

생물반응공정에 대한 고액분리조로서 부상공정의 적용성 평가

An assessment on feasibility of flotation as a secondary clarifier of an activated sludge process

정종민¹ · 김윤중¹ · 조강우² · 이상협² · 홍석원² · 정태학^{1*}

Chung, Chong Min¹ · Kim, Yun Jung¹ · Cho, Kang Woo² · Lee, Sang Hyup² · Hong, Seok Won² · Chung, Tai Hak^{1*}

1 서울대학교 건설환경공학부, 2 한국과학기술연구원

(2008년 8월 18일 접수 ; 2008년 10월 7일 수정 ; 2008년 10월 9일 채택)

Abstract

An experimental study was carried out to evaluate the potential of flotation process for the secondary clarifier of an activated sludge process. Flotation techniques, applied in this study, include electroflotation (EF) which generated fine bubbles smaller than 35 μm in average and diffuser flotation (DF) which generated fine bubbles smaller than 55 μm in average. The batch experiments were done with activated sludge displaying various characteristics. It was shown that the efficiency of solids/liquid separation was reduced as the diluted sludge volume index (DSV₃₀) of activated sludge increased. The dependency, however, gradually decreased as the gas to solids (G/S) ratio increased. Thickening efficiency of EF was more than 2~10 times and DF process was more than 1.5~5 times as compared with gravity sedimentation (GS). Stable sludge blanket was maintained regardless of sludge settleability when the G/S ratio was 0.019 in the EF. On the other hand, Serious deterioration in the sludge blanket was observed in the DF depends on G/S ratio and sludge settleability. And For EF and DF, the suspended solids concentration of effluent was not nearly influenced on settleability of activated sludge and more clear than GS. A biological nutrient removal (BNR) process, combined with EF as a secondary clarifier was operated for three months. The mean MLSS (mixed liquid suspended solids) concentration in the reactor and mean solids concentration of return sludge were estimated to be 5,340 mg/L and 16,770 mg/L, respectively. The water quality of effluent was considerably stable and low value was accomplished, that was, standard suspended solids concentration 0.07 ± 0.51 mg/L and standard turbidity 1.44 ± 0.56 NTU. The EF could be applicable for enhancement of efficiency of activated sludge system as well as improvement of the water quality of effluent.

Key words : Electroflotation, Diffuser flotation, DSV₃₀, Gas to Solids ratio, Biological nutrient removal

주 제 어 : 전해부상, 산기판 부상, DSV₃₀, 가스화 고형물의 비, 생물반응공정

1. 서론

전통적으로 생물학적 하수처리공정에서는 고액분리를 목적으로 중력침전을 이용한 최종침전조가 널리 이용되고 있다. 중력침전을 이용한 방식은 유입물질의 비중에 따라 요구되는 부지면적이 달라지고 긴 체류시간을 필요로 하며, 슬러지 별킹 및 부상 등에 취약한 단점을 가지고 있어 더욱 효과적인 고액분리를 위한 방법의 필요성이 제기되어 왔다 (Urbain et al., 1993). 활성슬러지는 비중이 1.005 g/cm³로 물과 비슷하여 (Metcalf and Eddy, 2003) 슬러지 자체의 침전성에 전적으로 의존하는 고액분리보다 부상공정에 의한 인위적인 고액분리를 중력침전에 대한 대안으로 활용할 수 있는 방안을 생각해 볼 수 있다. 부상공정은 미세기포를 이용하여 제거대상 오염물질을 표면으로 부상시켜 제거하는 공정으로서 부유물질, 유분, 그리스 등을 물로부터 분리하여 폐수를 정화하거나 침전공정의 대응으로 슬러지를 분리, 농축하는데 사용되어왔다 (Kalinske and Evans, 1953).

국내외에서 적용된 부상공정은 전처리 또는 특정 폐수에 단위공정으로 적용된 사례가 있으며 (Rubio and Tessele, 1997; Da Rosa et al., 1999; Santander et al., 1999), 활성슬러지에 직접 적용한 연구는 전무하다.

생물반응공정에 고액분리조로서 부상공정을 조합한다면 기존의 중력침전공정에 비해 고액분리시간을 단축시킬 수 있기 때문에 전체 처리시간의 단축이 가능하며, 고농도의 반송슬러지를 확보할 수 있으므로 전단 생물반응조의 고품물 농도를 고농도로 유지할 수 있어 전반적인 처리효율이 향상될 것으로 기대된다. 또한 기존 침전지의 부지면적이 대폭 감소하여 시설의 집적화가 가능하므로 그 동안 고도처리시설의 문제점으로 지적되어 왔던 비용 및 부지사용 측면에서의 문제점을 해결할 수 있을 것으로 판단된다.

일반적으로 부상공정은 기포의 발생과 주입방법 등에 따라 DAF (dissolved air flotation) 공정, EF (electroflotation) 공정, DF (diffuser flotation) 공정으로 분류되어진다 (Rubio et al., 2001).

본 연구에서는 부상공정으로 미세기포의 발생과정이 비교적 간단하고 운전이 용이한 전해부상 (EF) 공정과 산기판 부상 (DF) 공정을 연구대상으로 선정하고 연구를 진행하였다.

본 연구의 목적은 생물반응공정에 기존의 고액분리조인

중력침전공정을 대체한 부상공정을 조합하여 보다 고효율의 하수처리기술을 개발하는데 있다. 따라서 부상효율을 결정하는 중요한 인자인 EF 공정과 DF 공정에서 발생하는 미세기포의 크기를 조사하였고 이를 바탕으로 EF 공정과 DF 공정의 고액분리성능 및 생물반응공정에 대한 고액분리조로서의 적용성 여부를 평가하고자 다양한 특성을 가지는 활성슬러지를 대상으로 회분실험을 수행하였다. 그리고 그 결과를 바탕으로 생물반응공정에 고액분리조로서 EF 공정을 조합한 EF-BNR (electroflotation-biological nutrient removal) 공정을 설계하여 운전을 최적화 하였고 운전결과를 바탕으로 그 효용성을 살펴보았다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험재료

실험에 사용된 인공하수의 성상은 Table 1과 같으며, pH는 7.5 ± 0.05 , 전기전도도는 $1,150 \pm 10 \mu\text{S}/\text{cm}$ 그리고 온도는 $15 \pm 2^\circ\text{C}$ 로 일정하게 유지하였다.

EF 공정에 사용된 전극 (electrode)은 부식저항 및 전기촉매 활성도가 비교적 높은 IrO₂/Ti mesh type형 DSA (dimensionally stable anode) 전극을 (가로: 5 cm × 세로: 3 cm) 제작하여 회분실험에는 양극 1기, 음극 2기 (유효면적: 60 cm²) 그리고 생물반응공정에는 양극 3기, 음극 3기 (유효면적: 150 cm²)를 각각 0.5 cm 간격으로 배열하였다.

DF 공정에 사용된 산기판은 최근 국내에서 개발한 기공크기가 0.001 μm~0.05 μm 내외인 천매암 (silica-based) 과 알루미나 (alumina-based) 분말을 주원료로 하여 고온에서 소성한 제품인 cylinder type형 1기 (유효면적: 100 cm²)를 회분실험에 사용하였다.

미세기포의 크기분포는 과거부터 화상분석을 이용하여 측정해왔으나 이 방법은 측정장치 및 방법이 복잡하고, 많은 시간이 소요되는 문제점을 가지고 있어 이러한 단점을 보완하기 위하여 최근에 OPC를 이용한 측정방법이 개발되었다 (Han et al., 2001). 따라서 본 연구에서는 기포크기 측정을 위해 Light blockage method를 이용한 OPC (LaserTrac Model PC 2400D, Hemtrac)를 사용하였다.

실험에는 2 SRT 이상의 기간 동안 별킹을 유도하는 조건에서 운전한 MLE (Modified Ludzack-Ettinger) 반응조

Table 1. Composition of synthetic wastewater

Constituent	Concentration	Constituent	Concentration
Glucose	300 mg/L as COD	MgSO ₄ · 7H ₂ O	50 mg/L
Yeast extract	50 mg/L	MnSO ₄ · H ₂ O	0.0288 mg/L
NaHCO ₃	300 mg/L as CaCO ₃	ZnSO ₄ · 7H ₂ O	0.035 mg/L
NH ₄ Cl	30 mg/L as NH ₃ -N	CaCl ₂ · 2H ₂ O	10 mg/L
KH ₂ PO ₄	5 mg/L as PO ₄ -P	FeCl ₂ · 4H ₂ O	0.03175 mg/L

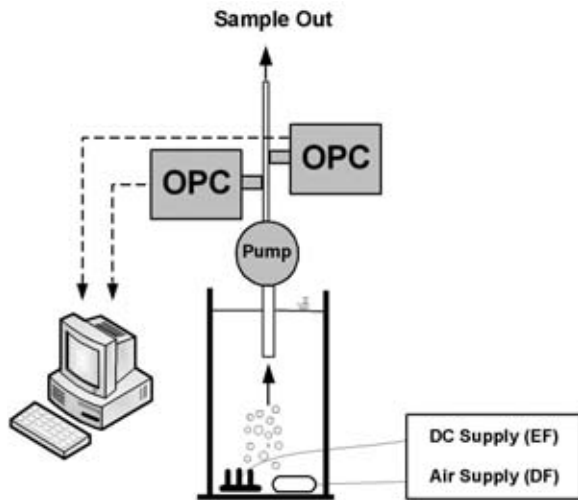


Fig. 1. Schematic diagram of experimental set up for bubble size measurement.

에서 채취한 활성슬러지를 사용하였고 (Gabb et al., 1996), 회분실험에 사용된 활성슬러지의 성상을 Table 2에 정리하였다. DSVI (diluted sludge volume index)는 Hultman et al. (1991)에 의해 제안된 개념으로 별킹슬러지의 경우는 SVI (sludge volume index)가 슬러지의 침전성을 민감하게 표현하지 못하는 이유로 점점 그 사용 범위가 넓어지고 있다. DSVI는 30분 침강 후 고형물의 부피가 200 mL 이하가 될 때 까지 희석한 후 고형물 단위질량당 차지하는 부피를 측정하는 것인데 일반적으로 이 값이 150 ml/g 이상일 때 별킹이 일어난 것으로 보고 있다 (Hultman et al. 1991). 생물반응공정에 사용된 활성슬러지는 경기도 과천시에 위치한 과천하수처리장의 2차침전조 반송슬러지를 이용하였으며 실험 시작하기 전 24시간 동안 인공하수에 적응시킨 후 이용하였다.

2.2 실험방법

2.2.1. EF 공정 및 DF 공정에서 발생하는 기포크기 측정 실험

Fig. 1은 미세기포의 크기를 측정하기 위한 실험장치의 개략도이다. 부상조의 용량은 1 L (직경 6 cm) 규격으로 설계하였으며, EF 공정과 DF 공정에서 발생하는 기포를 포집하기 위한 sampling tube는 전극 및 산기관과의 간격을 10 cm로 유지하였으며, 벽면효과를 줄이기 위해 수직으로 설치하였다. OPC 센스로 유입되는 미세기포의 유입속도는 100 mL/min으로 고정하였으며, 보다 정밀한 미세기포의 크기

를 측정하기 위해서 2대의 OPC를 사용하여 총 12개의 범위에서 미세기포의 크기를 측정하였다. EF 공정에 대한 공급 전류밀도는 16.7, 33.3, 50, 66.7 A/m² 그리고 DF 공정에 대한 공급압력은 1.5, 1.6, 1.7, 1.8, 1.9, 2.0 kgf/cm²를 공급하였고 실험은 각 전류밀도 및 압력에서 30분간 안정 후 1시간동안 측정하였으며, 각 조건에 대해 2회씩 회분실험을 진행하였다.

2.2.2. EF 공정 및 DF 공정의 고액분리성능 평가 실험

본 연구에서는 EF 공정과 DF 공정의 고액분리성능을 비교 평가하고자 대조군으로 중력침전 (GS: gravity sedimentation) 공정을 선정하였으며 각 반응조의 용량은 1 L 규격으로 설계하였다 (Fig. 2). 실험은 다양한 침전성을 가지는 활성슬러지 (Table 2)를 대상으로 생물학적 고형물 농도를 1, 3, 5 g/L로 조절하고, 두 공정의 G/S (gas/solids) ratio를 같게 하기 위해 동일한 기포발생량을 가지는 조건으로 EF 공정은 전류 300 mA, DF 공정은 압력 1.6 kgf/cm²로 고정하고 (Chung et al., 2007), 시간에 따른 슬러지층의 두께변화 및 유출수의 부유고형물농도를 측정하였다. G/S ratio는 부상효율을 결정하는 가장 중요한 인자로서 Cho et al. (2007)이 제안한 방법에 따라 발생한 기체의 양을 가스 유량측정기 (Cole-parmer, USA)를 이용하여 측정한 후 질량으로 환산하여 계산하였다. 부상 30분 후 형성된 슬러지층의 두께변화가 거의 없었기 때문에 실험은 30분간 진행하였으며, 부상 후 슬러지층의 고형물농도 및 유출수의 부유고형물농도는 Standard Methods (APHA et al., 1998)에 따라 측정하였다.

2.2.3. Gas to Solids ratio (G/S ratio)

Bratby와 Ambrose (1995)는 실증규모 DAF 농축조내의 기본적인 운전인자를 조사하였고, 기포와 입자 결합체의 부상속도와 부상높이의 영향을 통해서 A/S ratio (Air to Solids ratio)로 정화효율을 직접적으로 결정하였다. A/S ratio는 부상공정에서 발생하는 공기의 질량에 대한 고형물의 질량비를 의미하므로, EF 공정의 경우 전기분해하여 발생하는 기포의 주요성분이 수소와 산소이므로 EF 공정에서는 A/S ratio를 적용할 수 없었다. 공기의 밀도는 EF 공정에서 발생하는 가스의 밀도 보다 약 2.4 배 크기 때문이다 (공기의 밀도: 1.29 g/L, 수소의 밀도: 0.09 g/L, 산소의 밀도: 1.43 g/L). 따라서 본 연구에서는 A/S ratio를 대체하여 가스의 질

Table 2. Characteristics of various kinds of activated sludge used for batch flotation tests

Name	AS-1	AS-2	AS-3	AS-4
Condition	Normal		Filamentous bulking sludge	
DSVI ₃₀ (mL/g)	115	256	388	456

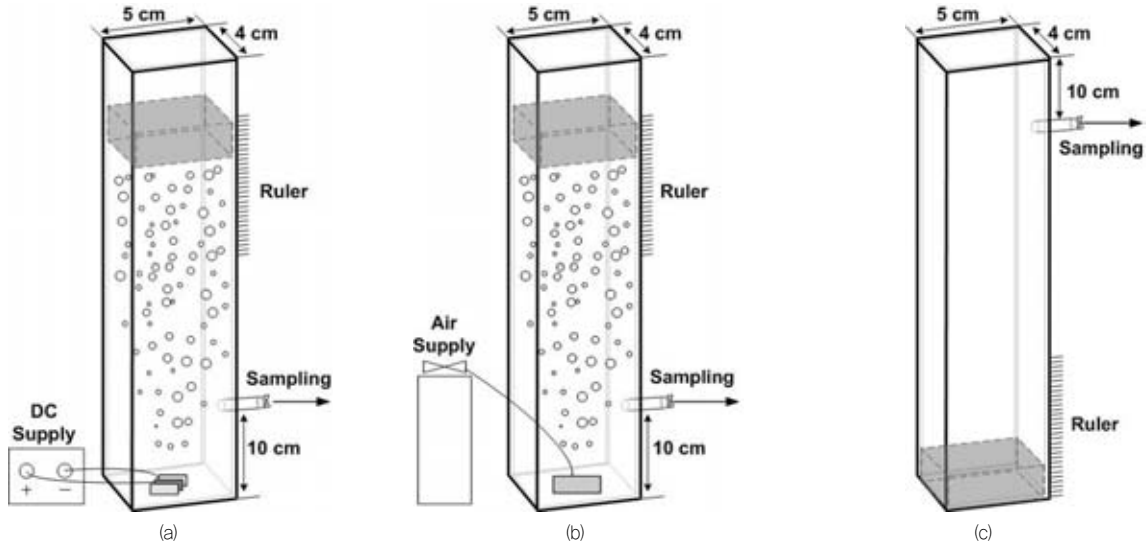


Fig. 2. Schematic diagram of batch experimental set up for EF (a), DF (b) and GS (c).



Fig. 3. Operation condition of 2 stage IA process.

량에 대한 고형물의 질량비를 G/S ratio (Gas to Solids ratio)라 정의하고 연구에 적용하였다 (Cho et al., 2007).

회분실험에서는 1 L의 활성슬러지를 각 반응조에 주입 후 고액분리가 이루어지므로 부상 시간이 경과함에 따라 G/S ratio는 증가한다. 그러므로 G/S ratio는 (식 1)과 같이 시간의 함수로 표현될 수 있다.

$$G/S \text{ ratio} = \frac{Qt\rho}{XV} \quad (\text{식 1})$$

여기서, Q는 EF 공정과 DF 공정에서 발생하는 미세기포의 발생량 (mL/minute), t는 부상시간 (minute), ρ는 공급되는 가스의 밀도 (g/mL), X는 부상조에 주입되는 활성슬

러지의 농도 (g/L), V는 부상조의 부피 (L)이다.

2.2.3. EF-BNR 공정의 효율성 평가 실험

EF-BNR 공정은 2 stage IA (Intermittent Aeration: 교호간헐포기조) 공정에 EF 공정이 결합된 형태이며, 대조군으로서 2 stage IA 공정에 GS 공정이 결합된 GS-BNR 공정을 운영하였다. 2 stage IA 반응조는 혐기조 (2 L)와 두 개의 교호간헐포기조 (5 L)로 구성하였으며, EF 반응조는 2.9 L, GS 반응조는 4.0 L 규격으로 제작하였다. 2 stage IA 반응조는 시간에 따른 교호 모드로 운전된다. 즉, 운전모드 I에서는 혐기조, 제 1 교호간헐포기조 (호기성 상태), 제 2 교호간헐포기조 (무산소 상태)로 이어지며, 운전모드 II에서는 혐기조, 제 1 교호간헐포기조 (무산소 상태), 제 2 교호간헐포기조 (호기성 상태)로 운전된다 (Fig. 3). 본 연구에서는 유입유량을 48 L/day (HRT: 6 시간), 슬러지 저류조로부터 혐기조로의 외부반송비는 유입유량의 0.5배, 교대 포기주기는 45분 그리고 G/S ratio는 0.019 내외로 운영되었다. 본 연구에서 개발한 EF-BNR 공정의 간략한 공정도를 Fig. 4에 나타내었다.

EF-BNR 공정의 운전은 phase 1과 phase 2로 이루어진다. 먼저 phase 1에서는 생물반응조에서 자연 유하에 의해 부상조로 슬러지 (Mixed liquor)가 유입되면 발생된 미세기포에 의해 고액분리가 이루어지며 부상조 하단으로 유출수가 자연유하로 유출된다. phase 2에서는 유출밸브를 닫아 유출수를 차단하는 동시에 skimmer가 3 rpm 속도로 회전을 시작하도록 하였다. 이 결과 EF 반응조의 수위가 상승하여 슬러지층은 자연유하와 skimmer의 회전에 의하여 원활하게 슬러지 저류조로 이동하게 된다. 슬러지 저류조에서는

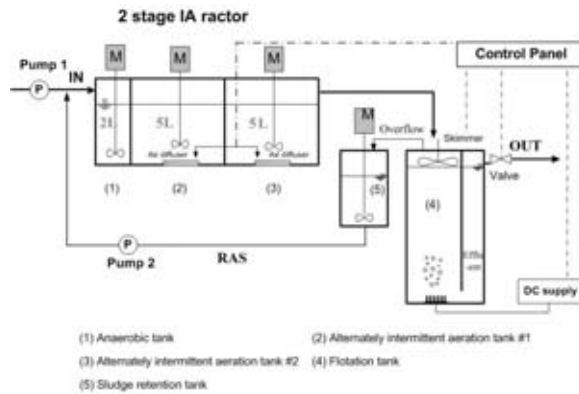


Fig. 4. Schematic diagram of EF-BNR process.

일정 유량으로 생물반응조로 슬러지를 반송시키면서 전체 운전이 이루어진다.

반응조 내 슬러지의 고형물농도, 반송슬러지의 고형물농도 그리고 유출수의 부유고형물농도와 탁도를 측정하였다. 고형물농도 및 부유고형물농도는 Standard Methods (APHA et al. 1998)에 따라 측정하였으며, 탁도는 Hach사의 2100P Turbidimeter를 이용하여 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. EF 공정과 DF 공정에서 발생하는 미세기포의 크기

EF 공정과 DF 공정에서 발생하는 미세기포의 크기를 Table 3에 정리하였다. EF 공정의 경우 전류밀도에 상관없이 35 μm 내외의 균일한 미세기포가 발생하였다. 전류밀도가 미세기포의 크기에 영향을 주지 않는다는 것은 전류의 조절을 통해서 균일한 크기의 미세기포의 양을 조절할 수 있다는 것을 의미한다. 따라서 EF 공정의 경우 기포와 입자간의 충돌효율에 영향을 주는 인자는 미세기포의 크기의 변화가 아니라 미세기포의 발생량의 변화라 할 수 있다. 한편, Ketkar (1991) 등은 전류밀도가 증가함에 따라 발생하는 미세기포의 크기가 10 μm 이상 감소함을 보고한 바 있지만, 이는 대상전류밀도 영역이 125~375 A/m² 내외의 넓은 범의

에서 측정된 결과이기 때문에 본 연구처럼 낮고 좁은 범위의 전류밀도를 대상으로 할 때에는 그 영향을 무시할 수 있는 것으로 나타났다. 또한 본 연구에서 전해질로 사용된 인공하수의 pH (7.5 ± 0.05)와 전기전도도 (1,150 ± 10 μS/cm)는 일반적인 생물반응공정의 pH 및 전기전도도와 유사한 범위 (Metcalf and Eddy, 2003)에서 실험을 진행하였기 때문에 pH와 전기전도도에 대한 영향은 무시하였다.

반면, DF 공정의 경우 압력이 증가함에 따라 발생하는 미세기포 크기가 증가하는 경향이 뚜렷하게 나타났으며, 특히 1.8 kgf/cm² 이상에서 급격한 증가를 보였다. 또한 1.5 kgf/cm² 이하의 압력에서는 기포가 거의 생성되지 않았으며, 2.0 kgf/cm² 이상에서는 100 μm 이상의 기포가 형성되어 그 이상의 압력에서는 측정을 실시하지 않았다. 따라서 DF 공정의 경우 최적의 공급압력은 평균 55 μm 내외의 미세기포가 발생하는 1.6 kgf/cm²로 나타났다. 공급압력이 발생하는 미세기포의 크기에 영향 미친다는 것은 공급압력의 조절을 통해서 균일한 크기의 미세기포의 양을 조절할 수 없다는 것을 의미한다. 따라서 DF 공정의 경우 기포와 입자간의 충돌효율에 영향을 주는 인자는 압력의 변화에 따른 기포의 크기분포의 변화라 할 수 있다. 또한 DF 공정의 경우 균일한 미세기포의 양을 증가시키기 위해서는 ceramic air diffuser의 표면적의 증가로 가능하다는 것을 알 수가 있었다.

3.2. EF 공정 및 DF 공정의 고액분리성능 평가

본 연구에서는 EF 공정 및 DF 공정에 공급하는 기포의 양을 일정하게 유지하며 실험을 진행하였기 때문에 주입된 고형물농도가 감소함은 EF 공정과 DF 공정에 대한 G/S ratio가 증가함을 의미한다. 고액분리성능을 나타내는 지표로 농축비율 (Thickening ratio)을 사용하였으며, 농축비율은 형성되는 슬러지층의 두께를 직접 측정한 값으로 (식 2)를 이용하여 계산하였다.

$$\text{Thickening ratio} = \frac{D_i}{D_f} \quad \text{(식 2)}$$

여기서, D_i 는 운전 전 슬러지층의 두께, D_f 는 30분간 운전 후 슬러지층의 두께이다.

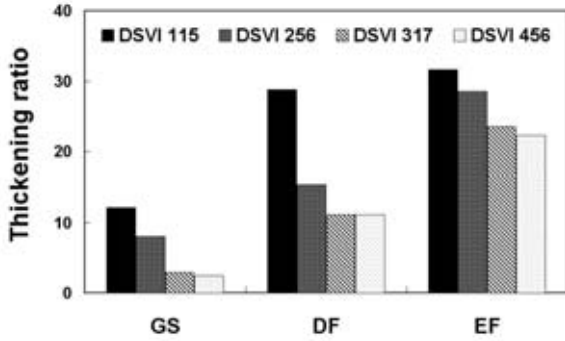
Table 3. Mean diameter of generated bubbles under various condition (a) EF, (b) DF

Current Density (A/m²)	Mean Size (μm)
16.7	35.51
33.3	34.16
50	34.51
66.7	34.53

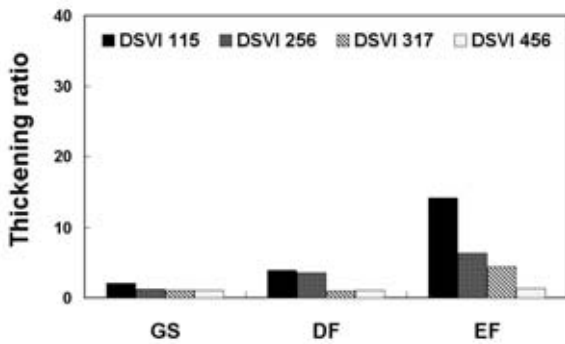
(a)

Pressure (kgf/cm²)	Mean Size (μm)
2.0	93.15
1.9	85.83
1.8	81.29
1.7	62.47
1.6	55.30
1.5	51.79

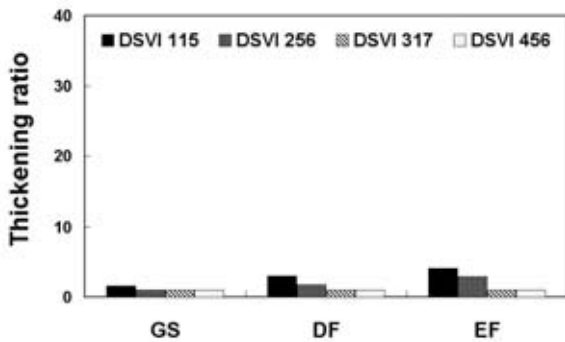
(b)



(a) Initial MLSS: 1 g/L, G/S ratio: 0.109



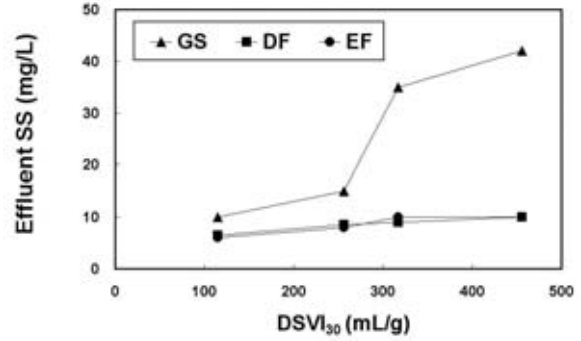
(b) Initial MLSS: 3 g/L, G/S ratio: 0.037



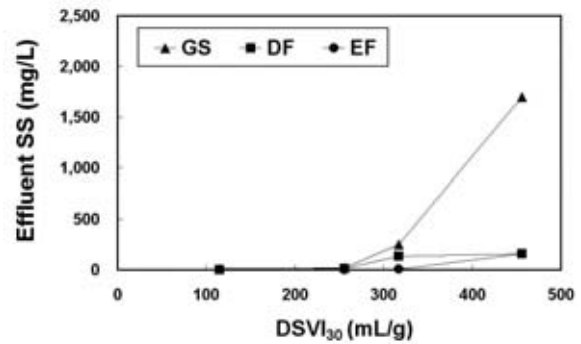
(c) Initial MLSS: 5 g/L, G/S ratio 0.022

Fig. 5. Thickening efficiency of activated sludge with various settleability by GS, DF and EF.

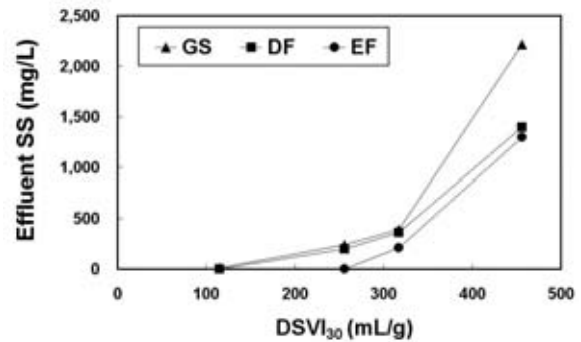
대상슬러지에 대한 GS 공정, DF 공정 그리고 EF 공정의 농축비율에 대한 실험결과를 Fig. 5에 정리하였다. 대상슬러지의 고형물농도가 증가할수록, 침전성이 나쁠수록 세 공정의 전반적인 농축비율은 감소하는 경향을 보였다. 하지만 세 공정의 농축비율 차이는 뚜렷하게 나타났다. 고형물농도가 증가함에 따라 세 공정 모두 농축비율이 감소하는 경향을 보였으나, EF 공정과 DF 공정의 경우 이러한 경향은 대조군인 GS 공정에 비해 영향을 덜 받는 것으로 나타났다. 전반적인 농축비율은 EF 공정의 경우 중력침전 공정에 비해 2~10배, DF 공정의 경우 1.5~5배 이상 높게 나타났다. 한편, EF 공정의 경우 G/S ratio가 증가함에 따라 전반적인



(a) Initial MLSS: 1 g/L, G/S ratio: 0.109



(b) Initial MLSS: 3 g/L, G/S ratio: 0.037



(c) Initial MLSS: 5 g/L, G/S ratio 0.022

Fig. 6. Clarification efficiency of activated sludge with various settleability by GS, DF and EF.

농축비율이 급격하게 증가하였으며, G/S ratio 0.109 이상에서는 슬러지의 침전성에 의한 영향은 무시할 수 있을 정도로 나타났다.

GS 공정, DF 공정 그리고 EF 공정의 유출수 부유고형물 농도에 대한 실험결과를 Fig. 6에 정리하였다. EF 공정과 DF 공정의 경우 G/S ratio가 증가함에 따라 대상슬러지의 침전성에 대한 영향은 줄어드는 경향을 보이다 G/S ratio 0.109 이상 유지될 경우 EF 공정과 DF 공정의 고액분리효율에 대한 슬러지의 침전성에 대한 의존성은 상당히 감소하는 경향을 확인할 수 있었다. 농축비율과 마찬가지로 고액분리 후 유출수의 부유고형물농도 역시 GS 공정에 비해 EF

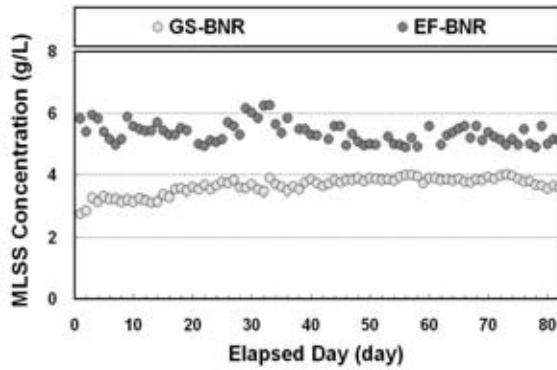


Fig. 7. MLSS concentration of the sludge in GS-BNR and EF-BNR.

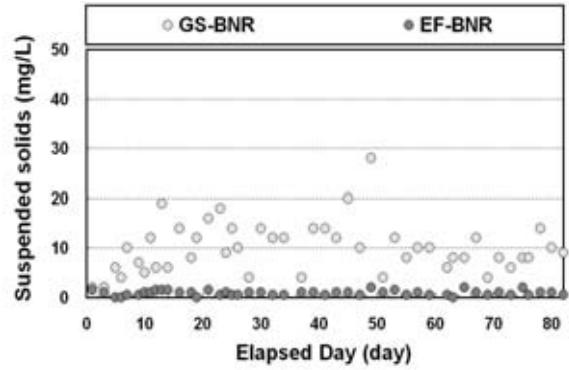


Fig. 9. Suspended solids of effluent of GS-BNR and EF-BNR.

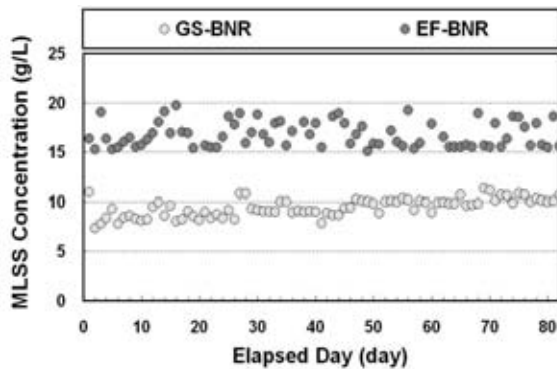


Fig. 8. MLSS concentration of the return sludge in GS-BNR and EF-BNR.

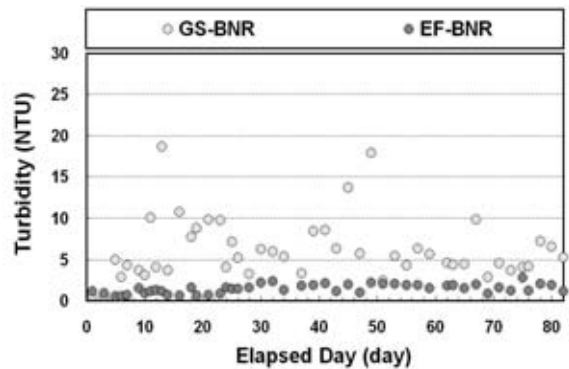


Fig. 10. Effluent turbidity of GS-BNR and EF-BNR.

공정과 DF 공정이 전반적으로 낮게 나타났다.

슬러지의 침전성이 부상효율에 영향을 주는 원인은 슬러지 내 사상균의 증가에 따른 고행물 크기분포의 변화 및 세포외물질(EPS) 증가로 인한 표면 전위의 변화 등으로 볼 수도 있다(Choi et al., 2002). 그러나 그보다 중요한 원인은 사상성 별킹슬러지가 침전이 어려운 것과 동일한 이유로 플록 내 수분이 빠져나가기 어려워 슬러지 층의 상대적인 상층이 약화되기 때문이다(Cho et al. 2007). 그럼에도 불구하고 EF 공정의 경우 충분한 G/S ratio가 유지될 경우 슬러지의 침전성에 거의 영향을 받지 않는 것으로 나타났다. 반면, DF 공정의 경우 G/S ratio가 증가함에 따라 부상효율이 증가하는 경향은 보였으나 EF 공정에 비해 명확한 고액분리는 이루어지지 않았다. 또한, 전반적인 농축비율은 DF 공정보다 EF 공정이 높게 나타났다. 이는 미세기포의 크기 및 제타전위의 영향으로 생각된다. EF 공정에서 발생하는 미세기포의 크기는 평균 35 μm 내외로 55 μm 내외인 DF 공정보다 작은 미세기포가 발생하여 활성슬러지 입자와 미세기포간의 충돌효율의 증가를 가져와 상대적으로 농축비율이 높게 나타는 것으로 판단된다. 또한 Han and Dockko(2001)에 의하면 DF 공정에서 발생하는 공기보다 EF 공정에서 발생하는 수소의 제타전위가 높아 활성슬러지 입자와

미세기포와의 점착효율이 증가한 것으로 판단되어진다.

DF 공정에서는 기포의 크기가 상대적으로 크고 이에 따라 기포의 부상속도가 빨라 슬러지층 하부에서의 전단력이 상대적으로 높게 작용할 수 있다. 또한 EF 공정에서는 기포와 플록간의 충돌 및 부착에 의한 부상 외에도 플록 표면 또는 내부에서의 기포 발생 역시 부상의 한 기작인 반면(Rubio et al., 2001), DF 공정에서는 전적으로 기포와 플록간의 충돌에 의존하고 있기 때문에 상대적으로 부상효율이 떨어질 것이다. DF 공정은 세라믹 분산기 개수의 증가로, EF 공정은 전류밀도의 증가로 인해 G/S ratio를 조절할 수 있기 때문에 활성슬러지의 침전성에 의존하여 고액분리를 하는 기존의 중력침전 방식에 비해 상대적으로 부상공정은 슬러지의 침전성에 의한 영향을 덜 받는다고 할 수 있다. 한편, DF 공정의 경우 EF 공정에 비해 형성된 슬러지층이 지속적으로 유지가 되지 않는 경향을 보였으며, 따라서 생물반응공정에 대한 고액분리조로서의 DF 공정의 도입은 어려울 것으로 판단된다.

3.3. 생물반응공정의 연속운전결과

Fig. 7과 Fig. 8은 운전기간 동안 반응조 내 생물학적 고형물농도와 반송슬러지의 고행물농도를 보여준다. EF-

BNR 공정의 고형물 체류시간 (SRT)은 60일 내외로 운전되었고, 반면 GS-BNR 공정은 침전조 내부에 슬러지가 축적되는 현상으로 인해 SRT는 40일 내외로 운전되었다. 운전기간 동안 두 공정 모두 안정적인 운전이 가능하였으며, EF-BNR 공정의 반응조 내 미생물농도는 평균 5,340 mg/L, 대조군인 GS-BNR 공정은 평균 3,620 mg/L로 상당한 차이를 보였다. 이와 같은 차이는 반송슬러지의 고형물농도 때문으로 EF 반응조에서 발생하는 반송슬러지의 고형물농도는 평균 16,770 mg/L, GS조에서 발생하는 반송슬러지의 고형물농도 9,430 mg/L 보다 약 1.5배 이상 높은 농도를 유지하였다.

Fig. 9과 Fig. 10은 운전기간 동안 유출수의 부유고형물 농도 및 탁도를 보여준다. EF-BNR 공정의 유출수 수질은 전체 운전기간동안 부유 고형물농도 기준 0.87 ± 0.51 mg/L, 탁도 기준 1.44 ± 0.56 NTU로 상당히 안정적이고 낮은 값을 달성할 수 있었다. 이는 생물반응조의 고형물농도가 5,000 mg/L 이상이라는 점을 고려하면 상당히 낮은 값을 알 수 있다. 반면 GS-BNR 공정의 유출수의 수질은 부유 고형물 농도 기준 9.98 ± 5.07 mg/L, 탁도기준 6.19 ± 3.71 NTU로 다소 불안정하게 나타났다. 이는 운전시작 후 반응조 내의 슬러지의 침전성이 지속적으로 악화되어 슬러지의 침전성이 $DSVI_{30}$ 을 기준으로 200 mL/g 내외로 유지되어 GS 반응조에서 활성슬러지의 고액분리가 적절히 이루어지지 않았기 때문이며, 또한 GS 반응조내에서의 수리학적 체류시간이 2시간 정도로 길어 고액분리과정에서 유기물 제거 및 탈질에 따른 슬러지 재부상 등의 생물학적 반응에 따른 불확실성이 항상 존재하기 때문으로 보인다. 반면 EF 반응조를 결합한 BNR 공정의 경우 EF 반응조에서 발생하는 미세기포에 의해 인위적으로 고액분리가 일어나고 EF 반응조 내 슬러지의 체류시간이 8분 내외로 상당히 짧아 슬러지의 재부상과 같은 불확실성이 없어 전체 운전기간 동안 유출수의 수질이 GS-BNR 공정보다 훨씬 안정적이고 우수한 값을 달성할 수 있었다. 한편, 운전기간동안 유출수의 유기물 (soluble COD) 농도는 대상공정 모두 평균 10~30 mg/L 내외로 평균 93% 이상의 안정적인 제거효율을 보였다. 본 연구에서 사용한 인공하수내의 유기물의 주성분은 포도당이었기 때문에 유출수내에 포함된 잔류 유기물은 Non-Biodegradable COD로 추정된다. 질소제거효율의 경우 대상공정 모두 질산화는 상당히 양호하게 일어나 유출수내에 암모니아성 질소는 검출되지 않았으며, 아질산성 질소 역시 검출되지 않았다. EF-BNR의 경우 질소제거율은 평균 81% 그리고 GS-BNR의 경우 평균 74%로 고농도로 운전된 EF-BNR의 제거효율이 높게 나타났다.

4. 결론

본 연구에서는 생물반응공정에 고액분리조로서 부상공정을 조합하여 보다 고효율의 하수처리공정의 개발을 목표로 연구를 수행하였고, 다음과 같은 결론을 얻었다. 기포의 크기 측정결과 EF 공정은 전류밀도에 상관없이 평균 35 μ m 내외의 균일한 미세기포가 발생하여 전류의 조절을 통해서 균일한 크기의 미세기포 양을 조절할 수 있음을 확인하였다. 반면, DF 공정의 경우 공급압력이 증가함에 따라 발생하는 미세기포 크기가 증가하는 경향을 보였고, 최적의 공급압력은 평균 55 μ m 내외의 미세기포가 발생하는 1.6 kgf/cm²임을 확인하였다. 따라서 균일한 미세기포의 양을 증가시키기 위해서는 ceramic air diffuser의 표면적의 증가로 가능함을 확인하였다.

회분실험결과 다양한 침전성을 가지는 활성슬러지에 대한 농축비율은 중력침전에 비해 EF 공정의 경우 2~10배 그리고 DF 공정의 경우 1.5~5배 이상 높은 비율로 농축이 가능하였다. 특히 EF 공정의 경우 G/S ratio가 증가함에 따라 전반적인 농축비율이 급격하게 증가하여, G/S ratio 0.109 이상에서는 슬러지의 침전성에 의한 영향은 무시할 수 있었다. 한편, 전반적인 농축비율은 DF 공정 보다 EF 공정이 높았으며 이는 EF 공정에서 발생하는 미세기포의 크기는 평균 35 μ m 내외로 55 μ m 내외인 DF 공정 보다 작은 미세기포가 발생하여 활성슬러지 입자와 미세기포간의 충돌효율의 증가를 가져와 상대적으로 농축비율이 높게 나타나는 것으로 판단된다. 농축비율과 마찬가지로 고액분리 후 유출수의 부유고형물농도 역시 중력침전에 비해 EF 공정과 DF 공정이 전반적으로 낮았다.

EF-BNR 공정의 80일간 운전결과 반응조 내 생물학적 고형물농도는 평균 5,340 mg/L 그리고 대조군인 GS-BNR 공정은 평균 3,620 mg/L로 상당한 차이를 보였다. 이와 같은 차이는 반송슬러지의 고형물농도가 EF 반응조는 평균 16,770 mg/L로 GS반응조 9,430 mg/L 보다 약 1.5배 이상 높기 때문으로 판단된다. EF-BNR 공정의 유출수 수질은 부유고형물농도 기준 0.07 ± 0.51 mg/L, 탁도 기준 1.44 ± 0.56 NTU로 상당히 안정적이고 낮은 값을 달성하였고, 반면 GS-BNR 공정은 부유고형물농도 기준 9.98 ± 5.07 mg/L, 탁도 기준 6.19 ± 3.71 NTU로 다소 불안정하였다. 이상의 연구결과 EF-BNR 공정의 고농도 생물반응조 운전에 대한 가능성을 확인하였고, 이는 생물반응공정의 전반적인 처리효율의 향상 및 기존 침전지의 부지 면적이 대폭 감소하여 시설의 집적화가 가능할 것으로 판단된다. 또한 연구결과 들은 다른 종류의 생물반응공정에도 적용될 수 있기 때문에 광범위한 활용이 예상된다.

감사의 글

본 연구는 수처리 선진화 사업 (Eco-Star Project)과 서울대학교 SIR BK21 (안전하고 지속가능한 사회기반건설) 사업단의 연구비 지원으로 수행되었으며, 이에 감사의 뜻을 표합니다.

참고문헌

- 정종민 외 (2007) 활성슬러지의 고액분리를 위한 부상공정의 특성에 관한 연구, *대한상하수도학회 · 한국물환경학회 2007 공동 춘계학술발표회 논문집*, F 248-257.
- APHA, AWWA, WEF (1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed, American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- Bratby, J. R. and Ambrose, W. A. (1995) Design and control of flotation thickeners. *Wat. Sci. Tech.*, 31(3-4), 247-261.
- Cho, K.W., Kim, Y.J., Choi, Y.G., Hong, S.W., Choi, Y.S. and Chung, T.H. (2007) Significance of gas to solids ratio in clarification and thickening of activated sludge by electroflotation, *Proceeding of 5th international conference on flotation*, September 11-14, Seoul, pp.239-246.
- Choi, J.G., Bae, T.H., Kim, J.H., Tak, T.M. and Randall, A.A. (2002) The behavior of membrane fouling initiation on the cross-flow membrane bioreactor system, *J. Membr. Sci.*, 203, pp.103-113.
- Da Rosa, J., Dias de Souza, M.L., Rodrigues, R.T. and Rubio, J. (1999) Wastewater treatment by non-conventional flotation. In: Gaballah, L., Hager, J., Solozabal, R. (Eds.), *Proceedings of Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology-REWAS'99*, TMS-Inasmet, San Sebastian/Spain, pp.2123-2132.
- Gabb, D. M. D., Ekama, G. A., Jenkins, D., Wentzel, M. C., Casey, T. G. and Marais, G. R. (1996) Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper4. System configurations and operating condition to develop low F/M filament bulking sludges at laboratory-scale. *Water Sa*, 22(2), pp.127-137.
- Han, M.Y., Kim, W.T. and Dockko, S. (2001) Collision efficiency factor of bubble and particle (α_{bp}) in DAF : theory and experimental verification. *Wat. Sci. Tech.*, 43(8), 139-144.
- Han, M.Y. and Dockko, S. (1999) Zeta potential measurement of bubbles in DAF process and its effect on the removal efficiency, *Water Supply: the review journal of the international water supply association*, 17(34), pp.177-182.
- Hultman, B., Loen, M., Karlsson, U., Li, P.H. and Monlina, L. (1991) Prediction of activated sludge sedimentation based on sludge indices, *Wat. Sci. Tech.*, 24, pp.33-42.
- Kalinske, A.A. and Evans, R.R. (1953) Comparison of flotation and sedimentation in treatment of industrial wastes, *Proceeding of Industrial Waste Conference 8th*, pp.64-71.
- Ketkar, D. R., Mallikarjunan, R. and Venkatachalam, S. (1991) Electroflotation of quartz fines. *Int. J. Miner. Process.*, 31, 127-138.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment, Reuse and Disposal*, Fourth ed., McGraw-Hill Company, New York.
- Park, C.H., Hong, S.W., Lee, S.H. and Choi, Y.S. (2008) A pilot study on air flotation processes for retrofitting of conventional wastewater treatment facilities, *Journal of Korean Society of Water and Wastewater*, 22(3), pp.329-336.
- Rubio, J., Souza, M.L. and Smith, R.W. (2001) Overview of flotation as a wastewater treatment technique, *Minerals Engineering*, 15, pp.139-155.
- Rubio, J. and Tessele, F. (1997) Removal of heavy metal ions by adsorptive particulate flotation, *Minerals Engineering*, 10(7), pp.671-679.
- Santander, M., Da Rosa, J.J. and Rubio, J. (1999) Advances in flotation in waste streams treatment. In: *Proceedings of International Mining and Environment Congress: Clean Technology*, Third Millenium Challenge-Lima-Peru, pp.591-602.
- Urbain, V., Block, J. C. and Manem, J. (1993) Biofloculation in activated sludge: an analytic approach, *Water Research*, 27, pp.829-838.