合理化施肥與環境維護

陳琦玲、張瑞明

台灣省農業試驗所　農化系

摘要

人類是地球生態系之一員，並且賴此生態系維持生存。人類科技提升了生活的品質，也為環境帶來衝擊。面對目前全球嚴重的三大問題，人口急增、資源短缺和環境污染問題，施用肥料以提高農業生產，應付急增的人口問題，是必要的手段。然而大量施肥所造成的非點源污染，在繼工業廢污後受到更多關注。無論就化學肥料或有機肥料過量或不當的施用，除了影響生產品質，亦可能對環境造成衝擊，如地下水質劣化、水體的優養化、溫室氣體的釋放等問題，不僅降低環境品質，並可能導致全球溫暖化、氣候變遷等問題，足見合理化施肥之重要性。台灣農民普遍有過量施肥之習慣，為維持生態平衡與環境品質，可藉土壤與葉片營養診斷、參考施肥手冊等方法，評估合理的施肥量或調整施肥的方式，一方面降低成本、節省資源，一方面使農業生產與環境保護可以兼顧。為防範禽畜糞堆肥所含重金屬污染農田，應注意總施用量，不能超過土壤所能承載之最大量。本文另亦檢討長期施用化學，是否導致土壤品質劣化問題。

前言

人類是地球生態系的一員，且依靠生態系來維持生存。但人類比其他物種更具有能力去改變生態系原有的運作方式。其改變環境的速度及規模是無與倫比，如人類製造的污染可能損害人類的健康，並且減少生態系支持生命的的能力；人類定居行為和對資源的開發，也會破壞其他生物物種與棲息地，這些影響有些是漸進的，卻是全球性的，

有些則是立即可看到後果的。以農業生態系與全球環境之關係(圖 1)來看，已開發國家大量開發石化燃料，過度發展經濟，造成空氣、水污染及廢棄物的處置問題，都影響人類的生活品質，也影響農地的品質，甚至導致全球氣候的變遷，開發中國家面對急增的人口，所釐定的農業政策，如森林的過度砍伐、集約式的農耕制度，則可能導致資源的過度消耗與農地肥力的衰退，如肥料與農藥的過量施用，而對環境造成衝擊。

對於其他產業對農業生態系造成的衝擊，各國都以制定環境法規來規範，然而農業生產過程各種措施的合理化，除了科技的應用外，亦需運用智慧，及本於對大地的關懷，促使人類要求自己在農業生產活動和自然生態系作用之間求得平衡，以維持共存、共容的關，使農業得以永續發展，人類亦可賴以生存。本文僅就過量或不當的使用肥料，對環境可能帶來的衝擊，以闡釋合理化施肥的重要性。

物質的循環與肥料的施用

在生命世界中的組成，究其根本，由物質和能量所構成，能量在宇宙中是不滅的，構成生命世界所需要的物質在地球裡也是不滅的，全取材於地球，只在生物及非生物世界中流轉。氮元素是蛋白質的組成之一，因此氮的物質循環(圖 2)在自然界相當重要。大氣中含有 78%的氮，但這種形式的氮只能為生物圈中少數的固氮微生物利用，土壤中的含氮礦物才是大部分生物體中氮的來源。植物體以養分的形式吸收這些含氮物質，這樣氮元素才真正進入食物網，然後它在生物體間流轉。動物體的排泄物及動、植物的遺體經微生物分解的結果，使氮元素重返大自然。

我國祖先很早即懂得種植作物，除發展犁田、中耕、除草等方法，更懂得動物排泄廢棄物、植物之殘體，使之不至因耕作而消耗，如此耕作制度合乎自然生態體系與物質循環，符合目前永續農業發展之精神。然而，為要保持土壤肥力，常要收集野外植生加入農田，因為針對一個耕作體係而言，即使每次農作物收穫後，其殘體全部歸還農田

土壤，人畜排泄物和殘體亦能回歸土壤，在這循環的過程中收穫物養分的損失是無可避免的。也就是說每一次作物收穫後，都意味著土壤肥力的衰退和土壤生產力的下降，亦即使有機資材全部回收利用亦不能滿足全部耕地對肥料的需求，因此，要保持土壤肥力，除了盡量增加有機肥的施用外，其他化肥及合理的耕作措施的配合有其必要性(王，1998)。根據統計台灣目前每年有一千二百餘萬噸的農業廢棄物，以 N 素之供給而言，扣除製作過程損失，以 35%可製成堆肥，亦僅能供給 26 萬公頃之耕地，因此，若要維持農田肥力與高產量，以滿足不斷膨脹人口所需之營養食物，化學肥料之施用，無法避免。此外，台灣地區位處亞熱帶氣候圈內，溫高氣濕，土壤遭受風化與淋洗劇烈，天然植物養分要素含量偏低，為維持農作物之正常生育，進而提高產量與品質，施用肥料補充植物生長所需養分之不足，為耕作上不可或缺之項目。本省自光復以來，由於化學肥料的引進及自行生產，確實給台灣農業生產上帶來莫大的貢獻，各種農作物產量的增加，有目共睹。但由於肥料價廉而增產效果立竿見影，以致農民偏好超量使用化學肥料。根據田間調查，很多農作物之病虫害嚴重發生，農產品之品質低劣，考其原因，大部分是施肥不當所引起。

根據統計資料，台灣化學肥料施用量高於開發中國家甚多(表 1)。又根據台中地區水稻氮肥施用量調查，一期稻作有 79%的農民超量施用，而二期稻作高達 92%農民超量施用氮肥(表 2)。磷與鉀肥亦有類似情形，僅比例上較低(王，1998)。台灣目前每公頃三要素施用量平均約 505 公斤，遠較施肥多之先進國家日本 407 公斤為高，確實有改善空間，宜積極推行合理施肥，減少化學肥料的浪費。

依據最近農林廳 85～86 年度在農建計畫辦理合理化施肥示範為例說明：水稻（台南場）每公頃節省化學肥料費約 2,300～2,500 元，節省一次施肥工資約 1,200 元，且產量可略為增加。稜角絲瓜（台中場）每公頃可節省化學肥料費約 4,780 元。茄子（高雄場）連續採收六個月計算，可節省化肥費用 35,572 元，從以上三個實例，充分證明減施化學肥料用量對作物產量並不影響，尚可節省肥料與施肥工資等費用，同時減施化肥對環境生態及土地永續利用極為有利(黃，

1998)。

過量的施肥量對環境的衝擊

自從 1972 年 6 月聯合國在斯德哥爾摩舉行”人類環境會議(UN Conference on Human Environment)”提出”只有一個地球”主題後，加強了全球人類對目前面臨問題的警覺與共識，當前最嚴重的問題是人口爆炸，資源短缺和環境污染。因應人類糧食需求施用肥料追求農業增產是必要的手段。然而在環境保護上肥料是農業的非點污染已繼工業廢污之後受到更多的關注(王等，1994b；劉與徐，1994)。

肥料過量的施用，若超過農田所能涵容時，則過多的氮肥隨雨水或灌溉水而進入地下水，造成飲用水質變劣，或氮肥經脫氮作用形成溫室氣體釋入大氣中，導致溫室效應與氣候變遷；過多的營養素流入環境中，亦會造成水體的優養化，這些後果對於我們的未來及後代子孫的生存都相當的不利。除了環境問題，還有資源存量問題。根據調查，以目前使用量，全球磷、鉀礦蘊藏量，僅可維持未來五百餘年，即將耗盡。

1)肥分之流失

硝態氮(NO_3-N)通過土壤進入地下水系統，影響飲用水水質之發現已有半世紀的歷史(Campell et al., 1954)。飲用水中硝酸根導致嬰兒症(blue baby syndrome，學名 methemoglobinemia)之濃度在人類尤低於家畜(45mg/1 vs. 200mg/l)(Lal and Stewart. 1994)，硝酸根與胺(amine)或醯胺(amide)結合而成亞硝胺(nitrosamine)及亞硝醯胺(nitrosamide)類化合物，其中 80%經證明有致癌性(OECD, 1986)。地下水之氮素污染源主要來自放牧動物排泄物或氮素肥料的使用管理不當。依據林等(1999)屏東地區地下水之分析結果，發現部分地區之無機態氮與銨態氮濃度，已超過飲用水標準，是畜牧業或施肥引起，值得探究。本文於下一節繼續討論不同土地利用形態之氮素淋失。

另一個值得注意的是磷的淋失，根據郭等(1999)在北部水田、中部水旱田及南部蓮霧和檳榔園等監測點的調查分析，發現在中部彰化

的水旱田有明顯的磷淋失現象(表3)。在一般的耕作下，磷在土壤中易被固定，故在下層土壤的含磷量都低。但在粗質地淋洗量充足的地方，仍會往下層土壤淋洗，故在粗質地耕作仍需留意營養源的流失，而減少施肥量或調整肥料施用的方式。

除了肥分往下淋洗，恐污染地下水外，隨著降雨或灌溉，亦有可能隨著逕流入水體而造成優養化。常見者為水源水庫滋生藻類，渠道埠池滿佈布袋蓮、雜草，影響環境衛生。水質優良化，水中微生物大量繁殖，溶氧量耗盡，魚類無法生存，此外銨態氮及有機磷對魚類有劇毒，能使魚類大量死亡。引用受氮磷污染之灌溉水就如同施過量之肥料，常造成水稻插秧期受鹽害死亡，生長初期分蘗特多，但為無效分蘗，抽穗期後多有倒伏，成熟期腐爛枯死，溼熱季節誘發稻熱病等現象。荷蘭農業從業人員，在田區的四邊都不施肥，以防肥分隨逕流入其他水體，其對環境之關注，值得敬重與效法。

無論是化學肥料或是有機肥料施用不當都有可能污染環境。日本報告(Koshino, 1988)指出每公頃施用 100 噸豬糞堆肥，即造成硝酸態氮污染地下水，且有機物含有相當量的磷，可隨表面逕流污染河川水源。

2)溫室氣體的排放

在常態(即自然演變)下，主要由於火山的活動及全球生態系統的運轉，全球的氣候以百萬年為時間單位，緩慢而漸進式的改變。但是，由於人類的活動，主要係石化能源的長期(尤其自 19 世紀工業革命以來)大量的使用及人造化學品的產製，增加了大氣中的溫室效應氣體(如二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、氟氯碳化物等)的濃度，增強了溫室效應(greenhouse effect)，導致地球表面溫暖，化並加速氣候的變遷。

農業部門釋出之溫室氣體雖不及能源部門釋出之大量，但主要是甲烷與氧化亞氮，而甲烷吸收輻射的能力是二氧化碳之 30 倍，而氧化亞氮吸收輻射之能力則為二氧化碳之 150 倍左右(Kimura et al., 1991；Wang et al., 1976)，甲烷與氧化亞氮在大氣中之含量雖遠小於二氧化碳，但其對地球增溫所產生之影響卻隨人類文明之進步而大幅增加(Bartlett and Harriss, 1993)。而農業生態系提供 N_2O 釋放量約佔

生物圈釋放量之 70%至 80%(Mosier et al., 1996)，

土壤中，80%之甲烷是在還原環境下，由一群極端厭氣之甲烷菌(Methanogens)分解有機物所產生(Ehhalt and Schmidt, 1978)，因此常發生於濕地與浸水水田土壤中，畜產業亦釋出一部分甲烷。在聯合國的環境規劃署(UNEP)與世界氣象組織(WMO)共同設立的政府間氣候變遷專家委員會(IPCC)的研究資料中，估計日本與韓國的甲烷釋放量約為 15g/㎡/season；菲律賓為 25-30 g/㎡/season；泰國為 4-40 g/㎡/season；美國德州則為 15-35 g/㎡/season(IPCC, 1996)，而在國內的報告中，台灣北部水稻田之甲烷釋放量為 4.2-20.7 g/㎡/season；台灣中部為 0.2-10.5 g/㎡/season；台灣東部則為 1.2-18.8 g/㎡/season。甲烷為可利用能源，許多國家已研究並利用之。

土壤 N_2O 之釋放，主因無機礦質氮肥之施用，生物共生與非共生固氮作用，及土壤有機氮素礦化作用所致(Cole 等，1995)。據目前所獲資料，每年因施用氮肥而排放 N_2O 量約為 3.01 百萬噸，約佔人為排放為 N_2O 量之 70%。目前全世界化學氮肥使用到農地每年約為 77.4 百萬噸，廄肥氮用作為氮肥之量約含 74.9 百萬噸。全球農地因施用化學氮肥而排放之 N_2O-N，每年約為 1.53 百萬噸，因施用廄肥而排放約為 1.49 百萬噸，再加上豆科固氮所生成之 0.5 百萬噸，則全世界每年由農耕地排放之 N_2O-N 總量約為 3.5 百萬噸（範圍為 1.8 至 5.3 百萬噸）(趙，1997)。國內自民國八十三年開始全年觀測全省水田、旱田、濕地、果園及林地土壤年排放量，依目前已完成的結果顯示，本省水稻田全年排放 465 至 849 噸的 N_2O-N。旱田約為 3664 噸的 N_2O-N。自 1994 至 1997 年依田間 N_2O 釋放量測值估算本省中、南部水、旱田、果園及闊葉林，每年每公頃土壤排放 N_2O-N 量為 3.24 至 14.14kg，視農業生態系施肥與管理情形而異。全年由中南部這些農業生態係排放 N_2O 總量約為 5,944 噸(Chao 等，1999)。

由南極冰柱中 N_2O 濃度顯示，1850 年後大氣中 N_2O 濃度緩步上升，至 1950 年後大幅快速上升，每年增加 0.22±0.02%，目前測值為 311 n mol mol^{-1}。每一 N_2O 分子的全球溫暖潛勢(The global warming potential，簡稱 GWP)為 CO_2 分子之 250 倍，目前大氣中 N_2O

的 GWP 約佔全球總 GWP 之 2-4%，日後可達 10%(Battle 等，1996；Prinn 等，1990)。因配合人口成長而增產糧食作物，至西元 2025 年時，全球氮肥用量將達 150Tg N，N_2O 釋放量將會比例上升(Vitousek 與 Matson, 1993)。僅熱帶雨林轉變為農、牧用地而言，每年增加土壤稱放 N_2O-N 量約在 40 萬噸左右，主因熱帶雨林砍伐後，在 10 年中均會加速有機質的降解與氮素的礦化，N_2O-N 釋放所增加量約為原熱帶雨林土壤釋放量的五倍。

土壤釋出甲烷與氧化亞氮的多寡，受土壤、氣候、植生、田間管理等因子之影響(Eichner, 1990；Mosier, 1994；Sass et al., 1994；Trolldenier, 1995)。目前有許多研究人員從事於農業栽培管理技術之研究，欲使農業生態系中所生成之甲烷與氧化亞氮之總量下降，而達減量之目標。目前有關減緩 N_2O-N 排放的策略中，與氮肥根圈的策略包括(1)有機廢棄物之再利用；(2)改善肥料使用效率；(3)使用硝化抑制劑；及(4)種植豆科作物去維持作物生產。此四項策略中以第(2)項對 N_2O-N 減量之效果最佳，包括配合作物生長而供應氮肥，密切聯繫氮素流動循環，使用先進肥料技術及適當耕耘，灌溉與排水，進行此四項工作，依目前估算，全球每年可減少排放 68 萬噸 N_2O，約可降低目前排放總量 16%左右(趙，1997)。

3)鹽分的累積：

本省西部地區土壤，電導度在 4dS m^{-1} 的耕地面積，約有 30000 公頃(王，1978)，主因是地下水過高，海風攜入鹽分與長期乾旱所致。另外，由於工廠排水混入灌水道中，使本省現在灌溉水質鹽分常出現高於 700μmhos/cm之標準，不是如 50 年間大都維持在 300μmhos/cm 左右，應留意土壤的鹽化問題。除了前述自然因素與工業的污染外，施肥也可能造成鹽分的累積。特別是設施栽培土的鹽分累積問題，根據(陳(1995)調查設施栽培土壤鹽化情形如表 4、5 所示。顯示設施栽培，土壤鹽化程度較一般栽培為烈，同時隨栽培時間之增加而加深鹽化現象。主要原因是設施內沒有天然雨水的淋洗，鹽分容易累積於表土。無論化學肥料或有機肥料的施用都有可能造成鹽分的累積。

不同土地利用形態之氮素淋失

依據日本秡川與小室 (1998)之評估(表 6)，相對於其他產業，農業經營對環境更具有公益機能，但若處理不當，仍會對環境造成衝擊。依其對不同土地利用經營之環境影響評估，認為水田不會如旱田有硝酸態氮之淋洗。此乃由於水田土壤可以湛水的性質(非如旱田易滲)及還原狀態下土壤表層氧化產生的NO_3，亦易還原脫氮的特性，使NO_3-N之淋洗量少。徐等(1967)的水田滲漏水分析，亦顯示氮淋洗量所佔的百分比顯著小於經脫氮或氨揮散的損失。而旱作則會有較多的硝酸態氮淋洗。根據玉米田試驗結果(連等，1996)顯示，尿素在學甲土壤(石灰性砂頁岩沖積土、坋質壤土)中隨著淹施田量的增加，往下之移動甚為明顯，當水量增至 100 mm時，甚至將 0-5 cm表層原有之無機態氮淋至下層土壤，並且其尿素氮亦已迅速轉化為銨態氮，並由銨態氮迅速轉化為硝酸態氮，而有滲下 60-80 層跡象，其所施尿素量回收率，只有施肥量之 38%，恐有污染地下水之嫌(表 7)。

蔬菜園則因高施肥量及灌水管理，其無機態氮淋洗情形更甚於其他旱作。西螺蔬菜園採收後土壤剖面之硝酸態氮濃度明顯高於鄰近水田者(連與王，1997)。所施用三要素肥料被蔬菜吸收之比例甚低，分別僅為氮素 11.0%，磷酐 1.7%，氧化鉀 15.1%，此亦証實施用之肥料流失量甚大。蔬菜與花卉專業區常密集且大量施用肥料，西螺蔬菜專業區之施肥量，一年三要素每公頃用量幾近十噸，換算成肥料，則用量更為驚人，因而導致土壤累積多量的肥料鹽，使植體吸收累積多量硝酸態氮，同時淋洗污染地下水源(吳，1997)。根據農試所全省蔬菜園專業區的地下水監測調查，發現南部某些地區之地下水硝酸態含量明顯偏高，其原因應是肥料之大量施用。

土地的利用型態影響養分的淋洗甚巨，休閒地、園藝作物、農藝作物及牧草地在不施肥的情形下，其氮肥淋失量分別為 144。50、52及 6kg/ha，在施用 160kg-N/ha，的情形下，其因施肥而增加的淋失量分別為 145、34、16 及 0kg/ha，可見牧草地對肥料之攔截效果最佳。氮肥的淋失量於低用量下(<160 kg-N/ha/yr)與用量無關，但於高

用量下，其淋失量呈等比級數增加(Juergens-Gschwind, 1989)。

土壤與植體營養診斷之應用

作物對養分之需求，因氣候與土壤特性、管理條件而異，因此合理的施肥量推算，需考慮許多因素。目前農試所的土壤資訊系統已提供上網查詢之服務，可提供各地區農田土壤資源分佈、土壤肥力動態、土壤生產力等資訊，供地方土壤肥培管理之參考；與農林廳、各改良場亦共同編製作物施肥手冊，包括水稻、蔬菜和果樹等一百多種作物之施肥方法，可提供農民施肥之參考。另外，在農委會與農林廳的經費補助下，農試所與各區改良場都有土壤與植體營養診斷分析服務(陳與連，1989)，農民可自行採樣或請農會服務人員指導採取適當的土壤與葉片樣品，寄至分析中心，以得到診斷及施肥推薦書，再配合現場的複查，施用肥料，可增加作物對所施肥的利用率，並避免肥料的浪費或對環境造成污染。

栽種綠肥與施用微生物肥料以減少肥料量

種植綠肥雖然對長期土壤有機質的累積幫助不大，但仍可增加當期作的土壤有機質，改善土壤理化性質，其生長期間能吸收固定土壤營養元素，減少氮素及其他養分的流失。在掩埋後迅速分解釋出其所含的營養元素，供作物利用，因此，種植綠肥，可節省肥的施用。豆科綠肥更可固定土壤中之氮素。另外，綠肥的種植亦可抑制雜草的生長，或消除連作障礙問題，又有綠化美化鄉村景觀，充裕冬季蜜源等功能。深根性綠肥，更能使下層土壤之養分往表土移動，有利養分循環利用。故綠肥之種植，值得推廣。依綠肥作物的適應性和農民的習慣，南部地區適種田菁、油菜，中北部地區適種油菜、苕子、埃及三葉草。

在果園綠肥種植，以多年生匍匐或一年生短莖具優良自播性之豆科綠肥為佳，選擇綠肥種類也應考慮與果樹有否共同之病蟲害或相剋作用的問題。

在水田方面，第二期成採收後至第一期作種植前之冬季休閒期間。是種植冬季綠肥作物最好的時間。適合於本稻田之冬季綠肥有埃及三葉草、苕子、紫雲英、魯冰、油菜等。埃及三葉草在微酸性至中性以上之土壤生長較好，在強性土壤種植時應於整地時施用一些石灰。紫雲英和魯冰較適合於酸性土壤栽培，特別適合於鹽分較高之沿海地區栽培，但其鮮草產量較低。

第一期作水稻採收後因為空閒時較短，種植綠肥作物較難，但如果在作物種植前有 50-60 天之空閒時間，可以種植田菁和太陽麻等夏季綠肥作物。這些高大之綠肥作最遲應於開花期掩菁當綠肥，不但肥份收獲量較高，植株也較容易腐爛成為肥料。

使用綠肥或將作物殘體再犁入土壤時，應特別注意，一般綠肥作物掩菁後至少需要經過 15 天以上之醱酵時才可以種植水稻，否則秧苗容易枯死。

此外，根瘤菌接種於毛豆，菌根菌接種於瓜果、花卉、果苗等微生物肥料的施用，亦可減少化學肥料的施用。

防範重金屬污染之有機肥最大承載量評估

農業廢棄物可再循環利用，如製成堆肥回歸土壤，除了增進農田土壤生產力，亦解決環境污染問題。但是有機肥料不當管理與施用，仍會對環境衛生、農作物造成傷害或造成二次污染，故使用上仍需留意。首先可參考農政單位之推廣手冊等，按著有機質的分解速度，估算合理的施用量，以避免過量氮素釋出。並且注意堆肥的處置與儲存，以避免二次污染。此外，要注意堆肥中重金屬在農田的累積問題。

根據分析，台灣禽畜堆肥以銅、鋅、鉻、鎳含量較高。這些高含量之銅、鋅、鉻、鎳之來源主要為飼料中銅、鋅之添加，以及在堆肥製作過程中皮革粉之添加(添加鉻酸、鎳酸來搓揉皮革，其鉻、鎳含量分別佔皮革粉中之 5.4%與 0.03%)之故。依黃與戴(1995)所述旗山試區有機農耕法玉米總穗收穫量為 10.6 公噸，換算銅移走量為 37 克，而鋅移走量為 107 克，此量僅為施入量之 3%，故造成土壤中 0.1N

鹽酸萃取銅、鋅量逐年增加。此外，根據無數的實驗室與田間試驗指出，大部份之重金屬要污染地下水是不可能的，除非在很砂質地的土壤及淺層的地下水條件下。因此，堆肥中重金屬在農田表土的累積問題要注意。

為防範重金屬污染所估算之有機肥最大承載量評估，可依陳(1995)之估算方法。假設土壤中重金屬之最大可承載濃度(Maximum Loading Concentration, MLC)之估算為土壤中重金屬之管制值與背景值間之差，可用下式表示：

最大可承載濃度＝管制值濃度－背景值濃度----------(1)

土壤重金屬含量之背景值通常是一個含量範圍值，為計算方便起見，現以背景值之平均值為基準來估算最大可承載濃度，其結果如表 8 所示。如依王銀波等人(1994a)，其最大可承載濃度分別為 As11.1 mg/kg，Cd1.2 mg/kg，Cr157 mg/kg，Cu128 mg/kg，Hg0.8 mg/kg，Ni78 mg/kg，Pb60mg/kg 與 Zn110 mg/kg。依此結果，可計算在 1 公頃範圍內表土 20 公分土壤中(假設容積比重為 1.2 Mg/m^3)，可添加之最大承載重量(Maximum Loading Capacity, MLC, kg/ha)應為 As26.6 kg/ha，Cd2.9 kg/ha，Cr377 kg/ha，Cu307 kg/ha ，Hg1.9 kg/ha，Ni187 kg/ha，Pb144 kg/ha 與 Zn264 kg/ha。

依據表 8 中之最大可承載量(MLC)之推估，再依據堆肥中重金屬之濃度，即可很容易計算出最大堆肥施用量，其計算式如下：

$$\text{最大堆肥施用量（tons/ha）} = \frac{\text{最大可承載估算量(kg/ha)}}{\text{堆肥中重金屬濃度(mg/kg)}} \times 10^3 \text{------(2)}$$

例如在表 8 中，土壤中最大可承載銅量為 307kg/ha，而堆肥中重金屬銅濃度允許上限為 300mg/kg，依上式公式，我們可添加之最大堆肥重量為 1000 噸/公頃左右。因此，在確保土壤中重金屬不會超過污染管制值之情況，我們依堆肥中重金屬可能濃度狀況下，估算其

最大施肥量如表 9 所示。但在肥料規定中重金屬含量上限條件下，估算豬糞堆肥之最大施用量為 Cu3000 噸/公頃，Zn500 噸/公頃，Cr2330 噸/公頃與 Ni7200 噸/公頃。因此，綜合來說，在此上限濃度下之最大施用量最好控制在 500 噸/公頃以下。

為考慮對土壤、作物及環境之品質，建議合理施用量應為估算最大施用量之一半較為安全，最好不要超過 250 噸/公頃。但如將生產堆肥之過程中，其重金屬濃度控制在銅 100mg/kg 及鋅 200mg/kg 以下，則最大施用量可達 1250 噸/公頃，而建議合理施用量為 600 噸/公頃左右，可確實增加土壤中之有機質含量且可確保土壤品質，不會受到重金屬污染。

以上之估算，乃以有機肥料中重金屬含量上限，概估其最大施用量，亦可以有機肥料中實測之重金屬濃度計算，若每年累用的堆肥量已超過最大容許量，即應停止施用，並在施用安全期限內，採土樣檢測，以了解重金屬累積情形，再計算可施用之最大量，以確保土壤品質。並詳實記錄每年的施用量，以避免施用總量超過安全施用量。

長期施用化肥對土壤品質之影響

關於化學肥料之施用是否導致土壤有機質含量之降低、土壤酸化等致使嚴重劣化的說法，本文就長期試驗及土壤調查結果提出討論。

(1)土壤酸鹼度：

調查各鄉鎮之土壤酸鹼度值歷年變化資料顯示(表 10)，三十年間農田之土壤酸鹼度值普遍降低約 0.3 至 0.5 個單位，與本省西南部輪作區已調查鄉鎮農田同期土壤酸鹼唐比較值約降低 0.3 至 0.7 單位之趨勢相同。

估算臺灣農田土壤每年之氫離子添加量，平均約在 25.9 至 51.3 公斤 H+／公頃，主要來源為：施肥、降雨、落塵及根分泌物等因素；但影響農田土壤酸化之主要因素為施肥措施；現今並非全部農田土壤皆會酸化，在灌溉水源富含鹽基的濁水溪、東部含石灰質河流之灌溉區之農田並未酸化。因農田耕作引起之土壤酸化問題可以土壤管理方

法解決，只要合理施用肥料並加強土壤診斷工作，適時補充石灰，含鎂石灰或深翻犁即可。

(2)土壤有機質含量

根據調查資料顯示，各鄉鎮農田土壤有機質之平均含量三十年來之變化幅度很大(表 11)，除少數鄉鎮之土壤有機質不增加外，其餘鄉鎮皆增加，增加量由 0.26%至 1.13%，增加顯著(郭等，1998)。

由台北水田長期試驗顯示，化肥區較無肥區有更多的土壤有機質累積(圖 3)綠肥之施用對地力之增進不大，僅較化肥區維持稍高的土壤有機質含量(張等，1947；林等，1973)。施用堆肥對有機質之累積雖不及溫帶國明顯，但仍可增加土壤有機質的含量。台北水田在每年 2.8 公噸/公頃碳量(18 公噸/公頃鮮重)的施用下，連續施用 48 年，土壤有機質只增加 1%，只有總施用量的 5%留於土壤中，顯示在台灣高溫潮濕的環境下，土壤有機質即不易維持在高的含量，欲藉有機質肥料的施用，提高地力，亦屬不易(陳與連，1995)。在目前有機質肥料昂貴的情形下，其經濟效益低。但有學者認為能增加 1%有機質對土壤肥力的提升或土壤性質的改善已有很大的助益。

綜合各項試驗觀察調查顯示，在多作栽培足量施用化學肥料情況下，台灣土壤之肥力不但沒有衰退，且一般正在逐漸提高之中，足見化學肥料的施用並未使土壤有機質減少，反而因為施用化學肥料產量增加，使殘留於土壤中之殘渣增加，使土壤有機質並未因有機質之減少而降低。永續農業倡導少用化學肥料是否應著眼於減緩石化資源之枯竭，而不是施用化學肥料導至土壤劣化，值得進一步探討。

參考文獻

1.王明果。1978。嘉南平原鹽分地調查報告。中興大學土壤系專刊。
2.王銀波、陳尊賢、劉文徹、吳先琪、趙震慶、李國欽、王榮德。1994a。土壤品質基準－總論。行政院環保署委託計畫報告(EPA-83-E3H1-09-02)。台北市。
3.王銀波、譚鎮中、黃紋賓。1994b。肥料施用與土壤水中銨與硝酸根之分佈I、蔬菜園與水稻田之比較、土壤與肥料污染研討會論文集。pp.131-143。

4.王銀波。1998。台灣農業環境保護，農業與生態平衡研討會專刊。國立中興大學土壤環境科學系。
5.吳正宗。1997。飲水與蔬菜中硝酸鹽的來源與減量對策。土壤肥料通訊。第 61 期。pp.13-16。
6.林家棻、李子純、張愛華、陳卿英。1973。長期連用同樣肥料對於土壤化學性質與稻谷收量之影響。農業研究 22(4)：241-262。
7.林木連、郭鴻裕、朱戩良、劉禎祺、彭宗仁。1999。屏東平原地下水水質變化研究。第三屆地下水資源及水質保護研討會論文集。元/13,14。中央大學。中壢。
8.秡川信弘、小室重雄。1998。環境保全型農業經營與研究的課題。農業與園藝。73(2):233-237。(日文)
9.徐水泉、邱再發、黃文良、李蘭帝。1968。本省水田土壤滲漏水之研究。台灣省農業試驗所 56 年年報。
10.張守敬、林家棻、步焱昇。1947。同種肥料連用對於水稻產量及土壤理化性之影響。台灣農業試驗所彙報。第 3 號：18-41。
11.連深、王鐘和、李瑞成。1996。不整地玉米膝高期淹施 ^{15}N－尿素後氮素之追蹤。中華農業研究。45(1):47-57。
12.連深、王鐘和。1997。土壤有效態氮測定及其應用蔬菜園肥培管理研究。台省農業試驗所 85 年年報。
13.郭鴻裕、朱戩良、劉滄棪、劉禎祺、江志峰。1998。農田土壤肥力劣化問題之檢討。台灣省農業試驗所 86 年年報。
14.陳琦玲、連深。1989。果園土壤及葉片營養診斷資訊系統之初擬，果園作物營養診斷應用研習會專輯。台灣省農業試驗所特刊第 28 號。p.85-115。
15.陳琦玲、連深。1995。有機質肥料在台灣土壤中分解、聚積之模式及施用基準之試定。有機質肥料合理施用技術研討會論文集。p.13-1～13-19。
16.陳尊賢。1995。長期施用豬糞堆肥對土壤中重金屬之累積及合理施用量之評估。有機質肥料合理施用技術研討會論文集。pp.200-214。
17.陳鴻堂。1995。設施土壤肥料問題解決對策。設施與集水區土壤肥料講習專刊。中華土壤肥料學會編印。P.18-38。
18.黃賢喜、戴順發。1995。有機農業可行性之研究。八十三年度土壤肥料試驗報告。農林廳編印。
19.黃山內。1998。作物合理化施肥措施。台南區農業改良場特刊第 3 號。
20.趙震慶。1997。氧化亞氮與氮肥。土壤肥料通訊。第 61 期。pp.17-20。

21.劉玉雪、徐玉標。1994。台灣省嚴重污染灌區之土壤、作物與地下水之惡化調查(高雄二仁溪灌區)，83 年農業工程研討會論文集。pp.217-229。

22.Bartlett, K. and R.C. Harriss. 1993. Review and assessment of methane emission from wetlands. Chemosphere. 26:261-320.
23.Battle, M., M. Bender, T. Sowers, P.P. Tans, J.H. Buter, J.W. Elkins, T. Conway, N. Zhang, P. Lang, and A.D. Clarke. 1996. Atmospheric gas concentrations over the past century measured in air from firn at the South Pole. Nature 383:231-235.
24.Campell, J.B., A.N. Davis, and P.J. Myhr. 1954. Methemoglobinemia of livestocks caused by high nitrate content of well water. Can. J. Camp. Med. 18:93-101
25.Chao, C.C., C.C. Young, Y.P. Wang, and W.L. Chao. 1999. Diurnal and seasonal nitrous oxide fluxes in soils from hardwood forest and different agroecosy stems of Taiwan. Biol. Fertil. Soils(accepted)
26.Chen. Z.S. and D.Y. Lee. 1995. Heavy metal contents of some representative agricultural soils in Taiwan. J. Chinese Insti. Environ. Engineering 5.
27.Cole, V., C. Cerri, K. Minami, A. Mosier, N. Rosenberg, and D. Sanerback. 1995. Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emission. pp.745-771. In R.A. Houghton et al (eds.) Climate change. Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K. 17. Dendooven, L., E. Bonhomme, R. Merckx, and K. Vlassak. 1998. N dynamics and sources of N_2O production following pig slurry application to a loamy soil. Biol. Fertil. Soils 26:224-228.
28.Ehhalt, D.H. and U. Schmidt. 1978. Sources and sinks of atmospheric methane. PAGEOPH. 116:452-464.
29.Eichner, M.J. 1990. Nitrous oxide emission from fertilized soil: Summary of available data. J. Environ. Qual. 19:272-280.
30.Juergens-Gschwind, S. 1989. Ground water nitrates in other developed countries(Europe)-relationships to land use patterns. In Follett, R.F. et al (ed.) Nitrogen Management and Ground Water Protection. Elsevier Sci. Publishing Co., Inc. p.75-138.
31.Kimura, M., H. Murakami, and H. Wada. 1991. CO_2, H_2 and CH_4 production in rice rhizosphere. Soil Sci. Plant Nutr. 37:55-60.

32.Koshino, M. 1988. Recent advances in the application of livestock manure to farm land in Japan. Food and Fertilizer Technology Center for the Asian and Pacific Region, Extension Bulletin No. 282, 17pp.
33.Lal, R. and B.A. Stewart. 1994. Soil processes and water quality. Lewis Publishers. Ann Arber, Mi. USA. p.5.
34.Mosier, A.R. 1994. Nitrous oxide emission from agicultural soils. Fert. Res. 37:191-120.
35.Mosier, A.R., J.M. Duxbury, J.R. Freney, O. Heinemeyer, and K. Minami. 1996. Nitrous oxide emission from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. Plant and Soil 181:95-108.
36.OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). 1986. Water Pollution by Fertilizers and Pesticides. OECD Publications. Paris.
37.Prinn, R.D., R. Connold, R. Rasmussen, P. Simmonds, F. Alyea, A. Crawford, P. Fraser, and R. Rosen. 1990. Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data. J. Geophys. Res. 95:18369-18385.
38.Sass, R.L., F.M. Fisher, S.T. Lewis, M.F. Jund, and F.T. Turner. 1994. Methane emissions from rice fields: effect of soil properties. Global Biogeochem. Cycle 8:135-140.
39.Trolldenier, G. 1995. Methanogenesis during rice growth as related to the water regime between crop seasons. Biol. Fertil. Soils. 19:84-86.
40.Vitousek, P.M., and P.A. Mstson. 1993. Agriculture, the global nitrogen cycle and trace gas flux. pp.193-208. In. R.S. Oremland (ed), Biogeochemistry of global change, Champman and Hall. New York.
41.Wang, W.C., Y.L. Yung, A.A. Lacis, T. Mo, and J.E. Hansen. 1976. Green house effects due to man-made pertubations of trace gases. Science. 194:685-690.

表 1、若干開發中國家肥料使用量與作物產量

地區	年份	肥料用量 (kg/ha)	作物產量(kg/ha) 水稻	小麥	甘蔗	NPK 比率
印度(1)						
西部	86/87	101.2	1,724	2,598	52,582	20:4:1
	93/94	140.3	2,162	2,980	64,891	70:11:1
中西部	86/87	93.2	1,793	2,057	52,284	19:2:1
	93/94	130.9	2,204	2,522	61,008	62:8:1
西南部	86/87	58.7	1,293	2,375	38,719	34:2:1
	93/94	75.3	1,921	2,544	54,382	95:27:1
菲律賓(2)						
Luzon	1983	151			62,000	7:0.6:1
	1993	190			49,000	9:0.2:1
Visyas &	1983	282			74,000	1:0.7:1
Mindanao	1993	520			73,000	2:0.9:1
巴基斯坦(3)						
Punjab	1975/78	48		1,627		38:11:0
	1990/93	158		2,058		79:28:0
孟加拉	1996	148				
埃及	1996	426				
馬來西亞	1996	630				
印尼	1996	150				
阿拉伯聯合大公國	1996	1,000				
台灣(4)	1996	1,391				

資料來源：

1.Use and Economics of Fertilizers in Selected States of India, Misra 1995.

2.Philsucom 1983 and SRA 1993.

3.Plant Nutrition Policies and Strategies for Sustainable Agricultural Development in Pakistan, and NFDC 1995.

4.台灣農業年報，1996。

表 2、水稻氮肥推荐量與農民實際用量之比較

品種	調查點數	氮肥施用量(kg/ha)		施用等級(%)		
		推薦量	實際用量	低	中	高
	一期作					
蓬萊	103	120-150	228.2	5.83	13.59	80.58
在來	18	150-180	238.9	22.22	22.22	55.56
糯米	22	150-180	246.0	9.09	4.55	86.36
總數	143			8.39	12.59	79.02
	二期作					
蓬萊	92	100-130	219.4	1.09	1.09	97.83
在來	13	125-160	237.5	0.00	38.46	61.54
糯米	20	125-160	230.2	5.00	10.00	85.00
總數	125			1.60	6.40	92.00

(資料來源：王，1998)

表 3、不同監測點土壤剖面之有效性磷含量

深度（cm）	有效性磷(ppm)		
	北部 水田	中部 水旱田	南部 果樹園
0-15	70	52	190
15-30	5	28	20
50-60	2	32	10

表 4、設施與一般栽培對土壤電導度之效應(dS m^{-1})

土層深度	設施	一般栽培	設施	一般栽培
(cm)	粘板岩沖積土		砂頁岩沖積土	
0-5	3.25±2.16	0.91±1.01	1.10±0.74	0.26±0.31
5-10	0.51±0.35	0.20±0.18	0.17±0.15	0.10±0.07
10-15	0.32±0.22	0.14±0.09	0.27±0.29	0.09±0.06
	砂頁岩、粘板岩沖積土		紅壤	
0-5	0.98±0.73	0.90±0.74	1.25±0.60	0.32±0.26
5-10	0.17±0.07	0.17±0.05	0.26±0.13	0.11±0.03
10-15	0.14±0.06	0.14±0.07	0.16±0.03	0.09±0.00

(資料來源：陳，1995)

表 5、設施栽培時間與土壤電導係數之關係

栽種年份	電導度(dS m^{-1})
對照	0.90
1 年	1.35
2 年	2.80
3 年	2.45
3 年以上	3.85

(資料來源：陳，1995)

表 6、經營類型之主要公益機能與環境負荷

機能、負荷 / 類型	公益的機能		環境負荷	
	量	主要項目	量	主要項目
稻作經營	大	①②③④⑤⑥⑦⑧⑨	小	②③④⑦
旱作經營	中	①②⑤⑥⑦⑨	中	①②③④
果樹經營	中	①②⑤⑥⑦⑨	中	①②③④
畜產經營	小	①②⑥⑦⑨	大	①②③④⑤⑥⑦

公益機能：①國土保全，②景觀保全，③水涵養，④洪水防止，⑤居住環境保全，⑥生物資源保全，⑦食品的安全性之提供，⑧硝酸態氮素濃度的緩和，⑨情操教育。

環境負荷：①硝酸態氮素引起地下水污染，②湖泊等之優養化，③農藥引起地下水污染，④生物相的減少，⑤糞尿引起河川水的污濁，⑥惡臭，⑦甲烷、沼氣等溫室效應瓦斯的發生。

（資料來源：秩川與小室，1998）

表 7、尿素淹施後 2 天時各處理區 0-80 公分土層較淹施前之無機態氮增加量及所施尿素氮量回收率之估算

估算項目	淹施水量(mm)		
	5	50	100
無機態氮增加量 (kg/ha)	55	76	26
所施氮素之回收率 (%)	78	109	37

(資料來源：連等，1996)

表 8、農田土壤表土 20 公分重金屬最大承載量之評估

重金屬	背景值[a]	管制值[b]	最大可承載濃度[c]	表土 20 公分最大可承載量[d]
	----------mg/kg----------			----------kg/ha----------
As	8.9	20	11.1	26.6
Cd	1.8	3	1.2	2.9
Cr	43	200	157	377
Cu	22	150	128	307
Hg	0.2	1.0	0.8	1.9
Ni	42	120	78	187
Pb	40	100	60	144
Zn	190	300	110	264

a：Chen and Lee(1995)
b：王銀波等人(1994a)
c：最大可承載濃度＝管制值－背景值
d：表土 20 公分最大可承載量 (kg/ha)
=最大可承載濃度(mg/kg)×(100m)^2×0.2m×1.2Mg/m^3×10^3/10^6
=最大可承載濃度 (mg/kg)×2.4
(資料來源：陳，1995)

表 9、農田土壤中合理堆肥施用總量推估

重金屬	重金屬濃度	最大承載量估值[a]	合理施用量[c]
	--------mg/kg------	----------tons/ha----------	
Cu	100[b]	3000	1500
	200	1500	750
	300	1000	500
Zn	100	2500	1250
	200	1250	625
	500[b]	500	250
Cr	100	3500	1750
	150[b]	2330	1160
	300	1160	580
Ni	25[b]	7200	3600
	50	3600	1800
	150	1200	600

a：肥料重金屬含量規格上限為 Cu100mg/kg，Zn500mg/kg，Cr150mg/kg 與 Ni25mg/kg。

b:依表 8 計算出之最大承載量(Cu300kg/ha,Zn250kg/ha,Cr350kg/ha 與 Ni180kg/ha)來估算施肥量，並施用於表土 20cm 內。

c：建議合理施用量為最大施用量之一半，以確保土壤品質。

(資料來源：陳，1995)

表 10、四十年來部分鄉鎮農田表土土壤酸鹼度值之變化

地點／年別	土壤酸鹼度值			
	1950	1967	1981	1994
新城鄉	6.6±1.3[z] (7)	6.1±0.7 (142)	6.3±0.9 (21)	6.4±1.0 (213)
吉安鄉	7.4±1.4 (3)	7.9±0.3 (273)	7.6±0.4 (21)	7.6±0.5 (494)
池上鄉	— (0)	6.2±0.9 (160)	6.5±0.6 (19)	5.7±1.0 (493)
卑南鄉	6.0±0.8 (18)	5.8±0.9 (160)	6.5±0.9 (19)	5.3±1.1 (502)
大社鄉	5.2±0.4 (4)	6.4±0.6 (161)	6.4±0.6 (8)	6.0±1.0 (220)
永康市	6.8±0.7 (6)	6.9±0.7 (303)	5.3±0.6 (5)	6.5±1.1 (308)
彰化市	6.4±1.1 (6)	6.1±0.8 (426)	6.5±0.7 (20)	6.2±0.7 (469)
和美鎮	6.5±0.8 (7)	6.2±0.7 (329)	6.5±0.6 (42)	5.9±0.8 (522)

[z] 平均值±標準偏差(樣品數)

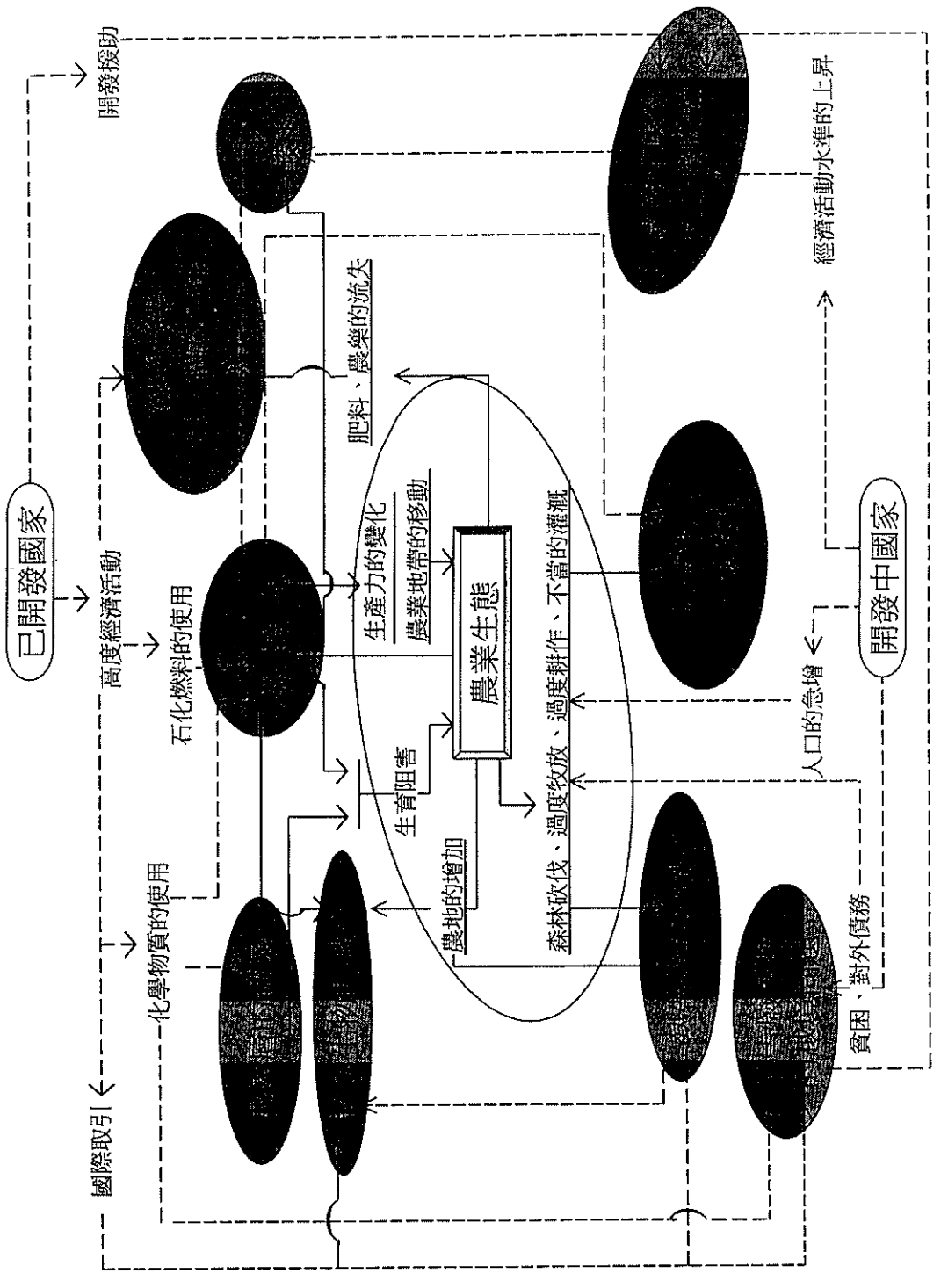
(資料來源：郭等，1998)

表 11、四十年來部分鄉鎮農田表土土壤有機質含量之變化

地點\年別	土壤有機質含量（%）			
	1950	1967	1981	1994
新城鄉	2.30±0.38[z] (7)	2.34±0.88 (142)	2.52±0.93 (21)	2.60±1.17 (213)
吉安鄉	2.35±0.33 (3)	1.44±0.41 (273)	2.21±0.57 (21)	2.24±0.66 (494)
池上鄉	— (0)	2.69±0.57 (160)	2.89±0.63 (19)	3.39±1.04 (493)
阜南鄉	2.83±0.94 (18)	2.10±0.75 (160)	2.89±0.82 (19)	2.64±0.88 (502)
大社鄉	1.81±0.43 (4)	1.36±0.49 (161)	1.57±0.75 (8)	1.34±0.61 (220)
永康市	1.21±0.52 (6)	1.00±0.36 (303)	1.10±0.42 (5)	1.61±0.56 (308)
彰化市	2.53±0.31 (6)	1.80±0.83 (426)	2.44±0.63 (20)	2.93±0.96 (469)
和美鎮	1.49±0.36 (7)	1.92±0.56 (329)	2.06±0.54 (42)	2.66±1.40 (522)

[z]平均值±標準偏差(樣品數)

(資料來源：郭等，1998)


已開發國家
開發援助
高度經濟活動
石化燃料的使用
化學物質的使用
國際取引
肥料、農藥的流失
生產力的變化
農業地帶的移動
農業生態
生育阻害
農地的增加
森林砍伐、過度牧放、過度耕作、不當的灌溉
人口的急增
經濟活動水準的上昇
開發中國家
貧困、對外債務

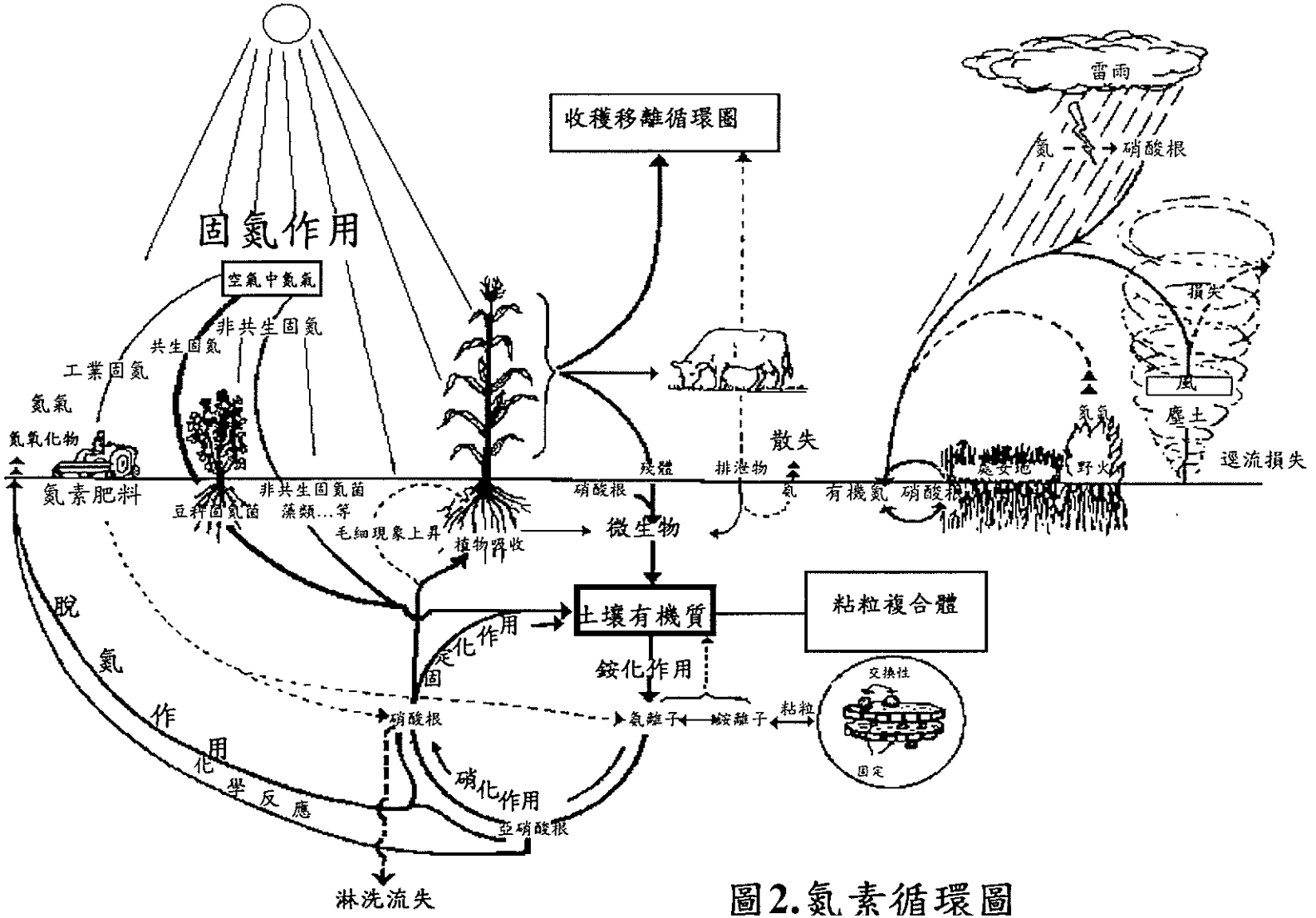

收穫移離循環圈
雷雨
氮 → 硝酸根
固氮作用
空氣中氮氣
非共生固氮
共生固氮
工業固氮
氮氣
氮氧化物
氮素肥料
豆科固氮菌
非共生固氮菌
藻類...等
毛細現象上昇
植物吸收
殘體
硝酸根
排泄物
氨
散失
微生物
土壤有機質
粘粒複合體
銨化作用
固定化作用
脫氮作用
化學反應
硝酸根
氨離子
銨離子
粘粒
交換性
固定
硝化作用
亞硝酸根
淋洗流失
有機氮
硝酸根
廢棄地
野火
氨氣
損失
風
塵土
逕流損失

圖2.氮素循環圖

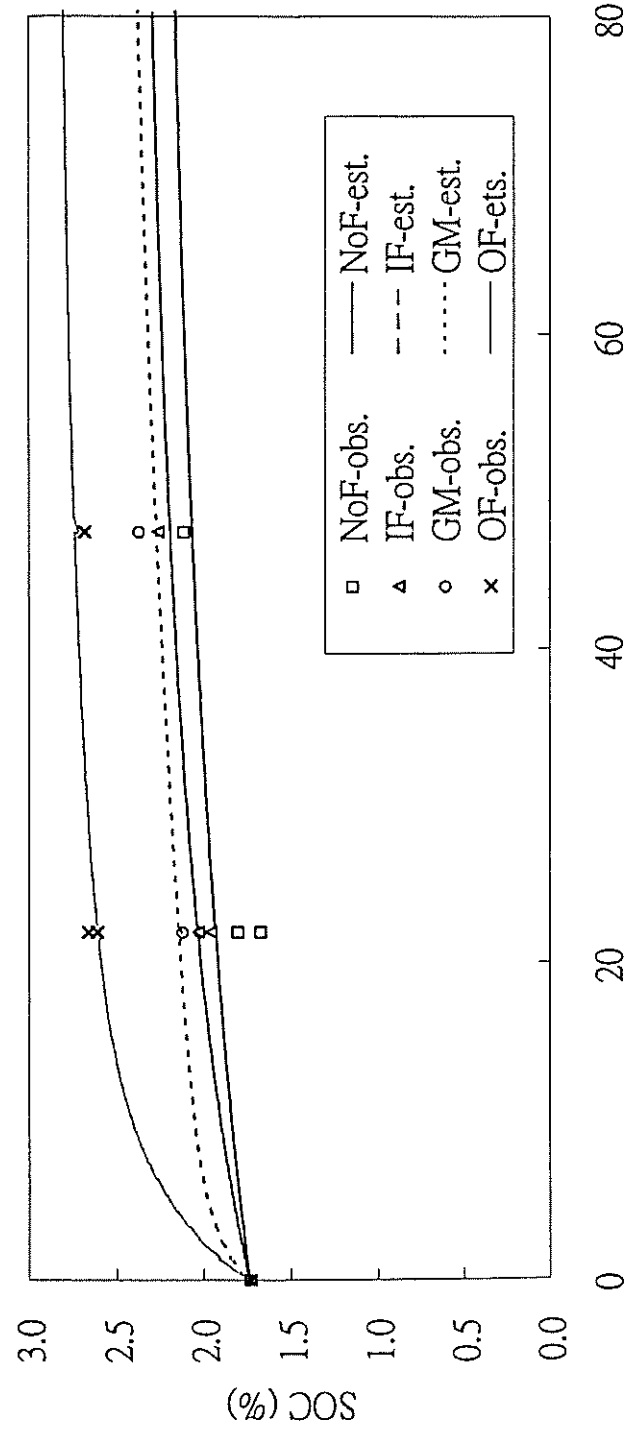


圖3. 台北試驗田(前農試所)長期施用同種肥料對土壤有機質(碳)累積之比較
(NoF:無肥區，IF:化肥區，GM:綠肥區，OF:廄肥區)
(資料來源：張等，1947，林等1973)