

日本污水污泥燃料化對脫碳社會之可行性評估

陳浸愴^{1*} 大下和徹²

摘要

在巴黎協定中制定的「2050年全球淨零排碳」，因應全球暖化的議題，脫碳社會、碳中和成為世界各國需要共同努力的目標。在日本，溫室氣體(greenhouse gas, GHG)的排放源以使用化石燃料等能源消耗為大宗，因此提升再生能源佔比成為日本重要的課題之一。污水污泥燃料化比例在日本逐漸提升，燃料化的技術也相當成熟且商業化，然而污泥的熱處理主要以焚化為主，佔全體處理量的84%，而燃料化僅佔6%。焚化除了需要消耗煤炭、重油等化石燃料，污泥在焚燒時產生的N₂O，也造成大量GHG的排放。然而，污泥燃料化技術如乾燥、碳化等製程的N₂O排放量較焚化低，其所製成的固體燃料可以替代化石燃料，減少因使用化石燃料所產生的CO₂排放量。雖然污泥固體燃料化可以達到GHG排放的減量，但是乾燥及碳化高含水率的污泥也將消耗大量能源。污泥固體燃料化是否真的能為脫碳社會做出貢獻，其過程中所消耗的能源使用等GHG的排放量也必須被考慮。因此，本研究於闡明了污水污泥燃料化作為可再生能源之GHG減排潛力以及對脫碳社會之可行性評估。

關鍵詞：脫碳社會，污泥燃料化，生物質，輔助燃料，溫室氣體

1. 前言

在2015年聯合國氣候變化大會(COP21)時簽屬的巴黎協定中訂定「2050年全球淨零碳排」的目標已是全球共識，而5年後，2021年在英國格拉斯舉行的聯合國氣候變化大會(26th UN Climate Change Conference of the Parties, COP26)中，更是通過了於2030年減少45%碳排放之中期減排目標的決議(COP26, 2021)。為了達到淨零排放的目標，減少排放量為最主要的手段。目前日本最大的溫室氣體(Greenhouse gas, GHG)排放源來自於產業部門包含製造業、

礦業等之能源消耗，其指的是化石燃料的使用，佔總GHG排放量的35%，其他則分別來自於家庭14%、商業17%、運輸19%、廢棄物處理3%、工業製程4%、能源轉化8%(国土交通省，2021)。再生能源的發展對於脫碳社會有著重要的影響，提升再生能源佔比成為日本能源政策的重要內容之一(環境省，2021a)。

污水處理過程中所產生的污泥含豐富有機物，使其具有成為生物質能源的潛力。2019年日本的污水污泥產生量為2,340萬噸(乾基)，污水污泥的有效利用率(回收再利用率)達到75%其包含了建築材料使用、綠色農田利用、燃料化

¹日本京都大學大學院環境工學研究科都市環境工學專攻 博士生

²日本京都大學大學院環境工學研究科都市環境工學專攻 副教授

*通訊作者，電話: +81-8081802254, E-mail: manda8377@gmail.com

收到日期: 2021年12月29日

修正日期: 2022年02月10日

接受日期: 2022年03月31日

等。另外，2010年污水污泥的燃料化比率約佔1%，到2019年提升至8% (国土交通省，2019)。污水污泥的燃料化作為煤炭的替代燃料，不僅能減少煤炭利用時產生的溫室氣體排放，由於污水污泥屬於生物質，當中所富含的碳含量皆為從廢水中回收的碳，因此其燃燒時的碳排放也不被計算為GHG排放量。

目前在日本污泥的熱處理方式主要以直接焚化為主，焚化處理高含水的污泥除了需要消耗煤炭、重油等化石燃料為輔助燃料，污泥在焚燒時也會產生大量的 N_2O ，其溫室效應效果為 CO_2 的298倍，造成大量溫室氣體的排放。然而，污泥燃料化技術如乾燥、碳化等系統，其 N_2O 排放量低，且所製成的固體燃料可以替代化石燃料的使用，減少因使用化石燃料所產生的 CO_2 排放量。雖然污泥的燃料化有以上的優點，但是為了乾燥及碳化高含水率的污泥，至少需要消耗與水的汽化潛熱對應的能量。污泥燃料化是否真的能為脫碳社會做出貢獻，其過程中所消耗的能源使用等GHG的排放量也必須被考慮。因此，本研究目的在於闡明污水污泥

燃料化作為可再生能源之GHG減排潛力以及對脫碳社會之影響評估。具體而言，本研究進行了以下四項調查，(1) 透過整理過去歷年污水污泥之統計資料，以了解污泥熱處理的變化趨勢，(2) 在日本工業標準JIS Z 7312：2014污水污泥固體燃料(Biomass Solid Fuel, BSF)中抽出重要因子，(3) 污水污泥燃料化之事例：空見污泥回收中心和北名古屋工廠之聽證及討論，(4) 不同污水污泥燃料化系統之GHG排放量計算與比較。

2. 日本污水污泥熱處理

根據日本下水道統計2000年至2018年的數據(日本下水道協會，2000–2018)整理出污泥熱處理的變化如圖1與圖2所示。圖1與圖2顯示各熱處理方式的處理量與設備數量。污泥的熱處理方法包含焚化、熔融、乾燥(有效利用或最終處置)、碳化、氣化以及其他，其中有效利用指的是乾燥、碳化以及氣化。部分焚化或熔融之前處理會進行乾燥，在這種情況下，僅列入焚

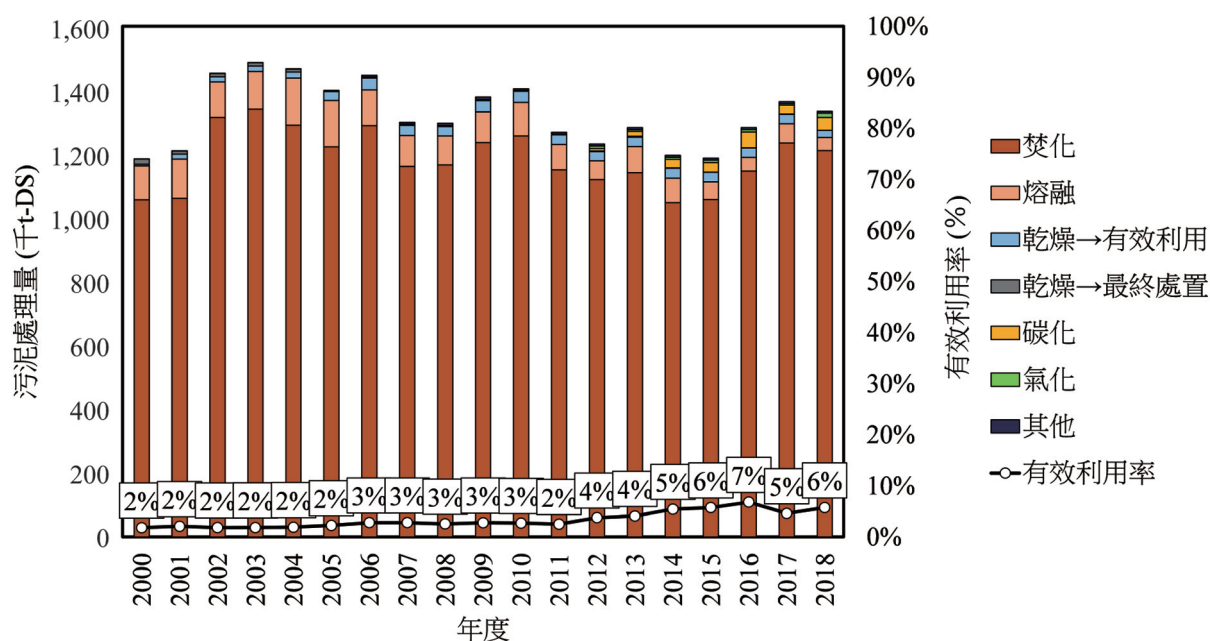


圖1 各熱處理方式的處理量

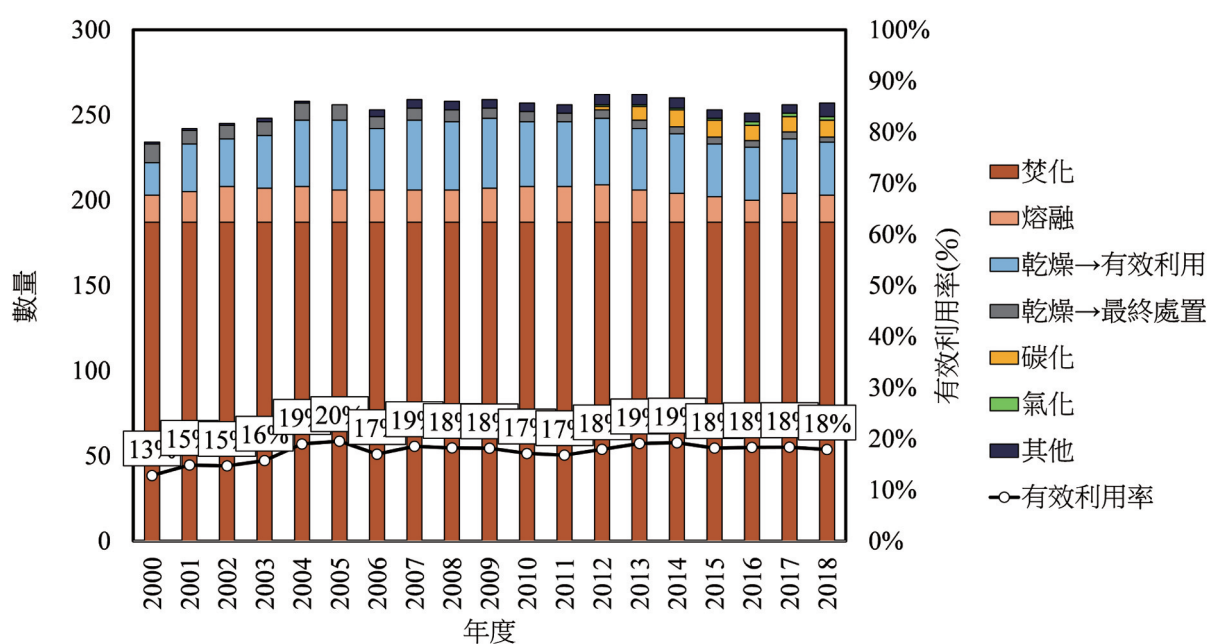


圖2 各熱處理方式的設備數量

化或熔融，不列入乾燥之計算。

在日本，污泥焚化為主要的熱處理方式，其佔總熱處理量的70%以上，並在2018年達到84%。其次是熔融，但因需要消耗大量的能源和成本，近年來熔融的處理量漸漸在減少。2018年，有效利用之熱處理設備共有46台，其中包含乾燥34台，碳化10台，氣化2台。隨著2012年碳化、氣化設備的引進，有效利用率從2000年的2%提高到4%，到2018年提升至6%，但仍處於較低比例。雖然焚化可以達到污泥減量化的目的，但除非進行廢熱的發電，否則生物質無法被達到有效的利用。污泥燃料化不但可以有效的利用生物質，且不需要大量能源就可以達到污泥減量，因此，提高污泥乾燥、碳化、氣化處理的比例是污泥燃料化接下來所面臨的課題。

3. 污水污泥燃料化重要的因子

日本工業標準JIS Z 7312：2014(JIS Z 7312, 2014)對污水污泥固體燃料(Biomass Solid Fuel,

BSF)其總熱值、含水率、灰分、總硫、氮等成分之品質有相關要求。而臺灣並未針對污水污泥作為固體燃料制定規範，與其相關之規定主要為在2020年訂定的「固體再生燃料製造技術指引與品質規範」。固體再生燃料(Solid Recovered Fuel, SRF)之定義為具適燃性之廢棄物作為燃料，其原料主要來自廢棄物中分離出之適燃性物質。日本與臺灣對污水污泥相關之固體燃料的規範如表1所示。根據日本對BSF之總熱值的規定標準，污水污泥固體燃料分為總熱值8 MJ/kg以上的BSF和15 MJ/kg以上的BSF-15兩種，其皆可作為煤炭替代燃料，而BSF-15熱值更高達煤炭熱值的60%。總含水率的要求為20%以下，而灰分、總硫、氮含量等則沒有明確的規定，由各設施間的協議來決定。而臺灣對SRF在淨熱值、氮含量、汞、磷、鉛有明確的規範。根據BSF販賣公司之公開資料，提供了氮以及硫含量之參考。

Chen等人(Chen *et al.*, 2021)調查了日本全國32個污水處理廠之脫水污泥的元素組成，各污水廠之脫水污泥的高位熱值以及脫水污泥中

表1 日本與臺灣對污水污泥作為固體燃料相關規範

		日本			臺灣
參考標準		工業標準JIS Z7312 ^{a)}		事例參考值 ^{b)}	固體再生燃料製造技術指引與品質規範 ^{c)}
名稱		BSF	BSF-15	BSF	SRF
原料對象		污水污泥		污水污泥、廚餘	適燃性廢棄物
淨熱值	MJ/kg	≥ 8	≥ 15	16.7~21	≥ 10
含水率	%	≤ 20	≤ 20	10	*
灰分	%	*	*	10~15	*
氯	%	*	*	< 0.3	≤ 3
硫	%	*	*	< 0.2	*
汞	mg/kg	*	*		≤ 5
鉛	mg/kg	*	*		≤ 150
鎘	mg/kg	*	*		≤ 5

*無明確之規定值，由各設施間協議。

^{a)}(JIS Z 7312, 2014)；^{b)}(株式会社リヴァックス，2017)；^{c)}(環保署，2020)。

氯、硫、鉛與鎘含量分別如圖3與表2所示。32個處理場的污泥中，高位熱值的最低值為14.7 MJ/kg、最高值20.1 MJ/kg、平均值18.1 MJ/kg、中位數18.2 MJ/kg (標準差：1.48 MJ/kg)。32個處理場中，只有2號處理場之污泥屬於BSF，其他31個處理場的污泥高位熱值皆超過15 MJ/kg，滿足BSF-15的條件。但處理廠3號、19號以及27號的污泥之高位熱值僅略超過15

MJ/kg，包含2號處理廠在內，這4個污水處理廠的共同點是採用污泥消化程序。因此，這表明了引入厭氧消化之處理廠的脫水污泥，其高位熱值有可能無法滿足BSF-15的條件。另外，除了厭氧消化外，採用合流下水道或使用硫酸鐵等無機絮凝劑進行脫水處理程序等，可能會造成污泥熱值降低而無法滿足BSF-15的要求。而氯、鉛以及鎘皆遠低於臺灣對SRF所訂定之

表2 日本脫水污泥之氯、硫、鉛與鎘含量

污水收集方式		分流		合流	
消化方式		消化	未消化	消化	未消化
氯	%	1.28	1.11	1.1	1.16
硫	%	10.1	18.8	10.5	16.5
鉛	mg/kg	21.4	44.2	8.55	19.5
鎘	mg/kg	0.87	1.46	0.753	1.11

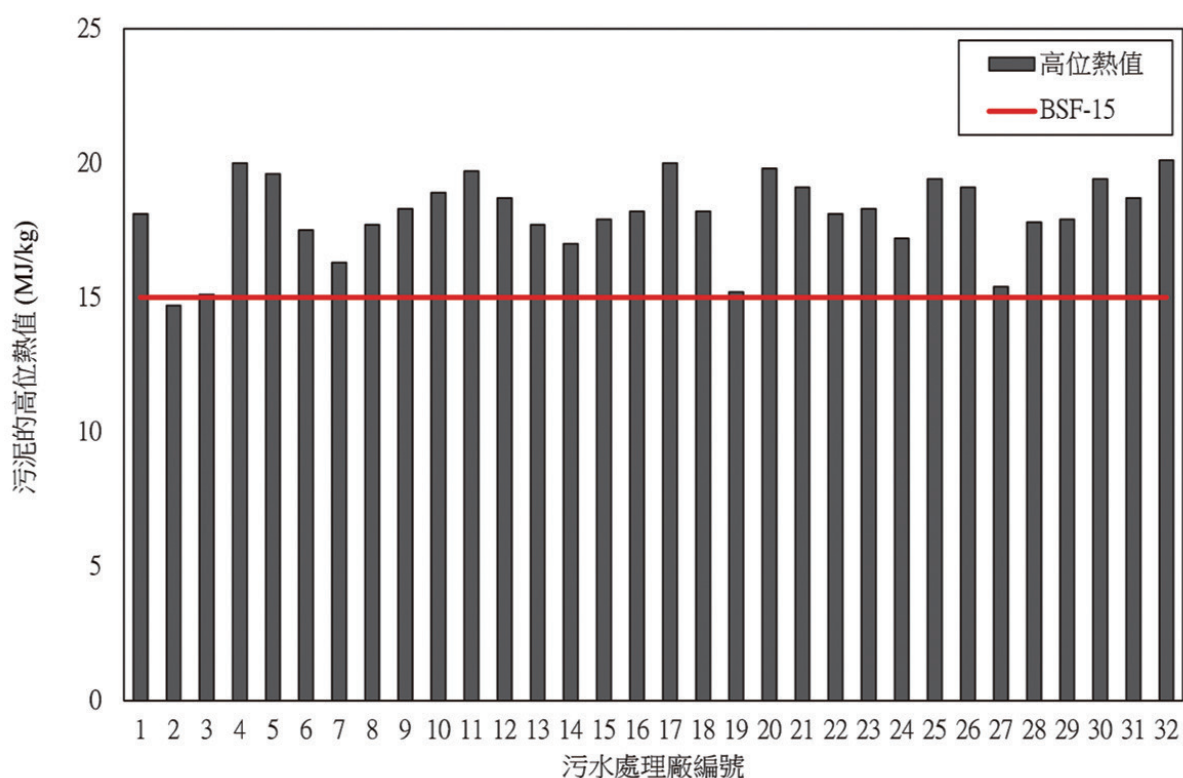


圖3 日本脫水污泥的高位熱值

限值。

4. 污水污泥燃料化之事例

空見污泥回收中心(空見スラッジリサイクルセンター)以污水污泥的造粒和乾燥為基礎，將其製成作為化石燃料替代品的污泥固體燃料，促進污水污泥作為生物質能源之有效利用以及減少溫室氣體的排放。圖4顯示了空見污泥回收中心之污泥燃料化系統流程圖(名古屋市上下水道局，2020)。該系統首先由循環乾物和脫水污泥在雙螺桿混合機(二軸ミキサ)中攪拌造粒的「造粒程序」和400°C熱風乾燥的「乾燥程序」所組成。經過乾燥後，乾燥物和乾燥氣體由袋式過濾器進行分離。乾燥後的製品通過振動篩分選，直徑在1.0 mm–5.0 mm可作為污泥固體燃料排出，小於其尺寸的乾燥物將被回收到造粒過程中成為循環乾燥物，作為內核繼續積

蓄成指定大小而後排出。為了使異味和粉塵不排放到系統外，此系統對乾燥氣體進行負壓控制，乾燥氣體經燃燒爐除臭後排出。污泥乾燥所需要的熱源使用了天然氣與廢木材，一日200噸污泥處理量以25噸的廢木材當作輔助燃料，其約占總乾燥熱量的50%，大大減少了天然氣的使用量。此污泥燃料化系統之CO₂排放減少量約為12,207 t-CO₂/年(相當於減少約24,400戶一般家庭之年排放量)，而透過造粒程序使其成為具有安全性高的污泥固體燃料。另外，污泥固體燃料可以在保持污泥熱值的情況下進行回收、含水率穩定在10%以下且易於儲存、即使在潮濕的環境下也不容易回到原本的污泥狀態等特點，是具有高熱值與高穩定性的固體燃料。

空見污泥回收中心所製造的污泥固體燃料有一半送至北名古屋工廠(熔融式：330 t/day × 2)，其他的一半則為附近的其他工廠所使用。

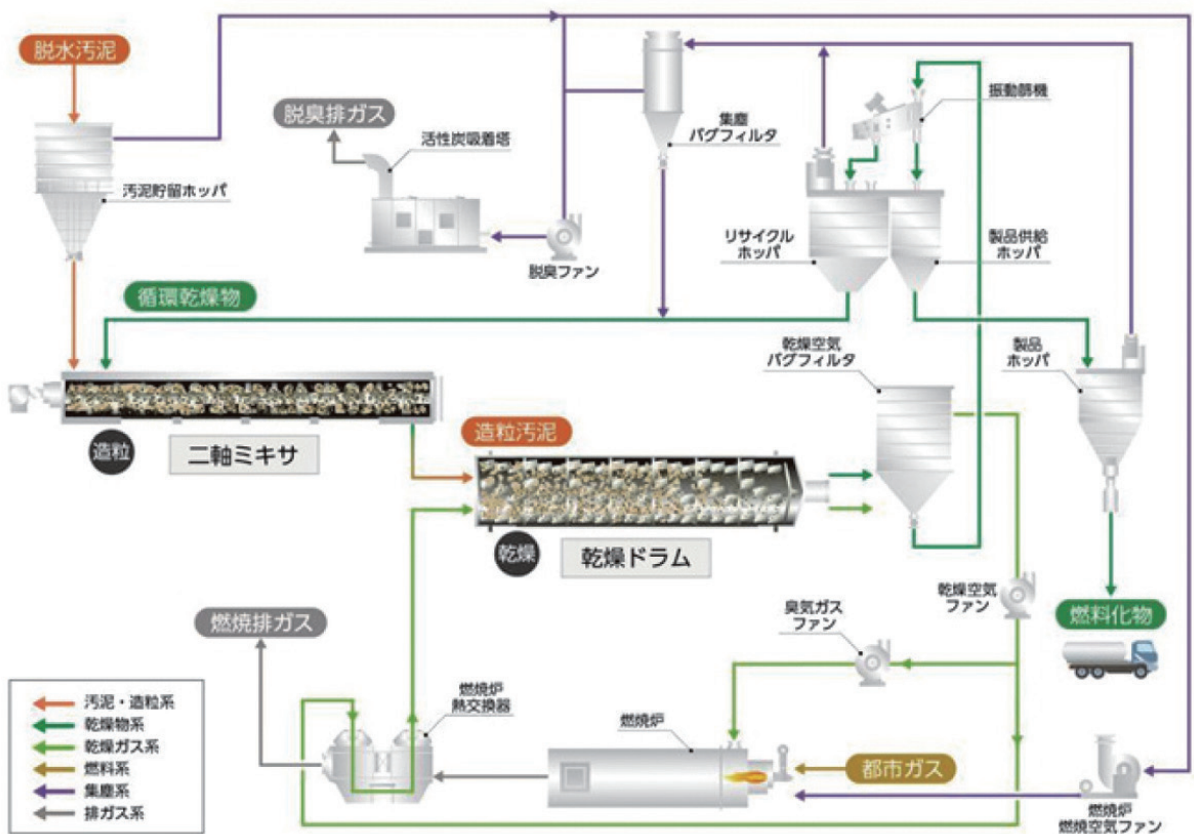


圖4 空見汚泥回收中心之污泥燃料化系統流程圖(名古屋市上下水道局, 2020)

圖5為北名古屋工廠之熔融設施流程圖(北名古屋クリーンシステム, 2020)。一般來說，污泥被視為事業廢棄物，根據日本的法律規定，一般廢棄物與事業廢棄物不能共同處理。但污泥固體燃料以約1噸100日元的價格出售，其被

視為回收資源(固體燃料)而不是事業廢棄物。因此，污泥固體燃料在垃圾處理設施進行混燒並不存在法律制度的問題。在北名古屋工廠，以每處理1噸垃圾投入50公斤污泥固體燃料的比例進行混燒。污泥固體燃料的投入分為兩個

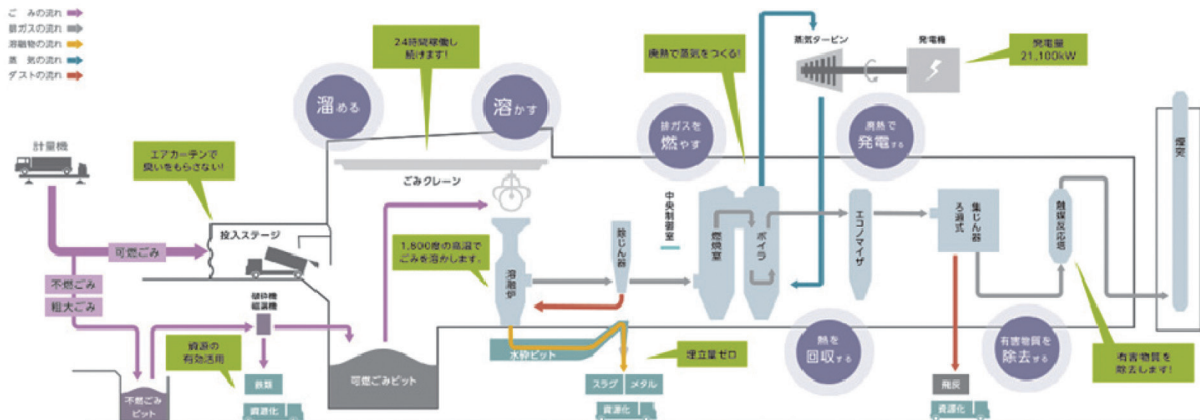


圖5 北名古屋工廠之熔融設施流程圖(北名古屋クリーンシステム, 2020)

系統，一部分的污泥固體燃料透過氣流輸送以顆粒形式送入熔融爐中。由於污泥固體燃料的粒徑比垃圾小，可以填充熔融爐內垃圾間的空隙，增大了熔煉爐內的壓差，發揮熱風在爐內流動的整流作用。而且污泥固體燃料具有一定量的固定碳，也可以做為燃燒時所需的熱源。另一部分的污泥固體燃料被粉碎至數百 μm 左右，通過氣流輸送吹入燃燒室。透過粉碎程序可以提高燃料的表面積以及可燃性，在燃燒室內瞬間燃燒並發熱，起到緩和主蒸汽波動的作用。

5. 污水污泥燃料化各處理方法之GHG排放量

污水污泥的燃料化技術不僅上面所述的造粒乾燥，另外還包含油溫減壓式乾燥、改質乾燥、表面固化乾燥以及污泥炭化等技術。從圖1可知雖然焚化是日本最主要的污泥熱處理方式，但燃料化的比例漸漸增加，而造粒乾燥、低溫碳化以及中溫碳化則是目前較被廣泛使用的污泥燃料化方式。碳化是一種通過在無氧狀態下，加熱污水污泥以釋放污泥中所含的氣體，並熱分解污泥來生產污泥固體燃料的技術。依照反應溫度可分為低溫炭化($250^{\circ}\text{C}\sim$

500°C)和中溫炭化($400^{\circ}\text{C}\sim 500^{\circ}\text{C}$)。因此在本章中，我們將對焚化、造粒乾燥、低溫碳化以及中溫碳化此4種熱處理系統進行GHG排放量的估算與比較。

5.1 系統範圍與試算條件

本研究所採用之污泥特性參考Chen等人(Chen *et al.*, 2021)之研究中的未消化脫水污泥，污泥性質如表3所示。表4顯示了4種熱處理系統(焚燒、造粒乾燥、低溫炭化、中溫炭化)的處理方法、污泥條件、各熱處理原單元和GHG排放係數，各項技術之試算條件參考「污水污泥固體燃料系統技術評價報告」(下水污泥固形燃料化システムの技術評価に関する報告書)(日本下水道事業団，2008)、下水污泥能源化技術指南-修訂版(下水污泥エネルギー化技術ガイドライン-改訂版)(国土交通省，2015)，而燃料化各系統固形物回收率則是參考川端(川端慶次郎，2013)之研究。各系統的估算與比較範圍如圖6所示。

5.1.1 直接焚化

直接焚化是指未經過乾燥等前處理，直接焚化含水率為75%至80%的脫水污泥。在此所採用的焚化爐條件設定為溫度 850°C (高溫焚燒

表3 脫水污泥的性質

污泥種類		混合未消化污泥
含水率		79 %
揮發性固體VTS		83.8 %TS
固形物組成	C	41.7 %TS
	H	6.74 %TS
	N	5.59 %TS
	O	28.7 %TS
	S	2.36%TS

表4 各熱處理系統、污泥條件、各熱處理原單位以及GHG排出係數一覽表

<試算條件>		焚化 ^a	污泥燃料化 ^b			單位
		氣泡流動爐 高溫850°C	造粒乾燥	碳化		
				低溫	中溫	
熱處理系統	處理設備	氣泡流動爐	乾燥滾筒造粒乾燥機	外熱式迴轉窯		
	熱源	A重油	輔助燃料 天然氣	輔助燃料及碳化氣體		
	運轉日數	330			日/年	
污泥條件	脫水污泥量	100			t/日	
	脫水污泥含水率	79			%	
	焚化量(固形物)	21			t-DS/日	
	固形物中可燃分	83.8			%-TS	
	乾燥污泥、燃料化物含水率	—	8%	0%	15%	
試算條件原單位	熱處理電力消費	92	85.8	85	49.7	kWh/t-wet
	輔助燃料(A重油)	5.6 ^{**}	302	344	233	L/hr
	N ₂ O排出量	0.645	0	0.031	0.244	kg-N ₂ O/t-wet
	CH ₄ 排出量	0.04619	0	0	0	kg-CH ₄ /t-wet
	煤炭熱值	26,600			kJ/kg	
GHG 排出係數	電力消費	0.47			kg-CO ₂ /kWh	
	輔助燃料(A重油)	2.71			t-CO ₂ /kL	
	煤炭	2.41			t-CO ₂ /t	

^a(国土交通省, 2015); ^b(日本下水道事業団, 2008); ^{*}由流化床爐燃燒計算得出。

爐)以減少溫室氣體N₂O的形成, 型式為較常見的氣泡式流動床且未裝置廢熱發電系統(傳統焚化爐)。本計算想定投入污泥中的有機物全部轉為廢氣, 而無機物全部轉為焚化灰。

5.1.2 燃料化

燃料化之各系統的固形物回收率以及燃料化物的含水率如表5所示, 其中固形物包含碳(C)、氫(H)、氮(N)、氧(O)、硫(S)、磷(P)和其

他無機物(FTS)。造粒乾燥系統中固形物回收率為97%, 且乾燥後的燃料化物(污泥固體燃料)含水率為8%, 而低溫碳化及中溫碳化的固形物回收率因元素而異, 其燃料化物的含水率分別為0%和15%。將未消化之脫水污泥中C、H、N、O、S、P和FTS的含量乘以乾燥系統之固形物回收率則可得知燃料化物的固形物含量, 而所產生燃料化物的量可以由式(1)求得

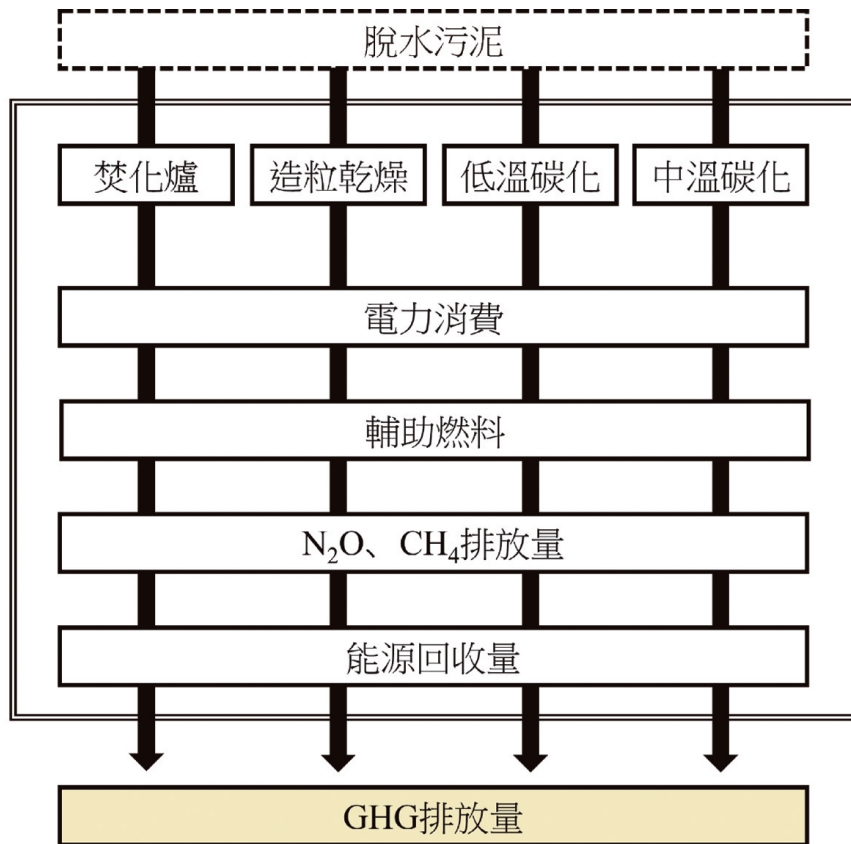


圖6 各系統的估算與比較範圍

表5 各燃料化系統之固形分回收率(川端慶次郎，2013)

項目		造粒乾燥	低溫碳化	中溫碳化
		回收率(%)		
固形物	C	97%	85%	50%
	H	97%	65%	50%
	N	97%	60%	50%
	O	97%	55%	55%
	S	97%	80%	75%
	P	97%	80%	70%
	其他FTS	97%	80%	70%
燃料化物含水率		8%	0%	15%

$$\text{燃料化物產生量(t/日)} = \Sigma(\text{污泥中各元素含量(t/日)} \times \text{各系統之元素回收率}) / (1 - \text{含水率} / 100) \quad (1)$$

5.2 GHG排放量評估

GHG的排放考慮了電力消費、輔助燃料消耗以及焚燒、乾燥和碳化過程中產生的CH₄及N₂O排放。另外，污泥固體燃料作為煤炭替代品的能源回收量也包含在評估範圍內。N₂O和CH₄排放所產生的溫室氣體影響效應分別換算為CO₂的298倍和25倍，所有單位均為t-CO₂/年。各系統之電力消費、輔助燃料之使用等各處理過程產生的CO₂的排放係數也列於表4中。

5.2.1 電力消費

焚化脫水污泥的耗電量為92 kWh/t-wet，造粒乾燥、低溫炭化、中溫炭化所需耗電量分別為85.8 kWh/t-wet、85 kWh/t-wet、49.7 kWh/t-wet(日本下水道事業團，2008)。根據環境省(環境省，2021b)公布的電力消耗之GHG排放係數(0.47 kg-CO₂/kWh)，計算各系統電力消耗之GHG排放量，如式(2)所示：

$$\text{電力消費GHG排放量(t-CO}_2\text{/年)} = \text{各系統耗電量(kWh/t-wet)} \times \text{脫水污泥處理量(t-wet/日)} \times \text{運轉日數(日/年)} \times \text{電力GHG排放係數(kg-CO}_2\text{/kWh)} / 1,000 \quad (2)$$

5.2.2 輔助燃料(A重油)

各系統所需的輔助燃料以A重油做計算。A重油使用量參考日本下水道事業團的研究報告(日本下水道事業團，2008)，而物質平衡及熱平衡參考了田崎(田崎光雄，2011)的研究報告。各系統之輔助燃料使用量如表4所示，焚化、造粒乾燥、低溫炭化以及中溫炭化過程中輔助燃料用量分別為5.6 L/hr、302 L/hr、344 L/

hr、233 L/hr。此外，上述提到的污泥燃料化事例中，利用廢木材作為乾燥熱源(占總乾燥熱量的50%)的情況也列入比較，輔助燃料的使用將以減半後的數值計算(151 L/hr)。輔助燃料的GHG排放係數為2.71 t-CO₂/kL，輔助燃料使用所產生的GHG排放量已算如式(3)所示：

$$\text{輔助燃料GHG排放量(t-CO}_2\text{/年)} = \text{輔助燃料使用量(L/hr)} \times 24(\text{hr/日}) \times \text{運轉日數(日/年)} / 1,000 \times \text{輔助燃料GHG排放係數(t-CO}_2\text{/kwh)} \quad (3)$$

5.2.3 N₂O、CH₄ 排放

各系統處理過程中N₂O和CH₄的排放係數如表4所列。各系統之溫室氣體排放量之計算如式(4)、(5)所示：

$$\text{N}_2\text{O之GHG排放量(t-CO}_2\text{/年)} = \text{污泥處理量(t-wet/日)} \times \text{運轉日數(日/年)} \times \text{各系統之N}_2\text{O排放係數(kg-N}_2\text{O/t-wet)} / 1,000 \times 298 \quad (4)$$

$$\text{CH}_4\text{之GHG排放量(t-CO}_2\text{/年)} = \text{污泥處理量(t-wet/日)} \times \text{運轉日數(日/年)} \times \text{各系統之CH}_4\text{排放係數(kg-CH}_4\text{/t-wet)} / 1,000 \times 25 \quad (5)$$

5.2.4 能源回收量

各系統所產生之燃料化物替代煤炭的燃燒可以減少溫室氣體排放。燃料化物的能源回收量由燃料化物和煤炭的低位熱值換算。換算方式如公式(6)、(7)、(8)、(9)、(10)所示：

$$\text{燃料化物高位熱值(HHV)}(\text{kJ/kg}) = 4.186 \times (58.3 \times \text{有機物含量}(\% \text{-DS}) - 193) \quad (6)$$

$$\text{燃料化物低位熱值(濕基, LHVdry)}(\text{kJ/kg}) = \text{HHV} - 4.186 \times 600 \times 9 \times \text{H}(\%) \quad (7)$$

$$\begin{aligned} & \text{燃料化物低位熱值(乾基, LHV}_{wet}\text{)} \text{ (kJ/kg)} \\ & = \text{LHV}_{dry} \times (1 - \text{含水率}(\%)) - 4.186 \times 600 \times \text{含水率}(\%) \end{aligned} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} & \text{煤炭減少量(kg/日)} = \text{燃料化物產生量(kg/日)} \\ & \times \text{燃料化物LHV}_{wet} / \text{煤炭熱值(kJ/kg)} \end{aligned} \quad (9)$$

$$\begin{aligned} & \text{燃料化物能源回收量(t-CO}_2\text{/年)} = \text{煤炭減少量(kg/日)} / 1,000 \\ & \times \text{運轉日數(日/年)} \times \text{煤炭GHG排放係數(t-CO}_2\text{/年)} \end{aligned} \quad (10)$$

5.3 各系統之GHG排放量之比較

圖7顯示了各系統之GHG排放估算結果。為了方便比較，直接焚化的GHG排放量以100%為基準，則造粒乾燥的GHG排放為-36%、造

粒乾燥為-77%、低溫碳化為11%、中溫碳化為29%。造粒乾燥GHG排出量為負值代表其能達到幫助平衡碳中和的效果。而以廢木材代替一半輔助燃料的情況下，其造成的負值更大。與直接焚化相比，低溫碳化、中溫碳化也有GHG排放減量的效果。燃料化過程(造粒乾燥、低溫碳化、中溫碳化)中乾燥時需要添加輔助燃料，因此產生的GHG排放量較大，但其所產生的燃料化物作為固體燃料利用能減少煤炭的使用，達到能源回收而抵銷GHG排放的效果。

低溫碳化的處理溫度比造粒乾燥高，因此消耗大量的輔助燃料，而燃料化物的產生量比造粒乾燥少，因此造成碳化系統的GHG排放量比造粒乾燥還要高。而低溫碳化比起中溫碳化使用更多的輔助燃料，這是因為低溫炭化燃料

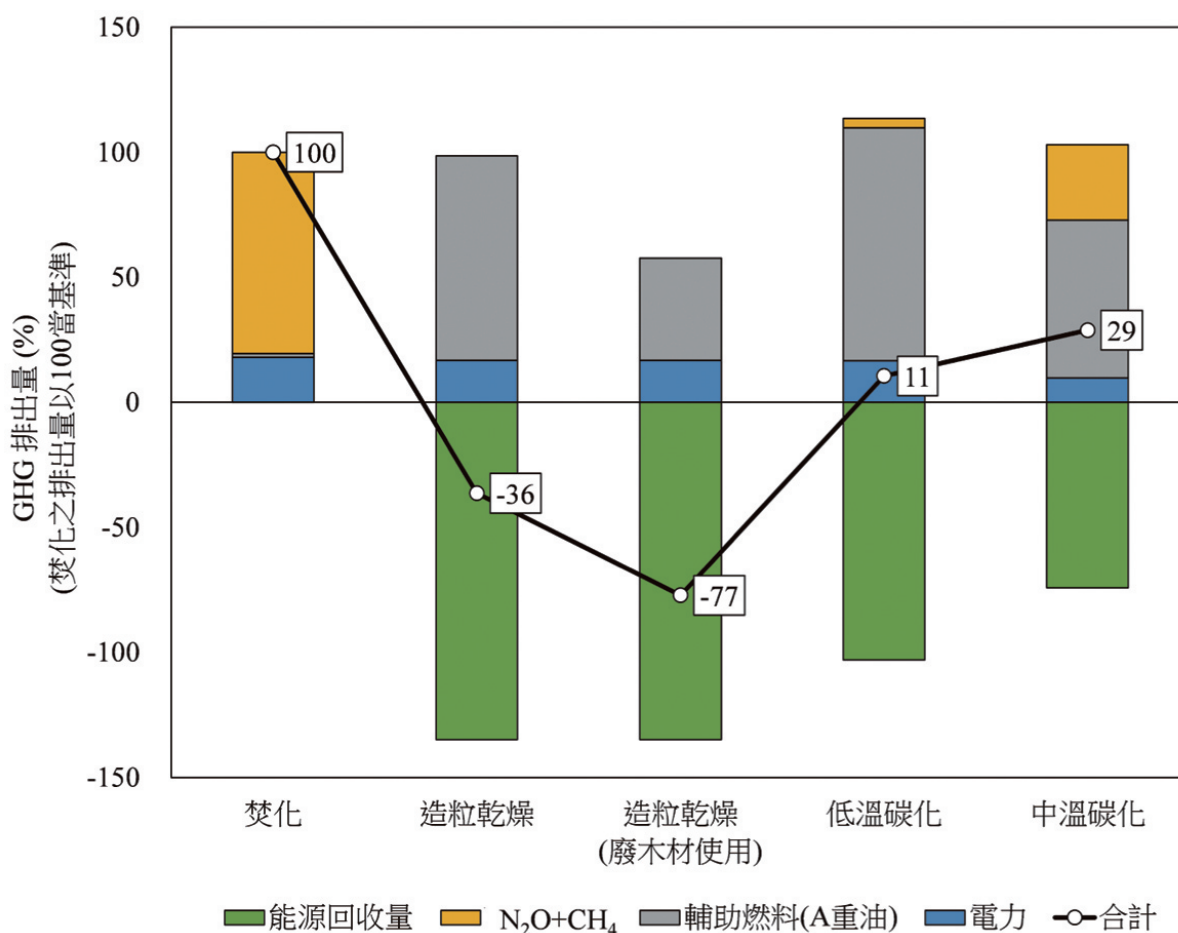


圖7 各系統之GHG排放

化物的含水率為0%，其所需的能源消耗較大，而另一方面，中溫碳化過程中因溫度較高，污泥中部分的碳含量可能被燃燒，其所產生的熱能提供了系統地能量使得輔助燃料的使用量減少。

污泥燃料化系統之GHG減量效果從高到低依次為造粒乾燥(廢木材使用)>造粒乾燥>低溫炭化>中溫炭化。雖然造粒乾燥系統可以達到最佳的GHG減量效果，但是比起低溫碳化和低溫碳化，乾燥系統所產生的燃料化物存在著臭味的問題，因此造粒乾燥之燃料化物有可能不被市場接受。此外，在燃料化系統中，雖然燃料化物所回收之能源有抵銷GHG排放量的效果，但燃料化系統中所需的輔助燃料量往往較大，因此，透過生物質替代輔助燃料的使用是將來重要的課題。

6. 結 論

- (1) 日本污泥熱處理的主要方法是焚化，佔污泥處理量的84%。乾燥、碳化、氣化等有效利用率逐漸提高，但仍然僅佔污泥處理量的6%。從污泥燃料化的角度來看，引進乾燥、碳化、氣化等設備提高污泥熱處理的有效利用率是未來需要發展的方向。
- (2) 在日本32個污水處理廠的污泥中，31個污水處理廠污泥熱值超過15 MJ/kg，達到較高質量標準BSF-15的總熱值規定。然而，在實施厭氧消化之處理場的污泥，高位熱值可能會降低。另外，合流式下水道系統或使用無機絮凝劑的污水處理廠所產生之污泥也可能有較低的高位熱值而無法符合BSF-15之要求。
- (3) 名古屋市的空見污泥回收中心的造粒乾燥系統之CO₂減排效果為12,207 t-CO₂/年，被認為是實現零碳排目標的有效事例。其所產污泥固體燃料以一噸100日元出售。作為回收

資源，固體燃料不屬於事業廢棄物。因此，即使是送到一般垃圾的焚化設施混燒，也不存在事業廢棄物與一般廢棄物不能一起處理的法律問題。

- (4) 污泥燃料化系統的GHG減量效果為造粒乾燥(廢木材使用)>造粒乾燥>低溫碳化>中溫碳化。造粒乾燥的GHG排放量最小，其輔助燃料的使用量換成廢木材等生物質的話，可以進一步的增加GHG減量的效果。然而造粒乾燥存在著臭味的問題，有無法被接受使用的情況。燃料化系統中所需的輔助燃料量往往較大，透過生物質替代輔助燃料的使用是將來重要的課題。

參考文獻

- 環保署，2020。固體再生燃料製造技術指引與品質規範。<https://enews.epa.gov.tw/DisplayFile.aspx?FileID=F6651602B7D20B8D> (最後瀏覽日：2022/2/9)。
- 国土交通省，2015。下水污泥エネルギー化技術ガイドライン—改訂版。<https://www.mlit.go.jp/common/001132522.pdf> (最後瀏覽日：2021/12/24)。
- 国土交通省，2019。下水道における資源・エネルギー利用https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewerage/crd_sewerage_tk_000124.html (最後瀏覽日：2021/12/24)。
- 国土交通省，2021。国土交通省における地球温暖化対策について。https://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/environment/sosei_environment_tk_000006.html (最後瀏覽日：2021/12/24)。
- 川端慶次郎，2013。下水污泥焼却廢熱を用いた発電システムのインベントリ分析による特性評価，京都大学卒業論文。

- 日本下水道事業団，2008。下水污泥固形燃料化システムの技術評価に関する報告書。
- 日本下水道協会，2000~2018。下水道統計。
- 環境省，2021a。環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書。
- 環境省，2021b。電気事業者別排出係数(特定排出者の温室効果ガス排出量算定用)ーR1年度実績ーR3.1.7環境省・経済産業省公表、R3.7.19一部追加・更新。<https://www.env.go.jp/press/files/jp/115373.pdf> (最後瀏覽日：2021/12/24)。
- 田崎光雄，2011。下水污泥焼却システムのエネルギー化効率化に関する研究，京都大学博士論文。
- 名古屋市上下水道局，2020。空見スラッジリサイクルセンター下水污泥固形燃料化事業。<https://www.water.city.nagoya.jp/category/sorami/143407.html> (最後瀏覽日：2021/12/28)。
- 北名古屋クリーンシステム，2020。名古屋市北名古屋工場。<http://www.kitanagoya-cs.com/introduction/index.html> (最後瀏覽日：2021/12/28)。
- 株式会社リヴァックス，2017。事業案内，バイオマス燃料販売事業について。<https://www.ipros.jp/product/detail/2000612386/> (最後瀏覽日：2021/12/28)。
- Chen, M., K. Oshita, Y. Mahzoun, M. Takaoka, S. Fukutani & K. Shiota, 2021. Survey of elemental composition in dewatered sludge in Japan. *Science of The Total Environment*, 752, 141857. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141857> (最後瀏覽日：2021/12/28).
- COP26, 2021. Uniting the world to tackle climate change. <https://ukcop26.org/> (最後瀏覽日：2021/12/24).
- JIS Z 7312, 2014. Biosolids Fuel.

Feasibility Assessment of the Impact of Sewage Sludge Fuelization Process on Decarbonized Society in Japan

Minhsuan Chen^{1*} Kazuyuki Oshita²

ABSTRACT

In response to the issue of global warming, the "Global Net Zero Carbon Emissions by 2050" formulated in the Paris Agreement, a decarbonized society, and carbon neutrality have become goals that all countries in the world need to work together. In Japan, the primary source of greenhouse gas (GHG) emissions is the use of fossil fuels and other energy consumption. Therefore, increasing the proportion of renewable energy has become one of the important directions of energy policy in Japan. The proportion of sewage sludge fuelization is gradually increasing in Japan, and the technology is also mature and commercialized. However, incineration is mainly used for sewage sludge heat treatment, accounting for 84% of the total heat treatment, while fuelization only accounts for 6%. In addition to the consumption of fossil fuels such as coal, the incineration of sewage sludge also produces a large amount of N₂O, causing great GHG emissions. However, sewage sludge fuelization technologies such as drying and carbonization systems cause N₂O emissions, and the biomass solid fuels made from sewage sludge can replace fossil fuels and reduce CO₂ emissions caused by the use of fossil fuels. Although biomass solid fuel can achieve GHG emission reduction, it still needs to consume energy to dry and carbonize sewage sludge which with high moisture content. Whether sewage sludge fuelization can really contribute to a decarbonized society, the energy consumption and GHG emissions in the process must also be considered. Therefore, this study clarifies the GHG emission reduction potential of sewage sludge fuelization as a renewable energy source and the feasibility assessment for a decarbonized society.

Keywords: decarbonized society, sewage sludge fuelization, biomass, subsidized fuel, greenhouse gas.

¹ Doctoral student, Department of Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Kyoto University.

² Associate professor, Department of Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Kyoto University.

* Corresponding Author, Phone: +81-8081802254, E-mail: manda8377@gmail.com

Received Date: December 29, 2021

Revised Date: February 10, 2022

Accepted Date: March 31, 2022