

연속생물반응기에서 perchlorate 환원 세균에 의한 perchlorate의 제거

류희욱*

Perchlorate Removal by Perchlorate Reducing Bacteria Consortium in a Continuous Bioreactor

Hee-Wook Ryu*

접수: 2012년 2월 15일 / 게재승인: 2012년 2월 26일
© 2012 The Korean Society for Biotechnology and Bioengineering

Abstract: In this study, the treatment ability of the wastewater containing perchlorate by non-salt tolerant perchlorate reducing bacterial consortium (N-PRBC) was evaluated in a continuous stirred tank bioreactor (CSTR). To obtain the optimal operating condition the bioreactor was operated with the different wastewater empty bed retention time (EBRT). The treatment performance in the bioreactor could be maintained at 100 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ up to a EBRT of 3 h, and the removal capacity in the CSTR was about 3.3 times higher than that in a batch operation. With a decrease from 9 h to 2 h in a EBRT, the volumetric perchlorate reduction rate was increased from 11.1 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹ to 50.0 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹, and the specific perchlorate reduction rates were increased from 3.01 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹. In conclusion, the treatment capacities in a CSTR were much better than those obtained in a batch operation.

Keywords: Perchlorate, Perchlorate reducing bacteria, PRBC, Continuous stirred bioreactor, Wastewater

1. 서론

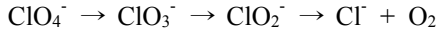
Perchlorate (ClO₄⁻)는 강력한 산화력을 가진 물질로 활성화

에너지가 높아 화학적으로 매우 안정하고 물에 대한 용해도가 매우 높고 (2.09 kg L⁻¹), 양이온에 대해 친화력이 낮아서 생태계 내에서 노출되면 토양, 퇴적물, 암석 등에 잘 흡착되지 않고 이동하여 지하수 및 음용수 등에 광범위하게 분산되게 된다 [1]. Perchlorate로 오염된 물을 섭취하게 되면 perchlorate는 Na-I symporter에 결합하여 갑상선의 iodide 섭취를 저해함으로써 갑상선 (thyroid gland)의 호르몬 분비를 저해한다 [2]. Perchlorate는 주로 무기산업과 우주산업에서 사용되고 있으며, 자동차 air bag, 불꽃, 산소발생기, 도료, 로켓추진체, perchloric acid 생산과 이용 (표백제 등), 엔진오일, 전기도금, 가죽 무두질 등 매우 다양한 산업활동에서 사용되고 있다. 따라서 다양한 산업활동으로 부터 perchlorate는 자연생태계로 배출되어 현재 지하수, 상수원 및 토양 등에서 perchlorate는 검출되고 있으며, 지금까지 보고된 perchlorate 최고 오염농도는 음용수에서 11 µg L⁻¹, 지하수에서 3,700,000 µg L⁻¹, 지표수에서 120,000 µg L⁻¹, 토양에서 2,000 mg kg⁻¹ 등으로 오염정도가 심각하다 [3].

Perchlorate 처리 기술로 이온교환수지처리법 [4,5], 흡착법 [6], 전기영동법 [7], 생물학적 처리법 [8-11] 등 다양한 물리/화학/생물학적 기술이 개발되고 있으며, 처리 기술 중 full-scale 혹은 pilot-scale에서 활용되고 있는 기술은 생물학적 방법이 약 40%, 이온교환법이 약 36%를 차지하고 있다. 즉, 생물학적 방법이 경제적이고 효율적이고 가장 현장 적용성이 우수한 perchlorate 처리 기술로 평가되고 있다.

생물학적 perchlorate 처리기술은 perchlorate를 환원하는 세균 (perchlorate-reducing bacteria, PRB)을 이용하는 기술로 혐기적 조건하에서 perchlorate를 Cl⁻와 H₂O로 완전분해가 가능하다 [1,3,12]. 혐기환원공정에 의한 perchlorate의 생물학적 분해 기작은 다음과 같다 [13,14].

승실대학교 화학공학과
Department of Chemical Engineering, Soongsil University, Seoul 156-743, Korea
Tel: +82-2-820-0611, Fax: +82-2-812-5378
e-mail: hwryu@ssu.ac.kr



이 반응에서 율속단계는 perchlorate의 chlorate (ClO₃⁻)로 분해이다. 30종 이상의 perchlorate 분해세균들이 동정되었고, 토양과 지하수 시료에서 perchlorate-reducing bacteria들이 퍼져있는 것이 확인되었다. Perchlorate를 함유한 폐수를 연속교반생물반응기 (CSTR) [15], 유동층 [16,17], fixed-bed [18-24] 등 다양한 생물반응기들을 사용하여 처리하고 있다. 가장 많이 사용되고 있는 fixed bed 반응기의 경우 PRB를 담체에 고정화하는 방식으로 폐수처리를 위한 체류시간이 짧은 장점이 있지만, PRB의 과잉 증식으로 인한 막힘 현상이 발생하는 문제가 있다. 반면에 CSTR은 PRB가 현탁 상태 (suspension)로 운전되어 운전인자의 조절이 쉽고 기존 폐수처리시설들을 활용할 수 있는 장점이 있으나 biomass의 washout 현상으로 인해 고농도로 biomass를 유지하는데 한계가 있다.

본 연구진의 선행연구에서 다양한 분리원으로부터 고농도의 perchlorate에서도 분해능이 우수한 PRB consortium [9], 비내염성 PRB 군집 (N-PRBC)와 내염성 PRB consortium (ST-PRBC)에 대해 보고하였고 [8]. 회분식 처리 또는 반연속식 처리공정을 통해 perchlorate 분해 특성을 속도론적으로 해석하였다. 따라서 본 연구에서는 CSTR을 채택하였을 때 perchlorate 함유 폐수의 체류시간 변화에 따른 비내염성 군집인 N-PRBC의 perchlorate 처리 특성을 연구하고, 기존 선행연구 결과와 비교 분석을 하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. Perchlorate 환원세균과 배지

본 연구에서 사용된 perchlorate 환원세균은 선행연구 [8]에서 농화배양을 통해 얻은 Non-salt-tolerant perchlorate reducing bacterial consortium (N-PRBC)이다. N-PRBC는 30개의 cld-clones 중에서 6개의 clone만이 perchlorate 환원세균인 *Dechloromonas* sp.와 관계가 있고, 나머지 clone들은 새로운 PRB로 구성되어 있다 [8]. Perchlorate를 함유한 인공폐수의 조성은 전자 수용체인 NaClO₄ (98%, Sigma-Aldrich, MO, USA)와 전자공여체인 NaCH₃CO₂·3H₂O (98%, Sigma-Aldrich, MO, USA)가 공급된 무기염배지로 구성되어 있다. 무기염배지의 조성은 NaH₂PO₄·2H₂O 1.44 g L⁻¹, (NH₄)₂SO₄ 0.1 g L⁻¹, MgSO₄ 0.1g L⁻¹, FeSO₄ 0.004 g L⁻¹, Na₂MoO₄·2H₂O 0.0006 g L⁻¹, NaSeO₃ 0.0006 g L⁻¹, H₃BO₃, 및 0.0006 g L⁻¹ (pH7.0). 인공폐수 중 perchlorate 농도는 100 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ 이고, 전자공여체인 acetate 농도는 200 mg-acetate L⁻¹ 이다.

2.2. 생물반응기 및 운전조건

Perchlorate 함유폐수를 처리하기 위해 6 L 용량의 연속교반생물반응기를 사용하였다 (Fig. 1). 실험장치는 폐수통, 생물반응기, 슬러지 침전조, 펌프로 구성되어 있다. 생물반응기는 초기 약 4일 동안은 biomass의 농도가 약 4 g L⁻¹인

N-PRBC 배양액을 5 L 채운 후 biomass를 증가시키고 반응기를 안정화시키기 위해 perchlorate를 고농도 (700 mg L⁻¹)로 첨가하여 회분식으로 운전하였고, 첨가된 perchlorate가 모두 분해된 후 연속식으로 조업하였다. 모든 실험은 상온에서 수행하였고, 생물반응기의 배양액은 magnetic stirrer를 사용하여 일정한 속도로 교반하였다. 연속교반반응기의 체류시간 변화에 따른 perchlorate 분해능을 평가하기 위하여 100 mg L⁻¹의 perchlorate를 함유한 인공폐수의 체류시간을 2~9 h 범위에서 변화시켰다. 폐수의 공급속도는 처음에는 체류시간을 9 h이 되도록 공급하였고, 6, 4, 3, 2 h으로 단계적으로 단축하였다. 각각의 체류시간에서 안정화된 처리능을 평가하기 위하여 한 체류시간의 운전조건에서 반응기 부피의 최소 13배 내지 80배의 perchlorate 폐수를 처리하였다. 생물반응기로부터 유출된 biomass는 침전조에서 침강시켜 일정한 시간간격으로 생물반응기로 반송하여 biomass를 일정한 농도범위로 유지되도록 하였다.

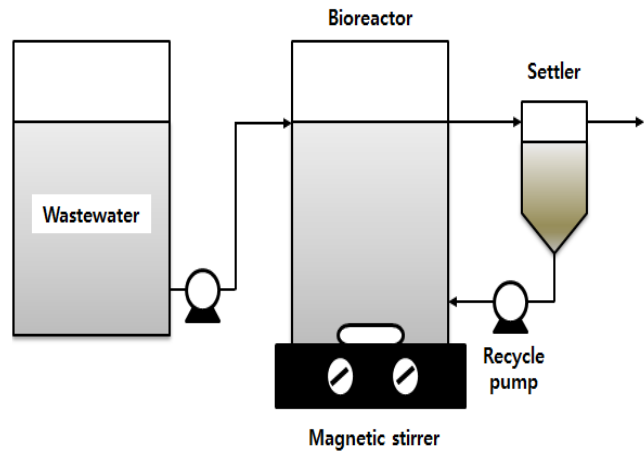


Fig. 1. Schematic diagram of a continuous stirred tank reactor.

2.3. 분석방법

Perchlorate의 분석은 EPA 314.0 method를 사용하였으며 Ion Chromatography system (ICS-1000, Dionex USA)을 이용하여 분석하였다. 정밀한 분석을 위하여 이동상의 농도를 일정하게 유지 할 수 있도록 reagent free controller에 KOH (Eluent generator cartridge-EGC II KOH, Dionex USA)를 연결하여 이동상의 농도가 50 mM을 유지하도록 하였다. Suppressor는 ASRS-300 4 mm (Dionex, USA)를 사용하였고 analytical column은 IonPac AS-16 4-250 mm (Dionex, USA), Guard column은 IonPac AG-16 4-50 mm (Dionex, USA)를 사용하였다. 분석 감도를 높게 잡아 1 ppb까지 측정이 가능하기 때문에 perchlorate의 농도에 따라 100~10,000배 희석하여 분석하였다. 반응액의 pH와 redox potential은 ORP/pH meter (520A, Orion, Termo, USA)를 사용하여 측정하였고, 건조세포중량 (dried cell weight, DCW)은 25 mL의 배양액을 12,000 x g에서 15분 동안 원심분리하여 cell paste를 얻고, 이를 증류수로 현탁시켜 세척하고 재원심분리한 후 회수된 cell paste를 80℃의 건조오븐에서 24시간 건조시킨 후 전자저울을 사용하여 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 체류시간 변화에 따른 perchlorate 환원

체류시간 변화에 따른 pH, biomass, 및 입·출구의 perchlorate 농도를 Fig. 2에 도시하였다. 장기간 조업하는 동안 pH는 7.4~7.7로 일정하게 유지되었고, CSTR로부터 유출된 sludge는 침전조에서 침강시켜 주기적으로 반송시켜 재사용하므로 CSTR의 biomass 농도는 2.5~4.2 g-DCW L⁻¹ (평균 3.3 g-DCW L⁻¹) 범위에서 일정하게 유지되었다. 다만, 침전조에 농축된 sludge의 반송이 원활하지 못하였던 30 d 근처에서 biomass와 perchlorate 농도의 불안정한 변화가 관찰되었다. CSTR은 체류시간 3 h까지 출구 perchlorate의 농도가 50 µg L⁻¹ 이하로 매우 안정적인 운전이 가능하였다. 다만 체류시간을 3 h에서 2 h으로 단축한 직후 (48.9 d)에는 출구에서 perchlorate가 약 30 mg L⁻¹이 관찰되었으나 운전시간이 경과됨에 따라 안정화되어 반응기 부피 (working volume)의 약 17배의 perchlorate 폐수를 처리한 후 (50.3 d)에는 50 µg L⁻¹ 이하로 유지되었다.

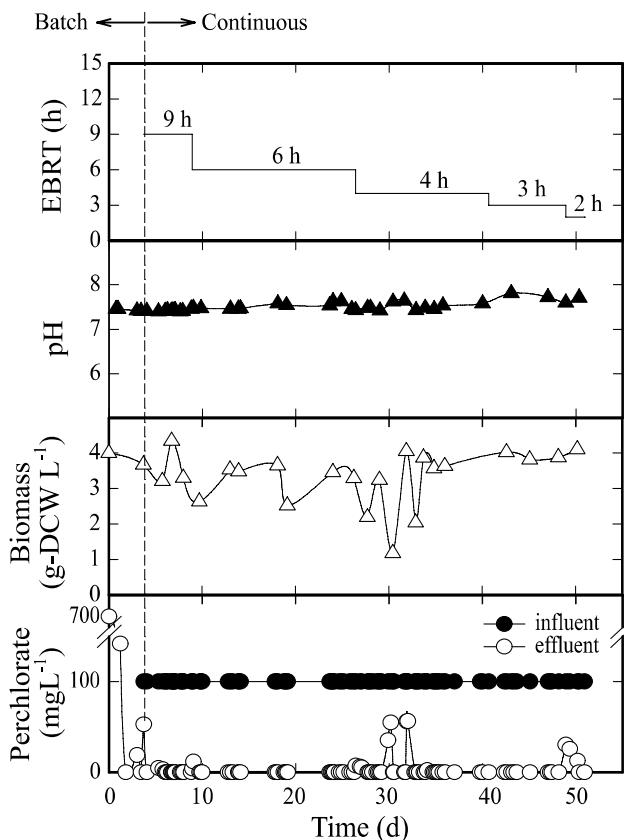


Fig. 2. Time profiles of pH, biomass, and perchlorate concentration in influent and effluents the long-time operation in a continuous stirred tank reactor.

CSTR은 체류시간 3 h까지 100 mg L⁻¹의 perchlorate를 안정적으로 제거가 가능하였지만 체류시간 2 h에서는 다소 불안정한 운전상태를 보였다. 즉 CSTR은 침전조를 사용하여 잉여슬러지를 반송할 경우 체류시간 3 h까지 안정적으로

운전이 가능하다. N-PRBC가 회분식 반응기에서 100 mg L⁻¹의 perchlorate를 완전 분해하는데 소요되는 시간이 약 10 h인 점을 고려할 때 [8], CSTR에서 perchlorate 처리용량은 회분식반응기 보다 약 3.3배 우수함을 알 수 있다.

3.2. 체류시간 변화에 따른 perchlorate 환원속도

CSTR의 체류시간변화에 따른 perchlorate 환원속도를 Fig. 3에 도시하였다. 체류시간이 9 h에서 2 h로 단축됨에 따라 단위부피당 환원속도는 11.1 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹에서 50.0 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹로 증가하였고, 단위 건조세포질량당 비환원속도는 3.01 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹에서 12.2 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹으로 증가하였다.

Perchlorate의 초기농도가 100 mg L⁻¹ 일 때 회분식 반응기에서 N-PRBC 균주의 perchlorate의 환원속도는 10.5 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹ (21.0 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹) 이었다 [8]. 연속식 공정에서 얻은 perchlorate 환원속도는 체류시간 9시간 일 때 회분식 공정에서 얻은 값과 유사하고, 체류시간이 짧아짐에 따라 연속식 공정의 perchlorate 환원속도가 증가하였으며 체류시간 2시간일 때 회분식공정보다 약 4.5배 우수하다. 반면에 연속공정의 perchlorate의 비환원속도는 회분식 공정의 14~58%에 불과하다.

회분식 공정에서 N-PRBC의 perchlorate 분해능을 반응속도론적으로 해석하면 최대 환원속도 (V_{max})와 최대 비환원속도 (q_{max})는 각각 48 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹와 110 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹ 이었다 [8]. 연속반응기에서의 얻은 perchlorate 환원속도들을 이들 값들과 비교하면 체류시간이 9 h에서 2 h으로 단축됨에 따라 최대환원속도는 23%에서 104%로 증가한데 반하여 최대 비환원속도는 2.7%에서 11.1%에 불과하다.

이러한 현상은 연속공정에서 반응기내의 perchlorate 농도가 50 µg L⁻¹ 미만으로 낮게 유지되므로 perchlorate 환원반응에 대한 율속단계는 N-PRBC의 perchlorate 분해능이 아니라 perchlorate 공급속도임을 알 수 있다. 또한, 침전조에 침강한 잉여슬러지를 반송시켜 N-PRBC의 농도를 3~4 g-DCW L⁻¹의 일정한 농도범위로 유지하기 때문에 연속반응기의 N-PRBC들은 회분식 반응기의 N-PRBC들 보다 상대적으로 연령과 dead cell이 많은 것이 활성이 낮은 원인중 하나일 것이다.

Perchlorate를 함유한 폐수를 CSTR, 유동층 생물반응기, fixed-bed 등 다양한 생물반응기들을 사용하여 처리하고 있다. 각 반응기들의 형태와 고정화 담체의 종류 및 운전조건들이 다르기 때문에 직접비교하는 것은 어렵지만 *ex situ* 처리방법들을 Table 1에 비교하여 정리하였다. CSTR의 경우 300~10,000 mg L⁻¹의 고농도 perchlorate 처리에 주로 사용하였으며, 체류시간 10~24 h으로 15~417 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹의 높은 처리용량을 보였다 [16]. CSTR인 본 연구 결과 또한 상대적으로 perchlorate 농도가 낮은 것을 고려할 때 이들 결과와 유사하다. 모래와 GAC를 media로 사용한 유동층 생물반응기 (FBR)는 400 mg L⁻¹의 perchlorate 폐수를 체류시간 2.1~3.1 h의 운전조건에서 129.0~190.5 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹의 높은 처리용량을 보였다. Packed-bed Bioreactor (PBR)에서는 0.04~6 h의 짧은 체류시간으로 저농도 perchlorate를

Table 1. Selected *ex situ* biological treatment case study results

Reactor type	Media type	EBRT (h)	Perchlorate (mg/L)	Removal capacity (mg/L-h)	Reference
CSTR	None	18-24	4,000-10,000	222-417	ESTCP [15]
CSTR	None	10-20	300-4,600	15-460	ESTCP [15]
CSTR	None	2-9	100	11.1-50.0	This study
FBR	GAC	0.2	6	30	Hatzinger [16]
FBR	Sand	2.1-3.1	400	129.0-190.5	Hatzinger et al. [17]
PBR	Bio-Rings	1	23	23	Perlmutter et al. [18]
PBR	Sand	0.50-1.33	1-5	2.0-3.8	Perlmutter et al. [18]
PBR	Plastic beads	0.33-2.17	1-5	0.5-15	Perlmutter et al. [18]
PBR	Bio-rings	0.75-6.00	1-5	1.0-1.3	Perlmutter et al. [18]
PBR	Diatomaceous earth pellets	0.5-1.0	1,500	1,400-2,800	Logan [19]
PBR	Diatomaceous earth pellets	2.00	0.74	0.4	Giblin et al. [20]
PBR	AC	0.15	23	153.3	Brown et al. [21]
PBR	Plastic	0.93	1	1.1	Zhang et al. [22]
PBR	Sand	0.04-0.52	20	38.7-571.4	Kim & Logan [23]
PBR	GAC	23.5	0.05	0.002	Choi et al. [24]

EBRT = empty bed residence time, PBR = packed bed reactor, FBR = fluidized bed reactor, CSTR = continuously stirred tank reactor, ESTCP = Environmental Security Technology Certification Program, GAC: granular activated carbon.

제거하는 데 효과적임을 알 수 있었고, diatomaceous earth pellets을 media로 사용한 경우 1,500 mg L⁻¹의 perchlorate를 0.5~1.0 h의 짧은 체류시간으로 매우 높은 처리용량 (1,400~2,800 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹)을 보인 경우도 있었다 [20]. 전체적으로 CSTR은 perchlorate reducing bacteria를 suspension 상태로 운전하기 때문에 biomass의 washout을 예방하기 위하여 긴 체류시간이 요구되며, 고정화 담체들을 사용하는 FRB와 PRB들은 biomass를 고농도로 유지할 수 있기 때문에 상대적으로 짧은 체류시간과 높은 처리용량을 제공함을 알 수 있다.

게 유지하는 것이 어려운 문제점이 관찰되었다. 이러한 문제점을 극복하기 위해서는 고정화 담체를 사용하여 고농도의 biomass와 높은 활성을 유지할 수 있는 FRB나 PRB를 사용하여야 할 것이다. 본 연구에서 사용한 N-PRBC의 perchlorate 최대 비환원속도는 110 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹으로 20~260 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹인 다른 PRBC들 [10,11,20, 24]과 유사하기 때문에 이 균주를 FRB나 PRB에 적용한다면 biomass 농도를 안정적으로 높게 유지할 수 있다면 연속반응기의 처리용량을 더 늘릴 수 있을 것으로 생각된다.

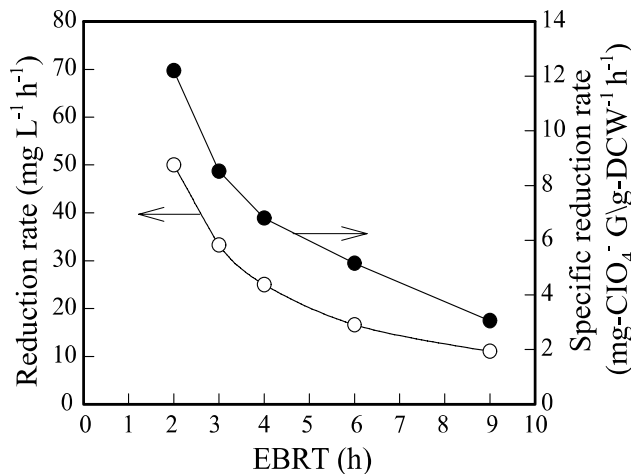


Fig. 3. Effect of EBRT on perchlorate reduction rates.

본 연구는 perchlorate reducing bacteria를 suspension 상태로 운전한 CSTR임에도 불구하고, 2~9 h의 짧은 체류시간으로 100 mg L⁻¹의 perchlorate를 처리할 수 있음을 보였다. 그러나 체류시간이 짧아질수록 N-PRBC들의 flocc 형성 이 용이하지 않아 유출된 biomass들의 침전조에서 침강이 잘 일어나지 않게 되고, 궁극적으로 침전된 biomass의 반송량이 감소하게 되어 bioreactor에서의 biomass 농도를 일정하

4. 결론

본 연구에서는 연속교반생물반응기에서 염내성이 없는 perchlorate reducing bacterial consortium (N-PRBC)를 사용하여 perchlorate 함유폐수 처리효율을 평가하였다. 최적의 운전조건을 구하기 위하여 체류시간 변화에 따른 연속교반 반응기의 운전특성을 연구하였다. 생물반응기의 연속운전은 100 mg-ClO₄⁻ L⁻¹를 함유한 폐수를 체류시간 3 h까지 안정적으로 처리가능하였고, 회분식 운전 보다 약 3.3배 더 많은 폐수를 처리할 수 있었다. 체류시간 9시간에서 2시간으로 단축됨에 따라 단위부피당 환원속도는 11.1 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹에서 50.0 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹로 증가하였고, 단위 건조세포 질량당 비환원속도 또한 3.01 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹에서 12.2 mg-ClO₄⁻ g-DCW⁻¹ h⁻¹으로 증가하였다. N-PRBC 균주의 단위부피당 환원속도는 회분식공정 (10.5 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹) 보다 연속식 공정 (11.1~50.0 mg-ClO₄⁻ L⁻¹ h⁻¹)이 우수하였다.

감사

본 연구는 교육과학기술부 한국연구재단의 기초연구과제 (No. 2009-0075052)로 수행되었기에 이에 감사드립니다.

References

1. Urbansky, E. T. and M. R. Schock (1999) Issues in managing the risks associated with perchlorate in drinking water. *J. Environ. Manage.* 56: 79-95.
2. Coates, J. and L. A. Achenbach (2004) Microbial perchlorate reduction: rocket-fueled metabolism. *Nat. Rev. Microbiol.* 2: 569-580.
3. EPA, Perchlorate Treatment Technology Update. www.epa.gov/tio/download/remed/542-r-05-015.pdf. (2005).
4. Gingras, T. M. and J. R. Batista (2002) Biological reduction of perchlorate in ion exchange regenerant solutions containing high salinity and ammonium levels. *J. Environ. Monit.* 4: 96-101.
5. Gu, B., Y.-K. Kim, and G. M. Brown (2002) Treatment of perchlorate contaminated groundwater using highly selective, regenerable ion-exchange technology: a pilot-scale demonstration. *Remediation* 12: 51-68.
6. Parette, R. and F. S. Cannon (2006) Perchlorate removal by modified activated carbon. pp. 343-372. In: Gu, B., Coates, J.D. (Eds.), *Perchlorate Environmental Occurrence, Interactions and Treatment*. Springer, New York, NY, USA.
7. Brown, G. M. (1986) The reduction of chlorate and perchlorate ions at an active titanium electrode. *J. Electroanal. Chem.* 198: 319-330.
8. Ryu, H. W., S. J. Nor, K. E. Moon, K.-S. Cho, D. K. Cha, and K. I. Rhee (2012) Reduction of perchlorate by salt tolerant bacterial consortia. *Biores. Technol.* 103: 279-285.
9. Nor, S. J., S. H. Lee, K.-S. Cho, D. K. Cha, K. I. Rhee, and H. W. Ryu (2011) Microbial treatment of high-strength perchlorate wastewater. *Biores. Technol.* 102: 835-841.
10. Waller, A. S., E. E. Cox, and E. A. Edwards (2004) Perchlorate-reducing microorganisms isolated from contaminated sites. *Environ. Microbiol.* 6: 517-527.
11. Logan, B. E., H. Zhang, P. Mulvaney, M. G., Milner, I. M. Head, and R. F. Unz (2001) Kinetics of perchlorate- and chlorate-respiring bacteria. *Appl. Env. Microb.* 67: 2499-2506.
12. Dudley, M., A. Salamone, and R. Nerenberg (2008) Kinetics of a chlorate-accumulating, perchlorate-reducing bacterium. *Water Res.* 42: 2403-2410.
13. Bender, K. S., S. M. O'Connor, R. Chakraborty, J. D. Coates, and L. A. Achenbach (2002) Sequencing and transcriptional analysis of the chlorite dismutase gene of *Dechloromonas agitata* and its use as a metabolic probe. *Appl. Environ. Microbiol.* 68: 4820-4826.
14. van Ginkel, S. W., C. H. Ahn, M. Badruzzaman, D. J. Roberts, S. G. Lehman, S. S. Adham, and B. E. Rittmann (2008) Kinetics of nitrate and perchlorate reduction in ion exchange brine using the membrane biofilm reactor (MBfR). *Water Res.* 42: 4197-4205.
15. Environmental Security Technology Certification Program (2000). *ESTCP Cost and Performance Report: Ammonium Perchlorate Biodegradation for Industrial Wastewater Treatment*. Prepared for U.S. Department of Defense. June.
16. Hatzinger, P. B., Biotreatment of Perchlorate in Groundwater. Available at: https://www.denix.osd.mil/denix/Public/Library/Water/Perchlorate/Technology/Envirogen_Bio_SERDP_ppt. (2000).
17. Hatzinger, P. B., M. R. Greene, S. Frisch, A. P. Togna, J. Manning, and W. J. Guarini (2000) Biological treatment of perchlorate-contaminated groundwater using fluidized bed reactors. *2nd International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, May 22-25, Monterey, California, USA.
18. Perlmutter, M. W., R. Britto, J. D. Cowan, M. Patel, and M. Craig (2000) Innovative technology: *In situ* biotreatment of perchlorate-contaminated groundwater. *Proc. Air and Waste Management Association, 93rd Annual Conference and Exhibition*, June 18-22, Salt Lake City, Utah, USA.
19. Logan, B. E. (1998) A review of chlorate and perchlorate respiring microorganisms. *Bioremediation J.* 2: 69-79.
20. Giblin, T., D. Herman, and W. T. Frankenberger (2000) Removal of perchlorate from ground water by hydrogen-utilizing bacteria. *J. Environ. Qual.* 29: 1057-1062.
21. Brown, J. C., V. L. Snoeyink, L. Raskin, and R. Lin (2003) The sensitivity of fixed-bed biological perchlorate removal to changes in operating conditions and water quality characteristics. *Wat. Res.* 37: 206-214.
22. Zhang, H., B. E. Logan, J. M. Regan, L. A. Achenbach, and M. A. Bruns (2005) Molecular assessment of inoculated and indigenous bacteria in biofilms from a pilot-scale perchlorate-reducing bioreactor. *Microb. Eco.* 49: 388-398.
23. Kim, K. and B. E. Logan (2001) Microbial reduction of perchlorate in pure and mixed culture packed-bed bioreactors. *Wat. Res.* 35: 3071-3076.
24. Choi, Y. C., X. Li, L. Raskin, and E. Morgenroth (2008) Chemisorption of oxygen onto activated carbon can enhance the stability of biological perchlorate reduction in fixed bed biofilm reactors. *Wat. Res.* 42: 3425-3434.