地理學報　第五十六期：39-58 (2009)
JOURNAL OF GEOGRAPHICAL SCIENCE (56) : 39-58 (2009)

臺灣地區酸沉降臨界負荷量及其對環境與經濟影響之估算

Estimating the Critical Load and the Environmental and Economic Impact of Acid Deposition in Taiwan

張仲德* 林登秋** 林能暉***

Chung-Te Chang Teng-Chiu Lin Neng-Huei Lin

Abstract

Using RAINS-Asia model, we evaluate the critical load of acid deposition in Taiwan, and assess the buffering capacity of soils to acid deposition. Results indicate that 4.91% of the land area in Taiwan is classified as the most sensitive class and about 30% as the second most sensitive class, most of which are located in northern Taiwan and mountain area. The high sensitive areas are characterized by thin soils and low content of base cations. The very high acid deposition in northern Taiwan, whose critical load is quite low, worsens the problem. Based on the occurrence probability and spatial distribution of acid rain in Taiwan, we estimate that the direct economic loss due to acid deposition reaches several billions at present. Considering the ecological impact, the loss can be appraised as several times higher. Therefore, measures to control domestic pollutant emission and long-range transport are urgently needed.

Keywords: RAINS-Asia model, acid deposition, critical load, environmental impact, economic loss.

* 國立彰化師範大學地理學系博士

Ph. D., Department of Geography, National Changhua University of Education.

** 國立臺灣師範大學生命科學系教授，通訊作者 (e-mail: tclin@ntnu.edu.tw)

Professor, Department of Life Science, National Taiwan Normal University, Corresponding Author.

*** 國立中央大學大氣科學系教授

Professor, Department of Atmospheric Sciences, National Central University.

摘　要

本研究主要目的是應用亞洲酸雨模式評估臺灣地區酸沉降臨界負荷量之分布，藉以評估臺灣土壤對於酸沉降影響的緩衝能力，結果發現臺灣地區有 4.91% 的面積對於酸沉降的影響是屬於最敏感的等級，而 30%的區域則是屬於次敏感的等級，這些地區主要集中在臺灣北部及山地地區。敏感區域分布的特性主要是因爲其土壤層淺薄或容易被逕流沖蝕而減低其鹽基陽離子供應的能力，其中北部地區因爲酸沉降量非常高而臨界負荷量低，使得酸沉降的問題更爲嚴重。利用酸雨出現機率及酸雨分布區域所做之經驗推測，目前臺灣地區的酸沉降可能造成數十億元的直接經濟損失，若再加上對生態的衝擊，其損失可能爲直接損失數倍之多，故控管國內污染物排放及國際間長程傳輸實爲當務之急。

關鍵字：亞洲酸雨模式、酸沉降、臨界負荷量、環境衝擊、經濟損失

前　言

許多研究認爲酸沉降可能直接或間接與歐洲與北美地區森林大規模生長衰退甚或死亡有關 (Ulrich and Pankrath, 1983; Schulze, 1989)。而酸沉降確實會造成森林生態系鹽基陽離子損耗 (Likens *et al*., 1996)、土壤的酸化並進而影響營養的吸收與鋁的游離 (van Breemen *et al*., 1982)，以及氮的飽和而引發營養失衡 (Nihlgard, 1985; Aber *et al*., 1989; Katzensteiner *et al*., 1992) 等對森林生態系有害的作用。因此許多研究人員開始探討到底酸沉降到什麼樣的程度才會危害到生態系的健康，也就是生態系對酸沉降的臨界負荷量 (critical load) 到底是多少。

臨界負荷量的概念是以承受污染物的生態系爲著眼，在歐洲被許多國家用以評估及制定相關的污染排放標準來保護其境內的生態系 (Posch *et al*., 1995; Hornung *et al*., 1995)。雖然科學界對於酸沉降臨界負荷量的精確定義仍意見分歧，其基本概念卻是相當簡單。所謂臨界負荷量是指某一污染物對特定生態系無不良影響的最大沉降量 (Nilsson and Grennfelt, 1988; Langan and Hornung, 1992)。換言之，一旦此一污染物的沉降量超過此負荷量，將對該生態系的結構組成、功能或正常運作造成傷害。硫氧化物及氮氧化物是酸沉降中最重要的兩類污染物，因此許多研究人員便致力於開發模式以推算硫與氮的沉降負荷量 (Nilsson and Grennfelt, 1988; Schulze *et al*., 1988)，其目的均在於減少污染物排放或沉降，並達到我們所要保護的森林或生態系面積的大小 (Bull and Hall, 1998)。德國科學家 Schulze *et al*. (1988) 發展一個以陰陽離子平衡的原理來估算氮的臨界負荷量。然而其模式中所需之諸多參數如脫氮作用 (denitrification)、礦質化作用 (mineralization) 及生物固定化作用 (immobilization) 速率均不易測得，因而限制了該模式的應用。科學家近年來致力於探討酸沉降中污染物質的排放、傳送及估算酸沉降臨界負荷量並將結果以繪圖方式呈現。

臺灣北部的硫酸及硝酸沉降量與北美所謂高度污染地區的沉降量相當甚至更高 (Lin, 1995)，雖然目前並未發生生態系因酸沉降而有明顯生長衰退或死亡的現象，但部分研究已發現在酸沉降嚴重的地

區，植物鹽基陽離子有大量淋失的情形 (Lin, 1995; Liu and Sheu, 1997)，此一現象也普遍發生在北美及歐洲酸沉降嚴重且發生生長衰退或死亡的森林。以目前臺灣地區普遍而嚴重的酸沉降看來，若酸沉降是造成北美及歐洲森林大規模生長衰退的主因，則臺灣的森林可能也已經面臨酸沉降的威脅。因此，開發或應用模式估算臺灣地區森林生態系的酸沉降臨界負荷量，並評估生態系對酸沉降的敏感度對於酸沉降嚴重的臺灣地區而言，意義重大且刻不容緩。

空氣污染及酸沉降對農業環境、作物、森林及其他環境生態的研究，在許多歐美國家都有長期性的監測；國內自 1990 年代初期開始，在環保署的推動之下，也在全臺各地對酸沉降進行監測 (行政院環保署，1992)，但對於污染排放或者酸沉降對臺灣地區生態環境影響，除了少數特定地區所從事的研究之外，至今仍非常缺乏，對於經濟方面的衝擊也所知不多。酸沉降臨界負荷量的評估可以爲政府決策部門制定合理、有效率排放削減方案提供相對可靠的依據。但是面對不同生態系統的環境條件差別甚大，我們對於相同的酸沉降臨界負荷量是否造成相同的危害所知不多。而相對於國外許多有關酸沉降實際影響農作物或者森林地區而造成經濟上損失的研究 (Uexküll and Mutert, 1995; Wang and Mauzerall, 2004; Henrik *et al*., 2007)，在臺灣地區並沒有相關的實證資料及數據可供參考並加以應用 (徐慈鴻與李貽華，2006)。同時酸沉降也對人爲建築物及身體健康有影響，因此本研究將以國外相關研究所得到的結果及在臺灣所能得到的資料作初步的評估，推測在近十多年來酸沉降對臺灣地區所造成的經濟損失。

本研究具體的目的在：(1) 評估臺灣地區酸沉降臨界負荷量分布的概況；(2) 以酸雨出現機率及分布的結果爲基礎計算臺灣地區可能造成的經濟損失。

研究方法

(一) 酸沉降臨界負荷量之計算

亞洲酸雨模式 (RAINS-Asia model; Asian version of the regional air pollution information and simulation model) 的影響模組主要包括植物反應 (plant response) 及土壤穩定性 (soil stability) 等兩個方法計算某一生態系的酸沉降臨界負荷量，再取二種方法所得較低者爲該生態系之酸沉降臨界負荷量 (Hettelingh *et al*., 1995a; Hettelingh *et al*., 1995b)。在植物反應法中，當土壤的鹽基陽離子與鋁離子的比，低於一定值時，游離鋁對植物的根產生毒害，植物的生長即受影響。依據酸沉降與土壤中離子組成變化的關係，可以算出該生態系的植物所能容受的酸沉降臨界負荷量。植物反應法，所估算的沉降負荷量會隨著生態系植物種類不同而有差異。對溫帶由少數優勢樹種組成的森林而言，或許可用少數樹種實驗結果找出一代表的植物敏感度數值。就臺灣的闊葉樹林而言，其組成樹種多，且無特別佔優勢的種樹，增加了不少困難。而土壤穩定性法的基本假設爲，長期而言，若土壤中藉由風化而產生的鹽基陽離子，無法緩衝大氣沉降所來的酸性物質，則酸沉降將會對生態系產生不良的影響。二種方法之估算式如下：

公式一：植物反應標準 (plant response criteria)

$$CL = ANC_w + \left(1.5 \frac{X_{(Ca+Mg+K)} ANC_w + BC_d - BC_u}{(BC/AL)_{crit} K_{gibb}} \right)^{1/3} Q^{2/3} +$$

$$1.5 \frac{X_{(Ca+Mg+K)} ANC_w + BC_d - BC_u}{(BC/AL)_{crit}} \quad (1)$$

公式二：土壤穩定標準 (soil stability criteria)

$$CL = 3ANC_w + (2 \frac{ANC_w}{K_{gibb}})^{1/3} Q^{2/3} \quad (2)$$

其中：

CL = 酸沉降臨界負荷量 (eq/ha/yr)

ANC_w = 風化速率 (eq/ha/yr)

$X_{(Ca+Mg+K)}$ = 風化所產生的 Ca, Mg 與 K 所含的量 (eq/ha/yr)

BC_d = 鹽基離陽子的沉降率 (eq/ha/yr)

BC_u = 植根陽離子吸收率 (eq/ha/yr)

Q = 逕流量 (mm/yr)

$(BC/Al)_{crit}$ = 對植物無害的鹽基陽離子與鋁離子含量比的臨界負荷量

K_{gibb} = 三水鋁石 (gibbsite) 的水解平衡係數

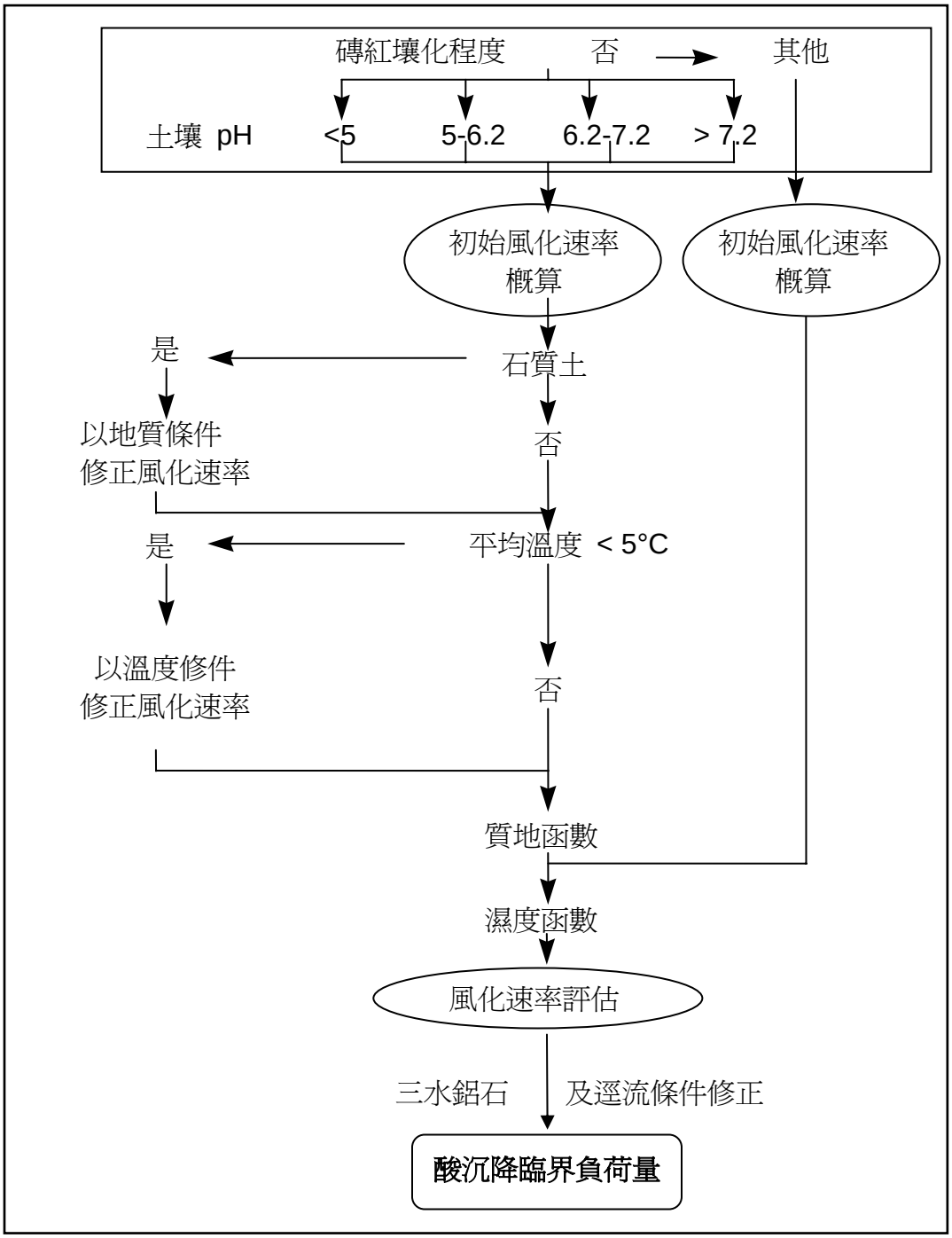
酸沉降臨界負荷量估算模式經多年的開發，目前已能將氮對生態系的影響包含在模式中，然氮所牽涉的問題不僅是酸沉降，還牽涉到整個生態系的營養循環，故模式需要氮的礦化 (mineralization)、生物固定 (immobilization) 等資料。而這些資料對臺灣絕大多數的森林生態系而言，都是付之闕如。因此本研究採用土壤穩定標準方法計算各個採樣點的臨界負荷量，且並不考慮氮對生態系營養循環的其它影響。

1. 風化速率 (ANC_w)

風化速率受土壤母質、土壤酸鹼度、土壤質地、土壤溫度、蒸發散、生物作用等因子的影響，計算風化速率的流程如圖 1。從圖中可以看出，流程中已將土壤母質、酸鹼度、溫度、水制域及質地等因子對風化作用的影響包含在其中。

利用此流程估算風化速率時，土壤是否有磚紅壤化是第一個考量的因素。第二個因子爲土壤的酸鹼度，越酸的土壤，因爲其鹽基陽離子多已被洗出，故風化釋放出鹽基陽離子的速率越低，模式中土壤酸鹼度與鹽基陽離子風化速率初步估算的關係如表 1。第三個因子是溫度對風化速率的影響。臺灣地區的年均溫都在攝氏五度以上，依模式亦不須對原推估之風化率做修改 (即修正係數爲 1)。第四個因子爲土壤質地對風化速率的影響。質地越細的土壤，越容易風化釋放出鹽基陽離子，模式中由土壤質地與風化速率的修正係數介於 0.25-4.0 之間 (表 1)。

模式中影響土壤風化釋放出鹽基陽離子的最後一個因子爲土壤濕度。非常乾燥的土壤可經由蒸發散將深層的鹽基陽離子帶至表層，此因子的作用亦反應在土壤酸鹼度，乾燥地區的土壤酸鹼度較高，



資料來源：取自亞洲酸雨模式；Hettelingh *et al*. (1995a)。

圖 1 風化速率及酸沉降臨界負荷量估算流程圖

Fig. 1. The flow chart of estimation in soil weathering rate and critical load.

表 1 土壤酸鹼度、質地及鹽基風化速率和修正係數

Table 1. Soil pH, texture, initial weathering rate of base cation and correction coefficients.

土壤酸鹼度	初始鹽基風化速率 (meq/m^2/yr)	土壤質地	修正係數
< 5.0	35	粗	0.25
5.0-6.2	150	粗—中等 (砂壤土)	0.5
6.2-7.2	350	中等 (坋壤土)	1.0
> 7.2	650	中等—細 (黏壤土)	2.0
		細 (黏土)	4.0

資料來源：Sverdrup and de Vries (1993)。

風化釋放出鹽基陽離子的速率高，此影響已由土壤酸鹼度初估鹽基陽離子釋放速率時考量，不須在此再做考量，故其修改因子爲 1，即不做修改；而入滲的水越多時，鹽基陽離子淋失的情形也就越嚴重。但當降雨與蒸發散的比率 (P: PE) 接近 0.5 時，因水量增加使得風化速率增加，鹽基陽離子風化釋放的速度亦增加而抵消了淋失的量。此一趨勢持續到降雨與蒸發散比爲 2.0 時，增加的水對鹽基風化的促進達到最高點，此促進作用與淋失作用的影響相當，使修改比重回復爲 1 (圖 2; Hornung *et al*., 1995; Duan *et al*., 2000)。臺灣地區森林生態系的土壤水制域 (soil water regime) 相去不遠，除臺灣東南部地區降雨與蒸發散比爲 1.32 其修正係數約爲 0.75 外，北部及東北部地區降雨與蒸發散的比率皆大於 2.0，其修正係數約爲 1.0。

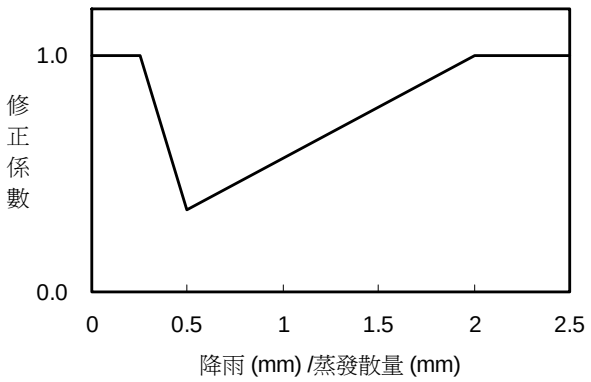


圖 2 降雨量與蒸發散量比率與風化速率修正係數關係圖

Fig. 2. The factor weight from precipitation and evapotranspiration ratio.

2. 降雨量、逕流量 (Q)、蒸發散量

年降雨量、逕流量及蒸發散量由中央氣象局過去之觀測記錄及相關文獻資料來取得 (楊萬全，2000)，由各氣象觀測站所得到之資訊作爲基礎，以 ArcGIS 中的空間分析模組推估臺灣地區氣溫、雨量、逕流量及蒸發散量之空間分布。作爲各採樣點計算臨界負荷量時降雨與蒸發散量比修正係數之基礎。

3. 三水鋁石水解常數 (K_{gibb})

此一常數是用以計算在根域附近，含鋁礦物水解所釋放出鋁的量。水解常數越大，鋁釋放量越大，將使土壤對酸沉降的緩衝能力越小，即酸沉降的臨界負荷量值越低。此值會因植被的種類不同而有很大的差異，經過廣泛的文獻收集及實際試驗，該模組對亞熱帶潮濕林地所做之估算值爲 150。而針葉林之估算值爲 300，平原土壤採樣地區大多的農地，依照模式建議三水鋁石係數以 200 做爲設定值。因此依各個採樣點所在位置、氣候及植被類型來判斷。

而無論是亞洲酸雨模式及歐洲評估酸沉降臨界負荷量皆將其分爲五個等級 (<200, 200-500, 500-1,000, 1,000-2,000, > 2,000 eq/ha/yr; Nilsson and Grennfelt, 1988; Kennedy *et al*., 2001)，其目的亦是爲了方便繪製酸沉降臨界負荷量分布情況，其中第一級負荷量最低，表示生態系緩衝酸沉降的能力最弱，所以較低的酸沉降量就會超過該生態系的臨界負荷量而易產生不利之影響，故評估的目的即在了解臺灣各地區生態系在受到酸沉降後可能受到不良影響或接近不良影響的範圍。

爲了得到模式中所需中的各項參數，我們利用臺灣省農林廳山地農牧局及中興大學於 1969-1986 年間完成之臺灣全省山坡地及平地地區土壤調查報告，抽取土壤採樣時之定位座標及模式計算過程當中所需之各項參數，由於土壤採樣後所做的分析是以不同的分層做爲依據，我們以一般估算風化速率最常用的土壤深度爲表層以下 50 cm (大約在 B 層的位置)，此深度風化速率較快且能影響植物根部吸收 (Hodson *et al*., 1998; Hodson and Langan, 1999)，因此抽取此土壤分層的資料包括土壤酸鹼度、土壤質地及相關的氣象條件如降雨量、蒸發量、逕流量和植被類型 (圖 3)。而符合條件之需求並納入分析及評估的全臺灣平原、丘陵及山地地區土壤採樣點共有 1,150 點，依採樣的密度及資料符合程度，每個縣市大約平均有 50 至 60 個評估點 (圖 4a)。我們針對每個採樣點進行酸沉降臨界負荷量計算，得到全部計算結果之後，再進行推估並繪製臺灣地區可能對酸沉降敏感性的分布圖或者緩衝能力高低分布圖。得到各個採樣點的酸沉降臨界負荷量後，以 ArcGIS 軟體空間分析功能中的克利金 (kriging) 方法推估沒有土壤採樣地區的結果，克利金是以空間內插法基於資料所呈現的空間相依性質 (spatial dependence)，由鄰近採樣位置之觀測值，以最佳化的移動加權平均值做爲未採樣位置的估計值 (Lin and Shahrokh, 1997; Bardossy and Lehmann, 1998)。而爲了比較目前實際觀測酸沉降量及土壤的酸沉降臨界負荷量的差別，以反應出實際的狀況，我們利用環保署全臺灣 11 個監測站觀測資料作爲硫酸沉降量推估的基礎，繪製出全臺灣硫酸沉降量分布圖 (圖 4b)。

(二) 經濟損失之評估

從 1980 年代開始，許多地區針對降水中的硫化物 (如 SO_2)、氮氧化物 (NO_x) 及酸雨 ($pH \leq 5.0$) 腐蝕所造成的直接或有價的經濟損失，如商業性農業、商業性林業、漁業、觀光休閒資源、材料腐蝕損失、保護和維修費用等等 (Callaway *et al*., 1986; Crocker and Forster, 1986; Pillips and Forster, 1987; Callaway and Englin, 1990)，由於酸沉降是區域性及大範圍的問題，環境衰退的成本 (如森林傷害) 或污染控制的成本必須由區域或國家來付出，因此可以用收入損益及國民生產毛額 (GDP, gross domestic product) 來表示 (Crocker and Forster, 1986; Rennings and Wiggering, 1997; Jalal and Rogers, 2002; Lechón *et al*., 2002)。Crocker and Regens (1985) 及 Crocker and Forster (1986) 評估 1980 年代初期加拿大及美國酸沉降造成的林木及非林木損失分別爲約 15 億及 17 億美元，UNECE (1982) 評估歐洲地區

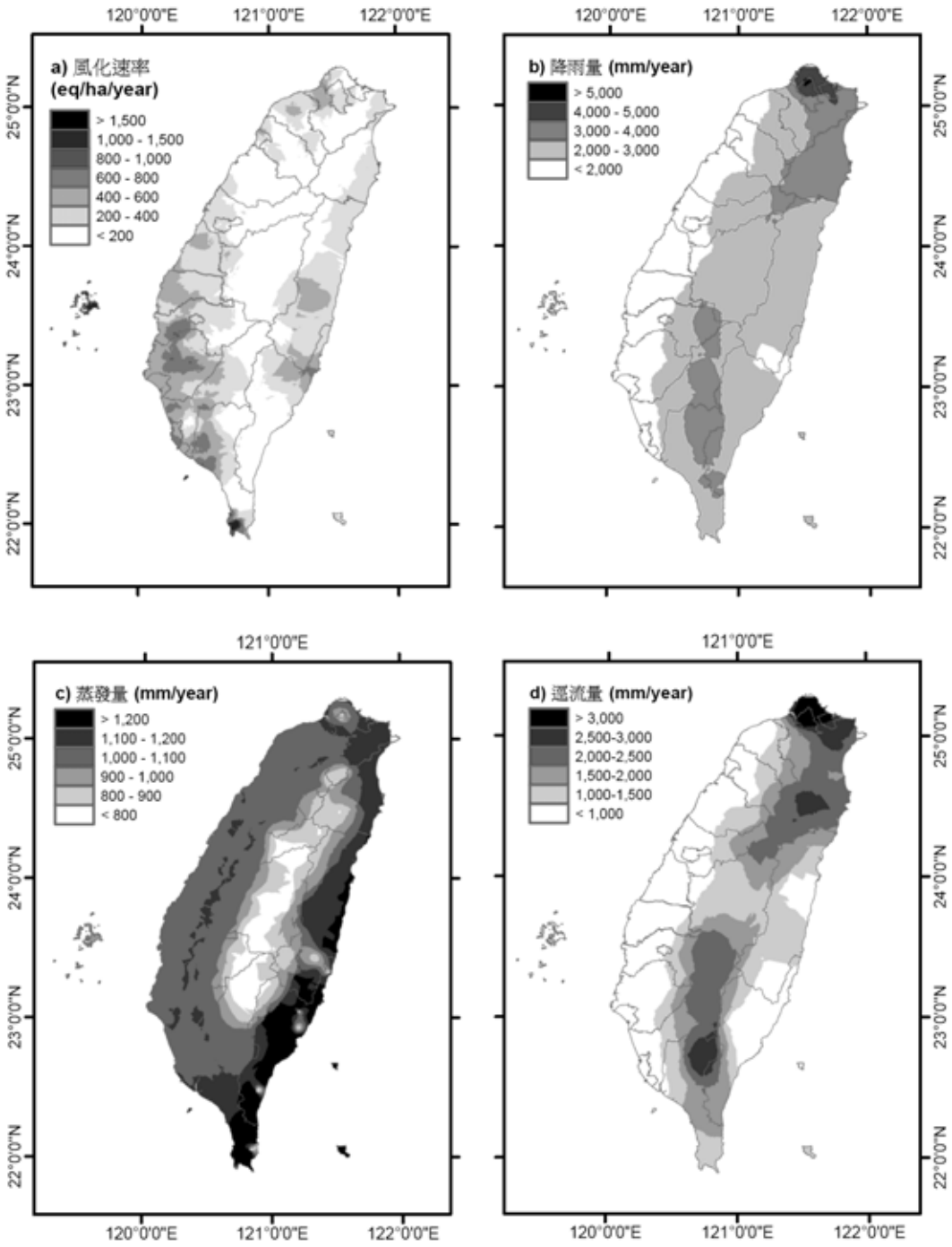
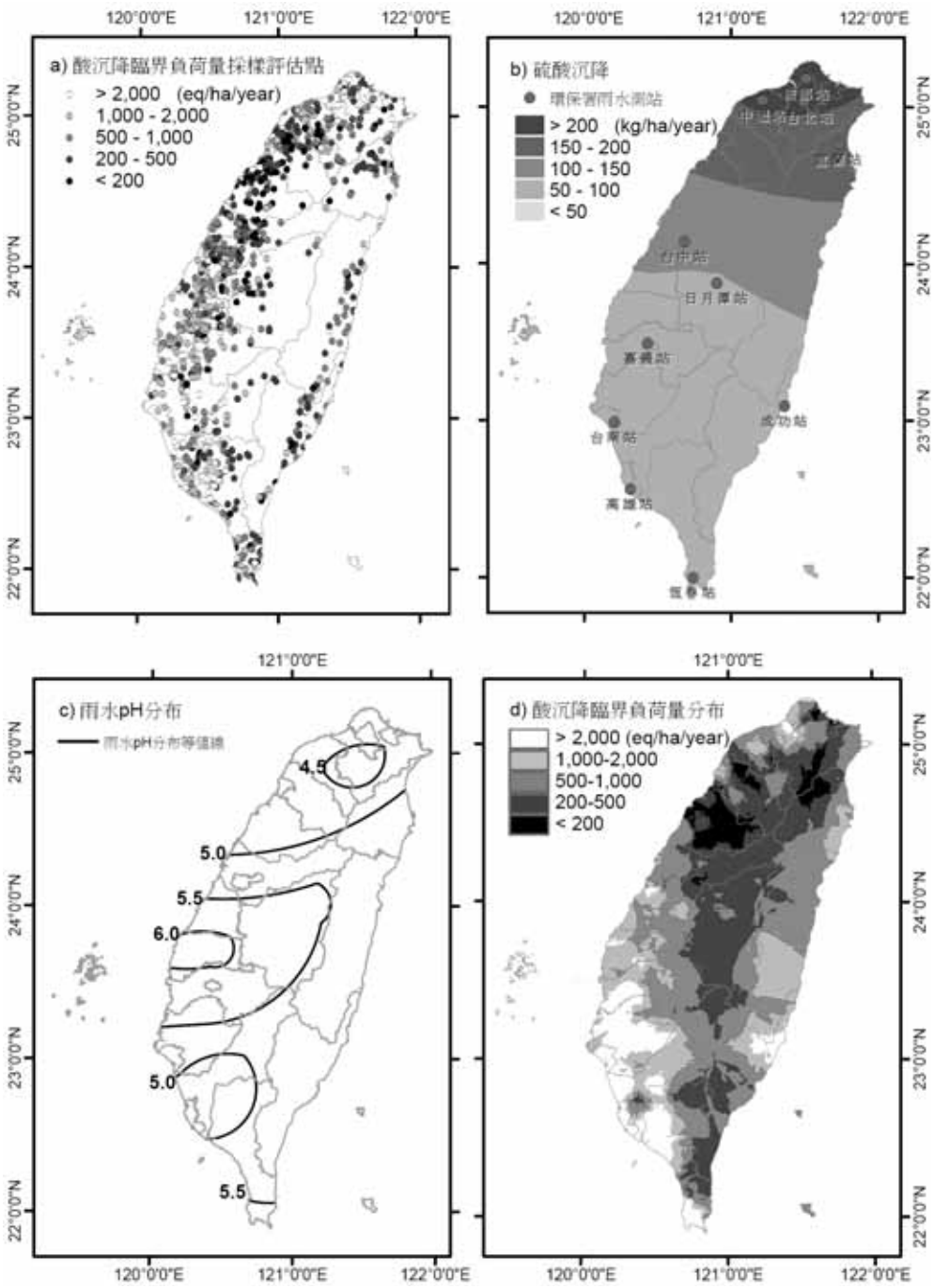


圖 3 臺灣地區酸沉降臨界負荷量評估相關因子分布概況：(a) 風化速率；(b) 降雨量；(c) 蒸發量；(d) 逕流量

Fig. 3. Relative factors in evaluating critical load in Taiwan: (a) weathering rate; (b) precipitation; (c) evapotranspiration; (d) runoff.



資料來源：(c) 雨水 pH 分布，鄭福田 (1998)。

圖 4 臺灣地區酸沉降及臨界負荷量分布：(a) 臨界負荷量採樣評估點；(b) 硫酸沉降分布概況；(c) 雨水 pH 分布；(d) 臨界負荷量分布

Fig. 4. Distributions of acid deposition and critical load in Taiwan: (a) critical load of all sampling points; (b) sulfate deposition; (c) distribution of rainfall pH; (d) critical load considered sulfate deposition.

酸雨造成物質的損失約爲每年每人 4-17 美元。世界銀行估計目前工業發達及酸沉降問題嚴重的中國大陸地區所造成作物、森林、生態系及物質的損害每年約 50 億美元，佔 GDP 的 0.75 %，但若再加上都市空氣污染所造成健康上的問題，其成本將佔 GDP 的 5 % (World Bank, 1997)，而且最近的報告指出此環境污染造成的損失佔 GDP 的比例亦有增加的趨勢 (Hao *et al*., 2004; Xu and Masui, 2008)。此損失成本在不同的國家所佔國民生產毛額比例略有差異，如美國爲 0.23 %、英國爲 0.15 %、荷蘭爲 0.1 %等，若再加上污染物控制的成本則比例將更高，介於 0.2 至 7.0 %之間 (Yin, 1991; Jalal and Rogers, 2002; van Harmelen *et al*., 2002; 張學元等，2002)。但這些損失尚不包括間接的經濟損失，如防止洪水、減緩枯水、風沙危害、休閒遊憩、保護野生動物、淨化大氣和調節氣候等方面，這表示生態上的損失可能更高卻更不容易評估，因此本研究也將以評估直接經濟損失的經驗估算爲主。臺灣地區目前並無酸沉降對於物質腐蝕、作物、森林及生態系和健康等所造成傷害的經濟損失之研究，因此我們利用美國 (0.23 %)、英國 (0.15 %) 及荷蘭 (0.10 %) 等國外研究中對於經濟損失估算的平均值，即以國民生產毛額的 0.16% 作爲臺灣酸雨所可能造成的直接經濟損失所佔國民生產毛額的比例，因此每年臺灣的酸沉降帶來的直接經濟損失 (F) 依照 Yin (1991) 及張學元等 (2002) 所做之推測，其估算公式可以表示爲：

$$F = \alpha \times \beta \times GDP \times 0.16\ \%$$

F: 直接經濟損失

α: 爲酸雨出現的平均機率；以 pH ≤ 5.0 作爲判斷酸雨的基準，則全臺灣地區長期調查結果顯示降雨事件中發生酸雨的機率爲 52 % (鄭福田，1998)，因此將 α 設定爲 0.52。

β: 爲每年酸雨分布區域生產總值佔國內生產總值的比例；以臺灣地區所量測到的雨水 pH 值分布圖來看，在臺灣中部以北地區皆有雨水 pH 低於 5.0 以下的情形發生，此酸雨發生的區域約佔臺灣地區面積 36.9 % (圖 4c)，其餘各地雨水皆略高於 5.0，由這些酸雨分布地區的縣市生產總值與臺灣地區的全年生產總值來計算，則酸雨分布的地區的生產總值佔全臺灣地區的 74 % (行政院主計處，2008a)，因此將 β 設定爲 0.74。

GDP: 國民生產毛額 (gross domestic product)，取自行政院主計處的統計資料。

結果及討論

(一) 模式參數及臨界負荷量評估

1. 風化速率

臺灣地區大部份土壤的風化速率範圍在 35-600 eq/ha/yr 之間，只有南部局部區域高於 1,000 (圖 3a)，其中影響風化速率差異最重要的因子爲土壤酸鹼度與土壤質地。由於臺灣的森林土壤一般均偏酸性 (黃仁足等，1998)，所以初步推估之風化速率均偏低，尤其是酸鹼度低於 5.0 之土壤其鹽基風化速率之初估值僅有 35 eq/ha/yr。而在西南部平原地區由於土壤酸鹼度不若山地偏酸，因此大部份地區的鹽基風化速率皆在 200 或 400 以上 (圖 3a)。臺灣地區對於土壤風化速率的研究相當少，因此利用此一模式估算風化速率之精確度的確較難以評估。由於風化速率對酸沉降臨界負荷量之計算有很大的影響，一旦有進一步的資料，仍然可以重新評估此一模式在臺灣地區的適用性及其分析結果的變動。

2. 降雨量、蒸發量及逕流量

臺灣以北迴歸線做爲分界，北部爲副熱帶氣候，南部爲熱帶氣候，氣候特徵爲高溫、多雨及強風。年均溫約爲 22 度，北部的年溫差 (15 度) 小於南部 (19 度)；年降雨量約爲 2,500 公釐，雨量的空間分布爲山地多於平地，東岸多於西岸，北部多於南部，同時自西岸往中央山脈之間的降水量隨海拔高度之增加而增加 (圖 3b; 石再添，1991)。臺灣地區年平均的蒸發散量約在 800~1,300 公釐，其中以東南部局部區域最高，達 1,300 公釐，向北及中部山區遞減 (圖 3c)；其中玉山的年平均蒸發散量不足 400 公釐，不及西南沿海的三分之一 (石再添，1991)。逕流量則爲降水量與蒸發散量的差，東北部及中南部地區流域因分別受到東北季風和西南氣流的影響，使得許多河川如蘭陽溪、高屏溪及林邊溪的年平均逕流量皆在 50 億噸以上 (圖 3d; 石再添，1991)，西部其它地區流域，逕流量較低 (圖 3d)。由上述所得到之降雨及蒸發散量等資料，作爲計算臨界負荷量時降雨與蒸發散量比修正係數之基礎。

3. 酸沉降臨界負荷量估算結果

對各土壤採樣點進行酸沉降濃度臨界負荷量的計算結果中，負荷量估算值屬於第一級 (<200 eq/ha/year) 的共有 35 點，佔全部點位的 3%，而屬於第二級 (200-500 eq/ha/year) 共 231 點佔全部樣點 20% (表 2 及圖 4a)，此二等級分布位置主要集中在北部宜蘭及桃竹苗局部地區，另有零散點位散布在南部地區，最主要的原因是土壤的 pH 值偏低 (4.4-5.6)，而質地多屬砂質土及黏質土，此兩種土壤性質前者屬於陽基離子含量較少而後者則爲風化較爲後期的特性，因此土壤風化速率都偏低，也使得臨界負荷量偏低。大部份平原地區的土壤對酸沉降負荷量的緩衝能力多屬於第三級以上 (>500 eq/ha/year)，佔了平原地區的 77% 以上 (圖 4a)，因此以目前平原區土壤風化及中和能力來看，對酸沉降危害仍有相當的抵抗能力。

以空間分析模組的克利金 (kriging) 方法推估臺灣平原區酸沉降臨界負荷量的分布結果顯示明顯之區域性差別。高負荷量能力的區域如高雄、臺中南投、桃園局部地區及東部地區，其土壤 pH 較高 (5.6-8.5)，土壤質地介於坋質壤土至壤土之間，此種土壤是農地系統中非常良好的質地，也因此能提供足夠養份並能有大量緩衝物質，在模式設定中也能提供較高的初始風化速率。

山地因爲坡度大、土壤淺薄及降雨量多，受土壤沖蝕的影響很大，所以森林地區大部部份屬於易受危害的第一級與第二級。屬於中度敏感的第三級區域 (500-1,000 eq/ha/yr) 主要分布在南部及東南部，其所佔推估森林地區的 37.4%；而屬於第四、第五級區域則主要分布在臺灣地區的東南部，其所佔推估森林地區的比例爲各爲 8.7% 及 0.2%。臺灣東南部相對於其他地區的土壤酸鹼值偏高，所以對於酸沉降緩衝的能力也相對提高，而這個區域相對遠離污染嚴重的西部地區並受到山脈阻隔，酸沉降量也較低。

以上的分析結果是呈現土壤目前所擁有對於酸沉降可能的緩衝能力，若考慮實際觀測硫酸沉降量現況及負荷量的差別，將更能反映出實際的狀況。由全臺 11 個測站資料，透過克利金方法推估的結果顯示，全臺灣測站的硫酸沉降量介於 30-180 kg/ha/year 之間 (圖 4b)。而依酸沉降臨界負荷量的等級來看，考慮實際硫酸沉降量後之估算值屬於第一級的分布面積，約佔臺灣地區的 4.91%，而屬於第二級的分布面積則佔 29.93% (表 2)，此二等級分布位置主要集中在北部臺北、宜蘭、苗栗、新竹、桃園及臺中局部地區 (圖 4d)。

以臺灣目前硫酸沉降的監測資料來看，北部區域的情況最爲嚴重，局部地區如高雄亦承受不小的

影響；但是若以土壤分布及對於酸沉降的緩衝程度來說，則土壤緩衝能力的大小與酸沉降分布之間的關係並不明顯。北、中、南部的都會地區雖然酸沉降量皆偏高，但其所在平原土壤亦有不錯的能力可緩衝酸沉降的影響；而一般認爲酸沉降不嚴重的偏遠區域，其所在土壤的風化狀況並不能提供酸沉降緩和的物質或能力偏低，如臺灣大部份山地區的土壤風化速率低於 200 eq/ha/year (圖 3a)，因此其酸沉降臨界負荷量大多屬於次敏感的區域 (200-500 eq/ha/year; 圖 4d)。

表 2 臺灣地區採樣點酸沉降臨界負荷量評估結果及推估之面積分布比例

Table 2. The critical load of acid deposition of all sampling points and the percentage of area in different class.

分級	eq/ha/year	平原	丘陵	山地	累計	考慮目前硫酸沉降後推估之面積分布 (%)
1	< 200	22	10	3	35	4.91
2	200-500	85	115	31	231	29.93
3	500-1000	139	119	1	259	35.95
4	1000-2000	175	126	2	303	26.13
5	> 2000	115	202	5	322	3.08
累計		536	572	42	1,150	100

以亞洲酸雨模式中土壤穩定性的方法來估算臺灣平原地區土壤臨界負荷量，其結果是大部份地區的臨界負荷量皆屬於沒有危害的程度；這與山地森林地區的結果非常不同，山地區絕大部份是屬於容易受危害的等級。以山地及平地所在的環境條件來比較，山地土壤較爲淺薄，土壤在坡度較大的地區也易受山地區的降雨及快速的逕流所沖蝕而減少其供應鹽基陽離子的能力，臺灣山地又受冬夏季節不同風向所帶來的雨水及外來傳送的污染物影響，更加劇酸沉降對土壤及生態系的干擾。而平地區的地形及氣候條件與山地正好相反，地形平坦有利深層土壤發育，蒸發散旺盛使逕流量相對降低，沖蝕作用亦較山地緩和，所以土壤透過風化釋放鹽基陽離子對於緩衝酸沉降的能力大有幫助。

4. 酸沉降臨界負荷量對生態系發展可能之影響

本研究所評估的結果當中有 4.91% 的區域屬於最敏感的區域，主要分布在北部地區及山地；同時也有將近 30% 的面積屬於次敏感的區域，主要分布於大部份丘陵山地區 (圖 4d)。若酸沉降會影響森林的健康，則臺灣將有 4.91% 的區域受酸沉降嚴重的威脅及 30%的區域處於受威脅的邊緣，但目前這些生態系或森林並未呈現生長衰退的情形，這固然可能因爲在估算過程中，部分參數如對估算結果有相當影響之三水鋁石水解平衡常數，並無實測資料而是以模式開發者所提供之經驗值，或許此經驗值未能準確反應實際狀況。此外，模式中的風化速率是以土壤母質、質地、酸鹼度、溫度等因子來推估，臺灣目前對土壤礦物風化速率的研究相當罕見，無法提供實證的資料來加以佐證。研究中，我們發現臨界負荷量的計算結果對風化速率的變化相當敏感，亦即風化速率的變動對臨界負荷量的估算有決定性的影響。因此未來有必要對臺灣地區土壤礦物風化速率進行廣泛的實證研究，以檢驗本研究的估算結果。

然文獻中幾乎所有的研究也都是採用這些經驗值與推估法，而且亞洲酸雨模式是源自歐洲酸雨模

式在歐洲被廣泛運用修改而來，這也是目前少數評估酸沉降臨界負荷量的模式中，應用最廣的方法。且其模式應用的結果，有許多已發表在著名的學術刊物中 (Hettelingh *et al*., 1992; Langan, and Hornung, 1992; Hornung *et al*., 1995)，顯示此一模式的運用已經過學術界多次的檢驗，因此即使此模式目前並不十分完美，應仍有一定參考價值。目前臺灣平原及森林生態系所承受的酸沉降量，遠高於北美被懷疑受酸沉降影響而生長衰退的森林所承受的量。因此，在森林未出現生長衰退之前，及早加以評估以便採取因應之道，應是當務之急。而不宜因爲模式相關參數尚未完備，而輕忽本研究結果所提出之警訊。事實上如果臺灣的森林已然出現生長衰退或死亡的現象，屆時再來評估恐爲時已晚。

部分學者專家或許會認爲，酸沉降與森林生長衰退間的關聯，截至目前仍無定論，討論生態系對酸沉降的臨界負荷量並不恰當。而就許多酸沉降嚴重地區並未出現林木生長衰退的情形爲例，說明酸沉降未必對森林生態系的健康有明顯的影響 (Johnson, 1983; Johnson and Taylor, 1989; Kandler and Innes, 1995)。許多模擬酸雨的實驗亦發現，大氣中硫氧化物及氮氧化物的濃度並不會影響到林木的健康 (Kandler, 1992; Martin *et al*., 1992)，而實驗發現會對林木生長產生影響的濃度，均遠高於一般大氣中的濃度 (Eamus and Murray, 1991; Martin *et al*., 1992)，即目前大氣中的硫氧化物及氮氧化物並未達會影響林木健康的濃度 (Cape, 1993)。然 Likens *et al*. (1996) 在 Hubbard Brook 林地經 30 年的長期研究指出，酸沉降雖未必會直接損及林木的健康，但大量的酸沉降確實會透過對森林營養循環的影響，特別是造成鹽基陽離子 (鈣及鎂) 的缺乏，而破壞林木營養的收支，進而影響其健康，此亦與歐洲地區多年前研究結果中所提出的推論相似 (Ulrich and Pankrath, 1983; Schulze, 1989; Katzensteiner *et al*., 1992)。所以一個生態系是否易受酸沉降影響，與其對營養收支的干擾有關，而亞洲酸雨模式亦考量了風化作用對鹽基陽離子的補充 (模式中的風化速率參數)、鋁的解離對土壤水中營養組成的影響 (模式中的 K_{gibb} 參數) 及土壤水對離子淋溶的作用 (模式中的逕流參數 Q)，在學理上的考量也已相當全面。

臺灣地區的平地及森林生態系尚未出現受酸沉降影響而出現生長衰退的另一可能則是，生態系在承受逆壓到出現明顯反應之間會有一段延遲時間 (Bormann, 1985)。此模式所估算出之臨界負荷量，是指生態系若承受超過此一數值的酸沉降，將會出現對生態系不利之影響，但並非指此過量之酸沉降將對此一生態系產生立即而明顯的不利影響。雖然目前的風化速率所產生的鹽基陽離子，不足以緩衝超過臨界負荷量的酸沉降，但生態系中原有的緩衝能力尚能維持生態系的健康。以北美及歐洲森林出現生長衰退的地區爲例，因爲其工業化的歷史比臺灣要早上數十年甚至百年，故其生態系承受大量酸性污染物的時間，亦較臺灣早數十年以上。而其出現生長衰退的時間均在 1970 年代以後，因此以臺灣較歐洲及北美工業化晚數十年的情形而言，目前尚未出現明顯影響森林的生長，並不令人意外。歐美工業化及森林生長衰退間的時間延遲，也說明臺灣地區的森林生態系目前雖未出現生長衰退，若污染持續，酸沉降持續超出臨界負荷量，假以時日，亦可能出現大規模生長衰退甚至死亡的現象。在臺灣東北部福山森林生態系的研究指出，高度酸化的雨水加速了林冠鹽基陽離子的淋溶，而鹽基陽離子大量淋溶也是溫帶地區受酸沉降影響而出現生長衰退的森林普遍發生的現象。臺灣的工業化雖然較歐美爲時較短，但確在短短的數十年內達到高度工業化的程度，其工業化的速度顯然較歐美爲快。即使臺灣地區的森林生態系承受酸沉降的時間較短，卻是相當劇烈的。這是否會使得酸沉降過量到森林生長受影響之間的延遲時間縮短，使得森林較早出現明顯生長衰退值得進一步的觀察研究。

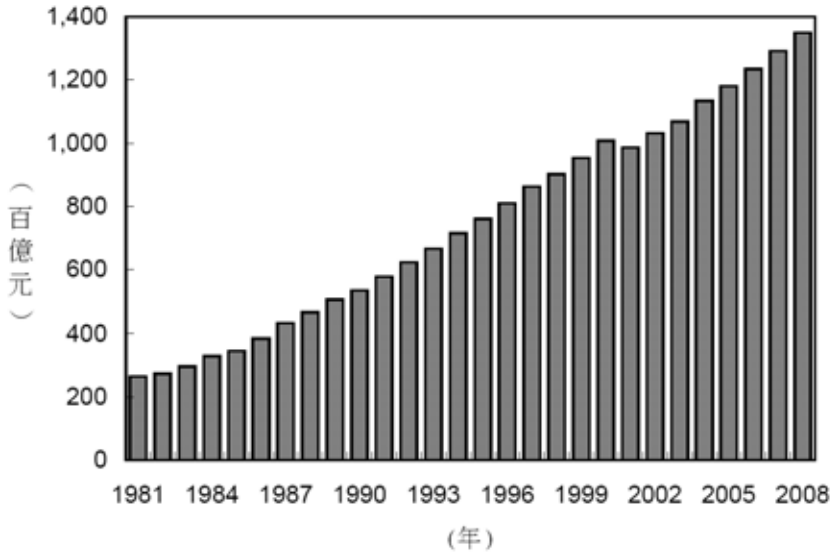
(二) 酸沉降對經濟損失之經驗估算

由全臺灣地區酸雨出現機率及酸雨分布區域來看，主要集中在臺灣中部以北 (圖 4c)，顯示臺灣北部地區雨水酸化情況仍然相當嚴重。而長期以來北部地區一直是臺灣產業相當集中的區域，因此經由這些地區生產總值與全臺灣全年生產總值的計算結果顯示，臺灣地區近二十幾年來的國內生產毛額 (GDP)，由 1981 年 2.6 兆增加至 1990 年的 5.3 兆，到了 2008 年約 13.5 兆 (圖 5a)，因此以臺灣地區受酸雨影響區域生產總值所佔的比例來看，造成直接經濟損失即由 1981 年 11.1 億增加至 1990 年的 27.2 億，到了 2008 年其損失達到 80.9 億 (圖 5b)。國外評估酸沉降所造成經濟或者其他影響的損失主要是以雨水 pH ≤ 5.0 出現的機率及 SO_2 的濃度爲基礎；因此若比較臺灣地區近十年來主要造成酸雨成因的 NO_x 及 SO_2，可以發現 NO_x 一直維持相當的程度，並沒有減少的趨勢 (圖 6a)；但 SO_2 在 1994-1999 年間略爲降低，2000 年後的則呈現平穩分布狀況，2004 年後甚至有稍爲增加，其中東部地區在 2004 年前的平均濃度皆在 2 ppb 以下，2004 年後的平均濃度上升至 3 ppb 以上 (圖 6b)，但是臺灣東部地區的工業發展並未較過去更加發達，其 SO_2 濃度增加值得注意。近年來對於酸沉降中組成物質境外長程傳輸的觀測已有了相當的研究成果，來自境外的污染物對臺灣硫酸及硝酸沉降量的貢獻大約爲 39 %及 37 %，在冬季東北季風天氣型態的影響下更可高達近 50 %以上 (Chang *et al*., 2000)，其他的有害污染物亦相同的發現 (Chou *et al*., 2008)。Lin *et al*. (2005) 也指出在冬季東北季風期間，自亞洲大陸透過長程傳輸所帶來 CO、SO_2 及懸浮微粒等污染物在臺灣地區因爲受到中央山脈的阻擋，對臺灣北部和東北部沿海及偏遠地區所造成的衝擊要比西部平原及都市地區來的更加嚴峻。因此未來空氣污染物質在臺灣東部及偏僻山地地區的變化仍需持續關注，若對於相關污染物的排放或來源未加以防範，則其影響仍然會存在甚至更加擴大。

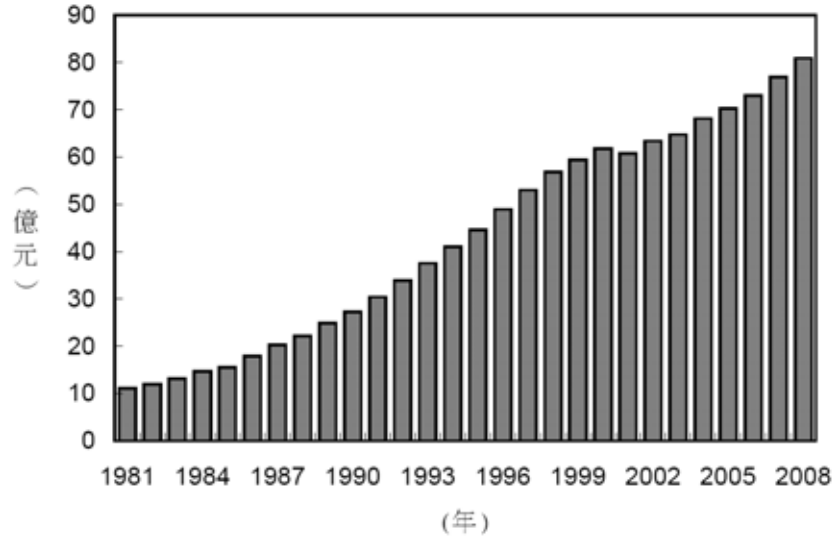
此估算並未包括污染物控制的成本，也不包括上述在休閒遊憩、野生動物保護、淨化大氣等方面的損失與維護成本。亦即此估算僅考量直接而有價的經濟損失，所以是相當保守的估算方式。由於間接的傷害及損失在國內外均無確切可供評估的方法，難以估算其造成之經濟損失。目前國外少數提供酸沉降造成之間接經濟損失的研究報告中，均缺乏詳細估算過程之描述，無法套用來進行初步之估算。然這些報告皆指出間接生態上的損失將是直接經濟損失的數倍以上 (Crocker and Regens, 1985; Crocker and Forster, 1986; Newbery *et al*., 1990)，因此若將間接的損失納入考量，那麼酸沉降對臺灣地區所造成的經濟損失將更爲可觀。

結　論

本研究應用亞洲酸雨模式中土壤穩定法評估臺灣地區整體酸沉降臨界負荷量之分布概況，評估結果屬於敏感等級的區域佔臺灣地區面積的 4.91 %，而次敏感區域則佔臺灣地區面積的 30 %。這些可能受酸沉降問題威脅或接近傷害的地區主要集中在臺灣北部及山地區域，主要原因是山地區土壤較爲淺薄，而且土壤在坡度較大的山區易受降雨及快速的逕流所沖蝕而減少其供應鹽基陽離子的能力，臺灣山地及北部又受冬夏季節不同風向所帶來的雨水及外來傳送的污染物影響，同時臺灣北部地區酸沉降量又較中南部高，因此更加劇酸沉降對土壤及生態系的干擾。而利用臺灣地區酸雨出現機率及酸雨分



(a) 台灣地區近二十年來國內生產毛額 (GDP) 趨勢



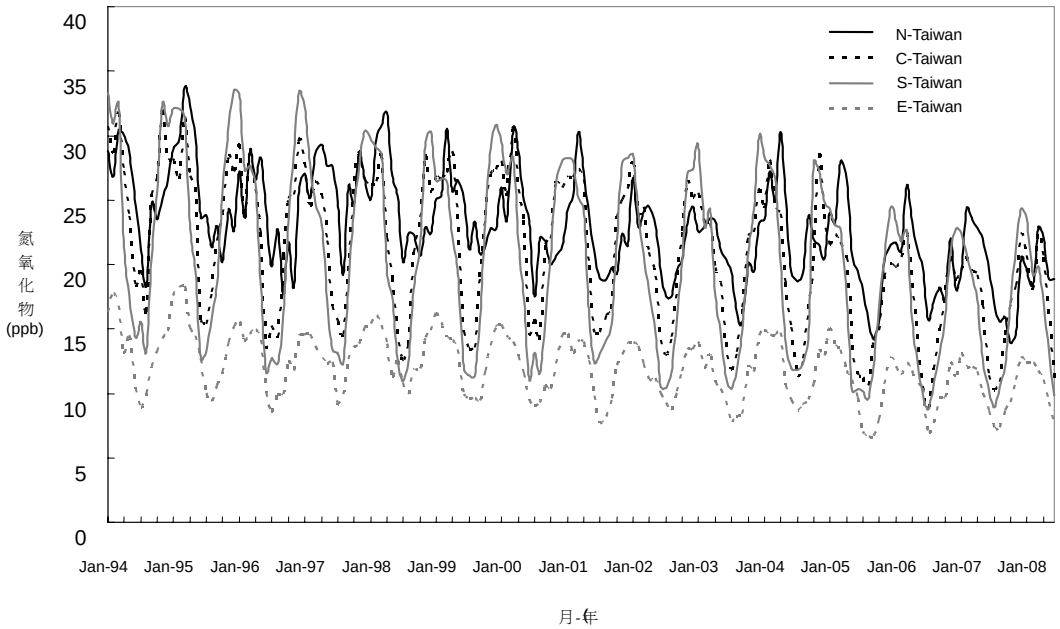
(b) 酸沉降直接經濟損失推估

資料來源：行政院主計處 (2008b)。

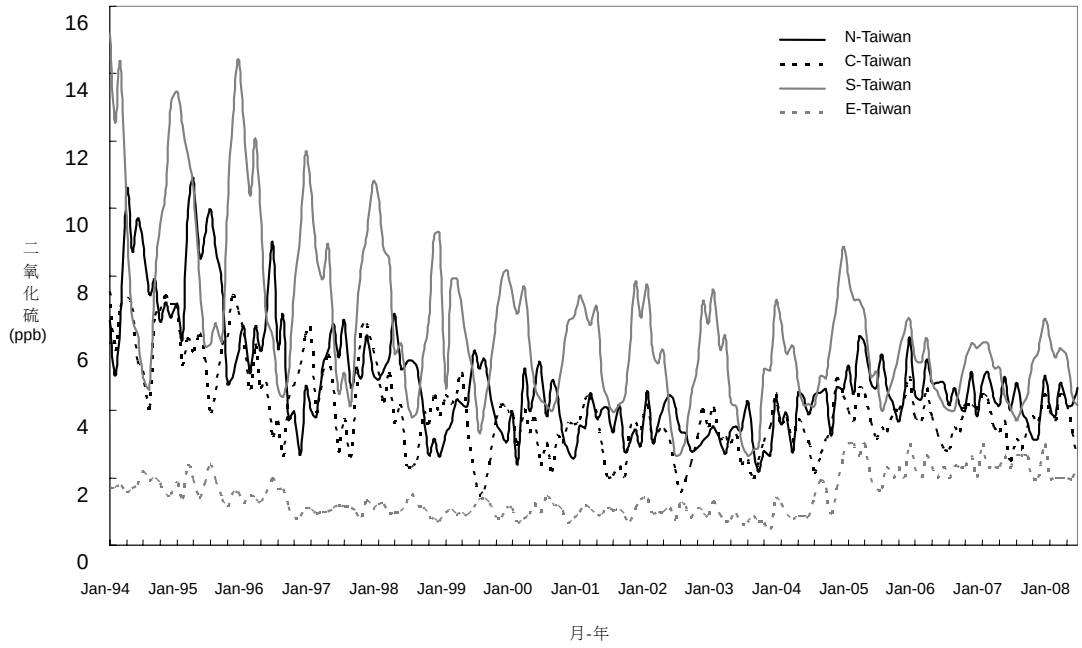
圖 5 臺灣地區近二十年來 (a) 國內生產毛額 (GDP) 趨勢及 (b) 酸沉降直接經濟損失推估

Fig. 5. (a) Gross domestic product and (b) economic loss from acid deposition in last two decades.

布區域生產總值佔全臺灣地區生產總值的比例，嘗試對臺灣地區經濟直接的損失作初步之經驗估算，以目前臺灣酸沉降的現況而言將造成數十億元以上的損害，若再以國外研究所作之推論，其對生態上影響所造成的間接損失更加難以估算。因此酸沉降不論對環境或經濟都是值得注意的課題，同時所需要關注的對象不只是國內污染物的持續控制，境外傳輸及國際之間的合作也是重要議題。



(a) 1994-2008 年間氮氧化物 (NO_x) 變動的趨勢



(b) 1994-2008 年間二氧化硫 (SO_2) 變動的趨勢

資料來源：行政院環保署 (2008)。

圖 6 1994-2008 年間臺灣北中南東地區 (a) 氮氧化物 (NO_x) 及 (b) 二氧化硫 (SO_2) 變動的趨勢

Fig. 6. The dynamics of (a) NOx and (b) SO_2 between 1994 to 2008 at northern, central, southern and eastern Taiwan.

謝　辭

研究的進行首先要感謝國科會 (NSC93-2621-B-018-001) 及環保署 (EPA-96-FA11-03-D022) 對於相關計畫的補助，而研究進行期間在資料處理及分析的工作亦感謝國立彰化師範大學地理學系李孟芬、曾英惠、梁晏綾等同學所提供的協助。對於兩位匿名審查者所提供之寶貴建議和指正亦在此一併致謝。

引用文獻

石再添 (1991) **臺灣地理概論**，臺北：臺灣中華書局。

行政院環保署 (1992) **大尺度空氣污染調查及防制策略之研究專案研究計劃子題 (一)：臺灣地區酸沉降物之調查研究期末報告**，EPA-81-E3F1-09-07。

行政院環保署 (2008) **空氣品質監測網**，http://taqm.epa.gov.tw/emc/default.aspx?mod=PsiAreaHourly。[2008.10.3]

行政院主計處 (2008a) **工商及服務業普查 95 年總報告**，行政院主計處。

行政院主計處 (2008b) **國民所得統計**，http://www.dgbas.gov.tw/ct.asp?xItem=15448&CtNode=4643。[2008.10.1]

徐慈鴻、李貽華 (2006) 空氣污染與植物監測，**行政院農委會農業藥物毒物試驗所技術專刊**，143: 1-11。

黃仁足、金恆鑣、王明光 (1998) 臺灣林林土壤之硫酸根吸附與脫附行爲 (I)：土壤性質與硫酸根吸附量之關係及其吸附機制，**中國農業化學會誌**，36 (3): 239-255。

張學元、韓恩厚、李洪錫 (2002) 中國的酸雨對材料腐蝕的經濟損失估算，**中國腐蝕與防護學報**，22 (5): 316-319。

楊萬全 (2000) 臺灣水文論文集，**第四屆臺灣地理學術研討會**，臺北：臺灣師範大學地理系，600。

鄭福田 (1998) **臺灣地區酸性調查評估與防制之規劃**，臺北：行政院環境保護署。

Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. and Melillo, J. M. (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems, *BioScience*, 39: 378-386.

Bardossy, A. and Lehmann, W. (1998) Spatial distribution of soil moisture in a small catchment. Part 1: geostatistical analysis, *Journal of Hydrology*, 206: 1-15.

Bormann, F. H. (1985) Air pollution and forests: an ecosystem perspective, *BioScience*, 35: 434-441.

Bull, K. R. and Hall, J. R. (1998) Setting international targets for controlling atmospheric emissions of pollutants: now and in the future, *Environmental Pollution*, 102: 581-589.

Callaway, J. M., Darwin, R. F. and Nesse, R. J. (1986) Economic valuation of acidic deposition damages: preliminary results from the 1985 NANAP assessment, *Water Air and Soil Pollution*, 31: 1019-1034.

Callaway, J. M. and Englin, J. E. (1990) Economic valuations of acid deposition damages, *Contemporary Policy Issues*, 8 (3): 59-72.

Cape, J. N. (1993) Direct damage to vegetation caused by acid rain and polluted cloud: definition of critical

levels for forest trees, *Environmental Pollution*, 82: 167-180.

Chang, K. H., Jeng, F. T., Tsai, Y. L. and Lin, P. L. (2000) Modeling of long-range transport on Taiwan's acid deposition under different weather conditions, *Atmospheric Environment*, 34: 3281-3295.

Chou, C. C. K., Lee, C. T., Yuan, C. S., Hsu, W. C., Lin, C. Y., Hsu, S. C. and Liu, S. C. (2008) Implications of the chemical transformation of Asian outflow aerosols for the long-range transport of inorganic nitrogen species, *Atmospheric Environment*, 42: 7508-7519.

Crocker, T. D. and Regens, J. L. (1985) Acid deposition control: a benefit-cost analysis-its prospects and limits, *Environmental Science and Technology*, 19 (1): 112-116.

Crocker, T. D. and Forster, B. A. (1986) Atmospheric deposition and forest decline, *Water Air and Soil Pollution*, 31: 1007-1017.

Duan, L., Xie, S., Zhou, Z. G., Ye, X. and Hao, J. (2000) Critical loads of acid deposition on soil in China, *Water Air and Soil Pollution*, 118: 35-51.

Eamus, D. and Murray, M. (1991) Photosynthetic and stomatal conductance responses of Norway spruce and beech to ozone, acid mist and frost-a conceptual model, *Environmental Pollution*, 72: 23-44.

Hao, F. H., Chang, Y. and Ning, D. T. (2004) Assessment of China's economic loss resulting from the degradation of agricultural land in the end of 20th century, *Journal of Environmental Sciences*, 16 (2): 199-203.

Henrik, L. H., Hu, T., Ma, Z., Skjelvik, J. M., Song, G. J., Vennemo, H., Wu, J. and Zhang, S. Q. (2007) Environmental economic impact assessment in China: problems and prospects, *Environmental Impact Assessment Review*, 27: 1-25.

Hettelingh, J. P., Gardner, R. H. and Hordijk, L. (1992) A statistical approach to the regional use of critical loads, *Environmental Pollution*, 77: 177-183.

Hettelingh, J. P., Chadwick, M., Sverdrup, H. and Zhao, D. W. (1995a) Impact module. In: World Bank, Asia Technical Group (ed.) *RAINS-ASIA Technical Report: An Assessment Model for Acid Rain in Asia*. Washingtou, D. C.: World Bank, Asia Technical Group, 1-66.

Hettelingh, J. P., Sverdrup, H. And Zhao, D. W. (1995b) Deriving critical loads for Asia, *Water Air and Soil Pollution*, 85: 2565-2570.

Hodson, M. E., Langan, S. J. and Lumsdon, D. G. (1998) A comparison of soil sensitivity to acidification based on laboratory-determined short-term acid buffering capacity and the Skokloster classification, *Water Air and soil Pollution*, 105: 53-62.

Hodson, M. E. and Langan, S. J. (1999) Considerations of uncertainty in setting critical loads of acidity of soils: the role of weathering rate determination, *Environmental Pollution*, 106: 73-81.

Hornung, M., Bull, K. R., Cresser, M., Hall, J., Langan, S. J., Loveland, P. and Smith, C. (1995) An empirical map of critical loads of acidity for soils in Great Britain, *Environmental Pollution*, 90: 301-310.

Jalal, K. F. and Rogers, P. P. (2002) Measuring environmental performance in Asia, *Ecological Indicators*, 2: 39-59.

Johnson, A. H. (1983) Red spruce decline in the northeastern U.S.: hypotheses regarding the role of acid rain, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 33 (11): 1049-1054.

Johnson, D. W. and Taylor, G. E. (1989) Role of air pollution in forest decline in eastern North America, *Water Air and Soil Pollution*, 48: 21-43.

Kandler, O. (1992) No relationship between fir decline and air pollution in the Bavarian forest, *Forest Science*, 38 (4): 866-869.

Kandler, O. and Innes, J. L. (1995) Air pollution and forest decline in central Europe, *Environmental Pollution*, 90: 171-180.

Katzensteiner, K., Glatzel, G. and Kazda, M. (1992) Nitrogen induced nutritional imbalances a contributing factor to Norway spruce decline in the Bohemian forest (Austria), *Forest Ecology and Management*, 51: 29-42.

Kennedy, F., Rowell, D., Moffat, A. J. and Singh, B. (2001) An analysis of the structure of the simple mass balance equation: implication for testing national critical loads maps, *Water Air and Soil Pollution: Focus*, 1: 281-298.

Langan, S. J. and Hornung, M. (1992) An application and review of the critical load concept to the soils of northern England, *Environmental Pollution*, 77: 205-210.

Lechón, Y., Cabal, H., Gómez, M., Sánchez, E. and Sáez, R. (2002) Environmental externalities caused by SO_2 and ozone pollution in the metropolitan area in Madrid, *Environmental Science and Policy*, 5: 385-395.

Likens, G. E., Driscoll, C. T. and Buso, D. C. (1996) Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem, *Science*, 272: 244-246.

Lin, T. C. (1995) *Atmospheric Deposition and Forest Canopy Processes in a Subtropical Rain Forest in Southeast Asia-Taiwan*, Doctorial dissertation, University of Kansas, Lawrence, Kansas.

Lin, Y. P. and Shahrokh, R. (1997) Geosatistical analysis for shear wave velocity, *Journal of the Geological society of China*, 40 (1): 209-223.

Lin, C. Y., Liu, S. C., Chou, C. C. K., Huang, S. J., Liu, C. M., Kuo, C. H. and Young, C. Y. (2005) Long-range transport of aerosols and their impact on the air quality of Taiwan, *Atmospheric Environment*, 39: 6066-6076.

Liu, C. P. and Sheu, B. H. (1997) The chemistry of precipitation and throughfall of three forest stands in central Taiwan, *Taiwan Journal of Forest Science*, 12 (4): 379-386.

Martin, C. E., Gravatt, D. A. and Loeschen, V. S. (1992) Photosynthetic responses of three species to acute exposure of nitrate-and sulphate-containing aerosols, *Atmospheric Environment*, 26: 381-391.

Newbery, D. M., Siebert, H. and Vickers, J. (1990) Acid rain, *Economic Policy*, 5 (11): 297-346.

Nihlgard, B. (1985) The ammonium hypothesis-an additional explanation to the forest dieback in Europe, *AMBIO*, 14: 2-8.

Nilsson, J. and Grennfelt, P. (1988) *Critical loads for sulfur and nitrogen*, Copenhagen, Denmark: Nordic

Council of Ministers. Copenhagen, Denmark.

Pillips, T. P. and Forster, B. A. (1987) Economic impacts of acid rain on forest, aquatic and agricultural ecosystems in Canada, *American Journal of Agricultural Economics*, 69 (5): 963-969.

Posch, M., de Smet, P. M. A., Hettelingh, J. P. and Dwoing, R. J. (1995) *Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe*, Coordination Center for Effects (RIVM) Bilthoven, the Netherlands.

Rennings, K. and Wiggering, H. (1997) Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts, *Ecological Economics*, 20: 25-36.

Schulze, E. D., de Vries, W., Hauhs, M., Rosen, K., Rasmussen, L., Tamm, C. O. and Nilsson, J. (1988) Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems, *Water Air and Soil Pollution*, 48: 451-461.

Schulze, E. D. (1989) Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest, *Science*, 244: 776-783.

Sverdrup, H. and de Vries, W. (1993) Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method, *Water Air and Soil Pollution*, 72: 143-162.

Uexküll, H. R. and Mutert, E. (1995) Global extent, development economic impact of acid soils, *Plant and Soil*, 171: 1-17.

Ulrich, B. and Pankrath, J. (eds.) (1983) *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*, Dordrecht, Netherlands: D. Reidel Publishing Company.

UNECE (1982) *Effects of Sulphur Compounds on Materials, including Historic and Cultural Monuments*, Draft report ENV/IEB/WG1, Geneva: UNECE.

van Breemen, N., Burrough, P. A., Velthorst, E. J., van Dobben, H. F., de Wit, T., Ridder T. B. and Reijnders, H. (1982) Soil acidification from atmospheric ammonium sulfate in forest canopy throughfall, *Nature*, 299: 548-550.

van Harmelen, T., Bakker, J., de Vries, B., van Vuuren, D., den Elzen, M. and Mayerhofer, P. (2002) Long-term reductions in costs of controlling regional air pollution in Europe due to climate policy, *Environmental Science and Policy*, 5: 349-365.

Wang, X. P. and Mauzerall, D. L. (2004) Characterizing distributions of surface ozone and its impact on grain production in China, Japan and South Korea: 1990-2020, *Atmospheric Environment*, 38: 4383-4402.

World Bank (1997) *Clear Water, Blue Skies: China's Environment in a New Century*, Washington DC: The World Bank.

Xu, Y. and Masui, T. (2008) Local air pollutant emission reduction and ancillary carbon benefits of SO_2 control policies: application of AIM/CGE model to China. *European Journal of Operational Research*, 198 (1): 315-325.

Yin, Y. (1991) The estimation on the corrosion loss due to the acidic rain in the two provinces of southwestern China, *Corrosion Science and Protective Technology*, 3 (1): 37-43.

2008 年 11 月 24 日　收稿
2009 年 3 月 3 日　修正
2009 年 3 月 12 日　接受