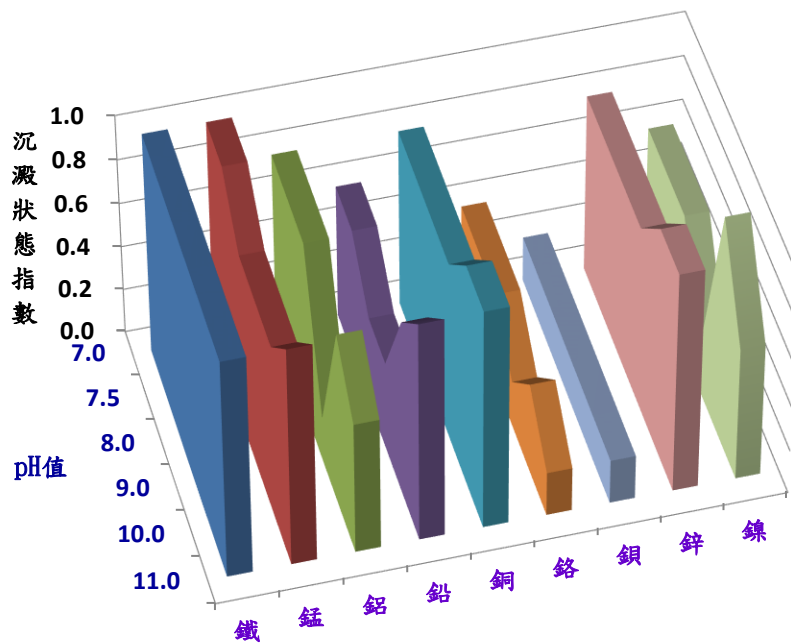


圖 4.4.10 本研究水樣中各項金屬在不同 pH 值之存在狀態

註:「沉澱狀態指數」越高表示越易生成沉澱，越低表示越易溶解；0.8~1.0 表示完全沉澱；<0.2 表示完全溶解

值得注意的是影響健康金屬，在特定 pH 值下，如鋁(pH=8.0~9.0)、鉛(pH=8.0~9.0)、鉻(pH=7.0~11.0)、銀(pH=7.0~11.0)及鎳(pH=8.0~9.0)，有可能發生原吸附於管垢固體(基體)上之金屬，因管末滯留及 pH 值升高致溶出，影響飲用健康。

#### 4.5 管末排水中金屬之共沉與吸附現象

以 Pearson 相關性矩陣計算管末排水中各項固體金屬濃度之相關性係數 r 值，如表 4.5.1。各項固體金屬濃度間，以鐵與鉻；錳與鋁、鉻、銀、鎳；鋁與鉻、銀、鎳；鉛與銅、鋅；銅與鋅；鉻與銀、鎳；銀與鎳；鈣與鎂，相關性較高外，其餘並無明顯相關，進一步詳細分析如後所述。

由 4.1 節分析，管末自來水中所含固體最主要的金屬為鐵、錳及鋁，這 3 種金屬存在大部份沉積物中，會產生共沉澱，形成活性沉澱

基體(Substrate)，而對其他微量溶解金屬產生吸附。

表 4.5.1 本研究水樣中各項固體金屬濃度之 Pearson 相關性矩陣

		固體中金屬										
		鐵	錳	鋁	鉛	銅	鉻	鋇	鋅	鎳	鈣	鎂
固 體 中 金 屬	鐵	1.00	0.25	0.26	0.46	0.21	0.72	0.53	0.32	0.37	0.01	0.20
	錳	0.25	1.00	0.97	-0.02	0.10	0.71	0.78	0.28	0.90	0.01	0.13
	鋁	0.26	0.97	1.00	-0.02	0.09	0.69	0.73	0.26	0.81	0.02	0.14
	鉛	0.46	-0.02	-0.02	1.00	0.78	0.29	0.16	0.78	0.20	0.10	0.22
	銅	0.21	0.10	0.09	0.78	1.00	0.19	0.15	0.91	0.28	0.08	0.14
	鉻	0.72	0.71	0.69	0.29	0.19	1.00	0.79	0.31	0.75	-0.04	0.18
	鋇	0.53	0.78	0.73	0.16	0.15	0.79	1.00	0.31	0.81	0.09	0.28
	鋅	0.32	0.28	0.26	0.78	0.91	0.31	0.31	1.00	0.44	0.08	0.16
	鎳	0.37	0.90	0.81	0.20	0.28	0.75	0.81	0.44	1.00	-0.06	0.13
	鈣	0.01	0.01	0.02	0.10	0.08	-0.04	0.09	0.08	-0.06	1.00	0.81
	鎂	0.20	0.13	0.14	0.22	0.14	0.18	0.28	0.16	0.13	0.81	1.00

註:砷、鎘、硒、銻、鉍、鉈因檢測結果為”ND”或大部分為”ND”，未納入分析。

以管末排水中固體部份金屬進行分析，發現固體中鐵濃度與錳濃度及鐵濃度與鋁濃度之相關性不佳，錳濃度與鋁濃度之相關性則極佳(圖 4.5.1)， $R^2$ 值高達 0.949。可能原因為鋁大部份來自後混凝產物、水泥管壁釋出及管線施工土壤沉積物等，在管末低流速區，產生非晶型(Amorphous) $Al(OH)_3$ 化合物，而水中錳則產生  $MnO_2$  化合物，當遇管末水高 pH 狀況，此 pH 值低於前者之  $pH_{pzc}(8.5\sim 9.5)$ ，使之表面帶正電荷，然高於後者之  $pH_{pzc}(1.5\sim 2.8)$ ，使之表面帶負電荷，故二者互相吸附，產生共同堆積。鐵氧化物之  $pH_{pzc}$  在 7.5~8.5，則與管末水 pH 約略相當，使之呈中性。

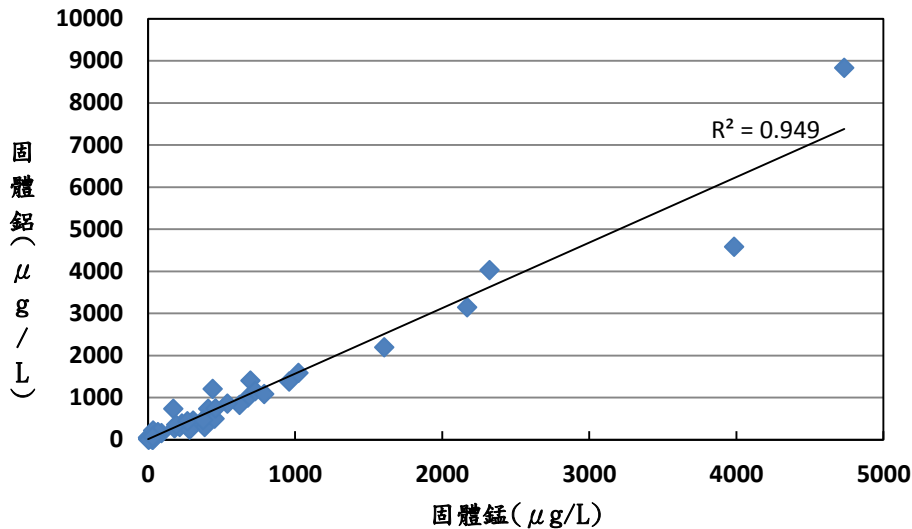


圖 4.5.1 本研究水樣中固體鋁與錳之相關性

文獻中提到形成之沉澱基體(Substrate)固體，易吸附水中之微量金屬。以固體中鐵、錳及鋁濃度對其他金屬濃度進行分析，發現鐵、鋁及錳對鉻均具相關性，如圖 4.5.2、圖 4.5.3 及圖 4.5.4。若截取 pH 值小於 7.5 之數據，再進行相關性分析，結果顯示鐵、鋁及錳對鉻相關性  $R^2$  值，由原來 0.52、0.48 及 0.50，分別提高到 0.54、0.79 及 0.66，如圖 4.5.5、圖 4.5.6 及圖 4.5.7，顯示 pH 值小於 7.5，有利於鉻吸附於鐵、鋁及錳氧化物固體(於數  $\mu\text{g/L}$  濃度等級)，與 WRF(2010)闡述及 Matthew(2013)、Peng (2010)評估管線銹垢中鉻易與結晶鐵氧化物共存之研究結果相符。

管線系統中少部份鉛管，有可能因腐蝕溶出鉛，隨著水在管線系統中移動，吸著於含鐵氧化物，此吸著作用與水的 pH 有關。分析 pH 大於 8 狀況下，管末排水固體中鉛濃度與鐵濃度之相關性，如圖 4.5.8，二者具相關性，顯示高 pH 狀況下，鉛被吸著量與鐵成正比，然 pH 小於 8 相關性則不佳，此結果符合 Kim(2011)鉛的溶解度會隨 pH 增加而降低之結論。

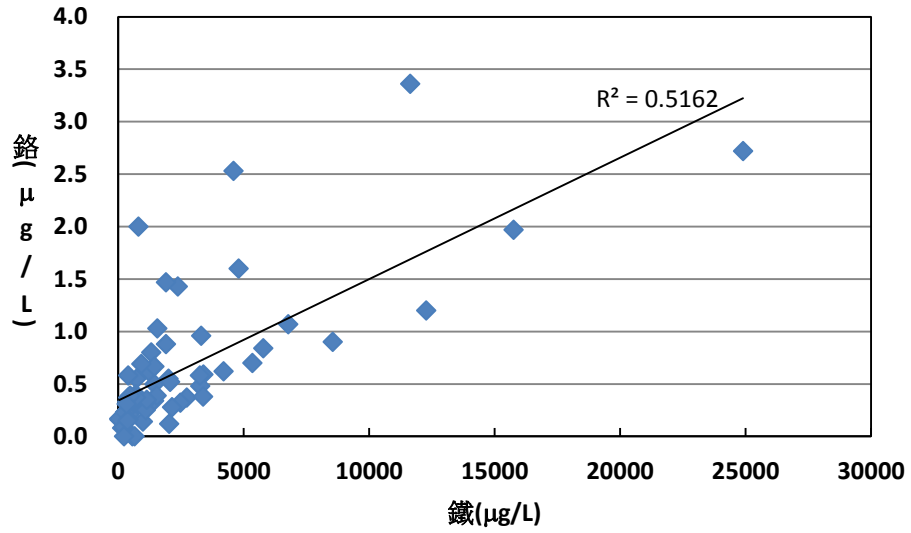


圖 4.5.2 本研究水樣中固體鐵與鉻之相關性

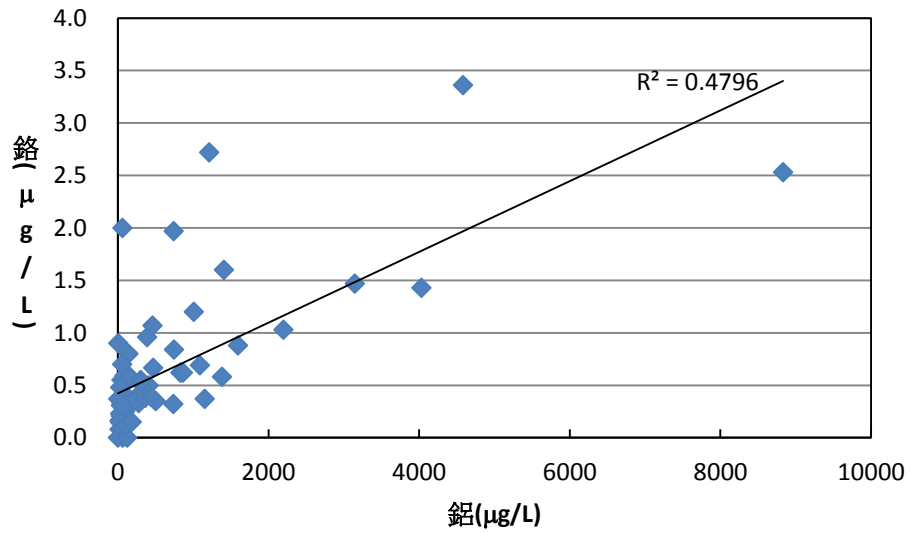


圖 4.5.3 本研究水樣中固體鋁與鉻之相關性

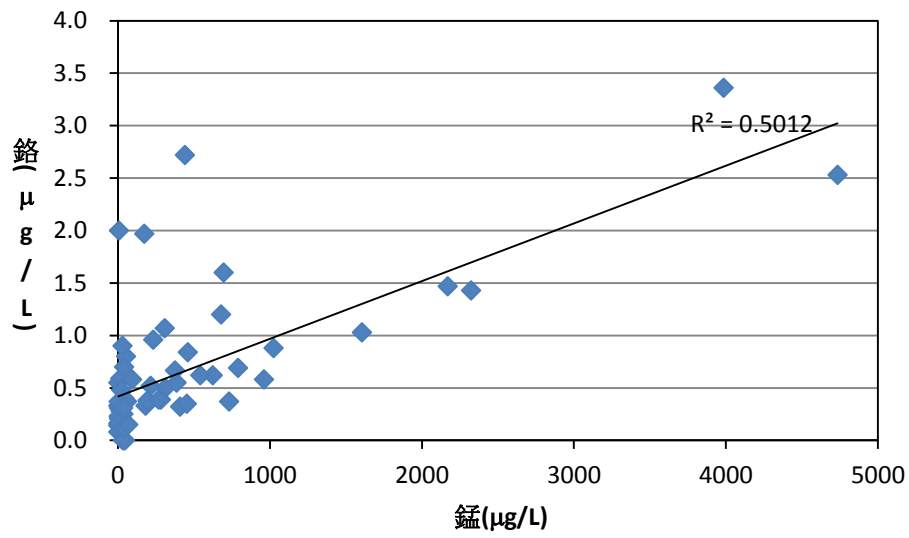


圖 4.5.4 本研究水樣中固體錳與鉻之相關性

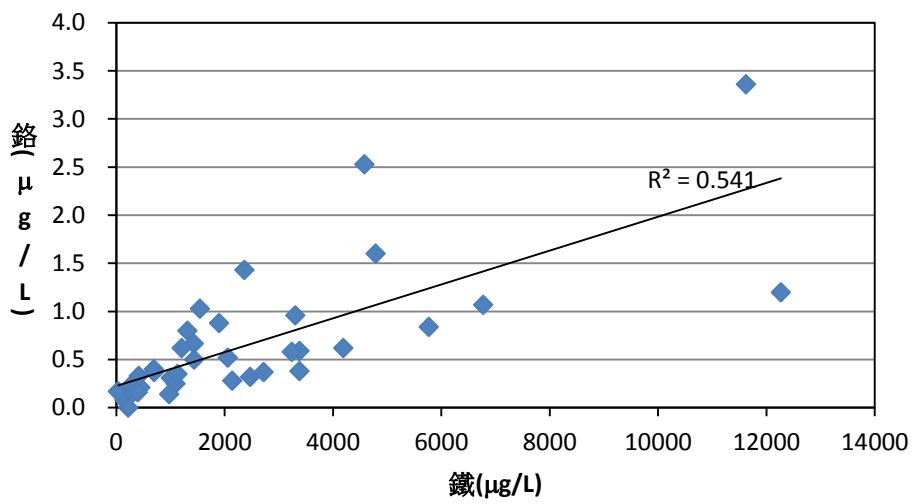


圖 4.5.5 本研究水樣中固體鐵與鉻之相關性(pH<7.5)

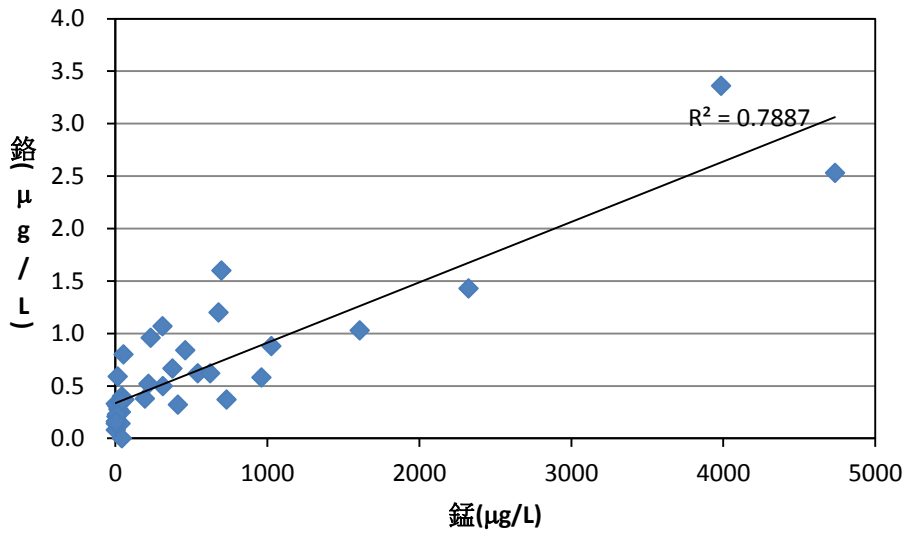
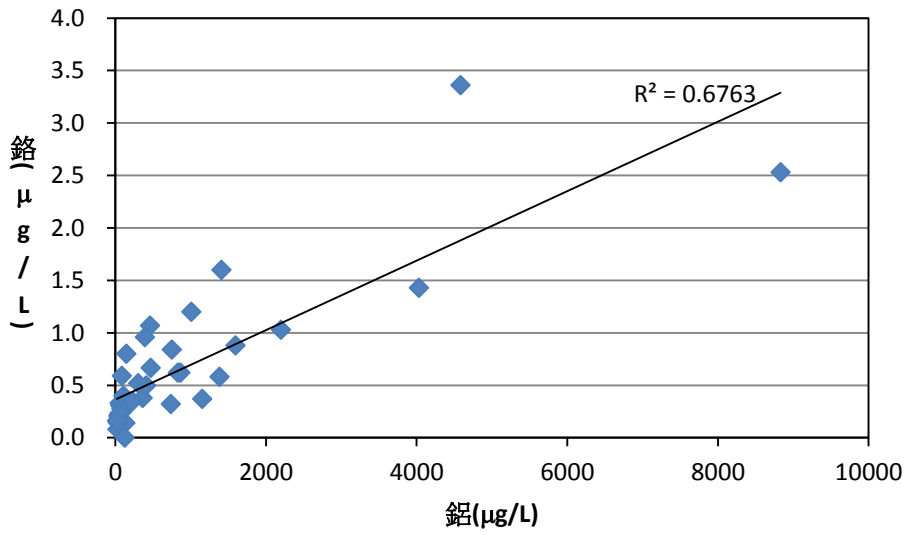


圖 4.5.6 本研究水樣中固體錳與鉻之相關性( $\text{pH} < 7.5$ )



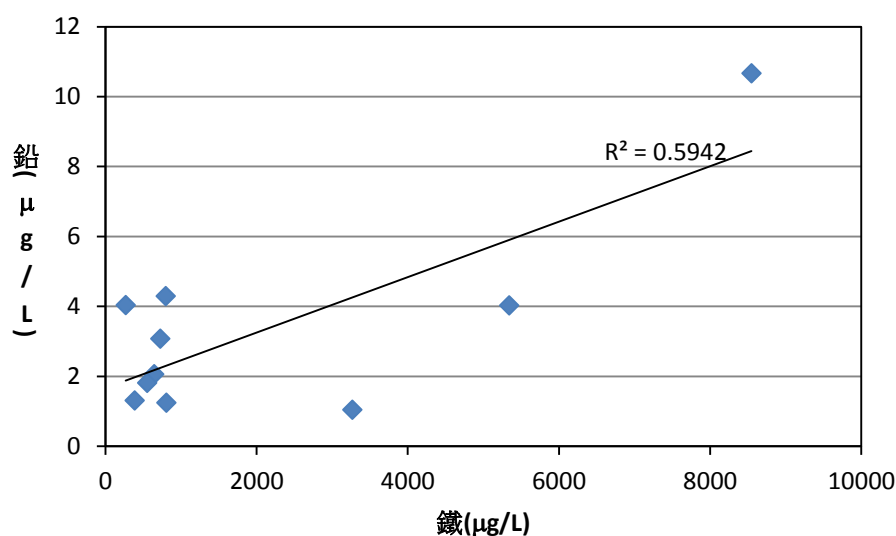


圖 4.5.8 本研究水樣中固體鉛與鐵之相關性(pH>8.0)

由圖 4.1.3，管末排水中銀約有 10%~30% 存在固體中，分析固體中錳與銀之相關性，顯示 pH 值小於 7.5，錳與銀具相關性，如圖 4.5.9，錳明顯吸著銀(約數 10 µg/L 濃度等級)，此結果與 Peng(2012)錳氧化物對銀之吸附力較鐵氧化物強，存在腐蝕垢中之錳氧化物可有效吸附銀相符，但應僅存在 pH 值小於 7.5 之狀況。

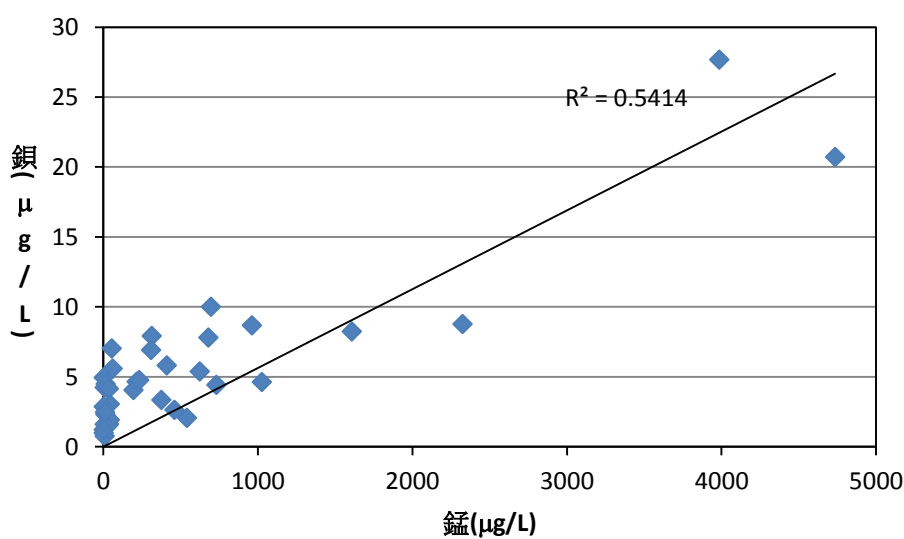


圖 4.5.9 本研究水樣中固體錳與銀之相關性(pH<7.5)

分析管末自來水所含固體中鉛與銅、鉛與鋅及銅與鋅金屬之相關性，如圖 4.5.10~圖 4.5.12，相關係數  $R^2$  分別為 0.62、0.60 及 0.84，具相關性，顯示鉛銅鋅三者之特性相同，易共存。而鉻銀鎳三種金屬相關係數  $R^2$  分別為 0.58、0.54 及 0.61，顯示在固體中亦有共存現象，如圖 4.5.13~圖 4.5.15。若將 pH 值小於 8 之數據進行分析，鉻與銀、鉻與鎳及銀與鎳間之相關性提高，相關係數  $R^2$  分別提高為 0.78、0.63 及 0.78，顯示 pH 值小於 8 狀況下，鉻、銀及鎳產生共存現象更為明顯，三者更易共存。分析 pH 值大於 8 之銀與鉛數據，如圖 4.5.16，顯示銀在 pH 值大於 8 的狀況下，亦易與鉛共存。此與 Kim(2011)研究提高 pH 值可降低腐蝕垢中鉛之溶解度結論相符。

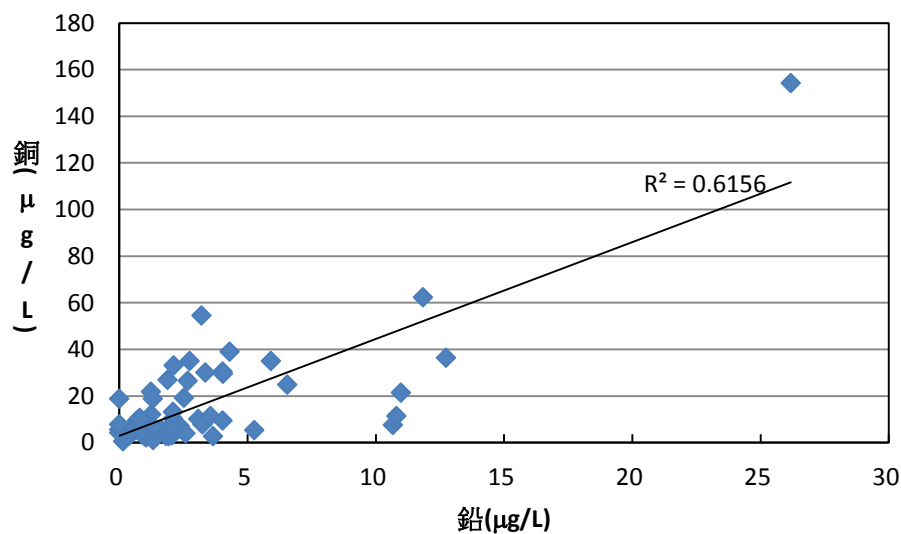


圖 4.5.10 本研究水樣中固體鉛與銅共存狀況

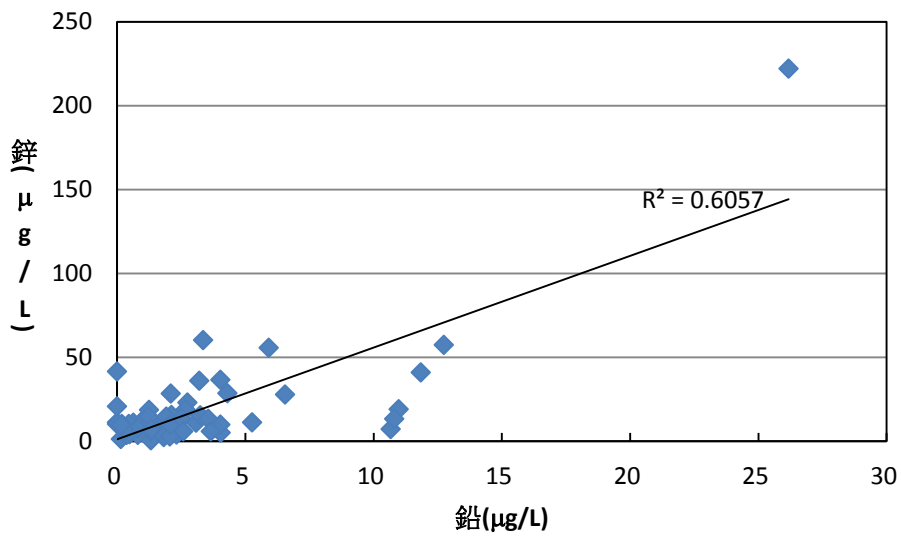


圖 4.5.11 本研究水樣中固體鉛與鋅共存狀況

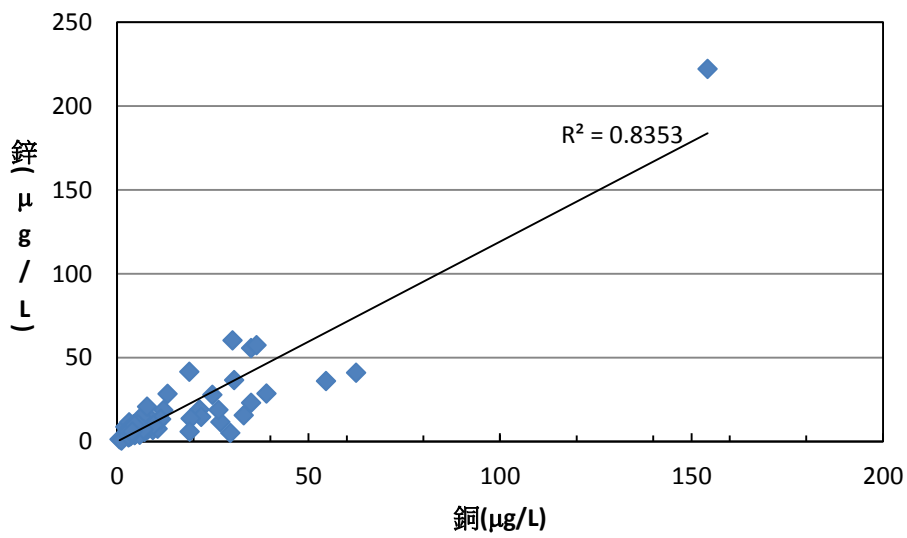


圖 4.5.12 本研究水樣中固體鋅與銅共存狀況

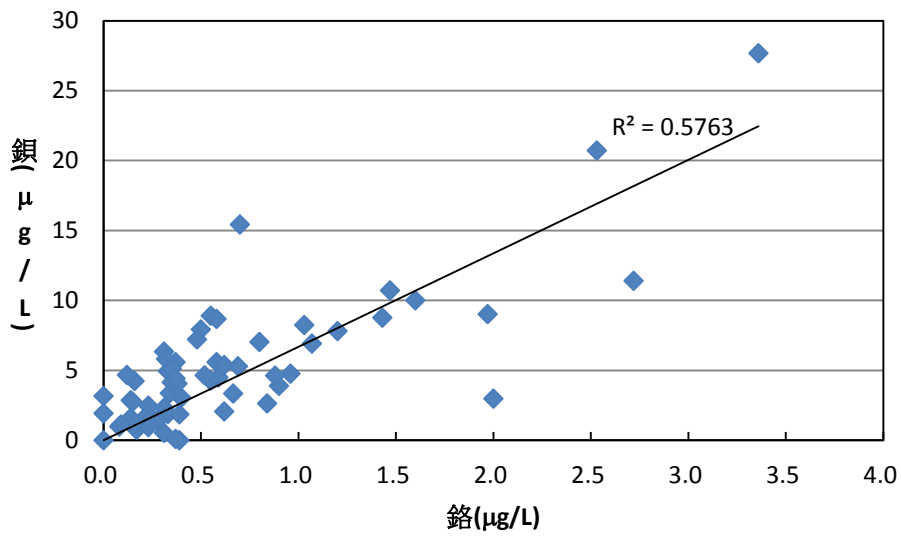


圖 4.5.13 本研究水樣中固體鉍與鉻共存狀況

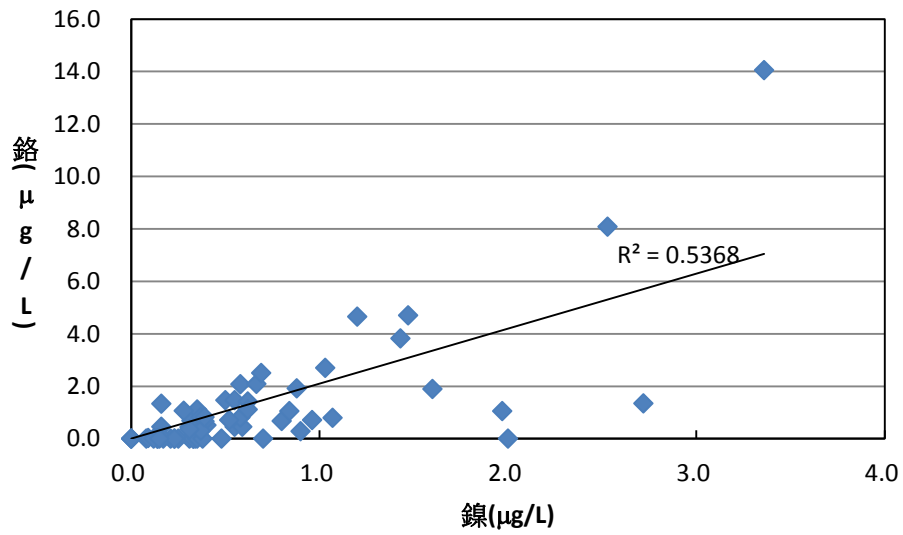


圖 4.5.14 本研究水樣中固體鎳與鉻共存狀況

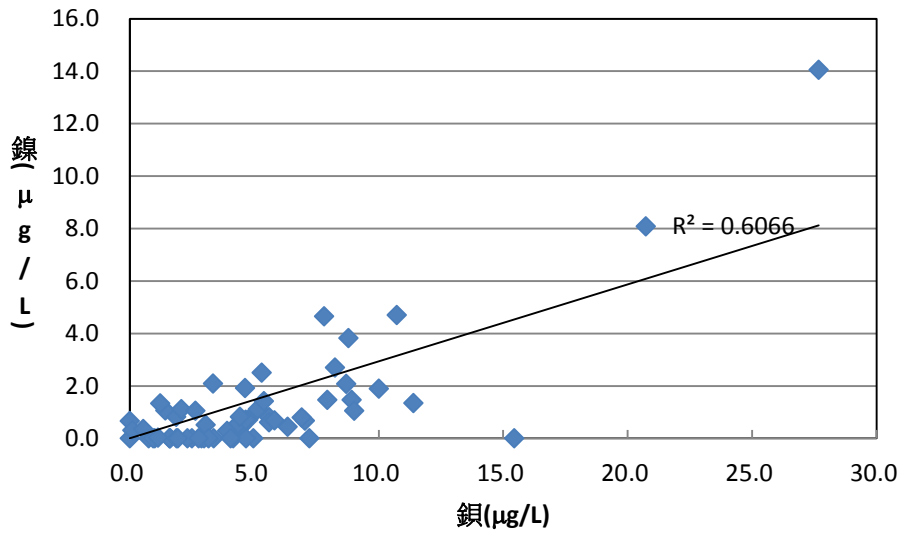


圖 4.5.15 本研究水樣中固體鎳與鋇共存狀況

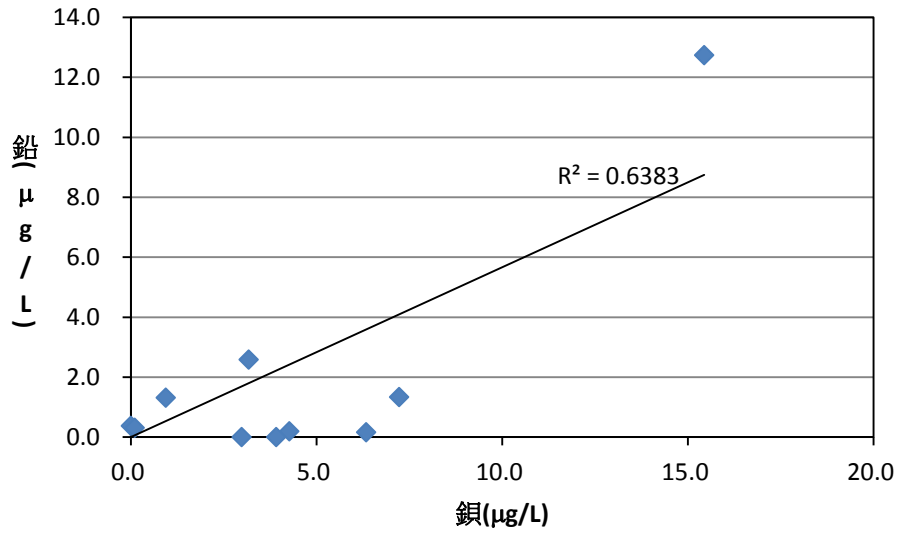


圖 4.5.16 本研究水樣中固體在 pH 值>8.0 時鉛與鋇共存狀況

## 4.6 管內壁累積固體垢金屬含量分析

對所有汰換管段樣品(共 23 件)內壁累積固體垢金屬含量進行分析，結果如圖 4.6.1，中位數大於 1000  $\mu\text{g/g}$  ( $\mu\text{g/g}$  指單位質量管垢中所含之金屬質量) 者有鐵、鋁、錳、鈣及鎂，鐵於管垢中重量百分比達 4.9 %、錳達 1.6%；100~1000  $\mu\text{g/g}$  者有鉛、銅、鋅；10~100  $\mu\text{g/g}$  者有鉻、鋇、鎳；砷、鎘、銻、鉍偶有出現。硒及鉍則均為「檢測不出」。鉛的濃度分布較廣，與所有樣品中有 34.8%(共 8 件)鉛管管材有關。

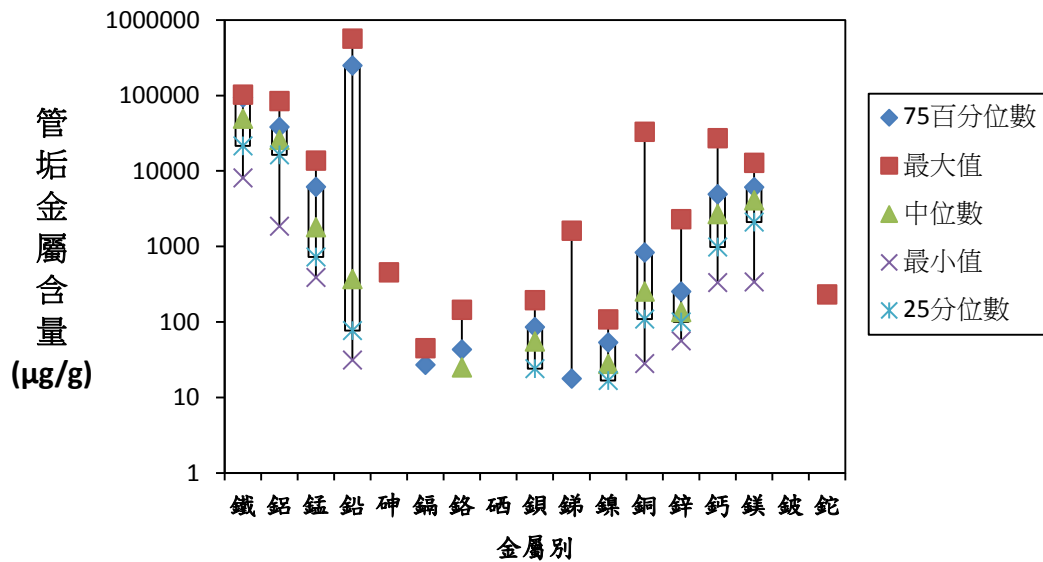


圖 4.6.1 管內壁累積固體垢中各項金屬之累積質量

以球狀延性石墨鑄鐵管(DIP)共 8 件樣品內壁累積垢進行分析，結果如圖 4.6.2，中位數大於 1000  $\mu\text{g/g}$  者有鐵、鋁、鈣及鎂；100~1000  $\mu\text{g/g}$  者有錳、銅、鋅；10~100  $\mu\text{g/g}$  者有鉛、鎘、鉻、鋇、鎳；砷、鉍偶有檢出。硒、銻及鉍則均為「檢測不出」。

若以鉛管樣品共 8 件內壁累積垢進行分析，結果如圖 4.6.3，中位數大於 1000  $\mu\text{g/g}$  者有鐵、鋁、錳、鉛、鈣及鎂，鉛高達 252881 $\mu\text{g/g}$ (2.53%)；100~1000  $\mu\text{g/g}$  者有銻、銅及鋅；10~100  $\mu\text{g/g}$  者有鋇、鎳及鉍；砷及鉻偶有出現。鎘、硒及鉍則均為「檢測不出」。

在所有管材管垢中，鐵、鋁、錳、鉛、銅、鈣、鎂是較常出現高濃度的金屬；鉛管除如預期出現較高的鉛外，錳、銻、銅及鈾的累積質量均較球狀延性石墨鑄鐵管(DIP)為高；球狀延性石墨鑄鐵管較鉛管高者則有鋇及鎳，值得注意。

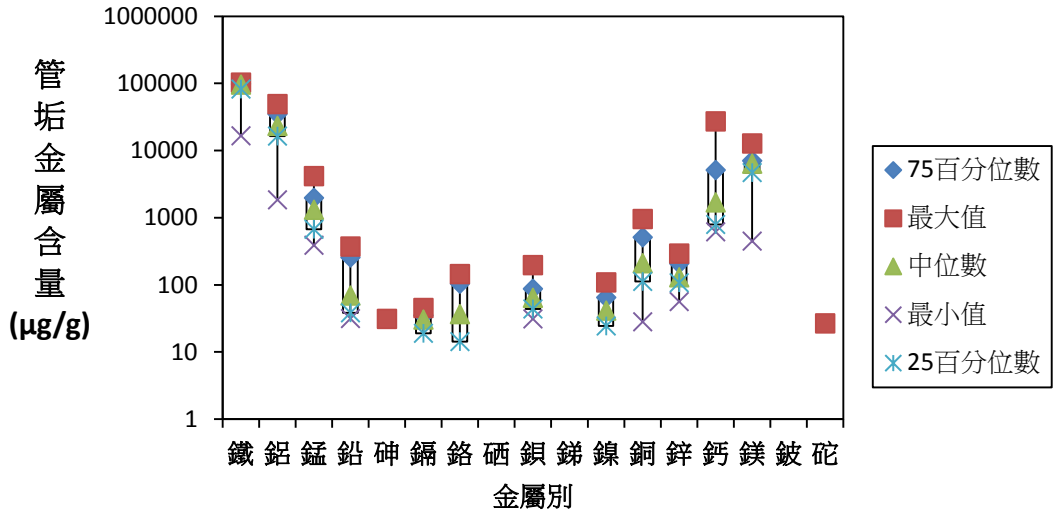


圖 4.6.2 DIP 管內壁累積固體垢中各項金屬之累積質量

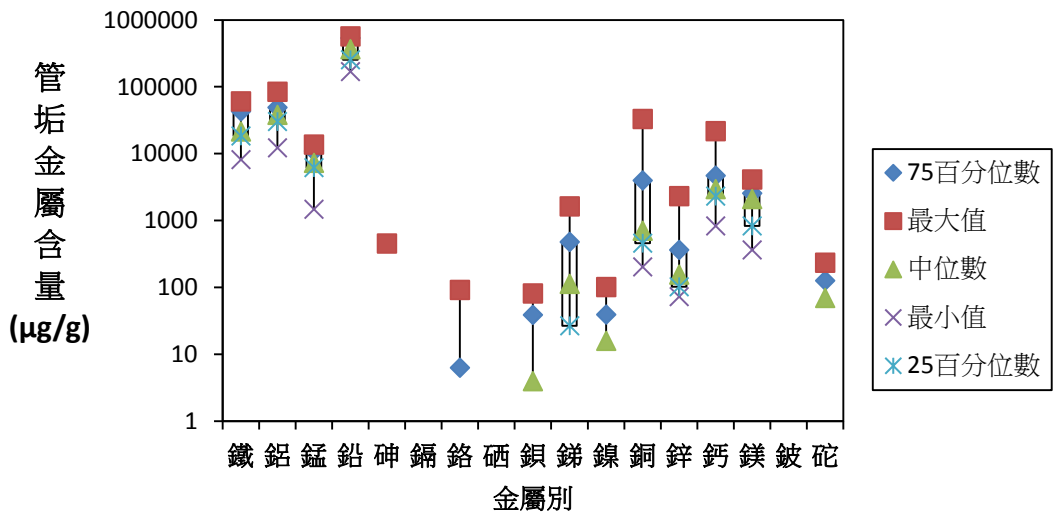


圖 4.6.3 鉛管內壁累積固體垢中各項金屬之累積質量

比較各管種管垢中之各項金屬平均含量，如圖 4.6.4 及圖 4.6.5，各管種平均金屬含量超過 1000 $\mu\text{g/g}$  者如表 4.6.1，顯示鐵及鋁普遍存在各管種累積垢中，鉛存在 LP 管內壁垢較高濃度，錳存在 DIP、LP 及 PB 管管垢較高，銅則出現於 LP 及 PVC 管較高。鋅普遍存在各種管材內壁垢，濃度約 200~400  $\mu\text{g/g}$ 。次要金屬鉍、鎳及鉻較常出現，LP 管垢存在較高濃度銻，砷及鉍約 50  $\mu\text{g/g}$ ，其他金屬存在量極微。

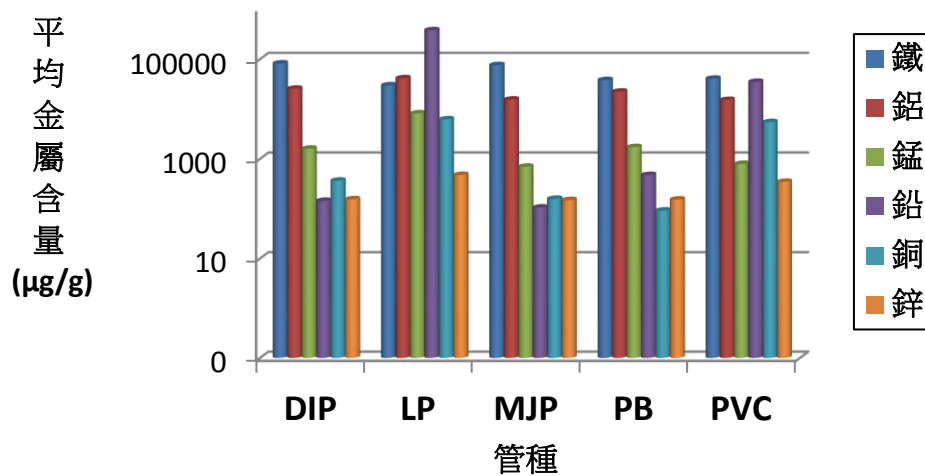


圖 4.6.4 不同管種內壁累積垢主要金屬平均含量分佈

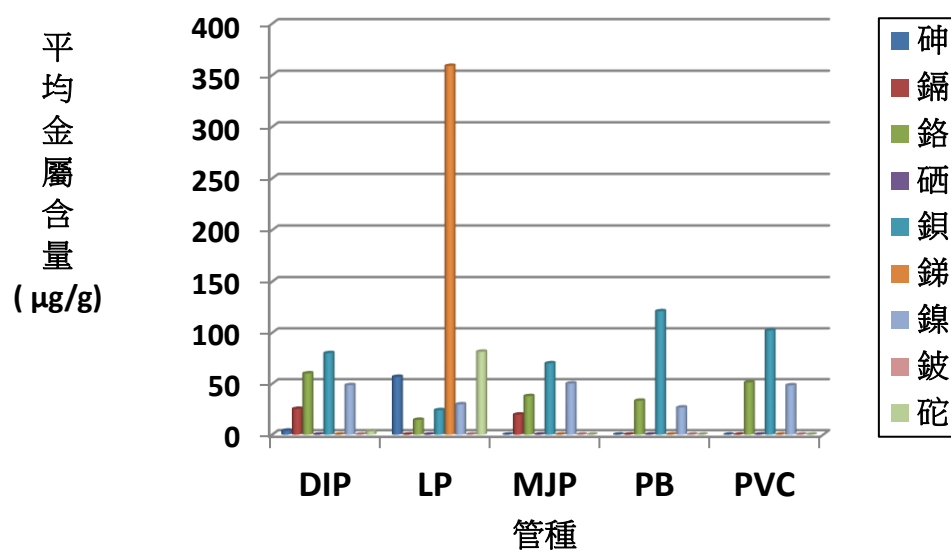


圖 4.6.5 不同管種內壁累積垢次要金屬平均含量分佈

表 4.6.1 各管種內壁累積垢金屬含量狀況

管種	平均金屬濃度較高者(大於 1000µg/g 者)
DIP	鐵、鋁、錳
LP	鐵、鋁、錳、鉛、銅
MJP	鐵、鋁
PB	鐵、鋁、錳
PVC	鐵、鋁、鉛、銅

綜上，各種管材(包括塑膠管)管垢普遍存在較高濃度鐵及鋁，鐵可能來自管材腐蝕，鋁則可能來自淨水混凝劑殘餘或 DIP 水泥砂漿內襯釋出。其次為錳、銅、鉛、鋅。錳於鉛管管垢在各種管材含量最高，可能來自水中溶解態錳，於管垢被鉛氧化物吸附。鉛管管垢中含有多種除鐵及鋁以外之金屬元素，顯示鉛管為最易釋出金屬的管材。塑膠管材(PB 及 PVC)內壁仍會附著鐵、鋁、錳、鉛、銅及鋅等金屬，顯示該等金屬易溶於水中並逐漸附著於塑膠管內壁。次要金屬鉍、鎳及鉻普遍存在各種管材，亦顯示其易溶解於水中狀況。

為瞭解北水處供水腐蝕性，本研究採用目前最常用的腐蝕指標藍氏飽和指數(Langelier Saturation Index,LSI)，以水溫、pH 值、總溶解固體量、碳酸鈣硬度和鹼度等水質參數，預測碳酸鈣沉澱的狀況。公式如下：

$$LSI = pH - pHs$$

$$pHs = (9.3 + A + B) - (C + D)$$

其中

$$A = (\text{Log}_{10} [\text{TDS}] - 1) / 10$$

$$B = -13.12 \times \text{Log}_{10} (^\circ\text{C} + 273) + 34.55$$

$$C = \text{Log}_{10} [\text{Ca}^{2+} \text{ as } \text{CaCO}_3] - 0.4$$

$$D = \text{Log}_{10} [\text{alkalinity as } \text{CaCO}_3]$$

上式當  $LSI > 0$  時，表示碳酸鈣呈現過飽和狀態，管內壁形成碳酸鈣沉澱保護膜，可避免腐蝕發生； $LSI = 0$  時，表示管內壁不會形成碳酸鈣沉澱保護膜也不會有腐蝕發生； $LSI < 0$  時，表示管內壁會溶出碳

北水處因採取地面水為水源，各淨水場清水之藍氏飽和指數經計算介於  $-2.89 \sim -1.53$ ，供水管網介於  $-1.43 \sim -2.97$ ，為易使管材產生腐蝕的水，而供水管網最普遍使用的管材為鐵，故不論從管末排水固體或管材內壁積垢，都發現高濃度的鐵。

比較所有管種、DIP 管及鉛管單位面積管垢累積量之累積頻度，如圖 4.6.6，顯示單位面積管垢質量主要來自 DIP 管，鉛管貢獻很小。

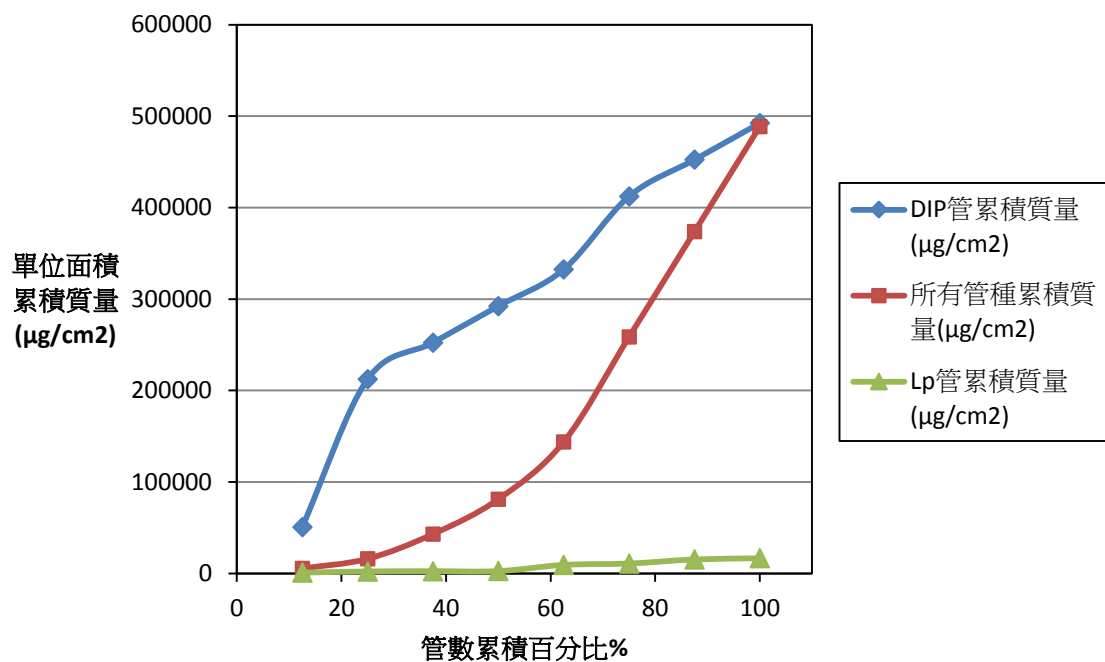


圖 4.6.6 不同管種內壁單位面積管垢累積頻度

#### 4.7 管內壁累積固體垢金屬含量與管齡管徑之相關性

以管內壁累積垢各金屬濃度對 DIP 管管齡進行迴歸分析，如圖 4.7.1~圖 4.7.4，顯示因所取樣管材，埋設年代均較久遠，在 25 至 45 年間，該等管齡間，管垢內鐵及鋁之含量均約略呈穩定狀況，鎳及鋅含量則約略與管齡具相關性，年代越久，管垢中之鎳及鋅有增加趨勢，其他金屬無相關性。

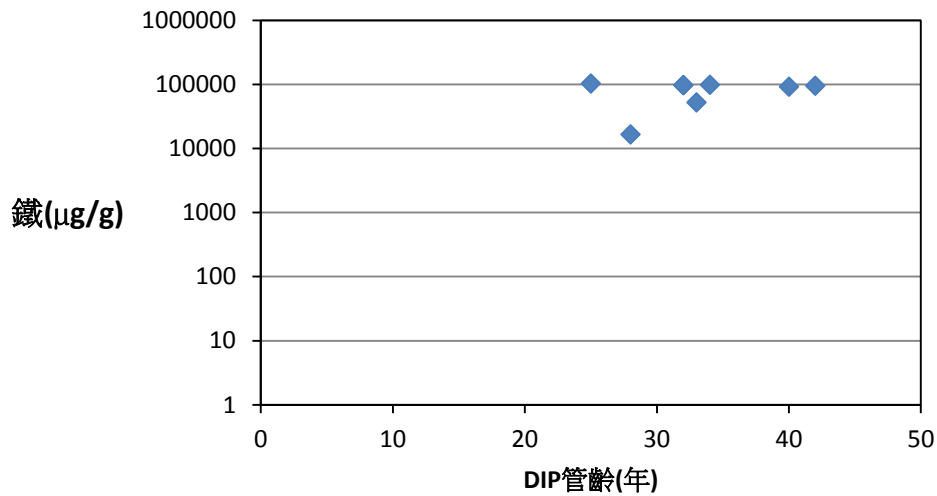


圖 4.7.1 DIP 管內壁垢鐵金屬含量與管齡之相關性

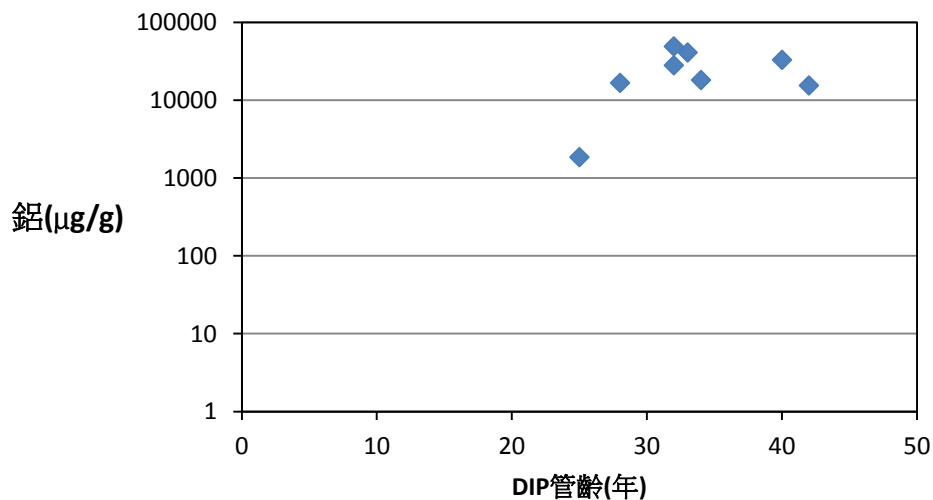


圖 4.7.2 DIP 管內壁垢鋁金屬含量與管齡之相關性

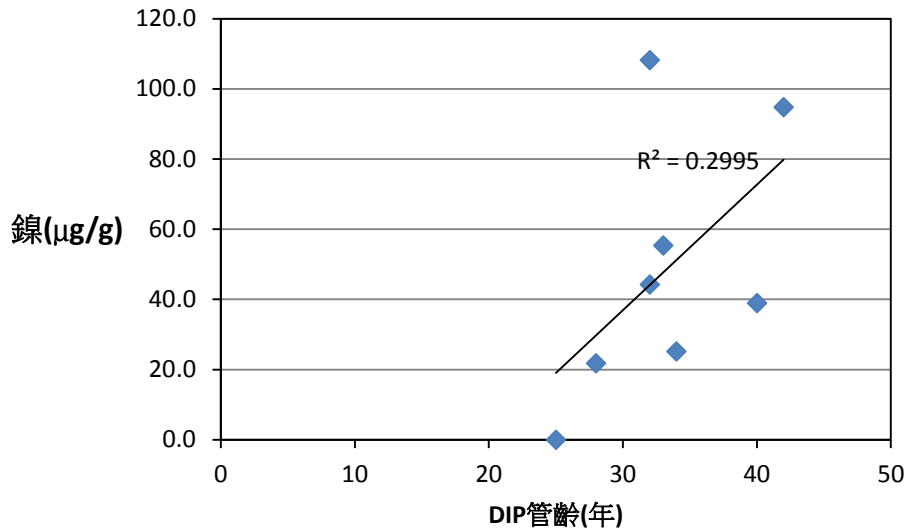


圖 4.7.3 DIP 管內壁垢鎳金屬含量與管齡之相關性

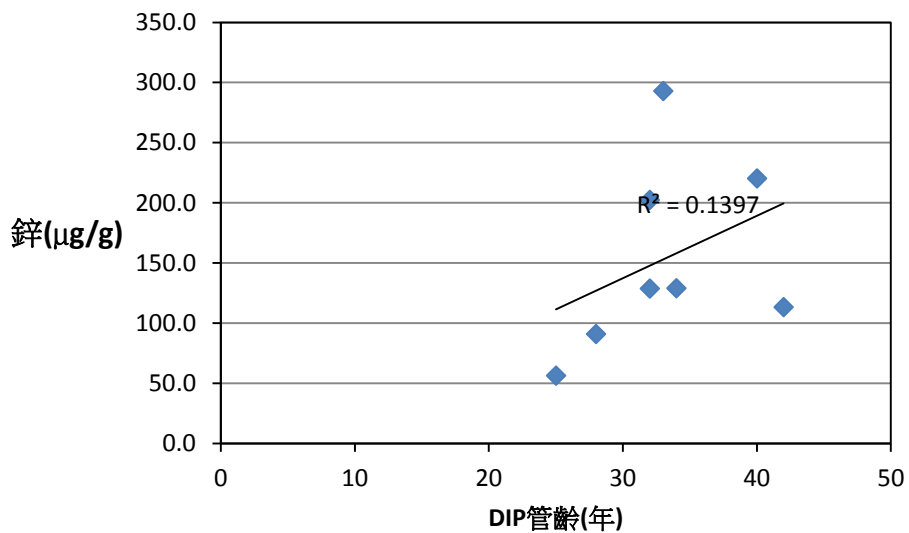


圖 4.7.4 DIP 管內壁垢鋅金屬含量與管齡之相關性

以管內壁累積垢各金屬濃度對 DIP 管徑進行回歸分析，如圖 4.7.5~4.7.10，顯示錳、鉛、鋇、銅、鎳、鋅於管垢中含量，與管口徑約略有相關性，可能口徑越大，該等能被吸附金屬之吸附表面積越大，於管垢中含量越高。

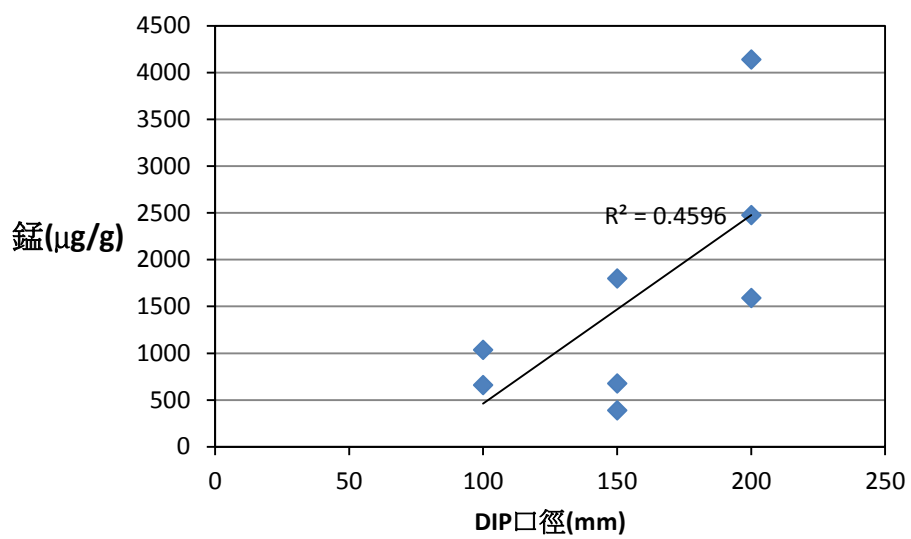


圖 4.7.5 DIP 管內壁垢錳金屬含量與管徑之相關性

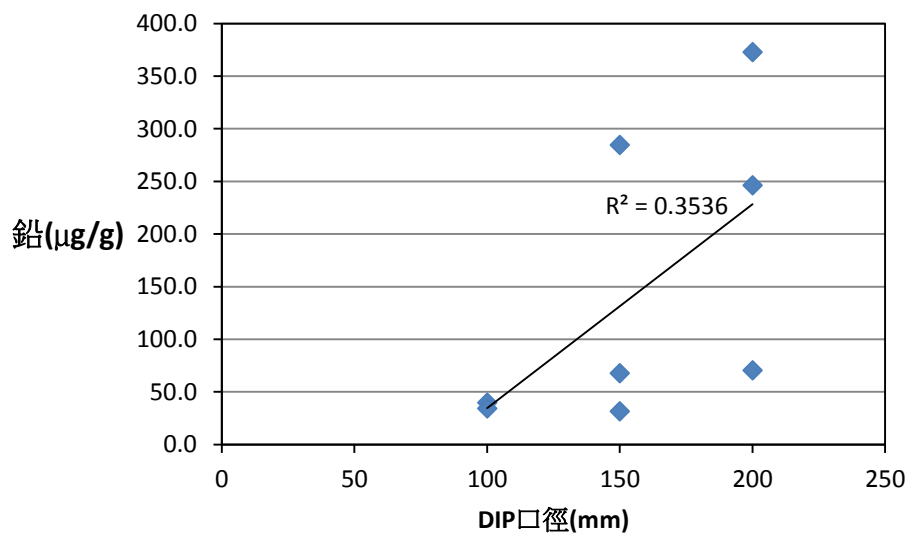


圖 4.7.6 DIP 管內壁垢鉛金屬含量與管徑之相關性

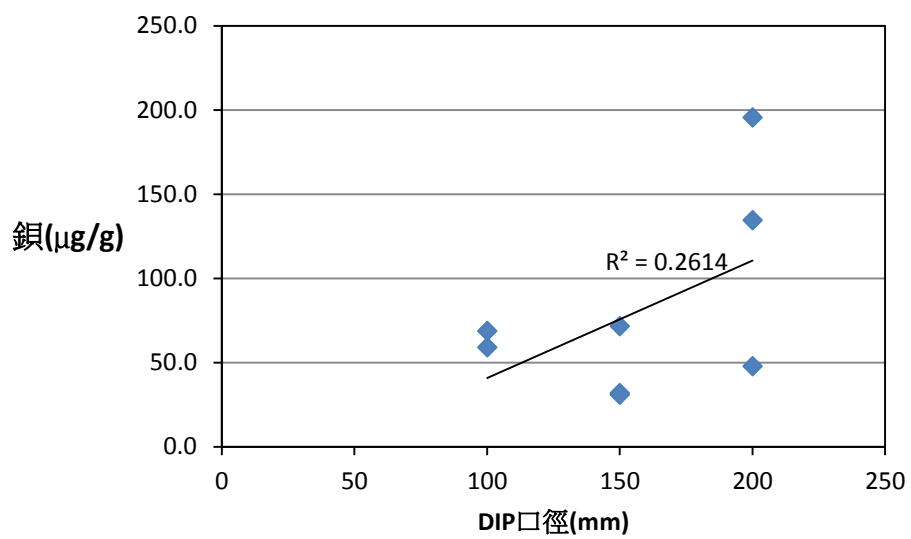


圖 4.7.7 DIP 管內壁垢銀金屬含量與管徑之相關性

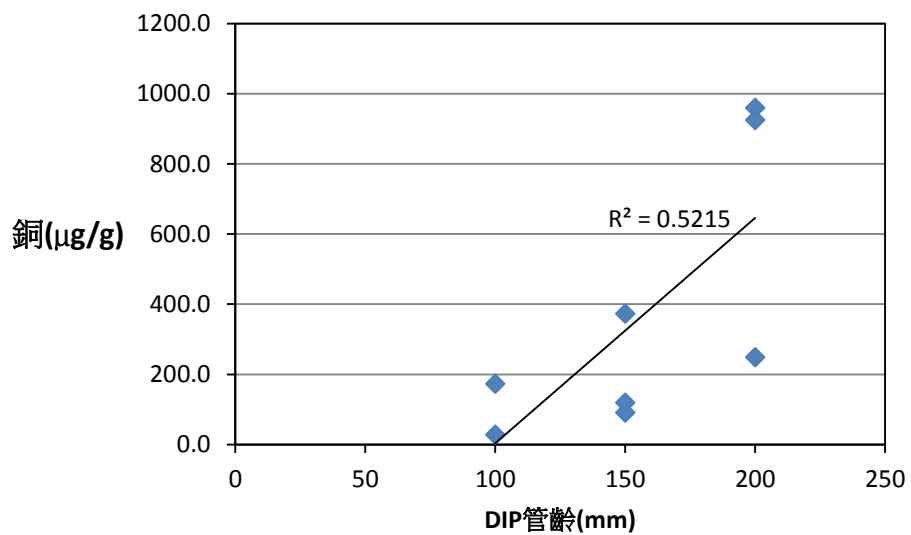


圖 4.7.8 DIP 管內壁垢銅金屬含量與管徑之相關性

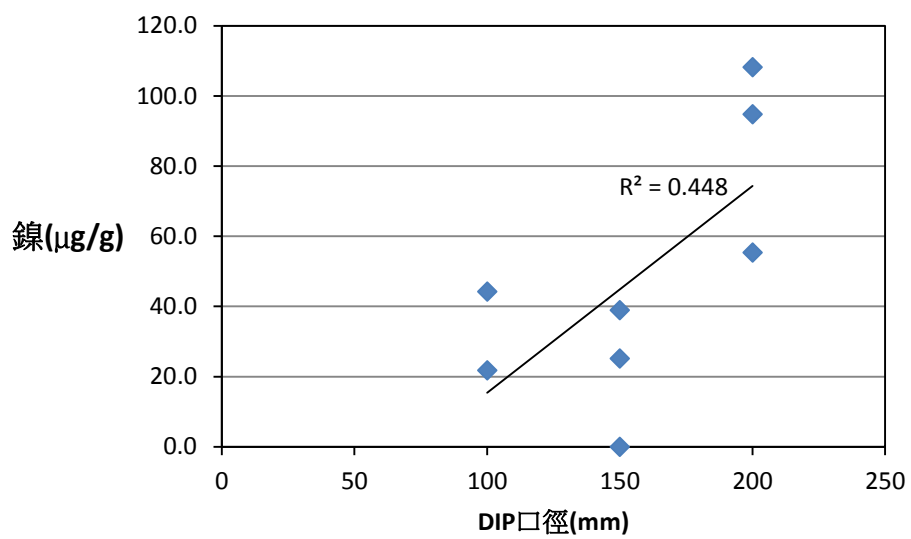


圖 4.7.9 DIP 管內壁垢鎳金屬含量與管徑之相關性

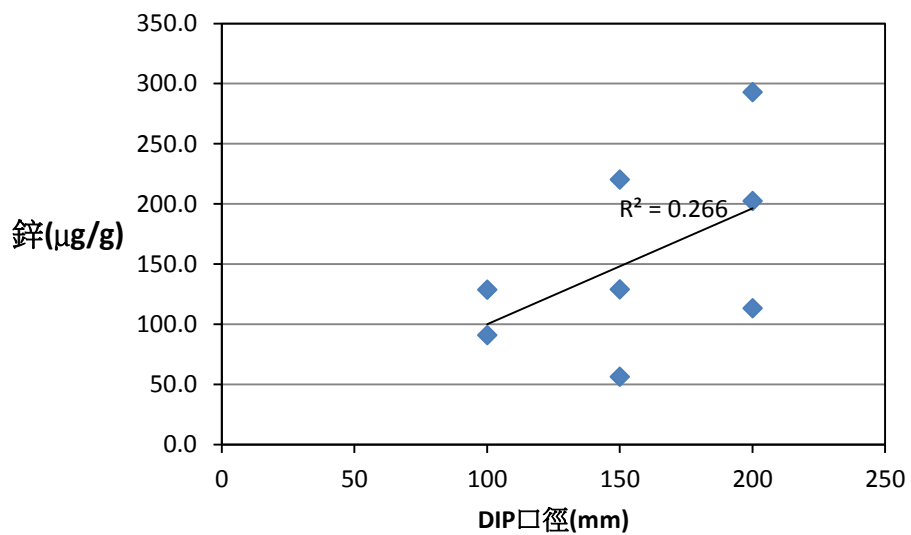


圖 4.7.10 DIP 管內壁垢鋅金屬含量與管徑之相關性

## 4.8 管材內壁累積固體垢之金屬共存狀況

以 Pearson 相關性矩陣計算 DIP 管材內壁固體管垢中各項固體金屬之相關性係數 r 值，如表 4.8.1。各項固體金屬間之相關性，以鐵與錳；鋁與鋇、鎳、鋅、鎂；錳與鉻、鎳、銅；鉻與鎳、銅；鋇與鋅、鎂；鎳與銅；鋅與鎂，相關性較高外，其餘並無明顯相關，進一步詳細分析如後所述。

表 4.8.1 DIP 管材內壁固體管垢中各項固體金屬之 Pearson 相關性矩陣

		管垢中金屬											
		鐵	鋁	錳	鉛	錳	鉻	鋇	鎳	銅	鋅	鈣	鎂
管垢中金屬	鐵	1.00	-0.05	0.25	0.16	0.92	0.33	-0.34	0.19	0.37	-0.11	-0.01	-0.32
	鋁	-0.05	1.00	0.71	-0.33	-0.29	0.43	0.70	0.64	0.42	0.86	0.20	0.75
	錳	0.25	0.71	1.00	0.08	0.09	0.80	0.38	0.93	0.92	0.46	-0.22	0.18
	鉛	0.16	-0.33	0.08	1.00	0.08	0.22	0.03	0.20	0.35	-0.07	-0.25	-0.23
	錳	0.92	-0.29	0.09	0.08	1.00	0.19	-0.52	-0.00	0.23	-0.44	-0.11	-0.62
	鉻	0.33	0.43	0.80	0.22	0.19	1.00	0.24	0.93	0.86	0.14	0.14	0.06
	鋇	-0.34	0.70	0.38	0.03	-0.52	0.24	1.00	0.41	0.15	0.74	0.15	0.77
	鎳	0.19	0.64	0.93	0.20	-0.00	0.93	0.41	1.00	0.93	0.42	-0.06	0.25
	銅	0.37	0.42	0.92	0.35	0.23	0.86	0.15	0.93	1.00	0.23	-0.30	-0.06
	鋅	-0.11	0.86	0.46	-0.07	-0.44	0.14	0.74	0.42	0.23	1.00	0.10	0.88
	鈣	-0.01	0.20	-0.22	-0.25	-0.11	0.14	0.15	-0.06	-0.30	0.10	1.00	0.39
	鎂	-0.32	0.75	0.18	-0.23	-0.62	0.06	0.77	0.25	-0.06	0.88	0.39	1.00

註：砷、硒、銻、鉍、鉍因檢測結果為”ND”或大部分為”ND”，未納入分析。

將 DIP 管及鉛管內壁管垢之中各項金屬含量進行相關性分析，DIP 管結果如圖 4.8.1~圖 4.8.10，鉛管結果如圖 4.8.11~圖 4.8.15。

由圖 4.8.1 及圖 4.8.11，鋁與錳在 DIP 管及鉛管管垢中普遍共存，此與管末排水固體之狀況相同(圖 4.5.1)，另在 DIP 管管垢亦出現鋁與鎂共存現象(圖 4.8.2)；DIP 管垢中鋁與鋇、鎳及鋅具相關性；錳與鉻、鎳及銅具相關性，顯示鋁基體會吸附鋇、鎳及鋅(圖 4.8.3)，另錳基會吸附鉻、鎳及銅(圖 4.8.4)。另鉻、鎳及銅(圖 4.8.5~圖 4.8.7)與鋇、鋅

及鎂(圖 4.8.8~4.8.10)共存，而在 4.5 節中，管末排水固體出現鉛、銅及鋅與鋇、鉻及鎳共存，顯示銅、鋅及鋇等金屬易於管垢溶出於水中，於管末形成共存態，而鉻及鎳則於管垢及管末固體中始終共存。

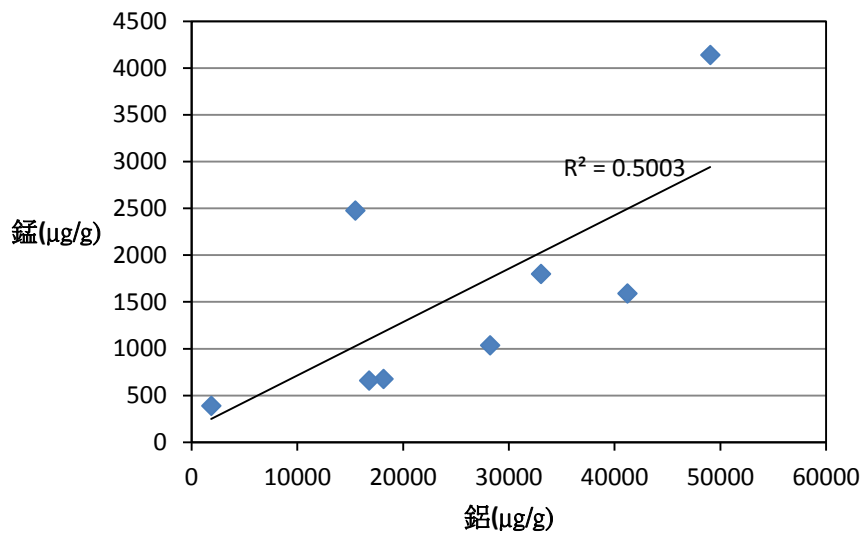


圖 4.8.1 DIP 內壁管垢中金屬錳與鋁之相關性

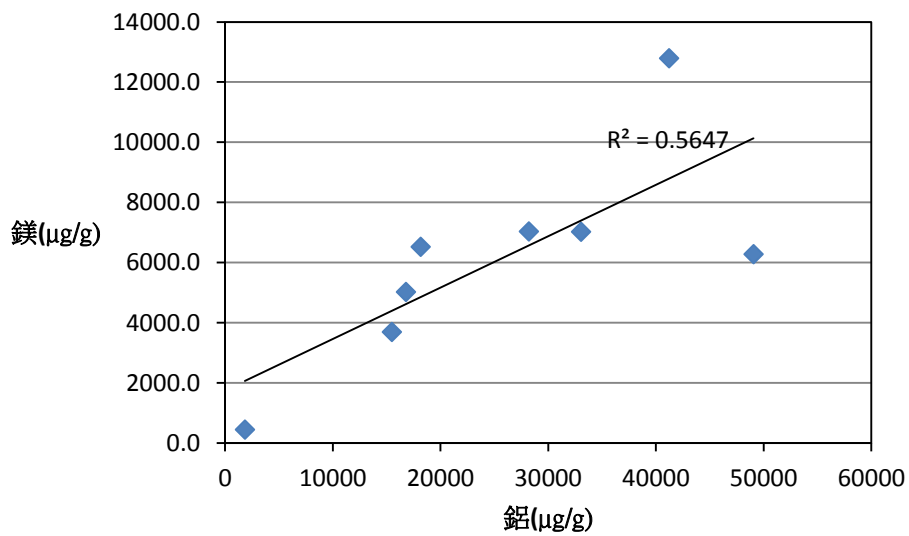


圖 4.8.2 DIP 內壁管垢中金屬鋁與鎂之相關性

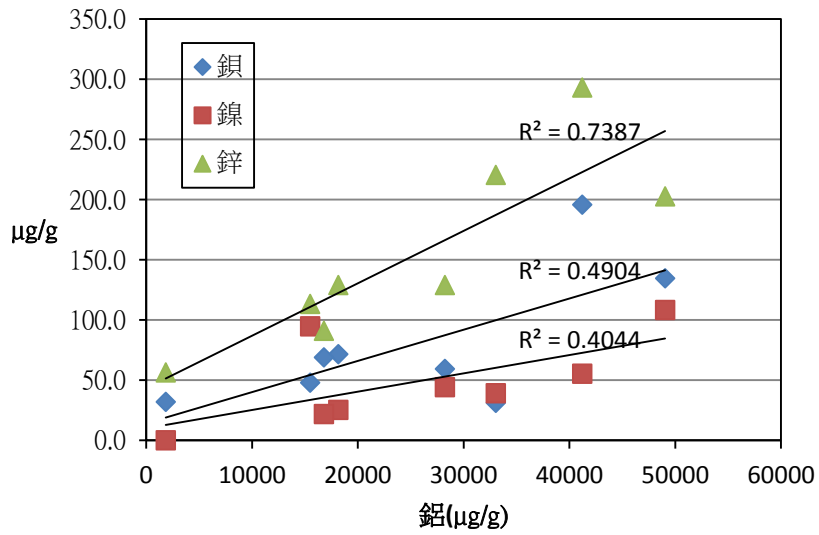


圖 4.8.3 DIP 內壁管垢中金屬鋁與吸附金屬之相關性

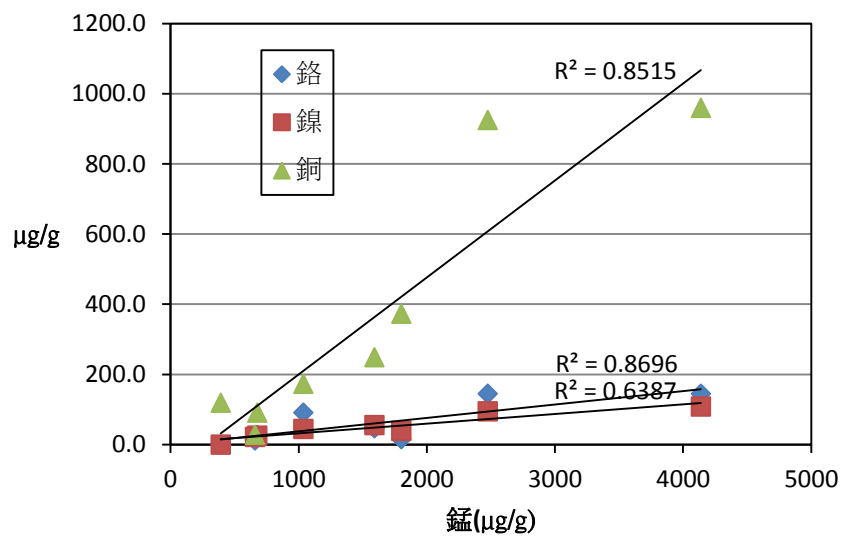


圖 4.8.4 DIP 內壁管垢中金屬錳與吸附金屬之相關性

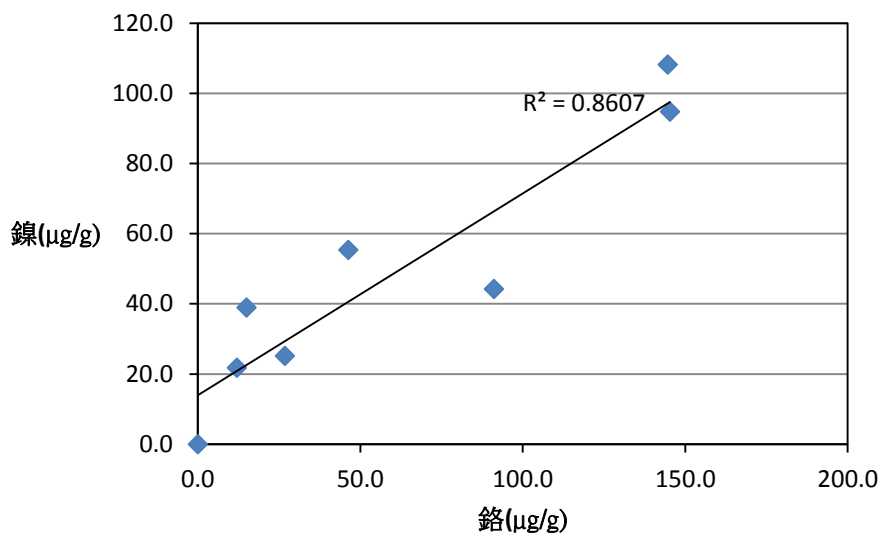


圖 4.8.5 DIP 內壁管垢中金屬鎳與鉻之相關性

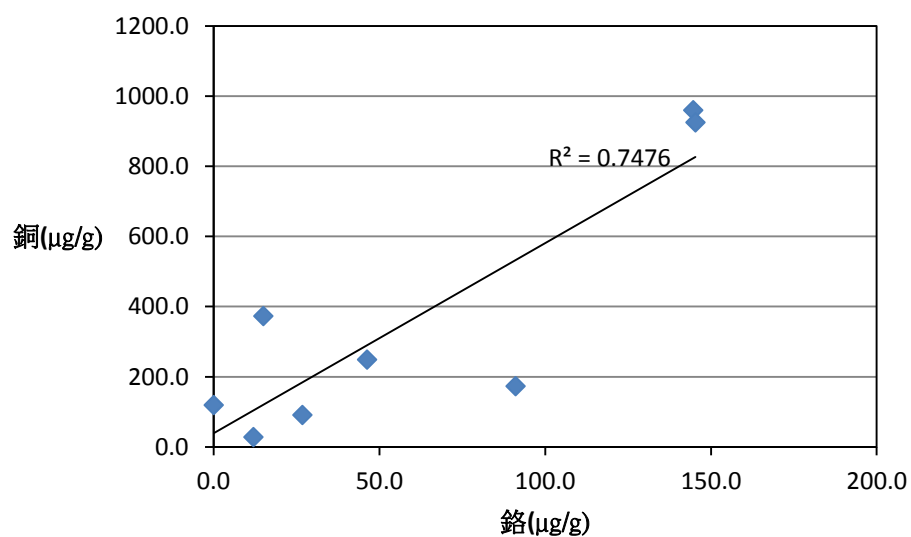


圖 4.8.6 DIP 內壁管垢中金屬銅與鉻之相關性

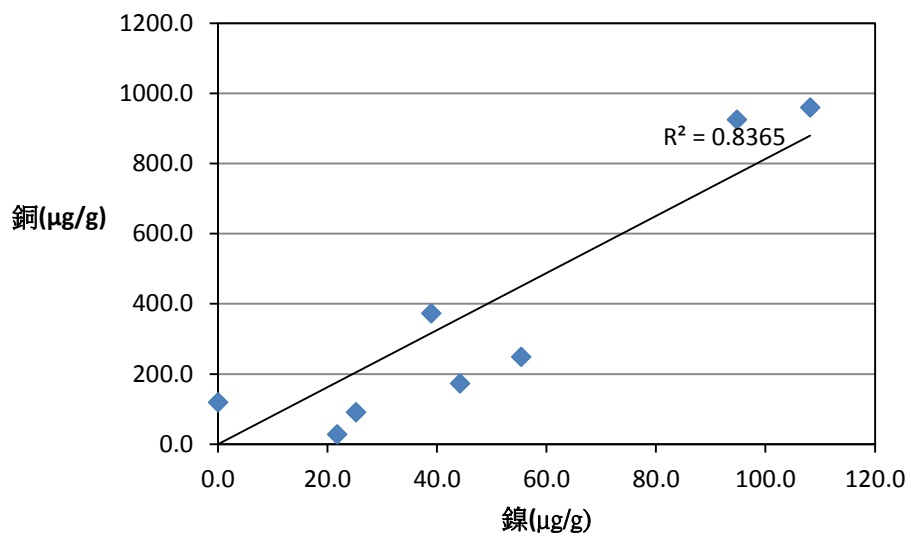


圖 4.8.7 DIP 內壁管垢中金屬銅與鎳之相關性

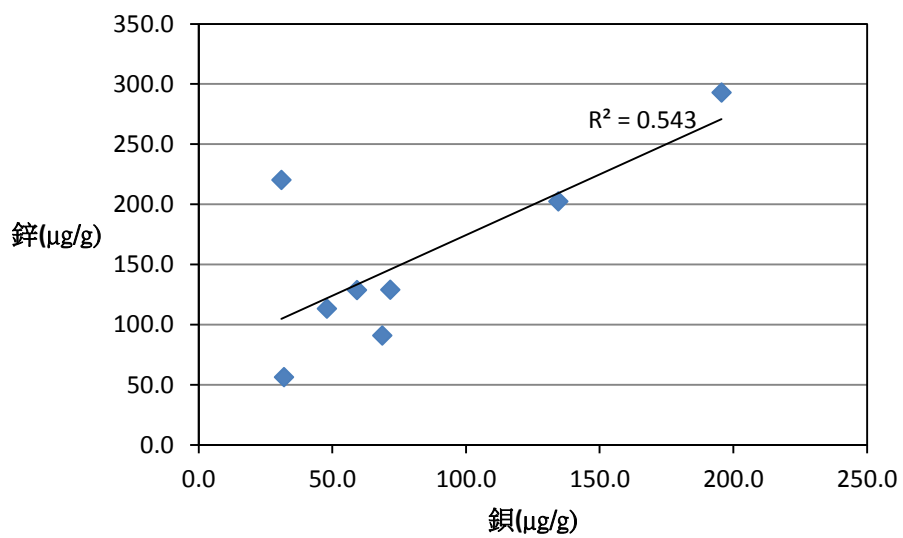


圖 4.8.8 DIP 內壁管垢中金屬鋅與銀之相關性

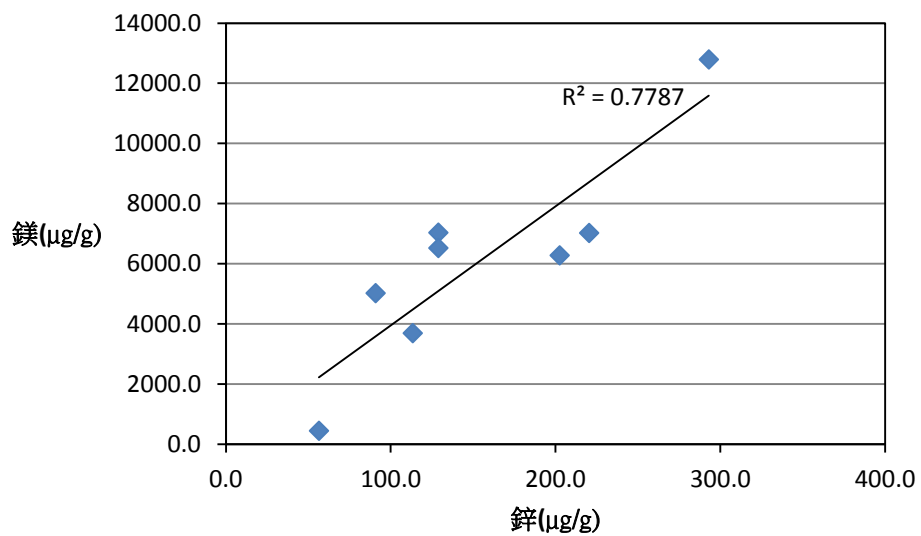


圖 4.8.9 DIP 內壁管垢中金屬鎂與鋅之相關性

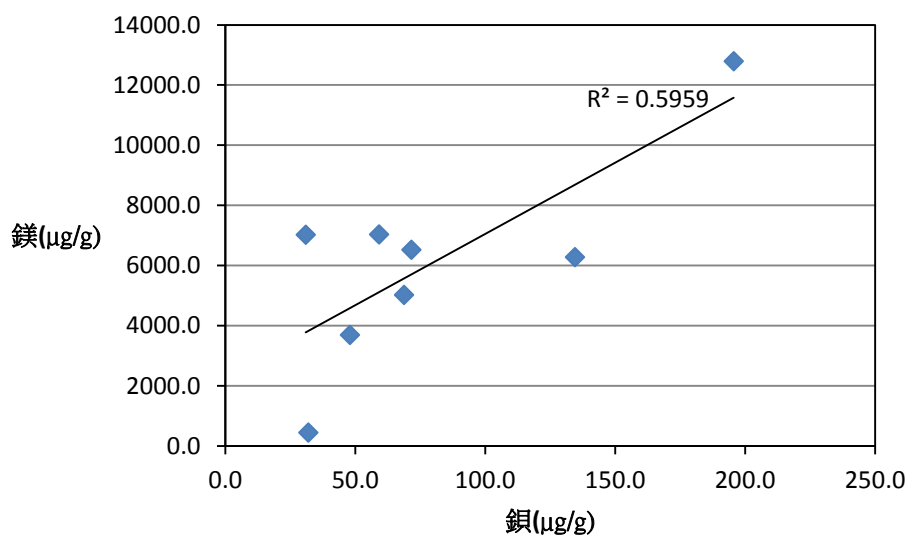


圖 4.8.10 DIP 內壁管垢中金屬鎂與銀之相關性

以 Pearson 相關性矩陣計算 LP 管材內壁固體管垢中各項固體金屬之相關性係數 r 值，如表 4.8.2。各項固體金屬間之相關性，以鋁與錳、銻、鉈；錳與銻；銻與鉈，鎳與銅、鋅、鎂；銅與鋅；鈣與鎂，相關性較高外，其餘並無明顯相關，進一步詳細分析如後所述。

表 4.8.2 LP 管材內壁固體管垢中各項固體金屬之 Pearson 相關性矩陣

		管垢中金屬												
		鐵	鋁	錳	鉛	鉻	鉍	銻	鎳	銅	鋅	鈣	鎂	鉈
管垢中金屬	鐵	1.00	-0.62	-0.61	0.39	0.62	-0.30	-0.50	-0.38	-0.23	-0.16	-0.15	-0.13	-0.67
	鋁	-0.62	1.00	0.83	-0.01	-0.31	0.06	0.87	0.23	0.26	0.19	0.16	-0.03	0.77
	錳	-0.61	0.83	1.00	-0.06	-0.17	-0.25	0.77	0.23	0.12	-0.02	0.45	-0.00	0.53
	鉛	0.39	-0.01	-0.06	1.00	0.24	-0.66	0.33	-0.57	-0.29	-0.24	-0.32	-0.65	0.13
	鉻	0.62	-0.31	-0.17	0.24	1.00	-0.11	-0.33	-0.32	-0.25	-0.24	-0.23	-0.36	-0.39
	鉍	-0.30	0.06	-0.25	-0.66	-0.11	1.00	-0.36	0.53	0.53	0.59	-0.18	0.35	0.12
	銻	-0.50	0.87	0.77	0.33	-0.33	-0.36	1.00	-0.17	-0.13	-0.19	0.05	-0.29	0.77
	鎳	-0.38	0.23	0.23	-0.57	-0.32	0.53	-0.17	1.00	0.92	0.85	0.66	0.75	-0.10
	銅	-0.23	0.26	0.12	-0.29	-0.25	0.53	-0.13	0.92	1.00	0.98	0.45	0.55	0.01
	鋅	-0.16	0.19	-0.02	-0.24	-0.24	0.59	-0.19	0.85	0.98	1.00	0.30	0.47	0.02
	鈣	-0.15	0.16	0.45	-0.32	-0.23	-0.18	0.05	0.66	0.45	0.30	1.00	0.77	-0.38
	鎂	-0.13	-0.03	-0.00	-0.65	-0.36	0.35	-0.29	0.75	0.55	0.47	0.77	1.00	-0.47
	鉈	-0.67	0.77	0.53	0.13	-0.39	0.12	0.77	-0.10	0.01	0.02	-0.38	-0.47	1.00

註：砷、鎘、硒、鉍因檢測結果為”ND”或大部分為”ND”，未納入分析。

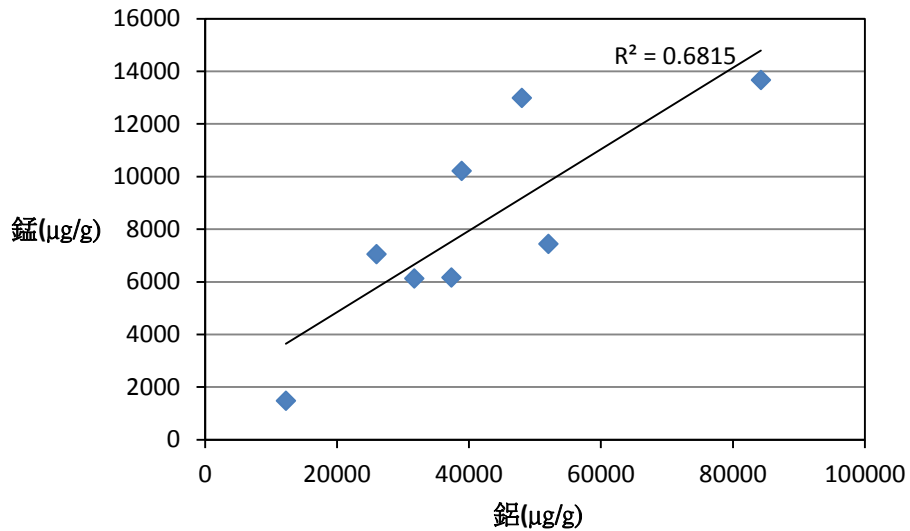


圖 4.8.11 LP 內壁管垢中金屬錳與鋁之相關性

鉛管管垢中，鋁與銻及鉍具相關性(圖 4.8.12)，而錳與銻具相關性(圖 4.8.13)，顯示鋁基體會吸附銻及鉍，而錳基體會吸附銻，由 4.6 節，其他管材管垢均未檢出銻及鉍，顯示銻及鉍係由鉛管溶出。另銻及鉍與銅及鋅會共存(圖 4.8.14 及圖 4.8.15)，顯示在鉛基體存在下，銅及鋅會共存，此與管末排水固體之狀況相同。

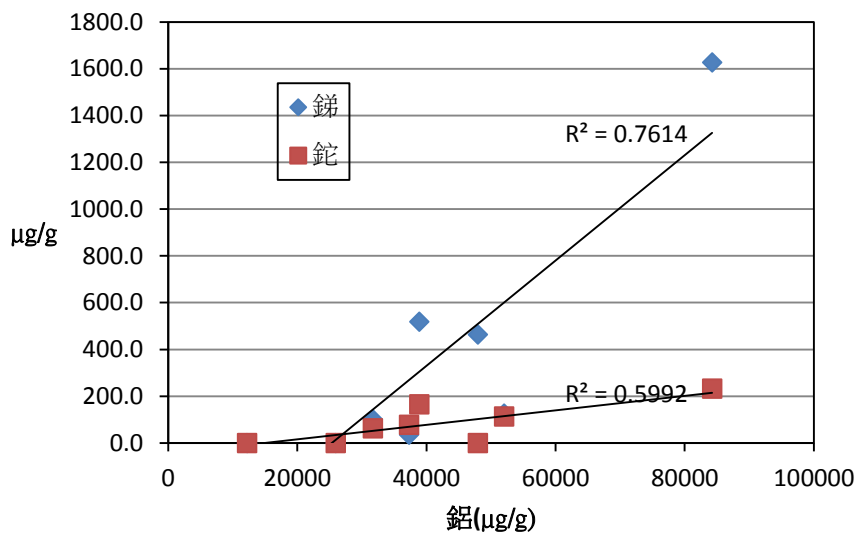


圖 4.8.12 LP 內壁管垢中金屬鋁與吸附金屬之相關性

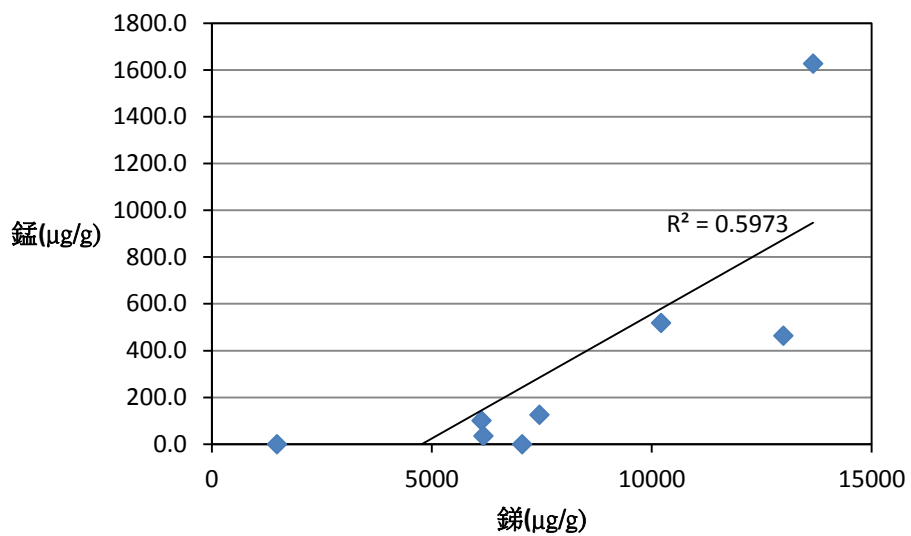


圖 4.8.13 LP 內壁管垢中金屬錳與銻之相關性

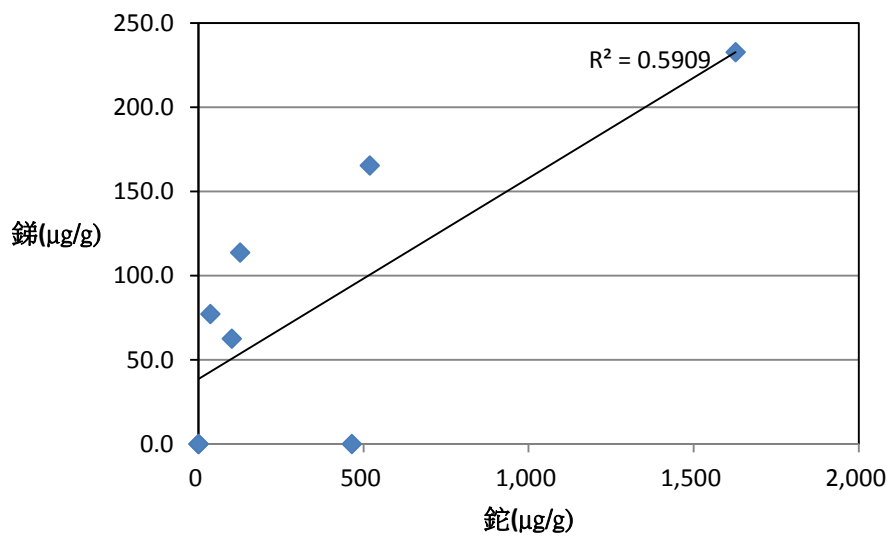


圖 4.8.14 LP 內壁管垢中金屬銻與銻之相關性

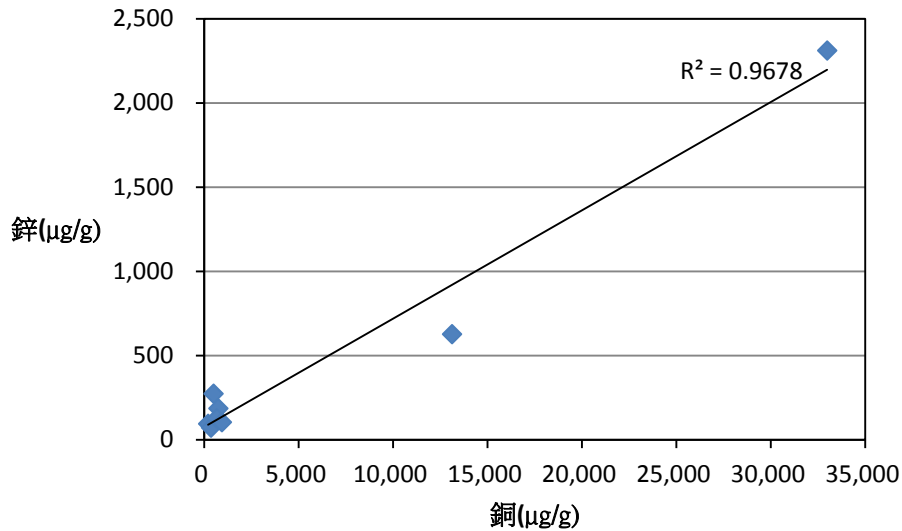


圖 4.8.15 LP 內壁管垢中金屬鋅與銅之相關性

#### 4.9 管線溶出金屬評估

管線混凝土內襯會溶出之金屬包括砷、鋇、鎘、鉻及鋁 (USEPA,2006)，而 Guo(1998)測試管材水泥砂漿溶出狀況，發現鋇、鎘、鉻及鉛、鎳、硒都有溶出。鍍鋅鐵管之鋅內襯則會溶出鎳、鉛、銅、鎘及鉻等金屬(Peng,2012)：鉛管會溶出鉛，北水處供水管網中，鍍鋅鐵管及鉛管為較早期使用的管材，現均已不使用，但鉛管仍有小部份存在管網中。

比較淨水場清水、管末排水溶液及固體中各項金屬平均濃度，如表 4.9.1。淨水場清水經管線輸送後，各項金屬中，硒與鎘未有增加跡象；略有增加者，依增加量由高至低依序為銅、鋇、鉛、鎳及鉻，但均低於飲用水水質標準限值；鋁增加最多，不論在水溶液或固體中之濃度，均有可能超過飲用水水質標準限值，而對管末端用戶飲用水品質產生影響。

管末排水固體中出現鉛濃度及銅濃度較高者，最大達水質標準限值之 2.6 及 0.15 倍，顯示有管材釋出鉛及銅吸附於基體固體之狀況，

是否會在特定狀況脫附，再溶於水中，而影響人體健康，值得注意。若對照表 4.2 銅在 pH=7~11 均呈沉澱狀態，不易溶出。鉛則應避免 pH 值達 9.0 致溶出呈離子態。

比較管末排水固體中金屬含量(圖 4.9.1)與管材管垢(圖 4.6.1)之金屬含量中數值，顯示存在管材管垢與管末排水固體中之金屬分佈大致相同，濃度較高之金屬仍為鐵、鋁、錳、銅、鋅；其次為鉛、鋇、鉻、鎳；砷、鎘、硒、銻、鉍、鉈為「檢測不出」。顯示管末排水固體之主要來源為管內壁積垢。而參照圖 4.1.4 顯示，該等金屬於管末較易溶於水中者有鎘、鉻、鋇(約 65%~90%)；其次為鉛、鎳(約 30%~40%)及銅、鋅(約 10%~20%)。

表 4.9.1 淨水場清水與管網清水金屬含量比較

單位:µg/L

金屬項目	鋇 (µg/L)	鉻 (µg/L)	鎘 (µg/L)	鋁 (µg/L)	鉛 (µg/L)	鎳 (µg/L)	硒 (µg/L)	銅 (µg/L)
淨水場 清水	8.0	ND (<0.78)	ND (<0.73)	50	ND (<1.28)	ND (<0.39)	ND (<1.65)	ND (<1.0)
管末排水 溶液	9.2 (26.97 MAX)	1.45 (1.95 MAX)	ND (2.41MAX)	47.2 (839.6 MAX)	1.32 (2.73 MAX)	0.64 (2.27 MAX)	ND (<1.65)	3.43 (16.28 MAX)
管末排水 固體	5.12 (27.68 MAX)	0.652 (3.36 MAX)	ND (0.81MAX)	678.3 (8831.5 MAX)	3.0 (26.18 MAX)	1.15 (14.05 MAX)	ND (<1.65)	15.84 (154.23 MAX)
飲用水 水質標準 限值	2000	50	200	200	10	100	10	1000

註:管末排水為北水處南區營業分處轄區水樣

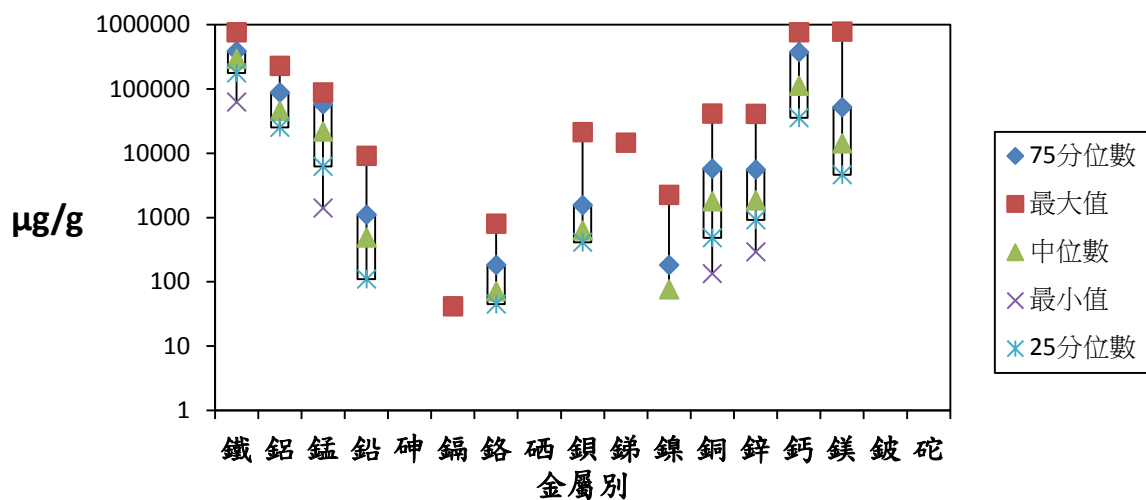


圖 4.9.1 本研究水樣中各項金屬固體含量

利用 Peng(2010)的數據分析方法，判斷管垢中各項金屬是否易為水力(Hydraulic Disturbance)擾動而釋出，此方法用於管末排水中固體及管材內壁管垢來自相同供水管網，與本研究近似。將個別金屬在管末排水固體及管材內壁垢之累積質量作累積頻度分析，如圖 4.9.2~4.9.10，結果顯示鐵、鋁、錳、鉛、鉻、鋇、鎳、銅、鋅等金屬中，除鋁及鉛(<60%)之累積曲線很接近外，餘均有很大差異。不同形態累積曲線金屬中，以錳、鋇及鋅之差距性大於鐵、鉻、鎳及銅。故可初步推估鋁及鉛之管垢較不易受水力擾動釋出；錳、鐵、鉻、鋇、鎳、銅、鋅等金屬則較易受水力擾動衝擊釋出，程度上，錳、鋇及鋅又大於鐵、鉻、鎳及銅。

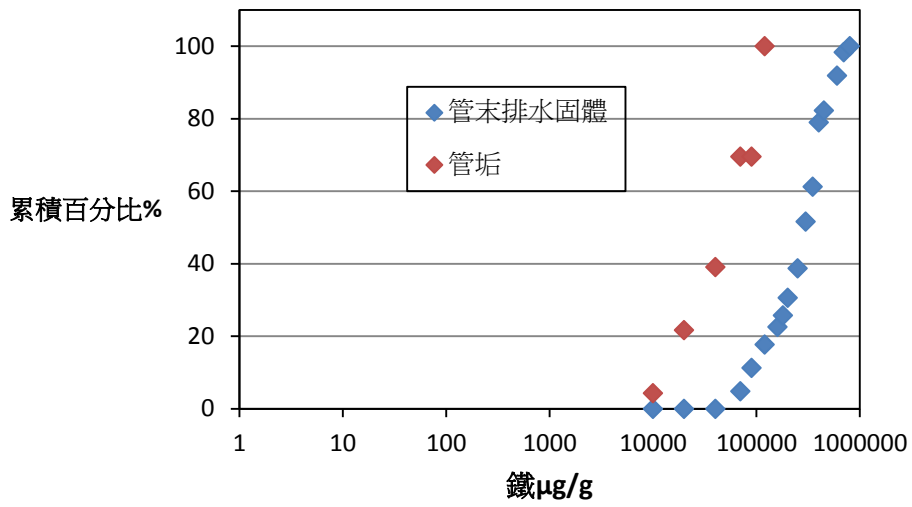


圖 4.9.2 本研究水樣中固體及管材內壁垢鐵含量累積頻度比較

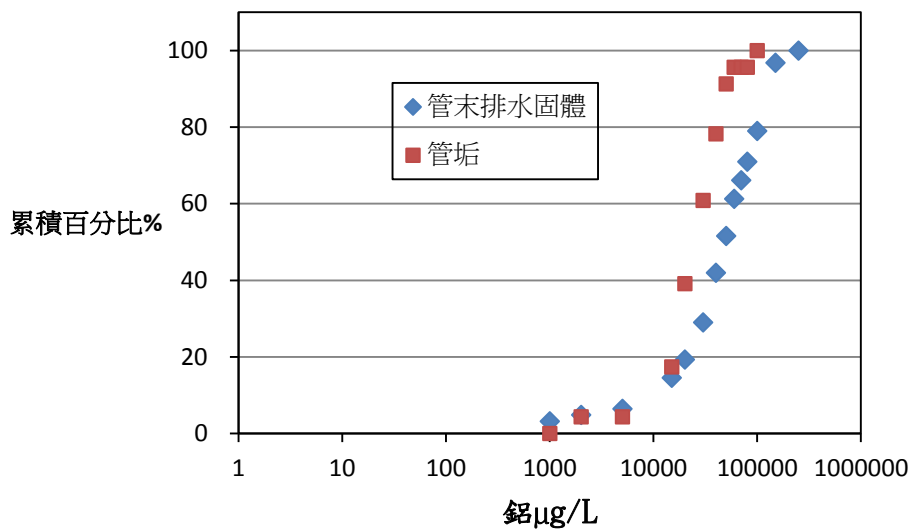


圖 4.9.3 本研究水樣中固體及管材內壁垢鋁含量累積頻度比較

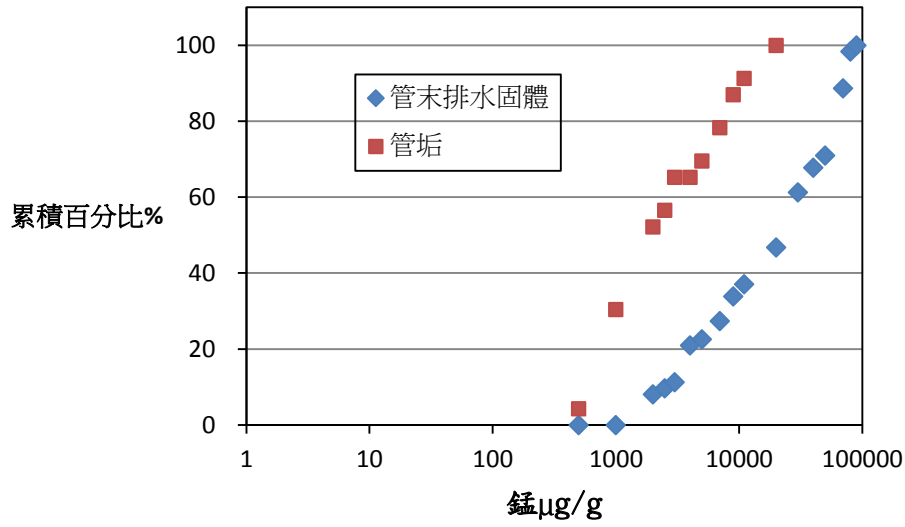


圖 4.9.4 本研究水樣中固體及管材內壁垢錳含量累積頻度比較

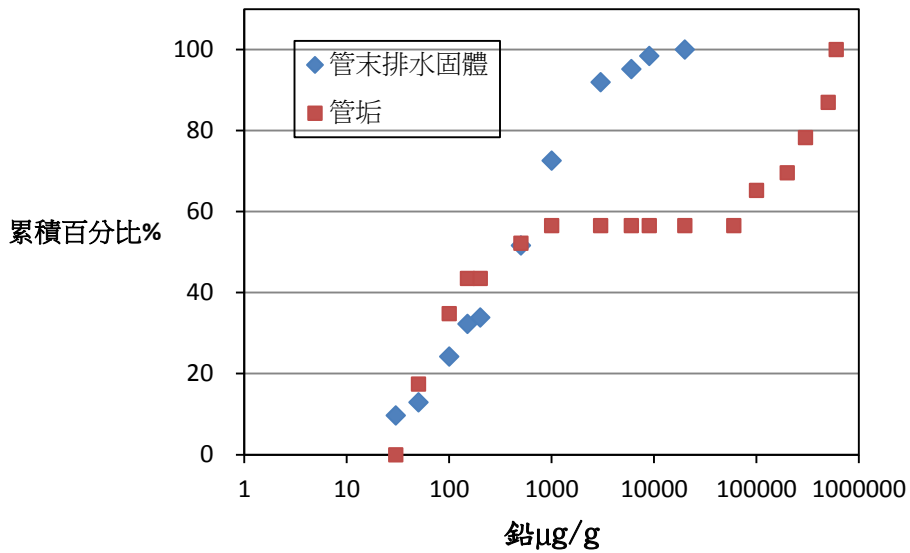


圖 4.9.5 本研究水樣中固體及管材內壁垢鉛含量累積頻度比較

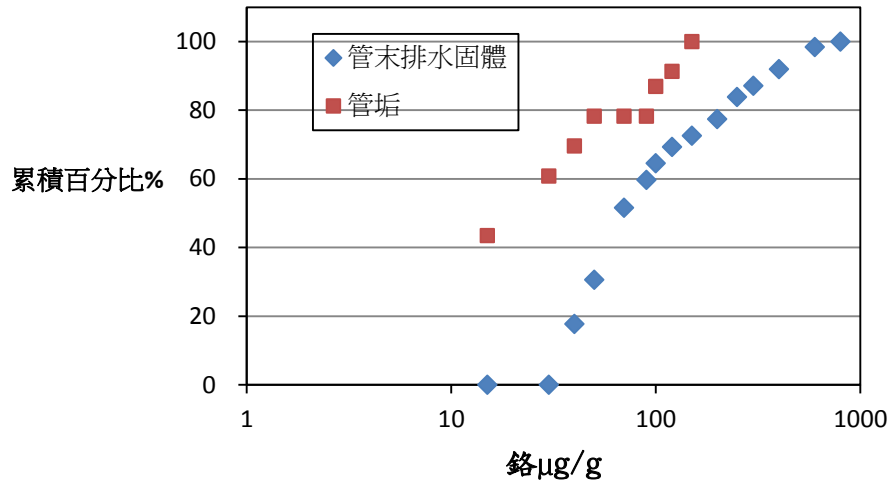


圖 4.9.6 本研究水樣中固體及管材內壁垢鉻含量累積頻度比較

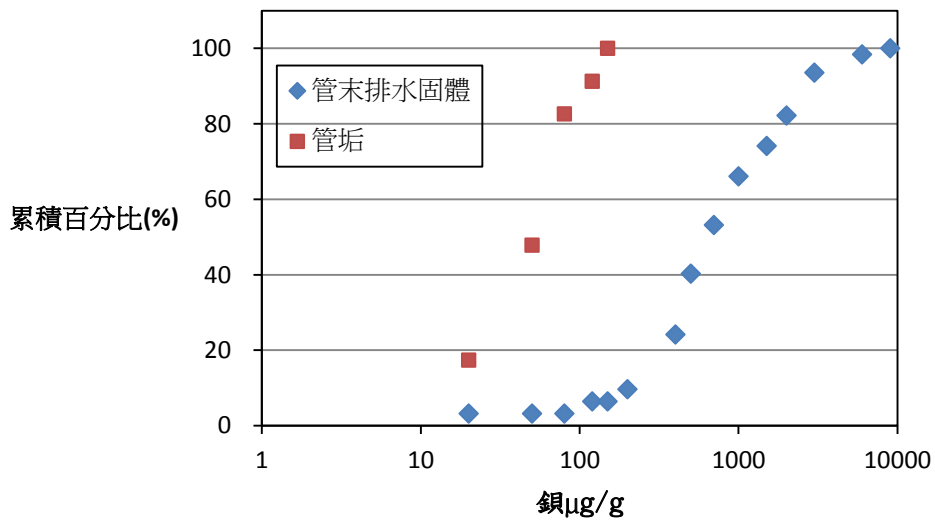


圖 4.9.7 本研究水樣中固體及管材內壁垢鎳含量累積頻度比較

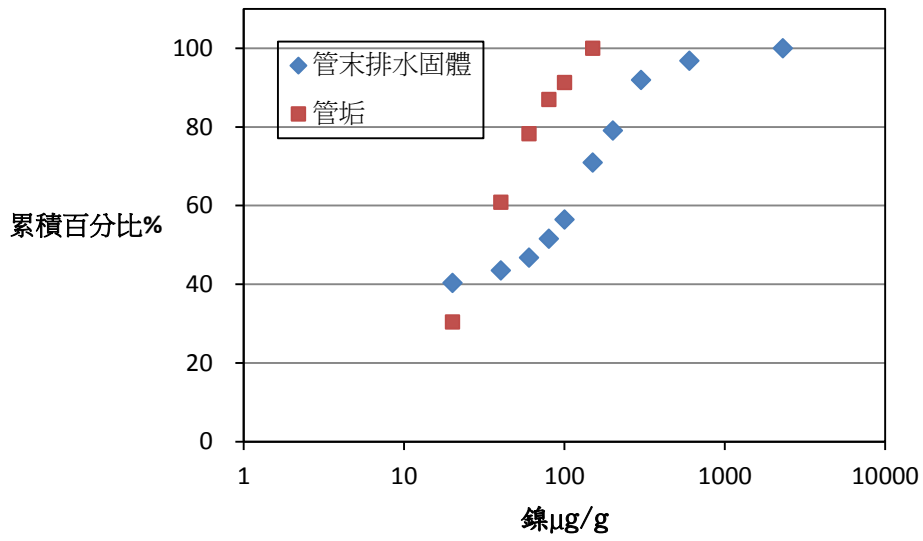


圖 4.9.8 本研究水樣中固體及管材內壁垢鎳含量累積頻度比較

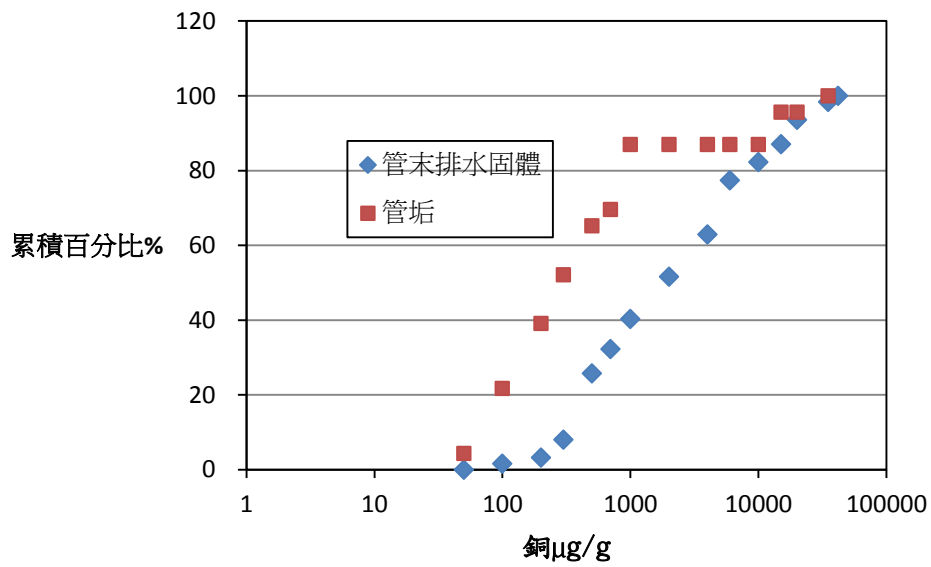


圖 4.9.9 本研究水樣中固體及管材內壁垢銅含量累積頻度比較

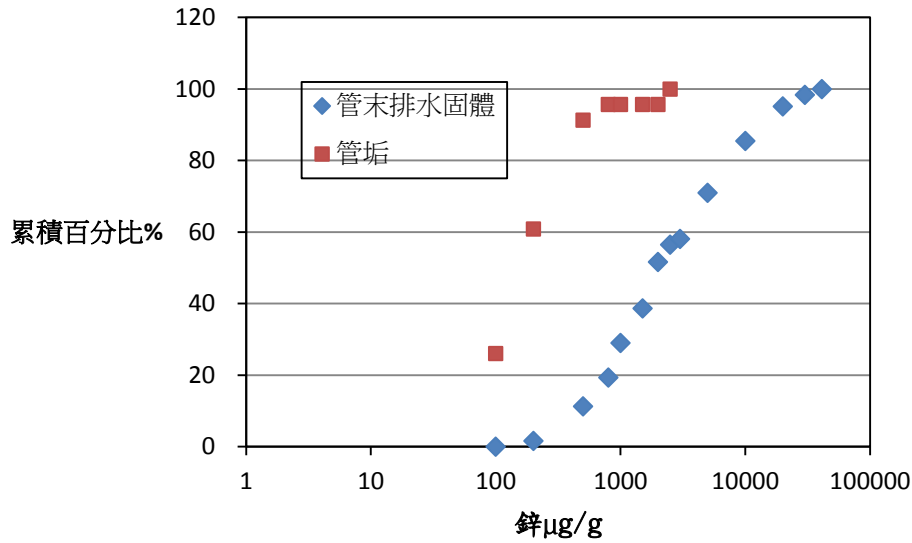


圖 4.9.10 本研究水樣中固體及管材內壁垢鋅含量累積頻度比較

## 4.10 北水處管材規範與管網操作檢討

### 4.10.1 管線材質溶出規範

我國目前用於自來水管線配水管主要材質為延性鑄鐵管(Ductile Iron Pipe)，簡稱 DIP 管，內面並襯以水泥砂漿，給水管除 DIP 管外，亦有不鏽鋼管。

我國管材標準為中華民國國家標準 CNS，另國際上有美國國家衛生基金會 NSF/ANSI 61 標準。

延性鑄鐵管 CNS 標準 CNS 10808 中對於 DIP 管的要求有機械性質(抗拉強度及伸長率、硬度)、石墨球化率、水密性、形狀尺度、外觀及塗裝襯裏，有關用於飲用水品質之規定，「若以水泥砂漿襯裏時，則依 CNS 2313〔鑄鐵管水泥砂漿襯裏法〕之規定」；另亦規定「鑄鐵管之塗裝及襯裏使用於飲用水時，不得有影響水質之有害成份」。CNS 2313〔鑄鐵管水泥砂漿襯裏法〕則明定塗料之溶出性須符合表 4.10.1 之規定，並註明僅適用於自來水管，並未特別針對溶出有害金屬進行規範。另 CNS 13392 一般配管用不銹鋼鋼管，亦規定溶出性能如表 4.10.2 之規定，除不銹鋼鋼管規範六價鉻及鐵外，並未對溶出其他金屬進行規範。

表 4.10.1 鑄鐵管水泥砂漿塗料溶出性規定

塗料溶出性	濁度:0.5 度以下 色度:1 度以下 過錳酸鉀消耗量:2 mg/L 以下 餘氯減量:0.7 ppm 以下 酚類:0.005 mg/L 胺:無檢出 氰: 無檢出 臭味及味道:無異常
-------	---

表 4.10.2 不銹鋼鋼管塗料溶出性規定

項目	判定基準值
異味	無異常
臭氣	無異常
色度	5 度以下
濁度	2 度以下
六價鉻	0.05 mg/L 以下
鐵	0.3 mg/L 以下

大型輸水幹管使用鋼襯預力混凝土管 (Prestressed Concrete Cylinder Pipes ,PPCP)，我國 CNS 12285 訂有此類管材之標準，在品質部份，定有外觀、尺度許可差、內壓試驗及外壓試驗等，並未訂定溶出試驗標準及限值。

NSF/ANSI 61-2013 Drinking Water System Components-Health Effect 明定管材溶出試驗程序及溶出標準(Water Quality Criteria)，金屬部份依美國及加拿大水質標準訂定溶出標準者有銻、砷、鋇、鈹、

鎘、鉻、銅、鉛、汞及硒等，經專家審查(Peer-reviewed)訂定者有鋁、鎢及鈦；依美國環保署準則訂定者有三價鉻、六價鉻、錳、鉬、銀及錒。各項目均依溶出試驗程序之不同分別訂定總允許濃度(Total Allowable Concentration, TAC)及單一產品允許濃度(Single Product Allowable Concentration, SPAC)，以為遵循。其中鋁、錳、鉬、鎘、鉻、銅、鉛及銻等，均為本研究於管末排水或管材內壁積垢所常發現的金屬。

Guo(1998)於實驗室測試飲用水使用水泥砂漿內襯管材之法規規範金屬溶出狀況，結果3段管材有2段發現，經14天滯留，從水泥砂漿溶出Ba、Cd及Cr，後續Ba及Cr仍持續溶出，主要原因為水泥砂漿煅燒過程使用有害廢棄物燃料，作為燒窯水泥燃料，致Ba、Cd及Cr大量溶出，Pb、Ni及Se亦有發現，因而建議應慎選水泥砂漿來源，顯示管材仍有溶出金屬之虞。

我國CNS自來水用管材標準均係民國80至90年代訂定，未隨時代進步加以修訂，對於管材可能溶出之有害金屬等並未能加以有效規範，建議可參考NSF 61之溶出標準，檢討本土可能發生之項目，適當修訂溶出試驗標準，以確保民眾飲用健康。

#### 4.10.2 管網操作檢討

自來水管線系統由於原水中溶解性金屬、管材生鏽、淨水混凝劑殘餘及管線汰換與修漏施工等加成因素，易於管線內壁生成複合性管垢，整體管網系統維護可考慮從「降低管垢生成」及「生成管垢排除」兩方面著手，以降低使用自來水民眾暴露金屬汙染風險。

在「降低管垢生成」方面，可精進之工作有：

1. 降低與自來水接觸管材表面不純物溶出，各種使用之管材、內襯及附屬設備，在進行採購時，應增訂各項有害金屬溶出試驗驗收標準，以降低使用時溶出，國家標準(CNS)不足者，建議修訂之。
2. 儘量使用不易腐蝕或腐蝕速率較低的管材，如不銹鋼管。

3. 管線施工或修漏完工後應確實進行排水，將施工過程進入管中之污泥排除，以減少管中沉積物之產生。
4. 管網系統應確實連通，避免產生低流速區，致管垢堆積。  
在「生成管垢排除」方面，建議規劃及實施管線清理作業，透過管末排水及有系統之洗管作業，將管網系統中已生成的管垢固體予以排除。

北水處自 97 年起，透過圖資系統(GIS)擷取管末端小於 6 米之消防栓點，確立管末端排水消防栓之資料，共 1414 處，如表 4.10.3。各營業分處將轄區劃分成若干區塊，併同委外閥栓維護合約之執行，同時進行管末端排水。每一管末消防栓以 6 個月排水 1 次為原則，排水作業時紀錄包括排水地點、日期、排水起訖時間、初排水之水質(濁度及自由餘氯)及排水後水質(濁度及自由餘氯)。初排水質為排水第 1 分鐘內測得之排放水質，排水後之水質則為排水至符合排水作業標準(濁度<4NTU; 自由餘氯>0.3mg/L)後 1 分鐘內測得之排放水質。若排水未達標準，應繼續排水，並每 3 分鐘測 1 次水質。

表 4.10.3 北水處管末排水計畫表

分處別	東區	西區	南區	北區	陽明	小計
管末端數	214	421	352	215	212	1414
計畫排水次數	428	842	704	430	424	2828

北水處管末排水的實施計畫訂定，初期以能落實執行為目標，故訂定每半年 1 次之排水頻率，惟每一管末端之連結管線狀況均不同，管末端排水水流可能牽引連接管線之水流，導致數波的濁度波峰，故排水全程水質數據之分析對排水頻率之決定相當重要。

為確保管末端用戶的用水品質，每一管末端排水頻率，會因管線系統及用水量的不同而有不同，其決定相當重要，美國有使用所謂 Water Quality Calculator 免費 Excel 計算式計算滯留期，只要輸入盲管管徑、管長、該盲管所連接用戶數，即可計算出盲管內的水約幾天可消耗完(即平均滯留期)，平均滯留期大於 4 天(係以餘氯衰減經驗式粗估)，水質即不安全。可以此計算多久要排放 1 次滯流水，決定每一盲管之約略排水頻率。

本研究管末排水水質高濃度金屬部分，大部分呈固體態，故以排水排放至濁度符合飲用水水質標準(小於 2NTU)，可將大部分金屬排除，確保民眾飲用安全目標。

至於有系統洗管部分，由於國內在自來水管網系統設計及施作時，並未考慮設置後之洗管需求，如能隔離小供水區域之制水閥與消防栓設置，致無法進行局部管段之隔離與清(沖)洗作業，亦擔心一但進行洗管作業，管垢污水到處流竄，將影響用戶用水品質。未來在管網整體規劃時，建議將此需求納入。以利進行有效的管線清理作業。

## 第五章 結論與建議

### 5.1 結論

#### 5.1.1 管末排水初排水樣分析結果

- 1.水中總金屬(含水中固體顆粒及水)平均濃度由高至低依序為: 鈣>鐵>鎂>鋁>錳>鋅>銅>鋇>鉛>鉻>鎳>鎘;其餘砷、硒、銻、鉍、鉈,均為檢測不出。
- 2.水中金屬平均含量由高至低依序為以鈣>鎂>鋁>鋇>鋅>鐵>銅>錳>鉻>鉛>鎳>鎘,鋅以下金屬均在 5 µg/L 以下,砷、硒、銻、鉍、鉈則為檢測不出。
- 3.各項金屬在管末自來水中大部份呈固體態的有鐵、鋁、錳、鉛、鎳、鋅、銅,鉻及鋇則以小部份固態存在,鎘、鈣、鎂則大部份以溶液態存在。
- 4.分析各項金屬總濃度之累積發生頻度可分為濃度較高之鐵、鋁、錳等主要金屬,及濃度較低之鉛、鎘、鋇、鉻、銅、鋅等次要金屬。
- 5.管末排水並非真正為用戶使用到之自來水,以假設性之「超標概念因子」探討各項金屬超出水質標準的可能性,假設鐵總量 25%以上、鋁及錳 100%溶出可能超標,其餘金屬即使 100%溶出亦遠低於水質標準限值。
- 6.溶液中金屬濃度與固體中金屬濃度無相關性。
- 7.管末排水總鐵含量可以透過濁度檢測值利用以下公式直接換算,相關係數可達  $R^2=0.9575$ ,其他金屬則無相關性。

$$\text{總鐵}(\mu\text{g/L})=139.99*\text{濁度}(\text{NTU})$$

- 8.管末排水之 pH 值影響金屬存在的形態,如表 4.2 所示為在 pH=7.0~11.0 間,各項累積金屬之存在形態。值得注意的是在 pH=8.0~9.0 時之鉛、鋁及鎳;在 pH=7.0~11.0 時之鉻、鋇,呈溶解態,顯示原吸附存在於固體上之金屬,皆有可能因管末自來水滯留

致 pH 值升高而溶出。

- 9.管末排水中固體主要以鐵、錳及鋁形成基體(Substrate)，其中錳與鋁產生共沉澱(Coprecipitation)。
- 10.鐵、錳及鋁形成之基體固體具吸附溶液中微量金屬的能力，本研究顯示 pH 值 $<7.5$  鉻會為鐵、錳及鋁基體所吸附，另錳會吸附鋇。鎳、鉻與鋇三金屬會於固體中共存，鉛、銅及鋅 3 者亦然，鉛在 pH 值 $>8.0$  會吸附於鐵基體，且易與鋇共存。

### 5.1.2 管線內壁累積垢分析結果

- 1.管線內壁累積垢中存在金屬中位數濃度由高至低依序為:鐵 $>$ 鋁 $\gg$ 鎂 $>$ 鈣 $>$ 錳 $\gg$ 鉛 $>$ 銅 $>$ 鋅 $\gg$ 鋇 $>$ 鉻 $>$ 鎳；砷、鎘、銻及鉍偶有出現，硒及鉍均為「檢測不出」。
- 2.球狀延性石墨鑄鐵管(DIP)管垢中鎘及鋇濃度較鉛管(LP)高；鉛管管垢中錳、銻、銅及鉍濃度較球狀延性石墨鑄鐵管高。
- 3.所採管材樣品中，DIP 管垢中鐵與鋁含量約略呈穩定狀態，與管齡無關，鎳及鋅則隨管齡增加有增加趨勢；錳、鉛、鋇、銅、鎳及鋅隨口徑增加而增加。
- 4.DIP 及 LP 管垢鋁與錳呈共沉態，與管末排水固體相同；DIP 管垢中鋁會吸附鋇、鎳及鋅，錳則會吸附鉻、鎳及銅；且鉻、鎳、銅及鋇、鋅、鎂共存；LP 管垢中鋁吸附銻及鉍，錳則會吸附銻；銻、鉍及銅、鋅共存。
- 5.管材內壁累積垢中金屬含量分佈，與管末排水固體中大致相同，顯示管末排水固體主要來源為管壁積垢。

### 5.1.3 管材規範與管網維護操作檢討

目前我國管材標準為中華民國國家標準 CNS，該標準對於釋出對人體有害金屬之規範不足，而美國國家衛生基金會 NSF/ANSI 61 標準，則明訂管材可能溶出十餘項重金屬及其溶出標準。而自來水事業

對於於管網中形成管垢之維護操作僅限於管末排水，未能實施系統性之管線清洗作業。

## 5.2 建議

- 1.管網系統應儘量予以聯通，避免形成單向管，影響水質；即便不得已形成，亦應定期充份排水至濁度符合水質標準為止，以避免金屬固體之產生。
- 2.金屬固體於管中形成，易吸附其他影響健康金屬，形成濃縮效應，遇 pH 值變化或水質改變則易再釋出，故應避免管線系統長期關閉閘栓，產生滯留，影響水質及民眾飲用健康，另原水調配或淨水處理程序改變，亦應注意其影響。
- 3.管網系統及管材應儘量避免其他金屬釋出，如混凝土內襯之鋁及鋇、鉛管的鉛、合金材質的銅鋅鎳等，建議對與水接觸之管材、管內塗層及附屬設備，均可參考國際上 NSF/ANSI 61 標準再檢討溶出規範，逐步加強驗收檢驗，以確保飲用安全。
- 4.對於已於管網系統中形成的管垢排除，建議除更精緻化管末排水作業，對不同的管末端決定出不同排水頻率，據以實施，以減少滯留外，在管網設計規劃上，建議納入未來有系統全面洗管需求，增設能隔離出小區域供水管段之制水閘及消防栓等設備，並逐步實施洗管作業。

## 參考文獻

1. Xie Yanjiao(2010). Dissolution, formation, and transformation of the lead corrosion product  $PbO_2$ : Rates and mechanisms of reactions that control lead release in drinking water distribution system. Doctorial dissertation of Washington university in St. Louis.
2. Water research foundation(2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water system scales and sediments.
3. Kim, Eun Jung et al.(2010). Characteristics of lead scales formed during drinking water distribution and their potential influence on the release of lead and other contaminants , Environ. Sci. Technol. 44(16), 6054-6061.
4. Lytle Darren A. et al. (2004). Accumulation of arsenic in drinking water distribution systems. Environ. Sci. Technol. 38(20), 5365-5372 .
5. Reiber Steve and Glenn Dostal(2000). Well water disinfection sparks surprises, Opflow 26(3).
6. Kirmeyer Gregory J, et al(2000). Guidance Manual for Maintaining Distribution System Water Quality, AWWARF.
7. Forbes, E, A. et al(1976). The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on goethite, J. Soil Sci. 27, 154-166.
8. Gadde, R.R. and Laitinen, H. A. (1974). Studies of heavy metal adsorption by hydrous iron and manganese oxides. Anal. Chem. 46, 2022-2026.
9. Matthew Jones(2013). Iron, from the water main to the tape: iron corrosion scales possible sources of regulated elements, University of Cincinnati.
10. Wang Wendong et al(2015). Study of the adsorption of  $Cu^+$ ,  $Cd^{2+}$  and  $Pb^{2+}$  on amorphous  $Al(OH)_3$  in drinking water supply network. , J. Environmental Engineering and management(Romania), 14(2), 2829-

2835.

11. Echeverria Felix, et al. (2009). Characterization of deposits formed in a water distribution system. *Ingeniare. Revista chilena de ingenieria*, 17(2), 275-281.
12. Guo Qizhong, et al. (1998). Leachability of regulated metals from cement-mortar linings. , *J. AWWA*, 90(3), 62-73, Mar. .
13. Hill Andrew S. et al. (2010). , Behavior of trace inorganic contaminants in drinking water distribution systems. *J. AWWA*, 102(7), 107-118.
14. Ching-yu Peng et. al. (2012). Occurance of trace inorganic contaminants in drinking water distribution systems, *J. AWWA*, 104(3) , 181-193.
15. USEPA(2006). Inorganic contaminant accumulation in portable water distribution systems. Contract 68-C-02-042, Total coliform rule issue paper, Washington.
16. Kim Eun Jung et. al. (2011). Effect of pH on the concentration of lead and trace contaminants in drinking water: A combined batch, pipe loop and sentinel home study, *Water Research* 45(3) , 2763-2744.
17. Ching-yu Peng et. al. (2010). Characterization of elemental and structural composition of corrosion scales and deposits formed in drinking water distribution systems. *Water Research* 44(5) , 4570-4580.
18. Sarin P. et al. (2003). Iron release from corroded iron pipes in drinking water distribution systems: effect of dissolved oxygen, *Water Research* 38(12), 1295-1269.
19. The Danish Enterprise and Construction Authority(2008). ,Metal release to drinking water-an overview of Danish and European regulations and investigations.
20. Smith Kathleen S. (1999) Metal sorption on mineral surfaces: An overview with examples relating to mineral deposits, *The*

environmental geochemistry of mineral deposits part A: Processes, techniques, and health issues, Society of economic geologist, Inc. (SEG).

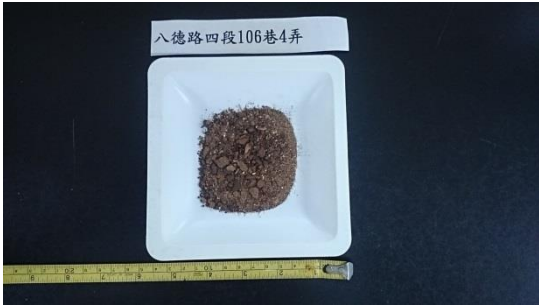
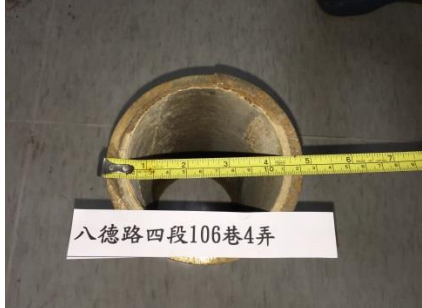
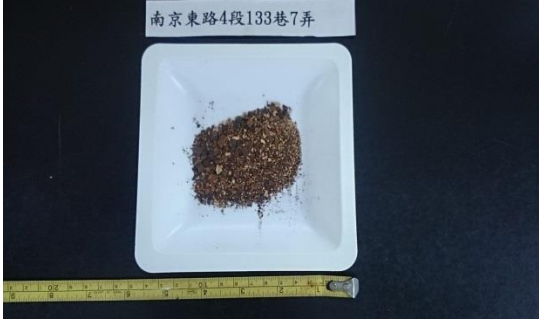


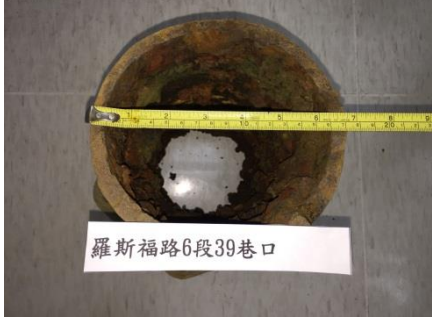
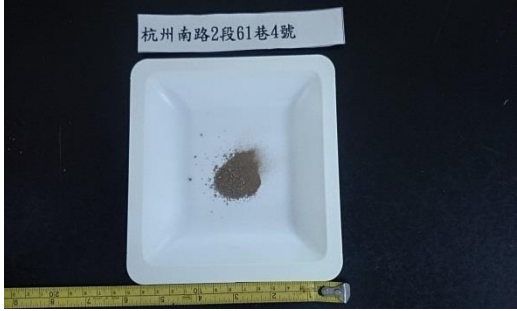
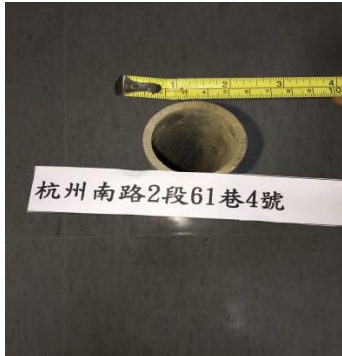
21. AWWARF(1996). Internal corrosion of water distribution system, Cooperative research report, Ed 2.
22. Garrison Sposito(1996). The environmental chemistry of aluminum, 2<sup>nd</sup> edition, CRC Press Inc.
23. NSF/ANSI 61-2013 Drinking Water System Components-Health Effects.
24. 中華民國國家標準 CNS 10808 延性鑄鐵管，93 年 9 月 22 修訂，經濟部標準檢驗局。
25. 中華民國國家標準 CNS 13392 一般配管用不鏽鋼鋼管，100 年 8 月 10 修訂，經濟部標準檢驗局。
26. 中華民國國家標準 CNS 12285 鋼襯預力混凝土管，97 年 1 月 31 修訂，經濟部標準檢驗局。

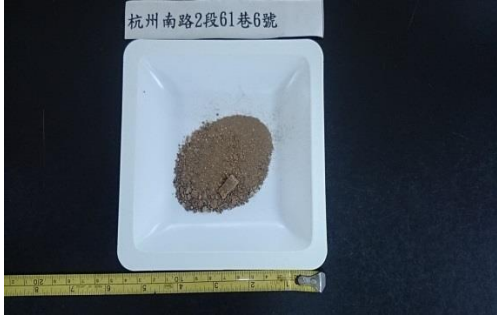
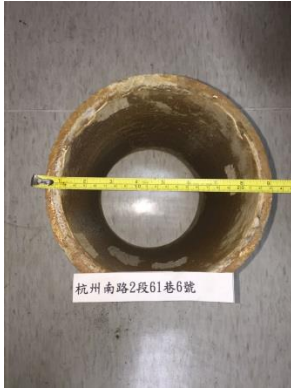
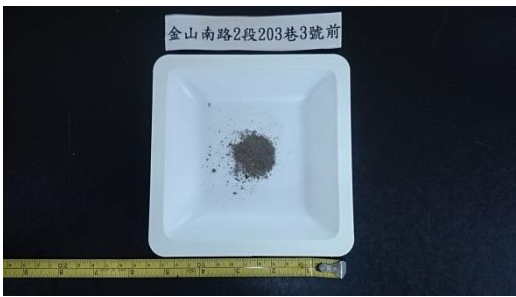
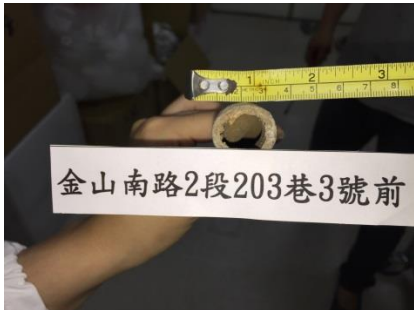
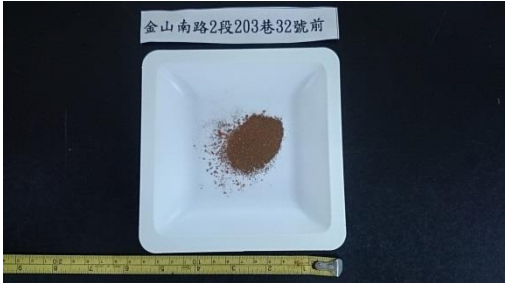
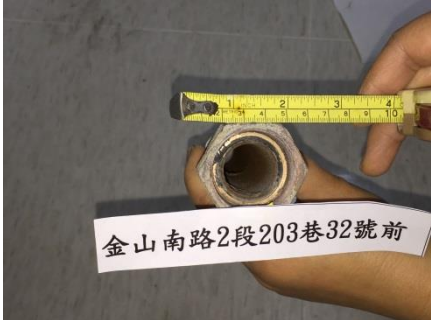
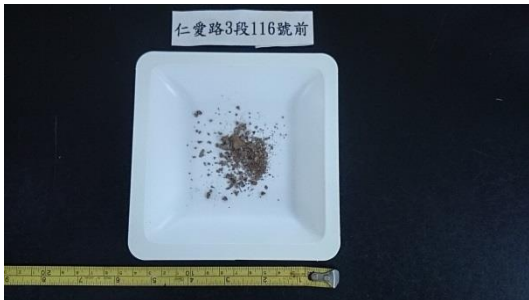
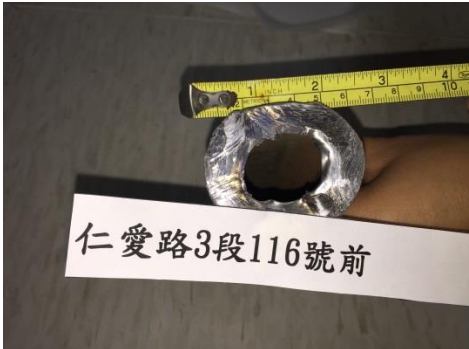
附錄 A 管材累積固體垢採樣管段基本資料

編號	管別	管材	管齡(年)	口徑(mm)
1	配水管	DIP	32	100
2	配水管	DIP	34	150
3	配水管	DIP	25	150
4	給水管	PVC	20	40
5	配水管	DIP	32	200
6	給水管	LP	50	20
7	給水管	PVC	40	25
8	給水管	LP	46	40
9	給水管	PB	20	40
10	給水管	LP	40	40
11	給水管	LP	42	40
12	給水管	LP	40	25
13	給水管	PB	42	25
14	給水管	接合管	30	40
15	配水管	MJP	42	100
16	配水管	DIP	40	150
17	配水管	DIP	42	200
18	給水管	LP	40	13
19	給水管	LP	40	20
20	給水管	LP	40	25
21	配水管	DIP	28	100
22	配水管	MJP	33	150
23	配水管	DIP	33	200

註:DIP:球狀延性石墨鑄鐵管；LP:鉛管；MJP:機械接頭鑄鐵管；PB:  
聚丁烯管；PVC:聚氯乙烯管

## 附錄 B 管材累積固體垢採樣管段及固體垢照片

	
<p>圖 B1a 管垢樣品照片(編號 1,DIP)</p>	<p>圖 B1b 採樣管段照片(編號 1,DIP)</p>
	
<p>圖 B2a 管垢樣品照片(編號 2,DIP)</p>	<p>圖 B2b 採樣管段照片(編號 2,DIP)</p>
	
<p>圖 B3a 管垢樣品照片(編號 3,DIP)</p>	<p>圖 B3b 採樣管段照片(編號 3,DIP)</p>
	
<p>圖 B4a 管垢樣品照片(編號 4,PVC)</p>	<p>圖 B4b 採樣管段照片(編號 4,PVC)</p>

	
<p>圖 B5a 管垢樣品照片(編號 5,DIP)</p>	<p>圖 B5b 採樣管段照片(編號 5,DIP)</p>
	
<p>圖 B6a 管垢樣品照片(編號 6,LP)</p>	<p>圖 B6b 採樣管段照片(編號 6,LP)</p>
	
<p>圖 B7a 管垢樣品照片(編號 7,PVC)</p>	<p>圖 B7b 採樣管段照片(編號 7,PVC)</p>
	
<p>圖 B8a 管垢樣品照片(編號 8,LP)</p>	<p>圖 B8b 採樣管段照片(編號 8,LP)</p>

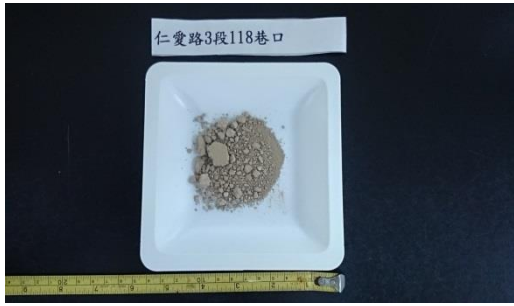


圖 B9a 管垢樣品照片(編號 9,PB)

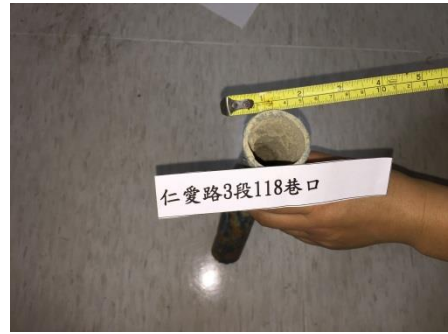


圖 B9b 採樣管段照片(編號 9,PB)

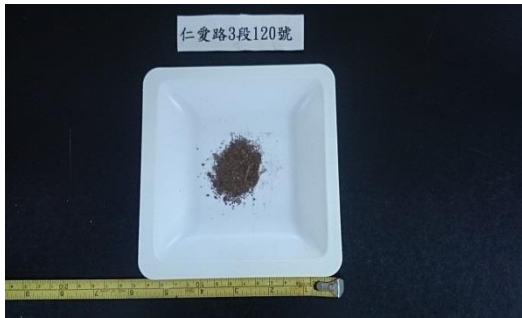


圖 B10a 管垢樣品照片(編號 10,LP)

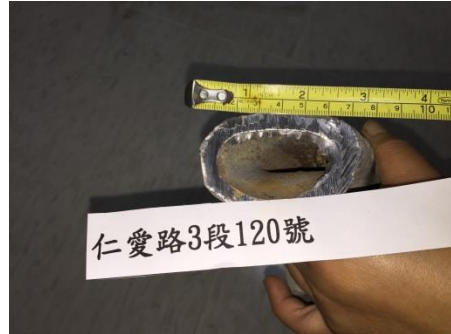


圖 B10b 採樣管段照片(編號 10,LP)

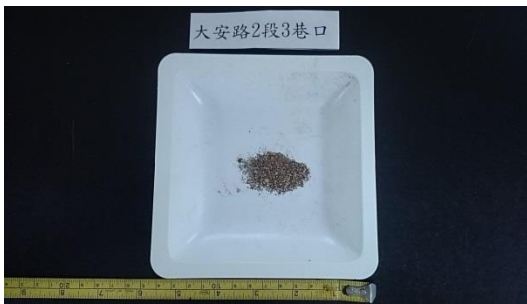


圖 B11a 管垢樣品照片(編號 11,LP)



圖 B11b 採樣管段照片(編號 11,LP)

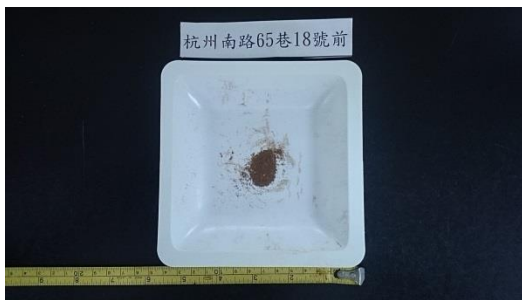


圖 B12a 管垢樣品照片(編號 12,LP)

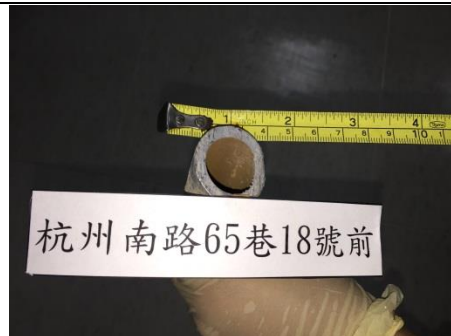
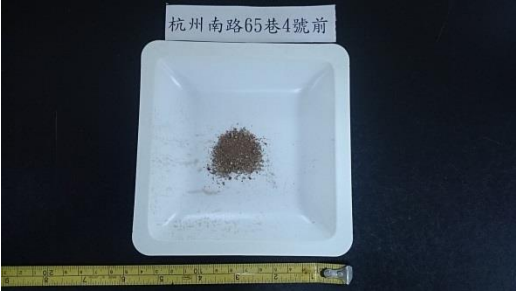
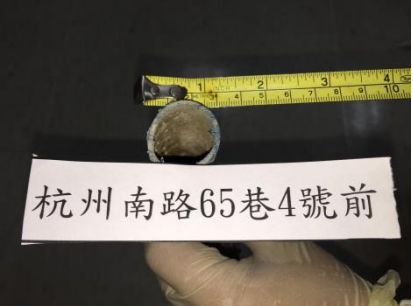
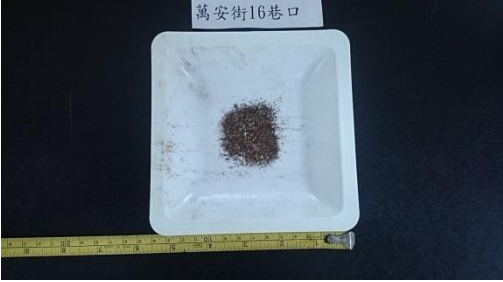
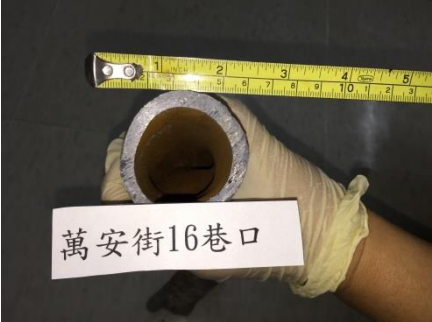
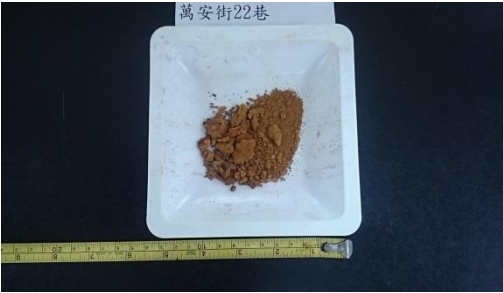
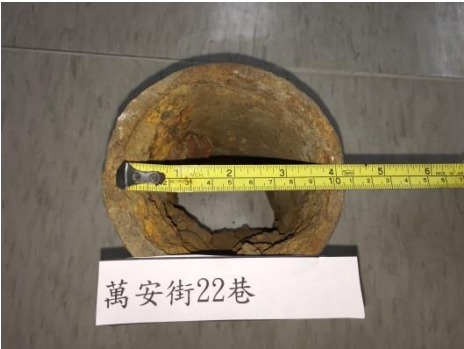
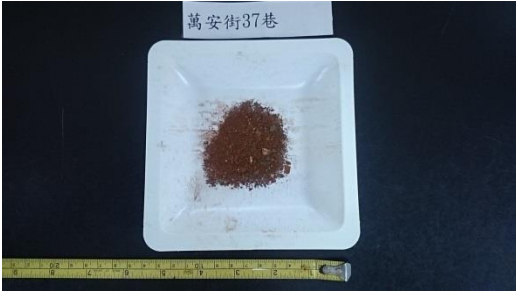
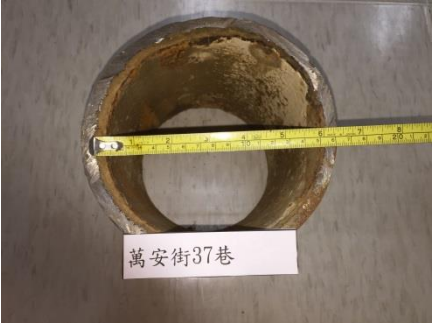
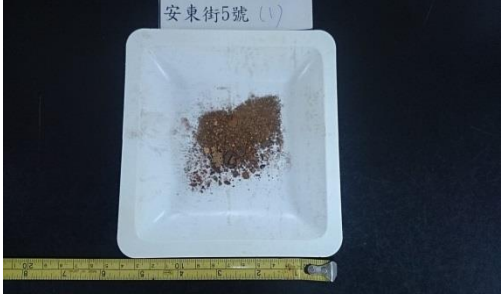

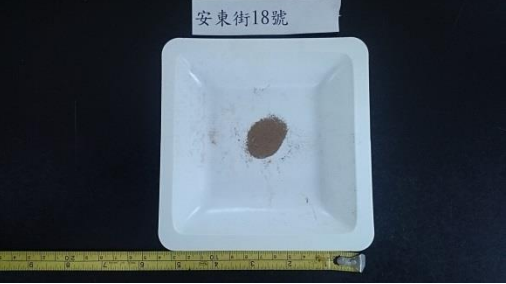
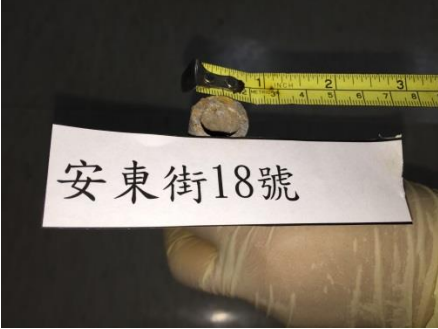
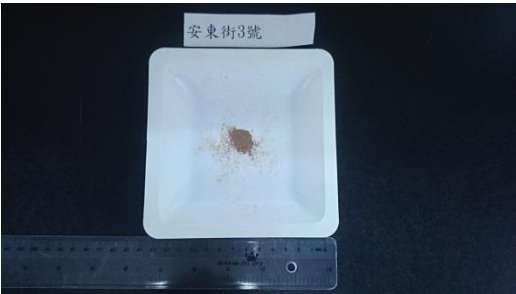

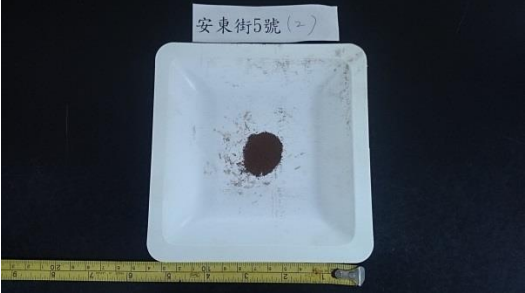
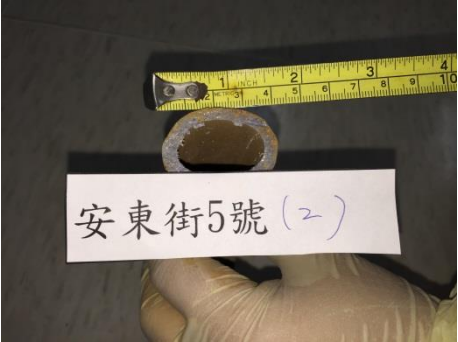


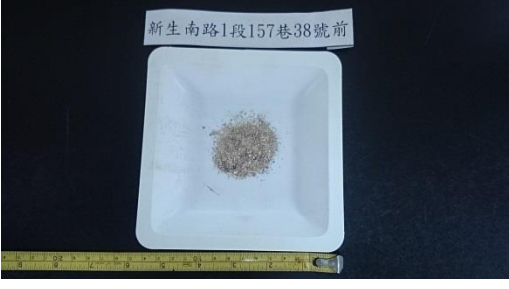
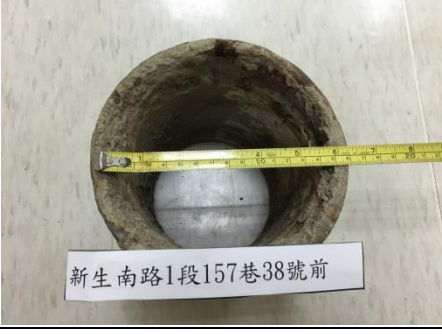
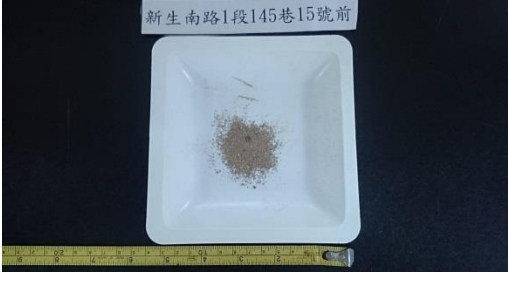
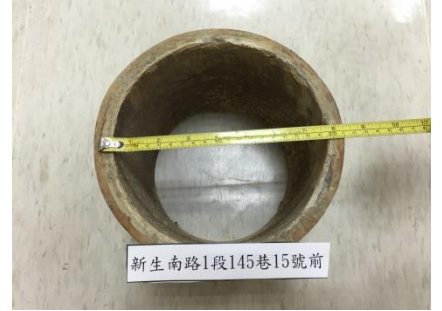


圖 B12b 採樣管段照片(編號 12,LP)

	
<p>圖 B13a 管垢樣品照片(編號 13,PB)</p>	<p>圖 B13b 採樣管段照片(編號 13,PB)</p>
	
<p>圖 B14a 管垢樣品照片 (編號 14,接合管)</p>	<p>圖 B14b 採樣管段照片 (編號 14,接合管)</p>
	
<p>圖 B15a 管垢樣品照片(編號 15,MJP)</p>	<p>圖 B15b 採樣管段照片(編號 15,MJP)</p>
	
<p>圖 B16a 管垢樣品照片(編號 16,DIP)</p>	<p>圖 B16b 採樣管段照片(編號 16,DIP)</p>

	
<p>圖 B17a 管垢樣品照片(編號 17,DIP)</p>	<p>圖 B17b 採樣管段照片(編號 17,DIP)</p>
	
<p>圖 B18a 管垢樣品照片(編號 18,LP)</p>	<p>圖 B18b 採樣管段照片(編號 18, LP)</p>
	
<p>圖 B19a 管垢樣品照片(編號 19,LP)</p>	<p>圖 B19b 採樣管段照片(編號 19,LP)</p>
	
<p>圖 B20a 管垢樣品照片(編號 20,LP)</p>	<p>圖 B20b 採樣管段照片(編號 20,LP)</p>

	
<p>圖 B21a 管垢樣品照片(編號 21,DIP)</p>	<p>圖 B21b 採樣管段照片(編號 21,DIP)</p>
	
<p>圖 B22a 管垢樣品照片(編號 22,MJP)</p>	<p>圖 B22b 採樣管段照片(編號 22, MJP)</p>
	
<p>圖 B23a 管垢樣品照片(編號 23,DIP)</p>	<p>圖 B23b 採樣管段照片(編號 23, DIP)</p>

## 附錄 C 期中報告審查意見及回覆

審查意見	回覆
<b>一、林委員財富</b>	
1. 結論中有關吸附形態共沉澱部分，建請能略保守些，因為未確認證明此點。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。
2. 各相關性分析時，其迴歸線是否合理，建議說明(如 4.5.2~7 圖)。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。
3. 目前看起來鉻的形態可能以較毒的 Cr(VI) 型式(因氧化電位高)，建議也討論其風險。	謝謝委員指教，限於經費，本研究僅對總鉻進行分析討論，並未針對六價鉻加以探討。
4. 本報告採樣的水，與民眾一般用的日常用水不同，建議能補充說明此段，並分析一下民眾用到的機率，以釐清其風險。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告中補充說明。
<b>二、葉委員宣顯</b>	
1. 採樣及實驗分析工作甚多，對執行團隊之努力，應予以肯定。	感謝委員肯定。
2. 研究方法部分，Whatman 934-AH 濾紙之孔徑、材質請予以補充。	謝謝委員指教，Whatman 934-AH 濾紙孔徑為 1.5 $\mu$ m、材質為玻璃纖維，已於期末報告中補充說明。
3. p. 35 中，A 部分為管末排水中總金屬濃度，B 部分為水溶液中金屬濃度，A-B 為固體中金屬濃度之名詞，請斟酌是否適宜改為較通用之名	謝謝委員指教，已於期末報告中進行文字修正。

詞。	
4.為求研究成果能實際運用於水質之精進，在經費及人力許可之情況下，建議就金屬濃度偏高者，追究其可能之原因。以鋁為例，可就不同原水水質、水處理條件及管材(如 PVC 或水泥砂漿襯裡之 DIP 管)之系統，分別討論其鋁偏高之原因為何?	謝謝委員指教，本研究係瞭解管網最嚴重狀況下，金屬釋出情形，並就可能來源加以敘述，惟在經費有限下，並無法針對個別來源逐一加以探討。
三、黃委員志彬	
1.由於淨水場出場水濁度已非常低，顯示其中大部分存在的顆粒偏向小尺度，也有部分顆粒大小小於 1 $\mu$ m，若以 1.5 $\mu$ m 過濾，預期有部分之微小固體物通過濾紙，可能無法顯出真實的固體金屬顆粒數量。	謝謝委員指教。
2.總鐵為固體物之主要成分，從數據結果顯示，其與濁度相關性高，而與 SS 之相關性較低，原因可能是鐵顆粒以微小顆粒為主。對微小顆粒而言，濁度仍能感應出來，然而 SS 並不包括 < 1.5 $\mu$ m 之顆粒之故。	謝謝委員指教，鐵顆粒應有較多大小介於 0.45~1.5 $\mu$ m 之粒子，該等粒子可能對光仍會產生折射，可檢測出濁度，因此總鐵與與濁度相關性較高，與懸浮固體物(SS)相關性較低。
3.自來水中之鋁固體物主要應該	謝謝委員指教，經查文獻「The

<p>來自水的鋁鹽藥劑之添加，其固體物成分主要是兩性氫氧化物，並非報告中提到的 <math>\alpha</math> 或 <math>\gamma</math>-Al(OH)<sub>3</sub> 礦物，故 pH<sub>ZPC</sub> 應該是 7 左右。</p>	<p>Environmental Chemistry of Aluminium」，非晶型兩性 Al(OH)<sub>3</sub> 之 pH<sub>ZPC</sub> 在 8.5~9.5，符合本研究之推論。</p>
<p>四、康委員世芳</p>	
<p>1. pH 會影響管網微量重金屬溶出，則淨水場清水 pH 控制、管材規範宜如何考量。</p>	<p>謝謝委員指教，為降低管網微量金屬溶出，淨水場清水 pH 應保持中性，控制在 7.0 左右；另管末端微量金屬於基體金屬上之吸附濃縮與自來水滯留時間有關，應儘可能保持連通、減少滯留，若不得已生成固體，應透過管末排水充分排除。至於管材規範檢討，已於期末報告中敘述。</p>
<p>五、黃委員文鑑</p>	
<p>1. 本研究對管網末端或盲管可能釋出之各種金屬進行檢測，並研判其生成原因，藉此推論管網之腐蝕或積垢問題，研究成果頗具應用價值。</p>	<p>感謝委員肯定。</p>
<p>2. 本計畫採用感應耦合電漿光譜儀檢測各項金屬之方法偵測極限(MDL)，有偏高情形，請再查核。</p>	<p>謝謝委員指教，經查環保署「NIEA W311.53C 水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法」對各元素之方法偵測極限值，本研究採用感應耦合電漿原子發射光譜法(ICP) 之方法偵測極限與其相較，為約略相當或更低，並無方法偵測極限偏高之情形。</p>

<p>3. 期末報告撰寫格式及印刷排版 請參照水協會規定辦理。</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。</p>
<p>六、吳委員振榮</p>	
<p>1. p. 35 有關北水處南區營運分處例行管末排水乙節，建議補充多少天排水乙次及排水時間多久後進行取樣，因為排水取樣時間與排水端距離的水質條件有關，倘能再輔以該管段的資料(如管種、管齡、管徑...)，將可更精確區分環境條件所代表之水質特性，便於進行後續之統計分析及結果說明。</p>	<p>謝謝委員指教，本研究已蒐集採樣管末排水點之管種、管材、管徑、管長、行政區、排水頻率及排水時間等因素，惟因管末端會牽引前端的自來水，狀況相當複雜，相關因素不確定性高，並未分析出有相關性。</p>
<p>2. p. 31 4.1 管末排水金屬含量分析：所進行 62 個排水水樣乙節，建議應說明取樣母數(如各行政區管線分段總數)及該 62 個樣本係屬何信賴區間 (Confidence Interval) (通常使用 95%) 及代表之可能抽樣誤差。</p>	<p>謝謝委員指教，本研究管末排水金屬含量分析係由北水處南區營業分處 445 個例行性管末排水點，依管種、管材、管徑、管長及所屬行政區等因素，均勻抽樣 62 個排水點進行採樣及分析。</p>
<p>3. 敘述誤謬部分，建請補充及修訂如下： (1) p. 18 化學沉澱(Chemical Precipitate)，一般以”Chemical Precipitation”居多，建議修訂。</p>	<p>謝謝委員指教。 (1) 已依委員意見於期末報告修正。 (2) 已依委員意見於期末報告補充。 (3) 經查閱相關文獻，縮寫 ZPC 之英文均為”Point of Zero Charge”。 (4) 已依委員意見於期末報告修正。</p>

<p>(2) p. 35 表 3-1 之 MDL 獨缺 Ca、Mg，請補充之。</p> <p>(3) p. 65 之 4.ZPC 建議依英文縮寫將”Point of Zero Charge”修改為”Zero Point Charge”。</p> <p>(4) p. 65 之 5.2 建議 2....「成序」，請修正為「程序」。</p>	
<p>4.建議英文參考文獻寫法應一致，俾利統一格式：例如 p. 67 之 12、13 年代位置不同（請全文檢視修訂）。</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員建議於期末報告修正。</p>
<p>七、洪委員世政</p>	
<p>1.本研究極具參考價值，值得肯定，亦可做為水公司之參考。</p>	<p>感謝委員肯定。</p>
<p>2.水公司配水鋁亦有超標風險，與北水處在本研究的結果類似，故建議未來在期末對於管理策略，從淨水操作如何下手請多加著墨。</p>	<p>鋁的可能來源有淨水處理殘餘混凝劑或管線水泥砂漿內襯溶出，淨水處理應採最適加注，避免過高加藥量造成水中殘餘。</p>
<p>3.可能的話，建議加入 LSI 腐蝕指標之影響探討。</p>	<p>已依委員建議將本處淨水場出水及供水之藍氏飽和指標(LSI)納入期末報告中進行討論。</p>
<p>八、陳委員立儒</p>	
<p>1. p. 33 Guo 研究水泥砂漿內襯發現燒窯水泥燃料會影響溶出狀況，目前國內因廢棄物資源再利用多，這種現象可</p>	<p>謝謝委員指教，本研究係瞭解管網最嚴重狀況下，金屬釋出情形，並就可能來源加以敘述，惟在經費有限下，並無法進行因水泥砂漿煅燒過程使廢</p>

能也會發生，建議可專案調查以免影響水質。	棄物資源再利用燃料，致內襯溶出金屬之專案調查。
2.研究過程中，生物膜是否有影響?	感謝委員指教，本研究僅對管末排水及管內壁金屬含量進行分析，並不會對生物膜影響進行探討。
3.圖 4.5.6 及 4.5.7 圖名與座標不同，有錯。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。
4.重金屬檢測「消化」應為「硝化」。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。
九、李委員丁來	
1. p. 9 表 2.1.1 建議增列飲用水水質標準，俾利參閱。	謝謝委員指教，已依委員建議於期末報告增列。
2. p. 10~11 1~7 價建議增列「離子」。	謝謝委員指教，已依委員建議於期末報告增列。
3. p20 流速”fps”建議修正為 (feet/sec)；圖 2.3.1 請以中文呈現。	謝謝委員指教，已依委員建議於期末報告修正。
4. p. 21 「軀」動力，請修正為「驅」動力。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。
5. p. 25 “MnO2”，請修正為”MnO <sub>2</sub> ”。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。
6. p. 37 重金屬之定義宜述明，鈣鐵、鎂、鋁、錳不宜認列為重金屬。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。
7. p. 40 管末排水之各項金屬水溶液濃度之替代指標除「濁度」外，TDS 或導電度是否可行?	謝謝委員指教，總溶解固體量(TDS)經分析與各項金屬濃度並無相關性；導電度並非本研究之檢測項目。

<p>8. p. 47~62 金屬存在狀態與 pH 值之關係，建議參考各金屬離子在水化學 PC-pH 上之「固體相」態納入分析。</p>	<p>謝謝委員指教，本研究結果可瞭解管末排水在不同 pH 值狀況下，各種金屬呈固體態或溶解態，而加以防範處理。</p>
<p>9. p.63 表名稱建議修改。</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員意見於期末報告修正。</p>
<p>10. p. 65 可考慮將目前 DMA 建置問題納入檢討。</p>	<p>謝謝委員指教，本研究係瞭解管網最嚴重狀況下，金屬釋出情形，惟在經費有限下，並未針對小區計量建置對管網水質影響進行探討。</p>
<p>十、史委員午康</p>	
<p>1. 針對文字部分：</p> <p>(1) p. 6 及 p. 65 結論 6. ...DIP 管...溶出之金屬以鋁最高？</p> <p>(2) p. 7 第二段來源為原水或管材？整體觀之，建請釐清來源及累積現象。</p> <p>(3) p. 18 圖 2.2.7 模糊，請清晰化。</p> <p>(4) p. 27 鍍鋅管釋出鉛可能性有多大？</p> <p>(5) p. 44 圖 4.2.3 vs. 4.2.7 相關性？</p>	<p>謝謝委員指教。</p> <p>(1) DIP 管水泥砂漿裡主要為波特蘭水泥，其成分中氧化鋁(<math>Al_2O_3</math>)約占 5%，為金屬氧化物中除氧化鈣以外最高者，故金屬鋁溶出較高。</p> <p>(2) 本研究係瞭解管網最嚴重狀況下，金屬釋出情形，並就可能來源加以敘述，惟在經費有限下，並無法針對個別來源及累積現象逐一探討。</p> <p>(3) 已依委員意見於期末報告修正。</p> <p>(4) 所查相關文獻鍍鋅鐵管釋出鉛來自鋅塗層(Coating)</p> <p>(5) 總鋁對濁度無相關性，對懸浮固體物(SS)則有相關性，顯示鋁顆粒可能對光折射性不佳，故無法</p>

	以濁度檢測出。
2.本研究相當辛苦，難能可貴！ 目前之摘要與結論有相當明確之敘述，值得喝采！為期本研究成果應用性更高，建請參考北水處過去相關研究調查(鉛/腐蝕性/管末調查/WSP...)與實務操作更緊密結合，累積實際應用效果。	感謝委員肯定，期末報告已參考北水處過去相關研究調查，並對實務操作面予以建議。
3.行有餘力，建請以 WSP 之精神，針對預防性水質維護作法做更具體建議，如盲管/預埋管(新管)/暫時管...之管理及新管接用之 SOP 及既有管末排水之具體改進作法。	謝謝委員指教，期末報告已納入相關建議。
4.明確的表達對健康有無影響？ 是否可明確的以更簡易的水質指標(濁度、pH)作用戶水質安全之把關。	謝謝委員指教，期末報告已納入相關意見。
5.針對管材規範不完備或必須改善部分，建請作明確建議，包括 CNS 之 update 作法，如 NSF61 者直接適用/引用？	謝謝委員指教，期末報告已納入相關建議。

## 附錄 D 期末報告審查意見及回覆

審查意見	回覆
一、林委員財富	
1.建議加入英文題目及摘要，並放於期末報告定稿本。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告加入英文題目及摘要。
2.報告中有各種線性相關性分析包括水中及固體中金屬與金屬或其他水質，建議可以作一迴歸相關性表(matrix)，可以更清楚看出各項目間之相關性。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告第四章增加迴歸相關性表(matrix)分析各項金屬間之相關性。
3.文獻回顧及表(如 2.1.2)建議能補充參考文獻。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告作修正。
4. 4.3 節能否提供相關性分析資料，或以表方式提供其迴歸相關性。	同問題 2.回覆內容。
5.期中報告中個人建議第 4 點，請於期末報告第一章說明。	謝謝委員指教，期末報告(初稿)原已於 3.1 節第 1 段文末加以說明；本次(期末報告定稿)除已依委員意見於第一章說明外，並於摘要及結論再加強補充說明。
二、駱委員尚廉	
1.若是比較溶解與非溶解金屬，用「形態」比「型態」較正確些。	謝謝委員指教，已依委員意見於將期末定稿報告中將「型態」修正為「形態」。
2.pH <sub>pzc</sub> 與 pH <sub>zpc</sub> 請統一，若英文字為 point of zero	謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告作修正。

charge，則應用 $pH_{pzc}$ 。	
3.相關性分析，總鉛與濁度之 $R^2$ 請再確認（特別是負值）；若 $R^2$ 不佳者，是否可用其他相關公式探討之？	謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告作修正。
三、陳委員曼莉	
1.管末排水請再作清楚定義，以避免造成誤解。	謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告作修正。
2.對於管末排水之頻率及執行方式，未來可再作調整，期能更有效益。	謝謝委員指教，北水處水安全計畫(WSP)委員會已將管末排水頻率納入檢討與追蹤，未來將依委員建議針對管末排水頻率作調整，俾使管末排水作業更有效益。
四、李委員丁來	
1.依現有飲用水質標準 pH：6~8.5，本研究提到管末或管段之 pH 超過 8.5，會否引致水質水質不合格知疑慮？	謝謝委員指教，本研究中之管末排水樣本並非真正為用戶使用到之自來水，用戶家中自來水水質不會有如此極端現象，已依委員意見於期末定稿報告摘要及第一章中補充說明管末排水樣本不同於用戶家中自來水。
2.圖 2.2.2 顯示金屬釋出濃度與管線使用時間之關係，可否應用來解釋金屬濃度( $\mu\text{g/L}$ )與管齡之關係。	謝謝委員指教，圖 2.2.2 金屬釋出濃度與管線使用時間之關係，是一個概念圖示，可應用來解釋金屬濃度( $\mu\text{g/L}$ )與管齡之關係。
3.P.12 高或低「緩衝強度」之定	P.12「緩衝強度」係指溶液對於

義。	pH 值變化之緩衝能力高低程度。
4. P.50、 P.51 所指「沉澱」可否改成「固體」或「固相」？	謝謝委員指教，P.51 所指「沉澱」與「固體」或「固相」同義。
5. P.62 所稱「 $\mu\text{g/g}$ 」，其「g」如何定義？	P.62「 $\mu\text{g/g}$ 」中之「g」係指管垢之質量，即「 $\mu\text{g/g}$ 」乃指單位質量管垢中所含之金屬質量，報告 3.2 節 9. 中有定義及說明。
6. P.82 Peng(2010)的數據分析方法為何？	謝謝委員指教，已於期末定稿報告第二章文獻回顧補充 Peng (2010)的數據分析方法。
7. P.87 表 4.10.1「塗料」建議改成「襯裡」或「塗裝」、「塗層」。	謝謝委員指教，表 4.10.1 係引述 CNS 標準內容，其中「塗料」為其專有名詞，故維持原名稱。
五、吳委員振榮	
2. 以第 47 頁圖 4.4.3 固體鋁百分比為例，在 pH7.0~8.0 之間其固體鋁百分比由 40%到 100%，對應第 50 頁定義，與第 51 頁表 4.4.1「各種金屬在不同 pH 值下存在型態」內容並不一致，建議再檢視。	謝謝委員指教，鋁在 pH7.0~8.0 之間其固體鋁百分比以 60%到 80%佔大多數，故依定義其所對應的形態為「大部分沉澱」。
3. 本報告檢測計有 17 項金屬，可稱相當完整，內容詳細也具有實務性，建議第 81 頁表 4.9.1「淨水場清水與管網清水金屬含量比較」表能將此	謝謝委員指教，依研究文獻自來水管線可能釋出之金屬為表 4.9.1 中所列之 8 中金屬，其他金屬之釋出情形極低，本研究僅進行該等金屬釋出分析。

<p>次檢測之 17 項金屬列出，以供自來水從業人員及相關單位參考。</p>	
<p>六、陳委員立儒</p>	
<p>1.圖 4.6.4 各種管種代號，在文字描述中，請用中文名詞補充。</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告第三章作修正。</p>
<p>2.後續可探討管垢中金屬離子之垂直分布狀況，可再加強驗證結論。</p>	<p>謝謝委員指教，後續若有相關研究計畫與經費，本研究團隊會將此議題納入研究。</p>
<p>3.p.92 5.1.1 結論 6. “溶液中金屬濃度與固體中金屬濃度…”，這裡的固體要說明清楚定義。</p>	<p>謝謝委員指教，“溶液中金屬濃度與固體中金屬濃度…”，此處的固體係指管末排水中的固體。</p>
<p>七、史委員午康</p>	
<p>1. 本研究案作了很詳盡的文獻探討，實際採樣檢驗、管垢分析及數據整理探討相當繁重、辛苦，能成功地與管網維護單位合作更屬難得，得到如此豐富的成果十分值得肯定與敬佩。</p>	<p>謝謝委員肯定。</p>
<p>2. P.9 18% 似為 8% 之誤？</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告修正。</p>

<p>3. P.23 TIC 是否為 total inorganic carbon ? 建請於第一次出現時列出全名。</p>	<p>謝謝委員指教，P.23 TIC 係指 Trace Inorganic Contaminant，已依委員意見於期末定稿報告作修正，於第一次出現時列出全名。</p>
<p>4. P.29 第二段倒數第二句之後半段文意似有點混淆，請再酌。</p>	<p>謝謝委員指教，該段文字內容係依文獻研究結果所述。</p>
<p>5. P.38 表 4.1.1 鉛之水質標準值 50<math>\mu</math>g/L，應為 10<math>\mu</math>g/L 之誤。</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告修正。</p>
<p>6. P.62 圖 4.6.1~4.6.3 縱座標 log(<math>\mu</math>g/L)之 log 應刪除。</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告修正。</p>
<p>7. P.89 有關管材規範，建請列出本土有必要修正者(哪些 CNS 標準? 哪些項目?)</p>	<p>謝謝委員建議，本研究尚屬初步探討階段，CNS 標準之修訂程序十分嚴謹，需更進一步研究始能有更明確之結論。</p>
<p>8. 綜合管垢之觀察與分析是否可判斷本處管線屬穩定性管垢或是進行式腐蝕?</p>	<p>本研究案所分析之管材樣本均為 25~45 年之管材，大致均呈穩定腐蝕狀態</p>
<p>9. 依本研究所示，北水處腐蝕性水質之對治，有急迫性?</p>	<p>謝謝委員指教，北水處向來十分重水視供水品質，為提升水質持續不斷努力，除引進耐蝕性更高的各類管材，並宣導用戶如何降低水中金屬接觸之風險，以維護供水品質。</p>
<p>10. 對 pH 較高之管末排水個案，有無進一步探討及改善建議?</p>	<p>對 pH 較高之管末排水點，北水處會增加排水頻率，加強排水。</p>

<p>11.針對本案管末排水點個案採樣結果，有無更具體排水頻率 optimize 調整作法？</p>	<p>謝謝委員指教，北水處水安全計畫(WSP)委員會已將管末排水頻率納入檢討與追蹤，未來將依委員建議針對排水頻率作調整，俾使排水作業更有效益。</p>
<p>12.P.111 總鋁對濁度無相關性之原因似因鐵之濃度較鋁大數倍，其干擾所致。請參酌。</p>	<p>謝謝委員指教。</p>
<p>13.本研究所建立水質與管網管理單位間難得的夥伴關係，尤其在現階段管末排水外包下，實屬不易，後續有進一步針對亟待改善點作洗管頻率或管網維護之共同探討，建立初期改善作業模式，俾利管網水質安全改善目標之實踐。</p>	<p>謝謝委員指教。</p>
<p>14.錯漏字部分：包括 P.6 表 2.1.2 來源漏列，P.7 燃媒及石油<u>然</u>燒....。</p>	<p>謝謝委員指教，已依委員意見於期末定稿報告中將錯漏字部分作修正。</p>