

총 설

에너지 생산형 하수처리장을 위한 가용 기술과 통합관리 방안

송민수^{1a} · 김형호² · 배호관^{1b,*}

¹부산대학교 사회환경시스템공학과 · ²부산환경공단

Available Technology and Integrated Management Plan for
Energy-positive in the Sewage Treatment Plant

Minsu Song^{1a} · Hyoungho Kim² · Hyokwan Bae^{1b,*}

¹Department of Civil and Environmental Engineering, Pusan National University

²Busan Environmental Corporation

(Received 27 December 2019, Revised 30 January 2020, Accepted 30 January 2020)

Abstract

Because of the intensified environmental problems such as climate change and resource depletion, sewage treatment technology focused on energy management has recently attracted attention. The conversion of primary sludge from the primary sedimentation tank and excessive sludge from the secondary sedimentation tank into biogas is the key to energy-positive sewage treatment. In particular, the primary sedimentation tanks recover enriched biodegradable organic matter and anaerobic digestion process produces methane from the organic wastes for energy production. Such technologies for minimizing oxygen demand are leading the innovation regarding sewage treatment plants. However, sewage treatment facilities in Korea lack core technology and operational know-how. Actually, the energy potential of sewage is higher than sewage treatment energy consumption in the sewage treatment, but current processes are not adequately efficient in energy recovery. To improve this, it is possible to apply chemically enhanced primary treatment (CEPT), high-rate activated sludge (HRAS), and anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) to the primary sedimentation tank. To maximize the methane production of sewage treatment plants, organic wastes such as food waste and livestock manure can be digested. Additionally, mechanical pretreatment, thermal hydrolysis, and chemical pretreatment would enhance the methane conversion of organic waste. Power generation systems based on internal combustion engines are susceptible to heat source losses, requiring breakthrough energy conversion systems such as fuel cells. To realize the energy positive sewage treatment plant, primary organic matter recovery from sewage, biogas pretreatment, and co-digestion should be optimized in the energy management system based on the knowledge-based operation.

Key words : AB process, Co-digestion, Energy management system, Energy-positive sewage treatment

^{1a} 석박사통합과정(Ph.D. Student), sms0310@pusan.ac.kr, <https://orcid.org/0000-0003-2201-8132>

² 연구원(Researcher), hahaha@beco.or.kr, <https://orcid.org/0000-0001-7411-0366>

^{1b,*} Corresponding author, 교수(Professor), hyokwan.bae@pusan.ac.kr, <https://orcid.org/0000-0002-2422-9411>

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

1. Introduction

하수도는 인간 생활에서 사용된 하수와 분뇨, 우수를 처리하기 위해 설치되는 하수관로, 공공 하수처리시설, 하수저류 시설 등을 지칭한다. 하수도가 도입되어 우수를 배제하고 방류 분뇨를 처리하면서 인간은 수인성 질병의 근원을 예방하고 인간다운 삶을 영위할 수 있게 되었다. 우리나라는 1966년 하수도법이 제정되어 단기간에 하수도의 발전을 이루어 내었다. 2016년에 국내 하수도 혜택을 받는 인구는 약 4,900만 명이며 보급률은 93.2%에 이른다(ME, 2018a). 그러나 종래의 하수도 사업은 시설 확충과 처리 효율을 높이기 위한 기술 도입에 집중하였으며 에너지 효율성에 대한 고려는 미흡하였다. 현재는 지구 온난화로 인한 기후변화, 자원 고갈 등 환경문제가 가속화되면서 국가적 측면에서의 에너지 대책 마련이 이슈로 제기되고 있는 상황이다. 더불어, 도시화, 산업화에 따른 고도성장으로 인해 오염 부하량이 증가하고 있으며 하수도 건설 및 운영에 대한 “에너지 positive 하수처리”의 관심이 증가하고 있다. 이에 발맞춰 나아가기 위해 처리 에너지 절감, 이산화탄소 저감, 바이오가스 생산, 저 에너지형 질소/인 회수 등 “에너지 관리 중심”의 하수처리 기술 발전이 가속화되고 있다.

2016년 하수처리시설의 연간 전력 소비량은 4,295 GWh로서 국민 1인당 하수처리에 요구되는 에너지는 약 88 kWh이다(ME, 2018a). 이는 국내 총 전력 소비량의 0.63%를 차지하는 비율이다(ME, 2018b). 미국의 경우 0.6%, 독일은 0.7%, 이탈리아와 독일은 약 1%를 국가 전력 소비 중 하수처리를 위한 에너지로 소비하고 있다(Soares et al., 2017). 국내 하수처리장 사용 에너지의 99%는 전력에 의존하며 전체 운영비 중 전력비가 차지하는 비중은 22.1%이다. 전력비용은 10년간 154.2%가 증가하여 3,170억 원에 달하며, 꾸준히 증가하는 추세이다(ME, 2018b). 특히 환경기초시설 중 하수처리시설에서 소비되는 에너지 사용량은 50.7%로 절반 이상을 차지하고 있다(ME, 2018b). 이러한 에너지의 소비는 자원 고갈을 심화시키고 이산화탄소 배출을 증가시킨다. 따라

서, 자원 고갈에 대비하고 녹색성장의 추진을 뒷받침할 수 있도록 하수처리시설의 에너지 사용을 효율화하고 유용자원을 회수하는 미래지향성을 갖추어야 하며, 나아가서는 에너지 자립을 넘어서는 에너지 초과생산을 지향해야 한다.

현재 하수처리계통에서 1차 침전조의 생 슬러지와 2차 침전조의 생물학적 처리에서 발생하는 유기성 폐기물은 혐기성 소화를 통해 바이오가스로 자원화되고 있다. 에너지 자립화 기본계획에 따르면 2007년도 신·재생에너지 설비를 운영하고 있는 16개 하수처리시설의 조사 결과, 소화조가 도입되어있는 경우의 자립률은 4.6%이었으나, 소화조 설비가 부재인 경우의 자립률은 1.3%에 그쳤다(ME, 2010). 그리고 2016년 국내 500톤/일 이상의 하수처리시설 649개소 중 하수 슬러지의 바이오가스화 시설은 58개소로 전국 하수처리시설 수의 8.9%에 불과하다(ME, 2018a). 이에 따라, 환경부는 하수처리시설의 “에너지 자립화 기본계획”을 발표하여 높은 에너지 소비량에 대한 대책 마련에 심혈을 기울이고 2030년까지 하수처리시설 에너지 자립률 50% 달성을 목표로 하고 있으나, 500톤/일 이상 처리 시설의 에너지 자립률은 2010년 0.8%에서 2016년 3.5%로 소폭 상승하여 저조한 성과를 나타내었다(ME, 2010; ME, 2018b).

국내 하수처리시설의 특성상 유입수의 유기물 농도가 낮을 뿐 아니라 처리 과정에서의 유기물 농축률이 낮다. 또한, 운영기술과 노후우 부족으로 관리가 미흡하여 바이오가스 생산효율은 20~30%로 미국 등의 선진국과 대비하여 약 54.2% 낮은 수준으로 적정 효율 기준에 미치지 못하고 있다(Cho et al., 2014; Lee et al., 2016). 이에 대한 해결책으로 Adsorptions-Belebungsverfahren(AB) 공정이 제시될 수 있다(Böhnke, 1977). A단계에서는 유기물이 높은 부하율로 유입되어 흡착 및 응집에 의해 주로 제거된다. B단계에서 잔류하는 유기물과 더불어 질소와 인이 제거될 수 있다. A단계에서 제거된 유기물은 음식물류 폐기물, 가축분뇨등과 더불어 C단계에서 병합소화(Co-digestion) 처리하면 에너지 회수율을 높일 수 있다. 메탄은 열병합 발전, 연료전지 등을 이용하여 생성된다. 이와 더불어 바이오가스화의 효율을 증대하기 위

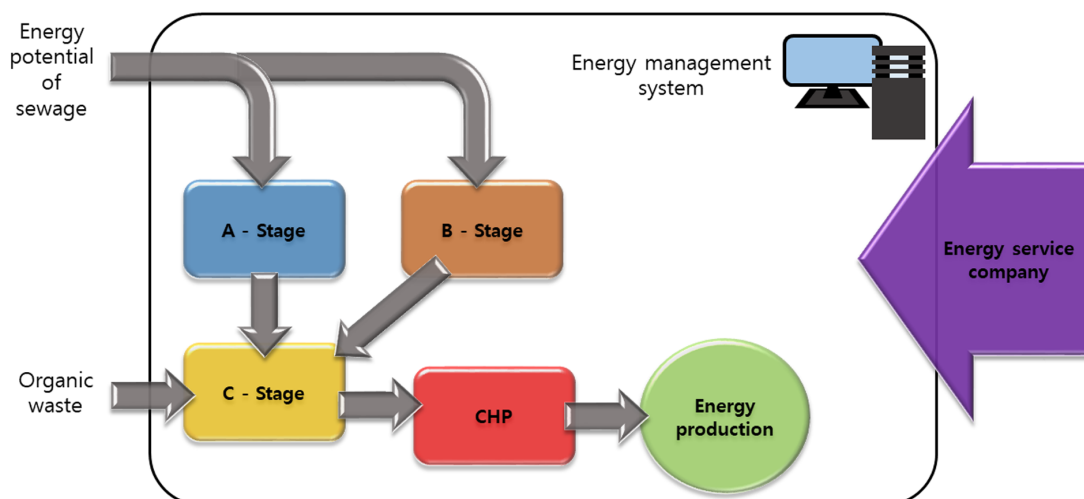


Fig. 1. Schematic flow of energy positive sewage treatment.

한 전처리 시설, 하수처리장 내의 신재생에너지가 도입될 수 있으며, 에너지 관리 시스템(Energy Management System, EMS)을 통해 하수처리시설의 에너지관리를 효과적으로 관리할 수 있다. 본 논문은 하수 유기물 회수기술, 바이오가스 전처리 기술, 병합협기성 소화, 에너지 관리 시스템 등을 중심으로 하여 하수처리시설의 에너지 자립화 핵심기술과 관리 방안에 대하여 논의하고자 한다(Fig. 1).

2. Energy Potential of Sewage

하수처리시설에서 이용되는 에너지를 절감하기 위한 많은 시도가 이루어지고 있다. 하수처리의 지속가능성을 확보하고 에너지 자립화를 위해서는 크게 에너지 효율 개선과 에너지 생산이라는 두 가지 접근법으로 바라볼 수 있다. 에너지효율 개선은 일반적으로 에너지 모니터링, 시스템 제어 및 노후 장비교체를 통해 수행될 수 있으며, 에너지 생산은 하수 유기물의 자원회수와 하수처리장의 다른 고유한 특성(하수의 운동에너지, 잔류 열, 부지)을 이용한 열, 연료, 전기에너지의 형태로 이루어진다. 예를 들어, 하수처리시설에서 사용되는 에너지 중 산소 폭기는 전체 에너지의 약 50~70%로 가장 높은 비율을 차지하는데 기존 시설의 산소 전달률이 9~13%인 것에 비해 미세 기포를 이용하면 15~40%로 약 50% 이상 증가시킬 수 있어 이를 이용하여 에너지 절감이 가능하다. 그러나 에너지 사용 절감기술은 하수처리시설 자립화를 위한 소극적인 수단일 뿐이며, 하수의 에너지 잠재력을 회수하고 에너지를 생산하는 시스템을 도입하는 것이 바람직하다(Bae, 2018). 하수처리시설의 에너지 잠재량은 Table 1과 같이 하수의 화학적 산소 요구량(Chemical Oxygen Demand, COD) 1 kg당 12~15 MJ의 에너지를 보유하고 있으며 1차

슬러지는 kg-TSS당 15~15.9 MJ의 에너지를 보유하고 있다(Cho et al., 2014). 이는, 단순히 운영관리와 시설 교체를 통한 에너지 절감에만 집중하기 보다는 잠재 에너지를 회수하여야함을 시사한다.

해외 활성슬러지 공법과 혐기성 소화 공법을 갖추고 있는 하수처리장은 평균 1,620 kJ/m³의 에너지를 소비하며, 화학적 산소요구량인 500 mg/L(g/m³)을 토대로 하수의 잠재 에너지를 계산하면 약 8,100 kJ/m³으로 하수의 잠재 에너지는 하수처리에 소비되는 에너지 비용 대비 5배의 에너지를 보유하고 있다(Bae, 2018). 국내의 경우에는 Table 2와 같이 하수처리시설의 규모가 작을수록 유입유량 당 전력 사용량이 증가하며, 500 m³/일 이상 시설의 평균 유입유량 당 전력 사용량은 약 1,440 kJ/m³, 평균 화학적 산소 요구량은 약 200 mg/L(g/m³)이다(ME, 2018b; Wan et al., 2016). 하수는 최대 15 MJ/kg COD의 에너지를 보유하고 있으므로 국내 활성슬러지공정의 잠재 에너지는 이론적으로 약 3000 kJ/m³정도이다. 즉, 국내 하수의 잠재 에너지는 하수처리에 필요한 에너지의 약 2배의 에너지를 보유하고 있으며, 50% 이상의 하수 잠재에너지를 회수해야 하수처리장의 에너지 자립화를 이룰 수 있다.

바이오가스 생산을 위한 혐기성 소화는 온도, pH, 영양염류 등 다양한 인자들의 영향을 받으며, 특히 하수 유기물의 조성에 따라 잠재 에너지는 다양한 범위로 나타난다. 예를 들어, Table 3과 같이 지방이 탄수화물, 단백질에 비해 VS당 높은 COD를 함유하고 있어 이론적으로 높은 메탄수율을 갖고 있다(Angelidaki and Sanders, 2004). 그러나 실제로는 탄수화물의 메탄, 수소 전환율이 단백질과 지방에 비해 높다(Kobayashi et al., 2012). 지방은 혐기성 소화시 글리세롤과 긴 사슬 지방산(Long Chain Fatty Acids, LCFAs)을 생산하는

Table 1. Energy content of wastewater

Constituent	Value	Unit
Average heat in wastewater	41,900	MJ/10 °C · 10 ³ m ³ *
Chemical oxygen demand(COD) in wastewater	250-800	mg/L
Potential energy in wastewater, COD basis	12-15	MJ/kg-COD
Potential energy in primary sludge, dry	15-15.9	MJ/kg-TSS
Potential energy in secondary biosolids, dry	12.4-13.5	MJ/Kg-TSS

* Thermal energy contained by 1,000 tons of water per 10 degrees Celsius

Table 2. Domestic sewage treatment plant energy consumption in 2016

Facility capacity	Number	Power consumption per inflow (kWh/m ³)	Total power usage (MWh/year)
500 ~ 1,000	135	2.3	53,292
1,000 ~ 5,000	204	1.4	175,363
5,000 ~ 10,000	79	1.9	283,406
10,000 ~ 50,000	131	0.7	646,584
50,000 ~ 100,000	30	0.5	248,592
100,000 ~ 500,000	45	0.3	1,032,876
500,000 or more	10	0.3	732,623
total	634	0.4	3,172,740

Table 3. Theoretical yield comparison of substrate components in anaerobic digestion

Substrate	Composition Formular	COD/VS (g-COD/g-VS)	CH ₄ yield (Sm ³ -CH ₄ /kg-VS)	CH ₄ yield (Sm ³ -CH ₄ /kg-COD _{CR})	CH ₄ Content(%)
Carbohydrate	(C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	1.19	0.415	0.35	50
Protein*	C ₅ H ₇ NO ₂	1.42	0.496	0.35	50
Lipids	C ₅₇ H ₁₀₄ O ₆	2.90	1.014	0.35	70

* Nitrogen of protein converts to NH₃

데 LCFAs는 미생물의 세포벽에 부착되어 미생물과 기질간의 물질전달을 방해하고 효율을 감소시키며, 단백질은 분해되어 혐기성 소화 미생물의 세포성장과 수소생산을 향상시키는 질소원을 제공한다(Bai et al., 2004; Dong et al., 2009). 이와 같이, 이론적 에너지 잠재량과 실제 에너지 회수 효율이 다르기 때문에 에너지 잠재량을 정확하게 산정하기 위해서는 하수 성상 및 열량에 대한 정확한 파악이 필요하다.

3. Enhanced Energy Production Through Organic Matter Recovery

국내 하수처리에서 가장 많이 이용되는 방법은 생물학적 하수처리이다. 생물학적 처리과정에서 대량의 슬러지를 생산하는데 이는 에너지 공급 원료의 주요형태중 하나이다. 일반적인 하수의 처리방법은 응집, 침전, 폭기, pH 조절에 의한 무기질 분리 등의 물리·화학적 처리의 1차 처리와 미생물을 이용하여 유기물을 분리하는 2차 처리로 이루어져 있다. 하수는 약 60%(건조 기준) 정도의 질소 및 인과 같은 생분해성 영양 유기물질과 Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg와 같은 중금속을 포함한다. 유기물질은 50~55%의 탄소, 25~30%의 산소, 10~15%의 질소, 6~10%의 수소, 1~3%의 인, 그리고 0.5~1.5%의 황 등을 포함한다(Gude, 2015). 이러한 유기물과 영양물질이 슬러지를 생산해내기 위한 에너지원이 되며, 생산된 슬러지는 혐기성소화 등을 통하여 이용 가능한 에너지로 회수된다. 하수 잠재 에너지는 열에너지, 수력에너지, 화학에너지 등 다양한 형태로 이용가능한데, 에너지를 회수하는 대표 기술 중에서 슬러지를 이용한 혐기성 소화방

식이 대체적으로 좋은 효율을 보이고 있다. 특히 하수를 가축분뇨 또는 음식물 쓰레기와 함께 병합 소화할 시에는 투입 슬러지의 에너지 잠재량 대비 최대 128%의 에너지 회수가 가능하다(Sarah and Michael, 2015).

바이오가스란 혐기성조건에서 유기물이 미생물에 의해 소화되어 생성되는 혼합기체를 말한다. 하수처리장에서 혐기성 소화는 슬러지 발생량을 감소시키고 유기물로부터 에너지를 회수하며 병원균을 사멸시키는 역할을 수행한다. 바이오가스의 혼합기체는 대부분 메탄(50~75%)과 이산화탄소(25~50%)가 차지하게 되는데 메탄은 온난화지수(Global Warming Potential, GWP)가 이산화탄소보다 21배나 높아 온실효과에 미치는 영향이 크기 때문에 하수처리에서 이를 활용하는 것은 지구온난화 억제효과도 있다. 유럽은 바이오가스 협회(European Biogas Association, EBA)를 설립하여 바이오가스 연구 활동이 활발히 진행되고 있다(Bae et al., 2016). 유럽연합(EU)은 2016년 16.6 Mtoe의 바이오가스를 생산하였는데, 전년도 대비 6%가 증가하였고, 독일(8.1 Mtoe), 영국(2.6 Mtoe), 이탈리아(1.9 Mtoe)가 유럽 전체 생산량의 75.8%를 생산하고 있다(Observ'ER, 2018). 국내 하수처리장의 바이오가스화 시설은 2015년 기준 32개소에 설치되어 있으며, 8,742천 톤/년 처리하고 있다(Yeo, 2016). 바이오가스 시장은 2012년에 173억 달러에서 2022년에는 2배인 331억 달러로 성장할 것으로 전망된다(Yousuf et al., 2017).

혐기성 소화는 고농도의 기질처리가 가능하고, 생산과정에서 이론상 유입기질의 90% 이상이 바이오가스로 전환 가능하다. 또한, 슬러지 발생량이 4% 정도로 매우 적은 장점이 있다. 바이오가스로 인해 발생하는 이산화탄소는 자연 순환에 의해 이용되므로 탄소 저감 효과를 지닌다. 그러나 호기

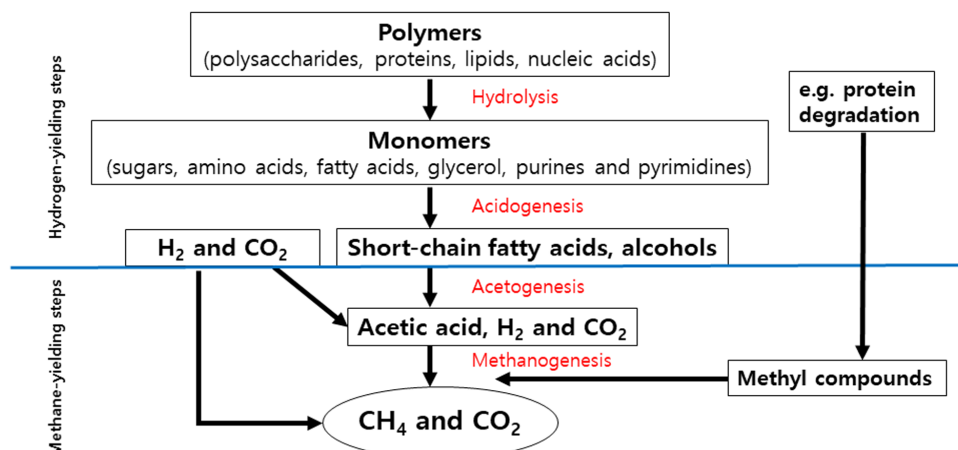


Fig. 2. Steps of organics degradation in anaerobic digestion.

성 반응과 비교하여 복잡한 과정이 존재하고, 미생물이 환경에 매우 민감하고, 낮은 증식속도로 인해 긴 체류시간이 요구된다(Yeo, 2016). 또한, 처리수의 농도가 높아 후속처리가 요구되기도 하며 슬러지의 침전성이 낮은 단점을 갖고 있다.

바이오가스가 생성되는 슬러지 분해과정은 각 혐기성 미생물에 의해 크게 네 단계로 나누어진다. 첫 번째 “가수분해” 단계에서는 탄수화물, 단백질, 지방 등의 고분자 유기물이 간단한 유기물(아미노산, 당, 지방산)로 분해된다. 이는 가수분해 박테리아들의 세포 효소에 의해 진행되며 혐기성 미생물의 탄소원으로 이용될 수 있는 용존성 유기화합물로 전환시키는 과정이다. 두 번째 “산 생성” 단계에서는 가수분해 단계에서 생성된 화합물을 저 분자량의 중간화합물인 부틸산, 프로피온산 등으로 재분배하고 이산화탄소, 수소, 황화수소, 암모니아를 방출하는 과정이다. 그리고 “아세트산 생성” 단계에서 이를 아세트산과 수소로 변환시킨다. “메탄 생성” 단계에서 아세트산, 수소, 이산화탄소, 메탄올, 포름산 등을 기질로 사용하여 메탄과 이산화탄소로 생산한다. 각 단계는 발효균, 아세트산 및 수소 생성균, 메탄 생성균등 서로 다른 미생물들에 의해 이루어지며 미생물의 활동은 유기적으로 연결되어 있다(Fig. 2).

3.1. Chemically Enhanced Primary Treatment(CEPT)

잉여슬러지의 혐기성 소화를 통해 형성되는 메탄형태의 바이오가스는 에너지를 회수하기 위한 가장 실용적인 방법이다. 1997년 Böhnke는 활성슬러지와 유입수를 공기에 접촉시키고 후단의 침전조에서 잉여슬러지를 회수하는 AB process를 발표했다(Böhnke, 1977). “에너지 positive 하수처리”를 달성하기 위해서는 혐기소화와 결합된 A단계에서 슬러지 생산을 극대화해야 하며, 그 후 잔류 유기물과 영양염류를 처리하는 2차 처리 단계는 에너지를 최대한 절약하는 방향으로 최적화해야 한다. 하수처리에서 슬러지 생산을 증가시키는 직접적인 방법으로는 응집제를 이용하여 하수의 입자성분을 효율적으로 응집·침전하여 제거하는 Chemically Enhanced Primary Treatment(CEPT) 방법이 있다. CEPT의 개발은 초기에 1870년대 영국에서 시작되었으며, 1890년대부터 미국에서 광범위하게 이용되었다(Parker et al., 2001). 대표적인 응집제로는 철, 알루미늄 등이 사용된다. 유기물의 제거효율은 85% 정도로 높지만 하수에 과도한 유기물이 포함되어 있다면 에너지 회수 잠재력은 감소된다. 그리고

CEPT에서 일반적으로 사용되는 염화 제2철, 명반(Alum), 유기 고분자는 바이오가스 생산을 일정부분 저해하는 것으로 보고되었다.

CEPT 공정은 0~1 mg/L 정도 적은 양의 응집제를 필요로 한다. 그러나 온도가 낮으면 더욱 많은 양의 응집제를 필요로 하기 때문에 추운 기후의 국가에서는 이보다 많은 양이 필요하다. 1990년대에 노르웨이에서는 28개의 생물학적 처리가 없는 CEPT공정이 운영되었으며, SCOD의 함량이 낮은 경우 BOD와 TSS의 제거 효율이 82%, 87%로 매우 높은 효율을 달성했다(Parker et al., 2001). 공정 도입을 위해 처리조를 개조하거나 새로 설비하는데 있어 상대적으로 적은 비용을 필요로 하며, 처리 운영비용은 활성슬러지 공정의 운영비용보다 약 1.85배 낮다. 생물학적 공정은 SCOD의 제거가 용이하고 잉여슬러지를 대체 에너지원으로 이용할 수 있지만 폭기비용, 슬러지 처리, 반응기 크기 등 여러 요건을 고려했을 때 CEPT공정의 운영비용이 비교적 효율적이다. CEPT는 비교적 작은 반응조 용량을 필요로 하기 때문에 부지 확보가 어려운 대도시에서 적합하게 적용될 수 있으며, 자금 확보가 어려운 개발도상국 국가에서도 적용하기에 용이하다. Table 4는 홍콩과 캘리포니아 등의 CEPT 공정 운영 사례이며, 홍콩에서의 최초 CEPT 공정은 평균 TSS와 BOD 제거가 91%, 80%로 성공적인 운영을 달성하였다(Guven et al., 2019).

3.2. High Rate Activated Sludge(HRAS)

고속 활성슬러지(High Rate Activated Sludge, HRAS) 공정은 유입수와 미생물을 공기와 접촉시켜 미생물의 대사활동에 의해 하수를 처리하는 방식으로 활성슬러지법과 유사하나, 매우 짧은 수리학적 체류시간(Hydraulic Retention Time, HRT)을 갖는 차이점이 있다. HRAS 공정을 이용하면 슬러지 생산량을 증가시킬 수 있는데, 짧은 체류 시간이 선별압력(Selective Pressure)으로 적용되어 유기물을 빠르게 흡수할 수 있는 미생물이 우점하게 되고 처리조내에 미생물 군집구조가 변하게 된다. 일반 활성슬러지 공법의 생분해성 유기물 부하량에 비해 HRAS의 생분해성 유기물 부하량이 10배 이상 높다. 짧은 HRT로 인하여 슬러지의 높은 유기물 부하율(Sludge-specific organic Loading Rate, SLR)이 유지되며, 높은 유기물 부하는 미생물의 부패를 방지하고 자산화에 의한 생물량 생산계수를 높이기 때문에 슬러지의 손실이 최소화

Table 4. Operational conditions of full-scale CEPT plants

Item	Hong Kong	California	USA ^a
Capacity(m ³ /s)	40	n.d.*	n.d.
Coagulant addition(mg-FeCl ₃ /L)	10	<25	14-20
Polymer addition(mg/L)	0.15	<0.2	0.3-0.5
TSS removal(%)	91	85	64-80
BOD removal(%)	80	>55	n.d.
TP removal(%)	n.d.	>85	n.d.

* n.d.: no data

a: The data for the facilities in Buffalo, New York, Benton Harbor, Michigan and Cleveland, Ohio.

된다(Böhnke, 1977). 혐기성 소화에 적합한 슬러지가 생산되게 되며 이를 통해 에너지 회수에 유리하게 적용할 수 있다.

HRAS공정은 일반적으로 공정의 A-단계나 고속 멤브레인 생물 반응기(Membrane bioreactor, MBR)와 결합되어 적용된다. 최초의 AB 공정은 1981년에 독일 Krefeld하수처리장에서 시작되었다. AB공정 기반 처리시설은 1985년 기준 5개에 불과하였지만 지난 10년간은 50여개로 증가 하였는데, AB공정의 첫 단계로 설치된 HRAS 공정은 독일, 오스트리아, 네덜란드 등의 일부 유럽국가에서 적용되었으며 현재는 미국, 스페인, 스웨덴, 덴마크 등 세계 각지에서 운영되고 있다. Table 5는 독일의 최초의 AB공정 실적용 사례이다. A단계에서 BOD의 제거효율이 44~62%로 나타났으며, B단계에서는 BOD농도를 10 mg/L 이하, COD농도를 60 mg/L 이하로 처리한 바 있다(Guven et al., 2019). 그 외에도 Table 6과 같이 네덜란드에서 AB 공정들이 운영되고 있는데. 여기에서 고려된 하수처리시설의 SRT는 0.3~0.65일이며 HRT는 24~51분으로 매우 짧은 값을 갖는다. 이와 같은 HRAS 공정은 높은 효율을 갖는 것으로 확인되고 있으며, 부가적으로 철화합물 등의 응집제를 첨가함으로써 질소, 인제거의 효과를 동시에 확보할 수도 있다.

HRAS 공정에서 유입수를 미생물과 산소에 접촉시킨 후 침전시키는 방식은 기존의 활성슬러지 공법(Conventional

Activated Sludge, CAS)과 유사하여 High Rate Conventional Activated Sludge(HiCAS)라고 하며, 유입수와 미생물을 용존 산소가 최소화된 상태로 접촉한 후에 산소 포기하여 안정화시키는 방식은 접촉안정화(Contact Stabilization, CS)라고 한다. CS 공법은 반송슬러지를 수 시간 동안 폭기시켜 안정화시킨 후에 무산소조건, 혹은 낮은 산소농도에서 짧은 접촉시간동안 유기물을 회수하고 유기물을 흡수한 슬러지는 다시 안정화 단계로 반송한다. 접촉과 안정화 사이에는 기질농도의 차이가 생기며 “Feast-Famine” 상태가 되어 기질의 흡착과 저장에 대한 “선별압력”을 가한다. “에너지 Positive”로 나아가기 위해서는 유기물의 포획을 최대로 해야 하며 유기물의 산화와 생물전환보다 흡착, 저장을 증가시켜야 한다. 따라서 기질을 흡착, 저장하는 CS방식이 에너지를 회수하기에 더 적합하다(Chudoba et al., 1973; Daiggerr and Grady, 1982). 최근 연구에 따르면 CS 방식은 생분해율이 높고 생물량이 안정적이기 때문에 탄소 전환률이 높아 에너지 회수율이 높다는 것이 증명되었다(Rahman et al., 2019).

Meerburg et al. (2015)는 기존의 CAS와 CS, 그리고 짧은 HRT와 SRT를 갖는 HiCAS, HiCS 네 개의 Lab-Scale 반응기를 통해 유기물 제거효율과 에너지 회수효율을 비교하였다. 유기물 부하율이 CAS와 CS에서 0.2~0.6 g-bCOD/g-VSS·d, 고속 반응기에서 2~10 g-bCOD/g-VSS·d로 유

Table 5. Full-scale wastewater treatment plants using AB plants in Germany

Item	Krefeld	Pulheim	Rheinhausen	Bad Gruitzen	Bad Honnef
Design capacity(PE)	800,000	80,000	170,000	10,000	35,000
Actual capacity(PE)	505,000	26,700	84,000	4,500	50,000
Influent(mg-BOD/L)	480	412	214	288	620
Effluent(mg-BOD/L)	5-7	6	6	5	4
Effluent(mg-COD/L)	30-60	42	52	50	30
A-stage COD removal efficiency(%)	55	59-62	44	43	55-60
B-stage sludge load (kg-BOD/kg-MLSS/day)	0.13	0.05	0.18	0.15	0.13
A-stage SVI(mL/g)	37	40-58	60	50	40-60
B-stage SVI(mL/g)	130	50-70	93	65	70-100

Table 6. Operational conditions of AB process in Netherlands

Item	Nieuwveer	Dokhaven	Utrecht	Garmerwolde
Maximum hydraulic load(m ³ /h)	16,500	19,000*	15,000	12,600
Contribution of industrial wastewater load in total(%)	8	3	0	11
A-stage HRT(min)	23	34	51	33
A-stage SRT(day)	0.65	0.27	0.30	0.33
A-stage MLSS concentration(g/L)	2.6	1.4	1.5	1.8
Phosphorus removal method in A-stage	Fe(II)SO ₄ addition	Fe(III)Cl ₃ addition	Fe(III)ClSO ₄ addition	Fe(III)Cl ₃ addition
Nitrogen discharge criteria	10 mg-N/L	N: >%75 removal, 21 mg-N/L	N: 10 mg-N/L	N: 15 mg-N/L
Phosphorus discharge criteria	>%75 removal, 2 mg-P/L	P: >%75 removal, 2 mg-P/L	P: 1 mg-P/L	P: 1.4 mg-P/L (based on 10 days average)

*The values in the table represent only the values of the A-stage.

Table 7. Operational conditions of biological organic recovery process treating synthetic wastewater.

Reactor	SRT (day)	t _c /t _s	COD removal(%)	Sludge yield (g-TSS/g-COD _{removed})	Specific methane yield (g-COD _{CH4} /g-TS _{sludge fed})	Energy recovery (g-COD _{CH4} /COD _{inf})
CAS	10	n.a.	74	0.16 ± 0.16	0.55 ± 0.04	0.07 ± 0.06
CS	12	0.1	46	0.25 ± 0.21	0.54 ± 0.06	0.06 ± 0.05
HiCAS	1.31	n.a.	55	0.32 ± 0.07	1.10 ± 0.13	0.19 ± 0.05
	0.41	n.a.	48	0.40 ± 0.06	1.36 ± 0.04	0.27 ± 0.04
HiCS	1	1.0	40	0.52 ± 0.10	0.72 ± 0.07	0.15 ± 0.03
	1.1	0.14	40	0.80 ± 0.17	1.13 ± 0.08	0.36 ± 0.08

n.a.: not applicable
 tc: contact time
 ts: stabilization time

입되어 High-rate 반응기의 유기물 부하율이 10~15배 가량 높았다. Table 7은 연구에서의 COD제거효율, 에너지 회수율 등을 보여준다. 빠른 HRT로 인하여 High-rate 반응기에서 기존의 CAS반응기보다 상대적 COD 제거효율은 낮지만(40-55%) 메탄 수율이 현저히 높으며 특히, 안정화시간과 접촉시간의 비율이 낮은 HiCS 공법에서는 상당히 높은 에너지회수율을 확인하였다(Meerburg et al., 2015).

4. Co-Digestion of Sewage Sludge and Organic Wastes

4.1. 유기성 폐기물의 투입 필요성

일반적인 공공하수처리시설에의 하수슬러지는 쉽게 분해되는 유기성 물질의 농도가 적고 탄소 대 질소의 비율(C/N)이 적정 값보다 낮아 혐기성 소화에 어려움이 있다. C/N비가 낮으면 질소가 과다하여 높은 농도의 암모니아에(NH₃)의해 박테리아의 성장을 저해시킬 수 있다. 이러한 하수 슬러지에 별도의 시설에서 처리하는 음식물류폐기물, 축산분뇨 등의 유기성 폐기물을 병합 처리하면 쉽게 분해되는 유기성 물질을 보충해주고 적정 C/N비(10~30의 범위)를 맞추어 주어 혐기소화 효율을 극대화시킬 수 있다. 또한, 유기성 폐기물들을 처리하기 위한 별도의 운영시설을 감축시킬 수 있어 비용 효율적이다. 단, 병합처리를 시행하면 소화슬러지의 양이 늘어나고, 유기물의 농도와 함께 질소, 인의 농도가 증가하여 탈리액 처리에 부하가 증가할 수 있다(Yu, 2011).

4.1.1 도시 발생형 유기성 폐기물

병합소화를 위해 이용되는 원료물질은 크게 음식물류폐기물과 가축분뇨로 나누어 볼 수 있다. 음식물류 폐기물을 비롯한 도시 유기성 폐기물은 생분해도가 높아 통합처리에 이점이 있지만 고농도의 유기물과 약 5% 정도의 고형물을 포함하고 있으며, pH가 낮고 염분농도가 높아 기기설비의 부식을 유발할 수 있다. 총 고형물 중에서 혐기성 소화조에서 분해가 가능한 VS/TS는 약 0.7~0.8 정도이며, 20% 정도는 분해가 불가능한 이물질이나 혼합물 등이다. 이러한 특성 때문에 소화효율을 높이기 위해서 전처리 시설에서 파쇄 혹은 선별될 수 있도록 하는 것이 중요하다. 또한, 음식물류 폐기물 특성

상 지역별, 계절별, 요일별로 배출량의 변동이 매우 크기 때문에 시설용량 산정 시 특성을 고려하여 설계 하여야한다(ME, 2015b). 하수슬러지에 음식물류폐기물을 병합할 경우에는 휘발성 지방산 농도를 3,000 mg/L 이하로 제한하여야 하며, 습식기준으로 유기물 부하율은 1.5~4.0 kg-VS_{in}/m³·d로 유지 하여야 한다.

4.1.2 농촌 발생형 유기성 폐기물

가축분뇨란 가축이 배설하는 분, 뇨 및 가축의 사육과정에서 배출되는 유기성폐기물을 말한다. 가축분뇨의 특성 상 사육단계별로 발생하는 분뇨의 양과 성분 함량은 매우 상이하며, 일반적으로 음식물류폐기물에 비해 낮은 유기물 농도를 갖고 있다. 가축분뇨는 삼성분이 중요하게 고려되는데 수집 대상에 따라서 고상, 액상 및 혼합 상태로 구분되어져 있다. 가축분뇨의 발생 특성에 따라서 적절한 기술을 적용하는 것이 경제적으로 중요한 결정 요인이다. 예를 들어, 고상의 함유율이 많은 가축분뇨는 퇴비화로 처리할 시에 수분조절제의 투입량을 줄일 수 있어 경제성이 우수하고, 수분 함량이 높은 액상의 경우에는 수분 조절제의 양이 증가하게 되어 경제성이 떨어지게 된다(ME, 2015a). 따라서 병합 소화시에 하수슬러지와 음식물류폐기물, 가축분뇨의 성상을 고려하여 적정 투입율을 산정해야 한다.

4.2. 혐기소화의 저해 인자

바이오 가스화 시설에서 혐기성 미생물은 증식속도가 매우 느리고, 온도, 유기물 부하율, pH, 저해물질 등의 주변 환경 변화에 민감하기 때문에 운전인자의 영향을 크게 받는다. 혐기성 소화반응에서 일반적으로 메탄발생을 억제시킬 수 있는 제한 물질로는 휘발성 지방산(VFA), 암모니아, 중금속류 등이 있다. 대개 이러한 물질들은 소화공정에서 적정농도가 필요하지만 소화공정 운전이 지속되면서 일정수준의 농도를 초과하게 될 경우, 독성물질에 대한 내성이 약한 혐기성 미생물은 증식이 억제될 수 있다.

병합소화로 유입되는 음식물 폐기물류, 축산 분뇨 등의 기질은 높은 농도의 질소를 포함한다. 질소를 포함하는 유기물이 분해될 때 질소는 암모니아(NH₃)로 변환되고, 암모니아가 물에 해리되면 암모늄을 형성한다. 질소는 세포 분해에 필요한 필수 영양소이지만 기질 내 암모니아/암모늄이 축적되게

Table 8. Data on the inhibitory concentration of ammonia

Ammonia concentration (mg/L)	Remarks	Reference
3,500	Stable operation when the residence time is longer than 80 days	Choi et al., 2008
>1500	Inhibitory effect	Park et al., 2013
>700	Inhibitory effect	Angelidaki et al., 1994
>150	Inhibitory effect	McCarty and McKinney, 1961

되면 메탄발효 미생물이 저해되어 VFA의 메탄전환이 효율적으로 이루어지지 않는다. VFA의 축적은 pH의 저하로 이어져 소화조의 운영이 어려워진다. 여러 연구에서는 억제작용이 해리되지 않은 암모니아에서 기인된다고 알려져 있다. 하지만 암모니아에 의한 저해 메커니즘은 정확한 견해가 없으며 문헌마다 저해 농도에 차이가 있다(McCarty and McKinney, 1961; Poggi-Varaldo et al., 1997). Table 8은 혐기성 소화에서 암모니아 농도에 따른 억제에 대해 다룬 다양한 문헌의 사례이다. 안정적인 운전과 저해를 받는 암모니아 농도의 값들이 큰 차이를 보이는 것을 확인 할 수 있다. 또한, 반응조의 체류시간을 길게하여 미생물의 순응기간이 충분하면 독성을 유발하는 한계농도가 높아져 높은 농도의 암모니아에 적응할 수 있다고 보고된다. 특히, 고정층 반응조에서는 교반 반응조보다 보다 높은 암모니아 농도에 적응할 수 있으며, B, Ni, Se 등의 미량원소를 주입하면 가스발생량이 증가한다는 연구사례가 있다(ME, 2015b; Park et al., 2012). 그리고 소화처리 후의 탈리액에는 질소 등의 영양염류가 약 5~10% 정도 증가하여 후속처리가 필수적이지만 대부분의 COD가 혐기성 소화조에서 분해되기 때문에 낮은 C/N 비로 인하여 MLE 혹은 A²O와 같은 전탈질 기반 폐수처리 운영에 어려움이 있다. 이러한 경우에 적정 C/N 비를 맞추기 위해 외부 탄소원을 주입하여야 하지만 유기물을 탄소원으로 이용하지 않는 ANAMMOX(ANAerobic AMMonium OXidation) 공정을 이용하면 효과적으로 처리할 수 있다.

기타 중금속등의 유해인자로 인해서도 미생물에 독성작용 발생할 수 있다. 특히 황산염의 생물학적 환원반응에 의해 황화물이 생성될 수 있는데, 황화물이 100 mg/L 이상의 농도에서 혐기성 미생물이 저해된다고 보고되며, 황산염 또한 50~100 mg/L에서 저해를 주는 것으로 알려져 있다. 하지만 황화물은 독성영향을 미칠 수 있는 가용성 중금속과 결합하여 불용성 염을 형성하여 중금속의 독성을 제거시킬 수 있다. 따라서 고농도의 중금속이 있더라도 이에 상당하는 황화물이 존재하면 저해작용을 나타내지 않을 수도 있다(Yu, 2011).

5. Available Pretreatment Technology for Anaerobic Digestion

용해성 유기물질을 다량 함유한 1차 슬러지는 비교적 소화가 용이하여 가수분해 단계에서 대부분 바이오가스로 전환된다. 그러나 2차 침전지에서 생성되는 잉여슬러지는 미생물들이 주를 이루고 있어 가수분해단계에서 단단한 미생물 세

포벽이 파괴되어야 하기 때문에 분해 속도가 느리다. 매우 긴 체류시간(20~30일)을 요구하며 낮은 생분해율로 인해 효율성이 낮다. 이러한 이유로 혐기성 소화에서 바이오가스의 생산은 생분해도와 가수분해 단계속도에 의존하게 된다. 국내의 경우, 미숙한 운전기술과 긴 체류시간으로 5만 톤/일 이상의 소화조 효율이 약 20~30%에 그치고 있다(Cho et al., 2014). 따라서 바이오가스의 낮은 생산 효율을 개선시키기 위해서는 슬러지 세포를 용해시키는 전처리가 우선되어야 한다. 전처리 단계에서는 슬러지 세포의 세포벽을 파괴하여 세포를 용해하고, 입자상 물질을 가용화 시킨다. 난분해성 물질을 생분해 물질로, 고분자 물질을 저분자 물질로 전환시키고 세포의 고분자 물질을 산 생성 미생물들이 원활히 이용할 수 있도록 해주는 것이다. 또한, 전처리의 시행은 슬러지의 용해로 인해 폐기되는 잔여 슬러지의 양을 감소시키는 효과도 있다. 이러한 바이오가스 생산 대표적 전처리 기술로는 물리적 파괴, 열 가수분해, 화학적 전처리 등이 많이 연구되고 있다.

5.1. 기계적 전처리를 이용한 파쇄

기계적 전처리를 이용하는 방법으로는 초음파, 원심분리, 액체 전단(Liquid Shear), 고압펌프에 의한 충돌판, 고압 균질화(High Pressure Homogenizer) 등이 있다. 이 중에서 초음파를 이용하는 기술이 활발히 연구되고 있다. 초음파란 16 kHz 이상의 주파수를 가지는 음파로 정의되는데, 수중에 초음파를 조사하면 미세기포가 생성되어 공동현상(Cavitation)이 발생하게 되고 순간적으로 고압, 고온, 전단응력 에너지에 의해 분해되면서 세포내 유기물이 용출된다. 슬러지 세포 용해를 위한 최적의 주파수는 저주파(20~40 kHz)로 알려져 있으며, 에너지 임계치는 1000~16,000 kJ/kg-TS의 범위이다. 슬러지 농도가 높을수록 Cavitation 거품이 슬러지와 접촉할 확률이 높기 때문에 에너지 임계치는 낮아지게 되며, 점도가 증가하여 거품형성을 방해하기 때문에 총 고형물(Total Solids)기준으로 2.3-3.2%의 농도에서 최적의 효율을 나타낸다(Show et al., 2007).

Erden and Fillbeli (2010)은 터키의 이즈미르시립 하수처리 시설에서 샘플을 채취하여 초음파 전처리 효과를 입증한 바 있다. 초음파 주파수 20 kHz를 하수슬러지에 조사한 결과, 슬러지의 용해를 유발하여 상층액의 생분해성유기물(SCOD), 용해성유기탄소(DOC), 총 질소(TN), 총 인(TP)이 각각 340%, 860%, 716%, 207.5% 증가했다. 또한, 바이오가스 생산량은 44% 증가하여 초음파 전처리가 슬러지의 혐기성 생분해성을 증가시킴을 보고하였다(Erden and Fillbeli, 2010).

5.2. 열을 이용한 고분자 유기물의 가수분해

열 가수분해 기술은 1978년에 처음 적용되었으며, 현재 하수처리시설에서 혐기성 소화를 향상시키기 위해 사용되는 방법 중 가장 보급된 기술이다(Haug, 1978). 소화단계에서 슬러지의 탄수화물과 지질은 쉽게 분해되는 반면에 단백질은 세포벽에 의해 보호되는데, 열 가수분해는 세포벽과 세포막에 결합되어 있는 단백질을 분해시켜 생물학적 분해가 용이하게 한다. 열처리하는 대부분의 슬러지에 대하여 효과가 입증되었지만 특성상 가수분해가 잘 되지 않는 슬러지는 더 강한 처리조건이 필요하기 때문에 전처리 최적온도와 시간이 다르게 된다. 보통 150 °C 이상으로 온도를 증가시키면 가수분해율이 증가하지만 메탄 생산율은 증가하지 않는다. 높은 온도(170-190 °C 이상)에서는 유독의 내화성 화합물이 형성되며, 분해되기 어렵기 때문에 오히려 슬러지 생분해성과 메탄 생산율이 감소하게 된다(Gavala et al., 2003). Li and Noike (1992)의 연구는 170 °C에서 60분간 처리하였을 때 최적의 바이오가스 생산을 나타냈으며, 처리시간을 길게 하거나 120 °C와 180 °C 사이의 전처리 온도에서 생산량의 차이가 크지 않음을 확인 했다(Li and Noike, 1992).

열 가수분해 전처리는 소화후의 슬러지 탈수시 함유율이 63~70% 수준으로 감소된다(Cho et al, 2014). 또한, 용해성 기질이 증가하여 혐기소화에서 VFA와 바이오가스 생산이 증가하게 되고, 온도에 의해 슬러지의 점도가 낮기 때문에 고형물 농도를 높일 수 있어 소화조의 부피를 저감시킬 수 있다(Kim, 2013). 대표적으로 노르웨이 Cambi사의 공정이 상업화 되었으며 Cambi 공정 도입으로 바이오가스 생산량은 3배 증가, 연간 슬러지 처리비용은 86% 절감되었다고 보고 되었으며, 2016년 국내에서도 최초로 안양 박달 하수 처리장에 연간 230,000 톤의 전처리 시설 계약이 체결된 바 있다(Evans, 2003).

5.3. 화학적 전처리를 통한 고분자 유기물의 가수분해

화학적 전처리는 세포벽, 세포막을 가수분해하여 세포내의 유기물 용해도를 증가시키는 방법으로 산화 가수분해와 알칼리 가수분해로 구분할 수 있다. 이중 가장 널리 사용되는 화학적 방법은 오존을 이용한 전처리로써 슬러지 미생물을 사멸시켜 세포내 유기물질을 산화시킬 수 있는 강력한 용해 방법이다. 이론적으로 O₃의 산소원자 1개가 산화되는 물질과

반응하기 때문에 48 g의 오존이 16 g의 COD를 분해한다(Lee et al., 2005). 슬러지의 생분해율은 오존 주입량에 의존하지만, 오존 농도가 너무 높으면 메탄생성 세균이 산화되어 메탄 수율이 낮아질 수 있기 때문에 운전변수를 결정할 때는 COD부하와 슬러지 생산율을 고려해야한다(Levlin, 2010). 몇몇 연구에서 보고된 혐기성 생분해를 위한 최적의 오존 투입량과 효율을 Table 9에 나타내었다.

6. Power Generation Technology using Biogas

6.1. 열병합 발전을 통한 에너지 회수효율 증대

열병합 발전(Combined Heat and Power, CHP) 시스템은 하나의 에너지원으로부터 전력과 열을 동시에 발생시킬 수 있는 종합 에너지 시스템을 말한다. 전력과 열의 동시 발전은 에너지를 용도별로 적절히 공급할 수 있게 하여 이용효율을 극대화시킬 수 있다. 하수처리시설 내에 바이오가스 연료를 발전시킬 수 있는 가스엔진을 설치하여 자체 전력을 충당할 수 있으며, 가스엔진에서 배출되는 배기가스는 열 교환을 통해 소화조 가온용으로 활용할 수 있어 하수처리장의 내에서 필요한 전기와 열의 자체적 생산이 가능하다. 일반적인 화력 발전소로부터 전력을 송전하여 이용할 경우 생산되는 열은 대부분 강이나 바다로 버려지기 때문에 연료의 에너지 대비 효율이 35% 정도에 불과하나, 열병합 발전을 이용할 경우 손실열을 회수하여 냉난방용으로 사용하기 때문에 75-90%까지 활용이 가능하다(Song, 2016). 연료에너지원으로 생산되는 전력과 더불어 열에너지 공급을 위한 연료소모가 필요하지 않으므로 기존의 발전방식과 비교하여 이산화탄소의 발생이 감소하는 효과도 있다. Stillwell et al. (2010)의 연구에 의하면 CHP로 처리하는 폐수 100만 갤런(3,785 m³)당 약 350 kWh의 전기를 발생시킬 수 있으며, 미국 텍사스의 모든 하수처리장에서 CHP를 적용할 시에 전기 사용량을 최대 26% 줄일 수 있는 것으로 추정하였다. 국내에서도 부산 수영사업소에서 1988년에 열병합 발전이 준공되어 자체전력으로 활용하고 있으며, 열 이용효율은 42%, 발전효율은 33%로서 전체 시스템 효율이 75% 정도이다(An et al., 2002).

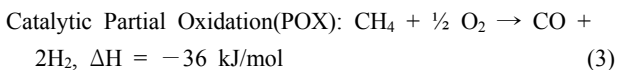
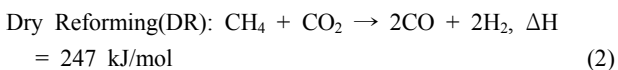
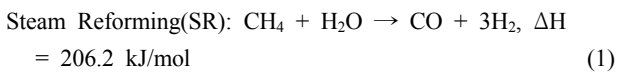
6.2. 연료전지를 이용한 에너지 고밀도화

연료전지는 수소와 산소의 전기화학적인 변환방법을 이용

Table 9. Efficiency of oxidation pretreatment

Substrate	Treatment conditions	Anaerobic digestion conditions	Results	Reference
Mixed sludge	0.1 g-O ₃ /g-COD	Batch HRT: 30 days Temp.: 33 °C	Increase of CH ₄ production from 110 to 220 mL/g-COD _m (+100%)	Weemaes et al., 2000
Sewage sludge	0.1 g-O ₃ /g-COD	Batch HRT: 30 days Temp.: not available	Increase of CH ₄ production from 82 to 173 mL/g-COD _m (+110%)	Yeom et al., 2002
Activated sludge (synthetic)	0.05 g-O ₃ /g-COD	CSTR HRT: 28 days Temp.: 35 °C	Increase of TS removal from 31% to 59%(+90%)	Goel et al., 2003

하여 화학에너지를 직접 전기에너지로 변환시키는 발전장치이다. 천연가스로부터 개질화 과정을 거쳐 생성된 수소와 공기 중의 산소를 반응시켜 물의 전기분해와 반대되는 반응으로 전기를 생산한다(Sim, 2008). 연료전지는 에너지 밀도가 높으며, 폐열의 이용이 가능하고, 소규모발전이 가능하며, 오염 배출원이 적고, 이산화탄소와 물만 생성되기 때문에 환경친화적인 이상적인 발전장치로 평가되고 있다. 주로 천연가스를 연료로 하는 연료전지발전 시스템이 개발되어 왔지만 천연가스 가격이 따라 연료 보급에 어려움이 존재하여 최근에는 바이오가스, 석탄가스 등을 사용하는 연구도 활발히 진행되고 있다. 하수처리시설에서는 소화과정을 통해 얻어진 바이오가스로부터 수소를 추출하여 연료전지를 이용하는 것이 가능하다. 일반적으로 메탄을 수소로 개질하는데 이용될 수 있는 촉매기술은 다음과 같은 화학양론 식으로 표현된다(Delgado et al., 2015).



바이오가스를 연료전지로 이용해 발전하기 위해서는 전처리 과정이 수행되어야 한다. 바이오가스는 대부분 메탄과 이산화탄소로 구성되어 있으며, 연료전지의 성능과 수명을 단축시키는 황화수소와 실록산 같은 피독물질 또한 함유하고 있기 때문에 고도정제기술이 필요하다(Haga et al., 2008). 연료전지는 전해질의 종류에 따라 고분자전해질 연료전지(PEMFC), 인산형전해질 연료전지(PAFC), 용융탄산염 연료전지(MCFC), 고체전해질 연료전지(SOFC) 등으로 구분되는데, 그 중 용융탄산염 연료전지는 이산화탄소와 이산화탄소, 수소에 내성이 있기 때문에 하수처리의 바이오가스화 시설에 적용하기에 적합할 수 있다(Lee et al., 2007; Sim, 2008). 연료전지 기술을 선도하는 미국은 King County 하수처리시설에서 용융탄산염 연료전지를 이용한 세계 최대 규모의 바이오가스 발전소를 운전하고 있으며, 국내에서는 서울 탄천하수처리시설에서 국내 최초로 개발된 용융탄산염 연료전지가 사용되고 있다(Bae et al., 2016).

7. Energy Management of Sewage Treatment Plant

7.1. 에너지 진단

‘에너지이용합리화법’ 제 32조 에너지진단 운용규정에 따라 연간 에너지 사용량이 2,000 toe 이상인 에너지다소비사업자는 의무적으로 5년 주기의 에너지 진단을 받아야 한다. 하지만, 2009년 연간 전력 사용량이 2,000 toe 이상인 500 톤/일의 하수처리시설은 55개로 조사되어 전체 하수처리시설의 12.5%만이 해당 처리시설로 분류 되었다. 그리고 에너지 사용량

산정에 있어 중요한 인자인 처리 유량, 적용 공법, 유입유기물 농도 등의 영향은 고려되지 않고 제거 BOD 당 소모 전력을 기준으로만 진단되고 있다. 또한, 환경부는 공공하수도시설 운영·관리 업무지침에 따라 공공하수처리시설의 운영관리 실태를 분석하고 있는데, 주로 하수처리능력에 중점을 두고 있으며 에너지 관련 점수는 하수도 운영분야의 8%, 전체 하수도 서비스 평가 점수의 4.1%에 불과하다(Cho, 2011).

에너지 절감과 자립화를 위해서는 공정별 에너지 사용 여부와 적합성이 주기적으로 평가되어야 한다. 하지만 관리체계에서 운영 평가는 대부분 방류수 수질기준을 준수하기 위한 수질확보에 그치고 있으며, 에너지 사용량에 미치는 여러 인자들을 분석하기 위한 기초자료 확보가 어려운 실정이다(Han, 2010). 환경부는 매년 하수처리시설의 운영 현황과 성과를 종합하여 하수도통계를 발간하고 있지만, 담당 실무자가 제출하는 정보를 수집하는 ‘보고통계’의 형태로 시행되고 있다. 통계수치의 정확도에 대한 판단을 내리기 힘든 구조를 갖고 있으며 특히, 전력 사용량에 대한 정보가 누락되거나 명확하지 않을 수 있어 신뢰성을 확보하기 어렵다. 또한, 자료수집과 검증에 위해 약 2년의 시차를 두고 발간되기 때문에 현황을 파악하고 조정하는데 어려움이 있다. 이러한 문제를 극복하기 위해 각 하수처리시설 별로 특성을 고려한 에너지 진단 자료 수집 및 관리 시스템이 구축이 필요하다. 처리수질, 운전조건, 에너지 사용량, 에너지 회수율을 지속적으로 파악할 수 있는 모니터링을 통하여 검침의 품질을 확보하고, 보고통계의 지표를 개발·강화해야 한다. 그리고 우수 사례 발굴을 통하여 진단 결과를 비교·분석하고 운영기술을 벤치마킹하여 에너지 자립화를 위한 방안을 마련하는 것이 바람직 할 것이다.

에너지 자립화를 추진함에 있어 신재생 에너지 생산이나 회수 에너지의 사용도 중요하지만 우선적으로 다루어야 할 요소는 절감을 통한 에너지 사용 최소화이다. 공공 하수처리시설의 각 공정은 설비, 전기 기기 등이 복합적으로 운영되며, 각 시설별, 공정별, 그리고 지역 특성에 따라 에너지 사용량과 절감 여건이 달라지는 것을 고려해야 한다. 수처리 운전 현황과 공정별 에너지 사용량을 종합적으로 분석하여 최적의 운전조건을 유지하고 에너지 진단을 실시하는 것이 타당하나, 현행의 관리체계에서는 공정별로 에너지사용량을 산정하기 어려운 실정이다. 향후 지속적인 “에너지 positive” 하수처리시설을 유지하기 위해서는 공정별 에너지 사용량에 대한 기초자료 확보와 관리가 선행되어야 한다. 이를 위해, 하수처리시설의 처리유량, 적용 공법, 증계펌프 유무 등 모든 요건을 종합하여 하수도 전체 시스템이 고려되어야 한다. 따라서 각 하수처리시설의 특성에 따른 일반화, 기기운전에 따른 전력 수용량을 파악하기 위해 단위 공정별로 전력 계량기를 설치하여 전력량이 산정될 필요성이 있으며, 방류나 재이용을 위한 증계펌프의 개수, 전력사용량, 대체에너지 생산량 등 종합적인 에너지의 흐름이 파악되어야 한다.

하수처리시설은 전문 기업을 통해 처리시설내의 에너지 이용 흐름을 파악하여 에너지 손실을 최소화 하고, 에너지 회수를 위한 CEPT 또는 HRAS 공정이나 바이오가스 설비 설치, 폭기장치의 효율을 향상시킬 수 있는 신설비 등을 ESCO 사

업을 통해 지원 받을 수 있다. ESCO는 에너지 관리 공단으로부터 자금지원을 받아 에너지 절감형 시설 설치사업에 참여하여 기술, 자금 등을 제공하고 투자한 시설에서 발생하는 에너지 절감액으로 투자비를 회수하는 사업을 시행하는, 한국을 포함하여 세계 40여 개국에서 이용되고 있는 에너지 절감 전문 기업이다. 도내 각 시·군은 에너지 절감, 생산시설을 설치함에 있어 기술적, 경제적 투자위험에 대한 부담을 해소할 수 있으며, 투자비상환 이후 생산되는 추가 에너지는 지속적인 이익이 될 수 있다. 이미 부산 수영하수처리장, 대구 서부하수처리장 등에서는 ESCO 사업을 통하여 전력비를 절감하고 에너지 자립률을 향상시킨 사례가 있으며, 지속적으로 신재생에너지 개발과 하폐수를 활용하는 에너지 신기술 도입을 통하여 에너지 자립률을 높이기 위한 노력을 하고 있다.

7.2. 에너지 관리 시스템

2000년대 이후, 교토의정서가 발효되고 에너지절약에 대한 중요성이 대두되면서 전 세계적으로 에너지경영시스템이 활발히 도입되고 있다. 에너지경영시스템(Energy Management System, EMS)은 각 공정별로 센서·계측장비, 분석 소프트웨어 등을 설치하고 에너지 사용현황을 실시간으로 모니터링하여 에너지사용을 효율적으로 제어할 수 있는 통합관리 시스템이다. EMS는 국제표준 에너지관리 기법으로서, 조직 구성원 전체가 온실가스 배출량, 에너지 비용 등을 파악하여 체계적으로 관리할 수 있는 체계를 마련해준다. 기업은 에너지경영의 계획, 실행, 운영에 관한 사항을 자율 규정하며, 공인기관에서 이행여부를 평가, 인증하는 시스템으로 관리된다. 공인기관은 PDCA(Plan-Do-Check-Act) 방법론을 기반으로 하여, 에너지계획 내에서의 에너지 검토, 에너지베이스 라인, 성과지표, 경영활동계획을 수립하도록 요구한다(Fig. 3). 에너지 경영시스템은 ISO50001 규격을 공표하였고, 우리나라는 독자적인

에너지 경영시스템 인증 규격으로 KS A4000을 제정하여 에너지 관리공단에서 인증을 추진하고 있다(Cho, 2011).

이미 주요국에서는 환경경영, 에너지 효율향상, 그리고 독자적 에너지경영 프로그램으로 활발히 활용 하고 있다(Lim, 2007). 국내에서도 대기업을 중심으로 EMS를 도입하고 있으며, 2015년에는 정부서울청사가 국가기관 최초로 ISO 50001인증을 획득하여 에너지 사용현황을 정확히 분석하고 전기, 가스 등의 에너지원별 절약 운영지침을 현실에 맞게 꾸준히 개선중이다(Oh, 2015).

하수처리시설의 에너지 회수의 목표를 체계적, 효율적으로 달성하기 위해서는 하수처리시설 관리자, 지자체, 전문가의 강력한 의지와 책임의식이 뒷받침 되어야 하며, 협조체계를 강화하여 저에너지·고효율 설비 기기 등을 우선 반영하고 에너지 절감 시스템을 구축하여 자체적인 기준을 마련하는 것이 중요하다. 따라서 국내 공공 하수처리시설에서도 PDCA 기법을 활용하고 적극적으로 EMS를 도입하여 지속적인 에너지 관리를 통한 전략적 에너지 자립화를 실현할 수 있는 기반을 확립하는 것이 필요하다.

7.3. 사례

부산시는 에너지자립화 기본계획의 일환으로 2022년까지 2,500 kw의 태양광 발전설비, 2,700 kw의 바이오가스를 생산하여 에너지 자립률을 18.9%까지 확대하고, 연간 44억의 운영비를 절감하는 계획을 갖고 있다(Baek, 2018). 2018년도 기준 하수처리시설 에너지 사용량은 166,007 kWh이며, 신재생 에너지로 8,589 kWh를 생산하여 5.17%의 에너지 자립화를 달성하고 있는 상황이다. 부산 녹산산업소는 1 MW의 소화가스 발전설비를 설치하여 전력 자립률은 73%로 증가하고, 에너지 사용 비용은 연간 9억 원을 절감할 수 있을 것으로 예측하고 있다. 그 외에도 태양광발전 등 신재생에너지를

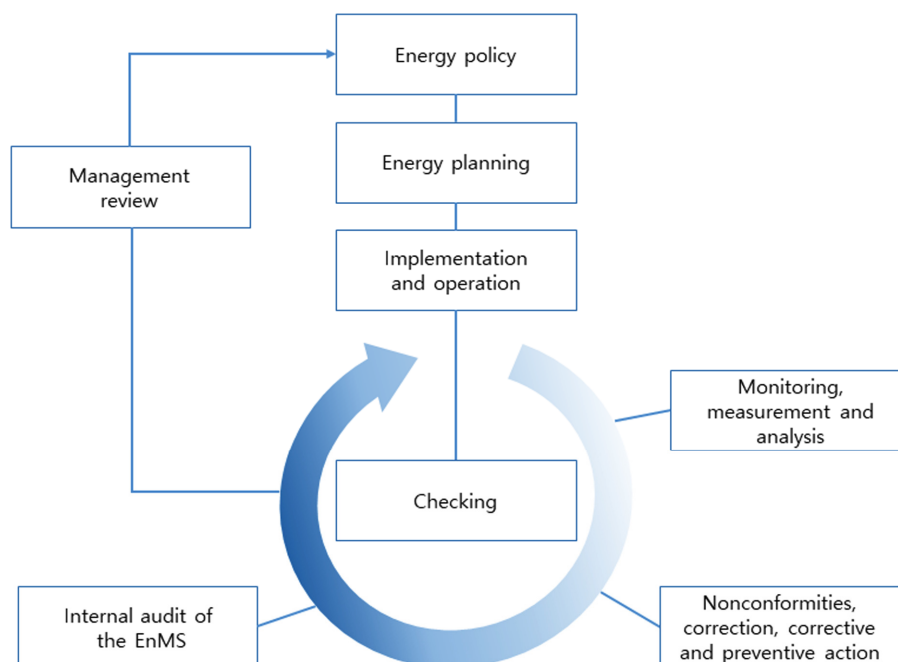


Fig. 3. Energy management system model.

Table 10. Biogas production case of domestic wastewater treatment plant

Sewage treatment plant	Nanji, Seoul	Seonam, Seoul	Jecheon, Chungbuk	Jeju
Generator capacity	720 kW × 3	1,600 kW × 2	280 kW × 1	375 kW × 1
Generator type	Gas engine	Gas engine	Gas engine	Gas engine
Annual power generation(kWh)	2,360,000	4,400,000	788,529	690,000
Energy positive rate(%)	3.9	3.4	19.7	28
Gas generation amount(m ³ /d)	26,753	58,827	26,443	73,743
Usage	Emergency generator	Electricity Supply in Treatment Plant		
Installation place	Wastewater Treatment Plant Generator Room			Dehydration generator room
Project cost(won)	2.4 billion	2.4 billion	2.2 billion	2 billion

이용하여 연간 302 톤의 CO₂를 절감하고 7,600만 원의 전력을 절감할 것으로 기대하고 있다. 그리고 정보통신기술을 접목한 에너지통합 관리시스템(EMS)을 부산 녹산사업소 시범 운영을 바탕으로 확대추진하고 있는데, 하수처리 에너지 사용 정보를 수집·분석하여 공정별, 설비별 에너지 관리로 에너지 이용개선과 효율향상을 기대하고 있다.

울산의 용연하수처리장은 소화조에서 발생하는 바이오가스 중에 자체 사용 후 남은 양을 SK 케미컬의 병커C유 보일러의 보조 연료로 공급하고 있다. 에너지 효율을 증대시키기 위해 소화조를 개선하고 잉여가스 저장을 위한 가스저장탱크를 설치하는 등의 노력을 통해 연료비를 연 2.49억 원 절감하고 700 톤의 CO₂를 저감하였다. 그리고 대구의 서부하수처리장은 생물반응조의 운영방법을 개선하였는데, 호기조의 폭기장치를 초미세기포 공기 공급장치 144 대로 대체하고 반송 슬러지 펌프에 인버터를 설치하여 연 24,309 MWh의 전기 사용량과 2,809 톤의 CO₂를 저감하였다. 이외에도 Table 10과 같이 서울시, 충북, 제주 등 여러 곳에서 하수처리를 바이오가스 발전에 활용하고 있다(Cho, 2016).

8. Conclusion

지구 온난화와 각종 기상이변에 더불어 2006년에 발효된 런던 협약에 따라 유기성 폐기물과 하수슬러지의 해양투기는 전면 금지되었다. 현재 하수처리시설의 에너지 자립화와 초과 생산의 관심은 전 세계적인 추세이나 국내의 하수처리 시설 에너지 자립률은 저조한 실정이다. 기존의 체제와 생물학적 활성슬러지 공법으로는 에너지 자립에 있어 극복할 수 없는 한계가 존재한다. 태양광 발전, 소수력 발전 등의 재생 에너지 회수는 에너지 소모적인 활성슬러지 공정의 단점을 해결하지 못하는 소극적인 해결책에 불과하다. 따라서 “에너지 positive”를 위하여 하수처리공정의 근본적인 체질 개선이 필요하며, 병합소화가 연계된 AB 공정이 하나의 지향점이 될 수 있다. 다만 국내 AB 공정의 실증사례가 많지 않아 국내 실정에 맞는 연구개발이 필요하다. 그리고 “에너지 positive”를 지향하는 EAWAG, 프라운호퍼 연구소, 베올리아 등의 활발한 사업에 비해 연구 우리나라는 그들을 추격할 수 있는 정책적 지원이나 시장원동력이 미비한 실정이다.

A단계의 하수 잠재에너지를 최대한 회수할 수 있는 CEPT 공법은 하수처리장의 1차 침전조의 개조를 통해 설치할 수

있기 때문에 우선적으로 고려할 수 있는 대안이다. 이와 더불어, HRAS 공법의 실용화를 위한 정부의 노력이 수반되어야 한다. B단계에서는 폭기 비용과 유기물의 투입이 필요하지 않은 혐기성 암모늄 산화를 적용할 수 있다. 그리고 국내 혐기성 소화 효율은 20~30% 정도로 낮기 때문에 바이오가스의 생산성을 증가시키기 위해 적절한 전처리가 적용되어야 한다. 도시 및 농촌 발생형 유기성 폐기물을 소각 처리하는 비율을 감축하고, 대신 병합 소화를 통해 하수처리장의 에너지 생산량을 극대화해야 하겠다. 그리고 내연기관 기반의 발전 시스템은 열손실이 불가피하므로 미래지향적인 연료전지 시스템의 도입이 바람직하겠으나, 촉매 피독물질의 고도정제 기술, 비용, 부식 등의 문제를 해결하는 기술을 마련하고 대용량 에너지 저장 시스템의 도입도 고려되어야 하겠다.

현재까지는 에너지 자립화를 위한 물리적·화학적 공법 측면이 강조되고 있다. 그러나 미래의 환경 기술 시장은 지식 기반 운영기술에 의해 주도될 것이 자명하며, 에너지 자립화를 위해 하수처리장 운영 측면에서 고도화할 수 있는 기술을 개발해야 하는 시점이다. 이는 또한 공공하수처리장 운영사업자의 수익을 차별화할 수 있는 핵심기술력이 될 수 있다. 국가에서 에너지 자립화 운영기술 개발을 지원할 수 있는 하나의 방안은 처리수질, 에너지 사용량, 회수율 등의 데이터베이스의 신뢰성을 제고하는 것이다. 하수처리장의 에너지 사용량과 흐름 체계를 실시간으로 파악하고 통제하는 EMS는 아직 개발되지 않은 상태이다. 우선적으로는 에너지 사용량 모니터링과 에너지 분배를 돕는 그리드 체계 등을 기초연구를 수행할 수 있겠다. 이후 시나리오 기반의 에너지 관리 체계, 혹은 에너지 소모, 에너지 생산 및 처리수 품질과 같은 복수의 목표를 동시에 달성할 수 있는 최적화 체계(Multiple-Object Optimization)도 필요해 보인다. 이와 더불어, 에너지 자립도가 낮은 시설은 경제적인 부담이 없이 운영 실태를 개선하고 기술, 시스템을 도입할 수 있도록 ESCO 사업과 같은 재정적 지원이 확대되어야 한다.

Acknowledgement

이 논문은 2019년도 정부(과학기술정보통신부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업임(No. 2018R1C1B5086307).

References

- An, H. L., Song, J. K., Kim, C. M., Sung, J. I., and Kwon, Y. H. (2002). Co-generation system using the bio-gas of sewage plant, *Journal of The Korean Institute of Plant Engineering*, 105-112. [Korea Literature]
- Angelidaki, I., and Ahring, B. K. (1994). Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature, *Water Research*, 28(3), 727-731.
- Angelidaki, I. and Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants, *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*, 3(2), 117-129.
- Bae, H. K. (2018). Recovering the energy potential of sewage as approach to energy self-sufficient sewage treatment, *Journal of Korean Society on Water Environment*, 34(1), 121-131. [Korea Literature]
- Bae, M. S., Lee, J. Y., and Lee, J. G. (2016). Process technologies of reforming, upgrading and purification of anaerobic gas for fuel cells, *Transactions of the Korean Hydrogen and New Energy Society*, 27(2), 135-143. [Korea Literature]
- Baek, S. K. (2018). *Energy saving and independence of sewage treatment facilities-major policy seminars in Busan*, Busan City, <http://www.busan.go.kr/nbtnews/1336632>. [Korea Literature]
- Bai, M. D., Cheng, S. S., and Chao, Y. C. (2004). Effects of substrate components on hydrogen fermentation of multiple substrates, *Water Science and Technology*, 50(8), 209-216.
- Böhnke, B. (1977). Das Adsorptions-Belebungsverfahren, *Korrespondenz Abwasser*, 24, 121-127. [German Literature]
- Cho, E. S. (2011). *A study on the improvement of energy management for wastewater utilities*, Korea Environment Institute, 2011-18. [Korea Literature]
- Cho, I. H., Ko, I. B., and Kim, J. T. (2014). Technology trend on the increase of biogas production and sludge reduction in wastewater treatment plants: sludge pre-treatment techniques, *Korean Chemical Engineering Research*, 52(4), 413-424. [Korea Literature]
- Cho, S. H. (2016). *Strategies for the improvement of energy efficiency and energy self-reliance in public sewage treatment facilities in Gwangju*, Gwangju Jeonnam Research Institute 2016-23. [Korea Literature]
- Choi, G. H., Kim, T. H., Lee, M. A., Park, W. C., Cho, G. Y., and Park, J. C. (2008). The Effects of ammonia based on the long-term anaerobic digestion for food waste, *Journal of Korean Society of Environmental Technology*, 9(4), 264-269. [Korea Literature]
- Chudoba, J., Grau, P., and Ottova, V. (1973). Control of activated-sludge filamentous bulking - Selection of microorganisms by means of a selector, *Water Research*, 7(10), 1389-1398.
- Daigger, G. T. and Grady, Jr. C. L. (1982). The dynamics of microbial growth on soluble substrates: a unifying theory, *Water Research*, 16(4), 365-382.
- Delgado, K., Maier, L., Tischer, S., Zellner, A., Stotz, H., and Deutschmann, O. (2015). Surface reaction kinetics of steam-and CO₂-reforming as well as oxidation of methane over nickel-based catalysts, *Catalysts*, 5(2), 871-904.
- Dong, L., Zhenhong, Y., Yongming, S., Xiaoying, K., and Yu, Z. (2009). Hydrogen production characteristics of the organic fraction of municipal solid wastes by anaerobic mixed culture fermentation, *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(2), 812-820.
- Erden, G. and Filibeli, A. (2010). Ultrasonic pre-treatment of biological sludge: consequences for disintegration, anaerobic biodegradability, and filterability, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 85(1), 145-150.
- Evans, T. D. (2003). Independant review of retrofitting CAMBI to MAD, *Proceedings of the Water Environment Federation*, Water Environment Federation, 2003(1), 1390-1400.
- Gavala, H. N., Yenil, U., Skiadas, I. V., Westermann, P., and Ahring, B. K. (2003). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature, *Water Research*, 37(19), 4561-4572.
- Goel, R., Tokutomi, T., Yasui, H., and Noike, T. (2003). Optimal process configuration for anaerobic digestion with ozonation, *Water Science and Technology*, 48(4), 85-96.
- Gude, V. G. (2015). Energy positive wastewater treatment and sludge management, *Edorium Journal of Waste Management*, 1, 10-15.
- Güven, H., Dereli, R. K., Özgün, H., Ersahin, M. E., and Öztürk, I. (2019). Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics, *Progress in Energy and Combustion Science*, 70, 145-168.
- Haga, K., Adachi, S., Shiratori, Y., Itoh, K., and Sasaki, K. (2008). Poisoning of SOFC anodes by various fuel impurities, *Solid State Ionics*, 179(27-32), 1427-1431.
- Han, Y. H. (2010). *Scheme of energy independence for sewage treatment facilities in gangwon province*, Research Institute for Gangwon, 10-33. [Korea Literature]
- Haug, R. T., Stuckey, D. C., Gossett, J. M., and McCarty, P. L. (1978). Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges, *Journal Water Pollution Control Federation*, 73-85.
- Kim, D. J. (2013). Pre-treatment technology of wastewater sludge for enhanced biogas production in anaerobic digestion, *Clean Technology*, 19(4), 355-369. [Korea Literature]
- Kobayashi, T., Xu, K. Q., Li, Y. Y., and Inamori, Y. (2012). Evaluation of hydrogen and methane production from municipal solid wastes with different compositions of fat, protein, cellulosic materials and the other carbohydrates, *International Journal of Hydrogen Energy*, 37(20), 15711-15718.
- Lee, D. G., Bae, J. S., Son, J. I., Kang, J. G., Jeon, T. W., and Shin, S. K. (2016). *A study on optimization of operation in the biogas production facility of organic waste (III)*, National Institute of Environmental Research, NIER-PR2016-398. [Korea Literature]
- Lee, J. G., Jun, J. H., Park, K. H., Chol, D. S., and Park, J. Y. (2007). Anaerobic digester gas purification for the fuel gas of the fuel cell, *Transactions of the Korean Hydrogen*

- and *New Energy Society*, 18(2), 164-170. [Korea Literature]
- Lee, J. W., Cha, H. Y., Park, K. Y., Song, K. G., and Ahn, K. H. (2005). Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season, *Water Research*, 39(7), 1199-1204.
- Levlin, E. (2010). Maximizing sludge and biogas production for counteracting global warming, In *International scientific seminar, Research and application of new technologies in wastewater treatment and municipal solid waste disposal in Ukraine*, 95-104.
- Li, Y. and Noike, T. (1992). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment, *Water Science and Technology*, 26(3-4), 857-866.
- Lim, K. C. (2007). *A study on the progress of energy management system of major countries and domestic introduction plan*, Korea Energy Economics Institute, 07-04. [Korea Literature]
- McCarty, P. L. and McKinney, R. E. (1961). Salt toxicity in anaerobic digestion, *Journal Water Pollution Control Federation*, 33(4), 399-415.
- Meerburg, F. A., Boon, N., Winckel, T. V., Vercamer, J. A. R., Nopens, I., and Vlaeminck, S. E. (2015). Toward energy-neutral wastewater treatment: A high-rate contact stabilization process to maximally recover sewage organics, *Bioresource Technology*, 179, 373-381.
- Ministry of Environment (ME). (2010). *Basic Plan for Energy Independence*, Ministry of Environment. [Korea Literature]
- Ministry of Environment (ME). (2015a). *Fundamental Study for the Operational Management of Livestock Manure Bioenergy Facility*, Ministry of Environment. [Korea Literature]
- Ministry of Environment (ME). (2015b). *Technical guidelines of Food Waste Biogasification Facility*, 11-1480000-001416-01, Ministry of Environment. [Korea Literature]
- Ministry of Environment (ME). (2018a). *2016 Statistics of Sewerage*, Ministry of Environment. [Korea Literature]
- Ministry of Environment (ME). (2018b). *Policy direction of energy Independence in public sewage treatment plant*, Ministry of Environment. [Korea Literature]
- Observ'ER. (2018). *The state of renewable energies in europe, Edition 2017*, 17th EurObserv'ER Report.
- Oh, J. H. (2015). *Seoul Government building acquired ISO 50001 certification for the first time in a national institution*, Ministry of the Interior and Safety. [Korea Literature]
- Park, H. C., Kim, S. J., Jang, B. Y., Oh, Y. K., Park C. H. Shin, D. H., and Huh, K. Y. (2013). A Study on Operation Characteristics of Anaerobic Digestion by Nitrogen Loading Rate using Food Waste Water, *Journal of the Korean Society of Urban Environment*, 13(3), 209-215. [Korea Literature]
- Park, S. Y., Park, J. H., Na, H. S., and Kim, M. I. (2012). Estimation of influencing factors for efficient anaerobic digestion of high strength ammonia-nitrogen wastewater, *Journal of Korean Society of Water and Wastewater*, 26(5), 649-658. [Korea Literature]
- Parker, D. S., Barnard, J., Daigger, G. T., and J. E. (2001). The Future of Chemically Enhanced Primary Treatment: Evolution Not Revolution, *WATER 21*, 49-56.
- Poggi-Varaldo, H. M., Rodriguez-Vazquez, R., Fernandez-Villagomez, G., and Esparza-Garcia, F. (1997). Inhibition of mesophilic solid-substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 47(3), 284-291.
- Rahman, A., Clippeleir, H. D., Thomas, W., Jimenez, J. A., Wett, B., Omari, A. O., Murthy, S., Riffat, R., and Bott, C. (2019). A-stage and high-rate contact-stabilization performance comparison for carbon and nutrient redirection from high-strength municipal wastewater, *Chemical Engineering Journal*, 357, 737-749.
- Sarah, G. and Michael, M. (2015). Energy efficiency and recovery opportunities analysis for municipal wastewater treatment plant operations, *Proceedings of the Water Environment Federation*, Water Environment Federation, 2015(2), 1-9.
- Sim, J. P. (2008). A technology development trend of Polymer electrolyte fuel cell (PEMFC & DMFC), *The Magazine of the The Institute of Electronics and Information Engineers*, 35(6), 71-81. [Korea Literature]
- Show, K. Y., Mao, T., and Lee, D. J. (2007). Optimisation of sludge disruption by sonication, *Water Research*, 41(20), 4741-4747.
- Soares, R. B., Memelli, M. S., Roque, R. P., and Gonçalves, R. F. (2017). Comparative analysis of the energy consumption of different wastewater treatment plants, *International Journal of Architecture, Arts and Applications*, 3(6), 79-86.
- Song, G. S. (2016). *Technology development trend small-scale cogeneration*, Korea Environmental Industry & Technology Institute, 2016-076. [Korea Literature]
- Stillwell, A., Hoppock, D., and Webber, M. (2010). Energy recovery from wastewater treatment plants in the United States: a case study of the energy-water nexus, *Sustainability*, 2(4), 945-962.
- Wan, J., Gu, J., Zhao, Q., and Liu, Y. (2016). COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment, *Scientific Reports*, 6, 25054.
- Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F., and Verstraete, W. (2000). Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Water Research*, 34(8), 2330-2336.
- Yeo, K. H. (2016). *Technology trend of organic waste energy*, Konetic report, 2016-074. [Korea Literature]
- Yeom, I. T., Lee, K. R., Lee, Y. H., Ahn, K. H., and Lee, S.H. (2002). Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants, *Water Science and Technology*, 46(4-5), 421-425.
- Yousuf, A., Rahman, K., Pirozzi, D., Wahid, Z. A., and Atnaw, M. (2017). Economic and market value of biogas technology, *Waste Biomass Management-A Holistic Approach*, Springer, Cham, 137-158.
- Yu, M. J. (2011). *Trend of potential assessment and utilization technology for sewage treatment plant energy-resource*, Seoul Development Institute, 2011-WP-13.