

III. 持続可能な廃棄物処理システム構築の検討

ここまでの検討結果や地域循環共生圏の考え方を踏まえつつ、地域の廃棄物処理システムの高度化に資するものとして、廃棄物処理方式の選定に関する課題や処理技術等について検討を行い、整理した。

1. 検討対象とする廃棄物処理方式

「2050年カーボンニュートラルに伴うグリーン成長戦略（令和2年12月25日策定）」では、今後の取組として、焼却施設排ガス等の活用については、革新的技術の開発や実証事業等を通じたスケールアップ、コスト低減等を図り、実用化に向けた取組を進めることとされている。

廃棄物・資源循環分野においては、CCUSを前提とした廃棄物処理システム・施設のあり方を調査研究・技術開発していく必要がある。図 III-1 に廃棄物・資源循環分野における CCUS の技術要素を示す。廃棄物中の炭素は、以下のように処理方式に応じた CCUS 技術の適用により、貯留や有効利用ができる。炭素のバイオマス由来比率が高ければ、ネガティブエミッションや低炭素な燃料の供給が可能となり、あるいはその効果が高まる。

焼却処理では、他の大規模排出源における CCUS と同様に、廃棄物の燃焼排ガス中の CO₂ を分離回収し、貯留及び燃料や化学品への変換利用ができる。

熱分解技術では、方式・条件に応じて廃棄物をガス（合成ガス）・油（バイオオイル）・固体（バイオ炭）に転換できる。ガス化は、焼却処理の CCU とは異なり処理物を完全に酸化させることなく直接的に合成ガスを得ることができるため、燃料や化学品への活用・変換をエネルギー収支面などでより効率化できる可能性がある。バイオオイルやバイオ炭は低炭素燃料として利用可能であるが、バイオ炭は、土壤に施用して炭素貯留することなどで、ネガティブエミッション技術として活用できる可能性もある。

メタン発酵では、発生するバイオガス中の CO₂ が高濃度であるため、純メタンを利用するために既に各種分離技術により CO₂ との分離が行われているが、分離プロセスを経ずに水素と反応させる直接メタネーションも可能であり、水素の利用可能性を前提にバイオマス由来のカーボンフリーなメタンの生産量を効率的に増大できる。そのために注目される技術が「バイオメタネーション」であり、微生物や酵素を利用してメタンを生成する方式で、メタン発酵と相性がよい。

本業務では、図 III-1 に示した技術要素のうち、焼却施設における CO₂ 分離回収技術、熱分解処理（ガス化）技術、バイオメタン転換技術の3方式について検討した。

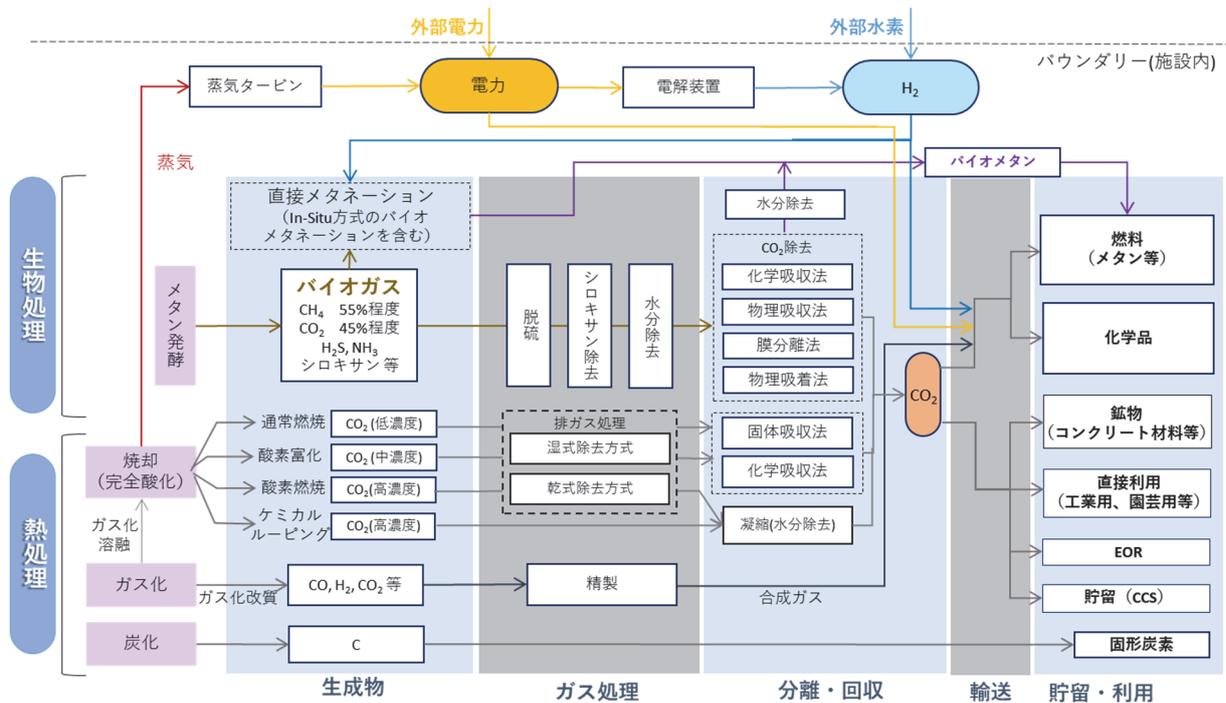


図 III-1 廃棄物・資源循環分野における CCUS の技術要素

出典：国立環境研究所倉持副領域長・小林主任研究員らの提供情報等に基づき各種資料より作成

2. 廃棄物処理方式の処理技術等についての個別技術ごとの検討

2.1 焼却施設の CO2 分離回収技術

(1) 概要

火力発電やエネルギー多消費型産業等の大規模排出源向けの CO2 分離回収と同様に、廃棄物焼却施設においても焼却排ガス中の CO2 の分離・回収が可能である。廃棄物焼却施設に限らず、排ガス中の CO2 の分離・回収技術には、燃焼後に分離・回収する Post-Combustion、燃焼前に分離・回収する Pre-Combustion、空気ではなく純酸素で燃焼する Oxy-Combustion がある。このうち、Pre-Combustion については、天然ガスの水蒸気改質等が該当し、適用可能なプラントとして廃棄物焼却施設は該当しない。

Post-Combustion では、焼却排ガスを湿式又は乾式の排ガス処理後に、焼却排ガス中(濃度 10%前後)の CO2 を分離・回収する。分離・回収方法は、固体吸収法、化学吸収法等、大規模排出源に適用される技術と同様である。現在、計画中の案件を含めたごみ焼却施設における CO2 分離・回収のほとんどは化学吸収法、とりわけアミン吸収法によって実施されている。アミン吸収法による分離・回収設備は、大きく分けて吸収塔と再生塔から構成される。排ガス中の CO2 は、まず、吸収塔において 40℃～50℃で CO2 と結合反応を起こすアミン溶液と反応した後、再生塔にて 110℃～130℃に加熱することで、吸収液から放散される。上記の特性上、アミン吸収法による分離・回収は再生塔における加熱時に多くの熱量(エネルギー)を要する。

出典：「平成 25 年度シャトルシップによる CCS を活用した二国間クレジット精度実現可能性調査委託業務報告書」(環境省)より作成

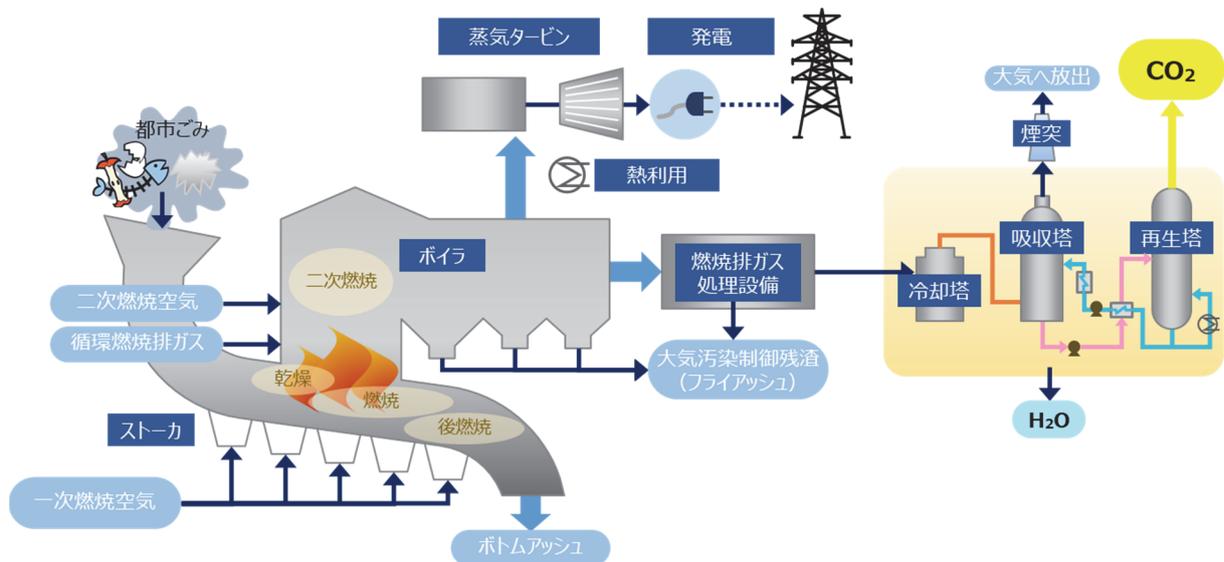


図 III-2 CO₂ 分離回収設備を付帯した廃棄物焼却施設の設備構成 (例)

出典：“Waste-to-Energy Incineration” (UNEP(2020)) を参考に作成

Oxy-combustion (酸素燃焼) は、空気ではなく純酸素で燃焼する方法で、排ガス中に窒素が含まれないため、CO₂ 濃度が大幅に上昇し、理論的には排ガス中蒸気の凝縮によって簡単に CO₂ を分離・回収することができる。また、純酸素で燃焼させずとも、燃焼空気中の酸素濃度を上げた状態で燃焼させる (酸素富化燃焼) ことによって、排ガス中の CO₂ 濃度を上昇させることによる分離・回収プロセスの効率化が期待される。また、空気と燃料を直接接触させる代わりに、金属酸化物中の酸素を用いて燃焼を行うケミカルルーピングといった燃焼方法も理論的には存在し、排ガスに窒素が混入しないため、容易に CO₂ を分離・回収できるほか、金属酸化物を循環利用することが期待される。

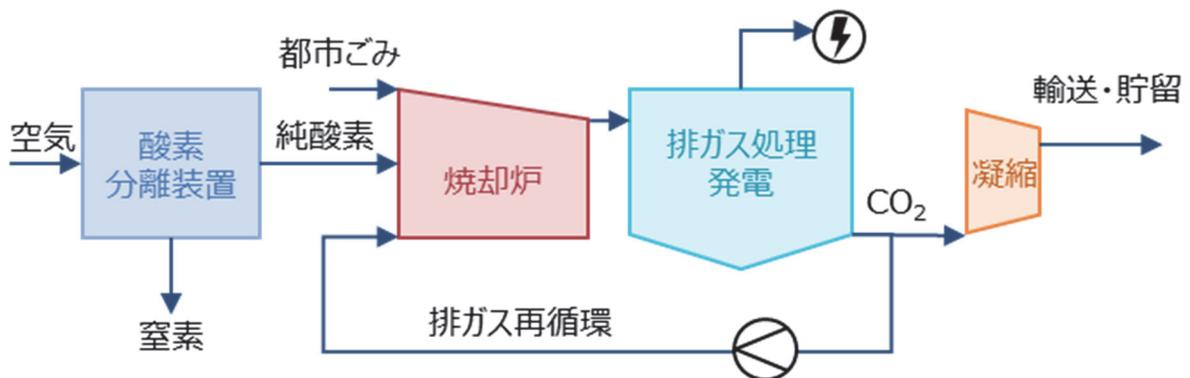


図 III-3 酸素燃焼の設備構成 (例)

出典：Opportunities for CO₂ Capture in the Waste-to-Energy Sector (Mario Ditaranto et al. (2019)) を参考に作成

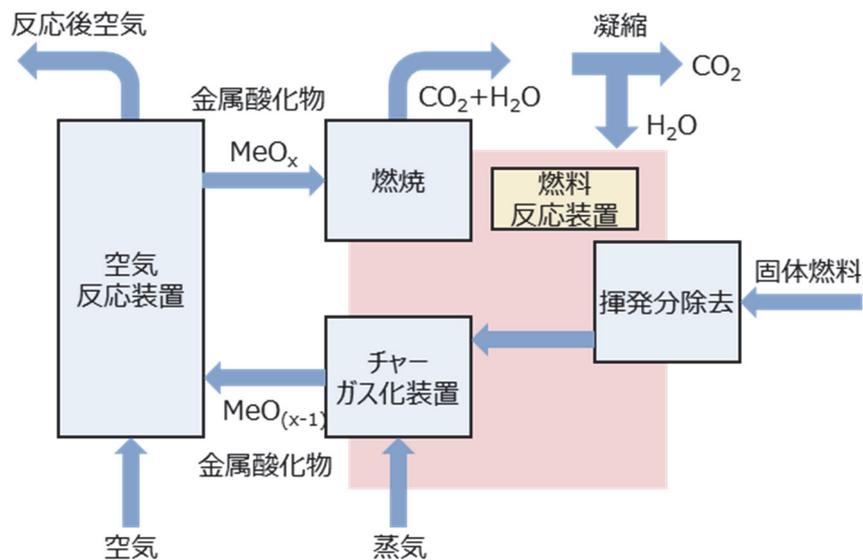


図 III-4 ケミカルループの設備構成 (例)

出典：Process Modelling of Chemical Looping Combustion of Paper, Plastics, Paper/Plastic Blend Waste, and Coal (ACS OMEGA (2020)) を参考に作成

(2) 既存事例

廃棄物焼却施設からの CCUS の国内外の事例を表 III-1 に示すとおり整理した。国外における廃棄物焼却施設の事例は、欧州が中心であることが確認された。CCS の事例は、基本的に排ガス全量を回収対象とする場合が多く、全て北海で貯留されていることになっている (うち北欧が 2 件)。また、CCU の事例は、施設園芸の盛んなオランダで多く運転・計画されており、排ガス中 CO₂ の全量を対象とした事例は見当たらず、CO₂ 回収量は CCS と比較して小規模な事例もある。なお、国内では CCS の大規模実証が苫小牧で実証されているところである。

表 III-1 廃棄物焼却施設からの CCUS の国内外の事例

分類 (CCS/CCU)	施設・企業名/ プロジェクト名	国名	対象施設	施設の処理能力 (ごみ焼却施設) [kt/y]	CO ₂ 回収施設 稼働状況	CO ₂ 回収施設 稼働開始	CO ₂ 排出量 [kt/y]	CO ₂ 回収量 [kt/y]	分離回収技術	備考
CCS	Fortum Oslo Varme- Klemetsrud	ノルウェー	ごみ焼却施設	375~400	パイロット試験中	2018年(FEED) 2023~2024年(予定)	430~460	400(予定)	化学吸収法 (アミン溶液)	下記"Northern Lights"により北海に貯蔵
	CCS Northern Lights プロジェクト	ノルウェー	セメント工場、ごみ焼却施設 (Fortum Oslo Varme)、アンモ ニア工場等を検討中	-	計画遂行中	2023~2024年 (予定)	-	1,500(第一段階、 25年間) 5,000(第二段 階)	N.A.	・ CCS(貯留容量: 1億) ・ 液化したCO ₂ を船でOygarden市のターミナルに輸送し、そこからパイプラインで 北海の海底2600mに貯蔵 ・ CO ₂ 回収源の一つとして上記"Fortum Oslo Varme"がある(1500kt/yのうち 400kt/yはFortum Oslo Varmeから)
	CCS PORTHOS プロジェクト	オランダ	製油、化学、水素、肥料のプラ ントを検討中	-	計画遂行中	2023年(予定)	-	2,000~ 5,000	N.A.	貯留容量: 37,000kt
	ARC CCSプロジェクト	デンマーク	ごみ焼却施設	400	計画遂行中	2023~2025年実証プラント ・ 2025年稼働予定	560	500	化学吸収法 (アミン溶液)	・ CO ₂ は北海にて長期貯蔵 ・ ARCの焼却排熱は地熱供給網に利用されており、CO ₂ 回収を組み合わせることで、実質 的にエネルギーを消費せずCO ₂ 回収が可能
	Acornプロジェクト	英国	発電施設、ガス処理施設、(石 油) 化学工場、セメント及び鉱 業工場、ごみ焼却施設、金属加 工工場等を検討中	-	計画遂行中	2023年(貯蔵施設の稼働開始 予定)	-	200以上 (第1段階、 2023年まで)	-	・ 既存のオイル・ガスパイプライン、船で輸送し、北海に貯蔵
CCU	Net Zero Teesside プロジェクト	英国	ごみ焼却施設施設 (Teess Valley facility) 等	-	計画遂行中	-	-	-	化学吸収法	・ スエズ社が運営する4つのごみ焼却施設 (WtE施設) のうち、1施設についてBP社と 覚書を2020年11月に締結 ・ 施設で回収するCO ₂ をBP社が参加するNet Zero Teessideプロジェクトに供給
	HyNet Northwest プロジェクト	英国	ごみ焼却施設等	-	計画遂行中	2026年 (Vindor社のランコロンにあ るごみ焼却施設)	-	-	-	・ イングランド北西部及び北ウエールズ地域へ水素を供給し、同地域のCO ₂ を回収・ 貯蔵。2030年までに年間1千万トンCO ₂ の削減を目指す ・ Vindor社は、HyNet Northwestプロジェクトとパートナーシップを築き、ラン コロンにあるごみ焼却施設に炭素回収技術を導入
	KVA Linth	スイス	ごみ焼却施設 (Niederurnen)	115	コスト及びリスク を調査中	-	120	-	-	・ KVA Linthのほか、Association of Operators of Swiss Waste Recycling Plants (VBSA)、Swiss Federal Institute of Technologyが参加、政府機関と自治体(グラ ル州)より資金的な支援を受ける ・ 国内でのCO ₂ 貯蔵は地盤的に困難であるため、外国へ輸送(船・鉄道等)すること を想定
	佐賀市清掃工場	日本	ごみ焼却施設	74	稼働中	2016年	54	3	化学吸収法 (アミン溶液)	回収したCO ₂ を二酸化炭素貯留タンクに保管した後、パイプラインで事業者へ供給 し、藻類培養や植物工場で活用
	HVC-Alkmaar Project 1	オランダ	ごみ焼却施設	682	Project 2へ移行す るためのパイロッ ト試験中	2018年	674	4	化学吸収法 (アミン溶液)	液化CO ₂ の温室栽培利用
	AVR-Duiven	オランダ	ごみ焼却施設	361	稼働中	2019年	400	50~60	化学吸収法 (アミン溶液)	・ 液化CO ₂ の温室栽培利用 ・ 現状のCO ₂ 回収率は85%
	HVC-Alkmaar Project 2	オランダ	ごみ焼却施設	682	F/S	2022年(予定)	674	75	化学吸収法 (アミン溶液)	液化CO ₂ の温室栽培利用
	小田原市環境事業セ ンター(環境省CCU実証事 業、日立造船)	日本	ごみ焼却施設	27	実証プラント 建設中	2022年(予定)	N.A.	N.A.	化学吸収法	メタネーション
	久慈市(環境省CCS実証 事業、積水化学工業)	日本	ごみ焼却施設	N.A.	実証プラント 建設中	2021年(予定)	N.A.	N.A.	化学吸収法	合成ガスに変換後、微生物によるエタノールの製造
	Twence-Hengelo	オランダ	ごみ焼却施設	608	技術者による検討 段階	N.A.	600(試算)	100	化学吸収法 (アミン溶液)	CO ₂ の重曹製造はパイロットプロジェクトレベルで実施済。 液化CO ₂ の温室栽培利用が干酸や重曹の生産、または建設材料としての活用
AVR Rozenburg	オランダ	ごみ焼却施設	N.A.	FEED/F/S後の基 本設計段階	N.A.	1153	800	化学吸収法 (アミン溶液)	N.A.	
AEB Amsterdam	オランダ	ごみ焼却施設	127	2019年にF/S完了	N.A.	1268	450	化学吸収法 (アミン溶液)	温室栽培利用や化学薬品への再利用を検討中	

出典：国立環境研究所小林主任研究員の情報提供及び昨年度環境省報告書に基づき各種資料より作成

【参考】 苫小牧（北海道）におけるCCS大規模実証試験の事例

経済産業省、NEDO、JCCSの3者により実施された、国内初の大規模CCS実証実験であり、2016年度4月より、年間10万t規模のCO₂圧入を開始し、2019年11月22日（開始より約3年8か月）に当初目標としていた累計CO₂圧入量30万tを達成している。

また、分離回収プロセス（アミン吸収法）におけるエネルギー消費量は、目標値である1.22GJ/t-CO₂以下を達成している。



図 III-5 分離・回収／圧入設備の俯瞰図

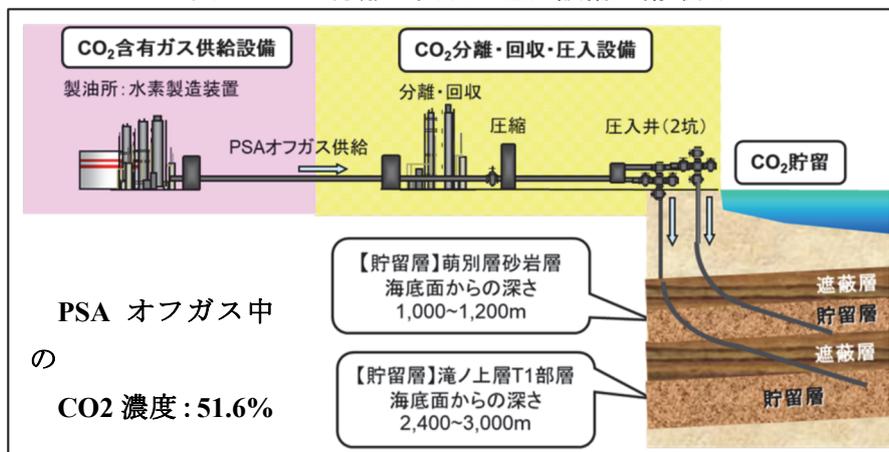


図 III-6 本事業の全体概要



図 III-7 全体スケジュール

出典：「苫小牧におけるCCS大規模実証実験30万トン圧入時点報告書（「総括報告書」）」（2020年、経済産業省、NEDO, JCCS）にPCKK加筆

(3) 課題

廃棄物焼却施設における CO₂ の分離・回収に関して、技術的・社会的側面からの課題について調査した。本項目では、主に、(1) で挙げた分離・回収技術のうち、アミン吸収法を例にとりその技術的課題を整理する。

アミン吸収法により CO₂ の分離・回収を行う場合、前述のとおりその分離・回収プロセスにおいて相当量のエネルギーを要することから、エネルギー収支の悪化が懸念される。廃棄物焼却施設への CO₂ 分離回収は、他の大規模排出源と比較して小規模であることから割高になる可能性があるが、それに加えて、エネルギー収支が悪化すれば、さらに処理コストが増大してしまうことも懸念される。仮に、300t/日規模の焼却施設にて CO₂ を分離・回収し、輸送のため液化まで行った場合、現状の性能の CO₂ 分離・回収設備を単純に追加すると、蒸気消費に伴う発電量の低下及び消費電力の上昇により、売電が行えなくなるとの試算もある。また、中長期シナリオ（案）でも試算した通り、紙類、プラスチック類の発生抑制、リサイクルが進展した場合に発熱量が大幅に低下することの可能性も踏まえた新しい燃焼方式等の開発も必要となってくる可能性がある。

また、火力発電所等の性状の均一な燃料を焼却する施設と異なり、廃棄物処理施設は種々雑多な成分を含む廃棄物を焼却するために、二酸化炭素の濃度が変動し、さらに各種微量成分が含まれることへの対応が必要になる。

2.2 熱分解処理技術

(1) 概要

1) ガス化

熱分解技術では、その方式・条件により、廃棄物をガスや油あるいは固体（バイオ炭）に転換することが可能である。商用機における廃棄物ガス化は、世界でも日本が先頭に立っていると見なされている分野であり、国内では熱分解ガスを燃焼させて残渣を溶融（スラグ化）する方式（ガス化溶融）の導入事例が多いが、改質して合成ガスを処理施設外へ供給する方式（ガス化改質）も存在する。特にガス化改質方式は、我が国が世界に類を見ない導入・運転実績を誇るものの、現状では運転コスト面がネックとなり、新規導入が期待できない状況にある。

一方で、燃焼後に CO₂ を分離回収してから変換・合成する焼却処理での CCU とは異なり、熱分解では直接的に合成ガスを得ることが可能であり、相対的に早期の社会実装が期待できる。そのため近年では、欧米においても CCU を前提とした廃棄物処理技術として関心が高まっている。

以上より、持続可能な廃棄物処理システムを構築するための技術の一つとして、CCU を前提とした熱分解施設のエネルギー収支の改善や安定稼働を実現し、熱分解施設の低コスト化、ひいては早期の社会実装を図ることが求められる。

表 III-2 都市ごみ・バイオマスを対象とした実用スケールの運転している
ガス化施設の世界の状況

	概略 施設数	概略規模 (t/日)	施設の場所
日本製鉄	33	100-800	日本、韓国
サトー社/JFE	5	100-600	日本
日立造船	6	30-300	日本
三井R-21	6	150-400	日本
荏原	7	100-400	日本
Enerkem	1	~300	カナダ
Plasco	1	~100	カナダ
AlterNRG	2	150-200	カナダ、日本
Energos	7	100-250	欧州

出典：Simona Ciuta 他 “Gasification of Waste Materials”, Academic Press (Elsevier), 2018

※過去の国外文献であり、少なくとも国内は最新状況とは異なる。

2) 炭化（インベントリにおけるバイオ炭に関する報告）

バイオ炭については、農地または草地への施用に伴う鉱質土壌の炭素ストック変化量の算定方法が、2019年 IPCC ガイドライン改良版で提示されたことを踏まえ、わが国では、2020年提出インベントリより同吸収源をインベントリに計上している。

算定対象とするバイオ炭は、データの入手可能な、木材を原料とする白炭、黒炭、竹炭、粉炭、オガ炭である。

2019年度のバイオ炭の炭素貯留効果は 5.56ktCO₂ である。

表 III-3 バイオ炭の農地への施用に伴う土壌炭素ストック量の算定方法

$$\Delta BC_{C_{ms}} = \sum_p (BC_{TOTp} \times F_{Cp} \times F_{perm_p})$$

$\Delta BC_{C_{ms}}$: バイオ炭の農地施用に伴う鉱質土壌の炭素ストック変化量 [t-C/yr]
 BC_{TOTp} : 当該年に鉱質土壌耕地に施用されたバイオ炭 p の量 [t-d.m./yr]
 F_{Cp} : バイオ炭 p の炭素含有率 [t-C/t-d.m.]
 F_{perm_p} : バイオ炭 p の 100 年後残存率 [t-C/t-C]
 p : バイオ炭の種類（白炭、黒炭、竹炭、粉炭、オガ炭）

出典：日本国温室効果ガスインベントリ

表 III-4 バイオ炭の炭素含有率と100年後残存率の設定

種類	炭素含有率		100年後残存率	
白炭	0.77	木材の熱分解のデフォルト値	0.89	>600°Cのデフォルト値
黒炭			0.89	>600°Cのデフォルト値
粉炭			0.80	450～600°Cのデフォルト値
オガ炭			0.89	>600°Cのデフォルト値
竹炭	0.436(炭素含有率と100年後残存率を包含した値に対応)			

出典：環境省温室効果ガス排出量算定方法検討会検討結果（森林等の吸収源分科会、2019年度）
 <https://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg-mrv/committee/r01/material/LULUCF_01.pdf>（最終アクセス 2022年3月1日）

表 III-5 バイオ炭の炭素貯留効果

	2019年度(k _t CO ₂)
バイオ炭	5.56

出典：日本国温室効果ガスインベントリ

【参考】IPCCガイドラインにおけるバイオ炭に関する規定

2006年IPCC国家温室効果ガスインベントリガイドラインの2019年改良（以下、2019年IPCCガイドライン改良版）において、バイオ炭の農地・草地施用に伴う鉱質土壌の炭素ストック変化量の算定式が追加された。なお、農地・草地施用以外のバイオ炭の算定式については記述がない。

同ガイドラインでは、バイオ炭はガス化または熱分解を通じて燃焼しない水準に管理された酸素濃度の下、350°C超の温度でバイオマスを加熱して作られる固形物と定義されている。バイオ炭の原料（種類）は、家畜糞尿、木材、草本、もみ殻・稲わら、木の実、バイオソリッド（製紙汚泥、下水汚泥）が対象となっている。

バイオ炭の施用に伴う鉱質土壌の炭素ストック変化量は、当該年に鉱質土壌耕地に施用されたバイオ炭の量（BC_{TOTp}）に、バイオ炭の炭素含有率（F_{Cp}）とバイオ炭の100年後残存率（F_{perm_p}）を乗じて算定される。

【バイオ炭の定義】

バイオ炭はガス化または熱分解を通じて燃焼しない水準に管理された酸素濃度の下、350°C超の温度でバイオマスを加熱して作られる固形物

表 III-6 バイオ炭の施用に伴う鉱質土壌の炭素ストック量の算定式

EQUATION 2.25A
ANNUAL CHANGE IN BIOCHAR CARBON STOCK IN MINERAL SOILS RECEIVING BIOCHAR ADDITIONS

$$\Delta BC_{Mineral} = \sum_{p=1}^n \left(BC_{TOTp} \cdot F_{Cp} \cdot F_{perm_p} \right)$$

Where:

$\Delta BC_{Mineral}$ = the total change in carbon stocks of mineral soils associated with biochar amendment, tonnes sequestered C yr⁻¹

BC_{TOT_p} = the mass of biochar incorporated into mineral soil during the inventory year for each biochar production type p , tonnes biochar dry matter yr⁻¹

F_{C_p} = the organic carbon content of biochar for each production type p , tonnes C tonne⁻¹ biochar dry matter

F_{perm_p} = fraction of biochar carbon for each production type p remaining (unmineralised) after 100 years, tonnes sequestered C tonne⁻¹ biochar C

n = the number of different production types of biochar

出典：2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas

表 III-7 バイオ炭の炭素含有率 F_{Cp}

バイオ炭の原料(種類)	熱分解	ガス化
家畜糞尿	0.38	0.09
木材	0.77	0.52
草本	0.65	0.28
もみ殻・稲わら	0.49	0.13
木の实	0.74	0.40
バイオソリッド(製紙汚泥、下水汚泥)	0.35	0.07

出典：2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas, Appendix

表 III-8 バイオ炭の100年後残存率

	100年後残存率
高温(600°C超)	0.89
中温(450~600°C)	0.80
低温(350~450°C)	0.65

出典：2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas, Appendix

(2) 既存事例

米国、イタリア、オランダ、カナダ、スペインでは、都市ごみを利用したガス化バイオメタノール製造プロジェクトが存在しており、1事例は稼働中である。

表 III-9 欧米におけるガス化バイオメタノール製造プロジェクト

ガス化技術名称/所有者	加熱原理	ガス化タイプ	原料	プロジェクト	プロジェクト段階	生成物	設備容量
SES Gasification Technology (U-Gas)	DO ₂	BB	バイオマス/ 都市ごみ	Trans World Energy, Florida (US) (Trans World Energy, 2020)	FEED done, start-up Q2 2023	メタノール	875 kt/y
NextChem Technology	DO ₂	UO ₂	都市ごみ	ENI Refinery, Livorno, Italian (IT) (NextChem, 2020b)	Basic engineering ready Q3 2020	メタノール	115 kt/y
			都市ごみ/廃材	LowLand Methanol (NL) (LowLands Methanol, 2020)	Start-up early 2023	メタノール	120 kt/y
Enerkem (Enerkem, 2020a)	DO ₂	BB	都市ごみ	Edmonton (CA)	Operational	エタノール(メタノールを経由)	30 kt/y
	DO ₂	BB	都市ごみ	Quebec (CA)	Announced construction	エタノール(メタノールを経由)	35 kt/y
	DO ₂	BB	都市ごみ	Rotterdam (NL)	Engineering	メタノール	215 kt/y
	DO ₂	BB	都市ごみ	Saragossa (SP)	Engineering	メタノール	215 kt/y

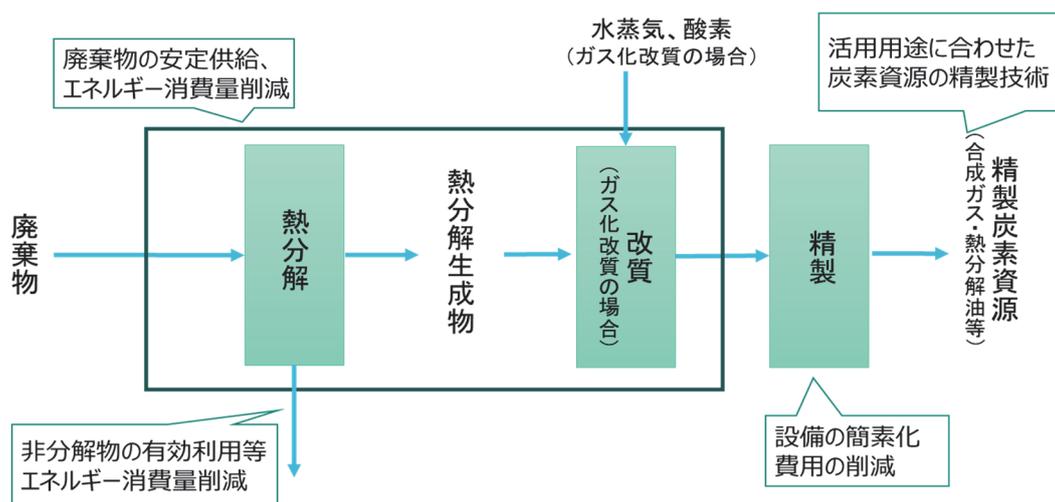
DO2 = Directly (D) heated via partial combustion with oxygen (O2); IH = Indirectly heated (IH), can be in different ways; BB = Bubbling bed (BB) principle; UO2 = Updraft (U), oxygen (O2) injected together with steam

出典：IRENA(2021)より再作表

※Enerkem の事例によると、設備容量の数値は生成物の製造量ベース

(3) 課題

廃棄物のガス化施設については前述のとおり、現状では運転コストの課題により新規導入が期待できない状況にある。運転コストの大幅削減に向けて、転換の高効率化や外部からの投入エネルギーの大幅削減、処理の安定化などが課題となる。



熱分解技術での技術課題例

図 III-8 熱分解技術の技術的課題の一例

2.3 バイオメタン転換技術

(1) 概要

1) バイオメタネーションの原理と方式

バイオメタンは、メタン発酵槽に投入された有機性廃棄物が微生物によって嫌気性消化されることで生成されるバイオガスから転換することで生成される。メタン発酵で発生したバイオガスからバイオメタンを生成する方式は、①バイオガスからのCO₂除去(アップグレード)、②バイオガスからCO₂を除去後にメタネーション、③バイオガス中のCO₂を直接メタネーションの3種類に分類される。メタン発酵によって発生するバイオガスは、CO₂の濃度が約40%と高いため、CO₂の分離プロセスを経ずに直接メタネーションできれば、バイオマス由来のメタンの回収量を効率的に増加させることが可能となる。

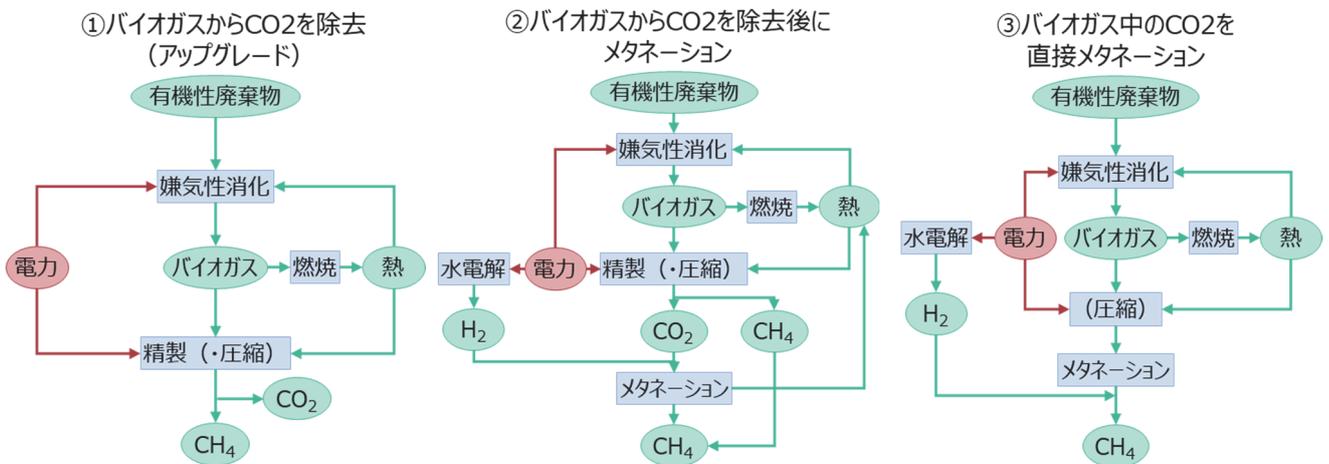
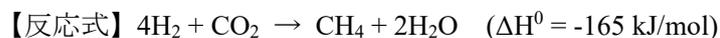


図 III-9 メタン発酵でのバイオメタンの生成方式

出典：P. Collet et al., “Techno-economic and Life Cycle Assessment of methane production via biogas upgrading and power to gas technology”, (2017) を基に再作図、一部改変

※嫌気性消化に投入する熱はバイオガスの燃焼による以外の排熱等も活用も可能

メタネーションは、下記のとおり CO₂ を CH₄ に還元する反応（サバティエ反応）であり、化学的方式である触媒メタネーションと生物学的方式であるバイオメタネーションの大きく2種類が存在する。このうち、バイオガスからの直接メタネーションに利用可能なバイオメタネーションでは、嫌気性消化槽中の微生物群集により一体的に反応が進行する。



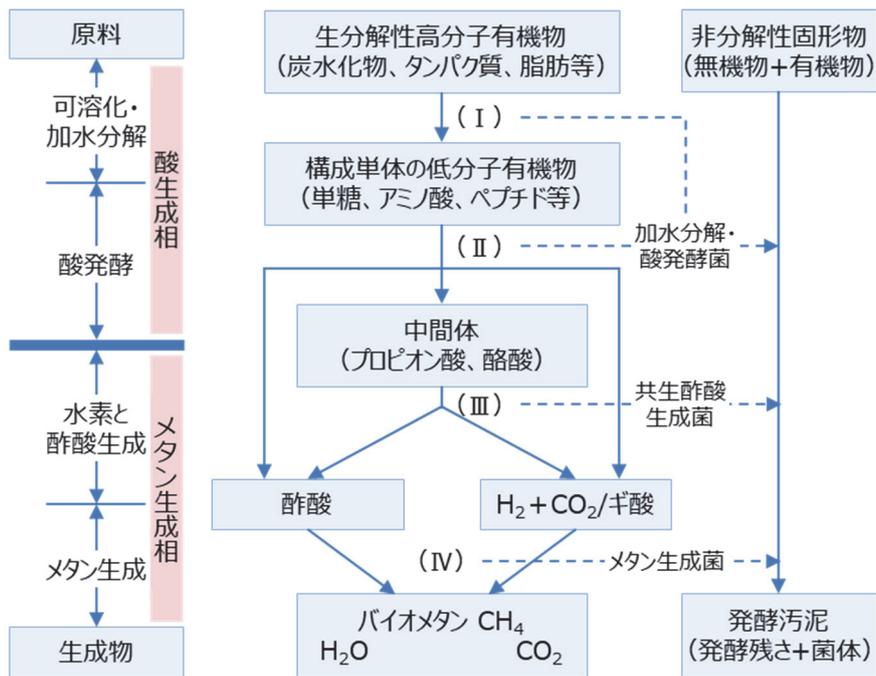


図 III-10 バイオメタネーションの反応機構

出典：全国都市清掃会議「ごみ処理施設整備の計画・設計要領(2017改訂版)」より作成 (Hanze University of Applied Sciences Groningen., “Biomethane from hydrogen and carbon dioxide”, (2019)も一部参考とした。)

バイオメタネーションは、さらに In-Situ 方式と Ex-Situ 方式の 2 種類に分類することができる。In-Situ はバイオガスを発生させる嫌気性消化槽の中に水素及び水素資化性メタン生成菌を投入することで、嫌気性消化槽の内部で直接メタネーションを実施する方式であり、新たな反応器を用意する必要がないため、投資コストを抑えることができる。一方、Ex-Situ は嫌気性消化槽からバイオガス中の CO₂ を取り出し、別のプラントにてバイオメタネーションを行う方式であり、廃棄物焼却施設等から回収した CO₂ を併せて原料とすることが可能である。Ex-Situ 方式のメタネーションでは、トリクルベッド（散水ろ床）反応器（TBR）や連続攪拌槽型反応器（CSTR）など、複数種類の反応器が開発、利用されている。

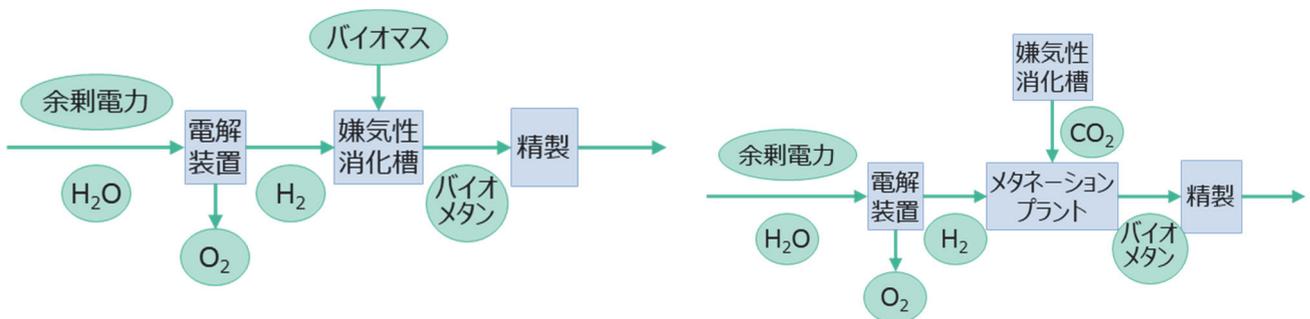


図 III-11 In-Situ 方式（左）及び Ex-Situ 方式の概略フロー

出典：D. Rusmanis et al., “Biological hydrogen methanation systems - an overview of design and efficiency”, (2019)より作成

2) バイオガス・バイオメタンの今後の可能性

IEA の Net Zero by 2050 (2021)における NetZero シナリオでは、今後 2050 年までにかけて、バイオガス・バイオメタンの大幅な供給量増加が想定されている。現在はバイオガスの状態で使用する比

率が高いが、将来はバイオメタンへの転換量の増加が見込まれており、Low-carbon gas としてもバイオメタンの割合が最も高くなっている。

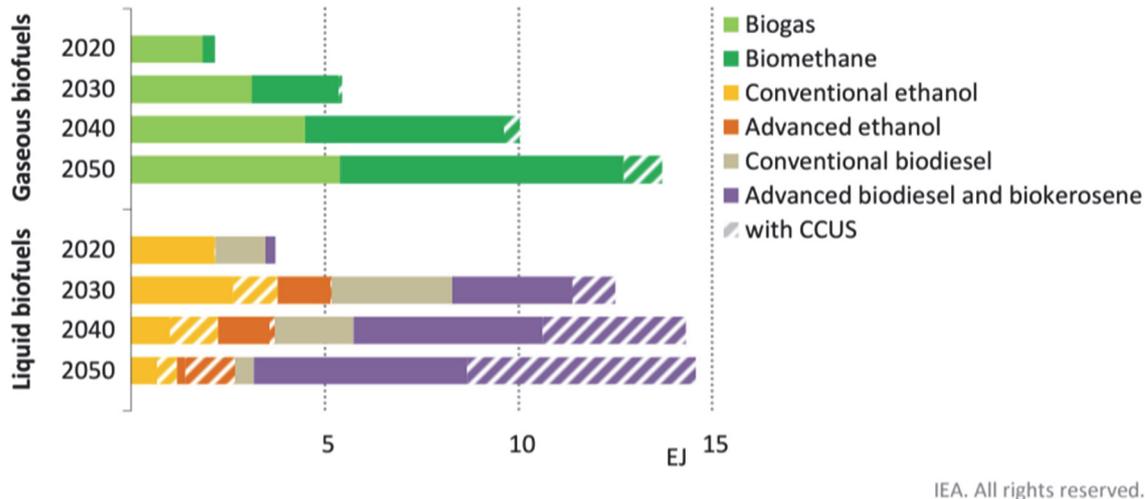


図 III-12 世界のバイオ燃料生産量の種類と技術別内訳

出典：「Net Zero by 2050 A Roadmap for the Global Energy Sector」（2021年、国際エネルギー機関（IEA）、図3.7）
 (Source: IEA (2021), Net Zero by 2050-A Roadmap for the Global Energy Sector, All rights reserved.)

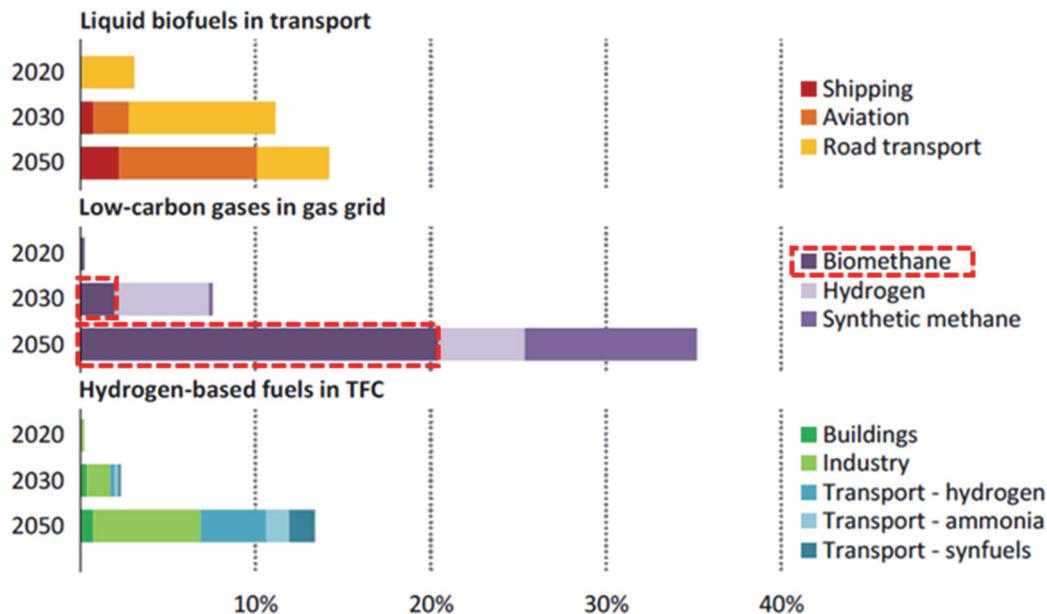


図 III-13 Low-Emission Fuel の分野毎の世界供給量予測

出典：「Net Zero by 2050 A Roadmap for the Global Energy Sector」（2021年、国際エネルギー機関（IEA）、図3.6）
 (Source: IEA (2021), Net Zero by 2050-A Roadmap for the Global Energy Sector, All rights reserved.)

このように、バイオメタンの大幅な利用拡大が予想される中で、廃棄物のバイオメタン転換技術は比較的小規模な地域分散型処理システムとして特に注目されていることから、持続可能な廃棄物処理システムを構築するための技術の一つとして、上記のような要素技術を開発・統合し、安定的かつ高効率に稼働する一連のシステムとして確立することが求められている。

【参考】バイオメタンの製造コストの試算 (P. Collet et al., 2017)

本論文では、バイオガスからバイオメタンを生成する5つのプロセスにおける製造コストを比較している。メタネーションについては、アミン吸収法又は膜分離法により除去したCO₂を利用してメタネーションする場合と直接メタネーションする場合（いずれもNi触媒によるメタネーションが想定）が分析されており、アップグレードについてはアミン吸収法と膜分離法が分析されている。

バイオメタンの単位量当たり製造コストを比較すると、バイオガス中のCO₂を直接メタネーションする場合のコストが最も低いことがわかる。（電力価格：30ユーロ/MWh（140円/ユーロ換算で約4.2円/kWh））

単純な年間平均コストでは、電解装置やメタネーションに係る資本費、運転・維持費を必要としない分、アップグレードの方がコストを抑えることができる。（IRR=10%(15年間)を想定）

メタネーションする場合の追加コストは電解装置に係る割合が大きく、イニシャルコストより電気代を含めたランニングコストの方が大きい。

メタネーションのために必要なコストは電解装置と比較すると少ない。従って、バイオガスの直接メタネーションにおいては（電解から行う場合は）電解装置も重要である。がボトルネックになり得る。

出典：P. Collet et al, Techno-economic and Life Cycle Assessment of methane production via biogas upgrading and power to gas technology, 2017 より

(2) 既存事例

バイオガスのメタネーションは欧米を中心に、触媒によるメタネーションとバイオメタネーションのどちらに関しても実証が進んでいる。

触媒によるメタネーションでのバイオメタン化はTRLが概ね5程度である。一方、バイオメタネーションについてはプロジェクト間で若干の差があり、攪拌気泡塔反応器（TRL7程度）がトリクルベッド反応器（TRL3~4程度）よりも開発が進んでいる状況が確認できる。

表 III-10 欧米の触媒によるメタネーションとバイオメタネーション比較

分類 (化学/バイオ)	企業/組織	国名	ガス原料	反応器タイプ	TRL	反応温度	圧力	追加CH ₄ 生成量	CH ₄ 純度	反応器容量	備考
化学メタネーション	Solarfuel/etogas(現在は日立造船)	Hessen, ドイツ	嫌気性消化	管状固定層 (直列配置×2)	5	250-550°C	6 barg	14kWHHV	>91%, <4% H ₂	数Lの触媒	Specht et al. (2016)
	Paul Scherrer Institut	Zürich-Werdhölzli, スイス	下水汚泥と生ごみの商用嫌気性消化	気流流動層	5	320-360°C	6 barg	0.6-0.84 Nm ³ /h (6.6-9.2 kW _{HHV})	>97%, <2% H ₂	<1 kgの触媒, 合計13 L	(Witte et al., (2019), Calbry-Muzyka et al. (2019a))
	Haldor Topsoe A/S	Foulum, デンマーク	農業廃棄物や家畜糞尿の嫌気性消化	管状固定層 (直列配置×2)	5	280-680°C	20 barg	4 Nm ³ /h (45 kW _{HHV})	97.9%, <2% H ₂	全長2-3m, 直径は非公開	Dannesboe (2019)
	Ineratec GmbH	Sabadell, スペイン	下水汚泥の商用嫌気性消化	2つの微細構造を持つ熱交換器を直列に配置して中間凝縮	5	475-375°C (1st), 375-275°C (2nd)	主に5 barg	Ca.1.4 Nm ³ /h (15.4 kW _{HHV})	93.48%, <5% H ₂	29.5cm×15cm×33.5cmの反応器が2個(2×14.8L)	Guilera et al. (2019)
	Department of Mechanical Engineering, Technical University of Denmark	デンマーク			N.A.	270-300°C	8 bar	10 Nm ³ /h	85-90%	触媒容量2L×4	
	Electrochaesa	Avedøre, デンマーク	下水汚泥の商用嫌気性消化	攪拌気泡塔 (Stirred bubble column)	7	60-65°C	10 barg	50 Nm ³ /h (550 kW _{HHV})	>97%	Ca.7 m ³ (3600 L-liquid)	Hafenbradt (2020) 攪拌による電力消費: 電解装置への入力0.13-2.5%
	Microbenenergy	Allendorf, ドイツ	商用嫌気性消化	攪拌気泡塔 (Stirred bubble column)	7	60-70°C	5-10 barg	15 Nm ³ /h (165 kW _{HHV})	>98%	5 m ³	Heller (2016) 攪拌による電力消費: 電解装置への入力0.2-2.5%
	University for natural resources and life sciences (Boku), Vienna	Tulln, オーストリア	家畜糞とスクロースのハイロットスケール嫌気性消化	向流トリクルベッド(散水床)反応器	3-4	37±2°C	Ambient	0.6 L/h (0.01 kW _{HHV})	94-99%	長さ1.5 m, 直径8 cm (容積7.5 L)	Rachbauer et al. (2016)
	National Renewable Energy Laboratory	California, 米国		攪拌反応器(stirred bioreactor)	N.A.	N.A.	18 bar	700 L (固定式) 30 L (移動式)	>97%, <3% CO ₂ (目標値)	N.A.	
	Demonstration site Solothurn	Alps, スイス	下水処理プラント(古細菌)	攪拌気泡塔(Biological stirred bubble column)	6-8	62°C以下	10-11bar	30 Nm ³ /h (325 kW)	>97-99%	3.5m ³	350kWPEM電気分解装置, 水素注入プラント, 地層貯蔵CH ₄ プラントが共存
バイオメタネーション	Institute of Chemical Engineering, Division Biochemical Engineering, Vienna University of Technology	オーストリア		連続槽型反応器(continuously stirred tank reactor)	N.A.	65°C	1bar		0.6	N.A.	A.H. Seifert et al. (2014)
	Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark	デンマーク		トリクルベッド(散水床)反応器	N.A.	>37°C, 60°C		8.49 mmol/bed -1.h-1	73%<	220ml	
	Faculty of Environmental Science and Process Engineering, Brandenburg, University of Technology Cottbus	ドイツ		トリクルベッド(散水床)反応器	N.A.	37±0.5°C	1	1.49 Nm ³ /h	98%<	61L	M. Burkhardt et al. (2014)
	Krajete GmbH	オーストリア		連続槽型反応器(continuously stirred tank reactor)	N.A.		6-15 bar			above 30 NL L-1.h-1	
	MicroPyros GmbH	ドイツ				40°C-90°C	3-7bar			2-10m ³ /h	

出典: 「Calbry-Muzyka et al., Direct Methanation of Biogas—Technical Challenges and Recent Progress, 2020」 などより作成

(3) 課題

下図にメタン発酵からのバイオガスのメタネーション技術に関する技術的課題の一例を示す。バイオメタネーション技術は欧米を中心に技術開発が進められているが、メタン発酵には乾式、湿式があり、バイオメタネーションの In-Situ 方式、Ex-Situ 方式との組合せにおいても得失があることから、最適な方式は確立されていないとみられる。特に乾式メタン発酵では、水素の溶解が律速要因となつて反応器が大型化し、スケールアップが困難な状況にあるため、水素の吸収を促進する手法の確立が求められる。

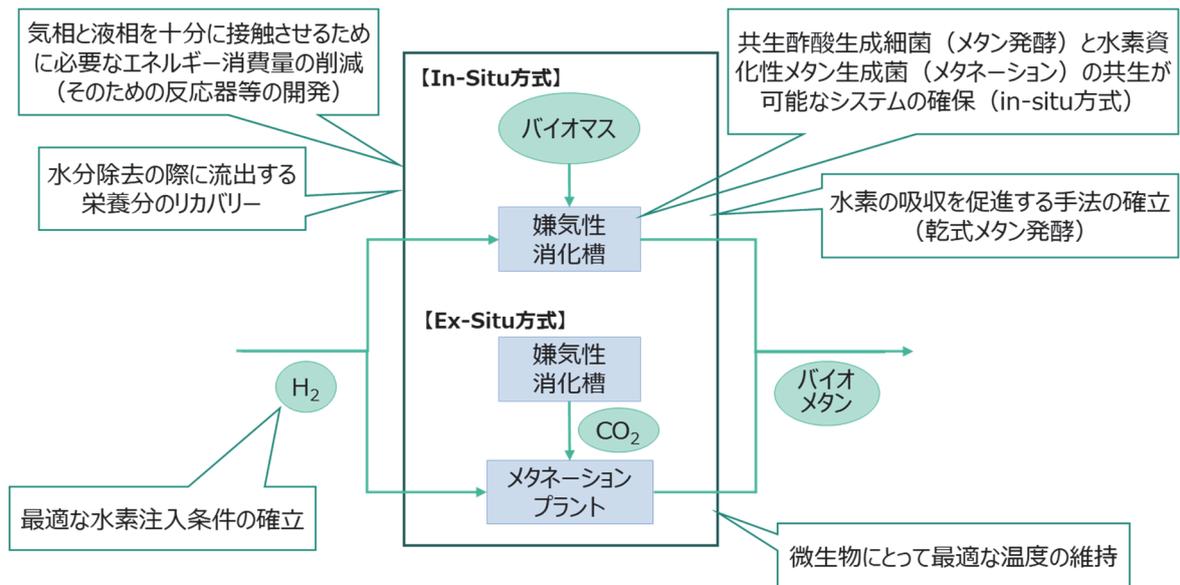


図 III-14 バイオメタネーション技術の技術的課題例

また、メタン発酵においてメタンや二酸化炭素にまで分解されなかった有機炭素は発酵残渣・消化液に移行するため、炭素循環率を向上させるためにはこれらを有効に活用する技術も必要となる。

3. 廃棄物処理方式の選定に関する課題

前節の3つの処理方式について、各処理方式の特性と将来的な3Rの進展、国内外の脱炭素動向を考慮した社会実装の一つのイメージを図III-15に示す。

中長期シナリオ(案)では、イノベーション実現、イノベーション発展、実質排出ゼロ、最大対策シナリオにおいて、含水率の高い厨芥類のメタン発酵処理を進め、実質排出ゼロ、最大対策シナリオにおいては焼却処理施設にCCUSを2040年以降に導入することを見込んだ。

一方で、実際には、前節において調査・整理した通り、2030年に向けてこれらのCCUS技術の実証が進み、社会実装に必要な条件が揃えば2040年以前に導入できる可能性もあると考えられる。

バイオガスの直接メタネーションについては、安価な水素が調達可能であること、バイオメタンの需要が存在することが選定に必要な条件となり得る。焼却施設からのCCUSは、CCSについては処理施設周辺の貯留サイトの有無が選定に必要な条件となり、廃棄物焼却施設だけの回収では事業として成立しにくいことも想定され、周辺など他の排出源との連携も必要になると考えられる。CCU及び熱分解(ガス化)については処理施設周辺の需要の有無が選定に必要な条件と成り得る。

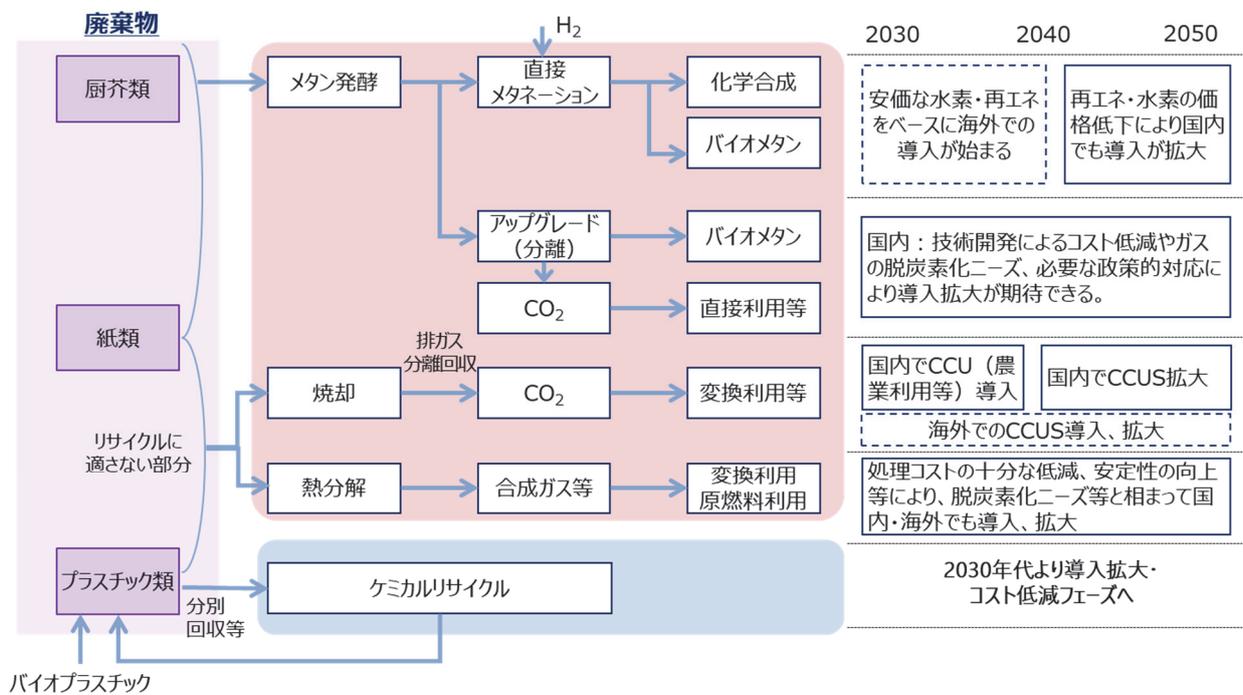


図 III-15 廃棄物・資源循環分野のCCUS技術の社会実装イメージ(例)

IV. 廃棄物・資源循環分野の 2050 年カーボンニュートラル・脱炭素社会の実現に向けた検討会及び有識者ヒアリングの実施

1. 検討会の設置・運営

本業務の実施にあたって、学識経験者及び資源循環分野関係専門家等を含む「廃棄物・資源循環分野の 2050 年カーボンニュートラル・脱炭素社会の実現に向けた検討会」を設置し、政策や技術等の検討について必要な助言を受けた。検討会委員は 15 名、オブザーバを 1 名とし、いずれも Web 上で開催した。

1.1 検討会委員

表 IV-1 検討会委員名簿

氏名	所属・役職
粟生木 千佳	公益財団法人地球環境戦略研究機関 持続可能な消費と生産領域 主任研究員
大迫 政浩	国立研究開発法人国立環境研究所 資源循環領域 領域長
大塚 直	早稲田大学法学部 教授
小野 義広	一般社団法人環境衛生施設工業会 技術委員
小野田 弘士	早稲田大学大学院環境・エネルギー研究科 教授
倉持 秀敏	国立研究開発法人国立環境研究所 資源循環領域 副領域長
酒井 伸一【座長】	公益財団法人京都高度技術研究所 副所長
高岡 昌輝	京都大学大学院工学研究科 教授
辻 佳子	東京大学環境安全研究センター センター長・教授
橋本 征二	立命館大学理工学部環境都市工学科 教授
藤井 実	国立研究開発法人国立環境研究所 社会システム領域 システムイノベーション研究室 室長
牧野 英顯	一般社団法人日本化学工業協会 常務理事
増井 利彦	国立研究開発法人国立環境研究所 社会システム領域 脱炭素対策評価研究室 室長
増田 孝弘	一般社団法人環境衛生施設工業会 技術委員
吉岡 敏明	東北大学大学院環境科学研究科 教授

(オブザーバ)

小林 拓朗	国立研究開発法人国立環境研究所 資源循環領域 資源循環基盤技術研究室 主任研究員
-------	--

※五十音順

※敬称略、第 3 回検討会時点の所属・役職

1.2 検討会開催経過

検討会は、令和3年5月、6月及び7月の3回に渡って開催した。各検討会の開催経過は表 IV-2 のとおりである。

表 IV-2 検討会開催経過

検討会	検討内容
第1回検討会	○検討会設置について ○検討の概要について ○廃棄物・資源循環分野における温室効果ガス排出状況及び BAU 排出量の見通しについて ○廃棄物・資源循環分野における温室効果ガス削減対策の考え方と重点対策領域について
第2回検討会	○検討会（第1回）の指摘事項と対応方針 ○重点対策領域について ○将来推計（対策ケース）の試算結果
第3回検討会	○検討会（第2回）の指摘事項と対応方針 ○廃棄物・資源循環分野の温室効果ガス削減シナリオ（案）について ○廃棄物・資源循環分野における 2050 年温室効果ガス排出実質ゼロに向けた中長期シナリオとりまとめについて結果報告について

(1) 第1回検討会

日時 令和3年5月14日（金）9時30分～11時30分

場所 オンライン（Webex）

(2) 第2回検討会

日時 令和2年6月10日（木）12時30分～14時30分

場所 オンライン（Webex）

(3) 第3回検討会

日時 令和3年7月13日（火）15時00分～17時00分

場所 オンライン（Webex）

2. 有識者ヒアリング実施概要

検討会を実施するうえで必要となる専門的な内容の検討のため、有識者へのヒアリングを表 IV-3 に示すとおり実施した。

表 IV-3 ヒアリング実施概要

No.	実施日時	対象者	ヒアリング概要
1	令和3年4月7日(水) 14:00~15:10	公益財団法人地球環境戦略研究機関 持続可能な消費と生産領域 主任研究員 粟生木千佳 氏	<ul style="list-style-type: none"> EUにおけるサーキュラーエコノミーの考え方や規制、政策等について サーキュラーエコノミーや脱炭素型の資源循環を目指すうえでの留意点について等
2	令和3年4月8日(木) 13時~14時15分	国立研究開発法人国立環境研究所 社会環境システム研究センター 統合環境経済研究室 室長 増井利彦 氏 国立研究開発法人国立環境研究所 社会環境システム研究センター 統合環境経済研究室 社会環境システム研究連携コーディネーター (アジア太平洋統合モデル担当) 日比野剛 氏	<ul style="list-style-type: none"> 2050年カーボンニュートラルに向けたAIMモデル分析における廃棄物・資源循環分野の考え方
3	令和3年5月10日(月) 10:00~12:15	公益財団法人京都高度技術研究所 副所長 酒井伸一 氏	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物・資源循環分野の将来GHG排出量推計モデルについて GHG削減対策の考え方と重点対策領域について
4	令和3年6月4日(金) 11時~14時	国立研究開発法人国立環境研究所 資源循環領域 副領域長 倉持秀敏 氏 同 資源循環領域 資源循環基盤技術研究室 主任研究員 小林拓朗 氏 同 社会システム領域 地球持続性統合評価研究室 室長 花岡達也 氏 同 統合環境経済研究室 社会環境システム研究連携コーディネーター 日比野剛 氏 同 社会システム領域 システムイノベーション研究室 室長 藤井実 氏	<p>以下を議題として、勉強会(事務局からの説明とディスカッション)の形式で実施</p> <ul style="list-style-type: none"> 英国、フランス、ドイツ、EUのGHG削減シナリオ(特に廃棄物分野)について 耐久財の資源効率向上によるGHG削減効果に関する最近の研究について 他部門のCO2排出削減量について

		同 社会システム領域 脱炭素対策評価研究室 室長 増井利彦氏 公益財団法人京都高度技術研究所 副所長 酒井伸一氏 立命館大学工学部環境都市工学科 教授 橋本征二氏 京都大学 環境安全保健機構 附属環境科学センター 教授 平井康宏氏 同 環境安全保健機構 附属環境科学センター 助教 矢野順也氏	
5	令和3年6月4日(金) 15:00~17:00	公益財団法人京都高度技術研究所 副所長 酒井伸一氏	<ul style="list-style-type: none"> 重点対策領域I~IIIについて 廃棄物・資源循環分野の将来GHG排出量試算方法及び試算結果について
6	令和3年6月21日(月) 14:00~17:00	公益財団法人京都高度技術研究所 副所長 酒井伸一氏	<ul style="list-style-type: none"> 対策の基本的方向性をふまえた実質ゼロ実現シナリオの再整理方針について ライフサイクル管理について
7	令和3年6月29日(火) 9:00~11:00	公益財団法人京都高度技術研究所 副所長 酒井伸一氏	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物・資源循環分野のGHG削減シナリオ素案について 中長期シナリオ骨子の構成について
8	令和3年7月7日(水) 10:00~11:20	公益財団法人京都高度技術研究所 副所長 酒井伸一氏	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物・資源循環分野のGHG削減シナリオ素案について 一般廃棄物処理施設のシナリオ別将来推計手順・推計結果について 中長期シナリオの実現に向けた方策について
9	令和3年7月9日(金) 10:30~12:00	国立環境研究所 資源循環領域 領域長 大迫政浩氏	<ul style="list-style-type: none"> 中長期シナリオ案について(廃プラスチックのリサイクルにおける循環型CRの収率等の想定、シナリオの試算結果について)
10	令和3年7月9日(金) 12:30~13:00	早稲田大学 法学部 教授 大塚直氏	<ul style="list-style-type: none"> 中長期シナリオ案について(EPRについて、プラスチック中の化学物質について、素材毎の出口基準について)