科学研究費助成事業(科学研究費補助金)研究成果報告書

平成24年6月5日現在

機関番号:11201				
研究種目:基盤研究(C)			
研究期間:2009~201	1			
課題番号:21550144				
研究課題名(和文)	低環境負荷性層状化合物の層空間を活用するフッ素系汚染物質の無害化			
研究課題名(英文)	Removal and Thermal Decomposition of Harmful Perfluorosurfactants Using Interlayer Space of Layered Double Hyroxides			
研究代表者				
成田 榮一 (NARITA EIICHI)				
岩手大学・工学研究科・教授				
研究者番号:20111	255			

研究成果の概要(和文):

本研究では、まず共沈法により Mg-A1 系層状複水酸化物 (LDH)を生成させながら、その層間に 陰イオンパーフルオロ界面活性剤 (PFS)を取り込ませて除去し、次いで層間の PFS を熱分解する ことによる無害化方法について定量的な検討を行った。その結果、共沈過程では、PFS はゲスト 陰イオンとして取り込まれて高い除去率が得られ、LDH 沈殿の熱分解過程では、ホスト層の 金属イオンによる触媒作用によって、PFS はより低い温度で熱分解することがわかった。

研究成果の概要(英文):

In this study, both the removal of anionic perfluorosurfactants (PFS) from those solutions by coprecipitation of Mg-Al layered double hydroxide (LDH) and the subsequent thermal decomposition of PFS in the LDH interlayer have quantitatively been investigated. As the results, PFS anions were highly removed as guest by intercalation in the LDH precipitation process and PFS anions of the LDH precipitate were decomposed at lower temperatures in the thermal decomposition process, because of the catalytic action by metal ions of the LDH host layer.

交付決定額	

			(金額単位:円)
	直接経費	間接経費	合計
2009年度	3, 400, 000	1,020,000	4, 420, 000
2010年度	500,000	150,000	650,000
2011年度	100,000	30,000	130,000
年度			
年度			
総計	4,000,000	1, 200, 000	5, 200, 000

研究分野:化学

科研費の分科・細目:複合化学・環境関連化学

キーワード:環境材料、フッ素系有害物質、フッ素系陰イオン界面活性剤、除去、層状複水酸化物、 インターカレーション、層間化合物、熱分解

1. 研究開始当初の背景

(1) フッ素系陰イオン界面活性剤の一種である パーフルオロ界面活性剤(Perfluorosurfactants : PFS)は、難分解性化学物質のひとつである。 これまで環境汚染物質として取り上げられる ことは少なかったが、近年になって"21世紀 のPCB"と呼ばれ、地球規模での汚染を引き 起こしつつあることが指摘され始めた。 それは、長年にわたり撥水・撥油剤として 使われてきたこの製品の主成分、パーフル オロオクタンスルホン酸 (Perfluorooctane sulfonate: PFOS)が生体内での蓄積性が疑わ れているという理由であった。アメリカ環境 保護局(EPA)は2000年に、PFOSの使用を禁止し、 その後すぐ3M社は関連するPFSであるパーフ ルオロオクタン酸(Perfluorooctanoic acid : PFOA)の製造を中止した。しかし、PFSは他に 代えがたい特性をもち、当面産業界での利用 せざるを得ない状況である。PFSの自然界への 排出を防ぐために、回収方法や処理方法の確立が 早急に求められている。

パーフルオロオクタンスルホン酸(PFOS)



パーフルオロオクタン酸(PFOA)

CF₃(CF₂)₆COOH



(2)一方、無機材料には多くのものが知られて いるが、最近は"環境にやさしい無機材料"、 いわゆる低環境負荷性の無機材料が求めら れている。我々は、陰イオン性粘土化合物に 分類される層状複水酸化物(Layered double hydroxide: LDH) がこのような材料のひとつ であることに着目した。LDHは[M²⁺1-xM³⁺x (OH)₂][Aⁿ⁻_{x/n}・yH₂0]の化学組成式をもち、層間に 様々な陰イオンや分子をインターカレーション (取り込み)することができる。また、LDH 基本層の金属イオンは触媒作用をもち、ゲスト 有機陰イオンの熱分解を促進する効果がある ことも知られている。以上の知見から、PFSが 陰イオン界面活性剤であることに着目し、 LDHの層空間を活用するPFSの除去-熱分解に 基づく無害化プロセスへの応用が考えられた。 2. 研究の目的

(1)本研究では、まず PFS として最も多く 利用されている PFOS と PFOA を取り上げ、 これらの水溶液に pH を調整しながら Mg²⁺イオンと A1³⁺イオンを含む水溶液を添加 することにより加水分解を行い、LDH 沈殿の 生成に伴って PFS をゲスト陰イオンとして 共沈させて除去する方法を定量的に検討した。 ここでは、PFS 濃度、LDH の Mg/A1 比、A1/PFS 比、 反応温度、pH、共存陰イオンなどの影響を 定量的に調べ、除去の最適条件を探索した。 (2)上記で得られた PFS/LDH 複合体の熱分解に ついて燃焼ガスの分析、熱重量分析などを 用いて検討し、さらに熱分解に伴う複合体の 構造変化について調べた。また、熱分解反応の 活性化エネルギーの解析を行い、PFS の分解 挙動を明らかにすると共に、最適条件の探索 を行った。

3. 研究の方法

(1)LDH 生成による PFS の除去(共沈法) PFS の除去実験は、40℃、窒素雰囲気下に おいて 1.0 M (mol/L)の NaOH 水溶液で pH を 調整しながら 10 mM のゲスト陰イオン水溶液 200 mL に、0.5 M の M²⁺-A1³⁺(M²⁺/A1³⁺=2、M²⁺=Mg、 Zn、Mn) 硝酸塩混合溶液を 12 mL 滴下する ことにより行った。滴下後、そのまま 1 h 熟成を行い、吸引ろ過によって固液分離した。 得られた固体生成物は洗浄し、40℃で 24 h 減圧乾燥した。

(2) 固体生成物の評価方法

①結晶性および層間距離の評価:粉末X線
 回折装置(XRD)(理学電気㈱製 RINT2000 型および Multi Flex、測定条件:対陰極 Cu、
 Ni フィルター、管電圧 40kV、管電流 20mA)により得られたX線回折図から評価を行った。
 ②官能基の評価:フーリエ変換赤外分光光度計(FT-IR)(日本分光㈱製 WS/IR-7300 型、KBr 錠剤法)により得られたFT-IR 吸収スペクトル図から評価を行った。

③熱的特性の評価:示差熱熱重量測定装置 (TG-DTA)(理学電器㈱製 TAS200 型、測定 条件:空気雰囲気、測定温度 30~800°C、 昇温速度 10° C/min、試料重量 5mg、参照試料 α -A1₂0₃)により得られた TG-DTA 曲線により 評価を行った。

④PFS 濃度の測定:全有機炭素計(TOC)(㈱島津 製作所製全有機炭素計 TOC-5000 型)により 残留 PFS 濃度を測定し、反応前後の濃度差 から求めた。

⑤金属イオンの定量:試料を1.0 Mの塩酸を 用いて完全に溶解し、これを希釈したのち、 原子吸光光度計(AAS)(㈱島津製作所製 IA-100型)により濃度を測定し、算出した。 ⑥生成物の形状観察:試料に㈱エイコー エンジニアリング社製イオンコーターIB-3型を 用いて金蒸着させたのち、㈱日立製作所製走 査型電子顕微鏡(SEM)S-2250N型により観察 した。

(3) PFS/LDH 複合体の熱分解

PFS/LDH 複合体の熱分解は、上記(2)-③で 用いた熱分析装置を用いて TG-DTA 測定を行った。 また、加熱時に発生する燃焼ガスを下記の TG-DSC-MS および TG-IR により評価した。 (4)熱分解物の評価方法

熱分解物の評価は(2)と同様に行った。 それ以外の評価方法は以下のとおりである。 ①熱分解挙動の分析:示差走査熱熱重量分析 (TG-DSC-MS)(NETZSCH 社製 STA409 型、測定 条件:測定温度 30~800℃、昇温速度 10℃/min、 試料重量 5mg、参照試料 α -A1₂0₃)により 得られた TG-DSC-MS 曲線により評価した。 ②燃焼ガスの分析:燃焼ガスについて、フーリエ 変換赤外分光光度計(TG-IR)(Thermo electron 社製Nexus670-TGA interface 型)により得られた FT-IR 吸収スペクトル図から評価した。

4. 研究成果

(1)LDH 生成による PFS の除去(共沈法;PFS/LDH 複合体の生成)

3-(1)に示したように、共沈実験の基本条件 は次のようになる;初期 PFS 濃度 10 mM、 Mg/A1/PFS モル比 2/1/1、40°C、pH 10。 ここでは、特に断らない限り基本条件で行った。 ①初期 PFS 濃度の影響(図 1、図 2、図 3) ここでは Mg/A1 モル比を2に保ったまま初期 PFS 濃度を変えて実験を行った(初期 PFS 濃度 10 mM のとき Mg/A1/PFS モル比は 2/1/1)。 PFOS の場合、広い初期濃度範囲できわめて 高い除去率が得られたが、PF0A の場合、初期 濃度の増加とともに除去率が低下した(図 1)。 理論的には、LDH 基本層のAll モルに対して PFS1モルが取り込まれるので、理論除去率 は初期濃度の増加と共に低下することに なる。したがって、PFOS の場合、理論値から はずれており、初期濃度の高い領域では 難溶性のナトリウム塩が一緒に生成してい ると考えられる。PFOA の場合は理論値に近く、 やや低い除去率が得られた。

固体生成物をXRDにより調べたところ(図2)、 PFOS の場合、初期濃度 1 mM では NO₃/LDH(d_{003} =8.8Å)が生成したが、それ以上 の濃度では底面面間隔の異なる二種類の LDH(A相(d_{003} =28.3Å)とB相(d_{003} =10.9Å))、 および PFOS ナトリウム塩と考えられる回折 ピーク(*マーク)がみられた。これに対して、 PFOA の場合、A相(d_{003} =24.9Å)とB相 (d_{003} =10.2Å)のLDHだけの生成が認められた。 また、FT-IR からも PFS の存在を示す吸収 ピークが明瞭に認められた。

XRDの結果をもとに作成した PFOS/LDHの層間 予想図(図3)によれば、A 相は PFOS の二分子層を ゲストに、B 相は傾斜した一分子層をゲスト にして、それぞれ構造を形成していると考え られる。また、PFOA の場合もほぼ同じ構造と 考えられる(図省略)。







図3 PFS/LDH複合体の層間予想図

②金属イオン濃度の影響 70℃(図 4)

ここでは Mg/A1/PFS モル比を 2/1/1 に保った まま初期 PFS 濃度を変えて実験を行った (金属イオン濃度も合わせて変化)。PFS 濃度が 低い領域では除去率は低下したが、PFS 濃度の 増加と共に、除去率は高くなった。この方法は PFS 濃度が高いほど効率的であることを示し ている。また、XRD より固体生成物は、PFS 濃度が低い領域では B 相のみで、PFS 濃度が 10 mM 以上では A 相と B 相の混合物になり ことがわかった。



図4 除去率と初期PFS濃度および金属イオン濃度の関係

③金属イオン滴下量(A1/PFS モル比)の影響 (図省略)

ここでは初期 PFS 濃度を 1 mM に設定し、 A1/PFS モル比を変えて実験を行った。当然の 結果であるが、A1/PFS モル比が増加するに したがって吸着の正電荷が多くなるのでPFSの 除去率は高くなり、モル比2.0以上ではPFOS、 PFOAとも100%の除去率が得られた。 ④反応温度の影響(図省略)

ここでは反応温度を 25~70℃の範囲で変えて 実験を行った。PFOS の場合、除去率に及ぼす 反応温度の影響はほとんどみられなかったが、 PFOA の場合、高温で幾分低下した(40℃で 89%、 70℃で 79%)。全体的には反応温度の影響は 小さいといえる。

⑤pHの影響(図5)

ここでは pH を 8~12 の範囲で変えて実験を 行った。PFOS の場合、pH 9~11 の範囲では きわめて高い除去率が得られたが、pH がそれ 以下でも以上でも除去率は低下した。PFOA の 場合、pH 8~10 では高い除去率が得られたが、 それ以上の pH では pH の上昇と共に低下した。 これは、pH の上昇と共に OH イオンが競争的 に取り込まれやすくなること、および LDH の 安定性が低くなることによると考えられる。 PFOS の場合、高 pH 領域でも除去率が高いの は難溶性のナトリウム塩が一緒に生成する ためと考えられる。



⑥Mg/A1 モル比の影響(図省略)

ここではMg/A1 モル比を 2~4の範囲で変えて 実験を行った。PFOS の場合、あまり影響を 受けなかったが、これは LDH と共に難溶性の ナトリウム塩が一緒に生成するためと考え られる。一方、PFOA の場合、モル比が高く なるにしたがって除去率がやや低下した (モル比 2 で 89%、モル比 4 で 72%)。モル比 が小さいほどホスト層の正電荷密度が 大きくなり、PFOA の充填密度が大きくなる ためと考えられる(ゲストどうしの相互作用も 働くため)。

⑦共存陰イオンの影響(図省略)

ここでは基本条件において、 $C1^-$ イオンを C1/PFS モル比 0~50、 $S0_4^{2-}$ イオンを $S0_4/PFS$ モル比 0~25 まで共存させて実験を行った。 いずれの場合もこれら無機陰イオンの影響は まったく認められなかった。通常、無機 陰イオンは電荷密度の小さいものほど LDH 層間に取り込まれやすいことが知られて いるが、PFSのような有機陰イオンは優先的に 取り込まれ、共存する無機陰イオンの影響を 受けないことはきわめて優れた結果といえる。 ⑧まとめ

LDH との共沈による PFS 除去の最適条件は、 pH 8~10、Mg/A1 モル比 2、A1/PFS モル比 1 以上、pH 8~10、反応温度 25~40℃であり、 共存無機陰イオンの影響を受けないことが わかった。

(2) PFS/LDH 複合体の熱分解

共沈実験によって得られた固体生成物 (PFS/LDH 複合体)の熱分解過程を各種分析 機器によって調べた。また、比較のために Mn-A1 LDH と Zn-A1 LDH についても検討した。 以下は、特に断らない限り、Mg-A1 LDH に 関する結果である。

①TG-DTA の結果—PFOS/LDH の場合(図 6) 400℃付近から 55%程度の重量減がみられ、 これに伴って440℃に発熱ピークが観察された。 比較のために PFOS ナトリウム塩について同 様に調べたところ、480℃に発熱を伴う重量 減が認められた。また、PFOS ナトリウム塩に CO₃/LDH を混ぜた試料では 480℃に、PFOS ナトリウム塩に CO₃/LDH の熱分解物を混ぜた 試料では450℃に、それぞれ発熱を伴う重量減が 認められた。すなわち、PFOS は LDH 熱分解物 (酸化物)が共存することにより、PFOS 単独 よりも約 40℃低い温度で分解することが 明らかとなった。なお、二価金属イオンの 異なる LDH で同様の実験を行ったところ、 発熱ピーク温度は Mn-A1 LDH で 380℃、Zn-A1 LDH で 380℃、450℃(二段階分解)となり、 金属イオンの分解促進作用が認められた。 ②TG-DTA の結果―PFOA/LDH の場合(図省略) かなり低い 240℃に発熱を伴う重量減が 認められた。すなわち、PF0A は PF0S に比べて かなり低い温度で熱分解することがわかった。 また、発熱ピーク温度は Mn-A1 LDH で 270℃、 Zn-A1 LDH で 330℃、380℃(二段階分解)で あり、PFOS の場合よりいずれも低い値となった。 ③TG-DSC-MSの結果(図7)

PFOS/LDH の場合、CF₃、CF₂ および SO₂の スペクトルが観察されたことから、LDH 層間 の PFOS はパーフルオロ鎖が切れることに より 450°C付近で熱分解が起こっていることが 確認された。PFOA/LDH の場合、CF₃、CF₂および CF₂CF₂のスペクトルが観察されたことから、 240°C付近で類似の熱分解が起こっている ことが推定された。両者の熱分解温度には 大きな差があることがわかった。

④熱分解物の XRD(図 8)、TG-IR(図省略)PFOS/LDHを所定温度で1h加熱処理して得た

熱分解物を調べたところ、300℃までは LDH 層状構造が認められたが、400℃では無定形に 近くなり、500℃では MgF_2 と A1F₃の鋭い回折 ピークが認められた。すなわち、PFOS は 450℃ 付近で熱分解して一部気体となり(TG-IR に より観測)、一部はホストのMg-A1 LDH 基本層と 反応してフッ化物に変化したことがわかった。 FT-IR によれば、PFOA は 200℃付近で熱分解し、 炭酸イオンに変化していることが認められた。 その後、 CO_3/LDH の熱分解によって酸化物に 変化し、PFOS の場合のようなフッ化物の生成は まったく認められなかった。これは LDH 層間 での-SO₃-基と-COO⁻基の反応性の違いと考え られるが、明瞭な説明はまだできていない。





ARD図およびFT-IRスペクトル図

⑤熱分解反応の解析(活性化エネルギーの 算出)(表 1)

熱分解挙動を解析する方法はいくつか 知られているが、一般に次に示すDTA曲線を 用いる Kissinger 法と TG 曲線を用いる 小沢法がよく利用されている。ここでは、 両方法によって解析を行った。また、Mg-AI 系 以外に、Mn-AI 系とZn-AI 系のデータも用いた。 その結果(表 1)、両方法で得られた活性化 エネルギーは、PFOS/Zn-A1 LDH 以外は大体 近い値となった。また、いずれの場合の活性 化エネルギーも PFOS ナトリウム塩単独より 著しく小さくなり、ホスト LDH 層の金属 イオンが PFS の分解を促進していることが 示された。

活性化エネルギーの算出

•Kissinger法 反応速度最大の点mにおいて以下の式が成り立つ。 $n(1-x)_m^{n-1}=1+(n-1)\frac{2RT_m}{\Delta E}$ この式は加熱温度に関係なくほとんど一定であり、対数形を 微分すると、 $\frac{d(ln\phi/T_m^2)}{d(1/T)} = -\frac{\Delta E}{R}$

が得られる。この式は反応次数nに関係ないため、この式を 用いて異なる加熱速度のDTA曲線から活性化エネルギー ΔEを算出できる。

•小沢法(TG)

異なる加熱速度 ϕ_1 、 ϕ_1 において変化率が等しいとき次式が 成立する。 $\log \phi_1 + 0.4567 \frac{E}{RT_1} = \log \phi_2 + 0.4567 \frac{E}{RT_2}$ すなわち、加熱速度 ϕ の対数を縦軸にとり、Tの逆数を横軸 にとれば直線が得られ、その傾きは活性化エネルギーをあた える。

x :	反応率	t:	時間
A :	頻度因子	E:	活性化エネルギー
R:	気体定数	Т:	絶対温度
n :	反応次数	ϕ :	加熱速度

表1 PFS分解の活性化エネルギー(kJ/mol)

	Kissinger 法	小沢法(TG)
PFOSナトリウム塩	247.0	229.7
(分解温度: <u>480℃</u>)	247.0	228.7
Mg-Al 系 LDH		
PFOS(<u>440°C</u>)	120.1	165.8
PFOA(240°C)	137.7	155.4
Mn-Al 系 LDH		
PFOS(<u>380°C</u>)	_	153.9
PFOA(270°C)	192.3	185.3
Zn-Al 系 LDH		
PFOS(<u>380~450°C</u>)	156.7	226.0
PFOA(330~380°C)	175.1	150.1

⑥まとめ

生成PFS/LDH複合体の熱分解ではホストLDH層の 金属イオンの触媒作用により、PFOS/LDH の 場合 450℃付近で、PFOA/LDH の場合 240℃ 付近で、それぞれ低温領域において熱分解 できることがわかった。

(3)総括

以上の結果、LDH の陰イオン取り込み特性 ならびにLDH層間における陰イオンの熱分解 促進特性を活用し、有害である PFS の除去– 熱分解に基づく無害化が可能であることが 明らかとなった。

5. 主な発表論文等 (研究代表者)研究公知者及び

(研究代表者、研究分担者及び連携研究者に は下線)

〔学会発表〕(計1件) 徳田武,<u>會澤純雄</u>,<u>平原英俊</u>,高橋 諭,<u>成田榮一</u> 層状複水酸化物の層空間を活用するフッ素系 汚染物質の無害化、 第55回 粘土科学討論会、平成23年9月15日、 鹿児島大学郡元キャンパス

- 6. 研究組織
- (1)研究代表者
 成田 榮一(NARITA EIICHI)
 岩手大学・工学研究科・教授
 研究者番号:20111255

(2)研究分担者
 平原 英俊(HIRAHARA HIDETOSHI)
 岩手大学・工学研究科・准教授
 研究者番号: 30241491

會澤 純雄 (AISAWA SUMIO) 岩手大学・工学研究科・助教 研究者番号:40333752