<論 文>

嫌気性土壌細菌によるテトラクロロエチレンの生分解に関する研究

矢口 久美子* 渡辺 学* 平田 一郎*
 伊藤 武* 濱田 昭**

Degradation of Tetrachloroethylene by an Anaerobic Bacterium from Soil

Kumiko YAGUCHI*, Satoru WATANABE*, Ichiro HIRATA*,
 Takeshi ITO* and Akira HAMADA**

* Tama Branch Laboratory, The Tokyo Metropolitan Research Laboratory of Public Health, 3-16-25, Shibazaki-cho, Tachikawa-shi, Tokyo 190 Japan

** School of Pharmaceutical Science, Showa University, 1-5-8, Hatanodai, Shinagawa-ku, Tokyo 142 Japan

Abstract

Biodegradation of tetrachloroethylene (PCE) was studied in order to explicate the source of *cis*-1,2-dichloroethylene (*cis*-1,2-DCE) in groundwater.

Depletion of PCE was observed by incubation with microorganisms, which lived in the soil sample from a drainage of the laundry. A bacterium which degraded PCE was isolated from this soil sample.

This bacterium (strain T) found to be an obligatory anaerobic gramnegative rod, and grew in the liquid medium containing mineral salts, yeast extract and L-cysteine monohydrochloride. The organism did not form a colony on any plate media under an anaerobic condition.

The growth of strain T and PCE degradation were observed between 15°C and 35°C, and between pH6.0 and pH9.5.

PCE was transformed to TCE and then to *cis*-1,2-DCE by strain T under an anaerobic condition. It was suggested that this pathway was conducted by reductive dehalogenation. Strain T could degrade more than 90% of 30mg · l⁻¹ PCE in 60hours.

Key words: biodegradation, tetrachloroethylene, anaerobic bacterium, reductive dehalogenation

1. 結 言

地下水の汚染化合物として全国各地で検出されているトリクロロエチレン (TCE) や、テトラクロロエチレン (PCE) 等の揮発性有機塩素化合物は^{1)~3)}、発がん性の疑いがあると共に難分解性の化合物であり、一度これらに汚染された地下水の回復は極めて困難である⁴⁾。そのためこれらの物質による地下水汚染は、地下

水の利用とその安全性の面から公衆衛生および環境保全上問題となっている。

著者らが1981年より東京都多摩地区地下水中における揮発性有機塩素化合物について調査した結果、調査井戸の約40%から TCE が、16%から PCE が、15%から *cis*-1,2ジクロロエチレン (*cis*-1,2-DCE) が検出される等、これらの化合物による汚染は広範囲におよぶこと、また当地区では複数の有機溶剤に汚染されてい

* 東京都衛生研究所多摩支所 〒190 立川市柴崎町3-16-25

** 昭和大学薬学部 〒142 品川区旗の台1-5-8

る井戸が多く、汚染源が単一でない可能性が明らかになった³⁾。

これらの化合物は難分解性であるが、最近土壤に分布する *Pseudomonas*⁵⁾, *Acinetobacter* 属⁶⁾, メタン資化菌^{7), 15)}等の微生物によって分解され、メタン資化菌についてはジクロロ酢酸、グリオキシル酸、CO₂が分解生成物であることが報告されている。

著者らも、PCE を使用しているクリーニング店排水溝の溜り水から PCE 以外に *cis*-1,2-DCE も検出されることに注目し、当該クリーニング店では *cis*-1,2-DCE を使用していないことから、排水溝底泥中の微生物によって生分解が起こる可能性を推察した。この底泥を培養した結果、PCE の生分解が確認された。そこでこの底泥から PCE を分解し *cis*-1,2-DCE を生成する嫌気性細菌を分離し、その細菌の PCE 分解に関する諸性質について検討を加えたので報告する。

2. 実験方法

2.1 供試材料

PCE に汚染されている東京都内の某クリーニング店排水溝の底泥を用いた。底泥はポリエチレン製の袋に採取し、冷蔵庫に保存した。

2.2 培地

Davis の培地⁹⁾のブドウ糖を酵母エキスを置き換えた最小培地 (MMY と略) を PCE 分解菌の培養に用いた。本培地の組成は無水リン酸水素二カリウム 7 g, 無水リン酸二水素カリウム 2g, 硫酸マグネシウム 0.1g, 硫酸アンモニウム 1 g, クエン酸ナトリウム 0.5g, 酵母エキス 2 g, 蒸留水 1,000ml, pH7.2 である。なお、一部の試験については Davis の培地を使用した。

PCE 分解菌の分離培養には、普通寒天 (日水製薬)、血液寒天 (OXOID)、GAM 寒天 (日水製薬)、土壤抽出液寒天 (土壤エキス⁹⁾250ml, MMY750ml, 寒天 1.5%), MMY 寒天 (MMY に寒天を 1.5% 添加)、ミューラー・ヒントン寒天 (BBL) を用いた。

このほか、PCE 分解菌の発育を検討するために、Heart Infusion Broth (DIFCO)、Trypticase Soy Broth (BBL)、Brain Heart Infusion Broth (DIFCO)、Trypton Soya Broth (OXOID)、Brucera Broth (DIFCO)、GAM ブイヨン (日水製薬) および無機塩培地を用いた。無機塩培地の組成は硝酸アンモニウム 1.0 g, 無水リン酸二水素カリウム 1.0g, 硫酸マグネシウム 0.5g, 塩化カリウム 0.2g, 蒸留水 1,000ml, pH7.2 である。

2.3 培養方法

容量 21ml のバイアルに MMY を 10ml 分注し、

121℃ で 15 分間高圧滅菌した。これに排水溝底泥の培養の場合は底泥 1 g を、また PCE 分解菌の培養は培養菌液を 0.1ml 加え、次にあらかじめメンブランフィルター (ポアサイズ 0.45μm) で濾過滅菌した PCE を 1 μl 添加した。その後、滅菌したブチルゴム栓およびアルミシールで密封し、バイアル気相部を嫌氣的、微好氣的あるいは好氣的に保ち、20℃ または 30℃ で一定期間、静置培養した。

嫌気および微好気条件下での培養は、ブチルゴム栓にメンブランフィルター (ポアサイズ 0.45μm) を装着した注射針をさし、嫌気培養ジャーにそのバイアルを入れ気相を吸引ポンプで脱気し、続いて嫌気培養の際には 10% H₂, 10% CO₂, 80% N₂ の混合ガスを注入した。微好気培養の際には 5% O₂, 10% CO₂, 85% N₂ の混合ガスでバイアル気相の空気を置換した。好気培養の場合は、とくにバイアル気相部のガス置換は行わなかった。

2.4 PCE 分解の確認方法

PCE 分解の確認は、バイアル気相部のガスに含まれる PCE, TCE, *cis*-1,2-DCE 等をガスクロマトグラフィー (GC) で測定することにより行った。

GC の分析条件は以下の通りである。

装置：日立製作所 GC163, 検出器：FID, カラム：φ 3 mm × 3 m のガラスカラム, 充填剤：20% TCP chromosorb W AW DMCS 60-80mesh, カラム温度：80℃, 注入口温度：120℃

2.5 分解生成物の同定

培養に用いたバイアル気相部のガスをガスクロマトグラフ質量分析計 (GC-MS) で分析し、PCE の分解生成物を同定した。GC-MS の分析条件は次の通りである。

装置：日本電子 (株) JMS-D-300, イオン化電圧：70 eV, イオン源温度：250℃, カラム：20% TCP を充填した φ 2 mm × 2.8m のガラスカラム, カラム温度：60℃, 注入口温度：150℃。

2.6 培養液中の塩素イオンの測定

培養液中の塩素イオンは、培養液をメンブランフィルター (ポアサイズ 0.2μm) で濾過し、濾液をイオンクロマトグラフィーで測定し求めた。測定条件および装置は次の通りである。

装置：ダイオネックス社 2010i 型イオンクロマトグラフ, 分離カラム：HPIC AS-6, ガードカラム：HPIC AG-6, 溶離液：10mM パラシアノフェノールおよび 20mM NaOH の混合溶液, 再生液：0.05N 硫酸。

2.7 細菌の増殖の測定

細菌の増殖は培養液の濁度を 550nm の吸光度で測

定した。一部の試料についてブリード法¹⁶⁾に準拠して菌体を染色し、顕微鏡によって菌数を計測した。

分光光度計は島津製作所(株) UV-200を用いた。

3. 結果および考察

3.1 土壌培養による PCE の生分解実験

クリーニング店排水溝の底泥を Davis の培地を入れたバイアル中で、20℃で培養した。培養1日後と30日後のバイアル気相部のガスクロマトグラムを Fig. 1 に示す。1日後のクロマトグラムには PCE の大きなピークが認められただけであるが、30日後には①および②の新たなピークが出現し、PCE の減少も認められた。GC の保持時間および GC-MS による分析結果より、①のピークは *cis*-1,2-DCE、②は TCE であることがわかった。

この土壌を同様にバイアルで培養した場合の PCE、TCE および *cis*-1,2-DCE 濃度の経時変化を、バイアル気相部の空気を嫌気培養用ガスで置換したとき

としない状態について観察した (Fig. 2)。バイアル気相のガス置換の有無にかかわらず PCE は分解された。どちらの場合も PCE の減少に伴って TCE が生成され、さらに培養を続けると TCE も減少し、*cis*-1,2-DCE の生成が認められた。PCE がほとんど消失した後、培養を続けても *cis*-1,2-DCE 量は変化せず、PCE の最終分解生成物は *cis*-1,2-DCE であると推定される。

また121℃で15分間滅菌したクリーニング店排水溝底泥を培養した場合には、PCE はほとんど減少せず TCE、*cis*-1,2-DCE の生成は認められなかったことから、PCE の分解は土壌中の微生物によるものと考えられる。また PCE 分解はバイアル気相を嫌気培養ガスで置換した場合も認められたことから、分解に関与している微生物は通性嫌気性あるいは偏性嫌気性であることが示唆された。

3.2 PCE 分解菌の分離

PCE 分解性が認められたクリーニング店排水溝の底泥から分解菌の分離を試みた。

MMY を入れたバイアルに PCE と底泥を加え、この底泥中の微生物による PCE 分解には嫌気的条件の方が適していると考えられたので、気相を嫌気培養用混合ガスで置換し、30℃で7日間培養した。以下、分解菌の分離培養はすべてこの条件で行った。PCE の分解および *cis*-1,2-DCE の生成はバイアル気相を GC で測定し確認した。底泥培養液の0.1ml を新たな MMY に接種し、PCE を1 μ l 添加して、5～7日おきに5回継代培養を行い、PCE 分解菌を集積培養した。集積培養系から PCE 分解菌を分離するために、2.2 に述べた各種寒天平板培地を用い、好気、微好気および嫌気の各条件で培養した。各寒天平板上に出現した集落を可能な限り多数釣菌し PCE 分解性を検討したが、すべて非分解性で PCE 分解菌の分離はできなかった。したがって PCE 分解菌は平板培地で集落形成が困難な細菌であると考えられる。そこで培養液中に存在する PCE 分解菌のみを液体培養で優勢に増殖させるため、まず、培地中に種々の抗生物質を添加して継代培養し、PCE の分解性を検討した。使用した抗生物質はオレアンドマイシン、テトラサイクリン、カナマイシンおよびポリミキシン B の4種類で、ポリミキシン B は5,000単位・ ml^{-1} 、他の3種は各々5 $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ の濃度で用いた。30℃で5日間培養したところ、オレアンドマイシンを加えた場合にのみ顕著な PCE の分解が確認され、他の3種類の抗生物質を添加した場合は PCE の分解は認められなかった。そこでオレアンドマイシンを5 $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ 添加した MMY を用いて継代培養を繰り返したが、顕微鏡観察の結果まだ多種の

Fig. 1 Gas chromatograms of the gas phase after incubation of the soil with Davis medium. A gas phase of the bottle was changed by the anaerobic gas mixture, and incubated at 20℃ for one day (A) and thirty days (B).

Fig. 2 Dechlorination of PCE to TCE and *cis*-1,2-DCE by the incubation of the soil at 20°C with Davis medium.

A: The soil was incubated under an aerobic condition.

B: The soil was incubated under an anaerobic condition.

形態を示すグラム陰性菌が混在していたため、さらに培地の嫌気度を高めての培養を試みた。

培地に還元剤としてチオグリコール酸ナトリウムおよびL-システイン塩酸塩を各々0.03%添加し、継代培養を5回繰り返した結果、周毛性のグラム陰性桿菌と極単毛のグラム陰性桿菌の2種類のみが観察された。この2種類の細菌の培養系にはPCE分解能が認められた。このうち極単毛桿菌はミューラー・ヒントン培地に集落を形成したが、PCE非分解であることが確認された。周毛性桿菌は各種の培地および培養法によっても全く集落の形成は認められなかった。しかしPCE分解が確認された培養液中には必ず周毛性桿菌が多数確認され、混在している極単毛桿菌はPCEを分解しなかったことから、この周毛性桿菌がPCE分解菌であることが示唆された。

周毛性桿菌は寒天平板培地上に集落を形成しないため、さらに培地に抗生物質を添加して培養し、PCE非分解性である極単毛桿菌を混合培養系から除去することを試みた。

極単毛桿菌に感受性が認められたクロラムフェニコール、スルファメトキサゾール・トリメトプリム合剤(ST合剤)、アンピシリン、カナマイシンおよびテトラサイクリンの抗生物質を各薬剤毎に6.25~100 $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ の範囲で還元剤加MMY培地に添加した。ST合剤を25 $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ 以下添加した培地およびクロラムフェニコールを12.5 $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ 以下添加した培地で培

養した場合にPCE分解が認められた。そこでST合剤あるいはクロラムフェニコールを25~200 $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ 添加した還元剤添加MMYで5日おきに培養を繰り返した結果、ST合剤を添加した継代培養にPCE分解性が認められ、ミューラー・ヒントン寒天平板培地上に集落を形成しない培養系を得た。この培養系を電子顕微鏡およびレイフソンの鞭毛染色法で染色し観察した結果、周毛性桿菌のみが観察され、混在していた極単毛桿菌は全く認められなかったことから、PCE分解を有する周毛性桿菌(T株と略)が分離されたと考える。Fig. 3にT株の電子顕微鏡写真を示す。

3.3 T株の発育条件とPCE分解性の検討

T株の発育およびPCE分解性に及ぼすバイアル気相のガス組成と還元剤の影響について検討した。Table 1に示すようにガス置換しない好気的な場合と微好気培養用混合ガス(85% N_2 +10% CO_2 +5% O_2)および嫌気培養用混合ガス(80% N_2 +10% CO_2 +10% H_2)で置換した3条件で培養した結果、嫌気培養用混合ガスで培養したときのみT株の発育およびPCEの分解が認められた。多種類の細菌が混在している底泥を培養した場合は、前述のように好気的条件下でもPCEの分解が観察されたが、これは混在する好気性細菌によって培養液中の酸素が消費され、嫌気的環境が作られたためと考えられる。

次にMMYにFig. 4に示すようにシステイン塩酸塩およびチオグリコール酸ナトリウムを添加して還元

Fig. 3 Electrophotomicrograph of strain T.

Table 1 Effect of gas constituents for PCE degradation by strain T

Gas formation	PCE degradation	Growth of strain T
Air	—	—
85%N ₂ +10%CO ₂ +5 %O ₂	—	—
80%N ₂ +10%CO ₂ +10%H ₂	+	+

Medium: MMY containing 0.03% L-cysteine monohydrochloride. Incubation temperature: 30°C

Table 2 Effect of media on PCE degradation by strain T

Media	PCE degradation	Growth
MMYR ^{a)}	+	+
MMR ^{b)}	—	—
Mineral Salt Medium	—	—
MSMR ^{c)}	—	—

a) MMY containing 0.03% L-cysteine monohydrochloride.

b) MMYR without Yeast extract.

c) Mineral Salt Medium containing 0.03% L-cysteine monohydrochloride.

Incubation temperature: 30°C, Incubation period: 5days

剤の影響を調べたところ、T株の発育およびPCEの分解には還元剤の添加が有効であることが判明した。

またT株の発育およびPCE分解性の最も良好な還元剤の条件は、MMYにL-システイン塩酸塩を0.03%添加した場合であった。

さらに、PCEおよびL-システインがT株発育の炭素源として利用されているかどうかを検討するために、無機塩の培地にPCEを添加してT株を培養した。その結果Table 2に示すように、システイン添加MMYで培養した場合にのみT株の発育およびPCE分解が認められ、無機塩のみの培地、無機塩にシス

Fig. 4 Effect of reductant in MMY on PCE degradation by strain T and its growth.

○—○: 0.03% L-cysteine monohydrochloride.

●—●: 0.2% L-cysteine monohydrochloride.

□—□: 0.03% thioglycolic acid.

■—■: 0.2% thioglycolic acid.

△—△: 0.03% L-cysteine monohydrochloride and 0.03% thioglycolic acid.

▲—▲: 0.2% L-cysteine monohydrochloride and 0.2% thioglycolic acid.

○--○: no reductant

インを添加した培地およびシステイン添加MMYから酵母エキスを除いた培地ではT株の増殖およびPCE分解は認められなかった。これらのことからT株はPCEおよびL-システインを炭素源として利用していないと推察される。

Fig. 5はT株の発育およびPCE分解と培地のpHとの関連を検討した結果である。この場合の培地はL-システイン添加MMYを用い、0.1N HClまたは0.1N NaOHでpH5.5~10.3まで8通りに調製した。PCEの分解および増殖はpH6.0~9.5の範囲に認められ、とくにpH7.2の培地を用いた場合、最も分解が速いことがわかった。

培養温度がT株の発育およびPCE分解に与える影響をシステイン添加MMY培地を用いて検討した成績を、Fig. 6に示す。15~35°Cの範囲でT株の発育およびPCE分解が認められ、35°Cで培養した場合、最も分解が速かった。

3.4 T株のPCE分解能

PCE濃度30, 40, 60mg・ml⁻¹のシステイン添加MMYでT株を培養し、PCE分解およびT株の菌数

Fig. 5 Effect of pH on PCE degradation by strain T and its growth.

Medium: MMY containing 0.03% L-cysteine monohydrochloride. Incubation temperature: 30°C

Fig. 6 Effect of incubation temperature on PCE degradation by strain T and its growth.

Medium: MMY containing L-cysteine monohydrochloride.

の経時変化を観察した (Fig. 7). 菌数はブリード法により求めた。約60時間で30mg・ml⁻¹のPCEの90%以上が分解され、PCEが60mg・ml⁻¹の高濃度においてもT株は増殖可能でPCEの分解も認められた。

Fig. 7 Effect of initial PCE concentration on PCE degradation by strain T and its growth.

—: Remaining PCE, ---: Number of cells

●: Initial PCE concentration was 30mg・l⁻¹

○: Initial PCE concentration was 40mg・l⁻¹

△: Initial PCE concentration was 60mg・l⁻¹

The initial number of cells were 6.3×10⁴・l⁻¹

これまでに報告されているPCEまたはTCE分解菌のうち、嫌気性の3-クロロ安息香酸資化性菌であるDCB-1は約5週間で0.8mg・l⁻¹のPCEをほぼ100%分解し¹⁴⁾、好気性のメタン資化性菌である46-1株は0.4mg・l⁻¹のTCEを20日間で40%⁷⁾、また同様にメタン資化性菌のM株は10mg・l⁻¹のTCEを13日間で60%分解する¹⁵⁾。これらの細菌と比較してもT株は高いPCE分解性を有することがわかった。

3.5 T株によるPCE分解過程の推定

T株によるPCE分解過程は、分解中間体としてTCEが生成され、さらにcis-1,2-DCEが生成、蓄積されることから脱塩素反応の可能性が考えられる。

そこで、T株によるPCE分解量と分解生成物であ

Table 3 PCE degradation and the products by strain T

Incubation period (days)	compounds (μmol)			
	PCE	TCE	cis-1,2-DCE	Cl^-
0	118 $\pm$ 27.1	0	0	1794 $\pm$ 107
2	12 $\pm$ 3.0	0.6	111 $\pm$ 15.5	2003 $\pm$ 147

The values are means $\pm$ standard deviation. The means and standard deviations were calculated from nine replicates.

Medium: MMY containing 0.03% L-cysteine monohydrochloride. Incubation temperature: 30°C

る TCE および cis-1,2-DCE, 加えて塩素イオンの生成量を定量した。バイアルからの PCE の損失をできるだけ少なくするために, 培養日数を 2 日間とし, PCE はバイアル気相のガス置換後に添加した。Table 3 に示すように PCE は 2 日間の培養で 106 μmol 減少し, TCE および cis-1,2-DCE は合計で 111.6 μmol , 塩素イオンは 209 μmol 増加した。減少した PCE とほぼ同モルの cis-1,2-DCE が生成され, 約 2 倍量の塩素イオンが生成されたといえる。このことから T 株による PCE の分解経路は, Fig. 8 に示すような脱塩素反応であると推定される。

Persons ら¹²⁾, Kleopfer ら¹³⁾は, 有機塩素化合物に汚染されている地域の土壌あるいは地下水を培養した場合, 嫌気条件下で PCE が脱塩素反応的に生分解されることを報告している。T 株による PCE の分解も, これらの分解経路と同様なものであると考えられる。Kleopfer らの報告では, PCE は cis-1,2-DCE までしか分解されていないが, Persons らの報告では一部が塩化ビニールに分解されていることを示し, また Vogel¹¹⁾らはメタンガスが存在するカラムで馴養した細菌の混合体により嫌気条件下で PCE が塩化ビニールに分解され, 一部が CO_2 に無機化されると報告している。これらの報告例および著者らの実験結果より, 環境中では嫌気的条件下で PCE が cis-1,2-DCE まで分解される場合が多く, さらに別の種類の微生物の存在あるいは他の条件により, 無機化が可能であることが示唆される。

これまでに塩素系有機溶剤を分解する細菌として *Acinetobacter* 属⁹⁾, メタン資化菌⁷⁾, *Pseudomonas putida*⁶⁾ および Dechlorinating bacterium DCB-1¹⁴⁾ 等が報告されている。*Acinetobacter* 属, メタン資化菌, *Pseudomonas putida* はいずれも好気性菌であり, TCE を分解するが PCE は分解しない。また TCE 分解過程も脱塩素反応ではなく, 酸化反応であると考え

Fig. 8 Proposed pathway for degradation of PCE by strain T

られる⁷⁾。Fathepure らの報告した Dechlorinating bacterium DCB-1 は嫌気性の 3-クロロ安息香酸還元性菌で還元的脱塩素反応が認められる。しかし, 発育に 3-クロロ安息香酸あるいはビルビン酸が必要であることから, 著者らが分離した T 株はこれまでに報告例のない新しいカテゴリーの細菌であると考えられる。

4. ま と め

地下水から検出される cis-1,2-DCE の由来を明らかにする目的で, PCE の微生物による分解について検討し, 次の知見を得た。

1) PCE に汚染されたクリーニング店排水溝底泥を最小培地で培養した結果, PCE の分解が認められた。その分解生成物は TCE および cis-1,2-DCE で, cis-1,2-DCE が最終生成物であることが確認された。

2) PCE に汚染された土壌から PCE を分解する細菌 (T 株) を分離した。T 株は周毛性の鞭毛を有するグラム陰性の嫌気性桿菌であった。

3) T 株は寒天平板培地上で集落を形成しない。T 株の発育 pH 域は pH6.0~9.5 で PCE の分解も同 pH 域で認められた。また 15~35°C の範囲で T 株の発育および PCE 分解性が認められた。

4) T 株は 30mg $\cdot$ l⁻¹ の PCE を約 60 時間で 90% 以上分解し, その分解経路は脱塩素反応であると推定された。

謝 辞

本研究にあたり, 電子顕微鏡写真の撮影にご協力いただいたウィルス研究科の関根整治氏に心からお礼を申し上げます。

(原稿受付 1990年11月20日)

(原稿受理 1991年 4月23日)

参 考 文 献

- 1) 杉戸大作 (1983) 地下水汚染, 水道協会雑誌, 589, 53-61.
- 2) 玉川勝美, 相原良之, 三島靖子, 樋渡玲子, 菅野直, 関敏彦, 角田行, 棟形多為一, 小場正彦, 泉田三郎, 阿部克己, 白島裕, 三浦寿光, 伊藤善通, 国井清, 回谷教男 (1983) 低沸点有機塩素化合物による環境水汚染(第一報), 仙台市衛生試験所報, 13,

- 264-274.
- 3) 矢口歌美子, 大橋則男, 渡辺学, 関山登, 中村弘, 坂井千三 (1984) 多摩地区地下水中の塩素系有機溶剤に関する調査, 東京衛研年報, **35**, 363-370.
- 4) 矢口久美子, 鈴木俊也, 関山登, 渡辺学, 西島基弘, 寺山武 (1988) 多摩地区における揮発性有機塩素化合物汚染の動向, 東京衛研年報, **39**, 280-288.
- 5) Wackett, L.P. and Gibson, D.T. (1988) Degradation of trichloroethylene by toluene dioxygenase in whole-cell studies with *Pseudomonas putida* Fl., *Appl. Environ. Microbiol.*, **54**, 1703-1708.
- 6) Nelson, M.J.K. (1986) Aerobic metabolism of trichloroethylene by a bacterial isolate, *Appl. Environ. Microbiol.*, **52**, 383-384.
- 7) Little, C.D. and Cilmer, P.J. (1988) Trichloroethylene biodegradation by a methane-oxidizing bacterium, *Appl. Environ. Microbiol.*, **54**, 951-956.
- 8) 東京大学医科学研究所学友会編 (1976) 改訂 5 版, 細菌学実習提要, 85pp., 丸善, 東京.
- 9) 微生物研究法懇談会編 (1975) 微生物実験法, 434pp. 講談社, 東京.
- 10) 矢内照夫, 今川隆, 田尾博明 (1989) 廃水中トリクロロエチレンの化学的分解処理, 第23回水質汚濁学会講演集, 93-94.
- 11) Vogel, T.M. and McCarty, P.L. (1985) Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, vinyl chloride and carbon dioxide under methanogenic conditions, *Appl. Environ. Microbiol.* **49**, 1080-1083.
- 12) Parsons, F. and Wood, P.R. (1984) Transformation of tetrachloroethene and trichloroethene in microcosms and groundwater, *Jour. AWWA*, **76**, 56-59.
- 13) Kleepfer, R.D., Easley, D.M., Haas, B.B. and Deihl, T.G. (1985) Anaerobic degradation of trichloroethylene in soil, *Environ. Sci. Technol.*, **19**, 277-280.
- 14) Fathepure, B.Z., Nengu, J.P. and Boyd, S.A. (1987) Anaerobic bacteria that dechlorinated perchloroethene, *Appl. Environ. Microbiol.*, **53**, 2671-2674.
- 15) 矢木修身, 内山裕夫 (1989) 揮発性有機塩素化合物の土壤中における挙動と微生物分解特性, 国立公害研究所研究発表会予稿集, 13-18.
- 16) 日本薬学会編 (1980) 衛生試験法・注解, 254pp., 金原出版, 東京.

富栄養化水域における植物プランクトン・動物プランクトンの自浄作用に及ぼす効果

藤井 滋穂* 宗宮 功* 白木 敏之**

* 京都大学工学部 ** (株)日立造船

〈水質汚濁研究 Vol. 14 No. 7 (1991) pp.469～478〉

富栄養化水域水中での植物プランクトンおよび動物プランクトンに関わる自浄過程の定量的な解析が、マイクロコスム実験に基づき実施され、下記の成果が得られた。

- (1) 有機物分解過程の最初の反応は植物プランクトンの内生呼吸で、続いてバクテリアによる分解反応が徐々に進む。動物プランクトンはバクテリアの活性を高める。
- (2) 浮遊性物質の分解は、1次反応で表現でき、その速度定数は $0.02 \sim 0.07 \text{ d}^{-1}$ の範囲にある。これにともない、栄養塩類は水中に放出される。
- (3) 水中の酸素消費はバクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンの呼吸速度の和で表わせる。植物プランクトンの呼吸速度 R_p ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$) は光合成速度 p_r ($\text{mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$) により、 $R_p = k * P_r$ の式で推定できる。
- (4) 水温は各々の過程の反応速度に影響し、その温度効果係数は、COD で $1.047 \sim 1.103 \text{ d}^{-1}$ 、N で $1.078, 1.142 \text{ d}^{-1}$ 、P で $1.088, 1.263 \text{ d}^{-1}$ であった。

嫌気性土壌細菌によるテトラクロロエチレンの生分解に関する研究

矢口久美子* 渡辺 学* 平田 一郎* 伊藤 武* 濱田 昭**

* 東京都立衛生研究所多摩支所 ** 昭和大学薬学部

〈水質汚濁研究 Vol. 14 No. 7 (1991) pp.479～486〉

地下水中から検出される *cis*-1,2-ジクロロエチレン (*cis*-1,2-DCE) の由来を明らかにするために、テトラクロロエチレン (PCE) の生分解について検討し、次の知見を得た。

PCE に高濃度汚染された土壌に PCE の生分解が認められ、この土壌から PCE を分解する細菌 (T 株と略) を分離した。

T 株は周毛性のグラム陰性桿菌で、嫌気性であり、寒天平板培地上に集落形成をしない。T 株の発育および PCE 分解性が認められた pH 域は pH6.0～9.5 で至適 pH は 7.2 であった。また $15 \sim 35^\circ \text{C}$ の範囲で T 株の発育および PCE 分解が認められた。

T 株による PCE の分解経路は脱塩素反応であると推定され、PCE から TCE を経て最終的には *cis*-1,2-DCE に分解された。T 株は $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の PCE を約 60 時間で 90% 以上分解する能力を持つことがわかった。