

# TiO<sub>2</sub> 光触媒を用いたプラスチックフィルム分解におけるプラスチックの種類と光触媒濃度の影響

山口真奈未<sup>1)</sup>、成田唯人<sup>1)</sup>、西健斗<sup>2)</sup>、松山達<sup>2)</sup>、井田旬一<sup>2)\*</sup>

1) 創価大学大学院理工学研究科 〒192-8577 東京都八王子市丹木町 1-236

2) 創価大学理工学部 〒192-8577 東京都八王子市丹木町 1-236

## Effect of plastic-type and photocatalyst concentration on plastic film degradation using TiO<sub>2</sub>

Manami Yamaguchi<sup>1)</sup>, Yuito Narita<sup>1)</sup>, Kento Nishi<sup>2)</sup>, Tatsushi Matsuyama<sup>2)</sup> and Junichi Ida<sup>2)\*</sup>

1) Graduate School of Science and Engineering, Soka University, 1-236 Tangi-machi, Hachioji, Tokyo 192-8577, Japan

2) Faculty of Science and Engineering, Soka University, 1-236 Tangi-machi, Hachioji, Tokyo 192-8577, Japan

\* Corresponding author: [ida@soka.ac.jp](mailto:ida@soka.ac.jp)

2023年4月29日受付, 2023年5月10日受理

**Abstract** Microplastics, small plastic pieces less than 5 mm in size, are one of the most concerning pollutants that can be harmful to the environment and its biota today. Because of their high abundance and small particle size, microplastics are known to be easily ingested by microorganisms and affect many organisms as they move through the food chain. In addition, there is concern that microplastics can be vectors of hazardous substances as they are known to adsorb persistent organic pollutants (POPs) in the environment. However, an efficient treatment method for removing microplastics in wastewater has yet to be established. In recent years, research on introducing photocatalytic oxidative degradation systems into wastewater treatment plants (WWTPs) was reported for the potential removal of microplastics from wastewater. Nevertheless, previous reports only focused on developing and evaluating photocatalysts suitable for microplastic degradation, and the examination of the effects of the types of plastic and photocatalyst concentration on microplastic degradation remains limited. The aim of this study is to evaluate the effect of plastic type and photocatalyst concentration on the degradation of plastic. We used four types of plastic films in the experiment: low-density polyethylene (LDPE), high-density polyethylene (HDPE), polypropylene (PP) and polyethylene terephthalate (PET), where the degradation of the plastic was measured by weight. The most used and commercially available TiO<sub>2</sub> (P25) was used as a photocatalyst with different concentrations from 0.001 to 1.0 g L<sup>-1</sup>. The plastic degradation experiment used 3.30 cm squares films with 25 to 30 μm thickness under ultraviolet light irradiation using nine black-light fluorescent lamps (6 W; wavelength: 340–400 nm). The degradation and surface morphology of the plastic film was evaluated by measuring weight loss, carbonyl index, and scanning electron microscopy. The result showed the LDPE had

the highest weight loss compared to other plastic types, which could be due to its simple structure consisting solely of C–H single bonds. Additionally, the highest degradation rate was observed when the photocatalyst concentration was  $0.01 \text{ g L}^{-1}$ . The reason for the degradation rate decrease at concentrations above  $0.01 \text{ g L}^{-1}$  was probably due to the self-light shielding effect of  $\text{TiO}_2$ . The low degradation rate at a lower concentration of less than  $0.01 \text{ g L}^{-1}$  could be due to insufficient catalyst concentration. In the future, it will be important to analyze the degradation pathways by measuring intermediates during the degrading process for each plastic type.

**Keywords:** Microplastic degradation, Photocatalyst, Titanium oxide, Wastewater treatment

## 1. 緒 言

近年、生活圏から流出したマイクロプラスチック (MP) による海洋汚染が国際的に問題となっている。プラスチックは加工しやすく、大量生産しやすいなどの点から日用品に多く利用されている。しかし、自然界では分解されにくいという特徴から、一度環境中へ放出されると海洋まで流れ着き、蓄積する。2019年のG20大阪サミットにおいて、2050年までに海洋プラスチックごみによる追加的な汚染をゼロまで削減することを目指す「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」が提唱された。このような背景から効率的なMP削減に向けた技術の確立が求められており、太陽光照射によって有機化合物の酸化分解が可能である光触媒に期待が寄せられている。

MPは、その発生源から一次と二次に分けられる。一次MPとは、元々5mm以下のサイズで製造されたプラスチックである。例えば、ペレット、洗顔料・歯磨き粉に含まれるマイクロビーズがある。これらが排水処理施設に流されると、一部のMPはろ過システムを通過し、淡水環境に放出される可能性がある (Carr et al. 2016, Murphy et al. 2016)。二次MPは、プラスチック製品が断片化して形成されたものである。プラスチックは、高分子、疎水性、架橋構造であることから生分解に強い耐性がある (Gautam et al. 2007)。焼却されずに環境中に放出されたプラスチックは、紫外光や高温、波の影響で断片化しMPとなる。また、衣服の素材として利用

されている合成繊維も別の形態のプラスチックであるが、洗濯中に衣服あたり最大1900本の繊維を排出することが指摘されており (Browne et al. 2011)、一次MPと同様の経路で、環境中に放出される可能性がある。

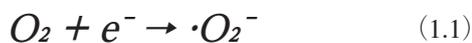
MPは存在量が多くかつ粒子径が小さいために、動物プランクトンや微生物によって摂取されやすく、食物連鎖を通じてさまざまな海洋生物に侵入する。マグロ (Neto et al. 2020)、メカジキ (Romeo et al. 2015) など、ヒトが消費する魚種からもMPが検出されている。また、空気中や塩、飲料水などにも含まれているとの報告もある (Zhang et al. 2020)。MPは私たちヒトの唾液 (Abbasi & Turner 2021)、肺組織 (Amato-Lourenço et al. 2021)、および便 (Luqman et al. 2021) などからも発見されており、年間約74,000–113,000個のMP粒子が人体に侵入していると推定されている (Cox et al. 2019)。インドネシアで行われたヒトの便に含まれるMPの調査 (Cox et al. 2019) では、高密度ポリエチレン (HDPE) が最も多く検出された。また、低密度ポリエチレン (LDPE)、ポリプロピレン (PP)、ポリスチレン (PS)、ポリエチレンテレフタレート (PET) などのMPが検出されており、様々な種類のプラスチックを摂取していることがわかった。しかし、MPが人体に与える影響は未だ解明されておらず、ヒト臓器細胞を用いた研究が進められている。

MPは比表面積が大きく、環境中の多環芳香族炭化水素 (PAHs)、ポリ塩化ビフェニル (PCB)、臭素系難

燃剤 (PBDEs)、ダイオキシン及び金属などを表面吸着することが確認されている (Besseling et al. 2013)。これらの環境汚染物質を表面吸着した MP が、風や海流の作用で長距離運搬されることや、生物体内に侵入することが懸念されている。

一方、光触媒とは、光を吸収して酸化還元反応を引き起こす半導体材料である。固体はバンド構造からなり、半導体や絶縁体は、価電子帯と呼ばれる電子が最大限収容されているバンドと、伝導帯と呼ばれるエネルギーの高い空のバンドを持つ。二つのバンドのエネルギー差をバンドギャップといい、これより大きいエネルギーを持つ光を吸収することで、価電子帯の電子が励起され伝導帯へ移る。この際に価電子帯にできた電子の空きを正孔という。

光触媒は励起電子および正孔によってラジカルを生成し、これが有機化合物を分解するきっかけとなる。(1.1) 式に示す通り、励起電子  $e^-$  は酸素を還元し、スーパーオキシアニオンラジカル  $\cdot O_2^-$  を発生させる。



この反応により、励起電子と正孔の再結合を抑制し、光触媒反応速度を向上させる。

正孔  $h^+$  では、(1.2) 式、(1.3) 式のように、水や水酸化物イオンを酸化し、ヒドロキシルラジカル  $\cdot OH$  を発生させる。



有機化合物  $R-H$  と  $\cdot OH$  が反応すると、(1.4) 式のような水素引き抜き反応が起こり、有機ラジカル  $\cdot R$  が発生する。



また、正孔が直接反応する場合、(1.5) 式のようにカチオンラジカル  $\cdot RH^+$  が生成する。しかし、(1.6) 式のように分解され、(1.4) 式と同様の  $\cdot R$  が発生する。



酸素が存在すると、このラジカルを開始剤とする連鎖反応によって、有機化合物の酸化分解が進むことが明らかになっている (大谷 2005)。

光触媒による酸化分解はこれまで、合成染料や医薬品などの水中に溶存する難分解性有機化合物を分解対象として研究されてきた。しかし近年、水中に溶存する有機化合物のみならず、固形の環境汚染物質である MP 分解への応用が注目され始めている (Ariza-Tarazona et al. 2019)。プラスチックは、光触媒反応によって鎖の切断、分岐、架橋を引き起こし、最終的に  $H_2O$  と  $CO_2$  に完全に無機化される (Ali et al. 2016, Tofa et al. 2019, Yousif & Haddad 2013)。排水処理システムに光触媒技術を導入することで、生活排水や産業排水に含まれる MP を除去し、環境中に放出される MP を取り除くことが可能と期待される。しかしながら、微細な懸濁粒子の MP の場合、光触媒による分解の過程を分光法や高速液体クロマトグラフィー (HPLC)、または MP の重量変化などで評価することが困難という課題があった。そこで、プラスチックの種類による分解効率への影響を体系的に評価するため、より分解評価が容易なフィルム状のプラスチックを MP の代わりに用いて評価を行うこととした。フィルム状プラスチックであれば、光触媒粒子や処理水との分離が容易であり、分解過程を重量変化で追跡しやすい。したがって、本研究では、1) 光触媒を用いた紫外光下でのプラスチックフィルム分解の実験系および評価方法を確立すること、2) プラスチックの種類による分解速度の違いを検討すること、3) 光触媒濃度が分解速度に及ぼす影響を検討することの三点を目的とした。

## 2. 材料と方法

### 2.1. 材料

光触媒として、酸化チタン  $\text{TiO}_2$  (P25、日本アエロジル)

および、分解対象物として高密度ポリエチレン (HDPE)、低密度ポリエチレン (LDPE)、ポリプロピレン (PP)、ポリエチレンテレフタレート (PET) の4種類のプラスチックフィルム (Table 1) を使用した。

Table 1. Plastic films used as degradation objects.

Type	abbreviation	Manufacturer	variety	thickness ( $\mu\text{m}$ )
Low-density polyethylene	LDPE	Japax Corporation	Transparent	25
High-density polyethylene	HDPE	Asahi Jushi Kogyo	White	30
Polypropylene	PP	Taiyo Kogyo	Transparent	25
Polyethylene terephthalate	PET	Toray Industries, Inc.	Transparent	25

### 2.2. プラスチックフィルム分解実験

超純水に任意の濃度となるよう  $\text{TiO}_2$  を加え、15 分間超音波分散した。次に、各プラスチックフィルムを 3.30 cm 四方に切り取り、直径 4.7 cm のシャーレに乗せ、 $\text{TiO}_2$  分散液を 10.0 mL 加えた。フィルムが浮かないように円筒状の透明なガラスに乗せ、フタをした。UV ランプ (6 W、340–400 nm) を上部に 3 本、左右 3 対の計 9 本を用いて、3 方向から紫外光を照射した。分解実験は、異なる種類のプラスチックフィルム分解実験および、異なる  $\text{TiO}_2$  濃度によるプラスチックフィルム分解実験の 2 種類行った。異なる種類のプラスチックフィルム分解実験では、分解対象物として上述の 4 種類のプラスチックフィルムを使用し、 $\text{TiO}_2$  濃度  $1.0 \text{ g L}^{-1}$ 、上部のライトとの距離を 20 cm とした。一方、 $\text{TiO}_2$  濃度を変えた実験では、0.001、0.01、0.1、 $1 \text{ g L}^{-1}$  とし、分解対象物を LDPE、上部のライトとの距離を 15 cm (Fig. 1) とした。

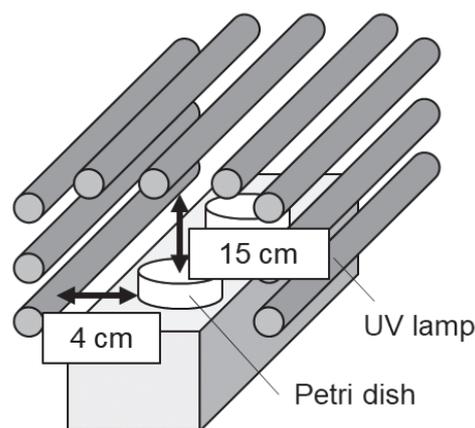


Fig. 1. Reactor diagram for plastic film degradation.

### 2.3. 評価方法

以下の手順で経時的に質量損失を測定した。まず、紫外光照射を停止した後、シャーレからフィルムを取り出し、超純水 (洗瓶) で洗浄した。その後、3 時間風乾し、フィルムの質量を測定した。測定後、フィルムをシャーレに元通りセットし、紫外光照射を開始して実験を続けた。質量損失は (2.1) 式を用いて算出した。

$$\text{質量損失 (\%)} = \frac{(M_0 - M)}{M_0} \times 100\% \quad (2.1)$$

ここで、 $M_0$  は実験前のフィルムの質量、 $M$  はサンプル

リング時のフィルムの質量である。

走査型電子顕微鏡 (FE-SEM、JSM-7500M、JEOL) を用い、実験前後の各フィルムの表面観察を行った。帯電防止のために、オスmiumのスパッタコーティング (放電時間 8 秒) を行い、加速電圧 5 kV、エミッション電流 10 μA で電子線を照射し、二次電子を検出した。

フーリエ変換赤外分光光度計 (FT-IR、IRAffinity-1S、島津製作所) を用いて、実験前後のプラスチックフィルムの官能基および化学結合を同定し、カルボニルインデックス (CI) を算出した。試料作成には、粉碎機を用いて KBr を粉末状にし、フィルムの一部をカッターで切り取った。切り取ったフィルムの上に粉末を充填させ、錠剤を作成した。分解能を 4 cm<sup>-1</sup>、積算回数を 20 回として測定した。得られたスペクトルから、(2.2) 式を用いて CI を算出した。

$$CI = \frac{1720 \text{ cm}^{-1} \text{ のピーク面積}}{1360 \text{ cm}^{-1} \text{ のピーク面積}} \quad (2.2)$$

1720 cm<sup>-1</sup> 付近のピークは C=O 伸縮振動、1360 cm<sup>-1</sup> 付近のピークは C—H 変角振動に起因する。CI はプラスチックの劣化評価によく用いられる指数であり、プラスチックの酸化分解が進むにつれて大きい値を示す。プラスチックは酸化分解が進むと、ケトン、アルデヒド、カルボン酸が生成され、C=O 伸縮振動に由来する IR ピーク強度が大きくなるためである。

### 3. 結果

#### 3.1. 異なる種類のプラスチックフィルム分解

##### 3.1.1. 質量損失

Fig. 2a に各プラスチックフィルムの質量損失の経時変化を示した。実験開始から 24 日後の LDPE、HDPE、PP、PET の質量損失はそれぞれ 7.46、1.08、6.33、1.42 % となった。最小二乗法を用いて分解速度を求めた結果、得られた近似直線はすべての条件において決定係数 R<sup>2</sup> が 0.95 以上を示したことより、時間に比例して質量損失が大きくなる 0 次反応の分

解モデルであることが示唆された。得られた各フィルムの分解速度を Fig. 2b に示した。LDPE と PP の分解速度はそれぞれ 0.296、0.249 % day<sup>-1</sup> であり、比較的高い値を示した。一方、PET と HDPE の分解速度はそれぞれ 0.052、0.041 % day<sup>-1</sup> であり、低い分解速度であった。対照区 (LDPE、TiO<sub>2</sub> なし) では、実験期間中にわずかに質量変化が確認されたものの、質量損失は 0 であった。したがって、本実験では、紫外光によるプラスチックの直接劣化は質量損失に影響なく、すべて光触媒による分解であることが確認できた。

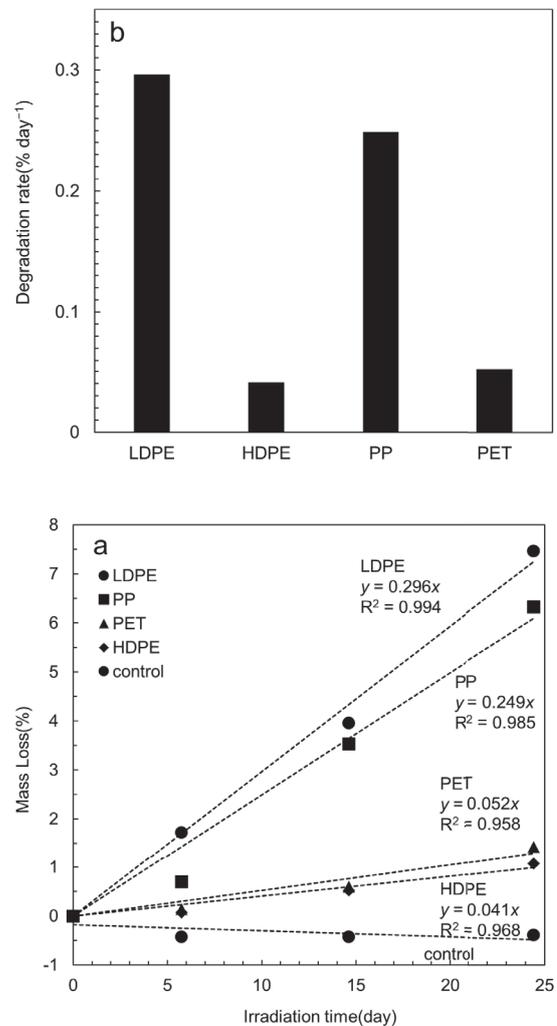


Fig. 2. (a) Change over time in mass loss of each plastic film and (b) Degradation rate of each plastic film.

### 3.1.2. カルボニルインデックス (CI) の算出

分解前後の LDPE の FT-IR スペクトルを Fig. 3 に示した。それぞれのスペクトルはポリエチレンにみられる 4 本のピークを示した。2915  $\text{cm}^{-1}$  と 2850  $\text{cm}^{-1}$  に見られたピークは C—H 伸縮振動に由来する。また、1465  $\text{cm}^{-1}$  と 720  $\text{cm}^{-1}$  に見られたピークは C—H 変角振動に由来する。LDPE 分解後のスペクトルには、1710  $\text{cm}^{-1}$  にケトンの C=O 伸縮振動に由来するピークが見られた。光触媒実験前後の LDPE の CI は 0.003 から 0.214 まで増加し、酸化分解が進行したことが確認された。一方で、その他 3 種類の試料ではカルボニル基のピークの増加がみられず、CI は変化しなかった。

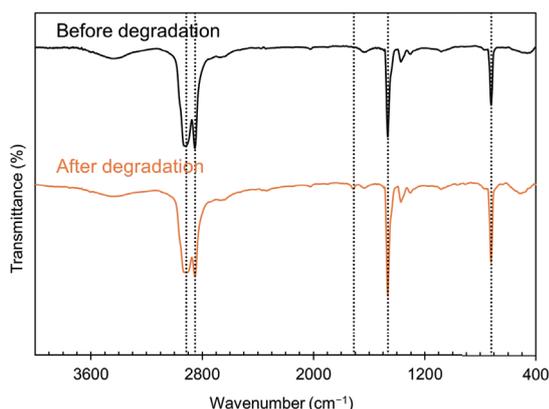


Fig. 3. FT-IR spectra of LDPE film before and after degradation.

## 3.2. $\text{TiO}_2$ 濃度が LDPE フィルム分解に与える影響

### 3.2.1. 質量損失

Fig. 4a に各光触媒濃度 (0.001、0.01、0.1、1  $\text{g L}^{-1}$ ) での質量損失の経時変化を示した。得られた結果の最小二乗法による近似直線は、すべての条件において決定係数  $R^2$  が 0.95 以上を示し、3.1 の実験と同様に 0 次分解モデルであった。30 日後の LDPE フィルムの各光触媒濃度での質量損失、および分解速度を Table 2

に示した。また、 $\text{TiO}_2$  濃度と分解速度の関係を Fig. 4b に示した。得られた分解速度は、 $\text{TiO}_2$  濃度に対して上に凸となり、最も高い分解速度は  $\text{TiO}_2$  濃度 0.01  $\text{g L}^{-1}$  の条件であった。 $\text{TiO}_2$  濃度 0.01  $\text{g L}^{-1}$  の質量損失は 33.46 %、分解速度は 1.115  $\% \text{ day}^{-1}$  となった。一方、 $\text{TiO}_2$  濃度 0.001  $\text{g L}^{-1}$  で最も低い分解速度を示し、質量損失は 4.20 %、分解速度は 0.140  $\% \text{ day}^{-1}$  となった。

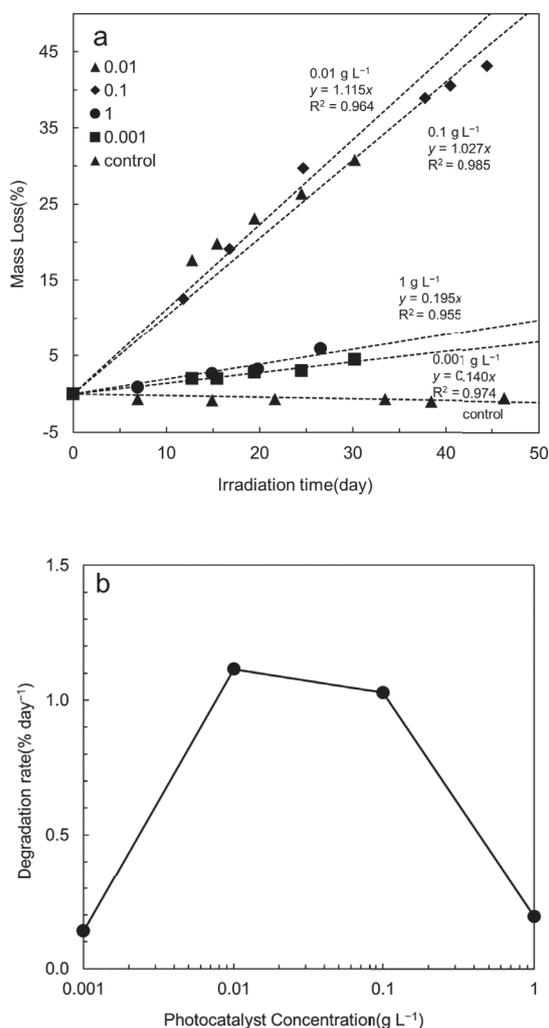


Fig. 4. (a) Change over time in mass loss at each photocatalyst concentration and (b) Relationship between photocatalyst concentration and LDPE film degradation rate.

Table 2. LDPE degradation rate and mass loss after 30 days at each photocatalyst concentration

Photocatalyst concentration (g L <sup>-1</sup> )	0.001	0.01	0.1	1
Mass Loss (%)	4.20	33.46	30.80	5.86
Degradation rate (% day <sup>-1</sup> )	0.140	1.115	1.027	0.195

### 3.2.2. 表面観察結果

Fig. 5 に、各 TiO<sub>2</sub> 濃度における実験終了時の LDPE フィルム表面観察結果を示した。SEM 画像より、TiO<sub>2</sub> 濃度が高くなるほど TiO<sub>2</sub> 粒子の付着量が多く観察された。0.001、0.01 g L<sup>-1</sup> では、表面がほとんど分解され凹凸ができていた。0.1、1 g L<sup>-1</sup> では、フィルム全体に TiO<sub>2</sub> 粒子が吸着しており、穴は数か所で観察された。

各フィルムの目視による観察では、TiO<sub>2</sub> 濃度が低い 0.001、0.01 g L<sup>-1</sup> の条件では、フィルム表面に光沢が確認され、フィルムの色は透明から白色になった。一方で、0.1、1 g L<sup>-1</sup> では、フィルムの色は半透明となった。

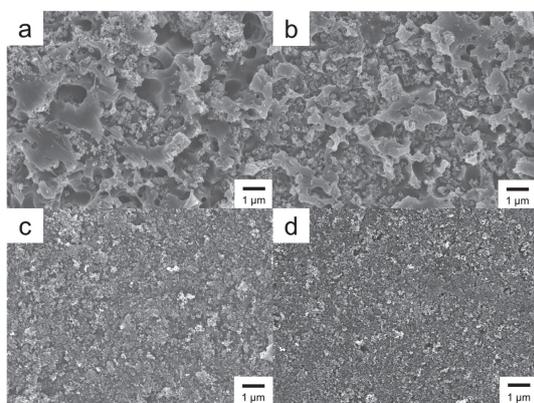


Fig. 5. SEM images of LDPE film 30 days after the start of degradation for each photocatalyst concentration (a) 0.001 g L<sup>-1</sup> (b) 0.01 g L<sup>-1</sup> (c) 0.1 g L<sup>-1</sup> (d) 1 g L<sup>-1</sup>

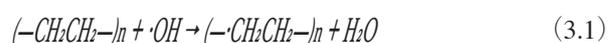
## 4. 考察

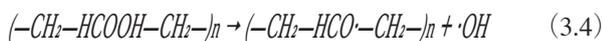
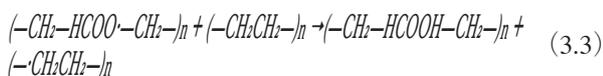
異なるプラスチックフィルムの分解実験より、プラスチックの構造によって分解速度が左右されたと考えられる。LDPE、PP は C—H 単結合からなる単純な構造を持

つことから、活性種による主鎖の切断が起こりやすい。PET は、ベンゼン環やエステル結合を含むことで、主鎖の切断に使われる活性種の数が相対的に減少したため、低い分解速度を示した。同じポリエチレンであるにも関わらず、HDPE の分解速度が LDPE に劣ったのは、HDPE フィルムがより高密度であることから、活性種の拡散抵抗が大きいこと、また、LDPE が透明であるのに対し、HDPE は白色であるためフィルム内の光透過率が低く、特にフィルム裏側に存在する TiO<sub>2</sub> への光供給が不十分であったことなどが理由と考えられる。

FT-IR による結果から、LDPE を除くほとんどの試料でカルボニル基由来のピークが見られなかった。測定には実験したフィルムの一部を切り取って用いていることから、測定した箇所では分解が進んでいなかったと考えられ、分解は局所的に進行していることが示唆された。

LDPE フィルムの分解は、以下の (3.1-3.5) 式の経路で進行すると報告されている (Tofa et al. 2019)。光触媒によって生成された  $\cdot\text{OH}$  と LDPE が反応すると、ポリエチレンアルキルラジカル  $(-\text{CH}_2\text{CH}_2-)_n$  が発生する。次に、酸素と反応し、ペルオキシラジカル  $(-\text{CH}_2-\text{HCOO}\cdot-\text{CH}_2-)_n$  が生成される。その後、水素引き抜き反応によってヒドロペルオキシド  $(-\text{CH}_2-\text{HCOOH}-\text{CH}_2-)_n$  が生成される。(3.4) 式のようにヒドロペルオキシドが分解することでアルコキシラジカル  $(-\text{CH}_2-\text{HCO}\cdot-\text{CH}_2-)_n$  が生成される。このアルコキシラジカルによってカルボニル基が生成される。したがって、ヒドロペルオキシドの存在量が分解速度を決定する重要な値となる。





TiO<sub>2</sub> 濃度による LDPE フィルム分解での結果より、Fig. 4b のプロットの概形が上に凸となった理由として、TiO<sub>2</sub> 濃度が低濃度の領域では、フィルムと TiO<sub>2</sub> との総接触面積が小さくなり、分解速度が低下する一方、光触媒濃度が一定以上になると、TiO<sub>2</sub> 自身による自己遮蔽効果により光供給が不十分となり、分解速度の低下が起きていると考えられる。すなわち、シャーレに対する TiO<sub>2</sub> 粒子の被覆率がおよそ 1 となる光触媒濃度で分解速度が最大になると推察できる。そこで、以下の (3.6) 式から光触媒粒子によるプラスチックフィルム表面の被覆率を算出し、実験で得られた最適値と比較した。

$$\text{被覆率} = \frac{\frac{cV}{\rho} \times \frac{6}{\pi D^3} \times \frac{\pi D^2}{4}}{S} \quad (3.6)$$

ここで、 $c$  は光触媒濃度 [ $\text{g L}^{-1}$ ]、 $V$  は懸濁液量 [L]、 $\rho$  は TiO<sub>2</sub> 密度 [ $\text{g cm}^{-3}$ ]、 $D$  は P25 の平均粒子径 [cm]、 $S$  はシャーレ底面積 [ $\text{cm}^2$ ] である。本実験では、 $V = 10.0 \times 10^{-3}$  L、 $\rho = 4.23$   $\text{g cm}^{-3}$ 、 $D = 21 \times 10^{-7}$  cm、 $S = 17.3$   $\text{cm}^2$  であるため、これらをもとに光触媒濃度を算出した結果、 $c = 0.0103$   $\text{g L}^{-1}$  が得られた。この値は、本実験で最大の分解速度を示した光触媒濃度である  $0.001$   $\text{g L}^{-1}$  と非常に良い一致を示している。

以上より、今回用いた 4 種のプラスチックの中では、最も単純な構造を持つ LDPE が最も光触媒により分解されやすく、また光触媒濃度としては、シャーレ底面への TiO<sub>2</sub> 被覆率が 1 となる濃度、すなわち  $0.001$   $\text{g L}^{-1}$  で最も高い分解速度を示すことがわかった。プラスチックの構造、光触媒の濃度が分解速度を左右する大きな要因となることが示された。

## 5. 結論

本研究では、TiO<sub>2</sub> 光触媒を用いて紫外光下でプラスチックフィルムの分解を行った。プラスチックの種類による比較を行った結果、LDPE が最も大きい分解速度を示した。LDPE は C—H 単結合からなる最も単純な構造を持つプラスチックであり、活性種による主鎖の切断が起きやすいためと考えられた。TiO<sub>2</sub> 濃度による比較を行った結果、 $0.01$   $\text{g L}^{-1}$  で最も大きい分解速度を示した。シャーレに対する TiO<sub>2</sub> 粒子の被覆率がおよそ 1 になる光触媒濃度は、 $0.0103$   $\text{g L}^{-1}$  と算出され、実験で得られた結果と良い一致を示した。本研究は光触媒によってプラスチック分解が進むことを明らかにし、MP 分解に向けた足掛かりとなった。

FT-IR スペクトルを測定した結果、C=O 伸縮振動に由来するピークはほとんど見られず、中間体の同定を行えていない。そこで、今後はプラスチック分解の最終生成物となる CO<sub>2</sub> 生成量をモニタリングする実験系を構築し、プラスチック分解がどこまで進行するかを調査する予定である。また、実際に MP を用いて実験を行い、MP 分解の実験系および評価方法の確立を目指す。今回は市販の TiO<sub>2</sub> 光触媒を用いて紫外光下で実験を行ったが、今後は、可視光応答性を持つアインタイプヘテロ接合  $\text{g-C}_3\text{N}_4$  を用いて、可視光下で実験を進めていく。これにより太陽光を用いた持続可能な MP 処理システムの確立を目指す。

## 引用文献

- Abbasi S, Turner A (2021) Human exposure to microplastics: A study in Iran. *J Hazard Mater* 403: 123799.
- Ali SS, Qazi IA, Arshad M, Khan Z, Voice TC, Mehmood CT (2016) Photocatalytic degradation of low density polyethylene (LDPE) films using titania nanotubes. *Environ Nanotechnol Monit Manag* 5: 44-53.
- Amato-Lourenço LF, Carvalho-Oliveira R, Júnior GR, dos Santos Galvão L, Ando RA, Mauad T (2021)

- Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *J Hazard Mater* 416: 126124.
- Ariza-Tarazona MC, Villarreal-Chiu JF, Barbieri V, Siligardi C, Cedillo-González EI (2019) New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO<sub>2</sub> semiconductor. *Ceram Int* 45: 9618–9624.
- Besseling E, Wegner A, Foekema EM, van den Heuvel-Greve MJ, Koelmans AA (2013) Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environ Sci Technol* 47: 593–600.
- Browne MA, Crump P, Niven SJ, Teuten EL, Tonkin A, Galloway T, Thompson RC (2011) Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ Sci Technol* 45: 9175–9179.
- Carr SA, Liu J, Tesoro AG (2016) Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res* 91: 174–182.
- Cox KD, Covernton GA, Davies HL, Dower JF, Juanes F, Dudas SE (2019) Human consumption of microplastics. *Environ Sci Technol* 53: 7068–7074.
- Gautam R, Bassi AS, Yanful EK (2007) A review of biodegradation of synthetic plastic and foams. *Appl Biochem Biotechnol* 141: 85–108.
- Luqman A, Nugrahapraja H, Wahyuono RA, Islami I, Haekal MH, Fardiansyah Y, Putri BQ, Amalludin FI, Rofiqah EA, Götz F et al (2021) Microplastic contamination in human stools, foods, and drinking water associated with Indonesian coastal population. *Environments* 8: 138.
- Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B (2016) Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environ Sci Technol* 50: 5800–5808.
- Neto JGB, Rodrigues FL, Ortega I, Rodrigues LDS, Lacerda ALDF, Coletto JL, Kessler F, Cardoso LG, Madureira L, Proietti MC (2020) Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. *Environ Pollut* 267: 115508.
- 大谷文章 (2005) 光触媒標準研究法 . 東京図書 , 東京 , 46–50 pp.
- Romeo T, Pietro B, Pedà C, Consoli P, Andaloro F, Fossi MC (2015) First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull* 95: 358–361.
- Tofa TS, Kunjali KL, Paul S, Dutta J (2019) Visible light photocatalytic degradation of microplastic residues with zinc oxide nanorods. *Environ Chem Lett* 17: 1341–1346.
- Yousif E, Haddad R (2013) Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review. *Springerplus* 2: 398.
- Zhang Q, Xu EG, Li J, Chen Q, Ma L, Zeng EY, Shi H (2020) A Review of microplastics in table salt, drinking water, and air: Direct human exposure. *Environ Sci Technol* 54: 3740–3751.