

令和2年度化学物質安全対策
リスクベースの視点に基づく化学物質管理のあり方

調査報告書

令和3年3月

国立大学法人 大阪大学 大学院工学研究科

目次

I はじめに	1
1 研究目的.....	1
2 達成目標.....	1
3 研究手法.....	2
4 実施体制と役割分担.....	3
参考文献.....	4
II 化学物質地図の作成	5
1 自己組織化マップ (SOM) の PRTR 対象化学物質の分類への適用.....	5
1.1 データセット.....	6
1.2 SOM-Ward および検証方法.....	8
1.3 結果および考察.....	8
1.4 SOM を用いた化学物質地図の作成における総括.....	15
2 定量的構造活性相関 (QSAR) モデルの構築.....	16
2.1 対象データ.....	16
2.2 物性データの収集.....	17
2.3 USEtox®の手法について.....	17
2.4 QSAR モデルの作成および検証方法.....	20
2.5 結果および考察.....	21
3 結論.....	24
参考文献.....	25
III PRTR 対象物質の排出量の変化傾向の要因分析	27
1 ジクロロメタンの変化の要因分析のための産業連関構造分解解析 (IO-SDA).....	27
1.1 IO-SDA について.....	27
1.2 ジクロロメタンの変化.....	28
2 プラネタリー・バウンダリに対する全国のケミカル・フットプリントの包括的評価.....	30
2.1 研究の枠組み.....	30
2.2 結果と考察.....	31
3 オゾン前駆物質の排出量変化 (増減率) とオゾン濃度の予測.....	36
3.1 窒素酸化物 (NO _x).....	36
3.2 揮発性有機化合物 (VOC).....	38
3.3 大気モデルによるオゾン濃度の予測.....	38
4 毒性フットプリントの年間変化量の分解分析: 2001 年から 2015 年における日本の産業部門への適用.....	39
4.1 はじめに.....	39

4.2 データの収集について	42
4.3 結果と考察	49
4.4 政策的含意	60
5 結論	62
参考文献	63
IV 費用便益分析を用いたノニルフェノールのリスク管理方策の評価	68
1 序論	68
1.1 研究の背景	68
1.1.1 国内外の化学物質管理政策	68
1.1.2 既存研究と知見の整理	72
1.2 研究の目的と位置付け	75
1.3 本論文の構成	76
2 ノニルフェノールの有害性評価における費用対効果の算定方法	77
2.1 研究の枠組み	77
2.2 シナリオの設定	78
2.3 生態系リスクにおける費用対効果の評価手法	78
2.4 各項の設定	78
2.4.1 リスクの設定	78
2.4.2 コストの設定	78
2.5 河川のノニルフェノール濃度の算定方法	79
2.6 気象データの設定	80
2.7 下水処理率の設定	80
2.8 下水道普及率の設定	82
2.9 ノニルフェノールエトキシレート排出量の設定	84
2.9.1 PRTR 届出排出量について	84
2.9.2 すそ切り以下排出量について	84
2.9.3 非点源推計排出量について	85
2.10 水中のノニルフェノール濃度の時間変化の考慮	87
2.11 ノニルフェノールエトキシレートからノニルフェノールへの寄与	87
3 解析河川の選定	90
3.1 日本国内の河川水中のノニルフェノール濃度について	90
3.2 ノニルフェノールエトキシレートの国内の使用状況	96
3.2.1 ノニルフェノールエトキシレートの PRTR 届出排出量	96
3.2.2 ノニルフェノールエトキシレートのすそ切り以下排出量	96
3.2.3 ノニルフェノールエトキシレートの非点源排出量	96

3.3	ノニルフェノールの国内の使用状況	97
3.4	都道府県ごとのノニルフェノールエトキシレートの使用状況の整理	97
3.5	解析河川の選定	102
3.5.1	工業型の解析河川について	103
3.5.2	農業型の解析河川について	107
3.5.3	都市型の解析河川について	108
4	ノニルフェノールエトキシレート削減における費用対効果の算定	112
4.1	河川流量の妥当性の検討結果	112
4.2	解析河川の濃度解析結果とモニタリングデータとの比較	114
4.2.1	日光川における濃度解析結果	114
4.2.2	大久川及び小久川における濃度解析結果	116
4.2.3	尻無川における濃度解析結果	118
4.3	各排出・処理項目における感度解析結果	120
4.3.1	日光川における感度解析結果	120
4.3.2	大久川及び小久川における感度解析結果	123
4.3.3	尻無川における感度解析結果	126
4.4	各シナリオの有害性評価値に対するノニルフェノールエトキシレート削減量の算定	128
4.5	各シナリオにおける削減コストの算定	133
4.6	費用対効果の算定	135
4.7	考察	137
5	結論	138
	参考文献	139
V	おわりに	142
1	結果のまとめ	142
2	今後の計画	142
VI	調査結果の公表	143
1	査読付き論文	143
2	国際学会	143
3	基調講演・招待講演など	143
VII	謝辞	144

I はじめに

1 研究目的

最終的に環境への排出を前提とする産業起源のリスク評価において、サプライチェーンの最上流に位置する化学産業セクターは、リスク管理上きわめて重要な役割を担う位置にある。すなわち、環境への排出を封じ込めることは事実上不可能であることを前提としたリスク評価・管理を内蔵した産業セクターとして、川中・川下産業セクターに対してリードする役割が期待されている。くわえて、効果的なリスク管理の推進のためには、世界共通の尺度となりうる定量的な活用を志向したリスク管理指標が求められているといえる。

Post WSSD 2020 の目標を見据え世界各国で取り組まれている化学物質管理において、日本は化審法と化管法の組み合わせによる国際的に互換性をもたせつつも独自のリスク評価を行い、物質カテゴリーに基づく管理を基本とする枠組みで推進してきた。このような蓄積されたデータの活用を通じた、産業、民生部門にくまなく供給されている化学品管理は、イノベーション下で物質の代替速度が加速する、あるいは比較的低下生産量高活性型物質の導入といった事態への対象範囲の拡大への対応や、世界共通尺度でリスク管理水準を把握することを推進していくことが求められている。日本においては、化学物質のリスク評価には多大な蓄積がある。具体的には、研究的基盤に基づいた実務的基盤がすでに三省合同による化学物質管理に反映されており、研究側との連携を通じた、共通の尺度を通じたリスク評価・管理の説明責任の向上に向けた準備は整いつつあるといえる。

世界共通の尺度に関しては、排出量、生涯発がんリスク、一部において損失余命、質調整生存年数といった指標が提案され、政策評価に活用されてきたが、企業、地方自治体、政府の役割を補完する目的での活用は限定的である。とりわけ、生産・消費・廃棄の過程でかかわる主体が複数となるため、共通尺度化の必要性は高い。

そこで、本研究の目的は、リスクベースを中心コンセプトに据えた、共通尺度を志向した化学物質管理の枠組みを構築するということであり、このことが実現することで、持続可能な社会にむけた化学産業の在り方等についてリスク科学の分野からの助言を構築することが期待される。

2 達成目標

本研究課題では、ベストミックスすなわち、規制と自主管理の最適構成を念頭に置いたレスポンスフル・ケアを軸にしてリスク評価に基づく化学物質管理のあり方の明確化に資する知見の構築を目的とする。そこで、この課題を3つの小課題にわけてすすめる。第1は、政府の視点であり、化学物質管理、特に進捗管理に資するベンチマークの作成である。ここでは、自己組織化マップ等を用いた物質の分類に焦点をあてる。対象物質を拡大して化学物質の類型化を進める。一般化学物質約 28,000 物質のうち、最終的には、ばく露クラスが1から4の範囲に該当するヒト健康有害性評価に着手途上の 911 物質を可能とするような枠組みを構築する。それぞれについて SOM による類型化を実施する。ついで、有害性データ未収集物質について、限られたデータを活

用して、いずれの類型に帰属するかの評価を行う。このことを通じて、化学物質に管理に関し、カテゴリー毎で評価するベンチマークについて検討する。第2には、ベストミックスの視点で、PRTRの情報の解読を行う。これは、過去15年間に渡って蓄積された大量で汎用的な化学物質をとりあげた場合、少量で有害性が懸念される化学物質、各種の製品に広く添加される物質に限定してPRTRデータを活用し、経年変化の要因を推定する。第3は、地域の企業や地方自治体の視点にたったものである。リスクの直接的懸念地点はローカルにでてくることが多いが、ライフステージを通じた排出量推計結果、排出量削減を通じたリスク削減の費用対効果のケーススタディを実施する。これらの課題は、これまで3か年を通じて行ってきた「化学物質安全」に関する調査研究事業をベースに発展的に実施するものである。

3 研究手法

課題1では、対象範囲を拡張したうえで多変量解析、SOM (Self Organization Map, 自己組織化マップ) 解析を継続する。参照する物質として、第二種特定化学物質とともに、第一種特定化学物質、POPs、一般化学物質をとりあげて類似度を推算し、化審法のリスク評価の加速化や合理的運用にむけた知見を得る。なお、対象物質の拡大においては、MOE (Molecular Operating Environment) を活用して構造情報から化学物質の特性情報を推算して利用する。物質の特性情報、製造・輸入量といったデータのみを与件として化学物質分類を行い、類似性の高い群ごとに簡易的QSAR式を導出して行ったリスク評価(新規提案方式)と、実験・実測データを基に行われている現在の化審法リスク評価結果とを比較することで、本方法の適用性を継続して検討する。現行方式はin vivo (動物試験等を活用する生体内での試験値に基づく方式) によるリスク評価手法であるのに対し、新規提案方式はin silico (既知データを活用したコンピューターでの予測方式) によるリスク評価手法を指す。新規提案方式は、信頼性は現行方式に比して低いが、安価に大量の物質のリスク評価を行うことが可能となる。新規提案方式の活用を通じて得られる知見の現行方式を補完できる範囲を明確に(信頼性の評価)することで、現行方式を補完するための方式の提案を目指す。可能な範囲で、近々に予定されている化管法改定後に導入される物質の評価も実施する。

課題2では、化学物質の産業間でのやりとりを反映した収支解析を行い、PRTR対象物質の排出移動量の変化要因を類推する。産業関連分析の基本式とPRTR排出量データを連成して解く方法をH30年度に構築しており、その更なる実際適用を行う。マクロ的視点から、事業者側の排出抑制対策がどのように作用した結果、排出量削減等につながるか、更にそのメリットを表現する指標について、chemical footprint といった考え方を導入する。chemical footprint は、排出量をリスクベースの値に換算することができる一指標であり、欧州における生態リスク評価への適用がその代表例として挙げられる (Michiel C.Z. et al., Environ. Sci. Technol. 2014, 48, 10588–10597)。Chemical footprint の代表的な定義としては、リスク規制値までに排出量を低減させるために必要な環境の容量を指し、産業側の自主的管理活動と環境影響のバランスを把握を可能とする指標である。化学物質管理における政策指標においては、排出量自体の削減効果を把握することは必要条件であ

るが、それだけでは不十分であり、リスクの削減効果を反映した指標を定義することで有用性や実効性を持つことになる。すなわち、リスクベースで評価結果を踏まえた決定に資する知見となる。産業界の自主的取り組みの成果を **chemical footprint** を通じてリスクベースで評価することを通し、今後、地球環境問題に対する **solution provider** として化学産業が果たしうる役割を考察する。なお、関連する同類の指標に **energy footprint**, **carbon footprint** といった指標が開発されており、**chemical footprint** が適切に定義できることで、SDGs のもとでの企業の自主的管理、政府の化学物質政策を隣接領域の俯瞰を通じた評価・管理が可能となる。

課題3では、事業者の自主管理の成果を示す指標としては、排出移動量そのものがもっとも直接的に事業者の努力を示すものである。PRTR のデータが活用された化審法のリスク評価においては、排出量の変化が健康リスク、生態リスクに変換されて、リスクベースの化学物質管理政策の進捗管理に資する情報として活用されていくことが望ましい。しかしながら、関係者において排出量の変化に伴う便益のもつ意味は多様であり、なるべくわかりやすく関係者にその意味が伝えられる必要がある。そこで、費用対効果指標を通じて、リスク評価結果に基づく意思決定の選択肢についてまとめる。事例としては、水系に排出される洗浄剤をとりあげ、リスク削減対策の費用対効果分析を実施し、より円滑なリスク評価に基づくリスク管理に移行するための知見の構築を行う。

4 実施体制と役割分担

以下に、実施体制を示す。調査代表者、実施者それぞれの氏名、所属、役職、本事業における担当を記載した。

東海明宏、阪大院、教授、調査研究代表者：研究枠組み策定と総括

伊藤理彩、阪大院、助教、分担者：課題1～3、リスク評価および適用可能性の検討

Nguyen Thi Hoa、阪大院、助教、分担者：課題2、**chemical footprint**、産業連関分析

足立浩基、阪大院博士前期課程1年、研究協力者：課題1、QSAR、SOM

岩佐彰介、阪大学部4年、研究協力者：課題1、マイクロプラスチックの初期リスク評価

岡崎祐樹、阪大院博士前期課程2年、研究協力者：課題2、オゾン前駆物質の排出量変化（増減率）とオゾン濃度の予測

作内友哉、阪大院博士前期課程1年、研究協力者：課題2、**chemical footprint**

西元崇人、阪大院博士前期課程1年、研究協力者：課題3、ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシレート有害性評価と対策効果分析

青木幸雄、阪大院博士後期課程3年（兵庫県立消費生活総合センター、主査）、研究協力者：データ収集整備

原田房枝、ライオン㈱ 研究協力者（助言）

参考文献

- 1) MOE (Molecular Operating Environment) HP in Chemical Computing Group ULC, www.chemcomp.com/MOE-Molecular_Operating_Environment.htm (accessed: 21 February, 2018).
- 2) S. C. L. Koh, T. Ibn-Mohammed, A. Acquaye, K. Feng, I. M. Reaney, K. Hubacek, H. Fujii and K. Khatab (2016) Drivers of U.S. toxicological footprints trajectory 1998–2013, *Scientific Reports*, Vol 6, Article number: 39514.

II 化学物質地図の作成

Post WSSD 2020 の目標を見据え、世界各国で取り組まれている化学物質管理において、日本では化審法と化管法の組み合わせによる国際的に互換性をもたせつつも独自のリスク評価を行われ、物質カテゴリーに基づく管理を基本とする枠組みが推進されてきた¹⁾。蓄積されたデータの利活用を通じた産業、民生部門に供給されている化学品管理は、イノベーション下で物質の代替速度が加速する、あるいは比較的 low production high activity 型物質の導入といった事態への対象範囲の拡大への対応や、世界共通尺度でリスク管理水準を把握するうえで根幹的課題と言える。

そこで本研究では、化学物質分類に関して、化学物質地図作成のケーススタディを実施する。化学物質の分類方法としては、引き続き多変量解析と機械学習機能を備えた自己組織化マップ (SOM) を活用して化学物質の類型化の検討および定量的構造活性相関 (QSAR) の解析を行う。これらの解析を通じて、未評価の物質がいずれの類型に近いのか、帰属しやすいかについての傾向を把握する。また、構造情報の整備、ばく露スコア、有害性スコアがそろっている物質をとりあげて、データの組合せとグループ形成の関係について明らかにし、*in silico* (既知データを活用したコンピューターでの予測方式) によるリスク評価を行う。

1 自己組織化マップ (SOM) の PRTR 対象化学物質の分類への適用

自己組織化マップ (SOM) は、ニューラルネットワークに基づく先進的な多変量解析である²⁾。SOM は、高次元のメトリック空間を非線形に低次元表現に写像する。さらに、類似度に応じて自動的に分類するクラスタリング能力にも優れている。以下の図 (図 II-1) は高次元の入力サンプルの例を示している。SOM を使用した後、観察しやすい 2 次元の出力を得ることができる。

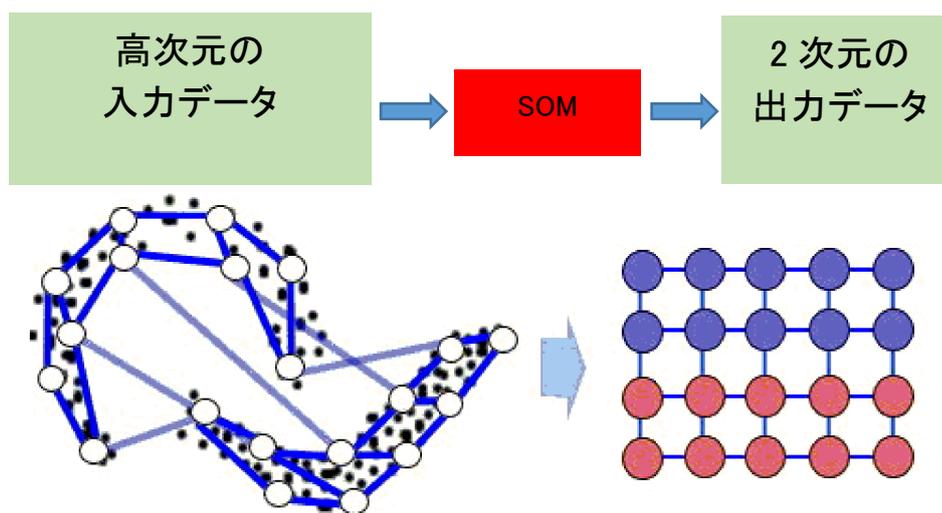


図 II-1 SOM の概念図

1.1 データセット

1.1.1 PRTR 対象化学物質の排出量と移動量

本研究では、PRTR 対象化学物質のうち第一種指定化学物質に指定されている 462 物質を検討した。排出および移動に関するデータは、2015 年³⁾のものを使用した。化学物質の排出および移動に関連する以下の 7 つの属性を特定した。(i) 閾値以上の 24 品目からの排出、(ii) 閾値以上の 24 品目からの移動、(iii) 閾値未満の 24 品目からの推定排出、(iv) 非上場部門からの推定排出、(v) 家庭部門からの推定排出、(vi) 移動源からの推定排出、(vii) 化学物質の製造または輸入活動からの化学物質の量である。

1.1.2 毒性加重排出量 (TWR)

無影響量 (NOEL) や無毒性量 (NOAEL) など、化学物質の毒性指標を決定するための実験は、非常に複雑で時間がかかる⁴⁾。調査対象とした 462 の化学物質の環境指標に関するデータを入手することは困難であるため、本研究では毒性 (有害性) と TWR を考慮した。

健康影響の観点から化学物質の毒性のクラスを表す 9 つの属性を考慮した。すなわち、(i) 発がん性、(ii) 生殖発生毒性、(iii) 変異原性、(iv) 経口慢性毒性、(v) 吸入慢性毒性、(vi) 作業環境毒性、(vii) 感作性、(viii) 生態毒性、(ix) オゾン層破壊物質である。各毒性クラスにはいくつかのカテゴリーがあり、各化学物質はその危険度に基づいて特定のカテゴリーに分類されている。毒性クラス分類に関するデータは、環境省³⁾から取得した。

TWR は、プレスクリーニングで使用され、ヒト健康に対する大気中 (TWR_a) や水中 (TWR_w) での潜在的リスクと、水生生物に対する水中でのリスク (TWR_{al}) を算出するために提案されている⁵⁾。TWR を使用することで、異なるタイプの潜在的に高いリスクを持つ化学物質を事前に選別することが可能となる。例えば、毒性は低い排出量が多い化学物質、排出量は少ないが危険性が高い化学物質、排出量や毒性は中程度であるが危険性が高い化学物質などが挙げられる。本研究では、TWR_a、TWR_w、TWR_{al} を化学物質の移動および毒性クラスともに SOM トレーニングの属性として含めた。TWR の計算には以下の式を用いた。

$$TWR_a (m^3 / year) = releases_a (kg / year) / RfC_a (mg / m^3) \times 10^6 (mg / kg) \quad (1)$$

$$TWR_w (L / year) = releases_w (kg / year) / RfC_w (mg / L) \times 10^6 (mg / kg) \quad (2)$$

$$TWR_{al} (L / year) = releases_w (kg / year) / RfC_{al} (mg / L) \times 10^6 (mg / kg) \quad (3)$$

ここで、 $releases_a$ は 24 のリスト化された産業ごとの上記の閾値を上回る大気中への排出量、 $releases_w$ は水中への排出量を表す。 RfC_a および RfC_w は、それぞれ、大気中、水中に排出された物質のヒト健への脅威に対する標準濃度 (RfC)、 RfC_{al} は水中の水生生物への脅威に対する標準濃度

を表す。RfC は、特定の曝露期間に非発がん影響を引き起こさない化学物質濃度として定義される。RfC は世界保健機関（WHO）や米国環境保護庁（USEPA）などの国際機関の環境基準や信頼性の高いデータベースに基づいて推定されたものである⁶⁷⁾。PRTR の排出・移動と化学的毒性を組み合わせるために、SOM の入力データとして 462×19 のマトリックス（Z）を用いた。表 1 に属性リストを示す。

表 1 において、値が大きいほど毒性や量が多い。欠測値について、選択基準より 1 オーダー下のクラスを補完した。【変異原性】、【感作性】、【オゾン層破壊物質】は 1 が許容できる、0 は許容できない。【製造・輸入量】は 5 が 100 トン以上、4 は 1 トン以上、100 トン未満、3 は 1 トン未満、2 は 0 トン、1 は不明である。

表 II-1 属性リスト

19 特性（有害性+TWR+曝露）	
1	発がん性（カテゴリー：1、2、3）
2	生殖発生毒性（カテゴリー：1、2、3、4）
3	変異原性（カテゴリー：0、1）
4	経口慢性毒性（カテゴリー：1、2、3、4）
5	吸入慢性（カテゴリー：1、2、3、4）
6	作業環境毒性（カテゴリー：1、2、3、4）
7	感作性（カテゴリー：0、1）
8	生態毒性（カテゴリー：1、2、3）
9	オゾン層破壊物質（カテゴリー：0、1）
10	大気中のヒト健康保護のための TWR（Score=log[TWR m3]）
11	水域におけるヒト健康保護のための TWR（Score=log[TWR L]）
12	水域における水生生物保護のための TWR（Score=log[TWR L]）
13	製造・輸入量（カテゴリー1、2、3、4、5）
14	総報告排出量（Score=Log[total reported releases kg]）
15	総報告移動量（Score=Log[total reported transfers kg]）
16	上場企業からの推算排出量（Score=Log[amount kg]）
17	非上場企業からの推算排出量（Score=Log[amount kg]）
18	家庭部門からの推算排出量（Score=Log[amount kg]）
19	移動排出源からの推算排出量（Score=Log[amount kg]）

1.2 SOM-Ward および検証方法

SOM-Ward は、SOM のタイポロジー特性と Ward のクラスタリングアルゴリズムの両方を利用したレベル 2 のクラスタリングツールである⁸⁾。Ward のクラスタリングアルゴリズムは、凝集型の階層型クラスタリングアプローチである⁹⁾。SOM-Ward アルゴリズムでは、各オブジェクトを 1 つのクラスターとみなす。SOM のトポロジカル特性が考慮されたまま、それらの間のユークリッド距離が最も小さい 2 つのクラスターがペアリングされる。すなわち、関連するクラスターのみが結合され、非関連クラスター間の距離は無限とみなされる。

本研究では、SOM トレーニングと SOM-Ward クラスタリングに Viscovery® SOMine 7.2 ソフトウェアを使用した。このソフトウェアを再処理に使用する際に選択した重要な SOM パラメータは、マップサイズ、テンションパラメータ ($\alpha=0.5$)、クラスタリング方法 (SOM-Ward)、クラスター数でした。マップサイズは、出力層のニューロンと競合するニューロンの数を設定するために用いた。本実施形態では、マップサイズを 10000 ニューロンに設定した。

1.3 結果および考察

SOM-Ward クラスタリングの学習データに基づいて、図 2 に示すように、462 の化学物質を 11 のクラスター (C1-C11) に分類した (図 II-2-6)。その中で、クラスターの頻度を表 II-2 に示す。

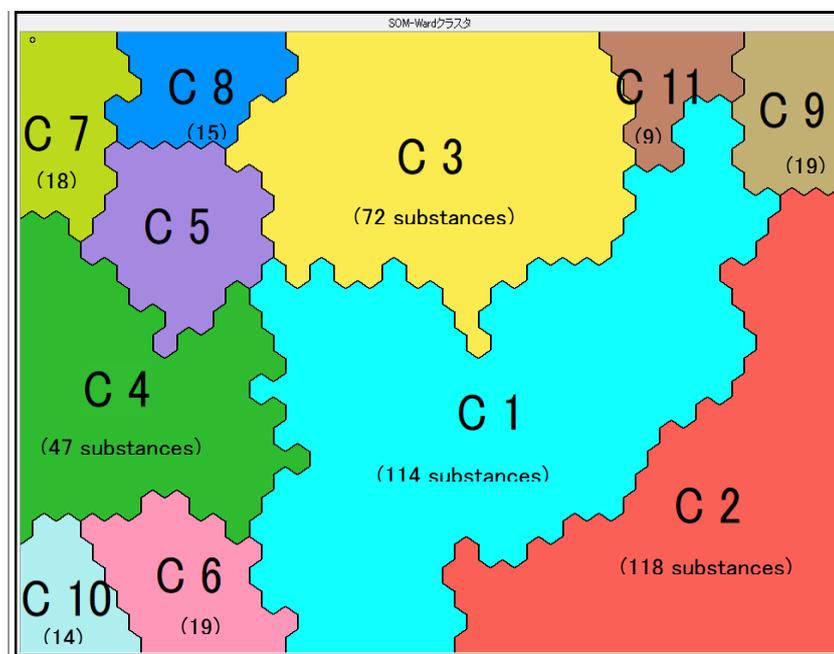


図 II-2 C1-C11 の SOM マップ

各クラスターの特徴を記述するために、本研究では Viscovery SOMine が提供する SOM トレーニング結果としてのプロファイル値を使用した。プロファイル値は、全モデルデータの標準偏差として定義した。これらの値は、個々の SOM クラスターに対して最も影響力のある属性を示すため重要である。本研究では、結果の有意性を調べるために p 値と t 検定値を使用した。p 値が低く、t 検定値が高いほど、結果がランダムである確率が低いことを意味している。t 検定値が高いほど、結果に一貫性があることを示している。t 検定値が最も高く、p 値が 0.0001 以下の上位 5 属性のプロファイル値を各 SOM クラスターの特徴とみなした。図 II-4 には、各クラスターの特徴が示されている。例えば、C1 は非上場産業からの推定排出量が少なく、変異原性、経口慢性毒性、発がん性が低いこと、大気中のヒトに対する TWR が低いことが挙げられる。

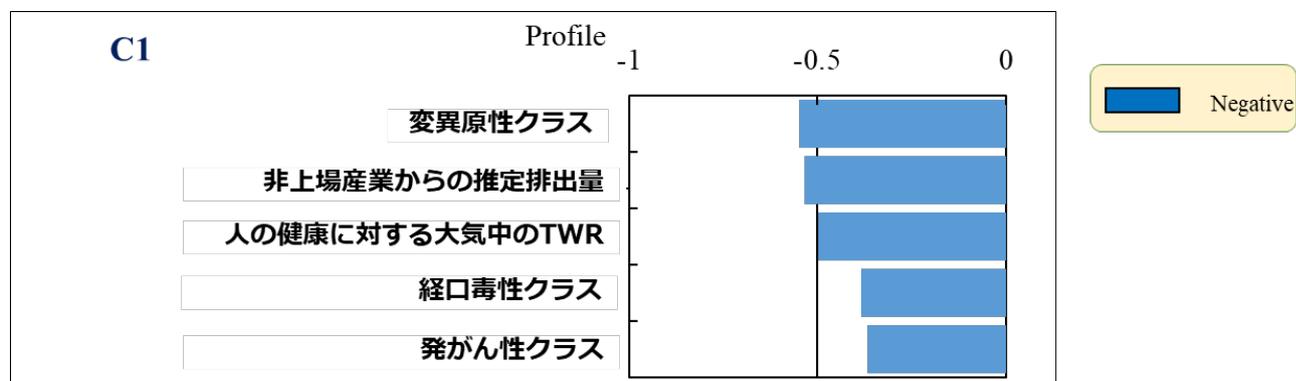
表 II-2 クラスター頻度

クラスター	頻度
C 1	24.68%
C 2	25.54%
C 3	15.58%
C 4	10.17%
C 5	3.68%
C 6	4.11%
C 7	3.90%
C 8	3.25%
C 9	4.11%
C 10	3.03%
C 11	1.95%

表 II-2 は、クラスター頻度を示している。C2 が 25.5%（118 物質）で最も多く、C1（24.7%、114 物質）、C3（15.6%、72 物質）、C4（10.2%、47 物質）と続く。その他のクラスターでは、化学物質の数はこれよりも少ない。

図 II-3 は、各属性の分布を示したもので、暖色系の色（値が高い）は属性の寄与度が高いことを示し、寒色系の色（値が低い）はその逆を示している。例えば、変異原性が非常に高い化学物質は C3 と C4 に属し、オゾン層破壊物質が非常に高い化学物質は C9 に属している。

次に各クラスターの特徴と代表的な物質を述べる。下記に示した C1 は、非上場産業からの推定排出量、変異原性が少なく、経口毒性および発がん性が低く、人の健康に対する大気中の TWR が低い物質である (図 II-3)。代表的な物質は、トリクロロベンゼン、臭素である。



上記の図の見方として、C1 は、非上場産業からの推定放出量が少なく、低変異原性で、経口毒性および発がん性が低く、ヒト健康に対する大気中の TWR が低いという特徴がある。

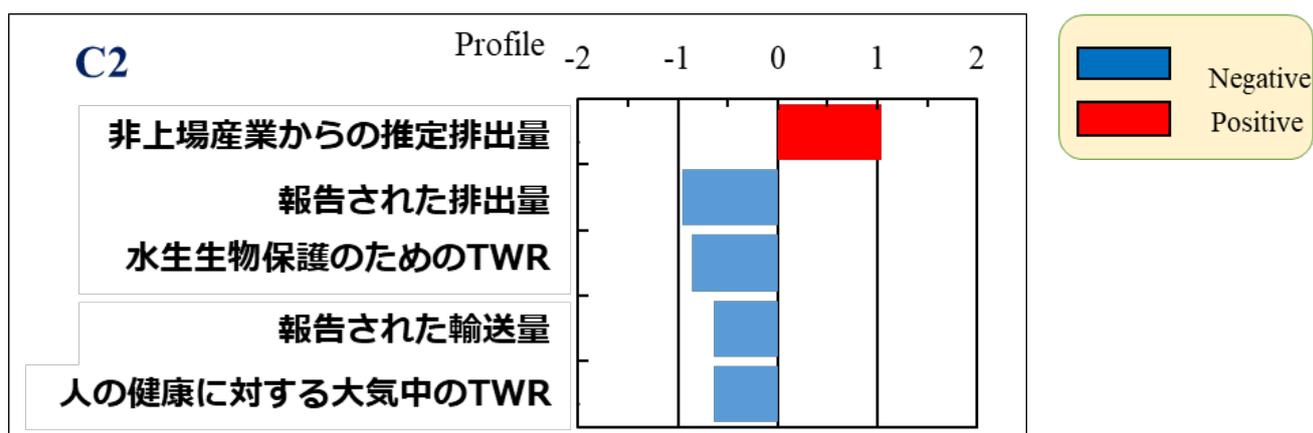


図 II-3 C1-C2 のプロフィール

C2 は、非上場産業からの推定放出量が多いという特徴がある。また報告された排出量と移動の合計が少なく、大気中のヒト健康、水中の水生生物の TWR が低い。

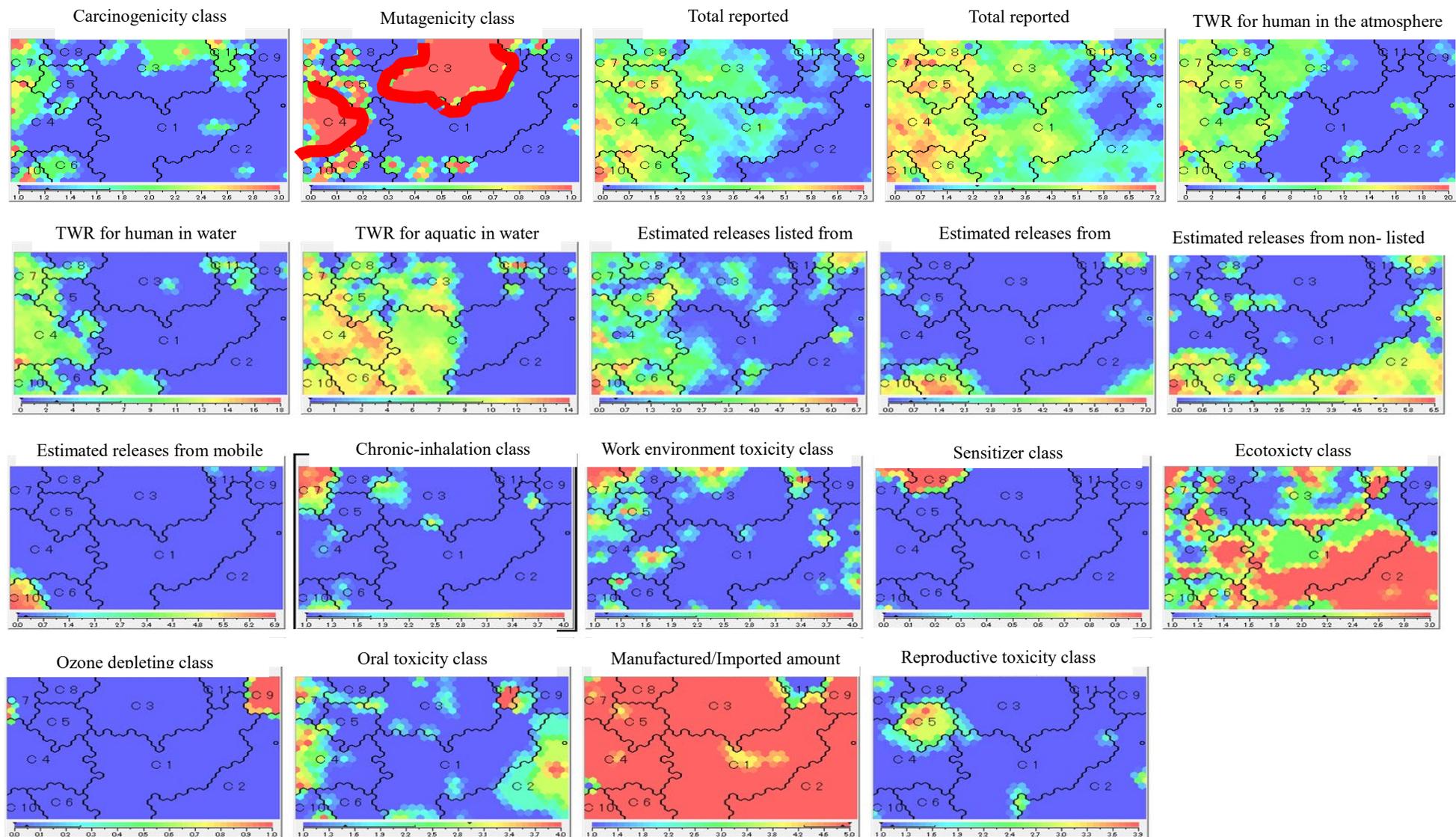
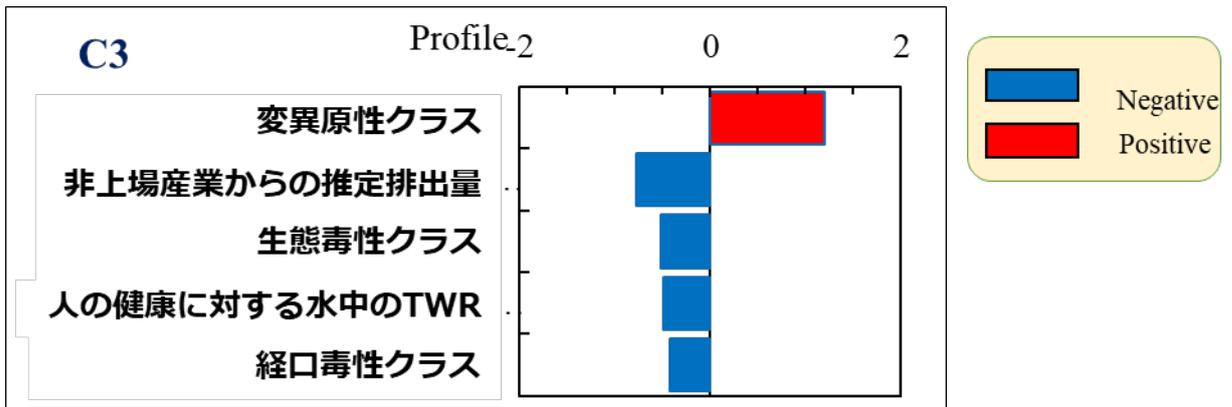
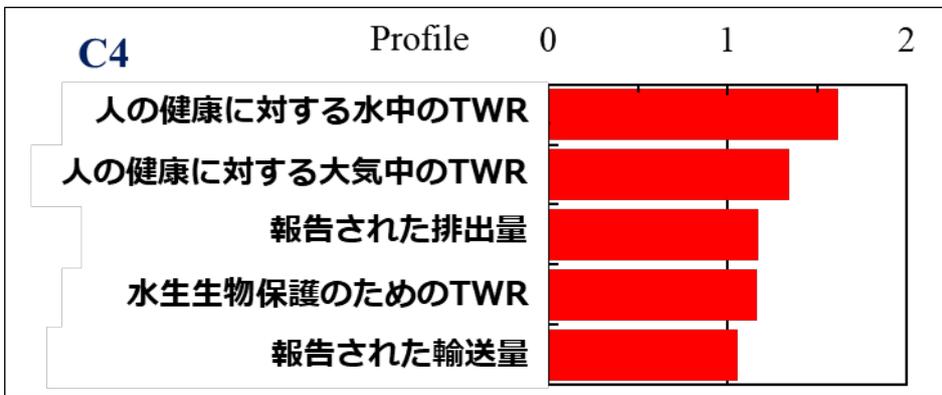


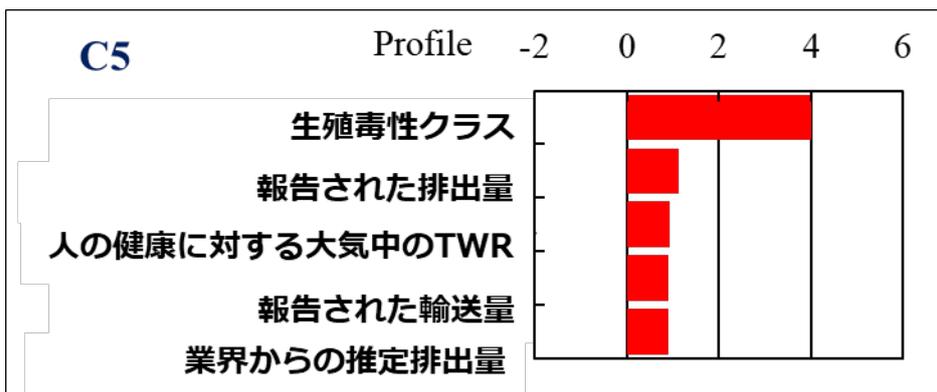
図 II-4 マップ全体での各属性の分布



C3 は、変異原性が高く、非上場産業からの推定放出量が少ないこと、生態毒性および経口毒性クラスが低いこと、水域におけるヒトの TWR が低いことを特徴としている。

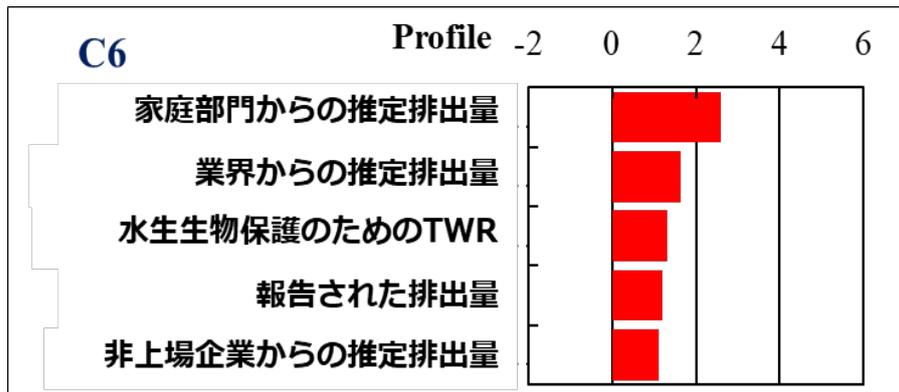


C4 は、報告された総放出量と移動量が多く、大気中および水域内の人間、および水域内の水生生物の TWR が高いことを特徴としている。

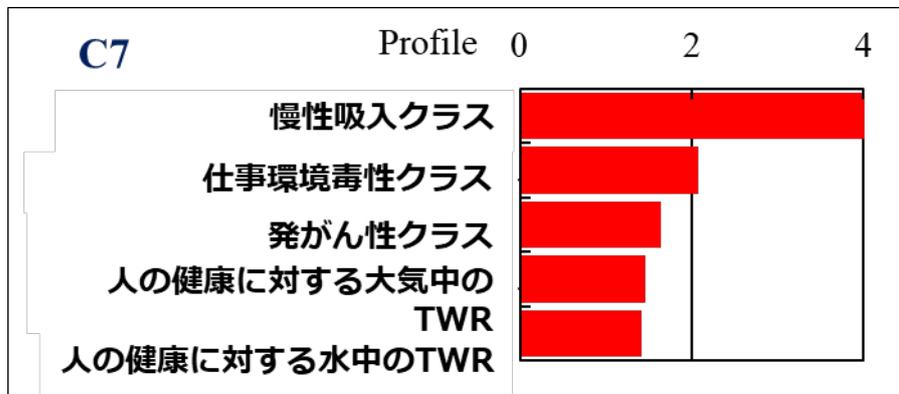


C5 は、報告された総放出量と移動量が多く、上場産業からの推定放出量が多く、生殖毒性クラスが高く、大気中のヒトの TWR が高いという特徴がある。

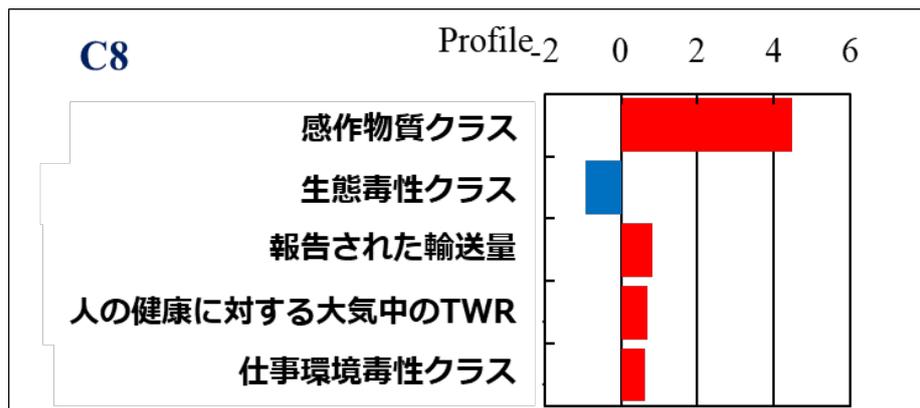
図 II-5 C3-C5 のプロフィール



C6は、報告された総放出量が多く、上場および非上場の産業および家庭部門からの推定放出量が多く、水域の水生生物のTWRが高いという特徴がある。

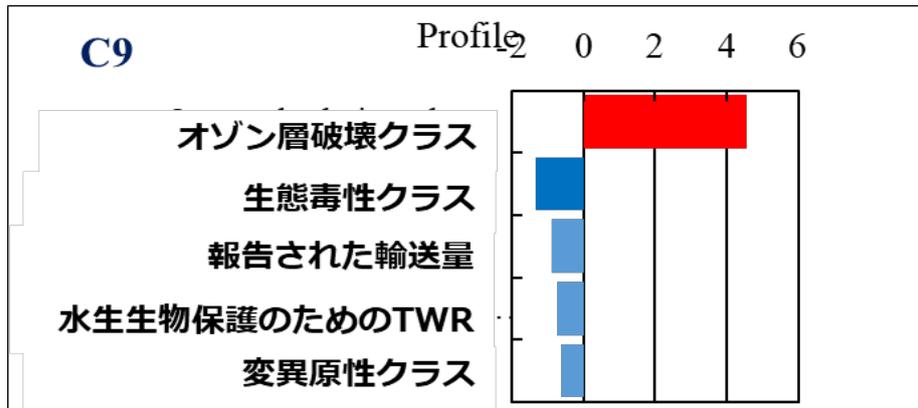


C7は、高い慢性吸入、作業環境毒性、発がん性クラス、大気中および水域でのヒトの高いTWRを特徴としている。

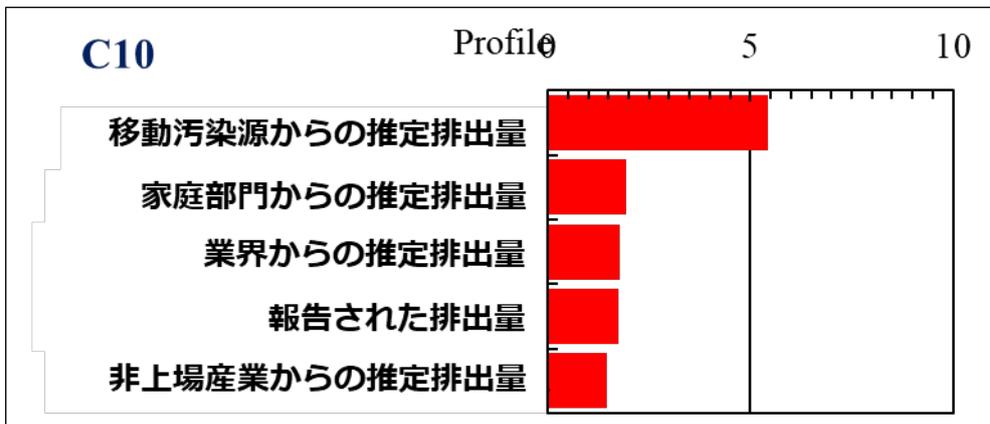


(C8は、報告された総移動量が多く、増感剤と作業環境の毒性クラスが高く、大気中のヒトのTWRが高く、生態毒性クラスが低いという特徴がある。

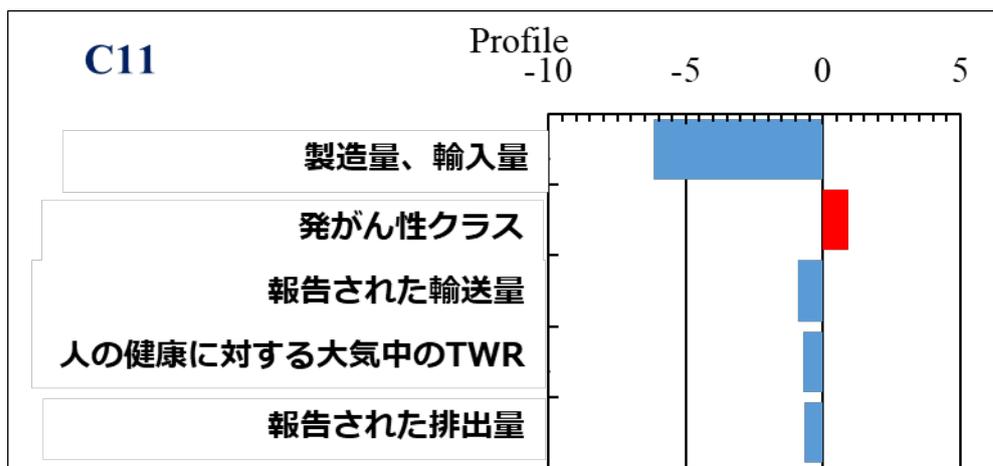
図 II-6 C6-C8 のプロフィール



C9は、オゾン層破壊クラスが高く、報告された総移動量が少なく、生態毒性と変異原性のクラスが低く、水域の水生生物のTWRが低いという特徴がある。



C10は、報告されたリリースが多く、上場および非上場業界、家庭部門、移動源からの推定排出量が多いという特徴がある。



C11は、発がん性クラスが高く、製造/輸入量の категорияが低く、報告された放出と移動の合計が少なく、大気中のヒトのTWRが低いという特徴がある。

図 II-7 C19-C11 のプロファイル

1.4 SOM を用いた化学物質地図の作成における総括

C1 は、非上場産業からの推定放出量が少なく、低変異原性で、経口毒性および発がん性が低く、ヒト健康に対する大気中の TWR が低いという特徴がみられた。C2 については、非上場産業からの推定排出量が高く、2-クロロ-2', 6'-ジエチル-N-(2-プロポキシエチル)アセトアニリドが代表物質である。C3 は、変異原性の特徴が高く、2-ヒドロキシエチルアクリレートが代表物質である。C4 は、ヒト健康影響に関して、水、大気の TWR とともに高く、排出量、輸送量も多い物質が集まった。代表物質は、エチレンオキシド、クロロエチレン(塩化ビニル)、ヒ素とその無機化合物、ダイオキシンで、第一種指定化学物質が多い結果となった。C5 は、生殖毒性が特に高く、大気中の TWR、排出量、輸送量が高い物質が集まった。代表物質は、2-ブロモプロパン、鉛化合物であり、このクラスターも第一種指定化学物質が多い結果となった。C6 は、家庭部門、業界からの排出量が多いクラスターで、水中 TWR も高い結果となった。代表物質は、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩(LAS)である。C7 は、慢性吸入毒性が特に高く、仕事環境毒性、発がん性、水中・大気中の TWR が高いクラスターとなった。代表物質は、カドミウムとその化合物、六価クロム化合物、ニッケル化合物、ベリリウムとその化合物で、このクラスターも第一種指定化学物質が多い結果となった。C8 は感作毒性クラスが高いが輸送量は比較的小さく、生態毒性も小さい物質が集まった。代表物質は、ニッケルである。C9 はオゾン層破壊の特性が特に高い物質だが、生態毒性や輸送量は比較的小さい物質が集まった。代表物質は、クロロトリフルオロエタンである。C10 は移動汚染源からの排出量が高く、その他、家庭部門、業界、非上場産業からの排出量も同一に高いクラスターとなった。代表物質は、1,3-ブタジエン、ベンゼン、ホルムアルデヒド、トルエンである。C11 は発がん性が比較的高いが、製造量、輸入量、輸送量、大気中の TWR は比較的低い物質が集まった。代表物質は、アスベストであり、第一種指定化学物質である。

このように本研究を通して、PRTR 対象物質である 462 物質を 11 のクラスターに分けられることが判明した。また第一種指定化学物質は、C4、C5、C7、C11 に集まる傾向が見られた。

本研究で構築した手法を用いることによって、新規化学物質のリスク評価が生じた際でも、表 II-1 の属性リストに基づいてクラスタリングを行うことにより、今回分類した 11 のグループのいずれに属するかを簡便に知ることが可能となり、同様の属性をもつ類似物質から今後が生じるリスクについて予測することが可能となることを見込まれる。

2 定量的構造活性相関 (QSAR) モデルの構築

本章では、定量的構造活性相関 (QSAR) から化学物質の特性情報を推算し、物理化学・毒性推計を検証する方法の構築について述べる。

2002年に持続可能な開発に関する世界首脳会議 (WSSD) が南アフリカのヨハネスブルグで開催され、化学物質管理について「WSSD2020年目標」が定められた¹⁰⁾。2019年度には、「Post WSSD 2020」を見据えた化管法の見直しが行われた¹⁾。PRTR対象物質およびSDS対象物質が新たに選定され、対象物質数が増える予定であり、化学物質のリスク評価の迅速化が求められている¹¹⁾。そこで、本研究では、参照する物質として、第二種特定化学物質とともに、第一種特定化学物質、POPs、一般化学物質をとりあげて類似度を推算することで、化審法のリスク評価の加速化や合理的運用にむけた知見を得ることを目的とした。

2.1 対象データ

図-1 にしめすように、対象物質を PRTR 対象物質外にも拡大して化学物質の類型化を進める。一般化学物質約 28,000 物質のうち、最終的には、ばく露クラスが 1 から 4 の範囲に該当するヒト健康有害性評価に着手途上の 711 物質を可能とし、計 933 物質のリスク評価を可能とするような枠組みを構築する。対象化学物質に関して、化審法規制分類の内訳を表 II-8 に示す。

933 物質の対象の選定基準は、以下の通りである。

- 1) 化審法で規制されていること。
- 2) 生産輸入数量が大きいこと。
- 3) CAS 番号と紐づけられる
- 4) SMILES が得られること。
- 5) 毒性値が入手可能こと。

規制分類 (略字)	定義	対象物質数(全数)
第一種特定化学物質 (C1S)	難分解・高蓄積・長期毒性	27 (33)
監視化学物質 (M)	難分解・高蓄積・毒性不明	31 (38)
第二種特定化学物質 (C2S)	高残留性・慢性毒性	8 (23)
優先評価化学物質 (PA)	リスクが低いと言い切れない	156 (223)
一般化学物質 (G)	リスクが十分に低い	711 (約28,000)
合計		933

図 II-8 QSAR モデル構築における対象物質

2.2 物性データの収集

QSAR 式作成において使用する物性として、オクタノール/水分配係数(Log Kow)、蒸気圧 (Pa)、Characterization factor (CF)を選出した。オクタノール/水分配係数は、親水性か親油性かを示す指標であり、土壌等への吸着率、環境媒体中への残留率に大きく関わる物性である。蒸気圧は、気液平衡が成り立つときの蒸気の示す圧力であり、蒸気圧の値が大きいと揮発性が大きい。よって、物質の揮発性を予測することが可能となり、新規化学物質において、大気経路での曝露リスクを考慮すべきか等、予防策を立てる上でも重要な物性である。これらの2つの物性値は、EPI suite (構造情報から QSAR によって物理化学特性を推計するモデル)¹²⁾によって求めた。最後に CF は、式 1-1 で示すように、影響係数に摂取係数を乗じて USEtox[®] で値を算出することができる係数であり、人の潜在的な健康被害を示す。単位は、DALY / kg 排出量である。ここで DALY とは障害調整生存(Disability-Adjusted Life Year)のことであり、集団の健康状態を障害の程度や障害を有する期間を加味することによって失われた年数で定量的に評価することが可能である¹³⁾。健康指標である CF に関して、USEtox[®]での各係数の値の算出方法については次節で述べる。

2.3 USEtox[®]の手法について

本項では、化学物質のライフサイクル全体でのリスク推計モデルである USEtox[®]の手法について概要を述べる。

USEtox[®]では、化学物質の毒性をライフサイクルインパクトアセスメントという考え方をを用いて評価している。具体的には、3 スケール(Global, Continental, Urban)¹¹ コンパートメント(air, freshwater, etc.)での媒体間移行と媒体内分解を考慮した物質収支式に基づいて計算される。

まず、USEtox[®]では化学物質のリスクをインパクトスコア IS として式 1-1 を用いて算出している。

$$IS = \sum_i \sum_x CF_{x,i} \times M_{x,i} \quad \text{式 1-1}$$

IS : インパクトスコア (cases),

$CF_{x,i}$: 物質 x のコンパートメント i での特性化係数 (cases/kg),

$M_{x,i}$: 物質 x のコンパートメント i での排出量 (kg)

また、特性化係数 CF は以下の式 1-2 から求められる。

$$CF = EF \times iF \quad \text{式 1-2}$$

EF : 影響係数 (cases/kg, m³/kg),

iF : 摂取係数 (kg_{intake}/kg_{emission})

ここで、摂取係数 iF は以下の式 1-3 から求められる。

$$iF = FF \times XF \quad \text{式 1-3}$$

FF (Fate Factor) : 化学物質の滞留時間 (day),

XF (Exposure Factor) : 曝露係数 (/day)

Fate Factor と Exposure Factor の算出方法を以下に述べる。

Fate Factor (FF)は i) 化学物質の物性と ii) 排出するコンパートメント(土壌、水、大気)、iii) 排出されるコンパートメント(土壌、水、大気)の3つに依存する値である¹⁴⁾。使用した物性値は以下の表 II-3 の通りである。本研究では、以下の物性値をを EPI Suite™ を用いて推計した。

表 II-3 Fate Factorの導出に使用した物性値

変数名	略語	単位
分子量	MW	g/mol
水・オクタノール分配係数	K _{OW}	-
水・有機炭素分配係数	K _{OC}	L/kg
25°Cでのヘンリー定数	K _{H25C}	Pa・m ³ /mol
25°Cでの蒸気圧	Pvap25	Pa
25°Cでの水溶解度	Sol25	mg/L
水・溶解有機炭素分配係数	K _{DOC}	L/kg
大気中での分解係数	kdegA	/s
水中での分解係数	kdegW	/s
底質での分解係数	kdegSd	/s
土壌中での分解係数	kdegSl	/s
魚類における生物蓄積係数	BAF _{fish}	L/kg _{fish}

Exposure Factor (EF)は化学物質の物性と排出先のコンパートメント、ヒトへの曝露経路に依存する値である。曝露経路は、大気(吸入)・飲料水・曝露作物(フルーツや穀物などの地上で栽培される作物)・非曝露作物(根菜などの地下で栽培される作物)・肉類・乳製品・魚類の7つを考えた。

大気の場合の計算方法は以下の式 1-4 の通りである。

$$XF_{inh} = \frac{INH \times POP}{VOLUME_{air}} \quad \text{式 1-4}$$

INH : 1 日の平均吸入量(m³/day),

POP : 人口(person),

$VOLUME_{air}$: 大気コンパートメントの大きさ(m³)

また、USEtox®では INH を 13 m³/day、 $VOLUME_{air}$ は Global 及び Continental スケールで 1000 m, Urban スケールで 240 m としている。

曝露係数 (XF)の算出方法は以下の式 1-5 の通りである。

$$XF_{i,r} = \frac{BAF_{i,r} \times PROD_i \times POP}{MASS_r} \quad \text{式 1-5}$$

$BAF_{i,r}$: コンパートメント r における経路 i での
生物蓄積係数(kg/kg),

$PROD_i$: 経路 i での 1 日の摂取量(kg/day/person),

$MASS_r$: コンパートメント r の大きさ(kg)

iF 値の算出の際に用いた入力土地データを以下の表 II-4 に記載されているのは USEtox® ver.2.01 にあらかじめ設定されている日本と朝鮮半島のデータから変更を加えた点のみである。記載以外のデータは USEtox の内蔵データを使用した。

表 II-4 USEtox®での入力土地データ¹⁵⁾¹⁶⁾

土地データ	入力データ
陸地面積	377,974.92 km ²
海洋面積	377,974.92 km ²
降雨率	1,757 mm/year
人口	126,150,000 人

*陸地面積と海洋面積の比は 1 : 1 とした。

本研究では上述した手法により、大気、水、土壌それぞれのコンパートメントに係る CF を算出した。QSAR 式の作成においては、それらの 3 つの平均値を用いた。

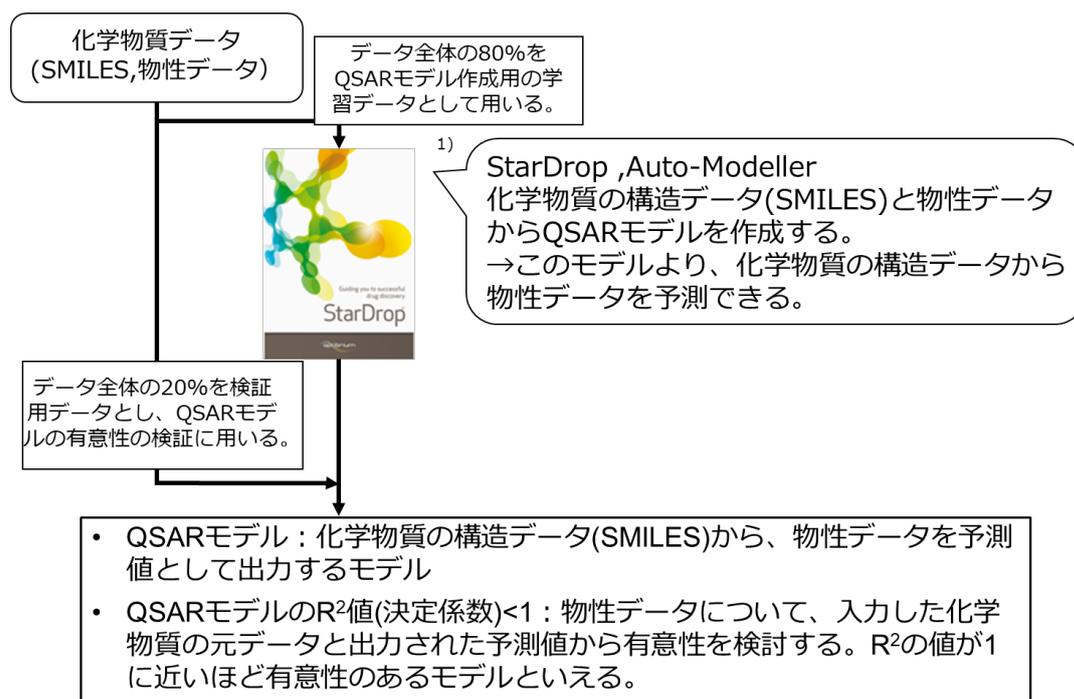
2.4 QSAR モデルの作成および検証方法

本節では、実際に QSAR を用いて化学物質の物理化学的物性・毒性の推計について概要を示す (図 II-9)。

QSAR は、化学物質の構造と物性・毒性の間で成り立つ相関関係を示す。この QSAR のモデルを用いることで、類似した構造を持つ化学物質のデータから評価対象の化学物質の特性を予測することができる。本研究では、QSAR モデルによる物性・毒性推計の妥当性を検証するために StarDrop™¹⁾を使用した。StarDrop™に化学物質の構造及び物性・毒性のデータを入力することで、他の化学物質の構造データから物性・毒性を予測することができる。

StarDrop では、「2.1.対象データ」で示した化学物質のうち、物性値および毒性値を USEtox® ver.2.01 から入手できた化学物質 933 種を使用した。

StarDrop では、これらの物質のうち、80%を QSAR モデル作成用の学習データとして用いた。この学習データによって作成したモデルを使用することで、化学物質の SMILES のデータから各物性値・毒性値を推計することができる。このモデルの有意性を検証するために、化学物質のデータのうち学習データとして使わなかった残り 20%を検証用データとして使用した。具体的には、USEtox® ver.2.01 から入手した化学物質の Kow や Pa の元データと、StarDrop で作成したモデルに化学物質の SMILES を入力することで入手したデータを比較することでモデルの決定係数 (R^2 値) を算出した。この R^2 値は 0 から 1 までの値をとり、1 に近いほどモデルの有意性が高いといえる。StarDrop からモデルを作成するとき、放射基底関数(Radial basis function)やランダムフォレスト回帰など複数のモデルが作成される。本研究では、各物性値・毒性値から作成したモデルのうち最も R^2 値が 1 に近くなるアルゴリズムを採用した。



引用：1)株式会社ヒューリンクス¹⁸

図 II-9 QSAR モデル作成過程

2.5 結果および考察

2.5.1 学習データの入力結果

本項では、StarDrop を用いて作成した QSAR モデルの結果を示す。

まず、学習データを用いて作成したオクタノール-水分配率の常用対数值 $\log K_{ow}$ を推計する QSAR モデルを図 II-10 に示す。本モデルにおいては Radial basis function(RBF) (放射基底関数) を採用した。

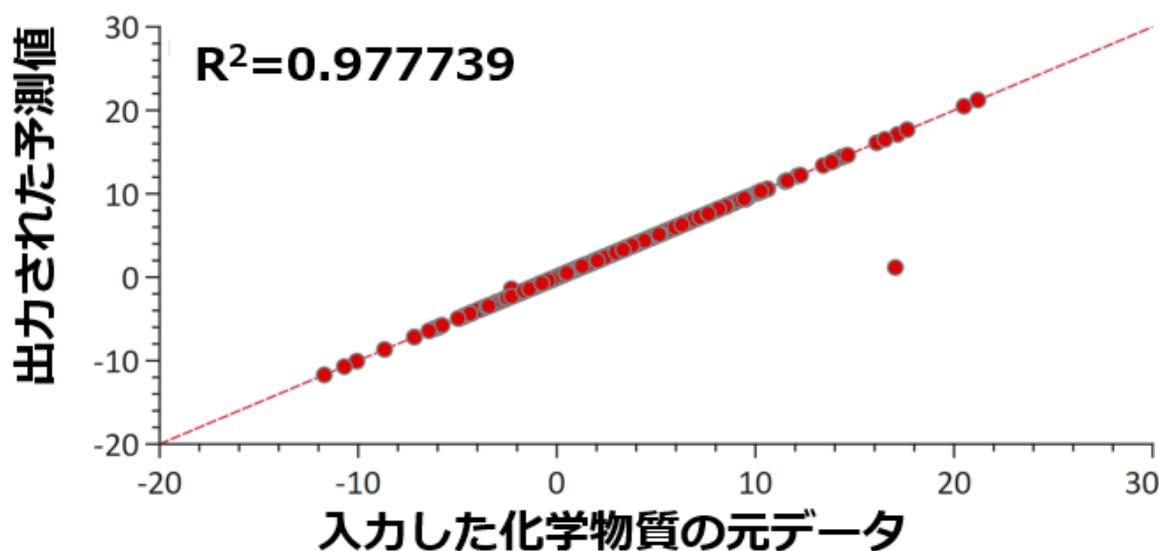


図 II-10 学習データを入力した $\log K_{ow}$ に関する QSAR モデル

表 II-5 $\log K_{ow}$ に関する QSAR

モデルで使用した記述子の一例

記述子	意味
MW	分子量
PositiveCharge	正電荷の数
ERTLNotPSA	窒素および酸素原子の極性表面積
Aromaticrings	芳香環の数
CH3Aa	メチル基の数
nCOOH	カルボン酸の数
q039	原子が単一結合している2原子置換の芳香族原子の数

また、本モデルの作成にあたり、総計 112 の記述子を用いた (表 II-5)。

一例を挙げると、分子量、正電荷の数、窒素および酸素原子の極性表面積、芳香環の数、メチル基の数、カルボン酸の数、原子が単一結合している 2 原子置換の芳香族原子の数等を用いた (表 II-5)。図 II-10 の学習データを入力した $\log K_{ow}$ に関する QSAR モデルにおいて、1 点外れ値があったものの、 R^2 値は 0.98 と良好な結果を示した。

2.5.2 作成した QSAR モデルの有意性の検証

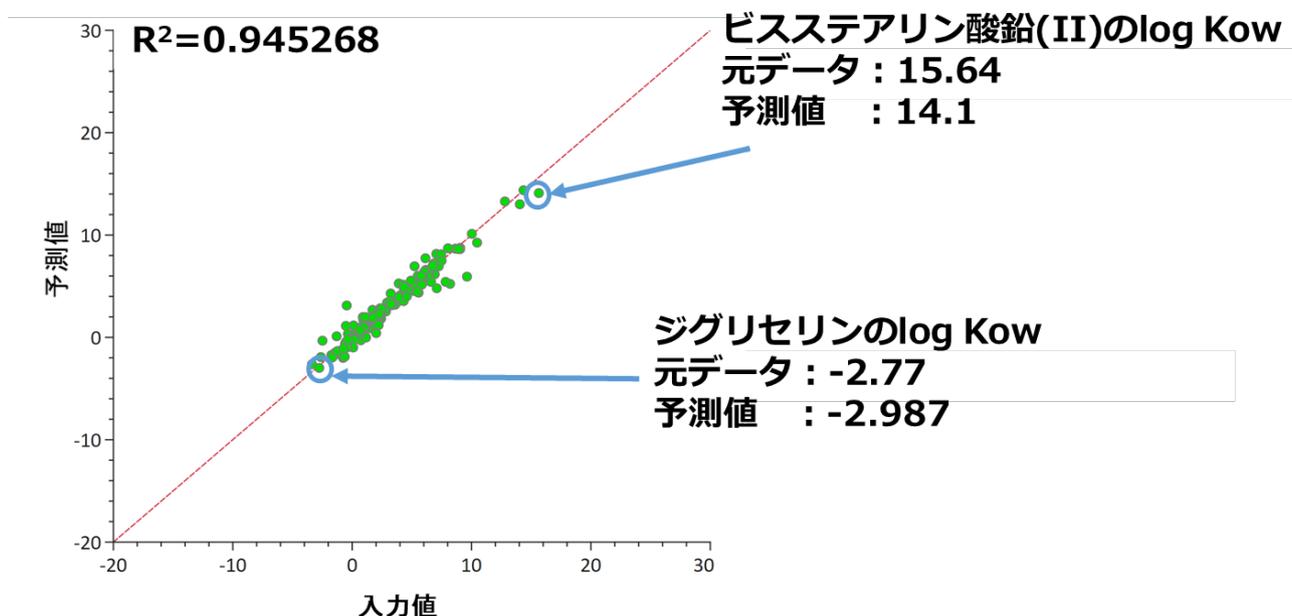


図 II-11 検証用データを入力した log Kow に関する QSAR モデル

図 II-10 のモデルに検証用データを入力した結果を図 II-11 に示す。本 QSAR モデルの作成においても、放射基底関数を使用した。この QSAR モデルに検証用データを入力した結果、 R^2 値は 0.945268 となり、モデルの有意性が高いと考えられる。また本モデルに入力したデータのうち、上限においてはビスステアリン酸鉛(II)が該当し、下限においては、ジグリセリンが該当した。予測値の log Kow の範囲は-2.99-14.1 である。

また、25°Cにおける蒸気圧の常用対数値 $\log Pa$ と特性化係数 CF の自然対数値 $\ln CF$ に関する QSAR モデルに検証用データを入力した結果をそれぞれ図 II-12、図 II-13 に示す。

$\log Pa$ に関する QSAR モデルではガウス過程回帰、 $\ln CF$ に関する QSAR モデルではランダムフォレスト回帰を使用した。いずれのモデルも R^2 値は 0.7 を上回ったため、モデルの有意性は高いと考えられる。

また、 $\ln CF$ に関する QSAR モデルにプラスチック添加剤であるアセナフテンを入力したところ、USEtox の $\ln CF$ の値が-10.31 であるのに対して、本研究で構築した QSAR モデルの出力値は-10.89 となり、ほぼ一致する結果が得られた。

以上の結果より、本研究で作成した $\log Kow$ 、 $\log Pa$ 、 $\ln CF$ の QSAR 式において、それぞれ確立されたモデルである EPI suite、および USE tox の結果と高い相関関係を示した。よって、今後のリスク評価において、本研究の手法の適用は、新規化学物質におけるリスク評価の迅速化に寄与すると考えられる。

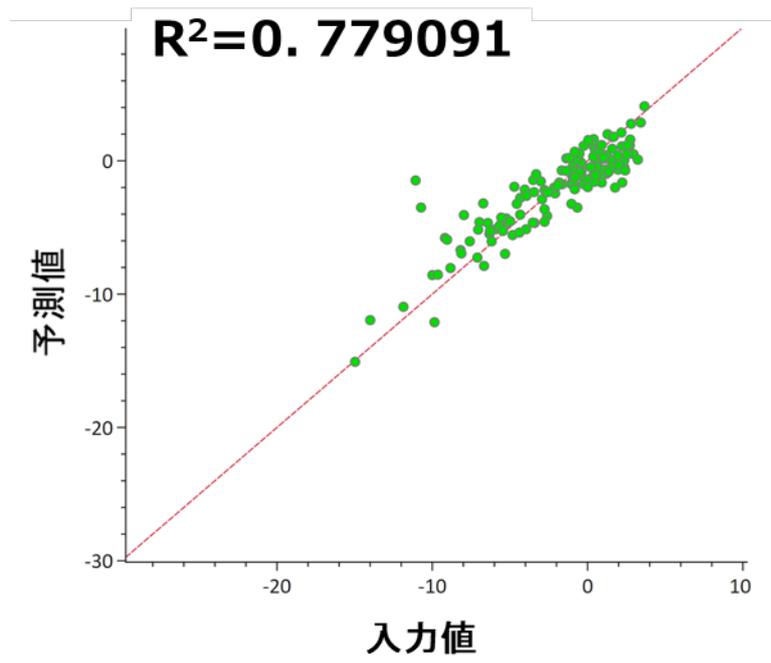


図 II-12 検証用データを入力した $\log Pa$ に関する QSAR モデル

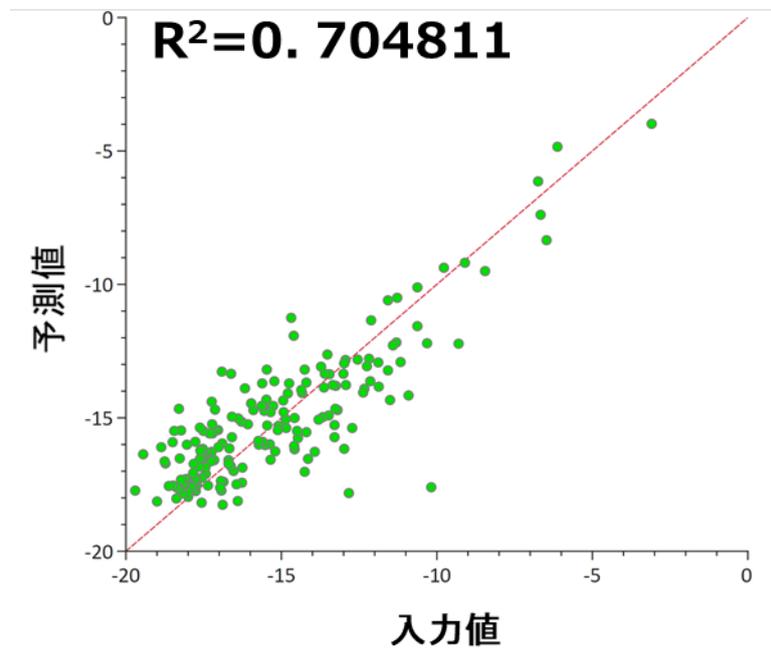


図 II-13 検証用データを入力した $\ln CF$ に関する QSAR モデル

3 結論

本研究では、一般化学物質約 28,000 物質のうち、曝露クラスが 1 から 4 の範囲に該当するヒト健康有害性評価に着手途上の 933 物質を可能とするような枠組みの構築を図り、化学物質のリスク評価における迅速化に向けた本方法の適用を検討した。具体的には、クラスターごとに物性を予測する SOM と、*in-silico* 手法と LCA 手法に基づいて化審法対象化学物質のリスクを定量推計、比較する QSAR モデルを作成した。

本研究で用いた *in-silico* 手法によるリスク推定結果は、化審法におけるリスク評価結果と類似しており、リスク評価を迅速に行う手法として用いることが可能である。また、本研究は毒性試験等の必要がなく、安価なリスク推計が可能であり、リスク評価の加速化に貢献できると考えられる。さらに、本研究構築した QSAR モデルを適用することで、新規化学物質に対する迅速なリスク評価も可能となった。

今後、リスト化された「懸念物質」に適宜に対応していくには、デジタル化にむけた継続的な取り組みが必要であると考えられるが、本研究で構築したプロトタイプモデルは、従来の実験による分類手法の結果を補完することが可能である。また、必要な実験データの提出により、本研究で構築した *in-silico* 手法の有用性が高まると考えられる。

今後においても、リスク値が既知の物質から QSAR 式を作成し、定量的構造活性相関を分析する手法を組み合わせる方法を検討し、新規化学物質、またリスク評価が着手途上の物質のリスク評価迅速化に向けて、検討を進めていく必要がある。

参考文献

- 1) 環境省, SAICM 国内実施計画推進事業, https://www.env.go.jp/guide/budget/h29/h29-beppy/1_b065.pdf (最終閲覧日: 2021年2月27日)
- 2) Kohonen, T., Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological cybernetics*, 43(1), 59-69, 1982.
- 3) 環境, PRTR インフォメーション広場. <http://www.env.go.jp/en/chemi/prtr/prtr.html> (最終閲覧日: 2021年2月27日)
- 4) Xue, M., Zhou, L., Kojima, L., dos Muchangos, L.S., Machimura, T. and Tokai, A. (2018). Application of fuzzy c-means clustering to PRTR chemicals uncovering their release and toxicity characteristics. *Sci. Total Environ.* 622–623, 861–868., Application of fuzzy c-means clustering to PRTR chemicals uncovering their release and toxicity characteristics. *Sci. Total Environ.* 622–623, 861–868, 2018.
- 5) Nakamura, J., Azuma, N., Kameya, T., Kobayashi, T., Urano, K., Analysis of the toxicity-weighted release amount ranking of PRTR chemicals in Japan. *J. Environ. Sci. Health A.* 43, 452-459, 2018.
- 6) WHO (World Health Organization), WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). 2015.
- 7) USEPA (United States Environmental Protection Agency), (2014). The Integrated Risk Information System (IRIS) chemical assessment summary. https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/1026_summary.pdf (最終閲覧日: 2021年2月27日)
- 8) Yorek, N., Ugulu, I. and Aydin, H., Using self-organizing neural network map combined with Ward's clustering algorithm for visualization of students' cognitive structural models about aliveness concept. *Comput. Intel. Neurosci.* 2016, 2476256, 2016.
- 9) Romesburg, H.C., *Cluster Analysis for Researchers*. Lulu Press, Raleigh, NC, 2004.
- 10) 環境省, 化審法における 2020 目標の具体化について, <https://www.env.go.jp/council/05hoken/y0515-03b/ref02.pdf>(最終閲覧日: 2021年2月27日)
- 11) 環境省, 化管法対象化学物質の見直しについて(案), 2020, <https://www.env.go.jp/council/05hoken/y050-44/mat02-1.pdf>(最終閲覧日: 2021年2月27日)
- 12) U.S. Environmental Protection Agency: EPI Suite - Estimation Program Interface v4.11 <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suitetm-estimation-program-interface-v411>
- 13) Christopher J. L. Murray and Alan D. Lopez, *The Global Burden of Disease: A comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020*, Harvard School of Public Health, 1996.
- 14) Fantke, F., USEtox[®] 2.0 DOCUMENTATION, Version 1.1, 2018.

https://USEtox.org/sites/default/files/assets/USEtox_Documentation.pdf(最終閲覧日：2021年2月27日)

- 15) 国土交通省国土地理院，令和元年全国都道府県市区町村別面積調，2019，https://www.gsi.go.jp/KOKUJYOHO/MENCHO/201907/area_todofuken.pdf（最終閲覧日：2020年2月1日）
- 16) 総務省統計局，人口推計 - 令和元年12月報，2019，<https://www.stat.go.jp/data/jinsui/pdf/201912.pdf>（最終閲覧日：2021年2月27日）

III PRTR 対象物質の排出量の変化傾向の要因分析

1 ジクロロメタンの変化の要因分析のための産業連関構造分解解析 (IO-SDA)

1.1 IO-SDA について

本研究では、経済産業省のホームページに掲載されている産業連関表 (IO 表) から、過去の PRTR 対象化学物質の総排出量の増減に寄与する主な要因を分析するために IO-SDA を用いた。この手法は、行列表記の産業連関分析の基本式をもとに開発されたものである。

$$\mathbf{x} = \mathbf{Ax} + \mathbf{y} \quad (1)$$

あるいは

$$(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}\mathbf{y} = \mathbf{x} \quad (2)$$

ここで \mathbf{x} = vector for gross output (million yen)

\mathbf{A} = matrix for technical coefficient

\mathbf{y} = vector for final demand (consumption) (million yen)

\mathbf{I} = identity matrix

$(\mathbf{I}-\mathbf{A})^{-1} = \mathbf{L}$ = matrix for Leontief inverse which denotes input requirement of economic production, and is called production structure.

\mathbf{x} , \mathbf{A} , \mathbf{y} は IO 表から計算により得られる。産業連関分析は Miller and Blair (2009) ¹⁾ を参考にした。

PRTR 対象化学物質の総排出量 (\mathbf{g}) は化学物質排出係数 (\mathbf{f}) に総生産量 (\mathbf{x}) を乗じたものである。

$$\mathbf{g} = \mathbf{fx} = \mathbf{f}(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}\mathbf{y} = \mathbf{fLy} = \mathbf{pfLy}_s\mathbf{y}_v \quad (3)$$

ここで、 p = scalar of population (person)

\mathbf{y}_v = scalar of per capita consumption (consumption volume) (million yen/person)

\mathbf{y}_s = vector for consumption structure represents for the changes in consumption structure among consumption categories including household, government, investment, export and import.

化学物質排出量の変化に寄与する 5 つの要因について以下に詳しく説明する。

- 生産構造 (\mathbf{L}) : Leontief 逆行列で、1 ドルの生産量の増加が経済全体にどのように波及するかを示す経済乗数のことである。例えば、食品製造業の最終需要が 1 単位増加すると、その直接需要を満たすために生産自体を増やす必要がある。しかし、食品製造業への投入物となる他のすべての部門 (農業など) も増加させる必要がある。さらに、相互依存性により、ある部門の生産量の増加は、他の部門の生産量を増加させる間接的な必要性をもたらす。したがって、生産構造の変化は、経済全体とそれに対応する部門別の排出量に影響を与えることになる。
- 排出係数 (\mathbf{f}) : 技術的要因 (先進的な公害処理技術など) を表す。
- 人口 (p) : 対象期間の人口の増減を反映している。

- 消費構造 (y_s) : IO 表では、国内生産からの最終消費まで 6 つの消費区分がある。これには、政府 (G)、家計 (H)、資本 (C)、在庫と取得、貴重品の処分 (M)、輸出 (Ex)、および他国から輸入された最終消費 (Im) が含まれる。したがって、最終需要 (y) は、 $y_s = G + H + C + M + Ex - Im$ と書くことができる。この式より、国内生産および輸入活動からの消費に変化は、経済の最終需要に変化をもたらすと言える。
- 消費量 (y_v) : 1 人あたりの最終消費量の増減を表す。

式 (3) に基づいて、PRTR 対象化学物質の総排出量の 2 年間の変化を次の式で計算した。

$$\Delta g = (p' - p)\mathbf{f}\mathbf{L}y_s y_v + p(\mathbf{f}' - \mathbf{f})\mathbf{L}y_s y_v + p\mathbf{f}(\mathbf{L}' - \mathbf{L})y_s y_v + p\mathbf{f}(\mathbf{L}y_s' - \mathbf{L}y_s)y_v + p\mathbf{f}\mathbf{L}y_s(y_v' - y_v) \quad (4)$$

ここで、プライム記号のついたパラメータは翌年やその次の年 ($t+1$) の値、プライム記号のないパラメータは現在の年 (T) の値を表す。例えば、 $(p' - p)$ は今年から翌年の人口の変化、 $(p' - p)\mathbf{f}\mathbf{L}y_s y_v$ は排出係数、生産構造、消費構造、消費量は一定のままで、人口の変化に伴う総化学物質排出量の変化を表す。式 (4) は標準的な行列計算で解くことができる。

1.2 ジクロロメタンの変化

2000 年から 2004 年にかけて、大規模事業所では 12 の対象化学物質を中心に有害化学物質削減のための自主的な取り組みが行われた。ジクロロメタンは、この 12 の対象化学物質の中で最も放出量が多い。そこで、本研究では、ジクロロメタンを例に、化学物質の排出量の変化の原因をさらに定量的に分析した。PRTR データベースのジクロロメタン排出量 (DE) を使用した。この分析には、2000 年、2005 年、2011 年、2015 年の IO 表を使用した。以下にその結果と考察を示す。

表 III-1 に、2000~2005 年、2005~2011 年、2011~2015 年のジクロロメタン排出量 (DE) の変化に対する駆動要因の寄与を示す。また、図 III-1 に、各期間における各駆動要因の変化を百分率で示す。2000~2005 年で 14.6%、2005~2011 年で 43%、2011~2015 年で 21.5% 減少していることが読み取れる。排出係数は、2000~2005 年で 10.5%、2005~2011 年で 26.5%、2011~2015 年で 37%と大幅に減少した。これは、ほとんどの業種で普及システムや排出削減技術などの技術的要素の改善に注力しており、これらの業種の排出係数が減少しているためである。需要量 (消費量) は、2000 年から 2015 年で不規則に変化した。2000~2005 年で 9.6%の減少、2005~2011 年で 12%の減少となったが、2011 年から 2015 年には 20%増加した。これは、2000~2011 年と 2011~2015 年で原油価格が変動したためである。2000~2011 年で、原油価格は約 3.3 倍に上昇し、これによりすべての財・サービスの消費が制限された。一方、2011 年から 2015 年には、原油価格が約 3.3 倍に低下したため、すべての経済部門の消費が促進された。このように、消費量によって誘発される DE は、この期間に増加した。また、他の駆動要因がこれらの期間の消費量に与える影響は小さかった。

表 III-1 2000年から2015年でジクロロメタンの排出量変化に寄与する要因 (kton/year)

	Total chemical releases (this year)	Δp Population	Δf Emission factor	ΔL Production structure	Δy_s Demand volume	Δy_v Demand structure	Total chemical releases (next year)
2000-->2005	27	0.18	-2.8	1.3	-2.5	-0.1	23
2005-->2011	23	0.0055	-6	-0.4	-2.7	-0.7	13
2011-->2015	13	-0.08	-5	0.08	3	-0.56	10

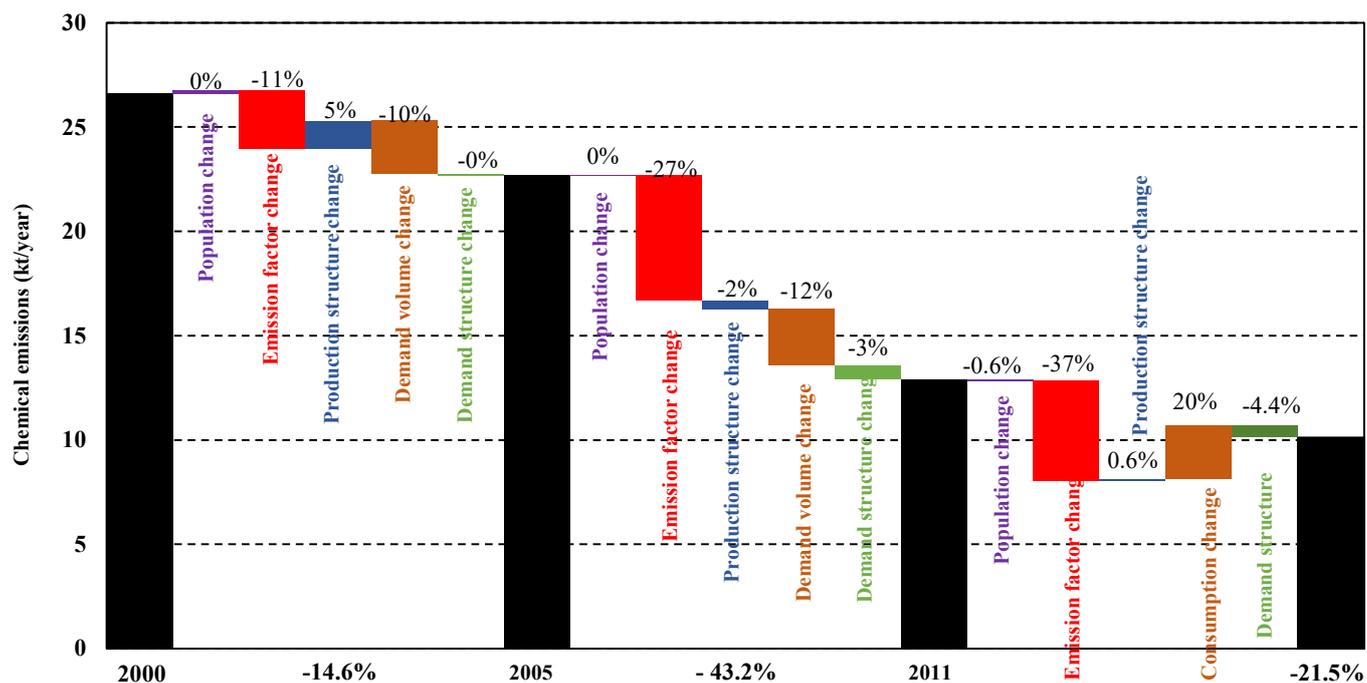


図 III-1 2000～2005年および2005～2011年のジクロロメタンの排出量変化に寄与する要因

2 プラネタリー・バウンダリに対する全国のケミカル・フットプリントの包括的評価

ケミカル・フットプリント (ChF) は、製品のライフサイクルの中で使用される高リスク物質による人間や生態系への潜在的なリスクを示す指標として用いられる²⁾。ChF とは、化学物質による汚染を生態系にダメージを与えない程度に希釈するために必要な淡水の理論量を指す³⁾。また、プラネタリー・バウンダリ (PB) は、対象領域内において化学物質の排出を希釈するために利用可能な地表面の淡水量と定義される。この淡水量 (PB) は、理論的な淡水量 (ChF) と比較するために使用される。

本研究では、経済の様々なレベルでの PB と ChF を定量化するために、ライフサイクルアセスメント (LCA) とリスク評価 (RA) を統合したモデルを開発した。PB は Bjorn et al. (2014)³⁾ による定義に基づいているのに対して、ChF はより広範囲の化学物質 (PRTR データベース) を考慮している。これらは、より全体的に化学物質汚染の影響を把握するための重要な要素となる。さらに、地域内での経済活動の持続可能性を評価する指標として、ChF を PB で割った自然限界係数 (n) が提案される。 n の値が大きいほど、人為的に放出された化学物質の毒性の影響度が高い。 n が 1 より小さい場合は、選択された地質領域に対応する ChF が安全な作業空間 (許容レベル) 内にあることを意味する。逆に、 n が 1 より大きい場合には、ChF が許容できないレベルにあることを意味する。そして、 n が 1 に等しい場合、化学物質汚染はその臨界レベル (閾値) にある。化学物質のリスクが閾値を超えると、ヒト健康や生態系に大きな影響を与える可能性がある。

2.1 研究の枠組み

本研究の枠組み (図 III-2) には、LCA と RA が統合されて ChF が開発されるまでの流れを記載している。ケミカル・フットプリントは、主に 2 つ段階によって計算される。まず、製品のライフサイクルからの化学物質の排出は、排出方法に基づいて異なるコンパートメントに分離した。コンパートメントは、大気、水、土壌に分類される。データは、PRTR 対象化学物質データベースから得られる。PRTR 対象化学物質排出量⁴⁾ を用いて、日本での ChF を推定する。次に、リスク評価を実施し、化学物質排出の特性化要因を確立するために必要な運命因子 (FF) (すなわち運命モデル)、曝露因子 (XF)、影響因子 (EF) (すなわち影響評価モデル) を推定した。本研究では、USEtox モデル⁵⁾ を用いて ChF を計算した。ただし、ここで大気、土壌に排出された化学物質も全て水に取り込まれ、それらが全て生態に作用したときのリスク評価の値となっているため、過剰評価になっている可能性はある。よって本研究の結果は、一種の限界値を求めたことに相当する。今後は ChF を実装していく際には、まず評価指標の精度を改良する必要がある。

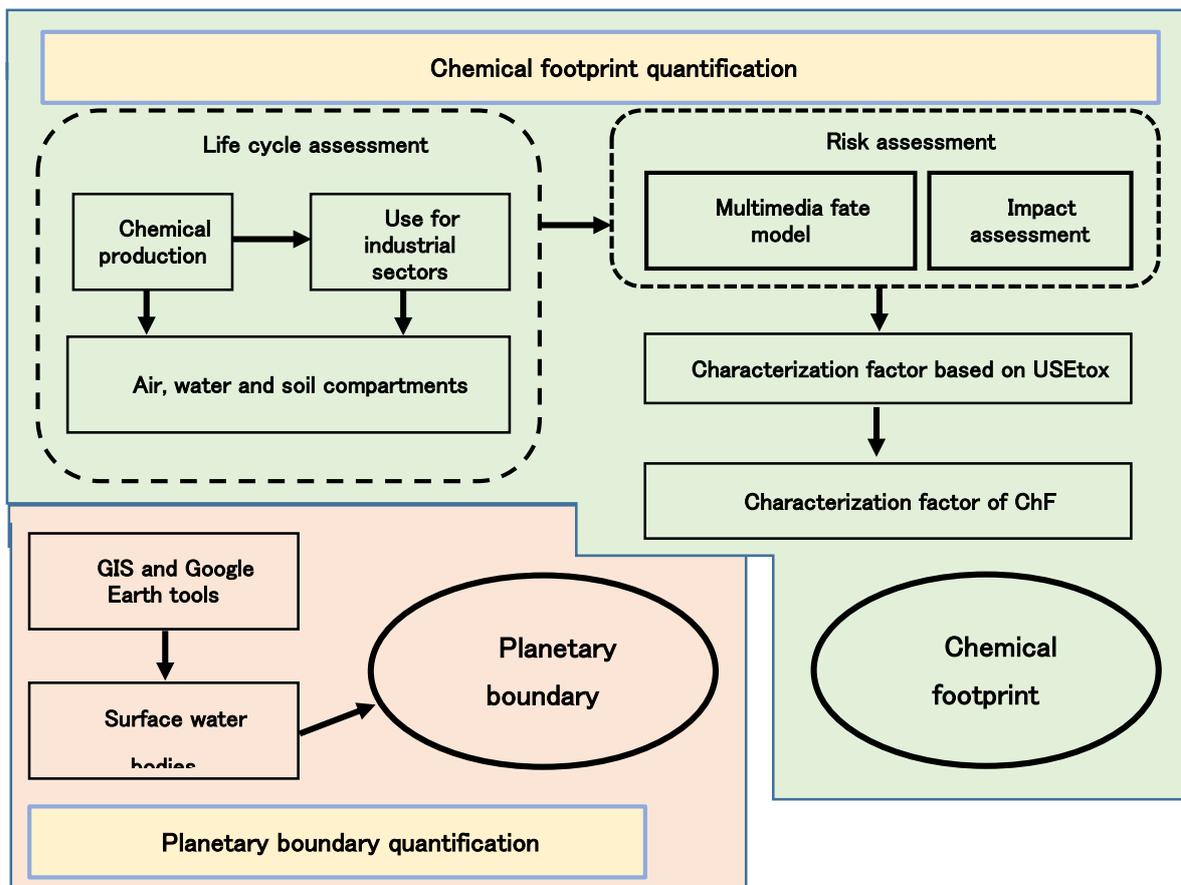


図 III-2 ケミカル・フットプリントおよびプラネタリー・バウンダリの枠組み

2.2 結果と考察

2.2.1 ケミカル・フットプリントのトレンド

2001～2018年の総ケミカル・フットプリントの結果を表 III-2 に示す。日本の ChF は 2002～2003 年、2009～2010 年、2015～2016 年、2017～2018 年を除いて減少傾向にあることがわかる。具体的には、2001 年 (38.3km³) から 2018 年 (30.1km³) に 22% 減少した。2002 年から 2003 年にかけて、ChF は 36.7km³ から 10% 増加して 40.4km³ になった。これは、この期間に化学物質の総放出量と総毒性強度の両方が増加したためである (表 III-2)。毒性強度 (TI、km³/Kton) は、1 トンの化学物質排出による ChF の量を表しており、表 III-2 の 3 行目に示した。2009～2010 年、2015～2016 年、2017～2018 年には、化学物質の総放出量の増加 (2009～2010 年) と総 TI の増加 (2015～2016 年、2017～2018 年) により、ChF がわずかに増加した (表 III-2)。表 III-2 の 2 行目は、2001 年から 2018 年で、総化学物質排出量が 313 kt から 148 kt に 53% 減少したことを示している。この減少は、化学物質の使用量を減らすためのあらゆる戦略の組み合わせによるものである。これらの戦略には、製造業、事業者、団体の自主的な努力、政府によるさまざまな規制や法律の実施が含まれる⁶⁾。TI が高いほど、潜在的なリスクが大きくなる。2001 年から 2018 年で、TI は 0.12km³/kt から

0.2km³/kt に増加しており、日本における化学物質のヒト健康や生態系への潜在的なリスクが年々増加していることを示している。これは、化学物質排出量の減少が、主に潜在的な毒性の低い化学物質によるものであることが原因であり、潜在リスクの高い化学物質の排出量は安定しているか、増加していることを意味している。この結果は、化学物質の総排出量の減少が主にトルエンとキシレンに集中していたことから分かる。CF が低い (9-11 PDF.m³.day/kg) これらの化学物質は、2018 年の総排出量の 34%と 17%を占め、化学物質の総排出量への主な寄与となっている。すべての期間において、この 2 つの化学物質の削減が総化学物質排出量の 66.5%を占め、CF が高い他の化学物質 (すなわち、ホウ素およびその化合物) は 18,560~52,165 PDF.m³.day/kg でほぼ一定であった。

表 III-2 化学物質排出に関連する化学物質のケミカル・フットプリントのトレンド

Year	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
ChF (km ³)	38.3	36.7	40.4	38.7	37.7	37.0	36.4	35.5	33.8	35.0	34.3	30.9	30.2	29.8	29.4	29.9	29.0	30.1
Total chemical releases (Kton)	313.3	291.0	292.1	270.6	260.6	246.8	236.1	201.6	176.8	182.3	175.4	163.5	161.1	159.1	154.8	151.7	152.1	148.2
Total toxicity intensity (km ³ /Kton)	0.12	0.13	0.14	0.14	0.14	0.15	0.15	0.18	0.19	0.19	0.20	0.19	0.19	0.19	0.19	0.20	0.19	0.20

2.2.2 物質ごとのケミカル・フットプリント

図 III-3 に、全国の ChF の合計値および上位 8 物質の ChF の変動を示す。図 III-3 から、化学物質の数は多いが (2001 年から 2009 年は 284 物質、2010 年から 2018 年は 359 物質)、全体の ChF に大きく寄与しているのはごく一部の化学物質であると言える。一方、他の化学物質の ChF はそれほど重要ではない。ホウ素及びその化合物 (B 化合物) が最も ChF に寄与しており、対象期間で 39%の ChF を占めていた。その主な理由は、これらの化合物に関連する CF が高いことと、排出量が多いことである。B 化合物に次いで、フッ化水素とその水溶性塩 (HF 化合物) の ChF が大きく、対象期間の 33%の ChF を占めた。これらの化学物質に続いて、亜鉛化合物 (Zn 化合物) で 13%、O-エチル=O-4-ニトロフェニル=フェニルホスホノチオアート (EPN) で 6%が挙げられる。これらの化学物質の CF が高く、最も毒性の高い物質とされていたため、ChF が高かった。

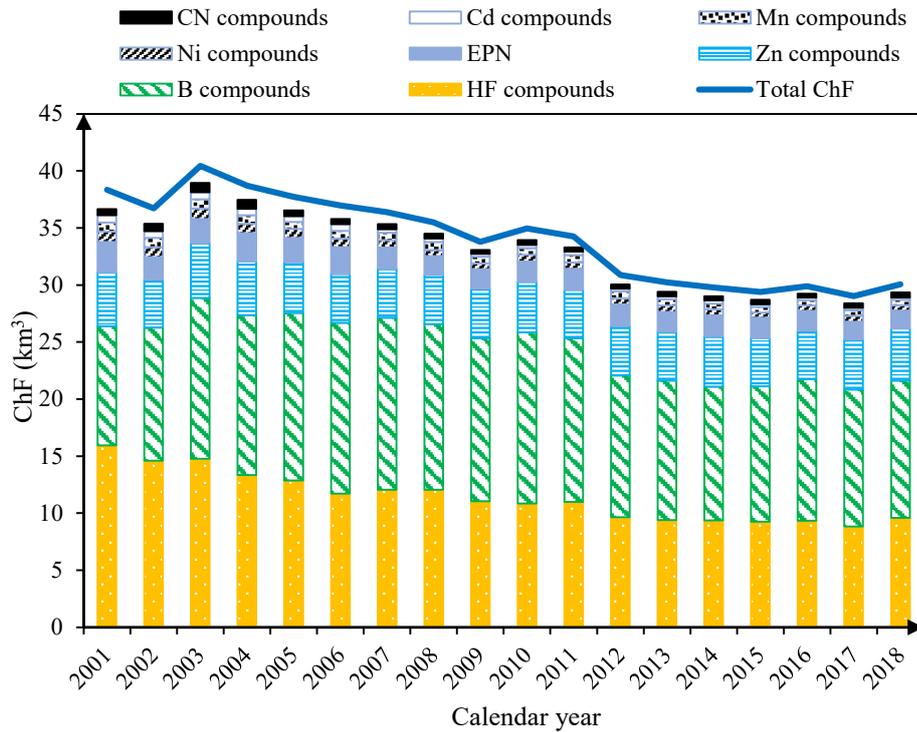


図 III-3 上位 8 化学物質のケミカル・フットプリント

2.2.3 産業ごとのケミカル・フットプリント

様々な産業部門からの ChF を図 III-4 に示す。この図から、水供給 (No. 27) は、化学物質の総排出量に占める割合が少ないにもかかわらず、2001～2018 年で 59% の ChF を占め、ChF の主な原因となっている。これは、下水処理の過程で HF 化合物や B 化合物などの高毒性化学物質が排出されたためである。2 番目に ChF に寄与しているのは、化学製品 (No. 11) と非鉄金属 (No. 18) であり、それぞれ対象期間の平均 ChF 量の 9% を占めている。次いで、鉄鋼業 (No. 17、5.5%)、廃棄物処理 (No. 34、3.7%)、電気機械 (No. 21、3.4%) となっている。化学物質排出量が最も多い部門 (輸送機械、No. 22) を含むその他の部門からの ChF の寄与は軽微であった。

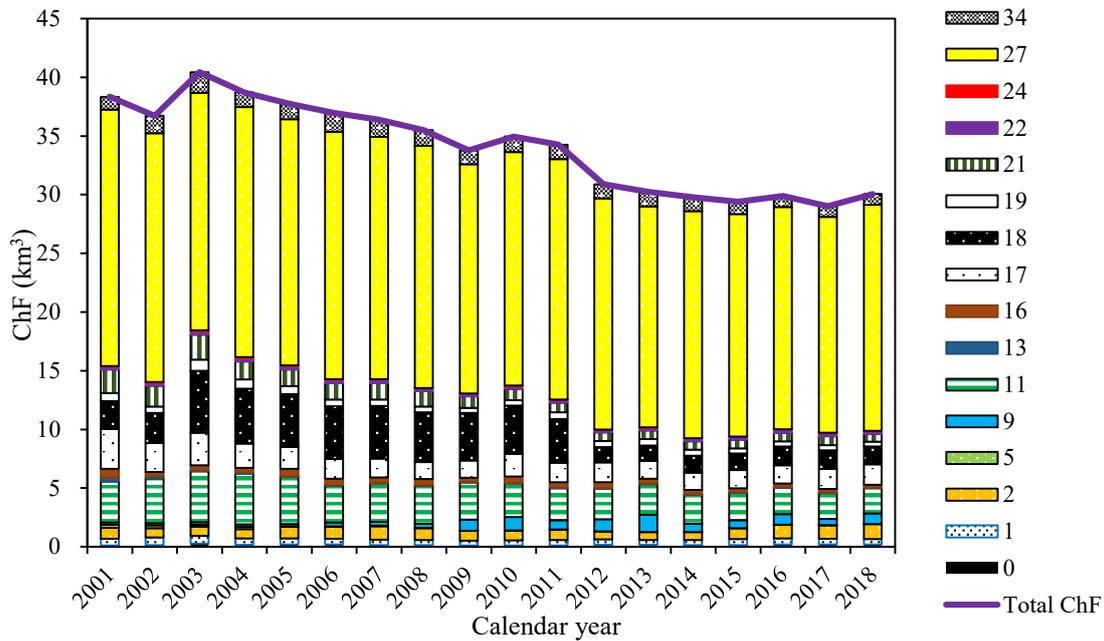


図 III-4 上位 16 産業のケミカル・フットプリント

2.2.4 首都圏と日本の自然限界係数

首都圏と日本の自然限界係数の結果を表 III-3 に示す。自然限界係数 (n_{metro} と n_{Japan}) は、PB とその化学汚染を比較して、地域の環境収容力を評価するために用いられる。日本の自然限界係数は 0.5~0.6 で 1 以下であり、日本全体の ChF はまだ許容できるレベルにあることがわかる。しかし、本研究で算出した ChF は、水への化学物質の排出が主な要因となっているため、国の自然限界係数は首都圏（東京都）における水域の体積を用いて評価されている³⁾。表 III-3 から、首都圏の自然限界係数は 2001 年に 25.6、2018 年に 22.9 である。この数値は、許容レベルの何倍もの大きさである（許容レベルの n は 1 未満）。この結果は、日本の産業活動からの化学物質排出が日本の環境収容力を妨害していることを示唆しており、持続可能でないことを示している。

表 III-3 首都圏（東京）と日本の自然限界係数

Calendar		
year	n metro	n Japan
2001	25.58	0.63
2002	24.70	0.60
2003	27.37	0.67
2004	26.38	0.64
2005	25.91	0.62
2006	25.62	0.61
2007	25.49	0.60
2008	25.14	0.58
2009	24.16	0.56
2010	25.05	0.58
2011	24.66	0.56
2012	22.34	0.51
2013	22.03	0.50
2014	21.89	0.49
2015	21.79	0.48
2016	22.40	0.49
2017	21.96	0.48
2018	22.91	0.50

3 オゾン前駆物質の排出量変化（増減率）とオゾン濃度の予測

本研究では、オゾンの前駆物質である窒素酸化物 (NO_x) および揮発性有機化合物 (VOC) の排出量について、2005 年度から利用可能な最新の年度までのデータベースを作成した(付属資料)。また、ADMER PRO version 1.0 (ADMER-PRO) を用いてオゾン濃度を予測した。ADMER-PRO は、広域濃度分布評価用の大気モデルであり、化学輸送モデルによる二次生成物質も含めた化学物質の大気中濃度分布の推定を可能とする。ADMER-PRO には 2005 年度の排出量データが内蔵されているため、2005 年度からの増減率を物質別・都道府県別に入力することで、任意の対象年におけるオゾン濃度を予測することができる。本研究では、利用可能な最新のデータを用いて、近年の大阪市におけるオゾン濃度の分布を予測した。ADMER-PRO には近畿地方（三重県、滋賀県、京都府、大阪府、兵庫県、奈良県、和歌山県）に対して増減率を設定したため、これらの 7 府県についてデータを整理した。増減率の算出過程およびオゾン濃度の予測方法・結果を以下に示す。

3.1 窒素酸化物 (NO_x)

・固定排出源

NO_x は、一酸化窒素 (NO) と二酸化窒素 (NO_2) の総称であるが、NO は空気中で酸化されて NO_2 となるため、NO 排出量を取りまとめたデータはない。したがって、 NO_2 排出量から NO_x の増減率を算出した。 NO_2 排出量には、大気汚染物質排出量総合調査の結果を用いた。大気汚染物質排出量総合調査は、大気汚染防止法に定める「ばい煙発生施設」を対象として、当該施設から排出される大気汚染物質の排出状況を把握するため、環境省が 3 年ごとに実施する承認統計調査である^{7) 8) 9) 10) 11)}。本研究では 2005 年度から 2017 年度までの NO_2 排出量を府県別にまとめた (図 III-5)。

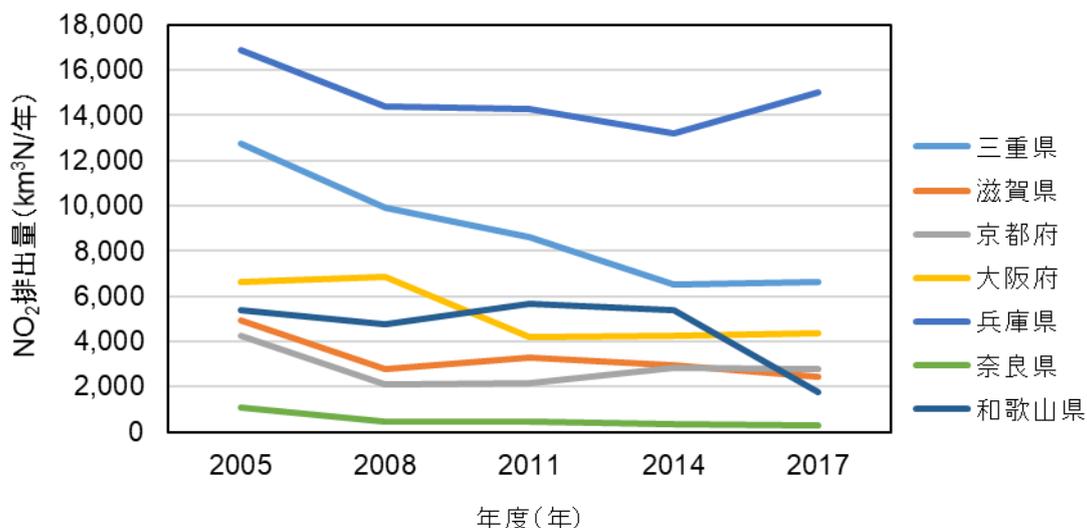


図 III-5 NO₂排出量の推移^{7) 8) 9) 10) 11)}

・ 移動排出源

NO₂は、工場や事業場などの固定排出源だけでなく、自動車を含む移動排出源からも排出されるが、移動排出源からの排出量は観測されていない。そこで、移動排出源からのNO₂排出量と交通量が対応しているものとして、交通量から増減率を算出した。交通量には、道路交通センサスのデータを用いた。道路交通センサスは、国土交通省が概ね5年に1回実施している道路に関する調査である^{12) 13) 14)}。本研究では、2005年度から2015年度までの24時間平均交通量を府県別にまとめた(図 III-6)。

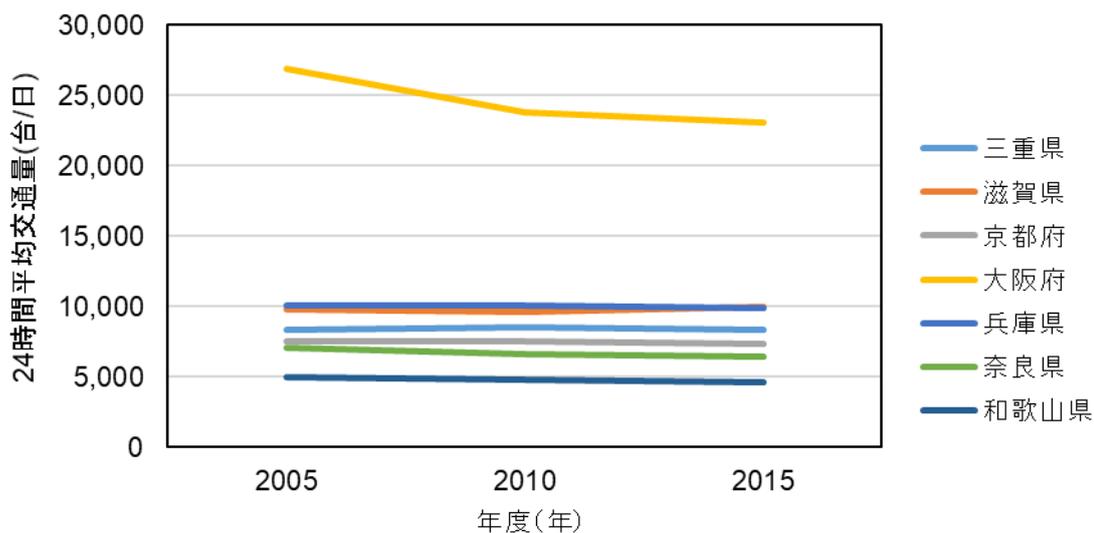


図 III-6 24 時間平均交通量の推移^{12) 13) 14)}

3.2 揮発性有機化合物（VOC）

VOC 排出量には、VOC 排出量インベントリを用いた。VOC 排出インベントリは、平成 18 年 3 月の環境省中央審議会大気環境部会報告「揮発性有機化合物の排出抑制に係る自主的取組のあり方について」を受け、VOC 排出インベントリ検討会が年度ごとに VOC 排出量を推計したものである¹⁵⁾。本研究では、2005 年度から 2018 年度までの VOC 排出量を業種別・府県別にまとめた。

3.3 大気モデルによるオゾン濃度の予測

NO₂ および VOC について、2005 年度と利用可能な最新の年度の排出量（交通量）を比較することにより、府県ごとに増減率を設定した。増減率を ADMER-PRO に入力することで、オゾン濃度の分布が出力される。ADMER-PRO では 1 時間ごとに濃度を出力することができるため、大阪市でオゾン濃度が最も大きくなる 14 時¹⁵⁾ の濃度分布を出力した。その結果、オゾン濃度は沿岸部や中心部で低く、内陸部で高いことが確認された（図 III-7）。データセットを活用することで、将来予測を含めた、任意の対象年においてオゾン濃度の分布を予測することが可能である。

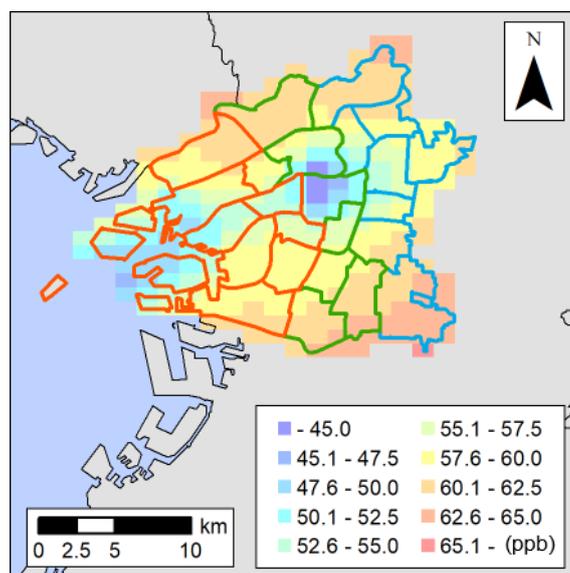


図 III-7 14 時におけるオゾン濃度（1 時間値）の分布¹⁷⁾

4 毒性フットプリントの年間変化量の分解分析：2001年から2015年における日本の産業部門への適用

4.1 はじめに

世界全体における化学物質の生産、使用は、この数十年で急速に増加している¹⁸⁾。現在、日常生活で使用されている化学物質は10万を超えると推定されている¹⁹⁾。これらの化学物質は、不十分な管理、複雑な越境資産、および複雑なグローバルサプライチェーンが原因であり、環境へ悪影響（空気、水、土地など）を及ぼす¹⁹⁾。このような状態が続くと、その影響は人間の健康²⁰⁾と生態系²¹⁾に悪影響を及ぼす。生物多様性条約²²⁾の事務局は、化学汚染を地球規模の生物多様性に悪影響を与える5つの主要な要因の1つとして特定した。その他の要因は、持続不可能な使用、生息地の喪失、気候変動、資源の乱獲、侵略的外来種である²³⁾。近年、これら5つの主要な要因を考慮して、環境管理と持続可能な開発戦略を評価する必要性が浮上している。したがって、有毒化学物質汚染の観点から、環境を保護し、経済を持続的に発展させるためには、適切な有毒化学物質の管理が必要である²⁴⁾。

世界のさまざまな地域で化学汚染を管理するために発行された法律や規制がある。たとえば、ヨーロッパ諸国にはREACH規制（化学物質の登録、評価、認可、制限）がある²⁵⁾。米国環境保護庁には有害物質規制法がある²⁶⁾。一方、日本には化学物質管理法（CSCL）と汚染物質放出移動登録（PRTR）法がある²⁷⁾。これらの規制の主な目的は、削減コストを低下させ、化学物質の使用における潜在的なリスクを最小限に抑えるための戦略を提供することである。これらの規制は通常、化学毒性のレベルと人間と生態系に対する潜在的なリスクを評価するためにさまざまな指標を使用している。マクロレベルで有毒化学物質の排出を監視できる指標（毒物学的フットプリント、ToxF）²⁸⁾は、毒性低減目標を達成し、有毒化学物質の潜在的な環境影響の指標（化学的フットプリント、ChF）を開発するために必要である¹⁹⁾²⁹⁾。これらの指標（ToxF、ChF）は、人間の健康と生態系の損傷を説明する上で重要である。さらに、これらの指標をより理解することは、商品やサービスの生産においてよりクリーンなサプライチェーンネットワークを選択するのに役立つ。たとえば、有毒化学物質は生産サプライチェーンの各ステップで利用および排出されており、毒性の低い原材料の選択やより持続可能な危険な処理技術の使用は、システムの化学物質のフットプリントを削減するのに役立つ。カーボンフットプリント³⁰⁾、土地フットプリント³¹⁾、ウォーターフットプリント³²⁾などの他のフットプリントは、環境への影響を説明する重要な指標として一般的に使用されている。ライフサイクルの観点を使用した国の消費量³³⁾³⁴⁾はシステムの持続可能性を調べるために利用されるさまざまなフットプリントに関するレビューを提供した。しかし、化学物質の使用と排出、暴露経路、化学物質の影響に関する情報とデータが不十分なため、ChFに関する研究は完全には実施されていない²³⁾³³⁾。

Koh et al.²⁸⁾によると、さまざまな要因（社会経済的要因、技術的要因）が、経済における有毒化学物質排出の変化に影響を与える可能性がある。化学物質排出の傾向と、有害化学物質の生成と使用に寄与する主要な要因を深く理解することは、意思決定者がより効果的な

化学物質管理方針を策定するのに役立つ可能性がある。たとえば、社会経済的条件や技術的要因の変化は、生産効率を向上させることができる。このような変更は、毒性の少ないサプライチェーンネットワークの設計において産業をサポートする。環境汚染物質の変化を分析するための分析フレームワークに基づく多数の研究^{34) 35)}が文献で利用できる。ただし、これらは主にカーボンフットプリント^{36) 37)}、およびウォーターフットプリントや土地フットプリントなどの資源使用に関連する指標³⁸⁾に焦点を当てている。そして、ToxFやChFなどの有害排出物の指標に関する研究は限られている^{28) 39)}。Yang et al.⁴⁰⁾は、他の化学物質の分析が不足している間に、北京の消費ベースのPM_{2.5}排出量の変化を定量化した。Koh et al.²⁸⁾は、1998年から2013年の期間内の特定の年の米国経済における化学物質排出の変化を、生産ベースの観点を使用して分析し、消費の観点からの分析は行わなかった。ただし、国の経済活動を監視するには、生産と消費の両方に基づく視点を理解することが重要である。さらに、Koh et al.²⁸⁾は1998年から2013年の期間内の選択された年についてのみ化学物質の排出量を評価したため、特に考慮されなかった年については分析の精度が低下した。Fujii and Managi⁴¹⁾は、対数平均 Divisia index⁴²⁾を使用して、米国での1991年から2008年までのパイプエンド処理による有毒化学物質排出量の変化を分析した。一方、Fujii et al.³⁹⁾は、多地域間産業連関分析フレームワークに基づいて、需要の観点と治療の側面に特に焦点を当てて、米国における1998年から2009年の化学物質排出の毒性の変化を調査した。同様に、これらの以前の研究は1つの視点しか考慮しておらず、生産と消費の両方の視点から要因を分析することができなかった。

この研究ギャップに対処するために、この研究では、Koh et al.²⁸⁾の研究に基づいて、混合産業連関表および構造分解分析法³⁵⁾を開発する。生産と消費ベースの両方の観点を使用して、国の年間有毒化学物質の放出に影響を与える要因を分析する。本研究では、次の理由から日本をケーススタディとして使用する。

(1) 日本は、化学物質の生産、使用、放出が多い国の1つである。その有毒化学物質放出情報システム (PRTR) が利用可能であり、十分にまとめられている。一方、一般に提供されているのは OECD 加盟国の産業部門の有毒化学物質データのみであり、他の国のデータは入手できないか公開されていない。

(2) 日本化学工業協会⁴³⁾によると、日本の化学工業は世界の化学物質の貿易で3番目にランクされている。

(3) 日本の産業部門は、産業部門による経済への付加価値を維持しながら、化学物質の放出を2001年の313ktから2015年には155ktに削減することに成功した⁴⁾(図 III-8を参照)。この傾向は、日本の経済活動が経済的生産性を犠牲にすることなく有毒化学物質の放出を減少させたことを意味する。

この取り組みは、持続可能な経済発展にとって望ましいものである。しかし、日本の産業部門における有毒化学物質の排出削減に寄与する主な要因はまだ完全には理解されていない。これまで、日本の産業部門からの有毒化学物質の放出に影響を与える主な要因を時間的

条件を考慮して理解するための基礎を提供する定量的研究は存在しなかった。したがって、日本の有毒化学物質データベースを使用して、有毒化学物質の放出の経時変化に影響を与える主な要因に関する洞察を強調することは、日本経済のための非常に効率的なサプライチェーンネットワークの設計に役立つだけでなく、日本と他の国との間の（PRTR データベースが利用可能な OECD 加盟国間の）化学物質取引を考慮した、毒性の少ない国際サプライチェーンネットワークの開発に向けて率先することができる。

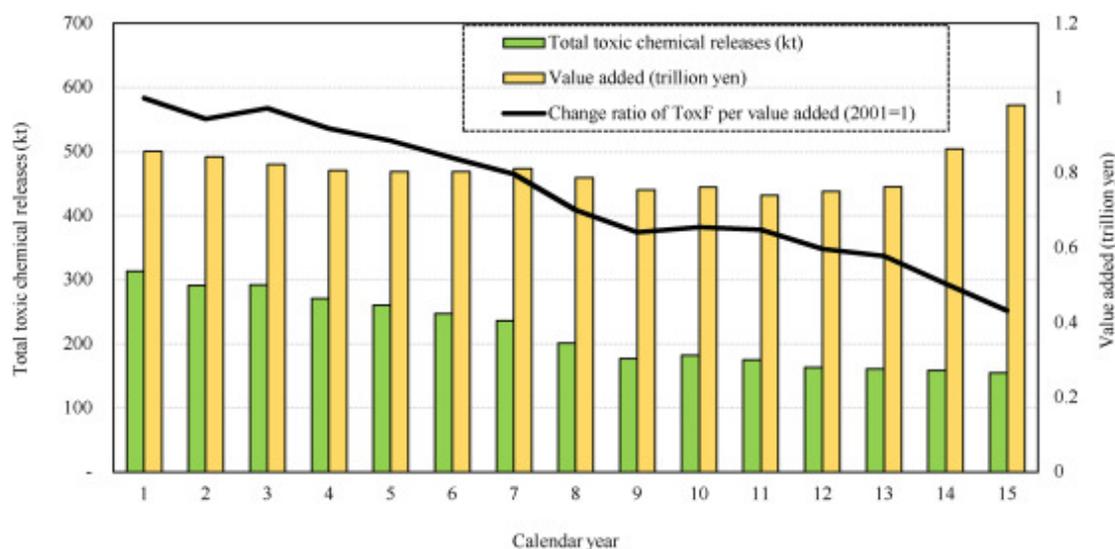


図 III-8 日本の産業付加価値と比較した有毒化学物質放出の変化

出典：付加価値（Eora データベース⁴⁴）および日本の統計⁴⁵に基づく独自の詳細）；総有毒化学物質放出⁴。

この論文で開発された構造分解分析フレームワークは、人口増加、排出強度の変化、生産構造の変化、消費構造の変化、および消費量の変化の5つの要因の寄与を定量化する。さらに、この研究は、Koh et al.²⁸⁾によって導入された有毒化学物質放出の ToxF 指標を適用する。また、日本の産業部門の国内サプライチェーン全体に沿ったすべての有毒排出物を定量化する。そして、この研究では全国で計算するために Eora⁴⁴⁾の研究から産業連関表（IO）を開発する方法も提案している。Eora データベースには、1970年から2015年までの190か国の年間データがある。年間競争型産業連関表を使用すると、通常5年ごとに政府が発行する国の産業連関表のみを使用した研究と比較して、より優れた解像度を得ることができる。他の研究者は、この方法を適用して、全国の経済計算および経済環境影響評価のための年次全国の産業連関表を作成できる。この研究の結果は、化学汚染のさまざまな指標の定量化に関心のある研究者のコミュニティを対象としている。さらに、ToxF の変化に関する時系列分析の結果は、政策立案者、産業部門、製造業者、および関連するパートナーにとって、毒性管理ポリシーの策定や、最近研究コミュニティの関心の的となっている、よりクリーンな生

産サプライチェーンの選択に役立つ⁴⁶⁾。この ToxF の指標を拡張して、国レベルでの化学フットプリントインジケータを開発できる。最後に、日本の事例研究からの洞察は、化学物質の効率的かつ効果的な管理の教訓を提供することができる。この論文の残りの部分は、以下のように構成されている。第 2 章では、この研究で使用される方法の概要を説明する。第 3 章では、この研究で使用されるデータについて説明する。次に、結果と考察を第 4 章に示す。最後に、第 5 章で政策への影響を示し、第 6 章で結論を述べる。

4.2 データの収集について

4.2.1 有毒化学物質・人口データ

日本の産業部門からの有毒化学物質の放出に関するデータは、日本の環境省によって公開されている化学物質排出移動量届出制度 (PRTR) のデータベースから取得した⁴⁾。1999 年に自主的な取り組みとして設立された日本の PRTR には、公的にアクセス可能なデータベース、放出経路によって分離された産業施設や他の事業者から空気、水、土壌に放出された、もしくは処理の段階で外部に移送された有毒化学物質または汚染物質の目録が含まれている^{47) 48)}。当初は「第一種指定化学物質」として規制されていた化学物質は 354 種類であったが、2010 年以降は 462 種類に増えている。閾値を超える産業⁴⁾の事業者は、従業員が 21 人以上かつ化学物質を 1 トン/年以上消費している場合、各施設からの化学物質の年間放出量を国に報告する必要がある。その後、その年間放出量データは代理店によって編集され、一般に公開される。さらに、国はこのシステムの外部から (つまり、中小企業の事業、家庭、および移動発生源から) 環境への化学物質の放出を推定し、そのデータを一般に公開している⁴⁹⁾。

PRTR のデータベースでは、2001 年から 45 個の産業部門の化学物質のデータが利用可能である。したがって、この作業の調査期間は 2001 年から 2015 年であるといえる。有毒化学物質の放出量が少ない産業部門が集約されるため、これらの産業は 37 個の主要な産業部門に集約される。たとえば、ガス部門と熱部門はガス部門に集約される。PRTR のシステム上で報告されていない農業や建設などの産業部門は、化学物質の放出量がないと見なされ、表 III-4 に示すように「残りの産業部門」として定義される産業部門 1 に集約される。

表 III-4 38 個の産業部門の名称

Sector code	Economic sector name
1	Rest of sectors
2	Metal mining
3	Crude petroleum and natural gas production
4	Manufacture of food
5	Manufacture of beverages, tobacco and feed
6	Manufacture of textile products
7	Manufacture of wearing apparel and other textile products
8	Manufacture of lumber and wood products
9	Manufacture of furniture and fixtures
10	Manufacture of pulp, paper and paper products
11	Manufacture of publishing, printing and allied products
12	Manufacture of chemical and allied products
13	Manufacture of petroleum and coal products
14	Manufacture of plastic products
15	Manufacture of rubber products
16	Manufacture of leather tanning, leather products and fur skins
17	Manufacture of ceramic, stone and clay products
18	Manufacture of iron and steel
19	Manufacture of non-ferrous metals and products
20	Manufacture of fabricated metal products
21	Manufacture of general machinery
22	Manufacture of electricity machinery, equipment and supplies
23	Manufacture of transportation equipment

Sector code	Economic sector name
24	Manufacture of precision instruments and machinery
25	Miscellaneous manufacturing industries
26	Electricity industry
27	Gas industry
28	Water supply
29	Railway industry
30	Waterhouse industry
31	Petroleum wholesale, scrap iron wholesale, automobile wholesale, fuel retail industries
32	Laundry industry
33	Automobile maintenance and machinery, equipment repair industries
34	Product testing, measurement certification, photography
35	General waste disposal, industrial waste disposal, special management industrial waste disposal
36	Medical and other health service
37	Education
38	Research

有毒化学物質の排出データに加えて、2001年から2015年までの期間の人口データは、この本
の統計局から収集した^{50) 51)}。

4.2.2 産業連関表（IO）データ

① 非競争型・競争型産業連関表

産業連関表では、輸入を処理する二つの方法がある。一つは“競争型産業連関表”と呼ばれ、国内製品と輸入品が同じ種類の商品である場合、それらは同一であるとみなす。もう一つの方法は「非競争型産業連関表」と呼ばれ、国内製品と輸入品が同じ種類の商品に該当する場合でも別々に扱う⁵²⁾。非競争型産業連関表は、輸入の表と組み合わせることにより、競争型産業連関表に変換される。ほとんどの研究では、競争型産業連関表は国民経済計算、産業連関表分析、および経済環境への影響の評価に使用される。日本の統計⁴⁵⁾によると、日本政府が発行した日本の産業連関表のデータベースには、基本産業連関表（500 部門以上）、中集約産業連関表（100 部門以上）、および少数集約分類産業連関表（190 部門）が含まれる。ただし、これらの日本の産業連関表は、1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2011 年、および 2015 年のみ利用可能であり、他の年の産業連関表は利用できない⁵²⁾。すべての有毒化学物質の変化に寄与する要因を包括的に評価するには、年間産業連関表を使用する必要がある。したがって、Eora データベース⁴⁴⁾ から収集された日本の非競争型産業連関表は、この目的で使用される。

② Eora 産業連関表

Eora データベースは、Integrated Sustainability Analysis (ISA) によって開発され、190 か国の多地域間産業連関表 (MRIO) と国内産業連関表が含まれている⁴⁴⁾。Eora 全国産業連関表には、各国の国内供給・使用表 (SUT) が含まれており、これらは各国の統計局から提供されている。これらの産業連関表は、基データの部門の分類を保持する。したがって、Eora 国内産業連関表の部門は、それぞれの政府によって発行された国内の産業部門の部門とよく関連している。日本の Eora 産業連関表、日本の標準産業分類を使用しており、1970 年から 2015 年まで利用可能である⁴⁴⁾。これらの産業連関表には、国内取引に関する 402 の行列が含まれ、6 つの最終需要の列、190 の出力地の列、6 つの付加価値の行、190 の輸入の行がある。この調査に日本の Eora 産業連関表を使用することには、3 つの利点がある。まず、日本の Eora 産業連関表は、1970 年から 2015 年まで毎年利用できる。この調査では、日本の PRTR からの化学物質放出データと一致しているため、2001 年から 2015 年までのデータのみを使用する。インフレを補正するために、2001 年から 2015 年における日本の Eora 産業連関表は、価格デフレーター⁵³⁾ と為替レート指標⁵⁴⁾ から変換する。第 2 に、日本の Eora 産業連関表には、非常に細分化された部門（402 部門）が含まれている。これは、日本の統計⁴⁵⁾ で公開されている日本の基本産業連関表（2015 年の産業連関表では 509 部門）とほぼ同じである。これにより、詳細な分析が可能になる。たとえば、金属鋳造部門の総生産量は少ないが、その部門における有毒化学物質の排出は、生態系の損傷と人間の健康に高い潜在的影響をもたらす。集約された産業連関表では、金属鋳造部門はより一般的な部門である鋳造部門に含まれているため、調査で金属鋳造部門のみに焦点を当てたいかどうかを計算するこ

とは難しい。この問題に対処する方法の一つとして、鉱業部門を金属鉱業部門と他の鉱業部門に分解する方法を使用することが挙げられるが、この方法は時間がかかり、データの不確実性をもたらす。ただし、基本産業連関表または Eora 産業連関表では、金属鉱業部門は個別に扱われるため、計算がより簡単になる。産業連関表調査の場合、産業連関表がより細分化されていると結果はより正確になり、計算が容易になる。最後に、日本の Eora 産業連関表と PRTR データベースの部門は両方とも日本の標準産業分類を使用して分類されているため^{44) 55)}、2つのデータベース間のデータを簡単に照合できる。言い換えると、日本の Eora 産業連関表の部門は PRTR データベースの部門とよく相関しているため、このマッチングプロセスによって不確実性が減少する。

4.2.3 産業連関表の処理と検討過程

Eora 産業連関表には多くの利点があるが、それらは非競争型産業連関表である。したがって、統計局から入手した輸入表と情報を組み合わせて、競争型産業連関表に変換する必要がある⁴⁵⁾。輸入の表は、部門間の輸入の処理をマトリックスの形式で示す。これらの輸入の表の部門は、取引の表（100 部門を超える中規模の集約された競争型産業連関表）で適切に表される。日本の統計では、2000 年、2005 年、2011 年、2015 年の輸入表があり、100 を超える部門が年ごとに異なる。非競争型産業連関表を競争型産業連関表に開発するプロセス、および PRTR データベースと日本の産業連関表の間で部門を照合するプロセスを **図 III-9** に示す。これらのように産業連関表を変換する過程の詳細は、付録に記載されている。

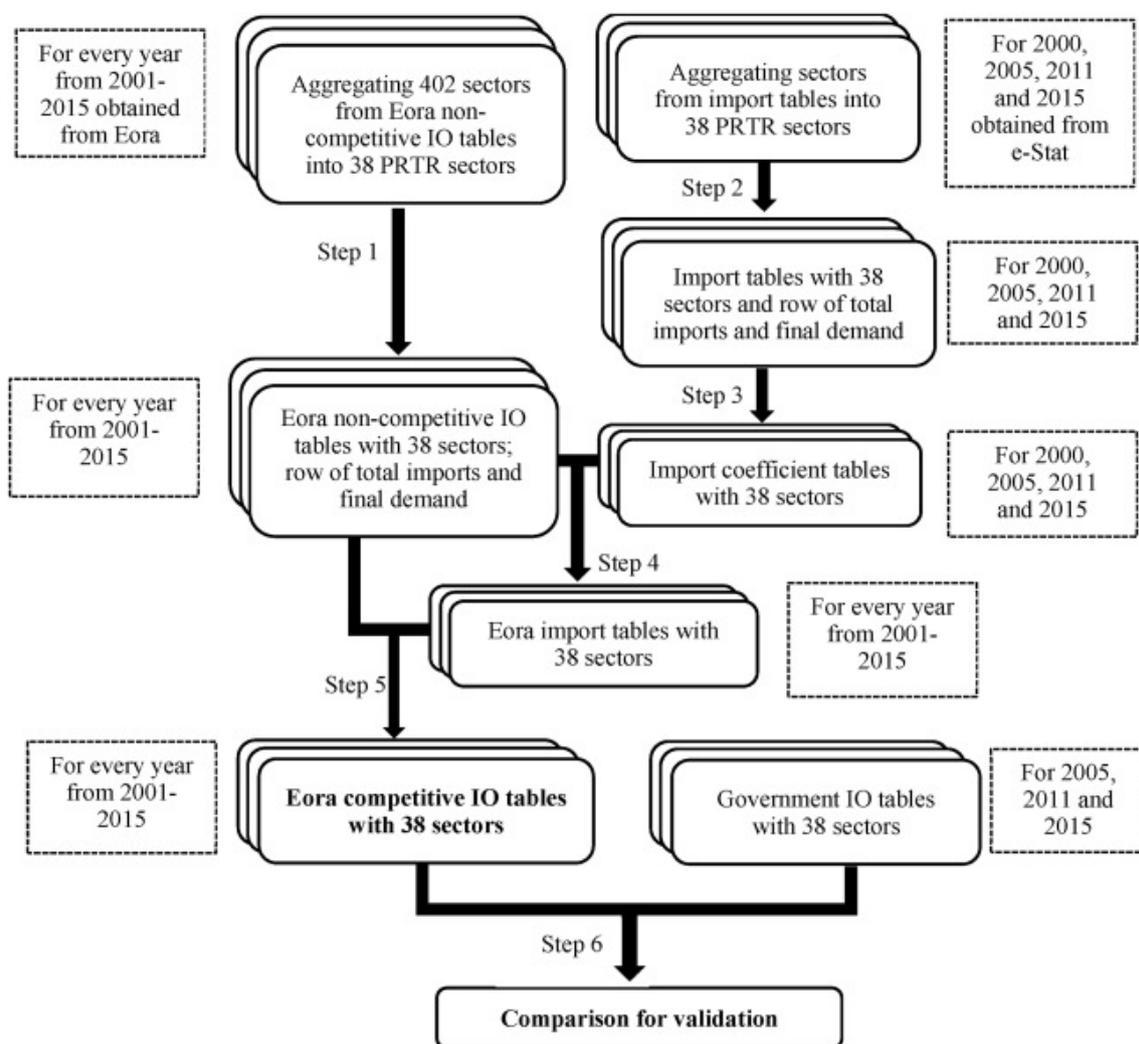


図 III-9 産業連関表の変換過程

次に、結果の競争型産業連関表は、(i) スピアマンの順位相関係数および (ii) $\alpha=0.05$ の有意水準での統計的検定を使用して、日本政府によって公開された競争型産業連関表と比較することによって検証される。スピアマンの順位相関係数は、これら2種類の産業連関表間の最終需要と総出力を使用して計算する。相関係数は、生成された競争型産業連関表が政府の競争型産業連関表と適切に対応していることを確認するために使用される。これらのタスクを実行するために、Microsoft Excel を使用する。図 III-10 と図 III-11 に示す2つの2005年の産業連関表間でスピアマンの順位相関係数を使用した結果は、最終需要と総生産量の両方に高い正の相関があることを示している（それぞれ $R^2=0.99$ ）。この結果は、これら2つのデータセット間に密接な一致があることを意味する。

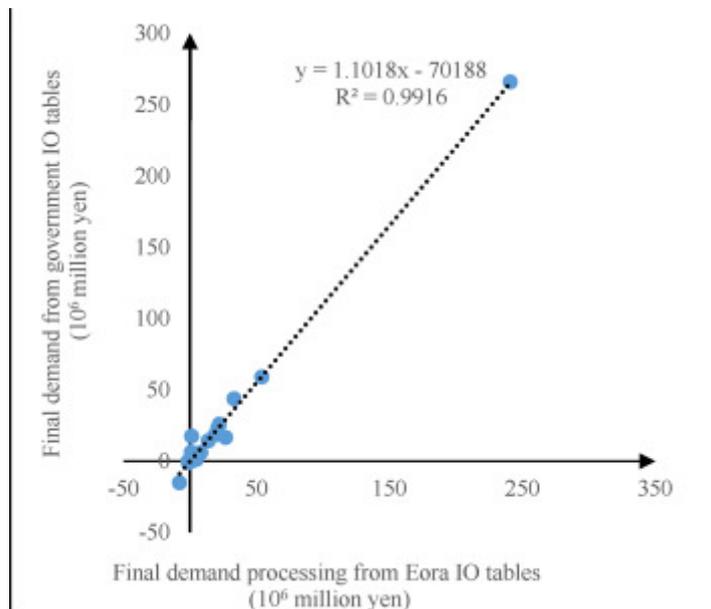


図 III-10 政府の産業連関表からの最終需要と処理後の Eora 産業連関表間におけるスピアマンの順位相関。

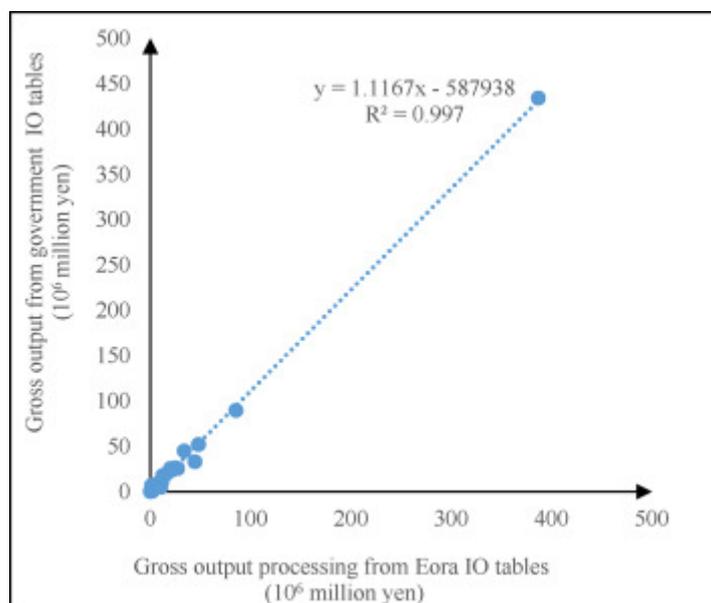


図 III-11 政府の産業連関表からの総出力と処理後の Eora 産業連関表間におけるスピアマンの順位相関

4.3 結果と考察

表 III-5 は、各推進要因（列 3～7）および毒物学的フットプリント（ ΔToxF ）（列 9）で発生した変化を要約したものを示している。列 2 と列 8 は、2 年後の合計 ToxF を示す。一方、図 III-12 は、 ToxF の累積変化に対する各要因の寄与度を示している。プロットされた線は、日本の ToxF の変化を基準年の 2001 年の変化の比率として示し、積み上げグラフは、化学物質の放出に対するさまざまな要因の影響を示している。積み上げグラフのスコアの合計は、プロットされた線の値に等しくなる。さらに、図 III-13 は、2001 年から 2015 年までの各推進要因の変化を示し、表 III-6 は、2001 年から 2015 年の期間における部門別の ToxF の変化に対する分解要因の寄与度を示す。

表 III-5 ToxF の変化に対する推進要因の寄与度(kt)

Year period (1)	This year (unit:kt) (2)	ΔpFLys yv Change in population (3)	$\text{p}\Delta\text{fLysy}$ v Change in emission intensity (4)	$\text{pf}\Delta\text{Lysyv}$ Change in production structure (5)	$\text{pfl}\Delta\text{ysyv}$ Change in consumption structure (6)	$\text{pflYs}\Delta\text{yv}$ Change in consumption volume (7)	Next year (8)	ΔToxF F (9)
2001–2002	313.29	0.35	-18.21	26.74	-25.77	-5.74	290	-22.62
2002–2003	290.66	0.42	5.14	39.78	-41.30	-7.59	287	-3.54
2003–2004	287.12	0.16	-15.45	79.84	-80.60	-5.76	265	-21.81
2004–2005	265.31	0.17	-17.66	101.60	-93.58	-0.93	254	-10.39
2005–2006	254.92	0.00	-25.85	70.88	-56.46	-0.09	243	-11.52
2006–2007	243.40	0.00	-17.95	2.42	3.61	2.21	233	-9.71
2007–2008	233.68	-0.15	-36.70	18.19	-8.19	-6.58	200	-33.42

Year period	This year	$\Delta p f L y s$	$p \Delta f L y s$	$p f \Delta L y s y v$	$p f L \Delta y s y v$	$p f L y s \Delta y v$	Next year	$\Delta T o x F$ (9)
(1)	(unit:kt)	Change in population (3)	Change in emission intensity (4)	Change in production structure (5)	Change in consumption structure (6)	Change in consumption volume (7)	(8)	
2008–2009	200.27	-0.29	-0.15	-18.72	1.71	-8.14	174	-25.59
2009–2010	174.68	0.76	-0.39	1.79	2.52	0.72	180	5.40
2010–2011	180.07	-0.37	-2.65	3.30	-2.47	-4.71	173	-6.91
2011–2012	173.17	-0.39	-13.44	2.79	-3.56	2.85	161	-11.76
2012–2013	161.41	-0.28	-8.64	14.73	-11.11	2.92	159	-2.38
2013–2014	159.03	-0.27	-18.51	-0.94	-1.58	21.89	159	0.59
2014–2015	159.62	0.02	-24.07	1.60	0.16	21.39	158	-0.90
2001–2015		0.14	-194.54	344.01	-316.62	12.44		

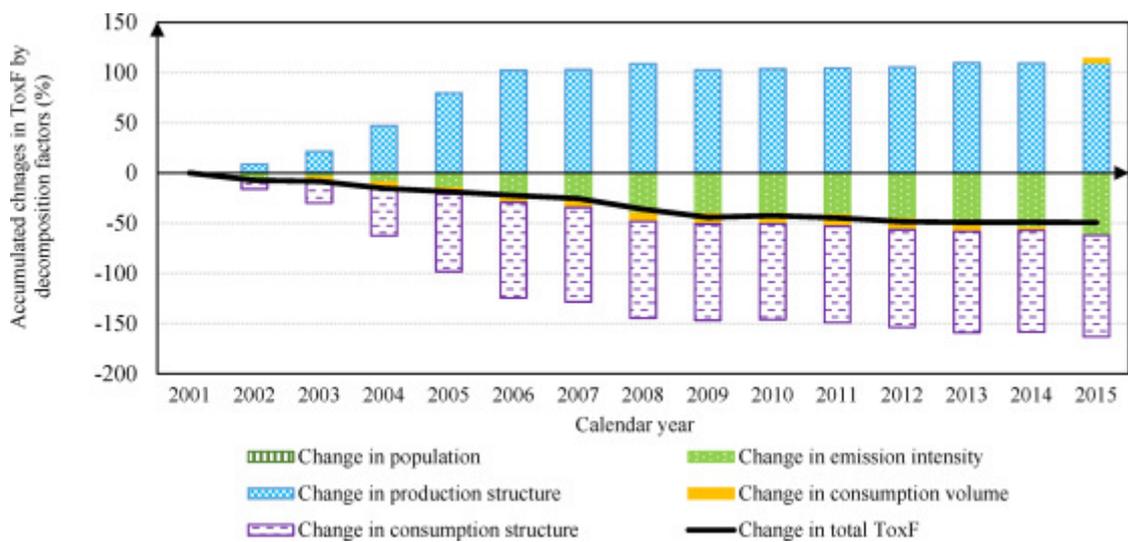


図 III-12 分解係数による ToxF の累積変化 (%)

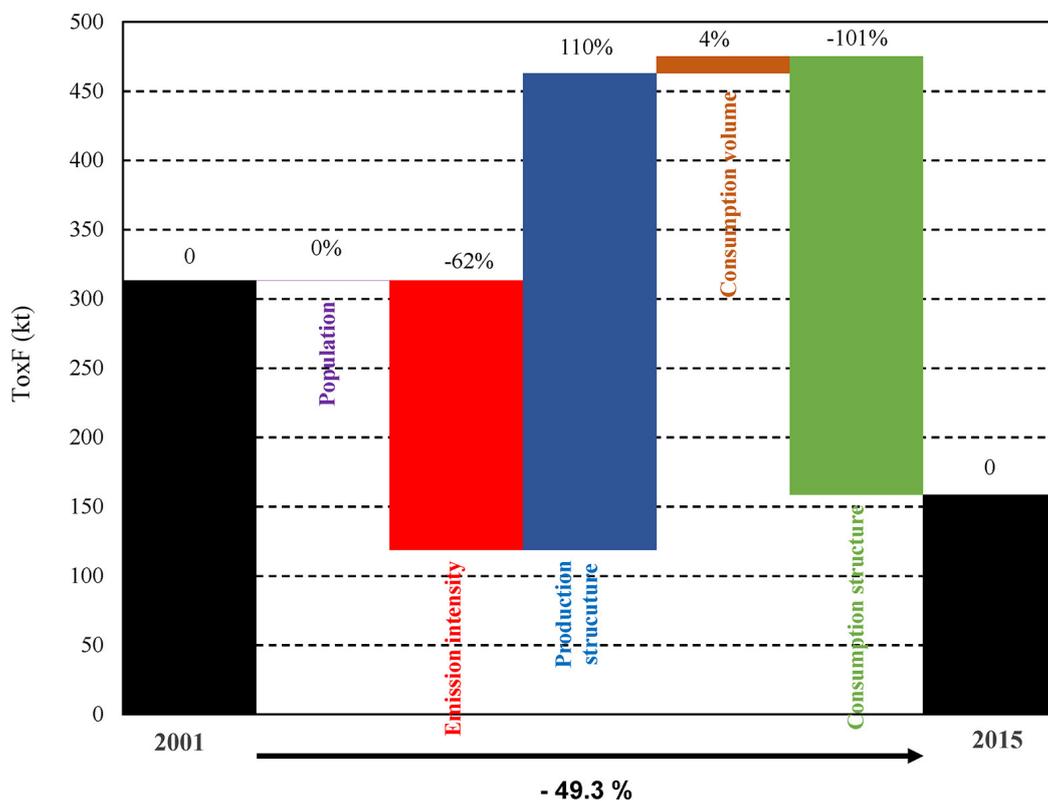


図 III-13 2001 年から 2015 年までの ToxF の変化に対する推進要因の寄与度 (kt)

表 III-6 2001～2015年の部門別のToxFの変化に対する分解係数の寄与度 (kt)

Sector code (1)	Δ pfLysyv	p Δ fLysyv	pf Δ Lysyv	pfL Δ ysyv	pfLys Δ yv	Δ ToxF (7)
	Change in population (2)	Change in emission intensity (3)	Change in production structure (4)	Change in consumption structure (5)	Change in consumption volume (6)	
1	0	0	0	0	0	0
2	0.02	-6.74	310.80	-316.77	-0.38	-13.06
3	0.00	-0.69	14.88	-14.88	0.00	-0.69
4	-0.02	1.95	0.15	-0.16	0.71	2.64
5	0.00	0.01	0.00	0.00	-0.01	0.01
6	0.02	-3.78	-0.70	-0.98	-0.13	-5.58
7	0.00	-0.09	0.00	-0.10	0.01	-0.18
8	0.00	-1.44	0.20	-0.77	0.12	-1.89
9	0.00	-0.79	-0.16	-0.19	0.02	-1.12
10	0.05	-16.79	-0.07	-0.63	-0.27	-17.72
11	0.04	-16.73	-1.73	-0.05	-0.27	-18.74
12	0.01	-29.75	3.07	1.40	1.67	-23.60
13	0.00	-1.11	0.91	0.12	0.17	0.09
14	0.02	-20.98	-0.16	1.82	1.38	-17.91
15	0.01	-7.98	0.49	1.71	0.43	-5.35
16	0.00	-0.34	-0.04	-0.01	-0.02	-0.40
17	0.01	-6.39	-1.01	-0.08	0.07	-7.40
18	0.01	-9.61	2.47	1.61	0.15	-5.37
19	0.02	-13.75	12.53	-1.80	0.76	-2.24
20	-0.01	-7.24	0.65	-0.98	1.40	-6.18
21	-0.03	-3.95	0.62	1.30	1.18	-0.88

Sector code (1)	ΔpfLysyv Change in population (2)	pΔfLysyv Change in emission intensity (3)	pfΔLysyv Change in production structure (4)	pfLΔysyv Change in consumption structure (5)	pfLysΔyv Change in consumption volume (6)	ΔToxF (7)
22	0.00	-4.82	-0.58	-0.66	0.37	-5.69
23	-0.01	-35.32	1.14	14.93	3.67	-15.59
24	0.00	-0.78	-0.04	0.07	0.10	-0.64
25	0.03	-7.53	0.71	-1.89	-0.47	-9.14
26	0.00	0.12	0.04	0.00	0.06	0.22
27	0.00	-0.05	0.03	0.01	0.00	0.00
28	-0.01	-1.07	0.13	0.01	0.58	-0.36
29	0.00	-0.03	0.00	0.00	0.01	-0.02
30	0.00	-0.28	0.11	0.05	0.15	0.02
31	-0.02	1.54	-0.39	0.24	0.84	2.21
32	0.00	-0.23	-0.05	0.00	0.01	-0.26
33	0.00	0.17	-0.07	0.07	0.06	0.23
34	0.00	-0.01	-0.01	0.00	0.00	-0.01
35	0.00	0.09	0.05	-0.01	0.05	0.17
36	0.00	-0.01	0.00	0.00	0.00	-0.01
37	0.00	0.05	0.00	0.00	0.02	0.07
38	0.00	-0.02	0.01	0.01	0.01	-0.01

表 III-5 と図 III-12 より、日本の ToxF は 2009 年から 2010 年と 2013 年から 2014 年の間を除いて、毎年一貫して減少している。詳しくは、図 III-13 より 2001 年の 313kt から 2015 年の 159kt へ約 49% 減少した。各推進要因の ToxF の変化に対する寄与度を考慮すると、生産構造と消費量でそれぞれ 110% (344 kt) と 4% (12.4 kt) 増加したことがわかる。一方、消費構造 (-101%、317 kt) と排出原単位 (-62%、194.5 kt) の 2 つの要因が、日本の ToxF の減少に大きく寄与している。人口の変化はほぼ一定のままであった。人口増加の分析結果はベトナムの場合と類似している³⁵⁾。

2001 年から 2015 年の部門別の ToxF の変化に対する 5 つの要因の複合効果は、表 III-6 の列 7 で確認することができる。結果として、部門 12 (化学製品および関連製品の製造) が 23.6kt と最大の ToxF 削減に寄与したことを示している。続いて部門 11 (出版、印刷、関連製品の製造、-18.7 kt)、部門 14 (プラスチック製品の製造、-17.9 kt)、部門 10 (パルプ、紙、紙製品の製造、-17.7 kt)、部門 23 (輸送機器の製造、-15.6 kt)、これらの部門における減少は主に排出原単位の減少によるものであった。その理由は、これらの部門の生産に関連する技術的要因に変化があったからである。Fujii et al.⁶⁾ によると、1971 年以来、これらの業界で適用されているさまざまなグリーン化学特許出願があった。たとえば、化学製造における排出強度の低下は、従来の高毒性の材料や化学薬品の代わりに生分解性パッケージと水性溶媒を使用したことが原因であった。輸送機器の排出原単位の減少は、生化学燃料電池の使用によるものであった。

特定の化学物質を考慮すると、トルエンは化学物質の中で最も放出量が多く、2001 年の総化学物質放出の 42% を占め、これら 5 つの部門からのトルエン放出量は 2001 年の総トルエン放出量の 68% を占める。2001 年から 2015 年の間、これら 5 つの部門からのトルエン放出量が 62% 減少した。

4.3.1 排出強度

排出強度は、2002 年から 2003 年の期間を除いて検討されたほとんどの期間で ToxF の大幅な減少に寄与した (表 III-6 の列 4 より)。ToxF の最大の減少は、2001 年から 2002 年、2003 年から 2008 年、および 2013 年から 2015 年の期間に発生した。Fujii et al.⁶⁾ によると、排出原単位による ToxF の減少は、日本政府による化学物質管理に関するさまざまな規制や法律の実施の結果であるといえる。法規制のリストは Fujii et al.⁶⁾ によって詳細に記録された。たとえば、PRTR 法は有毒化学物質の生産量を削減するための強力なインセンティブを事業者に提供した。多くの産業部門は、毒性の高い化学物質を毒性の低い化学物質に置き換える (例: 有機溶媒の代わりに水性溶媒を使用する)、クリーンな材料を使用する (例: 従来のパッケージの代わりに生分解性パッケージを使用する)、およびクリーンテクノロジーを使用する (例: 紙パルプ産業における完全無塩素 (TCF) 漂白技術) ことでこれに対応している⁶⁾。さらに、化学物質の放出量の削減に貢献するために積極的な取り組みが行われた。たとえば、2001 年から 2008 年にかけて 180 の化学会社と 75 の業界団体が構成される日本

化学工業協会 (JCIA) は、メンバーファーム間で有効な有毒化学物質の放出量の削減に関する知識を広めるためにさまざまな方法を実施した⁶⁾。表 III-5 は、2008～2011 年の ToxF の減少がごくわずかであることも示している。これは、2008 年から 2009 年に起こった世界的な景気後退によるもので、化学物質を使用する事業者は、化学物質の放出を軽減するための技術的要因の改善に投資することを躊躇していた。2001 年から 2015 年までの部門別の分析は、排出原単位がほとんどの部門で ToxF の増加を相殺することに寄与したことも示している (表 III-6 の列 3)。部門 23 が最も減少し (輸送機器の製造、-35.3 kt)、次に部門 12 (化学製品および関連製品の製造、-29.8 kt)、部門 14 (プラスチック製品の製造、-21 kt) が続いている。一般に、排出強度による ToxF の変化に関するこれらの結果は、Fujii et al.⁶⁾ によって実施された 1971 年から 2010 年までのグリーン化学技術の適用と一致している。

4.3.2 生産体制

生産構造は 2001 年から 2015 年の期間にわたって ToxF の増加に重要な役割を果たし、合計 344kt (110%) に寄与した (表 III-6 の列 5 および図 III-12)。劇的な変化は 2001 年から 2006 年の間に発生したが、中程度の増加は 2007 年から 2008 年と 2012 年から 2013 年の間に発生した。2008 年から 2009 年の間だけでも、生産構造は ToxF の 18.7kt の減少に寄与した。これは、商品やサービスの生産に必要な材料の価格に直接影響を与えた世界的な景気後退の影響が出ているといえる。残りの期間中、生産構造は ToxF にわずかな影響を及ぼした。部門 2 (金属鉱業) は ToxF の増加の主な要因であり、全期間の生産構造による総 ToxF 増加 (344 kt) のうち 311 kt に寄与した (表 III-6 の列 4)。金属鉱業部門の生産要素の寄与を図 III-14 に示す。この図は、金属鉱業部門が 2001 年から 2006 年の ToxF の増加に大きく寄与し、他の期間にはわずかな影響しか及ぼさなかったことを示している。これは、2001 年から 2006 年の間に非常に高かった金属鉱業部門の排出強度によるものであり、2006 年以降劇的に減少した。2006 年前後のこの部門の排出原単位の急激な変化に対する生産構造の影響は、2004 年に発行された日本の金属採掘政策の実施に起因する可能性がある。この政策は、国内の鉱業部門に起因する環境汚染を削減するために制定された。この方針の下、日本は国内の金属鉱山を閉鎖し、海外の探鉱・生産に移行した。したがって、金属鉱業からの有毒化学物質の放出は、2006 年以降急激に減少している。

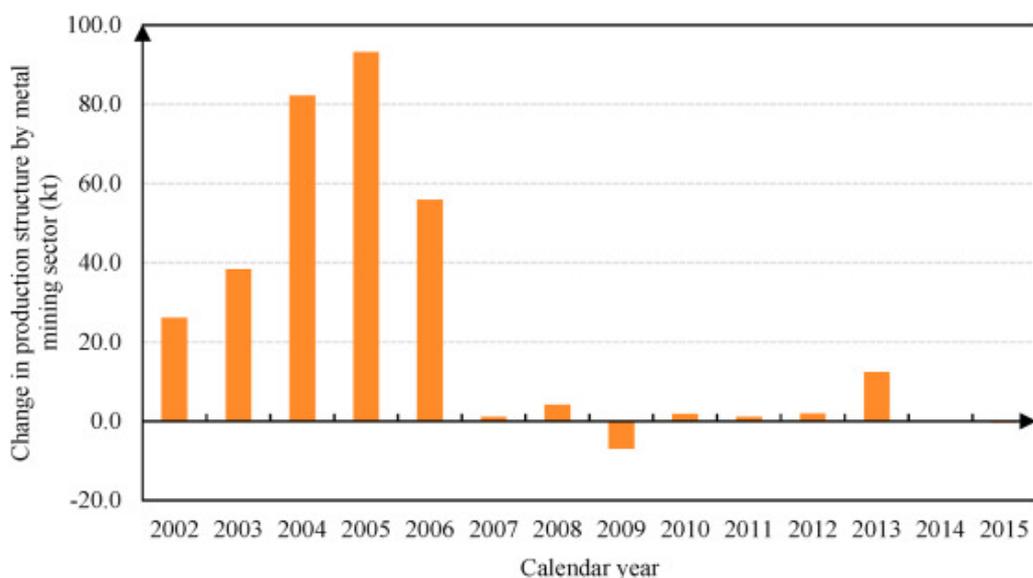


図 III-14 金属鉱業部門の生産構造による ToxF の変化 (kt)

4.3.3 消費構造

消費構造は、2001 年から 2015 年にかけて 317 kt (-101%) に相当する ToxF の大幅な減少に寄与している (表 III-7 の列 6)。2001 年から 2006 年にかけて大幅な減少が見られたが、他の期間はわずかな減少にとどまった。部門分析によると、部門 2 (金属鉱業) が全期間で 317kt を占める ToxF の減少の主な要因であった。消費構造に起因する ToxF の減少は、式 10 を使用することで個別の最終消費カテゴリーにさらに分解された。結果を表 III-8 に示す。ToxF の 317kt (-101%) の減少のうち、399 kt (-127%) は輸入構造の変更、97 kt (-31%) は在庫構造の変更、12 kt (-4%) は資本構成の変更によるものであった。一方、輸出 (165 kt、53%) と家計 (26 kt、8%) の 2 つのカテゴリーの構造変化が、ToxF の増加の原因であった。重要な最終需要カテゴリーにおいて構造変化を詳細に分析することは、消費の観点から説明されているように (式 10) 個別に検討され、以上の結果のように示される。

表 III-7 消費構造効果の最終需要カテゴリーへの分解 (kt)

Year period	Household (H)	Government (G)	Capital (C)	Inventory (M)	Export (Ex)	Import (Im)	Total (pflΔy _{s,y})
2001–2002	-3.23	-0.43	-1.23	0.09	18.56	-39.53	-25.77
2002–2003	2.97	2.42	-7.96	9.20	23.53	-71.45	-41.30
2003–2004	13.66	-4.50	-1.27	-0.10	32.08	-120.48	-80.60
2004–2005	0.62	0.55	-1.42	-0.18	38.13	-131.28	-93.58
2005–2006	8.49	-0.89	-1.22	0.56	45.16	-108.57	-56.46
2006–2007	-0.41	0.14	0.53	0.67	10.64	-7.96	3.61
2007–2008	4.92	0.33	1.71	-4.30	-0.27	-10.58	-8.19
2008–2009	-4.97	1.78	-1.40	-4.04	-35.75	46.09	1.71
2009–2010	-0.27	-0.11	-1.84	0.71	14.64	-10.62	2.52
2010–2011	2.01	0.42	-0.34	0.82	5.72	-11.09	-2.47
2011–2012	-0.55	0.64	1.75	0.64	-0.17	-5.88	-3.56
2012–2013	3.30	0.48	-1.18	-101.46	20.71	67.03	-11.11
2013–2014	-0.22	0.03	1.72	-0.01	-3.34	0.23	-1.58

Year period	Household (H)	Government (G)	Capital (C)	Inventory (M)	Export (Ex)	Import (Im)	Total (pfLΔy _{sy})
2014–2015	-0.11	0.07	-0.12	-0.06	-4.33	4.71	0.16
2001–2015	26.21	0.95	-12.27	-97.46	165.32	-399.37	-316.62

2001年から2006年にかけて、輸出構造の変化によるToxFの大幅な増加と、輸入構造の変化によるToxFの大幅な減少が発生した。この間、金属鉱業部門の排出原単位は非常に高かった。この作業での有毒化学物質の総放出量は生産ベースの排出量として推定された。そのため、さまざまな目的（家庭、政府など）での国内の商品やサービスの生産の増加は、一般的に汚染物質の増加をもたらす。他国から生産された商品の輸入の増加は、日本が化学物質の有毒物質の放出量をさらに減少させるのに役立つ可能性がある。これにより、総ToxFに対する輸出と輸入の間に逆の効果が生じる。2008年から2009年の間に、輸入（46 kt 増加）と輸出（-36 kt 減少）により不規則な変化があった。この結果は、世界的な景気後退によるものであり、これにより各国間の貿易活動が減少した。在庫の構造変化に関しては、ToxFの大幅な減少は2012年から2013年の間に観察された部門2（金属鉱業、-101 kt）の在庫によるものであった。ただし、在庫による影響は他の期間では最小限であった。

4.3.4 消費量

2001年から2015年の間に、消費量は12 kt（4%）の増加に対応する小さな変化を経験し、2013年から2015年の期間がToxFの最大の増加に寄与した。部門分析によると、2001年から2015年の期間に部門23（輸送機器の製造）が4 ktのToxF増加の主な要因であった。

最終需要のさまざまな要素に分解されたとき（式11）の消費量の影響を詳細に分析したものを表III-8に示す。全期間における世帯量の変化（16 kt、5%）と輸出（26 kt、8%）がToxFの増加の原因であり、輸入量の変化（29 kt、-9%）がToxFの減少に寄与した。他の最終需要量の変更は、ToxFに最小限の影響しか与えなかった。2013年から2015年にかけて、消費量の観点からのToxFの大幅な増加は重工業部門における家庭用部品の量の劇的な変化によるものであった。これには、部門23（輸送機器の製造）、部門12（化学製品および関連製品の製造）、部門14（プラスチック製品の製造）、および部門20（金属加工製品の製造）が含まれる。

表 III-8 消費量効果の最終需要カテゴリー (kt) への分解

Year period	Household (H)	Government (G)	Capital (C)	Inventory (M)	Export (Ex)	Import (Im)	Total (p f L y _s Δy _v)
2001–2002	-5.77	-1.44	-1.95	0.02	4.47	-1.07	-5.74
2002–2003	-3.13	0.83	-4.40	-0.12	-0.01	-0.77	-7.59
2003–2004	4.32	-5.70	-3.06	0.24	5.47	-7.03	-5.76
2004–2005	-1.02	0.34	-0.78	0.20	5.13	-4.80	-0.93
2005–2006	2.69	-1.14	-0.37	0.30	4.53	-6.09	-0.09
2006–2007	0.75	0.31	-0.43	0.13	4.07	-2.61	2.21
2007–2008	-1.81	-0.85	-0.97	0.08	-0.73	-2.30	-6.58
2008–2009	-6.69	1.30	-2.68	-0.70	-14.46	15.09	-8.14
2009–2010	-0.65	-0.04	-1.04	0.13	4.86	-2.54	0.72
2010–2011	-1.82	-0.24	-1.22	0.05	1.09	-2.58	-4.71
2011–2012	1.23	1.38	1.56	0.09	0.47	-1.88	2.85
2012–2013	2.25	1.11	0.26	0.21	4.86	-5.77	2.92
2013–2014	12.83	4.21	6.00	0.25	3.10	-4.49	21.89

Year period	Household (H)	Government (G)	Capital (C)	Inventory (M)	Export (Ex)	Import (Im)	Total (p f L y _s Δy _v)
2014–2015	12.59	4.18	4.36	0.24	2.65	-2.63	21.39
2001–2015	15.77	4.24	-4.72	1.12	25.51	-29.48	12.44

4.4 政策的含意

本研究では、IOSDA フレームワークを使用し、2001 年から 2015 年の間に日本の産業部門から生じる化学物質放出の ToxF の年間変化について、人口、技術（排出原単位）、生産構造、消費構造、消費量などの基本的な 5 つの推進要因を分析した。以下の項目では、毒物学的フットプリントをさらに削減するために考慮される重要な要因のそれぞれに対する政策について示す。

排出強度：この係数による ToxF の減少は、定義された傾向に従わなかった。全期間を通じて、輸送機器の製造は 35.3 kt に相当する最も高い緩和量を示し、次に 29.8 kt の化学製品および関連製品の製造、21kt のプラスチック製品の製造が続いた。過去の傾向に基づいて排出削減戦略を実施し、削減を高レベルで推進する必要がある（例えば、2001～2002 年、2003～2008 年、2013～2015 年の間に 17~36 kt/年減少）。これは、低毒性の化学物質を使用すること、化学物質を再利用すること、有害廃棄物処理の技術を促進することで達成できる。

生産構造：この要因に起因する ToxF の最も劇的な変化は、2001 年から 2006 年の期間に発生した。この期間中の排出強度が非常に高かったため、金属鉱業が ToxF の増加の主な要因である。生産構造が主に ToxF の大幅な増加の原因であるため、生産構造による有毒化学物質の放出の削減が必要である。以前の研究³⁵⁾によると、生産構造を最適化するか、毒性の少ない化学物質の投入を使用するか、製品や廃棄物をリサイクルし、資源利用の効率を高めることによって緩和できる。たとえば、この適切な方法は係数による ToxF の増加を低レベルに維持するのに役立つ（例えば、2009～2012 年および 2014～2015 年の間に 1.6～3.3 kt/年しか増加しない）。

消費構造：この要因は、2001 年から 2006 年の間に大幅な減少が発生した ToxF の大幅な緩和に寄与している。金属鉱業部門がこの削減の主な要因である（317 kt に相当）。さまざまな最終需要カテゴリーを検討すると、輸入構造の変更により 399 kt が削減され、在庫構造により ToxF が 97kt 削減されたと判断された。一方、輸出の変化は 165kt の増加の原因であった。また、他の最終需要コンポーネントの影響は小さかった。部門分析によると、2001 年から 2006 年にかけて、輸出構造の変化が ToxF の大幅な増加に寄与し、輸入構造が ToxF の大幅な減少に寄与したことが示されている。これらの変化は、金属鉱業部門の高い排出原

単位によるものであった。金属鉱業の在庫構造の変化も、2012年から2013年の間にToxFの大幅な削減に寄与した。最後に、2008年から2009年に起こった世界的な景気後退は、ToxFに対する輸出入の不規則な影響をもたらした。

消費量：この要因は、ToxFの12kt（4%）のわずかな増加の原因であった。家庭用と輸出用はToxFをそれぞれ16ktと26kt増加させ、輸入は29ktの減少に寄与した。

日本と他国間の貿易構造を最適化することにより、消費構造と消費量によるさらなる削減を展開することができる。毒性の高い物質や化学物質の輸入を減らすことは、国内生産のための有毒化学物質の放出を減らすのにも役立つ。たとえば、適切な戦略を実施することにより、ToxFを高レベルで削減できる（例えば、消費構造により、ToxFは2001年から2006年の間に26～94kt/年減少した）。

5 結論

本課題の結論を以下にまとめる。

第一に、2000年から2004年にかけて大規模事業所で削減された有害化学物質のうち、排出量が最も大きいジクロロメタンについて、産業連関表を用いて排出量の変化の要因を分析した。ジクロロメタンの排出量は2000年から2015年にかけて継続的に減少した。特に、排出係数が大幅な減少を示した。これは、ほとんどの業種で技術的要素の改善に取り組まれていることによる。一方、2011年から2015年で原油価格が低下したために消費が促されたことが、ジクロロメタンの排出量を増加方向に導いた。

第二に、産業分野で生じるプラネタリー・バウンダリおよびケミカル・フットプリントを定量化するために、ライフサイクルアセスメントとリスク評価を統合したモデルを開発した。日本のケミカル・フットプリントは一部期間を除いて減少傾向にあった。ただし、2001年から2018年で毒性強度が増加していることから、日本における化学物質のヒト健康や生態系への潜在的リスクが年々増加していることが分かった。化学物質の排出量が減少しているにも関わらず、この結果がもたらされたのは、主に毒性の低い化学物質が減少したためである。産業ごとでは、水供給によるChFがその大部分を占めていた。これは、下水処理の過程で毒性の高いフッ化水素やホウ素、それらの化合物が発生するためであると考えられる。また、首都圏の自然限界係数は許容レベルの何倍もの大きさであることから、日本の環境収容力は持続可能でないことが定量的に示された。

第三に、オゾンの前駆物質である窒素酸化物および揮発性有機化合物の排出量について、2005年度から利用可能な最新の年度までのデータベースを作成した。さらに、作成したデータベースから、ADMER PRO version 1.0を用いて実際にオゾン濃度を予測した。固定排出源からの二酸化窒素は、近畿地方のほとんどの府県で減少した。また、移動排出源からの窒素酸化物については、2005年度から2015年度までの交通量を比較することにより代用した。大阪府を除いて、多くの府県で目立った変化は見られなかった。揮発性有機化合物については、産業ごとの排出量をデータベースに入力した。これらのデータベースから予測したオゾン濃度は、沿岸部や中心部で低く、内陸部で高いことが確認された。

第四に、2001年から2015年の間に日本の産業部門における化学物質放出のToxFの年次変化の根本的な推進要因を分析するためにIOSDAフレームワークを開発した。その結果、2001年から2015年で日本の産業部門に起因する全体的なToxFが49%(-154 kt)減少した。この論文で開発されたIOSDAは、産業部門の化学物質排出データが利用可能である限り、国内の化学物質放出に影響を与える根本的な社会経済的要因をよりよく理解するために他の国でも使用することができる。さらに、ToxFは人の健康と生態系に対する有毒化学物質の潜在的な影響を包括的に定量化するために利用できる国または地域における、化学物質フットプリントインデックスを開発するための指標として使用できる。さらに、IOSDA法はデータが利用可能になると、さまざまな産業部門に起因するあらゆるタイプの汚染物質に対する構造変化の影響を分析するために適用できる。

参考文献

- 1) Miller, R.E., Blair, P.D., 2009. Input–output analysis: foundation and extensions, 2nd edn. Published in the United States of America by Cambridge University Press, New York.
- 2) Panko, J., Hitchcock, K., 2011. Chemical footprint: Ensuring product sustainability. EM Air & Waste Management Association’s magazine for environmental managers, 12–15.
- 3) Bjørn, A., Diamond, M., Birkved, M., Hauschild, M.Z., 2014. Chemical footprint method for improved communication of freshwater ecotoxicity impacts in the context of ecological limits. *Environ. Sci. Technol.*, 48(22), 11326–113253. doi:10.1021/es503797d
- 4) MOE, 2019. Pollutant release and transfer register information plaza Japan. Ministry of the Environment, Japan. <http://www.env.go.jp/en/chemi/prtr/prtr.html> (accessed on 15 November 2018).
- 5) Hauschild, M.Z., Huijbregts, M., Jolliet, O., MacLeod, M., Margni, M., van de Meent, D., Rosenbaum, R.K., McKone, T., 2008. Building a model based on scientific consensus for Life Cycle Impact Assessment of chemicals: the Search for Harmony and Parsimony. *Environ. Sci. Technol.*, 42(19), 7032-7037.
- 6) Fujii, H., Managi, S., Kawahara, H., 2011. The pollution release and transfer register system in the U.S. and Japan: an analysis of productivity. *J. Clean. Prod.* 19, 1330-1338.
- 7) 環境省: 大気汚染物質排出量総合調査/平成 17 年度実績. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00650202&tstat=000001014479&cycle=0&tclass1=000001018198&stat_infid=000001216308&tclass2val=0. (Accessed on 16 February 2021)
- 8) 環境省: 大気汚染物質排出量総合調査/平成 20 年度実績. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00650202&tstat=000001014479&cycle=0&tclass1=000001043382&stat_infid=000009782084&tclass2val=0. (Accessed on 16 February 2021)
- 9) 環境省: 大気汚染物質排出量総合調査/平成 23 年度実績. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00650202&tstat=000001014479&cycle=0&tclass1=000001060428&stat_infid=000025554583&tclass2val=0. (Accessed on 16 February 2021)
- 10) 環境省: 大気汚染物質排出量総合調査/平成 26 年度実績. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00650202&tstat=000001014479&cycle=0&tclass1=000001097855&stat_infid=000031554698&tclass2val=0. (Accessed on 16 February 2021)
- 11) 環境省: 大気汚染物質排出量総合調査/平成 29 年度実績. https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00650202&tstat=000001014479&cycle=0&tclass1=000001144166&stat_infid=000031978241&tclass2val=0. (Accessed on 16 February 2021)
- 12) 社団法人交通工学研究会: 平成 17 年度 道路交通センサス 全国道路・街路交通情勢調査. 丸善株式会社出版事業部, 2007.
- 13) 一般社団法人交通工学研究会: 平成 22 年度 道路交通センサス 全国道路・街路交通情勢調査. 丸善出版株式会社, 2012.

- 14) 一般社団法人交通工学研究会: 平成 27 年 全国道路・街路交通情勢調査. 丸善出版株式会社, 2018.
- 15) 環境省: 令和元年度 揮発性有機化合物 (VOC) 排出インベントリデータ. <http://www.env.go.jp/air/air/osen/voc/inventory/R1/R1-Mat02.xlsx>. (Accessed on 16 February 2021)
- 16) 国立研究開発法人国立環境研究所: 2018 年度 大気環境月間値・年間値データ. https://www.nies.go.jp/igreen/td_down.html. (Accessed on 16 February 2021)
- 17) Y. Okazaki, L. Ito, A. Tokai; Health risk of the increased O₃ concentration by regional emission characteristics under the unusual state considering the COVID-19 pandemic, under review.
- 18) Wyke, S., Peña-Fernández, A., Brooke, N., Duarte-Davidson, R., 2014. The importance of evaluating the physicochemical and toxicological properties of a contaminant for remediating environments affected by chemical incidents. *Environ. Int.* 72, 109-118.
- 19) Persson, L., Arvidsson, R., Berglund, M., Cederberg, C., Finnveden, G., Palm V., Sörme, L., Sarah Schmidt, Richard Wood, 2019. Indicators for national consumption-based accounting of chemicals. *J. Clean. Prod.* 215, 1-12.
- 20) He, T., Yang, Z., Liu, T., Shen, Y., Fu, X., Qian, X., Zhang, Y., Wang, Y., Xu, Z., Zhu, S., Mao, C., Xu, G., Tang, J., 2016. Ambient air pollution and years of life lost in Ningbo, China. *Sci. Rep.* 6, 22485.
- 21) Diamond, M.L., de Wit, C.A., Molander, S., Scheringer, M., Backhaus, T., Lohmann, R., Arvidsson, R., Bergman, Å., Hauschild, M., Holoubek, I., Persson, L., Suzuki, N., Vighi, M., Zetzsch, C., 2015. Exploring the planetary boundary for chemical pollution. *Environ. Int.* 78, 8-15. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.02.001>
- 22) Secretariat of the Conventional on Biological Diversity. 2010. *Global biodiversity Outlook 3*. Montreal. ISBN - 92 - 9225 - 220 - 8.
- 23) Sala, S., Goralczyk, M., 2013. Chemical footprint: A methodological framework for bridging life cycle assessment and planetary boundaries for chemical pollution. *Integr. Environ. Asses.* 9(4), 623–632.
- 24) UNEP, 2013. *UN Environmental Program Year Book: Emerging Issues in Our Global Environment* (Nairobi: UN Environmental Program).
- 25) EC, 2013. Commission recommendation (2013/179/EU) of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. European Commission. OJ L 124:1–216.
- 26) EPA, 2016. Summary of the Toxic Substances Control Act. 2016 chemical Law updates the TSCA. Laws & Regulations. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-toxic-substances-control-act>. Accessed on 25 Sep. 2019.

- 27) MOE, 2014. Management of chemicals in Japan. Chemicals evaluation office Environmental Health Department, Ministry of the Environment, Japan. <https://www.env.go.jp/en/focus/docs/files/20141001-50.pdf>. (accessed on 15 November 2018).
- 28) Koh, S.C.L., Ibn-Mohammed, T., Acquaye, A., Feng, K., Reaney, I.M., Hubacek, K., Fujii, H., Khatab, K., 2016. Drivers of US toxicological footprints trajectory 1998-2013. *Sci. Rep.* 6, 39514.
- 29) Nordborg, M., Arvidsson, R., Finnveden, G., Cederberg, C., Sörme, L., Palm, V., Stamy, K., Molander, S., 2017. Updated indicators of Swedish national human toxicity and ecotoxicity footprints using USEtox 2.01. *Environ. Impact Assess. Rev.* 62, 110-114.
- 30) Pekala, L.M., Tan, R.R., Foo, D.C.Y., Jezowski, J.M., 2010. Optimal energy planning models with carbon footprint constraints. *Appl. Energy* 87(6), 1903-1910.
- 31) Foo, D. C., Tan, R. R., Ng, D. K., 2008. Carbon and footprint-constrained energy planning using cascade analysis technique. *Energy*, 33(10), 1480-1488.
- 32) Hoa, N.T., Promentilla, M.A., Aviso, K.B., 2013. Fuzzy multi-objective optimization of a multi-regional bioethanol supply chain. *ASEAN Eng J Part B 2* (2). (Accessed on 05 Feb 2014). http://www.seed-net.org/wp-content/uploads/2015/12/Invited-Paper_FUZZY-MULTI-OBJECTIVE-OPTIMIZATION-OF-A-MULTI-REGIONAL-BIOETHANOL-SUPPLY-CHAIN.pdf
- 33) Sörme, L., Palm, V., Finnveden, G., 2016. Using E-PRTR data on point source emissions to air and water—first steps towards a national chemical footprint. *Environ. Impact Assess. Rev.* 56, 102–112.
- 34) Cansino, J.M., Roman, R., Ordóñez, M. 2016. Main drivers of changes in CO2 emissions in the Spanish economy: A structural decomposition analysis. *Energy Policy* 89, 150-159. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2015.11.020>
- 35) Nguyen, H.T., Aviso, K.B., Le, D.Q., Tokai, A., 2018a. Main drivers of carbon dioxide emissions in Vietnam trajectory 2000-2011: An input-output structural decomposition analysis. *J. Sustain. Dev.* 11(4), 129-147.
- 36) Nguyen, H.T., Kojima, N., Tokai, A., 2018d. An input-output linear programming model for assessing climate policy considering economic growth. *Environ. Syst. Decis.* 1-15.
- 37) Wei, J., Huang, K., Yang, S., Li, Y., Hu, T., Zhang, Y., 2017. Driving forces analysis of energy-related carbon dioxide (CO2) emissions in Beijing: an input-output structural decomposition analysis. *J. Clean. Prod.*, 163, 58-68. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.086>
- 38) Hertwich, E., van der Voet, E., Suh, S., Tukker, A., Huijbregts, M., Kazmierczyk, P., Lenzen, M., McNeely, J., Moriguchi, Y., 2010. Assessing the environmental impacts of consumption and production: priority products and materials, a report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management. UNEP, Paris.

- 39) Fujii, H., Okamoto, S., Kagawa, S. and Managi S., 2017. Decomposition of toxicity emission changes on the demand and supply sides: Empirical study of the US industrial sector. *Environ. Res. Lett.* 12, 124008.
- 40) Yang, J., Song, D., Fang, D., Wu, F., 2019. Drivers of consumption-based PM2.5 emission of Beijing: A structural decomposition analysis. *J. Clean. Prod.* 219, 734-742.
- 41) Fujii, H., Managi, S., 2012. Decomposition of toxic chemical substance management in three US manufacturing sectors from 1991–2008. *J. Ind. Ecol.* 17(3). 461–471.
- 42) Ang, B. W., F.Q. Zhang, and K.H. Choi., 1998. Factorizing changes in energy and environmental indicators through decomposition. *Energy* 23(6), 489–495.
- 43) JCIA (Japan Chemical Industry Association), 2012. Chemical industry of Japan. (Accessed on 09 July 2020) https://www.nikkakyo.org/sites/default/files/graph2012_e.pdf
- 44) Eora, 2019. Eora input-output database. <https://www.worldmrio.com/> (Accessed on 15 May 2019).
- 45) E-Stat (2019). Statistics of Japan. <https://www.e-stat.go.jp/en/stat-search/files?page=1&toukei=00200603> (Accessed on 12 October 2019).
- 46) de Oliveira, U. R., Espindola, L. S., da Silva, I. R., da Silva, I. N., & Rocha, H. M., 2018. A systematic literature review on green supply chain management: research implications and future perspectives. *J. Clean. Prod.* 187, 537-561.
- 47) Miho, S., Kameya, T., Kobayashi, T., Fujie, K., 2015. Detection of Japanese PRTR chemicals in a river affected by effluent from industrial and sewage facilities. *J Water Environ Tech.* 13(1), 25-35.
- 48) Nguyen, H.T., Xue, M., Kojima, N., Tokai, A., 2020. Applying fuzzy c-means clustering and extended self-organizing map to analysis of release and toxicity data on chemical pollutants. Under review by *J. Environ. Inform.*
- 49) METI, 2017. Act on confirmation, etc. of release amounts of specific chemical substances in the environment and promotion of improvements to the management thereof. Ministry of Economy, Trade and Industry of Japan. https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/english/prtr.html (accessed 20 November 2018).
- 50) SBJ, 2018. Statistical Handbook of Japan, Statistics Bureau of Japan. <https://www.stat.go.jp/english/data/handbook/pdf/2018all.pdf>
- 51) SBJ, 2019. Result of the Population Estimates, Statistics Bureau of Japan. <https://www.stat.go.jp/english/data/jinsui/2.html>
- 52) MIC, 2019. Director-General for Policy Planning (Statistical Standards), Input-output tables for Japan. Ministry of International Affairs and Communications. https://www.soumu.go.jp/english/dgpp_ss/data/io/index.htm (accessed 18 June 2018).

- 53) The World Bank, 2019a. GDP deflator. <https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.DEFL.KD.ZG?view=chart>. (accessed on 15 July 2019).
- 54) The World Bank, 2019b. Official exchange rate. https://data.worldbank.org/indicator/PA.NUS.FCRF?locations=JP&name_desc=false&view=chart. (accessed on 15 July 2019).
- 55) MOE, 2004. Manual for PRTR release estimation methods. Ministry of Economy, Trade and Industry, Ministry of the Environment, Japan. <https://www.env.go.jp/en/chemi/prtr/manual/index.html> (accessed 16 December 2018).

IV 費用便益分析を用いたノニルフェノールのリスク管理方策の評価

1 序論

1.1 研究の背景

我々はより便利な生活を送るために、さまざまな化学物質を多岐に渡って大量に使用している。しかし、これらの化学物質には潜在的なリスクが潜んでおり、適切な使用がなされなかった場合、ヒトを始めとした生態や地球環境に悪影響を及ぼす可能性がある。第一種特定化学物質や不燃性という機能保持の観点で、建材として使用されていたアスベストが、発がん性があることが確認され、社会問題となった¹⁾。

しかし、過度な使用制限もかえって我々の生活に支障をきたす恐れがある。例として、瀬戸内海の栄養塩の減少が挙げられる。瀬戸内海ではこれまで「美しい海」を目指すべく富栄養化対策として排水処理を行ってきた。しかし、近年、瀬戸内海では水がきれいになりすぎた結果、海藻類などの栄養源となる窒素やリンなどの「栄養塩」の濃度が下がり、養殖のりの色落ちや漁獲量の減少などの影響が出た。このことから環境省は「豊かで美しい海」を目指して瀬戸内海環境保全特別措置法を改正する方針を立てるなど対策を急いでいる²⁾。

このように過剰な規制を引くと別のリスクの可能性を高めてしまう恐れもある。このことは Lester B. Lave らが“False Positive”、“False Negative”というフレーズを用いて指摘している³⁾。False Positive (疑陽性)とは、無害なものを有害として選定する失敗や行き過ぎた規制を、False Negative (疑陰性)は、逆に、有害なものを無害として選定する失敗や過小評価された規制と定義している。すなわち、不適切な基準設定をした場合、上記の2種類のミスが発生し、社会的な影響が発生することになる。

これらのことから、使用する化学物質の適切な使用量や基準値を定義することは、化学物質から受ける恩恵を最大化できるだけでなく、全体としてのリスクを最小化することにも繋がる。

1.1.1 国内外の化学物質管理政策

そのため、化学物質によるリスクを回避するために、世界全体では国際会議などを通して世界共通の目標を定めるなどの取り組みが行われている。1992年のブラジルのリオデジャネイロで開催された地球サミットでは、「持続可能な開発のための人類の行動計画」(アジェンダ 21)が採択された。さらにリオ・サミットから10年後の2002年に南アフリカのヨハネスブルクで開催された地球サミット(WSSD: World Summit on Sustainable Development)では、実施計画書が採択された⁴⁾。その中で「予防的取組方法に留意しつつ、透明性のある科学的根拠に基づくリスク評価手順と科学的根拠に基づくリスク管理手順を用いて、化学物質が人の健康と環境にもたらす著しい悪影響を最小化する方法で使用、生産されることを2020年までに達成することを目指す(WSSD2020年目標)」という合意が盛り込まれた。

また、化学物質の安全性の審査を義務付け、蓄積性や有害性・発がん性が認められるものには製造等を規制する法律が各国において制定されている。国内外の主な化学物質管理政

策をいくつか示す。

(a) 環境基本法（日本）

環境基本法は、環境保全に向けた枠組みを示した総合的な法律である。環境基本法に基づく環境に保全に関する基本的な計画を示した環境基本計画は、平成 30 年に第 5 次の版が閣議決定されており、方針として予防原則の考え方に基づいた対策を講じていくべきとしている⁵⁾。

また、環境基本法において環境基準の項目について、騒音、水質、土壌、ダイオキシン類の 4 つの項目から環境基準が設定されており、環境省では以下のように述べられている⁶⁾

環境基準は、人の健康の保護及び生活環境の保全のうえで「維持されることが望ましい基準」として、終局的に、大気、水、土壌、騒音をどの程度に保つことを目定めたものであり、行政上の政策目標である。

この「維持されることが望ましい基準」について、水生生物の保全に係る水質目標は第 5 次環境基本計画によると、「水生生物の保全に係る水質目標は、水生生物の個体群の存続への影響を防止することを目指して設定するものである。そのため、特に感受性の高い生物個体の保護までは考慮せず、個体群の維持を可能とするレベルで目標値を設定する。

目標値は、水質による水生生物へのリスクを未然に防止する観点から環境水中の濃度レベルを導出するものとし、水生生物にとっての「最大許容濃度」や「受忍限度」といったものではなく、維持することが望ましい水準として設定することが適当である⁵⁾という考えに基づき定義されている。

(b) 化学物質排出把握管理促進法（化管法）（日本）

化管法は正式には、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」である。化管法は、PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) 制度を柱として、事業者による化学物質の自主的な管理の改善を促進し、環境の保全上の支障を未然に防止することを目的とした法律である。

PRTR 制度は、経済産業省によると、「「第一種指定化学物質」が、事業所から環境（大気、水、土壌）へ排出される量及び廃棄物に含まれて事業所外へ移動する量を、事業者が自ら把握し国に届け出をし、国は届出データや推計に基づき、排出量・移動量を集計・公表する制度⁷⁾と述べられている。対象物質は計 462 物質が指定されている。PRTR 制度の内容をまとめた図を図 IV-1 に示す。平成 13 年 4 月から実地され、令和元年には改正案が協議されている。

経済産業省 HP の画像を引用しているため、掲載不可

図 IV-1 : PRTR 制度の枠組み (経済産業省 HP から引用) ⁷⁾

(c) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律 (化審法) (日本)

化審法は、人の健康を損なうおそれ又は動植物の生息・生育に支障を及ぼすおそれがある化学物質による環境の汚染を防止することを目的とする法律である。

1.1 節で示した、WSSD 2020 年目標について、約 28,000 の既存化学物質について「リスクを最小化」することを達成するために、化審法では予防原則に留意しつつ透明性のある科学的根拠に基づく手順を用いてリスク評価を実施している ⁸⁾。このリスク評価における 3 つの目標として経済産業省では、以下のように述べている ⁹⁾。

〈目標①〉

一般化学物質等について、リスクがないとはいえない化学物質を絞り込んで、優先評価化学物質に相当するかどうかを判定する。〈スクリーニング評価〉

〈目標②〉

その上で、リスク評価を行い、著しいリスクがあると判明したものを、第二種特定化学物質に指定する。〈リスク評価 (1 次)〉

〈目標③〉

また、2020年時点までに著しいリスクが判明しなかった優先評価化学物質について、リスク評価を進め、著しいリスクが判明した場合は、第二種特定化学物質に追加、指定する。〈スクリーニング評価〉

この上記目標を達成するためのリスク評価の全体像を図 IV-2 に示す。

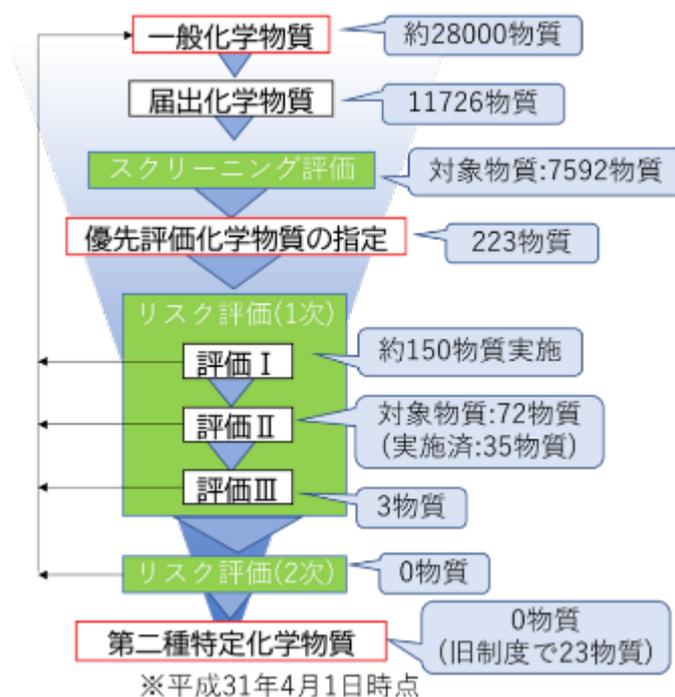


図 IV-2 : スクリーニング評価・リスク評価の全体像 (環境省 HP より改変) 9)

経済産業省の見解では、目標①は概ね達成できる見込みで、目標③も評価可能にする方策の目処が立ち、期間内の達成ができる見込みがあるとしている。一方、目標②は、進捗はあるものの、期間内の達成にはより一層の合理化、加速化が必要であるという見解がされている。

本研究で対象物質としているノニルフェノールエトキシレートは、現在、国がリスク評価を行っており、リスク評価(1次)評価Ⅱが行われた。その調査結果の一部については1.1.2項で述べる。

1.1.2. 既存研究と知見の整理

適切な有害性評価値について、長くに渡って議論がされている化学物質の1例として、ノニルフェノールとその主な生成源であるノニルフェノールエトキシレートがある。本論文では、以降ノニルフェノールをNP、ノニルフェノールエトキシレートはNPEと呼ぶこととする。

(a) ノニルフェノールとノニルフェノールエトキシレートの概要と特性

本研究で取り扱ったNPとNPEの特性などを述べる。製品評価技術基盤機構においてNPとNPEについて以下のように述べられている¹¹⁾。

NPは、1960年頃に国内生産が始まり、約6割が界面活性剤のNPEを合成するための原料として用いられ、その他にもフェノール樹脂（積層板）やインク用バインダーの原料およびゴムの酸化防止剤やエポキシ樹脂等の安定剤に用いられてきた。NPEは、1982年に化審法の既存化学物質安全性点検において低濃縮性・難分解性と分類されており（NPも1976年に低濃縮性・難分解性と分類されている）、その際、産業界では難分解性を理由に家庭用洗剤への使用を自粛するという自主管理方針を出している。NPE自体の毒性は高くないが、分解して生成するNPは国内外において内分泌系への影響が懸念される物質として、社会的に関心を持たれ、内分泌系への影響の有無、水生生物に対する有害性、環境実態等の科学的知見の充実が求められるようになった¹¹⁾。

また、2003年7月に国連勧告として採択された「化学品の分類および表示に関する世界調和システム」（GHS：The Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals）においては、化学品の危険有害性を世界的に統一された一定の基準に従って分類ものである。このうち、NPのGHS分類を表IV-1に示す¹²⁾。

表 IV-1 ノニルフェノールの GHS 分類（厚生労働省 HP より作成）¹²⁾

有害性の種類	項目	区分
健康に対する有害性	急性毒性（経口）	区分 4
	皮膚腐食性／刺激性	区分 1C
	眼に対する重篤な損傷性／眼刺激性	区分 1
	生殖毒性	区分 2
	特定標的臓器毒性（単回ばく露）	区分 3（気道刺激性）
	特定標的臓器毒性（反復ばく露）	区分 2（腎臓、膀胱）
環境に対する有害性	水生環境有害性（急性）	区分 1
	水生環境有害性（長期間）	区分 1

GHS 分類の区分は、1 から 5 まで分けられ、1 が最も危険性が高い。表 IV-1 より、NP はヒト健康に関しては目に対しての刺激性が最も危険な区分に分類されている。環境に対する有害性は全ての項目で最も危険な区分に分類されている。

以上のような毒性を持つことから、環境基本法では、平成 24 年に新たに階級ごとに水中の NP の基準値を設けた。この基準値を表 IV-2 に示す¹³⁾。

表 IV-2 環境基本法による NP 濃度の基準値（環境省 HP より作成）¹³⁾

水域	類型	水生生物の生息状況の適応性	基準値
河川・湖沼	生物 A	イワナ、サケマス等比較的低温域を好む水生生物及びこれらの餌生物が生息する水域	0.001mg/L 以下
	生物特 A	生物 A の水域のうち、生物 A の欄に掲げる水生生物の産卵場(繁殖場)又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.0006mg/L 以下
	生物 B	コイ、フナ等比較的高温域を好む水生生物及びこれらの餌生物が生息する水域	0.002mg/L 以下
	生物特 B	生物 A 又は生物 B の水域のうち、生物 B の欄に掲げる水生生物の産卵場(繁殖場)又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.002mg/L 以下
海域	生物 A	水生生物の生息する水域	0.001mg/L 以下
	生物特 A	生物 A の水域のうち、水生生物の産卵場(繁殖場)又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.0007mg/L 以下

環境基準では、河川・湖沼と海域の 2 つに分けられ、その中でも生態の様子で異なる基準値が設定されている。その中でも、最も厳しい基準値は河川・湖沼の生物特 A の 0.0006 mg/L (0.6 µg/L) である。この有害性評価値の算出過程は 1.1.2 項において述べることにする。

また、各基準値に対して、平成 30 年度の公共用水域の水質測定結果¹⁴⁾では基準値を超えた河川はなかった。

これを受けて、NP と NPE は化管法では第一種指定化学物質に指定され、PRTR の届出対象とされている。また、化審法では、NPE が優先評価化学物質に分類され、国によりリスク評価が行われているなど管理されている状態にある。

(b) ノニルフェノールの詳細リスク評価

NP の評価事例として、現状のヒト健康リスクを把握した上で、対策の必要性の検討を行った、東海らの詳細リスク評価書について取り上げる¹⁵⁾。

ここでは、全国の河川から当時の NP 高曝露水系を抽出し、濃度シミュレーションを行った。その後、NP の有害性評価から生態リスク評価の考え方を提示し、研究当時の NPE の排

出源特性、暴露濃度レベルの観点からリスク削減対策のプライオリティが高い水系として多摩川（東京都・神奈川県）を対象に、費用対効果分析を行っている。

生態系リスクに着目した費用対効果の推定に、個体群 PNEC に対する超過確率及び個体群 PNEC に対する暴露マージンを用いることで算出した結果、削減コストは、物質代替、排水処理の改善、高度処理の導入の順で効率がよいことが分かっている。

また、NP の規制において、水系の分類分けを行った結果、河川水中 NP 濃度の起源が産業と下水道の河川は対策をとる必要があるが、その他水系に関しては当時の時点では対策を講じる必要はないと結論づけている。

(c) 環境基本法における有害性評価値の検討

環境基本法の、生活環境の保全に関する環境基準における生物特 A の NP 濃度の毒性値の算出は、Brooke¹⁶⁾による、成長段階である胚～稚魚期のニジマスの曝露実験から求めた。この実験では、胚の孵化期間 34 ± 5 日含む 91 日間にわたって行われ、NOEC は $6 \mu\text{g/L}$ であった。ここから、UFs である 10 で除した $0.6 \mu\text{g/L}$ が算出された。

(d) 化審法における有害性評価値の検討

Watanabe ら¹⁷⁾は栄養段階が 2 次消費者であるメダカについて、NP の曝露実験を 18 週間にわたって行った。その結果、NP 濃度が $1.27 \mu\text{g/L}$ のとき総産卵数の阻害率で対照区と有意差が認められたため、この濃度を LOEC（最小影響濃度）とした。LOEC から NOEC（最大無影響濃度）を換算するにあたって、通常は 3.2 で除するが、上実験では、阻害率が低いことから 2 で除するのが適切であると結論づけている。そして、UFs（不確実係数）を 10 とし、除した $0.063 \mu\text{g/L}$ を NP の毒性値として算出している。

この有害性評価値は、環境省の平成 30 年の水質測定結果¹⁴⁾では、複数の河川が日間平均値を超過している。

(e) 最近の国内のノニルフェノール規制の動向

平成 30 年 3 月 23 日に平成 29 年度化学物質審議会第 5 回安全対策部会が行われた。以下、議論の一部を要約する¹⁸⁾。

経済産業省職員は、NP については、環境基本法で水域ごとにさまざまな環境基準値が設定され、平成 27 年度のモニタリング測定地点の 3, 077 地点について、現状の環境基準値を超える地点はないと主張している。試験法自体はしっかりしたものであることは承知の上で、リスク評価（1 次）評価Ⅱでの環境基準値より 1 桁下回る数値は、産業界等々に非常に影響があるため、その値について審査部会の専門家や、産業界の専門家等にその有害性評価値を試験法の妥当性も含めて、照会したいと主張している。

化学物質審議会安全対策部会委員も、他法令や各国で NP に関しては環境基準が、既に設定され、それらのデータとの整合性を、根本的に検討すべきであると述べている。

一方、環境省職員は、環境基準は平成 24 年に設定をされ、該当試験はそれ以降に出されたもので、使用データが異なるため、リスク評価（1 次）評価Ⅱの結果として誤りはないと主張している。また、該当試験に関しても、100%最適な実験環境ではないが自然界の環境下において完全な状況はないことから実験は妥当であると主張している。

このように、既存の基準との整合性や引用実験の正当性について、議論がなされており、平成 31 年 3 月 22 日、令和元年 7 月 24 日にも審議会が行われているが、NP 濃度の妥当性のある有害性評価値に関する結論には至っていない。

1.2 研究の目的と位置付け

NP の有害性評価値について、国内の 2 つの法律によって異なる値が提示されている。環境基本法では第 5 次環境基本計画において、水生生物の保全に係る水質目標値について特に感受性の高い生物個体の保護までは考慮せず、個体群の維持を可能とするレベルで目標値を設定している一方、化審法においては化学物質のリスクを最小化することを目的としている。これは、目的が異なるため、見解の相違はやむを得ないと結論付けるのは容易いが、妥当な有害性評価値の決定について WSSD 目標を達成するために早急な根拠の提案が不可欠である。そこで、適切な有害性評価値を評価するためのリスク評価方法として、費用便益分析が挙げられる。費用便益分析を用いた既存研究として、David Pearce らによる REACH の費用対効果の算定が例として挙げられる¹⁹⁾が、また、日本では化学物質規制において費用対効果の分析は限定的である。

このことから本研究では、費用対効果というものさしを用いて評価を行い、複数存在する有害性評価値に対して、リスクを下げるのにどれだけのコストがかかるのか、という日本では例が少ない視点から、各有害性評価値における費用対効果を比較し、効率性を評価する。この費用対効果の算出過程において、以下の 3 つの項目について本研究の研究目的とする。

- ① NP・NPE のリスク評価の進展に資する知見を提示する。
- ② AIST-SHANEL など水系曝露評価モデルによるシナリオの予見的評価で得られる結果を活用する方策を検討する。
- ③ 環境省が行っている水質測定結果¹⁴⁾について、国内の公共用水域の NP 濃度の測定地点数に地域差が存在している。多い都道府県では 80 を超える地点数で NP 濃度の測定が行われている一方、測定地点が 0 地点の都道府県も一定数存在する。そこで、本研究のシミュレーション結果を全国の公共用水域に当てはめることで、測定が行われていない地点においても NP 濃度を類推する。

1.3 本論文の構成

- 1.1 本研究では、以下の内容を含む5章から構成されている。
- 1.2 第1章では、研究の背景とこれまでのNP・NPEに関する知見を述べたうえで、研究の目的を述べた。
- 1.3 第2章では、NPEを削減したことによる河川のNP濃度の低下の様子をシミュレーションし、費用対効果の算出方法について述べる。
- 1.4 第3章では、解析河川を選定するために国内のNPEの使用状況と河川のNP濃度の整理を行う。
- 1.5 第4章では、第3章をもとに解析河川のNP濃度と費用対効果を算出し、政策提言を含めた考察を行う。

2 ノニルフェノールの有害性評価における費用対効果の算定方法

2.1 研究の枠組み

本研究では、まず、解析すべき河川を選定するために都道府県ごとの平成30年度のデータを対象にNPEの使用状況を整理し、公共用水域の水質測定結果によってNP濃度が恒常的に高い河川を抽出する。それらを総合的に考慮して数河川を解析対象として選定する。

解析対象河川が確定した後は、河川のNP濃度を下げするために係る費用を費用対効果という観点から効率性を比較していく。リスクにおいては、NPが特に水中生物に対して毒性が高いことから生態系リスクに着目し、NPEの排出抑制や下水道の普及率の向上、下水処理施設の処理能力向上によって削減したNP濃度を求める。このNP濃度の算定には、産総研開発の水系暴露解析モデルAIST-SHANELを用いてNPEの濃度を算出した後、NPEからNPへの分解を考慮して求める。また、コストにおいては、NPEを削減した費用・下水道の配備に係る費用・下水処理施設の処理能力向上に係る費用を扱う。これらはSHANELに投入したNPE排出量から推計することによって求める。削減ケースに関しては感度解析の結果をもとにベストな削減ケースとワーストの削減ケースの2つを求め効率性を比較する。

これらをまとめた概要を図IV-3に示す。

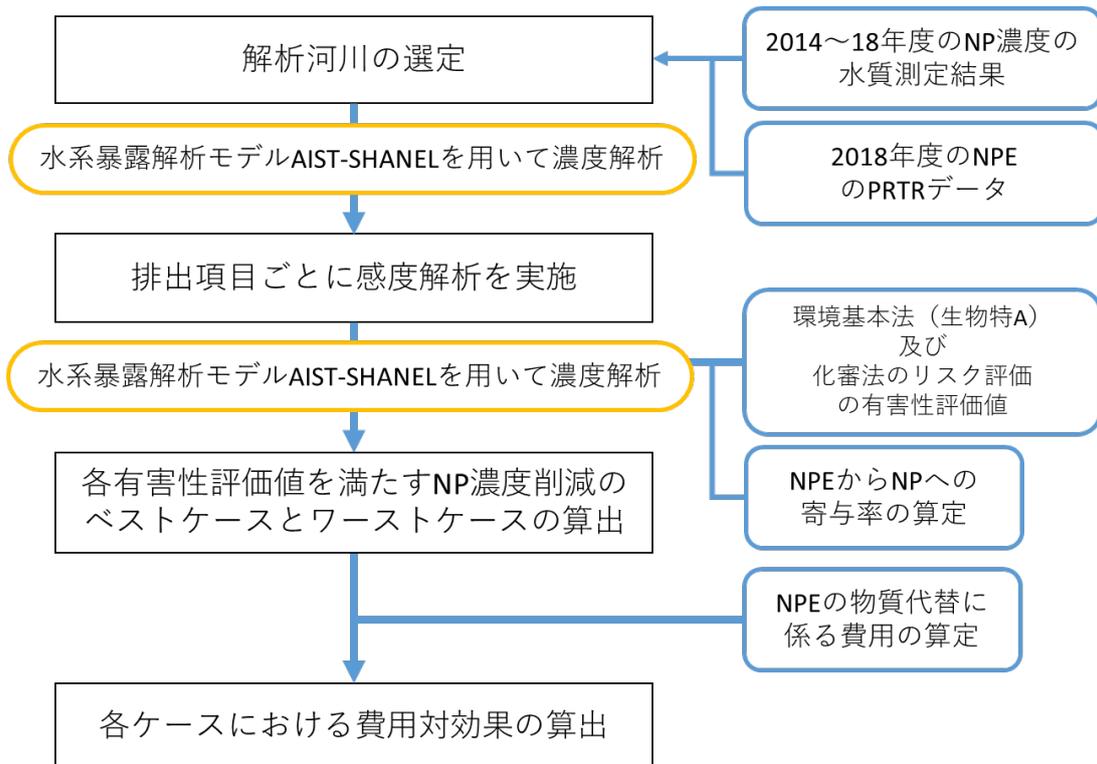


図 IV-3 : 研究の枠組み

2.2 シナリオの設定

本研究では、NP の水中濃度の基準値として、環境基本法の水質汚濁に係る環境基準の生物特 A の基準値 0.6 µg/L と化審法のリスク評価（1次）評価Ⅱの算出結果の 0.063 µg/L の2つの値に対して、シナリオを設定した。また、2.11 節で寄与率を3通り定義し、4.4 節で各ケースでのベストケースとワーストケースを考慮した。したがって、本研究では、最大 $2 \times 3 \times 2 = 12$ 通りのシナリオが想定される。

2.3 生態系リスクにおける費用対効果の評価手法

本研究では、NP は特に水生生態に毒性が高いため、生態系リスクに注目した。このときの費用対効果の算出式を式 IV-1 で定義する¹⁵⁾。

$$\frac{\text{Risk}}{\text{Benefit}} = \frac{\text{NP 削減による濃度変化分}}{\text{NP を削減することによって失われる便益}} \quad \text{式 IV-1}$$

2.4 各項の設定

式 IV-1 について、リスクである NP 削減による濃度変化分、コストである NP を削減することによって失われる便益、それぞれに対して、さらに詳細な設定を行った。

2.4.1 リスクの設定

式 IV-1 について、分子項である「NP 削減による濃度変化分」について、水中の NP 濃度の削減幅を分解前の NPE の排出量の削減と置き換えた。NP 削減による濃度変化分を式 IV-2 で定義した。

$$\left(\begin{array}{c} \text{NP 削減による} \\ \text{濃度変化分} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{c} \text{NPE 排出量削減前} \\ \text{の NP 濃度} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{c} \text{NPE 排出量削減後} \\ \text{の NP 濃度} \end{array} \right) \quad \text{式 IV-2}$$

2.4.2 コストの設定

式 IV-1 について、分母項の「NP を削減することによって失われる便益」を解析できる形に整理した。NP を削減するには、NPE を削減が必要であるため、NPE 削減で失われる便益で置き換えることができる。本研究では、NPE の削減方法について、東海ら¹⁵⁾が物質代替による NP 濃度の削減が最も費用対効果が高いと述べられているため、物質代替によって削減することに着目した。

代替物質によって係るコストについて、本研究では NPE 排出量の削減の代替先として、

アルコールエトキシレートを対象とした。アルコールエトキシレートは、内分泌系への影響について、分子構造からその作用がないと推定され、長期にわたり家庭用洗剤として大量に使用されている実態がある。本研究では、NPE の単価は 1 kg あたり 150 円、アルコールエトキシレートは 1 kg あたり 170-180 円とされているため、1 kg あたり 20-30 円のコストが発生すると仮定したり。また、代替物質であるアルコールエトキシレートのリスクは十分に低いと仮定して、ゼロで代替できるとした。以上を整理したものを、式 IV-3 式 IV-4 式 IV-5 に示す。

$$\left(\begin{array}{l} \text{NP を削減する} \\ \text{ことによって} \\ \text{失われる便益} \end{array} \right) = \left(\begin{array}{l} \text{NPE を削減する} \\ \text{ことによって} \\ \text{失われる便益} \end{array} \right) \quad \text{式 IV-3}$$

$$= \left(\begin{array}{l} \text{NPE を代替すること} \\ \text{によってかかる追加費用} \end{array} \right) \quad \text{式 IV-4}$$

$$= \left[\left(\begin{array}{l} \text{代替物質} \\ \text{の単価} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{l} \text{NPE} \\ \text{の単価} \end{array} \right) \right] \times \left[\left(\begin{array}{l} \text{削減前の} \\ \text{NPE の排出量} \end{array} \right) - \left(\begin{array}{l} \text{削減後の} \\ \text{NPE の排出量} \end{array} \right) \right] \quad \text{式 IV-5}$$

2.5 河川のノニルフェノール濃度の算定方法

本研究では、水中の NP 濃度の算出に SHANEL を用いて解析を行った。水系暴露解析モデルである SHANEL は、化学物質の物性値と排出量を入力し、対象とする河川を選定することで、気象データなどの内蔵データなどから、河川流量や河川中とその流域の暴露濃度を算出するソフトである。本研究では、全国の条件を満たす河川について解析を行うため、全国の全ての水系の解析が可能な 250 m メッシュ版を使用した。また、SHANEL は日単位での濃度を推計できる非定常モードでの解析を行った。250 m メッシュ版、非定常モードでの SHANEL の解析のフローを図 IV-4 に示す。

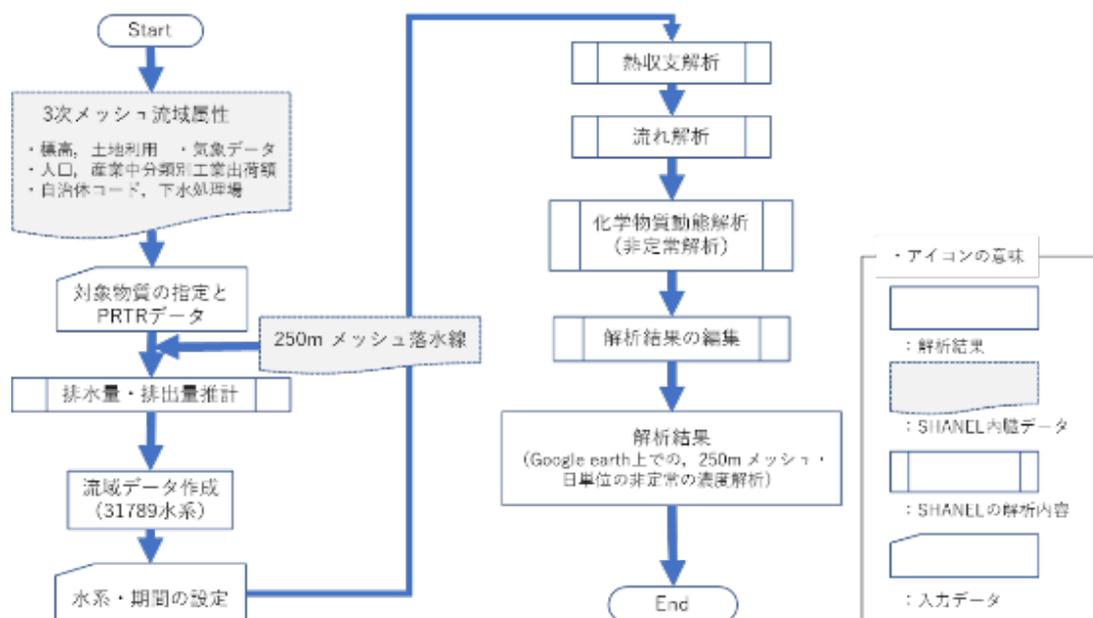


図 IV-4 : SHANELの250 mメッシュでの解析フロー

本研究では、SHANELでNPEの濃度分布を算出した。以下、NPE濃度の算出するための使用データ、NPE濃度からNP濃度を算出するに当たっての変換について、条件設定を述べる。

2.6 気象データの設定

SHANELでの解析においては、河川水中の濃度を推計するにあたって影響する7つの気象データ（気圧、気温、蒸気圧、日照時間、風速、降水量、最深積雪）を考慮する必要があり、地点数は地上気象観測地点が存在する155地点である。初期設定については、2010～2011年の730日分のデータが内蔵されているが、本研究では平成30年度（2018年）を対象としている。そのため、解析対象河川周辺の地域の気象データを2017～2018年に変更した²⁰⁾。なお、変更した地点は、福島、若松、白河、小名浜（いずれも福島県）、飯田（長野県）、名古屋（愛知県）、岐阜（岐阜県）、大阪（大阪府）である。

2.7 下水処理率の設定

排出されるNPEに対して下水道処理施設によってどの程度処理されるかを示したのが下水処理率である。この値はSHANELでの解析にあたって、pollファイルというCSVファイルにその値を入力する。下水処理率の算出は、経済産業省・環境省が公表しているPRTR届出外排出量におけるNPEの下水道への移動量、下水道処理施設に係る排出量から算出し、その算出式を式IV-6に示す。

$$(\text{下水処理率}) = \frac{(\text{都道府県ごとの下水道処理施設に係る排出量}) \left[\frac{\text{kg}}{\text{year}} \right]}{(\text{都道府県ごとの下水道への移動量}) \left[\frac{\text{kg}}{\text{year}} \right]} \quad \text{式 IV-6}$$

ここで、平成 30 年度の PRTR 届出外排出量²¹⁾による各都道府県の NPE の下水処理率を
 図 IV-5 に示す。

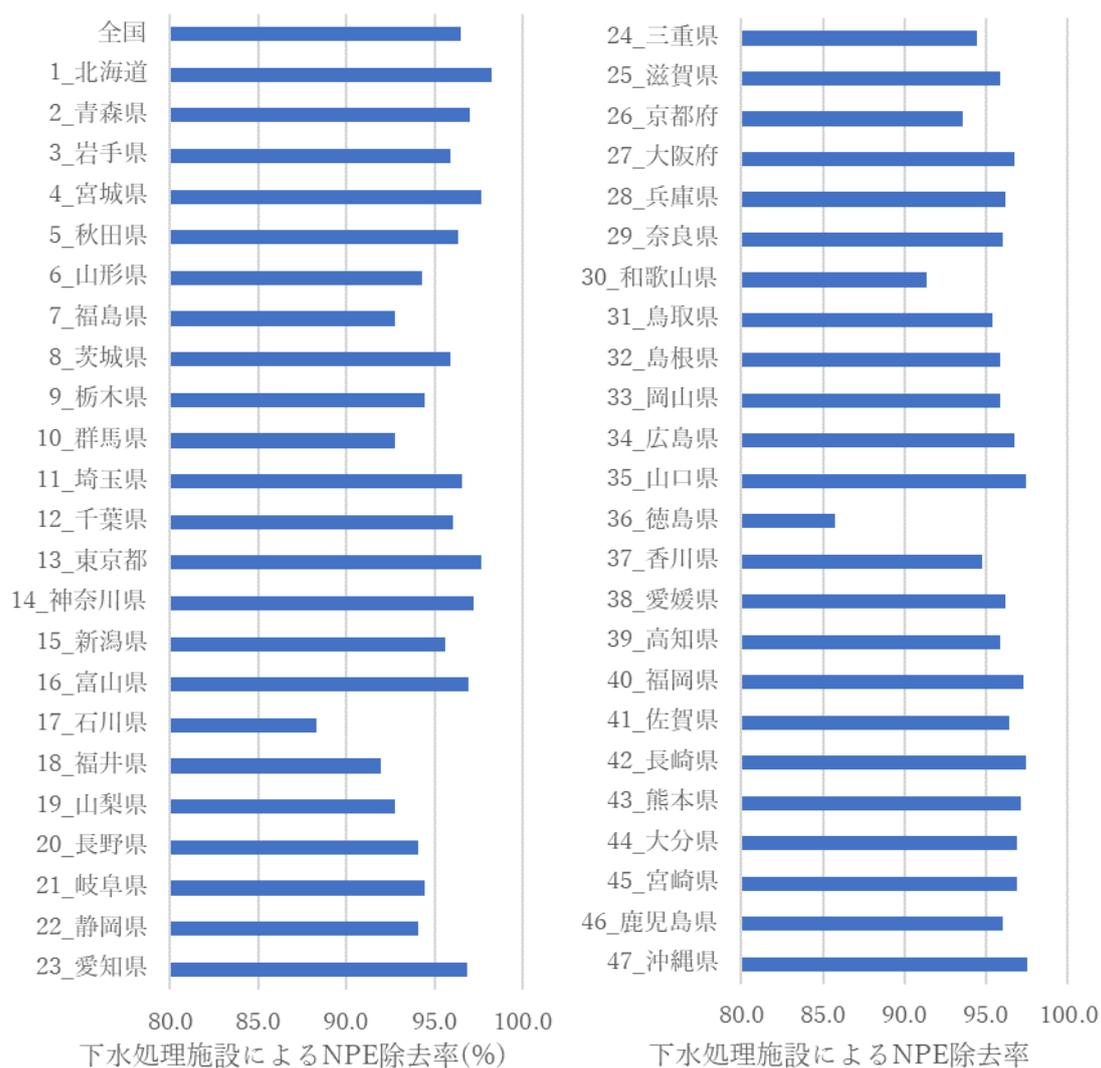


図 IV-5：下水処理施設における NPE の下水処理率

平均値は約 96.5%であり、もっとも高いのは 98.2%の北海道、最も低いのは徳島県の 85.8%であった。

Langford ら²²⁾によると、下水処理場では、NP は排水や下水汚泥中の安定した中間体としてかなりの頻度で発生しており、工業的な特徴を持つ排水や人口密度の高い都市部の排水を処理している処理場では発生率が高いことが示されたと述べている。また、Ahel らによると²³⁾、下水処理施設に入る NP 化合物の 60~65%が環境中に放出されている可能性があるとも述べている。都道府県ごとの下水道への NPE の移動量を比較すると、首都圏や大阪府などの都市部において高い数値をとっており、Langford らの結果を支持する値となったが、NPE の環境中への排出は数%であることから、Ahel らの結果とは異なる結果となった。これは、1994 年当時と比較して現在の下水処理施設の処理性能が大きく向上した可能性が考えられる。

2.8 下水道普及率の設定

PRTR データや届出外排出量に関しては、公共用水域への排出量が公開されているが、公共用水域に排出された排出量がすべて下水処理施設に移動する。したがって、下水道がどの程度普及されているか割合を考慮する必要がある。下水道普及率に関しては、届出外排出量推計のために経済産業省・環境省が面積ベースによる下水道普及率の算出を定義しており、これを式 IV-7 に示す²⁵⁾。

$$\text{(下水道普及率)} = \frac{\text{(処理区域面積)}[\text{ha}]}{\text{(予定処理面積)}[\text{ha}]} \quad \begin{array}{l} \text{式} \\ \text{IV-7} \end{array}$$

式 IV-7 に基づいた平成 28 年度の下水道の普及率を図 IV-6 に示す。

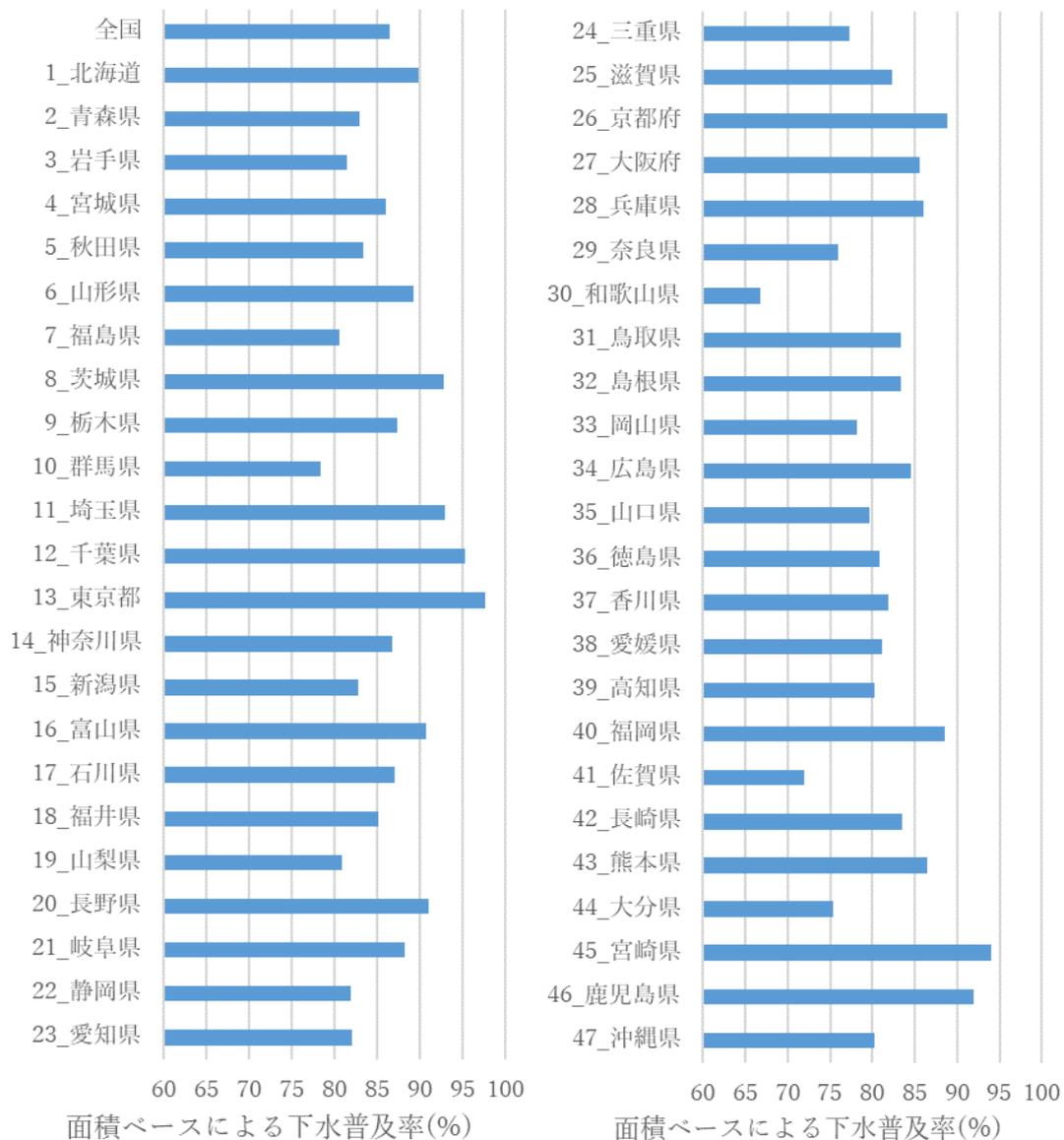


図 IV-6：面積ベースによる都道府県ごとの下水道普及率

平均値は 86.4%であり、最も高い東京都は 97.7%、最も低い和歌山県は 66.8%であった。この値を比較すると首都圏は他地域より若干高い傾向があるが、大きな差はないと言える。

2.9 ノニルフェノールエトキシレート排出量の設定

SHANEL で解析を行うにあたって排出量データを格納するファイルは届出排出量、すそ切り以下排出量、非点源排出量の3つが存在する。届出排出量は、化管法によって PRTR 届出対象になっている化学物質を対象に PRTR インフォメーション広場にて公開されている²⁶⁾。また、すそ切り以下排出量、非点源排出量は、届出外排出量として経済産業省・環境省が推計を行っている。本研究では平成 30 年度の排出量を基に解析を行った²¹⁾²⁵⁾²⁶⁾。以下、本研究において考慮した事項について述べる。

2.9.1 PRTR 届出排出量について

PRTR の届出対象の事業所は取扱量が 1 トン以上または従業員が 21 人以上の事業所である。また、PRTR データについては、公共用水域への排出だけでなく、大気への排出、廃棄物としての移動量など各媒体への移動がすべて公表されている。本研究では、河川を対象にしているため、公共用水域への排出が 0 より大きい事業所にソートしたデータを使用した。

2.9.2 すそ切り以下排出量について

PRTR データについて、届出対象業種においても工場からの 1 年の取扱量が 1 トン未満の場所に対して届出義務はない。このように、届出対象外のレベルの少量の排出量をすそ切り以下排出量と呼ぶ。

しかし、国内には届出対象にならない規模の小規模な工場は数多く存在するため、国内のすそ切り以下排出量の総量で考慮すると一定の排出量となるため、SHANEL においてはすそ切り以下排出量を考慮している。

SHANEL において、土地利用データが搭載されている業種とされていない業種が存在する。各業種の搭載状況を表 IV-3 に示す

表 IV-3 : SHANELの業種別の土地利用データの内蔵状況

	業種
SHANELの 土地利用データが 搭載されている 業種	金属鉱業、原油・天然ガス鉱業、食料品製造業、 飲料・たばこ・飼料製造業、繊維工業、 衣服・その他の繊維製品製造業、木材・木製品製造業、 家具・装備品製造業、パルプ・紙・紙加工品製造業、 出版・印刷・同関連産業、化学工業、 石油製品・石炭製品製造業、プラスチック製品製造業、 ゴム製品製造業、なめし革・同製品・毛皮製造業、 窯業・土石製品製造業、鉄鋼業、非鉄金属製造業、 金属製品製造業、一般機械器具製造業、電気機械器具製造業、 輸送用機械器具製造業、精密機械器具製造業、武器製造業、 その他の製造業（計 25 業種）
SHANELの 土地利用データが 搭載されていない 業種	電気業、ガス業、熱供給業、下水道業、鉄道業、倉庫業、 石油卸売業、鉄スクラップ卸売業、自動車卸売業、燃料小売業、 洗濯業、写真業、自動車整備業、機械修理業、商品検査業、 計量証明業、一般廃棄物処理業、産業廃棄物処理業、医療業、 高等教育機関、自然科学研究所（計 21 業種）

排出量推計に関わるメッシュデータは SHANEL 内に内蔵されていないこれらの業種のすそ切り以下排出量は河川の濃度解析に考慮されない。このことから、本研究では、該当の排出量は建物用地からの排出に移行した。詳細については 2.9.3 非点源推計排出量について項で述べる。

また、すそ切り以下排出量の移動先として公共用水域と下水道の 2 種類が存在するが、この割合は、2.8 節の解析河川の位置する都道府県の下水道普及率を用いた。

2.9.3 非点源推計排出量について

NPE の使用については、届出対象業種からの排出のみではなく農薬や殺虫剤の排出点源が不明な排出も多く存在する。このことから、SHANEL においては非点源からの排出量を濃度算出において考慮されており、経済産業省・環境省が PRTR 届出外排出量として推計を行っている²¹⁾。SHANEL では都道府県ごとに入力項目が 13 項目ある。これらの項目について表 IV-4 に示す。

表 IV-4：非点源排出量の振り分け方法

排出源	排出項目
家庭	家庭の農薬、家庭農薬のうち殺菌剤・除草剤・展着剤、家庭用殺虫剤、化粧品による排出量の総計
田	田の農薬による排出量
その他	果樹園と畑の農薬による排出量の総計
森林	森林の農薬による排出量
荒地	NP,NPE の排出はなし
建物用地	自治体・防除業者による防疫用殺虫剤、不快害虫用殺虫剤、シロアリ防除剤、洗浄剤に加え、 2.9.2 すそ切り以下排出量項において、考慮されていなかった業種のすそ切り以下排出量のうち公共用水域への排出量※の総計
幹線交通用地	NP,NPE の排出はなし
その他の用地	その他の非農用地の農薬による排出量
河川地及び湖沼	NP,NPE の排出はなし
海浜	NP,NPE の排出はなし
海水域	NP,NPE の排出はなし
ゴルフ場	ゴルフ場の農薬による排出量
下水道への移動	下水道への移動量の参考量と 2.9.2 すそ切り以下排出量項において考慮されていなかった業種のすそ切り以下排出量のうち下水道への移動量※の総計

※すそ切り以下排出量の推計は全国の排出量であるが、非点源排出量は都道府県ごとの排出量である。このため、すそ切り以下排出量を都道府県ごとに換算する必要があるが、本研究では、平成 30 年度の都道府県の人口の割合から推計した²⁷⁾。

また、非点源推計排出量については推計排出量がすべて公共用水域に流出するわけではない。すそ切り以下排出量の各媒体への排出量の推計について、届出データの比率から推計を行っているが、非点源排出量に関しても届出データによる比率から公共用水域に流出する排出量を推計する。なお、平成 30 年度の PRTR データでの NPE の公共用水域への移動割合は 99.6%であった²⁵⁾。

2.10 水中のノニルフェノール濃度の時間変化の考慮

NPE の排出について、時間帯による濃度差が生じることは既存研究において指摘されている。Ahel ら²³⁾によると、いくつかの下水処理施設における NP 化合物の総流入濃度は、週末や夜間よりも営業日や午後遅くの方が高いことが示されていると述べられている。このことから本研究においては、NPE のワーストケースを想定するために、最も多く排出されると予想される時間帯に合わせて考慮することとした。

農薬と殺虫剤においては適正な使用時間は朝と夕方であるとされている²⁸⁾。また、家庭からの排出としている洗浄剤、化粧品の使用時間も家事が盛んにおこなわれるのは朝と夕方を中心である。気象庁によると朝と夕方の定義についてそれぞれ午前 6 時～午前 9 時、午後 3 時～午後 6 時としている²⁹⁾ことから、24 時間のうち 6 時間で集中的に排出されるとした。また、業務用洗浄剤など、業務用に係る NPE の使用に関しては平成 30 年の平均所定労働時間が 7 時間 45 分であること³⁰⁾から同様に集中的に排出されるとし、本研究では、ワーストケースを想定するため、これらの排出が同時刻にされると仮定した。

なお、工場、下水道は 24 時間稼働していることが基本的であると仮定し 24 時間 365 日均一に排出されるとした。

2.11 ノニルフェノールエトキシレートからノニルフェノールへの寄与

本研究の対象物質である NPE は、分解されることによって NP が生成するが、生成経路は複数のプロセスから成る。NP の生成プロセスについて、環境省では以下のように述べられている³¹⁾。

NPE のアルキル基は分岐型であることから、微生物分解を受けにくく、生分解は EO 基の側から進行し、分解に伴いエトキシ基が短くなる。環境中に放出された NPEO は好気性の環境下において、微生物の作用等によって段階的にエトキシ基が外れ、最終的にはノニルフェノールジエトキシレート (NP2EO) やノニルフェノールモノエトキシレート (NP1EO) が生成する。EO 基が外れる過程と同時に、末端が酸化されてカルボキシル基を持つノニルフェノールエトキシ酢酸 (NPEC) が生成され、さらにはこれらが嫌気分解され、内分泌攪乱作用がある NP を生成すると考えられている。また、アルキル鎖側がカルボキシル化する代謝経路も存在する³¹⁾。

NPE から NP が生成されるまでの一連の変化の様子を図 IV-7 に示す³²⁾。

文献の画像を引用しているため、掲載不可

図 IV-7 : NPE の生物学的分解経路 ³²⁾

ここで、公共用水域への NPE の排出量が河川水中の NP の濃度にどの程度寄与するか検討する。

Ahel ら ³³⁾³⁴⁾³⁵⁾によると、ベンチスケールの実験でノニルフェノールエトキシレート³²⁾の分解をすることは困難であると述べられている。これは、複数の原因が考えられる。まず、図 IV-7 で示されているように、NPE の分解経路が二手に分かれており、NP の中間生成物が複数存在することが考えられる。さらに、環境省が行った実験では、NPE 及び NP の分解について、水温が高いほど分解率は上昇し、また、水中の酸素濃度も分解率に影響を及ぼすことが分かっており ³⁶⁾、複数の要素が影響を与えることが NPE の排出量から環境の水中の NP の濃度の推計を困難にしていると考えられる。実際に、3.5 節での解析河川の実測データをみると、年間を通して相関が高いデータを見つけることが困難であることがわかる。

したがって、本研究では、年間を通して寄与率を一定と仮定し、環境省が平成 26～28 年度に行った室内実験を基に寄与率を設定した。この寄与率は NPE だけでなく NP 自体も分解するため、NPE から NP への見かけの濃度上昇率といえる。この実験結果をまとめたもの

を表 IV-5 に示す。

表 IV-5 : NPEからNPへの寄与率を求めるための室内実験結果

環境省の未公表データを引用しているため、掲載不可

3 解析河川の選定

3.1 日本国内の河川水中のノニルフェノール濃度について

国内の河川・湖沼・海域の公共用水域について、環境省が毎年 NP 濃度の水質測定結果を公表している¹⁴⁾。本研究では平成 26 年度から平成 30 年度の 5 年間の測定結果を基に、恒常的に NP 濃度が高い公共用水域の抽出を行った。

化審法でリスク評価を行った際、NOEC の算出に引用した生物がメダカであることから、本研究では、対象を河川に設定した。また、集計対象としたのは 5 年間うち 1 回でも水質測定結果が公表されている河川とした。その際、複数の都道府県に跨る河川については、別々としてカウントせず、代表の都道府県 1 つのみで取り扱った。

水質測定結果を集計したところ、NP 濃度が得られた河川は 1,112 河川であった。それらの河川について、測定結果が得られた年数を図 IV-8、図 IV-9、図 IV-10、図 IV-11、図 IV-12、図 IV-13 に示す。

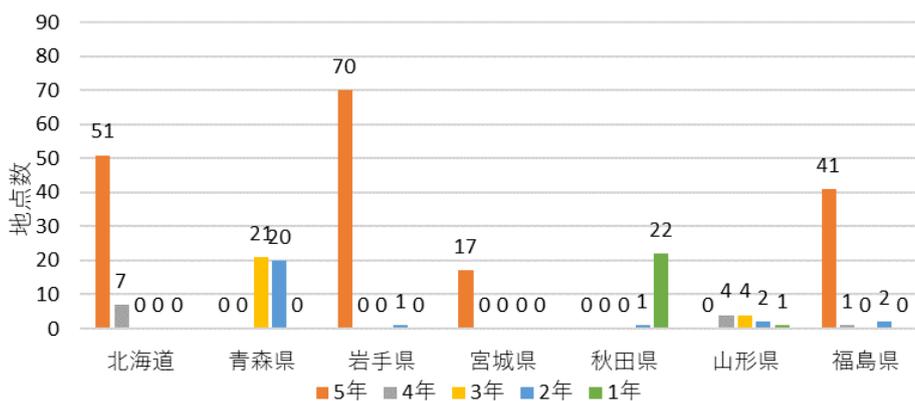


図 IV-8：北海道・東北地方の水質測定結果数

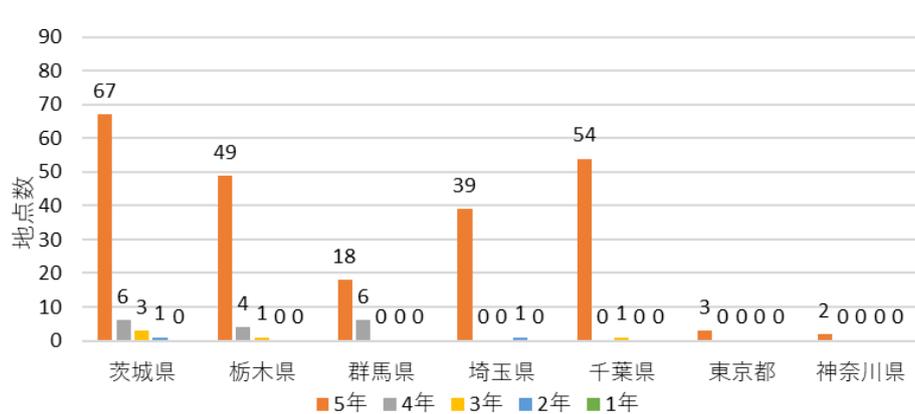


図 IV-9：関東地方の水質測定結果数

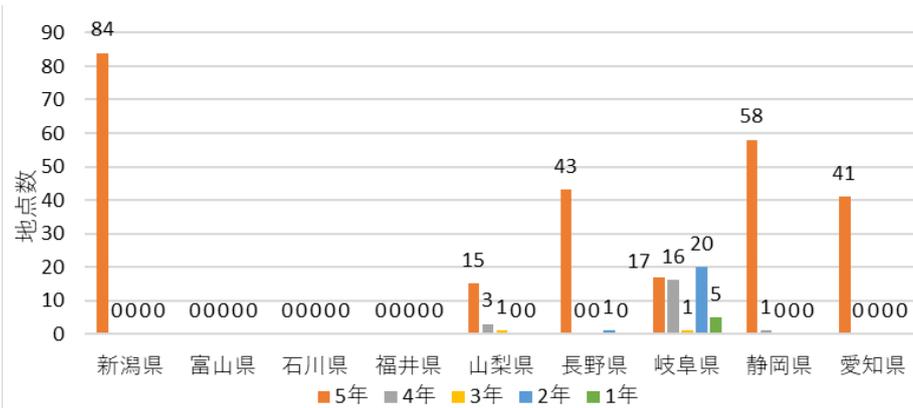


図 IV-10：甲信越・東海地方の水質測定結果数

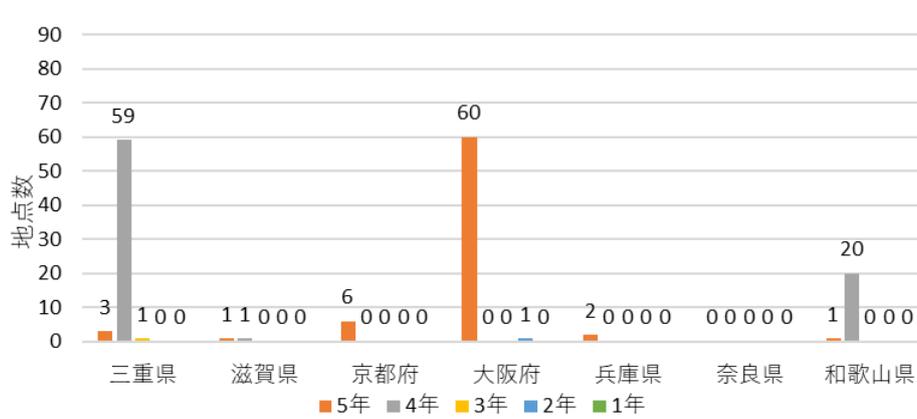


図 IV-11：近畿地方の水質測定結果数

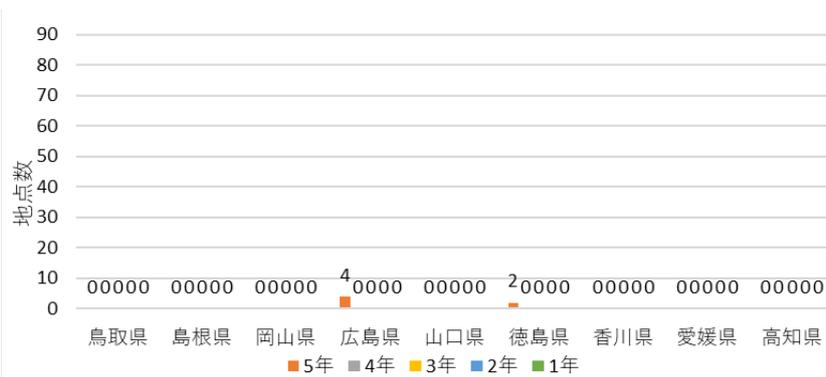


図 IV-12：中国・四国地方の水質測定結果数

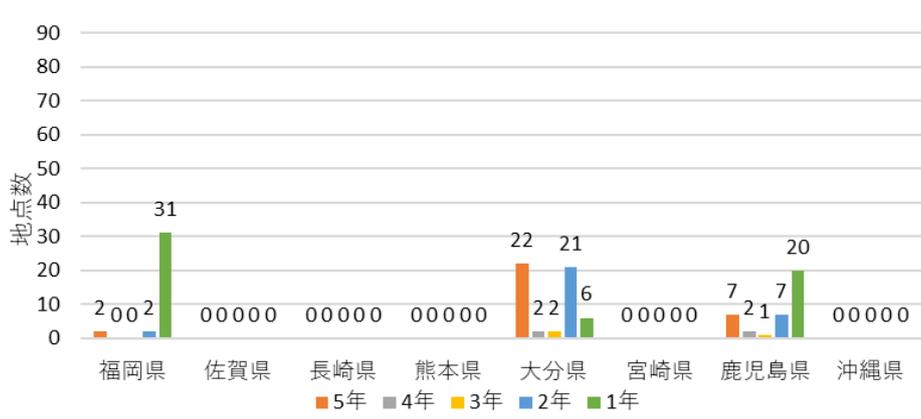


図 IV-13：九州地方の水質測定結果数

各地方、各都道府県で比較すると、水質測定結果が適切に報告されている地域・都道府県に差があることが分かる。最も測定数が多い都道府県は新潟県の 84 地点である一方、北陸や中国・四国の県は 5 年間 1 度も水質測定結果が公表されておらず、NPE の排出が多い東京や神奈川（都道府県ごとのノニルフェノールエトキシレートの使用状況の整理 3.4 節で述べる）などの河川の水質測定結果もわずか数河川しかないことが分かった。従って、現状報告されている NP 濃度が高い河川の数より、実際の数の方が多く存在する可能性が示唆される。

このことから、本研究での解析結果を用いて、水質測定結果が得られていない河川について、同傾向の河川の暴露評価を行うことでおおよその濃度が推計できると考えられる。

続いて、NP 濃度が 1～2 年、3～4 年、5 年間すべてのそれぞれについて、化審法のリスク評価で算出された $0.063 \mu\text{g/L}$ を超過する河川数を集計した。この際、水質測定結果が公表されている数に都道府県ごとに差があるため、有害性評価値を超過している河川数については割合で示すことにした。なお、地点数については付録 3 に示す。

都道府県ごとの化審法リスク評価の有害性評価値を超過する河川の割合を図 IV-14、図 IV-15、図 IV-16、図 IV-17、図 IV-18、図 IV-19 に示す。

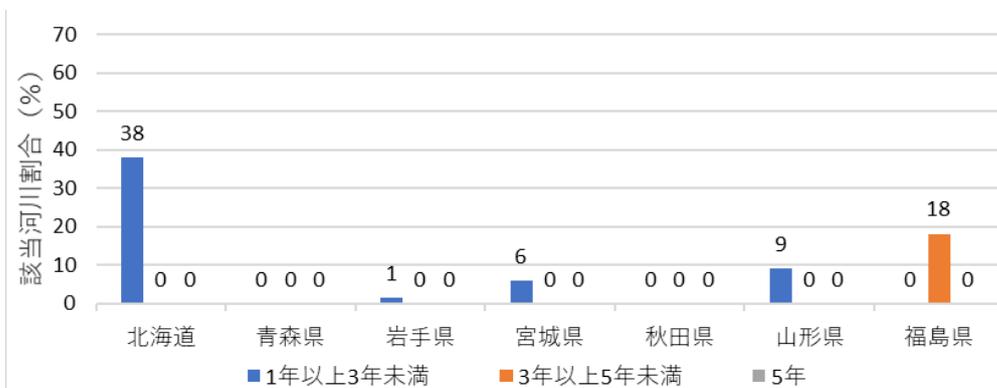


図 IV-14：北海道と東北地方の河川の化審法の有害性評価値の超過割合

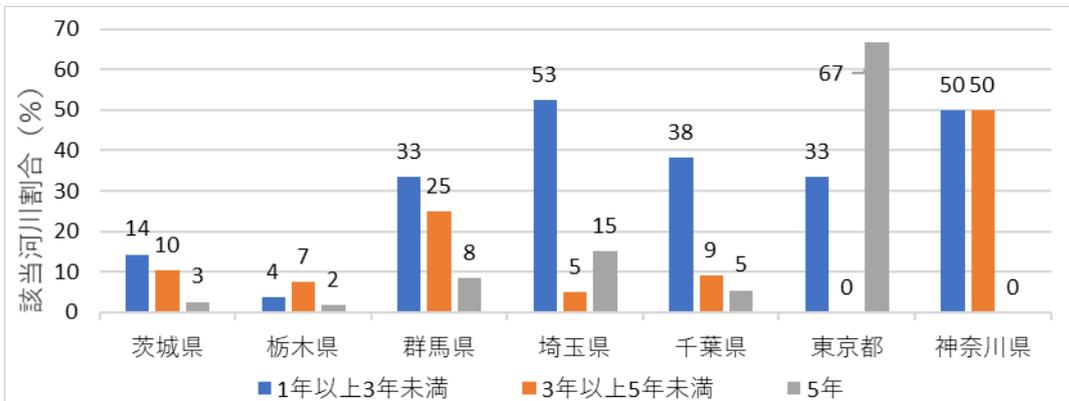


図 IV-15：関東地方の河川の化審法の有害性評価値の超過割合

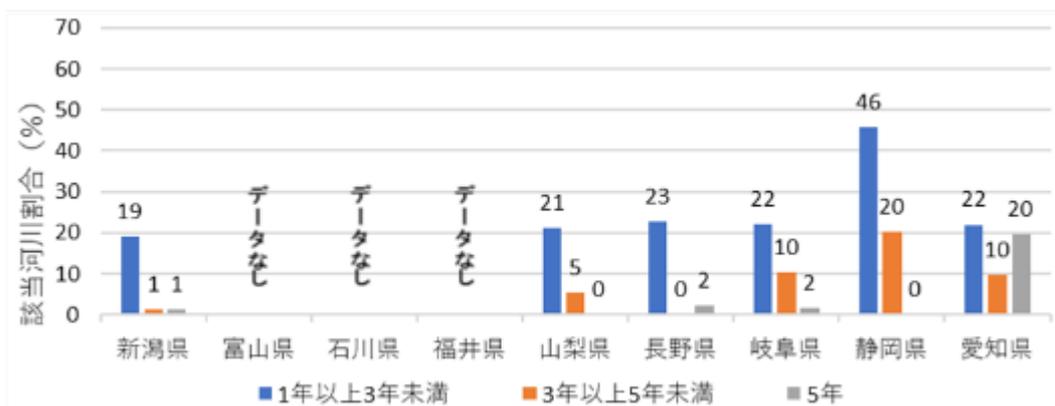


図 IV-16：北陸・甲信越・東海地方の河川の化審法の有害性評価値の超過割合

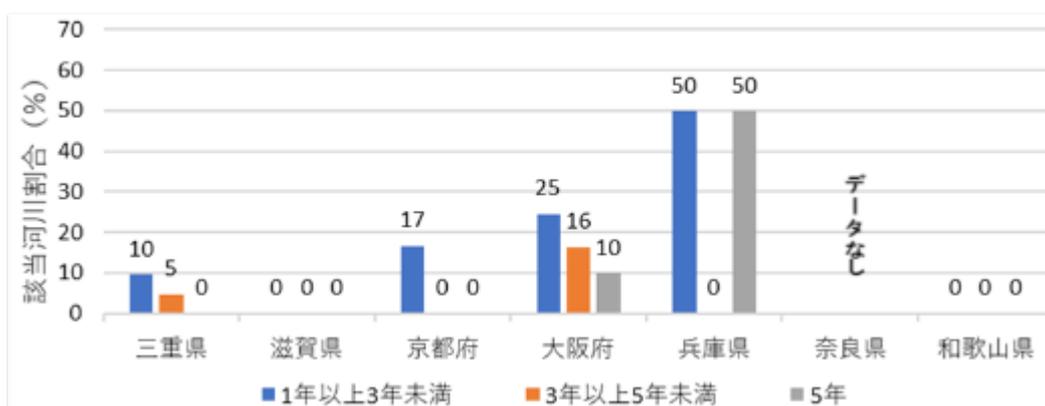


図 IV-17：近畿地方の河川の化審法の有害性評価値の超過割合

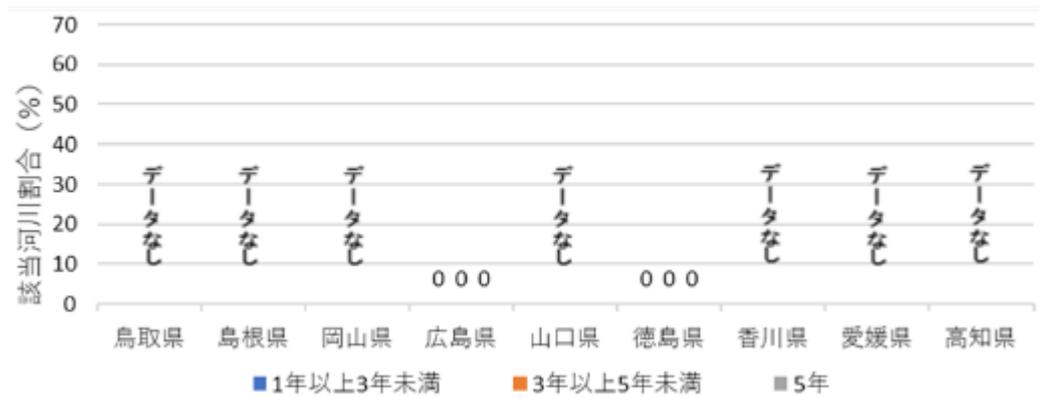


図 IV-18 : 中国・地方の河川の化審法の有害性評価値の超過割合

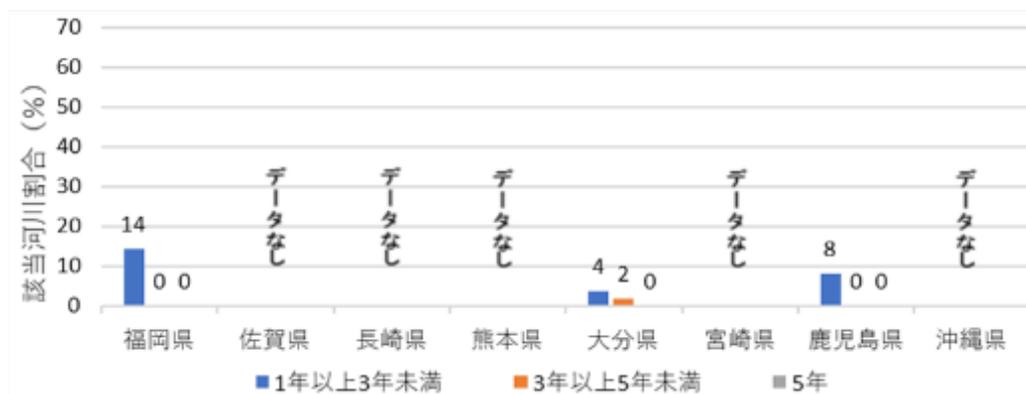


図 IV-19 : 九州地方の河川の化審法の有害性評価値の超過割合

ここで、NP 濃度が $0.063 \mu\text{g/L}$ を超過した年数が 1~2 年の河川については一時的な要因で濃度が高くなった可能性が示唆されるため、本研究では、有害性評価値を 3 年以上超過している河川を恒常的に NP 濃度が高く、対策が必要な地点である定義した。3 年以上 $0.063 \mu\text{g/L}$ を超過している地域は、東北の福島県を含む北関東や東海圏と都市圏において NP 濃度が高い河川の割合が高いことが分かった。ここで、恒常的に NP 濃度が化審法リスク評価の有害性評価値を超過していることが示唆される河川が存在する都道府県のみ絞り、先ほどと同様の項目で集計した河川数を図 IV-20 に示す。

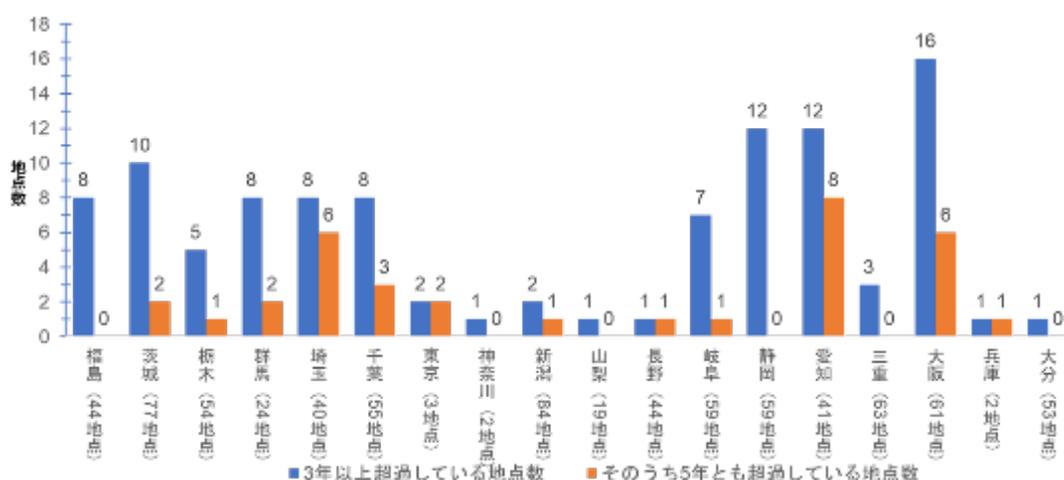


図 IV-20：都道府県ごとの水質測定結果のうち3年以上有害性評価値を上回った地点数
(括弧内の地点数は水質測定結果が公表されている数)

次に、環境基本法の生物特 A の基準値 $0.6 \mu\text{g/L}$ を超過している河川について抽出したところ、1年でも上回った河川は11地点であった。その11河川の5年間の測定結果を表 IV-6 に示す。

表 IV-6：環境基本法生物特 A の有害性評価値を1年以上超過した河川

都道府県名	水域名	NP濃度の日間平均値 ($\mu\text{g/L}$)				
		平成30年度	平成29年度	平成28年度	平成27年度	平成26年度
福島	大久川及び小久川	<0.06	0.14	0.97	0.44	<0.06
福島	鮫川	0.06	0.11	0.7	0.47	<0.06
福島	仁井田川	<0.06	0.16	0.78	0.09	<0.06
福島	好間川	<0.06	0.18	0.28	0.62	<0.06
茨城	磯川	0.46	0.21	0.29	0.12	0.64
千葉	葭川	1.00	0.09	0.14	0.07	0.12
新潟	三面川(2)	1.00	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06
山梨	笛吹川上流	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	60
山梨	富士川上流	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	60
愛知	日光川	0.78	0.72	0.77	0.69	0.63
福岡・佐賀	宝満川	<0.06	0.08	0.06	0.6	0.06

11河川のうち、NP濃度が $0.6 \mu\text{g/L}$ を恒常的に超過している河川は愛知県の日光川であることが分かった。その他の河川は恒常的に環境基本法の生物特 A の有害性評価値を超過しているという定義には当てはまらないが、福島県、茨城県、千葉県の6河川は化審法リスク

評価の有害性評価値を超過しているため、今後の動向を注視していく必要があると考えられる。

3.2 ノニルフェノールエトキシレートの国内の使用状況

NP は化管法により、PRTR データが集計されている。本研究では、平成 30 年度の NPE の集計・推計結果のうち、公共用水域と下水道への排出があった項目を整理した。

3.2.1 ノニルフェノールエトキシレートの PRTR 届出排出量

平成 30 年度の届出排出量を集計したところ²⁶⁾、73 の事業所が公共用水域や下水道への排出があった。そのうち、公共用水域への排出が 1 キログラム以上あった事業所は 27 事業所、下水道への排出が 1 キログラム以上あった事業所は 41 事業所であった。

そのうち、最も排出量が多かったのは、千葉県の製鐵所の 10,000 キログラムであることが分かった。

3.2.2 ノニルフェノールエトキシレートのすそ切り以下排出量

経済産業省と環境省が平成 30 年度のすそ切り以下排出量を推計したところ⁴⁰⁾、NPE の排出量は電気機械器具製造業が最も多く 30,877 キログラムであった。次点で、繊維工業、ゴム製品製造業と続いたが、半数以上の業種で排出量が 0 であった。

3.2.3 ノニルフェノールエトキシレートの非点源排出量

経済産業省と環境省が平成 30 年度の届出外排出量を都道府県ごとに推計した結果をもとに⁴¹⁾、項目ごとに排出量の検討を行ってから整理した。

まず、家庭からの排出からとして、家庭の農薬、殺虫剤、化粧品、台所用・選択・住宅用の洗剤の総計をしたところ、愛知県からの排出量が全国最多となった。

次に、田の農薬を田からの排出、その他の農地からの排出量については果樹園と畑の農薬による排出の合計と定義したところ、ともに北海道が最も排出量が多かった。

その他の非農耕地の農薬による排出と定義したところ、東京都が最も多かった。

建物用地からの排出量について、自治体、防除業者による防疫用殺虫剤や不快害虫用殺虫剤、業務によるシロアリ防除剤、洗剤のその他、そして、すそ切り以下の排出のうち電気業から自然科学研究所の公共用水域への排出量の合計としたところ、愛知県が最も排出量が多かった。

下水道への移動については、下水道への移動量とすそ切り以下の排出のうち電気業から自然科学研究所の下水道への移動量の合計としたところ、東京都が最も多かった。

また、森林とゴルフ場の農薬に係る排出量は上記の項目と比較するとごくわずかであり、残りの荒地、幹線交通地、河川、海浜、海水域の項目に関しては、NPE の排出量は 0 であっ

た。

3.3 ノニルフェノールの国内の使用状況

ノニルフェノールにおいても化管法により、PRTR データが集計されている。本研究では、3.2 節同様に、平成 30 年度の NP の集計・推計結果のうち、公共用水域と下水道への排出量を整理した²⁶⁾⁴⁰⁾⁴¹⁾。

そのところ、届出事業所の排出はわずか 4 事業所、総排出量が 5 キロであり、すそ切り以下排出量もすべての業種で 0 であった。さらに、非点源排出量においても殺虫剤に係る全国全媒体への排出量が 13.61 キロのみであり、公共用水域への排出はこの値よりもさらに低いことが予想される。

したがって、NP の排出量は NPE より大幅に少なく無視できる量であることから、本研究では NP の排出量は検討せず、NPE の排出量のみから水中の NP 濃度を取り扱うとした。

3.4 都道府県ごとのノニルフェノールエトキシレートの使用状況の整理

3.1 節では、日本の河川のうち NP 濃度が高い河川を抽出した。本節では本研究の目的である「基準値を適用する場合、規制を全国一律または全業種一律で設けるべきか否か」を考察するために、都道府県ごとの NPE の排出傾向を整理した。なお、届出排出量と非点源排出量は都道府県ごとに集計されているが、すそ切り以下排出量は全国での排出量である。そこで本研究では、平成 30 年度の都道府県別の製造品出荷額等の割合をもとに工業規模を推計し、振り分けることで各都道府県の水系への NPE 排出量と割合を算出した⁴²⁾。

なお、製造品出荷額等の項目と SHANEL で排出量を入力するの業種には一致しない項目が存在する。本研究では、すそ切り以下排出量が 0 より多く、対応が異なる業種について業種分類表に基づいての置換を行った⁴³⁾。置換を行った項目を**表 IV-7**に示す。

表 IV-7：すそ切り以下排出量を都道府県ごとに振り分ける際に異なる対応を行った項目

SHANELの項目	統計表での対応
衣服・その他の繊維製品製造業	繊維工業の額を用いた
精密機械器具製造業	電子部品・デバイス・電子回路製造業と情報通信機械器具製造業の合計を精密機械器具製造業とした
機械器具製造業	はん用機械器具製造業と生産用機械器具製造業と業務用機械器具製造業の合計を一般機械器具製造業とした

上記の推計より、NPE の都道府県ごとの水系への排出量を整理したものを図 IV-21 に示す。

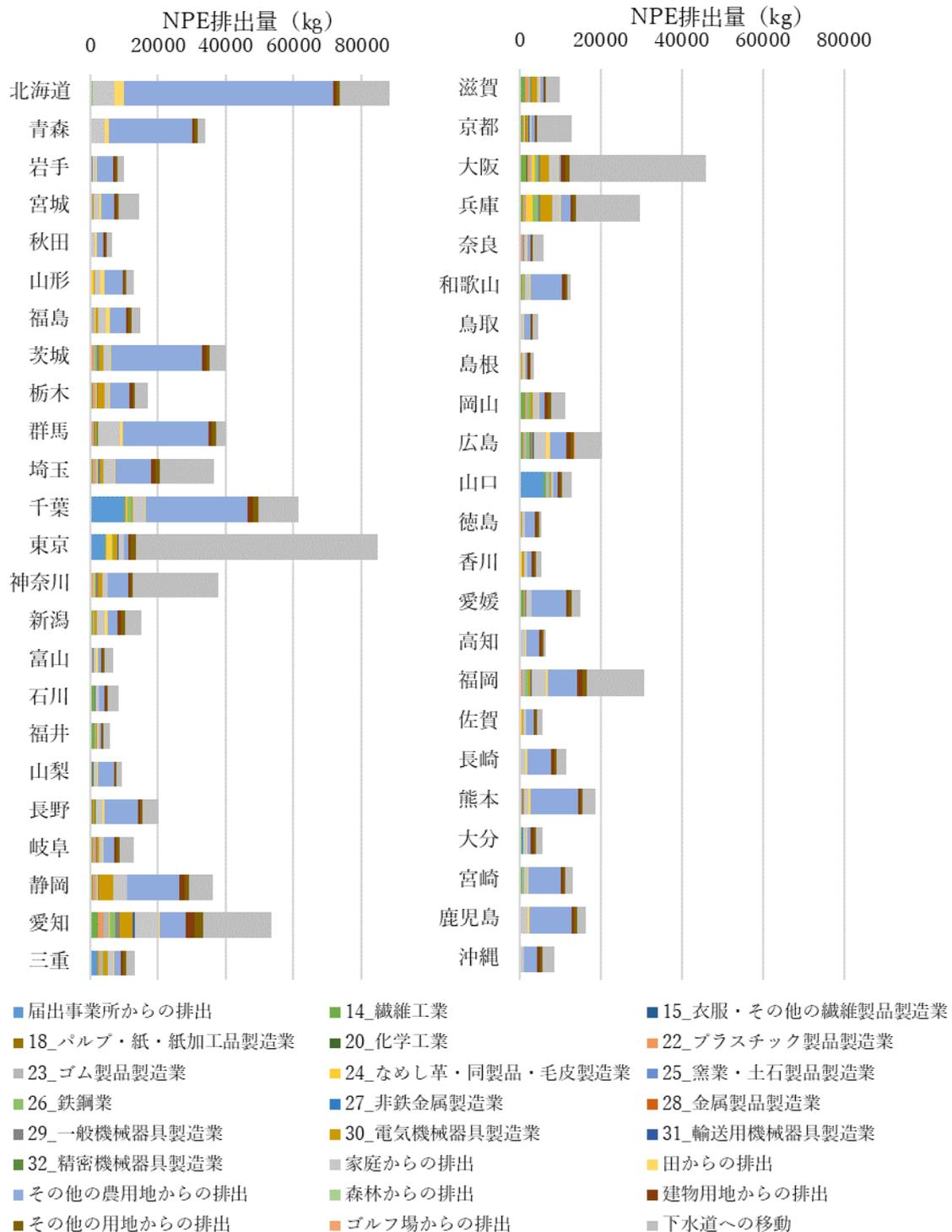


図 IV-21：平成 30 年度の都道府県ごとの水系への NPE 排出量

都道府県ごとで比較すると北海道からの排出量が最も多い一方、地方を中心に北海道の排出量の 5 分の 1 以下の都道府県も多く存在ことが分かった。また、全体の傾向を確認すると都市部の地域の排出量が多いことが分かった。しかし、3.1 節の結果と合わせると、北

海道で有害性評価値を恒常的に超過している河川は存在せず、その一方で排出量が少ない岐阜県や三重県といった県が、NP 濃度が高い河川を抱えていること分かる。このことから、排出量が多い地域が必ずしも NP 濃度が高くなるとは言えず、NPE を排出する項目によって濃度の上がりやすさが異なる可能性があるかと推察される。

そこで、各都道府県のどの分野で NPE の排出が多いか比較するために、本研究では、排出量だけではなく排出割合でも比較を行った。なお、**図 IV-21** より、業種や非点源の項目 1 つ 1 つで分けた場合の都道府県ごとの排出割合を示すが、1 つ 1 つが細かいため、傾向を検討することが困難であることが分かった。そこで本研究では、届出排出量、すそ切り以下排出量、下水道以外の非点源排出量、下水道への移動量の 4 つに分類し比較を行った。都道府県の NPE 排出割合を**図 IV-22** に示す。

近日論文投稿予定のため、掲載不可

図 IV-22 : 平成 30 年度の都道府県ごとの NPE の排出割合

都道府県ごとに割合を比較すると、東京都や神奈川県や大阪府といった大都市圏の都府県は下水道への移動量が非常に高い割合を占める一方、農薬使用が一定の割合を占める非点源推計排出量は、地方の都道府県で割合が高いことが分かった。また、工業由来の排出量が一番多くの割合を占める都道府県はわずか 5 県しかなく、2 割以上で見ると上位 25%程度であることが分かった。

3.5 解析河川の選定

本研究の目的の 1 つは日本全国の河川に対して、化審法リスク評価の有害性評価値を基準値として適用すべきであるかであるが、NP についてリスクのある河川をすべて解析することは困難である。したがって本節では、整理したデータから、最小限の解析で全国の河川に解析結果を適用するために解析河川を絞り込んだ。

本研究では NPE の水系への排出パターンとして 3 つに分けられると考え、それぞれ工業型、農業型、都市型と定義した。また、これらの 3 つの型について表 IV-8 のように定義した。

表 IV-8 : NPE排出傾向による都道府県のグループ分け定義

グループ名	定義
工業型	届出排出量とすそ切り以下排出量の合計が 20%以上
農業型	非点源排出量が 40%以上
都市型	下水道への移動量が 40%以上

なお、千葉県と三重県と山口県は届出事業所からの排出が 15%以上であるため、届出型ともグループ化できるが、千葉県と三重県は届出事業所の周辺もしくは川下側の河川で NP 濃度が高い地点はなかったため、排水対策が行われていると考え、また、山口県は河川水質測定結果がないことから、千葉県と三重県の状況と同様であると仮定し、別でグループを作成せず上記の 3 つのグループの中に属すると設定した。

ここで、3.1 節の河川の NP 濃度の水質測定結果より、恒常的に NP 濃度が高い河川が存在すると定義した 18 都府県について、表 IV-8 に基づいてグループ分けを行った。グループ分布について図 IV-23 に示す。

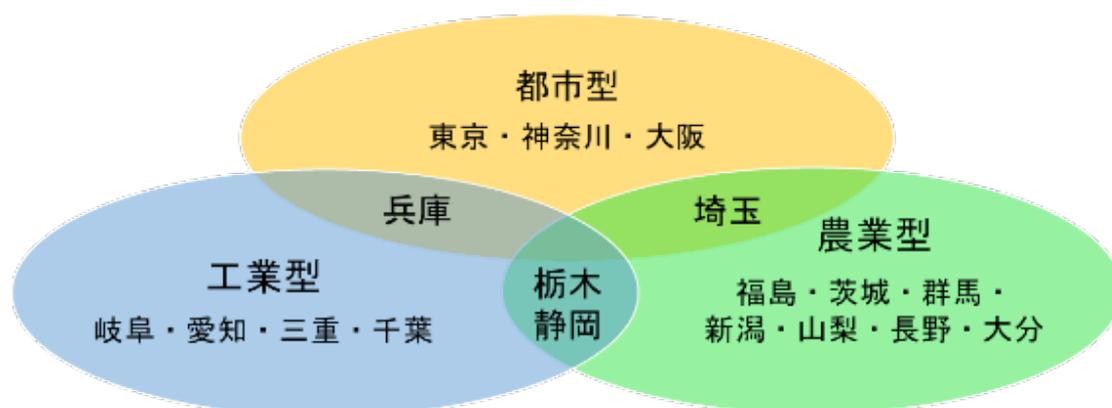


図 IV-23 : NPE 排出傾向に基づいた都道府県の分布

これらの検討より、本研究では各グループで1つ河川を選定し、NPE・NPの濃度の挙動を明らかにすることでそれらの結果を同じグループに属する都道府県の河川に当てはめる。また、埼玉県などの複数の特徴を持っている県は、3つの型から得られる結果の中間をとれば良いと考えられる。

各グループから解析河川を選定するにあたっては、以下の条件をなるべく満たす河川を選定した。

- ① 平成26～30年度の水質測定結果が3年以上（なるべく5年）化審法の有害性評価値を上回っており、5年間の日間平均値の平均値が高い河川
- ② SHANELにおいて河川名が判明することができた河川

3.5.1 工業型の解析河川について

工業型では、①、②を共に満たす。愛知県の日光川を選定した。日光川は3.1節でも唯一該当期間において日間平均値が常に環境基本法の生物特Aの有害性評価値も超過している河川であることから選定としては妥当である。日光川は愛知県西部（十数の市区町村）を流れる二級河川であり、河川類型は類型Dに分類されている。解析対象河川とした愛知県の日光川について、SHANELの解析においてGoogle earth上に流域図を作成した図を図IV-24に示す。

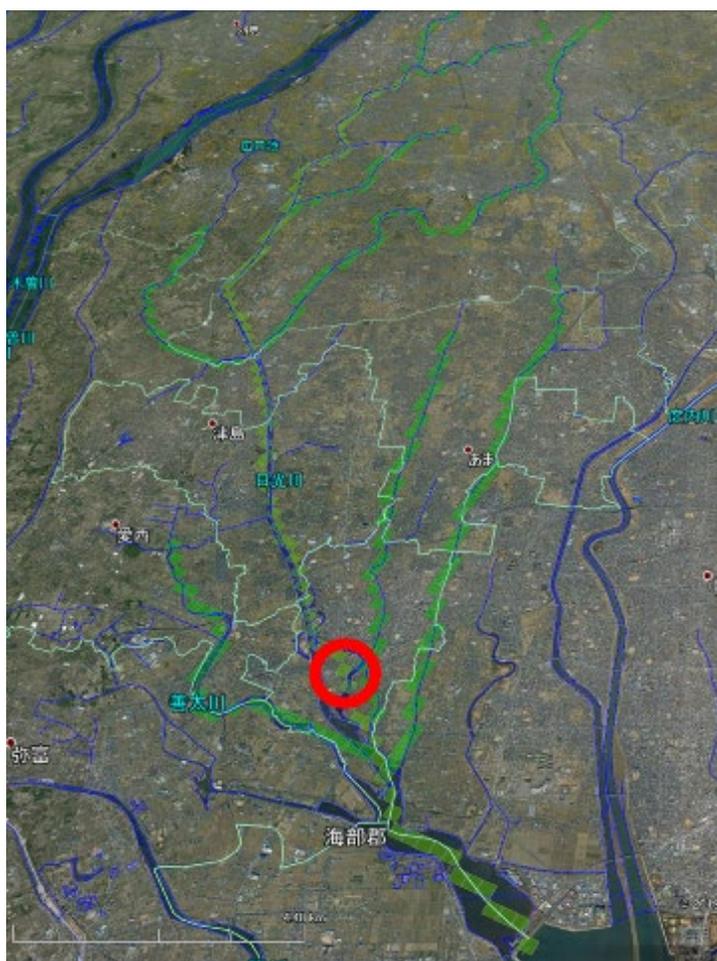


図 IV-24 : Google earthでの日光川流域図

解析対象河川とした日光川について、愛知県より月 1 回の頻度で測定が図 IV-24 の赤丸で囲われている日光大橋で行われている。日光大橋周辺の様子について Google Map のストリートビューにて撮影したものを図 IV-25: ストリートビューによる日光川の測定地点である日光大橋近辺の様子を図 IV-25 に、日光大橋での NP 濃度のモニタリングデータを図 IV-26 に示す⁴⁴⁾。



図 IV-25 : ストリートビューによる日光川の測定地点である日光大橋近辺の様子

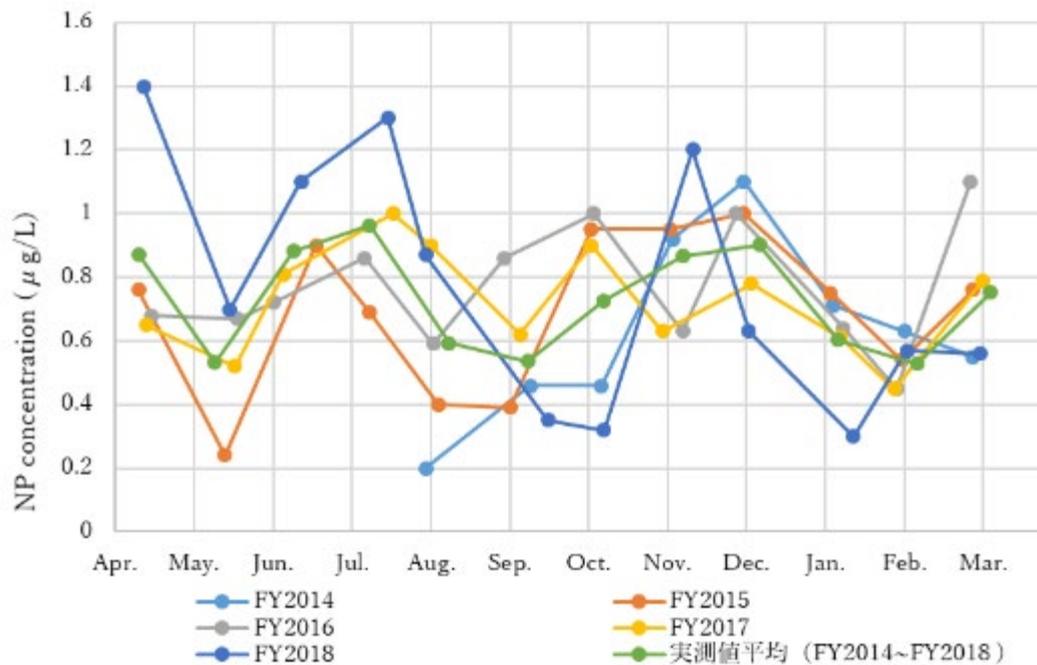


図 IV-26 : 平成 26 年度から平成 30 年における日光川の NP 濃度のモニタリングデータ

日光大橋周辺の様子を見ると、川沿いは自然が残った河川であることがわかるため、日光川は川沿いの土砂が浸食作用によって削られ、底質量が増加しやすい環境があると考えられる。**2.11 節**では、NP の 8~9 割は底質に存在することが述べられているため、このことから日光川の NP 濃度は国内でも非常に高い値になっているのではないかと考えられる。

次に、年間を通じた NP 濃度の推移の季節性を考察するために、**2.11 節**において、NP と

NPE の分解に影響があるとされた水温と水中酸素量 (BOD) について、日光川の 2014～18 年度の測定値を図 IV-27 に示す⁴⁴⁾。

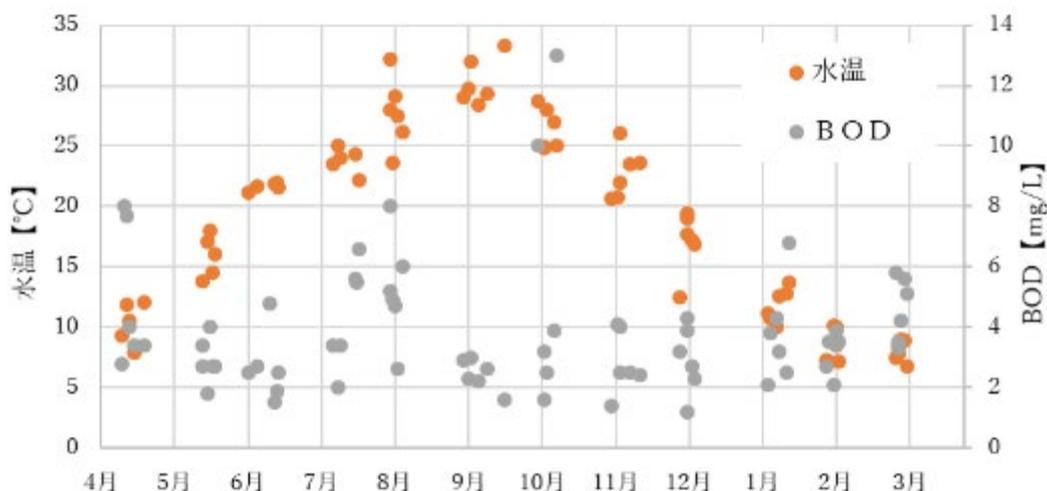


図 IV-27：日光川（日光大橋）の2014～18年度の水温とBOD値

まず、図 IV-26 のモニタリングデータの月ごとの NP 濃度の推移を見ると、6 月～7 月頃の雨期と 11 月～12 月頃の冬季初期に値が高くなり、8 月～9 月頃の夏季と 1 月～2 月頃の冬季後期に値が低くなる傾向があることが分かる。これは、2.11 節での知見を基に考察すると、6 月～7 月頃の雨期は降水量が増加し流量が急激に増加することによって、底質に定着していた NP が巻き上げられ、河川水中に多く存在する可能性が考えられる。また、11 月～12 月頃は、降水量が減り流量が少なることで濃度が高くなりやすいことや、水温がまだ比較的高いことから濃度が高くなっていると考えられる。

一方、NP 濃度の低い時期に夏季については、水温が 30 度前後を非常に高い。NPE は温度が高いほど分解率は上昇するものの、NP の分解率も上昇するため、モニタリングデータから、温度が上昇しすぎる状況では、NP の分解率の影響が NPE より大きくなることから NP 濃度が低いことが要素の 1 つとして予想される。また、1 月～2 月に関しては、水温が最も低くなり NPE が分解する量が少なくなるため、濃度が低くなっていると考えられる。

また、日光川の NP 濃度と BOD の関係については、相関性が分からなかった。

以上のことから、NPE から NP の変換について複数の要素が与える影響度合いは時期によって異なる可能性が高いことが予想でき、正確な挙動を追跡したシミュレーションモデルを作ることは非常に困難である。したがって、不確実性はあるものの 2.11 節で寄与率を年間通して一定とした。

3.5.2 農業型の解析河川について

農業型の解析河川として、条件①を満たした河川が条件②を満たさなかった。そのため、化審法リスク評価の有害性評価値を3年間超過していた河川の中でも5年間のNP濃度の平均値が最も高かった福島県の大久川及び小久川を選定した。大久川及び小久川は福島県いわき市の北部の久之浜地区を流れる二級河川であり、河川類型は類型Aに分類される。解析対象河川とした大久川及び小久川について、SHANELの解析においてGoogle earth上に流域図を作成した図を図IV-28に示す。

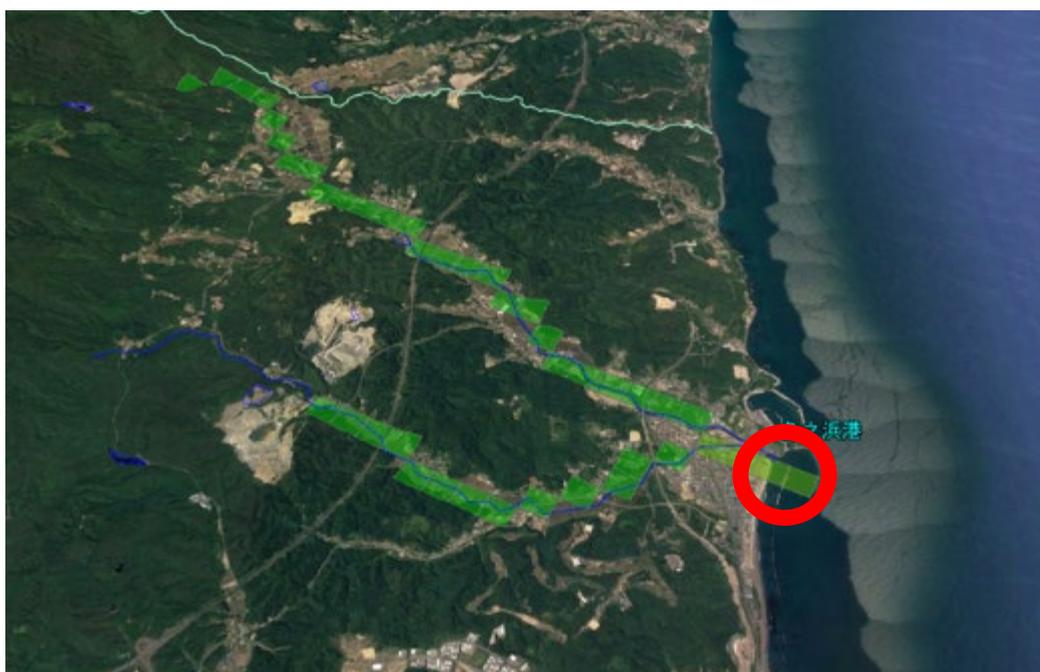


図 IV-28 : Google earth での大久川及び小久川の流域図

大久川及び小久川については、図IV-28の赤丸で示した蔭磯橋においてモニタリングデータを測定しており、測定頻度は年1回である。Google Mapのストリートビューでの蔭磯橋周辺の様子を図IV-29に、NP濃度のモニタリングデータを表IV-9に示す⁴⁵⁾。



図 IV-29：ストリートビューによる大久川及び小久川の測定地点である
蔭磯橋近辺の様子

表 IV-9：大久川及び小久川の蔭磯橋におけるNP濃度のモニタリングデータ

	2014 年度	2015 年度	2016 年度	2017 年度	2018 年度
NP 濃度 ($\mu\text{g/L}$)	0.06 未満	0.44	0.97	0.14	0.06 未満

大久川及び小久川の NP 濃度は、対象とした 2018 年度は基準値を下回っているものの 3 年間において高い数値となっている。大久川及び小久川は年 1 回のみでの測定のため、日光川のように年間を通した NP 濃度の推移検討は行えないため、水温や BOD を用いた考察は行わず、高濃度となる原因のみを考察する。図 IV-29 を見ると、河川の底が見えるほど河川の流量が少ない時期がある可能性があると言える。濃度については河川の流量が影響を与えるだけでなく、流量が減ると NP が定着しやすい底質の割合が高まるため、NP 濃度が高くなりやすい環境があることが示唆される。

3.5.3 都市型の解析河川について

本研究で都市型のうち東京都と神奈川県は水質測定結果がほとんどないことから、都市型の解析河川は大阪府の河川から選定した。その中で条件を満たす河川として尻無川を選定した。尻無川は大阪府大阪市を流れ大阪湾に面している淀川水系の一級河川であり、河川類型は類型 B である。解析対象河川とした大阪府の尻無川について、SHANEL の解析において Google earth 上に流域図を作成した図を図 IV-30 に示す。

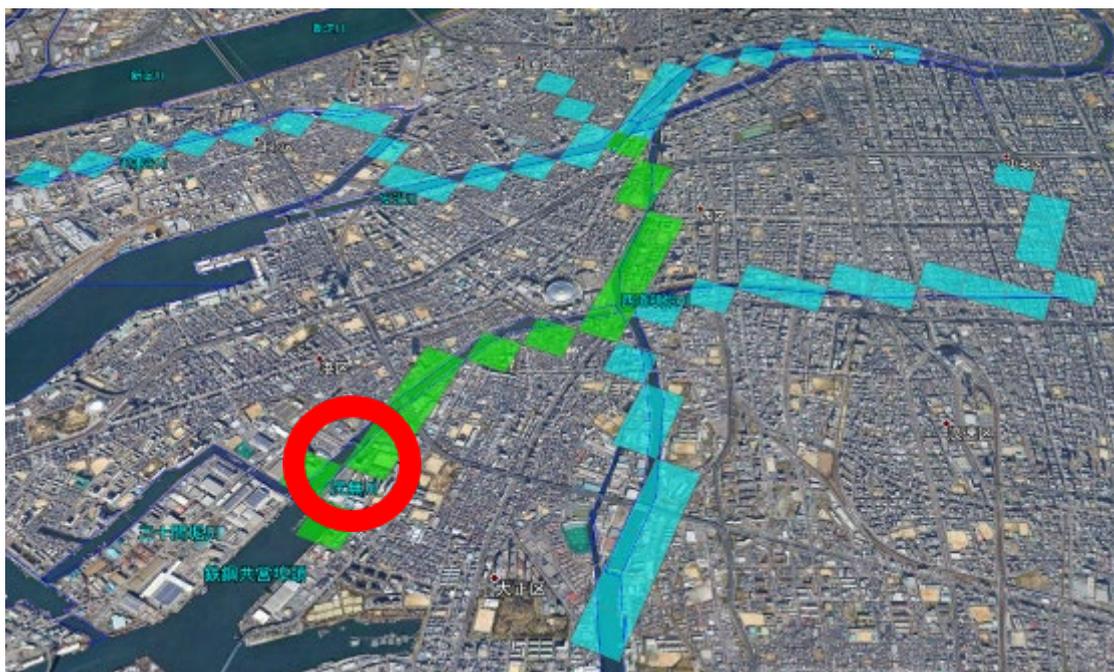


図 IV-30 : Google earth での尻無川流域図

尻無川では、図 IV-30 の赤丸で示された甚兵衛渡にてモニタリングデータの測定が行われており、NP 濃度については 2014～16 年度は年 12 回、17 年度以降は年 4 回測定が行われている。Google Map のストリートビューによる測定地点である甚兵衛渡周辺の尻無川の様子を図 IV-31 に、2014～18 年度の NP 濃度のモニタリングデータを図 IV-32 に示す⁴⁵⁾。



図 IV-31 : ストリートビューによる尻無川の測定地点である甚兵衛渡近辺の様子

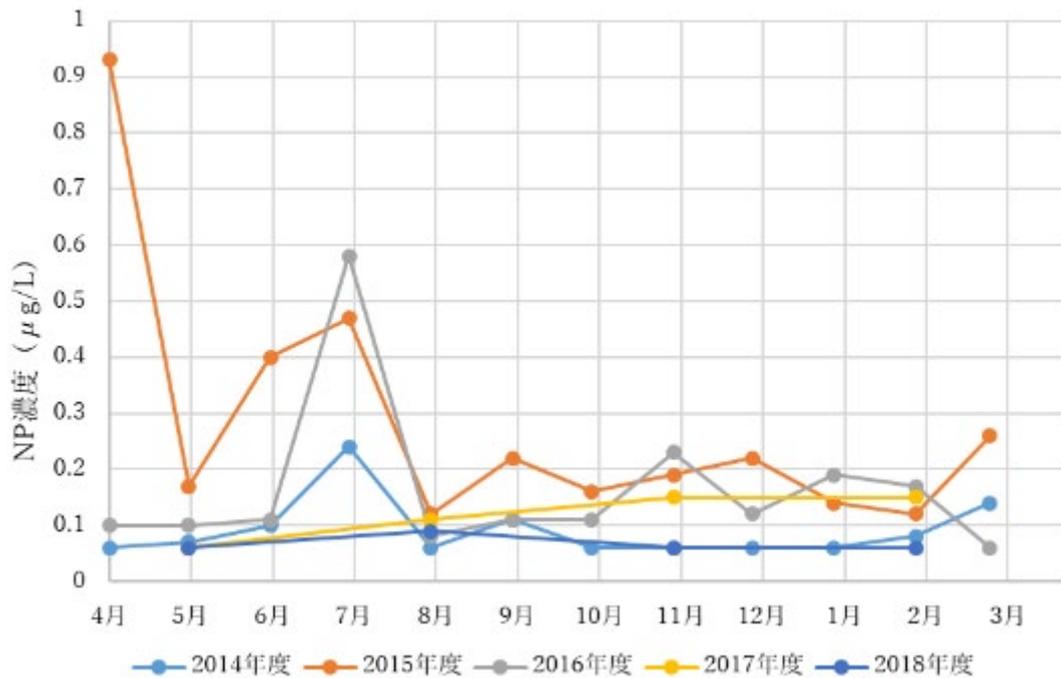


図 IV-32：尻無川の甚兵衛渡での 2014～18 年度の NP 濃度のモニタリングデータ

尻無川においては、本研究の対象年度である 2018 年度は年 4 回のみ測定であり、年間を通じた考察が行えないため、大久川及び小久川と同様に、水温や BOD を用いた考察は行わず、NP 濃度が高濃度となる原因のみを考察する。尻無川が流れる大阪府は 3.4 節より、全国でも NPE の排出量が 5 番目に多く、さらに大阪府の中心部を流れる河川であることから純粋な NPE の排出量が大きいからであると考えられる。

結果として、本研究で選定した 3 河川の河川類型は D、A、B とそれぞれ異なっていることから、東海らが河川類型ごとに河川を分類した設定¹⁵⁾を支持する結果となった。

最後に、これらの 3 河川の位置関係と概要について図 IV-33 に示す。

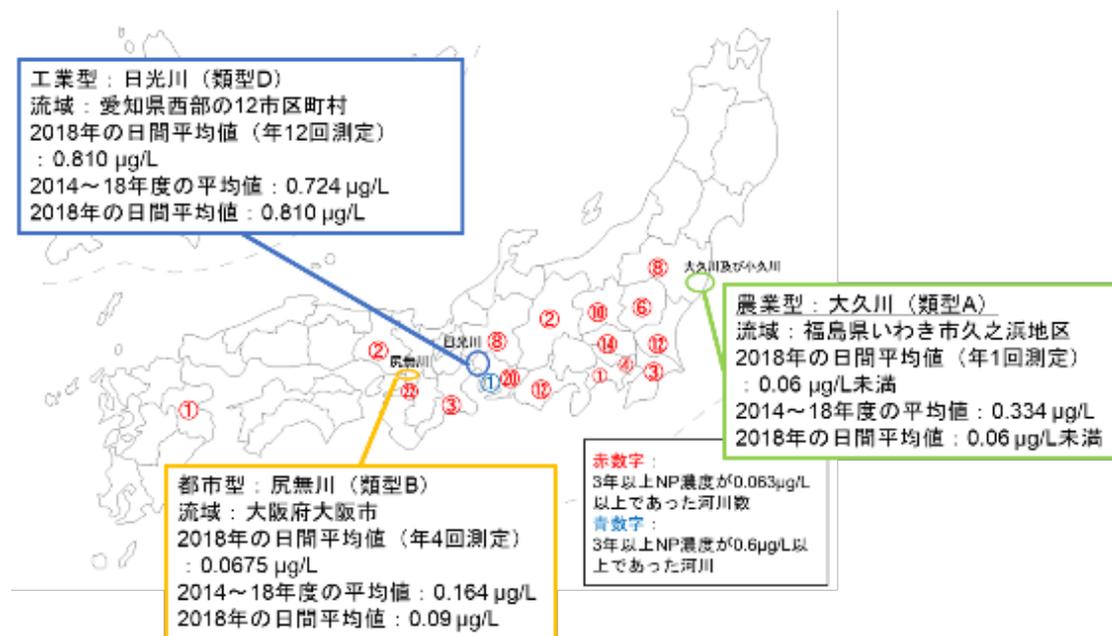


図 IV-33 : NP 濃度が高い河川の分布と解析対象河川の概要

4 ノニルフェノールエトキシレート削減における費用対効果の算定

4.1 河川流量の妥当性の検討結果

本研究の濃度を算出するに当たって、河川の流量は濃度の算出に大きく寄与する。このことから、まず SHANEL での流量の解析結果が妥当であるか検討した。

本研究で解析対象とした日光川、大久川及び小久川、尻無川は 2 級河川または 1 級河川の支流であるため、流量の測定を 365 日行っておらず、比較が行えない。そこで日光川の東隣に位置する 1 級河川の庄内川を代わりに用いることで流量を実測値と SHANEL の解析結果を比較した⁴⁷⁾⁴⁸⁾。庄内川は伊勢湾から岐阜県恵那市の広い範囲を流域に持つ河川であり、流域内に観測地点を 5 つもつ。本研究では、最も下流に位置する観測地点の枇杷島観測所（愛知県清須市）と最も上流に位置する瑞浪観測所（岐阜県瑞浪市）の流量を比較した。これは、河川の流量が多い地点と少ない地点で異なる特徴を持っていることが考えられるからである。Google earth による庄内川と日光川の位置関係を図 IV-34 に示す。なお、実測値と SHANEL の解析結果を比較した地点を赤丸で、その他観測地点を黄色丸で示した。



図 IV-34 : Google earth による庄内川・日光川の流域図

気象データを 2017~18 年に設定し、SHANEL で 2018 年における流量解析を行った結果を図 IV-35、図 IV-36 に示す。

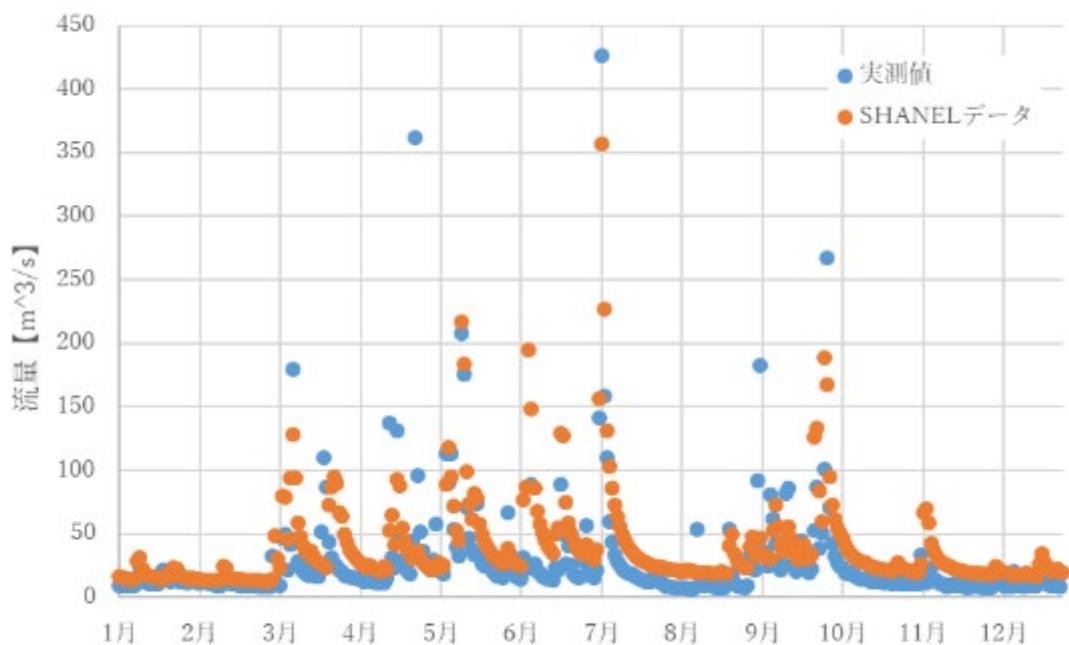


図 IV-35：枇杷島観測所における実測値と SHANEL の解析データの比較結果

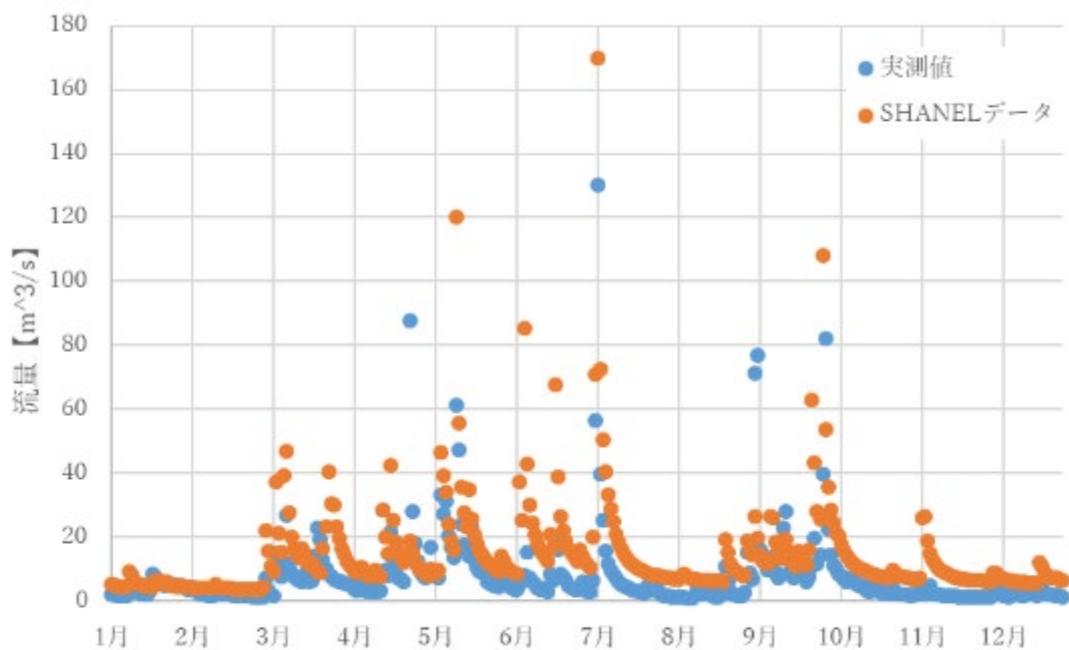


図 IV-36：瑞浪観測所における実測値と SHANEL の解析データの比較結果

流量の大きさについては、SHANEL の解析結果の方がほぼ全期間実測値より大きい値となっていることから、濃度が過小に見積もられていることが分かった。また、枇杷島観測所と瑞浪観測所の値を比較すると、流量に大きな変化がない定常時においては、枇杷島観測所での SHANEL の解析結果は実測値の 1~2 倍に、瑞浪観測所での SHANEL の解析結果は実

測値の最大で5倍近くとなる日もあることが分かった。したがって、SHANELの解析においては、流量の少ないような規模が小さな河川ほど流量が過大評価され、結果的に濃度が過小評価されることが示唆される。

しかし、流量の変動の傾向については、どちらの観測所においても似たような概形のグラフが得られ、SHANELの解析においても実測値の流量の推移とほぼ同じ傾向で流量が計算できていることが分かった。実測値と完全に一致するシミュレーションを実現することは困難であることから、不確実性があることを考慮した上で、SHANELでの解析の妥当性はある程度示されたと考えられる。

4.2 解析河川の濃度解析結果とモニタリングデータとの比較

河川の流量の妥当性が示されたところで、選定した解析対象河川の日光川、大久川及び小久川、尻無川の3河川について、NP濃度の算出を行った。なお、NP濃度の算出について、NPEからNPへの寄与率のワーストケースである6%を用いた結果をグラフにプロットした。

4.2.1 日光川における濃度解析結果

まず、工業型の河川として選定した日光川について、実測値が測定された日光大橋の濃度と流量の推移を示した結果を図IV-37に示す。

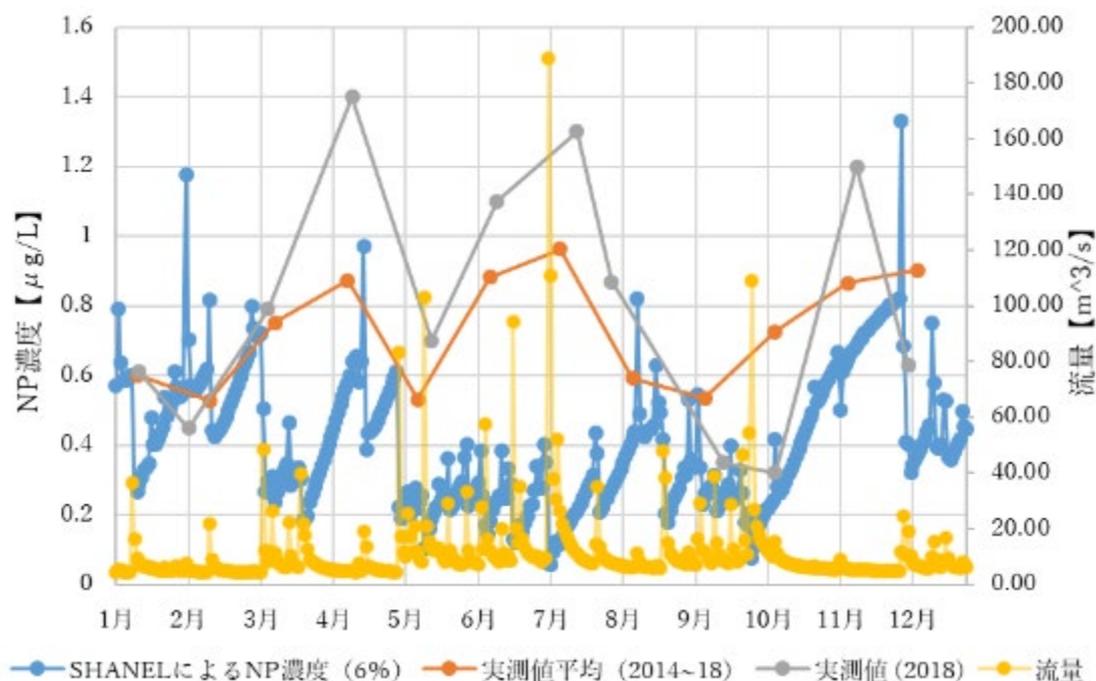


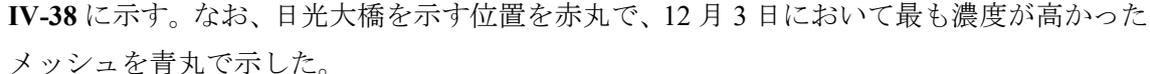
図 IV-37：日光川の日光大橋におけるNP濃度と流量の解析結果

寄与率を年間一定で概算したところ、NP 濃度は全体的に実測値より低い値で推移しているものの、6～8 月の雨期を除く大部分期間において実測値を似た増減傾向を持つことが分かった。雨期の SHANEL の解析結果と実測値が大きく異なる理由として、NPE の分解率は温度に依存するが、本研究では温度によらず一定としていること、農薬などの非定常使用について、SHANEL の設定上 365 日定常での排出となっていることが考えられる。しかし、NP の日間平均値の算出に関してワーストケースを考慮して各月の最も NP 濃度が高い日で年間の日間平均値を算出し、実測値と比較したところ、2018 年 1～12 月の実測値が 0.810 $\mu\text{g/L}$ であることに対し SHANEL の解析結果が寄与率が 6% の場合、0.768 $\mu\text{g/L}$ で近い値であったため妥当性はあると考えられる。

また、冬季の NP 濃度が高くなり、夏季の NP 濃度が低くなることが分かった。夏季の NP 濃度が低くなる理由としては、流量の推移を見ると定常時の値が夏季の方が高くなっていることが考えられる。愛知県は太平洋側に位置するため、夏季は降水量が多く、冬季は降水量が少ないことが流量の差異に影響していると考えられる。

また、降水量が少ない場合は河川の流は穏やかであることから底質の巻き上げは起こりづらい環境下にあるといえる。2.11 節において、NP は底質に大部分が定着することが示されていることから、降水量が少ない冬季は流量の少なさだけでなく河川中に NP が蓄積しやすい状態であることから NP 濃度が高くなるのではないかと考えられる。

さらに、NP 濃度の推移について、短期間のみ急激に高くなっている。これはこれまで述べているように、底質に蓄積した NP が流量の増加によって一気に巻き上げられたことによる濃度の上昇だと考えられ、流量の増加直後はその影響が高く出ていると考えられる。一方、NP 濃度が急激に上昇した直後は、底質に定着していた NP が存在しなくなり、流量も定常時に比べ高い値となっているため、低い濃度となっていると考えられる。

なお、において、NP 濃度が最も高くなった 12 月 3 日の NPE 濃度の分布を  IV-38 に示す。なお、日光大橋を示す位置を赤丸で、12 月 3 日において最も濃度が高かったメッシュを青丸で示した。

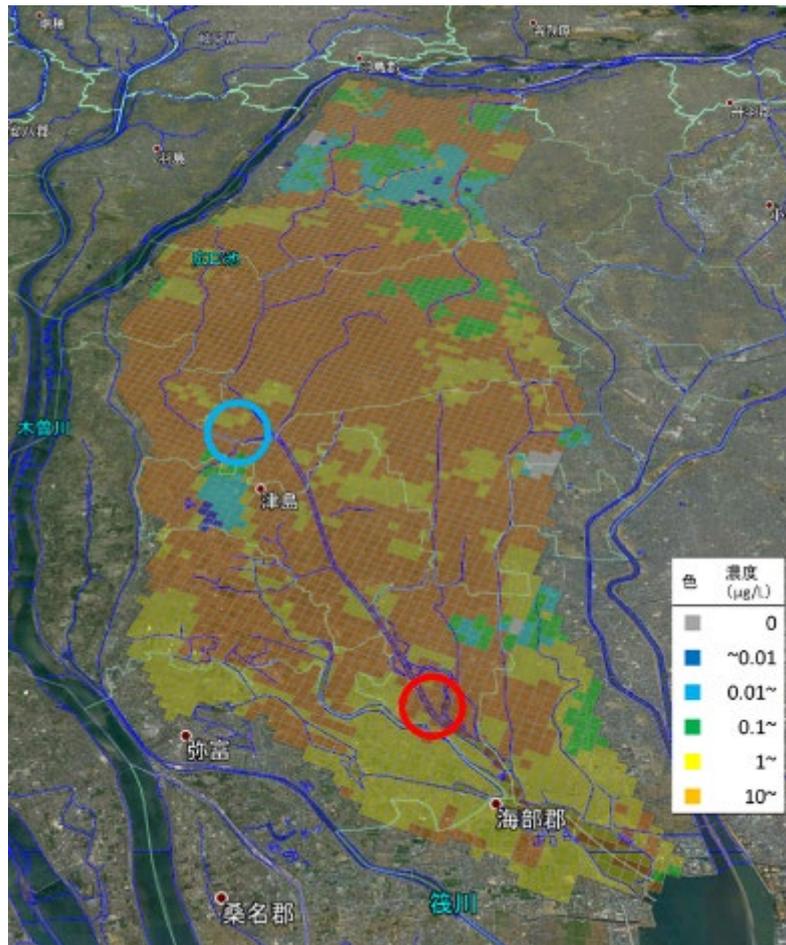


図 IV-38 : 2018 年 12 月 3 日における日光川流域の NPE 濃度分布

図 IV-38 を見ると、2018 年 12 月 3 日においては、広範囲で NPE 濃度が $10 \mu\text{g/L}$ を超えることが分かった。これは、日光川流域が日本三大都市圏である名古屋に位置し、名古屋市に隣接していることから、流域一帯がベットタウンとして同じような土地利用がされているためであると考えられる。また、最も NPE 濃度が高い地点は日光川の支流の本流との合流直前の地点であった。これは、支流であると本流より流量が少ないため、濃度が高くなる傾向があると考えられる。

4.2.2 大久川及び小久川における濃度解析結果

次に、農業型の河川として選定した大久川及び小久川の NP 濃度解析結果を図 IV-39 に示す。なお、NP 濃度はワーストケースを考慮して寄与率 6%を用いた結果をプロットした。

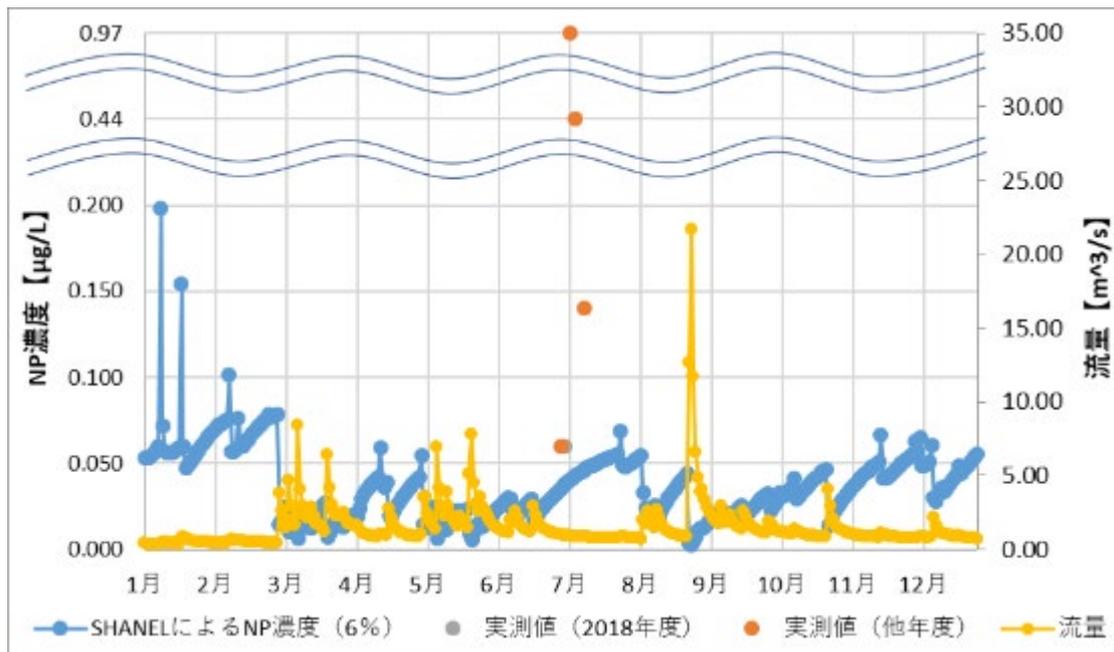


図 IV-39 : 大久川及び小久川の蔭磯橋における NP 濃度と流量の解析結果

降雨がない期間、すなわち流量が長期間少ない時期においては次第に NP 濃度が上昇し、流量が上昇した直後に NP 濃度が急激に高くなり、その後減少していく傾向は日光川と共通していることが分かった。この理由は日光川と同様であると考えられる。一方で、NP 濃度の上昇幅は小さい。これは、大久川及び小久川は福島県いわき市の最北部に位置し市街地からは少し距離があり、NPE が日光川流域ほど大量に使用される環境下にはないと考えられるため、底質に蓄積していく NPE と NP の量が少ないことが考えられる。

また、大久川及び小久川の NP 濃度の測定頻度が年 1 回であることから、 Worst Case を考慮して年間で最も NPE が高くなる 1 日を実測値と比較したところ、2018 年度の実測値を大きく上回る結果となった。これは、4.3 節の感度解析において、例えばゴルフ場からの排出が濃度に大きく貢献しているが、大久川及び小久川流域のゴルフ場は 2018 年時点で東日本大震災の被害によって営業を再開できていない⁴⁹⁾。この流域の一部が一時期福島第一原発事故による緊急時避難準備区域に指定されていたこともあるなど⁵⁰⁾、土地利用データが 2011 年の頃と比較して大きく異なる可能性が考えられる。このことから、実際には排出されていない項目が SHANEL 上での解析では考慮されているため、NP 濃度が高く見積もられていると考えられる。

図 IV-39 において、NP 濃度が最も高くなった 1 月 8 日の NPE 濃度の分布を図 IV-40 に示す。なお、蔭磯橋を示す位置を赤丸で、1 月 8 日において最も濃度が高かったメッシュを青丸で示した。

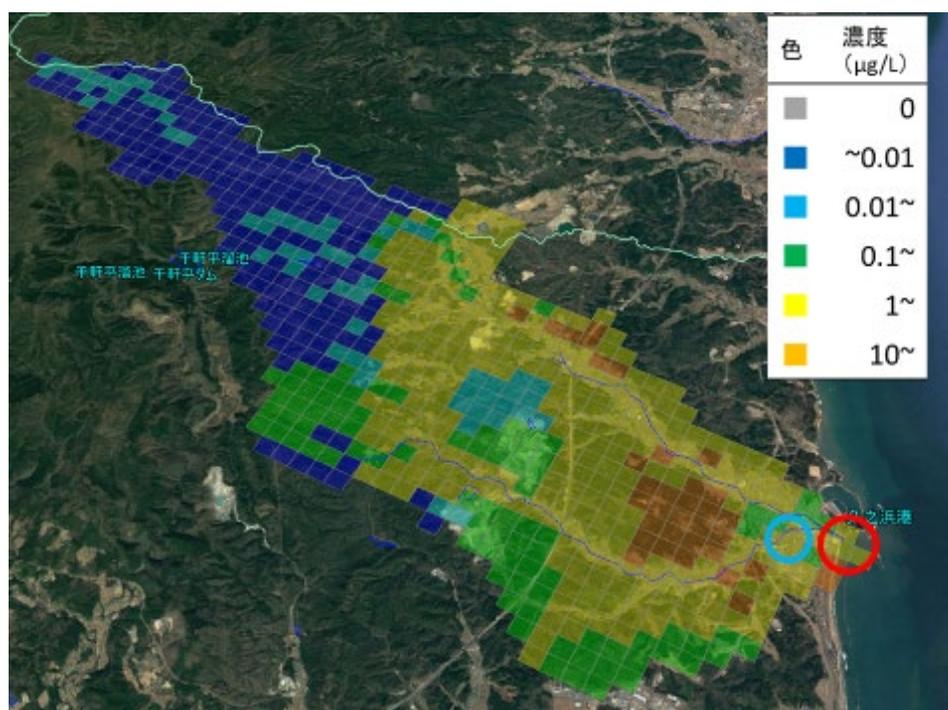


図 IV-40 : 2018 年 1 月 8 日における大久川及び小久川流域の NPE 濃度分布

山間部では農薬による使用ないため、NPE 濃度は非常に低い値となったが下流にいくにつれて濃度が高くなっていくことが分かった。また、NPE 濃度が最も高かった地点は支流である小久川の合流直前であり、これは日光川の状態と同じであることが分かった。

4.2.3 尻無川における濃度解析結果

最後に、都市型の河川として選定した尻無川の NP 濃度解析結果を図 IV-41 に示す。なお、NP 濃度はワーストケースを考慮して寄与率 6%を用いた値をプロットした。

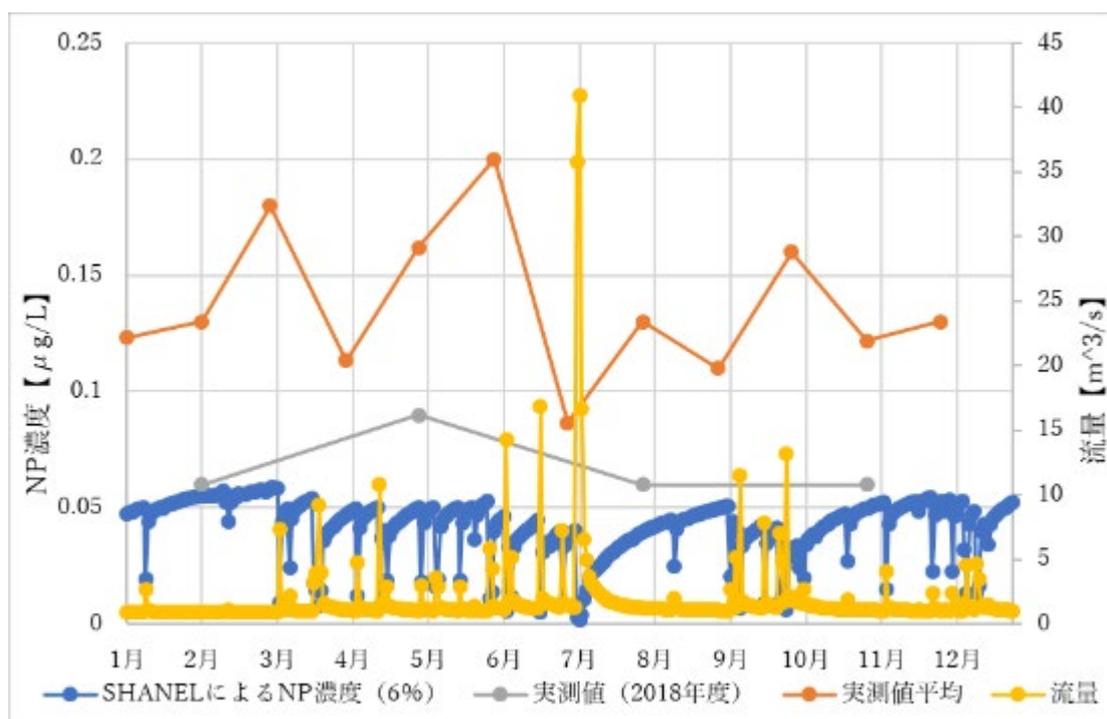


図 IV-41：尻無川の甚兵衛渡における NP 濃度と流量の解析結果

図 IV-41 より、尻無川の NP 濃度の推移は工業型、農業型の河川と異なる傾向をもつことが分かった。これまでの河川では流量が増加した直後は NP 濃度が一瞬高くなる傾向があったが、尻無川では流量の増加とともに大きく減少することが分かった。これは、尻無川の川沿いが舗装されていることから、河川中に存在する底質が極めて小さく、NP が定着して河川中に滞留していないことが考えられる。また、SHANEL の解析結果によると、尻無川においては季節による NPE の濃度差が他の河川に比べないことが分かった。

また、尻無川は、2018 年度は年 4 回（5 月、8 月、11 月、2 月）に渡って NP 濃度の測定を行っていることから、本研究ではワーストケースを考慮して 4～6 月、7～9 月、10～12 月、1～3 月のそれぞれの最大値を日間平均値としたところ、2018 年の甚兵衛渡における NP 濃度は、寄与率が 6% のとき、 $0.0543 \mu\text{g/L}$ となり、化審法のリスク評価による有害性評価値を下回る結果となった。そのことから本研究では、代わりに SHANEL で解析できた水系のメッシュで最も濃度が高い地点を代理として扱ったところ、図 IV-42 の青丸で示した地点が最も NP 濃度が高くなり、その NP 濃度は寄与率が 6% のとき $0.0900 \mu\text{g/L}$ であった。この地点は堂島川または土佐堀川の地点であり、大阪府の測定結果を確認すると 2018 年度は尻無川よりも高い NP 濃度であったことから、その点においては SHANEL の解析結果は妥当であると考えられる。

図 IV-41 において、NP 濃度が最も高くなった 3 月 4 日の NPE 濃度の分布を図 IV-42 に示す。なお、甚兵衛渡を示す位置を赤丸で、3 月 4 日において最も濃度が高かったメッシュを青丸で示した。



図 IV-42 : 2018 年 3 月 4 日における尻無川流域の NPE 濃度分布

青丸で示した堂島川または土佐堀川の地点において NP 濃度が最も高い結果となった理由として、それらの河川が大阪市の中心である梅田～中之島をまたぐ河川であることから NPE の排出量が非常に多いからであると考えられる。

4.3 各排出・処理項目における感度解析結果

SHANEL の解析においては、数十の排出項目から成り立っているが、本研究においては入力値が 0 より大きい排出項目について、感度解析を行った。

4.3.1 日光川における感度解析結果

日光川においては、12 月 3 日の日光大橋での NPE 濃度について、非点源排出量の項目は、各項目 20% ずつ削減、すそ切り排出量の項目は、ゴム製造業は 25% ずつ、その他の項目は 50% ずつ削減してどの程度 NPE 濃度が下がるか検証した。すそ切り排出量の検証結果を図 IV-43 に、非点源排出量の検証結果を図 IV-44 に示す。

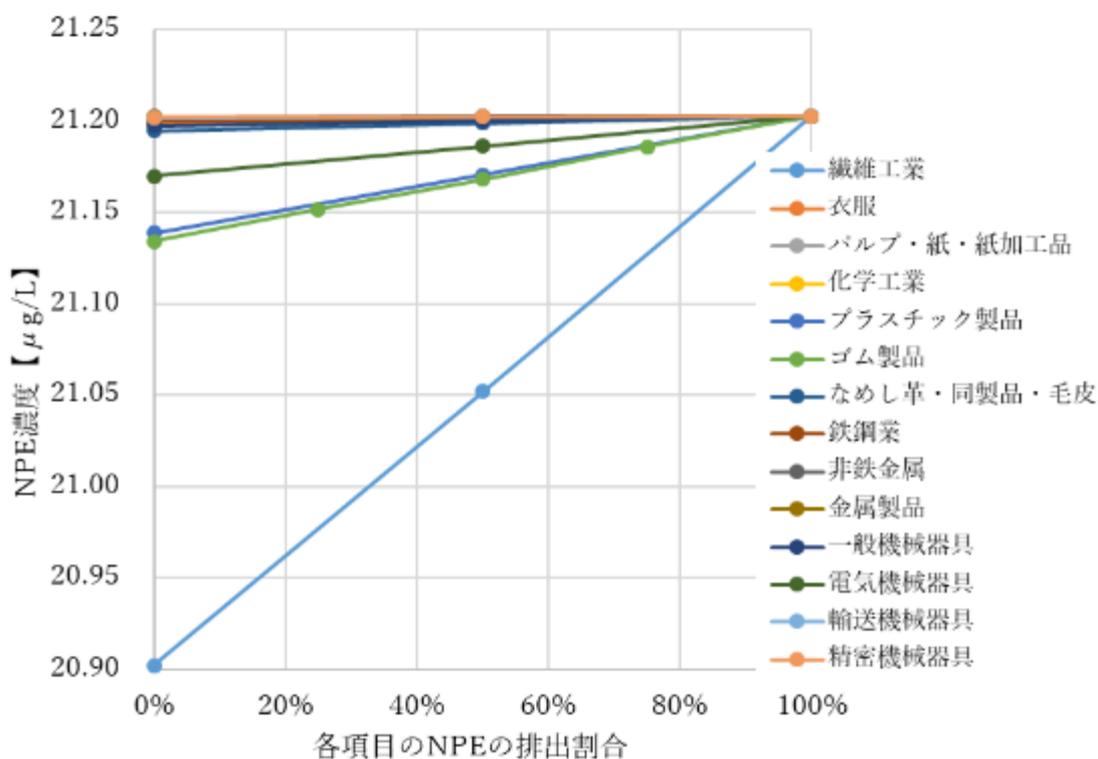


図 IV-43：日光川の日光大橋におけるすそ切り以下排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

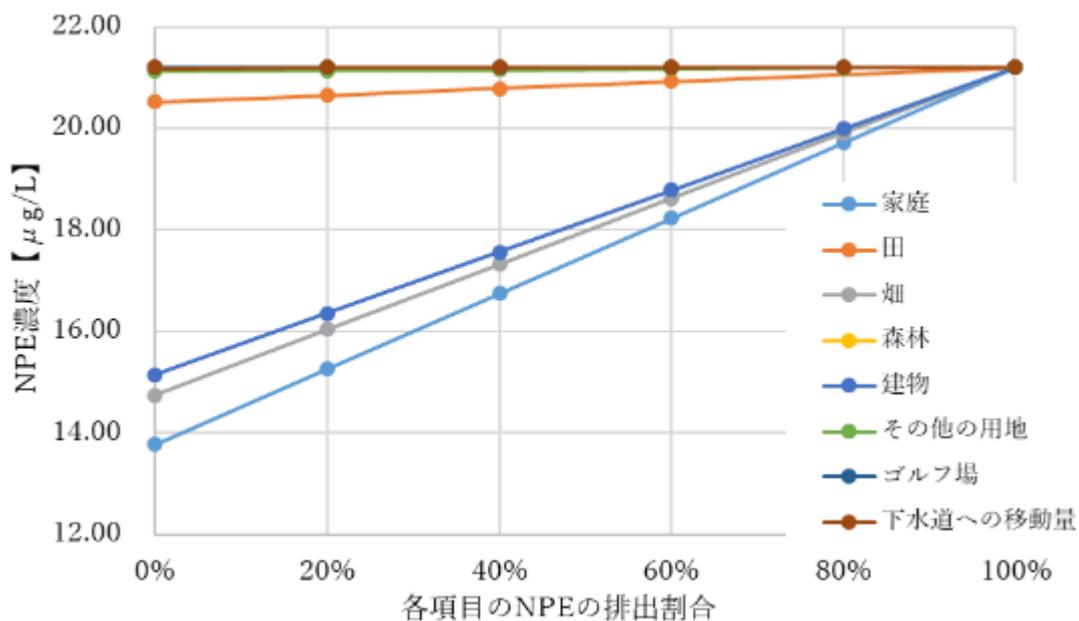


図 IV-44：日光川の日光大橋における非点源排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

以上の結果から、各項目ともほぼ線形的に NPE 濃度が減少していくことが分かった。すそ切り以下排出については、繊維工業、ゴム製品製造業、プラスチック製品製造業の順で NPE 濃度が減少し、非点源排出については、家庭、畑、建物用地の順で NPE 濃度が減少することが分かった。

しかし、横軸を削減した NPE の絶対量ではなく削減した割合でプロットしたため、削減効率についてはこれらのグラフからは判断できない。そこで、各排出項目は排出量を減少させると、NPE 濃度も線形的に減少していくことから、排出量 100%と 0%での NPE 濃度の差と削減した量から NPE 削減量 1 トン当たりの NPE 濃度削減割合を算出した。なお、使用時間を考慮した非点源排出量の一部項目については、使用時間を考慮した後の削減量から削減割合を算出した。なお、NPE の削減量について、非点源排出量は都道府県ごとに推計されているが、すそ切り以下排出量は全国の総計の量が推計されているため、すそ切り以下排出と非点源排出で効率性に不平等さが生じてしまうことから、すそ切り以下排出について、**3.4 節**で用いた都道府県ごと製造品出荷額等で割合を算出し、都道府県ごとの削減量に揃えた。これらの検討を踏まえた削減効率の面での感度解析結果について、すそ切り以下排出を **図 IV-45** に、非点源排出を **図 IV-46** にそれぞれ示す。

近日論文投稿予定のため、掲載不可

図 IV-45 : 日光川の日光大橋におけるすそ切り以下排出に関する
NPE 濃度削減効率の感度解析結果

近日論文投稿予定のため、掲載不可

図 IV-46 : 日光川の日光大橋における非点源排出に関する
NPE 濃度削減効率の感度解析結果

図 IV-43 では、すそ切り以下排出については、繊維工業、ゴム製品製造業、プラスチック製品製造業の順で NPE 濃度が減少していたが、図 IV-45 において削減効率で比較すると、繊維工業、衣服・その他繊維製品製造業、プラスチック製品製造業の順で効率が良いことが分かった。また、図 IV-44 では、非点源排出については、家庭、畑、建物用地の順で NPE 濃度が減少したが、図 IV-46 において削減効率で比較すると、家庭、建物用地、田の順で効率が良いことが分かった。さらに、すそ切り以下排出と非点源排出の項目を併せて比較したところ、すそ切り以下排出の削減効率が最も高かった繊維工業に比べて非点源の 4 項目の方が削減効率が高く、非点源排出の中でも最も効率が良い家庭とは 3 倍近くの差があることが分かった。これらのことから、工業による排出が全国の中でも高い割合を占めている愛知県でも、工業由来の排出に着目するよりも他の項目に着目した方が効率よく NPE 濃度を削減できることが分かった。

4.3.2 大久川及び小久川における感度解析結果

次に、農業型の大久川及び小久川について、日光川と同様に感度解析を行った。日光川の結果で各項目ほぼ線形的に NPE 濃度が減少することが分かったため、大久川及び小久川については各項目とも 100%削減のみで行った。すそ切り排出量の検証結果を図 IV-47 に、非点源排出量の検証結果を図 IV-48 に示す。

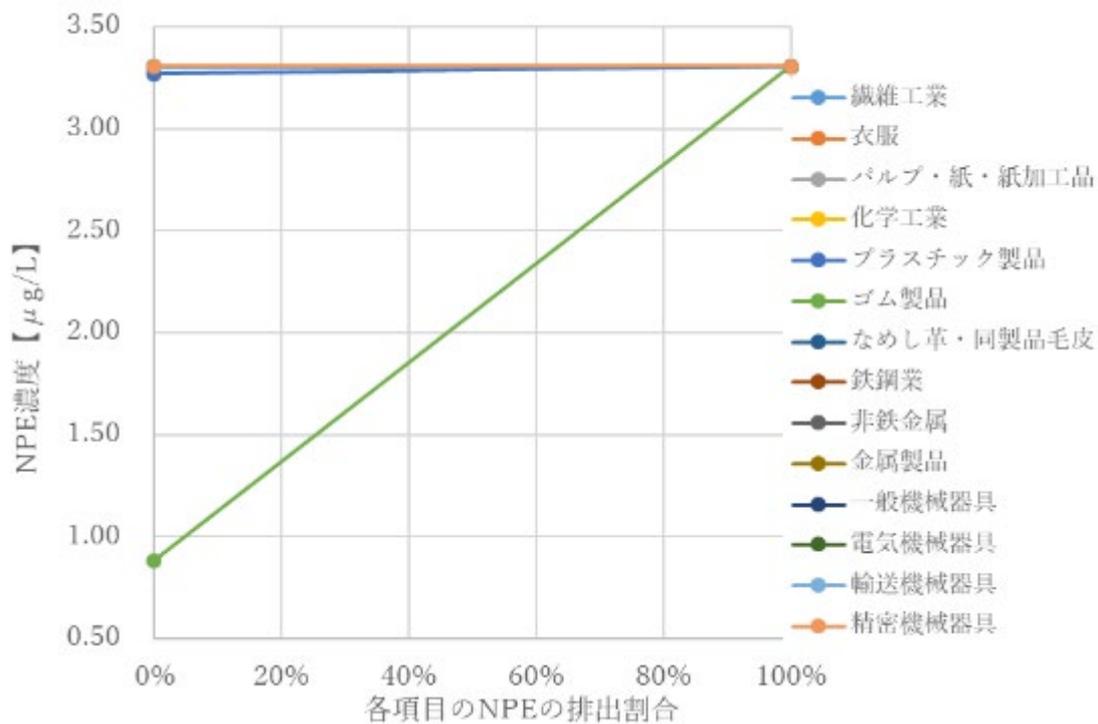


図 IV-47 : 大久川及び小久川の蔭磯橋におけるすそ切り以下排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

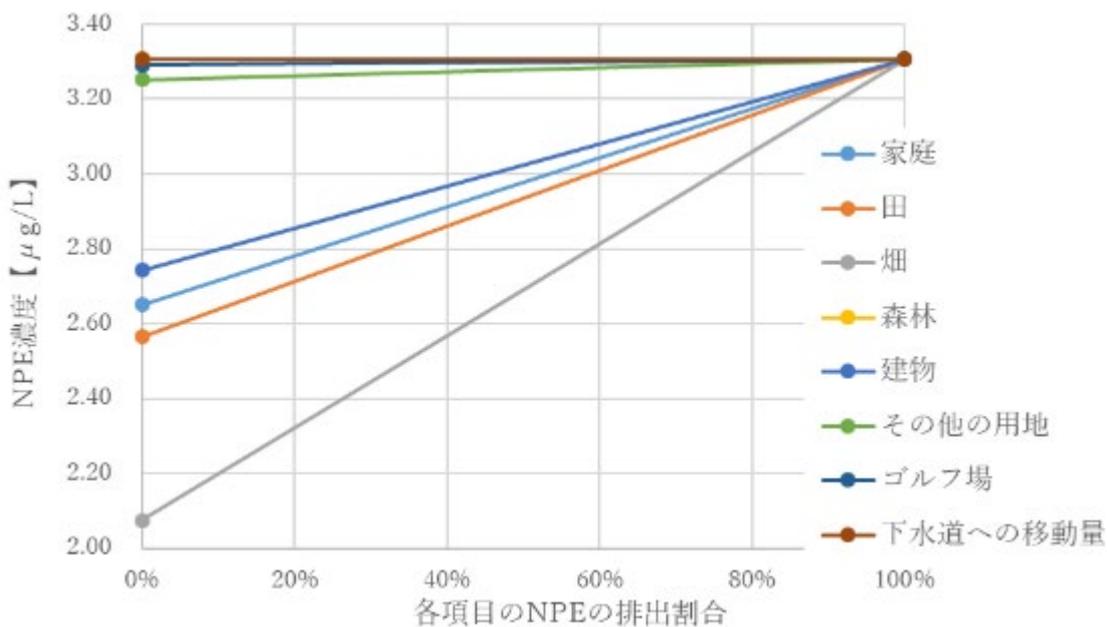


図 IV-48 : 大久川及び小久川の蔭磯橋における非点源排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

これらの結果を整理すると、NPE 濃度の減少幅ではゴム製品製造業、畑、田、家庭の順であったが、削減効率で見ると、ゴルフ場、田、ゴム製品製造業の順であることが分かった。

図 IV-49 を詳しく整理すると、大久川及び小久川が位置する福島県は農業型であることから、ゴム製品製造業以外の業種はほとんど濃度削減に寄与しないことが分かった。

図 IV-50 を詳しく整理すると、日光川と異なり、家庭や建物用地などの削減効率はかなり低いことが分かった。これは、流域の人間活動の規模が日光川ほど大きくないことが考えられる。また、ゴルフ場の有無は地域によって異なるが、ゴルフ場が河川の近くに位置する場合、濃度の削減に大きく寄与することが示唆された。

4.3.3 尻無川における感度解析結果

最後に、都市型の尻無川について、日光川と同様に感度解析を行った。日光川の結果で各項目はほぼ線形的に NPE 濃度が減少することが分かったため、尻無川についても各項目とも 100%削減のみで行った。すそ切り排出量の検証結果を図 IV-51 に、非点源排出量の検証結果を図 IV-52 に示す。

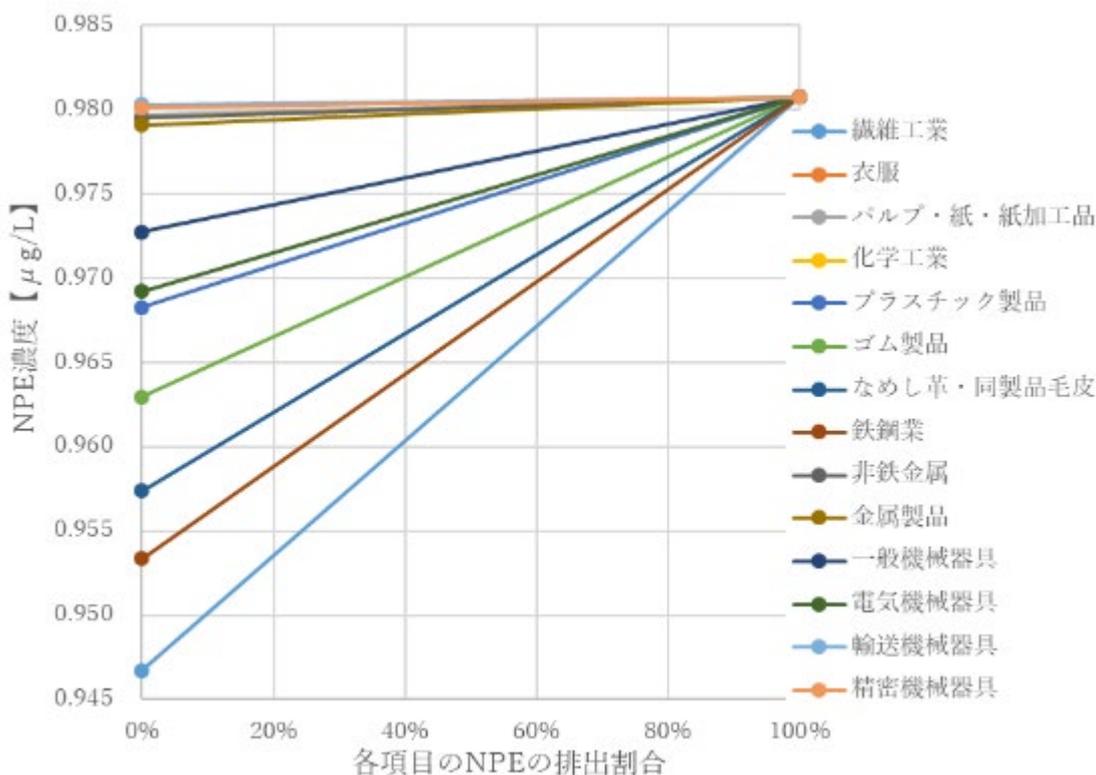


図 IV-51 : 尻無川の甚兵衛渡におけるすそ切り以下排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

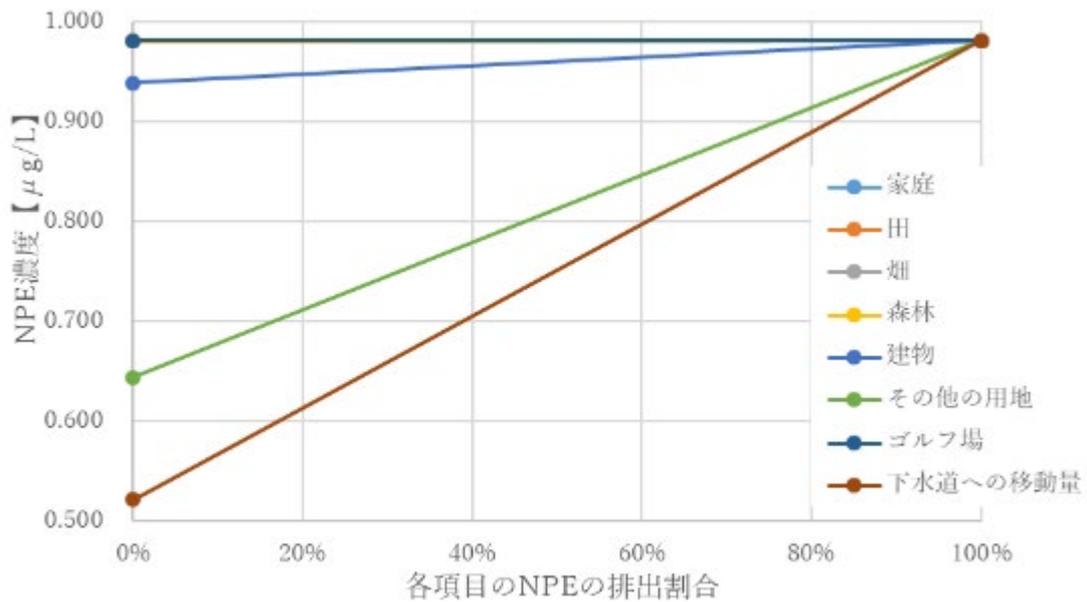


図 IV-52 : 尻無川の甚兵衛渡における非点源排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

また、日光川と同様に NPE の排出削減 1 トン当たりの NPE 濃度削減割合について、すそ切り以下排出の項目を図 IV-53 に、非点源排出の項目を図 IV-54 に示す。

近日論文投稿予定のため、掲載不可

図 IV-53 : 尻無川の甚兵衛渡におけるすそ切り以下排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

近日論文投稿予定のため、掲載不可

図 IV-54：尻無川の甚兵衛渡における非点源排出に関する NPE 濃度の感度解析結果

図 IV-53 によると、尻無川流域では繊維工業が産業分野では最も削減効率が高かったが、その繊維工業もオーダーが低いことから、極めて効率が低いことが分かった。したがって、この流域においては産業分野で対策をとることは効率が悪いと考えられる。

また、図 IV-54 によると、その他用地以外の項目の削減割合が極めて小さいことが分かった。したがって、尻無川のような規模の小さい河川に関しては、特定の項目が大きな影響を及ぼす可能性があるため、そこに着目できれば効率よく削減できることが考えられる。

4.4 各シナリオの有害性評価値に対するノニルフェノールエトキシレート削減量の算定

4.3 節の結果から各河川がどの項目を削減すると効率良くまたは悪く削減されるか推定することができた。本節では、その結果を基に環境基本法の生物特 A の基準値 $0.6 \mu\text{g/L}$ と化審法のリスク評価の有害性評価値 $0.063 \mu\text{g/L}$ を下回る結果となるかのベストケースとワーストケースを求めた。日光川については、環境基本法の生物特 A の基準値を超える NP 濃度となっているため、環境基本法の生物特 A の基準値と化審法のリスク評価の有害性評価値の 2 つのケースを、その他の 2 河川については、化審法のリスク評価の有害性評価値のケースを取り扱った。

なお、それぞれの河川について、4.3 節で削減効率が 0 であった項目においては全く濃度に影響しないことから、本節の削減ケースでは選択肢に入れないこととした。

各河川の各寄与率における有害性評価値を下回る NP 濃度の実現のためのベストケースとワーストケースをそれぞれ表 IV-10、表 IV-11、表 IV-12、表 IV-13 に示す。

表 IV-10：日光川の日光大橋における各寄与率に対する環境基本法の削減のベストケースとワーストケース

近日論文投稿予定のため、掲載不可

表 IV-11：日光川の日光大橋における各寄与率に対する化審法のリスク評価の削減のベストケースとワーストケース

近日論文投稿予定のため、掲載不可

表 IV-12 : 大久川及び小久川の蔭磯橋における各寄与率に対する化審法のリスク評価の削減のベストケースとワーストケース

近日論文投稿予定のため、掲載不可

表 IV-13 : 尻無川の代理地点における各寄与率に対する化審法のリスク評価の削減のベストケースとワーストケース

近日論文投稿予定のため、掲載不可

まず、日光川の環境基本法の生物特 A の基準値にまで NP 濃度を下げるには、寄与率 6%の場合、約 20%濃度を低下させることができればよい。削減項目は少なくとも実現できることが分かった。しかし、工業型の都道府県であっても、SHANEL の土地利用データが内蔵されている業種のすそ切り以下排出をすべて 0 まで削減しても、環境基本法の生物特 A の基準値を下回ることができないことが分かった。したがって、工業型の都道府県でも工業由来の NP 排出を対策することは限界があることが分かった。

一方、日光川において、化審法のリスク評価の有害性評価値まで NP 濃度を下げようとする場合、寄与率 6%の場合は 9 割以上濃度を削減する必要がある、ワーストケースでは、最も削減効率が高い家庭以外の排出をすべて 0 にしても化審法のリスク評価の有害性評価値を下回らないことが分かった。

次に、大久川及び小久川において、化審法のリスク評価の有害性評価値を満たすにはベストケースとワーストケースともにどの寄与率でも 5 つ以上の項目で削減が必要であることが分かった。農業型の県は 3.4 節の NPE の公共用水域への排出量は比較的少ない県であることから、1 つの項目で下げられる NP 濃度の幅が小さいためであると考えられる。

最後に、尻無川の代理地点では、NP 濃度がその他の用地からの排出のみに依存し、それ以外の項目は削減しても該当のメッシュの NPE 濃度が全く下がらなかったことが分かったため、ワーストケースを算定することができなかった。これは、NP 濃度の尻無川の甚兵衛渡の地点大阪湾に流れる直前で、すべての排出要素が重なり合うが、支流などの流量規模が小さな河川では特定の排出項目が大きく起因するからであると考えられる。

4.5 各シナリオにおける削減コストの算定

2.4.2 コストの設定項の代替費用の設定をと 4.4 節の削減量の推計結果より、各ケースを実現するための削減コストを算定した。まず、日光川の環境基本法の生物特 A の基準値への削減ケースに係る費用の算定結果を表 IV-14 に示す。

表 IV-14 : 日光川の日光大橋における各寄与率に対する環境基本法の削減ケースに係る費用

近日論文投稿予定のため、掲載不可

日光川の環境基本法の生物特 A の基準値への削減ケースでは、ベストケースとワーストケースでどの寄与率においても大きく差が開くことが分かった。

次に日光川の化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに係る費用の算定結果を表 IV-15 に示す。

表 IV-15：日光川の日光大橋における各寄与率に対する
化審法のリスク評価の削減ケースに係る費用

近日論文投稿予定のため、掲載不可

日光川の化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースでは、ベストケースにおいても環境基本法のワーストケースに係る費用と同等かそれ以上に係ることが分かった。また、環境基本法のケースに比べ、排出した NPE を削減する量が多いことからベストケースとワーストケースの差はそこまで大きくないことが分かった。

次に、大久川及び小久川における化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに係る費用の算定結果を表 IV-16 に示す。

表 IV-16：大久川及び小久川の蔭磯橋における各寄与率に対する
化審法のリスク評価の削減ケースに係る費用

近日論文投稿予定のため、掲載不可

大久川及び小久川での削減ケースに係る費用は、ベストケースとワーストケースでほぼ変わらないことが分かった。

最後に、尻無川の代理の地点における化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに係る費用の算定結果を表 IV-17 に示す。

表 IV-17：尻無川の代理地点における各寄与率に対する
化審法のリスク評価の削減ケースに係る費用

近日論文投稿予定のため、掲載不可

尻無川の代理地点で、化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに係る費用は他の河川の削減費用より大幅に低いことが分かった。これは、4.4 節で示したように規模が小さい河川で、特定の排出項目が NP 濃度に大きく影響していることが分かっているからであると考えられる。

4.6 費用対効果の算定

4.4 節と 4.5 節で算定した削減リスクと削減費用の結果を、2.4 節の式に当てはめることで費用対効果を算出した。

まず、日光川における環境基本法の生物特 A の基準値への削減ケースに係る費用対効果を表 IV-18 に示す。

表 IV-18：日光川の日光大橋における各寄与率に対する環境基本法の削減ケースの費用対効果

近日論文投稿予定のため、掲載不可

ベストケースとワーストケースを比較したところ、寄与率 6%ではおよそ 5 倍、5.1%では 10 倍近くの差が生じることが分かった。

次に、日光川における化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに係る費用対効果を表 IV-19 に示す。

表 IV-19：日光川の日光大橋における各寄与率に対する
化審法のリスク評価の削減ケースの費用対効果

近日論文投稿予定のため、掲載不可

ベストケースとワーストケースを比較したところ、2 倍弱の差が生じることが分かった。また、環境基本法のケースと比較すると、費用対効果は劣るが、ベストケースで比較すると、差は 2 倍弱であったことから、大きな差はないことが分かった。

次に、大久川及び小久川の化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに係る費用対効果を表 IV-20 に示す。

表 IV-20 : 大久川及び小久川の蔭磯橋における各寄与率に対する
化審法のリスク評価の削減ケースの費用対効果

近日論文投稿予定のため、掲載不可

大久川ではベストケースもワーストケースも費用対効果に大きな差がないだけでなく、ベストケースがワーストケースの費用対効果を下回ることが分かった。これは、すそ切り以下排出量について、製造品出荷額等を用いて都道府県ごとに割り振った際に福島県に過小に割り振られたことが考えられ、すそ切り以下排出の項目をより削減したワーストケースが結果として費用対効果が高くなったことが考えられる。

最後に、尻無川の代理地点における化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに係る費用対効果を表 IV-21 に示す。

表 IV-21 : 尻無川の代理地点における各寄与率に対する
化審法のリスク評価の削減ケースの費用対効果

近日論文投稿予定のため、掲載不可

尻無川では、特定の排出源のみで NP 濃度が構成されていたことから対策打つべき箇所がはっきりしていたため、これまでの河川より高い費用対効果であることが分かった。

また、全体を通して寄与率が高い方が費用対効果は高くなることが分かった。これは、より多くの NPE が NP に変化したほうが、削減できる NP 濃度は大きくなるため、費用対効果の分母が大きくなるからであると考えられる。

4.7 考察

NP濃度をSHANELで解析したところ、底質が蓄積しやすい環境下にある河川や流域内でNPEの使用が多い河川においてNP濃度が高くなる傾向があり、その中でも支流のような流量が少ない水系においてはよりNP濃度が高くなることが示された。また、大久川及び小久川と尻無川の解析結果から、前者の方が濃度の上昇に寄与している可能性が高いことが示唆された。したがって、日光川のように流域内で多くのNPEが使用されているかつ流量が多くなく、河川の川沿いがコンクリート等で舗装されていない河川においては、NP濃度が高くなる可能性があるため、実測値の測定を注視して行うべきであると考えられる。

次に、感度解析の結果から、どの型においても、最も濃度を効率よく削減できる項目は非点源排出の項目であり、また、日光川の削減ケースでは、SHANELでの土地利用データが内蔵されている業種のすそ切り以下排出量を全て0にしても、環境基本法及び化審法のケースの両方とも達成することができなかったことから、産業起因のNPE排出が与えるNP濃度への影響は小さいことが分かった。このような結果となった理由として、これまで化管法で対象業種を管理してきただけでなく、近年は環境意識の高まりから、RE100やSDGsに取り組む企業の増加により産業界では自主的な抑制活動が行われていることがあることが考えられる。すなわち、現状以上に産業界に排出の抑制を要請する場合は、削減できるリスクには限界があり、得られるリターンも小さいのではないかと考えられる。

NPEの年間排出量が多い都市型の都道府県においては、尻無川などの流量規模が小さいかつ排出源が容易に特定できるような河川では、適切に対策を行うことで効率よくNPのリスクを削減でき、費用対効果も非常に高い値を示すことが分かった。一方で、農業型のような都道府県の河川では、流量の規模が大きい大久川及び小久川でも費用対効果が非常に低く、尻無川のケースの40分の1程度しかないことが分かった。これは、農業型の都道府県はNPEの年間排出量が少なく、都道府県単位でNPEを削減しても該当河川流域への反映される影響が小さいことが考えられる。このことから、NPEの排出量が比較的少ない農業型の都道府県でNP濃度が高くなる要因としてNPEの排出だけでなくNPが河川中に滞留しやすい環境が存在することが考えられる。

したがって、比較的規模が小さい河川では化審法の有害性評価値でも社会的影響を少なくして実現することができる可能性がある一方、規模が中規模～大規模な河川では費用対効果の差は小さく、的確な対策をとる有効性は低いことが示唆された。

また、業種に対する規制対象範囲の検討においては、化審法のケースにおけるベストケースとワーストケースを比較したところ、日光川では1.5倍程度、大久川及び小久川に至ってはワーストケースの方が費用対効果は大きくなるほどには差は生じなかった。

5 結論

日本国内で広く利用されている NPE は毒性のある NP に環境中で生分解することが知られている。2017 年の環境省が行った実験を基に算出した NP の有害性評価値 $0.063 \mu\text{g/L}$ が、これまでの環境基本法で定められた生物特 A の基準値 $0.6 \mu\text{g/L}$ から大きく下回る値であったという背景があった。このことから、本研究ではこの化審法の有害性評価値の妥当性について費用便益分析を用いて評価し、この値を全国の河川に一律に課すべきか、全業種に一律に対策を促すべきか検討した。

本研究費用対効果を算出する方法としては、コストには NP の分解前の NPE の排出量の削減にかかる費用、リスクには河川の NP 濃度の削減分と定義した。また、本研究では、NPE から NP への分解を考慮した後、SHANEL を用いて NPE 排出量を変えてシミュレーションすることで NPE 濃度を算出した。

まず、工業由来の排出が多い都道府県として愛知県を選定し、日光川の解析を行った。日光川は環境基本法の生物特 A の基準値も超える濃度であったことから、環境基本法と化審法の値をともに満たす条件を算定した。その結果、どちらの場合においても、工業型であるにも関わらず工業由来であるすそ切り以下排出量を全て削減してもそれらの値を下回る濃度を示さなかった。環境基本法の基準値に対してはどの寄与率に対してもベストケースとワーストケースで 5 倍近くの費用対効果の差が生じたことから、環境基本法の生物特 A の基準値にまで NP 濃度を下げる場合は特定の業種に絞って対策をとった方が良いことが示された。化審法のリスク評価の有害性評価値に対しては、どの寄与率に対しても 1.5 倍ほどしか変わらなかった。

次に、農薬などの非点源排出が多い都道府県として福島県を選定し、大久川及び小久川を解析した。大久川及び小久川は化審法のリスク評価の有害性評価値を満たす条件を算定し、どの寄与率に対してもワーストケースがベストケースを若干上回る費用対効果となった。また、日光川の化審法のケースの費用対効果を比較すると、日光川の方がベストケースで 2 倍強、ワーストケースで 1.5 倍弱高い値であることが分かった。

最後に、下水道への移動量が多い都道府県として大阪府を選定し、尻無川を解析した。尻無川の実測値の解析結果が化審法のリスク評価の有害性評価値を超える NP 濃度とならなかったため、代わりに解析結果で最も NP 濃度が高い地点で削減ケースを算定したところ、非常に高い費用対効果となり、大久川及び小久川のケースを比較して約 30 倍であった。

これらの結果を集約すると、化審法のリスク評価の有害性評価値への削減ケースに関しては、ベストケースとワーストケースで大きな差が生じなかったため、規制を掛ける場合は全排出項目で一律に課すべきである。また、規制の対象河川については、河川によって大きな差が生じたことから、河川ごとに分けるべきであり、流量規模が小さく NP 濃度に関与する排出項目が特定できる河川に対して対策を行っていくべきである。

参考文献

- 1) 独立行政法人・環境再生保全機構：石綿と健康被害,2006.<<https://www.erca.go.jp/asbestos/what/kenkouhigai/pdf/panphlet.pdf>>
- 2) 環境省：豊かで美しい瀬戸内海の再生に向けて,2019.<<http://www.env.go.jp/press/files/jp/112379.pdf>>
- 3) Lester B. Lave, Fanny K. Ennever, Herbert S. Rosenkrans, Gilbert S. Omenn.: Information value of the rodent bioassay, 1988.
- 4) 経済産業省：国際連合の活動への対応.<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/int/un.html#03>
- 5) 環境省：環境基本計画,2018.
<https://www.env.go.jp/policy/kihon_keikaku/plan/plan_5/attach/ca_app.pdf>
- 6) 環境省：環境基本法の概要.<http://www.env.go.jp/council/21kankyo-k/y210-01/mat_04_1.pdf>
- 7) 経済産業省：PRTR 制度.<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/index.html>
- 8) 経済産業省：化審法に基づく優先評価化学物質のリスク評価の基本的な考え方,2019.<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/riskasses_kangaekata.pdf>
- 9) 環境省：ヨハネスブルクサミット（WSSD） 2020 年目標達成のための日本の化学物質管理制度に関する提言,2016.
<<http://www.env.go.jp/chemi/communication/seisakutaiwa/dialogue/10/ref05.pdf>>
- 10) 独立行政法人中小企業基盤整備機構：REACH 規則の概要,2018.<<https://j-net21.smrj.go.jp/development/reach/basic/outline.html>>
- 11) 独立行政法人・製品評価技術基盤機構：ノニルフェノールリスク評価管理研究会ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシレートのリスク管理の現状と今後のあり方,2004.
<<https://www.nite.go.jp/data/000010070.pdf>>
- 12) 厚生労働省：職場のあんぜんサイト 安全データシート ノニルフェノール,2017.<<https://anzeninfo.mhlw.go.jp/anzen/gmsds/25154-52-3.html>>
- 13) 環境省：水生生物の保全に係る水質環境基準の項目追加等に係る環境省告示について（お知らせ）,2012.<<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15592>>
- 14) 環境省：公共用水域 | 水質測定結果.<<http://www.env.go.jp/water/suiiki/index.html>>
- 15) 独立行政法人産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター：詳細リスク評価書ノニルフェノール, 2004.<<https://unit.aist.go.jp/riss/crm/mainmenu/1-4.html>>
- 16) 環境省：水生生物の保全に係る水質環境基準の項目追加等について（第1次答申）,2012.<<http://www.env.go.jp/council/toshin/t09-2303.pdf>>
- 17) 経済産業省：優先評価化学物質のリスク評価（一次）生態影響に係る評価Ⅱ有害性情報の詳細資料（案） α -（ノニルフェニル）- ω -ヒドロキシポリ（オキシエチレン）（別名ポリ

(オキシエチレン) = ノニルフェニルエーテル)

pp.9,2017.<https://www.meti.go.jp/shingikai/kagakubusshitsu/anzen_taisaku/pdf/h29_05_01_02_02.pdf>

- 18) 経済産業省：平成 29 年度第 10 回薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会化学物質調査会 平成 29 年度化学物質審議会第 5 回安全対策部会 第 182 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会 【第 1 部】 pp.13-24,2017.<https://www.meti.go.jp/shingikai/kagakubusshitsu/anzen_taisaku/pdf/h29_05_01_gijiroku.pdf>
- 19) David Pearce, Phoebe Koundouri.: Regulatory assessment for chemicals: a rapid appraisal cost-benefit approach, 2004.
- 20) 気象庁：過去の気象データ検索.<<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>>
- 21) 環境省：平成 30 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要,2020.<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH30/suikai/suikai_all1.pdf>
- 22) Langford KH, Lester JN.: Fate and behaviour of endocrine disrupters in wastewater treatment processes. In: Brikett JW, Lester JN, editors. Endocrine disrupters in wastewater and sludge treatment processes. Boca Raton, USA: CRC Press Inc, 2002.
- 23) Ahel M, Giger W, Koch M.: Behavior of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment 1. Occurrence and transformation in sewage treatment. Water Res, 28:1131-42, 1994.
- 24) J.N.Lester at al: Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters, 2008
- 25) 環境省：すそ切り以下事業者に係る排出量推計の枠組み.<<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH30/syosai/1.pdf>>
- 26) 環境省：PRTR インフォメーション広場.<<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html>>
- 27) 総務省：人口推計,2018.<<https://www.stat.go.jp/data/jinsui/2018np/index.html>>
- 28) 農薬工業会：農薬の使用-使用方法・効果.<https://www.jcpa.or.jp/user/use_howto/qa69.html>
- 29) 気象庁：1 日の時間細分図（府県天気予報の場合）.<https://www.jma.go.jp/jma/kishou/known/yougo_hp/saibun.html>
- 30) 厚生労働省：労働統計要覧 労働時間,2019.<https://www.mhlw.go.jp/toukei/youran/indexyr_d.html>
- 31) 環境省：ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシレートに関する参考資料 参考 9 ノニルフェノールエトキシレートからのノニルフェノール濃度への寄与,pp.29-30,2015.<<http://www.env.go.jp/council/09water/y090-44b/ref03-2.pdf>>
- 32) Talmage SS. Environmental and human safety of major surfactants: alcohol ethoxylates and alkylphenol ethoxylates, Lewis publishers, p.374, 1994.

- 33) Ahel M, Giger W, Schaffner C. : Behavior of alkylphenol polyethoxylated surfactants in the aquatic environment 2. Occurrence and transformation in rivers. Water Res, 28, 1143–52, 1994.
- 34) Kravetz L, Chung H, Guin KF, Shebs WT, Smith LS.: Primary and ultimate biodegradation of an alcohol ethoxylate and a nonylphenol ethoxylate under average winter conditions in the USA. J Am Oil Chem Soc, 60, 731–2, 1983.
- 35) Manzano MA, Perales JA, Sales D, Quiroga JM. : The effect of temperature on the biodegradation of a nonylphenol polyethoxylate in river water, Water Res, 33:, 593–600, 1999.
- 36) 環境省：平成 25 年度排水対策検討調査業務報告書_抜粋 環境水中のノニルフェノールエトキシレート挙動に係る室内実験
- 37) 環境省：平成 26 年度排水対策検討調査業務報告書_抜粋 環境水中のノニルフェノールエトキシレート挙動に係る室内実験
- 38) 環境省：平成 27 年度排水対策検討調査業務報告書_抜粋 ノニルフェノール,ノニルフェノールエトキシレート挙動調査(室内実験)
- 39) 環境省：平成 28 年度排水対策検討調査業務報告書_抜粋 室内実験による NPEO の NP への変換率の検証
- 40) 環境省：すそ切り以下事業者に係る排出量推計の枠組み。
< <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH30/syosai/1.pdf>>
- 41) 環境省：平成 30 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要,2020.<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH30/suikei/suikei_all1.pdf> (最終閲覧日 2021 年 1 月 26 日)
- 42) 経済産業省：工業統計調査 平成 30 確報 地域別統計表,2020.
< <https://www.meti.go.jp/statistics/tyo/kougyo/result-2/h30/kakuho/chiiki/index.html>>
- 43) 財務省：業種分類表.< <https://www.mof.go.jp/pri/reference/ssc/summary/gyosyu.pdf>>
- 44) 愛知県：公共用水域の水質調査結果.< <http://kankyojoho.pref.aichi.jp/Mizu/Koukyou/jouken.aspx>>
- 45) 福島県：水質データ集.< <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/16035c/mizu-data.html>>
- 46) 大阪府：大阪府域河川等水質調査結果報告書, 2020.
< http://www.pref.osaka.lg.jp/kankyohozen/osaka-wan/suisitsu_nenpou.html>
- 47) 国土交通省：水文水質データベース 時刻流量月表検索 枇杷島 < <http://www1.river.go.jp/cgi-bin/SrchWaterData.exe?ID=305081285511090&KIND=6&PAGE=0>>
- 48) 国土交通省：水文水質データベース 時刻流量月表検索 瑞浪 < <http://www1.river.go.jp/cgi-bin/SrchWaterData.exe?ID=305081285511010&KIND=6&PAGE=0>>
- 49) 関東ゴルフ会員権取引業協同組合加盟：いわきプレステージカントリー倶楽部（旧・常磐 C C）< <https://www.mmjp.or.jp/tubaki-golf/fukusima/jyouban.htm>>
- 50) 福島県：避難指示等の経緯< <http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/254764.pdf>>

V おわりに

1 結果のまとめ

本調査研究では、リスクベースの視点からみた化学物質管理のあり方と題して、3つの課題を実施した。以下に、得られた成果をまとめる。

課題1では、PRTR対象物質をとりあげて、化学物質地図の作成を目標として、古典的多変量解析、自己組織化マップ、QSARを組合わせた分類手法を検討するとともに、精度の確認を行い、現行のスクリーニング評価・リスク評価の手順に組み込むことで迅速化をはかる考え方を提示した。

課題2では、マクロな視点で、PRTR対象業種に対して産業連関分析を適用して、PRTR排出量変化の要因分析を行った。2001年から2015年にかけてのデータを解析し、この期間における排出係数の改善改善による排出量削減効果を確認した。さらに、chemical footprint法をPRTR対象業種に適用し、現有のデータを活用することで、第一次近似解ではあるものに、排出削減がもたらす環境的価値を業種ごとの相対的chemical footprintによって可能であることをしめした。

課題3では、NPEをとりあげて、日光川（愛知県）、大久川（福島県）、尻無川（大阪府）を対象として、AIST-SHANELを用いて水生生物への通年曝露解析を実施するとともに、排出源別感度解析を通じて、曝露濃度削減への寄与を定量的に評価するとともに、排出削減にかかる費用を代替物質導入費用で見た場合の費用対効果を推算した。その結果、排出量の大きな業種からの削減を行うことが効果的であることが示された。

2 今後の計画

以下に、今後の課題をまとめた。

- 1) 世界有数のデータ規模を誇る化審法リスク評価の基盤情報活用ならびにその活用を通じて得られる管理原則の体系化にむけた継続的取組。
- 2) ライフサイクル全体をみた評価。現行のリスク評価を補完する方法の整備。廃棄物を含めた化学物質のライフサイクルにおける諸課題と化学物質管理に係る情報活用のありかたの検討。
- 3) 規制と自主管理のベストミックスの具体例の提示。特に実地を対象とした定量的事例解析の蓄積。

VI 調査結果の公表

1 査読付き論文

Hoa Thi Nguyen, Kathleen B. Aviso, Masayuki Fujioka, Lisa Ito and Akihiro Tokai (2021) Decomposition analysis of annual toxicological footprint changes: Application on Japanese industrial sectors, 2001-2015, *Journal of Cleaner Production*, 290, 125681.

Yuki Okazaki, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Characterizing potential risk triggered by road traffic noise in comparison with typical air pollutants NO₂ and PM_{2.5}, *Environment Systems and Decisions*, 2021 Feb 11;1-16. doi: 10.1007/s10669-021-09800-8. Online ahead of print.

Yuki Okazaki, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Health risk of the increased O₃ concentration by regional emission characteristics under the unusual state considering the COVID-19 pandemic, *Atmosphere*. Online ahead of print.

Tomoya Sakunai, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Environmental impact assessment on production and material supply stages of lithium-ion batteries with increasing demands for electric vehicles, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 08 February 2021 published. doi: 10.1007/s10163-020-01166-4

2 国際学会

Tomoya Sakunai, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2020) Sustainability and reducing environmental impacts by recycling rare metals for electric vehicle batteries, Goldschmidt2020 conference, 21 JUN. – 26 JUN, oral, online.

Yuki Okazaki, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2020) Comparison of health risks derived from road traffic noise and air pollution, 2020 SRA Annual Meeting, 13 DEC. 2020 –17 DEC. 2020, poster, online.

Tomoya Sakunai, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2020) Assessment of sustainability and environmental impacts by recycling rare metals for electric vehicle batteries in Japan, 2020 SRA Annual Meeting, 13 DEC. 2020 –17 DEC. 2020, poster, online.

3 基調講演・招待講演など

なし

VII 謝辞

本研究は、経済産業省製造産業局化学物質管理課「令和2年度化学物質安全対策 化管法・化審法に係る化学物質管理高度化事業（リスクベースの視点に基づく化学物質管理のあり方）の受託研究により実施した。