

ORIGINAL ARTICLE

연속회분식반응기 공정의 하이드로사이클론 도입 하수처리 최적 운전특성

권규태¹⁾ · 김현구¹⁾ · 안대희^{1,2)*}

¹⁾주식회사 블루뱅크, ²⁾명지대학교

Optimal Operational Characteristics of Wastewater Treatment Using Hydrocyclone in a Sequencing Batch Reactor Process

Gyutae Kwon¹⁾, Hyun-Gu Kim¹⁾, Dae-Hee Ahn^{1,2)*}

¹⁾BlueBank Co. Ltd., Yongin 17058, Korea

²⁾Department of Environmental Engineering and Energy, Myongji University, Yongin 17058, Korea

Abstract

The purpose of this study was to evaluate the operational characteristics of wastewater treatment using Sequencing Batch Reactor (SBR) with Aerobic Granular Sludge (AGS) separator in the pilot plant. Pilot plant experiments were conducted using SBR with AGS separator and pollution removal efficiencies were evaluated based on the operational condition and surface properties of AGS. The results of the operation on water quality of the effluent showed that the average concentration of total organic carbon, suspended solids, nitrogen, and phosphorus was 6.89 mg/L, 7.33 mg/L, 7.33 mg/L, and 0.2 mg/L, respectively. All these concentrations complied the effluent standard in Korea. The concentration of mixed liquor suspended solid (MLSS) fluctuated, but the AGS/MLSS ratio was constant at 86.5±1.3%. Although the AGS/MLSS ratio was constant, sludge volume index improved. These results suggested that the particle discharged fine sludge and increased the AGS particle size in the AGS. Optical microscopy revealed the presence of dense AGS at the end of the operation, and particles of > 0.6 mm were found. Compared to those of belt-type AGS separator, the required area and power consumption of the hydrocyclone-type AGS separator were reduced by 27.5% and 83.8%, respectively.

Key words : Aerobic granular sludge, Hydrocyclone, Pilot plant, Separator, Sequencing batch reactor, Wastewater treatment

1. 서론

하수 처리에 생물학적처리인 활성슬러지 공정 및 그 변형 공정이 전 세계적으로 오랜기간 적용되고 있다 (Demoulin et al., 2001). 하수 내에는 서로 다른 물리적, 화학적 특성을 가진 오염물질이 있어 제거를 위해서는 상이한 조건을 유지하는 반응기가 필요하다(Chu et al.,

2021). 처리한 후에도 바이오매스와 처리수를 분리하기 위해 침전조가 필요하다(Carlsson, 1998). 두 가지의 이유로 인하여 하수처리장은 큰 부지가 필요하게 된다 (MOE, 2012). 압축적인 하수처리장운영을 위해서 선택할 수 있는 대안은 연속회분식반응기(sequencing bioreactor, SBR)가 있다. SBR은 하나의 반응기에서 시간 순차적으로 유입, 호기, 무산소, 혐기, 침전, 유출이

Received 9 December, 2021; Revised 18 March, 2022;

Accepted 18 March, 2022

*Corresponding author: Dae-Hee Ahn, Department of Environmental Engineering and Energy, Myongji University, Yongin 17058, Korea
Phone: +82-31-321-5901
E-mail: dhahn@mju.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.

© 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.

일어난다(Kim and Ahn, 2019a,b). 이를 통하여, 하나의 반응기에서 여러 조건을 형성하여 유기물질, 질소, 인을 처리할 수 있다. 또한, 처리시간을 조절하여 유동적인 운영이 가능하며 유입 부하가 변하더라도 목표 수질에 도달할 수 있다(Choi and Mo, 2021). 그리고 별도의 침전조가 필요하지 않은 바, 하수처리시설을 작은 부지로도 운영이 가능하다(Kaur and Prajapati, 2014). SBR 운영은 호기성 그레놀 슬러지(Aerobic Granular Sludge, AGS)와 한다면 보다 효과적인 운영이 가능하다. AGS는 다양한 미생물이 배출하는 세포외고분자물질(Extracellular Polymeric Substances, EPS)로 형성된 입자를 이룬다(Iorhemen et al., 2019). 질산화 미생물(Szabó et al., 2016), 탈질 미생물(Guo et al., 2018) 및 호기성 미생물(Kim and Ahn, 2019c) 등이 그레놀 슬러지로 형성된다고 알려져있다. 이전 연구에 따르면(de Kreuk et al., 2005; de Kreuk, 2006), 다양한 미생물 군집으로 구성된 그레놀 슬러지가 접종된 SBR에서 유기탄소, 질소, 인의 오염물질을 제거할 수 있다고 보고하였다. 또한 AGS는 입자의 크기 덕분에 표준활성슬러지공정보다 우수한 침전성(Liu and Liu, 2006) 및 부하변동 충격에도 강하다(Long et al., 2015). 따라서, AGS를 적용한 생물학적처리하는 작은 부지에서도 다양한 폐수를 탄력적으로 운영이 가능하며, 활성슬러지 공정보다 높은 제거 효율을 나타낼 수 있다(Kim and Ahn, 2019a,b).

하지만 AGS를 접종한 SBR 운영에는 장시간의 안정화 시간과 유지의 어려움이 있다. El-Mamouni et al.(1998)는 AGS의 형성에는 장기간이 소요되고 활성탄, 칼슘 등 무기물질을 공급하더라도 6개월이 소요된다고 보고하였다. 또한, Mudhoo and Sharma(2011)는 안정화 후에도 슬러지의 농도를 유지하기 위해서 배출을 권고한다. 배출된 슬러지에는 미세슬러지 뿐만 아니라 AGS가 있다. AGS 유출은 침강성 약화, 오염물질 제거 효율 감소, 슬러지 팽화등의 문제가 발생할 수 있다(Purba, 2020). 따라서 AGS를 조기에 안정화시키고 유지하기 위한 몇가지 방법이 제안되어왔다. 몇몇의 연구자들(Brickles, 2015; Lee et al., 2018; Xu et al., 2019)은 AGS의 배출을 억제하는 방법이 제시하였다. Lee et al.(2018)은 벨트형 필터로 AGS의 농도를 유지하는 연속 회분식으로 하수처리를 제안했다. 벨트형 필터는 효과적으로 AGS를 분리할 수 있으나, 면적이 크고, 처리수

와 슬러지가 외부에 노출되어 악취 및 해충 발생의 원인이 될 수 있다. 이외의 방법으로는 하이드로사이클론을 이용한 AGS 선별 및 성장유도가 연구되었다(Brickles, 2015; Xu et al., 2019). Xu et al.(2019)은 하이드로사이클론을 통해 밀도가 서로 다른 슬러지를 원심력과 전단력으로 분리배출하여 AGS를 일정하게 유지하고자 했다. 또 다른 연구에서는 활성슬러지를 하이드로사이클론에 통과시켜 AGS 형성을 빠르게 유도하고자 하였다(Brickles, 2015). 폐쇄된 반응기 내에서 AGS를 다루는 하이드로사이클론이 개방된 벨트형 필터 분리보다 악취, 해충에 대한 문제가 적을 것으로 예상된다. 하지만, 하이드로사이클론을 이용한 기존의 연구는 대부분 실험실 수준에서 작은 규모로 이뤄져 왔다. 즉, AGS를 조기 형성과 유지를 위한 실증화 연구는 미미한 상태로 대규모 상용화 시설로 진행하기에는 어려운 실정이다.

본 연구에서는 50 m³/day 규모의 AGS가 접종된 SBR과 AGS 선별분리기인 하이드로사이클론을 적용했을 때, 운전특성과 최적 운전방법을 제시한다. 그리고 AGS 선별분리기인 하이드로사이클론이 생물학적처리에 미치는 영향을 조사하고, 마지막으로 경제성 분석을 실시했다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. Pilot plant

본 연구는 오산시 'S' 공공하수처리시설에 시설용량 50 m³/day의 AGS가 접종된 SBR과 AGS 선별기를 설치하였다. 유입수는 오산시 'S' 공공하수처리시설의 1차 침전지 배출수를 이용했다. 운전 기간은 2021년 04월 02일~08월 31일(총 151일)이었다. 본 연구에 이용한 SBR과 하이드로사이클론을 함께 운영한 도식은 Fig. 1에 나타내었다. Pilot plant 반응기의 사양은 Table 1에 정리하였다. 구성은 유량조정조, SBR, 방류수조, 그리고 AGS 선별분리기로 이뤄져있다. 유량조정조는 유입수를 일정하게 공급하기 위하여 체류시간 3.2 hr으로 제작하였다. AGS 선별분리기 제원은 이전 Lab. scale 연구결과를 기반으로 제작하였다(Table 1, Kwon et al., 2021). Pilot plant에 접종한 AGS는 본 연구시설에서 운영하고 있는 배양시설의 바이오매스를 1,000 mg/L 농도로 접종하였다.

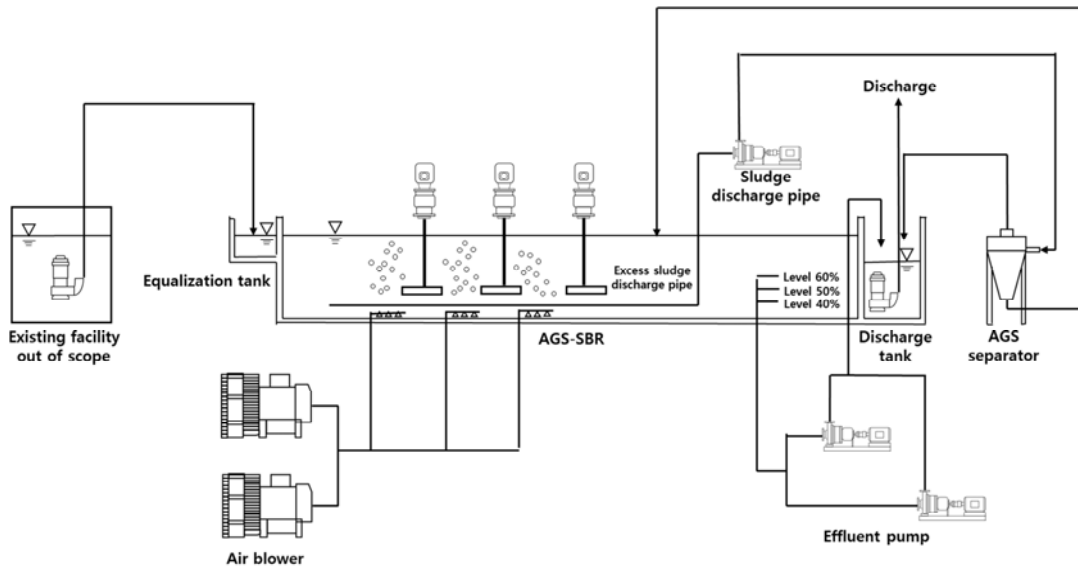


Fig. 1. Schematic diagram of pilot scale SBR and AGS separator.

Table 1. Specification of equipments

Item	Specification	Note
Equalization tank	500 mmW×1,900 mmL×700 mm H	
AGS-SBR	6,200 mmW×1,900 mmL×1,800 mmH	
Discharge tank	750 mmW×1,900 mmL×1,800 mmH	
AGS separator	Cylinder diameter: 320 mm, cylinder height: 300 mm, Conical top diameter: 320 mm, conical bottom diameter: 50 mm, Conical height: 750 mm, Angle: 20°	Hydrocyclone type

2.2. 유입수 성상

본 연구에 이용한 유입수 성상을 Table 2에 정리했다. 운전기간 동안 TCOD_{Cr} (Total Chemical Oxygen Demand), TOC (Total Organic Carbon), SS (Suspended Solids), TN (Total Nitrogen), NH₃-N (ammoniacal nitrogen) 그리고 TP (Total Phosphorus) 평균 유입수 농도는 각각 314 mg/L (301~330 mg/L), 84.6 mg/L (76.2~119 mg/L), 89 mg/L (50~140 mg/L), 43.9 mg/L (40.1~48.0 mg/L), 40.7 mg/L (32.6~48.8 mg/L), 그리고 4.64 mg/L (4.50~4.80 mg/L)이었다. 생물학적처리에 중요인자인 알칼리도, pH 그리고 온도의 평균 값은 각각 196 mg/L (135~280 mg/L), pH

6.75 (pH 6.31~7.21), 22.7°C (14.6~26.9°C)였다.

2.3. Pilot plant 운전조건

Pilot plant의 운영 조건은 Kwon et al.(2021)에서 진행한 Lab. 규모의 결과를 기초로하여 설정하였다. 운영 조건인 Hydraulic Retention Time (HRT)와 AGS 선별 분리기 가동시간에 따라 총 5 단계의 구간으로 나누어 운영했다. 운전조건은 Table 3에 나타났다. 1단계, 2단계, 3단계, 4단계 그리고 5단계의 HRT 및 AGS 선별분리기 가동시간은 각각 0.83 day (AGS 선별분리기 가동시간: 10 min/cycle), 0.5 day (10 min/cycle), 0.4 day (10 min/cycle), 0.42 day (8 min/cycle) 그리고 0.42 day (10 min/cycle)이었다. SBR 반응기에서 하나의 cycle은

Table 2. Characteristics of the influent

Parameters	Influent
Temperature (°C)	22.7±3.4 (14.6~26.9)
pH	6.8±0.2 (6.3~7.2)
Alkalinity (mg/L)	196±26 (135~280)
Total chemical oxygen demand (TCOD _{Cr}) (mg/L)	314±8.2 (301~330)
Total organic carbon (TOC) (mg/L)	84.6±5.8 (76.2~119)
Suspended solids (SS) (mg/L)	89±15 (50~140)
Total nitrogen (T-N) (mg/L)	43.9±2.4 (40.1~48.0)
NH ₃ -N (mg/L)	40.7±3.4 (32.6~48.8)
Total phosphorus (T-P) (mg/L)	4.6±0.1 (4.5~4.8)

Table 3. Operating conditions of pilot plant

	Stage 1	Stage 2	Stage 3	Stage 4	Stage 5
HRT (day)	0.83	0.5	0.4	0.42	0.42
Operating cycle (cycle/day)	3	4	5	6	6
Exchange ratio (%)	40	50	50	40	40
Aeration time (min)	360	240	170	120	120
AGS separator operating time (min)	10	10	10	8	10
Operation period (day)	2021-04-02 (0 day)	2021-04-16 (14 day)	2021-05-21 (49 day)	2021-06-09 (68 day)	2021-08-04 (124 day)
	~	~	~	~	~
	2021-04-15 (13 day)	2021-05-20 (48 day)	2021-06-08 (67 day)	2021-08-03 (123 day)	2021-08-31 (151 day)

유입, 침전 그리고 유출/휴지는 각각 60 min, 15 min 그리고 45 min로 고정하고 폭기시간을 조절하였다(Table 3).

2.4. 분석항목 및 방법

시료는 TCOD_{Cr} (USEPA reactor digestion method, Hach method 8000), TN (total persulfate digestion LR, Hach method 10071), NH₃-N (ammonia-nessler method, Hach method 8038), TP (phosver with acid persulfate digestion method, Hach method 8190)를 측정하여 흡광광도계 (DR-4000,, Hach, CO, USA)로 분석했다. TOC는 multi N/C 3100 (Analytikjena,

Germany)로 측정하였다. SS, MLSS (mixed liquor suspended solids), SVI₃₀ (sludge volume index), pH (HQ 2200, Hach company, CO, USA)는 Standard methods (APHA, 2008)에 따라 분석했다. AGS/MLSS 비율은 바이오매스 채취 후, 0.2 mm 이상을 체로 선별 (80 mesh/0.2 mm STS sieve)하여 측정하였다(Kim and Ahn, 2019a). 광학현미경(CX-31, Olympus, Japan)을 통해, AGS를 관찰했다. 채취한 AGS는 커버 글라스로 덮어 40배율로 관측했다.

Windows용 SPSS 버전 22.0 프로그램(IBM Corp., Armonk, NY, USA)를 사용하여 통계 분석을 했다. 운영조건 변경에 따른 처리효율의 평균비교와 사후검정

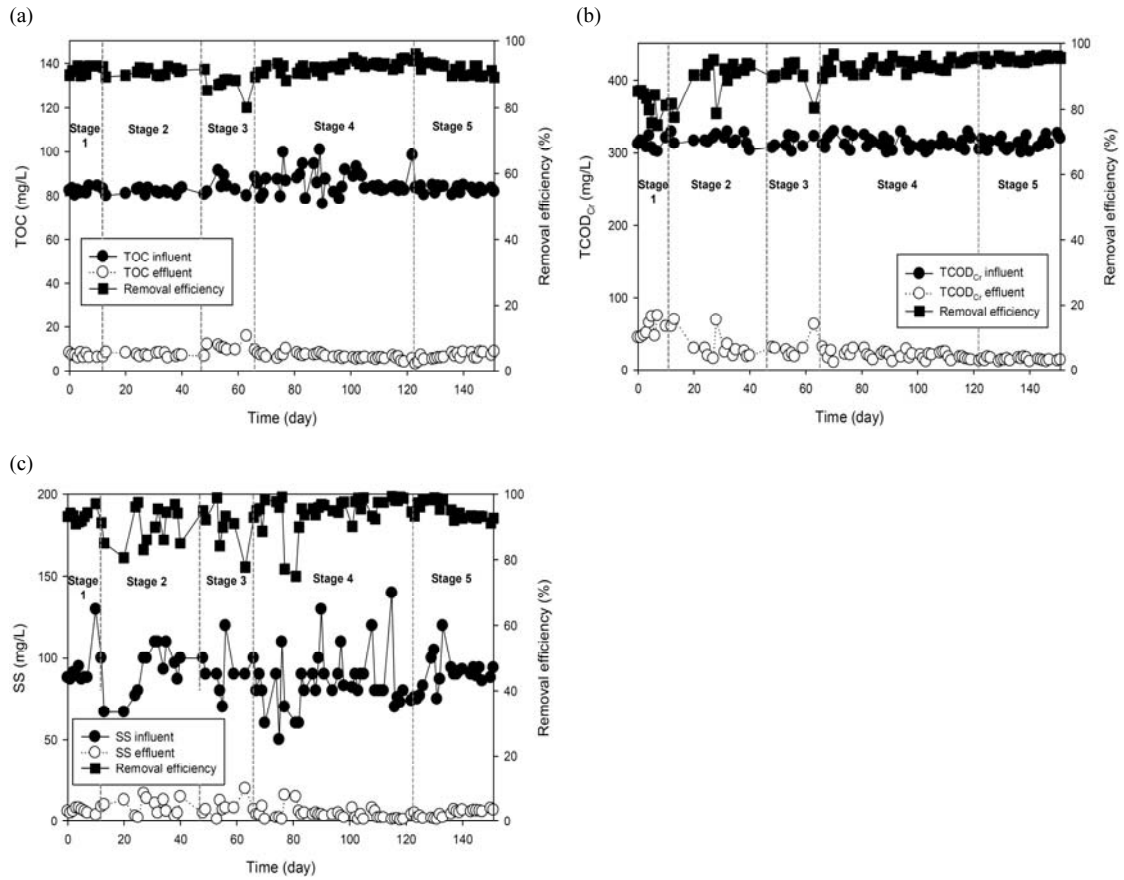


Fig. 2. Influent, effluent and removal efficiencies of (a) TOC, (b) TCOD_{Cr}, (c) SS in pilot plant.

(Bonferroni post hoc)을 실시했다.

AGS 선별분리기의 소요면적과 전력비용은 벨트형 (Lee et al., 2016; KEITI, 2018)과 본 연구에서 이용한 하이드로사이클론을 비교했다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 유기물 제거효율

AGS-SBR의 HRT 변화와 AGS 선별분리기 가동시간에 따른 TCOD_{Cr}, TOC, SS 처리효율 변화를 Fig. 2와 Table 4에 나타냈다. 유입수의 TCOD_{Cr}, TOC 그리고 SS 농도는 평균 비교를 한 결과 95% 신뢰수준으로 서로 다르지 않음을 나타냈다(Table 5). 따라서 유입수의 변동으로 인하여 처리효율에 영향을 미치지 않을 것으로

보였다(Table 5). Pilot plant 운영 조건 중 HRT는 운영 기간에 따라 점진적으로 줄었다. Stage 4에서 AGS 선별분리기의 가동시간을 8분으로 조정했다. TOC의 농도는 방류수수질기준인 15 mg/L 이하로 처리되었다. TOC 제거효율은 Stage 3를 제외하고 비슷하게 도달하였다 (Table 5). Stage 3에서 발생한 차이는 HRT가 다른 단계에 비해 짧은 것이 원인이 된 것으로 판단된다. 이후 HRT를 0.42 day로 조정하자 다시 TOC 제거효율이 향상되었다. 다른 유기물 지표인 TCOD_{Cr}의 stage에 따른 평균제거효율은 각각 81.8, 90.1, 90.2, 93.6, 95.3%로 나타냈다. 신뢰수준 95%로 유의하게 Stage 1~3의 TOC 제거효율에 비해 Stage 4~5에서 3.5~13.5% 제거효율이 향상되었다(Table 5). 유출수의 SS농도도 방류수수질 기준인 10 mg/L 이하로 안정적으로 처리되었다(Fig. 2c).

Table 4. Characteristics of the effluent and removal efficiency

Parameters		Stage 1	Stage 2	Stage 3	Stage 4	Stage 5
TCOD _{Cr}	Effluent Con. (mg/L)	57±11.5 (45~75)	31±17.8 (16~70)	31±13.1 (19~63)	20±5.3 (11~30)	15±2.0 (12~18)
	Removal eff. (%)	81.8±3.8 (75.2~85.8)	90.1±5.5 (77.6~95.0)	90.2±4.0 (80.5~94.1)	93.6±1.6 (90.7~96.7)	95.3±0.69 (94.1~96.3)
TOC	Effluent Con. (mg/L)	7.05±0.92 (6.09~8.42)	7.49±0.78 (6.12~8.52)	10.7±2.5 (6.82~15.9)	6.56±1.26 (3.21~10.2)	6.89±1.4 (4.21~8.88)
	Removal eff. (%)	91.4±1.2 (89.7~92.6)	90.8±1.8 (89.4~92.5)	87.3±3.2 (80.1~91.5)	92.4±1.6 (88.3~96.2)	91.7±1.7 (89.2~94.9)
SS	Effluent Con. (mg/L)	6.34±1.58 (3.7~8.7)	9.0±5.2 (2.0~17)	8.41±5.3 (1.0~20)	4.04±3.5 (0.67~16)	4.59±2.31 (1.0~7.8)
	Removal eff. (%)	93.1±1.84 (91.1~97.2)	90.0±5.97 (70~120)	90.6±6.23 (77.8~98.9)	94.9±5.2 (75.0~99.3)	94.9±2.5 (91.2~98.9)
TN	Effluent Con. (mg/L)	27.9 ± 2.47 (24.6~33.0)	17.1 ± 4.46 (10.6~24.2)	6.26 ± 1.61 (4.0~9.0)	7.26 ± 1.15 (3.8~9.0)	7.33 ± 0.69 (6.2~9.0)
	Removal eff. (%)	36.1±6.4 (23.6~45.7)	60.0±11.2 (43.3~76.2)	86.1±3.5 (80.2~91.3)	83.4±1.4 (78.5~91.1)	83.4±2.1 (80.0~85.3)
NH ₃ -N	Effluent Con. (mg/L)	27.7±2.5 (24.3~32.8)	16.9±4.4 (10.4~23.9)	5.07±2.8 (0.58~8.85)	0.63±0.22 (0.30~1.00)	0.66±0.23 (0.31~0.98)
	Removal eff. (%)	33.6±8.2 (17.2~40.4)	57.5±10.7 (40.0~73.1)	87.7±6.95 (77.4~98.7)	98.4±0.56 (97.1~99.3)	98.4±0.6 (97.5~99.3)
TP	Effluent Con. (mg/L)	1.91±0.17 (1.60~2.11)	0.59±0.36 (0.30~1.65)	0.61±0.46 (0.09~1.55)	0.31±0.31 (0.11~1.4)	0.20±0.07 (0.10~0.30)
	Removal eff. (%)	58.6±3.94 (53.2~66.7)	87.2±7.7 (64.5~93.5)	86.8±9.9 (66.5~98.1)	93.4±5.1 (68.9~97.7)	95.8±1.4 (93.6~97.9)

SS의 처리 효율은 초기부터 높은 제거효율을 보였으며, Stage 4와 5의 평균 제거효율이 94.9±5.2%와 94.7±2.5%로 서로 유의한 수준으로 다르지 않았다.

운영 기간이 길어짐에 따라서 모든 유기물지표 제거 효율이 증가된 것은 MLSS 농도와 AGS가 크고 조밀해진 결과로 보인다. 복수의 연구자들은 충분한 AGS농도와 함께 충분한 산소가 있다면, 높은 유기물질 제거효율에 도달한다고 보고하였다(Rollemberg et al., 2018; Bueno et al., 2020). 또한 조밀하고 커진 AGS 내부에 무산소조건이 형성되어 탈질 박테리아의 비율이 높아지고, 무산소 조건에서 탈질반응을 유도하여 유기물질을 소비한다고 알려져있다(de Kreuk et al., 2005; Liu et al., 2019). Kim et al.(2019a)와 Rollemberg et al.(2018)에 따르면 짧은 HRT로 순간적인 높은 유기물

에 노출되더라도 안정적으로 형성된 AGS가 있다면 높은 제거효율에 도달한다고 보고했으며, 본 연구결과와 흡사하였다. AGS 선별기와 AGS-SBR을 동시에 운영하고, HRT를 순차적으로 낮추어 운영한다면 유기물질을 안정적으로 제거가 가능함을 보였다.

3.2. 질소 및 인 제거효율

Fig. 3a~b에서는 AGS 선별분리기와 AGS-SBR을 운영에 따른 암모니아성 질소와 총질소의 유입수, 유출수 그리고 제거효율을 나타냈다. 운영 초기(Stage 1)에는 TN과 NH₃-N의 평균 제거효율이 각각 36.1% (유출수 농도: 27.9±2.47 mg/L) 및 33.6% (유출수 농도: 27.7±2.5 mg/L) 였으나, Sage 3까지 제거효율이 증가하는 경향을 보였다. Stage 1에 비하여 Stage 4의 TN과

Table 5. Bonferroni post hoc of TCOD_{Cr}, TOC, SS, NH₃-N, TP, TN influent and effluent concentrations and removal efficiencies by stages

Mean diff [†] (P-value)	TCOD _{Cr}											
	Influent				Effluent				Removal eff.			
	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5
S1	-4.2 (1.0)	0.69 (1.0)	-0.22 (1.0)	0.45 (1.0)	25.5 (0.0)*	26.3 (0.0)**	37.0 (0.0)**	42.4 (0.0)**	-8.31 (0.0)**	-8.41 (0.0)**	-11.8 (0.0)**	-13.5 (0.0)**
S2		4.89 (1.0)	3.97 (1.0)	4.65 (1.0)		0.75 (1.0)	11.46 (0.03)**	16.86 (0.0)**		-0.09 (1.0)	-3.5 (0.04)**	-5.21 (0.0)**
S3			-0.92 (1.0)	-0.24 (1.0)			10.67 (0.03)**	16.1 (0.01)**			-3.41 (0.24)	-5.11 (0.0)**
S4				0.68 (1.0)				5.4 (0.40)				-1.69 (0.39)
Mean diff (P-value)	TOC											
	Influent				Effluent				Removal eff.			
	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5
S1	0.63 (1.00)	-2.22 (1.00)	-4.55 (0.21)	-0.34 (1.0)	-0.44 (1.0)	-3.67 (0.0)**	0.49 (1.0)	0.16 (1.0)	0.6 (1.0)	4.13 (0.0)**	-0.97 (1.0)	-0.23 (1.0)
S2		-2.85 (1.0)	-5.18 (0.051)	-0.97 (1.0)		-3.22 (0.0)**	0.94 (0.37)	0.60 (1.0)		3.52 (0.0)**	-1.58 (0.06)**	-0.84 (1.0)
S3			-2.33 (1.0)	1.88 (1.0)			4.15 (0.0)**	3.82 (0.0)**			-5.10 (0.0)**	-4.36 (0.0)**
S4				4.21 (0.06)				-0.34 (1.0)				0.74 (0.0)**
Mean diff (P-value)	SS											
	Influent				Effluent				Removal eff.			
	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5
S1	2.15 (1.0)	2.08 (1.0)	9.19 (0.97)	3.50 (1.0)	-2.66 (0.85)	-2.07 (1.0)	2.30 (0.77)	1.75 (1.0)	3.10 (1.0)	2.53 (1.0)	-1.76 (1.0)	-1.79 (1.0)
S2		-0.07 (1.0)	7.05 (1.0)	1.35 (1.0)		0.59 (1.0)	4.96 (0.0)**	4.41 (0.01)**		-0.57 (1.0)	-4.86 (0.02)**	-4.89 (0.05)**
S3			7.12 (1.0)	1.42 (1.0)			4.37 (0.02)**	3.83 (0.10)			-4.29 (0.16)	-4.32 (0.25)
S4				-5.69 (1.0)				-0.55 (1.0)				-0.03 (1.0)
Mean diff [†] (P-value)	TN											
	Influent				Effluent				Removal eff.			
	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5
S1	0.67 (1.0)	-1.31 (1.0)	-0.17 (1.0)	-0.39 (1.0)	10.78 (0.0)**	21.61 (0.0)**	20.61 (0.0)**	20.54 (0.0)**	-23.9 (0.0)**	-49.9 (0.0)**	-47.3 (0.0)**	-47.3 (0.0)**
S2		-1.97 (0.62)	-0.84 (1.0)	-1.06 (1.0)		10.83 (0.0)**	9.83 (0.0)**	9.76 (0.0)**		-26.1 (0.0)**	-23.4 (0.0)**	-23.3 (0.0)**
S3			1.13 (1.0)	0.91 (1.0)			-1.0 (1.0)	-1.07 (1.0)			2.67 (1.0)	2.72 (1.0)
S4				-0.22 (1.0)				-0.07 (1.00)				0.05 (1.0)
Mean diff (P-value)	NH ₃ -N											
	Influent				Effluent				Removal eff.			
	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5
S1	2.23 (1.0)	0.95 (1.0)	1.57 (1.0)	0.52 (1.0)	10.78 (0.0)**	22.59 (0.0)**	27.02 (0.0)**	26.9 (0.0)**	-23.8 (0.0)**	-54.0 (0.0)**	-64.8 (0.0)**	-64.7 (0.0)**
S2		-1.28 (1.0)	-0.66 (1.0)	-1.71 (1.0)		11.8 (0.0)**	16.24 (0.0)**	16.2 (0.0)**		-30.2 (0.0)**	-41.0 (0.0)**	-40.9 (0.0)**
S3			0.62 (1.0)	-0.43 (1.0)			4.44 (0.0)**	4.40 (0.0)**			-10.8 (0.0)**	-10.7 (0.0)**
S4				-1.05 (1.0)				-0.03 (1.0)				0.05 (0.0)**

Table 5. Continued

Mean diff (P-value)	TP											
	Influent				Effluent				Removal eff.			
	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5
S1	-0.02 (1.0)	-0.01 (1.0)	-0.02 (1.0)	-0.03 (1.0)	1.32 (0.0)**	1.30 (0.0)**	1.61 (0.0)**	1.72 (0.0)**	-28.5 (0.0)**	-28.2 (0.0)**	-34.8 (0.0)**	-37.2 (0.0)**
S2		0.014 (1.0)	0.012 (1.0)	0.010 (1.0)		-0.01 (1.0)	0.290 (0.01)**	0.399 (0.0)**		0.35 (1.0)	-6.20 (0.01)**	-8.58 (0.0)**
S3			-0.01 (1.0)	-0.03 (1.0)			0.305 (0.02)**	0.413 (0.0)**			-6.57 (0.02)**	-8.94 (0.01)**
S4				0.01 (1.0)				0.108 (1.0)				-2.36 (1.0)

**, Statistical significance at reliability levels of 95%.

1, Mean difference = (colume mean) - (raw mean)

NH₃-N의 제거효율이 각각 74.0% 및 97.7%까지 증가하였다(Fig. 3; Table 4). 마지막 단계에서는 TN과 NH₃-N의 유출수 농도는 각각 7.33±0.69 mg/L (평균 제거효율: 83.4%) 및 0.66±0.2 mg/L (평균 제거효율: 98.4%)로 유지되었으며, 방류수수질기준을 충족하였다. Fig 3a~b에서도 알 수 있듯이, Stage 1~4까지 95% 신뢰수준으로 유의하게 유출수의 농도가 감소하였으며, 안정화된 Stage 4~5는 서로 다르지 않은 바, 안정화된 것으로 추정할 수 있다(Table 5). AGS 선별분리기로 인하여 AGS의 농도가 높아지고, 입자의 크기가 커진 결과로 추정할 수 있다. AGS입자 크기가 커짐에 따라, 내부 무산소층이 형성되고, 탈질화 박테리아가 농화된다고 알려져 있다(de Bruin et al., 2004; de Kreuk et al., 2005). de Kreuk et al.(2005)는 형성된 탈질화 박테리아는 산소층에서 질산화된 NO₃⁻-N를 탈질화하여 질소가 제거된다고 보고했다. Pronk et al.(2015)의 결과에서도 본 연구와 흡사하게도 AGS 입자크기가 커지고 반응기 외부로 유출되지 않아 제거효율이 단계적으로 높아진 것으로 보고하였다. 따라서, AGS 선별분리기를 SBR과 함께 운영한다면, AGS 농도를 높이고, 입자의 크기를 키워 유지하여 총 질소의 높은 제거효율에 도달할 수 있음을 보여주었다.

Fig. 3c는 TP의 유입수 농도, 유출수 농도 그리고 제거효율을 운영 기간에 따라 나타내었다. Stage 1에서의 TP 평균 제거효율은 58.6% (유출수 농도: 1.91±0.17 mg/L)로 방류수 수질기준을 충족하지 못했다. Stage 2~3로 감에 따라서 제거효율이 증가되었다(Fig. 3c).

Stage 4 중반부터 pilot plant 운영 마지막까지는 안정적인 처리되었다. Stage 4와 5는 95% 신뢰수준에서 서로 다르지 않았다(Table 5). Stage 5의 TP 유출수 농도는 0.20±0.07 mg/L (평균 제거효율: 95.8%)로 방류수수질 기준인 0.2 mg/L의 경계에 도달했다. 응집 시설을 도입한다면, 법적기준을 충족할 수 있을 것으로 추정된다. 또한 생물학적처리를 통해서 인을 충분히 제거하여 응집제 사용량이 줄어들 것으로 판단된다. TP제거는 TN의 제거 영향과 흡사하였는데, 이는 AGS의 입자크기와 농도 덕분인 것으로 보인다. AGS의 입자크기가 일정하게 커지면 AGS 내부의 혐기성층이 형성된다고 알려져 있다(de Kreuk et al., 2007). 혐기성층에는 인 축적 미생물(Phosphorus Accumulating Organism, PAO)이 성장하며, 이를 통해서 인을 제거할 수 있는 것으로 알려져 있다(de Kreuk et al., 2007; Winkler et al., 2011). 인과 질소 제거에는 AGS 입자의 크기와 농도가 중요한 요인이며, 본 연구에 도입된 AGS 선별분리기가 입자의 크기를 성장시키고, AGS의 농도도 높아져 오염물질 제거효율을 높인 것으로 추정할 수 있다.

3.3. MLSS 및 SVI30

Fig. 4에는 AGS가 접종된 SBR과 AGS 선별분리기 운영에 따른 MLSS, AGS/MLSS 비율 및 SVI₃₀을 나타냈다. 초기에 접종한 MLSS 농도는 1,000 mg/L (AGS 농도: 549 mg/L)이었다. Stage 1~2 중에는 MLSS 농도가 급격히 상승하여 4,250 mg/L까지 도달하였다. 이는 본 연구실에서는 고염도 조건에서 배양되던 AGS가

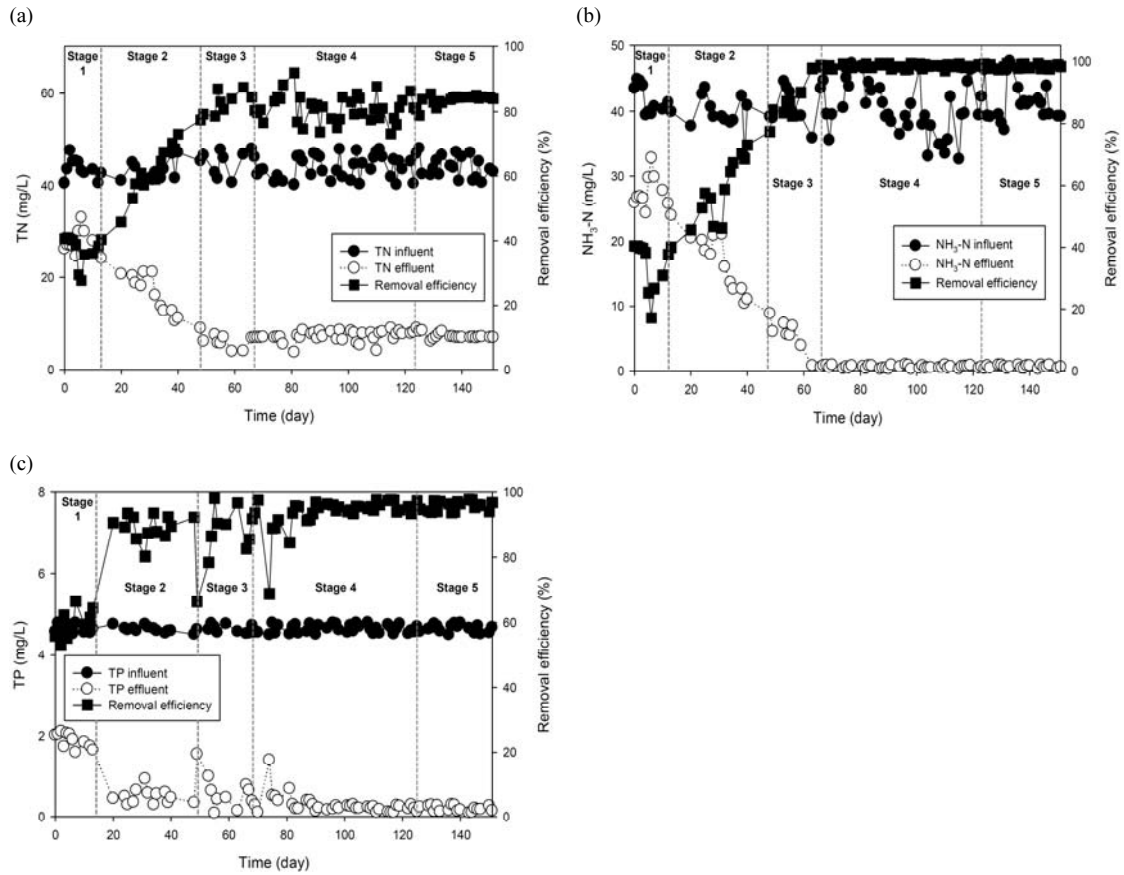


Fig. 3. Influent, effluent and removal efficiencies of (a) TP, (b) NH₃-N, (c) TP in pilot plant.

낮은 염도인 하수로 조건이 변화에 기인한 것으로 추정된다. Yan et al.(2015)에 따르면, 높은 염도에서는 세포 삼투압이 증가되어 미생물의 활성이 떨어지고, 적절한 염도에서는 활성이 높아진다고 하였다. 따라서 낮은 염도로 미생물 성장과 활성에 적절한 조건 덕분에 급격한 미생물의 성장이 이뤄진 것으로 판단된다. Stage 3에서는 높은 MLSS를 조정하고자 잉여슬러지를 배출하여 일부 조정하여 3,220 mg/L까지 감소하였으나, AGS 비율은 86.3±1.06%로 일정하게 유지되었다. Stage 4 (MLSS 평균농도: 3,496±252 mg/L; AGS/MLSS 평균비율: 86.1±1.3%)와 stage 5 (MLSS 평균농도: 3,753±53 mg/L; AGS/MLSS 평균비율: 87.6±0.99%)는 통계적으로 유의하게 평균이 257 mg/L 상승하여 안정적으로 유지되었다. Stage 1을 제외하고 AGS/MLSS 비율은 운

영 전반에 걸쳐 86.5±1.3%로 일정하게 유지되었지만, Stage 5은 다른 기간보다 1.41~1.61% 향상된 것으로 나타났다(Table 6). MLSS 농도가 변화함에도 불구하고 운전기간 전반에 걸쳐 AGS/MLSS 비율이 유지된 것은 AGS 선별분리기의 영향을 보인다. 본 연구에서 운영한 AGS 선별분리기가 미세슬러지는 배출되고 형성된 AGS의 유출을 낮춘 결과로 볼 수 있다.

SVI₃₀는 pilot plant 운영이 됨에 따라서 지속적으로 낮아지는 경향을 나타냈다(Fig. 4). Stage 1에서 AGS/MLSS의 비율이 상승하여 SVI₃₀는 급격한 감소를 보였다. 이는 AGS/MLSS 비율 증가와 AGS 입자크기가 커져 침전성이 향상된 것으로 볼 수 있다. Stage 4~5 기간 동안에는 188 mL/g에서 72 mL/g까지 도달하였다. AGS/MLSS 비율은 일정하지만 SVI₃₀은 향상되었다.

Table 6. Bonferroni post hoc of MLSS and AGS concentration, AGS/MLSS ratio and SVI₃₀ by stage.

Mean diff ¹ (P-value)	MLSS concentration				AGS concentration				AGS/MLSS ratio			
	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5	S2	S3	S4	S5
S1	-1,779 (0.0)**	-2,511 (0.0)**	-1,613 (0.0)**	-1,870 (0.0)**	-1,521 (0.0)**	-2,165 (0.0)**	-1,384 (0.0)**	-1,659 (0.0)**	0.412 (1.0)	0.09 (1.0)	0.213 (1.0)	-1.20 (0.10)
S2		-732 (0.0)**	165 (1.0)	91 (1.0)		-643 (0.0)**	137 (1.0)	138 (1.0)		-0.32 (1.0)	-0.19 (1.0)	-1.61 (0.0)**
S3			898 (0.0)**	641 (0.0)**			781 (0.0)**	505 (0.0)**			0.118 (1.0)	-1.29 (0.08)**
S4				-257 (0.05)**				-275 (0.0)**				-1.41 (0.0)**

¹, Mean difference = (colume mean) - (raw mean)

이는 AGS의 입자크기가 커진 결과로 추정할 수 있다 (Szabó et al., 2016; Kim and Ahn, 2019a). AGS 선별 분리기를 통해서 작은 입자의 슬러지는 배출되고 AGS 입자 크기를 향상 시켜 침전성이 향상된 결과로 볼 수 있다. 따라서 AGS 선별분리기는 MLSS의 농도가 변화하더라도 AGS의 입자를 키워 침전성 뿐만 아니라 입자 내부의 무산소층과 혐기성층을 만들어 질소, 인 그리고 유기물질을 안정적으로 제거할 수 있음을 나타냈다.

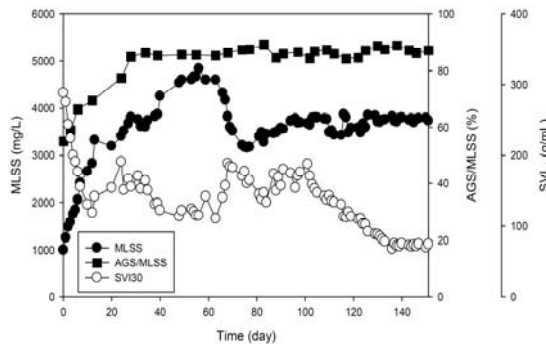


Fig. 4. Results of MLSS, AGS/MLSS ratio, and SVI₃₀ in pilot plant.

3.4. 광학현미경 관찰

Fig. 5는 pilot plant 운영기간 동안 형성된 AGS를 광학현미경으로 관찰한 결과이다. Pilot plant 운영 초기에는 약 0.2 mm 내외의 크기를 보였다. 운영이 지속되어 AGS비율이 높아지고 AGS 입자크기가 커져 0.3~0.4 mm가 관찰되었다. Stage 4~5에서는 AGS/MLSS의 비율을 일정하게 유지되었음에도 침전성은 향상되었는데,

이는 AGS 입자의 크기가 0.6 mm 까지 성장된 결과로 볼 수 있다. 138~151 day의 AGS 표면에는 가지 모양의 다리가 뻗어 나와있으며, 이는 AGS 입자가 성장을 위한 가교역할을 한 것으로 추정할 수 있다(Dangcong et al., 1999; Haaksman et al., 2020). 반면, 몇몇의 AGS 입자표면은 매끈하고 둥글며, 조밀한 형태로 발견되었다. Yang et al.(2005)는 이런 현상은 미생물 군집체가 EPS를 충분히 배출하여 그레놀화 특성이 우수해진 결과라고 보고했다. AGS 선별분리기는 미세 슬러지를 제거하고 AGS의 유출을 억제하여 일정하게 유지될 뿐만 아니라 AGS 입자 성장으로 침전성을 향상시킨 것으로 추정할 수 있다(Szabó et al., 2016; Li et al., 2017).

3.5. 소요면적 및 경제성분석

Table 7은 AGS가 접종된 SBR과 벨트형 AGS 선별 분리기 및 본 연구의 하이드로사이클론 AGS 선별분리기가 소요하는 면적을 비교하였다. 벨트형 AGS 선별분리기와 하이드로사이클론형 AGS 선별분리기의 소요면적은 각각 20.41 m² (소요부피: 33.82 m³) 및 14.8 m² (소요부피: 25.2 m³)이다. 벨트형 AGS 선별분리기에 비하여 본 연구에서 제시한 선별분리기의 소요면적이 27.5% (소요부피 저감: 25.5%) 저감되었다. 또한, 벨트형을 채택 했을 때 잉여슬러지가 벨트에 분사되고 대기 에 노출됨에 따라, 악취와 해충이 발생할 수 있다. 하지만 하이드로사이클론은 반응기 안에서 AGS를 분리하는 바, 벨트형으로 발생하는 문제를 차단할 수 있다. 그리고 작은 부지에서도 AGS분리가 가능한 바, 기존의 하수처리장에 추가로 설치하는 것이 용이할 것으로 판단된다.



Fig. 5. Morphology observation of AGS during the operation periods in the pilot plant. 40 magnification by optical microscope.

Table 7. Required area according to AGS separator.

	AGS-SBR and Belt separator (Lee et al., 2016; KEITI, 2018)	AGS-SBR and Hydrocyclone (This study)
Equalization tank	0.5 mW×1.9 mL×0.7 mH = 0.95 m ² ; 0.67 m ³	
AGS-SBR SBR	6.2 mW×1.9 mL×1.8 mH = 11.78 m ² ; 21.2 m ³	
Discharge tank	0.75 mW×1.9 mL×1.8 mH = 1.43 m ² ; 2.57 m ³	
AGS separator	2.5 mW×2.5 mL×1.5 mH = 6.25 m ² ; 9.38 m ³	0.78 mW×0.78 mW×1.2 mH ¹ = 0.61 m ² ; 0.73 m ³
Total area	20.41 m ² ; 33.82 m ³	14.8 m ² ; 25.2 m ³

Table 8. Power consumption according to AGS separator

	AGS-SBR and Belt separator (Lee et al., 2016; KEITI, 2018)	AGS-SBR and Hydrocyclone (This study)
Power (kW)	Influent pump: 3.7 kW Backwash pump: 2.2 kW Belt: 0.75 kW Sum: 6.65 kW	Influent pump: 0.6 kW Backwash pump: 0.35 kW Effluent pump ¹ : 0.6 kW × 2 Sum: 2.15 kW
Total Power consumption (kWh)	1 hr/day ² × 6.65 kW = 13.3 kWh/day	1 hr/day ² × 2.15 kW = 2.15 kWh/day
Electricity cost (won)	Contract power 8,190 won/month × 6.65 kWh/month × 12 month/yr = 653,562 won/year Power consumption 101 won/kWh ³ × 13.3 kWh/day × 365 day/year = 490,305 won/year Total cost 1,143,867 won/year	Contract power 8,190 won/month × 2.15 kWh/month × 12 month/yr = 211,302 won/year Power consumption 101 won/kWh × 2.15 kWh/day × 365 day/year = 79,260 won/year Total cost 290,562 won/year

¹, Overflow pump and underflow pump

², AGS separator operation time per day

³, Korean industrial electricity prices are applied (101 won/kWh), (KEPCO, 2021)

Table 8은 AGS 선별분리기에 소요되는 전력량과 그 비용을 계산했다. 벨트형 AGS 선별분리기와 하이드로 사이클론 AGS 선별분리기가 소요하는 전력은 각각 4854.5 kWh/year 및 784.8 kWh/year이었다. 하이드로 사이클론을 이용한다면 벨트형에 비해 소요전력은 83.8%가 절감할 수 있다. Lee et al.(2016)과 KEITI (2018)에서 제안한 벨트형 AGS 선별분리기는 일정한 공극이 있는 벨트에 고르게 분사를 해야한다. 또한, 벨트

위에 놓인 바이오매스를 분리를 위한 물을 분사해야하므로, 큰 동력이 요구된다. 또한 역세펌프도 벨트 전체를 세척해야하는 바, 충분히 큰 동력을 가진 펌프가 필요한 것으로 추정된다. 반면에, 본 연구에서 제시한 하이드로사이클론은 유입수의 속도, 중력과 원심력을 이용하여 AGS를 분리하므로, 벨트형에 비하여 작은 동력의 펌프를 이용해도 벨트형과 동등한 분리성능을 나타낸 것으로 판단된다.

4. 결론

AGS가 적용된 SBR과 AGS 선별분리기인 하이드로 사이클론의 pilot plant (50 m³/day) 운영을 통한 특성을 평가하였다.

1) Pilot plant 운영결과 최적 운전 조건은 하루에 6 cycle (유입, 침전, 폭기, 유출/휴지 각각 60, 15, 120, 45 min)이며, 하이드로사이클론의 가동시간은 cycle 당 10 분간 운영할 때이다. 해당 조건에서 오염물질의 제거효율이 높고 안정적이었으며, AGS 입자크기가 커졌다.

2) 최적 운영조건인 Stage 5에서의 TOC, SS, TN, TP의 유출수 농도는 각각 6.89±1.4 mg/L (제거효율: 91.7±1.7%), 7.33±0.69 mg/L (제거효율: 94.7±2.5%), 7.33±0.69 mg/L (제거효율: 83.4±2.1%) 그리고 0.2±0.07 mg/L (제거효율: 95.8±1.4%)로 I 지역 방류수수질기준을 모두 만족하였다. 다만, 인의 경우에는 경계에 있는 바, 응집제 처리공정을 도입할 필요가 있다.

3) Pilot plant 운영 초반에는 MLSS의 농도의 변동이 있었으나, AGS/MLSS 비율은 86.5±1.3%로 일정하게 유지되었다. 이는 AGS 선별분리기가 가동되어 미세슬러지는 제거되고 AGS의 유출을 억제한 결과로 보인다. AGS/MLSS의 비율은 일정함에도 불구하고, SVI₃₀은 점차 개선되어 72 mL/g에 도달했다. 이는 AGS 입자 크기가 성장된 결과로 볼 수 있다.

4) 광학현미경 사진으로 입자의 크기가 커졌을 뿐만 아니라, 표면이 매끈하고 조밀한 형태로 형성된 것으로 보였다.

5) 벨트형 AGS 선별분리기에 비하여 본 연구에서 제시한 AGS 선별분리기의 소요부지와 전력은 각각 27.5%, 83.8% 절감되었음에도 불구하고 동등한 선별분리 성능을 보였다.

감사의 글

본 논문은 경기도 기술개발사업의 사업비지원(과제번호: D2020152)에 의해 수행되었습니다.

REFERENCES

American Public Health Association (APHA), 2008, Standard methods for the examination of water and

wastewater, 21st edition, American public health association, Washington D.C., USA.

Bueno, R. D. F., Faria, J. K., Uliana, D. P., Liduino, V. S., 2020, Simultaneous removal of organic matter and nitrogen compounds from landfill leachate by aerobic granular sludge, *Environ. Technol.*, 1-15.

Carlsson, B., 1998, An Introduction to sedimentation theory in wastewater treatment. Systems and Control Group, Uppsala University.

Chu, H., Liu, X., Ma, J., Li, T., Fan, H., Zhou, X., Zhang, Y., Li, E., Zhang, X., 2021, Two-stage anoxic-oxic (A/O) system for the treatment of coking wastewater: Full-scale performance and microbial community analysis, *Chem. Eng. J.*, 417, 129204.

Corsino, S. F., Devlin, T. R., Oleszkiewicz, J. A., Torregrossa, M., 2018, Aerobic granular sludge: State of the art, applications, and new perspectives, *Adv. Wastewater Treat.*, 155.

Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J. P., Moletta, R., 1999, Aerobic granular sludge—a case report, *Water Res.*, 33, 890-893.

de Bruin, L. M. M., De Kreuk, M. K., Van Der Roest, H. F. R., Uijterlinde, C., Van Loosdrecht, M. C. M., 2004, Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge?, *Water Sci. Technol.*, 49, 1-7.

de Kreuk, M. K., 2006, Aerobic granular sludge: scaling up a new technology, Delft University of Technology.

de Kreuk, M. K., Heijnen, J. J., van Loosdrecht, M. C. M., 2005, Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge, *Biotechnol. Bioeng.*, 90, 761-769.

de Kreuk, M. K., Kishida, N., Van Loosdrecht, M. C. M., 2007, Aerobic granular sludge - state of the art, *Water Sci. Technol.*, 55, 75-81.

de Sousa Rollemberg, S. L., Barros, A. R. M., Firmino, P. I. M., Dos Santos, A. B., 2018, Aerobic granular sludge: cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresour. Technol.*, 270, 678-688.

Demoulin, G., Rüdiger, A., Goronszy, M. C., 2001, Cyclic activated sludge technology—recent operating experience with a 90,000 pe plant in Germany, *Water Sci. Technol.* 43, 331-337.

El-Mamouni, R., Leduc, R., Guiot, S. R., 1998, Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process, *Water Sci. Technol.*, 38, 341-347.

- Guo, C., Wang, Y., Luo, Y., Chen, X., Lin, Y., Liu, X., 2018, Effect of graphene oxide on the bioactivities of nitrifying and denitrifying bacteria in aerobic granular sludge, *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 156, 287-293.
- Haaksman, V. A., Mirghorayshi, M., Van Loosdrecht, M. C. M., Pronk, M., 2020, Impact of aerobic availability of readily biodegradable Cod on morphological stability of aerobic granular sludge, *Water Res.*, 187, 116402.
- Iorhemen, O. T., Hamza, R. A., Zaghoul, M. S., Tay, J. H., 2019, Aerobic granular sludge membrane bioreactor (AGMBR): Extracellular polymeric substances (EPS) analysis. *Water Res.*, 156, 305-314.
- Kaur, N., Prajapati, D. R., Sharma, S. K., 2014, Role of SBR technique in waste watertreatment plants: A review, *National conference on advancements and futuristic trends in mechanical engineering*, 1, 170-176.
- KEITI, Korea Environmental Industry and Technology Institute, 2018, Continuous batch-type advanced sewage treatment technology that maintains aerobic granular sludge concentration with a belt-type filter, *New technology certificate number 537*.
- Kim, H. G., Ahn, D. H., 2019a, Effects of different hydraulic retention times on contaminant removal efficiency using aerobic granular sludge, *Kor. Soc. Environ. Eng.* 28, 669-676.
- Kim, H. G., Ahn, D. H., 2019b, Study on the biological denitrification reaction of high-salinity wastewater using an Aerobic Granular Sludge (AGS), *Kor. Soc. Environ. Eng.* 28, 607-615.
- Kim, H. G., Ahn, D. H., 2019c, Effects on microbial activity of Aerobic Granular Sludge (AGS) in high-salinity wastewater, *Kor. Soc. Environ. Eng.* 28, 629-637.
- Kwon, G. T., Kim, H. G., Ahn, D. H., 2021, Effects on the stability of Aerobic Granular Sludge (AGS) by aerobic granular sludge separator, *Kor. Soc. Environ. Eng.*, 30, 1081-1092.
- Lee, Y. G., Chon, H. N., Gin, H. Y., Lee, J. H., Moon, J. S., Lee, J. S., Ye, H. Y., Ahn, D. H., Ryu, J. H., 2016, Aerobic granular sludge separator device, registered patent, 10-1613711.
- Li, X., Luo, J., Guo, G., Mackey, H. R., Hao, T., Chen, G., 2017, Seawater-based wastewater accelerates development of aerobic granular sludge: A laboratory proof-of-concept, *Water Res.*, 115, 210-219.
- Liu, Y., Liu, Q. S., 2006, Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors, *Biotechnol. Adv.*, 24, 115-127.
- Liu, Y., Wei, D., Xu, W., Feng, R., Du, B., Wei, Q., 2019, Nitrogen removal in a combined aerobic granular sludge and solid-phase biological denitrification system: system evaluation and community structure, *Bioresour. Technol.*, 288, 121504.
- Long, B., Yang, C. Z., Pu, W. H., Yang, J. K., Liu, F. B., Zhang, L., Zhnag J., Cheng, K., 2015, Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor, *Bioresour. Technol.*, 182, 314-322.
- Mudhoo, A., Sharma, S. K., 2011, Microwave irradiation technology in waste sludge and wastewater treatment research, *Critical reviews in Environment, Sci. Technol.*, 41, 999-1066.
- Pan, S., Tay, J. H., He, Y. X., Tay, S. T. L., 2004, The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules, *Lett. Appl. Microbiol.*, 38, 158-163.
- Pronk, M., De Kreuk, M. K., De Bruin, B., Kamminga, P., Kleerebezem, R. V., Van Loosdrecht, M. C. M., 2015, Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment, *Water Res.*, 84, 207-217.
- Purba, L. D. A., Ibiyeye, H. T., Yuzir, A., Mohamad, S. E., Iwamoto, K., Zamyadi, A., Abdullah, N., 2020, Various applications of aerobic granular sludge: A review, *Environ. Technol. Innovation*, 101045.
- Szabó, E., Hermansson, M., Modin, O., Persson, F., Wilén, B. M., 2016, Effects of wash-out dynamics on nitrifying bacteria in aerobic granular sludge during start-up at gradually decreased settling time, *Water*, 8, 172.
- Winkler, M. K., Bassin, J. P., Kleerebezem, R., De Bruin, L. M. M., Van den Brand, T. P. H., Van Loosdrecht, M. C. M., 2011, Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO - GAO competition at high temperatures, *Water Res.*, 45, 3291-3299.
- Yan, N., Marschner, P., Cao, W., Zuo, C., Qin, W., 2015, Influence of salinity and water content on soil microorganisms, *International Soil and Water Conservation Res.*, 3, 316-323.
- Yang, S. F., Tay, J. H., Liu, Y., 2005, Effect of substrate nitrogen/chemical oxygen demand ratio on the formation of aerobic granules, *J. Env. Eng.*, 131, 86-92.

-
- Researcher. Gyu-Tae Kwon
BlueBank Co. Ltd.
opersger@naver.com
 - Researcher. Hyun-Gu Kim
BlueBank Co. Ltd.
hgkim@bluebank.kr

-
- Professor. Dae-Hee Ahn
Department of Environmental Engineering and Energy,
Myongji University
dhahn@mju.ac.kr