

ORIGINAL ARTICLE

## 호기성 그래놀 슬러지 선별 분리가 호기성 그래놀 슬러지의 안정성에 미치는 영향

권규태<sup>1)</sup> · 김현구<sup>1)</sup> · 안대희<sup>1,2)\*</sup>

<sup>1)</sup>주식회사 블루뱅크, <sup>2)</sup>명지대학교

### Effects of Aerobic Granular Sludge Separator on the Stability of Aerobic Granular Sludge (AGS)

Gyutae Kwon<sup>1)</sup>, Hyun-Gu Kim<sup>1)</sup>, Dae-Hee Ahn<sup>1,2)\*</sup>

<sup>1)</sup>BlueBank Co. Ltd., Yongin 17058, Korea

<sup>2)</sup>Department of Environmental Engineering and Energy, Myongji University, Yongin 17058, Korea

#### Abstract

In this study, the effect on the stability of Aerobic Granular Sludge (AGS) caused by an AGS separator was investigated. The AGS separator was a hydrocyclone. The main factors of the AGS separator were filter pore size (0.125~0.600 mm), conical-to-cylindrical ratio (1.5~3.0), and operating time (1~20 min). The AGS/mixed liquor suspended solid (MLSS) ratio gradually increased to 0.500 mm (AGS/MLSS: 84.3±3.0%). AGS was best separated at the conical-to-cylindrical ratio of 2.5 (AGS/MLSS: 84.7±3.3%). As the operating time increased, the AGS separation performance also tended to increase. The shortest AGS separator run time, but the highest AGS separation performance was 10 min (87.0±2.5%). AGS stability was evaluated by operating the selected AGS separator and sequencing batch reactor. The average removal efficiencies of TOC, TCOD<sub>C</sub>, SS, TN, and TP were 95.7%, 96.9%, 93.0%, 89.0%, and 96.2%, respectively, which met the effluent standards in Korea. In addition, the AGS/MLSS ratio tended to remain constant, and the sludge volume index demonstrated a tendency to decrease from 140 mL/g to 70 mL/g. During the operation, the particles of AGS in optical microscope observations gradually increased.

**Keywords** : Aerobic granular sludge, Hydrocyclone, Separator, Sequencing batch reactor, Wastewater treatment

#### 1. 서론

활성슬러지공정은 오랜기간동안 하수와 산업폐수의 생물학적 처리로 전 세계적으로 이용되고 있다(Yang et al., 2011). 하 폐수의 탄소, 질소, 및 인을 제거하기 위해 여러 공정 장치가 필요하며, 활성슬러지와 처리수의 고

액분리를 위한 침전조도 요구된다(Adav et al., 2008; Sheik et al., 2014). 호기성 그래놀 슬러지(Aerobic Granular Sludge, AGS)는 미생물이 세포외 고분자 물질(Extracellular Polymeric Substances, EPS)로 자가 고정된 미생물 군집이다(Nancharaiyah and Sarvajith, 2019). AGS는 동일한 반응기에서 질소, 인 및 유기탄소원

Received 13 October, 2021; Revised 18 November, 2021;

Accepted 3 December, 2021

\*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.

제거가 가능하며, 작은 면적에서도 유량의 하-폐수를 처리할 수 있다(Schwarzenbeck et al., 2004). 호기성 그레놀 슬러지는 일정한 모양(Zhou et al., 2016), 높은 침강성(Khan et al., 2013; Nancharaiah and Sarvajith, 2019), 높은 바이오매스농도 유지(Kim and Ahn, 2019a,b), 급격한 부하 변동의 저항성을 가진다(Adav et al., 2008). 더불어, 활성슬러지 공정보다 높은 제거효율을 나타낸다(Kim and Ahn, 2019b,c). 이러한 특징으로 AGS는 하수뿐만 아니라, 다양한 산업폐수 처리에 적용되고 있다(Sguanci et al., 2019; Vashi et al., 2019; Wang et al., 2019; Purba et al., 2020).

AGS는 자가 고정으로 형성되는 바, 초기 안정화 시 시간이 필요하다(Kim et al., 2008). 안정화 된 후에는 바이오매스 농도를 일정하게 유지하기 위하여 잉여슬러지를 배출한다. 배출될 때에는 미세 슬러지와 호기성 그레놀 슬러지 모두가 배출된다. 따라서, AGS의 손실이 지속적으로 발생된다. AGS 배출은 오염물질 제거효율의 저감, 침강성의 감소 등으로 이어질 수 있다(Campo et al., 2021). 슬러지 침전 성능이 저하되면 슬러지 팽창 및 슬러지 유실, 처리효율 감소, 수질 저하 등의 문제가 발생한다(Purba, 2020). 조기에 AGS를 형성하고, AGS/MLSS (mixed liquor suspended solid, MLSS)비율을 안정적으로 유지하기 위한 방법들이 제안되었다(Lee et al., 2016; Xu et al., 2019). Lee et al.(2016)은 일정한 공극을 가진 벨트에 잉여슬러지를 분사한 후 한쪽 방향으로 컨베이어벨트가 이동한다. 입자크기가 작은 슬러지는 아래로 떨어지고, 큰 입자는 다시 반응기 내로 유입하는 방식이다. 해당 방식은 넓은 부지가 필요하며, 슬러지와 하수가 외부에 노출되어 악취를 유발할 수 있다. 또 다른 방법으로는 하이드로사이클론이 있다. 밀도가 높은 슬러지는 선택적으로 유지되는 반면, 가벼운 미세슬러지는 배출된다(Xu et al., 2019). 이는 슬러지 플록이 하이드로사이클론에 유입되어 복잡한 원심력과 전단력으로 분리된다(Claire et al., 2015). 하지만, AGS의 분리를 위한 하이드로사이클론의 조건 확립에 대한 국내 연구가 미미한 상태이다. 또한, 하이드로사이클론과 AGS가 접종된 연속회분식반응기(Sequencing Batch Reactor, SBR) 병행 운전이 AGS 활성에 미치는 영향에 관한 연구도 거의 없다. 본 연구에서는 AGS 선별 분리기인 하이드로사이클론의 설계와 운전조건을 제시하고자 한다. 제안한

조건인 하이드로사이클론과 호기성 그레놀 슬러지가 접종된 SBR를 실험실 규모에서 생물학적 처리에 미치는 영향을 조사하였다.

## 2. 실험재료 및 방법

AGS 선별 분리기인 하이드로사이클론의 설계 및 운영조건은 조사하였다. 첫째, 하이드로사이클론에 설치되는 필터의 공극을 선정하였다. 둘째, 하이드로사이클론의 원추와 원통 비율을 선정하였다. 셋째, 선택된 공극과 원추/원통비에서 가동시간에 따른 AGS/MLSS의 비율을 분석하였다. 마지막으로 제시된 AGS 선별분리기인 하이드로사이클론과 AGS가 주입된 실험실 규모의 SBR을 연결 운영하여, 유기물, 질소, 인의 제거효율, AGS의 침전성 분석(Sludge Volume Index, SVI) (Li et al., 2014) 및 AGS/MLSS의 (Kim and Ahn, 2019b) 비율 변화를 관찰하였다.

본 연구에서 평균과 표준편차는 Microsoft Excel 365 (Microsoft Co., WA, USA)로 계산하였다.

### 2.1. 하수 성상 및 실험재료

하이드로사이클론 성능을 비교하기 위하여 실험에 이용한 AGS는 본 연구실에서 2년 이상 장기간 배양된 바이오매스를 채취하였다.

AGS 선별분리기와 SBR 반응기 운영 실험에는 실제 하수를 이용하였다. 경기도 용인시 처인구에 위치한 천리레스피아 분배소에서 직접 채수하였다. 채수한 하수는 실험 전 체는 크기가 500  $\mu\text{m}$ 로 고품질물을 제거한 후 사용하였다. AGS는 본 연구실에서 채취하여 SBR 반응기에 접종했다. 전체 운전 기간 중 유입수 성상을 Table 1에 정리하였다.

### 2.2. AGS 선별기 설계 및 운영 인자도출 실험 방법

AGS 선별기 내부에는 AGS 유출을 막기 위한 overflow에 필터를 설치하였다. 최적 필터 공극 도출을 위해서 직경 20 cm 원형의 스테인레스 재질인 0.125, 0.2, 0.25, 0.3, 0.5, 0.6 mm의 공극을 가진 필터를 비교하였다. 바이오매스(평균 AGS/MLSS 비: 87%; 평균 MLSS 농도: 2,900 mg/L)가 포함된 1 L를 공극이 다른 필터에 각각 주입했다. Fouling 정도를 알기 위해 필터를 통과한 액체의 부피를 측정하였다. 그리고 역세를

**Table 1.** Characteristics of the influent

Parameters	Influent			
	Min.	Max.	Average	Standard deviation
pH	7.0	7.4	7.2	0.1
Alkalinity (mg/L)	205	242	221	10.7
COD <sub>Cr</sub> <sup>1</sup> (mg/L)	425	547	477	33
TOC <sup>2</sup> (mg/L)	99.3	120.7	108.7	6.9
SS <sup>3</sup> (mg/L)	70.2	89.8	84.0	5.5
T-N <sup>4</sup> (mg/L)	38.4	45.2	41.0	1.6
NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	36.6	43.9	39.4	1.6
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	0.02	0.03	0.02	0.02
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	0.0	2.0	0.1	0.4
T-P <sup>5</sup> (mg/L)	5.0	5.4	5.2	0.1

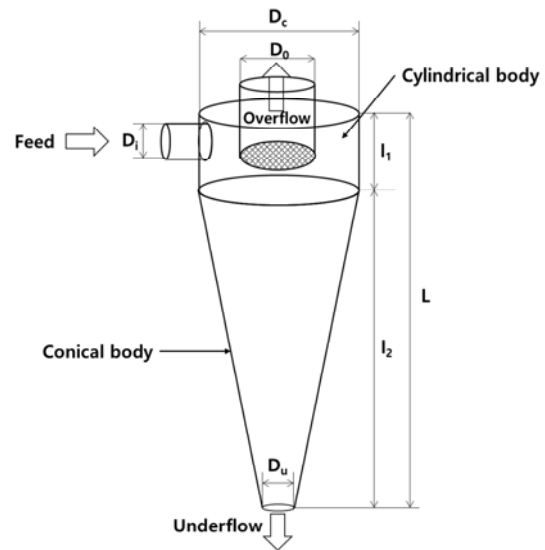
모사하기 위하여 1 L의 수돗물을 위에서 골고루 부어준 후, 상단에 있는 바이오매스를 채취하여 AGS와 MLSS를 각각 측정하고 비율을 계산하였다.

AGS 선별기의 원추와 원통 비율에 따른 AGS의 분리 성능을 조사하였다. 원추와 원통 비율이 1.5, 2.0, 2.5, 3.0인 하이드로사이클론 반응기를 제작하였다(Fig. 1; Table 2). 하이드로사이클론 반응기는 아크릴 재질이다. AGS가 포함된 슬러지를 유입하고 유출하는 포트를 설치하였다. 4개의 반응기의 제원은 Table 2에 정리하였다. Overflow 부분에는 0.5 mm 공극의 필터를 설치하였다. 아래로 배출되는 바이오매스의 AGS/MLSS의 비율을 측정하였다.

하이드로사이클론 가동시간에 따른, AGS의 분리 성능과 운영비용에 영향을 조사하였다. 원추와 원통 비율이 2.5이며, overflow 필터 공극이 0.5 mm의 1-20 min 동안 가동한 후 배출되는 AGS의 비율을 측정하였다.

실험에 이용한 SBR과 AGS 선별 분리기를 함께 운영한 도식은 Fig. 2에 나타내었다. SBR은 유효부피 10 L의 아크릴 재질을 사용하였으며, 원수 유입, 처리수, 유출 잉여슬러지 배출, 선별분리된 슬러지 유입을 위한 포트를 설치하였다. SBR 1회 cycle당 교환율을 50%로 적용하였다. 유입, 포기, 무산소, 침전, 유출 및 휴지를 1 cycle로 각 단계 시간은 10 min, 120 min, 80 min, 10 min 그리고 20 min이었다(Table 3). SBR 운영 제어 및 각 기기 장비의 자동 운전 구현을 위해 PLC (Programmable Logic Controller)를 이용했다. pH를 7.0-7.5 범위로 유

지하기 위해 pH meter (HQ 2200, Hach company, Loveland, CO, USA)를 PLC와 연결하였다. pH가 7.5 이상 상승하면, 정량펌프가 작동하여 1 M HCl이 주입되도록 하였다.



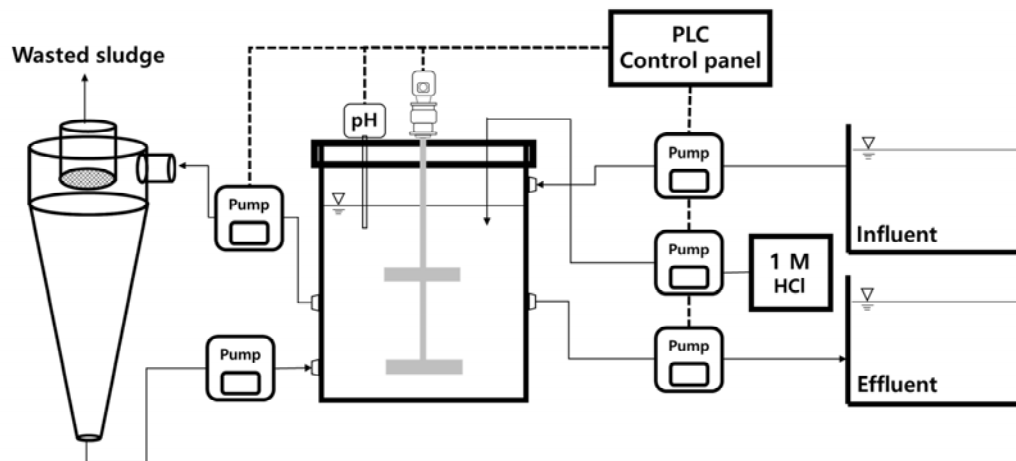
**Fig. 1.** Schematic diagram of lab. scale standard hydrocyclone.

### 2.3. 수질분석 및 AGS 분석

시료는 유기물 지표인 TCOD<sub>Cr</sub>은 Hach method 8000을 이용하여 측정하였다. TN (total persulate digestion LR, Hach method 10071), NH<sub>3</sub>-N (ammonia-nessler method, Hach method 8038), NO<sub>2</sub><sup>-</sup>

**Table 2.** Hydrocyclone reactor specifications

Reactor #	Co:Cy ratio <sup>1</sup>	D <sub>i</sub> <sup>2</sup> (mm)	D <sub>c</sub> <sup>3</sup> (mm)	D <sub>o</sub> <sup>4</sup> (mm)	L <sup>5</sup> (mm)	l <sub>1</sub> <sup>6</sup> (mm)
1	1.5	25	180	60	450	180
2	2.0	25	80	30	600	200
3	2.5	25	100	35	840	240
4	3.0	25	110	40	1,000	250
Reactor #	l <sub>2</sub> <sup>7</sup> (mm)	D <sub>u</sub> <sup>8</sup> (mm)	D <sub>i</sub> /D <sub>c</sub>	D <sub>o</sub> /D <sub>c</sub>	L/D <sub>c</sub>	Angle <sup>9</sup> (°)
1	270	25	0.14	0.33	2.50	20
2	400	25	0.31	0.38	7.50	20
3	600	25	0.25	0.35	8.40	20
4	750	25	0.23	0.36	9.09	20

<sup>1</sup>Cy:Co ratio, Conical body ratio: Cylindrical body<sup>2</sup>D<sub>i</sub>, Inlet diameter<sup>3</sup>D<sub>c</sub>, Top diameter<sup>4</sup>D<sub>o</sub>, Top outlet diameter<sup>5</sup>L, Total length<sup>6</sup>l<sub>1</sub>, Cylindrical length<sup>7</sup>l<sub>2</sub>, Conical length<sup>8</sup>D<sub>u</sub>, Bottom outlet diameter<sup>9</sup>Angle, Conical length angle**Fig. 2.** Schematic diagram of lab. scale SBR and AGS separator.**Table 3.** Experimental conditions of lab. scale SBR and hydrocyclone

Vol. (L)	Flow (L/day)	Cycles/day	pH	HRT (hrs)	SRT (days)	Temp. (°C)	AGS separator (min)
10	30	6	7.0~7.5	8	20	25±1	10

Operation time for 1 cycle (min): Fill(10) → Oxic (120 min) → Anoxic(80) → Settle(10) → Draw &amp; Idle (20)

AGS separator: 10 min of operation during oxic period

-N (diazotization method, Hach method 10019), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>  
 -N (chromotropic acid method, Hach method 10019),

TP (phosver with acid persulfate digestion method, Hach method 8190)는 흡광광도계 (DR-4000,, Hach,

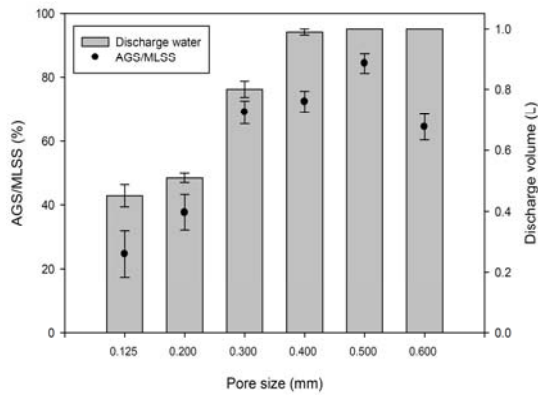


Fig. 3. Results of AGS/MLSS ratio and discharge volume with filter pore size.

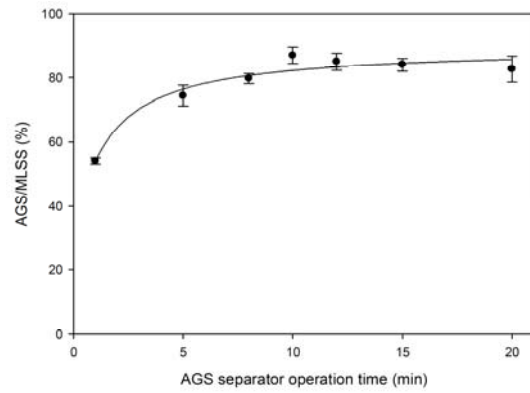


Fig. 4. Results of AGS/MLSS ratio with the operation time of AGS separator.

CO, USA)를 이용하여 분석하였다. 또 다른 유기물 지표인 TOC (total organic carbon)는 Analytikjena TOC 분석기기(multi N/C 3100, Germany)로 측정했다. 부유물질(suspended solid, SS), MLSS, SVI<sub>30</sub>는 Standard methods (APHA, 2008)의 방법을 따랐다. AGS/MLSS 비율의 경우, 바이오매스 채취 후, 0.2 mm 이상 크기의 슬러지를 선별(80 mesh/0.2 mm STS sieve) 및 분석하였다 (Kim and Ahn, 2019a,b). AGS의 외형 및 표면은 광학현미경(CX-31, Olympus, Japan)을 이용하였다. 채취한 바이오매스를 0.17 mm 두께의 커버 글라스로 덮어 40배율로 관찰하였다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. AGS 선별분리기 설계 및 운영 인자도출

AGS 선별분리기내 overflow에 필터를 설치하였다. 해당 필터는 overflow로 배출되는 AGS 배출을 억제하는 역할을 한다. Fig. 3은 필터 공극에 따른 AGS 선별성과 필터를 통과한 물의 부피를 나타내었다. 공극이 커짐에 따라서 AGS/MLSS 비율을 상승하는 경향을 보이다, 0.600 mm의 공극에서는 감소하였다. 필터 공극 0.125, 0.200, 0.300, 0.400, 0.500 및 0.600 mm에서 AGS/MLSS 비율(%)과 배출되는 물의 부피(L)는 각각 24.7±7.2% (0.45±0.04 L), 37.7±5.5% (0.51±0.02 L), 69.0±3.6% (0.80±0.03 L), 72.3±3.2% (0.99±0.01 L), 84.3±3.0% (1 L) 및 64.3±4.0% (1 L)로 측정하였다.

0.125~0.200 mm의 작은 공극임에도 불구하고 AGS의 잔류비율은 낮았으며, 배출되는 물의 부피도 작았다. Biofouling은 일반적으로 공극 표면에 박테리아의 부착 및 성장 뿐만 아니라 박테리아 부산물, 세포체외고분자물질 및 용해성미생물생성물(Soluble Microbial Products, SMP)이 막 표면 및 내부에 흡착되는 것이라고 알려져있다(Campo et al., 2021). 배출되는 물의 부피가 작은 것은 AGS이 배출하는 ESP와 SPM 그리고 AGS 그 자체로 인하여 공극을 통과하지 못하고 막은 결과로 보인다 (Fig. 3). Zhang and Jiang.(2018)의 연구에서는 AGS의 크기가 커질수록 막의 flux가 높아져 biofouling 저항도가 낮아진다고 보고했다. 따라서, 작은 공극에서 biofouling으로 인하여 배출되는 물 부피가 작아진 것으로 보인다. 또한, 필터에 잔류하고 있는 바이오매스양 자체도 적다. 이는, biofouling이 발생한 후 실시하는 역세 때문인 것으로 추정할 수 있다. Nan et al.(2016)의 연구에서는 작은 입자가 공극을 막으면 쉽게 제거되지 않을 수 있다고 시사했으며, 보다 강한 역세 수압이 요구된다고 보고되었다. 즉, 잔류 AGS 농도가 낮고, 역세를 위해서 물을 공급 후에도 배출이 잘 되지 않아 물이 지속 공급이 되었다. 이로 인하여 AGS가 일부 파괴된 것으로 추정할 수 있다. 0.600 mm의 공극에서는 AGS/MLSS의 비율이 낮아졌다(Fig. 3). AGS 입자의 크기가 필터 공극의 크기보다 커 여과되지 못하고 배출된 것으로 볼 수 있다. 여과 유량을 충분히 확보할 뿐만 아니라, 여과를 할 수 있는 공극은 0.500 mm로 판단할 수 있다.

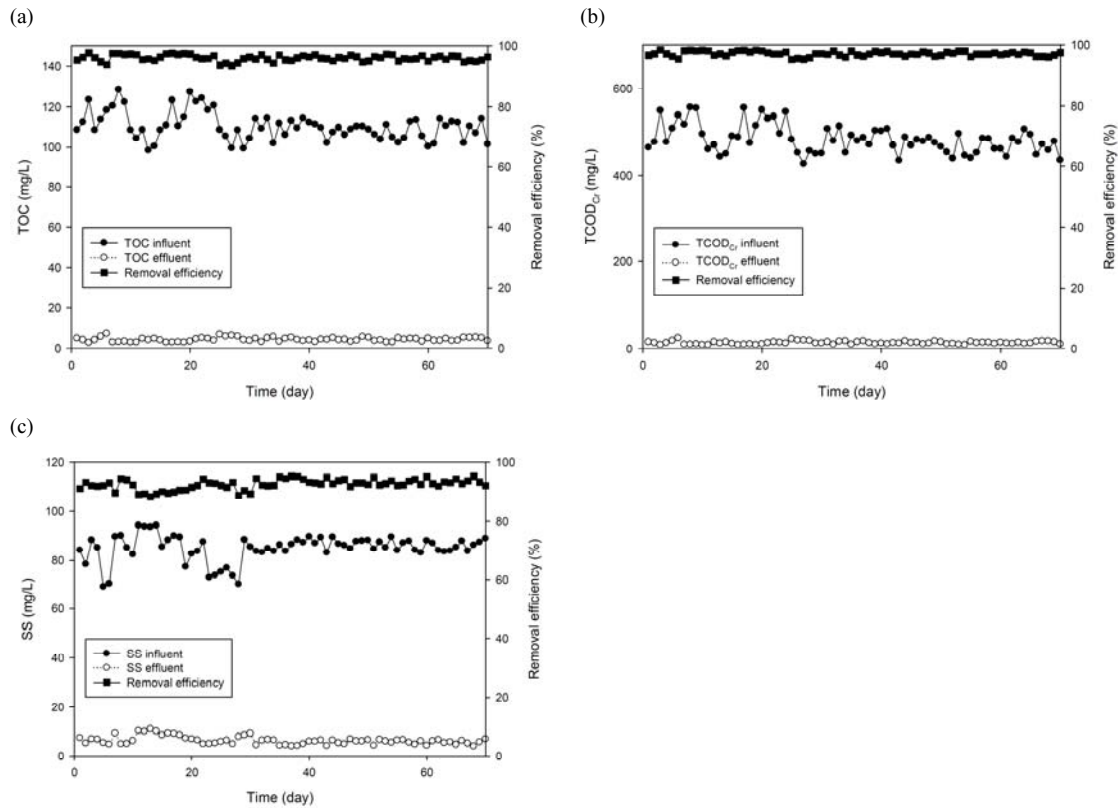


Fig. 5. Influent, effluent and removal efficiencies of (a) TOC, (b) TCOD<sub>Cr</sub>, (c) SS in SBR and AGS separator.

원추부와 원통부 비율은 AGS의 분리성능에 큰 영향을 준다고 알려져있다(Svarovsky, 1984; Silva et al., 2015; Yamamoto et al., 2016; Hwang et al., 2017). 원통형의 길이가 증가하면 하이드로사이클론에서 유체의 체류시간이 길어진다고 알려져있다(Silva et al., 2015). Svarovsky(1984) 및 Silva et al.(2015)의 연구에서는 긴 체류시간은 처리 용량이 커지며, 긴 시간 동안 원심력으로 분리효율이 증가한다고 보고했었다. 원추형 부분의 길이는 하이드로사이클론의 주요 분리공간이다. 복수의 연구자들이 분리 성능을 향상시키기 위해 하이드로사이클론을 25° 미만의 좁은 원뿔 각도와 긴 하이드로사이클론 본체 길이로 설계하였다(Yamamoto et al., 2016; Hwang et al., 2017). 하지만, 길이를 무한히 늘릴 수 없으며, 원통부와 원추부가 서로 영향을 미치는 바, 많은 연구에서 원추와 원통의 비율로 최적 조건을 설정하고 있다(Ni et al., 2016; Yamamoto et al., 2016). Table 3에

는 원추/원통 비율이 1.5~3.0의 하이드로사이클론의 AGS/MLSS 비율을 측정된 결과이다. 원추/원통 비율이 2.5까지 증가하다 84.7±3.3%에 도달한 후 감소하였다(Table 3). 원추/원통 비율이 커질수록 분리성능이 높아졌으나, 3.0에서 감소한 것은 원추부 길이 증가로 인한 결과로 추정할 수 있다. Ni et al.(2019)는 원추부의 길이가 길어지면 원심력이 증가하고, 이로 인하여 커진 전단력이 입자를 부실수 있다고 보고하였다. 증가된 원심력으로 인하여 AGS에 가해지는 전단력이 커지며, 형성된 AGS와 느슨하게 형성된 AGS가 손상되거나 파괴된 것으로 추정할 수 있다. 따라서 AGS를 분리하기 위해서는 원추와 원통의 비율은 2.5가 가장 적절할 것으로 판단된다.

AGS를 접종한 SBR에서 폭기 중 바이오매스를 AGS 선별분리기에 유입시켜 분리한다. AGS 선별분리기를 지속적으로 운영하는 것이 아니라 간헐적으로 가동하여

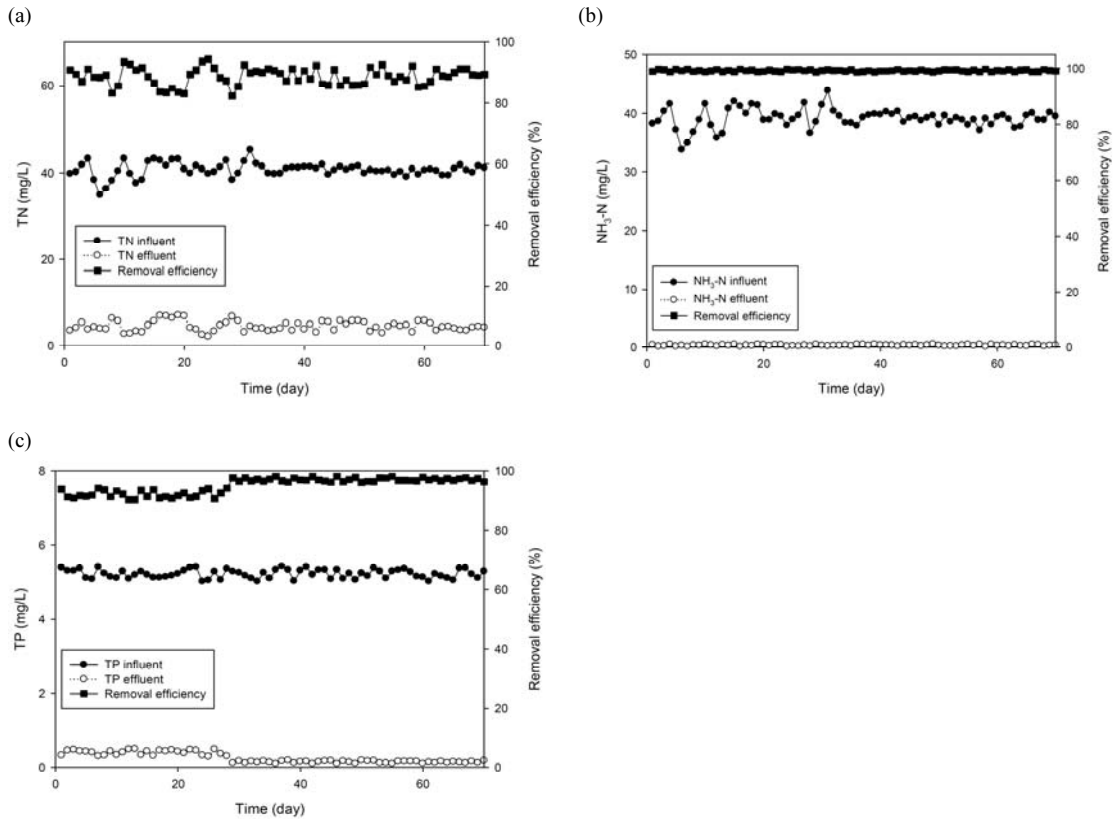


Fig. 6. Influent, effluent and removal efficiencies of (a) TP, (b) NH<sub>3</sub>-N, (c) TP in SBR and AGS separator.

운영비를 절감할 수 있다. 안정적인 AGS를 유지할 수 있는 가동시간인 운영조건을 설정하고자 하였다. Fig. 4는 AGS 선별기의 운영시간에 따른 AGS/MLSS의 비율을 관찰한 결과이다. 처리시간이 10분까지 증가하다가 (AGS/MLSS: 87.0±2.6%) 10분 이후에는 편차는 있지만 일정하게 유지되었다. 짧은 가동시간은 충분한 분리가 되기 전에 바이오매스 분리가 충분하게 되지 못한 것으로 보인다. 이후에는 일정하게 유지되었는데, 이는 가동시간이 길어지더라도 AGS를 더 분리되지 못하고 SBR 반응기로 이동한 것으로 추정할 수 있다. 따라서, 길게 가동하더라도 더 이상 분리능력이 높아지지 못하고, 긴 가동시간은 운영비용의 상승으로 이어진다. 따라서 충분히 분리하며, 가장 짧은 시간인 10분으로 AGS 선별 분리의 경제적 운영이 가능한 방법으로 판단된다.

### 3.2. 유기물제거효율

Fig. 5에는 AGS 선별분리기와 SBR을 함께 운영한 유출수의 유기물 변화를 나타내었다. 분석결과 TOC, TCOD<sub>Cr</sub> 그리고 SS의 평균 제거효율은 각각 95.7% (유출수 농도: 4.6±1.0 mg/L), 96.9% (유출수 농도: 14.8±3.5 mg/L) 그리고 93.0% (유출수 농도: 5.8±1.6 mg/L)로 관찰되었다. 반응기 운영 시작 7일 후 짧은 적응기간이었음에도 불구하고, 높은 제거효율을 유지하였다. 또한, AGS 선별분리기와 함께 운영되어도 유기물 제거는 안정적으로 유지되었다. Wang et al.(2019)는 AGS 농도가 안정적으로 유지되며, 구조가 조밀하면 높은 유기물 부하에도 충분한 수처리가 된다고 보고하였다. Kim and Ahn(2019a)은 짧은 수리학적체류시간(Hydraulic Retention Time, HRT)에서 유기물 제거효율이 향상되었는데, 이는 유기물 부하가 높아진 덕분이라고 시사했다.

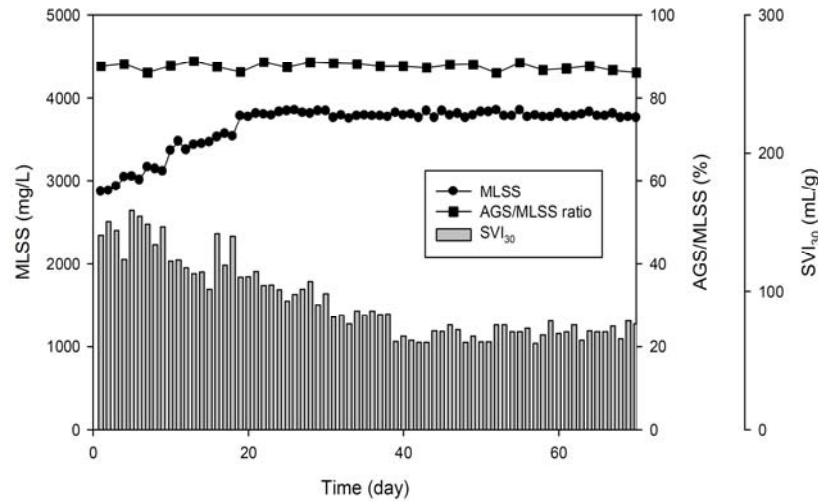


Fig. 7. Results of MLSS, AGS/MLSS ratio, and SVI<sub>30</sub> in SBR and AGS separator.

de Kreuk et al.(2005)와 Rollemberg et al.(2018)에 따르면, AGS가 무산소 조건에서 탈질반응으로 탄소원인 유기물을 이용하여 제거효율에 기여한다는 것으로 보고하였다.

AGS가 집중된 연속회분식 공정에서의 유기물 오염의 제거는 AGS의 안정성에 영향을 받는다고 알려져 있다(Adav et al., 2008; Lee et al., 2016). 다른 연구에서 AGS의 크기가 일정하게 유지되었을 때, 높은 유기물 부하임에도 불구하고, 안정적인 제거효율에 도달하였다고 보고하였다(Kim and Ahn, 2019a,b). 또한 유기물 제거효율이 높은 이유는 바이오매스의 활성도가 증가했기 때문인 것으로 추정할 수 있다. Rollemberg et al.(2018) 그리고 Kim and Ahn(2019a,b)의 연구결과에서는 높은 유기물 부하에서도 제거효율이 높은 경우에는 종속영양생물종과 탈질미생물의 비율이 높아지고, 활성이 높아진다고 보고하였다. AGS 선별분리기를 SBR과 함께 운영하더라도, 안정적인 유기물 제거가 가능한 것으로 판단되었다.

### 3.3. 질소·인 제거효율

Fig. 6a-b에서는 AGS 선별분리기와 AGS가 집중된 SBR을 동시에 운영할 때, 암모니아성 질소와 총질소의 변화를 나타내었다. 총질소와 암모니아성 질소 평균제거효율은 각각 89.0% (유출수 농도: 4.5±1.2 mg/L) 및

99.2% (0.3±0.1 mg/L)로 측정되었다. 암모니아성 질소가 질산화된 후 무산소(anoxic) 조건에서 탈질화로 질소가 제거된 것으로 보인다. 운전기간 동안 유출수의 TN 농도는 국내 방류수 수질 기준 중 가장 강한 20 mg/L를 충족하였다. 높은 질소 제거효율은 보인 건, 본 연구에서 설치한 AGS 선별분리기가 AGS/MLSS 비율 및 AGS 입자크기 증가시킨 결과로 볼 수 있다. 입자크기가 충분히 커지면, 내부 무산소층(anoxic layer)이 구축되어, 탈질화 세균이 농화되므로, 높은 제거효율에 도달할 수 있는 것으로 알려져 있다(de Kreuk et al., 2005; Rollemberg et al., 2018). 따라서, AGS 선별분리기는 AGS의 비율을 높이고 입자크기를 커져, 질소의 제거효율이 높아질 수 있을 것으로 추정할 수 있다.

Fig. 6c AGS 선별분리기와 SBR이 함께 가동될 때, 총인의 유입수, 유출수 그리고 제거효율 결과를 나타내었다. 분석결과 총인의 평균 제거효율은 96.2% (유출수 농도: 0.2±0.14 mg/L)로 나타났다. 본 연구에서는 SRT (Sludge Retention Time)가 AGS 선별분리기 작동으로 일정하게 유지되었음에도 높은 제거효율에 도달하였다. 이는 탈질반응과 흡사한 이유로 AGS/MLSS의 비율 증가와 AGS 입자의 크기 증가가 유도되었다. AGS의 입자크기 성장은 AGS 내부의 혐기성층(anaerobic layer)이 구축됨을 뜻한다(de Kreuk, 2006). de Kreuk(2006) 및 Pronk et al.(2015)은 내부의 혐기층에 인 축적 미생물



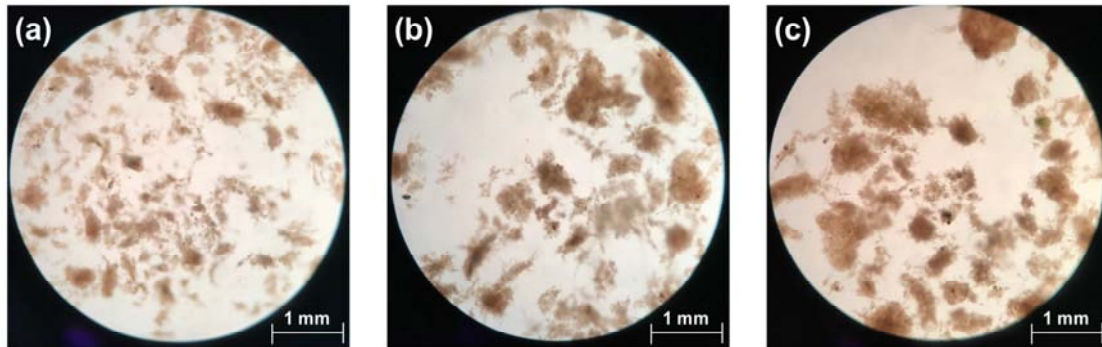


Fig. 8. Morphology observation of AGS during the operation periods, (a) 0 day, (b) 37 day, (c) 70 day. 40 magnification by optical microscope.

(Phosphorus Accumulating Organism, PAO)이 성장하여 인의 제거가 된다고 보고하였다. 또한 본 연구에서는 응집제를 사용하지 않았으나, 국내 방류수 수질 기준인 0.2 mg/L에 경계선에 도달하였다. 응집제를 사용한다면 보다 안정적으로 법적 기준을 충족할 수 있을 것으로 판단된다.

### 3.4. MLSS 및 SVI<sub>30</sub>

Fig. 7에는 AGS 선별분리기와 SBR를 운영할 때, MLSS, AGS/MLSS 비율 및 SVI<sub>30</sub>을 나타내었다. 본 연구의 운전 초기 MLSS 농도는 2,870 mg/L (AGS 농도: 2,510 mg/L)이었으며, AGS/MLSS 비율은 87.4%로 측정되었다. AGS 선별분리기와 SBR 운영 20일까지 MLSS는 점차 상승하여 3,560 mg/L (AGS 농도: 3,080 mg/L)에 도달하였다. 이후에는 3,796±29 mg/L (AGS 농도: 3,323±43 mg/L)로 유지되었다. 한편, 전체 운영 기간에서 AGS/MLSS 평균비율은 87.6%로 일정하게 유지되었다. 이런 결과는 환경의 변화가 원인 일 수 있다. 복수의 연구자들은 높은 부하에 노출됨에 따라 영양물질 부하량이 높아져 MLSS와 AGS가 증가되며, AGS 형성에도 유리한 것으로 보고하였다(Pan et al., 2004; Li et al., 2017; Kim and Ahn, 2019a). 또한 반응기 운영 기간중 AGS/MLSS가 안정적인 비율이 유지된 것은 AGS 선별분리기의 영향으로 볼 수 있다. AGS 선별분리기가 세포합성으로 형성된 미세슬러지를 배출하고 AGS의 유출을 낮춘 것을 시사한다.

SVI<sub>30</sub>는 AGS 선별분리기가 운영됨에 따라 지속적

로 감소되는 경향을 보였다(Fig. 7). 초기 접종한 슬러지는 141 mL/g로 시작하여 40일에는 67 mL/g에 도달하여 슬러지 침전성이 향상되었다. 40일 이후에는 안정화되어 69.7 ± 5 mL/g로 유지되었다. 이는 AGS 선별분리기가 설치되어 MLSS가 증가됨에 따라 AGS 농도도 증가될 뿐만 아니라 AGS 입자 크기가 커져 슬러지 비중이 증가하였기 때문으로 보인다. 다수의 연구자들은 침전시간이 짧게 유지될 때 부유하는 미세슬러지가 배출되어 침전성이 향상된다고 보고하였다(Szabó et al., 2016; de Sousa Rollemberg et al., 2018; Kim and Ahn, 2019a). 따라서, 짧은 침전시간과 AGS 선별분리기의 가동으로 침전성이 향상된 것으로 추정할 수 있다. 또한, AGS 선별분리기는 MLSS 농도가 상승하더라도 AGS의 비율을 일정하게 유지할 뿐만 아니라, 하수내 포함되어 있는 오염물질은 안정적으로 제거할 수 있음을 보여주었다.

### 3.5. 광학현미경 관찰

Fig. 8에는 AGS 선별분리기가 가동됨에 따라 변화하는 AGS를 광학현미경으로 관찰하였다. SBR에 초기 접종한 AGS는 약 0.2 mm 내외의 크기를 유지하였다. 운영이 지속됨에 따라서 미세 슬러지가 제거되고 AGS가 보존될 뿐만 아니라 성장하여 0.3~0.4 mm가 관찰되었다. 운영 마지막에는 MLSS농도가 약 3,800 mg/L로 높음에도 불구하고 0.6 mm 까지 증가하는 것으로 나타났다. AGS 표면에 미세한 가지 모양이 관찰되었으며, 이는 슬러지 입자가 성장하기 위한 다리역할을 하는 것으로 알려져 있다(Hamaz et al., 2018; Haaksman et al.,

**Table 4.** Experimental conditions of lab. scale SBR and hydrocyclone

Conical body/Cylindrical body ratio	1.5	2.0	2.5	2.75	3.0
AGS/MLSS (%)	68.3±4.7	75.0±4.4	84.7±3.3	80.7±3.2	77.0±2.6

2020). 더불어, Pan et al.(2014), Li et al.(2017) 그리고 Szabó et al.(2016)에 의하면, MLSS 농도가 변화함에 도 AGS/MLSS의 비율이 일정하게 유지되는 것은 AGS가 안정적으로 형성되고 침전성이 불량한 미세 슬러지가 제거되는 것을 관찰하여 보고하였다. AGS의 초기에 안정화 하며, 유지하는 데에 AGS 선별분리기가 효과적인을 확인 할 수 있었다.

#### 4. 결론

AGS 선별분리기인 하이드로사이클론의 조건을 필터 공극, 원추와 원통의 비율, AGS 선별분리기의 가동시간으로 분리성능을 평가하였다. 제안된 AGS 선별분리기 설치가 AGS 안정성을 오염물 제거효율, 슬러지의 특성 평가를 통하여 다음과 같은 결론을 도출하였다.

1) AGS 선별분리기에 설치한 필터는 AGS의 overflow로 유출되는 것을 억제하며, fouling 빈도가 낮은 공극인 0.500 mm를 선정했다. 해당 공극보다 낮으면, fouling으로 인한 역세 주기가 짧아지며, 0.500 mm 보다 크면, AGS가 유출되었다. 원추/원통비율이 1.5~3.0에서는 AGS/MLSS의 비율이 84.3%까지 증가하다 감소하였다. 원추/원통비율이 3.0에서 정점으로 감소한 것은 원추의 길이가 길어져 강한 원심력으로 인한 AGS의 파괴된 것으로 추정 할 수 있다. AGS 가동시간도 10분까지 증가하다 일정하게 유지되었다. 긴 시간에서는 더 이상 AGS가 분리 되지 못하고 배출된 것으로 볼 수 있었다. 따라서, cycle 당 10분을 운영하는 것이 경제적인 반응기 운영이라고 판단되었다.

2) TOC, SS, TN, TP 평균 제거효율은 각각 95.7% (유출수 농도: 4.6±1.0 mg/L), 93.0% (유출수 농도: 5.8±1.6 mg/L), 99.2% (0.3±0.1 mg/L) 그리고 96.2% (유출수 농도: 0.2±1.4 mg/L)로 나타났다. AGS 선별분리기가 가동 되었음에도 불구하고 방류수수질기준에 모두 충족하였다. 이는 AGS 선별분리기가 AGS의 농도와 입자의 크기를 성장시켜 내부에 무산소와 혐기성층이 형

성하여 유기물, 질소, 인이 제거된 결과로 추정할 수 있다.

3) MLSS, AGS 농도는 AGS 선별분리기와 SBR을 운영함에 따라 증가하는 경향을 보였으며, 안정화된 20일 이후에는 각각 3,796±29, 3,323±43 mg/L까지 증가하였다. AGS/MLSS 비율은 초기와 흡사하게 유지되었다. 이는 슬러지가 증가했음에도 불구하고 AGS 선별기가 미세 슬러지를 제거하고 AGS만은 분리한 결과로 판단된다. SVI30은 AGS 농도가 증가함에 따라 감소하는 경향을 보였으며, 안정화된 40일 이후에는 69.7±5.0 g/mL의 침전성을 보였다.

5) 광학현미경 관찰결과, AGS 선별분리기와 SBR 운영되면서 AGS 입자의 크기가 성장하여 초기 약 0.2 mm에서 운전 마지막에는 0.6 mm까지 증가하였다. AGS가 조밀한 형태로 형성된 것으로 추정할 수 있다.

#### 감사의 글

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

#### REFERENCES

- Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., Tay, J. H., 2008, Aerobic granular sludge: recent advances, *Biotechnol. Adv.*, 26, 411-423.
- 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.
- Campo, R., Lubello, C., Lotti, T., Di Bella, G., 2021, Aerobic granular sludge - membrane bioReactor (AGS - MBR) as a novel configuration for wastewater treatment and fouling mitigation: A mini-review, *Membr.*, 11(4), 261.
- de Kreuk, M. K., 2006, Aerobic granular sludge: scaling up a new technology, Ph. D. Dissertation, 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 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.
- Fontein, F., Van Kooy, J. and Leniger, H., 1962, The influence of some variables upon hydrocyclone performance, *Brit. Chem. Engng.*, 7, 410-420.
- 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.
- Hwang, K. J., Chou, S. P., 2017, Designing vortex finder structure for improving the particle separation efficiency of a hydrocyclone, *Sep. Purif. Technol.*, 172: 76-84.
- 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.
- Kim, S. M., Jang, A., Chae, G. J., Yoo, H. W., Kim, I. S., 2008, Aerobic granulation in SBR for enhanced biological nutrient removal and application of phosphate solid-state Ion-selective microelectrode to characterize phosphorus removal, *Kor. Soc. Environ. Eng. academic presentation papers*, 2015-218.
- Khan, M. Z., Mondal, P. K., Sabr, S., 2013, Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review, *Can. J. Chem. Eng.*, 91, 1045-1058.
- 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, *Korea 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.
- Nan, J., Yao, M., Li, Q., Zhan, D., Chen, T., Wang, Z., Li, H., 2016, The role of shear conditions on floc characteristics and membrane fouling in coagulation/ultrafiltration hybrid process - the effect of flocculation duration and slow shear force. *RSC advances*, 6, 163-173.
- Nancharaiyah, Y. V., Sarvajith, M., 2019, Aerobic granular sludge process: a fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment, *Current Opinion in Environ. Sci. Health*, 12, 57-65.
- Ni, L., Tian, J., Zhao, J., 2016, Experimental study of the effect of underflow pipe diameter on separation performance of a novel defoulant hydrocyclone with continuous underflow and reflux function, *Sep. Purif. Technol.*, 171, 270-279.
- Ni, L., Tian, J., Song, T., Jong, Y., Zhao, J., 2019, Optimizing geometric parameters in hydrocyclones for enhanced separations: a review and perspective, *Sep. Purif. Technol. Reviews*, 48, 30-51.
- 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.
- Schwarzenbeck, N., Erley, R., Wilderer, P. A., 2004, Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter, *Water Sci. Technol.*, 49, 41-46.
- Sguanci, S., Lubello, C., Caffaz, S., Lotti, T., 2019, Long-term stability of aerobic granular sludge for the treatment of very low-strength real domestic wastewater, *J. Clean. Prod.*, 222, 882-890.
- Sheik, A. R., Muller, E. E. L., Wilmes, P., 2014, A Hundred years of activated sludge: time to rethink, *Front. Microbiol.*, 5, 47.
- Silva, D. O., Vieira, L. G. M. Barrozo, M. A. S., 2015, Optimization of design and performance of solid-liquid separators: a thickener hydrocyclone, *Chem. Eng. Technol.*, 38, 319-326.

- Svarovsky, L., 1984, Hydrocyclones; Technomic Publishing Co: London., 79-89.
- 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.
- Vashi, H., Iorhemen, O. T., Tay, J. H., 2019, Extensive studies on the treatment of pulp mill wastewater using aerobic granular sludge (AGS) technology. *Chem. Eng. J.*, 359, 1175-1194.
- Wang, S., Ma, X., Wang, Y., Du, G., Tay, J., Li, J., 2019. Piggery wastewater treatment by aerobic granular sludge: Granulation process and antibiotics and antibiotic-resistant bacteria removal and transport, *Bioresour. Technol.*, 273, 350-357.
- Welling, C., Kennedy, A., Wett, B., Johnson, C., Rutherford, B., Baumler, R., Bott, C., 2015. Improving settleability and enhancing biological phosphorus removal through the implementation of hydrocyclones, *Proceedings of the Water Environment Federation*, 6171-6179.
- Xu, J., Sun, Y., Liu, Y., Yuan, W., Dai, L., Xu, W., Wang, H., 2019, In-situ sludge settleability improvement and carbon reuse in SBR process coupled with hydrocyclone, *Sci. Total Environ.*, 695, 133825.
- Yamamoto, T., Oshikawa, T., Yoshida, H., Fukui, K., 2016, Improvement of particle separation performance by new type hydrocyclone, *Sep. Purif. Technol.*, 158, 223-229.
- Yang, C., Zhang, W., Liu, R., Li, Q., Li, B., Wang, S., Song, C., Qiao, C., Mulchandani, A., 2011, Phylogenetic diversity and metabolic potential of activated sludge microbial communities in full-scale wastewater treatment plants, *Environ. sci. technol.*, 45, 7408-7415.
- Zhang, W., Jiang, F., 2019, Membrane fouling in aerobic granular sludge (AGS)-membrane bioreactor (MBR): Effect of AGS size, *Water Res.*, 157, 445-453.
- Zhou, J. H., Zhang, Z. M., Zhao, H., Yu, H. T., Alvarez, P. J., Xu, X. Y., Zhu, L., 2016, Optimizing granules size distribution for aerobic granular sludge stability: effect of a novel funnel-shaped internals on hydraulic shear stress, *Bioresour. Technol.*, 216, 562-570.

- 
- Researcher. Gyu-Tae Kwon  
BlueBank Co. Ltd  
opersger@naver.com
  - R&D Director. 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