

山梨大学工学部

正会員 ○風間ふたば

同上

加藤 健司

1. はじめに 鉄(Ⅱ)酸カリウム(K_2FeO_4)は表-1のように反応する酸化剤で、分解により水酸化鉄を生成する性質がある。従って K_2FeO_4 の特性に着目し、水処理剤としての基礎的研究を進めているが、今回は汚水および都市河川水を対象に、 K_2FeO_4 による水中有機物の酸化について検討した結果を報告する。

2. 実験方法 甲府市内の下水終末処理場および市内河川より採取した試水200~500mlに、実験室で合成した K_2FeO_4 粉末(純度95%)を125~1000mg/lとなるよう添加して攪拌後、暗所に24時間放置した。水酸化鉄を含む沈殿部分を攪拌して全有機物濃度(T-COD_{Cr}, T-COD_{Mn})を求め、また0.45μmメンブランフィルター濾液中の有機物濃度(F-COD_{Cr}, F-COD_{Mn}, F-BOD₅, F-TOC)を測定し、これを溶解性有機物濃度とした。つぎに、初沈水および

表-1 鉄(Ⅱ)酸イオンの反応

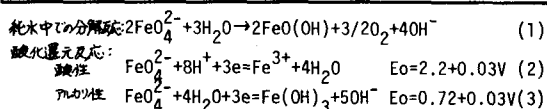


表-2 試水の水質

	初沈水			終沈水			富川河川水		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
気温 (°C)	18.2	15.0	7.9	15.0	6.4	3.2	5.2	8.0	
水温 (°C)	17.5	17.0	13.3	17.5	8.8	5.1	8.2	9.5	
pH	7.3	7.0	7.1	7.3	7.1	7.1	7.3	7.2	
SS (mg/l)	167.5	698.0	362.0	1.2	35.4	6.2	3.5	16.8	
IL (mg/l)	34.5	630.0	324.0	N.D.	8.4	3.9	3.0	4.3	
Cl ⁻ (mg/l)	34.8	36.0	36.2	51.2	37.6	11.3	12.7	33.1	
NH ₃ -N (mg/l)	44.0	20.8	60.0	12.1	2.7	3.7	4.9	4.8	
NO ₂ -N (mg/l)	109.0	5.0	194.0	4.0	8.0	60.0	43.5	64.0	
NO ₃ -N (mg/l)	0.7	3.1	0.6	7.8	1.9	1.9	0.4	4.5	
PO ₄ -P (mg/l)	3.9	4.0	N.D.	0.9	0.8	N.D.	1.3	N.D.	
DO (mg-O ₂ /l)	0.1	N.D.	0.6	1.7	9.7	10.6	8.7	6.4	
COD _{Mn} (mg-O ₂ /l)	64.6	246.6	70.4	8.0	5.7	4.8	7.5	5.8	
	25.3	21.1	—	7.4	5.3	4.1	6.1	4.9	
COD _{Cr} (mg-O ₂ /l)	275.6	1019.7	310.1	13.5	21.9	14.5	20.3	15.3	
	49.0	100.5	34.9	11.0	15.2	12.7	17.5	13.0	
BOD ₅ (mg-O ₂ /l)	362.0	672.0	187.0	5.0	11.3	10.6	—	9.0	
	19.0	71.4	—	4.2	—	14.2	—	14.5	

* 0.45μmメンブランフィルター濾液の測定値

3. 結果と考察 図1は、初沈水、終沈水、富川河川水を用いたときの、 K_2FeO_4 添加量と各有機物測定値の関係を示している。 K_2FeO_4 添加量を増加すると、T-COD_{Cr}はF-COD_{Cr}と同様に、いずれも減少する傾向がみられた。T-COD_{Cr}は測定値の変動はあるものの試水原水の値とほとんど変わらないとみてよさう。これに対し、終沈水の場合を除いて、溶解性のF-COD_{Cr}は増

加がみられ、またF-BOD₅やF-TOCではいずれの試水の場合も K_2FeO_4 添加量の増加に伴い増える傾向がある。

ここで、 K_2FeO_4 の酸化による溶解性有機物の増加と試水の水質との関係を見ると、図-2のよう

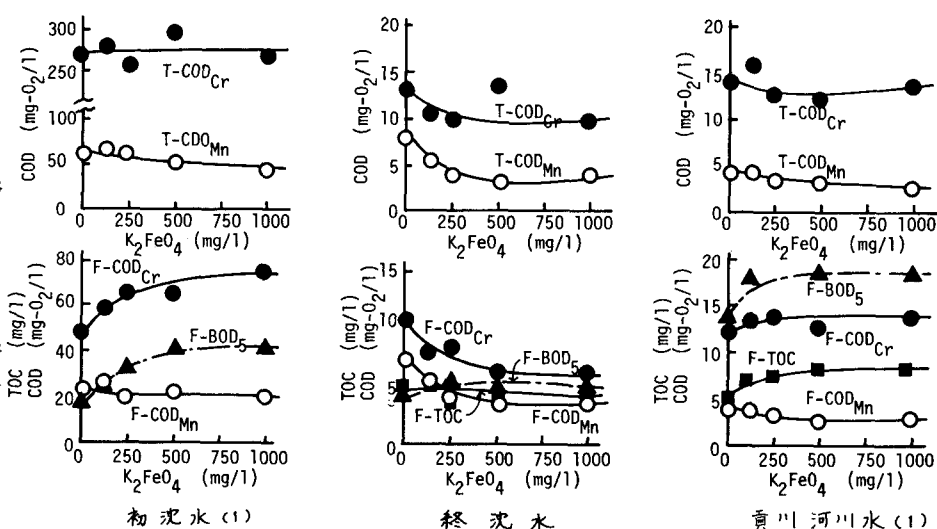


図-1

 K_2FeO_4 による試水の酸化

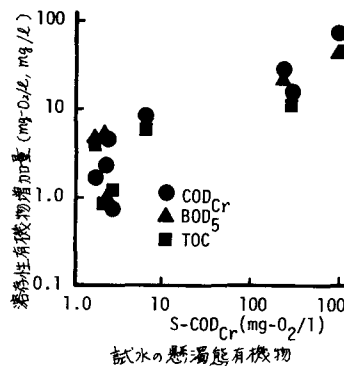


図-2 K_2FeO_4 による溶存性有機物の増加
 分量4000以上を画群Ⅰ、4000~100を画群Ⅱ、100以下を画群Ⅲとし、各画群中に溶出した炭素量を表5にまとめた。 K_2FeO_4 添加量の増加につれて画群Ⅰの炭素量が顕著に増加したのは、 K_2FeO_4 によ、懸濁態有機物が酸化され低分子化して可溶化したためであろう。また画群Ⅱが減少するのに対して画群Ⅲが増加しているのも、同様に酸化分解によるもので、画群Ⅲにおいてとくにこの傾向が強いものと思われる。図-3で K_2FeO_4 添加量が増加すると画群Ⅱ、画群Ⅲともピークが低分子部分に移動していることもこれと示していると考えられる。

またE220、E260の変化とみると、 K_2FeO_4 の酸化により低分子部分で吸光度の減少が著しい。 K_2FeO_4 の酸化による有機物の構造変化を推察するため、紫外部吸光度の高いフラクションのTOC/E220、TOC/E260を求め表5に付記した。 K_2FeO_4 添加量が増すとこれらはいずれも増加しており、 K_2FeO_4 の作用によ、紫外部で吸収を持つ化合物の割合が減少していることが明らかとなった。

- <参考文献> 1)加藤、風間 水質汚濁学会講演要旨集 29 (1982)
 2)風間、加藤 土木学会第37回年講要集 第Ⅱ部 197 (1982)
 3)Thompson, Ockerman & Schreyer, J. Amer. Chem. Soc. 73 1379 (1951)

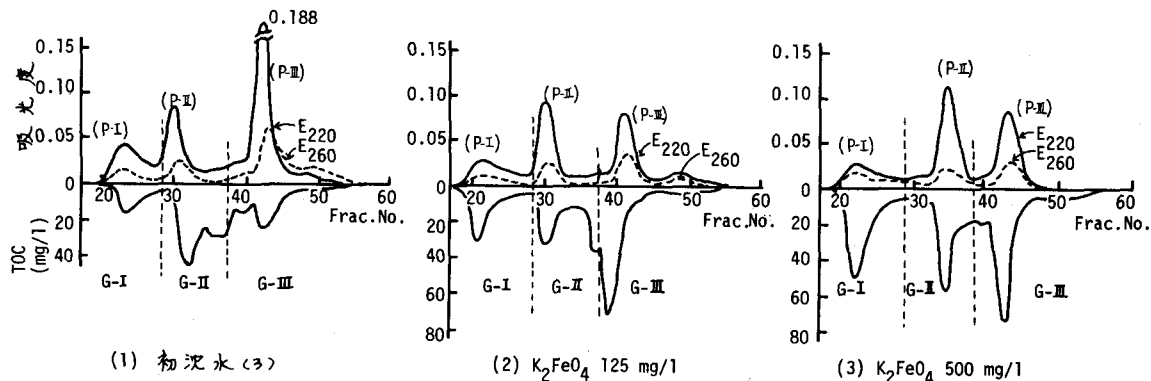


図-3 初沈水および K_2FeO_4 処理水のゲルクロマトグラム

の多い試水ほど可溶化する有機物量も多いことがわかる。
 表-3は、F-TOC に対するF-COD_{Cr}値をまとめたものである。試水によってその程度は異なるが、ほとんどの場合 K_2FeO_4 添加量が増加すると減少した。またF-COD_{Cr} に対するF-BOD₅値をみると(表4)、 K_2FeO_4 添加量の増加によって増加する場合が多く、とくに一度生物処理を受けた終沈水で著しく、 K_2FeO_4 により生物分解性が高まったものと考えられた。このように、溶存性有機物も K_2FeO_4 の酸化により存在形態が変わっていることは確かであろう。

つぎに、図-3は初沈水と、これに K_2FeO_4 125 mg/l、500 mg/l添加したと

表-3 溶存性有機物の変化(1)
 (F-COD_{Cr} (mg-O₂/l)/F-TOC (mg/l))

K_2FeO_4 (mg/l)	0	125	250	500	1000
初沈水(2)	3.02	2.96	2.96	2.70	2.38
(3)	1.78	1.63	1.45	1.69	1.56
終沈水	2.22	1.66	2.10	1.42	1.25
利川河氷(1)	2.17	2.10	2.16	1.93	1.78
(2)	2.54	1.87	1.88	0.60	0.82
瀧川河氷(1)	1.13	1.20	1.21	1.27	1.10
(2)	3.25	2.61	—	—	3.10

表-4 溶存性有機物の変化(2)
 (F-BOD₅ (mg-O₂/l)/F-COD_{Cr} (mg-O₂/l))

K_2FeO_4 (mg/l)	0	125	250	500	1000
初沈水(1)	0.39	0.44	0.48	0.62	0.54
(2)	0.71	0.63	0.49	0.59	0.60
終沈水	0.38	0.57	0.64	0.81	0.83
利川河氷(2)	1.12	1.31	0.92	1.40	1.33
瀧川河氷(2)	1.12	1.05	0.81	0.68	1.26

表-5 溶存性有機物の変化(3)

K_2FeO_4 (mg/l)	0	125	500
μg-C			
G-I	344	589	888
G-II	1174	849	731
G-III	792	1313	1561
計	2310	2751	3180
TOC/E220			
P-I	411	1144	1789
P-II	133	344	495
P-III	129	321	853
TOC/E260			
P-I	1106	2575	2947
P-II	471	1230	2714
P-III	345	687	2447