

마이크로버블오존을 이용한 잉여슬러지 가용화 처리가 생물반응조의 성능에 미치는 영향 Effect of Microbubble Ozonation Process on Performance of Biological Reactor System for Excess Sludge Solubilisation

이순화[†] · 정계주 · 권진하 · 이세한
Shun-Hwa Lee[†] · Kye-Ju Jung · Jin-Ha Kwon · Se-Han Lee

영남대학교 건설환경공학부 환경공학
Department of Environmental Engineering, Yeungnam University

(2010년 2월 7일 접수, 2011년 2월 28일 채택)

Abstract : The study purpose was to examine an effect of zero emission of excess sludge on biological reactor and treated water quality within the biological reactor in the process of biological treatment combined with excess sludge reduction system with ozone. Under an ozone injection rate 0.03 g O₃/g SS, Sludge Disintegration Number (SDN) 3 and less than pH 4 as pre-treatment process, it was possible to maintain a stable biological treatment process without sludge disintegration. In the test of OUR_{max}, of sludge, its value was hardly under the condition of ozone injection rate 0.03 g O₃/g SS. There were almost no changes of MLVSS/MLSS within biological reactor followed by a solubilization of excess sludge. Accumulation of microorganism within biological reactor was also not observed. After solubilization of excess sludge, an increase for organic matter and SS concentrations of an effluent was not observed and T-N concentration was reduced by increasing nitrification and denitrification rate within biological reactor. Most of T-P was not removed by zero emission of excess sludge and was leaked by being included in effluents.

Key Words : Solubilization, Microbubble, Excess Sludge, Ozone Oxidation, Biological Treatment

요약 : 오존을 이용한 잉여슬러지 감량화 시스템이 결합된 생물학적 처리 공정에서 잉여슬러지의 무배출에 따른 생물반응조내의 영향 및 처리수질을 검토하였다. 잉여슬러지 인발량 배수(SDN_{min})가 3인 조건에서 잉여슬러지의 pH를 4 이하로 전 처리한 후 오존주입을 0.03 g O₃/g SS로 처리한 결과 잉여슬러지의 인발 없이 안정적인 생물학적 처리가 가능하였다. OUR_{max} 실험 결과, 오존주입을 0.03 g O₃/g SS의 조건에서 대부분의 슬러지는 미생물 활성이 없어지는 것으로 조사되었다. 잉여슬러지의 가용화에 따른 생물반응조내에서의 MLVSS/MLSS의 변화는 거의 없었고, 반응조내 미생물의 인 축적 현상도 관측되지 않았다. 잉여슬러지 가용화 후 생물학적 처리수의 유기물 및 SS의 농도 증가 현상은 관측되지 않았고, 생물반응조내의 질산화 및 탈질율 증가로 유출수중의 T-N 농도가 감소하는 효과를 나타내었다. T-P의 경우에는 잉여슬러지의 무배출로 인해 대부분이 제거되지 않고 유출수중에 함유되어 유출되는 것으로 조사되었다.

주제어 : 가용화, 마이크로버블, 잉여슬러지, 오존산화, 생물학적 처리

1. 서론

현재 슬러지 감량화 방법 중 슬러지의 생물분해성을 높이기 위한 전처리법으로 기계적 파쇄, 화학적 산화, 생물학적 분해, 열처리 등이 있으며, 이 가운데 오존에 의한 화학적 산화는 오존의 강력한 산화력으로 슬러지의 세포를 파괴하고 세포질의 방출을 유도함고 동시에 생물학적으로 분해되기 어려운 유기물을 분해되기 쉬운 유기물로 변화시켜 준다.¹⁻³⁾

잉여슬러지의 발생을 감소시키기 위해 오존처리가 결합된 활성슬러지 시스템은 실증 실험을 통해 많이 보고되었다.^{4,5)} 오존산화에 의해 재순환되는 슬러지의 일부는 파괴되어 생물분해 가능한 유기물로 가용화되고 용해성 유기물의 일부는 완전 산화에 의해 CO₂와 H₂O로 무기화되며,⁶⁾ 가용화된 슬러지는 생물반응조의 기질로 재사용할 수 있다. 또한 오존 처리된 슬러지는 세포가 파괴되어 TSS (total suspended solids)와 VSS (volatile suspended solids)의 감소,^{1,7,8)}

처리된 슬러지의 VSS/TSS비 감소 등이 보고되고 있다.⁸⁾ 이때 반응조내에서의 무기물의 축적은 거의 없는 것으로 관측되고 있다.⁹⁾ 그러나 과량의 오존산화에 의한 슬러지 감량화는 활성화된 슬러지가 오존에 의해 파괴되거나 저해될 수 있어,³⁾ 활성슬러지 공정에서 질소의 제거율에 영향을 미칠 수 있으며, 가용화에 따른 오염물질의 부하율 증가도 원인이 될 수 있다. 슬러지의 저감을 위해 오존산화를 증가시키면 암모니아 이용율이 감소할 것으로 예측되어지나, 몇몇 연구자들의 실험 결과에 의하면 오존산화에 의해서도 암모니아의 이용율은 거의 일정하며 오존에 의한 저해는 없는 것으로 보고되고 있다.^{9,10)} 이러한 이유는 빠르게 다량으로 성장하는 종속영양균(heterotrophs)에 의해 질산화 박테리아가 슬러지 안에서 보호되고 오존은 heterotrophs를 주로 산화시키기 때문인 것으로 알려져 있다.^{3,11)} 오존에 의한 슬러지의 산화는 SRT (solids residence time)를 증가시켜 전체 처리 공정에 영향을 미칠 수 있다. MLSS의 농도가 일정한 상태에서 잉여슬러지를 감소시키면 높은 SRT로 나타

[†] Corresponding author E-mail: leesh@yu.ac.kr Tel: 053-810-2545 Fax: 053-9812-2545

나게 된다. 오존산화에 의해 질산화 박테리아가 감소하면 SRT의 증가로 인해 일부분 보상될 수도 있다. 더욱이 생물학적 처리공정을 위한 오존처리의 장점은 탈질처리공정에 있어서 오존처리에 의해 가용화된 슬러지를 탄소원으로 무산소조로 재순환시켜 탈질율을 증가시킬 수 있다.^{12,13)} 그러나 슬러지의 오존산화에 의해 생물반응조의 최종 유출수에서 TOC (total organic carbon) 및 TSS가 약간 증가하는 것으로 보고되고 있다.⁹⁾

이와 같이 잉여슬러지 저감을 위한 오존산화법은 질산화율과 탈질율, 탈인을 등에 영향을 미치고 있어 생물학적처리 시스템에서 슬러지의 저감과 안정된 처리수질의 확보를 위해 오존처리효율과 주입방법 등을 최적화할 필요가 있다.

따라서 본 연구에는 오존을 이용한 슬러지 처리에 있어서 오존의 주입량, 즉 슬러지의 가용화에 따른 생물반응조에 미치는 영향을 검토하였다. 특히 슬러지의 감량에 따른 처리수의 수질변화와 생물반응조내에서의 질산화율 및 탈질율을 조사하였으며, 생물반응조내에서의 무기물의 축적 정도를 조사하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 파일럿 플랜트

생물반응조와 마이크로버블오존에 의한 가용화 장치⁵⁾가 결합된 파일럿 플랜트의 모식도를 Fig. 1에 나타내었다. 파일럿 플랜트는 G시 하수사업소내에 15 m³/day 규모로 혐기-무산소-호기(A₂O)공정으로 구성되었으며, 생물반응조에서 발생하는 잉여슬러지를 마이크로버블 오존을 이용하여 가용화한 뒤 생물반응조로 재순환하여 유기탄소원으로 이용하였다. 생물반응조의 유입원수는 하수처리장의 1차 침전지를 거친 상정수를 원수로 사용하였다. 생물반응조의 총 용량은 10.5 m³으로 혐기조의 체류시간은 1.44 hr이며, 무산소조는 2.88 hr, 호기조는 6.72 hr으로 구성하였다. 오존을 이용한 슬러지 감량화 시설은 잉여슬러지 저류조 및 오존 접촉탱크, 오존반응조 및 가용화슬러지 저장조로 구성되어

져 있으며, 잉여슬러지 저류조 및 가용화된 슬러지 저류조 용량은 각각 600 L이고, 오존용해탱크는 30 L로 하였다.

2.2. 운전조건

파일럿 플랜트의 운전은 최초 4개월간은 잉여슬러지에 대한 오존처리가 없는 생물처리공정(A₂O) 단독운전모드(RUN I)로 하고, 이후 11개월간은 잉여슬러지 배출 없이 잉여슬러지 전량을 오존처리하여 무산소조로 반응하는 운전모드(RUN II)으로 하였다.

유입원수 유량 15 m³/day (1 Q)에 대해 내부반송량은 2 Q로 하였고, 반송슬러지량은 0.5 Q로 운전하였으며, 슬러지 가용화시 잉여슬러지 인발량은 생물처리공정 단독 운전시의 잉여슬러지 인발량 보다 많은 양의 잉여슬러지를 인발하였으며, 인발량의 결정은 잉여슬러지의 무배출 처리가 가능한 최소 SDN (Sludge Disintegration Number)²⁾을 조사하여 결정하였다. 슬러지 가용화시, 잉여슬러지 저류조에서 전처리로서 황산을 이용하여 잉여슬러지의 pH를 4 이하로 조정하고, pH 조정 후 오존접촉시 오존의 기체상 농도는 150 g O₃/Nm³로 오존가스를 마이크로버블화하여 슬러지와 접촉시켰다.

운전기간 동안 유입수의 수온은 최저 10.2℃에서 최고 26.1℃를 나타내었다. 유입수 저장조가 실내에 위치하여 겨울철인 12월 말에도 유입수의 최저 수온이 15.4℃로 약간 높은 수온을 유지하였으며, 최저 수온은 2월에 10.2℃를 나타내었다. pH는 최저 6.9에서 최대 pH 7.4로 평균 pH 7.1을 나타내어, 가용화 전·후에도 생물반응조내에서의 pH 변화는 거의 없었다.

2.3. 분석방법

슬러지 중에 포함된 인의 함유량 분석을 위해 건조 슬러지를 20/40 mesh로 분쇄한 다음 분쇄된 슬러지 3 g을 1 N HCl용액 25 mL에 용해시키고, 20℃에서 1시간 동안 150 rpm으로 교반하였다. 이후 6시간 동안 방치한 후, 이 용액을 셀룰로스아세테이트 여과지(pore size 0.45 μm)로 여과한 다음 여액을 증류수로 10배 희석하여 ICP-AES (ICAP-

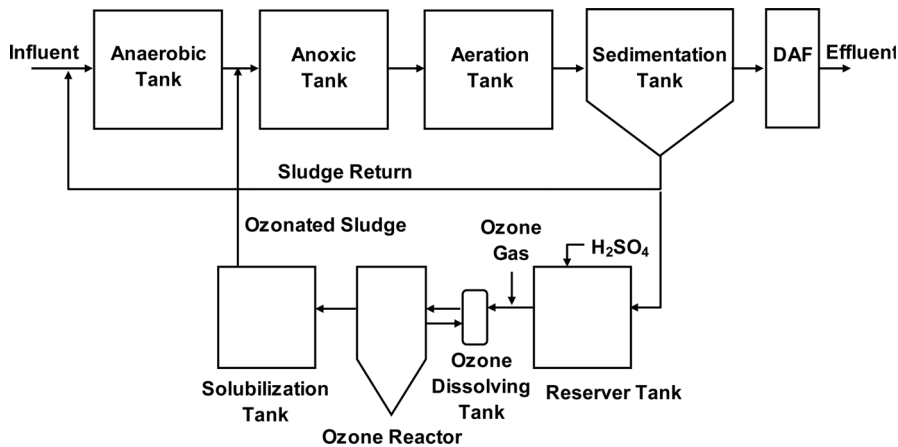


Fig. 1. Schematics of the pilot-scale activated sludge system coupled with ozonation process.

575II, Nippon Jarrell-Ash)로 분석하였다.

오존 농도는 용존오존분석기(OZ-20, TOADKK사, Japan) 및 오존가스분석기(OZ-30, TOADKK사, Japan)로 분석하였으며, 수질공정시험법상의 잔류오존분석법(옥소적정법)으로 기기보정을 하였다. SS 및 T-N, T-P는 수질공정시험법에 따라 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 오존주입율에 따른 슬러지 감량화

오존처리에 의한 슬러지의 가용화와 함께 전 시스템에서의 슬러지 감량 목표를 설정하기 위해서는 우선 오존처리공정에서의 감량화율을 결정하고, 오존처리에서의 감량화율에 대해 잉여슬러지의 처리량을 결정하여야 한다. 만약, 오존처리에서 슬러지의 감량화가 30% 가능하다고 하고, 시스템에서 슬러지의 전체 감량화율을 90%로 설정한다고 하면,

잉여슬러지의 처리량은 기존 처리량의 3배를 인발하여 오존처리하면 전체 목표 감량율을 달성할 수 있다.

Fig. 2에는 오존에 의한 슬러지의 가용화율을 결정하기 위해서 오존주입율에 따른 슬러지의 SS 감소량을 초기농도에 대한 분율로 나타내었다. 오존 단독으로 슬러지를 산화시킨 결과와 전처리로서 황산을 이용하여 pH 조정 후 오존 처리한 결과를 비교하여 나타내었다. 이 등⁵⁾의 연구결과에서 오존을 이용한 슬러지 가용화에 있어서는 산을 이용한 전처리의 경우 오존 단독처리에 비해 약 2배 많은 SS가 제거됨을 보고하고 있다. Fig. 2의 결과에서도 산처리 후 오존처리시 오존단독처리에 비해 약 2배 정도 많은 양의 SS가 감소되는 것으로 조사되었다. 오존주입율 0.05 g O₃/g SS까지는 오존단독시 및 산처리 후 오존처리시 모두 직선적으로 SS가 급감되나, 이후에는 완만하게 감소하는 것으로 나타났다. 오존처리의 경우, 기계적 파쇄나 초음파와 달리 오존의 강력한 산화력에 의해 슬러지의 일부분이 완전 산화하여 CO₂와 H₂O까지 전환되는 양이 많은 것으로 조사되었다.

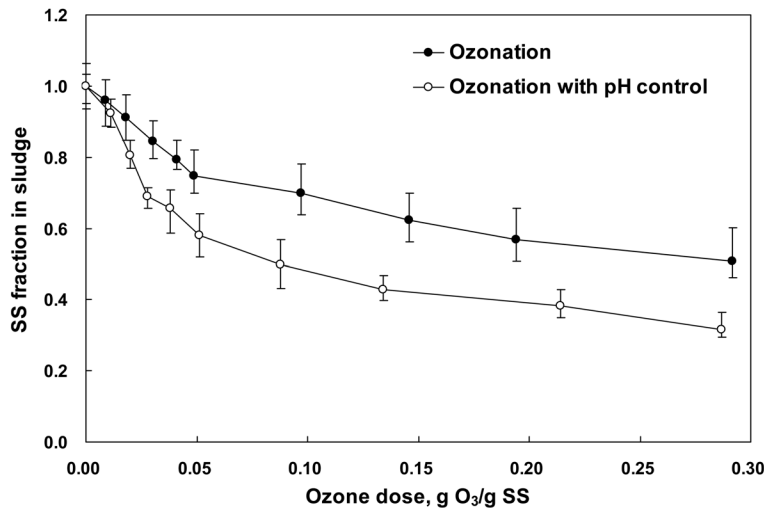


Fig. 2. Effects of ozone dosage on characteristics of the ozonated sludge and acidic pretreated sludge in the microbubble ozonation system at an initial SS concentration of about 5,510 mg/L.

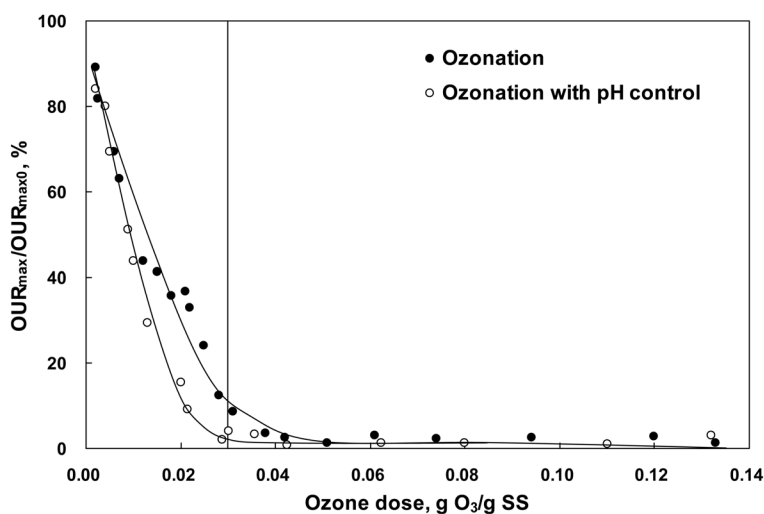


Fig. 3. Change of inactivation rate of sludge during ozonation (OUR of the initial sludge concentration was 5,510±45 mg/L).

한편, Lee²⁾ 등은 잉여슬러지의 무배출을 위한 슬러지 인발량 배수(슬러지 파쇄 넘버, SDN_{min})는 주로 2.3~3.3 사이가 적절한 것으로 보고하고 있다. 따라서 오존에 의해 1회 감량되는 양은 초기 SS에 대해 약 30% 정도가 적당한 것으로 예상되어 지며 Fig. 2의 결과에서는 오존주입을 0.03 g O₃/g SS에서 산처리 후의 오존처리시 31%의 SS가 제거 가능한 것으로 조사되었다. 오존단독처리시 30%의 SS 감량을 위해서는 오존주입을 0.097 g O₃/g SS까지 높여야 하는 것으로 나타났다.

Fig. 3에는 오존산화 후 슬러지의 미생물 활성을 조사한 산소흡수효율(Oxygen Uptake Rate, OUR)을 조사하여 나타내었다. 오존의 강력한 산화에 의해 미생물의 활성이 급격히 감소하는 것으로 조사되었다며, 오존단독처리시 오존주입을 0.05 g O₃/g SS에서 대부분의 미생물 활성이 없어지는 것으로 조사되었으며, 산처리 후 오존처리시는 오존주입을 0.03 g O₃/g SS에서 미생물이 활성이 대부분 사라지는 것으로 나타났다.

따라서 잉여슬러지 무배출을 위한 오존주입을 0.03 g O₃/

g SS에서 오존에 의해 가용된 슬러지의 미생물 활성을 대부분 제거하고, 유기물로서 생물반응조에 재순환 시킬 수 있을 것으로 판단된다.

3.2. 생물반응조에서 미생물량의 변화

Fig. 4에는 RUN I과 RUN II의 포기조내에서의 MLSS 및 MLVSS의 농도 변화를 나타내었고, 또한 이 기간 동안 발생된 잉여슬러지의 누적량을 나타내었다. 잉여슬러지의 인발이 지속적으로 이루어진 RUN I 기간 동안의 MLVSS/MLSS의 비는 평균 0.791로 조사되었다. 잉여슬러지 무배출 운전이 기간인 RUN II 기간 중 MLSS 및 MLVSS의 지속적인 증가는 잉여슬러지의 무배출에 의한 영향과 운전시작 200일부터 350일까지는 저수온기로 인위적으로 포기조내의 SS를 증가시킨 이유도 있다. 그러나 포기조의 MLSS의 증가에도 불구하고 MLVSS/MLSS의 비는 평균 0.787로 조사되어 잉여슬러지의 무배출로 인한 생물반응조에서의 VSS 감소는 Weemaes 등⁸⁾의 연구 결과와 달리 크게 나타나지 않았다.

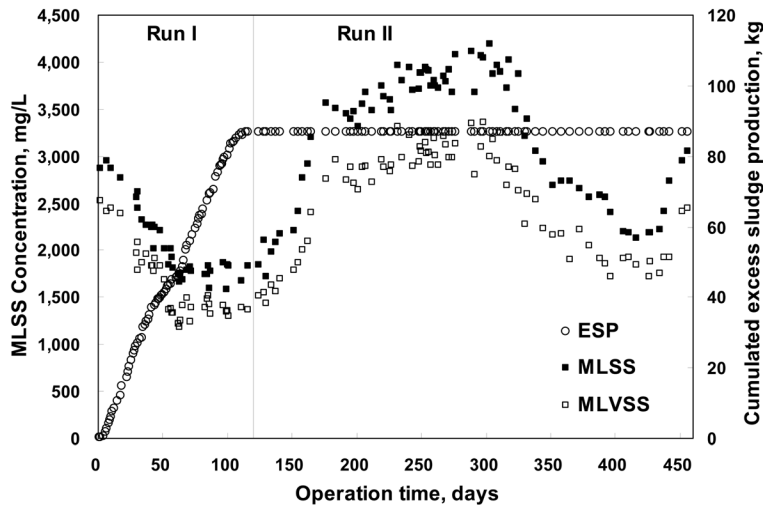


Fig. 4. Change of MLSS concentration in activated sludge system and amount of cumulated excess sludge.

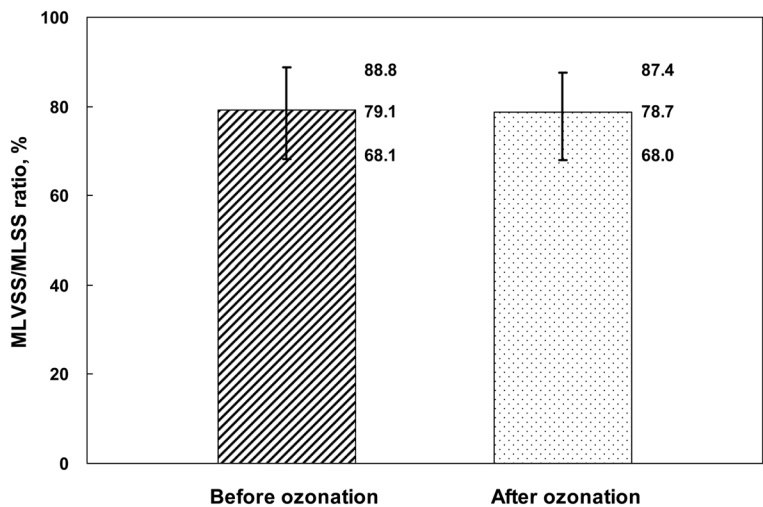


Fig. 5. Change of MLVSS/MLSS ratio of activated sludge reactor during ozonation.

Fig. 5에는 생물반응조 단독 운전 기간 동안(RUN I)의 포기조내 MLVSS/MLSS비와 RUN II 기간 동안 MLVSS/MLSS 비의 변화를 나타낸 결과로 생물반응조내에서의 무기물 축적 영향을 조사하였다. 잉여슬러지 가용화 전·후의 MLVSS/MLSS의 변화가 거의 없는 것으로 조사되었다. Dytczak 등¹⁴⁾은 약 7개월간 오존 이용한 잉여슬러지 가용화 실험 결과에서는 잉여슬러지 가용화 전·후의 MLVSS/MLSS의 비가 혐기조에서 0.85에서 0.83으로 약간 감소하는 결과를 나타내었고, 포기조의 경우 0.79에서 0.77로 감소하였으며, 이러한 결과로 생물반응조내에서 무기물의 축적이 일어나는 것으로 보고하였다. 그러나 본 실험에서는 오존처리기간 11개월(RUN II)을 포함하여 약 15개월 동안 MLVSS/MLSS비의 변화가 오존처리 전·후에 0.791에서 0.787로 약간 감소하기 하였으나 거의 변화가 없는 것으로 조사되었다. 이후 약 12개월동안(전체 운전 기간 27개월, 자료 미제시) 추가적인 장기운전이 진행되었지만 이때에도 생물반응조내에서의 MLVSS/MLSS비의 변화는 거의 없었다. 이러한 결과

는 슬러지 가용화에 따라 일시적으로 무기물의 축적 현상이 일어날 수는 있지만 지속적인 무기물 축적은 일어나지 않는 것으로 판단된다.

3.3. 가용화전·후 탈질/탈인율 변화

Fig. 6에는 잉여슬러지 가용화 전·후에 있어서 생물반응조내의 슬러지중에 함유된 인의 농도를 분석한 결과를 나타내었다. 잉여슬러지의 무배출로 인해 가용화된 잉여슬러지가 생물반응조로 재순환되면서 반응조내 인 농도가 증가되고 이러한 농도 증가로 인해 슬러지중에 인의 함유량이 증가될 것으로 예상되진다. 잉여슬러지의 인발이 지속적으로 이루어진 RUN I 기간 동안 슬러지중의 인 함유량은 37.7 ± 3.0 mg P/g SS였고, 잉여슬러지의 인발이 없는 RUN II 기간 동안의 인 함유량은 39.3 ± 2.6 mg P/g SS로 조사되었다. 이와 같이 잉여슬러지의 가용화에 따라 생물반응조내의 미생물중 인 함유량이 약간 증가하는 경향을 나타내었으나 미생물중의 총 인의 함유량을 고려할 때 거의 변화가

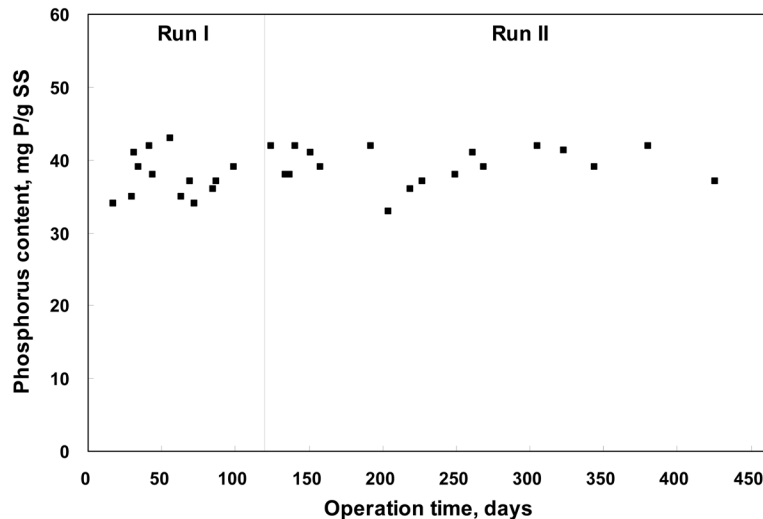


Fig. 6. The variations of the phosphorus content of sludge in the aeration reactor.

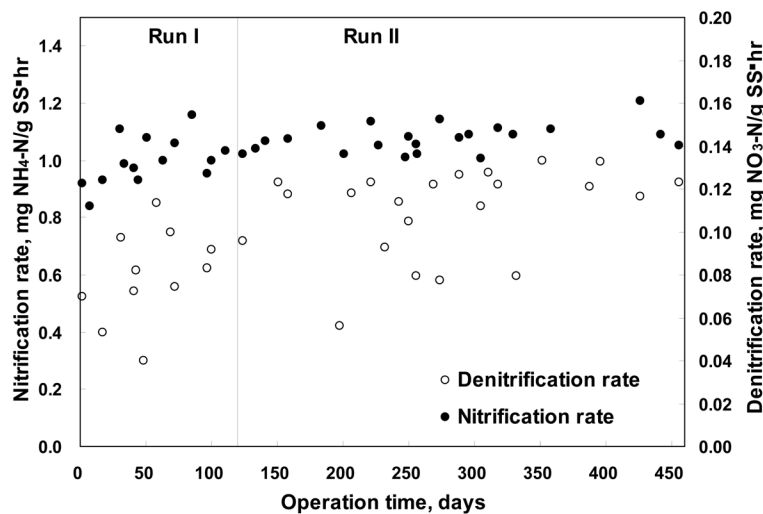


Fig. 7. Change of the nitrification and denitrification rate in the aeration and anoxic reactors.

없는 것으로 판단되며, 지속적인 증가도 관측되지 않았다.

가용화된 잉여슬러지는 탈질공정에 있어서의 유용한 탄소원 이용할 수 있다.^{3,7,9,14)} Fig. 7에는 오존처리 전·후의 질산화율 및 탈질율을 나타내었다. 생물처리공정 단독운전시 (RUN I)에는 질산화율이 평균 1.00 mg NH₄-N/g SS·hr로 조사되었고, 오존처리 후(RUN II)에는 질산화율이 평균 1.07 mg NH₄-N/g SS·hr로 약간 증가하는 효과를 나타내었다. 탈질율은 오존처리 전 평균 0.08 mg NO₃-N /g SS·hr였으나, 오존처리 후에는 평균 0.11 mg NO₃-N/g SS·hr로 약 27%의 탈질율이 증가하는 것으로 조사되었다. 이러한 결과는 잉여슬러지의 가용화에 의해 잉여슬러지의 일부는 H₂O와 CO₂로 무기화되어 제거되어진 반면 일부는 오존산화에 의해 유기탄소원으로 전환되었으며, 특히 가용화에 의해 생물분해성에 빠르고 생물분해가 유리한 유기탄소원(RBDCOD)으로 많이 전환¹²⁻¹⁴⁾되었기 때문으로 판단된다.

3.4. 유출수의 수질변화

잉여슬러지를 가용화하여 생물반응조로 재순환시킴으로써 생물반응조에 유기물 부하 및 질소, 인 등의 부하가 가중되어 유출수 중에 일부 유기물 농도와 SS 농도의 증가가 예상되어 지고,⁹⁾ 특히 잉여슬러지의 무배출로 인해 유입수 중 대부분의 인이 유출될 것으로 예상되어 진다. Fig. 8에는 잉여슬러지의 오존산화 전·후의 유기물 농도 변화를 나타내었다. RUN I 기간 동안 BOD₅ 및 COD_{Mn}의 평균 제거율은 91.4%와 79.6%를 나타내었고, RUN II 기간 동안 BOD₅ 및 COD_{Mn}의 평균 제거율은 94.6% 및 81.1%를 나타내어, 잉여슬러지의 가용화에 따라 생물반응조의 유기물 부하가 증가했음에도 불구하고 유출수 중의 유기물 증가 현상은 나타나지 않았다. 이러한 현상은 잉여슬러지 가용화에 따라 생물반응조에 유기물 부하가 증가되기는 하였으나 증가된 유기물의 대부분이 생물분해성이 높기 때문으로 판단된다.

Fig. 9에는 생물학적 처리수 유출수 중의 T-N 및 T-P 농도 변화를 나타내었다. 유출수 중의 T-N 농도는 잉여슬러지의 가용화 후 생물반응조에서의 질산화율 및 탈질율 증가로

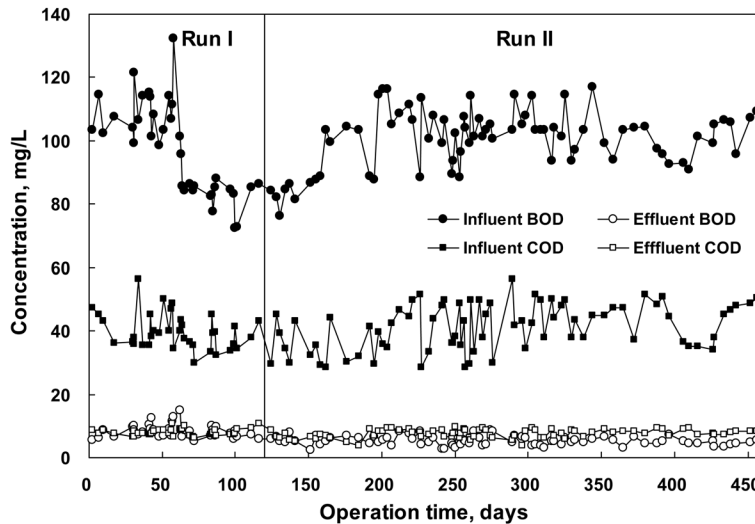


Fig. 8. Effluent BOD₅ and COD_{Mn} concentration in the pilot plant of activated sludge coupled with sludge ozonation.

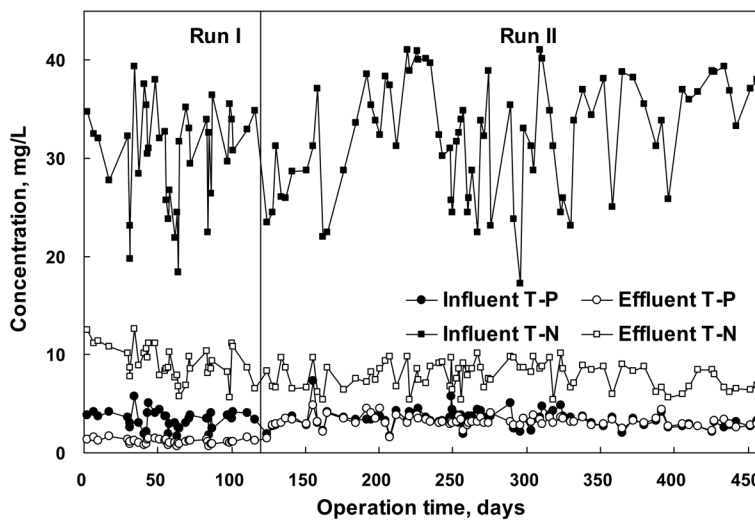


Fig. 9. Effluent T-N and T-P concentration in the pilot plant of activated sludge coupled with sludge ozonation.

감소하는 경향을 나타내었으며, RUN I 및 RUN II 기간 동안 T-N의 평균 제거율은 각각 69.2% 및 74.7%를 나타내었다. SS의 제거율은 같은 기간 동안 각각 89.1% (RUN I) 및 90.9% (RUN II)를 나타내어 Sakai 등⁹⁾의 연구 결과와 달리 잉여슬러지 가용화 후에도 안정된 수질을 나타내었다. T-P의 경우, RUN I 기간 동안 제거율은 65.2%를 나타내었으나, RUN II 기간에는 잉여슬러지의 인발이 없는 조건에서 T-P의 제거는 거의 되지 않는 것으로 조사되었다. 이러한 이유는 Fig. 5와 6의 결과와 같이 생물반응조내에서 P와 같은 무기물이 미생물에 축적되지도 않고 잉여슬러지의 무배출로 인해 T-P의 제거가 되지 않았기 때문이다.

4. 결론

오존을 이용한 잉여슬러지 감량화 시스템이 결합된 생물학적 처리 공정에서 잉여슬러지의 무배출에 따른 생물반응조내의 영향 및 처리수질을 검토한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1) 잉여슬러지 인발량 배수(SDN_{min})가 3인 조건에서 잉여슬러지의 pH를 4 이하로 전 처리한 후 오존주입율 0.03 g O₃/g SS로 처리한 결과 잉여슬러지의 인발 없는 생물학적 처리가 가능하였다.

2) 잉여슬러지의 OUR_{max} 실험 결과, 오존주입율 0.03 g O₃/g SS의 조건에서 대부분의 슬러지는 미생물 활성이 없어지는 것으로 조사되었다.

3) 잉여슬러지의 가용화에 따른 생물반응조내에서 MLVSS/MLSS비의 변화는 거의 없었고, 반응조내 미생물의 인의 축적 현상도 관측되지 않았다.

4) 잉여슬러지 가용화 후의 생물학적 처리수의 유기물 및 SS의 농도 증가 현상은 관측되지 않았으며, 생물반응조내의 질산화 및 탈질을 증가로 T-N의 농도가 감소하는 효과를 나타내었다. T-P의 경우에는 잉여슬러지의 무배출로 인해 대부분이 제거되지 않고 유출수중에 함유되어 유출되는 것으로 조사되었다.

KSEE

참고문헌

1. 고은택, 조진우, 박은영, 안규홍, “잉여슬러지의 오존분해에 따른 VFA의 생성 및 인 방출을 위한 탄소원으로서의 재이용 가능성에 관한 연구,” 대한환경공학회지, **27**, 1052~1057(2005).

2. Lee, J. W., Cha, H. Y., Park, K. Y., Song, K. G. and Ahn, K. H., “Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season,” *Water Res.*, **39**, 1199~1204(2005).

3. Chu, L. B., Yan, S. T., Xing, X. H., Yu, A. F., Sun, X. L. and Jurcik, B., “Enhanced sludge solubilization by microbubble ozonation,” *Chemosphere*, **72**, 205~212(2008).

4. Yasui, H. and Shibata, M., “An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process,” *Water Sci. & Technol.*, **30**, 11~20(1994).

5. 이순화, 정계주, 권진하, 이세한, “잉여슬러지 가용화를 위한 마이크로버블 오존 이용에 관한 연구,” 대한환경공학회지, **32**(4), 325~332(2010).

6. Kamiya, T. and Hirotsuji, J., “New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment,” *Water Sci. Technol.*, **38**, 145~153(1998).

7. Cui, R. and Jahng, D., “Nitrogen control in AO process with recirculation of solubilized excess sludge,” *Water Res.*, **38**, 1159~1172(2004).

8. Weemaes, M., Grootaerd, H., Simoens, F. and Verstraete, W., “Anaerobic digestion of ozonized biosolids,” *Water Res.*, **34**, 2330~2336(2000).

9. Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H. and Shibata, M., “An activated sludge process without excess sludge production,” *Water Sci. Technol.*, **36**, 163~170(1997).

10. Deleris, S., Paul, E., Audic, J. M., Roustan, M. and Debelfontaine, H., “Effect of ozonation on activated sludge solubilization and mineralization,” *Ozone Sci. Eng.*, **22**, 473~486(2000).

11. Bohler, M. and Siegrist, H., “Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking,” *Water Sci. Technol.*, **49**, 41~49(2004).

12. Ahn, K. H., Park, K. Y., Maeng, S. K., Hwang, J. H., Lee, J. W., Song, K. G. and Choi, S., “Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling,” *Water Sci. Technol.*, **46**, 71~77,(2002a).

13. Ahn, K. H., Yeom, I. T., Park, K. Y., Maeng, S. K., Lee, Y. H., Song, K. G. and Hwang, J. H., “Reduction of sludge by ozone treatment and production of carbon source for denitrification,” *Water Sci. Technol.*, **46**, 121~125(2002b).

14. Dytczak, M. A., Londry, K. L., Siegrist, H. and Oleszkiewicz, J. A., “Ozonation reduces sludge production and improves denitrification,” *Water Res.*, **41**, 543~550(2007).