

以都市、工業廢棄物作為肥料原料

栗原淳*

楊光盛**、喻俊曼*** 合譯

當農業土壤受到各種污染時，最有效的處理方法就是施肥。然而在農業土壤受到各種污染時，最有效的處理方法就是施肥。然而在農業土壤受到各種污染時，最有效的處理方法就是施肥。

——廢水處理後的液體與固形物適當的田間直接施用，是可行也令人滿意的一種處理方式。

農業應用上，可以再利用都市廢棄物、工業有機廢棄物以及各種廢棄物處理過程中所產生的中間物質，因為這些物質中不乏營養元素和有機成分；然而實際使用時，仍有些限制因子。這些因子包括了重金屬、致毒物質、病原菌等。

施用堆肥，可以非常有效的減少致毒有機物質與病原菌對環境的危害。然而若僅施用快速堆肥機處理的都市廢棄物，由於腐熟不完全，容易導致氮素生物固定作用（immobilization），造成作物缺氮現象。

近年已有數據顯示，當廢棄物中重金屬含量不高時，廢棄物中有效性氮素含量，成為生長限制因子，如果配合作物生長需要，酌量添加化學氮肥，有非常好的效果。

很多先進國家都有廢棄物田間施用的指導規則，同時也對廢棄物中微量金屬元素的最高容許量加以限制，避免環境的二度污染。

目前各大都市面臨到最大的問題，在於如何處理各家庭及工廠所產生體積龐大的液體、固體廢棄物。這些廢棄物不當的處置，造成各種環境污染：如未經處理的廢水直接流放導致水源污染；空氣污染源於不當的燃燒，及缺乏適宜堆放廢棄物的地點等種種因素。此外，價格節節高漲，肥效卻有限的化學肥料，和節省能源、有效利用自然物資的聲浪，也使人們的眼光集中於改變廢棄物的處理方式，和其再利用的價值。Golueke (1977) 曾指出有機肥料取代化學肥料，可以節省三分之二的能源，德國以電腦分析結果發現，廢棄物中氮、磷、鉀的含量，遠超過每年施用的化學肥料 (Bassam & Thorman)。據估計約有百分之九十九的農業廢棄物（如稻桿、稻殼等）與百分之三十九的污泥應用於田間，而都市家庭廢棄物卻只有百分之三點四加以回收利用。往年在美國經由廢水處理所產生的乾性污泥，每年約有四百五十萬公噸，目前已上升到八百萬公噸 (Bastian 1977)。

日本每人每天產生約八百克的廢棄物，1979年，各城市所聚集的廢棄物可達四百五十萬

* 日本農林省農業環境技術研究所資材動態部肥料動態科長

** 臺灣肥料公司肥料應用研究室土壤課課長與化學師

*** 臺灣肥料公司肥料應用研究室土壤課化學師

公頃，其中包括百分之三十到四十的紙屑，及百分之十~二十的廚餘 (garbage)。以往各國將70%左右的固形廢棄物焚化，30%填地。目前這二種處理方式的比例降低，到了1979年，大約只有 0.3%的家庭廢棄物製成堆肥應用。目前現有四百五十個以上的廢水處理設備約可產生含水量 70% 的汚泥三百一十萬立方公尺。這些汚泥估計大約 78.5% 填地，14% 當成堆肥施用，7.5% 填海，再者，每年經由食品加工廠、紙漿廠等廢水處理所生產的有機汚泥，也有一百萬噸左右（乾重）。此外，都市化糞池內人類排泄物等，每年亦有三千萬公斤。這些都市地區所產生大量的排泄物，田間利用率相當高。根據神奈川縣 (Kanagawa Prefecture) 的調查，上述排泄物汚泥，高達 50% 回收再利用於農田。（Matsuzaki 1973）。Matsuzaki 與 Wachi 同時也指出上述排泄物汚泥內主要營養要素含量，超過神奈川縣所釐定的作物標準需肥量（表一）。

表一 神奈川縣每年由有機廢棄物產生的有機質與三要素的總產量與消耗量
(Matsuzaki 1979)

有機廢棄物	年產量 ($\text{噸} \times 10^3/\text{年}$)			
	有機物質	氮	磷	鉀
都市廢棄物	221	8.3	2.4	3.4
動物廢棄物	108	7.7	2.6	3.4
人類排泄物	25	8.4	9.3	2.3
下水汙泥	12	0.93	0.26	0.02
總產量	366	25.4	14.9	9.1
總消耗量	194	6.7	2.0	4.6

註：消耗量以作物標準施肥量估算

已有報告證明缺乏有機物質的供應，是土壤肥力日趨低落的主因。如1955年日本水稻田平均每公頃施用厩肥 (manure) 6.5噸；1974年，雖然稻桿直接施用量已增加至0.76噸／公頃，厩肥的施用量卻降為 2.6噸／公頃，有機肥用量減少的主要原因在於：混合製造堆肥、搬運以及施用時，所需的人力減少，以及局部地區製造堆肥的原料不足。

最近關於都市廢棄物肥料化的可行性以及廢棄物對土壤有利的因素，連續施用重金屬元素累積的問題，和可能危及人類健康等問題的研究一再的被提出來討論。筆者嘗試在這篇報告中，引用有限的研究資料，評估上述問題。

農業用廢棄物加工

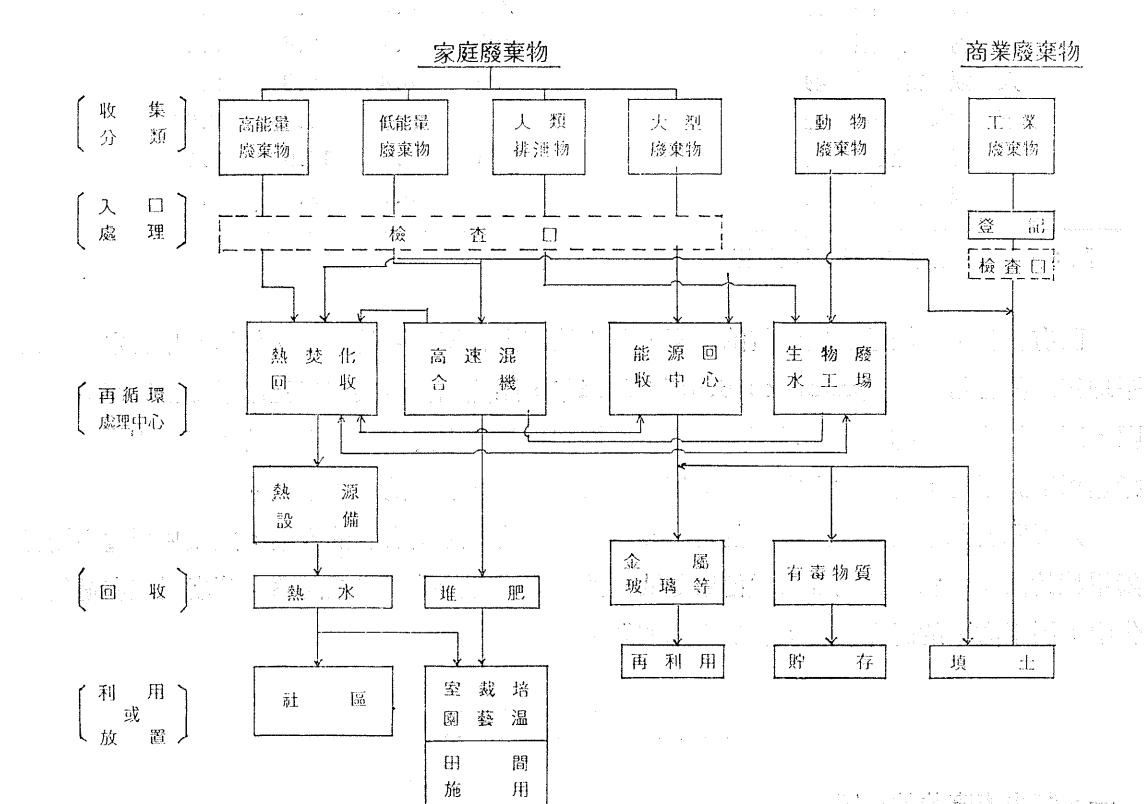
一、都市廢棄物的堆肥

堆肥法是目前處理固體廢棄物唯一超越實驗階段的一種生物方法。然而直到現在，許多

已開發國家仍然不認為堆肥法是處理都市固體廢棄物最好的方式。1950年，日本厚生省（Ministry of Public Welfare）曾建議以堆肥法處理都市廢棄物，因此到了1963年，三十家以上的都市廢棄物堆肥工廠設立於小鎮附近。但是，這些工廠也只維持到1970年初。因為(1)政府推薦以焚化方式處理廢棄物，(2)農人也因廢棄物堆製所得堆肥，腐熟度不完全且營養元素不足，拒絕採購。(3)產品與售價無法協調，(4)都市廢棄物的內容物隨着時代，也有了改變。

幸運的，近年來又回到以生物系統處理固體廢棄物的傾向，節省能源的觀念，使生物系統處理更符經濟原則。同時，完整的生物系統處理方式，對生態環境的傷害，也遠比物理、化學處理為輕。而且，經由生物方式處理廢棄物，也更容易達到能源再利用的目的。

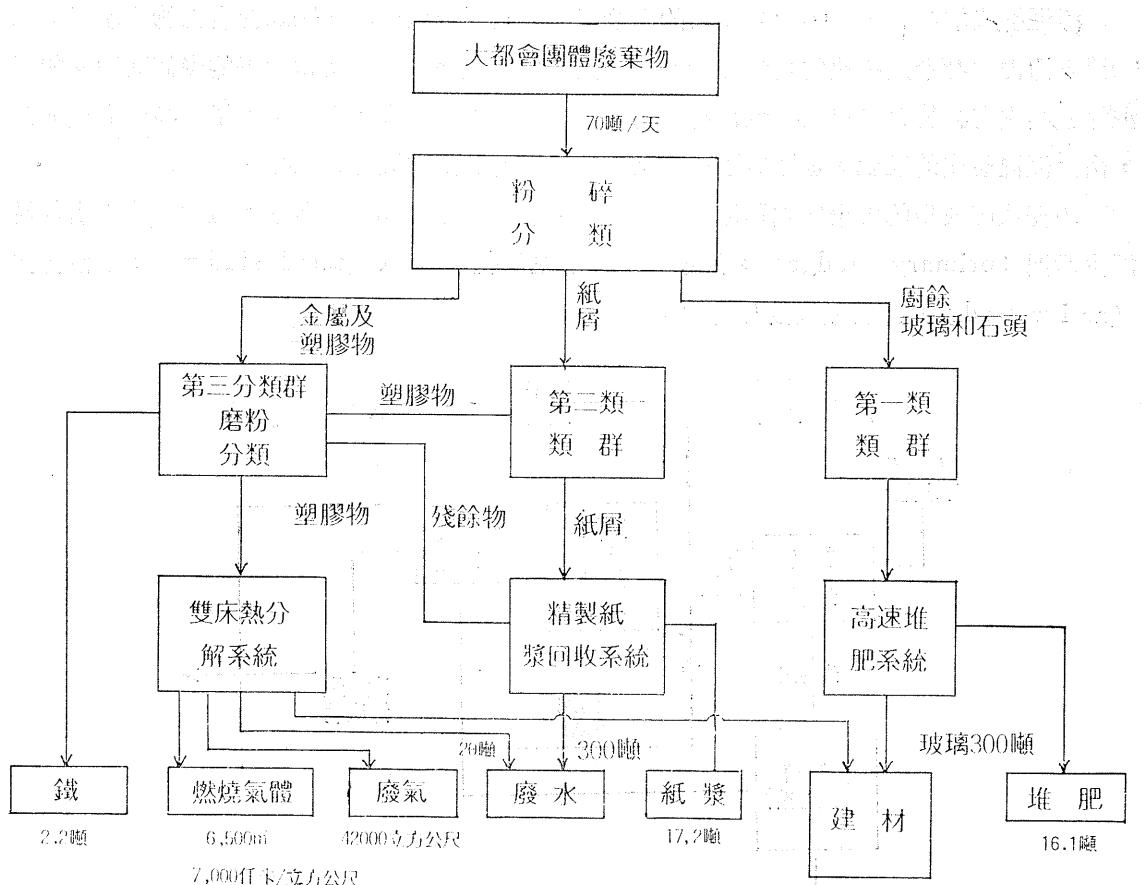
工業科學技術署（The Agency of Industrial Science and Technology）也提出建立新的體系取代舊有的焚化，填土方式處理都市廢棄物，有助於能源回收。因此許多日本企業就發展出適合於日本都市廢棄物的堆肥系統。通常日本都市廢棄物的特性在於水分含量高，以及不易分解之物如塑膠袋等相當多。如1976年設立的佐賀市工廠（Saga City）設計，就可以接受高達一百公噸的都市廢棄物與人類排泄物。豐橋市（Toyohashi City）接受厚生省與農林省的資助，建立了一套可以完全回收都市與鄉村地區廢棄物的設備，其流程列於圖一。



圖一：豐橋市（Toyohashi City）資源回收流程圖（Suzuki 1981）

依照丹諾一生物安定法 (Dano Bio-stabilizer suzuki 1981)

低熱量的廢棄物（主為家庭垃圾）和經由生物處理的人類、動物廢棄物污泥，置於垂直分解槽中分解。在橫濱市內 (Yokohama) 二種新的工廠程序可以處理一百公噸的都市廢棄物。（Nishizaki 1981）。其工廠流程於圖二。



圖二 工業科學技術者發展之大都市固體廢棄物回收系統流程

混合製造系統包括了經由循環式輸送帶攪拌的通氣槽。這種工廠除了製造品質良好的堆肥還可回收精製紙漿、高能量燃料和亞鐵金屬，而且這工廠幾乎達到零污染及穩定處理的完美境界。

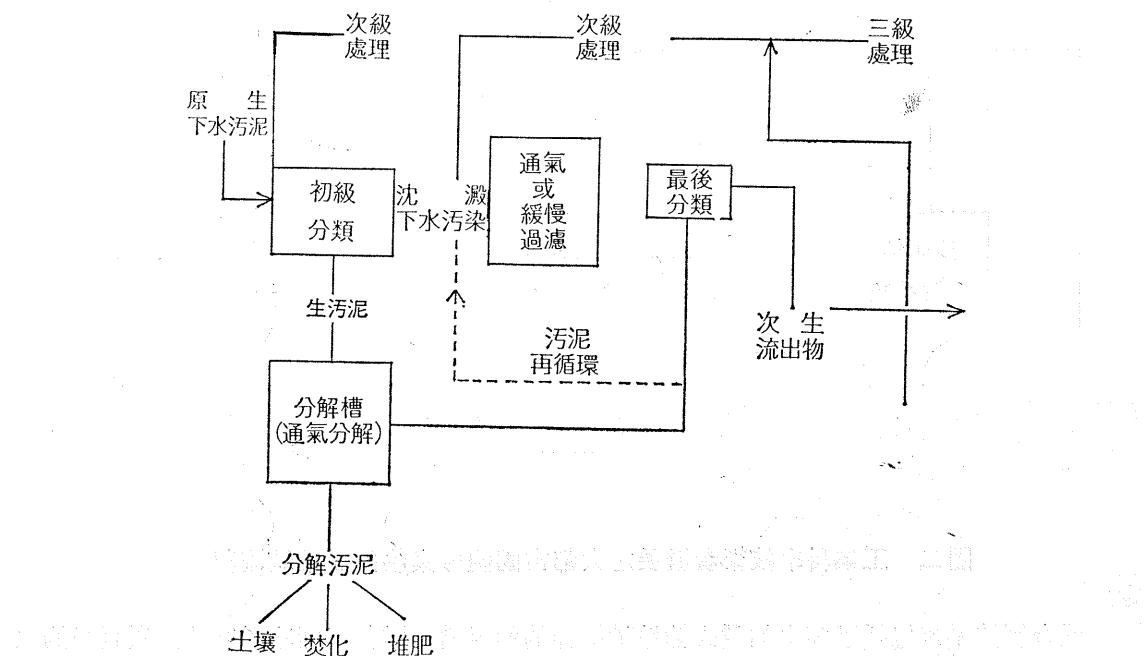
Golueke (1977) 曾為「堆製」下了一個定義：堆製是在人為控制下，處理固體廢棄物、貯存或再利用都不會造成二次環境污染的條件下，以生物方式破壞或者分解廢棄物中的有機固形物。通常通氣量、溫度和堆製技術會影響堆製效果。處理的分類方式可以分為①好氣性與厭氣性②趨溫性與耐熱性③機械化與非機械化等不同系統；此外另一如密閉式與開放式，機械法與自然堆製法等，亦為一分類方式。現代堆製系統，除了通氣以外，還需要考慮到溫度與濕度的控制。而機械化系統更提供了適當的條件，縮短處理時間，類似上述的各種系統改進已經廣泛而普遍的發展應用。如丹諾製程 (Dano process)，使用了較大較緩慢

的滾筒，奈楚瑞哲系統（Naturizer system）的混合機由第一層樓房延伸到二樓，梅特羅（Metro system）利用不停轉的帶子拌合攪拌通氣底槽。費爾菲爾德—哈第系統（fairfield Hardy System），爾普—湯瑪士系統（Earp-Thomas system）等，也都各有特色！

汚泥堆製

汚泥製成堆肥可經由(1)減少氮素的淋溶損失(2)殺死致病原體，(3)降低有毒物質濃度，和(4)減少汚泥本身令人不快的臭味等特性，解決它們在農地利用上所遺留下的幾個問題。如汚泥伴隨其它有機物質可以稀釋致毒物質的濃度，在堆製過程中，汚泥提供了更多的有機氮源，由汚泥混製成的堆肥，也開展了穩定又易於使用的農田有機肥料種類。

汚泥依照典型的廢棄物處理流程過程分類；有三個來源如圖三所示：澄清槽產生者稱為原生汚泥（primary sludge），通氣分解槽產生消化汚泥（digested sludge），活性汚泥（active sludge）源於最後的分解槽。



圖三：常見廢水處理廠流程圖

目前直接施用未經脫水處理的汚泥，在美國以及部分歐洲國家相當普遍。日本由於土地價格、農業環境等限制，仍鼓勵農民使用脫水處理的汚泥。脫水劑如三氯化鐵（ FeCl_3 ）、硫酸亞鐵（ FeSO_4 ）、水合氯化鋁（aluminum Chlorohydrate）、石灰等單獨使用，或混合使用，還有如聚電解質（polyelectrolytes）之類的有機脫水劑。雖然聚電解質比較昂貴，但其使用量只要 0.25~0.5%，效果就相當於 20% 的石灰施用量。一般經由真空過濾、減壓過濾、傳送帶運送或離心機、篩槽等處理過程後，如以無機脫水劑處理汚泥，可得 30~35% 的汚泥固形物，如以聚合電解質處理只能得到 15~25% 的汚泥固形物。製造過程中，高壓高

溫脫水效果相當好，然而也會使某些固形物液化，因此增加了進一步篩別固、液體的處理過程。

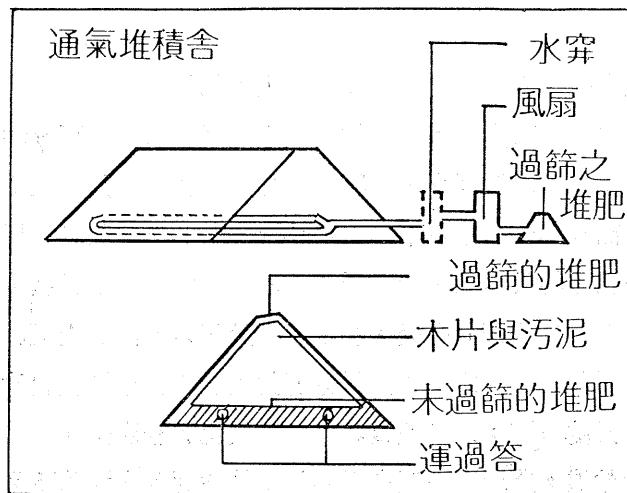
污泥脫水的處理方式，端賴其含水量多寡而定，如果污泥含水量小於60%，就不需要另外添加吸收劑調整含水量。事實上，風乾的石灰污泥（含水量在55~60%之間），脫水污泥（含水量70%）與完全堆肥污泥（含水量30%）混合，在通氣的情況下，堆置七至十天，就可以達到穩定狀況，而且其含水量也不會超過55~60%。無論如何利用有機凝聚物脫水的污泥，需要添加某些多孔性的吸收劑，如木屑、小木片、樹皮、稻殼或都市廢棄物等，加速堆肥腐熟作用。如果污泥和吸收劑混合後，含水量小於60%，污泥就很容易達到完全腐熟的程度。但是，如果使用了如稻殼、木屑等難以分解的吸收劑初級堆積產物，還必須移置到另一個堆積室內一至二個月的時間，才可使這些附加物質也完全腐熟。

列於表二的實驗數據，顯示了石灰作為添加劑的污泥其PH值下降相當的快，儘管氫氧化鈣($\text{Ca}(\text{OH})_2$)很快的轉變成碳酸鈣(CaCO_3)，卻不會影響污泥中的碳、氮比(C/N)。換言之，添加聚電解質與稻殼處理，或熱處理與稻殼的堆肥化作用，污泥中的C/N比值會隨時間下降。

表二：堆製過程，污泥內成分變化情形 (1982)

來 源	PH	全 碳 (%)	全 氮 (%)	C/N	$\text{NH}_4\pm\text{N}$
石 灰 污 泥	10.3	18.9	1.8	10	0.36
	7.9	15.7	1.5	10	0.42
聚 合 電 解 質	6.9	31.7	1.7	19	0.37
污 泥 + 稻 殼	6.6	27.9	1.8	16	0.43
熱 處 理	6.6	34.4	2.4	14	0.16
污 泥 + 稻 殼	6.8	29.9	2.6	12	0.20

美國農業環境研究所發展了一套新的污泥堆置系統(Epstein & Wilson 1975)設計了一個可以混入木屑、碎樹皮的污泥堆置室，室內裝置真空除塵器趕走空氣。如圖四，以1比3體積比混合體放在一個高度為2.5~3公尺的枱面上，經10—14天抽氣後，再送風7—10天，堆肥就可以移置到貯藏室內，經過四週時間的腐熟作用，就可以產生外觀良好如同土壤改良劑的堆肥，而且由於吸附物質相當粗糙，經過這些處理過程，體積外形仍維持原狀，可以重覆利用。



圖四 USDA 下水污泥通氣堆積舍

都市、工業廢棄物和其加工產品的特性：

都市廢棄物堆肥：

日本從1976年至1980年以5年的時間，進行「改進都市廢棄物堆肥製程以利農田施用」的全國性研究計畫。從農業的觀點，可以很容易理解都市廢棄物製成的堆肥具有下列幾個特點：

(1)外觀及雜質：以不同堆置法製成的都市廢棄物堆肥，2~10天後，水分含量介於50~60%，篩選後成為易於處理且整齊劃一的有機肥料。可惜的是，仍有些人們所不喜愛的雜質，如微細的玻璃碎片、陶瓷碎片、金屬片、塑膠袋等。雜質的種類與含量多寡，受都市廢棄物來源左右。玻璃碎片不僅有礙觀瞻，也成為作物生長的障礙，所以一般的都市廢棄物堆肥不施用於水田，再者，其它的金屬元素污染也是個大問題。目前這些不受歡迎的雜質含量，若以乾物重表示，得少於3%。

(2)營養元素含量：都市廢棄物營養元素的含量示於表三。表中數據不難看出其化學成分變化相當大。如果以作物殘體製成的堆肥和都市廢棄物堆肥比較，可以發現氮肥含量差異不大，作物殘體堆肥含有較高量的磷肥與較低量的鉀肥，相對的，都市廢棄物堆肥鈣含量較高，其鈣鎂比值也大於作物殘體堆肥。

都市廢棄物堆肥營養元素的含量，除了氮素以外，會隨堆肥製造及腐熟的時間漸增。(Watanabe & Kuribara 1982) 至於氮素含量，則因高PH值與低水分含量的腐熟作用下，產生了氨揮散作用，氮素含量也就不會像其它元素隨時間而遞增了！

(3)有機物質：Inoko et al (1979) 以適用性的觀點分析日本都市廢棄物的有機質含量，發現大多數的堆肥C/N比都落在19~31之間。很多的實驗報告指出施用C/N比大於20的

表三 二十一種都市廢棄物堆肥與六種作物殘體堆肥營養元素成分分析表
(Watanabe & Kuribara 1982)

元 素	都市廢棄物堆肥			作物殘體堆肥		
	範 圍	平均值 (%)	變異係數 (%)	範 圍	平均值 (%)	變異係數 (%)
氮	1.24~3.47	1.95	27.3	0.96~2.30	1.50	33.6
磷	0.21~1.57	0.55	35.7	0.12~0.38	0.24	36.6
鉀	0.45~2.60	1.19	50.7	1.18~3.05	2.37	35.6
鈣	2.30~6.74	4.17	26.4	0.52~1.94	1.21	42.0
鎂	0.11~1.69	0.34	93.2	0.15~0.53	0.35	45.7
氧化鈣／氧化鎂	11.9~38.7	15.60	44.1	2.4 ~7.1	3.90	45.2

堆肥會產生「缺氮現象」。而絕大多數的機製堆肥由於作用時間少於十天，因此無法達到完全腐熟的程度，儘管熱水可溶性的有機物質、半纖維素、纖維素和還原醣等含量因來源不同而有差異，然而在未完全腐熟的樣品內其纖維素、半纖維素等都被視為還原醣類，測得較高比值的 C/N。

如果經過五週完全腐熟作用，則堆肥的全碳含量，C/N 纖維素、半纖維素以及還原醣的碳量與總碳量比值，都會降低；只是，全氮量、木質素與灰分的含量，會在這段漫長的腐熟時間內，初期微微上升後，就維持在一個常數值 (Harada et al 1981)。都市廢棄物內纖維素與還原醣中所含的碳量與總碳量之比隨腐熟作用下降的非常多，但是其酸解的氮素，無法水解的銨態醯胺 hexoamine amino acid 及一些不確知的成分，卻不隨腐熟作用改變。因此腐熟後可以得到較大的 C/N 比。從這裏，我們就可以瞭解光以機械方式堆製成的都市廢棄物堆肥腐熟不完全，不能直接施用於農田。Inoko et al (1982) 特別列舉了城市廢棄物堆肥田間施用的幾個準則：(1) C/N 比小於 20，(2) 總氮量超過 2%。(3) 還原醣態的碳素含量與總碳素含量之比值要小於 35%。

(4)微生物：微生物的種類與成分變化相當大。一般每一克乾物內含有細菌 $10^7 \sim 10^8$ ，真菌 $10^3 \sim 10^7$ ，放射菌 $10^4 \sim 10^7$ ，微生物族羣 $10^2 \sim 10^4$ (Tsuru 1981)。堆肥在通氣翻轉的堆製過程，內部所含微生物族羣會有明顯下降的現象，當溫度到了 60°C 時，微生物族羣就達到平衡的狀態，這種穩定的現象，可以維持二週，由此可以瞭解，堆肥內微生物的平衡也需要腐熟作用完全。

(5)氮素礦質化與氮素的生物固定 (Nitrogen mineralization & immobilization)：如果使用 C/N 比大於 20 的堆肥，作物會產生缺氮症狀，土壤氧化還原電位也會降低 (Parr 1975)。施用有機肥後通常以土壤培養試驗 (Soil in incubation test) 評估土壤中的氮素行為。這種試驗結果 (Watanabe & Kuribara 1982) 指出，如果施用了大量未完全腐熟的有機質，(即 C/N 高的有機堆肥)，會使土壤內的氮素發生生物固定作用。相反的如果施用

了 C/N 比小於 20 的有機堆肥。土壤中的氮素就很容易經由礦質化作用釋放出來，供應作物需要（表四）。作者也發現，溫室內生長的小麥，如施用腐熟不完全的堆肥，甚或會發生土壤與小麥搶奪養分的現象。作物生長、產量和氮素的吸收，真是非常明顯的受着使用的堆肥腐熟度影響，施用不當的堆肥，作物產量甚至只達對照處理產量的 70~80%，氮素吸收的情形和產量一樣。土壤培養試驗所測得的氮素礦質化或生物固定的結果，與盆栽試驗所得作物的氮素吸收量，在統計上有極顯著的相關。在產量與氮素吸收量減少的時候，大概就可以判斷堆肥腐熟不完全，使土壤的氮素生物固定，造成植體缺氮。雖然缺氮現象可以添加化學氮肥改善，但是最好的辦法，還在於使用腐熟完全的堆肥。

表四 施用不同都市廢棄物堆肥對小麥產量與氮素吸收之影響
(Watanabe Kuribara 1982)

處理(地點)	C/N	氮素三週 礦質化率 (%) a	氮素施用量 (克/盆)		穀產量 (克/盆)	氮素吸收量 (毫克/盆)
			堆肥	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$		
No N	—	—	0.0	0.0	7.3	111
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	—	—	0.0	0.4	22.9	424
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	—	—	0.0	0.6	23.8	575
Beppu	31.7	— 154	0.2	0.4	16.8	293
Saga	23.4	— 161	0.2	0.4	15.8	261
Nagasaki	30.9	— 158	0.2	0.4	13.8	209
Ito 2	25.3	— 151	0.2	0.4	14.7	224
Ito 3	13.2	— 4	0.2	0.4	21.3	407
Hojo	23.9	— 101	0.2	0.4	17.6	280
Toyohashi 1	21.7	— 5	0.2	0.4	20.1	369
2	12.6	— 7	0.2	0.4	20.1	355
Kanuma	14.6	20	0.2	0.4	20.6	369

註：(a)一值表示氮素生物固定。

污泥和其加工製品

日本肥料法，把污泥和其它廢棄物製得的肥料分類如下：

- 乾性活性污泥（乾燥微生物肥料）——由醣酵食品加工廠、紙漿廠、凝膠廠等，廢水處理設施製成之污泥，單獨氮素含量不得低於 5.5% 或三要素含量分別不低於氮 4.5%，磷 1%，鉀 1%。
- 污泥肥料——工業工廠、下水污泥、人類排泄物、動物廢棄物所產生的廢水，經由曝氣與或酸酵處理而製成的污泥肥料。
- 堆肥——由有機廢棄物如稻桿、稻殼、牧草、動物廢棄物等製成的肥料稱之。

- 石灰處理肥料——處理過的污泥、人類排泄物、動物廢棄物和水果加工廠殘渣等原料製成之肥料，其鹽基最少佔乾物重的25%。
- 焚化處理肥料——經由焚化作用產生製成的肥料，鹽基最少佔乾物重的25%。
- 乾糞便醣酵肥料——人類排泄物以通氣處理所製成之肥料。
- 乾糞便處理肥料——除了石灰處理的方式外，凡是人類排泄物以化學或生物方式處理的肥料稱之。

1980年日本統計資料列出上述七種肥料的產量如下：

種類	公噸
乾性活性污泥	27,649
污泥肥料	297,463
堆肥	650,202
石灰處理肥料	10,255
焚化處理肥料	9,102
乾糞便醣酵肥料	3,741
乾糞便處理肥料	15,489

污泥的化學成分：Yoshida (1976) 的資料顯示，取自26個食品加工廠產生的乾性活性污泥的營養價值相當高。其營養元素的濃度範圍：氮 3.48~11.41%，(平均7.29%)，磷 1.7~8.62% (平均4.45%)，鉀 0.06~2.06% (平均0.65%)。氮素含量和灰分含量二者成負相關。利用無機凝聚物脫水處理的污泥，氮素含量低於以有機聚電解質脫水處理的污泥。Kurihara & Fugi (1974) 進一步指出乾性活性污泥中高達 80~90% 的氮素，以蛋白質形態存在，無機態氮常常被忽略；但是在試驗的污泥中，胺基酸成分的變化相當混亂，找不到一致性的趨勢。

活性污泥在土壤大概只要一個月的時間，就可以經由氮素礦質化作用分解，然而氮素礦質化的速率仍然因其不同來源有所差異。其40~60% 的礦質化速率，幾乎和日本人愛用的油菜子粕分解速率相等，或更低。目前仍不十分清楚氮素礦質化速率低的原因，但卻可以肯定活性污泥乾燥的程度，會影響礦質化的速率。比如，污泥以175°C 烘乾一個小時以上，就會因改變了蛋白質結構，大幅降低礦質化速率 (Yoshida 1976)。但是自然風乾或冷凍乾燥所製得的活性污泥，礦質化速率較以110°C。1~2小時熱處理製得之污泥慢。因此可以瞭解，溫度的變化，和礦質化速率息息相關 (Kurihara & Watanaha 1976)。

表五為下水污泥的化學成份分析表，由於氮素分別以40~43% 的胺基酸，2~7% hexamine, 13~15% 鹼氨和40~43%，未確知的形態存在，這些不同形態的氮素源幾乎可以完全酸解，因此如果將下水污泥和土壤、廐肥比較，其氮源是相高特殊的 (Kono 1978)。

由排泄物堆製成的肥料，氮及鉀元素濃度與下水污泥相當，磷素濃度則較高，平均達 8%。污泥中氮素礦質化速率受很多因子影響，如污泥來源、施用量、土壤條件和氣候環境

表五 日本下水污泥的化學成分表 (Yamazone 1979)

	營養元素成分 ^a (%)					pH (115)	Ec (71)
	N (123)	P (123)	K (123)	Ca (117)	Fe (96)		
範圍	0.7~7.6	0.1~3.2	0.1~2.8	0.2~31.5	0.3~14.0	4.8~12.9	0.1~18.3
中數	2.8	1.1	0.2	9.7	4.0	8.4	4.7
平均	3.1	1.2	0.3	9.0	4.5	4.9	4.9

註 ^a括弧內的數字表示樣本數。

等。 Ebihara et al (1979) 關於礦質化速 (和種子生長的關係研究列於表六。表六數據可看出以 30°C 處理排泄物三週，礦質化速率介於 32~55%，下水污泥礦質化速率除了 2 號樣品外，介於 16~30%，C/N 比為 10.2 的污泥施用後，就可使添加硫酸銨形態的氮肥產生，氮素生物固定，由此可以推知污泥中的碳素很容易被土壤微生物分解，但是氮素的分解卻較緩慢。表六的資料顯示包心白菜的產量和氮素礦質化速率成明顯的正相關。

表六 不同來源污泥、氮素礦質化速率和幼苗生長的關係

來源	C : N	總氮 (%)	3 週後氮素 礦質化速率 (%)	包心白菜乾量 毫克/盆	指數
下水道污泥 1	5.5	4.16	30	780	85
下水道污泥 2	10.2	2.19	— 32	69	8
下水道污泥 3	6.1	3.44	16	654	71
下水道污泥 4	4.6	3.41	27	834	91
(下水道排泄物) 污泥	8.9	1.76	20	449	49
排泄物污泥 1	8.7	2.34	34	797	87
排泄物污泥 2	7.3	2.62	32	815	89
排泄物污泥 3	7.9	2.53	38	922	100
排泄物污泥 4	7.2	2.79	55	1026	112
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	—	—	—	918	100
不施氮	—	—	—	346	38

污泥中鈣、鎂、鋁元素濃度的變化相當大，以石灰及三氯化鐵脫水處理的污泥，氧化鈣 (CaO) 與鐵的含量分別超過 10%，和 4%，致使污泥 pH 大於 7。因此大多數石灰處理的污泥，可以施用在本來就需要石灰改良的農地上。

下水污泥資源利用協會 (Association for Utilization of Sewage Sludge Resource AUSSR) 也曾進行堆製過程與堆肥理化性的相關性研究。一般而言，由於二氧化碳的生成與逸失，堆肥中營養元素的濃度會隨堆肥時間遞增，氮素卻因氨揮散作用 (NH_3 volatilization)，濃度不再增加。表七可以用來檢定污泥堆肥的腐熟度。

表七 完全腐熟的污泥堆肥理化性 (AUSSR 1980)

性 質	生污泥 + 稻穀	消化污泥 + 稻穀	生污泥 + 樹皮
水 分 (%)	48~52	41~55	40~56
焚化損失 (%)	48~51	56~63	69~70
全 碳 (%)	23~25	28~32	34~37
BOD (毫克/克)	5~8	17~23	11~17
全 氮 (%)	1.2~1.3	1.6~1.8	3.3~4.0
pH	6.2~6.5	6.0~6.6	6.6~6.8

樹皮堆肥：

日本大約有80個樹皮堆肥廠，月產量50~2000公噸，年產量約三十萬噸，露天堆製與堆肥含量常用的方式，製程中包括了粉碎、添加醣酵促進劑、堆積、翻堆與篩選。一般樹皮必需堆放室外數年，也是樹皮堆肥的主要原料來源，木屑、木片與紙漿工廠廢水處理設施所產生的污泥也可以作為樹皮堆肥的原料或補充料（輔助原料）樹皮與廢木料的 C/N 比高，不易分解，可添加鷄糞、尿素、過磷酸鈣與污泥等（調整堆肥的 C/N 比）並供應微生物進行分解時所需的養分。另外還有些特殊的菌種接種於堆肥，作為加速劑，只可惜目前還沒有數據證明這些菌種是否真的有效；一般的木屑堆肥在通氣情況下，需耗時三~五個月。

Kawai (1981) 的樹皮堆肥品質標準表如下：

有 機 質	>70%
總 氮 量	>1.2%
碳 氮 比	<35
總 磷 量	>0.22%
pH	5.5~7.5
陽離子交換能量	>70meq/100g
水 分 含 量	60±5%
幼 苗 試 驗	沒有不正常生長

腐熟度的決定因素：

「腐熟」意堆肥的貯放時，不會產生公害，施用時也不會引起土壤問題。目前還沒有所謂的正確腐熟度算法，但 Goleuke (1977) 曾提出幾個決定腐熟度的指標作為參考。如C/N的變化，最終溫度、易分解與不易分解物質的比例、氧化還原電位的上升、氧的消耗量，真菌 (*Chaetomium gracilis*) 的生長情形、澱粉試驗等。近幾年，Inoko et al (1979)，已歸納了四個決定都市廢棄物堆肥腐熟度的方法，分述如下：

1) 濾紙色層分析法：(Inoko 1979)

根據 Hertelendy (1974) 的方法，將一個經0.5%硝酸銀溶液浸漬的圓形濾紙烘乾後，

作為都市廢棄物堆肥鹼性抽出液層析用紙。呈色後可區分成三個區域，最外緣部分呈現深藍色，中心區淡紅至黃色系統，中間部分則只有在堆肥 C/N 值低，且還原醣含量較少時，才會呈現棕色，否則為粉紅至灰色系列！快（不及30分鐘），又不需要特殊儀器，是其優點。

2) 陽離子交換能量 (CEC) 的測定：(Haradad Inoko 1980) ，

取20克磨粉樣品，過量 0.1N 鹽酸洗滌以取代交換性陽離子，再以蒸餾水沖洗後，利用 pH7 的氫氧化鋇洗滌後，靜置隔夜。過濾後再用氫氧化鋇溶液洗滌一次，就可以用標準氫氧化鈉滴定洗滌液。都市廢棄物堆肥的 CEC 和 C/N 比之相關係數 $r = -0.903$ 。因此有了 CEC 值參考，就可以進一步分析各元素含量。通常，不含灰分的物質所測得 CEC 在 60 meq/100g 以上時，就可以推薦於農田使用。

3) 顏色的變化：(Sugahara et al 1979)

堆製時，如果呈現暗棕色或灰黑色，就暗示已進入深度腐熟的程度。都市廢棄物堆製時以 1931 CIE 製訂的標準顏色儀測定顏色變化。Y 值代表亮度，X 值長彩度，分別由色度分析儀依光線反射原理測定。因為 Y 值和 C/N 值呈正相關，因此所測得之 Y 值就可用來推測腐熟度。

4) 測定腐植質類似物——(Watanabe & Kuribara, 1982)

純化腐植酸液作標準曲線，以色度儀測定由 0.1M Na₄P₂O₇ 溶液萃取出的腐植質類似物色度。測定波長為 420nm 計算方式：

$$\text{萃取率 (\%)} = \frac{\text{腐植質類似物含量 (以碳表示)}}{\text{總 碳 量}} \times 100$$

萃取率與 C/N 比值為直線相關，又和氮素礦質化速率或者生物固定作用成正比。因此如果城市廢棄物的腐植質類似物萃取率超過 5 %，就意味著堆肥已經完全腐熟。

堆肥製程分成二個部份——機械混合與露天堆置（或曬乾）。上述四個測定腐熟度的方法，由於堆製過程中機械混合時的變化太大，因此測定指標 (paramater)，在機械混合期並不適用。

直接施用廢棄物與其加工製品所引發的問題：

再度利用廢棄物中的營養元素和有機質，是可行也令人滿意的。然而在農業上之利用，有施用容許量的限制，不能為了大幅提高作物產物而忽視人類健康的維護。一般言之，主要限制因子有 1) 微量金屬元素的含量，2) 致毒物質，3) 病原菌，4) 大量氮素釋放對環境的影響，四種，詳述如上：

1) 微量金屬元素：

近幾年有好幾篇關於污泥中微量元素，在製成堆肥時對環境的影響，都相當不錯。Page 搜集了美國、加拿大、瑞士與英國四個國家，三百個廢棄物處理工廠的樣品，分析結果，在一百萬噸乾物中，各金屬元素的含量如下(單位：百萬分之一)銀 50~150，砷 1~8

，硼 6 ~1000，鋁 150~4000，鎘 1 ~1500，鈷 2 ~260，鉻 20~41000，銅 50~11700，汞 0.1~56，錳 60~3900，鉬 2 ~1000，鎳 10~5300，鉛 15~26000，錫 40~700，釩 20~400，鋅 72~49000。

Page 指出從住宅區取得的垃圾堆肥，銅含量超過 500ppm，鋅超過 1000ppm，如果某一或特定的幾個元素濃度特別高，則其往往源於工業工廠。

Blakeslee (1973) 曾指出製程中初生污泥和最終產生的污泥，各種金屬元素的含量沒有什麼一致性的趨勢；Adachi et al (1981) 却道同一處理廠內經淨化劑處理之污泥，如以厭氣分解法所得之污泥，其金屬元素濃度較以活性污泥法所製得之污泥金屬元素濃度為高。排泄物污泥和垃圾污泥的金屬成分相似，都市廢棄物堆肥金屬元素濃度較低。Watanabe & Kuribara (1982) 也分析了日本不同地區的都市廢棄物堆肥成分。（見表八）

表八 21種都市廢棄物堆肥與 6 種作物殘體堆肥微量元素含量

元 素	都市廢棄物堆肥				作物殘體堆肥			
	範 圍 (ppm)	平 均 (ppm)	變異係數 (%)	範 圍 (ppm)	平 均 (ppm)	變異係數 (%)		
鋅	77~1670	641	60.5	48~165	99	42.6		
鎘	0.5~6.0	2	66.7	1.3~4.9	2.1	68.4		
銅	42~1009	213	98.1	14~31	21	29.6		
鉻	29~202	83	62.3	33~120	67	53.8		
鎳	4~49	27	46.3	14~39	25	34.0		
鉛	64~911	232	104.3	15~34	24	32.5		
汞	0.4~11.7	2	99.8	0.1~0.7	0.26	90.8		
鉀	0.1~6.0	2	67.8	1.1~5.2	2.7	54.3		
鋅/鎘	115~1012	341	30.0	25~97	5.6	48.7		

都市廢棄物堆肥中鋅、銅、汞、鉛濃度較高，鎳、鎘與砷的差異不大，都市廢棄物堆肥鋅與鎘之比在 115~1012，作物殘體堆肥其比值卻不及 100。也有其它分析結果表示微量元素濃度接近污染的程度。（Watanabe & Kuribara 1982）。還好在較進步的地區，所搜集的家庭廢棄物（大都為廚餘）製成之堆肥，和稻草殘體堆肥相似，暗示了實行較嚴謹的搜集、分類工作，可以改進污染現象。似乎搜集比分類容易。

2) 有機成分：廢棄物中有機成分的資料相當少，目前僅知 Polychlorinated 的衍生物如多氯聯苯、殺蟲劑和殺草劑等。Pabren et al (1979) 報告中提到污泥堆肥有機成分超過 10ppm，施用於放牧地時要特別小心，因為這些有機成分很可能被牲畜攝食，造成傷害。

Polyacrylamide 是一種常用的有機凝結劑，其組成單體對植物與人類有毒害現象。Kuribara 與 Watanabe (1976) 曾檢視此種有機成分施用於土壤之效應。當 Polyacrylamide 的添加量達每公頃 100 公斤氮素施用量為計算基準，施用污泥帶入土壤中 Polyacrylamide

量的50倍時，對溫室盆栽作物並未產生毒害的現象。但是其它的有機物質施用多寡，是否無污染土壤，危害植物就不清楚了，因此在日本，無論使用任何有機肥前，都需要先作發芽試驗及幼苗生長試驗。

3) 病原菌：

目前為止，所有廢棄物處理的工廠，包括都市廢棄物等，都還無法做到杜絕所有病原菌的地步。廢棄物病原菌有四大類，病毒、細菌、原生動物和昆蟲的幼蟲（如蛆）。殺菌方法有巴斯法殺菌法，乾熱法、石灰處理和堆肥化等。

Pahren et al (1979) 整理施用都市廢棄物堆肥與人類健康的報告，作了幾個結論：

- 1) 廢棄物堆肥中的病菌、病毒、寄生蟲，經由對土壤以及植物的污染管道，威脅人類健康。
- 2) 污泥堆肥中細菌與病毒密度，經過了一般的污泥處理方式會降低，等到施於田間被植物吸收的量就更少了；所以利用輸送路線與位置設計的合理規劃，可以阻止傳染病的流行。
- 3) 很多寄生蟲的生活史裏都有一休眠期可以躲避不良環境，以增加它們在植物或土壤內的存活率，因此施用污泥會使土壤內寄生蟲的含量大量增加，造成人類傳染的危險。
- 4) 雖有田間施用垃圾堆肥，會造成傳染污染、危害人類健康之說，但是這幾年的施用，卻沒有任何資料顯示，任何人類的疾病，經由此途徑發生。

儘管日本在這方面的研究闕如，日本人卻奉行著施用含菌量最少的最終產物，所以沒有大傷害可見。目前堆製過程，減少菌量、品質改進是研究廢棄物堆肥的工作者的一致目標。

使用限制：

由於各地耕作方式不同，污泥與其它廢棄物的施用量也就有很多限制因素，簡單的考量方式有二：

- 1) 施用量要配合作物生長最適量及直接掩埋於土壤。若從環境保護的角度觀察，後者施用量大比較不好。
- 一般各國都以氮肥含量作為污泥施用量的標準，氮是肥料的主體，污泥中的氮素也是其主體，因此依氮含量作為污泥堆肥施用標準，也是很合理的！

和污泥共存的其它元素，施用後也會被土壤吸收，甚或轉移至植物體可食的部分，若此難免危害人畜健康。這幾年，許多已開發國家對這些不受歡迎的金屬元素如鋅、銅、鎳等，也都有了各別濃度以及混合總量的濃度限制。

我們可以二種基準決定污泥堆肥的施用量：

- 1) 氮基：污泥堆肥施用後，有機態氮會分解成無機態氮釋放出來，以供植物吸收，受氣候、地區、土壤等多種因素影響，無法精確算出釋放速率，然而仍可以算出一年大約14~40%的有機態氮礦質化，殘留少部分的氮，在往後幾年，仍無繼續礦質化

緩慢的放出氮素。Keeney et al (1975) 實驗結果，汚泥堆肥，第一年釋放15%，第二年6%，第三年4%，第四年2%。英國環境部 (Department of Environment) 與國家水資源委員會 (National Water Council) 1977 發現了液體汚泥直接施用第一年釋放率高達85%，脫水後，釋放率僅及33%。估算結果，要滿足作物的需氮量，每公頃需要汚泥堆肥4~40公噸，這種汚泥與作物相互間的氮素供需計算公式，已經由 Keeney 等人和 Grooms 在1975年提出。經由淋溶作用移動至根圈下面的氮素，主要以硝酸根的形態存在，硝酸態氮會污染地下水的品質。千萬記住，施用時，只要供應夠作物生長需要之量即可！所以只要汚泥中金屬元素不超過容許量，氮含量的多寡，就成為汚泥施用量的限制因素了！

2) 金屬元素：汚泥中的無機金屬鹽類會阻害作物生長，因此很多國家都釐定了汚泥使用的限制，其中以銅、鎳、鋅、鎘的濃度，最受人注意：三者毒害的程度銅為鋅的二倍，鎳則高達八倍，因此可以用一共同的指標「鋅當量」 (Zinc equivalents) 來作基準，而且它們的毒害作用具有加成性，也有資料指出，在中性或石灰性土壤中，累加性的傷害現象就不存在了。

鋅與鎘的比值，也是限制因素之一，1)由土壤母岩鋅／鎘比值超過 500，而土壤本身僅為 100的事實，可知在風化過程中，鋅的損失較鎘迅速。比如此大還意味著，在植物體內鎘濃度產生對人畜的危害之前，土壤中鋅的濃度早已造成作物傷害了。很可惜的是，不少植物生長在中性與石灰性土壤時，對鋅的高容忍度，(鋅在中性與石灰性土壤之有效性較低) 足以造成鎘吸量已經危害人畜健康的程度，因此鋅／鎘比值較宜酸性上參考。

施用汚泥若兼顧作物氮素需求以及汚泥金屬含量二個因素，則土壤不會因金屬的大量累積而縮短耕作壽命，未來人類的糧食供應也不虞匱乏，同時可以輪作制度化解重金屬的毒害。

3) 容許施用量原則：

表九為 Goldstein (1977) 依照美國農業部條文所提出的建議：

表九 私人土地施用汚泥肥最大金屬容許量

金屬	不同陽離子交換能量* 之最大金屬添加量 (公斤/公噸)		
	0~5meq/100g	5~15meq/100g	>15meq/100g
鋅	250	500	1000
銅	125	250	500
鎳	50	100	200
鎘	5	10	20
鉛	500	1000	2000

*：未施用汚泥土壤，以中性醋酸銨測定15公分以內表土陽離子交換能量之加權平均值。

- 1) 除非鎘／鋅比值小於 0.015 當脫水污泥中鎘含量超過 25mg/kg 時，不要用。
- 2) 每年污泥施用總量受下列數值限制：
 - a) 作物需氮量（無機氮 + 20% 有機氮）
 - i) 全層混施時，不可超過作物需氮量的 100%
 - ii) 表面施用時，不可超過作物需氮量的 150%
 - b) 液態污泥的施用量，以一公頃土壤，每年鎘累積量不超過 1 公斤為基準，脫水污泥則以 2 公斤為界限。
- 3) 當污泥中鎘含量超過其鋅含量的 1.5% 時，除非有計劃的減少污泥中鎘含量，否則連續施用，會危害作物。
- 4) 土壤 pH 為 6.5 或更高時，才可連續使用污泥肥。

英國政府對污泥肥料的使用，也有和上述大同小異的規定。以鋅當量為計算標準，一般耕地每年污泥施用量為 7.5 噸／公頃，若氮素含量為估算標準則為 7.2 噸／公頃。因此在美國氮素含量，反而為施用的標準。

日本目前尚無官方正式的行文規定污泥施用量，但如依作物氮肥吸收情形作為指標，則污泥施用規則可參考表十。

表十 污泥肥料施用於作物的標準量 (CCEA 1972)

作物	氮素需求量	氮素施用量 (公斤／公頃)	污泥肥施用量 (乾噸／公頃)	
			一次施用	連續施用
水稻	低	100	4	2~3
甘藷	低	100	10	5
小麥、大麥和根莖類	中等	200~200	15	8
葉等，果類和飼料作物	高	200~300	25	10

表十一 廢棄物肥料中金屬元素的最高容許量 a*

金屬元素	乾物基中最高濃度 (mg/kg)	水溶液抽出液中最高濃度 (mg/l)
砷	50	1.5
鎘	5	0.3
汞	2	0.005
鉛	—	3
有機磷	—	1
Cr ⁺⁶	—	1.5
CN ⁻	—	1
AlKyl Hg	—	未測
PCB	—	0.03

a* 各濃度最高容許量參考日本肥料法

廢棄物中微量元素的最高濃度 (Baker & Chesmin 1975)

	乾物基中濃度 (ppm)
鋅	1500
銅	750
鉛	500
鉻	500
鎳	150
鎘	50

Baker 認為只要污泥肥中的金屬元素濃度不超過上表數值，每年施用量不超過24.7乾噸／公頃，就可以連續施用三年。

日本也有一法令強迫執行廢棄物肥料中所含有毒物質的最高濃度容許量，列於表十一。可見汞和鎘的最高量比 Becker & Chesmin 及其它許多已開發國家所訂的標準低很多。

分析報告裏指出，除了在溫泉地區外，一般而言，不同地區所製污泥，砷濃度均小於 50ppm，工業區的工廠所得污泥，鎘濃度超過 5ppm，汞超過 2ppm 的限制，不能使用。其它廢棄物中金屬元素的濃度，大都在限制內，不再贅述！

引用文獻：略。

* 此文得以順利完成，多謝聯合化學工業研究所工程部阮國棟先生鑒正！