氣候變遷對農作物生產之影響
第8章　作物生產對臺灣地區溫室效應氣體
之產生量及減量措施　121-140, 1998

第八章　作物生產對台灣地區溫室效應氣體之產生量及減量措施

王銀波　趙震慶　譚鎮中
國立中興大學土壤環境科學系
楊盛行　賴朝明
國立台灣大學農業化學系
黃　山　內
臺灣省臺南區農業改良場
劉　瑞　美
嘉南藥理學院環工衛生系

摘要……122
壹、前言……123
貳、台灣地區農用土壤排放溫室氣體之研究概況……123
參、大氣CO_2 濃度增加對作物生產之影響……123
肆、作物生產系統土壤氧化亞氮之排放……126
伍、土壤甲烷之生成與排放……127
陸、溫室效應氣體在農作物生產上減量措施……129
柒、結語……131
參考文獻……131
英文摘要……139

第八章　作物生產對台灣地區溫室效應氣體之產生量及減量措施

王銀波　趙震慶　譚鎮中
國立中興大學土壤環境科學系
楊盛行　賴朝明
國立台灣大學農業化學系
黃山內
臺灣省臺南區農業改良場
劉瑞美
嘉南藥理學院環工衛生系

摘　要

作物生產過程所排放之溫室氣體，以甲烷及氧化亞氮為主。依據目前資料所示，每年農業(作物與畜牧)所排放之溫室氣體(包括CO_2、CH_4及N_2O)，所增加之輻射溫暖化作用(radiative forcing)之比例，佔全球人為增加輻射溫暖化作用之20％。甲烷與氧化亞氮的生成量依次佔全球人為排放量之50％與70％。本省農業土壤每年約排放35000公噸之CH_4及10492公噸之N_2O-N。大氣中CO_2濃度的增加可直接促進光合作用而增加作物產量。但增溫與CO_2之增加對作物其他生理反應，如呼吸作用，水分蒸散，水分利用效率，生育期的改變，作物品質等皆可能有正面或負面的影響。此外，對作物的生長環境，如土壤有效水分與養分的供應及土壤溫度等等，均將因氣候改變而間接影響作物的生產。減緩大氣中CO_2濃度之上升，在作物生產上，應自減少石化燃料之消耗，增加碳在土壤中或地表貯存量。例如改用最少耕耘法，灌溉程序之訂定，日光乾燥作物，改善有機肥料管理及利用生物燃料。耕地排放甲烷主因水田或大雨後土壤浸水而生成，欲降低CH_4自農耕生產中生成，應設計較佳的水田浸水管理制度，動物廄肥之貯存，處理與利用。農業上N_2O之釋放，主要係來自施用氮素肥料與土壤有機質之礦化，欲減少N_2O自農耕地中排放，最佳方法為增進肥料利用率，其次為使用硝化及尿素水解之抑制劑，整合作物與畜牧生產等。未來研究是(1)建立CO_2，CH_4及N_2O自各重要土壤排放量，(2)研究其有效減量措施，(3)比較CO_2、CH_4及N_2O田間實測值與IPCC法之測值，(4)建立合用於台灣之土壤排放CO_2，CH_4及N_2O之模式。

關鍵詞:甲烷，氧化亞氮，二氧化碳，減緩，排放，土壤，農業。

壹、前　言

溫室效應氣體的種類，大多數國家均強調為三大類，即CO_2、CH_4及N_2O。但於1997年京都氣候變遷談判中，美國建議另增氫氟碳化物(HFCs)，氟碳化物(PFCs)與六氟化硫(SF6)等物質而成為六類(柳，1997)。農業生產僅對人為生成CO_2、CH_4及N_2O具有貢獻(Bounman,1990a)。據估算每年此三種氣體在大氣中所增加溫暖潛勢之比例，農業生產佔總量的20%，土地利用之改變佔14%，其它為66%(Cole等,1995)。其中土地利用之改變與農業生產關係密切，特別是熱帶雨林開發為耕地與牧場時，林木之焚燒及土壤有機質之降解為主要貢獻者。

近年已有較明確之證據顯示，農業上排放溫室氣體，CH_4除來自水田、反芻動物外，動物廄肥為另一重要來源，而N_2O雖亦強調由施用之氮肥轉形而來，但各種氮肥在不同土壤生態環境中生成量，仍然不夠明確(Cole等,1995)。台灣地區近年針對農耕地與林地等生態系中的土壤溫室氣體排放，曾作有系統而較長期之觀測，以期建立本省土壤排放溫室氣體基本資料，分述於後。

貳、臺灣地區農用土壤排放溫室氣體之研究概況

Yang(1998)、王銀波與謝學武(1995)由8處之實地測值估算民國83年、84年、85年臺灣地區水稻種植時，甲烷釋出總量分別約為38708公噸，34143公噸，32800公噸。臺灣地區旱田栽培面績約為30萬公頃，排放甲烷約為280公噸，蔬菜、花卉栽培面積約為40萬公頃，排放量約為1500公噸(Yang, 1998)，本省闊葉林每年排放約為1100至-1200公噸，坡地果園每年排放為230至-500公噸(王及謝，1998)。Chao等(1998)曾田間觀測臺灣中南部八縣四市不同農業土壤生態系排放N_2O量，水田土壤全年約排放696公噸，旱田土壤約排放3083公噸，果園土壤約排放836公噸，闊葉林地約排放1327公噸，此四類生態系土壤合計約排放5959公噸N_2O -N。如果據此而推估全省此四類生態系土壤全年排放量約為10492公噸N_2O -N。Lai等(1997)觀測臺灣北部水田土壤排放N2O量每年為1080-2150公噸，旱田土壤包括玉米田及蔬菜園每年約為1230至4580公噸。

譚(1997)曾測得臺灣中南部即水田土壤於排水後期CO_2排放量為3至6.5kg $CO_2 hr^{-1} ha^{-1}$而生長期中幾乎無法測得。王(1997)觀測台灣北部土壤CO_2之排放水田在不含植株土壤上，CO_2排放量為-600到630 mg CO_2 m^{-2} hr^{-1}，而旱田土壤則為-20至1190 mg CO_2 m^{-2} hr^{-1}之間。而林地為-80至70 mg CO_2 m^{-2} hr^{-1}(陳等1998)。

土壤環境除會生成CO_2，CH_4，及N_2O外，同時亦具有吸收及消耗此三種溫室氣體之能力，例如CO_2可被光合菌或化學自營菌所固定，或於土壤中形成碳酸鹽。CH_4可被土壤中甲烷氧化菌氧化為CO_2，而N_2O亦可經由脫氮作用中氧化亞氮還原酵素還原為N_2，此為土壤中各種微生物功能之一(Paul and Clark，1989)。楊(1997)曾報導，於密封氣盒中加入150 ppmv CO_2，50 ppmv之CH_4及N_2O結果顯示水田土壤於一期稻作時，最大吸收量為13.5 mg CO_2 m^{-2} hr^{-1}至91.5 mg CO_2 m^{-2} hr^{-1}。在旱田與濕地最大吸收量為5540 (220 ug m^{-2} hr^{-1})。森林土壤CO_2排放量約為199至145 mg CO_2 $m^{-2}hr^{-1}$。而CH_4吸收量分別為0.47至1.2 mg CH_4 m^{-2} hr^{-1}。N_2O則為373至356 ug N_2O-N m^{-2} hr^{-1}。於果園土壤CO_2排放量約為145 mg CO_2 m^{-2} hr^{-1}，N_2O之吸收量為24至140ug N_2O-N m^{-2} hr^{-1}，而CH_4量則為0.11至0.12 mg CH_4 m^{-2} hr^{-1} (楊及劉，1998)。

參、大氣 CO_2 濃度增加對作物生產之影響

CO_2為地球溫室效應氣體之一。工業革命之後，大氣中CO_2濃度迅速增加，由1860年的270 ppm增加到1991年的355 ppm左右。目前約以每年0.5%的增加率持續增

加中 (ICPP，1992)。預估到2100年時，大氣 CO_2 濃度將有可能達到目前濃度的二倍 (ICPP，1992)，但此項預測，仍須視全球各國對石化燃料使用之程度以及森林開發的速度而定。因為石化燃料的使用與森林的開發是大氣 CO_2 濃度增加的主要因素。

在工業革命前 (1860年)，大氣 CO_2 濃度持續但緩慢的增加，主要是因為森林之開發，林木之砍伐，1860年後，石化燃料開始被利用而使得大氣中 CO_2 濃度增加的速度加快。1940 年後，石化燃料對大氣 CO_2 濃度之貢獻，超過了森林開發 (Duxbury and Moiser，1993)。以1990為例，全球 CO_2 的釋出量有 77% 來自石化燃料的使用，而23%來自農業活動。但是因國家發展程度不同，而有所不同。例如在美國農業活動所釋出的 CO_2 為總釋出的2.4%，其他則為能源消耗所釋出。在巴西則有69.2%來自農業活動。此處所指農業活動即是把森林開發後做為其他農業或開發成居住處所、城鎮等用途。然而大多數把森林砍伐對大氣 CO_2 濃度之影響，是以砍伐掉的植物生質量全部被燃燒成 CO_2 為前提所估算出來。如此估算可能與事實有所差別，因為不是所有砍伐的林木都被燃燒掉，有的做為紙張材料，有的做為建築材料、傢俱材料等，而這些製品可保存很久而不被分解。Oescher (1989) 以同位素方法區分石化燃料與森林砍伐對大氣 CO_2 濃度之影響，發現1920年之後，森林砍伐所造成之 CO_2 釋出量已低於1920年前之釋放量，而其所佔總CO2 釋出量的比例也遠低於上述Duxbury and Moiser(1993)之估計。

因此除非能掌握林木砍伐後之去向與用途，否則，有關因森林砍伐而造成的 CO_2 釋出量之評估皆有其不確定性，本省有關此方面之研究仍嫌不足。但由於近年來工業加速發展，可預期 CO_2 釋出量大部份來自石化燃料的使用。但山坡地，林地開發的情形日益嚴重，也可能造成相當可觀的 CO_2 釋出。因此須對此問題加以釐清，到底林地開發所造成之 CO_2 釋出有多少?其在全國 CO_2 總釋出量所佔之比例為何?除了為水土保持的目的之外，為保存碳素於陸地生態系中以減少 CO_2 釋出量，森林開發須更嚴格的管制。

大氣 CO_2 之增加，將增加地球表面的溫度，以目前普遍被利用來估算因溫室效應氣體所造成之氣候變化模式 General Circulation Models(簡稱 GCM)(Grotch, 1988 ; Gutoski *et al.* 1988)，來估算2100年時 CO_2 濃度達到680ppm(約為目前的二倍)時，陸地表面溫度將增加為1.5至4℃。

由於 CO_2 的增加可直接促進植物光合作用，溫度增加也影響光合作用與植物其他的生理作用，因此將影響作物產量。Mattews *et al.* (1995)在亞洲各地從事氣候變遷對水稻生產影響之研究，以GCM模式估算各地在 CO_2 濃度達680ppm時的溫度及降雨量，並以所得的資料套入兩個水稻的生長模式，ORYZAI(Kropff *et al.* 1995) 和 SIMRIW(Horie, 1995)，預估台灣水稻產量將因之增加11.8至28.0%。然而此預估值仍有許多不確定性。例如在ORYZAI的生長模式中，假設水稻開花前後每日最高溫若超過33℃時，則幼穗無法結實而變空穗。但事實上，此假設條件會因品種不同而異。此外，這些模式只考慮 CO_2 濃度、溫度及植物本身生理反應，(且不是全部可能受影響之生理反應)，並未考慮其他環境(如土壤條件，養分供應等)因子的變化。

雖然這些模式已廣為利用，但應用到本省水稻生產時，須重新審視其適用性。此外即使在本省各地，水稻生長之環境亦有很大之差異。上述Mattews 等之模擬僅僅以屏東地區氣象站所得之氣象資料做為預估之基礎，其結果是否可應用於其他地區，須加以仔細評估，以求得較佳之評估值。另外的做法，可改用其他的模式或與其他有關土壤條件、養分供應等模式相結合，使得考慮較為週全，預估值也較可靠。除了水稻之外，對其他作物之影響，亦應有

所預估。

大氣CO_2的增加對光合作用的影響，因作物而異。例如C_3型與C_4型植物的反應就不一樣。一般而言，C_3型植物的光合作用速率雖然在目前的大氣CO_2濃度下較C_4型植物低，但可因CO_2濃度之增加而持續加快;而C_4型植物大致上在CO_2濃度大於400ppm以後，光合作用速率的增加速率趨緩，在500 ppm左右時，C_3型植物之光合作用速率可高過C4型植物(Wolfe and Erickson, 1993)，但此現象將因品種不同而不同，因此糧食作物之光合作用如何受CO_2濃度之影響，以及在CO_2濃度持續增加的情況下，如何選用適當之作物與品種，值得進一步探討。

除了光合作用外，很多的研究顯示CO_2濃度增加，由於氣孔不必常開，或氣孔之傳導降低，因此可降低水分之蒸散。由於光合作用速率增加，水分蒸散減少，因此作物對水分之利用率(water use efficiency)將提高(Morison, 1989)，然而此現象亦因品種而異。此外，作物水分利用率高，並不表示作物生產時總需水量可減少，因為CO_2濃度增加，光合作用速率增加，乾物重隨著增加，需水量較多(即使單位乾物重所需水量較少)，因此水資源如何有效的分配利用亦是一值得探討之課題。

大氣CO_2的增加，將使地表溫度升高，作物光合作用與呼吸速率均會受到影響。作物有其最適於光合作用之溫度(Long, 1991)，如果增溫使溫度超過其最適溫度，則光合作用速率降低，反之，若增溫結果使其趨近於最適溫度，則可增加光合作用速率。水稻的光呼吸受CO_2增加而抑制(Baker *et al.* 1992)，而增溫會使得光呼吸受抑制的情形更為嚴重(Amthor, 1991; Imai, 1995)，但有關此方面之研究，以及除水稻之外，其他作物之研究仍嫌不足，須進一步探討。生育期的改變也是增溫對作物可能之影響。例如增溫可使水稻提早成熟、老化(Imai, 1995)，因此其相關之問題，例如耐熱品種之選擇，栽培制度(時間)的調整等均須做通盤考量。

作物之品質會受到CO_2增加之影響。Conroy and Hocking (1993)認為23年來澳洲小麥穀粒的氮含量與蛋白質含量持續降低與CO_2之增加有關。Imai(1995)則指出水稻在較高的CO_2濃度下，穀粒中Mg含量以及Mg/K比降低，但如果夜間溫度增高時，穀粒氮含量增加，這些都使米質變差(Horino, 1990)。如何以肥培管理方法矯正這種因養分失衡所造成之結果，亦是在氣候變遷下，糧食生產須面臨之問題。

除了上述對作物生理之影響外，CO_2濃度之增加，以及增溫之結果也會改變作物生長環境。其中較重要者，如土壤有機質的含量與分解。由於CO_2增加，加速光合作用，因此有較多的光合產物留於土壤中，但同時增溫之結果亦會加速有機質之分解(Bradbury and Powlson, 1994)，二者之間之消長有待探討。

對養分循環之影響亦將間接影響作物之生長。氮素循環中包括生物固氮、有機態氮的礦化、硝化作用、脫氮作用、氨揮散以及氮素淋洗等，均受到CO_2濃度增加與增溫之影響(Davidson, 1994)。Bradbury and Powlson (1994)指出在英國，如果每20年增加0.6℃，土壤中的有機態氮會因礦化作用加速而逸失。在其它地區其他耕作制度下，這些土壤中有關氮素循環的作用，如何因氣候變遷而改變，及其對作物生長之影響，均值得進一步探討。

CO_2濃度增加將使雨變得更酸，且作物光合作用加速的結果，使根分泌物增多，導致土壤微生物活動旺盛，呼吸量增加，使得微區域的pH降得更低，因此可能使土壤風化加速，較難溶的化合物溶解度增加(Davidson, 1994)，如果是植物的必要元素(如Fe、Mn、Cu、Zn、P、Ca、Mg等)將對作物生長有利。但另一方面，增溫可能增加土壤蒸發量，使土壤變得更乾，化合物的溶解量降低，反而不利作物生長。因

此正反之影響均須做有系統之評估。此外，在較高溫度及較乾燥的情形下，如何有效利用菌根真菌，使作物吸收充分之養分，亦為一值得探討之課題。

為了降低大氣CO_2濃度之增加速率，減少石化燃料之使用(以其他燃料或能源替代，或增加石化燃料之效率而節省能源)是最直接有效之方法。在農業上，可從嚴格限制森林之開發著手，此外，重新造林，以及把土壤視為碳素的匯集處所(sink)。把碳素留置(sequestration)於土壤中，亦是有效之方法。Mausbach and Spivey(1994) 指出濕地與腐植土含有大量碳素，主要是因為這些土壤中有機質分解較慢。在台灣的耕作環境下，水稻田是一保持有機質的良好處所。水稻田若轉為旱田，有機質將加速分解。因此，水田的轉作，休耕等均可能不利於有機質之存留，反而加速CO_2之釋出。如何從土壤利用，栽培制度之調整，以達到較多碳素留存於土壤之目的，為今後一重要課題。

肆、作物生產系統土壤氧化亞氮之排放

氧化亞氮(N_2O)為長壽命溫室氣體，亦為大氣同溫層中NO之主要來源，為臭氧層化學主要反應者(Cicerone，1989)，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}，其壽命為166±16年，每一分子的全球溫暖潛勢(The global warming potential，簡稱GWP)，目前約佔全球總GWP之2-4%，日後可達10% (Battle *et al.*, 1996; Prinn *et al.*, 1990)。

農業生態系中由土壤微生物生成N_2O的主要反應有三種，即脫氮作用包括有氧與無氧條件下(Knowles，1982; Zumft，1997)，自營與異營硝化菌於銨氧化過程(Bremner and Blackmer, 1978; Tortoso and Hutchinson，1990)，及共生與非共生生物固氮作用(Cole *et al.*, 1995)。其他生成方式包括強還原性環境中，由細菌所進行的異化硝酸鹽為銨的程序中生成，或自營嗜甲烷菌還原NO_3^--N為N_2O，以及細菌、真菌及藻類在代謝氮素過程中的非呼吸作用亦會生成N_2O。但N_2O之生成量遠低於前述三種作用。

氮素養分為各種作物生產基本材質之一，合理化施用氮素肥料配合其他生產材質，往往可提升作物產量至該生產環境中最高生產量。常用氮肥包括無機與有機兩類肥料，前者包括各式各樣的氮肥，自液態氨水至固態單質或複合氮肥，後者包括各種綠肥，作物殘體，農家堆肥及廄肥。目前全球化學氮肥使用至農地每年約為77.4 Mt (百萬噸)。廄肥氮用為氮肥之量約含氮74.9 Mt(Cole *et al.*, 1995)。人為排放N_2O主因林地轉變為耕、牧地，農業系統中施用高氮肥(包括化學氮肥與廄肥)。依目前評估，每年施用化學氮肥而排放N_2O-N為1.53 Mt(百萬噸)，動物廢棄物為1.49 Mt，及生物固氮為0.50 Mt，合計為3.50 Mt(範圍1.8-5.3 Mt; Cole *et al.*, 1995)。估算各國由肥料氮生成N_2O-N量，依Bouwman (1996)所述公式：

田間全年直接排放 N_2O-N=1+ 0.0125 x 施用氮量(Kg N/ha)

然因氨揮散，NOx之轉形成酸落降，淋洗與沖蝕等間接將氮素移入土壤而生成N_2O，每年約排放N_2O-N量為總施氮量之2%(Mosier *et al.*，1996)。

臺灣有關溫室氣體中氧化亞氮的研究，自民國八十三年開始比較有系統的進行。中、南部四處水田土壤，全年排放N_2O量為4.2至6.6Kg N_2O-N ha^{-1}，約為施氮量之1.3至1.9% (趙，1995; Chao and Young，1996)，在旗山地區種植水稻，施用120 kg N ha^{-1}，於102天生長期中施用尿素的試區排放N_2O-N為施氮量之1.68%，略高於同試區同氮量施用硫酸銨試區，後者為1.26% (趙，

1996)，北部水田試區於1994年第二期稻作，測值為0至3,129 g N_2O ha^{-1}，於1995第一期作測值為3,012至7761 g N_2O ha^{-1}(賴，1995; Lai，1995; Lai *et al.*, 1997)。在旱田方面，桃園玉米田秋作每生長季排放N_2O-N為3.75至5.211 kg N_2O ha^{-1}，洋香瓜田為13.553至42.464 kg N_2O ha^{-1}。春作蔬菜園為14.06至34.1 kg N_2O ha^{-1}(賴，1996，1997; Lai and Tseng，1996)。台南豆科作物全年排放N_2O-N量為6.82 kg ha^{-1}，而旗山蔬菜園排放量為11.93 kg ha^{-1}，分別為所施用氮肥量之3.20%和1.43%(趙，1996，1997)，在濕地方面，關渡濕地在321天中N_2O-N排放量為1.015- 1.806 kg N_2O ha^{-1}，港南濕地為0.974-2.098kg ha^{-1} (賴，1997)。大肚溪濕地每年排放N_2O-N 1.60 kg ha^{-1}，曾文溪濕地為1.65 kg ha^{-1}(趙，1996，1997)。林地方面，北部高海拔山地為0至17g N_2O-N $ha^{-1}day^{-1}$(賴，1998)，中南部低海拔林地則為3.4到4.0 kg N_2O-N ha^{-1} yr^{-1}。本省中、南部坡地果園全年排放量3.78至5.54 kg N_2O-N ha^{-1} yr^{-1}(趙，1998; Chao *et al.*，1997)。Chao *et al.* (1997)依三年試驗結果，合併計算臺灣中、南部八縣四市全部水田、旱田、果園及闊葉林地共計面積為97萬公頃，全年排放5,944 kg N_2O-N，依此數據類推至全省，則這些農業生態系土壤面積為1,936,616公頃，排放N_2O-N量每年約為10492噸(Chao，1998)。

未來三年(1997年至2000年)將繼續研究作物系統中土壤排放N_2O-N之減量策略，包括水田與有機肥料製造與施用。今後應加強研究的方向，我們認為如下：(1)更廣泛估算各種土壤特別是旱田氧化亞氮排出量與施氮量及土壤有機質之相關性，(2)尋求各種作物生產體系下減量措施之功效，如合理化施肥(含提高氮肥利用率)，硝化抑制劑之利用，(3)發展一套合用於熱帶、亞熱帶水、旱田排放N_2O-N量估算法，(4)現有不少的模式用以估算N_2O-N排放量，例如Grant (1995)以模式估算硝化作用之N_2O-N排放量，Muller等(1997)以模式估算硝化與脫氮作用中N_2O-N排放量，Holland與Lamarque (1997)以模式估算生物與大氣圈之氮素循環中NOx之排放與NOy之落降。可藉此發展適用於台灣耕地土壤排放N_2O-N的推估模式，(5)評估臺灣地區豆科共生固氮及利用有機肥料時，N_2O排放量與減量策略。總之，目前臺灣對水田、旱田（含蔬菜園、玉米田）、果園、濕地、森林土壤及垃圾掩埋場等土壤氧化亞氮之釋出量調查估測，已有一至三年之資料，亟需加以整合，並與IPCC方法估算之結果加以比較，並據以尋求一套適合臺灣的氧化亞氮釋出量之估計方法。其次氧化亞氮釋出量資料不足之重要土壤，亟視情況儘速補足，尤其是施肥較多之農田土壤。再者亞氮釋出量之減量措施需要研究其適合臺灣推廣者。結果成熟後，應立即推廣，以減少臺灣地區氧化亞氮之釋出量。最後發展一套臺灣適用的氧化亞氮釋出量之推估模式，以供各界瞭解而管制氧化亞氮的釋出。

伍、土壤甲烷之生成與排放

大氣組成之變化對地球表面溫度之影響甚鉅，其中二氧化碳(CO_2)濃度之增加，對溫室效應之影響約佔60％(Manabe and Wetherald, 1987；Dickinson and Cicerone, 1986；Kimura *et al.*, 1991)，然而，大氣中仍有其它微量溫室效應氣體，如甲烷(CH_4)、氧化亞氮(N_2O)、及氟氯碳化物($CFCl_3$)對於溫室效應之影響亦不容忽視(Wang *et al.*，1976；Rmanth *et al.*, 1985)，其中甲烷對於溫室效應之影響約佔15%，因其吸收輻射之潛勢為二氧化碳之30倍(Kimura *et al.*, 1991；Wang *et al.*, 1976)，故甲烷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進步而大幅增加(Bartlett and Harriss, 1993)，因此，溫室氣體在大氣中之消長，與環境影響因子之關係，廣泛地受科學家之關切。

溫室氣體中二氧化碳、甲烷與氧化亞

氮之產生與釋放，均與土壤有直接關係(Kimura *et al.*, 1991)，其中80%之甲烷是在還原環境下，由一群厭氣之甲烷生成菌(Methanogens)分解有機物所產生(Ehhalt and Schmidt, 1978)。因此常發生在浸水土壤(如;水稻田中之有機質材之厭氣分解)、反芻動物的消化過程與棄置垃圾時有機廢棄物的發酵過程等(Bouwman, 1990a)。約有40%左右的甲烷是由濕地所釋出(Whiting and Chanton, 1992)，因為濕地土壤終年或大部份時間都處於浸水狀態，水中之氧氣擴散速率較大氣中慢104倍，土壤極易變成厭氣狀態，有機物含量豐富、氧化還原電位低，容易產生甲烷(Frenzel *et al.*, 1992)。Aselmann and Crutzen (1989) 估計全球每年從自然濕地可釋放出 40-160 Tg的甲烷，而從水稻田釋出的甲烷則有60~140 Tg左右。陸稻因用旱田栽培，無淹水，故無明顯的甲烷釋出，其產量約僅佔全球稻米產量之10%，面積則僅佔15%。而全球水稻年收穫面積在1980 年約為123.2百萬公頃，且90%以上為於亞洲(Neue *et al.*, 1990)，其中台灣地區水稻栽培面積，兩期稻作合併計算約為35萬公頃(台灣省農業年報，1996)，為本省重要糧食作物。

在聯合國的環境規畫署(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，估計日本與韓國水田的甲烷釋放率約為15g/m^2/期作;菲律賓為25-30g/m^2/期作;泰國為4-40g/m^2/期作；美國德州則為15-35g/m^2/期作(IPCC, 1996)，而在國內的報告中，臺灣北部水稻之甲烷釋放率為4.15-20.7g/m^2/期作；臺灣中部為0.22-10.45g/m^2/期作；臺灣南部為2.16-10.17g/m^2/期作；臺灣東部為1.2-18.8 g/m^2/期作(呂等，1998)。

影響水稻田釋出甲烷的因子主要分為土壤、氣候、植生及人類活動等方面，(Yagi and Minami, 1990；King *et al.*, 1990；Lindau *et al.*, 1993；Wang *et al.*, 1993；Kimura *et al.*, 1991；Kludze *et al.*, 1993；Sass *et al.*, 1994；Trolldenier, 1995)。氣候方面之因子主要為溫度之高低和雨量之多寡，例如：氣溫下降會抑制土壤中甲烷生成菌之活性；降雨量增加則會提高土壤水分含量而阻礙其通氣性有利於甲烷生成。植生方面則因可直接提供產生甲烷所需要之基質碳，並透過水稻之通氣組織將甲烷自根圈傳送至大氣中(Kludze *et al.*, 1993)，而減少甲烷產生後在土壤中便被消耗的機會(Bender and Conrad, 1994)。人類活動的影響主要是來自土地利用方式之改變、添加有機物、灌水與施用化學肥料等行為。土壤因子則包括pH值、氧化還原電位(Eh)、有機物含量、溫度等，例如：氧化還原電位對濕地土壤中甲烷的生成有極大之影響，因為甲烷生成菌為絕對厭氣菌(obligate anaerobes)，氧化還原電位是隨著 pH值的改變而有所不同，甲烷生成菌是一種對酸極度敏感的細菌，在pH 5.75以下與pH 8.75以上時，甲烷之產生幾乎被抑制，當土壤pH值維持中性時，甲烷之產生量為最高(Wang *et al.*, 1993)。van der Gon and Neue (1995)比較菲律賓粘土水田添加綠肥對甲烷釋出量之影響，其中添加2O ton/ha的處理約為施用尿素的兩倍，且以插秧後兩週內添加綠肥之影響最大；Lindau and Bollich(1993)則指出甲烷之最大釋出量出現於插秧後30~50天，也就是水稻之分蘗期；Delwiche與Cicerone (1993)以石英砂做水稻盆栽試驗，以稻稈、纖維素與木質素為不同之碳源，結果顯示添加纖維素所釋出之甲烷量最高，木質素則最低，可知碳源之分解難易程度與甲烷之釋放有極大的關係。水田土壤處於還原狀態下，並無其他多餘的無機電子接受者，故有機物之多寡對甲烷之釋出量有極大之影響。Shannon and White (1994)指出泥炭地的平均地下水位15cm 以內時，地下水位之高度與甲烷之釋放量才有明顯的正相關，因為甲烷之生成主要分佈於有機物較多之表土中，當地下水位較深時對甲烷之產生則不構成影響。

臺灣地區水稻栽培面積兩期稻作合計約為35萬公頃(臺灣省農業年報，1996)為本省重要糧食作物，多採水田耕作栽培方式，稻穀產量高，栽培一期作為1月至7月；二期作為5月至12月，受各地區之氣候及土壤條件影響，其水稻品種、肥料及農葯使用略有不同，產量亦有所差異，此均與甲烷生成菌之活性有關，本省之水稻甲烷產生與逸釋量在過去之研究中雖有初步成果(Huang, 1991)，然大氣中甲烷之釋放正隨著文明的進步而不斷地地增加，調整水稻田土壤管理制度將有助於降低水稻田甲烷釋放。今後本省水田栽培面積將可能因進入世界貿易組織(WTO)而減少，CH_4自水田土壤排放量應只會減少而不會增加。

陸、溫室效應氣體在農作物生產上減量措施

溫室效應氣體減量已成為世人所共識，甚至各國訂定減量標準，希望於西元2000年時能降到1990年之標準 (Van Amstel and Swart，1994；Mosier *et al.*，1996)。於今年京都會議中所簽公報中，要求已發展國家，將六種主要溫室氣體總括平均估算，於2008至2012年之間需較1990年再減少5.2% (Masood，1997)。行政院為因應國際趨勢，所採用之策略為2010年CO_2人平均排放量回歸至OECD水平再減10% (劉，1997)。為求整體經濟發展，農業生產亦應在適當的情形下盡一份心力。「民以食為天」為自古以來名言，政府決策單位欲對農業提出任何一種溫室氣體減量措施，首先要考慮到是食物之供應與國民接受性，而後再探討減緩溫室氣體之應用科技。農業上溫室效應氣體減量的底線是(1)農業生產應能維持國民之需求，巧妙平衡食物之生產與人口的需要。(2)對農民需有更多的利益(例如，勞動力之減少，因生產而需投入之資源應減少或更有效的利用)。(3)農業產品應被當地消費者接受(Cole *et al.*，1995)。基於上述條件，我們建議減量措施分項述之於後。

一、二氧化碳之減量措施

農作物係將大氣中CO_2經光合作用而生產，雖基本上對大氣中CO_2的收支可視為平衡，但如農業生產能減少土壤中有機質消耗，進而增加土壤有機質含量，將CO_2並變成土壤中可貯存性碳，減少伐木與林地之開墾，進而擴大造林，及生產生物燃料(biofuels)以替代石化燃料，均為我們減緩大氣CO_2濃度上升的主要策略。Cole *et al.* (1995) 指出全球各國在農業生產上，能推行減少碳之排放，增加碳之涵及彌補石油碳之消耗等措施，平均每年具有減少CO_2排放量之潛力為0.84至2.44 Gt C。在目前國內農業科技之條件下，能進行之減量措施，大致如下：

㈠降低石化能源在農業上之消耗，希望能降低目前消耗量之10-50%，建議的措施是提升石化能源在農業生產上之效率，及利用生物性燃料，包括生物性柴油(biodiesel)與生物性乙醇之生產(Cole *et al.*，1995)。

㈡增加碳在土壤中或上之貯存量

擴大造林面積與停止砍發森林，為有效降低大氣中CO_2濃度極有效方法之一。其次增強土壤管理，以減少土壤有機質之消耗，並企能增進土壤有機質之含量。例如利用減少耕耘法以降低土壤有機質礦化。推行有機農耕法以替代慣行農耕法，使用綠、廄及堆肥代替化肥，不但減少化肥生產所耗能量，同時亦可減緩這些有機廢棄物，因拋棄不用而快速分解產生具溫室效應之氣體。其次植物體中所含成分進入土壤後，依土壤微生物分解之難易大致上可分成三類，即易分解性碳(C_1)如單、雙醣、蛋白質與脂肪等；難分解性碳(C_2)如纖維素、半纖維素；抗分解性碳(C_3)如木質素(Van Veen and Paul，1981)。在農業科技上培育高木質素綠肥作物，不但有助殘體在土壤中殘存期增長，同時木質素代謝產物多為酚酸化合物，可能有助腐質物質之生成，而有助土壤中碳之貯存。

二、甲烷之減量措施

甲烷需在缺氧環境下生成。農業部門甲烷產生之主要來源有三，即反芻動物之腸胃排放，浸水稻田土壤在還原狀態下之生產及動物廄肥在厭氧程序下堆積時生成。其中水稻為本省最主要農作物，而動物廄肥為國內主要農業廢棄物，理想方式之一即用以製造有機肥料，均直接涉及作物生產，故就此二項分述之如下：

㈠水田

浸水稻田土壤產生甲烷的途徑是CO_2與電子給與者H_2，脂肪酸，或醇經甲烷生成菌(methane-producing bacteria)作用而生成(Conrad，1989；Oremland，1988)。在浸水稻田中，微生物生成甲烷的動力學，強烈受到土壤因子之影響，包括氧化還原電位，有機質之處理，土壤質地，pH，土壤溫度，無機氧化物如NO_3^-，SO_4^-，Fe_3^+，Mn_4^+等等(Bouwman，1990b；Lindau *et al.*，1994)。間歇浸水或生長季中排水，如水稻抽穗後多次排水晒田，減少稻田浸水狀況，可減少CH4之形成(王及謝，1997；Yagi and Minami，1993)，施用稻稈與綠肥將大幅提升CH_4之形成(彭及黃，1998；Lauren and Duxb ury，1993)。

浸水稻田甲烷減量措施，參考Cole等(1995)建議，我們認為應從(1)灌溉管理，減少土表浸水深度，尤其對粘重質地之土壤，尤需注意，(2)養分管理，少用有效性碳含量高的有機物做為堆廄肥及綠肥(如前述C1成分)，而使用含木質素量高之植物或將堆廄肥充分腐熟，以減少揮發性醇與酸，施用之後勿浸水降解，而預先翻犁在供氧較充分之情形下，讓有機物礦化釋放養分，(3)改良水稻品種，減少根分泌有機碳量。

㈡畜禽與廢棄物之再利用

家畜禽廢棄物經固液分離後，固體部分通氣發酵製成廄堆肥施用於田間，液體部分經暴氣使進入有氧代謝，儘量氧化所含有機養分。如必需行厭氧發酵，應設法收集液狀廄肥所產生之CH_4供燃料用。或直接使用至田間，需充分與土壤混合，以減少厭氧土域之形成。

三、氧化亞氮之減量措施

土壤中N2O之生成主由硝化作用與脫氮作用所生成(Bremner，1997)，同時N_2O又可繼續被氧化亞氮還原酵素繼續還原為N_2，視環境條件而異(Zumft and Kroneck，1990)。農業上人為生成N_2O主要來自大量施用氮肥，包括化學氮肥、綠肥與動物廄肥，另兩主要來源為生物固氮作用(Freney，1997a)，包括共生與游離固氮，或土壤有機質因耕作而加強礦化所產生。

硝化與脫氮兩作用生成N_2O，其量受環境因子影響頗鉅(Beauchamp，1997)，包括土壤水分、溫度，NO_3^-與NH_4^+濃度，pH，有效性碳。基於這些物理、化學及生物因子變化極為複雜，因而N_2O之生成量高低因時空而異。單位施氮量與共生固氮能產生多少N_2O，雖目前倍感需要，但至目前為止尚無法提出眾人皆能接受之數據(Cole *et al.*，1995)。Mosier(1994b)於批評IPCC/OECD估算各國N_2O排放量公式時，提出一較簡化之公式：

N_2O-N 排放量(公噸 N_2O-N) = $\Sigma F \times 0.01$

F = 氮肥消耗量(公噸 N)

Bouwman(1996)認為Mosier(1994)所撰公式僅依美國地區之數據而建立，不足廣泛用於全球各地，其收集全球各地數據，包括日本水田排放N_2O量而建立

$E=1+0.0125 \times F$

E=N_2O排放量(Kg N_2O-N ha^{-1} yr^{-1})

F=施用氮肥量(Kg N ha^{-1} yr^{-1})

"1"為各耕地土壤之背景值，基於不施肥土壤背景值極少，僅找到五個測值而估算。由於其背景值取自英國草原土壤，Chao *et al.*(1998)報導此一背景值不適用於台灣土壤，主要因熱帶地區土壤有機質礦化速率較溫帶地區為高，同時亦證明係數0.0125對台灣地區坡地果園而言，略為偏高。

㈠合理化施肥

配合作物生長而供應所必需的氮素，及改善各種氮肥之肥效，此為N_2O減量策略中最有效之方法(Cole et al., 1995; Freney, 1997b)，即充分利用土壤與植體分析以決定氮肥之供應，減少休閒期以減少土壤中礦質氮素之累積，適當分次施用氮肥，以增加肥效，勿過量生產作物，以減少氮肥之施用。今後應仿美國各州玉米生產帶，立法限制肥料之濫用，但先決條件是充分瞭解作物對養分之需求量，並有完善土壤與植體分析地點與人力。

㈡緊縮氮素之移動

有機氮素在移動過程中，仍將進行N_2O之生成，因而禽畜糞之再利用，應盡量縮短儲存期，最好能結合作物與作物生產系統，使生產之廄肥能儘早施用至土壤供作物吸收利用，同時植物殘體中氮素儘量留置在原生產地。

㈢發展先進施肥技術

Mosier *et al.* (1996), Freney (1997b) 及 Cole *et al.* (1995)均認為利用硝化抑制劑為減少N_2O-N生成較佳方法之一，所以硝化抑制劑及尿素酵素抑制劑，包括Dicyandiamide、nitrapgrin、包被石腊之CaC_2、裹硫尿素、phenyl hosphorodiamide、N(n-butyl) thiophosphoric triamide等等。在本省條件下，筆者測試nitrapgrin與Dicyandiamidate對抑制硝化作用之效果僅維持1-4週，但對N_2O之生成尚未測試，其它包括控制釋放氮肥，葉面施肥及配合季節雨而用不同形式之氮肥(Cole *et al.*, 1995)。

㈣適當耕犁法、灌溉與排水

耕犁、排、灌水皆影響土壤中有機質之礦化速率，硝化作用與脫氮作用，一般而言本省農田脫氮作用生成N_2O之機率高於硝化作用(趙, 1998)，因而應如何保持土壤濕度，施用氮素如何配合作物生長，以減少N_2O生成，有待日後研究解決之道。

柒、結　　語

農業生產上(包括畜牧)每年排放之溫室氣體，所增加之輻射溫暖作用(radiative forcing)之比例，佔全球每年人為增加輻射溫暖作用之20％(Cole *et al.*, 1995)，其中最主要的為氧化亞氮與甲烷。農業生產所排放之N_2O與CH_4，依次佔全球總人為N_2O與CH_4排放量之70％與50％(Cole *et al.*, 1995)。以CO_2而言，雖土壤亦排放，但作物經光合作用而固定的量往往大於排出量，以淨值來看應可視為減量源，特別是森林之培育更是有助大氣中CO_2之減量，此外減少農地犁田次數，以減少土壤有機質之礦化，將植物殘體埋回土壤，以增加或維持土壤有機質之含量，期將大氣中的CO_2經植物光合作用而貯存於土中。但N_2O與CH_4自土壤排放至大氣，在農業生產上是不可避免的，僅可在減量策略方面著墨，如水稻品種之改良，灌排水之管理以減少CH_4之生成與排放，合理化施肥，硝化與尿素水解抑制之開發及適宜的田間管理，以減少氮肥由土壤中排放。依目前的科技估算約可下降N_2O排放量之9-26％。目前國內已有部分研究人員從事溫室氣體減量措施之研究但幅度太小，可能難以配合國際社會之需求，今後因如何加強此方面研究，以配合此種國際情勢之需要。此外農民除非能得到更佳之利潤，否則不會自動自發的去設法減少具有溫室效應氣體之排放，如何誘導農民推行上述減少溫室氣體排放量之措施。有待全體農業研究人員思量與提供解決之道。

參考文獻

王一雄. 1997. 台灣北部土壤之二氧化碳釋放及其影響因子。p.195-206。呂世宗等編。台灣地區大氣環境變遷。台大全球變遷中心。台北。

王銀波 謝學武. 1997. 台灣中、南部水稻田、旱田、濕地、林地及坡地土壤甲烷之釋放及其影響因子。p.99-121。呂世宗等編。台灣地區大氣環境變遷。台大

全球變遷中心。台北。

王銀波 謝學武. 1998. 台灣中、南部坡地果園與森林土壤甲烷之釋放及其影響因子。p.34-53。呂世宗等編。台灣地區大氣環境變遷(三)。台大全球變遷中心。台北。

台灣省農業年報。1996。台灣省政府農林廳。

呂世宗 柳中明 楊盛行. 1998. 台灣地區大氣環境變遷(III)。台大全球變遷中心。

柳中明. 1997. 京都氣候的談判的爭議點。全球變遷通訊雜誌。16:14-15。

陳信偉 顏瑞泓 王一雄. 1998. 台灣北部土壤之二氧化碳釋放及其影響因子。p.133-141。呂世宗等編。台灣地區大氣環境變遷(三)。台大全球變遷中心。台北。

彭德昌 黃山內. 1998. 台灣東部水田土壤甲烷之釋放及其影響因子。p.314-332。呂世宗等編。台灣地區大氣環境變遷(三)。台大全球變遷中心。台北。

楊秋忠. 1997. 台灣中部及南部溫室效應氣體釋放及控制之環境因子之研究。全球變遷通訊誌。14:4。

楊秋忠 劉智文. 1998. 台灣中部及南部溫室效應氣體釋放及控制之環境因子之研究。p.54-69。呂世宗等編。台灣地區大氣環境變遷(三)。台大全球變遷中心。台北。

趙震慶. 1996. 水田之N_2O釋放：無機氮肥與水稻品種之效應。中華農學會報新174：111-133。

趙震慶. 1995. 台灣中、補南部水田土壤氧化亞氮之釋放及其影響因子。八十四年度國科會環發計畫成果發表會論文摘要集。 p.378。國科會環發會。民國八十四年十月三、四日，台北市台大思亮館國際會議廳。

趙震慶. 1995. 台灣中、南部水田土壤氧化亞氮之釋放及其影響因子。八十四年度國科會環發計畫成果發表會論文摘要集。 p.378。國科會環發會。民國八十四年十月三、四日，台北市台大思亮館國際會議廳。

趙震慶. 1997. 台灣中部及南部分水稻田、旱田、濕地、林地及坡地果園土壤氧化亞氮之釋放及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷之研究成果發表會論文集。p.173-194。台大全球變遷與農化系。民國八十六年七月十九日，台北市台大全球變遷中心。

趙震慶. 1998. 台灣中、南部坡地果園與森林土壤氧化亞氮之釋放及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷之研究成果發表會論文集。p.118-132。台大全球變遷與農化系。民國八十七年二月二十日，台北市台大全球變遷中心。

劉銘龍. 1997. 因應二氧化碳管制不應成為我國繼續發展核能之藉口。全球變遷通訊雜誌，16:11-12。

賴朝明. 1995. 氧化亞氮之釋放及其影響因子：1.台灣北部及東部水田土壤氧化亞氮之釋放及其影響因子。八十四年度國科會環發計畫成果發表會論文摘要集。p.380-381。國科會環發會。民國八十四年十月三、四日，台北市台大思亮館國際會議廳。

賴朝明 鍾仁賜 林瑞蓉. 1996. 堆肥與土壤水份對土壤氧化亞氮釋出之影響。中華生質能源學會第十六屆會員大會手冊。p.25。中華生質能源學會第十六屆會員大會，台北市台灣大學。

賴朝明. 1996. 台灣北部濕地、旱田及蔬菜園氧化亞氮之釋放及其影響因子。民國八十五年度國科會環發會計畫成果發表會論文摘要集。p.439。國科會環發會。台北市台灣大學。

賴朝明. 1997. 台灣北部水稻田、旱田、濕地、林地及垃圾掩埋場氧化亞氮之釋放及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷之研究成果發表會論文集。p.383-400。台大全球變遷與農化系。民國八

十交年七月十九日，台北市台大全球變遷中心。

賴朝明. 1997. 台灣地區氧化亞氮及二氧化碳釋放及其影響因子。全球變遷通訊雜誌 14:31-32。

賴朝明. 1998. 台灣北部旱田、森林土壤及垃圾掩埋場氧化亞氮之釋放及其影響因子。台灣地區大氣環境變遷之研究成果發表會論文集。p.105-117。台大全球變遷與農化系。民國八十七年二月二十日，台北市台大全球變遷中心。

謝學武 王銀波. 1995. 台灣中部地區水稻田之甲烷釋放氣候變遷與農業生產。中國農化學會。行政院農委會 101-115。

譚鎮中. 1997. 台灣中、南部水田土壤二氧化碳之釋放及其影響因子。p.209-225。呂世宗等編，台灣地區大氣環境變遷.。台大全球變遷中心，台北。

Aselmann, I. and P.J. Crutzen. 1989. Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddieds, their net primary productivity,seasonality and possible methane emissions.J.Atmos. Chem. 8:307-358.

Amthor, J. S. 1991. Respiration in future, high -CO_2 world. Plant Cell Environ. 14:13-20.

Baker, J. T., F. Laugel, K. J. Boote and L. H. Allen Jr. 1992. Effects of daytime carbon dioxide concentration on dark respiration in rice. Plant Cell Environ. 15:231-239.

Bartlett, K. and R.C. Hariss. 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. Chemosphcrc. 26:261-320.

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.

Beauchamp, E. G. 1997. Nitrous oxide emission from agricultural soils. Can. J. Soil Sci. 77:113-123.

Bender, M. and R. Conrad. 1994 .Microbial oxidation of methane, ammonium and carbon monoxide, and turnover of nitrous oxide and nitric oxide in soil. Biogeochem. 27:97-112.

Bouwman, A. F. 1990a. Introduction. p.25-32. *In*: A. F. Bouwman (ed.) Soil and the greenhouse effect. John Wiley and Sons, New York, USA.

Bouwman, A. F. 1990b. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. p.61-127. *In*: A. F. Bouwman (ed.) Soils and the greenhouse effect. John Wiley and Sons, New York, USA.

Bouwman, A. F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agriculture soils. Nutri. Cycle. Agroecosys. 46:53-70.

Bradbury, N. J. and D. S. Powlson. 1994. The potential impact of global environmental change on nitrogen dynamics in arable systems. p.138-153. *In* : Rounsevell, M. D. A. and P. J. Loveland (eds.) soil Responses to Climate Change. Springer -Verlag, Berli Jn.

Bremner, J. M. 1997. Sources of nitrous oxide in soils. Nutri. Cycl. Agroecosystem. 49: 7-16.

Bremner, J. M. and A. M. Blackmer. 1978. Nitrous oxide emission from soils during nitrification fertilizer nitrogen. Science 199: 295-296.

Cicerone, R. J. 1989. Analysis of sources and sinks of atmospheric nitrous oxide (N_2O). J. Geophys. Res. 84:18265-182741.

Chao, Chen-Ching and C. C. Young. 1996. Nitrou oxide emission from agricultural

soils in central and southern Taiwan. p. 112-131, *In*: H-C Lin *et al.* (eds.) Proceedings of SCOPE/ICSU Nitrogen workshop: The effect of human disturbance on the nitrogen cycle in Asia. SCOPE/Academia Sinice, Taipei, Taiwan, ROC.

Chao, C. C., W. L. Chao and C. C. Young. 1997. Nitrous oxide emission from soils of various ecosystems in central and southern on Atmospheric Chemistry and Future Global Environment. p. 218-221, International Global Atmospheric Chemistry, Nagoya, Japan, November 11-13.

Chao, C. C., C. C. Young, Y. P. Wang and W. L. Chao 1998. Diurnal and seasonal nitrous oxide fluxeo in soil from hardwood forest and different agroecosystems of Taiwan. Biol. Fertil. Soils(submitted).

Cole, V., C. Cerri, K. Minami, A. Mosier, N. Rosenberg and D. Sanerback. 1995. Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emission. p. 745-771. *In*: R. A. Houghton *et al.* (eds.) Climate chage. Cambridge Univ. Press, Cambridge, U. K.

Conrad, R. 1989. Control of methane production in terrestrial ecosystems p.39-58. *In*: M. O. Andrea and D. S. Schimel(eds) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley and Son Ltd. New York, USA.

Conroy, J. and P. Hocking. 1993. Nitrogen nutrition of C_3 plant at elevated atmospheric CO_2 concentrations. Physiol. Plant. 89:570-576.

Davidson, E. A. 1994. Climate change and soil microbial processes:secondary effects are hypothesized from better known interacting primary effects. p.155-168. *In*: Roun- sevell, M. D. A. and P. J. Loveland(eds) Soil Responses to Climate Change. Springer-Verlag, Berlin.

Delwich, C. C. and R. J. Cicerone. 1993. Factors affecting methane production under rice. Global Biogeochem. 7:143-155.

Dickinson, R. E. and R. J. Cicerone. 1986. Future global warming from atmospheric trace gases. Nature 319:109-115.

Duxbury, J. M. and A. R. Mosier. 1993. Status and issues concerning agricultural emission of greenhouse gases. p.229-258. *In*: Kaiser, H. M. and T. E. Drennen (eds.) Agricultural Dimensoils of Global Climate Change. St. Lucie Press, Delray Beach, Florida .

Ehhalt, D. H. and U. Schmidt. 1978. Sources and sinks of atmospheric methane of atmospheric methane.PAGEOPH. 116: 452-464.

Frenzel, P., F. Rothfuss and R. Conrad. 1992. Oxygen profiles and methane turnover in a flooded rice microcosm. Biol. Fertil. Soils 14: 84-89.

Freney, J. R. 1997a. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. Nutri. Cycl. Agroecosystem. 49:1-6.

Freney, J. R. 1997b.Strategies to reduce Gaseous emissions of nitrogen from irrigated agriculture. Nutri. Cycl. Agroecosys. 48:155-160.

Grant, R. F. 1995. Mathematical modeling of nitrous oxide evolution during nitrification. Soil Biol. Biochem. 27:1117-1125.

Grotch, S. L. 1988. Regional Intercomparisons of General Circulation Model Predictions and Historical Climate Data. US Dept. of Energy Report TR 041, Carbon Dioxide Research Division, Washington, D. C. DOE/NBB-0084, 291

p.

Gutowski, W. J., D. S. Gulzler, D. Portmand and W. C. Wang. 1998. Surface Energy Balance of Three General Circulation Models: Current Climate and Response to Increasing Atmospheric CO_2. U.S. Dept. of Energy, Carbon Diode Research Division, Washington, D. C. DOE/ER/60422-H1, 119p.

Holland, E. A. and J. F. Lamarque. 1997. Modeling bio-atmosphere couping of the nitrogen cycle through NOx emissions and NOy. deposition. Nutri. cycl. Agroecosys. 48: 7-24. 1995.

Horie, T., H. Nakagawa, H. G. S. Centeno and N. J. Kropff. The rice crop simulation model SIMRIW and its testing. *In*: Mattews, R. B. et al(eds.) Modeling the Impact of Climate Change on Rice Production in Asia, pp.51-66. CAB International, Oxon. UK.

Horino, T. 1990. Mineral contents and the eating quality of rice grain. Japan. J. Crop Sci. 59:605-611.

Huang, S. N. 1990. Production and emission of methane from experimental paddy soils. Taichung District Agricultural Improvement Station, Changhua, Taiwan R.O.C.

Imai, K. 1995. Physiological response of rice to carbon dioxide, temperature, and nutrients. p. 252-257. *In*: Peng, S *et al.* (eds.) Climate Change and Rice. Springer, Berlin.

IPCC. 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventions: Workbook, Module 4, p.63.

IPCC. 1992. Climate Change 1992. *In*: Houghton, J. T. et al. (eds.) The Supplementary Report to IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press. Cambridge. UK.

Kropff, M. J., R. B. Matthews, H. H. van Laar and H. F. M. ten Berge. 1995. The rice model ORYZAI and its testing. p.27-50. *In:* Mattews, R. B. et al(eds.) Modeling the Impact of Climate Change on Rice Production in Asia. CAB International, Oxon. UK.

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.

King, G. M, P. Roslev and H. Skovgaard. 1990. Distribution and rate of methane oxidation in sediments of Florida Everglades. Appl. Environ. Microbial. 56:2902-2911.

Kludze, H. K., R. D. DeLaune and W. H. Patrick, Jr. 1993. Aerenchyma formation and methane and oxygen exchange in rice. Soil Sci. Sec. Am. J. 57:386-391.

Knowles, R. 1982. Denitrification. Microbiol. Rev. 46:43-70.

Lai, C. M. 1995. Research of greenhouse gases in Taiwan. Presented at Regional Training on Greenhouse Gas Flux Measurement, held by the CSIRO Center for Environmental Mechanics and PAGASA, Canberra, Australia, October 15-25.

Lai, Chao-Ming and Wan-Lin Tseng. 1996. Nitrous oxide emission from agricultural soils in northern Taiwan. Program and Abstracts of SCOPE Nitrogen Workshop. p.15, Held by the National Committee for SCOPE, ROC, Taipei, Taiwan, R.O.C.

Lai, C. M., W. L. Tseng, T. F. Chiang and R. R. Lin. 1997. Field measurement of nitrous oxide emissions from some paddy and upland fields in Taiwan. Program and Extended Abstracts of

International Symposium on Atmospheric Chemistry and Future Global Environment, p.23, held by International Global Atmospheric Chemistry, Nagoya, Japan, November 11-13.

Lauren, J. G. and J. M. Duxbury. 1993. Methane emissions from flooded rice amended with a green manure. p.183-192. *In*: L. A. Harper et al(ed.) Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change. Soil Sci. Amer., Inc. WI. USA.

Lindau, C. W. and P. K. Bollich. 1993. Methane emission from Louisiana first and ratoon crop rice. Soil Sci. 156:42-48.

Lindau, C. W., P. K.Bollich, R. D. Delaune, A. R. Mosier and K. F. Bronson. 1993. Methane mitigation in flooded Lousiana rice fields Biol.Fertil Soil. 15:174-178.

Lindau, C. W., R. D. DeLaune, D. P. Alford and H. K. Kludge. 1994. Methane production and mitigation in rice. p.79-86. *In*: K. Minami et al. CH_4 and N_2O. Yokendo pub., Tokyo, Japan.

Long, S. P. 1991. Modification of the response of the response of photosynthetic productivity to rising temperature by atmospheric CO_2 concentrations: Has its improtance been underestimated? Plant Cell Environ. 14:729-739.

Manabe, S. and R, T. Wetherland. 1987. Large scale changes of soil wetness induced by an increase in atmospheric carbon dioxide. J. of Atmospheric Science 44:1211-1235.

Matthews, R. B., T. Horie, M. J. Knopff, D. Bachelet, H. G. Centeno, J. C. Shin, S. Mohandass, S. Singh, D. Zhu and M. H. Lee. 1995. A regional evaluation of the effect of future climate change on rice production in Asia. p.95-139. *In*: Mattews, R. B. et al (eds.) Modeling the Impact of Climate Change on Rice Production in Asia. CAB International, Oxon. UK.

Mausbach, M. J. and L. D. Spivey. 1994. Significance of two soil components of the pedospher as carbon sinks. p.229-230. *In*: Rounsevell, M. D. A. and P. J. Loveland (eds.) Soil Responses to Climate Change. Springer-Verlag, Berlin.

Mosier, A. R. 1994b. Nitrous oxide emissions from agricultural soils. Fert. Res. 37:191-200.

Masood, E. 1997. Kyoto agreement creates new agenda for climate research Nature 390: 649-650.

Mosier, A. R., J. M. Duxbury, J. R. Freney, O. Heinemeyer and K Minami. 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields:Assessment, measurement and mitigation. Plant and Soil 181:95-108

Morison, J. I. L. 1989. Plant growth in increased atmospheric CO_2. p.228-244. *In*: Fantechi, R. and A. Ghazi (eds.) Carbon Dioxide and Other Greenhouse Gases: Climatic and Associated Impacts. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Mosier, A. R. 1994 a. Nitrous oxide summary. p.135-139, *In*: K. Minami et al (eds.), CH_4 and N_2O: Global emissions and controls from rice fields and other agricultural and industrial sources, Yokendo Pub., Tokyo.

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.

Muller, C., R. R. Sherlock and P. H. Williams. 1997. Mechanistic model for nitrous oxide emission via nitrification and

denitrification. Biol. Fertil. Soils 24:231 -238.

Neue, H. U., P. Becker-Heidmann and H. W. Scharpenseel. 1990. Organic matter dynamics, soil properties, and cultural practices in rice lands and their relationship to methan production. p. 457-466, *In*: A. F. Bouwman(ed.) Soil and the greenhouse effect. John Wiley and Sons, NY. 87.

Oeschger, H. 1989. Information on the Histopy of atmospheric CO_2 and the carbon cycle from ice cores. p.40-54. *In:* Fantechi, R. and A. Ghazi (eds.) Carbon Dioxide and Other Greenhouse Gases: Climatic and Associated Impacts. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Oremland, R. S. 1988. Biogeo- chemistry of methaogenic bacteria. p.641-705. *In:* A. J. B. Zehnder(ed.) Biology of anaerobic microorganisms, John Wiley and Sons, New York, USA.

Paul, E. A. and F. E. Clark. 1989. Soil microbiology and biochemistry, Academic Press, Inc., San Diego, USA.

Ramanth V., R. J. Cicerone, H. B. Singh and J. T, Kiehl. 1985.Trace gases trends and their potential role in climate change. J. Gsophs. Res. 90:5547-5566.

Sass, R. L., F, M. Fisher, S. T. Lewis, M. F. Jund and F. T. Turner. 1994. Methane emission from rice field: Effect of soil properties. Global. Biogeochem. Cycle 8: 135-140.

Shannon, R. D. and J. R. White. 1994. A three -year study of controls on methane emission from two Michigan peatlands. Biogeochem. 27: 35-60.

Trolldenier, G. 1995. Methanogenesis during rice growth as related to the water regime between crop seasons. Biol. Fertil. Soils. 19: 84-86.

Van Amstel, A, R. and R. J. Swart. 1994. Methane and nitrous oxide emissions: An introduction. Fert. Res. 37:213-225.

Van der Gon, D. H. A. C. and H. IJ. Neue. 1995. Influence of organic matter incorporation on the methane emission from a wetland rice field. Global Biogeochem. 1:68-128.

Van Veen, J. A. and E. A. Paul. 1981. Organic carbon dynamics in grassland soils. I. Background information and computer simulation. can. J. Soil. Sci. 61:185-201.

Tortoso, A. C. and G. L. Hutchinson. 1990. Contributions of autotrophic and heterotrophic nitrifiers to soil NO and N_2O emissions. Appl. Environ. Microbiol. 56: 1799-1805.

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.

Wang, Z. P., R. D. Delaune, P. H. Masscheleyn and W. H. Patrick, Jr. 1993. Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 57:382-385.

Whiting, G. L. and J. P. Chanton. 1992. Plant-dependentCH4 emission in a subarctic Canadian fen. Global Biogeochem. 6:225 -231.

Wolfe, D. W. and J. D. Erickson. 1993. Carbon dioxide effects on plants: uncertainties and implications for modeling crop response to climate chant. p.153-178. *In:* Kaiser, H. M. and T. E. drennen (eds.) Agricultural Dimensions of Global Climate Change. St. Lucie Press, Delray Beacg, Florida.

Yagi, K. and K. Minami. 1990. Effects of organic matter application on the meth-

ane emission from some Japanese paddy fields. Soil Sci. Plant Nutr. 36:599-610.

Yagi, K. and K. Minami. 1993. Spatial and temporal variations of methane flux from a rice paddy field. p.353-368. *In*: R. S. Ormland (ed.) Biogeochemistry of global change, Chapman and Hall, NY. USA.

Yang, S. S. 1998. Methane emission from agriculture in Taiwan area. Environ. Geochem. Health 18(in press).

Zumft, W. G. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. Microbiol. Molecul. Biol. Rev. 61: 533-616.

Zumft, W. G. and P. M. H. Kroneck. 1990. Metabolism of nitrous oxide. p.37-55. *In*: N. P. Revsbech and J. Sorensen (eds.) Denitrification in soil and sediment. Plenum Press, New York. USA.

Chapter 7 The effect of crops production on the greenhouse gas emissions and agricultural option for mitigation of greenhouse gas emissions

Yin-Po Wang, Chen-Ching Chao and Chen-Chung Tan
Department of Soil and Environmental Sciences ,National Chung Hsing University
Chao-Ming Lai and Shang-Shyng Yang
Department of Agricultural Chemistry,National Taiwan University
Shan-Ney Huang
Tainan District Agricultural Improvement Station
Rey-May Liou
Department of Environmental Engineering and Health, Chia-Nan College of Pharmacy

ABSTRACT

Crops production contributes significantly to anthropogenic emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide. Current data shown that, Agriculture accounts for 20% of the annual increase in anthropogenic greenhouse warming. Most of this is due to methane and nitrous oxide ; agriculture produces about 50 and 70%, respectively, of their anthropogenic emission. The annual emissions of CH_4 and N_2O were about 35,000 CH_4 tons and 10,492 tons N_2O-N, respectively, in Taiwan area. Crop production may increase with increasing of CO_2 level by stimulating photosynthetic rate. However plant respiration, transpiration, water use efficiency, growth development and the quality of the crops may be positively or negatively altered by increasing CO_2 level and warming. In addition, CO_2 level and warming may also affect soil moisture status, nutrient applying capacity, soil temperature and so on. Significant mitigation in CO_2 from agricultural can be achieved through reducing fossil fuel usage, for example, minimum tillage, irrigation scheduling, solar drying of crops, improved fertilizer management and boifuel production, in-crease the carbon pooi in soil or on soil surface. The CH_4 emission from soils, the major factor is water immersion field soil, e.q. paddy soil and after heavy rain. Significant decrease in CH_4 emission from agriculture can be achieved through better management of paddy rice fields, alternative treatment and management of animal wastes. Agricutural N_2O emission are thought to arise from fertilization of soils with mineral N and animal manures, and mineralization of soil organic matter, N_2O emission from agriculture could be reduced by improving agriculture management with available techniques, for example, improving fertilizer use efficiency, applications of nitrification and urease inhibitors, integrating crop and animal forming et al. Future studies are: 1) Estimation of CO_2, CH_4 and N_2O emissions from various important soils of Taiwan, 2) Study of their mitigations , 3) Comparison of field measurement

data of CO_2, CH_4 and N_2O emissions with those by IPCC method, and 4) Development of suitable models to estimate CO_2, CH_4 and N_2O emissions in Taiwan.

Key wards: Carbon dioxide, Methane, Nitrous oxide, Agriculture, Emission, Mitigation.