

**令和7年度産業保安等調査研究事業**  
**(化学物質規制対策(大学・公的研究機関と連携した**  
**化学物質管理高度化推進事業**  
**(化学物質のライフサイクルを踏まえたPOPsや**  
**重金属の環境及び生態への影響評価)))**  
**調査報告書**

**令和8年2月**

**公立大学法人 北九州市立大学**

## 第1章 背景

### 1.1 はじめに

近年、国際的な化学物質管理の枠組みとして「化学物質に関するグローバル枠組み（GFC）」が策定され、化学物質や廃棄物の有害な影響から人と環境を保護することが世界的な目標として掲げられている。加えて、2024年9月に開催されたストックホルム条約・POPRC第20回会合では、クロルピリホス、中鎖塩素化パラフィン（MCCP）、長鎖ペルフルオロカルボン酸（LC-PFCA）などの物質が附属書A（廃絶対象）への追加勧告を受けるとともに、ポリ臭素化ジベンゾ-p-ジオキシン類の評価が開始されるなど、残留性有機汚染物質（POPs）に関する規制が一層強化される流れにある。日本においても、UV-328、メトキシクロル、デクロランプラスの3物質が令和5年に新たに附属書Aに追加され、化審法に基づく第一種特定化学物質への指定が進められている。

しかしながら、製品中に含まれる化学物質の環境残存性、再揮発性、輸送過程に関する科学的知見は未だ不十分であり、エッセンシャルユースとして使用が継続されているUV-328や、条約発効後も長期間にわたり大気中濃度が変化していないヘキサクロロベンゼン（Hexachlorobenzene; HCB）など、レガシーPOPsの環境動態に関する評価の必要性が高まっている。昨年度の研究では、浮遊粒子状物質（Suspended Particulate Matter; SPM）をトレーサーとしたUV-328の大気中濃度や沈着フラックスの解析を通じて、長距離輸送や気候変動との関連性が明らかとなったほか、波照間島での実測によりHCBの長期残存が確認され、その残留メカニズムの解明が課題として浮上した。

本研究では、UV-328やHCBなどのPOPsに加え、化学種により毒性が変化する重金属を対象に、排出インベントリの精緻化、多媒体モデルによる将来挙動の予測、現地調査による濃度の実測と整合性の検証、微生物による分解ポテンシャルの評価を統合的に進める。とくに、エッセンシャルユースの継続が環境残存に与える影響や、沈着後の再放出・蓄積メカニズムを物質ごとに明らかにすることで、POPsおよび重金属のライフサイクルに基づく総合的な環境・生態リスク評価を実施し、GFCに整合した科学的根拠の提供を通じて、国内外の政策決定を支援することを目指す。

### 1.2 事業内容

#### （1）調査内容

本事業は3年計画とし、本年度を2年目とする。3年の全体の計画においては、化学種毎に毒性が変化する重金属の化学物質のライフサイクルを踏まえたリスク評価に加え、ストックホルム条約で新たに追加となった、新規POPs（Persistent Organic Pollutant; 残留性有機汚染物質）のうち2物質を対象として、排出源（廃棄物含む）から全球規模での移動状況の把握・予測と生物濃縮によるリスク評価、堆積物の微生物によるバイオレメディエーションの可能性を明らかにすることを目的とする。そして、新規で化審法の第一種特定化学物質に指定された化学物質のより適正かつ包括的な管理を提言することを目標とする。

以上を踏まえ、本年度は、POPsおよび化学形態により毒性が変化する重金属を対象に、排出インベントリの高度化、モデルによる将来予測、微生物分解ポテンシャルの評価を統合的に進める。エッセンシャルユースの継続が環境残存に与える影響を踏まえ、ライフサイクルに基づく総合的な環境・生態リスク評価を行った。

## (2) 調査における小課題と概要

本事業は、化学種によって毒性や安定性が変化する重金属および、ストックホルム条約で新たに規制対象となった POPs (UV-328、メトキシクロル) を対象に、排出源 (廃棄物を含む) から始まる全球規模での輸送・蓄積・曝露・分解といったライフサイクル全体を通じたリスク評価の高度化を目指すものである。とりわけ、近年化審法において第一種特定化学物質に指定されたこれらの POPs については、生物濃縮の経路を含む将来的な環境・生態系への影響を定量的に評価するとともに、微生物による分解 (バイオレメディエーション) の可能性を探ることで、より実効性のある管理手法の構築を図る。

本事業では、POPRC 第 20 回会合での新規規制勧告を踏まえ UV-328 や HCB を含む POPs の長期残存リスクとエッセンシャルユースの妥当性を多媒体モデルと現地調査により検証し、将来の規制強化に対応した科学的根拠の構築を図る。以下に示す各項目を通じて、科学的知見の深化と政策対応力の強化に資する研究基盤を構築する。

### <令和 7 年度の研究テーマ>

- ① UV-328 の排出・輸送の将来予測
- ② UV-328 の製品・部品由来の排出経路
- ③レガシー POPs の輸送・沈着・再放出過程の検証
- ④ POPs 沈着後の挙動や再放出の実態把握
- ⑤重金属の化学種変化の評価
- ⑥地球温暖化に関連した影響評価
- ⑦生物濃縮モデルの基盤形成のための調査

テーマ①、②については第 2 章、テーマ③においては第 3 章、テーマ④、⑥については第 4 章、テーマ⑤においては第 5 章、テーマ⑦においては第 6 章にて、報告する。

本事業は、規制開始から時間が経過した現在も濃度が減少しないレガシー POPs (HCB 等)、および化学形態により毒性や移動性が大きく変化する重金属を対象として、排出・輸送・沈着・曝露・分解の各過程をライフサイクル全体の視点から統合的に捉えたりリスク評価を行うものである。とくに、製品中に含まれる化学物質の環境中への長期的な放出の可能性や、自然界における分解・固定化プロセスの実態を、モデルと実測の両面から検証する点において、新規性を有する。

これら一連の解析と調査を通じて、GFC (化学物質に関するグローバル枠組み) やストックホルム条約の動向に呼応した政策対応に対して、科学的根拠を提供し、最終的には、化学物質の有効利用と環境・健康リスクの低減という両立をめざし、日本発の先導的な化学物質管理のあり方を国際社会に提示する。

## (3) 化学物質管理行政ニーズとの関係性

気候変動やグローバル市場の変化を背景に、化学物質のライフサイクル全体を対象とした国際的な管理強化が進んでいる。令和 5 年に策定された「化学物質に関するグローバル枠組み (GFC)」では、廃棄段階を含む化学物質の環境影響を最小化することが全世界共通の目標とされ、日本としても、原材料の製造から使用、廃棄に至る各段階を通じた透明性あるリスク評価・管理体制の構築が急務となってい

る。とりわけ、ストックホルム条約に基づき、近年規制対象に追加された新規 POPs（デクロランプラス、UV-328、メトキシクロル）への対応や、規制開始から年数が経過しても依然として環境中に残存しているレガシーPOPs（HCB など）に関する管理課題は、日本の化審法や PRTR 制度の対象外となっていた「製品含有物質」に対する包括的評価の必要性を浮き彫りにしている。とくに、輸出された製品や中古品に含まれる POPs が国外で不適切に処理され、環境中へ放出されるリスクや、その後の大気・水系を通じた国境を越えた汚染は、従来の国内排出量ベースの管理手法では十分に把握できない。

こうした背景のもと、本事業では、新規・既存の POPs および重金属の環境動態を、排出源・輸送・蓄積・曝露・分解といったライフサイクル全体の観点からモデル化・可視化し、国内外における排出実態や長距離輸送の経路、さらには微生物による分解の可能性までを含めた統合的な環境・生態リスク評価を行っている。また、製品ライフサイクル中における化学種変化や毒性変化の把握を通じて、CMP（次世代製品含有化学物質情報・資源循環プラットフォーム）への知見の補完・高度化にも資する。さらに、本研究で得られたモデル予測や実測調査データを組み合わせることで、エッセンシャルユースが継続される化学物質の環境リスク評価、排出インベントリの検証、将来的なリスク最小化のための政策シナリオの提言も可能となる。これらは、経済産業省が目指す「循環経済型社会に向けた国際整合的かつ先進的な化学物質管理」の一翼を担うとともに、日本発の科学的根拠に基づくリスク評価枠組みの国際発信という観点からも、極めて重要な取り組みとなる。

## 第2章 マテリアルフロー解析による自動車由来の UV-328 の排出量評価と地域差

### 2.1 本研究の背景

#### 2.1.1 UV-328 と環境汚染

UV-328 (2-(2H-1,2,3-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol) はベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤 (BUVSs : benzotriazole ultraviolet stabilizers) であり、材料の光劣化や変色を防止する目的で、主にプラスチック製品や自動車のコーティング剤、塗料、食品包装等の身の回りの多様な製品に使用されてきた<sup>1)</sup>化学物質である。

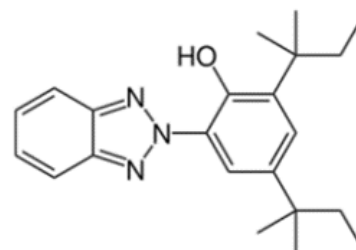


図 1-1 : UV-328 の化学構造<sup>3)</sup>

その化学構造の母体はベンゾトリアゾールであり、ベンゼン環と 3 つの窒素原子を有する 5 員環から構成されている。この中心となる窒素原子に結合したフェノール置換基は、280 nm から 400 nm の広範なスペクトルを持つ紫外線を極めて効率的に吸収する特性を持つ。この吸収メカニズムによって、高分子材料等の光による自己分解を回避し、製品の長期的な安定性を維持することが可能となっている。

BUVSs は一般に難分解性を示し、疎水性が高く、その結果として生物蓄積性を有することが知られており、貝類、魚類、甲殻類、海鳥、海亀、海生哺乳類など、さまざまな生物から検出<sup>2)</sup>されている。また、一部の BUVSs はエストロゲン受容体や芳香族炭化水素受容体と相互作用し、内分泌系や薬物代謝系に影響を与える可能性が報告<sup>2)</sup>されている。

このような特性を背景に UV-328 を含む一部の BUVSs は残留性や生物蓄積性、毒性を有する物質として近年新興汚染物質として注目されており、特に UV-328 はその残留性、生物蓄積性、毒性が高いことから、ストックホルム条約第 11 回締約国会議 (2023 年 5 月) において残留性有機汚染物質 (POPs) リストの附属書 A に追加され、廃絶対象物質と決定された<sup>3)</sup>。

#### 2.1.2 ストックホルム条約

ストックホルム条約 (残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約 : Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)) は、残留性有機汚染物質 (POPs) による人の健康および環境への悪影響を防止、削減することを目的とした国際条約であり、POPs の製造・使用・輸出入を原則禁止または制限している<sup>4)</sup>。

POPs は、毒性が強く、残留性、生物蓄積性、環境中での長距離移動の可能性、人の健康または環境への悪影響を有する化学物質のことであり、代表的な物質として、ダイオキシン類、PCB (ポリ塩化ビフェニル)、DDT などが挙げられる。

ストックホルム条約は、2004 年 5 月に発効され、2026 年 1 月時点において、日本を含む 186 か国に加え、欧州連合 (EU) およびパレスチナ自治区が本条約を締結しており、化学物質管理に関する国際的枠組みとして広範な参加を得ている。各締約国は、本条約を受けて POPs の製造及び使用に関する規制が段

階的に進められており、日本においても化学物質審査規制法（化審法）などの関連法令によって対応が図られている<sup>6)</sup>。

ストックホルム条約では、POPs の製造・使用・輸出入は規制されているが、規制開始前に生産され、現在使用中の製品については適用外になっている<sup>6)</sup>。つまり、そのような製品には POPs が含まれており、規制開始後もストックホルム条約の影響を受けずに消費者によってストックされ、輸出入も行われている。

### 2.1.3 UV-328 の長距離移動性に関する複合的メカニズム

UV-328 を含む残留性有機汚染物質（POPs）は低緯度および中緯度の温暖な地域において発生・使用時に飛散や空気中に拡散し、大気の循環過程において移動し、冷たい空気に触れて地上に降下する。この過程を繰り返し高緯度の寒冷な地域へと輸送される。この揮発と沈着を繰り返しながら高緯度地域へ不可逆的に移動するプロセスは「バッタ効果（グラスホッパー現象）」<sup>4)</sup>と呼ばれ、実際に POPs の使用、排出がなされていない地域である北極域からも POPs が検出<sup>5)</sup>されている。

UV-328 においても、この大気経由の移動に加え、近年ではプラスチックを媒体とした輸送の寄与が指摘されている。プラスチックを媒体とした輸送メカニズムの重要性が実証されている<sup>2)</sup>。同研究では、世界各地の海岸で回収された PP ペレットを分析した結果、1~70  $\mu\text{g/g}$  範囲でベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤（BUVSS）が検出された。特筆すべきは、小笠原諸島やハワイ等のリモート島における検出濃度が、東京やシドニー等の工業地帯近傍と同水準であった点である。これは、ミリメートルサイズのプラスチックに含有された UV-328 が、海洋環境下で顕著な脱離や分解を起こさず数千キロメートルを輸送されることを示唆しており、不適切なプラスチック廃棄管理が地球規模の環境リスクを増大させる直接的な根拠といえる。

### 2.1.4 UV-328 の製品規制および自動車分野での使用実態

UV-328 はストックホルム条約第 11 回締約国会議（2023 年 5 月）において残留性有機汚染物質（POPs）リストの附属書 A に追加され、廃絶対象物質と決定され、2025 年 2 月 26 日からは国際的に製造及び使用が原則禁止になっている<sup>7)</sup>。しかし、UV-328 については、代替技術の確立が困難とされる一部用途に限り、エッセンシャルユースとして個別の適用除外が認められており、①最長 2044 年までの適用除外が認められる、②対象物品の耐用年数まで認められ、2041 年までの COP においてその必要性が評価される、のいずれかの扱いとされている<sup>8)</sup>。具体的には、自動車、農業用車両、建設用車両などのすべての陸上車両に用いられる外装部品や、工業塗装用途、大規模鋼構造物の重防食塗装などが対象とされている。このため、条約発効後においても、既存製品および長寿命製品を通じて、UV-328 が一定期間流通し続ける可能性がある。

経済産業省の化審法届出データ<sup>3)</sup>によれば、日本国内における UV-328 の供給実態は 2012 年度から 2021 年度までの製造数量は年間 200~1,000 トン程度、輸入数量は 0~50 トン程度で推移している。用途別出荷量では「塗料・コーティング剤」が大きな割合を占めてきたが、近年は減少傾向にあり、代わって「プ

プラスチック添加剤」としての流通が一定規模で継続している。また、OECD（経済協力開発機構）の既存化学物質データベースによれば、本物質は製造量が年間 1,000 トンを超える「高生産量化学物質 (HPVC)」に指定されている。主要地域での製造・登録状況を見ると、米国では 2012 年から 2015 年にかけて年間 450～4,500 トンという膨大な製造量が報告されており (US EPA 2021)、EU においても年間 100～1,000 トンの規模で登録されている。このように、UV-328 は世界規模でプラスチック添加剤や工業用コーティング剤として定着してきた。

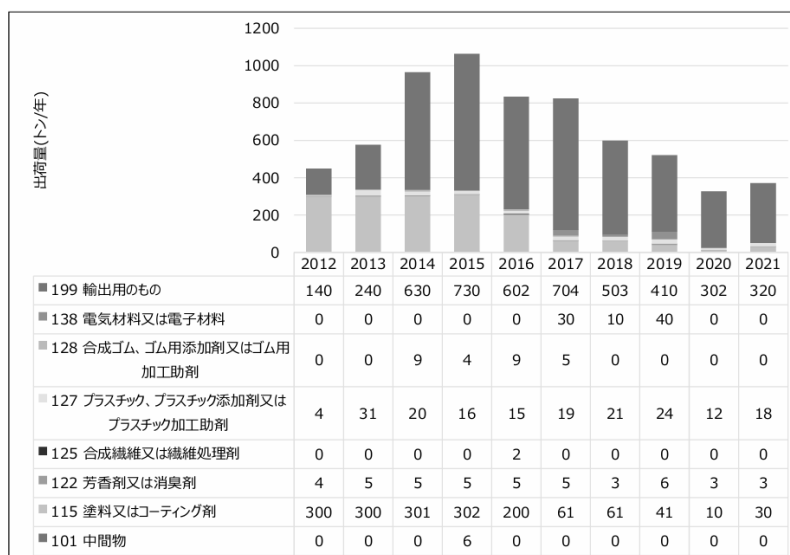


図 1-2：用途別出荷量の経年変化<sup>3)</sup>

自動車分野においては、UV-328 はその高い脂溶性 ( $\log K_{ow} = 7.25$ ) と広範囲な紫外線吸収特性から極めて多岐にわたる部位に使用されてきた<sup>9)</sup>。具体的には、ポリプロピレン (PP) や ABS 樹脂を用いた外装バンパー、塗料、コーティング剤、シーラントのほか、自動車に搭載される液晶パネルやメーターなどの自動車内外装部品の樹脂に使用されている<sup>9)10)</sup>。また、カナダでは、1986 年には輸入された UV-328 の 63%がプラスチック分野、37%が塗料・コーティング分野で使用されていた<sup>10)</sup>。現在は自動車用塗料・コーティング、自動車製造時のシーラントなどに使用されている。

UNEP のリスクプロファイル文書 (2022)<sup>10)</sup>および関連資料に基づく、自動車分野における本物質の主要な用途は、大きく以下の 3 点に集約される。

第一に、外装塗装におけるクリアコート仕上げである。UV-328 は塗料の光安定剤として極めて一般的であり、コーティング剤における推奨濃度は通常 1～3 wt% (固形分ベース) とされる。しかし、米国における安全データシート (MSDS) の調査によれば、一部の自動車用クリアコートや船舶用トップコート等の消費者向け製品において、最大 10 wt%という極めて高い濃度で含有されている実態が確認されている。

第二に、内外装部品に使用される樹脂材料への添加である。対象となる樹脂は多岐にわたり、ポリプロピレン (PP)、ABS 樹脂、エポキシ樹脂、さらには高い透明性が要求されるポリカーボネート (PC) の光安定化に供されている。プラスチック製造時の一般的な添加量は 0.1～1 wt%であるが、材料特性に応じた最適化が行われており、PC 樹脂では 0.15～0.3 wt%、ポリエステル樹脂では 0.3～0.5 wt%程度の配合が標準的である。

第三に、車載電子機器および車の外装のコーティング用のシーラントとしての用途である。具体的には、車載液晶パネル（STN 型）やメーター類に用いられる光学偏光板・偏光フィルムの機能維持に不可欠な成分となっている。また、オーストラリアやカナダの報告によれば、車両製造時のシーラントやアフターマーケット向け製品にも使用されており、構造材から電子部品に至るまで車両全体に偏在していることが示されている。

このように、UV-328 は車両の意匠性（光沢や色）のみならず、構造的・機能的品質を維持するために高濃度かつ広範囲に使用されてきた。したがって、車両の使用期間中における表面の摩耗や、廃棄後のプラスチック再資源化プロセスにおいて、これら含有濃度の高い部位から環境中へ UV-328 が移行するリスクは極めて大きい。

### 2.1.5 先進国と発展途上国の廃棄物管理格差

日本や欧米諸国等の先進国においては、使用済み自動車（ELV：End-of-Life Vehicles）は厳格な法的枠組みの下で処理される<sup>11)</sup>。プラスチック部品を含む車両本体はシュレッダーにかけられ、発生する自動車シュレッダーダスト（ASR）は、高度な管理が行われている管理型最終処分場での埋め立て、あるいは熱回収を伴う焼却処理に付される。したがって、これら適正処理プロセスを経る場合、プラスチックに含有される UV-328 が直接公共用水域や周辺土壌へ溶出する経路は、管理下において一定程度抑制されていると考えられる。

一方で、発展途上国の多くにおいては、廃棄物管理のインフラおよび法規制が不十分であり、ELV の処理はしばしばインフォーマルなセクターによって行われる<sup>11)</sup>。プラスチック部品の多くは適切に回収・処理されず、野積み状態での長期間の放置や、野焼きによる処理、あるいは不適切な埋め立てが行われる実態がある<sup>12)</sup>。これらの管理実態は、微細化したプラスチック粒子や、燃焼に伴う飛散粒子を介して、化学物質が地球規模で拡散する主要な排出源となっている。このように、製品ストックとしての UV-328 の含有量が同等であっても、その後の廃棄物管理プロセスの「質」の差によって、環境中への実質的な排出係数は大きく変動する。本研究では、先進国における「管理されたフロー」と、発展途上国における「漏洩を伴うフロー」を設定し、地域別の UV-328 排出寄与率を明らかにする。

### 2.1.6 UV-328 のリスク評価に関する先行研究

#### 2.1.6.1 自動車由来プラスチック・使用済み自動車（ELV）のフロー研究

自動車の軽量化に伴い、自動車に使用されるプラスチックの重量は増加している。先行研究によれば、自動車用プラスチックは多くのポリマーや添加剤が組み合わせられた「マルチマテリアル」な構造を持つため、廃棄段階において特定の物質（UV-328 等）のみを完全に分離・回収することは極めて困難である<sup>13)</sup>。そのため、多くの樹脂部品は「自動車シュレッダーダスト（ASR）」として処理されており、不適切な管理下ではマイクロプラスチック化した樹脂からの添加剤溶出が懸念されている<sup>10)13)</sup>。

この排出リスクは、廃棄物管理のインフラが不十分な発展途上国においてさらに顕著となる。先進国から輸出された中古車やスクラップが発展途上国で解体される際、UV-328 を多量に含む外装部品は適切

に処理されず、屋外に野積み（オープン・ダンプ）されるケースが多い。これらの部品は直射日光や降雨に直接曝されることで物理的劣化が進行し、プラスチックマトリックスから UV-328 が環境中へ直接放出されるメカニズムが指摘されている<sup>10)</sup>。

### 2.1.6.2 UV-328 の環境中分布および輸送挙動に関する先行研究

UV-328 は製品の使用中および廃棄後のプロセスにおいて、物理的な摩耗、揮発、および溶出を通じて環境中へ放出される<sup>9)</sup>。

本物質は極めて高い疎水性を持ち（ $\log K_{ow} = 7.25$ ）、水相よりも粒子相や有機物に吸着しやすい特性を持つ。そのため、廃棄された自動車プラスチックが降雨や流出イベント（増水等）に曝された際、劣化した樹脂表面から溶出した UV-328 は、マイクロプラスチックや堆積物に付着した状態で長距離を輸送されることが明らかにされている<sup>14)</sup>。

Awonaike (2021)<sup>14)</sup>の研究によれば、都市部における降雨時に輸送される懸濁粒子中のベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤（BUVSs）において、UV-328 が最も高頻度かつ高濃度で検出される化合物であることを報告した。都市河川の懸濁物質中における UV-328 濃度は最大 240 ng/g および 113 ng/g に達し、農村流域と比較して 2～6 倍高い値を示した。さらに道路ダスト中の BUVSs 組成においては、UV-328 が最大 88% という支配的な割合を占めている。

### 2.1.6.3 本研究の目的と新規性

以上の背景を踏まえて、下記を本研究の目的とした。

- スtockホルム条約により廃絶対象となった UV-328 について、既存製品ストック（自動車）に含有される UV-328 の環境排出実態を定量的に評価すること。
- 自動車分野における UV-328 の主要用途を踏まえ、使用段階における外装プラスチックの摩耗由来排出と、廃棄段階における使用済み自動車由来プラスチックからの排出を区別して、各段階が環境負荷に与える寄与率を定量的に評価すること。
- 先進国と発展途上国における廃棄物管理プロセスの違いを考慮し、管理条件の差が UV-328 の環境排出量に与える影響を明らかにすること。

先行研究を踏まえて、下記を本研究の新規性とした。

- 都市河川や道路ダスト中の濃度測定に焦点を当てた既往研究に対し、自動車由来プラスチックを起点とした UV-328 の排出フローを定量的に評価した点。
- 先進国における管理された ELV 処理と、発展途上国における野積み・屋外曝露等の不適切処理を区別し、廃棄物管理格差を排出シナリオとして明示的に組み込んだ点。

## 参考文献

- 1) Heike Denghel, Julia Hiller, Edgar Leibold, Thomas Göen (2021) : Human metabolism and kinetics of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) after oral administration, *Archives of Toxicology*, 95, 2677–2690
- 2) Matsunaga, L., Takada, H., et al., (2025). Benzotriazole UV-stabilizers in beached plastic resin pellets collected across the world including remote islands: Evidence of plastic-mediated long-range environmental transport (LRET) of additives. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, 5, 26–34.
- 3) 独立行政法人製品評価技術基盤機構、経済産業省、厚生労働省：製品含有化学物質のリスク評価 UV-328 〈 [001168233.pdf](#) 〉 (最終閲覧日：2026.1.10)
- 4) 外務省：ストックホルム条約 〈 <https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/jyoyaku/pops.html> 〉 (最終閲覧日：2026.1.6)
- 5) Derek Muir, Maria J. Gunnarsdottir, Krystyna Koziol et al., (2025) : Local sources versus long-range transport of organic contaminants in the Arctic: future developments related to climate change, *Environmental Science Advances*, 4, 355-408
- 6) 国立環境研究所：環境展望台 化学物質管理  
〈 <https://tenbou.nies.go.jp/science/description/detail.php?id=106> 〉 (最終閲覧日：2026.1.6)
- 7) 環境省：化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律施工令の一部を改正する政令の閣議決定について 〈 [https://www.env.go.jp/press/press\\_04106.html](https://www.env.go.jp/press/press_04106.html) 〉 (最終閲覧日：2026.1.10)
- 8) 厚生労働省：POPs 条約第 1 1 回締約国会議において決定された事項  
〈 <https://www.mhlw.go.jp/content/11121000/001281435.pdf> 〉 (最終閲覧日：2026.1.10)
- 9) Chen, H., Hu, X., & Yin, D. (2024) : Benzotriazole ultraviolet stabilizers in the environment: A review of occurrence, partitioning and transformation. *Science of The Total Environment*, 954, 176362.
- 10) Persistent Organic Pollutants Review Committee (2022) : Risk profile for UV-328 (Addendum to the Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its seventeenth meeting) (UNEP/POPS/POPRC.17/13/Add.3). United Nations Environment Programme.
- 11) Oguchi, M., Fuse, M., Tasaki, T., & Tanikawa, H. (2014) : An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16, 1-20
- 12) Cossu, R., & Lai, T. (2015) : Automotive shredder residue (ASR) management: An overview. *Waste Management*, 45, 143-151.
- 13) Ortego, A., Russo, S., Iglesias-Embil, M., Valero, A., & Magdalena, R. (2023) : Exergy Assessment of Plastic Car Parts. *Vehicles* 2023, 5, 1211-1226.
- 14) Awonaike, B., Lei, Y. D., Parajulee, A., & Wania, F. (2021) : Phase partitioning, transport and sources of Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers during a runoff event. *Water Research X*, 13, 100115.

## 2.2 対象化学物質と対象製品

### 2.2.1 対象化学物質

対象化学物質は UV-328 (2-(2H-1,2,3-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol) である。UV-328 はベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤 (BUVSs : benzotriazole ultraviolet stabilizers) であり、第一章で述べたとおり、紫外線を吸収することで材料の光劣化や変色を防止する目的で主にプラスチック製品や自動車用プラスチックおよび塗装を含む多様な製品に使用されてきた化学物質<sup>1)</sup>である。製品の使用段階および廃棄段階を通じて環境中へ排出される可能性が高いことから、本研究の評価対象として選定した。

### 2.2.2 対象製品

対象製品は UV-328 が外装・内装プラスチックおよび塗装用途に広く使用されてきた自動車とした。自動車は世界中で普及しており、製品寿命が長く、使用段階および廃棄段階を通じて UV-328 を含有した製品ストックが長期間環境中に存在することから、UV-328 の環境排出を評価する上で代表的な対象製品である。また、総務省統計局が公表している『世界の統計 2006』に掲載された 1999～2003 年における各国の自動車保有台数データに加え、2005～2018 年の新車投入台数データ、および国際自動車工業連合 (OICA) が公表している乗用車販売台数データなど、長期かつ国際比較可能な統計データが利用可能である。このことから、自動車を対象製品とすることで、UV-328 の製品ストックおよび排出量の推計を定量的かつ一貫した手法で実施できるという利点がある。

## 参考文献

- 1) Heike Denghel · Julia Hiller · Edgar Leibold · Thomas Göen (2021) : Human metabolism and kinetics of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) after oral administration, Archives of Toxicology, 95, 2677–269

### 3 方法

#### 2.3.1 解析フロー

解析手法を記すにあたり、本研究における解析フローの全体像を図 3-1 に示す。本研究では、自動車に含有される紫外線吸収剤 UV-328 を対象とし、車両の使用段階および使用後段階における環境中への排出量を、先進国および発展途上国の二つの地域区分ごとに推計した。解析は、車両ストック量および廃棄量の推算、車両中プラスチックへの UV-328 含有量の設定、ならびに各段階における排出係数・排出速度係数の設定を順に行うことで構成されている。

以降では図 3-1 に示したフローに沿って研究手法を記述する。各解析ステップの詳細および設定条件については、以降の節において順に説明する。

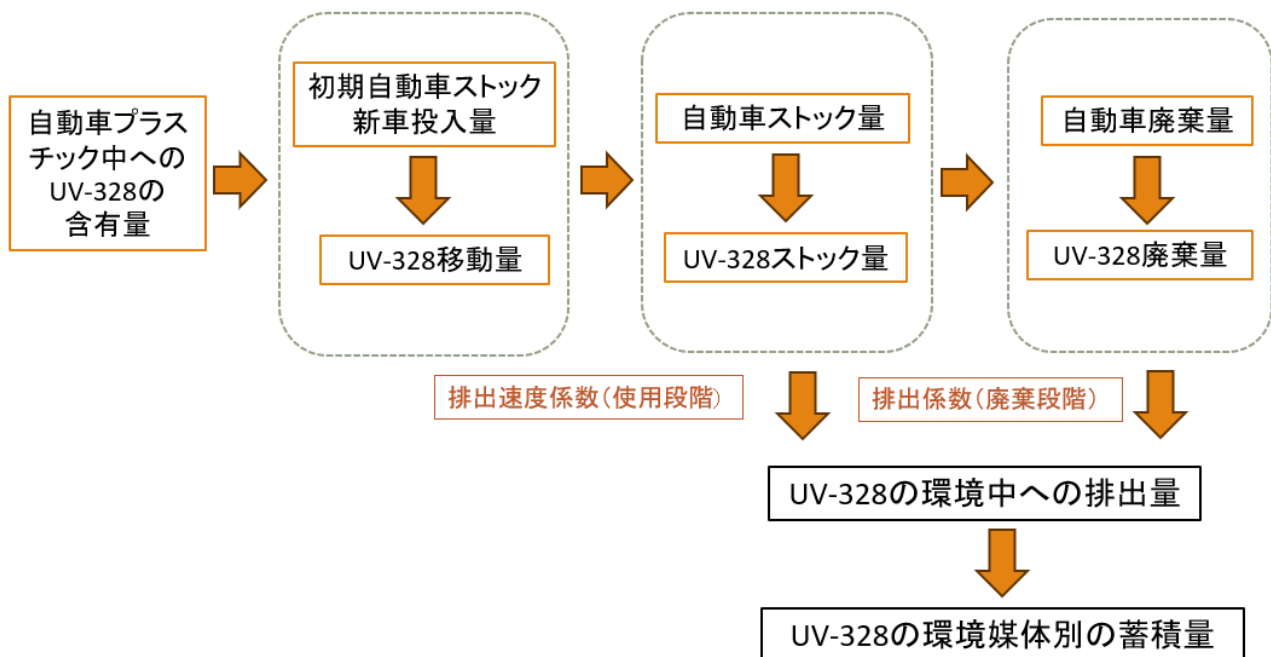


図 3-1： 本研究における解析フロー

#### 2.3.2 対象地域区分の設定

対象地域は「先進国」と「発展途上国」二つの区分に分けて設定した。地域区分にあたっては、経済協力開発機構（OECD）開発援助委員会（DAC）が定める政府開発援助（ODA）の受取国リスト<sup>1)</sup>を参考とし、ODA 受取国を発展途上国、それ以外の国を先進国として分類した。この分類は、各国の自動車の使用状況や使用済み自動車の回収・処理体制、ならびに環境規制の整備水準に差異が存在することを考慮したものである。なお、対象とした国は総務省統計局が公表している「世界の統計 2006」<sup>2)</sup>に掲載され

ている各国の自動車保有台数データを初期ストックとして利用可能な国に限定した。その結果、対象国は全72か国となり、そのうち発展途上国は29か国、先進国は43か国である。対象国の詳細については表3-1に示す。

一般に、先進国と発展途上国では、自動車の使用実態や廃車後の処理体制に大きな差が存在する。先進国においては、法制度に基づく車両登録や廃車回収システムが整備されており、使用済み自動車は一定の管理下で処理される場合が多い。一方、発展途上国では、非公式な回収・解体が広く行われている地域も多く、焼却、埋立、不法投棄など、環境負荷の高い処理が行われる可能性が高いことが指摘されている<sup>12)</sup>。

このような廃棄物管理水準の差異は、車両中に含有されるUV-328の環境中への排出経路および排出量に大きく影響すると考えられる。

表 3-1：本研究における対象先進国と発展途上国

先進国		発展途上国	
Austria	Bahrain	Azerbaijan	Bangladesh
Belgium	Brunei	Belarus	Botswana
Bulgaria	Canada	Brazil	Cambodia
Chile	Croatia	China	Colombia
Cyprus	Czech Republic	Ecuador	Georgia
Denmark	Estonia	India	Kazakhstan
Finland	France	Kenya	Malaysia
Germany	Greece	Mauritius	Mexico
Hong Kong	Hungary	Mongolia	Morocco
Iceland	Ireland	Pakistan	Philippines
Israel	Italy	Senegal	South Africa
Japan	Korea	Sri Lanka	Syria
Kuwait	Latvia	Tunisia	Turkey
Lithuania	Luxembourg	Uganda	Ukraine
Netherlands	New Zealand	Zimbabwe	
Norway	Poland		
Portugal	Romania		
Russia	Singapore		
Slovakia	Slovenia		
Spain	Sweden		
Switzerland	Taiwan		
United Kingdom	United States		

### 2.3.3 UV-328 物質フロー算定に用いた解析条件およびデータ設定

#### 2.3.3.1 車両プラスチック中の UV-328 の含有量の設定

車両全体を対象とした UV-328 含有量データは限られている。そこで、車両プラスチック中の代表的な UV-328 含有濃度を設定した。その前提として、まず車両全体に含まれるプラスチック重量およびプラスチック構成ポリマー比を設定した。

乗用車 1 台あたりに含まれるプラスチック量は、製造年代、車種、ブランドなどによって異なることが報告されている。平均的な車両中のプラスチック比率は 1970 年の約 6%から 2010 年には約 16%へと増加しており、近年では約 18%に達すると推定されている<sup>3)</sup> (Miller et al., 2014)。これは重量に換算すると乗用車一台でおよそ 190~360kg のプラスチックが含まれていることに相当する。本研究では、自

自動車ストック量および投入量の対象期間を 1999～2018 年とした。解析期間は、UV-328 が 1990 年代以降に本格的に自動車産業で投入され、その蓄積が進んだことを考慮して設定した。終点を 2018 年とした理由は、使用禁止が公表された 2023 年のおよそ 5 年前から、業界内において使用抑制の動きが見られたためである。なお、実際の排出ピークは、継続的な投入やエッセンシャルユースの存在により、さらに後年にずれ込む可能性があるかと予測される。また、先進国および発展途上国を含む世界全体を対象とすることから、年代別の車両構成の差異は考慮せず、これらの先行研究に基づく期間平均値として車両全体に含まれるプラスチック重量を一律 270 kg/台に設定した。

次に、プラスチック構成ポリマー比を設定した。車両におけるプラスチック用途の過半数は内装部品が占めており、質量ベースで約 53%を占めると報告されている。これに続き、外装用途が約 20%、エンジンルーム等のボンネット下用途が約 14%、電気・照明用途が約 13%を占める<sup>5)</sup>。外装プラスチックの質量比を、外装用途、電気・照明用途およびボンネット下用途の合計である 47%、内装プラスチックの質量比を内装部品に相当する 53%として設定した。車両全体に含まれるプラスチック重量にこれらの質量比を乗じて、外装プラスチックおよび内装プラスチックの重量を算出した。さらに、外装および内装それぞれについて構成ポリマー比を設定し、算出した外装・内装プラスチック重量に適用することで、ポリマー種別のプラスチック重量を求めた。

自動車分野におけるポリマーの組成は、車種、製造年代、動力方式 (ICE、BEV 等)、および生産地域によって一定の差異が存在することが知られている<sup>4)</sup>。しかしながら、本研究は特定車種を対象とするものではなく、車両全体を対象とした UV-328 排出量の包括的な推計を目的としている。このため、モデル構造を過度に複雑化させることを避け、推計結果の透明性および再現性を確保する観点から、ポリマー組成は一律に設定した。具体的な構成ポリマー比は欧州委員会共同研究センター (JRC) が公表した文献調査および専門家ヒアリングに基づく各ポリマーの代表的な用途区分 (バンパー、内装パネル、シート、照明部品等) と平均的なポリマー組成データ<sup>4)</sup>に基づき設定したこれらの値は主として EU 市場を対象とした先行研究に基づく代表値であり、特定の車種や製造年に依存しない平均的な構成を仮定したものである。

表 3-2 : 車両（全車種）における用途別主要ポリマー種<sup>4)</sup>

Polymer type	Applications
POLYPROPYLENE (PP)	Front/rear bumpers, interior panels, dashboard, cable insulation
POLYETHYLENE HIGH DENSITY (PEHD)	Fuel tank
POLYURETHANE (PUR)	Flexible foam seating, foam insulation panels, elastomeric wheels and tires, automotive suspension bushings, cushions, electrical potting compounds, hard plastic parts
ACRYLONITRILE BUTADIENE STYRENE (ABS)	Body parts, dashboards, wheel covers
POLYAMIDE (PA, NYLON 6/6, NYLON 6)	Gears, bushes, cams, bearings, weatherproof coatings, carpet fibres
POLYVINYL CHLORIDE (PVC)	Instruments panels, electrical cables, pipes, doors
POLYSTYRENE (PS)	Equipment housings, buttons, fittings.
POLYETHYLENE (PE)	Car bodies (glass reinforced), electrical insulation.
POLYOXYMETHYLENE (POM)	Interior and exterior trims, fuel systems, small gears
POLYCARBONATE (PC)	Bumpers, headlamp lenses
ACRYLIC (PMMA)	Windows, displays, screens
POLYBUTYLENE TEREPHTHALATE (PBT)	Door handles, bumpers, carburettor components
POLYETHYLENE TERAPHTHALATE (PET)	Wiper arm and gear housings, headlamp retainer, engine cover, connector housings.
ACRYLONITRILE STYRENE ACRYLATE (ASA)	Housings, profiles, interior parts

Source: Adapted from the Plastics Industry Trade Association (2016).

表 3-3：文献および専門家知見に基づく自動車におけるポリマー別プラスチック重量分布<sup>4)</sup>

		Estimated average composition for current 'placed on the market' passenger cars						Composition for current ELVs			
		1	2	3	4	5	6	1	2	3	4
Sources	Polymer types	(CPA, 2020); (PlasticsEurope, 2018)	(Emilsson et al., 2019)	ACEA, personal communication, "Random ICEV representative car", 2021	ACEA, personal communication, "Random BEV representative car", 2021	(EURIC, 2020; The Plastics Industry Trade Association, 2016; Watkins et al., 2020)	(Khemka 2019) for North American market only	(CPA, 2020); (Ramboll, 2020); (European Commission, 2007)	(INDRA, n.d.)	(ADEME, 2019)	(Emilsson et al., 2019)
		PP	26%	44%	37.1%	35%	32%	32%	40%	28%	40%
PUR	15%	9%	11.2%	7%	17%	17%	11%	8%	15%	10%	
PA	11.9%	8%	15.7%	12%	n/a	10%	8%	6%	7%	8%	
PET	n/a	4%	4.5%	5%	n/a	n/a	n/a	n/a	12%	n/a	
PE	10.0%	7%	5.6%	4%	n/a	5%	5%	19%	9%	6.52%	
ABS/SAN	4.7%	5%	4.5%	6%	n/a	5%	7%	4%	16%	n/a	
PVC	3%	n/a	7.9%	3%	16%	6%	7%	n/a	n/a	n/a	
PC/ABS	n/a	n/a	10.0%	6%	n/a	4%	4%	n/a	n/a	n/a	
Other	29%	23%	3.5%	22%	35%	21%	18%	35%	n/a	37%	

Sources: JRC own elaboration based on cited references.

続いて、車両プラスチック中の UV-328 含有量を設定した。UV-328 のプラスチック中への添加濃度は 0.1–3 wt% の範囲に分布しており、その値は使用されるポリマー種および用途によって大きく異なる<sup>6)</sup>。なお、Ashta, N. M. (2023)<sup>6)</sup>において具体的な添加濃度が示されていないポリマーについては、以下の考え方に基づき添加濃度を設定した。

まず、ベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤全体としては、プラスチック添加剤用途における一般的な添加濃度が 0.1–3 wt% の範囲にあることが文献<sup>6)</sup>より示されている。この範囲を、具体的な数値が示されていないポリマーに対する上限および下限の制約条件として採用した。

次に、自動車用途における各ポリマーの使用部位を考慮した。外装部品に使用されるポリマー (PP、ABS、ASA 等) は、紫外線曝露が大きく、耐候性および色調安定性が重視されるため、添加濃度範囲は中～高めの値を設定した。一方、内装部品に使用されるポリマー (PP、ABS、PUR、PA 等) は、紫外線曝露が限定的であることから、範囲の下限から中程度の値を設定した。

具体的には、外装用途の PP および ABS にはそれぞれ 0.3 wt%、0.2 wt% を、耐候性が特に要求される ASA には上限寄りの 0.5 wt% を設定した。内装用途については、ダッシュボードなどに使用される紫外線曝露が大きい PP、ABS に 0.2–0.3 wt%、シートクッションなどに使用される PUR には 0.1 wt%、ギア類などに使用される PA には 0.2 wt% を設定した。

以上より、文献に具体的な添加濃度が示されていないポリマーについては、1. UV-328 を含む紫外線吸収剤の一般的な添加濃度範囲 (0.1–3 wt%)、2. 自動車における使用部位 (外装・内装) による紫外線曝露条件の違い、3. 工業的に妥当と考えられる代表値の 3 点を基に添加濃度を設定した。

本研究では、車両全体を対象とした UV-328 排出量の推計を目的としている。このため、Ashta, N. M. (2023)<sup>6)</sup> に示された添加濃度範囲を参考に、外装プラスチックおよび内装プラスチックそれぞれについて、ポリマー種別の UV-328 添加濃度を設定した。車両 1 台あたりの UV-328 含有量  $M_{uv328}$  (kg/台) は、以下の式 3-1 によって定義した。

$$M_{uv328} = \sum_a \sum_p (W_{total} \times R_a \times r_{a,p} \times C_{a,p}) \quad \text{式 3-1}$$

ここで、 $W_{total}$ : 車両 1 台あたりのプラスチック総重量、 $a$ : 用途区分 (外装・内装)  $p$ : ポリマー種、 $R$ : プラスチック重量比、 $r_{a,p}$ : 用途  $a$  におけるポリマー  $p$  の構成比、 $C_{a,p}$ : 用途  $a$  ・ ポリマー  $p$  ごとの UV-328 添加濃度である。

### 2.3.3.2 対象地域における車両ストック量と廃車台数の推算

廃車台数と市中ストック量の推定には、累積使用年数分布を考慮して、耐久消費財の寿命を分析する際に使用されるワイブル分布を使用した。田崎ら<sup>7)</sup>によれば、耐久消費財の分析においてワイブル分布は 2 つのパラメータをもつ式 3-2 で表すことができる。

$$F(n) = 1 - \exp \left[ - \left( \frac{n}{y_t} \right)^b \times \left\{ \Gamma \left( 1 + \frac{1}{b} \right) \right\}^b \right] \quad \text{式 3-2}$$

ここで、 $F(n)$  は平均使用年数  $y_t$  年の製品の経過年数  $n$  年における累積廃棄率、 $\Gamma$  はガンマ関数、 $b$  は使用年数分布の幅の狭さを示すパラメータである。なお、 $t$  は計算対象年、 $n (= t - t')$  は供給年からの経過年数である。

さらに田崎ら<sup>7)</sup>は耐久消費財について実用上  $b$  を 3.0~4.0 とし、累積使用年数分布が平均使用年数のみによって記述できることを明らかにしているため、ここでは  $b$  を 3.5 と設定した。自動車の使用実態が異なることから、平均使用年数の違いを考慮して累積廃棄率をそれぞれ設定した。先進国の代表値として日本の自動車平均使用年数は、2018 年で 13.24 年<sup>8)</sup>、また西ヨーロッパの推計値は 2018-2022 年時点で 18.1 年<sup>9)</sup>と報告されている。また発展途上国の代表値として東ヨーロッパの自動車平均推計使用年数は 2018-2022 年時点で 28.4 年<sup>9)</sup>、モンゴルの推計値は 2020 年時点で 19.8 年<sup>10)</sup>である。これらの値を踏まえ、先進国における自動車の平均使用年数は 15 年、発展途上国は 25 年と設定した。

上記で設定した累積使用年数分布を用いることで、ある年に供給された車両が、経過年数に応じて将来のある年に廃棄される割合を算出することができる。この累積廃棄率に基づき、先進国および発展途上国の年ごとの廃車台数および市中ストック台数を推算した。年  $t$  における廃車台数  $W(t)$  は、過去に供給された各年の車両について、当該年に廃棄される割合を積算することで算出した。年  $t'$  に供給された車両が、経過年数  $n (= t - t')$  において廃棄される年間廃棄比率は、累積廃棄率の差分として表される。

年  $t$  における廃車台数  $W(t)$  は、以下の式 3-3 により定義した。

$$W(t) = \int_{t'=0}^t [I(t') \times \{F(t-t') - F(t-1-t')\}] dt' \quad \text{式 3-3}$$

ここで、 $I(t')$ は $t'$ 年に投入された車の台数である。

市中ストック台数は初期ストックおよび各年の新規投入台数から、累積使用年数分布に基づいて算出した廃車台数を差し引くことで求めた。すなわち、市中ストック量は、過去に供給された車両のうち、当該年において廃棄されずに残存している車両の総和として定義される。年  $t$  における市中ストック台数  $M(t)$  は、以下の式 3-4 により定義した。

$$M(t) = \int_{t'=0}^t \{I(t') \times (1 - F(t-t'))\} dt' \quad \text{式 3-4}$$

なお、初期条件として、1999～2003 年時点の各国の自動車初期ストック量を総務省統計局のデータ<sup>2)</sup>に基づき設定した。これに加えて、2005～2018 年における新車投入台数については、国際自動車工業連合 (OICA) が公表している乗用車販売台数データ<sup>11)</sup>を用いた。これらの初期ストックおよび新車投入台数を基に、ワイブル分布を用いて車両の廃棄挙動を考慮し、将来における市中ストック台数および廃車台数を推算した。

### 2.3.3.3 対象地域における UV-328 のストック量

車両に含有される UV-328 は、車両の寿命期間だけ市中にストックされ、車両の廃棄に伴い環境中に排出される。本研究では、車両使用段階および廃棄段階における UV-328 排出量を推計するため、まず車両に含有される UV-328 の市中ストック量を推算した。 $t$ 年における UV-328 の市中のストック量  $M_{uv328}(t)$ 、廃棄量  $W_{uv328}(t)$  はそれぞれ式 3-5、式 3-6 のように算出した。なお、 $t$  は計算対象年、 $F(n)$  は廃棄率を表す関数、 $I_{uv328}(t')$  は  $t'$  年に新たに市中へ投入された車両に含有する UV-328 の量であり、2.4.1 節で設定した車両プラスチック中の UV-328 の含有量を用いた。 $F(n)$  は式 3-2 に示す累積ワイブル分布関数を用いた。

$$M_{uv328}(t) = \int_{t'=0}^t \{I_{uv328}(t') \times (1 - F(t-t'))\} dt' \quad \text{式 3-5}$$

$$W_{uv328}(t) = \int_{t'=0}^t [I_{uv328}(t') \times \{F(t-t') - F(t-1-t')\}] dt' \quad \text{式 3-6}$$

先進国と発展途上国における UV-328  $i$  のストック量  $M_i(t)$ 、廃棄量  $W_i(t)$  を推算する方法の仕組みを図 3-2 に示す。

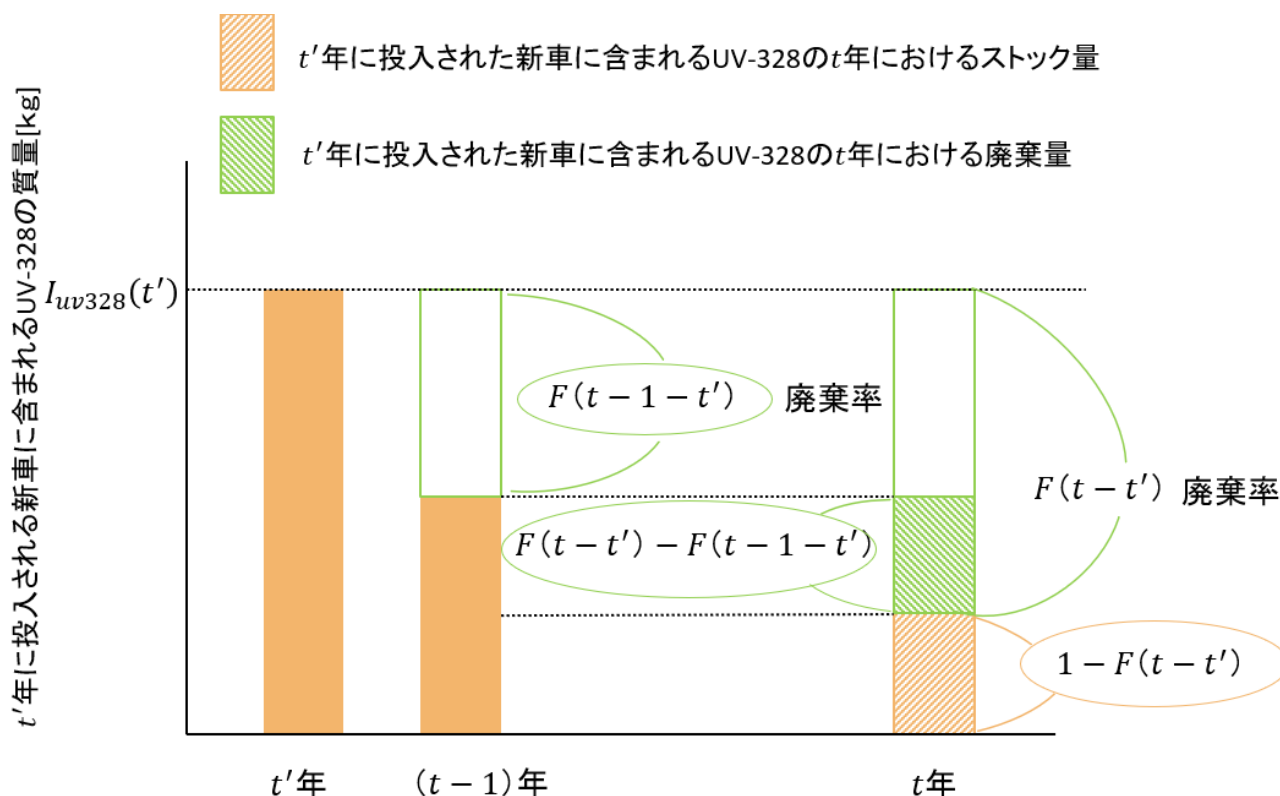


図 3-2：先進国・発展途上国におけるストック量・廃棄量の推定方法の仕組み

### 2.3.3.4 車両中プラスチックのライフサイクル及び UV-328 の環境中への排出量の推算

車両中プラスチックに含有される UV-328 の排出を、使用段階および廃棄段階に分けて評価した。自動車の使用段階からの排出については、2.3.3.3 項で算出した市中ストック量に排出速度係数をかけることで、自動車の廃棄段階における排出については 2.3.3.3 項で設定した廃棄量に排出係数をかけることで推算した（表 3-4）。

車両の使用段階においては、主として車の外装部品に使用されているプラスチックを対象とし、走行時の摩耗や劣化に伴って UV-328 が環境中へ排出されるものとした。ただし、内装プラスチックについては、環境への移行や摩耗排出の定量的知見が限られていることから、本研究では使用段階での排出は考慮せず、廃棄段階において排出されるものとした。なお、使用段階における摩耗や劣化に伴う排出速度係数は微小であり、廃棄時の残存量に与える影響は無視できるほど小さいと判断した。そのため、廃棄段階においては使用段階でのプラスチック重量の減少を考慮せず、製品導入時の含有量が全量保持されているものとして排出量を推計した。

廃棄段階では、車両に含まれる外装および内装プラスチックを対象とし、廃車処理方法に応じて UV-328 が大気、水域、土壌などの環境媒体へ排出されるとした。埋立や焼却などの廃棄方法によって排出係数が異なるため、その国における対象製品の廃棄方法を考慮する必要がある。さらに、UV-328 は環境中

の大気・水域・土壌にそれぞれ排出されるため、排出媒体別に排出係数または排出速度係数を設定する必要がある。

埋立について、廃棄物に含まれる有害物質が雨水に溶け込んだ浸出水を処理してから環境中に放出する管理型埋立（コントロールダンピング）と浸出水の処理システムができていない非管理型の埋立（オープンダンピング）に分けることができる<sup>12)</sup>。管理型の埋立地と非管理型の埋立地では水域や土壌への排出量が大きく異なると考えられるため、排出係数を別の値に設定した。さらに、廃棄された自動車の一部は業者に回収されず、山中などに不法投棄されることもある。不法投棄された自動車からは化学物質が大気中に放出したり、雨水とともに水域や土壌に流出したりすると考えられる。

先進国と発展途上国における自動車の廃棄方法とその割合を図 3-3、3-4 に示す。先進国では、管理型焼却（サーマルリサイクル）や管理型埋立（コントロールダンピング）が主な処理方法であるのに対し、発展途上国では野焼きや非管理型埋立（オープンダンピング）、不法投棄の割合が高いと考えられる。このため、本研究では廃棄された自動車のうち、先進国と発展途上国それぞれに異なる廃車処理比率および排出係数を設定し、廃棄段階における UV-328 排出量を推算した。先進国では廃棄された自動車のうち 60%が資源回収されたのち焼却（サーマルリサイクル）され、40%が管理型埋立（コントロールダンピング）に移動するとした。UNEP（2024）<sup>13)</sup>によれば、北米および欧州などの高所得地域では、廃棄物収集率が 95%から 99.9%以上に達しており、廃棄フローのほぼ全量が管理されていることが示されている。これに基づき、本研究では先進国における野焼きや不法投棄といった非管理型の流出がないものと仮定した。具体的な処分内訳については、地域による技術的選択の差異を考慮した。欧州諸国（特に EU 圏）では、エネルギー回収を伴う焼却が主要な処分手法となっており、その処理率は約 42%に達する。一方で、北米が依然として衛生的埋立に強く依存している実態が報告されている。本研究では、これらの地域差を統合し、自動車リサイクル法や ELV 指令による ASR（自動車シュレッダーダスト）の熱回収促進という近年の政策動向を加味した。その結果、リサイクル後の最終処分として、管理型焼却（サーマルリサイクル）を主軸とする 60%、および管理型埋立（コントロールダンピング）を補完的な 40%として設定した。

一方、発展途上国では 20%が不法投棄、60%が焼却（野焼き）、20%が非管理型埋立（オープンダンピング）されるとした。これは UNEP（2024）<sup>13)</sup>が報告する地域別の非管理型処理率に基づいている。同報告によれば、サハラ以南アフリカで 87%、中央・南アジアで 79%、東南アジアで 62%の廃棄物が非管理状態にある。本研究では、これら対象地域の平均的な非管理率を約 80%と想定し、その内訳を以下の論理で配分した。

まず、非管理型処理（計 80%）の大部分を野焼き（60%）とした理由は、途上国において野焼きが最も安価かつ簡便な容積削減手段として、道端や家庭、さらには処分場内でも常態化しているためである。特に、金属回収を目的として意図的にプラスチック被覆を焼却するインフォーマルなリサイクル活動の寄与を考慮し、燃焼を主たる経路として設定した。残りの 20%ずつについては、都市部周辺の空き地や河川への散発的な「不法投棄」と、特定の場所に集積されるものの土被り等の管理が行われない非管理型埋立（オープンダンピング）に等分した。

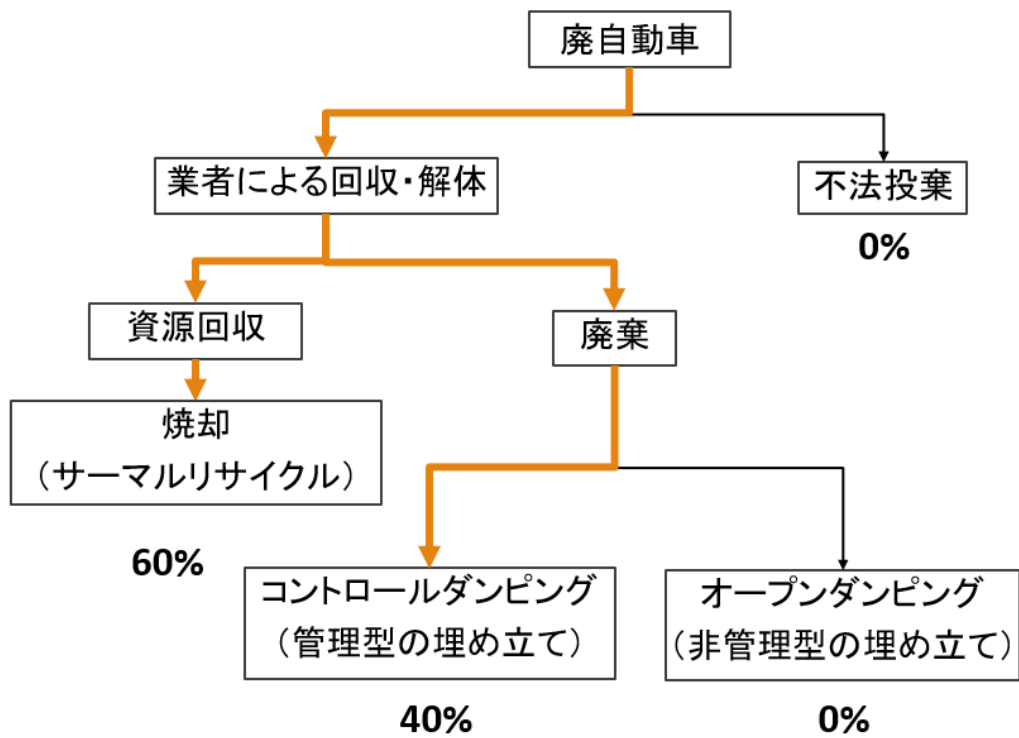


図 3-3 : 先進国の廃自動車プラスチックのライフサイクル

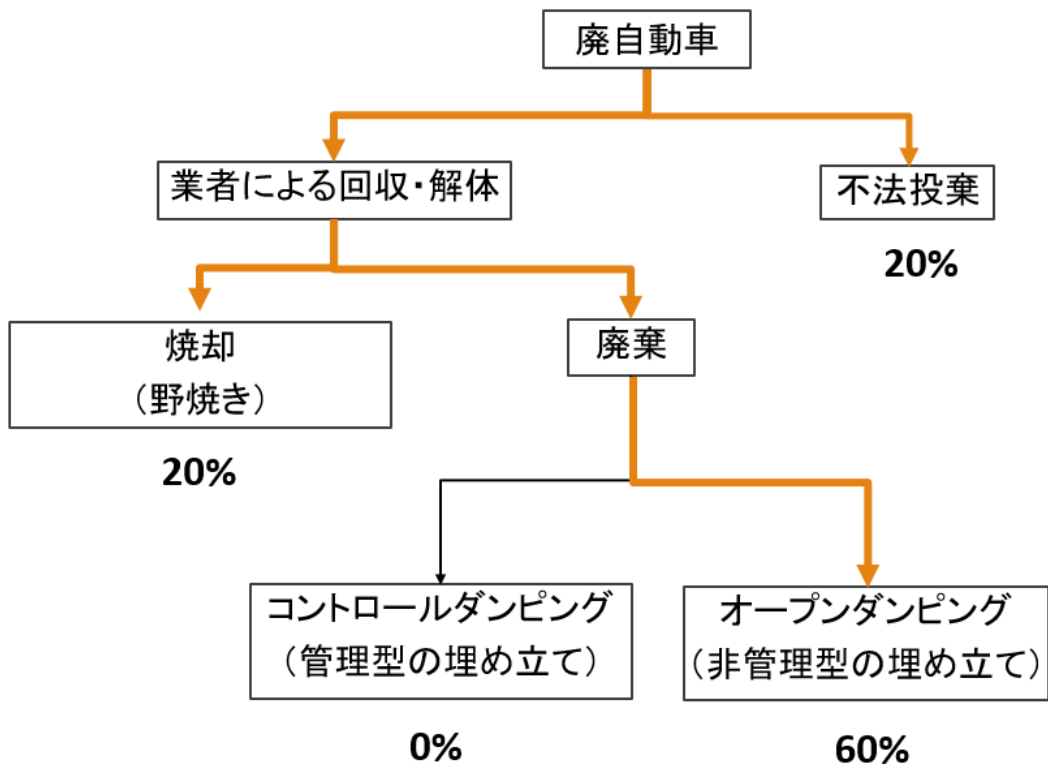


図 3-4 : 発展途上国の廃自動車プラスチックのライフサイクル

次に先進国と発展途上国、排出媒体、ライフステージおよび廃棄方法ごとに、排出係数または排出速度係数を設定した。

使用段階における排出速度係数については、経済産業省が公表する「化審法のリスク評価に用いる排出係数一覧表 Ver. 4」<sup>14)</sup>を参照し、UV-328 が添加される代表的な用途であるプラスチック添加剤（用途番号：127、詳細用途番号：d、詳細用途区分：安定化剤（酸化防止剤等））の値を引用した。この際、発展途上国においては、先進国（平均寿命 15 年）と比較して製品使用年数が大幅に長期化し、メンテナンス状況も不十分である実態を考慮した。具体的には、発展途上国における車両寿命を 25 年と設定しており、先進国の約 1.67 倍の期間、摩耗や劣化による流出が継続する。この経年劣化による排出効率の増大と、路面状況の過酷さによる物理的摩耗の促進を包括的に評価するため、先進国の使用段階における排出速度係数の 10 倍の値に設定した。

一方、廃棄段階における排出係数は、渡辺ら<sup>15)</sup>の先行研究による難燃剤のリスク評価モデルを基に設定した。UV-328 は DecaBDE と物性が類似するため、先進国の管理型埋立（コントロールダンピング）および焼却（サーマルサイクル）における排出係数は同値を用いた。渡辺ら<sup>15)</sup>の先行研究では管理型の埋立から環境中の土壌への排出はないとしているので、先進国においても管理型の埋立から土壌への排出は 0 とした。

発展途上国においては、廃棄物管理システムが未整備であることを考慮し、非管理型埋立（オープンダンピング）および不法投棄の排出係数を、先進国の管理型埋立の値から一律で 10 倍に設定した。この 10 倍という設定の根拠は、先進国の管理型処分場に備わっている遮水シートや浸出水処理施設の欠如に基づいている。UNEP(2024)<sup>13)</sup> で指摘される通り、非管理型の処分場では廃棄物が直接土壌や水域に曝露されるため、管理されたシステムと比較して環境中への漏出リスクが増大することを反映したものである。また、管理型の埋立では 0 とした土壌への排出も発生すると考え、水域への排出係数と同じ値に設定した。

また、野焼きの排出係数については Wiedinmyer et al. (2014)<sup>16)</sup> の廃棄物の野焼きに伴うガス状有機化合物（NMOC: Non-methane organic compounds）の実測の排出係数を参照した。この均等分配の設定根拠は、野焼きという開放系での燃焼プロセスにおいて、燃焼ガスによる「大気放出」、消火活動や降雨に伴う「水域流出」、および燃焼残渣（灰）の直接的な「土壌残留」が同時に、かつ物理的な遮断壁がない状態で発生する実態を踏まえたものである。

以上のように設定した先進国と発展途上国における排出係数と排出速度係数を表 3-4 に示す。

表 3-4 先進国と発展途上国における排出係数と排出速度係数

地域	ライフステージ	廃棄方法	排出係数[-]			排出速度係数[/year]	
			大気	水域	土壌	大気	水域
先進国	使用	-	-	-	-	5.00.E-06	1.00.E-05
	資源回収	サーマルリサイクル	9.40.E-06	-	-	-	-
	廃棄	コントロールダンピング	7.33.E-07	2.29.E-07	-	-	-
発展途上国	使用	-	-	-	-	5.00.E-05	1.00.E-04
	資源回収	野焼き	2.30.E-02	2.30.E-02	2.30.E-02	-	-
	廃棄	オープンダンピング	7.33.E-06	2.29.E-06	2.29.E-06	-	-
		不法投棄	7.33.E-06	2.29.E-06	2.29.E-06	-	-

### 参考文献

- 1) OECD: ODA recipients: countries, territories, and international organizations  
 〈 <https://www.oecd.org/en/topics/oda-eligibility-and-conditions/dac-list-of-oda-recipients.html> 〉 (最終閲覧日：2026.1.9)
- 2) 総務省統計局：世界の統計 2006  
 〈<https://warp.ndl.go.jp/web/20100401013635/http://www.stat.go.jp/data/sekai/pdf/2006al.pdf>〉 (最終閲覧日：2026.1.9)
- 3) Lindsay Miller , Katie Soulliere, Susan Sawyer-Beaulieu, Simon Tseng and Edwin Taml et al., (2014)  
 Challenges and Alternatives to Plastics Recycling in the Automotive Sector : Materials, 7(8), 5883-5902
- 4) Maury, T, Tazi, N, Torres de Matos, C, Nessi, S, Antonopoulos, I et al., (2023) : Towards recycled plastic content targets in new passenger cars and light commercial vehicles: Technical proposals and analysis of impacts in the context of the review of the ELV Directive. Joint Research Centre (JRC). EUR 31047 EN.
- 5) PlasticsEurope (2018) : Plastics – the Facts 2018: An analysis of European plastics production, demand and waste data.
- 6) Ashta, N. M. (2023) : POP candidate UV-328 in plastics and suggested exemptions [PowerPoint slides]. IPCP Webinar 〈[https://www.ipcp.ch/wp-content/uploads/2023/04/Part1-2\\_7\\_NarainA\\_UV-328\\_in\\_plastics\\_suggested\\_exemptions.pdf](https://www.ipcp.ch/wp-content/uploads/2023/04/Part1-2_7_NarainA_UV-328_in_plastics_suggested_exemptions.pdf)〉 (最終閲覧日：2026.1.15)
- 7) T. Tasaki, M. Oguchi, T. Kameya and K. Urano (2001) : Journal of the Japan Society of Waste Management Experts. 12(2001) 49-58.
- 8) 一般財団法人 自動車検査登録情報協会：わが国の自動車保有動向  
 〈<https://www.airia.or.jp/publish/statistics/trend.html>〉 (最終閲覧日：2026.1.18)
- 9) Held, M., Rosat, N., Georges, G., Pengg, H., & Boulouchos, K. (2021) : Lifespans of passenger cars in Europe : empirical modelling of fleet turnover dynamics. European Transport Research Review, 13(1), 1-15.
- 10) Mendjargal, T., Yamasue, E., & Tanikawa, H. (2022) : Estimation of the Lifespan of Imported Passenger Vehicles in Mongolia. Sustainability, 14(21), 14582.

- 11) OICA : Sales Statistics, PASSENGER CARS-SALES-(2018-2005) 〈 <https://oica.net/sales-statistics/> 〉 (最終閲覧日 : 2026.1.19)
- 12) 独立行政法人 国際協力機構 JICA : 世界のごみの現状を知る  
〈[https://www.jica.go.jp/information/publication/magazine/mundi/1805/201805\\_02\\_02.html](https://www.jica.go.jp/information/publication/magazine/mundi/1805/201805_02_02.html)〉 (最終閲覧日 : 2026.1.22)
- 13) United Nations Environment Programme. (2024). Beyond an age of waste: Turning rubbish into a resource. Global Waste Management Outlook 2024.
- 14) 経済産業省 : 化審法のスクリーニング評価・リスク評価に用いる排出係数一覧表について  
〈[https://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/information/ra\\_emissionfactor.html](https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/ra_emissionfactor.html)〉 (最終閲覧日 : 2026.1.23)
- 15) 渡辺真也, 中久保豊彦, 東海明宏, 山本祐吾 (2011) : 産業界による自主的な化学物質管理を支援するリスク評価手法の構築 -テレビ筐体に含有される難燃剤を対象としたケーススタディー-, 日本リスク研究学会誌, 21(4), 285-294
- 16) Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J., & Gullett, B. K. (2014). Global Emissions of Trace Gases, Particulate Matter, and Hazardous Air Pollutants from Open Burning of Domestic Waste. *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9523–9530.

## 2.4 結果・考察

### 2.4.1 車両プラスチック中の UV-328 の含有量

車両中の外装プラスチックおよび内装プラスチックそれぞれについて、設定した構成ポリマー比を表 4-1 に示す。

表 4-1 車両中の外装プラスチックおよび内装プラスチックの構成ポリマー比

外装プラスチック重量(kg)	外装に使われるポリマー	外装ポリマー比 (wt%)	ポリマー種別プラスチック重量(kg)
126.9	PP (バンパー)	45	57.105
	ABS (ボディ部品、ホイールカバー)	13	16.497
	PC (ヘッドランプレンズ)	10	12.690
	PBT (バンパー、ドアハンドル)	5	6.345
	PET (ランプ保持部品)	5	6.345
	ASA (耐候性外装パーツ)	12	15.228
	その他	10	12.690
	合計	100	126.900

内装プラスチック重量(kg)	内装に使われるポリマー	内装ポリマー比 (wt%)	ポリマー種別プラスチック重量(kg)
143.1	PP(ダッシュボード、内装パネル)	35	50.085
	ABS(ダッシュボード)	15	21.465
	PVC (電動キャビンドア)	10	14.310
	PUR (シートクッション、フォーム材)	25	35.775
	PA (ギア類、補強部、内装機能部品)	5	7.155
	その他	10	14.310
	合計	100	143.100

また、車両中の外装プラスチックおよび内装プラスチックのポリマー種別 UV-328 添加濃度を設定した。その結果を表 4-2 に示す。

表 4-2 車両中の外装プラスチックおよび内装プラスチックのポリマー種別 UV-328  
 添加濃度

外装に使われるポリマー	ポリマー種別 UV-328 添加濃度 (wt%)	UV-328 重量(kg)
PP (バンパー)	0.300	0.171
ABS (ボディ部品、ホイールカバー)	0.200	0.033
PC (ヘッドランプレンズ)	0.150	0.019
PBT (バンパー、ドアハンドル)	0.100	0.006
PET (ランプ保持部品)	0.100	0.006
ASA (耐候性外装パーツ)	0.500	0.076
その他	0.100	0.013
合計		0.325

内装に使われるポリマー	ポリマー種別 UV-328 添加濃度 (wt%)	UV-328 重量(kg)
PP(ダッシュボード、内装パネル)	0.300	0.150
ABS(ダッシュボード)	0.200	0.043
PVC (電動キャビンドア)	0.300	0.043
PUR (シートクッション、フォーム材)	0.100	0.036
PA (ギア類、補強部、内装機能部品)	0.200	0.014
その他	0.200	0.029
合計		0.315

## 2.4.2 自動車ストック量・廃棄量

2.3.3.2 項のワイブル分布で算出した先進国と発展途上国の自動車累積廃棄率を図 4-1 に示す。

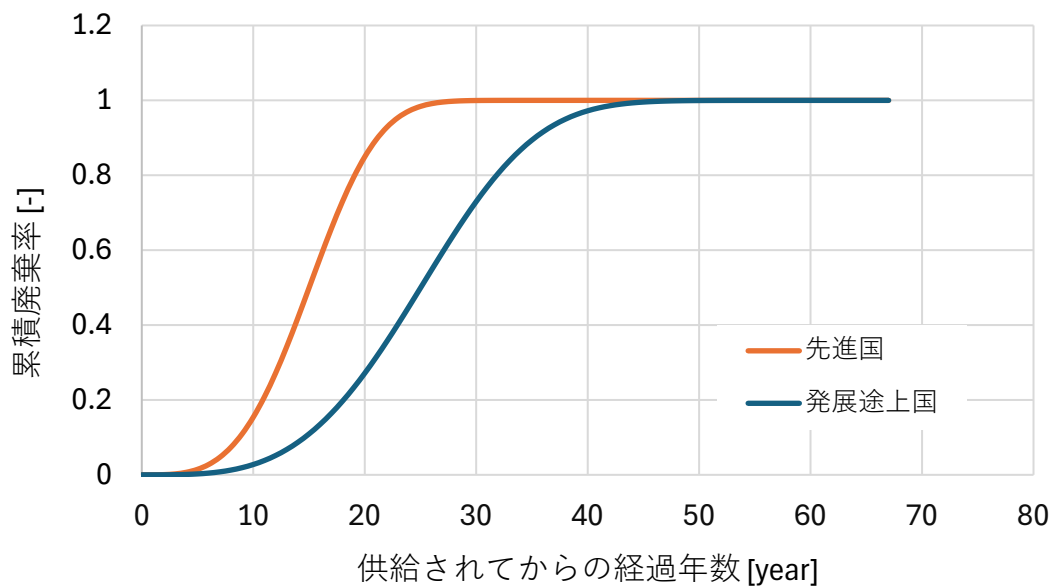


図 4-1：先進国と発展途上国の自動車累積廃棄率

図 4-1 より、平均使用年数を 15 年と設定した先進国では新車が投入されてから約 15 年で 50%の自動車が廃棄されるが、25 年とした発展途上国では約 25 年かかることが分かり、10 年の差が生じている。市中における自動車の滞留時間の長さは、UV-328 がストックとして国内に蓄積され続ける期間が長いことを示唆している。

次に、先進国と発展途上国における累積廃車台数を図 4-2、図 4-3 に示す。

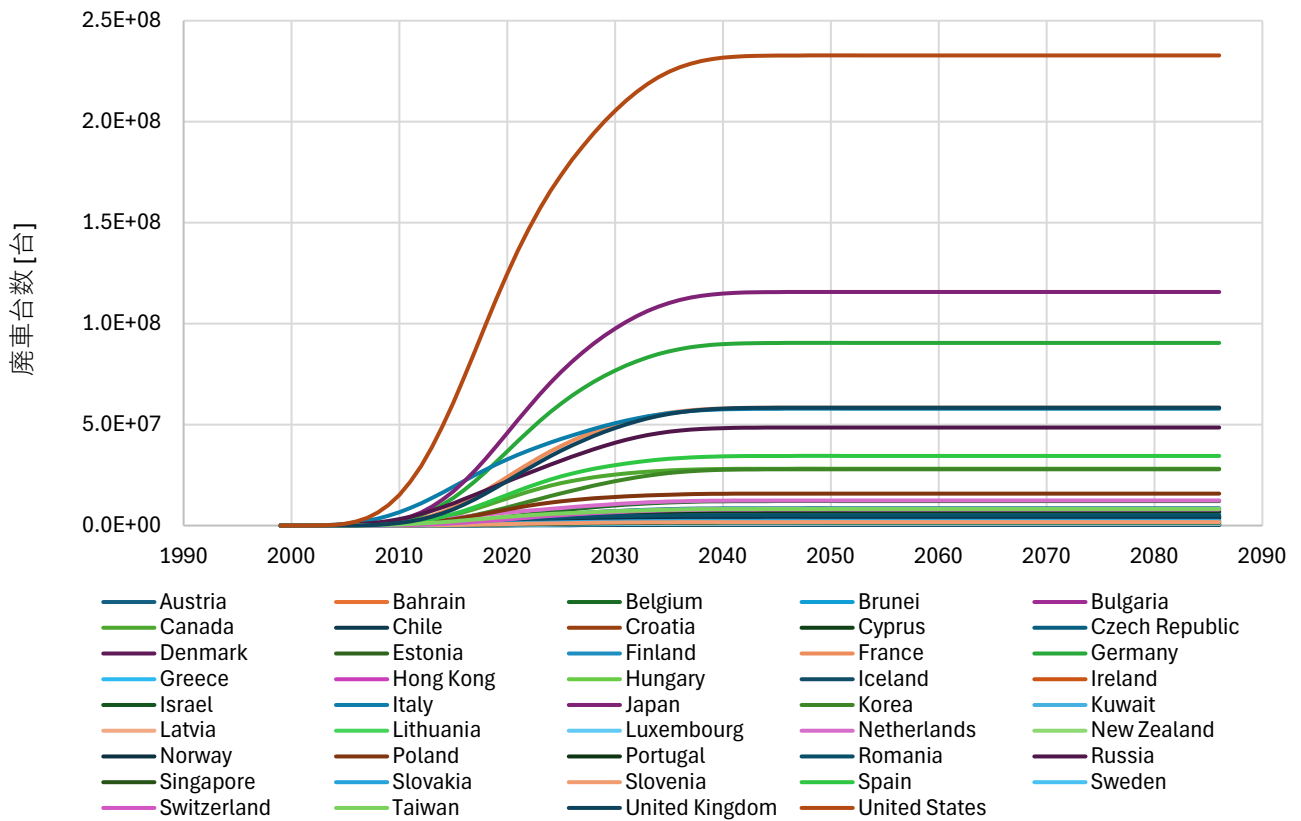


図 4-2 : 先進国における初期ストックと新車投入の累積廃車台数

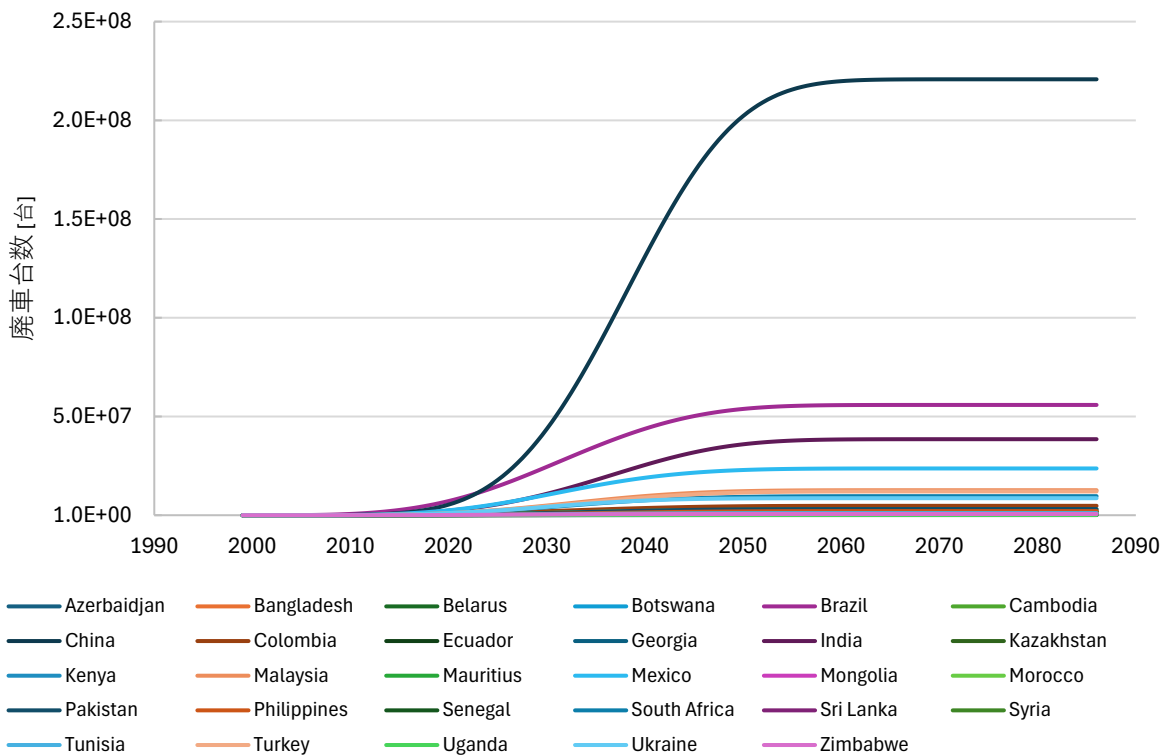


図 4-3 : 発展途上国における初期ストックと新車投入の累積廃車台数

図 4-2 より、先進国では、2000 年代中盤から緩やかに増加し始め、2020 年から 2040 年にかけて増加の勢いが増す。その後、2040 年以降はほぼ横ばい（飽和状態）に転じる。累積廃車台数はアメリカが突出しており、最終的な累積台数は  $2.32 \times 10^8$  台に達する。次いで日本が  $1.16 \times 10^8$  台、ドイツが  $9.05 \times 10^7$  台と主要先進国が上位を占めているが、アメリカと比較するとその規模は  $1 \times 10^8$  台以下に留まっている。早期にモータリゼーションが進んだ先進国では、2040 年頃までに過去のストックの多くが廃棄され、それ以降は排出源としての寄与が安定することを示唆している。

図 4-3 より、発展途上国では、先進国よりも立ち上がりが遅く、2020 年代中盤から緩やかに増加し始め、2030 年から 2050 年にかけて極めて高い増加率を示し、先進国と同様に 2060 年頃に飽和状態に近づく。中国の最終的な累積台数は先進国の米国と同水準の  $2.21 \times 10^8$  台に達する。次いでブラジルが  $5.57 \times 10^7$  台、インドが  $3.83 \times 10^7$  台となっている。発展途上国、特に中国においては、2030 年代以降に廃車台数の急増、すなわち大規模な廃棄ピークを迎えると推計される。野焼きや不適切な廃棄処理が行われやすい地域において、これほど大規模な自動車廃棄が発生することは、UV-328 の環境中への流出リスクが将来的に著しく高まる可能性を示唆している。

先進国と発展途上国における自動車市中ストックを図 4-4、図 4-5 に示す。

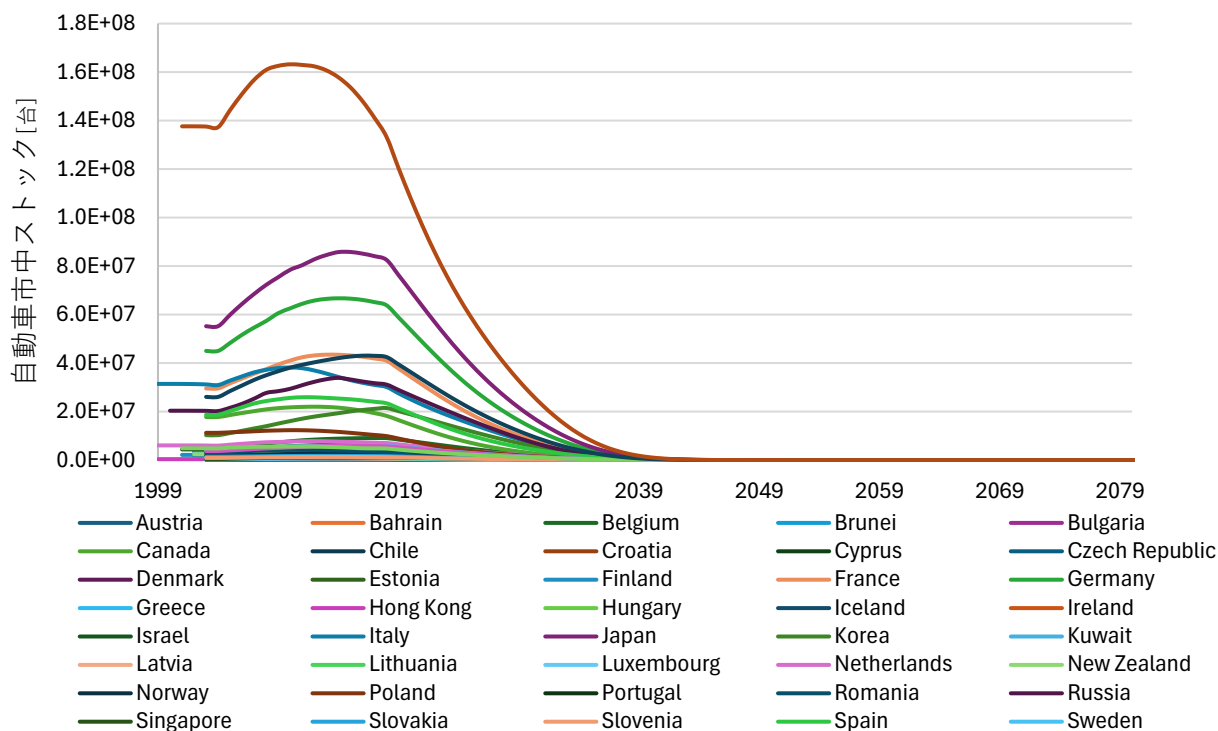


図 4-4：先進国における自動車市中ストックの推移

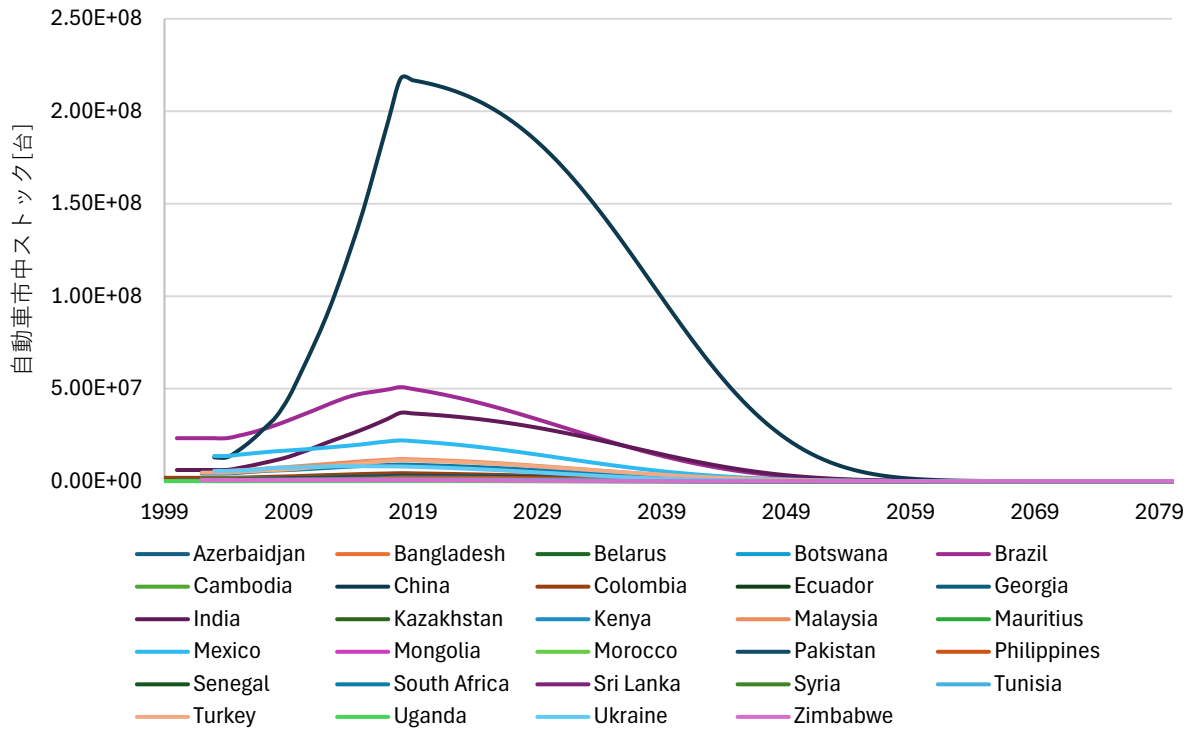


図 4-5：発展途上国における自動車市中ストックの推移

図 4-4 より、先進国では、多くの国で 2010 年代から 2020 年代前半にかけてストック量がピークに達し、その後は減少に転じる傾向を示した。アメリカは 2010 年に  $1.63 \times 10^8$  台の最大市中ストック台数を記録した。先進国の自動車市中ストック推移について、2018 年以降の新車投入停止および平均使用年数 15 年の設定により、2030 年代以降はストックが減少する。アメリカを例にとると、2040 年時点のストック量は  $1.10 \times 10^6$  台でこれは 2010 年の最大値の 0.67% であり、2050 年代にはすべての国において、ほぼ全量が廃棄段階へ移行する推算結果となった。

図 4-5 より、発展途上国では、平均使用年数 25 年の設定により、先進国よりもストックが積み上がりやすく、かつ減少が遅れる傾向が顕著であった。中国が 2018 年に  $2.18 \times 10^8$  台の最大市中ストック台数を記録した。これに次いで、中国と同様の急峻な増加曲線を描いたブラジルが  $5.08 \times 10^7$  台、インドが  $3.70 \times 10^7$  台、メキシコが  $2.20 \times 10^7$  台と続いている。これら上位諸国は、いずれも 2018 年にストックのピークを迎えている。発展途上国の自動車市中ストック推移について、車両寿命が先進国と比較して 10 年長いため、新車投入が減少に転じた後も市中ストックが長期間維持される結果となった。中国の場合、ピーク後の 2050 年時点でも  $1.86 \times 10^7$  台（ピーク時の約 8.53%）が市中に残存しており、先進国と比較して、UV-328 排出の原因となる自動車市中ストックが長期間推移している実態が定量的に示された。

なお、図 4-4、4-5 において 2004 年までストック量が横ばいで推移し、国ごとにグラフの開始時期が異なるのは、統計データの制約と初期ストックの設定に起因する。本推計では、1999 年から 2003 年の期間で得られた各国の保有台数データを初期ストックとして算入し、2005 年から新車投入量の合算を開始した。そのため、2004 年以前は新規投入が反映されない初期保有量のみ固定値として示されている。

### 2.4.3 UV-328 のストック量・廃棄量

先進国と発展途上国の自動車の外装および内装プラスチックの UV-328 の市中ストック量を図 4-6、図 4-7 に示す。

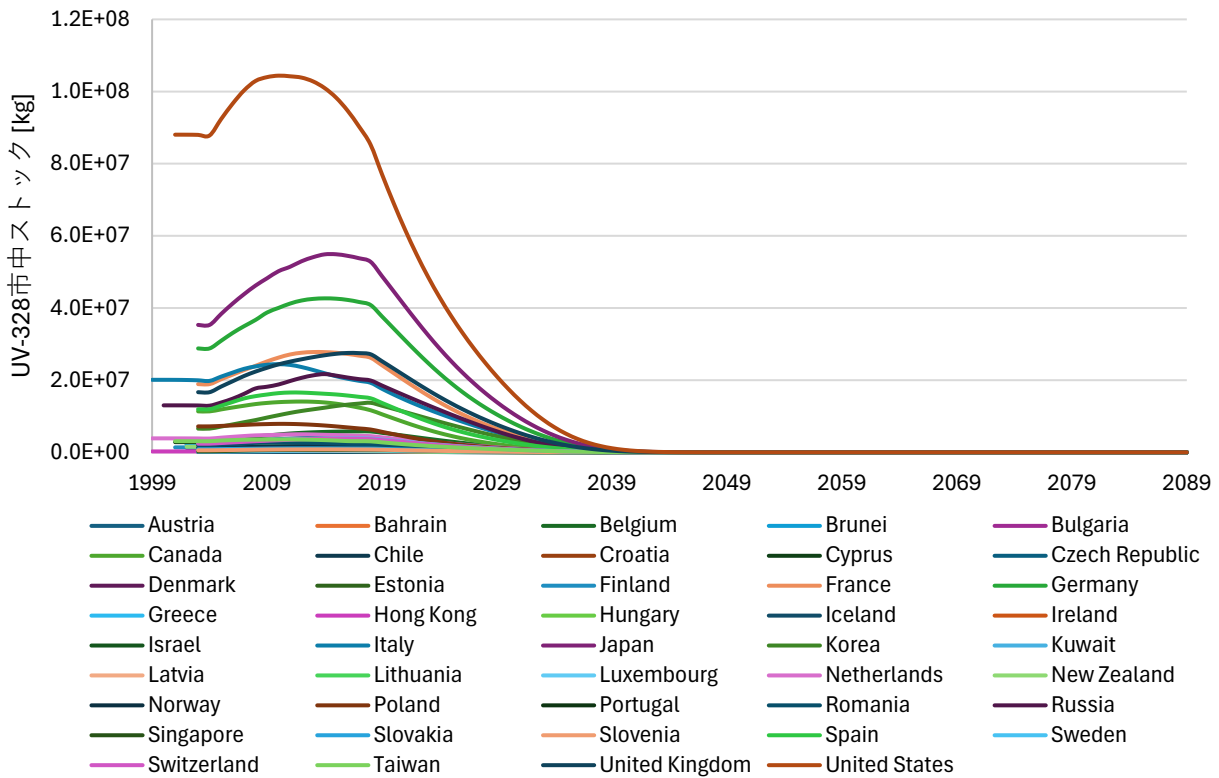


図 4-6 : 先進国自動車（外装+内装）プラスチック由来市中ストック uv-328 [kg]

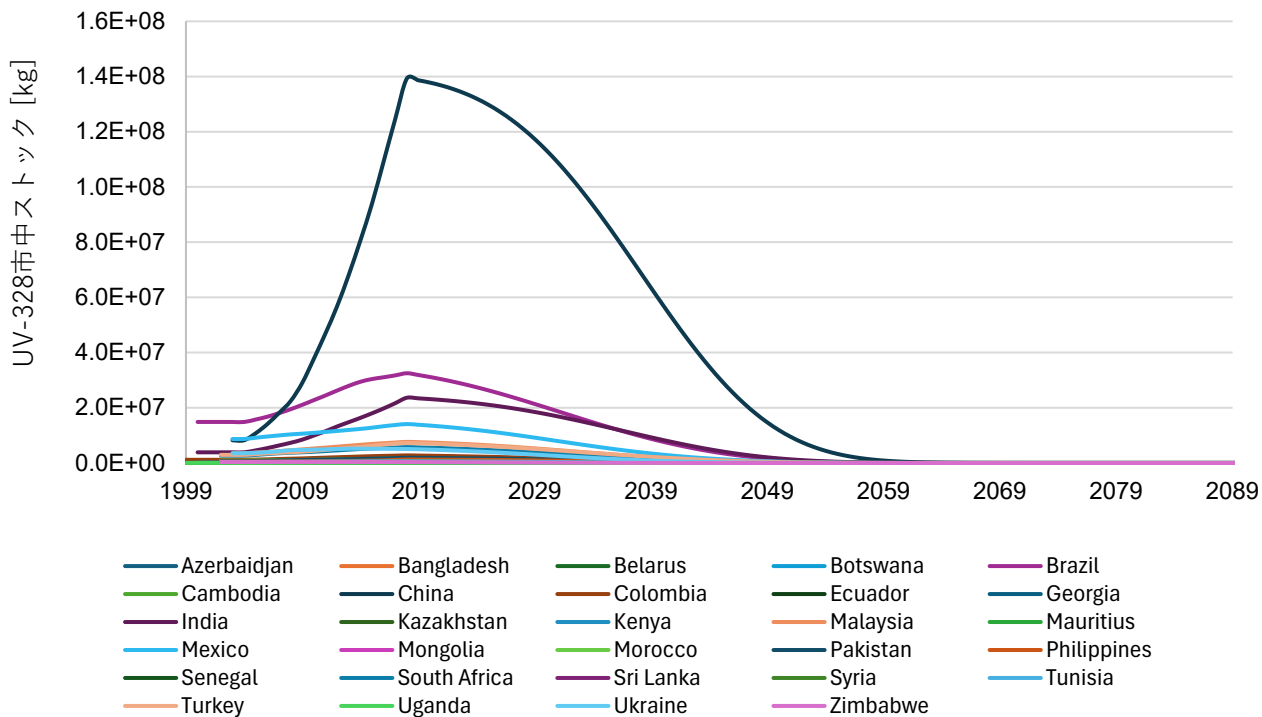


図 4-7 : 発展途上国自動車（外装+内装）プラスチック由来市中ストック uv-328 [kg]

また、先進国と発展途上国における自動車の外装プラスチックの UV-328 のストック量を図 4-7、図 4-8 に示す。

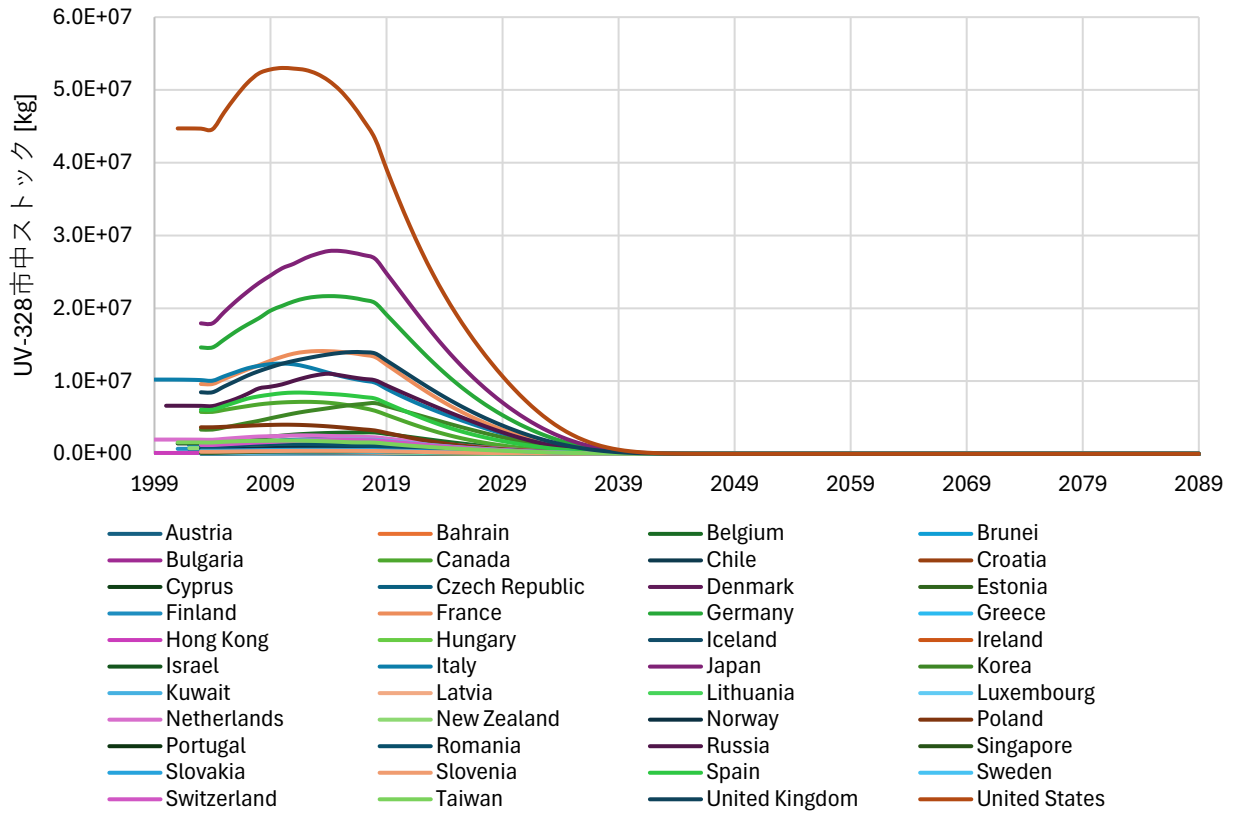


図 4-8 : 先進国自動車外装プラスチック由来市中ストック uv-328 [kg]

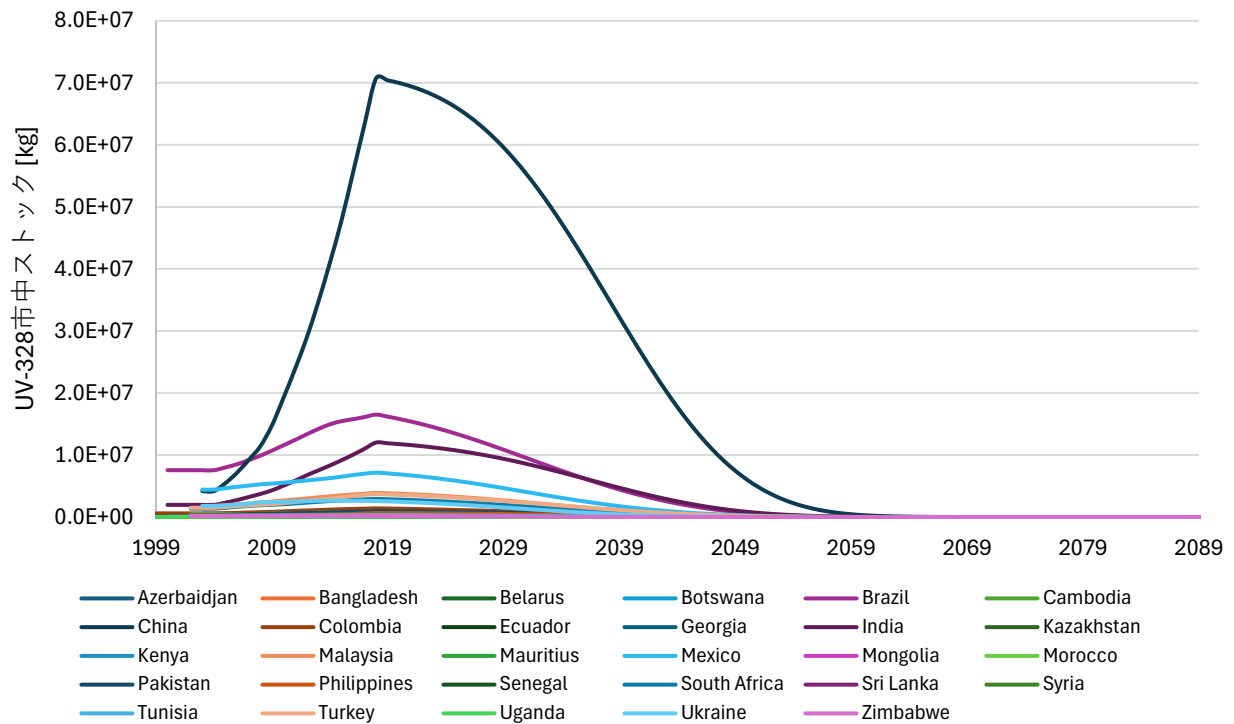


図 4-9 : 発展途上国自動車外装プラスチック由来市中ストック uv-328 [kg]

図 4-6、図 4-8 より先進国では、車両保有台数の動向と連動し、2010 年代に多くの国で UV-328 ストック量が最大値に達した。アメリカが最大の市中ストック量を占め、外装および内装プラスチック由来の UV-328 市中ストックは 2010 年に  $1.04 \times 10^8$  kg で最大値を記録した。また、外装プラスチック由来市中ストックは 2010 年で最大値  $5.30 \times 10^7$  kg であった。全体的に 2020 年以降はストックの廃棄が急速に進行しており、アメリカを例にとると、外装および内装プラスチック由来の 2040 年時点のストック量は  $7.01 \times 10^5$  kg まで減少し、ピーク時の 0.67% となる。これは、先進国における UV-328 の環境負荷が、すでに市中ストックから廃棄物管理プロセスへと移行していることを示唆している。しかし、POPs 条約に基づく実社会での動態を考慮すると、この減少傾向には重大なタイムラグが内在している点に留意が必要である。

図 4-7、図 4-9 より発展途上国では、新車投入の増大と平均使用年数 25 年という長期の設定により、先進国とは対照的にストックの滞留が顕著であった。中国が最大の市中ストックを占め、外装および内装プラスチック由来の UV-328 市中ストックは 2018 年に最大値  $1.39 \times 10^8$  kg、外装プラスチック由来も 2018 年で  $7.07 \times 10^7$  kg の最大値を記録した。発展途上国は先進国に比べ車両寿命が 10 年長いため、ピークアウト後の減少速度が緩やかである。中国の場合、最大値から 20 年が経過した 2038 年時点でも外装および内装プラスチック由来のストック量は依然として  $6.95 \times 10^7$  kg (ピーク時の 50.0%) が市中に残存している。この長期にわたる物質の滞留は、将来的な廃棄段階における排出リスクを長期化させる要因となっている。

UV-328 は 2025 年より製造・使用が禁止されるが、条約の「個別適用除外」規定により、交換用部品等の特定の用途については最長 2044 年までの継続使用が認められている。本推計ではデータの不確実性を排除するため 2018 年を投入停止の基準としたが、現実には 2044 年まで一部の投入が継続されるため、社会全体からの完全な排出完了は先進国で、2060 年代後半から 2070 年代、発展途上国では 2080 年代後半から 2090 年代までずれ込むことが予想される。したがって、規制の例外規定と製品寿命が組み合わせることで、実際の環境リスクは本推計の予測以上に長期化する可能性が高い。

#### 2.4.4 使用段階における UV-328 の排出量

先進国と発展途上国における使用段階の大气および水域への UV-328 の合計 UV-328 排出量を図 4-10、図 4-11 に示す。なおここから先の節で示す値は先進国、発展途上国それぞれの国の合計 UV-328 排出量 [kg] である。

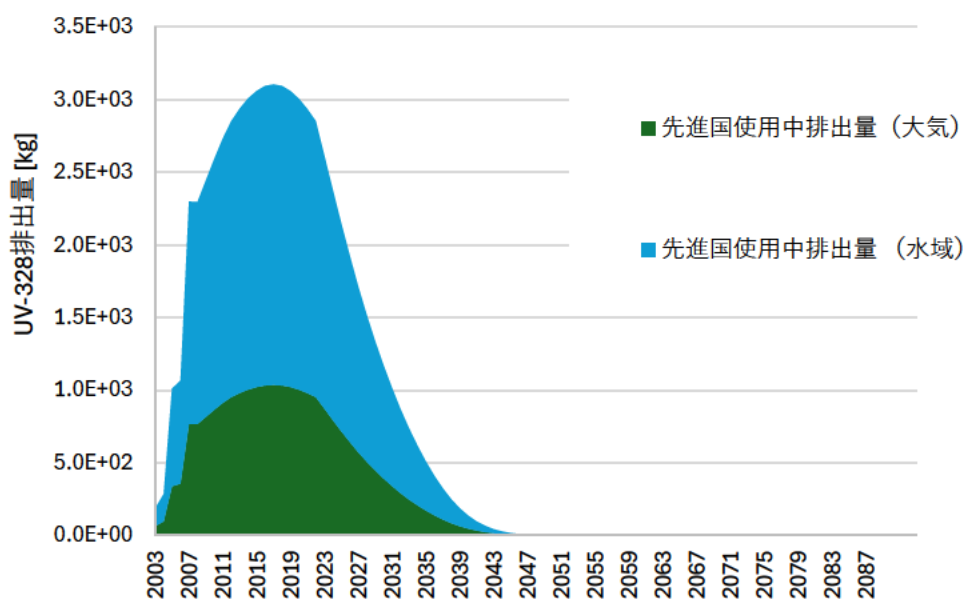


図 4-10：先進国における使用段階の大気および水域への UV-328 合計 UV-328 排出量 [kg]

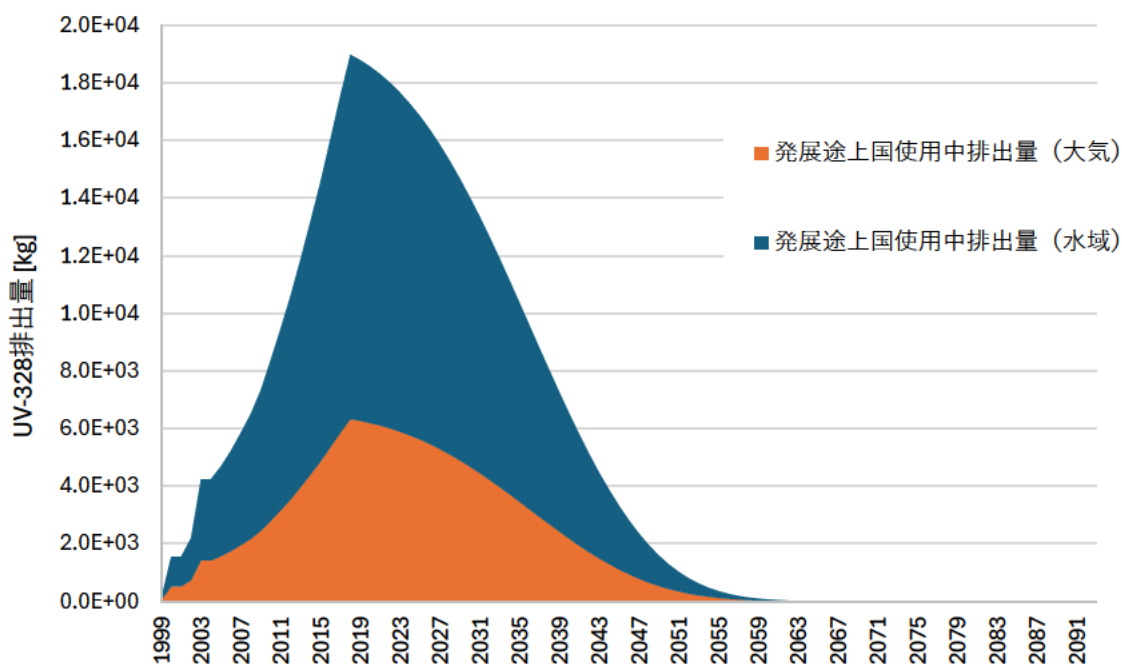


図 4-11：発展途上国における使用段階の大気および水域への UV-328 合計 UV-328 排出量 [kg]

図 4-10 より先進国における使用段階の総排出量は、2013 年で最大値  $3.11 \times 10^3$  [kg/year] であった。媒体別内訳は、大気への排出量は  $1.03 \times 10^3$  [kg/year]、水域への排出量は  $2.07 \times 10^3$  [kg/year] と推計された。これは排出速度係数の設定（化審法のリスク評価に基づく排出速度係数において、揮発による大気排出

に対し、降雨等による物理的な流出を伴う水域排出が 2.0 倍と設定されている) を反映したものである。2018 年以降の新車投入停止に伴い、ストックの減少と連動して排出量も減少しており、最大値を記録した 2013 年から 32 年後の 2045 年には排出量は 1.23 [kg/year] となり、排出量は最大値と比較して 0.0396%まで減少した。

図 4-11 より発展途上国における使用段階の総排出量は、2018 年で最大値  $1.90 \times 10^4$  [kg/year]であった。媒体別内訳は、大気への排出量は  $6.32 \times 10^3$  [kg/year]、水域への排出量は  $1.27 \times 10^4$  [kg/year]と推計された。発展途上国の最大排出量は、先進国の 6.11 倍に達している。発展途上国の排出グラフが先進国よりも急峻な立ち上がりを見せているのは、2000 年代以降の中国等における爆発的なモータリゼーション（新車販売台数の急増）が、累積的なストック形成を待たずに直接的な排出増として現れたためであると考えられる。また、中国等の巨大なストック量に加え、途上国の排出速度係数を先進国比 10 倍の排出速度係数を設定した点にある。これは、未舗装路の走行等による物理的な摩耗の促進と、25 年という長期使用に伴う部品の著しい劣化を包括的に評価したものである。

#### 2.4.5 廃棄段階における UV-328 の排出量

先進国と発展途上国における廃棄段階の大気、水域、土壌への UV-328 の合計 UV-328 排出量を図 4-12、図 4-13 に示す。

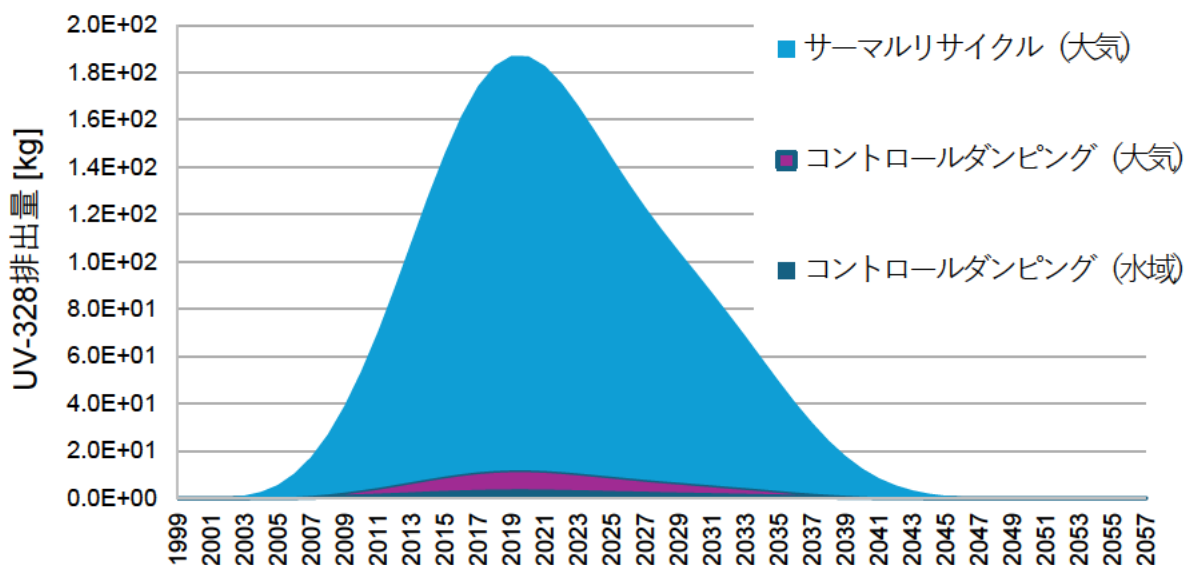


図 4-12 : 先進国における廃棄段階の大気、水域への UV-328 の合計 UV-328 排出量 [kg]

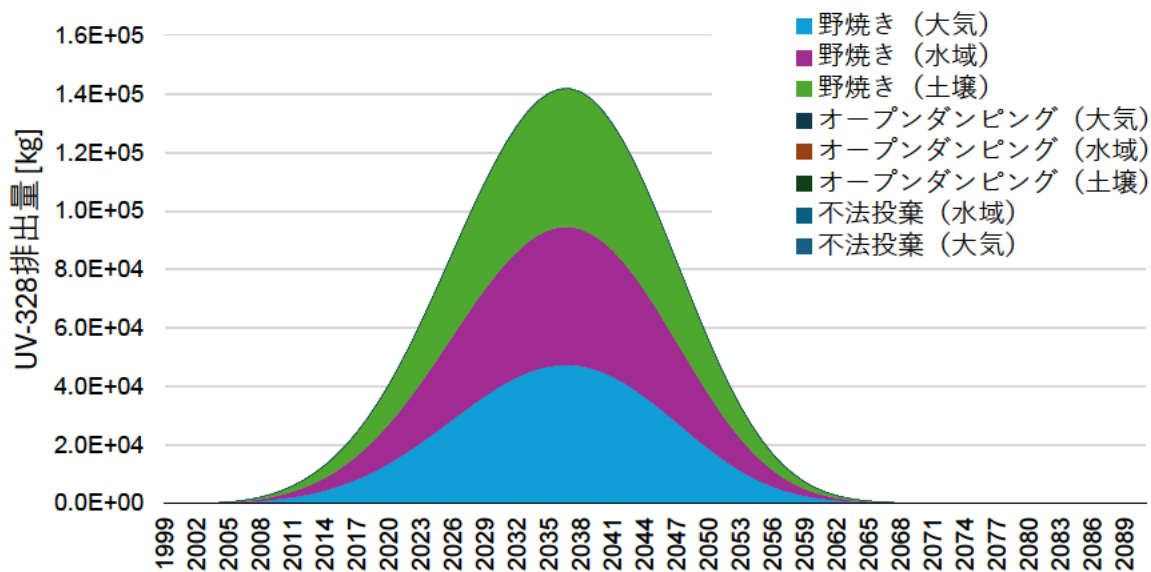


図 4-13：発展途上国における廃棄段階の大気、水域、土壌への UV-328 の合計 UV-328 排出量 [kg]

図 4-12 より、先進国における廃棄段階の年間排出量は、2019 年で最大値  $1.87 \times 10^2$  [kg/year]であった。排出の大部分はサーマルリサイクルによる大気への放出が占めている。これは、先進国では廃車プラスチックの多くが焼却・エネルギー回収に回されるためである。コントロールダンピング（管理型埋立）由来の排出は大気・水域ともに極めて微量であり、環境への直接的な流出が高度に抑制されている実態が示された。また、先進国の土壌への排出がない理由は不法投棄やオープンダンピングが行われていないと設定したことによる。

図 4-13 より、発展途上国における年間排出量は、先進国に比べて 18 年後の 2037 年で最大値  $1.42 \times 10^5$  [kg/year]であった。これは先進国に比べて  $7.59 \times 10^2$  倍の排出量であり、この要因は、車両寿命 25 年を経て蓄積された膨大な市中ストックが一斉に廃棄されること、および不適切な処理係数の高さにある。実社会においては、POPs 条約の適用除外により 2044 年まで部品投入が継続されるため、この大量廃棄による排出ピークは、本推計（2018 年投入停止）よりもさらに 26 年程度後方へシフトし、今世紀後半まで持続することが予想される。また、モデル計算の結果、発展途上国における UV-328 の排出量のうち、排出内訳の 9 割を野焼きが占める結果となった。これは、樹脂部材に含有される UV-328 が高温処理時に大気中へ放出されやすく、かつ当該地域では非管理型焼却が主要な処理経路として設定したこと起因する。野焼き内訳は、大気、水域、土壌の各媒体へそれぞれ  $4.73 \times 10^4$  [kg/year]であり、均等に排出される結果となった。これは、廃棄物管理が未整備な地域において、含有化学物質が遮断されることなく直接的に全環境媒体へ解放されるリスクを定量的に裏付けている。

また、先進国と発展途上国における使用段階および廃棄段階の累積 UV-328 排出量を図 4-14、図 4-15 に示す。

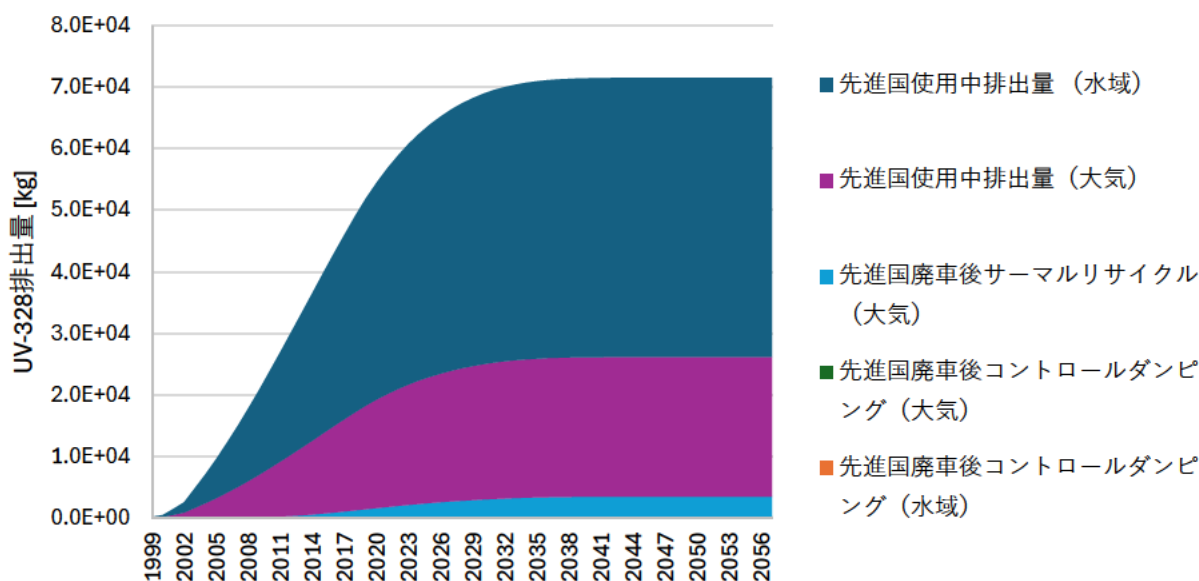


図 4-14：先進国における使用段階および廃棄段階の累積 UV-328 排出量 [kg]

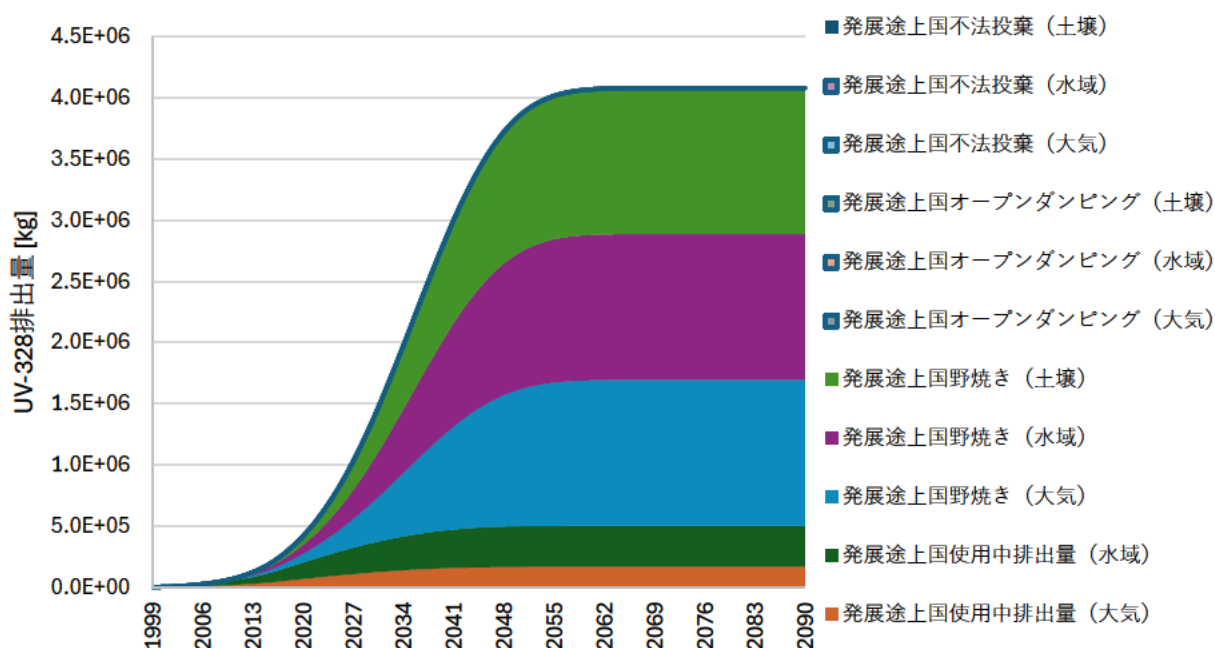


図 4-15：発展途上国における使用段階および廃棄段階の累積 UV-328 排出量 [kg]

図 4-14 より、先進国の累積 UV-328 排出量 2051 年に  $7.15 \times 10^4$  kg で飽和に達する。主たる排出先は水域であるが、これは使用段階における外装部品の摩耗粉が、降雨時に路面から雨水幹線を通じて直接的、あるいは河川等を経由して水域へと定常的に流入する経路を反映したものである。一方で、図 4-15 より、発展途上国の累積 UV-328 排出量 2077 年に  $4.08 \times 10^6$  kg で飽和に向かい、これは先進国の 57.1 倍以上の負荷が蓄積されることである。特に野焼き由来の大気・水域・土壌への累積負荷が、2020 年代以

降に指数関数的に増大する挙動が確認された。

また、先進国と発展途上国における使用段階および廃棄段階の UV-328 排出量推移を図 4-15、図 4-16 に示す。

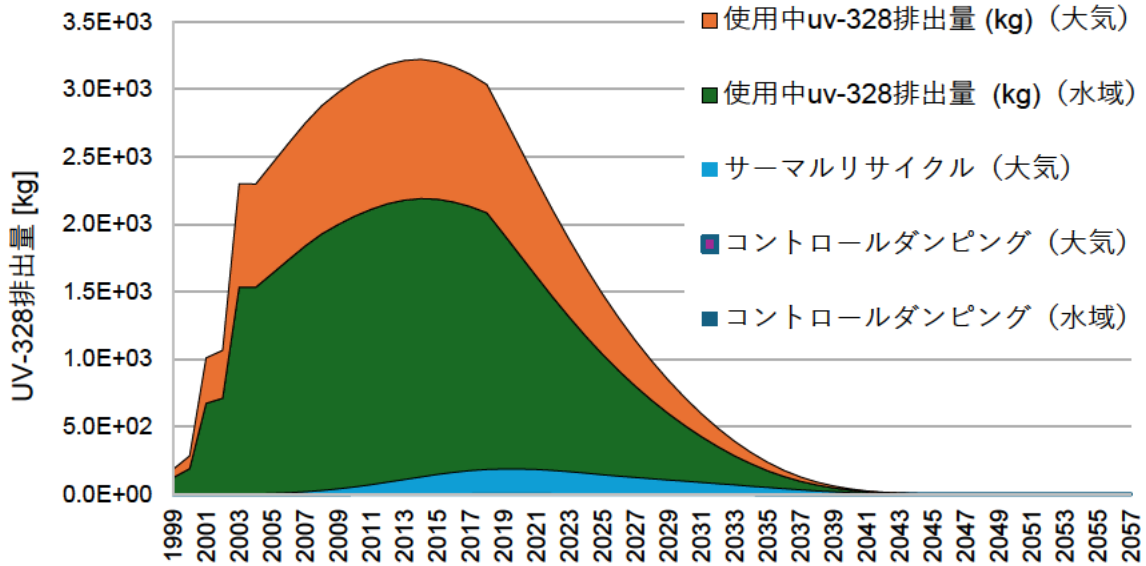


図 4-15：先進国における使用段階および廃棄段階の UV-328 排出量推移

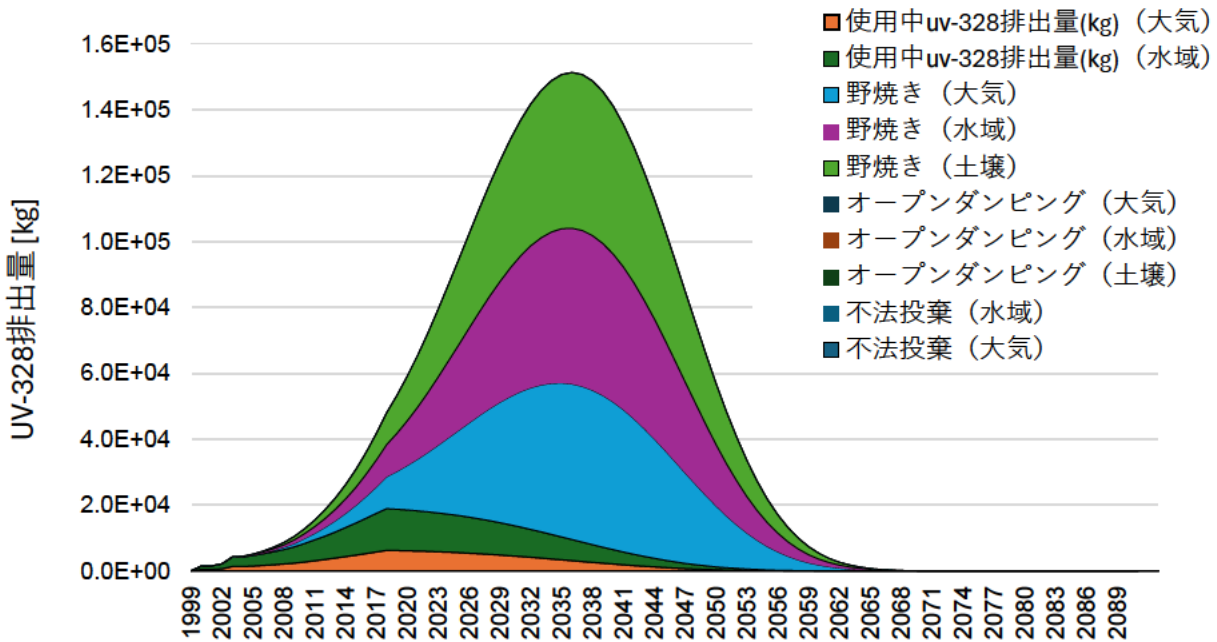


図 4-16：発展途上国における使用段階および廃棄段階の UV-328 排出量推移

先進国と発展途上国における UV-328 の年間排出量を推計した結果、管理体制の差が排出規模および媒体別内訳に決定的な影響を及ぼしていることが明らかとなった。

図 4-15 より、先進国の年間総排出量は対象期間中の 2014 年に最大  $3.2 \times 10^3$  kg となった。排出内訳は総排出量の 96.2%以上が使用段階における外装プラスチックの摩耗等に起因する大気・水域への排出である。ただし、これは他の排出経路と比較した相対的な割合が高いことによるものである。廃棄段階の排出はサーマルリサイクル（焼却）が大半を占めるものの、その絶対量は極めて少なく、コントロールダンピング（管理型埋め立て）経由の環境流出も高度に抑制されている。これは、先進国において物理的な廃棄物管理が機能していることを裏付けている。

一方、発展途上国では図 4-16 より 2036 年に最大  $1.5 \times 10^5$  kg に達し、先進国と比較して、約  $4.7 \times 10$  倍であり、この差は主に廃棄物管理体制の違いに起因すると考えられる。排出内訳をみると、総排出量の 93.7%が廃棄段階の「野焼き」に由来している。本研究では、発展途上国における廃車処理の 60%が野焼きに移行すると仮定し、野焼きに伴う排出係数として、大気・水域・土壌の各媒体に対して同一の値である  $2.30 \times 10^{-2}$  [-]を設定した。この排出係数は、使用中の排出速度係数や非管理型埋め立ての排出係数と比較して  $10^2 \sim 10^4$  倍大きく、排ガス処理や残渣管理を伴わない開放系燃焼である野焼きの特性を反映したものである。このような設定とした理由は、UV-328 の放出がプラスチック母材の状態に強く依存するためである。埋立（オープンダンピング含む）においては、プラスチック母材が UV-328 を保持するため環境放出は緩慢に留まる。しかし、野焼きのような不完全燃焼下では、母材の熱分解に伴い含有される UV-328 が速やかに、かつ大量に解放される。本研究では、途上国における金属回収を目的とした意図的なプラスチック焼却や、容積削減のために常態化している燃焼実態を考慮し、野焼きを遮断壁のない全媒体への直接放出プロセスと位置づけた。この結果、野焼きの環境中への排出が大きくなったと考えられる。また、2030 年代後半の巨大な排出ピークは、条約規制後も市中に滞留し続けた過去の膨大なストックが、非管理型の処理によって一気に環境中へ曝露されるリスクを示している。

本研究のシナリオでは、本格的な UV-328 の規制が始まる 2025 年より 7 年前の 2018 年での投入を停止とした。しかし現実には、POPs 条約の「個別適用除外（エッセンシャルユース）」の規定により、規制後も一部の製造・投入が継続される。具体的には、UV-328 の「物品の交換用部品」としての使用について、用途に応じ最長 2044 年までの適用除外、あるいは対象物品の耐用年数分（2041 年の COP にて再評価）の使用が認められている。したがって、実際の排出ピークは本推計よりもさらに後方へシフトすると推測できる。仮に 2044 年に最終的な規制が適用された場合、排出ピークは先進国で 2036 年頃、発展途上国では 2062 年頃に到達すると推測される。

## 2.4.6 UV-328 排出フロー

2018年と2033年を対象に、先進国と発展途上国において自動車の投入から使用、廃棄に至るUV-328の物質フロー（MFA）を作成した。本研究において物質フロー（MFA）の解析対象として2018年と2033年を選定した理由は、以下の3点である。

1. 現状の基準（2018年）：統計データの信頼性が高く、条約規制（使用禁止）前の現状の排出実態を把握するための基準年となるため。
2. 廃棄のピーク期（2033年）：車両寿命（平均25年）の設定に基づき、過去の膨大な市中ストックが廃棄段階へ一斉に流入し、排出リスクが最大化する時期を代表させるため。
3. 排出構造の転換：2018年時点の「使用段階主導」から、2033年の廃棄段階（野焼き）主導へと、汚染源の主役が交代する構造的変化を対照的に示すため。

2018年における先進国と発展途上国のUV-328の物質フローを図4-17、図4-18に、2033年における先進国と発展途上国のUV-328の物質フローを図4-19、図4-20示す。なお、フロー図の各数値は、同年の新車投入量、市中ストック量、および各段階からの環境排出量を重量ベース（kg）で算出したものである。

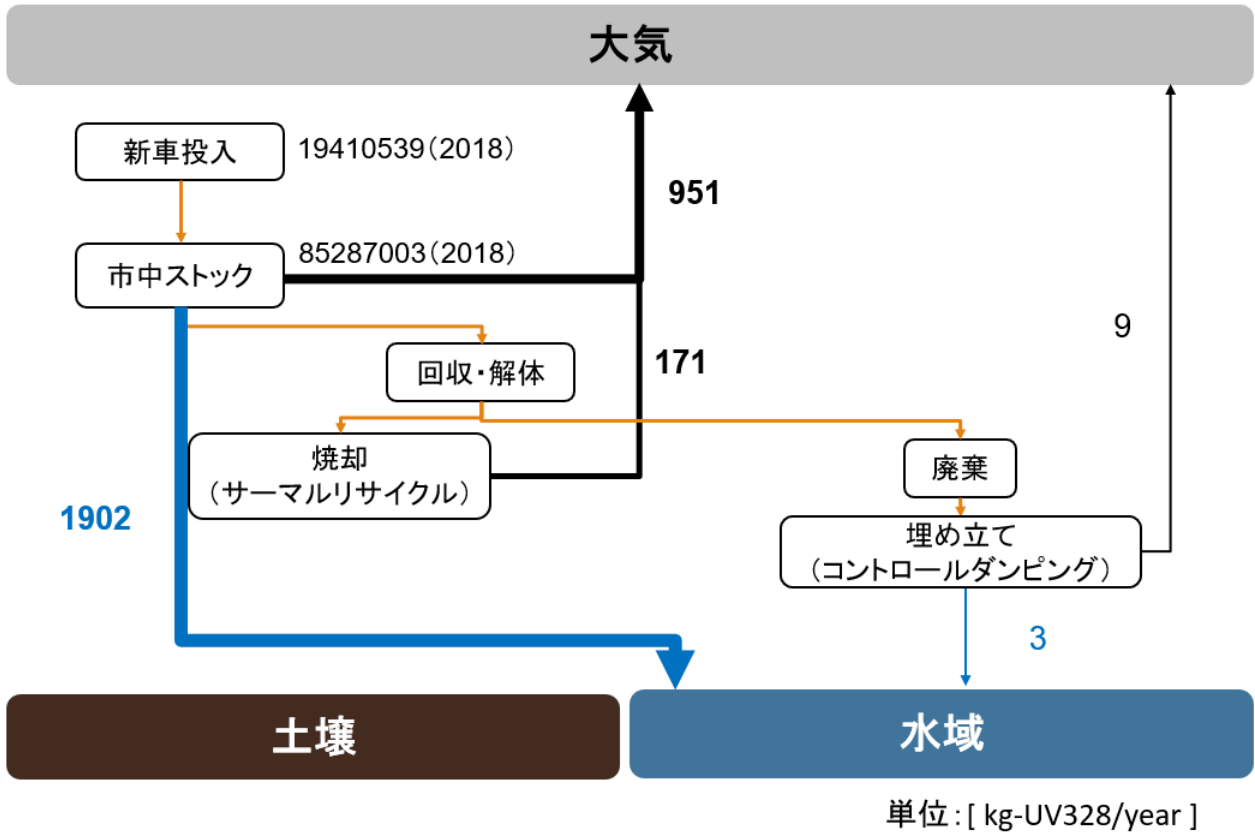


図 4-17 : 2018 年における先進国の UV-328 の物質フロー

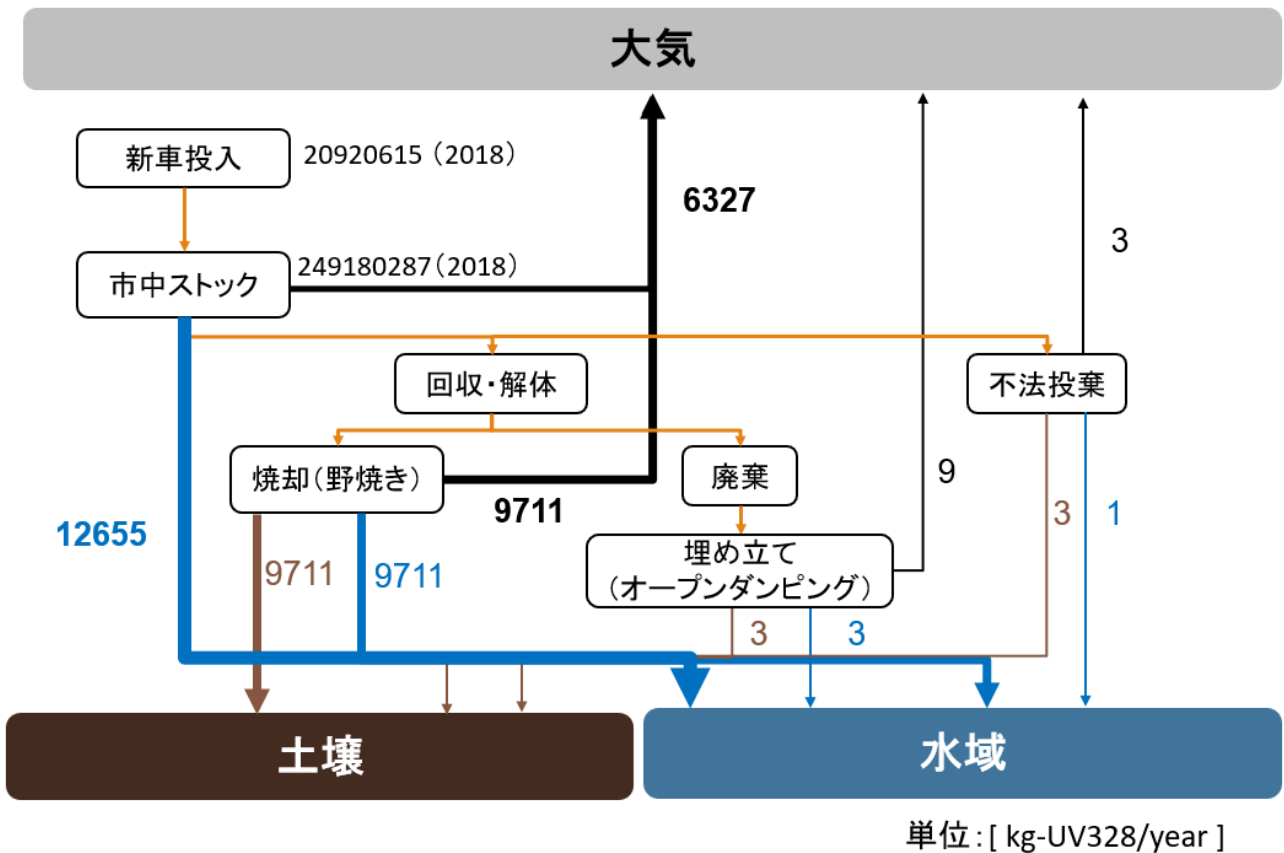


図 4-18 : 2018 年における発展途上国の UV-328 の物質フロー

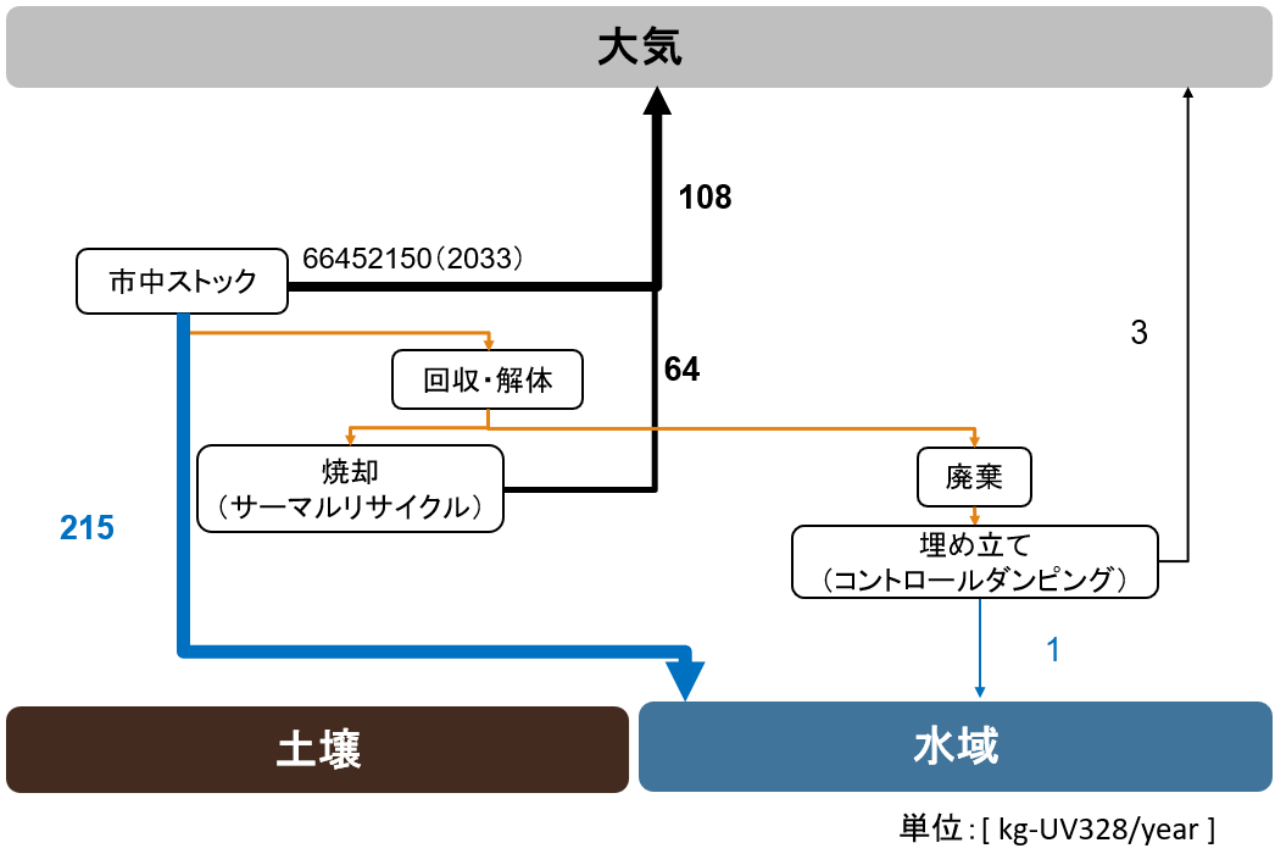


図 4-19 : 2033 年における先進国の UV-328 の物質フロー

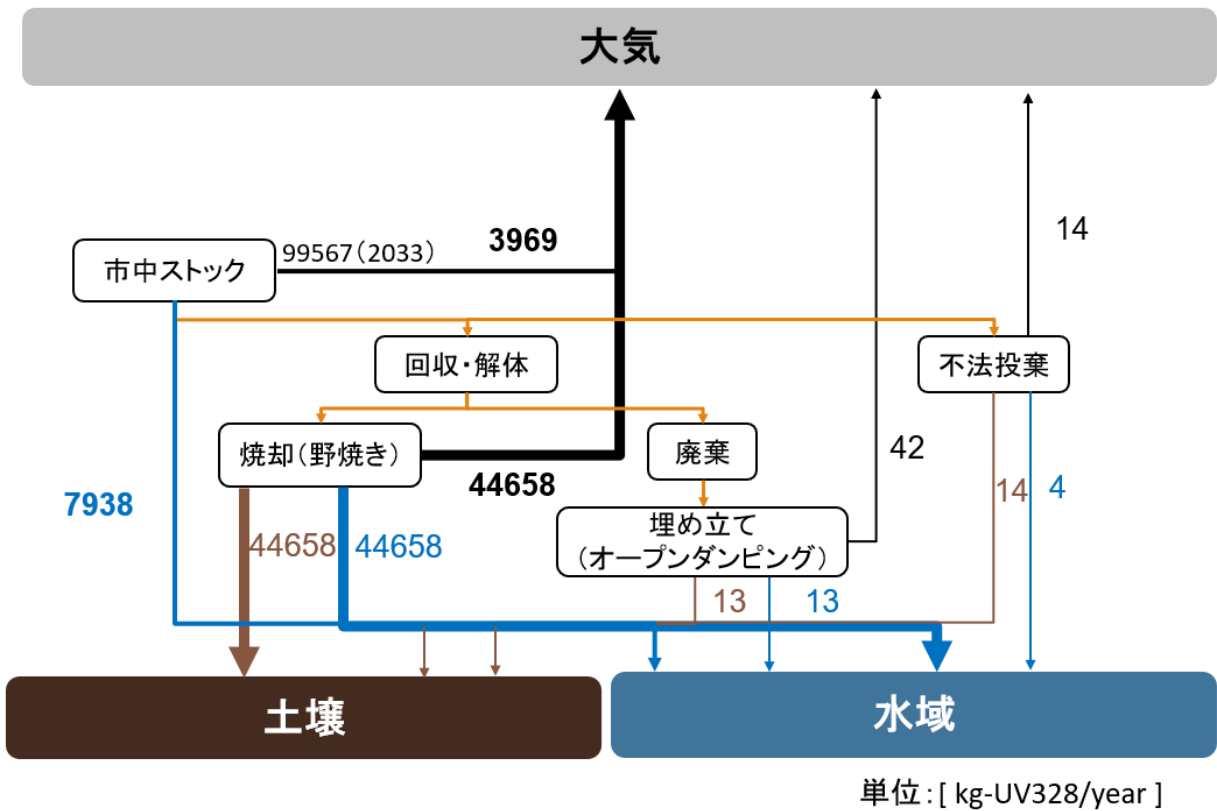


図 4-20 : 2033 年における発展途上国の UV-328 の物質フロー

図 4-17、図 4-19 より先進国において、2018 年以降の新車投入停止および比較的短い車両寿命（平均 15 年）の設定により、15 年間で総排出量が減少した。2018 年に  $8.53 \times 10^7$  kg あった市中ストックは、2033 年には  $6.65 \times 10^7$  kg まで減少し系内への新たな化学物質の流入が完全に遮断されている状況が確認できた。また、使用段階からの排出は 2018 年および 2033 年において、それぞれ総排出量の 94.0%、82.6% を占めており、使用段階での排出が主であり、廃棄段階（サーマルリサイクル・管理型埋立）からの流出は一貫して低水準に保たれていた。これは、先進国において廃棄物管理が UV-328 の環境流出防止に極めて有効に機能していることを示している

一方、図 4-19、図 4-20 に示すように、発展途上国において 2018 年から 2033 年にかけて、系内の UV-328 は蓄積から排出へと転換する。2018 年時点では  $2.58 \times 10^8$  kg の市中ストックが存在し、新規投入も継続しており、この時の総排出量は  $4.81 \times 10^4$  kg-UV328/year であった。しかし、2033 年には総排出量は  $1.45 \times 10^5$  kg-UV328/year であった。これは 2018 年に比べて 3.03 倍であり、新規投入が停止する一方で、過去のストックが寿命を迎え、廃棄プロセスへの流入量が増加したことが原因だと考えられる。また、2033 年では焼却（野焼き）およびの排出量が増加し、最大の排出源となった。発展途上国の野焼きに起因する排出量は全排出量の 91.8% を占め、使用段階の排出量を大きく上回った。Wiedinmyer et al. (2014)<sup>1)</sup> は、世界の廃棄物の約 41% が野焼きされており、途上国ではその割合がさらに高いことを報告している。特に廃棄物回収インフラが未整備な発展途上国においてその割合が高いことが報告されている。本研究においても、この統計的知見に基づき発展途上国における高い野焼き率を設定した結果、車両寿命を迎えたストックの廃棄流入が集中する 2033 年において、野焼きが最大の排出源となることが明らかとなった。

発展途上国の廃棄フローにおいて、野焼きの占める割合（20%）は、非管理型埋立（60%）と比較して小さいものの、総排出量の 9 割以上が野焼きに由来する結果となった。これは、媒体ごとの排出係数の圧倒的な差に起因する。非管理型埋立や不法投棄における排出係数は  $10^{-6}$  オーダーに留まる。これは、プラスチック母材が UV-328 を保持し、環境放出が限定的であるためである。

一方、野焼きは開放系での燃焼プロセスを伴うため、燃焼ガス、降雨等による流出水、および燃焼残渣が、物理的遮断壁のない状態で大気・水域・土壌の全媒体へ直接放出される。本研究では、この全媒体への直接流出を反映し、排出係数を  $10^{-2}$  オーダーに設定した。すなわち、野焼きは「処理量」そのものは限定的であっても、単位重量あたりの「排出効率」が他の処理手法と比較して  $10^4$  オーダー高いため、排出寄与の大部分を占める決定的な要因となったことが定量的に示された。

この結果は単なる量の増大ではなく汚染の質の深刻化を意味する。使用段階の排出が主に低濃度な水域流出に留まるのに対し、野焼きは大気への大量放出を引き起こす。大気中へ放出された UV-328 は、バツタ効果により、低緯度地域での揮発と冷涼な高緯度地域での沈着を繰り返す。沈着した UV-328 は一度土壌に蓄積されるが、気温上昇等により再揮発し、再び大気輸送される。この土壌・大気間の循環を繰り返しながら極域へと輸送されるため、野焼きは大気・土壌・水域の全媒体を介して、排出源から数千キロ離れた生態系リスクを増大させる大きな要因となる。

本研究のシナリオでは、本格的な UV-328 の規制が始まる 2025 年より 7 年前の 2018 年での投入を停止とした。しかし現実には、POPs 条約の「個別適用除外（エッセンシャルユース）」の規定により、規制後も一部の製造・投入が継続される。具体的には、UV-328 の「物品の交換用部品」としての使用について、用途に応じ最長 2044 年までの適用除外、あるいは対象物品の耐用年数分（2041 年の COP にて再評

価)の使用が認められている。したがって、実際の排出ピークは本推計よりもさらに後方へシフトし、先進国・発展途上国ともに2040年代以降まで深刻なタイムラグを伴うことが予想される。

特に発展途上国においては、これら長期使用された部品を含む中古車やパーツの流入により、野焼きに起因する地球規模の汚染リスクが本推計以上に長期にわたって持続する可能性が高い。結論として、将来的な地球規模の汚染防止には、製造禁止という「入口の対策」に加え、発展途上国における「野焼きの抑制」と「先進国型廃棄物管理システムの導入」という「出口の対策」が不可欠である。

## 参考文献

- 1) Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J., & Gullett, B. K. (2014). Global emissions of trace gases and particulate matter from open burning of domestic waste. *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9523–953

## 2.5 結論

### 2.5.1 本研究の総括

本研究では、自動車に含有されるプラスチック添加剤 UV-328 を対象とし、先進国および発展途上国におけるライフサイクル全体を通じた物質フロー解析および将来の環境排出量推計を行った。得られた主要な知見を以下に総括する。

#### 1) 地域間の排出構造と「管理の質」の決定的な差異

物質フロー解析の結果、先進国と発展途上国では UV-328 の主要な排出源が根本的に異なることが明らかとなった。先進国では、法制度に基づく適正な廃棄物管理（サーマルリサイクルおよび管理型埋立）により、廃棄段階の排出は全期間を通じて低水準に抑制されており、排出の約 83～94%が「使用段階の摩耗」に起因していた。しかしこれは相対的に使用中の排出が大きくなったと考えられ、全排出量は少ない。一方、発展途上国ではインフラの未整備により、2033 年時点において総排出量の 91.8%が「野焼き」を中心とした不適切な廃棄処理に起因することが示された。この排出構造の差異により、途上国における環境負荷は先進国と比較して極めて甚大であり、管理体制の有無が排出量を決定づける主要因であることが定量的に示された。

#### 2) 規制例外と自動車の長寿命化に伴う「超長期的タイムラグ」のリスク

将来推計の結果、POPs 条約等の規制により新規投入が制限されても、環境排出量は即座には減少しないことが分かった。特に発展途上国では、車両寿命の長さ（25 年）と、条約の個別適用除外による「2044 年までの交換部品の継続投入」が組み合わさることで、排出ピークは今世紀後半まで大幅に後方へシフトし、最長で排出完了は今世紀末（2090 年代）までずれ込むことが予測された。このタイムラグにより、規制導入から数十年を経てから市中ストックに由来する最大の汚染リスクが到来するという、長期的な残留負荷の深刻さが浮き彫りとなった。

#### 3) 地球規模の汚染防止に向けた政策的示唆

本研究の予測は、途上国における「野焼き」が大気への集中的な UV-328 放出を招き、その長距離移動性を介して極域を含む地球規模の生態系リスクを増大させることを示唆している。結論として、UV-328 による環境汚染を最小化するためには、グローバルな「製造・使用の禁止」という入口の規制に加え、発展途上国における「野焼きの禁止」および「先進国型廃棄物管理システムの導入支援」という出口の対策を並行して推進することが不可欠である。本研究で示した定量的な知見は、将来的な国際的化学品管理戦略を策定する上で重要な科学的根拠となるものである。

## 2.5.2 今後の課題

### 1) 排出係数および排出速度係数の実証的検証

本研究で使用した排出係数および環境媒体（大気・水域・土壌）への分配率は、類似物質の先行研究や化審法の標準値を引用したものである。発展途上国の野焼きにおいては、各媒体へ均等に分配されるとした設定は、物理的な遮断壁がない開放系での拡散を想定した独自のワーストケース評価である。しかし、この独自の分配率はあくまでモデル上の仮説であり、実態との乖離を精査し見直していく必要がある。今後は、実際の模擬燃焼実験等を通じて、燃焼温度や環境条件が UV-328 の揮発率や残渣への残留率に与える影響を精緻化し、媒体別の分配推計の確実性を高める必要がある。

### 2) 地球規模の環境動態モデルとの統合

本研究では「環境中への排出量」の算出に留まっている。UV-328 は高い長距離移動性を有するため、算出した排出量データを、大気質流動モデル（CMAQ : Community Multiscale Air Quality modeling system）等への入力データとして用い、極域を含む遠隔地への到達濃度および生物蓄積リスクを定量的に評価することが次のステップである。

### 3) 次世代車両への移行に伴うフローの変化

本研究では、内燃機関車（ICE）の構成を一律に仮定した。しかし、現在急速に進展している電気自動車（BEV）へのシフトは、車両 1 台あたりのプラスチック使用量や部位、さらにはリサイクルプロセスに変化があることが想定される。車両の電動化が UV-328 のストックおよび廃棄フローに与える影響を動的に評価する必要がある。

### 4) 中古車貿易による化学物質の国際移動の考慮

本研究では各国内での自動車のライフサイクルの使用・廃棄段階に着目したが、実際には先進国から発展途上国への中古車輸出に伴う「化学物質の国際移動」が存在する。中古車貿易の統計をモデルに組み込むことで、地域別のストック量および排出量の推計精度をさらに向上させることが課題である。

### 第3章 レガシーPOPsの輸送・沈着・再放出過程の検証

#### 3.1 背景

ヘキサクロロベンゼン（HCB）は、過去に麦類の種子消毒剤として広く使用されてきた有機塩素系化合物であり、さらに除草剤の製造原料、ゴムの素練促進剤、衣類の防炎加工剤、ポリ塩化ビニールの可塑剤など、多岐にわたる工業用途に利用されてきた物質である。強いハロゲン化構造を有することから難分解性、生物蓄積性、長距離輸送性を示し、典型的なレガシーPOPs（残留性有機汚染物質）として位置づけられている。

HCBは2004年に発効したストックホルム条約（POPs条約）の対象物質であり、製造・使用は原則として規制されている。一般に、条約発効後は排出量の削減に伴い環境中濃度も減少することが期待される。しかしながら、実際の環境挙動は単純ではなく、過去に排出され環境中に蓄積されたストックからの再揮発や再放出、さらには長距離大気輸送を介した再沈着など、複数の過程が関与することが指摘されている。特に揮発性を有するHCBは、土壌や海洋から再放出されることにより、排出削減後も大気中で循環し続ける可能性がある。

実際に、波照間島における大気観測データの解析から、条約発効後の2004年以降にHCB濃度が約1.5倍に増加していることが明らかとなった。この結果は、単純な排出削減のみでは説明できない現象であり、輸送・沈着・再放出を含む地球規模の循環過程を考慮した検証の必要性を示している。

以上の背景を踏まえ、レガシーPOPsであるHCBを対象として、その輸送・沈着・再放出過程を統合的に評価し、条約発効後における濃度変動の要因を明らかにすることが重要な課題となっている。本研究は、この課題に対し観測データおよび数値モデルを用いて検証を行うものである。

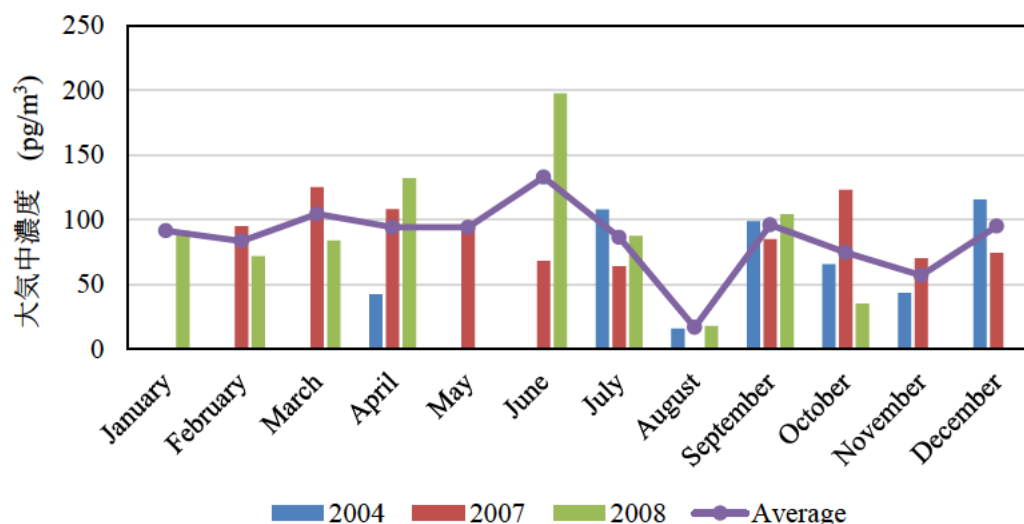


図 1-1：波照間島での HCB の濃度変化

表 1-1 : 波照間島での HCB、その他レガシー POPs の 2024 年時点での濃度

測定分析項目	試料名	環境大気	定量下限	検出下限
		波照間 POPs20241125		
	採取日時	2024 年 11 月 25 日 12:44~28 日 12:15		
	試料量 単位	1000m <sup>3</sup> (20°C, 101.3kPa で補正)		
HCB	pg/m <sup>3</sup>	150	0.18	0.07
p,p'-DDT	pg/m <sup>3</sup>	0.14	0.07	0.03
p,p'-DDE	pg/m <sup>3</sup>	1.1	0.05	0.02
o,p'-DDE	pg/m <sup>3</sup>	0.16	0.05	0.02
cis-Chlordane	pg/m <sup>3</sup>	0.6	0.3	0.1
trans-Chlordane	pg/m <sup>3</sup>	0.5	0.3	0.1
cis-Nonachlor	pg/m <sup>3</sup>	(0.04)	0.08	0.03
trans-Nonachlor	pg/m <sup>3</sup>	0.45	0.14	0.05
cis-Heptachlor epoxide	pg/m <sup>3</sup>	0.22	0.06	0.02

## 3.2 方法

本解析では、HCB の環境中挙動のうち、とくに輸送・拡散および沈着に関わる影響をできるだけ純粋に抽出して評価するため、HCB を直接対象とした化学反応を伴うモデル計算ではなく、HCB 疑似物質 (inert tracer) をトレーサーとして用いた数値シミュレーションを実施した。レガシーPOPs の観測濃度は、当年の排出のみで決まるのではなく、過去に放出された物質が大気・地表面 (海洋・土壌等) に分配されながら時間遅れで影響する可能性がある。このため、本手法ではまず「化学変換 (反応)」という不確実性要因を排除し、輸送・沈着のみに着目することで、(i) 沈着が大気中濃度や輸送量をどの程度低減するか、(ii) 前年排出が翌年にどの程度残るか (carryover : 残存影響) を、モデル上で分離して定量化することを狙った。

### 1) 解析目的と基本方針

解析の主目的は、輸送・沈着のみ (化学反応なし) を切り出した条件下で、沈着過程の寄与と、前年排出由来の残存影響 (carryover) を評価することである。POPs の現実的な挙動には、大気中での反応や分解、粒子相/気相分配、再揮発などの過程が関与するが、これらはパラメータの不確実性が大きく、また沈着・輸送の効果と混ざり合って解釈が難しくなる。そこで本解析では、対象物質を反応しない仮想物質 (inert tracer) として定義し、モデル内では化学反応を一切生じない設定とした。これにより、大気場 (風系・乱流拡散・対流など) による輸送・拡散と、沈着 (乾性沈着・湿性沈着) のみが濃度分布・負荷量を決める構造となる。

### 2) トレーサー設定 (HCB 疑似物質)

トレーサーは HCB の輸送挙動を概念的に模擬するための仮想物質として設定し、分子量 1 g/mol の物質 (mass-normalized な inert tracer) として取り扱った。分子量を極端に小さく設定したのは、実在物質としての物性値に依存する解釈を避け、モデル内部での「質量輸送」「沈着による除去」「残存量評価」を相対比較 (ケース間比較) として明確に行うためである。重要なのは絶対濃度の再現ではなく、同一排出条件下で沈着の有無や沈着形式の違いが、分布や負荷、残存影響に与える差分を抽出する点にある。

さらに、化学反応 (分解・生成等) は完全に無効化し、no chemistry (反応なし) 条件とした。したがって、本解析で得られる濃度変動は、気象条件・輸送場の違い、および沈着による除去の有無によってのみ生じる。

### 3) 沈着過程の切替とシミュレーションケース

輸送・沈着の効果を分離するため、沈着条件を切り替えた複数ケースを設定した。基本ケースとして、以下の 2 ケースを実施した。

#### Case A : No reaction + No deposition

化学反応なし、沈着なしの条件で計算を行う。ここではトレーサーは大気中で除去されず、風による移流、乱流拡散、対流輸送などの純粋な輸送・拡散プロセスのみで分布が決まる。したがって、Case A は

「沈着という除去過程が存在しない理想化条件」における上限的な輸送量・滞留量を表す参照ケースとなる。

#### Case B : No reaction + With deposition

化学反応なしの条件は維持しつつ、沈着過程を有効化して計算を行う。沈着を導入することで、大気中トレーサーは地表面へ除去され、輸送距離や滞留時間が Case A と比較して短くなることが予想される。このケースは、輸送・拡散に加えて「沈着による除去」が加わった条件であり、Case A との差分から沈着の寄与（濃度低減、負荷量変化、残存量減少など）を評価できる。

また、HCB の想定をより強める（あるいは沈着形態の寄与を切り分ける）目的で、必要に応じて以下の追加設定を検討・実施した。

#### Dry deposition ON / Wet deposition OFF

乾性沈着のみを有効化し、湿性沈着は無効化する条件を追加する。HCB は揮発性を有し、粒子への付着や降水洗浄の寄与は条件により変動するため、ここでは「降水による除去（湿性沈着）」を排除したときに、乾性沈着だけでどの程度除去が進むかを確認する狙いがある。これにより、沈着込みケースにおいて、沈着形態（乾性／湿性）が結果へ与える方向性を把握しやすくなる。

#### 4) 排出設定とカテゴリの扱い

排出は現状、1 カテゴリのみで与えた。すなわち、廃棄物焼却等の個別発生源カテゴリを明示的に分離した設定（セクター別排出）には未対応であり、本解析では空間分布を持った総排出として取り扱った。これは、今回の目的が「発生源別寄与の精査」ではなく、「輸送・沈着・carryover の基本特性を、反応を排除した単純化条件で把握すること」にあるためである。したがって、排出カテゴリの詳細化は今後の課題と位置づけ、まずは単一カテゴリ排出の下で、沈着過程の有無がシステムの挙動をどの程度変えるかを明確にすることを優先した。

#### 5) Spin-up と評価期間の設計（carryover の検出）

レガシーPOPs では、前年以前の排出が翌年の濃度場に影響する「時間遅れ（残存影響）」が重要である。これをモデル上で確認するため、本解析では 2023 年を spin-up 期間として設定し、spin-up 期間中にトレーサーを連続排出させた。排出強度は 1 Tg/yr 相当とし、2023 年の 1 年間にわたり連続的に排出を与えることで、大気中および沈着による蓄積を含めた状態を形成させた。

この spin-up を設けることで、2024 年の解析を開始した時点で系が「ゼロ初期値」ではなく、前年度排出の影響を含み得る状態となり、carryover の評価が可能となる。

評価期間は 2024 年とし、2024 年における濃度分布および沈着負荷等を解析対象とした。具体的には、2024 年の濃度場・輸送量・沈着負荷を整理するとともに、2023 年に排出したトレーサーが 2024 年にどの程度残存して濃度へ寄与しているか、すなわち 2023 年排出の残存影響（carryover）を確認した。Case A（沈着なし）では残存が過大に出やすく、Case B（沈着あり）では除去により残存が抑制される

と考えられるため、両者の比較により「沈着が carryover をどの程度減衰させるか」を定量的に把握できる構造としている。

以上のように、本解析は、反応を排除した HCB 疑似トレーサーを用い、沈着条件を系統的に切り替えることで、輸送・沈着過程そのものの寄与と、前年排出由来の carryover の大きさを分離して評価する設計とした。これにより、条約発効後にも観測される濃度増加の解釈において、少なくとも「輸送・沈着のみでどこまで説明できるか／説明できないか」を整理し、次段階の現実的な HCB 物性・反応・再揮発を含む検証へ接続するための基礎的枠組みを提供する。

### 3.3 結果・考察

図 3-1 に、HCB 疑似トレーサーの年平均濃度分布を示す。左図は 2023 年（排出オン）、右図は 2024 年（排出ゼロ後）の年平均値である。

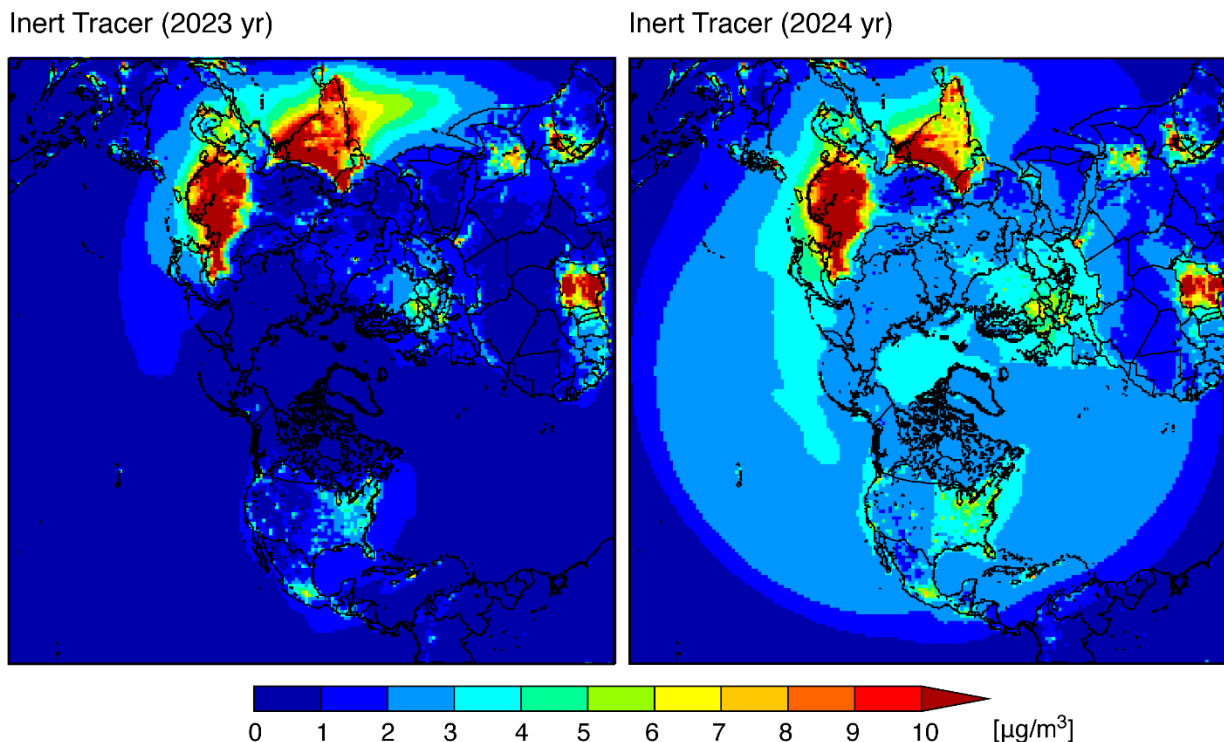


図 3-1 : HCB 疑似物質をトレーサーとしたモデル解析結果

#### 1) 2023 年（排出オン）の分布特性

2023 年は連続排出条件下にあるため、排出源域周辺に明瞭な高濃度域（赤～橙）が形成されている。とくに顕著なのはインドおよび中国周辺域であり、これらの地域がモデル上で大きな排出源として機能していることが示唆される。両地域から放出されたトレーサーは、偏西風帯や季節風循環を介して東アジア、北太平洋域へと広域輸送されている様子が確認できる。

これは、HCB の実際の排出実態とも整合的である。HCB は、意図的使用は規制されているものの、廃棄物焼却や塩素系化学プロセスなどに伴う非意図的生成（unintentional production）が現在も問題となっている。とくに急速な工業化や廃棄物処理インフラの違いを背景として、アジア地域の一部では非意図的の排出が相対的に大きい可能性がある。本モデルでは排出カテゴリは単一であるが、空間分布上、インドおよび中国が主要な寄与域として可視化されている。

北半球中高緯度域では、これらの排出源から輸送されたトレーサーが広域に拡散し、半球規模での濃度分布を形成している。一方、南半球への輸送は相対的に小さいものの、完全にゼロではなく、半球間輸送が一定程度生じていることが示される。

## 2) 2024 年（排出ゼロ後）の残存影響

2024 年は排出を停止した条件であるが、前年（2023 年）に排出されたトレーサーが広域に残存していることが明確に示されている。とくに 2023 年に高濃度域であったインド・中国周辺域では濃度は低下しているものの、依然として相対的に高い領域として残っている。

これは、少なくともモデル上では、排出停止後も 1 年スケールでは完全に除去されない carryover（残存影響）が存在することを意味する。反応なし（no chemistry）条件であるため、濃度減衰は沈着のみに依存する。その結果、濃度は低下するものの、空間分布構造は大きく崩れず、広域循環に乗った状態が維持される。

## 3) 非意図的排出源の示唆

本結果から特に重要なのは、インドおよび中国を中心とするアジア域の排出が、半球規模の濃度場形成に強く寄与している点である。条約発効後であっても、非意図的排出が一定量存在する場合、それが長距離輸送を通じて遠隔地へ影響を与える可能性がある。

観測点（例：波照間）の濃度変動を解釈する際、局地排出ではなく、こうした広域非意図的排出源からの越境輸送を考慮する必要がある。本モデルは化学反応や再揮発を含まない単純化条件であるが、それでもアジア域からの輸送が顕著に可視化されていることは、実環境においても排出源の空間分布が濃度変動に強く影響することを示唆する。

## 4) 差分解析による輸送・残存挙動の評価

図 3-2 に、2024 年と 2023 年の年平均濃度差（2024 年 - 2023 年）を示す。正の値（赤系）は 2024 年に濃度が増加した領域、負の値（青系）は減少した領域を示す。

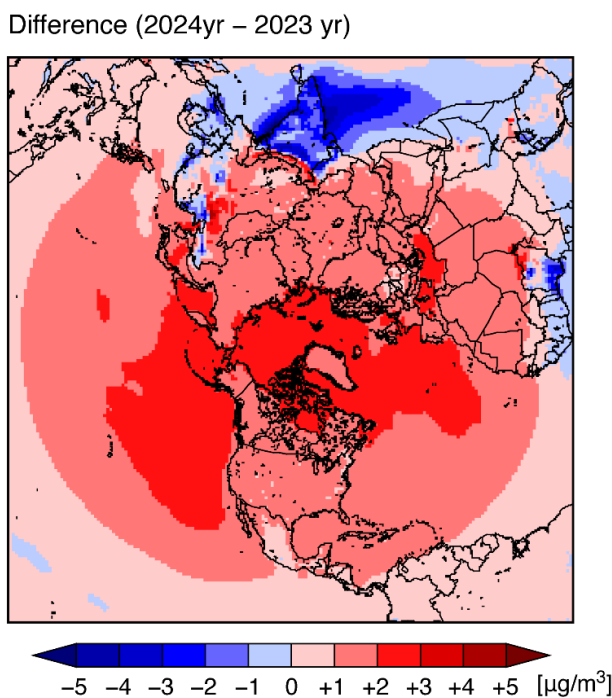


図 3-2 : 2023 年と 2024 年の濃度の差分

まず、インドおよび中国周辺の主要排出源域では、明確な負の値（青色）が現れており、2024年に排出量をゼロとしたことにより、発生源近傍では濃度が減少していることが確認できる。これは、当年排出が停止したことによる直接的な影響を反映しており、局地的には排出削減が即時的に濃度低下として現れることを示している。一方で、極域およびその周辺の高緯度域では、正の値（赤色）が広く分布している。すなわち、排出停止後である2024年においても、前年に放出されたトレーサーが輸送を継続し、極域方向へ集積している様子が示されている。これは、前年排出分が時間遅れを伴って高緯度域へ到達し、局所的な濃度増加を引き起こしていることを意味する。

この結果は、レガシーPOPsに特徴的な「遅延輸送（delayed transport）」および「残存影響（carryover）」の存在を明確に示唆するものである。すなわち、発生源域では排出停止により濃度が低下する一方で、既に大気中へ拡散した物質は大規模循環に乗って半球規模で再分配され、極域へと到達する。その結果、全球規模では濃度が単純に減少するのではなく、空間的な再配置が生じる。

特に高緯度域で増加傾向が見られることは、偏西風帯および大規模子午面循環による輸送の影響を反映していると考えられる。実際のPOPs挙動においても、揮発性を有する物質は低緯度から高緯度へ段階的に輸送され、寒冷域で沈着・集積する「冷却凝縮（global distillation）」が指摘されている。本解析は化学反応や再揮発を含まない単純化条件であるが、それでもなお極域への濃度増加が再現されている点は重要である。

また、差分図において赤色が広範囲に分布していることは、前年排出分が全球規模で循環していることを示している。すなわち、排出停止後も物質は直ちに消失するのではなく、大気循環に伴い地球規模で移動・再分配される。この挙動は、観測点において条約発効後も濃度が増加または高止まりする現象を理解する上で重要な示唆を与える。

以上より、本差分解析は以下の点を明確に示した。

- ・発生源域では排出停止により濃度は減少する。
- ・しかし前年排出分は carryover として残存し、時間遅れを伴って高緯度域へ輸送される。
- ・その結果、全球スケールでは濃度の単純減少ではなく、空間的再配置が生じる。

したがって、レガシーPOPsの長期濃度変動を評価する際には、単年度排出量のみならず、前年以前の排出履歴、輸送経路の時間変動、および極域への集積過程を統合的に考慮する必要がある。本解析は、輸送・沈着のみを切り出した条件においても、排出停止後の濃度再分配が顕著に生じることを示した。

### 3.4 結論

本解析は、輸送・沈着のみを考慮した単純化条件においても、1) アジア域（特にインド・中国）が主要排出源として半球規模の濃度場を形成すること、2) 排出停止後も前年排出分が明確に残存すること、3) 空間構造は局所排出量よりもむしろ大気輸送場により強く規定されることを示した。すなわち、排出量の大小のみではなく、大気循環構造や気象場の支配的役割が広域濃度分布を決定づけることが確認された。

したがって、条約発効後に観測濃度が増減を示す場合、その要因としては、

- (1) 非意図的排出の継続や管理不十分な排出源の存在、
- (2) 越境輸送の年変動や気象条件の変化、
- (3) 前年以前の排出の carryover（残存・遅延効果）

が複合的に関与している可能性がある。特に、残留性の高い物質では、排出削減の効果が即時に濃度低下として現れるとは限らず、環境中ストックの存在が濃度変動の時間遅れを生じさせる点に留意する必要がある。

今後は、実際の HCB の物性値を用いるとともに、乾性・湿性沈着速度、再揮発（セカンダリーエミッション）過程、さらには大気中での化学変換や分解反応を組み込んだモデルへ拡張することで、観測値との整合性をより精密に検証する必要がある。これにより、単純輸送モデルでは捉えきれない長期的挙動や季節変動の再現性を高め、条約効果の評価や将来予測の信頼性向上に資する定量的基盤を構築することが求められる。

## 第4章 メトキシクロルの環境中における微生物および光分解挙動

### 4.1 研究背景

#### 4.1.1 POPs の概要

残留性有機汚染物質 (POPs) とは、環境中で分解されにくく、生物蓄積性や長距離移動性を有する有機化学物質の総称である。これらの特性により、POPs は生態系およびヒトの健康への悪影響が懸念され、国際的に規制の対象になっている<sup>1)</sup>。

また、POPs による地球規模の汚染が懸念されることから、「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約」(POPs 条約) が採択され、2004年5月に発行している。規制となる物質は、毒性、難分解性、生物蓄積性、長距離移動性を有する化学物質であり、それぞれ加盟国の主要な義務の内容として附属書 A~C に分類されている<sup>2)</sup>。

#### <加盟国の主要な義務の内容(努力義務を含む)>

- ・製造・使用、輸出入の原則禁止 (附属書 A)
- ・製造・使用、輸出入の制限(附属書 B)
- ・非意図的生成物 (附属書 C) の排出の削減及び廃絶
- ・在庫 (ストックパイル)、廃棄物の適正処理

有機塩素系農薬の多くは POPs に分類され、DDT の代替として使用されてきたメトキシクロルも同様の性質を持つことが報告されており、2023年のストックホルム条約第11回締約国会議 (COP11) において附属書 A (廃絶) へ追加された。

#### 4.1.2 メトキシクロルの概要

メトキシクロルとは、有機塩素系農薬の一種であり、ジクロロジフェニルトリクロロエタン (Dichlorodiphenyltrichloroethane : DDT) の代替物質として開発・使用されてきた殺虫剤である。DDT と構造的に似ており、主に畑作物、樹木、野菜、果物、庭、貯蔵穀物、家畜、ペットなどを攻撃するさまざまな昆虫に対して使用された。

当初、メトキシクロル (図 1-1) は芳香環上の塩素原子がメトキシ基に置換されていることから DDT (図 1-2) と比較すると分解されやすいとされていた。一方でメトキシクロルは疎水性が高く、土壤に強く結合するなどの生物蓄積性を有している<sup>3)</sup>。また、内分泌かく乱化学物質であるため、曝露に関してはかなりの懸念がある。そのため現在では多くの国や地域が使用を制限または禁止している<sup>4)</sup>。しかし、これらの特性により、使用が禁止された現在においても、過去の使用履歴に由来して土壤や水環境中に残留している可能性があることが指摘されている。

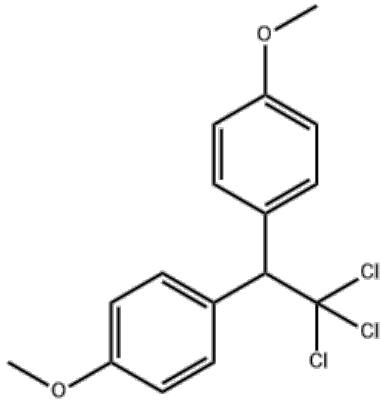


図 1-1 : メトキシクロルの構造 (出典 : [メトキシクロル | 72-43-5](#))

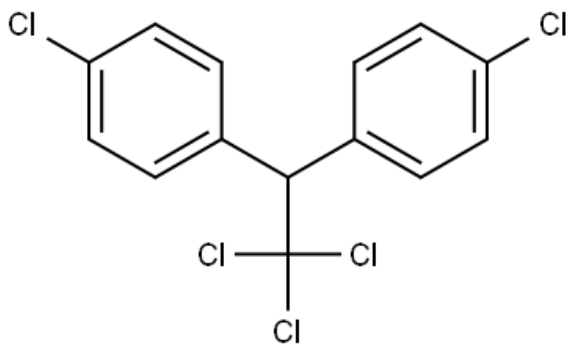


図 1-2 : DDT の構造 (出典 : [クロフェノタン | 50-29-3](#))

### 4.1.3 先行研究

これまでにメトキシクロルの環境中における分解挙動については、土壌微生物による分解と光分解の両方の観点から検討されてきた。

#### 4.1.3.1 微生物による分解について

まずは微生物による生分解について、有機塩素系殺虫剤であるメトキシクロルは、環境中において微生物の代謝作用により段階的に分解されることが報告されている。これまでの研究から、メトキシクロルの生分解は主に O 脱メチル化、酸化的脱塩素化、芳香環開裂といった反応を経て進行することが明らかになっている。

河川堆積物や土壌から分離された微生物を用いた研究では、メトキシクロル分解の初期段階として、分子中のメトキシ基に対する O 脱メチル反応が起こることが示されている。この反応により、メトキシクロルはフェノール性化合物へと変換され、分子構造が反応性の高い状態になる。続いて、酸化的脱塩素反応が進行し、芳香環に結合した塩素原子が段階的に除去されることが報告されている。<sup>5)</sup>

さらに、脱メチル化及び脱塩素化によって構造が改変されたメトキシクロル誘導体は、微生物の代謝系に取りこまれ、芳香環の開裂反応を受ける。この過程では、フェニル間が分解され、低分子の有機

酸へと変換されることで、最終的に二酸化炭素などの無機物へと鉱化されることが示されている。これらの反応は単一の反応ではなく、複数の酵素反応が連続的に進行する代謝経路として理解されている<sup>5)</sup>。

またメトキシクロルの土壌中での分解については、好気性条件下よりも嫌気性環境下において分解がより進むということが明らかになっている。さらに嫌気性単独や好気性単独の土壌よりも、嫌気処理後に好気条件へ移行した土壌では、CO<sub>2</sub>発生速度が10~70倍となることも報告されている<sup>6)</sup>。このことからこのような嫌気条件から好気条件への環境変化により、メトキシクロルの分解が加速するとされており、分解条件として酸素供給の有無がメトキシクロルの分解挙動に大きく影響していると考えられている。さらに、嫌気性環境中でも通性嫌気性微生物が分解プロセスに関与していることが示されている。嫌気条件では酸素が欠乏するため、偏性嫌気性菌だけでなく、酸素の有無に応じて代謝経路を切り替えられる通性嫌気性菌が活発に機能する場合がある。これらの通性嫌気性菌は嫌気条件下でも生育可能であり、脱塩素化などの初期分解ステップに寄与し、その後の酸素供給とともに生成中間体のさらなる分解を促進することが報告されている。

具体的には *Aeromonas* 属、*Klebsiella* 属、*Enterobacter* 属などの通性嫌気性菌が脱塩素化を行う可能性が示唆されており、これらの微生物が環境中におけるメトキシクロルの段階的な分解に関与していると考えられる<sup>7)</sup>。

#### 4.1.3.2 光分解について

次にメトキシクロルの光分解について、先行研究によれば、メトキシクロルは塩素原子1個を失うことで光化学的に分解され、ラジカル中間体を形成し、より安定した1,1-ビス(4-メトキシフェニル)-2,2-ジクロロエチレン (MDDEとも呼ばれる) に再配列されることがわかっている。この実験では水中での光分解においては、メトキシクロルは水への溶解度が低いため、まずメトキシクロルを有機溶媒(アセトニトリル)に溶かし、それを水溶かした溶液に280nm以上の環境中の太陽光に近い条件を模擬した波長の光を当て、環境中の条件を再現し、結果として、脱塩素反応が主要な反応経路であるということが分かっている<sup>8)</sup>。

また水中での分解挙動を調べた研究では、メトキシクロルはDDTと比較して分解速度が速く、ある研究では、pH7、かつ27℃付近の水中でメトキシクロルが約1年で分解する一方、DDTは約8年と著しく遅いことが報告されている<sup>9)</sup>。このような研究から、メトキシクロルは水中において完全に安定な化合物ではなく、時間経過とともに脱塩素化や構造変化を伴う分解が進行することが明らかにされている。

さらに近年では光分解を促進する手法として光触媒を用いた研究も実施されており、具体的にはTiO<sub>2</sub>光触媒の存在下でのUV照射により、メトキシクロルが99%以上とほぼ完全に除去されたという報告<sup>10)</sup>や、可視光で効率よく作用する光触媒としてBiVO<sub>4</sub>や珪藻土を複合したものをを用いた実験では、可視光照射において約6時間でメトキシクロルを約94%除去できる高い分解効率を示したという光触媒反応も報告されている<sup>11)</sup>。これらの分解では光触媒表面で生成される活性酸素種によっ

て酸化反応が進行し、メトキシクロルの分解が起こることが示唆されている。

以上の先行研究から、メトキシクロルは水環境中において光の影響を受けて分解され、自然光条件下では主に脱塩素化反応が進行する一方、光触媒の存在下ではより強力な酸化反応により分解が促進されることが明らかになっている。

#### 4.1.3.3 POPs の検出された地域について

先行研究において、POPs は世界各地で検出されており、ヨーロッパにおいても土壌、水環境、大気など複数の環境媒体からその存在が報告されている。実際、2015 年～2022 年にかけて採取された 5193 のサンプル土壌から公開されたデータを分析し、ヨーロッパ全体の農薬汚染傾向を評価した研究では、*p,p'*-DDT やアトラジンなどの禁止物質の検出が確認されている<sup>12)</sup>。また、ノルウェー領・スバルバルの氷河湾 (Kongsfjorden) の海底堆積物から DDT、HCH および DDE などが検出されているという研究<sup>13)</sup>や、1994 年～2011 年にかけて、スウェーデン南部 Råö とフィンランド北部 Pallas で大気中 POPs (PAHs、PCBs、OCPs、計 27 物質) が観測されたという研究<sup>14)</sup> も発表されている。このように、ヨーロッパ各国では、過去に使用履歴のない地域や発生源から離れた地域においても POPs が検出されており、POPs が長距離移動を有し、広域的に環境中に残留・蓄積する可能性を示唆しており、各地域の環境条件や微生物群集が POPs の挙動に影響を及ぼす可能性があることを示している。

#### 4.1.4 研究目的

本研究では、有機塩素系農薬であるメトキシクロルを対象とし、農薬として散布されたメトキシクロルの環境中における微生物、および光による分解挙動を明らかにすることである。具体的には、土壌に吸着されたメトキシクロルが土壌微生物によって分解される可能性について検討するとともに、土壌に吸着せず地下水を介して河川などの水環境へ流入したメトキシクロルが、光照射条件において分解を受けるかどうかを評価することを目的とした。さらに、これらの分解挙動を実験的な光照射手法により検討し、相対的なメトキシクロルの分解の程度を判断することが可能であるかを検証した。

農薬は農業生産の安定化に大きく寄与してきた一方で、散布後に環境中に放出され、土壌や水環境に残留することによる生態系への影響が懸念されている。特に有機塩素系農薬の一種であるメトキシクロルは、過去に広く使用されてきた農薬であり、現在では使用が制限されている。一方、POPs の中には使用が必要不可欠であり、代替が困難であること、かつ、環境汚染のおそれがない場合に限って、第一種特定化学物質の例外的な使用を認める「エッセンシャルユース」という考え方が存在する<sup>15)</sup>。このような背景から、使用が制限された農薬であっても、過去の使用履歴や環境中での長期残留により、現在も土壌や水環境から検出される事例が報告されており、DDT はマラリア対策用のみ限定で使用を許可されている<sup>16)</sup>。したがって、メトキシクロルの環境中における挙動や分解過程を把握することは、POPs の環境影響や農薬管理の在り方を検討するうえで重要である。

農薬として散布されたメトキシクロルは、土壌表面に達した後、土壌粒子に吸着される場合と、吸着されずに地下水へと流入し、河川や湖沼などの水環境へ移行する場合がありますと考えられる。土壌中に保持された場合には、土壌中に存在する微生物による分解が起こる可能性があり、水環境中へ移行した場合には、太陽光中の紫外線の影響による光分解が進行すると考えられる（図 1-3）。このように、メトキシクロルの分解挙動は存在環境によって異なると考えられる。

そこで本研究では、農薬として散布されたメトキシクロルが環境中でどのような経路をたどり、どのように分解されるのかを基礎的に検討することを目的とした。具体的には、土壌中におけるメトキシクロルの吸着挙動および土壌微生物による分解の可能性、ならびに水環境中における紫外光照射による光分解挙動に着目し、それぞれの条件下でのメトキシクロルの変化を分光光度計の測定により評価した。分光光度計を用いる分析手法により吸光度の経時変化を測定し、メトキシクロル量の相対的な増減から分解の進行を比較・検討することを試みた。

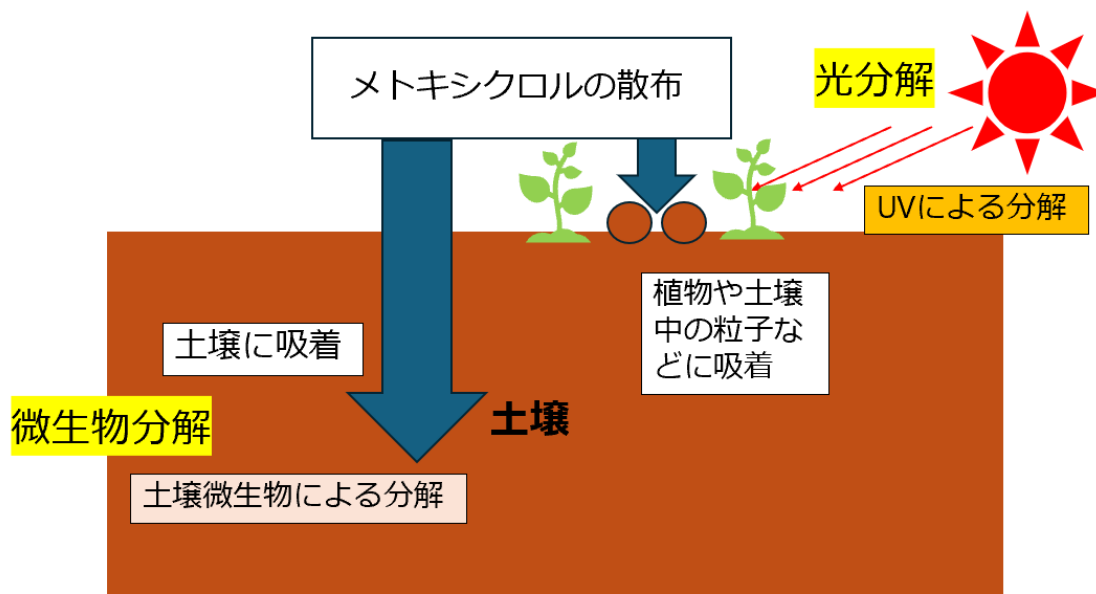


図 1-3 : メトキシクロルの分解挙動

## 4.2 原理

### 4.2.1 分光光度法の原理

分光光度法は、物質が特定波長の光を吸収する性質を利用した分析手法である。図 2-1 に示すように、溶媒を入れたセルを測定光束上において、セルを透過した光束の強度  $I_0$  を測定する。次に、試料を溶媒に溶かした溶液を入れたセルを測定光束上において、セルを透過した光束の強度  $I_t$  を測定する。溶液試料の場合、以下の式で与えられる吸光度  $abs$  を使用するのが一般的である<sup>17)</sup>。

$$abs = \text{Log}_{10} \frac{1}{T}$$

溶液中に含まれる成分が光を吸収すると、入射光に対する透過光の強度が減少し、その程度は吸光度として表される。吸光度は、測定対象物質の存在量や測定条件に依存して変化するため、同一条件下で測定を行った場合には、吸光度の増減から対象物質量の相対的な変化を評価することが可能である。

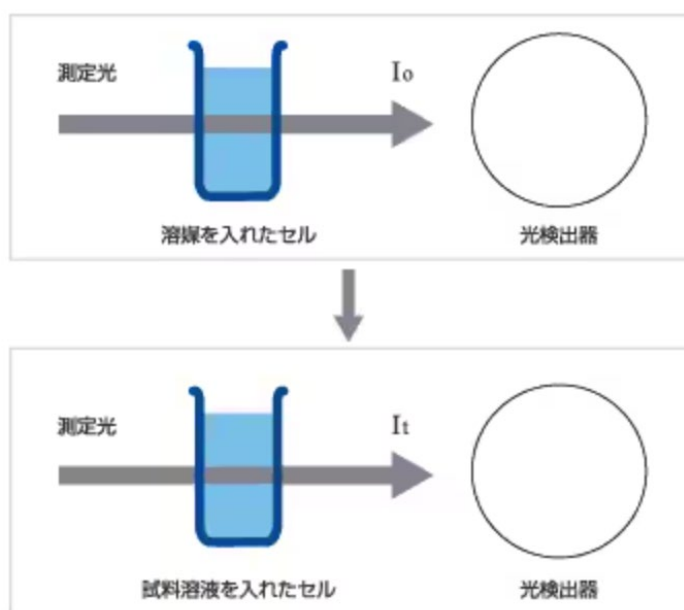


図 2-1：溶媒試料の測定原理

(出典：[分光光度計の構造：分析計測機器（分析装置） 島津製作所](#))

本研究では、分光光度計を用いて溶液中の吸光度を測定し、特定波長における吸光度の時間変化を指標として、メトキシクロルの挙動を評価した。なお、本実験では検量線の作成や濃度の算出は行わず、吸光度の変化傾向に基づく相対的な評価を目的とした。そのため、日ごろの測定や装置の状態の違いにより、吸光度に一定の測定誤差が含まれる可能性がある点に留意する必要がある。

#### 4.2.2 メトキシクロルの光分解の原理

メトキシクロルは紫外域において特徴的な光吸収を示す化合物であり、紫外線の照射により分子内の炭素―塩素結合や芳香環構造が影響を受け、脱塩素反応や側鎖切断がおこる。それによって芳香環が不安定化し、光酸化の進行後、ラジカル反応により芳香環の開裂が生じると考えられている。このような反応から、メトキシクロルが分解されると、溶液中に存在する未分解メトキシクロル量が減少し、それに伴い、対応する吸収波長における吸光度が低下すると考えられる。

本研究では、メトキシクロルの吸収が確認される波長に着目し、光照射時間ごとに吸光度を測定することで、光照射に伴う吸光度の変化を追跡した。時間の経過とともに吸光度が減少した場合には、溶液中のメトキシクロル量が相対的に減少したものと判断し、光分解が進行した指標として評価した。

このように、吸光度の時間変化を用いることで、メトキシクロルの光分解挙動を定量値としてではなく、相対的な変化として評価することが可能である。

#### 4.2.3 土壌へのメトキシクロルの吸着実験の原理

本実験、メトキシクロルの土壌への吸着挙動を、溶媒中に回収されたメトキシクロル量の相対比較から評価することを原理としている。

メトキシクロルは疎水性の有機汚染系農薬であり、土壌中の有機物や鉱物表面に吸着しやすい性質を有する。そこでまず、メトキシクロルを溶解させたヘキサン溶液を土壌に添加し、一定時間放置することで、メトキシクロルが土壌粒子表面へ十分に吸着する時間を与える。

その後、ヘキサンを追加して浸とう操作を行うことで、土壌に吸着されずに残存しているメトキシクロル、あるいは弱く保持されているメトキシクロルがヘキサン中へ溶出すると考えられる。この操作により、溶媒相と固相(土壌)との間でメトキシクロルの分配が生じ、溶媒中に存在するメトキシクロル量は、土壌への吸着量に依存して変化する。

回収したヘキサン溶液中のメトキシクロル量は、紫外吸収特性を利用して分光光度法により測定した。同一条件下で測定を行った場合、吸光度は溶液中のメトキシクロル濃度に比例するため、吸光度の工程から溶出したメトキシクロル量を相対的に評価することが可能である。

以上より、本実験では、異なる土壌試料間におけるヘキサン溶液の吸光度を比較することで、土壌の性質によるメトキシクロルの吸着度合いの違いを相対的に評価することを目的とした。

#### 4.2.4 土壌中微生物による分解

##### 1) アンプリコンシーケンス解析<sup>18)</sup>

環境試料中に存在する微生物群集の構成を把握するための分子生物学的手法である。本解析では、微生物の系統分類に用いられる保存性の高い遺伝子領域（主に 16S rRNA 遺伝子）を対象として PCR

により特定領域を増幅し、その塩基配列を網羅的に解析する。得られた配列情報をもとに、試料中に存在する微生物の分類群や相対的な存在割合を推定することが可能であり、培養に依存せずに微生物群集構造を評価できる。

## 2) 機能予測解析

多様性解析は、アンプリコンシーケンスデータから微生物群集の組成や構造の違いを定量的に評価する手法である。多様性解析には、 $\alpha$  多様性（サンプル内の種多様性）を示す指標（例：Chao1、Shannon 指数）や、 $\beta$  多様性（サンプル間の群集構造の差）を示す距離尺度に基づく主座標分析(PCoA)などが含まれる。これらの解析により、特定条件や環境下での微生物群集の豊かさや均一性の違いを比較することが可能となり、群集構造の特性を理解するための基盤を提供する。

## 3) 多様性解析

機能予測解析は、アンプリコンシーケンスで得られた微生物の系統情報から、その集団が潜在的に持つ代謝機能や生理機能の傾向を推定する手法である。16S rRNA 遺伝子配列に基づき、参照ゲノムデータベースや計算法（例：PICRUST2）を用いて、各系統が関与すると予測される機能カテゴリを推定する。なお、この解析はシーケンス情報からの予測であり、実際の遺伝子発現や機能発現を直接測定するものではない点に留意が必要である。

## 4.3 方法

### 4.3.1 試薬・材料

試薬・材料は以下のものを用いた。

- ・メトキシクロル(純度>95.0%、東京化成工業株式会社)
- ・サンプリングした土壌
- ・n-ヘキサン(水質試験用、純度 96.0+%、富士フィルム和光純薬)

メトキシクロルを溶解する溶媒として今回はn-ヘキサンを用いた。メトキシクロルは水への溶解度が約 0.1 mg/L と極めて低く、水溶液中で十分な濃度で溶解させることが困難であった。そのため、水を溶媒とした場合には分光光度計による吸光度測定に必要な吸光度が得られなかった。一方、n-ヘキサンはメトキシクロルを十分に溶解可能である。また、n-ヘキサンは 200 nm 以上ではほぼ光を吸収しないことからメトキシクロルの吸収波長域とは重ならない。このことから測定対象物質であるメトキシクロルの吸光度を安定して測定することが可能である n-ヘキサンを溶媒とした。

溶媒の選定については結果に示す。

- ・石英バイアル
- ・紫外可視分光光度計(UV-Vis)SHIMADZU UV-1280
- ・乾燥機
- ・遠心分離機
- ・シェイカー

### 4.3.2 分光光度計によるメトキシクロルの光分解実験

#### 1) 試薬溶液の調製

メトキシクロルの標準溶液は、n-ヘキサンを溶媒として 10 ppm (10 mg/L)となるように調製した。

#### 2) 光照射条件

光分解実験は UV-A(365 nm)及び UV-C ランプ(254 nm)を用いて行った。照射距離は 8 cm とし、UV 照射中は溶液の温度上昇による蒸発を最小限に抑えるために冷却ファンをまわして実施した。

また、UV 照射の対照としてアルミホイルで遮光した暗所試料も用意した。

#### 3) 分光光度計による測定

UV 照射後、所定時間ごとに試料溶液の吸光度を分光光度計(紫外可視分光光度計 (UV-Vis) SHIMADZU UV-1280、島津製作所)により測定した。

また、ブランクには照射・暗所のそれぞれの条件下にメトキシクロル試料と同様に放置した溶媒のみの溶液を用いて測定前にベース補正を行った。

#### 4) 光分解の評価方法

光分解によるメトキシクロルの減少は、暗所試料の吸光度を補正した相対吸光度の変化により評価した。

図 3-1 にメトキシクロルの光分解実験のイメージ図を示す。

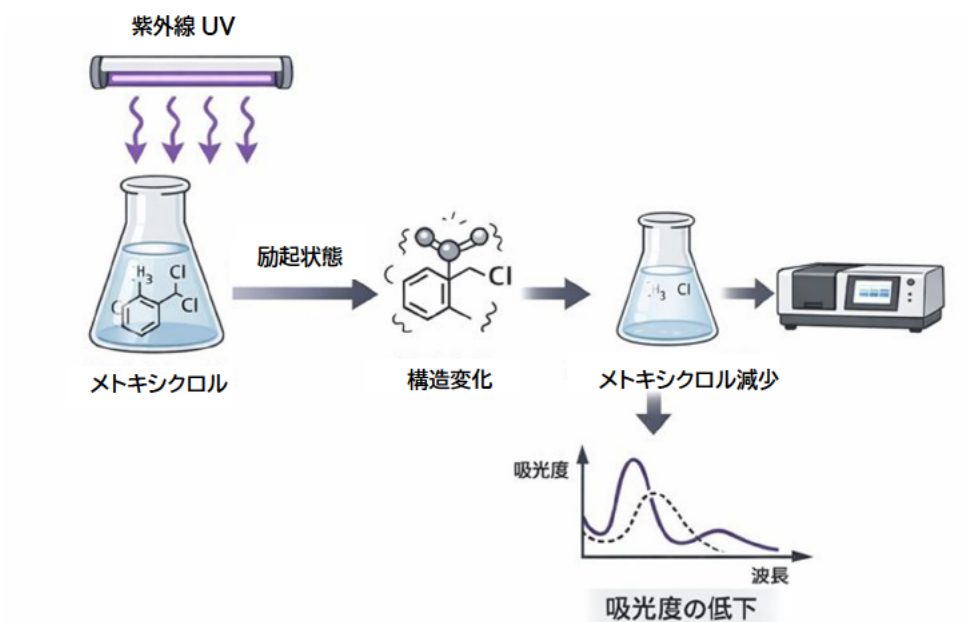


図 3-1 : メトキシクロルの光分解実験の模式図

#### 4.3.3 堆積物のサンプリング

本研究で用いた土壌は北海道およびスウェーデンにてサンプリングを行った。北海道の稚内では、湖近辺、河口、平地（ポドゾル）で採取を行った。北海道稚内は北欧と気候、降水パターンが類似しており、北欧に多い性質の土壌であるポドゾルの平地が存在すること、また北欧が温暖化したときの参照地点として有用と考えられることから選出した。

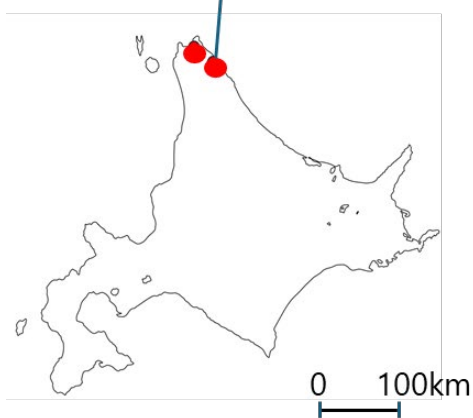
表 3-1 に、サンプリングした堆積物とその特徴を示し、図 3-2 にサンプリング地点を示す。

表 3-1 : サンプルングした堆積物

土壌	採取場所	土壌の性質	採取時期
Beniya-podzol	森林	粘度～砂	9月26日
Wakkanai-onuma	沼地周辺	植物の根が多め	9月27日
Masuhō-river	河川周辺	しまり弱、黒っぽい砂	9月27日
Baltic-Sea	海辺	湿りあり、植あり	10月17日
Vattern-lake	湖沼	しまり弱、砂	10月19日
Vattern-forest	森林	茶色の土壌	10月19日
Kungabacka	海辺	しまり弱、砂	10月19日
Vallda	農地	黒～灰色、固めの粘土	10月19日
Snacke-Strand	海の近くの森林	白、しまり弱、砂	10月19日
Stockholm-park	公園	しまり弱、茶色の土壌	10月20日



ポドゾル (北海道)



農地 (スウェーデン)

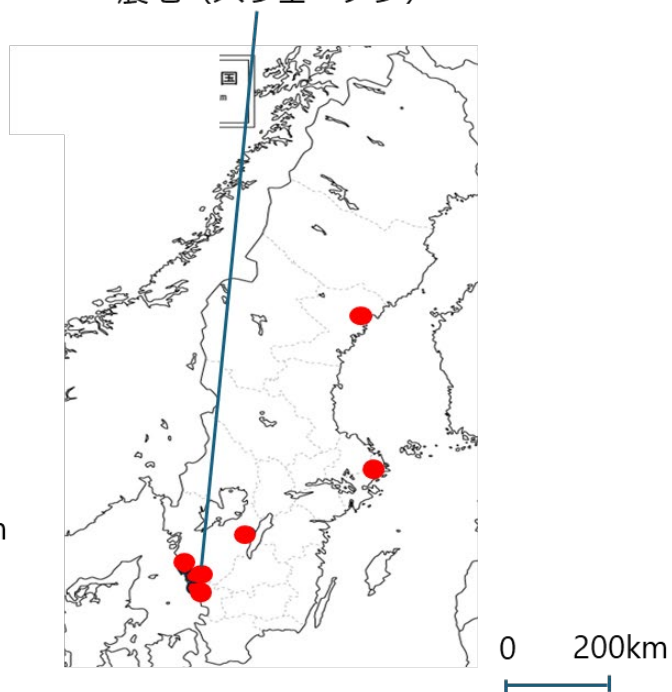


図 3-2 : サンプルング地点。北海道 (右)、スウェーデン (左)

○北海道

土壌名：Beniya-podzol

場所：ベニヤ原生花園（浜頓別町）

採取日：2025年9月26日



性質：森林土壌、深部ほど黄土色～灰色がかった茶色、粘土～砂

土壌名：Wakkanai-onuma

場所：稚内市声間村

採取日：2025年9月27日



性質：湖岸の土壌、植物の根や石が多い、茶色、砂よりの砂質

土壌名 : Masuho-river

場所 : 稚内市 (緯度 : 45.436010、経度 : 141.861641)

採取日 : 2025 年 9 月 27 日 (赤丸の点で採取)



性質 : 河口周辺の堆積土壌、黒い湿泥

○スウェーデン

土壌名 : Baltic-Sea

場所 : Timra (緯度 : 北緯 62.293042、経度 : 東経 17.211744)

採取日 : 2025 年 10 月 17 日 (赤丸の点で採取)



性質 : 海辺の土壌、黒い湿泥

土壌名：Vattern-lake

場所：Hjo Hamm（緯度：北緯 58.181359、経度：東経 14.174049）

採取日：2025 年 10 月 18 日（赤丸の点で採取）



性質：湖沼周辺の土壌、しまり弱の薄い茶色よりの砂

土壌名：Vattern-forest

場所：Hjo Hamm（緯度：北緯 58.181619、経度：東経 14.174125）

採取日：2025 年 10 月 18 日



性質：森林土壌、濃い茶色、根が多め、しまりが緩い土壌

土壌名：Kungabacka

場所：Sorvik（緯度：57.204464、経度：東経 12.071870）

採取日：2025 年 10 月 19 日



性質：海辺の砂、しまり弱の白みを帯びた砂、植生あり

土壌名：Vallda

場所：Vallda（緯度：北緯 57.282451、経度：東経 12.013674）

採取日：2025 年 10 月 19 日



性質：農地の土壌、黒～灰色、湿りあり、固めの粘土

土壌名：Snacke-Strand

場所：Saro Vasterskong（緯度：北緯 57.300705、経度：東経 11.553854）

採取日：2025 年 10 月 19 日（赤丸の点で採取）



性質：海の近くの森林土壌、しまり弱の白みを帯びた砂

土壌名：Stockholm-park

場所：Hagersten-Midsommarkransen（緯度：北緯 59.180937、経度：東経 18.001145）

採取日：2025 年 10 月 20 日



性質：公園の土壌、しまり弱の茶色の土壌

#### 4.3.4 分光光度計による土壌への吸着実験

##### 1) 土壌試料の調製

本実験は、既存の土壌溶出方法に基づいて行った<sup>19)</sup>。この溶出試験は採取した土壌試料から地下水等へ有害物質が溶出する量を評価するための標準的な手法である。まず、採取した土壌を風乾・粗砕して2 mm 以下に整えた後、水との混合液（重量体積比 10 %）を常温・常圧下で6時間振とうして溶出操作を行う。溶出後の混合液は静置・遠心分離・フィルターろ過により検液を調製し、その検液中に含まれる目標物質の濃度を測定する。これらの操作により、土壌中の有害物質が水中にどの程度溶出するかを評価することができる。今回、本実験では、メトキシクロルは水にほとんど溶けないため（0.1 mg/l）、溶媒として、水の代わりに n-ヘキサンを用いた。なお、今回の実験では土壌試料は採取後、風乾およびふるい分け等の前処理は行わず、実環境に近い状態を保持したまま使用した。そのため、土壌と溶媒の質量体積比が 10%となるよう各試料について含水率を測定し、土壌試料が乾燥重量換算で 1.0 g となるように各土壌の含水率に基づき以下の式で求めた値の湿土壌を秤量した。

$$\text{量り取る湿土壌量} = 1 \times \frac{(1 + \text{含水率})}{100}$$

##### 2) 土壌へのメトキシクロル添加

メトキシクロル濃度 20 ppm の n-ヘキサン溶液 2 mL を各土壌に添加した。添加量はすべての試料で統一した。添加後、室温暗所にて一晚（15 時間）静置し、土壌とメトキシクロルを接触させた。

##### 3) メトキシクロルの溶出（抽出）操作

一晚静置後、各試料に n-ヘキサン 7 mL を加え、常温・常圧で回転数が毎分約 200 回とし、水平に 6 時間振とうさせることで土壌中のメトキシクロルを溶出させた。

##### 4) 遠心分離および上澄み液の回収

溶出後、試料は遠心分離（2200×g、30 分）を行い、得られた上澄み液を分析試料とした。

##### 5) 分光光度測定

上澄み液のメトキシクロル濃度は、分光光度計を用いて測定した。測定波長は 190~400 nm とし、ブランクには n-ヘキサンを用いた。

##### 6) 吸着の評価

土壌へのメトキシクロルの吸着は、土壌を加えずに同量の n-ヘキサン/メトキシクロル溶液を用いた対照試料の吸光度と比較することで評価した。吸光度の減少を土壌への吸着によるものとみなし、相対的な吸着挙動を検討した。

図 3-3 にメトキシクロルの土壌吸着実験の操作手順を示す。

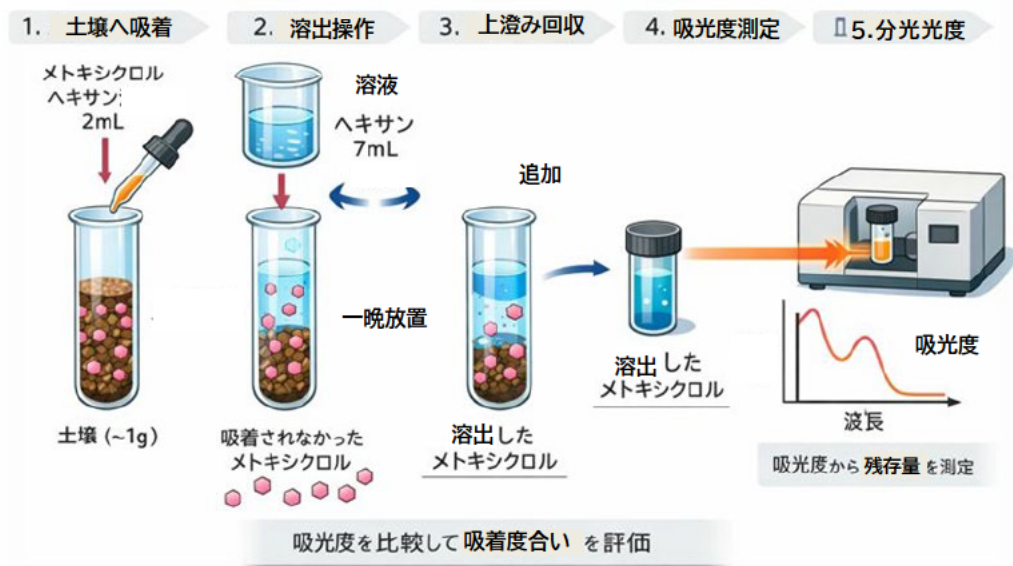


図 3-3 : メトキシクロルの土壌への吸着実験の操作手順

#### 4.3.5 土壌中の微生物解析

##### 解析の概要

土壌中微生物群集構造の解析は、外部解析機関(株式会社生物技研)に委託して実施した。土壌試料からの DNA 抽出、16SrRNA 遺伝子の増幅およびアンプリコンシーケンス解析および機能予測解析の統計解析、多様性解析は外注先で行われた。

本研究では、機能予測解析の結果を基に、メトキシクロルの分解過程である O-脱メチル化、脱塩素化および芳香環開裂に関与すると考えられる代謝機能を抽出した。芳香族化合物の分解に関与する代謝経路を中心に選定し、メトキシクロル分解との関連性について検討した。なお、本解析は系統情報に基づく機能予測である。

## 4.4 結果

### 4.4.1 溶媒の選定についての実験

まず、メトキシクロルの溶媒中での光照射による分解実験に用いる溶媒を検討した。

<溶媒候補1：水>

水にメトキシクロルを 0.1 mg/L になるように溶かした溶液の 190~300 nm における吸光度のグラフを図 4-1 示す。

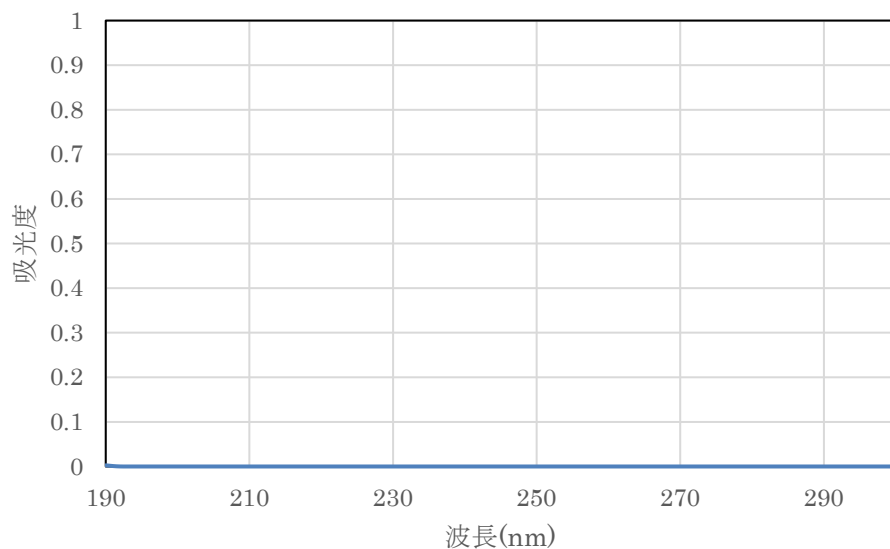


図 4-1：水/メトキシクロル溶液の 190~300 nm における吸光度

図 4-1 の結果から吸光度がほとんど確認されていないことがわかる。このことから、メトキシクロルは水への溶解度が 0.1mg/L とほとんど溶けないため分光光度計ではほとんど吸光度が確認できず、溶媒として適していないと判断した。

<溶媒候補2：n-ヘキサン>

まず、n-ヘキサンにメトキシクロルを 1、10、100 ppm になるように溶かした溶液の 190~300 nm における吸光度を図 4-2 に示す。

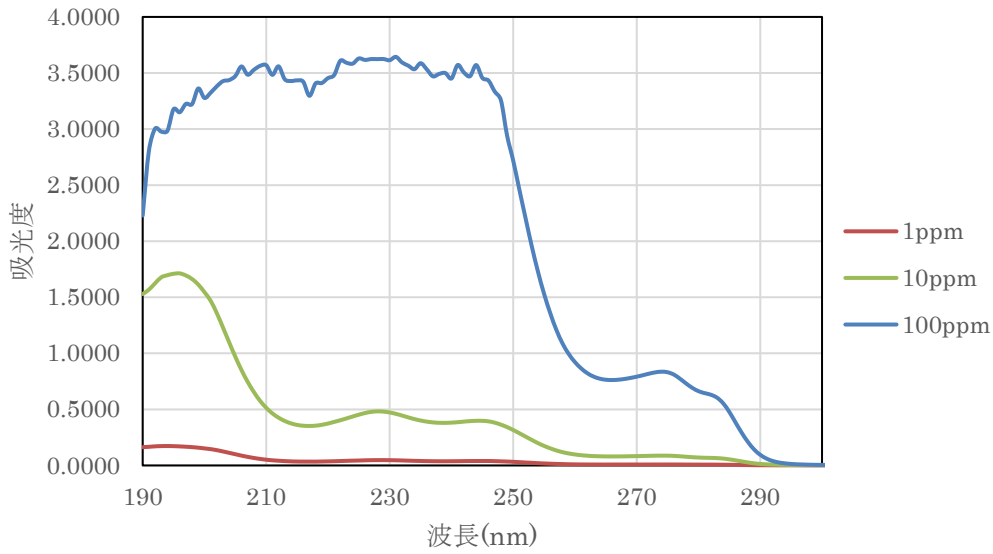


図 4-2 : n-ヘキサン/メトキシクロル溶液の 190~300 nm における吸光度

次に、n-ヘキサンにメトキシクロルを 1、10、100 ppm になるように溶かした時の 228 nm における吸光度を図 4-3 と表 4-1 にまとめた。

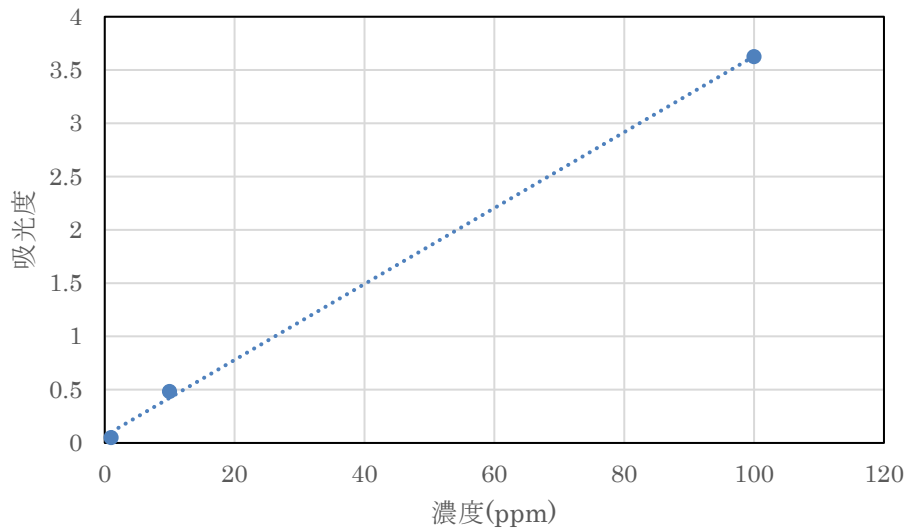


図 4-3 : n-ヘキサン/メトキシクロル溶液の検量線

表 4-1 : n-ヘキサン/メトキシクロル溶液の濃度ごとの 228 nm における吸光度

濃度(ppm)	1	10	100
吸光度	0.04840	0.4823	3.624

本実験において用いた溶媒の妥当性を確認するため、メトキシクロルの濃度と吸光度の関係を検討した。その結果、図 4-3 に示すように、測定した濃度範囲においてメトキシクロルの濃度と吸光度との間には良好な比例関係が認められた。

分光光度法においては、以下のランベルト・ベールの法則に従い、吸光度  $A$  は、溶液中の吸収物質の濃度  $c$  に比例することが知られている。これに関して図 4-3 の結果において濃度と吸光度が直線的な関係を示したことは、測定波長である 228 nm においてメトキシクロルが安定した紫外吸収を示し、かつ溶媒自身や溶媒-溶質間の相互作用による吸光の妨害が生じていないことを示唆している。

#### 【ランベルト・ベールの法則】

$$A = -\log T = -\log(P_0/P) = abc$$

$A$  : 吸光度  $T$  : 透過率  $P_0$  : 入射光の強度  $P$  : 透過光の強度

$a$  : 吸光係数(L/cm/g)  $b$  : 光路長(cm)  $c$  : 試料濃度(g/L)

以上のことから、本実験で用いた溶媒 (n-ヘキサン) は、メトキシクロルの紫外吸収測定において適切であり、吸光度の変化をメトキシクロル濃度の相対的な指標として用いることが可能であると判断した。

#### 4.4.2 分光光度計によるメトキシクロルの光分解実験

メトキシクロルの光照射による吸光度の変化を図 4-4、暗所条件で静置した場合のヘキサン/メトキシクロル溶液の 190~300nm における吸光度の推移を 4-5 にまとめた。

##### UV-C(254 nm)波長によるメトキシクロルの光分解

##### 照射(254 nm)

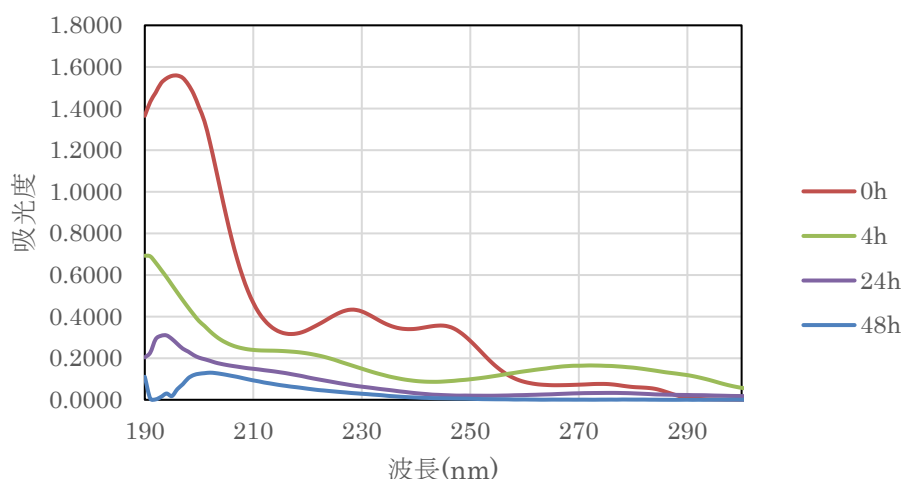


図 4-4 : 254 nm で照射したヘキサン/メトキシクロル溶液の 190~300nm における吸光度の推移

## 暗所

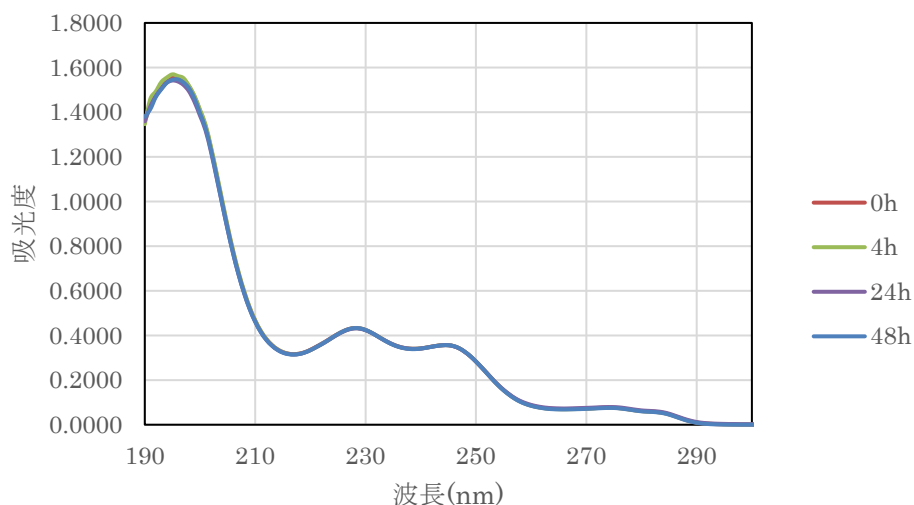


図 4-5 : 暗所条件で静置した場合のヘキサン/メトキシシクロロル溶液の 190~300nm における吸光度の推移

〈メトキシシクロルの吸収波長の選定について〉

芳香族化合物であるベンゼン環は、環を構成する炭素原子の  $sp^2$  混成軌道から形成される  $\pi$  電子が完全に非局在化した構造を有している。この  $\pi$  電子は、紫外光を吸収することで、結合性軌道( $\pi$  軌道)から反結合性軌道( $\pi^*$  軌道)へと励起される。これが、芳香環に特有な  $\pi \rightarrow \pi^*$  遷移であり、単置換ベンゼン類に共通して観測される紫外吸収の起源である。ベンゼン環に置換基が導入されると、その置換基の電子供与性あるいは電子吸引性により、 $\pi$  軌道および  $\pi^*$  軌道のエネルギー準位が変化する。特にメトキシ基のような電子供与性置換基は、芳香環の  $\pi$  電子密度を高め、 $\pi \rightarrow \pi^*$  遷移に必要なエネルギーを低下させる。その結果、無置換ベンゼンと比較して吸収波長が長波長側へシフトし、200-300nm 領域に吸収帯が現れる<sup>20)</sup>。例えば、このような性質を持つメトキシベンゼン(anisole)は試料希釈溶媒中で約 220nm 付近に吸収を持つことが報告されている<sup>21)</sup>。このため、今回の光分解実験におけるメトキシシクロルの吸収波長は分光光度計の測定によりピークとして確認できた 228nm とした。

以上の結果から 228 nm における吸光度の時間経過による変化を図 4-6 と表 4-2 まとめた。

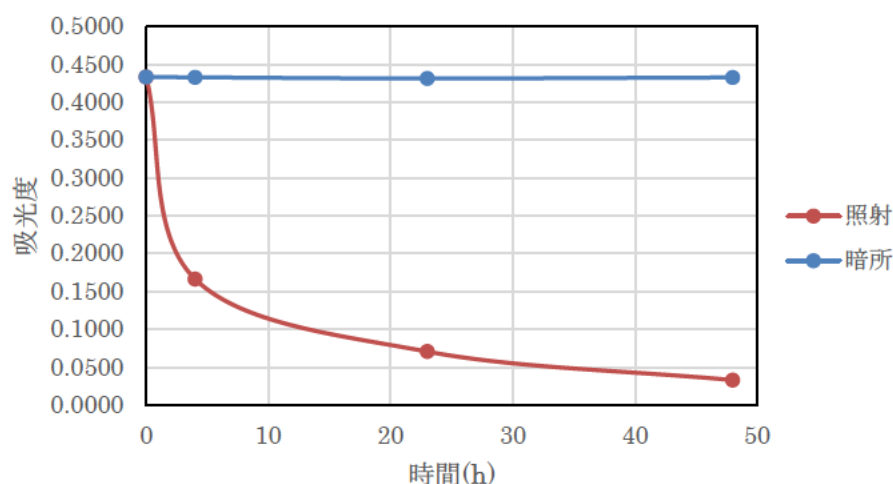


図 4-6 : 254 nm 照射および暗所条件におけるメトキシクロルの 228 nm 吸光度変化

表 4-2 : 照射および暗所サンプルの 228 nm における吸光度

サンプル/時間(h)	0	4	24	48
照射	0.4333	0.1663	0.0705	0.0328
暗所	0.4333	0.4329	0.4314	0.4327

図 4-6 のグラフから 254 nm を照射したサンプルでは 228 nm における吸光度が時間の経過とともに減少していることがわかる。この波長は置換ベンゼン環に由来する  $\pi-\pi^*$  遷移に対応すると考えられることから、UV-C 照射によってメトキシクロルの芳香環構造に由来する電子遷移を示す成分が減少した可能性が示唆される。しかし、図 4-4 の 190~300nm における吸光度のグラフから UV-C 照射後に新たに観測された吸収ピークは、メトキシクロルの光分解に伴う二次生成物の形成を反映している可能性がある。ただし、本研究では吸光度変化に基づく相対評価を行っており、生成物の化学種を特定するには至っていない。生成物の同定には、今後、質量分析等による詳細な解析が必要である。

次に、UV-A(365 nm)波長によるメトキシクロルの光分解実験結果について、図 4-7、4-8 に示す。

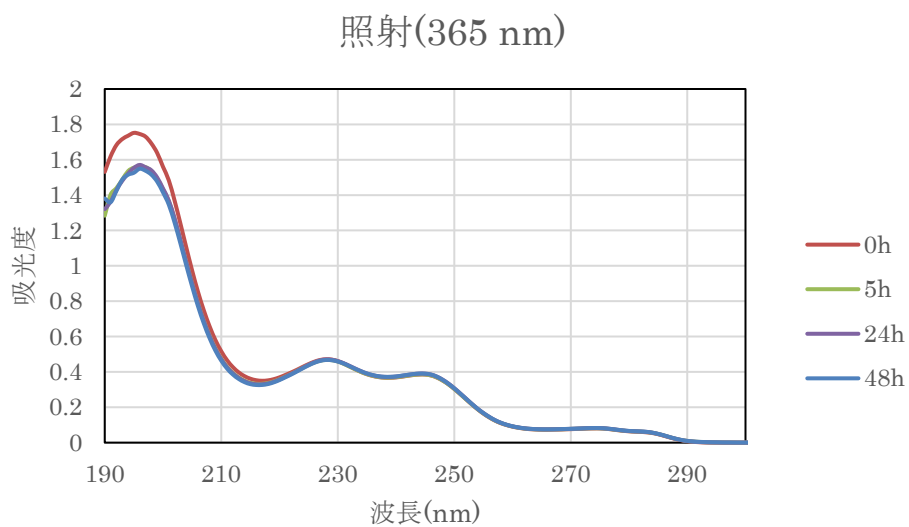


図 4-7 : 365 nm で照射したヘキサン/メトキシクロル溶液の吸光度の推移

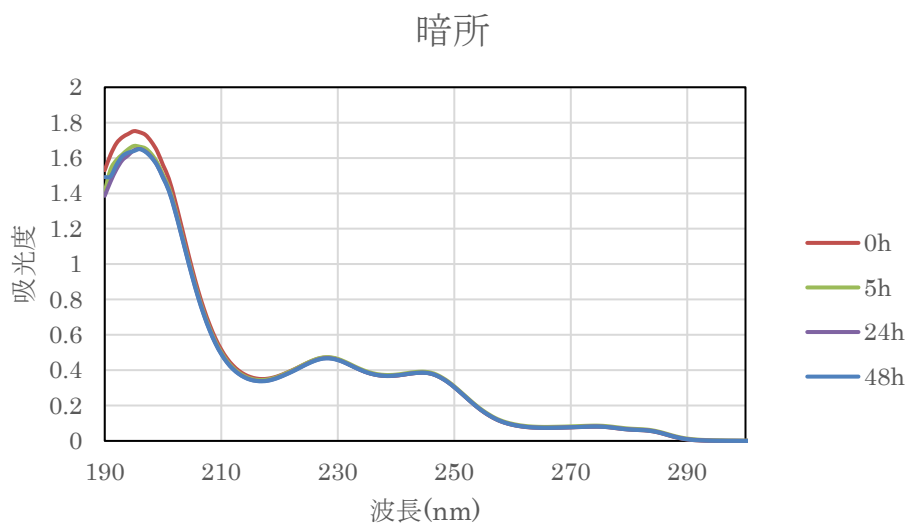


図 4-8 : 暗所条件で静置した場合のヘキサン/メトキシクロル溶液の吸光度の推移

以上の結果から 228 nm における吸光度の時間経過による変化をと表に図 4-9 と表 4-3 まとめた。

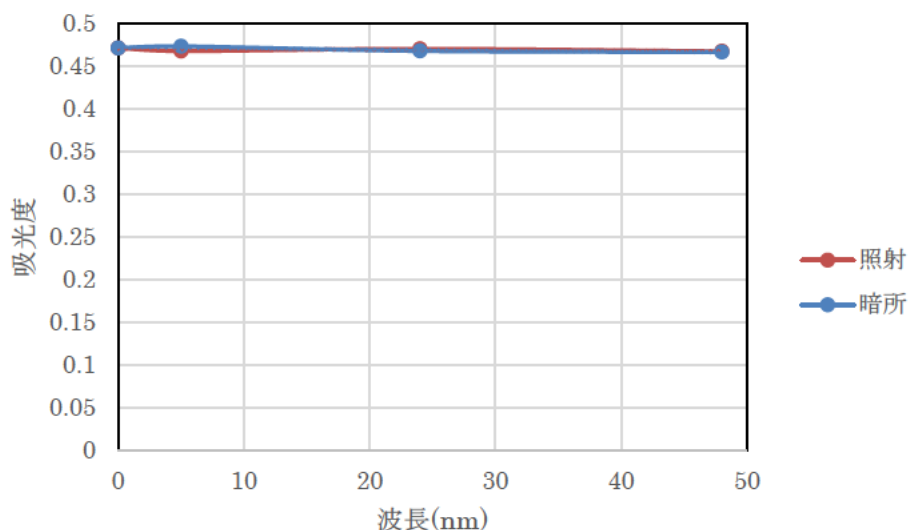


図 4-9 : 365 nm 照射および暗所条件におけるメトキシクロルの 228 nm 吸光度変化

表 4-3 : 照射および暗所サンプルの 228 nm における吸光度

サンプル/時間(h)	0	5	24	48
照射	0.4715	0.4679	0.4705	0.4676
暗所	0.4715	0.4735	0.4680	0.4667

図 4-9 のグラフから、365 nm を照射したサンプルは暗所条件下のサンプルと比較してほとんど吸光度の変化がないことがわかる。このことから UV-A(365 nm)波長は、48 時間という条件下では、メトキシクロルの構造変化にほとんど関係していないと考えられる。

次に以下の反応速度式から UV-A と UV-C のそれぞれの反応速度を求めた。

$$\ln A(t) = \ln a - bt$$

a : 高さ b : 傾き

・ UV-C

傾き :  $t_0=0, A_0=0.4333$

$t_{48}=48, A_{48}=0.0328$

$$b = \frac{\ln A_0 - \ln A_{48}}{t_{48} - t_0}$$

$$= \frac{\ln(0.4333) - \ln(0.0328)}{48}$$

$$= \frac{-0.836 - (-3.417)}{48}$$

$$= 5.38 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$$

以上より反応速度式は

$$A(t) = 0.4333e^{-0.0538t}$$

・ UV-A

傾き :  $t_0=0, A_0=0.4715$

$t_{48}=48, A_{48}=0.4676$

$$b = \frac{\ln A_0 - \ln A_{48}}{t_{48} - t_0}$$

$$\frac{\ln(0.4715) - \ln(0.4676)}{48}$$

$$\frac{-0.752 - (-0.760)}{48}$$

$$= 1.7 \times 10^{-4} \text{h}^{-1}$$

以上より反応速度式は

$$A(t) = 0.4715e^{-0.00017t}$$

UV-C および UV-A の反応速度式から 1 年後におけるメトキシクロルの吸光度の推移を図 4-10 にまとめた。

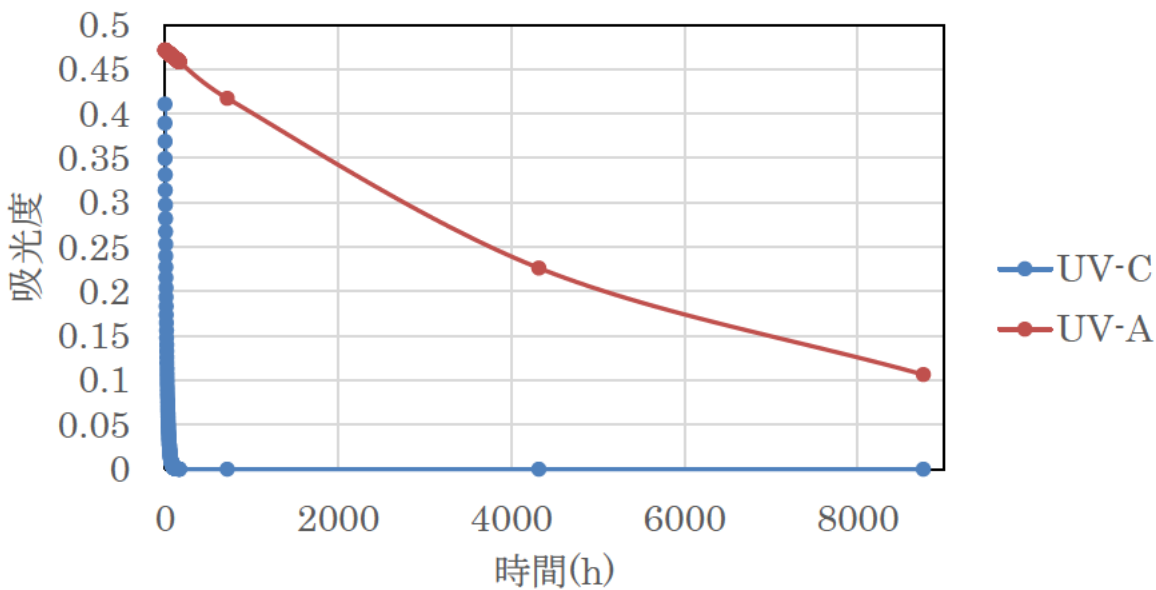


図 4-10 : メトキシクロルの吸光度変化の予測

図 4-10 について、UV-C 照射条件下ではメトキシクロルの吸光度が急激に低下し、ほとんど 0 に近い状態であることが分かる。一方、UV-A 照射条件下においても照射開始から 1 年後には初期の吸光度のおよそ 1/5 程度まで減少していた。しかし、UV-A 照射実験の結果を示した表 4-3 より、4 回の測定において測定値に上下の変動がみられた。このことから、吸光度が安定していなかった可能性が考えられ、今後の課題としてこの変動の精査が挙げられる。

#### 4.4.3 分光光度計による土壌への吸着実験

表 4-4 に各土壌の含水率および乾燥重量 1.0 g に相当する土壌の質重量を示す。

表 4-4 : 各土壌の含水率と量り取るべき土壌の推定値および実測値

土壌	含水率(%)	乾燥重量 1.0 g に相当する土壌の質重量(g)	実際に量り取った土壌の質重量(g)
Meguma-podzol	22.7	1.2274	1.2276
Wakkanai-onuma	48.0	1.4804	1.4810
Masuhō-river	10.1	1.1010	1.1015
Vallda	27.6	1.2758	1.2755
Stockholm-park	14.5	1.1453	1.1453
Baltic-Sea	11.8	1.1176	1.1172
Kungabacka	0.1	1.0008	1.0083
Snacke-Strand	0.5	1.0045	1.0046
Vattern-forest	3.0	1.0296	1.0294
Vattern-lake	0.8	1.0077	1.0077

以上の土壌に対するメトキシクロルの吸着実験の結果を示す。

まず、190~400 nm における各試料の吸光度のグラフを図 4-11 にまとめた。

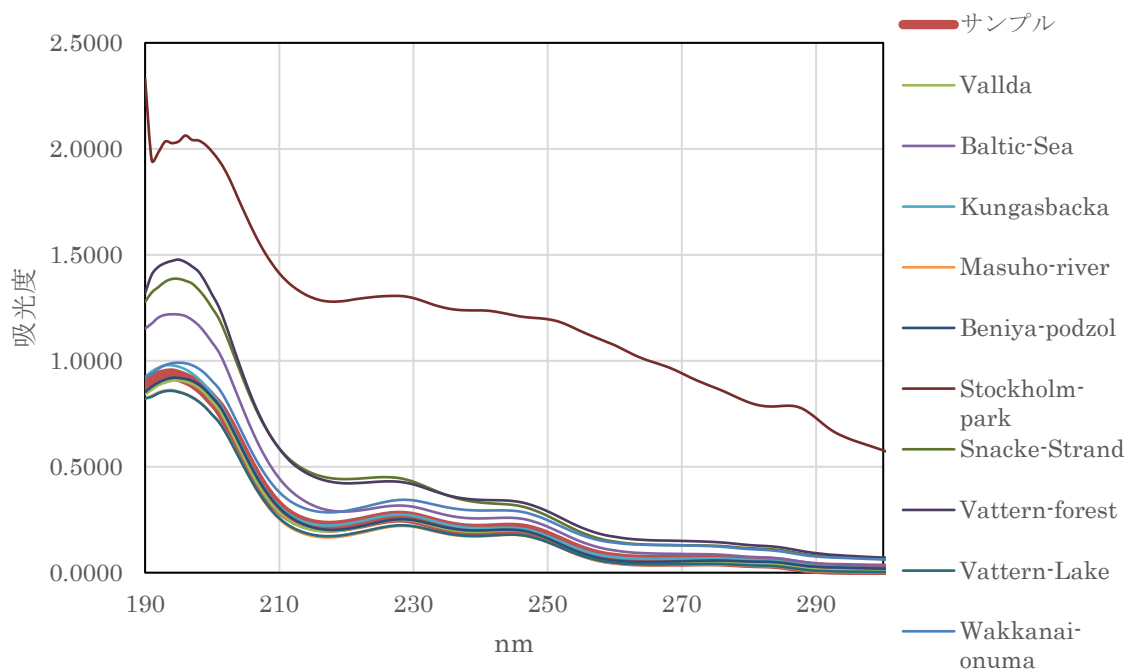


図 4-11 : 190~400 nm における各試料の吸光度

ここで、サンプルとは、20 ppm の濃度になるようにメトキシクロルをとかしたヘキサン溶液 2 mL を 7 mL のヘキサンに混ぜたものであり、そのほかの試料は土壌に 20 ppm の濃度になるようにメトキシクロルをとかしたヘキサン溶液 2 mL を入れ土壌に吸着させたものに、7 mL のヘキサンを入れ浸透させたも

のである。

図 4-11 のグラフから、Stockholm-park 以外の土壌試料の吸光度の変化は土壌を含まないサンプル試料と同じようなグラフの形となっていることがわかる。しかし、土壌を含まないサンプルよりも Wakkanai-onuma、Stockholm、Baltic-Sea、Kungasbacka、Snacke-Strand、Vattern -Forest の土壌サンプルにおいて土壌無サンプルよりも高い吸光度を示していることがわかる。

次に、光分解実験と同様にメトキシクロルの吸収波長を 228 nm と仮定して、この波長におけるそれぞれの試料の吸光度を比較したグラフを作成した。

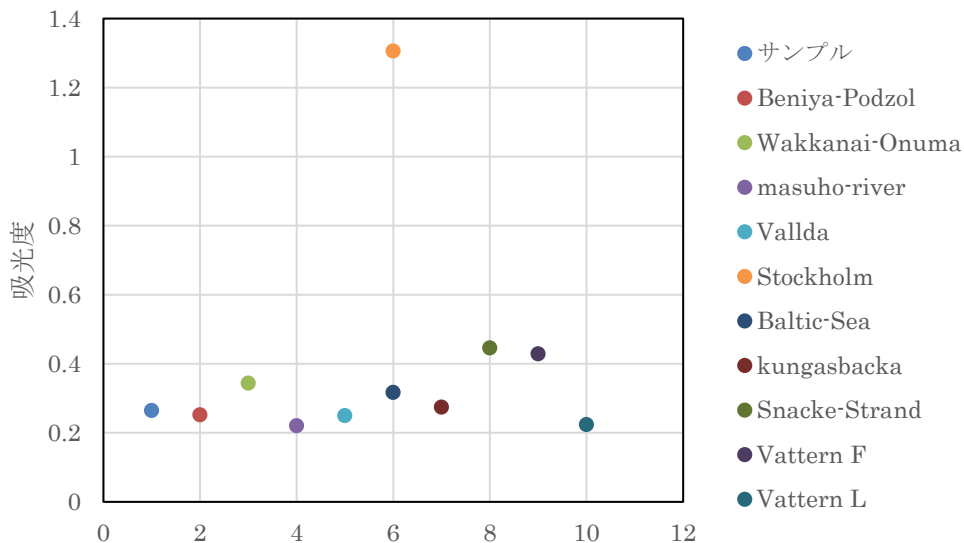


図 4-12 : 228 nm における各試料の吸光度

図 4-12 のグラフからも、土壌なしサンプルに比べて、Wakkanai-onuma、Stockholm、Baltic-Sea、Kungasbacka、Snacke-Strand、Vattern -Forest の土壌ありサンプルの方が 228 nm における吸光度が高いことがわかる。

表 4-5 に 228nm における各サンプルの吸光度を示す。

表 4-5 : 228nm における吸光度のまとめ

	吸光度		吸光度
サンプル	0.2643	Baltic-Sea	0.3168
Beniya-podzol	0.2520	Kungasbacka	0.2742
Wakkanai-onuma	0.3435	Snacke-Strand	0.4456
Masuho-river	0.2203	Vattern -Forest	0.4285
Vallda	0.2494	Vattern-Lake	0.2237
Stockholm	1.3057		

#### 4.4.4 土壌中の微生物解析

図 4-13 に北海道とスウェーデンの土壌中の代謝経路の比較を示す。

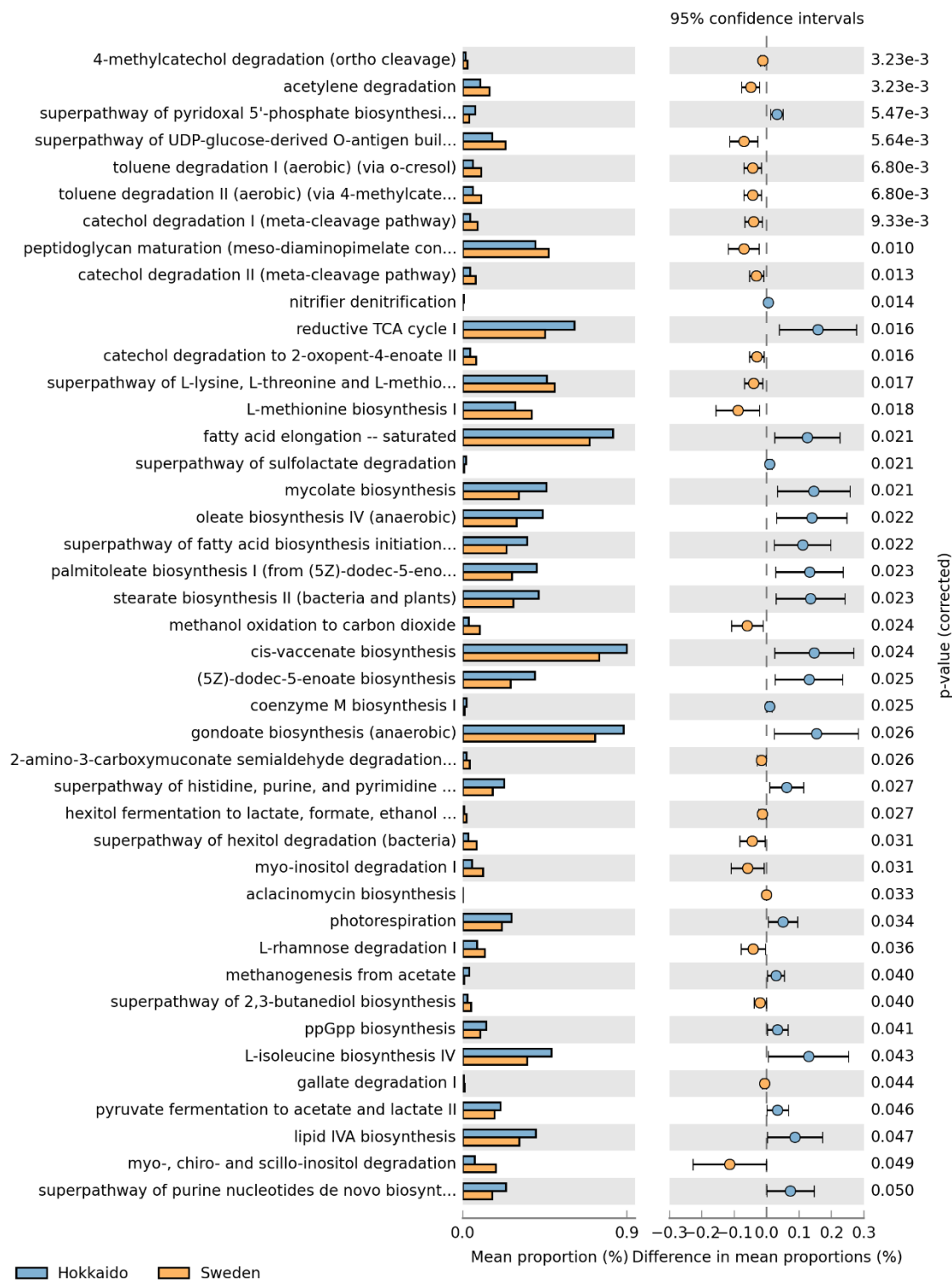


図 4-13 : 北海道とスウェーデンの土壌中の代謝経路の比較

図 4-13 はアンプリコンシーケンス解析から各土微中に存在する生物の北海道とスウェーデンにおける有意差のあった機能を図示した棒グラフである。青の棒グラフ北海道、黄色の棒グラフがスウェーデン

を表すものであり、それぞれの代謝経路の平均存在割合を示している。また、右側には両地域間における平均存在割合の差とその95%信頼区間を示している。右端に示したp値は多重検定補正後の値であり、統計的有意性の指標として用いた。

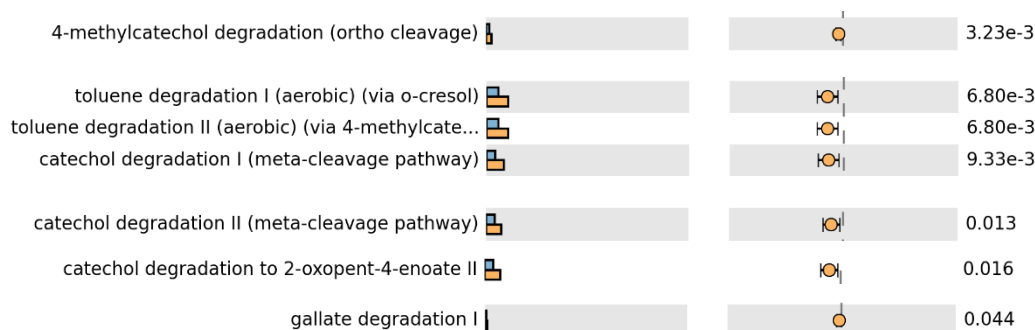


図 4-14：メトキシクロルの分解に関与する可能性がある代謝経路

メトキシクロルの土壌中における分解は、O-脱メチル化、続く酸化的脱塩素化、さらに芳香環開裂といった一連の反応を経て進行することが知られている。これを踏まえ、本研究では図 4-13 に示した解析結果のもと、O-脱メチル化、脱塩素化および芳香環開裂に関与すると考えられる代謝経路を抽出し、その結果を図 4-14 に示した。また、図 4-14 に示したメトキシクロルの分解に関与する可能性のある代謝経路については以下にまとめた。

- catechol degradation (I・II、ortho / meta)

土壌や淡水環境に広く分布し、特に植物由来のリグニン分解産物やフェノール性化合物が存在する森林土壌、農耕地土壌、堆積物などに多く生息する。好気条件下で芳香族化合物を炭素源として利用する微生物に一般的な代謝経路であり、環境中での芳香族化合物の一次分解に重要な役割を担っている。

- 4-methylcatechol degradation

4-methylcatechol はトルエンやキシレンなどのメチル置換芳香族化合物の分解中間体であることから、この経路をもつ微生物は、石油系炭化水素や工業由来有機物で汚染された土壌や地下水に多く見られる。特に、工業地域周辺の土壌やバイオレメディエーション対象地において検出されることが多い。

- catechol degradation to 2-oxopent-4-enoate

この経路は、メタ開裂経路の下流代謝に相当し、芳香族環が開裂した後、脂肪族化合物へと変換される段階である。この経路を有する微生物は、好氣的な土壌、河川水、湖沼水などに生息し、芳香族化合物を最終的にエネルギー源として利用できる微生物群に特徴的である。自然環境中での芳香族炭素の無機化（鉱化）に寄与している。

- gallate degradation

ガレート(没食子酸)は植物のタンニン成分に由来するため、この経路を有する微生物は、森林土壌、腐植質に富む土壌、落葉堆積物など、植物由来有機物が豊富な環境に多く生息している。また、堆肥や湿潤土壌からも検出されることがあり、天然のポリフェノール類の分解に関与する微生物群であると考えられる。

- toluene degradation I

この経路をもつ微生物は、好気条件下でトルエンを分解できる微生物であり、石油汚染土壌、工場周辺土壌、地下水などから多く検出される。環境中に放出された揮発性芳香族炭化水素(BTEX)の除去に関与し、人為起源汚染物質の分解に特化した微生物が多い。

- toluene degradation II

初発酸化機構をとる経路であり、酸素濃度が低い環境や、条件変動の大きい土壌・堆積物でも機能する場合がある。この経路を有する微生物は、地下水帯、河川底質、嫌気～微好気環境などにも適応しており、汚染環境における芳香族化合物の持続的分解に寄与している。

## 4.5 考察

### 4.5.1 メトキシクロルの光分解

本研究ではメトキシクロルの光分解による構造の変化を、分光光度計を用いて簡易的に評価することを目的とし、メトキシクロルを溶かした n-ヘキサン溶液に対して UV-A および UV-C 波長を照射し、時間点ごとに溶液の吸光度を測定した。測定波長についてはメトキシクロルの分子構造に由来する吸収波長として過度に吸光度が高くない、かつ各測定時にピークとして確認できた 228 nm を測定波長に設定し、光照射による吸光度変化を指標として光分解挙動を評価した。

その結果、図 4-6 のグラフからわかるように UV-C を照射した試料では時間経過とともに吸光度に減少が確認され、メトキシクロルの分子構造が変化した可能性が示唆された。一方、図 4-9 のグラフから UV-A 波長を照射した試料では、照射時間の経過に伴う吸光度の明確な変化は認められなかった。このことから、UV-A 領域の紫外強度では、少なくとも今回の短時間の実験条件下においては、メトキシクロルの分子構造に変化を与えるほどの光分解は進行しなかったと考えられる。

以上の結果より、メトキシクロルは比較的高エネルギーの紫外線(UV-C)に対しては構造変化を受けやすい一方で、太陽光に含まれる UV-A 領域の光では分解が進行しにくい可能性が示唆された。このことは、自然環境中におけるメトキシクロルの光分解が限定的であることを示す一因であると考えられる。なお、自然環境中ではオゾン層によって UV-C は地表に到達せず、水環境や土壌では光強度はさらに低下する。そのため本研究で観測された UV-C による変化は、自然条件下における挙動を直接は反映するものではないことに留意する必要がある。しかし、UV-C は自然環境下では地表に到達しない紫外線ではあるが、芳香族構造および C-Cl 結合を有するメトキシクロルが高エネルギー紫外線に対して分解感受性を示すことを明らかにした点は、本物質が光化学的に完全に不活性ではないことを示す新たな知見である。本物質の濃集が懸念される極地では、太陽高度が低い時期を除き、日長の影響によりより集積される光エネルギーフラックスが相対的に大きくなる場合がある。

本研究では、分光光度計を用いて吸光度変化を指標とする簡易的な手法により、メトキシクロルの光照射条件による相対的な挙動を評価した。本手法は、分解生成物の同定や正確な残存量の定量を行うものではないものの、測定操作が比較的簡便であり、光条件の違いによるメトキシクロルの構造変化の有無や傾向を把握できる点において、基礎的な評価手法として一定の意義を有すると考えられる。一方で、吸光度の低下は必ずしもメトキシクロルの完全な分解を意味するものではなく、分子構造の一部が変化した場合にも生じうる。そのため今後は GC-MS などの分析手法を用いて行い、実際にどのくらいメトキシクロル自体が減少しているのかを明らか必要がある。これにより、メトキシクロルの光分解をより詳細かつ定量的に評価することが可能になると考えられる。この際メトキシクロルの土壌への強い吸着性についても考慮する必要がある。先行して実施した GC-MS 分析では、メトキシクロルが土壌へ強く吸着した結果、抽出率が約 10%程度にとどまったことから、土壌からの回収効率が分析結果に大きく影響する可能性が示唆された。今後は、抽出溶媒や抽出条件の検討、内部標準物質の導入、あるいは吸着を考慮した前処理手法の改良を行うことで、土壌中および溶液中のメトキシクロルおよび分解生成物をより正確に評価する必要があると考えられる。

#### 4.5.2 メトキシクロルの土壌への吸着

本研究では、メトキシクロルの土壌への吸着挙動を、分光光度計を用いて簡易的に評価することを目的とし、n-ヘキサン中に溶解したメトキシクロルを各土壌試料に吸着させた後、n-ヘキサンに溶出させ、その上澄み液の吸光度を測定した。測定波長は、光分解実験と同様の理由から 228 nm を採用した。

まず、図 4-11 のグラフから、190~300 nm の範囲で取得した吸収スペクトルを比較したところ、各土壌試料の上澄み液はいずれも土壌無しのサンプル溶液と類似したスペクトルの形状を示した。具体的には 200 nm 付近に強い吸収を示し、さらに 230 nm 付近で弱い吸収が見られた。また、250 nm 以降では吸光度が急激に低下するという特徴が共通して観測された。このことから、測定波長域において吸光度に対して主に影響を与えた成分はメトキシクロルであったと考えられる。

一方で、図 4-12 の 228 nm における吸光度を試料ごとに比較した結果、土壌を添加していないサンプルが最大の吸光度を示すと予想していたが、Wakkanai-onuma、Stockholm、Baltic-Sea、Kungasbacka、Snacke-Strand、Vattern-Forest ではそれを上回る値が観測された。この要因として、土壌中のフミン酸やフルボ酸のような 200~300 nm に吸収波長をもつ有機物やフェノール性化合物などの疎水成分が n-ヘキサン中に微量に溶出した可能性が考えられる。また、実験操作中の溶媒蒸発による影響も考えられる。土壌試料では、吸着させる時間や振とうなどの操作時間が長くなるため n-ヘキサンがわずかに蒸発し、その結果として溶液中のメトキシクロル濃度が見かけ上高くなった可能性がある。これも本実験における誤差の要因と考えられる。

以上のことから、本研究で得られた吸光度は、メトキシクロルのみの濃度を厳密に反映した値ではなく、土壌由来成分や操作条件の影響を含んだ結果であると考えられる。このため、土壌ごとの有機物量が異なる以上、吸光度からメトキシクロル量を相対的に比較することは難しいと判断した。

今後、より定量的な評価を行うためには、土壌由来有機物の影響を補正するためのブランク測定（土壌+溶媒）や、GC-MS 等の分析手法を併用することが有効であると考えられる。

#### 4.5.3 メトキシクロルの土壌微生物による分解の可能性

本研究で対象としたメトキシクロルは、メトキシ基および塩素置換基を有する芳香族農薬であり、その分解には脱メチル化、脱塩素化、ならびに芳香環開裂といった複数段階の反応が必要である。本解析により、カテコール分解を中心とした芳香環開裂経路を有する微生物の存在が確認されたことから、メトキシクロル分解過程のうち、芳香環開裂以降の反応を担う微生物が環境中に存在することが示唆された。

一方で、メトキシクロルの分解において初期段階で重要とされる脱メチル化および脱塩素化に直接関与することを示す微生物や分解経路は、本解析結果からは確認されなかった。このことから、本研究で検出された微生物群のみをもって、本研究で用いた土壌中におけるメトキシクロルの完全な微生物分解が成立するかどうかを判断することはできない。脱塩素化や芳香環開裂についてはは光分解での主経路である。さらに土壌微生物によっても芳香環開裂を行う代謝機構が明らかになっていることから、土壌中及び光分解がメトキシクロルの分解段階の中・後期を担う可能性が示唆されている。したがって、完全分解機構を明らかにするためには、今後、O 脱メチル化を行う個別微生物を用いた分解によ

る検証を行うことでメトキシクロルの完全分解の判断につながると考えられる。本解析結果は、メトキシクロルが実際に分解できるかを示すものではなく、芳香環開裂する能力を持つ微生物が土壌中に存在する可能性を示したものである。

さらに、芳香環開裂に関与すると示唆された微生物は、北海道の土壌と比較してスウェーデンの土壌の検体において多く検出された。この地域差が生じた原因については、森林土壌や低温・低栄養条件に適応した微生物が多く関与することから、北欧を含む寒冷地域の土壌環境においても広く存在すると考えられる。特に北欧森林土壌ではリグニン由来フェノールが多いため、catechol系微生物が多く生息していることや、catechol degradation to 2-oxopent-4-enoate と gallate degradation に関しては低温に強いとされていることから、以上のような結果になったと考えられる。

## 4.6 結論

本研究では、新規 POPs として追加された農薬であるメトキシクロルを対象として、光分解、土壌への吸着、ならびに土壌微生物による分解の可能性について、分光光度計を用いた簡易的な手法および微生物機能解析により基礎的な検討を行った。

光分解実験の結果、UV-C を照射した条件では時間経過に伴う吸光度の低下がかくにくまれ、メトキシクロルの分子構造に変化が生じた可能性が示唆された。一方、UV-A 照射条件では明確な吸光度変化は認められず、本実験条件下では太陽光に含まれる UV-A 領域の光によるメトキシクロルの分解は進行しにくいと考えられた。これらの結果から、メトキシクロルは高エネルギー紫外線に対しては構造変化を受けやすい一方で、自然環境中における光分解は限定的である可能性が示されたが、メトキシクロルが高エネルギー紫外線に対して分解感受性を示すことを明らかにした点は、本物質が光化学的に完全に不活性ではないことを示す新たな知見である。本研究で得られた知見は、極地の光環境条件が本物質の光反応に関与し得る可能性を示すとともに、その分解挙動の理解に資する。

土壌へのメトキシクロルの吸着実験では、各土壌試料の上澄み液における吸収スペクトル形状は、土壌無試料とほとんど類似しており、測定波長域において主にメトキシクロルが吸光度に寄与していることが示唆された。一方で、特定の波長において一部の土壌試料では土壌無試料よりも高い吸光度が観測され、土壌由来有機物の溶出や溶媒蒸発といった捜査上の影響が結果に含まれている可能性が示唆された。このことから、本手法によって得られた吸光度を用いて、土壌ごとのメトキシクロルの吸着量を相対的に比較することは困難であると判断された。

さらに、土壌微生物解析の結果、芳香環開裂に関与する機能を有する微生物が土壌中に存在することが確認され、メトキシクロル分解過程の一部を担う可能性が示唆された。本研究で芳香環開裂に関与する微生物が確認されたことは、メトキシクロルの分解過程の後半段階が自然環境中で進行し得ることを示す結果である。また、芳香環開裂に関与するとされた微生物機能は、北海道の土壌と比較してスウェーデンの土壌で多く検出され、地域差が存在する可能性が示された。

以上より、本研究で用いた簡易的な手法は、メトキシクロルの光分解や土壌条件による相対的な挙動や、分解に関与する可能性のある微生物機能の存在を把握するうえで、基礎的な情報を与えるものであり、今後の環境リスク評価や挙動解明に向けた基礎的知見の提供に寄与したと考えられる。

今後は、GC-MS などの分析手法を併用した分解生成物の同定および定量、ならびにメトキシクロルを基質とした微生物分解実験を行うことで、メトキシクロルの環境中における分解挙動をより詳細かつ定量的に明らかにする必要があると考えられる。

本研究はメトキシクロルのような POPs は長距離移動性により北欧などの極域に沈着していると考えられているが、低温に強い微生物の存在や、高エネルギー紫外線に対して分解感受性を示したことから、極域においても自然環境下で分解される可能性を示した。

夏の POPs の一般的な輸送によって引き起こされるより高い空気-土壌濃度勾配が生じることが知られているが、北極圏スバルバル諸島のニーオルスン基地でも二酸化炭素が、近年の変動として 2024 年で急激に上昇し、ストックホルム条約が発効されてから過去 20 年間に於いて、温度の継続的な上昇が確認され、コールドトラップからの再揮発が起きやすい状況であることが分かった。地球温暖化が進んだ場合は、北欧が北海道に近似した環境になる可能性もあり、その際、POPs 分解可能性が低下する可能性があることも示唆される。

## 参考文献

- 1) 環境省. (2025). 保健・化学物質対策. POPs(Persistent Organic Pollutants:残留性有機汚染物質).  
<https://www.env.go.jp/chemi/pops/>
- 2) 経済産業省. (2025). POPs 条約「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約」(POPs 条約)の概要  
[https://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/int/pops.html](https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/int/pops.html)
- 3) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US). Toxicological Profile for Methoxychlor. (2002)  
[https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK599421/?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK599421/?utm_source=chatgpt.com)
- 4) Natalia Bourguignon, María S. Fuentes, Claudia S. Benimeli, Sergio A. Cuzzo, María J. Amoroso. “Aerobic removal of methoxychlor by a native *Streptomyces* strain: Identification of intermediate metabolites.”. International Biodeterioration & Biodegradation. Vol.96. Elsevier. 2014. pp80-86  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830514002868>
- 5) Koji Satsuma, Minoru Masuda, and Kiyoshi Sato. “A Role of Bradyrhizobium elkanii and Closely Related Strains in the Degradation of Methoxychlor in Soil and Surface Water Environments”. Biosci. Biotechnol. Biochem., Vol77. 2013. pp2222-2227  
<https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.1271/bbb.130439?needAccess=true>
- 6) S Fogel, R L Lancione, A E Sewall. “Enhanced biodegradation of methoxychlor in soil under sequential environmental conditions.”. National Library of Medicine. 1982. pp113-120  
[https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC241977/?utm\\_source=chatgpt.com](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC241977/?utm_source=chatgpt.com)
- 7) Koji Satsuma, Minoru Masuda. “Reductive Dechlorination of Methoxychlor by Bacterial Species of Environmental Origin: Evidence for Primary Biodegradation of Methoxychlor in Submerged Environments.” Journal of Agricultural and Food Chemistry. 2012  
[https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/jf2048614?casa\\_token=UWMM3oVZb9MAAAAA%3AJnIYrfbbvftdvhmIKZfl0ZabYAtMYBAPsPCwBvNdDwjOOswF7OWMn7fFMLr0bRdciVuiZuw3Z9DB\\_wzQ](https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/jf2048614?casa_token=UWMM3oVZb9MAAAAA%3AJnIYrfbbvftdvhmIKZfl0ZabYAtMYBAPsPCwBvNdDwjOOswF7OWMn7fFMLr0bRdciVuiZuw3Z9DB_wzQ)
- 8) Richard G. Zepp, N. Lee Wolfe, John A. Gordon, and Robert C. Fincher”Light-Induced Transformations of Methoxychlor in Aquatic Systems” J. Agric. Food Chem., Vol.24, No. 4, 1976  
[https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/jf60206a020?casa\\_token=qNckd930Rw4AAAAA:dZUkZhZco8e3PRXEvYM089UxFgMZ9KUxAW43LH\\_R-ZF8lRvEpNyiXr5lhjGy1Y0yZ3ayKfs8\\_0Qt50](https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/jf60206a020?casa_token=qNckd930Rw4AAAAA:dZUkZhZco8e3PRXEvYM089UxFgMZ9KUxAW43LH_R-ZF8lRvEpNyiXr5lhjGy1Y0yZ3ayKfs8_0Qt50)
- 9) Wolfe, NL; Zepp, RG; Paris, DF; Baughman, GL; Hollis, RC. “Methoxychlor and DDT degradation in water: rates and products” EPA. 1977  
<https://hero.epa.gov/reference/1740215/>
- 10) “Photocatalytic degradation of lindane, *p,p'*-DDT and methoxychlor in an aqueous environment” Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry. Vol 135. 2000. pp213-220.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S101060300002963?via%3Dihub>
- 11) Nazar Iqbal, iaocui Huang, Khalid Mohamedali Hamid, Hongming Yuan, Irum Batool, and Yuxiang Yang. “Efficient Visible-Light-Driven Photocatalysis of BiVO<sub>4</sub>@Diatomite for Degradation of Methoxychlor” MDPI. 2025.  
[https://www.mdpi.com/2073-4344/15/7/672?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2073-4344/15/7/672?utm_source=chatgpt.com)

- 12) Raquel Carvalho, Paula Guedes, Eduardo P Mateus, Vera Silva, Pavlos Tyroslogou, Nikolaos Koukouzas, Alexandra B Ribeiro, Nazare Couto. “Soil contamination in Europe unveiled: A review of pesticides and metabolites to watch” National Library of Medicine. 2025.  
<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/41311520/>
- 13) Tanita Pescatore, Jasmin Rauseo, Francesca Spataro, Nicoletta Calace, Luisa Patrolecco. “Persistent organic pollutants (POPs) in marine sediments of the Arctic fjord Kongsfjorden, Svalbard Islands” Marine Pollution Bulletin 211. 2025  
[https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X24013845?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X24013845?utm_source=chatgpt.com)
- 14) Pia Anttila, Eva Brorstrom-Lunden, Katarina Hansson, Hannele Hakola, Mika Vestenius. “Assessment of the spatial and temporal distribution of persistent organic pollutants (POPs) in the Nordic atmosphere” Atmospheric Environment. 2016.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231016303910>
- 15) 経済産業省. (2025). エッセンシャルユースについて. エッセンシャルユースと取扱上の技術基準について.  
[https://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kasinhou/about/class1specified\\_kijun.html](https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/about/class1specified_kijun.html)
- 16) 農林水産省.(2010). 販売禁止農薬について. 3.条約の概要  
<https://www.maff.go.jp/j/council/sizai/nouyaku/12/attach/pdf/index-9.pdf>
- 17) SHIMADZU. 分光光度計の構造. 分光光度計の測定原理  
<https://www.an.shimadzu.co.jp/service-support/technical-support/analysis-basics/uv/fundamentals/uvtalk2-basic/index.html#1>
- 18) 株式会社 生物技研. (2025). アンプリコンシーケンス解析  
[https://gikenbio.com/dnaanalysis/ngs/amplicon/?utm\\_source=chatgpt.com](https://gikenbio.com/dnaanalysis/ngs/amplicon/?utm_source=chatgpt.com)
- 19) 環境省. (2025). 土壌環境基準 付表.  
<https://www.env.go.jp/kijun/dt1-1.html>
- 20) Dr. Kalyan Kumar Mandal. ULTRAVIOLET SPECTROSCOPY  
[https://www.spcmc.ac.in/uploads/1715875458\\_PPT-6PART-5UV.pdf?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.spcmc.ac.in/uploads/1715875458_PPT-6PART-5UV.pdf?utm_source=chatgpt.com)
- 21) PhotochemCAD anisole. (2017)  
[https://www.photochemcad.com/databases/common-compounds/aromatic-hydrocarbons/anisole?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.photochemcad.com/databases/common-compounds/aromatic-hydrocarbons/anisole?utm_source=chatgpt.com)

## 5章 重金属の化学種変化の評価

### 5.1 背景

近年、化学物質管理の国際的枠組みとして「化学物質に関するグローバル枠組み (Global Framework on Chemicals: GFC)」が策定され、化学物質および廃棄物の有害な影響から人の健康と環境を保護することが世界的目標として掲げられている。この枠組みは、POPsのような難分解性有機汚染物質のみならず、金属類を含む広範な化学物質を対象としており、物質の総量だけでなく、毒性や暴露形態を考慮した評価の重要性が強調されている。

本研究では、これまで検討してきたレガシーPOPsの輸送・沈着・再放出過程の評価に加え、同様に長距離輸送性と健康影響の懸念を有する重金属に着目した。POPsと重金属は物質特性こそ異なるものの、いずれも大気を介した越境輸送により遠隔地へ影響を及ぼす可能性がある点で共通している。また、排出削減後も環境中に残存し得るという観点から、グローバルな管理対象物質として位置づけられている。

対象元素としてマンガン (Mn) を選定した。Mnは必須元素である一方で、過剰暴露により神経毒性を示すことが知られている。また、Mnは価数 (酸化状態) によって溶解性や生体利用性、毒性が変化するという特徴を持つ。したがって、総Mn濃度のみならず、化学種 (speciation) の評価が不可欠である。大気中では燃焼過程、工業活動、土壌粒子の再飛散など多様な発生源が存在し、粒子中のMnは異なる酸化状態や鉱物相として存在する可能性がある。

本研究では、大気中で長距離移動性を有すると考えられる上空大気の微小粒子に着目した。地表付近の粗大粒子は重力沈降や局地的発生源の影響を受けやすいのに対し、粒径1  $\mu\text{m}$  前後の微小粒子は滞留時間が長く、広域輸送されやすい特性を持つ。そのため、越境輸送や広域的な暴露評価を行う上では、微小粒径粒子に含まれる金属の化学状態を把握することが重要となる。

このように、本研究における重金属評価は、POPs研究とは異なる物質群を対象としながらも、「長距離輸送」「越境影響」「条約後の管理」「毒性発現の形態依存性」といった共通の問題意識のもとに位置づけられるものである。POPsでは有機化合物の輸送・残存挙動を解析したのに対し、本章では金属の化学種に着目することで、物質の形態が毒性や環境リスク評価にどのように影響するかを明らかにすることを目的とする。

すなわち、MnはPOPsのような有機汚染物質の輸送評価とは異なり、重金属の化学種 (価数) に着目することで価数変化する溶解性および毒性を把握することが可能となる。よって、総濃度ではなく化学形態の把握が重要である。特に、微小粒径粒子に含まれるMnは長距離輸送され得るため、広域暴露リスク評価において重要な情報を提供する。

そこで本研究では、上空大気中の微小粒子に含まれるMnの酸化状態を明らかにし、大気輸送過程における化学形態の変化および毒性発現ポテンシャルを評価した。これは、レガシーPOPsの輸送・残存評価に加え、重金属の化学種という視点から大気中有害物質のリスク評価を補完するものであり、GFCの掲げる「化学物質による有害影響の最小化」という国際目標に資する科学的基盤の構築を目指すものである。

## 5.2 方法

### 5.2.1 試料採取

大気エアロゾル試料は、東京都墨田区に位置する東京スカイツリーの地上高 458 m の観測室において採取した。本地点は、都市大気に加え、広域輸送されたエアロゾルの影響を受ける高度に位置しており、地表付近の再飛散粒子や直近排出源の影響を相対的に低減できることから、長距離輸送粒子の評価に適している。採取にはアンダーセン型エアサンプラーを用い、円形テフロンフィルター上に粒径別に分級捕集した。粒径区分は 9 分画であり、そのうち本研究では長距離輸送性が高いと考えられる微小粒子画分である以下の 3 段を対象とした。

- Stage-6 : 2.1-1.1  $\mu\text{m}$  (平均粒径 1.6  $\mu\text{m}$ )
- Stage-7 : 1.1-0.65  $\mu\text{m}$  (平均粒径 0.83  $\mu\text{m}$ )
- Stage-8 : 0.65-0.43  $\mu\text{m}$  (平均粒径 0.54  $\mu\text{m}$ )

(※本研究では s6～s8 と記載)

これらは対流圏内での滞留時間が長く、越境輸送の影響を受けやすい粒径帯に相当する。

本解析に用いた試料は、2022 年 4 月 5 日から 4 月 19 日までの期間に採取された試料である。当該期間は春季にあたり、大陸起源エアロゾルや人為起源粒子の輸送が生じやすい時期である。

捕集後のフィルターは、汚染を最小限に抑えるため、酸洗浄済み器具を用いて処理し、冷暗所にて真空保管しているものを、化学種解析に用いた。

### 5.2.2 X 線吸収微細構造 (XAFS) 解析

Mn の酸化状態および局所構造を評価するため、X 線吸収微細構造 (XAFS) 解析のうち、吸収端近傍構造 (XANES) 測定を実施した。

測定は、茨城県つくば市に所在する高エネルギー加速器研究機構 (KEK) の放射光施設フォトンファクトリーのビームライン 12C (BL-12C) において実施した。BL-12C はベンディングマグネットを光源とする XAFS 専用ビームラインであり、広いエネルギー範囲での吸収スペクトル測定が可能である。本研究では Mn K 吸収端近傍において XANES スペクトルを取得した。

測定時のビームサイズは 6 mm × 6 mm とし、バルク試料としてフィルター上の粒子群を平均的に照射した。マイクロビーム測定ではなく、粒径画分ごとの平均化学状態を評価することを目的とした設定である。測定は標準物質は透過法またはサンプルは蛍光法により実施し、得られたスペクトルは以下の手順で解析した。

1. エネルギー校正
2. 前処理 (背景除去・正規化)
3. 標準試料 (Mn(II), Mn(III), Mn(IV)等の化合物) との比較
4. 線形結合フィッティングによる価数割合の推定

これにより、粒径区分ごとの Mn の酸化状態分布を定量的に評価した。

### 5.3 結果・考察

Mn K 吸収端における XANES スペクトルについて、10 種類の標準試料を用いて線形結合フィッティングを実施した。その結果、いずれの粒径帯（平均粒径 1.6  $\mu\text{m}$ 、0.83  $\mu\text{m}$ 、0.65  $\mu\text{m}$ ）においても、有機配位型三価マンガン [Mn(III)-AA] および硫酸マンガン ( $\text{MnSO}_4$ ) の二成分混合により良好に再現されることが明らかとなった。図 3-1 では黒実線が実測スペクトル、青色点線がフィッティング結果を示しており、吸収端近傍のエネルギー位置およびホワイトライン形状が高い一致を示した。

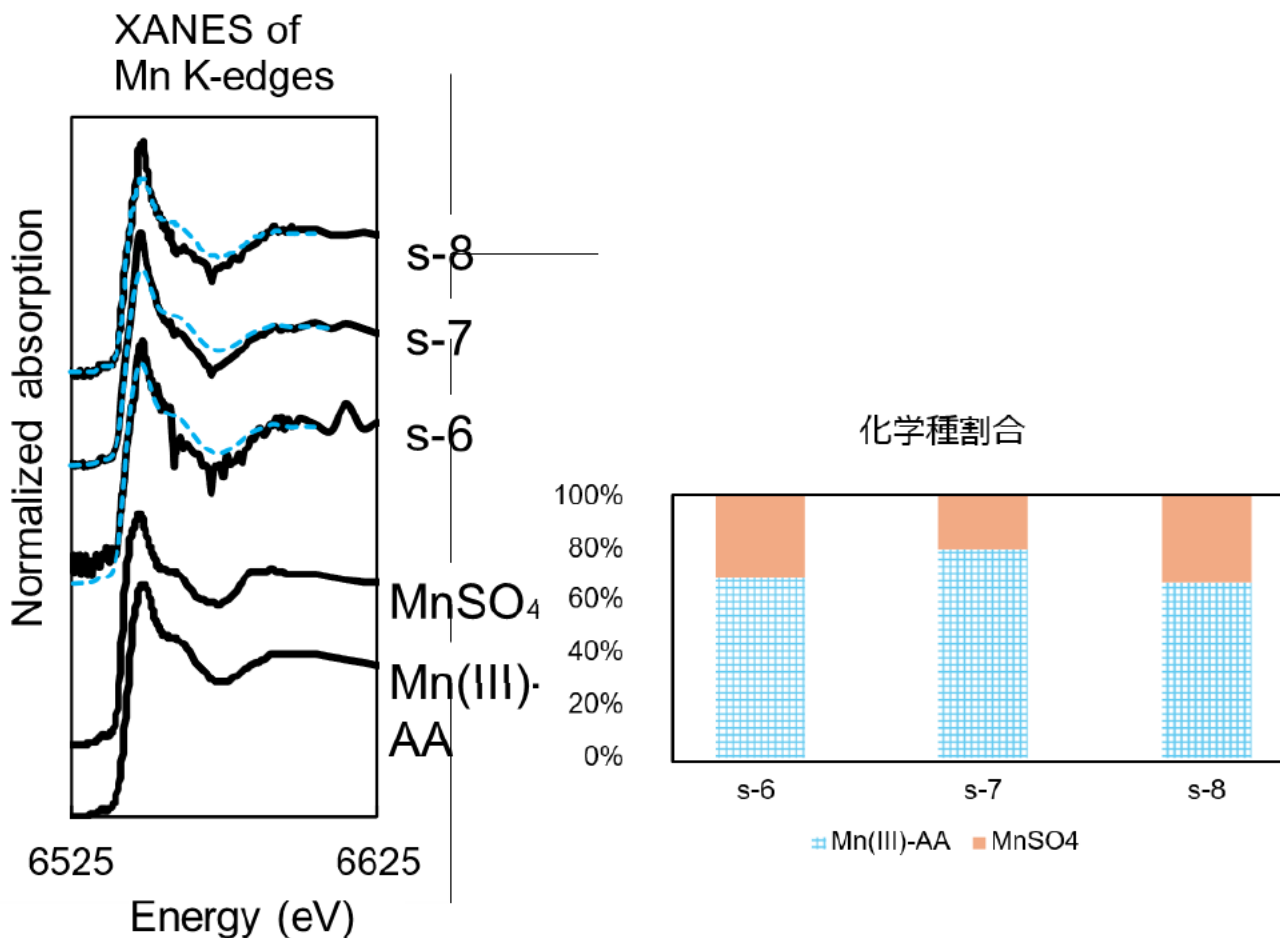


図 3-1 : Mn K-edge の XANES のスペクトル (左) と各サンプルに含まれる化学種の割合

ここで Mn(III)-AA とは、Mn(III)が有機配位子 (AA = organic acid / amino acid 類似配位子) と錯形成した状態を指す。本研究で用いた標準試料は、三価マンガンをも有機酸配位子で安定化させたモデル化合物であり、代表的には酢酸 (acetate) やアミノ酸様配位子との錯体に相当する。三価マンガンは水中では不安定であるが、有機配位子との錯形成により安定化されることが知られている。大気エアロゾル中では、フミン様物質 (HULIS) や低分子有機酸 (酢酸、シュウ酸など) との錯形成により類似の化学状態が形成される可能性が高い。そのため、Mn(III)-AA は「有機物により安定化された三価マンガン」を代表する標準種として位置づけられる。

フィッティング結果では、粒径全体を通して Mn(III)-AA が約 70–80% と優勢であり、残りを MnSO<sub>4</sub> が占めた。粒径 1.6 μm および 0.65 μm で MnSO<sub>4</sub> の割合がやや高い傾向がみられたが、0.83 μm との間に顕著な差は認められなかった。すなわち、本研究で対象とした 0.5–1.6 μm 程度の微小粒径帯においては、Mn は主として有機配位型三価として存在していることが示された。

Mn(III)-AA が優勢であったことは、都市上空大気における二次的化学変換およびエイジングの影響を示唆する。0.5–1 μm 前後の粒径帯は滞留時間が比較的長く、光化学反応や有機エアロゾルとの相互作用を受けやすい。排出直後の Mn は Mn(II) 塩や MnO<sub>x</sub> として存在することが多いが、エアロゾル内部で有機酸やフミン様物質と反応し、Mn(III) として安定化した可能性がある。本結果は、都市高層大気中の Mn が単純な無機塩ではなく、有機物との錯形成を経た「化学的にエイジングされた状態」にあることを示している。

一方、MnSO<sub>4</sub> の存在は、大気中の硫黄酸化過程との関連を示唆する。都市高層大気では粒子内液相水が形成されやすく、SO<sub>2</sub> の酸化により生成した硫酸と Mn が反応し、溶解・再配分を経て硫酸塩として安定化した可能性が考えられる。MnSO<sub>4</sub> は水溶性が高く、粒子中で比較的移動性の高い形態である。

健康影響の観点では、Mn(III)-AA が多く存在した 0.5–1 μm 粒径帯は、吸入時に肺泡まで到達しやすいサイズ領域に相当する。有機配位型 Mn(III) は、無機 Mn(II) 塩に比べて酸化還元活性が高く、活性酸素種 (ROS) の生成に関与しやすいことが報告されている。そのため、同じ Mn 濃度であっても、Mn(III)-AA が優勢なエアロゾルは酸化ストレス誘発能の観点から相対的に重要である可能性がある。ただし、これは化学的反応性に基づく推察であり、実際の毒性影響を評価するには生物学的検証が必要である。一方、MnSO<sub>4</sub> は強い急性毒性を示す物質ではないが、水溶性であることから体内移行性 (バイオアベイラビリティ) は高い。そのため、急性毒性よりも慢性曝露や蓄積の観点で評価されるべき形態と位置づけられる。

以上より、上空微小粒子中の Mn は、有機配位型三価マンガン (Mn(III)-AA) を主体とし、一部が硫酸塩型として存在していることが明らかとなった。本結果は、重金属の環境リスク評価において総濃度のみならず化学種 (speciation) を考慮する重要性を示すものであり、POPs 研究において示された「輸送後の化学変換」という視点とも整合する知見である。

## 5.4 結論

本研究では、東京スカイツリー上空（地上高 458 m）で採取した微小粒径粒子（平均粒径 1.6  $\mu\text{m}$ 、0.83  $\mu\text{m}$ 、0.65  $\mu\text{m}$ ）を対象に、Mn K 吸収端 XANES 解析を実施し、大気中 Mn の化学種を評価した。その結果、いずれの粒径帯においても、有機配位型三価マンガン〔Mn(III)-AA〕および硫酸マンガン（ $\text{MnSO}_4$ ）の混合状態で良好にフィッティングされ、特に Mn(III)-AA が約 70–80%と優勢であることが明らかとなった。Mn(III)-AA は、有機酸やフミン様物質などの有機配位子と錯形成することで安定化した三価マンガンを代表する化学種であり、都市大気中での二次的変換（エイジング）を反映していると考えられる。一方、 $\text{MnSO}_4$ は粒子内液相反応や  $\text{SO}_2$ 酸化過程を経て形成された無機硫酸塩型 Mn を示唆しており、都市高層大気における硫黄循環との関連が示された。

対象とした 0.5-1.6  $\mu\text{m}$  の微小粒径帯は滞留時間が長く、広域輸送されやすいサイズ領域である。この粒径帯において Mn が主として有機配位型三価として存在していたことは、Mn が排出源近傍の初期形態から大気中で化学的に変換された状態で存在している可能性を示している。すなわち、本結果は、Mn が単に輸送されるのみならず、輸送過程で化学形態が変化し得ることを示唆するものである。

健康影響の観点では、Mn(III)-AA は酸化還元活性が高く、活性酸素種（ROS）生成に関与しやすい可能性がある。一方、 $\text{MnSO}_4$ は水溶性が高く、生体内移行性が高いと考えられる。したがって、同一 Mn 濃度であっても、化学種の違いにより毒性発現機構や曝露リスクの性質が異なる可能性がある。本研究は直接的な毒性評価を行うものではないが、重金属リスク評価において総濃度のみならず化学種情報が不可欠であることを示す科学的基盤を提供する。

以上より、本章で得られた知見は、POPs 研究において示された「輸送後の残存・再分配」という視点を、重金属における「輸送後の化学形態変化」という視点へ拡張するものである。すなわち、大気中有害物質の管理においては、排出量や総濃度のみならず、輸送過程および化学変換を含めた包括的評価が必要であることが改めて示された。

## 第6章 生物濃縮モデルの基盤形成のための調査

### 6.1 背景

残留性有機汚染物質（POPs）は、環境中で分解されにくく、長距離輸送され得るうえ、生体内（特に脂質）に蓄積しやすい化学物質群として整理されている。このような性質は、環境→生物→食品という移行過程を通じて人間の暴露にも直結するため、食品安全と公衆衛生の観点から国際的に注目される課題である（Guo et al., 2019; WHO, 2023）。

実際に、POPs（とりわけダイオキシン類等の典型的 POPs）では、動物由来の高脂肪食品を介した暴露が主要経路となりやすく、食物連鎖を通じた生物濃縮（biomagnification）と生物蓄積（bioaccumulation）が、人の体内負荷（body burden）形成に寄与する（Guo et al., 2019; WHO, 2020; WHO, 2023）。この問題設定に対し、本章では、申請書で掲げた「対象 POPs の特性を踏まえ、生物濃縮モデルの適用範囲拡張と精度向上に向けて、既存モデルの構造や適用条件を整理し、次年度以降のモデル開発・適用・改善の方向性を検討する」という目的に沿って、既存の BCF（生物濃縮係数）・BMF（食物連鎖濃縮係数）等のモデル／指標の前提条件と適用限界を、代表的総説・ガイドライン（Geyer et al., 2001; OECD, 2012; OECD, 2024）を中心にレビューした。さらに、本事業で対象とする POPs として例示された UV-328 およびメトキシクロルについて、物性・用途・規制動向を照合し、モデル選定に必要な「どの曝露経路（溶存水／餌／粒子相）と、どの生物学的過程（脂質分配／成長希釈／代謝・変換）を明示的に扱うべきか」を論点として抽出した。

### 6.2 生物濃縮の基本機構

生物濃縮の特徴は、疎水性（親油性）の高い物質ほど水相よりも生体側（脂質）へ分配しやすく、水生生物の脂肪組織（脂質に富む組織）に蓄積しやすい点にある。WHO（2023）はダイオキシン類を例に、環境中に広く存在し得ること、食物連鎖中で蓄積し、とりわけ動物の脂肪組織に蓄積することを明確に述べている。加えて、食物連鎖により高次捕食者ほど高濃度化（生物濃縮）し得ることが、生態系・食品の両面で重要になる。例えば WHO（2020）は、POPs が食物連鎖全体で生物濃縮し、生物体内で生物蓄積するため、食物連鎖の頂点に位置する生物で最も高濃度になり得ることを説明している。一方で、濃縮量は一樣ではなく、化学物質特性（疎水性、イオン化性、粒子への吸着性、代謝されやすさ等）や生物種（脂質含量、成長速度、代謝能、摂餌様式）により差異が発生する。そのため、単純な「疎水性＝高濃縮」だけではなく、曝露経路や代謝等の緩和要因を含めて評価する必要がある（Geyer et al., 2001; Arnot and Gobas, 2006）。

生態毒性リスクの観点では、内分泌機能の攪乱（EDC としての作用）により、繁殖・発生影響が生じ得る点が重要である。POPs の曝露は、内分泌攪乱や生殖影響を含む多様な健康・生物影響と関連づけられており、慢性的・長期的曝露による影響が問題化しやすい（Guo et al., 2019; WHO, 2023）。感受性の高い種・発達段階で影響が早期に顕在化し得ることは、世代間リスクの観点（胎児期・幼若期曝露、母体から子への移行）でも重要である。Guo ら（2019）は、POPs の健康影響として内分泌攪乱や生殖影

響、がん、代謝異常（肥満・糖尿病等）、免疫機能への影響などを挙げ、さらに出生前暴露が母体だけでなく新生児にも不利益をもたらし得ることを整理している。

したがって、生物濃縮モデルの設計(OECD, 2024; Kidd et al., 2019)においては、(i) 環境動態（どこに、どの相で存在するか）、(ii) 生体内動態（吸収・分配・代謝・排泄：ADME）、(iii) 食物網構造（餌関係・栄養段階）の三者を統合し、長期的な慢性暴露と感受性の差を説明できる枠組みが求められる。

### 6.3 BCF・BMF・TMF など指標の整理

生物濃縮を議論する際、BCF（Bioconcentration Factor）、BMF（Biomagnification Factor）、BAF（Bioaccumulation Factor）、TMF（Trophic Magnification Factor）など複数の「B指標」が併用される。経済協力開発機構（OECD）の Integrated Approaches to Testing and Assessment（IATA）に関する事例整理では、BCFを「水呼吸生物における定常状態の生体濃度／水中濃度の比」、BMFを「生物とその餌（diet）との定常状態濃度（あるいはフガシティ・活量）の比」、BAFを「環境（水＋餌）による曝露を含む野外条件での生体濃度／水中濃度の比」、TMFを「食物網内で栄養段階（trophic level）あたりに濃度（あるいはフガシティ・活量）がどの程度変化するか平均係数」と整理している（OECD, 2024）。この整理は、「BCF＝水相からの取り込み（食餌を含まない）」「BMF＝食餌を介した濃縮」「BAF＝水＋餌の総合」「TMF＝食物網全体の栄養段階傾向」という役割分担を明確にし、モデル選定の出発点となる（OECD, 2024; Arnot and Gobas, 2006）。また、指標の解釈には正規化（特に脂質正規化）がしばしば必要である。非極性・疎水性の高い有機汚染物質は脂質に富む組織で蓄積しやすいため、食物網の生物間で脂質含量が異なる場合、脂質正規化により「栄養段階そのものの濃縮（trophic magnification）」をより適切に抽出できるとされる（Kidd et al., 2019）。一方で、物質によってはタンパク質結合（例：PFOS、Hg等）が支配的となり得るため、脂質正規化だけで万能ではない。この点は「化学物質特性や生物種による濃縮量の差異が発生する」こと具体例であり、モデルの適用条件（非イオン性か、タンパク結合性か、代謝されやすいか）を明示する必要性を示す（Kidd et al., 2019; OECD, 2024）。

規制およびスクリーニングの実務においては、残留性・生物蓄積性・毒性（Persistence, Bioaccumulation and Toxicity：PBT）評価や高残留性・高生物蓄積性（very Persistent and very Bioaccumulative：vPvB）評価の枠組みの中で、生物濃縮係数が重要な判断指標として用いられている。欧州化学品規則である化学品の登録・評価・認可および制限に関する規則（Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals：REACH）の実施を目的として策定されたPBT評価ガイダンス（Part C）では、生物濃縮係数（Bioconcentration Factor：BCF）が2000 L/kgを超える場合に「生物蓄積性あり（bioaccumulative）」、5000 L/kgを超える場合に「非常に生物蓄積性が高い（very bioaccumulative）」と判定する基準が示されている。さらに、当該ガイダンスでは、モデル推定値や実測データに不確実性が存在する場合であっても、複数の情報源を統合的に評価する全体証拠に基づく判断（weight of evidence）により、規制上の結論を導き得ることが示唆されている（European Chemicals Agency, 2008）。

#### 6.4 既存の生物濃縮モデルと適用条件

実測に基づく代表的な国際標準試験法として、魚類における生物蓄積試験法（OECD Test Guideline 305：OECD TG 305）がある。本試験法では、魚類の生物濃縮を「取り込み（uptake）相」と「排出（depuration）相」の2段階で評価し、水中曝露による生物濃縮係数（Bioconcentration Factor：BCF）を算出する枠組みが示されている。また近年では、水相曝露に加えて食餌曝露（dietary exposure）の試験法も整備されており、極めて疎水性が高く水溶解度が低い物質では、水経由よりも食餌経路が重要になる可能性があることが明確にされている（OECD, 2012）。すなわち、物質特性によって主要な曝露経路が異なるため、評価方法もそれに応じて選択する必要がある。

一方、モデルによる推算手法は階層的に整理できる。第一に、分配係数（特に  $\log K_{ow}$ ）などの物理化学特性に基づく定量的構造活性相関（Quantitative Structure-Activity Relationship：QSAR）である。第二に、摂餌、呼吸、成長、代謝などの生理過程を組み込んだ機構論モデルがある。第三に、実際の生態系を対象とした食物網モデルであり、栄養段階ごとの濃縮を示す Trophic Magnification Factor（TMF）などを推定する。Geyer ら（2001）は、水中濃度と BCF のみでは環境保護の判断として不十分であり、毒性、分解性（生物的・非生物的）、物理化学特性などを統合的に考慮すべきであると指摘している。また、水産物を介した人への曝露リスクの観点からも、生物濃縮評価は単独指標ではなく総合的に解釈されるべきであることを示している。

さらに、Arnot and Gobas（2006）は、既存の BCF および BAF データの質を系統的に評価し、約 45% の BCF 値に不確実性要因が存在すること、測定誤差が BCF を過小評価する傾向があることを指摘している。また、モデルによる分類では偽陰性（Type II error）が高率で生じ得ることも示されており、BCF 単独の判定に依存することの限界が明らかとなっている。このため、実測データ（in vivo）、モデル推算（in silico）、代謝推定（in vitro）、野外モニタリング（field）を統合した証拠の統合（Weight of Evidence：WoE）の枠組みが重要であるとされる。OECD の統合的試験・評価アプローチ（Integrated Approaches to Testing and Assessment：IATA）も、生物濃縮が「取り込みと排出の競合の結果」であり、複数の指標と不確実性を伴うことから、透明性の高い WoE 評価が必要であると整理している（OECD, 2024）。

食物網を明示的に扱うモデルとしては、Arnot and Gobas（2004）が、限られた化学物質特性および生態系情報からサイト依存的な BCF および BAF を推定する食物網モデルを提案している。また、同系統の BAF-QSAR モデルでは、①食餌経路の寄与により BAF が BCF を上回る可能性があること、②高い  $\log K_{ow}$  領域では粒子や有機炭素への吸着により溶存分率が低下し、見かけの BAF が低下し得ること、③代謝（metabolic transformation）が濃縮を緩和する可能性があることを、モデル構造の中で明示的に扱っている（Arnot and Gobas, 2003）。

以上を踏まえると、生物濃縮モデルの適用条件（OECD, 2012; OECD, 2024; Arnot and Gobas, 2006）は、対象物質の特性と評価目的に強く依存する。すなわち、「非イオン性で中程度の疎水性物質か」「極めて高疎水性で食餌経路が支配的か」「代謝が重要な役割を果たすか」「粒子相と溶存相のどちらを基準濃度とするか」といった前提条件を明確にした上で、食品安全評価、生態リスク評価、規制スクリーニングなど目的に応じてモデルを選定する必要がある。

## 6.5 食品汚染経路とモニタリング

食品を介した曝露が人間にとって主要ルートであることは、POPsの「生物濃縮の特徴」を食品安全へ直結させる鍵である。Guoら(2019)は「ヒトがPOPsに曝露される90%以上は汚染食品の摂取による(特に動物由来食品)」と述べ、魚類は主要な曝露源の一つであるとしている。WHO(2020)も、POPsが食物連鎖で生物濃縮し、食物連鎖上位の生物で高濃度となり得ることを説明しており、結果として人体にも背景濃度が形成され得ることを示している。

食品汚染が起こる仕組みについて、Guoら(2019)は、食品調製が加工・包装・輸送・保管など複数ステップからなり、各ステップが汚染源になり得ること、また原材料が環境から移行したPOPsを含み得ることを指摘する。さらに、POPsは分解されにくいため環境中に長期間残留し、既に放出されたPOPsが食品・飼料汚染の主要源になり得ると整理している(Guo et al., 2019)。

環境→土壌→植物→動物→食品という移行についても、植物の葉面取り込み(空気→植物→食品)が有効な移行経路となること、作物が汚染土壌から根吸収を通じて汚染され得ること、家畜が残留農薬や汚染飼料へのアクセスによって汚染され得ることが述べられている(Guo et al., 2019)。

また、水生環境での蓄積は水産食品汚染に直結する。WHO(2023)はダイオキシン類を例に、食物連鎖で蓄積し主に動物脂肪に存在すること、ヒト曝露の大部分が食品経由であること、そして多くの当局が食品供給のモニタリングを実施していることを示している。Guoら(2019)も、例えばPCBsでは人体負荷の大部分が食品摂取(魚・肉・乳製品等)から来ることを示し、食品安全上の汚染管理が環境残留(過去放出分)と結びつくことを具体例で述べている。

このため、モニタリングと対策の重要性は「環境モニタリングと食品安全は連動した課題」という形で整理される。Guoら(2019)は、過去の汚染事故等がPOPsの食品安全問題への社会的関心を高め、各国・国際機関が食品・飼料中濃度の基準設定や監視プログラムを整備してきたと述べている。

分析面では、食品中の微量POPsを把握するため、前処理(抽出・クリーンアップ等)と高感度分析(GC-MS、LC-MS等)の組合せが一般的であり、品質保証・管理(QA/QC)の下で多段階のプロセスが必要とされる(Guo et al., 2019)。

したがって、環境→生物→食品への移行過程を学際的に追跡するには、(i) 環境媒体(大気・水・土壌・堆積物)と(ii) 生物・食品媒体(各栄養段階の生物、食品群)の両方で、モデルと実測(モニタリング)を往復させる設計が必要になる(OECD, 2024; Kidd et al., 2019)。

## 6.6 対象POPsへの適用性評価と次年度に向けた方向性

本事業で扱うPOPsの例として挙げられているUV-328とメトキシクロルは、いずれも疎水性が高く生物濃縮が懸念される一方で、用途・環境への出方・規制形態が異なり、モデル側に要求される前提条件も異なる。そのため「BCFモデルだけで足りるのか」「BMF/TMFを重視すべきか」「代謝・粒子吸着・曝露経路をどう扱うか」を物性と挙動から逆算してモデル選定する必要がある(OECD, 2012; OECD, 2024)。

UV-328について、2023年5月の締約国会議でストックホルム条約付属書A(廃絶)対象への追加が決定され、その後、日本でも第一種特定化学物質相当の規制対象とする判断が示されたことが整理され

ているが、物性としては、分子量が約 351.5 g/mol、logPow が>6.5（条件によっては 8 台）と極めて高い疎水性を示すことが示されており、典型的な「超疎水性」領域に属する。用途面では、繊維製品、自動車、プラスチック製品、食品包装など身の回りの製品に紫外線吸収剤・光安定剤として含有され得るとされ、環境経由の食品汚染に加えて、製品・包装工程を介した食品汚染（加工・包装工程での汚染）という観点も無視できない (NITE, 2023; Guo et al., 2019)。

このような高疎水性物質では、水相中での溶存分率の低下（粒子・有機炭素への吸着）や、曝露経路の餌依存化が起りやすい。OECD TG 305 が「水溶解度が非常に低い物質では水相曝露の重要性が小さくなり得る」ことを明示している点は、UV-328 に対して BCF（水相基準）のみで生物濃縮ポテンシャルを評価することの限界を示唆する (OECD, 2012)。さらに、機構論モデル側でも、高 log K<sub>ow</sub> 域では溶存濃度の低下が BAF の低下要因となり得ること、また食餌経路が BCF よりも大きな濃縮 (BAF) をもたらし得ることがモデル構造として説明されている (Arnot and Gobas, 2003)。

メトキシクロルについては、ストックホルム条約で 2023 年に付属書 A（特定免除なし）として追加されたことが整理されており、UNEP のリスクプロファイルでは、log K<sub>ow</sub> が約 5.08 と報告され、魚種により BCF が大きく変動し、最大 8300 という値も含めて紹介されている。また「BCF が種間で変動する主因として、代謝・排泄等の違いが考えられる」旨が述べられており、まさに「化学物質特性や生物種による濃縮量の差異が発生」する具体例となる (UNEP, 2021)。同リスクプロファイルは、ラボ試験の BMF (BMF<sub>g</sub>L; 成長補正・脂質補正生物濃縮係数) が 0.14 程度であったことも示す一方で、BMF<1 が直ちに野外での生物濃縮が無いことを意味しない点に言及しており、指標の読み替え（ラボ→野外、BMF→TMF）に注意が必要である (UNEP, 2021)。加えて、生態毒性リスクとして、内分泌攪乱に関連する繁殖影響（例：ビテロジェニン応答）等が指摘されており、慢性影響の生態系リスク評価とモデル（濃縮量予測）を連結する必要性が示唆される (UNEP, 2021; Guo et al., 2019)。

POPs は生物濃縮性を有し、脂質組織に蓄積しながら食物連鎖を通じて高次捕食者へと濃度が増幅される。この特性を踏まえれば、排出量の多寡だけでなく、環境中での残留性や分解性が規制判断において極めて重要となる。ストックホルム条約は、付属書区分と特定免除制度を通じて段階的な削減を進める枠組みを採用しているが、物質特性の違いを十分に考慮する必要がある。

本研究の結果、UV-328 はエッセンシャルユースにより製造・使用が継続された場合、市中ストックを通じて長期間にわたり排出が継続し得ることが示された。さらに、難分解性および生物濃縮性を有するため、環境中へ放出された後も食物網内で濃度が増幅し、生態系および人の健康に長期的影響を及ぼす可能性がある。このような特性を踏まえると、UV-328 についてはエッセンシャルユースの適用範囲をより限定的に設定する、あるいは適用期間を短縮するなど、より厳格な管理が求められると考えられる。一方で、メトキシクロルのように、特定条件下で光分解や微生物分解が確認され、一定の分解可能性が認められる物質については、環境中での持続性や濃縮リスクが相対的に低減する可能性がある。このような物質については、リスク評価を継続しつつ、段階的な代替移行を前提とした限定的なエッセンシャルユースを認める余地も検討し得る。

すなわち、エッセンシャルユース制度は一律に適用されるべきではなく、生物濃縮性、分解性、排出継続性といった科学的特性に基づき差別化して運用されるべきである。本研究は、物質ごとの環境挙動の違いを定量的に示すことにより、エッセンシャルユースの期間や適用範囲を科学的根拠に基づいて見直す必要性を示したものである。

## 6.7 結論

本章では、生物濃縮モデルの構築および適用に必要な科学的前提を整理するとともに、その結果が規制判断にどのように接続し得るかを検討した。対象とする POPs の一部は、内分泌かく乱化学物質 (Endocrine Disrupting Chemicals: EDCs) としての作用を有し、生体内のホルモン受容体に干渉することで繁殖・発生に影響を及ぼすことが知られている。このような物質では、環境中での残留性に加え、生体内での蓄積挙動そのものがリスク発現に直結するという特徴がある。疎水性の高い POPs は水生生物の脂質組織に蓄積しやすく、食物連鎖を通じて高次捕食者へと濃度が増幅することが示されている (Geyer et al., 2000)。しかし、生物濃縮は単に疎水性 (logKOW) の大小のみで決定される現象ではなく、代謝速度、成長希釈、脂質含有率、摂餌様式などの生理学的要因や、主要曝露経路 (水相か食餌か)、食物網構造によって大きく規定される。そのため、生物濃縮係数 (BCF)、生物濃縮倍率 (BMF)、生物蓄積係数 (BAF)、栄養段階濃縮係数 (TMF) といった指標は、それぞれ前提条件が異なり、評価目的に応じた選択と解釈が不可欠である。

さらに、POPs は高い残留性と長距離移動性を有し、土壌・水・大気を介して広域に分布する (Guo et al., 2019)。その結果、環境媒体から一次消費者、さらに高次捕食者へと移行する食物網全体の構造が濃縮過程を規定する。したがって、生物濃縮モデルの基盤形成においては、対象物質の物理化学特性、分解性、排出継続性を含めた総合的理解が不可欠であり、単一指標による判断では不十分である。

この視点は規制枠組みにも直接関係する。POPs は生物濃縮性を有し、脂質組織に蓄積しながら高次捕食者へ濃度が増幅されるため、排出量の多寡だけでなく、環境中での残留性や分解性が規制判断において極めて重要となる。ストックホルム条約は附属書区分と特定免除制度を通じて段階的削減を進める枠組みを採用しているが、物質特性の違いを十分に考慮した運用が求められる。本研究では、UV-328 がエッセンシャルユースにより製造・使用が継続された場合、市中ストックを通じて長期間にわたり排出が継続し得ること、さらに難分解性および生物濃縮性を有するため、環境中放出後も食物網内で濃度が増幅し、生態系および人の健康に長期的影響を及ぼす可能性があることを示した。これらの特性を踏まえると、UV-328 についてはエッセンシャルユースの適用範囲を限定的に設定し、あるいは適用期間を短縮するなど、より厳格な管理が合理的であると考えられる。

一方で、メトキシクロロのように、特定条件下で光分解や微生物分解が確認され、一定の分解可能性が認められる物質については、環境中での持続性や濃縮リスクが相対的に低減する可能性がある。このような物質では、分解挙動を組み込んだモデル評価を前提に、段階的な代替移行を条件とした限定的なエッセンシャルユースを検討する余地がある。すなわち、エッセンシャルユース制度は一律ではなく、生物濃縮性、分解性、排出継続性といった科学的特性に基づき差別化して運用されるのが望ましいと考えられる。

## 引用文献

- Arnot, J. A., and Gobas, F. A. P. C. (2003). A Generic QSAR for Assessing the Bioaccumulation Potential of Organic Chemicals in Aquatic Food Webs. *QSAR & Combinatorial Science*, 22, 337–345.
- Arnot, J. A., and Gobas, F. A. P. C. (2004). A Food Web Bioaccumulation Model for Organic Chemicals in Aquatic Ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10), 2343–2355.
- Arnot, J. A., and Gobas, F. A. P. C. (2006). A Review of Bioconcentration Factor (BCF) and Bioaccumulation Factor (BAF) Assessments for Organic Chemicals in Aquatic Organisms. *Environmental Reviews*, 14, 257–297. doi:10.1139/A06-005
- Cousins, I. T., Goldenman, G., Herzke, D., et al. (2020). The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22, 1357–1365.
- ECHA (European Chemicals Agency). (2008). *Guidance on information requirements and chemical safety assessment: Part C — PBT assessment (May 2008)*.
- Geyer, H. J., Rimkus, G. G., Scheunert, I., et al. (2001). Bioaccumulation and Occurrence of Endocrine-Disrupting Chemicals (EDCs), Persistent Organic Pollutants (POPs), and Other Organic Compounds in Fish and Other Organisms Including Humans. In *The Handbook of Environmental Chemistry* (Vol. 2J). Springer.
- Guo, W., Pan, B., Sakkiah, S., et al. (2019). Persistent Organic Pollutants in Food: Contamination Sources, Health Effects and Detection Methods. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(22), 4361. doi:10.3390/ijerph16224361
- Kidd, K. A., Burkhard, L. P., Babut, M., et al. (2019). Practical advice for selecting or determining trophic magnification factors for application under the European Union Water Framework Directive. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15, 266–277.
- NITE (独立行政法人 製品評価技術基盤機構) (2023). 製品含有化学物質のリスク評価 UV-328 (令和5年11月) .
- OECD (2012). *Test No. 305: Bioaccumulation in Fish: Aqueous and Dietary Exposure*. OECD Test Guidelines for the Chemicals.
- OECD (2024). *Case study on the Use of Integrated Approaches for Testing and Assessment (IATA) for Bioaccumulation – Ninth Review Cycle (2023)*. OECD Series on Testing and Assessment, No. 404.
- Stockholm Convention Secretariat (2024). *Specific Exemptions* (免除制度の概要・期限等) .
- Stockholm Convention Secretariat (2025). *The new POPs under the Stockholm Convention* (COP-11/COP-12 改正を含む新規 POPs 追加の整理) .
- UNEP (2021). *Risk profile for methoxychlor* (UNEP/POPS/POPRC.16/9/Add.1) .
- WHO (World Health Organization). (2020). *Food safety: Persistent organic pollutants (POPs)* (Q&A) .
- WHO (World Health Organization). (2023). *Dioxins and their effects on human health* (Fact sheet) .

## 第7章 まとめ

本研究は、令和7年度の研究テーマとして、①UV-328の排出・輸送の将来予測、②UV-328の製品・部品由来の排出経路の解明、③レガシーPOPsの輸送・沈着・再放出過程の検証、④POPs沈着後の挙動や再放出の実態把握、⑤重金属の化学種変化の評価、⑥地球温暖化に関連した影響評価、⑦生物濃縮モデルの基盤形成のための調査を体系的に実施したものである。本事業では、新規POPs（UV-328、メトキシクロル等）およびレガシーPOPs（HCB）、さらに重金属を対象とし、排出源から環境中挙動、沈着後の再放出、生物・健康リスクに至るまで、特に使用・廃棄段階に着目してライフサイクル的観点から評価を行った。

まず、自動車プラスチックを起点とするUV-328の排出フローを世界規模で定量評価した点は、本研究の重要な新規性である。従来の地点ごとの濃度測定中心の研究から一歩進み、発生源からの動態把握へと視座を拡張した。年間排出量推計の結果、先進国では2014年に約 $3.2 \times 10^3$  kgでピークを迎えたのに対し、発展途上国では2036年に約 $1.5 \times 10^5$  kgと、先進国の約47倍に達することが示された。この差は主として廃棄物管理体制の違いに起因する。先進国では管理型処理により廃棄段階の流出が抑制される一方、発展途上国では野焼き等の非管理型処理が支配的であり、排出量が大幅に増大する。さらに、新規投入停止後も過去に蓄積された車両ストックが寿命を迎えることで排出は増加し、2033年には総排出量が $1.46 \times 10^5$  kg/年と2018年比で約3倍に達することが推計された。この年には野焼き由来排出が全体の91.8%を占め、大気中への大量放出が支配的となる。使用段階での低濃度水域流出とは質的に異なり、野焼きは大気への集中放出を引き起こし、UV-328の長距離移動性により極域を含む遠隔地へ輸送され、地球規模での生態系リスクを増大させる可能性がある。エッセンシャルユースにより2040年代まで使用が継続した場合、排出ピークはさらに後方へシフトし、途上国では2060年代まで影響が長期化する可能性がある。製造禁止といった入口対策に加え、発展途上国における適正な廃棄物管理インフラの整備という出口対策が不可欠であることが明確となった。また、UV-328は使用段階および廃棄段階において長期にわたり市中ストックとして排出され続けることから、エッセンシャルユースの縮小を検討する必要性が高い。

レガシーPOPsについては、HCB疑似物質を用いたモデル解析により、輸送・沈着・再放出過程を分離評価した。規制後も過去の市中ストックや土壌・水域への蓄積物が継続的な環境負荷源となり得ることを定量的に示した。製品由来排出や沈着後の再放出、さらには気候変動に伴う気温上昇や大気循環変化が、将来的な再揮発や輸送パターンを変化させる可能性も示唆された。POPsは強固なハロゲン結合により難分解で、環境中に長期残留し、脂肪組織へ生物蓄積する特性を有するが、一方で化学種や環境条件により移動性・蓄積性が大きく異なり、食物網における濃縮パターンも一様ではないことが確認された。

メトキシクロルについては、土壌中で芳香環開裂に関与する代謝経路の存在が確認され、分解過程の後半段階が自然環境中でも進行し得る可能性が示された。特にスウェーデン土壌に関連微生物が多く検出され、北欧森林土壌に豊富なリグニン由来フェノールや低温適応型微生物群の存在が影響していると

考えられる。また、UV-C 照射下で吸光度が大幅に減少し、反応速度式からの予測でも UV-A および UV-C 条件下で長期的に減少が見込まれたことから、高エネルギー紫外線が芳香環構造や C-Cl 結合を有するメトキシクロルの光分解に関与する可能性が示唆された。極地では日照時間が長くなる時期に光エネルギーフラックスが増大することから、寒冷地域においても特定条件下では分解が進行し得る。このように、化学物質によっては条件依存的な分解が期待できることは、エッセンシャルユースの可能性を検討する上で重要な知見である。地球温暖化に関連した影響評価については、POPs の長期残留性および再放出挙動との関係から検討した。一般に、半揮発性有機化学物質は季節変動を示し、冬季には土壌から大気中への再放出が促進され、夏季には大気中から土壌へと再沈着・蓄積される傾向が報告されている。このような季節的フラックスは、温度依存的な分配平衡および揮発性の変化に起因するものであり、地球温暖化に伴う平均気温の上昇は、この動態バランスを変化させる可能性がある。北極圏スバルバル諸島における現地調査では、二酸化炭素濃度が 2024 年に急激に上昇していることが確認され、ストックホルム条約発効以降の過去約 20 年間に於いて気温が継続的に上昇していることが示された。このような温暖化傾向は、従来コールドトラップとして機能してきた極域環境において、沈着・蓄積していた POPs の再揮発を促進しやすい状況を生み出していると考えられる。すなわち、規制により新規排出が抑制された後であっても、過去に沈着したストックが二次的放出源として再活性化され、長距離輸送を通じて再び地球規模の循環に組み込まれる可能性がある。

一方、メトキシクロルの分解挙動に関しては、北欧森林土壌において芳香環開裂に関与する微生物群が多く検出された。北欧森林土壌ではリグニン由来フェノールが豊富であり、catechol 系微生物が広く生息していること、さらに catechol degradation to 2-oxopent-4-enoate や gallate degradation に関与する代謝系が低温環境に適応しているとされることから、寒冷地域特有の微生物群集構造が分解ポテンシャルを支えていると考えられる。しかし、地球温暖化が進行し、北欧の環境条件が北海道に近似するような温度・植生条件へと変化した場合、現在優占している低温適応型分解微生物群の構成が変化し、結果として POPs の分解可能性が低下する可能性も否定できない。このように、地球温暖化は一方では極域における再揮発を促進し、他方では微生物群集構造の変化を通じて分解能を変動させる可能性がある。すなわち、温暖化は単純に汚染物質濃度を増減させる要因ではなく、輸送・沈着・再放出・分解といった複数のプロセスを同時に変化させる駆動力として作用する。したがって、POPs の将来的リスク評価においては、規制後の排出削減効果のみならず、気候変動に伴う二次的再循環や分解能変化を組み込んだ動態評価が不可欠であることが示唆された。

重金属については、Mn (マンガン) を対象として上空大気中の微小粒子を採取し、放射光 XAFS 等を用いた化学種解析を実施した。その結果、同一元素であっても価数 (Mn(II)、Mn(III)、Mn(IV) など) や配位環境の違いにより、溶解性、粒子表面での反応性、生体内取り込み挙動が大きく異なる可能性が示唆された。特に、大気微小粒子中では酸化マンガン相や有機物と結合した形態など複数の化学種が共存しており、それぞれが水への溶出性や酸化還元挙動に差を示すことが確認された。価数が低い Mn(II) は一般に水溶性が高く、生体内への移行可能性が相対的に高い一方、Mn(IV) など高酸化状態の酸化物は粒子状で存在しやすく、沈着後の土壌・水域での挙動や再溶出条件に依存することが示唆された。この

ように、単に総マンガン濃度で評価するのではなく、化学種ごとの存在割合を把握することで、実際の移動性や毒性ポテンシャルをより精緻に評価できることが明らかとなった。

さらに、大気中での長距離輸送を受けた粒子は、発生源近傍とは異なる酸化状態や表面特性を持つ可能性があり、輸送過程における光化学反応や大気酸化条件が化学種変化に影響を与えることも示唆された。これは、重金属においても「輸送中に性質が変化し得る」という点で、POPsと同様に動態と化学変換を統合的に捉える必要があることを意味する。

本研究の知見は、POPsのような有機疎水性物質とは異なる挙動を示す重金属であっても、元素レベルではなく化学種レベルで評価することが環境リスク理解に不可欠であることを示すものである。すなわち、排出源から環境中輸送、沈着、再溶出、生体取り込みに至るまでの一連のプロセスにおいて、化学形態の違いがリスクの質を規定する重要因子となる。今後の環境管理においては、総量規制のみならず、化学種の変化や酸化還元状態を考慮した評価枠組みの構築が求められることが示された。

さらに、生物濃縮モデルの基盤形成に向けた文献調査により、疎水性物質が水生生物の脂肪組織に蓄積し、食物連鎖を通じて高次捕食者で高濃度化するという基本特性を確認するとともに、化学物質特性や生物種差により濃縮量が大きく変動することが明らかとなった。生物濃縮モデルの適用にあたっては、物質特性に応じたモデル構造の選択と前提条件の精査が不可欠である。

本事業の成果は、化学物質に関するグローバル枠組み（GFC）およびストックホルム条約の趣旨に整合するものであり、化学物質を一律に禁止対象とするのではなく、リスクと社会的便益を総合的に評価したうえで、科学的根拠に基づき適切に管理するというエッセンシャルユースの概念を裏付ける科学的知見を提供するものである。すなわち、本研究は、製造規制といった入口対策のみならず、廃棄物管理や市中ストック対策といった出口対策を含めた包括的管理の必要性を定量的に示した点に意義がある。これにより、地球規模でのPOPsおよび重金属管理の在り方について、排出源対策から環境中動態、再放出、生物・健康リスクに至るまでを統合的に捉える政策判断のための実証的基盤を提示した。

本事業は、POPsおよび重金属を対象に、排出源から長距離輸送、沈着、再放出、生物・健康リスクに至るまでを統合的に評価してきており、GFCの枠組みの中で日本における適正な化学物質管理の在り方を検討するうえで重要な情報を提供した。特に、自動車プラスチック由来UV-328の全球排出推計や、レガシーPOPsの再揮発挙動の解析を通じて、条約規制後も市中ストックや気候変動の影響により環境負荷が継続し得ることを定量的に示し、地球規模での分布推計に資する知見を提供した点は、化審法やGFC等の政策判断に資する科学的基盤として位置付けられる。

また本事業では「使用・廃棄段階に着目した排出と再循環」という共通軸のもとに、新規POPs、レガシーPOPs、重金属を扱い、モデリング、実測、分解実験、化学種解析を相補的に組み合わせることで、排出からリスクまでの連動性を明確化した。排出情報の不確実性については、シナリオ設定を明示し、先進国と途上国の廃棄管理差を区別した上で推計を行うなど、情報不足を前提とした慎重な評価を行っている。また、現在、実装が検討されている次世代製品含有化学物質情報・資源循環プラットフォーム（CMP）との関係についても、本研究単独で制度設計を結論づけるものではないが、移動性や再揮発といった科学的知見を提供することで、今後の議論の基礎資料となり得る。

さらに、従来から蓄積してきたバツタ効果や長距離移動性に関する実測・モデルデータは、POPs 条約における長距離移動性評価の高度化に資するのみならず、OECD が開発している LRTP (Long-Range Transport Potential) Screening Tool への学術的接続可能性を有している。LRTP Screening Tool は、化学物質が発生源から遠隔地へどの程度移動し得るかを、物理化学特性（蒸気圧、分配係数、分解半減期等）に基づき定量的に推計するスクリーニングモデルであり、Characteristic Travel Distance (CTD) や Transfer Efficiency (TE) といった指標を通じて長距離輸送ポテンシャルを評価するものである。この評価は、ストックホルム条約における POPs 候補物質の選定や、各国の PBT 評価における移動性判断の科学的基盤として活用されている。

本事業で得られた知見は、従来の一次排出前提の評価に対し、市中ストックからの二次排出、再揮発、温暖化に伴う輸送強化といった動的要因を考慮する必要性を示すものであり、LRTP 評価における新たなパラメータ検討やシナリオ設定の精緻化に寄与し得る視点を提供する。移動性評価は国内において専門家が限られている分野であり、本事業は科学的知見の創出にとどまらず、国際的な評価枠組みに参画し得る専門人材の育成という観点からも重要な意義を有する。以上より、本事業は、国際的評価体系と整合した形で化学物質管理の高度化に資する実証的基盤を構築したものと総括できる。

## 謝辞

本研究は、令和7年度産業保安等調査研究事業（化学物質規制対策（大学・公的研究機関と連携した化学物質管理高度化推進事業（化学物質のライフサイクルを踏まえたPOPsや重金属の環境及び生態への影響評価））の受託研究により実施した。ここに深謝の意を表する。