

余剰汚泥からのリン溶出技術に関する研究

熊本大学 工学部 (学)○河野秀太 (正) 原田浩幸
熊本県下水道公社 広田隆司 魁丸信二

1. 緒言

下水汚泥の効率的減量化、及び資源化を目指した汚泥集約処理が普及しつつあるが、集約処理において各処理場で発生した汚泥をスラリー状のまま管路により送泥する場合、送泥汚泥貯蓄プロセスでの汚泥からのリン再放出、それに伴う濃縮・脱水分離液中のリン濃度増加による返流系におけるリンの問題の顕在化が懸念されている。また今後各下水処理場への高度処理普及に伴う汚泥中リン濃度の増加により、上記問題がさらに深刻になる可能性がある。そこで汚泥からのリンを分離し、この集約された液のリン除去をおこなうことを前提としてリンを効率的に放出させる影響因子を実験的に検討した。また汚泥量を減らしてリンの溶出をおこなうべくオゾン・紫外線処理について検討した。

2. 実験方法

熊本県北部浄化センターにおける余剰汚泥、混合汚泥および消化汚泥を用いて以下の影響因子の各条件に調整後、3時間後の混合液のSS、5B濾紙ろ液と混合液に2N塩酸滴下しpHを下げ、濾過したろ液の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} を測定する。処理前の汚泥は下水試験方法にしたがって分解しリン含有率を調べた。

- 1) pHの影響；SS9000mg/lの余剰汚泥を用いてNaOHとHClでpHを3,5,7,9,11に調整
- 2) 温度の影響；SS9000mg/lの余剰汚泥を用いて10,20,30,40°Cに調整
- 3) オゾンの影響；オゾン紫外線分解装置（㈱セン特殊光源製）を用いた。紫外線ランプは9W低圧水銀ランプ、オゾン発生速度は66mg/hrである。SS9000の余剰汚泥、SS9000mg/lの混合汚泥、SS12000mg/lの消化汚泥に紫外線併用オゾン処理あるいはオゾン単独処理をおこなった。

3. 結果と考察

図1はpHと溶出率の関係を示す。pH 5以下でわずかに増加しているが、pHによる大きな差は認められなかった。これは後で検討するが混合液中に存在するリン酸塩の固形分の溶解に起因する。一方、中山ら¹⁾は、同様の実験においてpH9~11の範囲での向上を得ている。なお温度は室温18±6°Cであった。

図2は温度制御したときの温度と溶出率の関係を示す。30°Cと40°Cにおける溶出率は20mg-P/g-SSで20°Cの4倍以上の値を示しており、温度に依存している傾向が認められた。

図3は余剰汚泥を室温に静置した場合のリン溶出率を示す。リン溶出率は時間とともに大きくなり48時間後には23mg-P/g-SSと図2の40°Cとほぼ同じ値となった。

図4、5はオゾン単独処理と紫外線併用オゾン処理の結果を示す。オゾン単独処理はリンの溶出率の増加が少なく、またSSのも500mg/lと5%の減少にとどまった。オゾンによる菌の可溶化については今岡²⁾らが4000mg/lの浄化槽汚泥を対象に検討して

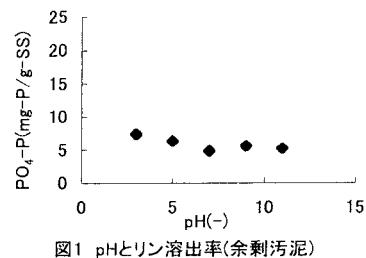


図1 pHとリン溶出率(余剰汚泥)

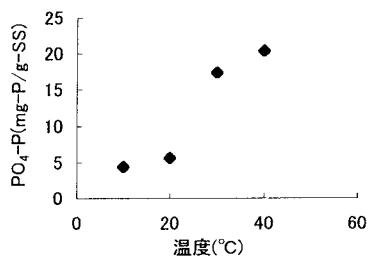


図2 温度とリン溶出率(余剰汚泥)

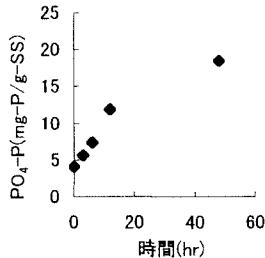


図3 時間とリンの溶出(余剰汚泥)

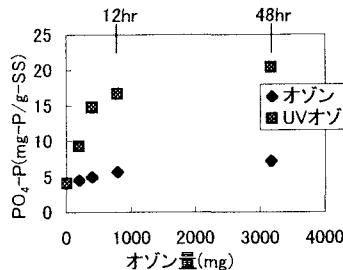


図4 オゾン量とリン濃度

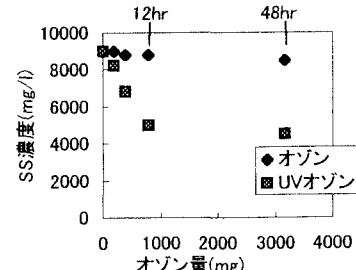


図5 オゾンとSS濃度

いる。ここで用いた余剰汚泥の濃度は2倍以上なので、粘性が高くなりオゾンの溶解速度が低い状態にある。そのため汚泥の可溶化が進行しなかったものと考えている³⁾。一方、紫外線併用オゾン処理ではオゾン量132mgで単独処理に比べてリン溶出は約2倍、SSの減少量は約4倍大きくなつた。これは紫外線によるOHラジカルの生成が可溶化に起因している。

また、図3と図4を比較すると12時間以内では紫外線併用オゾン処理により5mg-P/g-SS以上の溶出が促進されるが、48時間では静置処理の汚泥との差が少なくなる。

図6,7は余剰、混合、消化汚泥の紫外線併用オゾン処理によるリンの溶出率の違いを示す。混合汚泥はリンの含有量が大きく、有機物量も多いがリンの溶出率は余剰汚泥とほぼ同じ10mg-P/g-SSになる。混合汚泥は初沈と余剰で1対1の重量比であるのでリンの溶出は初沈汚泥からもおこっていることがわかる。SSの減少は余剰汚泥が大きい事から初沈汚泥の分解に伴う溶出は少ないと推定される。消化汚泥のリンの溶出率の増加は余剰、混合に比べて少ない。

表1はオゾン処理したろ液と混合液に塩酸を加えたろ液のリン溶出率とpHの変化を示す。どの汚泥も紫外線併用オゾン処理によってpHが時間とともに増加して8.0~9.0となる。これは脱炭酸作用によるものである⁴⁾。そしてpHの増加によってMAPなどの沈殿物を作るので、塩素添加によってそれが溶解し、リンとして測定され溶出率の差となる。図1のpH 3の結果と比較して約2~3mg-P/g-SSが紫外線併用オゾン処理でのpH増加によるリン酸塩固形分となる。

参考文献

- 中山ら、第34回水環境学会研究発表会、3-A-15-3、1999
- 今岡ら、第8回廃棄物学会研究発表会、7-12、1997
- 橋本編集、工業反応装置、培風館、1989
- 福岡市、平成2年度高度処理報告書

表1 塩酸によるPO4-P(mg-P/g-SS)の変化 ()の値はpH

	時間(hr)	0	3	6	12
余剰汚泥	オゾン処理	4.1(6.9)	9.3(7.2)	14.8(8.0)	16.7(8.2)
	処理後塩酸	5.9	16.7	18.5	18.9
混合汚泥	オゾン処理	10.4(5.7)	11.5(6.5)	15.2(7.2)	19.6(8.1)
	処理後塩酸	14.8	15.2	17.0	20.4
消化汚泥	オゾン処理	23.1(8.1)	25.0(8.7)	25.3(8.7)	27.8(8.9)
	処理後塩酸	26.9	27.2	27.2	30.6

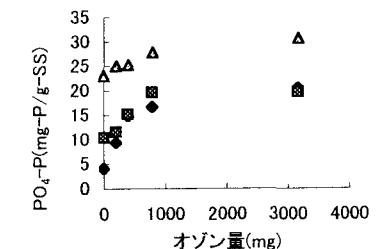


図6 オゾン量とリン溶出率
●余剰汚泥 ■混合汚泥 ▲消化汚泥

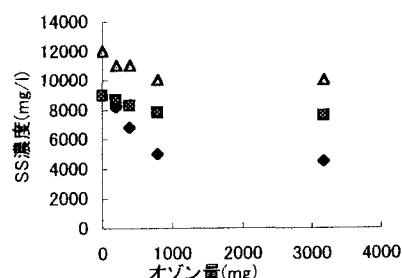


図7 オゾン量とSS濃度
●余剰汚泥 ■混合汚泥 ▲消化汚泥