

Evaluation of Inorganic Biomass Carrier in an Activated Sludge Treatment of Sewage

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2022-09-15 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.24517/00064551

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 International License.



下水の活性汚泥処理に用いる 無機系担体の性能評価

三 木 理*
嘉 森 裕 史**
藤 井 正 博***

1. はじめに

現在の下水処理は処理水質の向上、下水道事業の小規模化、既存処理施設の老朽化と能力不足、汚泥処分地の逼迫化、高齢化社会と人件費の高騰及び資源、エネルギーの逼迫などの問題点を抱えている。このため、今後の下水処理は処理効率、処理水質の向上、省エネルギー化と創エネルギー化、施設のコンパクト化、維持管理の容易化及び資源の有効利用などが重要な課題と考えられる¹⁾。

筆者らは、現状の下水処理が抱えている課題を背景にして処理水質及び処理効率が優れ、省エネルギー化、処理施設のコンパクト化及び維持管理が容易な下水処理技術の開発を行っている。

処理効率の向上は、エアレーションタンクの活性汚泥の高濃度化が効果があると言われている。

下水の活性汚泥処理水の水質低下は、下水の汚濁成分の分解不良に起因するとは考えられない。即ち、下水は、産業廃水に比べて活性汚泥の機能を阻害する毒性成分を含有することが稀であり、又、下水の有機性汚濁物が分解され易い。このことから、下水の活性汚泥処理水の水質向上は、バルキングなどによる活性汚泥の処理水への流出抑制が効果があると考えられる。

活性汚泥の高濃度化、バルキング及び処理水への流出抑制には活性汚泥の沈降性改善が必要であり、活性汚泥の沈降性改善の一つとして、活性汚泥を比重の重い担体に付着させる方法が有効と考えられるので、無機系担体の性能評価を行った。

活性汚泥処理に用いられる無機系担体に要求される性状として、以下のことが考えられる。

- ① 活性汚泥との親和性が優れ、活性汚泥処理に適した条件で、担体がエアレーションタンクを均一に流動し、又、汚泥沈降槽などで活性汚泥と担体とが分離しにくい。

- ② 活性汚泥の機能を阻害したり、あるいは、余剰汚泥の発生量の増加、処理コストの大幅なアップを招かない。

- ③ 取り扱い、余剰汚泥からの担体の回収などが容易で、低コストである。

従来、活性汚泥処理に用いられている無機系担体として、活性炭、アンスラサイト、ゼオライト、珪砂、軽石、クリストバライト、石炭焼却灰などがある^{2)~6)}。しかし、これらの無機系担体は、単独に性能評価が行われ、担体の性能比較、活性汚泥との付着機構などについて十分に検討されていない。

筆者らは、製鉄所の副産物である高炉水砕スラグ(以下、水砕スラグ)が活性汚泥の凝集に効果があるカルシウムを大量に、又、微生物の微量栄養成分になる鉄、マグネシウムなどの酸化物を含有していることから水砕スラグが活性汚泥の担体に適していると考えた。

そこで、水砕スラグを活性汚泥の担体に適用するため、人工下水を用いた活性汚泥処理実験により市販のゼオライト、珪砂、クリストバライトなどの無機系担体と処理性能の比較を行い、さらに、無機系担体の活性汚泥付着機構について検討を行ったので報告する。

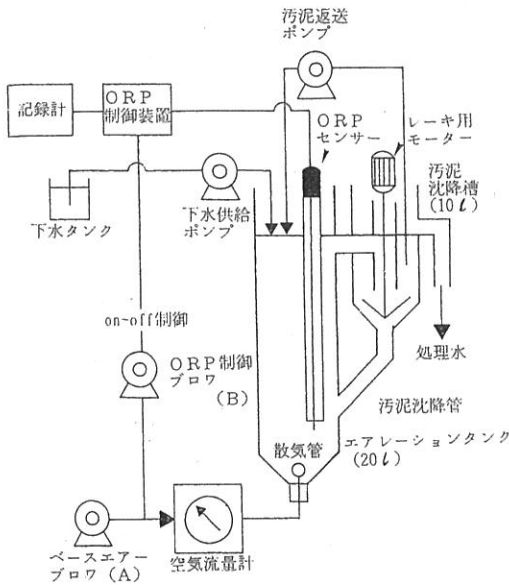
2. 実験方法と実験条件

2.1 ORP 制御活性汚泥処理実験装置と人工下水の活性汚泥処理方法

(1) ORP 制御活性汚泥処理実験装置の概略

実験に用いた活性汚泥処理実験装置の概略を図-1に示す。この実験装置は、有効容量 20 l のエアレーションタンク(透明アクリル製、直径: 200 mm、有効深さ: 640 mm)と有効容量 10 l の汚泥沈降槽(透明アクリル製、直径: 200 mm、有効深さ: 320 mm)からなる。エアレーションタンクは、ORP センサー(金/銀-塩化銀複合電極: 電気化学計器製 6026 型)と ORP 制御装置

図一 1 ORP制御活性汚泥処理実験装置



表一 1 人工下水の組成と性状

(単位: mg/l)

成分	濃度	BOD ₅	COD _{Mn}	TOC
ペプトン	50	200	81.0	56.4
肉エキス	50	144	71.0	37.0
酵母エキス	60	?	?	?
デキストリン	24	229	92.4	79.4

この他に KH_2PO_4 , KCl , MgSO_4 , NaCl を添加し, NaOH により pH 7.0 に調整した。

表一 2 無機系担体の組成例

(単位: 重量%)

無機系担体	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO
高炉水砕スラグ	34	15	0.7	42
ゼオライト	69	11	0.9	1.3
珪砂	97	1.1	0.2	0.2
クリストパライト	87	5.2	1.6	0.3

(電気化学計器製 HB-94K 2型), pH センサー(ガラス電極: 電気化学計器製6075型)と pH 制御装置(電気化学計器製 HB-92K 2型)及び熱帯魚用小型石英ヒーター(100 W), 温度センサーと温度制御装置を備えている。

エアレーションは, ORP を指標に制御, 管理が pH, 温度は, 所定の条件に制御が可能で, これらは, 記録計による連続記録を行った。なお, 溶存酸素濃度はポータブルの測定器で測定した。

人工下水は, 小型ローラーポンプ(古江サイエンス製)により所定の条件でエアレーションタンクに定量的に供給した。なお, 人工下水は, 室温で貯蔵すると腐敗して有機成分が分解して BOD などが低下するので人工下水のタンク(有効容量: 500 l)を電子クーラーにより常時 3~5°C に冷却した。

返送汚泥は, 汚泥沈降槽の濃縮汚泥をエアレーションタンクに小型ローラーポンプにより直接返送すると, 濃縮汚泥の濃度が著しく高く, 又, 返送量が少ないので, ローラーポンプのチューブが閉塞するトラブルが多発し, 精度の高い実験を行うのが困難であった。このため, 濃縮汚泥は, 汚泥沈降槽の下部の沈降管により自然流下方式によりエアレーションタンクに戻し, 見かけの所定の水理的滞留時間(以下, HRT と略記)を維持するため返送汚泥に相当するものとして, 汚泥沈降槽の上澄液を汚泥返送ポンプ(小型ローラーポンプ: 古江サイエンス製)によりエアレーションタンクに戻した。なお, この上澄み液の返送汚泥は, 各 HRT の実験において汚

泥返送率が約25%になるようにエアレーションタンクに戻した。余剰汚泥は, エアレーションタンクの MLSS 及び MLVSS 濃度が管理値より高くなったらエアレーションタンクの活性汚泥混合液をメスシリンダーに取り, これを約3時間静置濃縮し, 上澄液はエアレーションタンクに戻し, 濃縮汚泥を余剰汚泥とした。

活性汚泥処理水は, 緩速攪はん機を備えた処理水タンクに取り, 汚泥沈降槽から処理水タンクに流出した SS が均一になるように, 又, 空気巻き込みによる処理水質の変質が起こらないように緩速攪はんを行った。

(2) エアレーションタンクの ORP 制御方法

ORP の制御方法は, エアレーションタンクの ORP が設定値より低下すると ORP 制御装置によりブロー (B) が稼働し, 設定値に回復したら停止する On-Off 制御方式により行った。このため, ブロー (B) が停止した時に, 活性汚泥及び無機系担体が沈降しないようにベースエアブロー (A) により常時エアレーションを行った。なお, 本実験におけるエアレーション量は, ブロー (A), (B) とも 1~2 l/分である。

(3) 人工下水の活性汚泥処理実験方法と実験条件

人工下水の活性汚泥処理実験は, エアレーションタンクに下水処理場の活性汚泥処理のエアレーションタンクより採取した活性汚泥混合液(濃度 1,000~1,500 mg/l)と無機系担体を投入し, 表一 1 に組成と性状を示す人工下水を所定の条件で下水ポンプにより供給して処理を行った。

エアレーションタンクの ORP 値は, 筆者らの下水

表一三 無機系担体の種類とHRTと処理水質との関係

(単位: n数除いてmg/l)

担体の種類	HRT 項目	8時間			6時間			4時間			3時間			2時間		
		BOD	COD	SS	BOD	COD	SS	BOD	COD	SS	BOD	COD	SS	BOD	COD	SS
無 添 加	平均値	2.7	18.5	18.5	3.0	15.3	18.3	30.5	35.0	112						
	σ	1.1	2.4	5.9	0.83	0.2	3.7									
	最大値	5.0	27.4	25.3	4.1	15.8	24.3	42.5	52.5	161						
	最小値	1.4	16.3	12.0	2.2	15.1	14.1	18.5	17.5	63						
	n 数	6			6			2								
水 砕 ス ラ グ	平均値	1.8	10.9	15.0	1.6	7.0	9.6	1.5	6.4	13.2	2.0	9.2	9.5	2.3	7.2	15.2
	σ	0.7	1.6	4.0	0.5	1.8	4.6	0.3	0.8	5.1	0.4	1.8	0.2	0.5	0.5	2.2
	最大値	3.2	14.5	19.5	2.1	11.5	13.7	1.9	8.4	18.9	2.6	11.7	9.8	3.1	7.6	16.8
	最小値	1.0	9.6	10.4	0.8	5.5	2.8	1.2	6.2	5.7	1.2	6.3	9.4	1.8	6.5	12.2
	n 数	6			6			10			28			30		
ゼ オ ラ イ ト	平均値				3.5	9.0	15.3	3.5	5.9	5.2	4.6	6.3	11.9	92.0	54.9	80.8
	σ				0.7	1.7	9.2	0.7	0.8	3.0	1.6	0.7	3.0			
	最大値				4.6	10.6	29.2	4.5	7.6	11.0	7.5	7.2	16.8			
	最小値				2.9	6.3	6.0	2.8	5.4	2.8	3.3	5.3	7.2			
	n 数				6			10			28			1		
珪 砂	平均値				8.8	12.9	17.8	7.7	10.3	11.0	14.5	27.0	107			
	σ				0.5	0.6	4.2	2.4	2.0	4.8						
	最大値				10.3	13.6	23.6	11.0	14.3	20.2						
	最小値				7.3	12.1	13.6	5.8	9.1	5.8						
	n 数				6			6			1					
ク リ ス ト バ ラ イ ト	平均値	5.1	11.1	9.9	1.8	9.1	16.0	5.4	10.0	17.3	2.0	6.5	14.4	3.4	5.8	12.4
	σ	3.5	0.8	0.3	0.8	0.4	3.0	4.6	3.3	0.9	0.3	1.5	2.6	1.4	0.6	7.8
	最大値	10.0	12.3	13.2	2.9	9.4	19.0	12.0	14.6	18.2	2.5	9.7	17.1	5.0	7.0	24.5
	最小値	2.5	10.5	5.8	1.0	8.6	13.0	3.0	7.1	16.4	1.4	5.3	11.0	1.0	5.2	3.1
	n 数	6			6			10			28			30		

活性汚泥処理のORPと処理性能との関係に関する研究^{(17),(18)}により下水のBOD分解を主目的とする場合は、0～+100mV(銀/塩化銀電極基準、以下同じ)が、又、BOD分解の他に硝化反応を行う場合は、+100～120mV程度が適切であることが明らかになっているので、本実験のORPは、約+50mVに制御した。

実験当初は、活性汚泥を人工下水に馴養するためHRTが約8時間になるように人工下水を供給し、処理水が所定の性能(BOD<20mg/l, COD, SS<15～30mg/l)に達したら、HRTを7～10日間毎に6時間→4時間→3時間と逐次短縮した。更に、HRTが2～3時間での処理を2～3箇月行い、高効率処理の性能評価

を行った。

2.2 無機系担体の組成と性状

性能評価を行った無機系担体は、製鉄所の副産物である水砕スラグと市販の無機系担体のゼオライト、珪砂、クリストバライトの4種類で、これらの組成を表一2に示す。

これらの無機系担体は、予備実験により粒度が20～200 μ m、エアレーションタンクへの添加量は、実験開始時の初期添加量がエアレーションタンク容量に対して1～5重量%程度が適切であることが明らかになっているので3重量%添加し、その後は、引抜いた余剰汚泥の無機系担体を測定して追加した。なお、水砕スラグは一度

に3重量%添加するとエアレーションタンクのpHが8~9に上昇するため1日に1重量%ずつ3日間にわたって添加した。

2.3 測定及び分析方法

人工下水及び活性汚泥処理水のBOD, COD, SSなどの性状, 汚泥(MLSS)及び有機性汚泥(MLVSS)の濃度, 沈降性などの性状は, 週に3回(月, 水, 金)測定した。

人工下水及び活性汚泥処理水のBODは, BOD自動測定装置(大倉電気製クローメーター)を用いて, COD_{Mn}, SSは, JISK 0102にもとづいてそれぞれ測定した。

MLSS及びMLVSSの濃度, 沈降性(SV₃₀, SVI)の測定は, 下水試験法にもとづいて測定した。なお, SVIは, MLVSSより求め, これをSVI(V)とした。

汚泥の沈降速度の測定は, 透明アクリル製沈降管(直径: 100 mm, 有効深さ: 1,000 mm)にエアレーションタンクの活性汚泥混合液を静かに入れ, 汚泥界面を形成してから界面の経時変化を5時間測定した。24時間の沈降速度は, 沈降曲線の初期の直線部分の沈降速度より求めた。

無機系担体の活性汚泥への付着機構を究明するため活性汚泥及び無機系担体の表面電位をゼータ電位測定装置(米国ベンケム社製501型)により, 又, 比表面積をBET

1点法比表面積測定装置(湯浅アイオニック社製)によりそれぞれ測定した。又, 水砕スラグから溶出するカルシウムは原子吸光度法により定量した。

3. 実験結果と考察

3.1 無機系担体の種類と活性汚泥処理性能との関係
水砕スラグ, ゼオライト, 珪砂及びクリストバライトの4種類の無機系担体について, 性能評価を行うため, HRTと活性汚泥処理水質, 活性汚泥の性状との関係を検討した。

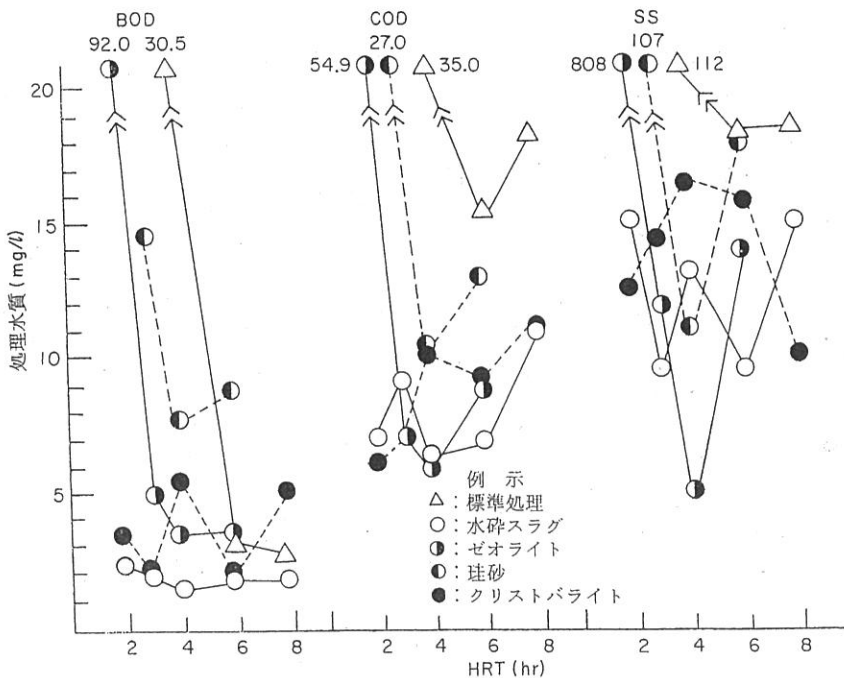
(1) 無機系担体の種類, HRTと処理水質との関係について

無機系担体の種類とHRTと処理水質(BOD, COD, SS)との関係を検討した結果を表一3及び図-2に示す。この結果, 以下のことが明らかになった。

無機系担体を添加しない標準処理の場合, HRTが6~8時間の処理水はBODが5 mg/l以下, CODが16~27 mg/l, SSが20~25 mg/lで, ほぼ良好な処理水質が得られた。しかし, HRTを4時間に短縮すると糸状性細菌が発生し, 又, 活性汚泥が細分化してバルキング状態になり処理水に流出し処理水質が著しく悪化した。

無機系担体を添加すると, 標準処理に比べてHRTの短縮が可能であるが, 担体の種類によって処理水質がか

図-2 無機系担体の種類と処理水質との関係



表一 4 無機系担体の種類とHRTと活性汚泥の性状との関係

(単位, MLSS, MLVSS:mg/l, SV₃₀:%, SVI(V):ml/g)

担体の種類	HRT 項目	8 時間				6 時間				4 時間				3 時間				2 時間				
		MLSS	MLVSS	SV ₃₀	SVI(V)	MLSS	MLVSS	SV ₃₀	SVI(V)	MLSS	MLVSS	SV ₃₀	SVI(V)	MLSS	MLVSS	SV ₃₀	SVI(V)	MLSS	MLVSS	SV ₃₀	SVI(V)	
無 添 加	平均値	1,098	828	18.7	232	1,086	896	20.4	217	612	525	99.5	2,451									
	σ	78.5	25.6	1.3	23.3	63.2	123	0.3	17.8													
	最大値	1,208	868	20	274	1,322	1,006	20	240	892	774	100	3,623									
	最小値	968	808	18	217	968	834	18	180	332	276	99	1,279									
	n 数	6				6				2												
水 砕 ス ラ グ	平均値	17,953	1,956	16.4	90.3	17,260	1,902	19.2	101	21,513	2,337	20.5	88.5	14,812	2,876	19.0	85.8	24,369	3,160	31.0	96.4	
	σ	889	151	1.2	3.8	699	122	0.9	3.1	2,234	213	0.8	8.9	1,517	253	2.4	7.0	3,610	311	9.4	20.1	
	最大値	19,064	2,232	17	95.2	17,982	2,102	20	104	24,224	2,744	21	101	16,022	3,262	22	96	27,892	3,556	46	129	
	最小値	16,374	1,786	14	85.9	15,974	1,728	18	95	20,072	2,084	19	73	11,834	2,028	15	75	19,530	2,750	22	80	
	n 数	6				6				10				28				30				
ゼ オ ラ イ ト	平均値					13,467	1,961	20.7	140	22,298	3,355	32.2	98.7	25,553	3,788	43.1	118	10,459	1,620	52.0	385	
	σ					3,481	360	3.8	20.3	3,492	290	1.7	7.0	3,656	646	5.7	31.8					
	最大値					18,390	2,442	26	164	27,094	3,758	35	108	30,342	4,828	56	189	12,651	2,216	57	557	
	最小値					10,998	1,578	18	114	17,948	2,926	30	95	20,024	2,832	37	91	7,091	1,024	47	212	
	n 数					6				10				28				2				
珪 砂	平均値					4,347	1,159	12.2	107	15,058	1,555	50.8	344	17,172	1,070	58	542					
	σ					2,312	218	0.82	16.6	3,199	253	13.9	135									
	最大値					7,404	1,444	13	120	18,624	1,782	70	570									
	最小値					1,814	916	11	83	10,792	1,592	31	195									
	n 数					6				6				1								
ク リ ス ト バ ラ イ ト	平均値	28,780	4,859	32.2	66.2	25,914	4,087	34.3	85.3	27,378	2,850	42.3	145	23,720	2,250	45.2	198	24,512	1,560	69.5	448	
	σ	962	322	0.82	5.7	696	399	2.4	13.2	415	253	4.1	10.5	2,203	133	14.1	11.4	2,284	307	8.9	125	
	最大値	29,924	5,314	33	71	26,874	4,462	36	102	27,909	2,996	47	174	26,609	2,517	53	242	28,335	2,108	87	713	
	最小値	27,576	4,624	31	58	25,244	3,534	31	70	26,895	2,698	37	123	20,737	2,109	44	175	21,967	1,220	57	270	
	n 数	6				6				10				28				30				

なり異なる。

例えば、水砕スラグ、クリストバライトは、HRTを2時間に短縮しても処理水は、BOD<5mg/l、COD<10mg/l、SS<16mg/lであり、高効率処理を行っても良好な処理水質が得られた。一方、ゼオライトはHRTを2時間に、又、珪砂はHRTを3時間に短縮すると、処理水に活性汚泥が流出して処理水質が著しく悪化した。

この結果から、無機系担体の処理水質は、水砕スラグ、クリストバライトが最も優れ、HRTを標準処理に比べて1/3~1/4に短縮できる見通しを得た。

(2) 無機系担体の種類と活性汚泥の性状との関係につ

いて

無機系担体の種類、処理時間と活性汚泥の性状との関係について検討した結果を表一4、図一3、図一4及び図一5に示す。この結果、以下のことが明らかになった。

無機系担体を添加していない標準処理は、HRTが6~8時間ではバルキングが発生せず、エアレーションタンクのMLVSS濃度が約800~1,100mg/lで、又、活性汚泥の沈降性もSV₃₀が18~20%と良好である。しかし、HRTを4時間にすると活性汚泥に糸状性細菌の発生が顕著になり、又、活性汚泥が細分化して、SV₃₀がほとんど沈降しなくなり、SVI(V)が約2,500

図-3 無機系担体の種類とMLVSS濃度との関係

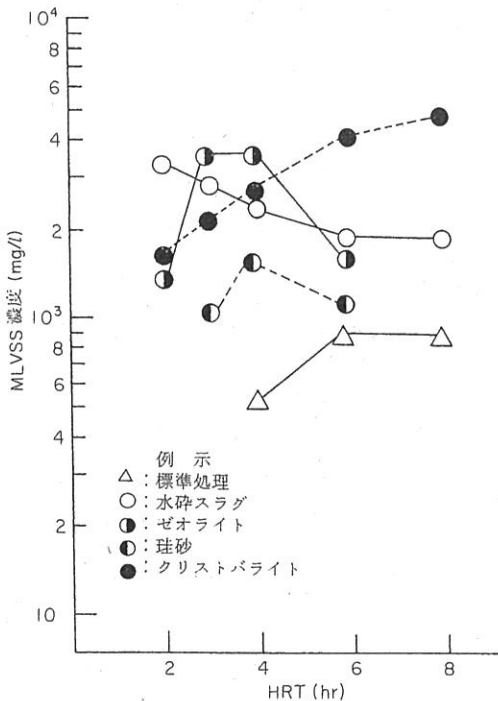


図-5 無機系担体の種類とSVIとの関係

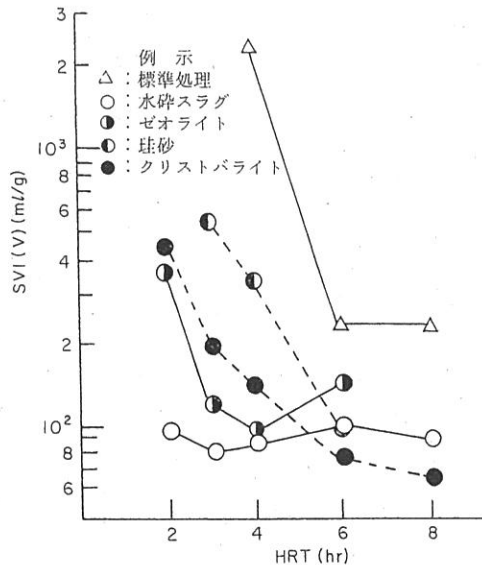
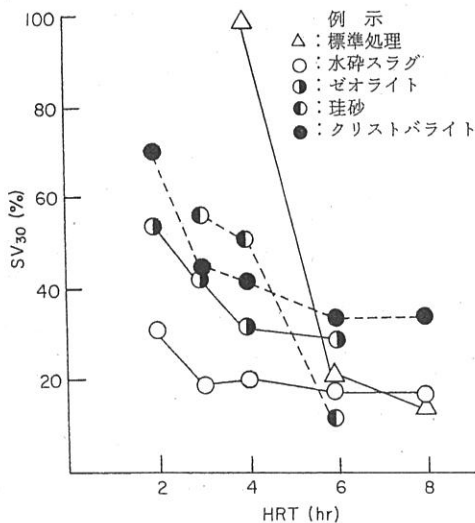


図-4 無機系担体の種類とSV₃₀との関係



ml/gにも達してバルキング状態になった。このため活性汚泥が処理水に流出し処理水質の悪化を招き、エアレーションタンクのMLVSS濃度も約500 mg/lに低下した。

糸状性細菌の発生機構については詳細が不明である

が、活性汚泥の細分化は、HRTが短くなる程、汚濁物負荷量が高くなり、ORPを+50 mVに維持するためにORP制御用のブローの稼働時間が長くなり、活性汚泥がエアレーションによる機械的破壊を受けたことに起因していると思われる。

無機系担体を添加した活性汚泥の沈降性は、糸状性細菌が発生しているにもかかわらず良好であるが、無機系担体の種類によって沈降性改善の程度が異なる。

例えば、水砕スラグは、HRTを2~3時間に短縮してもSV₃₀が14~46%、SVI(V)が約70~130 ml/gで、活性汚泥の沈降性、圧密性が良好であり、又、MLVSS濃度はHRTを短縮しても増加する傾向を示した。

クリストバライトは、HRTが3時間までは、SV₃₀が31~53%、SVI(V)が58~71 ml/gであるが、HRTが2時間になるとSV₃₀が57~87%、SVI(V)が270~713 ml/gと高くなる傾向がある。又、MLVSS濃度は、HRTが短くなると、活性汚泥の処理水への流出があまり増加しないにもかかわらず低下する傾向があるが、このMLVSS濃度の低下原因については不明である。

水砕スラグ、クリストバライトを添加した活性汚泥は、HRTを2~3時間に短縮しても活性汚泥の細分化が起こらず、これらのアンカー効果により糸状性細菌が発生しても良好な沈降性を維持できたと思われる。

ゼオライトを添加した活性汚泥は、HRTが4時間まではSV₃₀が18~56%、SVI(V)が91~189 ml/gで

あるが、HRTが2~3時間になるとSV₃₀が47~57%に上昇し、又、SVI(V)が212~557 ml/gになり、沈降性、圧密性が低下する傾向がある。又、MLVSS濃度は、HRTが3~4時間では約3,800 mg/lまで上昇したが、HRTが2時間になると約1,600 mg/lに低下した。

珪砂を添加した活性汚泥は、HRTが6時間から4時間になるとSV₃₀が約12%から約51%に上昇し、沈降性が低下し、又、MLVSS濃度も低下する傾向がある。なお、ゼオライト、珪砂を添加した活性汚泥は、HRTを短縮すると糸状性細菌の発生とともに活性汚泥の細分化が起り、活性汚泥の処理水への流出が顕著になった。

ゼオライト、珪砂を添加した活性汚泥は、水砕スラグ、クリストパライトに比べて活性汚泥の沈降性が劣るのは、活性汚泥がこれらの無機系担体に十分に付着していないことに起因すると思われる。即ち、沈降速度の測定を行うと、水砕スラグ、クリストパライトは、これらの無機系担体と活性汚泥とが分離せずに沈降するが、ゼオライト、珪砂は活性汚泥と分離して先に沈降し、上澄液に活性汚泥がかなり浮遊する。

この現象から水砕スラグ、クリストパライトは、活性汚泥にかなり強固に付着しているが、ゼオライト、珪砂は活性汚泥に付着する機能が弱く、このためHRTが2~3時間の処理を行うと、エアレーションによる機械的破壊が起り易くなり、これらの無機系担体に付着していないか、あるいは、剥離した活性汚泥が処理水に流出し処理水質の悪化、MLVSS濃度の低下を招くものと

思われる。

(3) 活性汚泥の沈降速度

活性汚泥の沈降曲線の測定結果を図一6に示す。この結果、以下のことが明らかになった。

活性汚泥の沈降速度は、無機系担体無添加の標準処理の約20 m/日に対して水砕スラグが50~100 m/日、クリストパライトが20~30 m/日である。なお、ゼオライト、珪砂は、先に述べたように活性汚泥と分離して先に沈降するため、沈降速度の測定が困難であった。

これらの結果から、水砕スラグを活性汚泥の担体を用いると、活性汚泥の沈降速度が標準処理に比べて3~5倍も速く、汚泥沈降槽の表面積負荷量を大きく取れるので汚泥沈降槽をコンパクトにできる見通しを得た。

3.2 無機系担体の活性汚泥付着機構の検討

無機系担体を添加した活性汚泥処理の性能は、無機系担体の種類によってかなり異なり、活性汚泥の付着性能が優れた担体を用いると処理水質、活性汚泥の性状などの処理性能が優れている。そこで、本実験で用いた無機系担体の活性汚泥との付着機構を究明するため活性汚泥との付着性に関係があると思われる無機系担体の表面性状、即ち、走査型電子顕微鏡写真(SEM)、表面電位(ゼータ電位)、比表面積の測定を行った。

(1) 走査型電子顕微鏡による表面観察

本実験に用いた無機系担体表面の走査型電子顕微鏡写真を写真一1に示す。

この写真よりゼオライト、珪砂、クリストパライトは、表面がかなり凹凸に富んで、活性汚泥が付着し易い状態を示しているが、水砕スラグは表面が平滑であり、

図一6 水砕スラグの汚泥沈降性に及ぼす影響

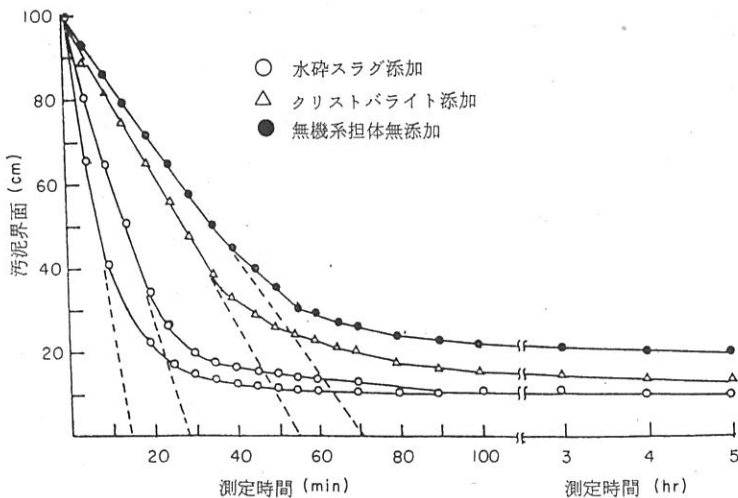
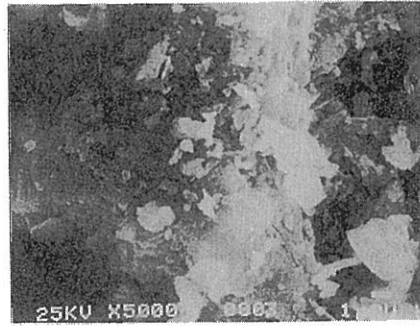
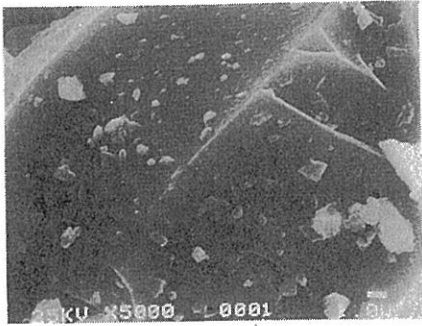


写真-1 無機系固定化担体の表面写真(SEM)

高炉水砕スラグ

ゼオライト



珪砂

クリストバライト

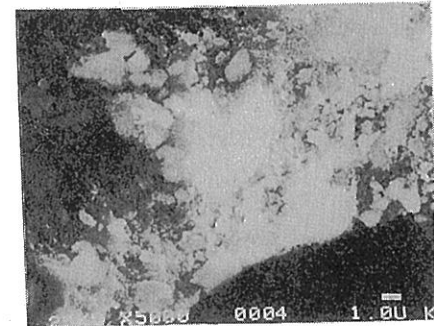
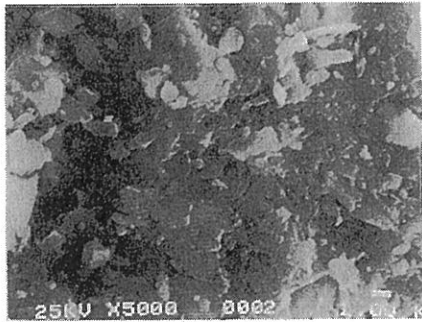


表-5 無機系担体のゼーター電位と比表面積の測定例

無機系担体	ゼーター電位 (mV)	比表面積 (m ² /g)
高炉水砕スラグ	-25.5 (-20~-35)	0.36~0.45
ゼオライト	-49.0	30
珪砂	-46.8	1.3
クリストバライト	-26.1	63
活性汚泥	-32.5	

しかも、鋭角に切断した切片状を呈している。この表面写真から、水砕スラグがゼオライト、珪砂よりも活性汚泥に付着し易いとは言い難い。

(2) 無機系担体のゼーター電位と比表面積

無機系担体及び活性汚泥のゼーター電位 (pH 7 で測定) 及び比表面積の平均値を表-5に示す。その結果、以下のことが明らかになった。

ゼーター電位は、活性汚泥が約 -33 mV に対して、水砕スラグが約 -26 mV、ゼオライトが約 -49 mV、珪砂が約 -47 mV、クリストバライトが約 -26 mV で、

このゼーター電位と活性汚泥処理性能との間には相関性が無く、したがって、ゼーター電位から無機系担体の付着性能の優劣を推定することが困難である。

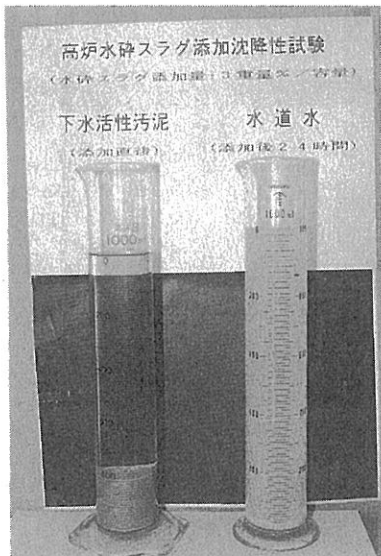
次に、比表面積を BET 法比表面積測定装置により測定した結果、表面の多孔質の指標である比表面積は、クリストバライトが約 63 m²/g と最も大きく、ゼオライトが約 30 m²/g、珪砂が約 1.3 m²/g であり、これに対して、水砕スラグは約 0.4~0.5 m²/g と非常に小さい。

この比表面積と活性汚泥処理性能との関係は、水砕スラグを除いた市販の無機系担体について相関性が認められ、処理水質、活性汚泥の沈降性などの活性汚泥処理性能は、比表面積が最も大きいクリストバライトが最も優れ、以下ゼオライト、珪砂の順であり、比表面積が大きい程、処理性能が優れている傾向を示した。

このことから、比表面積が大きい無機系担体は、表面が多孔質であり、活性汚泥が付着し易く、活性汚泥の沈降性が良好になり処理水への流出が抑制されて良好な処理性能が得られると思われる。

(3) 高炉水砕スラグの活性汚泥への付着機構の考察
水砕スラグを活性汚泥の担体に用いると、処理水質、

写真—2 高炉水砕スラグの沈降挙動



活性汚泥 水道水

活性汚泥の性状が優れ、下水の高効率処理の可能性を見いだした。しかし、水砕スラグの活性汚泥の付着機構は、表面の電子顕微鏡写真、ゼーター電位、比表面積などの表面性状から説明することができない。

水砕スラグと市販の無機系担体との差異は、カルシウムの含有量が著しく異なることである。即ち、実験に使用した市販の無機系担体は、表—2に示しているようにカルシウムが0.2~0.3%(CaOとして)に対して、水砕スラグは、約42%(CaO)で、カルシウムの含有量が著しく高い。

このカルシウムの活性汚泥に対する作用について、柿井は、活性汚泥及び汚泥構成細菌の凝集における金属イオンの役割に関する研究において、下水に含まれているカルシウムイオンが活性汚泥の凝集性、圧密性向上に著しく寄与することを明らかにしている¹⁹⁾。

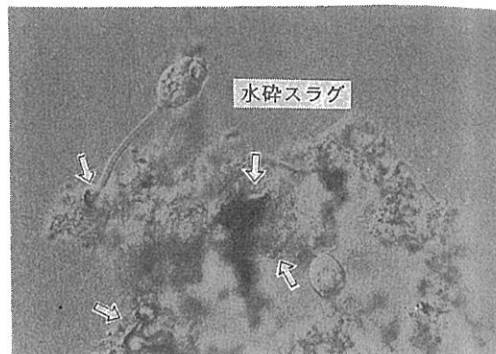
筆者らは、この研究結果にもとづいて水砕スラグを活性汚泥混合液に添加した時の溶解性カルシウムの挙動について検討を行った。

水砕スラグを活性汚泥混合液及び水道水に添加した時の挙動を写真—2に示す。

水砕スラグは、活性汚泥混合液に添加すると活性汚泥と直ちに共沈し、添加直後でも上澄み液が透明である。しかし、水道水に添加すると、分散してほとんど沈降せず、上澄み液が24時間後でも白濁している。

この現象から、水砕スラグは、活性汚泥に直ちに取り

写真—3 高炉水砕スラグの微生物固定化挙動



込まれ、沈降性改善に速効性があることが明らかになった。

水砕スラグによる活性汚泥の沈降性改善については、筆者らの研究以外に橋本²⁰⁾らが行っており、活性汚泥混合液に水砕スラグを添加すると活性汚泥の沈降性が直ちに改善されることを報告している。

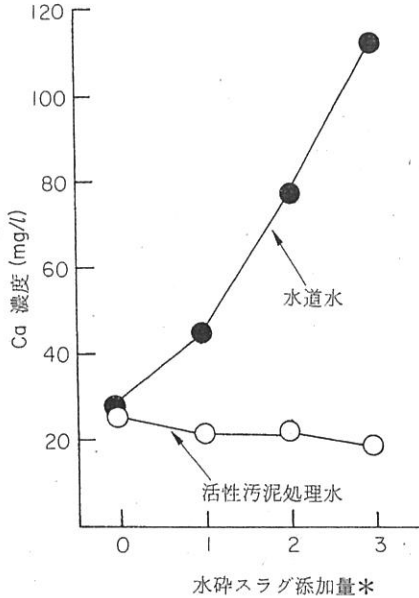
又、写真—3は、水砕スラグが活性汚泥に取り込まれている状態を示したもので、水砕スラグ(矢印)の周囲に活性汚泥が付着しており、又、原生動物のVorticellaが柄を水砕スラグに固定化しており、水砕スラグ自体に活性汚泥が付着し易い性状を有していることが推定される。

次に、活性汚泥処理における水溶性カルシウムの挙動を検討した。実験方法は、表—1に組成と性状を示す人工下水を用いて、水砕スラグを添加していない標準処理(HRT: 8時間)と20~200 μm の水砕スラグをエアレーションタンクに初期添加量として1重量%、2重量%及び3重量%添加し、HRTが3時間になるように人工下水を供給して処理を行い、処理水の水溶性カルシウムを、又、水道水に水砕スラグを添加して溶解したカルシウムを原子吸光度法により定量した。なお、人工下水の水溶性カルシウム濃度は、24~30 mg/l である。

この結果を図—7に示す。この結果より、以下のことが明らかになった。

活性汚泥処理水のカリウム濃度は、水砕スラグ無添加の標準処理が25.0 mg/l 、1%添加が22.1 mg/l 、2%添加が22.6 mg/l 、3%添加が22.2 mg/l で、水砕スラグの添加量に関係なくほぼ一定である。又、水道水に水砕スラグを添加すると、水道水のカリウム濃度は、1%添加(pH: 8.4)が58.5 mg/l 、2%添加(pH: 8.5)が80.0 mg/l 、3%添加(pH: 8.6)が114 mg/l で、水砕スラグの添加量が多くなる程、カルシウム濃度が高くなる傾向がある。

図一七 水砕スラグの添加量と Ca 濃度との関係



*水砕スラグ添加量：

水砕スラグ重量%/エアレーションタンク容量

この結果から、活性汚泥混合液が水道水と同じように水砕スラグからカルシウムを溶解すると仮定すると、かなりのカルシウムが活性汚泥に取り込まれていることになる。

これらの実験結果から、水砕スラグの活性汚泥の付着にカルシウムが関与していることが推定され、カルシウムの活性汚泥への付着機構について、以下のことが考えられる。

活性汚泥の表面電位は、表一五に示したようにマイナスに荷電しており、カシウムイオンがこの電位を中和してフロックを作り易くすることが推定されている²³⁾。又、活性汚泥の表面層には蛋白質、高分子多糖類などの高分子物質が存在していることが知られている^{21)~25)}。この表面層の蛋白質はカルシウム、マグネシウムなどの多価イオンと結合して架橋構造を形成して凝集することが推定されており²⁵⁾、その凝集効果は $M^+ < M^{2+} < M^{3+}$ (M: 電解質の金属イオン)の順に大きくなることが明らかになっている^{19), 20)}。

これらのことから、活性汚泥混合液に水砕スラグを添加すると、水砕スラグから溶出したカルシウムイオンが活性汚泥の表面電位を中和してフロックを形成し易くしたり、あるいは、活性汚泥の表面層の蛋白質と反応して架橋構造を形成して活性汚泥を凝集し、この際に写真一三に示すように、活性汚泥が水砕スラグを取り込み、水

砕スラグのアンカー効果により沈降性が改善されたと推定される。

活性汚泥の凝集機構については多くの学説が唱えられているが、まだ確定的なことはわかっていない²³⁾。したがって、本研究における水砕スラグによる活性汚泥の凝集機構についても推定の域に止まった。

なお、水砕スラグは、大部分が、 $CaO-SiO_2-Al_2O_3-Fe_2O_3-MgO$ 系で、これらが結合した複雑な組成物である²⁷⁾。活性汚泥の凝集に寄与するカルシウムは、 $SiO_2-Al_2O_3-Fe_2O_3-MgO$ と反応していないフリーのカルシウムである。したがって、水砕スラグを活性汚泥の付着担体に用いても一部のカルシウムしか溶解せず、大部分のカルシウムは $SiO_2-Al_2O_3-Fe_2O_3-MgO$ と反応して安定に存在しており、活性汚泥の担体に長期間使用しても溶解による消失とか、あるいは、強度の低下などは起こらない。

4. まとめ

処理水質が優れ、高効率処理が可能な下水の活性汚泥処理技術を開発するため製鉄所の副産物である高炉水砕スラグ及び市販のゼオライト、珪砂、クリストバライトの4種類の無機系担体について人工下水を用いた活性汚泥処理により性能評価を行った。その結果、以下のことが明らかになった。

- (1) 活性汚泥処理に用いる無機系担体の粒度は、20~200 μm が、又、エアレーションタンクへの初期添加量は、約3重量%/エアレーションタンク容量程度が適切である。
- (2) 活性汚泥処理の処理水質は水砕スラグ、クリストバライトが最も優れ、以下、ゼオライト、珪砂の順に低下した。
- (3) 活性汚泥の沈降性は、水砕スラグが最も優れ、以下、クリストバライト、ゼオライト、珪砂の順に低下した。
- (4) 水砕スラグを担体に用いるとHRTが2~3時間の処理が可能で、処理水はBODが5 mg/l 以下、CODが12 mg/l 以下、SSが17 mg/l 以下と良好な処理水質が得られた。又、活性汚泥の性状は、MLVSS濃度が2,800~3,200 mg/l、SV₃₀が19~31%、沈降速度が50~100m/日で、エアレーションタンクのMLVSSを高濃度に維持でき、又、活性汚泥の沈降性、圧密性が優れている。
- (5) 活性汚泥の沈降性が優れているので、糸状性細菌が発生してもバルキングが発生しにくく、汚泥沈降槽において活性汚泥の浮上流出がほとんど起こらず、エア

レーションタンクの活性汚泥の高濃度化が可能になり、この結果、処理効率、処理水質の向上につながったと考えられる。

- (6) 水砕スラッグの活性汚泥の付着機構は、表面の走査型電子顕微鏡写真、ゼータ電位、比表面積から説明することができず、水砕スラッグの水溶性カルシウムが関与していることが推定できた。
- (7) 水砕スラッグから溶解したカルシウムイオンが活性汚泥の表面電位を中和してフロックを形成し易くすると、あるいは、活性汚泥の表面層に存在する蛋白質と反応して架橋構造を形成して活性汚泥を凝集し、この際に水砕スラッグを取り込み水砕スラッグのアンカー効果により沈降性が改善されたと思われる。
- (8) 市販の無機系担体のクリストバライト、ゼオライト、珪砂は、比表面積が大きい程、活性汚泥処理性能が優れている傾向がある。
- 本研究は、建設省土木研究所との共同研究『活性汚泥のための結合法による無機系固定化担体の開発』で実施したものである。

＜参考文献＞

- 1) 安藤 茂：下水道協会誌，Vol.23，No.267，8～20(1986)
- 2) 黒崎幸夫，馬場文啓，本山 厚，石垣洋一，武石正雄：三井建設技術研究所報，No.12，131～136(1988)
- 3) 戸塚好之，松本 豊，杉山 昌：P P M，Vol.15 No.7，41～48(1984)
- 4) 野納敏展：P P M，Vol.18，No.5，21～26(1987)
- 5) 井上真一：環境シンポジウム，Vol.10，12～20(1984)
- 6) 高野晴男，中野重和：土木学会年次学術講演会講演概要集・第2部，Vol.43，1086～1087(1988)
- 7) 日下成人，高野剛彦，皆方久吉：下水道研究発表会講演集，Vol.25，253～254(1988)
- 8) 赤木文行，伊澤良海，高原義昌：下水道研究発表会講演集，Vol.26，253～254(1988)
- 9) 赤木文行，伊澤良海，高原義昌：下水道研究発表会講演集，Vol.26，451～453(1988)
- 10) 赤木文行，高原義昌：下水道研究発表会講演集，Vol.27，372～374(1988)
- 11) 川島忠雄，室谷憲男，三村和久：下水道研究発表会講演集，Vol.24，338～310(1987)
- 12) 川島忠雄，室谷憲男，三村和久：下水道研究発表会講演集，Vol.25，309～311(1988)
- 13) 川島忠雄，室谷憲男，三村和久：下水道研究発表会講演集，Vol.26，355～357(1989)
- 14) 川島忠雄，室谷憲男，三村和久：下水道研究発表会講演集，Vol.27，281～283(1990)
- 15) 亀田泰武，関 佐門，森 隆生，大庭真治：下水道研究発表会講演集，Vol.26，250～252(1989)
- 16) 阿部時男，小島秀之，菅井 修：下水道協会誌，Vol.24，No.273，34～40(1987)
- 17) 藤井正博，近藤三雄：水処理技術，Vol.23，No.7，55～63(1982)
- 18) 藤井正博：水処理技術，Vol.24，No.9，1～11(1983)
- 19) 柿井一男：水質汚濁研究，Vol.13，No.5，7～11(1990)
- 20) 橋本 奨：下水道へのバイオテクノロジーの活用に関する講習会(平成3年3月19日)
- 21) 滝口 洋：用水と廃水，Vol.13，No.4，12～17(1971)，Vol.13，No.5，60～65(1971)，Vol.13，No.6，53～59(1971)
- 22) 藤井正博：水処理技術，Vol.27，No.4，49～61(1986)
- 23) 佐藤孝彦：水質汚濁研究，Vol.13，No.5，2～6(1990)
- 24) 多胡義孝：水質汚濁研究，Vol.13，No.5，12～16(1990)
- 25) 佐藤俊一：水質汚濁研究，Vol.13，No.5，17～21(1990)
- 26) 鮫島実三郎他：膠質学(裳華堂)
- 27) A.ムアン：製鉄製鋼における酸化物の相平衡(技報堂)

(3.10.7 受付)



*(みき おさむ)

新日本製鐵(株)技術開発本部プロセス技術研究所, エネルギー・環境プロセス研究部主任研究員
昭和57年3月, 東京大学工学部都市工学科修士課程卒業



*** (ふじい まさひろ)

新日本製鐵(株)技術開発本部プロセス技術研究所エネルギー・環境プロセス研究部, 平成5年4月より(財)九州環境管理協会開発部長, 分析科学部部長兼務, 工学博士
昭和34年3月, 東京都立大学理学部化学科卒業



**(かもり ひろし)

新日本製鐵(株)技術開発本部プロセス技術研究所, エネルギー・環境プロセス研究部主任研究員
昭和62年3月, 山口大学工学部化学工学科修士課程卒業

Abstract

Evaluation of Inorganic Biomass Carrier in an Activated Sludge Treatment of Sewage

Osamu Miki, Hiroshi Kamori, Masahiro Fujii

Four kinds of inorganic biomass carriers, such as G. B. F. slag (Granulated Blast-Furnace Slag) produced in the iron making process, zeolite, silica sand and cristobalite were examined for developing a highly efficient activated sludge process for sewage treatment.

The results were summarized as follows.

- (1) Best effluent quality was achieved by both G. B. F. slag and cristobalite. Zeolite and silica sand were less effective.
- (2) G. B. F. slag improved the settleability of activated sludge the most, followed by cristobalite, zeolite, and silica sand.
- (3) The fluidized-bed reactor using G. B. F. slag as a biomass carrier treated sewage at a HRT (hydraulic retention time) of 2 to 3 hours.
- (4) The taching mechanism of activated sludge and G. B. F. slag¹ was not evident from photographs of surface of SEM, zeta-surface potentials, and specific surface areas. However, gradual dissolved calcium from G. B. F. slag appears to promote the attaching of activated sludge to the surface of G. B. F. slag.
- (5) On the other hand, cristobalite, zeolite, and silica sand had the tendency that the sewage treatment become more efficient by increasing the specific surface area of these carriers.