

인공습지를 이용한 자연정화 우수처리시설에서 영양물질의 변화와 대장균군의 행동

윤춘경 · 권순국¹⁾ · 김형중

건국대 농공학과, ¹⁾서울대 농공학과

Change of Nutrients and Behaviour of Total Coliforms in the Natural Treatment of Wastewater by Subsurface Flow Wetland System

Chun Gyeong Yoon, Soon Kuk Kwun¹⁾ and Hyung Joong Kim²⁾

(Dept. of Agricultural Engineering, Kon-Kuk University ; ¹⁾Dept. Agricultural Engineering, Seoul National University)

Abstract : The constructed wetland system which is applicable to rural wastewater treatment was examined by pilot plant experiment. Removal rates of nutrients including nitrogen and phosphorus and total coliform were evaluated. The NH_4^+ concentration of the influent was in the range of 91.57 to 275.88mg/l and the effluent concentration was about 40% lower than the influent. The decreasing of the NH_4^+ concentration might be due to volatilization, plant uptake, adsorption onto soil particles, and mainly nitrification. However, generally concentrations of NO_2^- and NO_3^- were increased in the effluents compared to the influent concentrations, which implies that nitrogen components in the system were nitrified. Overall, the average removal rate of the nitrogen was about 5% which seems inadequate as a wastewater treatment system, and this system needs improvement on nitrogen removal mechanism. The removal rate of the phosphorus was quite high and effluent concentration was very low. Reason for high removal rate of the phosphorus might be mainly strong adsorption characteristic onto soil particles. The average removal rate of the total coliforms was about 83%, and main removal mechanisms are thought to be adsorption onto soil and inability to compete against the established soil microflora. From the results of the study, the constructed wetland system needs to be improved in nitrogen removal mechanism for field application.

Key words : Wetland, Nutrients, Coliforms, Natural treatment, Removal rate.

서 론

농어촌지역에서 배출되는 오폐수에는 BOD나 SS와 같은 주관심 오염물질외에도 질소나 인 등의 영양염류가 많이 함유되어 있어 소하천이나 농업용 저수지 등의 부영양화를 일으키는 주요 원인이 되고 있다. 근래에는 藻類에 의한 어류 양식장의 피해사태가 문제가 되면서 부영양화 및 그 원인인 질소와 인의 거동 및 제거에 대한 관심이 높아지고 있다. 근래에 농어촌 환경정비사업의 일환으로 우수처리시설들이 전국에 걸쳐 도입되고 있는데, 이 중에는 농어촌의 지역적인 특성을 충분히 고려하지 않은 시스템이 적용되는 경우가 있어 기능 및 유지관리상 문제점이 발생하는 사례가 있다. 농어촌 지역에는 이용 가능한 자연이 도시에 비해 상대적으로 풍부하게 존재하므로 이러한 자연 스스로가 지니고 있는 정화기능을 최대한 활용하면 지역특성에 맞고 유지관리가 용이한 처리시설을 도입할 수 있을 것이다. 이와 같이 자연의 정화기능을 이용한 오폐수 처리방식으로는 토양처리방식(land treatment system), 산화지처리법(oxidation pond system), 浮生식물을 이용한 水中처리(aquatic system

with floating plants), 濕地처리(wetland system), 휴경지를 이용한 처리, 삼림토양침투에 의한 처리 등을 들 수 있다.^{5-8,13)}

오폐수가 자연정화시설에 유입되면 오염성분 중 물보다 비중이 큰 부유물은 중력에 의해 침전되고, 다른 성분은 토양입자에 흡착되기도 하며, 처리시설내에서 생육하는 식물에 의해 직접 흡수되기도 하고, 또는 토양이나 수중의 미생물에 의해 분해되면서 정화된다. 습지에서는 토양공극이 물로 포화되어 있어 토양과 대기 사이의 정상적인 기체 교환이 방해를 받기 때문에 대부분 뿌리나 미생물의 활동에 필요한 산소 공급량이 크게 부족하여 습지에 생육하고 있는 식물들은 보통의 육상식물과는 달리 통기 조직이 발달되어 뿌리 활동에 필요한 산소를 기공을 통해 흡수하고 있다.²⁾ 이와 같이 수생식물은 잎과 줄기의 기공을 통하여 뿌리 부분에 산소를 공급하므로 뿌리 부분은 호기성 상태가 유지되어 호기성 미생물들의 좋은 서식처가 된다. 여기에 서식하는 호기성 미생물들은 오수 중에 있는 영양물질을 흡수·분해하여 오폐수를 정화하게 되는 것이다.^{5,10,11,14)} 오폐수에 들어있는 오염물질 중 부영양화를 일으키는 주요 성분인 질소와 인은 생물이 자라는데 필요한 성분이므로 오수중의

질소와 인은 식물이나 미생물의 영양분으로 흡수되어 제거되지만, 이들 성분들이 과다하게 유입되면 조류가 과잉 번성하는 데, 이 조류 중에는 사람, 물고기, 다른 조류에 대하여 유독한 물질(독소)을 생산하는 종류도 있으며, 조류의 과잉번성은 부영양화나 적조현상과 같은 심각한 수질문제를 일으킨다.^{3,8)}

오폐수중의 유기성 질소성분은 호기성 미생물(질산화균)에 의해 무기성 질소인 암모니아성 질소($\text{NH}_4\text{-N}$), 아질산성 질소($\text{NO}_2\text{-N}$), 질산성 질소($\text{NO}_3\text{-N}$)로 산화·분해(질산화작용, nitrification)되는 과정에서 수생식물이나 식물성 플랑크톤에 의해 흡수되어 수질이 악화되지 않지만, 유입량이 지나치게 많아 자연 생태계에 의한 자정능력을 상회하면 식물성 플랑크톤이 이상번식하여 부영양화현상이 발생되기도 한다. 또한 습지 토양은 부분적으로 산소결핍 현상이 나타나기 때문에 산소가 없는 환원층이 형성되어 질산성 질소가 혐기성균에 의해 탈질화작용(denitrification)이 일어나 안정된 질소가스(N_2)로 되어 자연계로 되돌아가기도 한다.^{1,8,9,14)} 암모늄 이온(NH_4)은 질산화과정의 첫 단계에서 발생하므로 수중에 암모니아성 질소를 함유한 물은 비교적 단시간에 배설물, 하수, 공장 폐수가 혼입한 것으로 물의 오염정도를 측정하는 지표가 된다. 암모늄 이온은 이온 교환에 의해 (-)로 하전된 토양입자에 흡착, 부동화(immobilization)되어 잘 움직이지 않고, 점토광물이나 유기물에 강하게 흡착되기도 하나, 일부는 지표수로 이동되기도 하고, 침전물이나 부유물에 부착되기도 하며, 용해되기도 한다. 또한 식물의 뿌리나 혐기성 미생물에 의해서 흡수될 수 있고, 다시 유기물로 변환될 수 있다. 암모늄은 일정한 온도와 용존산소 상태에서 물고기나 수생식물에 수질문제를 일으킬 수 있다.^{14,15)} 암모늄 이온은 일정한 토양온도(약 9°C 이상)가 되면 식물의 호기성 근권에서 질산화 작용을 통해 쉽게 질산염(NO_3^-)으로 변화된다.¹⁵⁾ 음이온인 질산염은 (-)하전을 띤 토양입자에 부동화되지 않으므로 훨씬 더 유동성이 크며 수질 문제와 관련된 가장 일반적인 질소 형태이다. 식물이나 미생물에 잘 흡수되지 않고, 다른 방법으로는 잘 이동하지 않는 질산성 질소는 침투수와 함께 잘 이동하여 토양을 통과해 지하수에 도달될 수 있다. 지하수의 질산성 질소는 우물, 침윤, 얇은 흐름을 통하여 지표수를 오염시킬 수 있고, 더 깊은 대수층으로 이동할 수도 있다.¹⁵⁾ 습지에서 자라는 식물은 먼저 $\text{NH}_4\text{-N}$ 을 흡수하고, $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 흡수가 거의 완료된 다음 $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ 을 흡수하기 시작한다.⁹⁾ 이와 같이 식물체에 흡수된 질소는 수확되는 식물체와 함께 토양으로부터 제거된다. 작물 잔유물이나 뿌리체로서 토양중에 남을 수도 있다.

질소와 함께 부영양화를 일으키는 주요 성분인 인의 발생량이 증가하면서 수질문제가 우려되고 있다. 특히 인은 식물의 중요한 영양물질로서 작물의 생산량을 증가시키기 위해서 반드시 필요하기 때문에 농작물을 다량 생산하는 농촌지역에서는 그 동안 과다소비하여 지역적으로는 인성

분의 비료를 사용하지 않아도 작물 생산수준을 유지할 수 있을 정도로 토양에 누적되어 있다. 이러한 인성분은 강우나 관개에 의한 유출시 토사와 함께 이동하여 소하천이나 저수지에 유입되어 바닥에 퇴적하여 오랫동안 수중에 용해되며 수질을 악화시킨다. 그 외에도 최근 들어 인의 발생량이 증가한 주요 원인으로서 수세식화장설의 보급으로 농어촌지역에서 인성분을 함유한 오수발생량의 증가, 인 성분을 함유한 합성세제를 사용하는 세탁기의 보급, 축산영농의 대규모화와 농작물 찌꺼기의 부식, 소규모 축산농가에서 흘러나오는 폐수 등이 있다. 이렇게 발생한 인은 식물체에 흡수되어 수확시 제거되기도 하지만, 질소성분과는 달리 인산염(PO_4^{3-})은 물에 잘 용해되지 않고 토양에 잘 부착되기 때문에 대부분 토양입자와 함께 이동하여 하천이나 저수지에 유입된다.⁴⁾ 이처럼 토양에 쉽게 흡착되고 식물에 직접 흡수되는 인의 성질은 토양과 식물을 이용하는 습지처리와 같은 방법을 활용하여 제거하는 것이 바람직할 것이다.

대장균은 오폐수처리에서 병원성 미생물의 제거 상태를 나타내는 중요한 지표이다. 오염된 물과 하수에는 병원성 미생물의 개체수가 매우 적기 때문에 분리 추출하기가 어려워 비교적 개체수가 많이 발견되고 검출이 쉬우며, 병원균보다 저항력이 강하고, 실험이 용이하며, 동물의 배설물 중에서 대체적으로 항상 발견되고, 다른 종류의 박테리아와 함께 배출되는 특징이 있는 대장균(coliform organism)을 indicator로 많이 이용하는데, 대장균이 있다는 것은 병원성 미생물이 존재할 수 있다는 것을 의미하며, 대장균이 없다는 것은 병원성 미생물이 거의 존재하지 않는다는 것을 의미한다.^{2,12)}

본 연구에서는 농어촌 지역의 오폐수처리에 적용가능한 인공습지의 시작품에 정화조를 거쳐 1차처리된 생활하수를 이용하여 현장실험해서 영양염류의 이온 및 대장균의 변동상황을 조사하여 이의 거동 및 제거효율을 연구하였다.

재료 및 방법

처리시설의 개요

본 실험에 사용된 오수는 건국대학교 농과대학 별관에 설치된 3단 정화조의 맨 끝 하류측에서 양수된 1차처리수이며, 이를 처리시설의 저류조에 유입시킨 다음 저류조 하단에 설치된 유출구를 통하여 처리조에 유입시켰다. 실험에 사용한 오수는 대부분 화장실에서 배출되는 성분이기 때문에 농촌지역에서 발생하는 오수와 비슷하므로 본 실험 결과를 농촌지역의 오수처리에 적용하여도 무리가 없을 것으로 생각된다. 처리조는 Fig. 1과 같이 2m(폭)×9m(길이)×1m(높이)의 concrete box에 모래를 60cm 높이로 채운 후 挺水식물(학명: *Zizania latifolia*, 英名: Manchurian wild rice)을 심은 인공습지로서 흡착, 여과, 생분해 등의 자연처리가 이루어지도록 한 시스템이다.

실제 처리에 사용되는 부분은 폭 2m×길이 8m×높이

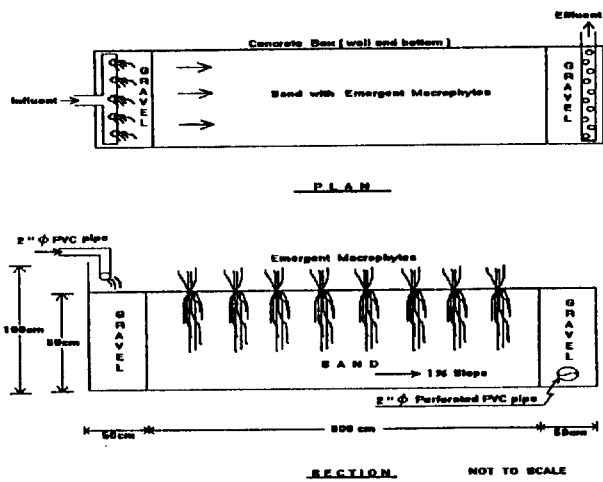


Fig. 1. Schematic of pilot plant of artificial wetland system.

0.6m에 채워진 모래층으로 표면적은 약 5평(2×8÷3.3=4.85) 정도이다. 실험에 사용된 모래는 비중이 2.64이고 공극율(n)이 0.36인데, 입도분석 결과 삼각분류법(textural triangle)에 의하면 sandy loam이고, USCS(unified soil classification system, 통일분류법)에 의하면 SM(silty sand)으로 분류된다. 오수의 유입량은 약 2.5m³/일로써 모래층의 공극을 고려한 이론적인 처리시설내 체류기간은 약 1.38일((2×8×0.6×0.36)÷2.5=1.38)정도이며, 단위면적당 유입량은 약 0.16m³/m²·day(2.5(2×8)=0.16)로서 우리 나라 면적단위로 환산하면 약 0.52m³/평·day 정도이다. 저류조에서 나온 오수는 Fig. 1과 같이 처리조 상류단에 있는 폭 2m×길이 0.5m×높이 0.6m의 자갈층을 통하여 전단면에 걸쳐서 균일하게 처리조에 흘러 들어가게 하였고, 유출수는 처리조의 하류단 바닥부분에 설치한 유공관을 통하여 균일하게 집수되어 나가도록 하였으며, 각 처리조의 유입수 및 유출수의 유량은 유입구 및 유출구에 설치한 밸브로 조절하였다. 실험을 위한 유입수와 유출수의 시료채취는 처리조의 이론적 체류시간(1.38일) 만큼의 시간간격을 두어 유입한 오수가 유출할 시기에 측정하여 이들 사이의 농도차이로 처리효과를 검토하였으며, 처리조는 유입된 오수의 원활한 흐름을 위하여 콘크리트 바닥에 1%의 경사를 주었다.

수질분석방법

이온성분의 분석방법은 Standard Method¹²⁾ 4110 B에 의해 실시하였는데, 시료를 0.2μm membrane filter로 여과시켜 전처리한 다음 Ion Chromatography를 이용해서 분석하였다. 1,000mg/ℓ의 양이온과 음이온 standard solution을 조제하고, 농도를 조절하여 양이온과 음이온 각각의 multiple standard solution을 만들고, 이것을 희석 조절하여 5개의 standard를 만든 다음 DIONEX사의 DX-100으로 standard를 주입한 후에 sample을 희석하여 농도를 조절한 뒤에 주입시켜 측정했다.¹¹⁾

대장균 실험은 Standard Method¹²⁾ 9221 B에 의해 실시하였는데, 검체의 채취는 무균적으로 하고 멸균된 용기에 넣어 6시간 이내에 실험실에 도착하여 2시간 이내에 실험을 완료했다. 배양액은 Tryptose(20g), Lactose(5.0g), K₂HPO₄(2.75g), KH₂PO₄(2.75g), NaCl(5.0), Sodium lauryl Sulfate(0.1g)을 증류수에 혼합하여 1ℓ의 배양액을 만든 다음 Auto Clave에서 30분 동안 멸균시킨 후 접종하였다. 실험결과는 대장균군수를 최적확수표에 의해 결정했다.¹¹⁾

결과 및 고찰

오수의 경우 유입원수의 암모니아성 질소(NH₄⁺) 농도는 Table 1과 Fig. 2에 나타나 있듯이 91.57mg/ℓ~275.88mg/ℓ로 비교적 높은 편이었으며, 습지를 통과한 처리수의 농도는 62mg/ℓ~180.92mg/ℓ로 낮아져 평균 약 40%의 감소율을 나타냈다. 9월 9일의 경우는 유입원수의 농도가 204.28mg/ℓ이었으나 처리수는 62mg/ℓ로 낮아져 약 70%의 제거율을 나타내는 등 전기간에 걸쳐 처리수의 NH₄⁺ 농도가 유입원수의 NH₄⁺ 농도보다 낮아져 습지가 NH₄⁺를 감소시키는 기능이 있음을 알 수 있다. 이는 (-)로 하전된 습지 토양에 의한 NH₄⁺의 흡착, 휘발, 식물 및 미생물에 의한 흡수·분해, 질산화작용에 의한 NO₂⁻, NO₃⁻로의 변환 때문인 것으로 생각된다.

오수의 아질산성 질소(NO₂⁻) 농도는 Table 1 및 Fig. 3과

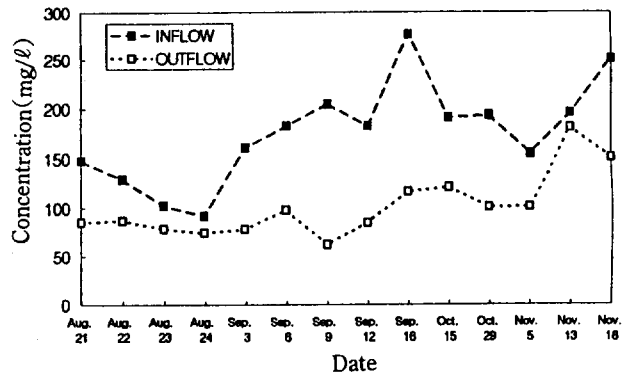


Fig. 2. Influent and effluent concentrations of NH₄-N.

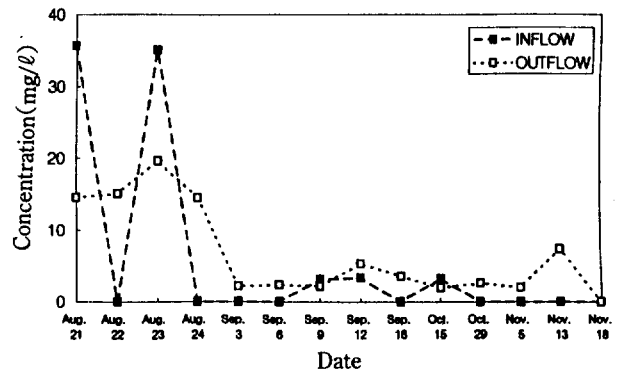


Fig. 3. Influent and effluent concentrations of NO₂-N.

Table 1. Concentrations of Nutrient and Removal Rate.

Sample Date		Aug.21	Aug.22	Aug.23	Aug.24	Sep.3	Sep.6	Sep.9	Sep.12	Sep.16	Oct.15	Oct.29	Nov.5	Nov.13	Nov.18
Classification															
NH ₄ ⁺ (mg/l)	Inflow	148.08	129.2	102.15	91.57	160.99	182.63	204.28	182.52	275.88	190.64	129.84	154.85	194.98	250.33
	Outflow	85.38	86.7	78.34	74.07	77.88	97.51	62	84.62	116.36	120.88	100.74	101.12	180.92	150.82
	R.R*(%)	42.34	32.89	23.31	19.11	51.62	46.61	69.65	53.64	57.82	36.59	47.76	34.70	7.21	39.75
NO ₂ ⁻ (mg/l)	Inflow	35.64	0	35	0	0	0	3.1	3.35	0	3.24	0	0	0	0
	Outflow	14.53	15.1	19.62	14.52	2.14	2.3	2.18	5.32	3.58	2	2.62	2	7.32	0
	R.R(%)	59.23	**	43.94	**	**	**	29.28	**	**	38.27	**	**	**	**
NO ₃ ⁻ (mg/l)	Inflow	16.73	15.69	14.72	16.21	3.28	3.22	9	8.6	4.22	4.84	2.38	0.91	0	0
	Outflow	43.91	48.52	109.39	112.37	44	40.38	68.79	160.6	14.05	19.6	45.4	28	74.18	53.95
	R.R(%)	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
T-N (mg/l)	Inflow	157.37	116.91	128.54	119.31	136.34	140.42	153.5	191.15	189.02	224.49	220.89	184.34	126.06	222.50
	Outflow	120.04	132.64	181.01	187.13	91.81	87.48	128.47	219.12	105.83	181.48	199.22	168.61	199.10	175.75
	R.R(%)	23.72	**	**	**	32.66	37.70	16.31	**	44.01	19.16	9.81	8.53	**	21.01
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	Inflow	38.15	32.98	27.48	21.39	27.08	11.56	14.32	25.69	32.66	29.4	33.31	25.11	25.83	25.86
	Outflow	0	5.9	0	0	2	0	0	0	0	0	3.2	3	7.02	10.16
	R.R(%)	100	82.11	100	100	92.61	100	100	100	100	100	90.39	88.05	72.84	60.73
T-P (mg/l)	Inflow	88.29	91.57	55.72	39.42	25.94	19.86	20.2	52.3	39.5	31.24	33.59	31.28	21.58	25.40
	Outflow	16.86	19.86	10.29	12.86	0.52	0.64	0.42	0.54	0.44	2.17	3.42	3.12	10.45	2.81
	R.R(%)	80.90	78.31	81.53	67.38	98.00	96.78	97.92	98.97	98.89	93.06	89.82	90.03	51.58	88.94
Total	Inflow	-	-	-	-	700	1400	280	70	240	1600	0.7	13	170	130
Coliform	Outflow	-	-	-	-	170	23	7	8	8	160	0.5	1.7	50	0.4
(×10 ³ /100ml)	R.R(%)	-	-	-	-	75.71	98.36	97.5	88.57	96.67	90	28.57	86.92	70.59	99.69

R.R* : removal rate, ** : increased rather than decreased.

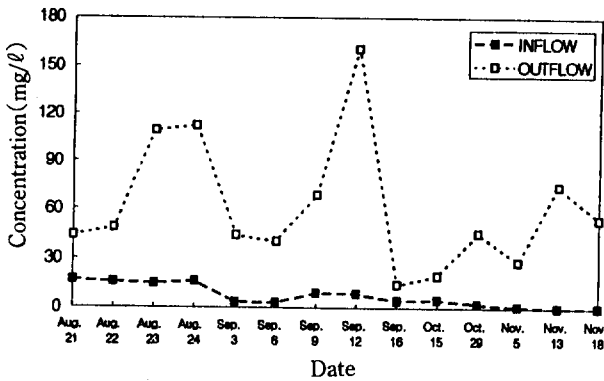


Fig. 4. Influent and effluent concentrations of NO₃-N.

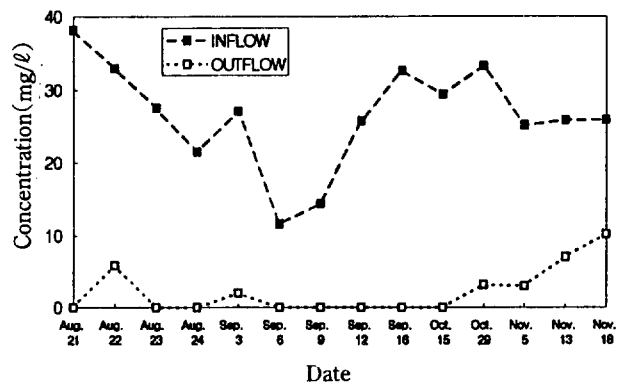


Fig. 5. Influent and effluent concentrations of PO₄³⁻.

같이 실험기간 중 유입오수에 따라서는 약 59% 정도의 감소율을 나타내기도 했으나, 처리수 농도가 유입수 농도보다 높은 경우가 많았다. 그 이유는 오수 중에 함유되어 있는 유기성 질소가 정화조에서는 산소가 부족하여 질산화작용이 충분히 일어나지 못한 상태로 인공습지의 처리조에 유입되어, 처리조를 흘러가는 동안 NH₄⁺가 NO₂⁻로 질산화되는 속도와 NO₂⁻가 NO₃⁻로 질산화되는 속도의 차이 때문인 것으로 생각된다. 일반적으로 NH₄⁺가 NO₂⁻로 질산화되는 속도보다 NO₂⁻가 NO₃⁻로 질산화되는 속도가 빠르다.

질산성 질소(NO₃⁻)의 경우 Table 1 및 Fig. 4와 같이 유입수의 농도가 0~16.73mg/l이었으나, 처리수의 경우에는 19.60~160.60mg/l로 증가하여 습지에서 산소공급이 원활

하여 질산화작용이 활발히 일어났음을 알 수 있다. NO₃⁻는 음이온으로서 같은 음이온을 띠고 있는 토양입자와의 사이에는 반발력으로 인해 흡착율이 낮고, 처리조를 흘러가는 동안 NH₄⁺와 NO₂⁻가 NO₃⁻로 질산화되어 물에 용해되어 유출되기 때문에 유출수의 NO₃⁻농도가 월등히 높은 것으로 판단된다. 본 처리조의 토양 깊이가 60cm인데, 이 깊이에서는 산소의 공급이 원활하여 호기성 상태가 유지되기 때문에 혐기성 상태에서 일어나는 탈질화작용이 잘 일어나지 않아 NO₃⁻가 질소가스(N₂)가 되어 대기 중으로 방출되지 못하였기 때문에 감소율이 낮은 것으로 생각된다. 이상과 같이 NH₄⁺는 어느 정도 감소되었지만 이 감소된 성분이 NO₂⁻나 NO₃⁻로 질산화되어 증가되어 Total-N은 약 5% 정도밖에

제거되지 않아 시작품과 같은 형태의 인공습지에서는 질소 성분의 제거율은 낮은 것으로 나타났으며, 이의 개선을 위해서는 탈질화작용을 일으킬 수 있는 시설의 보완이 필요하다고 생각된다.

인산염(PO_4^{3-})의 경우는 Table 1 및 Fig. 5와 같이 $11.56\text{mg}/\ell \sim 38.15\text{mg}/\ell$ 이던 유입수의 농도가 처리조를 지나는 동안 $0\text{mg}/\ell \sim 10.16\text{mg}/\ell$ 로 낮아져 평균 약 92%의 높은 제거율을 나타냈으며, 14번의 실험중 8번이 100%의 제거율을 보여 유출수의 PO_4^{3-} 농도가 $0\text{mg}/\ell$ 을 나타내 습지처리가 인의 제거기능이 탁월함을 알 수 있다. 습지처리에서 토양 입자는 인산염을 잘 흡착하고, 식물 및 미생물은 흡수·분해하여 제거 효율이 탁월하다는 것을 알 수 있으며, Total-P에서 보면 평균 약 87%의 높은 제거율을 나타냈다.

대장균의 경우 Table 1 및 Fig. 6과 같이 유입원수의 농도는 $1,600,000/100\text{ml}$ 까지로 높았으나, 평균 약 83%의 비교적 높은 제거율을 나타내 유출수는 $400 \sim 170,000/100\text{ml}$ 로 낮아져서 습지처리가 대장균의 제거에도 효율이 높음을 알 수 있다. 이러한 대장균의 제거는 토양에의 흡착 그리고 토양에 이미 형성되어 있는 미생물군과의 경쟁에서 뒤져서 죽기 때문인 것으로 판단된다.

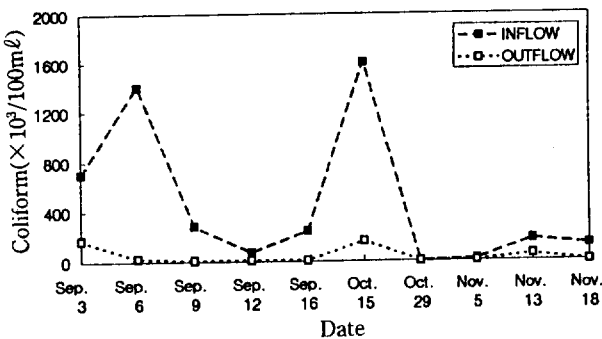


Fig. 6. Influent and effluent concentrations of total coliform.

이상의 결과에서 알 수 있듯이 시작품과 같은 형태의 인공습지에 의한 우수처리에서는 인과 대장균의 제거는 매우 효과적이거나 질소의 제거효과는 미흡하다는 것을 알 수 있다. 유출수의 질소성분을 일정수준이하로 낮추어야 할 때에는 질소제거를 위한 추가시설이 필요할 경우가 있다. 질소제거를 위한 추가시설로는 일반적으로 혐기성상태를 유지시켜 NO_3^- 를 탈질화작용에 의해 N_2 로 환원시켜 제거할 수 있는 시설, 다량의 식물뿌리에 의한 왕성한 흡수, 이온성분의 흡착기능이 높은 활성탄이나 제오라이트, 또는 숯과 같은 물질을 이용한 여과시설 등이 이용될 수 있다. “우수·분뇨 및 축산폐수의 처리에 관한 법률”에 의하면 BOD와 SS가 규제대상항목으로 되어 있으나, 부영양화에 의한 수질오염 문제를 고려할 때 앞으로 인공습지와 같은 자연처리방법이 농촌지역 오폐수처리에 널리 보급되기 위해서는 영양염류의 제거분야에 지속적인 연구가 필요하다고 판단된다.

요 약

농어촌 지역의 오폐수처리에 적용 가능한 인공습지를 이용한 자연처리시설에서 우수 중에 포함되어 있는 영양염류와 대장균의 변화상황을 생활오수를 이용하여 실험한 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 유입수의 NH_4^+ 농도는 $91.57\text{mg}/\ell \sim 275.88\text{mg}/\ell$ 이었는데, 습지를 통과한 처리수의 농도는 $62\text{mg}/\ell \sim 180.92\text{mg}/\ell$ 로 낮아져 평균 약 40%의 감소율을 나타내었다. NH_4^+ 의 감소는 휘발, 식물에의 흡수, 토양입자에의 흡착, 그리고 질산화작용에 의한 것으로 판단된다.
2. NO_2^- 는 유입수의 농도보다 유출수의 농도가 낮은 경우도 있었으나 높은 경우도 많아서 일정한 경향을 보이지 않았다. 이유는 NH_4^+ 가 NO_2^- 를 거쳐 NO_3^- 로 질산화되는 과정에서 유입수의 특성에 따른 질산화과정의 속도차이 때문인 것으로 생각된다.
3. NO_3^- 의 경우는 유입수의 농도보다 처리수의 농도가 모두 증가하였는데, 이는 NH_4^+ 로 유입된 성분이나 처리조내의 NO_2^- 등이 NO_3^- 로 질산화되어 농도가 증가하였고, NO_3^- 는 토양입자에의 흡착율도 낮고, 처리조가 혐기성상태가 아니어서 탈질화작용에 의한 제거가 불가능하였기 때문인 것으로 판단된다.
4. Total-N 측면에서 분석해보면 NH_4^+ 가 감소하기는 하였으나, 대부분 NO_2^- 를 거쳐 NO_3^- 로 변환되었을 뿐이고 제거된 것이 아니므로, 제거율은 5% 정도로 매우 낮았다. 처리조에서 질소성분이 혐기성상태에 의한 탈질화작용이 일어나지 않았다는 것은 처리조가 호기성을 유지하여 BOD 등의 제거에 효과적일 수 있다는 의미이기도 하다. 그러나 질소제거기능의 부족으로 인하여 수질문제를 야기시킬 수 있으므로 이 부분에 대한 보완성 추가 연구가 요구된다.
5. PO_4^{3-} 의 경우 우수는 평균 92%의 매우 높은 제거율을 나타냈다. 따라서 Total-P도 87%의 높은 제거율을 나타내 습지처리가 인의 제거에는 탁월한 기능이 있음을 알 수 있는데, 이유는 인의 토양에 대한 강한 흡착력 때문인 것으로 판단된다.
6. 대장균군의 경우 유입원수의 농도가 $1,600,000/100\text{ml}$ 까지로 높았으나, 평균 약 83%의 비교적 높은 제거율을 나타내었으며, 주요 제거기능은 토양에의 흡착 그리고 토양에 이미 형성되어 있는 미생물군과의 경쟁에서 뒤져서 죽기 때문인 것으로 판단된다.

참고문헌

1. 김덕찬, 유명진. (1991). 환경화학, 동화기술, pp. 457~506.
2. 김형근. (1990). 습지생태계 토양의 질소 및 인산의 동태, 공주사범대학교 박사학위 논문.

3. 양상현. (1990). 수질공학, 동명출판사, pp. 179~185.
4. 윤준경. (1996). 농촌환경오염과 농업부산물의 재활용 방법에 관한 고찰, 건국대학술지, 제40집(2), pp. 309~323.
5. 大橋欣治, 田中康一. (1996). 農村水域における水質保全, 農土誌, 64(4), pp. 357~363.
6. 田淵俊雄, 志村子, 尾野充彦. (1996). 休耕田における窒素除去試験の結果と實用性の検討, 農土誌, 64(4), pp. 345~350.
7. 西口猛. (1986). 農村集落排水のための 汚水處理技術入門, 農業土木學會, pp. 107~120.
8. 農村環境整備センター. (1994). 農村に適した水質改善手法.
9. 端憲二, 石川雅也, 鈴木光剛. (1996). 濕地における窒素除去機能~濕地模型を用いた淨化試験, 農土誌, 64(4), pp. 339~344.
10. 細見正明. (1990). 濕地による水質淨化, 用水と廢水, 32(8), pp. 716~719.
11. 細見正明, 須藤隆一. (1991). 濕地による生活排水の淨化, 水質汚濁研究, 14(10), pp. 674~681.
12. American Public Health Association. (1992). Sandard Methods 18th Edition, Washington, D.C., USA.
13. Metcalf & Eddy. (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse, Third Edition, McGraw-Hill, New York, NY, USA. pp. 901~982.
14. William J. Mitsch, James G. Gosselink. (1993). Wetlands, Second Edition, Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA, pp. 114~163.
15. National Research Council, Committee on Long-Range Soil and Water Conservation.(1993). Soil and Water Quality, Washington, D.C., USA, pp. 237~312.