

令和 6 年度化学物質規制対策

「大学・公的研究機関と連携した化学物質管理高度化
推進事業（下水道事業における化石炭素の把握・
定量化と PRTR 制度による連携）」

調査報告書

2025 年 2 月 28 日

国立大学法人 大阪大学

目次構成

1.	本事業の背景と目的	p.3 – 4
2.	下水道区域メッシュを活用した流入量解析モデルの開発	pp.5 – 7
3.	下水処理場での化石炭素（FC）収支解析モデルの開発	pp.8 – 13
4.	全国レベルでの下水道部門からの温室効果ガス（GHG）排出量推計値の更新	pp.14 – 16
5.	本事業のまとめ	p.17
	参考文献	p.18
	調査実施担当者	p.19

1. 本事業の背景と目的

PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) 制度の運用にあたり、実態として PRTR 届出外推計からの下水道移動量は大きく、下水処理場への PRTR 物質 (PRTR 制度下の排出移動量が届出対象となる化学物質) の流入量の実態把握は、サプライチェーン全体における化学物質管理の観点から必要不可欠となる。とりわけ、脱炭素社会の構築に向けて温室効果ガス (GHG) 排出削減策を具体化するにあたり、下水道部門においても、GHG 排出削減に向けた取組みが精力的に進められている。ここで、2019 年の IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) による排出インベントリの改定に関する報告 (IPCC, 2019) においては、下水処理場における化石炭素 (Fossil carbon, FC) に由来する CO₂ 排出量の実態を把握する必要性が強調されている。これまで、下水処理場の水処理プロセス (活性汚泥法) で生物分解され排出される CO₂ ガスは、生物資源起源として GHG にカウントされていない。加えて、下水汚泥は再生可能エネルギー源であるバイオマスとして定義され、汚泥中に含まれる炭素もまた生物由来炭素 (Biogenic carbon, BC) として扱われてきた。しかしながら、FC 由来 CO₂ 排出量を加算して、下水道部門からの GHG 排出量を再推計する必要がある。

国際的な化学物質管理の動向を見据えても、化学物質に由来する FC の把握は脱炭素分野と化学物質管理分野の複合領域として、データ基盤の整備が必要視される。また、日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (NID/NIR) において、下水処理場からの FC 由来 CO₂ 排出量の報告が求められる場合、化学工業部門がその排出量を管理することが求められる。そこで本事業では、下水処理場から排出される FC 由来 CO₂ 排出量の推計手法を開発することを目的とした。その上で、PRTR 物質の排出移動量 (公表値) を活用することで、どの程度、下水処理場からの FC 由来 CO₂ 排出量を推計することができるのかを明らかにする。

本事業において実施する課題の構成を図 1 に示す。

課題 (1) では、FC 原因物質の下水処理場への流入量解析を実施するためのモデル開発を行った。下水道区域メッシュの生成プログラムを開発するとともに、個々のメッシュと下水処理場との紐づけ (どのメッシュからの排水が、どの下水処理場に流入するか) のためのアルゴリズムを作成する。

課題 (2) では、個々の下水処理場における化学物質の分解および挙動を推計し、炭素収支を解析するための物質収支解析モデルを開発した。その上で、洗剤・化粧品等に該当する 5 物質とプラスチック粒子を対象に、全国下水処理場での FC 収支を解析した。

課題 (3) では、下水道部門の GHG 排出量 (全国値) を再推計し、FC 由来 CO₂ 排出量を加算した。

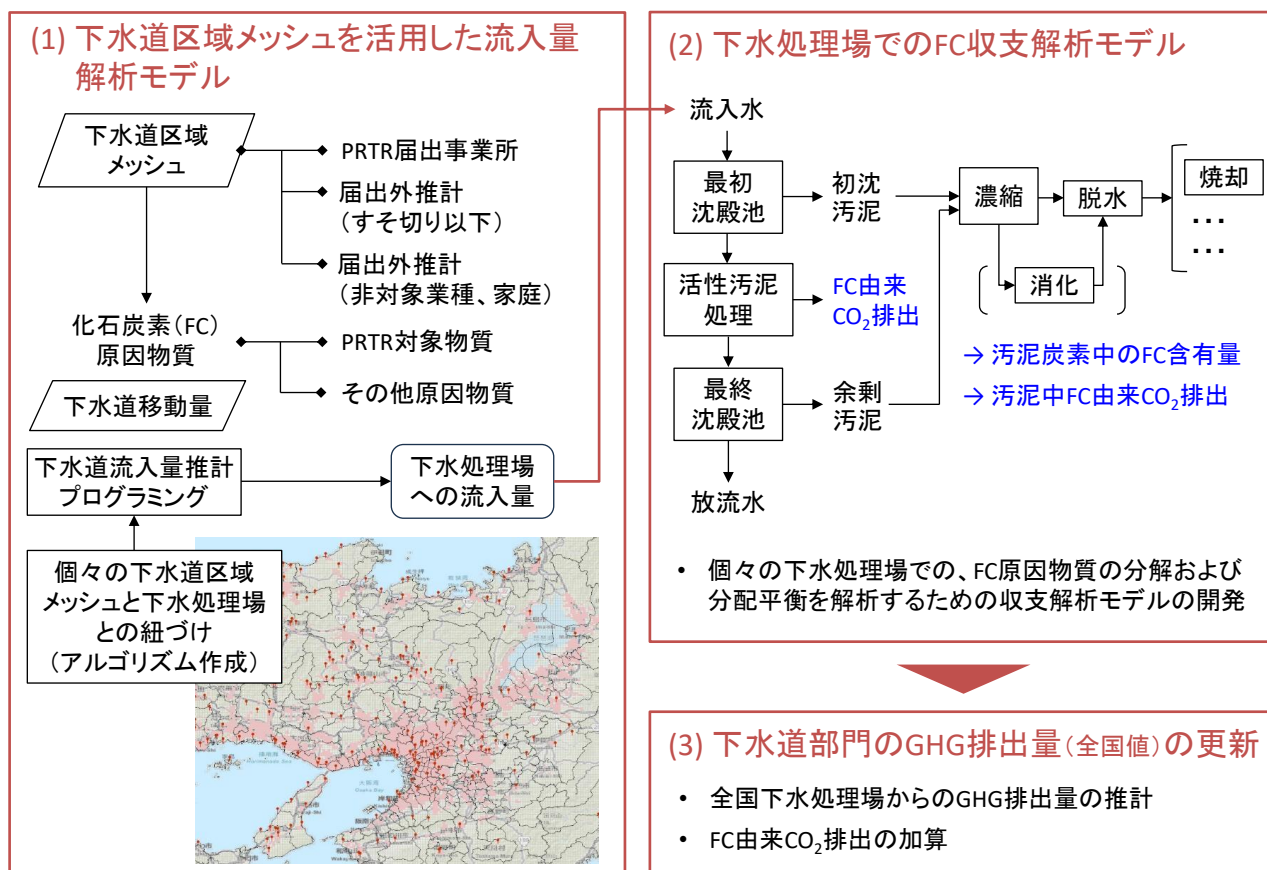


図1 本事業で実施する課題の構成

2. 下水道区域メッシュを活用した流入量解析モデルの開発

2.1 下水道区域メッシュ生成プログラムの開発

産総研－水系暴露解析モデル AIST-SHANEL Ver.3.0 (national institute of Advanced Industrial Science and Technology - Standardized Hydrology-based Assessment tool for chemical Exposure Load) (産業技術総合研究所, 2015) を活用して、下水道区域メッシュの生成プログラムを改良した。AIST-SHANEL は、「排出移動量を排出源に変換する解析」と「河川水濃度解析」から構成される。本研究では前者のプログラムを対象とした。

下水道区域メッシュの生成プログラムを図 2 に示す。データセットとして、下水道統計 (2015 年度実績値) (日本下水道協会, 2018)、国勢調査人口 (2015 年度値) (ESRI ジャパン株式会社)、推計昼間人口 (2015 年度値) (ESRI ジャパン株式会社) を準備した。2015 年度値を活用して、下水道区域メッシュを 3 次メッシュ ($1 \times 1 \text{ km}^2$ 解像度) で生成させた。本研究で実施した、改良点を以下に示す。

- 営業用水を昼間人口に基づき推計した。これまでのプログラムでは、営業用水量は国勢調査人口に基づき推計される生活排水量に 0.3 倍を上乗せする形で計算していたが、改良プログラムでは、昼間人口を用いて営業用水量を推計した。下水道流入水量 (市町村単位での集計値) に基づいて下水道区域メッシュを生成するが、その際、国勢調査人口、昼間人口、その平均値の 3 パターンについて、人口降順でメッシュを割り振れるプログラムを準備した。
- 下水処理場があるにも関わらず、周辺に下水道区域メッシュのないエリアに対する、メッシュ生成プログラムを追加した。都市計画区域外に整備されてきた小規模な特定環境保全公共下水道について、下水処理場周辺の下水道区域メッシュが推計され難い傾向にある。そのため、2 段階の計算アルゴリズムとすることで、この問題を解消した。

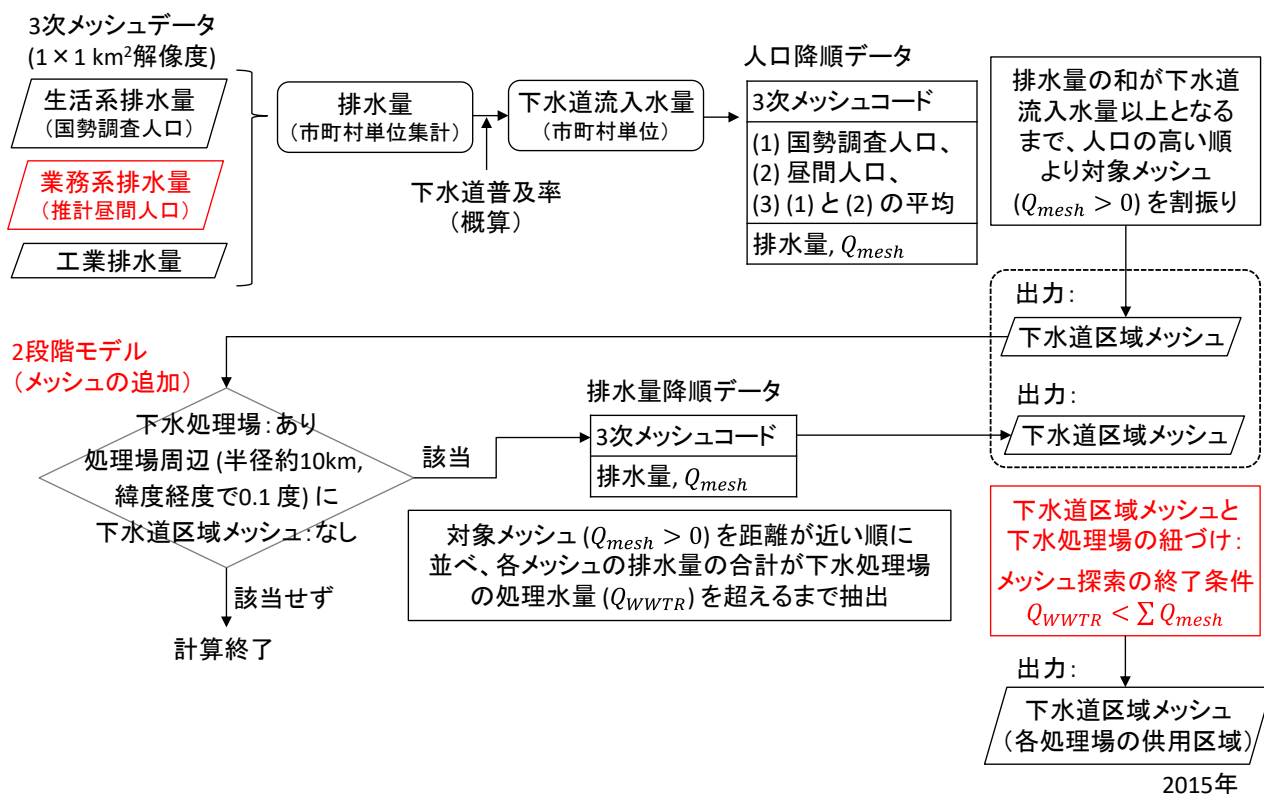


図 2 下水道区域メッシュの生成プログラムの概要

(c) 個々のメッシュと下水処理場との紐づけ（どのメッシュからの排水が、どの下水処理場に流入するか）を行うためのアルゴリズムを作成した。

2.2 下水道区域メッシュの出力結果

下水道区域メッシュの出力結果（大阪府での出力例）を図3に示す。全国スケールで、下水道区域メッシュ（ $1 \times 1 \text{ km}^2$ 解像度）を生成するとともに、個別のメッシュと下水処理場との紐づけを行った。これにより、届出事業所（化学物質管理 PRTR 個別事業所データ、製品評価技術基盤機構（NITE）による公開）の地点データを活用して、下水道移動量を介した届出事業所から下水処理場への化学物質移動量を全国スケールで推計することが可能となる。

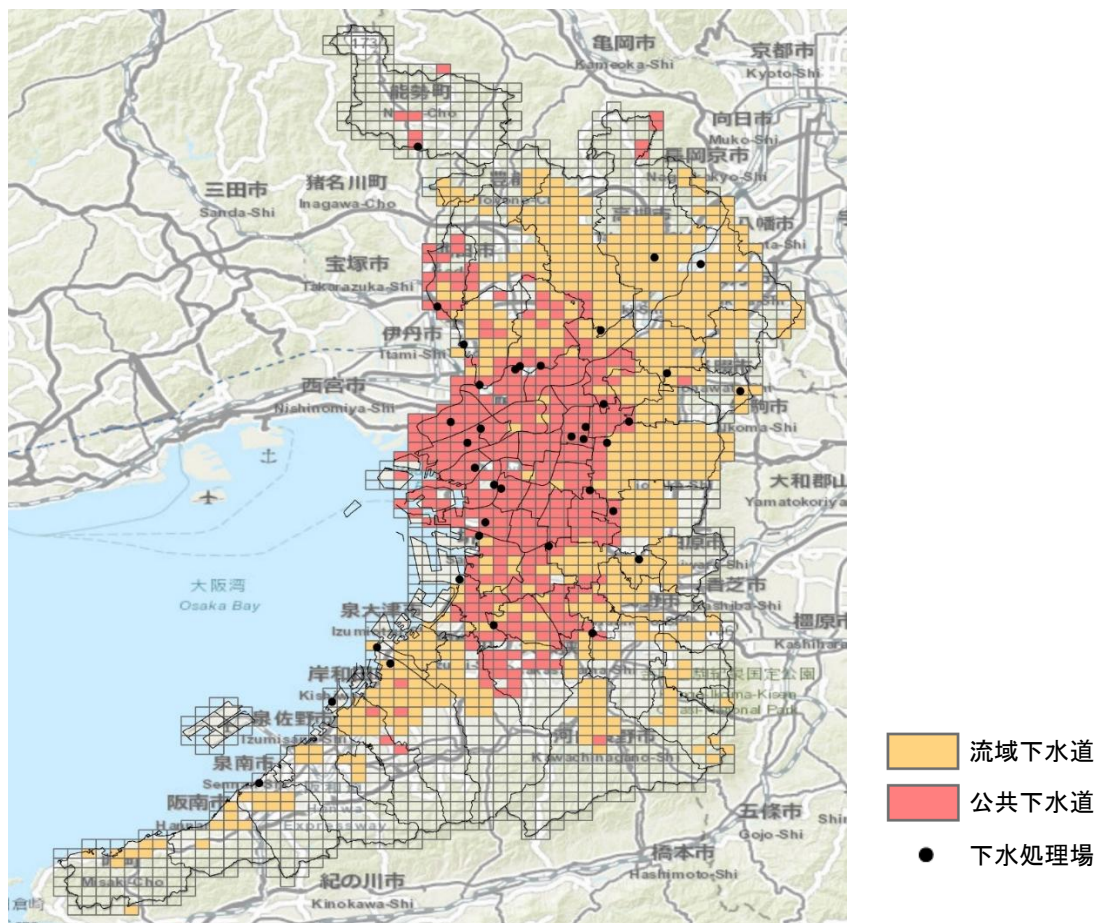


図3 下水道区域メッシュの出力結果（大阪府での出力例）

2.3 下水処理場へのFC原因物質流入量の設定

届出外排出量の推計方法の詳細「21. 下水処理施設に係る排出量」（環境省・経済産業省，2022）を活用して、下水処理場への化学物質別流入量（全国値）を炭素量に換算して試算した（表1）。炭素流入量（ kg-C/year ）で見て、上位5物質で、下水処理場への総炭素流入量（ kg-C/year ）の95%を占める結果となった。よって、本研究では洗剤・化粧品等に該当する、ポリ（オキシエチレン）＝アルキルエーテル：AE、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩：LAS、ポリ（オキシエチレン）＝ドデシルエーテル硫酸エステルナトリウム：AES、ドデシル硫酸ナトリウム：AS、N・N-ジメチルドデシルアミン＝N-オキシド：AOの5物質を対象とした。

表1 下水処理場への化学物質別流入量（2019年度：全国）を用いた炭素流入量の試算

PRTR No.	化学物質名	下水処理施設への流入量 (kg/year)					炭素量換算での流入量		
		届出	すそ切り 以下	非点源 (家庭、 非対象業種)	家庭排水 (その他 の物質)	路面等 からの 雨水	合計	炭素流入量 (kg-C/year)	割合 累積 割合
	合計	872,016	2,660,894	145,484,536	266,313	580,035	149,863,794	90,245,626	
407	ポリ（オキシエチレン）＝アル キルエーテル, AE	99,424	349,211	82,227,631		8,854	82,685,120	53,685,034	59%
30	直鎖アルキルベンゼンスルホン 酸及びその塩, LAS	13,642	100,563	23,475,229		8,545	23,597,979	14,626,846	16%
409	ポリ（オキシエチレン）＝ドデ シルエーテル硫酸エステルナト リウム, AES	16,378	29,996	18,005,185			18,051,559	9,305,427	10%
275	ドデシル硫酸ナトリウム, AS	7,201	43,590	8,276,042			8,326,833	4,157,642	5%
224	N・N－ジメチルドデシルアミ ン＝N－オキシド, AO	2,910	20,849	5,468,053			5,491,812	4,021,902	4%
20	二アミノエタノール	27,399	54,047	7,241,687			7,323,133	2,876,517	3%
410	ポリ（オキシエチレン）＝ノニ ルフェニルエーテル	6,290	425,473	394,188			825,951	562,343	1%
411	ホルムアルデヒド	96,460	473,180				569,640	227,856	0%
389	ヘキサデシルトリメチルアンモ ニウム＝クロリド	75	2,216	243,927			246,218	175,430	0%
355	フタル酸ビス（二－エチルヘキ シル）	3,620	166		114,970	5,296	124,052	91,467	0%
408	ポリ（オキシエチレン）＝オク チルフェニルエーテル	225	27,942	80,971			109,138	73,680	0%
232	N・N－ジメチルホルムアミド	36,268	102,572				138,840	68,375	0%

でハイライトした5物質を対象。

届出外排出量の推計方法の詳細「21. 下水処理施設に係る排出量」（環境省・経済産業省，2022）より作成。

3. 下水処理場での化石炭素（FC）収支解析モデルの開発

3.1 FC 収支解析モデルの概要

本研究では、下水処理プロセスにおける物質収支（BOD、SS、TN）を解析し、下水汚泥（初沈汚泥、余剰汚泥）発生量の算定するためのモデルを日本下水道協会（2019）に基づき準備した。その上で、下水道統計（2019 年度実績値）（日本下水道協会，2021）を用いて、全国下水処理場 2,596 施設（水処理系統での施設分類を含む）での下水汚泥発生量を推計した。

FC 原因物質に対する物質収支解析モデルの概要を図 4 に示す。FC 原因物質の流入量に対して、水処理プロセスでの生物分解（④）に加えて、大気への未分解での分配（②揮発、③空気放散）、下水汚泥への移行（①初沈汚泥、⑤余剰汚泥）を推計できる仕様とした。本研究では、化学物質の物性値（有機炭素-水分配係数、空気-水分配係数など）の違いに加え、水処理プロセスの運転条件の違い（活性汚泥浮遊物質濃度：MLSS 濃度、水理学的滞留時間：HRT、汚泥滞留時間：SRT）が処理場内での化学物質の挙動に及ぼす影響を反映できる分配平衡を定式化した。

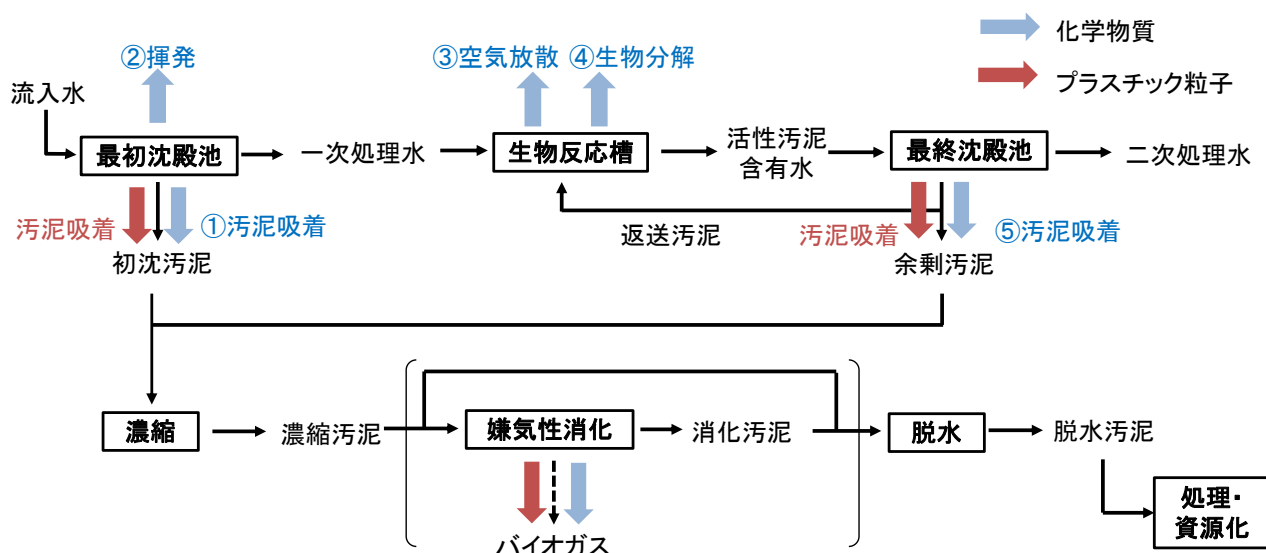


図 4 FC 原因物質に対する物質収支解析モデルの概要

3.2 化学物質の分解および分配平衡の推計式

化学物質の生物分解、および分配平衡のモデル化を図 5 に示す。Cowan et al. (1993), Lee et al. (1998), および Byrns (2001) の算定モデルを参考にして、下水処理場での対象 5 物質（AE, LAS, AES, AS, AO）の物質収支を推計した。

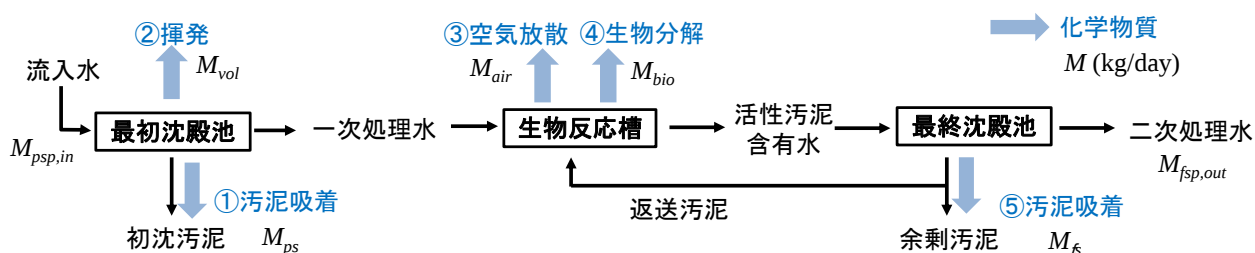


図 5 化学物質の分解および分配平衡モデルの概要

最初沈殿池での化学物質の溶存態割合 (FDW_p) と SS に吸着する懸濁態割合 (FSS) は式(1)~(3)で表される。

$$FDW_p = \frac{1}{1 + K_d SS_{in}} \quad (1)$$

$$FSS = 1 - FDW_p \quad (2)$$

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \times VTS \times 10^{-6} \quad (3)$$

SS_{in} : 流入 SS 濃度 [g/m³]

K_{oc} : 有機炭素水分配係数 [L/kg]

f_{oc} : 汚泥有機物中の炭素含有率, 0.531 [kg-C/kg-VS]

VTS : 有機物率, 0.80 [g-VS/g-DS]

同様に、最終沈殿池での化学物質の溶存態割合 (FDW_f) と MLSS に吸着する懸濁態割合 ($FMLSS$) は式(4)、(5)で表される。

$$FDW_f = \frac{1}{1 + K_d MLSS} \quad (4)$$

$$FMLSS = 1 - FDW_f \quad (5)$$

最初沈殿池での汚泥吸着は、流入 SS 負荷 [kg-DS/day] に対する初沈汚泥発生量 [kg-DS/day] を 50% とし、最初沈殿池での化学物質の汚泥吸着量 (M_{ps}) [kg/day] を式(6)より算定した。

$$M_{ps} = M_{psp,in} \times FSS \times 0.50 \quad (6)$$

最初沈殿池での化学物質の揮発量 (M_{vol}) は式(7)、(8)より算定した。

$$M_{vol} = K_v \times FDW_p \times 24 \times \frac{1}{h} \times t_d \quad (7)$$

$$\frac{1}{K_v} = \frac{1}{K_w} + \frac{1}{K_a K_{aw}} \quad (8)$$

t_d : 滞留時間, 2 [日]

h : 最初沈殿池の水深, 4 [m]

K_w : 水中での物質移動係数, 0.02[m/h]

K_a : 空気中での物質移動係数, 2 [m/h]

K_{aw} : 大気-水分配係数 [-]

生物反応槽での、化学物質の空気放散量 (M_{air}) [kg/day] は式(9)~(11)より算定した。

$$M_{air} = (M_{psp,in} - M_{ps} - M_{vol}) \times K_{air} \quad (9)$$

$$K_{air} = \frac{GH}{QRT} \quad (10)$$

$$H = \frac{pm}{C_{aq}} \quad (11)$$

G : エアレーション量 [m^3/day]
 H : ヘンリー定数 [$\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$]
 R : 気体定数, 8.31 [$\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{K}\cdot\text{mol}$]
 T : 絶対温度, 293 [K]
 p : 蒸気圧 [Pa]
 m : 分子量 [g/mol]
 C_{aq} : 水溶解度 [g/m^3]

生物反応槽での、化学物質の分解量 (M_{bio}) [kg/day] は式(12)、(13)より算定した。

$$M_{bio} = (M_{psp,in} - M_{ps} - M_{vol} - M_{air}) \times K_b \quad (12)$$

$$K_b = \frac{k_1 HRT}{24 \left\{ 1 - \frac{K_d MLSS}{1 + K_d MLSS} \right\}} + k_2 SRT \left\{ \frac{K_d MLSS}{1 + K_d MLSS} \right\} \quad (13)$$

k_1 : 溶存化学物質生分解速度定数, 0.1 [1/ d]

k_2 : 吸着化学物質生分解速度定数, 0.1 [1/ d]

最後に、MLSS に吸着する化学物質が全て余剰汚泥側に移動するとして、余剰汚泥への吸着量 (M_{fs}) [kg/day] を式(14)、放流水に含まれる化学物質質量 ($M_{fps,out}$) [$\text{kg}/\text{日}$] を式(15)より求めた。

$$M_{fs} = (M_{psp,in} - M_{ps} - M_{vol} - M_{air} - M_{bio}) \times FMLSS \quad (14)$$

$$M_{fps,out} = (M_{psp,in} - M_{ps} - M_{vol} - M_{air} - M_{bio}) \times FDW_f \quad (15)$$

ここで、推計に用いた対象化学物質の物性値は表 2 の通りである。

表 2 洗浄剤・化粧品等 5 物質の物性値

	AE	LAS	AES	AS	AO
	$\text{C}_{22}\text{H}_{46}\text{O}_6$	$\text{C}_{18}\text{H}_{29}\text{O}_3\text{SNa}$	$\text{C}_{16}\text{H}_{29}\text{O}_6\text{SNa}$	$\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{NaO}_4\text{S}$	$\text{C}_{14}\text{H}_{31}\text{NO}$
有機炭素水分分配係数, K_{oc} [L/kg]	6,570	2,500	630	940	2,800
蒸気圧, p [Pa]	4.4×10^{-14}	3.05×10^{-13}	2×10^{-13}	2.4×10^{-10}	2.2×10^{-5}
分子量, m [g/mol]	582.8	342.4	372.5	288.4	229.4
水溶解度, C_{aq} [g/m^3]	1,600	250,000	187.3	100,000	190,000

AE, LAS の設定 : 西岡ら (2018)

AES, AS, AO の設定 : EPI Suite v4.11.

生物反応槽の MLSS 濃度 [mg/L]、HRT [hour]、SRT [day]、エアレーション量 [m^3/day] については、下水道統計 (2019 年度実績値) より、全国下水処理場 2,596 の水処理系統での運転条件を用いた。

また、嫌気性消化での FC 挙動については、汚泥中に含有する炭素のうち、メタン発酵反応で FC はバイオガスに分配されにくい傾向が把握されている (Law et al., 2013; Liu et al., 2021)。本研究では、これら既報に基づき消化槽への FC 投入量 [$\text{kg-FC}/\text{day}$] に対して、バイオガスへの分配率を 10%とした。

3.3 プラスチック粒子の流入量および下水汚泥への移行率の設定

下水処理場に流入するプラスチック粒子については、[田中ら（2019）](#)を参考、下水処理場の流入水中濃度を 0.494 mg/L、流入負荷に対する下水汚泥（初沈汚泥、余剰汚泥）への移行率を 99.4%とした。プラスチック粒子の組成比、および合成樹脂ごとの炭素含有率は表 3 の通り設定した。

表 3 プラスチック粒子からの FC 量推計のための設定値

	汚泥に含有する プラスチック粒子 の組成比 [%] ^a	炭素含有率 [%] ^b
PE（ポリエチレン）	27	80
E/A（エチレン/アクリロニトリル）	22	74
CPE（塩素化ポリエチレン）	10	80
PP（ポリプロピレン）	5	80
PS（ポリスチレン）	5	90
PEs（ポリエステル）	2	59
その他合成繊維	29	63

^a [田中ら（2019）](#)

^b [Chrysovitinos et al. \(2024\)](#)

3.4 下水処理場における FC 収支解析結果

各下水処理場への対象 5 物質（AE, LAS, AES, AS, AO）の流入量については、表 1 の非点源（家庭、非対象業種）からの流入量を、各処理場の処理水量で配分して設定した。

全国の各下水処理場での対象 5 物質の処理場内での分解・挙動を解析し、集計した結果を図 6 に示す。

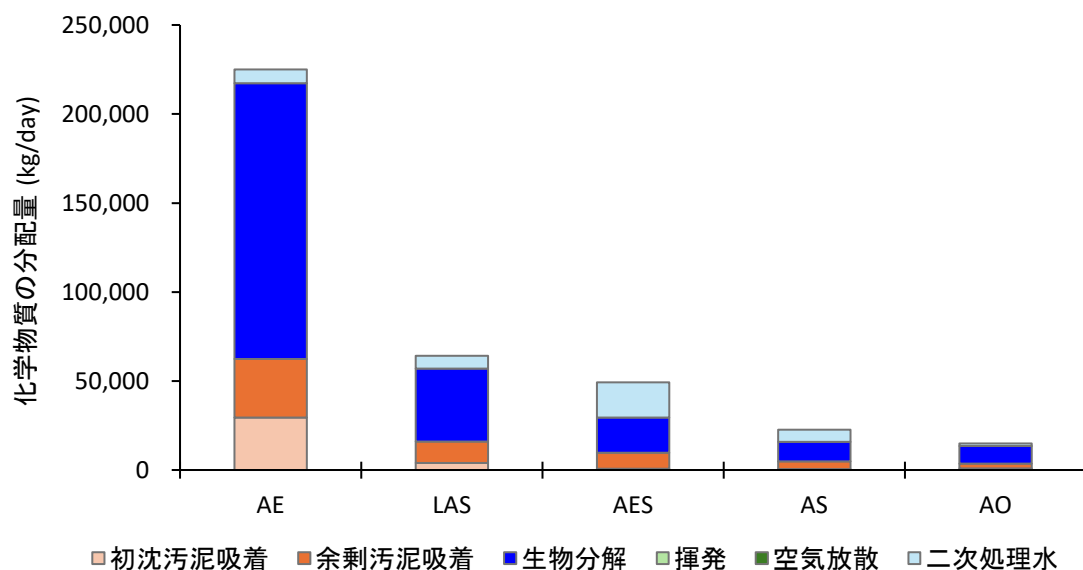


図 6 化学物質の挙動解析結果
(全国下水処理場での分解・挙動解析結果を集計)

主要な FC の流入は、AE と LAS の 2 物質である。AE は流入量に対して、28%が下水汚泥に移行、69%が生物分解される分配となった。同様に、LAS は流入量に対して、25%が下水汚泥に移行、64%が生物分解される分配となった。洗浄剤については、含有する FC が下水汚泥に移行する割合より、生物反応槽で分解される割合が相対的に高い傾向が示された。

次に、化学物質の分解・挙動等に伴う CO₂ 排出量の推計結果を図 7 に示す。生物反応槽での分解に伴い、年間 199 kt-CO₂ が下水処理場で排出され、二次処理水は放流水となり河川中で分解する（32 kt-CO₂ は放流先より排出）。また、これまでバイオマス（含有する炭素は 100%生物炭素）として扱われてきた下水汚泥に、81 kt-CO₂ の FC 由来排出が加算される結果となった。これらは、化学工業部門が排出管理の責任を負う GHG 排出量となる。

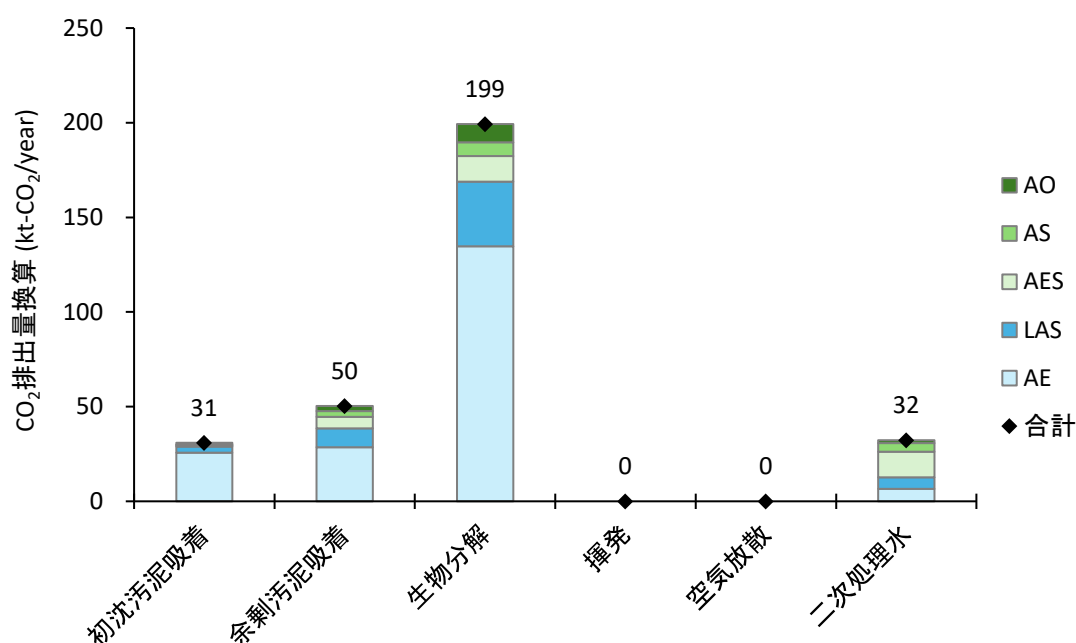


図 7 化学物質の分解・挙動等に伴う CO₂ 排出量の推計結果
(全国下水処理場での分解・挙動解析結果を集計)

ここで、全国の各下水処理場での下水汚泥発生量（炭素量換算値）[kg-TC/day] を対象に、含有する FC 量を推計し、対象 5 物質およびプラスチック粒子の寄与度を求めた結果を図 8 に示す。全国集計値 3.1% [kg-FC/kg-TC] に対して、2.5%が対象化学物質、0.6%がプラスチック粒子であり、これまでバイオマスとして扱われてきた下水汚泥に対して、PRTR 制度での化学物質管理に基づき把握することができる FC 量を明らかにした。

下水汚泥含有炭素量に占める FC 割合（推計値）について、測定値との比較結果を表 4 に示す。今回の解析では、特定の下水処理場に特化した、洗浄剤の排出源（届出事業所）を扱っていないため、推計精度の検証には限界がある。全国、各下水処理場での汚泥炭素中 FC 割合について、1,669 施設が 0~2.5%、629 施設が 2.5~5.0%、188 施設が 5.0~7.5%、51 施設が 7.5~10.0%、59 施設が 10.0%以上となる傾向が得られた。

なお、既存研究 (Chrysovitsinos et al., 2024) では、下水処理場に流入する FC 原因物質のうち最大の流入量がエタノール（有機溶剤用途）と設定されており、対象化学物質の拡張も課題となる。

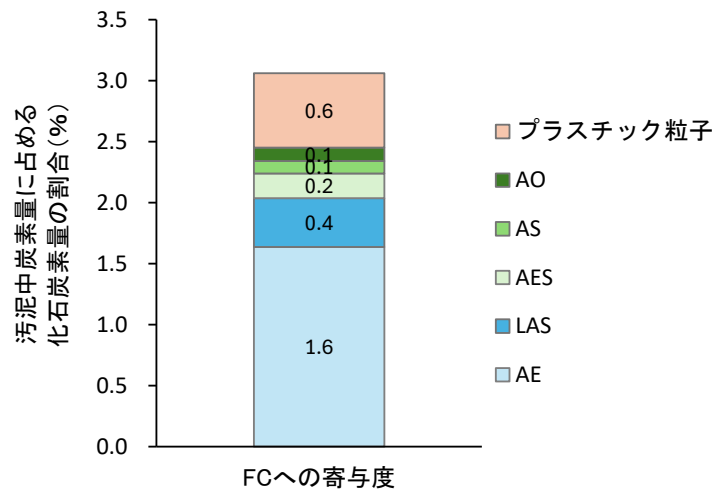


図 8 下水汚泥中に含有する FC 量の推計結果 単位：％＝kg-FC/kg-TC
(全国下水処理場での分解・挙動解析結果を集計)

表 4 下水汚泥含有炭素量に占める FC 割合
(測定値との比較)

下水処理場	Zhong (2024) ^a 測定値	本研究 推計値
下水処理場 A	1.370 ±1.631	3.000
下水処理場 B	7.880 ±2.067	1.652
下水処理場 C	7.836 ±1.287	7.286

^a [Zhong \(2024\)](#)

4. 全国レベルでの下水道部門からの温室効果ガス（GHG）排出量推計値の更新

4.1 下水道部門からの GHG 排出量推計手法

全国スケールでの下水道部門からの GHG 排出量は、下水道統計より得られる活動量に、技術パラメータを考慮して GHG 排出インベントリを乗じることで推計できる。本研究では、既に全国下水処理場からの GHG 排出量推計のために構築したモデル (Wang & Nakakubo, 2022) を活用した。活動量について更新し、下水道統計 (2019 年度実績値) に基づく 2019 年度の GHG 排出量推計とした。ここで、系統電力の CO₂ 排出係数は 0.470 [kg-CO₂/kWh] を使用した (環境省, 2020)。地球温暖化係数は CH₄ : 28 [kg-CO₂eq/kg]、N₂O : 265 [kg-CO₂eq/kg] とした (環境省, 2025)。

GHG 排出推計のバウンダリーを図 9 に、対象とするプロセスに対する推計手法の概要を表 5 に示す。今回、全国下水処理場での GHG 排出量推計の更新にあたり、考慮した点を以下に挙げる。

- ・ 水処理に伴う NO₂ 排出量について、標準活性汚泥法施設で硝化促進・脱窒運転が行われていると判定できた 80 施設を対象に、循環式硝化脱窒法の N₂O 排出係数 (11.7 mg-N₂O/m³) を適用した。
 - ・ 汚泥処理・資源化プロセスについて、バウンダリーにバイオガスの有効利用、固形燃料の有効利用、脱水汚泥のセメント原料化 (キルンでの焼却)、脱水汚泥の直接埋立を追加した。
- さらに、非エネルギー起源 GHG 排出に着目して、以下の 2 件を追加した。
- ・ 処理後排水の自然界分解に伴う N₂O 排出量 (NIR-2017 より排出インベントリが追加)。
 - ・ FC 由来 CO₂ 排出量 (本研究で開発した推計モデルを適用)。

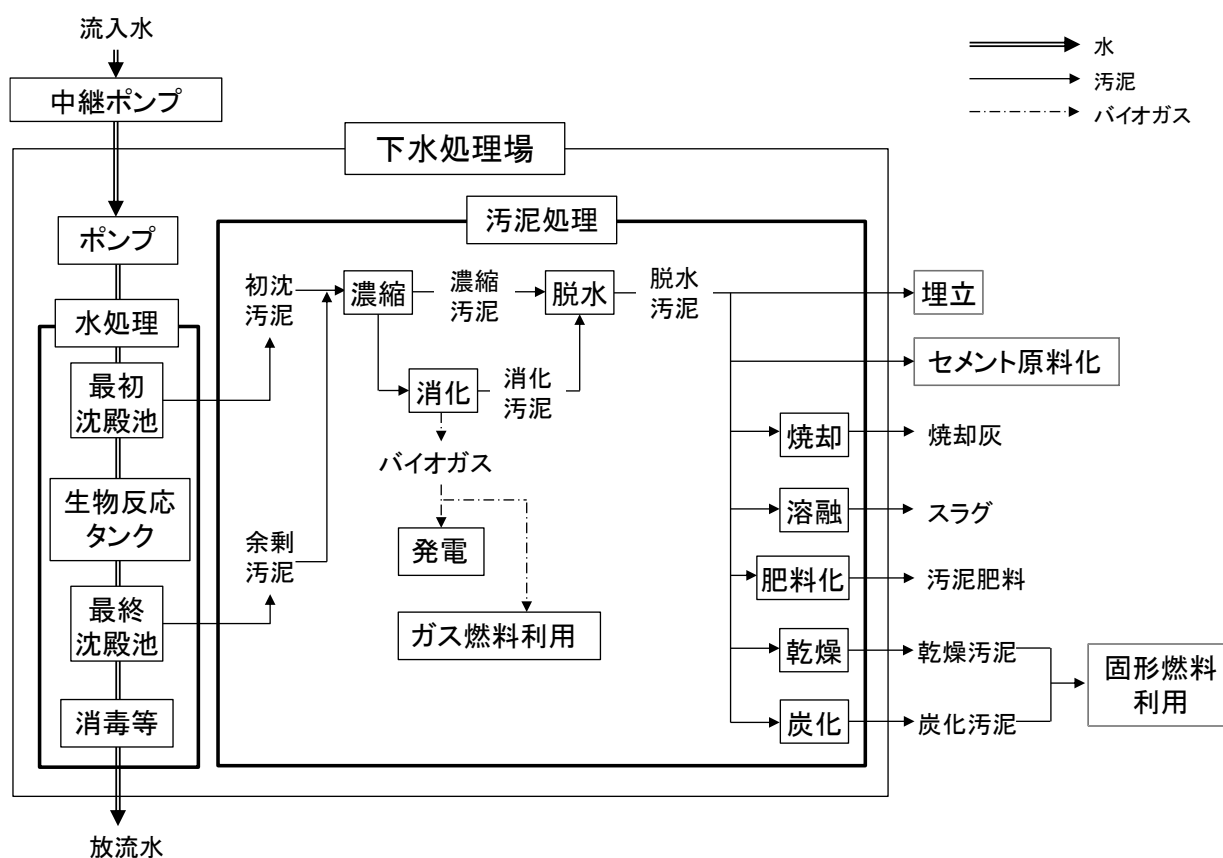


図 9 GHG 排出推計のバウンダリー

表5 GHG 排出量推計の対象とするプロセスと推計手法

プロセス	項目	活用するデータ、モデル
ポンプ場施設	電力消費 CO ₂	下水道統計・実績値
下水処理	電力消費 CO ₂	下水道統計・実績値
	二次処理 CH ₄	下水道統計・処理水量より推計
	二次処理 N ₂ O	下水道統計・処理水量より推計 (硝化促進・脱窒運転を考慮)
	処理後排水の自然界分解 N ₂ O	下水道統計・放流水窒素負荷量より推計
汚泥処理： 濃縮、消化、脱水	電力消費 CO ₂	下水道統計・実績値
	汚泥処理 CH ₄ /N ₂ O	下水道統計・流入水量より推計
脱水汚泥の処理： 焼却、熔融、乾燥（肥料化）、 堆肥化（肥料化）	電力消費 CO ₂	下水道統計・実績値
	燃料消費 CO ₂	下水道統計・実績値
	汚泥焼却 CH ₄	下水道統計・脱水汚泥処理量より推計 (焼却 N ₂ O は焼却温度を考慮)
	汚泥焼却 N ₂ O	
バイオガスの利活用	電力代替 CO ₂	下水道統計・実績値
	燃料代替 CO ₂	下水道統計・実績値
脱水汚泥／焼却灰の埋立	有機物分解 CH ₄ /N ₂ O	下水道統計・汚泥埋立量より推計
脱水汚泥のセメント原料化	燃料消費 CO ₂	解析モデル（中久保，2017）に基づき推計
	汚泥焼却 N ₂ O	
脱水汚泥エネルギー化： 焼却廃熱発電、固形燃料化	燃料代替 CO ₂	下水道統計・実績値 (固形燃料化に伴う石炭代替利用を考慮)
化石炭素の生物分解、燃焼等	FC 由来 CO ₂	本事業で開発した方法論を適用

4.2 下水道部門からの GHG 排出量推計結果

全国下水処理場を対象とした、下水道部門による GHG 排出量の推計結果を図 10 に示す。国土交通省（2023）による下水道分野の GHG 排出量推計（2019 年度実績）は年間 5,300 kt-CO₂eq であり、本研究での推計値は年間 5,996 kt-CO₂eq となった。諸条件の変更もあるが、主たる相違点は非エネルギー起源 GHG 排出の追加であり、処理後排水の自然界分解に伴う N₂O 排出量 371 kt-CO₂eq、FC の生物分解および汚泥含有 FC の排出に伴う CO₂ 排出量 273 kt-CO₂ を、新たな勘定項目として追加している。非エネルギー起源 GHG 排出量 2,577 kt-CO₂eq は総排出量の 43% を占めることが明らかになった。

下水道部門による非エネルギー起源 GHG 排出量に特化した、CH₄、N₂O、FC 由来 CO₂ 排出量の推計値を図 11 に示す。化学物質（対象 5 物質）の生物分解による CO₂ 排出量は年間 199 kt-CO₂ であり、汚泥含有 FC からの CO₂ 排出量は、それぞれ 58 kt-CO₂（化学物質）、15 kt-CO₂（プラスチック粒子）と推計された。FC 由来 CO₂ 排出量については、化学工業部門がその排出管理に対する責任を負う可能性がある。本研究では、排出管理の対象となる、FC 由来 CO₂ 排出量を定量的に明らかにした。

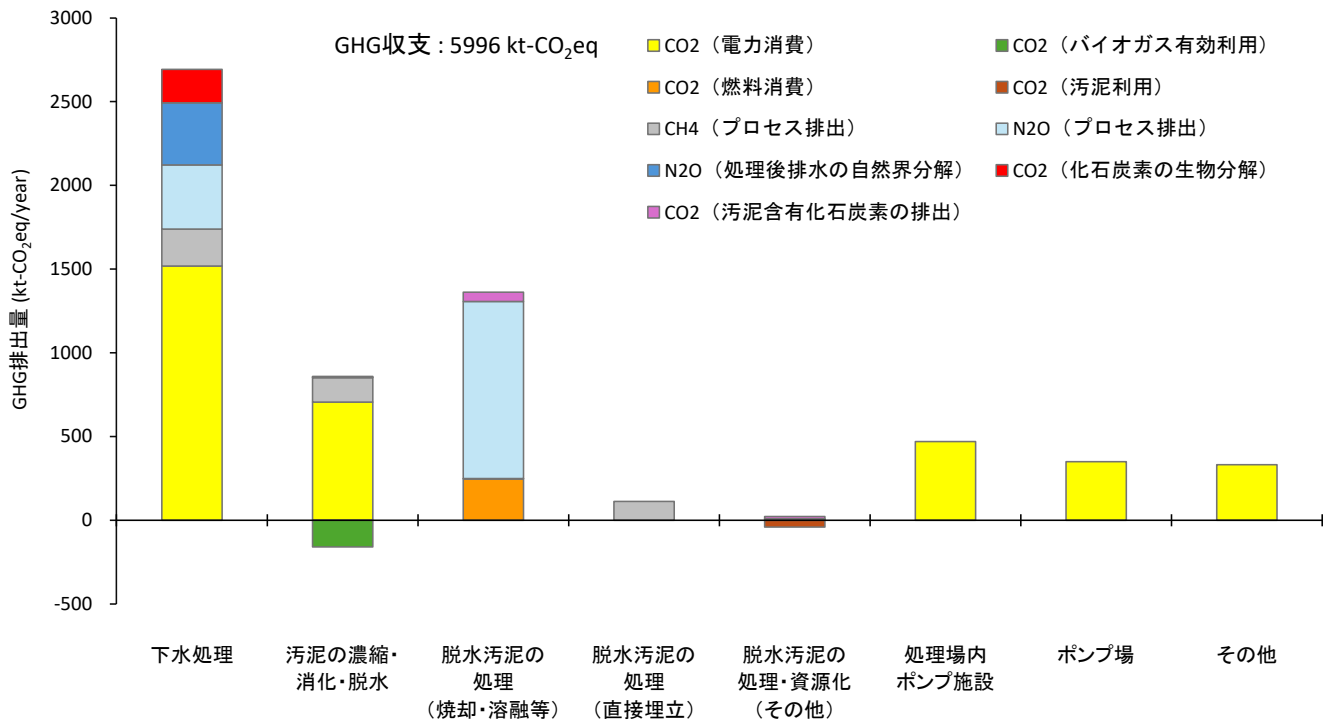


図 10 下水道部門による GHG 排出量の推計結果
(全国下水処理場の排出量を集計)

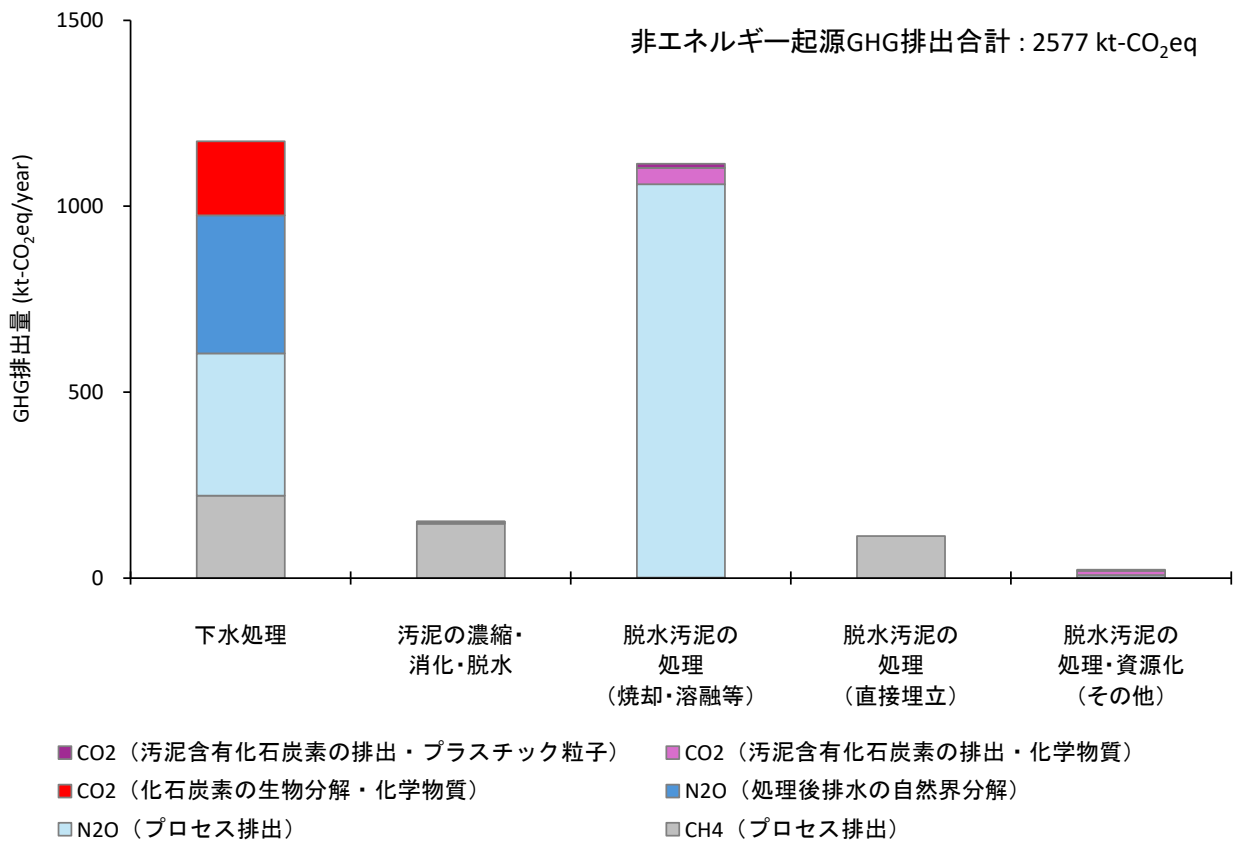


図 11 下水道部門による非エネルギー起源 GHG 排出量の推計結果
(全国下水処理場の排出量を集計)

5. 本事業のまとめ

本事業では、現行の PRTR 制度下での化学物質の下水道移動量データを活用して、下水処理場より発生する FC 由来 CO₂ 排出量の推計と実態把握を試みた。得られた結果を以下に示す。

- ・ PRTR 物質のうち、洗浄剤・化粧品等に該当する 5 物質 (AE, LAS, AES, AS, AO)、届出外・非点源 (家庭、非対象業種) からの下水処理場への流入量を対象として、FC 由来 CO₂ 排出量を推計した (対象年次は 2019 年度)。その結果、化学物質 (対象 5 物質) の生物分解による CO₂ 排出量は 199 [kt-CO₂/year]、汚泥含有 FC からの CO₂ 排出量は、それぞれ 58 [kt-CO₂/year] (化学物質)、15 [kt-CO₂/year] (プラスチック粒子) と推計され、年間排出量の総計は 273 kt-CO₂ となった。化学工業部門がその排出管理に対する責任を負う可能性がある。
- ・ FC 原因物質の流入量が多い下水処理場の特定に向けては、有機溶剤等を候補に、PRTR 届出事業所 (点源) を排出源とした下水道流入量の解析が求められる。同解析を実施するため、下水道区域メッシュ生成プログラムの改良を行った。全国スケールで下水処理場と紐づけた下水道区域メッシュに関するデータ基盤を整備した。

今後の課題として、以下の項目が挙げられる。

- ・ PRTR 制度下で公表される、515 物質での FC 原因物質の検討。
- ・ 個々の下水処理場に対する、FC 原因物質の流入量が多い下水処理場の特定による、地域特性の把握。
- ・ 汚泥中炭素に占める FC 含有率が高い下水処理場での、GHG 排出削減に向けた汚泥資源化施策の検討。

参考文献

環境省（2020）電気事業者別排出係数一覧（2019 年度実績）。

<https://policies.env.go.jp/ghg-santeikohyo/calc.html>

環境省（2025）温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル, Ver5.0.

<https://policies.env.go.jp/ghg-santeikohyo/manual/index.html#SEC1>

環境省・経済産業省（2022）令和 2 年度届出外排出量の推計方法の詳細「21. 下水処理施設に係る排出量」。

<https://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiR02/syosai.html>

国土交通省（2023）下水道分野の温室効果ガス排出量と電力消費量

国土交通省 HP ホーム > 政策・仕事 > 水管理・国土保全 > 上下水道 > [脱炭素化／資源・エネルギー利用](#)

産業技術総合研究所（2015）産総研－水系暴露解析モデル AIST-SHANEL Ver.3.0.

<https://riss.aist.go.jp/shanel/>

日本下水道協会（2018）下水道統計，第 72 号，平成 27 年度版（2015 年度統計値）。

日本下水道協会（2019）下水道施設計画・設計指針と解説-2019 年度版。

日本下水道協会（2021）下水道統計，第 76 号，令和元年度版（2019 年度統計値）。

田中周平ら（2019）下水処理工程におけるマイクロプラスチックの挙動と琵琶湖への負荷量の推定，土木学会論文集 G（環境）75(7), III_35-III_40.

中久保豊彦（2017）脱水汚泥の直接セメント原料化（キルン投入方式）を対象としたエネルギー収支解析，土木学会論文集 G（環境）73(6), II_233-II_244.

西岡亨ら（2018）複数の界面活性剤の掃流係数キャリブレーションによる産総研-水系暴露解析モデル（AIST-SHANEL）の推定精度向上，水環境学会誌 41(5), 129-139.

Byrns, G., 2001. The fate of xenobiotic organic compounds in wastewater treatment plants, Water Research 35(10), 2523-2533.

Chrysositsinos, E.R. et al., 2024. Estimating fossil carbon contributions from chemicals and microplastics in Sweden's urban wastewater systems: A model-based approach, Heliyon 10(18), e37665.

Cowan, C.E. et al., 1993. An improved model for predicting the fate of consumer product chemicals in wastewater treatment plants, Water Research 27(4), 561-573.

[IPCC] International Panel on Climate Change, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>

Law, Y. et al., 2013. Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants, Water Research 47, 5270-5281.

Lee, K.C. et al., 1998. Advanced steady-state model for the fate of hydrophobic and volatile compounds in activated sludge, Water Environment Research 70(6), 1118-1131.

Liu, C. et al., 2021. Behaviors of fossil and biogenic carbon in sewage sludge treatment processes and their impacts on greenhouse gas emission, Chemical Engineering Transactions 83, 97-102.

US Environmental Protection Agency: EPI Suite - Estimation Program Interface v4.11.

Wang, K. & Nakakubo, T., (2022) Design of a sewage sludge energy conversion technology introduction scenario for large city sewage treatment plants in Japan: Focusing on zero fuel consumption, Journal of Cleaner Production 379(2), 134794.

Zhong, Y., 2024. Impact of fossil carbon in wastewater and sludge on greenhouse gas emission. 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻修士論文.

調査実施担当者

中久保 豊彦 Nakakubo, Toyohiko

准教授 博士（工学）

大阪大学 大学院工学研究科 環境エネルギー工学専攻 環境工学コース

環境マネジメント学領域