

「廃棄物の適正処理・水処理に係る調査研究助成制度」
研究成果発表会
要旨集

令和2年7月

大阪湾広域臨海環境整備センター

目次

	ページ
1. 調整池設置型硝化/アナモックスシステムによる海面埋立管理型処分場浸出水の窒素低減技術の開発(その2).....1 地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所 環境研究部 自然環境グループ 主任研究員 相子 伸之	1
2. 焼却残渣資源化のための焼却主灰と飛灰の区画埋立管理方法の提案(その3).....5 北海道大学大学院工学研究院 循環共生システム研究室 助教 佐藤 昌宏	5
3. 陸上残土に含まれる重金属類の長期溶出性に関する科学的知見の提供:残土に含まれる二酸化チタンの重要性評価(その2).....9 山口大学大学院 創成科学研究科 准教授 鈴木 祐麻	9
4. 廃棄物埋立処分場の排水処理プロセスにおけるMicroplasticsの低減効果と周辺環境への影響調査(その2).....13 京都大学大学院地球環境学堂 准教授 田中 周平	13
5. 浸出水中窒素除去への嫌気性アンモニア酸化(ANAMMOX)反応の適用と温室効果ガスの排出抑制(その3).....17 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 准教授 西村 文武	17
6. 生ごみと浄化槽汚泥の地域内循環による資源・エネルギー回収手法の開発.....21 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 講師 日高 平	21
7. 高反応性消石灰に起因する焼却飛灰からの有機物汚濁負荷に関する研究(その3).....25 大阪市立大学大学院工学研究科 准教授 水谷 聡	25

調整池設置型硝化/アナモックスシステムによる 海面埋立管理型処分場浸出水の窒素低減技術の開発（その2）

○相子 伸之（地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所）

山際 秀誠・赤木 知裕（和歌山県工業技術センター）

諏訪 裕一・川面 佑登（中央大学理工学部生命科学科）

平 大輔（崇城大学生物生命学部）

1. 調査研究目的

海面埋立管理型処分場の浸出水には数十から数百 mg/L の高濃度で含まれており埋立が終了した後も水質を管理しなければならない。浸出水に含まれる窒素の大部分はアンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）である。窒素処理には、概ね従来からの硝化/脱窒プロセスが適用される。一方で、著者らのこれまでの研究では、泉大津沖処分場の調整池では滞留期間中に窒素濃度を低下していることが明らかになった。また、この窒素濃度の低下には、アナモックス菌（anammox : anaerobic ammonium oxidation : 嫌氣的アンモニア酸化）の関与が示唆された。さらに、窒素処理施設へ送る浸出水量を調整する調整池の池水からアンモニア酸化菌とアナモックス菌を集積し、これらの細菌を含む汚泥を用いて同一の担体上でアンモニア酸化（好気条件）からアナモックス（嫌気条件）までを反応させ、窒素除去がおこなえることを明らかにした。アナモックスは、嫌気条件下において $\text{NH}_4\text{-N}$ を電子供与体、亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）を電子受容体として N_2 に還元する独立栄養的脱窒反応であり、従属栄養的な脱窒プロセスと異なり電子供与体として有機炭素を必要としない。さらに、窒素除去能力が高く、余剰汚泥が少ないなどのメリットがあるため、効率的かつ経済的な脱窒プロセスとして期待が高まっている。

本研究では、海面埋立処分場に建設される管理型処分場において、土着の細菌を利用して浸出水の窒素濃度を低減する、安価で実用的な装置を開発する。ここで提案する浄化システムは、調整池設置型で、パイル担体とエアレーターを調整池に浮かべる構成のため大規模な施設整備を必要としない。このシステムでは、パイル担体の外部の好気層にはアンモニア酸化菌、内部の嫌気層にはアナモックス菌を含む土着菌の汚泥が集積され、好気性/嫌気性のどちらの細菌も利用して窒素を効率的に処理できる。このシステム開発の実用性検証のため、調整池に数地点パイル担体ユニットを設置し、汚泥を定着させその活性を測定する。一方で、調整池から採取した汚泥を実験室で馴養し、汚泥中に共生する細菌叢を明らかにするとともに汚泥の窒素除去能力および活性に関するデータをもとにして、処分場の規模や浸出水量に合わせて、設置する装置の規模や量、設置コストなどの試算を行う。

【連絡先】 相子伸之 地方独立行政法人 大阪府立環境農林水産総合研究所 環境研究部
住所：〒572-0088 大阪府寝屋川市木屋元町 10-4 TEL：072-833-2770 FAX：072-831-0229 E-mail：aiko@mbox.kannousuiken-osaka.or.jp
キーワード：浸出水、調整池設置型浄化システム、アナモックス、脱窒 アンモニア酸化、

2. 調査研究方法

(1) 調整池設置型パイル担体による汚泥の集積

図1の地点A、あるいは地点Cの水深3 mあるいは5 mに表1で示す期間パイル担体を設置した。回収した汚泥は、乾燥重量、強熱減量を測定した。また、次世代シーケンサーを用いた網羅的な菌叢解析に供した。さらに地点Cに設置したパイル担体を装着したリアクターを構築し、海水性の合成浸出水で処理試験を行った。なお、パイル担体は、2018年7月30日から2018年10月19日（表1、期間②）まで設置し、試料として汚泥を採取した後の担体を使用した。

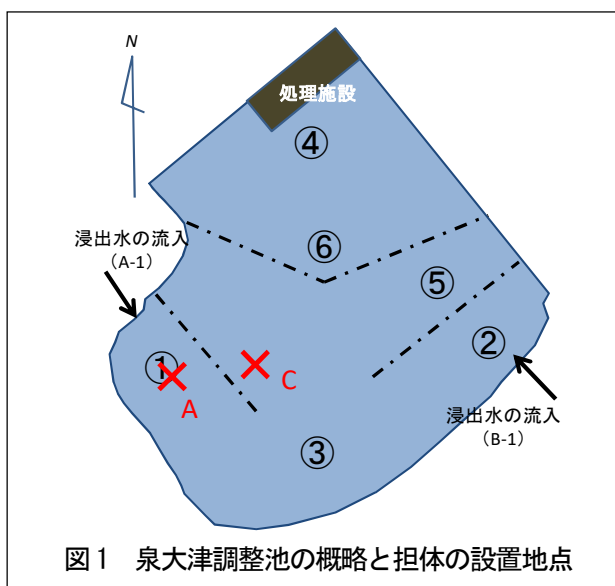


図1 泉大津調整池の概略と担体の設置地点

(2) 塩水系合成浸出水による馴養

内寸が、幅14 cm、奥行き10.5 cm、深さ50 cmの透明塩化ビニール製塩ビ角型容器に、容量が5.4 Lとなるように底面から37 cmの流出口をつくり、この流出口に塩化ビニール管を付属した。

この容器には、流入側と流出側の両方に幅3 cmとなるように、厚さ0.5 cmの仕切り板を設置した。この仕切り板の下方を7.5 cm角で切り抜き、上方は水面より4.5 cm低くした。この2枚の仕切り板のうち、流入側には内側のみに、流出側には内側と外側に、上記の調整池から回収したパイル担体を設置した。

このリアクターに、塩水系合成浸出水を2 mL/分の速さ、すなわち、HRT=48hで連続的に流入した。リアクターには攪拌機（IKA社製RW20 degital）を設置し、シャフトは2枚の仕切り板の間に配置し、攪拌の上行流で水を循環した。シャフトには直径7.1 cmの羽

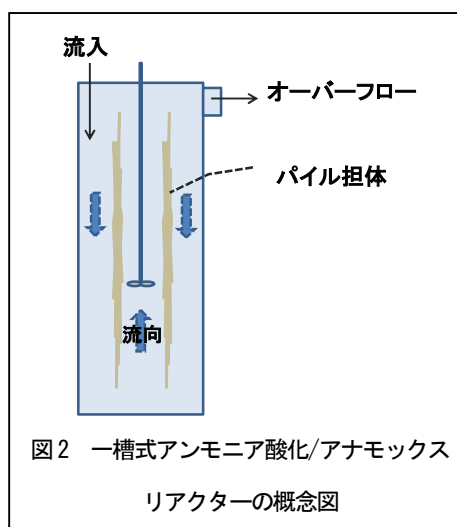


図2 一槽式アンモニア酸化/アナモックスリアクターの概念図

を取り付け800 rpmで攪拌した。水温は、ヒーターにより25℃に調整した。さらに、処理開始252日目以降には0.5L/分の速度でエアレーションを行った。

(3) ユニットに付着した汚泥とそれを馴養した汚泥の付着量と菌叢の網羅的解析

各試料について、ISOIL キットによってゲノム DNA を抽出し、これらのゲノム DNA を鋳型として PCR を行った。対象とした全試料で明瞭な PCR 増幅が認められ、これを MiSeq で解読した。MiSeq で解読された塩基配列を Mothur パイプラインによって解析した。Mothur の各種プログラムは初期条件設定で使用した。キメラ配列の除去には UCHIME を用いた。

3. 結果および考察

(1) 調整池設置型パイル担体による汚泥の集積

採取した付着汚泥の乾燥重量と強熱減量を表 1 に示す。採取された乾重量と強熱減量が最も多かったのは、期間①に地点 A で集積した汚泥であった。また、期間②の地点 A で集積した汚泥では、期間①に比べて 5 分の 1～7 分の 1 程度の低い値であった。期間②には散気を停止したため循環による池水の接触が少なく、汚泥の量が増えなかったと考えられた。また、地点 C では、期間②、期間③、および期間④と汚泥を集積したが、期間②から期間③へ長期間設置した担体の汚泥の付着量が増えたのに対し、期間④では前述の 2 つの期間に比べて低く、設置する期間だけでは汚泥量に説明がつかなかった。

(2) リアクターによる窒素処理

100mg/L の $\text{NH}_4\text{-N}$ を HRT=48 (hr) で流入したところ、処理開始直後は大きく変動するものの処理開始直後から流入水に比べて低い値を示した (図 3)。エアレーションを開始した 252 日目以降も処理水の TDN 濃度は変動したが、420 日以降の処理水の TDN 濃度は 20mg/L 以下で安定的に推移した。このことから、採取した汚泥にはもともと、アンモニア酸化活性、および脱窒あるいはアナモックス活性を有しており、条件を整えばその活性を発揮することが示唆された。また、このリアクターでは、エアレーションを行わなかった期間は $\text{NH}_4\text{-N}$ が、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が残留した。

(3) ユニットに付着した汚泥とそれを馴養した汚泥の菌叢解析

このリアクターの汚泥中の Nitrosomonadaceae 科は調整池に設置したパイル担体ユニットの汚泥より高く、馴養によりアンモニア酸化が高まる傾向があることが示唆された。従属栄養性の脱窒菌

表 1 付着汚泥の乾重量と強熱減量

期間		①			②						③			④		
設置		2017年9月22日			2018年7月30日						2018年7月30日			2019年1月8日		
回収		2017年12月1日			2018年10月19日						2019年1月8日			2019年8月9日		
期間		70 日			81 日						162 日			213 日		
地点		A			A			C			C			C		
深度 (m)	乾重量	強熱減量	割合	乾重量	強熱減量	割合	乾重量	強熱減量	割合	乾重量	強熱減量	割合	乾重量	強熱減量	割合	
	(g/m ²)		(%)	(g/m ²)		(%)	(g/m ²)		(%)	(g/m ²)		(%)	(g/m ²)		(%)	
3	1,120	230	21	210	30	14	270	70	26	570	120	21	115	56	49	
5	750	160	21	110	20	18	240	50	21	360	50	14	165	76	46	

群を多数含む科でる Rhodobacteraceae 科、Flavobacteriaceae 科、Sphingomonadaceae 科の細菌は、馴養前から 81 日間馴養しても、ほとんど増えなかった。一方で、アナモックス菌については、海洋性の *Candidatus Scalindua* 属と近縁の Brocadiales_unclassified として 35 日、50 日、および 81 日間馴養した汚泥では、それぞれ 0.56%、0.95%、および 1.98% と馴養期間の経過に伴い割合が増加した。また、2 年馴養した汚泥では 0.53%、3 年間馴養した汚泥では 1.41% と培養初期に比べて割合は増加しなかった。2 年後、3 年後のリアクターでも十分な窒素処理が行われており、低負荷であれば、汚泥のアナモックス菌密度が 1 % 程度でも十分に窒素処理ができることが示唆された。

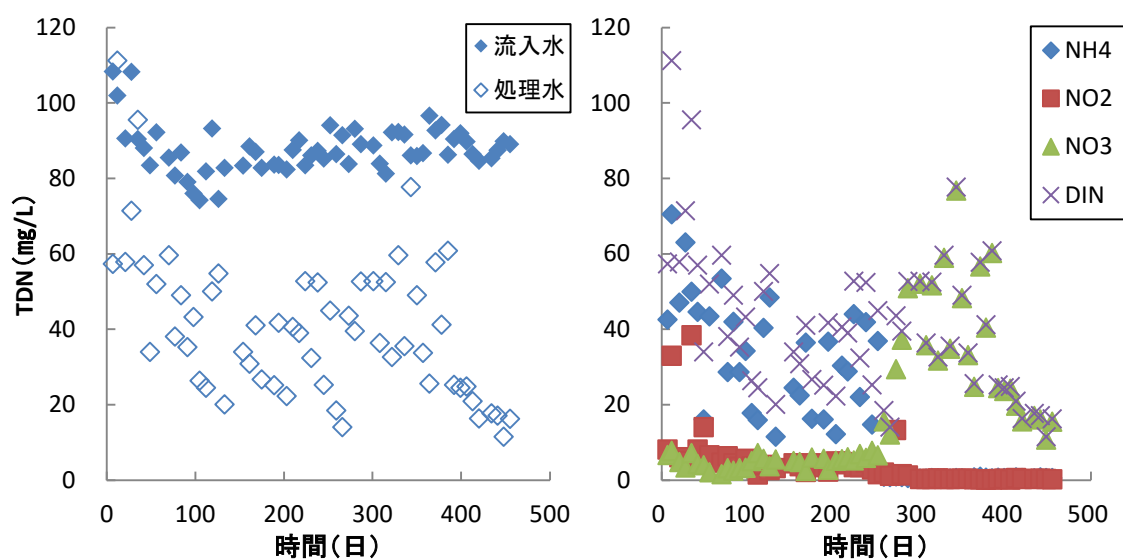


図3 流入水および処理水の TDN 濃度の変化と処理水の各態窒素

表2 科レベルでの細菌の存在割合（各試料における全配列に対する割合（%））

taxon	馴養前	35 日後	50 日後	81 日後	2 年後	3 年後
Nitrosomonadaceae	1.39	5.46	8.65	6.66	8.64	20.11
Rhodobacteraceae	1.91	1.09	1.24	1.15	4.51	2.48
Flavobacteriaceae	0.32	1.50	1.63	1.05	1.88	1.95
Sphingomonadaceae	1.93	0.27	0.20	0.27	1.05	0.64
Nitrospiraceae	0.01	0.03	0.04	0.02	0.09	2.79
Brocadiales_unclassified	0.00	0.56	0.95	1.98	0.53	1.41
<i>Candidatus_Brocadia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Candidatus_Scalindua</i>	0.00	0.01	0.02	0.04	0.02	0.03
<i>Candidatus_Kuenenia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01

○佐藤昌宏、三木茜、泉澤由弥、石井一英（北海道大学大学院）

1. はじめに

焼却残渣の有効利用は資源循環の観点から重要であるものの、採算性や需要の問題¹⁾により、その事例は限られている。一方、最終処分場は、新規建設が未だ困難であり、また余剰キレート剤の溶出等による浸出水処理阻害の問題²⁾を抱えており、より一層の処分量の削減や水処理負荷の低減が求められている。従って、最終処分場に、焼却残渣を資源化するための前処理・保管施設としての機能を持たせることができれば、処理システム全体での採算性の向上、掘出しによる処分場の大幅な延命化が期待でき、これらの問題解決につながると考えられる。そこで、本研究では、最終処分場において主灰と飛灰を区画に分け、セメント原料利用を想定し塩化物除去するための主灰の管理方法を検討する。一方、焼却飛灰については、キレート処理に代わる前処理方法及び埋立管理方法を検討する。本年度は、焼却主灰の Cl 溶出特性および埋立条件の塩化物残存量への影響を明らかにすること、焼却飛灰の炭酸中和処理条件の最適化を行うため、灰中和の量的指標性としてアルカリ性物質量を検討し、処理時間に与える処理条件の影響を明らかにすること、焼却残渣の埋立管理方法の提案を行うことを目的とした。

2. 研究方法

2.1 焼却主灰の単独埋立における塩化物溶出挙動に関する数値計算

埋立層を j 個のセルに分割し 1 次元飽和流れにおける固相の濃度式を(1)と液相の濃度式を(2)とした。

$$\frac{d}{dt} \sum_{i=1}^l w_i Q_{i,j} = 1000 \sum_{i=1}^l k_i w_i A_{spi} \left(C_j - \frac{Q_{i,j}}{f_i} \right) \dots (1) \quad \frac{dC_j}{dt} = \frac{1}{\varepsilon} \left\{ v_w (C_{j-1} - C_j) \frac{1}{dz} - \rho \frac{d}{dt} \sum_{i=1}^l w_i Q_{i,j} \right\} \dots (2)$$

ここで、 V : ワンセルの容積 (m^3)、 dz : セルの厚さ (m)、 ε : 空隙率 ($\text{m}^3\text{-void}/\text{m}^3$)、 ρ : 主灰充填かさ密度 (kg/m^3)、 $Q_{i,j}$: セル j における粒度 i の Cl 含有量 (g/m^3)、 A_{spi} : 粒度 i の比表面積 (m^2/g)、 w_i : 粒度 i の重量比率 (-)、 C_j : セル j における Cl 濃度 (g/L)、 k_i : 粒度 i の物質移動係数 (m/d)、 f : 単位換算定数 (L/g)、 v_w : 埋立層内の飽和流れ流速 (m/d)、(1)式の 1000 は L から m^3 への単位換算である。

廃棄物層の飽和流れ速度を 4.32 mm/d (年間降雨量 1,577 mm に相当) とし、埋立深さ、充填かさ密度を設定し、差分法により式(1)、式(2)について数値解析を行った。ただし、式(1)において、固相と液相の塩化物濃度差が正になるときは、収着せず、溶出量はゼロとした。また、粒度 4.75 mm 以上については塩化物含有量及び溶出量はゼロと仮定した。さらに、焼却主灰の液固比 30 での溶出試験前後の灰の重量比は 8 割～9 割であったため、易溶性物質が溶出することによる灰質量の変化による、重量比率やかさ密度の時間変化は考慮しなかった。本研究で対象としているのは、易溶性の塩化物である。

【連絡先】 佐藤昌宏 〒060-8628 札幌市北区北 13 条西 8 北海道大学大学院工学研究院

TEL: 011-706-7284、E-mail: satomasahiro@eng.hokudai.ac.jp

【キーワード】 焼却主灰、塩化物溶出挙動、焼却飛灰、炭酸中和、最終処分場

2.2 アルカリ性物質量を指標とした焼却飛灰の炭酸中和処理の検討

アルカリ性物質量（以下、AS 量）は、試料に硝酸を滴定し（液固比＝9～11）、pH=8 となる灰当りの硝酸消費量[mmol/g-ash]として定義した。試料 5 g に蒸留水 45 ml を混合しスターラを用いて 30 分攪拌し、pH の変動が 1 以下になるまで 5M 硝酸の滴定を繰り返し pH=8 となる滴定量を求めた。滴定後の液固比は 11 以下であった。3 つの都市ごみ焼却施設（全連続式ストーカ炉）で排ガスを消石灰で処理しバグフィルタで除去された飛灰を採取した（以下、飛灰 A,B,C）。飛灰試料をガラス容器に入れ、所定の液固比になるよう蒸留水を投入しなじませたのちに、市販のエアストーンを用いて炭酸ガス（100%）をバブリングした。スターラで十分強く攪拌を行いながら、エアストーン全体が液につかるよう溶液上面につけた。所定の処理時間終了後、吸引ろ過により固液分離・乾燥を行い、回収灰重量、ろ液の pH と無機塩類・重金属濃度を測定した。乾燥後試料を粉碎し、5 g を AS 量の測定に、10 g を溶出試験（L/S=10, 6 時間 200rpm 振とう）（以下、溶出試験）に用いて溶出液の pH と無機塩類・重金属濃度を測定した。異なる処理条件（液固比、ガス流量、処理時間）で実験を行った。

3. 結果と考察

3.1 焼却主灰埋立層の塩化物残存量の分布

図 1 に粒度（Q2～Q6）別に埋立深さ方向の塩化物残存量を示す。どの粒度においても深いほど塩化物残存量は高くなった。表層からの浸透水により、保有水中の濃度が低下し、表層部分では溶出が進行するのに対し、深部では保有水中の塩化物濃度が維持されるため、溶出が抑制されると考えられる。粒度別に比較すると、粒度が大きい（Q2）ほど塩化物残存量が高く、特に Q2 では、埋立深さが 0.6m 程度以上では、残存率が 50%を超えた。前報におけるバッチ浸漬溶出試験においては、粒度が小さく含有量の高い灰ほど、残存率は高くなる傾向にあり、灰に接触する溶液の塩化物濃度が高く維持されることで溶出が抑制されていると考えられた。そのバッチ浸漬試験の結果から溶出速度モデルのパラメータを決定しており、粒度が小さいほど物質移動係数が小さく、保有水が高濃度になると溶出が抑制されることが懸念された。しかし、数値解析の結果は逆に粒度が小さく、物質移動係数が大きい灰で塩化物が残存した。これは、式(1)の含有量と固相濃度の単位換算係数の大小が影響していると考えられる。すなわち、固相濃度は、含有量が小さく f が大きいほど小さくなり、逆に f が小さいほど大きくなる。そのため、保有水中の濃度が高い状態では、固相濃度が小さい粒度からは溶出せず、固相濃度が高い粒度から順に溶出していくものと考えられる。図 2 に表層における保有水中濃度と粒度別の含有量変化を示す。小粒度の Q6 及び Q5 から順に含有量が低下し、保有水濃度が小さくなっても大粒度では含有量が維持されることがわかる。

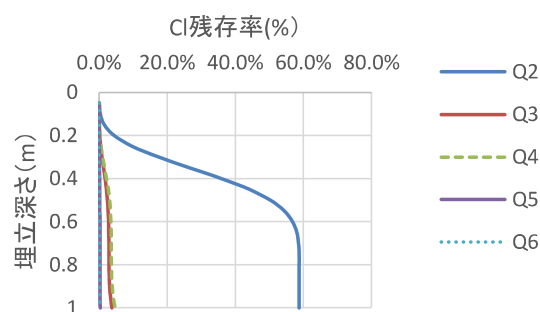


図 1 粒度別の塩化物残存率の鉛直分布（累積液固比 1、 $\varepsilon = 0.33$ 、 $\rho = 1800 \text{ kg/m}^3$ ）

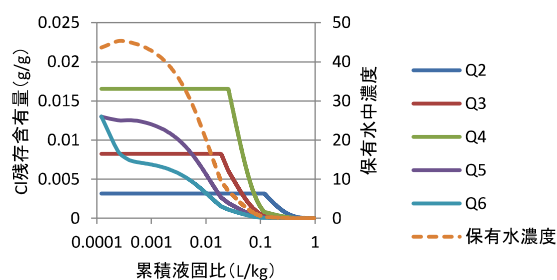


図 2 粒度別の塩化物含有量及び保有水中の塩化物濃度の変化（表層、 $\varepsilon = 0.33$ 、 $\rho = 1800 \text{ kg/m}^3$ ）

が小さく、保有水が高濃度になると溶出が抑制されることが懸念された。しかし、数値解析の結果は逆に粒度が小さく、物質移動係数が大きい灰で塩化物が残存した。これは、式(1)の含有量と固相濃度の単位換算係数の大小が影響していると考えられる。すなわち、固相濃度は、含有量が小さく f が大きいほど小さくなり、逆に f が小さいほど大きくなる。そのため、保有水中の濃度が高い状態では、固相濃度が小さい粒度からは溶出せず、固相濃度が高い粒度から順に溶出していくものと考えられる。図 2 に表層における保有水中濃度と粒度別の含有量変化を示す。小粒度の Q6 及び Q5 から順に含有量が低下し、保有水濃度が小さくなっても大粒度では含有量が維持されることがわかる。

表 1 埋立条件と深さ方向の平均残存塩化物量

		廃棄物層密* 累積液固比		廃棄物層粗** 累積液固比	
深度 m	0～0.5	0.5	1	0.5	1
	0.5～1.0	0.05%	0.02%	0.05%	0.01%
		0.22%	0.07%	0.22%	0.07%

*かさ密度 1,800 kg/m³, 空隙率 0.33, **かさ密度 1,300 kg/m³, 空隙率 0.52

表 1 に埋立条件および累積液固比と残存塩化物量の関係をまとめた。粗密に比べて、累積の液固比が塩化物残存量への影響が強いと考えられる。深さ方向の平均的な濃度は、0.5 m 以下では、累積液固比が 0.5 以下であっても残存量が 0.1% となる。一方で、0.5～1.0 m では累積液固比が 0.5 では、残存量が 0.1% を超過した。飽和流れにおいては累積液固比が塩化物残存量を決める最も重要な要因であることがわかる。

3.2 アルカリ性物質量を指標とした焼却飛灰の炭酸中和処理の検討

図 3 に処理灰の AS 量と溶出試験の pH の関係、そして Pb,Zn 溶出濃度の関係を示す。3 種の処理灰において処理条件によらず AS 量と溶出試験の pH はおおむね直線的な関係を示し、それに伴って溶出試験での Pb,Zn 溶出濃度が低下する傾向が見られた。従って AS 量が、灰の中和及び重金属溶出抑制の指標となると言えた。pH 中和による水酸化鉛の理論飽和溶解濃度は、pH=9.5～10 で最小になるが、その pH を満たす AS 量

は 0.5 mmol/g であった。Pb,Zn の溶出抑制は、pH を満たす AS 量より高くとも達成できたが、重金属抑制をより確実に行うため 0.5 mmol/g を炭酸中和の目標値（以下、AScr）とした。

図 4 に、焼却飛灰 A の炭酸中和条件と AScr を達成する処理時間の関係を示した。同じガス流量の条件では、液固比を大きくすることにより若干処理時間は減少した。一方、炭酸ガス流量を上げることによって大きく処理時間は減少した。しかし、流量を上げていくと処理時間の減少は緩やかになった。AS の減少は、灰からの溶出と炭酸ガスによる中和に依存すると考えられ、流量大域での処理時間が頭打

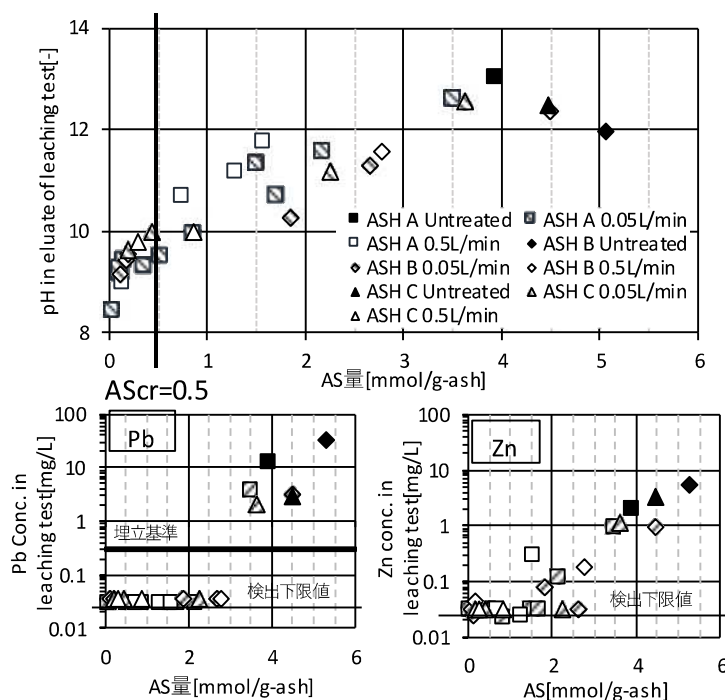


図 3 処理灰 AS 量と pH 及び Pb, Zn 溶出濃度

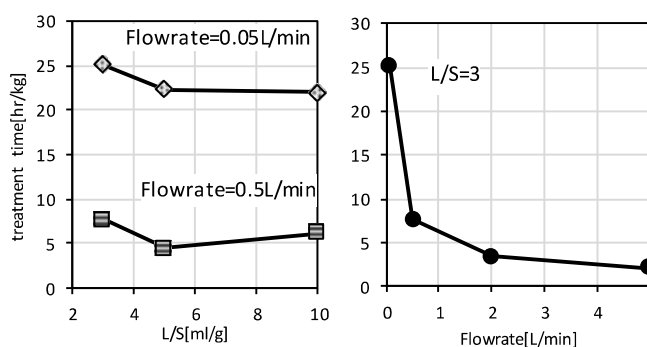


図 4 AS 量を指標とした処理時間と処理条件の関係

ちになるのは、AS 溶出律速又は炭酸ガスの溶解律速が影響していると考えられる。

3.3 焼却残渣の埋立管理方法

3.2 の検討により焼却主灰の埋立層における塩化物の低減には、灰の特性として含有量及び溶出速度モデルにおける含有量から固相濃度への単位換算係数が塩化物残存量に影響し、含有量が小さく、単位変換係数が大きい粒度からの溶出が遅れることが分かった。従って、易溶性塩化物を多く含む焼却飛灰と焼却主灰を混合することは、保有水中の塩化物濃度を上昇させ、焼却主灰の塩化物低減を妨げると考えられる。そのため焼却主灰と飛灰を分けて埋め立てることが必要であると言える。また、埋立条件の検討から、年間降水量相当の飽和浸透速度であれば累積液固比が 1 に達するころには、0.1%まで易溶性塩化物の含有量を低減できる。従って、一層の埋立深さを 1m とし、累積液固比が 1 となるまで、その上部に新たな灰を埋め立てないことが求められる。ただし、実際の埋立においては不飽和流れが生じるため灰粒子と接する保有水量が減り、濃度が上昇ないし飽和、深い位置での溶出が遅れることが考えられる。今後、不飽和流れにおける間隙水量の塩化物残存含有量の鉛直分布への影響を検討する必要がある。

焼却飛灰の埋立管理については、飛灰の炭酸中和により重金属抑制を施した後に焼却主灰と分けて埋め立てる。炭酸中和処理は焼却施設で行い、その廃水は下水放流を想定している。炭酸中和処理後の廃水処理が必要な場合、焼却施設と最終処分場のトータルコストを下げることを考える必要がある。炭酸中和処理時に重金属以外の汚濁物質の低減が十分であるならば処理飛灰埋立区画では雨水浸透を抑制・無散水とし浸出水量を低減することや、焼却施設と最終処分場を併設、水処理設備を集約することによるコスト低減効果を検討すべきである。

4. 結論

焼却灰主灰の埋立保管における効率的な塩化物除去に向けて、一次元飽和流れによる数値解析を行った。また、最終処分場への負荷量低減、溶出抑制のための有機キレート剤処理に代わる前処理方法及び埋立管理に向けた基礎的検討として、アルカリ性物質量を指標とした炭酸中和処理を検討し、以下の知見を得た。

1. 含有量が小さく、溶解速度モデルの単位換算定数が大きい粒度ほど塩化物が残存する傾向にある。
2. 焼却主灰埋立層の塩化物残存量には、かさ密度よりも累積液固比及び埋立深さの影響が強く、0.5m 未満であれば、累積液固比が 0.5 程度で残存量は 0.1%を超えない。
3. アルカリ性物質（AS）量を 0.5 mmol/g まで低減することで処理灰を中和でき、両性金属類溶出濃度を埋立基準以下に抑制できた。
4. AS 量を 0.5 mmol/g まで低減するための処理時間の短縮には、液固比よりもガス流量が影響したが、一定以上では影響は小さくなった。
5. 以上の結果から、資源化を目指した焼却残渣の埋立管理として、焼却主灰は累積液固比を目安に埋立深さを決定すること、焼却飛灰は、炭酸中和による前処理を施し、焼却主灰とは区画を分けて埋め立てることを提案する。

参考文献

- 1) 環境省九州地方環境事務所、経済産業省九州経済産業局：平成 21 年度九州ブロックにおけるリユース・リサイクル促進による地域循環圏の構築に関する調査報告書、平成 22 年
- 2) 内田ら：キレート処理飛灰が埋立管理に与える影響（その 3）、第 23 回廃棄物資源循環学会研究発表会、2012

陸上残土に含まれる重金属類の長期溶出性に関する科学的知見の提供 ：残土に含まれる二酸化チタンの重要性評価（その2）

○鈴木 祐麻 山口大学大学院創成科学研究科

1. 調査研究目的

カドミウムによる土壌・底質の汚染は重要な環境問題である。例えば米国において、カドミウムは ATSDR (The Agency for Toxic Substances and Disease Registry) が発表したスーパーファンドサイトにおける全国優先リストの7位に登録されている。また、我が国においても全国で多くのサイトが含有基準 (150 mgCd/kg) あるいは溶出基準 (0.01 mgCd/L) を超過している。

土壌・底質に含まれる金属酸化物が効果的に重金属を吸着し、その結果、重金属類の環境内挙動に影響を与えることはよく知られた知見である。しかし、二酸化チタンが重金属を効果的に吸着することは知られているものの、土壌科学分野のほとんどの報告は酸化鉄あるいは酸化マンガンに着目している。そこで本研究の目的は、土壌中に含まれるアナターゼが土壌からのカドミウムの溶出に与える影響を評価することである。この目的を達成するために、研究一年目となる昨年度は、1) デキシーカオリナイトと試薬のアナターゼへのプロトンとカドミウムの吸着現象を内圏錯体と外圏錯体を組み合わせたモデルを用いてモデリングし、2) 得られた錯体定数を用いてカドミウムの溶出濃度を予測した。また、3) 塩分濃度がカドミウムの溶出性に与える影響を定量的に評価した。そして、塩分はカオリナイトからのカドミウムの溶出に大きな影響を与えるが、アナターゼを多く含む土壌からはカドミウムの溶出量が大幅に低減されることが明らかになった。研究二年目となる今年度は、1) 自然環境中に多く存在する鉄イオンがカドミウムのアナターゼへの吸着に与える影響、2) 雨水に含まれるバックグラウンドイオンがモンモリロナイトからのカドミウムの溶出に与える影響、そして 3) アナターゼの含有率がモンモリロナイトを主体とする土壌からのカドミウムの溶出に与える影響の評価を行った。この要旨では主に 2) について報告する。

2. 調査研究方法

実験に用いた全ての水溶液は、比抵抗が 18.2 MΩ/cm 以上の超純水 (Direct-Q, Nihon Millipore Ltd., Tokyo, Japan) を用いて調整した。本研究で使用したモンモリロナイトは山形県の月布鉱山から採掘した天然ベントナイトを精製することで得たナトリウム型モンモリロナイトであり、クニミネ工業 (株) から購入した。このモンモリロナイトの BET 比表面積は 13.4 m²/g である。特に明記しない限り、他の試薬は Sigma-Aldrich、ナカライテスク (Kyoto, Japan)、あるいは富士フィルム和光 (Osaka, Japan) の特級グレードの試薬を用いた。

〒755-8611 山口県宇部市常盤台 2-16-1

TEL: 0836-85-9690 Email: tsuzuki@yamaguchi-u.ac.jp

キーワード: 土壌・底質汚染、重金属、カドミウム、溶出、二酸化チタン

2. 1 カドミウムのモンモリロナイトへの吸着

56 mg のモンモリロナイトを測り取り、0.5 mmol/L あるいは 2.0 mmol/L のカドミウム（硝酸カドミウムで供給）を含む 30 ml の水溶液と混合した。なお、この水溶液は、バックグラウンドイオンとして硝酸ナトリウムを 0.001 mol/L、0.05 mol/L、あるいは 0.5 mol/L 含む。硝酸あるいは水酸化ナトリウムを用いて pH を調節した後に振とうしながら 24 時間の吸着実験を行い、24 時間後の pH を測定した。そして、孔径 0.2 μm のメンブレンフィルターでろ過することで得られたろ液に含まれるカドミウム濃度を測定した。

2. 2 人工汚染モンモリロナイトの作製および溶出実験

土壌からのカドミウムの溶出にカドミウム含有量と与える影響を評価するために 2 種類の人工汚染土壌を作製した。まず、9.3 g のモンモリロナイトを 0.5 あるいは 2 mmol/L のカドミウムを含むように硝酸カドミウムを添加した水溶液 5 L と十分に混合した。なお、この水溶液には、バックグラウンドイオンとして硝酸ナトリウムを 0.01 mol/L となるように加えた。pH 自動滴定装置により pH を 7.0 ± 0.1 に保ちながら 24 時間攪拌してカドミウムを土壌に収着させ、水相にふくまれるカドミウム濃度を測定することでカドミウムの土壌含有量を算出した。

溶出試験は環境省告示第 18 号をベースに、固液比および溶出液を本研究の目的に応じて変更して行った。固液比はモンモリロナイトが高い吸水性を示すことを踏まえて、環境省告示第 18 号で定められている 1:10 ではなく 1:100 として行った。また、溶出液は pH および雨水に含まれているバックグラウンドイオンがカドミウムの溶出に与えるために、3 種類の溶出液を用いた実験を行った。まず、“DDI water”は pH 調節に用いた微量の硫酸イオンあるいはナトリウムイオン以外のイオンを含まない溶出液である。次に“Rain”は、日本での平均的な雨水に含まれるカチオン[1]を同じ濃度となるように塩化物態として添加した溶出液であり、“Rain (5 times)”はイオン濃度を 5 倍に増加した溶出液である。6 時間の浸とうを行った後に水相の pH と溶出したカドミウム濃度を測定した。

3. 結果と考察

3. 1 カドミウムのモンモリロナイトへの吸着

pH と硝酸ナトリウムの濃度がカドミウムの吸着率に与える影響を評価した結果を Fig. 1 に示す。なお、Fig. 1(a)は水溶液の初期カドミウム濃度が 0.5 mmol/L の場合であり、Fig. 1(b)は 2 mmol/L の場合の結果である。まず、初期カドミウム濃度がカドミウムの吸着率に与える影響を考察すると、全ての硝酸ナトリウム濃度において、初期カドミウムを高くすることでカドミウムの吸着率は低下した。これは、カドミウムが吸着した吸着サイトが全吸着サイトに占める割合は無視できないことを意味している。次に pH がカドミウムの吸着率に与える影響を考察すると、pH が 6 以下では pH の増加に伴いカドミウムの吸着率が徐々に増加するのに対して、pH7 付近からカドミウムの吸着率は急激に増加し、pH8 では 100%に近い吸着率を示していることが分かる。なお、予備実験でカドミウムの水酸化物が形成する pH 領域を確かめた結果、本実験の硝酸ナトリウムの範囲ではカドミウムの水酸化物が形成し始めるのは pH8 より高い領域ではあり、pH8 以下では水酸化物を形成しないことを確認している。つまり、pH7 付近からのカドミウム

の吸着率の急激な増加はカドミウムが沈殿物を形成したことに起因するものではなく、モンモリロナイトに吸着することによるものである。そして最後に硝酸ナトリウム濃度がカドミウムの吸着率に与える影響を考察すると、硝酸ナトリウム濃度が高くなるにつれて pH が 6 以下ではカドミウムの吸着率が低下し、海水に含まれるおよそのナトリウム濃度である 0.5 mol/L ではカドミウムの吸着率は 10% 以下の非常に低い値となった。ただし、pH7 より高い領域では硝酸ナトリウム濃度の影響は比較的小さかった。

モンモリロナイトの吸着サイトに関する既存の文献[2]によると、モンモリロナイトには 2 種類の吸着サイトが存在するとされている。一つ目は可変電荷となるエッジ≡SOH であり、二つ目は永久電荷≡Xである。そして吸着形態については、一つ目の≡SOH には内圈錯体を形成することで吸着し、二つ目の≡Xにはイオン交換態を形成することで重金属を吸着するとされている。これらの文献からの情報を踏まえると、カドミウムの吸着率が硝酸ナトリウム濃度に強く依存した pH6 以下ではカドミウムの主な吸着メカニズムは≡Xへのイオン交換反応であり、pH7 以上では≡SOH における内圈錯体の形成が主な吸着メカニズムであると考えられる。この結果は、pH4-5 の酸性雨に曝された場合、酸性雨に含まれるプロトンやナトリウムイオンなどのカチオンによりカドミウムが比較的容易に溶出することを示唆している。

3. 2 人工汚染モンモリロナイトからのカドミウムの溶出に pH およびバックグラウンドイオンが与える影響

3 種類の溶出液 “DDI water”、“Rain”、“Rain (5 times)”が人工汚染モンモリロナイトからのカドミウムの溶出に与える影響を評価した結果を Fig.2 に示す。まず pH がモンモリロナイトから

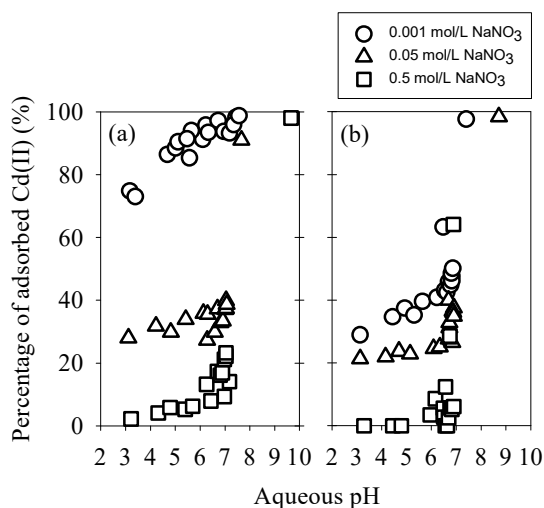


Fig. 1 Cd(II) adsorption edges on montmorillonite with different NaNO_3 concentrations and initial Cd(II) concentrations. (a) Initial Cd(II) concentration 0.5 mmol/L (b) Initial Cd(II) concentration 2 mmol/L

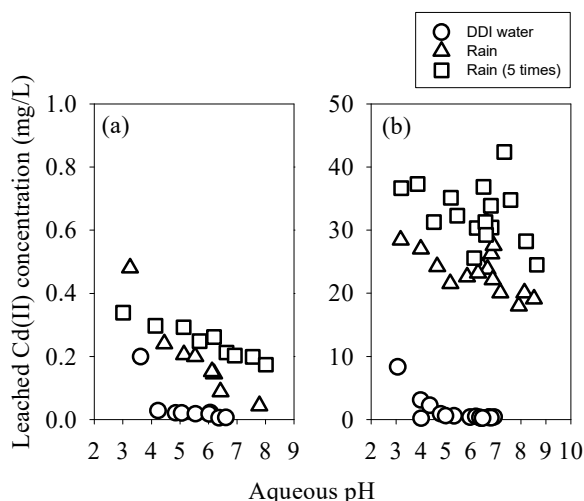


Fig. 2 Influence of pH and background ions concentrations on the leaching level of Cd(II) from artificially contaminated montmorillonite. (a) Low Cd(II) content (b) High Cd(II) content

のカドミウムの溶出に与える影響を考察すると、pH が 4-8 の領域では pH が低下するにつれて少しずつ溶出量が増加する傾向が得られたが、顕著な違いはなかった。この結果は、Fig. 1 に示したようにこの pH 領域ではカドミウムの吸着量が大きくは変化しないことから妥当な結果である。次に雨水に含まれるイオンがモンモリロナイトからのカドミウムの溶出に与える影響を考察すると、イオンが含まれていない“DDI water”を溶出液として使った場合はカドミウムの溶出濃度が低く抑えられているものの、“Rain”を用いた場合はカドミウムの溶出濃度が大きく増加し、“Rain (5 times)”を用いた場合はさらに溶出濃度が増加した。つまり、本研究で使用したモンモリロナイトの場合、雨水に含まれるナトリウムイオンなどのバックグラウンドイオンにより、イオン交換態としてモンモリロナイトに吸着しているカドミウムが容易に溶出することが分かった。

4. 結論

モンモリロナイトは pH7 以下ではイオン交換態によりカドミウムを吸着し、pH7 以上では内圈錯体の形成が主な吸着メカニズムであった。その結果、pH7 以下では雨水に含まれるバックグラウンドイオンにより容易にカドミウムが溶出した。今後の予定としては、結晶面が露出したアナターゼ結晶を合成し、結晶面ごとに異なることが予想される重金属との親和性を評価すること、そして酸化マグネシウムにより不溶化処理を行った汚染土壌が海水に曝された際の重金属の溶出挙動を評価することを計画している。

参考文献

- [1] H. Hara, Precipitation chemistry in Japan, J. Chem. Soc. Jpn., 11 (1997) 733-748.
- [2] X. Gu, L.J. Evans, S. J. Barabash, Modeling the adsorption of Cd(II), Cu(II), Ni(II), Pb(II) and Zn(II) onto montmorillonite, Geochim. Cosmochim. Acta. 74 (2010) 5718-5728.

廃棄物埋立処分場の排水処理プロセスにおける Microplastics の低減効果と 周辺環境への影響調査(その2)

○ 田中周平 京都大学地球環境学堂

1. 研究の背景および目的

5 mm 未満のプラスチック (Microplastics, 以下 MPs) による水環境汚染が問題となっている。本研究では、廃棄物埋立処分場の排水処理プロセス (生物処理、凝集沈殿処理、砂ろ過処理、消毒) における MPs の低減効果を把握することを主目的とする。これまで測定が困難であった 1~100 μm の MPs の採取、測定、同定方法を開発することで、さらに周辺環境の生物への濃縮過程を含めた議論を可能とする。廃棄物の特徴の異なる埋立処分場を対象とし、各処理プロセス別の MPs 量、成分、大きさを調査し、低減効果をプロセス別に把握する。特に生物処理、凝集沈殿処理で発生した汚泥中の MPs の挙動にも着目することで、汚泥処理を含めた処理系全体での物質収支を把握する。

(1 年目の研究内容と成果) 廃棄物埋立処分場の浸出水、排水処理施設の原水、曝気槽流出水、放流水について、100 μm 以上の MPs を対象に、挙動調査を実施した結果、以下の主な知見を得た。1) 浸出水から 2.78 個/ m^3 、排水処理施設の原水から 2.76 個/ m^3 、曝気槽流出水から 958 個/ m^3 の MPs が検出された。内、98.7%はポリエチレンであり、曝気槽で使用されているプラスチック担体と同じであった。2) 放流水から 22.4 個/ m^3 の MPs が検出された。

(2 年目の研究内容) 上記の結果から、本埋立処分場では、曝気槽内のプラスチック担体が劣化し、一部が MPs として放流水にも混ざっていることが示唆されたことから、曝気槽内で使用されているプラスチック担体の分析を行い、プラスチック担体の適切な管理方法について検討した。また、さらに小さい 10 μm レベルの MPs の分析方法も開発したことから、2 年目には、さらに微小な MPs の挙動を明らかにすることとした。

2. 調査および分析の方法

2.1. 調査場所、採水地点および採取方法

関係者の方々と相談し、埋立処分場で 2019 年 11 月 11 日に採水と試料採取を行うことができた。埋立処分場よりポンプアップされ、排水調整池にホースで導入している流出部にて浸出水を採水した。浸出水の採水では流量を測定し、その後、排水部分に直接プランクトンネットを固定し 0.31 m^3 と 0.94 m^3 の水をろ過した (100 μm 以上用)。また、排水処理施設において調査を実施した。排水調整池からポンプアップされた水が污水計量槽に導入されており、今回は、污水計量槽に水中ポンプを設置し採水した (貯水池後原水)。水中ポンプホースの流出部に直接プランクトンネットを固定し 1.02 m^3 の水をろ過した (100 μm 以上用)。また、曝気槽の流出部にも水中ポンプを設置し採水した (曝気槽流出水)。水中ポンプホースの流出部に直接プランクトンネットを固定し 0.17 m^3 と 0.34 m^3 の水をろ過した (100 μm 以上用)。最後に、放流設備内の放流ポンプから直接採水を行った (放流水)。ポンプの流出部に直接プランクトンネットを固定し 4.63 m^3 の水をろ過した。なお、近年、放流水質が良好であるため、試料採取日当時は排水処理装置を

田中周平、〒606-8501 京都市左京区吉田本町、075-753-5171、t-shuhei@eden.env.kyoto-u.ac.jp

Microplastics、マイクロプラスチック、廃棄物埋立処分場、浸出水、水処理

稼働させていないということであった。

粒径 10～100 μm の MPs を測定するために、別途、2L のペットボトルの底面部を切り取り漏斗状にし、ねじ口の部分には巾着状にした目開き 10 μm のプランクトンネットを輪ゴムで巻き付けて固定し、上部の開放部分には目開き 100 μm のプランクトンネットをクリップで固定した。各採水地点で手つきビーカーにより採水した試料水を、プランクトンネットの目開き 100 μm 、10 μm の順に通水し、採取した。浸出水、貯水池後原水、曝気槽流出水、放流水の各採水地点における通水量は、それぞれ 12 L、15 L、18 L、20 L であった。

2.2. 試料の前処理方法

実験室に持ち帰った目開き 100 μm プランクトンネットは、洗浄瓶に入れた過酸化水素水（30 %）を吹き付けて表面を洗い出した。洗い出した試料は 1L のふた付きガラス瓶に受け、300～400 mL にメスアップ後、有機物分解を目的としたフェントン処理を行った。フェントン試薬（5 mM FeSO_4 ）を 5 mL 添加し、アルミ箔で覆い、室温下で時々過酸化水素水を追加しながら 14 日間静置した。清浄な 100 μm プランクトンネット上に吸引る過後、超純水で十分に洗浄し、室温（25 $^{\circ}\text{C}$ ）において 1 日乾燥後、プランクトンネット上の試料をガラス製ペトリ皿（直径 65 mm）に移した。この際、ネットからややはがれにくい場合はミクロスパーテル等を用いた。

2.3. 10～100 μm の Microplastics の成分同定の方法

粒径 10～100 μm の MPs については、顕微 FTIR（Cary660, Agilent 製）を用いた。MPs の定性は、Agilent Resolution Pro ソフトウェアのライブラリを用い、ヒットクオリティの最も低いかつ 1.00 以下の結果を採用した。1.00 より大きい場合は、実際に測定されたスペクトルとライブラリのスペクトルを見比べ、成分の判別を行った。（100 μm 以上の MPs については、2018 年度と同様の方法で分析した。）

3. 結果および考察

3.1. 粒径 100 μm 以上の Microplastics の挙動

各地点において検出された MPs の成分名および 1 m^3 あたりの個数を図 1 に示す。浸出水、貯水池後の水処理施設原水、曝気槽流出水、放流水の試料中における MPs 個数密度は、それぞれ

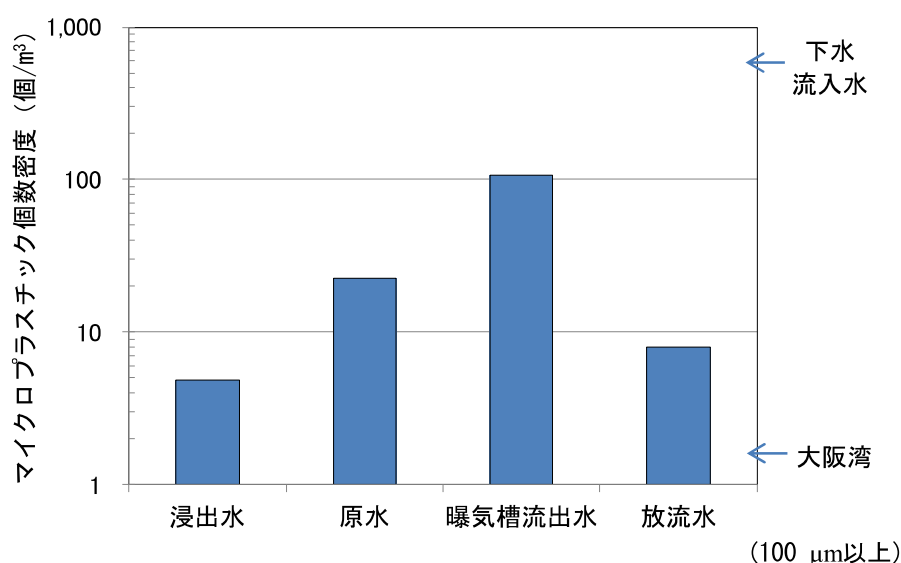


図1 埋立処分場の浸出水と水処理施設におけるMicroplasticsの挙動

4.8 個/m³、22.7 個/m³、107 個/m³、8.0 個/m³であった。2018 年度は、それぞれ 2.8 個/m³、2.8 個/m³、958 個/m³、22.4 個/m³であり、おおよその傾向は同様であった。2019 年度は曝気などの運転を行っていなかったことから、曝気槽流出水中の MPs 個数密度の増加は昨年度と比較して緩やかであった。しかし、傾向としては、昨年度に引き続き曝気槽流出水で高くなっていることと、接触担体の材質がポリエチレン製であることから、担体が使用過程において破損し、その破片が MPs として検出されたと考えられる。その後、曝気槽流出水から放流水への処理工程によって、約 93% は除去されていたが、放流水中からも 8.0 個/m³ の MPs が検出された。大阪湾の表層水の平均値 1.8 個/m³ と比較すると、約 4 倍高い値となった。

3.2. 粒径 10～100 μm の Microplastics の挙動

各地点において検出された MPs の成分名および 1m³ あたりの個数を図 2 に示す。浸出水、貯水池後の水処理施設原水、曝気槽流出水、放流水の試料中における MPs 個数密度は、それぞれ 22,200 個/m³、17,700 個/m³、20,500 個/m³、9,600 個/m³であった。曝気槽流出水から放流水への処理工程によって、約 53% は除去されていたが、放流水中からも 9,600 個/m³ の MPs が検出された。大阪湾の表層水の 73 個/m³ と比較すると、約 130 倍高い値となった。ちなみに浸出水中の MPs 個数密度も 22,200 個/m³ と高いことから、本処理施設ではあまり 10～100 μm の MPs は除去できていないことが読み取れた。

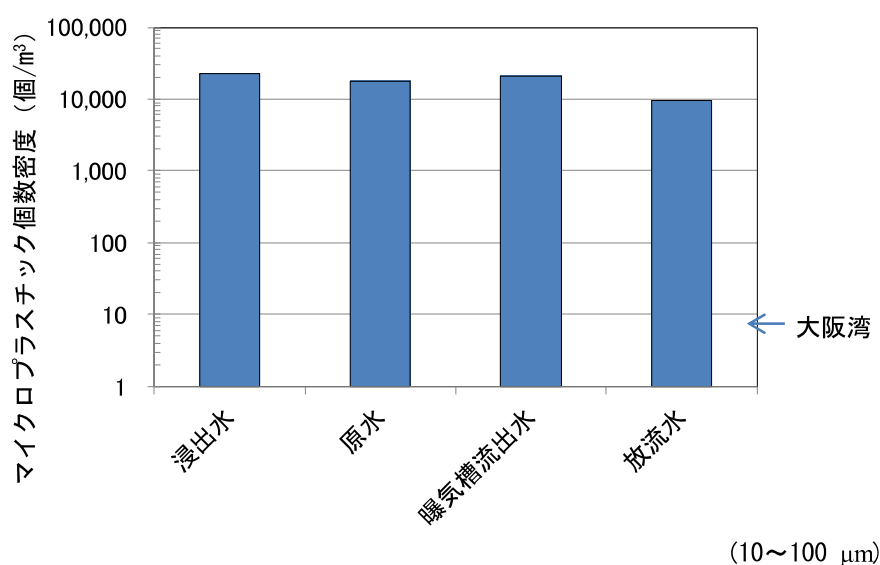


図2 埋立処分場の浸出水と水処理施設におけるMicroplasticsの挙動

4. まとめと今後の課題

曝気槽内のプラスチック担体の FTIR スペクトルを曝気槽流出水の MPs の FTIR スペクトルと比較して図 3 に示す。両成分ともポリエチレンであることが示された。廃棄物埋立処分場の浸出水および排水処理施設の原水、曝気槽流出水、放流水について、100 μm 以上の MPs を対象に、挙動調査を実施した結果、以下の主な知見を得た。

- 1) 浸出水から 4.8 個/m³ の MPs が検出された。
- 2) 排水処理施設の原水から 22.7 個/m³ の MPs が検出された。
- 3) 曝気槽流出水から 107 個/m³ の MPs が検出された。内、98.7% はポリエチレンであり、曝気

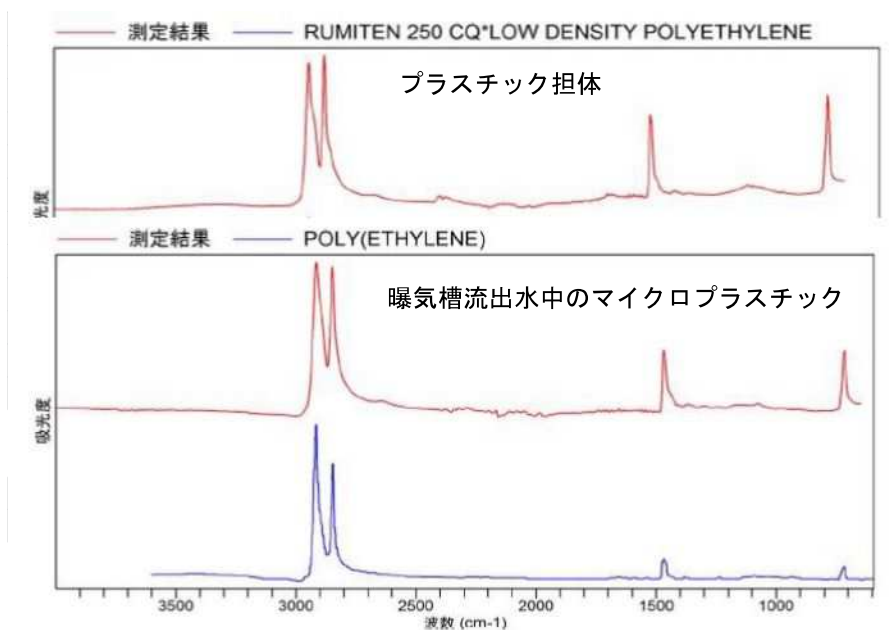


図3 埋立処分場の曝気槽内のプラスチック担体のFTIRスペクトル

槽で使用されているプラスチック担体と同じであった。

4) 放流水から 8.0 個/m³ の MPs が検出された。

上記の結果から、本埋立処分場では、曝気槽内のプラスチック担体が劣化し、一部が MPs として放流水にも混ざっていることが 2018 年度に引き続き示唆された。

さらに 10～100 μm の微小な MPs を対象に、挙動調査を実施した結果、以下の主な知見を得た。

5) 浸出水から 22,200 個/m³ の MPs が検出された。

6) 排水処理施設の原水から 17,700 個/m³ の MPs が検出された。

7) 曝気槽流出水から 20,500 個/m³ の MPs が検出された。内、98.7%はポリエチレンであり、曝気槽で使用されているプラスチック担体と同じであった。

8) 放流水から 9,600 個/m³ の MPs が検出された。

曝気槽内で使用されているプラスチック担体の FTIR スペクトルを分析したところ、曝気槽流出水中の MPs の FTIR スペクトルと近似していた。また、さらに小さい 10 μm レベルの MPs の流出も明らかになったことから、3 年目には、さらに微小な MPs の挙動を明らかにすると同時に、それらの効果的な除去方法についても検討することとする。

謝辞：本調査研究は、京都大学大学院生の近藤泰仁さん、石丸祐樹さん、研究員の井上暁子さんの補助を受けました。最後に、廃棄物の適正処理・水処理に係る調査研究助成制度の補助を受けたことを記し、謝意を表します。

- ・調査研究課題名：（浸出水中窒素除去への嫌気性アンモニア酸化(ANAMMOX)反応の適用と温室効果ガスの排出抑制(その3)）・研究課題番号:311005
- ・調査研究者名： 西村文武(京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻)

1) 調査研究目的

閉鎖性水域等における富栄養化の抑制のために、環境水域への窒素・リンなどの栄養塩の過剰な排出を防ぎ、適切に管理していくことは、長年の水環境における課題である。現在廃水中からの窒素の除去技術としては、いわゆる生物学的硝化脱窒法が最も広く普及している。しかし、この手法においては、硝化工程で多大な曝気動力がかかる点、硝化細菌が自栄養性細菌であり、増殖速度が遅く反応槽内での維持に工夫が必要になる点、脱窒の際に有機物添加が必要である点および余剰汚泥の発生が多いといった問題点等を持っている。

1990 年後半に発見された ANAMMOX 反応を用いた窒素除去プロセスは、従来法と比較して省資源・省エネルギー型であり、窒素除去の際の大幅なランニングコストの削減が期待される。しかし、ANAMMOX 反応も適用する排水中のさまざまな共存物質により種々の影響を受けることが知られている。直接は ANAMMOX 反応に影響を与えない場合においても、窒素化合物は種々の生物反応の影響を受けることが知られており、有機物が存在する場合においては、従属栄養性微生物の硝酸呼吸、亜硝酸呼吸に伴う脱窒、有機物が枯渇しかつ好氣的条件下においては、硝化反応が生起する。また、ANAMMOX 細菌にはその代謝過程において温室効果作用が二酸化炭素の約 300 倍近い亜酸化窒素(N_2O)を発生させないと言われており、 N_2O 発生抑制面においても有用であると考えられている。しかし、ANAMMOX 反応が生起する環境条件下では、その他の微生物反応も生起することから、ANAMMOX を主体とする反応システムにおいても、システム全体としては、 N_2O 発生はあることが知られている¹⁾²⁾。そこで、大阪湾や瀬戸内海などの閉鎖性海域において、海面埋立地からの浸出水に含有される窒素分を除去するにあたり、種々の効果が期待できる嫌気性アンモニア酸化反応を適用する際の窒素除去特性と温室効果ガス(N_2O)の排出抑制に関する基礎的な知見を得ることを目的とした。

一昨年度は、チオシアン酸イオンの影響を明らかにし、チオシアン酸イオン存在下では、硫黄脱窒が ANAMMOX よりも優先するが、ANAMMOX にも亜硝酸態窒素など基質が行き渡る条件では、硫黄脱窒と ANAMMOX が共存する可能性を示すなどの成果を得た。昨年度は、より詳細に亜酸化窒素発生機構を実験により観察するとともに、菌叢解析も行い、内部微生物槽の状況も把握し、反応機構解明を行った。これらの結果、環境条件の変化時に ANAMMOX 反応系で一時的に N_2O の排出が認められることを明らかにした。今年度は、環境条件の影響として、実処分場等では制御が困難な温度の栄養について着目するとともに、環境条件の緩和手法としてのイオン交換剤の投入システムの効果を把握することを目的とした。

2) 調査研究方法

2-1) ANAMMOX 反応に及ぼす温度条件の影響ならびに N_2O の発生挙動

実験装置(リアクター)の概要および運転条件をそれぞれ図-1および表-1 に示す。あらかじめアナモックス細菌を付着させた不織布を投入した反応器に、人工的に合成した廃水を連続的に通水した。同様の反応器を 5 基用意し、反応器内部温度条件を 35°C 、水理学的滞留時間を 2 時間に設定して、反応器あたりの窒素負荷を $1.2\text{kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{日})$ として運転を開始した。ガス発生量や処理水の水質の観察結果から、アナモックス反応

が安定して生じ、5 基の反応器間で相違が無い状態になっていることを確認した後(院点開始後 95 日目)に、温度条件のみを 15、25、35、45、55 に再設定して運転を継続させた。処理水質やガス発生量、ガス態および溶存 N_2O 濃度を観察した。水質やガス成分の分析は下水試験方法に記載の方法に準拠した。

2-2) イオン交換剤投入システムによる ANAMMOX 反応と N_2O 発生挙動

ラボスケールの反応器を用いた。反応器の形状は、内径 4.1 cm、高さ 18.4 cm のアクリル製の円筒を用い、底部はアクリル板で塞ぎ、上部はシリコン栓で蓋をした。リアクターの中には微生物付着担体として、 $6 \times 6 \times 150 \text{ mm}^3$ の不織布を 12 本詰め、充填率は 32.4% になるようにした。

反応器中には陽イオン交換剤、陽イオン交換剤を投入した。陽イオン交換剤として、東ソー(株)製の粒状合成ゼオライト(粒径 0.5~0.85mm)、陰イオン交換剤として三菱化学(株)製 UBA120(粒径 0.5~0.6mm)を用いた。反応器は 3 器用意し、各イオン交換剤を 10g ずつ投入したケース、30g ずつ投入したケースを設定した。対照として未投入のケースを設定した。実験室で以前から集積培養していたアナモックス汚泥を植種し、人工的に作成した模擬無機排水(アンモニア性窒素濃度、亜硝酸性窒素濃度各々 50mgN/L)を

HRT が 2 時間 35°C、pH7 の条件で 2 ヶ月間以上連続処理を行った。反応が安定したと考えられた 72 日以降に流入水の窒素濃度($\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$ の合計、各々は同じ濃度)を 100mgN/L から 250mgN/L に変化させ、そのときの反応器の応答と処理特性を調査するとともに、イオン交換剤を投入した効果について検討した。

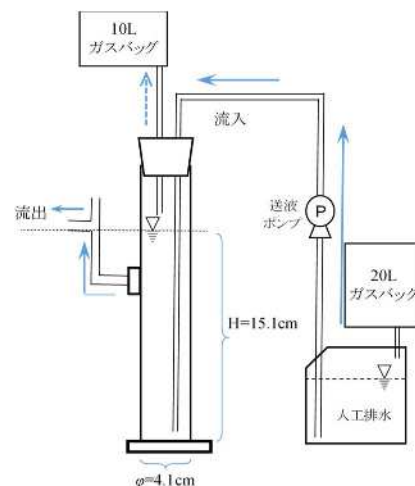


図-1 反応器概要

表-1 温度条件

反応器 1	55°C
反応器 2	45°C
反応器 3	35°C
反応器 4	25°C
反応器 5	15°C

3) 結果および考察

3-1) ANAMMOX 反応に及ぼす温度条件の影響ならびに N_2O の発生挙動

図-2 に温度条件を 45°C に設定したケースにおける処理結果を示す。温度条件を変化させる前は N_2O はほとんど発生しなかったが、変化後は窒素除去率の著しい低下が観察される前に N_2O の発生が見られた。その後窒素除去率は低下し続け、反応器全体の窒素除去率は 20% を切る状況となった。また窒素除去率の低下に対応して、 N_2O の発生が観察された。温度条件を 35°C 以外に変化させたケースにおいては、温度条件変化直後に N_2O の発生が観察され、生物反応における環境条件の変化が一時的な N_2O 発生に寄与することがわかった。一方 35°C の条件から変化させたケースでは長期的な運転で窒素除去率が低下した。窒素除去量に対する N_2O の変換割合は、各条件で異なり、45°C で運転したケースにおいて、最も高い転換率 (2.5%) となった(図-3)。

図-4 に各温度条件でのアナモックス細菌濃度について、浮遊状態(グラニュール状態を含む)および不織布付着状態別に示す。図中の○印は、温度条件を 35°C から変化させる前の状況を表している。45°C 以上の条件では、ほぼリアクター中にアナモックス細菌が存在しないことが示されている。また、35°C 以下の条

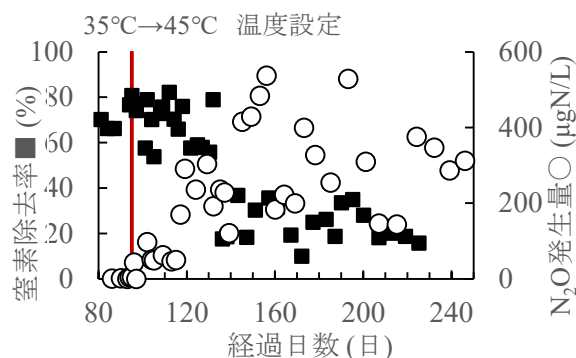


図-2 温度条件 45°C での結果

件では、アナモックス細菌数は大きな差は無いことがわかる。代謝速度の差が反応(脱窒)速度の差となって現れていると考えられる。菌叢解析の結果、35℃以下の条件では従属栄養性の脱窒細菌も多く存在していた。各反応器から N_2O の生成が見られたが従属栄養性細菌による脱窒反応の際に、水素供与体が不十分な条件となり、 N_2O が生成したことがある推察された。安定した運転が N_2O が生成抑制に寄与する結果となった。

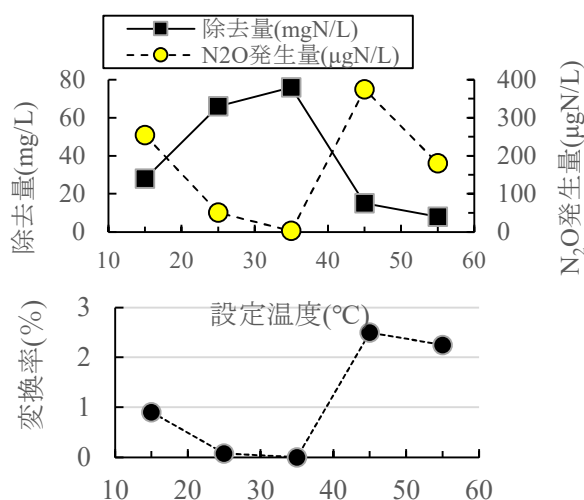


図-3 温度と窒素除去量、 N_2O 発生量、窒素除去量に対する N_2O の変換割合

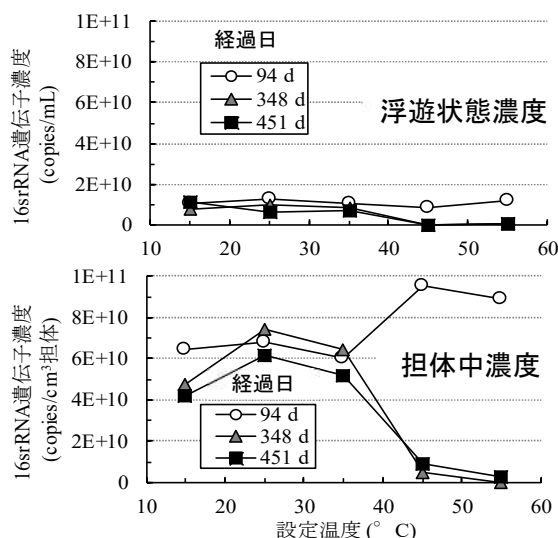


図-4 アナモックス細菌濃度(経過日数別)

3-2) イオン交換剤投入システムによるANAMMOX 反応と N_2O 発生挙動

図-5 に結果の例を示す。イオン交換剤を投入したケースでは、流入水の濃度上昇に対しても反応槽の液中濃度の大きな差は観察されず、系が安定し処理が継続することが示された。一方、投入しないケース(対照系)では流入水中の窒素濃度上昇に伴い生物処理系としては破綻し、処理が継続できない結果となった。更に、 N_2O の発生においても、イオン交換剤を投入していない系では、吸着剤を投入したケースと比較して、発生量が高く観察され、両者で有意な差が確認された。結果を図-6 に示す。反応器内のアンモニアや亜硝酸濃度が上がったことで、窒素を代謝する微生物群間での代謝速度バランスが不均衡となり、結果として N_2O が残存し、系外に排出されることになったものと考えられた。

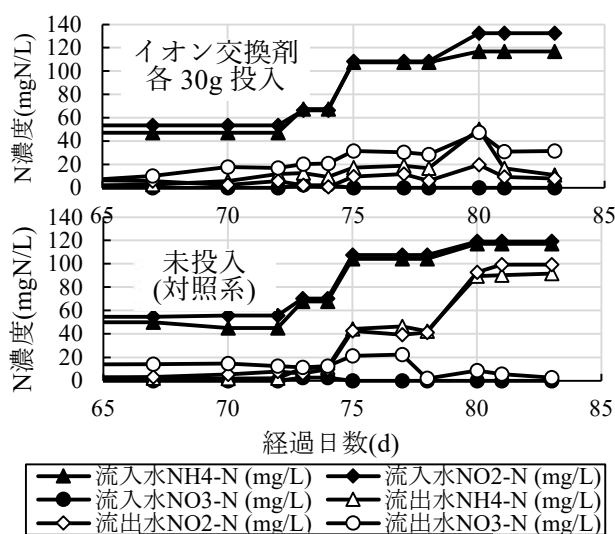


図-5 各態窒素の経時変化

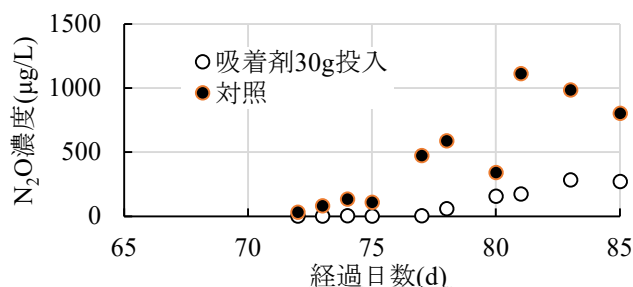


図-6 亜酸化窒素の経時変化

・まとめ

本研究では、ANAMMOX 反応を廃棄物浸出水等の実廃水処理に適用する際の、処理特性や N_2O の発生挙動に及ぼす温度条件の影響について実験を行い調査した。また、イオン交換剤を反応場に共存させたときの基質糖濃度変化の緩衝作用や N_2O の発生抑制についても調査した。以下に研究で得られた知見を示す。

- 1) 温度条件が 45°C 以上で継続して運転すると、時間の差はあるものの、ANAMMOX 反応は回復することなく喪失する結果となった。一方 35°C 以下では、ANAMMOX 細菌が反応器に保持される結果となり、温度が低くなると反応器全体の窒素除去効率は低下するものの ANAMMOX 反応による脱窒は可能となることがわかった。
- 2) 温度差が 35°C から大きくなるほど反応器の窒素除去効率が低下し、一方で N_2O の発生が多くなり、窒素除去量に対する N_2O の変換割合も大きくなる傾向にあることがわかった。安定した反応器運転を行うことが、 N_2O の発生抑制に繋がると考えられた。
- 3) イオン交換剤投入型反応器を用いることで、ANAMMOX 反応が安定するとともに、結果として亜酸化窒素の発生量も抑制しうることが示された。

以上の結果より、ANAMMOX 処理プロセスでは N_2O の発生量と温度の関係が示され、温度も処理と温室効果ガス発生の重要な因子となることを明らかにした。また、ANAMMOX 反応場にアンモニアおよび亜硝酸の吸着剤を投入することにより、反応場での濃度変化の緩衝と、 N_2O の発生の緩和効果があることを示した。

今後の展開としては、種々の環境因子が変化した時に、ANAMMOX システムにおける処理特性や N_2O 発生特性がどの程度影響されるのかをより定量的に把握するとともに、ANAMMOX 反応を種々の物質が共存する浸出水等の廃水中の窒素除去に実装化する際の適用可能性と限界を示していくことが考えられる。

引用・参考文献

- 1) 西村文武, 村角浩平, 楠田育成, 高部祐剛, 水野忠雄: 亜硝酸型硝化－ANAMMOX プロセスにおける亜酸化窒素の排出特性に関する基礎的研究, 土木学会論文集 G (環境), Vol.70, No.7, pp. III_243-III_249, 2014.
- 2) Astrid A. van de Graaf, Peter de Bruijn, Lesley A. Robertson, Mike S. M. Jetten, J. Gijs Kuenen: Autotrophic growth of anaerobic ammonium - oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor, Microbiology, Vol.142, pp.2187-2196. 1996.

生ごみと浄化槽汚泥の地域内循環による資源・エネルギー回収手法の開発

○日高 平（京都大学大学院工学研究科）

戸荻丈仁（公立鳥取環境大学環境学部）

1. 調査研究目的

今後の人口減少時代に向けて、生活排水および生ごみなど廃棄物の処理システムの仕組みを抜本的に見直し、ごみ収集も含めた排水・廃棄物管理を最適化し、これまでのエネルギー消費型処理システムではなく、エネルギー回収型システムへ転換することが求められている。本研究では、メタン発酵および肥料利用を組み合わせることで、地域内の資源・エネルギー循環を確立し、遠方への埋立処分削減に貢献するシステムを提案する（図1）。本年度は、①浄化槽汚泥と生ごみをまとめて回収することを想定した乳酸発酵による生ごみの貯蔵技術の可能性、および②メタン発酵汚泥の光合成細菌による肥料としての高品質化技術の可能性を検討することを目的とした。そのために、浄化槽での貯蔵を想定した模擬生ごみの分解実験、および消化汚泥の肥料価値向上を目的とした光合成細菌の培養に向けて自然中試料からの光合成細菌の培養を行った。

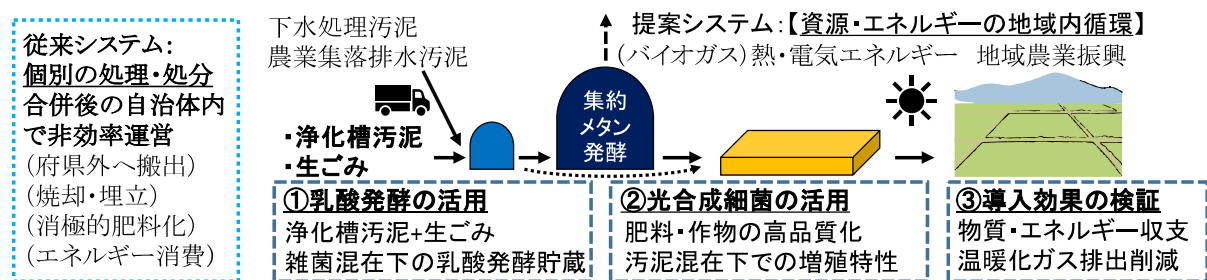


図1 本研究の全体概要

2. 調査研究方法

(1) 浄化槽での貯蔵を想定した模擬生ごみの分解実験

1.1. 生ごみの貯蔵実験

反応器にはオートクレーブで滅菌処理した有効容積 0.2 L のガラス製容器を用い、ゴム栓で密栓した。バイオガス採集器具としてプラスチック製シリンジおよびガスバッグをゴム栓に接続し、バイオガスを採集した。温度条件は、家庭で発生する生活雑排水の水温および季節変動を考慮して、13℃、20℃、25℃および 30℃で比較した。模擬生ごみは、スーパーマーケットで一般的に販売されている幕の内弁当をフードプロセッサ（MK-K48P-W, Panasonic）で破碎して作成し、

日高 平

京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻水環境工学分野

〒615-8540 京都市西京区京都大学桂 C1-223

TEL (075)383-3350, FAX (075)383-3351, hidaka.taira.4e@kyoto-u.ac.jp

キーワード：廃棄物系バイオマス、混合嫌気性消化、乳酸発酵、メタン発酵、光合成細菌

小分けにして冷凍保存した。毎回 10 品目程度のおかずが入っており、ご飯、サケの塩焼き、卵焼き、天ぷら、かき揚げ、おひたし、漬物は必ず含まれていた。実験期間を通して、性状の変動は確認されなかった。

1.2. 嫌気性消化実験

反応器には有効容積 0.2 L のガラス製容器を用い、消化温度はウォーターバスにより 35°C に制御した。基質の投入量は有機物量で種汚泥に対して 10% 程度となるようにした。なお、基質として用いた貯蔵生ごみの pH が低く、嫌気性消化に伴う酸生成により急激に消化汚泥の pH が低下することを避けるために、2 回に分けて基質を投入した。種汚泥の自己分解によるバイオガス発生の影響を差し引くために、ブランク系による実験も同時に行った。

(2) 嫌気性消化汚泥を用いた光合成細菌の培養

2.1. 光合成細菌の培養

下水汚泥および水田土試料からの培養による集積培養を試みた。三角フラスコに、試料 10 g と人工培地 190 ml を混合した培養液を投入して、人工気象器内で振盪させながら培養した。人工培地は光合成細菌培養適しているとされる 702 培地を用いた。光合成細菌は、揮発性有機酸 (VFAs) を基質として明・嫌気条件下で増殖することが知られている。そこで、光合成細菌増殖に及ぼす VFAs 濃度影響の検討を行うため、光合成細菌を集積した培養液に酢酸を添加した継続培養実験を行った。

2.2. コマツナ栽培試験

肥料効果の検証は、肥料取締法に基づく栽培試験に準じ、ノイバイエルポットにバーミキュライトを充填し、コマツナ“浜美 2 号”を 3 週間栽培して行った。

3. 結果と考察

(1) 浄化槽での貯蔵を想定した模擬生ごみの分解実験

1.1. 生ごみの貯蔵実験

貯蔵実験での固形物 (TS)、有機物 (VS) および浮遊物質 (SS) の変化の結果を図 2 に示す。TEST 1S Run-1 の貯蔵温度 25°C の条件、ならびに TEST 2S Run-2 の貯蔵期間 1 週間および 3 週間の条件では TS、VS および SS が著しく減少し、有機物の可溶化および無機化が急激に進んだ。TEST 1S Run-1 の貯蔵温度 13°C の条件および TEST 2S Run-2 の貯蔵期間 2 週間の条件では TS、VS および SS がほとんど変化しなかった。このように実験初期から TS、VS および SS の変化が小さく、固形性有機物を保持している条件もあれば、著しく可溶化と無機化が進んだ条件もあり、それぞれ貯蔵温度および貯蔵期間の差による特定の傾向は見られなかった。このようなランダム性が生じた原因として、貯蔵開始とともに活動が優勢となる微生物が多種多様であり、乳酸菌の植種を伴わずに乳酸発酵により有機物の可溶化および分解を引き起こす雑菌の繁殖を抑制するのが困難であることが考えられる。

有機物の可溶化および無機化が顕著に進んだ、TEST 1S Run-1 の貯蔵温度 25℃の条件、ならびに TEST 2S Run-2 の貯蔵期間 2 週間および 3 週間の条件では酪酸が多く生成した。酪酸発酵では、水素が生成・揮散するため汚泥回収時に回収可能な有機物が減少する。嫌気性消化におけるバイオガス生成のポテンシャルが減少するため、酪酸発酵は望ましくない。

本研究で目的とする、生ごみ貯蔵時に有機物の可溶化を抑制し、嫌気性消化でのバイオガス生成ポテンシャルの低下を抑制するためには、乳酸発酵を貯蔵時に整えることが不可欠である。しかし、貯蔵温度条件や貯蔵期間条件による乳酸発酵や酪酸発酵などの微生物による反応の制御は困難であることが判明した。

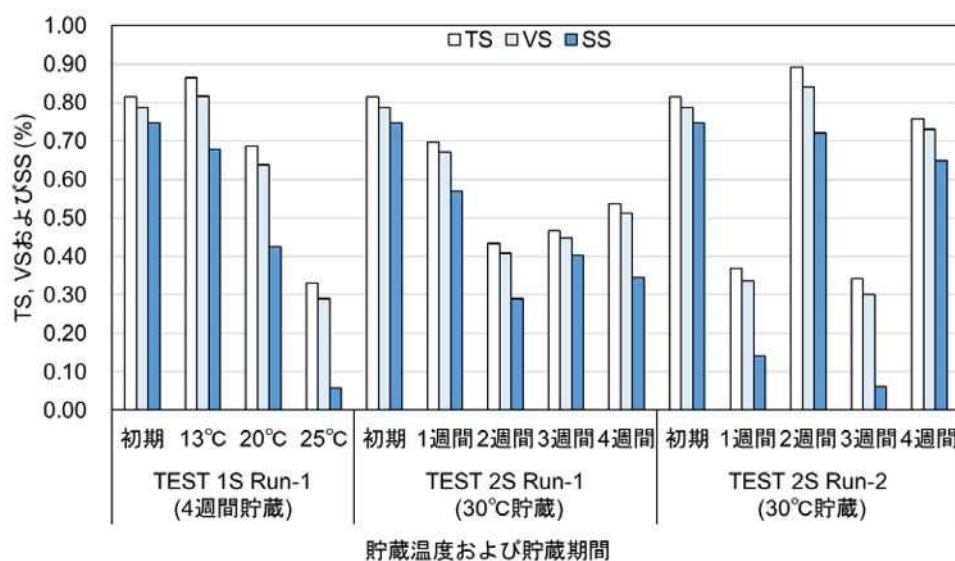


図 2 生ごみの貯蔵実験における TS, VS および SS の変化

1.2. 嫌気性消化実験

反応器容積あたりで表した累積バイオガス発生量を図 3 に示す。バイオガス発生量はブランク系の値を差し引いた値である。バイオガス発生は 5 日程度で落ち着き始めた。固形性有機物由来に相当する部分を貯蔵生ごみのバイオガス生成ポテンシャルとみなすと、貯蔵期間 4 週間の条件では、SS の分解が比較的抑制されており、バイオガス生成ポテンシャルの損失が 15%に抑制されていた。

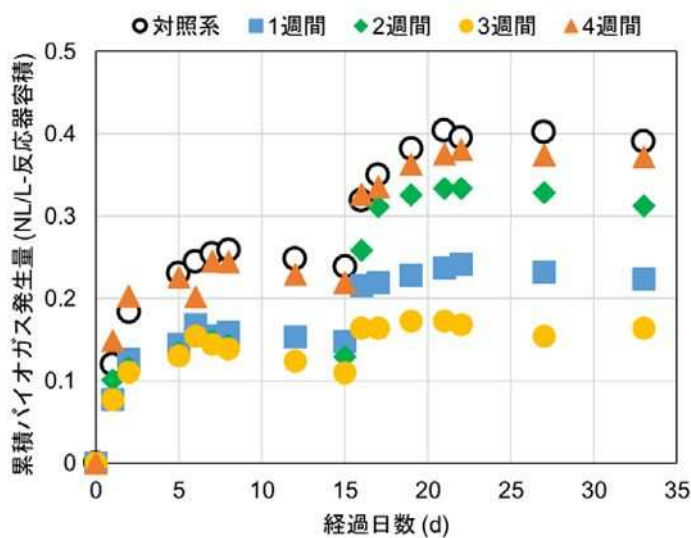


図 3 嫌気性消化実験での貯蔵期間別累積バイオガス発生量

(2) 嫌気性消化汚泥を用いた光合成細菌の培養

2.1. 光合成細菌の培養

集積培養開始から 8 ヶ月目において、黄褐色および茶色に近い色に変化した。菌叢解析の結果によると、消化汚泥は 15%が *Proteobacteria* で構成されているのに対し、下水混合汚泥由来の集積培養液 (P2) および水田土由来の集積培養液 (P6) では、それぞれ 80%および 83%であった。その中でも、*Rhodospirillaceae* がそれぞれ 55%および 23%まで増殖していた (図 4)。*Rhodospirillaceae* は光合成細菌の一種の紅色非硫黄細菌であり、本実験の集積培養により、環境試料に含まれている紅色非硫黄細菌が増殖したと考えられた。

人工培地および酢酸を基質とした培養実験では、カロテノイドが増加し、光合成細菌の増殖によると考えられた。

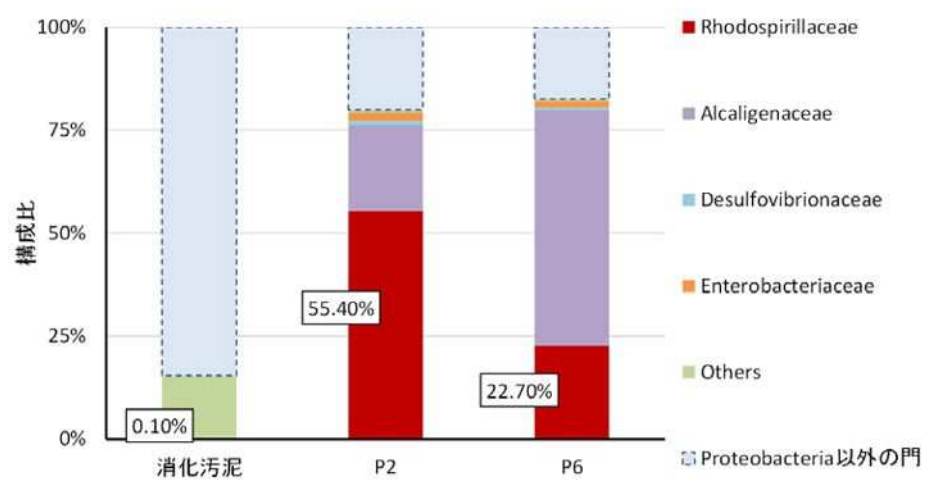


図 4 集積培養した光合成細菌の菌叢解析(科レベル)

2.2. コマツナ栽培試験

環境試料から集積培養した光合成細菌を含む培養液は無機肥料と同等もしくはそれ以上の肥料効果が確認され、肥料としての有用性が示された。

4. 結論

以上のように、浄化槽での生ごみ貯蔵および光合成細菌による消化汚泥の高品質化に関する基礎的知見が得られ、提案システムの実現可能性が示された。今後それぞれについて異なる条件下での実験を継続することで、設計・操作因子としての整理を試みる予定である。

謝辞

実験試料採取において、地方公共団体関係各位の協力を得ております。実験にあたっては、研究室の関係者にお世話になりました。ここに記して、謝意を表します。

高反応性消石灰に起因する焼却飛灰からの有機物汚濁負荷に関する研究（その3）

○水谷聡（大阪市立大学）

1. 研究の背景と目的

過去2年の本助成研究（高反応性消石灰に起因する焼却飛灰からの有機物汚濁負荷に関する研究（その1）および（その2））により，近年，使用が増加している高反応性消石灰が最終処分場浸出水の有機汚濁負荷の1つの原因となっていることが明らかとなった^{1,2)}。それらの研究では焼却残渣を主灰と飛灰に分けて評価したが，近年の焼却施設では熱回収を進めるために，ボイラー，エコノマイザ，減温塔などの熱回収設備が設置されており，それらにも灰状の物質が付着することが知られているが，その実態は不明である。そこで本年度は，複数の施設から熱回収残渣を採取し，各残渣の重金属含有量とTOCを含めた溶出挙動を把握した。また各灰の特性を踏まえて金属類の焼却施設内での分配挙動，最終処分場への金属類や高反応性消石灰に由来する有機汚濁成分の溶出負荷の推定を試みた。

2. 研究方法

2.1. 熱回収残渣の金属類の含有量と TOC を含めた溶出挙動

対象試料は，12施設からの熱回収残渣（ボイラー灰，エコノマイザ灰，減温塔灰）とバグ灰（バグフィルターでの集じん灰）のうち入手できたものとした。その一覧を表1に示す。

表1 対象試料と対象施設の基本情報

施設	炉型式	排ガス 処理方式	消石灰	対象試料			
				ボイラー灰	エコノマイザ灰	減温塔灰	バグ灰
A	ストーカ	湿乾併用	JIS 特号	—	○	○	○
B	ストーカ	湿乾併用	高反応性	—	○	—	○
C	ストーカ	乾式	高反応性	○	○	○	○
D	ストーカ	乾式	高反応性	○	○	○	○
E	ストーカ	湿乾併用	JIS 特号	○	○	—	○
F	ストーカ	湿乾併用	JIS 特号	○	○	○	○
G	ガス化溶融	乾式	高反応性	○	○	—	○
H	ストーカ	乾式	高反応性	○	○	—	○
I	ストーカ	乾式	高反応性	○	—	○	○
J	ストーカ	乾式	高反応性	—	○	○	○
K	ストーカ	乾式	JIS 特号	—	—	○	○
L	ストーカ	湿式	—	—	—	○	○

2.1.1. 熱回収残渣の金属類の含有量(n=3)

対象試料1.0 gに王水10 mLを加え，マイクロ波加熱分解装置（マイルストーン mls1200mega）で酸分解を行った。冷却後，溶液を定量ろ紙（ADVANTEC 5C）で自然ろ過した後100mLに調製し，ICP-OES（SHIMADZU ナノテクノロジー VISTA-MPX）で金属類を測定した。

【連絡先】 水谷聡 大阪市住吉区杉本 3-3-138 大阪市立大学大学院工学研究科

Tel/fax 06-6605-2727 miz@eng.osaka-cu.ac.jp

【キーワード】 都市ごみ焼却飛灰，熱回収残渣，TOC，高反応性消石灰，溶出試験

2.1.2. 熱回収残渣のTOCを含めた溶出挙動(n=3)

250mL容のポリ容器に試料10gと蒸留水100mLを加えて振とうした（毎分200回，幅4～5 cm，6時間）。遠心分離（KOKUSAN H-40a，3000 rpm，20分），吸引ろ過（1.0μmメンブランフィルター）後の上澄み液のpHと金属類濃度，TOC濃度（SHIMADZU TOC-VCSH）を測定した。

2.2. 焼却施設内における熱回収残渣を含めた焼却残渣への金属類の分配

D，F施設とL施設（湿式処理）を対象に主灰の全含有量と溶出濃度も測定した。ただし入手できた主灰はD，L施設では炉底灰，F施設では火格子落じん灰のみであり，それぞれを各施設の主灰とした。初年度の助成研究で行ったアンケート結果³⁾とごみ焼却施設台帳⁴⁾の情報に基づいたD，F，L施設の焼却残渣の年間排出量を表2に示す。ここで処理灰とは薬剤処理灰であり，D施設では薬剤使用量が不明だった為，アンケートでの平均値である55.8t/年を代用した。また主灰とばいじんの合計排出量を全焼却残渣の排出量として試算を行った。

肴倉が調査した2ヶ所の焼却施設では，熱回収残渣の発生割合は全焼却残渣の2.2%と6.9%であり，また熱回収残渣の発生割合が2.2%の施設では2%が空気予熱器灰，0.2%が減温塔灰であった⁵⁾。本研究では，この値を参考に表3に示すように熱回収残渣の排出割合を設定した。L施設にはボイラー・エコノマイザ自体がない為，減温塔灰＝熱回収残渣とした。

表2，3からシナリオごとに熱回収残渣の排出量を定めて各焼却残渣の年間排出量を推定し，2.1.1で求めた焼却残渣ごとの全含有量と掛けて各焼却残渣中の金属量を求めた。さらに主灰・熱回収残渣・バグ灰の金属量の合計における各焼却残渣への金属類分配率を算出した。

表2 各施設の焼却残渣の排出量

施設	主灰	ばいじん	処理灰
D	10,208	2,449	2,505
F	10,086	3,453	3,506
L	6,294	1,099	1,125

(単位 t/年)

表3 各シナリオでの熱回収残渣の発生割合

シナリオ	ボイラー灰	エコノマイザ灰	減温塔灰
D-①，F-①	0.99%	0.99%	0.22%
L-①	—	—	2.20%
D-②，F-②	3.105%	3.105%	0.69%
L-②	—	—	6.90%

2.3. 熱回収残渣を含めた焼却残渣からの金属類，TOC の溶出負荷の推定

最終処分場での浸出水処理への負荷を検討するために，2.2と同様，表2，表3から推定した各焼却残渣の年間排出量と，2.1.2で測定した金属類・有機炭素溶出濃度を掛け合わせて，各焼却残渣からの金属類と有機炭素（TOC）の溶出量を求めた。さらに全溶出量への寄与割合を各焼却残渣ごとに算出した。

3. 結果と考察

3.1. 熱回収残渣の金属類の含有量と TOC を含めた溶出挙動

例として図1に各焼却残渣のPbの全含有量を示す。同一施設で比較するとG，J施設を除いてバグ灰が高くなり，熱回収残渣とバグ灰とは性状が異なる試料が多かった。図2に各焼却残渣のPbの溶出濃度と溶出率（全含有量に対する溶出量）を示す。ストーカ炉の同一施設で見ると熱回収残渣はバグ灰よりも低かったが，埋立基準値を超える熱回収残渣も散見され，安定化処理が必要であると考えられた。

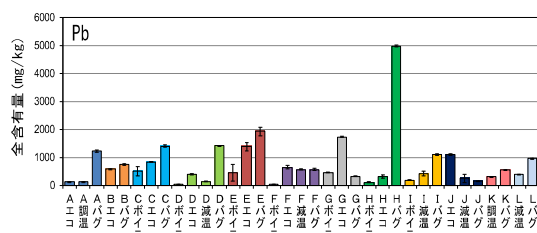


図1 各焼却残渣の Pb 全含有量

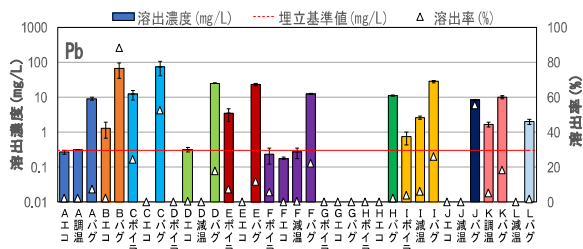


図2 各焼却残渣の Pb 溶出濃度と溶出率

図3にTOCの溶出濃度を示す。高反応性消石灰を使用している乾式方式であるC, D, G, H, I, J, H施設のバグ灰ではTOC溶出濃度が高く、特にC, D, I施設では50 mg/Lを超えた。熱回収残渣からのTOCは10 mg/L以下のものが多く、バグ灰に比べて低かった。

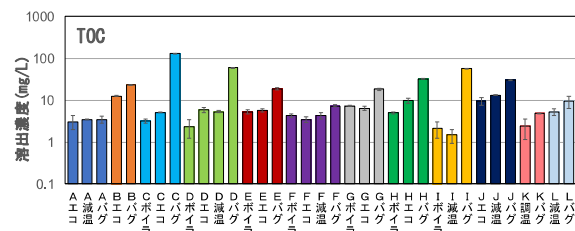


図3 各焼却残渣の TOC 溶出濃度

3.2. 焼却施設内における熱回収残渣を含めた焼却残渣への金属類の分配

表4に各施設のシナリオ②でのPb, Caの分配率を示す。F施設の火格子落じん灰ではPbが検出されず、主灰の寄与が低くなった。F施設のPbを除くと、他の金属類を含めて主灰への金属類の分配率は6割以上であった。熱回収残渣の発生割合が2.2%と仮定したシナリオ①ではほとんどの元素で熱回収残渣への分配率は1%以下であったが、熱回収残渣の発生割合が6.9%と仮定したシナリオ②では、熱回収残渣とバグ灰とが同等の分配率になるものもあり、更なる調査が必要であるものの、熱回収残渣を飛灰と同様に扱うべきであるケースがあることが示唆された。

表4 想定シナリオでの各焼却残渣への金属類分配率と溶出率の寄与割合 (単位%)

シナリオ	元素	含有量					溶出量				
		主灰	Bo 灰	Eco 灰	Ge 灰	BF 灰	主灰	Bo 灰	Eco 灰	Ge 灰	BF 灰
D②	Pb	90.1	0.1	0.6	0.05	9.1	ND	ND	0.2	ND	99.8
	Ca	69.6	4.8	4.7	1.2	19.7	3.6	2.2	4.6	0.5	89.2
	TOC	—	—	—	—	—	20.0	0.6	1.4	0.3	77.7
F②	Pb	ND	1.0	15.4	3.0	80.5	ND	0.3	0.2	0.1	99.4
	Ca	91.9	0.9	1.0	0.2	5.9	17.4	2.4	4.2	1.1	74.9
	TOC	—	—	—	—	—	67.0	2.7	2.2	0.6	27.5
L②	Pb	70.9	—	—	7.5	21.6	ND	—	—	ND	100
	Ca	86.1	—	—	7.8	6.0	63.1	—	—	16.1	20.8
	TOC	—	—	—	—	—	74.3	—	—	8.4	17.3

*Bo 灰:ボイラー灰, Eco 灰:エコノマイザ灰, Ge 灰:減温塔灰, BF 灰:バグ灰

3.3. 熱回収残渣を含めた焼却残渣からの金属類、TOC の溶出負荷の推定

各焼却残渣への金属類溶出量の割合も表4に併せて示した。Pbはほとんどのシナリオでバグ灰が100%を占めた。CaはD施設ではバグ灰が約9割、F施設ではバグ灰が約7.5割、L施設では約6割が主灰からの溶出で、乾式処理のバグ灰のCa溶出量の割合が大きくなった。TOCは、ほとんどのシナリオで熱回収残渣による影響は小さいと推定された。

図4にシナリオ②での各焼却残渣からのTOCの溶出の寄与割合を、炉のイメージと対応させて示す。湿式処理やJIS特号消石灰を用いる乾式処理では主灰の寄与が大きいが、シナリオD-②のように有機汚濁負荷の高い高反応性消石灰を使用する乾式排ガス処理では、集じん灰の寄与が大きいが確認できる。

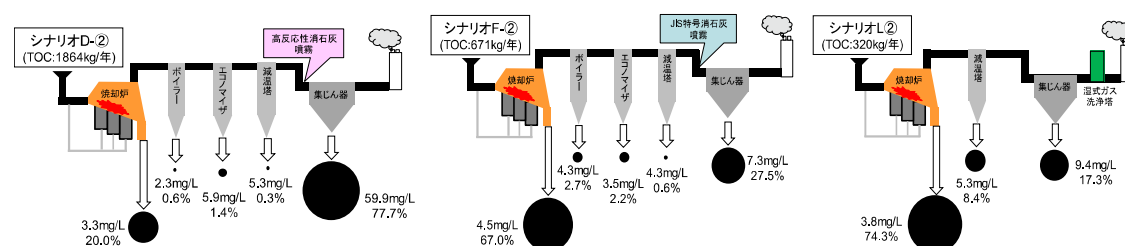


図4 シナリオごとの各焼却残渣の TOC 溶出濃度と溶出量の寄与割合

4. 結論

- (1) 熱回収残渣の性状は多様で飛灰と同一性状であるとは言えなかったが、Pbの溶出濃度が埋立基準値を超えるものも散見され、安定化処理を行った後に埋立処分されることが望ましいと考えられた。
- (2) 熱回収残渣の発生量を残渣全体の2.2%とすると熱回収残渣へのほとんどの金属類分配率は1%以下であったが、6.9%と仮定するとバグ灰と同等かそれ以上になるものがあった。
- (3) TOCの溶出負荷は、湿式処理やJIS特号消石灰を用いる乾式処理では主灰の寄与が大きいが、有機汚濁負荷の高い高反応性消石灰を用いる乾式排ガス処理では集じん灰の寄与が大きいが確認された。

5. 参考文献

- 1) 的崎克規・水谷聡・肴倉宏史・貫上佳則，都市ごみ焼却における排ガス処理用消石灰に含まれる有機炭素成分（TOC），第28回廃棄物資源循環学会研究発表会 講演原稿，pp.399-400，2017
- 2) 水谷聡・的崎克規・貫上佳則，高反応性消石灰に含まれる有機成分の化学分解性について，環境衛生工学研究 33(3)，pp.130-132，2019
- 3) 的崎克規・水谷聡・貫上佳則，焼却飛灰に含まれる高反応性消石灰に関するアンケート調査，第29回廃棄物資源循環学会研究発表会 講演原稿 2018，pp.387-388，2018
- 4) 廃棄物・3R研究財団，ごみ焼却施設台帳 全連続燃焼方式編（平成21年度版）
- 5) 有用・有害金属挙動に着目した都市ごみ焼却残渣の循環資源化トータルスキームの構築 (3K143007)，環境研究総合推進費補助金 循環型社会形成推進研究事業 総合研究報告書，2017年5月