(₇)

수열탄화를 이용한 하수 슬러지의 고형연료화 및 에너지 회수 효율

Hydrothermal carbonization of sewage sludge for solid recovered fuel and energy recovery

김대기·이관용·박기영

Daegi Kim · Kwanyong Lee · Kiyoung Park*

건국대학교 사회환경시스템공학과

Department of Civil and Environmental System Engineering, Konkuk University

ABSTRACT

Recently, Korea's municipal wastewater treatment plants generated amount of wastewater sludge per day. However, ocean dumping of sewage sludge has been prohibited since 2012 by the London dumping convention and protocol and thus removal or treatment of wastewater sludge from field sites is an important issue on the ground site. The hydrothermal carbonization is one of attractive thermo-chemical method to upgrade sewage sludge to produce solid fuel with benefit method from the use of no chemical catalytic. Hydrothermal carbonization improved that the upgrading fuel properties and increased materials and energy recovery ,which is conducted at temperatures ranging from 200 to 350°C with a reaction time of 30 min. Hydrothermal carbonization increased the heating value though the increase of the carbon and fixed carbon content of solid fuel due to dehydration and decarboxylation reaction. Therefore, after the hydrothermal carbonization, the H/C and O/C ratios decreased because of the chemical conversion. Energy retention efficiency suggest that the optimum temperature of hydrothermal carbonization to produce more energy-rich solid fuel is approximately 200°C.

Key words: Sewage sludge, Hydrothermal carbonization, Solid recovered fuel, Energy recovery, Renewable energy **주제어:** 하수 슬러지, 수열탄화, 고형연료, 에너지 회수, 신재생에너지

1. 서 론

급격한 도시화 및 산업화로 인한 하수 슬러지 발생 량은 2000년 이후 꾸준히 증가하고 있다. 2000년에 연간 약 1,741,371톤이었던 발생량이 2011년에는 연간약 3,624,451톤이 발생하였다. 이렇게 발생된 하수슬러지의 처리는 해양투기가 32.6%로 가장 높았으며, 재활용 25.9%, 소각 22.2%, 육상매립 8.4%, 연료화3.6% 등으로 처리가 되었다(MOE, 2012). 그러나 하수슬러지 처리방식 중 가장 높은 비중을 차지하고 있었

Received 01 December 2014; Revised 28 January 2015; Accepted 02 February 2015 * Corresponding author: Kiyoung Park (E-mail: kypark@konkuk.ac.kr)

던 해양 배출은 2011년 런던협약의 '96 교토 의정서 발효에 따라 2012년부터 해양투기가 전면 금지가 되었으며, 이에 따라 현재 발생되어지는 슬러지의 안정적 처분에 대한 대책이 시급한 상황이다(Ha et al., 2013). 2012년 통계에 따르면, 연간 약 3,624,451톤이 발생하였으며 건조 및 소각에 의한 처리량이 35.4%로 가장 높아졌고, 재활용 34.2% 육상매립 14.7% 연료화 6.8%를 차지하였다(MOE, 2012). 해양 투기 금지 이후, 슬러지의 처리 방식은 소각 및 연료화를 포함한 재활용 등으로 이루어지고 있음을 보여준다.

최근 하수슬러지를 생활폐기물 등과의 혼합 소각 (co-combustion)에 대한 연구가 꾸준히 진행되고 있는

pp. 1-9

op. 11-21

p. 23-31

p. 33-38

op. 39-46

pp. 47-56

pp. 55 .dd

00°.00°.

00-11-00

08-80

pp. 97-106

pp.107-122

pp. 123-131

pp. 133-138

실정으로(Park et al, 2011; Cho et al., 2013), 현재 건설 되어 있는 소각로에 혼합 소각을 하기 위해서는 소각 로내의 온도를 유지하면서 적정 소각이 가능하도록 하수슬러지를 투입하여야 하는 문제가 제기 되고 있다. 또한, 하수슬러지는 건조 중량 기준으로 유기물 함량은 높은데 반해, 수분함량이 약 85~95%에 달하고 있어 건조 및 처리에 필요한 전처리의 비용이 상당이 높은 것으로 평가되고 있다. 이러한 하수 슬러지를 건조 후 바로 소각을 실시할 경우, 소각로 운전 변수로 작용할 우려가 높으며, 소각로 적정 온도 제어의 문제와 함께 미연분이 다량 발생할 우려가 있어, 폐기물 관리법상에 규정에 있는 바닥재의 강열감량이 5%이하를 만족하기도 어렵게 된다(MOE, 2012; Cho et al., 2013).

이러한 하수슬러지 연료화 및 재활용 방안은 지속적으로 연구가 진행되고 있으며, 대표적으로 다음과 같이 분류 할 수 있다. 생물학적 처리(Biological treatment)를 통한 바이오가스(Biogas) 또는 바이오오일(Bio-oil) 생산, 화학적 처리를 통한 바이오오일 생산, 열적 처리(Thermal treatment)를 통한 가스화(gasification, syngas) 및 고형연료화(carbonization) 등으로 있다(Tyagi and Lo, 2013; Manara and Zabaniotou, 2012).

이번 연구에서는 열화학적 처리(Thermo-Chemical treatment) 중 무촉매 반응 기반으로 물을 이용한 고온고압의 수열처리(Hydrothermal carbonization)을 통해슬러지의 질적 개선, 연료화 효율 향상을 위한 연구를진행하였다. 수열탄화는 고온과 고압을 이용하여 아임계수(Subcritical water)의 조건을 이용하여 유기물의분해 및 탄화를 진행하여 빠른 시간에 다른 촉매 없이 진행된다는 장점이 있다. 또한 기존의 탄화(Carbonization)의 조건인 400~500°C보다 낮은 온도인약 200°C정도에서 이루어진다.

따라서 본 연구에서는 이러한 수열처리를 이용하여, 하수처리 시설에서 발생하는 생슬러지(Primary sludge, PS)와 폐활성 슬러지(Waste activated sludge, WAS)를 수열탄화 조건 200~350°C 조건에서의 연료화 특성 변화 및 유기물 회수 효율에 관한 평가를 하였다.

Table 1. Characteristics of sewage sludge

	Ultimate analysis (wt %, as ash free, on dry basis)					Proximate analysis (wt %, on dry basis)			
	С	Н	О	N	S	Fixed carbon	Volatile mater	Ash	Fuel ratio
PS	38.56	6.19	49.74	5.02	0.49	7.31	65.30	27.39	0.11
WAS	38.98	6.46	46.07	8.05	0.44	7.07	66.87	26.06	0.11

2. 실험 방법

2.1 하수 슬러지

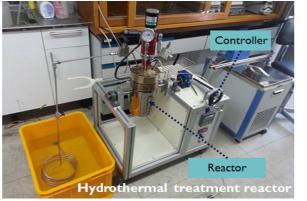
본 연구에 사용된 하수슬러지는 I 시 하수종말처리장에서 발생되는 슬러지 중 생슬러지(PS)와 폐활성 슬러지(WAS)를 이용하였으며, 생슬러지의 경우는 평균 함수량이 93%, 폐활성 슬러지는 88%였다. 두 슬러지의 화학적특성은 Table 1과 같다. 두 종류의 슬러지의 화학적 특징을 비교해 보면, 큰 차이 없이 비슷한 특성을 갖고 있다.

2.2 수열처리 장치

수열처리는 고온 고압을 이용한 아임계수(subcritical water, 180<T<373°C, 2<P<22MPa)를 촉매로 활용하여 (Funke and Ziegler, 2010; Toor et al., 2011), 저온 탄화 반응을 촉진시키는 처리 방식이다. 수열처리 반응기는 Fig. 1과 같이 반응기와 반응기 후 스팀 제거용 스팀 콘덴서로 구성되어 있다. 반응기의 크기는 1000ml의 용량이며, 실험에는 샘플 300ml와 동일한 양의 물을 첨가하여 실험을 실시하였다. 반은 온도는 200°C에서 350°C까지 50°C간격으로 변화를 주며 실험을 실시하였으며, 반응 시간은 목표 온도에 도달 후 30분으로 하였다. 반응 후, 스팀을 제거하고 얻어진 결과물을 전량 수거하여 발생량 및 특성을 분석하여 비교하였다.

2.3 연료 특성 분석

수열처리가 끝난 후, 얻어진 샘플을 105±5°C 건조한 후 250µm이하로 미분하여 공업 분석 및 원소 분석을 실시하였다. 원소분석은 PerkinElmer 2400 Series II CHN organic elemental analyzer(PerkinElmer, Waltham, MA, USA)을 이용하여 각 원소별 무게기준 비율로 분석하였으며, 공업분석은 SHIMADZU D-50 simultaneous TGA/DTA analyzer을 이용하여 ASTM에 따라 무게 비율로 분석하였다. 발열량 분석은 건조된 시료를 이용하여 IKA Calorimeter System C 5000을 이용하여 분석



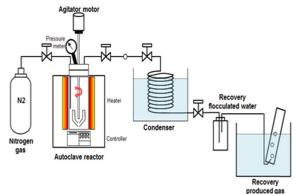


Fig. 1. Schematic diagram of lab-scale hydrothermal traetment.

Table 2. Associated equations for estimation of hydrothermal carbonization

Term	Equation				
Solid recovery(= yield)	$rac{mass\ of\ dried\ solid\ recovered}{mass\ of\ dried\ initial\ feedstock}$				
Carbon recovery efficiency	$\frac{percentage\ of\ C\ in\ biochar\cdot biochar\ weight}{percentage\ of\ C\ in\ feedstock\cdot feedstock\ weight}$				
Fixed carbon recovery efficiency	percentage of fixed carbon in biochar biochar weight percentage of fixed carbon in feedstock feedstock weight				
Energy densification	$\frac{\textit{HHV of biochar}}{\textit{HHV of feedstock}}$				
Energetic retention efficiency (=energy recovery)	$\frac{\textit{HHV of biochar}}{\textit{HHV of feedstock}}$ • $solid\ recovery$				
HHV improvement	$\frac{\textit{HHVof biochar} - \textit{HHVof feedstock}}{\textit{HHVof feedstock}}$				

하였으며, 그 방법은 EPA-Method 5050 (Calorimetric standard method)을 따라 실시하였다.

2.4 수열처리 효율 평가 분석

수열탄화를 통해 얻어진 하수 슬러지의 연료화 및에너지 회수에 관한 평가를 위해, 다음 Table 2와 같은식을 이용하였다(Kang et al., 2012; Lu et al., 2013). 수열탄화를 통해 하수 슬러지의 재생에너지로서 향상 및자원회수에 대한 개선이 이루어졌음을 설명하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 하수슬러지 특성 향상

수열탄화 처리의 온도 조건 변화에 따라 생슬러지 와 폐활성슬러지의 화학적 변화 특성을 Table 3과 4에

나타내었다. 수열탄화를 통해 슬러지의 화학적 특성 변화를 볼수 있었다. 수열 탄화 후, 탄소 (C)의 함량이 높아짐을 볼수 있었다. 또한, 연료로서의 평가 기준 (Jenkins et al, 1998; Guo et al, 1999)이 될 수 있는 고 정탄소 (Fixed carbon) 함량도 높아지는 결과를 보였다 (Fig. 2). 슬러지의 종류에 따라서는 생슬러지의 경우 는 200°C에서 가장 좋은 결과를 보였으며, 이후 높은 온도에서는 탄소 함량이 낮아지는 결과를 보였다. 폐 활성슬러지의 경우는 250°C까지는 탄소 함량이 높아 졌으며, 이후 낮아지는 결과를 보였다. 또한 공업분석 결과를 이용하여 Fuel ratio (=fixed carbon/volatile matter) 결과, 탄화 전에는 모두 0.11이었으나 처리 후 에는 증가함을 보였다. 생슬러지의 경우는 0.15, 0.21 로 증가하는 결과를 보였으며, 폐활성슬러지는 0.15, 0.23 으로 증가하였다가 300°C 이상에서 0.21로 약간 낮아지는 결과를 보였다. 이는 수열탄화를 통해, 슬러



Table 3. Changed properties of primary sludge by hydrothermal carbonization

	PS	Hydrothermal carbonization [*]				
	15	P-200	P-250	P-300	P-350	
Iltimate analysis (wt%, on dry basis, as ash free)						
С	38.56	43.87	41.19	38.51	35.47	
Н	6.19	5.99	4.47	3.94	3.61	
0	49.74	44.94	49.65	54.97	58.81	
N	5.02	4.86	4.45	2.44	1.92	
S	0.49	0.34	0.24	0.14	0.19	
Proximate analysis (wt%, o	on dry basis)					
Volatile matter	65.30	62.88	49.31	33.21	30.21	
Fixed carbon	7.31	9.67	7.25	7.00	6.45	
Ash	27.39	27.45	43.44	59.79	63.34	
Fuel ratio**	0.11	0.15	0.15	0.21	0.21	
High heat value(kcal/kg)	3875.60	4569.38	4952.15	4330.14	4162.68	

^{*}P-200: treated at 200°C, P-250: treated at 250°C, P-300: treated at 300°C, P-350: treated at 350°C.

Table 4. Changed properties of waste activated sludge by hydrothermal carbonization

Table 4. Changed properties of waste activated sludge by hydrothermal carbonization							
	WAS	Hydrothermal carbonization***					
	WAS	W-200	W-250	W-300	W-350		
Ultimate analysis(wt%, on dry basis, as ash free)							
С	38.98	45.00	48.45	42.53	41.45		
Н	6.46	5.78	4.78	4.10	4.13		
0	46.07	41.98	40.44	48.71	49.92		
N	8.05	7.04	6.14	4.64	4.49		
S	0.44	0.20	0.19	0.02	0.01		
Proximate analysis(wt%, on dry basis)							
Volatile matter	66.87	61.13	55.27	47.28	42.28		
Fixed carbon	7.07	9.30	12.77	10.09	9.06		
Ash	26.06	29.57	31.96	42.63	48.66		
Fuel ratio	0.11	0.15	0.23	0.21	0.21		
High heat value(kcal/kg)	3777.51	4689.00	4473.68	4090.91	3995.22		

^{***} W-200 : treated at 220 °C, W-250 : treated at 250 °C, W-300 : treated at 300 °C, W-350 : treated at 350 °C

지를 처리함에 따라 연료 특성이 개선되었음을 보여 주는 지표가 될 수 있다. 그리고 두 슬러지의 결과의 차이는 슬러지의 화학적 특성이 다름에 따라 나타나는 결과로 보이며, 폐활성슬러지는 생슬러지보다 생물학적 분해 가능 물질(biodegradability)의 저감으로 인한 영향으로 보인다(Bougrier et al., 2008). 생물학적 분해 물질의 경우는 대부분은 휘발분 (Volatile solid)에 포함이 되어 있으며, 이러한 영향으로 인한 탄소 특성

의 차이가 있으며, 이러한 차이는 반응 온도의 차이를 가져왔다고 보여진다.

수열탄화를 통한 잠재적 NOx 및 SOx의 저감 효과를 보일 것으로 보인다. 즉, 원소 분석 결과 두 종류슬러지 모두에서 질소(N)와 황(S)의 함량이 낮아지는 결과를 보였다. 이는 유기성 질소의 경우, 조건 온도에서 분해되어 스팀 또는 가스 상으로 배출되었을 것으로 보인다. Fuel-N의 경우, 연소 시에 NOx의 발생의

^{**} Fuel ratio = fixed carbon/volatile matter.

원인 되고 있으며(Zhao et al., 2013), 이러한 Fuel-N을 제거하고 inorganic-N의 함량이 높아짐에 따라 연료로의 사용 시에 NOx의 저감 효과로 나타날 것으로 예상된다.

수열탄화를 통한 슬러지의 화학적 특성변화는 결과적으로 고위 발열량(High heating value, HHV) 의 증가와 비례하는 결과를 얻었다. Fig. 3의 결과와 같이, 수열탄화 후 HHV는 증가하는 결과를 보였으며, 생슬러지의 경우는 탄소함량의 변화와 비슷한 결과인 200°C까지 증가한 이후 떨어지는 결과를 보였으며 폐활성슬러지의 경우는 250°C까지 증가하다 이후 낮아지는결과를 보였다. HHV improvement를 계산한 결과(Fig. 3), 생슬러지의 경우는 200°C에서 가장 높은 결과를 보였으며, 폐활성슬러지의 경우는 250°C에서 가장 높은결과를 보였다. 이는 슬러지의 유기물의 특성이 온도에 따른 분해 특성의 차이에 의한 것으로 보인다.

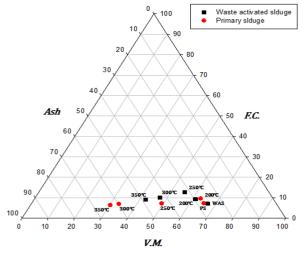


Fig. 2. Changed composition of proximate analysis of sludges by hydrothermal carbonization.

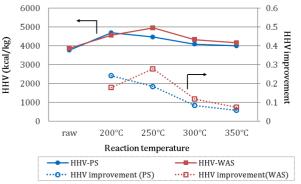


Fig. 3. Effect of hydrothermal carbonization on HHV and HHV improvement of sludges.

3.2 수열탄화를 통한 석탄화(Coalification) 반응

Fig. 4의 Van Krevelen diagram은 Atomic O/C ratio와 Atomic H/C ratio를 비교하여, 수열탄화를 통해 얼마나 석탄화(Coalification)가 일어났는지를 상대적으로 나타 냈다. 수열탄화를 통한 슬러지의 Char와 비교하기 위 해 실제 사용되는 석탄인 무연탄(Anthracite), 역청탄 (Bituminous), 아역청탄(Sub-bituminous) 그리고 저질 석탄인 갈탄(Lignite)의 위치를 표시하였다. 수열탄화 반응이 일어남에 따라 O/H ratio와 H/C ratio의 감소를 볼 수 있다. Fig. 4의 "①"의 반응 방향과 같이 생슬러 지는 반응 온도 200°C까지 폐활성슬러지의 경우는 반응 온도 250°C까지는 그래프의 Dehydration 반응(4(C₆H₁₀O₅)_n ↔2(C₁₂H₁O₅)n+10H₂O)과 Decarboxylation 반응에 의해 H2O와 CO2 발생으로 상대적으로 H와 O의 저감을 가져 왔으며, 이러한 결과로 탄소 함량의 증가 및 고정탄소 함 량의 증가의 결과를 보였다(Kim et al., 2014; Funke and Ziegler, 2010). Fig. 4의 "②"는 슬러지의 열분해(Pyrolysis) 반응을 통해 Demethanation 반응이 일어난 것으로 보이 며(Mursito et al., 2010; Yaman, 2004), 이에 따라 탄소함 량의 저감 및 고정탄소 함량의 저감이 나타났다.

생슬러지와 폐활성슬러지의 결과를 비교해보면 슬러지에 따라 열분해 온도의 차이가 있음을 알 수 있었다. 기존의 폐활성 슬러지를 이용한 수열탄화 연구 (Kim et al., 2014) 에서도 280°C까지의 온도 범위에서는 탄화 반응을 보였음을 알 수 있었다. 이번실험에서 사용된 폐슬러지의 경우는 약 300°C 주변에서 열분해가 일어난 것으로 보이며, 이에 비추어 생슬러지의 경우는 약 250°C 주변에서 열분해가 일어나 것으로 판단된다.

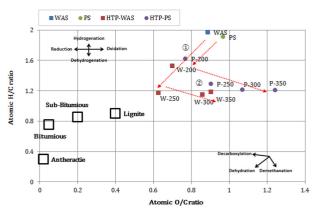


Fig. 4. Van Krevelen diagram of sludges and biochar by hydrothermal carbonization with increase of the reaction temperatures.

31

33-38

pp. 39-46

pp. 47-56

pp. 57-63

.dd 88

dd 96-

97-106 p

07-122 pp

123-131 pr

33-138 pp. 1



3.3 수열탄화를 통한 에너지 및 자원 회수 효율

수열탄화의 효율성 및 자원 회수에 대한 평가를 위해 Table 2의 식들을 이용하여 슬러지의 수열처리 효율을 평가하였다. 슬러지의 유기물(Organic material) 중의 탄소와 고정탄소의 회수 효율에 평가를 Table 5와 Fig. 5에 나타내었다. 고정탄소 회수 효율의 경우, 생슬러지는 200°C에서 가장 높은 1.03이 였으며 폐활성슬러지는 250°C에서 1.49의 결과를 보였다. 탄소 회수 효율에서도 비슷한 경향을 보였다. 생슬러지는 200°C에서 폐활성슬러지는 250°C에서 가장 높은 결과를 보였다. 열분해 온도에 따라 효율의 변화를 보여주었으며, 수열탄화의 석탄화 반응에서 나타낸 것과 같이유기물의 특성에 따라 열분해 온도의 차이에 따라 각 다른 결과를 보였다.

Energetic retention efficiency 와 Energy densification 은 수열처리의 효율적인 처리 온도를 제시하고, 에너지원 회수 효율에 대해 나타냈다(Fig. 6). 수열처리 후에 Energy densification는 높아 졌음을 보인다. 그러나생슬러지와 폐활성슬러지가 열분해 시작온도 이상에서는 낮아지는 결과를 보였다.

Energetic retention efficiency 결과는 수열탄화의 효율적인 처리 온도를 제시할것으로 판단되며, 생슬러지의 경우는 가장 높은 Energetic retention efficiency는 200°C에서 이며 폐활성슬러지는 250°C 정도에서로 보인다. 슬러지의 고형연료화를 위해 수열탄화를 이용할 경우, 슬러지의 특성에 맞는 온도 조건이 필요하

며 열분해 온도보다 낮은 온도에서 가장 높은 회수 효율과 높은 연료 특성을 나타내는 것으로 판단된다.

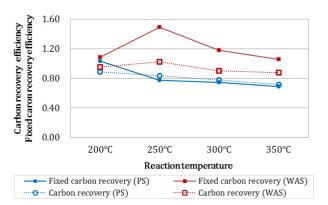


Fig. 5. Carbon recovery and fixed carbon recovery of sludges by hydrothermal carbonization.

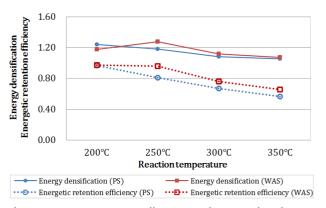


Fig. 6. Energetic retention efficiency and energy densification of sludges by hydrothermal carbonization.

Table 5. Estimation of influence on hydrothermal carbonization to improve the properties of sludges

	Solid yield (%)	Carbon recovery efficiency	Fixed carbon recovery efficiency	Energy densification	Energetic retention efficiency	HHV improvement		
Primary sludge								
P-200	78.05	0.89	1.03	1.24	0.97	1.03		
P-250	68.68	0.83	0.77	1.18	0.81	0.77		
P-300	61.99	0.78	0.75	1.08	0.67	0.75		
P-350	53.56	0.72	0.69	1.06	0.57	0.69		
Waste activated sludge								
W-200	82.60	0.95	1.09	1.18	0.97	0.18		
W-250	75.24	1.03	1.49	1.28	0.96	0.28		
W-300	68.11	0.90	1.18	1.12	0.76	0.12		
W-350	61.30	0.88	1.06	1.07	0.66	0.07		

4. 결 론

본 연구에서는 수열탄화를 이용한 하수 슬러지의 고형연료화를 진행하였으며, 생슬러지와 폐활성슬러 지를 적용하여 슬러지의 특성에 따른 수열탄화물 연 료 특성 및 회수 효율에 대해 평가하였다. 수열탄화 처리를 통해 슬러지의 연료 특성이 개선되는 결과를 얻었으며, 슬러지의 특성에 따라 탄화 및 열분해의 조 건을 알 수 있었다. 이번 연구에서 적용한 생슬러지와 폐활성슬러지를 적용 온도 250°C와 300°C 이하에서 처리하였을 때 탄소 함량 및 고정탄소 함량을 증가하 였으며, 결론적으로 연료로서의 가치의 척도인 발열 량 또한 증가하였다. 이를 통해 탄소 회수 효수율 또 한 증가한 결과를 얻었다. 수열탄화의 적정 처리 온도 는 Energetic retention efficiency의 결과를 통해 제시하 였으며, 슬러지는 열분해 온도보다 낮으며 높은 Energetic retention efficiency를 나타내는 200~250°C가 적정 수열탄화 온도 범위로 보인다. 하수 슬러지의 효 율적인 고형연료의 생산 및 개선을 위해서 수열탄화 처리는 효율적인 처리 방식으로 판단된다.

사 사

본 연구는 환경부 "폐자원에너지화, 재활용 전문인력양성사업(YL-WE-12-001)"과 환경부의 "환경정책기반공공기술개발사업 (2014000710002)"에서 지원되었으며, 이에 감사드립니다.

References

- Bougrier, C., Delgenes, J. P., Carrère, H. (2008) Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion, Chem Eng J., 139(2), 236-244
- Cho, J.B., Kim, W.G., Jang H. (2013) A study on Quantitative Supply of Sewage Sludge for Co-incineration of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge(Ⅱ)-Based on Actual Incineration Plant, J. kor. Soc. Environ. Eng., 35(12), 960-966
- Funke, A., Ziegler, F. (2010) Hydrothermal carbonization of biomass: A summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering. Biofuels, Bioprod., 4(2), 160 177 Guo, J., Tiu, C., Hodges, S., Uhlherr, P.H.T. (1999)

- Hydrothermal-mechanical upgrading of brown coal, Coal Perp., 21(1), 35-52.
- Jenkins, B.M., Baxter, L.L., Miles Jr, T.R., Miles, T.R. (1998) Combustion properties of biomass, Fuel Process Technol., 54(1), pp17-46.
- Kang, S., Li, X., Fan, J., Chang, J. (2012) Characterization of hydrochars produced by hydrothermal carbonization of lignin, cellulose, D-xylose, and wood meal, Ind Eng Chem Res., 51(26), 9023-9031
- Kim, D., Lee, K., Park, K.Y. (2014) Hydrothermal carbonization of anaerobically digested sludge for solid fuel production and energy recovery, Fuel, 130, 120-125.
- Lu, X., Pellechia, P. J., Flora, J. R., Berge, N. D. (2013) Influence of reaction time and temperature on product formation and characteristics associated with the hydrothermal carbonization of cellulose, Bioresour. Technol., 138, 180-190
- Manara, P., Zabaniotou, A. (2012) Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion a review, Renew. Sust. Energy Rev., 16(5), 2566-2582.
- Ministry of Environment, Waste Management Law Enforcement Regulations (2012)
- Ministry of Environment, Environmental Statistics Yearbook 2012(2013). http://www.me.go.kr/home/web/index.do?menuId =123(December 01, 2014)
- Mursito, A. T., Hirajima, T., Sasaki, K., Kumagai, S. (2010). The effect of hydrothermal dewatering of Pontianak tropical peat on organics in wastewater and gaseous products, Fuel, 89(12), 3934-3942.
- Park S. J., Bae J. S., Lee D. W., Ra H. W., Hong J. C., Choi Y. C. (2011) Effects of Hydrothermally Pretreated Sewage Sludge on the Stability and Dispersibility of Slurry Fuel Using Pulverized Coal, Energy Fuels., 25(9), 3934 3939
- Toor S. S., Rosendahl L., Rudolf L. (2011) Hydrothermal liquefaction of biomass: A review of subcritical water technologies, Energy, 36(5), 2328 2342
- Tyagi, V. K., Lo, S. L. (2013). Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery?, Renew Sust Energy Rev, 25, 708-728.
- Yaman, S. (2004). Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks, Energy Convers Manag., 45(5), 651-671.
- Zhao, P., Chen, H., Ge, S., Yoshikawa, K. (2013). Effect of the hydrothermal pretreatment for the reduction of NO emission from sewage sludge combustion, Appl Energy., 111, 199-205.