

利用 Benchmark 模式評估飲用水之健康風險

葉怡巖**、陳韋銘***、黃蕙潔***、李漢鏗*

*副教授，**博士班研究生，***碩士班研究生
逢甲大學水利工程學系

摘要

三鹵甲烷(Trihalomethanes, THMs)已被證實是自來水加氯消毒後所產生的消毒副物(Rook, 1974), 該物質也已經被證實為人類致癌性物質值, 其會影起如膀胱癌、結腸或直腸癌甚至引起肝臟方面的疾病。目前台灣環境保護署制定自來水中總三鹵甲烷法規標準為 $100 \mu\text{g/L}$ 。根據文獻研究結果顯示, 三氯甲烷(Trichloromethane, TCM)、一溴二氯甲烷(Dichlorobromomethane, DCBM)、二溴一氯甲烷(Dibromochloromethane, DBCM)、三溴甲烷(Tribromomethane, TBM)等四種物質為 THMs 最主要的衍生物(Hosseini and Alan, 1995)。

本研究針對民國 90 年台灣省自來水公司全台灣地區三鹵甲烷檢測資料, 加以統計分類並分析, 加以計算全省各地區的 THMs 的終身致癌風險, 本研究結果顯示。台灣地區除了東部及外島地區外三氯甲烷的濃度佔絕大多數的優勢(約佔 60%)。因選定其做微風險評估重要參數因子。經計算各地區地區三氯甲烷暴露致癌風險值其中北部基隆地區為 53.77×10^{-8} 、台北地區為 25.59×10^{-8} 、桃園地區為 44.15×10^{-8} 、新竹地區為 29.87×10^{-8} ；中部苗栗地區為 40.99×10^{-8} 、台中地區為 27.61×10^{-8} 、南投地區為 19.97×10^{-8} 、彰化地區為 21.69×10^{-8} 、雲林地區為 33.18×10^{-8} ；南部嘉義地區為 45.54×10^{-8} 、台南地區為 106.84×10^{-8} 、高雄地區為 65.69×10^{-8} 、屏東地區為 20.58×10^{-8} ；東部台東地區為 14.22×10^{-8} ；外島澎湖地區為 7.23×10^{-8} 。宜蘭及花蓮地區由於未取得該地區三鹵甲烷檢測數據故未加以評估。利用美國環保署 (US

EPA, 2003) 所以提供 benchmark 模式加以評估總三鹵甲烷各項物質 BMD(Benchmark dose) 及 BMDL(lower-bound confidence limit of the BMD) 值, 在信賴區間 95%、額外風險在 0.1 下, 研究發現在三氯甲烷其 BMD 為 $2.0(\text{mg/kg/day})$, BMDL 為 $1.2(\text{mg/kg/day})$ 、一溴二氯甲烷其 BMD 為 $51.4(\text{mg/kg/day})$, BMDL 為 $22.1(\text{mg/kg/day})$ 、二溴一氯甲烷其 BMD 為 $39.8(\text{mg/kg/day})$, BMDL 為 $26.5(\text{mg/kg/day})$ 、三溴甲烷其 BMD 為 $41.3(\text{mg/kg/day})$, BMDL 為 $31.0(\text{mg/kg/day})$, 分別比較暴露劑量及各項物質的反應劑量結果發現其致癌風險相當低。

前言

隨著台灣經濟及工商業的蓬勃發展, 台灣河川污染也日趨嚴重, 河川中的污染物除了化學物質的污染之外, 也衍生出很多的致病菌, 增加水媒疾病的傳播機率。台灣地區自來水普及率達 89%(自來水公司 www.water.gov.tw), 為國民最重要的飲用水。目前自來水的飲水消毒方法有很多種, 較為常見的如加氯、臭氧、紫外線及加熱等處理方法。而台灣地區各縣市自來水淨水廠目前最主要的淨水消毒法是採用加氯消毒法, 以防水媒傳染病之發生, 其優點除了有良好的消毒效果外, 其價格低廉, 運用限制較小。在台灣大部分採取添加氯氣或次氯酸(ClO_2)進行淨水消毒。

在台灣飲用水最主要的來源市直接取至於河川, 佔全部水源的 59.3%, 其次是地下水的 21.7%和水庫的百分之 19%(Hsu *et al.*, 2001), 但目前台灣約 36%的河川遭受污染, 而一些主要河川污染情況更是

嚴重，如北部的淡水河有 47% 的河段遭受污染，南部的高屏溪和阿公店溪分別有 70% 及 84% 的河段遭受污染(環境統計年報, 2001)，有鑑於此，水公司勢必增加水處理的花費，進而添加更多的消毒劑，以達到預防水媒傳染病的發生。Rook 於 1974 年首先發現飲用水利用加氯作為消毒劑時，在消毒過程消毒劑換和水中有機物形成會產生多種的致癌性的化合物質，又稱為消毒副產物 (disinfection by products, DBPs)，其種類可分為鹵乙酸類 (haloacetic acids, HAAs)、鹵乙月青 (haloacetonitriles, HANs)、鹵化酮類 (haloketones, HKs)、氯化苦味素 (chloropicrin, CP)、三鹵甲烷 (trihalomethanes, THMs) 等(王正雄等, 2000)。其中 THMs 佔 DBPs 的 60%、HAAs 佔 20%、HANs 佔 12%、HK 佔 5%、CP 佔 3%，由此可知 THMs 為自來水加氯消毒中最重要的消毒副產物(Shin *et al.*, 1999)。且經流行病學研究發現其中的 THMs 會影起如膀胱癌、結腸或直腸癌，甚至引起肝臟方面的疾病(Hsu *et al.*, 2001)。因此，提供良好的評估資訊日趨重要。台北醫學院公衛學系曾於 2001 年(Hsu *et al.*, 2001)發表一篇關於 THMs 之癌症風險的評的研究報告，文中指出三氯甲烷是台灣自來水中最主要的風險因子，尤其是台灣的南部地區，其風險因子佔 87.5~92.5%。除了口服飲食外亦可能經由空氣、皮膚暴露吸收，進入人體，在在增加致癌的風險性。台灣地區要從開發國家進入已開發中國家之林時，對於飲用水的品質也必須從一般的水質項目監測進而做到微量致癌物質的監控。在目前還沒找到更安全的替代消毒方法以前，只有慎選水源，加強原水的前處理及自來水消毒副產物濃度監測來達到預警的功效。由於目前水質惡化，勢必增加消毒劑或是改變消毒方法以達到去除水媒疾病的目的，有鑑於此，在目前無法有效控制消毒副產物的情況下，致癌風險評估提供民眾或決策者評定人類健康的良好參考資訊。

在致癌風險評估中常常需要藉由動物實驗結果建立劑量反應模式，以利探討暴露劑量下可能產生病變的機率。並由實驗中實驗數據建立模式外插到極低劑量，以利計算反應機率，其中又以 LED₁₀(lower 95% confidence interval) 和 NOAEL (no-observed-adverse-effect levels) 最常見。但由於在動物實驗中所謂食的劑量均屬高劑量，因此又必須由並利用模式外插到人體，以利制定人體的致癌參考劑量值(reference dose, Rfd)或是人體每日的安全攝取量(allowable daily intake, ADI)。近年來美國環保署極力推動 Crump 於 1984 年所提出的 Benchmark dose(BD)的方法來取代原有的 NOAEL。因此本研究將 THMs 利用美國環保署風險評估的程序並利用及其美國環保署網站上的 Benchmark 模式(www.epa.gov/ncea)來進行全台灣飲用水的致癌風險評估。

研究方法

數據收集

在三鹵甲烷數據收集方面主要收集自來水公司提供民國 90 年度全台灣各淨水場監測數據，利用統計方法計算出各縣市用戶端三鹵甲烷各項物質的平均濃度。其中台北、桃園、新竹、基隆、宜蘭歸類為北部地區；苗栗、台中、南投、彰化、雲林歸類為中部地區；嘉義、台南、高雄、屏東歸類為南部地區；台東、花蓮歸類為東部地區；澎湖歸類為外島地區。由於未收集到宜蘭及花蓮在該年的檢測資料故本在研究中將不加以討論。

暴露劑量評估及風險值計算

本研究為一初步研究固在個人暴露劑量評估方面僅考慮食入的暴露途徑，並參考美國環保署所提供的各項暴露值，假設人體吸收率為 80%、每日飲水 2 公升、平均壽命為 70 年、暴露時間為 23 年(王榮德等, 2000)、平均體重為 70 公斤。其計算參數及公式如下

慢性每日攝取劑量 CDI 值計公式算如下：
 $CDI = \text{總計量}(\text{mg}) / \text{體重}(\text{Kg}) \times \text{終生}(\text{day})$

(1)
 單位: mg/kg/day

其中
 $\text{總計量} = \text{污染物濃度} \times \text{暴露時間} \times \text{每日飲水量} \times \text{吸收率}$ (2)

致癌風險計算公式如下：

致癌風險 = CDI × 效力因子 (3)
 各效力因子如表一所示。

表一 三鹵甲烷各物質食入效力因子

物種	Slope Factor (SF) (mg/kg/day) ⁻¹
三氯甲烷	6.10×10 ⁻³
一溴二氯甲烷	6.20×10 ⁻²
二溴一氯甲烷	8.40×10 ⁻²
三溴甲烷	7.90×10 ⁻²

危害物質鑑定

USEPA 針對毒性物質的致癌性主要可根據其致癌研究資料可區分為五種等級。根據此表 USEPA 分別將三氯甲烷、一溴二氯甲烷、二溴一氯甲烷及三溴甲烷分別依照其致癌程度加以分類為 Group B2、Group B2、Group C 及 Group B2。如表二所示。

Benchmark 模式介紹

Benchmark dose 的觀念於 1984 年所先由 Crump 所提出，由於一般的致癌動物實驗所為食的濃度皆高於一般的暴露機率，因此在評估劑量時必須利用模式外插來的到叫輔何實際的暴露情況。

美國環保署 (USEPA) 發展的 Benchmark 模式為一劑量與反應的模式，近年來被引用及建議作為風險評估的模式之一 (Edler and Kopp-Schneider, 1998)。模

式假設每一物種個體對於試驗之化學物質有其可靠性的忍受程度，且其反應程度是依據特定的機率分佈。

多階段模式 (Multistage model) 為一種推測性模式，研究顯示其對於描述致癌性 (Carcinogenesis) 之假設理論有很好的預測結果 (Casarett and Doull, 1996; Edler and Kopp-Schneider, 1998)。

模式選定

Benchmark 模式為利用概似函數 (Likelihood function) 作為選定模式的方法，其假設每一個受劑量反應的族群其是二項式 (Binomial) 的反應機率。其方程式如下：

$$L = \prod_{i=1}^k \binom{N_i}{X_i} p_i^{X_i} (1-p_i)^{N_i-X_i} \quad (4)$$

其中 k 為劑量族群數目，N_i 為第 i 個劑量族群中的個體總數，X_i 為第 i 個劑量族群中癌化的個體總數，p_i 則為反應機率。模式選定最大的 L 值作為選定的評估。

信賴限制 (Confidence limit) 計算與 benchmark 反應程度

概似函數能夠利用 likelihood ratio 統計的漸進線分佈計算出信賴限制 (Cox and Hinkley, 1974; Crump and Howe, 1985)。在模式中，BMDL 值設定為 90, 95 或 99% 的劑量低信賴限制，其評估值相當於 BMR (Benchmark response)。而 BMR 可以表示為額外風險 (Extra risk)，其定義為 $BMR = (p_i - p_0) / (1 - p_0)$ ，其中 p₀ 為劑量反應之控制組。

適合度檢定 (Goodness-of-fit)

適合度檢定為利用數據與特別模式的假說做檢定 (Golden, 2000)，通常採用 Pearson X² 做為檢定方法 (USEPA, 1995)；Benchmark 模式設定 p 值 ≤ 0.05 為模式的虛無假設 (Hypothesis)。USEPA 建議特別是在低劑量範圍時，個別 X² 殘差 $\sqrt{C_i}$ 不可超過 2 (USEPA, 2001)。

$$C = \sum_{i=1}^k \frac{(X_i - N_i p_i)^2}{N_i p_i (1 - p_i)} \quad (5)$$

，其中C為殘差和。

模式之檢驗

利用AIC數值的大小可用來驗證分析評估模式是否可行 (Akaike, 1973; Burnham and Anderson, 1998; Bozdogan, 2000; Busemeyer and Wang, 2000; Zucchini, 2000)。AIC常運用在分辨模式在於相同族群與不同族群之間的差異 (Burnham and Anderson, 1998; Busemeyer and Wang, 2000; Forster 2000)。AIC之定義如下：

$$AIC = -2 \log L + 2p \quad (6)$$

其中L值為最大概似函數評估值，p值為自由模式參數之數目。依據此評估程序，選擇最低的AIC值作為BMDL的數值評估。2p值可當作在相同的合適的AIC維度中其複雜度的大小，也就是2p值越大，AIC值就越高，其模式複雜性也就越高。

模式參數之限制 (Constraints)

USEPA 軟體中之背景參數 (Background parameter) γ 被限制在0與1之間的範圍內。多階段 (Multistage) 劑量-反應的圖形中將會變成非單調方式；若是 γ 值允許為負數，其產生的圖形將呈現波浪結構。其輸入各項參數如表三所示。

結果與討論

利用美國環保署 (US EPA, 2003) 所提供 Benchmark 模式 (Multistage model) 評估三鹵甲烷各項物質 BMDL 值，結果如表四。研究發現在信賴區間 95% 下，三氯甲烷其 BMD (Benchmark dose) 為 2.0 (mg/kg/day)，BMDL (lower-bound confidence limit on the BMD) 為 1.2 (mg/kg/day)、一溴二氯甲烷其 BMD 為 51.4 (mg/kg/day)，BMDL 為 22.1 (mg/kg/day)、二溴一氯甲烷其 BMD 為 39.8 (mg/kg/day)，BMDL 為 26.5 (mg/kg/day)、三溴甲烷其 BMD 為

41.3 (mg/kg/day)，BMDL 為 31.0 (mg/kg/day)。表五表示，民國 90 年，全台灣各淨水場用戶端三鹵甲烷各項物質平均濃度，其中三氯甲烷及一溴二氯甲烷平均濃度普遍低於 5 $\mu\text{g/L}$ ，而由表中可以看出南部的台南及高雄地區的平均濃度叫提他地區高出許多，可能和其長時間水質污染有相當的關係。在二溴一氯甲烷及三溴甲烷平均濃度方面可以看出外島澎湖地區的平均濃度高於台灣其他各地區。各地區 CDI 值及致癌風險值其結果如表六、七，由表七可知在三氯甲烷致癌風險方面以台南 (106.84×10^{-8}) 最高、澎湖 (7.23×10^{-8}) 為最低，一溴二氯甲烷至癌風險以基隆 (39.72×10^{-8}) 最高、南投 (19.97×10^{-8}) 為最低，二溴一氯甲烷至癌風險以台南 (32.62×10^{-8}) 最高、苗栗 (0.89×10^{-8}) 為最低，三溴甲烷以澎湖 (143.22×10^{-8}) 最高、南投 (0.66×10^{-8}) 最低。

結論

由於研究發現全省除澎湖地區以外，三氯甲烷為三鹵甲烷中最主要的物質，故若將飲用水水質標準最主要的將飲用水水質準中規定之三鹵甲烷含量 100 $\mu\text{g/L}$ 帶入計算其致癌風險值 (5.78×10^{-6}) 可以發現，全台灣的的致癌風險值接低於法規標準。此外更進一步與 USEPA 評估的致癌風險值及 Chung (1997) 評估的致癌風險值比較發現，台灣各地區風險值皆小，如表八所示。此外若將暴露劑量和 BMD 值加以比較也可發現其相對的風險也相當的低。

本研究為一初步研究，較完整評估應加入皮膚接觸及吸入兩個暴露途徑，得到更完整的評估個人曝入劑量。在 BMD 的模擬方面，應可收集更多動物數據以求出更客觀的數值，並結合國內致癌流行病學的研究，以更客觀的角度來評定污染物質的致癌風險。

參考文獻

王榮德等, 含氯揮發性有機污染事件居民流行性病學調查與風險評估第二年專案計畫, 2000。

行政院環境保護署, 2003。
(<http://www.epa.edu.tw>)

Akaike, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In *Proceedings of the Second International Symposium on Information*, 1973.

BMDL_{highest}/BMDL_{lowest} ratios were below a factor of 2) seemed appropriate for cleft palate. Furthermore, at Burnham, K. P., and Anderson, D. R. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer-Verlag, New York, 1998.

Bozdogan, H. Akaike's information criterion and recent developments in information complexity. *J. Math. Psychol.* **44**, 62-91, 2000.

Busemeyer, J. R., and Wang, Y. Model comparison and model selection based on generalisation criterion methodology. *J. Math. Psychol.* **44**, 171-189, 2000.

Crump, K. S. An improved procedure for low-dose carcinogenic risk assessment from animal data. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* vol.5:339-348, 1984.

Ching-Hung Hsu, Woei-Lih Jeng, Ruey-Mai Chang, Ling-Chu Chien, and Bor-Cheng Han. Estimation of potential lifetime cancer risk for trihalomethanes from consuming chlorinated drink water in Taiwan Environment Research Section A 85, pp.77-82, 2001.

Casarett, L. J., and Doull, J. Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons (C. D. Klaassen, Ed.), 5th ed.

McGraw-Hill, New York., 1996.

Cox, D., and Hinkley, D. *Theoretical Statistics*. Chapman & Hall, London., 1974.

Crump, K., and Howe, R. A review of methods for calculating confidence limits in low dose extrapolation. In *Toxicological Risk Assessment* (D. Krewski, Ed.). CRC Press, Boca Raton, FL, 1985.

Dianchen Gang, Thomas E. Clevenger, Shankha K. Banerji. Relationship of chlorine decay and THMs formation to NOM size. *Journal of Hazardous Materials* pp.1-12, 2003.

Edler, L., and Kopp-Schneider, A. Statistical models for low dose exposure. *Mutat. Res.* **405**, 227-236, 1998.

Forster, M. R. (2000). Key concepts in model selection: Performance and generalizability. *J. Math. Psychol.* **44**, 205-231.

Golden, R. M. Statistical tests for comparing possibly misspecified and nonnested models. *J. Math. Psychol.* **44**, 153-170, 2000.

Hossein Pourmoghaddas, Alan A. Stevens. Relationship between trihalomethanes and haloacetic acids with total organic halogen during chlorination, Vol.29, No.9, pp.2059-2062, 1995.

IRIS (Intergrated Risk Information System), US EPA, 2003。

Jooley, R.L., Suffet, I.H., Concentration Techniques for Isolating Organic Constituents in Environmental Water Samples. *Organic Pollutants in Water*, 1987.

Kohei U., Hiroshi W. and Takao T. Empirical rate equation for THM formation with chlorination of humic substances in water. *Water Res.* Vol17, pp.1797-1802, 1983.

- Lau, C., Andersen, M. E., Crawford-Brown, D. J., Kavlock, R. J., Kimmel, C., Knudsen, T. B., Muneoka, K., Rogers, J. M., Setzer, Zucchini, W. (2000). An introduction to model selection. *J. Math. Psychol.* **44**, 41–61.
- Mantovani, A., Maranghi, F., Ricciardi, C., Macri, C., Stazi, A.V., U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). *The Use of the Benchmark Dose (BMD) Approach in Health Risk Assessment. Final report.* EPA/630/R-94/007. Risk Assessment Forum, USEPA, Washington, DC.,1995.
- Ondera S.Nishikawa T. and Suzuki S.Chemical Changes in Chlorinated Water XIV.Characterization and determination of halogenated organics formed during chlorination of water from the Tama River.*J.Chromatogr*, Vol.409, pp.259-270, 1987.
- Ondera S.Nishikawa T., Igarashi K., Nishimura A. and Suzuki S. Chemical Changes in Chlorinated Water XV.The concentrations and compositions of halogenated organics formed during chlorination of water from the Tama River.*Eisei Kagaku*, Vol.35, pp.9-18, 1989.
- Rook J.J., Formation of haloforms during chlorination of natural water, *Water Traet.Exam*, Vol.23, pp.234-243, 1974.
- Shin D, Chung Y, Choi Y, Kim J, Park Y, Kum H. Assessment of disinfection byproducts in drinking water in Korea. *JExpo Anal Environ Epidemiol* 1999; 9:192-9.
- Yong Chung, Dongchun Shin, Seongeun Park,Yeongwook Lim,Yoonho Choi,Seongjoon Cho,Jeeyeon Yang,Manisk Hwang,Yeosin Park and Cho.*Wat.Sci.Tech.* Vol.36, No.12, pp.309-323, 1997
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) *The Benchmark Dose Software 3.1.* Available on the Internet at: www.epa.gov/ncea, 2001.

表二 USEPA 之致癌性分類

Group	分類	說明	Chemical
Group A	人類致癌物	人體研究致癌證據充足	
Group B1	人類致癌物 (Probable)	人體研究致癌證據有限	
Group B2	人類致癌物 (Possible)	人體研究致癌證據不足或 是無資料且動物試驗致癌 證據充足	CHCl ₃ CHCl ₂ Br CHBr ₃
Group C	人類致癌物 (Perhaps)	人體研究致癌證據不足或 是無資料且動物試驗致癌 證據有限	CHClBr ₂
Group D	缺乏資料，故未歸類	人體研究及動物試驗資料 缺乏	
Group E	非人類致癌物	人體研究及動物試驗證明 為非致癌物	

表三 總三鹵甲烷各物種致癌性動物實驗數據

Chemical	Data Set	Data Values			Reference
		Dose (mg/kg/day)	N	Incidence	
CHCl ₃	Moderate or marked fatty cysts in males plus females	0	27	1	Heywood et al 1979
		15	15	9	
		30	15	13	
CHCl ₂ Br	mouse/B6C3F1, female	0	50	6	NTP, 1985
		50	49	10	
		100	50	19	
CHClBr ₂	B6C3F1 mice, male	0	46	1	NTP, 1987
		25	49	2	
		50	50	9	
CHBr ₃	F344/Nrat, female	0	50	0	NTP, 1988
		25	50	1	
		50	50	8	

資料來源：IRIS, 2003.

表四 總三鹵甲烷各物質 BMD 值及 BMDL 值

Chemical	BMD (mg/kg/day)	BMDL (mg/kg/day)
CHCl ₃	2	1.2
CHCl ₂ Br	51.4	22.1
CHClBr ₂	22.1	26.5
CHBr ₃	39.8	31.0

表五 全台灣各地區總三鹵甲烷各物種平均濃度

地區	三氯甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷
台北	4.4	2.6	1.6	0.3
基隆	9.3	6.9	4.3	0.7
桃園	7.6	2.1	0.6	0.4
新竹	5.2	0.3	0.2	0.2
苗栗	7.1	0.5	0.2	0.1
台中	4.8	0.5	0.4	0.1
南投	3.5	0.2	0.1	0.1
彰化	3.8	0.2	0.3	0.4
雲林	5.7	2.2	1.3	2.6
嘉義	7.9	1.5	0.7	0.4
台南	18.5	6.2	5.6	3.4
高雄	11.4	4.2	1.6	0.4
屏東	3.6	1.3	0.9	0.7
台東	2.5	1.9	2.2	1.0
澎湖	1.3	3.4	11.2	24.8

單位：μg/L

表六 全台灣各地區總三鹵甲烷慢性每日攝取量(CDI)

地區	三鹵甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷
台北	0.042	0.024	0.015	0.003
基隆	0.088	0.065	0.040	0.007
桃園	0.072	0.020	0.006	0.004
新竹	0.049	0.003	0.002	0.002
苗栗	0.067	0.005	0.001	0.001
台中	0.045	0.005	0.003	0.001
南投	0.033	0.002	0.001	0.001
彰化	0.036	0.002	0.003	0.004
雲林	0.054	0.021	0.013	0.025
嘉義	0.075	0.014	0.007	0.004
台南	0.175	0.059	0.053	0.032
高雄	0.108	0.039	0.015	0.004

單位：μg/kg/day

表六 全台灣各地區總三鹵甲烷慢性每日攝取量(CDI)(續)

地區	三鹵甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷
屏東	0.034	0.012	0.009	0.007
台東	0.023	0.018	0.021	0.010
澎湖	0.012	0.032	0.106	0.235

單位：μg/kg/day

表七 台灣各地區總三鹵甲烷終身致癌風險

地區	三鹵甲烷	一溴二氯甲烷	二溴一氯甲烷	三溴甲烷
台北	25.59	14.81	9.24	1.79
基隆	53.77	39.72	24.62	4.20
桃園	44.15	12.10	3.55	2.48
新竹	29.87	1.66	1.33	1.05
苗栗	40.99	3.10	0.89	0.70
台中	27.61	3.09	2.05	0.77
南投	19.97	1.17	0.74	0.66
彰化	21.69	1.38	1.67	2.22
雲林	33.18	12.84	7.76	15.15
嘉義	45.54	8.68	4.30	2.34
台南	106.84	35.89	32.62	19.42
高雄	65.69	24.07	9.35	2.38
屏東	20.58	7.43	5.21	4.30
台東	14.22	10.77	12.93	5.86
澎湖	7.23	19.62	64.72	143.22

(單位：千萬分之一， 10^{-8})

表八 總三鹵甲烷評估風險值比較

Chemical	Chung, et.al.1997 TOX-RISK package (Multistage model)	USEPA	研究評估結果 (單位：千萬分之一， 10^{-8})
Chloroform	9.60×10^{-1}	10^{-5}	106.84
Dibromochloromethane	2.80×10^{-6}	10^{-5}	39.72
Bromodichloromethane	4.15×10^{-6}	10^{-5}	64.72
Bromoform	4.15×10^{-1}	10^{-7}	143.22