

## 揮発性有機化合物に対する河川底質の脱塩素活性の評価

名古屋大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻 学生会員 鈴木 武吉  
 名古屋大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻 学生会員 杉浦 隆明  
 名古屋大学エコトピア科学研究所研究員 吉田奈央子  
 名古屋大学エコトピア科学研究所研究員 劉 豊茂  
 名古屋市環境科学研究所 朝日 教智  
 名古屋大学エコトピア科学研究所教授 正会員 片山 新太

## 1. はじめに

バイオレメディエーションは、自然界に存在する微生物を用いて土壌地下水を浄化するため、コストが少なくすみ、自然への負荷も小さいという利点があることから、近年、土壌地下水汚染の浄化技術として注目されている。ある河川(図1)において1,2-ジクロロエタン(DCA)を中心とした揮発性有機化合物(VOC)の汚染があきらかになった。調査の結果、汚染はDCAに加え、テトラクロロエチレン(PCE)、トリクロロエチレン(TCE)、シスジクロロエチレン(*cis*-DCE)、塩化ビニル(VC)、トリクロロエタン(TCA)、1,1-ジクロロエチレン(1,1-DCE)もあること、その汚染は地点No.6における汚染地下水の流入によって生じていることが明らかとなった。

そこで、本研究では、このサイトへのバイオレメディエーションの適用可能性を評価することを目的とし、その河川における河川底質の持つVOC脱塩素活性の分布を明らかにした。

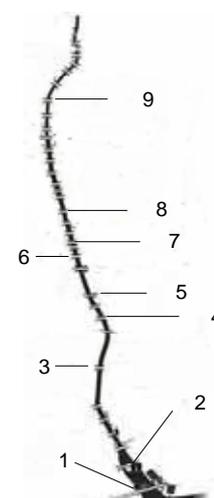


図1 河川の概況

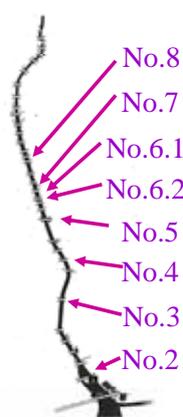
## 2. 実験方法

揮発性有機化合物(VOC)に汚染された河川からNo.2, No.3, No.4, No.5, No.6, No.7, No.8の各地点でエッグマンバージ採泥器を用いて、河川底質を採取した。採取は、2006年11月と2007年10月の2回行った。汚染源である地点No.6では右岸(No.6.1)と左岸(No.6.2)の2箇所河川底質を採取した。各底質のORPと底質中の水分の $SO_4^{2-}$ 濃度、 $NO_3^-$ 濃度を測定した。60mlバイアル瓶に底質16ml、河川水24mlを入れ、バイアル瓶を窒素で置換して嫌気状態にした後にブチルゴム栓で密閉し、PCE、TCE、*cis*-DCE、TCA、1,1-DCE、DCAをそれぞれ750 $\mu$ M、VCを20 $\mu$ Mになるようにシリンジ注入した。VOCを1種類ずつ別々に注入した個別添加系とPCE、TCE、*cis*-DCE、VC、TCA、1,1-DCE、DCAをすべて注入した混合添加系を作成した。

バイアル瓶は22暗所で静置培養した。殺菌コントロールとしてホルムアルデヒドを加えたバイアル瓶を用意した。

## 3. 実験結果と考察

混合添加系の試験では、汚染源地点No.6の底質は、採取年に関わりなく試験した全てのVOC(ただし、VCを除く)を脱塩素した



	PCE	TCE	<i>cis</i> -DCE	VC	TCA	1,1-DCE	DCA
No.8	x x x	x x x	x x x	- x x	x x x	x x x	x x x
No.7	x x	x x	x x x	- x	x x x	x x x	x x
No.6.1				- x			
No.6.2				- x			
No.5			x x	- x		x	
No.4	x	x	x x	- x		x	
No.3	x x x	x x x	x x x	- x	x x x	x x x	x x x
No.2	x x	x x x	x x x	- x	x x x	x x x	x x x

○ : 分解活性あり x : 分解活性なし - : 測定せず

黒 : 2006年混合添加系 赤 : 2007年個別添加系 緑 : 2007年混合添加系

図2 各地点の分解活性

連絡先 〒464-8603 名古屋市千種区不老町 名古屋大学エコトピア科学研究所片山研究室

TEL052-789-5858 E-mail:a-katayama@esi.nagoya-u.ac.jp

キーワード : バイオレメディエーション 脱塩素化反応 VOC

(図 2,3) . 底質 No.6 は, 汚染源付近にしているのと同様に, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> を殆ど含まず, ORP が低くより還元的環境にあった(表 1) ことから, 脱塩素微生物群が発達すると共にその反応に適した環境にあって高い活性が得られたものと推測された.

表 1 各底質の性状

	ORP(mV)		SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	
	2006	2007	2006	2007	2006	2007
No.8	130	-35	46	74	11	4
No.7	-40	-60	86	58	58	0
No.6.1	-232	-440	40	59	0.43	0
No.6.2	-280	-370	22	5.3	0	0
No.5	-100	-210	3.3	23	31	0
No.4	-150	-200	3.8	19	43	0
No.3	-390	-430	670	230	0	0
No.2	-410	-430	670	510	36	0

また, 汚染源下流の地点 No.4 と No.5 の底質の分解活性は, 2006 年に比べ, 2007 年の方がより多くの VOC で観られた. 底質の性状(表 1) をみると, 底質 No.4 と No.5 の NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 濃度は, 2006 年にはそれぞれ 31mg/L, 43mg/L であったのに対し, 2007 年では検出限界以下であったとともに, ORP の値も 2006 年に比べて 2007 年は小さくなっていった. このことから地点 No.4, No.5 では 2007 年は 2006 年よりも嫌気微生物による脱塩素反応に適した環境になっているものと推測された. 底質 No.6.2 の個別添加系の測定結果から, PCE, TCE, DCA の分解が速く進み, TCA, VC, 1,1-DCE, *cis*-DCE の分解は遅いことがわかった(図 4). また, 代謝産物の GC-MS による解析から各 VOC の代謝経路は図 5 のようになることが分かった.

次に混合添加系と個別添加系を比較すると, 底質 No.2, No.3, No.7 の個別添加系で, 混合添加系では観られなかった脱塩素活性が一部の VOC にみられた. 各 VOC を脱塩素する異なる微生物群の存在が示唆される. また, 混合添加系では PCE の脱塩素反応が完了した後に TCE の脱塩素反応が始まり, TCE の脱塩素反応が完了した後に *cis*-DCE の脱塩素反応が始まった(図 3). 一方, 個別添加系では PCE, TCE はバイアル瓶に注入してから 6 日目に同時に脱塩素反応が始まった(図 4). 混合添加系で親化合物の脱塩素反応が完了した後に娘化合物の脱塩素反応が始まるのは高濃度の VOC が微生物の脱塩素反応を阻害しているものと推測された.

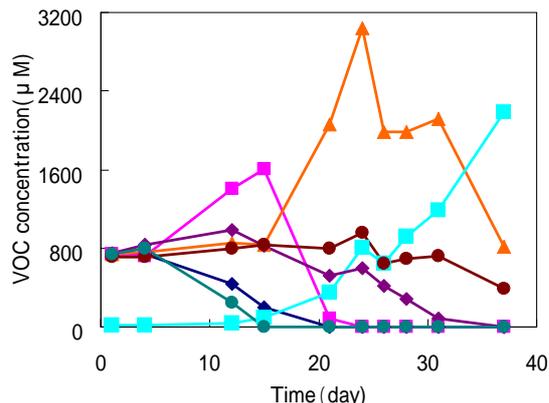


図 3 2007 年 No6.2 混合添加系

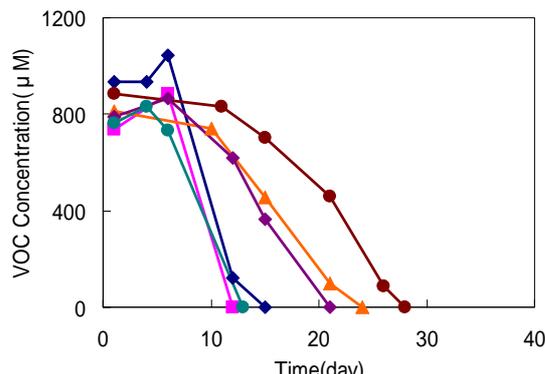


図 4 2007 年 No6.2 個別添加系

- ◆ PCE    ■ TCE    ▲ *cis*-DCE
- VC    ◆ TCA    ● 1,1-DCE
- DCA

4. まとめ

VOC 汚染した河川へのバイオレメディエーションの適用可能性を評価することを目的として, 底質を採取し, その VOC 脱塩素活性を調べたところ, 広い範囲の地点の底質で VOC 脱塩素活性が確

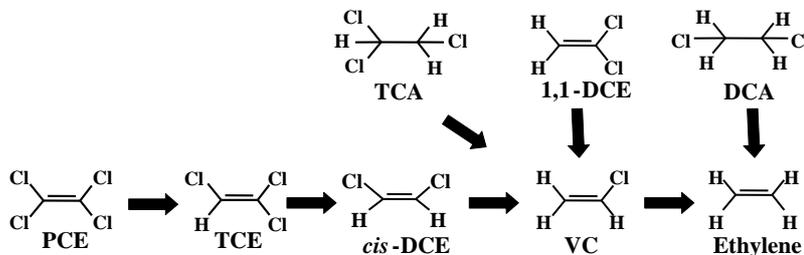


図 5 VOC の代謝経路

認され, バイオレメディエーションの適用可能性が示された. とくに汚染源に近い地点の底質 No.4, No.5, No.6.1, No.6.2 において高い脱塩素活性が確認された. 今後, 汚染地下水の流入状況を把握して, 脱塩素活性との比較評価を行うことが課題である.