

在溫室中相同的有機質肥料連用對經 25 作葉菜栽培之土壤性質與其氮與磷劃分之影響¹

周恩存²、李宗翰³、吳妍儒²、鍾仁賜²

摘 要

有機質肥料是重要的肥田物質，不同的農業廢棄物所製得之有機質肥料性質不同。本研究之目的探討在溫室條件下栽培短生長期之葉菜，長時期連用同一種有機質肥料對土壤一般化學性質與土壤氮與磷組成的影響，作為肥料施用之參考。共有 6 種處理，即牛糞堆肥、豬糞堆肥、雞糞堆肥、大豆粕、豌豆苗殘體堆肥與輪施處理（牛糞堆肥－豌豆苗殘體堆肥－豬糞堆肥－大豆粕－雞糞堆肥依次輪流施用），每處理 4 重複，採逢機完全區集設計。經 4 年栽培 25 作葉菜後，採取土壤分析其一般性質及以 Bremner 的方法將氮劃分，以 Sui 和 Thompson 之續列萃取法將磷劃分。結果顯示連續施用相同的有機質肥料，對土壤性質、氮與磷組成分均造成顯著影響。牛糞堆肥、大豆粕與豌豆苗殘體堆肥使土壤 pH 值下降，5 種有機質肥料均使土壤中的無機態氮、有效磷與鉀累積至極高量，且超過一般作物栽培所需之有效養分量。連用大豆粕，無法增加土壤有機質與總氮，且有明顯的促發反應而減少之，輪流施用不同的有機質肥料，使土壤綜合表現各種有機質肥料之特性，是較理想的選擇。但是，施肥前之土壤診斷是非常重要的，否則將導致土壤無法用於作物生產。不同的有機質肥料長時間施用的結果，不但改變土壤中氮與磷各劃份濃度且改變其佔總氮或總磷的比例之高低順序。

關鍵詞：可水解氮、不可水解氮、碳酸氫鈉溶液可萃取磷、鹽酸溶液可萃取磷。

¹ 行政院農業委員會桃園區農業改良場研究報告第 461 號。

² 國立臺灣大學農業化學系研究生、研究助理及教授(通訊作者，chungrs@ntu.edu.tw)。

³ 桃園區農業改良場助理研究員。

前 言

氮 (nitrogen, N) 與磷 (phosphorus, P) 是植物需求量多的營養元素，氮則是植物體內含量最多的無機養分，是植物養分吸收的領導因子 (leading factor)，其缺乏與過多，均對作物生長造成顯著影響。氮肥因此是作物栽培上用量最多的肥料，在有機農業裡僅使用有機質肥料，提供作物所需之養分。有機質肥料原料的種類甚多，包含禽畜糞、穀殼、鋸木屑、農場廢棄物、都市廢棄物與工業廢棄物等，其組成成分各異 (李和連, 1997)。不同的有機質肥料在土壤中一定時間內的礦化率不同，被微生物降解速率則因有機質肥料之組成而定，而有機質肥料被降解的難易將影響其養分釋放速率與在一季作物栽培中之可礦化量 (Chae and Tabatabai, 1986; 林等人, 2003; Larney and Angers, 2012)。因此，不同來源的有機質肥料，在相同的氮肥用量下，即使有機質肥料的氮濃度相同，有機質肥料之用量也不會相同。

氮與磷的化學型態影響其有效性，大部分對土壤中氮與磷的研究或歸類是按照分析方法。Bremner (1965) 提出以氮化合物劃分土壤中各種不同型態氮得到可水解銨態氮 (hydrolyzable ammonium N)、胺基醣態氮 (amino sugar N)、胺基酸態氮 (amino acid N)、不可辨認的可水解氮 (unidentified hydrolyzable N) 和不可水解氮 (nonhydrolyzable N) 等。這種劃分有助於瞭解氮在土壤中的動態與供應有效氮的能力，如胺基酸態氮是可被優先利用的有機態氮，可作為土壤有機質中易礦化氮含量指標 (Stevenson, 1996)；胺基醣態氮主要來自微生物生質 (Wander *et al.*, 2007; He *et al.*, 2011; Bai *et al.*, 2013)；而不可辨認的可水解氮由穩定的胺基分子組成 (Nannipieri and Paul, 2009)，屬於可被酸水解氮型態中較難被分解的部分，而可水解的多種有機態氮亦比不可水解氮易被降解、礦化 (Keeney and Bremner, 1964; Ferguson and Gorby, 1971)。

在我國，對農田土壤氮有效性之研究甚多 (曾與王, 1967; 林等人, 1974; 李與林, 1976; 連等人, 1996; 陳與李, 1997)，然而，對土壤中不同的氮化合物組成之研究則相對較少。不同耕作和種植系統顯著影響土壤氮型態 (Allison, 1973; Stevenson, 1982; 黨等人, 2011; 彭等人, 2014; Sharma *et al.*, 2014)。Asami (1971) 之研究顯示長期施用化學氮肥或化學氮肥與廐肥共用，會促進礦化作用和生物固定化作用，而影響土壤中不同的氮劃份。因此，由長期不同施肥管理後土壤氮各劃份的變化，可瞭解施肥和土壤供氮的關係。林等人 (1973) 利用 Bremner (1965) 土壤氮劃分法，研

究我國主要水田土壤之氮化學，顯示水田土壤氮中，不可水解氮佔 24%，可水解全氮佔 76%，而可水解氮中，胺基酸態氮、可水解銨態氮、胺基醣態氮與不可辨認之可水解氮分別佔總氮之 36%、25%、5%與 10%。

土壤中的總磷或植物有效磷濃度，因氣候條件 (Tiessen *et al.*, 1984)、土壤性質 (Agebenin and Tiessen, 1994) 及施肥種類 (Larney and Angers, 2012; Blair *et al.*, 2014) 與時間等耕作條件 (Richards *et al.*, 1995; Motavalli and Miles, 2002; Linquist *et al.*, 2012; Piegholdt *et al.*, 2013) 而異。土壤有機磷佔土壤總磷的比例，約為 40-80%。磷在土壤中有不同的化學型態，且可被不同的萃取劑萃取 (Hedley *et al.*, 1982; Tiessen *et al.*, 1984; Tiessen and Moir, 1993)，這些磷的型態與土壤化學組成及植物有效性有關。Chang 和 Jackson (1957) 發展序列劃分法後，有許多修改的方法被發展且被廣泛用於研究土壤的磷化學 (Williams *et al.*, 1967; Hedley *et al.*, 1982; Sui and Thompson, 1999)。Hedley 等人 (1982) 利用不同強度的萃取劑，將土壤中的磷依萃取劑所能抽出型態與抽出難易描述各劃份，可用於評估因栽培作物、施肥或孵育試驗造成土壤中磷重新分配的動態。不同耕作和種植系統對土壤磷的型態與濃度均有影響 (游, 1997; 徐等人, 2002)。

有機農業之有機質肥料的施用量，大都是以有機質肥料氮濃度及其礦化率而計算。然而，許多有機栽培者或基於個人之喜好或基於方便性，在其栽培中常常僅使用同一種有機質肥料。長期以氮為基礎施用有機質肥料將會造成磷等元素之累積 (Edmeades, 2003)，因此，不同的有機質肥料長期連用對土壤氮與磷化學的影響是尚待研究的課題，不但影響作物之產量與品質，可能與土壤之永續利用有關 (Swift and Woome, 1993)。本研究之目的為探討在溫室條件下栽培短生長期蔬菜，連用 (4 年 25 作) 同一種有機質肥料對土壤氮與磷化學的影響，以作為肥料施用之參考。

材料與方法

一、地點與試驗設計

本研究設置於 2000 年 3 月，地點在行政院農業委員會桃園區農業改良場 (桃園市新屋區) (24°57' N, 121°1' E) 溫網室，主要在探討不同有機質肥料對短期葉菜生長影響。土壤為 Typic Halpludox 黏質土壤，試驗前土壤 pH 值 (1:1) 為 6.7 (係先以石灰中和而得)，飽和水導電度 (electric conductivity of saturation extract, EC) 為 0.2 dS

m^{-1} ，總氮濃度為 4.42 g kg^{-1} ，有機碳濃度為 14.2 g kg^{-1} 、Mehlich-III 可萃取磷、鉀、鈣與鎂分別為 93、127、3,054 與 207 mg kg^{-1} 。使用之有機質肥料包括牛糞堆肥、豬糞堆肥、雞糞堆肥、豌豆苗殘體堆肥與大豆粕等 5 種，其平均之一般性質如表 1 所示。栽培之葉菜則有芥藍、菠菜、萵苣、蕹菜（空心菜）、荷葉小白菜與芥菜等。本研究土壤於 2004 年 5 月採樣，已經栽培 25 作蔬菜。

共有 6 種施肥處理，每處理 4 重複，以逢機完全區集設計，小區面積為 6.27 m^2 。所設定之施肥處理為：牛糞堆肥（cattle dung compost，代號 CDCComp）處理、豬糞堆肥（hog dung compost，代號 HDCComp）處理、雞糞堆肥（poultry dung compost，代號 PDCComp）處理、大豆粕（soybean meal，代號 SBM）處理、豌豆苗殘體堆肥（pea seedling residue compost，代號 PSRComp）處理及輪施（牛糞堆肥－豌豆苗殘體堆肥－豬糞堆肥－大豆粕－雞糞堆肥依次輪流施用）（代號 RotApp）處理。

各處理之施肥量以氮為基準，依作物施肥手冊之作物推薦氮肥量換算有機質肥料用量，不考慮磷與鉀。有機質肥料於整地時一次施入，並與土壤充分混合，沒有追肥。有機質肥料用量 (kg ha^{-1}) = (氮肥推薦量 (kg N ha^{-1})) / 有機質肥料氮濃度 (g kg^{-1})) x 2 (或 1.25)；其中，牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗堆肥殘體之礦化率以 50%計 (x 2)，大豆粕和雞糞堆肥以 80%計 (x 1.25)。

4 年試驗期間肥料施用量：以堆肥計，牛糞堆肥、豬糞堆肥、雞糞堆肥、大豆粕、豌豆苗殘體與輪施處理所施入的堆肥量（碳量）分別為 307,200 (141,280)、345,800 (159,100)、187,420 (86,200)、108,850 (50,100)、324,730 (149,400) 與 255,500 (117,500) kg N (C) ha^{-1} 。以元素計，牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥均為 $9,060 \text{ kg N ha}^{-1}$ ，雞糞堆肥與大豆粕為 $5,660 \text{ kg N ha}^{-1}$ ，輪流施用之處理為 $7,700 \text{ kg N ha}^{-1}$ 。磷與鉀施入量，牛糞堆肥處理為 $3,310 \text{ kg P ha}^{-1}$ 與 $6,100 \text{ kg K ha}^{-1}$ 、豬糞堆肥處理為 $3,700 \text{ kg P ha}^{-1}$ 與 $4,970 \text{ kg K ha}^{-1}$ 、豌豆苗殘體堆肥處理為 $2,170 \text{ kg P ha}^{-1}$ 與 $3,350 \text{ kg K ha}^{-1}$ ，雞糞堆肥處理為 $3,210 \text{ kg P ha}^{-1}$ 與 $6,930 \text{ kg K ha}^{-1}$ ，大豆粕處理為 990 kg P ha^{-1} 與 $2,320 \text{ kg K ha}^{-1}$ 與輪流施用之處理為 $2,680 \text{ kg P ha}^{-1}$ 與 $4,720 \text{ kg K ha}^{-1}$ 。

二、採樣與一般化學分析

採樣時，每小區採取三個亞樣品 (sub-sample)，組成一個複合樣品 (composite)。經風乾、磨碎並過 20 mesh 之篩網，置於夾鏈袋中儲存，並進行化學分析。分析酸鹼度（土水比 1：1）(McLean, 1982)、飽和水導電度 (Rhoades, 1982)、有機碳以有

機碳分析儀測定 (Model 1010 O.I. Analytical, Texas, USA)、總氮濃度 (Bremner, 1965)、Bray 1-P (Olsen and Sommers, 1982)、Mehlich III 可萃取之鉀、鈣、鎂、銅與鋅 (Mehlich, 1985)。

三、氮分析

- (一) 總氮 (Bremner, 1965) : 秤取 1.0 g 土壤置於分解管, 加入 2 mL 去離子水靜置 30 分鐘, 加入 1.1 g 分解促進劑 (硫酸鉀 : 硫酸銅 : 硒 = 100 : 10 : 1)、0.2 g 水楊酸及 8 mL 濃硫酸, 靜置過夜, 加 0.3 g 硫代硫酸鈉 ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$), 在 350°C 下分解, 分解後以蒸餾法定量。
- (二) 無機態氮 (銨態氮 + 硝酸態氮) (Bremner, 1965) : 5 g 土壤, 以 50 mL 的 2.0 M 氯化鉀溶液萃取二小時, 過濾, 以蒸餾法定量。
- (三) 有機態氮劃分 (Bremner, 1965) : 經無機態氮萃取後土壤加 20 mL 6 N 鹽酸溶液, 在 $110\text{-}120^\circ\text{C}$ 下煮沸、迴流 (reflux) 12 小時, 得土壤水解液 (soil hydrolysate), 再測定各型態氮。
 1. 可水解全氮 (total hydrolyzable N) : 適量中和過之水解液於分解管中, 加入分解促進劑及濃硫酸分解, 完成後, 以蒸餾法定量。
 2. 可水解銨態氮 : 適量水解液, 加入過量氧化鎂 (MgO), 以蒸餾法定量。
 3. 可水解銨及胺基醣態氮 (hydrolysable ammonium-N + amino sugar-N) : 適量水解液, 加入磷酸鹽-硼酸鹽緩衝液 10 mL, 以蒸餾法定量。
 4. 胺基醣態氮 (amino sugar-N) : 可水解銨及胺基醣態氮之值減去可水解銨態氮。
 5. 胺基酸態氮 (amino acid-N) (Horwitz, 1980) : 適量水解液以茚滿三酮 (ninhydrin) 試劑呈色, 比色法定量。
 6. 不可辨認的可水解氮 : 可水解全氮減去可水解銨態氮、胺基醣態氮及胺基酸態氮。
 7. 不可水解氮 : 總氮減去可水解全氮與無機態氮。

四、磷分析

以 Sui 和 Thompson (1999) 序列萃取劃分磷 :

- (一) 0.5 g 風乾土置於 30 mL 的離心瓶中, 加入 28 mL 的去離子水, 振盪 16 小時, 8,000 rpm 離心 30 分鐘, 濾膜 ($0.45\ \mu\text{m}$) 過濾, 以鉬藍法測磷 (Murphy and Riley,

1962)，為水萃取磷（ H_2O-P ）。

- (二) 加入 25 mL 0.5 M pH 8.2 之碳酸氫鈉溶液於上述沉澱土壤之離心管中，振盪 16 小時，8,000 rpm 離心 30 分鐘，濾膜過濾，以鉬藍法測磷，為碳酸氫鈉萃取無機磷（ $NaHCO_3-IP$ ）。
- (三) 加入 25 mL 0.1 M 氫氧化鈉溶液於上述沉澱土壤之離心管中，振盪 16 小時，8,000 rpm 離心 30 分鐘，濾膜過濾，以鉬藍法測磷，為氫氧化鈉萃取無機磷（ $NaOH-IP$ ）。
- (四) 加入 25 mL 0.1 M 鹽酸溶液於上述沉澱土壤之離心管中，振盪 16 小時，8,000 rpm 離心 30 分鐘，濾膜過濾，以鉬藍法測磷，為鹽酸萃取磷（ $HCl-P$ ）。
- (五) 將殘餘土壤乾燥後取出移入分解管中，加入 1 mL 1 N 氯化鎂溶液、5 mL 濃硫酸， $360^\circ C$ 下加熱分解一小時，放冷，加入 1 mL 混合酸（濃硫酸：70-72%過氯酸 = 92：2）， $360^\circ C$ 加熱五分鐘取出定量至 50 mL，以鉬藍法測磷，為殘餘磷。
- (六) 分別取碳酸氫鈉及氫氧化鈉之萃取液 10 mL 置於試管中，以 0.4 g 的過硫酸銨（ammonium persulphate）（ $(NH_4)_2S_2O_8$ ）置於高壓釜中消化分解（以 103.5 kPa， $121^\circ C$ 分別消化 60 分鐘及 90 分鐘），以 1 N 氫氧化鈉溶液調整 pH 後，以鉬藍法測磷，則分別為碳酸氫鈉和氫氧化鈉萃取全磷。將此濃度分別扣除碳酸氫鈉與氫氧化鈉萃取無機磷，則分別得碳酸氫鈉萃取有機磷（ $NaHCO_3-OP$ ）與氫氧化鈉萃取有機磷（ $NaOH-OP$ ）。

五、統計分析

所有資料均以 SAS 軟體進行 ANOVA 分析，再以鄧肯氏多變域比較測定（Duncan's multiple range test），比較各處理間之差異。施入之磷肥量與土壤總磷濃度間，以及 Bray-1 有效磷、水萃取磷、碳酸氫鈉萃取無機磷、氫氧化鈉萃取無機磷、鹽酸萃取磷、殘餘磷、有機磷等劃份與土壤總磷濃度間之關係，則進行線性迴歸分析（linear regression analysis）。

表 1. 使用之有機質資材平均元素組成

Table 1. Some selected characteristics of the organic fertilizers used in the experiment

性質 Parameter	牛糞堆肥 Dairy cattle dung compost, CDCComp	豬糞堆肥 Hog dung compost, HDCComp	雞糞堆肥 Chicken dung compost, PDCComp	大豆粕 Soybean meal, SBM	豌豆苗殘體 堆肥 Pea residue compost, PSRComp
OM ^x (g kg ⁻¹)	500	421	496	536	519
TN (g kg ⁻¹)	29.5	26.2	30.2	52.0	27.9
C/N	8.5	8.0	8.2	5.2	9.3
pH	6.45	7.30	6.51	6.10	6.40
EC (dS m ⁻¹)	7.45	4.09	13.37	4.59	4.47
P (g kg ⁻¹)	10.8	10.7	17.1	9.1	6.7
K (g kg ⁻¹)	19.9	14.4	37.0	21.3	11.0
Ca (g kg ⁻¹)	13.1	44.5	46.5	3.0	6.5
Mg (g kg ⁻¹)	5.5	4.5	8.4	2.8	3.2
Cu (mg kg ⁻¹)	30	102	223	12	17
Zn (mg kg ⁻¹)	137	229	265	37	79
Mn (mg kg ⁻¹)	372	507	516	28	178

x: OM: Organic matter; TN: Total nitrogen; EC: Electric conductivity of 1: 5 (compost : water) water extract.

結果與討論

一、土壤性質

表 2 顯示各處理土壤經過 4 年 25 期作蔬菜施肥與種植後，土壤 pH 值顯著不同，以施大豆粕 (SBM) 處理最低，與施豌豆苗殘體堆肥處理 (PSRComp) 無顯著差異；豬糞堆肥 (HDCComp) 與雞糞堆肥 (PDCComp) 處理較高，但兩處理間沒有差異，次低為牛糞堆肥 (CDCComp) 與豌豆苗殘體堆肥兩處理處理。大豆粕蛋白質含量高，碳氮比低，當作肥料施於土壤中易礦化 (Van Kessel *et al.*, 2000) 且產酸 (Graham and Haynes, 2005)，連用造成土壤 pH 值下降。由於有機質肥料中的氮大部分為還原態

(Eklind and Kirchmann, 2000; Tiquia and Tam, 2000; Sanchez-Monedero *et al.*, 2001) , 施入土壤中後, 經由微生物作用, 在旱田條件下最終形成硝酸態氮, 產生質子, 若土壤含鈣少或緩衝 pH 容量小, 降低土壤 pH 值, 如牛糞堆肥、大豆粕與豌豆苗殘體堆肥處理所顯現的。許多研究顯示施用堆肥使土壤 pH 值提升, 是因有機質肥料中的鈣與鎂含量高, 則會緩衝 pH 值下降, 為石灰效應 (liming effect) (陳, 1995; Whalen *et al.*, 2000; Egiarte *et al.*, 2006; Doan *et al.*, 2014; Larney and Angers, 2014) , 如豬糞堆肥與雞糞堆肥所顯現的。4 年之中, RotAPP 處理雖然施入含 $1,375 \text{ kg N ha}^{-1}$ 大豆粕, 由於尚施其他有機質肥料, 其 pH 值下降較少。顯示不同之有機質肥料對土壤 pH 值之影響不同是與其性質與組成有關 (Kätterer *et al.*, 2014; Larney and Angers, 2014) 。

牛糞堆肥處理使飽和水導電度累積至甚高, 再持續施用, 對不耐鹽作物會造成鹽害。由於有機質肥料分解產生小分子鹽, 是造成飽和水導電度升高之原因, 此為溫室中有機栽培下, 不考慮土壤肥力而連用有機質肥料最容易造成之問題。因此, 施肥前土壤肥力診斷是重要的。

土壤有機碳濃度因處理而有顯著差異 (表 2) , 土壤有機碳濃度則與堆肥施用量成線性正相關 ($r=0.827$, $P \leq 0.05$, $n=6$) , 是由於與有機質肥料之施用量與性質有關 (Buisse *et al.*, 2013; Vanden Nest *et al.*, 2014) 。但是大豆粕處理對土壤有機碳含量則沒有影響, 因此, 就增加土壤有機碳的觀點而言, 不是理想的有機資材; 牛糞堆肥使土壤有機碳增加至甚高, 牛為反芻動物, 其糞便中留下的大部分為難消化者, 在堆肥化過程中留下的碳更是難以分解, 其施用可有效增加土壤有機碳; 豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥亦能有效增加土壤有機碳; 雞飼料較精緻, 雞糞中難分解物質應較少, 但是堆肥化時添加較難分解之物質如鋸木屑, 連用多年之後, 土壤有機碳也顯著增加; 輪施處理之表現, 亦顯著增加土壤有機碳而與豬糞堆肥處理相近。雖然土壤有機碳的增加是長期土壤管理之重要指標 (Gregorich *et al.*, 1994; Larney and Angers, 2012) , 然而, 由本研究顯示, 其中四個處理 (牛糞堆肥、豬糞堆肥、豌豆苗殘體堆肥與輪流施用) 之土壤有機碳均升高至大值, 顯示如此之施肥管理模式, 並不恰當。研究顯示土壤有機質含量增加可以增加作物產量, 但亦有其最適值 (Lal, 2006) , Loveland 與 Webb (2003) 認為 20 g kg^{-1} 可以當做土壤有機碳含量之臨界值, 顯示大豆粕處理之土壤有機碳含量較低, 其他處理則太高。

除施大豆粕之處理, 其他各種有機質肥料連用 25 作, Mehlich-III 可萃取鉀、鎂等養分比起始時提高極多, 顯示由有機質肥料帶來的這些養分, 超過作物需求 (表 2

與表 3)，說明如此之施肥管理，不利於土壤之永續利用，高含量有機質最終則會表現在土壤鹽分含量（土壤水導電度增加）之增加上，Blair 等人（2014）亦有相同的研究結果。豬糞堆肥與雞糞堆肥含鈣較多，但僅豬糞堆肥處理土壤有效性鈣，與起始土壤比沒有變化，雞糞堆肥處理則呈現下降的現象，其餘處理則下降更多。顯示除豬糞堆肥外之其他有機質肥料，提供的鈣不足，有鈣缺乏之虞。不同的有機質肥料使土壤中 Mehlich-III 可萃取銅與鋅有顯著差異（表 3）。且土壤中 Mehlich-III 可萃取銅與鋅分別與有機質肥料中銅與鋅濃度呈線性正相關（銅 $r=0.874$ ；鋅 $r=0.989$ ， $P \leq 0.01$ ， $n=6$ ）。此結果則顯示再經過更長之時期相同堆肥連用之後，將導致銅與鋅等重金屬在土壤中累積至高濃度而不適用於作物栽培。

二、氮

(一) 總氮

經過 4 年 25 作之後不同處理土壤之總氮濃度，以牛糞堆肥處理顯著較高，大豆粕處理最低，其差距達 5 倍。與起始土壤總氮濃度（ 4.42 g kg^{-1} ）比，大豆粕處理約減少一半，而牛糞堆肥處理增加量大於一倍（表 2）。顯示施用大豆粕，因促發反應（priming effect）（Kuz'yakov *et al.*, 2000；Chen *et al.*, 2014），使土壤中原存之有機氮礦化。施雞糞堆肥對土壤總氮濃度並未造成顯著影響，豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥處理則增加，輪流施用各種有機質肥料處理亦增加，惟比豬糞堆肥處理略少。顯示各種有機質肥料特性不同，其礦化速率和礦化量不同，顯著影響土壤總氮濃度。牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥處理氮總施用量比大豆粕與雞糞堆肥處理多，因而前者土壤所累積的氮比後者多。然而，牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥處理之氮施用量相同，大豆粕與雞糞堆肥處理亦相同，均顯示不因施氮量相同而有相同的結果。顯示土壤氮的累積，並非完全決定於肥料施用量。然而，不論哪一種處理均顯示若以 20 g kg^{-1} 當做土壤有機碳含量之臨界值（Loveland and Webb, 2003）時，所有處理土壤的總氮均累積至過高的含量。

表 2. 土壤基本化學性質(一)

Table 2. Selected chemical properties of the soil (1)

處理 Treatment	酸鹼度 pH (1 : 1)	飽和水導電度 EC dS m ⁻¹	有機碳 Organic C g kg ⁻¹	總氮 Total N g kg ⁻¹	Bray-1 萃取磷 Bray-1 P mg kg ⁻¹
CDComp ^w	4.89 b ^x	4.43 a	81.4 a	11.0 a	272 b
HDComp	6.67 a	2.08 b	50.4 c	5.8 c	222 c
PDComp	6.90 a	1.28 d	31.6 d	4.3 d	459 a
SBM	4.58 c	0.73 e	14.9 e	2.1 e	198 c
PSRComp	4.70 bc	1.85 bc	57.6 b	6.9 b	268 b
RotAPP	5.62 a	1.51 cd	49.1 c	5.7 c	261 b

w: CDComp: cattle dung compost; HDComp: hog dung compost; PDComp: poultry dung compost; SBM: soybean meal; PSRComp: pea residue and rice hull compost; RotAPP: applying the five organic fertilizers mentioned above in turn.

x: Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($p = 0.05$) by Duncan's multiple range test.

表 3. 土壤基本化學性質(二)

Table 3. Selected chemical properties of the soil (2)

處理 Treatment	孟立克萃取鉀 Meh-III ^x K mg kg ⁻¹	孟立克萃取鈣 Meh-III Ca mg kg ⁻¹	孟立克萃取鎂 Meh-III Mg mg kg ⁻¹	孟立克萃取銅 Meh-III Cu mg kg ⁻¹	孟立克萃取鋅 Meh-III Zn mg kg ⁻¹
CDComp ^w	580 a ^y	1662 c	592 a	1.9 d	30.4 c
HDComp	360 b	3014 a	379 d	6.0 b	43.7 b
PDComp	545 a	2078 b	448 b	6.4 a	56.4 a
SBM	141 c	53 f	40 e	1.1 c	10.4 f
PSRComp	317 b	779 e	381 d	2.9 e	22.4 e
RotAPP	365 b	1270 d	293 c	3.1 c	28.1 cd

w: CDComp: cattle dung compost; HDComp: hog dung compost; PDComp: poultry dung compost; SBM: soybean meal; PSRComp: pea residue and rice hull compost; RotAPP: applying the five organic fertilizers mentioned above in turn.

x: Mehlich III extractable.

y: Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($p = 0.05$) by Duncan's multiple range test.

(二) 無機態氮

無機態氮佔總氮比例 1.6-5.4% (平均 2.7%)，Stevenson (1982) 之研究顯示土壤中的無機態氮，不超過總氮的 5%。表 4 顯示各處理土壤無機態氮濃度均高，然而，不同有機質肥料之處理間無機態氮濃度顯著不同。以牛糞堆肥處理最高，達 600 mg kg^{-1} ，不但顯示無機態氮過度累積的現象，而且累積所達到的數值太高；豬糞堆肥、豌豆苗殘體堆肥和輪施不同堆肥處理土壤無機態氮濃度亦高。雞糞堆肥與大豆粕處理較低，應是其較易礦化，或被吸收或主要經由脫氮作用 (denitrification) 而損失。整體而言，在溫室條件下栽培蔬菜且每作均足量或過量施肥，因無雨水淋洗作用，任何肥料均可能導致其中無機態氮的累積，且累積至甚高量。然而，其累積量則因肥料種類與施肥量而不同。Flower 和 Arnold (1983) 及陳和李 (1997) 之研究均顯示施用禽畜糞堆肥增加土壤無機態氮。因此，施有機質肥料的土壤，種植之前土壤無機態氮含量的分析是必要的，施用過多的肥料，不但增加成本，亦影響作物品質，至終將使土壤無法用於作物栽培。

(三) 有機態氮

有機態氮為可水解全氮與不可水解氮之和，佔總氮比例 95% 以上 (表 4)。由於無機態氮佔總氮的比例低，故處理對有機態氮濃度的影響與總氮相似。可水解全氮被認為是可礦化氮之最大值，即可水解氮化合物在耕作下比不可水解氮易礦化 (Keeney and Bremner, 1964; Ferguson and Gorby, 1971; Rao and Ghosh, 1981)。表 4 顯示不同施肥處理土壤可水解全氮與不可水解氮濃度與佔總氮的比例，因處理而不同，說明施肥管理影響土壤中氮的轉換 (Sharma *et al.*, 2014)。可水解全氮濃度以牛糞堆肥處理顯著較高，大豆粕較低。次為豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥處理且兩者相近，再次為輪施與雞糞堆肥處理。不可水解氮濃度的高低順序，與可水解全氮相似。大豆粕處理的土壤，不但可水解全氮濃度低，不可水解氮濃度更是次低的雞糞堆肥處理的三分之一，顯示大豆粕易降解、礦化，故其施用，無法在土壤中累積氮；雞糞堆肥亦有相同的情形，然而，土壤氮減少則較為緩慢，且均顯示促發反應而使土壤總氮減少。施用牛糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥，不但使土壤可水解全氮濃度提高，亦使不可水解氮濃度提高，即會累積氮在土壤中。以氮計，牛糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥的施用量相同，顯示牛糞堆肥氮比豌豆苗殘體堆肥不易降解、礦化。輪施處理綜合表現各個有機質肥料特性，且與豬糞堆肥處理的結果相似。巨等人 (2004) 指出，長期施用有機質肥料能顯著提高土壤中可水解全氮的濃度，然而，由本研究可知，有機質肥料之種類影響有機

態氮的濃度與組成。

各處理之可水解全氮平均佔總氮 52%，即表示土壤中的氮有一半是對植物有效的；而不可水解氮佔總氮 48%，說明土壤中有一半氮是未知其組成且不瞭解其特性。不可水解氮為鍵結強的氮型態，屬生物有效性較低的劃份。林等人（1973）研究我國主要水田土壤顯示可水解與不可水解氮分別各佔 76%與 24%，與本研究土壤不同，顯示施肥管理與作物栽培系統影響土壤氮的組成。Keeney 和 Bremner（1964）及 Bharadwaj 等人（1994）之研究顯示，長期施用化學氮肥或化學氮肥與廐肥共用，會增加土壤可水解全氮與不可水解氮的濃度。許和吳（1991）的研究顯示，僅施尿素，會使土壤可水解全氮下降，而施廐肥，可水解全氮增加。巨等人（2004）的研究則顯示施用化學氮肥和有機質肥料均能顯著增加有機氮組成，而不同的土壤的各種有機態氮劃份的組成不同（Allison, 1973），顯示受環境及其他因子會影響。如本研究之 6 個處理土壤，可水解全氮平均佔總氮比例高於不可水解氮，但是呈現在各土壤的並非完全相同（表 4）。

表 4. 土壤總氮、無機態氮與水解氮濃度

Table 4. The concentrations of total nitrogen, inorganic nitrogen, and hydrolysable nitrogen

處理 Treatment	無機態氮 Inorganic N mg kg ⁻¹	有機態氮 Organic N mg kg ⁻¹	可水解全氮 THN ^x mg kg ⁻¹	不可水解氮 Non-hydrolyzable N mg kg ⁻¹
CDComp ^w	593 a ^y (5.4) ^z	10,387 a (94.6)	6,011 a (54.7)	4,376 a (39.9)
HDComp	149 b (2.6)	5,670 c (97.4)	3,125 b (53.7)	2,545 cd (43.7)
PDComp	68 c (1.6)	4,246 d (98.4)	1,975 d (45.8)	2,271 d (52.6)
SBM	55 c (2.6)	2,039 e (97.4)	1,316 e (62.8)	723 f (34.5)
PSRComp	126 b (1.8)	6,750 b (98.2)	3,143 b (45.7)	3,607 b (52.5)
RotAPP	112 b (2.0)	5,571 c (98.0)	2,834 c (49.9)	2,737 c (48.2)

w: CDComp: cattle dung compost; HDComp: hog dung compost; PDComp: poultry dung compost; SBM: soybean meal; PSRComp: pea residue and rice hull compost; RotAPP: applying the five organic fertilizers mentioned above in turn.

x: THN: total hydrolysable N; Nonhydro. N: non-hydrolyzable N.

y: Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($p = 0.05$) by Duncan's multiple range test.

z: The number in parenthesis is the ratio of N fraction to total N in percentage.

1. 可水解銨態氮

不同的有機質肥料對土壤中可水解銨態氮濃度的影響不同 (表 5)。各個處理可水解銨態氮平均佔總氮 10%，是可水解氮中次高的，為胺基酸態氮的三分之一。可水解銨態氮來自交換性銨離子，鹼存在下蒸餾過程中由醯胺 (amides)、羥胺 (hydroxyamino acids) 與其他胺基酸、胺基糖 (amino sugars) 釋出與由嘌呤 (purines) 和嘧啶 (pyrimidines) 脫氨 (deamination) 得到的銨離子 (Stevenson, 1994) 以及由黏土礦物釋出固定態的銨離子 (Stevenson, 1986)。可水解銨態氮濃度之高低順序為牛糞堆肥處理 > 豌豆苗殘體堆肥處理 > 輪施處理 = 豬糞堆肥處理 > 雞糞堆肥處理 > 大豆粕處理，佔總氮的比例則牛糞堆肥處理略低，雞糞堆肥處理略高，其餘相近 (表 5)。林等人 (1973) 研究我國主要水田土壤可水解銨態氮佔總氮之 25%，高於本研究土壤之 10%。李等人 (2004) 的研究顯示化學肥料與廐肥共用，可水解銨態氮佔總氮的比例，比僅施化學肥料處理高，王等人 (1993) 的研究也顯示，有機質肥料中的殘留氮主要轉變為可水解銨態氮和胺基醣態氮，顯示可水解銨態氮主要來自有機質肥料。其他的研究也顯示不同的施肥管理與作物栽培系統影響其濃度 (黨等人, 2011; Sharma *et al.*, 2014)。

表 5. 土壤中不同劃份可水解氮濃度

Table 5. The concentrations of different fractions of hydrolysable nitrogen

處理 Treatment	可水解銨態氮 Ammonium N mg kg ⁻¹	胺基酸態氮 Amino acid N mg kg ⁻¹	胺基醣氮 Amino sugar N mg kg ⁻¹	不可辨認的水解氮 Unidentified NH-N mg kg ⁻¹
CDComp ^w	936 a ^x (8.5) ^y	2391 a (21.8)	271 a (2.5)	2413 a (22.0)
HDComp	556 cd (9.6)	1856 b (31.9)	185 bc (3.2)	528 b (9.1)
PDComp	518 d (12.0)	1254 c (29.1)	116 de (2.7)	86 d (2.0)
SBM	222 e (10.6)	813 d (38.8)	231 ab (11.0)	50 d (2.4)
PSRComp	685 b (10.0)	1784 b (25.9)	149 cd (2.2)	526 b (7.7)
RotAPP	585 cd (10.3)	1948 b (34.3)	68 e (1.2)	233 cd (4.1)

w: CDComp: cattle dung compost; HDComp: hog dung compost; PDComp: poultry dung compost; SBM: soybean meal; PSRComp: pea residue and rice hull compost; RotAPP: applying the five organic fertilizers mentioned above in turn.

x: Within columns, means followed by the same letter are not significantly different (p = 0.05) by Duncan's multiple range test.

y: The number in parenthesis is the ratio of P fraction to total P in percentage.

2. 胺基酸態氮

所有處理的胺基酸態平均佔總氮 30%。胺基酸態氮濃度以牛糞堆肥處理最高，佔總氮的比例則最低 (21.8%)，大豆粕處理濃度最低，佔總氮的比例則高 (40%) (表 5)。雞糞堆肥處理濃度次低，其餘處理相近。此結果顯示不同有機質肥料顯著影響土壤中胺基酸態氮的濃度與佔總氮的比例。胺基酸態氮是土壤中可水解氮 4 劃份中最多的氮型態，也是酸可水解氮型態中，易被鑒別的氮劃份。林等人 (1973) 研究我國主要水田土壤胺基酸態氮佔總氮之 36% 與本研究接近。土壤中的胺基酸態氮濃度易受礦化作用、植物與微生物的同化作用及土壤固相影響 (林等人, 1973; Nannipieri and Paul, 2009)。楊與王 (1991) 的研究顯示有機質肥料能顯著增加土壤胺基酸態氮濃度，大豆粕無此作用。Allen 等人 (1973) 的研究發現，以 ^{15}N 標識的氮肥經過一季作物後，土壤中胺基酸態氮濃度高於試驗之前，說明此劃份氮可因施肥而增加，然而，時間久之後會形成穩定的化合物。

3. 胺基醣態氮

胺基醣態氮主要來自微生物細胞壁之幾丁質及肽聚醣 (Myrold, 2005)，胺基醣態氮佔總氮的比例平均為 4%，與林等人 (1973) 研究我國主要水田土壤胺基醣態氮佔總氮之 5% 相近。與其它可水解有機態氮劃份比，其濃度最低，佔總氮比例最小。以輪施處理濃度最低，與雞糞堆肥處理無顯著差異，牛糞堆肥與大豆粕處理最高 (表 5)。佔總氮的比例以牛糞堆肥處理最高，顯示大豆粕利於此劃份之形成，應是牛糞堆肥與大豆粕處理的土壤較酸，利於真菌生長所致 (Rousk *et al.*, 2009)。

4. 不可辨認的可水解氮

不可辨認的可水解氮是可被酸水解的氮劃份中最難被微生物利用的劃份，由較穩定的胺基分子組成 (Nannipieri and Paul, 2009)，主要為非 α -胺基酸態氮、N-苯氧基胺基酸態氮、嘧啶、嘌呤等雜環氮與固定態的胺，因不易降解，可在土壤中不斷累積 (Paul and Clark 1996)。不可辨認的可水解氮平均佔總氮 8%，牛糞堆肥處理的濃度顯著高於其他處理 (表 5)，佔總氮的比例也高 (22%)，是平均值之二倍多。顯示施用牛糞堆肥可使此劃份氮濃度升高較多，即當土壤的總氮濃度升高時，會有氮轉變至不可辨認的可水解氮。林等人 (1973) 研究我國主要水田土壤不可辨認的可水解氮佔總氮 10%，除大豆粕處理外，本研究土壤均較低。

5. 各劃份氮佔總氮百分比

可水解有機態氮各劃份佔總氮的比例顯示，各個處理各劃份氮所佔總氮比例的高

低順序因施用之有機質肥料而不同 (表 5)；所有處理均以胺基酸態氮濃度最高，但牛糞堆肥處理之不可辨認的可水解氮與胺基酸態氮濃度相近；次高的劃份，各處理均為可水解銨態氮，但豬糞堆肥處理之不可辨認的可水解氮與可水解銨態氮濃度相近，大豆粕處理之胺基醣態則與可水解銨態氮濃度相同，豌豆苗殘體堆肥處理之可水解銨態氮濃度與不可辨認的可水解氮亦相近。再次為不可辨認的可水解氮與胺基醣態氮，而此二者濃度之高低則因有機質肥料不同而有不同，但大豆粕處理之胺基醣態則濃度高。

三、磷

經過 25 作連續施肥的結果顯示，不同的有機質肥料對土壤總磷濃度有顯著影響 (表 6)，而不同劃份磷濃度與各劃份的高低順序，因處理而不同 (表 7)。本研究磷劃分之回收率為 83.4-93.0%。

表 6. 不同處理土壤之水溶性磷與總磷濃度

Table 6. The concentrations of water soluble phosphorus and total phosphours under different treatments

處理 Treatment	水萃取磷 H ₂ O-P ^x mg kg ⁻¹	總磷 Total-P mg kg ⁻¹	回收率 Recovery %
CDComp ^w	42.4 a ^y (3.2) ^z	1309 d	83.4
HDComp	15.8 c (1.0)	1660 b	93.0
PDComp	31.8 ab (1.3)	2338 a	79.5
SBM	26.8 bc (2.9)	934 e	89.5
PSRComp	28.3 b (2.3)	1226 d	87.3
RotAPP	24.1 bc (1.7)	1362 c	85.8

w: CDComp: cattle dung compost; HDComp: hog dung compost; PDComp: poultry dung compost; SBM: soybean meal; PSRComp: pea residue and rice hull compost; RotAPP: applying the five organic fertilizers mentioned above in turn.

x: H₂O-P: Waterm soluble P; Recovery: Recovery of fractionation.

y: Within columns, means followed by the same letter are not significantly different (p = 0.05) by Duncan's multiple range test.

z: The number in parenthesis is the ratio of P fraction to total P in percentage.

表 7. 不同處理土壤之磷劃份濃度

Table 7. The concentrations of different fractions of P under different treatments

處理 Treatment	碳酸氫鈉萃取 無機磷 NaHCO ₃ -IP ^x mg kg ⁻¹	碳酸氫鈉萃取 有機磷 NaHCO ₃ -OP mg kg ⁻¹	氫氧化鈉萃取 無機磷 NaOH-IP, mg kg ⁻¹	氫氧化鈉萃取 有機磷 NaOH-OP mg kg ⁻¹	鹽酸萃取磷 HCl-P mg kg ⁻¹	殘餘磷 Residual-P mg kg ⁻¹
CDComp ^w	208 b ^y (15.9) ^z	61 a (4.6)	412 b (31.5)	36 ab (2.7)	320 d (24.5)	229 c (17.5)
HDCComp	205 b (12.3)	37 a (2.2)	330 c (19.9)	60 a (3.6)	765 b (46.1)	248 b (15.0)
PDCComp	272 a (11.7)	37 a (1.6)	330 c (14.1)	53 a (2.3)	1329 a (56.9)	285 a (12.2)
SBM	183 c (19.6)	45 a (4.9)	432 ab (46.3)	44 ab (4.7)	38 e (4.1)	165 e (17.6)
PSRComp	206 b (16.8)	37 a (3.0)	456 a (37.2)	21 b (1.7)	275 d (22.4)	203 d (16.5)
RotAPP	199 bc (14.1)	36 a (2.6)	415 b (29.3)	39 ab (2.8)	460 c (32.5)	241 b (17.0)

w: CDComp: cattle dung compost; HDCComp: hog dung compost; PDCComp: poultry dung compost; SBM: soybean meal; PSRComp: pea residue and rice hull compost; RotAPP: applying the five organic fertilizers mentioned above in turn.

x: NaHCO₃-IP: NaHCO₃ extractable inorganic P; NaHCO₃-OP: NaHCO₃ extractable organic P; NaOH-IP: NaOH extractable inorganic P; NaOH-OP: NaOH extractable inorganic P; HCl-P: HCl extractable inorganic P.

y: Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($p = 0.05$) by Duncan's multiple range test.

z: The number in parenthesis is the ratio of P fraction to total P in percentage.

(一) Bray-1 可萃取磷

所有處理土壤 Bray-1 可萃取磷濃度，均甚高（表 2）。與施肥量有關之外，亦應與有機質肥料施用，使土壤性質不同有關。本研究土壤試驗起始之 Mehlich III 可萃取磷濃度為 93 mg kg⁻¹，顯示已經累積相當高濃度有效磷；就 Bray-1 可萃取磷濃度的歸類（category），當其濃度大於 35 mg kg⁻¹ 時，即歸為含量高（high）（Jones, 2001），顯示施肥前之土壤分析是極重要的。經 25 作葉菜施肥與種植，使土壤有效磷上升至高值，以雞糞堆肥處理最高，與由施肥帶入的磷較多亦有關係。土壤有機質會減少磷的吸附，並增加植物有效磷（Campbell *et al.*, 1986；陳，1995）。雖然試驗土壤為氧化物土（Oxisol），有強的固定磷能力（Reeve and Sumner, 1970; Fontes and Weed, 1996），然而，有機質分解後的腐植酸與其他有機酸則能減少磷與其他陽離子（如鐵、鋁、鈣）結合成為難溶性的磷酸鹽（Chen and Barber, 1991）。土壤 pH 值亦影響有效磷的濃度，土壤 pH 值在 5.5 至 6.5 時，植物有效性磷最高，然而，在本研究中，土壤 pH 值的效應，並不明顯。Bray-1 萃取磷濃度與土壤的總磷濃度有顯著線性正相關

($r=0.869$, $P \leq 0.05$, $n=6$)。此說明當土壤中累積之磷多時，有效磷增加 (Rehm *et al.*, 1984)，是由於其間有一動態平衡關係。McCollum (1991) 估計種植玉米或大豆在不施磷肥的條件下要使土壤中 Mehlich III 有效磷由 100 mg kg^{-1} 降至 20 mg kg^{-1} 需要 16-18 年，說明由土壤中移除過多的磷甚為困難。

(二) 水萃取磷

水萃取磷濃度佔總磷 3% 以下 (表 6)。水萃取磷可直接或間接反應土壤磷供應能力 (Khalil and El-shinnawi, 1989)。表 6 顯示豬糞堆肥處理之水萃取磷濃度較低，其餘處理間的差異較小。水萃取磷濃度與 Bray-1 萃取磷濃度或總磷濃度間無一定的關係，說明其水萃取磷僅佔 Bray-1 萃取磷的小部分。

(三) 碳酸氫鈉萃取無機磷

碳酸氫鈉溶液萃取無機磷劃份為植物有效性磷之一部分 (Bowman and Cole, 1978)，主要萃取溶解度大之鈣結合態磷及部分鋁結合態磷。雞糞堆肥處理碳酸氫鈉萃取無機磷濃度顯著較高，大豆粕處理顯著較低，其餘處理則相近，平均佔總磷 15.1% (表 7)。由於所施用之磷是來自不同的有機質肥料，經過長時間之後，使土壤中植物有效磷劃份有顯著變化。而碳酸氫鈉萃取無機磷濃度與總磷濃度呈極顯著線性正相關 ($r=0.939$, $P \leq 0.01$, $n=6$)，顯示此劃份磷與施肥量及磷累積量密切相關。Bray-1 萃取磷濃度與碳酸氫鈉萃取無機磷濃度呈極顯著線性正相關 ($r=0.978$, $P \leq 0.01$, $n=6$)，顯示這兩種溶液萃取的磷有高度的化學相似性，即 Bray-1 萃取磷有相當量是鈣結合態磷及鋁結合態磷，而非鐵結合的磷。Saleque 等人 (2004) 的研究顯示廐肥與化學肥料共用會使碳酸氫鈉萃取無機磷濃度增加，且因施用廐肥處理而使其增加量為單施用化學肥料處理的數倍；此現象說明，土壤有機質增加，增加磷之有效性 (陳，1995)。

(四) 氫氧化鈉萃取無機磷

氫氧化鈉溶液萃取無機磷主要是土壤中鐵和鋁結合態磷，平均佔總磷的比例為 29.7%，是因試驗土壤為氧化物土，鐵鋁礦物含量高所致。氫氧化鈉萃取無機磷濃度以豌豆殘體堆肥及大豆粕處理顯著較高，其次為牛糞與輪施處理，最低為豬糞與雞糞堆肥處理 (表 7)。Bray-1 萃取磷濃度與氫氧化鈉萃取無機磷無一定的關係，而氫氧化鈉萃取無機磷濃度與土壤 pH 值呈極顯著線性負相關 ($r=-0.951$, $P \leq 0.01$, $n=6$)，說明此劃份主要為鐵和鋁結合態磷，氫氧化鈉萃取無機磷濃度與碳酸氫鈉萃取無機磷無一定的關係，則顯示此二劃份磷的組成不同。

(五) 鹽酸萃取磷劃份

鹽酸溶液萃取之磷劃份主要為鈣結合磷，此劃份佔總磷的比例平均為 31.1%，處理間有顯著的差異。由於本研究之土壤為氧化物土，土壤中磷應以鐵及鋁結合態為主，鈣結合態較少 (Cross and Schlesinger, 1995)。然而，大豆粕處理外，鈣結合態磷卻是各處理中比例最高的。顯示長期施肥，影響土壤中磷化學，而不同的有機質肥料施用造成的影響不同。其中以大豆粕處理土壤的鹽酸萃取磷濃度 (38 mg kg^{-1}) 與佔總磷的比例 (4.1%) 均最低，以雞糞堆肥處理的濃度 ($1,239 \text{ mg kg}^{-1}$) 與佔總磷的比例 (56.9%) 均最高，次高為牛糞堆肥處理 (表 7)。鹽酸萃取磷濃度與總磷濃度呈極顯著線性正相關 ($r=0.996$, $P \leq 0.01$, $n=6$)，Verma 等人 (2005) 之研究也顯示鹽酸萃取磷濃度因施肥而增加，Zhang 等人 (2004) 之研究顯示在正規施肥 (regular fertilizer P additions) 之條件下，不穩定或中度不穩定之磷劃份 (HCl-P_i) 之累積會因施肥而增加。而鹽酸萃取磷濃度與土壤 pH 值呈極顯著線性正相關 ($r=0.930$, $P \leq 0.01$, $n=6$)，也說明施肥改變土壤酸鹼值及施入之鈣使土壤中與磷結合的化合物發生變化。鹽酸萃取磷濃度與氫氧化鈉萃取無機磷顯著線性負相關 ($r=-0.867$, $P \leq 0.05$, $n=6$)，顯示此二劃份磷的組成不同。

(六) 殘餘磷劃份

殘餘磷劃份是上述溶液無法萃取出部份，是最抗萃取的劃份，主要是包裹在鐵鋁氧化物內部的磷，此劃份佔總磷的比例平均為 16%，各處理間的濃度有顯著差異 (表 7)，佔總磷的比例範圍 (12.2-17.6%) 比其他劃份窄，顯示這一劃份受施肥管理的影響相對較小。然而，殘餘磷的濃度與總磷濃度呈極顯著線性正相關 ($r=0.946$, $P \leq 0.01$, $n=6$) 又說明當總磷增加時，殘餘磷亦增加。殘餘磷的濃度與土壤 pH 值呈顯著線性正相關 ($r=0.872$, $P \leq 0.05$, $n=6$)，應是由於 pH 值上升，鐵與鋁的溶解度下降，當沉澱或被吸附時，同時將磷吸附或包裹於其中。

(七) 有機磷劃份

有機磷濃度與佔總磷的比例，不因施用之有機質肥料而有大的影響 (表 7)。兩種溶液所萃取之有機磷濃度和為 $58-97 \text{ mg kg}^{-1}$ ，佔總磷的比例為 3.8-9.5%。施用有機質材可以提昇土壤有機磷的濃度 (陳, 1995)。但土壤有機磷濃度與有機碳濃度無一定關係，說明當土壤有機碳多時，有機磷不一定多。豌豆苗殘體堆肥處理之有機磷濃度略低之外，其餘均相近。除施大豆粕之處理，土壤有機碳濃度均高，但是兩種溶液萃取的有機磷濃度均低，應是無機磷較為穩定，土壤中的磷主要向無機磷劃份轉變。

此亦顯示，不同的有機質肥料並未對土壤有機磷濃度造成顯著影響。各處理碳酸氫鈉萃取有機磷濃度沒有差異，各處理氫氧化鈉萃取有機磷濃度的差異亦小。碳酸氫鈉萃取有機磷濃度與氫氧化鈉萃取有機磷濃度雖然不同，然而，其值並未有太大差異。若將此兩有機磷劃份相加，則可知豌豆苗殘體堆肥處理略低，其餘處理相近。Tiessen 等人 (1983) 及 Oberson 等人 (1993) 認為殘餘磷中亦存在有機磷，由於本研究並未更進一步探討，無法得知其濃度與比例。

(八) 各劃份磷佔土壤總磷的比例

平均而言，各種磷劃份佔總磷的高低順序為鹽酸萃取磷 \approx 氫氧化鈉萃取無機磷 $>$ 殘餘磷 \approx 碳酸氫鈉萃取無機磷 $>$ 氫氧化鈉萃取出有機磷 \approx 碳酸氫鈉萃取出有機磷 \approx 水萃取磷。這樣的順序並非在所有處理土壤均成立。由表 7 可知，牛糞堆肥與豌豆苗殘體 2 處理以氫氧化鈉萃取無機磷濃度最高，次為鹽酸萃取磷，再次為殘餘磷與碳酸氫鈉萃取無機磷，再次為碳酸氫鈉萃取出有機磷、水萃取磷與氫氧化鈉萃取出有機磷。豬糞堆肥、雞糞堆肥與輪施處理處理均以鹽酸萃取磷濃度最高，其他依序為：氫氧化鈉萃取無機磷、殘餘磷與碳酸氫鈉萃取無機磷。大豆粕處理以氫氧化鈉萃取無機磷濃度最高，其他依序為碳酸氫鈉萃取無機磷、殘餘磷，鹽酸萃取磷濃度甚低，與其他處理顯著不同。顯示施肥管理對土壤磷組成有顯著影響，主要是經由提供鈣與改變土壤酸鹼度 (Linguist *et al.*, 2011 ; Gagnon *et al.*, 2012 ; Piegholdt *et al.*, 2013)。

結 論

經過 4 年 25 作連續施用不同的有機質肥料，對土壤化學性質造成顯著影響。牛糞堆肥、大豆粕與豌豆苗殘體堆肥使土壤 pH 值下降，五種有機質肥料均使土壤中的無機態氮、有效磷與鉀累積至高量。因此，施肥前之土壤肥力診斷是重要的，不但節約作物栽培之成本，且避免使土壤因鹽分累積而無法栽培作物以及因作物吸收過多之養分而引起養分不平衡而導致病與蟲害之發生。連用大豆粕，無法增加土壤有機質與總氮，且有明顯的促發反應而減少之；輪流施用不同的有機質肥料，使土壤綜合表現各種有機質肥料之特性，是較理想的選擇。不同的有機質肥料長時間施用的結果，不但改變土壤中氮與磷各劃份濃度且改變其佔總氮或總磷比例之高低順序。

誌 謝

本研究經行政院國家科學委員會 NSC 95-2313-B-002-077 經費補助，謹致謝忱。

參考文獻

- 王岩、蔡大同、史瑞和。1993。肥料殘留氮的有效性及其與型態分布的關係。土壤學報 30:19-25。
- 巨曉棠、劉學軍、張福鎖。2004。長期施肥對土壤有機氮組成的影響。中國農業科學 37:87-91。
- 李予純、林家棻。1976。水田土壤特性與水稻收量之關係研究。臺灣農業研究 25:183-190。
- 李世清、李生秀、邵明安、郭大勇。2004。半乾旱農田生態系統長期施肥對土壤有機氮組分和微生物體氮的影響。中國農業科學 37:859-864。
- 李艷琪、連深。1997。有機質肥料之主成分含量及其變異。臺灣農業研究 46:181-189。
- 林家棻、張愛華、曾肇清。1973。臺灣主要土壤含氮狀況與其供應情形。臺灣農業研究 22:186-203。
- 林家棻、陳春泉、李顯琨、王幼惠。1974。臺灣中部土壤特性與稻穀收量關係調查報告。3:156-165。
- 林毓雯、劉滄琴、王鐘和。2003。有機資材氮礦化特性研究。臺灣農業研究 52:178-190。
- 徐陽春、沈其榮、茆澤聲。2002。長期施用有機肥對土壤及不同粒級中酸解有機氮含量與分配的影響。中國農業科學 35:403-409。
- 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。臺灣農業研究 45:47-56。
- 許春霞、吳守仁。1991。壤土有機氮的構成及其在施肥條件下的變化。土壤通報 22:54-56。
- 陳仁炫。1995。有機質肥料的添加對土壤磷有效性及礦化作用之影響。中國農業化學會誌 33:553-549。
- 陳仁炫、李俊儀。1997。堆肥施用對強酸性土壤氮有效性及氮礦化作物的影響與評估。中華農學會報 179:73-93。

- 曾浴沂、王接皇。1967。尿素在土壤中的動態之研究。臺灣農業研究。16:58-68。
- 彭顯龍、劉洋、余彩蓮、王迪。2014。寒地稻田土壤氮素礦化特徵的研究。中國農業科學 47:702-709。
- 游逸凡。1997。施肥管理對土壤磷素狀態之影響。國立臺灣大學農業化學研究所碩士論文，臺北，臺灣。
- 楊志謙、王維敏。1991。桔秆還田後碳氮在土壤中的積累和釋放。土壤肥料 5:43-46。
- 黨亞愛、王國棟、李世清。2011。黃土高原典型土壤有機氮組成剖面分布的變化特徵。中國農業科學 44:5021-5030。
- Agebenin, J.O. and H. Tiessen. 1994. The effects of soil properties on the different phosphate sorption by semiarid soils from Northeast Brazil. *Soil Sci.* 157:36-45.
- Allen, A.L., F.J. Stevenson, and L.T. Kurtz. 1973. Chemical distribution of fertilizer nitrogen in soil as revealed by nitrogen-15 studies. *J. Environ. Qual.* 2:120-124.
- Allison, F.J. 1973. Soil organic matter and its role in crop production, p.58-66. *Development in soil science.* Elsevier, Amsterdam, the Netherland.
- Asami, T. 1971. Immobilization and mineralization of nitrogen compounds in paddy soils. V. Distribution of immobilized nitrogen to various organic N fractions. *J. Sci. Soil Manure* 42:103-108.
- Bai, Z., S. Bodé, D. Huygens, X. Zhang, and P. Boeckx. 2013. Kinetics of amino sugar formation from organic residues of different quality. *Soil Biol. Biochem.* 57:814-821.
- Bharadwaj, V., S.K. Bansal, S.C. Maheshwari, and P.K. Omanwar. 1994. Long-term effects of continuous rotational cropping and fertilization on crop yields and soil properties. III. Effects on EC, pH, organic matter and available nutrients of soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 42:387-392.
- Blair, R.M., M.C. Savin, and P. Chen. 2014. Composted and formulated poultry litters promote soil nutrient availability but not plant uptake or edamame quality. *Agron. Sustain. Dev.* 34:849-856.
- Bowman, R.A. and C.V. Cole. 1978. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soil. *Soil Sci.* 125:95-101.
- Bremner, J.M. 1965. Total nitrogen, inorganic forms of nitrogen, organic forms of nitrogen. p.1149-1178. In: Black, C.A. (ed.) *Methods of soil analysis part 2.* Am. Soc. of Agron.,

- Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Buyse, P., C.N. Roisin, and M. Aubinet. 2013. Fifty years of contrasted residue management of an agricultural crop: Impacts on the soil carbon budget and on soil heterotrophic respiration. *Agric. Ecosyst. Environ.* 167:52-59.
- Campbell, C.A., M. Schnitzer, and J.W. Stewart. 1986. Effect of manure and P fertilizer on properties of a black chernozem in Southern Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 66:601-613.
- Chae, Y.M. and M.A. Tabatabai. 1986. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. *J. Environ. Qual.* 15:193-198.
- Chang, S.C. and M.L. Jackson. 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.* 84: 133-144.
- Chen, J.H. and S.A. Barber. 1991. Aging effects of lime and phosphate addition on phosphorus availability in an acid soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22:419-430.
- Chen, R., M. Senbayram, S. Blagodatsky, O. Myachina, K. Dittert, X. Lin, E. Blagodatskaya, and Y. Kuzyakov. 2014. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global Change Biol.* 20:2356-2367.
- Cross A.F. and W.H. Schlesinger. 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64:197-214.
- Doan, T.T., C. Bouvier, Y. Bettarel, T. Bouvier, T. Henry-des-Tureaux, J.L. Janeau, P. Lamballe, B.V. Nguyen, and P. Jouquet. 2014. Influence of buffalo manure, compost, vermicompost and biochar amendments on bacterial and viral communities in soil and adjacent aquatic systems. *Appl. Soil Ecol.* 73:78-86.
- Edmeades, D.C. 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: A review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 66:165-180.
- Egiarte, G., M.C. Arbestain, E. Ruiz-Romera, and M. Pinto. 2006. Study of the chemistry of an acid soil column and of the corresponding leachates after the addition of an anaerobic municipal sludge. *Chemosphere* 65:2456-2467.
- Eklind, T. and H. Kirchmann. 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: Carbon turnover. *Bioresour. Technol.* 74:115-124.

- Ferguson, W.S. and E.J. Gorby. 1971. Effects of various periods of seed down to alfalfa and brome grass on soil nitrogen. *Can. J. Soil Sci.* 41:64-74.
- Flowers, T.H. and P.W. Arnold. 1983. Immobilization and mineralization of nitrogen in soil incubated with pig slurry or ammonium sulphate. *Soil Biol. Biochem.* 15:329-335.
- Fontes, M.P.F. and S.B. Weed. 1996. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: Relationships with specific surface area and mineralogy. *Geoderma* 72:37-51.
- Gagnon, B., U. Demers, N. Ziadi, M.H. Chantigny, L.-E. Parent, T.A. Forge, F.J. Larney, and K.E. Buckley. 2012. Forms of phosphorus in composts and in compost-amended soils following incubation. *Can. J. Soil Sci.* 92:711-721.
- González-Prieto, S.J. and T. Carballs. 1988. Modified method for the fractionation of soil organic nitrogen by successive hydrolyses. *Soil Biol. Biochem.* 20:1-6.
- Graham, M.H. and R.J. Haynes. 2005. Organic matter accumulation and fertilizer-induced acidification interact to affect soil microbial and enzyme activity on a long-term sugarcane management experiment. *Biol. Fertil. Soils* 41:249-256.
- Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A. Angers, C.M. Monreal, and B.H. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74:367-385.
- He, H., W. Zhang, X. Zhang, H. Xie, and J. Zhuang. 2011. Temporal responses of soil microorganisms to substrate addition as indicated by amino sugar differentiation. *Soil Biol. Biochem.* 43:1155-1161.
- Hedley, M.J., J.W.B. Stewart, and B.S. Chauhan. 1982. Changes in the inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubation. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 46:970-976.
- Horwitz, W. 1980. Official methods of analysis of the association of official analytical chemists. p.181-182. Association of Official Analytical Chemists, USA.
- Hue, N.V. 1992. Correcting soil acidity of a highly weathered Ultisol with chicken manure and sewage sludge. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23:241-264.
- Jones, J.B. 2001. Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis. p.67. CRC Press, New York, USA.

- Kätterer, T., G. Börjesson, and H. Kirchmann. 2014. Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilization in a long-term field experiment in Sweden. *Agric. Ecosyst. Environ.* 189:110-118.
- Keeney, D.R. and J.M. Bremner. 1964. Effect of cultivation on the nitrogen distribution in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 28:653-656.
- Khalil, R.A. and M.M. El-shinnawi. 1989. Humification of organic matter in soil affecting availability of phosphorus from its mineral compounds. *Arid Soil Res.* 3:77-84.
- Kuzyakov, Y., J.K. Friedel, and K. Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32:1485-1498.
- Lal, R. 2006. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degrad. Develop.* 17:197-209.
- Larney, F.J. and D.A. Angers. 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Can. J. Soil Sci.* 92:19-38.
- Linquist, B.A., M.D. Ruark, and J.E. Hill. 2011. Soil order and management practices control soil phosphorus fractions in managed wetland ecosystems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 90:51-62.
- Loveland, P. and J. Webb. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: A review. *Soil Tillage Res.* 70:1-18.
- McCullum, R.E. 1991. Buildup and decline in soil phosphorus: 30-year trends on a Typic Umprabuult. *Agron. J.* 83:77-85.
- McLean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. p.199-224. In: Page, A.L. (ed.) *Methods of soil analysis part 2 chemical and microbiological properties* 2nd ed., Academic Press, New York, USA.
- Mehlich, A. 1985. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15:1409-1416.
- Motavalli, P.P. and R. J. Miles. 2002. Soil phosphorus fractions after 111 years of animal manure and fertilizer applications. *Biol. Fertil. Soils* 36:35-42.
- Murphy, J. and J.P. Riley. 1962. A modified single solution for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta* 27:31-36.

- Myrold, D.D. 2005. Transformations of nitrogen. p.333-372. In: Sylvia, D.M., J.J. Fuhrmann, P.G. Hartel, and D.A. Zuberer (eds.) Principles and applications of soil microbiology. Pearson Prentice Hall, Bergen, New Jersey, USA.
- Nannipieri, P. and E. Paul. 2009. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components. *Soil Biol. Biochem.* 41:2357-2369.
- Oberson, A., J.C. Fardeau, J.M. Besson, and H. Sticher. 1993. Soil phosphorus dynamics in cropping systems managed according to conventional and biological agricultural methods. *Biol. Fertil. Soils* 16:111-117.
- Olsen, S.R. and L.E. Sommers. 1982. Phosphorus, p.403-430. In: Page, A.L. (ed.) Methods of soil analysis part 2 chemical and microbiological properties 2nd ed. Academic Press, New York, USA.
- Paul, E.A. and F.E. Clark. 1996. Soil microbiology and biochemistry. 2nded. Academic Press, New York, USA.
- Piegholdt, C., D. Geisseler, H-J. Koch, and B. Ludwig. 2013. Long-term tillage effects on the distribution of phosphorus fractions of loess soils in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 176:217-226.
- Reeve, N.G. and M.E. Sumner. 1970. Effects of aluminum toxicity and phosphorus fixation on crop growth on Oxisols in Natal. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34:263-267.
- Rehm, G.W., R.C. Sorensen, and R.A. Wiese. 1984. Soil test values for phosphorus, potassium and zinc as affected by rate applied to corn. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 48:814-818.
- Rao, A.S. and A.B. Ghosh. 1981. Effect of continuous cropping and fertilizer use on the organic nitrogen fractions in a typic Ustochrept soil. *Plant Soil* 62:377-383.
- Rhoades, J.D. 1982. Soluble salts. p.167-178. In: Page, A.L. (ed.) Methods of soil analysis part 2 chemical and microbiological properties 2nd ed., Academic Press, New York, USA.
- Richards, J.E., E.B. Thomas, and S.C. Sheppard. 1995. Changes in forms and distribution of soil phosphorus due to long-term corn production. *Can. J. Soil. Sci.* 75:311-318.
- Rousk, J., P.C. Brookes, and E. Bååth. 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Appl. Environ. Microbiol.* 75:1589-1596.

- Saleque, M.A., U.A. Naher, A. Islam, A.B.M.B.U. Pathan, A.T.M.S. Hossain, and C.A. Meisner. 2004. Inorganic and organic phosphorus fertilizer effects on the phosphorus fractionation in wetland rice soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 68:1635-1644.
- Sanchez-Monedero, M.A., A. Roig, C. Paredes, and M.P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by Rutgers system and its effect on pH and maturity of composting mixtures. *Bioresour. Technol.* 78:301-308.
- Sharma, S., G. Chander, and T.S. Verma. 2014. Nitrogen dynamics under long term *Lantana camara* (L.) residue and fertilizer application in a rice-wheat cropping system. *J. Plant Nutr.* 37:1804-1816.
- Stevenson, F.J. 1982. Organic forms of soil nitrogen, p.67-122. In: Stevenson, F.J. (ed.) *Nitrogen in agricultural soils*. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Stevenson, F.J. 1986. *Cycles of soil: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
- Stevenson, F.J. 1994. *Humus chemistry, genesis, composition, reaction*, 2nd ed., p.496. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Stevenson, F.J. 1996. Nitrogen-organic forms, p.1185-1200. In: Sparks, D.L. (ed.) *Methods of soil analysis. part 3. chemical methods*. Madison, Wisconsin, USA.
- Sui, Y. and M.L. Thompson. 1999. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 63:1174-1180.
- Swift, M.J. and P.L. Woomer. 1993. Organic matter and the sustainability of agricultural systems: Definition and measurement. p.3-18. In: Mulongoy, K. and R. Merckx, (eds.) *Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Tiessen, H., J.W.B. Stewart, and J.O. Moir. 1983. Changes in organic and inorganic phosphorus composition of two grassland soils and their particle size fractions during 60-90 years of cultivation. *J. Soil Sci.* 34:815-823.
- Tiessin, H., J.W.B. Stewart, and C.V. Cole. 1984. Pathways of phosphorus transformations in soils of offering pedogenesis. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 48:853-858.

- Tiessen, H. and J.O. Moir. 1993. Characterization of available P by sequential extraction. p 75–86. In: Carter, M.R. (ed.) Soil sampling and methods of analysis. Can. Soc. Soil Sci.-Lewis Publ., Boca Raton, Florida, USA.
- Tiquia, S.M. and N.F.Y. Tam. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environ. Pollu.* 110:535-541.
- Van Kessel, J.S., J.B. Reeves, and J.J. Meisinger. 2000. Nitrogen and carbon mineralization of potential manure components. *J. Environ. Qual.* 29:1669-1677.
- Vanden Nest, T., B. Vandecasteele, G. Ruyschaert, M. Cougnon, R. Merckx, and D. Reheul. 2014. Effect of organic and mineral fertilizers on soil P and C levels, crop yield and P leaching in a long term trial on a silt loam soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 197:309-317.
- Verma. S., S.K. Subehia, and S.P. Sharma. 2005. Phosphorus fractions in an acid soil continuously fertilized with mineral and organic fertilizers. *Biol. Fertil. Soils* 41:295-300.
- Wander, M.M., W. Yun, W.A. Goldstein, S. Aref, and S.A. Khan. 2007. Organic N and particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems with a history of manure application. *Plant Soil* 291:311-321.
- Williams, J.D.H., J.K. Syers, and T.W. Walker. 1967. Fractionation of soil inorganic phosphate by a modification of Chang and Jackson's Procedure. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 31:736-739.
- Whalen, J.K., C.C. Chang, G.W. Clayton, and J.P. Carefoot. 2000. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 64:962-966.
- Zhang, T.Q., A.F. MacKenzie, B.C. Liang, and C.F. Drury. 2004. Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 68:519-528.

Effect of continuous application of the same organic fertilizers on soil properties and nitrogen and phosphorus fractions in greenhouse after 25 crops of leafy vegetable cultivation¹

En-Tsun Chou², Tzung-Han Lee³, Yan-Ru Wu², and Ren Shih Chung²,

Abstract

The organic fertilizer is an important material for fertilizing the soil. Organic fertilizers which are composted from different organic sources show different effects on soils and plants after applying to the soils. The objective of this study was to evaluate the effects of different fertilizers on the different fractions of soil nitrogen (N) and phosphorus (P) in the soil of leafy vegetable cultivation after 25 crops continuous application under greenhouse condition. There were six treatments, including: 1. Applying cattle dung compost (CDComp); 2. Applying hog dung compost (HDComp); 3. Applying poultry dung compost (PDComp); 4. Applying soybean meal (SBM); 5. Applying pea residue and rice hull compost (PSRComp) and 6. Applying the five organic fertilizers mentioned above in turn (RotAPP). All treatments were repeated four times and arranged in randomized complete block design. After 25 crops of leafy vegetable being cultivated, the soils were sampled for analysis. The methods proposed by Bremner and Sui and Thompson were used to fractionate N and P, respectively, into different fractions. The results indicated that different organic fertilizers had different effects on soil chemical properties, N fractions, and P fractions. Treatments of CDComp, SBM, and PSRComp resulted in accumulation of inorganic N, available P and potassium to very high concentration. Continuous application of SBM results in the soil decrease in pH value, organic carbon content and total nitrogen content. The disadvantage of continuous application of one kind of organic fertilizer could be avoided through application of different organic fertilizers in turn. Long-term application of different organic fertilizer not only change the concentrations of different fractions, but the proportion of different fractions of N and P in soil, respectively. In summary, soil testing before fertilization is very important or will result in degradation of the soil.

Key words: hydrolyzable nitrogen, nonhydrolyzable nitrogen, sodium bicarbonate extractable phosphorus, hydrochloric acid extractable phosphorus

¹. Contribution No.461 from Taoyuan DARES, COA.

². Graduate student, Technical Assistant, and Professor (Corresponding author, chungrs@ntu.edu.tw), respectively, Department of Agricultural Chemistry, NTU.

³. Assistant Researcher of Taoyuan DARES, COA.