〈論 文〉

フェノール含有排水の嫌気・好気処理

Anaerobic/aerobic treatment of the wastewater containing phenol

本 間 達 彦* 岡 田 光 正* 村 上 昭 彦*
Tatsuhiko HOMMA Mitsumasa OKADA Akihiko MURAKAMI

Abstract

Anaerobic reaction in addition to aerobic reaction were introduced into a biological treatment process for wastewater containing toxic chemicals such as phenol, thiocyanate and ammonium sulfate to study the performance of anaerobic reaction. Four experimental systems, i. e. continuous flow activated sludge process, continuous flow submerged filter (honeycomb tube) process, sequencing batch reactor activated sludge process and sequencing batch submerged filter process were compared.

TOC, phenol and thiocyanate were efficiently removed by all the systems, and particularly in the anaerobic process. Although denitrifying bacteria were noted in the sludge, little ammonium nitrogen could be removed by the washout of the nitrifying bacteria. Thiocyanate concentration up until 300 mg · l⁻¹ showed no inhibition on the biodegradation of phenol.

Both the continuous flow reactors and the sequencing batch reactors discharged effluents with low TOC, the activated sludge process showed better performance for TOC removal than the submerged filter process.

Key words: anaerobic reaction, phenol, submerged filter, activated sludge sequencing batch reactor

1. 緒 言

石油に代わる新しいエネルギーとして、石炭の液化およびガス化によって生産されるエネルギーが注目されてきている。しかし、このようなプラントからはフェノール類、チオシアン、シアン化合物、アンモニア等の有害化学物質を含んだ排水が生成し、その処理が大きな課題の1つとなっている。これに類似した排水の代表例として鉄鋼所のコークス炉から生ずる安排水がある。この排水を処理する際にはアンモニアを除去した後、2～6倍という大量の淡水および海水で希釈してから活性汚泥法によって処理しているのが現状である¹⁾。

しかし、フェノール類、チオシアン、シアン化合物は微生物の活性を阻害するため^{2),3)}その管理が容易でない⁴⁾。また、これらの化学物質は硝化作用をも阻害するため^{3),5)}、アンモニアを同時に除去することはきわめ

て困難とされている。フェノール類およびシアン化合物の除去については多くの報告があるが^{6)~9)}、とくにフェノール類化合物については、好気、嫌気状態の双方で微生物によって分解することが確認されている^{10),11)}。嫌気反応プロセスは好気反応プロセスと比べて曝気のためのエネルギーが不要である、余剰汚泥の生成量が少ないなどの利点がある上、さらに好気反応プロセスと組み合わせ、嫌気と好気とを交互に繰り返すことによってアンモニアを効率よく処理するプロセスが提案されている¹²⁾。しかし、複数の有害化学物質を含有した排水処理に嫌気プロセスを導入し、その処理効率を検討した例は少ない。

本研究においては、鉄鋼排水を例にとり、フェノール、チオシアンを含有する排水を嫌気プロセスと好気プロセスを組み合わせることによって安定かつ効率よく処理する可能性について検討した。その際、チオシ

* 東京農工大学工学部化学工学科 〒184 小金井市中町2-24-16, Dept. of Chemical Engineering, Tokyo University of Agriculture and Technology, 2-24-16 Nakamachi, Koganei, Tokyo 184 Japan

アン濃度のみを変化させることによってその影響についても検討した。さらに、活性汚泥法と比較して負荷変動に強く、省エネルギー型であるとされている生物膜法（ハニコームチューブを用いた浸漬汙床法）についても検討を加えた。また、連続式反応装置と比較して排水の濃度の変動が激しく、有害化学物質に対して耐性強い菌が集積する可能性があるという観点から回分式反応装置についても検討を加えた。

好気反応と嫌気反応を組み合わせることによって、より効率のよい処理法を検討するためには各々の槽における微生物の活性を知ることが重要となる。しかし、嫌気槽から好気槽への返送があるなど装置の特性上、正確にその活性を知ることが困難である。そこで三角フラスコを用いて実験に使用した汚泥の硝化および脱窒能力を確認することを目的としてその活性を比較した。

2. 実験方法

2.1 処理特性

2.1.1 人工排水

本研究に用いた人工排水の組成を **Table 1** に示す。回分装置および連続装置とも全く同じ排水を用いた。実験に使用する際には表に示した値の5倍の濃縮人工排水原液を調製し、水道水で希釈しながら反応装置に供給した。実験は各々3系列に分けて行った。各系列間ではチオシアンの影響について検討するため、フェノール濃度を同一とし、チオシアン濃度のみが異なるように設定した。この人工排水の濃度は最もチオシアン濃度の高い系列で実際の鉄鋼排水の4分の1程度の濃度、すなわち、従来より行われている4倍希釈後の活性汚泥法への流入濃度に相当する⁵⁾。

Table 1 Composition of the synthetic wastewater

Component	Concentration [mg・l ⁻¹]		
	1	2	3
Phenol	1000	1000	1000
KSCN	0	250.9	501.9
(SCN ⁻¹)	0	150	300
(NH ₄) ₂ SO ₄	376.6	376.6	376.6
K ₂ HPO ₄	110.4	110.4	110.4
MgSO ₄ ・7 H ₂ O	112.5	112.5	112.5
CaCl ₂	137.5	137.5	137.5
FeCl ₃ ・6 H ₂ O	1.25	1.25	1.25

2.1.2 実験装置および操作

1) 回分式反応装置

回分式の反応装置の概略を、**Fig. 1** に示す。反応装置は角型であり、材質は透明塩化ビニルである。反応槽の有効容積は5 lである。好気期間はディフューザーを用いた曝気により混合した。活性汚泥法の場合には嫌気反応期間中緩速攪拌 (120r.p.m.) を行った。人工排水の供給装置はシーケンスコントローラ (立石電機製 SYSMAC-P0) で制御し、人工排水は水頭差による供給方法を用い¹³⁾ 小型電磁弁 (高砂ピンチバルブ PK03-05) の開閉によって1 l・day⁻¹の速度 (20.8ml/1回(10分)1日あたり8時間供給) で供給した。浸漬汙床法の人工排水は上向流で流入した。生物膜の担体としてハニコームチューブ (セルサイズ20mm) を用いた。なお、反応装置は25℃±1℃の恒温水槽内に設置した。

Fig. 1 Experimental system for the sequencing batch reactor activated sludge process (SBR)

運転サイクルを **Fig. 2** に示す。排水の流入開始から上澄水の放流終了までを1サイクルとし、1サイクル24時間で繰り返した¹⁴⁾。排水の供給時間は8時間とし、この期間はすべて嫌気状態とした。供給終了とともに曝気を開始し好気状態にした。好気期間は14.5時間である。その後1時間汚泥を沈降させた後、上澄水を30

Fig. 2 Operational schedule for the SBR process

分間で放流した。

2) 連続式反応装置

連続式の反応装置の概略を **Fig. 3** に示す。反応装置は回分式と同様、透明の塩化ビニル製で恒温水槽内に設置した。反応槽総容積は 5 l (嫌気性反応槽 1.8 l, 好気性反応槽 3.2 l) であり、嫌気反応槽から好気反応槽へはオーバーフローで流入させた。活性汚泥法の場合、嫌気反応槽では緩速攪拌 (120 r.p.m.) を行った。また沈降槽容積は 1 l である。人工排水の供給装置は回分式と同様である。また、浸漬汙床法の担体は回分式反応槽と同じハニカムチューブを使用した。人工排水は $1 \text{ l} \cdot \text{day}^{-1}$ の速度 ($13.9 \text{ ml} / 1 \text{ 回} (20 \text{ 分})$) で嫌気槽に供給した。沈降槽の処理水の一部を嫌気反応槽へローラーポンプ (EYELA MICRO TUBE PUMP MP-3) を用いて $4 \text{ l} \cdot \text{day}^{-1}$ で返送した。これは、嫌気槽、好気槽における水の滞留時間が回分式反応器と同様になるように考慮したためである。

Fig. 3 Experimental system for the continuous flow reactor process

回分式反応槽では 5 l の反応槽に対し 8 時間供給で 1 日あたり 1 l で流入するため、フェノール容積負荷は、 $600 \text{ mg} \cdot \text{Phenol} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ となる。また、連続式反応槽の嫌気槽では 1.8 l の反応槽に対し $1000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ のフェノールを供給しフェノール容積負荷は約 $560 \text{ mg} \cdot \text{Phenol} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ となるようにした。

2.1.3 植種汚泥

回分式反応槽および連続式反応槽の好気槽へは製鉄所の排水処理施設から採取した汚泥を植種した。また

嫌気反応槽へは前述の汚泥ならびに都市下水汚泥の嫌気性消化処理施設で採取したものを 1 : 1 の割合で混合して使用した。いずれの反応槽にも初期の MLSS 濃度が $5000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となるように投入した。さらに、実験開始後 140 日目に硝化反応を行う汚泥 (MLSS 濃度 $6000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) を 100 ml 投入した。

2.2 微生物活性の測定法

2.2.1 嫌気反応

連続式反応槽の嫌気汚泥および回分式反応槽の汚泥を用いた。いずれの汚泥も最もチオシアン濃度の高い人工排水を供給した系より採取した (MLSS 濃度 $5000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$)。Table 2 に示した系列で実験を行った。100 ml の三角フラスコに汚泥 80 ml を採取し、人工排水を 20 ml 添加した。第 I 系列はフェノールと栄養塩のみ、第 II 系列はチオシアンと栄養塩のみ、第 III 系列はフェノールとチオシアンと栄養塩、第 IV 系列は脱窒反応の阻害の様子を知るために第 III 系列に硝酸塩を加えた。人工排水を添加した後、窒素曝気を行い、ORP 値が負になり嫌気状態であることを確認した後、密閉状態で振とう器を用いて攪拌 (120 r.p.m.) した。24 時間経過後 ORP, TOC, フェノール, チオシアン, 硝酸性窒素濃度の時間変化を測定した。

Table 2 Spiked chemicals for 24h incubation

Component	Concentration [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]	Type			
		I	II	III	IV
Phenol	1000	⊙	—	⊙	⊙
KSCN	501.9	—	⊙	⊙	⊙
KNO_3	448	—	—	—	⊙
Nutrients	*	⊙	⊙	⊙	⊙

* Concentrations of nutrients are same as in Table 1

2.2.2 好気反応

本研究で用いた汚泥の硝化能力を検討するため Table 2 の Type I, II, III, の 3 系列で実験を行った。用いた汚泥は連続式反応槽の好気汚泥および比較のために硝化反応が十分に進行している都市下水処理施設の汚泥の 2 種類である。反応容器として 50 ml 三角フラスコを用い、汚泥を MLSS 濃度 $5000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となるように 40 ml 接種した。人工排水を 10 ml 添加した後、小型エアポンプにより 24 時間曝気した後、速やかに TOC, アンモニア性窒素, 硝酸性窒素, 亜硝酸性窒素の測定を行った。

2.3 分析方法¹⁴⁾

TOCは全有機炭素分析計(島津製作所 TOC-500型)を用いて分析した。また、回分式反応槽の経時変化を測定する際にはTOCの代わりにDOCを測定した。TOCを除く処理水の分析は、グラスファイバー濾紙(Whatman GF/C)で濾過してから測定した。MLSS、SVIの測定は下水試験方法に従った。回分式反応槽のMLSSは排水の流入にともなっていて変化するため流入終了後に測定した。フェノールは4アミノ-アンチピリン法、チオシアンは第二塩化鉄-過塩素酸法、アンモニア性窒素はインドフェノール青法、硝酸性窒素はブルシン法、亜硝酸性窒素はN-ナフチルジアミン-スルファニルアミド法によって定量した。ORPは酸化還元電位測定計(セントラル化学製 UC-23)で測定した。DOはDOメータ(YSI-MODEL 54A)で測定した。pHはpHメータ(YSI-MODEL 54A)で測定した。

3. 実験結果および考察

3.1 処理特性

回分式活性汚泥法および連続式活性汚泥法における処理水TOCの経時変化をFig. 4に示した。上段が回分式処理法、下段が連続式処理法である。TOCの値にはフェノールの炭素だけでなく、チオシアンの炭素も

Fig. 4 Profiles of effluent TOC concentrations for the activated sludge process

含まれている。回分式反応槽では、運転開始直後は非常に不安定であったが、50日を経過してからは減少しはじめ、80日を経過した頃には安定した処理がなされるようになった。160日頃にBA-3のTOCが増加してきたのは曝気装置の故障により空気流量が減少したためである。これを除けば運転開始後100日経過後には95%以上の除去率を得ることができた。連続式反応装置は回分式反応装置に比べ変動の幅は少なかったが回分式反応装置と同様に運転開始直後は不安定であった。しかし、徐々に安定し始め、運転を開始して150日後には、95%以上の除去率が得られた。連続式反応槽と回分式反応槽の間に運転開始後の処理状態には違いがあったが、安定に処理されるようになるまでの日数(TOCの除去率が90%以上となるまでの日数)にはそれほど大きな違いはみられなかった。回分式、連続式のどちらにおいてもチオシアンの濃度の差によるTOCの処理効率の明確な差は認められなかった。

Fig. 5には回分式活性汚泥法、連続式活性汚泥法の各々における流出水中のアンモニア性窒素濃度の経時変化を示した。上段が回分式処理法、下段が連続式処理法での結果である。なお、アンモニア性窒素は実験開始50日後から測定した。どちらの処理法においてもアンモニア性窒素はほとんど除去されていないことがわかった。また、チオシアンを添加した系列においては添加したアンモニアの量以上にアンモニアが検出さ

Fig. 5 Profiles of ammonium nitrogen concentrations for the activated sludge process

れた。これは、チオシアン中の窒素がアンモニアに変化したものと考えられる。また、炭素源としてフェノールのみしか添加していない系列においてもアンモニアが減少していなかった（図には示していないが硝酸性窒素、亜硝酸性窒素も生成していなかった）ことから、どちらの反応槽でもチオシアンの存在の有無に関わらずフェノールの存在により硝化反応が阻害されることがわかった。図は示さなかったが、浸漬汙床法でも同様な結果が得られた。

回分式活性汚泥法と回分式浸漬汙床法におけるDOCの1サイクル24時間中の経時変化の一例をFig. 6に示した。上段が活性汚泥法、下段が浸漬汙床法である。人工排水の流入とともにDOCは8時間目まで増加した。流入開始の直前の反応槽内にDOCが全く存在しなかったと仮定した場合の人工排水流入終了後の理論的なDOCの値はチオシアンの存在の有無によって異なるが、ほぼ $150\sim 220\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となる。浸漬汙床法の方が活性汚泥法に比較してDOC濃度の最大値が大きいことがわかった。供給が終了し、曝気を開始するとともに急速に処理し始め16時間目には流入濃度のほぼ90%を除去した。浸漬汙床法に比べて活性汚泥法の方が明らかにゆっくりと処理しているのがわかった。その理由に関してはよくわからなかった。Fig. 4～Fig. 6から本実験の濃度レベルではチオシアンの濃度の差による処理効率には明らかな差が生じていないといえる。

連続式処理法における嫌気槽および好気槽各々の処理状態の一例をTable 3にまとめた。活性汚泥法では嫌気反応槽でTOCは75%以上、フェノールはほぼ100%、チオシアンは90%以上除去された。好気反応槽

BA : SEQUENCING BATCH ACTIVATED SLUDGE PROCESS
BS : SEQUENCING BATCH SUBMERGED FILTER PROCESS

Fig. 6 Profiles of DOC concentrations during a cycle of SBR reactors

に流入する量はわずかであることがわかる。また、表には示していないがアンモニアはほとんど処理されなかった。これに対して浸漬汙床法の嫌気反応槽における除去率は、TOCで30～45%、フェノールで55～82%、チオシアンでは5%以下というように活性汚泥法と比べて極めて低い値であった。前述したように回分式処理法における経時変化でも嫌気流入期間で浸漬汙床法が活性汚泥法より低い処理効率を示したことから両者

Table 3 Percent removal in TOC, phenol, Thiocyanate for the continuous reactors

Component	Removal [%]								
	CA-1			CA-2			CA-3		
	Total	Anaerobic	Aerobic	Total	Anaerobic	Aerobic	Total	Anaerobic	Aerobic
TOC	96.7	76.9	36.3	98.6	91.8	16.9	97.8	88.2	11.7
Phenol	100	99.9	81.3	100	99.8	23.5	100	100	—
SCN ⁻	—	—	—	98.6	81.6	63.9	99.6	98.0	8.33
Component	CS-1			CS-2			CS-3		
	Total	Anaerobic	Aerobic	Total	Anaerobic	Aerobic	Total	Anaerobic	Aerobic
TOC	97.4	44.2	78.4	98.4	36.5	88.5	98.2	31.8	87.6
Phenol	100	82.4	99.7	100	55.0	99.8	100	61.3	99.7
SCN ⁻	—	—	—	98.3	4.18	91.8	99.2	1.30	96.2

の間では生物相が異なっている可能性も十分考えられる。しかし、浸漬汙床法全体での除去率は TOC, フェノール, チオシアンともすべて95%以上で活性汚泥法と比較しても少しも劣らなかった。また、浸漬汙床法においてチオシアンの全く含まれていない系列では含まれている系列と比較して、嫌気槽中での TOC, フェノールの除去率が若干高い傾向があった。一方、活性汚泥法に関してはチオシアン濃度の差による処理効率の違いは認められなかった。

3.2 微生物活性

汚泥の違いによる嫌気状態での TOC の処理について Fig. 7 に示す。1, 2, 3, 4 の番号は連続式反応槽の嫌気汚泥, 11, 12, 13, 14番はそれぞれ回分式反応槽の汚泥を用いたものである。ここで一の位は前述した系列に対応する。図には示さなかったが硝酸塩を添加した系列(第IV系列)では硝酸性窒素がほとんど検出されなかったことから脱窒過程は阻害されていないと考えられる。したがって、本研究に用いた汚泥は連続式反応槽に用いていたものも、回分式反応槽に用いていたものでも脱窒能力を有していたことが確認された。また、いずれの反応槽の汚泥においても添加した TOC の20~40%を除去していることがわかった。この値は、処理特性のところで示した値よりも極めて小さな値であるが、これは、処理時間が24時間と限定されていること、人工排水の添加が瞬間的であることなどが原因であると考えられた。したがって、連続式反応槽の嫌気汚泥および回分式反応槽の汚泥はともに嫌気状態で有機物の分解能力をもっていることが確かめられた。また、連続式反応槽と回分式反応槽の汚泥の活性の差については両者の間で明確な違いは認めら

Fig. 7 TOC concentrations before and after 24h incubation under anaerobic condition for type I, II, III, IV

れなかった。

汚泥の違いによる好気状態でのアンモニア性窒素の処理について Fig. 8 に示した。21, 22, 23番は一般の下水処理場から採取してきた汚泥, 31, 32, 33番は本実験の連続式反応槽の好気槽で用いた汚泥で実験を行った結果である。ここでも一の位は各実験系列に対応する。下水処理場から採取してきた汚泥ではアンモニア性窒素が減少したが、連続式反応槽の好気槽から得た汚泥では、逆に増加したことがわかる。アンモニアの増加については、次のような反応式が報告されている¹⁵⁾。

Fig. 8 Ammonium nitrogen concentrations before and after 24h incubation under aerobic condition for type I, II, III

両者の汚泥で初濃度が異なるのは、連続反応槽の好気槽から得た汚泥中にはあらかじめ処理されなかったアンモニア性窒素が存在したためである。したがって、連続反応槽の好気槽から得た汚泥の硝化能力が著しく低いことが明らかとなった。この原因はフェノールの存在により硝化菌の活性が阻害されたのか、あるいは硝化菌が死滅したものと考えられる。前述したように脱窒反応に関しては阻害されていないということから硝化反応がうまく進行するように制御することがアンモニア処理の効率を上げるポイントになると考えられる。

4. 結 論

生物学的嫌気反応と好気反応を組み合わせることによって有害化学物質を含む排水を効率よく処理することを目的とし、通常の活性汚泥処理の対象としている平均的な濃度(安排水の4分の1程度の濃度)のフェノール, チオシアンを含有する人工排水を用いて実験を行い、次のような結論を得た。

- 1) 回分式反応装置, 連続式反応装置のどちらの装置を用いた場合でも TOC, フェノール, チオシアンは良好に処理され, 反応装置による明確な差異は認められなかった。
- 2) 活性汚泥法と浸漬汙床法 (ハニコムチューブ) による除去率の差はみられなかった。
- 3) $300\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度のチオシアンイオン濃度ではチオシアンはフェノール分解の阻害因子とはならなかった。
- 4) 連続式反応槽の嫌気槽および回分式反応槽の嫌気過程で活性汚泥法と浸漬汙床法の処理能力を比較すると活性汚泥法の方が浸漬汙床法よりも TOC 除去率が高かった。
- 5) いずれの反応装置においてもアンモニアを除去することはできなかった。微生物活性実験によって本研究に用いた汚泥は脱窒能力は有しているが, 硝化能力を有していないことが確認された。その原因はフェノールの存在による阻害であると考えられる。
- 6) 嫌気反応過程においても TOC, フェノール, チオシアンは除去された。

5. 謝 辞

本研究に際し多大なご協力をいただいた東京農工大学大学院工学研究科の松下真澄氏, 東京農工大学工学部化学工学科の古沢浩司氏 (現・山之内製薬), 岡田尚利氏, 小田切宏美氏に深く感謝いたします。

(原稿受理 昭和62年10月5日)

引用文献

- 1) 川村和郎, 藤井正博, 八田雅明 (1980) 安水の活性汚泥処理の異常現象と酸化還元電位に関する研究, 製鉄研究, **300**, 79-92.
- 2) R.D. Neufeld, T. Valiknak (1979) Inhibition of phenol biodegradation by thiocyanate, *JOURNAL WPCF*, **51**, 2283-2291.
- 3) R.D. Neufeld, A.J. Hill, D.O. Adekoya (1979) Phenol and free ammonia inhibition to *nitrosomonas* activity, *Water Research*, **14**, 1695-1703.
- 4) 藤井正博, 松原茂晴 (1985) 安水活性汚泥処理の安定化操業技術の確立, 製鉄研究, **317**, 92-101.
- 5) R. Neufeld, J. Greenfield & B. Rieder (1986), Temperature, Cyanide and Phenolic Nitrification Inhibition, *Water Research*, **20**, 633-642.
- 6) P. Beltrame, P.L. Beltrame, P. Carniti, D. Pitea (1980) Kinetics of phenol degradation by activated sludge in a continuous-stirred reactor, *JOURNAL WPCF*, **52**, 126-133.
- 7) P.A. Herzbrun, R.L. Irvine, K.C. Malinowski (1985) Biological treatment of hazardous waste in sequencing batch reactors, *Journal WPCF*, **57**, 1163-1167.
- 8) 平田彰, 保坂幸尚, 向井人史, 海宝益典 (1982) 三相流動層によるフェノール廃水の連続処理 (1), 水処理技術, **23**, 15-24.
- 9) 田口久治 (1973) 微生物による化合物の分解と同化, 化学総説, **2**, 183-198.
- 10) Y.T. Wang, M.T. Suidan, B.E. Rittman (1986) Anaerobic treatment of phenol by an expanded bed reactor, *JOURNAL WPCF*, **58**, 227-233.
- 11) L.Y. Young, M.D. Rivera (1985) Methanogenic Degradation of Four Phenolic Compounds, *Water Research*, **19**, 1325-1332.
- 12) R. Fisher (1986) Biological treatment of coke plant effluent with removal of nitrogen compounds, IChemE SYMPOSIUM SERIES No.96, 61-72.
- 13) 岡田光正, 須藤隆一, 寺蘭克博 (1985) 回分式活性汚泥法による窒素, リン, および有機物の同時除去に関する研究, 水質汚濁研究, **8**, 729-736.
- 14) 日本下水道協会, 下水試験方法 (1984年版).
- 15) Ludzack, f.j, R.B. Schaffer (1960) *Engr. Bull, Extension Service*, **106**, 436.

論文要旨

水中の有機化合物に関する研究(第2報) 水道水中の非低沸点ヘキサン可溶性有機ハロゲン化合物

高橋 保雄* 森田 昌敏**

* 東京都立衛生研究所 ** 国立公害研究所

〈水質汚濁研究 Vol.11 No.2 (1988) pp.93~99〉

水道水中の非低沸点ヘキサン可溶性有機ハロゲン化合物の概要を明らかにした。有機ハロゲン化合物は極性の大きい成分が多くあり、また、GC-MS で同定・確認できた有機ハロゲン化合物の多くは有機塩素農薬であった。その有機塩素農薬のうち、TCTP, オキサジアゾン, CNP, クロメトキシニルは散布時期に ppt レベルで検出され、一方、 α -BHC は年間通じてほぼ ppt オーダーで検出された。TCTP, オキサジアゾンの使用量は CNP と比較して少ないのに、検出された濃度は相対的に高かった。そして、これら極低濃度の有機塩素農薬は浄水処理で除去されていなかった。また、これら有機塩素農薬以外に、多くの有機ハロゲン化合物が存在することも判明した。

フェノール含有排水の嫌気・好気処理

本間 達彦* 岡田 光正* 村上 昭彦*

* 東京農工大学工学部化学工学科

〈水質汚濁研究 Vol.11 No.2 (1988) pp.100~106〉

有害化学物質であるフェノール、チオシアン、アンモニアを主成分とする排水を嫌気プロセスと好気プロセスを組み合わせた連続式活性汚泥法、連続式浸漬床法(ハニコームチューブ)、回分式活性汚泥法、回分式浸漬床法の4種類の系列で処理し、その処理特性を比較検討するとともにその生物活性に検討を加えた。

4種類の系列すべてにおいて TOC, フェノール, チオシアンは良好に処理されたが、アンモニアはほとんど除去することができなかった。その原因は脱窒過程ではなく硝化過程、とくに硝化細菌の流出により阻害されたものである。

チオシアンの濃度のみを変化させて実験を行ったが、 $300\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度の濃度ではフェノール分解の阻害因子にはならなかった。

連続式反応槽の嫌気槽および回分式反応槽の嫌気過程で活性汚泥法と生物膜法の処理能力を比較すると活性汚泥法の方が生物膜法よりも TOC 除去率が高かった。

水中有機塩素化合物の室温分解反応—クロロホルム水溶液の電解還元反応—

西本 清一* 八田 博司* 傅 宏達** 渥美 貴司* 鍵谷 勤*

* 京都大学工学部石油化学教室 ** 中国科学院長春応用化学研究所

〈水質汚濁研究 Vol.11 No.2 (1988) pp.107~113〉