

## 홍수터 여과 모형을 이용한 하천수중의 유기물과 질소 제거

하현수<sup>1</sup> · 김상태<sup>1</sup> · 김승현<sup>1</sup> · 정종배\* · 정병룡<sup>2</sup> · 이영득 · 엄진섭 · 지승환<sup>2</sup>

<sup>1</sup>영남대학교 환경공학과, 대구대학교 생명환경학부 농화학전공,  
<sup>2</sup>대구대학교 생명자원학부 식량자원학전공

(2002년 1월 30일 접수, 2002년 2월 25일 수리)

유기물과 질소 함량이 높은 하천수가 대하천에 유입되기전 소하천의 잡초가 자라는 홍수터에 살포하여 사질 토층을 수직 이동하는 동안 잡초의 근권에서 유기물의 분해와 함께 탈질에 의해 질소가 제거되도록 하는 홍수터 여과공법을 개발하였다. 직경 15 cm, 길이 150 cm의 PVC pipe에 실제 홍수터에서 채취한 사질의 토양을 충전하여 제작된 홍수터 모형에 하천수를 27.2, 40.8, 68.0 ml/day/m<sup>2</sup>의 유량으로 연속적으로 살포하고 정상상태에 이른 후 토양 깊이별로 토양 용액을 채취하여 유기물과 NO<sub>3</sub>-N을 비롯한 무기질소의 이동과 제거 현상을 조사하였고 토양 기체를 채취하여 N<sub>2</sub>와 N<sub>2</sub>O의 발생 현상을 측정하였다. 포화상태에 가까운 수준으로 유량을 조절할 경우 하천수에 포함된 유기물만을 이용하더라도 매우 효과적인 탈질 환경이 5 cm 깊이 부근의 표층 토양에서부터 형성되었으며 유기물의 제거와 함께 질소도 효과적으로 제거할 수 있는 것으로 나타났다. 90 cm 깊이의 홍수터 토양을 통과하는 동안 평균적으로 COD는 18.7에서 5 mg/l로 무기질소함량은 2.7에서 0.4 mg/l로 정화되었다. 탈질 기체는 대부분 N<sub>2</sub> 형태로 발생되었으며 온실효과와 오존층 파괴를 유발하는 N<sub>2</sub>O 발생량은 매우 적었다. 표층 토양에 잡초의 근권이 형성되어 있는 실제 홍수터에 이와 같은 기법을 적용할 경우 모형 실험에서 나타난 결과보다 더욱 활발한 탈질 현상이 유발될 수 있을 것으로 판단된다. 이러한 홍수터 여과는 부지가 따로 필요하지 않으므로 시설 및 운영비가 경쟁기술에 비해 싸고, 화학약품 처리나 슬러지 발생이 없는 환경친화적인 하천수 처리방법이 될 것으로 기대되며, 하천수 외에도 도시하수나 산업폐수의 3차 처리에도 응용되어 하폐수의 재활용을 통한 수자원의 절약과 하천수량의 증대에도 기여할 수 있을 것이다.

**Key words:** 탈질, 하천수 처리, 홍수터여과, COD, N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub>

### 서 론

우리 나라의 수질개선대책은 상대적으로 다루기 쉬운 점오염의 관리에 치중되어 왔다. 비점오염은 사실상 아무런 여과 없이 그대로 하천에 유입되고 있으며 점오염의 경우에도 불완전한 처리수가 하천에 방류되고 있어서 하천의 자정작용만으로는 현재의 하천 수질을 크게 개선하기는 어려운 실정이다.<sup>1)</sup> 하천에 유입되는 점오염의 처리수와 비점오염은 BOD뿐만 아니라 질소와 인 등의 무기영양염류도 포함하고 있어서 부영양화를 통한 추가적인 수질악화를 초래할 수 있다. 특히 질소와 인은 부영양화의 제한 인자로 작용하며 우리 나라 하천에서는 질소 농도가 높아 관개 용수나 상수원수로 이용하기에 부적합한 면이 많으며 지하수의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 오염 또한 심각한 실정이다.<sup>2)</sup>

우리 나라의 하천은 여름의 짧은 홍수기를 제외한 나머지 기간동안 유량이 적어 오염에 취약하다. 따라서 기존의 점오염에 대한 관리와 하천의 자정능력만으로는 수질의 개선에 한계가 있으므로 비점오염에 대한 처리와 점오염의 처리 잔류물에 대한 추가 처리를 효율적으로 하기 위해서는 자정작용을 보조 또는 대신할 수 있는 수질 정화공법이 필요하다. 또한, 하천은 홍수기의 며칠을 제외하면 연중 대부분의 기간동안 갈수기가 지

속되고 이 기간에 하천 수질이 크게 문제된다. 이 시기의 하천 유량은 적지만 기존의 공법으로 처리하기에는 적지 않은 유량이다. 다행히 우리 나라의 하천 주변에는 하천의 급배수 능력을 이용한 논농사가 발달해 있고, 하천에 유입되는 물길이 정해져 있어서 비점오염일지라도 대하천에 유입되기 이전의 소하천이나 농경지의 배수로에서 처리할 수 있는 가능성은 매우 크다고 할 수 있다.

대부분의 우리 나라의 하천은 연중 며칠동안의 홍수에 대비하여 넓은 홍수터를 가지고 있고, 이러한 홍수터는 투수성이 좋은 모래질 토양으로 되어 있으며 소하천의 경우 대부분 버려져 잡초가 자라고 있다. 이 경우 잡초의 근권 토양은 미생물의 좋은 서식처가 되며 근권의 미생물은 지표의 식물로부터 제공되는 유기물과 대기 중에서 공급되는 산소를 이용하여 생존은 물론 자신들의 생장에 필요한 환경을 유지하는 능력도 가지고 있다.<sup>3,4)</sup> 오염된 하천수를 홍수터에 살포하면 토층을 따라 수직 이동하는 과정에서 유기물과 영양염류가 제거될 수 있을 것으로 판단되며 이러한 하천수 처리방법을 본 연구에서 홍수터 여과라고 정의한다(Fig. 1). 홍수터 여과를 이용할 경우 잡초에서 제공되는 유기물에 더하여 하천수에 포함된 유기오염물이 근권의 미생물에 의해 분해될 것으로 기대되며, 이때 전자수용체로서 대기 중에서 공급된 산소와 하천수에 포함된 용존산소 및 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 일차적으로 이용될 것이며 이차적으로 토양중의 Mn, Fe 등도 이용될 수 있다.<sup>5)</sup> 하천수의 살포량을 조절하여 토양 수분 함량을 포화상태에 이르게 함으로써 대기로부터의 산소

\*연락저자

Phone: 82-53-850-6755; Fax: 82-53-850-6759  
 E-mail: jbuchung@taegu.ac.kr

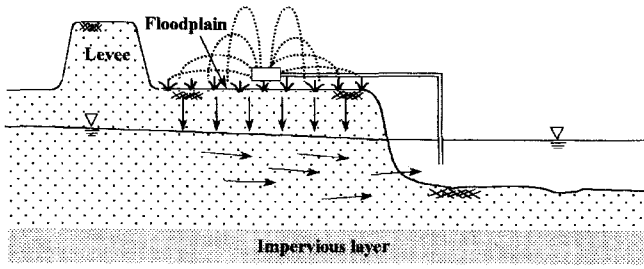


Fig. 1. Schematic diagram of the floodplain filtration.

공급을 차단할 수 있어서 하천수에 포함된  $\text{NO}_3^-$ 를 전자수용체로 이용하는 탈질 반응을 촉진시킬 수 있으므로 하천수에 포함된 유기물과  $\text{NO}_3^-$ -N을 동시에 제거할 수 있을 것으로 기대된다.<sup>6,7)</sup> 본 연구에서 하천수의 정화에 이용하려는 홍수터나 농경지와 하천수 사이에 조성되어 있는 하안지(riparian) 등은 농경지에서 유실되는 유기물, 질소, 인 등을 여과 제거할 수 있는 중요한 역할을 하는 것으로 이미 잘 알려져 있다. 특히  $\text{NO}_3^-$ 는 식물에 의해 흡수 동화되거나  $\text{N}_2\text{O}$  또는  $\text{N}_2$  형태로 탈질되어 제거될 수 있는데,<sup>8-10)</sup> 홍수터와 유사한 환경인 사력질의 포화 대수층에서도 활발한 탈질 현상이 일어난다는 사실이 밝혀져 있으며 하안지 토양에서의 탈질 현상에 관한 연구도 많이 이루어져 왔다.<sup>11-16)</sup> 특히 과량의 토양  $\text{NO}_3^-$ -N 제거를 위한 지하수위 관리(water table management) 기술이 최근 연구되고 있는데, 토층의 상부까지 토양 수위를 상승시켜 포화대를 조성함으로써 공극중의 산소를 고갈시켜 탈질에 유리한 토양 환경을 조성함으로써  $\text{NO}_3^-$ 가 용탈되기 전에  $\text{N}_2\text{O}$  또는  $\text{N}_2$  형태로 전환시켜 제거한다.<sup>17,18)</sup>

홍수터를 이용한 하천수의 처리에는 부지가 따로 필요하지 않으므로 시설 및 운영비가 경쟁기술에 비해 싸고, 화학약품 처리나 슬러지 발생이 없는 환경친화적인 방법이며, 오염물의 토양 체류 시간이 커서 생분해율이 커지고, 점오염뿐 아니라 비점오염의 처리도 가능한 장점이 있다. 이 공법을 도시 하수나 공단 폐수의 3차 처리 수단으로 활용할 경우 하천의 유량을 증대시켜 하천 환경을 개선시킬 뿐 아니라 처리된 하천수를 재활용할 수 있어 수자원을 절약하는 효과도 기대된다. 대부분의 우리 나라 하천은 이득하천이므로 홍수터에서 스며든 물은 흘러나와 다시 하천수에 함유하게 될 것이다.<sup>19)</sup>

본 연구에서는 홍수터 여과 모형을 이용한 실험을 통하여 하천수 중의 유기물과 질소의 제거 효과를 조사하였다.

### 재료 및 방법

실험에 사용된 토양은 경남 함안군 칠서면 이론리의 낙동강 홍수터에서 채취하였는데 물리화학적 특성은 Table 1과 같다.

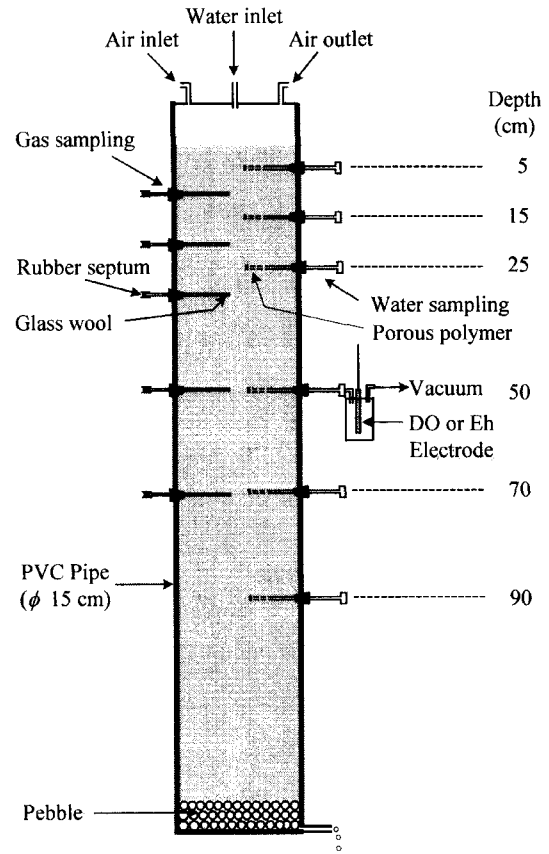


Fig. 2. Schematic diagram of the model system of floodplain filtration prepared for the experiment.

입경분포는 micropipette 방법으로 분석하였으며<sup>20)</sup> pH는 1:5  $\text{H}_2\text{O}$  현탁액을 이용하여 pH meter로 측정하였다. 유기물 함량은 Walkley-Black 방법으로,<sup>21)</sup> CEC는 ammonium acetate 방법으로 분석하였다.<sup>22)</sup>

동일한 토양으로 채운 3조의 홍수터 여과 모형을 Fig. 2와 같이 제작하였으며, 토양 용액과 기체 시료를 채취할 수 있는 장치를 부착하여 하천수중의 유기물과 질소의 이동 및 제거 현상을 조사하였다. 직경이 15 cm, 길이가 150 cm인 PVC 파이프를 이용하여 바닥에 10 cm 높이로 직경 1-2 cm의 자갈을 채운 후 파이프 상단부에서 10 cm 깊이까지 홍수터 토양을 균일하게 채웠다. 토양 용액 시료의 채취를 위해서 Rhizon soil moisture sampler(Eijkkamp, Netherlands)를 토양 표면에서부터 5, 15, 25, 50, 90 cm 깊이에 설치하였으며, 내경 1 mm, 길이 20 cm인 nylon tubing의 한쪽 끝 부분은 유리섬유로 막고 다른 쪽 끝 부분에는 rubber septum을 부착하여 제작한 토양 기체 시료 채취 장치를 토양 표면에서부터 10, 20, 30, 50, 70 cm 깊이에 설치하였다. PVC 파이프의 하단부는 밀폐하였으며, 하

Table 1. Some characteristics of the soil of floodplain of Nakdong River

pH	Particle density	Organic matter	CEC	Particle separate		
				Sand	Silt	Clay
	g/cm <sup>3</sup>	%	cmol/kg		%	
5.39	2.56	0.45	2.03	83.3	16.4	0.3

Table 2. Characteristics of the Omogcheon stream water

	pH	Eh	COD	BOD <sub>5</sub>	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
		mV			mg/l		
Average	7.6	295.5	18.7	12.1	1.96	0.08	0.68
Range	7.3-7.9	291.5-300.2	15.7-23.9	10.0-17.6	1.81-3.11	0.03-0.17	0.24-0.97

단부 측면에 1 cm 직경의 구멍을 뚫어 배수구로 사용하였고 배수용 tubing을 나선형으로 설치하여 배수구를 통한 공기의 유출입을 방지하였다. PVC 파이프의 상단부는 Plexiglass 판으로 덮고 하천수 주입구와 공기의 주입구 및 배출구를 설치하였다. 공기 주입구를 통하여 포화공기를 10 ml/min의 유량으로 주입하여 탈질 기체의 발생과 방출이 원활하도록 하였다. 홍수터 모형은 항온실에 설치하였으며 20°C의 온도 조건에서 모든 실험을 수행하였다.

설치가 완료된 모형의 하단부 배수구를 통해 수돗물을 공급하여 전체 토양을 3일간 포화시켜 토양 구조의 안정화를 유도하였으며 하천수를 주입하기 전에 각 모형별로 필요한 유량의 수돗물을 상부에서 3주간 연속 주입하여 물의 흐름이 정상상태(steady state)에 이르도록 하였다. 안정화된 모형의 토양 가비중은 1.55 g/cm<sup>3</sup>, 공극률은 40.0%, 투수계수는 9.8×10<sup>-4</sup> cm/sec이었다.

실험에 사용된 하천수는 경북 경산시 압량면 금구리의 금호강 지류인 오목천에서 수시로 채취하였으며 250 mesh 체에 통과시키고 2시간 동안 정지시킨 후 사용하였는데 수질은 Table 2에 나타내었다. 하천수의 pH와 Eh는 Metrohm 690 pH/Ion meter(Herisau, Switzerland)로 측정하였고, COD와 BOD는 American Public Health Association의 방법으로 분석하였으며<sup>23)</sup> 무기질소는 0.45-μm membrane filter로 여과한 후 Flow Injection Autoanalyzer FIA-5000 system(FOSS Tecator, Sweden)으로 분석하였다. Peristaltic pump를 이용하여 세 가지 수준의 유량으로 하천수를 연속 주입하였는데, 유량 I은 27.2, 유량 II는 40.8 그리고 유량 III은 68.0 l/day/m<sup>2</sup>이었다. 68.0 l/day/m<sup>2</sup>의 유량 III은 토양의 표면에 물이 고이지 않을 정도의 유량이었다. 정상상태에 이른 후 토양 깊이별로 토양용액과 기체 시료를 채취하여 분석하였다. DO와 Eh는 토양용액 시료 채취기에 부착된 용기 내에서 외부 공기에 노출되기 전에 각각 Coming Checkmate 90 DO meter(NY, USA)와 Metrohm 690 pH/Ion meter(Herisau, Switzerland)로 측정하였다. 무기질소와 COD는 DO와 Eh의 측정을 끝낸 시료를 이용하여 위에서 언급한 방법으로 분석하였다.

모형의 상부 토양 표면에서 방출되는 기체와 토양 기체 시료를 토양 깊이별로 채취하여 탈질 기체의 발생을 측정하였다. N<sub>2</sub>는 thermal conductivity detector가 장착된 Hewlett Packard 4890 GC로 분석하였고 molecular sieve 5A(45-60 mesh, 1/8" o.d.×2 m) stainless steel column을 사용하였다. Injector, column, detector의 온도는 각각 150, 35, 200°C이었으며 carrier 및 reference gas로 He를 각각 35 ml/min 유속으로 사용하였으며 시료 주입량은 0.5 ml이었다. N<sub>2</sub>O는 electron capture detector가 장착된 Hewlett Packard 5890 Series II GC로 분석하였고 Porapak QS(100-120 mesh)가 충전된 glass

column(2 mm i.d.×2 m)을 사용하였다. Injector, column, detector의 온도는 각각 100, 30, 250°C이었으며 carrier 및 purge gas로는 argon/methane(95/5, v/v)을 각각 35 및 5.5 ml/min 유속으로 사용하였고 시료 주입량은 2 ml이었다. 이러한 분석 조건에서 N<sub>2</sub>와 N<sub>2</sub>O의 retention time은 각각 2.5 및 1.5 min이었으며, 검출한계는 2% FSD(S/N>10)에서 각각 3000 및 0.04 μl/l이었다.

## 결과 및 고찰

모형의 제작에 사용된 토양의 토성은 loamy sand로 전형적인 홍수터 토양의 특성을 지니고 있었으며(Table 1), 안정화된 홍수터 여과 모형 내의 토양은 가비중과 공극률이 각각 1.4-1.7 g/cm<sup>3</sup> 및 38-43%인 실제 홍수터 토양과 유사한 구조로 충전된 것으로 나타났다. 실험에 사용된 하천수의 수질은 Table 2에 나타내었는데, 채취 시기에 따라서 수질의 차이가 일부 있었다. COD와 BOD<sub>5</sub>는 각각 15.7-23.9 및 10.0-17.6 mg/l로 COD의 70% 내외에 해당하는 유기물이 미생물에 의해 쉽게 이용될 수 있는 형태로 나타났다. NO<sub>3</sub>-N 농도는 1.81-3.11 mg/l 범위로 전체 무기질소의 약 72%를 차지하였고 NH<sub>4</sub>-N은 25%이었으며 NO<sub>2</sub>-N은 3% 미만으로 소량 존재하였다.

홍수터 여과 모형에 하천수를 주입한 후 각종 수질 지표가 정상상태에 도달한 다음부터 24일 동안 토양 깊이별로 채취한 용액 시료 중의 무기질소 농도를 조사하였으며 무기질소의 대부분을 차지하는 NO<sub>3</sub>-N 농도 변화를 Fig. 3에 나타내었다. 하천수 주입률별로 보면 유량 I에서는 유량 II, III에 비하여 NO<sub>3</sub>-N 제거 효과가 상대적으로 낮았다. 유량 I에서는 토양의 불포화 정도가 상대적으로 크며 따라서 토양 공극을 통한 확산에 의해 산소의 유입이 많기 때문에 NO<sub>3</sub>-N 외에 분자산소가 유기물의 분해에 필요한 전자공여체로 이용되므로 탈질 현상이 활발히 일어나지 못한 것으로 판단된다. 유량 II와 III의 경우에는 5 cm 이하의 토층에서 NO<sub>3</sub>-N의 농도가 1 mg/l 이하로 지속적으로 감소하였는데 반해, 유량 I의 경우에는 5 cm 이하의 토층에서는 오히려 다시 NO<sub>3</sub>-N 농도가 증가하는 경향도 나타났다. 90 cm 깊이에서 측정된 NO<sub>3</sub>-N 농도를 기준으로 하면 유량 I에서는 주입된 하천수중의 NO<sub>3</sub>-N의 43%만이 제거된 것으로 나타났다. 유량 I에서 유기물 제거 효과는 유량 II, III과 비슷하였다(Fig. 4). 유량 I의 경우에는 유기물의 분해과정에서 분자산소를 이용할 수 있으며 유속이 상대적으로 느려 토양내 체류 시간이 길기 때문에 유기물의 제거율은 유량 II, III의 경우에 비해 약간 높지만 이 때 NO<sub>3</sub>-N은 이용되지 않으므로 유기물 제거에 동반된 탈질 현상이 유발되지 못하는 것으로 판단된다.<sup>24)</sup> 유량 I에서 표층 25 cm 깊이의 Eh 또한 230-260 mV 정도로 유량 II, III에 비해 훨씬 산화적인 상태에 있는 것으로 나

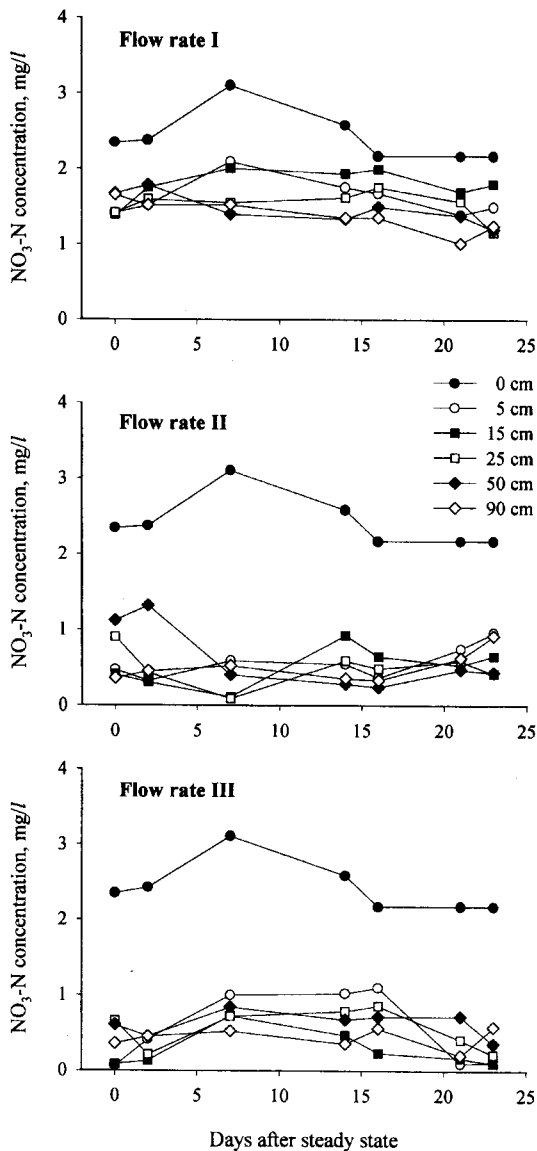


Fig. 3. Removal of NO<sub>3</sub>-N at various flow rates of river water in the model system of floodplain filtration.

타났으며 (Table 3), 따라서 유량이 적은 경우에는 충분한 탈질 환경이 조성되지 못하고 하천수가 토층을 이동하는 동안 지속적인 유기물의 분해와 생성된 NH<sub>4</sub>-N의 질산화 과정이 일어나며 탈질에 의한 NO<sub>3</sub>-N의 제거는 상대적으로 미약한 것으로 판단된다.

유량 II와 III의 경우, 토양의 깊이 별 NO<sub>3</sub>-N 농도의 변화를 조사한 결과를 보면 (Fig 3), 토양 표면에서부터 5 cm 깊이까지 이동하면서 유입된 NO<sub>3</sub>-N의 50-80%가 제거되었으며, 5 cm 이하의 깊이에서도 NO<sub>3</sub>-N의 제거 현상이 지속되는 것으로 나타났다. 물론 일부 조사 시기에는 하층 토양으로 이동하는 과정에서 NO<sub>3</sub>-N의 농도가 증가하기도 하였는데 이는 하층으로 용탈된 유기태 질소의 무기화 및 질산화 작용의 결과로 판단되었다. 토층별 NO<sub>3</sub>-N의 농도는 결국 유기태 질소의 무기화와 이어지는 NH<sub>4</sub>-N의 질산화에 의해 생성되는 NO<sub>3</sub>-N과 탈질에 의해 소실되는 NO<sub>3</sub>-N의 차이로 나타날 것이다. 따라서 5 cm 이

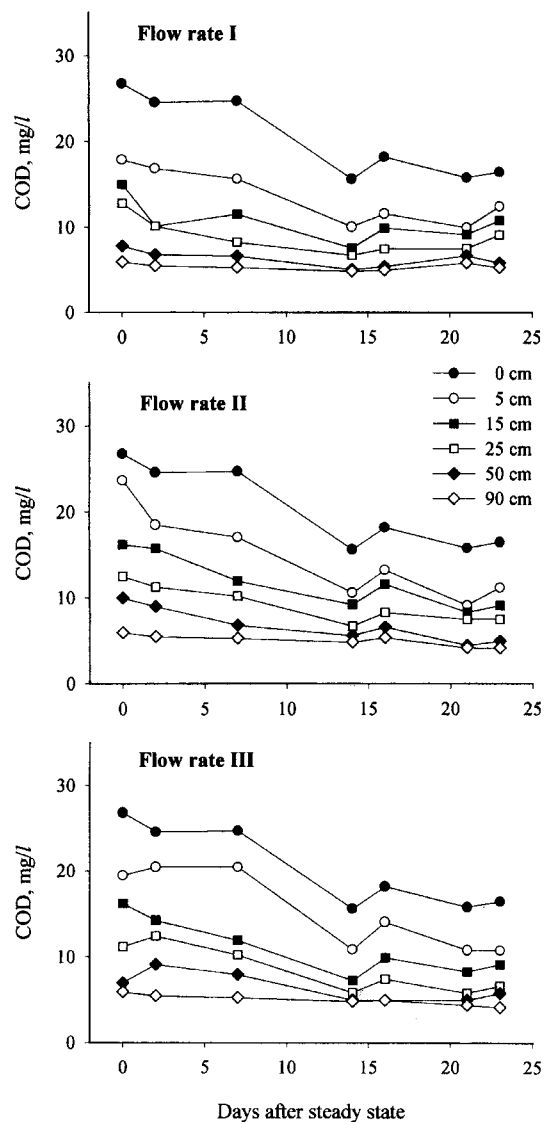


Fig. 4. Removal of COD at various flow rates of river water in the model systems of floodplain filtration.

하의 토층에서 용액중의 NO<sub>3</sub>-N의 농도가 크게 줄어들지는 않지만 실제 탈질에 의한 NO<sub>3</sub>-N의 제거는 꾸준히 진행되는 것으로 판단된다. 90 cm 깊이에서 측정된 NO<sub>3</sub>-N 농도를 기준으로 하면 유량 II와 III의 경우에 각각 평균적으로 79 및 82%의 주입된 NO<sub>3</sub>-N이 제거된 것으로 나타났다.

표층에서의 현저한 NO<sub>3</sub>-N의 제거 현상은 이 층위에 형성된 탈질 환경의 결과로 볼 수 있으며 Fig. 4와 Table 3에 각각 나타낸 토양 깊이별 COD 변화 및 DO와 Eh 변화 현상으로 설명될 수 있다. 토양 깊이별 유기물 제거 현상을 보면 하천수가 토층을 이동하는 과정에서 지속적으로 분해 제거되었으며 특히 NO<sub>3</sub>-N의 제거가 활발한 표층 5 cm를 통과하는 동안 가장 많이 제거되었다. 이러한 유기물의 제거에 따라서 5 cm보다 깊은 토층에서 채취된 하천수 중의 용존산소의 농도는 유입수의 용존산소 5.2 mg/l에 비해 크게 낮은 평균 0.5 mg/l 이하로 감소하였으며, Eh 또한 탈질 현상이 유발될 수 있는 조건인 200 mV 정도로 낮아졌다. 유기물은 토양 깊이별로 지속적으로 분

**Table 3. Summary of pH, Eh, DO, and concentrations of NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N in the water sampled at various depths in the model systems of floodplain. Data are average of seven measurements**

Flow Rate	Depth	pH	Eh	DO	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N
l/day/m <sup>2</sup>	cm		mV		mg/l	
I (27.2)	0	7.58	295.5	5.2	0.68	0.037
	5	7.49	242.3	0.6	0.35	nd*
	15	8.42	258.4	0.5	0.17	nd
	25	8.50	226.5	0.4	0.10	0.002
	50	7.51	216.6	0.4	0.17	nd
	90	7.65	225.4	0.3	0.17	nd
II (40.8)	0	7.58	295.5	5.2	0.68	0.037
	5	8.23	209.7	0.5	0.24	0.010
	15	8.23	204.4	0.5	0.13	0.010
	25	8.17	208.2	0.4	0.15	0.007
	50	8.11	198.9	0.3	0.12	0.004
	90	8.10	199.0	0.2	0.22	0.004
III (68.0)	0	7.58	295.5	5.2	0.68	0.037
	5	7.96	215.9	0.4	0.16	0.047
	15	8.52	204.3	0.3	0.17	0.004
	25	8.20	203.4	0.3	0.14	nd
	50	8.15	201.5	0.2	0.19	nd
	90	8.13	197.8	0.2	0.06	nd

\*nd: Not detected.

해 감소되었는데 90 cm 깊이에서 측정된 COD는 5 mg/l 정도로 현저히 낮아졌다.

토양 깊이 별로 측정된 NH<sub>4</sub>-N의 농도를 보면(Table 3), 유량 I에서는 유입된 NH<sub>4</sub>-N의 50% 이상이 표층 5 cm에서 제거되었으며 유량 II와 III에서는 65-76%가 제거되었다. 결국 유입된 NH<sub>4</sub>-N의 산화 속도는 유량 I에서 더 크지만 유기물의 분해 또한 유량 I에서 더 크므로(Fig. 4) 전체적으로 NH<sub>4</sub>-N의 생성물이 큰 것에 기인하는 것으로 판단된다. 15 cm보다 깊은 토양층에서는 더 이상 NH<sub>4</sub>-N의 농도가 낮아지지 않았는데 이는 NH<sub>4</sub>-N의 활발한 산화 환경이 형성되지 못하기 때문이며, 일부 NH<sub>4</sub>-N 농도의 증가 현상이 나타난 것은 유기물의 분해에 따른 결과로 판단된다. 또한 유입된 NO<sub>2</sub>-N도 각 유량 조건에서 모두 표층 5 cm 깊이에서 탈질로 대부분 제거되었다(Table 3). 그러나 유량 III의 경우 표층 부근에서 NO<sub>2</sub>-N의 농도가 일부 증가하는 현상이 나타났는데, 이는 이들 토층에서의 매우 활발한 탈질 반응의 결과로 볼 수 있으며, 15 cm보다 깊은 토층에서는 대부분의 경우 검출되지 않았고 이는 이 깊이에서의 탈질 반응은 크게 활발하지 못함을 의미하는 현상으로 판단된다.<sup>25,26)</sup>

탈질 과정에서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 주로 N<sub>2</sub>와 N<sub>2</sub>O의 형태로 대기중으로 방출되므로 홍수터 모형에서 토양 깊이별로 N<sub>2</sub>와 N<sub>2</sub>O를 측정하였는데, N<sub>2</sub>는 주요 탈질 기체이지만 일반 대기중의 높은 N<sub>2</sub> 농도를 고려하면 탈질 과정에서 생성되는 N<sub>2</sub>를 정확히 정량적으로 측정하기는 어려우므로 본 연구에서는 조사된 기체 분석 결과를 이용하여 홍수터 모형 내에서의 탈질 현상을 정성적으로 평가하였다. 정량적으로 절대량을 비교적 정확히 측정된 N<sub>2</sub>O의 측정치를 보면(Table 4) 일반 대기중의 N<sub>2</sub>O 농도(0.03-0.04 μl/l)보다 훨씬 높게 나타났고, 따라서 표층에서부터 70 cm 깊이 이하까지 탈질 현상이 일어나고 있는 것을 알 수 있다.<sup>25,26)</sup>

즉, 5 cm 이하의 토층에서는 용액중의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N의 농도가 크게 줄어들지 않지만 유기물의 분해로 생성된 NH<sub>4</sub>-N의 산화에 의해 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N이 계속 생성되는 것을 고려할 때 실제 탈질에 의한 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N의 제거는 꾸준히 진행되고 있다고 볼 수 있다. 다만 Fig. 4에서 알 수 있듯이 깊은 층의 토양층에는 유기물이 충분하지 않아 전자공여능력이 전자수용력에 비해 작으므로 탈질 반응이 충분히 진행되지 못하므로 N<sub>2</sub>O의 발생이 큰 것으로 판단된다. 또한 깊은 토양층에서의 N<sub>2</sub>O의 농도가 표층에서의 농도보다 더 높기 때문에 이 기체의 대기중으로의 신속한 확산 때문에 표층에서의 농도가 낮을 수 있지만, 이 기체는 탈질 반응의 생성물임과 동시에 전자수용체로도 이용될 수 있으므로 탈질 반응이 활발한 것으로 판단되는 표층에서는 대부분 N<sub>2</sub> 형태까지 환원되기 때문에 깊은 토층에 비하여 상대적으로 표층 토양 기체중의 N<sub>2</sub>O 농도가 낮은 것으로 판단된다. 토양 기체 시료에서 측정된 N<sub>2</sub> 농도에서 대기중의 질소 농도를 뺀 값을 탈질 과정에서 생성된 질소 농도로 추정하여 Table 4에 나타내었다. 위에서 언급한 대로 N<sub>2</sub>의 GC 분석상의 오차와 토양 기체중의 O<sub>2</sub>와 CO<sub>2</sub> 농도의 변화에 따른 N<sub>2</sub> 농도의 변화를 고려하면 Table 4에 제시된 탈질에 의한 N<sub>2</sub> 농도의 증가치에 대한 정확도는 부족하지만 유기물의 분해과정에서 소모되는 O<sub>2</sub>와 발생하는 CO<sub>2</sub>의 비율이 비슷하다고 가정하면 정성적인 평가는 가능할 것으로 본다. 홍수터 모형의 깊이별로 N<sub>2</sub> 농도의 분포를 보면 역시 표층에서부터 70 cm 깊이 부근까지 탈질 현상이 일어나고 있는 것을 알 수 있다. 그리고 N<sub>2</sub>와 N<sub>2</sub>O의 농도를 비교하면 상대적으로 탈질 과정에서 N<sub>2</sub>의 발생 비율이 훨씬 높은 것으로 판단된다. N<sub>2</sub>O가 온실효과와 성층권의 오존파괴를 유발할 수 있는 점을 감안할 때,<sup>27,28)</sup> 다량의 N<sub>2</sub>O 발생은 탈질 현상을 이용한 수질 처리기술의 개발에 있어서 일종의 제한 요

**Table 4. Concentrations of N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> in the soil air sampled at various depths within the model systems of floodplain. Data are average of seven measurements**

Flow Rate	Depth	N <sub>2</sub> O	N <sub>2</sub>
l/day/m <sup>2</sup>	cm	μl/l	
I (27.2)	0	0.49	988
	10	1.32	7164
	20	3.46	7800
	30	5.10	6908
	50	5.75	10403
	70	4.37	10454
II (40.8)	0	0.55	3827
	10	1.39	4188
	20	3.99	6626
	30	3.90	10379
	50	5.33	12415
	70	4.47	3889
III (68.0)	0	0.33	2443
	10	2.09	4121
	20	4.86	7459
	30	5.67	15976
	50	5.24	11861
	70	4.37	4022

인이 될 수 있지만, 홍수터 여과 기법을 수질처리 기술로 활용하는데 있어서 과량의 N<sub>2</sub>O 생성에 따른 문제는 무시될 수 있을 것으로 판단된다.

탈질 현상이 일어나기 위한 조건으로 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 같은 산화형태의 질소가 있어야 하며, 산소 공급이 제한되어야 하고 탈질 미생물이 존재하여야 한다. 탈질 반응 속도를 결정하는데 있어서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 미생물이 이용 가능한 탄소의 공급, 토양 수분 함량과 통기 조건, 그리고 pH와 온도 조건 등이 중요한 인자로 작용한다. 이들 각 요인들이 탈질에 미치는 정성적인 영향은 비교적 쉽게 규명될 수 있으나 여러 요인들의 상호작용을 고려하여 탈질 현상을 정량적으로 파악하기란 쉽지 않다. 일반적으로 pH 6-8, 온도 20-30°C는 탈질 미생물의 성장과 활동에 적절한 조건으로 알려져 있으며 본 실험은 이러한 적정 조건 범위에서 이루어졌다. 토양의 수분함량과 산소 공급은 서로 연관되어 있으며 본 연구에서는 모형에 충전된 토양의 투수성을 고려하여 하천수 주입률을 결정하였고, 따라서 토양 중의 용존산소를 조절할 수 있는 상태에서 실험이 이루어졌다. 탈질 현상은 대부분 타가영양세균에 의하여 일어나므로 그 반응 속도는 탄소 공급량에 크게 의존할 수밖에 없다. 토양에서 탈질 속도는 유기물 함량, 특히 쉽게 분해 이용될 수 있는 유기물의 함량에 비례한다.<sup>11,12)</sup> 유기물의 분해로 산소 함량이 낮아지고 미생물의 성장과정에서 전자의 수용체로 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>를 더욱 많이 이용하게 됨으로써 탈질 현상이 유발될 수 있는 것이다.

본 연구와 유사한 환경조건에서 수행된 다른 연구 결과들을 보면 대부분의 경우 유기물 함량이 풍부한 표층에서 탈질 현상이 매우 활발한 것으로 알려져 있다. 하안지 토양에서 탈질 현상을 조사한 Magg 등은 0-20 cm 깊이에서 1.2 mg N/kg/h의 탈질이 일어나나 그 이하의 깊이에서는 탈질 현상이 현저히 감

소하며 100 cm 이하의 깊이에서는 탈질률이 0.1 mg/kg/h 이하로 낮아지는 것으로 밝혔다.<sup>16)</sup> 이와 유사한 결과는 Cooper 및 Schipper 등의 연구에서도 밝혀졌으며,<sup>15,29)</sup> Andersen과 Hansen의 연구결과를 보면 표층 토양에서 일어나는 총 탈질의 76% 이상이 표층 5 cm 깊이에서 일어났다.<sup>14)</sup> 이와 같이 표층에서의 활발한 탈질 현상은 수분함량이 포화상태에 가까운 하안지 토양에서 1차적으로 유기물 함량이 높고 미생물 활성이 높아 쉽게 산소가 고갈되며 따라서 탈질에 유리한 환경조건이 형성되기 때문이다.

본 연구에서 이용한 홍수터 모형에서는 표층에서의 식물 생육이 배제된 조건이었다. 식물 뿌리에서 제공되는 박락물질과 분비물들은 쉽게 분해될 수 있는 유기물이며, 따라서 비근권 토양에 비하여 근권 토양은 탈질 현상이 현저하게 활발히 일어나는 환경이 될 수 있다. 또한 식물 뿌리의 활발한 호흡으로 인한 산소의 소모는 근권 이하 토층의 환원조건 형성에 기여할 것이다. 본 연구의 결과를 잡초의 생육이 왕성한 실제 홍수터에 적용할 경우 하천수에 포함되어 투입되는 유기물에 더하여 잡초 뿌리에서 제공되는 유기물이 미생물에 의해 분해 이용되므로 잡초의 근권이 형성되어 있는 홍수터의 표층 토양에서 매우 활발한 탈질 현상이 일어날 수 있을 것으로 판단된다. 또한 잡초가 흡수 동화하는 질소까지 고려하면 잡초가 자라는 홍수터에 하천수를 살포할 경우 본 연구 결과 보다 훨씬 높은 질소 제거 효율을 기대할 수 있을 것이다.

### 감사의 글

이 연구는 1999년도 한국학술진흥재단의 연구비 지원(KRF-99-042-E00089)에 의하여 수행되었음을 밝히며 지원에 감사드립니다.

### 참고문헌

1. Kwun, S. K. (1998) Management, improvement and perspective on nonpoint sources of water pollution in Korea. *J. Korean Soc. Environ. Engin.* **20**, 1497-1510.
2. Chung, J. B., Kim, B. J. and Kim, J. K. (1997) Water pollution in some agricultural areas along Nakdong river. *Korean J. Environ. Agric.* **16**, 187-192.
3. Miller, R. W. and Donahue, R. L. (1990) In *Soils, an Introduction to Soils and Plant Growth* (6th ed.) Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
4. Vance, G. F., Pierzynski, G. M. and Sims, J. T. (1994) In *Soil and Environmental Quality* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
5. Patrick, W. H. and Jugsujinda, A. (1992) Sequential reduction oxidation of inorganic nitrogen, manganese and iron in flooded soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **56**, 1071-1073.
6. Collin, M. and Rasmuson, A. (1988) A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **52**, 1559-1565.
7. Ouyang, Y. and Boersma, L. (1992) Dynamic oxygen and carbon dioxide exchange between soil and atmosphere: I. Model development. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **56**, 1695-1702.

8. Reddy, K. R., Sacco, P. D., Graetz, D. A., Campbell, K. L. and Sinclair, L. R. (1982) Water treatment by aquatic ecosystems: Nutrient removal by reservoirs and flooded fields. *Environ. Manage.* **6**, 261-271.
9. Reddy, K. R. and Patrick, W. H. (1984) Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control.* **13**, 273-309.
10. Jacobs, T. C. and Gilliam, J. W. (1985) Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.* **14**, 472-478.
11. Smith, R. L. and Duff, J. H. (1988) Denitrification in a sand and gravel aquifer. *Appl. Environ. Microbiol.* **54**, 1071-1078.
12. DeSimone, L. A. (1998) Nitrogen transport and transformation in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: A mass balance approach. *Water Resour. Res.* **34**, 271-285.
13. Ambus, P. and Christensen, S. (1993) Denitrification variability and control in a riparian fen irrigated with agricultural drainage water. *Soil Biol. Biochem.* **25**, 915-923.
14. Andersen, F. Ø. and Hansen, J. I. (1982) Nitrogen cycle and microbial decomposition in sediments with *Phragmites australis* (Poaceae). *Hydrobiol. Bull.* **16**, 11-19.
15. Cooper, A. B. (1990) Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia* **202**, 13-26.
16. Magg, M., Malinovsky, M. and Nielsen, S. M. (1997) Kinetics and temperature dependence of potential denitrification in riparian soils. *J. Environ. Qual.* **26**, 215-223.
17. Kliewer, B. A. and Gilliam, J. W. (1995) Water table management effects on denitrification and nitrous oxide evolution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**, 1694-1701.
18. Jacinthe P., 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.
19. Korea Water Resources Corporation. (1996) In *Survey Report on the Alluvial Aquifers in Korea* Korea Water Resources Corporation, Anyang, Korea.
20. Miller, W. P. and Miller, D. M. (1987) A micro-pipette method for soil mechanical analysis. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **18**, 1-15.
21. Nelson, D. W. and Sommers, L. E. (1982) Total carbon, organic carbon, and organic matter. In *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Page, A. L. et al. (ed.) SSSA, Madison, WI. pp. 539-579.
22. Chung, Y. K. (1988) Cation exchange capacity. In *Methods of Soil Chemical Analysis*. Han, K. H. (ed.) National Institute of Agricultural Science and Technology, Suwon, Korea. pp. 117-124.
23. American Public Health Association. (1998) In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. Washington D.C.
24. Dendooven, L., Splatt, P., Anderson, J. M. and Scholefield, D. (1994) Kinetic of the denitrification process in a soil under permanent pasture. *Soil Biol. Biochem.* **26**, 361-370.
25. Cho, C. M., Burton, D. L. and Chang, C. (1997) Kinetic formulation of oxygen consumption and denitrification processes in soil. *Can. J. Soil Sci.* **77**, 253-260.
26. Cho, C. M., Burton, D. L. and Chang, C. (1997) Denitrification and fluxes of nitrogenous gases from soil under steady oxygen distribution. *Can. J. Soil Sci.* **77**, 261-269.
27. Cierone, R. J. (1987) Changes in stratospheric ozone. *Science* **237**, 35-42.
28. Yung, Y. L., Wang, W. C. and Lacin, A. A. (1976) Greenhouse effects due to nitrous oxide. *Geophys. Res. Lett.* **3**, 619-621.
29. Schipper, L. A., Cooper, A. B., Harfoot, C. G. and Dyck, W. J. (1993) Regulators of denitrification in an organic riparian soil. *Soil Biol. Biochem.* **25**, 925-933.

**Removal of Organic Matter and Nitrogen from River Water in a Model System of Floodplain Filtration**

Hyun-Soo Ha<sup>1</sup>, Sang-Tae Kim<sup>1</sup>, Seung-Hyun Kim<sup>1</sup>, Jong-Bae Chung\*, Byeong-Ryong Jeong<sup>2</sup>, Young-Deuk Lee, Jin-Sup Eum and Seung-Hwan Ji<sup>2</sup> (<sup>1</sup>*Department of Environmental Engineering, Yeungnam University, Kyongsan 712-749, Korea; Department of Agricultural Chemistry and* <sup>2</sup>*Department of Agronomy, Taegu University, Kyongsan 712-714, Korea*)

**Abstract:** If contaminated river water is sprayed over the floodplain, organic matter and nitrogen would be removed by microbial processes in the rhizosphere of vegetation during the filtration through soil. In this study we tested the organic matter and nitrogen removal from contaminated river water by the floodplain filtration. Model system of floodplain was constructed using a PVC pipe (15 cm i.d.×150 cm L) which was packed with a loamy sand soil collected from a floodplain in Nakdong river. The model system was instrumented with soil solution samplers and gas samplers. A river water collected from Omogcheon in Kyongsan was sprayed from top of the model system at three different rates. The concentration of organic matter, DO, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O, and redox potential were measured as a function of soil depth for 24 days after the system reached a steady state. When river water was sprayed at the rates of 40.8 and 68.0 l/m<sup>2</sup>/day, a significant reductive condition for denitrification was developed at below 5-cm depth of the soil. When the water reached at 90-cm depth of the soil, COD and concentration of inorganic nitrogen were lowered, on an average, from 18.7 to 5 mg/l and from 2.7 to 0.4 mg/l, respectively. N<sub>2</sub> comprised most of the N gas evolved from denitrification and N<sub>2</sub>O concentrations emitted at the surface of soil were less than 1 μl/l. The effective removal of organic matter and nitrogen by the filtration in the model system of floodplain demonstrates that the native floodplains, which include rhizosphere of vegetation at the top soil, could be more effective in the treatment of contaminated river waters and other industrial waste waters containing high concentration of organic matter and nitrogen.

Key words: denitrification, water treatment, floodplain filtration, COD, N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub>

\*Corresponding author