

被動式採樣器於環境檢測之應用

Passive Sampler and Its Applications in Environmental Analysis

凌永健、陳柏嘉、宋福祥、王振宇、葉明軒

Yong-Chien Ling, Bo-Chia Chen, Fu-Xiang Sung, Cheng-Yu Wang, Ming-Shiuan Yeh

被動式採樣裝置不需用外加能源及人為控制，適合長時間連續、大面積、荒野地區的環境樣品採樣。本文介紹四種被動式採樣器，包括半透膜採樣裝置、極性有機化合物累積採樣裝置、PUF 盤採樣器與擴散梯度薄膜採樣器。

Passive sampling devices are free of external power and human intervention requirements. They are suitable for long-time consecutive, large-area, and remote-area sampling of environmental samples. This paper introduces four passive sampling devices including semipermeable membrane device (SPMD), polar organic chemical integrative sampler (POCIS), polyurethane foam disk (PUF disk) sampler, and diffusion gradients in thin-film (DGT) sampler.

一、前言

採樣是環境檢測的第一步，相關的不確定度往往是決定檢測結果準確度和精密度的最主要因素。隨著各類法規的頒布、跨國貿易的頻繁以及國民對生活品質的需求，透過標準、認證、驗證等，以提升環境採樣的品質，是重要的行政管理和研究發展課題⁽¹⁾。環保署現有的標準方法多引用美、日兩國的技術，其中與環境採樣相關者，多用主動式 (active，需用外加能源及人為控制) 抓取採樣 (grab sampling) 方法，短時間內採集離散的 (discrete) 少量體積樣品，後續配合使用標準檢驗方法，得到採樣時段的檢測結果，數據符合品保／品管規範，可以適時找出超出法規管制標準的污染源，達到管制的目的。然而對於與時俱變且濃度變異甚巨的污染

物，則必須提高採樣的時間、長度和頻率，方有可能釐清污染者，導致工作量增加，且花費不貲。同樣的，對於超微量 (ultra trace) 污染物或是生物 (bio) 累積性 (accumulative) 及可利用 (available) 毒物，則需加長採樣時間，以採集儀器足以偵測到的數量，同樣也會導致工作量增加，且花費不貲。被動式採樣裝置 (passive sampling devices) 不需用外加能源及人為控制，適合長時間連續、大面積以及荒野地區的環境樣品採樣。

被動式採樣裝置應用於環境檢測，首次出現於 1973 年用於採集空氣中污染物，之後則擴展到水體、底泥、土壤，目標分析物包括：金屬、有機物等⁽²⁾。被動式採樣器主要應用於：(1) 環境篩檢與污染源鑑定；(2) 環境中濃度偵測；分為短期與長期監測，短期監測 (時／天) 利於研究污染物的

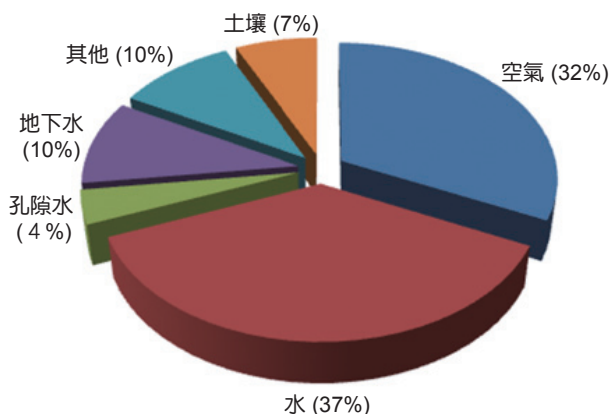


圖 1. 近年來被動式採樣器研究應用於不同環境基質的比率⁽³⁾。

散失、變遷及傳輸過程等行為，提供散布以及傳輸模擬用的數據；長期監測（星期、月或年）利於追蹤污染源，以及研究周界環境水平的潛在趨勢；(3) 了解污染物周界，以支援國內或國際環境監測工作；(4) 研究大氣污染物濃度及組成；(5) 人體暴露評估研究，被動式採樣器能提供較傳統式採樣更接近的評估結果；(6) 研究環境污染物平衡採集情形；(7) 水質監測；(8) 研究汙泥樣品及水體中污染物濃度；(9) 生物分析評估，研究污染物在被動式採樣器與生物風險影響的相關性，測量生物採樣器對於污染物的生物累積性，比較被動式採樣器與生態的累積性；(10) 生態毒理學測試。近年來環檢用被動式採樣器的樣品基質，以水居多約 51%，其次為空氣約 32%，包括工作場所暴露與監測、室內外空氣品質測定等 (圖 1)⁽³⁾。本文介紹四種被動式採樣器，說明其設計構想、採樣原理、使用範例，以及國內的應用現況與未來展望。

二、SPMD 被動式採樣器

半透膜採樣裝置 (semipermeable membrane device, SPMD) 的功能示意圖如圖 2 所示⁽⁴⁾，利用相同原理可以採集空氣與水樣基質。SPMD 由一條扁平、薄壁、帶狀的聚低密度乙稀 (low-density polyethylene, LDPE) 膜筒，或其他低密度聚合物如聚丙烯 (PP)、乙稀醋酸乙稀酯 (EVA)、聚矽氧 (silicone) 等製成的膜筒，內部可以中空、填充試

劑水，或填充一層薄薄的大分子中性油脂 (≥ 600 Da)，如三油酸甘油酯 (triolein) 等。

LDPE 為多孔性材質，自發性的隨機熱運動 (random thermal motion) 導致孔洞直徑最大約 10 埃，孔洞的奈米尺寸以及動力特徵適合吸收疏水性 (hydrophobic) 物質，尺寸太大的物質無法被吸收。LDPE 膜因此允許空氣 (水) 體中非極性的自由態 (生物可用性) 分子，以擴散方式，被動通過薄膜上的奈米孔洞，進入裝置的內部，被填充物截存 (sequestration) 在內，懸浮微粒等其他基質則被排除在外。三油酸甘油酯的高辛醇水分配係數 (octanol-water partition coefficient, K_{ow})，可以扮演類似生物體攝入水體中的疏水性有機物。市售的標準型 SPMD 膜筒，規格為 LDPE 膜材、2.5 cm 寬度、91.4 cm 長度、70–95 cm 厚度，約 450 cm² 表面積，或約 100 cm²/g 表面積/重量，內部充填 1 mL (0.915 g) 的高純度 ($\geq 95\%$) 三油酸甘油酯 4.5 g 重量。使用者可以視需求，使用其他尺寸的 SPMD 裝置，只要三油酸甘油酯/膜的質量比維持 0.2 (或約 100 cm²/g 表面積/重量)，且在規定的膜厚範圍內即可。三油酸甘油酯為水中生物中主要的非極性脂肪，具有特性：(1) 容易藉由合成得到高純度

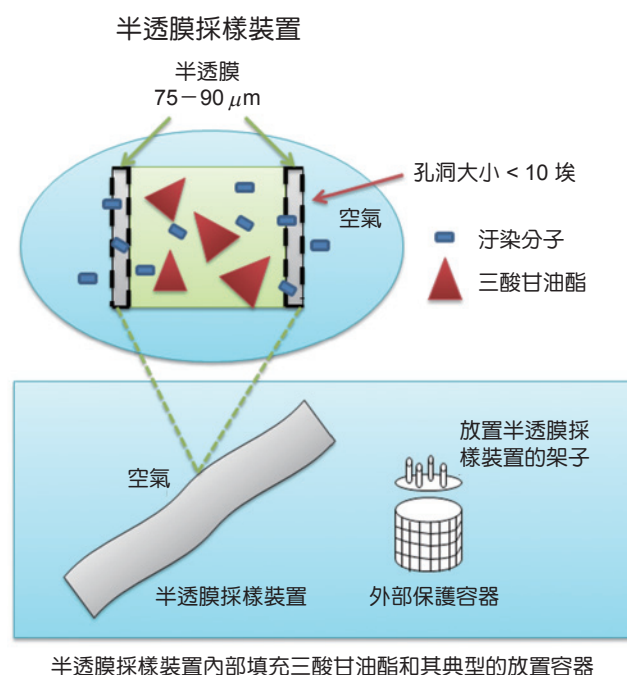


圖 2. SPMD 的功能示意圖⁽⁴⁾。

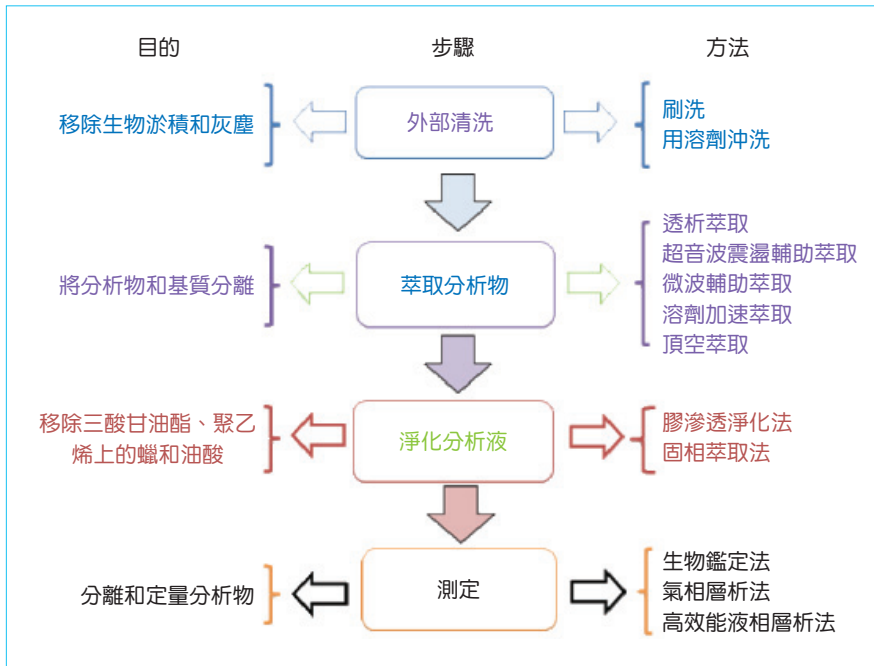


圖 3. SPMD 採集之樣品的檢測技術選擇圖⁽⁵⁾。

油酯；(2) 低熔點 (接近 0 °C)；(3) 對非極性化合物具高採集容量。利用油脂與水性中的平衡實驗，求得的 K_{TW} (triolein-water coefficient) 值與 K_{OW} 相近。使用 SPMD 進行採樣之前，需先將 SPMD 裝置在膜架上，再置於保護容器內，如圖 2 所示⁽⁴⁾，即可用於採樣。採樣後將 SPMD 帶回實驗室，利用有機溶劑定量地將其透析出來，再使用常用分析方法予以定量，每一分析步驟時考量的因素及技術，有許多選擇。應用於持久有機污染物 (persistent organic pollutants, POPs) 的實例，如圖 3⁽⁵⁾ 所示，品管措施特別要注意污染控管。

SPMD 理論上對於 $K_{OW} \geq 1$ 的中性化學物質皆有濃縮效果，但對於 $K_{OW} \geq 3$ 的中性化學物質之濃縮效率最佳，因此一般多用於多環芳香烴 (PAHs)、平面型多氯聯苯 (Co-PCBs)、多氯戴奧辛 (PCDDs)、多氯呋喃 (PCDFs)、有機氯農藥 (OCPs) 等持久性有機污染物之採樣⁽⁵⁻⁷⁾。SPMDs 用截存物質除常見的三油酸甘油酯外，尚有下列數種⁽⁵⁾。(1) 零溶劑即 LDPE 膜筒中並未填充截存物質，具有成本便宜、樣品處理簡單、平衡時間縮短等優點。缺點為在 LDPE 中添加困難、採集容量變小、 K_{OW} 受溫度影響大，平衡時間與薄膜厚度成正比等。(2) 試劑水，環保署標準方法「監測井地下水揮發性有

機物被動式擴散採樣袋採樣方法」⁽⁸⁾，該法係以被動式擴散採樣袋—低密度聚乙烯 (LDPE) 填充試劑水密封後作為採樣袋，置於監測井地下水中，使水中揮發性有機污染物藉由擴散作用滲透進入採樣袋中。以被動方式進行地下水採樣，可監測地下水中揮發性有機物之污染濃度。適用於依「地下水水質監測井設置規範」設置之監測井採樣，通常用於地下水污染揮發性有機物之採樣，且可同時執行多重深度採樣。本方法尤其適用於污染整治期間之地下水監測。(3) 異辛烷，具有樣品處理簡單，沒有生物汙損的問題。缺點為溶劑可能釋放到水體中。(4) 離子液體 (如 $[C_4MIM][PF_6]$)，離子液體為鹽類，常溫下多以液態存在，具有不揮發、不可燃、化性和熱性穩定、高極性等特性，可直接用液相層析儀分析等優點，缺點為需自行合成離子液體，欠缺離子液體／水的分配係數之數據。(5) 矽高分子如矽利康擴散真空泵油⁽⁹⁾。

利用待測物在空氣 (水體) 基質中和 SPMD 中的濃度關係式 (1)，可對環境中的有機污染物進行時間累加性的採集和定量。

$$C_w = \frac{C_{SPMD} V_{SPMD}}{R_s t}$$

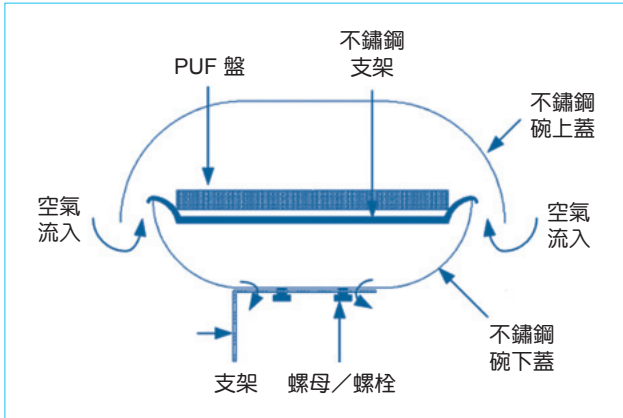


圖 4. PUF 被動式採樣器示意圖⁽¹⁶⁾。

其中， C_w 為空氣 (水體) 基質中待測物濃度， C_{SPMD} 為 SPMD 中 (包括半透膜及截存物中) 待測物濃度， V_{SPMD} 為 SPMD 的體積， R_s 為 SPMD 的採樣速率 (L/day)， t 為採樣天數 (day)。同樣的方法可以應用於後述的其他種被動式採樣器，以建立飽和曲線圖。

SPMD 富集有機化合物的模型，主要基於污染物擴散進入半透膜是控制富集過程中唯一的速度控制步驟，且假設污染物在空氣 (水體) 中的濃度是恆定的二假設。基於上述假設，可以利用 SPMD 靜態 (或流動) 富集實驗裝置 (使用績效參考物質 PRC 校正時，可以省略流動裝置，進行靜態富集實驗)，配製不同濃度的待測物，在恆溫、恆氣 (水) 流下，進行一般採樣天數 14–30 天的實驗，得到靜態富集曲線⁽⁵⁾，求得 R_s 值。

迷你型 (15.2 公分) 半透膜採樣器 (mini SPMD) 被成功地用於美國六個主要都市的 169 條河流，截存疏水性有機化合物 (HOCs)，作為城市化指標。每一 mini SPMD 的萃液，皆以微型 P450RGS 測試 (對結合到芳基碳氫化合物受體的化合物有應答) 和 Fluoroscan 測試 (化學篩選多環芳香族化合物)。結果顯示兩種測試皆靈敏到足以應答低城市化的河流，並與城市化梯度呈現可預測的指數關係。Mini SPMD 的具有足夠的採樣速率，使用氣相層析質譜儀可以偵測到低城市化河流中的 HOCs，河流中的 HOCs 總數 (140 個目標物中測到 73 個) 與城市化梯度成正比的關係。都市河流中有各種各樣的化合物，包括：多環芳香族、殺蟲劑、除草劑、麝香氣

味物、污水處理化合物及阻燃劑，五氯苯甲醚 (木材防腐劑五氯酚的裂解物) 為無所不在的 HOC，在 71% 的河流中皆被偵測到，mini SPMD 的績效評估結果，顯現可以偵測到水中許多 HOCs，其濃度低於毒性標準，2,3,7,8-四氯戴奧辛除外。mini SPMD 與原尺寸 (91.4 公分) SPMD 相比，有數項獨特的優點，最值得注意的優點，包括：低成本、小尺寸、被惡破壞的機率降低，最大的限制則是無法偵測非常低濃度 (pg/L) 的化合物，mini SPMDs 在許多環境狀況及應用下，皆有不錯的表現，應被考慮為環境研究時的另一選項⁽¹⁰⁾。

Allan 等人於 2006 年發表的針對歐盟水框架指令 (Water Framework Directive, WFD) 的生物和化學監測需求之工具箱回顧論文⁽¹¹⁾，提及管理計畫中包括三種監測機制：(1) 監視監測 (surveillance monitoring)，目標為評估長期的水質變化，提供河川流域的基線資料，作為設計和實施其他監測的基礎；(2) 運轉監測 (operational monitoring)，目標為提供有風險或不符 WFD 環境目標水體的額外和必要數據；(3) 調查監測 (investigative monitoring)，目標為評估不符合 WFD 的原因。文中提及被動式採樣器為新興技術的原因有二：(1) 標準的現場採樣方法既貴又耗人力；(2) 現場採樣的化學監測，無法偵測到污染物的與時變遷濃度，難以代表真實污染的程度。

三、POCIS 被動式採樣器

極性有機化合物累積採樣裝置 (polar organic chemical integrative sampler, POCIS) 的組裝⁽¹²⁾ 所示，由兩片多孔性半透膜中間填充固態吸附劑所組成，多孔性半透膜多為聚醚砜 (polyethersulfone, PES) 材質，允許水及溶解性物質通過吸附劑中，諸如底泥及懸浮固體等大分子，則無法進入或是被排出。採樣速度與接觸吸附劑的表面積成正比。POCIS 適用於採集極性及中等極性的有機物質，與 SPMD 不同處在於內部填充的物質為極性。POCIS 可用內填吸附劑的不同而予以區別，如藥物 POCIS (Pharm-POCIS) 填充 200 mg 的 Oasis HLB 作為吸附劑，農藥 POCIS (Pest-POCIS) 則填

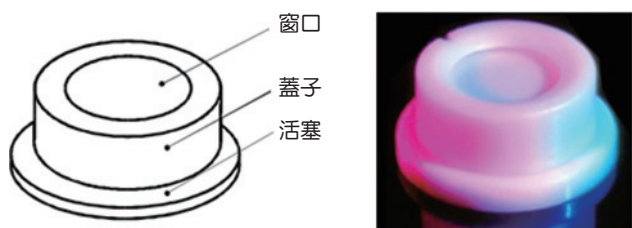


圖 5. 市售 DGT 照片和示意圖⁽²⁷⁾。

充 200 mg 的三組分混合物 (即 80 : 20 (w/w) Isolute ENV4 : Ambersorb 1500 carbon 分散於 S-X3 Bio Beads 中)。兩者可以有效定量水體中的環境荷爾蒙，採樣效果則依設置地點環境影響而異⁽¹³⁾。另有研究顯示 Pharm-POCIS 也適合採集水體中的除草劑⁽¹⁴⁾ 以及個人防曬用品中的吸收紫外線的化合物⁽¹⁵⁾，大部分除草劑的採集平衡時間為 21 天，少數則只需 10 天⁽¹⁴⁾。

筆者的實驗室曾利用 POCIS (使用 PES 半透膜及 Tenax 截存材料)，針對地下水及工廠放流水中常見之有機溶劑污染物，進行模擬實驗和真實樣品 (地下水監測井和放流水排入之河水) 的採集及檢測研發，推估採樣 10 天即可達到飽和。採樣器容易遭不肖人士偷竊的問題，尚待克服。利用模擬實驗飽和曲線去推算水中真實濃度，與傳統方法比較有一致性和相關性結果，濃度低於傳統分析方法的偵測極限，但準確性還需再作評估⁽⁹⁾。

四、PUF 被動式採樣器

PUF 被動式採樣器 (polyurethane foam, 聚氨酯泡沫, PUF disk 盤) 為加拿大科學家於 2002 年發展出的空氣基質被動式採樣器⁽¹⁶⁾，圖 4 所示為其示意圖，與目前使用的高流量採樣器⁽¹⁷⁾ 使用的 PUF 材質相同，直徑約 14 cm，厚度約 1.35 cm，採集表面積 365 cm²，質量約 4.4 克，總體積約 207 cm³，有效厚度為 0.567 cm。PUF 使用不鏽鋼碗製的上、下蓋，形成不完全密閉空間，空氣能與不鏽鋼碗間的空隙和下層不鏽鋼碗上的孔洞流通，上、下層不鏽鋼碗能使 PUF 在採樣期間盡量減少風速和光降解等影響。PUF 適用長時間採樣，從數週至數月，採樣前準備、運輸和前處理等皆能參

考高流量採樣器使用的方法⁽¹⁷⁾。

全球大氣被動式採樣 (GAPS) 研究主旨在展示使用被動式採樣器評估持久性有機污染物在全球性空間分布的可行性。GAPS 網絡系統包括 7 大洲超過 40 個地點，主要是在背景位置以及一些代表性的都會和農業地區。該文展示藉由 PUF 被動式採樣器採集有機氯農藥、多氯聯苯和多溴聯苯醚的濃度，採樣布署時間從 2004 年 12 月至 2005 年 3 月。有機氯農藥的殘留物，如 α -六氯環己烷、反式及順式和反式九氯氯丹、狄氏 (殺蟲) 劑、滴滴涕異構物，在大多數的監測站被檢測到，其中有部分高測值結果可能與持續使用的有關，以及/或是與歷史使用的再釋放有關。幾何平均數 (GM) 空氣濃度 (pg/m³) 分別為： Σ 六氯環己烷 (α - 和 γ -異構體總合) 為 8.5，總氯丹為 2.6，狄氏劑為 0.8 和 p, p'-DDE 為 0.8。當前使用的農藥，如 γ -六氯環己烷 (靈丹) 和變數較多且高濃度的安殺番，幾何平均數分別為 5 和 58。多氯聯苯和多溴聯苯醚在都會區及市郊濃度較高，符合其歷史使用模式，多氯聯苯的幾何平均濃度 (pg/m³) 為 17，而多溴聯苯醚為 4。將持續 GAPS 採樣，最終將可以評估季節性影響、長期時間和空間的趨勢⁽¹⁸⁾。

筆者的實驗室曾利用 PUF 被動式採樣器採集空氣中多氯戴奧辛及呋喃 (PCDD/Fs) 及平面型多氯聯苯 (Co-PCBs)，作為目標待測物，應用模擬實驗得到飽和曲線以定量採集之樣品，估算得到之 PCDD/Fs 及 Co-PCBs 濃度趨勢與主動式採樣得到濃度相近，同源物分布結果有良好的關聯性。顯示利用 PUF 被動式採樣器於目標採樣點可以半定量空氣中 PCDD/Fs 及 Co-PCBs 濃度，分析同源物分布特性關聯性，可以協助追蹤疑似排放污染源⁽¹⁹⁾。

五、DGT 被動式採樣器

重金屬為持久存在於環境中的化學物質，無法被降解，部分具有毒性及生物累積性，會經由食物鏈對人類以及其他高等動物健康造成極大的威脅。污染源產生排至大氣中，經過無數次的蒸發和沈降，由空氣和水作跨國際邊界的遷移，在當地的環

境生態系統累積。世界衛生組織及環保署之水質中重金屬共計 20 種，除了鈾之外，環保署皆有管制，並涵蓋「農田水利會灌溉水質監視作業規範」⁽²⁰⁾ 中重金屬，如：銅、鎘、鉛、鋅、鎳、總鉻、鐵，但是未涵蓋鈣、鎂、鈉。

Varna 等人的「被動式採樣技術監測水中污染物」回顧性論文中彙整野外應用被動式採樣器監測水中無機污染物，應用於現場物種金屬、仿生物可用性、測定輻射核種、測定金屬再移等四項，採樣器種類有 SLMD、DGT、PLM 等 4 種，其中以擴散梯度薄膜 (diffusion gradients in thin-film, DGT) 的應用占絕大多數⁽²¹⁾。

DGT 源自 Davison 和 Zhang 於 1994 年在自然 (Nature) 期刊發表「自然水域中微量成分的現場物種量測用薄膜凝膠」(*in-situ* speciation measurements of trace components in natural-waters using thin-film gels) 研究論文⁽²²⁾，該文提及「可靠量測自然水中微量物種對污染或微量元素循環研究至關重要，但是困難，部分原因為化學物種分布在採樣和儲存中經常會變化」。現場量測可以克服這些問題，但以前用的少數量測涉及到複雜的系統，不能例行使用。該文介紹一種簡單的技術以現場量測水體中的微量金屬濃度。該技術使用一離子滲透凝膠膜將離子交換樹脂與溶液分隔，凝膠中的質傳為擴散控制，因此定義明確，從而可能在相對較短時間內 (從一小時到數星期) 獲得濃度和物種的定量數據。該文作者提出使用該技術量測海水中的鋅濃度，與電化學量測結果一致。學理上，DGT 技術應可以應用於任何無機的或有機的擴散物種。該文迄今 (2011 年 6 月) 已被引用 280 次，開啟被動式採樣捕捉檢測重金屬之研究和廣泛應用。

同一團隊於 1995 年在分析化學 (Journal of Analytical Chemistry) 期刊發表「現場量測水溶液中微量金屬的擴散梯度薄膜的績效特性」(Performance characteristics of diffusion gradients in thin-films for the *in-situ* measurement of trace metals in aqueous solution) 研究論文⁽²³⁾，該文提及擴散梯度薄膜 (DGT) 技術提供現場定量水系統中活性物種的方式。確保金屬離子傳輸到交換樹脂，全靠自由擴散通過已知厚度為 Δg 的膜，總體溶液中

濃度為 C_b ，可以從樹脂中在 t 時間後測到的質量 M ，計算得到 $C_b = M\Delta g/DAt$ ，其中 D 為分子擴散係數， A 為膜的暴露表面積。如果選用足夠厚 (~ 1 毫米) 的擴散層，在對流的閾值以上，金屬到樹脂的通量將不受溶液中流體力學的影響。部署 1 天的濃縮因子約為 300，可以量測到極低等級 ($4 \text{ pmol}\cdot\text{L}^{-1}$) 的金屬，只有活性金屬物種可以被測到。擴散層厚度決定的有效時間視窗通常為 2 分鐘。由於金屬的量化是通過吸收動力學而非達到平衡，因此可以選擇各種部署時間，從 1 小時到通常 3 個月。當樹脂達到飽和時，DGT 量測不會受離子強度 (10 nM 到 1 M) 影響。使用 Chelex-100 樹脂，不受 pH (5 到 8.3) 影響。當 $\text{pH} < 5$ 時 Chelex 的結合能力減少，應答值會低於理論值。可以從已知的擴散係數和粘滯度對溫度依存性，預測溫度的影響。該文示範應用 DGT 現場定量沿海和大海海水中鎘、鐵、錳和銅，並討論其更一般的適用性，包括作為污染監測工具、作為現場測量通量，以及作為生物可用性的疑似品。

DGT 常用之濾膜為硝化纖維 (cellulose nitrate filter, 0.45 mm 孔洞, 0.12 mm 厚度)。擴散膠為聚丙烯醯胺凝膠 (polyacrylamide gel, PAAG)，在化學及生化實驗室，常被用來作為凝膠電泳的材料；在醫療上，常被用在整形和美容外科上的填充材料。捕捉樹脂為 Chelex-100，屬於弱陽離子螯合樹脂，官能基為： $\text{R}\cdot\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_2\text{COO}^-)_2$ ，能有效地捕捉水中正二價和正三價金屬，但第 2 族元素除外。2003 年挪威 Garmo 等人使用 DGT 監測 55 種金屬離子⁽²⁴⁾，濃度為 1 ng/mL ，其中只有 33 種能被分析，提供不同 pH 的 D 值。利用不同的捕捉樹脂可以測定水中甲基汞⁽²⁵⁾ 及無機汞⁽²⁶⁾。圖 5 為市售 DGT 照片和示意圖⁽²⁷⁾。

六、結論與展望

現有的採樣標準方法使用主動式採樣器，成本高且耗人力，化學監測結果無法偵測到污染物的與時變遷濃度，不易進行大地區的布點採樣，無法反映真實污染的程度。被動式採樣器簡單且便宜，能提供一致性的數據結果，不需要電力及人為控制，

適合長時間連續監測，採樣時間比主動式長，較能代表長期環境濃度，估算的待測物濃度較主動式具代表性。所需人力和電力低，可以最低成本完成採樣，可以克服主動式採樣的不足處，有其價值及重要性。未來若能在台灣地區廣泛架設，累積更多數據，了解量測不確定度範圍，可以提供半定量結果，有助於建立台灣地區環境汙染物背景值資料庫。或是架設於特定點，如高汙染潛勢工業區、養殖場、工廠、社區等下風處或下游處，有助於建置預防性監測網。

被動式採樣技術要應用到法規管制，須針對目標待測物，進行實驗室採樣速率校正、轉換實驗室數據到現場數據，以及方法確效(使用參考物質或參考場址，進行實驗室間比對)等基本工作。使用同位素標識待測物作為 PFC 需納入考量，須有完整的驗證數據。值得注意的是，SPMD、POCIS、PUF、DGT 等被動式採樣器皆以採集自由態物種為主，相較於主動式採樣器可以同時採集自由態和結合態物種，由被動式採樣器測得之汙染物濃度相對偏低。值得一提的是，監測物種以毒性考量為優先，在水體環境，監測金屬以溶解態為優先，金屬物種分析將是決定水中生物金屬毒性的重要因子。有機汙染物則需考量水中總量(溶解態 + 沉積物結合態)，疏水性化合物則需監測懸浮態、沉積物底和生物體。在大氣環境，懸浮粒子的毒性貢獻不能被忽略，被動式採樣器多採集自由態物種，在大氣採樣，仍有研究改善的空間。

誌謝

感謝環保署環檢所(EPA-98-E3S4-02-01, EPA-99-E3S2-02-02, EPA-100-E3S3-02-01)及國立清華大學(99N2454E1, 99N82448E1)的經費支持。

參考文獻

1. M. P. Schreiber, V. Komppa, M. Wahlstrom, and J. Laine-Ylijoki, *Accreditation Quality Assurance*, **10**, 510 (2006).
2. F. Stuer-Lauridsen, *Environmental Pollution*, **136** (3), 503 (2005).

3. B. Zabiegala, A. Kot-Wasik, M. Urbanowicz, and J. Namiesnik, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **396** (1), 273 (2005).
4. <http://www.waux.cerc.cr.usgs.gov/SPMD/index.ht>.
5. F. A. Esteve-Turrillas, V. Yusa, A. Pastor, and M. de la Guardia, *Talanta*, **74** (4), 443 (2008).
6. J. D. Petty, C. E. Orazio, J. N. Huckins, R. W. Gale, J. A. Lebo, J. C. Meadows, K. R. Echols, and W. L. Cranor, *Journal of Chromatography A*, **879**, 83 (2000).
7. F. A. Esteve-Turrillas, A. Pastor, V. Yusa, and M. de la Guardia, *TRAC-Trends in Analytical Chemistry*, **26** (7), 703 (2007).
8. 監測井地下水揮發性有機物被動式擴散採樣袋採樣方法, 行政院環境保護署, NIEA W108.50C (2009).
9. 被動式半透膜應用於環境採樣檢測之研究 (1/3), 行政院環境保護署, EPA-98-E3S4-02-01 (2009).
10. S. L. Goodbred, W. L. Bryant, M. R. Rosen, D. Alvarez, and T. Spencer, *Science of the Total Environment*, **407** (13), 4149 (2009).
11. I. J. Allan, B. Vrana, R. Greenwood, G. A. Mills, B. Roig, and C. Gonzalez, *Talanta*, **69**, 302 (2006).
12. Z. Zhang, A. Hibberd, and J. L. Zhou, *Analytica Chimica Acta*, **607**, 37 (2008).
13. A. Arditoglou and D. Voutsas, *Environmental Pollution*, **156**, 316 (2008).
14. N. Mazzella, J. F. Dubernet, and F. Delmas, *Journal of Chromatography A*, **1154** (1-2), 42, (2007).
15. A. Zenker, H. Schmutz, and K. Fent, *Journal of Chromatography A*, **1202** (1), 64 (2008).
16. M. Shoeib and T. Harner, *Environmental Science & Technology*, **36**, 4142 (2002).
17. 空氣中戴奧辛及呋喃採樣方法, NIEA A809.10B, 行政院環境保護署環境檢驗所 (2001).
18. K. Pozo, T. Harner, F. Wania, D. C. G. Muir, K. C. Jones, and L. A. Barrie, *Environmental Science & Technology*, **40**, 4867 (2006).
19. 被動式半透膜應用於環境採樣檢測之研究 (2/3) 成果報告, EPA-99-E3S2-02-02, 行政院環境保護署 (2010).
20. 農田水利會灌溉水質監視作業規範, 行政院農委會 (2006).
21. B. Vrana, G. A. Mills, I. J. Allan, E. Dominiak, K. Svensson, J. Knutsson, G. Morrison, and R. Greenwood, *TRAC-Trends in Analytical Chemistry*, **24** (10), 845 (2005).
22. W. Davison, H. Zhang, *Nature*, **367** (6463), 546 (1994).
23. H. Zhang and W. Davison, *Analytical Chemistry*, **67** (19), 3391 (1995).
24. O. A. Garmo, O. Royset, E. Steinnes, and T. P. Flaten, *Analytical Chemistry*, **75** (14), 3573 (2003).
25. O. Clarisse and H. Hintelmann, *Journal of Environmental Monitoring*, **8** (12), 1242 (2006).
26. P. Divis, R. Szkandera, L. Brulik, H. Docekalova, P. Matus, and M. Bujdos. *Analytical Sciences*, **25** (4), 575 (2009).
27. <http://www.dgtresearch.com/> (2011).



凌永健先生為美國佛羅里達州立大學化學博士，現任國立清華大學化學系教授。

Yong-Chien Ling received his Ph.D. in chemistry from Florida State University, USA. He is currently a professor in the Department of Chemistry at National Tsing Hua University.



陳柏嘉先生為國立清華大學化學碩士，現就讀於國立清華大學化學系博士班。

Bo-Chia Chen received his M.S. in chemistry from National Tsing Hua University. He is currently a Ph.D. student in the Department of Chemistry at National Tsing Hua University.



宋福祥先生為國立中興大學環工學士，現就讀於國立交通大學環工所碩士班。

Fu-Xiang Sung received his B.S. in environmental engineering from National Chung Hsing University. He is currently a M.S. student in the Department of Chemistry at National Chia Tung University.



王振宇先生為國立成功大學化學學士，現就讀於國立清華大學化學系碩士班。

Cheng-Yu Wang received his B.S. in chemistry from National Cheng Kung University. He is currently a M.S. student in the Department of Chemistry at National Tsing Hua University.



葉明軒先生為國立中興大學化學學士，現就讀於國立清華大學化學系碩士班。

Ming-Shiuan Yeh received his B.S. in chemistry from National Chung Hsing University. He is currently a M.S. student in the Department of Chemistry at National Tsing Hua University.