

土壤中施用廢水污泥對—— 作物生長及土壤環境之影響

國中教師組 地球科學科第一名

台南縣立下營國民中學

作者：張振成
陳春雄

一、研究動機

污泥對土壤可能造成的影響可從三方面來看：(1)它可能改良土壤之物理性質和增進某些土壤養分（主要是氮素）的供應能力，(2)它可能消耗土壤中很重要的氧氣而造成有害的嫌氣環境，(3)它在土中分解，其分解產物可能污染地下水。為了使其有益的效果彰顯，有害的影響減少，我們必須對污泥有機質在土壤中的分解有相當的了解，才能設計出有效的污泥施用方法。

二、實驗材料

供試之污泥係採用大社工業區污水處理廠所出產者。該廠之污水處理程序係用活性污泥程序和消化污泥程序混合使用者，即其污水中固體部分沉澱後，使用消化污泥程序消化，而液體部分用活性污泥程序消化，故所得之污泥近乎消化污泥之性質。其為經日曬乾燥者，取回實驗室，以攪碎機打碎，混勻後貯4°C冰箱。此污泥從幾次採樣分析結果，含氮範圍在2~4%，有機質含量30~45%（乾重）。本實驗所使用者含氮2.36%，有機質37.86%，水分含量5.70%。此污泥之其他理化性質列於表一。

表一 供試土壤及廢水污泥之一般性質

Sample	質地 Textare	PHI : 1 H ₂ O	C. E. C. meg/100g	有機質 %	Nitrogen %	Carbon %	C / N	可萃取 N (2NKCl) p. p. m.	
								NH ₄ ⁺ - N	NO ₃ ⁻ - N
Soil A	Loam	5.0	11.1	4.36	0.21	1.72	8.2	6	39
Soil B	Loam	5.3	11.7	1.47	0.14	1.18	8.4	20	0
Sladge		6.3	30.5	37.86	2.36	21.20	8.9	2853	20

供試土壤採自台南縣善化鎮亞洲蔬菜中心農場表土，此土壤為砂頁岩沖積土，質地為壤土其他一般性質亦列於表一。

本文供試驗之土壤主要係使用土壤 B。

三、實驗方法

20 克土壤與適量污泥混合，使成污泥施用率為土壤之 0, 2, 4 和 8 % (乾重)。這些混合物分別置入生物活度計中。生物活度計係測量二氧化碳釋放之裝置，其原理及使用方法均詳述於 Bartha 和 Pramer 論文中，生物活度計中之土壤各加入蒸餾水，使成浸水和 25 % 水分處理，每處理二重複，在 35°C 之控溫水浴中孵育，期間為四個月，初期 (二週內) 每隔一至三天測土壤之二氧化碳釋放量，以後每隔約一週測一次二氧化碳釋放量。觀測時間之長短以不使活度計中發生缺氧狀態為限。另外二組 2 % 污泥施用率之土壤，以浸水狀態置於 35°C，孵育 58 天後取出分別置於 35°、25° 和 15°C 之孵育箱內孵育一週，以觀察溫度對二氧化碳釋放率之影響。另一組污泥與土壤之混合物置於燒杯中，每隔一段時間，採約 30 克樣品，測其 PH。本實驗以濕解法和重鉻酸鉀氧化法測有機質。

四、實驗結果

在本文中有機質之分解和土壤微生物之活度均以二氧化碳釋放量為指標。此指標在好氣狀態時意義較為單純，即二氧化碳之量不僅能做微生物活度指標，且能指示有機質分解之量。在嫌氣狀態下，由於分解產物中有許多中間產物堆積，和各種非二氧化碳氣體，如甲烷等存在，故二氧化碳釋放量所代表之意義較不明顯。

本實驗用生物活度計測二氧化碳釋放量，經變方分析之結果顯示，重複間之變異係數約為 5 %，故實驗之精確性尚稱良好。

1. 35°C 保溫孵育之污泥分解：

污泥施用率在 2 % 時 (即約 40 噸乾物 / 公頃)，二氧化碳之釋放以浸水處理較 25 % 水分處理者為快。對照土壤亦有類似之趨向 (表二) (從略) 當污泥施用率為 4 % (80 噸 / 公頃) 時，二種水分處理有相似的二氧化碳釋放率。及至 8 %

(160 噸／公頃) 之污泥施用率時，浸水處理之二氧化碳釋放率，顯然較 25 % 水分處理者為少。一般土壤浸水狀態下均屬嫌氣狀態，特別是土壤中含有顯著的有機質時。在嫌氣狀態下有機質的分解和微生物之活度受到兩種影響：一為嫌氣狀態下之分解產物（大部分為有機酸類）對微生物產生毒害或抑制作用而使分解停頓。另一方面是嫌氣狀態下微生物之新陳代謝效率較差，需要消耗更多的能源來維持生存和繁殖，因此有機質的消耗反而加速。污泥施用量在 2 % 以下時，即使在浸水狀態下，其分解產物有機酸並無堆積跡象，此點可由土壤 P H 在孵育時升高（圖一）（從略）得到佐證。因此微生物活動並不受酸類抑制其消耗有機質之量反較 25 % 水分時為速。不過這種現象只是暫時的，大約兩個月後此現象逐漸消失。當污泥用量增至 8 % 時，即使在浸水狀態下，土壤 P H 不但沒有下降反而升高，顯示有機酸並非限制因子，而此時有機質分解受阻，可能是銨態氮堆積，濃度太高之故。

在同一水分處理下，污泥施用量增加，則二氧化碳釋放率增加。此種情形可從圖二（從略）看出，圖二（從略）顯示二氧化碳之釋放率並不與污泥施用率成正比。當施用達 8 % 時，二氧化碳之釋放率有下降之趨勢。這是因為污泥分解足以造成高度嫌氣之故。在實驗進行中，施用 8 % 污泥之土壤常有惡臭發生，尤其以 25 % 水分處理者為甚。此為嫌氣性分解產物堆積之現象。過量施用污泥可使土壤造成不健康的嫌氣狀態。從圖二（從略）顯示此不健康之嫌氣狀態之界線應在 4 ~ 8 % 污泥施用率之間。根據 Hsieh 之研究砂壤土在旱田狀態活性污泥施用 4 % 以上（80 噸／公頃）可造成強烈的還原狀態，而消化污泥則可施用 8 % 以上而不致造成顯著的嫌氣性。Hsieh 之實驗係在 22°C 下進行，本實驗之溫度在 35°C，故其造成嫌氣之施用率降低。

觀察圖二（從略）亦使我們有機會推測加入污泥後土壤原來有機質之「起應效果」，意即因外來有機質之加入而引起原

有土壤有機質加速分解之效果。假如污泥之施用量小於4%時，其分解速率與有機質之量成正比。那麼用外插法可得0%污泥施用時有機質之分解量。此量係代表2%和4%污泥施用率時，原土壤有機質分解量相比較，則可得知「起應效果」之大小。此二量之比值即所謂起應比值。若大於1表示污泥加入使原土壤有機質加速分解，若比值小於1，表示起應效果為負，比值若為1，則無起應效果。

在浸水情況下，起應比值從剛開始之2.49降至102天後之1.36證明加入污泥之起應效果相當顯著，此後效果漸減但持續至四個月以後。在25%水分下，污泥加入之起應效果變化不定，前兩週為負起應（起應比值從1降至0.64）兩週後又變成正起應至42天後起應效果即逐漸消失。

由以上之觀察可知污泥施用在浸水狀態下，其分解相當穩定，污泥有機質與土壤有機質同時為微生物利用，且促進原有土壤有機質之分解。但在旱田狀態下施用污泥，微生物在前期（二週內）較嗜利用污泥有機質，故原有土壤有機質之分解慢（負起應）；二週至六週之間污泥有機質與原土壤有機質交互為用；待42天後，污泥有機質中易分解之部份消耗完畢，土壤有機質和污泥剩下之有機質才同時為微生物利用，而起應效果消失。

根據起應效果之分析，污泥有機質在土壤中分解速率，即可推測得之。即每個施用污泥之土壤的有機質分解量減去原有土壤有機質之分解量，即為污泥有機質在土壤中之分解量。如此推算下，浸水狀態中污泥之有機碳在102天內有10.4%被礦死；在25%水分狀態下則有24%污泥有機質被礦死。

圖三（從略）係利用累計二氧化碳釋放量與保溫孵育時之資料，經數值法求得二氧化碳釋放率與時間之關係。在加入污泥後二天，二氧化碳釋放率即達最高，表示土壤內微生物群迅速增加，有機質之分解加快。過二十天後分解速率漸趨穩定，幾乎以等速下降。施用污泥土壤二氧化碳釋放率在102天孵育

期間內均比對照土壤為高。由此顯示施用污泥之土壤中微生物活度比對照土壤為高，且隨污泥之施用量而增加。

2. 污泥在土中分解的時間函數：

土壤有機質並非等速率分解，吾人希望能知道污泥在土中分解速率隨時間變化的情形進而冀以數量的方法來描述其分解情況。有關有機質分解的模型以統計方程式來表示 Hsieh 發現用指數函數 $y = at^n \dots\dots(1)$ 可以有效地描述污泥在土壤中分解的情況。其中 y 係累計的二氧化碳釋放量， t 為時間， a 與 n 為常數。(1)式兩邊取對數得 $\log y = \log a + n \log t \dots\dots(2)$ 係一線性一次方程式。若以 35°C 保溫孵育二氧化碳資料為 y ，以 $\log y$ 和 $\log t$ 作圖，除前二天之資料外，有良好的直線相關其相關係數達 0.97 以上。觀察其指數 n ，在浸水狀態下平均為 0.65；25% 水分狀態下平均為 0.58，根據 Hsieh 的報告，土壤有機質在穩定狀態下分解 n 值在 0.5 左右或以下。由此顯示 25% 水分情況下污泥較快達到穩定分解。

觀察圖四（從略）亦發現，前三天的資料其 n 值遠大於以後的直線，此前期代表有機質極快速分解。因為污泥係複雜的有機混合物，其中易分解的物質如蛋白質、碳水化合物等在孵育初期快速地被消耗。Hsieh 稱此種易分解的成分為污泥之「活性有機碳」，此部分之大小為污泥的特性之一，亦代表污泥施用初期造成土壤嫌氣程度之難易。將圖四（從略）之前後期兩線段延長，發現其交點在 2% 污泥施用率時，無論浸水與否均代表 $4.20\text{mg C}/20\text{g soil}$ ；4% 則為 $6.50\text{mg C}/20\text{g soil}$ ，4% 則為 $6.50\text{mg c}/20\text{g soil}$ ，此值減去原土壤的活性物質 $1.28\text{mg c}/20\text{g soil}$ 即代表污泥中約有 3% 之「活性有機碳」。此 3% 之污泥有機質分解速率特別快（在 35°C 約三至四天即分解完畢）。3% 之活性有機碳顯示此污泥之性質較接近所謂消化污泥特性。若以上述指數函數推測 25% 水分情況下施入 2% 污泥約一年半後，土壤中有機質可恢復原來的數量。

3. 溫度對污泥分解之影響：

污泥分解之溫度效應僅作短期觀察。2%之污泥施入土中，35°C 浸水孵育 58 天後，分別置入 15°，25° 及 35°C 之孵育箱中孵育六天，測其二氧化碳釋出量。

設 θ_{10} 為溫度每升高 10°C，反應速率增加的倍數，根據 Hsieh 之模式

$$\text{CO}_2 = a \cdot \theta_{10} (T / 10) \dots\dots\dots(3) \quad \text{或}$$

$$\log \text{CO}_2 = \log a + (\log \theta_{10} / 10) T \dots\dots\dots(4)$$

其中 CO_2 為累計釋出量， a 為常數， T 為攝氏溫度。以 $\log \text{CO}_2$ 和溫度 T 作圖，可從其直線的斜率中得到 θ_{10} 值。

然而污泥係含有多種有機質的物質，這些有機質的分解速率並不相同。故為求得真正的溫度效應，必須以分解一定量污泥所需時間的倒數（即 $1/t$ ）取代(4)式之 CO_2 ， $\log(1/t)$ 與 T 作圖，由斜率求得 θ_{10} 之值。無論浸水或 25% 水分之 θ_{10} 值均為 2.3 左右與一般報告所提土壤有機質分解之 θ_{10} 為 2 很接近。

溫度對起應效果亦有顯著的影響，表三（從略）列出在不同溫度，水分時間下加入廢水污泥對原土壤有機質的起應效果。由此表，土壤水分為 25% 之處理中，剛開始其起應比值均小於 1，且其維持時間隨溫度增高而延長。溫度愈高，微生物的活性愈大，愈能分解污泥中的有機物，因此負起應效果所維持的時間就愈久。

污泥施用率為 2% 且浸水處理者，孵育五十八天後更換其溫度，即將 25°C 者換至 35°C；35°C 者換至 25°C，觀察污泥分解速率隨時間變化情形圖六（從略）。當孵育溫度由 35°C 降至 25°C 時，二氧化碳釋出量在一天後即與 25°C 的對照組相似。當孵育溫度從 25°C 升至 35°C 時，二氧化碳釋出率在一天後即升至與 35°C 對照組相同程度。此項結果顯示土壤微生物群對溫度變化之反應相當敏感。當溫度上升或下降 10°C 時，其達到與恒溫對照相同活度的時間僅須一天。此結果甚有

助將來於田間模擬模型的參考。因為溫度變化之延遲期甚短，可使模擬的手續大為簡化。

4. 污泥分解的複合模式：

根據 Hsieh 的建議，污泥在土中分解的複合模式可綜合前述(1)及(2)兩方程式或再加上污泥施用率的因子 R 而得到一包括三因子的複合方程式，即： $Y = K \cdot t^n \cdot R^m \cdot \theta_{10}^{T/10} \dots \dots (5)$ 式中 Y 為累計分解量 (mg c / 20g soil)，t 為時間 (天)，R 為污泥有機碳施用率 (%)，T 為溫度 (°C)。 (5) 式二邊取對數可得 $\log y = \log k + n \log t + m \log R + \log \theta_{10} \cdot T / 10 \dots \dots (6)$ 經由電腦複因子線性迴歸程式的分析，可求得 k · n · m · θ_{10} 之值，代入(6)式，可得下列關係：

(1) 土壤與污泥的總分解量：

(a) 25% 水分處理 (旱田)：

$$y = 0.716 \cdot t^{0.529} \cdot R^{0.691} \cdot (1.724)^{T/10} \dots \dots (7)$$

($R^2 = 0.99$)

(b) 浸水處理 (水田)：

$$y = 0.504 \cdot t^{0.614} \cdot R^{0.278} \cdot (1.687)^{T/10} \dots \dots (8)$$

($R^2 = 0.96$)

(2) 污泥的分解量 (不包括土壤有機質的分解量)

(a) 25% 水分處理：

$$y = 0.267 \cdot t^{0.570} \cdot R^{1.076} \cdot (2.025)^{T/10} \dots \dots (9)$$

($R^2 = 0.98$)

(b) 浸水處理：

$$y = 0.109 \cdot t^{0.553} \cdot R^{0.989} \cdot (2.365)^{T/10} \dots \dots (10)$$

($R^2 = 0.93$)

以上四式所適用的範圍：t 為污泥加入土壤後五天至二一七天，R 為小於 4% 的污泥施用率，T 為 15 ~ 35°C 之間，(7)至(10)式的迴歸係數極為顯著，其物理意義也其為明確。即 n · m 及 θ_{10} 分別代表時間，污泥施用量 (在此以有機碳表示) 及溫度對污泥在土壤中分解之效應。這些母數加上

，可用來比較不同土壤系統中有機質分解之情況。不但如此，(9)與(10)式中 n 與 θ_{10} 值與前面(1)和(3)二式所分別求得者相若，顯示此複合模式在迴歸分析中的非偏差性極佳，使此模式的實用性大為增加。

五 結 論

廢水污泥係含有機質和氮素甚豐之物質，施入土中即行分解。在實驗室孵育時，低污泥施用率（4%乾重以下）的土壤以浸水處理較25%水分處理者土壤活度較大，但施用率達8%時，此項關係則相反。當污泥之施用超過4%時無論浸水或25%水分，土壤均有嫌氣狀態之徵象，此時有機質之分解固然受土壤氧供應量之限制，而銨態氮之堆積亦產生抑制有機質分解之作用。

污泥施入土壤後，有機質分解之時間函數以指數式表示最為有效。其一般趨勢顯示，當分解盛期（約一週左右）過後土壤有機質之分解大致與時間之平方根成正比（即指數為0.5）。污泥之施用率在4%以下時（80公噸/公頃），有機質之分解略與施用率成正比。有機質分解之溫度效應在15至35°C之間，每升高10°C，分解增快2.3倍。污泥中含有約3%之「活性有機碳」係促使初期污泥快速分解之成分。

加入污泥在浸水情況下可促進原來土壤有機質之分解，即所謂起應效果，起應效果會受溫度影響。污泥在土壤中之分解速率對溫度變化其為敏感，在10°C變化範圍內約一天即可與外界溫度達平衡。利用 Hsieh 所發展的指數方程式，可在相當廣的範圍內預測污泥在土中分解之數量。

第二部分：氮素之轉化

一、研究動機

廢水污泥係含氮甚高的物質。當考慮將污泥施用於農地時，其高氮素含量是一項主要考慮的因子，因其可成爲作物的氮素來源，亦可能成爲硝酸氮污染地下水的來源。假設污泥含氮量爲4%，一公頃農地施入20噸污泥，其加入的氮素高達每公頃800公斤。此量遠超過每年植物所需要者。當然，真正污泥氮素的有效量並非全氮量所能表示的。它與有機氮素在土壤中轉化和移動速率有關。爲了能估計施入污泥對土壤養分供應及污染潛能，我們也以數量化的觀點研究污泥氮素在土壤中轉化的情況。

台灣農地以水田爲主，故本研究中以旱田和水田狀況同爲處理，研究污泥在土中釋放氮素之情況，以爲將來利用污泥之參考。

二、研究方法

污泥0，0.21，0.42克與土壤12.5克（含水25%）混合，即0，2，4%之施用率，分別置於試管中，加水分處理之水量，管口蓋蠟膜，以針刺小孔，稱重，在35，25，15°C水浴中孵育，隔天稱重添水以維持水分含量。每週取出試管一批做全氮分析（包括硝酸態氮）。另一組試管則以2N KCl 溶液抽取無機態氮，以此色法分析其中 NO_3^- ， NO_2^- 和 NH_4^+ 態氮含量。以濕解法及Walkley & Black測有機質。此實驗均爲三重複，實驗期間爲十六週。

三、實驗結果

1 氮素在土壤中的轉化：

污泥係含氮甚多的物質，其氮素主要以有機形態存於土壤

中。因污泥之碳氮比甚狹（約9左右），故其有機氮在土壤中產生淨礦化之可能極大。污泥有機質在土壤中礦化速率之快慢對土壤環境之影響有二：一為影響土壤供應氮素養分之能力；其二為氮素流失而有污染地下水之可能。

2 施用污泥後土壤有機質之礦化潛能

一般皆用假設有機氮之釋放為一次反應，所求得之氮礦化潛能為土壤氮有效性指標。故計算出之氮礦化潛能大都僅能代表保溫孵育狀況下無機氮累積之情形，而非真正有機氮礦化之全量，從表一顯見有機氮礦化後經由脫氮，揮失或固定等之量比例極大。故本文以全氮減少之量，代表全礦化量以求取有機氮之礦化潛能。

設若有機氮係以次反應之速率礦化，則其數字模式可表示如下，即

$$N_t = N_0 [1 - \exp(-K_1 t)] \dots\dots\dots(1)$$

式中 N_t 表時間 t 內礦化氮總量， N_0 表氮礦化潛能， K_1 表一次反應常數。設若一段時間 i 內，有機氮之礦化總量為 ΔN ，

$$\text{即 } \Delta N = N_{t+i} - N_t \dots\dots\dots(2)$$

$$\begin{aligned} \text{亦即 } \Delta N &= N_0 \{ 1 - \exp[-K_1(t+i)] \} \\ &\quad - N_0 [1 - \exp(-K_1 t)] \\ &= N_0 \exp(-K_1 t) [1 - \exp(-K_1 i)] \\ &\dots\dots\dots(3) \end{aligned}$$

上式兩邊取自然對數得：

$$\ln \Delta N = \ln N_0 + \ln [1 - \exp(-K_1 i)] - K_1 t \dots\dots\dots(4)$$

若 i 為常數（如一天或一週）則 $\ln N_0 + \ln [1 - \exp(-K_1 i)]$ 為常數。亦即若以 $\ln \Delta N$ 與 t 作圖，(4)式代表一直線，其斜率為 $-K_1$ 。以此法可求得一次反應常數 K ，進而可求得 N_0 。此法比以 Stanford and Smith 方法求得 N_0 之好處為在作圖時可檢驗有機質礦化是否符合一次反應之行爲，其限制是 i 必為常數始可用以作圖求 K_i 。

根據上述方法發現土壤施用污泥其有機氮之礦化並不完全遵照一個一次反應進行(圖一)(從略)。以 35°C 為例,僅約從2~8週之礦化類似一次反應十二週以前之礦化遠較2週為速,而8週以後礦化速率大小幾近於零次反應之行爲。但2~8週為有機氮主要礦化發生時間,故以之代表全體之礦化潛能仍有相當的代表性。

表二(從略)即是以2~8週之資料求得各溫度,水分處理和污泥施用率下 K_1 及 N_0 之數值。浸水與保持25%水分對有機質礦化之速率(K_1)及礦化潛能(N_0)並無顯著影響。溫度對礦化速率有顯著影響,即在 $35\sim 15^{\circ}\text{C}$ 之間溫度愈高礦化速率愈大但並非一般認為之每增加10度速率增加一倍之比例。其 Q_{10} 值約為1.3左右。礦化潛能顯然不受溫度影響。以2%污泥施用率為例,其礦化潛能平均為1,408ppm,即全氮中之76%為礦化潛能。在 35°C 時4%之污泥施用率之土壤其礦化潛能為1,615ppm,約為全氮之70%。對照土壤之礦化潛能為720ppm為全氮之52%。由此可見土壤施入污泥有促進土壤有機氮礦化之趨勢。根據 K_1 計算,礦化潛能之半衰期在15, 25和 35°C 時分別為26.19和15天。

台灣之氣候屬亞熱帶為多,土壤溫度亦以 $25\sim 35^{\circ}\text{C}$ 之間為多。據此計算污泥氮素礦化之半衰期應為2~3週之間,這比大多數氮肥之釋放率為慢,故可視之如緩效性氮肥。若施用對時污泥碳為一種相當理想的氮素肥料。

3. 土壤中無機氮素之堆積及損失:

以2%污泥施用率為例在四個月培養期間約釋出1,000 p.p.m.之氮(約每公頃2,000公斤氮)。但實際上僅有此量之10~20%存於土壤溶液和交換性位置上。約80~90%之礦化氮素,在此實驗中無法測得。此種無機氮之損失只可能以四種方式解釋即(a)經由脫氮作用逸失;(b)經由氨態揮失;(c)被土壤黏土礦物固定或被有機質固定,而不能為Kjeldahl方式分解者;(d)實驗步驟之誤失,如測全氮時風乾引起之損失。第

至爲密切。

由以上之分析可知土壤無機氮素之存在量完全決定於礦化、硝化和脫氮以及其他氮素移去作用（如作物吸收、雨水淋濕）等反應相對速率。

施用污泥對土壤有效性氮和有機態氮均有增加趨勢，此趨勢且隨污泥之施用量而增加。但由於氮素之逸失，其增加之土壤氮素肥力和污染潛能均遠較其氮素礦化潛能所預測者爲低，甚至僅及其 1 / 5 左右。以施用 2 % 污泥爲例，可增加土壤氮素約 1300 公斤 / 公頃，但實際能作爲作物利用或淋入地下水者可能僅 260 公斤 / 公頃左右。

四、結 論

廢水污泥係含有機質和氮素甚豐之物質施入土中即行分解及釋出無機態氮素。善化亞洲蔬菜中心農場土壤施用污泥後之氮素礦化，在 2 ~ 8 週間，大致可用一次反應方程式描述。其反應速率常數在 35，25 及 15°C 情況下分別爲 0.32，0.26 及 0.19 Week⁻¹，氮素礦化溫度效應爲每增加 10°C，速率增加 1.3 倍。浸水與否，對有機氮素礦化之速率，並無顯著之影響。但對無機氮素之轉化則有影響。浸水情況下，土壤無硝酸態氮之跡象。在 25 % 水分狀態下，則可見硝酸態之堆積。35°C 時硝化作用受阻，而溫度降低使硝化旺盛之時期延後。污泥施用率在 4 % 以上亦使硝化作用受到阻礙。

無機氮素逸失之量頗爲可觀，約占總礦化量之 80 % 左右。此量隨機氮在土壤中之時間而改變。推測在田間可能少些。無論如何，脫氮之損失在施用污泥之土壤中相當顯著。

綜觀以上之實驗推論：施用 2 % 之污泥（40 公噸 / 公頃）於供試之土壤可有 1,400 p. p. m. 之氮礦化潛能，其中 1,100 p. p. m. 之氮素逸失於空中或被土壤固定。剩下 300 p. p. m. 可能爲植物利用或流失進入地下水中。污泥適量之施用（4 % 以下），不致引起土壤之嫌氣狀態。污泥有顯著之氮肥效果，尤其可

四個可能經重複實驗分析，證明其最多只能解釋約 20 % 氮之損失，第三個可能也經嘗試將 Kjeldhal 分解之時間延長，發覺全氮並無顯著增加。故無機氮之大量損失在此實驗中最可能以(a)及(b)方式逸出。在 25 % 水分狀態下，因土壤之 P H 偏微酸性，土壤氮素經氨態揮失之機會不大。Hsied 之研究中指出施用污泥之土壤在旱田狀態以氨態揮失之氮量可以忽略。然在浸水狀態由於土壤溶液中之 P H 達 7 以上，可能增加揮失機會。綜合以上的討論，此實驗中氮素之損失，可能以脫氮佔的比例最大。蓋在保溫孵育中礦化了的氮素一直未從土中移去，脫氮和以氨態揮失之機會大增。近年來之研究指出，在水分未飽和之土壤，脫氮作用仍能顯著地進行。因為土壤中雖可能大部份呈氧化態，而其他部份則呈還原態（由於有機質之故），所以硝化和脫氮作用能同時在土中進行。硝化之產物以擴散方式進入土壤中還原部份而迅速地以脫氮作用逸失。若無機氮一直存於土中，經由此方式逸出之機會甚大。

由表三（從略）知浸水時氮之損失隨污泥施用量之增加而增加。但在 25 % 水分時則無此現象。25 % 水分時 25°C 之氮素損失較 35°C 或 15°C 為大。蓋因硝化作用在 35°C 和 15°C 時均較 25°C 為慢，故脫氮亦較少。於本試驗未對脫氮作直接之觀測，故無法確定無機氮素之脫氮損失是否真如推算之數值。不過脫氮作用在施用污泥之土壤中占很重要的地位則是不容置疑的事。此方面之研究有至於存留於土壤中之無機態氮，在浸水狀態中全以銨氮存在，其存量係隨污泥施用量而增高。在 25 % 水分狀態下土壤中有顯著之硝酸態氮存在。不過其存在之時間及數量，受溫度及污泥施用量影響很大。

圖二（從略）顯示在保溫孵育初期，土壤硝化作用以 35°C 最快，但三週之後硝化受阻，銨態氮漸漸堆積，而硝酸態氮由於脫氮漸漸消失。在 25°C 和 15°C 時硝化旺盛之時間隨時度下降而延遲，但硝化一直未受阻，此情況可由硝酸態氮漸堆積且銨態氮相對減少得到佐證。由此觀之，證明硝化與溫度之關係

貴者，其氮素釋放有緩效性，可增加土壤之肥力及減少污染地下水之潛能。

五、參考文獻

- 1 Hsich, y. p.1976. Quantitative Study of Organic Carbon Decomposition and Nitrogen Transformations in Sewage Sludge-soil Systems, ph. D. Thesis, Rutgers University, New Brunswck, New Jersey, U.S.A.
- 2 Allison, F.E, W.B. Bollen and C.D. Moodic. 1965. Total Carben, In Methods of Soil Analysis (Black, C.A.), Part 2, Chemical and Microbiological Properties, pp. 1347 ~ 1373. Agronomy Monograph. No.9, Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin, U.S.A.
- 3 Kelling, K.A., L. M. Walsk, D. R. Keeney, J.A. Ryan and A.E. Peterson. 1977b. A field study of the agricultuval use of sewage sludge: II. Effection soil N and P. J. Environ Oual, 6, 345 ~ 352.
- 4 Stanford, G. and S.J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potential of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 36,465 ~ 472.

評語：作者利用廢水污泥對作物生長及土壤之影響加以研究，富有“廢物利用”之創意但污泥中有害物質如重金屬農藥等之可能害處，應再加以考慮。