

연속회분식 생물막 반응기에서 여재 충전율의 영향

김 동 석 · 박 민 정

대구가톨릭대학교 응용과학부 환경과학전공

(2003년 5월 2일 접수; 2003년 6월 25일 채택)

Effect of Media Packing Ratio on the Sequencing Batch Biofilm Reactor

Dong-Seog Kim and Min-Jeong Park

Dept. of Environ. Sci., Catholic University of Daegu, Daegu 712-702, Korea

(Manuscript received 2 May, 2003; accepted 25 June, 2003)

This study was carried out to get more operational characteristics of the sequencing batch biofilm reactors with media volume/reactor volume ratio of 15 %, 25 % and 35 %. Experiments were conducted to find the effects of the media packing ratio on organic matters and nutrients removal. Three laboratory scale reactors were fed with synthetic wastewater. During studies, the operation mode was fixed. The organic removal efficiency didn't show large difference among three reactor of different packing media ratios. However, from the study results, the optimum packing media ratios for biological nutrient removal was shown as 25%. The denitrifying PAOs could take up and store phosphate using nitrate as electron acceptor.

Key words : SBBR, Media packing ratio, Biological nutrient removal, Denitrifying PAOs

1. 서 론

부영양화를 유발시키는 주요 원인물질인 질소와 인은 대부분 생활하수나 공장폐수 또는 비료 속에 영양염(아질산염, 질산염, 무기인산염, 유기인산염 등)의 형태로 존재하는데, 수계에 1kg의 질소와 인이 존재할 경우 각각 16 kg COD_{Cr}, 120 kg COD_{Cr}의 유발 잠재력을 가지고 있어 미량으로도 큰 영향을 미칠 수 있다. 그밖에 부영양화에 의해 과도하게 성장한 조류는 맹독성인 botulism 독소에 맞먹을 정도의 독소를 생성시키며, 질산성 질소의 경우 유아의 인체내에서 헤모글로빈(hemoglobin)과 결합하여 methemoglobin을 형성함으로써 산소결핍증인 methemoglobinemia(청색증)를 유발하는 것으로 알려져 있다.¹⁾

우리나라에서 발생하는 오·폐수는 하루 19,680 천톤에 이른다. 그 중 생활하수는 가정, 상업지역, 공공시설 등 일상적인 과정 및 도시생활과정에서

배출되는 것으로 하루 발생량은 15,484 천톤/일로 전체 배출량의 80 % 정도를 차지한다. 그밖에 산업폐수와 축산폐수의 하루 발생량은 각각 4,068 천톤과 128 천톤으로 생활하수에 비해 발생량은 작지만, 매우 높은 농도의 유기물과 영양염류가 배출된다. 생활하수의 경우 약 78 %는 하수처리구역 내에서 발생하고 있으나, 하수관거 정비 미흡, 하수처리시설의 시설용량부족 등으로 인하여 실제 하수처리시설로 유입처리되는 생활하수량은 이보다 적을 것으로 추정된다. 또한 읍·면 단위 등의 소규모 지역에서 발생하는 생활하수와 축산폐수는 하·폐수처리시설의 미비, 혹은 부재로 인해 수계로 바로 배출되고 있으며, 엄격한 규제를 받고 있는 상수원 보호구역의 하·폐수처리시설 또한 미흡한 실정이다.²⁾

이와 같은 여러 문제점들 때문에 농촌 및 상수원 보호구역내의 오수와 분뇨들을 발생원에서 처리하기 위한 소규모 오수처리시설의 필요성이 부각되어, 환경부는 97년 7월부터 생활오수를 발생원에서 직접 처리하기 위해 오수처리장이 설치되지 않은 농어촌, 하천상류 및 소하천 인근 지역(유하거리

Corresponding Author : Dong-Seog Kim, Dept. of Environ. Sci., Catholic University of Daegu, Daegu 712-702, Korea

Phone : +82-53-850-3250

E-mail : kimds@cu.ac.kr

500 m내)의 숙박업, 음식점, 목욕탕업 등에서 발생되는 오수와 생활잡배수를 동시에 처리할 수 있는 오수처리시설을 의무적으로 설치하도록 법규를 강화시켰다.²⁾

우리나라 오수처리시설의 경우, 약 80 % 이상이 표준활성슬러지법을 사용하고 있으며, 그밖에 회전원판법이나 살수여상법을 사용하고 있다. 하지만 이러한 공법은 고도의 처리기술이 필요할 뿐 아니라, 건설비와 유지관리비가 많이 소요된다는 문제점이 있다. 이에 비해 한 반응기 내에서 시간별로 혐기, 무산소 및 호기조건을 형성시킴으로써 질소와 인을 동시에 제거하는 방법인 연속 회분식 공정(sequencing batch reactor, SBR)은 연속 흐름 활성슬러지 공법의 공간 개념이 각 단계 공정의 시간 개념으로 전환된 공정이라 할 수 있다. 하나의 반응기에서 처리가 가능하기 때문에 다른 처리공법에서 가장 큰 비용을 차지하는 부지 소요비용과 구조가 단순하여 건설비용 등이 적게 소요되며, 호기-혐기 시간을 적절히 조절할 수 있어 시간배분에 있어서 융통성을 가진다. 그러나 SBR 공정은 모든 단위공정 및 조작을 하나의 반응조에서 이루어지기 때문에 처리수량에 따라 반응기의 용량이 커져 추가 건설비의 문제가 발생할 수 있으며, 슬러지 침전을 위해 긴 시간이 필요하다는 단점이 있다. 그러므로 이러한 문제점을 해결하기 위해 최근에는 SBR에 생물막을 포함한 고정화 기법을 도입시켜 반응기 내의 처리효율을 증대시키는 연구가 활발히 이루어지고 있다. 생물막을 적용시킨 연속회분식 생물막 반응기(sequencing batch biofilm reactor,

SBBR)의 처리효율의 우수성은 많은 연구자들에 의해 보고되고 있는데, 기존의 SBR 공정에 비해 높은 미생물 농도를 유지할 수 있으며, 고농도 기질의 충격부하에 대한 대처능력이 탁월하다는 연구 결과가 나오고 있다.^{3,4)}

따라서 본 연구에서는 SBBR 공정에서 많은 경비를 차지하고 있는 여재의 충진율을 최적화하기 위해 여재 충진율에 따른 유기물, 질소 및 인의 처리특성은 물론 DO의 변화를 살펴봄으로써 가장 효율적인 최적의 여재충진조건을 도출하고자 하였다.

2. 연구재료 및 방법

2.1. 실험장치

본 연구에 사용된 실험장치는 Fig. 1과 같다. 반응조는 3개를 설치하여 운전하였으며, 각 반응조는 5 mm 두께의 투명 아크릴로 15 × 15 × 25 cm로 제작하여 유입 후 최대 유효 용적을 4 L, 유출 후 최소 유효 용적을 2 L로 하였다. 1주기를 12시간으로 하여 1일 2주기로 반복 운전하였다. 사용된 여재는 polyethylenimine 재질로 비표면적이 3.0~7.0 m²/m³ 이며, 공극률이 0.93인 수세미 형태로써 5 × 18 × 20 cm의 크기로 잘라 결보기 용적으로 반응기 최대유효 용적의 약 15 %, 25 %, 35 %가 되도록 각각 충진시켰다. 처리수는 30분간의 침전 시간이 지난 다음 최대 유효 용적의 50 % 인 2 L를 정량펌프를 이용하여 유출시켰다. 비포기시 반응기의 혼합을 위해 반응기 하부에 자석교반기를 설치하여 약 200~250 rpm으로 교반시켰다. 포기시 공기펌프를 이용하여 반응기 하부에 설치된 공기

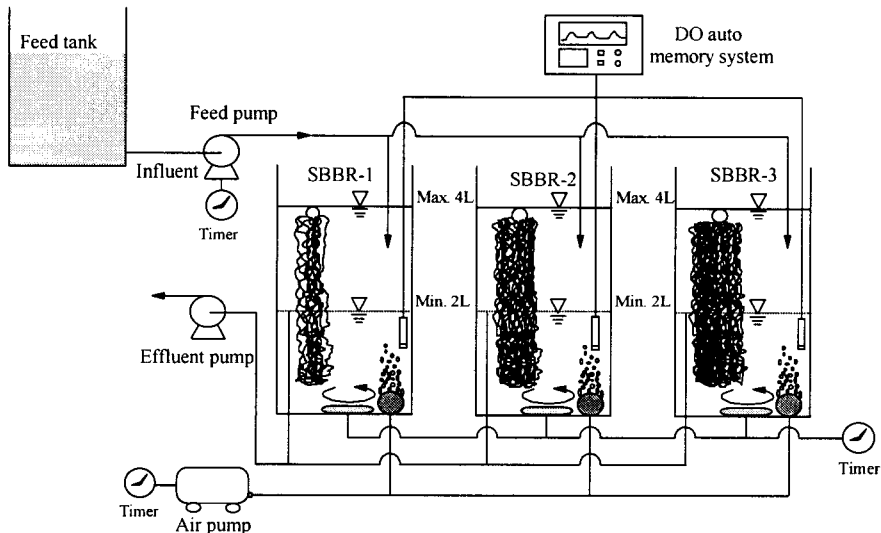


Fig. 1. Schematic diagram of SBBR-1, 2 and 3 system.

분산기를 통하여 공기를 주입시켰으며, 이 때 rotameter를 설치하여 공기량을 0.5 L/min으로 일정하게 유지하였다. 기질공급, 처리수 배출, 포기 및 혼합 등의 조작은 timer를 이용하여 시간대에 따른 제어가 가능하도록 하였으며, 온도는 온도조절기를 반응기 상부에 설치하여 20 ± 1°C로 일정하게 유지하였다. 슬러지의 식종은 유기물 처리가 목적인 G시 하수처리장의 반응 슬러지를 채취하여 35 mesh의 체를 이용하여 협잡물을 제거하고, 2~3일 정도 포기시키면서 슬러지 상부에 발생하는 스크(scum)을 완전히 제거한 다음, 각 반응기에 MLSS가 3,500 mg/L가 되도록 동일하게 주입시켰다. 전체적인 반응기의 슬러지 체류시간(sludge residence time, SRT)는 20~30일 정도 유지되도록 일정 양의 슬러지를 매일 침전시간에 생물막을 털어서 제거하였다. 본 실험에 사용된 합성폐수는 Table 1에 나타난 것과 같이 bacto-peptone과 glucose를 탄소원으로 사용하였으며, 주요 질소와 인은 각각 (NH₄)₂SO₄과 K₂HPO₄에 의해 구성되었으며, 기타 각종 미량 원소로 구성되어졌다.

2.2. 운전조건 및 실험방법

각 공정별 운전조건은 Fig. 2와 같다. SBBR-1, 2, 3의 운전조건은 동일하게 유지하였고, 분석은 실험이 90일 정도 경과되어 충분한 질소·인의 제거가 확인된 다음 이루어졌고, 각 반응기내의 시료 채취는 약 1시간마다 채취하여 각각의 유입, 비포기 및 포기 등의 시간조건에서 3~4 회 정도가 되도록 맞추어 채취하였다. 시료 채취 후 즉시 pore size가 0.2 μm 인 membrane filter로 여과하여 시료내 존재하는 미생물을 완전히 제거한 다음 분석에 들어갔다. MLSS는 Standard Methods⁵⁾에 따라 측정하였고, NH₄⁺-N의 측정은 UV/VIS (Shimadzu, UV-1601)를 이용하여 분석하였다. 유기물의 농도

는 TOC (total organic carbon)를 지표로 이용하여 TOC Analyzer (Schmadzu, TOC-5000A, Japan)를 이용하여 분석하였다. NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, PO₄³⁻-P의 농도는 Ion Chromatography (Metrohm, Ion analysis version 2.0, Switzerland)를 사용하여 측정하였다. DO (Dissolved Oxygen, DO)는 실시간 자동 측정기 (Inolab Multi-Parameter Level 3)를 사용하여 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 유기물의 제거

Fig. 3은 90일 동안 운전하여 정상상태에 도달하였다고 판단되는 시점에서, 한 cycle 동안의 TOC 농도변화를 나타낸 것으로써 여재 충전율의 차이와 관계없이 모두 95% 이상의 높은 TOC 제거효율을 나타내었다.

일반적으로 질소와 인의 동시제거 공정에서 유기물의 제거기작은 탈질반응과 인 제거 미생물에 의한 PHB 합성 및 호기성 종속영양 미생물에 의한 세포증식과 대사에너지 소모 등이 대부분을 차지한다.

각 반응기 모두 동일하게 비포기 기간 30 분 동

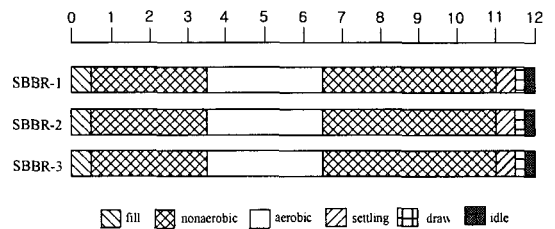


Fig. 2. Operation conditions in SBBR-1, 2, 3.

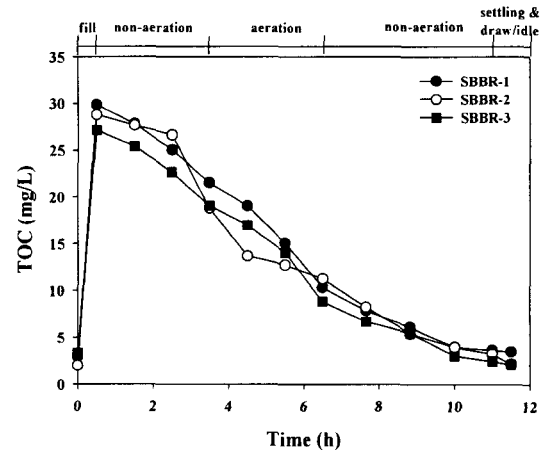


Fig. 3. Typical profiles of TOC concentrations in SBBR-1, 2, 3.

Table 1. Composition of synthetic wastewater

Compound	Concentration, mg/L
Bacto peptone	74.35
Glucose	79.7
MgSO ₄ ·7H ₂ O	50.0
MnSO ₄ ·H ₂ O	5.00
FeSO ₄ ·7H ₂ O	2.22
KCl	7.00
(NH ₄) ₂ SO ₄	47.1
K ₂ HPO ₄	84.2
NaHCO ₃	556.0
CaCl ₂	3.76

안 약 2 L의 합성폐수를 유입시켰다. 우리나라 하수의 특징중 하나로서 유기물 농도가 낮은 것을 고려하여, 유입되는 TOC 농도는 약 60 mg/L로 하였다. 전 반응 단계를 거친 후 남아 있는 TOC 농도인 2~4 mg/L를 고려하면 유입 완료 후 반응기 내의 TOC 농도는 약 31~33 mg/L가 된다. 그러나 30 분간의 유입이 끝난 후 반응기내의 TOC 농도는 30 mg/L가 조금 못 미치는 농도를 나타내었다. 이는 유입기간동안 각 반응기에서 동일하게 NO₃-N 농도가 0 mg NO₃-N/L로 감소한 것으로 봤을 때 (Fig. 4, 5, 6), 이론상 회석작용에 의한 TOC 농도와 실제 반응기내 농도와와의 차이(1~3 mg TOC/L)는 유입시의 탈질반응에 기여한 것으로 판단된다. 또한 유기물은 인 방출 미생물에 의해서도 소비되는데, 유입기간중의 인 변화를 살펴보면(Fig. 7), SBBR-1의 경우 유입기간동안 인 방출량이 약 3 mg PO₄³-P/L로 나타났으며, SBBR-2, 3의 경우 유입기간동안 인 방출량이 거의 발생하지 않았기 때문에, SBBR-1을 제외한 SBBR-2, 3에서의 유입 기간중 유기물 소비는 인 방출에 의한 유기물 소비보다는 대부분이 탈질반응에 의한 유기물 소비인 것으로 판단된다.

유입이 끝난 후, 1차 비포기 기간동안 TOC 제거 속도는 SBBR-1, 2, 3에서 각각 2.76, 3.33, 2.69 mg TOC/L·h의 제거속도로 SBBR-2가 가장 빠른 속도를 보였으며, 전 cycle 동안 감소된 TOC 농도의 약 27.6 %, 33 %, 27 %가 각각 감소하였다. 잔존하고 있는 NO₃-N의 농도가 매우 낮은 것으로 볼 때 탈질반응에 의해 소비된 유기물은 극히 일부분일 것으로 생각되며, 대부분의 유기물은 인 축적 미생물(phosphate accumulating organisms, PAO)의 인 방출에 의해 세포내로 전달된 것으로 판단된다. Fig. 7에서의 인 농도 변화를 살펴보면 1차 비포기 기간동안의 방출된 인의 양이 SBBR-1, 2, 3에서 각각 13.7, 24.8, 22.1 mg PO₄³-P이었으며, TOC 제거량당 인 방출량의 비는 0.41, 0.81, 0.80 mg PO₄³-P/mg TOC로 나타나 SBBR-2, 3에 비해 SBBR-1이 낮은 값을 나타내었다. SBBR-1의 경우 제거된 TOC 제거량에 비해 인 제거량이 작은 것을 봤을 때, SBBR-1에서 제거된 TOC는 인 방출에 필요한 유기물로 소비되었을 뿐만 아니라 세포 성장에도 이용되었다고 추정할 수 있었다.

포기 기간동안 TOC의 제거량은 SBBR-1, 2, 3에서 각각 45, 30, 41 mg TOC로서 전 cycle 동안 감소된 TOC 농도의 38 %, 25 %, 34 %로 각각 나타났다. 포기 기간 동안의 각 반응기의 TOC 제거 속도는 각각 3.75, 2.5, 3.4 mg TOC/L·h으로 SBBR-1

이 가장 빠른 속도를 나타내었다.

2차 비포기 기간동안 TOC의 제거량은 SBBR-1, 2, 3에서 각각 26.7, 32.0, 25.4 mg로 나타났다. 이때 인의 2차 방출은 거의 일어나지 않았던 반면에(Fig. 7), NO₃-N는 탈질화 미생물에 의해 탈질반응이 일어나 NO₃-N 감소가 나타났다(Fig. 4, 5, 6). 따라서 이 기간동안의 유기물 감소는 대부분 탈질반응에 이용된 유기물이라는 사실을 유추할 수 있었다. 또한 이 기간동안 탈질반응에 의한 NO₃-N의 감소량은 각각 16.56, 17.84, 10.1 mg NO₃-N_{removed}로 나타나 SBBR-2가 가장 빠른 탈질화 속도를 나타냈다(Fig. 4, 5, 6). 이때 유기물이 모두 탈질화 반응에 이용되었다고 가정할 때, 제거된 NO₃-N량에 대한 유기물 소모량의 비는 각각 1.61, 1.8, 2.5 mg TOC/mg NO₃-N로 나타났는데, SBBR-3의 경우 다른 반응기에 비해 NO₃-N의 제거량에 비해 TOC 소모량이 많다는 사실을 알 수 있다. 이는 SBBR-1, 2의 경우 대부분이 탈질화 반응에 의해 유기물 소비가 발생하였지만, SBBR-3의 경우 탈질화 반응과 함께 미생물의 세포합성에 상당량의 유기물이 소비된 것으로 생각할 수 있다. 질산화 반응에 있어서 미생물의 농도가 높을수록 NH₄⁺-N의 소비 속도도 빨랐지만, 탈질화 반응의 경우 미생물 농도가 가장 높은 SBBR-3가 가장 낮은 NO₃-N 제거량을 나타냈다. 이것은 여재 충전율이 높은 SBBR-3의 과도한 미생물 농도로 인해 생물막의 두께가 두꺼워져 생물막 안쪽까지 NO₃-N과 유기물이 전달되지 못해 원활한 탈질화 반응이 이루어지지 않았던 것으로 판단된다. 따라서 여재 충전율의 변화에 따른 적당한 미생물의 농도와 생물막 두께의 유지는 질산화 반응에서보다 탈질화 반응에서 더 중요한 것으로 판단된다.

이러한 결과를 종합해 볼 때, 유기물이 부족한 조건일 경우 탈질화 미생물과 인 제거 미생물의 유기물에 대한 경쟁관계에 있어서 탈질화 미생물이 더 우세한 것으로 판단된다. 또한 SBBR-1과 2의 경우 2차 비포기 기간동안 대부분의 유기물은 탈질화 반응에 소비된 반면, SBBR-3의 경우 과도한 여재 충전율로 인해 탈질화 반응에 있어 원활한 NO₃-N과 유기물의 공급이 이루어지지 않아 가장 낮은 탈질화 속도를 나타내었다. 전 cycle이 끝난 후 남아있는 유기물은 약 3~4 mg/L로 이때의 유기물은 대부분 미생물이 쉽게 이용하기 힘든 형태의 유기물일 것으로 생각된다.

3.2. 질소 제거

각 반응기의 1 cycle에 걸쳐 질산화 반응과 탈질화 반응이 일어나는 과정과 DO 변화를 Fig. 4, 5,

6에 각각 나타내었다. 유입 30 분 동안 비포기 상태로 유지되며, 처리수 배출 후 반응기내 남아 있는 시료량과 거의 동일한 양이 유입되기 때문에 유입기간동안 반응기내 잔존해 있는 여러 가지 성분과 회석작용이 발생하게 된다. SBBR-1, 2, 3 반응기 모두 유입기간 30 분 후 NO_3^- -N의 농도가 거의 0 mg NO_3^- -N/L로 감소하였는데, 이 값은 순수한 회석작용에 의한 각 반응기의 NO_3^- -N의 농도값인 1.9, 1.5, 2.8 mg NO_3^- -N/L보다 낮은 값이다. 따라서 유입기간동안에도 탈질화반응이 일어난 것으로 판단되며, 회석반응에 의한 이론적 NO_3^- -N 농도값보다 실제 반응기내의 NO_3^- -N 농도 값의 가장 큰 차이를 나타낸 SBBR-3이 유입기간동안 가장 활발한 탈질반응을 보인 것으로 판단된다. 또한 NH_4^+ -N의 경우 약 20 mg/L의 농도로 유입되는데 유입기간의 회석작용에 의한 농도값인 10 mg NH_4^+ -N/L보다 낮은 값을 보인다. 유입기간동안은 용존산소가 거의 0 mg/L에 가까우므로 이 기간동안의 NH_4^+ -N의 농도 감소는 질산화 반응에 의한 것이 아니라 NH_4^+ -N를 이용해 세포내 조직의 성장에 쓰이는 동화작용에 의한 것으로 판단된다.

유입기간동안 NO_2^- -N의 변화를 살펴보면 유입수의 NO_2^- -N가 0 mg NO_2^- -N/L로 유입되는 것을 고려할 때, 유입이 완전히 끝난 뒤에는 NO_2^- -N의 농도가 감소되어야 하지만 유입이 완료된 30 분 후

에도 일정한 양으로 NO_2^- -N가 잔존하고 있는 것으로 나타났다. 이는 전 단계에서 완전히 제거되지 못한 nitrate가 denitrifying PAO에 의한 탈질화가 이루어졌기 때문인 것으로 판단된다. 최근 무산소 기간에 nitrate를 최종 전자수용체로 이용하여 인을 섭취할 수 있으며, 따라서 탈질화 반응도 동시에 진행시킬 수 있다는 연구결과가 발표된 바 있다.⁶⁻⁸⁾ Wentzel 등⁹⁾은 무산소 단계에서 인 방출이 아닌 인의 섭취를 관찰함으로써, *Acinetobacter*의 일부 종들은 nitrate를 전자수용체로 이용할 수 있다고 결론을 내렸다. 이때 nitrate는 PAO의 전자수용체로 이용된 후이기 때문에 환원된 상태인 nitrite의 형태로 존재하게 된다. 따라서 유입기간동안 유입수에 의해 회석된 양만큼 PAO에 의한 NO_2^- -N가 생성되어 상쇄작용에 의해 NO_2^- -N의 농도 변화가 없었던 것으로 생각된다.

1차 비포기 기간동안 특이한 현상은 NH_4^+ -N의 증가현상이다. 초기 1시간동안의 세포 동화작용에 의한 NH_4^+ -N 감소가 일어난 후 다시 NH_4^+ -N의 증가가 일어나게 되는데, 이는 두가지 이유로 설명되어질 수 있다. 먼저 합성폐수 속의 bacto-peptone의 분해로 인한 NH_4^+ -N의 증가현상이다. 두 번째는 활발한 미생물의 활동으로 인해 여재층의 두께가 두꺼워짐에 따라 생물막내에서 생물막 바깥쪽에 서식하는 성장 속도가 빠른 일반 호기성 종속영양

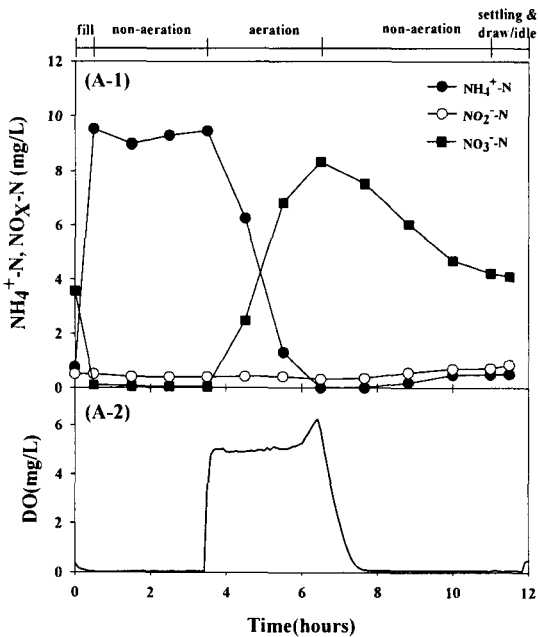


Fig. 4. Typical profiles of NH_4^+ -N, NO_2^- -N and NO_3^- -N concentrations in SBBR-1.

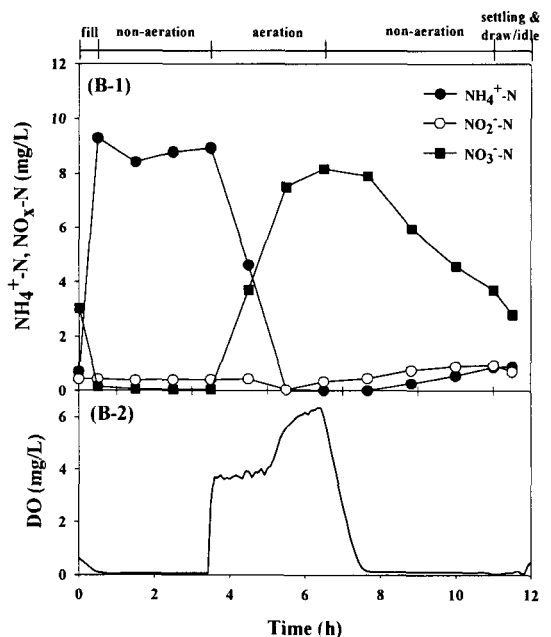


Fig. 5. Typical profiles of NH_4^+ -N, NO_2^- -N and NO_3^- -N concentrations in SBBR-2.

미생물에 의해 생물막 안쪽의 미생물은 상대적으로 빈영양상태가 되어 세포분해(cell lysis)현상이 일어난다.¹⁰⁾ 이때 세포내의 유기물과 질소 등이 세포밖으로 용출되는 현상이 발생하여 NH_4^+-N 가 증가한 것으로 판단된다. 이러한 이유로 인한 NH_4^+-N 의 증가량은 SBBR-1, 2, 3 반응기 각각 1.88, 2, 2.6 mg NH_4^+-N 로 여재 충전율이 증가할수록 NH_4^+-N 의 세포 분해량도 많은 것으로 나타났다.

포기 기간동안 각 반응기의 질산화 반응은 적절히 이루어져 포기 시작과 동시에 빠른 NH_4^+-N 농도의 감소가 발생한다. SBBR-1의 경우 여재 충전율이 가장 낮은 15%로 여재와 여재사이의 여유공간이 비교적 많아 생물막의 DO와 유기물의 접촉기회에 있어 유리한 조건이므로 질산화 속도 또한 가장 빠를 것으로 예상했으나 오히려 가장 느린 질산화 속도를 나타내었다. 박대원 등¹¹⁾은 연속 회분식 반응조의 성능에 미치는 미생물 농도의 영향을 조사한 결과 미생물 농도가 높을수록 NH_4^+-N 의 소비가 빨리 진행되었고 동시에 NO_3^--N 의 생성도 빠르다는 연구 결과를 발표하였다. 따라서 반응기의 미생물 농도를 살펴보면 각각 2290, 3332, 3536 mg MLVSS/L로 SBBR-1이 SBBR-2와 3에 비해 낮은 값을 나타내었다. 그러므로 미생물 농도가 낮은 SBBR-1의 질산화 속도가 느리게 나타난 것으로 판단된다. 또한 이는 O_2 를 동일한 전자수용체로 이

용하는 질산화 미생물과 인섭취 미생물의 경쟁관계로 설명할 수 있다. SBBR-1의 경우 포기시작 후 초기 1시간 동안 질산화 속도는 3.2 mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{L} \cdot \text{h}$ 로 SBBR-2, 3의 질산화 속도인 4.3, 4.9 mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{L} \cdot \text{h}$ 보다 느리게 나타났으며, 이 때의 인섭취 속도는 5.85 mg $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}/\text{L} \cdot \text{h}$ 로 SBBR-2, 3의 1.62, 0.51 mg $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}/\text{L} \cdot \text{h}$ 보다 높은 속도를 나타내었다. 또한 1시간 이후 SBBR-1의 인섭취 속도가 감소하면서 질산화 속도는 반대로 빨라지게 된다. 이러한 현상은 SBBR-2와 3에서도 마찬가지로 질산화가 완료되는 지점으로 판단할 수 있는 DO 변곡점에서부터 인섭취 속도가 빨라지는 것을 확인할 수 있었다. 따라서 질산화 미생물과 인섭취 미생물은 서로 같은 전자수용체인 O_2 를 필요로 하기 때문에 질산화 미생물과 인섭취 미생물 중 어느 한쪽의 반응이 거의 완료되었을 때 다른 한쪽의 미생물이 본격적인 활동을 할 수 있다는 것을 알 수 있었다. 질산화 미생물과 인섭취 미생물의 경쟁관계는 여재 충전율과는 상관없이 모든 반응기에서 동시에 발생하였다. 또한 DO의 변곡점은 질산화 반응의 종료지점을 나타내주는데 좋은 지표로 생각되었으나, 인의 경우 DO를 이용하여 인섭취 종료지점을 판단하는 것은 불가능한 것으로 나타났다.

2차 비포기 기간동안의 탈질화 속도는 SBBR-1, 2, 3 반응기에서 각각 0.92, 0.99, 0.56 mg $\text{NO}_3^--\text{N}_{\text{removed}}/\text{L} \cdot \text{h}$ 으로 나타났으며, 여재 충전율이 25%인 SBBR-2가 가장 빠른 탈질화 속도를 보였다. 2차 비포기 기간동안 NO_2^--N 의 축적현상이 나타났으며, 이 NO_2^--N 의 축적은 초기 2시간동안 추가적인 인섭취반응에 의해 증가하다가 인섭취 반응이 종료되는 시점과 동시에 일정한 농도(각각 0.7, 0.9, 1.14 mg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{L}$)를 유지되며 잔존하였다. 탈질화 반응에 있어 NO_2^--N 의 축적은 탈질화 미생물에 각종 저해작용을 유발하기 때문에 NO_2^--N 의 농도를 최소화시킬 필요가 있다.^{12),13)} 또한 이 기간동안 비 포기 시작 후 약 1시간 뒤부터 NH_4^+-N 의 증가가 일어나기 시작하였다. 이때 NH_4^+-N 증가는 대부분 세포분해에 의한 증가량으로 생각되며, SBBR-1, 2, 3에서 각각 2.0, 3.48, 4.0 mg NH_4^+-N 으로 여재 충전율이 높을수록 NH_4^+-N 의 추가 발생량도 증가한다는 것을 알 수 있었다.

3.3. 인 제거

Fig. 7은 한 cycle 동안의 인 변화를 나타낸 것으로, 비포기 조건으로 30 분 동안 유입시킨 후 반응기 내의 인 농도는 SBBR-1의 경우 유입되는 인의 회석효과에 의한 인 농도보다 다소 높은 약 18

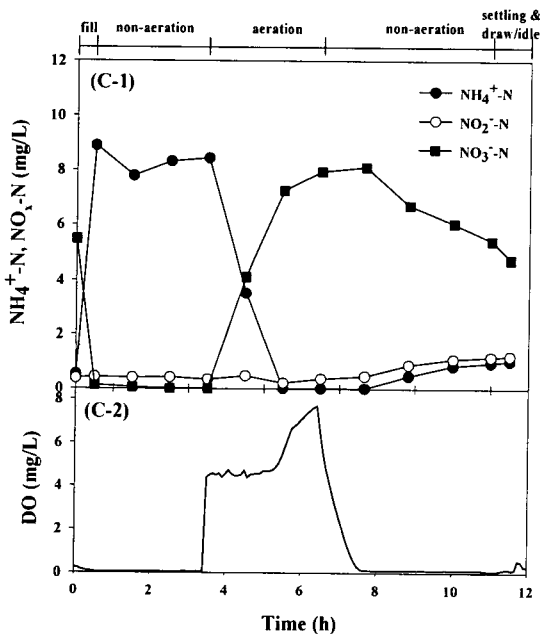


Fig. 6. Typical profiles of NH_4^+-N , NO_2^--N and NO_3^--N concentrations in SBBR-3.

mg PO₄³⁻-P/L의 농도를 나타내었다. 이는 유입 30 분동안 인 방출이 일어나 희석효과에 의한 농도보다 높게 나타난 것으로 생각된다. SBBR-1보다 여재 충전율이 높은 SBBR-2, 3의 경우 많은 여재로 인해 여재와 여재사이의 여유공간이 좁아 시료의 흐름이 원활히 이루어지지 않아 짧은 유입기간동안에는 인의 방출이 발생하지 않은 것으로 판단된다.

1차 비포기 기간동안 인의 방출이 발생하였는데, SBBR-1, 2, 3의 인 방출 속도는 각각 1.14, 2.07, 1.72 mg PO₄³⁻-P/L·h로 SBBR-2가 가장 빠른 속도를 나타내었다. SBBR-2와 3의 경우 전체적으로 초기 1시간 동안 빠른 속도의 인 방출이 나타났으며, 1시간 후에는 완만한 인 방출 속도를 나타내었다. 외부의 유기물이 존재하는 상태에서의 인 방출량은 초기에는 빠른 증가를 보이거나 점차로 안정한 상태를 보이면서 일정한 양만큼 방출되고 난 후에는 인 방출 속도는 거의 0으로 접근하는 경향을 보인다는 Mino와 Matsuo¹⁴⁾의 연구 결과와 일치한다. 1차 비포기 기간동안 인 방출량은 각각 13.6, 24.8, 20.8 mg PO₄³⁻-P를 나타냈으며, 최대 인 방출량은 여재 충전율과 관계없이 최대농도(20~21 mg PO₄³⁻-P)로 방출되었다. 적정 한계를 넘는 미생물 농도와 생물막 두께에서는 인 제거 효율이 저하되므로 생물막 공정에서 효과적인 인 제거를 위해서는 일정한 미생물 농도와 생물막 두께를 유지해 주는 것이 중요한 것으로 알려져 있다.¹⁵⁾ 따라서 미생물의 농도가 가장 높은 SBBR-3의 경우 과도한 미생물 농도와 그에 따른 생물막의 두께가 두꺼워져 유기물이 생물막 안쪽까진 원활히 제공되지 못해 인 섭취에 있어 오히려 역효과를 가져온 것으로 판

단된다. 따라서 인 방출 속도에 있어서 좋은 결과를 나타낸 25 %가 가장 적합하다고 판단된다.

포기기간 동안에는 각 반응기에서 인 섭취반응이 발생하였다. SBBR-1의 경우 여재 충전율이 작아 DO의 접촉에 있어 여재 충전율이 많은 다른 반응기보다 유리한 위치에 있기 때문에 초기 1시간 동안 매우 빠른 인 섭취 속도를 나타낸 반면에 전체 인 섭취량은 SBBR-2와 3에 비해 오히려 더 떨어지는 것으로 나타났다. 포기 기간동안의 전체적인 인 섭취량은 35.04, 37.08, 36.16 mg PO₄³⁻-P/L으로 SBBR-2가 가장 많았으나, 인 섭취 속도는 각각 2.92, 3.1, 3.0 mg PO₄³⁻-P/L·h로 여재 충전율에 따른 큰 차이를 나타내지 않았다.

마지막 2차 비포기 기간에서 특이한 현상으로 초기 2시간 동안 인 방출이 아닌 인 섭취 현상이 모든 반응기에서 발생하였다. 이것은 포기기간을 거치면서 DO의 농도는 1시간 동안 약 2.0 mg/L 정도로 감소가 이루어져 추가적인 인 섭취반응이 발생할 수 있는 DO 조건이 형성되었기 때문이다. 또한 초기 1시간 뒤부터 DO의 농도는 30 분 만에 거의 0 mg/L에 가깝게 감소하게 되는데 이때 일부 미생물들에 의해 nitrate를 전자수용체로 이용하여 인을 섭취하는 현상이 발생하였기 때문인 것으로 생각된다.

몇몇 연구자들은 무산소 상태에서 PAO가 인 제거를 위한 전자 수용체로서 nitrate를 이용 가능할 수 있다고 발표한 바 있다. Osborn과 Nicolls¹⁶⁾은 nitrate가 존재하는 경우 인의 섭취가 발생하였고, 탈질화가 완료된 후 인의 방출이 발생하였다고 보고하였다. Gerber¹⁷⁾은 무산소 상태에서 인의 방출과 동시에 인 섭취도 일어난다고 보고하였다. 각 반응기에 2차 비포기 초기 약 2시간동안 인 섭취반응이 발생하였으며, 이때의 인 섭취속도는 SBBR-1, 2, 3에서 각각 1.28, 1.69, 1.2 mg P/L·h로서, SBBR-2가 가장 빠른 인 섭취속도를 나타내었다. 2차 비포기 기간에서 초기에 DO 변화를 살펴보면 약 1시간 30분 뒤에 DO가 0 mg/L에 가깝게 떨어지는 것을 관찰할 수 있었다. 따라서 1시간 30분동안 인 섭취가 일어날 수 있는 충분한 조건이 갖추어졌던 것으로 판단된다. 이 기간의 인 섭취는 SBBR-2가 가장 빠른 섭취 속도를 나타내었으며, 무산소 상태에서 NO₃-N를 전자수용체로 이용한 인 섭취속도에 비해 낮은 것으로 나타났다.

PAO에 의해 nitrate는 전자수용체로 이용되어 미량의 인 섭취가 일어났으며, 이 때 nitrate는 환원된 상태인 nitrite의 형태로 전환된다. Fig. 4, 5, 6

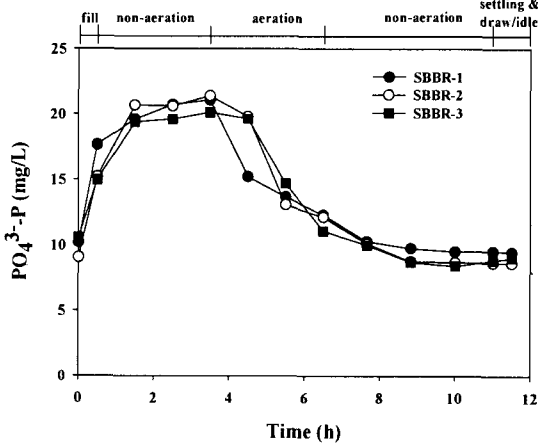


Fig. 7. Typical profiles of PO₄³⁻-P concentration in SBBR-1, 2, 3.

에서 전 구간에 걸친 nitrite의 잔존과 특히 2차 비포기 기간에서 나타나는 nitrite의 증가현상으로 이 결론을 뒷받침할 수 있었다.

몇몇 연구자는 탄소원 내에 글루코오스가 포함되었을 경우 G-bacteria (glycogen accumulating non-poly-P organisms)의 번성으로 인하여 생물학적 인 제거가 붕괴될 수 있다고 보고하였지만,^{18,19)} 본 실험에서는 글루코오스와 peptone을 탄소원으로 사용된 반응기에서도 성공적인 생물학적 인 제거현상을 보여주었다. 이에 대한 근본적인 이유는 많은 연구자들의 연구에도 불구하고 보다 많은 연구가 이루어져야 할 것으로 판단된다.

4. 결 론

기존의 SBR 공정에 생물막을 적용시킨 SBBR에서, 최적의 여재 충진율을 산정하기 위하여 3개의 반응기에 각각 걸보기 용적으로 반응기 용적의 15%, 25%, 35%의 여재를 충진시켜 비교·실험한 결과, 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 1) 유입기간동안 전단계의 반응에서 완전히 처리되지 못한 NO₃-N의 탈질화 반응이 일어났으며, 반응기 중 SBBR-3이 유입기간동안 가장 활발한 탈질화 반응을 나타내었다. 이 기간중 인의 경우 여재 충진율이 높은 SBBR-2, 3의 경우 많은 여재로 인해 짧은 시간동안 충분한 유기물의 공급이 이루어지지 않아 인 방출이 일어나지 않았다.
- 2) 1차 비포기 기간동안의 유기물 소비는 대부분 PAO에 의한 인 방출에 의해 소모되었으며 SBBR-2가 가장 많은 인 방출량을 나타내었다. 또한 이 기간동안 TOC 제거량당 인 방출량의 비는 SBBR-2, 3에 비해 SBBR-1이 낮은 값을 나타내었다.
- 3) 세포분해에 의한 NH₄⁺-N의 증가량은 여재 충진율이 증가할수록 다소 많은 것으로 나타났다. 또한 2차 비포기 기간동안 전자 수용체로서 nitrate를 이용한 PAO의 인 섭취반응이 발생하였으며, 이때 SBBR-2가 가장 빠른 인 섭취속도를 나타내었다.
- 4) DO profile의 경우 여재 충진율과 관계없이 질산화 종료지점과 정확히 일치함으로써 공정제어 인자로 적용 가능성을 나타내었다.

감사의 글

본 연구는 2003학년도 대구가톨릭대학교 일반연구비 지원에 의한 것입니다.

참 고 문 헌

- 1) Mitchell, R., 1974, Introduction to environmental microbiology, Prentice-Hall, 171-187pp.
- 2) 환경부, 2002, 환경백서, 526-535pp.
- 3) 신항식, 박홍식, 1990, 메디아를 함유한 연속 회분식 반응기를 이용한 폐수처리(I), 대한환경공학회지, 12(3), 73-82.
- 4) Woolard, C. R., 1997, The advantages of periodically operated biofilm reactors for the treatment of highly variable wastewater, Wat. Sci. Tech., 35(1), 199-206.
- 5) APHA, AWWA and WPCF, 1985, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th ed., Washington D.C., USA, 92-100pp.
- 6) Kern-Jespersen, J. P. and M. Henze, 1993, Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic condition, Wat. Res., 27(4), 617-624.
- 7) Kuba, T., G. J. F. Smolders, M. C. M. van Loosdrecht and J. J. Heijnen, 1993, Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic anoxic sequencing batch reactor, Wat. Sci. Tech., 27(5-6), 241-252.
- 8) Kuba, T., M. C. M. van Loosdrecht, F. A. Brandse and J. J. Heijnen, 1997, Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants, Wat. Res., 31(4), 777-786.
- 9) Wentzel, M. C., G. A. Ekama, R. W. Loewenthal, P. L. Dold and G. V. R. Marais, 1989, Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour, Water S. A., 15, 71-88.
- 10) Okabe, S., K. Hirata and Y. Watanabe, 1995, Dynamic change in spatial microbial distribution in mixed population biofilm: experimental result and model simulation, Wat. Sci. Tech., 32(8), 67-74.
- 11) 박대원, 정진영, 정윤철, 윤운영, 1995, 연속회분식 반응조 처리효율에 미치는 미생물 농도의 영향, 한국물환경학회지, 11(2), 115-121.
- 12) Wilderer, P. A., W. L. Jones and U. Dau, 1987, Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite, Wat. Res., 21(2), 239-245.
- 13) Lewandowski, G. A. and B. C. Baltzis, 1992,

- Analysis of sequencing batch reactors in large-scale denitrifying applications., Chem. Eng. Sci., 47(11), 2389-2394.
- 14) Mino, T. and Y. Matsuo, 1988, Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorous removal systems, Wat. Res., 22, 565-570.
- 15) Morgenroth, E. and P. A. Wilderer, 1998, Modeling of enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch biofilm reactor, Wat. Sci. Tech., 37(4-5), 583-587.
- 16) Osborn, D. W and H. A. Nicholls, 1978, Optimization of the activated sludge process for the biological removal of phosphorus., Prog. Wat. Technol., 10, 261-277.
- 17) Gerber, A., E. S. Mostert and R. H. de Illeirs, 1986, The effect of acetate and other short-chain carbon compounds on the kinetics of biological nutrient removal, Wat. SA, 12, 7-12.
- 18) Cech J. S. and P. Hartman, 1990, Glucose induced breakdown of enhanced biological phosphate removal, Environ. Technol., 11, 651-656.
- 19) Randall, A. A., L. D. Benefield and W. E. Hill, 1994, The effect of fermentation products on enhanced biological phosphorus removal, polyphosphate storage, and microbial population dynamics, Wat. Sci. Technol., 30(6), 213-219.