

26) 実施設による生物学的脱リンプロセスのリン収支の検討

STUDY ON PHOSPHORUS MASS BALANCE OF THE BIOLOGICAL PHOSPHORUS REMOVAL PROCESS BY A FULL SCALE PLANT

村上孝雄^{*}, 小池秀三^{*}

Takao MURAKAMI, Shuzo KOIKE

谷口尚弘^{*}, 江角比出郎^{**}

Naohiro TANIGUCHI, Hidero ESUMI

ABSTRACT: In this study the influence of return flow phosphorus load on the performance of the anaerobic-oxic biological phosphorus removal process as well as the behavior of removed phosphorus in the sludge treatment process were investigated in order to obtain information for optimum sludge treatment for the process. A full scale wastewater treatment plant was used for the study.

The following findings were obtained as the results of the study.

- (1) With anaerobic digestion in the sludge treatment process about 60% of phosphorus amount which was removed as excess sludge was again released in the sludge treatment process
- (2) In the case when gravity thickened sludge was directly dewatered without anaerobic digestion, phosphorus amount which corresponds to removed phosphorus amount as excess sludge could be discharged as sludge cake out of the process.
- (3) It is considered that in order to obtain mean effluent T-P concentration lower than 0.5 mg/l, the ratio of return flow phosphorus load to that of inflow should be less than 50% for reactor HRT 5.6 hours. In addition to that, return flow phosphorus load, especially that of the belt press filtrate should be equalized before returned.

KEYWORDS: Biological phosphorus removal, Sludge treatment, Phosphorus mass balance, Return flow

1. はじめに

都市下水処理への生物学的脱リン法の応用については、ここ数年来精力的に調査研究が行なわれ、現在まで数多くのベンチスケール、パイロットスケール、実施設による運転調査がなされて来た。その結果、日本の都市下水に生物学的脱リン法を応用した場合、良好なリン除去が期待できるケースが多いことが実証されつつある。

生物学的脱リン法の実施にあたっては、汚泥処理プロセスからの返流水リン負荷が水処理プロセスのリン除去に重要な影響を及ぼすであろうことは以前から指摘されていたが、現在までの生物学的脱リン法に関する実用化研究は水処理プロセスでのリン除去性能の検討に重点がおかれており、汚泥処理プロセスにおけるリンの挙動や返流水リン負荷の影響については、実証的な研究は未だ少ない。

本研究調査は実施設を用いて、水処理及び汚泥処理プロセスが完結した条件下で嫌気-好気法による生物学的脱リン法の実施設運転を行ない、汚泥処理プロセスにおけるリンの挙動や返流水リン負荷の水処理プロセスへの影響について調査し、生物学的脱リン法の汚泥処理プロセスのあり方について検討することを目的

* 日本下水道事業団技術開発部 Research & Technology Development Division, Japan Sewage

Works Agency., ** 島根県水道湖東部浄化センター Shinjiko-Tobu Wastewater Treatment Plant, Shimane Prefectural Government.

とするものである。

2. 実験調査方法

2-1 実験施設の概要

本実験調査は昭和60年9月～昭和61年3月まで島根県宍道湖東部浄化センターにて実施した。同処理場は昭和56年4月に供用開始した分流式の流域下水道処理施設であり、実験期間中の流入水量は約9000 m³/日であった。図-1に同処理場の処理フローを示す。

同処理場の水処理プロセスは標準活性汚泥法である。汚泥処理プロセスは、重力式濃縮槽1槽、無加温消化槽1槽、ベルトプレス式脱水機2基から成り、最初沈殿池汚泥及び余剰汚泥は混合後、重力濃縮、無加温消化を経て脱水される。濃縮分離液、消化槽脱離液、脱水滲液は貯留槽なしに直接沈砂池に返流される。また、最終沈殿池流出水（以後、処理水と略す）は上向流式急速砂戸過設備を経た後、放流される。砂戸過逆洗水は最初沈殿池に返送される。

2-2 運転条件

宍道湖東部浄化センターの水処理施設は実験開始当時2系列あり、生物反応槽は1系列が隔壁により4区画に等分されているが、2系列中1系列の生物反応槽の最も最初沈殿池よりの区画の散気板を撤去して攪拌機（1.5kw×3台）を設置し、嫌気-好気方式による生物学的脱リン法の運転が可能のように改造し、流入下水全量をこの系列で生物学的脱リン法により処理した。残る1系列は運転を休止した。但し、水処理設備工事との関連で、昭和60年9月～昭和61年1月中旬までは生物反応槽容量は1系列2160 m³で運転したが（運転モードⅠ）、以後昭和61年3月末までは2系列を直列に使用し、容量4320 m³で運転した。（運転モードⅡ）図-2に各運転モードを示す。いずれの運転モードでも汚泥処理プロセスは図-1の構成であった。

本実験調査では流入下水全量を処理したため、運転条件はパイロットプラント等の場合と異なり、自由に設定する余地はなかったが、処理状況その他を考慮して全運転調査期間を原則として半月毎に区分し、表-1に示すように実験区画（Run）を設定し、以下のデータ解析はこの実験区画分けに基づいて行なった。表-1には併せて各Run毎の運転条件（平均値）を示した。

実験期間中、Run-6では実験運転開始に伴ない運転を中止したため、長期間に渡って貯留、曝気された既設系列の活性汚泥を流入させた。また、Run-7では汚泥処理プロセスで消化槽をバイパスし、重力濃縮汚泥を直接脱水した。Run-7以外は汚泥処理プロセスは全て重力濃縮、無加温消化、脱水であった。Run-1～9は運転モードⅠ、Run-10～14は運転モードⅡである。

水質分析は、流入水、最初沈殿池流出水、処理水、急速砂戸過水は1時間毎の24時間コンポジット試料により、生物反応槽混合液、返送汚泥はスポット試料によった。また、汚泥処理プロセス返流水等はポンプ

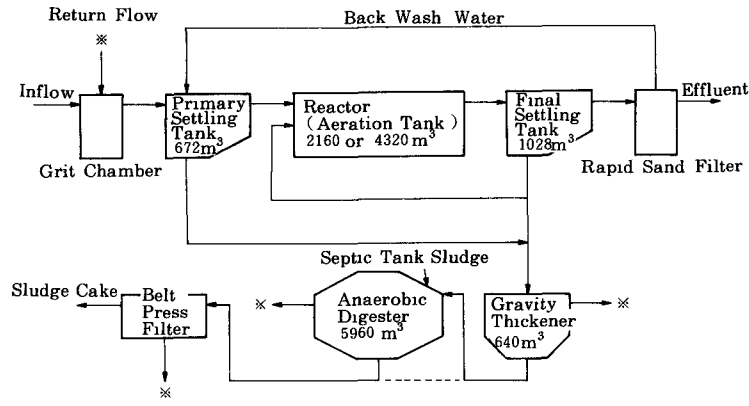


Fig. 1 Schematic Flow of The Shinjiko-Tobu STP

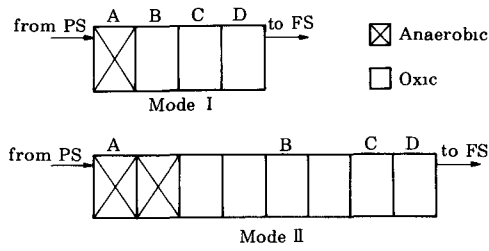


Fig. 2 Reactor Composition For Each Operation Mode

稼働時など採取可能時に採取した。分析頻度は原則として週3回であった。

分析方法については下水試験法によったが、汚泥中のリン含有率(P_x)は尹過後乾燥した汚泥をK₂S₂O₈-H₂SO₄高温分解後、正りん酸態りん(以後、PO₄-Pと略)を測定して計算した。

3. 実験運転結果及び考察

表-2にリンの処理状況についてまとめた。また、表-3にその他水質項目の処理状況を示す。

3-1 プロセスのリン除去の変化

嫌気-好気運転は昭和60年8月22日より開始したが、その直後から嫌気槽でのリン放出及び処理水リン濃度低下が生じた。嫌気槽では最初沈殿池流出水は返送汚泥と混合後約50cmの高さから落下するため、落下点付近では2mg/ℓ程度DOがあったが、その他の部分ではORP-60～210mVを維持できた。

図-3に各Run毎の流入水、最初沈殿池流出水、処理水のT-P濃度の変化を示す。

処理水T-P濃度は図-3に示されるように運転開始後Run-3までは0.2～0.3mg/ℓであったがRun-4～5にかけて

Table. 1 Operating Conditions

Mode	Run	Term	Water Temperature (°C)	Q _{PE} (m ³ /day)	Q _r (m ³ /day)	Dt (hr)	X (g/ℓ)	DO (mg/ℓ)	SRT (day)
I	1	85.9 1～9 15	26.6	9,436	3,698	5.5	2.38	1.4	9.6
	2	9.16～9.30	24.8	9,337	3,709	5.6	2.38	1.1	10.6
	3	10.1～10.15	23.4	9,181	3,605	5.6	3.43	3.6	6.8
	4	10.16～10.31	22.3	9,244	3,604	5.6	3.12	4.2	6.0
	5	11.1～11.18	20.6	9,308	3,668	5.6	3.02	4.3	5.8
	6	11.19～11.30	19.0	9,276	3,590	5.6	3.13	5.0	4.9
	7	12.1～12.18	17.0	9,150	3,417	5.7	2.84	5.6	4.5
	8	12.19～12.31	15.4	9,443	3,491	5.5	2.84	4.1	4.7
	9	86.1 4～1 16	14.4	8,005	3,249	6.5	3.02	6.0	7.0
II	10	1.17～1.31	14.1	8,900	3,453	11.6	2.84	5.4	14.7
	11	2.1～2.15	14.0	8,681	3,766	11.9	3.59	5.6	19.8
	12	2.16～2.28	13.6	9,376	4,433	11.1	3.82	3.6	18.9
	13	3.1～3.15	14.0	9,239	4,642	11.2	4.05	4.5	18.1
	14	3.16～3.31	15.0	10,169	5,139	10.2	3.68	3.4	15.7

(Legends) Q_{PE} : Primary Effluent Flow Rate (m³/day)
Q_r : Return Sludge Flow Rate (m³/day)
Dt : Reactor HRT Based On Q_{PE} (hr)
X : MLSS in D section of Reactor (g/ℓ)
DO : DO in D section of Reactor (mg/ℓ)
Note: Water Temperature was measured in the reactor.

Table. 2 Results of Phosphorus Removal

Run	Inflow		Primary Effluent		Reactor				Final Effluent	
	T-P	PO ₄ -P	T-P	PO ₄ -P	A	B	C	D	T-P	PO ₄ -P
1	4.82	2.08	6.09	3.72	24.6	13.8	0.75	0.06	0.28	0.09
2	3.99	1.74	6.32	3.75	23.9	12.8	0.44	0.06	0.19	0.17
3	4.27	2.40	5.96	4.50	34.8	22.2	5.11	0.35	0.24	0.21
4	3.81	2.32	6.59	5.24	32.9	21.7	6.82	0.47	0.88	0.82
5	4.13	2.31	7.04	6.06	37.2	26.3	7.68	0.20	0.60	0.41
6	3.82	2.38	11.63	8.54	36.4	26.3	9.46	1.93	4.26	4.17
7	3.87	2.45	8.78	7.41	30.7	21.1	3.54	0.15	0.99	0.76
8	4.01	2.36	8.48	7.13	43.5	38.8	33.0	2.49	3.77	2.07
9	3.42	2.44	8.59	5.81	24.3	18.7	5.59	0.68	1.49	1.19
10	3.93	2.44	7.14	5.30	24.8	7.66	0.27	0.10	0.23	0.07
11	6.35	2.53	8.29	4.70	32.9	0.50	0.09	0.23	0.16	0.03
12	6.01	2.28	8.06	4.59	33.6	2.45	0.29	0.23	0.27	0.17
13	4.19	2.32	8.72	7.06	41.0	1.46	0.32	0.73	0.38	0.14
14	4.07	2.32	8.13	7.27	34.6	13.7	0.89	0.25	1.54	0.48

(mg/ℓ)

Note : The location of A, B, C and D sections of the reactor are shown in Fig. 2.

Table. 3 Results of BOD, SS and NH₄⁺-N Removal

Run	Inflow			Primary Effluent			Final Effluent			
	BOD	SS	NH ₄ ⁺ -N	BOD	SS	NH ₄ ⁺ -N	ATU-BOD	SS	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁺ ₃ -N
1	130.5	257.9	22.8	166.5	98.0	31.0	3.1	5.6	23.0	4.29
2	204.0	259.3	19.9	87.0	102.0	31.9	2.9	5.7	23.3	4.16
3	195.0	176.3	24.1	97.5	86.8	29.2	2.9	3.4	15.6	7.56
4	123.3	173.8	25.5	99.7	87.6	30.8	3.4	4.1	19.1	9.10
5	106.0	152.7	26.3	109.0	85.7	32.3	7.9	6.7	23.5	7.96
6	92.0	143.2	27.1	111.0	101.2	34.6	2.5	8.5	26.6	8.07
7	138.7	102.5	29.7	142.3	93.2	32.5	3.6	7.9	27.6	3.05
8	137.0	85.9	26.5	199.0	88.1	31.8	3.0	8.8	30.0	0.65
9	83.5	112.1	26.0	156.0	143.3	27.4	1.9	6.0	31.8	1.04
10	126.5	102.1	27.1	151.0	101.0	32.1	2.9	3.3	32.6	3.15
11	171.0	155.3	28.0	136.0	106.3	31.8	3.2	3.3	31.8	4.33
12	140.0	170.9	27.0	147.0	104.9	32.0	4.1	3.9	28.8	4.09
13	185.0	125.0	26.4	194.5	95.8	32.1	3.9	5.4	28.0	4.11
14	275.0	176.7	29.2	233.5	98.9	32.2	15.8	32.8	29.0	2.99

(mg/ℓ)

汚泥処理プロセスからの返流水リン負荷量の増大に伴ない増加し $0.6 \sim 0.9 \text{ mg}/\ell$ となった。その後、Run-6 では運転休止中の生物反応槽に貯留され、長期間に渡り曝気搅拌されていたため好気性消化を受けた状態の活性汚泥を投入したために処理が一時的に悪化した。その後、Run-7~9 では汚泥処理プロセスからの返流水リン負荷量が流入水リン負荷量の100%以上になり、処理水T-P濃度は $1 \text{ mg}/\ell$ を超えることが多かった。

Run-10以降では、生物反応槽容量を2倍として運転したが、リン除去は再び回復して良好であった。但し、Run-14ではSVIが高くなり処理水中に浮遊物が多く、処理水T-P濃度が増加した。

3-2 汚泥中のリン含有率

図-4に各Run毎の汚泥中のリン含有率(Px)の変化を示す。生物反応槽内活性汚泥のリン含有量は運転開始後次第に上昇しRun-5では 60 mgp/gss を超えたが、これをピークにRun-6以降では低下した。Run-10以降では再び増加したが、Run-12以降はほぼ一定であった。

濃縮汚泥のリン含有量の変化は、ほぼ活性汚泥のリン含有率の変化に追随する傾向を示した。本処理場では余剰汚泥は容量比1:1~1:3で、リン含有量平均 7 mgp/gss 前後の最初沈殿池汚泥と混合され、また濃縮槽中でリン放出が生じるため濃縮汚泥リン含有量は活性汚泥のものより低下するが、Run-5では 30.9 mgp/gss まで上昇した。

脱水ケーキのリン含有量は、ほぼ消化汚泥のリン含有量と等しいと見なせるが、Run-7までは濃縮汚泥のリン含有量増加にタイムラグを持って追随する傾向が見られた。その後は低下する傾向にある。濃縮-直接脱水を行なったRun-7を除くと、その最大値は 18.8 mgp/gss であった。

3-3 汚泥処理プロセス返流水のリン濃度変化

図-5に濃縮槽分離液、消化槽脱離液、脱水汙液の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は実験開始後急激な増加を示し、特に消化槽脱離液の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の増加は著しい。脱水汙液の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度がRun-7においてピーク値を示してい

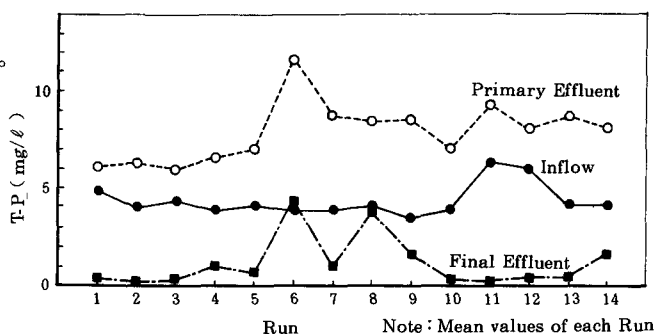


Fig. 3 T-P Concentration of Inflow, Primary Effluent and Final Effluent of Each Run

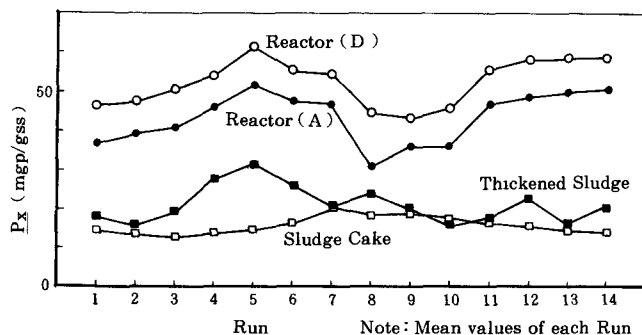


Fig. 4 Phosphorus Content of Each Run

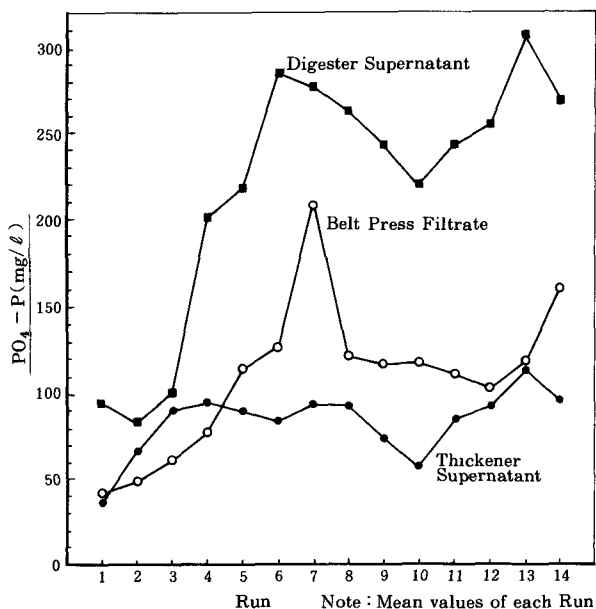


Fig. 5 $\text{PO}_4\text{-P}$ Concentration of Return Flows

るのは、Run-7で濃縮-直接脱水を行なったためである。

3-4 プロセスのリン収支の検討

(1) リン収支の作成

前項までに運転結果の概略を述べたが、水処理及び汚泥処理プロセスにおけるリンの挙動について検討するため、各Run毎のT-P収支を作成した。T-P収支は以下の条件に従って作成した。

- 1. 水量については放流量、最初沈殿池汚泥量、余剰汚泥量、濃縮汚泥量、脱水機供給汚泥量、浄化槽汚泥量、脱水ケーキ量、脱水汙液量の実測値をベースにして収支を作成する。
- 2. 各点のT-P濃度は次式で計算する。

$$C_{pi} = C_{ssi} \cdot P_x + C_{po-pi} \dots\dots\dots (1)$$

但し C_{pi} : 点 i の T-P 濃度 (mg/ℓ)
 C_{ssi} : " SS 濃度 (g/ℓ)
 P_x : SS のリン含有率 (mgp/gss)
 C_{po-pi} : 点 i の PO_4 -P 濃度 (mg/ℓ)

2. の条件により、T-P 濃度中には溶解性ポリリン酸は含まれないが、水質分析結果では溶解性リンは大部分が正りん酸態であり、溶解性ポリリンの比率は小さい。

また、放流水については(1)式の P_x を 10 mgp/gss と仮定した。この値は、宍道湖東部浄化センターでの標準活性汚泥法運転における処理水 SS 濃度と SS 起因のリン濃度の関係から得られたものである。⁽¹⁾ 活性汚泥の P_x は生物学的脱リン法の運転に伴ない上昇するので、実際の P_x は 10 mgp/gss よりも高い可能性があるが、放流水中の SS 濃度は通常 2 mg/ℓ 前後と非常に低く、SS 起因のリン濃度の割合は PO_4 -P 濃度に比較して小さいため、収支計算ではこの値を用いて計算を行なった。

以上の条件で、Run-1 ~ 14 の T-P 収支を作成した。図-6 及び図-7 に Run-2 及び Run-7 の T-P 収支を例として示す。図中において各点の数字はその点における T-P 負荷量 (kg/日) である。

(2) プロセス内リン

蓄積量の推移

生物学的脱リン法では、水処理系で除去されたリンは全て余剰汚泥として系外に排出されることにより、リン除去がなされる。この条件が成立している場合には次式が成立するはずである。(但し、記号は図-6 及び 7 のもの)

$$P_1 + P_{13} = P_3 + P_{15} + (P_8 - P_4 - P_{14}) \dots\dots\dots (2)$$

(2)式において、左辺は系に入ってくるリンの全量であり、宍道湖東部浄化センターの場合には、流入水によるもの (P_1) の他に嫌気性消化槽への浄化槽汚泥投入によるもの (P_{13}) がある。 P_{13} は量的には大きな変動はなく、ほぼ 6 ~ 7 kgp/日の範囲である。

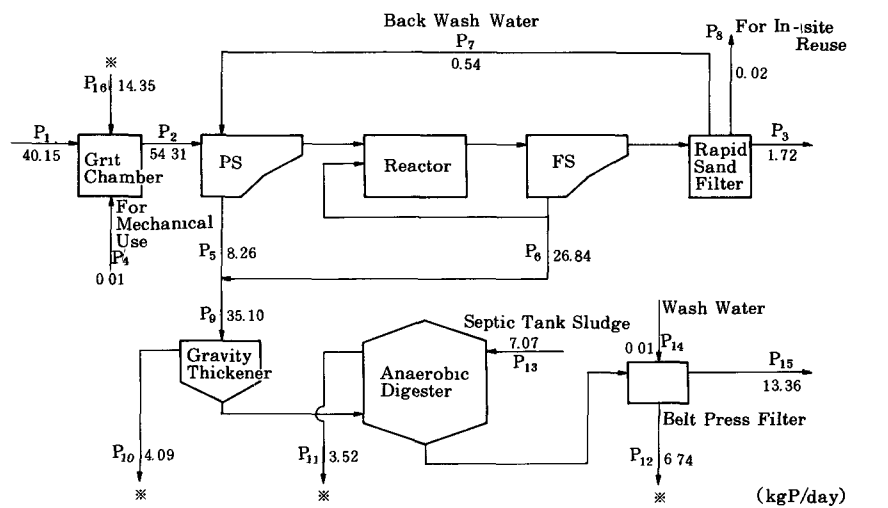


Fig. 6 T-P Mass Balance of Run-2

右辺は、系外に排出されるリン量であるが、

() 内は場内用水として系外に排除されるリン量 (P_8) より、その内で機械用水 (P_4) 及びベルトプレス脱水機の洗浄水 (P_{14}) として再び系に戻される分を控除したものである。 P_8, P_4, P_{14} は P_3 や P_{15} と比較してその絶対量は無視できる程度に小さい。

ここで、水処理あるいは汚泥処理プロセスでリンが蓄積される場合には(2)式は成立せず、左辺と右辺の差が系内へのリン蓄積量 (P_{ac}) となる。

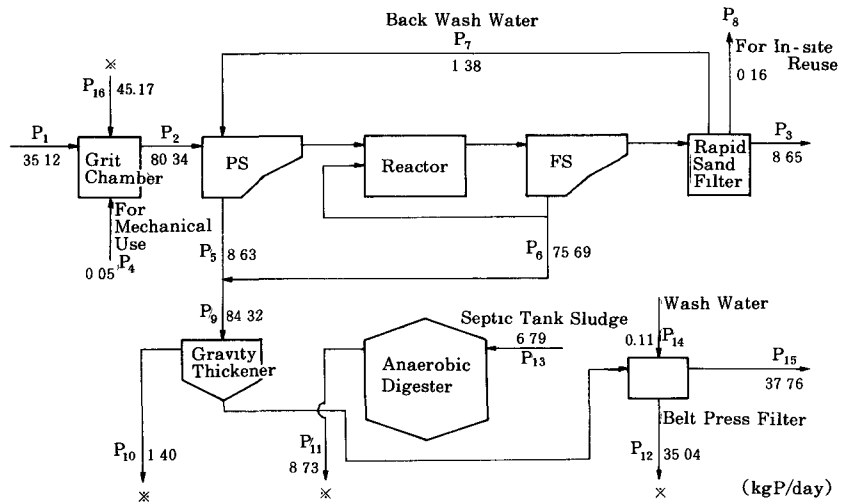


Fig. 7 T-P Mass Balance of Run-7

$$P_{ac} = P_1 + P_{13} - \{ P_3 + P_{15} + (P_8 - P_4 - P_{14}) \} \quad \dots\dots\dots (3)$$

(3)式では右辺第二項の P_4, P_8, P_{14} は他項に比較して小さいため無視できるので P_{ac} は次式で計算できる。

$$P_{ac} = (P_1 + P_{13}) - (P_3 + P_{15}) \quad \dots\dots\dots (4)$$

各RunのT-P収支に基づいて、(4)式により P_{ac} を計算した結果を図-8に示す。図-8には併せて水処理プロセスでのリン蓄積量 (P_{acs}) も併せて示した。これは各々以下の式により求めた。

$$P_{acw} = P_2 - P_3 \quad \dots\dots\dots (5)$$

$$P_{acs} = (P_9 + P_{13}) - (P_{15} + P_{16}) \quad \dots\dots\dots (6)$$

P_{ac} について見ると、運転開始後Run-5までは系内にリンが蓄積しているが、Run-6ではほぼ0であり、Run-7, 8では P_{ac} はマイナスの値を取っている。 P_{ac} がマイナスであることは、それまで蓄積されたリンが系外に放出されていることを意味している。

Run-6~8の内、Run-7は濃縮汚泥を直接脱水したために汚泥処理プロセスでのリン蓄積量 P_{acs} が減少したことが P_{ac} がマイナスとなった主因である。Run-6では好気性消化を受けた活性汚泥投入により、水処理プロセスでのリン除去が悪化し、またこれに伴ない P_x 値も低下したために図-8に示されるように水処理プロセスでのリン蓄積量 P_{acw} が大巾なマイナスの値をとっている。

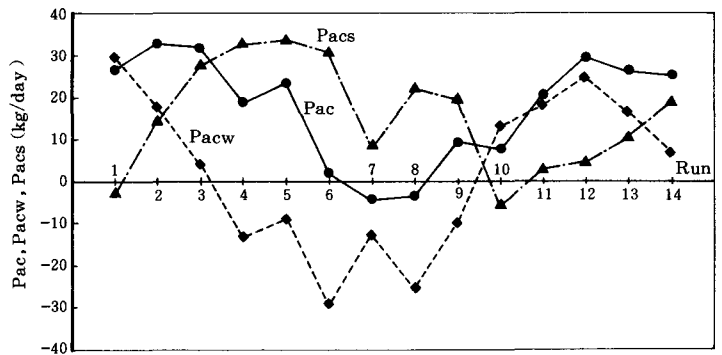


Fig. 8 The Course of P_{ac} , P_{acw} and P_{acs}

また、Run-8では運転モードⅠの他のRunに比較して、エアレーションの送風量を約20%減少したために処理水中の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度が減少し、最終沈殿池でリン再溶出が生じたため、Run-6と同様に P_{acw} が大きなマイナス値となったことが P_{ac} がマイナスとなった原因である。

$P_{\text{ac}} > 0$ である各Runについて脱水ケーキとして系外に排除されるべきリン量 ΔP ($P_1 + P_{13} - P_3$)と P_{ac} の関係を図-9に示す。図-9において原点を通る直線で回帰すると傾きは0.57となり、系外に排除されるべきリン量の約60%が再放出されて系内に蓄積されていることになる。

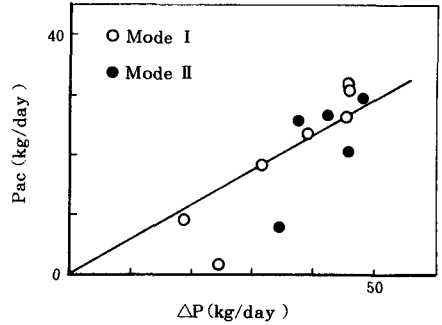


Fig. 9 Relationship Between ΔP and P_{ac}

水処理プロセス及び汚泥処理プロセス各々のリン蓄積量について見ると、運転モードⅠの初期及び運転モードⅡではいずれも最初は水処理プロセスにおいてリンの蓄積が生じ、その後次第に P_{acw} は減少してゆき、 P_{acs} が増加してゆく傾向が見られる。この理由については次のように推測できよう。既ち、 P_{acw} 及び P_{acs} の要因としては、以下が考えられる。

P_{acw} : 生物反応槽活性汚泥による細胞内ポリリン酸等としてのリン蓄積。

P_{acs} : 重力濃縮槽内及び消化槽内の汚泥中及び分離液、脱離液中のリン濃度増加によるリン蓄積。

運転開始後間もなくは前者の要因によるリン蓄積が進行するが、活性汚泥中のポリリン蓄積には限界があるので P_{x} の増加と共に P_{acw} は小さくなってゆく。これと併行して汚泥からの再放出リン量も P_{x} の増加と共に増大し、 P_{acs} は大きくなる。図-8の P_{acw} 、 P_{acs} の変化は定性的には以上のように説明できよう。

P_{acs} については、前述のように蓄積の可能性としては重力濃縮槽及び消化槽中の汚泥中及び分離液、脱離液中のリン濃度増加が考えられる。

濃縮汚泥及び消化汚泥のリン含有率は図-4に見られるようにRun-1とRun-14で最終的に大きな差はないので、図-5の分離液及び脱離液のRun-1とRun-14のリン濃度差分がRun-14までの重力濃縮槽及び消化槽中のリン蓄積量であると考えて、このリン蓄積量を試算すると重力濃縮槽でのリン蓄積量は38kg、消化槽中のリン蓄積量は1,037kgとなる。

このように、 P_{acs} についてはその大部分は消化槽脱離液のリン濃度上昇によるものであると考えられる。

(3) 汚泥処理プロセスからの返流水リン負荷量の変化と水処理プロセスへの影響

図-10に汚泥処理プロセスからの返流水リン負荷量の各Run毎の変化を示す。返流水負荷量中、濃縮槽分離液によるリン負荷の比率は小さく、消化槽脱離液及び脱水汙液の比率が大きいことがわかる。特にRun-7で濃縮汚泥の直接脱水を行なった場合には脱水汙液による返流リン負荷量(P_{12})は、全返流リン負荷量(P_{16})の約80%に達した。このことは、重力濃縮工程で再放出されたものの分離液としては水処理プロセスには返流されなかったリン負荷も結局、脱水工程における固液分離により水処理プロセスに返流されることを意味する。

実験期間中は、処理水T-P濃度は汚泥処理プロセスからの返流水リン負荷量が増加するにつれて増大する傾向を示した。図-11に各Runの流入水リン負荷量(P_1)に対する汚泥処理プロセスからの返流水リン負荷量(P_{16})の比率と処理水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の関係を示す。但し、好気性消化汚泥を投入した

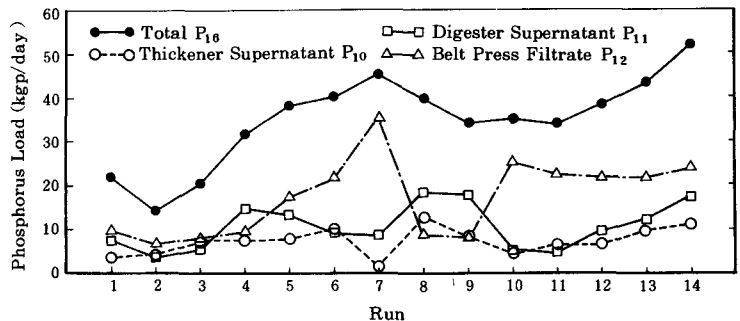


Fig. 10 Return Flow Phosphorus Load of Each Run

ため処理が悪化したRun-6は除外した。 P_1 はあまり大きな変動はなく、平均 37.3 kgp/日 であった。

図-11に見られるように処理水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は、 P_1 に対する P_{16} の比率が高くなると増大する傾向にある。この影響の度合は運転モードⅠとⅡで異なっており、運転モードⅡではⅠに比較して同じ P_{16}/P_1 に対する処理水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は低くなっている。

この理由としては、運転モードⅡでは運転モードⅠに比較して生物反応槽内汚泥量が約2倍であるので水処理プロセスにおけるリン摂取容量が大きいためであると考えられる。

仮に処理水 T-P 濃度 0.5 mg/l 以下を得たい場合、処理水では T-P 濃度の約60%が $\text{PO}_4\text{-P}$ であるので、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度としては 0.3 mg/l 以下でなければならない。図-11から判断すると、この条件を満足するためには運転モードⅠでは P_{16}/P_1 を50%以下、運転モードⅡでは100%以下に押さえることが必要であると考えられる。

(4) 系のリン除去量と系外へのリン排出量のバランス

運転調査期間を通じて、水処理プロセスでのリン除去量 $\Delta P_w (=P_1-P_3)$ が脱水ケーキとして系外に排出されたリン負荷量(P_{15})を上回るか、あるいはほぼ等しかったのは、図-8に見られるようにRun-6~8であった。この内、Run-6及び8では(2)項に述べたように水処理プロセスでのリン除去量が小さく、相対的に $P_{15} > \Delta P_w$ となったものである。

これに対して、Run-7では濃縮汚泥を直接脱水したために消化槽中でのリン再放出がなく、 $\Delta P_w = 26.3 \text{ kg/日}$ に対して $P_{15} = 37.8 \text{ kg/日}$ であった。また、図-4にも示されるように脱水ケーキリン含有率も全期間で最も高かった。処理水の T-P 濃度が低かったRun-1~3及びRun-11~13での ΔP_w は平均 38.5 kg/日 であったので、浄化槽汚泥投入によるリン負荷を別にすると、濃縮直接脱水方式によれば収支的に水処理プロセスでのリン除去量にはほぼ対応する量を脱水ケーキとして系外に排出することが可能であると考えられる。但し、時間的な処理水リン濃度の変化を考えた場合、次項で述べるように脱水汚液による返流水リン負荷の水処理プロセスへの時間的影響には注意が必要である。

3-5 脱水汚液の返流による水処理プロセスへの時間的影響

濃縮汚泥の直接脱水を行なったRun-7の期間中に通日水質測定を行なった。この時の流入水量は $390 \text{ m}^3/\text{時}$ ではほぼ一定であり、流入水水温は約 16°C であった。図-12に流入水その他の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の時間的変化を示す。

図に見られるように脱水中は脱水汚液の沈砂池への流入により最初沈殿池流入水の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は最高 29 mg/l のピークを示してお

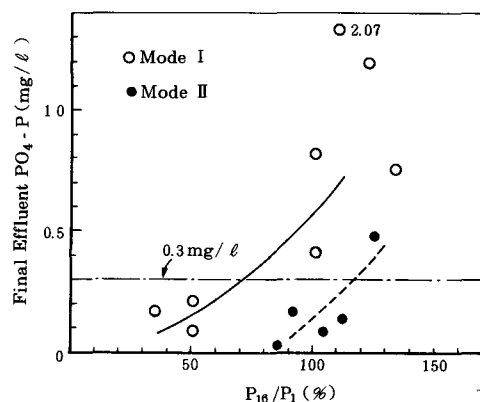


Fig. 11 Influence of P_{16}/P_1 on Final Effluent $\text{PO}_4\text{-P}$ Concentration

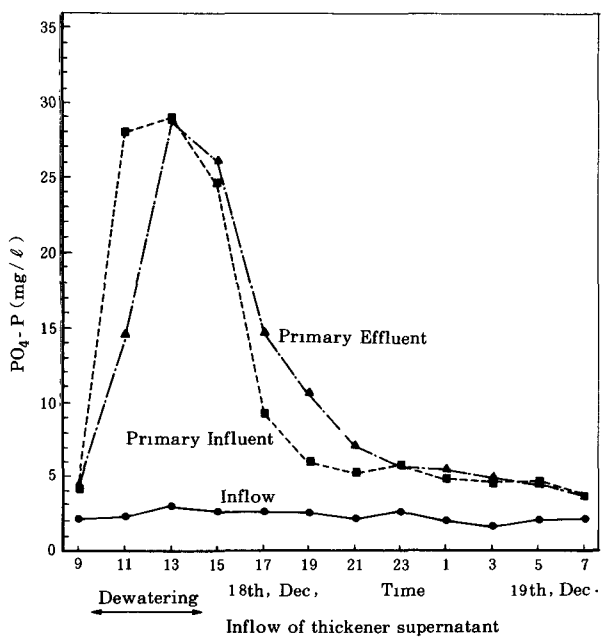


Fig.12 The Course of $\text{PO}_4\text{-P}$ Concentration of Inflow, Primary Influent and Primary Effluent

り、最初沈殿池出口においても濃度にはほとんど変化は見られていない。また、濃縮槽分離液の流入は明確なピークとしては表われていない。

図-13に生物反応槽の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の時間変化を示す。嫌気槽から好気槽に移行するにつれて、活性汚泥へのリン摂取に伴ない $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度のピークは小さくなってゆくが、好気槽末端であるD槽においても、なおピークは残存し、処理水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度と同じパターンを示した。

このように、濃縮汚泥の直接脱水を行なう場合、脱水汚液の一時的返流は水処理プロセスで吸収しきれないショックロードとなる可能性があるため、ある程度のリン負荷量カットや時間的均等化を検討する必要がある。

3-6 その他の知見

(1) 汚泥沈降性の改善及び汚泥有機物比の低下

生物学的脱リン法の運転に伴なって、活性汚泥沈降性の改善と有機物比の低下が観察された。生物学的脱リン法の運転開始前は同浄化センターにおいては活性汚泥中に糸状性微生物 (Type II-3) が優先し、SVIは常時200以上であった。運転開始後10日後の昭和60年9月1日からの生物反応槽D槽活性汚泥のSVIの変化を図-14に示す。

図-14に見られるように運転開始後17日目からSVIは100以下となり、21日目には55となった。それ以降、運転モードIでは全期間を通じてSVIは50~60で安定し糸状性微生物は観察されなかった。また、汚泥沈降速度も増大した。

このような活性汚泥沈降性の改善と平行して、活性汚泥有機物比 (MLVSS/MLSS) も低下した。生物学的脱リン法の運転開始前2週間のデータの平均値では、有機物比は83%であったが、活性汚泥中のリン含有率 (P_x) の増大に伴なって有機物比は低下した。図-15に各Runの活性汚泥 (生物反応槽D槽) のリン含有率とその有機物比の関係について示す。 P_x が50mg p/gssに達すると活性汚泥の有機物比は73%程度となったが、 P_x がそれ以上増加しても有機物比はそれ以下にはならなかった。

生物学的脱リン運転に伴なう有機物比の低下については、その原因として考えられる要因は、次のようなものが知られている。

1. 嫌気-好気運転に伴なう細胞内へのリンの蓄積

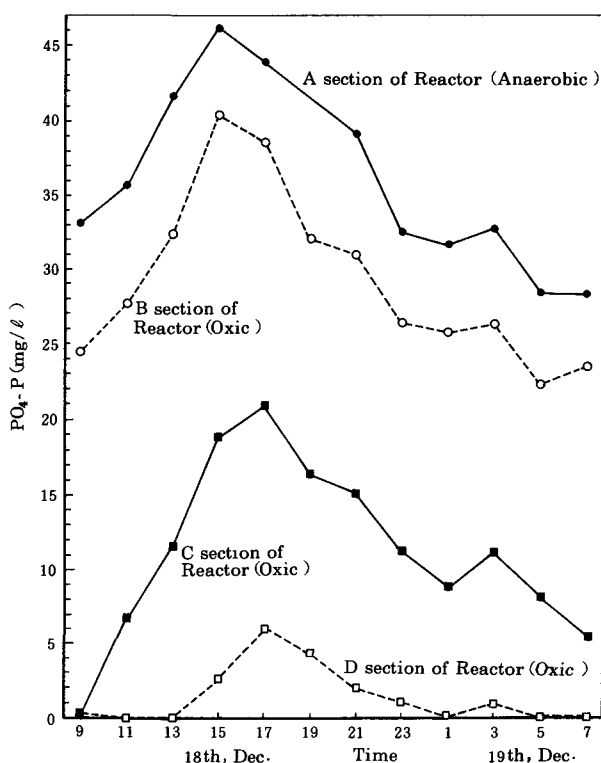


Fig. 13 The Course of $\text{PO}_4\text{-P}$ Concentration in The Reactor

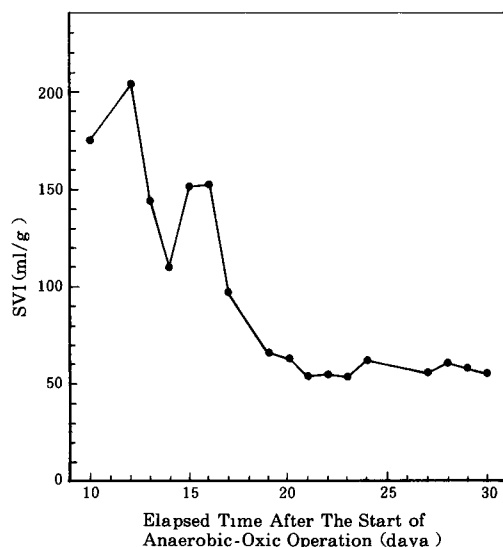


Fig. 14 The Course of SVI

2. 細胞内へのリン蓄積に伴う細胞内金属量の増加

以下に細胞中のリン含有率と有機物比の関係について検討する。ある単位重量の活性汚泥の構成を図-16のように模式化して考える。

図-16においては、嫌気-好気活性汚泥法の運転に伴って増加するリンの形態にはポリリン酸と化学結合性のリンがあることが知られているが、⁽²⁾⁽³⁾本検討に当たっては次のような仮定を設けた。

仮定 1. X_{p2} は全てポリリン酸であるとする。

仮定 2. X_{pm} は Mg^{2+} , K^{+} でありこれら金属類はポリリン酸塩 $(KMg)_n/3(PO_3)_n$ の形で存在する。⁽⁴⁾

仮定 3. X_{p1} は 13.5 mg p/gvss であり、嫌気-好気運転によっても不変である。⁽²⁾

仮定 4. X_v , X_m は一定であり、嫌気-好気運転によっても不変である。

以上の仮定に基づいて、図-15の標準活性汚泥法運転時に得られた $P_x = 26 \text{ mg p/g MLSS}$, $MLVSS/MLSS = 83\%$ のデータから X_m の X_v に対する割合を求めると 0.1614 であった。

よって、活性汚泥中のリン含有率 $P_x (\text{mg p/g MLSS})$ と活性汚泥の有機物比 $VSS/SS (\%)$ の関係は、(7)式で表現できる。

$$VSS/SS = \frac{100}{1.1749 + \left(\frac{1.9703 \cdot P_x \cdot 10^{-3} - 0.0226}{1 - 1.677 \cdot P_x \cdot 10^{-3}} \right)} \dots\dots (7)$$

(7)式による VSS/SS 値を図-15中に示した。図-15に見られるように実際の活性汚泥有機物比の低下の割合は(7)式による値よりも大きく、これは有機物比の低下がポリリン酸蓄積とそれに荷電中和した Mg^{2+} , K^{+} 増加のみからでは説明できないことを示唆している。

ポリリン酸以外に汚泥有機物比低下の要因となるとされているのは、鉄やカルシウムと化学結合したリンの存在である。味埜ら⁽³⁾は活性汚泥中のリン分画により、汚泥中の金属と結合したリン量と汚泥の VSS/SS 比間に負の相関があることを示している。

宍道湖東部浄化センターでの嫌気-好気活性汚泥法の導入により観察された活性汚泥の有機物比の低下については、以上の検討から細胞中へのポリリン酸蓄積とそれに伴う Mg^{2+} , K^{+} の増加、及び機構は明らかではないが嫌気ゾーンの導入により促進された金属とのリンの化学的結合に起因するものであると考えられるが、汚泥中のリン含有率が 50 mg p/gss を超えても活性汚泥の有機物比が 73% 以下には下がらなかった理由については不明である。

生物学的脱リン法運転に伴う SVI の低下は、糸状性微生物の消滅と前記の有機物比低下及びフロック自体の形状変化⁽⁵⁾により生じると考えられるが、運転モードⅡに入ってから、糸状性微生物は観察されず、また活性汚泥の有機物比も以然として $73 \sim 75\%$ であったにもかかわらず、 SVI は増大する傾向を示し、Run-12では100を越え、Run-14では200に達した。運転モードⅡではエアレーション時間が長いため汚泥フロックは運転モードⅠと比較して解体気味であった。このことが、運転モードⅡにおける SVI 増大の一因ではないかと推察される。

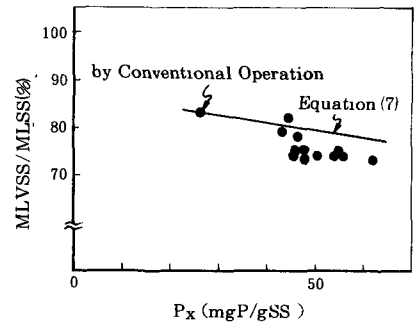


Fig. 15 Relationship Between P_x and $MLVSS/MLSS$

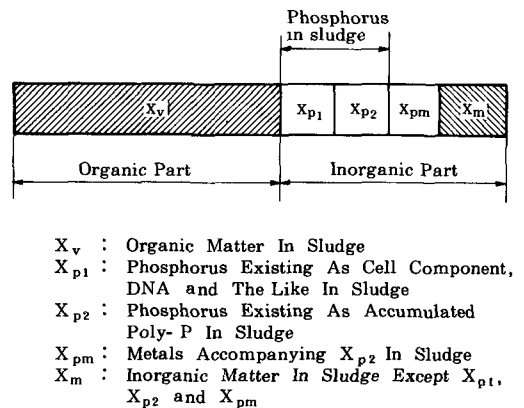


Fig. 16 Concept of Activated Sludge Composition

(2) 余剰汚泥発生量

各Run毎の余剰汚泥発生量を、除去BODからVSSへの転換率(Y)として求めた結果を活性汚泥のリン含有率との関連において図-17に示す。但し、Yの計算は(8)式により、運転開始後MLSSを増加させるために余剰汚泥引抜き量を小さくしたRun-1, 2の1ヶ月間と、好気性消化された活性汚泥投入を行なったRun-6、及び運転モード変更後の1ヶ月間(Run-10, 11)については計算対象としなかった。

$$Y = \left\{ \Delta E_{xs} + \frac{(X_u - X_i) \cdot V_R}{T} \right\} \cdot \frac{1}{\Delta BOD} \quad \dots\dots\dots (8)$$

但し、 Y : 除去BODからMLVSSへの転換率
(kgVSS/kg△BOD)

△E_{xs}: 余剰汚泥引抜き量(kgVSS/日)

X_u: 各Runの最後におけるD槽MLVSS(g/ℓ)

X_i: 各Runの最初におけるD槽MLVSS(g/ℓ)

V_R: 生物反応槽容量(m³)

△BOD: 最初沈殿池流出水と処理水(ATU-BOD)による除去BOD量(kg/日)

T: 各Runの期間(日)

図-17に見られるように、運転モードIではP_xが増大するとYも大きくなる傾向を示している。Run-8及び9では、運転モードIの他のRunに比較してBOD-SS負荷はむしろ大きく、また低水温期であったにもかかわらず、YはRun-3, 5, 7の方が大きな値をとっている。松尾ら⁽⁴⁾は細胞内に蓄積したポリリン酸は基質の有効利用を促進する機能を持ち、したがって細胞内リン含有率が高い方が基質から細胞への転換率は大きくなると述べているが、図-17の運転モードIのYがこのような理由により増減しているのもであるとすれば興味深い。

これに対して、生物反応槽容量を2倍として運転した運転モードIIでは、低負荷であるためYは全体的に小さい。また、P_x値がほぼ同一であるためYへのP_xの影響は明らかでない。

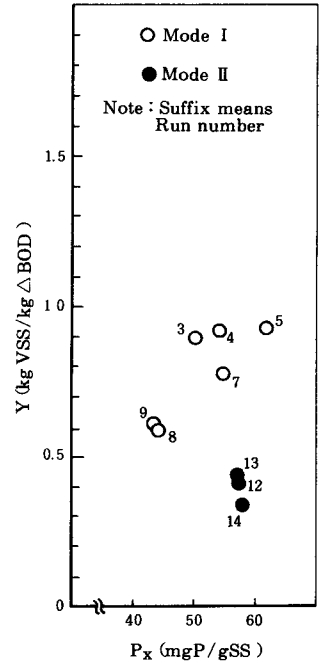


Fig. 17 Relationship Between P_x and Y

4. 結 論

本実験調査で得られた主な知見は以下の通りであった。

- (1) 生物学的脱リン法の運転において、無加温消化槽を有する汚泥処理プロセスでリンの再放出防止対策を特に講じない場合、除去されたリンの約60%は汚泥処理プロセスで再放出され、消化槽を中心に系内に蓄積された。また、これに伴ない返流水リン負荷量は増大し、その結果処理水リン濃度の増大をもたらした。
- (2) 水処理プロセスにおいて低い処理水T-P濃度を得るためには、汚泥処理プロセス返流水リン負荷の削減を行なう必要がある。返流水リン負荷の必要削減量は水処理プロセスの容量により異なるが、本調査では処理水T-P濃度0.5 mg/ℓとするためには、生物反応槽滞留時間平均5.6時間の場合、返流水リン負荷量を流入水リン負荷量の50%以下、同滞留時間平均11.2時間の場合は100%以下にする必要があると考えられた。
- (3) 重力濃縮混合汚泥の直接脱水を行なう場合、水処理プロセスで除去されるリン量にはほぼ対応する量を脱水ケーキとして系外に排出することが可能であるが、脱水汚液の返流については水処理プロセスへのショックロードとならないように負荷量の削減や時間的均等化を検討する必要がある。

- (4) 生物学的脱リン法運転により活性汚泥中の糸状性微生物の消滅，有機物比の低下，またこれに伴うSVI低下が観察された。しかしながら，生物反応槽平均滞留時間11.2時間の運転とした後は糸状性微生物の消滅，有機物比の低下は継続したにもかかわらずSVIの上昇が見られた。

5. 謝 辞

本研究の実施にあたっては，穴道湖東部浄化センター水質調査係の石原純子，飯島宏，生田美抄夫の各氏及びその他の関係各位に多大な御協力を頂いたことをここに記し深謝致します。

< 参 考 文 献 >

- (1) 「穴道湖流域下水道維持管理年報 昭和57年度」
島根県穴道湖東部浄化センター
- (2) 「嫌気好気法におけるリン除去特性の検討－活性汚泥内リンの形態と挙動－」
宮晶子，北川政美，田中俊博，松尾吉高
下水道協会誌 Vol. 22 No. 252 1985/5
- (3) 「活性汚泥のリン組成とリン代謝に関する研究（第2報）－各種リン組成を持つ汚泥の形成とそのリン組成変化－」
味埜俊，松尾友矩，川上智規
下水道協会誌 Vol. 20 No. 229 1983/6
- (4) 「嫌気好気法における汚泥リン含有率と余剰汚泥発生量の関係」
松尾吉高，上田晃輔 第23回下水道研究発表会講演集
- (5) 「嫌気好気法の実験的研究－嫌気反応特性の検討－」
松尾吉高，宮晶子，渡辺昭
下水道協会誌 Vol. 21 No. 241 1984/6