

下水汚泥の塩基特性と土壌中の挙動

鎌田 賢一* 野村 琥*

下水汚泥の塩基組成は脱水工程で使用した凝集剤の種類によって異なり、高分子汚泥のCaO全含量が1.9%であるのに対して石灰汚泥は20.1%と極端に高い特徴を有し、他の塩基ではその含量に大差はない。置換性石灰含量も全含量と同じ傾向を示して石灰汚泥の方がはるかに高く、全含量に対する置換性比率は14%程度である。石灰汚泥の塩基バランスは著しく石灰に片寄っており、pHも平均9.9と高い。また、置換性塩基含量中に占める水溶性塩基の比率は両汚泥ともほぼ同じで $\text{Na}_2\text{O} \div \text{K}_2\text{O} > \text{MgO} > \text{CaO}$ の順に高い。高分子汚泥施用土壌のpHはやや低下した程度であるが、石灰汚泥施用では土壌pH、CaO含量が高くなっている。汚泥施用土壌の置換性Ca溶脱量は両汚泥とも20%程度と推定された。また、石灰汚泥1 t/10 a(乾物)施用では作物体の塩基間の拮抗はみられないが、土壌のアルカリ化が顕在化するので当然、汚泥施用前後の土壌化学性のチェックが必要である。

諸 言

都市化の進展、下水道の普及と整備に伴って、下水汚泥の発生量が年々増大し、北海道における下水汚泥の年間発生量は1980年で22.4万tに達する。この処理、処分の一方法として、資源的価値を生かした緑農地への有効利用問題が関心を集めている^{1),2)}。一般に下水汚泥は肥料成分としてのN、P含量が高く、C/Nも10前後であるが³⁾、反面、重金属濃度が高い特徴を有する⁴⁾。さらに下水汚泥の性状は流入下水の質的性状や脱水方法によって異なるが、共通的に脱水工程で使用する凝集剤の種類として、ポリアクリルアミドのポリマー等の高分子凝集剤と消石灰や塩化鉄、硫酸鉄等の無機系凝集剤がある。これら下水汚泥中の特性や塩基の性状に関してはまだ不明な点が多い。また、下水汚泥の緑農地利用に当っては重金属による土壌汚染の心配の他に、凝集助剤として使用した汚泥中の塩基の挙動や農作物への影響を解析する必要がある。

したがって、北海道内の主な下水処理場から採取した下水汚泥中の塩基含量および組成等について一連の実験を行い、さらに、汚泥施用土壌に小麦を栽培し、汚泥に含まれている塩基の土壌中における挙動や作物吸収について調査した。これらについて得られた結果を報告する。

実験方法

1. 下水汚泥の塩基組成

供試下水汚泥は北海道内の主な下水処理場21カ所から、1980年10月上旬に採取した。汚泥試料はポリアクリルアミドのポリマー等の高分子凝集剤を添加した汚泥(高分子汚泥)と消石灰や塩化鉄、硫酸鉄の無機系凝集剤を添加した汚泥(石灰汚泥)の2種類である。これらの下水汚泥はすべて70℃で通気乾燥したものを乳鉢で粉碎し、2 mmの篩を通して分析試料とした。

2. 土壌中における下水汚泥含有塩基の挙動と作物吸収

供試土壌は5種類であるが、その一般理化学性を表1に示した。

1区0.5cm²で深さ30cmの木枠にこれらの土壌を充填し、春播小麦(ハルヒカリ)を3列に播種した。供試下水汚泥は高分子汚泥(苫小牧市)と石

1981年10月25日受理

* 北海道立中央農業試験場, 069-13 夕張郡長沼町

灰汚泥（広島町）の 2 種類であり、その化学性を表 2 に示した。

下水汚泥の施用量は乾物で 0, 1, 2 t/10 a とし、全面施用した（耕土深 15 cm）。施肥量は下水汚泥 0 t 区のみ N 6, P₂O₅ 10, K₂O 10 kg/10 a を化学肥料（硫安、過石、硫加）で作条施用し、他の下水汚泥施用区は 0 t 区に見合う量だけの K₂O を硫加で補った。

分析 方 法

土壌の全含量分析は硝酸、過塩素酸（塩化アンモニウム含有）分解ろ過液を供試液とした⁵⁾。Ca, Mg は原子吸光法, K, Na は炎光法によった。C, N は CN コーダーで測定した。土壌の置換性塩基、置換容量はショーレンベルガー法によったが、下水汚泥と石灰試薬については吸引法⁶⁾で行なった。

作物体の塩基分析は硝酸、過塩素酸分解液を土壌の場合と同様の方法で測定した。

結 果

1. 下水汚泥の塩基組成

まず、下水汚泥の塩基組成と置換容量（CEC）を表 3 に示した。CEC は高分子汚泥の方が石灰汚泥よりも幾分高い。塩基の全含量は変異係数（CV）が 33.3～57.5% とやや大きい。高分子汚泥と石灰汚泥を比較すると、石灰汚泥の CaO が平均 20.12% と高分子汚泥の 1.94% に対して著しく高い以外は MgO, K₂O, Na₂O も大差ない。置換性塩基含量も全含量とほぼ同様の傾向を示し、置換性 CaO 含量が最も高い。したがって、石灰汚泥の Ca 飽和度は平均 519.5% と異常に高く、Ca/Mg も 19.2 となっている。一方、各塩基の全含量に対する置換性塩基の比率は表 4 に示したが、両汚泥ともほ

表 1 供 試 土 の 一 般 化 学 性

土 壤	採取 場所	土性	pH	EC	CEC	飽 和 度 %				
			(H ₂ O)	ミリモ	me/100g	Ca	Mg	K	Na	塩 基
黒 ボ ク 土 (A)	由 仁 町	SL	6.02	0.026	13.7	30.9	3.8	0.7	0.5	36.0
黒 ボ ク 土 (B)	幕 別 町	L	5.69	0.114	16.6	44.3	10.4	4.1	0.4	59.1
灰 色 台 地 土	長 沼 町	SL	5.90	0.049	23.4	60.3	10.8	1.5	0.6	73.2
褐 色 低 地 土 (A)	長 沼 町	LiC	6.39	0.038	17.1	51.1	62.0	3.0	0.6	116.6
褐 色 低 地 土 (B)	広 島 町	SL	5.53	0.036	11.9	30.9	18.3	5.9	0.8	55.9

表 2 供 試 下 水 汚 泥 の 化 学 性

下 水 汚 泥	水分	pH	C	N	C/N	全 含 量 %			
	%	(H ₂ O)	%	%		CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O
高分子汚泥	81.5	7.9	2.8	22.1	7.9	3.75	1.79	0.19	0.39
石灰汚泥	21.2	8.5	2.3	19.6	8.5	20.61	1.03	0.10	0.08

表 3 下 水 汚 泥 の 塩 基 組 成 と CEC

下 水 汚 泥	n	項 目	全 含 量				置換性 mg/100g*				飽 和 度 %					当 量 比		CEC me/100g	pH (H ₂ O)
			CaO %	MgO ppm	K ₂ O ppm	Na ₂ O ppm	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	Ca	Mg	K	Na	塩基	Ca/Mg	Mg/K		
高 分 子 汚 泥	7	$\bar{X}$	1.94	9414	1822	1187	560	113	88	58	47.8	13.4	4.5	4.4	70.1	3.6	3.0	45.1	6.05
		CV (%)	53.6	41.6	57.5	49.0	46.6	45.4	42.0	68.7	50.8	61.2	60.0	70.5	43.4			29.0	6.6
石 灰 汚 泥	14	$\bar{X}$	20.12	10455	897	1067	4427	134	61	34	519.5	21.6	3.8	3.3	548.2	19.2	5.7	32.1	9.92
		CV (%)	37.9	33.3	52.5	39.1	48.6	75.4	51.6	59.6	57.5	80.1	36.8	54.5	54.3			19.0	14.6

* 乾燥汚泥 5 g 対 1 N 酢酸アンモニウム 80 ml を 1 時間振とう後のろ過液について測定

は同様の傾向を示し、 $K_2O > Na_2O > CaO > MgO$ の順でMgoの置換性の比率が最も小さかった。

さらに、塩基の全含量に対する置換性の比率が酢酸アンモニウムによる抽出条件の違いによって相違するかどうかをみるために、下水汚泥対抽出液の比率を変えた3条件下(表中に示した)による置換性塩基の比率を表5に示した。

作土15cm、土壌の仮比重1.00とし、置換性塩基の測定条件を土壌7g対1N酢酸アンモニウム(pH7.0)100mlとすると、上記の3条件下の場合、汚泥0.1g、0.5g、5.0gはそれぞれ2.1、10.7、107.1t/10aの下水汚泥施用量に相当する。

これらの結果から、高分子、石灰汚泥の各塩基とも、下水汚泥に対する抽出液の比率が小さいほど、すなわち、下水汚泥の施用量が多くなるほど置換性塩基の比率が低くなることが認められた。そのうち、CaOは他の塩基よりもその傾向がより顕著である。とくに石灰汚泥についてみると、抽出条件が1の場合(下水汚泥2.1t/10a)ではCaOが全含量に対して96.0%の置換比率であり、そのほとんどが置換されているのに対して、抽出条件が3の場合(下水汚泥107t/10a)ではわずか14.1%の置換比率である。

また、置換性塩基含量中に占める水溶性塩基含

表4 全含量に対する置換性塩基の比率

下水汚泥	n	%			
		CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O
高分子汚泥	7	28.9	12.0	48.3	48.9
石灰汚泥	14	22.0	12.8	68.0	31.9

量は両汚泥ともそれぞれほぼ同じ比率であり、 $Na_2O \approx K_2O > MgO > CaO$ の順に高く、 Na_2O と K_2O は70~96%と置換性の大部分を水溶性で占めているが、CaOはわずか10~16%であった。

つぎに、石灰汚泥中のCaの存在形態を検討するために、化合形態の異なる石灰試薬の1N酢酸アンモニウム(pH7.0)と蒸留水(水)に対する可溶量を測定し、表6に示した。

まず、水可溶のCaO量を試薬別にみると、硫酸カルシウム、焼き石コウ、生石灰、消石灰は大差なく、40~70mg/80ml程度であるのに対して、炭酸カルシウムは0.4mg/80mlと著しく低い。水可溶液のpHは生石灰、消石灰が約12.5、炭酸カルシウムが9程度、硫酸カルシウムが5.5~7.0、焼き石コウが4.5~6.5であった。一方、1N酢酸アンモニウムによるCaO可溶量は炭酸カルシウム以外は90%以上であった。しかし、炭酸カルシウムも7%(35mg/80ml)程度の可溶量を示した。

したがって、化学形態の異なる各石灰試薬のCaは水よりも1N酢酸アンモニウムの方が多量に溶解し、また、炭酸カルシウムもこの実験条件では1N酢酸アンモニウムに35mg/80ml(44mg/100ml)程度は溶解することがわかった。

2. 土壌における下水汚泥含有塩基の挙動と作物吸収

土壌に下水汚泥を施用した場合における塩基の挙動をみるために、まず、石灰汚泥施用後2週間目の置換性CaO含量と1年後(翌年4月、耕起前)の変化を表7に示した。

供試した5土壌の石灰汚泥1t区のCaO蓄積

表5 抽出条件の違いによる置換性塩基の比率

下水汚泥	n	全 含 量 mg/1000 g				全含量に対する置換性塩基の比率 %												水溶性含量/ 置換性含量×100 **			
						CaO			MgO			K ₂ O			Na ₂ O						
		CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	1 *	2 *	3 *	1 *	2 *	3 *	1 *	2 *	3 *	1 *	2 *	3 *	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O
高分子汚泥	2	19558	9633	1946	1188	65.3 (1.3)	45.5 (4.5)	22.8 (22.3)	21.8	19.4	15.4	61.2	48.9	45.9	97.3	72.3	55.3	16.6	32.1	79.9	96.1
石 灰 汚 泥	2	199493	8834	1041	1074	96.0 (19.1)	49.0 (48.9)	14.1 (140.6)	32.7	27.8	16.9	94.9	77.2	83.1	82.5	54.3	34.0	9.9	33.5	76.2	70.0

抽出条件

* 1. 乾燥汚泥0.1g 対 1N酢酸アンモニウム80ml

* 2. " 0.5g 対 " "

* 3. " 5.0g 対 " "

** 乾燥汚泥0.5g 対 1N酢酸アンモニウム(又は水)80ml

()内はCaO mg/80ml

表 6 石灰試薬の 1 N 酢酸アンモニウム、水に対する石灰可溶量

石 灰 の 種 類	CaO 全 含 量 mg	1 N 酢酸アンモニウム(pH7.0) 可溶CaO mg/80ml*			水可溶CaO mg/80ml*		
		1 回目	2 回目	全含量に 対する比 率 (1 回目)	1 回目	2 回目	pH (1 回目)
炭 酸 カ ル シ ウ ム CaCO ₃	500	35	38	7.0	0.4	0.6	9.1~9.4
硫 酸 カ ル シ ウ ム CaSO ₄ ·2H ₂ O	272	244	3	89.7	42	48	5.7~7.0
焼 き 石 コ ウ CaSO ₄ · $\frac{1}{2}$ H ₂ O	255	246	3	96.5	70	56	4.5~6.5
生 石 灰 CaO	690	655	4	94.9	55	52	12.4
消 石 灰 Ca(OH) ₂	543	530	5	97.6	53	52	12.5

* 試薬0.75 g 対抽出液80mlで1時間振とうし、遠心分離後ろ過する。再度残渣に抽出液80mlを入れ、1 回目と同じ方法で溶液を採取した。これらの溶液についてCaを測定した。

表 7 石灰汚泥施用後 2 週間目の置換性
CaO含量と1年後の変化

供 試 土 壤	汚 泥 施用量 t/10a	CaOmg/100 g		置換性CaO の残存比 56年/55年
		置換性	蓄積量	
黒 ボ ク 土 (A)	0	119	0	0.84
	1	206	87	1.00
	2	436	317	0.76
黒 ボ ク 土 (B)	0	206	0	0.81
	1	467	261	0.82
	2	617	411	0.70
灰 色 台 地 土	0	396	0	0.74
	1	610	214	0.67
	2	697	301	0.79
褐色低地土(A)	0	261	0	0.79
	1	554	293	0.61
	2	729	468	0.59
褐色低地土(B)	0	143	0	0.74
	1	280	137	0.63
	2	351	208	0.81

量(処理区から0 t 区のCaOを差し引いた量)は87~293mg/100 g, 2 t 区では208~468mg/100 g とかなり大きな差がみられた。土壌の種類間では土性がSLで粗粒な黒ボク土(A)と褐色低地土(B)のCaO蓄積量はやや低く、逆に土性がL~LiCの黒ボク土(B)と褐色低地土(A)は高い傾向がみられた。一方、1年後のCaO残存量比では、土壌の種類および下水汚泥の施用量間ともほとんど差が認められなかった。ただ、本試験では耕土深を15cmとしたが、土壌によっては十分な混和が難しいこともあり、必ずしも厳密には実

施し得なかった。したがって、土壌のCECや塩基飽和度とCaの蓄積、溶脱の土壌間差については明瞭な結果が得られなかった。

これらのことから、下水汚泥施用による土壌の化学性の変化を、供試した5土壌の平均値をもって検討した。

まず、下水汚泥施用2週間後における土壌の化学性を表8に示した。

高分子汚泥についてみると、汚泥施用量を増すにつれてECは高くなっており、水溶性塩基含量も同様な傾向を示すが、pHでは大差ない。置換性塩基含量ではNaが汚泥施用量の増加とともにやや高くなっているが、その他の塩基やCEC、飽和度では明瞭な傾向が認められない。一方、石灰汚泥施用土壌では汚泥施用量が多くなるにつれて、pH、EC、水溶性塩基含量が明らかに高くなっている。置換性塩基含量についてみると、汚泥施用量の増加に伴ってCaOのみが急激に高くなっているのに対して、他の塩基はほとんど変らない。したがって、塩基飽和度においても石灰飽和度のみが高くなるだけであった。また、CECの変化は極めて小さい。

つぎに、下水汚泥施用1年後の土壌の化学性変化を、表8の値をそれぞれ1.00とした場合の比率として表9に示した。

まず、施用1年後の高分子汚泥区についてみると、pHは汚泥施用2週間後とあまり変らないが、ECや水溶性塩基含量はかなり低下している。その中でも汚泥施用区では0 t 区よりもその低下程度が大きい。また、置換性塩基含量も水溶性塩基含量同様の傾向にあるが、その低下程度はNa以

表 8 下水汚泥施用 2 週間後における土壌の化学性

n = 5

下水汚泥	汚 泥 施 用 量 t/10a	pH [*] (H ₂ O)	EC [*] ミリモ- 	水溶性**mg/100 g				置換性mg/100 g				飽 和 度 %					CEC me/100g
				CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	塩基	
—	0	5.99	0.035	3.2	1.1	4.9	1.9	225	71	26	3	45.7	20.0	3.4	0.6	69.7	17.5
高分子汚泥	1	5.81	0.106	11.3	3.7	6.4	4.3	222	56	23	6	44.4	15.7	2.8	1.1	64.0	17.8
	2	5.89	0.167	16.0	5.2	7.5	6.4	253	59	23	8	50.3	16.2	2.8	1.7	70.9	17.9
石 灰 汚 泥	1	6.04	0.084	13.0	3.6	6.7	2.1	423	78	24	3	82.5	21.3	2.7	0.5	107.1	18.3
	2	6.32	0.134	23.1	5.9	7.3	2.4	566	81	24	3	109.2	21.6	2.7	0.5	134.1	18.5

* 土壌 7 g 対水 100 ml の 1 時間振とう液

表 9 下水汚泥施用 1 年後における土壌の化学性の変化*

n = 5

下水汚泥	汚 泥 施用量 t/10a	pH (H ₂ O)	EC	水 溶 性				置 換 性				塩 基
				CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	飽和度
—	0	0.99	0.80	0.77	0.77	1.00	0.92	0.78	0.80	0.99	1.06	0.79
高 分 子 汚 泥	1	1.02	0.25	0.23	0.22	0.69	0.45	0.78	0.88	0.97	0.64	0.82
	2	0.97	0.19	0.26	0.21	0.57	0.29	0.84	0.80	0.89	0.42	0.83
石灰汚泥	1	1.10	0.43	0.27	0.22	0.74	1.20	0.75	0.77	1.00	0.94	0.76
	2	1.14	0.34	0.25	0.21	0.78	0.85	0.75	0.75	1.05	0.94	0.75

* 表 8 の各化学性の値を 1.00 とした場合の比

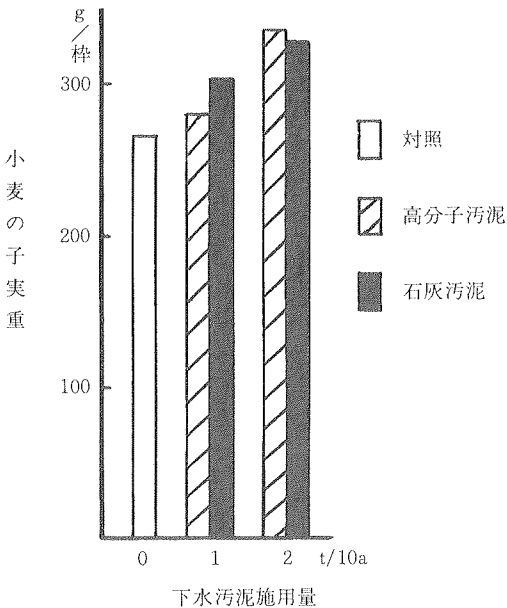


図 1 小麦の収量

外は比較的小さく、塩基飽和度の低下も 20% ほどであった。

また、1 年後の石灰汚泥施用土壌についてみる

と、pH は汚泥施用 2 週間後よりむしろ高くなっていたが、EC、水溶性塩基含量は高分子汚泥施用土壌と同様にとくに Ca、Mg でその低下程度が大きかった。さらに、置換性塩基のうち、Ca と Mg は高分子汚泥施用土壌とほぼ同じ 20% 程度の低下であった。

つぎに、小麦の収量調査結果を図 1 に、また、小麦茎葉の塩基含有率を表 10 に示した。

小麦子実重は 0 t 区に比較して、1 t 区で 105～114%、2 t 区で 124～126% であり、高分子、石灰の両汚泥とも 1、2 t 施用ではほぼ同じ収量増加率を示した。

小麦茎葉の塩基含有率をみると、各塩基とも大

表 10 小麦茎葉の塩基含有率

n = 5

下水汚泥 施用量 t/10a	汚泥 施用量 t/10a	%	ppm			
			K	Ca	Mg	Na
—	0	1.41	2,107	846	161	
高 分 子 汚 泥	1	1.51	2,250	915	201	
	2	1.37	2,526	932	196	
石灰汚泥	1	1.54	2,273	828	169	
	2	1.48	2,506	859	185	

差ないが、Ca 含有率は高分子、石灰の両汚泥区とも同じ傾向で汚泥の施用量を増すにつれて若干高くなった。また、Na 含有率も同様な傾向がみられるが、高分子汚泥区の方が石灰汚泥区よりもやや高い。Mg と K 含有率は高分子汚泥区の Mg 含有率が石灰汚泥区よりもやや高い程度で、0 t 区とくらべてそれぞれ大差なかった。

考 察

下水汚泥の農地施用に関しては含有重金属の土壌蓄積の問題のほかに、とくに石灰汚泥を連用した場合には土壌のアルカリ化という新たな問題が生ずる。しかしながら、下水汚泥の塩基特性、とくに石灰汚泥中の Ca の性状や土壌中の挙動についての研究報告が少なく、石灰汚泥中の Ca の溶脱量等についても把握されていない。

高分子汚泥自体の塩基組成はたとえば望ましい土壌診断基準の適正值⁷⁾と比較すると、各塩基とも置換性含量はやや高い傾向にあるが、塩基飽和度や石灰、苦土比、苦土、加里比はそのバランスがとれている。一方、石灰汚泥は脱水工程で凝集助剤として消石灰を20~30%注入するため、置換性 CaO 含量が異常に多く、塩基バランスが石灰に片寄っている。しかし、消石灰を下水汚泥に添加しても石灰以外の置換性塩基が減少する訳ではなく、単に石灰が増加するだけであり、塩基飽和度の上昇はそのほとんどが石灰によっている。本調査でも石灰汚泥の塩基飽和度は平均54%であり、その95%が石灰で占められている。一般に石灰汚泥は発酵コンポスト化処理によって pH が低下することが報告されているが⁸⁾、本実験結果でも、いわゆる消化槽を通さない脱水汚泥の平均 pH は 10.5 (n=4) であるのに対して、消化脱水汚泥は 9.7 (n=10) と幾分低下している。すなわち、石灰試薬の水溶液は生石灰、消石灰が pH12 以上と高いのに対して炭酸カルシウムは約 9、硫酸カルシウムは 6~7 と低いことから、下水汚泥に添加した消石灰は好気発酵、堆積処理によって CO₂ が発生し、その結果、CaCO₃ が生成されていくと考えられる。また、前述の高分子汚泥 (n=7)、石灰汚泥 (n=14) 中には S 全含量がそれぞれ乾物当り 0.98% (CV45%)、0.55% (CV42%) 含まれている。したがって、石灰汚泥中の Ca は好気発酵等によって大部分は CaCO₃ の形態になるが、さら

に石コウも一部生成されているものと推定された。このような石灰汚泥中 Ca の形態変化は土壌中で遊離の状態で存在している場合には同様に進行していくものと思われる。

元来、土壌の塩基飽和度は水溶性塩基を除いて 100%を越えない筈である。しかしながら、石灰汚泥では前述のようにそれをはるかに凌駕する値を示している。このことは 1 N 酢酸アンモニウムが置換性 Ca の抽出以外に遊離の状態がある種々の形態の Ca を溶出していることを示唆している。石灰試薬を用いた本実験の結果をみると、最も溶出しにくい炭酸カルシウムでも 44mg/100ml 程度は溶解していることから、このことが推定される。

つぎに、下水汚泥施用土壌の置換性 Ca 含量についてみると、表 7 に示したように石灰汚泥施用量を増すにつれて確実に高くなっており、他の置換性塩基はあまり変らない。供試した石灰汚泥の CaO 全含量は 20.6% であるから、10 a 当り 1 t 施用(耕土深 15cm、仮比重 1.00 とする)した場合は CaO 137mg/100 g 乾土に相当する。1 t、2 t 施用区の CaO 増加量はそれぞれ 188、333mg/100 g 乾土であり、施用した石灰汚泥中の Ca はほとんどすべてが溶出されていることが認められた。本試験の抽出条件(土壌 7 g 対抽出液 100ml)での 1 t 区、2 t 区の置換性 CaO 増加量は上記の 188、333mg/100 g 乾土の値から試算して 13.2、23.3mg/100ml となり、一方、石灰試薬の中で最も溶出しにくい炭酸カルシウムでも CaO として 44mg/100ml 程度は溶解するのであるから、石灰汚泥 2 t 施用区の汚泥中 Ca はそのほとんどすべてが溶出されてくるのは当然のこととなる。このことから、石灰汚泥中の Ca がすべて炭酸カルシウムに変化したとすると、前述の石灰汚泥では約 4.6 t / 10 a 施用までは Ca の全量が溶出されることになる。また、炭酸カルシウムは水には難溶性であるが炭酸ガスを含む水には炭酸水素カルシウムを生じて溶解するから、いずれにしても石灰は土壌中では比較的溶脱されやすいと推定される。一方、高分子汚泥の CaO 全含量に対する置換性含量の比率は石灰汚泥と同程度であるが、石灰汚泥と違って石灰飽和度も 48% 程度であり、土壌の塩基組成を反映していることが推定された。Ca 以外の塩基についてみると、高分子、石灰汚泥ともほぼ似た値であり、置換性のうち、Na と K はその大部

分が水溶性であり, Mg も Ca より水溶性の比率が高い。

下水汚泥作用 1 年後の跡地土壌の化学性についてみると, 置換性 Ca と Mg は対照区, 汚泥施用区ともほぼ同傾向を示し, 施用直後よりも 20% 程度溶脱していることがうかがわれた。また, 本実験での置換性 Na は高分子汚泥と石灰汚泥でその傾向が異なり, 高分子汚泥施用区の溶脱が相当に進んでいた。置換性 K は両汚泥ともあまり溶脱されていない傾向を示した。これらのことから, 塩基飽和度も対照区と高分子, 石灰両汚泥区はそれぞれほぼ似た比率を示し, 約 20% 低下していた。

このような傾向は汚泥施用後 1 年間の結果であり, 降雨量や農地の立地条件によって塩基の溶脱, 集積は異なることが推定されることから, これらについてはさらに継続的に調査する必要がある。

高分子, 石灰汚泥区の水溶性塩基についてみると, Ca と Mg は同傾向にあり, 汚泥施用区は対照区よりも低下比率が極めて大きい。Na は置換性と同様に, とくに高分子汚泥区の低下比率が大きかった。ただ, 表 3 に示したように, 一般に高分子汚泥の Na 全含量は石灰汚泥とあまり変わらないため, 本試験に用いた高分子汚泥の Na 含量がとくに高いことからその溶脱も極めて大きかったものと思われる。K は両汚泥区とも低下しているが, Ca や Mg よりはその比率が小さい。

これらのことから, 各区とも EC は低下しているが, 汚泥施用量が増すにつれてその度合いも大きくなっていることが認められた。

pH は石灰汚泥区ではむしろ高くなっており, 施用後 1 年程度ではあまり低下しないことが推定された。高分子汚泥区の pH はほとんど変っていないが, 松崎⁹⁾は凝集剤無添加の下水汚泥を多量に施用した場合には硝酸化成による置換塩基の溶脱により土壌の pH が低下すると報告しており, 本試験でもわずかにその傾向がうかがえた。

塩基の挙動についての土壌間差, すなわち供試土壌の CEC や塩基飽和度と塩基の溶脱との関係については, 汚泥と土壌の混和が必ずしも充分でなかったこともあって本調査ではあまり明瞭でなかった。したがって, 土壌中の塩基の挙動については供試した 5 土壌の平均値によって考察した。

作物体の Ca と Na 含有率は下水汚泥作用によって若干高くなる傾向にあるが, その他の塩基

は大差ないことから, この程度の汚泥施用量では作物体の塩基吸収増はわずかであり, 作物の拮抗作用もみられなかった。

以上のことから, 下水汚泥の農地施用を塩基組成の面からみると, 高分子汚泥では多量施用の場合, 塩基溶脱によって pH が低くなり, 石灰汚泥では逆に高 CaO 含量のため高 pH 化と石灰の蓄積が問題になる。したがって, 高分子汚泥施用の場合に pH が低くなった対策として土壌改良資材等の施用による pH 矯正が可能であり, 土壌の重金属蓄積を考慮すればある程度有効な有機物肥料資源となろう。石灰汚泥の場合は土壌のアルカリ化を促進し, かつ, 石灰の溶脱量も施用後 1 年間では 20% 程度と推定されることから, おおよそ 1 t / 10 a (乾物) 程度が施用量の限界であり, 石灰汚泥の連用は他の有機物との混用などによる少量施用以外では困難と思われる。加えて, 高分子汚泥, 石灰汚泥とも事前の土壌化学性のチェック (pH, 塩基飽和度, Zn 含量) が必須であろう。

謝 辞

本稿を草するに当たり, 適切な御教示と丁寧な御校覧を賜った中央農業試験場環境保全部長南松雄博士, 同化学部長奥村純一博士に心から感謝致します。

引 用 文 献

- 1) 熊沢喜久雄監修, “下水汚泥の堆肥化実例集”, アイピーシ, 1979, p 663—669.
- 2) 南松雄, “北海道産業と環境保全一試験研究からの展望一”, 北海道立中央農業試験場環境保全部編, 1980, p 35—38.
- 3) 兼田裕光ほか, “北海道の有機性廃棄物の性状と化学成分”, 北海道立農試資料, 11, 10—19 (1980)
- 4) 鎌田賢一, 南松雄, “下水汚泥中の重金属の形態”, 土肥誌, 52, 385—391 (1981).
- 5) 環境庁水質保全局編, “土壌及び農作物中の水銀等の分析法”, 1973, p. 35—40.
- 6) 土壌養分測定法委員会編, “土壌養分分析法”, 1980, p. 38—41.
- 7) 農林水産省北海道農業試験場, 北海道立農業試験場編, “土壌および作物栄養の診断基準”, 1981, p. 4—5.
- 8) 日本土壌肥料学会編, “下水汚泥—リサイクルのために—”, 博友社, 1979, p 150—151.
- 9) 松崎敏英, “汚泥の農業利用に関する研究”, 神奈川県農試研報, 11, 1—15 (1978).

Characteristics on Bases in Sewage Sludges and Movement of Bases in Soils

Kenichi KAMADA and Ko NOMURA*

Summary

Basic compositions in sewage sludges are varied by kinds of coagulants. when comparing the basic compositions of high molecular sewage sludges with those of calcareous sewage sludges, it was recognized that the total CaO contents of the latter were extremely higher than those of the former. However, total contents of MgO, K₂O and Na₂O were almost the same between two kinds of sewage sludges. Exchangeable basic contents of two kinds of sewage sludges had respectively similar tendencies to their total contents. The exchangeable ratio to the total CaO content was about 14% in calcareous sewage sludges. Therefore, basic compositions in calcareous sewage sludges were inclined toward Ca, and their pH was about 9.9 on the average. though pH in the soil after harvest became slightly low by the addition of a high molecular sewage sludge, pH and exchangeable CaO contents in the soil added to a calcareous sewage sludge were considerably high. It was suggested that the leaching of exchangeable CaO on the soils added to two kinds of sewage sludges was respectively about 20% by a year after the addition. Though antagonism between bases in the wheat plant did not occur by the addition of 1 t (dry matter) per 10 a as a calcareous sludge, alkalization of the soil was recognized. Therefore, check on pH, CaO and heavy metals in arable soil should be necessary before the addition of calcareous sewage sludges.

* Hokkaido Central Agricultural Experiment Station, Naganuma, Hokkaido, 063-13 Japan.