

し尿処理場における汚泥の低温加熱物の農業利用に係る諸性質

片岡一郎*・片岡 功*・今雪良智*・長崎 亀**

(農学部応用分析化学研究室*, 発酵及び醸造学研究室**)

Some Properties of Low Temperature Heated Products of Sludges from Human Waste Disposal Plants, referring to Agricultural Utilization as the Object

Ichiro KATAOKA*, Isao KATAOKA*,

Yoshitomo IMAYUKI* and Susumu NAGASAKI**

Laboratory of Applied Analytical Chemistry, Applied Microbiology**, Faculty of Agriculture*

Abstract: To apply large quantities of sludges from waste disposal plants for improvement of physical properties of sandy soils, widely distributed at coastal districts and river-sides near the plants, the sludges were heated at 150~225°C and some properties of the heated products were previously examined. Sterilization is naturally expected of pathogenetic bacteria and parasite eggs by sludge-heating.

By heating sludges, the COD values of water soluble parts of the sludges were decreased and the inorganic nitrogen-forming ratios of organic nitrogen in the sludges were also decreased but the application of large quantities of heated sludge was harmful for the seed germination and root elongation of wheat.

1. ま え が き

筆用らは、さきに、し尿処理場における汚泥の農業利用の目的の一つとして、高知県の処理場が河川部や海岸部に多いことから、その周辺に分布する砂質土壌への施用を考え、高知県および参考として東京都におけるし尿処理場の汚泥の化学的性質¹⁾、砂質土壌への施用による土壌物理性の変化²⁾、小麦栽培試験³⁾を行なった。砂質土壌への汚泥の施用は土壌の物理性の改善、小麦の収量増加に好結果をもたらしたが、土壌への多量施用（あるいは局部的に不均一過剰）の場合には、種子の発芽、初期の生育障害をおこした。その原因は汚泥の急激な分解、一部には $\text{NO}_2\text{-N}$ の生成、汚泥凝集剤として施用した FeCl_3 または希釈水のかなりを海水にあおぐことよっての汚泥中の Cl^- の影響によるものと考えられた。現在、汚泥の簡易堆肥化を検討中である。また、し尿処理場の敷地内に堆積した2年、10年の長期間野積汚泥は、その化学的性質および作物生育の点からみて、多量作用の障害が少ないことを認めた⁴⁾。

本報では、砂質土壌への施用を想定し、古来から行なわれている焼土に準じてえた汚泥加熱物について、若干の性質をしらべたので報告する。汚泥の加熱によって通常の病原細菌や寄生虫も当然死滅する。

2. 実 験 方 法

2. 1 供 試 汚 泥

消化汚泥：し尿処理場における嫌氣的消化方式による消化汚泥の風乾物を振動ミルで粉碎し、2 mm の篩を通過した部分である。既報のKA-D S (消化汚泥)^{1,2,3,4)}と同一処理場の消化汚泥で

ある。

余剰汚泥：し尿処理場における酸化方式（活性汚泥方式）の余剰汚泥の風乾物を振動ミルで粉碎し、2 mm の篩を通過した部分である。

2. 2 土 壤

浜改田砂壌土を供試した。既報の HAMAKAIDA sandy loam^{1,4)}で、日本農学会法による砂壌土である。以下、砂壌土と記する。

2. 3 汚の加熱処理

内径 12 cm の平底蒸発皿に供試汚泥 20 g をとり、電気炉で加熱した。加熱温度は、既応の焼土の実験成績⁵⁾を参考にして、無加熱、150, 175, 200, 225°Cとなし、時間を1, 3, 6時間とした。なお、225°Cはやや高温にすぎるので1時間にとどめた。加熱汚泥は再び風乾状態となした風乾物を以下の実験試料とした。

2. 4 加熱減量, 加熱汚泥の色

加熱減量は風乾汚泥に対する各加熱温度における加熱減量 (w/w%) で示した。この値から絶乾水分を差引けば、風乾汚泥の 110°C から各加熱温度に至る間の減量となる。加熱汚泥の色は標準色票の記号⁶⁾と color name⁶⁾によった。

2. 5 加熱汚泥の pH, EC, 水溶部分の COD

農技研肥料化学料による都市廃棄物のコンポスト製品についての研究では、コンポストの腐熟度の判定基準として、水浸出液の COD (100°C, KMnO₄ 消費量)、EC および pH を用いることが報告され、水浸出液の COD は未熟製品において値が高く、堆積後熟を進めると低下する傾向があり、EC は COD が高くなるにつれて増大し、pH が高いほど COD が減少する傾向があるとしている⁷⁾。筆者らは消化汚泥の野積について、消化汚泥、2年野積、10年野積の3種の汚泥の水溶液部分の COD、EC、pH を求め、COD、EC が野積年数の増加とともに減少することを認めた⁴⁾。

実験方法は、加熱汚泥 5 g に水 50 ml を加えてけん濁させ、pH (1+10) および EC (1+10) を測定した後、水で全量を約 100 ml となし、20分間振とうし、500 ml に定容の後、ろ紙にてろ過したろ液を COD 測定用供試液としたが、ろ液が濁れば遠心分離を行なった。供試液の適量を 100°C、KMnO₄ 法⁸⁾で測定して加熱汚泥の風乾物 1000 g に対する COD (mg) として求めた。

2. 6 加熱汚泥の T. N, NH₄-N, 土壌へ添加後の有機態 N の無機化

T・N はガンニング変法で、NH₄-N は土壌の NH₄-N 定量法に準じ、KCl 液浸出、MgO₄ を加えての水蒸気蒸留によって、H₂SO₄ 溶液中に蒸留した後、ネスラー法によって吸光度定量を行なった。

加熱汚泥の土壌へ添加後の有機態 N の無機化は、砂壌土 100 g に、加熱汚泥 10 g を添加した 10% 混合土壌を内径 4.9 cm、深さ 8.4 cm のスチロール棒びんにいれ、容水量の 60% となるように水を加えて畑状態となし、20°C の定温器中で、減量した水分を補給しながら 3 週間放置した後、汚泥の T・N から無機態 N をさしひいて汚泥の有機態 N を求め、汚泥混合土壌の 3 週間後の無機態 N、(NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N) から、土壌のみによる無機態 N と、汚泥に当初含まれていた無機態 N をさしひいて汚泥の無機態 N となし、汚泥有機態 N の無機態化率(%)を求めた。

2. 7 加熱汚泥の土壌への混合と小麦の発芽および根の伸長

砂壤土 20 g のみをブランクとし、砂壤土 20 g に各温度に加熱した加熱汚泥をそれぞれ 1.0, 0.40, 0.10 g 加えた。土壌に対する添加割合は 5, 2, 0.5% である。また、比較として無加熱の汚泥を用いた。加熱汚泥としては 150~200°C のものは 6 時間加熱, 225°C のものは 1 時間加熱をえらんだ。これらを 3 連制となし、シャーレにひろげて播種床とし、予め 30 分間水に浸漬した小麦農林 20 号の種子を 1 シャーレ当り 50 粒播種した。播種は、播種床に種子をおしつけた状態となし、種子の下部はシャーレの底部に近く接するが、上部は播種床の表面よりわずかに上に位置させた。次いで、ガスクロ用噴霧器に水を入れ、播種床の表面に水を噴霧した。噴霧は水が流動しないが、床面の土壌がぬれて光る程度とした。噴霧量は汚泥の加熱温度、土壌への添加割合によって異なるが、5% 混合土壌で 9~10 ml, 2% 混合土壌で 8~9 ml, 0.5% 混合土壌および土壌のみで 7 ml であった。軽く蓋をして播種 3 日後に、発芽率(%), 発芽したものの根の伸長(mm) を測定し、3 連の平均を求めた。

汚泥の水浸出液による発芽試験

加熱汚泥 1 g をシャーレにひろげ、水 10 ml を加え、その上にろ紙 3 枚をしいて、ろ紙の表面部がぬれる程度とし、30 分間水に浸漬した小麦農林 20 号の種子 20 粒をろ紙上におき、かるく蓋をして 3 日後の種子の発芽と根の伸長をしらべた。この状態は前記の発芽試験と異なり、直接、汚泥混合土壌に種子が接触していない。また、前記の発芽試験では、たとえば汚泥 5% 混合土壌の場合、汚泥 1 g に対して、噴霧水量は 9~10 ml であるのに対して、この場合は、汚泥 1 g に対して 10 ml であるから、水量の割合はほぼ同じいが、前者は土壌が入っており、土壌の吸水のため、汚泥からの水による浸出状態は両者で異なる。

汚泥混合土壌層の Eh 変化

砂壤土 50 g に加熱汚泥 5 g を混合して 10% 混合土壌となし、径 4.9 cm, 深さ 8.4 cm のスチロール棒びんに入れ、水を加えて土層表面がぬれて光る程度 (飽和に近い状態) となし、軽く蓋をして 3 日後の土層のほぼ中心部の Eh を測定した。

3. 実験結果および考察

3. 1 汚泥の加熱減量, 加熱汚泥の色

風乾汚泥の絶乾水分 (110°C) は消化汚泥が 18.14%, 余剰汚泥が 11.02% であった。風乾汚泥の加熱減量を Fig. 1 に示す。

Fig. 1 について、破線は絶乾水分 (%) を示すから、それから上部は風乾汚泥が 110°C から各加熱温度に至るまでに減量した部分を示す。絶乾水分は各加熱汚泥について共通であるから、これを除いた部分についてみると、消化、余剰両汚泥とも、同一温度では加熱時間の増加とともに減量も漸増するが、温度の上昇とともに減量が増加し、消化汚泥においては 225°C に至って急激に増加した。汚泥加熱の影響は汚泥の色にもあらわれ、加熱温度の上昇とともに、酸化鉄の色にもとずいて黄、褐、赤系統へと進み、225°C に至って遊離炭素のために黒色味をおびた。(Table 1)

3. 2 加熱汚泥の PH, EC, 水溶部分の COD

都市廃棄物のコンポスト製品の水浸出 (1+5) の pH は多くの場合アルカリ性を呈し、分解発酵が進むにつれて $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成によって pH が上昇し、二、三のコンポスト製品で微酸性

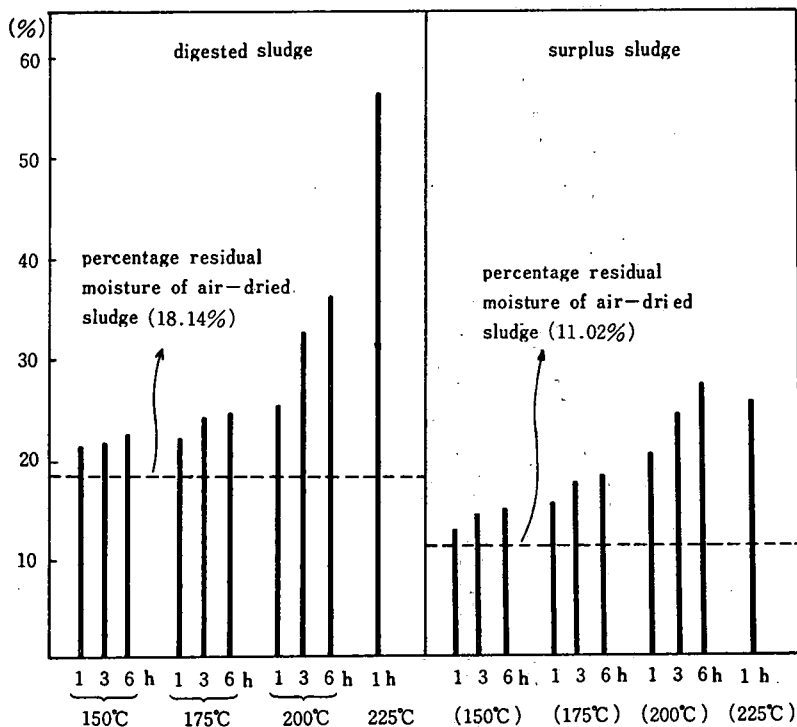


Fig. 1 Heating loss of air-dried sludges.

Table 1. The Color Change of Sludges by Heating

Sludge-heating temp. -hour (°C) (h)	Digested Sludge		Surplus Sludge	
air-dried sludge	10 YR $\frac{5}{3}$	dull yellowish brown	10 YR $\frac{3}{2}$	brownish black
150 - 1	10 YR $\frac{5}{3}$	dull yellowish brown	7.5 YR $\frac{3}{2}$	brownish black
- 3	7.5 YR $\frac{5}{4}$	dull brown	5 YR $\frac{3}{3}$	dark reddish brown
- 6	7.5 YR $\frac{4}{4}$	brown	5 YR $\frac{3}{2}$	"
175 - 1	7.5 YR $\frac{5}{4}$	dull brown	5 YR $\frac{3}{1}$	brownish black
- 3	5 YR $\frac{4}{4}$	dull reddish brown	5 YR $\frac{3}{2}$	dark reddish brown
- 6	5 YR $\frac{4}{4}$	"	5 YR $\frac{3}{2}$	"
200 - 1	5 YR $\frac{3}{2}$	dark reddish brown	2.5 YR $\frac{3}{1}$	dark reddish brown
- 3	5 YR $\frac{3}{2}$	"	10 R $\frac{2}{2}$	very dark reddish brown
- 6	10 R $\frac{2}{2}$	very dark reddish brown	5 R $\frac{2}{1}$	reddish brown
225 - 1	-	black	5 R $\frac{2}{1}$	reddish black

を示したのは嫌氣的発酵を伴う不十分な分解によって有機酸が生成したものと推定された⁷⁾。一方、消化汚泥風乾物の pH (1+10) は 7.94, 余剰汚泥のそれは 6.08 であり、加熱温度の上昇とともにやや低下したが、225°C に至って上昇した。(Table 2)

コンポスト製品の EC (1+5) 値は、二、三の製品を除いて 5~8 mΩ·cm⁻¹ であり、未熟コンポストで高く、発酵が進むと低くなる傾向があり、例外はあるが、一般的に腐熟度と EC の間に何らかの関連が認められる⁷⁾。コンポストの EC の高い原因については、分析結果よりみて、有機酸の生成による Ca の溶出が考えられる⁷⁾。一方、風乾汚泥の EC (1+10) は両汚泥ともに低くて 2~3 mΩ·cm⁻¹ を示し、加熱によってやや上昇したが、175°C 以上では加熱時間の継続とともに低下し、225°C では 1 時間の加熱で急低下して、消化汚泥で 1.8 mΩ·cm⁻¹, 余剰汚泥で 0.86 mΩ·cm⁻¹ となった (Table 2)。なお、pH および EC の測定における試料対水比は、コンポスト製品の場合、水分 (100°C) が 32~65% のものに対して (1+5) であり、風乾汚泥は、水分 (105°C) が消化汚泥で 18.14%, 余剰汚泥で 11.02%, 加熱汚泥は加熱後、室内に風乾状態で放置した試料に対して (1+10) である。

Table 2. pH and EC of the Suspensions of Heated Sludges (air-dried)

Sludge-Heating temp. -hour (°C) (h)	digested sludge		surplus sludge	
	pH (1+10)	EC (1+10) (mΩ·cm ⁻¹)	pH (1+10)	EC (1+10) (mΩ·cm ⁻¹)
150 - 1	6.85	3.0	5.54	3.0
- 3	6.92	2.6	5.18	3.4
- 6	6.84	3.5	5.05	3.4
175 - 1	6.83	4.5	5.08	3.0
- 3	6.91	5.0	5.04	3.0
- 6	6.79	3.3	5.03	2.1
200 - 1	6.83	3.2	4.98	2.6
- 3	6.51	3.3	4.78	1.5
- 6	6.44	2.4	4.77	1.2
225 - 1	7.83	1.8	5.14	0.86
air-dried	7.94	2.3	6.08	2.6

加熱汚泥の水溶部分の COD を Table 3 に示す。

これらの COD 値は加熱汚泥を再び室内に放置した風乾加熱汚泥 1000 g に対する mg 値である。材料の消化汚泥の COD (風乾物 1000 g 当りの mg) は 10.6×10^3 , 余剰汚泥は 19.7×10^3 であった。同一処理場で生成した消化汚泥の野積⁴⁾については、消化汚泥 9.64×10^3 , 2年野積 3.69×10^3 , 10年野積 1.39×10^3 であり、消化汚泥の加熱汚泥においては、150°C, 175°C と加熱温度の上昇とともに COD が増加し、200°C に至っては短時間 (1 時間) でなお増加したが、加熱を同温度で継続すると減少した。しかし 200°C では、なお原消化汚泥よりも COD 値が大であったが、224°C に至ってはじめて加熱 1 時間でも急激に減少し、原消化汚泥よりもはるかに低い 0.9×10^3 を示した。加熱余剰汚泥でもこの傾向があったが、増加から減少への変化が 175°C に至ってみられ、175°C 6 時間加熱で原余剰汚泥よりも減少した。しかし、加熱汚泥の COD 値は、加熱汚泥の風乾物に対する値であり、汚泥を加熱後、風乾状態においても、原風乾汚泥の絶乾水分量と同量

Table 3. The COD of water soluble parts of heated sludges (air-dried)

sludge-heating temp. -hour (°C) (h)	digested sludge COD (mg · 1000g ⁻¹)	surplus sludge COD (mg · 1000g ⁻¹)
150 - 1	12.3 × 10 ³	22.0 × 10 ³
- 3	16.7 × 10 ³	29.0 × 10 ³
- 6	18.3 × 10 ³	26.9 × 10 ³
175 - 1	17.3 × 10 ³	23.6 × 10 ³
- 3	19.4 × 10 ³	20.5 × 10 ³
- 6	20.0 × 10 ³	12.9 × 10 ³
200 - 1	19.5 × 10 ³	17.6 × 10 ³
- 3	18.2 × 10 ³	10.2 × 10 ³
- 6	12.6 × 10 ³	6.9 × 10 ³
225 - 1	0.9 × 10 ³	4.1 × 10 ³
air-dried	10.6 × 10 ³	19.7 × 10 ³

	絶乾水分
消化汚泥風乾物	18.14%
150°C 6時間加熱汚泥の風乾物	6.91%
175°C 6時間 "	6.02%
200°C 6時間 "	5.92%
225°C 1時間 "	5.79%
風乾消化汚泥の加熱減量 (110°C → 加熱温度)	
150°C 6時間加熱後	4.29%
175°C 6時間 "	6.34%
200°C 6時間 "	17.63%
225°C 1時間 "	38.33%

加熱汚泥の風乾後の吸着水分（加熱汚泥の風乾物の絶乾水分）を考慮して、原材料としての風乾汚泥 1000 g の加熱後の COD (mg) として示して比較すると、つぎのようになる。

の水分を吸着しなかった。たとえば、消化汚泥および加熱汚泥の再風乾物の絶乾水分は左のようである。

汚泥を加熱した後、風乾しても、吸着水量は原汚泥風乾物に比してはるかに小である。なお、加熱汚泥による吸着水量は、加熱温度の上昇とともに 200°C までは徐々に減少した。また、原風乾消化汚泥が 110°C から所定の加熱温度に至るまでに減量した加熱減量を示すと、左のようになる。

Table 3 の値と、原風乾消化汚泥の絶乾水分 (18.14%)、加熱による 110°C 以上での減量、

	消化汚泥	
	風乾物のCOD (mg · 1000g ⁻¹) (Table 3 より)	原風乾汚泥 1000 g の 加熱後の COD(mg) (原風乾汚泥基準)
原汚泥	10.6 × 10 ³	10.6 × 10 ³
加熱汚泥		
150°C 6時間	18.3 × 10 ³	15.5 × 10 ³
175°C 6時間	20.0 × 10 ³	16.3 × 10 ³
200°C 6時間	12.6 × 10 ³	18.8 × 10 ³
225°C 1時間	0.9 × 10 ³	0.44 × 10 ³

水溶部分の COD 値をこのように原風乾汚泥基準であらわしても、225°C より低い加熱温度の範囲では、COD 値はやはり加熱温度の上昇によって増加し、Table 3 と原風乾汚泥基準で大差はないが、加熱消化汚泥の風乾物で示した Table 3 の COD 値では、増減の変化が 175°C と 200°C の間にみられ、200°C でもなお、原消化汚泥よりも高い値を示したが、原風乾消化汚泥基準では 200°C 6 時間の加熱によって、厚消化汚泥とほぼ同一の値を示す。

加熱汚泥風乾物の COD 値が加熱温度の上昇によって増加した主な原因は、試料の加熱による減量にもとづくものでなく、有機物の質的变化による水溶部分の COD の増加であり、200°C に至っての減少は有機物の分解減少によるものと考えられる。なお、消化汚泥の 2 年間野積の風乾物の水溶部分の COD ($\text{mg} \cdot 1000 \text{g}^{-1}$) が 3.69×10^8 、10 年間野積が 1.39×10^8 であるのに対して、消化汚泥の 200°C 6 時間加熱 (風乾物) で 12.6×10^8 を示してかなり高く、225°C 1 時間加熱ではじめて 0.9×10^8 となり 10 年間野積に匹敵する。都市廃棄物のコンポストの水浸部の COD ($\text{mg} \cdot 1000 \text{g}^{-1}$) は、3~4 ヶ月堆積で 55~354 と減少し、堆厩肥で 32~1127、パーク堆積で 16~94 と低い値を示している⁷⁾。

3. 3 汚泥の加熱によるチッ素の消長

加熱汚泥の風乾物中の T. N および有機態 N の含量を Table 4 に示す。有機態 N は T. N から $\text{NH}_4\text{-N}$ を差ひいたもので、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は原風乾汚泥中に微量で加熱汚泥では検出されず、 $\text{NO}_2\text{-N}$ も検出されなかった。

Table 4. Nitrogen Content of Heated Sludges (air-dried)

Sludge-Heating temp. -hour (°C) (h)	digested sludge			Surplus sludge		
	total N (%)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (%)	org.-N (%)	total N (%)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (%)	org.-N (%)
150 - 1	2.25	0.53	1.72	6.30	0.42	5.88
- 3	2.08	0.36	1.72	6.55	0.27	6.28
- 6	2.24	0.32	1.92	6.61	0.24	6.37
175 - 1	2.01	0.25	1.76	6.77	0.19	6.58
- 3	2.06	0.24	1.82	6.88	0.11	6.77
- 6	2.31	0.22	2.00	7.01	0.10	6.91
200 - 1	2.17	0.18	1.99	6.85	0.10	6.75
- 3	2.31	0.15	2.16	6.99	0.06	6.93
- 6	2.46	0.14	2.32	7.33	0.06	7.27
225 - 1	2.64	0.03	2.61	7.21	0.03	7.18
air-dried	2.91	0.38	2.53	6.05	0.58	5.47

Nos-N ($\text{mg} \cdot 1000\text{g}^{-1}$) was 0.5 (diges digested sludge), 1.4 (surplus sludge) and 0.0 (heated sludges). $\text{NO}_2\text{-N}$ was not detected in all samples.

Table 4 によれば、加熱汚泥の風乾物中の T. N あるいは有機態 N は、150°C 加熱で原風乾汚泥より減少し、温度上昇によっても一見増加している。しかし、原風乾消化汚泥の絶乾水分、加熱汚泥の風乾物の吸着水分、110°C 以上の加熱減量を考慮して、COD の場合と同様に、原風乾汚泥基準で加熱後の有機態 N を求めて比較すると、つぎのようになる。

	消化汚泥	
	風乾物の有機態N (%) (Table 4 より)	原風乾汚泥 100 g の加 熱後の有機態N (g) (原風乾汚泥基準)
原汚泥	2.53	2.53
加熱汚泥		
150°C 6 時間	1.93	1.63
175°C 6 時間	2.00	1.63
200°C 6 時間	2.32	1.36
225°C 1 時間	2.61	1.29

消化汚泥について、原風乾汚泥を基準にすると、有機態 N は 150°C 加熱によって減少し、200°C までの温度上昇による変化はみられなかったが、225°C に至って再び減少した。このことは、有機態 N が、150°C において分解しやすい結合部分のために減少し、それ以上の温度上昇では変化をうけなかったが、225°C に至って難分解部分の一部がさらに分解して N が減少したものと考えられる。

$\text{NH}_4\text{-N}$ は風乾汚泥 0.38% に対して、消化汚泥の 150°C 1 時間加熱のみが 0.53% と増加しているだけで、150°C 3 時間加熱では減少して 0.36%、6 時間加熱が、0.32%、その他はすべて、消化、余剰汚泥ともに加熱によって減少した (Table 4)。これらの値は加熱汚泥の風乾物に対する値であり、原風乾汚泥基準で示すとさらに減少する。たとえば、消化汚泥ではつぎのようになる。

	消化汚泥	
	風乾物中の $\text{NH}_4\text{-N}$ (%) (Table 4 より)	原風乾汚泥 100 g の加 熱後の $\text{NH}_4\text{-N}$ (g) (原風乾汚泥基準)
原汚泥	0.38	0.38
加熱汚泥		
150°C 6 時間	0.32	0.27
175°C 6 時間	0.22	0.18
200°C 6 時間	0.14	0.098
225°C 1 時間	0.03	0.015

焼土⁵⁾の場合には、土の加熱によって (殊に 200°C 付近で)、熱化学的に多量の $\text{NH}_4\text{-N}$ が生成し、加熱土中に吸着保持され、200°C 以上ではそれが揮散して減少し、加熱による $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成はモノアミ態 N の分解と関係があるとされているが、汚泥加熱の場合でも 225°C で $\text{NH}_4\text{-N}$ が急減した。

加熱汚泥を砂壤土に対して 10% 混合し、畑状態の水分状態となして 20°C に 3 週間放置した場合の有機態 N の無機化を Table 5 に示す。

加熱汚泥の風乾物の有機態 N の無機化率は加熱によって著しく低下した。特に消化汚泥では 225°C 1 時間加熱で 0.3% に低下した。余剰汚泥では 225°C 1 時間で 4.9% を示したが、加熱時間を延長すると、さらに低下するものと推定される。このことは、さきに記した加熱による有機態 N の急減温度が 225°C であったことと一致する。すなわち、225°C では難分解性部分の有機態 N の一部がさらに分解するとともに、残った N の無機化率もきわめて低くなることを示す。

Table 5. The inorganic nitrogen-forming ratio of organic nitrogen in heated sludges (air-dried) after being mixed with sandy loam (sludge-soil mixture (10+100), 20°C, 3 weeks, field moisture conditions)

sludge-heating temp-hour (°C) (h)	inorg. N (mg) (heated sludge 10g) A	after incubation					inorg. N (mg) (heated sludge 10g) C	inorg. N-forming ratio (%) $\frac{B-A}{C} \times 100$	
		(soil-sludge mixture 100g)			inorg. N (mg) (heated sludge 10g) B	org. N (mg) (heated sludge 10g)			
		NH ₄ -N (mg)	NO ₃ -N (mg)	NO ₂ -N (mg)					total (mg)
digested sludge									
150 - 6	32.2	46.0	9.9	0.0	0.0	55.9*	40.3*	191.6	4.2
175 - 6	21.7	36.7	9.3	0.0	0.0	46.0	30.4	209.1	4.2
200 - 6	13.8	28.8	8.6	0.0	0.0	37.4	21.8	234.6	3.4
225 - 1	3.0	10.1	9.3	0.0	0.0	19.4	3.8	261.3	0.3
air-dried	36.3	78.8	9.8	0.1	0.1	88.7	73.1	252.9	14.6
surplus sludge									
150 - 6	23.7	70.2	4.1	0.1	0.1	74.4	58.8	637.0	5.5
175 - 6	10.2	50.7	8.0	0.0	0.0	58.7	43.1	691.1	4.8
200 - 6	5.9	38.4	7.8	0.0	0.0	46.2	30.6	726.8	3.4
225 - 1	3.3	46.8	7.3	0.0	0.0	54.1	38.5	717.8	4.9
air-dried	57.9	214.6	3.5	0.6	0.6	218.7	203.1	546.6	26.6
sandy loam (100g)	—	8.0	7.6	0.0	0.0	15.6*	—	—	—

* 40.3=55.9-15.6

焼土(44点)⁵⁾の無機化率は、風乾土4.7~0.6%, 130°C 加熱16.3~1.2%, 200°C 加熱28.6~5.1%で、130°C での増加は畑状態に保った際の土壤微生物の活動により、200°C 加熱での増加は、⁶⁾が加熱の際の熱化学的变化によるものとしている。しかし、200°C 以上での加熱では無機化率が低下している。一方、産業廃水活性汚泥の加熱⁹⁾では、加熱温度の上昇によって、ペブシン消化率が減少し(特に175°C 1時間加熱で著しく減少)、土壤に添加した場合のNの無機化(30°C, 50日)は、乾燥汚泥に対して、150, 165°C 加熱試料では初期の分解がおくれ、175°C, 200°C 加熱試料は初期のみならず50日間無機化が少なく、土壤微生物によって分解されにくいことを示した。

また、消化汚泥の野積⁴⁾について、有機態Nの砂壤土での畑状態、20°C, 3週間の無機化は、消化汚泥8.9%, 2年間野積3.2%, 10年間野積1.4%で、数値の上では200°C 6時間加熱汚泥の無機化率3.4%に匹敵した。

3. 4 土壤への加熱汚泥の混合と小麦の発芽および根の伸長

砂壤土に対して、加熱消化汚泥を、土壤に対して、5, 2, 0.5%混合し、シャーレにて小麦農林20号の種子の3日後の発芽と根の伸長をしらべた結果を Table 6 に示す。

Table 6. Ratio of Germination and Root Elongation of Wheat on the Seed Beds of Sandy Loam-Heated Digested Sludge Mixtures (Norin No. 20, 20°C, 3days)

heating temp. of dieested sludge	ratio of germination (%)						root elongation (mm)						
	mixing percentage with soil						mixing percentage with soil						
	0.5%		2%		5%		0.5%		2%		5%		
digested sludge	94) 94) 100)	96) 96) 88)	96) 96) 93	84) 96) 76)	87		19.8) 18.4) 21.5)	19.9	20.3) 19.1) 19.7)	19.7	16.7) 16.7) 18.2)	18.2	
150°C	98) 96) 94)	96) 96) 94)	92) 94	84) 94) 80)	85		18.4) 20.1) 21.0)	20.1	14.7) 16.9) 14.9)	15.5	14.0) 15.5) 16.2)	15.2	
175°C	100) 100) 100)	100) 100) 84)	94) 93	84) 84) 86)	85		19.6) 19.5) 19.5)	19.5	14.7) 18.3) 16.5)	16.5	12.0) 12.5) 12.8)	12.4	
200°C	98) 98) 100)	99	90) 90) 94)	91	100) 98) 76)	91		19.6) 20.2) 21.3)	20.4	16.8) 17.2) 16.3)	16.8	12.0) 12.3) 12.9)	12.4
225°C	96) 98) 96)	97	92) 98) 86)	92	92) 94) 92)	93		18.5) 21.3) 22.4)	20.7	13.4) 16.0) 17.2)	15.5	14.0) 13.3) 12.1)	13.1
Sandy loam			96) 94) 96)	93					22.8) 22.3) 21.7)	22.3			

これらの結果によれば、加熱汚泥を砂壤土に対して0.5~5%混合した場合、150°C, 175°C 加熱汚泥5%混合において発芽率がやや低くなったほかは、消化汚泥とほぼ同率であった。3日後の発芽したものの根の伸長は、5%混合の場合、消化汚泥は砂壤土のみよりも短かかったが、加熱汚泥は消化汚泥よりもさらに短かかった。この傾向は2%混合の場合にもみられ、0.5%混合において、消化汚泥と各加熱汚泥が同じ程度となった。しかし、0.5%混合でも砂壤土のみに比して、な

おわずかに短かった。すなわち、この実験では、砂壌土に対して2%以上の加熱汚泥の混合を行えば、消化汚泥よりも、さらに発芽後の根の伸長を抑制することを示した。

加熱土壌が作物の生育特に幼植物期において軽微な生育阻止現象を呈することがしばしば認められているが、焼土の実験報告⁵⁾によれば、つぎのようである。イバウエル幼植物試験、ポット栽培試験において、ことに加熱温度が200°C付近でライ麦、大麦の発芽、幼植物期における生育が阻害された。しかし、このような害作用は畑作物においては幼植物期にとどまり、生育の進むにつれて消滅するようである。害作用の原因については、加熱土壌のEhの低下が密接な関連をもつようである。しかし、Ehの低下が作物根に対する酸素欠乏を意味するものか、既応の文献にみられるジヒドロオキシステアリン酸のような有害物質の生成にともなう現象であるかは速断しがたい。ジヒドロオキシステアリン酸はそれ自身Ehの低い物質で酸化に対して不安定であるとされている。なお、焼土の害作用は、畑作物に対しては生育の初期に限って認められ(水稻は1ヶ月後でも害作用が残存)、ポット試験での大麦の栽培では、初期の生育障害は消えて、チッ素的肥効が徐々にあらわれ特に有機質連用土壌の焼土の肥効が大で、大麦の収量が増加した。

焼土の場合、10aあたりの施用量はせいぜい7000~8000kgであり、原土と混合すれば容易に害作用を防止できる⁵⁾。焼土では、材料の土壌中に含まれる腐植は黒色の土で20%程度、通常は数%であるが、汚泥は凝集剤その他の夾雑物を含んでいても、大部分が菌体の有機物である。上記の発芽試験の場合、10aあたり深さ10cmの土壌を10万kg(100トン)とすれば、風乾加熱汚泥を2%混合すれば2トンとなるが、このような施用は部分的に不均一に施用された場合は別として通常みられず、実際の施用量では、生育初期の害作用は防止されるものと考えられる。

産業廃水活性汚泥の加熱試料のコマツナ、水稻でのポット試験⁹⁾によると、コマツナで、一ポットあたり砂壌土にNとして200mgに相当する加熱汚泥を混合すると、150°C2時間加熱汚泥では収量変化僅少、165°C1時間加熱汚泥で生育遅延して収量減少、175°C、200°Cとなると著しく減収し(無チッ素区よりはやや高い)、この傾向は加熱試料のペプシン消化率の変化に近似し、チッ素的肥効が加熱温度によって影響され、水稻(一ポットあたり、砂壌土にNとして1gに相当する加熱汚泥を混合)に対して、乾燥汚泥の肥効はナタネ油粕に近い肥効を示したが、175°C1時間加熱汚泥では初期より生育が劣り、200°C、30分加熱汚泥では無チッ素区に近くなって肥効低下が著しく、加熱温度150°C以下が望ましいとしている。

Table 4に示した発芽試験では、砂壌土20gに対して加熱汚泥風乾物を最高5%(2g)混合し、混合土壌の表面が水で漏れてひかる程度(流動はしない、5%混合で水10ml程度)としたもので、畑状態の水分量としては少し多すぎる。(加熱汚泥の発芽、根の伸長は播種床の水分状態にも影響される。)Table 4における最高の汚泥混合割合5%のさらに2倍、10%とし、噴霧水量を出発時4mlと減量し、1日後に1ml、2日後に1mlを追加した場合、3日後の発芽率、根の伸長は消化汚泥で(96%, 7.95mm)、175°C6時間加熱汚泥で(91%, 6.55mm)、200°C6時間加熱汚泥で(84%, 0.26mm)、225°C1時間加熱汚泥で(64%, 0.06mm)となっており、200°C以上の加熱で根の伸長が極端に阻害された。砂壌土のみでは(98%, 19.9mm)であった。4%混合では、消化汚泥(99%, 8.75mm)、175°C6時間加熱汚泥(99%, 11.4mm)、225°C1時間加熱汚泥(100%, 8.2mm)と225°Cの場合が、消化汚泥に比して根の伸長が阻害され、1%混合で消化汚泥(97%, 15.8mm)、175°C6時間加熱汚泥(97%, 13.8mm)、200°C6時間加熱汚泥(99%, 13.8mm)、225°C1時間加熱汚泥(97%, 11.9mm)となり、1%混合でもなお、200°C以上での加熱の影響があらわれた。

砂壌土1gを標準とし、各加熱汚泥1gをシャーレにひろげ、水10mlを加えて、ろ紙3枚をしき、ろ紙の表面がぬれた状態となし、小麦種子が直接汚泥にふれない状態とし、ろ紙上に種子20粒をならべ軽くふたをなし、3日後(3日間の水浸出状態)の発芽と発芽したものの根

の伸長をしらべた結果、砂壌土のみでは (16/20, 49.5 mm), 消化汚泥で (3/20, 4.0 mm), 150°C 6 時間加熱汚泥で (0, -), 175°C 6 時間加熱汚泥で (0, -), 200°C 6 時間加熱汚泥で (1/20, 0), 225°C 1 時間加熱汚泥で (1/20, 40.0 mm) となった。砂壌土 (1+10) 水浸出の場合の根の伸長はきわめてよかったにもかかわらず、加熱汚泥 (1+10) 水浸出の状態では、いずれも、消化汚泥水浸出の場合よりもよい結果をあたえず、加熱汚泥の水溶部分が種子の発芽、根の伸長を抑制した。既報³⁾において、FeCl₃ を凝集剤として用いた汚泥、希釈水の一部に海水を用いて生成した汚泥が、小麦種子の発芽試験において、Cl⁻ のために発芽、根の伸長を抑制したことを報告したが、上記の実験で用いた消化汚泥は、そのようなものでなく、Cl⁻ は多少含有したが、水浸出液の Cl⁻ 濃度は発芽を害する濃度ではなかった。

つぎに、スチロール棒びんに、砂壌土に対して10%の加熱汚泥を混合してスチロール棒びんにいれ、飽和水に近い水分状態 (流動しない) とした場合の土層のほぼ中心部の Eh (3ヶ所平均) を示すと、つぎのようである。

	Eh (V)		
	出発時	3日後	8日後
砂壌土	0.58	0.54	0.53
汚泥10%混合土壌			
消化汚泥	0.41	0.039	0.029
加熱汚泥			
150°C 6 時間	0.37	0.022	0.062
175°C 6 時間	0.36	0.014	0.065
200°C 6 時間	0.38	0.075	0.095
225°C 1 時間	0.35	0.056	0.088

上記の条件は畑状態としては水分が多い状態であり、3日後に消化汚泥および各加熱汚泥の混合土壌はいずれも Eh が大きく低下した。この場合、156°C、175°C 6 時間加熱汚泥の Eh が最も低くなったが、これは、水溶部の COD の増大 (Table 4) と関連しているようである。また、150°C 6 時間加熱汚泥の混合土壌のみが3日後にきわめて不快な腐敗臭を呈した。他のものは、通常の汚泥臭であり、200°C、225°C 加熱汚泥の混合の場合、加熱後のこげたにおいが3日後になおこった。水分の比較的少ない畑状態 (野外容水量に近い) では、このような極端な Eh 低下はみられなかったが、消化汚泥、加熱汚泥ともに多量を用いると、Eh 低下による小麦の発芽、初期生育の影響があらわれるようであり、汚泥の加熱が Eh 低下を緩和することにはならなかった。

水分の少ない畑状態で、汚泥10%混合土壌の3日後の NO₂-N (mg, 100 g⁻¹) を調べると、砂壌土、200°C 6 時間、225°C 1 時間の加熱汚泥では検出されず、消化汚泥で 0.52 (土壌 100 g 中 0.5 mg 以上は作物に有害とされる³⁾)、150°C 6 時間加熱汚泥 0.015、175°C 6 時間加熱汚泥 0.13と検出されたが、別の実験では消化汚泥のみに検出され、加熱汚泥では、NO₂-N 生成蓄積の障害は少ないものと考えられる。

4. 結 論

1) 農業利用 (土壌への混合) と汚泥中の病原菌、寄生虫卵死滅の目的で、し尿処理場の汚泥を

225°C までの低温で加熱してえた加熱汚泥の若干の性質を調べた。

2) 汚泥の 110°C 以上での加熱減量は 200°C 以上に至って急激に増加した。

3) 加熱汚泥の風乾物の pH (1+10) は加熱温度の上昇によって低下したが、225°C 短時間加熱によって、無加熱汚泥に近くまで上昇した。EC (1+10) ($\text{m}\Omega\cdot\text{cm}^{-1}$) は加熱温度の上昇とともに増加し、225°C に至って低下した。

加熱汚泥風乾物の水溶部分の COD ($\text{mg}, 1000 \text{ g}^{-1}$) は、加熱温度の上昇によって増加したが、225°C に至って急減した。しかし、これらの変化は、吸着水の減量、110°C 以上での加熱減量による COD の増加分が加わっているため、原乾燥汚泥 1000 g を基準とした加熱後の COD (mg) として求めると、増加は 175°C までであり、200°C からは減少した。

4) 加熱汚泥風乾物の有機態チッ素含量も、加熱によって増加したが、3) の場合と同様、原風乾汚泥を基準にすると、150°C で減少し、その後の温度上昇で変化せず、225°C において再び減少した。150°C での減少は、タン白態チッ素の易分解性結合部分の分解により、225°C では難分解性部分の一部分解によるものと推定した。

砂壤土に加熱汚泥を混合しての畑状態 (20°C, 3 週間) の有機態チッ素の無機化率は、汚泥の 150°C 加熱によって、原汚泥よりもはるかに急低下し、それ以上の温度の上昇による低下は小であったが、225°C 加熱によって再び急低下した。この関係は原乾汚泥を基準にした水溶部分の COD の変化と同じ傾向であった。

5) 小麦種子を用いての加熱汚泥の砂壤土への混合による発芽試験では、加熱汚泥の多量混合は無加熱汚泥の混合に比して、発芽、根の伸長を阻害した。その原因は汚泥の水溶部分の COD の加熱による増加ひいては汚泥混合土壌での Eh の低下が考えられるが、加熱汚泥の長時間の水浸出液が特に、発芽、根の伸長を害することよりみて、腐敗とあわせて加熱による有害成分生成の検討を行なう必要がある。

本研究は文部省科学研究費補助金 (環境科学特別研究) の助成を受けて行なったものである。

参 考 文 献

- 1) 片岡 功・片岡一郎：高知大学学術研究報告25, 農学 5, 1-13 (1976)
- 2) 片岡 功・片岡一郎：高知大学学術研究報告26, 農学 7, 1-13 (1977)
- 3) 片岡 功・片岡一郎：高知大学学術研究報告26, 農学 8, 1-17 (1977)
- 4) 片岡一郎・片岡 功：用水と廃水21, 1183-89 (1979)
- 5) 大日本農会, 施肥改善奨励資料第三輯, 畑作物に対する焼土の肥効 (昭和18年)
- 6) 日本規格協会, JIS 標準色葉 (日本色彩研究所), 標準土色帖 (日本色彩研究所)
- 7) 農技研肥料化学科資料, 第199号, 5-11 (昭和52年)
- 8) JIS, 工業排水試験方法, JIS K0 102, 日本規格協会, 26-28 (1971)
- 9) 吉田 環：用水と廃水18, 419-26 (1976)

(昭和55年9月30日受理)

(昭和56年3月10日発行)

