The University of Osaka
Institutional Knowledge Archive

Title	水路によるフェノール排水の処理に関する研究
Author(s)	古川, 憲治; 播口, 光; 尾住, 英樹 他
Citation	衛生工学研究論文集. 1991, 27, p. 87-95
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/2869
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

https://ir.library.osaka-u.ac.jp/

The University of Osaka

衛生工学研究論文集・第27巻・1991 (Proc. of Environ. & Sani. Eng. Research, Vol.27, 1991)

(9) 水路によるフェノール排水の処理に関する研究

STUDIES ON PHENOLIC WASTEWATER TREATMENT BY CHANNEL FLOW PROCESS

古川憲治、播口　光*、尾住英樹**、藤田正憲
Kenji FURUKAWA, Hikaru HARIGUCH, Hideki OZUMI, Masanori FUJITA

ABSTRACT; Phenol removal capability of channel flow process was studied. It was shown experimentally that channel flow process could remove phenol perfectly under volumetric phenol loading rate below 17 mg/ℓ·day. The reaeration coefficients at joint part of water channel were determined experimentally. By taking the oxygen balance, which incorporates surface reaeration, reaeration at joint part and influent DO concentration, the oxygen supplyed by algae(biogenic oxygen) was revealed to play an important role in phenol removal. The amount of attached sludge on string type contactor decreased under conditions in which phenol remained in water channel, but the amount of attached sludge on channel wall increased steadily during experiments. Observed sludge yield(Y_{ob}) was determined to be 0.270 g-MLSS/g-TOC based on the estimated amounts of attached sludge at the end of experiments. The specific microorganisms for phenolic wastewater treatment by channel flow process were Beggiatoa and Oscillatoria. The accumulation of agar-like substances was recognized in first water channel in which Beggiatoa dominated. The protozoa diversity in water channel was decreased with increase of volumetric phenol loading rate.
KEY WORDS; phenolic wastewater, water channel, reaeration, attached sludge, Beggiatoa.

1. はじめに

フェノールは製鉄工場、都市ガス製造工場、石油化学工場の排水中に高濃度で含有され、一般にその処理はフェノールに十分馴養させた活性汚泥を用いて行われている。フェノールは微生物に対して強い阻害作用を有することから[1]、フェノールの活性汚泥処理において流入フェノール負荷量が大きく変動すると、フェノール除去率が悪化し、処理水中にフェノールが残存するようになる。この残存フェノールを自然の持つ汚水浄化機能を活用した『水路型自然表面曝気槽』[2]で除去することが出来れば、低コストのフェノール排水処理のバックアップ並びに最終仕上げ処理法として本法を適用することが可能となる。『水路型自然表面曝気槽』をこのような目的で使用することが出来るかどうかを、低濃度の合成フェノール排水を供試排水とし、処理水を返送循環しないone through modeの運転法で水路を連続運転し、その浄化能力を種々検討した。

大阪大学工学部環境工学科(Department of Environmental Engineering, Osaka University)
*内田洋行㈱(Uchida Yoko Co., LTD.), **丸誠重工㈱(Marusei Heavy Industry Works LTD.)

2. 実験装置並びに方法

図－1に用いた実験装置の模式図を示した。幅 25 cm、水深 15 cm、長さ 8 m、有効容量 300 ℓ のアクリル製の細長い水路を3段積み重ねた全長 24 m、全有効容量900 ℓの水路を、当大学工学部付属の共同実験棟内に設置し実験に供した。水路流入口には、希釈用の水道水と濃厚フェノール排水が均一に水路に流入するよう整流壁を設けた。図－1と同一の水路を用いて行ったアルコール蒸留廃液の処理結果[3] を参考にして、1～20 mg/ℓ の濃度のフェノールを含む表－1に示す組成の合成フェノール排水を、1,000 ℓ/dayの流量で一段目水路に供給した。各段水路の部屋側の側面を藻類の増殖能を高めるために12本の40 Wのフィッシュルックスを昼間12時間点灯した。水路中には流れに並行して 6 m のひも状の接触材(リングレース) を各段当り12本設置した。水路では特別な曝気を行わず、水路表面並びに水路接続部での再曝気によって溶存酸素を水路に供給した。

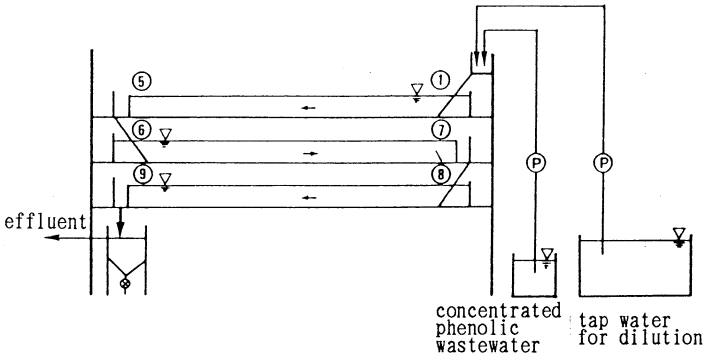

Fig. 1 Schematic diagram of channel flow process. figures in ○ indicate sampling point

Table 1 Composition of influent wastewater

Component	Concentration	
Phenol	1.0 ～20.0	mg/ℓ
Concentrated ADW*	0.105 ～ 0.049	mℓ/l#1
$NaHCO_3$	12.5 ～20.0	mg/ℓ
NaCl	1.25 ～ 2.0	mg/ℓ
KCl	0.58 ～ 0.93	mg/ℓ
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.77 ～ 1.23	mg/ℓ
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.85 ～ 1.37	mg/ℓ
$(NH_4)_2SO_4$	2.3 ～ 3.6	mg/ℓ#2,3
KH_2PO_4	0.64 ～ 1.0	mg/ℓ

* Alchol Distollery Wastewater (TOC 191g/ℓ, T-N 20g/ℓ, T-P 9.1g/ℓ)
#1; Phenol and ADW were used in RUN 1 and RUN 2.
#2; $(NH_4)_2SO_4$ was added for the adjustment of influent TOC/T-N ratio to 10 in RUN 3 and RUN 4.
#3; In RUN 5 to RUN 8, phenol was used as sole carbon source, and influent TOC/T-N and TOC/T-P ratios were kept to be 20 and 100 respectively by the addition of $(NH_4)_2SO_4$ and KH_2PO_4.

水路接続部での酸素供給能を明らかにするため、実験水路と同一の水路接続部を唯一の酸素供給源とする図－2に示す有効容量 30ℓの実験装置(縦 30cm, 横 30 cm, 高さ40 cm)を用いた。装置内のＤＯ濃度を亜硫酸ソーダと Co^{2+}を触媒として用いて 0 mg/ℓとした後、循環ポンプを運転して槽内に水路接続部での再曝気により酸素を供給し、槽内ＤＯ濃度を溶存酸素計でモニタリングすることで実験装置の再曝気係数を測定した。

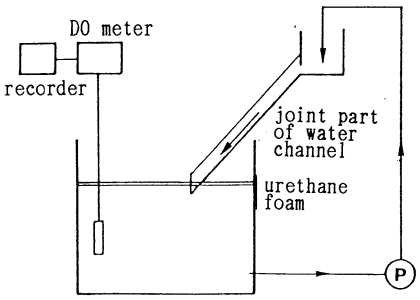

Fig. 2 Diagram of experimental apparatus for measurement of reaeration coefficient at joint part of water channel.

フェノール濃度、付着藻類のクロロフィル濃度、並びに汚泥中に含まれる多糖類濃度はそれぞれ Yang & Humphreyの方法[4]、アセトン抽出法[5]並びに西川らの方法[6] により測定した。その他の項目は、全て下水試験法によって測定した。

各段の入口、中間部、出口の３ケ所からひも状接触材30cmに付着した生物、水路壁面の 5×5 ㎠に付着生育した生物をかきとってその付着生物量を測定し、その結果をもとにひも状接触材並びに水路壁面に付着生育した生物量を推定した。

3. 実験結果並びに考察

表－2には処理水質の安定した時期の水路の処理成績を一覧表にして示した。

Table 2 Treatment results of channel flow process

RUN	Influent				Effluent									
	Phenol (mg/ℓ)	TOC (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	T-P (mg/ℓ)	pH (—)	Alkalinity (mg/ℓ)	Phenol (mg/ℓ)	TOC (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	NO_3-N (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	T-P (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	Temp. (℃)
1 (5/ 8～5/25)	1	20	2	0.7	6.83	20.0	0.07	4.20	—	—	—	—	—	23.0
2 (5/26～6/21)	5	20	2	0.8	6.85	27.9	0.06	4.05	—	—	—	—	2.5	24.5
3 (6/22～7/17)	7.5	20	2	0.7	6.90	24.0	0.04	4.19	0.86	0.01	1.97	0.69	—	29.0
4 (7/18～7/28)	10	20	2	0.6	7.25	26.6	0.01	4.50	0.34	0.03	1.86	0.35	3.0	31.0
5 (7/29～8/29)	12.5	9.6	0.5	0.1	7.21	26.6	0.01	4.50	0.34	0.03	1.86	0.35	3.0	29.5
6 (8/30～9/20)	15	11.5	0.6	0.12	6.66	25.0	0.43	2.38	0.03	0.00	0.27	0.26	1.8	25.5
7 (9/21～10/2)	17.5	13.4	0.7	0.13	6.79	28.8	2.02	3.05	0.02	0.03	0.36	0.26	1.6	23.0
8 (10/3 ～2/1)	20	15.3	0.8	0.15	7.24	33.6	3.31	1.92	0.01	0.00	0.14	0.20	1.0	22.5

3.1 水路型自然表面曝気槽のフェノール除去能力

図－３には全実験期間中での処理水フェノール濃度の経時変化を示した。RUN 1からRUN 4ではひも状接触材に生物膜を付着させる為、希釈アルコール蒸留廃液にフェノールを添加し流入水ＴＯＣ濃度を 20 mg/ℓに維持した排水を実験に用いたが、RUN 5以降の実験ではアルコール蒸留廃液を含まないフェノールのみを唯一の炭素源とする排水を流入排水として用いた。流入フェノール濃度はフェノール分解菌を生物膜中で安定して集積させる目的で段階的に高めた。流入フェノール濃度が10 mg/ℓ以上となる実験では、流入フェノール濃度を高めた直後、処理水フェノール濃度の一時的上昇が見られたが、処理経過に伴ってその濃度は徐々に低下した。RUN 6 以降では処理水中にフェノールが 2～3 mg/ℓ残存するようになり、水路によるフェノール除去の限界があらわれた。図－４には本実験におけるフェノール容積負荷量とフェノール容積除去速度の関係を示した。実験期間中温度制御を全く行わなかったことから、水温は23～31℃の範囲で変動した。更に、一度も汚泥の引き抜きを行わなかったことから、水路内の汚泥量は実験期間中かなりの幅で変動しているものと考えられる。当然、水温、水路内の汚泥量は水路のフェノール除去能に影響を及ぼすと考えられるが、ここではこれらの影響が少ないものとして評価した。図－４から本実験水路では、フェノール容積負荷量を 17 mg-phenol/ℓ・day以上にとると未分解のフェノールが処理水中に残存することが明らかになった。

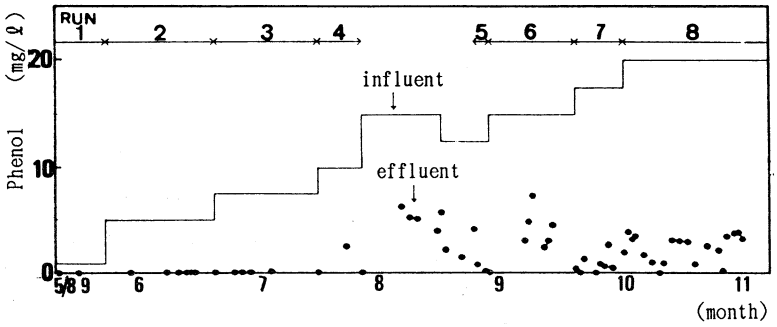

Fig. 3 Phenol removal of channel flow process.

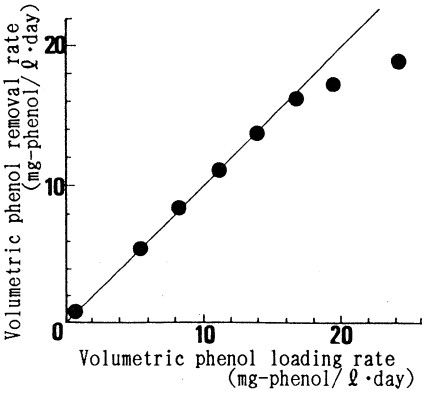

Fig. 4 Phenol removal capability of channel flow process.

3.2 水路でのＴＯＣ、窒素、燐の除去

アルコール蒸留廃液を流入水に補填した RUN 4までの実験では流入水ＴＯＣの約80％を水路で除去することができた。流入炭素源をフェノールのみに変えた、RUN 5,6でも処理水ＴＯＣ濃度は 3～4 mg/ℓの安定した低い値であった。 RUN 7以降、処理水のフェノール濃度の変動と呼応して、処理水ＴＯＣ濃度も変動したが、フェノールの代謝中間体が蓄積した場合におこる、フェノール濃度は低いがＴＯＣ濃度は高いといった現象は起こらなかった。

窒素はRUN 5までほとんど水路処理で除去することができなかったが、RUN 5以降ＴＯＣ：Ｎ：Ｐ＝ 100：５：１となるように流入水を調製したこともあり、流入窒素の50～80％を水路処理で除去することができた。全実験期間を通じて処理水中に NO_3-Nを検出することができなかったこと、窒素除去率がフェノール容積負荷量が高くなるほど向上したことから判断して、本実験水路において窒素は生物摂取により除去されていると判断できる。

燐は全実験期間を通じて除去することができなかったが、これは水路を汚泥発生量の非常に少ない微好気性の全酸化域で運転したため、生物摂取による燐除去をほとんど期待することが出来なかったことが原因している。

3.3 水路での酸素収支

水路処理では、酸素は水路表面並びに水路接続部での再曝気、それに水路に繁殖する藻類の光合成によって供給される。図－５には一例として、RUN 8での溶存酸素、フェノール、ＴＯＣ濃度の流れ方向に伴う変動を示した。希釈水として用いた水道水から持ち込まれるＤＯのため、一段目流入口でのＤＯ濃度は高くなるが、フェノール濃度とＴＯＣ濃度の流れ方向に伴う減少と呼応しＤＯ濃度も減少する。一段目出口でのＤＯは一段目水路と２段目水路との接続部での再曝気によって再び高められた後、流れに沿って起こる処理の進行に伴って再び減少し、２段目出口ではＤＯ濃度がほぼ 0 mg/ℓとなる。再び２段目水路と３段目水路の接続部でＤＯ濃度が高められた後、３段目水路においても２段目同様ＤＯ濃度は流れに沿って低下する。この傾向は程度の差はあれすべてのRUN で同じように観察された。

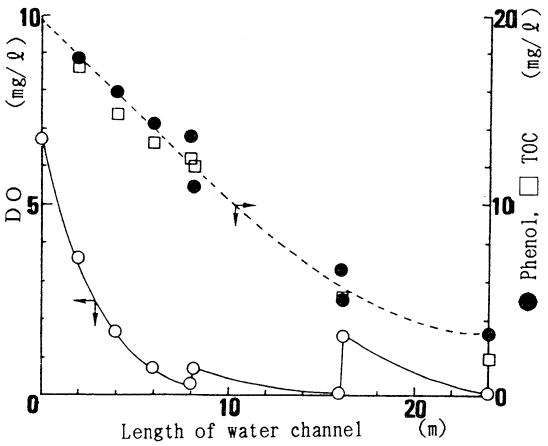

Fig. 5 Changes of phenol, DO and TOC concentrations in water channel.

以下、水路処理における酸素収支を検討した。水路表面からの再曝気係数：K_2(1/h)と流量：Q(ℓ/min)との間には次の関係の成立することを認めている。[7]

$$K_2 = 1.85 \times 10^{-4}\ Q^{2.43} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (1)$$

図－２に示した実験装置の再曝気係数：K_2' (1/h) を実験的に求め、図－６に示す結果を得、次式の成立することを認めた。

$$K_2' = 1.42\ Q^{0.77} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (2)$$

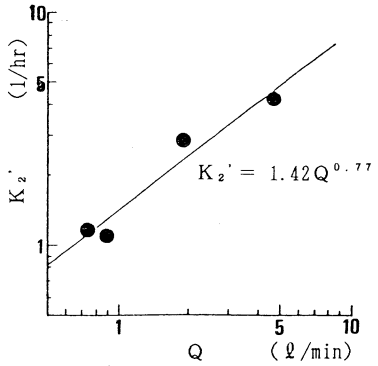

Fig. 6 Relationship between K_2' and flow rate.

水路内のＤＯ収支は次式で示すことが出来る。

（酸素要求量）＝（フェノール排水の生物処理に要する酸素量）

$$\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots (3)$$

（酸素供給量）＝（流入水からの持込みＤＯ量）＋（水路表面からの再曝気による酸素供給量）
＋（水路接続部での再曝気による酸素供給量）＋（藻類の光合成による酸素供給量）
…… (4)

処理水温 20 ℃、流入水量 1,000 ℓ/day、流入フェノール濃度 20 mg/ℓ、流出フェノール濃度 3.3mg/ℓ、飽和ＤＯ濃度 8.0 mg/ℓ、水路内平均ＤＯ濃度 1.7 mg/ℓ、流出水ＤＯ濃度 0 mg/ℓ と仮定した場合の水路の酸素収支は次のようになる。

①流入水からの持込みＤＯ量：$(OC)_0$

流入水からの持込みＤＯ濃度を 8 mg/ℓとすると、流入水から一日当たり持ち込まれるＤＯ量は、

$(OC)_0 = 8 \times 10^{-3} \times 1{,}000 = 8\ g\text{-}O_2/day$

②水路表面からの再曝気による酸素供給量：$(OC)_s$

(1)式から、K_2は 7.63×10^{-5} 1/hとなる。水路表面から供給される一日あたりの酸素供給量は、

$(OC)_s = 7.63 \times 10^{-5} \times 24 \times (8-1.7) \times 900 = 10.4\ mg\text{-}O_2/day$

③水路接続部での再曝気による酸素供給量：$(OC)_J$

(2)式から、K_2' は 1.07 1/hとなる。水路接続部から供給される一日あたりの酸素供給量は、

$(OC)_J = 1.072 \times 24 \times (8-1.7) \times 30 = 4.86\ g\text{-}O_2/day$

④フェノール分解に要する酸素量：$(OC)_P$

フェノールの生物分解に要する酸素量を 1.4 $g\text{-}O_2/g\text{-}フェノール$[8]とすると、フェノール分解に要する一日当たりの酸素量は、

$(OC)_P = 1{,}000 \times (20-3.3) \times 10^{-3} \times 1.4 = 23.4\ g\text{-}O_2/day$

以上の計算結果をもとにすると、藻類の光合成による酸素供給量：(biogenic oxygen supply), $(OC)_A$は次のように予測することが出来る。

$(OC)_A = (OC)_P - \{(OC)_0 + (OC)_s + (OC)_J \times 2\} = 5.64\ g\text{-}O_2/day$

この予測の結果、$(OC)_A$が$(OC)_P$の24%にも達することが明らかになった。この値は酸化池における酸素生産量 0～0.6 $g\text{-}O_2/m^2\cdot day$[9]と比較するとかなり低い値であるが、これは実験装置を屋内に設置したことから、水面からの光の照射が不十分であったことが原因している。実処理施設では、水路水面に達する光量を本実験装置の場合よりも増やすことが可能であるので、水路のフェノール除去能力を一層向上させることが可能となる。

3.4 水路における汚泥収支

①汚泥蓄積量の経時変化

水路でフェノール排水を処理する際、どの程度の汚泥が発生し、どの程度の汚泥を水路内に安定して維持できるかについての知見は、水路のフェノール処理機能の定量的評価に必要であるばかりか、水路を維持管理する上でも必要である。

推定したひも状接触材付着汚泥量、壁面付着汚泥量並びに両者を加算した水路内全汚泥量の経時変化をそれぞれ図－７、図－８、図－９に示した。図－１０には、水路の流れ方向に伴う汚泥分布の代表例として１０月３０日のひも状接触材並びに水路壁面付着汚泥量の分布状況を示した。

ひも状接触材付着汚泥量は９月上旬までは増加したが、流入炭素源がフェノールのみとなり、処理水中にフェノールが残存するようになってから減少した。このことから、

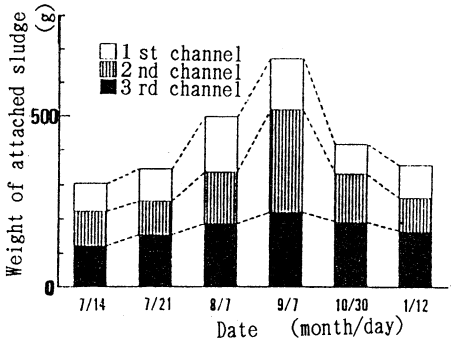

Fig. 7 Weight changes of attached sludge on ring race.

付着汚泥量の減少は、(イ) 流入水組成の変化によってフェノールを資化できない微生物の生育が阻害された、(ロ) 水路内に残存するフェノールによって付着汚泥の生育が阻害を受けた、等が原因しているものと考えられる。

一方、壁面付着汚泥量は減少せず実験期間中増加し続けたことから、壁面付着汚泥の生育はフェノールによって阻害を受け難いことが明かとなった。壁面付着汚泥は、ひも状接触材付着汚泥に比べて藻類を多く含むことが特徴であり、その他、顕微鏡観察による微生物相に両者間で大きな差異が見あたらないことから判断して、壁面付着汚泥がフェノールによる阻害を受け難い主たる要因は藻類にあると言える。

水路の流れ方向についての汚泥分布は、ひも状接触材付着汚泥の場合、一段目の水路で一番多く、下段に行くに従って減少する。一方、藻類を多く含む壁面付着汚泥の場合、各段で大きな差は見られず、フェノール、ＴＯＣ濃度の最も減少する三段目水路で一番多くなった。

②汚泥中のクロロフィル含有量の経時変化

水路内における藻類の働きを評価する観点から、水路壁面付着生物中のクロロフィル濃度を測定し、表－３に示す結果を得た。この結果、水温、日射量共に低下する冬季の方が汚泥のクロロフィル含有量が高くなった。これは、フェノールが選択圧となって、微生物と藻類の共生系に影響を与えた結果、汚泥の藻類含有量が増加したことを示している。

③汚泥の収率

実験終了時に推定した水路内での全汚泥量と実験期間中での全投入フェノール量、ＴＯＣ量から見かけの収率を求め、Y_{ob}= 0.314 g-MLSS/g-phenol、Y_{ob}= 0.270 g-MLSS/g-TOCの値を得た。この見かけの収率は、本実験水路を用いてアルコール蒸留廃液を処理対象排水として行った実験で得られたみかけの収率係数Y_{ob}= 0.484～0.806 g-MLSS/g-TOC[10]と比べるとかなり低い値である。見かけの収率は汚泥滞留時間によって変化するので、この比較からフェノールの水路処理における汚泥収率が低いとは断定することはできないが、いずれ

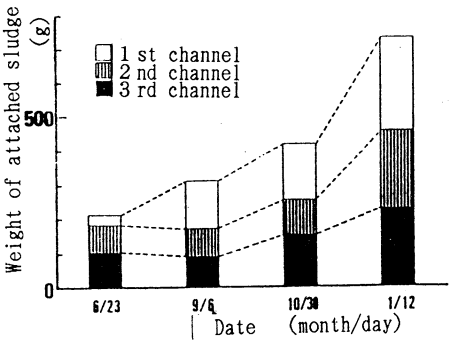

Fig. 8 Weight changes of attached sludge on channel wall.

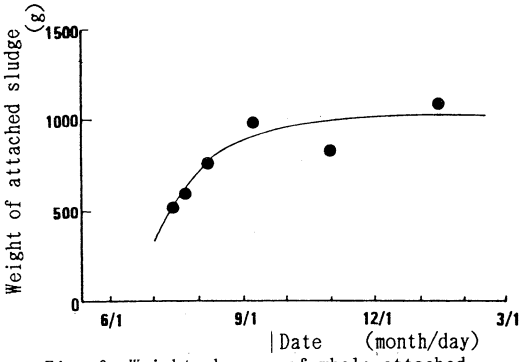

Fig. 9 Weight changes of whole attached sludge in water channel.

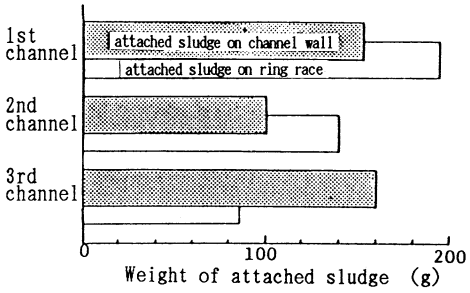

Fig. 10 Distribution of attached sludge in water channel.

Table 3 Chlorophyll content of attached sludge on channel wall and ring race

	Attached sludge on channel wall								Attached sludge on ring race	
Date	7／21		9／7		10／31		1／12		1／12	
Chlorophyll	a+b	a	a+b	a	a+b	a	a+b	a	a+b	a
1st channel	5.8	4.0	6.2	4.7	9.8	9.0	12.6	9.0	3.4	2.5
2nd channel	6.5	4.7	8.1	6.6	14.5	8.7	11.6	8.7	3.5	2.7
3rd channel	6.1	4.4	8.5	6.8	7.1	8.1	10.3	8.1	4.0	3.0
Average	6.1	4.3	7.7	6.2	7.1	8.6	11.4	8.6	3.6	2.7

unit of all figures are mg/g-MLSS

Table 4 Results of microscopic observation on attached microorganisms

RUN	3				5				6				8				8			
Volumetric phenol loading late (mg/ℓ·day)	8.3				13.9				16.7				22.2				22.2			
Effluent phenol conc. (mg/ℓ)	0.04				0.05				0.43				3.31				6.93			
Temp. of water (℃)	28.0				30.5				27.0				20.5				11.0			
Species	Sampling point				Sampling point				Sampling point				Sampling point				Sampling point			
	1	5	7	9	1	5	7	9	1	5	7	9	1	5	7	9	1	5	7	9
Oscillatoria sp.		+++	+++	+++		+++	+++	++++		++++	++++	+++++		++++	++++	+++++		++++	++++	+++++
Navicula sp.		+	++	+			++	+++			+++	++++			+++	++++			+++	++++
Zooglea sp.	+				+				+				+				++			
Beggiatoa sp.	+++++	++++	++	++++	++++	+++	++	+	++++	+++	++	+	++++	+++	++	+	+++	+++	++	+
Paramecium candatum	931	58	73	110	67	25	69	15	24	22	4	16	25	46	7	224	19	167	187	8
Spirostomum ambigum		19	6	22			2393	264			26	32		127	7	659		41	94	1665
Euplotes sp.	34	15	73	220	27	70	822	97					25	9			4	108	5	
Diplogaster sp.	5		24	264				19								14	4		10	8
Aspidisca sp.																7	4	7		
Spathidum sp.																	7		5	8
Vorticella sp.		24	42																	
Aerosoma hemprichi				7																8
Tetrahymena priformis									30	3		4	12	3		14				
Nais sp.	5		5				4			3	3					7	4	7		
Macrobiotus sp.																7	4			4
Sannon Index	0.09	0.54	0.64	0.52	0.26	0.25	0.29	0.38	0.40	0.29	0.29	0.37	0.45	0.36	0.30	0.34	0.74	0.49	0.39	0.06

の実験おいても意図的に汚泥の引き抜きを行わなかったことから判断して、フェノール処理の方が汚泥収率は低いと言える。

3.5 水路の生物相の変化

実験水路における生物相は、細菌、原生動物、微小後生動物、藻類等から構成されており、それらの微生物の共生によって安定した状態に保たれている。水路による排水処理は、水路内の微生物の代謝機能を利用しており、その微生物相は処理水質や操作条件を総合的に反映している。

表－4にひも状接触材付着生物膜の顕微鏡観察結果を示した。この結果と肉眼による観察結果から次のことが明らかになった。実験期間中、水路全体にわたって Beggiatoa, Oscillatoria, Paramesium candatum, Spirostomum ambigum が観察された。実験初期には紅色光合成細菌が優占であったが、RUN 3あたりから Beggiatoaが急激に増殖し、排水流入部で優占となり、Beggiatoa 特有の白い薄膜でひも状接触材が覆われた。流入水のフェノール濃度を高めるにつれて、Beggiatoa の集積が進み、写真－1に示すように Beggiatoaを主体とする薄い生物膜でひも状接触材の間がブリッジされたり、Beggiatoa から放出されたと推察される、径が2～3cmのボール状の寒天様物質が生物膜に多数付着しているのが観察された。これは付着生物膜内に形成される微好気状態が Beggiatoa の増殖を刺激した結果と考えられる。Beggiatoa が直接フェノールを資化するとの報告が見られないことから、フェノール分解菌によるフェノールの代謝中間体を Beggiatoa が優先的に利用する、フェノール分解菌と Beggiatoaとの共生系が水路内で成立していることを示唆している。

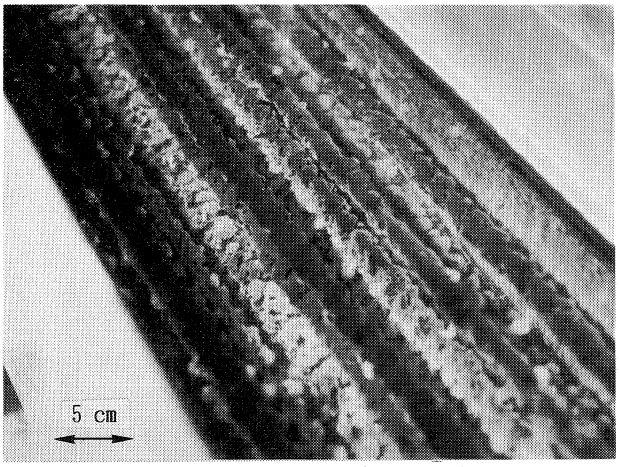

Photo. 1 Attached biofilm on ring race.

Beggiatoa から放出されたと推察された球状の寒天様の付着物質は多糖を含むポリマーではないかと考え、この寒天様付着物質並びに水路内付着汚泥の多糖含有量を測定し、表－5に示す結果を得た。比較のため、活性汚

泥並びに Beggiatoaを主体とする Aerobic Upflow Sludge Banket (AUSB)プロセスの自己造粒汚泥の多糖含有量も併せて示した。この結果、フェノール排水処理水路に発生する寒天様物質並びにひも状接触材付着汚泥中にも多糖がかなりの割合で含有されることが明らかになった。この寒天様ポリマーが凝集作用を有することから[11]、寒天様ポリマーにより水路内のフリーの細菌が凝集され、処理水はもとより水路内の水も微好気状態であったにも係わらず極めて澄明であった。

Table 5 Polysaccharide contents of various kinds of sludge

	Spherical agar-like substance	Attached sludge except agar-like substance	Activated* sludge	AUSB sludge
Polysaccharide contents (mg/g-MLSS)	61.8	50.5	5.3	11.9～62.7

*acclimated activated sludge with synthetic wastewater by fill and draw cultivation method.

一般に生物相から処理水質を評価する場合、その尺度となるのは生物相の多様性である。ここでは、付着生物膜中の微生物のうち、計数可能な原生動物に限って Shannon Indexを求め、その結果を表－4に併せて示している。フェノール容積負荷量が増すにつれて、Shannon Index 値が低くなった。これは、フェノール容積負荷量が高まると、処理水に残存するフェノール濃度が高まり、原生動物あるいは原生動物の餌となる細菌の生育がフェノールによる阻害作用を受けて、原生動物の多様性が低下したことを示している。

水路内の生物膜中には、クロロフィル含有量の測定結果から明らかなようにかなりの量の藻類が含有されていた。顕微鏡観察の結果、藻類の中では Oscillatoria が優占であった。藻類中での藍藻類の割合をVonshakらの方法[5]で推定した結果、75%もの高い値が得られ、顕微鏡観察結果とよく一致した。藍藻が酸化池、池等で優占になるには、pHの高いことが要件として挙げられている[12],[13] が、今回の実験では表－1に示したように、処理水pHがほぼ中性であったことから、pH以外の要因が関係しているものと考えられる。更に、藻類の中では藍藻類が主体であったことが、藍藻の方が緑藻よりも汚泥収率が低い[13]と認められていることから判断して、前述の低い汚泥収率に関係しているのではないかと推察できる。

3.6 水路のフェノール排水処理への適用について

以上、パイロットスケールでの水路連続処理試験により、20 mg/ℓ以下の低濃度のフェノール排水であれば水路への流入負荷量を17 mg-フェノール/ℓ・日 以下にとれば、水路処理でフェノールを完全に除去出来ることが明らかとなった。フェノールが完全に除去された水路処理水を、更に東南アジア産の汚水処理に適した水生野菜パックブンを nutrient absorberとするパックブン水耕栽培槽に通せば、夏期にはフェノール処理排水から窒素、燐の栄養塩を除去出来るばかりか、パックブンを副産物として多量に連続収穫することが可能となる。パックブンにはフェノール排水処理に適用可能な酵素ペルオキシダーゼが高い活性で含まれる[14]ことから、パックブン・ペルオキシダーゼと過酸化水素との組合せで、更なる経済的かつ効率的なフェノール排水処理が可能となる。[15] これらのことから、省エネルギー・資源循環型の水路処理はフェノール排水の最終仕上げ処理法として、今後更なる発展が期待される。

4. まとめ

水路による低濃度フェノール排水の処理に関して検討を加え、以下の結果を得た。

(1) 水路をフェノール容積負荷量 17 mg/ℓ・日以下で運転すれば、フェノールを完全に除去することが可能である。

(2) 水路接続部を唯一の酸素供給源とする実験装置を用いて、水路接続部での酸素供給量を決定した。水路表面、水路接続部、流入水から持ち込まれる溶存酸素量を考慮して、フェノールの水路処理における酸素収支をとり、藻類により供給される酸素(biogenic oxygen) が水路でのフェノール処理に大いに貢

献していることを認めた。

(3) ひも状接触材付着汚泥量は水路にフェノールが残存するようになると減少したが、水路壁面付着汚泥量は実験期間中増加し続けた。実験終了時の推定付着汚泥量を基にして、水路でのフェノール処理における見かけの収率(Y_{ob})を 0.270 g-MLSS/g-TOCと決定した。

(4) フェノール処理の水路に特異的に出現する微生物は Beggiatoaと Oscillatoria であった。Beggiatoa が優占であった一段目水路では、Beggiatoa を主体とする生物膜でひも状接触材の間がブリッジされたり、Beggiatoa から放出されたと推察されるボール状の多糖類含有の寒天様物質が多数存在するのが観察された。水路に発生する生物膜中の原生動物の多様性は、フェノール容積負荷量が高くなるにつれて低下することを認めた。

参考文献

(1) Klien, J.A. and Lee, D.D. : Biological Treatment of Aqueous from Coal Coversion Process, Biotech. Bioeng. Symp., 8, p.379 (1978)

(2) Hashimoto, S., Furukawa, K. and Ozaki, Y. : A Channel Flow System for Wastewater Treatment and Food Production, J. Ferment. Technol., 63, p.343 (1985)

(3) 橋本奨, 金柱洪 : 水路型自然表面曝気槽の浄化機能の動力学的解析, 第26回下水道研究発表会講演集, p.430 (1989)

(4) Yang, R.D. and Humphrey, A.E. : Dynamic and State Studies of Phenol Biodegradation in Pure and Mixed Culture, Biotech. Bioeng., 17, p.1211 (1975)

(5) Vonshak, A., Boussiba, S., Abeliovich, A. and Richmond, A. : Production of Spirulina Biomass, Biotech. Bioeng., 25, p.341 (1983)

(6) 西川正三, 栗山光史 : 活性汚泥中の粘性物質に関する研究, 発酵工学雑誌, 46, p.381 (1968)

(7) 橋本奨, 松村尚人, 中島光一 : 開水路流れの再曝気係数に関する実験的研究, 水処理技術, 25, p.161 (1984)

(8) Worden, R.W. and Donaldson, T.L. : Dynamics of a Biological Fixed Film for Phenol Degradation in a Fluidized-Bed Bioreactor, Biotech. Bioeng., 25, p.398 (1984)

(9) 須藤隆一 : 廃水処理の生物学, p.399, 産業用水調査会 (1977)

(10) 松村尚人 : 水路流れシステムによる汚水処理と食糧生産に関する研究, 大阪大学大学院工学研究科修士論文 (1985)

(11) 古川憲治, 岩堀恵祐, 藤田正憲 : 水処理微生物のバイポリマー含有量とその役割, 土木学会第45回年次学術講演会講演概要集第2部, p.1002 (1990)

(12) Vincent, W.F. and Silvester, W.B. : Growth of Blue-Green Algae in the Nanukau Oxidation Ponds -1.Growth Potential of Oxidation Pond Water and Comparative Optima for Blue-Green and Green Algal Growth, Water Res., 13, p.711 (1979)

(13) Bridger, S.Y.Ip., Chin, C.T., Martin, W.R.B. and Raper, W.G.C. : Algal Growth in Primary Settled Sewage, Water Res., 16, p.632 (1982)

(14) 橋本奨, 古川憲治, 金柱洪 : 水耕栽培型水処理装置による水処理と酵素・食糧生産, 第26回下水道研究発表会講演集, p.433 (1989)

(15) 古川憲治, 多田桂子, 藤田正憲 : パックブンペルオキシダーゼによるフェノール系化合物の処理, 水質汚濁研究, 印刷中 (1990)