

<特集>環境中に放出されたプラスチックごみの現状と課題

環境中でのプラスチックの動態と微小化のもたらす影響について

石垣智基

(国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 国際廃棄物管理技術研究室)

1. はじめに

環境中に放出されたプラスチック類は、環境中に散乱し景観を損なうだけでなく、野生生物の捕捉や摂食による影響、水路や河川への流入による都市の排水機能の低下、さらには海洋流出による沿岸の漁業や観光資源への悪影響が懸念されている。また、環境中での移動過程でプラスチックが微小化し、いわゆるマイクロプラスチック（以下MP）として環境中に拡散することも問題視されている。2050年までに海洋プラスチックごみ問題の追加的発生を食い止めるという宣言を含む「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」¹⁾やその実効的な方策である「G20海洋プラスチックごみ対策実施枠組」²⁾では、プラスチック流出防止のために取り得る重要な措置として廃棄物管理の改善を挙げている。我が国でもプラスチック対策の政策パッケージが「プラスチック資源循環戦略」としてまとめられた³⁾ほか、海洋プラスチック削減のための国内実行計画「海洋プラスチックごみ対策アクションプラン」⁴⁾や、途上国の対策支援に係る「MARINEイニシアチブ」⁵⁾においても、排出源としての廃棄物管理改善の重要性について言及している。

一方で、環境中に放出されたプラスチック類が有するリスク要因については依然として不確定なものが多く、定性的な影響が印象論的に注目され、社会の不安を誘因している現状に懐疑的な意見も多く見られる⁶⁾。本稿では、プラスチックの環境放出の実態と環境中での挙動に関する現状の知見を環境科学の観点から整理する。

2. 環境中のプラスチックの主な流出源

プラスチック類が環境中に放出される要因としては、(1)プラスチック原材料や製品の製造・保管過程での環境流出、(2)プラスチック廃棄物の不適切な管理、ならびに(3)環境放出を前提としたプラスチック製品の使用、に大別される。プラスチック製品に利用されている主要な合成高分子素材の概要を表1に示す。密度が小さいほど飛散しやすいほか、淡水ならびに海水密度との相対的な差異で浮遊性・移動性が異なってくる。また、密度が大きい素材であっても製品・廃棄物として流出した際の形状や

加工状態によっては漂流するが、環境中で劣化し、形状を失い小片化することで、徐々に沈降することになる。

2.1 プラスチック原材料の流出

代表的な排出源は、樹脂ペレットの流出である。樹脂ペレットとは、プラスチック製品加工前の中間材料であり、一般的には球状、円筒状、あるいは円盤状で10 mm以下の粒径である。1966年にはすでにハワイ諸島で保護された野鳥による樹脂ペレットの飲み込みが報告されている⁷⁾。海洋中での検出が初めて報告されたのは北大西洋のサルガッソー海での1971年の調査⁸⁾であり、その際にはすでに3500個/km²の樹脂ペレットの浮遊が確認されている。当時は、樹脂ペレットを製造可能な石油化学工場は世界でも限定されており、アジアでは日本国内のみ、大西洋岸では米国東海岸や北欧のみで稼働していた。樹脂ペレットはそこで生産された上で、フレコンバッグに梱包され、各国の加工工場へ海上輸送されていた。港湾労働者のストライキにより樹脂ペレットが海中投棄された事例⁹⁾等も報告されているが、意図的でなくとも荷揚げ・荷下ろし時の事故により破袋し海洋流出することは頻発していた¹⁰⁾。我が国では1993年には通商産業省（当時）の監修により「樹脂ペレット漏出防止マニュアル」が作成され、その後の業界の流出削減努力もあって樹脂ペレットの環境流出量は削減している。我が国のプラスチック原材料の生産量は最盛期から30%程度減少している¹¹⁾こともあり、今後も流出量は減少すると考えられるが、零細の成形工場や着色工場、あるいは廃棄物からの再生ペレット化工場からの流出防止には継続的な対策が必要である。一方で、世界的に見れば、プラスチック原材料の生産量自体は増加しており、石油化学工場はもはや世界中で点在し、特にアジアは一大生産拠点となっている。樹脂ペレットの環境流出防止対策に関する我が国の経験を諸外国と共有することは、環境面でも産業効率の面でも有効であると考えられる。

2.2 プラスチック製品や廃棄物の不適切な管理による流出

プラスチックを含む廃棄物の運搬、一時保管、処理（特に破碎や選別）および埋立処分時の飛散や流出がこれに相当する。我が国においては、法令に基づき適正な廃棄物管理がなされていればほとんど生じ得ない問題である。裏を返せば、不適正な保管、処分、あるいは不法投棄などの事案において、プラスチックの環境流出の可能性が高いことに留意する必要がある。また、廃棄物埋立地浸出水はMPの排出源と認識されており¹²⁾、たとえ適正な埋立地管理をされていたとしても浸出水原水には一定濃度のMPが含まれる^{13,14)}。浸出水処理の過程でその多くは汚泥に移行し環境への流出量は削減可能であるが、採用されている処理技術や凝集薬剤の種類等によってその除去効率は異なる^{15,16)}ほか、水処理施設のない旧処分場、安定型処分場、すでに廃止された処分場、および海洋との一定の水交換が想定される海面処分場¹⁷⁾等ではMPの環境流出が想定される。

過去には、きわめて大量のプラスチックくずが、資源という名目で我が国から途上国に輸出されていた。近年ではその量は年間およそ100万トンに上っており、現地での資源化・再生過程における環境上不適切な取り扱いが懸念されていた¹⁸⁾。これはとりもなおさず、プラスチックの環境放出という問題を我が国から途上国へと輸出していたことに他ならない。2017年頃より途上国側の規制強化によりプラスチックくずの輸出が滞りはじめ、国内流通量の増加という形で問題が顕在化してきていたが、2019年5月のバーゼル条約の改正¹⁹⁾により、「汚れたプラスチック」²⁰⁾の加盟国間における移動がより広範に規制されることとなり、改めて国内での適正管理の見直しに迫られる状況となっている。

途上国においては、各国の法令上は比較的適正に廃棄物が管理されているといえる状況下でも、廃棄物の飛散・流出は普遍的に認められる。Jambackら²¹⁾が不適切なプラスチック廃棄物管理に起因する各国からの環境流出量を推計した際には、仮説の不適切さや信頼性に関して多くの疑義が上がったが、その後のLebretonら²²⁾による信頼性の高い推計（年間115-241万トンのプラスチックが陸域から流出）においても、流出量の多い河川流域はアジア途上国に集中している。廃棄物適正管理の一環として、収集運搬、保管、処理、再生、処分の各プロセスにおける飛散・流出防止措置を徹底することで、地域の実生活環境改善という主目的に加え、世界的なプラスチック環境流出量削減に寄与することが期待される。

建設汚泥や浚渫土砂の海洋投入処分もプラスチックの環境流出源として重要である。浚渫土砂中には沈降したプラスチック製品およびMPが多く含まれている²³⁾。許可を受けた浚渫土砂の海洋投入量は世界全体で年間3,000万トン/年にも上っており²⁴⁾、国際海事機関は、直接海洋

投入処分されるプラスチック量が陸域からの流出量予測と比較しても無視できないと認識しており、廃棄物の海洋投入量削減を含めた包括的な対策を推進している²⁵⁾。

また、不適正な管理ではないが、津波や豪雨による災害も環境流出要因となりうる。東日本大震災時においては、津波により480万トンのがれきが海洋に流出し、そのうち154万トン程度が漂流したと類推されている²⁶⁾が、その3分の1から半分程度がプラスチック類であると推定されている²⁷⁾。復旧・復興の促進とともに環境保全上の観点からも、迅速な災害廃棄物処理の推進とそのための自治体間協力などが強く求められる。

2.3 環境放出を前提としたプラスチック製品

社会的に大きな問題となったのは、洗顔料、歯磨き粉、化粧品等に含まれるスクラブに代表されるマイクロビーズである。2010年頃から規制の動きが拡大した世界での状況に比べて日本の対応は遅く、2019年時点で依然として事業者の削減努力義務としての言及にとどまっている。

漁業やレジャーで使用される漁具類は、本来環境放出を前提とされてはいないが、野外での利用という状況から、頻繁に海洋流出するほか、港湾部に保管していた漁具が流出する事例は後を絶たない。釣り糸や大型の網などの洋上浮遊による、海洋生物への絡まり事故防止についてはじめて国際的に議論されたのは1969年²⁸⁾であるが、その後も同様の事例は多数報告されている。また、海洋表層における主要なMPとして漁具由来のポリアミドが挙げられている²⁹⁾。ポリアミドは密度が大きいものの、漁具としての用途・製品形状から浮遊しやすいことが推測される。ただし、海洋プラスチックの総量から判断すると、主要な排出源は海洋や沿岸での漁業およびレジャーではなく、河川経由であることが種々のモデル研究や観測結果を基に推測されている^{30,31)}。つまり、漁具の環境放出は、プラスチックの流出に係る量的な問題というよりは、形状の特性に起因する野生生物の捕捉という質的な問題としての一面が色濃くうかがわれる。

農業利用されているプラスチック類も、環境排出源として注目されている。畑作において防草や肥料流出防止の目的で敷設されるプラスチックシート（いわゆる農業用マルチ）は、長期間の太陽光下での設置により劣化し、小片化したものが飛散・流出しやすい状況にある。使用中だけでなく使用後の保管状況によっては、その可能性はさらに高まる。温室に利用されるフィルム、家畜飼料の梱包に用いられるベール等も同様であり、使用後および交換時には速やかに廃棄されることが望ましい。防虫・防鳥用のネットは、設置条件や使用目的から、破損や劣化しやすく、そもそも環境流出しやすい状況にあ

表1 プラスチック製品として利用されている高分子の特性

	密度 (g/cm ³)	有害性スコアと分類 ²²⁾	主な用途
低密度ポリエチレン	0.91-0.93	11 (II)	包装材, 農業用フィルム, ケーブル被覆
高密度ポリエチレン	0.94-0.965	11 (II)	容器, コンテナ, パイプ
エチレン 酢酸ビニル共重合体	0.92-0.95	9 (II)	農業フィルム, 梱包ラップ
ポリプロピレン	0.90-0.92	1 (I)	自動車部品, 家電部品, 電線被覆
ポリスチレン	1.04-1.09	30 (II)	弁当容器
発泡ポリスチレン	0.07-0.7 0.01-0.06	44 (III)	食品トレイ・カップ類容器 建材 (断熱材, 芯材), 土木資材 (型枠, 盛土材)
ポリ塩化ビニル	1.16-1.45	10001-10551 (V)	上下水道管・継手, 建材 (雨樋, サッシ, 床材), 農業用フィルム
アクリロニトリル・ ブタジエン・スチレン共重合体	1.01-1.21	6,552 (V)	家電駆体, 外装材
アクリル	1.17-1.20	1,021(IV)-11,521 (V)	自動車部品, キッチン用品, 水槽底面プレート
飽和ポリエステル (ポリエチレンテレフタレート等)	1.34-1.39	4 (II)	機能性フィルム (絶縁・磁気テープ), 衣料品, 飲料容器
不飽和ポリエステル (FRP等)	1.10-1.46 1.65-2.60	1,117(IV)-1,414(IV)	非FRP (化粧板, 造園) FRP (船舶, コンテナ, ヘルメット)
ポリアミド	1.13-1.15	47(III)-63(III)	自動車部品, 工具, 漁具
ポリカーボネート		610(IV)-1,177(IV)	家電駆体, 農業ハウス資材
スチレンブタジエン・ ブタジエンゴム	0.9-0.94	(-)	タイヤ
軟質ウレタンフォーム (発泡ポリウレタン)	0.016-0.1	13,844 (V)	クッション
メラミン	1.48	882 (IV)	化粧板 (建材・家具), キッチン用品

る。また流出後には、漁具と同じく野生生物に与える影響が懸念されることから、適正設置・利用を推進することが必要である³²⁾。農業土壌に直接埋設される用途として、保水材としての高吸水性樹脂が挙げられる。また、ポリマーコートされた種子の普及も、環境流出が懸念される要因としてあげられる。これは、播種作業の効率化、農薬使用の削減、耐温性や吸水性の向上による発芽効率化などの目的で種子をコーティングするものである。いずれも、作物の収穫後にはプラスチックがそのまま土壌中に残存するため、特にMP化の観点からその消長が懸念されている。

欧州ではMPの主要な排出源のひとつとしてタイヤ由来の小片³³⁾が注目されており、最大で海洋MPの60%を占める³⁴⁾ともされている。タイヤ由来のMPは主に自動車の走行中に摩耗して発生し、道路脇粉じん中に1-5%程度の割合で存在³⁵⁾することから、河川・水路に流出しやすい状況にあると言える。

3. 環境中のプラスチックに関する我が国の実態

3.1 沿岸における漂流漂着物

自然界におけるプラスチックの散乱状況について、もっとも視認されるのは沿岸における漂流物・漂着物である。著者らが2006年から2010年にかけて日本海側で実施した調査³⁶⁾では、沿岸に漂着する人工物の平均個数は100 mあたり343点、平均重量は100 mあたり40.9 kgであり、その70%から93%がプラスチック素材であったことが確認されている(表2)。環境省が2017年度に実施した全国10箇所での調査でも漂着物のうちプラスチックが占める割合は51%から97%³⁷⁾であり、沿岸漂着物のうちプラスチッ

ク類が優占している傾向が続いていることが窺われる。漂着物の由来としては、潮流に乗って長距離移動する漂流物がしばしば問題視されるが、実際には国内近隣の海岸間を短距離で移動する漂流物、河川を經由して流出した陸域由来物の割合が高い。それらは沿岸から一定距離の沖合まで流出し漂流しているが、潮位や波高が高くった際に海岸に到達し、その後潮位が低下することで一部が海岸に残留すると考えられる。これは海岸線の構造にも左右され、再流出や漂着を繰り返しながら移動するメカニズムが示されている³⁶⁾。河川経由で流下する廃棄物の主要構成物として、食品の包装に用いられるフィルム、ペットボトル、ビニル袋などが多いこと、ただしその構成は河川によって異なることが報告されている³⁸⁾。通行人による路上投棄だけでなく、河川域での生活者、河川でのレジャーに起因することも考えられ、多様なステークホルダーと連携して流出対策を推進する必要がある。

環境中に放出されたプラスチックは、特に河川での流下過程において劣化しマイクロ化していくことが想定されている。しかし、関東26地点、関西9地点の河川平野部および河口域における調査³⁹⁾によると、同一河川での流下に伴うMP濃度の増加は一部の河川(隅田川, 中川, 大川)では確認されたが、全体を通じては有意ではなく、流下過程におけるマイクロ化の傾向は確認されなかった。詳細な挙動の検証には、他の河川や水路との合流に伴う希釈の影響を考慮した収支をとることが必要であると考えられる。平均MP個数で比較すると関東の河川域が1.2個/m³に対して、河口域・東京湾では2.8個/m³であり、流下に伴う劣化の影響をうかがわせる。なお、関西の河川では大川下流のきわめて高濃度の地点を除けば、関東に

比べてMP濃度が低く、平均個数で0.86個/m³であった。その他の調査報告^{37, 38)}と比較しても、関東圏の河川流域および東京湾での調査結果は突出しており、河川へのMP流入源の把握と削減対策が急務である。

表2 日本海沿岸における人工漂着物の調査結果

	海岸名	調査日	回収個数/100m	回収重量/100m	プラ率
新潟	K海岸	2007/11/7	262個	10.8 kg	71%
		2007/12/23	498個	65.1 kg	77%
	O海岸	2008/9/4	558個	13.7 kg	93%
石川	H海岸	2007/12/22	615個	53.2 kg	93%
		2008/9/3	316個	18.1 kg	86%
福井	M海岸	2007/6/2	235個	72.7 kg	72%
	T海岸	2007/6/15	1445個	131.0 kg	90%
	F海岸	2006/12/13	261個	20.3 kg	82%
京都	K海岸	2007/1/30	537個	122.7 kg	93%
		2008/11/15	297個	64.0 kg	91%
兵庫	K海岸	2007/1/29	176個	34.0 kg	79%
		2008/6/18	32個	1.6 kg	75%
鳥取	K海岸	2007/9/4	28個	2.8 kg	85%
		2008/3/4	89個	13.7 kg	70%
	Y海岸	2007/9/5	104個	5.4 kg	81%
		2008/3/4	41個	7.3 kg	91%
	平均		343個	40.9 kg	

4. 環境中でのプラスチックの消長

素材としてのプラスチックは化学的な構造が安定であり、環境中において長期間残留することは広く理解されている。その一方で、環境中の諸条件によって緩慢にはあるが分解が進み、構造の劣化が引き起こされる。もっともよく知られているのは、太陽光照射下における近紫外光による化学的構造への影響である⁴⁰⁻⁴²⁾。主に高分子主鎖構造が、紫外光照射によって生じるラジカルの伝達を通じて、酸化型の低分子化合物まで断裂されていく⁴³⁾。この反応は酸素が取り込まれることで進行するため、酸素雰囲気が必要条件⁴⁴⁾であり大気環境下で進行しやすい。断裂だけでなくラジカルを介した架橋反応も想定される⁴⁵⁾ため、見かけの低分子化は緩やかに進み、その過程で力学的特性を失い⁴⁶⁾小片化・MP化すると考えられている。プラスチック添加物の流出も物理的な小片化を促進する要因である。ラジカル生成による断裂は、紫外光だけでなく大気中のオゾンによっても誘発され⁴⁷⁾、いずれも陸域におけるプラスチックの劣化に関わる重要な要因である。

高分子主鎖が炭素で構成されているプラスチック（ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレン、ポリ塩化ビニル等）は、主鎖部分が紫外光の影響を受けて低分子化する^{48, 49)}が、寄与する波長は高分子の種類によって異なり、ポリエチレンは300 nm前後、ポリプロピレンは370 nm前後の紫外光が最も高分子鎖の破断に影響があるとさ

れている⁴³⁾。分子量が500 Daを下回るレベルまで低分子化されると、末端メチル基に対する微生物分解も起こりやすくなる^{48, 50)}ため、化学構造の分解は加速的に進行していく。最終的には、脂肪族カルボン酸、ケトン、アルコール、アルデヒド等の化合物まで低分子化⁴⁸⁾されることで、微生物によって容易に無機化されていくことになる。我々がMPと分類しているプラスチック小片は、こうした分解過程にある高分子の低分子化・無機化の途中経過を観測しているものと考えることができる。

微生物単独によるポリエチレンの分解は、紫外光による分解に比べると遅い（たとえば土壌に10年間埋設で0.2%の重量減少⁵¹⁾）が、それでも土壌や廃棄物埋立地中に存在するカビや放線菌による分解の事例が報告されている⁵²⁾。これらの微生物はポリエチレンから炭素源を得て、二酸化炭素を放出していること^{53, 54)}が報告されており、微生物による無機化が生じうることの証左とされている。リグニン分解菌の生産するマンガンペルオキシダーゼ⁵⁵⁾やラッカーゼ⁵⁶⁾等の酵素は基質特異性が低く、高分子の任意の部位から分解・断裂を進めることが可能である。例としてポリエチレンの分子量を500 Da程度まで低下させること⁵⁷⁾が報告されている

ポリプロピレンは第3級炭素を主鎖に有することから近紫外光による分解が進みやすい^{58, 59)}。また、ポリスチレンはフェニル基が活性化されることで、隣接するC-H結合の断裂を誘発し、ラジカルの発生量を増加させることから、やはり近紫外光による影響を受けやすいとされている^{60, 61)}。ポリ塩化ビニルは紫外光による分解が最も進みやすい汎用高分子とされている⁶²⁾。紫外光による脱塩素に伴って炭素主鎖に二重結合を有するポリエンが形成されるが、この不飽和結合がさらに紫外光による破断を受けやすく低分子化が進むことになる⁶³⁾。ただし、その過程で塩化物が多く生じることから、他のプラスチック類に比べて生物分解の寄与という点では劣る。またポリ塩化ビニルは用途によって多様な添加剤を含んでいる可能性がある。UV安定剤を含んでいる場合は紫外光の影響を受けにくくなる他、可塑化剤等として鉛や有機スズ化合物を含んでいる場合は、主鎖の劣化と同時に放出されることが懸念される。

主鎖が多分子で構成されているプラスチックは紫外光による分解に加えて、加水分解の影響を受けやすい⁶⁴⁾。これは海洋など水環境中における主要な劣化要因のひとつであり、たとえばポリエチレンテレフタレートやポリウレタンに含まれるエステル結合は加水分解を受けて、カルボキシル末端を有する化合物とビニル基末端を有する化合物を形成する⁶⁵⁾。カルボキシル末端を有する化合物は、紫外光をうけたラジカル経由での分解でも生成され、末端からの開環を経て生物分解が進行する。紫外光

による分解においては、メチレン基を含む結合部由来でヒドロキシペルオキシドが形成され⁶⁶⁾、それによってさらにラジカルの生成ならびに酸化分解が進行する。ポリウレタンの場合、エステル結合だけでなくウレタン結合部も加水分解による断裂を受けやすい。また、微生物分解を受けやすい部位⁶⁷⁾でもあり、カビや細菌由来のポリウレタン分解酵素による低分子化⁶⁸⁾が報告されている。

5. 環境中のプラスチックに関わるリスク要因

世界中で流通している食塩28種のうち25種でMPの混入が確認される⁶⁹⁾など、我々がプラスチックを摂食する可能性は飛躍的に高まっている。人間の体内にMPが存在することも糞便の調査結果⁷⁰⁾から示されているが、その由来が食品・調味料に含まれていたMPか、飲食物の容器包装かについては特定できていない。MP摂食による化学物質への暴露についても、有意に追加的な影響が生じるほどの摂取は考えにくい^{71,72)}とされている。どちらかという、MPが物理的に消化管等に与える刺激の方が懸念されている。

海洋表層18報と底質20報におけるMP組成の比較²⁹⁾によると、利用量が多く密度の小さいポリエチレンやポリプロピレン、ならびに容器形状などから浮遊しやすいポリエチレンテレフタレートは海洋と底質の双方に共通して主要なMP成分であるが、海洋表層では密度の大きいポリアミドが、逆に底質では密度の小さいポリプロピレンが主要なMP組成として確認された。この5種については、ポリマーおよび添加剤の化学的性状に起因する有害性はいずれも低いこと⁷³⁾が報告されている(表1)。この有害性評価は、欧州分類表示包装規則(CLP規則)に基づく含有物質の有害性(各種の健康影響、細胞・生態毒性、分解性、蓄積性、爆発性、反応性、自己発熱性、環境破損性など)によるスコアと、化学品の分類及び表示に関する国際的調和システム(GHS)に基づいて分類されている。ここでクラス(V)は段階的に廃止すべき物質、クラス(IV)はリスク削減が必要な物質、と位置づけられている。たとえばポリ塩化ビニルは、素材に含まれる塩素に加えて、可塑性や屈曲性を与えるための多様な添加剤の有害性⁵²⁾が懸念されており、高リスクに分類されている。一方で、プラスチックの分解・断裂過程で生成される副産物や中間代謝物の有害性はしばしば見逃されがちである。芳香族化合物、フェノール類⁷⁴⁾、高分子の不飽和脂肪酸、ベンゼン⁷⁵⁾、テトラクロロエチレンやメチルベンゼン類⁷⁶⁾など、プラスチックが環境中で小片化される過程で、副次的に生成される低分子化物の有する有害性についても、構成素材と同様に十分に検討される必要がある。

プラスチック素材中の構成成分あるいは分解過程で生成される成分は、いずれも内的な要因によるリスクであると考えられるが、環境移動中に(あるいは排出直後から)プラスチックが外的な化学物質を吸着して運搬することで、その広範囲な拡散に寄与していることは、特に海洋プラスチックに関する問題が提起された当初から懸念されてきた⁷⁾。たとえばMPが疎水性の化学物質を吸着しやすいのは素材の特性から当然であり、広範囲に移動していること自体は事実である。しかし、それが全球的な化学物質の拡散や生態系・人体にどの程度の追加的リスクを及ぼしているかについては科学的な評価が必要である。これまでに海洋生物の曝露・摂取モデルを用いた評価では、MPに運搬される化学物質の摂取は、環境や食餌由来の摂取に比べて極めて小さいこと⁷⁷⁾など、海洋生物による有機汚染物質の摂取・蓄積においてMPが果たす役割が大きいとも、MPの存在が環境リスクの増大に寄与しているともいえないこと⁷⁸⁾が示されている。MPが運搬する化学物質による健康リスク影響については、扇動的な報告も多く住民の不安や懸念も高まっているが、地域の実態を反映した調査研究を通じてその影響を明らかにするとともに、多様な曝露経路と化学物質の特性を加味した上で、公平かつ中立な検討と情報提供を進めることが求められる。

6. 終わりに

本稿では、プラスチックの環境放出に係る実態と環境中での消長に関する現状の知見を整理した。プラスチックはその利便性に基つき多様な用途で製品として利用されており、我が国でも製品や廃棄物の適正利用・適正管理を通じて環境放出量削減が可能である。また、途上国への削減対策支援を実施する上でも、原料流出防止や廃棄物適正管理に係る我が国の経験が有効であると考えられた。また、環境中に放出されたプラスチックは、紫外光・オゾンによる酸化分解、加水分解、ならびに生物分解の影響を受け劣化するが、反応部位や劣化速度は高分子の化学的構造によって異なることが既報より明らかにされた。我々が観測しているMPは、プラスチックが分子レベルで分解されていく途中過程の形態であり、すでに元の化学構造とは異なっているだけでなく、その後の無機化に至るまでに起こりうる反応の選択肢も多く、反応が進みやすい状況にあるものと考えられた。一方で、環境中での劣化過程において生じる分解副産物や中間生成物、がもたらすリスクについては依然として不明な点が多く、今後検討すべき課題である。またMP化したプラスチックが化学物質を運搬しているという点については、化学物質の移動に関わる多様な要因のひとつとして位置づけて議論する必要がある。MPに運搬される化学物質が

MPの分解に伴ってどのような挙動を示すのか、環境移動に関わる詳細な知見の解明も待たれるところである。

7. 引用文献

- 1) G20 (2019): G20 Osaka Leaders' Declaration, https://g20.org/pdf/documents/en/FINAL_G20_Osaka_Leaders_Declaration.pdf
- 2) G20 (2019): 1G20 Implementation Framework for Actions on Marine Plastic Litter, https://g20.org/pdf/documents/en/annex_14.pdf
- 3) 環境省:プラスチック資源循環戦略 (2019), <https://www.env.go.jp/press/files/jp/111747.pdf>
- 4) 海洋プラスチックごみ対策の推進に関する関係閣僚会議: 海洋プラスチックごみ対策アクションプラン (2019), https://www.cas.go.jp/jp/seisaku/kaiyo_plastic/dail/plan.pdf
- 5) 外務省: 大阪ブルー・オーシャン・ビジョン実現のための日本の「マリーン (MARINE) ・イニシアティブ」 (2019), <https://g20.org/pdf/topics/jp/marine.pdf>
- 6) Burns E. E., Boxall A. B. A.: Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37**, 2776–2796, 2018
- 7) Kenyon K. W., Eugene Kridler E.: Laysan Albatrosses swallow indigestible matter. *The Auk*, **86**, 339–343, 1969
- 8) Carpenter E. J., Smith K. L.: Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, **175**, 1240–1241, 1972
- 9) Day R. H.: The occurrence and characteristics of plastic pollution in Alaska's marine birds. University of Alaska Fairbanks, 1980
- 10) 環境省: 漂流・漂着ゴミに係る国内削減方策モデル調査総括検討会報告書, 2009
- 11) 経済産業省: 化学工業統計, 2019
- 12) van Praagh M., Hartman C. Brandmyr E.: Microplastics in Landfill Leachates in the Nordic Countries. Nordisk Ministerrad, Copenhagen, Denmark, 2018
- 13) He P., Chen L., Shao L., Zhang H., Lu F.: Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Research*, **159**, 38–45, 2019
- 14) Mahon A. M., Officer R., Nash R., O'Connor I.: Scope, fate, risks and impacts of microplastic pollution in Irish freshwater systems. EPA Final Report 2014-HW-DS-2, Wexford, Ireland, 2017
- 15) Sundt P.: Sources of microplastics -pollution to the marine environment. Report M-321, Norwegian Environment Agency, 2014
- 16) Juho K.: Microplastics and harmful substances in urban runoffs and landfill leachates: possible emission sources to marine environment. Lahden Ammattikorkeakoulu, 2016
- 17) Kazour, M., Terki S., Rabhi K., Jemaa S., Gaby Khalaf, Amara R.: Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. *Marine Pollution Bulletin*, **146**, 608–618, 2019
- 18) エックス都市研究所: 平成30年度プラスチックくず等の輸入規制に関する調査検討業務報告書, 2019
- 19) United Nations Environment Programme: Decisions taken by the Fourteenth Meeting of the Conference of the Parties to the Basel Convention, BC-14/12:Amendments to Annexes II, VIII and IX to the Basel Convention, 2019
- 20) United Nations Environment Programme: Technical guidelines for the identification and environmentally sound management of plastic wastes and for their disposal, 2019
- 21) Jambeck J. R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T. R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K. L.: Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347** (6223), 768–771, 2015
- 22) Lebreton L. C. M., van der Zwet J., Damsteeg J. W., Slat B., Andrady A., Reisser J.: River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, **8**, 15611, 1–10, 2017
- 23) Office for the London Convention/Protocol and Ocean Affairs, International Maritime Organization: Review of the current state of knowledge regarding marine litter in wastes dumped at sea under the London convention and protocol, Final Report, 2016
- 24) International Maritime Organization (2019) LC 41/7/1: First draft summary and overview of the number of dumping permits reported in 2017, 41st Consultative Meeting of Contracting Parties on London Convention 1972 and 14th Meeting of Contracting Parties on London Protocol 1996
- 25) International Maritime Organization (2019) LC 41/9: Update on recent development with respect to marine litter and microplastics, 41st Consultative

- Meeting of Contracting Parties on London Convention 1972 and 14th Meeting of Contracting Parties on London Protocol 1996
- 26) 環境省：東日本大震災により流出した災害廃棄物の総量推計結果の公表について。報道発表，2012
- 27) Ishigaki T.：Issues on waste generated by Great East-Japan Earthquake. International Workshop on Disaster Waste Management, 71, 2012
- 28) North Pacific Fur Seal Commission：Report on investigations from 1964 to 1966, 1969
- 29) Burns E. E., Boxall A. B. A.：Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37**, 2776–2796, 2018
- 30) Lebreton L. C. M., van der Zwet J., Damsteeg J. W., Slat B., Andrady A., Reisser J.：River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, **8**, 1–10, 2017
- 31) Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection：Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: Part two of a global assessment Reports and Studies of GESAMP 93, 220. International Maritime Organization, 2016
- 32) Kanazawa M., Ebihara S., Takahashi K.：Damage to wild birds caused by nets on lotus fields. ～The reason why Lake Kasumigaura cannot become a Ramsar site～. 17th World Lake Conference, 111–113, 2018
- 33) Eunomia：Plastics in the marine environment, Bristol, UK, 2016
- 34) Mahon A. M., Officer R., Nash R., O'Connor I.：Scope, fate, risks and impacts of microplastic pollution in Irish freshwater systems. EPA Final Report 2014-HW-DS-2, Wexford, Ireland, 2017
- 35) Vogelsang C., Lusher A. L., Dadkhah, Sundvor I., Umar M., Ranneklev S. B., Eidsvoll D., Meland S.：Microplastics in road dust -characteristics, pathways and measures, M-959, Norwegian Environment Agency, 2018
- 36) 石垣智基, 戸次晃：日本海沿岸における海岸漂着ゴミの実態調査。第18回廃棄物学会研究発表会講演論文集 **18**, 86–87, 2007
- 37) 環境省：平成29年度海洋ごみ調査の結果について，報道発表，令和元年10月4日
- 38) 関西広域連合琵琶湖・淀川流域対策に係る研究会海ごみ発生源対策部会報告書，2019
- 39) ピリカ：国内外の河川/港湾における マイクロプラスチック等の浮遊状況調査(2018)，<https://opendata.plastic.research.pirika.org/>
- 40) Ranby B.：Photodegradation and photo-oxidation of synthetic polymers. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **15**, 237–247, 1989
- 41) Jensen J. P. T., Kops J.：Photochemical degradation of blends of polystyrene and poly(2,6-dimethyl-1,4-phenylene oxide). *Journal of Polymer Science: Polymer Chemistry Edition*, **18**, 2737–2746, 2003
- 42) Sheldrick G. E., Vogl O.：Induced photodegradation of styrene polymers: a survey. *J Polymer Engineering and Science*, **16**, 65–73, 1976
- 43) Singh B., Sharma N.：Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, **93**, 561–584, 2008
- 44) Peacock A. J.：Handbook of polyethylene: structures, properties and applications, Marcel Dekker, New York, 2000
- 45) Gewert B., Plassmann M. M., MacLeod M.：Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment, *Environmental Science: Processes & Impacts*, **17**, 1513–1521, 2015
- 46) O'Brine T., Thompson R. C.：Degradation of plastic carrier bags in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, **60**, 2279–2283, 2010
- 47) Kefeli A. A., Razumovskii S. D., Zaikov G. Y.：Interaction of polyethylene with ozone. *Polymer Science U. S. S. R.*, **13**, 904–911, 1971
- 48) Vasile C.：Practical guide to polyethylene, RAPRA Technology, Shrewsbury, 2005
- 49) Tolinski M.：Additives for polyolefins getting the most out of polypropylene, polyethylene and TPO, William Andrew Pub., Oxford, 2009
- 50) Booma M., Selke S. E., Giacini J. R.：Degradable Plastics. *Journal of Elastomers & Plastics*, **26**, 104–142, 1994
- 51) Albertsson A. C.：The shape of the biodegradation curve for low and high density polyethylenes in prolonged series of experiments. *European Polymer Journal*, **16**, 623–630, 1980
- 52) Kale S. K., Deshmukh A. G., Dudhare M. S., Patil V. B.：Microbial degradation of plastic: a review. *Journal of Biochemical Technology*, **6**, 952–961, 2015
- 53) Jen-hou L., Schwartz A.：Zum Verhalten von

- bakteriengemischen gegentiber polyfithylen verschiedenen mittleren Molekulargewichts. *Kunststoffe*, **51**, 317–320, 1961
- 54) Pramila R. Vijaya Ramesh K. : Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by fungi isolated from municipal landfill area. *Journal of Microbiology and Biotechnology Research*, **1**, 131–136, 2011
- 55) Iiyoshi Y., Tsutsumi Y., Nishida T. : Polyethylene degradation by lignin-degrading fungi and manganese peroxidase. *Journal of Wood Science*, **44**, 222–229, 1998
- 56) Bhardwaj H., Gupta R., Tiwari A. : Microbial population associated with plastic degradation. *Scientific Reports*, **1**, 272, 2012
- 57) Bonhomme S., Cuer A., Delort A.M., Lemaire J., Sancelme M., Scott C. : Environmental biodegradation of polyethylene. *Polymer Degradation and Stability*, **81**, 441–452, 2003
- 58) Grassie N. Scott G. : Polymer degradation & stabilisation, Cambridge University Press, Cambridge England, New York, 1988
- 59) Beyler C., Hirschler M. : Thermal decomposition of polymers, *In SFPE Handbook of Fire Protection Engineering*, 2002
- 60) Yousif E., Haddad R. : Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review. *SpringerPlus*, **2**, 398, 2013
- 61) Faber M.D. : Microbial degradation of recalcitrant compounds and synthetic aromatic polymers. *Enzyme and Microbial Technology*, **1**, 226–232, 1979
- 62) Owen E. D. : Degradation and Stabilisation of PVC. Springer, Netherlands, Dordrecht, 1984
- 63) Nagy T. T., Ivan B., Turcsanyi B., Kelen T., Tudós F. : *Polymer Bulletin*, **3**, 613–620, 1980
- 64) Muller R. J., Kleeberg I., Deckwer W. D. : Biodegradation of polyesters containing aromatic constituents. *Journal of Biotechnology*, **86**, 87–95, 2001
- 65) Fagerburg D. R., Clauberg H. : Photodegradation of Poly(Ethylene Terephthalate) and Poly(Ethylene/1,4 - Cyclohexylenedimethylene Terephthalate) *In Modern Polyesters: Chemistry and Technology of Polyesters and Copolyesters*, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, 609–641, 2004
- 66) Venkatachalam S., Nayak S. G., Labde J. V., Gharal P. R., Rao K., Kelkar A. K. : Degradation and recyclability of Poly (Ethylene Terephthalate) *In Polyester*, InTech, 2012
- 67) Zheng Y., Yanful E. K., Bassi A. S. : A review of plastic waste biodegradation. *Critical Reviews in Biotechnology*, **25**, 243–250, 2005
- 68) Howard G. T., Ruiz C., Hilliard N. P. : Growth of *Pseudomonas chlororaphis* on apolyester-polyurethane and the purification and characterization of a polyurethanase-esterase enzyme. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **43**, 7–12, 1999
- 69) Kim J. S., Lee H. J., Kim S. K., Kim H. J. : Global pattern of microplastics (MPs) in commercial food-grade salts: Sea salt as an indicator of seawater MP pollution. *Environmental Science and Technology*, **52**, 12819–12828, 2018
- 70) Schwabl P., Liebmann B., Köppel S., Königshofer P., Bucsecs T., Trauner M., Reiberger T. : Assessment of microplastics concentrations in human stool – Preliminary results of a prospective study, 26th United European Gastroenterology Week, 2018
- 71) Koelmans A. A., Bakir A., Burton G. A., Janssen C. R. : Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental Science and Technology*, **50**, 3315–3326, 2016
- 72) Burns E. E., Boxall A. B. A. : Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37**, 2776–2796, 2018
- 73) Lithner D., Larsson A., Dave G. : Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition, *Science of the Total Environment*, 409, 3309–3324, 2011
- 74) Sowmya H. V., Ramalinganappa B., Krishnappa M., Thippeswamy B. : Low density polythene degrading fungi isolated from local dumpsite of Shivamogga district. *International Journal of Biological Research*, **2**, 39–43, 2014
- 75) Mahalakshmi V, Siddiq A, Andrew S N : Analysis of Polyethylene Degrading Potentials of Microorganisms Isolated From Compost Soil. *Int J Pharm Biol Sci Arch* **3**(5), 1190–1196, 2012

- 76) Kyaw M. B., Champakalakshmi R., Sakharkar M. K.,
Lim C. S., Sakharkar K. R. : Biodegradation of Low
Density Polythene (LDPE) by *Pseudomonas* Species.
Indian Journal of Microbiology, **52**, 411-419, 2012
- 77) Koelmans A. A., Bakir A., Burton G. A., Janssen C. R.
: Microplastic as a vector for chemicals in the
aquatic environment, Critical review and
model-supported reinterpretation of empirical
studies. *Environmental Science and Technology*, **50**,
3315-3326, 2016
- 78) Burns E. E., Boxall A. B. A. : Microplastics in the
aquatic environment: Evidence for or against
adverse impacts and major knowledge gaps.
Environmental Toxicology and Chemistry, **37**, 2776-
2796, 2018