

研究報告

以主成份分析探討福山試驗林哈盆溪流域水化學的空間變異性

劉瓊靄^{1,3)} 陳春雄²⁾ 金恒鏞¹⁾

摘要

本研究從2000年1月到2003年12月，每個月2次，於福山試驗林的哈盆溪流域設置七個水樣取樣點，監測期間電導度、懸浮值、pH、鈉、鉀、鈣、鎂、鉍態氮、氟、氯、硝酸根、硫酸根、碳酸氫根、溶解性無機碳、溶解性有機碳、總氮等16項溪流水水化學的變化。以單一的主成份分析計算原來的16項溪流水水化學的變項，歸納其影響因子主要包括：(1) 大氣沉降、化學風化作用及海鹽飛沫，約佔全部變異量的47%；(2) 植生影響因子，包括養分的吸收、淋洗及淋溶等，約佔全部變異量的14%；(3) 集水區的土壤及水文的影響，約佔全部變異量的17%；(4) 其他因子，約佔全部變異量的22%，其變異來源應包括有東北季風的吹襲、微氣候或其他生物作用的影響等。

關鍵詞：主成分分析、哈盆溪、水化學、福山試驗林。

劉瓊靄、陳春雄、金恒鏞。2004。以主成份分析探討福山試驗林哈盆溪流域水化學的空間變異性。台灣林業科學19(4):363-74。

Research paper

Principal Component Analysis of the Spatial Variability of Water Chemistry in the Hapen Basin of the Fushan Experimental Forest

Chiung-Pin Liu,^{1,3)} Chun-Hsiun Chen,²⁾ Hen-Bian King¹⁾

【 Summary 】

Stream water chemistry was investigated twice a month in the Hapen basin of the Fushan Experimental Forest located in northeastern Taiwan from January 2000 to December 2003 at 7 sampling points. Samples were analyzed for conductivity, solid, pH, Na, K, Ca, Mg, NH₄, F, Cl, NO₃, SO₄, HCO₃, DIC, DOC, and total N. Principal component analysis (PCA) was used to

¹⁾ 行政院農業委員會林業試驗所集水區經營組，100臺北市南海路53號 Division of Watershed Management, Taiwan Forestry Research Institute. 53 Nan-Hai Rd., Taipei 100, Taiwan.

²⁾ 行政院農業委員會林業試驗所福山研究中心，宜蘭郵政132號信箱 Fushan Experimental Station, Taiwan Forestry Research Institute. P.O. Box 132, Ilan 260, Taiwan.

³⁾ 通訊作者 Corresponding author, e-mail:sbliu@serv.tfri.gov.tw

2004年7月送審 2004年10月通過 Received July 2004, Accepted October 2004.

identify controls on the development of the water components. Results indicated that factors which affected water chemistry in this basin included (1) precipitation, chemical weathering, and sea salt aerosol influence, together which explained 47% of the variance in the data; (2) a vegetation type factor, including nutrient uptake and leaching, which explained 14% of the variance in the data; (3) soil and hydrology of this watershed, which explained 17% of the variance in the data; and (4) other factors, including the winter monsoon, micro weather patterns, or other biological effects, which explained 22% of the variance in the data.

Key words: principal component analysis, Hapen creek, water chemistry, Fushan Experimental Forest.

Liu CP, Chen CH, King HB. 2004. Principal component analysis of the spatial variability of water chemistry in the Hapen basin of Fushan Experimental Forest. *Taiwan J For Sci* 19(4):363-74.

緒言

影響溪水水化學的因子很多，包括有降雨化學、溪床的地質化學、任何移動沉積物和土壤的物理與化學特性、放流水在流入溪水前所經過的路徑、植生類型和土地的利用與經營等(Hill 1980, Bird et al. 1990, Feger et al. 1990, Phillips and Stewart 1990, Rice and Bricker 1995, Billett and Cresser 1996, Hornbeck et al. 1997, Thornton and Dise 1998, Honisch et al. 2002)。許多研究已經證明陸地過程對溪流水養分濃度影響的重要性，事實上，溪流水水化學常被用來推斷陸地生態系養分循環狀況；如在美國的新英格蘭(New England)，溪流水的 SO_4 主要來自大氣沉降，Ca卻來自於土壤的釋出(Hornbeck et al. 1997)。Likens等(1996)的研究也指出，長期溪流水水化學的變化趨勢，可提供空氣污染對森林生態系動態影響的證據。另在生長季節時，高的蒸發散作用(evapotranspiration)會增加地下水流路徑的深度，而促使由深層土壤的風化作用產物的移動增加，尤其是鹽基離子、碳酸氫離子及矽等(Stottlemyer and Toczydlowski 1995)。雖然地質因素會影響溪流水的水化學，然而溪流水的化學特性亦會明顯受到土地利用的影響，Thornton和Dise(1998)以複迴歸分析的結果，顯示集水區特性的地質、土地利用、大氣沉降和土壤類型都會影響到溪流水的水化學。

多變項分析在資料的處理與分析上，是一

相當有力工具，可用於歸納解釋由集水區流出地面水，諸多不同化學成份元素的性質分布的特性與意義。如Worrall等(2003)應用多變項中的主成份分析(principal component analysis)，使用一組詳盡的水質分析資料，瞭解在英國北部的一上游泥礫集水區水的來源和組成。

哈盆溪源自福山植物園北側，為南勢溪之上游源頭。南勢溪則與北勢溪匯集後成為新店溪，為大台北地區極其重要的水源。哈盆溪貫穿植物園，流經哈盆自然保留區後，在福山村轉折，流向烏來。在植物園區內，因地勢平坦，溪水流速漸緩，而有伏流現象，是地理、水文學中少見的景觀，遊客參觀、巡訪野生動物，跨越小木橋時，在不一樣的時段，應可看到不一樣的溪流景觀及其生態，其也一定有不一樣的水化學變化。本研究的目的，即在哈盆溪的上游到此保留區的出口，共設置7個取樣點，觀測此流域水化學的變化，以瞭解在氣候變遷下，此自然保護區的設置、遊客行為及伏流水的出沒對溪流水水化學的影響。

材料與方法

一、試區概況

試驗地位於林業試驗所福山研究中心水源保護區(含哈盆自然保護區)境內。本地區位於台北縣烏來鄉福山村與宜蘭縣員山鄉湖西村交

界之國有林區內，為林業試驗所福山試驗林第五、六林班，面積計332.7 ha，海拔高400至1,030 m之間；區內大部份植被仍為天然闊葉樹林，係以樟科、殼斗科二者為主所組成之樟櫟群叢，屬於溫暖帶山地闊葉樹林，植物相當複雜，林內喬木上有許多各種附生、攀生及寄生植物，地被植物以蕨類佔優勢。溪流兩岸植生以臺灣黃杞(*Engelhardtia roxburghiana*)、薯豆(*Elaeocarpus japonicus*)、水金京(*Wendlandia formosana*)為最多。區內棲息之野生動物種類亦多。依林業試驗所福山研究中心的氣象資料顯示：此地區位於冬季東北季風要衝，全年無明顯乾濕季之分；年平均溫度18.6°C，年平均降雨量為3,403.5 mm，平均相對濕度高達93.5%，是屬於重濕型氣候區(Lu et al. 2000)。另根據Chen(1996)的試驗指出，此集水區地下構造確實是為一個完整的封閉式盆地狀地層結構，地下水位甚高，植生生長極為良好。且電探分析地層構造知悉表土層為由20~40 cm不等之黏土層所構成，其下則為厚度不等之礫石層所構成，因滲透性良好，構成良好的含水層，伏流水皆賦存於此。

二、取樣與化學分析

在此哈盆流域內，順著水流的路徑，共設置有7個取樣點(Fig. 1)，代號分別為A, B, C, D, E, F, G, H，各取樣點位置分別描述如下，A: 福山1號集水區量水堰、B: 福山2號集水區量水堰、C: 水生植物池入口、D: 水生植物池出口、E: 伏流水1、F: 伏流水2、G: 自然保護區出口。根據Chen等(1999)的試驗報告指出，福山集水區伏流水豐富且流速甚快，而哈盆溪多呈伏流狀態，且隨乾雨季及流量的多寡，其隱沒之處亦在河道上不停的變遷著。哈盆溪集水區因其特殊之地文構造，提供了絕佳的地下水文研究環境，極適合從事有關伏流水方面的研究。在本試驗中，即選擇終年有伏流水出沒的E和F取樣點進行伏流水的取樣，另G取樣點雖然在此自然保護區的出口，但在此流域水流的流徑上，亦屬隱沒後再出現的伏流水。本試驗從2000年1月開始觀測及汲取水樣至2003年12月止，分

別於每月的5和20日，在7處以瓢掬法(scooping)取水樣500 ml，至2003年12月止，總共在各取樣點分別取樣計96次。收集的水樣儘速送到林試所臺北總所水化學實驗室，水樣到達後，馬上測定電導度(WTW LF 340, Germany)及pH (Metrohm 691, Switzerland)，其餘水樣經0.45 μm濾膜 (Gelmanscience GN-6 grid 0.45-μm sterilized filter paper, Germany)過濾後，濾膜以105°C烘乾後稱重以定量懸浮質濃度。濾液則置於恆溫箱(4°C)以備測定陰離子(F, Cl, NO₃, SO₄, HCO₃)、陽離子(Na, K, Ca, Mg及NH₄)、總溶解性有機碳(DOC)、總溶解性無機碳(DIC)及總氮(TN)等。其中陰、陽離子除HCO₃是以0.005 N H₂SO₄滴定到pH 4.52以定量外(APHA 1995)，其他則以離子層析儀(DX-120, USA)測定之。DOC、DIC及TN則以總有機碳、氮分析儀(high TOC, Germany)測定。

三、主成份分析

主成份分析乃是希望用較少的變數去解釋原來資料中的大部份變異，亦即期望能將我們手中許多相關性很高的變數轉化成彼此互相獨立的變數，能由其中選取較原始變數個數少，能解釋大部份資料之變異的幾個新變數，也就是所謂的主成份，而這幾個主成份也就成為用來解釋資料的總和性指標(Morrison 1990)。本文在計算主成份分析時，採用SAS軟體(SAS Institute 1988)。

結果與討論

一、水化學性質的空間分佈

Table 1為試驗期間，福山試驗林哈盆流域所汲取水樣的各取樣點，平均離子組成當量濃度及pH的空間變異(N = 96)。根據King等(2003)長期的試驗資料指出，福山天然闊葉林混沉降之pH中值為4.6，是屬於酸雨範圍，此酸沉降的結果亦可由E和F的伏流水及自然保護區出口G等取樣點的pH反映出來，因此三取樣點屬於伏流水，其流經流域的長度明顯比其他四取樣點短，故其土壤對酸沉降的中和能力就

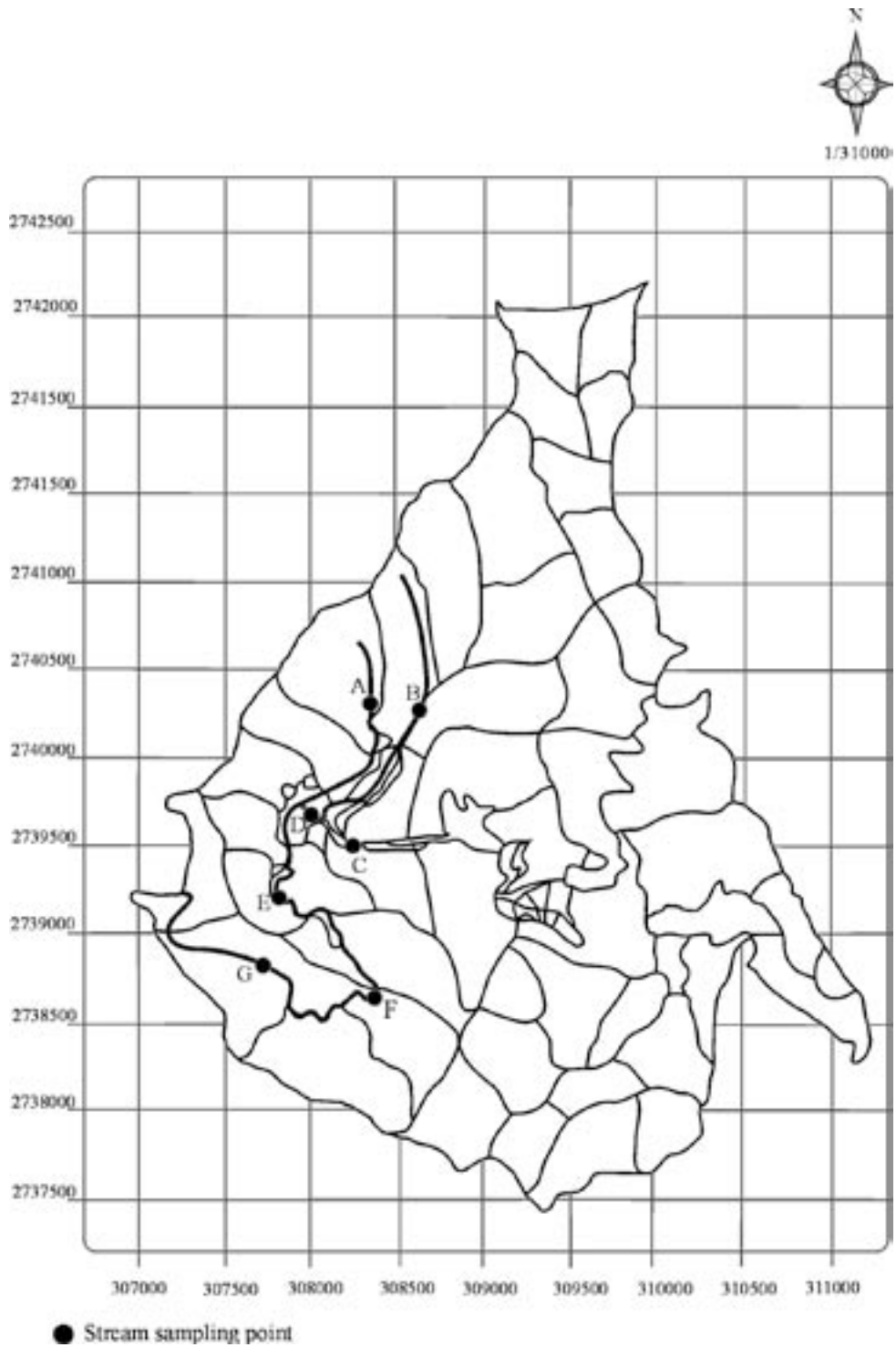


Fig. 1. Location of the Fushan experiment forest. A, weir 1; B, weir 2; C, aquatic plant pond 1; D, aquatic plant pond 2; E, runoff 1; F, runoff 2; G, outlet of the nature reserve.

Table 1. Mean values and standard deviations of water chemistry parameters in stream-water of the Hapen basin

Site ¹⁾	Conductivity ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Solid (mg L^{-1})	pH	Na ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	K ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	Ca ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	Mg ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	NH ₄ ($\mu\text{eq L}^{-1}$)
A	54.4b ²⁾ (8.2)	2.6a (4.7)	7.2a (0.2)	146.0ab (17.3)	8.1a (7.4)	202.1ab (47.3)	109.0bc (38.9)	0.4a (2.7)
B	50.3c (8.1)	2.7a (5.1)	7.3a (0.2)	142.8abc (19.7)	7.7a (6.8)	193.9bc (65.2)	99.0d (21.1)	0.2a (0.9)
C	56.3ab (9.6)	2.7a (4.5)	7.2a (0.3)	145.7ab (26.8)	7.3a (6.4)	210.6ab (49.2)	115.8ab (22.1)	0.1a (0.6)
D	58.9a (20.6)	3.6a (6.7)	7.3a (0.5)	148.4a (31.2)	8.6a (10.7)	218.5a (69.6)	122.3a (38.3)	0.6a (3.5)
E	49.1c (9.5)	2.3a (4.0)	6.9b (0.4)	132.6d (25.2)	8.1a (6.9)	173.2d (45.7)	98.4d (22.5)	0.1a (0.3)
F	49.3c (5.8)	2.5a (4.9)	7.0b (0.3)	138.5bcd (15.9)	7.8a (6.8)	178.2cd (41.8)	102.7cd (19.5)	0.1a (0.4)
G	49.2c (7.1)	2.5a (4.4)	7.0b (0.3)	135.6cd (20.1)	8.2a (7.0)	177.1cd (46.8)	100.5cd (20.7)	0.4a (2.1)
	F ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	Cl ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	NO ₃ ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	SO ₄ ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	HCO ₃ ($\mu\text{eq L}^{-1}$)	DIC (mg L^{-1})	DOC (mg L^{-1})	TN (mg L^{-1})
A	4.0a (6.8)	61.2a (9.0)	24.0a (10.8)	103.2b (20.8)	308.9bc (52.5)	3.7ab (1.6)	1.8a (2.0)	0.5a (0.6)
B	3.2a (6.3)	58.7a (8.8)	21.9ab (10.3)	93.0c (24.6)	301.5bcd (75.0)	3.3b (0.9)	1.8a (1.9)	0.5a (0.4)
C	2.2a (5.5)	59.3a (10.8)	18.1b (12.9)	112.4ab (34.5)	321.5ab (66.6)	3.7ab (1.3)	2.1a (2.3)	0.5a (0.4)
D	2.9a (5.5)	62.2a (22.0)	12.0c (10.7)	116.5a (53.9)	338.1a (90.6)	3.9a (1.3)	2.9a (2.3)	0.4a (0.7)
E	2.2a (5.7)	60.9a (28.0)	22.1ab (11.3)	80.3d (18.7)	280.8d (64.7)	3.3b (1.2)	1.8a (2.0)	0.5a (0.4)
F	2.9a (8.0)	59.6a (9.4)	21.3ab (9.9)	79.10d (12.64)	297.7cd (49.5)	3.5ab (1.2)	1.7a (1.9)	0.5a (0.7)
G	1.9a (5.0)	58.4a (9.2)	21.0ab (10.3)	79.1d (14.5)	295.3cd (55.9)	3.4b (1.2)	1.8a (2.0)	0.5a (0.6)

¹⁾ A, weir 1; B, weir 2; C, aquatic plant pond 1; D, aquatic plant pond 2; E, runoff 1; F, runoff 2; G, outlet of the nature reserve.

²⁾ Means ($n = 96$) with the same letter in a row do not significantly differ ($p = 0.05$) by Duncan's multiple range test.

不若上游的四取樣點，因此，pH顯著低於上游其他四取樣點($p < 0.05$)。Johnson (1979)曾指出，在較高海拔集水區流出的溪流水，因滯留在土壤的時間較短，未能完全中和酸沉降，會使得流出的溪流水較下游的酸。而在本試驗

中，於E, F, G等取樣點，由於福山地區高雨量的氣候條件及滯留在土壤的時間比上游取樣點(A, B, C, D)的時間短，而有較低的pH。

代表鹼度的HCO₃濃度也是在E, F, 及G等取樣點，顯著低於上游的其他四個取樣點，尤其

在水生植物池的取樣點C和D， HCO_3^- 的當量濃度特別高，這些現象除反映出水生植物池微生物活動旺盛，呼吸作用所排放之 CO_2 影響外，或因這些取樣點上面流經的流域較大，此流域的礦物，在高溫高溼的亞熱帶氣候，風化作用極強，易因而分解產生 HCO_3^- (Baron 1991)。一般而言，碳酸氫根能作為溪流水的酸中和能力和一地區土壤礦物風化程度的指標，能顯示出一集水區的土壤狀況及溪流水和酸化作用的關係 (Binkley et al. 1989, Neal et al. 1990, Robson et al. 1993)。紐約州的環境保護部(New York State Departmental of Environmental Conservation) (1984)和Sharpe等(1984)都曾定義地面水的 HCO_3^- 濃度若小於 $200 \mu\text{eq L}^{-1}$ 為酸沉降敏感的區域，另雖然根據過去的報導指出，此保留區是長期籠罩在酸沉降的威脅之下，雨水的pH大部份介於4~5之間(Lin et al. 1996, King et al. 2003)，且地上部(樹冠)中和酸沉降的能力並不高，而本試驗資料，在此七個取樣點，平均 HCO_3^- 當量濃度介於 $280\sim 338 \mu\text{eq L}^{-1}$ ，且溪流水pH大部分大於7 (Table 1)，因此推斷此地區的土壤和地質一定有其特殊之處以中和酸沉降，可能是有很強的鹽基離子交換作用。Horng和Chang (1996)的試驗曾指出，P, K, Ca, Mg在福山地區土壤的聚集量很大；以此區域高溫多雨的自然環境，土壤的礦質化及風化速度應相當快，土壤養分庫將有足夠的養分釋出供植群吸收。故應可推論由此土壤釋出的大量鹽基養分離子，尚足以供給中和大氣酸沉降之用。但如福山植物園區仍長期處於酸沉降的威脅之下，此中和能力能維持多久？又雖然此地區的森林並未呈現受到酸雨危害的病徵，但此現象能維持多久呢？是否有預防之道？這些都是值得更進一步探討的問題。

鹽基陽離子(Ca, Mg, K, 及Na)的組成，在七個取樣點的當量濃度都是 $\text{Ca} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{K}$ ，由此試驗林內所收集之上游到下遊水樣的溪流流經的集水區範圍內，土壤的物性和水文各項因子及大氣沉降等環境因子是相似的，但取樣點的溪流流域並沒有明顯的森林冠層覆蓋，又因此植物園區降水之化學性質深受海鹽飛沫的

影響(Lin et al. 1996)，故在此保留區的七個取樣點溪流水的Na除來自土壤及礦物風化作用產生者外，大氣沉降應也是此七取樣點Na的重要來源之一，Nakagawa和Iwatsubo (2000)曾報導指出溪流水中Na主要來自岩石風化和海鹽飛沫。另在水生植物池的C和D取樣點，Ca和Mg的成份濃度都有較高現象，尤其出水口的D取樣點又比C高，這應是水生植物池植物體內的淋溶影響所致。K在此些取樣點，和其他鹽基離子比較之下，當量濃度較低，且各取樣點差異不明顯，K由初級風化釋出後，通常固定在伊萊石(或雲母)上，且易被植群再吸收利用，其循環速度相當快，故在溪流水的濃度一般較低(Sposito 1984, Elsenbeer et al. 1994, 1996)。

無機氮的兩種型態 NH_4^+ 和 NO_3^- 在溪流水中， NH_4^+ 的當量濃度相當低，且各取樣點間差異不明顯。但 NO_3^- 在A取樣點的當量濃度為 $24.0 \mu\text{eq L}^{-1}$ ，在水生植物池的D取樣點卻減少到 $12.0 \mu\text{eq L}^{-1}$ ，差異相當明顯($p < 0.05$)， NO_3^- 的減少可反應出：1. 溪流水的去硝化作用(Cooper 1990, Hill 1991)的結果；2. 陸地生態系植群或微生物的改變對 NO_3^- 的吸收增加(Hill 1996)，尤其福山森林生態系上冠層主要為殼斗科林木，其對氮的吸收可能以 NO_3^- 為主(Horng and Chang 1996)；及3. 地下水的加入使流量增加的稀釋作用(Hill 1991)等。另在水生植物池出口的D取樣點， NO_3^- 濃度明顯比水生植物池入口的C取樣點少，這也顯示出此水生植物池的去硝化作用及動植物對 NO_3^- 的吸收。因此，雖然此自然保留區內酸沉降問題嚴重且開放給民眾參觀，但因人數的限制及對參觀民眾解說教育的成功，在溪流中並未見有氮飽合及水質優養化的現象。

酸雨致酸物之一的硫酸根，在此七個取樣點，當量濃度介於 $79.1\sim 116 \mu\text{eq L}^{-1}$ ，水生植物池的C和D取樣點，顯著高於其他五個取樣點($p < 0.05$)，顯示出海鹽飛沫的影響。Likens等(1990)曾評估在哈柏(Hubbard Brook)試驗林，溪流水中的 SO_4^{2-} 有37%是來自於乾沉降，在本試驗中，水生植物池的C和D及量水堰的A和B等四取樣點，因溪水流經此流域的長度遠超過E, F, 及G所取樣的伏流水，因此硫酸根的當量濃度

也明顯較高，更印證海鹽飛沫對此自然保留區內溪流水影響的重要性。

DOC是河川中異營生物碳和能量的一主要來源，對河川生態的新陳代謝有重要的貢獻(Hynes 1983)。集水區植生、氣候、及分解菌的活動都會影響溪流中DOC的濃度，此外，集水區的土壤及水文是影響溪流中DOC濃度的二大要素(Aiken and Cotsaris 1995)。雖然DOC被視為在溪流能量收支上的一重要連接(Wetzel 1992)，但在上游溪流，DOC的主要來源仍為陸地上的土壤和植生等有機物(Fiebig et al. 1990, Palmer et al. 2001)。Aitkenhead等(1999)的研究也指出，集水區土壤的碳庫和溪流中的DOC濃度有明顯的相關，特別是在小型的集水區。本研究在七個取樣點(Table 1)，DOC的濃度上並無明顯的差異，且濃度僅介於 $1.7\sim 2.3\text{ mg L}^{-1}$ ，顯示此流域取樣點的土壤和水文，甚或植生的條件，相當類似。土壤黏粒的比例高，能使DOC和鐵鋁氧化物的化合物易於在土壤礦物層的黏粒吸附，而降低溪流水的DOC濃度(Wassenaar et al. 1991)，但在水生植物池的C和D點，平均濃度有較高的趨勢，也顯示出水生植物池的底泥、池中產生的初級產物和上游傳送的有機物(Vannote et al. 1980)對DOC的濃度多少有些影響。

二、主成份分析

Table 1顯示不同水樣取樣位置上各種水化學性質的變化情形，雖然可看出水化學在空間上的分佈趨勢，不過由個別的水化學上的差異，並無法解釋不同水樣取樣位置及時間如何對水質產生影響。因此試著從多個不同的水化學變項，以找出不同水樣取樣位置對水化學產生變異的主要成分。利用主成分分析的意義包括：1. 利用統計上的計算，可將原來16個水化學的變項，以較少的新變項來表示，2. 繪出原來樣品在新變項上的統計趨勢，3. 解釋新產生變項在數學統計與原溪流水水化學上之意義。

本研究使用四年期間，福山試驗林哈盆溪流域內，七個取樣點共10,752筆的水化學分析資料，以單一的主成份分析計算原來16個水化

學的變項，其特徵值與主成份的關係如Fig. 2。若只選擇特徵值大於1和特徵值小於1的前三項，七個主成份的解釋變異範圍效力分別為29, 14, 10, 7, 6, 6和6%，累計共78% (Table 2)，結果顯示並沒有單一且特別明顯的主成分可以解釋水化學的變異趨勢。第一主成份在電導度，Na, Ca, Mg, SO_4 及 HCO_3 有一致相對較高的正負荷量，涵蓋了大部份的離子，此些變項在未經干擾的森林集水區溪流水中，隨時間的變化一般較少。第二主成份則以K, Cl和 NO_3 有較高的正負荷量，此三成份在溪流水的離子濃度變異相當大。有機物部份的可溶性有機碳及有機氮則在第三主成份有較高的正負荷量。第四主成份以懸浮值、 NH_4 及總無機碳有較相近的正負荷量。第五主成份則以F的正負荷量最高。第六主成份最高正負荷量為pH。第七主成份以pH, K及 NH_4 正負荷量最相近。

比較原先水化學之成份與新產生的主成分項的相關係數(Fig. 3)，其中第一主成份主要與電導度，Na, Ca, Mg, Cl, SO_4 及 HCO_3 具有顯著的正相關，顯示哈盆溪流域的水流主要受到大氣沉降、化學風化作用及海鹽飛沫的影響，配合Table 1及Fig. 1及地域環境來看，在A, B, C, D點，因溪水流過的流域較E, F, G等點伏流水長，因之土壤環境的化學風化的產物也顯著較高。Chapman等(1997)曾報導，在一上游的集水區，因陽離子的交換作用會使得溪流水中

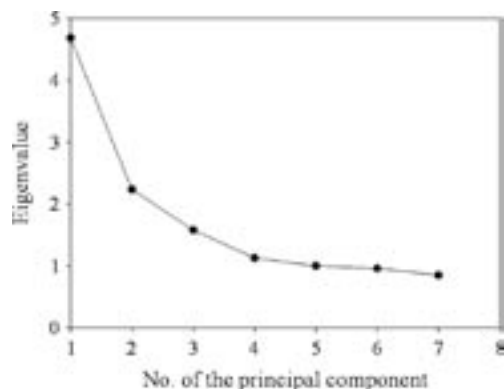


Fig. 2. Eigenvalues of each component in the principal component analysis.

Table 2. The first 7 principal components for streamwater chemistry in the Hapen basin

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
Conductivity	0.408	-0.015	-0.063	0.031	0.032	-0.052	0.031
Solid	0.037	0.189	-0.309	0.426	0.093	0.370	-0.620
pH	0.202	-0.073	-0.007	-0.161	-0.169	0.659	0.413
Na	0.386	-0.120	-0.023	-0.122	0.025	-0.097	-0.114
K	0.067	0.549	0.035	0.033	-0.059	-0.021	0.308
Ca	0.382	0.126	0.071	-0.052	-0.045	0.058	-0.175
Mg	0.327	0.262	0.104	-0.176	-0.091	-0.033	-0.039
NH ₄	0.117	0.255	-0.236	0.598	0.017	0.029	0.445
F	0.019	0.040	0.089	-0.150	0.946	0.204	0.116
Cl	0.187	0.315	-0.137	-0.034	0.178	-0.491	0.003
NO ₃	-0.132	0.446	0.081	-0.305	-0.080	-0.036	-0.129
SO ₄	0.388	-0.103	0.036	-0.195	-0.045	0.043	-0.044
HCO ₃	0.388	-0.150	-0.022	0.143	0.011	0.009	-0.116
DIC	0.119	-0.341	0.274	0.360	0.085	-0.313	0.138
DOC	0.032	0.081	0.647	0.210	-0.062	0.067	-0.012
TN	-0.022	0.190	0.544	0.186	0.026	0.144	-0.200
Accumulated variance explained (%)	29	43	53	60	66	72	78

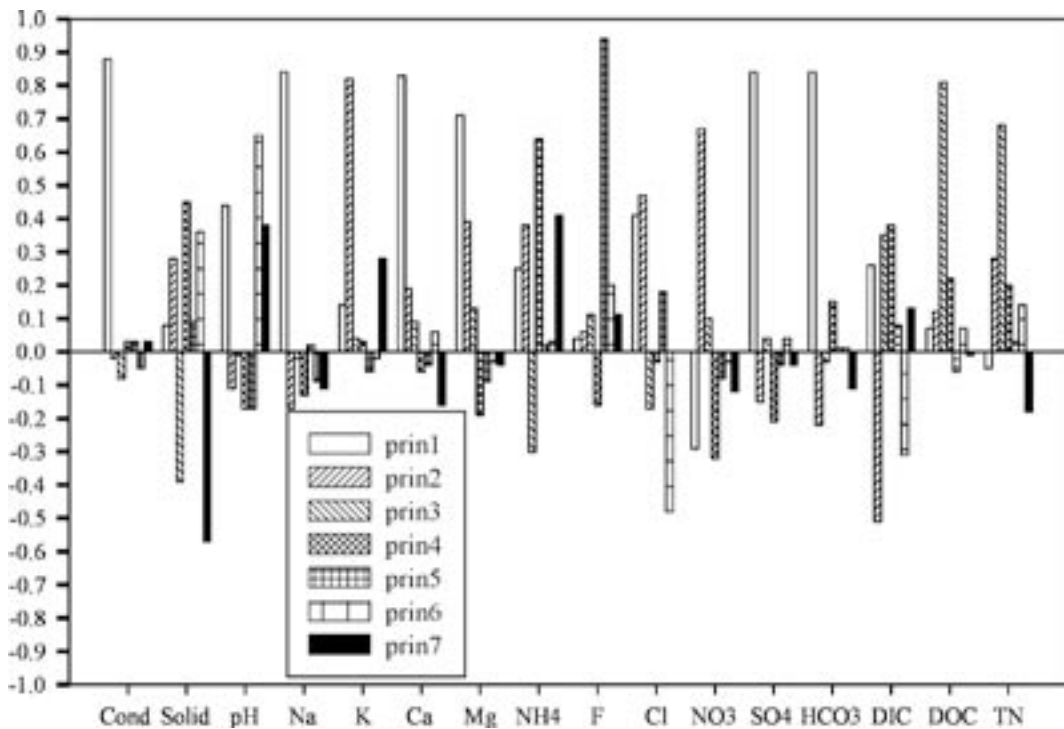


Fig. 3. Correlation coefficients between factors of the principal component analysis and water chemistry values. The first 7 principal components accounted for 29, 14, 10, 7, 6, 6 and 6% of the variance, respectively.

Ca和Mg濃度隨流域長度的增加而增加。第二主成份主要與K和NO₃有關，K在森林生態系的循環相當快速，植生會從土壤水馬上將其吸收(Grimaldi et al. 2004)。而NO₃-N為植物之營養元素，此二成分元素的分佈應與植群的養分循環有關，因此第二主成份主要在於植生的影響。K在空間上的差異不明顯(Table 1)，NO₃-N在水生植物池的C和D取樣點，應該是去硝化作用及水生植物吸收的影響而使得其濃度明顯較低。第三主成份則以比較不受大氣沉降及風化作用影響的總有機碳及總有機氮為主，其在空間上的差異也不大(Table 1)，主要受到此集水區的土壤及水文的影響。第四主成份則與NH₄的濃度有關，其在各個取樣點的當量濃度相當低，且各取樣點間差異不明顯(Table 1)，其應主要受到土壤的礦質化作用或氮化作用(McLean

et al. 1999)及植生的影響。第五、六、七主成份則分別與F、pH及懸浮質有關，此三成分應是與大氣沉降及土壤的化學風化作用有關。

綜觀上述福山植物園所分析的16項溪流水水化學，其影響因子主要包括：(1) 大氣沉降、化學風化作用及海鹽飛沫，約佔全部變異量的47%；(2) 植生影響因子，包括養分的吸收、淋洗及淋溶等，約佔全部變異量的14%；(3) 集水區的土壤及水文的影響，約佔全部變異量的17%；(4) 其他因子，約佔全部變異量的22%，其變異來源應包括有東北季風的吹襲、微氣候或其他生物作用的影響。

將福山植物園溪流水的每個取樣點繪在第一主成份與第二主成份的成分分數如Fig. 4。這兩個主成份可區別出水堰A和B取樣點，伏流水的E, F, G取樣點與水生植物池C和D取樣點的

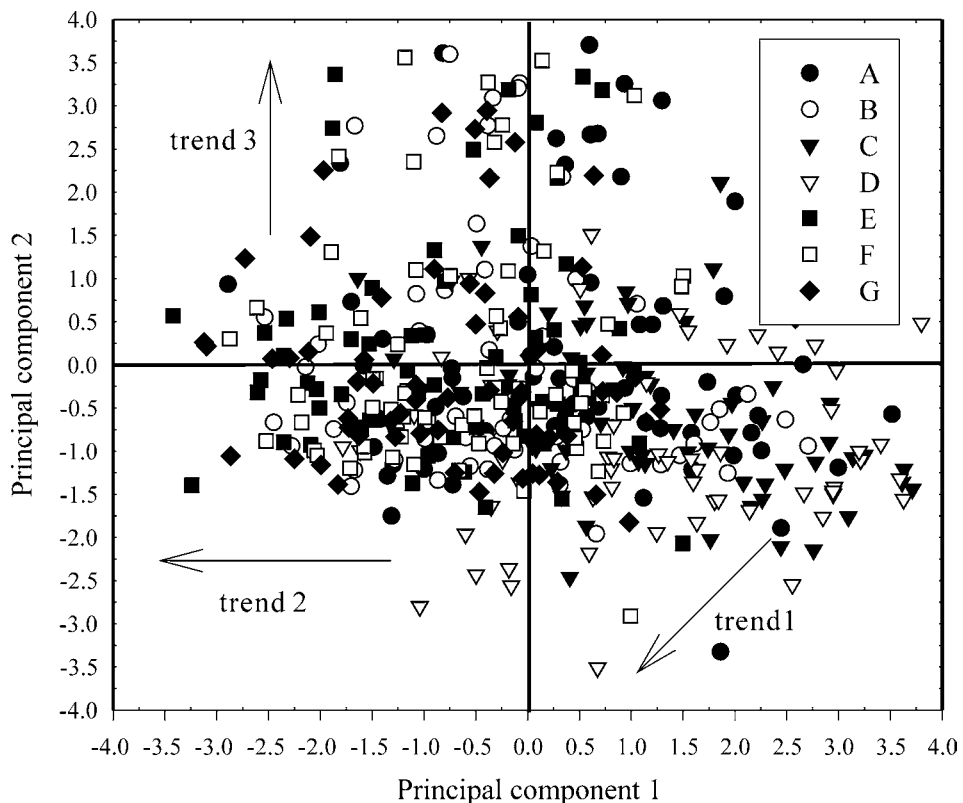


Fig. 4. Component scores of the principal component analysis streamwater from the Fushan Botanical Garden. A, weir 1; B, weir 2; C, aquatic plant pond 1; D, aquatic plant pond 2; E, runoff 1; F, runoff 2; G, outlet of the nature reserve.

水化學差異，在水生植物池的水質和量水堰、伏流水的水質有明顯差異，而量水堰和伏流水水質則略為重疊，差異並不很明顯。

結論

以單一的主成份分析計算原來在福山植物園所分析的16項溪流之水化學的變項，歸納其影響因子主要包括：(1) 大氣沉降、化學風化作用及海鹽飛沫，約佔全部變異量的47%；(2) 植生影響因子，包括養分的吸收、淋洗及淋溶等，約佔全部變異量的14%；(3) 集水區的土壤及水文的影響，約佔全部變異量的17%；(4) 其他因子，約佔全部變異量的22%，其變異來源應包括有東北季風的吹襲、微氣候或其他生物作用的影響等。

謝誌

本研究承行政院農業委員會89保育基金06-26、90保育基金06、及行政院農業委員會林業試驗所公務預算科技計畫89林試-資源-13、90農科-1.3-森G2(01)、91農科-2.2.4-森G2(1)、92農科-2.2.3-森G2之經費補助，特此誌謝。

引用文獻

- Aiken G, Cotsaris E. 1995.** Soil and hydrology: their effect on natural organic matter. *J Am Water Works Assoc* 87:36-45.
- Aitkenhead JA, Hope D, Billett MF. 1999.** The relationship between dissolved organic carbon in streamwater and soil organic carbon pools at different spatial scales. *Hydrol Process* 13:1289-302.
- APHA. 1995.** Standard methods for the examination of water and wastewater. In: Eaton AD, Clesceri LS, Greenberg AE editors., 19th edition. Baltimore, MD: United Book Press.
- Baron J. 1991.** Biogeochemistry of a sub-alpine ecosystem. Springer-Verlag. 247 p.
- Billett MF, Cresser MS. 1996.** Evaluation of the use of soil ion exchange properties for predicting streamwater chemistry in upland catchments. *J Hydrol* 186:375-94.
- Binkley D, Valentine D, Wells D, Valentine U. 1989.** An empirical analysis of the factors contributing to 20-year decrease in soil pH in an old-field plantation of loblolly pine. *Biogeochemistry* 8:39-54.
- Bird SC, Walsh RPD, Littlewood IG. 1990.** The influence of land management on stream water quality. In: Edwards RW, Gee AS, Stoner JH editors. *Acid Waters in Wales*, Dordrecht, Kluwer Academic. p 241-53.
- Chapman PJ, Reynolds B, Wheater HS. 1997.** Sources and controls on calcium and magnesium in storm runoff: the role of groundwater and ion exchange reactions along water flowpaths. *Hydrol Earth Syst Sci* 1:671-86.
- Chen HH. 1996.** The potential subsurface flow at Ha-Pen watershed (I). *Jour Exp For Nat Taiwan Univ* 10(3):1-18.
- Chen HH, Yang WY, Chang CS. 1999.** The potential subsurface flow at Ha-Pen watershed (VI). *Exp For Nat Taiwan Univ* 13(4):279-93.
- Cooper AB. 1990.** Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia* 202: 13-26.
- Elsenbeer H, West A, Bonell M. 1994.** Hydrological pathways and stormflow chemistry at South Creek, northeast Queensland. *J Hydrol* 162(1-2):1-21.
- Elsenbeer H, Lack A, Cassel K. 1996.** The stormflow chemistry at La Cuenca, western Amazonia. *Interciencia* 21(3):1-7.
- Feger KH, Brahmmer G, Zottl HW. 1990.** Element budgets of two contrasting catchments in the Black Forest (Federal Republic of Germany). *J Hydrol* 116:85-99.
- Fiebig DM, Lock MA, Neal C. 1990.** Soil water in the riparian zone as a source of carbon

for a headwater stream. *J Hydrol* 116:217-37.

Grimaldi C, Grimaldi M, Millet A, Bariac T, Boulègue J. 2004. Behaviour of chemical solutes during a storm in a rainforested headwater catchment. *Hydrol Process* 18:93-106.

Hill AR. 1980. Stream cation concentrations and losses from drainage basins with contrasting land uses in southern Ontario. *Water Res* 14:1295-305.

Hill AR. 1991. A ground water nitrogen budget for a headwater swamp in an area of permanent ground water discharge. *Biogeochemistry* 14:209-24.

Hill AR. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *J Environ Qual* 25:743-55.

Honisch M, Hellmeier C, Weiss K. 2002. Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma* 105:277-98.

Hornbeck JW, Bailey SW, Buso DC, Shanley JB. 1997. Streamwater chemistry and nutrient budgets for forested watersheds in New England: variability and management implications. *For Ecol Manage* 93:73-89.

Horng FW, Chang WE. 1996. Soil nutrient pool and available nutrient dynamics in the Fushan mixed hardwood forest ecosystem. *Taiwan J For Sci* 11(4):465-73. [in Chinese with English summary].

Hynes HBN. 1983. Ground water and stream ecology. *Hydrobiologia* 100:93-9.

Johnson NM. 1979. Acid rain: neutralization within the Hubbard Brook ecosystem and regional implication. *Science* 204:497-99.

King HB, Liu CP, Hsia YJ, Hwong JL. 2003. Interactions of the Fushan hardwood forest ecosystem and the water chemistry of precipitation. *Taiwan J For Sci* 18(4):363-73. [in Chinese with English summary].

Likens GE, Bormann FH, Hedin LO, Driscoll CT, Eaton JS. 1990. Dry deposition of sulfur, a 23 year record for the Hubbard Brook Forest Ecosystem. *Tellus* 42B:319-29.

Likens GE, Driscoll CT, Buso DC. 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272: 244-6.

Lin TC, King HB, Hsia YJ, Wang LJ, Horng JL, Liu CP. 1996. Evaluating rainfall contamination in Fu-Shan experimental forest by using factor analysis. *Q J Chin For* 29(1):121-32. [in Chinese with English summary].

Lu SY, Huang HH, Chen CH, Hwong JL. 2000. Compilation of meteorological and streamflow records for Fushan experimental watersheds (1982-1999). Taipei, Taiwan: Taiwan Forestry Research Institute. [in Chinese with English summary].

McLean R, Oswood MW, Irons III JG, McDowell WH. 1999. The effect of permafrost on stream biogeochemistry: a case study of two streams in the Alaskan (U.S.A.) taiga. *Biogeochemistry* 47(3):237-65.

Morrison DF. 1990. The structure of multivariate observation. I. Principal components. *Multivariate statistical methods*. 3rd edition. p 312-51. New York: McGraw-Hill.

Nakagawa Y, Iwatsubo G. 2000. Water chemistry in a number of mountainous streams of east Asia. *J Hydrol* 240:118-30.

Neal C, Mulder J, Christophersen N, Neal M, Waters D, Ferrier RC, Harriman R, McMahon R. 1990. Limitations to the understanding of ion-exchange and solubility controls for acidic Welsh, Scottish and Norwegian sites. *J Hydrol* 116:11-23.

New York State Department of Environmental Conservation. 1984. A policy for New York State to reduce sulfur dioxide emissions. Draft Environmental Impact Statement, Albany, NY:New York Stat Dept Environ Conserv.

Palmer SM, Hope D, Billett MF, Dawson JJC, Bryant CL. 2001. Sources of organic and inorganic carbon in a headwater stream: evidence from carbon isotope studies. *Bio-*

geochemistry 40:321-38.

Phillips RA, Stewart KM. 1990. Longitudinal and seasonal water chemistry variations in a northern Appalachian stream. *Water Resour Bull* 26:489-98.

Rice KC, Bricker OP. 1995. Seasonal cycles of dissolved constituents in streamwater in two forested catchments in the mid-Atlantic region of the eastern USA. *J Hydrol* 170:137-58.

Robson AJ, Neal C, Hill S, Smith CJ. 1993. Linking variations in short- and medium-term stream chemistry to rainfall inputs--some observations at Plynlimon, Mid-Wales. *J Hydrol* 144:291-310.

SAS Institute. 1988. SAS/STAT user's guide. Version 6.03 ed. NC: SAS Inst. Cray.

Sharpe WE, DeWalle DR, Liebfried RT, Dinicola RS, Kimmel WG, Sherwin LS. 1984. Causes of acidification of four streams on Laurel Hill in southwestern Pennsylvania. *J Environ Qual* 13:619-31.

Sposito G. 1984. The surface chemistry of soils. Oxford, uk: Oxford Univ Press.

Stottlemyer R, Toczydlowski D. 1995. Mo-

dification of snowmelt chemistry by forest floor and mineral soil, northern Michigan. *J Environ Qual* 25:828-36.

Thornton, GJP, Dise NB. 1998. The influence of catchment characteristics, agricultural activities and atmospheric deposition on the chemistry of small streams in the English Lake District. *Sci Total Environ* 216:63-75.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130-7.

Wassenaar LI, Aravena R, Fritz P, Barker JF. 1991. Controls on the transport and carbon isotopic composition of dissolved organic carbon in a shallow groundwater system, Central Ontario, Canada. *Chem Geol* 87:39-57.

Wetzel RG. 1992. Gradient dominated ecosystems: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiology* 229:181-98.

Worrall F, Burt T, Adamson J. 2003. Controls on the chemistry of runoff from an upland peat catchment. *Hydrol Process* 17:2063-83.