

부패조와 호기성 여과공정을 이용한 영양염류 제거

박상민¹ · 전항배² · 배종훈² · 박우균 · 박노백*

농촌진흥청 국립농업과학원, ¹국립환경과학원, ²충북대학교 환경공학과
(2010년 8월 27일 접수, 2010년 9월 24일 수리)

Removal of Nutrients Using an Upflow Septic Tank(UST) - Aerobic Filter(AF) System

Sang-Min Park¹, Hang-Bae Jun², Jong-Hun Bae², Woo-Kyun Park and Noh-Back Park* (Climate Change and Agroecology Division, National Academy of Agricultural Science, ¹Water Environmental Engineering Research Division, National Institute of Environmental Research and ²Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University)

The objective of this study was to investigate a small sewage treatment system. This system was developed to improve a nitrogen and phosphorus removal efficiency and generate less solid using upflow septic tank(UST) - aerobic filter(AF) system. The UST equipped with an aerobic filter, the filter was fed with both raw sewage and recycled effluent from the UST to induce the denitrification and solid reduction simultaneously. Overall removal efficiencies of COD and total nitrogen(TN) were above 96% and 73% at recycle ratio of 200%, respectively. Critical coagulant dose without the biochemical activity was found to be 40 mg/L. Removal efficiency of total phosphorus(TP) in influent was above 90% by chemical and biological reactions. Although the phosphorus concentration was low under the high alkalinity in raw sewage, the pH value was unchanged by the coagulant dose.

Key Words: Anaerobic septic tank, Biofiltration system, Coagulant dose, Nutrient removal

서 론

생활수준의 향상과 인구증가로 인하여 오염물질 배출량이 증가하고, 각 가정이나 축산농가로부터 배출되는 고농도 폐수와 생활하수는 그대로 인근 수역으로 흘러들어 최상류 지역부터 주변 자연환경을 오염시켜 수질오염이 가속화되고 있다. 또한 유입되는 하폐수에 유기물이나 질소인 등 영양염류가 다량 함유된 채 방류되어 수계 미생물의 생산성을 급증시키게 하는 부영양화(eutrophication)를 유발시킨다. 이로 인해 조류(algae)의 성장이 촉진되고 상수원의 처리비용 증가와 이취미로 인한 불쾌감 등 환경문제와 경제적 손실을 초래하여, 제도적인 수질기준의 강화와 함께 질소인 제거 기술이 개발되어 왔다(Park *et al.*, 2009). 그러나 현재 운영 중인 대부분의 환경기초시설은 방류수 수질기준을 만족하고 있지만,

방류수역에 비하여 높은 영양염류 함량으로 인해 대규모 및 소규모 마을하수처리장에도 추가적인 처리시설의 도입이 필요한 것으로 보고되고 있다(Kim *et al.*, 2007).

소규모 하수처리 시스템은 기본적으로 설비 및 운영경비의 최소화, 간단한 운영방법, 낮은 고형물 발생량, 배출기준 만족 등의 요소 등을 충족하여야 하며, 특히 배출기준 중 질소 및 인 등은 기존의 활성슬러지법으로 충족시키기에는 여러 가지 어려운 점이 있다(Park *et al.*, 2003). 또한 소규모 하수처리장의 경우 전문 인력이 부족하고 시간에 따른 하수 부하량의 차이가 크기 때문에 강화된 배출기준을 만족시키기 어려울 것으로 사료된다. 2009년 하수종말처리시설 운영관리 실태 보고서에 의하면 국내 마을하수의 처리는 대부분 활성슬러지를 이용한 장기폭기법(extended aeration) 및 연속식 회분반응기(sequencing batch reactor, SBR) 공정 등으로 구성되어 있고, 낮은 C/N 비(3이하)에서 운전하는 시설은 평균적으로 약 40% 이하의 질소처리 효율을 나타내고 있다(환경부, 2009). 따라서 기존의 활성슬러지 공정을 이용한 생물학적 처리방법만으로 영양염류를 처리하기 위해서는 국내

*연락처:

Tel: +82-31-290-0233 Fax: +82-31-290-0206
E-mail: pnb502@korea.kr

의 낮은 C/N 비 하수를 처리하는데 한계가 있고, 넓은 부지 소요면적에 대한 문제점을 해결하기 어렵다. 이를 해결하기 위해 새로운 영양염류 처리 공법들이 개발되어 처리효율 개선에 노력하고 있으며, 그 중 혐기성 소화공정이 이슈화되고 있다. 혐기성 공정을 이용한 탈질/메탄생성 동시반응은 다양한 하폐수 처리에 적용가능하며 메탄가스와 같은 대체에너지의 생산과 동시에 질소를 제거할 수 있는 장점을 가지고 있다. 1990년대 초 혐기성 단일 반응조에서 탈질 및 메탄생성 동시반응에 대한 연구가 시작되었고, 최근에는 유기물과 질소를 동시에 제거하기 위한 혐기성 공정에서의 탈질화 연구가 진행되었다(Akunna *et al.*, 1992; Chen and Lin, 1992; Park *et al.*, 2005). 혐기성 탈질공법은 질산염이 다량 함유된 폐수에 외부탄소원을 주입하여 탈질하고 남은 탄소원을 혐기성 메탄반응에 의해 제거할 목적으로 개발되어 이용되고 있다(Mosquera-Corral *et al.*, 2001). 또한 고도처리공정 중 생물막 공정(Biological aerated filter process)은 생물막 공정과 여과공정이 단일 시스템에서 동시에 일어나도록 설계한 공법으로 활성슬러지의 부유성장 시스템(suspended growth system)과는 달리 여재(media)에 부착된 미생물의 작용에 의해 폐수를 처리하는 것이다. BAF 공법으로 처리할 수 있는 적용 범위는 매우 다양하여 도시하수나 산업폐수 뿐만 아니라 정수처리 및 분뇨처리에도 사용되고 있다(Payraudeau *et al.*, 2000; Gilmore *et al.*, 1999; Chudoba and Pujol, 1998). 따라서 혐기성공정과 BAF공법은 단위공정의 조합 및 module화를 통한 기능부여를 통해 다양한 종류의 원수 특성에 따라 설계가 가능하며, 혐기조 및 후단을 호기성 조건으로 운전할 경우 질산화와 탈질반응을 유도함으로써 질소제거 성능을 개선할 수 있다. 그러나 인의 제거는 BAF 반응기 외의 화학침전법을 이용해 인을 제거하기 위해서 별도의 응집 반응조를 설치하여 인을 처리해야 하고, 생물학적 인 제거를 위해서는 생물막 공정 전단에 추가적인 혐기

조 및 무산소조를 설치해야하기 때문에 단위공정의 단계가 복잡해지고 운영비가 증대되는 단점을 가지고 있다.

따라서 본 연구에서는 기존 마을하수처리에 있어 영양염류 제거효율 개선을 위해 소규모 마을하수처리에 적용 가능한 혐기성반응조인 부패조와 호기성 여과조를 연계하여 유기물 및 질소제거 거동과, 하수원수에 화학적 처리를 도입하여 인 제거 특성을 관찰하였다.

재료 및 방법

공시원수

본 연구에 사용된 하수는 C시에 위치한 하수종말처리장으로 유입되는 원수를 채수하여 사용하였으며, 슬러지 소화조 반류수를 포함한 유입하수의 총화학적산소요구량(TCOD_{Cr})은 약 350 mg/L이었고, 용존성 유기물(SCOD_{Cr})은 약 110 mg/L로 나타났다. 총질소와 암모니아성 질소의 농도는 각각 51 및 33 mg/L이었으며, 유입수의 C/N(TCOD/TN)비는 약 6.9이었고, 총인(TP)의 농도는 평균적으로 약 6.0 mg/L이었으며, 기타 성상은 Table 1과 같다.

Jar test

본 실험에서는 500 mL 비커에 시료를 주입하고 비커에 SCD 전극을 담근 후 pH 범위와 응집제 주입량 등을 조절하며 SC(streaming current: 유동전류) 값의 변화를 관찰하였다.

연속식 시스템에 화학적 처리를 도입하기 위하여 일반적으로 응집실험에서 사용되는 jar-test 장치를 이용하여 인 제거를 위한 최적 응집제 주입을 산정 실험을 수행하였다. Alum을 이용하여 연속식 시스템의 최종 유출되는 총인의 농도를 0.5 mg/L 이하로 유지시키고자 하였고, 하수 원수에 alum을 각각 0~100 mg/L 가 되도록 주입하여 최적 주입량을 산정하였다. 실험에 사용된 jar는 2 L 용량의 Phipps

Table 1. Characteristics of sewage used in this research

Parameter	Range	Average
pH	6.8 - 7.8	7.3
TCOD _{Cr} , mg/L	250 - 562	350
SCOD _{Cr} , mg/L	70 - 140	110
BOD ₅ , mg/L	80 - 260	143
Total Suspended Solid (TSS), mg/L	100 - 500	280
Total nitrogen (TN), mg/L	35 - 65	51
NH ₄ ⁺ -N, mg/L	21 - 48	33
NO ₃ ⁻ -N, mg/L	0 - 3	0.1
Turbidity (NTU)	100 - 520	250
Total phosphate (TP), mg/L	4 - 9	6.0
PO ₄ ³⁻ -P, mg/L	2 - 6	3.7
Alkalinity (as CaCO ₃), mg/L	80 - 180	140

& Bird사의 제품을 이용하였고, 규격(W× L× H)은 11.5 cm× 11.5 cm× 21 cm이었으며, 임펠러 규격(W× L)은 7.62 cm× 2.54 cm이었다(Fig. 1). 인 제거를 위한 응집제는 일반적으로 응집공정에서 널리 사용되고 있는 황산알루미늄(Alum, Al₂(SO₄)₃·17H₂O)의 농도를 10%로 조제한 후 실험에 사용하였고, 응집 pH는 5 N HCl 및 5 N NaOH 용액을 이용하여 pH 조절에 사용하였다. 응집제 주입과 동시에 120rpm(G=150 sec⁻¹)에서 2분간 급속교반, 45rpm(G=25 sec⁻¹)에서 3분간 완속교반, 30분간 침전 후 수면으로부터 10 cm 아래의 밸브에서 상정수를 채취하여 분석하였다.

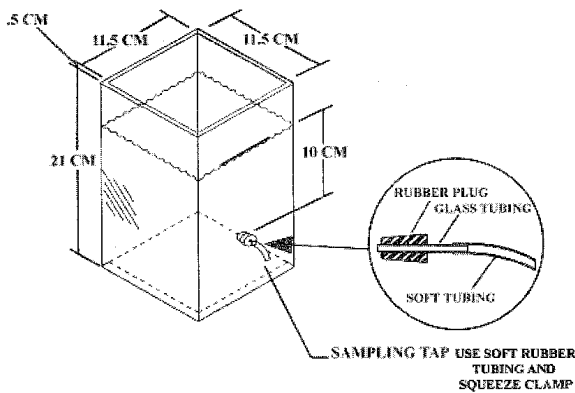


Fig. 1. 2-liter jar for batch scale test(Phipps & Bird).

Table 2. Mixing conditions of the jar-test

Item	Conditions
Rapid mix velocity gradient(sec ⁻¹)	150
Slow mix velocity gradient(sec ⁻¹)	25
Rapid mix velocity(RPM)	120
Slow mix velocity(RPM)	45
Rapid mix time(minutes)	2
Slow mix time(minutes)	3
Sedimentation time(minutes)	30

실험장치 및 운전조건

본 연구에서는 효과적인 질산화와 탈질반응을 유도하기 위하여 상향류식 혐기성부패조(UST)와 후단에 호기성 여과조(AF)로 구성된 시스템을 구성하여 운전하였다(Fig. 2). 혐기성부패조의 부피가 24 L, 호기성여과조의 부피는 1 L로 운전초기 수리학적체류시간(HRT)은 각각 6일과 9시간이었고, 반응율에 따라 체류시간을 감소하여 운전하였다. 혐기성부패조의 원수는 상향류로 유입하였으며, 원수와의 접촉을 원활하게 하고 가스발생으로 인한 슬러지(sludge) 부상을 방지하기 위하여 교반기(mixer)를 설치하였고(10rpm), 호기성 여과조에는 직경 5 mm 정도의 난석(diatomite ball)으로 충전하여 여재(media)로 이용하였다. 호기성 여과조에서 질산화된 유출수 중의 질산염은 탈질을 위한 전자수용체로 사용하기 위해 혐기성부패조로 내부 반송하여(100~200%) 질소 제거 특성을 관찰하였으며(Run 1, 2), 기타 운전조건은 Table 3과 같다. 추가적으로 인(P)을 제거하기 위하여 Run 3과 같이 원수 집수조 응집제를 투입하여 운전하였고, 응집된 플러크(floc)의 침전을 방지하기 위하여 교반기를 설치하였다.

분석방법 질산염(NO₃⁻-N), 인산염(PO₄³⁻-P) 등의 음이온 농도는 이온크로마토그래피(Metrohm modular, Switzerland)를 이용하여 측정하였으며, 부유물질(suspended solid) 및 휘발성 고형물(VS) 등은 standard method(APHA,

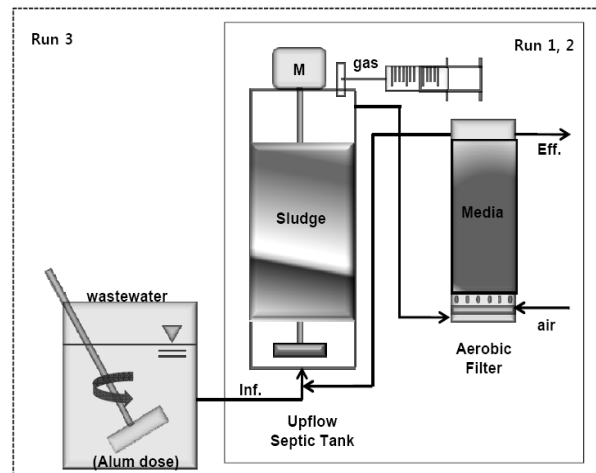


Fig. 2. Schematic diagram of the experimental apparatus.

Table 3. Operating conditions of UST-AF system

Parameters	Up-flow septic tank	Aerated filter
Working volume (L)	24	1
HRT	3~6 day	3~9 hr
Recycle ratio (%)	100~200	
DO (mg/L)	0	2~4
Temperature (°C)	20±1	

1995)에 준하여 실험하였다. SC(streaming current) 값은 coagulant charge analyzer(CCA 3100, Chemtrac)를 이용하여 분석하였고, 암모니아성 질소는 Nessler법($\text{NH}_4^+\text{-N}$ distillation method, Hach, USA)을 이용하여 측정하였고, COD_{Cr} 은 closed reflux 및 colorimetric method를 이용하여 측정하였다. pH는 pH meter(Orion 420A+, Thermo)를 이용하여 측정하였다.

실험 결과 및 고찰

연속공정(UST-AF)에서 COD 및 질소제거 특성

Fig. 3은 혐기성부패조와 호기성 여과조가 연계된 연속공정에서 유기물의 제거 거동을 나타내었는데, 혐기성부패조 및 호기성 여과조의 원수를 상향류식으로 운전하였고, 호기성 여과조내 여재를 이용한 생물막 형태로 구성되어 별도의 침전공정을 생략하였다. 혐기성 부패조의 식중슬러지는 인근 하수처리장 소화조에서 채취하였으며, 호기성 여과조의 여재(media)는 하수처리장 폭기조의 활성슬러지 내에 일정기간 침지한 후 여과조에 충전하여 이용하였다. 유입원수의 COD_{Cr} 은 250~565 mg/L로 하수처리장의 반류수를 포함한 원수의 농도범위가 일정하지 않았는데, 이는 계절적 특성이 반영된 결과로 유기에서 건기가 시작되면서 하수의 농도가 점차 증가되는 것으로 나타났다.

유기물 제거 거동은 유입되는 하수의 농도와 반응율에 의한 영향없이 혐기성부패조에서는 약 38 mg/L로 유출되었다. 이는 원수를 상향류로 유입하면서 밀도가 큰 입자성 유기물이 침전에 의한 고액분리가 이루어지고 운전초기 반응조내 가수분해 및 메탄반응에 의하여 일부 메탄가스화 되며, 반응에 의한 질산염의 유입으로 탈질반응의 탄소원으로 사용되면서 혐기성부패조 내 유기물 농도가 균등화되는 것으로 판단된다. 하수 내에 존재하는 유기물들은 크게 용존성(soluble),

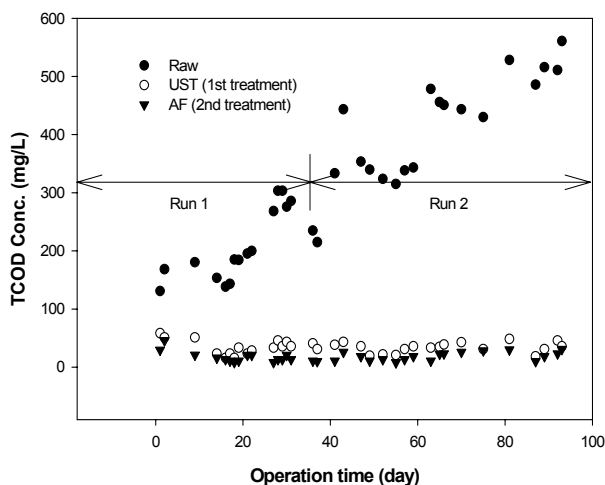


Fig. 3. Variation of influent and effluent TCOD concentration at different operation period.

콜로이드성(colloid), 침강성(settleable) 물질로 구분되고, 도시하수 TCOD의 85% 이상이 입자성 물질로 구성되어 있는 것으로 보고되고 있다(Mukherjee and Levine, 1992; Elmitwalli *et al.*, 2000; Jun *et al.*, 2004). 따라서 상향류식 혐기성부패조에서 유입수가 혐기성 슬러지 bed를 통과하면서 유기성 및 입자성 물질이 균등화되고, 비활성물질 주위에 EPS(extracellular polymeric substances)와 같은 biopolymer에 의해 체거름(straining), 흡착(adsorption), 침전(sedimentation) 등과 같은 물리적 기작에 의해 제거된 후 가수분해 단계를 거쳐 메탄반응 및 탈질반응과 같은 생물학적 기작(Liu *et al.*, 2003)에 의해 제거된 것으로 판단된다. 호기성 여과조의 최종 유출수의 COD_{Cr} 은 약 12 mg/L 내외로 평균적으로 96% 이상의 제거율로 안정적이었고, 반응율 증가(100→200%)에 따른 유기물제거 영향은 관찰되지 않았다.

Fig. 4(a)는 혐기성부패조와 호기성 여과조가 결합된 공정에서 암모니아성 질소의 거동을 나타내었다. 실험시작 후 약 18일부터 반응조내 정상상태가 유지되는 것을 확인하였으며, 운전기간동안 유입수내 암모니아성 질소의 농도는 약 21~48 mg/L로 평균적으로 33 mg/L로 유입되었고 총질소는 51 mg/L이었다. 혐기성부패조에서 암모니아성 질소는 농도변화 없이 유출되었고, 질산화반응으로 유입된 암모니아성 질소는 호기성 필터에서 대부분 산화되어 평균적으로 90~95%의 질산화 효율을 나타내었으며, 이때 유출되는 암모니아성 질소는 약 5 mg/L 내외였다. 질산염 제거를 위한 반응에 따

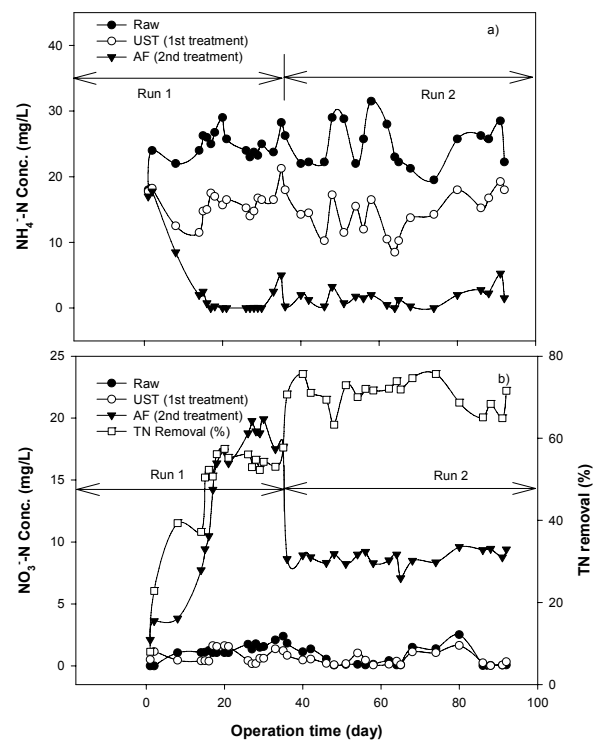


Fig. 4. Variations of nitrogen($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$) in UST-AF system.

른 질산화의 영향은 나타나지 않았으며, 반응조 운전초기 질산화반응조의 수리학적체류시간은 9시간 이었고, 반송율 증가에 따라 3시간까지 감소하였음에도 질산화반응에 필요한 체류시간은 충분한 것으로 나타났다.

Fig. 4(b)는 연속공정에서 질산염의 거동을 나타내었다. 호기성 여과조에서 질산화반응이 진행되면서 운전개시 10일 이후부터 서서히 질산염(NO_3^- -N)농도가 증가되었고, 20일 이후 정상상태에 도달한 것으로 나타났다. 운전초기 혐기성 부패조 유출수의 질산염 농도는 3 mg/L 이하로 부패조 내부의 탈질반응에 의해 제거된 것으로 판단되며, 운전초기 질산염을 반송시키지 않을 경우 혐기성부패조에서 메탄가스가 검출되었지만, 질산염 반송 후 메탄가스 발생이 감소하고 탈질반응에 의한 질소가스가 생성되었으며, 이 후 혐기성부패조 유출수에서 질산염은 거의 검출되지 않았다. 이러한 실험 결과는 Chen과 Lin(1993)의 연구결과와 유사한 것으로 유입된 유기물은 질산염을 탈질하기 위한 전자공여체로 먼저 사용되고, 남은 유기물이 메탄생성 반응에 의해 메탄가스로 전환된 것으로 사료된다. 또한 Park 등(2005)의 회분식 실험의 결과와 같이 반응조내 질산염과 아질산염이 동시에 존재하는 조건에서는 메탄생성 반응이 정지된다는 연구결과와 같이 질소산화물이 혐기성부패조로 반송되었을 경우 메탄이 발생되지 않았다. 혐기성부패조에서 가수분해과정을 거친 유기물이 생분해도가 높은 유기탄소원으로 공급되었기 때문에 적절한 탈질효율을 얻을 수 있었던 것으로 판단된다. Run 2와 같이 반송율을 증가시켜도 혐기성부패조의 질산염은 안정적으로 제거되는 것으로 나타났고, 반송에 따른 회색 등에 의하여 최종적으로 호기성 여과조에서 유출되는 질산염의 농도는 10 mg/L 이하로 유입원수의 총질소(TN) 대비 약 73% 정도의 질소제거가 가능하였다. Jun 등(2004)의 상향류식 슬러지 블랭킷 반응조와 결합된 호기성여과조에서 C/N 비 2.4~7.8로 운전결과 약 70%의 총질소 제거효율로 본 연구와 유사하였다.

연속공정(UST-AF)에서 인(P) 제거 특성인 제거를 위한 최적 응집제 주입을 선정

연속공정(UST-AF)에서 인을 제거하기 위해 화학적 처리를 도입하기 위한 회분식 실험을 수행하였다. 각각의 응집제 주입율에서 pH에 따른 SC(streaming current) 값을 측정하여 응집 플럭(floc)의 표면전위를 관찰하였다(Fig. 5). 응집제(Al(III)) 주입량이 증가할수록 SC값도 증가하는 경향을 나타내었고, 응집제 주입율 250 mg/L에서 SC값이 0의 값을 보였다. 응집제 주입율에 따라 SC값이 0이 되는 등전점(zero point charge)의 pH는 약 6.3 범위에서 결정되는 것을 알 수 있고, 응집제 주입율이 높을수록 pH에 따른 SC 값의 변화폭은 감소하는 것으로 나타났다. 등전점은 입자를 둘러싸고 있는 전기 이중층내의 이온분포가 배경 용액 내에 이온분포가 같다는 것을 의미하며 콜로이드 입자의 표면전위가 중화되었음을 설명한다. 그러나 최적 응집제 주입율 조건에서 각 오염물질의 제거효율이 차이가 없고, 본 연구에서 원수 내 응집제 최적 주입율을 적용하였을 경우 혐기성부패조의 미생물에 영향을 줄 수 있으며, 또한 높은 슬러지 발생량으로 인하여 부패조내 체류시간이 감소할 수 있기 때문에 jar-test를 통하여 인 제거를 위한 최적 주입율을 결정하였다.

Fig. 6과 같이 alum 주입량에 따라 인의 농도는 점차 감소되어 하수 원수의 경우 60 mg/L 가 되도록 주입하였을 때, 목표 총인 농도인 0.5 mg/L 이하로 감소하였고, PO_4^{3-} -P 농도는 alum을 40 mg/L 주입하였을 때 제거된 것으로 나타났는데, 이는 응집과정 시 하수 중에 용존된 PO_4^{3-} -P가 먼저 응집되어 제거된 것으로 사료된다. 하수 원수의 SCOD_{Cr} 는 130 mg/L이었으며 alum 80 mg/L 이상에서는 SCOD_{Cr} 의 제거율에 영향을 미치지 않았다. 또한 응집제 주입에 의해 pH가 감소하여 생물반응에 영향을 미칠 것으로 예상하였으나, 하수내 알칼리도가 충분하기 때문에 응집제 주입에 따른 응집 후 pH의 저하는 미미하였다.

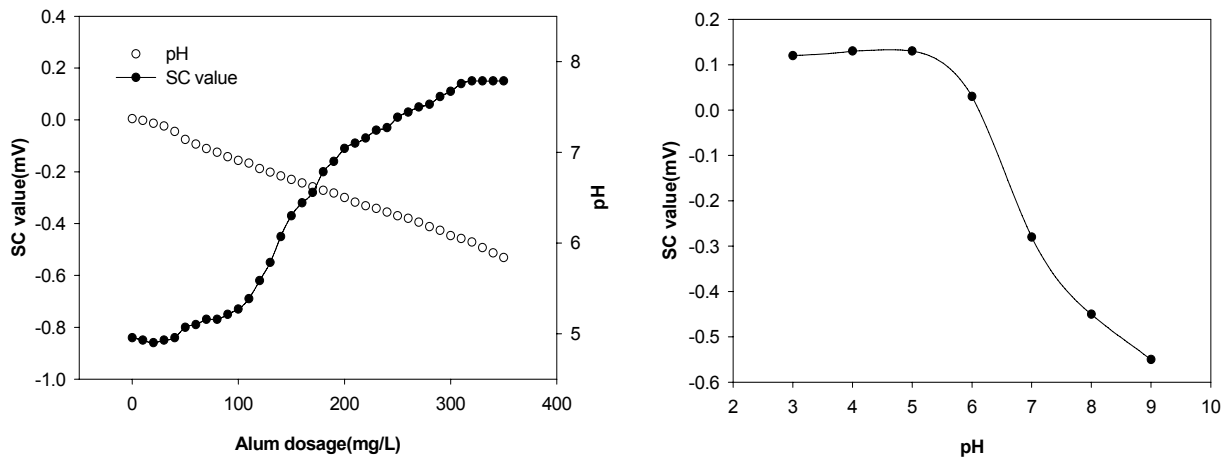


Fig. 5. SC values at various pH as a function of coagulant dose of Al(III) .

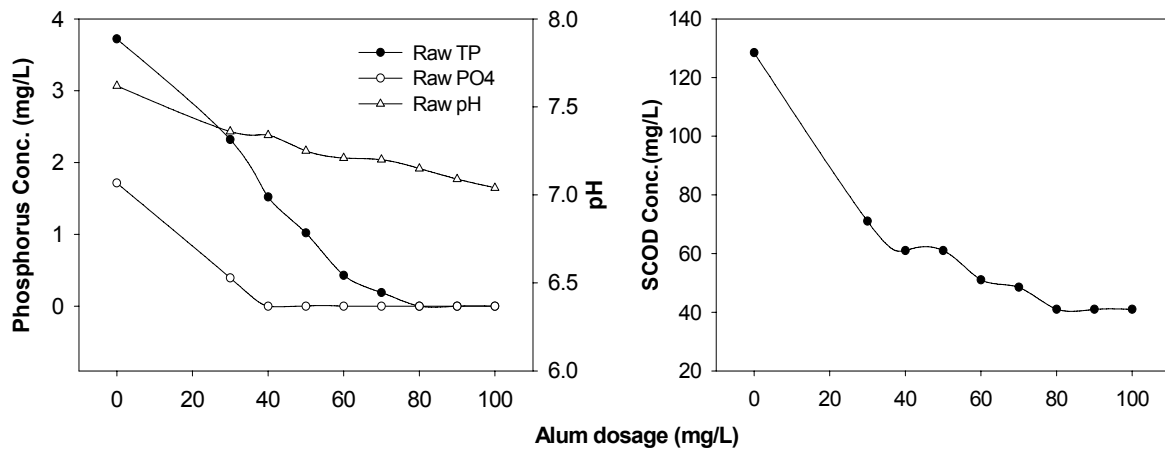


Fig. 6. Removal efficiency of phosphorus and SCOD as a function of Al(III).

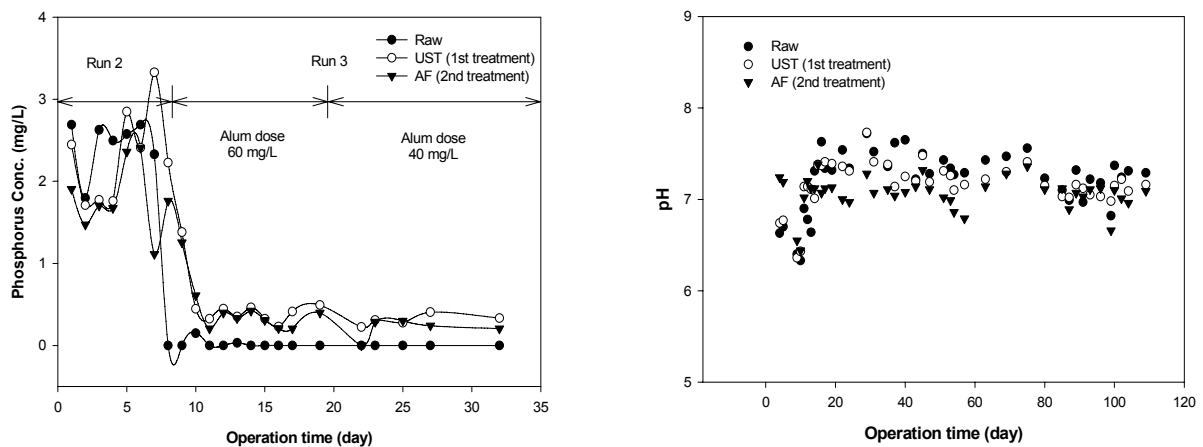


Fig. 7. Phosphorus and pH concentration in the UST-AF system during the operation period.

연속공정에서 화학적처리 도입 후 인 제거 특성

본 연구의 연속공정에서 혐기성부패조의 체류시간이 길고 페슬러지 배출량이 거의 없기 때문에 인 제거를 기대하기 어렵다. 운전기간 약 10일(Fig. 7)까지 응집제를 주입하지 않고 운전하였을 경우 원수의 $PO_4^{3-}\text{-P}$ 농도가 3 mg/L 정도였으나, 혐기성부패조와 호기성 여과공정을 통해 제거되지 않고 오히려 혐기성부패조에서 증가되어 반응기내 인이 축적되는 경향을 나타내었다. 이에 따라 jar-test를 통하여 얻어진 최적 주입율을 이용하여 연속공정(UST-AF)으로 유입되는 원수에 40~60 mg/L의 응집제(alum)를 주입하여 인 제거 거동을 관찰하였다(Fig. 7). 운전기간 10일 이후 화학적 처리의 도입을 통해 혐기성부패조와 호기성여과조의 유출수 총인과 $PO_4^{3-}\text{-P}$ 농도는 0.5 mg/L 미만으로 유출하였다. 또한 alum 주입율을 60 mg/L에서 40 mg/L로 감소하여 주입하였을 때 안정적으로 인이 제거되는 것으로 나타났다. 그러나 하수원수에 포함된 응집제에 의한 생물반응의 저해는 관찰되지 않았으나, 향후 장기간 운전하였을 경우 공정 내 축적된 응집 슬러지의 영향에 대한 고찰이 필요할 것으로 예상된다.

전(前)응집 - 후(後)생물학적 처리의 문제점이 되는 pH는 기존 생물학적 질소제거 시스템과 거의 유사한 경향을 나타내었고, 또한 응집제 주입 전후에도 pH 변화는 미미하였는데, 이는 대상 하수의 인 농도가 낮아 주입된 응집제(alum)의 양이 작았으며, 하수내의 알칼리도가 비교적 풍부하여 응집제 주입 시 원수 자체의 pH가 크게 변하지 않았기 때문이라 사료된다.

요 약

본 연구에서는 UST-AF 시스템에 전(前)응집 후(後)생물학적 처리 공정을 도입하여 질소와 인을 동시에 제거하고자 하였다. 연속공정은 유기물 및 SS의 제거 효율이 90%이상으로 균등화 효과와 질산화 효율이 높았다. 호기성 여과조에서 질산화 효율이 95% 이상이었으며, 반송을 통한 탈질화 효율은 80% 이상이었다. 하수원수에 화학적 처리 공정을 도입하여 총인을 90% 이상 제거하였으며, 후속공정의 생물반응에 영향을 주지 않은 alum 주입량은 40 mg/L이었다. 그러나

하수원수에 포함된 응집제에 의한 생물반응의 저해는 관찰되지 않았으나, 향후 장기간 운전하였을 경우 공정내 축적된 응집 슬러지의 영향에 대한 고찰이 필요할 것으로 예상된다.

참고문헌

- Akunna, J.C., Bizeau, C., Moletta, R., 1992. Denitrification in anaerobic digesters : possibilities and influence of wastewater COD/N-NO_x ratio, *Environ. Technol.*, 13, 825-836.
- APHA, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, *American Public Health Association*, Washington, D.C.
- Chen, K.C., Lin, Y.F., 1992. Inhibitory effect of ionic nitrogen oxides on methanogenic sludge, *Biochem. Eng.*, 839-841.
- Chen, K.C., Lin, Y.F., 1993. The relationship between denitrifying bacteria and methanogenic bacteria in a mixed culture system of acclimated sludge, *Wat. Res.*, 27, 1749-1759.
- Chudoba, P., Pujol, R., 1998. A three-stage biofiltration process : Performance of a pilot plant, *Wat. Sci. and Tech.*, 38, 257-256.
- Elmitwalli, T.A., vanDun, M., Bruning, H., Zeeman, G., Letting, G., 2000. The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage, *Biores. Tech.*, 72, 235-242.
- Gilmore, K.R., Husovitz, K.J., Holst, T., Love, N.G., 1999. Influence of organic and ammonia loading on nitrifier activity and nitrification performance for a two-stage biological aerated filter system, *Wat. Sci. and Tech.*, 39(7), 227-234.
- Jun, H.B., Park, S.M., Park, J.K., Choi, C.O., Lee, J.S., 2004. Nitrogen removal in an upflow sludge blanket (USB) reactor combined by aerobic bio-filtration systems, *Wat. Sci. and Tech.*, 49(5-6), 191-197.
- Kim, B.K., Sa, S.H., Kim, M.S., Lee, Y.K., Kim, J.K., 2007. The limiting nutrient of eutrophication in reservoirs of Korea and suggestion of a reinforced phosphorus standard for sewage treatment effluent, *J. of KSWQ*. 23(4), 512-517.
- Liu, Y., Xu, H.L., Yang, S.F., Tay, J.H., 2003. Mechanical and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanked reactor, *Wat. Res.*, 37(3), 661-673.
- Mosquera-Corral, A., Sanchez, M., Campos, J.L., Mendez, R., Lema, J.M., 2001. Simultaneous methanogenesis and denitrification of pertreated effluents from a fish canning industry, *Wat. Res.*, 35(2), 411-418.
- Mukherjee, S.R., Levine, A.D., 1992. Chemical solubilization of particulate organics as a pretreatment approach, *Wat. Sci. and Tech.*, 26(9-11), 2289-2292.
- Park, N.B., Park, S.M., Choi, W.Y., Jun, H.B., 2009. Methane production and nitrogen removal from piggery wastewater in the TPAD coupled with BNR process, *J. of KSWQ*. 25(1), 18-25.
- Park, S.M., Jun, H.B., Hong, S.P., Kwon, J.C., 2003. Small sewage treatment system with an anaerobic-anoxic-aerobic combined biofilter, *Wat. Sci. and Tech.*, 48(11-12), 213-220.
- Park, S.M., Jun, H.B., Park, N.B., Oh, G.H., 2005. simultaneous denitrification and methanogenesis at various NO₃⁻-N/COD ratio in USB reactor, *J. of KSEE*, 27(11), 1174-1179.
- Payraudeau, M., Paffoni, C., Gousailles, M., 2000. Tertiary nitrification in an up flow biofilter on floating media : influence of temperature and COD load, *Wat. Sci. and Tech.*, 41(4-5), 21-27.