

유동층 생물막 반응기에서의 폐수 탈질화

신 승 훈 · 서 일 순 · 장 인 용

건국대학교 화학공학과

(접수 : 2001. 6. 8., 게재승인 : 2001. 8. 17.)

Denitrification of Wastewater in a Fluidized Bed Biofilm Reactor

Seung Hun Shin, Il-Soon Suht, and In Young Chang
Department of Chemical Engineering, Konkuk University
(Received : 2001. 6. 8., Accepted : 2001. 8. 17.)

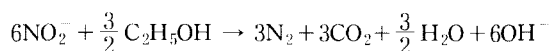
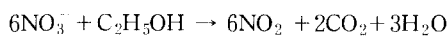
Activated carbon particles of 1.274 mm diameter and sand particles of 0.455 mm diameter were employed as the support of the biofilm formed in fluidized bed biofilm reactors(FBBRs) for the wastewater denitrification. Ethanol was used as the electron donor in the anoxic respiration. The steady-state biofilm thickness increased as the nitrate loading rate increased, and the activated carbon particles induced thicker biofilm than the sand particles. The FBBRs with sand support showed higher efficiency and rate of the nitrate removal than those with activated carbon support, and exhibited the biomass concentration of 37 kg/m³ and the nitrate removal rate of 21 kg N/m³d.

Key Words : fluidized bed biofilm reactor, denitrification, support media, biofilm thickness

서 론

폐수 중 유기성 질소화합물은 미생물에 의한 분해나 가수분해에 의해 암모니아염으로 변하고(암모니아화), 암모니아염은 독립영양균주에 의해 산화되어 아질산이온을 거쳐 질산이온으로 변한다(질화). 질화단계에서 생성된 질산이온은 무산소 조건에서 중속영양균주에 의해 아질산이온을 거쳐 최종적으로 가스상태의 질소분자로 환원되어 폐수로부터 제거된다(탈질화).

무산소 탈질화반응에서 질산이온 또는 아질산은 대사과정의 호흡단계에서 산소 대신 최종전자받개로 작용하여 에너지 생성에 관여한다. 이때 전자주개로 메탄올, 에탄올, 초산, 포도당 등을 사용할 수 있다. 에탄올을 전자주개로 사용할 경우, 질산이온의 아질산이온으로의 환원과 아질산이온의 질소분자로의 환원은 다음과 같이 각각 나타낼 수 있다.



생물막 반응기는 반응기 내 균체량을 높게 유지할 수 있어 높은 반응속도를 나타낸다. 따라서 공간수요와 초기투자비를

상당히 줄일 수 있는 장점이 있다. 특히 반응기의 막힘과 압력손실 등의 문제를 피할 수 있고 높은 비표면적을 나타내는 유동층 생물막 반응기는 폐수의 탈질화에 적용되고 있다(1,2).

유동층 생물막 반응기를 이용한 폐수 탈질화에 관한 연구들을 Table 1에 요약 정리하였다(3-13). 담체로 직경 0.25-1.69 mm의 모래 또는 활성탄 입자를 주로 사용하였으며, 전자주개로는 메탄올 에탄올 또는 당밀을 사용하였다. 반응기 생물막 균체농도와 질산성질소의 반응기 단위부피 당 제거속도는 5.0-50.0 kg/m³와 2.0-48.0 kg N/m³d의 값이 각각 보고되었다.

생물막 반응기에서 생물막 두께가 반응기 내 기질농도에 비해 두꺼울 때는 기질은 생물막 표면으로부터 담체-생물막 경계면까지 완전히 침투하지 못하고 부분적으로 침투하여 생물막 균체가 부분적으로 이용된다. 이때 영차 반응속도론을 가정하면 반응기 단위부피 당 기질소모속도는 생물입자-유체 경계면에서의 기질농도에 대해서는 0.5 차로 반응기 단위부피 당 생물입자 표면적에 대해서는 1 차로 비례한다. 반면에 생물막 두께에 비해 반응기 기질 농도가 높아 기질이 생물막-담체 경계면까지 완전히 침투할 경우, 반응기 단위부피 당 기질소모속도는 생물막에 존재하는 균체량에 대해 1 차로 비례하고 반응기 내 기질의 농도에는 무관하게 된다(13,14).

본 연구에서는 유동층 생물막 반응기를 폐수의 탈질화에 적용하여, 생물입자 담체가 생물막의 두께 및 균체량에 미치는 영향을 조사하여, 탈질효율 및 탈질속도 면에서 유리한 담체를 선정하고자 하였다. 담체로 밀도는 비교적 작고 크기는 큰 활성탄 입자와 밀도는 크고 크기는 작은 모래입자를 각각 사용하였다.

†Corresponding Author : Department of Chemical Engineering,
Konkuk University, Seoul 143-701, Korea
Tel : +82-2-450-3509, Fax : +82-2-454-0428
E-mail : issuh@konkuk.ac.kr

Table 1. Previous studies on the denitrification in fluidized bed biofilm reactors.

Investigator	Reactor volume [L]	Carbon source	Support media		Biomass conc. [kg/m ³]	Nitrate removal rate [kg-N/m ³ d]
			Material	Diameter [mm]		
Jeris et al. (1974)	16.6	methanol	activated carbon	0.65	n.a.	4.1-6.78
Jeris and Owens (1975)	680	methanol	sand	0.6	30-40	5.32-12.9
Eggers and Terlouw (1979)	39.3	methanol	sand	1.0	18-50	3.86-4.51
Bosman and Hendricks (1981)	610	molasses	sand	n.a.	n.a.	12.8-39.1
Cooper and Wheeldom (1981)	251	sewage	sand	n.a.	14-27	5.0-10.0
Gauntlett (1981)	n.a.	methanol	sand	n.a.	10-15	3.84-7.44
Hawkins et al. (1981)	55680	methanol	sand	n.a.	40	3.6
Walker et al. (1981)	208, 516, 1212	ethanol	anthracite coal	0.25-0.5	n.a.	-48.0
Mulcahy and Shieh (1987)	1.98	methanol	glass beads	0.68	5.0-16.0	9.7-15.6
Boaventura and Rodrigues (1988)	2.95	molasses	sand	0.4	10.4-22.5	2.0-7.2
Coelho et al. (1992)	2.95	molasses	activated carbon	1.69	11.2-16.4	5.3-8.6

n.a.; not available.

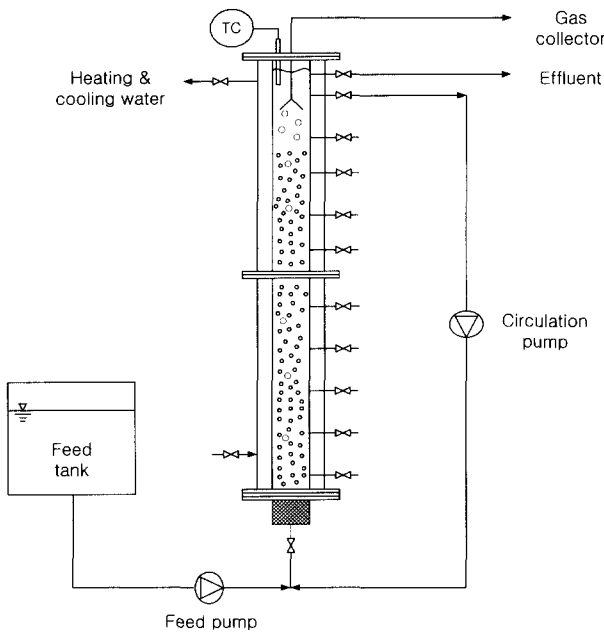


Figure 1. Fluidized bed biofilm reactor FBBR for denitrification.

재료 및 방법

유동층 생물막 반응기 및 담체

반응기로 내경 5 cm, 높이 150 cm, 부피 2.95 l의 유동층 반응기를 사용하였다 (Figure 1). 담체로 직경 1.274 mm, 밀도 1.34 g/cm³의 활성탄입자 157 g과 직경 0.455 mm, 밀도 2.61 g/cm³의 모래 300 g을 각각 사용하였다. 생물입자의 유동화를 위하여 연동펌프로 유체를 반응기 상단에서 하부로 순환시켰다. 액체의 균일한 분배를 위하여 탑저 7.5 cm를 직경 8 mm의 유리구슬로 채웠다. 유체순환속도는 생물입자 생물막 두께가 증가함에 따라 40.5-114 l/h 범위에서 변화시켰다. 활성탄의 경우 40.5 l/h의 유량을, 모래의 경우 60.0 l/h의 순환유량을 주로 사용하였다. 반응기 온도는 외벽에 물재킷을 설치하여 25°C에서 유지하였다. 생물입자 및 액상 시료를 채취하기 위하여 반응기 축 방향을 따라 16 cm 간격으

Table 2. Composition of the concentrated feed solution.

Components	Concentration [g/L]
HNO ₃	300
NH ₄ OH	120
EtOH	200
MgSO ₄	1
Trace element solution ^(a)	0.1
H ₃ BO ₃	1
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	0.4
NH ₄ Mo ₇ O ₂₄ · 4H ₂ O	0.2
MnSO ₄ · 7H ₂ O	0.25
CuSO ₄ · 5H ₂ O	0.45
FeSO ₄ · 7H ₂ O	0.25
KI	10
Fe-chelate	200

(a) Concentrations are given as g/L of the trace element solution.

로 시료채취구를 설치하였다. 반응기 탑정 부분에는 액체-생물입자 분리 깔때기를 설치하였으며, 반응기 내에서 생성되는 가스는 가스포집기로 포집하였다.

기질

탈질화에 필요한 전자주게 및 전자받게로 에탄올과 질산을 각각 사용하여 Table 2에 나타낸 바와 같은 핵연료 처리공정 폐수를 모사한 농축 합성폐수를 수돗물로 희석하여 연동펌프로 반응기 하단에 18 l/d의 유량으로 공급하였다(10). 질산성질소 부하속도는 주로 유입수 농도를 조절함으로써 변화시켰다.

미생물 순응 및 식종

서울시 중랑천 종말처리장의 혐기성 처리조에서 미생물을 채취하였으며, 미생물의 순응 및 담체 표면의 부착을 위하여 7일간 회분식으로 반응기를 운전하였다. 이때 매일 3 회씩 4 g N/l 농도의 질산을 300 ml 씩 주입하였다.

질산성 및 아질산성 질소농도

반응기 유출수의 질산이온 및 아질산이온의 농도를 분광광

도계(DR 2000, Hach)를 이용하여 측정하였다(15). 질산성질소는 카드뮴 환원법으로 측정하였다. 시료 중 질산이온을 카드뮴으로 아질산이온으로 환원시킨 후 아질산이온을 sulfanilic 산과 반응시켜 디아조늄염을 형성시킨다. 디아조늄염은 genistic 산과 결합하여 황갈색의 화합물을 형성하며, 황갈색 화합물 농도를 분광광도계(500 nm)를 이용하여 측정함으로써 시료 중 질산성 및 아질산성 질소농도를 측정하였다. 아질산성질소는 ferrous sulfate 방법을 이용하여 분석하였다. 아질산이온은 황산제일철에 의해서 NO로 환원된 후 황산제일철과 결합하여 연두색의 $FeSO_4 \cdot NO$ 화합물을 형성하며, 이의 농도를 분광광도계(585 nm)를 이용하여 측정함으로써 시료 중 아질산성질소 농도를 측정하였다.

생물막 두께, 형태 및 균체량

생물막 두께는 광학현미경(RM-TH-10, Meiji)의 마이크로메타를 사용하여 생물입자 평균직경과 담체 평균직경을 각각 측정하여 산출하였다. 생물입자 및 담체의 평균직경은 최대 및 최소직경을 측정하여 산술 평균으로 각각 산출하였으며, 최소 50개 이상의 생물입자를 채취하여 대표평균입자직경을 산출하였다. 생물막 건조중량은 시료중의 생물입자와 담체를 105℃에서 24시간 동안 건조시킨 후 측정된 건조중량의 차로 산출하였다. 담체의 건조중량은 생물입자를 4 M NaOH 용액에 4시간 동안 담근 후 초음파 세척기를 이용하여 담체에 부착된 생물막을 제거한 후 측정하였다. 생물입자의 생물막 형태는 주사전자현미경(Alpha-25A, Akashi)으로 관찰하였다.

결과 및 고찰

활성탄 담체를 이용한 유동층 생물막 반응기에서의 탈질화

활성탄 입자를 담체로 사용한 유동층 생물막 반응기에서의 탈질화과정을 Figure 2에 나타내었다. 유입수 질산성질소 농도를 600, 1200, 2400 및 4800 mg/ℓ로 단계적으로 증가시켰을 때, 즉 반응기 단위부피 당 질산성질소 부하속도를 3.67, 7.33, 14.7 및 29.3 kg N/m³d로 증가시켰을 때, 유출수 질산성질소 농도는 2, 13, 288 및 2380 mg N/ℓ를 아질산성질소 농도는 15, 13, 34 및 91 mg N/ℓ를 각각 나타내었다. 생물입자의 생물막 두께는 유입수 질산성질소 농도를 600 mg/ℓ에서 1200 mg/ℓ로 증가시켰을 때 초기 약 2 주 동안은 증가하다 후기에는 약 340 μm의 거의 일정한 값을 보였다. 부하속도를 증가시키기에 따라 생물막 정상상태 두께는 증가하였다. 반응기 단위부피 당 질산성질소 제거속도는 질산성질소의 유입농도를 1200 및 2400 mg/ℓ로 증가시킨 후 1 일 이내에 정상상태의 값을 보였다. 이는 부하속도를 증가시키기 전에 이미 다음 단계의 높은 부하를 처리하기에 충분한 두께의 생물막이 생물입자에 형성되었기 때문이다. 각 부하속도 후기에는 기질이 생물입자의 담체-생물막 경계면까지 완전히 침투되지 못하여 생물입자 표면 부근의 균체만 이용되었음을 추측할 수 있다. 반응기 단위부피 당 질산성질소 최대제거속도는 질산성질소의 유입농도가 4800 mg/ℓ일 때 14.8 kg N/m³d의 값을 나타내었다. 반응기 운전 40일 후 생물막 두께 증가에 따른 생물입자 밀도 감소는 반응기로부터의 생물입자 세출을 유발하여 유출수 질산성질소 농도를 증가시켰다. 또

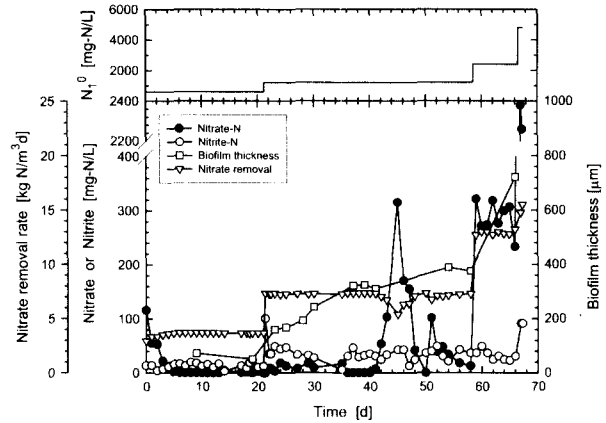


Figure 2. Denitrification in a FBBR with activated carbon media with the variation of the influent nitrate concentration N_i^0 .

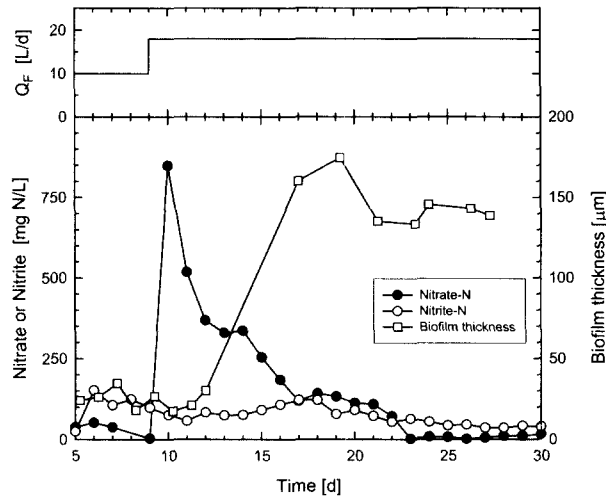


Figure 3. Denitrification in a FBBR with the sand media after the variation of the influent flow rate Q_f .

한, 활성탄 입자를 담체로 사용할 경우 두꺼운 생물막이 형성된 생물입자가 서로 응집하여 반응기 막힘(clogging)현상을 유발하였다. 반면에 활성탄입자의 거친 표면은 생물입자간 충돌 및 액체 전단응력에 대한 피난처를 담체 표면에 부착된 균체에 제공하여 생물막 형성을 용이하게 하여 생물막 반응기의 start-up을 쉽게 한다. 따라서 손실된 생물입자에 해당하는 담체를 보충한 후 쉽게 원래 정상상태를 회복하였다.

모래 담체를 이용한 유동층 생물막 반응기에서의 탈질화

모래를 담체로 이용한 유동층 생물막 반응기에서의 탈질화과정을 Figure 3에 나타내었다. 유입수 질산성질소 농도는 2400 mg/ℓ이고, 유입수 유량을 반응기 운전 9일 후 9.98 ℓ/d에서 18.0 ℓ/d로 증가시켜서 반응기 단위부피 당 질산성질소 부하속도를 8.15 kg N/m³d에서 14.7 kg N/m³d로 증가시켰다. 부하속도 변동 후 유출수의 질산성질소 농도는 4 mg/ℓ에서 850 mg/ℓ로 급격히 증가한 후 계속 감소하여 14일부터 약 9 mg/ℓ의 거의 일정한 값을 나타내었고, 아질산성질소 농도는 증가하여 120 mg/ℓ의 최대치에 도달한 후 약 40 mg/ℓ 까지 감소하였다. 생물막 두께는 부하변동 3일 후

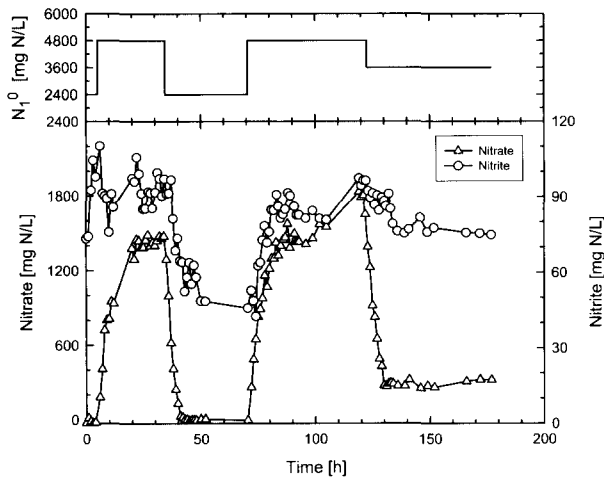


Figure 4. Short-term response of the effluent nitrate and nitrite concentrations to the step changes in the influent nitrate concentration N_1^0 at the last stage of the operation represented in Figure 3.

급격히 증가하여 8일 이후 약 140 μm 의 거의 일정한 값을 나타내었다. 생물막 내에 질산이온이 완전히 침투되고 아질산 환원속도가 질산 환원속도 보다 낮은 값을 나타내어 높은 반응기 액상 아질산성질소 농도를 보인 것으로 생각할 수 있다(14). 주어진 생물막두께에서 반응기 액상 질산성질소 농도가 감소함에 따라 질산이온 및 아질산이온 모두 생물막을 완전히 침투하는 경우, 질산이온은 부분적으로 침투하고 아질산이온은 완전히 침투하는 경우, 마지막으로 질산이온 및 아질산이온 모두 생물막을 부분적으로 침투하는 경우를 거치게 된다. 반응기 성능이 정상상태에 도달하는데 활성탄 담체를 사용한 경우에 비하여 오랜 시간이 요구되었다. 부하변동 후 초기에는 생물막 균체량이 새로운 부하속도를 처리하기에는 적게 형성되어 있었음을 나타낸다. 생물막 두께가 증가함에 따라 반응기 내 균체량이 증가하였고 질산성질소 제거속도도 증가하였다.

Figure 3에 나타난 모래담체 생물입자 유동층 반응기 운전의 마지막 단계에서 유입수 질산성질소 농도를 단계적으로 변화시킬 때 나타나는 유출수 질산성 및 아질산성질소 농도의 단기 응답특성을 Figure 4에 나타내었다. 유입수 질산성질소 농도를 2,400 mg/l에서 4,800 mg/l로 변화시켰을 때, 유출수 질산성질소 농도가 1,450 mg/l의 정상상태에 도달하는데 약 16 시간 소요되었으며, 다시 2,400 mg/l의 유입수 질산성질소 농도로 변환하였을 때 5 mg/l의 유출수 질산성질소 농도에 도달하는 데 약 9 시간 소요되었다. 마지막으로, 유입수 질산성질소 농도를 4,800 mg/l에서 3,600 mg/l로 감소시켰을 때 유출수 질산성질소 농도가 290 mg/l의 정상상태에 도달하는 데 약 9 시간 소요되었다. 유입수 질산성질소 농도의 일차 증가에 의한 충격 후에 유출수 질산성질소 농도가 원래의 값을 회복하는 것으로 보아 생물막 균체에 기질부하율의 변동에 의한 충격의 영향이 없었다고 생각된다. 유입수 질산성질소 농도가 2,400 mg/l, 3,600 mg/l 및 4,800 mg/l일 때 질산성질소 제거속도는 14.6 kg N/m³d, 20.2 kg N/m³d 및 20.4 kg N/m³d의 값을 각각 나타내었다. 3,600 mg/l 및 4,800 mg/l의 유입수 질산성질소 농도에서

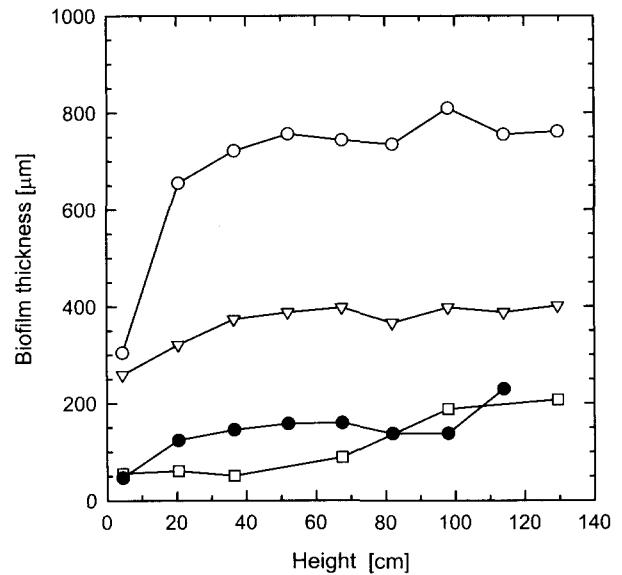


Figure 5. Biofilm thickness along the FBBRs heights:

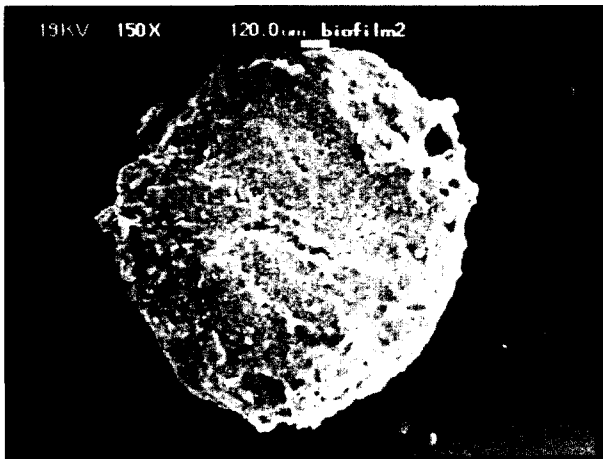
Symbols	Support media	Loading rate [kg NO ₃ ⁻ - N/m ³ · d]
□	activated carbon	3.67
▽	activated carbon	7.33
○	activated carbon	14.7
●	sand	14.7

거의 같은 질산성질소 제거속도를 보인 것은 질산이온이 생물막에 완전히 침투되었기 때문이다. 아질산성질소 농도는 3,600 mg/l 및 4,800 mg/l의 유입수 질산성질소 농도에서 약 85 mg/l의 거의 일정한 값을 보였다. 이는 생물막 내 아질산성질소 생성속도 (질산성질소 제거속도) 및 제거속도가 두 조건에서 거의 같음을 의미하며 생물막이 아질산이온에 의해 완전히 침투되었기 때문이다. 유입수 질산성질소 농도가 2,400 mg/l에서 4,800 mg/l로 증가함에 따라 유출수 아질산성질소 농도가 증가한 것은 질산이온의 생물막 내 부분 침투에서 완전침투로의 전환에 따른 아질산성질소 생성속도의 증가 때문인 것으로 생각된다.

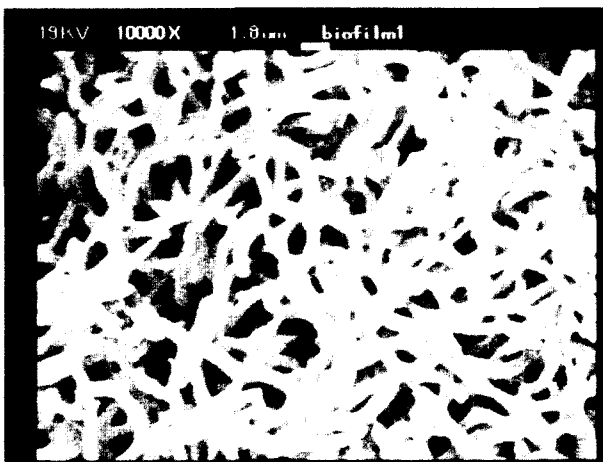
생물막 두께, 형태 및 건조밀도

활성탄 및 모래를 담체로 사용한 유동층 생물막 반응기에서의 반응기 높이 변화에 따른 정상상태 생물막 두께의 변화를 Figure 5에 나타내었다. 생물막 두께는 부하가 증가함에 따라 증가하였고, 반응기 하단에서는 상단에 비해 작은 값을 나타내었다. 생물입자 평균밀도는 생물막 두께가 증가함에 따라 감소하여 밀도가 큰 작은 생물입자는 유동층 하단에 존재하고 밀도가 작은 커다란 생물입자는 유동층 상단에 존재하는 층상배열 (bed stratification) 현상이 나타난다. 또한 14.7 kg N/m³d의 질산성질소 부하속도에서 활성탄 입자를 사용한 경우 약 750 μm 의 두꺼운 생물막이 형성된 반면에 모래입자의 경우 140 μm 의 상당히 얇은 생물막이 형성되었다.

생물입자의 생물막 두께는 생물막 내 균체 증식속도와 생물막으로부터의 균체 이탈속도에 의해서 결정된다. 생물막으로부터의 균체이탈은 균체 증식속도(16), 생물막 표면에서의



(a)



(b)

Figure 6. Scanning electron micrographs of (a) bioparticle and (b) biofilm formed on the activated carbon support.

유체 전단응력(17), 생물입자 간 충돌 (18-20), 그리고 생물입자 표면특성에 의해 영향을 받는다(19). 유동층 생물막 반응기에서는 생물입자 간 충돌에 의한 균체이탈이 가장 중요하다. 생물입자 간 충돌의 영향은 입자 충돌빈도와 충돌충격의 곱으로 표현되는 반응기 단위부피 당 Turbulent Collision Severity (TCS)로 나타낼 수 있다(20). 입자 충돌빈도는 입자 부피분율에 비례하고 입자직경에 반비례하며, 충돌충격은 입자의 운동에너지로 나타낼 수 있다:

$$TCS \propto v^3 \frac{\rho_b \alpha^2}{d_p}$$

여기서, v 는 에너지 유입속도로부터 산출되는 입자 간 상대속도이고, ρ_b 는 생물입자 밀도, α 는 생물입자 반응기 내 부피분율, d_p 는 입자의 직경이다. 따라서 높은 생물입자 밀도와 작은 직경을 나타내는 모래 담체 생물입자의 경우 작은 생물입자 밀도와 큰 직경의 활성탄 담체의 경우 보다 큰 생물막으로부터의 균체 이탈속도를 예측할 수 있다.

생물입자 생물막의 형태는 주사전자현미경(SEM)을 통해 관찰하였다. Figure 6은 활성탄입자를 담체로 사용한 유동층

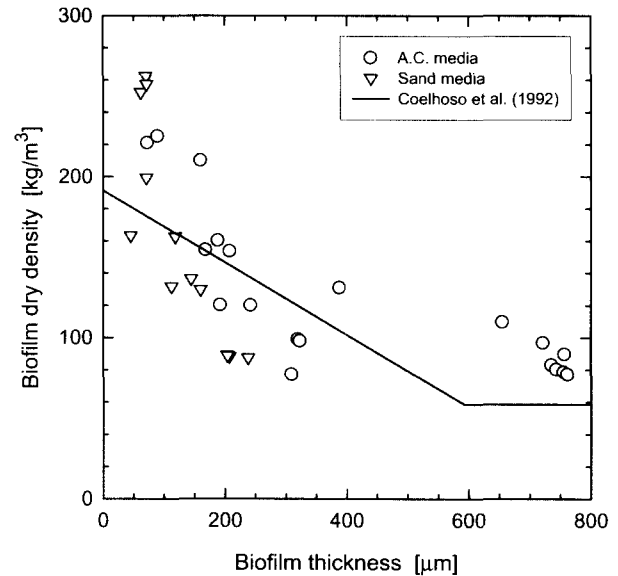


Figure 7. Biofilm density as a function of biofilm thickness.

생물막 반응기에서 유입수 질산성질소 농도가 1,200 mg/l 인 경우 반응기 상부에서 채취한 생물입자와 생물막의 형태를 나타낸다. 생물막이 담체표면 전체를 덮었으며 본 연구의 폐수 탈질화에 참여한 생물막 균체는 주로 *Bacillus* 균주로 구성되었음을 알 수 있다. 담체표면 위의 생물막 형성은 입자 색이 초기 담체 색에서 붉은 갈색으로 변함에 따라 눈으로도 관찰할 수 있었다. 담체 표면 위 생물막 두께 분포는 본 연구에서는 관찰하지 않았으며, Figure 6에 나타난 생물막의 균체밀도는 다른 생물입자의 주사전자현미경 관찰에 비해 낮은 경우에 해당한다.

Figure 7은 생물막 건조밀도와 생물막 두께의 상관관계를 보여준다. 생물막 건조밀도 ρ_{db} 는 담체 단위질량 당 생물막 건조질량 X 와 생물입자 직경 d_p 로부터 산출된다:

$$\rho_{db} = \frac{X \rho_s d_s^3}{d_p^3 - d_s^3}$$

여기서, ρ_s 와 d_s 는 각각 담체 밀도 및 직경을 나타낸다. 생물막 건조밀도는 생물막 두께가 증가함에 따라 감소하였다. 비슷한 결과가 Coelho 등(13)에 의해 보고되었으며 본 연구의 결과와 비교하였다.

질산성질소 제거효율 및 제거속도

활성탄 및 모래 담체 유동층 생물막 반응기의 부하속도 변화에 따른 정상상태 질산성질소 제거효율 및 제거속도의 변화를 Figure 8에 비교하였다. 부하속도가 증가함에 따라 제거효율은 거의 일정한 값을 보이다 감소하였으며, 제거속도는 증가하다 거의 일정한 최대값을 나타내었다. 모래담체 유동층 반응기가 활성탄담체 유동층 반응기에 비해 7.33 kg N/m³d 이상의 부하속도에서 높은 제거효율을 그리고 14.7 kg N/m³d 이상의 부하속도에서 높은 제거속도를 보였다. 이는 모래담체 유동층 반응기가 활성탄담체 유동층 반응기에 비해 단위부피 당 높은 생물막 표면적과 균체량을 나타냈음을 의

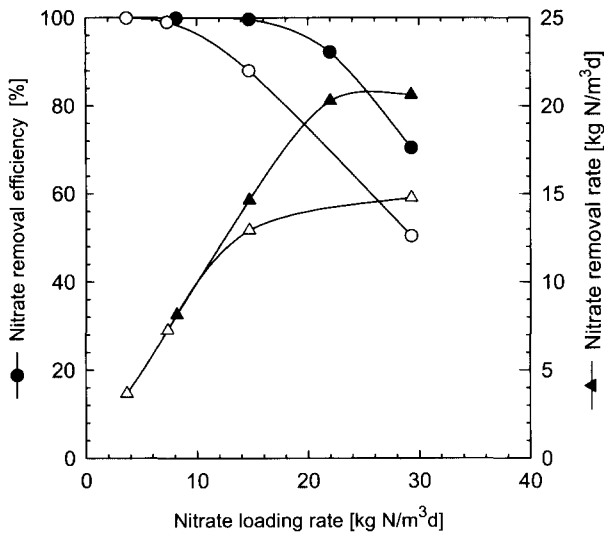


Figure 8. Nitrate removal efficiency (○) and rate (△) in FBBRs with the media of activated carbon (open symbols) and sand (close symbols).

미한다. 부하속도 14.7 kg N/m³d에서 모래담체의 경우 99.6%의 제거효율을 보인 반면 활성탄 담체의 경우 88%의 제거효율을 보였으며, 생물막이 질산이온에 의해 활성탄담체 유동층 반응기의 경우 완전 침투되었으나 모래담체 유동층 반응기의 경우 부분 침투되었다. 직경 0.455 mm의 모래담체 유동층 생물막 반응기 내의 생물입자 비표면적이 직경 1.274 mm의 활성탄담체 유동층 반응기의 경우 보다 컸다.

모래를 담체로 사용한 반응기의 단위부피 당 질산성질소 최대 제거속도는, 20.6 kg N/m³d, 활성탄입자를 담체로 사용한 반응기의 최대 제거속도, 14.8 kg N/m³d, 보다 높은 값을 보였다. 이는 영차반응속도 및 기질의 생물막 내 완전침투를 가정하면 모래담체 유동층 생물막 반응기가 활성탄담체 반응기 보다 많은 반응기 내 균체량을 보였음을 의미한다. 모래담체 유동층 생물막 반응기 내의 생물막으로 존재하는 전체 균체량은 37 kg/m³의 높은 값을 보였다.

요 약

탈질화 유동층 생물막 반응기에 모래와 활성탄 입자를 담체로 사용한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다;

1. 정상상태 생물막 두께는 부하율이 증가할수록 증가하였다.
2. 활성탄 담체의 경우 모래 담체의 경우보다 두꺼운 생물막이 형성되었다.
3. 생물막 건조밀도는 생물막 두께가 증가함에 따라 감소하였다.
4. 모래담체 유동층 생물막 반응기가 질산성질소 제거효율 및 제거속도 면에서 활성탄담체 유동층 생물막 반응기보다 유리하였다.
5. 모래를 담체로 사용하였을 때 반응기 내 최대 균체량은 37 kg/m³, 최대 질산성질소 제거속도는 21 kg N/m³d의 값을 각각 나타내었다.

감 사

본 연구는 1995년도 교육부 지원 생물화학공학 학술연구조성비(F-2)에 의하여 연구되었으며, 이에 감사드립니다.

REFERENCES

1. Jeris, J. S., R. W. Owens, R. Hickey, and F. Flood (1977), Biological Fluidized-Bed Treatment for BOD and Nitrogen Removal, *J. WPCF* **49**, 816-831.
2. Shieh, W. K., L. T. Mulcahy, and E. J. LaMotta (1982), Mathematical Model for the Fluidized Bed Biofilm Reactor, *Enzyme Microb. Technol.* **4**, 269-275.
3. Jeris, J. S., C. Beer, and J. A. Mueller (1974), High Rate Biological Denitrification Using a Granular Fluidized Bed, *J. WPCF* **46**, 2118-2128.
4. Jeris, J. S. and R. W. Owens (1975), Pilot-Scale High-Rate Biological Denitrification, *J. WPCF* **47**, 2043-2057.
5. Eggers, E. and T. Terlouw (1979), Biological Denitrification in a Fluidized Bed with Sand as Carrier Material, *Wat. Res.* **13**, 1077-1090.
6. Bosman, J. and F. Hendricks (1981), The Technology and Economics of the Treatment of a Concentrated Nitrogenous Industrial Effluent by Biological Denitrification Using a Fluidized-Bed Reactor, In *Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Wastewater*, P. F. Cooper and B. Atkinson, Eds., p222, Ellis Horwood Limited, Chichester.
7. Cooper, P. F. and D. H. V. Wheeldom (1981), Complete Treatment of Sewage in a Two-Fluidized Bed System, In *Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Wastewater*, P. F. Cooper and B. Atkinson, Eds., p121, Ellis Horwood Limited, Chichester.
8. Gauntlett, R. B. (1981), Removal of Ammonia and Nitrate in the Treatment of Portable Water, In *Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Wastewater*, P. F. Cooper and B. Atkinson, Eds., p48, Ellis Horwood Limited, Chichester.
9. Hawkins, J. E., D. A. Stott, R. L. Stokes, and A. Clennett (1981), Denitrification of Sewage Effluent on a Full-Scale Using an Expanded Bed, In *Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Wastewater*, P. F. Cooper and B. Atkinson, Eds., p357, Ellis Horwood Limited, Chichester.
10. Walker, J. F. Jr., C. W. Hancher, R. K. Genung, B. D. Patton, and M. Kowalchuk (1981), Biological Treatment of Nitrate Wastewater Using Fluidized-Bed Bioreactors, *Biotechnol. Bioeng.* **11**, 416-427.
11. Mulcahy, L. T. and W. K. Shieh (1987), Fluidization and Reactor Biomass Characteristics of the Denitrification Fluidized Bed Biofilm Reactor, *Wat. Res.* **4**, 451-458.
12. Boaventura, R. A. and A. E. Rodrigues (1988), Consecutive Reactions in Fluidized-Bed Biological Reactors: Modeling and Experimental Study of Wastewater Denitrification, *Chem. Eng. Sci.* **43**, 2715-2728.
13. Coelho, I., R. Boaventura, and A. Rodrigues (1992), Biofilm Reactors: An Experimental and Modeling Study of Wastewater Denitrification in Fluidized-Bed Reactors of Activated Carbon Particles, *Biotechnol. Bioeng.* **40**, 625-633.

14. Suh, I.-S. (2001), Modeling the Denitrification of Wastewater in a Fluidized Bed Biofilm Reactor, *HWAHAK KONGHAK* **39**, 368-378.
15. *Water Analysis Handbook*, 2nd ed., Hach, Loveland (1992).
16. Stewart, P. S. (1993), A Model of Biofilm Detachment, *Biotechnol. Bioeng.* **41**, 111-117.
17. Rittmann, B. E. (1982), The Effect of Shear Stress on Biofilm Loss Rate, *Biotechnol. Bioeng.* **24**, 501-506.
18. Chang, H. T., B. E. Rittman, D. Amar, R. Heim, O. Ehlinger, and Y. Lesty (1991), Biofilm Detachment Mechanisms in a Liquid-Fluidized Bed, *Biotechnol. Bioeng.* **38**, 499-506.
19. Gjaltema, A., L. Tjihuis, M. C. M. van Loosdrecht, and J. J. Heijnen (1995), Detachment of Biomass from Suspended Nongrowing Spherical Biofilms in Airlift Reactors, *Biotechnol. Bioeng.* **46**, 258-269.
20. Cherry, R. S. and E. T. Papoutsakis (1988), Physical Mechanisms of Cell Damage in Microcarrier Cell Culture Bioreactors, *Biotechnol. Bioeng.* **32**, 1001-1004.