

(13) 残留性有機フッ素化合物 PFOS、PFOA の 下水処理場における挙動調査

野添 宗裕^{1*}・藤井 滋穂¹・田中 周平¹・田中 宏明¹・山下 尚之¹

¹京都大学大学院工学研究科附属流域圏総合環境質研究センター (〒520-0811 滋賀県大津市由美浜 1-2)

*E-mail: m-nozoe@biwa.ecg.kyoto-u.ac.jp

残留性有機フッ素化合物 PFOS、PFOA の下水処理場における流入および流出負荷や各処理過程における挙動については、未解明な部分が多い。そこで、本研究では下水処理場（処理人口：57 万人）を対象として、2005 年 9 月と 2006 年 1 月に水質・水量調査を行い、下水処理場内の各処理過程における挙動を検討した。その結果、1) 生物反応槽内において 80% 以上が活性汚泥に吸着しており、蓄積の可能性が示唆されたこと、2) オゾンおよび生物活性炭による超高度処理では PFOS の濃度が 84% 減少したこと、3) 流入水および放流水（処理水量：18.5 万 m³/day）中における PFOS のフラックスがそれぞれ 1.5、5.6 g/day、PFOA では 10.0、12.4 g/day であったことなどが明らかとなった。

Key Words: PFOS, PFOA, wastewater treatment plant, ozonation, activated carbon

1. はじめに

有機フッ素化合物は撥水性、耐熱性、潤滑性など化学的に優れた特性を有するため、過去 50 年以上に渡って焦げつかないフライパン、撥水剤、表面コーティング剤、消火剤、シャンプーなど工業製品から家庭用品まで多方面かつ多量に使用されてきた¹⁾。しかし、1999 年に有機フッ素化合物を製造する工場の従業員から有機フッ素化合物の一つであるペルフルオロオクタンスルホン酸 (PFOS; Perfluorooctane Sulfonate) が最高 13.83 µg/mL の高濃度で検出されて以来、有機フッ素化合物の環境中での残留性やヒトへの蓄積性・毒性が懸念されるようになった²⁾。有機フッ素化合物の中でも生体中や環境中での最終分解生成物であるペルフルオロオクタン酸 (PFOA; Perfluorooctanoic Acid) が注目を集めている。これらは炭素数が 8 であり、PFOS は生体内での蓄積性や生物濃縮性が高く、ヒトの血清における半減期は 8.67 年³⁾、生物濃縮性は 10,964 と報告されている⁴⁾。PFOA に関しては、2005 年 6 月に米国環境保護局の科学諮問委員会がまとめたリスク評価案で「PFOA is a 'likely' carcinogen in humans」とその毒性が報告されている。

世界各国では PFOS、PFOA の規制が始まっている。

これらの物質に関連する製品の大部分を製造していた 3M 社はすでに製造を中止している。カナダは 2004 年に一部が PFOA に分解されると考えられているフッ素テロマー 4 種類を暫定的に 2 年間禁止にした。スウェーデンは PFOS を新たな POPs 議定書に追加することを 2005 年に提案した。日本は 2002 年に PFOS、PFOA を「化学物質の審査および製造等の規制に関する法律（化審法）」の第二種監視化学物質（旧指定化学物質）に指定したが、これらは PRTR 法の指定化学物質には指定されていない。したがって、これらの物質に対する実質的規制がなく、環境やヒトへの汚染は拡大していると予想される。

ヒトの血液や野生動物の血液や臓器の汚染実態、河川の表流水、海水、湖、大気などの環境中における PFOS、PFOA の汚染実態は欧米や日本の調査により着実に明らかになっている。これらの調査の結果、欧米人や日本人の血液から PFOS、PFOA が検出され^{5) 6) 7)}、世界中の野生動物の血液や臓器からも検出された^{8) 9)}。環境中では一度放出されると分解されずに残留すると報告¹⁰⁾ され、実際に河川の表流水、海水、大気から検出され^{4) 6) 11) 12) 13) 14)}、環境中に残留していることが確認されている。河川の表流水における多くの調査で下水処理場の放流口において高濃度で検出され、下水処理場が河川や湖などの公共用水域への負荷源の一つとして指摘されている^{12) 13)}。

しかしながら、下水処理場内における挙動に関する実態が調査された例は世界的に見てもごくわずか^{15) 16)}で、日本に至っては実態すら報告されておらず、下水処理場における流入および流出負荷や各処理過程における挙動について未解明部分が多い。そこで、本研究では家庭排水や産業廃水が集約する場である下水処理場を対象として実態調査を行い、下水処理場内の各処理過程におけるPFOS、PFOAの挙動の把握を主目的とした。

2. 下水処理場における実態調査

(1) 処理場の概要

本研究で対象としたA処理場の概要を表-1に示す。A処理場は水処理系4系列、汚泥処理系3系列で構成され、水処理第4系の一部でオゾンと生物活性炭による超高度処理の実証試験が行われている。1A系はAO (Anaerobic Oxidic)法で、1B系、2系および3系はA²O (Anaerobic Anoxic Oxidic)法で、4系はステップ流入式多段硝化脱窒法で処理を行っている。水処理の1~4系に分配される流量の割合は、それぞれ27.8%、31.6%、28.6%、12.0% (ただし、第2回目の調査における流量より算出) であった。

表-1 A処理場の概要

処理人口	568,177 人
現有処理能力	216,500 m ³ /日
処理方式	凝集剤添加活性汚泥循環変法+砂ろ過法 凝集剤添加多段硝化脱窒法+砂ろ過法
排除方式	分流式
市街地の割合	60.2%
出典：A処理場パンフレット（平成15年度） 下水道統計（平成14年度）	

表-2 採水地点と採水数

採水地点	1回目	2回目
流入水	1	1
放流水	1	1
水処理系	6 (第3系)	6 (第4系)
超高度処理系	2	2
汚泥処理系	4 (第2系)	5 (第3系)
計	14	15

(2) 調査の方法

調査は2005年9月27,28日（第1回目）と2006年1月5日（第2回目）の計2回実施した。第1回目については午前10時にスポット採水により5地点から、翌日に自動採水器により5地点と汚泥処理系の4地点でスポット採水した（図-1参照。ただし、脱水ケーキは含まない）。自動採水器は採水日午前10時から採水日午前9時まで1時間間隔で採水したものが等量混合されていた。採水地点と採水数を表-2に示す。水処理系の採水地点は、最初沈殿池流入水、同流出水、生物反応槽流出水、返送汚泥、最終沈殿池流出水、急速砂ろ過池流出水であり、さらに超高度処理系であるオゾン反応槽流出水と生物活性炭槽流出水を採水した。また、汚泥処理系の採水地点は、濃縮槽流入水、同越流水、濃縮汚泥、脱水ろ液とした。第1回目では水処理第3系と汚泥処理第2系において採水し、溶存態のみを分析した。第2回目では水処理第4系と汚泥処理第3系において採水し、さらに脱水ケーキを採取し、溶存態と懸濁態を分析した。濃縮汚泥と脱水ケーキはほぼ懸濁態で構成されるため、全量を懸濁態として分析とした。

水処理第4系と汚泥処理第3系の採水地点を図-1（ただし、水処理第3系と汚泥処理2系でも同様）に示す。

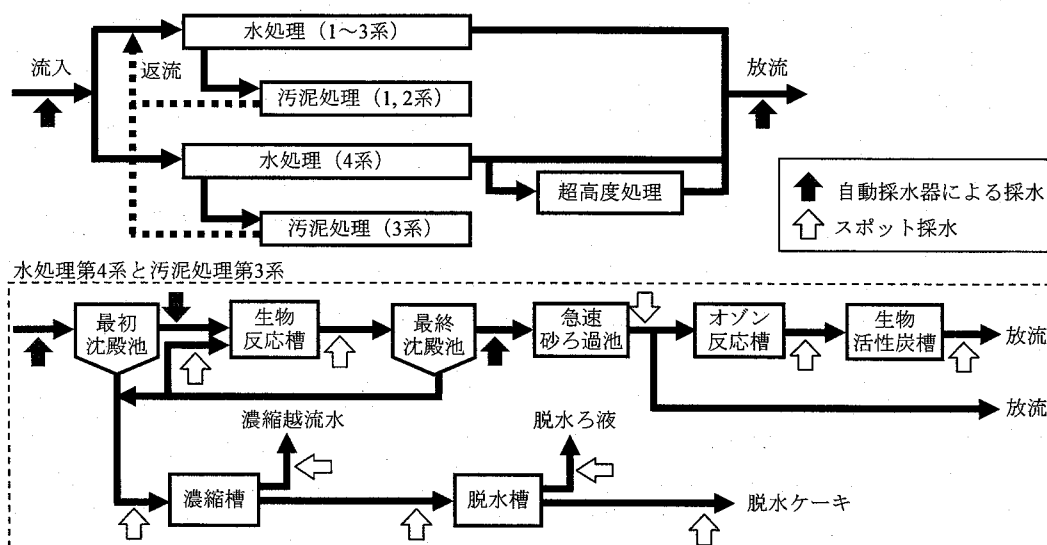


図-1 水処理第4系と汚泥処理第3系の採水地点

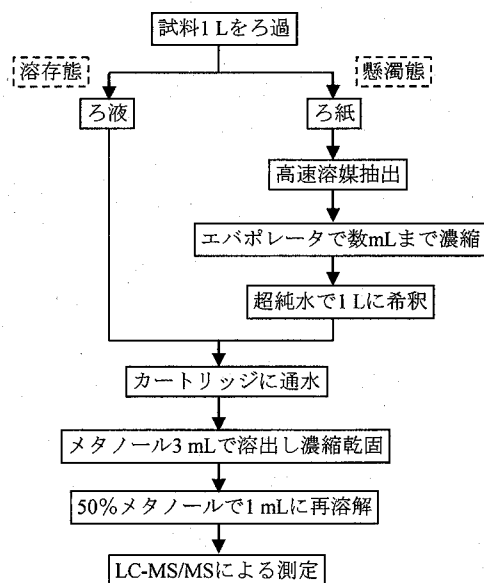


図-2 分析の方法のフローチャート

(3) 分析の方法

分析の方法のフローチャートを図-2に示す。なお、溶存態の分析はSaitoら¹²⁾の方法に基づき、懸濁態の分析は佐々木ら¹⁷⁾の方法を参考に、一部独自の検討を加えた方法により行った。少量のメタノールで吸引ろ過し105℃で1時間乾燥させたガラス繊維ろ紙(GF/B, Whatman製)により試料1 Lを吸引ろ過し、ろ液を溶存態、ろ紙上の成分を懸濁態として分析した。メタノール10 mL、次いで精製水20 mLでコンディショニングしたカートリッジPresep-C Agri (Short, Wako製)をコンセンレーターSPC10 (Waters製)に設置し、ろ液を流速10 mL/minで通水させた。通水後、カートリッジをマニホールド(Waters製)と真空ポンプ(ULVAC製)で吸引脱水し、メタノール3 mLでポリプロピレン製のバイアルに目的成分を溶出させた。溶出液は窒素ガスで濃縮乾固させた後、50%メタノール1 mLに再溶解させ、これを溶存態の測定用試料とした。

ろ過操作後のろ紙は、48時間乾燥させた後、ステンレススチール製のセルにろ紙ごと挿入し隙間をガラスビーズで充填した。その後、高速溶媒抽出装置ASE-200 (Dionex

表-3 高速溶媒抽出装置の抽出条件

Cell size	33 mL
Oven temperature	100 °C
Pressure	2000 psi
Heat time	5 min
Static time	10 min
Flush Volume	60% of cell volume
Purge time	120 sec
Extraction cycle	3

表-4 HPLCのグラジエント

Time (min)	移動相A (%)	移動相B (%)
0~1	55	45
1~7	55→0	45→100
7~8	0	100
8~8.5	0→55	100→45
8.5~13	55	45

製)を用いて表-3に示す条件のもとメタノール抽出した。抽出液はロータリーエバポレータ(EYELA製)と37℃に設定したウォーターバス(EYELA製)で数mLまで濃縮し、濃縮液をプラスチック容器に移し精製水で1 Lに希釈した。この試料1 Lに対して溶存態と同様の前処理を行い、懸濁態の測定用試料とした。ろ過操作が困難であった濃縮汚泥と脱水ケーキは、試料をろ紙に直接のせ48時間乾燥させた後、高速溶媒抽出し同様の前処理を行った。なお、測定用試料は測定まで4℃で保存した。測定は、LC-MS/MSで行った。HPLCにはUMA (Michrom BioResources製)、MS/MSにはTSQ7000 (Thermo Electron製)を用いた。HPLCでは、カラムにはZorbax Eclipse XDB-C18 (Agilent製、2.1 mm φ×150 mm)を用い、移動相には10 mM 酢酸アンモニウム水溶液(移動相A)とアセトニトリル(移動相B)を用いた。HPLCのグラジエントを表-4に示す。流速は0.1 mL/min、インジェクトボリュームは10 µLとした。MSでは、イオン化はESI法、測定はネガティブイオンモードで行った。ここで、MS/MS法による測定時のPFOS、PFOAのプロダクトイオンのマスペクトルを図-3に示す。検出イオンはPFOSが $m/z=499$ ($C_8F_{17}SO_3$)→80(SO_3)、PFOAが $m/z=413$ ($C_7F_{15}CO_2$)→369(C_7F_{15})とした。なお、S/N比が3となる検出下限値はPFOSが0.1 ng/L、PFOAが0.2 ng/Lであった。

上記のMS/MS法による測定では、PFOS、PFOAのピーク付近に測定を妨害するピークは現れなかった。試料ごとに標準物質を添加して回収率を求めた結果、回収率の平均±標準偏差はPFOSにおいて70±41%、PFOAにおいては54±32%となり、共存物質の影響と思われる回収率のばらつきがあった。そこで、本研究では濃度の算

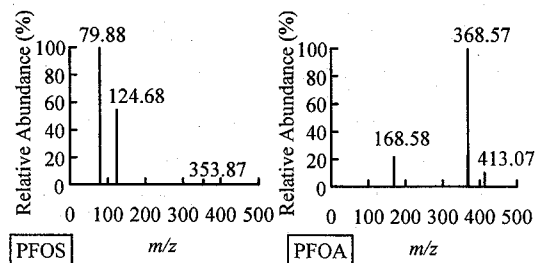


図-3 MS/MS法による測定時のPFOS、PFOAのプロダクトイオンのマスペクトル

表-5 流入水と放流水中の濃度 (ng/L)¹⁶⁾

		流入水			放流水		
		D ^{*1}	S ^{*2}	D+S	D	S	D+S
PFOS	第1回目	3.4	-	3.4	13.7	-	13.7
	第2回目	4.4	3.5	7.9	29.8	0.5	30.3
PFOA	第1回目	49.1	-	49.1	62.4	-	62.4
	第2回目	50.6	3.7	54.3	66.8	<LOD ^{*3}	66.8

*1: 溶存態 *2: 懸濁態 *3: 定量下限値以下

出においては、無添加の試料と既知濃度の標準溶液を添加した試料を測定し、それらの測定値から標準添加法を用い共存物質の影響を補正することによって無添加の試料中の濃度を算出した。

3. 結果および考察

溶存態と懸濁態を分析した第2回目の結果を中心に結果を記述し考察する。

(1) 流入水と放流水中の濃度

第1回目と第2回目の流入水と放流水中におけるPFOS、PFOAの濃度を表-5に示す。第1回目では、放流水中のPFOS、PFOAは、それぞれ流入水中の約4.0倍、約1.3倍の濃度で検出された。第2回目では、溶存態のみについて、放流水中では、それぞれ流入水中の約6.8倍、約1.3倍の濃度で検出され、溶存態と懸濁態を合わせた場合では、約3.8倍、約1.2倍の濃度で検出された。また、流入水中のPFOS、PFOAのフラックスはそれぞれ、1.5 g/day、10.0 g/dayで、放流水中ではそれぞれ、5.6 g/day、12.4 g/dayであった。なお、流入水量と放流量はほぼ同量であった。Schultzら¹⁶⁾はアメリカの10ヶ所の処理場で流入水と放流水においてPFOS、PFOAの実態調査を報告しているが、この報告では流入水中におけるPFOS、PFOAは、それぞれ1.4~400 ng/L、1.7~89 ng/Lであり、放流水中では、それぞれ1.1~130 ng/L、2.5~97 ng/Lである。Schultzらの調査結果を表-6に示す。PFOSについては、10の処理場のうち除去率（（流入水中の濃度－放流水中の濃度）／流入水中の濃度×100）が負（-8%）となる処理場が1つ存在し、除去率が負となる処理場を除いたときの除去率の平均は38%と報告されているが、本研究結果ではPFOSは増加傾向にあった。

表-6 Schultzらの調査結果

	PFOS	PFOA
流入水中の濃度 (ng/L)	1.4~400	1.7~89
放流水中の濃度 (ng/L)	1.1~130	2.5~97
除去率が負の数	1	7
除去率の平均 (%)	38 (n=9)	36 (n=3)
増加率の平均 (%)	8 (n=1)	217 (n=7)

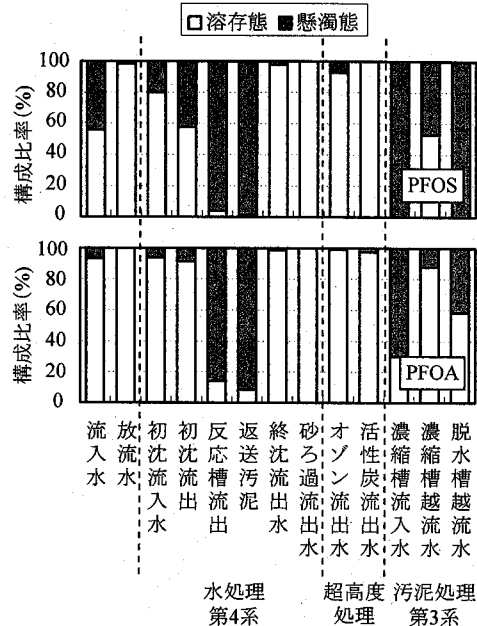


図-4 各処理過程における溶存態と懸濁態の構成比率（調査2回目）

一方、PFOAについては、10の処理場のうち7つの処理場で除去率が負であり、この7つの処理場における増加率（放流水中の濃度／流入水中の濃度×100）は、109~453%（平均217%）、残りの3つの処理場における除去率の平均は36%と報告されている。したがって、PFOAは下水処理場で増加傾向と報告されている。本研究結果でもPFOAが増加しており、類似する結果となった。

(2) 溶存態と懸濁態の構成比率

下水処理場での挙動をより詳細に把握する場合、水処理系や污泥処理系で形態別の挙動も考慮に入れる必要があるが、下水処理場の各処理過程におけるPFOS、PFOAの挙動の関する報告は少なく、各処理過程における溶存態と懸濁態の構成比率はよくわかっていない。各処理過程におけるPFOS、PFOAの溶存態と懸濁態の構成比率を図-4（ただし、濃縮污泥および脱水ケーキは懸濁態のみの分析であるため含まれていない）に示す。

最初沈殿池流入水、同流出水、生物反応槽流出水、返送污泥における懸濁態の割合は、PFOSでそれぞれ21%、42%、96%、99%であり、PFOAでそれぞれ6%、8%、86%、92%であった。PFOSが懸濁態として存在する割合がより高いことがわかった。また、生物反応槽流出水および返送污泥における懸濁態の割合が80%以上と非常に高いことから、生物反応槽ではPFOS、PFOAの大部分が活性污泥に吸着して存在していることがわかった。なお、最終沈殿池流出水から生物活性炭槽流出水までは

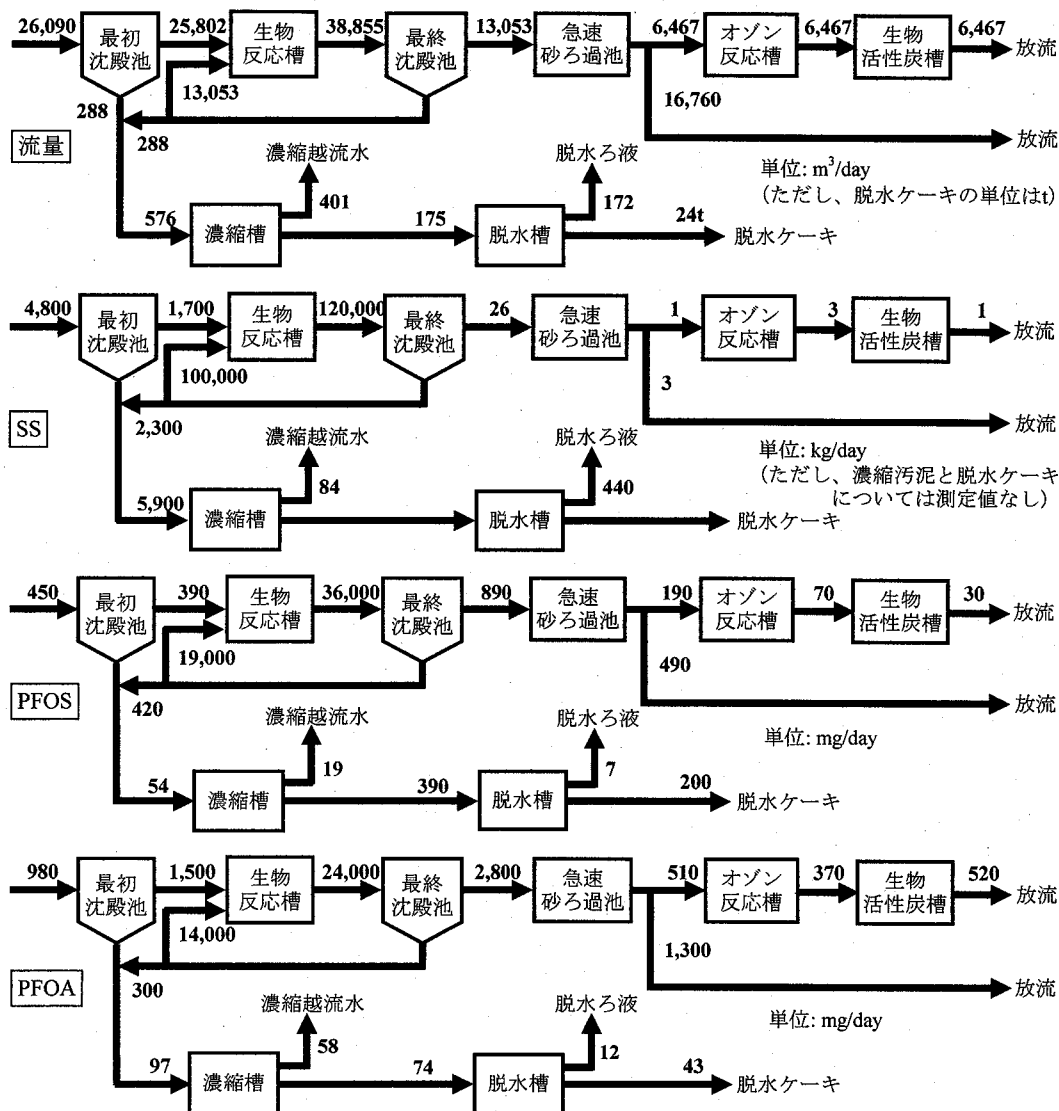


図-5 水処理第4系と汚泥濃縮第3系の各処理過程における流量、SSおよびPFOS、PFOAのフラックスの変化（調査2回目）

ほぼ全量が溶存態として検出された。最終沈殿池までの処理過程で懸濁態のPFOS、PFOAがSSとともに除去されたと推察される。

濃縮槽流入水、同越流水、脱水槽越流水における懸濁態の割合は、PFOSでそれぞれ100%、47%、100%であり、PFOAで70%、12%、42%であった。汚泥中では大部分が懸濁態として存在し、その割合はPFOSの方がPFOAより高かった。

(3) 各処理過程におけるフラックスの変化

水処理第4系と汚泥処理第3系の各処理過程における流量、SSおよびPFOS、PFOAのフラックスの変化を図

-5に示す。なお、フラックスは流量と濃度の積から算出した。水処理第4系では急速砂ろ過後の39%の処理水に対して超高度処理が行われた。

最初沈殿池から急速砂ろ過池におけるフラックスの変化について考察する。PFOSは450 mg/dayが最初沈殿池に流入し、その約1.5倍の680 mg/dayが急速砂ろ過池から流出した。生物反応槽から流出するPFOSは最初沈殿池に流入する約80倍の36,000 mg/dayであった。急速砂ろ過池では流入したフラックスが24% (890 → 680 mg/day) 減少した。一方、PFOAは980 mg/dayが最初沈殿池に流入し、その約1.8倍の1,810 mg/dayが急速砂ろ過池から流出した。生物反応槽から流出するPFOSは最

初沈殿池に流入する PFOS の約 24 倍の 24,000 mg/day であった。急速砂ろ過池では急速ろ過に流入したフラックスが 35% (2,800 → 1,810 mg/day) 減少した。Boulanger らは、PFOS について前駆物質と考えられている N-EtFOSE (2(*N*-ethyl-perfluorooctanesulfonamido) ethyl alcohol) が好気性条件下のバッチ実験で 35 日以内に PFOS に分解されたという結果を報告している¹⁸⁾。Wang らは、PFOA について 8 : 2FTOH ($C_8F_{17}CH_2CH_2OH$) が生物分解されて PFOA が生成される可能性があるとして報告している¹⁹⁾。これらより最初沈殿池から急速砂ろ過池の処理後にフラックスが増加した要因としては、前駆物質が生物反応槽で微生物によって分解され PFOS、PFOA を生成した可能性が推察される。

生物反応槽流出水および返送汚泥におけるフラックスが最初沈殿池流入水中に比べ非常に大きいことから、PFOS、PFOA が活性汚泥に吸着した状態で生物反応槽と最終沈殿池との間を循環している可能性が示唆される。下水処理場では、PFOS のようなペルフルオロ化合物が汚泥に強く吸着し蓄積している可能性があると考えられているが、これを示す報告はほとんどなかった²⁰⁾。本研究結果より PFOS、PFOA は生物反応槽で蓄積している可能性が示唆された。

超高度処理では、オゾン反応槽に流入する PFOS の濃度を 100% とすると、オゾン反応槽流出水、生物活性炭槽流出水においてはそれぞれ 37%、16% となり超高度処理過程で 84% 減少した。生物活性炭槽では PFOS の一部が生物活性炭へ吸着したことにより除去されたと推察される。一方、PFOA ではそれぞれ 73%、102% となりオゾン反応槽では 23% が減少したが、生物活性炭槽では増加傾向にあった。今後、オゾン反応槽や生物活性炭槽における挙動については詳細な調査や実験が必要であると考えられる。なお、第 1 回目の調査においても溶存態について同様の傾向が得られた。

汚泥処理系に流入した PFOS、PFOA は濃縮槽でそれぞれ約 7.6 倍、約 1.4 倍と増加傾向にあった。濃縮槽で増加した要因としては前駆物質が分解された影響が推測されるが、濃縮槽での PFOS、PFOA の挙動に関する知見がほとんどなく今後も検討する必要がある。

4. まとめ

本研究では、毒性や蓄積性が懸念されている残留性有機フッ素化合物 PFOS、PFOA に着目し、下水処理場における挙動を調査することで以下の知見を得た。

1) 生物反応槽流出水中の PFOS、PFOA の懸濁態の占める割合は、それぞれ 96%、86% であり、PFOS、PFOA は活性汚泥に強く吸着し、PFOS は PFOA より吸着することがわかった。また、生物反応槽流入水における PFOS、

PFOA のフラックスはそれぞれ流入水の約 80 倍、約 24 倍であり、活性汚泥に吸着した PFOS、PFOA は生物反応槽で蓄積している可能性が示唆された。

2) オゾンと生物活性炭による超高度処理では、PFOS の濃度は 84% 減少し、PFOA の濃度の変化はほとんどなかった。PFOS について超高度処理は有効な処理方法である可能性が示唆された。しかしながら、オゾンや生物活性炭による挙動については、今後詳細な調査や実験が必要であると考えられる。

3) 溶存態と懸濁態を分析した第 2 回目の調査では、流入水中の PFOS、PFOA の濃度はそれぞれ、7.9 ng/L、54.3 ng/L で、放流水中ではそれぞれ、30.3 ng/L、66.8 ng/L であった。また、流入水中の PFOS、PFOA のフラックスはそれぞれ、1.5 g/day、10.0 g/day で、放流水中の PFOS、PFOA のフラックスはそれぞれ、5.6 g/day、12.4 g/day であった。

5. 謝辞

本研究では科研費(基盤研究 17360257)、三菱財団(自然科学研究助成)ならびに関係機関の多くの方々の援助を受けたことを記し、ここに感謝の意を示す。

参考文献

- 1) Key B. D., Howell R. D. and Criddle C. S.: Fluorinated Organics in the Biosphere, *Environmental Science and Technology*, vol.31, pp.2445-2454, 1997
- 2) Olsen G. W., Burris J. M., Mandel J. H. and Zobel L. R.: Serum Perfluorooctane Sulfonate and Hepatic and Lipid Clinical Chemistry Tests in Fluorochemical Production Employees, *Journal of Occupational Environmental Medicine*, vol.41, pp.799-806, 1999
- 3) Olsen G., Ehresman D., Froehlich J., Burris J. and Butenhoff J.: Evaluation of the half-life ($t_{1/2}$) of elimination of perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorohexanesulfonate (PFHS) and perfluorooctanoate (PFOA) from human serum, *FLUOROS Symposium Abstract Book*, TOX017, 2005
- 4) Morikawa A., Kamei N., Harada K., Inoue K., Yoshinaga T., Saito N. and Koizumi A.: The bioconcentration factor of perfluorooctane sulfonate is significantly larger than that of perfluorooctanoate in wild turtles (*Trachemys scripta elegans* and *Chinemys reevesii*): An Ai river ecological study in Japan, *Ecotoxicology and Environmental safety*, In Press, Corrected Proof, 2005
- 5) Hansen K. J., Cremen A. L., Ellefson M. E. and Johnson H. O.: Compound-Specific, Quantitative Characterization of Organic Fluorochemicals in Biological Matrices: *Environmental Science and Technology*, vol.35, pp.766-770, 2001
- 6) Olsen G. W., Church T. R., Larson E. B., Belle G. van, Lundberg J. K., Hansen K. J., Burris J. M., Mandel J. H. and Zobel L. R.: Serum

- concentration of perfluorooctanesulfonate and other fluorochemicals in an elderly population from Seattle, Washington, *Chemosphere*, vol.54, pp.1599-1611, 2004
- 7) 佐々木和明, 八重樫香, 齋藤憲光: LC/MS による有機ふっ素系化合物の分析, 第 8 回水環境学会シンポジウム講演集, pp.126-127, 2005
 - 8) Giesy J. P. and Kannan K.: Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife, *Environmental Science and Technology*, vol.35, pp.1339-1342, 2001
 - 9) Kannan K., Koistinen J., Beckmen K., Evans T., Gorzelany J. F., Hansen K. J., Jones P. D., Helle E., Nyman M. and Giesy P. G.: Accumulation of Perfluorooctane Sulfonate in Marine Mammals, *Environmental Science and Technology*, vol.35, pp.1593-1598, 2001
 - 10) Banks R. E., Smart B. E. and Tatlow J. C.: Organofluorine Chemistry Principles and Commercial Applications, *Plenum Press, New York*, 1994
 - 11) Hansen K. J., Johnson H. O., Eldridge J. S., Butenhoff J. L. and Dick L. A.: Quantitative Characterization of Trace Levels of PFOS and PFOA in the Tennessee River, *Environmental Science and Technology*, Vol.36, pp.1681-1685, 2002
 - 12) Saito N., Harada K., Inoue K., Sasaki K., Yoshinaga T. and Koizumi A. : Perfluorooctanoate and Perfluorooctane Sulfonate Concentrations in Surface Water in Japan, *Journal of Occupational Health*, Vol.46, pp.49-59, 2004
 - 13) Nguyen L., Fujii S., Tanaka S., Tanak H., Nagao R. and Shiyakoti B.: PFOS and PFOA Contamination of Surface Water in the Yodo River Basin, 第 8 回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp.65-66, 2005
 - 14) Yamashita N., Kannan K., Taniyasu S., Horii Y., Okazawa T., Petrick G and Gamo T.: Analysis of Perfluorinated Acids at Part-Per-Quadrillion Levels in Seawater Using Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry, *Environmental Science and Technology*, Vol.38, pp.5522-5528, 2004
 - 15) Sinclair E. and Kannan K.: Mass Loading and Fate of Perfluoroalkyl Surfactants in Wastewater Treatment Plants, *Environmental Science and Technology*, Vol.40, pp.1408-1414, 2006
 - 16) Schultz M. M., Barofsky D. F. and Field J. A.: Quantitative Determination of Fluorinated Alkyl Substances by Large-Volume-Injection Liquid Chromatography Tandem Mass Spectrometry - Characterization of Municipal Wastewaters, *Environmental Science and Technology*, Vol.40, pp.289-295, 2006
 - 17) 佐々木和明, 齋藤憲光: LC/MS による環境中の Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) の分析 - 底質及び生物中の PFOS の分析 -, 岩手県環境保健研究センター年報, Vol.2, pp.101-103, 2002
 - 18) Boulanger B., Vargo J. D., Schnoor J. L. and Hombuckle K. C.: Evaluation of Perfluorooctane Surfactants in a Wastewater Treatment System and in a Commercial Surface Protection Product, *Environmental Science and Technology*, Vol.39, pp.5524-5530, 2005
 - 19) Wang N., Szostek B., Folsom P. W., Sulecki L. M., Capka V., Buck R. C., Berti W. R. and Gannon J. T.: Aerobic Biotransformation of ¹⁴C-Labeled 8-2 Telomer B Alcohol by Activated Sludge from a Domestic Sewage Treatment Plant, *Environmental Science and Technology*, Vol.39, pp.531-538, 2005
 - 20) Higgins C. P., Field J. A., Criddle C. S. and Luthy R. G.: Quantitative Determination of Perfluorochemicals in Sediments and Domestic Sludge, *Environmental Science and Technology*, Vol.39, pp.3946-3956, 2005

(2006.5.26 受付)

Investigation of PFOS and PFOA in a Wastewater Treatment Plant

Munehiro NOZOE¹, Shigeo FUJII¹, Shuhei TANAKA¹,
Hiroaki TANAKA¹ and Naoyuki YAMASHITA¹

¹Research Center for Environmental Quality Management, Graduate school of Engineering, Kyoto University

Few researchers have reported on influent or effluent load and the behavior of PFOS and PFOA, persistent fluorinated organic compounds, in wastewater treatment plants. In this study, water quality and quantity were investigated in a wastewater treatment plant (population: 570,000), in September 2005 and January 2006. Main conclusions obtained are as follows: 1) More than 80% of PFOS and PFOA in an aeration tank were adsorbed to activated sludge and were likely accumulated in a wastewater treatment plant, 2) 84% PFOS decreased in an ultra-advanced treatment by ozonation and biological activated carbon and 3) the flux of PFOS and PFOA were 1.5, 10.0 g/day in influent, 5.6, 12.4 g/day in effluent (flow: 185,000 m³/day), respectively.