

南 華 大 學

環境管理研究所

碩士論文

生態足跡理論應用於產品環境衝擊之研究

— 污染換算模式建立

Assessing Environmental Impact of Products by Applying Ecological
Footprints Theory- Establishment of the Conversion Framework for
Pollution

研 究 生：陳政遠

Graduate Student: Cheng-Yuan Chen

指 導 教 授：胡憲倫 博士

Adviser: Allen-H Hu Ph.D.

中 華 民 國 九 十 四 年 六 月

南 華 大 學

環境管理研究所

碩 士 學 位 論 文

生態足跡理論應用於產品環境衝擊之研究

—污染換算模式建立

研究生：陳政遠

經考試合格特此證明

口試委員：
謝世
李
胡嘉倫

指導教授：胡嘉倫

所 長：陳中

口試日期：中華民國九十四年六月二十四日

誌謝

承蒙恩師胡憲倫教授的指導，引領學生從環境工程走進了環境管理的領域。論文初成，首要感謝地便是恩師在每週二的研討會議中，給予學生們論文的寶貴建議與指教，使得論文更趨於嚴謹。由衷地感謝恩師在學生論文催生之際，滿懷著鼓勵和語重心長的叮嚀，學生立即收到當頭棒喝之效，當下重新檢視學生做事的態度，儘管無法及時看到立竿見影的成效，但對學生而言，無形之中卻也產生了潛移默化的效果。

學位考試期間，感謝口試委員李月華教授、郭財吉教授對學生論文諸多的寶貴意見與指正，使得本論文更臻完善。此外，學生對於陳所長中獎於研究方法上的教授、訓練學生課堂上的表達能力，促使學生養成對事物的多方思考，在此均致上學生無限地感激。

美哉！南華。第一次遇見妳即在我腦海留下了深刻的印象，羊腸小徑的兩旁竟是一望無際的甘蔗田與鳳梨田，此刻想到往後兩年便要在此度過研究生涯的試煉，心中不免有些惆悵。幸好！有了你們（聖平、惠妙、欣靜、孟軒、景哲、勁賢、范凱）的出現而豐富了我課餘閒暇的生活，最著名的一次戰役，我想便是我們騎著摩托車征服了阿里山吧！課堂上，要感謝兩位大哥（勝鈞、文淵）分享了許多實務上的寶貴經驗。口試期間，感謝學弟俊謀於籌備試務上的協助。移師北上，在此度過了最艱澀研究生活，首要感謝地便是家偉學長於論文寫作上的指導和同袍戰友（士豪、尚祐）的相互切磋與叮嚀。

回首十數年的求學生涯，幾經波折我想最重要的轉捩點莫過於國中至高中階段。經歷高中聯招的挫敗，在父母親殷切的關懷之下，當日即馬上帶著我親自去找尋一所合適地學校，在此有幸遇見恩師—阮夏蘭老師，在恩師懇切的教導之下重建了學生對學業的自信心，特別是在微積分方面的教導更奠定了學生日後考研究所時的基礎並感謝資三丙班的同學們，總是在我最低潮的時候給我加油打氣。

最後我要將這份僅有的榮耀回饋給我最敬愛的父親陳耀宗先生和母親謝春蘭女士，感謝您對孩子無怨無悔的付出與最大的支持，在這裡我要對你們說聲—我愛你們。對了還有要感謝一下姐姐與弟弟提供許多的零食與專車接送，在此一併致謝。

政遠 謹致 07.20.2005

摘要

近年來，生態足跡(Ecological Footprints, EF)概念被廣泛地運用於評估國家與區域性之永續性，並透過反轉環境涵容能力概念，直接以土地面積方式呈現對環境污染的程度，可直接有效地分析與量化人類活動與消費所造成之環境衝擊，例如：能源使用、交通、農業及自然資源等方面。然而，目前生態足跡的研究鮮少有特別針對污染層面並建置其轉換機制，大都僅著重於能資源消費過程所產生的生態足跡，此將無法呈現產品或服務對生態影響的全貌，也使得生態足跡的應用受到限制。為此，本研究將透過生態足跡理論建置污染生態足跡之轉換機制，利用生態承載力和植物淨化理論計算不同污染種類之生態足跡，包括：臭氧層破壞物質、重金屬、致癌物質、夏季煙霧、冬季煙霧、殺蟲劑、溫室效應、酸化與優養化。

本研究以鉛酸電池作為污染生態足跡換算案例之產品，並以某公司每年生產 480 萬個鉛酸電池作為功能單位，經試算後得出各衝擊類別之污染足跡如下：臭氧層破壞物質 1.70E-04 公頃-年、重金屬 8.36E-04 公頃-年、致癌物質 1.24E-04 公頃-年、夏季煙霧 5.02E-03 公頃-年、冬季煙霧 9.62E-01 公頃-年、殺蟲劑 0 公頃-年、溫室效應氣體 1.59E+02 公頃-年、酸化 3.57E+01 公頃-年、優養化 3.30E-03 公頃-年。亦即算出該公司每年生產鉛酸電池的總污染生態足跡為 195 公頃。未來，若能建立一個包含所有環境衝擊之生態足跡的轉換資料庫，將會大大地增加生態足跡在產品面的分析與應用。

【關鍵字】 生態足跡、產品環境衝擊、涵容能力、植物吸收

Abstract

Ecological footprints (EF) concept has been widely used in assessing sustainability of national and regional levels. Through reversing the concept of carrying capacity, it can effectively analyze and quantify the impacts of human activities and consumption, such as energy usage, transportation and agriculture to natural resources, and expressed them as land areas. However, very few studies were focused on establishing the conversion for pollution to EFs, which is a very important consideration for analyzing sustainability. In order to extend the applications and utilization of EF concept, this gap has to be mended. This study intends to establish a pollution EF conversion framework by using ecological footprint theory. Both carrying capacity and vegetation absorption capability theories were adopted to determine the EFs of different pollution categories. Pollutants converted in this study include ozone layer depletion substances, heavy metals, carcinogens, summer smogs, winter smogs, pesticides, greenhouse gases, and pollutants for acidification and eutrophication.

A company, yearly production of 4.8 million lead acid batteries, was used as a case study to calculate and demonstrate the life cycle pollution of EFs of lead acid batteries, they are: ozone layer depletion substances $1.70E-04$ ha/y, heavy metals $8.36E-04$ ha/y, carcinogens $1.24E-04$ ha/y, summer smog $5.02E-03$ ha/y, winter smog $9.62E-01$ ha/y, pesticides 0 ha/y, greenhouse gases $1.59E+02$ ha/y, acidification $3.57E+01$ ha/y, and eutrophication $3.30E-03$ ha/y. In term of EFs, the total impact of the case company equates 195 hectares ever year. It is believed that EFs assessment for products will be greatly enhanced after a complete conversion database, including all the environmental impacts, is established.

【Keywords】 Ecological footprints, environmental impact of products, carrying capacity, vegetation absorption

目錄

中文摘要.....	I
英文摘要.....	II
目錄.....	III
圖目錄.....	VII
表目錄.....	VIII
第一章 緒論.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.2 研究動機與目的.....	2
1.3 研究方法與流程.....	3
1.4 研究限制.....	6
第二章 文獻探討.....	8
2.1 生態足跡理論.....	8
2.1.1 生態足跡之定義與架構.....	8
2.1.2 生態足跡之限制.....	9
2.1.3 生態足跡之消費項目與土地使用類別.....	10
2.1.4 生態足跡之計算步驟.....	11
2.1.5 生態足跡理論相關之應用與研究.....	12
2.2 環境負荷理論.....	18
2.2.1 Imperial Chemical Industries (ICI).....	18
2.2.2 Environmental Agency.....	20
2.2.3 Eco-indicator 95.....	21
2.2.4 Eco-indicator 99.....	22
2.2.5 小結.....	24
2.3 植物淨化作用.....	24

2.3.1	植物淨化之機制.....	25
2.3.2	植生復育之方式.....	25
2.3.3	影響植物淨化效益之因素.....	26
第三章	生態足跡—污染換算模式之建立.....	28
3.1	溫室效應(greenhouse effect).....	30
3.1.1	森林吸收與淨化二氧化碳之情況.....	31
3.1.2	推估二氧化碳之生態足跡.....	32
3.1.3	推估其他溫室氣體之生態足跡.....	32
3.2	酸化(acidification).....	33
3.2.1	植物淨化二氧化硫之情況.....	34
3.2.2	推估二氧化硫淨化量.....	35
3.2.3	推估二氧化硫之生態足跡.....	37
3.2.4	推估其他酸化物質之生態足跡.....	37
3.3	冬季煙霧(winter smog).....	38
3.3.1	推估二氧化硫之生態足跡.....	38
3.3.2	推估其他冬季煙霧物質之生態足跡.....	38
3.4	重金屬(heavy metals).....	39
3.4.1	植物淨化重金屬之情況.....	39
3.4.2	推估重金屬—鉛之生態足跡.....	40
3.4.3	推估其他重金屬物質之生態足跡.....	41
3.5	致癌物質(carcinogenics).....	42
3.5.1	PAH之生態足跡推估.....	43
3.5.2	推估其他致癌物質之生態足跡.....	43
3.6	優養化(eutrophication).....	44
3.6.1	PO ₄ ³⁻ 之生態足跡推估.....	45

3.6.2 推估其他優養化物質之生態足跡.....	45
3.7 夏季煙霧(summer smog).....	46
3.7.1 乙烯(ethene)之生態足跡推估.....	46
3.7.2 推估其他夏季煙霧物質之生態足跡.....	49
3.8 殺蟲劑(pesticides).....	50
3.8.1 殺蟲劑(insecticides)之生態足跡推估.....	51
3.9 臭氧層破壞(ozone layer depletion).....	51
3.9.1 CFC-11 之生態足跡推估.....	51
3.9.2 其它臭氧破壞物質之生態足跡推估.....	52
3.10 小結.....	53
第四章 產品試算研究分析與結果.....	54
4.1 個案分析之描述.....	54
4.1.1 個案之研究限制與假設.....	54
4.1.2 鉛酸電池之生命週期盤查.....	57
4.2 鉛酸電池之生態足跡換算.....	59
4.2.1 鉛酸電池溫室效應(greenhouse effect)之生態足跡推估.....	60
4.2.2 鉛酸電池酸化(acidification)之生態足跡推估.....	60
4.2.3 鉛酸電池冬季煙霧(winter smog)之生態足跡推估.....	61
4.2.4 鉛酸電池重金屬(heavy metals)之生態足跡推估.....	61
4.2.5 鉛酸電池致癌物質(carcinogenics)之生態足跡推估.....	62
4.2.6 鉛酸電池優養化(eutrophication)之生態足跡推估.....	63
4.2.7 鉛酸電池夏季煙霧(summer smog)之生態足跡推估.....	64
4.2.8 鉛酸電池殺蟲劑(pesticides)之生態足跡計算.....	65
4.2.9 鉛酸電池臭氧層破壞(ozone layer depletion)之生態足跡推估.....	65
4.3 個案分析結果與討論.....	66

第五章 結論與建議.....	67
5.1 研究結論.....	67
5.2 研究建議.....	70
參考文獻.....	72
英文部分.....	72
中文部份.....	77
附錄.....	79
附錄一 Eco-indicator 95 各項環境衝擊之特徵化因子表.....	79
附錄二 個案－6V4Ah鉛酸電池環境衝擊分析之模擬資料.....	85

圖目錄

圖 1、研究流程圖.....	4
圖 2、生態足跡方法論.....	9
圖 3、Eco-indicator 95 生態指標之架構.....	22
圖 4、Eco-indicator 99 生態指標之架構.....	23
圖 5、生態足跡之污染換算模式架構圖.....	30
圖 6、林分密度之求解圖.....	36

表目錄

表 1、生態足跡之 8 種主要土地使用分類表.....	10
表 2、生態足跡概念之不同應用領域.....	12
表 3、尿布的資源使用與生態足跡換算表.....	14
表 4、不同的飲料包裝材質之生態足跡比較表(1 cl= 0.1L).....	15
表 5、個人電腦的生態足跡分析表.....	16
表 6、鉛酸電池之環境衝擊生態足跡推估表.....	17
表 7、生態足跡應用於電子產品面之比較.....	18
表 8、各環境負荷之比較表.....	24
表 9、溫室效應氣體污染物質之生態足跡推估表.....	33
表 10、二氧化硫每公頃之淨化量推估表.....	37
表 11、酸化污染物質之生態足跡推估表.....	38
表 12、冬季煙霧物質之生態足跡推估表.....	39
表 13、鉛(Pb)之生態足跡推估表.....	41
表 14、重金屬物質之生態足跡推估表.....	42
表 15、PAH之生態足跡推估表.....	43
表 16、致癌物質之生態足跡推估表.....	44
表 17、布袋蓮野外試驗之淨化效益推估表.....	45
表 18、優養化物質之生態足跡推估表.....	46
表 19、台灣土壤有機物質污染管制標準與足跡推估表.....	48
表 20、乙烯(ethene)之生態足跡推估表.....	49
表 21、夏季煙霧物質之生態足跡推估表.....	50
表 22、殺蟲劑(insecticides)之生態足跡推估表.....	51
表 23、CFC-11 之生態足跡推估表.....	52
表 24、臭氧破壞物質之生態足跡推估表.....	52

表 25、Eco-indicator 95 各衝擊類別基準物質之生態足跡值	53
表 26、鉛酸電池原料盤查資料表	57
表 27、鉛酸電池製造盤查資料表	57
表 28、鉛酸電池運輸盤查資料表	58
表 29、鉛酸電池回收盤查資料表	59
表 30、鉛酸電池溫室效應(greenhouse effect)之生態足跡推估表	60
表 31、鉛酸電池酸化(acidification)之生態足跡推估表	61
表 32、鉛酸電池冬季煙霧(winter smog)之生態足跡推估表	61
表 33、鉛酸電池重金屬(heavy metals)之生態足跡推估表	62
表 34、鉛酸電池致癌物質(carcinogenics)之生態足跡推估表	63
表 35、鉛酸電池優養化(eutrophication)之生態足跡推估表	63
表 36、鉛酸電池夏季煙霧(summer smog)之生態足跡推估表	64
表 37、鉛酸電池臭氧破壞(ozone depletion)之生態足跡推估表	65
表 38、鉛酸電池各衝擊類別之生態足跡與總污染之足跡表	66
表 39、鉛酸電池生態足跡比較表	70
表 40、鉛酸電池各環境衝擊之污染預防成本（單位：每年 480 萬個鉛酸電池）	71

第一章 緒論

1.1 研究背景

為提昇人類生活品質，許多工業化國家相繼採取大量製造策略以擴充其市場版圖，潛藏於背後卻是許多資產的浪費，但是富庶社會需要來自新產品的交易行為，並藉由廣大消費市場來創造財富，因為唯有如此不斷地壯大其經濟規模才能提升其市場競爭力，使得大量製造商品策略儼然成為其關鍵作法(Michelini and Razzoli, 2004)。在大量製造、大量生產、大量棄置的生產模式之下，人們恣意地耗用天然資源，缺乏透過系統思考概念探究地球所提供的資源價值，更將人類所排放的廢棄物隨意棄置，直接或間接地造成生態浩劫。自然界是一個生產地球生命關鍵零件的供應商，如今產量已經遠遠落後於「訂貨者」的需求(吳信如譯，2003)，此話道盡人類邁向永續發展歷程之窘境。從 1992 年於里約熱內盧所舉辦的地球高峰會以來，永續發展儼然成為國際環境政策所重視的關鍵問題(Rennings and Wiggering, 1997)，聯合國「世界環境及發展委員會」(WCED)更進一步在 1987 年於布蘭特報告(the Brundtland Report)中「我們共同的未來」(Our Common future)提出，其基本定義為「在滿足當代需要的同時，而不損及後世代子孫追求其本身需要的能力」(WCED, 1987)。因此，永續發展必須建立於環境承载力(carrying capacity)範圍之內(Wackernagel *et al.*, 1999)，並維持地球自然資本的庫存，才能真正達到永續發展的最終目標。

在永續發展浪潮下，國際間相繼投入發展可以評估永續發展的工具或指標，冀望藉此可以真實且合理反映出生態環境並有效地分析自然資源損耗情形，以及探索不同環境衝擊種類間關係。因為透過永續性指標不僅可反映出環境及自然資源受限制的情形，更可藉此修正人

類經濟活動(李永展、林伯勳，2000)，實際經由指標的測量過程達成管理策略。目前，無論在企業及學術界都各自發展出可以評估永續發展的評估工具，例如：自然階段法(The Nature Step, TNS)、環境空間(Environmental Space, ES)、系統模式(System Models, SM)、環境衝擊評估與臨界負荷(Environmental Impact Assessment and Critical Load, EIA and CL)、企業環境績效評估(Corporate Environmental Performance Evaluation, CEPE)、生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)、能源與能值分析法(Energy and “eMergy” Analysis)、生態足跡(Ecological Footprints)、單位服務之物質強度(Material Intensity Per unit of Service, MIPS)，藉以評估本身是朝向或是背離永續性(Chambers *et al.*, 2001)。其中，以 Wackernagel and Rees 於 1990 年代所提出之生態足跡(Ecological Footprints)，透過土地面積實際呈現環境負荷之程度，最廣泛地為大家所採用。

1.2 研究動機與目的

為了達成永續發展的目標，需要透過一些方法和工具來量化和比較以產品和服務為條件所造成的環境衝擊。傳統上的作法為運用「生命週期評估」(Life Cycle Assessment, LCA)來分析產品在原料開採、生產製造、產品使用及棄置等各階段，所造成自然資源的損耗與污染產生的環境衝擊。然而 LCA 在進行衝擊評估時，在給定權重的過程中，多半透過主觀決策的方式，來取得不同環境議題之間的相對重要性（例如：全球暖化與臭氧層破壞，孰重孰輕？），亦為常人所詬病。而生態足跡(Ecological Footprints)，以衡量自然資源使用的限制與表達生態的破壞與底限為基礎，是一種可真實反映實際生態意涵的衡量指標。產品的環境衝擊評估，

主要可分為兩個部份，即為資源的使用與污染的產生。然而生態足跡以往較著重於資源消費上的分析，極少有污染所造成環境衝擊的足跡分析。因此，目前的生態足跡分析，仍尚未將廢棄物吸收和污染所造成的環境衝擊計算入生態足跡中(Wackernagel & Rees, 1996)。

因此，本研究希望將生態足跡理論應用於產品衝擊之評估上，特別著重於污染物的計算，將污染的部份以足跡方式作呈現，透過單位重量污染物能夠被若干土地面積所吸收與淨化的概念，來反映污染所造成的環境衝擊需要多少土地面積來分解與淨化，建置合理且真實反映產品污染物足跡之架構與資料庫。諸於上述緣由，本研究目的如下：

- 一、針對目前生態足跡概念應用層面進行文獻蒐集，將特別著重於產品面領域。
- 二、針對環境負荷理論進行剖析，提出一套能廣泛呈現產品環境衝擊全貌之架構。
- 三、尋找不同植物之自然淨化能力與土壤涵容能力，進而透過盤查之污染量與特徵化因子做相乘，再依據植物自然淨化能力與土壤涵容能力轉換成污染物之生態足跡。
- 四、試圖提供一實際的永續指標，讓企業與消費者於產品使用之際能感受其對環境負擔程度亦可作為企業在發展永續性產品政策的參考基石。

1.3 研究方法與流程

本研究以生態足跡理論為基礎，透過植物淨化與土壤涵容能力的概念，來評析產品對環境所造成的衝擊，最後引用 6V4Ah 鉛酸電池的生命週期評估案例所得到的衝擊分析資料，進行產品生態足跡的試算。因此本研究採用文獻分析與個案分析法，研究流程如圖 1 所示。

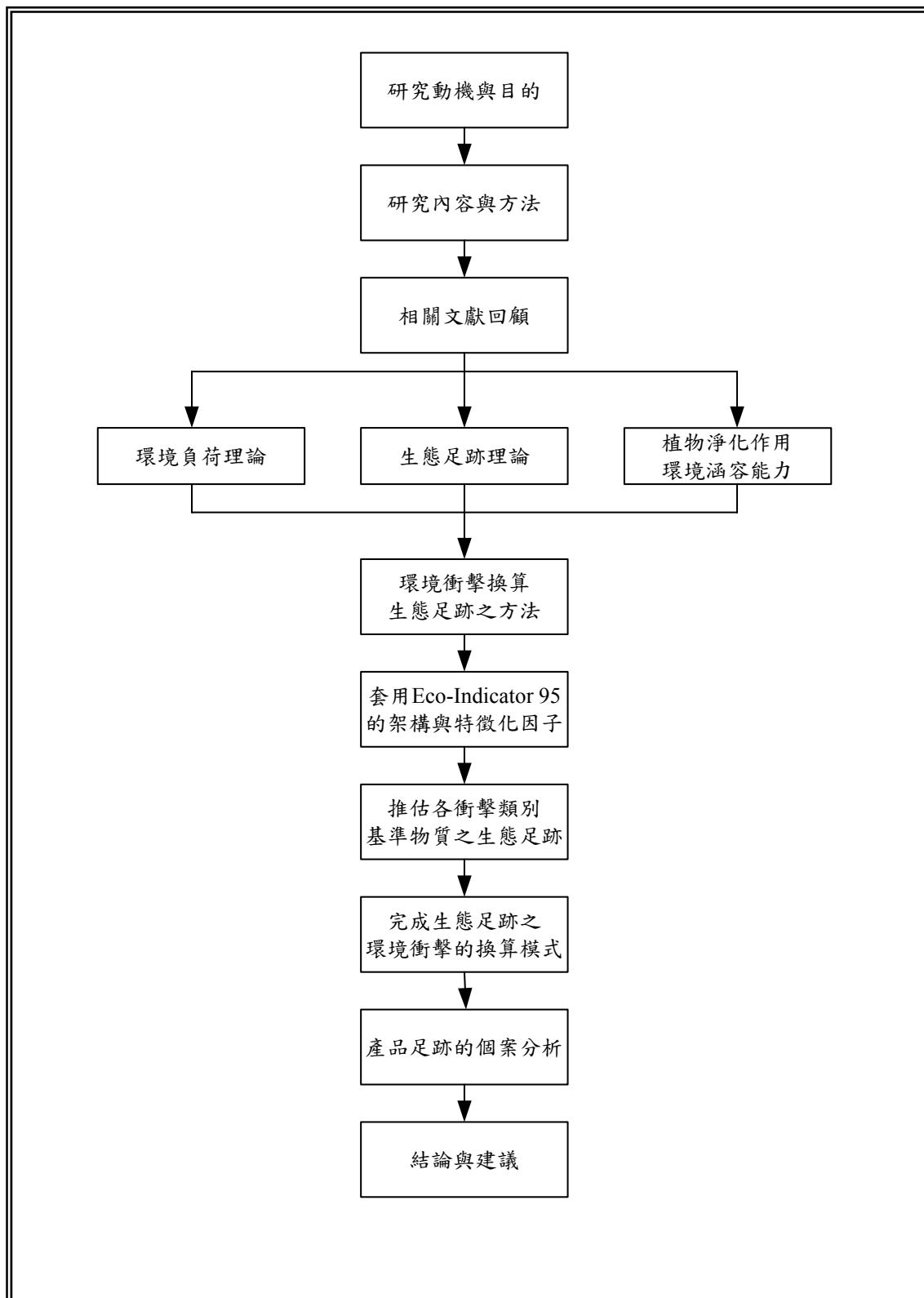


圖 1、研究流程圖

資料來源：本研究整理

1.文獻分析法

本研究應用理論的部份，包括了生態足跡理論、環境負荷理論與植物淨化作用的部份。透過文獻與相關研究的探討，本研究整理出生態足跡理論與計算程序，和相關的應用領域，及其在產品分析上的研究。環境負荷理論，則介紹了英國化學工業(Imperial Chemical Industries, ICI)所發展用以評估化學品排放物對人體與環境潛在危害的方法—環境負荷(Environmental Burden, EB)理論；Environmental Agency 環境負荷理論；而 Eco-indicator 95、Eco-indicator 99 則是由荷蘭 PRé Consultants 所發展之環境衝擊指標。在植物淨化作用的部份，則說明了自然植物淨化的相關機制，植物復育的方式與優、缺點及其效益。

2.個案研究法

本研究引用羅文正（2001）的碩士論文中研究的個案—6V4Ah 鉛酸電池 LCA 案例，運用鉛酸電池的生命週期盤查資料，針對環境衝擊亦即污染排放的部分，進行生態足跡的試算。

1.4 研究限制

1. 生態足跡之限制

本研究根據 Wackernagel and Rees (1996)的研究假設，所計算出的生態足跡是具有排他性的，意味著一旦物質能源被一族群挪用後，便不能對其他族群發生效用。故本研究假設植物僅能吸收與淨化單一的污染物質，如此才能真實地反映出環境衝擊的程度，但卻可能造成足跡重複計算之爭議。

同理，土地亦具有同時涵容多種污染物的能力，在生態足跡排他性的假設下，亦僅能假設在某一時間只能涵容某一污染物，同樣可能產生足跡重複計算之爭議。

生態足跡的計算是假設土地可以永續性的使用，能不斷地生產提供被消耗的資源與能吸收所有產物的廢棄物，但事實上並非如此。

2. 植物淨化效益推估之限制

利用植生復育進行污染物的吸收與淨化，進而導出污染部分的生態足跡是可行的辦法。然不同的植物對不同污染物質有不同的淨化能力，不同植物對同一污染物的吸收速率亦不同，受到諸多因子的影響亦有所不同。本研究僅在於提供一污染足跡的換算概念的方法，因此僅引用國內學者所做的實驗數據，推估出環境衝擊的生態足跡。故本研究所推估出之環境衝擊之生態足跡並非絕對值，因此所引用的文獻資料數據準確性與代表性，將影響本研究所推估的足跡換算因子。

3. 環境涵容能力之限制

本研究藉由我國環保署公佈的土壤及地下水污染整治法中，所規範每一種有機污染物質的最小容許濃度值，即為土壤可承受污染的最低限度涵容力，再利用土壤涵容能力轉換成生態足跡成的概念，將土壤污染之環境衝擊以土地面積表示。由於各國法規的不同，亦會造成所推估的生態足跡有所差異。故本研究所推估出之環境衝擊之生態足跡並非絕對值，因此所引用的文獻資料數據準確性與代表性，將影響本研究所推估的足跡換算因子。

4. 個案分析之限制

在實證研究的部份，本研究受限於研究時間的關係無法進行產品生命週期的分析，因此必須參考與引用國內產品 LCA 的相關論文與報告，藉由文獻的實證分析後之結果進行生態足跡的換算。此外，評估只包含污染的資料，並未評估能資源的部份，其結果與實際有出入。

第二章 文獻探討

2.1 生態足跡理論

2.1.1 生態足跡之定義與架構

生態足跡(EF)概念最早由加拿大學者 Wackernagel and Rees (1996)所提出，其概念乃是源自於環境承载力(Carrying capacity)，透過以生態經濟學為基礎之承载力分析，將其轉換成較易理解之概念。生態足跡被定義為：「以相對應的生產力土地估算特定人口或經濟體的資源消費與廢棄物吸收之面積」(Wackernagel and Rees, 1996)；亦即只要有任何物質或資源被消耗，就必須要從另外一個或數個生態系中提供一些土地，這些土地負責提供與這些消費有關的資源或廢棄物分解的功能(Wackernagel and Rees, 1996)。誠如環境承载力概念：某一棲息地能支持特定物種的，如果特定物種的總數超過棲息地的生態承载力，那麼其中之一便是滿足物種的需求而資源將會減少，或消耗生產導致物種增長到達物種抑制的程度，亦或兩者同時發生，導致物種數爆炸(McDaniels *et al.*, 2003)。圖 2 所描繪之方法學則與生態足跡之框架相似；直到目前為止，已計算出 52 個國家和整各地球的生態足跡，由這些指標發現人類所消耗的足跡以經超越了地球的生態承载力，而使用這個基礎的概念，可計算出單一產品的足跡與在能量平衡方面的分析，而石化燃料所挪用的土地足跡亦真實反映出產品的環境衝擊(Luo *et al.*, 2001)。

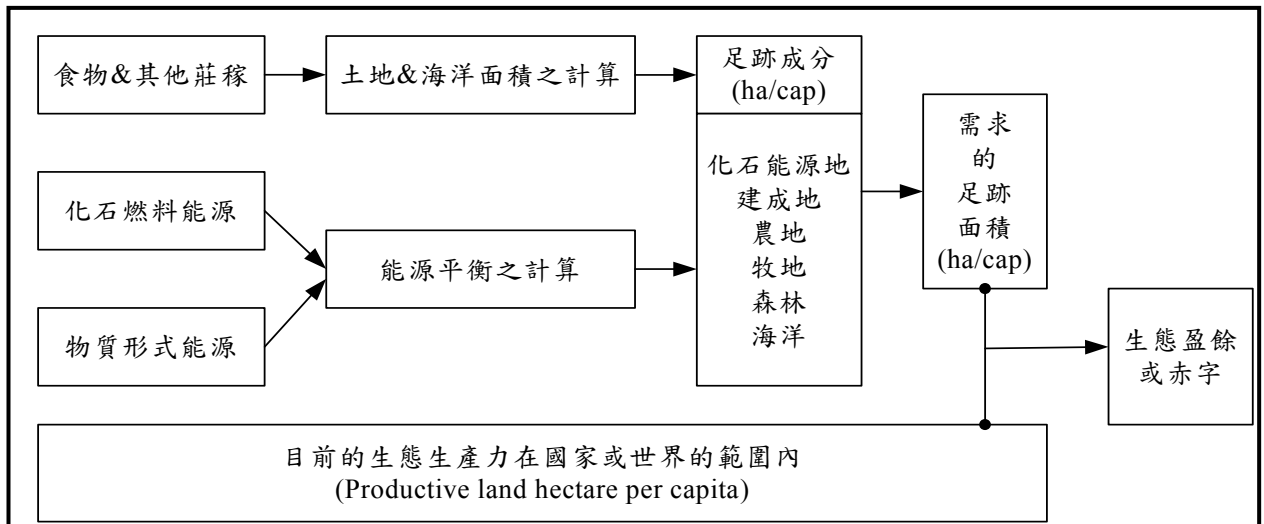


圖 2、生態足跡方法論
資料來源：Luo *et al.* (2001)

2.1.2 生態足跡之限制

理論上生態足跡法計算所有消費及廢棄物的處理需要的土地及水域面積，但如此的計算過程是十分繁雜且困難的，根據 Wackernagel and Rees (1996)的研究假設，因此有以下計算的簡化方式：

- (一) 假設所提供的生態生產力土地（如農地與森林）是永續性的，實際上卻非如此，土地衰竭的速度通常大於再生的速度。
- (二) 僅納入自然界所提供的基本服務，主要探討人類直接與間接活動對自然功能的挪用，包含對可再生能源與不可再生能源的消費、廢棄物的吸收、建築用地、淡水的抽取、各項環境污染等。
- (三) 同一塊土地若同時提供兩種以上的服務，不重複計算所耗用的生態足跡，只將佔用面積較大者納入生態足跡的估算。亦即生態足跡具有排他性。
- (四) 簡化生物生產力的分類方法以便計算與分析，例如將生態系統區分為八種土地類別。

2.1.3 生態足跡之消費項目與土地使用類別

生態足跡的概念是基於將資源的消費與廢棄物的吸收換算成相對應的生產力土地的面積，但是 Wackernagel and Rees (1996)認為從準備、維持、到丟棄各個環節來評估數以千計的消費項目是十分複雜及繁瑣的，便將計算範圍限制在幾個主要的分類與個別的项目上。主要可以分為五種消費項目的類別：糧食、住宅、運輸、消費品、服務。而主要的土地分類則有八大類，主要有石化能源挪用之土地、建成地、花園、農地、牧場、有管理之森林、野生森林、非生產地。生態足跡不同於過去傳統「單一」環境評估，它可以累加不同的資源耗用，包含用以生產可再生資源與維生功能的生態生產力土地、因污染與輻射造成生物生產力喪失的土地，亦可透過能量的轉換方式，將不可再生資源的使用也納為計算（徐瑚鎡，2003）。生態足跡之土地使用分類與世界保育組織(IUCN)所使用的類似，Wackernagel and Rees (1996)將生態足跡換算的土地分類如表 1 所示。

表 1、生態足跡之 8 種主要土地使用分類表

主要土地	土地使用分類	備註
(1)能源土地	a.化石能源所使用的土地	能源或二氧化碳土地 註：如果將燃料視為作物，它將從分類 c, d, e 或 f 中移出一些土地面積。
(2)消費性土地	b.建成地	惡化的土地
(3)目前被使用的土地	c.花園	可恢復的建成地
	d.農地	耕作的系統
	e.牧場	被調整的系統
	f.有管理的森林	
(4)有限度提供未來開發之土地	g.野生森林	具生產性的自然生態系
	h.非生產地	沙漠、冰帽

資料來源：Wackernagel & Rees, 1996

2.1.4 生態足跡之計算步驟

生態足跡以國家性層級的估算步驟簡述如下(Wackernagel & Rees, 1996；李永展、陳安琪，1998；李欽漢，1999)，主要可分為四大步驟：

- (一) 首先從區域或國家統計資料(包括產量與貿易數據)在特定項目中平均每個人的年消費，應取得經過修正後的消費量：

$$\text{經貿易修正後的消費量} = \text{產量} + \text{進口量} - \text{出口量} \quad (1)$$

- (二) 估計每項主要消費項目(i)，亦即為生態足跡所估算的項目，平均每個人所佔用的土地面積(aa_i)。該項目每人的平均年消費(c_i)除以該項目的平均年產量(p_i)：

$$aa_i = c_i / p_i \quad (\text{單位:公斤/公頃; kg/ha}) \quad (2)$$

- (三) 將每人平均消費的各項服務或財貨(n)所挪用的生態系面積(aa_i)加總，就可以算出平均每人的總生態足跡(ef)，即為平均每人的生態足跡：

$$ef = \sum aa_i \quad (i=1 \text{ to } n) \quad (3)$$

- (四) 最後，將平均每人的足跡乘上人口總數(N)，就得到該特定人口的生態足跡(EF_p)：

$$EF_p = N \times ef \quad (4)$$

2.1.5 生態足跡理論相關之應用與研究

(一) 生態足跡應用在各領域之研究

目前生態足跡運用主要是交通運輸、土地使用、能源、農林漁牧業、旅遊、消費、經濟、貿易；其層級則可區分為國家、區域性、社會、企業(表 2)。但是該概念運用於產品層面則僅侷限於原物料及能源部分，並沒有相關研究運用生態足跡概念於產品環境衝擊上，導致無法呈現產品對環境負荷之全貌。近年來，LCA 被視為探究產品環境衝擊之最佳評估工具，但是由於其評估結果往往牽涉權重問題的主觀性，及無法透過單一指標呈現環境衝擊之窘境。因此，本研究希望將生態足跡理論應用於產品衝擊之評估上，特別著重於污染物的計算，將污染的部份以足跡方式作呈現，透過單位重量污染物能夠被若干土地面積所吸收與淨化的概念，來反應污染所造成的環境衝擊需要多少土地面積來分解與淨化，建置合理且真實反映產品污染物足跡之架構與資料庫。

表 2、生態足跡概念之不同應用領域

應用領域	參考文獻
環境	Rapport (2000)
運輸	Federici <i>et al.</i> (2003); 徐瑚鎂 (2003)
土地使用	Erb (2004)
能源	Zhao <i>et al.</i> (2004); Stöglehner (2003); Ferng (2002)
農、林、漁、牧業	Roth <i>et al.</i> (2000); Alden <i>et al.</i> (1998); Ferng (2004); Håkan Berg <i>et al.</i> (1996); Deutsch <i>et al.</i> (2000); 范振基 (2002); 李欽漢 (1999)
旅遊業	Gössling (2002)
消費、經濟與貿易	Torras (2003); Hubacek and Giljum (2003); Andersson and Lindroth (2000); Bergh and Verbruggen (1999); Ferng (2001)
產品	Luo <i>et al.</i> (2001); Frey <i>et al.</i> (2000); 謝又民 (2003)
國家層級或區域性	Lenzen and Murray (2001); Wackernagel <i>et al.</i> (2004); Wackernagel and Monfreda (2004); Patterson and McDonald (2004); Vuuren and Smeets (2000); Vuuren and Bouwman (2005); Haberl <i>et al.</i> (2001); Wackernagel <i>et al.</i> (1999); McDaniel <i>et al.</i> (2003); 李永展、陳安琪 (1998)
產業界	Holland (2003); Barrett and Scott (2001); 陳進田 (2000)

資料來源：本研究整理

(二) 生態足跡在產品面之應用

生態足跡應用於產品面的分析，其能將不同的環境衝擊，轉化為單一的指標。因此，生態足跡分析能幫助不同類型的環境負荷作一比較，合理的評估永續性。基於生態足跡分析的特性，國內外亦有越來越多的學者利用生態足跡的概念進行足跡分析，而在產品方面的分析並不算多，相關研究成果如下：

1. BFF (Best Foot Forward), 1998

BFF 根據 Vizcarra 在 1995 年用 LCA 分析尿布的數據為基礎，分析「每年每個嬰兒」(per baby year)的基本環境衝擊，此研究比較不同的尿布形式：紙尿布、家庭清洗的布尿布與送洗的布尿布（如表 3），雖然 Vizcarra 使用加拿大的數據，但該數據也可能相似於許多工業化國家。

由表 3 可知，三種尿布的生命週期資料清單與生態足跡的評估，但僅限於評估資源的損耗，並未考量污染排放的部分。其評估結果為紙尿布的足跡最大（0.8 公頃），其次為家庭清洗的布尿布（0.32 公頃），而送洗的布尿布足跡最小（0.23 公頃）。

表 3、尿布的資源使用與生態足跡換算表

	EF 換算值 (低估值)	EF 換算值 (高估值)	紙尿布			家庭清洗的布尿布			送洗的布尿布		
			原始值	EF 低估值 (ha)	EF 高估值 (ha)	原始值	EF 低估值 (ha)	EF 高估值 (ha)	原始值	EF 低估值 (ha)	EF 高估值 (ha)
能源 製造階段	0.0164 ha/GJ	0.027 ha/GJ	8.216GJ	0.135	0.222	0.832GJ	0.014	0.023	1.768GJ	0.029	0.048
能源 使用階段	—	—	0	0	0	8.788GJ	0.154	0.238	4.88GJ	0.08	0.132
水 製造階段	0.0002 ha/m ³	0.0009 ha/m ³	21.58m ³	0.004	0.02	8.008m ³	0.002	0.008	10.97m ³	0.002	0.01
水 使用階段	—	—	0	0	0	41.65m ³	0.008	0.039	17.06m ³	0.003	0.016
紙張	0.0019 ha/kg	0.0035 ha/kg	159.64kg	0.3	0.558	0	0	0	0	0	0
棉布	0.0033 ha/kg	0.0058 ha/kg	—	0	0	2.6kg	0.009	0.015	4.16kg	0.014	0.024
合計	—	—	—	0.44	0.8	—	0.18	0.32	—	0.13	0.23

資料來源：Chambers, Simmons & Wackernagel, 2001

註：“—”表示無此項資料。

2. Lewis, Simmons & Chambers (2000)

Lewis, Simmons and Chambers (2000)利用生態足跡理論，以 LCA 的架構與資料為基礎，分析不同的飲料包裝材質，並且用生態足跡分析(EFA)與永續製程指標(SPI)兩種分析方法進行比較。研究中指出兩種不同的指標評估同樣的包裝材質，會有不同的結果產生。兩種評估比較如表 4，第一種(EF 1)的計算方式是由 BFF 所發展的生態足跡分析；第二種(EF 2)用的評估方式是 Krotscheck and Narodoslowsky (1996) 所發展的永續製程指標。

表 4、不同的飲料包裝材質之生態足跡比較表(1 cl= 0.1L)

	EF 1 每千公升的足跡(m ² - year)	EF 2 每千公升的足跡(m ² -year)
25 & 33 cl		
補充式玻璃罐 33 cl	1,535	10,877
用完即丟玻璃罐 33 cl	1,653	19,921
補充式玻璃罐 25 cl	1,703	12,436
用完即丟玻璃罐 33 cl	2,014	21,775
鋁罐 33 cl	2,514	22,134
鐵罐 33 cl	3,898	27,804
50 cl		
補充式寶特瓶	489	7,392
用完即丟寶特瓶	1,496	28,391
鋁罐	1,994	17,837
鐵罐	3,945	21,714
150 cl		
補充式寶特瓶	388	6,043
用完即丟寶特瓶	799	16,596

資料來源：Lewis, Simmons & Chambers, 2000

研究結果為 EF 2 均大於 EF 1，即應用 SPI 分析方法所計算出來的面積大於 EFA，Chambers 歸納為兩個原因：第一，SPI 分析增加了衝擊的強度，以及著重在不同的污染類型；第二，SPI 計算土地面積是採累加的方式，有可能重複計算(double counting)衝擊。故本研究在考量污染對環境衝擊的層面下，著重在合理的將環境衝擊以土地面積來表示，並且避免不當重複計算衝擊之爭議。

3. Frey, *et al.* (2000)

Frey, *et al.* (2000)，使用生態足跡評估電子產品，根據 LCA 的架構，我們使用由個別項目到整體的分析方法來評估個人電腦(PC)所需挪用的資源和污染的生態生產力空間。我們同樣地使用面積當作單一指標來做決定可比得上目前地球的世界平均足跡。我們的評估建議個人電腦(PC)的生態足跡大約為 9%在地球世界平均公民的生態足跡方面，這些大概是低估了。儘管個案研究的結果是近似的，他們指出人類經由單一產品挪用了廣大的生態系統。將個人電腦分為控制單元、螢幕、鍵盤等三部份，進行生態足跡分析，結果如下表 5：

表 5、個人電腦的生態足跡分析表

項目	原料足跡 (m ²)	能源足跡(m ²)	個人電腦的 生態足跡0.18 公頃
控制單元	6.78E-01	6.99E+02	
螢幕	5.79E-01	1.07E+03	
鍵盤	3.27E-02	7.11E+00	
總計	1.30E+00	1.77E+03	

資料來源：Frey, *et al.* (2000)

4. Luo *et al.* (2001)

Luo *et al.* (2001)，使用生態足跡、Eco-Indicator 95、Eco-Indicator 99 與 EcoPro 等方法，來評估三種電子產品的環保性。第一個案例是研究兩台不同製造商的筆記型電腦，而這兩台筆記型電腦具有相似的物質但不同的設計。第二個案例是比較兩台同時期的電話機，這兩台電話其能源使用與經濟價值皆不同。第三個案例是選擇功能與設計相同的產品零件比較不同原料和相關程序選擇的影響。最後將生態足跡應用於筆記型電腦的分析：

兩台筆記型電腦中，使用 95 年筆記型電腦(2.8kg, 1995 年)和 91 年筆記型電腦(3.6kg, 1991 年)來作為比較的依據，其產品的內容物質相似，但設計和重量不同。產品分析則考慮到四個生命週期階段：原料程序，生產，使用，處理。

總全球平均能量生產數據以土地比率表示，生態承載容量值為 237.4 GJ/ha/yr。生態足跡還有計算個別能量的消耗，為每一台筆記型電腦的總全球平均能量比上土地比率和乘以等值因子。等值因子使用的比率為每一生態類別的面積與其生產力成一比例(Wackernagel, *et al.*, 1999)。結果顯示 95 年的筆記型電腦有較小的生態足跡值，為 0.0039 ha，比上 91 年的筆記型電腦為 0.0042 ha，意味著 95 年的筆記型電腦比上 91 年的筆記型電腦花費較少公頃的生態生產力空間。

5. 謝又民(2003)

謝又民(2003)的研究中，首先建構出環境衝擊之生態足跡換算機制並將之應用於產品的環保性評估之研究。利用利用植物淨化污染的效益與環境涵容能力的概念，推估出空氣污染中全球暖化、酸性氣體、光化學煙霧氣體；水中優養化；土壤重金屬及有機污染物的足跡換算因子。最後引用羅文正(2001)鉛酸電池的生命週期評估個案，使用其研究所推估出的污染足跡換算因子，試算出鉛酸電池每年的溫室效應、酸性氣體、光化學煙霧氣體、優養化、重金屬的生態足跡，結果如下表 6：

表 6、鉛酸電池之環境衝擊生態足跡推估表

衝擊類別	衝擊種類	生態足跡 (公頃-年)
空氣污染	溫室效應	3.58
	酸性氣體	28.55
	光化學煙霧氣體	1.01
水污染	優養化	0.0003
土壤污染	重金屬	0.05

資料來源：謝又民(2003)

6. 小結

透過生態足跡於產品面的應用(如表 7)可發現，目前足跡應用於電子產品的分析包括：PC、Notebook、鉛酸電池等；其盤查方式均運用生命週期分析(LCA)，而產品的評估面向仍然著重於能/資源的分析，在污染分析的部份，僅止於謝又民(2003)的研究。因此，本研究最後將會運用謝又民(2003)的研究與本研究結果做一完整比較。

表 7、生態足跡應用於電子產品面之比較

研究者	產品	評估單位	盤查方式	評估面向	足跡(公頃)
Frey <i>et al.</i>	PC:控制單元 螢幕 鍵盤	1 台 PC	LCA	能源/資源	0.18
Luo <i>et al.</i>	Notebook	1 台 Notebook	LCA	能源/資源	91 年: 0.0042
		1 台 Notebook			95 年: 0.0039
謝又民	鉛酸電池	480 萬個	LCA	污染	33.14

資料來源：Frey *et al.*(2000)；Luo *et al.*(2001)；謝又民(2003)

2.2 環境負荷理論

2.2.1 Imperial Chemical Industries (ICI)

在 1990 年，英國化學工業(Imperial Chemical Industries, ICI)發展一套可以評估化學品排放物對人體與環境潛在危害的方法—環境負荷(Environmental Burden, EB)理論，可針對不同排放物所產生的潛在環境衝擊做排序。Allen *et al.* (1997)認為此方法會有助於提升環境管理與報告書，因為其針對排放物對環境潛在的衝擊上，提供一個更有意義的描繪。不僅如此，還協助我們確認最具危害性的排放物，也更進一步提供大眾對於該些排放物對人體與環境危害性有一較明確的認知。該評估程序可區分為三個步驟：首先確認一系列全球環境衝擊的種類(酸化、全球暖化、人體健康影響、臭氧層破壞、光化學煙霧、水中溶氧需求及水中毒性)；其二：針對每一排放物給於不同的因子，以反應出個別排放物對環境潛在的衝擊程度；最後，將每

種污染排放物的重量與其環境衝擊之潛值因子做相乘，將可計算上述七種不同衝擊指標之環境負荷。一般而言，廢棄物通常意謂著原物料被棄置或掩埋於土壤之中，可是在 ICI 內部管理程序上，其涵蓋的層面包括排放至大氣之中的氣態污染物、廠房中液態排放物、原物料轉移至廢棄物處理、焚化或掩埋棄置。環境負荷分析主要目的是希望能夠針對不同排放物質，去評估其個別潛在的環境衝擊，進而反應每一排放物質的重量與潛值因子(Potency Factor, PF)(ICI, 1996)。而每種衝擊的環境負荷則可以透過下列的計算式子得出，如方程式(5)：

$$EB = (W_a \times PF_a) + (W_b \times PF_b) + (W_c \times PF_c) + \dots \quad (5)$$

W：代表每種排放物質的重量

PF：代表個別物質對特定環境衝擊類別的潛值因子

在環境衝擊種類上，ICI 已經從 Brixham 環境實驗室、Zenecaplac 得到一些公開資訊且認可的潛值因子，及尚未建立數據的潛值因子建議值，並審視與確認出一系列廣被國際所接受的環境衝擊種類。在氣態排放物方面，環境衝擊指標有大氣酸化、全球暖化、人體健康影響、臭氧層破壞、光化學煙霧等五種；液態排放物方面，則有酸化、水中溶氧需求及水中毒性(排至水中的金屬、金屬化合物與其他物質)等三種。在人體健康影響上，由於致癌物對人體的影響甚鉅，因此被視為考量之因素。潛值因子(PF)乃是反應出個別排放物對於特殊環境種類的衝擊，並結合藉由個別科學家數據，去決定個別排放物對不同環境種類之衝擊的潛值因子，具有一個負面衝擊的潛值。例如大氣中的酸雨，其基準物質是二氧化硫(SO₂)，在這個種類中用於其他物質的潛值因子是藉由比較它們對應於基準物質的潛值來決定。所以，就大氣中的酸雨而言，1 公噸的氮會有較大的潛值來產生大氣中的酸雨，與 1 公噸的二氧化硫(SO₂)比較其當量潛值因子為 1.88，相比之下，相同重量的二氧化氮(NO₂)只有較低的潛值來影響在大氣中的酸雨，其本身的當量潛值因子為 0.7。由於受限於缺少數據資料的窘境下，該研究團隊採

用 Brixham 環境實驗室所提供之公開的類似資料，以得出相關之潛值因子。但是目前 ICI 所提之衝擊種類仍尚未能涵蓋所有環境全貌，未來仍將致力於原物料、資源耗竭、優養化、懸浮微粒及空氣毒化物等衝擊的潛值因子之研究領域。

2.2.2 Environmental Agency

Environmental Agency 是英格蘭與威爾斯區域一個保護與改善環境的公眾團體，其宗旨主要為保護目前環境中的空氣品質、水資源及土地，以確保下一代可以擁有一個清潔及健康的生存環境，其工作範圍涵蓋環保事件的追蹤、減少工業對環境衝擊、河流清潔、海岸水資源、土壤污染及改善野生動物的棲息地等。而為了降低產業對環境之衝擊，Environment Agency 有計畫將環境負荷(Environmental Burden, EB)方法與量測(measures)導入產業管理規範的行為，其主要訴求是希望將產業所造成的環境衝擊能過藉由更直接地方式傳遞、透過風險管理概念提昇規範的效率(efficiency)與有效性(effectiveness)及促進企業環境報告書資訊披露。該環境負荷研究計畫(Environmental Burdens Research Programmer, EBRP)主要涵蓋範圍包括全球暖化、臭氧層破壞、光化學煙霧、酸沉降等四種屬於空氣衝擊種類的环境負荷量測方式。此外，也積極透過污染盤查程序去計算其他相關的环境負荷，提出一系列的當量潛值(Equivalency Potential, EP)因子，這當中所蒐集的 EP 值涵蓋排放至水中的優養化、氧需求及酸化等三部份；而對於釋放至水體、空氣與固體廢棄物中則有危害物質。

環境負荷(EB)量測基礎概念的發展與應用是由 Hunt *et al.*(2002)所提出，並定義為：「透過量化方式量測排放污染物對特定環境衝擊之潛值」，其概念乃是運用當量潛值(Equivalence Potential)單位，透過物質重量負荷去換算不同物質對特定環境衝擊之潛值係數。以全球暖化為例，該指標環境負荷量測是採用政府間氣候變遷專門研究小組(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)第二次評估報告與京都議定書所規範之溫室氣體，而其當量潛值(EP)計算是以 100 年的全球暖化潛值(Global Warming Potential, GWP)作為基礎，其基準物質則是

為當量潛值為 1 的 CO₂。對於 PFCs 與 HFCs 物質而言，這些特殊化合物的排放會依據不同產業別而有所差異，因此其當量潛值計算的相關資料通常依據污染物盤查，企業也可依此計算出較準確之環境負荷潛值。

2.2.3 Eco-indicator 95

Eco-indicator 95 是由荷蘭 PRé Consultants 所發展之環境衝擊指標，此方法流程為一開始先計算原始材料開採與資源使用過程中所產生之污染排放物對環境造成的衝擊負荷與衝擊影響類別，再經由常態化 (Normalization) 與加權 (Weighting) 的調整，計算出最終之環境衝擊指標值，其計算方式如下所述 (陳瑞彬，2002)：

$$\text{生態指標值} = [\text{物質總量}] \times [\text{特性化加權因子}] \times [\text{一般化加權因子}] \times [\text{評價加權因子}] \quad (6)$$

其中以 kg 為物質總量的單位，而最終之生態指標值是以 Points(Pt) 為單位。此外，方法中的一般化因子取自歐洲地區資料之平均值，其參考年份為 1990 年，參考人數為 497000000 人。而評價指標數值是以目標距離法則 (Distance-to-Target Principle) 為基礎作計算，其基本假設當前階段與目標層次間的差距來評判環境衝擊的嚴重性。在環境衝擊部分，分為分類 (classification)、特徵化 (characterization)、評價等三步驟。其中特徵化乃是指將環境衝擊項目內的資料模式化，也就是選一種衡量的方式，利用特定的評估工具，將不同的負荷或環境污染因子於各個環境問題中的潛在衝擊加以分析，並量化成相同的單位或型態，例如可以將各種溫室效應的氣體之效應量，全部以 CO₂ 當量來表示，或將不同的致癌化學物之致癌性用相對之致癌風險來表示。例如導致全球暖化有 CO₂、CH₄ 及 N₂O 三種物質，採以 100 年為基礎，並視 CO₂ 之 GWP=1，那 N₂O 對全球暖化之潛在衝擊則會是 CO₂ 同等當量的 270 倍，CH₄ 則是 CO₂ 同等當量的 11 倍。此概念正好環境負荷理論相符合，因此本研究將以涵蓋較廣泛環境衝擊範圍之 Eco-indicator95 之特徵值作為換算基石。圖 3 則為 Eco-Indicator 95 方法之生態指

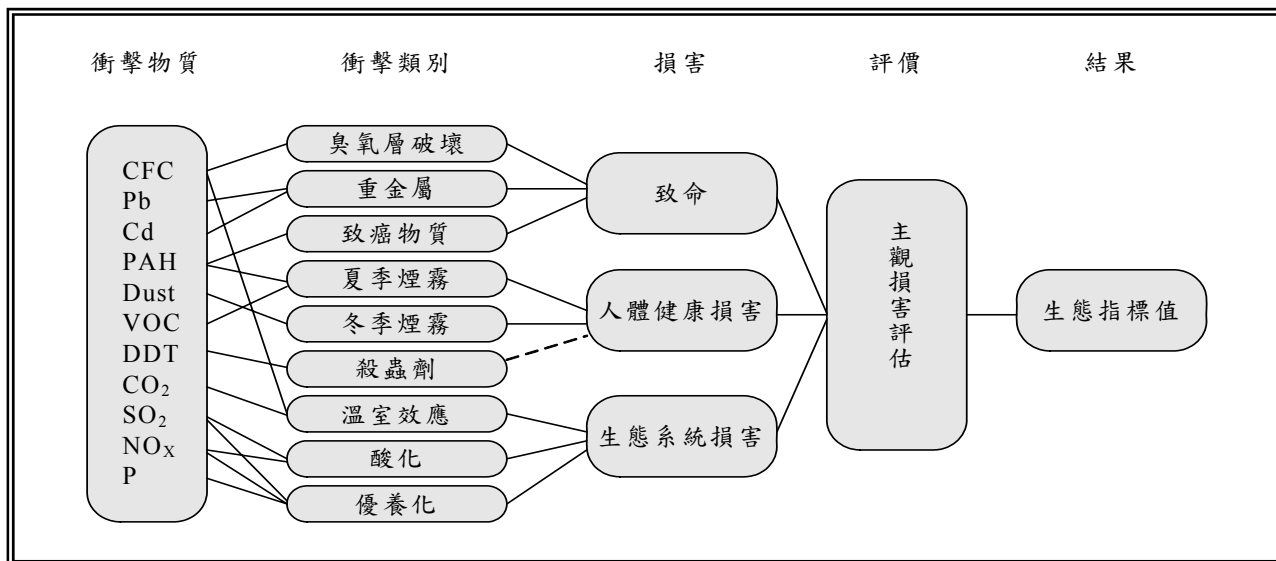


圖 3、Eco-indicator 95 生態指標之架構

資料來源：The Eco-indicator 95 Final Report (1996)

標架構圖，主要的環境衝擊指標有：溫室效應、臭氧層破壞、酸化、水質優養化、重金屬、致癌物質、夏季煙霧、冬季煙霧、殺蟲劑等類型的衝擊。

2.2.4 Eco-indicator 99

Eco-indicator 99 是 Pre' Consultants 公司針對以損害導向(damage-oriented)所發展的評估方法，其內容則是經由瑞士國家公共衛生與環境單位的專家學者所共同研擬。主要是計算開採原物料及資源使用的每個過程中所會產生的污染排放量，對於環境造成之衝擊及其影響的衝擊類別因子。Eco-Indicator 99 有五項分析步驟（如圖 4），分別為特徵化(characteristic)、損害評估(damage analysis)、常態化(normalization)、加權(weighting)及單項比分。其中特徵化乃是指將環境衝擊項目內的資料模式化，也就是選一種衡量的方式，利用特定的評估工具，將不同的負荷或環境污染因子於各個環境問題中的潛在衝擊加以分析，並量化成相同的單位或型態，例如可以將各種溫室效應的氣體之效應量，全部以 CO₂ 當量來表示，或將不同的致癌化學物之致癌性用相對之致癌風險來表示。因此，特徵化過程常會引用常態化(normalization)

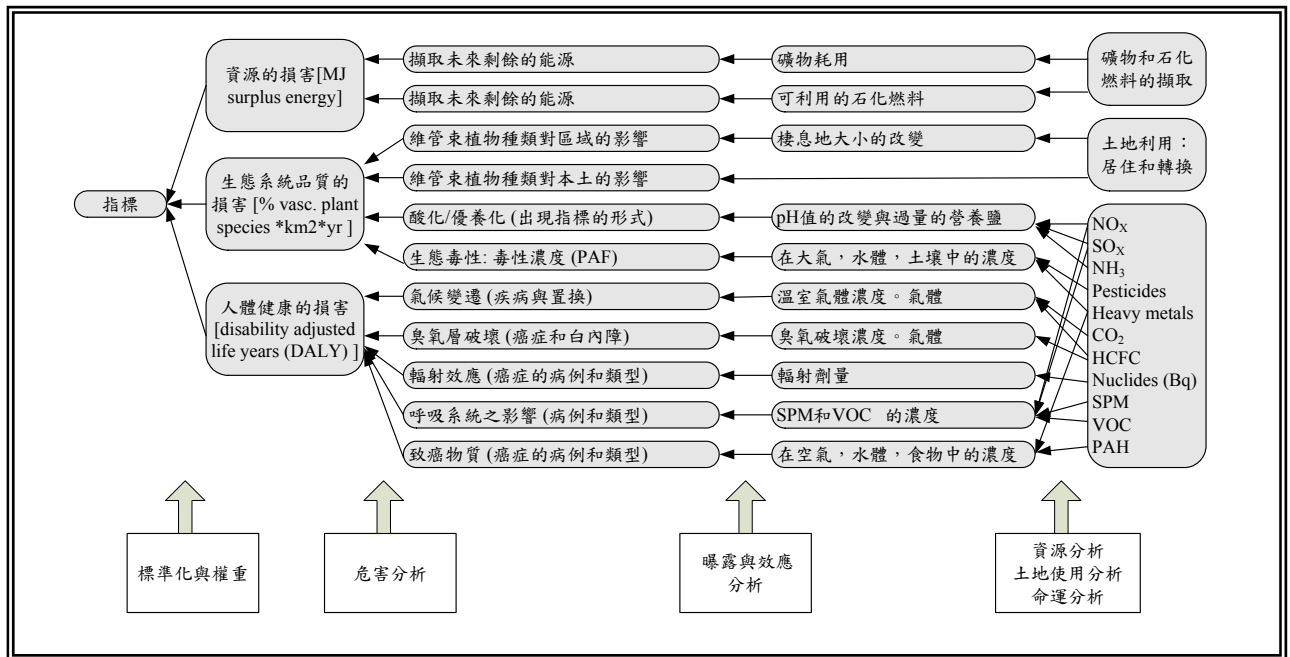


圖 4、Eco-indicator 99 生態指標之架構

資料來源：The Eco-Indicator 99 Methodology Report (2001)

的步驟以利加總，例如：可將不同之溫室效應氣體之排放量轉化為 CO₂ 之當量來表示，或是將不同之致癌化學物的排放量用相對之致癌風險來表示等等。此概念即為荷蘭 Leiden 大學 CML(Center for Environmental Science)中心所發展之效應導向模式，以問題導向為考量之評估模式。

也就是說，不同污染物對環境的衝擊可以透過污染物排放量與其特徵化因子做相乘，得到不同污染物對特定衝擊指標的影響程度，如下列方程式(7)所示(Pennington *et al.*, 2004)。

$$\text{指標種類} = \sum \text{特徵化因子} \times \text{排放量盤查} \quad (7)$$

Eco-indicator 99 方法中將特徵化的結果分成三大環境衝擊面，包括：人體健康、生態系統品質、能源的需求。進而將三大環境衝擊面之值加總即為總環境衝擊，單位亦為 Pt(point)。

2.2.5 小結

在環境負荷的相關理論方面，則參考了英國化學工業(Imperial Chemical Industries, ICI)所發展的環境負荷(Environmental Burden, EB)理論，Environmental Agency 與 Eco-Indicator 95 和 Eco-Indicator 99 等環境衝擊指標。其中因為 Eco-Indicator 95 所包含環境衝擊的面向較為廣闊，其所含括的環境衝擊指標有：溫室效應、臭氧層破壞、酸化、水質優養化、重金屬、致癌物質、夏季煙霧、冬季煙霧、殺蟲劑、固體廢棄物與其他類型的部份；另外相較於其他兩種方法，其所對應環境負荷的潛值也是最廣地(如表 8)。因此本研究採用 Eco-Indicator 95 做為對環境衝擊類別分類的架構，並根據其潛值因子作為足跡轉換因子的根據。Eco-Indicator 99 雖然為 Eco-Indicator 95 的展延，其所涵蓋的衝擊範圍與潛值因子也較 Eco-Indicator 95 寬廣，但目前因為其環境衝擊類別之潛值因子並無換算成某基準物質之當量(例如：Eco-Indicator 95 全球暖化以 CO₂ 為基準物質，GWP=1)，遂本研究暫時不考慮使用此方法。

表 8、各環境負荷之比較表

環境負荷	特色
ICI	評估化學品；環境衝擊指標 7 種。
Environmental Agency	產業；環境衝擊指標 4 種。
Eco-indicator 95	產品；環境衝擊指標 9 種。衝擊面向廣；潛值因子多。
Eco-indicator 99	產品；環境衝擊指標 11 種。

資料來源：ICI(1996)；Mark(1996)；Mark(2001)

2.3 植物淨化作用

植物復育(Phytoremediation)目前是一項很有發展性的新技術，用於植物降解，吸收，分解(碳氫化合物，重金屬，殺蟲劑和含氯溶劑)等污染物質(Susarla *et al.*,2002)。植生復育的定義是，直接利用植物把受污染土地或地下水中的污染物(重金屬、有機物等)移除、分解或圍堵。目前普遍認為利用植生復育的方法，來清除受重金屬污染的土地，是一種較便宜且方

便的作法，甚至有科學家指出，可利用植物的這種特性開採土壤中的金屬礦物。美國紐澤西州即成功地利用植生復育的方法，把一處因製造電池而導致鉛污染的土地復育成功（葉顯銘等，2004）。植物復育與傳統的復育技術相比，植物復育的優點。包括，產生較少的中間產物、優良淨化土壤的能力。缺點包括所需復育時間較長（通常幾個生長季）、深度限制（土壤3ft和地下水10ft）和污染可能透過食物鏈產生傷害(Ralinda & Miller, 1996)。

2.3.1 植物淨化之機制

雖然重金屬對人體健康、農漁業及環境生態造成許多負面影響，許多重金屬（如銅、鋅、鐵、錳、鎳及鈷等）在植物生長及發育過程中卻扮演了相當重要的角色，因此這一類的重金屬元素被歸類為「必須金屬元素」。以鋅為例，它在多種酵素中扮演輔助因子，可以影響酵素活性的高低，在缺乏鋅的培養環境中會造成植物黃化等病徵。而銅在植物體內所扮演的角色，除了是酵素輔助因子外，也是呼吸及光合作用中電子傳遞蛋白質的輔助元素。除了必須的金屬元素外，植物體內也會累積一些非必須的重金屬，如鎘、汞、銀及鉛等離子。一旦植物吸收過量的非必須重金屬，便會造成毒害，高濃度的銅可以在短時間內造成植物根部細胞死亡，其原因主要是高濃度重金屬會刺激細胞，產生活化氧族及自由基，使得細胞處於氧化逆境，進而抑制植物的生長。透過了解植物在重金屬環境下的生存策略，有助於人類利用生物科技製造出可以大量吸收重金屬的植物。基本上可以有效清除重金屬污染的植物，最好須有下列特徵：生長快速、根系能深植土壤、容易收割、能夠容忍並累積多樣化重金屬（葉顯銘等，2004）。

2.3.2 植生復育之方式

有關植生復育的研究工作，主要是以下述兩種策略進行，首先是藉由在植物體中大量表現，已存在於體內且和聚積重金屬有關的單一基因，促使植物累積重金屬的能力增強。另一種方法則是將一整套外來的，參與重金屬代謝、吸收及累積途徑的所有酵素，利用基因轉殖

的方式送進植物體內。目前已經有許多利用基因轉殖技術成功生產抗重金屬植物的例子，例如以色列的研究人員在菸草中加入具輸送功能的基因(transporter)，使菸草可以生長在含有高濃度鎳的環境下。另外西班牙的研究人員則在阿拉伯芥中轉殖可以受鎘誘發，進而影響植物體內穀胱甘月太(glutathione)濃度的基因，結果發現轉殖植株可以生長在含高濃度鎘的環境下，並且將鎘累積在葉片中（葉顯銘等，2004）。

對於環境污染的整治，以往傳統上多半使用物理或化學的方法處理，但只是將污染物改變成另一個形態或成分而已，並未真正將污染物完全消除掉，甚至在處理過程中，其中的產物或衍生物比原污染物更對環境有害（王正雄，2001），因此為避免與減低再次的環境衝擊，利用植生復育(Phytoremediation)的整治方法越來越受到重視。

2.3.3 影響植物淨化效益之因素

根據相關研究與文獻顯示，影響植物淨化效益之因素大致有（謝又民，2003）：

- （一）有害污染物質具有不同程度的吸收或指示作用。對於不同的污染物質，會因植物種類不同，而淨化效益皆不一致。如成長的樹木較具有大量的葉片及葉面積，其淨化空氣污染物質的能力也越強，唯不同樹種對同一種有害氣體的吸收能力不一致，且不同大小的樹木也各有不同淨化空氣的能力。故不同的植物種類對於不同污染物質有著程度不同的淨化能力。
- （二）植物對污染物的吸收是有選擇性的，同類植物對不同污染物有不同的吸收速率；不同植物對同一污染物的吸收速率不同，故其毒性的累積量與累積的部位皆有所不同。
- （三）而植物對污染物質的危害具有一定的抗性，但並不表示抵抗性佳的植物具備有良好吸收污染的能力。

(四) 其他影響植物淨化能力的因素相當多。如區位、季節、氣候、土壤等等影響因素，都將是影響淨化效益的不穩定因子。

就理論上，不同植物種類對各種污染物之防治效果則需分別予以評估，需經過個別樹種的調查後才能得到全面性的淨化量資料（鄭文彥，1997）。但事實上，若要完整的調查將是曠日廢時的工作。影響植物累積吸收的因子有許多，包括植物種類、植物器官、螯合劑、土壤性質、根域溫度及 pH。到 2000 年為止，世界上已經有 420 種的超累積植物(hyperaccumulator) 被發現，其中又以可高度累積鎳的植物最多(Baker *et al.*, 2000)；土中重金屬經由植物吸收後，大多數在植物體中之含量為：根 > 莖 > 葉 > 果實；螯合劑與植物材料並用，可以增加植株的重金屬吸收量，也可以促使重金屬由地下部轉移到地上部(Jiang *et al.*, 2003)；土壤質地、有機質含量、土壤深度會影響重金屬的累積；以不同覆蓋物處理會改變土壤溫度，也會影響植物對重金屬的吸收(Baghour *et al.*, 2002b)。

第三章 生態足跡—污染換算模式之建立

生態足跡的計算方式主要是將其所消費的資源及廢棄物，轉換成供應、維持其功能所需的生態生產力土地面積。在轉換過程需要透過轉換率以建立消費的資源及廢棄物和土地面積之間的關係。在相關的轉換方式中，使用於石化能源用地的轉換有三種方法（李永展、李欽漢，2000），簡述如下：

※ 方法一：

計算可生產生物性替代品取代石化燃料所需的土地面積一般使用乙醇(Ethanol)為轉換媒介，因為乙醇在技術、質量上都相當於石化燃料，亦可視為石油的替代品。因此若要計算石化燃料所消費的土地面積，可將其轉成生產相等能量乙醇所需的生物生產力土地面積，且這區域必須包含為了生產乙醇及其加工過程所需能源而種植植物所需要的土地面積。一般估算每年每公頃的生態生產力土地，可以有800億焦耳的乙醇淨生產。每公頃的生態生產力土地可產生的能量數量又稱「能地比」(energy to land ratio)，使用單位為每年每公頃10億焦耳(或GJ/ha/yr.)，對化石燃料而言（以二氧化碳的排放量來計算），能地比是100(GJ/ha/yr.)。

※ 方法二：

估算因燃燒化石燃料所產生的二氧化碳驅除時所需的土地面積。此方法強調，應避免釋放過多二氧化碳進入大氣層，造成溫室效應；倘若吾人持續消費過量的化石燃料，那麼吾人就必須負起處理其所產生廢棄物的責任。而森林生態系和泥煤沼澤地是生態系中最佳的二氧化碳吸收者。一般的森林每年每公頃可累積約1.8公噸的碳（相當於6.6公噸的二氧化碳），意即每年每公頃的森林可以幫我們吸收消費1000億焦耳因石化燃料所釋放的二氧化碳。此方法最主要是計算出吸收排入到大氣中所需的「碳沉澱」之土地面積大小。

※ 方法三：

將使用的石化能源轉換為相對的土地面積；其所估算的方式即以化石燃料被消費的同等

速率來重建自然資本所需的土地面積。此法由經濟學家沙拉·賽若凡(Salah El Serafy)所提出，以永續發展的觀點，一個社會若消費了不可再生能源，都應該投注一部份的歲收(revenue)來建立等值的人造資本或可再生能源，這樣才可維持永續發展所需的自然資本存量。計算結果顯示平均每年每公頃的森林，可以累積復原約800億焦耳的生物量能源(biomass energy)。

在估算化石燃料消費同時，由於以吸收二氧化碳方法(方法二)所估算的生態足跡最小，亦可讓大眾意識到我們必須抑制溫室效應的持續擴散，並使用每年每公頃1.8公噸的碳(每年每公頃1000億焦耳)，做為石化能源的「能地比」。

※ 本研究污染物質生態足跡的換算概念

因此，本研究參考 Wackernagel and Rees 的換算概念。在方法二中，對於能源生態足跡的換算方法，推估每年消費的化石燃料約為 1,000 億焦耳，約產生 1.8 公噸的碳，其利用森林在單位面積將 CO₂ 吸收、淨化與累積的概念，將此負荷換算成相當於使用 1 公頃的生態生產力土地面積。此即為涵容能力的概念，單位面積所能淨化污染物的量；接著反轉涵容能力的概念，即可推導出 CO₂ 的生態足跡為：產生 1.8 公噸的碳(約 6.6 公噸的二氧化碳)是需要 1 公頃的生態生產力土地面積來淨化與吸收的。

根據上述的概念與原則，本研究試圖提供一完整的生態足跡污染換算模式架構圖，如圖 5 所示。首先，將所有盤查到的污染物質分類至 Eco-Indicator 95 各衝擊類別之中；進而將污染物質的重量乘以衝擊潛值因子，最後予以加總，可得到各衝擊類別特徵化的結果；再選出各衝擊類別之基準物質。接著，本研究嘗試利用植物淨化與土壤涵容能力的概念，蒐集植物/土壤淨化污染效益的相關文獻，推估出單位面積的植物/土壤可淨化的污染量，此即為涵容能力的概念，並反轉涵容能力的概念，便可得到各衝擊類別基準物質之生態足跡值。

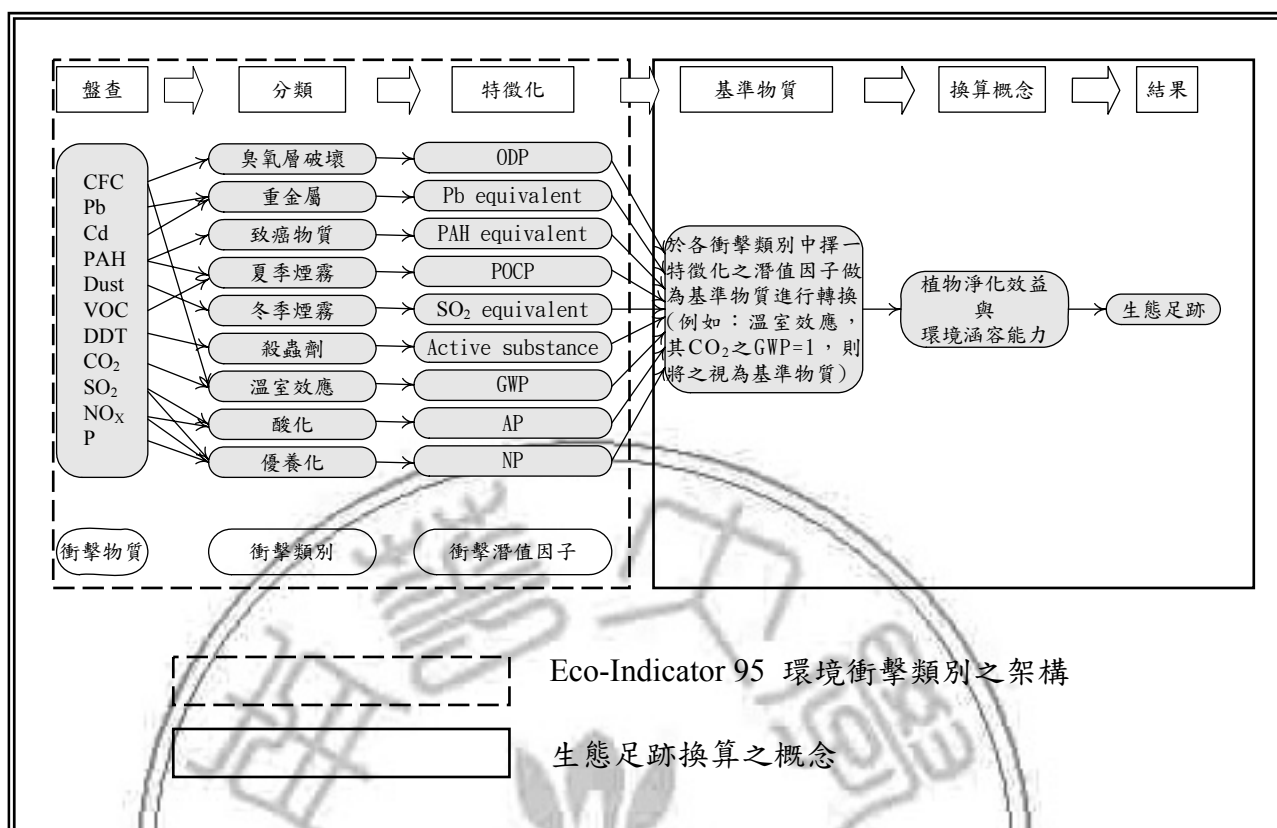


圖 5、生態足跡之污染換算模式架構圖

3.1 溫室效應(greenhouse effect)

大氣中二氧化碳、水蒸氣、甲烷及其他氣體，具有攔阻地球輻射之紅外線而使地球表面溫度得以維持在年均溫 15°C 左右之效用，故稱為溫室氣體。若是沒有了這些氣體，則當地表吸收陽光照射後，很快以紅外線之形式釋放出來，一無阻攔，逸入太空，那地球上則大概會像現在南北極一樣，將終年保持在攝氏零下 18°C 左右溫度。近二百年來，工業革命促進經濟快速繁榮與發展、人口急速增加，使得能源耗用大增，對環境產生極大的衝擊，導致環境污染問題日趨嚴重。地表與大氣層隨著大氣中二氧化碳及其他溫室氣體濃度增加而造成溫度上升現象稱為溫室效應，其中以二氧化碳排放為溫室效應主要成因，全球的溫室效應估計約55%係由二氧化碳引起。

3.1.1 森林吸收與淨化二氧化碳之情況

森林是唯一大型且可伸縮的碳儲藏庫，當林木生長時，必須吸收大氣中的二氧化碳，並將之轉換成碳水化合物儲存於根、葉、枝條及樹幹中（此即為林木之生物量）。全球的森林生態系，即為一龐大的碳庫，於土壤及林木的生物量中，儲藏了大量的碳，其數量在土壤中大約是1,500,000百萬公噸，而在林木生物量中則大約是650,000百萬公噸(劉一新，1997)。

整個森林資源在碳循環過程中，包括對碳吸收、固定、排放與轉移等三部份（陳怡貞，2001）：

1. 吸收：森林資源吸收大氣中二氧化碳典型自然機制，為林木及綠色植物進行光合作用，從大氣中吸收二氧化碳，轉化為有機碳形式累積貯存在植物體中，並排出氧氣。
2. 固定：由大氣系統中所吸收二氧化碳被貯存而固定在森林土壤、森林中林木、其他植被、枯枝落葉層中。
3. 排放與轉移：經由任何過程、活動或機制（如森林火災、林地轉換為農地或都市用地、伐採收穫等）釋放二氧化碳進入大氣，或被伐採之林木，經各種加工程序成為木材產製品，原先貯存之碳量大部分可繼續被貯存在這些產製品中。但仍有部份會因腐爛或燃燒，而將所貯存碳以二氧化碳之形式釋放回大氣中。轉移指的是當年出口林產品所含碳量。

據估計，植物體生物量增加一公噸，可以固定1.6公噸的二氧化碳（林國銓，2001）。森林可累積大量的生物量，故為陸生生態系中，固定二氧化碳最主要的場所。胡大維 (1998)研究一般新植速生樹種造林地發現，在正常管理下，每公頃每年平均木材生產量為15立方公尺，通常木材幹材為1立方公尺時，連同其枝葉及根部之全部生物量約為1.6立方公尺，而每立方公尺生物量含有之碳量為0.26噸，故每公頃造林地每年可固定6.24 噸碳（意即每公頃每年人工林可吸存14.3 公噸二氧化碳），46500 萬公頃林地，當可達成每年固定29億噸碳元素的目的。

的。李國忠等(2000)估算林齡為13-23年生之台灣杉人工林二氧化碳吸存量為每公頃平均為281.6公噸，由於造林地之林木尚未達成熟狀態，仍持續生長中，因此如能提高林地生產力，將可提高碳的吸存。林國銓(2002)調查六龜地區，20年和27年生兩林分之台灣杉未疏伐人工林的碳儲存量，其碳儲存量分別為20年生106.7 ton/ha，27年生129.0 ton/ha，顯示台灣杉由20年生至27年生仍繼續累積碳。Malhi *et al.* (1999)估算Amazonia, Brazil高密度的熱帶雨林，其碳存量則為180 ton/ha。

3.1.2 推估二氧化碳之生態足跡

本研究以生態指標Eco-Indicator 95做為區分環境衝擊類別的主要依據。溫室效應的氣體之效應量，全部以CO₂當量來表示，意即 CO₂之GWP=1，那N₂O對全球暖化之潛在衝擊則會是CO₂同等當量的270倍，CH₄則是CO₂同等當量的11倍（參閱附錄一）。因此，將二氧化碳視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質。

回顧Wackernagel and Rees (1996)的研究，發現新生到中年的森林可以有50到80年的時間，以最高的效率吸收CO₂，在溫帶、北方與熱帶，推估一般的森林每年每公頃可以累積約1.8公噸的碳（約6.6公噸的二氧化碳）。若根據Wackernagel and Rees (1996)的研究，假設全球森林每年可以承受與淨化1.8公噸/公頃的碳（約6.6公噸/公頃的二氧化碳），則換算出每公噸CO₂的生態足跡為0.15公頃，如方程式(8)：

$$\text{CO}_2 \text{ 生態足跡} = 6.6 \text{ CO}_2 \text{ ton/ha} = 0.15 \text{ CO}_2 \text{ ha/ton} \quad (8)$$

3.1.3 推估其他溫室氣體之生態足跡

在生態指標(Eco-Indicator 95)中，溫室效應氣體以CO₂為基準，對環境衝擊的潛值為1，則其他的物質相較於CO₂會有不同的潛值(特徵化因子)，潛值的大小即代表相對於CO₂對環境

衝擊程度的大小。因此，只要換算出每公噸CO₂的生態足跡，即可依污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其它產生溫室效應氣體物質的生態足跡，如表9所示：

$$\text{污染物質生態足跡} = \text{污染物質的特徵化因子} \times \text{基準物質的生態足跡} \quad (9)$$

表 9、溫室效應氣體污染物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	CO ₂ 的生態足跡 (Unit: ha/ton - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/ton - yr.)
CO ₂	1	1.50E-01	1.50E-01
1,1,1-trichloroethane	100		1.50E+01
CFC (hard)	7100		1.07E+03
CFC (soft)	1600		2.40E+02
CFC-11	3400		5.10E+02
dichloromethane	15		2.25E+00
methane	11		1.65E+00
N ₂ O	270		4.05E+01
tetrachloromethane	1300		1.95E+02
trichloromethane	25		3.75E+00

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.2 酸化(acidification)

自然大氣中除了含有二氧化碳(CO₂)之外，也含有其他致酸物質，例如：火山爆發噴出的硫化氫(H₂S)、高空閃電產生的氮氧化物(NO_x)、海洋所釋放的二甲基硫及動植物產生的有機酸等，均會使雨水進一步酸化，使pH 值會降至5.0 左右。空氣中之二氧化硫是目前大量使用石化及礦物資源作為燃料及原料之產物，主要來自工廠燃燒煤礦或石化燃料，汽機車、火力發電廠及煉油廠所產生之廢氣，此外在礦物冶煉及精煉過程中會產生二氧化硫並造成污染 (Manahan, 1984)。

Seinfeld and Pandis (1998)兩位學者已將雨水pH值小於5.0以下時，確定是受到人為酸性物質污染（例如： SO_x 、 NO_x 、 H_2SO_4 及 HNO_3 等）的影響後才能稱之為酸雨，我國環保署已統一將雨水pH值達5.0 以下稱為「酸雨」。

3.2.1 植物淨化二氧化硫之情況

二氧化硫是一種不穩定的化合物，存在空氣中的時間約2~4日，遇水氣即形成亞硫酸類的離子(HSO_3^- 及 SO_3^{2-})，進而氧化成硫酸鹽(SO_4^{2-})，與大氣中的水氣形成酸雨落地，所以二氧化硫(SO_2)為害作物不單是氣態還有液態，二氧化硫(SO_2)可經由植物之氣孔進入植物體內，或溶於水形成亞硫酸根(SO_3^{2-})而被吸收，亦能以硫酸根(SO_4^{2-})形式由土壤進入植物體中(Ziegler, 1975)。

硫是農作物生長的必要元素之一，在植物體中通常以硫酸根(SO_4^{2-})形式為根部所吸收，而進行之硫的生化代謝(Rennenberg, 1984)。二氧化硫從根部或由葉片表面氣孔進入植物組織中，而植物組織中的 SO_2 ，會被粒腺體(mitochondrion)中的sulfite oxidase或non-enzymatically氧化成sulfate，部份 HSO_3^- 或 SO_3^{2-} 的亞硫酸離子經氧化作用形成 SO_4^{2-} ，此形成的sulfate就進入植物體正常硫(S)的代謝(normal-metabolism)循環作用（洪意玲，2002）。

鄭文彥(1997)根據日本方面的資料指出，1公斤的柳杉葉子在生長季每日可吸收3克的二氧化硫(SO_2)，按每公頃柳杉生長乾葉20公噸計算，平均每年每公頃可吸收720公斤（何林等，1989）；松林每天可從每立方公尺的空氣中吸收20mg的二氧化硫(SO_2)，柑橘林的吸收量比柳杉林還高一倍，其他樹種如垂柳、臭椿、洋槐等吸硫能力與抗性均較強。大陸方面的調查也指出，女貞、夾竹桃、梧桐、臭椿、懸鈴木及合歡等樹木，每克乾葉中二氧化硫(SO_2)之含量可達3.5~7.5mg的程度，此即樹木淨化二氧化硫(SO_2)的證明。

3.2.2 推估二氧化硫淨化量

鄭文彥（1997）係針對榕樹、垂榕、茄苳與樟樹四個樹種進行試驗，探討對空氣中粒狀污染物、氮氧化物及二氧化硫之淨化效益。其選定位於南部某工業區為試驗樣區，另選定屏東科技大學之相同樹種作為對照組。樹種的採樣是以該工業區的空氣品質監測站為中心，採集範圍100公尺試驗樹種之葉片；在樹種選擇方面，選擇樹高4~8公尺，樹徑約10-20公分之樹木。每個樹種分別各採集5株相同部位（樹冠中上層）之成熟葉片100片，並在民國85年的夏（6月）、冬（12月）兩季進行採樣。

經由兩次採集之上壤、植體及葉表粒狀污染物樣本之分析結果顯示，四個樹種（合計27,432株）平均每株每年淨化量分別為：粒狀污染物約為2.16公斤/株、氮氧化物約為0.837公斤/株、二氧化硫約為20.41克/株；以此四樹種之淨化量，推估該試驗樣區內所有喬、灌木（共計162,151株）之淨化量，則粒狀污染物約為1,285公噸/年，氮氧化物約為140.4公噸/年，二氧化硫約為5.5公噸/年。

在Farnden（1996）and Mitchell（2000）的研究中，對於不同林木的最適密度管理有圖解的方法，如圖6所示（天然的海灘松為例），藉此規範樹種的間距。該方法主要考量在樹蔭之遮蔽不影響其他植物生長的因素，利用樹高與樹徑推算每公頃之密度，故樹木高度與其林分密度成反比。在Wackernagel and Rees（1996）的研究中，已知50~80年的樹齡有較佳之淨化作用，但由於欠缺相關平均樹高與樹徑的資料，因此無法進行林木最佳生長空間密度之推估。Lamb and Borschmann（1998）比較不同林木的種植間距成長狀況，與監測林木的密集度對牧場生產的影響，其最後結論建議林木每株應至少間隔3公尺（約1100株/公頃）較為適當。故本研究以此推估為假設，其林木最適生長空間密度約為1,100株/公頃。

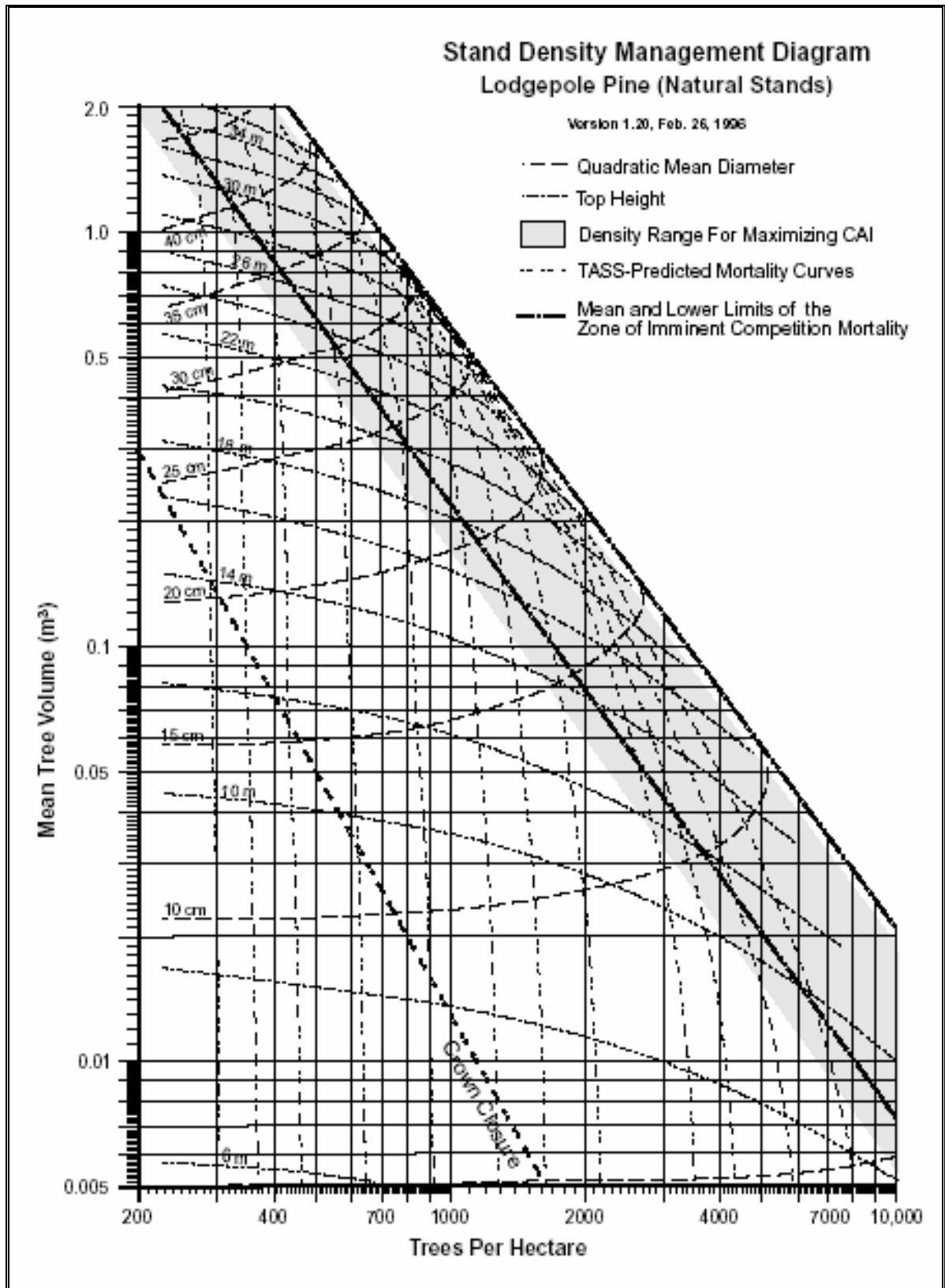


圖 6、林分密度之求解圖
資料來源：Farnden, 1996

3.2.3 推估二氧化硫之生態足跡

鄭文彥（1997）分析出四個樹種平均單株每年的淨化量，假設林分密度為1,100株/公頃，因此可以推估出二氧化硫每公頃之淨化量，如表10所示：

表 10、二氧化硫每公頃之淨化量推估表

物質	單株之淨化量 公斤-年/株	林分密度 (株-年/公頃)	每公頃之淨化量 (公斤/公頃)
SO ₂	0.02	1,100	22
NO _x	0.84	1,100	924
粒狀污染物	2.16	1,100	2,376

資料來源：鄭文彥，1997；本研究整理

假設樹種每年可以承受與淨化22公斤/公頃的二氧化硫(SO₂)，則換算出每公斤二氧化硫(SO₂)的生態足跡為0.045公頃，如方程式(10)：

$$\text{SO}_2 \text{ 生態足跡} = 22 \text{ SO}_2 \text{ kg/ha} = 0.045 \text{ SO}_2 \text{ ha/kg} \quad (10)$$

3.2.4 推估其他酸化物質之生態足跡

本研究以生態指標Eco-Indicator 95做為區分環境衝擊類別的主要依據。酸化的部份，則以二氧化硫(SO₂)或硫氧化物(SO_x)之當量來表示，本研究假設將二氧化硫(SO₂)視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質，意即SO₂之AP=1，那HF對酸化之潛在衝擊則會是二氧化硫(SO₂)同等當量的1.6倍，Ammonia則是二氧化硫(SO₂)同等當量的1.88倍，意即潛值的大小即代表相對於二氧化硫(SO₂)對環境衝擊程度的大小。因此只要換算出二氧化硫的生態足跡，則可依污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其他在產生酸化物質的生態足跡如表11：

表 11、酸化污染物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	SO ₂ 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
SO ₂	1	4.50E-02	4.50E-02
SO _x	1		4.50E-02
ammonia	1.88		8.46E-02
HCl	0.88		3.96E-02
HF	1.6		7.20E-02
NO	1.07		4.82E-02
NO ₂	0.7		3.15E-02
NO _x	0.7		3.15E-02

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.3 冬季煙霧(winter smog)

在冬季由於懸浮微粒物質SPM (Small Particle Matter)及二氧化硫(SO₂)等污染物在地表空氣摩擦長時間停滯，形成霧濛濛的狀態，使得新鮮空氣進不來，有害氣體排不出去而導致人體呼吸道疾病的發生頻率增高，倫敦1952年的冬季煙霧便造成4000人的死亡，而在歐洲現在為東歐及中歐受害最嚴重。

3.3.1 推估二氧化硫之生態足跡

本研究以生態指標Eco-Indicator 95做為區分環境衝擊類別的主要依據。冬季煙霧的部份，則以SO₂,dust(SPM)或Soot之當量來表示，本研究根據Eco-Indicator 95計算方式，將污染物質置換成二氧化硫(SO₂)之當量。遂假設將二氧化硫(SO₂)視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質。因此，引用本研究3.2.3節所推估出每公斤二氧化硫(SO₂)的生態足跡值為0.045公頃。

3.3.2 推估其他冬季煙霧物質之生態足跡

同樣地在冬季煙霧中，二氧化硫(SO₂)也是其形成物質之一。因此，可依污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其他冬季煙霧物質的生態足跡，推估結果如表12所示：

表 12、冬季煙霧物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	SO ₂ 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
SO ₂	1	4.50E-02	4.50E-02
dust (SPM)	1		4.50E-02
Soot	1		4.50E-02

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.4 重金屬(heavy metals)

Holleman and Wiberg (1985)以物理性質來對重金屬定義，他們指出一般比重大於5者稱為重金屬，大約有40種金屬元素可以被歸為重金屬。重金屬，泛指會累積在土壤中，並且會對環境造成污染的元素，並不侷限於金屬元素還是非金屬元素，例如砷(As)雖然不屬於金屬元素，但由於其性質與重金屬類似，也同樣會對生物體造成毒害，因此亦被歸類於重金屬。

3.4.1 植物淨化重金屬之情況

植物吸收重金屬的步驟為(賴盈璋，2004)：1. 根部細胞藉由細胞膜上帶有特殊的金屬還原酵素，使與土壤結合的金屬離子釋出。2. 在酸性土壤中，植物根部可釋出氫離子使土壤中的重金屬溶解出來。3. 溶解態的金屬離子可經由細胞外的離子運輸(apoplastic)或細胞內的合質運輸(symplastic)等途徑進入根部。人在可超量累積重金屬植物的部份具有二種特性，可累積比一般植物過量的重金屬與在此重金屬環境下不會死亡(Cunningham and Ow, 1996)。故可超量累積重金屬植物為植物復育的最佳選擇，但它仍有以下之缺點(吳智輝，2004)：1. 超量累積者(hyperaccumulator)通常只能累積一種特定的元素，目前僅發現*Thlaspi caerulescens*可以超量累積鋅與鎘，*Haumaniastrum katangens* 可以超量累積銅與鈷，而尚未發現可以超量聚積所有元素者。2. 許多超量累積者生長緩慢且生物重量低。3. 目前對於超量累積所知數量很少且缺乏對其生理特性的瞭解。

Martin *et al.* (2004) 研究東德的兩個舊鈾礦沼澤地地面水於研究中發現 *Lemna gibba* L. (浮萍) 有處理鈾(uranium)和砷(arsenic)污染的潛能。於現址附近的池塘取水樣和植物作抽樣檢查與監控 *L. gibba* (浮萍) 的成長與產量。在實驗室中使用人工調配的礦渣水樣進行污染物累積、成長和產量試驗。研究中地面水的平均背景濃度(Mean background concentrations)在現址一的部份，鈾為 $186.0 \pm 81.2 \mu\text{g l}^{-1}$ 和砷為 $47.0 \pm 21.3 \mu\text{g l}^{-1}$ 。在現址二的部份，鈾為 $293.7 \pm 121.3 \mu\text{g l}^{-1}$ 和砷為 $41.37 \pm 24.7 \mu\text{g l}^{-1}$ 。鈾和砷在培養液(culture solutions)中的初始濃度為 $100 \mu\text{g l}^{-1}$ 。在鈾和砷方面，結果都顯示有高生物累積係數(bioaccumulation coefficient)。礦區樣本中 *L. gibba* (浮萍) 含鈾和砷的乾生物量(dry biomass)如下：無過濾樣本(nonleached sample) > 去離子水的過濾 (insignificant ANOVA $p = 0.05$) > EDTA 的過濾。平均 *L. gibba* (浮萍) 的密度為 $85,344.8 \pm 1843.4 \text{ m}^2$ ($\sim 1319.7 \text{ g m}^{-2}$)。最大比生長速率(maximum specific growth rate)為 $0.47 \pm 0.2 \text{ d}^{-1}$ ，超過文獻中所報導 *L. gibba* (浮萍) 的比生長速率(specific growth rate)。平均產量(Average yield)估計在 $20.2 \pm 6.7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ，年產量大約 $73.6 \pm 21.4 \text{ t ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 。在實驗室中，於穩態狀況下進行21天的試驗，在試驗期間觀察乾生物量發現鈾的最高累積量為 $896.9 \pm 203.8 \text{ mg kg}^{-1}$ 砷則為 $1021.7 \pm 250.8 \text{ mg kg}^{-1}$ 。在上述的條件之下，地面水上的 *L. gibba* (浮萍) 估計淨化鈾 $662.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 和砷 $751.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。

3.4.2 推估重金屬—鉛之生態足跡

本研究以生態指標 Eco-Indicator 95 做為區分環境衝擊類別的主要依據。重金屬的部份，其潛值因子以鉛(Pb)當量來表示，意即 $\text{Pb equivalent} = 1$ ，那Ni對重金屬之潛在衝擊則會是Pb同等當量的0.5倍，Mo則是Pb同等當量的0.14倍，其中砷(As)的當量亦為1 (參閱附錄一)。因此，將鉛視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質。

因為本研究無法直接取得植物淨化鉛(Pb)的相關文獻資料，因此必須透過Eco-Indicator 95

潛值的環境負荷比例關係來推導出鉛(Pb)的生態足跡。由Martin *et al.*(2004)對L. gibba (浮萍)的研究中發現，每年每公頃的浮萍可淨化751.9公斤的砷(As)。進而本研究利用砷(As)的生態足跡再推導出鉛(Pb)的生態足跡，則換算出每公斤As的生態足跡為1.33E-03公頃，如方程式(11)：

$$\text{As 生態足跡} = 751.9 \text{ As kg/ha} = 1.33\text{E-}03 \text{ As ha/kg} \quad (11)$$

同樣地在Eco-Indicator 95的環境衝擊中，砷(As)也是重金屬的形成物質之一。因此，可依污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出鉛(Pb)的生態足跡，則換算出每公斤Pb的生態足跡為1.33E-03公頃，推估結果如表13所示：

表 13、鉛(Pb)之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	As 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
As	1	1.33E-03	1.33E-03
Pb	1		1.33E-03

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.4.3 推估其他重金屬物質之生態足跡

在Eco-Indicator 95的架構中，我們將鉛(Pb)視作轉換重金屬污染物質之生態足跡的基準物質。因此，可依污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其他重金屬污染物質的生態足跡，推估結果如表14所示：

表 14、重金屬物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	Pb 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
Pb (air)	1	1.33E-03	1.33E-03
Pb (water)	1		1.33E-03
As	1		1.33E-03
Hg (air)	1		1.33E-03
Hg (water)	10		1.33E-02
Mn (air)	1		1.33E-03
Mn (water)	0.02		2.66E-05
Cu	0.005		6.65E-06
Cr	0.2		2.66E-04
Ba	0.14		1.86E-04

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.5 致癌物質(carcinogenics)

國際癌症研究中心已報告有多種多環芳香烴化合物(PAHs)具致變性或致癌性；包括 benzo(*b*)fluoranthene、benzoanthracene、benzo(*k*)fluoranthene、benzo(*a*)pyrene、chrysene、dibenzoanthracene、benzoperylene、indeno(1,2,3-*cd*)pyrene 等，其中以 benzo(*a*)pyrene (BaP)之致癌性最強(CEPA, 1994)。

多環芳香烴化合物(PAHs)的產生來源大多係由有機物質之不完全燃燒所產生；自然來源有森林大火或火山爆發，但這些多環芳香烴化合物(PAHs)只佔極少量，遠低於人為因素所產生。人類活動才是今日環境中多環芳香烴化合物(PAHs)之主要來源，如：汽車廢氣、住宅加熱系統、廢棄物燃燒、石油的熱裂解、工廠鍋爐燃燒排放等。有關多環芳香烴化合物(PAHs)形成之反應機構尚未十分了解，一般而言，當碳氫化合物燃燒時，常伴隨熱解(pyrolysis)或熱合成(pyrosynthesis)反應而產生PAHs類化合物，但由於燃燒、熱解過程參與的反應物成份複雜，迄今仍無確切之定論，因此不同地區、不同污染源周邊大氣中之多環芳香烴化合物(PAHs)種類及含量會有差異，對環境之影響也就有所不同。

3.5.1 PAH之生態足跡推估

在Eco-Indicator 95的環境衝擊中，砷(As)除了是重金屬的形成物質亦是致癌物質的污染物質之一。因此，本研究遵循3.4.2節鉛(Pb)生態足跡推估的方式，進行PAH之生態足跡推估，透過砷(As)的生態足跡來推估PAH的生態足跡，每公斤鉛(Pb)的生態足跡為1.33E-03公頃，根據Eco-Indicator 95其致癌物質的部份，砷(As)的潛值因子是0.044，PAH的潛值因子為1，約相差22.7倍，所以PAH在致癌物質的生態足跡為 $1.33E-03 \times 22.7 = 2.27E-02$ 公頃/公斤(如表15)。

表 15、PAH之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
As	0.044	1.33E-03
PAH	1	2.27E-02

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.5.2 推估其他致癌物質之生態足跡

本研究以生態指標Eco-Indicator 95做為區分環境衝擊類別的主要依據。致癌物質的部份，則以PAH之當量來表示，本研究假設將PAH視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質，意即PAH=1，那Ni對致癌物質之潛在衝擊則會是PAH同等當量的0.44倍，苯(benzene)則是PAH同等當量的0.000011倍，意即潛值的大小即代表相對於PAH對環境衝擊程度的大小。因此只要換算出PAH的生態足跡，則可依此污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其他產生優養化物質的生態足跡如表16：

表 16、致癌物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	PAH 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
PAH	1	2.27E-02	2.27E-02
benzene	0.000011		2.50E-07
Benzo[a]pyrene	1		2.27E-02
Cr (6+)	0.44		9.99E-03
CxHy aromatic	0.000011		2.50E-07
ethylbenzene	0.000011		2.50E-07
fluoranthene	1		2.27E-02
As	0.044		9.99E-04
Ni	0.44		9.99E-03
tar	0.000011		2.50E-07

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.6 優養化(eutrophication)

「優養化」是指一片水域所涵容的養分，隨著時間逐漸增加的一種現象和過程。優養化本來是水域自然生態系必然的演替過程。這種水體的老化過程，本來需要幾千年的時間，但是人類的干擾，尤其是大量有機質的排放，卻可以加速優養化的進行。

洪慧鈞(2002)認為優養化可分為自然的優養化(natural eutrophication)與人為優養化(artificial eutrophication)兩種。前者在湖沼學之定義上乃屬於湖沼生態系的自然演化，最初為貧養湖，由於養分的沉澱與淤積，逐漸轉變為中養湖、繼而優養湖。由於是受自然的營養物負荷在水體中逐漸轉型，因此其變化速度之緩慢往往需數百年至數萬年。至於人為優養化現象主要由於工、農業的發展與家庭廢水等因素，將大量營養鹽帶入水庫、湖泊中，造成藻類異常增殖與死亡，水域生態系發生急速變化而產生水質惡化等現象，這種人為因素使水庫、湖泊轉變為優養化往往只需數年時間，甚至更短。

3.6.1 PO₄³⁻之生態足跡推估

本研究引用劉玉雪（1998）探討三種水生植物（包括：布袋蓮、浮萍與水芙蓉）對廢水淨化效益之研究，用以了解水生植物對污染的自淨能力。於其研究中發現，布袋蓮在高密度生長（22.5kg/m²）時淨化的效益最佳，若為低密度生長（5~12.5 kg/m²）則效果並不穩定。研究結果顯示，布袋蓮的野外試驗，其每日單位面積污染物質的淨化效益：T-N為1.34g/m²-day；NH₄⁺-N為0.99g/m²-day；PO₄³⁻-N為0.31g/m²-day；BOD為6.47g/m²-day；SS為18.1g/m²-day。

本研究假設所有水生植物的淨化能力是一致的，並且假設其淨化的效益呈穩定的線性規律，從單日的淨化量再推估到年的淨化量則為：T-N為4,891kg/ha-year；NH₄⁺-N為3,613.5kg/ha-year；PO₄³⁻-N為1,131.5kg/ha-year；BOD為23,615.5kg/ha-year；SS為66,065kg/ha-year。

故本研究假設以此淨化數據作為所有水生植物對於優養化污染物質的淨化量，因此推估出PO₄³⁻之生態足跡為8.80E-04公頃，如表17所示：

表 17、布袋蓮野外試驗之淨化效益推估表

物質	單日之淨化量 (Unit: g/m ² - day)	每公頃之淨化量 (Unit: kg/ha - year)	生態足跡 (Unit: ha/kg - year)
T-N	1.34	4,891	2.00E-04
NH ₄ ⁺ -N	0.99	3,613.5	2.80E-04
PO ₄ ³⁻ -N	0.31	1,131.5	8.80E-04
BOD	6.47	23,615.5	4.00E-05
SS	18.1	66,065	2.00E-05

資料來源：劉玉雪，1998；本研究整理

3.6.2 推估其他優養化物質之生態足跡

本研究以生態指標Eco-Indicator 95做為區分環境衝擊類別的主要依據。優養化的部份，則以PO₄³⁻之當量來表示，本研究假設將PO₄³⁻視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質，意即PO₄³⁻之NP=1，那NH₃對優養化之潛在衝擊則會是PO₄³⁻同等當量的0.33倍，COD則是PO₄³⁻同等

當量的0.022倍，意即潛值的大小即代表相對於 PO_4^{3-} 對環境衝擊程度的大小。因此只要換算出 PO_4^{3-} 的生態足跡，則可依此污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其他在產生優養化物質的生態足跡如表18所示：

表 18、優養化物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	PO_4^{3-} 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
PO_4^{3-}	1	8.80E-04	8.80E-04
ammonia	0.33		2.90E-04
NO	0.2		1.76E-04
NO ₂	0.13		1.14E-04
NO _x	0.13		1.14E-04
COD	0.022		1.94E-05
NH ₃	0.33		2.90E-04
NH ₄ ⁺	0.33		2.90E-04
Ntot	0.42		3.70E-04
Ptot	3.06		2.69E-03

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.7 夏季煙霧(summer smog)

空氣中氮氧化物及碳水化合物在陽光的照射下，會產生超量的臭氧，對人、對動植物皆有傷害，伴隨而來的總是經濟農作物的嚴重損失，主要來自C₂H₄氣體。

3.7.1 乙烯(ethene)之生態足跡推估

在夏季煙霧的部份，因為本研究無法直接取得植物淨化乙烯(ethene)的相關文獻資料，遂本研究根據謝又民(2003)重金屬於土壤污染的生態足跡研究，亦嘗試從環保法規的管制層面著手，藉由法規中規範每一種污染物質的最小容許濃度值，即為土壤可承受污染的最低限度涵容力，再利用土壤涵容能力轉換成生態足跡成的概念，將土壤污染之環境衝擊以土地面積表示。謝又民(2003)對此轉換足跡的構想是，藉由法規嚴格規範土地的涵容能力，並假設土

地是不被允許超過法規的最低限度涵容力，因此在不允許土地有過量的污染條件下，轉換成生態足跡。

根據謝又民(2003)參考我國環保署公佈的土壤及地下水污染整治法中土壤污染管制標準，以此管制標準作為土壤有機污染物生態足跡的底限，嘗試進行換算。換算的概念將土壤的比重假設皆為 $2,650 \text{ kg/m}^3$ ，其土壤對有機污染物的涵容能力推估如公式(12)所示，接著反轉涵容能力的概念，推估出其他有機污染物的生態足跡如表19所示：

土壤有機污染物的涵容能力(mg/m^3) = 法規管制標準值(mg/kg) \times 土壤比重(kg/m^3)

若以苯為例，土壤中有機污染物(苯)之涵容能力如下所示：

$$5 (\text{mg/kg}) \times 2,650 (\text{kg/m}^3) = 13,250 (\text{mg/m}^3) = 132.5 (\text{kg/ha}) \quad (12)$$

表 19、台灣土壤有機物質污染管制標準與足跡推估表

有機化合物	法規管制值 mg/kg	土壤比重 kg/m ³	涵容能力 kg/ha	生態足跡 ha/kg
苯	5	2,650	132.5	7.55E-03
四氯化碳	5	2,650	132.5	7.55E-03
氯仿	100	2,650	2,650	3.80E-04
1,2-二氯乙烷	8	2,650	212	4.72E-03
順-1,2-二氯乙烯	7	2,650	185.5	5.39E-03
反-1,2-二氯乙烯	50	2,650	1325	7.50E-04
1,2-二氯丙烷	0.5	2,650	13.25	7.55E-02
1,2-二氯苯	100	2,650	2,650	3.80E-04
1,3-二氯苯	100	2,650	2,650	3.80E-04
3,3'-二氯聯苯胺	2	2,650	53	1.89E-02
乙苯	250	2,650	6,625	1.50E-04
六氯苯	500	2,650	13,250	8.00E-05
五氯酚	200	2,650	5,300	1.90E-04
四氯乙烯	10	2,650	265	3.77E-03
甲苯	500	2,650	13,250	8.00E-05
總石油碳氫化合物 (TPH)	1,000	2,650	26,500	4.00E-05
三氯乙烯	60	2,650	1,590	6.30E-04
2,4,5-三氯酚	350	2,650	9,275	1.10E-04
2,4,6-三氯酚	40	2,650	1,060	9.40E-04
氯乙烯	10	2,650	265	3.77E-03
二甲苯	500	2,650	13,250	8.00E-05
農藥				
阿特靈	0.04	2,650	1.06	9.43E-01
可氣丹	0.5	2,650	13.25	7.55E-02
二氯二苯基三氯乙烷 (DDT)及其衍生物	3	2,650	79.5	1.26E-02
地特靈	0.04	2,650	1.06	9.43E-01
安特靈	20	2,650	530	1.89E-03
飛佈達	0.2	2,650	5.3	1.89E-01
毒殺芬	0.6	2,650	15.9	6.29E-02
安殺番	60	2,650	159	6.29E-03

(續後頁)

(接前頁)

有機化合物	法規管制值 mg/kg	土壤比重 kg/m ³	涵容能力 kg/ha	生態足跡 ha/kg
其他有機化合物				
戴奧辛	0.001	2,650	0.0265	3.77E+01
多氯聯苯	0.09	2,650	2.385	4.19E-01

資料來源：謝又民(2003)

在表、19之中，由於無法直接取得乙烯(ethene)的生態足跡值；因此，必須透過Eco-Indicator 95潛值的環境負荷比例關係，再來推導出乙烯(ethene)的生態足跡值。所以本研究透過表、19 甲苯(xylene)的生態足跡來推估乙烯(ethene)的生態足跡，在土壤有機污染物中；二甲苯(xylene)的生態足跡是8.00E-05公頃/公斤，根據Eco-Indicator 95生態指標其夏季煙霧的部份二甲苯(xylene)的潛值因子是0.85，乙烯的潛值因子為1，約相差1.18倍，所以乙烯在夏季煙霧的生態足跡為 $8.00E-05 \times 1.18 = 9.00E-05$ 公頃/公斤(如表20)。

表 20、乙烯(ethene)之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
xylene	0.85	8.00E-05
ethene	1	9.00E-05

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.7.2 推估其他夏季煙霧物質之生態足跡

夏季煙霧的部份根據生態指標Eco-Indicator 95的分類，全部以乙烯(ethene)當量來表示，意即乙烯(ethene)之POCP=1，而丙烯(propene)對全球暖化之潛在衝擊則會是乙烯(ethene)同等當量的1.03倍，二甲苯(xylene)則是乙烯(ethene)同等當量的0.85倍。因此，將乙烯(ethene)視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質。只要換算出乙烯(ethene)的生態足跡，則可依污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其他在產生夏季煙霧物質的生態足跡如表21所示：

表 21、夏季煙霧物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	乙烯(ethene)的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
ethene	1	9.00E-05	9.00E-05
diphenyl	0.761		6.85E-05
toluene	0.53		4.77E-05
petrol	0.398		3.58E-05
ethanol	0.268		2.41E-05
acetone	0.178		1.60E-05
ketones	0.326		2.93E-05
methane	0.007		6.30E-07
alcohols	0.196		1.76E-05
styrene	0.761		6.85E-05

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.8 殺蟲劑(pesticides)

人們所關心環境荷爾蒙對人體之危害性不只是致癌風險而已，同時也注意到對人體器官組織機能如生殖功能等影響。根據美國化學學會(American Chemical Society, 2000)之報告，表示百分之八十之癌症都是由環境因素造成的，在以往大眾對化學物質最大之恐懼為它的致突變性(Mutagenicity)、致畸胎性(Teratogenicity)及致癌性(Carcinogenicity)。

根據洪明宏(2003)的研究指出，有些化學物質其官能基與生物體內之荷爾蒙接近，它們的作用機制也可能和人體內荷爾蒙接近，當進入細胞內而模仿荷爾蒙之功能，例如DDT會與動情素受體蛋白鍵結，而誘發相同之生理功能。動物實驗也發現DDT會誘發雄性動物雌性化，確實具有雌激素之效果，其他如PCBS、壬機苯酚(Nonylphenol)、雙酚A(Bisphenol A)等化學物質之類似雌性激素作用。環境荷爾蒙除了模仿體內荷爾蒙之功能外，另一個作用機制為拮抗作用(Antagonism)，拮抗作用為降低或阻斷正常荷爾蒙之作用，它佔據與正常荷爾蒙結合之受體蛋白，阻礙了正常荷爾蒙與受體蛋白之結合，其所造成之生理功能因而被阻斷，使正常之荷爾蒙失去作用，影響生物健康及其行為。

3.8.1 殺蟲劑(insecticides)之生態足跡推估

由於DDT屬於殺蟲劑之一，遂本研究假設DDT為殺蟲劑的代表物質，進行生態足跡的推估。根據表19、台灣土壤有機物質污染管制標準與足跡推估表顯示，二氯二苯基三氯乙烷(DDT)的生態足跡為1.26E-02公頃/公斤。此外Eco-Indicator 95生態指標，其殺蟲劑的部份，尚包括三種物質(disinfectants, fungicides, herbicides)其潛值因子均為1，則依環境衝擊的潛值負荷概念，推估出其他在產生殺蟲劑物質的生態足跡均為1.26E-02公頃/公斤，如表22所示：

表 22、殺蟲劑(insecticides)之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	insecticides 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
insecticides	1	1.26E-02	1.26E-02
disinfectants	1		1.26E-02
fungicides	1		1.26E-02
herbicides	1		1.26E-02

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.9 臭氧層破壞(ozone layer depletion)

自1930年氟氯碳化物被發明以來，由於其穩定與不燃、無毒的安全性質，漸漸取代氨、二氧化硫等不安定、危險的物質，而被大量使用於冷凍劑、發泡劑、噴霧劑等用途。而氟氯碳化物即是造成臭氧層破洞的主要元兇，因為氟氯碳化物在同溫層(Stratosphere)中，紫外線的照射之下，會與臭氧(O₃)產生光化學的連鎖反應，將臭氧分解成氧氣，造成臭氧層越來越稀薄，甚至產生破洞，即為臭氧洞(Ozone Hole)，而無法阻擋紫外線的直射，使皮膚癌等病變比例增加，對人體健康影響盛鉅(黃行志，2002)。

3.9.1 CFC-11之生態足跡推估

在表、19之中，由於無法直接取得CFC-11的生態足跡值；因此，必須透過Eco-Indicator 95潛值的環境負荷比例關係，再來推導出CFC-11的生態足跡值。本研究透過表19、台灣土壤有機物質污染管制標準與足跡推估表，使用四氯化碳(tetrachloromethane)的生態足跡來推估

CFC-11的生態足跡，在土壤有機污染物中四氯化碳(tetrachloromethane)的生態足跡是7.55E-03公頃/公斤，根據Eco-Indicator 95生態指標其臭氧破壞的部份四氯化碳(tetrachloromethane)的潛值因子是1.08，CFC-11的潛值因子為1，約相差0.93倍，所以CFC-11在臭氧層破壞的生態足跡為7.55E-03×1.18=7.00E-03公頃/公斤，如表23所示：

表 23、CFC-11之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
tetrachloromethane	1.08	7.55E-03
CFC-11	1	7.00E-03

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.9.2 其它臭氧破壞物質之生態足跡推估

臭氧破壞的部份根據生態指標Eco-Indicator 95的分類，全部以CFC當量來表示，本研究以CFC-11作為基準物質。意即CFC-11之ODP=1，那Halon-1201對臭氧破壞之潛在衝擊則會是CFC-11同等當量的1.4倍，HCFC-22則是CFC-11同等當量的0.055倍。因此，將CFC-11視作轉換污染物質之生態足跡的基準物質。只要換算出CFC-11的生態足跡，則可依污染物質轉換生態足跡的概念【如方程式(9)】，推估出其他在產生臭氧破壞物質的生態足跡如表24所示：

表 24、臭氧破壞物質之生態足跡推估表

物質	特徵化因子	CFC-11 的生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)	污染物質生態足跡 (Unit: ha/kg - yr.)
CFC-11	1	7.00E-03	7.00E-03
CFC-113	1.07		7.49E-03
CFC-114	0.8		5.60E-03
CFC-115	1		7.00E-03
CFC-12	1		7.00E-03
Halon-1201	1.4		9.80E-03
Halon-1211	4		2.80E-02
HCFC-22	0.055		3.85E-04
HCFC-225ca	0.025		1.75E-04
HCFC-225cb	0.033		2.31E-04

資料來源：Eco-Indicator 95 Final Report (1996)；本研究整理

3.10 小結

根據生態足跡之污染換算模式架構（如圖5），本研究運用植物淨化效益與環境涵容能力的概念，推導出Eco-indicator 95各衝擊類別基準物質之生態足跡值（如表25），將會運用此基準物質之生態足跡進行產品污染物質生態足跡之試算。

表 25、Eco-indicator 95各衝擊類別基準物質之生態足跡值

衝擊類別	換算成足跡之基準物質	生態足跡(unit : ha/kg - yr.)
臭氧層破壞	CFC-11	7.00E-03
重金屬	Pb	1.00E-03
致癌物質	PAH	2.27E-02
夏季煙霧	C ₂ H ₄	9.00E-05
冬季煙霧	SO ₂	4.50E-02
殺蟲劑	DDT	1.26E-02
溫室效應	CO ₂	1.50E-03
酸化	SO ₂	4.50E-02
優養化	PO ₄ ³⁻	8.80E-04

資料來源：本研究整理

第四章 產品試算研究分析與結果

4.1 個案分析之描述

生命週期評估是一個衡量產品生產或人類活動所伴隨而來之環境負荷的工具，不僅要知道整個生產過程的能量、原料需求量及環境排放量，還要將這些能量、原料及排放量所造成的影響予以評估，提出改善的機會和方法。評估包括整個生命週期中產品，生產過程或活動，粹取和原料的取得、製造、運輸、配送；使用、再使用、維護、再生和最終棄置。

本研究受限於研究時間的關係無法進行產品生命週期的分析，因此參考與引用國內羅文正(2001)產品LCA的碩士論文，其利用SimaPro軟體對6V4Ah 鉛酸電池進行生命週期評估，為一完整之生命週期分析。透過生命週期盤查分析，將各生命週期階段中能源和原料需求的數據經過SimaPro軟體的分析，所運算出的生命週期盤查表詳列於附錄二；而根據附錄二的資料可以看出，一個簡單的鉛電池產品便有如此多項的物質產生在環境中，而這些物質也多會造成各別種類的環境衝擊。遂本研究引用羅文正(2001)的6V4Ah鉛酸電池研究個案，藉由此個案進行產品環境衝擊的生態足跡之試算，以下就該個案分析進行簡單之描述：

4.1.1 個案之研究限制與假設

羅文正（2001）的研究個案所進行的產品生命週期評估，以廣隆電池工業股份有限公司所生產之6V4Ah 鉛酸電池為對象，主要資料來源是由廣隆電池工業股份有限公司所提供，並以其剛完成之ISO 14001之環境管理系統資料為盤查數量依據。目前廣隆每月生產40萬個電池。其研究系統範圍之界定以五個子系統所組成包括：1. 原料子系統 2. 生產製程子系統 3. 運輸子系統 4. 使用子系統 5. 棄置處理子系統。

由於軟體之資料庫及實際資料取得的問題，將造成本生命週期研究的若干限制，所以提出將面臨的限制與所作的相關假設（羅文正，2001）：

1. 原料子系統：

一顆完整的電池包含許多大大小小的原件，像點膠合蓋用的Epoxy、包板鐵盒、焊接材料、油封、、、等等週邊材料，由於用量比例不大所以不納入盤查資料之中；另外主原料中有一些金屬像銻(Sb)、砷(As)以及錫(Sn)，則以鉛當量合併計算之。

2. 生產製程子系統：

在生產方面我們考慮投入之用電量與用水量以及所排出的廢水與固廢；其餘像機械維護、作業保養所產生的需求與排放不予盤查。

※ 用電：生產所需的電能大部份使用在熟成、化成、乾燥以及充電上，但其他像機械的運轉、辦公室和公用設備的用電也是必要的使用，所以以整個公司的用電除以總功能單位生產量作為用電盤查依據；選用與台灣相似有火力、水力與核能綜合電力的澳洲為基礎資料來源，建立一個Electricity Taiwan檔。

※ 用水：主要的用水是電解液與冷卻水塔所使用為主，依總用水量除以總功能單位生產量作為用水盤查依據。

※ 固廢：由於廣隆自己設有鉛熔爐所以由鋸板所產生的鉛均可回收再使用，所以僅計算由鉛熔爐所產生的爐渣及集塵袋所收集的金屬粉塵為主，約計每月200公斤。其餘一般廢棄物以每月600公斤計算。

3. 運輸子系統：

運輸方面的盤查，主要以原物料的運入與成品的運出為盤查項目，其它不在研究範圍裡面，在SimaPro 的計算方式是以噸公里(tkm)的單位做分析。運輸的項目包括有：

※ 鉛錠：大部份的鉛錠為國內回收的再生鉛，而大部份由高雄大寮以28噸貨櫃車運到南投南崗工業區，設定為250公里；SimaPro 內建資料庫名稱為Truck 28t B250。

※ 硫酸：硫酸供應以當地的供應商為主，設定為10噸的柴油槽車，運輸距離為60公里；

SimaPro內建資料庫名稱為Truck City C。

※ ABS 塑膠：距離以台南奇美化工公司到南投南崗工業區為設定值訂為200公里，16噸貨櫃車為運輸工具；SimaPro內建資料庫名稱為Truck 16t B250。

※ 成品：廣隆目前的主要市場是外銷，所以我們以美國西岸當做平均距離，運輸包括了工廠到台中港（60公里）與洛杉磯到客戶端（假設為200公里）的內陸運輸---以28 噸貨櫃車為基準，每一貨櫃載滿26,000 個電池，也就是26 個功能單位，SimaPro內建資料庫名稱為Truck 28t B250以及47,000噸級貨櫃船為海運運輸工具，以到美國西岸1,250公里為平均值；SimaPro內建資料庫名稱為Container Ship。

※ 固廢與一般廢棄物：固廢每月以清運200 公斤，一般廢棄物以清運600公斤為原則，處理場距離以50 公里計，均以13.8 噸貨車為運輸工具；SimaPro 內建資料庫名稱為 Truck。

4. 使用子系統：

由於鉛酸電池為可回充電池，在使用上最主要的是電力的消耗，充電的方式主要以一般家庭用電為基準，電能轉換率以60%為平均值；選用與台灣相似有火力、水力與核能綜合電力的澳洲為基礎資料來源；以回充使用600次為原則。

5. 棄置處理子系統：

本階段參考工業技術研究院能源與資源研究所所做的「再生鉛冶煉技術」報告為主，並根據澳洲 Simsmetal 工廠生產再生鉛的實例，對鉛酸電池的回收棄置進行盤查。Simsmetal 工廠產能為 20 ton/h，其主要設備如下，其他的設備與功能則不予盤查：

※ 轉爐：批次生產，每次處理15噸，為需使用360m³/h 天然氣主要燃料，3.1GJ/h燃油為輔助燃料。

※ 精煉爐：共有2座35噸、一座15噸和一座5噸之精煉釜共需8GJ/h的天然氣加熱。

※ 鑄錠機：循環用水10 ton/h。

※ 水處理場：每天排出廢水55噸，COD=200ppm、SS=300ppm、硫酸鹽=1,500ppm、
Pb=10ppm。

※ 除塵設備：排放量為2,215m³/min，Pb=50μg/m³。

4.1.2 鉛酸電池之生命週期盤查

在該案例中，電池成品是以 1,000 個鉛酸電池為一基本功能單位，每月約可生產 400 個功能單位。所有進入系統之原物料、電力及系統排出的污染物質，均是以此一功能單位的負荷為計算及加總的基礎。鉛酸電池成品的重量約 800 公克，以 1,000 個為一功能單位(即 800 公斤)作盤查，故依其比例計算出鉛酸電池在 5 個生命階段的盤查資料（羅文正，2001）：

1. 原料子系統：

表 26、鉛酸電池原料盤查資料表

盤查項目	每功能單位使用量（公斤）	比例（%）	來源
鉛錠（再生）	600	75	國內
鉛錠	24	3	國內
硫酸	120	15	國內
ABS 塑膠	56	7	國內

資料來源：羅文正，2001

2. 生產製程子系統：

表 27、鉛酸電池製造盤查資料表

盤查項目		每月使用量	每功能單位使用量
投入	水	1,250ton	3.125ton
	電	700,000度(kwh)	1,750度(kwh)
廢棄物	一般廢棄物	600kg	1.5kg
	固廢(pb)	200kg	0.5kg
	廢水	1,250ton	3.125ton

資料來源：羅文正，2001

3. 運輸子系統：

表 28、鉛酸電池運輸盤查資料表

盤查項目		運輸方式	功能單位平均距離(tkm)
原料運入	鉛錠	28噸貨櫃車	156
	硫酸	柴油槽車	7.2
	ABS塑膠	16噸貨櫃車	8
成品運出	成品	28噸貨櫃車	208
	有害廢棄物	柴油貨櫃船	0.0355
	一般廢棄物	廢棄物清理車	0.025
	鉛錠	廢棄物清理車	0.75

資料來源：羅文正，2001

4. 使用子系統：

6V4Ah鉛酸電池為封閉型可回充式電池，使用時僅須補充所失去的水份即可，故羅文正（2001）假設其所使用的項目僅有充電的電能。依據其技術規格，其可回充數約為600次，每次平均充電/放電轉換率約為60%，所以所需使用的電能為 $24\text{wh} \times 600\text{times} / 0.6 = 24,000\text{wh/pc}$ ，每功能單位所使用掉的電能為 $24,000 \times 1,000 = 24,000$ 度(kwh)。

5. 棄置處理子系統：

羅文正（2001）依據SimaPro 4中的IDEMAT 96資料庫假設所有使用後有50%的廢電池進入回收廠，並設定鉛的回收率為84.43%，ABS塑膠的回收率為80%。

表 29、鉛酸電池回收盤查資料表

盤查項目		處理20噸/時之 使用（排出）量	每功能單位使用量
投入	冷卻水	10ton/h	400kg
	15噸轉爐輔助燃料	3.1GJ/h	0.124GJ
	15噸轉爐燃料	360 m ³ 天然氣	0.514GJ
	55噸精煉釜	4.8GJ/h	0.192GJ
	NaOH	1,000kg/day	16kg
廢水排放	硫酸鹽(1,500ppm)	55tons/day	1.320kg
	鉛(10ppm)	55tons/day	0.5kg
	COD(200ppm)	55tons/day	1.76kg
	SS(300ppm)	55tons/day	2.64kg
空氣排放	鉛(50μg/m ³)	2,215m ³ /min	0.266g
固廢	鉛	0.42%	3.36g

資料來源：再生鉛冶鍊技術，1980；引自羅文正，2001

4.2 鉛酸電池之生態足跡換算

根據羅文正（2001）利用SimaPro軟體對6V4Ah 鉛酸電池進行生命週期評估所得到的盤查結果，鉛酸電池共有275個項目（參見附錄二），其中空氣污染物質有108種，水污染物質有85種，土壤污染物質有15種，原料有58種，非物質有9種。由於該案例的盤查資料是以「月份」為單位所作的分析數據，其每月約可生產40萬個電池，本研究將盤查數據改以「年份」為單位來計算，因此該個案公司每年約可生產480萬個電池，故本研究所推估出的足跡為該公司鉛酸電池一年的總量所造成的環境衝擊。本研究針對鉛酸電池的污染物質進行環境衝擊的生態足跡計算，其計算方式為公式(13)：

$$\text{各衝擊類別之足跡} = \sum \text{環境負荷} \times \text{基準物質的生態足跡} \quad (13)$$

此外，在污染物質盤查的部份，根據Eco-indicator 95生態指標的潛值因子可以發現同一污染物質所造成的損害可能分屬兩種不同的環境衝擊，例如：CFC-11同時會造成對溫室效應(greenhouse effect)與臭氧層破壞(ozone layer depletion)兩種環境衝擊(參閱附錄一)，未避免污

染物質的重複計算，影響推估的生態足跡值，本研究透過污染物質的篩選，將同一污染物質所產生不同的環境衝擊只歸類到單一環境衝擊中，即可避免重複計算的爭議。而此篩選的方式，則透過單一污染物質所造成最大環境衝擊的影響來做為判別的依據，以CFC-11為例，其所造成的環境衝擊對臭氧層破壞的影響性高於溫室效應的影響，其於相同的污染物質則依此方法，將之放置於主要影響的衝擊類別之中。

4.2.1 鉛酸電池溫室效應(greenhouse effect)之生態足跡推估

鉛酸電池對於溫室效應的影響，根據盤查資料顯示有7種污染物質可對應到Eco-indicator 95生態指標的潛值因子，其中4種(CFC (hard), CFC-11, CFC-12, HALON-1301)由於屬於氟氯碳化物其對臭氧層破壞影響盛鉅，則被歸類至臭氧層破壞之中；於環境負荷的部份，可發現CO₂對溫室氣體的衝擊最大。因此，鉛酸電池每年所產生溫室效應的生態足跡為1.59E+02公頃(如表30)。

表 30、鉛酸電池溫室效應(greenhouse effect)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg - yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg-yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg-yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha-yr.)
CFC (hard)	greenhouse effect	5.40E-03	in ozone layer depletion			
CFC-11	greenhouse effect	1.50E-03	in ozone layer depletion			
CFC-12	greenhouse effect	1.40E-03	in ozone layer depletion			
CO ₂	greenhouse effect	1.06E+05	1	1.06E+05		
HALON-1301	greenhouse effect	1.00E-03	in ozone layer depletion			
methane	greenhouse effect	4.51E-04	11	4.96E-03		
N ₂ O	greenhouse effect	8.30E-01	270	2.24E+02		
			subtotal:	1.06E+05	1.50E-03	1.59E+02

資料來源：本研究整理

4.2.2 鉛酸電池酸化(acidification)之生態足跡推估

鉛酸電池對於酸化的影響，根據盤查資料顯示有7種污染物質可對應到Eco-indicator 95生態指標的潛值因子；於環境負荷的部份，可發現SO₂對酸化的衝擊最大。因此，鉛酸電池每年所產生酸化的生態足跡為3.57E+01公頃(如表31)。

表 31、鉛酸電池酸化(acidification)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg-yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg-yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg-yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha-yr.)
ammonia	acidification	1.12E-01	1.88	2.11E-01		
HCl	acidification	9.65E+00	0.88	8.49E+00		
HF	acidification	1.01E+00	1.6	1.62E+00		
NO ₂	acidification	2.40E+01	0.7	1.68E+01		
NO _x	acidification	2.06E+02	0.7	1.44E+02		
SO ₂	acidification	6.16E+02	1	6.16E+02		
SO _x	acidification	4.87E+01	0.13	6.33E+00		
subtotal:				7.93E+02	4.50E-02	3.57E+01

資料來源：本研究整理

4.2.3 鉛酸電池冬季煙霧(winter smog)之生態足跡推估

鉛酸電池對於冬季煙霧的影響，根據盤查資料顯示有3種污染物質可對應到Eco-indicator 95生態指標的潛值因子，其中1種(SO₂)由於為形成酸雨的主要因子對酸化影響盛鉅，則被歸類至酸化之中；於環境負荷的部份，可發現Soot對冬季煙霧的衝擊最大。因此，鉛酸電池每年所產生冬季煙霧的生態足跡為9.62E-01公頃(如表32)。

表 32、鉛酸電池冬季煙霧(winter smog)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg-yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg-yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg-yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha-yr.)
dust (SPM)	winter smog	3.73E+00	1	3.73E+00		
SO ₂	winter smog	6.16E+02	in acidification			
Soot	winter smog	1.76E+01	1	1.76E+01		
subtotal:				2.14E+01	4.50E-02	9.62E-01

資料來源：本研究整理

4.2.4 鉛酸電池重金屬(heavy metals)之生態足跡推估

鉛酸電池對於重金屬的影響，根據盤查資料顯示有17種污染物質可對應到Eco-indicator 95生態指標的潛值因子；於環境負荷的部份，可發現Ba、Pb in water對重金屬的衝擊最大；

而cadmium oxide、Sb、heavy metals的衝擊最小，原因是就本案例而言，國內的鉛酸電池具有良好的回收機制，實際上所排放的污染物質可以回收再利用，故能減少污染對環境實際的衝擊。所以部分項目會隨著回收率的提高而減小環境的衝擊（羅文正，2001）。因此，鉛酸電池每年所產生重金屬的生態足跡為8.36E-04公頃(如表33)。

表 33、鉛酸電池重金屬(heavy metals)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg – yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg-yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg-yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha-yr.)
As	heavy metals	5.34E-02	1	5.34E-02		
B	heavy metals	4.00E-02	0.03	1.20E-03		
Ba	heavy metals	2.64E+00	0.14	3.70E-01		
cadmium oxide	heavy metals	-9.17E-04	50	-4.58E-02		
Cd	heavy metals	6.92E-04	50	3.46E-02		
Cr	heavy metals	2.78E-01	0.2	5.57E-02		
Cu	heavy metals	9.77E-02	0.005	4.88E-04		
heavy metals	heavy metals	-1.90E-04	1	-1.90E-04		
Hg in air	heavy metals	1.72E-03	1	1.72E-03		
Hg in water	heavy metals	9.29E-05	10	9.29E-04		
Mn in air	heavy metals	7.27E-03	1	7.27E-03		
Mn in water	heavy metals	5.54E-01	0.02	1.11E-02		
Mo	heavy metals	6.96E-02	0.14	9.74E-03		
Ni	heavy metals	1.48E-01	0.5	7.38E-02		
Pb in air	heavy metals	1.48E-02	1	1.48E-02		
Pb in water	heavy metals	2.60E-01	1	2.60E-01		
Sb	heavy metals	-6.12E-03	2	-1.22E-02		
subtotal:				8.36E-01	1.00E-03	8.36E-04

資料來源：本研究整理

4.2.5 鉛酸電池致癌物質(carcinogenics)之生態足跡推估

鉛酸電池對於致癌物質的影響，根據盤查資料顯示有7種污染物質可對應到Eco-indicator 95生態指標的潛值因子，其中4種(As, Ni, benzene, CxHy aromatic)分別被歸類至重金屬與夏季煙霧之中；於環境負荷的部份，可發現PAH's對致癌物質的衝擊最大。因此，鉛酸電池每年所產生致癌物質的生態足跡為1.24E-04公頃(如表34)。

表 34、鉛酸電池致癌物質(carcinogenics)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg – yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg–yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg–yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha–yr.)
As	carcinogenics	5.34E-02	in heavy metals			
benzene	carcinogenics	4.63E-01	in summer smog			
benzo(a)pyrene	carcinogenics	8.76E-05	1	8.76E-05		
CxHy aromatic	carcinogenics	6.74E-03	in summer smog			
ethylbenzene	carcinogenics	1.02E-01	0.000011	1.12E-06		
Ni	carcinogenics	1.48E-01	in heavy metals			
PAH's	carcinogenics	5.36E-03	1	5.36E-03		
			subtotal:	5.45E-03	2.27E-02	1.24E-04

資料來源：本研究整理

4.2.6 鉛酸電池優養化(eutrophication)之生態足跡推估

鉛酸電池對於優養化的影響，根據盤查資料顯示有6種污染物質可對應到Eco-indicator 95 生態指標的潛值因子，其中3種(ammonia, NO₂, NO_x)分別被歸類至酸化之中；於環境負荷的部份，可發現phosphate對優養化的衝擊最大。因此，鉛酸電池每年所產生優養化的生態足跡為3.30E-03公頃(如表35)。

表 35、鉛酸電池優養化(eutrophication)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg – yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg–yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg–yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha–yr.)
ammonia	eutrophication	1.12E-01	in acidification			
COD	eutrophication	1.51E+01	0.022	3.33E-01		
NH ₄ ⁺	eutrophication	4.16E-02	0.33	1.37E-02		
NO ₂	eutrophication	2.40E+01	in acidification			
NO _x	eutrophication	2.06E+02	in acidification			
phosphate	eutrophication	3.41E+00	1	3.41E+00		
			subtotal:	3.75E+00	8.80E-04	3.30E-03

資料來源：本研究整理

4.2.7 鉛酸電池夏季煙霧(summer smog)之生態足跡推估

鉛酸電池對於夏季煙霧的影響，根據盤查資料顯示有22種污染物質可對應到Eco-indicator 95生態指標的潛值因子，其中2種(methane, PAH's)分別被歸類至溫室效應與致癌物質之中；於環境負荷的部份，可發現crude oil、non methane VOC對夏季煙霧的衝擊最大。因此，鉛酸電池每年所產生夏季煙霧的生態足跡為5.02E-03公頃(如表36)。

表 36、鉛酸電池夏季煙霧(summer smog)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg-yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg-yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg-yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha-yr.)
1,2-dichloroethane	summer smog	2.11E-04	0.021	4.44E-06		
acetone	summer smog	2.95E-05	0.178	5.25E-06		
aldehydes	summer smog	5.59E-03	0.443	2.48E-03		
benzene	summer smog	4.63E-01	0.189	8.75E-02		
crude oil	summer smog	8.08E+01	0.398	3.21E+01		
CxHy	summer smog	1.52E+01	0.398	6.07E+00		
CxHy aromatic	summer smog	6.74E-03	0.761	5.13E-03		
CxHy chloro	summer smog	4.668E-07	0.021	9.80E-09		
ethanol	summer smog	5.90E-02	0.286	1.69E-02		
ethene	summer smog	9.18E-02	1	9.18E-02		
formaldehyde	summer smog	5.94E-01	0.421	2.50E-01		
methane	summer smog	4.51E-04	in greenhouse effect			
naphthalene	summer smog	2.09E-03	0.761	1.59E-03		
non methane VOC	summer smog	3.69E+01	0.416	1.54E+01		
PAH's	summer smog	5.36E-03	in carcinogenics			
pentane	summer smog	9.74E-01	0.408	3.98E-01		
phenol	summer smog	2.24E-04	0.761	1.71E-04		
propane	summer smog	1.09E+00	0.42	4.58E-01		
propene	summer smog	1.62E-01	1.03	1.67E-01		
toluene	summer smog	6.40E-01	0.563	3.60E-01		
trichloroethene	summer smog	1.81E-05	0.066	1.20E-06		
xylene	summer smog	3.85E-01	0.85	3.27E-01		
			subtotal:	5.57E+01	9.00E-05	5.02E-03

資料來源：本研究整理

4.2.8 鉛酸電池殺蟲劑(pesticides)之生態足跡計算

由於鉛酸的盤查資料並不包含殺蟲劑的物質，因此，鉛酸電池每年所產生殺蟲劑的生態足跡為0公頃。

4.2.9 鉛酸電池臭氧層破壞(ozone layer depletion)之生態足跡推估

鉛酸電池對於臭氧破壞的影響，根據盤查資料顯示有4種污染物質可對應到Eco-indicator 95生態指標的潛值因子；於環境負荷的部份，可發現HALON-1301對臭氧破壞的衝擊最大。因此，鉛酸電池每年所產生臭氧破壞的生態足跡為1.70E-04公頃(如表37)。

表 37、鉛酸電池臭氧破壞(ozone depletion)之生態足跡推估表

1	2	3	4	5	6	7
Inventory	Classification	Amount (kg-yr.)	Characterization Factor	環境負荷 3 × 4 (kg-yr.)	基準物質的生態足跡 (ha/kg-yr.)	各衝擊類別之足跡 5 × 6 (ha-yr.)
CFC (hard)	ozone depletion	5.40E-03	1	5.40E-03		
CFC-11	ozone depletion	1.50E-03	1	1.50E-03		
CFC-12	ozone depletion	1.40E-03	1	1.40E-03		
HALON-1301	ozone depletion	1.00E-03	16	1.60E-02		
			subtotal:	2.43E-02	7.00E-03	1.70E-04

資料來源：本研究整理

4.3 個案分析結果與討論

綜合鉛酸電池個案之分析，本研究計算出鉛酸電池於Eco-indicator 95生態指標架構下，所推導出鉛酸電池各衝擊類別之生態足跡與總污染之足跡如表38所示：

表 38、鉛酸電池各衝擊類別之生態足跡與總污染之足跡表

衝擊類別	各衝擊類別之生態足跡(ha-yr.)	總污染之足跡(ha-yr.)
臭氧層破壞	1.70E-04	195
重金屬	8.36E-04	
致癌物質	1.24E-04	
夏季煙霧	5.02E-03	
冬季煙霧	9.62E-01	
殺蟲劑	0.00E+00	
溫室效應	1.59E+02	
酸化	3.57E+01	
優養化	3.30E-03	

資料來源：本研究整理

此鉛酸電池之個案的生命週期盤查資料共275項，就其中關於污染排放的有208種（包括空污、水污、土污、固廢）污染物質，本研究換算出其中的73種。由表39可知，其中溫室效應的影響佔了大部分足跡的估算值，主要原因為CO₂排放至大氣中造成環境的衝擊；殺蟲劑污染足跡的部份，則因無污染物質所以對環境衝擊並無影響；土壤重金屬污染的足跡並不算高，原因可能為國內對於鉛酸電池有良好的廢電池回收管道。

本研究針對污染物質進行生態足跡的換算，所換算出的污染物質佔總污染物質的35%。此外本研究並未包括能資源耗用的部份，故本研究所推估出污染物質的生態足跡為一估算值，因此並不能完整代表產品之生態足跡，僅提供一產品的污染足跡換算概念。

第五章 結論與建議

在永續發展的浪潮之下，國際間相繼開發出一系列評估永續性的工具與指標，期望藉由永續性指標去檢視人類對於環境衝擊與資源耗竭的程度，藉此反應出在追求經濟發展背後所隱藏的包袱。目前，生態足跡(Ecological Footprints, EF)被廣泛地運用於國家/區域層級、能源、交通及農業等領域上，透過反轉環境涵容能力的概念，有效地分析自然資源的損耗，合理且真實的呈現出生態的負擔。此外，過去生命週期評估(LCA)被廣泛地使用於評估產品的環境特性，但其受到相當主觀性的窘境，並且無法明確地展現其對生態的影響程度。

因此，本研究希望將生態足跡理論應用於產品的衝擊評估上，將污染的部份以足跡方式作呈現，透過單位重量的污染物能夠被若干土地面積所吸收與淨化的概念，來反應污染所造成的環境衝擊需要多少土地面積來分解與淨化。主要目的是希望從具體的土地面積呈現評估的結果，能夠讓企業與消費者在產品使用時也能感受到環境對其的負擔程度，提供一實際的生態指標，亦可作為企業在發展永續性產品政策的重要依據。進而透過永續性的評估，產品能夠立即進行比較，並且探索不同衝擊之間的關係，適時地建立區域與全球可信賴的環境限制。

5.1 研究結論

1. 植物淨化的部份，由於不同的植物對不同污染物質有不同的淨化能力，亦或不同植物對同一污染物的吸收速率也有所差異。然而本研究僅引用國內學者所做的實驗數據，推估出環境衝擊的生態足跡，所推估出之環境衝擊之生態足跡並非絕對值，因此所引用文獻資料數據的準確性與代表性，將會影響本研究所推估的足跡換算因子。

2. 土壤涵容能力的部份，本研究使用環保署公佈的土壤及地下水污染整治法做為轉換足跡的依據，由於各國法規的不同，亦會造成所推估的生態足跡有所差異。透過法規可知不同的土地使用方式（土地使用分區）亦有不同的管制標準，一般來說農業區的標準較工業區更為嚴格，也就是當土壤污染的管制值越小，所換算出的足跡因子就越大。故本研究選擇較為嚴格的標準，以農業區的標準當成土壤涵容能力的基準，進而推估出基準物質的生態足跡。
3. 環境負荷的相關理論方面，則參考了英國化學工業(Imperial Chemical Industries, ICI)所發展的環境負荷(Environmental Burden, EB)理論，Environmental Agency 與 Eco-Indicator 95 和 Eco-Indicator 99 等環境衝擊指標。其中選擇 Eco-Indicator 95 的原因為其所包含環境衝擊的面向較為廣闊，其所含括的環境衝擊指標有：溫室效應、臭氧層破壞、酸化、水質優養化、重金屬、致癌物質、夏季煙霧、冬季煙霧、殺蟲劑、固體廢棄物與其他類型的部份；另外相較於其他兩種方法，其所對應環境負荷的潛值也是最廣地。對 Eco-Indicator 99 的比較而言，Eco-Indicator 95 則因為具有較簡單的使用方式，遂為本研究之選擇。
4. 本研究使用 Eco-indicator 95 生態指標的環境衝擊架構，透過植物淨化效益和自然涵容能力對污染物質的分解，推導出各衝擊類別基準物質之生態足跡值分別為（表示方式：衝擊類別 / 基準物質 / 生態足跡）：【臭氧破壞 / CFC-11 / 7.00E-03 ha/kg - yr.】、【重金屬 / Pb / 1.00E-03 ha/kg - yr.】、【致癌物質 / PAH / 2.27E-02 ha/kg - yr.】、【夏季煙霧 / C₂H₄ / 9.00E-05 ha/kg - yr.】、【冬季煙霧 / SO₂ / 4.50E-02 ha/kg - yr.】、【殺蟲劑 / DDT / 1.26E-02 ha/kg - yr.】、【溫室效應 / CO₂ / 1.50E-03 ha/kg - yr.】、【酸化 / SO₂ / 4.50E-02 ha/kg - yr.】、【優養化 / PO₄³⁻ / 8.80E-04 ha/kg - yr.】。作為各衝擊類別的生態足跡推導依據。

5. 產品試算的部份，本研究根據鉛酸電池污染物質進行生態足跡的推估結果如下：【臭氧破壞 $1.70E-04$ ha - yr.】、【重金屬 $8.36E-04$ ha - yr.】、【致癌物質 $1.24E-04$ ha - yr.】、【夏季煙霧 $5.02E-03$ ha - yr.】、【冬季煙霧 $9.62E-01$ ha - yr.】、【殺蟲劑 0 ha - yr.】、【溫室效應 $1.59E+02$ ha - yr.】、【酸化 $3.57E+01$ ha - yr.】、【優養化 $3.30E-03$ ha - yr.】。每年鉛酸電池的總污染生態足跡為 195 公頃。
6. 本研究針對污染物質進行生態足跡的換算，所換算出的污染物質佔總污染物質的 35%，所換算出污染物質的比例並不高。主要原因為鉛酸電池的案例中，許多的污染物質，並不在 Eco-Indicator 95 生態指標的潛值因子表中。此外本研究並未包括能資源耗用的部份，故本研究所推估出污染物質的生態足跡為一估算值，因此並不能完整代表產品之生態足跡，僅提供一產品的污染足跡換算概念。
7. 生態足跡的評估結果，能夠適時地以土地面積反映出產品所造成的環境衝擊。讓企業與消費者在生產與使用產品的同時亦能感受到其對環境的負擔程度，亦可作為企業在評估其產品環保性政策的重要依據。進而透過永續性的評估，產品能夠立即進行比較，並且探索不同衝擊之間的關係，適時地建立區域與全球可信賴的環境限制。
8. 本研究與謝又民(2003)的研究，同為針對產品進行污染的生態足跡分析，所使用的個案亦相同。唯其利用 ICI 環境負荷為環境衝擊之架構，並試算出鉛酸電池每年的溫室效應、酸性氣體、光化學煙霧氣體、優養化、重金屬的生態足跡；然而其根據 ICI 環境負荷所推估出污染物的生態足跡仍不完整（缺少：致癌物質、臭氧層壞等），並僅換算出鉛酸電池中約 10%的污染物質(如表 39)。而本研究利用 Eco-indicator 95 生態指標做為環境衝擊之架構，可完整地推估出鉛酸電池於 Eco-indicator 95 生態指標下的所有環境衝擊，而所推估出的污染物質也相對較高。

表 40、鉛酸電池生態足跡比較表

	謝又民	本研究
評估產品	鉛酸電池	鉛酸電池
足跡評估面向	污染	污染
功能單位	480 萬/年-電池	480 萬/年-電池
環境衝擊架構/潛值因子	ICI	Eco-indicator 95
推估各衝擊類別之足跡	溫室效應/重金屬/光化煙霧/ 優氧化/酸性氣體。(不完整)	溫室效應/重金屬/致癌物質/夏季煙霧/ 冬季煙霧/殺蟲劑/優氧化/臭氧破壞/ 酸化 /優氧化。(完整)
生態足跡	每年約 33 公頃	每年約 195 公頃
污染物質換算比例	10%	35%

資料來源：本研究整理

5.2 研究建議

1. 植物淨化的部份，由於不同的植物對不同污染物質有不同的淨化能力，亦或不同植物對同一污染物的吸收速率也有所差異。因此對於植物淨化污染物的效益實在是難以定量，亦造成足跡推估之困難，後續研究可針對林木的淨化效益做一全面性的了解，取得較合理的平均淨化量數據，方能估算出較為合理之足跡值。
2. 然而經過實證研究後發現，Eco-Indicator 95 在污染物質的部份其潛值因子仍然不足應付廣大產品所產生各種不同的污染物質。因此必須再與其他環境負荷潛值的評估工具相配合，目前有一套根據 Eco-Indicator 95 所展延的方法即為 Eco-Indicator 99，其所涵蓋的衝擊範圍與潛值對 Eco-Indicator 95 來說則顯的更強大，可供後續研究參考。
3. 本研究的污染衝擊架構為 Eco-Indicator 95 生態衝擊指標（請參閱圖 5），此亦為生命週期評估軟體 SimaPro 於衝擊評估中所採用的方法論。本研究環境負荷的概念與 SimaPro 軟體中一般類別指標之特徵化模式相同，均將 SimaPro 模擬出之污染盤查數據乘以特徵化因子換算加總。因此透過 SimaPro 軟體可直接將污染物質直接歸類到各衝擊類別之中，

可避免因人為疏失而造成對特徵化分析的影響，進而以特徵化分析後所得到的各類別環境衝擊之指標值，直接進行生態足跡分析。意即只要使用 SimaPro 軟體，就可以使得同樣採用此軟體進行的盤查分析所得到的 208 種污染物質，透過特徵化分析的步驟，可 100%地完全反映出 208 種污染物質的環境衝擊；然而特徵化的結果，可能尚包括另外 67 種非污染的物質，因此生態足跡只要再加入能資源這兩部分，即可直接使用特徵化的結果來反映環境衝擊的結果。

4. 為了呈現更具體的環境衝擊與呈現企業致力於環境保護所必須支付的成本，可利用荷蘭學者(Vogtlander *et al.*,2002)，所發展出的污染預防成本模式。其環境衝擊架構亦以 Eco-Indicator 95 為基礎，在不同指標中透過不同負荷或環境污染因子換算為同等當量之排放量；再將同等之排放量與污染預防成本之價格相乘，亦即將本研究之環境負荷值與污染預防成本之價格相乘，即可反映出該產品於不同環境衝擊下之污染預防成本；此污染預防計價，分別為：【酸雨 = 6.4 歐元/公斤】、【優養化 = 3.05 歐元/公斤】、【重金 = 680 歐元/公斤】、【致癌物質 = 12.3 歐元/公斤】、【夏季煙霧 = 50 歐元/公斤】、【冬季煙霧 = 12.3 歐元/公斤】、【溫室氣體 = 0.114 歐元/公斤】。本研究僅套用其污染預防計價，所計算出鉛酸電池各環境衝擊之污染預防成本，如表 40 所示：

表 41、鉛酸電池各環境衝擊之污染預防成本（單位：每年480萬個鉛酸電池）

衝擊類別	各衝擊類別之污染預防成本(euro-yr.)	總污染預防成本(euro-yr.)
臭氧層破壞	—	75,600
重金屬	59,400	
致癌物質	1,950	
夏季煙霧	232	
冬季煙霧	13,500	
殺蟲劑	—	
溫室效應	71.7	
酸化	423	
優養化	0.954	

資料來源：本研究整理

參考文獻

英文部分

1. Alden, (1998), “Industrial hemp’s double dividend: a study for the USA”, *Ecological Economics*, 25, P.291–301.
2. Andersson, J.O. and M. L. Lindroth, (2000), “Ecologically unsustainable trade”, *Ecological Economics*, 37 , P.113–122.
3. Baker, J. M., McGrath, S. P., Reeves, R. D.and J. C. Smith.,(2000), “ Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: N. Terry and G. Bauelos(eds)”, *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water. USA. P.85-107.*
4. Barrett, J. and A. Scott, (2001), “The ecological footprint: a metric for corporate sustainability”, *Corporate Environmental Strategy*, Vol. 8, No. 4.
5. Bergh and Verbruggen(1999), “Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the ‘ecological footprint’”, *Ecological Economics*, 29 , P. 61–72.
6. Canadian Environmental Protection Act (CEPA). (1994), “Priority Substances List Assessment Report. ”, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Health Canada and Environment Canada. Ottawa, Ontario.
7. Chambers, N., Simmons, C. and M. Wackernagel, (2001), “Sharing nature's interest: ecological footprint as an indicator of sustainability. ”, London, UK: Earthscan Publications Ltd.
8. Cunningham, S. D., and D.W. Ow., (1996), “Promises and Prospects of Phytoremediation. ”, *Plant Physiol.* 110, P. 715-719.
9. Deutsch, L., Jansson, A., Troell, M., Rönnbäck, P., Folke, C. and N. Kautsky, (2000), “The

- ‘ecological footprint’: communicating human dependence on nature’s work”, *Ecological Economics* 32 , P.351–355.
10. Farnden, C. (1996), “Stand density management diagrams for lodgepole pine, white spruce, and interior Douglas-fir.” , *Can. For. Serv., Pac. For. Cent., Victoria, B.C.*
 11. Ferng, J.J. (2001), “Using composition of land multiplier to estimate ecological footprints associated with production activity ”, *Ecological Economics* 37, P. 159–172.
 12. Ferng, J.J. (2002), “Toward a scenario analysis framework for energy footprints”, *Ecological Economics* 40, P.53–69.
 13. Ferng, J.J. (2004), “Local sustainable yield and embodied resources in ecological footprint analysis—a case study on the required paddy field in Taiwan”, *Ecological Economics*
 14. Frey, S. D., Harrison, D. J. and E. Billett, (2000), “Environmental assessment of electronic products using LCA and ecological footprint. ”, Paper presented at the meeting of In: Joint International Congress and Exhibition, Electronics Goes Green 2000, Berlin, Germany.
 15. Gössling S. (2002), “Ecological footprint analysis as a tool to assess tourism sustainability”, *Ecological Economics*, 43, P.199-211.
 16. Haberl, H., Erb, K. H. and F. Krausmann, (2001), “How to calculate and interpret ecological footprints for long periods of time: the case of Austria 1926–1995”, *Ecological Economics* 38, P.25–45.
 17. Holland, L. (2003), “Can the principle of the ecological footprint be applied to measure the environmental sustainability of business?”, *Corporate Social Responsibility and Environmental Management* 10, P.224–232.
 18. Hubacek K.and S. Giljum, (2003), “Applying physical input/output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities”, *Ecological Economics*

44, P.137-151.

19. Imperial Chemical Industries, ICI (1996), "Environmental burden: the ICI approach", London, UK: Imperial Chemical Industries.
20. Lamb, D., and G. Borschmann., (1998), "Agroforestry with high value trees (Publication No 8/142., Project No. UQ-18A). ", Australia: Rural Industries Research and Development Corporation (RIRDC).
21. Lenzen M. and S.A. Murray, (2001), "A modified ecological footprint method and its application to Australia ", *Ecological Economics* 37, P. 229–255.
22. Luo, Y., Wirojanagud, P. and R. J., Caudill, (2001), "Comparison of major environmental performance metrics and their application to typical electronic products", *IEEE*.
23. Luo, Y., Wirojanagud, P. and R.J. Caudill, (2001), "Comparison of major environmental performance metrics and their application to typical electronic products", *IEEE*.
24. Malhi. Y., Baldocchi, D. D. and P.G. Jarvis., (1999), "The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests." , *Plant Cell Environ* 22, P. 15-40.
25. Mark, G., (1996), "The Eco-indicator 95 Manual Final Report".
26. Mark, G., (2001), "Eco-indicator 99 methodology report", Pre Consults B.V..
27. Martin, M., Barbara, T. and E. Gert Dudel., (2004), "Capacity of *Lemna gibba* L. (Duckweed) for Uranium and Arsenic Phytoremediation in Mine Tailing Waters.", *International Journal of Phytoremediation*, 6(4), P. 347–362.
28. McDaniels et al.,(2003), "The ecological footprint: a non-monetary metric of human consumption applied to North America", *Global Environmental Change* 13, P.83–100.
29. McDaniels et al.,(2003), "The ecological footprint: a non-monetary metric of human consumption applied to North America", *Global Environmental Change* 13, P.83–100.

30. Micheline, R.C. and R.P. Razzoli, (2004), "Product-service for environmental safeguard: a metrics to sustainability", *Resources, Conservation and Recycling* 42, P.83–98.
31. Mitchell, S. (2000), "Forest health: preliminary interpretations for wind damage." , *For. Prac. Br.*, B.C. Min. For., Victoria, B.C
32. Patterson, M.G. and G.W. McDonald, (2004), "Ecological footprints and ecosystem health: complementary approaches to a sustainable future", *Ecological Economics* 50, P.49– 67.
33. Ralinda R. and P.G. Miller, (1996), "Phytoremediation", *Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center-1996*.
34. Rapport, D.J. (2000), "Ecological footprints and ecosystem health: complementary approaches to a sustainable future", *Ecological Economics* 32, P.367–370.
35. Rennenberg H., (1984), "The fate of excess sulfur in higher plants." , *Ann. Rev.Plant Physiol.* 35, P. 121-153.
36. Roth, E., Rosenthal, H. and P. Burbridge, (2000), "A discussion of the use of the sustainability index: 'ecological footprint' for aquaculture production" , *Aquat. Living Resour.* 13, P.461–469.
37. Seinfeld, J. H., and S. N. Pandis., (1998), "Atmospheric Chemistry and Physics from Air Pollution to Climate Change," John Wiley & Sons, Inc., New York, P. 997-1074.
38. Söglehner, G. (2003), "Ecological footprint — a tool for assessing sustainable energy supplies", *Journal of Cleaner Production* 11, P.267–277.
39. Susarla S.,(2002), "Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination", *Ecological Engineering* 18, P. 647–658
40. Torras, M. (2003), "An Ecological Footprint Approach to External Debt Relief", *World Development* Vol. 31, No. 12, P. 2161–2171.
41. Vogtlander, J.G., A. Bijma, and H.C. Brezet. "Communicating the Eco-efficiency of Products

- and Services by Means of the Eco-Costs/Value Model, *Journal of Cleaner Production*, 10: 57-67. (2002)
42. Vuren D.P.V. and L.F. Bouwman, (2005), "Exploring past and future changes in the ecological footprint for world regions", *Ecological Economics* 52, P. 43– 56.
 43. Vuren, D.P.V. and E.M.W. Smeets, (2000), "Ecological footprints of Benin, Bhutan, Costa Rica and the Netherlands", *Ecological Economics* 34, P.115–130.
 44. Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A. C., Falfán, S. L., García, J. M. and I. S. Guerrero, (1999), "National natural capital accounting with the ecological footprint concept", *Ecological Economics* 29, P. 375–390.
 45. Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A. C., Falfán, S. L., García, J. M. and I. S. Guerrero, (1999), "National natural capital accounting with the ecological footprint concept", *Ecological Economics* 29, P. 375–390.
 46. Wckernagel, M. and C. Monfreda, (2004), "Ecological footprint time series of Austria,the Philippines,and South Korea for 1961–1999: comparing the conventional approach to an 'actual land area' approach", *Land Use Policy* 21, P.261–269.
 47. Wckernagel, M., and W. Rees, (1996). "Our ecological footprint - reducing human impact on the earth. ", Gabriola Island. B.C., Canada: New Society Publishers.
 48. Wckernagel, M., Monfreda, C., Schulz, N. B., Erb, K. H., Haberl, H. and F. Krausmann, (2004), "Calculating national and global ecological footprint time series: resolving conceptual challenges", *Land Use Policy* 21, P.271–278.

中文部份

1. 王正雄，(2001)，「環境污染之植生整治(Phytoremediation)」，行政院環保署環境檢驗所。
2. 何林、錢兆裕、朱大庸、李淑琴，(1989)，「都市環境保護」，科技。
3. 吳信如譯，(2002)，「綠色資本主義」，天下文化。
4. 吳智輝，(2004)，「*Pseudomonas aeruginosa* 與 *Ralstonia taiwanensis* 對重金屬與酚之毒理學與生物復育研究」，國立成功大學化學工程學系碩士論文。
5. 李永展、李欽漢譯，(2000)，「生態足跡減低人類對地球的衝擊」，創興出版社有限公司。
6. 李永展、林伯勳，(2000)，「都市指標系統對衡量臺北市永續發展之適用性分析」，永續性與都市指標系統學術研討會論文。
7. 李永展、陳安琪，(1998)，「從生態足跡的觀點探討台灣的永續發展」，經社法制論叢，22：437-465。
8. 李永展、陳安琪，(1998)，「從生態足跡的觀點探討台灣的永續發展」，經社法制論叢，22：437-465。
9. 李國忠、林俊成，(2000)，「森林資源碳吸存與碳排放權交易」，台灣林業 26(4):19-24。
10. 李欽漢，(1999)，「農業生態足跡之研究—以台灣地區稻米及農園特產為例」，國立政治大學地政學系博士論文。
11. 李欽漢，(1999)，「農業生態足跡之研究—以台灣地區稻米及農園特產為例」，國立政治大學地政學系博士論文。
12. 林國銓，(2002)，「森林對二氧化碳吸存與監測之研究」，行政院農業委員會林業試驗所。
13. 林國銓、林俊成、楊政川，(2001)，「森林生態系永續經營與碳吸存的促進」，中華民國林產事業協會。

14. 洪明宏，(2003)，「下水污泥綠農地應用與環境限制之研究」，國立台北科技大學環境規劃與管理研究所。
15. 洪意玲，(2002)，「環境中的硫酸鹽與硒酸鹽對植物中有機硫化合物生合成量的影響」，中國文化大學應用化學研究所碩士論文。
16. 洪慧鈞，(2002)，「水庫優養化評估指標與優養化水體三鹵甲烷生成潛勢之探討」，國立中興大學環境工程學系碩士論文。
17. 胡大維，(1998)，「造林綠化挽救溫室效應危機」，現代育林 13(2):4-6。
18. 范振基，(2002)，「農產生態足跡估算方法的改善—永續農業假設的刪除與實體單位計算」，國立台北大學資源管理研究所碩士論文。
19. 陳怡貞，(2001)，「新竹林區國有人工林益本比之研究」，國立臺灣大學森林學研究所。
20. 陳進田，(2000)，「以生態足跡法及 DEA 法探討製造業的生態效益及生產效率」，長庚大學企業管理研究所碩士論文。
21. 黃行志，(2002)，「西北太平洋氟氯碳化物的分布與模式研究」，國立中山大學海洋地質及化學研究所碩士論文。
22. 葉顥銘、陳少燕、黃定鼎、黃浩仁，(2004)，「清理重金屬汙染的植物」，科學發展，第 380 期，頁 45-49。
23. 劉一新，(1997)，「加拿大森林永續經營之準則與指標」，行政院農業委員會林業試驗所。
24. 謝又民，(2003)，「產品環保性評估之研究—建構環境衝擊之生態足跡換算機制」，南華大學環境管理研究所碩士論文。

附錄

附錄一 Eco-indicator 95 各項環境衝擊之特徵化因子表

一、溫室效應(Unit: GWP)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	1,1,1-trichloroethane	100
Air	CFC (hard)	7100
Air	CFC (soft)	1600
Air	CFC-11	3400
Air	CFC-113	4500
Air	CFC-114	7000
Air	CFC-115	7000
Air	CFC-12	7100
Air	CFC-13	13000
Air	CO2	1
Air	dichloromethane	15
Air	HALON-1211	4900
Air	HALON-1301	4900
Air	HCFC-123	90
Air	HCFC-124	440
Air	HCFC-141b	580
Air	HCFC-142b	1800
Air	HCFC-22	1600
Air	HFC-125	3400
Air	HFC-134a	1200
Air	HFC-143a	3800
Air	HFC-152a	150
Air	methane	11
Air	N2O	270
Air	tetrachloromethane	1300
Air	trichloromethane	25

二、臭氧層破壞(Unit: ODP)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	1,1,1-trichloroethane	0.12
Air	CFC (hard)	1
Air	CFC (soft)	0.055
Air	CFC-11	1
Air	CFC-113	1.07
Air	CFC-114	0.8
Air	CFC-115	0.5
Air	CFC-12	1
Air	CFC-13	1
Air	HALON-1201	1.4
Air	HALON-1202	1.25
Air	HALON-1211	4
Air	HALON-1301	16
Air	HALON-2311	0.14
Air	HALON-2401	0.25
Air	HALON-2402	7
Air	HCFC-123	0.02
Air	HCFC-124	0.022
Air	HCFC-141b	0.11
Air	HCFC-142b	0.065
Air	HCFC-22	0.055
Air	HCFC-225ca	0.025
Air	HCFC-225cb	0.033
Air	methyl bromide	0.6
Air	tetrachloromethane	1.08

三、酸化(Unit: AP)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	ammonia	1.88
Air	HCl	0.88
Air	HF	1.6
Air	NO	1.07
Air	NO ₂	0.7
Air	NO _x	0.7
Air	SO ₂	1
Air	SO _x	1

四、優養化(Unit: NP)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	ammonia	0.33
Air	nitrates	0.42
Air	NO	0.2
Air	NO ₂	0.13
Air	NO _x	0.13
Air	phosphate	1
Water	COD	0.022
Water	NH ₃	0.33
Water	NH ₄ ⁺	0.33
Water	N _{tot}	0.42
Water	phosphate	1
Water	P _{tot}	3.06

五、重金屬(Unit: Pb equivalent)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	cadmium oxyde	50
Air	Cd	50
Air	heavy metals	1
Air	Hg	1
Air	Mn	1
Air	Pb	1
Water	As	1
Water	B	0.03
Water	Ba	0.14
Water	Cd	3
Water	Cr	0.2
Water	Cu	0.005
Water	Hg	10
Water	Mn	0.02
Water	Mo	0.14
Water	Ni	0.5
Water	Pb	1
Water	Sb	2

六、致癌物質(Unit: PAH equivalent)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	As	0.044
Air	benzene	0.000011
Air	benzo[a]pyrene	1
Air	Cr (6+)	0.44
Air	CxHy aromatic	0.000011
Air	ethylbenzene	0.000011
Air	fluoranthene	1
Air	Ni	0.44
Air	PAH	1
Air	tar	0.000011

七、冬季煙霧(Unit: SO2 equivalent)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	dust (SPM)	1
Air	SO2	1
Air	Soot	1

八、夏季煙霧(Unit: PCOP)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	1,1,1-trichloroethane	0.021
Air	1,2-dichloroethane	0.021
Air	acetone	0.178
Air	acetylene	0.168
Air	alcohols	0.196
Air	aldehydes	0.443
Air	benzene	0.189
Air	caprolactam	0.761
Air	chlorophenols	0.761
Air	crude oil	0.398
Air	CxHy	0.398
Air	CxHy aliphatic	0.398
Air	CxHy aromatic	0.761
Air	CxHy chloro	0.021
Air	dichloromethane	0.021
Air	diethyl ether	0.398
Air	diphenyl	0.761
Air	ethanol	0.268
Air	ethene	1
Air	ethylene glycol	0.196
Air	ethylene oxide	0.377
Air	formaldehyde	0.421
Air	hexachlorobiphenyl	0.761
Air	hydroxy compounds	0.377
Air	isopropanol	0.196
Air	ketones	0.326

(續接前頁)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Air	methane	0.007
Air	methyl ethyl ketone	0.473
Air	methyl mercaptane	0.377
Air	naphthalene	0.761
Air	non methane VOC	0.416
Air	PAH	0.761
Air	pentane	0.408
Air	petrol	0.398
Air	phenol	0.761
Air	phthalic acid anhydride	0.761
Air	propane	0.42
Air	propene	1.03
Air	propionaldehyde (propanal)	0.603
Air	styrene	0.761
Air	terpentine	0.377
Air	tetrachloromethane	0.021
Air	toluene	0.563
Air	trichloroethene	0.066
Air	vinylacetate	0.223
Air	vinylchloride	0.021
Air	VOC	0.398
Air	xylene	0.85

九、殺蟲劑(Unit: Active substance)

Category	Substance	Weight factor Unit(kg)
Water	desinfectants	1
Water	fungicides	1
Water	herbicides	1
Water	insecticides	1

附錄二 個案－6V4Ah 鉛酸電池環境衝擊分析之模擬資料

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
1	1,2-dichloroethane	Air	mg	17.6	1.28	17.5	-1.15
2	acetaldehyde	Air	g	2.51	0.184	2.52	-0.203
3	acetic acid	Air	g	15.7	1.13	15.5	-0.928
4	acetone	Air	g	2.46	0.181	2.48	-0.202
5	acrolein	Air	µg	754	54.3	744	-44.4
6	acrylonitrile	Air	g	1.69	1.69	x	x
7	Al	Air	g	76.5	5.63	77.3	-6.43
8	aldehydes	Air	mg	466	170	1.96	293
9	alkanes	Air	g	23	1.69	23.2	-1.88
10	alkenes	Air	g	7.66	0.564	7.73	-0.633
11	ammonia	Air	g	9.35	3.15	13.4	-7.23
12	As	Air	mg	266	23.7	264	-21.6
13	B	Air	g	59.2	4.35	59.7	-4.88
14	Ba	Air	g	1.04	0.0767	1.05	-0.0878
15	Be	Air	mg	10.4	0.768	10.5	-0.874
16	benzaldehyde	Air	µg	259	18.6	256	-15.2
17	benzene	Air	g	38.6	19.3	19.5	-0.208
18	benzo(a)pyrene	Air	mg	7.3	0.508	6.97	-0.181
19	Br	Air	g	3.7	0.273	3.74	-0.315
20	butane	Air	g	64.3	4.55	62.4	-2.71
21	butene	Air	mg	559	41	562	-43.2
22	Ca	Air	g	49.9	3.67	50.4	-4.12
23	cadmium oxide	Air	mg	-76.4	x	x	-76.4
24	Cd	Air	mg	57.7	12.6	103	-57.9
25	CFC (hard)	Air	mg	450	x	x	450
26	CFC-11	Air	mg	125	125	x	x
27	CFC-116	Air	mg	26.6	2.3	31.5	-7.24
28	CFC-12	Air	mg	117	117	x	x
29	CFC-14	Air	mg	212	18.4	252	-57.9
30	Cl ₂	Air	mg	41.1	x	x	41.1
31	CO	Air	lb	5.76	1.79	3.9	0.0693

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
32	CO ₂	Air	kg	8.80E+03	1.93E+03	7.20E+03	-334
33	cobalt	Air	mg	597	43.9	603	-49.1
34	Cr	Air	mg	600	60.7	587	-47.3
35	Cu	Air	g	1.44	0.11	1.45	-0.116
36	CxHy	Air	lb	2.8	2.87	1.59E-06	-0.0618
37	CxHy aromatic	Air	mg	526	351	119	56.7
38	CxHy chloro	Air	ng	389	328	x	61.6
39	CxHy halogenated	Air	ng	121	x	x	121
40	cyanides	Air	mg	10.9	0.757	10.4	-0.246
41	dioxin (TEQ)	Air	ng	165	12.1	166	-13.2
42	dust	Air	g	28.3	23.5	x	4.76
43	dust (coarse)	Air	lb	26	1.87	25.6	-1.46
44	dust (SPM)	Air	g	311	306	x	4.9
45	ethane	Air	g	183	12.7	175	-4.28
46	ethanol	Air	g	4.92	0.362	4.96	-0.405
47	ethene	Air	g	7.65	0.806	7.08	-0.24
48	ethylbenzene	Air	g	8.51	1.57	7.58	-0.631
49	ethyne	Air	mg	236	16.6	227	-7.43
50	Fe	Air	g	41	3.02	41.4	-3.43
51	formaldehyde	Air	g	49.5	4.88	46.1	-1.56
52	H ₂	Air	g	31.2	0.4	x	30.8
53	H ₂ S	Air	g	22.1	1.58	21	-0.473
54	H ₂ SO ₄	Air	g	-7.1	5.06	x	-12.2
55	HALON-1301	Air	mg	83.3	9.89	78.7	-5.25
56	HCl	Air	g	804	62.4	810	-68.6
57	heavy metals	Air	g	5.59	0.41	5.62	-0.432
58	heptane	Air	g	11.8	0.862	11.8	-0.91
59	HF	Air	g	84.5	6.27	85.5	-7.24
60	Hg	Air	mg	143	10.5	143	-10.9
61	I	Air	g	1.81	0.133	1.83	-0.152
62	K	Air	g	9.31	0.686	9.41	-0.785
63	La	Air	mg	30.4	2.24	30.7	-2.52
64	metals	Air	mg	926	891	x	35

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
65	methane	Air	lb	37.6	2.79	36.1	-1.29
66	methanol	Air	g	4.94	0.363	4.98	-0.405
67	Mg	Air	g	27.5	2.03	27.8	-2.3
68	Mn	Air	mg	606	44.2	605	-42.7
69	MO	Air	mg	174	12.8	175	-14.3
70	N ₂ O	Air	g	69.2	6.07	61.5	1.59
71	Na	Air	g	13.2	0.969	13.3	-1.09
72	naphthalene	Air	mg	174	174	x	x
73	Ni	Air	g	5.67	0.446	5.68	-0.455
74	NO ₂	Air	lb	4.41	4.4	x	0.0128
75	non methane VOC	Air	lb	6.78	1.21	5.85	-0.288
76	NO _x	Air	lb	37.9	6.51	33.2	-1.73
77	NO _x (as NO ₂)	Air	lb	2.7	2.26	x	0.436
78	P	Air	mg	894	65.9	903	-75.4
79	PAH's	Air	mg	447	31.6	428	-12.8
80	Pb	Air	g	1.23	0.0827	1.09	0.051
81	pentane	Air	g	81.2	9.01	75.8	-3.6
82	phenol	Air	mg	18.7	1.31	18	-0.585
83	propane	Air	g	90.8	14.1	79.8	-3.15
84	propene	Air	g	13.5	11.6	2.05	-0.142
85	propionic acid	Air	mg	746	51.7	710	-15.6
86	Pt	Air	ng	201	14.2	195	-8.93
87	Sc	Air	mg	-510	0.843	11.6	-0.952
88	Se	Air	mg	11	50.8	696	-57.8
89	silicates	Air	g	197	14.5	199	-16.4
90	slag	Air	g	261	261	x	x
91	SO ₂	Air	kg	51.3	27.5	25.9	-2.19
92	Soot	Air	kg	1.47	1.47	x	x
93	SO _x	Air	lb	8.94	9.22	x	-0.28
94	SO _x (as SO ₂)	Air	g	103	86	x	17.1
95	Sr	Air	g	1.24	0.0915	1.25	-0.105
96	Th	Air	mg	67.8	5	68.6	-5.81
97	Ti	Air	g	3.34	0.247	3.38	-0.283

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
98	Tl	Air	mg	2.82	0.207	2.84	-0.234
99	toluene	Air	g	53.3	39.7	14.3	-0.725
100	U	Air	mg	29.6	2.18	29.9	-2.53
101	unspecified emission	Air	mg	-72	x	x	-72
102	V	Air	g	20.9	1.53	21	-1.71
103	vinyl chloride	Air	mg	10.1	0.729	10	-0.659
104	water	Air	mg	-15.8	x	x	-15.8
105	xylene	Air	g	32.1	2.36	32.4	-2.7
106	zinc oxide	Air	g	-18.7	x	x	-18.7
107	Zn	Air	g	-6.95	3.95	1.87	-12.8
108	Zr	Air	mg	6.21	0.432	5.92	-0.141
109	heat losses to water	Non mat	kWh	1.56E+04	-1.06E+03	-1.46E+04	-31.9
110	heat losses to soil	Non mat	MJ	68.3	2.43	33.3	32.6
111	radioactive substance to air	Non mat	kBq	-5.69E+05	1.67E+04	2.14E+05	-8.00E+05
112	heat losses to air	Non mat	MW h	16.8	1.25	17.1	-1.59
113	radioactive substance to water	Non mat	kBq	-5.27E+03	154	1.98E+03	-7.40E+03
114	land use II-III	Non mat	m ² a	131	10.9	150	-29.4
115	land use III-IV	Non mat	m ² a	7.81	0.554	7.6	-0.345
116	land use II-IV	Non mat	m ² a	12	0.861	11.8	-0.67
117	land use IV-IV	Non mat	cm ² a	133	9.85	135	-11.5
118	additions	Raw	kg	-25	x	x	-25
119	baryte	Raw	lb	6.97	0.497	6.81	-0.339
120	bauxite	Raw	g	731	155	754	-178
121	bentonite	Raw	g	780	64.1	879	-163
122	chromium (in ore)	Raw	g	60.1	4.6	63.1	-7.64
123	clay minerals	Raw	mg	152	440	x	-288
124	coal	Raw	kg	2.12	2.12	x	x
125	coal ETH	Raw	kg	1.53E+03	254	1.38E+03	-103

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
126	cobalt (in ore)	Raw	µg	52.9	3.84	52.7	-3.68
127	copper (in ore)	Raw	g	182	12.5	171	-1.27
128	crude oil	Raw	kg	6.73	x	x	6.73
129	crude oil ETH	Raw	kg	357	45.6	329	-18.1
130	crude oil IDEMAT	Raw	kg	229	229	x	x
131	energy (undef.)	Raw	MJ	633	633	x	x
132	energy from coal	Raw	MJ	-44	x	x	-44
133	energy from hydro power	Raw	kWh	2.21E+04	1.57E+03	2.07E+04	-167
134	energy from natural gas	Raw	MJ	-651	x	x	-651
135	energy from oil	Raw	MJ	-518	x	x	-518
136	energy from uranium	Raw	kWh	374	381	x	-7.22
137	gas from oil production	Raw	m ³	15.9	1.17	16	-1.23
138	iron (in ore)	Raw	kg	27.9	1.98	27.2	-1.26
139	iron (ore)	Raw	g	19.3	22.6	x	-3.27
140	lead (in ore)	Raw	g	2.17	0.131	1.8	0.231
141	lead (ore)	Raw	kg	312	312	x	x
142	lignite ETH	Raw	kg	1.66E+03	122	1.67E+03	-136
143	limestone	Raw	g	16.1	18.8	x	-2.66
144	manganese (in ore)	Raw	g	61.1	4.25	58.2	-1.4
145	marl	Raw	kg	101	7.15	98.1	-4.1
146	methane (kg)	Raw	lb	22.2	1.62	22.2	-1.62
147	molybdene (in ore)	Raw	µg	18.3	1.34	18.4	-1.39
148	NaCl	Raw	g	51.2	51.2	x	x
149	natural gas	Raw	lb	309	309	x	0.00041
150	natural gas (vol)	Raw	m ³	7.03	x	x	7.03
151	natural gas ETH	Raw	m ³	981	68.9	933	-20.5
152	nickel (in ore)	Raw	g	9.08	0.983	13.5	-5.38
153	palladium (in ore)	Raw	µg	1.87	0.132	1.81	-0.0671
154	platinum (in ore)	Raw	µg	3.83	0.27	3.71	-0.151

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
155	pot. Energy hydropower	Raw	kJ	1.01E+03	808	x	202
156	process water	Raw	cm ³	25.2	x	x	25.2
157	rhenium	Raw	μg	1.04	0.0732	1	-0.0351
158	rhodium	Raw	μg	1.56	0.11	1.5	-0.0521
159	rock salt	Raw	lb	109	0.852	2.38	106
160	S	Raw	mg	502	36.8	505	-39.3
161	salt	Raw	lb	-7.2	0.956	13.1	-1.05
162	Sb	Raw	mg	41.6	2.34	32.1	-544
163	Sn	Raw	mg	25.6	1.9	26	-2.28
164	tin (in ore)	Raw	mg	539	39.5	541	-41.6
165	unspecified energy	Raw	MJ	2.5	16.6	x	-14.1
166	uranium (in ore)	Raw	g	-6.57	0.192	2.46	-9.22
167	uranium (ore)	Raw	g	26.4	26.4	x	x
168	water	Raw	ton	206	16.1	210	-19.9
169	water (cooling)	Raw	kg	200	x	x	200
170	water (process)	Raw	ton	3.13	3.13	x	x
171	water (surface, for process.)	Raw	ton	55.2	x	x	55.2
172	wood	Raw	lb	33.2	2.41	33	-2.18
173	zeolite	Raw	g	21	1.54	21.1	-1.71
174	zinc (in ore)	Raw	mg	622	45.8	629	-52
175	zinc (ore)	Raw	kg	-502	x	x	-502
176	carbon	Soil	g	4.13	x	x	4.13
177	Cd	Soil	μg	18	x	x	18
178	Hg	Soil	μg	151	x	x	151
179	N-tot	Soil	mg	32.4	x	x	32.4
180	Pb	Soil	kg	1.68	x	x	1.68
181	Zn	Soil	ng	17.6	x	x	17.6
182	active nuclear waste	Solid	cm ³	-1.12	0.0304	0.417	-1.56
183	chemical waste	Solid	g	175	176	x	-1.02
184	final waste (inert)	Solid	kg	823	63.9	874	-115

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
185	industrial waste	Solid	g	20	20	x	x
186	inorganic general	Solid	kg	1.47	1.47	x	x
187	low, med. act. nucl. waste	Solid	cm ³	977	72.6	996	-91.4
188	mineral waste	Solid	g	108	108	x	x
189	product. waste (inert)	Solid	kg	162	11.4	156	-5.9
190	Sn	Solid	mg	25.7	1.9	26	-2.19
191	Acid as H ⁺	Water	g	1.31	1.07	1.48	-1.24
192	Ag	Water	mg	16	0.721	9.89	5.42
193	Al	Water	lb	4.85	0.355	4.86	-0.368
194	alkanes	Water	g	2.31	0.168	2.31	-0.168
195	alkenes	Water	mg	209	15.3	209	-15.3
196	anorg. dissolved subst.	Water	g	401	336	x	65
197	AOX	Water	mg	61.1	7.59	57.3	-3.74
198	As	Water	g	4.45	0.327	4.46	-0.334
199	B	Water	g	3.33	0.246	3.37	-0.284
200	Ba	Water	g	220	18.1	217	-15.9
201	baryte	Water	g	616	43.9	602	-30
202	Be	Water	mg	2.4	0.00228	0.0312	2.37
203	benzene	Water	g	2.31	0.169	2.31	-0.169
204	BOD	Water	g	3.62	2.72	1.15	-0.26
205	Calcium compounds	Water	lb	5.31	0.388	5.33	-0.411
206	Cd	Water	g	-36.8	0.0106	0.133	-36.9
207	chlorobenzenes	Water	ng	34.3	2.38	32.7	-0.833
208	Cl ⁻	Water	kg	23.5	2.15	22.8	-1.46
209	CO	Water	g	4.48	0.321	4.41	-0.251
210	COD	Water	g	1.26E+03	373	22.4	864
211	Cr	Water	g	23.2	1.64	22.4	-0.761
212	Cr (VI)	Water	mg	4.97	0.367	5.03	-0.429
213	crude oil	Water	g	1.09	3.84	1.38	-4.13

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
214	Cs	Water	mg	16.4	1.2	16.5	-1.27
215	Cu	Water	g	8.14	0.811	11.1	-3.75
216	CxHy	Water	g	445	51.5	426	-32.3
217	CxHy aromatic	Water	g	12.2	1.57	11.3	-0.65
218	CxHy chloro	Water	mg	10.2	1.43	9.11	-0.385
219	cyanide	Water	mg	509	39	487	-17.1
220	dichloroethane	Water	mg	8.82	0.638	8.75	-0.575
221	dissolved organics	Water	g	15.6	2.44	13.7	-0.592
222	dissolved substances	Water	g	1.10E+03	122	934	46.1
223	DOC	Water	µg	528	412	x	117
224	ethyl benzene	Water	mg	394	28.8	396	-30.4
225	Fats/oils	Water	mg	136	x	x	136
226	Fe	Water	lb	7.31	0.538	7.36	-0.589
227	fluoride ions	Water	g	6.58	0.482	6.61	-0.509
228	formaldehyde	Water	µg	311	21.8	299	-9.75
229	glutaraldehyde	Water	mg	76	5.41	74.3	-3.7
230	H ₂	Water	g	7.71	7.71	x	x
231	H ₂ S	Water	mg	311	21.6	296	-7.03
232	Hg	Water	mg	7.74	0.43	5.78	1.53
233	HOCL	Water	g	18.3	1.34	18.4	-1.53
234	I	Water	g	1.64	0.12	1.65	-0.127
235	K	Water	g	740	54	741	-55.4
236	Kjeldahl-N	Water	mg	385	323	x	62.5
237	metallic ions	Water	g	51.6	54.9	x	-3.33
238	methylene chloride	Water	mg	29.5	2.1	28.8	-1.44
239	Mg	Water	lb	4.12	0.301	4.13	-0.312
240	Mn	Water	g	46.2	3.37	46.2	-3.33
241	MO	Water	g	5.8	0.423	5.8	-0.424
242	Na	Water	lb	16.1	1.18	16.2	-1.27
243	NH ₄ ⁺	Water	g	3.47	2.77	x	0.697
244	Ni	Water	g	12.3	0.821	11.2	0.314
245	nitrate	Water	g	55	4.53	54.3	-3.87

(續後頁)

(接前頁)

No	物質	種類	單位	Total	電池組裝	電力台灣	舊電池處置
246	N-tot	Water	g	37.4	4.59	36.1	-3.3
247	oil	Water	g	27.6	23.2	x	4.36
248	PAH's	Water	mg	229	27.1	216	-14.3
249	Pb	Water	g	21.7	0.852	11.7	9.23
250	phenol	Water	g	2.74	0.217	2.73	-0.21
251	phenols	Water	mg	137	115	x	22.3
252	phosphate	Water	g	284	9.91	132	142
253	P-tot	Water	µg	385	47.1	646	-308
254	sand	Water	mg	13	x	x	-7.2
255	Sb	Water	mg	11.5	3.06	42	-3.46
256	Se	Water	g	689	0.805	11	-0.838
257	Si	Water	mg	14.7	1.04	14.3	-0.713
258	silver	Water	mg	970	71	974	-74.7
259	SO ₃	Water	mg	855	63.2	867	-74.3
260	Sr	Water	g	126	9.19	126	-9.63
261	sulphate	Water	g	681	16.4	x	664
262	sulphates	Water	kg	4.84	1.17	16	-12.3
263	sulphide	Water	mg	32.6	27.4	x	5.3
264	suspended solids	Water	lb	3.14	0.234	x	2.91
265	suspended substances	Water	lb	4.33	0.413	4.17	-0.254
266	Ti	Water	g	132	9.64	132	-9.86
267	TOC	Water	lb	2.44	0.186	2.31	-0.0499
268	toluene	Water	g	2.22	0.256	2.1	-0.133
269	tributyltin	Water	mg	64.1	4.71	64.5	-5.2
270	trichloroethene	Water	mg	1.51	0.109	1.5	-0.0988
271	unspecified emission	Water	g	1.97	x	x	1.97
272	V	Water	g	11.3	0.809	11.1	-0.634
273	W	Water	mg	20.7	1.53	21	-1.79
274	xylene	Water	g	1.67	0.122	1.67	-0.122
275	Zn	Water	lb	-2.74	0.0037	0.0498	-2.79