

行政院環境保護署

「99 年度土壤及地下水污染研究與技術提昇計畫」

地表下污染物逸散之暴露量評估研究

期末報告

EPA-99-GA103-03-A236-7

主辦單位： 行政院環境保護署

受託單位：逢甲大學逢甲大學環境工程與科學系

計畫主持人：馮秋霞

協同主持人：王智澤

計畫執行人員：劉蓉袖、楊惠雯、郭青霖

計畫執行期間：99/12/29 ~ 100/12/28

中華民國 100 年 12 月

報告大綱

本報告目前共分為七個章節，內容包含前言、計畫工作內容、環保署公告之逸散性污染物於不同途徑暴露量推估的簡易方法與評析、解析與數值模式、簡易方法、模式與實測資料的檢驗與比較、參數的敏感度分析與結論與建議。

第一章為「前言」

說明計畫緣起、相關文獻回顧與計畫目的

第二章為「計畫工作內容」

主要針對整體計畫之工作項目與時程進行說明

第三章為「環保署公告之逸散性污染物於不同途徑暴露量推估的簡易方法與評析」

針對環保署公告之推估的方法分為污染場址內污染源自未飽和層土壤揮發至地表、污染場址內受污染地下水之溶解態污染物經汽化蒸發至室外地表、地下水傳輸至污染場址外地下水再蒸發逸散至地表、地表污染氣體傳輸至污染場址外四個部份，分別評析其簡易方法的原理、假說與相關的參數，及提供參數的設定與推估方法。

第四章為「解析與數值模式」

分別介紹受污染土壤逸散量分析-Jury finite source model、受污染地下水逸散量分析-Farmer、受污染地下水傳輸分析-BIOSCREEN 與受污染土壤地下水逸散量與傳輸分析之數值模式-MOFAT，上述模式的原理、假說與相關的參數，並說明其與簡易方法的差異。

第五章為「簡易方法、模式與實測資料的檢驗與比較」

分為受污染土壤逸散量分析(與 Jury finite source model 的比較)、受污染地下水傳輸分析(與 BIOSCREEN 的比較)、受污染土壤地下水逸散量與傳輸分析(與 MOFAT 的比較)、現場資料與模式預測的比較等四個部份，以比較分析簡易方法、解析、數值模式及現場資料，其中有假設的簡易場景、或利用文獻與實場的氣相污染物濃度資料，檢驗比較不同評估方法的結果，並分析其差異。

第六章為「參數的敏感度分析」

說明簡易方法、解析與數值模式各項參數影響逸散特性的程度，主要討論環境因子，如土壤、滲透、含水率、擴散阻礙、有機物分率等，而不牽涉污染物化學特性，如碳水吸附係數、亨利常數等。

第七章為「結論與建議」

綜合本計畫之成果說明結論，並就逸散風險評估的工作提出建議。

行政院環保署 99 年度委託辦計畫執行摘要

(請本署委託單位撰寫計畫之具體應用情形，以 A4 一頁為原則，於結案時影送主秘室及科顧室)

計畫名稱：地表下污染物逸散之暴露量評估研究

計畫執行期程：民國 99 年 12 月 29 日起民國 100 年 12 月 28 日止

執行單位：逢甲大學環境工程與科學學系

計畫主持人：馮秋霞

計畫經費：NTD 977,000

執行摘要：地表下土壤及地下水若受揮發性污染物的影響，需要考慮其逸散的風險，環保署「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」中，於第一與二層次的風險評估所推薦的簡易公式必需輸入適當的參數值，以有效的評估地表空氣相受此逸散物的影響，於第二與三層次的風險評估則推薦一些解析模式。本研究主要為評析這些計算逸散風險的簡易模式與評估 Jury-finite source、BIOSCREEN 解析模式及 MOFAT 數值模式的使用、建議相關參數的設定方式及測試其敏感性，本研究並收集現場相關資料，實際應用於這些公式與模式，以分析各別方法的使用性。

承辦處(室、所)主管簽名：

行政院環保署計畫成果中英文摘要(簡要版)

一、中文計畫名稱：

地表下污染物逸散之暴露量評估研究

二、英文計畫名稱：

Study on exposure assessment for vaporization of subsurface contaminants

三、計畫編號：

EPA-99-GA103-03-A236-7

四、執行單位：

逢甲大學環境工程與科學學系

五、計畫主持人：

馮秋霞

六、執行開始時間：

2010/12/29

七、執行結束時間：

2011/12/28

八、報告完成日期：

2011/11/15

九、報告總頁數：

100

十、使用語言：

中文、英文

十一、報告電子檔名稱：

EPA99GA10303A2367.doc

十二、報告電子檔格式：

WORD

十三、中文摘要關鍵詞：

揮發性有機物，暴露評估，土壤地下水

十四、英文摘要關鍵詞：

Volatile organic compounds, exposure assessment, soil and groundwater

十五、中文摘要：

地表下土壤及地下水若受揮發性污染物的影響，需要考慮其逸散的風險，環保署「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」中，於第一與二層次的風險評估所推薦的簡易公式必需輸入適當的參數值，以有效的評估地表空氣相受此逸散物的影響，於第二與三層次的風險評估則推薦一些解析模式。本研究主要為評析這些計算逸散風險的簡易模式與評估 Jury-finite source、BIOSCREEN 解析模式及 MOFAT 數值模式的使用、建議相關參數的設定方式及測試其敏感性，本研究並收集現場相關資料，實際應

用於這些公式與模式，以分析各別方法的使用性。

十六、英文摘要：

Contaminant vapors emanating from NAPL, sorbed and dissolved phases pose a human health and environmental risk; it should be assessed by a rigorous way. Environmental Protection Agency in Taiwan provided a guideline on risk assessment and methodology for contaminated subsurface and groundwater. Exposure amount of these vapors from a variety of pathways, as suggested in the guideline for the first and second tiers of risk assessment, are estimated by empirical or theoretical methods with incorporated with some relevant parameters. Some analytical and numerical models were also suggested for the second and third tiers of risk assessment. This study aims at assessing these methods and models, specifically, Jury-finite source, BIOSCREEN and MOFAT models, for their theoretical background and usage. The relevant parameters were also analyzed for sensitivity. Some sets of field data were collected for the use of relevant methods and/or models to assess and compare their results.

行政院環保署委託研究計畫成果報告摘要(詳細版)

計畫名稱：地表下污染物逸散之暴露量評估研究

計畫編號：EPA-99-GA103-03-A236-7

計畫執行單位：逢甲大學環境工程與科學學系

計畫主持人：馮秋霞

計畫協同主持人：王智澤

計畫期程：民國 99 年 12 月 29 日起民國 100 年 12 月 28 日止

計畫經費：NTD 977,000

摘要

地表下土壤及地下水若受揮發性污染物的影響，需要考慮其逸散的風險，環保署「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」中，於第一與二層次的風險評估所推薦的簡易公式必需輸入適當的參數值，以有效的評估地表空氣相受此逸散物的影響，於第二與三層次的風險評估則推薦一些解析模式。本研究主要為評析這些計算逸散風險的簡易模式與評估 Jury-finite source、BIOSCREEN 解析模式及 MOFAT 數值模式的使用、建議相關參數的設定方式及測試其敏感性，本研究並收集現場相關資料，實際應用於這些公式與模式，以分析各別方法的使用性。

Contaminant vapors emanating from NAPL, sorbed and dissolved phases pose a human health and environmental risk; it should be assessed by a rigorous way. Environmental Protection Agency in Taiwan provided a guideline on risk assessment and methodology for contaminated subsurface and groundwater. Exposure amount of these vapors from a variety of pathways, as suggested in the guideline for the first and second tiers of risk assessment, are estimated by empirical or theoretical methods with incorporated with some relevant parameters. Some analytical and numerical models were also suggested for the second and third tiers of risk assessment. This study aims at assessing these methods and models, specifically, Jury-finite source, BIOSCREEN and MOFAT models, for their theoretical background and usage. The relevant parameters were also analyzed for sensitivity. Some sets of field data were collected for the use of relevant methods and/or models to assess and compare their results.

前言

地表下土壤及地下水的污染，往往由於污染物特性、土壤質地及地質構造的非均質與不確定性，以及地下水流動的影響，造成複雜的污染分布型

態，因此，評估揮發性非水溶相液體污染物的逸散風險，需要考慮數個暴露途徑：污染場址內，污染源自未飽和層土壤或地下水層揮發至地表、上述氣體由地表再傳輸至場外、由飽和含水層中污染團流布至場址外的下游處，再揮發至地表等四種傳輸途徑。依據過去逸散性污染物案例回顧的結果得知，環保署「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」中簡易方式應是屬於保守性的推估污染物暴露程度，若要能夠有效的預測污染物的行徑與過程，於第二或第三層次需使用較複雜的模式，故根據相關模式總覽的結果，本計畫將以 Jury-finite source、Farmer、BIOSCREEN 與 MOFAT 進行土壤及地下水中垂直向揮發，以及地下水傳輸至場區外再揮發之模擬分析工具，除可與前述環保署「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」公式比較差異，另將配合現場數據的取得，驗證模式、調整參數與敏感度分析及進行更深入的污染暴露量分析。

研究方法

本計畫研究內容與方法如下：

1. 評析環保署公告的逸散性污染物於不同途徑暴露量推估的簡易方法

(1) 受污染土壤揚塵逸散至空氣的污染物濃度， $C_{air}(\frac{\mu g}{m^3})$

(2) 受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)中的污染物汽化為蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃度

(3) 受污染裡層土壤(深度大於 1 公尺)中的污染物汽化成蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃

(4) 污染場址內受污染地下水之溶解態污染物經汽化蒸發至室外地表

(5) 地下水傳輸至污染場址外地下水再蒸發逸散至地表

(6) 地表污染氣體傳輸至污染場址外

2. 受污染土壤逸散量分析- Jury-finite source 解析模式的評估

3. 受污染地下水逸散量分析-Farmer 解析模式的評估

4. 受污染地下水傳輸分析-BIOSCREEN 解析模式的評估

5. 受污染土壤地下水逸散量-MOFAT 傳輸數值模式的評估

6. 應用現場資料於簡易方法與模式的評估

7. 簡易方法與模式參數的敏感度分析：計算敏感度比(Sensitivity Ratio, SR)，SR 值越大表示該參數的變動對 C_{air} 值的影響愈大，而 SR 為負值表示參數值減小，造成 C_{air} 值的增加；正值表示參數值減小，造成 C_{air} 值的減小。

結果

研究結果簡要說明如下：

1. 評析環保署公告的逸散性污染物於不同途徑暴露量推估的簡易方法

(1) 受污染土壤揚塵逸散至空氣的污染物濃度， $C_{air}(\frac{g}{m^3})$ ：揚塵逸散速率

$P_e(g/m^2 \text{ sec})$ 可利用模式(ISCST3)分析，2 m 高度混合層的平均風速， U_{air} ，以現地資訊或 EPA(1986)建議以混合區高度(2m)之風速的 0.5 倍值來評估。

(2) 受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)中的污染物汽化為蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃度：「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」(以下簡稱「撰寫指引」)之公式 3-23 的假設主要有：污染物由地表均勻分佈至無限土壤深度、不考慮水的入滲或擴散作用的影響及無殘餘污染物存在。污染物有易逸散的特性及當 $\leq \frac{d^2}{18.4D_F}$ (d

表示實際污染土壤的厚度)，則半無限污染深度的污染流通量與有限污染厚度之污染流通量的差在 1% 以內。

(3) 受污染裡層土壤(深度大於 1 公尺)中的污染物汽化成蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃度：空氣中污染物濃度的推算方式為將污染物由土壤裡層逸散至地表混合空氣層視為兩種不同擴散特性的介質層，以類似電阻串聯方式描述污染擴散傳輸通過此二區(裡層與混合層)串聯的結果，裡層土壤污染擴散至地表的流通量以 Fick's law 表示。

(4) 污染場址內受污染地下水之溶解態污染物經汽化蒸發至室外地表：受污染地下水中之溶解態污染物經汽化蒸發至室外空氣污染濃度的計算，亦視污染物由地下水層擴散通過毛細區，未飽和層及進入地表空氣混和區為 3 個不同擴散特性串聯而成的系統，擴散通過毛細區及未飽和層的流通量分別皆以 Fick's 型式表示，依照此概念所推得的結果稍許不同於「撰寫指引」之公式 3-28。

(5) 地下水傳輸至污染場址外地下水再蒸發逸散至地表：「撰寫指引」之公式 3-29 為根據 Domenico(1987)以近似方式求解暫態、縱向對流、三維方向延散、線性平衡吸附與 1 階污染物降解系統所獲得的近似穩態的傳輸結果。以 Domenico 型式所製作的模式必須適當選取較小的縱向延散係數，以降低結果的誤差。歷年的文獻亦提出非常多推估縱向、橫向及垂向延散度的方法。

(6) 地表污染氣體傳輸至污染場址外：由場區內污染源產生之空氣相污染濃度(C_{air})，受污染源上方風速帶移至下風處距污染源 x cm 距離的空氣相污染濃度 $C(x)$ 的計算方式為根據高斯統計分佈(Gaussian Statistical

distribution)的理論，「撰寫指引」之公式 3-30 未與受體距離有明顯的相關性，根據 EPA(1993)， σ_y 及 σ_z 除與當地氣象(空氣穩定度)、地形與污染逸散條件有很大的關係外，受體在下風與污染源的距離亦有關聯， σ_y 及 σ_z 的設定方式可參考 EPA(1993)。

2. 受污染土壤逸散量分析-Jury-finite source 解析模式的評估

主要評析 Jury et al. (1990) 改良 Jury et al. (1983) 針對無限厚度污染土壤的解，發展出的有限污染土壤厚度的解析解 (Jury-finite source)，與 Jury et al. (1990)結果比較，確認計算的正確性。並比較此解與「撰寫指引」之公式 3-23 與 3-26。

(1) 受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)的情況中分析不同土質(砂與粘質土)、土壤含水率、污染區厚度、土壤中有機碳比率、地表邊界層厚度與孔隙率對地表空氣污染濃度改變的影響。

(2) 受污染裡層土壤(深度大於 1 公尺)的情況中分析不同土質(砂與粘質土)與污染區厚度對地表空氣污染濃度改變的影響。

(3) Jury finite source 與式(4.1-8)模式基本上的差別為後者不考慮地表邊界層厚度與假設 H 為無窮大(即污染物有極佳的揮發能力)，並僅可用於污染自地表開始的污染情況。當 $t < d^2/18.4D_E$ ，Jury infinite

source 模式，即式(3.1-6)，與 Jury finite source 模式計算之污染流通量的差在 1%以內，但 H 的大小影響 $d^2/18.4D_E$ 值甚巨，如 H 值較大的 1,1,1-Trichloroethane，其 $d^2/18.4D_E$ 值小，故造成如使用 Jury infinite source 模式分析污染有限厚度(在此為 100 cm)的案例時，其有效的流通量計算時間將縮小。Jury infinite source 模式則是簡易模式主要套用的理論。

(4) 比較實驗資料與 Jury finite source 模式的結果

3. 受污染地下水逸散量分析-Farmer 解析模式的評估

「撰寫指引」之式(3-28)即為使用 Farmer et al. (1980)的概念所獲得的結果，由於本研究根據其概念所推導的結果與其有些許的差異，而由受污染地下水逸散至地表的污染氣體評估方式，僅有此惟一的推薦方式，亦未有其它的解析方式，故將以數值解(MOFAT)與此一結果比較，數值模式仍以 MOFAT 為主，討論兩種方式評估的差異。

4. 受污染地下水傳輸分析-BIOSCREEN 解析模式的評估

BIOSCREEN 模擬污染物於地下水中的傳輸及好氧及厭氧反應作用，地下水中傳輸的解析解為根據 Domenico 的模式，並包含三種反應的型式：(1)無降解；(2) 1 次降解；(3) 瞬時微生物降解，可分析多個電子接受者，包含溶氧、硝酸、硫酸及鐵離子受微生物利用與甲烷產生對污

染物消滅的影響。其中並考慮污染源因稀釋作用的濃度降低變化，可輸入現場污染源中心沿地下水流方向的監測濃度，以比較 BIOCREEN 三種方式所計算的結果。

本研究並利用高雄縣福德廟 TCE 地下水污染的案例作為展示 BIOSCREEN 功能的一個例子。結果顯示 1 階降解作用所得中心線濃度在距離污染源 16ft 處即與不考慮降解作用之濃度線不同，顯示模擬計算與實測值之間有很好的符合度。

5. 受污染土壤地下水逸散量-MOFAT 數值模式的評估

MOFAT 模式模擬二維(x-y, x-z)多相流及多成份污染物傳輸，多相中包括 NAPL、水及氣相，其能夠評估複雜的土壤質地與地下水污染狀況下的未飽和層與飽和水層的污染傳輸與分佈情況。其並將污染的模擬分為兩個階段：第一階段為非水相污染液體 (NAPL)的入滲，MOFAT 模擬由地表或土層中入滲至土壤的 NAPL 流動與分布現象；第二階段為 NAPL 繼續流動、分溶至空氣、土壤與水相及揮發、溶解相污染物的傳輸過程與分布。本研究以一個假設的土壤與地下水污染情境，討論與分析地表暴露的影響，並與簡易公式與 Jury finite source 模式的計算結果比較。

6. 應用現場資料於簡易方法與模式的評估

本研究所利用的現場數據，部份為美商傑明工程顧問公司所協助，於土壤及地下水污染場址採集的未飽和層土壤孔隙氣體，並利用氣相層析儀分析污染物濃度，以獲得現地土壤間隙氣體濃度資料；部份為由文獻所獲得，藉由多組資料，以評估不同方法與模式使用的優缺點。現場數據有(1) 台亞南崁南加油站；(2) 內定國小土壤氣體調查；(3) Davis *et al.* (2005)的現場資料。其中顯示微生物作用於消滅氣相與溶解相的污染物，對於污染逸散有相當的影響。

7. 簡易方法與模式參數的敏感度分析

主要分析水文地質參數的敏感性，分為受污染土壤逸散、受污染地下水逸散與受污染地下水傳輸三部份。結果顯示除主要參數 P_e 、 W 、 U_{air} 、 δ_{air} 呈現等比例的相關與敏感性外， θ_{as} 、 θ_{ws} 等亦有很大的敏感性。

結論

1. 不同土質環境中，簡易方法所計算的地表空氣污染濃度與 Jury finite source 模式所計算的最大值大致為同一級數，而在砂質土環境中前者可能小於後者一個級數，但在黏質土環境中，前者大於後者的結果，即簡易方法不一定可以代表暴露期的平均結果。
2. 土壤含水率與污染區厚度的改變對於 Jury finite source 模式與簡易方法所計算的相對結果並無顯著的影響。

3. Jury finite source 模式之地表邊界層厚度對於有較小 H 值與較大 K_{oc} 的污染物，如殺蟲劑化合物，的敏感性較大。
4. Jury infinite source(半無限污染深度) 與 Jury finite source (有限污染厚度) 模式的污染源濃度皆會隨污染逸散而遞減，而實際污染深度往往並非無限，Mayer et al. (1974) 分析當 $t < d^2 / 18.4D_E$ 時，Jury infinite source 的污染流通量與 Jury finite source 模式的差在 1% 以內，而公式 3-23 即根據的 Jury infinite source 模式的理論。本研究分析有限污染厚度 (100 cm) 的案例發現，當 H 值較大，其 $d^2 / 18.4D_E$ 值小 (3-16 days)，造成如使用 Jury infinite source 模式分析污染有限厚度時，其有效的流通量計算時間將縮小，除非為低 H 值的污染物，如 Triallate，其應用 Jury infinite source 模式的有效時間將會延長很多 (1000days)。
5. 污染場須先確定是否發生微生物降解作用，其降解污染的速率應與其它敏感性高的參數同時考慮對土壤氣體分布的影響。Jury finite source 與 MOFAT 模式皆可以呈現地表污染通量的變化，在本研究三個案例的分析中皆獲得小於簡易公式的結果，一方面顯示簡易公式保守的推算污染逸散量，另一方面，由於 MOFAT 為分析暫態的傳輸，故無法反應長期平均的結果。
6. 除揚塵逸散速率、污染土壤上方風速、混合區的高度與污染源平行風向的寬度四個參數在這些計算式中與所評估的空氣中污染濃度呈正或反比例的增加或減少外，土壤中體積含空氣率、土壤通體密度、土壤中體積含水率、土壤污染源距地表的深度、有機碳比率、土壤中體積含水率、採樣點距地表的深度、毛細區含空氣率、亨利係數、含水層水力傳導係數、水力坡降與含水層污染物一階降解速率等敏感性亦高，各參數的敏感性需視要評估的目標區而定。

建議事項

1. 簡易公式所評估的空污濃度值是較保守性的估計，而受土壤下水環境與污染物特性的影響，其可能為非常保守的空污推估量，雖無法呈現隨時間變動的逸散特性，但能夠作為初步的評估工具。
2. 本研究測試使用 Jury finite source 與 MOFAT 模式作為評估土壤地下水污染逸散與傳輸的工具，實際應用仍應以現場污染情況為主，選擇適合的模式。
3. 應用 Jury finite source 與 MOFAT 模式於評估較有深度的污染土壤及地下水時，應有適當的土層及地下水污染濃度採樣資料，包括氣相、土壤與地下水溶解相污染濃度，以檢驗與調整參數的設定。

4. 應用 BIOSCREEN 模式於評估地下水污染區下游的污染傳輸情況時，亦需要適當的地下水污染濃度採樣資料，以檢驗與調整參數的設定。
5. 影響實場檢驗模式的重要因子: (1)污染物風化程度影響其組成及揮發的特性；(2)土壤質地、含水孔隙的異質性；(3)實場的尺度大小；(4)污染物降解的作用
6. 重要參數影響逸散量的計算分為下列類別: (1)揚塵逸散率；(2)土壤特性參數；(3)污染特性；(4)傳輸特性。

第一章 前言

1.1 計畫緣起

地表下土壤或/及地下水的污染，由於污染物特性、土壤質地及地質構造的非均質與不確定性，以及地下水流動的影響，往往造成複雜的污染分布型態。對於非水溶相液體 (Non-aqueous Phase Liquid, NAPL) 污染物的污染分布型態，除了存在於未飽和與飽和層土壤的自由、殘餘相、吸附相以及溶解於地下水的污染團，地下水污染團亦能夠隨地下水的流動而移動，此外，若是揮發性的污染物，還須考慮其經由這些污染源揮發逸散至地表的程度。因此，評估揮發性非水溶相液體污染物的逸散風險，需要考慮數個暴露途徑：

1. 污染場址內，污染源自未飽和層土壤揮發至地表；
2. 污染場址內，污染源自飽和含水層揮發至地表；
3. 上述逸散至地表之氣體，再傳輸至場址外；
4. 飽和含水層中污染團流布至場址外的下游處，再揮發至地表。

圖 1.1-1 為非水溶相液體在環境中可能的污染分布型態，其中，比重比水輕的 LNAPL 會積聚在地下水位面上，而比重比水重的 DNAPL 會因重力作用而往下滲漏並積聚在不易滲漏的土層上。具有揮發特性的 NAPL，不論其分布型態是自由相、殘餘相、吸附相或溶解相，均有可能逸散至地表上的環境中，進而對人體或生態造成危害。因此，適當地評估污染物自可能暴露途徑逸散的暴露量，將可降低健康風險評估的不確定性，進而提高其風險計算的可信度。

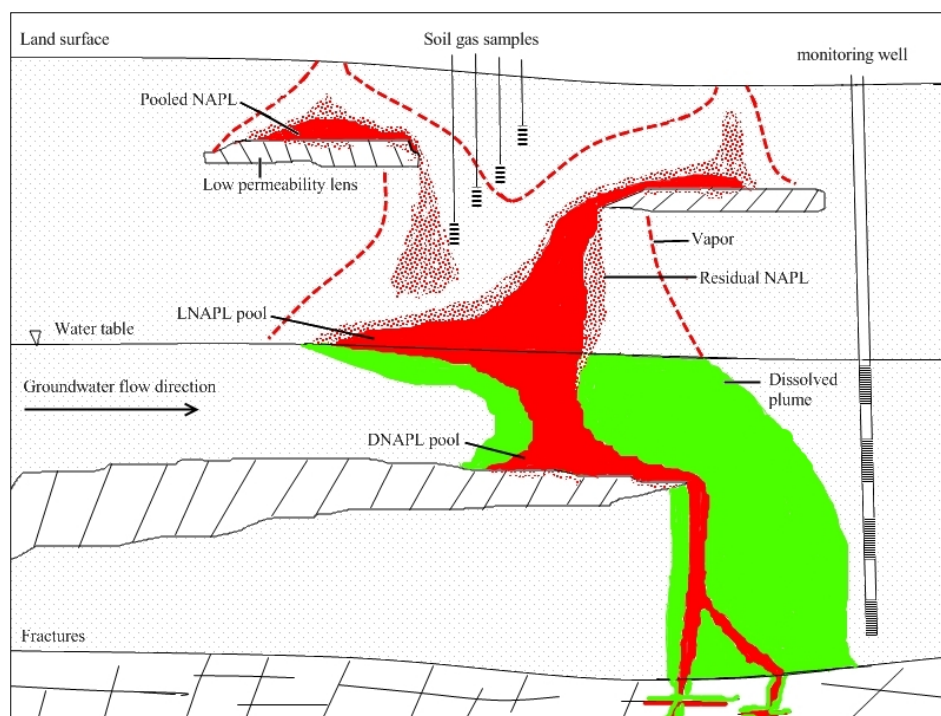


圖 1.1-1 揮發性污染物的分布型態

1.2 文獻回顧

Li et al. (2001) 發展一套整合式決策系統，以管理受汽油類污染的場址為案例，結合數值模式模擬污染的影響，評估整治方法的效益。研究案例是位於加拿大西部的一處污染場址，該場址因為儲油槽洩漏，造成地表下飽和層土壤中含有自由相、蒸氣相及溶解相的碳氫化合物，而在未飽和土壤中則有吸附的碳氫化合物。雖然已經清除了約 55 m³ 的石油類化合物，但在場址下游處仍有許多型態的污染。此外，該研究的風險評估係使用美國環保署推薦的 ELCR 指引，主要考慮地下水污染所造成的健康風險。

Maqsood et al. (2005) 亦進行上述位於加拿大西部的污染場址之風險評估，其評估方法是採用 SERM 與 ELCR 兩種健康與環境風險評估指引，進行風險的計算，並且針對苯污染物以 UTCHEM 模式預測其傳輸行為。Maqsood et al. (2005) 共針對五種土地利用情況、三種整治方法及效率進行 10、20、40、60 和 80 年的模擬評估。研究結果顯示經由模擬不同時間、空間及整治方法能有效確定污染物風險度，並提供其他相關污染場址健康與環境之風險評估及整治方案的參考。

Wang-Yim et al. (2007) 所進行的風險評估工作為針對美國加州舊金山灣南部盆地的廢棄物場址，其發生舊有的地下儲存槽的洩漏，約在地表下 2 至 15 英尺的淺層地下水受到揮發性有機化合物（苯、MTBE）之污染。此案例評估的對象為場址附近住家，因 VOCs 經汽化成蒸氣後，蒸散至室內空氣中會被人體吸入。

Wang-Yim *et al.* (2007) 使用 DTSC modified Johnson 與 Ettinger vapor intrusion Models (DTSC, 2004) 評估淺層土壤與地下水逸散出的污染物蒸散對室內空氣品質的影響，研究結果顯示由土壤或地下水數據所模擬出蒸氣蒸散至室內空氣中之結果有很大之不同，並包含不確定性，本案例由地下水數據所評估出的室內空氣風險較大。

Turczynowicz *et al.* (2007) 的案例為澳大利亞南部的 Birkenhead(阿德雷德港，LeFevre 半島)，污染場址於 1985 年為煤氣工廠(管線製造與煤氣儲存)，其 1979 年開始製造煤氣罐，至第二次大戰結束於 1982 年改建為公寓。有居民投訴在此地區的花園嗅到有「有毒的油氣味道」，在此公寓的花園於黑色塑膠布下有著煤屑與煤灰，其後在覆蓋表土約 0.2 公尺深度進行土壤採樣，發現污染從表土開始，其污染物為氰化物及 PAHs，與煤氣工廠的廢棄物相同。經過初期的風險評估發現可忽略氰化物的影響。進行室內外空氣採樣後，再將揮發性污染物 PAHs 之致癌成份 -naphthalene(萘)的數據換算 BaPe 當量濃度，以評估其潛在風險(每日從室內和室外所吸入的空氣中氣相污染物之含量)。結果顯示目前受污染的表層土壤暴露濃度為 3~6.9 mg/kg BaPe，不會造成致癌風險，而 BaPe-土壤標準規定建議值為 5mg/kg 才能確保人類身體健康。

高志明等(2010)進行含氯有機污染物之整治技術與健康風險管理的工作，研究對象為台灣南部某一工業區污染場址，評估位置為工業區內及離場址邊界 68 公尺之住商混合區，污染物為地下水中之 TCE 及 1,1-DCE，高等人(2010)應用中油公司開發之健康風險評估工具、BIOCHLOR 及 @Risk 4.5 軟體模擬地下水宿命傳輸及人體健康之風險評估，研究結果顯示受污染地下水中，危害風險最高為 TCE，而最大的暴露途徑為地下水經汽化蒸散蓄積於密閉空間被人體所吸入及攝食地下水。

Baclocchi *et al.* (2010) 評估地下水中污染物苯經由揮發對人體健康的風險，他們發展一簡易的污染物暴露量評估模式，可以考慮污染源因傳輸而消滅並降低暴露量的過程，並比較 ASTM-RBCA 指引方法、RBCA 風險評估軟體與數值模式 FEFLOW 模擬結果的差別，結果顯示利用此四個模式於低滲透土層評估的結果差距並不大，而於高滲透土層，如利用 ASTM-RBCA 所評估出的風險會大其他三個模式約 2 個級數，因 ASTM-RBCA 的方式較為保守，且並未考慮到污染物遷移導致污染源濃度減少的因素。

ASTM (ASTM, 1999) 手冊建議一些污染氣體逸散及地下水傳輸解析及數值模式，其可用於風險評估計算時，進行逸散蒸氣量及地下水污染濃度的推算，這些模式的使用方法，假設條件及使用限制列於表 1.2-1 中，其中：

1. 應用於土壤內部蒸氣傳輸至地表的解析模式有 Jury-infinite source、Jury-finite source、Farmer 及 Thibodeaux-Huang 的模式，這些模式的污染源濃度可隨逸散時間而減少或為固定污染源濃度，而以上模式均不考慮非水相液體的存在。

2. 應用於表層土壤污染物逸散至大氣系統的解析模式有 BOX、SCREEN3 及 ISCST3，其依照模擬情況的複雜度排列。
3. 模擬地下水污染物逸散至地表大氣相的解析模式有 Farmer，其考慮毛細區含水率對蒸氣擴散的影響。
4. 考慮地下水傳輸過程的解析模式有 Disperse、SOLUTE、AT123、Domenico、FATE5、MULTIMED、Summers、BIOSCREEN 及 VADSAT，其中不同模式考慮不同型式傳輸、對流、污染源及降解特性的污染物移動分析，而 Domenico 的解析解型式所隱含的問題，可見 *Srinivasan and Clement (2007)* 的討論，故有其限制；數值模式有 MOC、BIOPLUME、RANDOM WALK、MT3D 及 MODPATH，主要為使用的數值方法與微生物作用考慮的反應物複雜程度不同。
5. 能同時考慮污染物在未飽和及飽和層傳輸的數值模式有 VLEACH、SUTRA 及 MOFAT，除 VLEACH 為較簡單的一維模式外，其他皆為較複雜的二維多相流及多成份傳輸模式。

1.3 計畫目的

根據揮發性污染物的特性，評估其不同的暴露途徑，需要不同的方法與模式來進行分析。環保署「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」中，公式(3-20)、(3-23)、(3-24)、(3-26)及(3-28)，可作為第一層次與第二層次初步之場內空氣中污染濃度的推算；公式(3-29) 與 (3-30) 可作地下水與空氣傳輸至場外的污染濃度推算方式。依據過去逸散性污染物案例回顧的結果得知，上述簡易的方式應是保守性的推估污染物的暴露程度，若要能夠有效的預測污染物的行徑與過程，需使用較複雜的模式，故根據相關模式總覽的結果，本計畫將以 Jury-finite source、Farmer、BIOSCREEN 與 MOFAT 進行土壤及地下水中垂直向揮發，以及地下水傳輸至場區外再揮發之模擬分析工具，除可與前述環保署「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」公式比較差異，另將配合現場數據的取得，驗證模式、調整參數及進行更深入的污染暴露量分析。此外，環保署建議在第二層次評估中儘量使用解析模式，故提出 Jury-finite source、Farmer 及 BIOSCREEN 解析模式，分別分析土壤及地下水的污染源在各別相的傳輸過程，而 MOFAT 為較複雜的數值模式，可以同時考慮土壤及地下水污染源在不同相的傳輸與相互的影響，本計畫將比較其間分析的差異，以了解不同模式的適合程度及限制。

故本計畫的目的為針對污染場址的揮發性 NAPL 自地表下逸散的暴露量，評析國內外相關的推估方式與模式，以及利用實場污染物特性與土壤氣體資料進行推估方式與模式的應用與比較，並分析模式參數的敏感性。預期可以於第一層次與第二層次污染物逸散暴露量之健康風險評估，提供指引與建議。

表 1.2-1 評估逸散污染物暴露量相關模式比較表

傳輸途徑	模式名稱	模擬過程	模式類型	模式輸出	模式限制
土壤至地表大氣層	Jury-infinite source	污染蒸氣在土壤中移動至地表的過程	垂直一維解析	平均地表污染蒸氣通量	土壤污染源由地表延伸至無限深度，不考慮淋洗，蒸散作用，地表邊界層，殘餘相。假設固定有效氣體擴散係數及均質土壤層。
	Jury-finite source	同上	同上	隨時間變化的地表污染蒸氣通量	土壤污染源由地表延伸至有限深度，不考慮污染物殘餘相，假設固定有效氣體擴散係數及均質土壤層。
	Farmer	同上	一維解析，線性	地表污染蒸氣之瞬時通量	假設污染源位置與濃度為固定，故地表污染氣體通量不隨時間改變。
	Thibodeaux-Huang	同上	一維解析	平均地表污染蒸氣通量	假設地表污染通量隨時間減少，主要應用於land-farming 污染物削減的分析，無法考慮污染物之生物降解過程。
	BOX	污染蒸氣在地表大氣象之延散過程，不考慮生物降解作用	一維解析，線性	呼吸區濃度	假設完全混合，固定風向，無降解，混合區為方形區域，一邊平行於風向，土壤逸散蒸氣速率為定值。
	SCREEN3	污染蒸氣在地表大氣相之延散過程，能模擬最壞的大氣情況及多項污染源	一維解析，線性	地表一小時平均濃度	輸入混合區及暴露點與污染源下風間的距離，不考慮地形影響，適合點、面與三維型式的污染源，及有限個數的接受點。需求資料包括污染源尺寸、逸散速率、下風處接受點的距離，不考慮固體沉降、沉積及風向。
	ISCST3	污染蒸氣在地表大氣相之延散過程，能模擬複雜幾何形狀的污染源及接收區	一維高斯團狀模式	N-天的平均濃度或計算接受區任一污染源組合的總沉降	多污染源與接受區，各污染源與接受區有不同的位置與距離，能夠預測沉降率，考慮地形與時序的氣象變化，化學半生期轉變。需要每一污染源的尺寸與逸散率，時序氣象資料與接受區位置，考慮固體沉降、沈積率與化學反應。

表 1.2-1 評估逸散污染物暴露量相關模式比較表(續 1)

傳輸途徑	模式名稱	模擬過程	模式類型	模式輸出	模式限制
地下水至地表大氣相	Farmer	模擬由地下水蒸氣擴散至土壤的過程,及在大氣相蒸氣延散的過程,假設不會削減的污染源	一維解析,線性	地表污染蒸氣通量	假設污染通量為定值,在毛細區的含水為無污染情況及高含水率。毛細區深度影響氣體擴散。
地下水傳輸	Disperse	使用有限質量之對流-延散方程式保守性推估 MTBE 及 TBA 污染團的尺寸及延時	二維解析	污染物濃度的分佈	假設水平、均質的含水層,固定地下水流速、延散係數。
	SOLUTE	一組有五個程式,為對流-延散方程式,以非保守質量平衡的解析解	一、二、三維及徑向解析	同上	一維及徑向模式模擬單一污染源,二、三維模式可分析多個污染源,其使用疊加原理計算多污染源累加的影響或用以代表線或面型的污染源。
	AT123	質量傳輸,均勻穩態之區域流,三維延散,一階降解,遲滯效應	三維混合解析,一數值	同上	假設穩態流況,其平行於污染源區,污染源可為瞬時、連續或有限間斷及延時型式,且平均分佈於污染區的面或體積內,地下水位不會上下波動,流動方向為均勻,且為一維型式,模擬溶解相放射性物質或熱能的質量傳輸。
	Domenico	三維時變之延散過程	三維解析-指數型(一維流動,三維傳輸)	定點之定率型的濃度變化	介於污染源與接受點之中心線的一維傳輸,三維傳輸始於延散作用及考慮時變的傳輸量變化。需要對流速率、延散係數、污染源濃度及形狀,能加入生物降解作用。

表 1.2-1 評估逸散污染物暴露量相關模式比較表(續 2)

傳輸途徑	模式名稱	模擬過程	模式類型	模式輸出	模式限制
地下水 傳輸	FATE5	溶解於地下水中之有機污染物的自然降解速率計算 (Demenico 解析模式之更新版)	三維解析-指數型 (一維流動，三維傳輸)	定點之定率型的濃度變化	同上，包含將模擬值與現場量測濃度值一致化的最佳化模擬程式，包含化學品特性資料庫，計算污染團到達穩定狀態的時間。
	MULTIMED	一維未飽和延散，包含揮發、生物降解與衰減作用，飽和傳輸包含三維延散、線性吸附、一階降解作用、穩態或暫態流動、單一含水層及補注造成的稀釋作用	三維半解析-線性	滲流通量	假設固定污染源濃度，均質與等向環境，適用於掩埋場分析，模擬降水、逕流、入滲、蒸發散作用、阻礙層及側向排水。使用有限厚度的飽和層，及入滲率，需設定垂向延散度及棄置區平行水流。
	Summers	模擬單土壤層非延散質傳，假設污染源為無限大，穩態流，吸附相與溶解相為平衡態	一維解析-線性	污染源下游的污染濃度	假設含水層完全混合，本模式可用於保守性推估，通氣層中污染源下方地下水層污染濃度，不考慮生物降解、一階衰減及揮發作用。
	BIOSCREEN	二維延散、遲滯作用及生物降解	二維解析，指數型 (一維流動，二維傳輸)	同上	能以定率或 Monte Carlo 模式計算定點的濃度變化及或然分佈情況，包含土壤及化學品特性的資料庫及他們的差異特性，需要平面型地下水流場。

表 1.2-1 評估逸散污染物暴露量相關模式比較表(續 3)

傳輸途徑	模式名稱	模擬過程	模式類型	模式輸出	模式限制
地下水 傳輸	VADSAT	在未飽和區或地下水層中由污染源移動的計算，考慮多種揮發性有機物的揮發、滲流作用、平面型地下水流場延散、吸附及一階降解作用	三維解析	地下水中接收區尖峰濃度，到達尖峰濃度的時間，污染源削減的時間	能夠模擬對流、延散、吸附、好氧及厭氧降解作用，不能應用在抽水造成的複雜流況，假設單一地下水流動，固定流速。
	MOC	地下水流動與傳輸模式穩態或暫態流動，考慮對流、延散及擴散	二維數值 - 有限差分	污染濃度分佈	假設飽和含水層，可具異質與非等向性，侷限含水層，與 MODFLOW 組合，可考慮暫態流
	BIOPLUME	污染物傳輸，考慮在溶氧限制下之生物降解作用，第三版考慮溶氧、硝酸鹽、硫酸及甲烷化微生物降解作用	二維數值 - 有限差分	污染濃度分佈，流場，觀測點的歷時濃度	模擬對流、延散、吸附、好氧及厭氧生物降解作用及曝氣作用，第三版包含瞬時型、一階、零階型生物降解、及 Monod 型，模擬碳氫化合物污染源及每一電子接受者個別的團
	Random Walk	地下水流動及傳輸模式，穩態或暫態流動，異質性含水層，考慮對流、延散、一階降解及遲滯作用	二維數值 - 有限差分	水力水頭，污染濃度分佈	假設飽和區為異質或等向，非等向、侷限或非侷限含水層系統。
	MT3D	飽和區之質傳、穩態或暫態流動、單一或多含水層	三維數值 - 有限差分	污染濃度分佈	假設飽和區可為異質、非等向的侷限或非侷限含水層系統。提供不同的區域離散方式及邊界條件，與 MODFLOW 組合可考慮暫態流。

表 1.2-1 評估逸散污染物暴露量相關模式比較表(續 4)

傳輸途徑	模式名稱	模擬過程	模式類型	模式輸出	模式限制
地下水 傳輸	MODPATH	半解析質流追蹤法，穩態流，單一或多含水層	三維數值-有限差分	計算三維路徑線	假設飽和區可為異質、非等向的侷限或非侷限含水層系統，能夠處理多點釋放時間的質子流動，及繪質點剖面分析圖
土壤至地表/土壤至地下水/地下水至地表	VLEACH	描述有機物在三個不同相的移動與分佈，包含溶解相、氣相及吸附相，滲流作用以不同定義的區塊型式分佈，各區塊再垂直切分為數個小方塊	一維數值-有限差分	液、氣及吸附相三者之平衡分佈，面積權重的地下水污染衝擊量，地表蒸氣通量	假設通氣層為擴散傳輸，考慮固定流速的地下水補注，固定含水率，每一區塊為均質土壤，不考慮生物降解及非水相液體
	SUTRA	三個液相的污染流動與質傳，包括對流、延散、擴散、吸附、降解及相際質傳作用，氣相及非水相液體可在部份或全部領域消失	二維數值混合有限差分及有限元素	壓力水頭，污染濃度分佈及歷時變化	考慮毛細作用、對流、延散、擴散、吸附作用，可加入污染源、sink 及時變的邊界條件。可組合未飽和區的滲流與飽和區地下水流動，為複雜的特定場區模式
	MOFAT	穩態或暫態流動，飽和及未飽和情況，模擬變密度的流動情況，可分析能量或溶解相的傳輸	二維數值-有限元素	污染濃度的分佈	考慮對流、延散、擴散、吸附、降解及相際質傳，能模擬四個相(水、氣、土壤、油相)中五種化學物的傳輸，及允許十種不同土壤層

資料來源：ASTM (1999)

第二章 計畫工作內容

2.1 計畫工作項目

本計畫工作項目條列如下：

1. 評析環保署公告的逸散性污染物於不同途徑暴露量推估的簡易方法；
2. 受污染土壤逸散量分析-解析模式的評估；
3. 受污染地下水逸散量分析-解析模式的評估；
4. 受污染地下水傳輸分析-解析模式的評估；
5. 受污染土壤地下水逸散量與傳輸分析-數值模式的評估；
6. 以現地數據進行模式的驗證與參數的調整；
7. 模式參數的敏感度分析；

2.2 計畫期程

本計畫根據所要進行的項目，分配工作時間，各項目預計完成的期程如表 2.2-1 所示，達成之工作項目如表中備註欄的說明。

表 2.2-1 本計畫研究進度及完成之工作項目(至 05/02)

工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備註
1. 評析環保署公告的逸散性污染物於不同途徑暴露量推估的簡易方法													已完成並撰寫完畢
2. 受污染土壤逸散量分析-解析模式的評析			※										已完成並撰寫完畢
3. 受污染地下水逸散量分析-解析模式的評析													評估後將併入項目5
4. 受污染地下水傳輸分析-解析模式的評析						※							已完成並撰寫完畢
5. 受污染土壤地下水逸散量與傳輸分析-數值模式的評析									※				模式測試完成
6. 以現地數據進行模式的驗證與參數的調整													完成
7. 模式參數的敏感度分析												※	完成
8. 期中報告						※							
9. 期末報告												※	完成
工作進度估計百分比 (累 積 數)	8%	16%	25%	33%	41%	50%	59%	68%	76%	84%	92%	100%	
預 定 查 核 點	第 1 季		完成工作項目 1,2										
	期中		完成工作項目 3, 4, 8										
	第 3 季		完成工作項目 5										
	期末		完成工作項目 6,7, 9										

第三章 環保署公告之逸散性污染物於不同途徑暴露量推估的簡易方法與評析

3.1 污染場址內污染源自未飽和層土壤揮發至地表

根據污染源所處的深度可分為三種地表空氣中污染物濃度的計算：其一為受污染土壤揚塵逸散至空氣中；其二為受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)中的污染物汽化成蒸氣，傳輸至地表；最後為受污染裡層(深度大於 1 公尺)土壤中的污染物汽化成蒸氣，再傳輸至地表的空氣中污染物濃度。三者的計算方式分別討論如下：

1. 受污染土壤揚塵逸散至空氣的污染物濃度， $C_{air}(\text{mg}/\text{m}^3)$

可根據質量守恆的原則獲得 C_{air} 與下列參數的關係：揚塵逸散率 $P_e(\text{g}/\text{m}^2 - \text{sec})$ 、污染土壤的面積 $A(\text{cm}^2)$ (假設其平行風向寬度為 W , cm ，與風向垂直的長度為 LS , cm ，故 $A = W \times LS$)、污染土壤上方風速， $U_{air}(\text{cm}/\text{sec})$ 及污染土壤上方之混合區的高度， $\delta_{air}(\text{cm})$ ，

$$C_{air} = C_{soil} \times \frac{P_e \times W}{U_{air} \times \delta_{air}} \times CF \quad (3.1-1.1)$$

式(3.1-1.1)即為「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」(以下簡稱「撰寫指引」)之公式 3-20，其中 C_{soil} 為污染土壤的污染物濃度(mg/kg)， CF 為根據上述各參數之單位所需轉換單位的數值($= 10^3$)，根據「撰寫指引」， P_e 依照 *ASTM(1995)* 的建議值為 $6.9 \times 10^{-14} \text{g}/\text{cm}^2 - \text{sec}$ ；但依據 *EPA(1996)*，此數值的由來是根據美國 29 個主要場址(城市)，依照其地面風速站、污染面積(以 0.5acres 污染源面積計算)與地表情況，及利用模式(*ISCST3*)分析所得之年平均污染物逸散濃度為 90% 高於其他場址的結果，據此，*EPA(1996)* 建議之 P_e 值為 $6.9 \times 10^{-12} \text{g}/\text{cm}^2 - \text{sec}$ ，且不同場址的 P_e 範圍值在 3.77×10^{-11} 至 $1.73 \times 10^{-15} \text{g}/\text{cm}^2 - \text{sec}$ 之間。故 P_e 仍需依照現場的情況加以推算。建議推算 P_e 的方式為輸入當地的地面風場資料、污染源面積、單位面積的污染逸散率(以 $1 \text{g}/\text{m}^2\text{sec}$ 先計算)及 *ISCST3* 所需的資料，以面源的方式由 *ISCST3* 計算污染源中心受體的年平均空氣相濃度(C_{air}^1)，此空氣相濃度再以 *EPA(1996)* 建議之下式換算為年平均實際空氣相 PM10 濃度(C_{air}^2)：

$$C_{air}^2 = (C_{air}^1 / Q) \left[\frac{0.036(1-V)(U_m / U_{t-7})^3 F(x)}{3600\text{s/h}} \right] \quad (3.1-1.2)$$

其中 (C_{air}^1 / Q) 即為單位面積的污染逸散率為 $1 \text{g}/\text{m}^2\text{sec}$ 所計算的污染源中心受體

的平均空氣相濃度值(kg/m^3)； V 為地表連續植物覆蓋面的分率； U_m 為年平均風速(m/sec)； U_{t-7} 為 7m 高度的 equivalent threshold 風速(m/sec)； $F(x)$ 為 Cowherd(1985)的風速分布函數(in Fig. 4-3)，其中 $x=0.886U_d/U_m$ 。 U_{t-7} 另計算如下：

$$U_{t-7} = \frac{U_t}{0.4} \ln\left(\frac{700}{z_0}\right) \quad (3.1-1.3)$$

其中 z_0 為地表粗糙高度(開放地形, $z_0=0.5\text{cm}$)； U_t 為摩擦速度閾值($U_t=0.625\text{ m}/\text{sec}$)。故將 C_{air}^2 再乘上 (Q/C_{air}^1) 則可獲得該污染源因揚塵所造成的逸散率 P_e 。另外，根據「撰寫指引」， W 依據現場情況獲得； U_{air} 及 δ_{air} 之建議值分別為 $200\text{cm}/\text{sec}$ 及 200 cm ，前者由本土資料(申雍, 2000)所獲得，後者為 *ASTM(1995)* 與 *ASTM(2000)* 所提供，其應是根據人身之最大高度評估受體會接收到的空氣混合層高度。故式(3.1-1.1)應以地表至 2 m 高度之平均風速來評估其空氣混合區之污染物濃度，但若能以現地資訊由地表至 2 m 高度混合層的平均風速來評估 U_{air} 則更為適當。另外，*EPA(1986)* 建議可以混合區高度(2m)之風速的 0.5 倍值作為 U_{air} 。

2. 受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)中的污染物汽化為蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃度

傳輸至地表成為空氣中污染物濃度的推算方式為根據 *EPA(1986)* 及 *Jury et al. (1984)* 所建立之解析解而來，其主要為描述地表至地下無限深度受污染土壤情況下，地表之平均污染物逸散流通量的關係，主要控制方程式為

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = D_E \frac{\partial^2 C_T}{\partial z^2} \quad (3.1-2)$$

其中 C_T 表土壤中污染物的總濃度(g/cm^3)，其包括氣、溶解及固相污染物的濃度總和； D_E 表示有效擴散係數，其包括污染物經由氣相及溶解相的擴散傳輸係數； z 為由地表起算向下的距離； t 為時間，故

$$D_E = \frac{\left(\frac{D_{air} \times \theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + \frac{D_{wat} \times \theta_{ws}^{3.33}}{H \times \theta_T^2} \right) \times H}{(\theta_{ws} + f_{oc} \times K_{oc} \times \rho_b + H \times \theta_{as})} \quad (3.1-3)$$

其中 D_{air} 及 D_{wat} 分別為污染物於空氣中及溶解相的擴散係數(cm^2/sec)； θ_{as} 及 θ_{ws} 分別為土壤中空氣及水分含量(體積比)； θ_T 為土壤孔隙率(體積比)； H 為亨利係數(無因次)； f_{oc} 為土壤中有機碳分率(質量比)； K_{oc} 為碳水分溶係數($\text{cm}^3 - \text{water}/\text{g} - \text{carbon}$)； ρ_b 為土壤通體密度(soil bulk density, g/cm^3)。式(3.1-3)

並使用 *Millington and Quirk (1961)* 的經驗式代表氣體或液體擴散通過土壤孔隙間所降低的擴散能力(曲折阻礙影響, *tortuosity effect*)。

若求解式(3.1-2)的初始及邊界條件為：

$$\begin{aligned} C_T &= C_0 & \text{at } t = 0, z \geq 0 \\ C_T &= C_0 & \text{at } z = \infty, t > 0 \\ C_T &= 0 & \text{at } z = 0, t > 0 \end{aligned} \quad (3.1-4)$$

其中 C_0 代表初始的土壤污染濃度(g/cm^3)

式(3.1-2)與 (3.1-4)的解為

$$C_T = C_0 \operatorname{erf}\left(\frac{z}{2\sqrt{D_E t}}\right) \quad (3.1-5)$$

$$J_S = D_E \frac{\partial C_T}{\partial Z} \Big|_{z=0} = C_0 \left(\frac{D_E}{\pi t}\right)^{1/2} \quad (3.1-6)$$

其中 J_S 即為由地表逸散之污染物的通量(g/cm^3)

當總暴露時間為 $\tau(\text{sec})$ ，由地表逸散污染的平均通量為

$$J_S^{\text{ave}} = \frac{1}{\tau} \int_0^\tau C_0 \left(\frac{D_E}{\pi t}\right)^{1/2} dt = 2C_0 \left(\frac{D_E}{\pi \tau}\right)^{1/2} \quad (3.1-7)$$

根據“Box”模式及質量守恆原則，則可以推估 C_{air} 為

$$C_{\text{air}} = \frac{W \times LS \times J_S^{\text{ave}}}{U_{\text{air}} \times \delta_{\text{air}} \times LS} = C_{\text{soil}} \frac{2W\rho_b}{U_{\text{air}} \times \delta_{\text{air}}} \times \sqrt{\frac{D_E}{\pi \times \tau}} \times CF \quad (3.1-8)$$

式(3.1-8)即為「撰寫指引」之公式 3-23，其中以 $C_{\text{soil}}\rho_b$ 取代土壤之初始濃度 C_0 ，

C_{soil} 是以 mg/kg 表示之土壤污染物濃度。式(3.1-8)中(包括式(3.1-3)的

D_E)， ρ_b 、 θ_T 、 θ_{WS} 、 θ_{as} 與 f_{oc} 皆需根據現地土壤特性來設定； D_{air} 、 D_{wat} 、 H 與 K_{oc} 為污染物特性參數； W 及 U_{air} 要依據現地污染及風場情況來決定；而暴露時間， τ ，根據 *ASTM(1995)* 的建議值為 $7.88 \times 10^8 \text{sec}$ (= 25 年)，另 *EPA(1996)* 的建議值為 30 年(= $9.5 \times 10^8 \text{sec}$)。

由以上分析可得知，式(3.1-8)的由來有下列的假設：

- (1) 污染物由地表均勻分佈至無限土壤深度。
- (2) 土壤具固定通體密度、含水率、孔隙率及有機碳比率的均質特性。
- (3) 不考慮水的入滲或擴散作用的影響。
- (4) 地表污染物濃度為零，及不存在邊界層影響污染物的逸散。
- (5) 污染物分佈於溶解及氣相達到瞬時平衡分佈及永遠保持分佈平衡狀態。

(6) 土壤吸附特性亦是永遠保持瞬時分佈平衡的型態。

(7) 無殘餘污染物存在。

污染物若有高 H 值，即易逸散的特性，則假設 4 可以合理的存在。另外，當逸散時間， t ，小於 $d^2/18.4D_E$ ，假設 1 可以合理的描述式(3.1-6)的流通量(Mayer *et al.*,1974)，其中 d 表示實際污染土壤的厚度，即根據 Mayer *et al.* (1974)的分析，當 $t < d^2/18.4D_E$ 時，式(3-6)所獲得的半無限污染深度的污染流通量與有限污染厚度之污染流通量的差在 1% 以內。

另一方面， C_{air} 亦可根據“Mass-limit”模式與質量守恆的原則推得(EPA,1996)

$$C_{air} = C_{soil} \times \frac{W \times \rho_b \times d}{U_{air} \times \delta_{air} \times \tau} \times CF \quad (3.1-9)$$

式(3.1-9)即為「撰寫指引」之公式 3-24；其中 d 根據 ASTM(1995)的建議值是 100cm，但應視現場情況來設定之(EPA,1996)。

3. 受污染裡層土壤(深度大於 1 公尺)中的污染物汽化成蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃度

空氣中污染物濃度的推算方式為將污染物由土壤裡層逸散至地表混合空氣層視為兩種不同擴散特性的介質層，以類似電阻串聯方式描述污染擴散傳輸通過此二區(裡層與混合層)串聯的結果，故裡層土壤污染擴散至地表的流通量以 Fick's law 表示為：

$$J_F = D'_E \frac{C_{a0} - C_{air}}{L_S} \quad (3.1-10)$$

其中； L_S 表示土壤污染源距地表的深度(cm)； D'_E 與 D_E 不同，其表示為

$$D'_E = \frac{D_{air} \times \theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + \frac{D_{wat} \times \theta_{ws}^{3.33}}{H \times \theta_T^2} \quad (3.1-11)$$

C_{a0} 為裡層污染土壤濃度分配至氣相的污染濃度，其與土壤總污染濃度， C_{soil} ，的關係為

$$C_{soil} \rho_b = C_W \theta_{ws} + C_{a0} \theta_{as} + C_s \rho_b \quad (3.1-12)$$

其中 C_W 及 C_s 分別為分配於溶解及吸附相的污染濃度，再依照亨利與線性吸附定理可以獲得

$$C_{a0} = \frac{C_{soil} \rho_b H}{(\theta_{ws} + H \theta_{as} + K_{oc} f_{oc} \rho_b)} \quad (3.1-13)$$

另一方面，根據質量守恆及流通量連續性的定理，亦可獲得

$$J_F = \frac{U_{air} \times \delta_{air} \times C_{air}}{W} \quad (3.1-14)$$

由式(3.1-10)及(3.1-14)可推得

$$J_F = \frac{C_{a0}}{\left(\frac{L_S}{D'_E} + \frac{W}{U_{air} \delta_{air}} \right)} \quad (3.1-15)$$

再代入(3.1-14)及(3.1-13)以獲得

$$C_{air} = C_{soil} \frac{H\rho_b}{(\theta_{ws} + H\theta_{as} + K_{oc}f_{oc}\rho_b) \left(1 + \frac{L_S}{D'_E} \frac{U_{air} \delta_{air}}{W} \right)} \times CF \quad (3.1-16)$$

式(3.1-16)即為「撰寫指引」之公式 3-26。 L_S 的設定需視現場情況而定。

上述評估污染源上方空氣混合區的污染物氣相濃度所需要的參數歸納如表 3.1-1，並將其設定的方式亦歸納於表中。

3.2 污染場址內受污染地下水之溶解態污染物經汽化蒸發至室

外地表

受污染地下水中之溶解態污染物經汽化蒸發至室外空氣污染濃度的計算，亦視污染物由地下水層擴散通過毛細區，未飽和層及進入地表空氣混和區為 3 個不同擴散特性串聯而成的系統，擴散通過毛細區及未飽和層的流通量分別皆以 Fick's 型式表示為

$$J_F = D'_{Ecap} \frac{C_{a0} - C_{a1}}{h_{cap}} \quad (3.2-1)$$

$$J_F = D'_{Ea} \frac{C_{a1} - C_{air}}{h_v} \quad (3.2-2)$$

其中 h_{cap} 及 h_v 分別為毛細區高度及未飽和通氣層厚度(cm)； D'_{Ecap} 及 D'_{Ea} 分別為毛細區及未飽和層有效擴散係數，表示為

$$D'_{Ecap} = \frac{D_{air} \times \theta_{acap}^{3.33}}{\theta_T^2} + \frac{D_{wat} \times \theta_{wcap}^{3.33}}{H\theta_T^2} \quad (3.2-3a)$$

$$D'_{Ea} = \frac{D_{air} \times \theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + \frac{D_{wat} \times \theta_{ws}^{3.33}}{H\theta_T^2} \quad (3.2-3b)$$

其中 θ_{acap} 及 θ_{wcap} 分別為毛細區空氣及水分含量(體積比)； C_{a1} 為毛細區與未飽和層交接位置的氣相污染物濃度； C_{a0} 為地下水位面之污染物氣相濃度，若 C_{water} 表地表下某一深度(L_w ，cm)所採取的污染物濃度(mg/L)，並且 $h_v + h_{cap} \leq L_w$ ，則以線性遞減方式推估地下水位面的污染物氣相濃度為

$$C_{a0} = \frac{h_v + h_{cap}}{L_w} HC_{water} \quad (3.2-4)$$

同樣，地表之空氣混和區的流通量，根據連續特性，可得

$$J_F = \frac{U_{air} \delta_{air}}{W} C_{air} \quad (3.2-5a)$$

表 3.1-1 污染場址內污染源自未飽和層土壤揮發至地表參數需求表

參數名稱	符號	單位	設定方式或建議值	
			ASTM (1995or2000)	EPA (1996)
土壤中污染物的濃度	C_{soil}	mg/kg	現地資料	現地資料
揚塵逸散速率	P_e	g/cm ² -sec	6.9×10^{-14}	根據 ISCST3 模式分析或 6.9×10^{-12}
土壤中體積含空氣率	θ_{as}	cm ³ /cm ³	=1- θ_{ws}	=1- θ_{ws}
土壤中體積含水率	θ_{ws}	cm ³ /cm ³	現地資料	現地資料
土壤體積孔隙率	θ_T	cm ³ /cm ³	現地資料	現地資料
土壤污染源距地表的深度	L_S	cm	現地資料	現地資料
土壤污染層厚度	d	cm	100	現地資料
污染物之空氣擴散係數	D_{air}	cm ² /sec	化學品特性	化學品特性
污染物於溶解相的擴散係數	D_{wat}	cm ² /sec	化學品特性	化學品特性
土壤中有機碳比率	f_{oc}	g-C/g-soil	現地資料	現地資料
碳水分溶係數	K_{OC}	cm ³ -H ₂ O/g-C	化學品特性	化學品特性
亨利常數	H	cm ³ -H ₂ O/cm ³ -air	化學品特性	化學品特性
土壤通體密度	ρ_b	g/cm ³	現地資料	現地資料
污染土壤上方風速	U_{air}	cm/sec	200 (撰寫指引, 2006)	現地資料之 2m 高度混合區的平均風速或 混合區 2m 高度之風速的 0.5 倍
污染土壤上方之混合區的高度	δ_{air}	cm	200	200
污染源平行風向的寬度	W	cm	現地資料	現地資料
總暴露時間	τ	sec	7.88×10^8 (=25yrs)	9.5×10^8 (=30yrs)

由(3.2-1)、(3.2-2)及(3.2.5)可推得

$$C_{a0} = J_F \left[\frac{W}{U_{air} \delta_{air}} + \frac{h_{cap}}{D'_{Ecap}} \frac{h_v}{D'_{Ea}} \right] \quad (3.2-6a)$$

再代入式(3.2-5a)及(3.2-4)於式(3.2-6a)可獲得

$$C_{air} = C_{water} \times \frac{H}{\left[\frac{L_W}{(h_v + h_{cap})} + \frac{U_{air} \times \delta_{air} \times L_W}{(h_v + h_{cap}) W} \left(\frac{h_{cap}}{D'_{Ecap}} + \frac{h_v}{D'_{Ea}} \right) \right]} \times CF \quad (3.2-7a)$$

式(3.2-7a)不同於「撰寫指引」之公式 3-28，若

$$J_F = \frac{U_{air} \delta_{air}}{W} \frac{L_W}{h_v + h_{cap}} C_{air} \quad (3.2-5b)$$

由(3.2-1)、(3.2-2)及(3.2-5b)可推得

$$C_{a0} = J_F \left[\frac{h_v + h_{cap}}{L_W} \frac{W}{U_{air} \delta_{air}} + \frac{h_{cap}}{D'_{Ecap}} \frac{h_v}{D'_{Ea}} \right] \quad (3.2-6b)$$

再代入式(3.2-5b)及(3.2-4)於式(3.2-6b)可獲得

$$C_{air} = C_{water} \times \frac{H}{\left[1 + \frac{U_{air} \times \delta_{air} \times L_W}{(h_v + h_{cap}) W} \left(\frac{h_{cap}}{D'_{Ecap}} + \frac{h_v}{D'_{Ea}} \right) \right]} \times CF \quad (3.2-7b)$$

式(3.2-7b)即為「撰寫指引」之公式 3-28，若 $h_v + h_{cap} < L_w$ ，式(3.2-7b)的空氣相污染濃度將大於式(3.2-7a)的結果。 L_w 的設定需依照現地情況而定； θ_{wcap} 的設定可依照 *ASTM(1995)*的建議($=0.9\theta_T$)。上述評估地下水污染源上方空氣混合區的污染物氣相濃度所需要的參數除表 3-1 中所列外，其他如表 3.2-1 所示，並將其設定的方式亦歸納於表中。

表 3.2-1 污染場址內受污染地下水之溶解態污染物經汽化蒸發至室外地表參數需求表

參數名稱	符號	單位	設定方式或建議值	
			ASTM (1995 or 2000)	EPA (1996)
污染源區地下水的污染濃度	C_{water}	mg/L	現地資料	現地資料
毛細區厚度	h_{cap}	cm	5	-
未飽和通氣層厚度	h_v	cm	$=L_s - h_{cap}$	現地資料
採樣點距地表的深度	L_w	cm	現地資料 或=300	現地資料
毛細區含水率	θ_{wcap}	$\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O} / \text{cm}^3\text{-soil}$	$=0.9\theta_T$	-
毛細區含空氣率	θ_{acap}	$\text{cm}^3\text{-air} / \text{cm}^3\text{-soil}$	$=\theta_T - \theta_{wcap}$	-

3.3地下水傳輸至污染場址外地下水再蒸發逸散至地表

地下水污染物可經由地下水傳輸至污染場址外地下水中，再蒸發逸散至地表空氣相，早期 EPA 所使用的簡易地下水污染傳輸模式多為根據 Domenico 解 (Domenico, 1987)，其為一個暫態、考慮縱向對流、三維方向延散、線性平衡吸附與 1 階污染物降解的解析模式，控制方程式如下：

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} + D_X \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_Y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_Z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C \quad (3.3-1)$$

及初始及邊界條件如下：

$$C(x, y, z, 0) = 0, \quad \text{at } 0 < x < \infty, -\infty < y < \infty, -\infty < z < \infty \quad (3.3-2a)$$

$$C(0, y, z, t) = C_w \quad \text{at } -\frac{S_w}{2} < y < \frac{S_w}{2}, -\frac{S_d}{2} < z < \frac{S_d}{2} \quad \text{for } t > 0 \quad (3.3-2b)$$

$$= 0 \quad \text{otherwise for } t > 0$$

$$\lim_{x \rightarrow \infty} \frac{\partial C}{\partial x} = 0, \quad \lim_{y \rightarrow \pm \infty} \frac{\partial C}{\partial y} = 0, \quad \lim_{z \rightarrow \pm \infty} \frac{\partial C}{\partial z} = 0 \quad (3.3-2c)$$

其中 $C(x, y, z, t)$ 表示不同位置的污染物濃度 (mg/L)； C_w 為污染源的地下水污染濃度 (mg/L)； v 為 x 方向的地下水流速 (實際滲流速度，其同於達西流速除以孔隙率)； D_X, D_Y 及 D_Z 分別為 x 、 y 及 z 方向的延散係數 (cm^2/sec)，分別可表示為， $D_X = \alpha_X v$ ， $D_Y = \alpha_Y v$ ， $D_Z = \alpha_Z v$ ，其中 α_X 、 α_Y 及 α_Z 稱為 x 、 y 、 z 方向的延散度 (cm)； λ 為污染物之一階分解速率 (1/sec)； R 為遲滯係數 ($= 1 + \frac{f_{oc} K_{oc} \rho_b}{\theta_e}$)， θ_e 為有效孔隙率。

式(3.3-1)及(3.3-2)所描述的是一個半無限縱向長的含水層，在 $x=0$ 的位置，有一方形截面 ($= S_w \times S_d$) 大小的固定污染濃度 (C_w) 往其下游方向流動延散分佈的過程，而在其無限遠邊界則未有延散量流出此系統，即式(3.3-2c)。Domenico (1987) 以近似方式求解此系統，所獲得的解析解如下：

$$C(x,y,z,t) = \frac{C_w}{8} \left(\exp \left\{ \frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x R}{v} \right)^{1/2} \right] \right\} \times \operatorname{erfc} \left\{ \frac{x - x \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x R}{v} \right)^{1/2}}{2(\alpha_x x)^{1/2}} \right\} \right) \left(\operatorname{erf} \left\{ \frac{y + \frac{S_w}{2}}{2(\alpha_y x)^{1/2}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{y - \frac{S_w}{2}}{2(\alpha_y x)^{1/2}} \right\} \right) \left(\operatorname{erf} \left\{ \frac{z + \frac{S_d}{2}}{2(\alpha_z x)^{1/2}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{z - \frac{S_d}{2}}{2(\alpha_z x)^{1/2}} \right\} \right) \quad (3.3-3)$$

式(3.3-3)中， v 以現地地下水系統的流動性表示為 $v = \frac{Ki}{\theta_e}$ ，其中 K 為含水層的水力傳導係數； i 為水力梯度。

若將受體所在之地下水區的位置定於污染源下游縱向距離 x cm，橫向距離為 $y(=0)$ ；及垂向高度 $z(=0)$ ，則式(3.3-3)可簡化為

$$C(x,0,0,t) = \frac{C_w}{2} \left(\exp \left\{ \frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x R}{v} \right)^{1/2} \right] \right\} \times \operatorname{erfc} \left\{ \frac{x - x \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x R}{v} \right)^{1/2}}{2(\alpha_x x)^{1/2}} \right\} \right) \left(\operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4(\alpha_y x)^{1/2}} \right) \operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4(\alpha_z x)^{1/2}} \right) \right) \quad (3.3-4)$$

其中 erfc 之 argument 改寫為 $\frac{x - vt \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x R}{v} \right)^{1/2}}{2(\alpha_x vt)^{1/2}}$ ，當接近穩態時($t \rightarrow \infty$)，式(3.3-4)

之 erfc 的 argument 很小，即 erfc 值趨近 2(其為 erfc 的最大值)，則式(3.3-4)可近似為

$$C(x) = C_w \exp \left[\frac{x}{2\alpha_x} \left(1 - \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x R}{v} \right)^{1/2} \right) \right] \operatorname{erf} \left(\frac{S_w}{4(\alpha_y x)^{1/2}} \right) \operatorname{erf} \left(\frac{S_d}{4(\alpha_z x)^{1/2}} \right) \quad (3.3-5)$$

式(3.3-5)即為「撰寫指引」之公式 3-29，即 $C_{water}=C_w$ ，故 *ASTM(1995)* 提出式(3.3-5)計算地下水傳輸污染濃度的方式，為近似穩態的傳輸結果，而 *EPA* 所建議之地下水傳輸模式則是依據式(3.3-4)的計算方式，如 *BIOSCREEN* 及 *BIOCHLOR*。若下游受體距離地下水污染區不遠，則「撰寫指引」所計算之受體位置的污染濃度為最保守的推算。

另一方面，*Domenico(1987)* 所提出之式(3.3-4)計算地下水傳輸污染濃度的方式，

近年來亦被提出質疑，可見 *Guyonnet and Naville (2004)*、*West, et al. (2007)*及 *Srinivasan, et al. (2007)*的討論，其主要的結論如下：

1. 若縱向延散度為 $0(=\alpha_x)$ ，則式(3.3-4)可以是式(3.3-1)、(3.3-2)的真正解。
2. 若污染傳輸問題中，縱向延散度低，地下水流速大及模擬時間長，則式(3.3-4)與式(3.3-1)、(3.3-2)之真正解的誤差不會太大。
3. 當縱向延散度不為 0，式(3.3-4)會低估污染傳輸的濃度。

EPA 亦在其連結 BIOCHLOR、BIOSCREEN、FOOTPRINT and REMChlo 模式的網站加註使用 Domenico 解為評估地下水污染傳輸濃度的限制，主要說明使用上述 Domenico 型式所製作的模式必須適當選取較小的縱向延散係數，以降低結果的誤差。*West, et al. (2007)*提出 3 個推估 α_x 的方法如下：

1. $\alpha_x=10\%$ 的污染團之縱向的長度
2. $\alpha_x=10\%$ 的 L_x ，其中 L_x 表示污染源至受體的縱向距離
3. $\alpha_x=0.83(\log_{10} L_x)^{2.414}$

基本上，當受體距離愈遠，由第 2 與第 3 方式推估的 α_x 會愈大，實際上，若以率定的方式來取得 α_x 的值，將會遠小於上述三種方法獲得的結果(見 <http://www.epa.gov/nrmrl/gwerd/csmos/domenico.html>)。另外，根據 *Guyonnet and Neville (2004)*及 *West et al. (2007)*的結論，當 $Pec \geq 10$ ，其中 Pec 稱為 Peclet

number($= \frac{vL_x}{D_x}$)，使用 Domenico 解的地下水傳輸模式並不會有很大的誤差，

EPA 認為有如此特性的案例可以放心的使用這些模式。

除此之外，可根據污染區分佈的現況率定橫向及垂向延散度， α_y 及 α_z ，參數，或依照 EPA(1996)的方法估算 α_z 如下：

$$\alpha_z = 0.056\alpha_x \quad (3.3-6)$$

其它如 BIOSCREEN 也收集很多延散度的推估方法。

上述評估地下水傳輸至污染場址外地下水的污染物濃度所需要的參數除表 3.1-1 中所列外，其他如表 3.3-1 所示，並將其設定的方式亦歸納於表中。計算獲得此濃度後，再根據式(3.2-7)獲得場址外污染地下水上方空氣相污染濃度。亦可以使用 MOFAT 傳輸計算的部份分析受污染地下水上方空氣相污染濃度。

表 3.3-1 地下水傳輸至污染場址外地下水再蒸發逸散至地表參數需求表

參數名稱	符號	單位	設定方式或建議值	
			ASTM (1995or2000)	EPA (1996)
至污染源下游接收區的距離	x 或 Lx	cm	現地資料	現地資料
土壤有效體積孔隙率	θ_e	cm^3/cm^3	現地資料	現地資料
含水層水力傳導係數	K	cm/sec	現地資料	現地資料
水力坡降	i	cm/cm	現地資料	現地資料
縱向延展度	a_x	cm	-	=0.1x or based on criteria in p22 (EPA, 1993) or BIOSCREEN
橫向延展度	a_y	cm	-	可參考 BIOSCREEN
垂向延展度	a_z	cm	-	$\alpha_z = 0.056\alpha_x$ or 參考 BIOSCREEN
含水層污染物一階降解速率	λ	yr^{-1}	-	可根據污染物半生期而定 (Jury et al., 1990)
地下水體中污染源寬	S_w	cm	現地資料	現地資料
地下水體中污染源厚度	S_d	cm	現地資料	現地資料

3.4 地表污染氣體傳輸至污染場址外

由場區內污染源產生之空氣相污染濃度(C_{air})，受污染源上方風速帶移至下風處距污染源 x cm 距離的空氣相污染濃度 $C(x)$ 的計算方式為根據高斯統計分佈 (Gaussian Statistical distribution) 的理論，位於距地表 H 高度所產生的空氣污染逸散量為 Q (單位時間由污染源逸散的污染物質質量)，則下風處所接受的污染濃度， $C(x)$ ，為 (Gifford, 1968)

$$C(x) = \frac{Q}{\pi U_{air} \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (3.4-1)$$

其中 σ_y 及 σ_z 分別為橫向與垂向之高斯分布的標準偏差 (cm)，*EPA(1993)* 指出其應受大氣穩定度及受體距離的影響； y 表示受體距污染源的橫向距離 (cm)； z 表受體距地面的高度 (cm)。此式表示在平坦地形上的固定縱向風速、無風剪效應及無縱向擴散的污染空氣傳輸的影響。

由於地表下污染源所產生之地表空氣相的污染濃度， C_{air} ，為在空氣混合區高度， δ_{air} ，之平均值，而位於下風處之受體吸入空氣污染的高度亦可假設為 δ_{air} ，即 $z = \delta_{air}$ ，上式需要加以修改為

$$C(x) = C_{air} \left(\frac{\left(\frac{U_{air} \times \delta_{air} \times A}{W} \right)}{2 \times \pi \times U_{air} \times \sigma_y \times \sigma_z} \right) \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left[\exp\left[-\frac{(z-\delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+\delta_{air})^2}{2\sigma_z^2}\right] \right] \quad (3.4-2)$$

其中 A 表示污染源在空氣中逸散的水平面積 (cm²)；式 (3.4-1) 的 Q 是由「Box」模式獲得如式 (3.4-2) 的型式，即 $Q = \frac{C_{air} \times U_{air} \times \delta_{air} \times A}{W}$ ，式 (3.4-2) 即為「撰寫指引」之公式 3-30。

式 (3.4-2) 未與受體距離有明顯的相關性，根據 *EPA(1993)*， σ_y 及 σ_z 除與當地氣象 (空氣穩定度)、地形與污染逸散條件有很大的關係外，受體在下風與污染源的距離亦有關聯， σ_y 及 σ_z 的設定方式可參考 *EPA(1993)*。

表 3.4-1 地表污染氣體傳輸至污染場址外參數需求表

參數名稱	符號	單位	設定方式或建議值	
			<i>ASTM (1995or2000)</i>	<i>EPA (1993)</i>
橫向高斯分布的標準偏差	σ_y	cm	-	為大氣穩定度及下風處受體距離的函數，見 第四章 4.2
垂向高斯分布的標準偏差	σ_z	cm	-	

第四章 解析與數值模式

4.1 受污染土壤逸散量分析-Jury finite source 解析模式

Jury-finite source 解析模式為 *Jury et al. (1990)* 改良 *Jury et al. (1983)* 無限厚度污染土壤的解，發展出有限污染土壤厚度的新解，其解析解的基本假設如下所述：

1. 污染物存在於土壤吸附相、溶解相及氣相，總土壤污染濃度(C_T)，表示如后：

$$C_T = \rho_b C_S + \theta_{ws} C_w + \theta_{as} C_a$$

其中， C_S 為每單位土壤質量之吸附污染物的質量(mg/g)； C_w 為溶解相污染物濃度(mg/cm³)； C_a 為氣相污染物的濃度(mg/cm³)； ρ_b 為土壤密度； θ_{ws} 為土壤含水率及 θ_{as} 為土壤含空氣率。

2. 污染物通量(J_s)包括污染物蒸氣通量(J_g)及其溶解相通量(J_l)，其中 J_g 為 Fick's 擴散形式，而 J_l 包括液相擴散及入滲水造成的對流通量(J_w)。
3. 液相及氣相的曲折係數為根據 *Millington and Quirk (1961)* 的關係式。
4. 一階降解反應式，其反應速率常數與半生期相關。
5. 吸附相、氣相與溶解相之污染物濃度在三相之間達到平衡關係，三相之間的濃度皆為線性相關，即 $C_a = H C_w$ ； $C_S = f_{oc} K_{oc} C_w$ 。
6. 土壤特性參數，總孔隙率(θ_T)、含空氣率(θ_{as})、含水率(θ_{ws})、有機碳比率(f_{oc})等皆為固定值。
7. 由土壤揮發至地表的污染物受一邊界層影響，其厚度為 d ，此邊界條件為擴散通量第二型式 (第二類型邊界)。

由以上的假設與簡化方式，污染物至土壤中的傳輸方程式，表示如下：

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} + \mu C_T = D_E \frac{\partial^2 C_T}{\partial z^2} - V_E \frac{\partial C_T}{\partial z} \quad (4.1.1)$$

其中 μ 為一階反應速率常數； $V_E = J_w / (\rho_b f_{oc} K_{oc} + \theta_{ws} + \theta_{as} H)$ ； J_w 為土壤水的體

積流通量； D_E 如(3.1-3)所示。

地表傳輸關係式，表示如下：

$$-D_E \frac{\partial C_T}{\partial z} + V_E C_T = -H_E C_T \quad \text{at } z = 0 \quad (4.1.2)$$

其中， $H_E = hH / (\rho_b f_{oc} K_{oc} + \theta_{ws} + \theta_{as} H)$ ； $h = D_{air} / l$ ； l 為地表邊界層厚度。

初始條件為

$$\begin{aligned} C_T(z, 0) &= 0 & 0 < z < L_s \\ C_T(z, 0) &= C_0 & L_s < z < L_s + d \\ C_T(z, 0) &= 0 & z > L_s + d \end{aligned} \quad (4.1-3)$$

其中， L_s 表示土壤污染區距離地表的深度； d 表示污染土壤的厚度； C_0 為初始之土壤污染總濃度。

式(4.1-1)~(4.1-3)的解 $C_T^b(z, t)$ 及地表通量 $J_S^b(0, t)$ 為

$$\begin{aligned} C_T^b(z, t) &= C_T(z, t; L_s + d) - C_T(z, t; L_s) \\ J_S^b(0, t) &= J_S(0, t; L_s + d) - J_S(0, t; L_s) \end{aligned} \quad (4.1-4)$$

其中

$$\begin{aligned} &C_T(z, t; L') \\ &= \frac{1}{2} C_0 \exp(-\mu t) \left\{ \operatorname{erfc} \left[\frac{(z - L' - V_E t)}{(4D_E t)^{1/2}} \right] - \operatorname{erfc} \left[\frac{(z - V_E t)}{(4D_E t)^{1/2}} \right] + \left(1 + \frac{V_E}{H_E} \right) \right. \\ &\quad \cdot \exp \left(\frac{V_E z}{D_E} \right) \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{(z + L' + V_E t)}{(4D_E t)^{1/2}} \right) - \operatorname{erfc} \left[\frac{(z + V_E t)}{(4D_E t)^{1/2}} \right] \right] + \left(2 + \frac{V_E}{H_E} \right) \\ &\quad \cdot \exp \left\{ \left[\frac{H_E(H_E + V_E)t + (H_E + V_E)z}{D_E} \right] \right\} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{[z + (2H_E + V_E)t]}{(4D_E t)^{1/2}} \right) \right. \\ &\quad \left. \left. - \exp \left(\frac{H_E L'}{D_E} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{[z + L' + (2H_E + V_E)t]}{(4D_E t)^{1/2}} \right) \right] \right\} \end{aligned} \quad (4.1-5)$$

$$\begin{aligned} J_S(0, t; L') &= \frac{1}{2} C_0 \exp(-\mu t) \left\{ V_E \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{V_E t}{(4D_E t)^{1/2}} \right) - \operatorname{erfc} \left(\frac{(L' + V_E t)}{(4D_E t)^{1/2}} \right) \right] + (2H_E + V_E) \cdot \right. \\ &\quad \exp \left[\frac{H_E(H_E + V_E)t}{D_E} \right] \left[\exp \left(\frac{H_E L'}{D_E} \right) \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{[L' + (2H_E + V_E)t]}{(4D_E t)^{1/2}} \right) - \right. \\ &\quad \left. \left. \operatorname{erfc} \left(\frac{[(2H_E + V_E)t]}{(4D_E t)^{1/2}} \right) \right] \right\} \end{aligned} \quad (4.1-6)$$

由方程式(4.1-4)亦可計算地表濃度的變化。

若 $H \rightarrow \infty$ 及 $V_E = 0$ (無水流入滲作用)，及不考慮降解作用則式(4.1-1)至(4.1-3)的解近似為 *Mayer et al. (1974)* 所獲得之有限污染源之結果，其中

$$C_T(Z, t) = \frac{C_0}{2} \left(2 \operatorname{erf} \left[\frac{Z}{2(D_E t)^{1/2}} \right] - \operatorname{erf} \left[\frac{Z - d}{2(D_E t)^{1/2}} \right] - \operatorname{erf} \left[\frac{Z + d}{2(D_E t)^{1/2}} \right] \right) \quad (4.1-7)$$

$$J_s(0,t) = \frac{D_E C_0}{(\pi D_E t)^{1/2}} \left[1 - \exp\left(-\frac{d^2}{4D_E t}\right) \right] \quad (4.1-8)$$

式(4.1-7)及(4.1-8)代表污染源除可由地表(上邊界)擴散，亦可由下邊界($Z=d$)經由擴散逸至深層土壤，故式(4.1-7)(4.1-8)所代表的污染源濃度會隨時間而遞減，即其初始條件如下，

$$\begin{aligned} C &= C_0 & \text{at } t &= 0 & 0 \leq Z \leq d \\ C &= 0 & \text{at } t &= 0 & Z > d \\ C &= 0 & \text{at } t &= 0 & x = 0 \end{aligned} \quad (4.1-9)$$

4.2 受污染地下水逸散量分析-Farmer

*Farmer et al. (1980)*應用 Fick's law 估算污染物由地下水溶解相進入未飽和土壤層的擴散傳輸量，首先假設地下水位以上的毛細區為高含水率，且為乾淨的含水，經由此一毛細層擴散進入未飽和土壤的氣態污染物通量以 Fick's law 估算，故毛細層厚度影響此通量的大小甚巨。*ASTM (1995)*之式(3-28)即為使用 *Farmer et al. (1980)*的概念所獲得的結果，由於本研究根據其概念所推導的結果，i.e.,式(3.2-7a)，與 *ASTM (1995)*之式(3.2-7b)有些許的差異，而由受污染地下水逸散至地表的污染氣體評估方式，僅有此惟一的推薦方式，亦未有其它的解析方式，故以數值解與此一結果比較，數值模式仍以 MOFAT 為主，並討論兩種方式的差異。

4.3 受污染地下水傳輸分析-BIOSCREEN

BIOSCREEN 模擬碳氫化合物於地下水中的傳輸及好氧及厭氧反應作用，地下水中傳輸的解析解為根據 Domenico 的解析模式，並包含三種反應的型式：(1)無降解 (no biodegradation); (2) 1 次降解 (1st-orden decay); (3)瞬時微生物降解 (instantaneous biodegradation)，BIOSCREEN 每一次的計算，皆有 3 種反應模組的預測結果，其中瞬時微生物降解可模擬多個電子接受者，包含溶氧、硝酸與硫酸及鐵離子受微生物利用與甲烷產生對污染物消滅的影響。BIOSCREEN 並考慮污染源因稀釋作用的濃度降低變化。另外，亦輸入現場污染源中心沿地下水流方向的監測濃度，以比較三種預測方式計算的結果。

BIOSCREEN 的主要假設有：

1. 含水層及流場為均質及具等相性
2. 地下水流速快，因此分子擴散可以忽略(因此本模式較不適用於黏土系統的傳輸模擬)
3. 吸附作用為等溫線性及平衡態

上述第二點可根據 Domenico and Schwartz (1990)的結論，當 $P_e < 100$ (其中 $P_e = v_s \times d / D_m$ ， v_s 為地下水滲流速度； d 為介質的孔隙尺寸、 D_m 為擴散係數)，分子擴散可以忽略，因此本模式有一些限制：

1. 不能應用在抽水而造成複雜的流場狀況
2. 不能應用於垂向水力梯度存在而影響污染物傳輸的系統
3. 不能應用於水文地質條件改變太大的模擬系統

Domenico 的解析解主要考慮縱向流動與橫及垂向的延散作用，BIOSCREEN 利用其式改寫為 1 次降解型式：

$$C(x,y,0,t) = \frac{1}{8} C_0 \exp[-k_s(t-x/v)]$$

$$\left(\exp \left\{ \frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x R}{v} \right)^{1/2} \right] \right\} \times \operatorname{erfc} \left\{ \frac{x - vt \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v} \right)^{1/2}}{2(\alpha_x vt)^{1/2}} \right\} \right) \quad (4.3-1)$$

$$\left[\operatorname{erf} \left\{ \frac{y + \frac{Y}{2}}{2(\alpha_y x)^{1/2}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{y - \frac{Y}{2}}{2(\alpha_y x)^{1/2}} \right\} \right] \left[\operatorname{erf} \left\{ \frac{Z}{2(\alpha_z x)^{1/2}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{-Z}{2(\alpha_z x)^{1/2}} \right\} \right]$$

以及瞬間降解型式：

$$C(x,y,0,t) = \frac{1}{8} (C_0 \exp[-k_s(t-x/v)] + BC) \operatorname{erfc} \left\{ \frac{(x-vt)}{2(\alpha_x vt)^{1/2}} \right\} \quad (4.3-2)$$

$$\left[\operatorname{erf} \left\{ \frac{y+Y}{2(\alpha_y x)^{1/2}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{y-Y}{2(\alpha_y x)^{1/2}} \right\} \right] \left[\operatorname{erf} \left\{ \frac{Z}{2(\alpha_z x)^{1/2}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{-Z}{2(\alpha_z x)^{1/2}} \right\} \right] - BC$$

其中，Y 與 Z 表示污染源在 y 與 z 方向的寬度； k_s 為污染源的 1 次降解速率常數； λ 為污染團的 1 次降解速率常數； C_0 為污染源之污染濃度； v 為地下水流之平均流速($= \frac{Ki}{\theta_r R}$)；BC 表示微生物反應項所損失的濃度。式(4.3-1)中，如令 $y=0$ 及污染源濃度不受流失及衰減影響，則如式(3.3-4)的型式。

BIOSCREEN 所需要輸入的參數，列於表 4.3-1，目前該模式為 1.4 版，所提供的使用手冊很詳盡的描述參數的意義、輸入方式、模式操作方式及輸出結果。輸出結果有 2 大部分；其 1 為污染團中心線(centerline output)的濃度預測值；其 2 為陣列型式(Array output)的輸出結果，兩部分皆以使用者所設定的模擬時間得到計算結果，前者同時可看到 3 個模組的結果，後者可選擇任一模組的結果；以下分別說明兩種輸出結果所呈現的內容：

1. 中心線輸出(Centerline output)

輸出內容為含水層頂端($z=0$)及沿中心線($y=0$)的濃度分佈，可呈現動態變化過程。

2. 陣列輸出(Array output)

3-D 的濃度分佈結果的呈現，BIOSCREEN 根據使用者所設定的污染團長(L)及寬(W)呈現 10×5 格點區域內的濃度變化；如有目標濃度(如 MCL 及清除限定)的考慮，亦可以設定呈現濃度的低限值；BIOSCREEN 亦做質量平衡的計算，其中包括

- 無生物降解的污染團質量(plume mass if no biodegradation, kg)：BIOSCREEN 計算受水流傳輸離開污染源區的污染物質質量，因此污染團質量在無降解及一階降解模組為相同，而在瞬時反應模組的值較大。
- 實際污染團質量(Actual plume mass, kg)：BIOSCREEN 計算 5×10 陣列的污染物質質量，若有微生物降解，其與無降解質量的差即為降解污染物的質量。
- 微生物降解之移除污染質量(Plume mass removed by biodegradation, kg)：由 Actual plume mass 與 plume mass if no biodegradation 兩項差值得。
- 電子接受者或副產物質質量的改變(charge in electron acceptor/ by product

masses, kg)：使用 Plume mass removed by biodegradation 去反推 electron acceptor 的消耗量及代謝產物的增加量。

- 污染源污染物原先質量(original mass in source, kg)：即相同於使用者所輸入的污染源質量值。
- 污染源目前的質量(Mass in source now, kg)：
(Mass in the source now)= (original mass in source)-(actual plume mass+ plume mass removed by biodeg)
- 污染團目前之地下水的體積量(Current volume of groundwater in plume, ac-ft)： 5×10^3 陣列中的地下水體積量。
- 流經污染源區的流量(Flow rate of water through source zone, ac-ft/yr)：使用 Darcy 流速、污染源厚度及寬度計算有多少水量流經污染源區。
- 質量流通量的計算(mass flux, $\frac{mg}{day}$)：計算距污染源區某一距離的污染團流出量，可估算其進入地表水體的污染物流量。

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
1. 水文地質資料(Hydrogeological data) :			
滲流速度, v_s (seepage velocity)	ft/yr	0.5~200	現場資料 $v_s = K \times i / \theta_T$
水平(縱向)水力傳導係數, K (Hydraulic conductivity)	cm/sec	Clays: $<1 \times 10^{-6}$ Silts: $1 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-3}$ Silty sands: $1 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-1}$ Clean sands: $1 \times 10^{-3} \sim 1$ Gravels: >1	現場抽水實驗
水力梯度, i (Hydraulic Gradient)	ft/ft	0.0001~0.05	現場觀測井靜水位面的水力梯度
有效孔隙率, θ_T (Effective Porosity)	-	Clay: 0.01-0.2 Silt: 0.01-0.3 Fine sand: 0.1~0.3 Medium sand: 0.15~0.3 Coarse sand: 0.2-0.35 Gravel: 0.1~0.35 Sand stone: 0.005-0.1 Unfract. lime stone: 0.001-0.05 Fract. granite: 0.00005-0.01	估計值 Silts, sands 使用 0.25, ASTM RBCA Standard (ASTM, 1995) 使用 0.38 為 default 值

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 1)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
2. 延散度 (Dispersivity)			
縱向延散度, alpha x (Longitudinal dispersivity) 橫向延散度, alpha y (Transverse dispersivity) 垂向延散度, alpha z (Vertical dispersivity)	<i>ft</i>	$\alpha_x = 3.28 \times 0.83 \times \left[\log_{10} \frac{L_P}{3.28} \right]^{2.414} L_P$ <p>是污染團長度(<i>ft</i>) (Xu and Eckstein,1995)</p> <p>$\alpha_y = 0.1 \times \alpha_x$ (Gelhar et al,1992) $\alpha_z = \text{very low } (\cong 0)$ (保守推估)</p> <p>其他方式： $\alpha_x = 0.1 L_P$ (Pickens and Grisak,1981) $\alpha_y = 0.33 \alpha_x$ (ASTM,1995), (EPA, 1986) $\alpha_z = 0.05 \alpha_x$ (ASTM, 1995) $\alpha_z = 0.025 \alpha_x$ to $0.01 \alpha_x$, (EPA, 1986)</p>	以前述方式推估

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 2)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
污染團長度, L_P (Estimated Plume Length)	ft	BTEX, 50~500 Chlorinated Solvents, 50~1000	兩種方式推估 L_P : 1. 使用滲流速度，遲滯係數及模擬時間推估 L_P ，可能低估非降解溶質的 L_P ；但如果生物降解作用很顯著，會高估 1 階降解型式及瞬時反應模型的溶質 L_P 。 2. 先估計 L_P ，再跑模式以決定污染團的預測長度，再輸入此值，再計算一遍，通常使用±25%的實際污染團長度於模擬中。
3. 吸附資料(Adsorption data)			
遲滯係數, R (Retardation factor)		1~2 (BTEX 在淺含水層)	根據土壤及污染物化學特性 $R = 1 + \frac{K_d \rho_b}{\theta_T}, \quad K_d = K_{oc} f_{oc}$ 推估此值，可以比較遲滯作用影響的污染團長度(如 Benzene)，與未受吸附影響的污染團長度(如 Chloride)。

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 3)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
土壤通體密度, ρ_b (Soil bulk density)	$\frac{kg}{L}$ or $\frac{g}{cm^3}$	1.7	分析土壤樣本
有機碳分配係數, K_{oc} (Organic carbon partition coefficient)	$\frac{mg}{kg} / (\frac{mg}{L})$ or $\frac{L}{kg}$ or $\frac{mL}{g}$	Benzene:38; Toluene:135; Ethylbenzene:95; Xylene:240 (ASTM,1995) Benzene:83 (Mevcer and Cohen,1990)	參考文獻或 $K_{oc}=f(K_{ow})$, 其中 K_{ow} 為辛醇-水分配係數(Octanol-water partition coefficient)
有機碳分率, f_{oc} (Fraction organic carbon)	-	0.0002~0.02	現場測量; 0.001(ASTM,1995)

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 4)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
4. 生物降解資料(Biodegradation data)			
1 階降解係數, lambda (First-order Decay Coefficient)	$1/yr$	0.1~36	<p>使用於 1 階降解反應模式有兩種方式推估:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 文獻值: $\lambda = 0.693/t_{1/2}$, 其中 $t_{1/2}$ 為半生期, 可參考 <i>Howard et al. (1991)</i>。 2. 以實際污染團資料率定求得, 若污染團呈現穩定或在削減的情況, 可以實場的觀測結果檢驗 BIOSCREEN 的預測濃度, 以率定 lambda; 若污染團仍在擴展, 比較預測與觀測值的結果會高估 lambda 值, 及低估污染團的延展。
污染團半生期, $t_{1/2}$ (Dissolved plume solute half-life)	yrs	Benzene:0.02~2 ; Toluene:0.02~0.17 ; Ethylbenzene:0.016~0.62 ; Xylene:0.038~1 (ASTM, 1995)	同 lambda

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 5)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
溶氧濃度差值， O ₂ (Delta Oxygen)	mg/L	Median=5.8 Max=12.7 Min=0.4 (Data from 28 AFCE sites)	使用於 instantaneous reaction model, O ₂ 為微生物耗氧作用的電子接受者；utilization factor = $3.14mgO_2 / 1mgBTEX$ ，輸入值為平均背景溶氧濃度扣除污染源區內最低觀測到的溶氧值
硝酸鹽濃度差值， NO ₃ (Delta Nitrate)	mg/L	Median=6.3 Max=69.7 Min=0 (Data from 28 AFCE sites)	使用於 instantaneous reaction model, NO ₃ 為微生物厭氧作用的電子接受者；utilization factor = $4.9mgNO_3 / 1mgBTEX$
亞鐵離子觀測值，Fe ⁺² (Observed ferrous iron)	mg/L	Median=16.6 Max=599.5 Min=0 (Data from 28 AFCE sites)	使用於 instantaneous reaction model, 為微生物厭氧作用下以固態鐵離子(Fe ⁺³)為電子接受者，並於代謝作用下所產生的溶解態亞鐵離子(Fe ⁺²)；utilization factor = $21.8mgFe^{+2} / 1mgBTEX$ ，通常 Fe ⁺² 再與 SO ₄ 反應產生的硫化物作用，因此在地下水中所觀測到的 Fe ⁺² 濃度較少於實際厭氧作用下產生的 Fe ⁺² ；另一方面，Fe ⁺² 受吸附作用影響，故可使用高於觀測結果的 Fe ⁺² 濃度，輸入值為污染源區內之平均觀測值。

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 6)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
硫酸鹽差值，SO ₄ (Delta sulfate)	mg/L	Median=24.6 Max=109.2 Min=0 (Data from 28 AFCE sites)	使用於 instantaneous reaction model，utilization factor = $\frac{4.7mgSO_4}{1mgBTEX}$ ，為微生物厭氧作用下，以 SO ₄ 為電子接受者，於代謝作用下產生 H ₂ S，輸入值為背景 SO ₄ 濃度扣除觀測到污染源區內最低的濃度值
甲烷觀測值，CH ₄ (Observed methane)	mg/L	Median=7.2 Max=48.4 Min=0 (Data from 28 AFCE sites)	使用於 instantaneous reaction model, CH ₄ 為甲烷菌厭氧作用消化 BTEX 的產物，utilization factor = $\frac{0.78mgCH_4}{1mgBTEX}$ ，輸入值為污染源區內之平均觀測值
5. 一般資料 (General data)			
模擬區長(L)及寬(W) (Model area length and width)	ft	10~100	L 及 W 的值應略大於最終污染團的尺寸，或延伸至下游受體的長度，如僅需要中心區的濃度預測結果，則 W 並無任何作用。
模擬時間，t (Simulation time)	yrs	1~1000	穩態模擬可輸入很大的值，(如 1000yrs) 推估污染釋出及現場資料收集的時間差，以符合當時的污染團型式，如要推估污染團可能最大的擴展情況，則增加模擬時間以致於污染團不再增加其長度。

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 7)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
6. 污染源資料(Source data)			
污染源在飽和區的厚度,Z (Source thickness in saturate zone)	ft	5-50	以觀測井距污染源最近的垂向濃度分布為準，或以水位上下起伏之厚度推估。通常大部分的油品洩漏區的厚度為 10ft，若為 DNAPL，會有較大的 Z 值。
污染源區的寬 (Source zone width)	ft	10~200	BIOSCREEN 允許最多 5 個污染源區，由 5 個 <i>Domenico (1987)</i> 模式疊加而成。 污染源區為對稱的濃度分佈呈對稱型式；最高污染源區在第三區。
污染源區的濃度,C ₀ (Source zone concentration)	mg/L	0.01~120	(1)多成分污染物的污染源多需要最大的污染團長，風險分析多需要單一污染成份的資料。 (2)多成分污染物的模擬(如 BTEX)可使用平均的化學物特性參數(如 K _{oc} 及 lambda)，或使用最壞結果的參數值(如最低 K _{oc} 及 lambda)，以高估濃度值，其他有關 BTEX 其中成分不同的降解速率的評估方法可參考 <i>Wilson(1996)</i> (3)如模擬個別污染物使用 instantaneous reaction model，其他污染物被利用所需的電子接受者 (O ₂ ,NO ₃ ,SO ₄ ,等)濃度需剔除在外。

表 4.3-1 BIOSCREEN 輸入參數的說明(續 8)

參數名稱	單位	範圍值	資料來源與說明
污染源半生期, $t_{\text{half source}}$ (Source half-life), 模式計算獲得	yrs	1~10000	<p>有以下假設</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 污染源區因地下水流經過而緩慢溶解, 因此污染源量逐漸降低 ● 污染源區的濃度以半生期方式遞減, 即以 1 階降解方法減少。 $t_{\text{half source}} = 0.693 \times Mo / (Q \times Co)$ <p>其中 Q 為流經污染源區的地下水流量, Co 為初始有效污染源區的濃度(觀測值加上 biodegradation capacity, 後者為使用 IRM 時使用)</p>
NAPL 及土壤中污染物溶解質量, Mo (Soluble mass in soil, NAPL)	Kg	0.1~100,000	使用”Infinite”代表固定污染源量的模擬, 或由現場濃度觀測分佈的結果推估污染源區的污染量。
7. 現場資料的比較(Field data for comparison)			
現場資料(Field data)	mg/L	0.001~50	污染團中心線的觀測濃度值, 用於檢驗模式預測結果。

4.4 受污染土壤地下水逸散量與傳輸分析之數值模式-MOFAT

MOFAT 模式模擬多相流及多成份污染物傳輸，多相中包括 NAPL、水及氣相。本模式由 *Katyal et al. (1991)* 所建立，並在美國環保署網站中公開發供人下載。MOFAT 模式中污染質在溶解相、NAPL 相及氣相的流動方程式表示如下：

$$\begin{aligned}\phi \frac{\partial S_w}{\partial t} &= -\frac{\partial q_{wi}}{\partial x_i} + \frac{R_w}{\rho_w} \\ \phi \frac{\partial S_o}{\partial t} &= -\frac{\partial q_{oi}}{\partial x_i} + \frac{R_o}{\rho_o} \\ \phi \frac{\partial \rho_g S_g}{\partial t} &= -\frac{\partial \rho_g q_{gi}}{\partial x_i} + R_g\end{aligned}\quad (4.4-1)$$

其中， ϕ 代表孔隙率，下標 w、o 與 g 分別代表水、NAPL 與氣相， S_α 即為 α 相之飽和度 (saturation)；下標 i 代表不同座標軸，即 $i=1,2$ ，可代表 X-Y 方向或 X-Z 方向； ρ_α 代表相之質量密度 (mass density)； R_α 為單位孔隙體積之淨溶質傳輸量； $q_{\alpha i}$ 則為 i 方向之 α 相的達西速度。

傳輸方面，基於質量守恆，MOFAT 建立每一種污染物在各相的傳輸方程式，並考慮 NAPL 污染物在溶解相(w)、NAPL 相(o)、氣相(g)及土壤相(s)間的分溶作用，控制方程式表示如下：

$$\phi \frac{\partial C_{c\alpha} S_\alpha}{\partial t} = -\frac{\partial N_{c\alpha}^T}{\partial x_i} + R_{c\alpha} + \gamma_{c\alpha} \quad (4.4-2)$$

其中 $C_{c\alpha}$ 為 c 化合物在 α 相之濃度[ML⁻³]； $R_{c\alpha}$ 為 c 化合物在 α 相之單位孔隙體積的淨傳輸量[ML⁻³]，單位孔隙體積之淨溶質傳輸量 R_α 與其關係為 $R_\alpha = \sum_{c=1}^{ne} R_{c\alpha}$ ， ne 則是代表 NAPL 中的組成份數； $\gamma_{c\alpha}$ 為 c 化合物在 α 相之單位孔隙體積的淨反應量[ML⁻³]，正數代表生成，負數為降解量，若以一階反應表示，如 $\gamma_{c\alpha} = -\mu_{c\alpha} C_{c\alpha}$ ， $\mu_{c\alpha}$ 則為一階反應係數[T⁻¹]； $N_{c\alpha}^T$ 為 c 化合物在 α 相之總質量流通量，於本模式考慮對流、擴散及延散等作用。分溶作用可以選擇平衡(Local equilibrium)及非平衡(non-equilibrium interphase mass transfer)兩種。

由於 c 化合物在四相之總分溶傳輸量為 0，進一步將式(4.10)之各相同成份化合物(c)的傳輸式相加可以消去項 $R_{c\alpha}$ ，獲得

$$\phi_c^* \frac{\partial C_{cw}}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{cij}^* \frac{\partial C_{cw}}{\partial x_j} \right] - q_{ci}^* \frac{\partial C_{cw}}{\partial x_i} - \mu_c^* C_{cw} \quad (4.4-3)$$

其中 ϕ_c^* 表示 c 化合物在各相的體積分率相乘以分溶比的總合； D_{cij}^* 表示 c 化合物在各相的體積分率相乘以 ij 方向延散與擴散係數與分溶比的總合； q_{ci}^* 表示 c 化合物在各相 i 方向的達西速度相乘以分溶比的總合； q_{ci}^* 表示 c 化合物在各相 i 方向的達西速度相乘以分溶比的總合； μ_c^* 表示 c 化合物在各相的一階反應係數相乘以分溶比的總合。

MOFAT 模式於三種(液相、NAPL 相及氣相)流動方程式所考慮之邊界條件有兩種型式，表示如下：

1. 壓力水頭邊界條件，即第一型式(type-1)邊界條件，條件式如下：

$$h_\alpha(x_i, t)|_B = h_\alpha^1(x_i, t) \quad t > 0 \quad (4.4-4a)$$

其中 x_i 代表邊界位置； h_α^1 為一給定 α 相的壓力水頭值，若邊界為水相的情況，即一飽和含水層，設定壓力水頭(h_{w0})為正值($h_{w0} = z_{wt} - z$)，其中 z_{wt} 為地下水位線高程； h_{w0} 則代表在高程 z 時之壓力水頭。type-1 亦可用於入滲情況，藉控制水相或 NAPL 相之壓力水頭，作為邊界條件。另一方面，type-1 若用於氣相的情況，則可沿地表設定壓力為零，代表大氣層情況。

2. 流速邊界條件，即第二型式(type-2)邊界條件，條件式如下：

$$q_{ai} n_i|_B = q_{ai}^1(x_i, t) \quad t > 0 \quad (4.4-4b)$$

其中 n_i 代表沿邊界 i 方向之向外法線單位向量，內定之邊界向外的達西速度設定為零；如邊界有一向內的流速， q_{ai}^1 ，即由外部流入此區內的外來 source，則其不為零值。

MOFAT 模式模擬傳輸作用時，其所需之邊界條件，一般以污染物之水相濃度為基礎，利用分溶作用的關係轉換為其他相的濃度，傳輸方程式之不同型式的邊界條件表示如下：

1. 第一型式(type-1)邊界條件，條件式如下：

$$C_{cw}(x_i, t)|_B = C_{cw}^1(x_i, t) \quad t > 0 \quad (4.4-4a)$$

2. 第二型式(type-2)邊界條件，條件式如下：

$$\left. \frac{\partial C_{cw}}{\partial x_n} \right|_B = 0 \quad t > 0 \quad (4.4-4b)$$

3. 第三型式(type-3)邊界條件，條件式如下：

$$q_n^* C_{cw} - D_{c_{12}}^* \left. \frac{\partial C_{cw}}{\partial x_2} \right|_B = q_{on} \Gamma_{co} C_{cw}^{input} \quad t > 0 \quad (4.4-4c)$$

其中 C_{cw}^1 為邊界 c 成份溶解相的濃度； q_n^* 為各相之達西速度的總合； $D_{c_{12}}^*$ 為各相之延散與擴散係數的總合； C_{cw}^{input} 為通過邊界進入模擬區之 c 成份溶解相的濃度值； Γ_{co} 為 c 成份由 NAPL 分溶至溶解相的分溶係數。一般若邊界上無污染物的傳輸，則內定為第二型式邊界條件；若由於 NAPL 流入系統，造成污染物進入系統中，可設定第三型式邊界，需輸入 C_{cw}^{input} 及 q_{on} 來計算邊界情形。

MOFAT 模式之控制方程組包括流動方程式(式(4.4-1))和傳輸方程式(式(4.4-3))，利用 Galerkin 有限元素法，配合上風法(upstream weight scheme)，在空間上將這些式子離散化，並利用有限差分法(Finite Difference Method) 離散時間項，最後利用 Newton- Raphson 疊代法來求解出壓力水頭及 c 成份溶解相的濃度。

本模式的輸入資料包括除了一般地下水模式必需包含的初始條件、邊界條件與土壤參數，輸入資料的項目如表 4.4-1 所示。輸出項則主要為每一格點之水頭分佈以及特定成份各相的濃度。

表 4.4-1 MOFAT 輸入參數的說明

類別	項目
模擬區域	x(或 r)及 z 方向網格數目 (nx, nz)、網格間距 ($\Delta x, \Delta z$)
NAPL 特性	β_{ao} (油與水的表面張力比值)、 β_{aw} (水的表面張力與油水的界面張力比值)、 η_{ro} (油品與水的黏滯係數的比值)、 ρ_{ro} (油品與水的密度比值)、 Γ_{co} (c 成份在油品與水相的分溶係數, Raoult's 常數 = ρ_c / S_c , S_c 為 c 成份的溶解度)、 Γ_{ca} (c 成份在空氣與水相的分溶係數 = 無因次的亨利係數, H_c , c 成份的亨利係數)、 Γ_{cs} (c 成份在土壤與水相的分溶係數 = $\rho_c f_{oc} K_{oc}$, K_{oc} 為 c 成份的吸附係數)
模擬化學物特性	M_c (c 成份總質量)、 ρ_c (c 成份密度)、 $D_{c\alpha}^0$ (c 成份在 α 相的自由擴散係數)
土壤性質	θ_T (孔隙率)、 K_{sw_x} (x 或 r 方向的飽和水力傳導係數)、 K_{sw_z} (z 方向的飽和水力傳導係數)、 α_T (橫向延散度)、 α_L (縱向延散度)、 S_w (含水飽和度)、 S_g (含空氣飽和度)、 S_m (irreducible 含水飽和度)、 S_{or} (殘餘油品飽和度)、 α (van Genuchten 係數)、 n (van Genuchten 係數)
初始條件	NAPL 總體積、 h_{α}^o (α 相初始壓力水頭)、 C_{cw}^o (c 成份初始溶解相濃度)
邊界條件	<p>type-1: h_{α}^1 (邊界 α 相的壓力水頭值)、C_{cw}^1 (邊界 c 成份溶解相的濃度)</p> <p>type-2: $q_{\alpha i}^1$ (外部流入此區內 i 方向 α 相的達西速度)</p> <p>type-3: C_{cw}^{input} (通過邊界進入模擬區之 c 成份溶解相的濃度值)、q_{on} (通過邊界進入模擬區之 NAPL 的達西速度)</p>

第五章 簡易方法、模式與實測資料的檢驗與比較

5.1 受污染土壤逸散量分析

1. 受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)中的污染物汽化成蒸氣，再傳輸至地表的空氣中污染物濃度

當不考慮水流入滲($V_E=0$)與污染物無降解作用($\mu=0$)，比較有限污染區厚度的 Jury 模式(Jury finite source)，i.e., 式(4.1-6)，與無限污染區厚度的 Jury 模式(Jury infinite source)，i.e., 「撰寫指引」之公式 3-23 (本文中式 3.1-8)所計算的地表空氣污染濃度。其中式(4.1-6)的地表污染物通量亦按照“box”模式的方法(如式 3.1-8)換算為地表空氣污染濃度，其中污染源平行風向的寬度(W)、污染土壤上方之混合區的高度(δ_{air})與污染土壤上方風速(U_{air})分別使用「撰寫指引」之建議值：1500cm、200 cm 與 200 cm/sec。受污染土壤距地表的深度定為 50cm，即 $L_s=50\text{cm}$ 。使用 *Jury et al. (1990)* 的例子，分為砂質土(sandy soil)與黏質土(clayey soil)的環境，並假設污染區厚度為 30cm，污染濃度為 $25 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ (約為 15.723mg/Kg 若 $\rho_b=1.59 \text{ g}/\text{cm}^3$)，其它土壤環境參數如表 5.1-1 所列，其中可發現所設定之砂質土壤有機碳含量(f_{oc}) (= 0.0075)與黏質土壤(=0.025)相差許多。使用計算軟體 Mathematica 執行上述的計算。首先為確定計算輸入的式子沒有失誤，故比較 *Jury et al. (1990)* 中相同例子的結果，如圖 5.1-1 所示，其中顯示本計算已正確的獲得與文獻中一致的結果。

再將式(4.1-6)與公式 3-23 所計算的地表空氣污染濃度比較於圖 5.1-2，其中所設定的計算時間為 25 年，即「撰寫指引」提供的評估年期，並使用苯為污染物代表，其相關逸散的化學特性如表 5.1-2 所示。圖中顯示，在砂質土環境中，公式 3-23 的空氣污染濃度小於 Jury finite source 所計算的最大污染濃度值；然而，在黏質土環境中，公式 3-23 的空氣污染濃度大於 Jury finite source 結果，但空氣污染濃度值都在相同的級數。

其它揮發性污染物的計算結果列於表 5.1-3，其化學特性亦如表 5.1-2 所示，其中，以亨利係數由大至小排列，其由兩方式計算獲得的地表空氣污染濃度亦大致呈現由大至小的趨勢，在砂質土環境中，公式 3-23 的結果約小於 Jury finite source 計算的最大濃度 4 至 10 倍；而黏質土中，兩者有相同的級數，公式 3-23 的結果約略大於 Jury finite source 所計算的最大濃度值。

為了解不同特性土壤環境中，為何公式 3-23 的空氣污染濃度會大或小於 Jury finite source 所計算的最大濃度值，進一步分析土壤含水率、污染區厚度、土壤中有機碳比率、地表邊界層厚度與孔隙率對地表空氣污染濃度改變的影響，分析結果說明如下：

- (1) 土壤含水率分析結果顯示，降低黏質土系統的含水率並未對兩式的結果有很大的影響。

- (2) 改變污染區厚度對 Jury finite source 所計算的最大濃度亦影響不大，但提升高峰後的濃度值，如圖 5.1-3 所示，污染區厚度從 1m 增加為 2m 時，可看出最大濃度值有些許上升，但當厚度從 2m 增加為 5m 時，最大濃度值並無上升，又從圖中可看出當厚度越大，經高峰後濃度下降的速度較為緩慢。
- (3) 有機碳比率由 0.025 降低至 0.0075(與砂質土系統相同)，則公式 3-23 所計算地表空氣污染濃度低於 Jury finite source 的結果，如圖 5.1-4 所示，其將黏質土壤有機碳含量減少為 0.0075，則模擬出的結果顯示 Jury finite source 地表空氣污染濃度最大值從 1.28×10^{-4} 增加為 $3.27 \times 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ ，而公式 3-23 的結果也從 1.43×10^{-4} 增加為 $2.29 \times 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ 。
- (4) Jury finite source 解析模式有一邊界層厚度(l)的設定，其影響污染蒸氣逸散至地表大氣系統的流通量，前述 Jury finite source 解析模式的邊界層厚度設定值為 0.5cm，將其增加(地表阻滯增加)及變小(地表阻滯降低)時地表空氣污染濃度最大值的計算結果如表 5.1-4 所示，除 $l=0.01\text{cm}$ 砂質土壤系統的地表空氣污染濃度最大值小於其它 l 的 $2/3$ 之外，不論砂質或黏質土壤系統，改變 l 值的對地表空氣污染濃度最大值的影響似乎不大。而黏質土壤系統的 l 若小於 0.1，則所計算出的地表空氣污染濃度最大值非常小，代表幾乎無污染的空氣相。

進一步將污染區距地表深度(L_s)設定為 0，代表表層污染土壤，則不同邊界層厚度的影響如表 5.1-4 所示，如同上述的結果，邊界層厚度在 0.01 至 10cm 的範圍內，Benzene 污染土層 100cm 厚的地表空氣相濃度幾乎一樣，而且在砂質土與黏質土接是有一致的趨勢，邊界層厚度愈大，地表空氣相濃度略為減小，反之，則略為增加。而當污染自地表土壤開始時，地表空氣相濃度隨時間而遞減，即地表污染通量在污染開始發生時最大，隨後遞減。並根據式(4.1-8)計算同樣情境的地表空氣相濃度，砂質土與黏質土分別為 3.347922×10^{-2} 與 $6.82198 \times 10^{-3} \text{ mg/m}^3$ ，顯示這個 Benzene 的地表土壤污染情境在 Jury finite source 模式的計算上，邊界層厚度對結果的影響不大，其與地表空氣相濃度為 0 的式(4.1-8)的預測結果是一致的。

若以 Lindane 殺蟲劑化合物的土壤污染來檢視邊界層厚度的影響，並以 Mayer et al. (1974)的例子做計算，其土壤與相關參數列於表 5.1-5，Lindane 不同於其它化學品，有較小的 H 值與較大的 K_{oc} (如表 5.1-2 所示)，故使得 H_E 值(in Jury finite source model)遠小於其它化學品，改變邊界層厚度的地表污染通量的差別如圖 5.1-5(a)所示，其中並同樣計算式(4.1-8)的結果，圖中顯示式(4.1-8)與最小邊界層厚度 0.01cm 之 finite source model 的預測結果一致，但當邊界層厚度愈大，即由 0.01cm 增加至 100cm，污染一天之地表污染通量由 952.622 降至 $0.29994 \text{ ng/cm}^2 \text{ day}$ ，顯示這個 Lindane 的地表土壤污染情境在 Jury finite source 模式的計算上，邊界層厚度對結果的影響，當邊界層厚度愈小，Jury finite source 模式與地表空氣相濃度為 0 的式(4.1-8)的預測結果才會一致；另

外，圖 5.1-5(b)顯示因邊界層厚度的不同，污染 1000 天時仍出現不同的地表污染通量。

- (5) 黏質土壤孔隙率由 0.75 降低至 0.45 (與砂質土系統相同)，則公式 3-23 所計算地表空氣污染濃度低於 Jury finite source 的結果，如圖 5.1-6 所示，模擬出的結果顯示 Jury finite source 地表空氣濃度最大值從原本 $1.28 \times 10^{-4} \text{mg/m}^3$ 增加一個級數($1.818 \times 10^{-3} \text{mg/m}^3$)，而公式 3.23 的結果也從 $1.43 \times 10^{-4} \text{mg/m}^3$ 增加為 $5.39 \times 10^{-4} \text{mg/m}^3$ 。

表 5.1-1 沙質土壤及黏質土壤系統之特性參數

Property	Symbol	Sandy Soil	Clayey Soil	Units
Porosity	θ_T	0.4	0.5	---
Bulk density	ρ_b	1.59	1.32	g cm^{-3}
Water content	$\theta_T \theta_{ws}$	0.18	0.375	---
Air content	$\theta_T \theta_{as}$	0.22	0.125	---
Organic C fraction	f_{oc}	0.0075	0.025	---
Gaseous diffusion coefficient	D_{air}	4320	4320	$\text{cm}^2 \text{d}^{-1}$
Liquid diffusion coefficient	D_{wat}	0.432	0.432	$\text{cm}^2 \text{d}^{-1}$
Boundary layer thickness	l	0.5	0.5	cm
Incorporated layer thickness	d	30	30	cm

表 5.1-2 揮發性有機污染物之特性參數

Compound	H ()	$K_{oc}(\text{cm}^3 \text{g}^{-1})$
Xylene	0.21	295
1,1,1-Trichloroethane	1.46	113
Trichloroethylene	0.38	138
Toluene	0.28	98
Benzene	0.22	80
Chloroform	0.12	29
Triallate	1.04×10^{-3}	3600
Lindane ^{\$}	1.40×10^{-4}	1380

資料來源: *Jury et al. (1980)*；化學化工百科辭典

^{\$}資料來源: *EPA (1996)*

表 5.1-3 受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)地表空氣污染物濃度計算結果：(a) 砂質土；(b) 黏質土

(a) 砂質土			
Compound	公式 3-23 C_{air}	Jury finite source $C_{air(max)}$	Jury finite source C_{air}
Xylene	3.61×10^{-3}	7.82×10^{-2}	5.16×10^{-5} (762day)
1,1,1-Trichloroethane	1.50×10^{-3}	1.42×10^{-2}	6.47×10^{-6} (4382day)
Trichloroethylene	7.55×10^{-4}	3.57×10^{-3}	5.92×10^{-6} (25yr)
Toluene	7.55×10^{-4}	3.57×10^{-3}	5.92×10^{-6} (25yr)
Benzene	7.30×10^{-4}	3.34×10^{-3}	6.12×10^{-6} (25yr)
Chloroform	7.89×10^{-4}	3.90×10^{-3}	5.67×10^{-6} (25yr)
(b) 黏質土			
	公式 3-23 C_{air}	Jury finite source $C_{air(max)}$	Jury finite source C_{air}
Xylene	1.49×10^{-3}	1.38×10^{-3}	5.76×10^{-3} (42day)
1,1,1-Trichloroethane	3.09×10^{-4}	5.96×10^{-4}	2.44×10^{-4} (990day)
Trichloroethylene	1.47×10^{-4}	1.35×10^{-4}	5.43×10^{-5} (4451day)
Toluene	1.48×10^{-4}	1.28×10^{-4}	3.98×10^{-5} (4439day)
Benzene	1.43×10^{-4}	1.28×10^{-4}	5.11×10^{-5} (4735day)
Chloroform	1.60×10^{-4}	1.61×10^{-4}	6.19×10^{-5} (3899day)

C_{air} in mg/m^3

表 5.1-4 邊界層厚度改變對 Jury finite source 模式計算地表空氣污染濃度的影響
(Benzene, d=100cm)

(a) Ls=50cm					
	l (cm)				
C _{air} (max)	0.01	0.1	0.5	1	10
砂質土	8.287 x10 ⁻⁴	3.342 x10 ⁻³	3.34 x10 ⁻³	3.34 x10 ⁻³	3.314 x10 ⁻³
黏質土	-	-	1.285 x10 ⁻⁴	1.285 x10 ⁻⁴	1.285 x10 ⁻⁴
(b) Ls=0					
C _{air} (max)	0.01	0.1	0.5	1	10
砂質土	3.347922 x10 ⁻²	3.347921 x10 ⁻²	3.3479199 x10 ⁻²	3.3479134 x10 ⁻²	3.347059 x10 ⁻²
黏質土	6.82198 x10 ⁻³	6.8219809 x10 ⁻³	6.8219704 x10 ⁻³	6.8219379 x10 ⁻³	6.81765 x10 ⁻³

C_{air} in mg/m³

表 5.1-5 Lindane 地表土壤污染模擬參數設定值

參數	符號	單位	值 ^{\$}
初始土壤濃度	C _T	ng/cm ³	10 ⁴
空氣擴散係數	D _{air}	cm ² /day	10 ³
有效擴散係數	D _E	cm ² /day	2.86x10 ⁻²
土壤污染厚度	d	cm	10
分配係數 [#]	R	-	3x10 ⁻⁵

[#]R 相當於 Jury finite source model 的 $\frac{H}{(\rho_b f_{oc} K_{oc} + \theta_{ws} + \theta_{as} H)}$

^{\$}資料來源: Mayer et al. (1974)

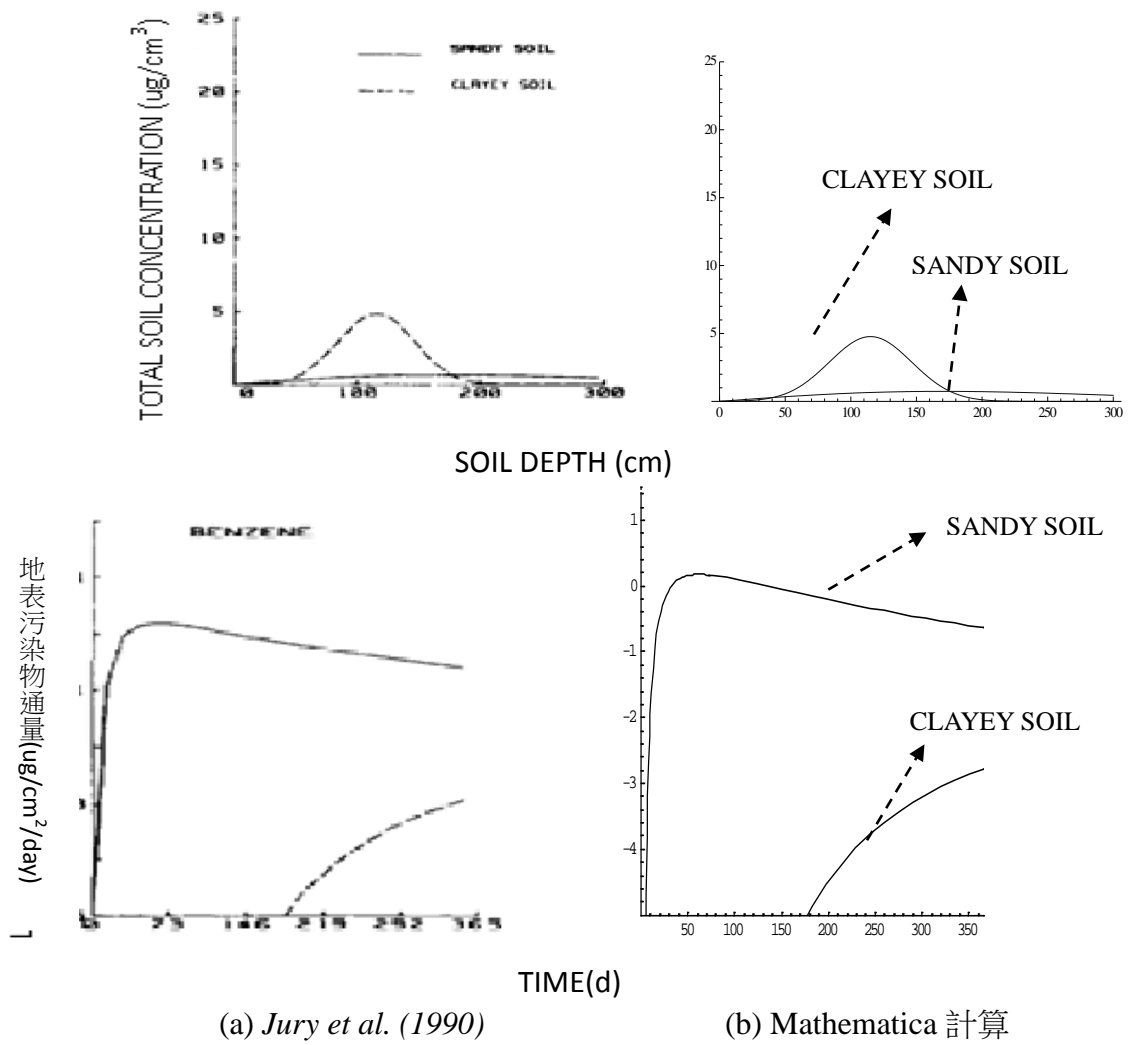


圖 5.1-1 比較 Jury et al. (1990)與 Mathematica 計算 Jury finite source 式的結果

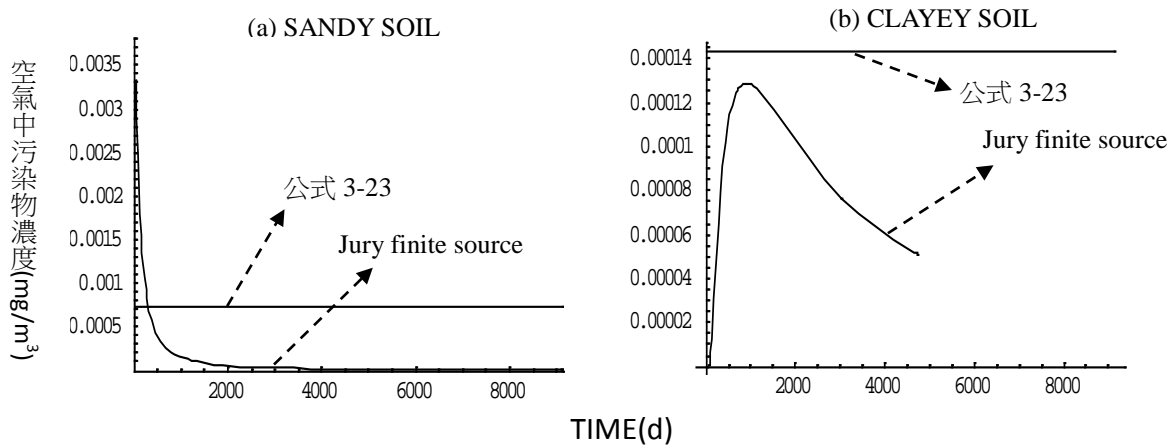


圖 5.1-2 比較式(4.1-6)與公式 3-23 所計算的地表空氣污染濃度(benzene, $L_s=50\text{cm}$, $d=30\text{cm}$)

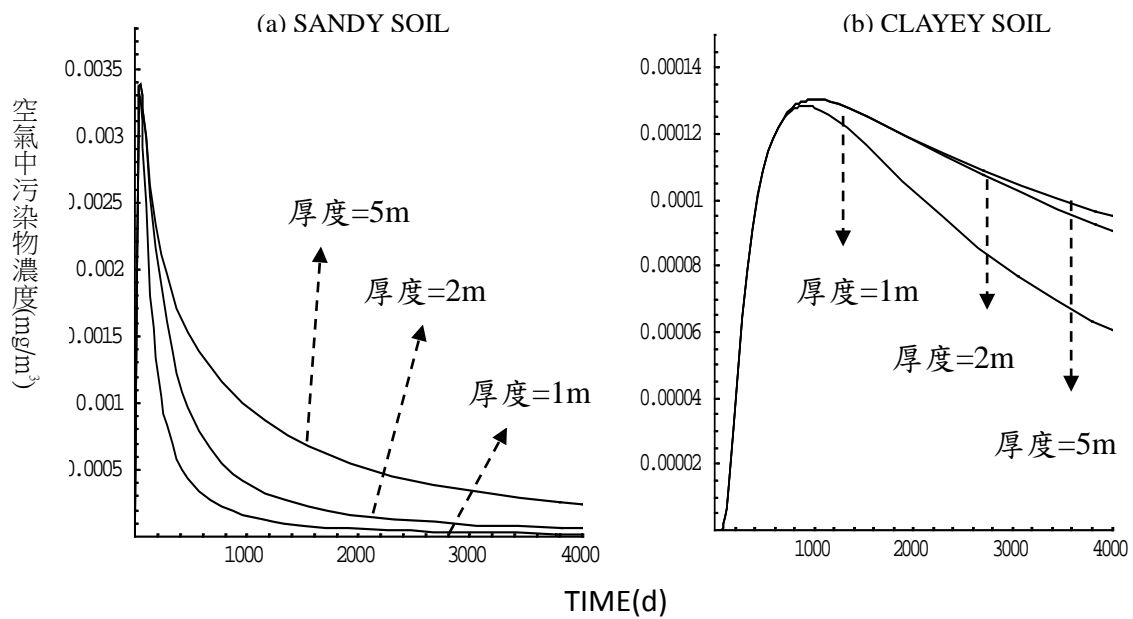


圖 5.1-3 改變污染區厚度(W)對 Jury finite source 模式計算的地表空氣污染濃度的影響(benzene, $L_s=50\text{cm}$)

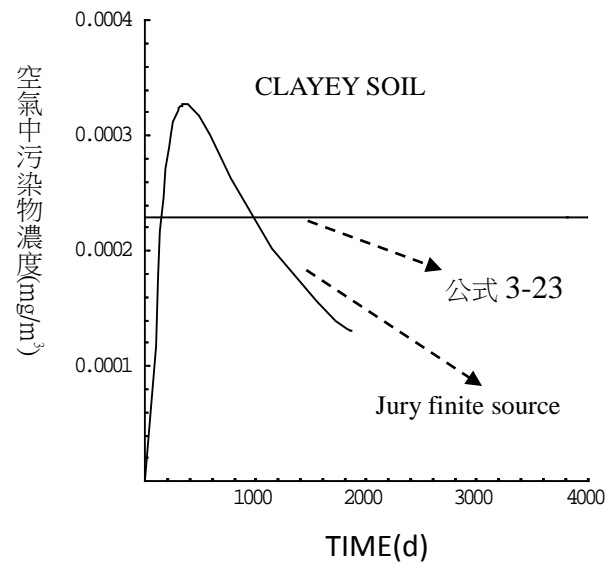


圖 5.1-4 改變有機碳比率對 Jury finite source 模式計算的地表空氣污染濃度的影響 (benzene, $L_s=50\text{cm}$, $d=30\text{cm}$)

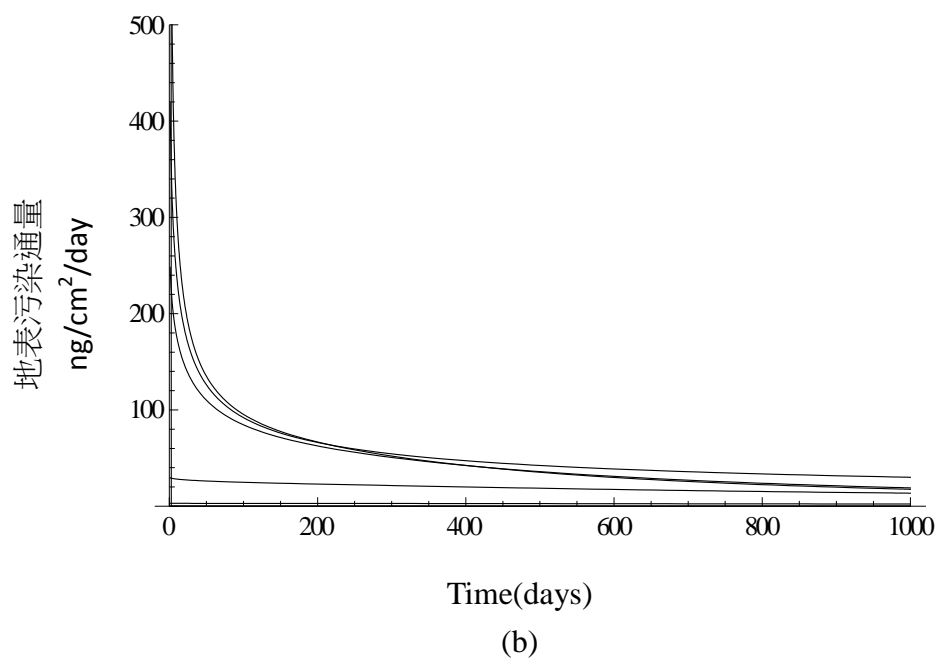
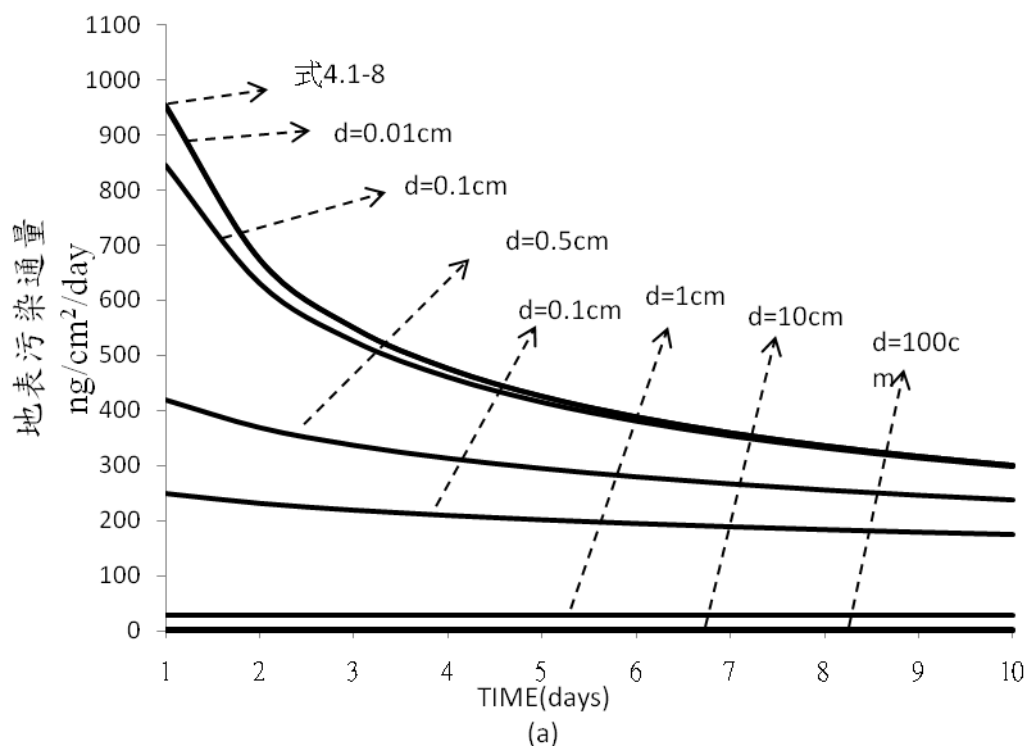


圖 5.1-5 邊界層厚度改變對 Jury finite source 模式計算 Lindane 地表空氣污染濃度的影響($L_s=0$)： (a) 模擬 10 天；(b) 模擬 1000 天

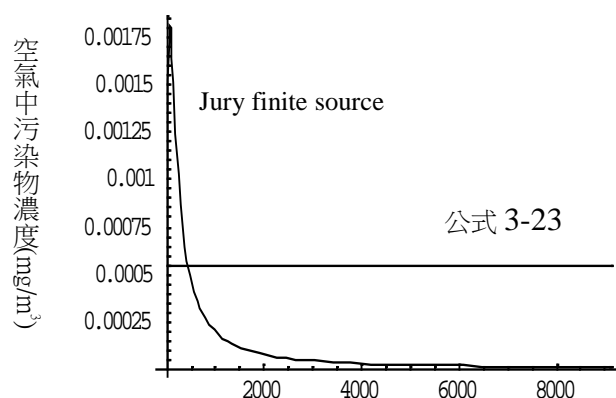


圖 5.1-6 孔隙率改變對 Jury finite source 模式計算的地表空氣污染濃度的影響
(Benzene, 黏質土壤, $L_s=50\text{cm}$, $d=30\text{cm}$)

2. 受污染裡層(深度大於 1 公尺)土壤中的污染物汽化成蒸氣，再傳輸至地表的空氣中污染物濃度

如前述的計算條件，但分析深度大於 1 公尺的污染裡層土壤所產生的地表空氣污染物濃度為使用「撰寫指引」之公式 3-26 (本文中 3.1-16)。受污染土壤距地表的深度定為 150cm，即 $L_s=150\text{cm}$ 。

再將式(4.1-6)與公式 3-26 所計算的地表空氣污染濃度比較於圖 5.1-7，圖中顯示，不論在砂質或黏質土環境中，公式 3-26 的空氣污染濃度皆大於 Jury finite source 所計算的最大濃度值。其它揮發性污染物的計算結果列於表 5.1-5，結果顯示：在砂質土環境中，公式 3-26 的空氣污染濃度大於 Jury finite source 所計算的最大污染濃度值可約 3 倍；在黏質土環境中，公式 3-26 的空氣污染濃度亦大於 Jury finite source 結果約 3 倍。

進一步分析污染區厚度(d)對地表空氣污染濃度改變的影響，由圖 5.1-8 可知，砂質土環境中，當厚度從 1m 增加至 2m 時，地表空氣污染濃度最大值明顯增加，但從 2m 增加至 5m 時，增加較為減小，又可看出最大值出現日有往後延的趨勢，而從圖中也可得知，當高峰值過後濃度下降的趨勢 $d=5\text{m}$ 比 $d=1\text{m}$ 平緩許多，與之前受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)所計算的結果趨勢一致。黏質土環境的結果亦呈現污染厚度愈大，地表空氣污染濃度愈大的趨勢。

表 5.1-5 污染裡層(深度大於 1 公尺)地表空氣污染物濃度計算結果：(a) 砂質土；(b) 黏質土

(a) 砂質土			
Compound	公式3-26 C_{air}	Jury finite source $C_{air(max)}$	Jury finite source C_{air}
Xylene	5.73×10^{-2}	1.98×10^{-2}	1.02×10^{-4} (762day)
1,1,1-Trichloroethane	9.97×10^{-3}	3.43×10^{-3}	1.28×10^{-5} (4382day)
Trichloroethylene	2.51×10^{-3}	8.68×10^{-4}	1.16×10^{-5} (25yr)
Toluene	2.51×10^{-3}	8.66×10^{-4}	1.16×10^{-5} (25yr)
Benzene	2.35×10^{-3}	8.11×10^{-4}	1.19×10^{-5} (25yr)
Chloroform	2.74×10^{-3}	9.48×10^{-4}	1.11×10^{-5} (25yr)
(b) 黏質土			
	公式 3-26 C_{air}	Jury finite source $C_{air(max)}$	Jury finite source C_{air}
Xylene	9.75×10^{-3}	3.34×10^{-3}	3.34×10^{-3} (42day)
1,1,1-Trichloroethane	4.20×10^{-4}	1.44×10^{-4}	1.44×10^{-4} (990day)
Trichloroethylene	9.48×10^{-5}	3.25×10^{-5}	3.26×10^{-5} (4451day)
Toluene	9.58×10^{-5}	2.44×10^{-5}	2.41×10^{-5} (4439day)
Benzene	9.04×10^{-5}	3.11×10^{-5}	3.11×10^{-5} (4735day)
Chloroform	1.13×10^{-4}	3.90×10^{-5}	3.90×10^{-5} (3899day)

C_{air} in mg/m^3

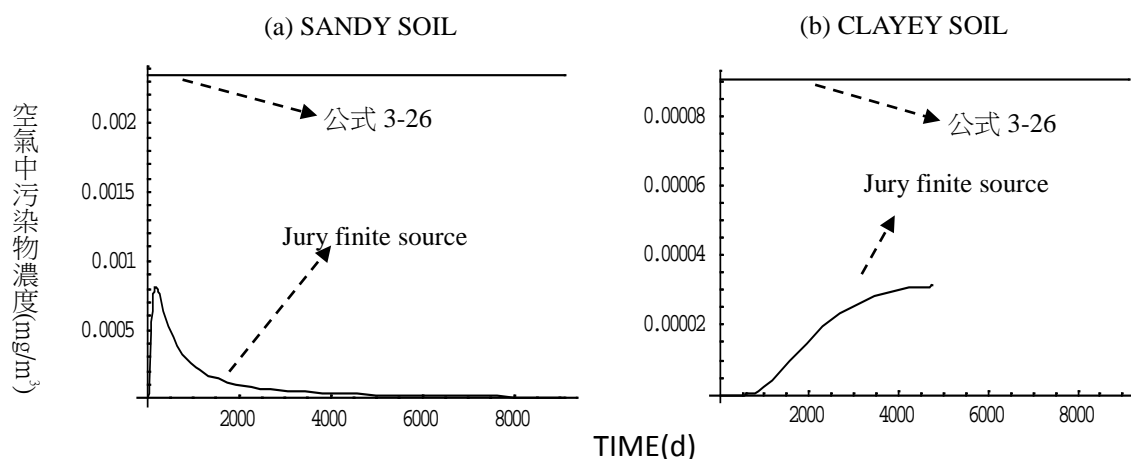


圖 5.1-7 比較式(4.1-6)與公式 3-26 計算的地表空氣污染濃度(benzene, $L_s=150\text{cm}$, $d=30\text{cm}$)

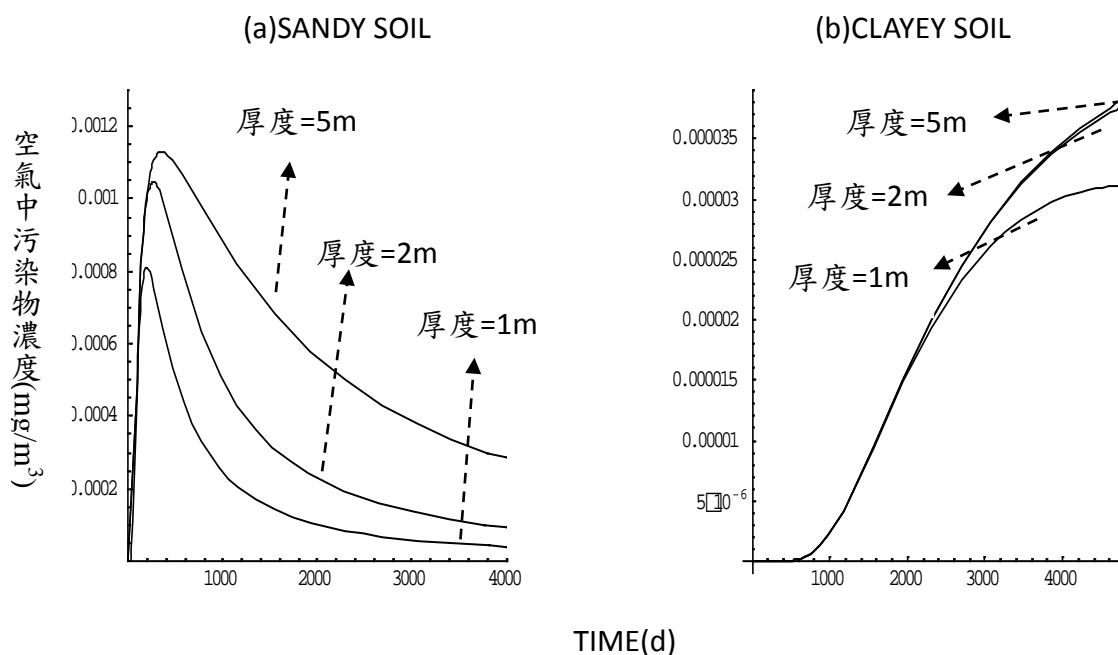


圖 5.1-8 改變污染區厚度(W)對 Jury finite source 模式計算地表空氣污染濃度的影響 (Benzene, $L_s=150\text{cm}$)

3. Jury finite source 模式與 Jury infinite source 模式

Jury finite source 解析模式，即式(4.1-6)，與式(4.1-8)基本上的差別為後者不考慮地表邊界層厚度與 H 假設為無窮大(即污染物有極佳的揮發能力)，而式(4.1-8)僅可用於污染自地表開始的污染情況，故式(4.1-8)基本上為 Jury finite source 解析模式的一個簡式。在此測試 Mayer et al. (1974)的分析，其比較 Jury infinite

source 模式，即式(3.1-6)，與式(4.1-8)，並結論當 $t < d^2/18.4D_E$ 時，式(3.1-6)

所獲得的半無限污染深度的污染流通量與有限污染厚度之污染流通量的差在 1% 以內。若計算前述的污染案例，並使污染自地表延伸自地下 100 cm 的厚度 ($L_s=0$; $d=100\text{cm}$)，則由不同污染物所計算獲得的 $d^2/18.4D_E$ 如表 5.1-6 所示，該值表示 Jury infinite source 模式的應用限制在 $d^2/18.4D_E$ 的時間內，一旦超過該時間，Jury infinite source 與 Jury finite source 模式所計算的流通量誤差會在 1% 以上。結果顯示，對於 H 值較大的 1,1,1-Trichloroethane，其 $d^2/18.4D_E$ 值小，故造成如使用 Jury infinite source 模式分析污染有限厚度 (在此為 100 cm) 的案例時，其有效的流通量計算時間將縮小，除非為低 H 值的污染物，如 Triallate，其應用 Jury infinite source 模式的有效時間會如表 5.1-6 的結果。以上分析顯示簡易方法(式 3.1-8)的正確程度受到實際污染厚度很大的影響。

表 5.1-7 Jury infinite source 模式的有效評估時間長度(與 Jury finite source 模式比較)

compound	Sandy		Clay	
	D_E (cm^2/day)	$d^2/18.4D_E$ (day)	D_E (cm^2/day)	$d^2/18.4D_E$ (day)
1,1,1-Trichloroethane	137.07	3.96	5.76	94.35
Trichloroethylene	34.55	15.73	1.30	418.06
Toluene	34.67	15.68	1.31	414.87
Benzene	32.30	16.83	1.24	438.29
Chloroform	37.73	14.4	1.55	350.63
Triallate	0.0035	1.6×10^3	0.0007	7.8×10^3

4.現有實驗資料與 Jury finite source 模式的比較

國內外現場土壤及地下水採樣與土壤間隙氣體採樣的實驗與現場資料，亦可作為模式驗證的依據，EPA(1996)歸納數組過去以發表的實驗研究的資料，其中 Jury et al. (1980)實驗與 Jury finite source 模式的分析情境較為一致，其依據 Grover et al. (1978)分析 Triallate 的方式，將自地表受 Triallate 污染的 San Joaquin sandy loam($L_s=0$)以密閉的揮發筒(Chamber)記錄污染氣體的揮發量，並維持地表一定的風速(1km/hr)，此實驗的數據並與式(4.1-8)計算的結果比較。再此亦取用此組數據比較 Jury finite source 模式，即式(4.1-6)，與式(4.1-8)的計算結果，實驗條件與模式所需要的參數如表 5.1-7 所示，實驗資料與模式的比較如圖 5.1-9 所示，其中 Jury finite source 模式的地表邊界層厚度設為 0.5cm，此圖的結果顯示 Jury finite source 模式與式(4.1-8)的計算結果除在初始(1 天以內)階段有些微的差別外，之後的結果幾乎一致，並略小於實驗值，顯示在此地表風速下，地表的污

染濃度可以近似式(4.1-8)的零污染濃度邊界條件或 Jury finite source 模式以 0.5cm 的地表邊界層厚度所模擬的結果。

表 5.1-8 Jury et al. (1980)Triallate 逸散實驗 San Joaquin sandy loam 特性資料

參數	符號	單位	值	資料來源
初始土壤污染濃度	C_o	mg/kg	10	Jury et al. (1980)
污染土壤厚度	d	cm	10	Jury et al. (1980)
土壤通體密度	ρ_b	g/cm ³	1.34	Jury et al. (1980)
土壤密度	ρ_s	g/cm ³	2.65	EPA(1988)
含水孔隙率	$\theta_T \theta_{ws}$	cm ³ /cm ³	0.279	Jury et al. (1980)
含空氣孔隙率	$\theta_T \theta_{as}$	cm ³ /cm ³	0.215	Jury et al. (1980)
土壤有機碳分率	f_{oc}	fraction	0.0072	Calculated from Jury et al. (1980)
空氣擴散係數	D_{air}	cm ² /day	3888	Jury et al. (1980)
水相擴散係數	D_{wat}	cm ² /day	0.432	Jury et al. (1980)

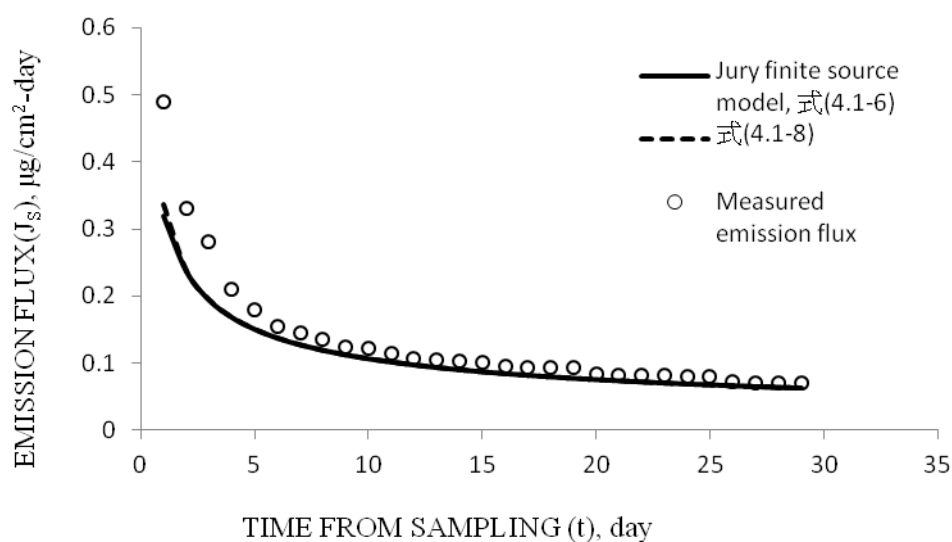


圖 5.1-9 Jury et al. (1980)實驗資料檢驗 Jury finite source 模式的結果

5.2 受污染地下水傳輸分析

本研究蒐集國內外現場土壤及地下水採樣與土壤間隙氣體採樣的現場資料，

作為模式驗證與調整參數，以及評估污染源消滅、污染團延散與衰減型式的依據。在此使用高雄縣福德廟 TCE 地下水污染的案例作為展示 BIOSCREEN 功能的一個例子，但因本場址自民國 90 年發現至今，已經歷多組人員進行局部之地下水整治工作，如 90 年 6 月工研院工安衛中心之地下水抽取處理，93 至 94 年間平成公司於現地之化學氧化處理；97 年間有私人整治行為，故該場址的地下水污染團僅可能在 94~96 年間才處於平穩狀態。茲將 94 年至今於該場址進行之地下水採樣作業所獲得的資料整理於表 5.2-1，其採樣位置如圖 5.2-1 所示。由歷年所判斷之污染中心 OG 點往地下水流動下游方向的遠近距離來看 94~96 年間出現 OG 最大濃度為 4.85 mg/L ，並往下游濃度有遞減的趨勢，故本研究根據這些現場所獲得的資料，模擬 94 年至今(7 年)，若在無人為干擾情況下污染團向下游移動分佈的情況。BIOSCREEN 所需要的參數若有實際現場資料，則以其為依據，若無，則以文獻所建議值為依據，所輸入的資料如表 5.2-2 所示，輸入資料及模擬結果如圖 5.2-2 至 5.2-5 所示，並說明如下：

- 該場址之污染源區域大小在此以 10m 厚，中心最大濃度(4.85 mg/L)為 6ft 寬推估，由於歷年報告並未於對場址污染源範圍有詳細的採樣，因此僅以一中心濃度及假設的厚度來分析其傳輸結果，模擬測試顯示，此範圍大小及濃度分佈影響結果甚巨。由於 NAPL 相可能存在於該場址，故 source mass 以 infinite 表示。
- 圖 5.2-2 顯示 1 階降解作用所得其中心線濃度在距離污染源 16ft 處即與不考慮降解作用之濃度線不同，並以 96~98 年具污染源下游採樣濃度之平衡結果比較，顯示模擬計算與實測值之間有很好的符合度。
- 圖 5.2-2 並顯示瞬時反應模式計算的結果在趨勢上與一階降解的結果相似，該模擬所需之 $\text{O}_2, \text{NO}_3, \text{SO}_4, \text{Fe}^{+2}$ 及 CH_4 背景現場資料由 97 年度土壤及地下水監測計畫(美商傑明工程顧問，民國 98 年)獲得，並輸入如表 5.2-2 的結果。
- 圖 5.2-3 及 5.2-4 分別為一階降解及瞬時反應模擬之降解濃度分佈及質量平衡計算的結果，在此顯示，模擬區域的寬度需適時增加，才可獲得此質量平衡計算的結果。另外，由於降解作用，污染團中僅剩餘 $\frac{1}{5} \sim \frac{1}{7}$ 油污染源傳輸出的質量，其餘均已被分解。
- 上述結果的延散係數值為依據手冊中所建議，以縱向模擬長度推得的延散度計算，若計算延散度之縱向長度由 10m(=328ft)延長至 20m(=656ft)，則其縱向延散度由 14.5ft 增加至 20.4ft，中心線濃度的計算結果如圖 5.2-6 所示，故其對下游濃度有些微的影響，可比較圖 5.2-3 及 5.2-6 的結果。

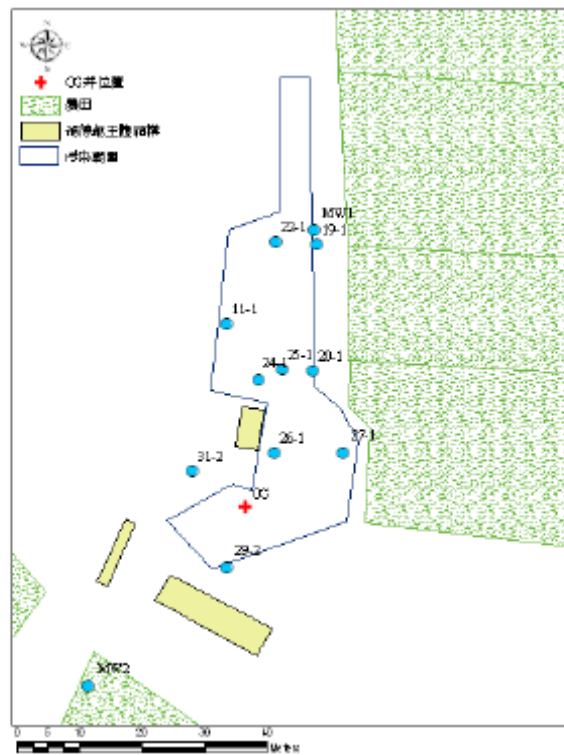


圖 5.2-1 福德爺廟主要地下水採樣位置(資料來源: 財團法人中興工程顧問社, 中華民國 99 年)

表 5.2-1 福德爺廟歷年地下水污染監測紀錄

濃度單位: mg/L

測站 時間 (年、月)	OG	31-2	26-1	27-1	24-1	25-1	20-1	11.1	22-1	19-1	NW-1
94.05	0.00454	0.00246	---	---	ND	0.053	0.00508	---	0.00089	0.0132	---
94.07	0.0725	0.101	0.272	0.469	---	4.43	0.0213	0.00714	0.118	1.56	ND
94.09	4.85	0.604	1.44	0.34	---	2.16	1.82	0.0353	0.061	0.581	---
94.11	2.03	0.155	0.762	0.348	0.177	0.394	1.54	0.07	0.146	0.3	0.248
95.02	1.81		0.496	0.202	0.0694	0.436	0.677	---	0.386	0.621	0.102
95.08	1.48	---	0.625	0.297	0.065	0.721	0.744	---	0.102	0.499	0.0353
96.01	1.24	---	0.55	0.307	0.039	0.239	0.606	---	0.869	0.237	0.0373
96.07	1.68	---	0.736	0.594	0.0940	0.991	0.758	---	1.09	0.179	---
97.01	0.196	---	0.446	0.0438	---	---	0.154	0.0814	0.393	0.342	ND
97.08	0.0576		0.283	0.253	---	---	0.0175	---	0.0375	---	ND
97.09	0.224		0.204	0.0501	---	0.0312	0.488	0.0108	0.03	---	0.00285
98.03	0.459		0.231	0.158	---	0.121	0.359	0.0241	0.0651	---	0.0178
99.03	0.876		0.369	0.342	---	---	0.17	---	---	---	0.00318
直線距離 OG, m	0	17			30			36	54	57	64
,ft		57			98			119	179	188	209

資料來源：財團法人中心工程顧問社，中華民國 99 年；97 年度土壤及地下水監測計畫，中華民國 98 年

表 5.2-2 BIOSCREEN 範例參數值

資料種類	參數	值	資料來源
Hydrogeology	Hydraulic conductivity (cm/sec)	1.17×10^{-2}	監測井水文試驗(財團法人中興工程顧問社，中華民國 99 年) $K=1.13 \times 10^{-2} \sim 1.95 \times 10^{-2} (\text{cm}/\text{sec})$ (10m depth) $=1.98 \times 10^{-3} \sim 5.32 \times 10^{-3} (\text{cm}/\text{sec})$ (20m depth)
	Hydraulic gradient	0.006	財團法人中興工程顧問社，中華民國 99 年
	porosity	0.46	同上，其使用 $n_e=0.11$ 計算
Dispersion	Longitudinal dispersivity(ft)	14.5	$\alpha_x=3.28 \times 0.83 \times 2.414 (\text{Log } Lp/3.28)$
	Transverse dispersivity(ft)	1.45	$\alpha_y=0.1 \alpha_x$
	Vertical dispersivity	0	$\alpha_z \doteq 0$
Adsorption	Retardation factor	3.6	$R=1+\frac{K_{oc} f_{oc} \rho_b}{\theta_T}$
	Soil bulk density , $\rho_b(\text{g}/\text{cm}^3)$	1.7	財團法人中興工程顧問社，中華民國 99 年
	f_{oc}	0.005	財團法人中興工程顧問社，中華民國 99 年
	$K_{oc}(\text{L}/\text{Kg})$	138	Jury et al.(1990)

Table 5.2-2 BIOSCREEN 範例(續 1)

資料種類	參數 (單位)	值				資料來源	
Biodegradation	Lambda (1/yr)	0.35				Lambda=0.693/ t _{1/2}	
	t _{1/2} (yrs)	2				Jury et al.(1990)	
	Electron Acceptor :	O ₂	NO ₃	SO ₄	根據 97 年度土壤及地下水監測計畫(中華民國 98 年), 整理 94 至 98 年間資料所評估。		
	Background Conc.(mg/L)	5.0	2.44	24			
	Minimum Conc.(mg/L)	3.5	2.44	21.3			
	Change in Conc,(mg/L)	1.5	0.0	2.7			
	Electron Acceptor :	Fe	CH ₄				
	Max Conc. (mg/L)	0.52	0				
	Ave Conc. (mg/L)	0.04	0				
General	Modeled area length(m)	100 (=328ft)				根據受影響區域的長度估計	
	Modeled area width (m)	9 (=30ft)				推估	
	Simulation Time(yrs)	7				由 91 年監測起算至 98 年	
Source data	Source thickness(m)	10 (=32.8ft)				推估	
	Source concentration(mg/L)	4.85				根據 94 至 98 監測資料(財團法人中心工程顧問社, 中華民國 99 年; 97 年度土壤及地下水監測計畫, 中華民國 98 年)	
Actual data	Distance from source(ft)	0	66	98	164	197	230
	TCE conc.(mg/L)	4.85	0.74	0.5	0.4	0.23	0.0001
Output	Centerline conc.:圖 5.2-2;	Array conc.:圖 5.2-3~5.2-5					

BIOSCREEN Natural Attenuation Decision Support System
Air Force Center for Environmental Excellence

Version 1.4

Run Name: **Fudamlo**
TCE plume

1. HYDROGEOLOGY

Seepage Velocity* Vs **157.9** (ft/yr)
or
Hydraulic Conductivity K **1.2E-02** (cm/sec)
Hydraulic Gradient I **0.006** (ft/ft)
Porosity n **0.46** (-)

2. DISPERSION

Longitudinal Dispersivity* alpha x **14.5** (ft)
Transverse Dispersivity* alpha y **1.5** (ft)
Vertical Dispersivity* alpha z **0.0** (ft)
or
Estimated Plume Length Lp **328** (ft)

3. ADSORPTION

Retardation Factor* R **3.6** (-)
or
Soil Bulk Density rho **1.7** (kg/l)
Partition Coefficient Koc **138** (L/kg)
Fraction Organic Carbon foc **5.0E-3** (-)

4. BIODEGRADATION

1st Order Decay Coeff* lambda **3.5E-1** (per yr)
or
Solute Half-Life t-half **2.00** (year)
or Instantaneous Reaction Model
Delta Oxygen* DO **1.5** (mg/L)
Delta Nitrate* NO3 **0** (mg/L)
Observed Ferrous Iron* Fe2+ **0.04** (mg/L)
Delta Sulfate* SO4 **2.7** (mg/L)
Observed Methane* CH4 **0** (mg/L)

5. GENERAL

Modeled Area Length* **328** (ft)
Modeled Area Width* **30** (ft)
Simulation Time* **7** (yr)

6. SOURCE DATA

Source Thickness In Sat. Zone* **32.8** (ft)

Source Zones:

Width* (ft)	Conc. (mg/L)*
1	0.2
3	3
6	4.85
3	3
1	0.2

Source Half-Life (see Help):
Infinite Infinite (yr)
Inst. React. **1st Order**
Soluble Mass Infinite (Kg)

In Source NAPL, Soil

7. FIELD DATA FOR COMPARISON

Concentration (mg/L)	4.85	.74	.5	.4	.23	.0	.0				
Dist. from Source (ft)	0	33	66	98	131	164	197	230	262	295	328

8. CHOOSE TYPE OF OUTPUT TO SEE:

RUN CENTERLINE **RUN ARRAY**

View Output **View Output**

Help **Recalculate This Sheet**

Paste Example Dataset

Restore Formulas for Vs, Dispersivities, R, lambda, other

Data Input Instructions:

1. Enter value directly....or
2. Calculate by fixing in grey cells below. (To restore formulas, hit button below).

Variable* Data used directly in model.
Value calculated by model. (Don't enter any data).

Vertical Plane Source: Look at Plume Cross-Section and Input Concentrations & Widths for Zones 1, 2, and 3

View of Plume Looking Down

Observed Centerline Concentrations at Monitoring Wells
If No Data Leave Blank or Enter "0"

圖 5.2-2 BIOCREEN 輸入頁面

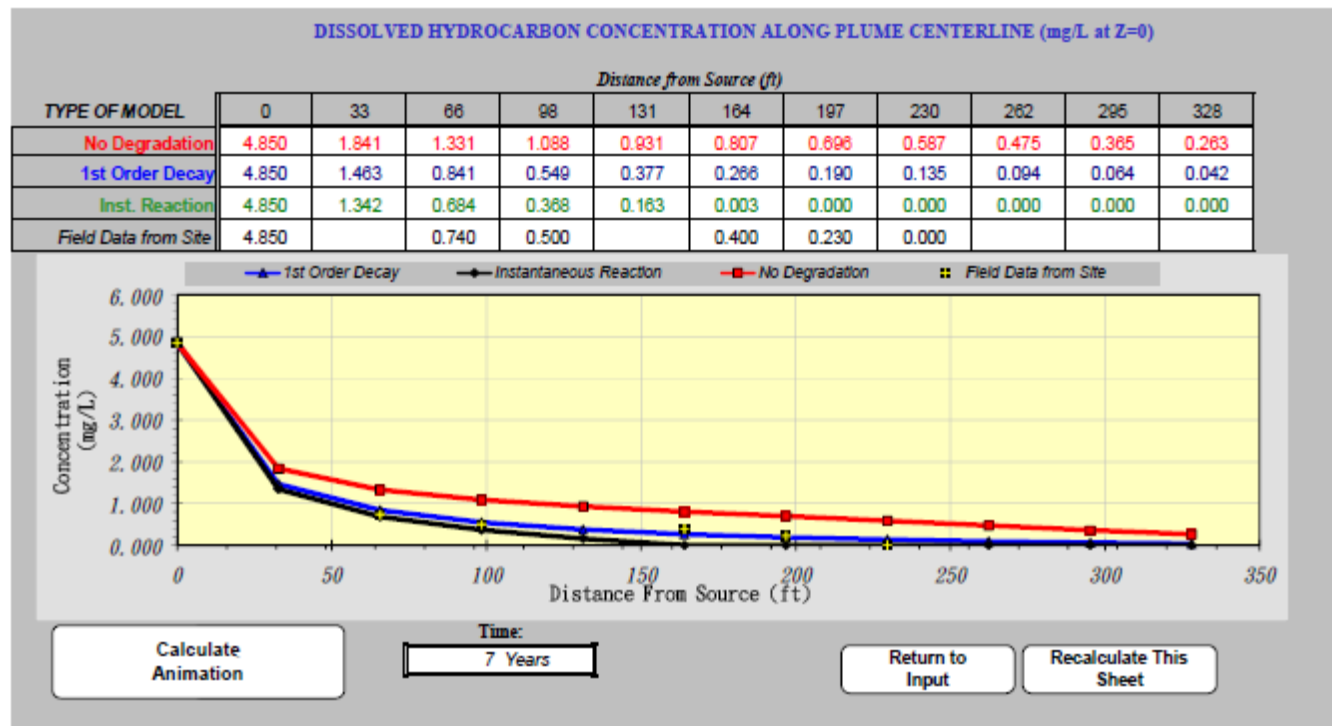


圖 5.2-3 BIOCREEN 中心濃度輸出頁面

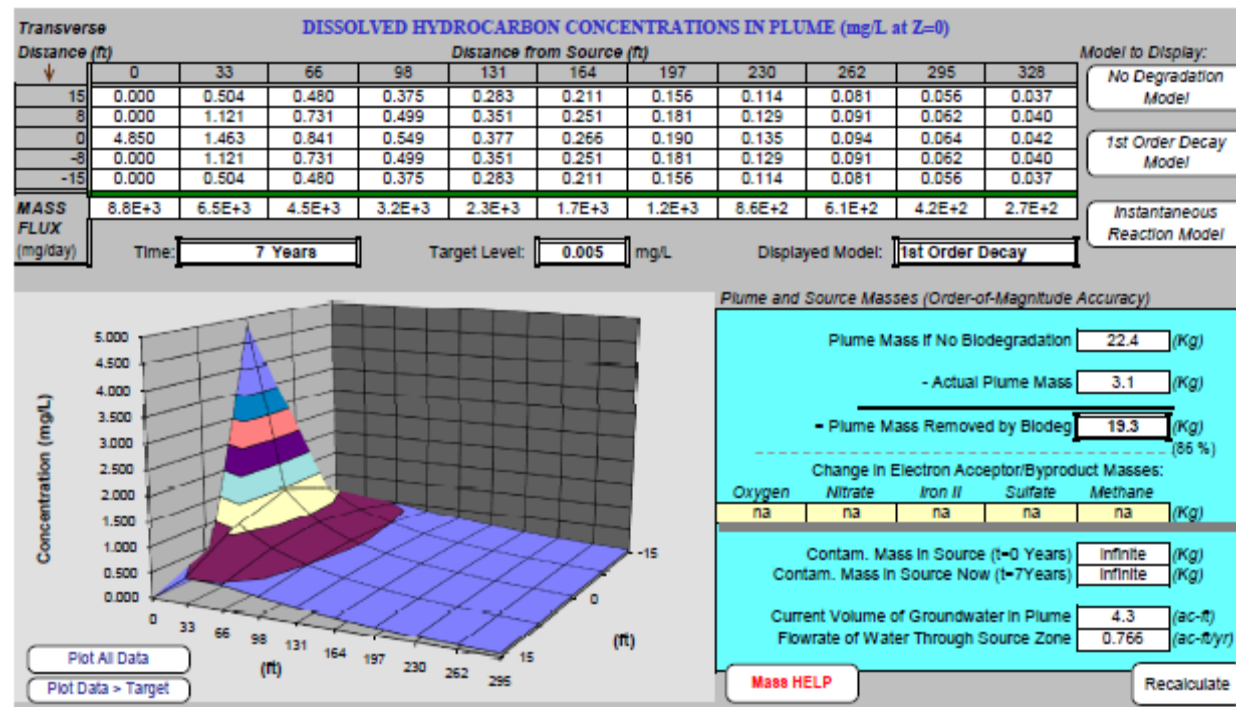


圖 5.2-4 BIOCREEN 陣列濃度輸出頁面(一階降解計算)

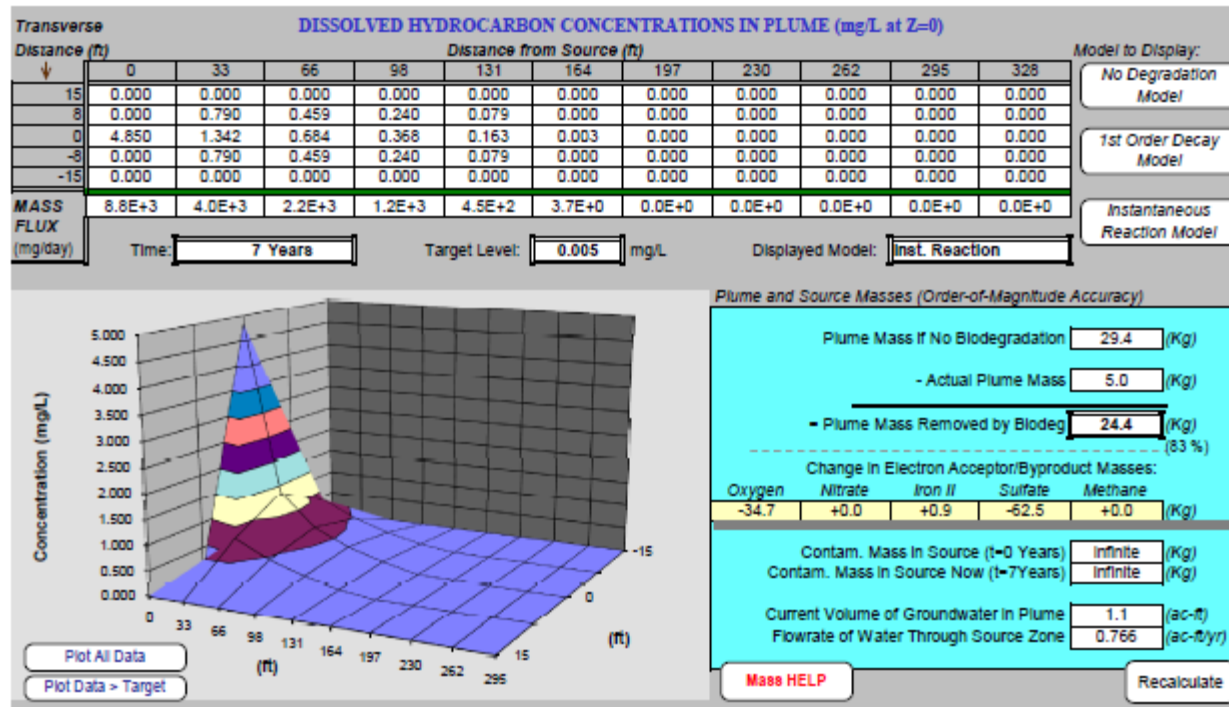


圖 5.2-5 BIOCREEN 陣列濃度輸出頁面(瞬時反應計算)

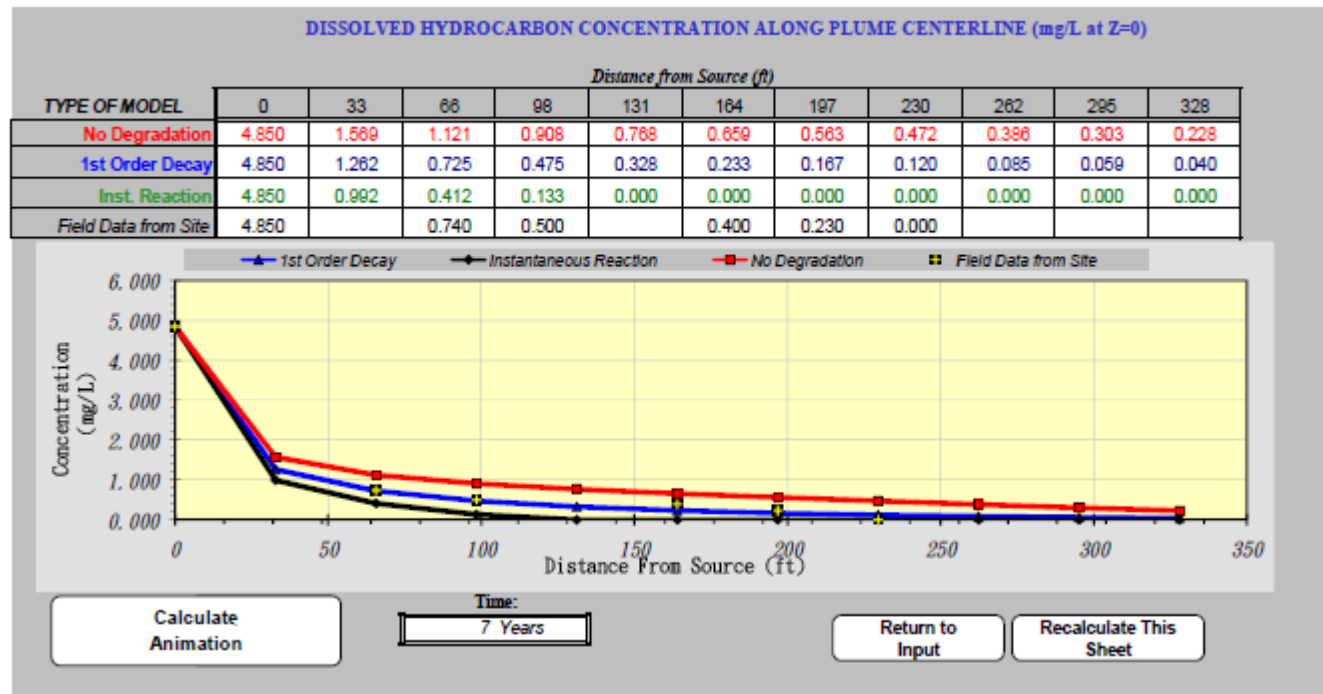


圖 5.2-6 BIOCREEN 中心濃度輸出頁面(縱向延散度增為原 1.4 倍)

5.3 受污染土壤地下水逸散量與傳輸分析

MOFAT 能夠評估複雜的土壤質地與地下水污染狀況下的未飽和層與飽和水層的污染傳輸與分佈情況，並進而分析地表污染通量與地表空氣污染濃度。MOFAT 將污染的模擬分為兩個階段：第一階段為非水相污染液體 (NAPL) 的入滲，MOFAT 模擬由地表或土層中入滲至土壤的 NAPL 流動與分布現象；第二階段為 NAPL 繼續流動、分溶至空氣、土壤與水相及揮發、溶解相污染物的傳輸過程與分布。

茲以一個假設的土壤與地下水污染情境，討論與分析地表暴露的影響，模擬區域縱向長 20m，垂向為自地表至 8m 深，假設地表下 3m 在距離左邊界 4m(x=4m) 有油管通過，其承載的輕質油品(LNAPL)滲漏，滲漏總量為 1m³，地下水深度為 4(左邊界)至 3.5m(右邊界)，即由模擬區域的左邊界向右邊界流動(見圖 5.3-1 的示意)，模擬區域內初始並無油品污染，地表邊界為大氣壓狀況與無污染濃度、下邊界為不透水與零污染濃度梯度，左右邊界為定水頭與零污染濃度梯度。油品質量組成為 89.5%的 inert oil(不反應的油品組成)與 10.5%的苯。MOFAT 模擬以油品壓力頭-1m 的方式滲漏進入土層(由三個節點)，直至累積到達 1m³ 的油品體積，即停止第一階段的計算；再進行第二階段污染物在土壤未飽和與飽和水層縱向(x)與垂向(z)的移動與分布，模擬的條件如表 5.3-1 所示，其主要參考 MOFAT 使用手冊 (Katyal et al., 1991)例題的設定值。

第二階段終(模擬時間 25 天)，土壤的 NAPL 分布如圖 5.3-2 所示，其顯示 NAPL 的累積與分布，受其接近水面線的影響，往右側移動，最大的飽和度值為 0.3056；空氣相中氣態苯濃度的分布如圖 5.3-3 所示，最大的氣相濃度在滲漏點附近，濃度值為 45.3 g/m³；水相中溶解苯濃度的分布如圖 5.3-4 所示，最大的溶解相濃度亦在滲漏點附近，濃度值為 189 g/m³。圖 5.3-5 表示滲漏中心垂直上方至地表的污染物濃度分布(包括氣相與溶解相)、滲漏中心下方地下水(距地表 5m 深)向下游的污染物溶解相分布及下游 17m 處(x=17m)垂直上方至地表的污染物濃度分布(包括氣相與溶解相)。

以此假設情境在兩方面評估地表的污染暴露：其一為地表空氣受未飽和土壤層的污染所遭受的地表污染通量；其二為溶解於地下水的油品受地下水流動的影響而向下游移動，下游污染的地下水區域所造成地表的污染空氣通量。若以簡易公式的方式進行暴露評估，前者因污染源在地表下 3m，故會以採樣獲得的土壤污染濃度及簡易公式(3.1-16)來評估地表空氣苯的污染濃度，根據 MOFAT 的計算結果，在滲漏中心位置 NAPL 的飽和度為 0.2127，根據苯的體積分率(0.0996，由質量分率與密度獲得)與 Raoult's law 換算為苯的飽和度為 0.0212，再由下式換算為單位土壤苯的污染克數：

$$C_{soil} = \frac{S_o \rho_n \theta_T}{\rho_b} 10^6 \quad (5.3-1)$$

其中 S_o 為苯的飽和度； ρ_n 與 ρ_b 分別為苯的液體密度(g/cm^3)與土壤通體密度(g/cm^3)； C_{soil} 單位為 mg/Kg 。計算結果土壤苯濃度值為 3827.8 mg/Kg 。依此及簡易公式所需的參數(如表 5.3-2 所示)計算地表空氣苯的污染濃度，結果如圖 5.3-6 所示，此濃度值為 $1.33172849 \text{ mg/m}^3$ 。若以 Jury finite source 模式評估地表下 3m 的土壤污染，其所需的參數亦如表 5.3-2 所示，計算地表空氣苯的污染濃度結果如圖 5.3-6 所示，其中最大污染濃度為 $0.34076661 \text{ mg/m}^3$ 。

溶解於地下水的油品受地下水流動的影響而向下游移動，一般則以採樣獲得的地下水苯的污染濃度及簡易公式(3.2-7)來評估地表空氣苯的污染濃度，圖 5.3-4 中以滲漏中心下游 13m 的水面濃度表示採得的水樣($x=17\text{m}$)，簡易公式所需的參數如表 5.3-2 所示，以其計算地表空氣苯的污染濃度結果如圖 5.3-7 所示，不論式(3.2-7a)或式(3.2-7b)，計算獲得的地表空氣苯的污染濃度為 $0.000169885 \text{ mg/m}^3$ 。

以 MOFAT 所計算之滲漏點垂直上方之地表下污染濃度(圖 5.3-5(a))來分析進入大氣的污染流通量，如下式的計算，其中僅考慮擴散的分量，壓力變化造成的對流通量不予計算。

$$J_c = D_E \frac{dC_T}{dy} \quad (5.3-2)$$

所獲得的地表污染氣體通量，再按照“box”模式的方法(如式 3.1-8)換算為地表空氣污染濃度，所需要的參數如表 5.3-2 所列，獲得地表空氣苯的污染濃度亦如圖 5.3-6 所示，其為 0.000208 mg/m^3 ，較簡易公式($1.33172849 \text{ mg/m}^3$)的計算結果小了很多，亦較 Jury finite source 模式評估的最大值($0.34076661 \text{ mg/m}^3$)小，由於僅計算第 25days 濃度分布的結果(模擬時間為入滲量 1m^3 後 25days)，在 NAPL 尚未溶解揮發完，此污染氣體通量應會繼續增加。滲漏點下游 13m 地下水受污染所造成垂直上方地表污染氣體通量，亦如前述方式計算及換算為地表空氣污染濃度，獲得地表空氣苯的污染濃度亦如圖 5.3-7 所示，其為 0.0000367 mg/m^3 ，並與簡易公式的結果($0.000169885 \text{ mg/m}^3$)比較，前者亦較簡易公式的計算結果小約一個級數。

表 5.3-1 MOFAT 模擬假設污染情境的輸入參數

參數	單位	值
x (縱向長)	m	20
z (垂向長)	m	8
Δx (縱向網格間距)	m	1
Δz (垂向網格間距)	m	1
K_{sw_x} (x 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	10.0
K_{sw_z} (z 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	5.0
θ_T (孔隙率)	-	0.35
S_m (irreducible 含水飽和度)	-	0.05
S_{or} (殘餘油品飽和度)	-	0.2
α (van Genuchten 係數)	1/m	5
n (van Genuchten 係數)	-	2.8
α_z (縱向延散度)	m	0.2
α_x (橫向延散度)	m	0.04
β_{ao} (油與水的表面張力比值)	-	2.69
β_{aw} (水的表面張力與油水的界面張力比值)	-	1.59
η_{ro} (油品與水的黏滯係數的比值)	-	2
ρ_{ro} (油品與水的密度比值)	-	0.832
ρ_{ic} (inert oil 的密度)	g/m ³	827000
D_{cw}^0 (苯在水相的自由擴散係數)	m ² /day	0.94×10^{-4}
D_{co}^0 (苯在 NAPL 相的自由擴散係數)	m ² /day	1.13×10^{-4}
D_{ca}^0 (苯在氣相的自由擴散係數)	m ² /day	0.763
Γ_{co} (苯在油品與水相的分溶係數)	-	493
Γ_{ca} (苯在空氣與水相的分溶係數)	-	0.24
Γ_{cs} (苯在土壤與水相的分溶係數)	-	0
ρ_c (苯的密度)	g/m ³	0.877×10^6

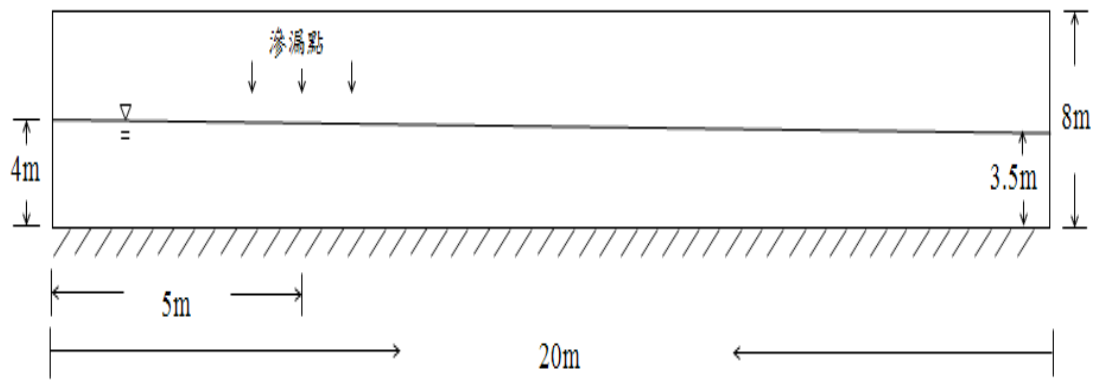


圖 5.3-1 模擬區示意圖

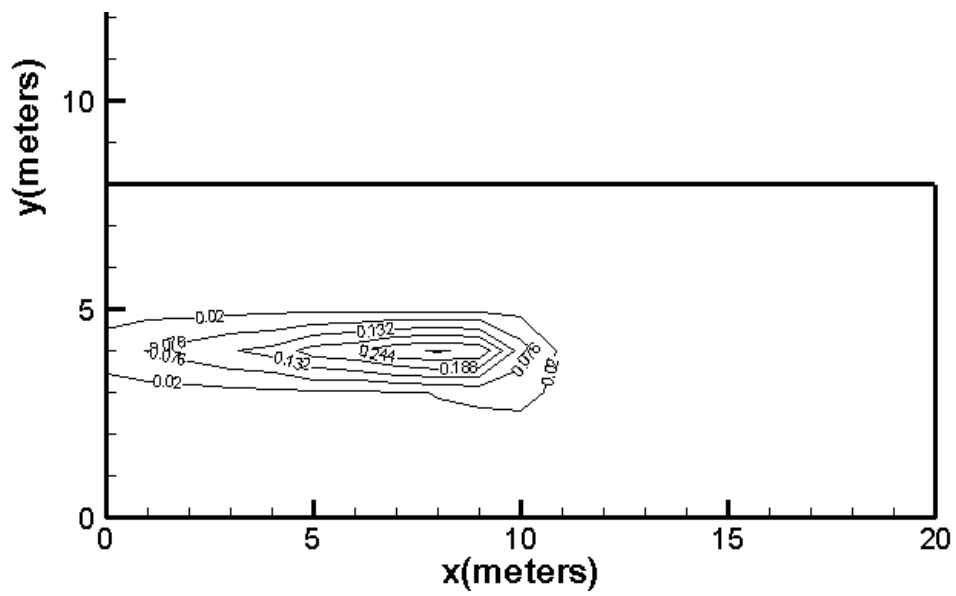


圖 5.3-2 MOFAT 模擬假設的土壤與地下水污染情境之土壤的 NAPL 飽和度分布

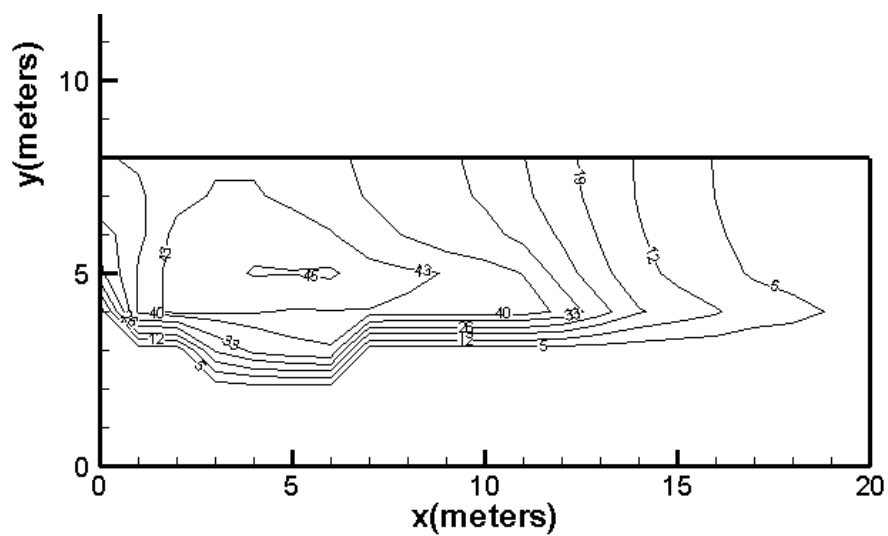


圖 5.3-3 MOFAT 模擬假設的土壤與地下水污染情境之空氣相中氣態苯濃度的分布

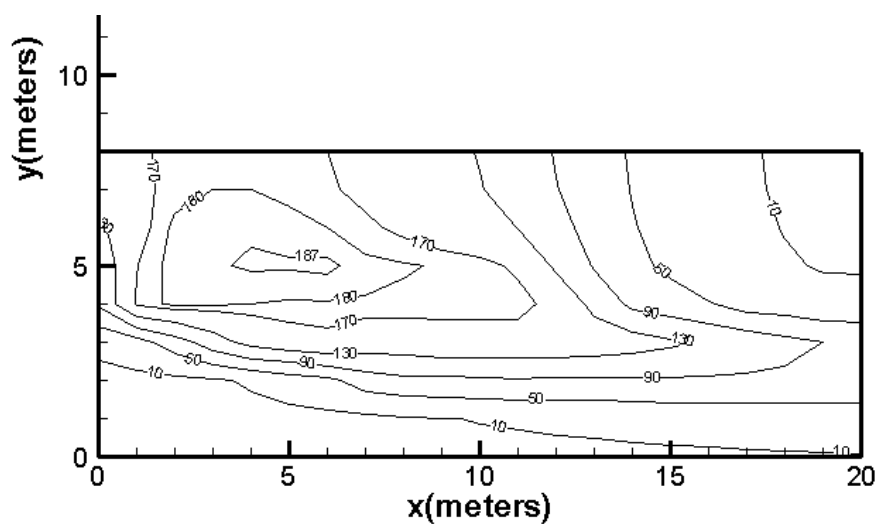


圖 5.3-4 MOFAT 模擬假設的土壤與地下水污染情境之水相中溶解苯濃度的分布

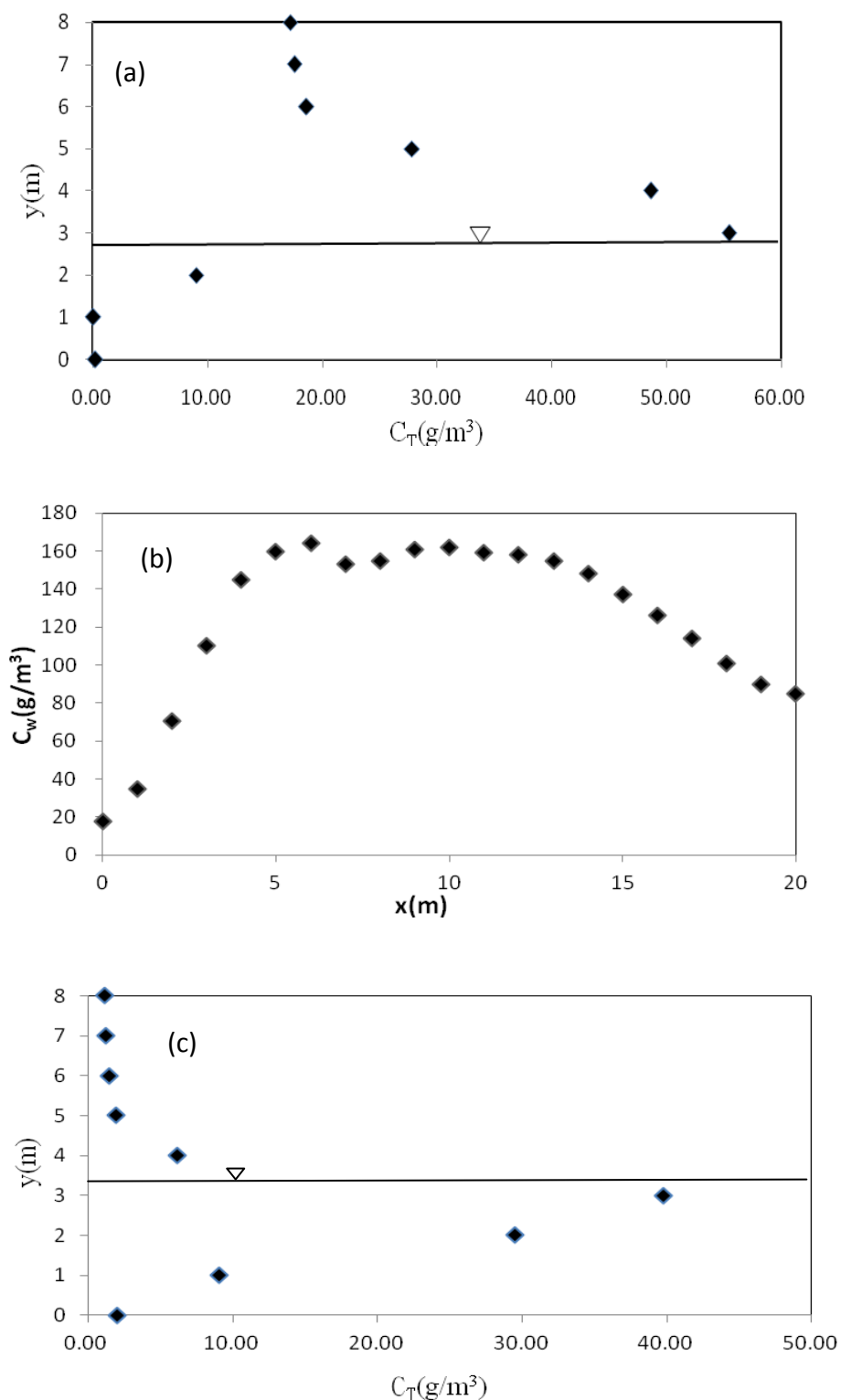


圖 5.3-5 MOFAT 模擬垂向與縱向苯濃度的分布：(a) 滲漏中心垂直向($x=5\text{m}$)的苯濃度分布(包括氣相與溶解相)；(b)地下水苯溶解相分布(距地表 5m 深, $y=3\text{m}$)；(c) $x=17\text{m}$ 垂直向的苯濃度分布(包括氣相與溶解相)

表 5.3-2 簡易公式與 Jury finite source 模式評估假設的土壤與地下水污染情境所使用的參數值

參數	單位	值	參考資料
C_{soil}	mg/kg	3827.8	滲漏區中心 MOFAT 所計算之土壤苯濃度值
θ_{as}	cm^3/cm^3	0.35×0.85 (0.2975)	表 5.3-1, $\theta_{as} = \theta_T \times S_g$, S_g 為 MOFAT 所計算之未飽和層平均空氣飽和度
θ_{ws}	cm^3/cm^3	0.35×0.15 (0.0525)	表 5.3-1, $\theta_{ws} = \theta_T \times S_w$, S_w 為 MOFAT 所計算之未飽和層平均水飽和度
θ_T	cm^3/cm^3	0.35	表 5.3-1
L_s	cm	300	假設污染情境的 NAPL 初始滲漏深度
D_{air}	cm^2/sec	0.088	表 5.3-1, $D_{ca}^0 = 0.763 \text{ m}^2/\text{day}$
D_{wat}	cm^2/sec	1.088×10^{-5}	表 5.3-1, $D_{cw}^0 = 0.94 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{day}$
f_{oc}	g-C/g-soil	0.0	表 5.3-1, $\Gamma_{cs} = 0$
K_{OC}	$\text{cm}^3 - \text{H}_2\text{O}/\text{g} - \text{C}$	0	表 5.3-1, $\Gamma_{cs} = 0$
H	$\text{cm}^3 - \text{H}_2\text{O}/\text{cm}^3 - \text{air}$	0.24	表 5.3-1, $\Gamma_{ca} = 0.24$
ρ_b	g/cm^3	1.7	假設
U_{air}	cm/sec	200	撰寫指引，2006
δ_{air}	cm	200	撰寫指引，2006
W	cm	100	假設
C_{water}	mg/L	114	MOFAT 計算水相溶解苯濃度
h_{cap}	cm	5	假設, Silty loam
h_v	m	3.75	假設污染情境的平均地下水深度
L_w	m	5	水相溶解苯濃度採用的深度
θ_{wcap}	$\text{cm}^3 - \text{H}_2\text{O}/\text{cm}^3 - \text{soil}$	0.315	$= 0.9\theta_T$
θ_{acap}	$\text{cm}^3 - \text{air}/\text{cm}^3 - \text{soil}$	0.035	$= \theta_T - \theta_{wcap}$
J_w	cm/sec	0	假設
μ	1/sec	0	假設
d	cm	120	由 MOFAT 計算圖 5.3-2 知污染大致的厚度
l	cm	0.5	假設

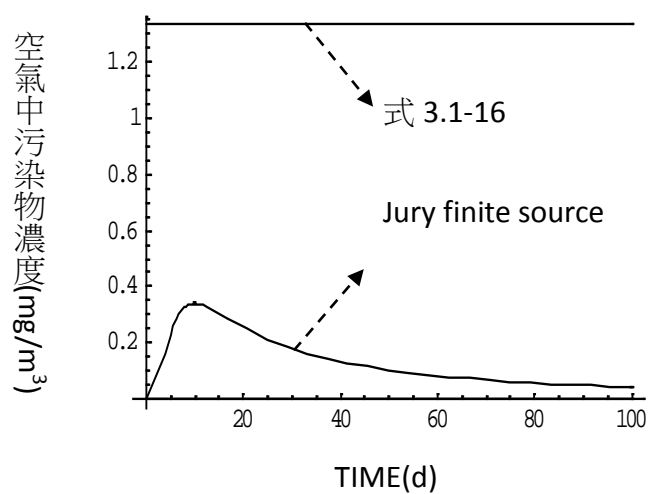


圖 5.3-6 假設的土壤與地下水污染情境以不同方式計算地表空氣苯污染濃度
(位於滲漏點中心， $x=5\text{m}$ ，土壤污染的影響)

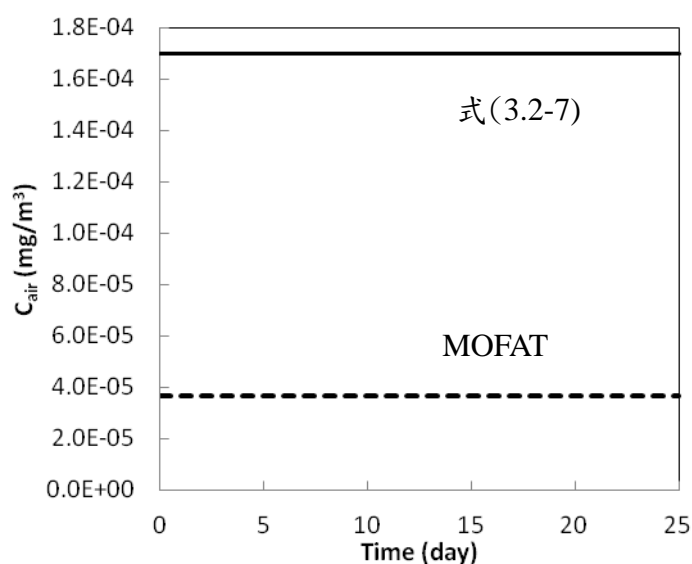


圖 5.3-7 假設的土壤與地下水污染情境以不同方式計算地表空氣苯污染濃度
(位於 $x=17\text{m}$ 地下水污染的影響)

5.4 現場資料與模式預測的比較

使用模式可以較完整的分析地層及地表氣相污染物濃度與通量的變化、地下水、土壤的傳輸量，及其間的互相的影響，並可以分析下游土壤地下水受到的影響。然而模式能夠適當的評估污染物傳輸過程的變化，必然需要現場實測資料的輔助，以驗證模式與調整模式參數後，才能進一步成為預測的工具。本計畫所利用的現場數據，部份為美商傑明工程顧問公司所協助，於土壤及地下水污染場址採集的未飽和層土壤孔隙氣體，並利用氣相層析儀分析污染物濃度，以獲得現地土壤間隙氣體濃度資料；部份為由文獻所獲得，藉由多組資料，以評估不同方法與模式使用的優缺點。現場資料之取樣本方式與依據為根據標準作業方式與程序，並根據現場環境狀況、污染場背景等資料，評估模式需要的各參數值。針對無法取得資料評估的參數需進行檢驗的工作，其調整標準將以收集文獻之建議值來決定並討論之，若有差異則考量的方向有實地情況、數據品質、...等因素，現場與模擬資料的比較分析應可以增加評估工具的實用性與對其使用的了解。以下為現場資料與不同模式預測的比較與分析，並進一步推估地表逸散量的結果。

1. 台亞南崁南加油站

本加油站前期調查衛星及相關區位表示圖 5.4-1，由於本站於民國 99 年 8 月由佳美公司進行土壤氣體篩測發現在 S10~S14 的測點有很高的 PID 及 FID 測值，因於本計畫規劃在 S11 測點附近設置土壤氣體監測井，設置 3 個不同深度的土壤氣體採樣井(SG1 至 SG3)，如圖 5.4-2 所示，除分析其土壤氣體的 BTEX、TPH 成份外，並取 SG1 井 2.8 至 3.2m 深度的土壤做實驗分析其 BTEX 及 TPH。

本站 SG 測點的土層情況為地表至 15cm 為 RC 混凝土覆蓋，其下至 2.8cm 深度為回填土(紅土)，現場鑽井取出土樣顯示 PID 值不高，並未有油氣，但 2.8m 以下開始顯示很高的 PID 值，土壤質地為砂夾礫石。根據該站站長表示，過去該區因油槽至加油機之輸柴油管線滲漏，於民國 100 年更換管線，原與新管線均距地表不深，有可能回填土亦已更換，故並無油氣，但原土層(砂夾礫石)仍存在油品洩漏的痕跡，故仍顯示很重的油氣，由於本實驗設土氣井當天(07/27/2011)的鑽井機無法鑽至地下水層(其距地表約 4-6m)，故無法得知其地下水是否遭受污染。由於之前附近測點的土壤樣品檢測結果(如表 5.4-1)，顯示其附近土壤深度 3.1m 以下仍存在污染。

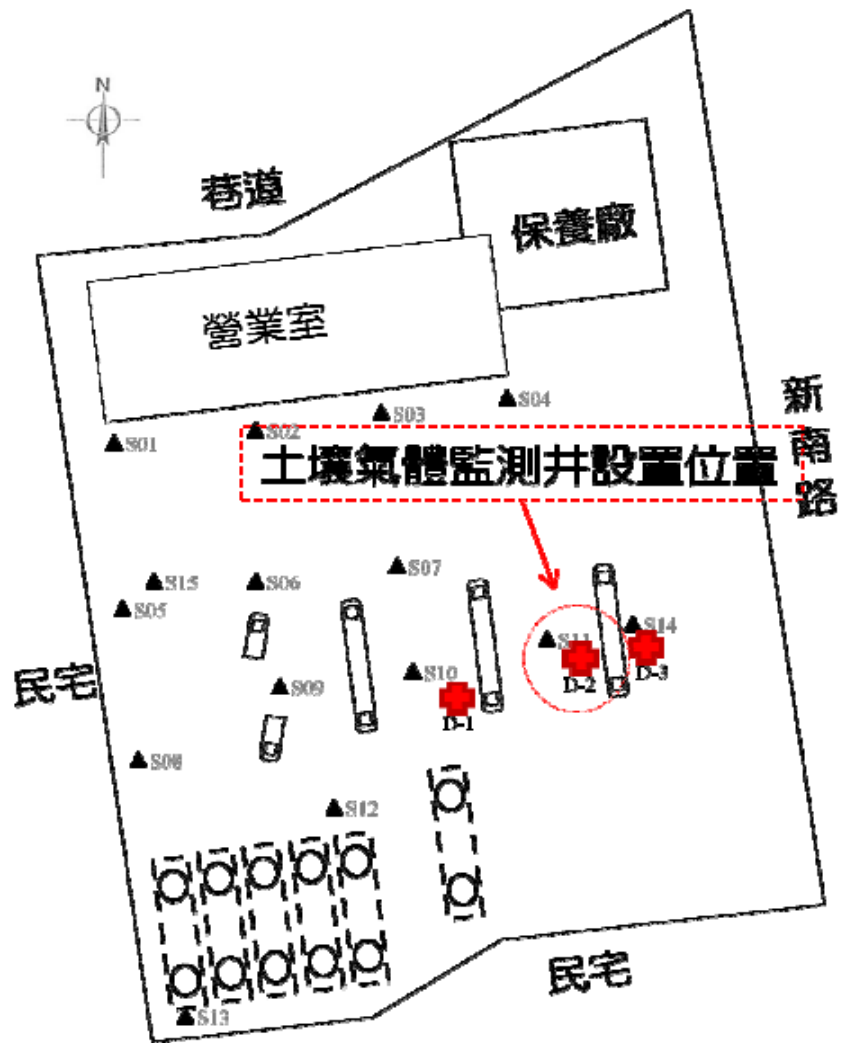


圖 5.4-1 台亞南崁南加油站測站位置與相關區位示意圖(美商傑明工程顧問提供)

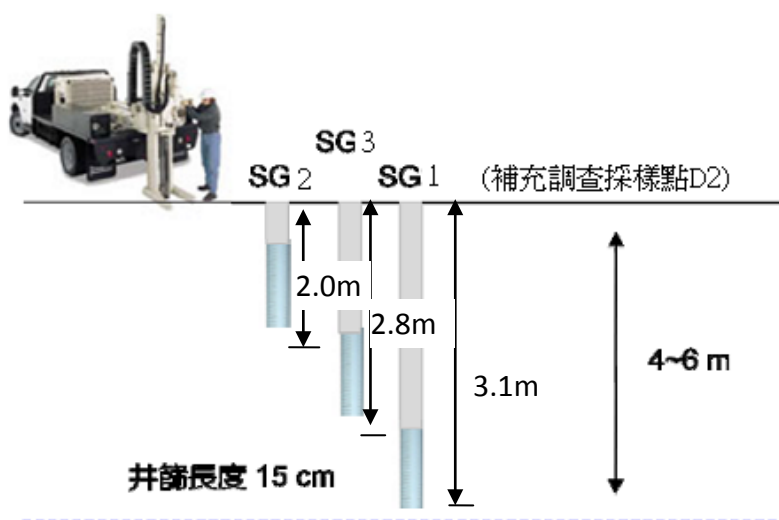


圖 5.4-2 台亞南崁南加油站土壤氣體監測井設置示意圖(美商傑明工程顧問提供)

表 5.4-1 台亞南崁南加油站 SG 土壤氣體採樣井附近先前土壤採樣資料

測站編號	採樣深度(m)	乙苯 (mg/Kg)	二甲苯 (mg/Kg)	TPH (C6-C9) (mg/Kg)	TPH (C10-C40) (mg/Kg)	TPHd (mg/Kg)	檢測時間	資料來源
S11	3.3-3.5	ND	ND	165	251	---	99.8	1
D-2	3-4	91.6	77.7	---	---	14,000	100.4.19	2

1. 99 年 8 月佳美環境土壤調查報告\
2. 美商傑明工程顧問檢測與提供

07/27/2011 當日設置土氣井(SG1-SG3)，如圖 5.4-3 所示，並封以皂土，當日並採取 SG1 深度 2.8-3.2m 的土樣進實驗室化驗 BTEX 與 TPH，分析結果如表 5.4-2，其中 E 與 X 及 TPH 呈現濃度，但 B 與 T 則未檢出，TPH 並已超過管制標準。08/29/2011 當日採取土壤氣體，分析結果如表 5.4-2，其中顯示，土壤深度 2.65m 以下的有明顯的 B，T，E 與 TPH 氣體濃度，但深度 2m 以上，僅有 B 與 TPH 些微的氣體濃度。土壤與土壤氣體的檢測結果顯示，土壤中雖未顯示較高揮發性污染物，即 B 與 T，但土壤氣體竟顯示其揮發態的存在，雖然濃度並不高。

由於本場址目前可確信污染深度在 2.8m 以下，故以下分別以簡易公式、Jury 模式與 MODFLOW 分析本場址的地表空氣污染濃度，以比較不同方法的評估結果。但由於本次土壤及土壤氣體的採樣結果顯示，未飽和層的氣相污染物無法與其下方的土壤污染物有關聯，如表 5.4-2 所示，土壤中無 B 與 T，但有 E 與 X，而氣相污染物有 B 或 T 或 E，但無 X，故由此知，以土壤採樣衡量污染物逸散暴露風險時，應多處取樣，以免遺漏一些較高揮發性的污染物。在此，因只有一個土壤採樣分析，並只有 TPH 與其它土壤氣體採樣所獲知的污染物一致，故在此以 TPH 為代表，計算其在此污染場造成的地表空氣污染濃度與未飽和層濃度分布。簡易公式為使用式(3.1-16)，所需要的參數設定值如表 5.4-3 所示。Jury finite source 模式為使用式(4.1-6)計算地表污染通量，再按照“box”模式的方法(如式 3.1-8)換算為地表空氣污染濃度，所需要的參數如表 5.4-3 所列，其中污染源土壤濃度取用本場唯一的土壤取樣值，換算為 TPH 飽和度約為 0.02(式 5.3-1)，除簡易公式的參數外，另有土壤水的體積流通量(J_w)、一階反應速率常數(μ)、污染源厚度(d)與地表邊界層厚度(l)分別設定為為 0、0、120cm 及 0.5cm。計算結果如圖 5.4-4 所示，其中式(3.1-16) 所計算的地表空氣污染濃度為 0.67880007mg/m^3 ，Jury finite source 模式所計算的地表空氣污染濃度最大值為 0.18173683mg/m^3 ，前者約大於後者 3 倍。

表 5.4-2 本計畫台亞南崁南加油站 SG 土壤與土壤氣體採樣結果

測站編號	採樣深度 (m)	苯	甲苯	乙苯	二甲苯	TPH
土壤氣體(mg/m^3)						
SG1	2.95-3.1	628	943	2410	ND	45800
SG3	2.65-2.8	629	848	1280	ND	41400
SG2	1.85-2.0	5.86	ND	ND	ND	2390
土壤(mg/Kg)						
SG1	2.8-3.2	ND	ND	2.2	5.3	8060

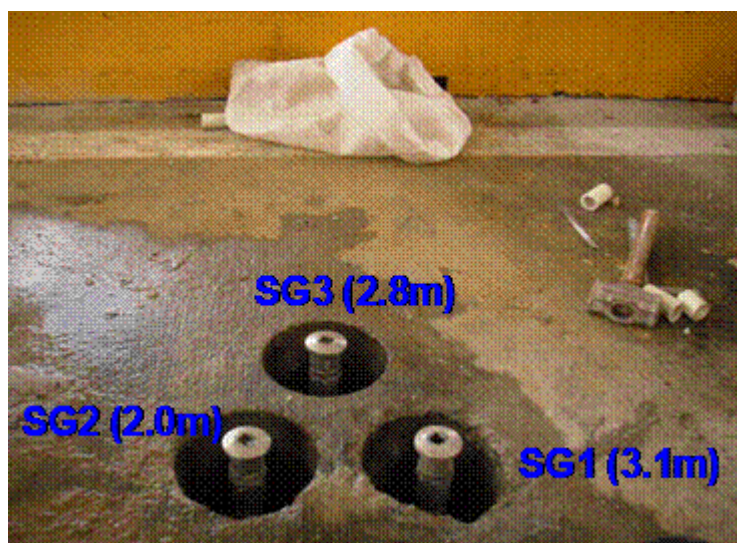


圖 5.4-3 台亞南崁南加油站土壤氣體監測井設置(澳新科技股份有限公司提供)

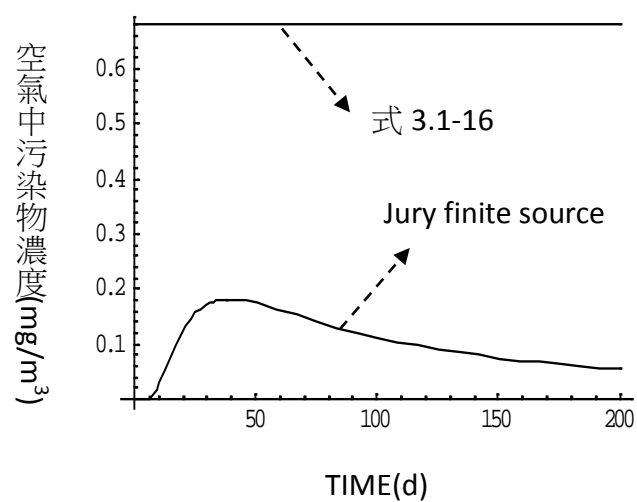


圖 5.4-4 簡易公式、Jury 模式與 MODFLOW 分析本場址的地表空氣污染濃度

表 5.4-3 簡易公式與 Jury finite source 模式分析台亞南崁南加油站土壤污染之參數設定值

參數	單位	值	資料來源
C_{soil}	mg/kg	8060	07/27/2011 SG1(深度 2.8-3.2m)土壤檢測結果
θ_{as}	cm^3/cm^3	0.27	紅土以矽質砂估計(財團法人中興工程顧問社、中華民國 96 年，表 3.3.4-1)；Table 4.1 (Katyal <i>et al.</i> , 1991)
θ_{ws}	cm^3/cm^3	0.14	紅土以矽質砂估計(財團法人中興工程顧問社、中華民國 96 年，表 3.3.4-1)；Table 4.1 (Katyal <i>et al.</i> , 1991)
θ_T	cm^3/cm^3	0.41	$\theta_T = \theta_{as} + \theta_{ws}$
L_S	cm	280	由 SG3 鑽土現地資料知污染由 2.8m 深度開始
D_{air}	cm^2/sec	0.088	Jury <i>et al.</i> (1990)
D_{wat}	cm^2/sec	1.09×10^{-5}	Jury <i>et al.</i> (1990)
f_{oc}	g-C/g-soil	0.001	假設
K_{OC}	$\text{cm}^3 - \text{H}_2\text{O}/\text{g} - \text{C}$	80	苯為代表，Jury <i>et al.</i> (1990)
H	$\text{cm}^3 - \text{H}_2\text{O}/\text{cm}^3 - \text{air}$	0.295	苯為代表，Jury <i>et al.</i> (1990)
ρ_b	g/cm^3	1.7	假設
U_{air}	cm/sec	200	撰寫指引，2006
δ_{air}	cm	200	撰寫指引，2006
W	cm	100	假設
J_w	cm/sec	0	假設
μ	1/sec	0	假設
d	cm	120	由 D-2 與 SG1 測點資料知污染深度由 2.8 至 4m
l	cm	0.5	假設

MOFAT 主要在於能夠評估複雜的土壤與地下水污染狀況下的未飽和層與飽和水層的污染傳輸與分佈情況，並進而分析地表污染通量與地表空氣污染濃度。由於本污染場初步評估為土壤污染，可能不必使用 MOFAT 如此複雜的模式，但由於本場之地表存在低透氣鋪面(混凝土)，簡易公式與 Jury finite source 模式皆無法考慮此因子(皆為均勻土質)，所預測的結果將不同於 MOFAT 的結果；另一方面，MOFAT 為分析垂直二維的污染分佈，維度的影響亦並未考慮於其它的方法與模式中，故以下亦以 MOFAT 分析本場的未飽和層 TPH 污染分布與地表污染通量，並與 Jury finite source 模式比較，其中 Jury finite source 模式使用式(4.1-5)計算總污染濃度垂直分佈， C_o 使用 $13702\text{g/m}^3 (=8060\text{mg/Kg} \times 1.7\text{g/cm}^3)$ ，再換算為氣相濃度。MOFAT 所額外考慮的地表低透氣鋪面厚度與透氣率(轉換為飽和水力傳導係數)分別為 15cm 與 0.5 cm/day，地下水位在地表下 5.5m，模擬的條件如表 5.4-4 所示，MOFAT 在此亦進行兩階段的模擬：其一為洩漏階段，在地表下 3m 的單點洩漏至 0.3m^3 的體積；其二為傳輸階段，模擬 25 天的傳輸。模擬的條件亦類似 5.3 節所述，由於污染源為 NAPL，隨計算時間污染源逐漸消滅，故計算結果勢必不同於簡易方法的穩態與 Jury finite source 模式不考慮 NAPL 的結果。

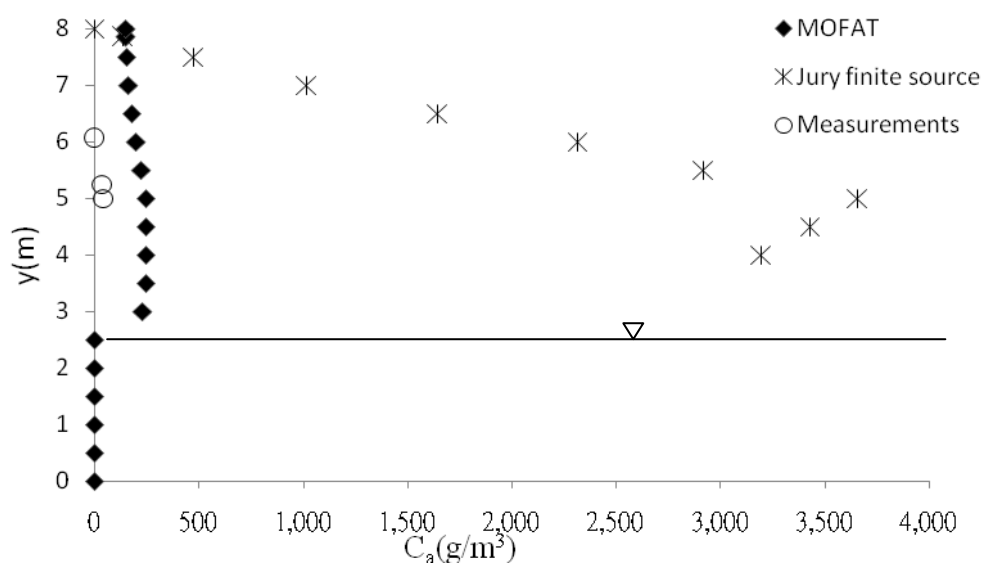
圖 5.4-5(a)顯示 MOFAT 模擬的氣相 TPH 濃度(在洩漏區下游 $x=6.0\text{m}$)與 Jury finite source 模式的計算結果的比較，及實測的氣態 TPH 濃度的對照，垂直下游 $x=6.0\text{m}$ 選取的依據為此區最大的 TPH 飽和度約相當於實際土壤取樣的濃度(TPH 飽和度 0.02)，其中實測氣相濃度值小於 MOFAT 預測的氣相濃度 4-5 倍，顯示將 TPH 視為單一揮發性污染物仍存有很大的疑慮，尤以本場之 TPH 應已存在已久，其組成因風化作用已改變很多，而 Jury finite source 模式的結果大於 MOFAT 一個級數，顯示維度的影響。再者， O_2 與 CO_2 的檢驗結果顯示，該區應已開始產生微生物作用於消滅氣相與溶解相的 TPH，因此使得實測值小於 MOFAT 模擬的結果。總污染濃度模擬的結果如圖 5.4-5(b)所示，其中顯示 Jury finite source 模式所計算之氣相濃度與總總污染濃度級數一致。再以 MOFAT 模擬該位置的總污染濃度結果(如圖 5.4-5(b))計算地表污染氣體通量後，再推求空氣污染濃度的結果為 0.0081 mg/m^3 ，其較其它方法的評估值小很多，如圖 5.4-4 所示。

表 5.4-4 MOFAT 模擬南崁加油站污染情境的輸入參數

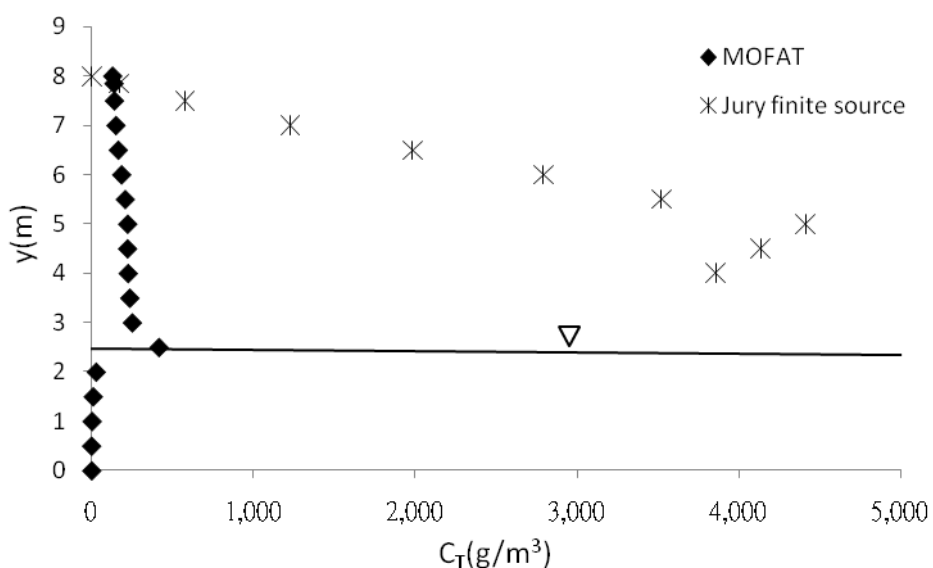
參數	單位	值	附註
x (縱向長)	m	20	-
z (垂向長)	m	8	
Δx (縱向網格間距)	m	0.5	-
Δz (垂向網格間距)	m	0.15-0.5	地表不透氣鋪面厚 0.15m 為一層(B)；其下為紅土以礫質砂估計 (A) (財團法人中興工程顧問社、中華民國 96 年，表 3.3.4-1)
K_{sw_x} (x 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	10.0	A 層
		0.5	B 層
K_{sw_z} (z 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	5.0	A 層
		0.1	B 層
θ_T (孔隙率)	-	0.41	A 層
		0.36	B 層
S_m (irreducible 含水飽和度)	-	0.05	假設
S_o (殘餘油品飽和度)	-	0.2	假設
α (van Genuchten 係數)	1/m	5	假設
n (van Genuchten 係數)	-	2.8	假設
α_z (縱向延散度)	m	0.2	假設
α_x (橫向延散度)	m	0.04	假設
β_{ao} (油與水的表面張力比值)	-	2.69	假設
β_{aw} (水的表面張力與油水的界面張力比值)	-	1.59	假設
η_{ro} (油品與水的黏滯係數的比值)	-	2	假設
ρ_{ro} (油品與水的密度比值)	-	0.832	<i>Katyal et al., 1991</i>
ρ_{ic} (NPH 的密度)	g/m ³	832000	<i>Katyal et al., 1991</i>

表 5.4-4 MOFAT 模擬南崁加油站污染情境的輸入參數(續)

參數	單位	值	附註
D_{cw}^0 (TPH 在水相的自由擴散係數)	m ² /day	0.94×10^{-4}	苯為代表, <i>Katyal et al., 1991</i>
D_{co}^0 (TPH 在 NAPL 相的自由擴散係數)	m ² /day	1.13×10^{-4}	苯為代表, <i>Katyal et al., 1991</i>
D_{ca}^0 (TPH 在氣相的自由擴散係數)	m ² /day	0.763	苯為代表, <i>Katyal et al., 1991</i>
Γ_{co} (TPH 在油品與水相的分溶係數)	-	493	假設
Γ_{ca} (TPH 在空氣與水相的分溶係數)	-	0.295	<i>Lavis et al., 1999</i>
Γ_{cs} (TPH 在土壤與水相的分溶係數)	-	0.136	$\Gamma_{cs} = \rho_b f_{oc} K_{oc} = 1.7 \times 0.001 \times 80$



(a)



(b)

圖 5.4-5 (a) MOFAT 與 Jury finite source 模式分析洩漏區下游 $x=6.0\text{m}$ 的垂直向氣相 TPH 濃度分布與實測值的比較；(b) MOFAT 模擬洩漏區下游 $x=6.0\text{m}$ 垂直向的總污染濃度分布

2. 內定國小土壤氣體調查

內定國小因位於中壢工業區地下水下游，故設立地下水監測井，以監控工業區地下水受污染的範圍，其區位見圖 5.4-6，圖 5.4-7 為此監測井的基本資料。歷年監測的成果顯示地下水中 TCE 濃度在 0.07-0.17mg/L，其為距地表 5.5-11.5m 開篩井的監測結果(如表 5.4-5 所示)，另一方面，氯仿(三氯甲烷)亦呈現微量的濃度。如圖 5.4-6 所示，今年在此監測井附近由美商傑明公司另設三個不同深度的氣體監測井 SGW01-SGW03，並於 2011.07.04 採樣，成果如表 5.4-6 所示，其顯示並未有氣態 TCE 的存在，而大多數的 VOC 成份為微量，其中甲苯、1,3,5-三甲基苯與 1,2,4-三甲基苯亦出現於內定國小地下水區上游數個中壢工業區的地下水監測井中(見 91 年度桃園縣重要地區地下水水質監測計畫，美商傑明公司)，顯示有機氣體在未飽和層的傳輸往往較 VOC 在溶解相與 NAPL 的傳輸為快速，本地下水測站垂直上方的未飽和層尚未反應其下層溶解相的 VOC 污染情況，卻受上游未飽和層氣態 VOC 的影響。另一方面，TCE 溶解相濃度不大，其取樣距地表 5.5m 以上，揮發態的 TCE 可能在毛細及未飽和區(4m 深)受微生物作用影響，被分解消耗，故未能在 3.5m 深的氣體井中檢測出。

依據此污染的 TCE 情況，若以簡易公式，即式 3.2-7，分析地表空氣相濃度，必然高估，因其並未考慮 TCE 的降解作用。以 MOFAT 模擬則先假設 TCE 為唯一 VOC，如同 5.3 節案例的污染情境，假設 TCE 污染源位於地表下，地下水位深度約在 4.0m(左邊界)至 3.5m(右邊界)，並有四種土壤分層，取用下游垂直剖面受污染地下水濃度在 0.07-0.17 mg/L 的位置(x=10m)，評估其未飽和層氣相的 TCE 濃度，模擬的條件如表 5.4-7 所示。圖 5.4-8 為 MOFAT 模擬內定國小地下水監測井區未飽和層氣態 TCE 之垂向分布，其顯示地表下 4m 以內的深度 TCE 氣相濃度接近 0，4m 以下至地下水位的最大 TCE 氣相濃度為 0.015g/m³，若考慮 TCE 的微生物降解作用，則消滅此未飽和層氣態的 TCE 濃度。

表 5.4-5 內定國小地下水監測井歷年 VOC 監測成果

單位：mg/L

日期	2007. 01	2007. 06	2008 .08	2008 .12	2009 .05	2009 .09	2010 .03	2010 .08	2011 .07
三氯乙烯	.0987	.1100	.1740	.1260	.1110	.1040	.0754	.0788	.102
氯仿(三氯 甲烷)	.0023	.0018	N.D.	N.D.	.0012	.0014	.0012	.0010	.0012

資料來源：土壤及地下水管理資訊系統，美商傑明公司整理

表 5.4-6 內定國小土壤氣體監測井土壤氣體分析結果

單位：nL/L(ppb)

序號	分析項目	定量 偵測極限	SGW01	SGW02	SGW03
			(1.0~1.5m)	(2.0~2.5m)	(3.0~3.5m)
1	丙烷	2.0	15.7	47.7	1440
2	一氯二氟甲烷	2.0	7.1	10.2	ND
3	1,3-丁二烯	2.0	ND	3.5	5.0
4	戊烷	2.0	24.4	22.3	52.4
5	丙酮	2.0	41.0	39.7	42.3
6	二氯甲烷	2.0	239	152	5.5
7	丙烯腈	2.0	3.2	ND	ND
8	正己烷	2.0	72.5	87.8	48.4
9	丁酮	2.0	11.1	8.5	5.1
10	三氯甲烷	2.0	7.4	5.5	ND
11	苯	2.0	8.2	11.1	44.7
12	庚烷	2.0	6.6	8.3	37.4
13	甲苯	2.0	183	130	202
14	辛烷	2.0	4.8	4.9	18.8
15	1,1,2-三氯乙烷	2.0	ND	ND	4.6
16	乙苯	2.0	10.1	11.7	47.5
17	間,對-二甲苯	2.0	35.5	41.2	131
18	鄰-二甲苯	4.0	14.2	15.8	43.6
19	苯乙烯	2.0	ND	ND	2.6
20	1,3,5-三甲基苯	2.0	3.1	3.6	13.7
21	1,2,4-三甲基苯	2.0	11.4	12.9	46.2

資料來源與彙整:美商傑明公司

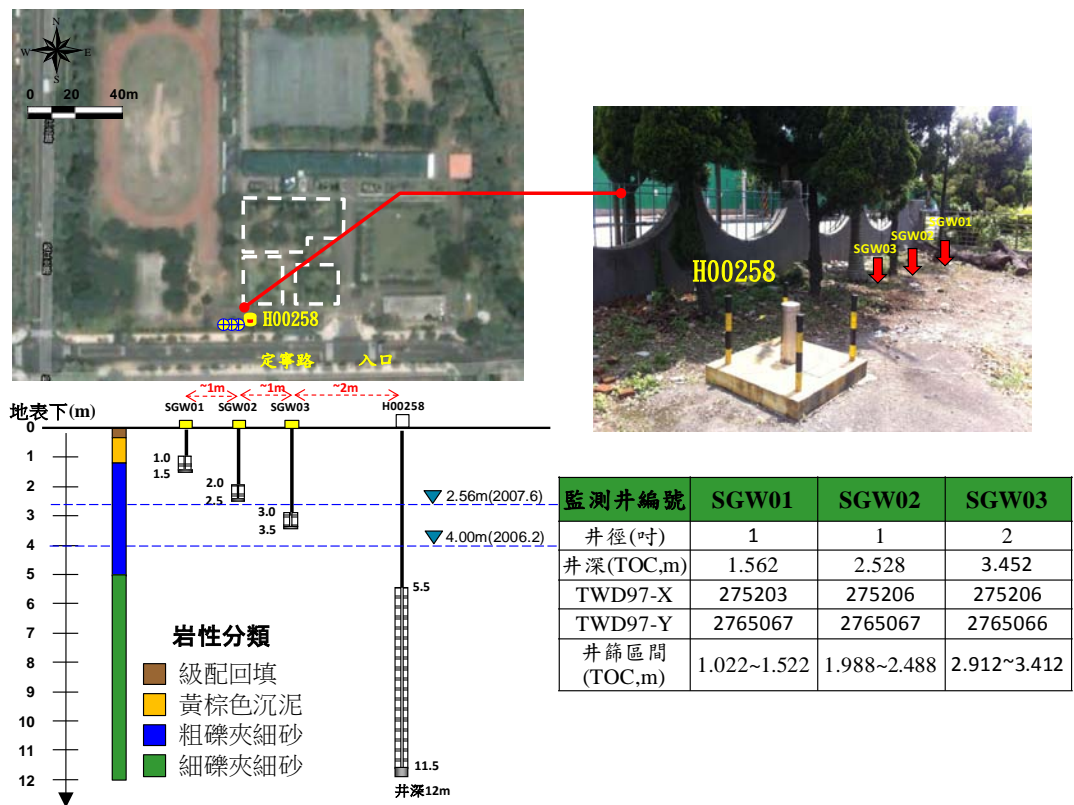


圖 5.4-6 內定國小地下水與土壤氣體監測井設置(美商傑明公司提供)

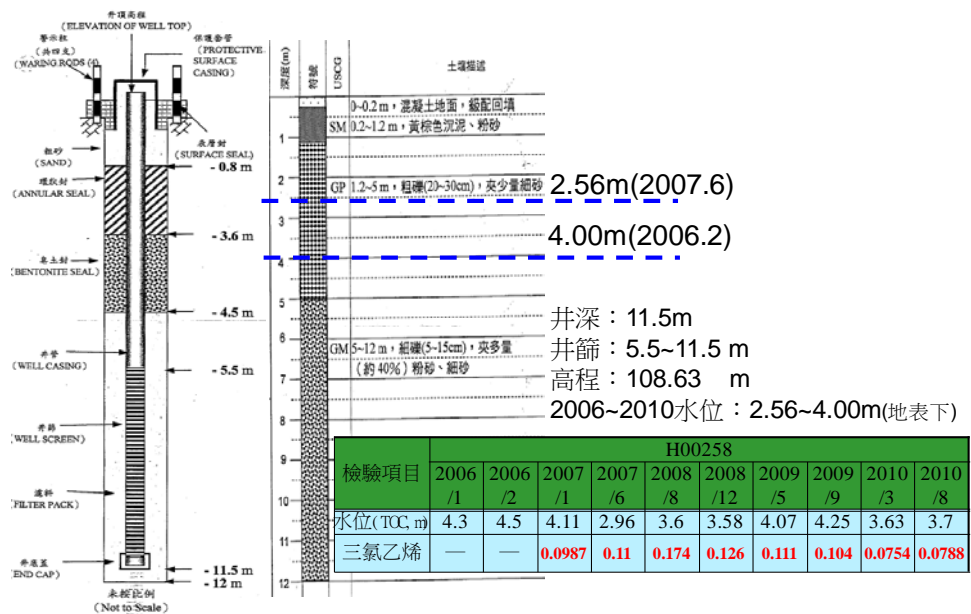


圖 5.4-7 內定國小地下水監測井的基本資料(美商傑明公司提供)

表 5.4-7 MOFAT 模擬內定國小假設污染情境的輸入參數

參數	單位	值	附註
x (縱向長)	m	20	-
z (垂向長)	m	12	-
Δx (縱向網格間距)	m	0.5	-
Δz (垂向網格間距)	m	0.3-0.5	地表回填厚 0.3m 為一層(A)；其下 0.3-1.4m 深為黃棕色沉泥層(B)；其下 1.4-5m 深為粗礫夾細砂層(C)；其下 5-12m 深為細礫夾細砂層(D)
K_{sw_x} (x 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	5.0	A 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
		0.3	B 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
		10	C 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
		10	D 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
K_{sw_z} (z 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	2	A 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
		0.03	B 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
		5	C 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
		5	D 層 (Table 4.1, <i>Katyal et al., 1991</i>)
θ_T (孔隙率)	-	0.41	假設
S_m (irreducible 含水飽和度)	-	0.05	假設
S_{or} (殘餘 TCE 飽和度)	-	0.2	假設
α (van Genuchten 係數)	1/m	5	假設
n (van Genuchten 係數)	-	2.8	假設
α_z (縱向延散度)	m	0.2	假設
α_x (橫向延散度)	m	0.04	假設

表 5.4-7 MOFAT 模擬內定國小假設污染情境的輸入參數(續)

參數	單位	值	附註
β_{ao} (TCE 與水的表面張力比值)	-	2.46	$\beta_{ao} = \sigma_w / \sigma_o$, 其中 $\sigma_w = 72$ dynes/cm, $\sigma_o = 29.3$ dynes/cm (Table 4.2, Katyal et al., 1991)
β_{ow} (水的表面張力與 TCE 水的界面張力比值)	-	2.09	$\beta_{ow} = \sigma_w / \sigma_{ow}$, 其中 $\sigma_{ow} = 34.5$ dynes/cm (Table 4.2, Katyal et al., 1991)
η_{ro} (TCE 與水的黏滯係數的比值)	-	0.59	Table 4.2, Katyal et al., 1991
ρ_{ro} (TCE 與水的密度比值)	-	1.464	Table 4.2, Katyal et al., 1991
D_{cw}^0 (TCE 在水相的自由擴散係數)	m ² /day	7.28×10^{-5}	Table 4.2, Katyal et al., 1991
D_{co}^0 (TCE 在 NAPL 相的自由擴散係數)	m ² /day	7.28×10^{-5}	假設
D_{ca}^0 (TCE 在氣相的自由擴散係數)	m ² /day	0.71	Table 4.2, Katyal et al., 1991
Γ_{co} (TCE 在水相的分溶係數)	-	1330.9	$\Gamma_{co} = \rho_c / C_{cw}^o$, $C_{cw}^o = 1100$ g / m ³ 為 aqueous solubility, Table 4.2, Katyal et al., 1991
Γ_{ca} (TCE 在空氣與水相的分溶係數)	-	0.42	Table 4.2, Katyal et al., 1991
Γ_{cs} (TCE 在土壤與水相的分溶係數)	-	0.136	$\Gamma_{cs} = \rho_b f_{oc} K_{oc} = 1.7 \times 0.001 \times 138$, Jury et al. 1990
ρ_c (TCE 的密度)	g/m ³	1.464×10^6	Table 4.2, Katyal et al., 1991

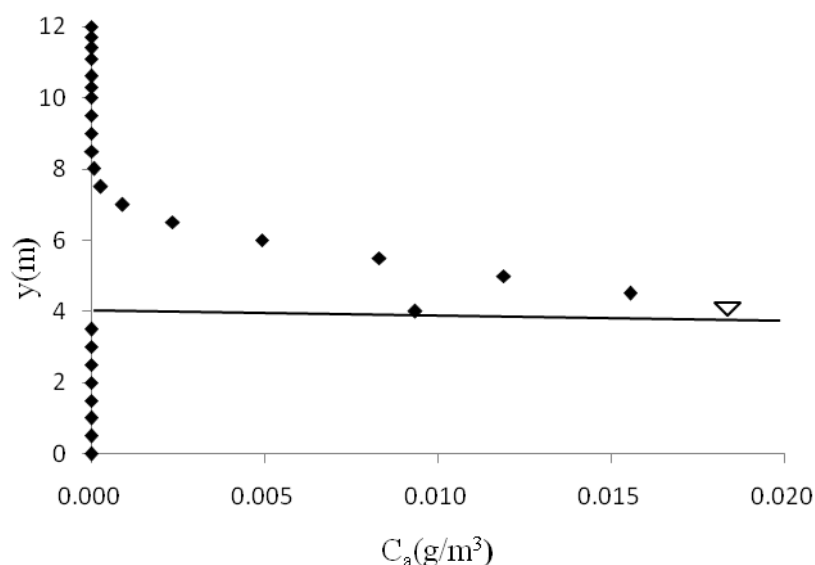


圖 5.4-8 MOFAT 模擬內定國小地下水監測井區未飽和層氣態 TCE 分布($x=10\text{m}$)

3. Davis et al. (2005)的現場資料

Davis et al. (2005)在西澳伯斯的一個輕質 NAPL(油品)洩漏區進行未飽和層土壤及氣體的取樣，其洩漏的油品已進入地下含水層，並隨水位季節性的變動而擴展於毛細與未飽和層，地下水位的變化在地表下 2.6 至 3.3m。由於該污染區已有一段時間，油品的風化與一些 VOC 已消散進入大氣，油品(簡稱 TPH)中的 VOC 經檢測分析獲得，苯量在 TPH 組成中已是最少。Davis et al. (2005)於 1999 年 11 至 12 月在同一地區的未飽和層及地下水層分析垂直剖面的氣、液體積分量、單位土壤的 TPH 量及氣相 TPH、O₂、CO₂ 濃度分布，其結果如圖 5.4-9 所示，其中接近地表的氣相 TPH 濃度非常微量，而垂直剖面的氣相組成顯示 CO₂ 的增加與 O₂ 減少，顯示未飽和層中微生物的作用消耗 TPH，並消滅氣相 TPH 傳輸至地表；而氣相 TPH 的組成中，甲苯的分布與 TPH 非常類似(見 Fig.4 in Davis et al., 2005)，但氣相濃度值自地表至 2.25m 深為 0 至 1100 ug/L，為氣相 TPH 濃度的 1/50，該區地表亦有 10-20cm 的水泥鋪面，其下主要為細至中砂層。

若以圖 5.4-9 中 2.5m 深度的土壤取樣 TPH 濃度(79.7 g/Kg soil)計算其中甲苯成份揮發傳輸至地表的通量，若根據 2.25m 深度氣相甲苯(莫耳質量=92 g/mol)的濃度為 1100 ug/L 及 TPH(莫耳質量假設為 100 g/mol)土壤氣體濃度為 55mg/L 推算土壤中單位體積甲苯組成(約 0.02)，再以簡易公式，式(3.1-16)，及 Jury finite source 模式計算地表空氣污染濃度，其使用參數如表 5.4-8 所示，地表空氣污染濃度計算的結果如圖 5.4-10 所示，其中式(3.1-16) 所計算的地表空氣污染濃度為 0.02461533mg/m³，Jury finite source 模式所計算的地表空氣污染濃度最大值為 0.005526 mg/m³，前者約大於後者 4 倍。

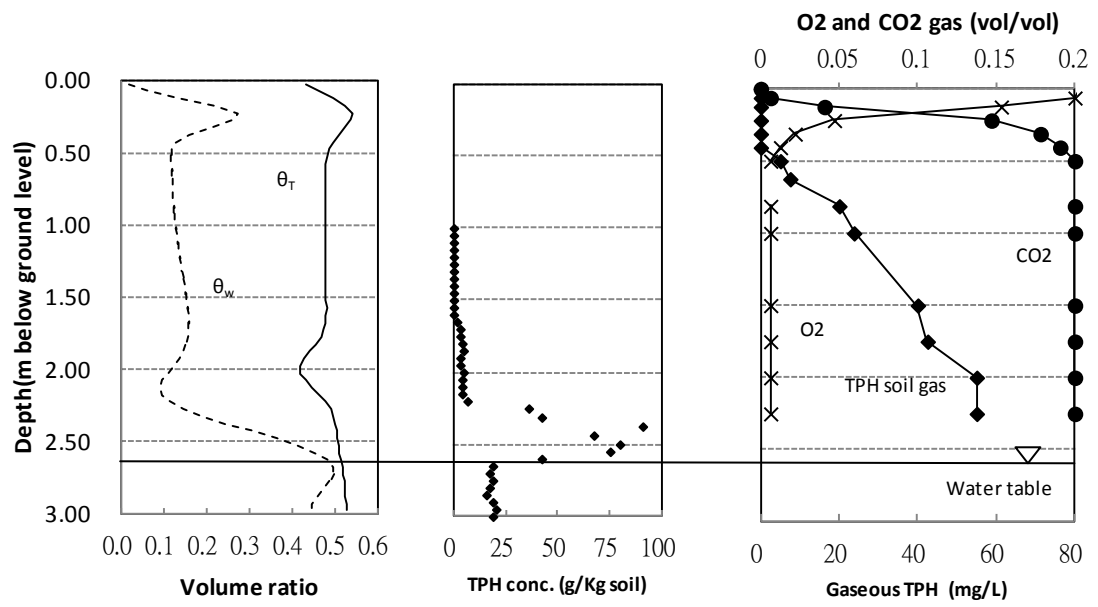


圖 5.4-9 Davis et al. (2005)土壤及氣體的取樣成果

表 5.4-8 簡易公式及 Jury finite source 模式分析 *Davis et al. (2005)* 污染場之
參數設定值

參數	單位	值	資料來源
C_{soil}	mg/kg	1594	2.5m 深度的土壤取樣 TPH 濃度 (79.7 g/Kg soil)乘以甲苯組成分率 (約 1/50)
θ_{as}	cm^3/cm^3	0.2	平均值，見圖 5.4-9
θ_{ws}	cm^3/cm^3	0.3	平均值，見圖 5.4-9
θ_T	cm^3/cm^3	0.5	$\theta_T = \theta_{as} + \theta_T$
L_S	cm	250	圖 5.4-9
D_{air}	cm^2/sec	0.079	Table 4.2, <i>Katyal et al., 1991</i>
D_{wat}	cm^2/sec	9.5×10^{-6}	Table 4.2, <i>Katyal et al., 1991</i>
f_{oc}	g-C/g-soil	0.001	假設
K_{OC}	$\text{cm}^3 - \text{H}_2\text{O}/\text{g} - \text{C}$	98	<i>Jury et al. (1990)</i>
H	$\text{cm}^3 - \text{H}_2\text{O}/\text{cm}^3 - \text{air}$	0.28	<i>Jury et al. (1990)</i>
ρ_b	g/cm^3	1.7	假設
U_{air}	cm/sec	200	撰寫指引，2006
δ_{air}	cm	200	撰寫指引，2006
W	cm	100	假設
J_w	cm/sec	0	假設
μ	1/sec	0	假設
d	cm	100	圖 5.4-9
l	cm	0.5	假設

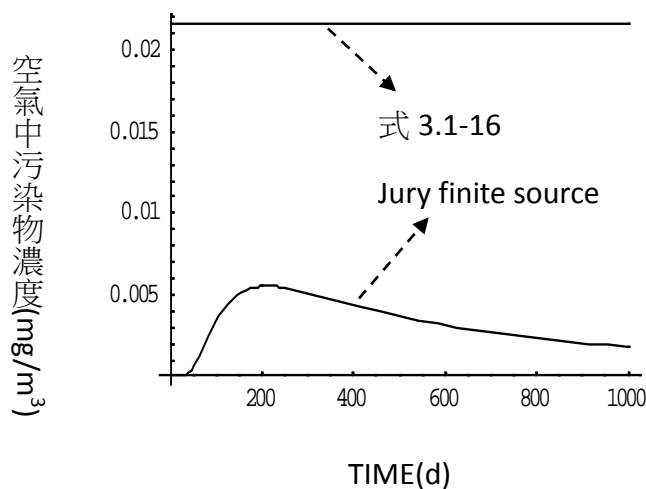


圖 5.4-10 不同方式分析 *Davis et al. (2005)* 污染場之地表空氣污染濃度

若以 MOFAT 分析本污染場，由於本場之地表存在低透氣鋪面(混凝土)，簡易公式與 Jury finite source 模式皆無法考慮此因子(皆為均勻土質)，所預測的結果將不同於 MOFAT 的結果，以下考慮的地表低透氣鋪面厚度與透氣率(轉換為飽和水力傳導係數)分別為 15cm 與 2m/day(*Davis et al., 2005* 提供)，地下水位在地表下 2.8m，模擬的條件如表 5.4-9 所示，主要為甲苯的揮發模擬，MOFAT 在此進行兩階段的模擬：其一為洩漏階段，在地表下 2.5m 的單點洩漏至 0.3m³ 的體積；其二為傳輸階段，模擬 25 天的傳輸。模擬的條件亦類似 5.3 節所述，由於污染源為 NAPL，隨計算時間污染源逐漸消滅。

圖 5.4-11 顯示 MOFAT 模擬的氣相甲苯濃度(在洩漏區上方至地表)與實測結果的比較，兩者有一致的級數，但 MOFAT 因未考慮污染物降解，其氣相濃度大於實測值兩倍左右。再以 MOFAT 的模擬結果計算地表污染氣體通量後，再推求空氣污染濃度的結果很小(=0.0000148mg/m³)，其較其它兩方法的推估值小很多(見圖 5.4-10)。

表 5.4-9 MOFAT 模擬 *Davis et al. (2005)* 污染情境的輸入參數

參數	單位	值	附註
x (縱向長)	m	20	-
z (垂向長)	m	8	
Δx (縱向網格間距)	m	0.5	-
Δz (垂向網格間距)	m	0.15-0.5	地表不透氣鋪面厚 0.15m 為一層(A)；其下為細至中砂(B) (<i>Davis et al., 2005</i>)
K_{sw_x} (x 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	2	A 層
		35	B 層
K_{sw_z} (z 方向的飽和水力傳導係數)	m/day	1	A 層
		10	B 層
θ_T (孔隙率)	-	0.52	A 層
		0.5	B 層
S_m (irreducible 含水飽和度)	-	0.05	假設
S_o (殘餘油品飽和度)	-	0.2	假設
α (van Genuchten 係數)	1/m	5	假設
n (van Genuchten 係數)	-	2.8	假設
α_z (縱向延散度)	m	0.2	假設
α_x (橫向延散度)	m	0.04	假設
β_{ao} (TPH 與水的表面張力比值)	-	2.69	假設
β_{aw} (水的表面張力與 TPH 水的界面張力比值)	-	1.59	假設
η_{ro} (TPH 與水的黏滯係數的比值)	-	2	假設
ρ_{ro} (TPH 與水的密度比值)	-	0.832	<i>Katyal et al., 1991</i>
ρ_{ic} (TPH 的密度)	g/m ³	832000	<i>Katyal et al., 1991</i>

表 5.4-9 MOFAT 模擬 Davis et al. (2005) 污染情境的輸入參數(續)

參數	單位	值	附註
D_{cw}^0 (甲苯在水相的自由擴散係數)	m^2/day	0.82×10^{-4}	Katyál et al., 1991
D_{co}^0 (甲苯在 NAPL 相的自由擴散係數)	m^2/day	0.82×10^{-4}	假設
D_{ca}^0 (甲苯在氣相的自由擴散係數)	m^2/day	0.68	Katyál et al., 1991
Γ_{co} (甲苯在油品與水相的分溶係數)	-	1683.5	$\Gamma_{co} = \rho_c / C_{cw}^o$, $C_{cw}^o = 515 g / m^3$ 為 aqueous solubility, Table 4.2, Katyál et al., 1991
Γ_{ca} (甲苯在空氣與水相的分溶係數)	-	0.28	Table 4.2, Katyál et al., 1991
Γ_{cs} (甲苯在土壤與水相的分溶係數)	-	0.06615	$\Gamma_{cs} = \rho_b f_{oc} K_{oc} = 1.35 \times 0.0005 \times 98$, Davis et al. (2005), Jury et al. (1990)

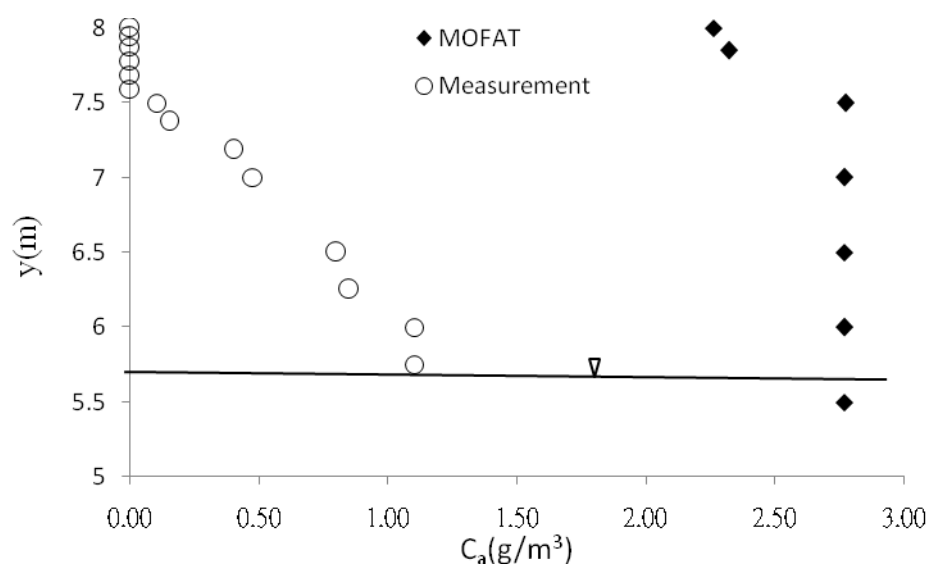


圖 5.4-11 Davis et al. (2005) 污染情境未飽和層甲苯分布的模式模擬與實測結果的比較

第六章 參數的敏感度分析

6.1 參數的特性分類與分析方法

表 1.2-1 所列模式計算或模擬需求的參數名稱與 ASTM (ASTM, 1999) 所建議的各參數敏感特性列於表 6.1-1。這些參數皆可由場區與污染物的特性決定，但因部份參數可能因人力物力的考量或場區與污染物的複雜與異質特性，而無法確切的以單一數值描述，這些方面的考量增加參數的不確定性，需經過模式與現場污染物濃度資料配合以推求了解參數適合的範圍值，但現場的情況往往無法有效的了解污染分布狀況，提供做為參數檢定的依據，因此，這些模式參數需要進行敏感度分析，以了解其不確定性的影響程度。本章即針對簡易公式與 Jury finite source 模式所使用的參數進行敏感度分析。

簡易公式與 Jury finite source 模式所使用的參數大致可分為兩大類：水文地質及化學品特性參數，如表 6.1-2 所列。根據中興工程顧問公司「96 年度土壤及地下水污染場址健康風險評估評析技術諮詢計畫」報告(財團法人中興工程顧問社，中華民國 97 年)，其對受污染土壤逸散暴露的簡易公式評估風險所使用的參數做詳細的敏感分析，其敏感性最大的水文地質參數包括 δ_{air} 、 U_{air} 及 W ，而 p_b 、 θ_T 及 θ_{ws} 次之； Pe 再次之； d 、 τ 、 L_w 、 L_s 、 f_{oc} 、 h_{cap} 、 θ_{wcap} 、 J_w 、 U_{gw} 、 K 則屬其歸納敏感性最低的一類。此為該報告以一參數的變動對於總風險的影響大小排序所獲得的結果，本研究因僅針對污染物在土壤地下水中的逸散所造成的影響進行評估。因此這些參數影響空氣中污染濃度(C_{air})的改變大小為評估的重點，故下列分析以變動參數百分之一的方式檢視 C_{air} 的改變程度，即計算敏感度比(Sensitivity Ratio, SR)

$$SR = \frac{\frac{C_2 - C_1}{C_1}}{\frac{P_2 - P_1}{P_1}} \times 100\%$$

其中 P_1 及 P_2 為參數變更前後的數值； C_1 及 C_2 為變更參數前後所計算的 C_{air} 值。此計算結果可以顯示參數值每變動百分之一， C_{air} 值得相對改變程度為何，SR 值越大表示該參數的變動對 C_{air} 值的影響愈大，而 SR 為負值表示參數值減小，造成 C_{air} 值的增加；正值表示參數值減小，造成 C_{air} 值的減小。

其中化學品特性參數因依實際現場情況可較確實的掌握，故在此不討論其變動所產生的影響。 C_{soil} 及 C_{water} 由實場情況來決定，亦不討論其變動所產生的影響，本分析主要為水文地質參數影響的討論，因其常難以精確的評估而獲得。

表 6.1-1 暴露途徑模擬計算輸入參數需求表

傳輸途徑	輸入參數	參數代表符號	參數單位	數入參數值的敏感度 [#]
土壤至地表大氣相	污染源面的濃度	C_{soil}	mg/kg	場區特異性，敏感參數
	通氣層體積含空氣率	θ_{as}	cm^3/cm^3	變異影響，敏感性參數
	通氣層體積含水率	θ_{ws}	cm^3/cm^3	變異影響，敏感性參數
	總孔隙率	θ_{T}	cm^3/cm^3	與土壤含水、含空氣率有相互關係，敏感性參數
	土壤污染深度	L_{s}	cm	高變異性，場區特異性，敏感性參數
	土壤污染層厚度	d	cm	高變異性，場區特異性，敏感性參數
	空氣擴散係數	D_{air}	cm^2/sec	化學品特性，有限的敏感性
	土壤中有機碳比率	f_{oc}	g-c/g-soil	非敏感性參數
	碳水吸附係數	K_{OC}	$\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O/g-c}$	化學品特性，有限的敏感性
	亨利常數	H	$\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O/cm}^3\text{-air}$	化學品特性，有限的敏感性
	土壤通體密度	ρ_{b}	g/cm^3	一般土壤的差異性不大，有限的敏感性
	地表風速	U_{air}	cm/sec	非高敏感參數
	混合區高度	δ_{air}	cm	非高敏感參數
	平行風速場之污染源寬度	W	cm	高變異度；場區特異性，中等敏感
土壤至地下水 (加入土壤至地表大氣相需要的輸入參數)	污染源區平行於地下水流方向的高度	Z	cm	高變異性，場區特異性，中等敏感性
	入滲率	J_{w}	cm/yr	高變異性，場區特異性，中等敏感性
	地下水混合區厚度	δ_{gw}	cm	與土壤種類相關；沒有很大變異性，有限敏感性
	地下水流速	U_{gw}	cm/yr	可由地下水流坡降集水力傳導度推算，中等敏感性
	通氣層污染物一階降解速率	μ	yr^{-1}	化學品特性，受場址條件影響，中等敏感性
	地表下土壤區污染源的深度	L_{s}	cm	高變異性，場區特異性，中等敏感性
	通氣層厚度	h_{v}	cm	高變異性，場區特異性，中等敏感性
	純態污染物的溶解度	S	mg/L	化學品特性，中等敏感性

表 6.1-1 暴露途徑模擬計算輸入參數需求表 (續 1)

傳輸途徑	輸入參數	參數代表符號	參數單位	數入參數值的敏感度 [#]
地下水至地表 大氣相(加入土 壤至地表大氣 相需要的輸入 參數)	污染源區濃度	C_{water}	$\mu\text{g/L}$	場區特異性，敏感性參數
	毛細區厚度	h_{cap}	cm	對蒸氣傳輸有阻礙，敏感性參數
	地下水採樣點距地表深度	L_{w}	cm	高變異性，場區特異性，敏感性參數
	水中擴散係數	D_{wat}	cm^2/sec	化學品特性，有限敏感性
	毛細區含水率	θ_{wcap}	$\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O}/$ $\text{cm}^3\text{-soil}$	與毛細區厚度相同，中等敏感性參數
	毛細區含空氣率	θ_{acap}	$\text{cm}^3\text{-air}/$ $\text{cm}^3\text{-soil}$	與毛細區厚度相同，中等敏感性參數
地下水傳輸 (加入上述土 壤及地下水 至地表大氣相 需要的輸入參 數)	至污染源下游接收區的距離	x	cm	高變異性，場區特異性，敏感性參數
	飽和水力傳導係數 (非等向含水層需考慮不同方向的傳導係數)	K	cm/sec	高變異性，場區特異性，敏感性參數
	水力坡降	i	cm/cm	高變異性，場區特異性，敏感性參數
	平均線性速率	v	cm/day ， cm/yr	$v=K \times i / \theta_r$ ，場區特異性，敏感性參數
	飽和層厚度，模擬區的寬度	b, W_{w}	cm	場區特異性，中等敏感性
	儲存係數	S	無因次	與侷限非侷限含水層特性相關，有限敏感性
	縱向延展度	α_x	cm	一般土壤種類的變化少，有限敏感性
	橫向延展度	α_y	cm	一般土壤種類的變化少，有限敏感性
	垂向延展度	α_z	cm	一般土壤種類的變化少，有限敏感性
	洩漏延時，模擬時間	t	days，yrs	高變異性，場區特異性，中等敏感性
	含水層污染物一階降解速率	λ	yr^{-1}	化學品特性，受場址條件影響，中等敏感性

[#]資料來源：ASTM (1999)

表 6.1-2 簡易方法、Jury finite source 與 BIOSCREEN 模式使用參數總表

受污染土壤逸散	水文地質參數： $P_e, \theta_{as}, \theta_{ws}, \theta_T, L_s, d, f_{oc}, \rho_b, U_{air}, \delta_{air}, W, J_w, l$
	化學品特性參數： $D_{air}, D_{wat}, K_{oc}, H$
	其他： C_{soil}, τ
受污染地下水逸散	水文地質參數： $h_{cap}, h_v, L_w, \theta_{wcap}, \theta_{acap}, \theta_T, \delta_{air}, U_{air}, W$
	化學品特性參數： D_{air}, D_{wat}, H
	其他： C_{water}
受污染地下水傳輸	水文地質參數： $L_x \text{ (or } x), K, i, \theta_T \text{ (or } \theta_e), \alpha_x, \alpha_y, \alpha_z, f_{oc}, \rho_b$
	化學品特性參數： $\lambda \text{ (or } t_{1/2}), K_{oc}$
	其他(污染團及污染源資料)： $L_p, L, W_w, t, Z \text{ (or } S_d), w \text{ (or } S_w), C_0 \text{ (or } C_w), t_{half \text{ source}}, M_0$

6.2 受污染土壤逸散

受污染土壤分為地表污染土壤的逸散、距地表 1 公尺以內受污染土壤的傳輸與逸散及距地表大於 1 公尺受污染土壤的傳輸與逸散三部份。相關參數的基本值列於表 6.2-1，表 6.2-2 為針對受污染土壤逸散相關參數所得到的 SR 值，其中 Jury finite source 所比較的空污濃度值為逸散開始發生後的最大者。由式(3.1-1)評估受污染表面土壤的逸散，主要參數 P_e 、 W 、 U_{air} 、 δ_{air} 呈現等比例的相關與敏感性；由式(3.1-8)與(3.1-9)評估地表 1 公尺以內受污染土壤的逸散，除 W 、 U_{air} 、 δ_{air} 呈現等比例的相關與敏感性外，式(3.1-8)的 θ_{as} 與式(3.1-9)的 d 與 ρ_b 亦有同等的敏感性；由式(3.1-16) 評估距地表大於 1 公尺受污染土壤的逸散，除 W 、 U_{air} 、 δ_{air} 呈現等比例的相關與敏感性外， θ_{as} 、 θ_{ws} 、 L_s 亦有近似等比例的相關與敏感性，其中 θ_{as} 的影響是上述參數的兩倍；Jury finite source 評估地表 1 公尺以內受污染土壤的逸散，亦如同其他公式， W 、 U_{air} 、 δ_{air} 呈現等比例的相關與敏感性，此外 θ_{ws} 、 L_s 亦有同等的敏感性，參數 d 、 f_{oc} 、 ρ_b 的敏感性略為小於前述者；而 Jury finite source 評估距地表大於 1 公尺受污染土壤逸散，除 W 、 U_{air} 、 δ_{air} 、 θ_{ws} 呈現等比例的相關與敏感性外，參數 L_s 的敏感性亦是前述參數的 1.5 倍， θ_{as} 的敏感性則是 W 等數的兩倍。

表 6.2-1 受污染土壤逸散相關參數基本值

參數	單位	值
C_{soil}	mg/kg	25
P_e	g/cm ² -sec	6.9×10^{-14}
θ_{as}	cm ³ /cm ³	0.22
θ_{ws}	cm ³ /cm ³	0.18
θ_T	cm ³ /cm ³	0.4
L_S	cm	50
		150
d	cm	100
D_{air}	cm ² /sec	0.05
D_{wat}	cm ² /sec	5×10^{-6}
f_{oc}	g-C/g-soil	0.0075
K_{OC}	cm ³ -H ₂ O/g-C	80
H	cm ³ -H ₂ O/cm ³ -air	0.22
ρ_b	g/cm ³	1.59
U_{air}	cm/sec	200
δ_{air}	cm	200
W	cm	1500
J_w	cm/sec	0
τ	sec	7.88×10^8
l	cm	0.5

表 6.2-2 受污染土壤逸散相關參數敏感性分析

參數	SR(%)					
	受污染的表面 土壤的逸散	地表 1 公尺以內受污染土壤的逸散			距地表大於 1 公尺受污染土 壤的逸散	
	式(3.1-1) (公式 3-20)	式(3.1-8) (公式 3-23)	式(3.1-9) (公式 3-24)	式(4.1-6) (Jury finite source)	式(3.1-16) (公式 3-26)	式(4.1-6) (Jury finite source)
P_e	100	-	-	-	-	-
θ_{as}	-	109	-	41	218	218
θ_{ws}	-	-53	-	-105	-106	-106
Ls	-	-	-	-108	-101	-152
d	-	-	100	83	-	51
f_{oc}	-	-41	-	-81	-1	-81
ρ_b	-	60	100	-81	19	-81
U_{air}	-100	-100	-100	-100	-100	-100
δ_{air}	-100	-100	-100	-100	-100	-100
W	100	100	100	100	100	100
l	-	-	-	0.04	-	0.02

6.3 受污染地下水逸散

受污染地下水中之溶解態污染物經汽化蒸發至室外空氣污染濃度的計算，簡易方法為式(3.2-7a)或式(3.2-7b)，後者即為「撰寫指引」之公式 3-28。以下以一假設的地下水污染場景，分析相關參數變動對計算地表空氣污染濃度值的影響，相關參數的基本值列於表 6.3-1，表 6.3-2 為針對受污染地下水逸散變動參數所得到的 SR 值。由式(3.2-7)評估受污染地下水逸散，主要參數 W 、 U_{air} 、 δ_{air} 呈現等比例的相關與敏感性， L_W 、 θ_{acap} 、 H 亦呈現與前列參數同等的敏感性。

表 6.3-1 受污染地下水逸散相關參數基本值

參數	單位	值
C_{water}	mg/L	4.85*
h_{cap}	cm	5
h_v	cm	650*
L_W	cm	1000*
θ_{wcap}	$\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O}/\text{cm}^3\text{-soil}$	0.36
θ_{acap}	$\text{cm}^3\text{-air}/\text{cm}^3\text{-soil}$	0.04
θ_T	cm^3/cm^3	0.4
D_{air}	cm^2/sec	0.05
D_{wat}	cm^2/sec	5×10^{-6}
H	$\text{cm}^3\text{-H}_2\text{O}/\text{cm}^3\text{-air}$	0.22
U_{air}	cm/sec	200
δ_{air}	cm	200
W	cm	1500

*參考福德爺廟地下水污染場情況

表 6.3-2 受污染地下水逸散相關參數敏感性分析

參數	SR(%)	
	式(3.2-7a)	式(3.2-7b) (公式 3-28)
$hcap$	-56.7	-56.7
h_v	56.6	56.6
L_w	-100	-100
$\theta wcap$	-26.4	-26.4
$\theta acap$	101	101
D_{air}	43.1	43.1
D_{wat}	0.01	0.01
H	100	100
U_{air}	-100	-100
δ_{air}	-100	-100
W	100	100

6.4 受污染地下水傳輸

污染物經由地下水傳輸至污染場址外地下水中，簡易評估其下游距離 x (或 Lx) 的地下水污染濃度的建議方法為式(3.3-5)，即為「撰寫指引」之公式 3-29，其為近似穩態的計算；而 BIOCREEN 為分析暫態的下游污染濃度變化，並考慮較多的現場污染特性。以下以 5-2 節的現場案例，分析相關參數變動對計算下游地下水污染濃度值的影響，相關參數的基本值列於表 6.4-1，其中式(3.3-5)的基本參數值所獲得下游 30m 穩態的地下水污染濃度為 2.4mg/L；BIOCREEN 為模擬七年後地下水污染自 OG 傳輸至下游 30m，由一階降解方式所獲得的結果(中心濃度 0.549mg/L)。

表 6.4-2 為變動參數所得到的 SR 值，SR 值的大小顯示決定這些參數正確性的重要程度，其中兩種不同計算方式 SR 值超過 50% 的參數不同，簡易公式有 K, i, λ, S_w ；BIOCREEN 有 $K, i, \alpha_y, \lambda, S_w, L$ 。地下水流速(包括 K 與 i 的判定)對於下游污染濃度有很大的影響。 α_y 的變動實際對於簡要公式的結果亦有顯著的影響； S_w 的變動亦對於兩方法的結果皆有重要的影響；而 α_x 的變動對於簡要公式的結果影響不大，主要是因簡要公式為計算近似穩態的結果，而對於 BIOCREEN 計算非穩態的結果有相當顯著的影響。

表 6.4-1 受污染地下水傳輸至場外相關參數基本值

參數	單位	值
C_w 或 C_o	mg/L	4.85
x 或 Lx	m	30
θ_e	cm ³ /cm ³	0.46
K	cm/sec	1.17×10^{-2}
i	m/m	0.006
a_x	m	4.42
a_y	m	0.457
a_z	m	0.03
λ	yr ⁻¹	0.35
S_w	m	4.27
S_d	m	10
f_{oc}	g-C/g-soil	0.005
K_{OC}	cm ³ -H ₂ O/g-C	138
ρ_b	g/cm ³	1.7
L	m	100
W_w	m	9
t^*	yr	7

* Bioscreen simulation time

表 6.4-2 受污染地下水傳輸至場外相關參數敏感性分析

參數	SR(%)	
	式(3.3-5) (公式 3-29)	BIOCREEN
θ_T or θ_e	-10.5	-18.2
K	65	72.9
i	65	72.9
a_x	6	-36.4
a_y	-47.6	-54.6
a_z	-0.1	0
λ	-64	-54.6
S_w (or w)	94.7	109.3
S_d (or Z)	0.31	0
f_{oc}	-46	-36.4
K_{OC}	-46	-36.4
ρ_b	-46	-36.4
L	-	-109.3
W_w	-	0

第七章 結論與建議

7.1 結論

本研究評析「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」(以下簡稱「撰寫指引」)中有關揮發型污染物逸散暴露量的相關簡易計算公式之原理、所使用的參數與設定方法，並分析 Jury finite source、BIOSCREEN 與 MOFAT 模式的應用，比較這些公式與模式之使用與參數的敏感性對於空氣中污染氣體濃度的影響，以瞭解不同方式評估的差異，本研究亦取用土壤表面逸散實驗與土壤地下水污染現場土層的氣體採樣資料，做為檢驗模式與調整參數的依據。本評析研究的結論如下：

1. 簡易方法的評析

- (1) 受污染土壤揚塵逸散之揚塵逸散率應依照現場的情況加以推算，以當地的地面風場資料、污染源面積等資料，使用 EPA 之 ISCST3 分析揚塵逸散率。
- (2) 受污染表層土壤(深度 1 公尺以內)中的污染物汽化為蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃度之簡易公式，公式 3-23，的由來有下列的假設：污染物由地表均勻分佈至無限土壤深度亦不隨污染逸散而濃度減少、土壤具固定通體密度、含水率、孔隙率及有機碳比率的均質特性、不考慮水的入滲或擴散作用的影響、地表污染物濃度為零及不存在邊界層影響污染物的逸散、污染物分佈於溶解及氣相達到瞬時平衡分佈及永遠保持分佈平衡狀態、土壤吸附特性亦是永遠保持瞬時分佈平衡的型態、無殘餘污染物存在。除此以外，此式為 Jury infinite source 模式所計算之地表污染通量長期的平均結果，污染從地表開始。而公式 3-24 則是根據“Mass-limit”模式與質量守恆的原則推得。
- (3) 受污染裡層土壤(深度大於 1 公尺)中的污染物汽化成蒸氣，再傳輸至地表成為空氣中污染物濃度之公式 3-26 則是以類似電流電阻串聯方式描述污染擴散(Fick's law)傳輸通過此二區(裡層與混合層)的結果。
- (4) 污染場址內受污染地下水之溶解態污染物經汽化蒸發至室外地表空氣污染濃度之公式 3-28 亦視污染物由地下水層擴散通過毛細區，未飽和層及進入地表空氣混和區為 3 個不同擴散(Fick's law)特性串聯而成的系統所獲得的結果。
- (5) 地下水傳輸至污染場址外地下水的濃度之公式 3-29 為近似穩態的傳輸結果，而當 $Pec \geq 10$ ，其中 Pec 稱為 Peclet number $(= \frac{vL_x}{D_x})$ ，使用 Domenico 解的地下水傳輸模式(簡易公式、BIOSCREEN)與真正的解間並不會有很大的差別。

- (6) 地表污染氣體傳輸至污染場址外下風處之空氣相污染濃度的計算方式，公式 3-30，為根據高斯統計分佈的理論，其中橫向與垂向高斯分布的標準偏差與當地氣象(空氣穩定度)、地形與污染逸散條件與受體在下風與污染源的距離有關聯。
2. 受污染土壤逸散量分析之 Jury-finite source 解析模式，為考慮有限污染土壤厚度與地表邊界層的影響，但不考慮 NAPL 存在，可以隨時間改變的地表污染通量，於本研究中並與 Jury et al. (1990)的案例及 Jury et al. (1980) 揮發筒實驗資料比較確定本計算結果的正確性。
3. 受污染地下水逸散量分析之 Farmer et al. (1980)使用的概念即如同公式 (3-28)的計算方式。
4. 受污染地下水傳輸分析之 BIOCREEN 模式亦為根據 Domenico 的解析模式，考慮暫態、有三種反應的型式、使用方便，並有完整的參數設定值的參考建議，但限制有：不能應用在抽水而造成複雜的流場狀況、垂向水力梯度存在而影響污染物傳輸的系統與水文地質條件改變太大的模擬系統。
5. 受污染土壤地下水逸散量與傳輸分析之數值模式 MOFAT 模擬二維多相流及多成份污染物傳輸，多相中包括 NAPL、水及氣相，其能夠評估複雜的土壤質地與地下水污染狀況下的未飽和層與飽和水層的污染傳輸與分佈情況。
6. 比較 Jury finite source 模式與公式 3-23(污染深度 1 公尺以內)與公式 3-26(污染深度大於 1 公尺)顯示：
- (1) 不同土質環境中，公式 3-23 所計算的地表空氣污染濃度與 Jury finite source 模式所計算的最大值大致為同一級數，而在砂質土環境中前者可能小於後者一個級數，但在黏質土環境中，前者大於後者的結果，即公式 3-23 不一定可以代表暴露期的平均結果。公式 3-26 的結果則一致大於 Jury finite source 模式所計算的最大值約 3 倍。
 - (2) 土壤含水率與污染區厚度的改變對於兩方式所計算的相對結果並無顯著的影響，後者的增加僅會減緩 Jury finite source 模式所計算最大值後濃度的下降。
 - (3) 土壤孔隙率與有機碳比率對於公式 3-23 所計算的地表空氣污染濃度有顯著的影響，降低黏質土壤的孔隙率或有機碳比率可以使前者所計算的結果小於後者所計算的最大值。
 - (4) Jury finite source 模式之地表邊界層厚度對於有較小 H 值與較大 Koc 的污染物，如殺蟲劑化合物，的敏感性較大。
7. Jury infinite source(半無限污染深度) 與 Jury finite source (有限污染厚度)模式的污染源濃度皆會隨污染逸散而遞減，而實際污染深度往往並非無限，Mayer et al. (1974) 分析當 $t < \frac{d^2}{18.4D_e}$ 時，Jury infinite source 的污染流量與 Jury finite source 模式的差在 1% 以內，而公式 3-23 即根據的 Jury infinite source 模式的理論。本研究分析有限污染厚度 (100 cm) 的案例發現，當 H

值很大，其 $d^2/18.4D_E$ 值很小(15 days)，造成如使用 Jury infinite source 模式分析污染有限厚度時，其有效的流通量計算時間將縮小，除非為低 H 值的污染物，如 Triallate，其應用 Jury infinite source 模式的有效時間將會延長很多 (1000days)。

8. 本研究使用高雄縣福德廟 TCE 地下水污染的案例作為展示 BIOSCREEN 功能及檢測參數設定的依據。模擬結果顯示，污染源區域範圍的大小及濃度影響其向下游傳輸的結果甚巨，而 1 階降解作用所得污染中心線濃度與實測值之間有很好的符合度，因降解作用，污染團中僅剩餘 $\frac{1}{5} \sim \frac{1}{7}$ 油污染源的質量輸出，其餘均已被分解，另一方面，縱向延散度由 14.5ft 增加至 20.4ft，對下游中心線濃度僅有些微的影響。
9. MOFAT 能夠評估複雜的土壤質地與地下水污染狀況下的未飽和層與飽和水層的污染傳輸與分佈情況，並進而分析地表污染氣體通量與地表空氣污染濃度，但需要配合土壤氣體採樣資料以檢定參數與分析受污染之土壤地下水是否發生微生物降解作用，而造成污染物的消滅。本研究試圖分析三個污染場(台亞南崁南加油站的土壤污染、內定國小的地下水污染及 Davis et al., 2005 中西澳伯斯的土壤地下水污染)未飽和層氣體分布與地表逸散污染濃度，使用簡易公式、Jury finite source 與 MOFAT 模式，並作比較，其中顯示微生物作用於消滅氣相與溶解相的污染物，對於污染逸散有相當的影響，故污染場須先確定是否發生微生物降解作用，其降解污染的速率應與其它敏感性高的參數同時考慮對土壤氣體分布的影響。另一方面，Jury finite source 與 MOFAT 模式皆可以呈現地表污染通量的變化，其在此三案例的分析中皆獲得小於簡易公式的結果，一方面顯示簡易公式保守的推算污染逸散量，另一方面，由於 MOFAT 為分析暫態的傳輸，故無法反應長期平均的結果。
10. 各公式與模式的參數敏感分析顯示揚塵逸散速率、污染土壤上方風速、混合區的高度與污染源平行風向的寬度四個參數在這些計算式中與所評估的空氣中污染濃度呈正或反比例的增加或減少，因此適當的評估這些參數值對空氣中污染濃度的結果有重要的影響。除此之外，
 - (1) 簡易公式中計算地表 1 公尺以內受污染土壤逸散之土壤中體積含空氣率、土壤通體密度，計算距地表大於 1 公尺受污染土壤逸散之土壤中體積含空氣率、土壤中體積含水率、土壤污染源距地表的深度之敏感性皆與前述三個參數同等，尤以計算地表 1 公尺以內受污染土壤逸散的土壤中體積含空氣率的敏感性為前述全部參數的兩倍，計算地表 1 公尺以內受污染土壤逸散之土壤通體密度、有機碳比率與土壤中體積含水率則次之。
 - (2) Jury finite source 模式計算受污染土壤逸散之土壤中體積含水率、土壤污染源距地表的深度之敏感性最高，但在計算距地表大於 1 公尺受污染土壤逸散之土壤中體積含空氣率的敏感性又較前者為高，土壤通體密度與土壤

中有機碳比率、計算地表 1 公尺以內受污染土壤逸散之土壤污染層厚度次之，計算距地表大於 1 公尺受污染土壤逸散之土壤污染層厚度再次之。

- (3) 簡易公式計算受污染地下水中之溶解態污染物經汽化蒸發至室外空氣污染濃度以採樣點距地表的深度、毛細區含空氣率與亨利係數之敏感性最高，毛細區厚度與未飽和通氣層厚度次之，污染物之空氣擴散係數再次之。
- (4) 簡易公式計算污染物經由地下水傳輸至污染場址外地下水中污染濃度以含水層水力傳導係數、水力坡降與含水層污染物一階降解速率的敏感性最高，有機碳比率、碳水分溶係數與土壤通體密度次之。BIOSCREEN 則以污染源寬度與模擬區長度敏感性最高，含水層水力傳導係數與水力坡降次之，橫向延散度與含水層污染物一階降解速率再次之。

11. 本次發現之重要參數有：

- (1) 揚塵逸散率
 - (2) 土壤特性參數：包括孔隙率、含水率、有效擴散係數、有機碳比例、土壤通體密度
 - (3) 污染特性：污染層厚度與寬度、污染距地表深度
 - (4) 傳輸特性：包括有效擴散係數、縱向延散度、地下水流速
- 以上的參數在敏感性分析的結果中皆對逸散量的結果有很大的影響，其合理範圍討論如下：

- (1) 地表風速、混合區高度、平行風速場之污染源寬度等三個參數對簡易公式所推估空氣污染濃度有很大的影響，第一個參數可以根據 EPA(1986)建議：混合區高度之風速的 0.5 倍值作為 U_{air} ；混合區高度則依國人平均身高(應小於 200cm)；第三個參數應以實場情況為準。
- (2) 土壤質地的孔隙率可參考的資料很多，如本報告表 4.3-1 所列 BIOSCREEN 的建議值，仍應以實場採樣為主
- (3) 土壤含水孔隙率應以實場採樣為主
- (4) 有機碳比例因地區不同而有很大的變異性，亦應以實場採樣為主
- (5) 污染層厚度、寬度與其距地表的深度應以實場為準
- (6) 不同土壤的通體密度亦有很大的變異，亦應以實場採樣為主
- (7) 亨利常數為不同污染物的特性參數，具有溫度的變異性，可由化學手冊獲得及現場土壤溫度的情況來評估
- (8) 推估地下水流速的相關參數：水力傳導係數、水力坡降應以實場情況為主

以上大多參數皆以實場情況為依據，主要在評估者可以以相關的現場數據為主或為輔，有所依據來合理的評估所須的參數。

12. 本次研究利用實場的數據來檢驗不同方法與模式評估的結果，各個比較的結果皆顯示實測的氣相污染濃度小於 Jury finite source 或 MOFAT 模式的結果，而其中 Jury finite source 的結果遠大於 MOFAT，主要原因為可以歸納為：

- (1) 污染物風化程度影響其組成及揮發的特性；
- (2) 土壤質地、孔隙與含水的異質性；
- (3) 實場的尺度大小。

前兩項因素可以實際的檢驗或採樣方式取得較符合現場情況的數據，再輸入模式作計算分析，而 **Jury finite source** 模式則假設為均質的土壤情況，故應配合現場土壤氣體濃度或污染通量資料以選擇適當的平均土壤特性參數；第三項則以本研究所取用的實場情況來看，污染範圍不大的條件下，水平方向的污染傳輸分散污染在垂直方向的傳輸量，故 **MOFAT** 可以較接近實測的氣相污染分布。總而言之，對於較小尺度污染場，簡易方法與 **Jury finite source** 模式皆為較 **MOFAT** 為保守的評估方式。而取自 **Jury et al. (1980)** 實驗資料 (圖 5.1-9) 顯示其 **flux chamber** 實驗所量測之污染流通量與 **Jury finite source** 模式結果相近，顯示本模式在此實驗之條件明確下的適用性。

7.2 建議

1. 簡易公式所評估的空污濃度值是暴露期地表污染逸散的平均結果，是為較保守性的估計，而受土壤地下水環境與污染物特性的影響，其可能為非常保守的空污推估量，雖無法呈現隨時間變動的逸散特性，但能夠作為初步的評估工具。
2. 本研究測試使用 **Jury finite source** 與 **MOFAT** 模式作為評估土壤地下水污染逸散與傳輸的工具，實際應用仍應以現場污染情況為主，選擇適合的模式。
3. 應用 **Jury finite source** 與 **MOFAT** 模式於評估較有深度的污染土壤及地下水時，應有適當的土層及地下水污染濃度採樣資料，包括氣相、土壤與地下水溶解相污染濃度，以檢驗與調整參數的設定。
4. 應用 **BIOSCREEN** 模式於評估地下水污染區下游的污染傳輸情況時，亦需要適當的地下水污染濃度採樣資料，以檢驗與調整參數的設定。
5. 本研究所分析敏感性較大的參數，應是不同污染情況現場工作評估的重點。
6. 利用實場污染物特性與土壤氣體資料進行推估方式與模式的應用與比較的完成尚有不足之處，此亦本次研究之限制-未有污染情況明確與足以構成污染逸散風險的場址，作為本此研究所評估模式的測試範例。未來可以加強驗證之主要重點的方向建議如下：
 - (1) 可再以污染情況明確與較嚴重的實場為檢驗模式、分析參數的對象
 - (2) 除土壤氣體的取樣、土壤污染濃度、地下水污染濃度、地表污染流通量作為模式條件與檢驗模式外，土壤、污染與傳輸特性參數(見第 4 點細項)皆是應依現場特性必需要取得與分析的資料，因這些參數的敏感性高
 - (3) 同時的 O_2 與 CO_2 取樣以分析污染物降解作用
7. 本次研究模式的應用部份受限於對實場的污染範圍及土壤特性參數並未有完整的資料與分析計畫，故一些模式參數以假設方式設定，而不同模式計算

的結果亦顯示污染物組成及揮發特性的改變與降解的作用對結果的影響明顯，對於歷史較久的場址這些因子尤其重要，故評估長期逸散暴露亦應考慮自然衰減(natural attenuation)的影響。

8. 簡易方法所評估為污染不消滅下，長期平均的逸散結果；Jury finite source 模式為考慮污染在消滅下的逐時逸散情況；而 MOFAT 可以更接近實際污染傳輸的情形來分析其逸散的情況，但需要修改可以加上地表污染通量的計算。在第二或三層次污染風險評估中，應需要較能更契合實際狀況的分析，仍應以解析或數值模式為主，主要為應用時必須以實場資料確認計算結果的可信度。驗證模式之實場資料可分兩種類別的取樣：
 - (1) 分層土壤污染氣體濃度
 - (2) 地表污染流量
9. 模式推估必然以先完成驗證，確認其可信後，則其它應用，如污染源的自然降解評估、逸散率評估、降低逸散率方法或程度的評估等亦可以經由模式的預測結果進行分析。
10. Jury finite source 與 MOFAT 模式皆是根據傳輸理論而獲得，亦已經過檢驗與驗證。使用者應具備了解這些模式的背景理論外，亦須要根據自己應用的實場特性，取得適當及必要的資料，先檢驗是否可以根據這些資料，以模式計算出相似的污染分布結果，才能進一步應用模式於預測或其它整治設計的功能。
11. 不同的模式各有其限制與適用的範圍，本研究所評估的三種土壤污染模式，以較複雜的 MOFAT 所需資料的量最多，但對於評估污染場而言，皆是必需的資料，可否取得的因素在於是否能應用適當的方法與合理的經費獲得，就目前土壤地下水的評估技術而言，各參數的評估方法皆有。另一方面，本研究的結果顯示 Jury finite source 亦可以類似簡易方法作長期的平均暴露量評估(土壤污染部份)，所需要的參數差不多，所不同的為 Jury finite source 考慮污染物的遞減、污染距地表的深度等較可以接近實際污染情況的計算方式，所需參數並非不容易獲得，但主要問題為如何合理的將複雜的土壤及污染特性以一個(平均)參數值表現出來，Jury finite source 可藉由實測土壤中垂直氣狀污染的分布或地表污染通量來比較計算的結果，並作為評估合適參數的依據；簡易方法則是計算長期平均結果，故較無法以實測值比較的方式進行參數的評估。

參考文獻

- 高志明、梁書豪、蔡惟安、郭育嘉、吳偉智，2010，「含氯有機污染物之整治技術與健康風險管理」，第十四屆土壤與地下水污染整治研討會論文集，1-22。
- 申雍，2000，台灣地區氣候與氣象環境之變遷與因應對策，「近代作物科學發展」研討會論文集，pp.74-82，台灣大學農藝系、中華農學會、中華農藝學會。
- 財團法人中興工程顧問社、中華民國99年、土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法延續性探討修正計畫。EPA-98-GA101-03-A216.
- 財團法人中興工程顧問社、中華民國96年、96年度土壤及地下水污染場址健康風險評估計術諮詢計畫。EPA-96-GA11-03-A081.
- 美商傑明工程顧問(股)台灣分公司、中華民國98年、97年度土壤及地下水觀測計畫。
- ASTM, 1999, *RBCA Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidance*, ASTM, West Conshohocken, PA.
- Baciocchi, R., S. Berardi, I. Verginelli, 2010, "Human health risk assessment: Models for predicting the effective exposure duration of on-site receptors exposed to contaminated groundwater", *J. Hazardous Materials* (Available online).
- Cowherd, C., G. Muleski, P. Engelhard and D. Gillette. 1985. *Rapid Assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination. Office of Health and Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/8-85/002. NTIS PB85-192219.*
- Davis, G.B., J. L. Rayner, M. G. Trefry, S.J. Fisher, and B.M. Patterson. 2005. *Measurement and Modeling of Temporal Variations in Hydrocarbon Vapor Behavior in a Layered Soil Profile. Vadose Zone J. 4(2): 225–239.*
- Domenico, P. A. 1987. *An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. Journal of Hydrology 91(1-2): 49-58.*
- Environmental Protection Agency (EPA). 1986. *Development of Advisory Levels for Polychlorinated Biphenyls (PCBs) cleanup. Exposure Assessment group. Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development. EPA/600/6-86/002.*
- Environmental Protection Agency (EPA). 1988. *Superfund exposure assessment manual. Office of Emergency and Remedial Response. EPA-540/1-88-001.*

Environmental Protection Agency (EPA). 1993. Selection Criteria for mathematical models used in exposure assessments : Atmospheric dispersion models. Exposure assessment group. Office of Health and Environmental Assessment. EPA/600/8-91/038.

Environmental Protection Agency (EPA). 1996 . Soil Screening Guidance : Technical Background document. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA/540/R95/128

Environmental Protection Agency (EPA). 2004, Modified Johnson and Ettinger Vapor Intrusion Model, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA.

Farmer, W.J., M. S. Yang, J. Letey, and W. F. Spencer, 1980, "Hexachlorobenzene: Its vapor pressure and vapor phase diffusion in soil", Soil Science Society of America Journal, 44: 676-680.

Gelhar, L.W., Montoglou, S., Welty, C., and Rehfeldt, K.R., 1985. A Review of Field Scale Physical Solute Transport in Saturated and Unsaturated Porous Media, Final Proj, Report., EPRI E-1490, Electric Power Research Institute, Palo Alto , Ca.

Gifford, F. A. Jr. 1968. An outline of theories of diffusion in the lower layers of the atmosphere. In Slade, D., ed. Meteorology and Atomic Energy 1968 (Chapter 3). U.S. Atomic Energy Commission Report TID-24190.

Grover, R.A.; W. F. Spencer, W. J. Farmer, and T.D. Shoup. 1978. Triallate vapor pressure and volatilization from glass surfaces. Weed Sci. 26:505-508.

Guyonnet, D., and C., Neville, 2004. Dimensionless analysis of two analytical solution for 3-D solute transport in Groundwater. J, of Contaminant Hydrology 75: 141-153.

Howard, P.H., R.S. Boethling. W.F. Jarvis, W.M. Meylan, and E.M. Michalenko, 1991, Handbook of Environmental Degradation Dates, Lewis Publishers, Inc. Chelsea, MI

Jury, W.A., R. Grover, W. F. Spencer, and W.J. Farmer. 1980. Modeling vapor losses of soil-incorporated triallate. Soil Science Society Am. J. 44:445-450.

Jury, W.A., D. Russo, G. Strelle, and H. El Abd, 1990, "Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface", Water Resources Research, 26(1): 13-20.

Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer, 1983, "Behavior assessment model for

- trace organics in soil: I. Model description*", *J. Environmental Quality*, 12: 558-564.
- Katyal, A. K., J. J. Kaluarachchi, and J. C. Parker, 1991, *MOFAT: A Two-dimensional Finite Element Program for Multiphase Flow and Multicomponent Transport, Program Documentation and User's Guide, Project No. CR814320, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.*
- Li, J. B., G. H. Huang, and G.M. Zheng, 2001, "An integrated decision support system for the management of petroleum-contaminated sites", *J. Environmental Science and Health, Part A*, 36(7): 1163-1186.
- Maqsood, I., J. B. Li, G. H. Huang, and Y. F. Huang, 2005, "Simulation-based risk assessment of contaminated sites under remediation scenarios, planning periods, and land-use patterns – a Canadian case study", *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment (Springer-Verlag)*, 19(2): 146-157.
- Mayer, R., J. Letey and W. J. Farmer. 1974. *Models for predicting volatilization of soil-incorporated pesticides. Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38:563-568.
- Mercer, J.W., and R.M. Cohen, 1990, *A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, Models, Characterization and remediation, J. of Contaminant Hydrology*. 6:107-163,
- Millington, R. J. and J. P. Quirk. 1961. *Permeability of porous media. Trans. Faraday Soc.* 57: 1200-1207.
- Katyal, A. K., J. J. Kaluarachchi and J. C. Parker, 1991, *MOFAT : A two-dimensional finite element program for multiphase flow and multicomponent transport, Program Documentatio and User's Guide, Project No. CR814320, Office of research and development, EPA/600/2-91/020,*
- Piekens, J.F., and G.E. Grisak, 1981. *Scale-Dependent Dispersion in a Stratified Granular Aquifer, J. Water Resources Research.*; 17(4):1191-1211.
- Srinivasun,V., T. P. Clement, and K. K. Lee. 2007. *Domenico Solution –Is it valid? Ground Water* 45(2):136-146.
- Turczynowicz, L., D. J. Fitzgerald, M. Nitschke, S. Mangas, and A. McLean, 2007, "Site contamination health risk assessment case study involving tenant relocation from a former gasworks site", *J. Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70(19): 1638-1653.

West, M. R., B.H. Kueper, and M. J. Unga. 2007. *On the Use and Error of Approximation in the Domenico (1987) Solution*. *Ground Water* 45(2):126-135.

Wilson, J.T. 1996, *Personal communication indicated in the BIOSCREEN user manual, his office may be at the subsurface Protection and Remediation Division of the National Risk Management Laboratory, Ada, Oklahoma*

Wong-Yim, P., T. L. Taras, B. K. Davis, and M. J. Wade, 2007, "Risk assessment for sites with volatile contaminants in shallow groundwater", Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency, Sacramento, CA.

Xu, M. and Y. Eckstein, 1995. *Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and Scale*. *Journal of Ground Water*, 33(6):905-908.

