

불포화 사질토양을 이용한 도시하수의 3차 처리

김승현* · 정종배¹⁾ · 하현수 · Shiv O. Prasher²⁾

영남대학교 환경공학과, ¹⁾대구대학교 생명환경학부, ²⁾McGill University
(2003년 3월 16일 접수, 2003년 5월 2일 수리)

Tertiary Treatment of Municipal Wastewater Using Unsaturated Sandy Soil

Seung-Hyun Kim, Jong-Bae Chung¹⁾, Hyun-Soo Ha and Shiv O. Prasher²⁾ (Dept. of Environmental Engineering, Yeungnam University, Gyeongsan 712-749, Korea, ¹⁾Dept. of Agricultural Chemistry, Daegu University, Gyeongsan 712-714, Korea, ²⁾Agricultural & Biosystems Engg. Dept., McGill University, Quebec, Canada)

ABSTRACT : Treatment of secondary effluent was investigated using sandy soil as a possible alternative to the tertiary treatment of municipal wastewater. Secondary effluent was applied with three different flow rates to the surface of pilot scaled lysimeters, which were filled with sandy soil. Some of the lysimeters were covered with sod, while others were kept bare in order to investigate the role of plantation on the treatment. The concentration changes in COD and nitrogen were measured along the unsaturated soil depth. The same set of experiment as with the secondary effluent was performed using tap water to investigate the dissolution of the contaminants from the soil. From the results it was found that when sandy soil was used for tertiary treatment of municipal wastewater COD removal efficiency reached about 70% regardless of the application rate. The soil depth needed to obtain such efficiency increased along with the application rate, which was about 60 cm at the application rate of 50 L/day. Results also showed that nitrification occurred rapidly. The process was completed in soil depth of first 10~20 cm. Nitrogen removal efficiency was as low as about 20% regardless of the application rate. Some supplementary means should be considered to improve the efficiency. Sod on the soil surface had no significant influence on the contaminant treatment but was helpful to keep the infiltration rate undiminished. Finally, the organic soil was found to release significant amount of contaminants when it was in contact with soil water.

Key words: tertiary treatment, COD removal, nitrogen removal, unsaturated soil.

서 론

인구의 도시집중과 생활수준의 향상으로 인해 도시하수가 더 많이 발생되고 있으며, 이를 보다 완벽하게 처리하려는 노력 또한 부단히 경주되고 있다. 그러나 대부분의 도시하수는 2차처리 후 하천에 방류되며, 잔류 오염물로 인해 하천수질은 크게 개선되고 있지 않는 실정이다¹⁾. 도시하수의 2차 처리 만으로는 질소, 인, 병원균 뿐 아니라 부유분진 및 BOD (Biochemical Oxygen Demand)의 제거도 충분치 않은 것으로 알려져 있어²⁾, 하천수질을 개선하기 위해서는 잔류 오염물에 대한 3차 처리의 필요성이 증가하고 있다³⁾. 3차 처리 기법은 크게 고급기술과 보급기술로 나눌 수 있으며⁴⁾, 보급기술은 고급기술과 달리 그 작동원리가 간단하여 건설 및 유지보수가

쉽고 비용이 적게 들며, 에너지 소비가 적고, 안정적인 운전이 가능한 장점이 있다⁵⁾. 보급기술로는 안정화지(lagoon), 습지(wetland), 그리고 토양처리(land application) 등이 있으며, 토양처리로는 급속침투(rapid infiltration), 토양면 월류(overland runoff), 살수관개(spray irrigation) 등이 많이 이용된다⁶⁾.

토양처리는 원래 도시하수 처리의 초창기부터 이용되던 방법으로 20세기 초반까지 대부분의 생활하수 처리방법으로 널리 사용되었다. 이 시기에는 공학적인 설계에 근거하지 않고, 다만 하수발생자와 경작자의 편의를 위해서 가까운 농경지에 생활하수를 관개용수로 공급하였다⁷⁾. 이후에는 도시팽창과 하수처리기술의 발전으로 대부분의 토양처리 방법이 폐기되고 침전조 및 활성오니조 등을 이용한 처리법이 널리 확산되었으며, 1972년 미국의 공법(PL-500)제정으로 도시하수 처리의 대안 및 보조적인 수단으로서 토양처리법이 재조명 받게 되었다⁸⁾. 최근에는 도시하수의 3차 처리 공법의 일환으로 토양 및 대수층 처리가 많이 연구되고 있으며^{10,11)}, 고급기술을

*연락처:

Tel: +82-53-810-2548 Fax: +82-53-812-2540
E-mail: kimsh@yumail.ac.kr

이용한 3차 처리에 못지않은 처리수질을 얻을 수 있을 뿐 아니라 먹는 물 수준까지의 정화도 가능하다는 보고도 있다¹²⁾.

토양처리에서 토양은 생물막으로 작용하여 2차 처리수에 포함된 잔류 오염물을 제거하게 된다⁶⁾¹³⁾. Spyridakis와 Welch는 살수관개와 급속침투를 이용하여 도시하수를 3차 처리할 경우 보통의 토양에서 95%이상의 높은 BOD 및 부유물질 제거율을 얻을 수 있다고 하였으며⁶⁾, Gardner 등은 2차 처리수에 침윤관개(flood irrigation)를 적용하여 질소 제거율 90%와 인 제거율 95%를 얻을 수 있었으며 BOD는 10 mg/L 이하로 낮출 수 있었다고 한다¹⁰⁾. Makni는 1.5 m 이상의 토양층에 2차 처리수를 통과시켜 COD(Chemical Oxygen Demand), 대장균, 기생충 및 기생충 알의 대부분을 제거하였다고 하였으며¹¹⁾, Kanarek과 Michail은 침윤과 건조를 교대로 하는 지하수 함양지에서 BOD와 부유물질 제거가 거의 완벽히 이루어 졌다고 보고했다¹⁴⁾. 2차 처리수로 관개할 경우 Page와 Chang은 중금속 부하로 인해 토양오염에 이르는 기간이 보통의 토양에서 150년 이상 소요되어 중금속에 의한 토양오염이 시급한 문제가 아니라고 하였으며¹⁵⁾, Westcot과 Ayers는 미량오염물질의 토양축적은 무시할 수 있는 정도라고 하였다¹⁶⁾.

기후, 지형 및 지질 특성으로 인해 우리나라의 하천은 대부분 넓은 홍수터를 가지고 있고, 이 홍수터는 주로 모래질 토양으로 구성되어 있으며, 잡초가 자라는 곳이 대부분이다. 토양처리는 모래질 토양에서는 그 효율이 낮으므로 농경지 토양에 관개형태로 많이 적용되어 왔다⁶⁾¹⁷⁾. 본 연구에서는 도시하수의 2차 처리수를 모래질 토양에 통과시켜 처리수에 잔류하는 유기오염물과 질소를 추가로 처리하는 방안을 연구하였으며, 이를 위해 점적관개를 이용한 파일럿 규모의 야외실험을 이용하였다. 모래질 토양을 실험에 이용한 이유는 우리나라의 홍수터에 적용하는 것을 염두에 둔 것이다. 또한 우리나라의 홍수터는 연중 수차례의 홍수에 노출되므로 시설물의 손상을 예방하기에 적합한 공법이 필요하다. 홍수터에 자라는 잡초에 대한 살수관개나 점적관개 공법이 여기에 적당하다고 가정하여, 실험에는 점적관개를 이용하였다. 실험과정에서유기물을 함유한 토양으로부터 유기오염물과 질소가 용출되는 현상도 부가적으로 조사하였다.

재료 및 방법

실험 장치

본 연구에는 토양을 채운 12개의 lysimeter를 사용하였다. Lysimeter는 1993년에 제작된 것으로 제작후 토양을 채워 다른 연구에 이용된 바 있다¹⁸⁾¹⁹⁾. 각 lysimeter는 내경 45 cm, 길이 100 cm, 두께 1 cm인 PVC 파이프의 바닥에 PVC 관을 용접해서 붙인 것으로 이를 평평한 지면에 수직으로 세워 사용하였다. Lysimeter의 바닥에는 유출구가 설치되어 있으며, 이 유출구의 직경은 4 cm이고 lysimeter 내부로 약 40 cm 관입하였다. 관입된 부분에는 줄눈(screen)이 설치되어 있어서 물만 통과할 수 있도록 되어 있다. Lysimeter를 채운 토양은

모래질 토양으로 90 cm 깊이었다. Lysimeter와 토양은 Patel의 논문에 자세히 기술되어 있고¹⁹⁾, 간략한 토양의 특성을 Table 1에 나타내었다. 본 연구를 위해서 lysimeter의 벽에 시료 채취구를 설치하였다. 시료 채취구는 토양표면으로부터 10, 20, 40, 60 cm의 깊이에 연직으로 일직선상에 설치하였다. 시료 채취구에서 공기가 유입되지 않도록 고무링을 사용하여 틈을 완전히 밀폐하였다. Lysimeter 바닥의 유출구에는 내경 8 mm의 나선형 비닐 튜브를 연결하여 유출수가 일정 시간동안 정체함으로써 이를 통해서 외부의 공기가 유입되지 않도록 하였다. 지면에서 약 1.4 m 위치에 평판을 설치하여 여기에 12개의 저류조를 두었고 저류조와 lysimeter를 1:1로 연결하여 lysimeter에 원수를 공급하였다. 공급방식은 중력을 이용한 자연 유하식이었다. 직경 2 cm인 PVC 튜브를 직경이 25 cm가 되도록 원형으로 구부려 여기에 점적기를 부착하여 lysimeter의 토양표면에 설치하였고, 점적기의 개수로 유량을 조절하였다. 실험장치를 강우에 노출시키지 않기 위해서 차일을 쳤으며, 그 높이는 최소 약 2.5 m이었다. Lysimeter와 저류조의 개괄도는 Fig. 1에 나타내었다.

Table 1. Physical and chemical properties of lysimeter soil

OM	CEC	N	P	K	Particle separate			Saturated hydraulic conductivity
					Sand	Silt	Clay	
%	cmol/kg	—	mg/kg	—	%	—	m/day	
3.5	5	13.1	116.5	179.0	91.2	4.2	1.1	2.5

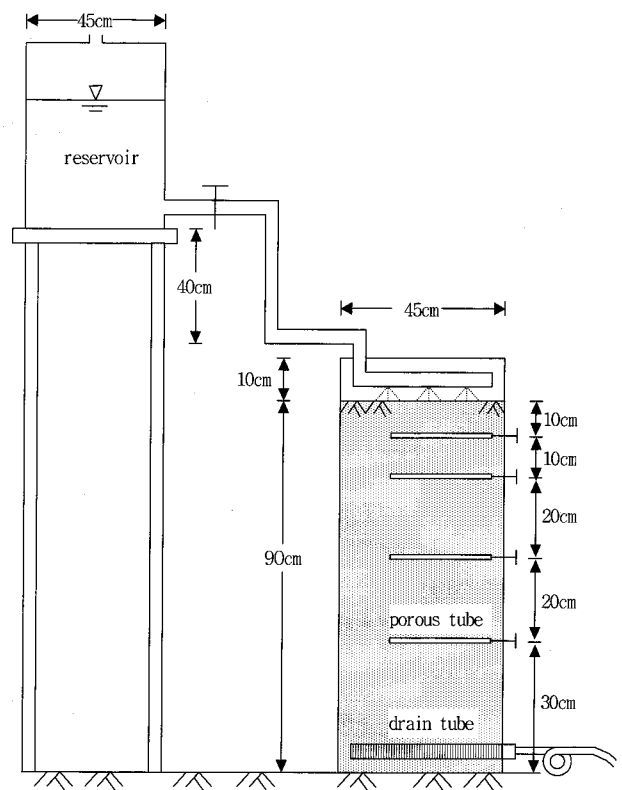


Fig. 1. Schematic diagram of lysimeter and reservoir.

실험 방법

실험은 캐나다의 몬트리올에 있는 매길대학교 서부 캠퍼스(West Campus, McGill Univ., Quebec, Canada)의 실습장에서 수행하였다. 실험수행 기간은 2002년 6월초부터 2002년 9월 말까지였다. 실험에 사용된 도시하수의 2차 처리수는 lysimeter로부터 15 km 떨어진 곳에 위치한 Vaudreuil과 Dorion의 하수처리장에서 얻었다. 이 처리장은 이들 두 도시에 거주하는 인구 약 2만 명이 발생시키는 하수를 처리하는 곳으로, 1차 침전조와 연속회분식 2차 처리조를 통과한 처리수를 생로팽강에 방류하고 있으며, 실험기간 동안의 방류수의 수질은 Table 2에 나타내었다. 실험용 처리수는 방류를 위해 도수관에 유입되는 지점에서 얻었다. 시료 채취시 눈금간격이 0.3 mm인 체를 통과시켜 부유물질을 제거하였다. 원수는 하루에 한번씩 운반하였고 200 L들이 드럼통 2개를 탑재한 트레일러를 이용하였다.

Lysimeter는 수년간 사용되지 않은 상태로 야외에서 강수에 노출되어 있었으므로 따로 토양을 세척하지 않고 그대로 사용하였다. Lysimeter에 적용된 유량은 50, 30, 10 L/day이었다. 이들 lysimeter의 토양표면에는 조정용 잔디를 심었다. 잔디의 영향을 알기 위하여 잔디를 심지 않은 lysimeter도 운영하였으며, 이 lysimeter의 유량은 30 L/day이었고 표면은 토양을 그대로 노출시켜 나지로 운영하였다. 50 L/day의 유량은 점적이 5개를, 그리고 30 L/day는 점적이 3개를 원형 PVC 튜브에 등간격으로 설치하여 얻었다. 10 L/day의 유량은 점적이 한 개를 토양면의 한 가운데에 설치하여 얻었다. 저류조에 원수를 채운 직후에는 유량이 컸고 저류조의 수위가 내려갈수록 유량이 줄었으며, 최대 및 최소 유량은 평균유량과 약 20%의 오차를 보였다. 실험은 유량과 표층토의 피복상태의 4가지 다른 조건에 대해 3중으로 수행하여 총 12조의 lysimeter를 운영하였다.

하수처리장의 처리수를 원수로 사용하는 실험을 약 3달간 수행한 후 수돗물을 원수로 하는 실험을 약 1달간 수행하였다. 이는 토양중의 유기물이 토양간극수에 용출되는 현상을 파악하고자 함이다. 수돗물을 원수로 하는 실험에서는 원수만 수돗물로 바꾸고 나머지 운전조건은 처리수를 적용할 때와 같았다. 수돗물 실험 전에 각 lysimeter에 수돗물 약 800 L씩 흘려서 급속침투 시킴으로써 토양을 세척하였다. 수돗물 세척도중에 각 lysimeter의 유출수의 수질을 분석하여 정상상태에 도달하였음을 확인하고 수돗물 세척을 완료하였다.

시료채취 및 분석

시료 채취는 아크릴로 제작한 진공통을 이용하였다. 이는

Table 2. Effluent water quality of Vaudreuil Wastewater Treatment Plant during the experiment

BOD ₅	Suspended Solid	NH ₄ -N	Total-N	Total-P
mg/L				
5~18	7~16	7~13	13~27	0.2~0.7

여러 개의 시료 채취구로부터 동시에 시료를 얻기 위함으로 두 개의 진공통을 연결하여 운영하였으며, 한 개의 진공통에는 약 200 mL들이 플라스틱 용기를 12개씩 바닥에 고정하여 한번에 24개의 시료를 채취하였다. Lysimeter의 시료 채취구에는 길이 10 cm이고 외경 약 3 mm의 다공질 튜브 (Model No. 19.21.01, Eijkelkamp Agriresearch Equipment, The Netherlands)를 삽입하여 고정하였다. 진공통 내부의 플라스틱 용기와 다공질 튜브사이의 직경 약 3 mm의 비닐튜브로 연결하였으며, 이 비닐튜브와 진공통의 접촉부위는 생고무로 밀폐하여 진공통에서 공기가 새지 않도록 하였다. 시료 채취용 다공질 튜브와 진공통을 비닐튜브로 연결한 후 진공통을 진공펌프에 연결하여 진공펌프를 작동시킴으로써 lysimeter 내부의 불포화 흐름으로부터 액상 시료를 얻을 수 있었다. 여기에 사용한 진공펌프 (Model No. UNO35ANP, KNF Neuberger Inc., NJ, USA)의 최대 부압능력은 수은주로 -60 cm이었다. 시료 채취 시스템의 개략도는 Fig. 2에 나타내었다.

2차 처리수 공급 시작 45일 후부터 lysimeter의 모든 시료 채취구와 유출수로부터 시료를 채취하였다. 1회의 시료채취에 소요된 시간은 약 2일이었고, 7회에 걸쳐 시료를 채취 및 분석하였다. 수돗물을 원수로 하는 실험에서는 모두 5회에 걸쳐 시료를 채취하여 분석하였다. 채취된 시료에 대해서 COD, NH₄-N, NO₃-N, 그리고 pH를 측정하였다. COD는 Standard Method의 발색법에 의해서 분석하였으며²⁰⁾, pH와 NH₄-N와 NO₃-N의 농도는 Ion Meter (Model No. 35613-21, Oakton Instrument, II, U.S.A.)로 측정하였다. Lysimeter의 유출수에는 미생물 덩어리가 부유하는 경우가 있었으며, 이를 제거하기 위해 유출수를 거름종이 (Whatman, Qualitative 4)에 통과시킨 후 측정하였다.

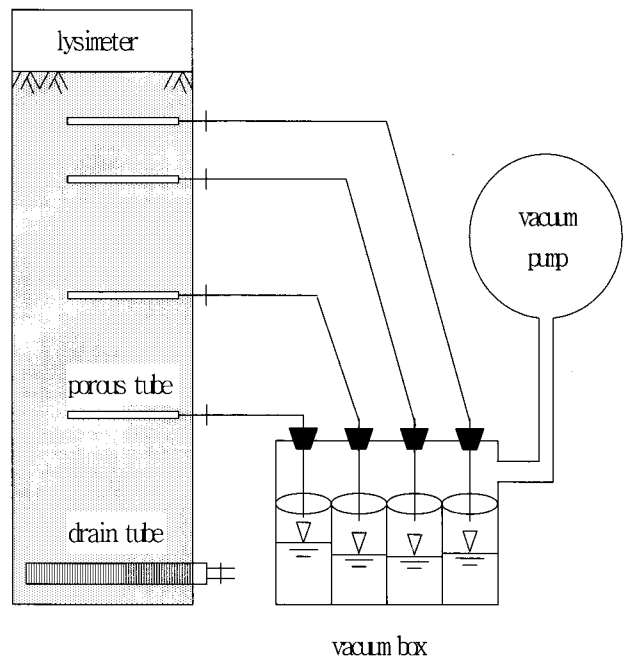


Fig. 2. Schematization of sampling system using vacuum box.

결과 및 고찰

본 연구는 홍수터의 불포화토양에 도시하수의 2차 처리수를 살포하여 대량으로 처리하는 것을 염두에 두고 시작하였다. 따라서 정상적으로 운전이 이루어지고 있는 상태에서의 적정 살포유량, 모래질 토양의 소요깊이, 그리고 처리효율 등 설계인자들에 대한 지식을 얻을 목적이었다. 이를 위해서는 운전이 정상상태에 도달한 후의 실험결과가 필요하다. 연구 초기에는 운전이 정상상태에 도달하는데 상당한 시간이 소요될 것으로 판단하여 2차 처리수 주입 후 45일부터 시료채취를 시작하였다. 그러나 이후의 시료채취 및 분석결과, 최초 시료 채취시 이미 운전은 정상상태에 이르렀던 것으로 판단되었다. 그 이유는 모래질 토양이어서 토양내부의 유속이 매우 빨랐기 때문으로 사료된다. 토양의 수분보유특성곡선을 van Genuchten 모델로 가정하여 Richards 방정식을 해석한 결과²¹⁾, 50과 10 L/day의 유량에서는 lysimeter에서의 물의 평균 체류시간이 각각 약 1일과 3일로 계산되었다. 따라서 45일간의 2차 처리수 공급기간 동안 실험은 이미 정상상태에 이르렀던 것으로 판단되었다.

2차 처리수를 원수로 공급한 실험에서 lysimeter 각 위치에서의 COD값을 Fig. 3에 나타내었다. 원수와 함께 유입된 COD중 생분해 가능한 부분은 토양표면 근처에서 활발히 분해됨을 알 수 있으며, 이는 보통의 토양에 대한 기존의 연구와 부합한다⁶⁾. 유량이 증가할수록 COD 분해에 소요되는 토양의 깊이가 더 증가함을 알 수 있는데, 이는 유속이 증가하면서 토양중 체류시간이 감소하는 것과 상관이 있고, Damkohler 수(Da number; 반응속도/이류이송속도)가 감소할수록 생분해 반응속도가 상대적으로 느려지기 때문이다²²⁾. 유량 10 L/day에서는 유입된 COD가 분해되지 않은 것처럼 보인다. 그러나 이는 보통의 토양에서 BOD가 표층 10 cm에서 완전히 분해되었다는 기존의 연구결과로 볼 때²³⁾, 유입된 COD중

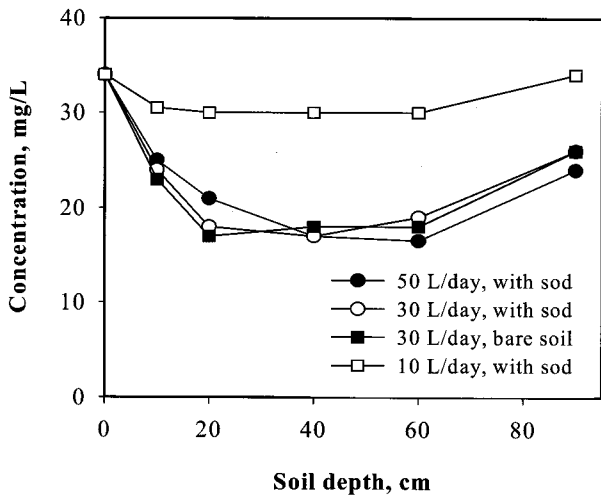


Fig. 3. COD concentration profiles with secondary effluent feeding.

생분해 가능한 부분은 토양표면 10 cm에서 분해가 완료되었으나 생분해되지 않는 COD와 토양 유기물에서 새로이 용출된 유기물 때문이라고 볼 수 있다. 이 가설은 수돗물 주입실험에서 확인할 수 있다 (Fig. 4). 유량 30 L/day에서 잔디 식재와 나지 사이의 차이는 없는 것으로 보인다. 모든 유량에서 COD 잔류치가 상당히 높음을 알 수 있으며, 이는 2차 처리수에 포함된 난분해성 COD와 토양에서 용출되는 COD에 기인하는 것으로 판단된다. Table 1에서 알 수 있듯이 토양은 3.5%의 유기물을 포함하고 있어서 이로부터 상당한 양의 COD가 용출될 것으로 판단된다²⁴⁾.

수돗물을 원수로 공급한 실험의 COD 변화를 Fig. 4에 나타내었다. 유량이 감소할수록 토양수층의 COD가 증가하여 유량이 50, 30, 10 L/day일 때 토양수층의 COD는 각각 약 5, 8, 18 mg/L이었고, 이는 유속감소로 토양수와 토양의 접촉시간이 증가했기 때문으로 판단된다. 용출된 COD는 생분해에 노출되므로²⁵⁾ COD의 용출속도가 이의 생분해 속도보다 더 크다는 것을 알 수 있다. Fig. 3과 4에서 모두 lysimeter의 끝부분에서 COD가 약간 증가함을 알 수 있다. 이는 lysimeter의 바닥으로 갈수록 토양수분함량이 증가하여 유속이 점차 느려지므로 토양수와 토양입자의 접촉시간이 증가하여 유기물 용출이 증가한 때문으로 판단된다²⁶⁾. Fig. 3과 4를 비교하면 유입된 2차 처리수의 COD는 약 35 mg/L에서 토양층을 통과하면서 9~12 mg/L로 개선되고 있음을 알 수 있다. 이는 약 70%의 COD 제거율이며, 하천수의 COD중 생분해 가능한 부분이 70~80%라는 Ha 등의 보고와 비교하면 생분해 가능한 유기물은 대부분 분해된 것으로 볼 수 있다²⁷⁾. 다만, 토양중의 유기물 함량이 클 경우에는 유기물 용출에 의한 COD의 증가가 고려되어야 할 것이다.

2차 처리수를 원수로 공급한 실험에서 lysimeter 각 위치에서의 NH₄-N의 농도를 Fig. 5에 나타내었다. 2차 처리수의 NH₄-N의 농도는 Table 2에서 보듯이 7~13 mg/L 이었지만 저류조에서 점적기까지 이동하는 동안 질산화가 상당히 진행

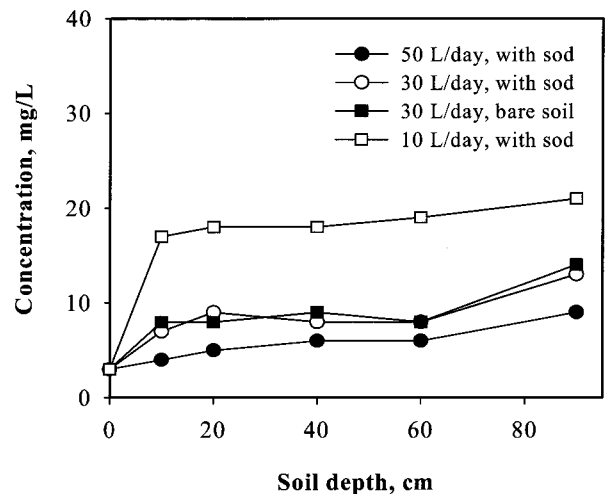


Fig. 4. COD concentration profiles with tap water feeding.

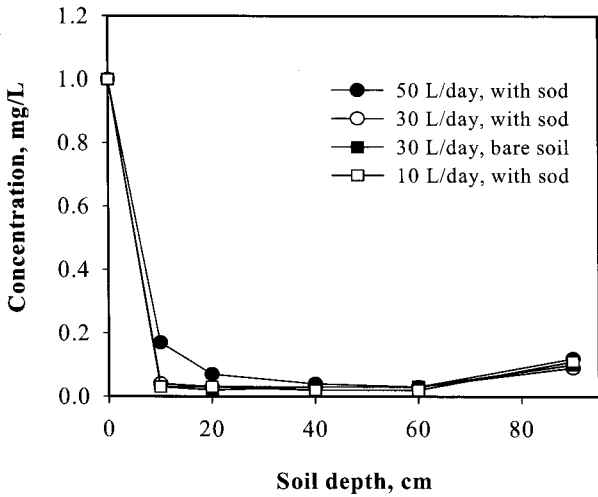


Fig. 5. $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration profiles with secondary effluent feeding.

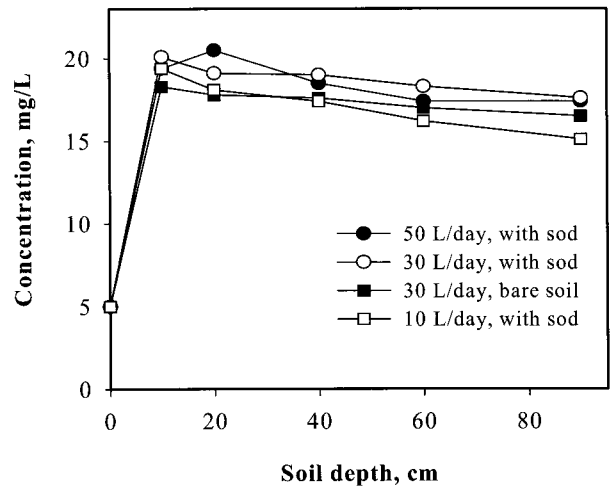


Fig. 7. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration profiles with secondary effluent feeding.

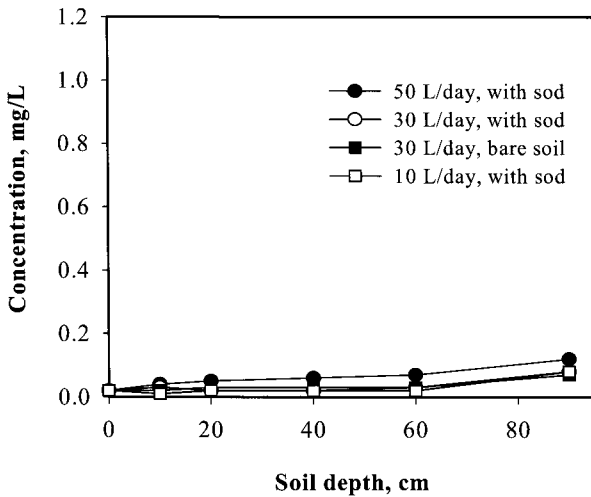


Fig. 6. $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration profiles with tap water feeding.

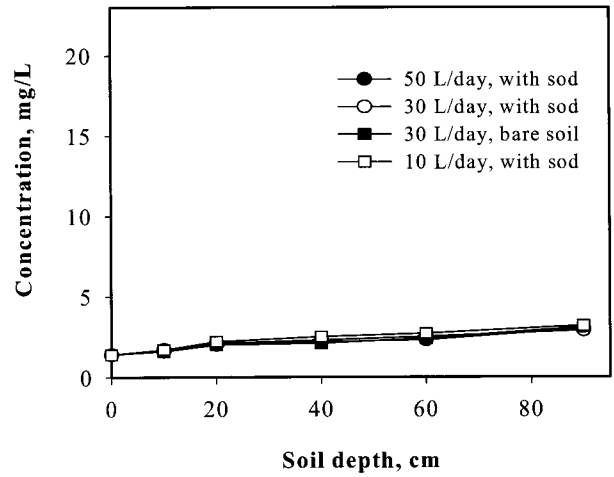


Fig. 8. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration profiles with tap water feeding.

되어 실제로 토양에 유입하기 직전의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 농도는 약 1.0 mg/L이었다. 또한, 측정장비의 검측 범위가 0.1 mg/L 이상이었기 때문에 그 이하의 농도에 대해서는 정성적인 해석만 가능하다고 볼 수 있다. Fig. 5에서 10~30 L/day의 유량에서는 표층 10 cm 이내에서 이미 질산화가 완료되었음을 알 수 있다. 이는 질산화 반응이 매우 빠르다는 기존의 보고와 일치한다^{28,29)}. 유량이 50 L/day인 경우 지표하 20 cm까지도 질산화가 진행되는 것을 알 수 있으며, 이는 높은 수분함량으로 인해 공기상의 유효간극이 줄어서 대기중으로부터 산소확산이 감소한 때문이라 볼 수 있다. COD 변화에서와 같이 Da수의 감소에 따른 반응 깊이의 증가도 이의 원인이 될 것으로 판단된다. Lysimeter의 바닥 부근에서 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 농도가 약간 증가함을 알 수 있으며, 이는 COD에서와 같은 이유에 기인하는 것으로 보인다.

수돗물을 원수로 공급한 실험의 $\text{NH}_4\text{-N}$ 농도 곡선을 Fig. 6에 나타내었다. 유량이 50 L/day인 경우 $\text{NH}_4\text{-N}$ 농도가 약

간 높지만 다른 유량에서는 그 농도가 매우 낮으며, 이는 50 L/day에서는 대기중으로부터 산소가 적게 유입되어 질산화가 다소 억제되었기 때문으로 판단된다. Lysimeter의 바닥 부근에서는 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 농도가 증가하며, 이는 COD에서와 같이 토양의 유기물 용출과 함께 $\text{NH}_4\text{-N}$ 용출도 증가했기 때문으로 판단된다.

2차 처리수를 원수로 공급한 실험에서 lysimeter 각 위치에서의 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 농도를 Fig. 7에 나타내었다. $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 농도는 유량이 50 L/day일 경우 10 cm까지는 급격히 증가하고 20 cm까지는 약간 증가하다가 그 이후에는 점차 감소하였다. 나머지 유량에서는 유량과 상관없이 표층 10 cm까지 급히 증가했다가 이보다 깊은 층에서는 점차 감소하는 경향을 보이며 전체적으로 비슷한 곡선을 나타내었다. 유입된 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 대부분이 표층 부근에서 쉽게 질산화되며, 50 L/day의 유량에서는 유속이 빨라서 Da수가 줄어들어 질산화반응의 깊이가 다소 깊어진 것으로 판단된다. 또한, 전체 질소의 물질수지를

고려하면, 2차 처리수에 포함된 유기물의 분해에 의한 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 방출과 이의 질산화도 매우 빠르게 진행되는 것으로 판단된다. 깊은 토양에서 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 농도가 점차 줄어드는 것은 탈질에 기인한다고 볼 수 있다. 유량이 50 L/day인 lysimeter 2조에서 용존산소의 농도를 1회 측정하였으며, 20 cm보다 깊은 곳에서는 그 농도가 0.1~0.3 mg/L이었다. 시료채취 및 측정시 부압의 영향으로 측정장비가 파손되어 더 이상의 측정은 수행하지 않았으나, 이로부터 토양입단의 내부에는 부분적으로 환원환경이 생성될 수 있는 것으로 보인다. 이 결과는 토양표층에서 대부분의 탈질이 완료된다는 Jacinthe 등의 연구결과에 비해 다소 저조한 탈질 효율이며³⁰⁾, 이는 토양이 모래질이기 때문으로 보인다. 한편, COD 및 $\text{NH}_4\text{-N}$ 와는 달리 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 농도는 lysimeter의 끝부분에서 증가하지 않았는데, 이는 이 부분에서의 수분함량 증가가 탈질반응을 촉진했기 때문으로 판단된다³¹⁾.

수돗물을 원수로 공급한 실험에서 토양 깊이에 따른 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 농도를 Fig. 8에 나타내었다. 모든 유량에서 비슷한 농도분포 경향을 보이며, 토양 깊이에 따라 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 농도가 점차 증가하는 것을 알 수 있고, 2차 처리수를 공급할 때보다 수돗물을 공급할 경우 탈질이 더 활발하지 않음을 알 수 있다. Fig. 5-8과 Table 2로부터 2차 처리수에 포함된 총질소의 제거율이 약 20%에 불과함을 알 수 있다. 이 값은 보통 토양에서의 살수관개시 질소 제거율인 70~90%에 비해서 낮은 편이며⁹⁾, 이를 제고할 수 있는 보완책이 필요한 것으로 판단된다.

모든 실험에서 pH의 범위는 7.0~8.6으로 유량과 토양 깊이에 따른 뚜렷한 경향을 찾을 수는 없었다. 2차 처리수를 원수로 공급할 때, 잔디가 식재된 경우는 조류발생이 거의 없었고 지표에서의 투수능도 양호하였으나, 나지의 경우 토양 표면에서 녹조류의 발생으로 폐색현상이 있었으며 이로 인해 투수능의 부분적 감소가 관찰되었다. 이는 2차 처리수의 토양처리시 호기조건을 유지할 경우 폐색이 발생하지 않는다는 문헌과는 다소 다른 결과이었다⁹⁾. 원수가 수돗물인 경우에는 조류발생이 전혀 없었으며 폐색도 발생하지 않았다. Fig. 3-8에 나타난 측정값들은 3조의 lysimeter로부터 얻은 값들의 평균이며, 독해의 편의를 위해 측정치의 오차범위는 나타내지 않았다.

요 약

모래층 토양이 도시하수의 3차 처리에 이용될 경우 COD 제거율은 적용유량에 관계없이 약 70%에 이르는 것을 알 수 있었다. 적용유량이 증가함에 따라 COD제거에 필요한 토양층의 깊이가 증가하여 50 L/day의 유량에서는 약 60 cm에 달하는 것을 알 수 있었다. 질산화는 매우 빨라서 표층토양 10~20 cm에서 반응이 거의 완료됨을 알 수 있었다. 총질소의 제거율은 유량에 상관없이 약 20%로 낮은 편이었으며, 이에 대한 보완책이나 추가적인 연구가 필요한 것으로 판단된다. 잔디를 식재할 경우 오염물의 처리효율에는 영향이 거의 없

으나 투수능 유지에는 도움이 되는 것을 알 수 있었으며, 토양에 함유된 유기물로부터 상당한 양의 오염물이 용출되는 것을 알 수 있었다. 탈질과정에서는 아산화질소도 발생하므로 본 연구의 결과를 현장에 적용하기 전에 이에 대한 추가적인 연구도 필요할 것으로 판단된다.

감사의 글

이 논문은 2002학년도 영남대학교 학술연구조성비에 의한 것임.

참 고 문 헌

1. 이철희, 박영규, 이순화, 공인철, 김승현 (1998) 낙동강 수질환경 개선 계획 수립을 위한 기초조사 연구, 포항산업과학연구원.
2. Bal, A. S. and Kulkarni, V. S. (1999) Aerobic conventional treatment technologies, *Chem. Eng. World* 34, 53-64.
3. Salter, H. E., Boyle, L., Ouki, S. K., Quarmby, J. and Williams, S. C. (1999) The performance of tertiary lagoons in the United Kingdom, *Water Res.* 33, 3775-3781.
4. Westerhoff, P. and Pinnney, M. (2000) Dissolved organic carbon transformations during laboratory-scale groundwater recharge using lagoon-treated wastewater, *Waste Manage.* 20, 75-83.
5. Viswanathan, M. N., Senafy, M. N., Rashid, T., Al-Awadi, E. and Al-Fahad, K. (1999) Improvement of tertiary wastewater quality by soil aquifer treatment, *Water Sci. Technol.* 40, 159-163.
6. Spyridakis, D. E. and Welch, (1976) Treatment processes and environmental impacts of waste effluent disposal, In Sanks, R. L. and Asano, T. (ed.) *Land treatment and disposal of municipal and industrial wastewater*, Ann Arbor Science, Michigan.
7. Willems, D. G. (1976) Land treatment of wastewaters, institutional and regulatory agency approach, In Sanks, R. L. and Asano, T. (ed.) *Land treatment and disposal of municipal and industrial wastewater*, Ann Arbor Science, Michigan.
8. Loehr, R. C., Jewell, W. J., Novak, J. D., Clarkson, W. W. and Friedman, G. S. (1979) *Land application of wastes*, Vol. I, van Nostrand Reinhold Company, New York.
9. Tebbutt, T. H. Y. (1992) *Principles of water quality control*, 4th ed., Pergamon Press, New York.
10. Gardner, E. A., Morton, D., Sands, J., Matthews, P., Cook, F. J. and Jayawardane, N. S. (2001) The filter

- system for tertiary treatment of sewage effluent by land application - its performance in a subtropical environment, *Water Sci. Technol.* 43, 335-342.
11. Makni, H. (2001) Disinfection of secondary effluents by infiltration percolation, *Water Sci. Technol.* 43, 175-178.
 12. Amy, G., Wilson, G. G., Conroy, A., Chahbandour, J., Zhai, W. and Siddiqui, M. (1993) Fate of chlorination byproducts and nitrogen species during effluent recharge and soil aquifer treatment, *Water Environ. Res.* 65, 726-732.
 13. Sopper, W. E. (1976) Use of soil-vegetation biosystem for wastewater recycling, In Sanks, R. L. and Asano, T. (ed.) *Land treatment and disposal of municipal and industrial wastewater*, Ann Arbor Science, Michigan.
 14. Kanarek, A. and Michail, M. (1996) Groundwater recharge with municipal effluent: DAN region reclamation project, Israel, *Water Sci. Technol.* 34, 227-233.
 15. Page, A. L. and Chang, A. C. (1985) Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: Trace elements, In Pettygrove G. S. and Asano, T. (ed.) *Irrigation with reclaimed municipal wastewater - A guidance manual*, Lewis Publishers Inc., Boca Raton, New York.
 16. Westcot, D. W. and Ayers, R. S. (1985) Irrigation water quality criteria, In Pettygrove G. S. and Asano, T. (ed.) *Irrigation with reclaimed municipal wastewater - A guidance manual*, Lewis Publishers Inc., Boca Raton, New York.
 17. Pettygrove, G. S., Davenport, D. C. and Asano, T. (1985) California's reclaimed municipal wastewater resources, In Pettygrove G. S. and Asano, T. (ed.) *Irrigation with reclaimed municipal wastewater - A guidance manual*, Lewis Publishers Inc., Boca Raton, New York.
 18. Liaghat A. and Prasher, S. O. (1997) Role of soil and grass strips in reducing nitrate-N pollution in subsurface drained farmlands: Lysimeter results, *Can. Water Resour. J.* 22, 351-361.
 19. Patel, R. M. (1997) Subirrigation with brackish water, Ph.D. Thesis, Department of Agricultural and Biosystems Engineering, MacDonald Campus of McGill University, Montreal, Quebec, Canada.
 20. American Public Health Association (1995) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18th ed., American Public Health Association, Washington DC.
 21. Guymon, G. L. (1994) *Unsaturated zone hydrology*, Prentice-Hall, London.
 22. Kim, S. H. and Corapcioglu, M. Y. (1996) A kinetic approach to modeling mobile bacteria facilitated groundwater contaminant transport, *Water Resour. Res.* 32, 321-331.
 23. Kopchynski, T., Fox, P., Alsmadi, B. and Berner, M. (1996) The effects of soil type and effluent pre-treatment on soil aquifer treatment, *Water Sci. Technol.* 34, 235-242.
 24. Kinzelbach, W., Schafer, W. and Herzer, J. (1991) Numerical modeling of natural and enhanced denitrification processes in aquifers, *Water Resour. Res.* 27, 1123-1135.
 25. Burford, J. R. and Bremner, J. M. (1975) Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter, *Soil Biol. Biochem.* 7, 389-394.
 26. Kim, S. H., Lee, Y. D. and Ro, H. M. (2001) Partitioning of butachlor at air-water interface and transport in unsaturated sandy soils, *Environ. Eng. Sci.* 18, 115-123.
 27. Ha, H. S., Kim, S. T., Kim, S. H., Chung, J. B., Jeong, B. R., Lee, Y. D., Eum, J. S. and Ji, S. H. (2002) Removal of organic matter and nitrogen from river water in a model system of floodplain filtration, *J. Korean Soc. Agric. Chem. Biotechnol.* 45, 84-91.
 28. Broadbent, F. E. and Reisenauer, H. M. (1985) Fate of wastewater constituents in soil and groundwater, In Pettygrove, G. S. and Asano, T. (ed.) *Irrigation with reclaimed municipal wastewater - A guidance manual*, Lewis Publisher Inc., Boca Raton, New York.
 29. Wilson, L. G., Amy, G. L., Gerba, C. P., Gordon, H., Johnson, B. and Miller, J. (1995) Water quality changes during soil aquifer treatment of tertiary effluent, *Water Environ. Res.* 67, 371-376.
 30. Jacinthe, P. A., Dick, W. A. and Brown, L. C. (2000) Bioremediation of nitrate-contaminated shallow soils and waters via water table management techniques: evolution and release of nitrous oxide, *Soil Biol. Biochem.* 32, 371-382.
 31. Van Oorschot, M. van Gaalen, N., Maltby, E., Mockler, N., Spink, A. and Verhoeven, T. A. (2000) Experimental manipulation of water levels in two French riverine grassland soils, *Acta Oecol.* 21, 49-62.