

# 行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

## 國人雙酚 A 環境荷爾蒙之環境暴露及生物偵測研究(第 3 年) 研究成果報告(完整版)

計畫類別：個別型  
計畫編號：NSC 98-2221-E-040-002-MY3  
執行期間：100 年 08 月 01 日至 101 年 07 月 31 日  
執行單位：中山醫學大學職業安全衛生學系暨碩士班

計畫主持人：毛義方  
共同主持人：陳美蓮

報告附件：出席國際會議研究心得報告及發表論文

公開資訊：本計畫涉及專利或其他智慧財產權，1 年後可公開查詢

中 華 民 國 101 年 08 月 16 日

中文摘要： 中文摘要

雙酚 A 目前，為商業上使用最多量的化學物質之一，除具雌激素活性會對人體內分泌造成干擾外，會造成水體物種之急毒性反應，世界年產量 320 萬噸。BPA 主要為環氧樹脂、聚碳酸酯、塑膠等製造之原料，由於大量使用這些原料製造之產品，如金屬罐裝食物之容器內襯塗料、速食便當、食物包裝、飲料包裝之塑膠容器、牙科密封劑等。

雙酚 A (bisphenol A, BPA) 是 2005 年聯合國環境規劃署認定的 12 種環境荷爾蒙之一，它會從含塑膠容器內經由清潔劑、酸性、飲料果汁或高溫水液溶出，最近研究顯示美國的國民有 95% 的尿液可檢測出 BPA，同時也發現在極低的 BPA 濃度之下 (10 ppb 以下) 會干擾小老鼠胎兒的生長，另外在細胞研究亦發現在濃度 1 pico-mole 及 1 nano-mole 極低濃度下，會造成細胞功能改變，因此 BPA 的污染重要性再度受到先進國家之重視。

台灣目前有關 BPA 相關環境暴露及人體生物偵測基本資料極為缺乏，且尚未見到有研究對常食用食物之 BPA 含量作系統研究，因此，本研究進行三年計畫，進行全國性國人常攝取之食物、金屬罐裝食物、塑膠瓶裝水、自來水之 BPA 含量測定，並了解國人 BPA 每日攝取量之估計及尿中 BPA 代謝之濃度，同時配合 BPA 工廠高污染地區之排放水、土壤、附近種植稻米及蔬果之 BPA 濃度測定，以了解 BPA 之環境流佈情形及國人暴露之情況，作為環境科學、環境暴露及生物偵測之重要參考資料。

「食物中雙酚 A 環境荷爾蒙分析方法及濃度研究」，分析台灣民眾日常生活中經常食用之食物中 BPA 濃度，在已完成的測定食物，發現以罐頭食品的 BPA 濃度最高，當中又以罐頭肉醬以及罐頭土豆其濃度為最高，而濃度範圍從 ND~143.31ng/g，其次為魚水產類，當中以鹹水魚濃度較高以蚵、蛤濃度次之而淡水魚濃度則為最低，濃度範圍從 4.51~39.5ng/g，最後為肉類，肉類部分又分牛肉、雞肉、豬肉，當中以牛肉、雞肉濃度較高，而豬肉濃度最低，濃度範圍從 0.27~7.65ng/g。總共分析四個區域，北部、中部、南部、東部，當中個別食物的分析濃度相差不大，可以說是相當有一致性，而在蔬果類及蛋奶類檢出率相當低，可得知 BPA 在此類食品中濃度相當低，相對於人體的傷害也較低。

「我國成人雙酚 A 暴露之生物偵測及每日食物總食物攝取研究」本研究回收之有效問卷共計 154 份，其中男性 87 位，女性 55 位，有效之尿液樣本共有 122 個，BPA 檢出率為 85.2%，平均原始濃度為  $0.06 \pm 0.17 \mu\text{g/mL}$ ，範圍為 ND~1.33  $\mu\text{g/mL}$ ，肌酸酐校正濃度平

均則為  $0.09 \pm 0.35$  mg/g cr.，範圍為 ND~3.33 mg/g cr.。經由食物濃度測定及問卷食物食用量計算成人每日經由食物攝取到雙酚 A 平均含量為  $25.88 \pm 22.1$   $\mu$ g。此外，分析成年人每日平均雙酚 A 攝取量與其尿液中雙酚 A 濃度之相關性，顯示各地區食物攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 原始濃度及校正濃度均無顯著相關性存在。與美國及韓國相關文獻相比，本研究測得之台灣成年人體內所含 BPA 濃度較高，顯示我國暴露程度較美國及韓國嚴重。

「台灣自來水與塑膠瓶裝水中雙酚 A 含量及攝取量之研究」針對台灣北區、中區、南區及東區之自來水及塑膠瓶裝水進行檢測，自來水分析樣本共 131 個，塑膠瓶裝水共 48 個。塑膠瓶裝水之平均濃度 7.70 ng/mL 高於自來水之平均濃度 2.89 ng/mL，塑膠瓶裝水 100% 檢出率也較自來水 47% 高出許多；各區自來水樣本之濃度及檢出率均未達統計上的顯著差異，以南區之濃度為最高，其次為北區、東區，中區濃度則為最低；塑膠瓶裝水不論以水源別(地面水體、地下水體、自來水及其他)區分或依瓶裝水所標示之水源出處(北區、中區、南區及東區)區分，濃度均未達統計上的顯著差異。此外，台灣成年人每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量為 5.63  $\mu$ g/day，以地區來看，南區最高，8.85  $\mu$ g/day；北區次之，5.23  $\mu$ g/day；中區最低，3.88  $\mu$ g/day；南區及北區均是自來水攝取量高於瓶裝水，中區則反之。本研究調查台灣自來水與塑膠瓶裝水中雙酚 A 之含量及國人由飲水雙酚 A 攝取量均高於國外文獻，國內目前對於雙酚 A 之管制，僅將其納入第四類毒性化學物質列管，期許之後政府能有更多的管制條例，降低環境之污染量。

本研究結果提供了我國成人 BPA 飲食暴露量、尿中濃度、飲水中含量及食物含量，可作為未來健康效應研究及飲食流佈管制和攝取量規範訂定之參考資料。

中文關鍵詞： 關鍵字：雙酚 A、生物偵測、尿液含量、台灣

英文摘要：

英文關鍵詞：

# 行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告

## 我國人雙酚A暴露之生物偵測及每日攝取食物攝取研究(Ⅲ)3/3

### 期末報告

計畫編號：NSC 98-2221-E-040 -002 -MY3

執行期限：98 年 8 月 1 日至 101年07月31日

主持人：毛義方 中山醫學大學職業安全衛生學系暨碩士班

共同主持人：陳美蓮 陽明大學環境與職業衛生研究所

計畫參與人員：陳泳捷、趙培君、林靖雯

#### 中文摘要

雙酚 A 目前，為商業上使用最多量的化學物質之一，除具雌激素活性會對人體內分泌造成干擾外，會造成水體物種之急毒性反應，世界年產量 320 萬噸。BPA 主要為環氧樹脂、聚碳酸酯、塑膠等製造之原料，由於大量使用這些原料製造之產品，如金屬罐裝食物之容器內襯塗料、速食便當、食物包裝、飲料包裝之塑膠容器、牙科密封劑等。

雙酚 A (bisphenol A, BPA)是 2005 年聯合國環境規劃署認定的 12 種環境荷爾蒙之一，它會從含塑膠容器內經由清潔劑、酸性、飲料果汁或高溫水液溶出，最近研究顯示美國的國民有 95%的尿液可檢測出 BPA，同時也發現在極低的 BPA 濃度之下(10 ppb 以下)會干擾小老鼠胎兒的生長，另外在細胞研究亦發現在濃度 1 pico-mole 及 1 nano-mole 極低濃度下，會造成細胞功能改變，因此 BPA 的污染重要性再度受到先進國家之重視。

台灣目前有關BPA相關環境暴露及人體生物偵測基本資料極為缺乏，且尚未見到有研究對常食用食物之BPA含量作系統研究，因此，本研究進行三年計畫，進行全國性國人常攝取之食物、金屬罐裝食物、塑膠瓶裝水、自來水之BPA含量測定，並了解國人BPA每日攝取量之估計及尿中BPA代謝之濃度，同時配合BPA工廠高污染地區之排放水、土壤、附近種植稻米及蔬果之BPA濃度測定，以了解BPA之環境流佈情形及

國人暴露之情況，作為環境科學、環境暴露及生物偵測之重要參考資料。

「食物中雙酚A環境荷爾蒙分析方法及濃度研究」，分析台灣民眾日常生活中經常食用之食物中BPA濃度，在已完成的測定食物，發現以罐頭食品的BPA濃度最高，當中又以罐頭肉醬以及罐頭土豆其濃度為最高，而濃度範圍從ND~143.31ng/g，其次為魚水產類，當中以鹹水魚濃度較高以蚵、蛤濃度次之而淡水魚濃度則為最低，濃度範圍從4.51~39.5ng/g，最後為肉類，肉類部分又分牛肉、雞肉、豬肉，當中以牛肉、雞肉濃度較高，而豬肉濃度最低，濃度範圍從0.27~7.65ng/g。總共分析四個區域，北部、中部、南部、東部，當中個別食物的分析濃度相差不大，可以說是相當有一致性，而在蔬果類及蛋奶類檢出率相當低，可得知BPA在此類食品中濃度相當低，相對於人體的傷害也較低。

「我國成人雙酚A暴露之生物偵測及每日食物總食物攝取研究」本研究回收之有效問卷共計 154 份，其中男性 87 位，女性 55 位，有效之尿液樣本共有 122 個，BPA 檢出率為 85.2%，平均原始濃度為  $0.06 \pm 0.17 \mu\text{g/mL}$ ，範圍為 ND~ $1.33 \mu\text{g/mL}$ ，肌酸酐校正濃度平均則為  $0.09 \pm 0.35 \text{ mg/g cr.}$ ，範圍為 ND~ $3.33 \text{ mg/g cr.}$ 。經由食物濃度測定及問卷食物食用量計算成人每日經由食物攝取到雙酚

A 平均含量為  $25.88 \pm 22.1 \mu\text{g}$ 。此外，分析成年人每日平均雙酚 A 攝取量與其尿液中雙酚 A 濃度之相關性，顯示各地區食物攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 原始濃度及校正濃度均無顯著相關性存在。與美國及韓國相關文獻相比，本研究測得之台灣成年人體內所含 BPA 濃度較高，顯示我國暴露程度較美國及韓國嚴重。

「台灣自來水與塑膠瓶裝水中雙酚A含量及攝取量之研究」針對台灣北區、中區、南區及東區之自來水及塑膠瓶裝水進行檢測，自來水分析樣本共131個，塑膠瓶裝水共48個。塑膠瓶裝水之平均濃度 $7.70 \text{ ng/mL}$ 高於自來水之平均濃度 $2.89 \text{ ng/mL}$ ，塑膠瓶裝水100%檢出率也較自來水47%高出許多；各區自來水樣本之濃度及檢出率均未達統計上的顯著差異，以南區之濃度為最高，其次為北區、東區，中區濃度則為最低；塑膠瓶裝水不論以水源別(地面水體、地下水體、自來水及其他)區分或依瓶裝水所標示之水源出處(北區、中區、南區及東區)區分，濃度均未達統計上的顯著差異。此外，台灣成年人每日由飲水攝取雙酚A之攝取量為 $5.63 \mu\text{g/day}$ ，以地區來看，南區最高， $8.85 \mu\text{g/day}$ ；北區次之， $5.23 \mu\text{g/day}$ ；中區最低， $3.88 \mu\text{g/day}$ ；南區及北區均是自來水攝取量高於瓶裝水，中區則反之。本研究調查台灣自來水與塑膠瓶裝水中雙酚A之含量及國人由飲水雙酚A攝取量均高於國外文獻，國內目前對於雙酚A之管制，僅將其納入第四類毒性化學物質列管，期許之後政府能有更多的管制條例，降低環境之污染量。

本研究結果提供了我國成人 BPA 飲食暴露量、尿中濃度、飲水中含量及食物含量，可作為未來健康效應研究及飲食流佈管制和攝取量規範訂定之參考資料。

關鍵字：雙酚 A、生物偵測、尿液含量、台灣

## Abstract

BPA is used as a material for epoxy resins, polycarbonate plastics and in blends with other type of plastics. Due to an increase in the use of products based on epoxy resins and polycarbonate plastics, such as in resins lining metal cans, food packaging and plastic bottles, and dental sealants, it has been showed that BPA molecules underwent hydrolysis, resulting in the release of free BPA into food, beverages, and the environment, and increased the human exposure potential.

Bisphenol A (BPA) has been proposed as one of 16 persistent organic products and one of 12 endocrine disruptors by UN EPA (United Nation, Environment Protection Administration). Bisphenol A (BPA) has been known to leach from plastics which are cleaned with detergents or used acidic beverage or high temperature liquids. The recent studies show that 95% of US people urine can be detected BPA and even very low levels ( $< 10 \text{ ppb}$ ) of BPA can disrupt neural development in the rat fetus. Meanwhile, BPA causes changes in some cell function at levels between 1 pico mole and 1 nano mole. Therefore, the BPA health concern rised again in the US and European countries.

The baseline data of domestic overall BPA exposure information and the biological monitoring data are still limited. Thus, this study will undergo a series measurement of these substance including food, water, rice, soil, vegetable and urine, and the results will provide the valuable information to the government and science. The second year project is proposed: BPA total daily intake assessment and bio-monitoring for Taiwanese.

The highest level of food in the preliminary results of food concentration is canned food, the concentration ranging from ND to  $143.31 \text{ ng/g}$ , the second is fish and shell fish, the concentration ranging from  $4.51$  to  $39.5 \text{ ng/g}$ , the third is meat, the concentration ranging from  $0.27$  to  $7.65 \text{ ng/g}$ ; we analysis BPA concentration of foods such as

fruits,vegetable,eggs,and milk from Northern,central,south, and east area ,these sample are very low level concentration and consistently. They are have low damage to people.

A total of 154 valid questionnaires and 122 urine samples . In 154 questionnaires 87 were conducted by male and 55 female. Our results showed the detection rates of BPA were 85.2% in the urine samples. The average concentrations of these metabolites was  $0.06\pm 0.17 \mu\text{g/mL}$  ,range from ND~ $1.325 \mu\text{g/mL}$ , and with the adjusted was  $0.087\pm 0.35 \text{ mg/g cr.}$ , range from ND~ $3.325 \text{ mg/g cr.}$  The average daily BPA intake was  $25.88 \pm 22.1 \mu\text{g}$ . We also found that there were no significant differences among the average daily intakes of BPA and the urinary BPA concentrations in adult populations residing in northern, middle, and southern Taiwan. Compared our results with those found in the United States and Korea, a higher concentrations of BPA were observed in adult populations in Taiwan, indicating that our studied subjects experience more serious exposure of BPA.

Our results showed that BPA was present in all the bottled water tested, detection rate was 100%. The detection rate of BPA in tap water was only 47%. The BPA concentrations in bottled water and tap water ranged from 2.11 to 18.18 ng/mL and from 0.69 to 17.81 ng/mL, respectively. In Taiwan area, tap water in southern Taiwan had the highest average concentration of BPA and in central Taiwan had the lowest, but they were not statistically significant different from each other. Bottle water in northern Taiwan had the highest average concentration of BPA and in central

Taiwan had the lowest, they were not statistically significant different from each other, either. Daily BPA intake for adults was  $5.63 \mu\text{g/day}$ . The daily BPA intake of people in southern Taiwan was the highest ( $8.85 \mu\text{g/day}$ ) among Taiwanese and most of them were from tap water, while in central Taiwan was the lowest ( $3.88 \mu\text{g/day}$ ) but most of them were from bottled water. The level and daily intake of BPA in drinking water in this study was higher than other countries.

The results of this work provide the profiles of the exposure to BPA of the adult populations, and can be used as the future reference for health effects, dietary contamination control.

Keyword: Bisphenol A,biological detection, urinary concentration, Taiwan

## 壹、前言

2005 年聯合國環境規劃署建議 16 種環境持久性有機污染產物 (Persistent Organic Products, POPs)，其中 12 種為疑似環境荷爾蒙物質，雙酚 A (bisphenol A, BPA) 則為其中之一；我國環保署亦於 2007 年將 BPA 列入觀察名單。由於 BPA 廣泛使用在日常生活用品中，包括市面上的聚碳酸酯 (Polycarbonate, PC) 塑膠產品如嬰兒奶瓶及塑膠水瓶、金屬罐頭內壁的環氧樹脂與牙齒的填充密封劑等 (Krishnan et al., 1993; Brotons et al., 1995; Olea et al., 1996)，美國、歐盟和日本等國家為及早預防 BPA 對人類後代子孫可能造成的危害，已對其國人尿液中的 BPA 濃度進行偵測，並對 BPA 的環境濃度作調查。目前我國對於 BPA 的研究相當缺乏，僅數篇關於台灣河川水中 BPA 的調查，對於國人體內的 BPA 濃度上尚未見到相關研究。台灣為大量製造、使用塑膠的國家，為了保護國人健康以及後代子孫能有安全的生活環境，應立即針對 BPA 進行

全面性的研究，以避免往後產生嚴重的健康問題。

雙酚 A (bisphenol A, BPA)，又稱為二酚基丙烷[2, 2-bis(4-hydroxyphenyl) propane]，它是由苯酚、丙酮在酸性介質中合成的白色粉末，熔點為 157°C，沸點為 220°C (228 g/mol)。

在 1930 年，BPA 曾研究是否可作為合成的雌激素，不過當時 diethylstilbestrol (DES) 具有更強的雌激素作用，所以 BPA 沒有被用來當作合成的雌激素使用。而 BPA 是目前製造聚碳酸酯、環氧樹脂、聚芳酯、酚醛樹脂、不飽和聚酯樹脂和阻燃劑等的重要原料，市面上的聚碳酸酯 (Polycarbonate, PC) 塑膠產品如嬰兒奶瓶及塑膠水瓶、金屬罐頭內壁的環氧樹脂與牙齒的填充密封劑，都含有 BPA 的成分；BPA 也作為其他種類塑膠之添加劑，如聚氯乙烯 (polyvinyl chloride; PVC) 包括醫療用的管子、玩具及水管和聚乙烯對苯二甲酸酯 (polyethylene terephthalate; PET) 包括蘇打和礦泉水的寶特瓶，食品容器之表面 coating 物質之一。

全世界 BPA 的產量超過六十億磅，為商業上使用最多量的化學物質之一 (Burridge, 2003)。BPA 具有類似雌激素的作用 (Dodds and Lawson, 1936)，此外，和甲狀腺素及雄性激素會產生拮抗作用 (Moriyama et al., 2002; Lee et al., 2003)；但對於一些前列腺癌細胞雄性激素受體突變形成有促進作用 (Wetherill et al., 2002)。過去 BPA 被認為是作用很弱的環境荷爾蒙物質，因在一些試管和動物實驗指出，BPA 的作用比雌激素低很多倍 (Welshons et al., 2003)，然而分子研究指出，極低劑量的 BPA 可以刺激細胞的反應，和  $\alpha$  及  $\beta$ -雌激素接受器結合。最近研究指出，BPA 和雌激素具有相同的作用活性，細胞暴露 BPA 的劑量為 1 pM (0.23 pg/mL culture medium) 時，會改變細胞的功能 (Wozniak et al., 2005)。

BPA 毒理作用，且沒有直接證據顯示為致癌物質。曾被認為已有完整研究，認為其毒性低，不過，曾有研究者發現 BPA 能使切除卵巢的老鼠產生雌激素 (Dodds and Lawson, 1938)，1993 年史丹福醫學院發現實驗室塑膠

燒杯經高壓滅菌過程 (121°C 25 分鐘) 產生的動情激素，是由聚碳酸酯溶解出的 BPA 所造成而將其歸為環境荷爾蒙，引起學者重新評估其對生物的影響。近年來，許多研究指出 BPA 對於動物和人體會有不良的健康影響，其暴露的劑量是低於目前美國環保署認為安全的劑量 (50 mg/kg body weight/day) 很多；此外，科學家已知 BPA 間的化學鍵 (酯鍵) 並不穩定，會被熱、酸及鹼打斷，釋放 BPA 到食物和飲料中，因此在食物和飲料的容器，有高的 BPA 溶出率 (Krishnan et al., 1994; Brotons et al., 1995; Hunt et al., 2003; Howdeshell et al., 2003; Kang et al., 2003)。目前美國、歐洲和日本的研究一致指出，人體血液、組織和尿液的 BPA 濃度，檢出率相當高，世界各國多達 85% 以上，皆高於對人體不良健康影響之濃度 (Domoradzki et al., 2003)。

## 貳、研究目的

計畫之目的有三：

1. 建立測定各種食物、飲水及尿液中 BPA 之方法。
2. 對於市面上販售之常食用食物、含脂類高的食物、金屬罐裝食物、塑膠瓶裝水及自來水，進行全國性之 BPA 濃度檢測，並進行我國成人尿液中 BPA 的濃度分析，建立國人基本資料。
3. 配合食物、金屬罐裝食物、塑膠瓶裝水、自來水中 BPA 含量研究成果，利用國人食物攝取量問卷調查以及我國成人尿液中 BPA 濃度分析資料，評估我國成人每日的 BPA 攝取量。

## 參、研究方法及材料

### 一、研究對象及採樣策略

#### 1. 食物樣本來源

本研究以台灣北部、中部、南部三大都市之食物為樣本來源，分別於其菜市場所購得，採購以隨機採樣方式進行，預計分析 15 種食物，包括米、家禽類 (雞、鴨)、家畜類 (豬、牛)、魚水產類 (淡水魚、鹹水魚、蛤、蚶)、其他蛋白質類 (牛奶、蛋)、蔬菜類 (葉菜類、根莖類)、水果類 (瓜類、果類)，每樣食物取

3 個樣本，共採集 135 個樣本(3 個地區×15 類×3 個樣本)。將處理後之食物以錫箔紙包裝，置於-20°C 冰箱中備用，於採樣後二星期內分析完畢。

## 2. 金屬罐裝食物樣本來源

以台灣北部、中部、南部、東部四大都市(與食物樣本之採樣點相同)之罐裝食物為樣本來源，分別於其超級市場所購得，採購以隨機採樣方式進行，預計分析 5 種罐裝食物，包括蔬菜、水果、魚、肉、嬰兒食品、飲料罐頭，每樣食物取 3 個樣本，共採集 60 個樣本(4 個地區×5 類×3 個樣本)。紀錄每罐頭之產地、批號、製造日期、標示之脂肪及糖份含量；於罐裝食品開啟後，並記錄每罐內亮光漆(lacquer)之表面積。

## 3. 自來水及瓶裝水樣本來源

### (1) 塑膠瓶裝水樣本來源

以台灣各大超級市場所販售之塑膠瓶裝水為樣本來源，採購以隨機採樣方式進行，分析包含台灣 90%以上之品牌，共分析 16 種品牌，每種品牌各 3 瓶，共 48 個樣本，並紀錄每瓶之產地、批號及製造日期。

### (2) 自來水樣本來源

以台灣北區(台北市、新北市、桃園縣)、中區(台中市)、南區(台南市)、東區(花蓮縣)之自來水為樣本來源，以隨機的方式進行採樣，樣本數量分別為台北市 27 個、新北市 23 個、桃園縣 23 個、台中市 15 個、台南市 15 個、花蓮縣 28 個，共採集 131 個樣本。為避免污染，採集之水樣以玻璃瓶盛裝，置於 4°C 冰箱中，於採樣後二星期內分析完畢。

## 4. 尿液樣本來源

本研究研究對象為台灣北、中、南部大專院校之行政人員，隨機選取做為研究對象，男性共 87 名、女性共 55 名，總計 142 名，此外配合問卷取得研究對象基本資料及每日食物攝取量資料作為統計分析之用途。此部份將排除素食者及 BPA 職業暴露者。

## 二、研究方法

### 1. 食物樣本之前處理方法

食物樣本之前處理方法參考 Mao et al. (2006) 壬基酚(Nonylphenol)之分析方法加以研究實驗修改。所採集之樣本皆保存於-20°C 冰箱中，於萃取前才取出解凍。分別將

樣本研磨絞碎後，取 5g 做為分析樣本。接著將分析樣本移入燒杯中，加入 30mL 乙腈，以攪拌機攪拌 8 分鐘，過濾並收集此溶液於燒瓶中。再加入 30mL 乙腈於樣本中，並重覆攪拌、過濾和收集程序。接著將收集溶液之燒瓶置於約 50°C 的水浴鍋中，以真空旋轉濃縮器進行濃縮。濃縮後以 10mL 正己烷將殘餘物(residue)溶出，並分 3 次加入共 60mL 含飽和正己烷之乙腈，每次均用力搖晃 5 分鐘。將萃取後之下層溶液收集於燒瓶中，置於約 50°C 的水浴鍋中，以真空旋轉濃縮器進行濃縮。濃縮後以 5mL 正己烷將 residue 溶出。另預先準備已填充 5g florisil 之 30 cm × 1.0cm ID 玻璃淨化管，並以 50mL 正己烷清洗管柱。將上述含有 residue 之 5mL 正己烷溶液通過此淨化管，再以 40mL 正己烷和丙酮混和溶液(7:3, v/v)沖提出待測物。再將沖提出之溶液置於約 50°C 的水浴鍋中，以真空旋轉濃縮器進行濃縮。於濃縮後以 3mL 甲醇將待測物溶出，即可以 HPLC 進行分析。

罐裝食品則以內容物包括固液態，均予以混合攪碎後，取用其混合液加以萃取。

### 2. 自來水與塑膠瓶裝水前處理方法

#### (1) 自來水前處理方法

採集之水體樣本皆保存於 4°C 冰箱中，前處理當天才取出，將水樣搖晃均勻後煮沸，冷卻後取 50mL 之樣本，以 1M 鹽酸酸化至 pH=3。以 7mL 二氯甲烷和甲醇(9:1, v/v)與 4.3mL 甲酸之混合溶液流洗 Chrom P 固相萃取管，流洗後以真空幫浦加壓將萃取管中之溶液抽乾。接著注入經 1M 鹽酸酸化至 pH =3 之樣本，再以前述相同之混合溶液沖提待測物，最後以氮氣濃縮吹乾，並加入 2mL 甲醇將待測物溶出，即可以 HPLC 進行分析。

#### (2) 塑膠瓶裝水前處理方法

於分析當天購買，搖晃均勻後，取出 50mL 之樣本，以 1M 鹽酸酸化至 pH=3。以 7mL 二氯甲烷和甲醇(9:1, v/v)與 4.3mL 甲酸之混合溶液流洗 Chrom P 固相萃取管，流洗後以真空幫浦加壓將萃取管中之溶液抽乾。接著注入經 1M 鹽酸酸化至 pH =3 之樣本，再以前述相同之混合溶液沖提待測物，最後以氮氣濃縮吹乾，並加入 2mL 甲醇將待測物溶出，即可以 HPLC 進行分析。



### 3. 尿液樣本之前處理分析方法：

尿液樣本之前處理方法參考 Chen et al. (2005) 之分析方法。取 10mL 尿液樣本以醋酸酸化至 pH=5.5 後，加入 1mL 1M 醋酸銨緩衝溶液(pH=5.3)和 125  $\mu$ L  $\beta$ -glucuronidase 並均勻混合。接著將尿液樣本至於 37°C 水浴槽中震盪 15 小時，接著以超音波震碎機進行震碎 1 分鐘，再以 1M HCl 將尿液樣本酸化至 pH=3。另預先準備塞入約 2 公分玻璃棉之 PH phenyl sorbent 固相萃取管，依序加入 20mL 甲醇和 3mL 經 1M HCl 酸化至 pH=3 之去離子水進行流洗後，將上述處理過之尿液樣本通過此萃取管，再以 5mL 去離子水清洗。接著在萃取管下端接上 PTFE 濾膜並裝置於真空抽取器上，以 3mL 甲醇沖提出待測物，即可以 HPLC 進行分析。

### 4. 尿液肌酸酐測定

將依 alkaline picrate 反應呈色法 (Folin Wu method) 測定尿中肌酸酐濃度，再將中 BPA 濃度以 creatinine 濃度作校正。肌酸酐濃度介於 0.3 g/L 至 3 g/L 之間的尿液才使用，太濃或太稀樣本將廢棄不用。

### 5. 問卷調查

針對本計畫參與之人員，為了解日常食物、罐裝食物、飲水及塑膠瓶裝水之消費情形，以進行食物中 BPA 總攝取量之估計。問卷內容包含了基本資料：性別、年齡、身高、體重、教育程度與居住地；日常飲食習慣、攝取食物的種類、數量及頻率：每日淡水魚、鹹水魚、介殼類、其他海鮮類、雞肉、鴨肉、豬肉、牛肉、米飯、麵類、深色蔬菜、淺色蔬菜、雞蛋、牛奶、豆漿與水果類之攝取量等調查。(如附件)。

### 四、分析方法

高效能液相層析儀 / 螢光偵測器 (HPLC/fluorescence detection) 設定參數：

#### (1) 食物樣本分析條件

1. Column: Chromolith RP-18e (10cm  $\times$  4.6mm ID, 5  $\mu$ m particle size) [Merck Co.]
2. Mobile phase: 70% acetonitrile and 30% D.I water
3. Flow-rate: 1.0mL/min

4. Fluorescence detector wavelength: 275 nm excitation wavelength, 300 nm emission wavelength

5. Injection volume: 20  $\mu$ L

#### (2) 自來水及瓶裝水分析條件

1. Column: Chromolith RP-18e, 10cm  $\times$  4.6mm ID, 5  $\mu$ m particle size

2. Mobile phase: acetonitrile and water (60:40)

3. Flow rate: 1.0 mL/min

4. Fluorescence detector wavelength: 275 nm excitation wavelength, 300 nm emission wavelength

5. Injection volume: 20  $\mu$ L

#### (3) 尿液樣本分析條件

1. Column: Chromolith RP-18e (10cm  $\times$  4.6mm ID, 5  $\mu$ m particle size)

2. Mobile phase: 30% acetonitrile and 70% D.I. water

3. Flow-rate: 1.0 mL/min

4. Fluorescence detector wavelength: 275 nm excitation wavelength, 300 nm emission wavelength

5. Injection volume: 20  $\mu$ L

五、品質保證(QA)與品質管制(QC): 依環保署環境檢驗所制訂之 QA/QC 規範進行。

#### (1) 檢量線

約每一個禮拜均重新配製標準溶液，以確保標準液不因使用與存放時間過長而變質。每次檢量線每個化合物的 R 值皆  $> 0.995$ 。並設定檢量線範圍。

#### (2) 精確度 (precision)

利用添加各種濃度標準品之樣本，取三種添加濃度，添加每種濃度之樣本，重複作三次測定，以檢定其 CV(%) 值，並進行同日及異日之變異係數 CV(%)。

#### (3) 回收率之測定

利用添加 BPA 適當濃度於樣本中，經相同之樣本萃取步驟後，以 HPLC/FLD 進行分析，以此評估食物樣本、液體樣本 BPA 測定方法之回收率。

#### (4) 偵測極限 (detection limit)

配製儀器所能偵測出之最低濃度，將此濃度重複分析 7 次，求取平均值和標準差，以此

標準差之 3 倍數值除以 7 個樣本之平均值後，再乘以所配製之濃度，即可得儀器偵測極限。

(5) 查核樣本

每天樣本使用 HPLC/FD 分析前，皆先分析 1 個中濃度檢量線的點，確定該儀器的靈敏度沒有改變。其反應面積差異在可接受範圍(5% 以內)，並於每批次樣本分析後，進行查核樣本分析。

(6) 避免 BPA 污染，所有玻璃器皿之清洗、試藥配製、樣本收集、保存、前處理、標準曲線製備及儀器操作，完全不使用塑膠材料於實驗過程中，完成使用玻璃器具(pyrex Co.)，並依循標準操作程序(standard operation procedure, SOP)進行。所有程序均設法降低 BPA 之污染干擾。

肆 結果

一、測定方法之建立

(1) 食物中 BPA 含量測定方法之建立

本實驗室已建立 HPLC/Fluorencence 之食物中 BPA 分析方法，檢量線之濃度範圍為 0.001~1.000ppm，R 值為 0.999。

(a) 食物中 BPA 之檢量線及標準品圖譜

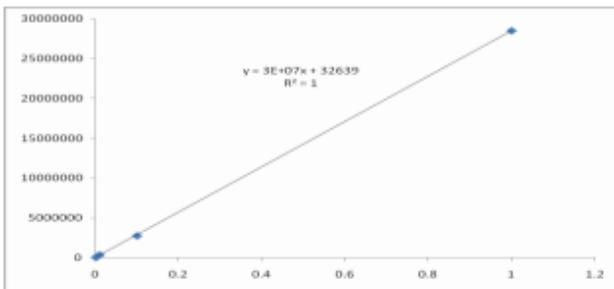


圖 1-1 食物中 BPA 檢量線圖譜

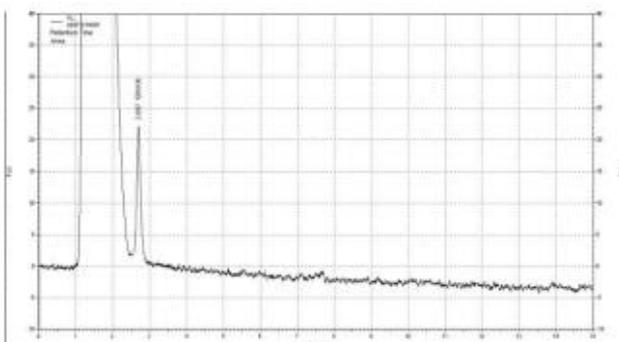


圖 1-2 食物中 BPA standard-0.010ppm

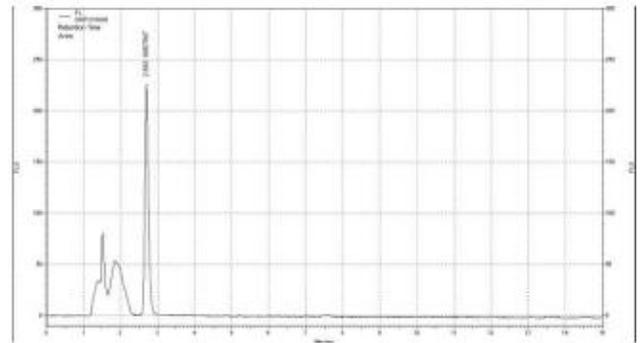


圖 1-3 食物中 BPA standard-0.1ppm

(B) 偵測極限：

是多次測定檢量線最低點 1ppb 之水溶液後，經過計算，其方法之偵測極限為 0.5ppb。

(C) 變異係數：

表 1-1 建立食物中 BPA 測定方法之變異係數 (precision)

濃度(ppm)	CV%
0.001	0.42%
0.005	0.26%
0.01	0.18%
0.1	0.07%
1	0.08%
average	0.202%

(D) 回收率(Recovery)：

表 1-2 建立食物中 BPA 測定方法之 Recovery

濃度(ppm)	0.5ppm *	1ppm *
第一次	100.55%	104.05%
第二次	103.98%	107.49%
第三次	97.13%	105.78%
平均	100.55%	105.77%

\* 於 5g 食品樣本中各添加 100ppm，15 μL 及 30 μL 至食物中，萃取至 3mL 溶液。

本報告已建立食物中 BPA 的測定方法，其方法偵測極限為 0.5ppb (0.5ng/g)，其樣本之重量為溼重，precision 平均為 0.202%，

回收率平均為 103.16%，此方法可有效偵測我國食物中 BPA 之濃度，並且準確度及精確度均佳。

(2) 自來水與瓶裝水 BPA 含量測定方法建立

本實驗室已建立 HPLC/Fluorencence 之尿液中 BPA 分析方法，檢量線之濃度範圍為 0.01~1.00ppm，R 值為 0.9999。

(a) 自來與瓶裝水中 BPA 之檢量線及標準品圖譜

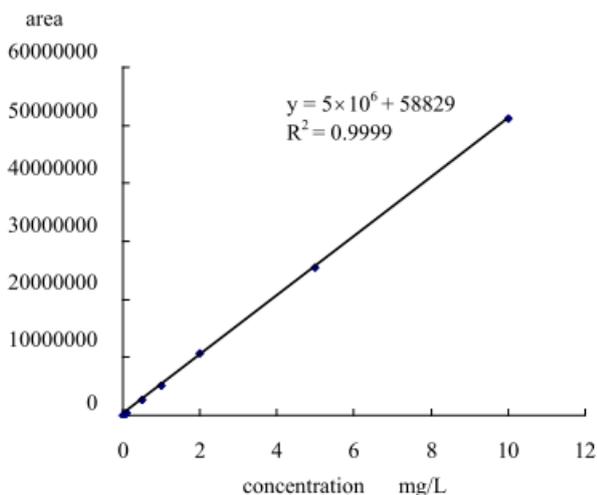


圖 1-4 自來水與瓶裝水中 BPA 檢量線圖譜

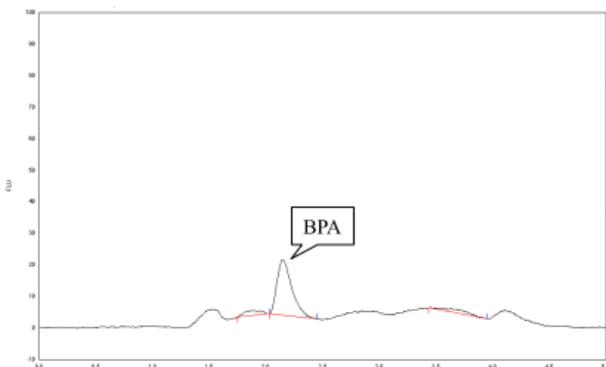


圖 1-5 自來水樣本圖譜

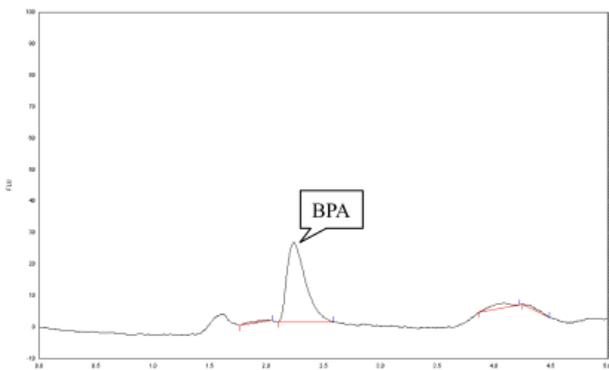


圖 1-6 塑膠瓶裝水樣本圖譜

(b) 偵測極限

是多次測定檢量線最低點 10ppb 之水溶液後，經過計算，其方法之偵測極限為 1.38ppb。

(c) 變異係數

Table 1-3 建立自來水與瓶裝水中 BPA 測定方法之變異係數

濃度(ppm)	CV%
0.02	2.2%
0.1	2.5%
0.5	0.9%
1	3.2%
average	2.2%

(d) 回收率(Recovery)

表 1-4 建立瓶裝水中 BPA 測定方法之

濃度(ppm)	Avery Recovery
0.5	96%
1	105%
平均	100.5%

表 1-5 建立自來水中 BPA 測定方法之

濃度(ppm)	Avery Recovery
0.5	80%
1	92%
平均	86%

\* 於 50mL 水樣本中各添加 100ppm 100 μL、200 μL，萃取至 2mL 溶液。

本報告已建立自來水與瓶裝水中 BPA 的測定方法，其方法偵測極限為 1.38ppb，precision 自來水平均為 3.4%；瓶裝水為 8%，回收率自來水平均為 80%；瓶裝水為 96%，此方法可有效偵測自來水與瓶裝水中 BPA 之濃度，並且準確度及精確度均佳。

(3) 尿液樣本 BPA 含量測定方法之建立



表 2-1 罐頭食物樣本 BPA 之濃度  
(N:12×7=84,以樣本濕重計 unit: w/w, ng/g)

罐頭樣本	北部	中部	南部	東部	平均值
一、 罐頭土豆(豆類)	73.77±1.04	99.28±4.96	100.19±3.72	103.66±4.36	94.23±13.76
二、 罐頭鮭魚(魚類)	1.13±0.24	5.71±1.74	2.68±0.40	3.35±2.66	3.21±1.90
三、 罐頭肉醬(肉類)	155.37±1.16	152.46±33.27	166.34±37.23	99.07±43.63	143.31±30.09
四、 罐頭鳳梨(水果類)	ND	ND	0.26±0.07	0.31±0.02	0.26±0.028
五、 罐頭飲料(飲料)	6.36±0.16	11.91±8.00	14.75±9.49	8.58±0.12	10.4±3.68
六、 罐頭玉米(穀-菜類)	13.59±9.92	22.12±0.24	16.76±8.72	14.34±2.19	16.70±3.85
七、 罐頭黑瓜(穀-菜類)	1.03±0.08	1.01±0.13	0.87±1.52	1.17±1.09	1.02±0.12
平均值	35.93±4.83	41.82±4.83	43.12±4.83	32.93±4.83	38.44±4.83

如表2-1所示，依樣本濕重計，所有樣本中之ΣBPA濃度以罐裝肉醬為最高，濃度為143.31±30.09 ng/g其次為罐裝土豆濃度為94.23±13.76 ng/g。

表 2-2 肉類樣本中 BPA 之濃度  
(N:12×3=36, 以樣本濕重計 unit: w/w, ng/g)

肉類樣本	北部	中部	南部	東部	平均值
一、 牛肉	0.69±0.225	10.36±41.73	7.64±14.76	11.92±5.57	7.65±4.96
二、 豬肉	0.67±0.173	3.06±3.52	0.27±7.83	0.63±8.58	1.15±1.28
三、 雞肉	0.75±0.40	2.65±1.15	14.13±3.52	9.19±4.43	6.68±6.14
平均值	0.70±3.11	5.36±3.11	7.35±3.11	7.25±3.11	5.16±3.11

表2-2所示，依樣本濕重計，在食物中之ΣBPA濃度以魚水產類之鮭魚為最高，濃度為39.5±16.4 ng/g，其次為鯖魚，濃度為36.35±12.8ng/g，最後分別是蚵及蛤及吳郭魚，濃度分別為6.88±2.20 ng/g及7.46±1.18 ng/g及4.51±4.25 ng/g。

表 2-3 魚水產類樣本中 BPA 之濃度  
(N:12×4+9=57, 以樣本濕重計 unit: w/w, ng/g)

魚類樣本	北部	中部	南部	東部	平均值
一、 吳郭魚	1.54±1.09	2.34±1.52	3.37±1.26	10.79±3.47	4.51±4.25
二、 鮭魚	19.58±10.36	36.11±14.76	59.21±43.63	43.27±23.43	39.5±16.4
三、 鯖魚	47.49±23.43	39.22±18.8	22.34±9.49	無	36.35±12.8
四、 蚵	6.16±3.63	4.08±9.17	8.71±2.66	8.57±24.4	6.88±2.20
五、 蛤	6.89±0.3	6.56±3.92	7.20±1.74	9.19±1.52	7.46±1.18
平均值	16.33±1.59	17.66±1.59	20.16±1.59	17.95±1.59	18.94±1.59

如表2-3所示，依樣本濕重計，肉類食物中以牛肉為最高，濃度為7.65±4.96 ng/g，其次分別為雞肉、豬肉，濃度分別為6.68±6.14 ng/g、1.15±1.28 ng/g。

表 2-4 蔬果類樣本中 BPA 之濃度  
(N:12×2=24, 以樣本濕重計 unit: w/w, ng/g)

蔬果類樣本	北部	中部	南部	東部	平均值
一、 蔬菜類	ND	0.33±0.173	ND	0.35±0.129	0.29±0.05
二、 水果類	0.72±0.07	0.252±1.29	0.97±0.88	0.91±0.176	0.71±0.32
平均值	0.48±0.15	0.29±0.15	0.61±0.15	0.63±0.15	0.50±0.15

如表2-4所示，依樣本濕重計，蔬果類中BPA之檢出濃度相當低，濃度分別從ND-0.97±0.88 ng/g。

表2-5 蛋奶米類樣本中BPA之濃度  
(N:12×2=24, 以樣本濕重計 unit: w/w, ng/g)

蛋奶米類樣本	北部	中部	南部	東部	平均值
一、 蛋類	1.43±0.3	0.85±0.16	1.32±18.9	1.71±1.26	1.32±0.35
二、 奶類	ND	0.32±0.40	ND	0.29±3.17	0.27±0.03
平均值	0.84±0.17	0.58±0.17	0.78±0.17	1±0.17	0.80±0.17

如表2-5所示，依樣本濕重計，BPA在蛋奶類之檢出濃度相當低，濃度分別從ND-1.71±1.26 ng/g。

經由實驗，其中似乎以罐頭食品的濃度最高，由過去的文獻報導，罐頭食品的包裝鐵鋁罐材質常有內襯BPA之情形。其濃度從ND~143.31±30.09 ng/g (表2-1)，為目前檢測最高的濃度，其次為魚水產類，濃度從4.51±4.25 ng/g-39.5±16.4 (表2-3)，再次為肉類，濃度從1.15±1.28 ng/g~7.65±4.96 ng/g (表2-2)。最後為蔬果類及蛋奶類，濃度為ND-0.97±0.88 ng/g(表2-4)及ND-1.71±1.26 ng/g(表2-5)。

所分析之區域又分別有北部、中部、南部、東部，但是在其分析結果上看來整體之間差異性不大，也就是對於分析之食物來說濃度分部較為一致性，雖然在各區域間濃度差異不

大，可是對於罐頭類食品之食用上BPA濃度仍為一大隱憂，而在蔬果類及蛋奶類上，檢出率相當低，BPA濃度相當低，在對於食用上來說相較於罐頭食品、魚水產類食品、肉類食品來說，食用上暴露BPA之濃度較無風險性。

註:ND是以偵測極限0.5 ng/g除以2=0.25 ng/g以下範圍假使為ND值。

## (2)我國成人尿中BPA濃度測定結果

表2-6 採樣對象之基本資料

		不分區總和			
		(n=142)	(n=61)	(n=47)	(n=34)
性別	男	87(61.3%)	38(62.3%)	23(48.9%)	26(76.5%)
	女	55(38.7%)	23(37.7%)	24(51.1%)	8(23.5%)
年齡	男	34.93±10.84 <sup>a</sup> (21-59) <sup>b</sup>	27.95±3.73(23-42)	39.65±10.66(23-59)	40.96±12.3(21-58)
	女	32.87±10.34(19-60)	32.74±12.1(21-60)	33.58±8.05(19-46)	31.13±12.12(20-50)
BMI	男	24.46±3.43(17.89-34.16)	23.35±3.12(17.89-31.83)	24.92±2.57(18.43-28.23)	25.67±4.09(18.73-34.16)
	女	21.69±3.84(16.0-33.62)	20.67±2.78(16.82-28.13)	22.94±4.72(17.99-33.62)	20.85±2.18(16.03-23.53)
教育程度	不識字	0(0%)	0(0%)	0(0%)	0(0%)
	小學	1(0.7%)	0(0%)	0(0%)	1(2.9%)
	國中	1(0.7%)	0(0%)	0(0%)	1(2.9%)
	高中(職)	6(4.2%)	4(6.6%)	0(0%)	2(5.9%)
	大專(含)以上	134(94.4%)	57(93.4%)	47(100%)	30(88.2%)

<sup>a</sup>: 平均值±標準差

<sup>b</sup>: (最大值-最小值)

由表2-6 所示，本研究於 2011 年間分別對於台灣北部、中部、南部學術單位成年人進行收樣，其中男性有 87 位，女性有 55 位，合計共有 142 位，平均年齡分別為 34.93±10.84 與 32.87±10.34 歲，BMI 平均值分別為 24.46±3.43kg/m<sup>2</sup> 與 21.69±3.80 kg/m<sup>2</sup>，教育程度為大專(含)以上為 134 人、高中(職)為 6 人、國中為 1 人、小學 1 人。

北部地區方面:男性為 38 位,女性為 23 位,合計共有 61 位,平均年齡分別為 27.95±3.73 與 32.74±12.10, BMI 平均值分別為 23.35±3.12 kg/m<sup>2</sup> 與 20.67±2.78 kg/m<sup>2</sup>, 北區教育程度為大專(含)以上為 57 人、高中(職)為 4 人。

中部地區方面:男性為 23 位,女性為 24 位,合計共有 47 位,平均年齡分別為 39.65±10.66 與 33.58±8.05 歲, BMI 平均值分別為 24.92±2.57 kg/m<sup>2</sup> 與 22.94±4.72 kg/m<sup>2</sup>, 中區教育程度全都為大專(含)以上。

南部地區方面:男性為 26 位,女性為 8 位,合計共有 34 位,平均年齡分別為 40.96±12.3 與 31.13±12.12, BMI 平均值分別為 25.67±4.0 kg/m<sup>2</sup> 與 20.85±2.18 kg/m<sup>2</sup>, 南區教育程度為大專(含)以上為 30 人、高中(職)為 2 人、國中為 1 人、小學 1 人。

表2-7 各地區成年人尿液樣本中雙酚 A 濃度

地區	樣本數	原始濃度(μg/mL) <sup>a</sup>				校正濃度(mg/g cr.)			
		檢出率(%)	X <sup>2</sup>	Mean±sd <sup>b</sup>	Median	P-value <sup>c</sup>	Mean±sd	Median	P-value
北部	51	86.9		0.1±0.24 (ND~1.33)	0.02		0.16±0.54 (ND~3.33)	0.02	
中部	41	83.0	0.105	0.02±0.03 (ND~0.12)	0.01	0.137	0.33±0.05 (ND~0.2)	0.01	0.086
南部	30	85.3		0.05±0.12 (ND~0.58)	0.01		0.35±0.07 (ND~0.3)	0.1	
總和	122	85.2		0.06±0.17 (ND~1.33)	0.01		0.09±0.35 (ND~3.33)	0.01	

<sup>a</sup>:未檢出之樣本以 1/2 偵測極限值(0.0055μg/mL)帶入計算

<sup>b</sup>:平均值±標準差(最小值-最大值)

<sup>c</sup>:各地區之尿液樣本中雙酚 A 檢出率以 chi-square test 作檢定所得之 P 值

<sup>d</sup>:各地區尿液樣本中雙酚 A 濃度以 Kruskal-Wallis Test 作檢定所得之 P 值

由表2-7 所示,各地區所收集之尿液樣本經 creatinine 檢測,有效尿液樣本共122 個,分別為北部 51 個、中部 41 個、南部 30 個尿液樣本,檢出率為 85.2%,平均原始濃度為 0.06±0.17 μg/mL,範圍為 ND~1.33 μg/mL,平均肌酸酐校正濃度為 0.0870±0.35 mg/g cr.,範圍為 ND~3.33 mg/g cr.。

各地區檢出率分別為北部 86.9%、中部 83% 及南部 85.3%,沒有顯著的差異(p=0.949)。各地區樣本中雙酚 A 平均原始濃度分別為北部0.10±0.24 μg/mL,中部0.02±0.03 μg/mL,南部0.05±0.12 μg/mL。各地區尿液樣本雙酚 A 肌酸酐校正濃度則分別為北部 0.16±0.54 mg/g cr.,中部 0.33±0.05 mg/g cr.,南部 0.35±0.07 mg/g cr.,其中,各地區原始濃度與肌酸酐校正濃度皆未有顯著的差異(P=0.137, P=0.086)。

表2-8 各地區男性尿液樣本中雙酚 A 濃度比較

地區	樣本數	檢出率(%)	X <sup>2</sup> <sup>a</sup>	原始濃度(μg/mL) <sup>b</sup>			校正濃度(mg/g cr.)		
				Mean±sd <sup>c</sup>	Median	P-value <sup>d</sup>	Mean±sd	Median	P-value
北部	34	89.5		0.07±0.15 (ND~0.8)	0.02		0.06±0.12 (ND~0.64)	0.03	
中部	21	74.0	1.9	0.02±0.02 (ND~0.09)	ND	0.026*	0.03±0.05 (ND~0.2)	0.01	0.029*
南部	24	88.5		0.05±0.13 (ND~0.58)	0.01		0.03±0.07 (ND~0.3)	0.01	
總和	79	85.1		0.05±0.12 (ND~0.8)	0.01		0.04±0.09 (ND~0.64)	0.01	

<sup>a</sup>未檢出之樣本以 1/2 偵測極限值(0.0055μg/mL)帶入計算

<sup>b</sup>平均值±標準差(最小值-最大值)

<sup>c</sup>各地區之男性尿液樣本中雙酚 A 檢出率以 chi-square test 作檢定所得之χ<sup>2</sup>值

<sup>d</sup>各地區男性尿液樣本中雙酚 A 濃度以 Kruskal-Wallis Test 作檢定所得之 P 值

\*P-value<0.05

由表2-8 所示，各地區所收集之尿液樣本經 creatinine 檢測，有效尿液樣本共 79 個，分別為北部 34 個、中部 21 個、南部 24 個尿液樣本，檢出率為 85.1%，平均濃度為 0.05±0.12 μg/mL、範圍為ND~0.8040 μg/mL，平均肌酸酐校正濃度則為 0.04±0.09 mg/g cr.，範圍為 ND~0.64 mg/g cr.。

各地區檢出率分別為北部 89.5%、中部 74% 及南部 88.5%，沒有顯著的差異(p=0.385)。各地區樣本中雙酚 A 平均原始濃度為北部0.07±0.15 μg/mL，中部 0.01±0.02 μg/mL，南部 0.05±0.13 μg/mL。而各地區尿液樣本雙酚 A 肌酸酐校正濃度則分別為北部 0.06±0.12 mg/g cr.，中部 0.02±0.046 μg/g cr. 及南部 0.03±0.07 mg/g cr.，其中各地區原始濃度與肌酸酐校正濃度均達顯著的差異(P=0.026，P=0.029)。

表2-9 各地區女性尿液樣本中雙酚 A 濃度比較

地區	樣本數	檢出率(%)	X <sup>2</sup> <sup>a</sup>	原始濃度(μg/mL) <sup>b</sup>			校正濃度(mg/g cr.)		
				Mean±sd <sup>c</sup>	Median	P-value <sup>d</sup>	Mean±sd	Median	P-value
北部	17	82.6		0.16±0.36 (ND~1.33)	0.01		0.37±0.90 (ND~3.33)	0.01	
中部	20	91.7	1.6	0.03±0.039 (ND~0.12)	0.01	0.983	0.04±0.05 (ND~0.17)	0.01	0.948
南部	6	75.0		0.04±0.05 (ND~0.13)	0.02		0.04±0.06 (ND~0.12)	0.01	
總和	43	85.5		0.08±0.23 (ND~1.33)	0.01		0.17±0.58 (ND~3.3)	0.01	

<sup>a</sup>未檢出之樣本以 1/2 偵測極限值(0.0055μg/mL)帶入計算

<sup>b</sup>平均值±標準差(最小值-最大值)

<sup>c</sup>各地區之女性尿液樣本中雙酚 A 檢出率以 chi-square test 作檢定所得之χ<sup>2</sup>值

<sup>d</sup>各地區女性尿液樣本中雙酚 A 濃度以 Kruskal-Wallis Test 作檢定所得之 P 值

由表2-9 所示，各地區所收集之尿液樣本經 creatinine 檢測，有效尿液樣本共43 個，分別為北部 17 個、中部 20 個、南部 6 個尿液樣本，檢出率為85.5%，平均原始濃度為 0.08±0.23 μg/mL，範圍為ND~1.33 μg/mL，平均肌酸酐校正濃度為 0.17±0.58mg/g cr.，範圍為 ND~3.33 mg/g cr.。

各地區檢出率分別為北部 82.6%、中部 91.7% 及南部 75%，沒有顯著的差異(p=0.45)。各地區樣本中雙酚 A 平均原始濃度分別為北部0.16±0.36 μg/mL，中部0.03±0.04 μg/mL，南部0.04±0.05 μg/mL。各地區間尿液樣本雙酚 A 肌酸酐校正濃度則分別為北部 0.36±0.9 mg/g cr.，中部 0.04±0.05 μg/g cr.，南部 0.04±0.06 mg/g cr.，其中，各地區原始濃度與肌酸酐校正濃度皆未有顯著的差異(P=0.983，P=0.948)。

表2-10 各地區男、女性尿液樣本中雙酚 A 濃度

地區	樣本數	檢出率(%)	X <sup>2</sup> <sup>a</sup>	原始濃度(μg/mL) <sup>b</sup>			校正濃度(mg/g cr.)		
				Means±SD	Median	P-value <sup>d</sup>	Means±SD	Median	P-value
北部									
男	34	89.5	0.59	0.07±0.15 (ND-0.8)	0.01	0.069	0.06±0.12 (ND-0.64)	0.03	0.823
女	17	82.6		0.16±0.36 (ND-1.33)	0.01		0.36±0.9 (ND-3.33)	0.01	
中部									
男	21	74.0	1.84	0.02±0.02 (ND-0.09)	ND	0.509	0.03±0.05 (ND-0.2)	0.01	0.180
女	20	91.7		0.03±0.04 (ND-0.12)	0.01		0.04±0.05 (ND-0.17)	0.01	
南部									
男	24	88.5	0.88	0.05±0.13 (ND-0.58)	0.01	0.935	0.03±0.07 (ND-0.3)	0.01	0.394
女	6	75.0		0.04±0.05 (ND-0.13)	0.02		0.04±0.06 (ND-0.12)	0.01	
總計									
男	79	85.1	0.01	0.05±0.12 (ND-0.8)	0.01	0.320	0.04±0.09 (ND-0.64)	0.01	
女	43	85.5		0.08±0.23 (ND-1.33)	0.01		0.17±0.58 (ND-3.33)	0.01	

<sup>a</sup>未檢出之樣本以 1/2 偵測極限值(0.0055μg/mL)帶入計算

<sup>b</sup>平均值±標準差(最小值-最大值)

<sup>c</sup>各地區男女性尿液樣本中雙酚 A 檢出率以 chi-square test 作檢定所得之  $\chi^2$  值

<sup>d</sup>各地區男女性尿液樣本中雙酚 A 濃度以 Mann-Whitney Test 作檢定所得之 P 值

由表2-10 所示,各地區所收集之尿液樣本經 creatinine 檢測,有效尿液樣本共122個,分別為男性 79 個,女性 43 個,檢出率為男性 85.1%,女性85.5%,未有統計上差異。男性平均原始濃度為 0.05±0.12 μg/mL、範圍為ND~0.8040 μg/mL,女性平均原始濃度則為0.08±0.23 μg/mL,範圍為 ND~1.33 μg/mL,平均肌酸酐校正濃度男性為 0.04±0.09 mg/g cr.,範圍為 ND~0.643 mg/g cr.,女性則為 0.17±0.58 mg/g cr., ND~3.3250 μg/g cr.,亦均沒有達統計上差異。

北部地區:所收集尿液樣本經creatinine 檢測,有效尿液樣本共 51 個,分別為男性 34 個,女性 17 個,檢出率為男性 89.5%,女性 82.6%,男性平均原始濃度為 0.07±0.15 μg/mL,女性則為0.16±0.36 μg/mL,平均肌酸酐校正濃度男性為 0.06±0.12 mg/g cr.,女性則為 0.36±0.9 mg/g cr.,均未有統計上差異。

中部地區:所收集尿液樣本經creatinine 檢測,有效尿液樣本共 41 個,分別為男性 21 個,女性 20 個,檢出率為男性 74%,女性 91.7%,男性平均原始濃度為 0.01±0.02 μg/mL,女性則為 0.03±0.04 μg/mL,平均肌酸酐校正濃度男性為 0.03±0.05 mg/g

cr.,女性則為 0.04±0.05 mg/g cr.,均未有統計上差異。

南部地區:所收集尿液樣本經

creatinine 檢測,有效尿液樣本共 30 個,分別為男性 24 個,女性 6 個,檢出率為男性 88.5%,女性 75%,男性平均原始濃度為 0.05±0.13 μg/mL,女性則為 0.04±0.05 μg/mL,平均肌酸酐校正濃度男性為 0.03±0.07 mg/g cr.,女性則為 0.04±0.06 mg/g cr.,均未有統計上差異。

表2-11 成年人各類食物每日攝取量 unit:g

食物種類	不分區 N=142	北區 N=61	中區 N=47	南區 N=34
魚水產類				
淡水魚	10.70 ± 15.69 <sup>a</sup> (0.58 ~ 140) <sup>b</sup>	7.53 ± 10.82 (1.17 ~ 70)	13.34 ± 21.44 (1.17 ~ 140)	12.08 ± 11.05 (0.58 ~ 35)
鹹水魚	8.26 ± 10.37 (0.58 ~ 70)	5.56 ± 5.27 (0.58 ~ 21)	8.83 ± 9.09 (1.17 ~ 40)	12.39 ± 16.53 (0.58 ~ 70)
海鮮類	39.75 ± 51.65 (3.33 ~ 400)	28.59 ± 25.47 (3.33 ~ 128.57)	28.97 ± 33.15 (3.33 ~ 185.71)	73.04 ± 82.76 (3.33 ~ 400)
家禽類				
雞肉	23.88 ± 23.23 (0.58 ~ 140)	19.25 ± 11.70 (1.17 ~ 50)	24.43 ± 30.21 (0.58 ~ 140)	31.31 ± 26.24 (1.17 ~ 105)
家畜類				
豬肉	35.07 ± 34.59 (1.17 ~ 200)	27.76 ± 20.14 (1.17 ~ 105)	37.43 ± 40.60 (1.75 ~ 200)	44.56 ± 42.98 (5.00 ~ 175)
牛肉	19.75 ± 39.54 (0.29 ~ 350)	14.59 ± 17.32 (0.29 ~ 70)	18.71 ± 25.32 (1.17 ~ 105)	29.09 ± 69.07 (1.17 ~ 350)
五穀根莖類				
米飯類	133.64 ± 81.63 (11.43 ~ 480)	120.78 ± 75.81 (11.43 ~ 480)	138.31 ± 76.35 (34.29 ~ 320)	150.25 ± 96.31 (11.43 ~ 320)
蔬菜類	341.52 ± 252.35 (10.00 ~ 1800)	299.88 ± 196.09 (57.14 ~ 800)	403.50 ± 301.44 (57.14 ~ 1800)	330.56 ± 258.28 (10.00 ~ 1200)
其他蛋白質類				
雞蛋	42.31 ± 32.65 (1.83 ~ 220)	42.15 ± 32.98 (1.83 ~ 165)	36.30 ± 24.96 (3.67 ~ 117.86)	50.95 ± 39.83 (7.86 ~ 220)
牛奶	125.65 ± 125.32 (8.00 ~ 960)	151.67 ± 159.44 (8.00 ~ 960)	101.90 ± 87.14 (8.00 ~ 240)	111.54 ± 88.60 (8.00 ~ 240)
總和	719.47 ± 334.95 (130.71 ~ 2131.88)	662.53 ± 315.55 (225.69 ~ 1704.29)	758.20 ± 371.90 (161.43 ~ 2131.88)	768.08 ± 308.18 (130.71 ~ 1614.24)

<sup>a</sup>:平均值±標準差

<sup>b</sup>:(最小值~最大值)

由表2-11 所示,以問卷方式調查各地區研究對象之每日食物攝取量,以了解各區成年人對魚水產類、家禽類、家畜類、五穀根莖類、蔬菜類、其他蛋白質類的攝取情形,由全部 142 個研究對象得知,每日食物平均攝取量為 719.47±334.95 g,範圍為 130.71~2131.88 g。

北部地區在所調查的 61 位研究對象中,每日食物平均攝取量為662.53±315.55 g,範圍為 225.69~1704.29 g。

中部地區所調查之 47 位研究對象中,每



日食物平均攝取量為758.20±371.90 g，其範圍為 161.43~2131.88 g。

南部地區：在所調查之 34 位研究對象中，每日食物平均攝取量則為 768.08±308.18 g，其範圍為 130.71~1614.24 g。

表2-12 成人每日經由飲食攝取雙酚 A 之攝取量

unit:  $\mu\text{g}$

食物種類	不分區 n=142	北區 n=61	中區 n=47	南區 n=34
<b>魚水產類</b>				
淡水魚	0.65 ± 0.59 (0.04 - 8.56)	0.48 ± 0.66 (0.07 - 4.28)	0.82 ± 1.31 (0.07 - 8.56)	0.74 ± 0.71 (0.04 - 2.14)
鹹水魚	4.55 ± 5.7 (0.32 - 38.51)	3.08 ± 2.9 (0.32 - 11.55)	4.88 ± 5.00 (0.94 - 22.01)	6.82 ± 9.1 (0.32 - 38.51)
海鮮類	1.98 ± 2.54 (0.16 - 19.68)	1.41 ± 1.25 (0.16 - 8.32)	1.43 ± 1.63 (0.16 - 9.14)	3.59 ± 4.07 (0.16 - 19.68)
<b>家禽類</b>				
雞肉	6.28 ± 6.09 (0.15 - 38.7)	5.05 ± 3.07 (0.31 - 13.11)	6.41 ± 7.92 (0.15 - 38.7)	8.21 ± 6.88 (0.31 - 27.53)
<b>家畜類</b>				
豬肉	4.89 ± 4.63 (0.16 - 28.78)	3.71 ± 2.7 (0.16 - 14.05)	5.01 ± 5.43 (0.23 - 28.78)	5.98 ± 5.75 (0.67 - 23.41)
牛肉	8.28 ± 16.58 (0.12 - 148.74)	6.12 ± 7.29 (0.12 - 29.35)	7.84 ± 10.62 (0.49 - 44.02)	12.2 ± 29.21 (0.49 - 148.74)
<b>五穀根莖類</b>				
米飯類	0.03 ± 0.02 (0.002 - 0.12)	0.03 ± 0.02 (0.002 - 0.12)	0.03 ± 0.02 (0.01 - 0.08)	0.04 ± 0.02 (0.003 - 0.08)
蔬菜類	2.1 ± 1.55 (0.06 - 11.08)	1.84 ± 1.2 (0.35 - 4.92)	2.48 ± 1.65 (0.35 - 11.08)	2.09 ± 1.59 (0.06 - 7.37)
<b>其他蛋白質類</b>				
雞蛋	0.41 ± 0.32 (0.02 - 2.15)	0.41 ± 0.32 (0.02 - 1.81)	0.38 ± 0.24 (0.04 - 1.15)	0.5 ± 0.39 (0.06 - 2.15)
牛奶	0.58 ± 0.58 (0.04 - 4.31)	0.88 ± 0.72 (0.04 - 4.31)	0.46 ± 0.39 (0.04 - 1.08)	0.5 ± 0.4 (0.04 - 1.08)
總和	25.88 ± 22.1 (1.84 - 180.41)	19.4 ± 9.96 (4.11 - 45.42)	27.14 ± 20.92 (1.84 - 98.74)	35.75 ± 33.39 (8.94 - 180.41)

<sup>a</sup>: 平均值±標準差  
<sup>b</sup>: (最小值-最大值)

由表2-12 所示，本研究參考林氏(2012)台灣各地區食物中雙酚 A 含量研究結果，經計算後得知本研究研究對象每日由食物攝取雙酚 A 含量平均為25.88±22.1  $\mu\text{g}$ ，範圍為 1.84~180.41  $\mu\text{g}$ ；其中北部、中部、南部之研究對象，每日由食物攝取雙酚 A 平均含量分別為北部 19.4±9.96  $\mu\text{g}$ ，中部 27.14±20.92  $\mu\text{g}$ ，南部 35.75±33.39  $\mu\text{g}$ ，範圍分別為北部4.11~45.42  $\mu\text{g}$ ，中部 1.84~98.74  $\mu\text{g}$ ，南部 8.94~180.41  $\mu\text{g}$ 。

表2-13 成人每日單位體重雙酚 A 攝取量 unit:  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$

地區	平均值	中位數	GM
北區	0.31 ± 0.16 (0.07 - 0.67)	0.28	0.27
中區	0.43 ± 0.36 (0.04 - 1.55)	0.32	0.32
南區	0.55 ± 0.58 (0.10 - 3.28)	0.36	0.40
不分區	0.41 ± 0.37 (0.04 - 3.28)	0.31	0.32

<sup>a</sup>: 平均值±標準差  
<sup>b</sup>: (最小值-最大值)

由表2-13 所示，經體重校正後，本研究對象每日單位體重平均 BPA 攝取量為0.41 ± 0.37  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ ，範圍為 0.04~3.28  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ ，其中北部、中部、南部之研究對象，每日單位體重平均 BPA 攝取量分別為北部0.31 ± 0.16  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ ，中部0.43 ± 0.36  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ ，南部 0.55 ± 0.58  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ ，範圍分別為北部 0.07~0.67  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ ，中部 0.04~1.55  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ ，南部 0.10~3.28  $\mu\text{g}/\text{kg BW}/\text{day}$ 。

表2-14 成人每日雙酚 A 平均攝取量與尿液樣本中雙酚 A 濃度之相關性分析

地區	樣本數	食物雙酚 A 攝取量 ( $\mu\text{g}/\text{day}$ )	尿液樣本之雙酚 A 濃度					
			原始濃度 ( $\mu\text{g}/\text{mL}$ )	原始濃度與攝取量之相關		校正濃度與攝取量之相關		
				$r^2$	p-value	校正濃度 ( $\text{mg}/\text{g cr.}$ )	r	p-value
北部	51	19.4±9.96	0.1±0.24	0.17	0.233	0.16±0.34	0.194	0.171
中部	41	27.14±20.92	0.02±0.03	-0.139	0.385	0.33±0.05	-0.085	0.598
南部	30	35.75±33.39	0.05±0.12	0.216	0.252	0.35±0.07	0.165	0.383
不分區	122	25.88±22.1	0.06±0.17	0.059	0.519	0.09±0.35	0.022	0.813

<sup>a</sup>: 平均值±標準差  
<sup>b</sup>: 每日平均雙酚 A 攝取量與尿液樣本中雙酚 A 原始濃度或校正濃度以皮爾森相關檢定所之相關係數

由表2-14 所示，將各地區成年人每日平均雙酚A攝取量與其尿液中雙酚A濃度進行相關性分析，由表 4-10 得知，各地區食物攝取

之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 原始濃度及校正濃度均無顯著相關。

在北部地區 51 個研究對象中，其攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 原始濃度的相關係數(r)為 0.17，p 值為 0.233。而攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 校正濃度的相關係數(r)則為 0.194，p 值為 0.171。

在中部地區 41 個研究對象中，其攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 原始濃度的相關係數(r)為-0.139，p 值為 0.385。而攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 校正濃度的相關係數(r)則為-0.085，p 值為 0.598。

在南部地區 30 個研究對象中，其攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 原始濃度的相關係數(r)為 0.216，p 值為 0.252。而攝取之雙酚 A 濃度與尿液中雙酚 A 校正濃度的相關係數(r)則為 0.165，p 值為 0.383。

(3) 自來水與瓶裝水濃度測定結果

本研究將台灣劃分為北區、中區、南區及東區，以此四區為自來水樣本來源並進行雙酚 A 濃度分析，共採集 131 個自來水樣本；另外，以各大超級市場所販售之塑膠瓶裝水為瓶裝水之樣本來源，共 16 種品牌，48 個樣本。

表2-15 台灣自來水及塑膠瓶裝水中雙酚 A 之濃度 Unit：μg/L

	N	detection rate	$\chi^2$ <sup>a</sup>	mean±sd	P-value <sup>b</sup>	GM	median
Tap water	131	47%	41.1*	2.89±3.72	<0.001	1.55	ND
Bottle water	48	100%		7.70±2.87		7.14	7.87

calculated assuming that non-detected BPA concentrations are equal to half of the limit of detection

a : Chi-square test

b : Mann-Whitney U test

\* : p<0.05

如表2-15 所示，自來水及塑膠瓶裝水之檢出率有顯著的差異(p<0.001)，前者水中雙酚 A 之檢出率為 47% (62/131)，後者為 100%；此外，兩者濃度亦達顯著差異(p<0.001)，自來水

中雙酚 A 濃度為 2.89±3.72 μg/L，塑膠瓶裝水為 7.70±2.87 μg/L。

表2-16 台灣北、中、南和東四區之自來水中雙酚 A 之濃度 Unit：μg/L

area	N	detection rate	$\chi^2$ <sup>a</sup>	mean±sd	P-value <sup>b</sup>	GM	median
northern	73	52%	2.17	2.96±3.90	0.508	1.61	0.70
central	15	33%		1.81±2.56		1.09	ND
southern	15	40%		4.13±5.55		1.79	ND
eastern	28	46%		2.47±2.27		1.59	ND
total	131	47%		2.89±3.72		1.55	ND

calculated assuming that non-detected BPA concentrations are equal to half of the limit of detection

a : Chi-square test

b : Kruskal-Wallis test

如表2-16 所示，本研究自來水樣本共採集 131 個，分別為北區 73 個、中區 15 個、南區 15 個及東區 28 個。各區樣本之檢出率未達統計上的顯著差異(p=0.539)，分別為北區 52%、中區 33%、南區 40%、東區 46%；此外，各區樣本中雙酚 A 之濃度亦未達顯著差異(p=0.508)，分別為北區 2.96±3.90 μg/L、中區 1.81±2.56 μg/L、南區 4.13±5.55 μg/L、東區 2.47±2.27 μg/L。

表2-17 不同水源別塑膠瓶裝水中雙酚 A 之濃度 Unit：μg/L

water source	N	detection rate	mean±sd	P-value <sup>a</sup>	GM	median
surface water	6	100%	7.57±2.41	0.542	7.18	8.55
groundwater	24		7.56±2.22		7.22	7.43
tap water	3		9.28±1.28		9.22	9.46
other	15		7.67±4.08		6.67	7.44
total	48		7.70±2.87		7.14	7.87

a : Kruskal-Wallis test

依行政院衛生署公告，國內生產包裝水及以容器盛裝並直接販售之桶裝水，將水源別分為地面水體、地下水體、自來水及其他四種。本研究塑膠瓶裝水樣本共 48 個，分別為地面水體 6 個、地下水體 24 個、自來水 3 個及其他 15 個，其中歸類為其他之水源別包含深層海水、經電透析蒸發之海水及天然湧泉。塑

膠瓶裝水中雙酚 A 均有檢出，各水源別之水中雙酚 A 濃度未達統計上的顯著差異 (p=0.542)，濃度分別為地面水體 7.57±2.41  $\mu$ g/L、地下水體 7.56±2.22  $\mu$ g/L、自來水 9.28±1.28  $\mu$ g/L、其他 7.67±4.08  $\mu$ g/L。

表2-18 台灣各地區塑膠瓶裝水中雙酚 A 之濃度 Unit:  $\mu$ g/L

water source	N	detection rate	mean±sd	P-value <sup>a</sup>	GM	median
northern	9		8.48±2.61		7.83	8.91
central	27	100%	7.19±2.55	0.232	6.72	6.86
eastern	12		8.27±3.65		7.66	8.15
total	48		7.70±2.87		7.14	7.87

a: Kruskal-Wallis test

如表2-18 所示，依瓶裝水所標示之水源出處，將台灣分為北區、中區、南區及東區四區，但因無南區樣本，故僅以北區、中區及東區三區進行統計分析。本研究瓶裝水樣本共 48 個，分別為北區 9 個、中區 27 個及東區 12 個。塑膠瓶裝水中雙酚 A 均有檢出，各區域水中之雙酚 A 濃度未達統計上的顯著差異 (p=0.232)，濃度分別為北區 8.48±2.61  $\mu$ g/L、中區 7.19±2.55  $\mu$ g/L、東區 8.27±3.65  $\mu$ g/L。

表2-19 成人之每日飲水量 unit: mL

	total (N=142)	northern (N=61)	central (N=47)	southern (N=34)
tap water	1445.15±708.84 <sup>a</sup> (200-4000) <sup>b</sup>	1510.45±779.24 (275-3000)	1416.82±687.48 (240-4000)	1371.88±616.04 (200-3000)
bottle water	405.35±763.51 (8.33-5400)	275.86±361.18 (20-1714.29)	399.91±607.17 (16.67-1800)	598.39±1193.94 (8.33-5400)
total	1597.84±921.61 (40-7200)	1531.70±802.03 (40-3100)	1554.20±860.33 (290-4000)	1783.22±1185.22 (414-7200)

a: mean±SD  
b: (min-max)

由問卷調查各區域成年人每日飲水量。在北區收集的 61 位成年人中，每日平均飲水量為 1531.70±802.03 mL，其範圍為 40-3100 mL；在中區收集的 47 位成年人中，每日平均飲水量為 1554.20±860.33 mL，其範圍為 290-4000 mL；在南區收集的 34 位成年人中，每日平均飲水量為 1783.22±1185.22 mL，其範圍為 414-7200 mL。

北區成年人平均每日飲用自來水水量為 1510.45±779.24 mL，其範圍為 275-3000 mL；中區成年人平均每日飲用自來水水量為 1416.82±687.48 mL，其範圍為 240-4000 mL；南區成年人平均每日飲用自來水水量為 1371.88±616.04 mL，其範圍為 200-3000 mL。

北區成年人平均每日飲用塑膠瓶裝水水量為 275.86±361.18 mL，其範圍為 20-1714.29 mL；中區成年人平均每日飲用塑膠瓶裝水水量為 399.91±607.17 mL，其範圍為 16.67-1800 mL；南區成年人平均每日飲用塑膠瓶裝水水量為 598.39±1193.94 mL，其範圍為 8.33-5400 mL。

表2-20 成年人每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量

	total (N=142)	northern (N=61)	central (N=47)	southern (N=34)
tap water	4.12±2.39 <sup>a</sup> (0.43-12.39) <sup>b</sup>	4.47±2.31 (0.81-8.88)	2.57±1.24 (0.43-7.24)	5.67±2.54 (0.83-12.39)
bottle water	3.17±5.87 (0.06-41.58)	2.12±2.43 (0.15-10.10)	3.24±4.97 (0.13-14.22)	4.63±9.17 (0.06-41.58)
total	5.63±5.18 (0.24-49.01)	5.23±2.65 (0.24-12.02)	3.88±3.89 (0.82-17.84)	8.85±8.22 (2.07-49.01)

a: mean±SD  
b: (min-max)

由成年人每日飲水量及水中雙酚 A 濃度經換算後可得成年人每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量，詳細資料如表2-20。在北區收集的 61 位成年人中，每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量為 5.23±2.65  $\mu$ g/day，其範圍為 0.24-12.02  $\mu$ g/day；在中區收集的 47 位成年人中，每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量為 3.88±3.89  $\mu$ g/day，其範圍為 0.82-17.84  $\mu$ g/day；在南區收集的 34 位成年人中，每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量為 8.85±8.22  $\mu$ g/day，其範圍為 2.07-49.01  $\mu$ g/day。

北區成年人每日由飲用自來水攝取雙酚 A 之攝取量為 4.47±2.31  $\mu$ g/day，其範圍為 0.81-8.88  $\mu$ g/day；中區成年人每日由飲用自來水攝取雙酚 A 之攝取量為 2.57±1.24  $\mu$ g/day，其範圍為 0.43-7.24  $\mu$ g/day；南區成年人每日由飲用自來水攝取雙酚 A 之攝取量為 5.67±2.54  $\mu$ g/day，其範圍為

0.83-12.39  $\mu\text{g/day}$ 。

北區成年人每日由飲用塑膠瓶裝水攝取雙酚 A 之攝取量為 $2.12\pm 2.43 \mu\text{g/day}$ ，其範圍為 0.15-10.10  $\mu\text{g/day}$ ；中區成年人每日由飲用塑膠瓶裝水攝取雙酚 A 之攝取量為 $3.24\pm 4.97 \mu\text{g/day}$ ，其範圍為0.13-14.22  $\mu\text{g/day}$ ；南區成年人每日由飲用塑膠瓶裝水攝取雙酚 A 之攝取量為 $4.63\pm 9.17 \mu\text{g/day}$ ，其範圍為 0.06-41.58  $\mu\text{g/day}$ 。

## 伍、討論

### (1)食物中BPA濃度比較

本研究所檢測之所有食物樣本中，BPA 濃度範圍為 0.25-550.20 ng/g，罐頭類食物 BPA 濃度範圍為 0.25-893.86 ng/g。均高於 Tsuda 等人(2000)於日本所做的調查(濃度範圍為 0.5-8 ng/g)，Braunrath 等人(2005)於調查罐頭食物中，濃度自 0.1 ng/mL(檸檬蘇打飲料)-38 ng/mL(泰國即食濃湯)，D'Antuono 等人(2001)於研究中測得液體類食物其 BPA 濃度為 1.2 ppb。本研究之罐頭飲品跟 Braunrath 等人(2005)之罐頭食物研究中濃度類似，估計罐頭飲品的濃度值大都不高，其原因可能因當中包含的油脂成分均不高，故偵測出來之濃度值相似。而在淡水魚部分濃度值高於 Tsuda 等人(2000)之研究濃度值，可能為 Tsuda 等人(2000)之 BPA 研究方法並不成熟且回收率偏低所導致。但是在 Mariscal-Arcas 等人(2009)研究西班牙從微波攝食之 BPA 含量，與本研究之每人每日罐頭攝食量類似，本研究範圍為 0.7-41899 ng/day，而 Mariscal-Arcas 等人(2009)之每日罐頭攝食量為 $4.79\pm 1.07 \mu\text{g/day}$ ，推測 Mariscal-Arcas 等人(2009)之研究較符合本研究 BPA 罐頭食物暴露量值，該研究中偵測蔬菜、魚、肉、豆類植物、微波食物等，其中蔬菜濃度值與本研究結果相似，魚、肉濃度值低於本研究結果，豆類植物研究結果與本研

究相類似，推測魚、肉低於本研究結果可能因其產地不同且選用水域不同，實驗進行中選取部位可能不同，所導致結果顯示出來的差異。在本研究結果中也發現魚水產類別中，鹹水魚濃度高於淡水魚，推測其造成原因可能因其生長水域不同，且鹹水域中之魚群有生物累積效應，故濃度值高於淡水水域之魚群。在蔬菜類別中，發現根莖類蔬菜濃度高於葉菜類蔬菜，推測應為根莖類作物可能有較多的土壤吸收而累積於作物中，而蛋奶類中，雞蛋濃度高於牛奶，推測可能因雞蛋中脂質(100g 中 31.2%)成分高於牛奶脂質(總量中佔 3.5%)所致。另外在罐頭的部分，在選購時分別包含有全表面積金屬罐頭，和蓋子面積為金屬部分之玻璃罐頭；而在玻璃罐頭中可推論其內容食物與金屬漆光面積接觸不大，故其濃度相對低於偵測極限值，例如：嬰兒食品香蕉泥罐頭、果醬罐頭等；而當中菜類罐頭濃度高於偵測極限，為本身菜類所帶有濃度加上其油脂成分高易與漆光面積接觸而釋出BPA。其餘內容物食品皆全表面積接觸金屬漆光塗料，接觸面積依序為玉米罐頭、豆類罐頭、肉類罐頭、魚類罐頭；玉米罐頭濃度與肉類罐頭相當，估計為金屬漆光表面積接觸較大，且玉米本身為一含高油脂類食物。另外就單看豆類、肉類和魚類，其 BPA 暴露濃度值與其接觸金屬漆光表面積呈現一正相關。而罐頭中豆類、肉類、魚類這些經烹煮過後保存於罐頭中，除其油脂成分含量較高，且相對接觸金屬漆光表面積高，遭受暴露 BPA 可能性相對高於蔬菜類、水果類、飲品類等其他較油脂成分之罐頭。

### (2)尿液中BPA濃度比較

將本研究測得之尿液樣本 BPA 濃度結果與 Yang et al.(2006)針對 172 位韓國人尿液樣本測得之 BPA 濃度結果(檢出率 97.5%、中位數 7.86 ng/mL)相比，本研究之中位數(11.7 ng/mL)較韓國人高，所以推測台

灣成年人尿液之 BPA 濃度可能較韓國高。而 Melzer et al.(2010)調查了 2948 位 (2003-2004:1455 位; 2005-2006:1493 位) 美國 18-74 歲成年族群之尿液樣本 BPA 濃度，其所測得之 GM 2003-2004 年為 2.49 ng/mL、2005-2006 年則為 1.79 ng/mL，均較本研究(14 ng/ml)低。由上述結果證明，我國成年人體內之 BPA 濃度較高，推測我國成年人 BPA 暴露程度可能較韓國及美國嚴重。雖然北、中及南部之尿液樣本 BPA 檢出率並無明顯差異，但可以發現北部尿液樣本 BPA 濃度較中部及南部高，可能是因為飲食習慣及生活型態不同所造成之差異。根據行政院主計處統計，北部民眾有 80%午餐大都外食，晚餐比例也高達 60%，外食人口大量增加，也增加了塑膠餐盒的用量，過去很多研究指出 BPA 可能自盛裝食物的塑膠容器中溶出，特別是經過加熱後 ((Kawamura et al., 2001; Munguía-López and Soto-Valdez, 2001; Munguía-López et al., 2005; Takao et al., 2002; Goodson et al., 2002; Kang et al., 2003)。近年來隨著生活型態傾向於追求省時、便利為主，促使便利商店普及化，許多微波食品也逐漸盛行，增加了 BPA 暴露的潛在風險。

將本研究男、女性受測者尿液樣本檢測結果進行比較，結果發現不論任何地區內男、女性受測者尿液樣本 BPA 檢出率及濃度結果均無呈現明顯差異，但可以發現在北部及中部女性尿液中 BPA 濃度普遍較男性高，推論可能是因為女性在化妝品及保養品的使用較男性頻繁且普及(Rong Zhu et al., 2010)。此外，男性受訪者在北、中及南部尿液樣本 BPA 濃度是有達顯著差異的，可能是受到飲食習慣及各類食物雙酚 A 含量差異而影響。此外目前 BPA 在人體內的代謝機制尚未明確，生活型態、身高、體重、疾病等及其他潛在暴露途徑等因素，皆可能對於生物偵測

樣本濃度造成影響。

歐盟科學委員會計算每日成人BPA攝取量為 0.4  $\mu\text{g/kg BW/day}$  (EC, 2002)；英國食物標準局以罐頭食物含有 BPA 濃度推算成人每日 BPA 攝取量為 0.36-0.38  $\mu\text{g/kg BW/day}$  (FSA, 2000)；紐西蘭亦以罐頭食物含有 BPA 濃度推算人類平均 BPA 攝取量為 0.008  $\mu\text{g/kg BW/day}$ ，最大攝取量為 0.29  $\mu\text{g/kg BW/day}$ (Thomson and Grounds, 2005)；而本研究推算成人每日 BPA 平均攝取量為 0.41  $\mu\text{g/kg BW/day}$ ，雖僅明顯較高於紐西蘭研究結果，但由於本研究調查問卷並無涵括所有食物種類，因此推測我國成人 BPA 攝取量亦可能較英國及歐盟高。

相較於美國 EPA (EPA, 1988) 及歐盟 (EC, 2006)所訂定 BPA 每日容許攝取量 50  $\mu\text{g/kg BW/day}$ ，本研究結果雖低於規範許多，但近年來許多研究皆指出即使 BPA 暴露劑量低於美國 EPA 安全劑量(50 mg/kg BW/day)，仍會對動物和人體造成不良的健康影響(Krishnan et al., 1994; Brotons et al., 1995; Hunt et al., 2003; Howdeshell et al., 2003; Kang et al., 2003)，因此對於 BPA 攝取所造成之危害仍不可忽視。

本研究分析台灣北、中、南成年人每日經由食物攝取 BPA 平均攝取量與尿液中 BPA 原始濃度及校正濃度均未有統計顯著相關性，雖有研究指出 BPA 在人體的半衰期為一日，但其在人體內的代謝機制尚未明確，且個體對於外來物質感受性原本就存在差異，此外，個人代謝率還受到健康情形、年齡、體重、飲食習慣及食物攝取種類多寡等多種因素影響，另外，本研究問卷是調查受訪者平常每日各類食物攝取量多寡，但三餐飲食型態還是有所差異，增加了過去食物種類以及攝取份數回想的複雜性，除此之外，收集尿液前一餐的攝取型態亦會對分析結果造成影響，因此推

論與回憶偏差、個人代謝率、食物來源不同和其他潛在暴露途徑等因素有關，還需更進一步探討。

### (3)自來水與塑膠瓶裝水BPA含量比較

本研究針對台灣自來水及塑膠瓶裝水進行分析，共 179 個樣本，結果發現塑膠瓶裝水中雙酚 A 之檢出率及濃度均較自來水高，此與其他國家研究結果相似(Li et al., 2010 ; Sodré et al., 2009)。雙酚 A 為塑化劑的一種，塑膠容器中均可能含有，過去研究也曾指出隨著儲存時間、儲存溫度、儲存內容物等因素，均會影響雙酚A 由塑膠容器溶出的多寡，故雙酚 A 可能藉由容器溶出而累積於瓶裝水中，因而致使塑膠瓶裝水濃度較自來水高。

本研究自來水中雙酚 A 之檢出率為 47%，濃度範圍為 nd~17.81  $\mu\text{g/L}$ (中位數為 0.69  $\mu\text{g/L}$ )，其中以南區之濃度為最高，其次為北區、東區，中區濃度則為最低。

Sodré 等人 (2009) 調查巴西自來水中十一種有機物質中，雙酚 A濃度為 0.16  $\pm$ 0.03  $\mu\text{g/L}$ ；而 Stackelberg 等人 (2004) 於美國自來水廠調查自來水中之有機污染物，其中雙酚 A 濃度為 0.42  $\mu\text{g/L}$ (最大值)；另外 Li 等人 (2010) 分析廣州六個靠近自來水廠住家的自來水，雙酚A 濃度為 0.0023 ~ 0.3170  $\mu\text{g/L}$ 。本研究自來水分析結果均較其他國家高，根據 Jiao 等人 (2008) 統計資料顯示，台灣 2007 年雙酚 A 製造產量居全球第二，且每年出口量有上升的趨勢，人類對於雙酚 A 的需求也越來越大，台灣素有塑膠王國之稱，若工廠產生之廢水、廢棄物處置不當，則可能將污染物質排放至河川中，此外，由自來水廠傳送至家裡的塑膠管線、水塔等均可能影響自來水中雙酚 A 之濃度。

本研究塑膠瓶裝水中均含有雙酚 A，其檢出率為 100%，濃度範圍為 2.11~18.18  $\mu$

g/L(中位數為 7.87  $\mu\text{g/L}$ )，此結果與 Li 等人 (2010) 分析廣州市售瓶裝水之結果類似，其檢出率為 81%，但本研究塑膠瓶裝水分析結果較 Li 等人 (2010) 之研究結果高，其濃度為 0.0176~0.2850  $\mu\text{g/L}$ (中位數為 0.0824  $\mu\text{g/L}$ )。

Toyo' oka and Oshige (2000) 研究九種不同廠牌礦泉水在 PET 瓶子雙酚 A 之濃度，濃度為 0.0030~0.0100  $\mu\text{g/L}$ (中位數為 0.0040  $\mu\text{g/L}$ )；另外 Diana and Dimitra (2011) 調查希臘當地瓶裝水中雙酚 A 濃度，其中聚對苯二甲酸乙二酯(PET) 材質之瓶裝水濃度為 0.0046  $\mu\text{g/L}$ (中位數)；本研究中塑膠瓶裝水分析結果均高於 Toyo' oka and Oshige (2000) 及 Diana and Dimitra (2011) 之研究。

塑膠瓶蓋、水源(在未裝入瓶子前已被污染)或是使用回收在利用的瓶子等因素均可能為塑膠瓶裝水中雙酚 A 來源(Li et al., 2010 ; Guart et al., 2011 ; Sax, 2010)，除此之外，儲存時間、儲存溫度亦會影響瓶裝水中雙酚 A 之濃度。本研究台灣成年人每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量平均為5.63  $\mu\text{g/day}$ ，以自來水攝取量較瓶裝水高；以地區來看，南區最高(8.85  $\mu\text{g/day}$ )，北區次之(5.23  $\mu\text{g/day}$ )，中區最低(3.88  $\mu\text{g/day}$ )；南區及北區均是自來水攝取量高於瓶裝水，中區則反之。

Diana and Dimitra (2011) 利用模式模擬成年人每天經由飲用水暴露到雙酚 A 最高的濃度(0.170  $\mu\text{g/L}$ )，進而計算每天飲用 2 公升的飲用水之暴露量，為 0.006  $\mu\text{g/kg bw/day}$ ，以 60 公斤的成人而言，其經由飲水之雙酚 A 攝取量為 0.36  $\mu\text{g/day}$ 。Li 等人 (2010) 調查廣州市售瓶裝水及自來水中雙酚 A 之濃度，及估算每日經由飲用水雙酚 A之攝取量，成年人為 0.313  $\mu$

g/day。

相較於其他國家的研究，台灣成年人經由飲用水所暴露到的雙酚A 較高，但依據歐盟所訂定的每日最大攝取量(TDI)  $50 \mu\text{g}/\text{kg bw}/\text{day}$ ，即 60 公斤的成年人每日雙酚 A 攝取量應在  $3000 \mu\text{g}/\text{day}$  以下，台灣成人經由飲用水雙酚 A 之暴露量仍在安全範圍內。由於雙酚 A 進入人體，並非只有經過飲水，尚其他的來源，如食物、環境介質…等，暴露量也應一併列入計算，本研究推估的成年人經由飲水雙酚 A 之暴露量是否真的安全，仍有待商榷。

## 陸、結論

利用建立之方法分析食物樣本，發現雙酚 A 普遍存在於食物及金屬罐頭中，檢出率高達 97%(259/267)，以食物中鮭魚之含量最高，濃度為  $1556.37 \pm 11.69 \text{ ng/g wet weight}$ ，其次為金屬罐頭中豆類，濃度為  $1143.02 \pm 332.72 \text{ ng/g wet weight}$ 。

利用本研究所建立之尿中 BPA 之分析方法分析尿液樣本，尿液樣本 BPA 檢出率為 85.2%，平均原始濃度及為  $0.06 \pm 0.17 \mu\text{g}/\text{mL}$ ，範圍為 ND~ $1.33 \mu\text{g}/\text{mL}$ ，平均校正濃度則為  $0.09 \pm 0.35$ 、ND~ $3.33 \text{ mg/g cr.}$ ，與美國及韓國相關文獻相比，本研究測得之台灣成年人體內所含 BPA 濃度較高，顯示我國暴露程度較美國及韓國嚴重，雖尚無明確證據指出 BPA 對於人體之危害，但已於動物實驗證明其傷害，所以仍值得重視。

估算成人每日經由食物攝取雙酚A平均含量為  $25.88 \pm 22.1 \mu\text{g}$ 。各地區食物攝取之雙酚A濃度與尿液中雙酚A原始濃度及校正濃度結果顯示均無相關性存在，推論與回憶偏差、個體差異、飲食型態和其他潛在暴露途徑等因素有關，因此無法從本研究之食物攝取量觀察出與尿中 BPA 濃度之相關性，還需更

進一步探討。

本研究飲用水中雙酚 A 分析結果顯示，塑膠瓶裝水之濃度及檢出率均高於自來水，且均達統計上的顯著差異。其可能是因為塑膠容器溶出而累積於瓶裝水中，致使塑膠瓶裝水濃度較自來水高。

各區自來水樣本之濃度及檢出率均未達統計上的顯著差異，以南區之濃度為最高，其次為北區、東區，中區濃度則為最低。塑膠瓶裝水中檢出率為 100%，但不論是以水源別或依瓶裝水所標示之水源出處區分，濃度均未達統計上的顯著差異。

估算台灣成年人每日由飲水攝取雙酚 A 之攝取量為  $5.63 \mu\text{g}/\text{day}$ ，以自來水攝取量較瓶裝水高；以地區來看，南區最高( $8.85 \mu\text{g}/\text{day}$ )，北區次之( $5.23 \mu\text{g}/\text{day}$ )，中區最低( $3.88 \mu\text{g}/\text{day}$ )；南區及北區均是自來水攝取量高於瓶裝水，中區則反之。

本研究結果提供了我國成人 BPA 飲食暴露量、尿中濃度、飲水中含量及食物含量，可作為未來健康效應研究及飲食流佈管制和攝取量規範訂定之參考資料，未來可進一步整合其他暴露途徑，如飲食、環境介質、個人差異等因素，進行整體的暴露評估。

## 柒、參考文獻

1. Al-Hiyasat AS, Darmani H and Elbetieha AM 2002. Effects of bisphenol A on adult male mouse fertility. *Eur. J. Oral Sci.* 110:163-167.
2. Aloisi AM, Della Seta D, Ceccarelli I, Farabollini F 2001. Bisphenol-A differently affects estrogen receptors-alpha in estrous-cycling and lactating female rats. *Neurosci. Lett.* 310:49-52.
3. Aloisi AM, Della Seta D, Rendo C, Ceccarelli I, Scaramuzzino A,

- Farabollini F 2002. Exposure to the estrogenic pollutant bisphenol A affects pain behavior induced by subcutaneous formalin injection in male and female rats. *Brain Res.* 937:1-7.
4. Alonso-Magdalena P, Morimoto S, Ripoll C, Fuentes E, Nadal A 2006. The estrogenic effect of bisphenol A disrupts pancreatic  $\beta$ -cell function in vivo and induces insulin resistance. *Environ Health Perspect* 114:106–112.
  5. Basheer C, Lee HK and Tan KS 2004. Endocrine disrupting alkylphenols and bisphenol A in coastal waters and supermarket seafood from Singapore, *Marine Pollut. Bull.* 48: 1145–1167.
  6. Belfroid A, van Velzen M, van der Horst B and Vethaak D 2002. Occurrence of bisphenol A in surface water and uptake in fish: evaluation of field measurements, *Chemosphere* 49: 97–103.
  7. Bolt HM, Janning P, Michna H and Degen GH 2001. Comparative assessment of endocrine modulators with oestrogenic activity. 1. Definition of a hygiene-based margin of safety (HBMOS) for xeno-oestrogens against the background of European developments, *Arch. Toxicol.* 74: 647–662.
  8. Bolz U, Hagenmaier H and Körner W 2001. Phenolic xenoestrogens in surface water, sediments, and sewage sludge from Baden-Württemberg, south-west Germany, *Environ. Pollut.* 115: 291–301.
  9. Brede C, Fjeldal P, Skjevrak I and Herikstad H 2003. Increased migration levels of bisphenol A from polycarbonate baby bottles after dishwashing, boiling and brushing, *Food Addit. Contam.* 20: 684–689.
  10. Brotons JA, Olea-Serrano MF, Villalobos M, Pedraza V, Olea N 1995. Xenoestrogens released from lacquer coating in food cans. *Environ Health Perspect* 103:608–612.
  11. Burridge E April 14–20, 2003. Bisphenol A: product profile. *Eur Chem News*; 17.
  12. Calafat AM, Kuklennyik Z, Reidy JA, Caudill SP, Ekong J, Needham LL 2005. Urinary concentrations of bisphenol A and 4-nonyl phenol in a human reference population. *Environ Health Perspect* 113:391–395.
  13. Cappiello M, Giuliani L, Rane A and Pacifici GM 2000. Uridine 5'-diphosphoglucuronic acid (UDPGLcUA) in the human fetal liver, kidney and placenta, *Eur. J. Drug Pharmacokine.* 25: 161–163.
  14. Degen GH and Bolt HM 2000. Endocrine disruptors: uptake on xenoestrogens, *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 73: 433–441.
  15. Dodds EC and Lawson W. 1936. Synthetic oestrogenic agents without the phenanthrene nucleus. *Nature* 137: 996.
  16. Dodds EC and Lawson W. 1938. Molecular structure in relation to oestrogenic activity. Compounds without a phenanthrene nucleus. *Proc. Roal Soc. Lon. B.* 125: 222-232.
  17. Domoradzki JY, Pottenger LH, Thornton CM, Hansen SC, Card TL, Markham



- DA, Dryzga MD, Shiotsuka RN, Waechter Jr JM 2003. Metabolism and pharmacokinetics of bisphenol A (BPA) and the embryo-fetal distribution of BPA and BPA-monoglucuronide in CD Sprague-Dawley rats at three gestational stages. *Toxicol Sci* 76:21–34.
18. Dorn PB, Chou CS, Gentempo JJ 1987. Degradation of bisphenol A in natural waters, *Chemosphere* 16: 1501–1507.
  19. EC (European Commission) 1990. Commission directive 90/128/EEC relating to plastics materials and articles intended to come into contact with foodstuffs. *Off J Eur Commun* L297, 26-30.
  20. EC (European Commission) 2002. Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A. SCF/CS/PM/3936 Final, Scientific Committee on Food, Brussels, Belgium.
  21. EC (European Commission) 2004. Commission directive of 1 March 2004 amending directive 2002/72/EC relating to plastic materials and articles intended to come into contact with foodstuffs, *Off. J. Eur. Commun.* L71, 8–21.
  22. EPA (U.S. Environmental Protection Agency) 1988. Bisphenol A Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD) in Integrated Risk Information System (IRIS), A Toxicology Data File on the National Library of Medicine's (NLM) TOXNET System.
  23. Facciolo RM, Alo R, Madeo M, Canonaco M, Dessi-Fulgheri F 2002. Early cerebral activities of the environmental estrogen bisphenol A appear to act via the somatostatin receptor subtype sst2. *Environ. Health Perspect.* 110 (Suppl 3):397-402.
  24. Farabollini F, Porrini S, Della Seta D, Bianchi F, Dessi-Fulgheri F 2002. Effects of perinatal exposure to bisphenol A on sociosexual behavior of female and male rats. *Environ. Health Perspect.* 110 Suppl 3:409-414.
  25. Fent G, Hein WJ, Moendel MJ and Kubiak R 2003. Fate of 14C-bisphenol A in soils, *Chemosphere* 51: 735–746.
  26. Fromme H, Kuchler T, Otto T, Pilz K, Müller J and Wenzel A 2002. Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment, *Water Res.* 36: 1429–1438.
  27. FSA (Food Standards Agency) 2000. Survey of Bisphenols in Canned Foods. Food Surveillance Information Sheet. Number 13/01. April 2001, Food Standards Agency, UK.
  28. Funabashi T, Sano A, Mitsushima D, Kimura F 2003. Bisphenol A increases progesterone receptor immunoreactivity in the hypothalamus in a dose-dependent manner and affects sexual behaviour in adult ovariectomized rats. *J. Neuroendocrinol.* 15:134-140.
  29. Goodson A, Summerfield W and Cooper I 2002. Survey of bisphenol A and bisphenol F in canned foods, *Food Addit. Contam.* 19: 796–802.
  30. Goodson A, Robin H, Summerfield W and Cooper I 2004. Migration of bisphenol A from can coatings-effects of damages, storage conditions and heating, *Food Addit. Contam.* 21: 1015–1026.

31. Gupta C 2000. Reproductive malformation of the male offspring following maternal exposure to estrogenic chemicals. *Proc Soc Exp Biol Med* 224:61–68.
32. Hanaoka T, Kawamura N, Hara K and Tsugane S 2002. Urinary bisphenol A and plasma hormone concentrations in male workers exposed to bisphenol A diglycidyl ether and mixed organic solvents, *Occup. Environ. Med.* 59: 625–628.
33. Heemken OP, Reincke H, Stachel R and Theobald N 2001. The occurrence of xenoestrogens in the Elbe River and the North Sea, *Chemosphere* 45: 245–259.
34. Ho SM, Tang WY, de Frausto JB, Prins GS 2006. Developmental Exposure to Estradiol and Bisphenol A Increases Susceptibility to Prostate Carcinogenesis and Epigenetically Regulates Phosphodiesterase Type 4 Variant 4, *Cancer Research* 66: (11), 5624-5632.
35. Honma S, Suzuki A, Buchanan DL, Katsu Y, Watanabe H, Iguchi T 2002. Low dose effect of in utero exposure to bisphenol A and diethylstilbestrol on female mouse reproduction. *Reprod Toxicol* 16:117–122.
36. Howdeshell KL, Hotchkiss AK, Thayer KA, Vandenberg JG, vom Saal FS 1999. Exposure to bisphenol A advances puberty. *Nature* 401:763–764.
37. Howdeshell KL, Peterman PH, Judy BM, Taylor JA, Orazio CE, Ruhlen RL, vom Saal FS, Welshons WV 2003. Bisphenol A is released from used polycarbonate animal cages into water at room temperature. *Environ Health Perspect* 111:1180–1187.
38. Hunt PA, Koehler KE, Susiarjo M, Hodges CA, Hagan A, Voigt RC, Thomas S, Thomas BF, Hassold TJ 2003. Bisphenol A causes meiotic aneuploidy in the female mouse. *Curr Biol* 13:546–553.
39. Ike M, Jin CS and Fujita M 2000. Biodegradation of bisphenol A in the aquatic environment, *Water Sci. Technol.* 42: 31–38.
40. Inoue K, Kawaguchi M, Funakoshi Y and Nakazawa Y 2003. Size-exclusion flow extraction of bisphenol A in human urine for liquid chromatography–mass spectrometry, *J. Chromatogr. B* 798: 17–23.
41. Inoue K, Kato K, Yoshimura Y, Makino T, Nakazawa H 2000. Determination of bisphenol A in human serum by high-performance liquid chromatography with multi-electrode electrochemical detection. *J Chromatogr B Biomed Sci Appl* 749:17–23.
42. IRIS 1988. Bisphenol A (CASRN 80-05-7). In: US-EPA Integrated Risk Information System Substance file. <http://www.epa.gov/iris/subst/0356.htm>.
43. Ishido M, Masuo Y, Kunitomo M, Oka S, Morita M 2004. Bisphenol A causes hyperactivity in the rat concomitantly with impairment of tyrosine hydroxylase immunoreactivity. *J. Neurosci. Res.* 76:423-433.
44. Jolanki R, Kanerva L, Estlander T 1995. Occupational allergic contact dermatitis caused by epoxy diacrylate in

- ultraviolet-light-cured paint, and bisphenol A in dental composite resin. *Contact Dermatitis* 33:94-99.
45. Kanerva L, Jolanki R, Estlander T, Henriks-Eckerman M, Tuomi M and Tarvainen K 2000. Airborne occupational allergic contact dermatitis from triglycidyl-p-aminophenol and tetraglycidyl-4,4'-methylene dianiline in preimpregnated epoxy products in the aircraft industry, *Dermatology* 201: 29–33.
  46. Kanerva L, Pelttari M, Jolanki R, Alanko K, Estlander T, Suhonen R 2002. Occupational contact urticaria from diglycidyl ether of bisphenol A epoxy resin, *Allergy* 57: 1205–1207.
  47. Kang JH and Kondo F 2002a. Bisphenol A degradation by bacteria isolated from river water, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43: 265–269.
  48. Kang JH and Kondo F 2002b. Effects of bacterial counts and temperature on the biodegradation of bisphenol A in river water, *Chemosphere* 49: 493–498.
  49. Kang JH and Kondo F 2005. Bisphenol A degradation in river water is different from that in seawater, *Chemosphere* 60: 1288–1292.
  50. Kang JH and Kondo F 2006. Bisphenol A in the surface water and freshwater snail collected from rivers around a secure landfill, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 76: 113–118.
  51. Kang JH, Kito K and Kondo F 2003. Factors influencing the migration of bisphenol A from cans, *J. Food Prot.* 66: 1444–1447.
  52. Kang JH, Ri N and Kondo F 2004. *Streptomyces* sp. strain isolated from river water has high bisphenol A degradability, *Lett. Appl. Microbiol.* 39: 178–180.
  53. Kawaguchi M, Sakui N, Okanouchi N, Ito R, Saito K, Izumi S, Makino T and Nakazawa H 2005. Stir bar sorptive extraction with in situ derivatization and thermal desorption-gas chromatography–mass spectrometry for measurement of phenolic xenoestrogens in human urine samples, *J. Chromatogr. B* 820: 49–57.
  54. Kawahata H, Ohta H, Inoue M and Suzuki A 2004. Endocrine disrupter nonylphenol and bisphenol A contamination in Okinawa and Ishigaki islands. Japan-within coral reefs and adjacent river mouths, *Chemosphere* 55: 1519–1527.
  55. Kawamura Y, Inoue K, Nakazawa H, Yamada T and Maitari T 2001. Cause of bisphenol A migration from cans for drinks and assessment of improved cans, *J. Food Hyg. Soc. Jpn.* 42: 13–17 (in Japanese).
  56. Klečka GM, Gonsior SJ, West RJ, Goodwin PA and Markham DA 2001. Biodegradation of bisphenol A in aquatic environments: river die-away, *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 2725–2735.
  57. Krishnan AV, Stathis P, Permuth SF, Tokes L, Feldman D 1993. Bisphenol-A: an estrogenic substance is released from polycarbonate flasks during autoclaving. *Endocrinology* 132:2279–2286.

58. Kubo K, Arai O, Omura M, Watanabe R, Ogata R, Aou S 2003. Low dose effects of bisphenol A on sexual differentiation of the brain and behavior in rats. *Neurosci. Res.* 45:345-356.
59. Lakind JS, Naiman DQ 2008. Bisphenol A (BPA) daily intakes in the United States: estimates from the 2003-2004 NHANES urinary BPA data. *J. Expo Sci Environ Epidemiol* 18(6): 608-615.
60. Lang IA, Galloway TS, Scarlett A, Henley WE, Depledge M, Wallace RB, Melzer D 2008. Association of urinary bisphenol A concentration with medical disorders and laboratory abnormalities in adults. *JAMA* 300 (11): 1303-1310.
61. Lee HB and Peart TE 2000. Determination of bisphenol A in sewage effluent and sludge by solid-phase and supercritical fluid extraction and gas chromatography/mass spectrometry. *J. AOAC Int.* 83: 290–297.
62. Lee HJ, Chattopadhyay S, Gong EY, Ahn RS, Lee K 2003. Antiandrogenic effects of bisphenol A and nonylphenol on the function of androgen receptor. *Toxicol Sci* 75:40–46.
63. Liu Z, Wolff MS and Moline J 2005. Analysis of environmental biomarkers in urine using an electrochemical detector. *J. Chromatogr. B* 819: 155–159.
64. MacLusky NJ, Hajszan T, Leranath C 2005. The environmental estrogen bisphenol A inhibits estrogen-induced hippocampal synaptogenesis. *Environ Health Perspect* 113:675–679.
65. Masuyama K 1994. The amendment of the specification on plastic packages. *Jpn Food Sanit Res* 44: 9-27 (in Japanese).
66. Matsumoto A, Kunugita N, Kitagawa K, Isse T, Oyama T, Foureman GL, Morita M, Kawamoto T 2003. Bisphenol A levels in human urine. *Environ Health Perspect* 111:101–104.
67. Moriyama K, Tagami T, Akamizu T, Usui T, Saljo M, Kanamoto N, Hataya Y, Shimatsu A, Kuzuya H, Nakao K 2002. Thyroid hormone action is disrupted by bisphenol A as an antagonist. *J Clin Endocrinol Metab* 87:5185–5190.
68. Munguía-López EM and Soto-Valdez H 2001. Effect of heat processing and storage time on migration of bisphenol A (BPA) and bisphenol A-diglycidyl ether (BADGE) to aqueous food simulant from Mexican can coatings. *J. Agric. Food Chem.* 49: 3666–3671.
69. Munguía-López EM, Peralta E, Gonzalez-Leon A, Vargas-Requena C and Soto-Valdez H 2002. Migration of bisphenol A (BPA) from epoxy can coatings to Jalapeno and an acid food simulant. *J. Agric. Food Chem.* 50: 7299–7302.
70. Munguía-López EM, Gerardo-Lugo S, Peralta E, Bolumen S and Soto-Valdez H 2005. Migration of bisphenol A (BPA) from can coatings into a fatty-food simulant and tuna fish. *Food Addit. Contam.* 22: 892–898.
71. Negishi T, Kawasaki K, Suzaki S, Maeda H, Ishii Y, Kyuwa S, Kuroda Y, Yoshikawa Y 2004. Behavioral alterations in response to fear-provoking

- stimuli and tranlycypromine induced by perinatal exposure to bisphenol A and nonylphenol in male rats. *Environ. Health Perspect.* 112:1159-1164.
72. Olea N, Pulgar R, Perez P, Olea-Serrano F, Rivas A, Novillo-Fertrell A, Pedraza V, Soto AM, Sonnenschein C 1996. Estrogenicity of resin-based composites and sealants used in dentistry. *Environ Health Perspect* 104:298–305.
73. Palanza P, Howdeshell KL, Parmigiani S, vom Saal FS 2002. Exposure to a low dose of bisphenol A during fetal life or in adulthood alters maternal behavior in mice. *Environ. Health Perspect.* 110:415-422.
74. Pottenger LH, Domoradzki JY, Markham DA, Hansen SC, Cagen SZ and Waechter Jr. JM 2000. The relative bioavailability and metabolism of bisphenol A in rats is dependent upon the route of administration, *Toxicol. Sci.* 54: 3–18.
75. Ramos JG, Varayoud J, Kass L, Rodriguez H, Costabel L, Munoz-De-Toro M, Luque EH. 2003. Bisphenol a induces both transient and permanent histofunctional alterations of the hypothalamic-pituitary-gonadal axis in prenatally exposed male rats. *Endocrinology* 144:3206-3215.
76. Rudel RA, Brody JB, Spengler JD, Vallarino J, Geno PW, Sun G and Yau A 2001. Identification of selected hormonally active agents and animal mammary carcinogens in commercial and residential air and dust samples, *J. Air Waste Manage. Assoc.* 51: 499–513.
77. Sakaue M, Ohsako S, Ishimura R, Kurosawa S, Kurohmaru M, Hayashi Y, Aoki Y, Yonemoto J and Tohyama C 2001. Bisphenol-A affects Spermatogenesis in the Adult Rat Even at a Low Dose. *Journal of Occupational Health* 43:185 -190.
78. Schonfelder G, Wittfoht W, Hopp H, Talsness CE, Paul M, Chahoud I 2002. Parent bisphenol A accumulation in human maternal-fetal-placental unit. *Environ Health Perspect* 110:A703–A707.
79. Snyder RW, Maness SC, Gaido KW, Welsch F, Sumner SCJ and Fennell TR 2000. Metabolism and disposition of bisphenol A in female rats, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 168: 225–234.
80. Staples CA, Dorn PB, Klečka GM, O’Block ST, Hariis LR 1998. A review of the environment fate, effects, and exposures of bisphenol A. *Chemosphere* 36:2149-2173.
81. Sugiura-Ogasawara M, Ozaki Y, Sonta S, Makino T, Suzumori K 2005. Exposure to bisphenol A is associated with recurrent miscarriage. *Hum Reprod* 20:2325–2329.
82. Takao Y, Lee HC, Kohra S and Arizono K 2002. Release of bisphenol A from food can lining upon heating, *J. Health Sci.* 48: 31–334.
83. Takao Y, Chul Lee H, Ishibashi Y, Kohra S, Tominaga N, Arizono K 1999. Fast screening method for bisphenol A in environmental water and in food by solid-phase microextraction (SPME). *J Health Sci* 45:39.

84. Takeuchi T, Tsutsumi O, Ikezuki Y, Takai Y, Taketani Y 2004. Positive relationship between androgen and the endocrine disruptor, bisphenol A, in normal women and women with ovarian dysfunction. *Endocr J* 51:165–169.
85. Tarvainen K, Kanerva L 1999. Occupational dermatoses from plastic composites. *J Environ Med* 1: 3-17.
86. Thomson BM and Grounds PR 2005. Bisphenol A in canned foods in New Zealand: an exposure assessment, *Food Addit. Contam.* 22 (1): 65–72.
87. Tsuda T, Suga K, Kaneda E, Ohsuga M 2000. Determination of 4-nonylphenol, nonylphenol monoethoxylate, nonylphenol diethoxylate and other alkylphenols in fish and shellfish by high-performance liquid chromatography with fluorescence detection. *J Chroma B* 746: 305-309.
88. Welshons WV, Nagel SC, vom Saal FS 2006. Large effects from small exposures. I. Endocrine mechanisms mediating effects of bisphenol A at levels of human exposure. *Endocrinology* 147(6)(Supplement):S56–S69.
89. Welshons WV, Thayer KA, Judy BM, Taylor JA, Curran EM, vom Saal FS 2003. Large effects from small exposures. I. Mechanisms for endocrine-disrupting chemicals with estrogenic activity. *Environ Health Perspect* 111:994–1006.
90. Wetherill YB, Petra CE, Monk KR, Puga A, Knudsen KE 2002. The xenoestrogen bisphenol A induces inappropriate androgen receptor activation and mitogenesis in prostate adenocarcinoma cells. *Mol Cancer Ther* 7:515–524.
91. Wozniak AL, Bulayeva NN, Watson CS 2005. Xenoestrogens at picomolar to nanomolar concentrations trigger membrane estrogen receptor-a mediated Ca<sup>2+</sup> fluxes and prolactin release in GH3/B6 pituitary tumor cells. *Environ Health Perspect* 113:431–439.
92. Yamada K, Urase T, Matsuo T, Suzuki N 1999. Constituents of organic pollutions in leachates from different types of landfill sites and their fate in the treatment processes. *J Jpn Soc Water Environ* 22:40-45.
93. Yamamoto T, Yasuhara A, Shiraishi H, Nakasugi O 2001. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates, *Chemosphere* 42: 415–418.
94. Yang M, Kim SY, Lee SM, Chang SS, Kawamoto T, Jang JY and Ahn YO 2003. Biological monitoring of bisphenol A in a Korean population, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44: 546–551.
95. Ye X, Kuklenyik Z, Needham LL and Calafat AM 2005. Quantification of urinary conjugates of bisphenol A, 2,5-dichlorophenol, and 2-hydroxy-4-methoxybenzophenone in humans by online solid phase extraction-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry, *Anal. Bioanal. Chem.* 383: 638–644.

96. Ying GG and Kookana RS 2003. Degradation of five selected endocrine-disrupting chemicals in seawater and marine sediment, *Environ. Sci. Technol.* 37: 1256–1260.
97. Yokota H, Iwano H, Endo M, Kobayashi T, Inoue A, Ikushiro S, Yuasa A 1999. Glucuronidation of the environment oestrogen bisphenol A by an isoform of UDP- glucuronosyltransferase, UGT2B1, in the rat liver. *Biochem J* 340: 405-409.
98. Yoshida T, Horie M, Hoshino Y and Nakazawa H 2001. Determination of bisphenol A in canned vegetables and fruit by high performance liquid chromatography, *Food Addit. Contam.* 18: 69–75.
99. 吳建宜、丁望賢，2000：環境荷爾蒙-壬基苯酚與雙酚 A 在臺灣水環境中之分布與流布調查。環境檢驗通訊雜誌，33: 12-21。





## 華盛頓研討會報告

一、 出國者姓名：毛義方

二、 時間：民國 100 年 10 月 29 日～11 月 2 日

三、 地點：Washington, D.C.

四、 會議名稱：American Public Health Association, 139<sup>th</sup> Annual Meeting & Exposition (APHA)

五、 會議主題：Healthy Communities Promote Healthy Minds & Bodies

六、 參加與會人員：以美國人為主，其他國家為次。我國此次參加人員高達 40 人，以國健局為主要參與者，國健局局長及前署長楊志良先生均有參加，全部註冊人員達一萬三千人。

七、 開會心得報告

(一) 研討會及會場運作：

1. 美國公共衛生學會每年均有舉辦研討會，每隔一年在 Washington, D.C. (美國首都區域)開一次大會，另一年則舉行在美國各地。
2. 研討會就在首都最大的會議中心--華特華盛頓會議中心舉行，會場主場可容納五千人。
3. 會議註冊費每人 700 餘美金，但會議開會期間大會並不供給任何餐點及飲水(罐裝水)，全部必須自理，且只供應大會程序手冊而已。研討會發表之摘要，需要的人可自行上官網登錄下載，目前美國的大型研討會均用此方式來辦國際研討會。
4. 此會議已舉行 139 年，可謂歷史悠久，而美國公共衛生之發展，已成為普世人類發展之價值所在，人類健康權之確立，也是由此學會過去所發起的，美國公共衛生學會已成為世界人民健康及各國公共衛生的領導者。

(二)會議研討會之此次中心議題

由於公共衛生之發展已逾百年，世界上各種的主要傳染病均已有效控制(AIDs除外)，慢性病也正已有效的方式尋求控制方法；但癌症、心臟血管疾病、糖尿病及自殺，這四種疾病仍待有效克服。

上述這些疾病的預防方法可能在人類健康行為的改善，因此本年度主題談的重點之一即 behavior health，尤其透過有效的社區組織來改變人類的行為模式，讓人民的日常生活行為合乎健康及長壽的目標。

### (三)開會內容心得

1. 由於美國是一個大國家，擁有三億人口與聚集世界各地的種族，貧富差距又大，除進行民主法治制度之外，又開辦社會福利制度，因此執行任何政策，都需要基本的理論基礎才行得通。

2. 因此在本次大會中，大會的重要 speakers 談的均是健康權的普世價值。

3. 同時健康權及公共衛生必須建立在民主自由法治及人權之外運作，不得偏離此正道，當然對弱勢團體的扶助是絕對必須的。

4. 本次研討會中心議題是希望透過健康社會之營造來推動健康心靈及想法 (health mind)與身體之健康，讓我們的工作環境、生活環境及休閒娛樂環境有健康及公共衛生之措施。

5. 本年度之會議希望透過 Public Health Science, Practice and Policy 來完成各項工作。

6. 自然環境之建立及維護是永續經營的方法之一，但更希望能將環境變成 health park 及 health people 的生活地域。

7. 建立健康社區之營造會確保提供適當的「行為健康」給個人及各個家庭。

8. 社會正義(Social Justice)對於社會工作及健康頗為重要，我們建立的環境、社會領導者及精神衛生的工作者均此社會正義之精神，來從事這方面的預防工作。

(四)本人研究團隊此次在會中發表的論文題目：我國推行菸害防治的十年經驗(口頭發表)。

# 國科會補助計畫衍生研發成果推廣資料表

日期:2012/08/16

國科會補助計畫	計畫名稱: 國人雙酚A環境荷爾蒙之環境暴露及生物偵測研究
	計畫主持人: 毛義方
	計畫編號: 98-2221-E-040-002-MY3      學門領域: 環境工程
無研發成果推廣資料	

98 年度專題研究計畫研究成果彙整表

計畫主持人：毛義方		計畫編號：98-2221-E-040-002-MY3				計畫名稱：國人雙酚 A 環境荷爾蒙之環境暴露及生物偵測研究	
成果項目		量化			單位	備註（質化說明：如數個計畫共同成果、成果列為該期刊之封面故事...等）	
		實際已達成數（被接受或已發表）	預期總達成數（含實際已達成數）	本計畫實際貢獻百分比			
國內	論文著作	期刊論文	0	0	0%	篇	
		研究報告/技術報告	0	3	100%		
		研討會論文	0	3	100%		
		專書	0	0	0%		
	專利	申請中件數	0	0	0%	件	
		已獲得件數	0	0	0%		
	技術移轉	件數	0	0	0%	件	
		權利金	0	0	0%	千元	
	參與計畫人力（本國籍）	碩士生	0	4	100%	人次	
		博士生	0	0	0%		
博士後研究員		0	0	100%			
專任助理		0	3	100%			
國外	論文著作	期刊論文	0	0	0%	篇	
		研究報告/技術報告	0	0	0%		
		研討會論文	0	3	100%		
		專書	0	0	0%		章/本
	專利	申請中件數	0	0	0%	件	
		已獲得件數	0	0	0%		
	技術移轉	件數	0	0	0%	件	
		權利金	0	0	0%	千元	
	參與計畫人力（外國籍）	碩士生	0	0	0%	人次	
		博士生	0	0	0%		
博士後研究員		0	0	0%			
專任助理		0	0	0%			

<p>其他成果 (無法以量化表達之成果如辦理學術活動、獲得獎項、重要國際合作、研究成果國際影響力及其他協助產業技術發展之具體效益事項等，請以文字敘述填列。)</p>	<p>無。</p>
--	-----------

	成果項目	量化	名稱或內容性質簡述
科 教 處 計 畫 加 填 項 目	測驗工具(含質性與量性)	0	
	課程/模組	0	
	電腦及網路系統或工具	0	
	教材	0	
	舉辦之活動/競賽	0	
	研討會/工作坊	0	
	電子報、網站	0	
	計畫成果推廣之參與(閱聽)人數	0	

# 國科會補助專題研究計畫成果報告自評表

請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況、研究成果之學術或應用價值（簡要敘述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性）、是否適合在學術期刊發表或申請專利、主要發現或其他有關價值等，作一綜合評估。

1. 請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況作一綜合評估

達成目標

未達成目標（請說明，以 100 字為限）

實驗失敗

因故實驗中斷

其他原因

說明：

2. 研究成果在學術期刊發表或申請專利等情形：

論文： 已發表  未發表之文稿  撰寫中  無

專利： 已獲得  申請中  無

技轉： 已技轉  洽談中  無

其他：（以 100 字為限）

3. 請依學術成就、技術創新、社會影響等方面，評估研究成果之學術或應用價值（簡要敘述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性）（以 500 字為限）

本計畫執行 3 年，從測定方法學之開發，包括水、食物、飲料及尿液等不同介質之測定，均獲得良好的精確度及回收率。對本國人民之主要攝取的食物進行測定，並利用問卷了解國人每日食物的攝取量，已經建立國人主要攝取食物之 BPA 濃度資料，並經估算完成我國國人每日 BPA 攝取量且包括飲水及包裝水之攝取量。

另外進行國人 BPA 之生物偵測，測定國人成人尿中之 BPA 濃度，已建立國人 BPA 內在劑量，並做國際比較，發現我國人之攝取量較高，原因可能是因為 BPA 非常普遍使用於塑膠產品中，而國內在食物包裝上使用塑膠材料較多易造成環境汙染，使 BPA 透過食物鏈進入我國食物產品中。

本計畫已完成國人攝取環境荷爾蒙之外在劑量及內在劑量，將可提供國際上對於 BPA 暴露狀況的部分資料，同時可提供我國衛生署及環保署在 BPA 環境管控或食物中容許濃度之重要資訊。