

완속여과공정에서 운전시간 및 여층깊이에 따른 자연유기물질(NOM) 제거 특성 Removal characteristics of NOMs in a slow sand filter at different media depth and operation time

박노백·박상민·서태경·전항배*

Park, Noh-Back · Park, Sang-Min · Seo, Tae-Kyeong · Jun Hang-Bae*

충북대학교 환경공학과

(2007년 10월 1일 접수 ; 2008년 3월 31일 1차 수정 ; 2008년 8월 11일 2차 수정 ; 2008년 8월 13일 채택)

Abstract

Natural organic matter (NOM) removal by physico-chemical adsorption and biological oxidation was investigated in five slow sand filters with different media depths. Non-purgeable dissolved organic carbon(NPDOC) and UV₂₅₄ absorbance were measured to evaluate the characteristics of NOM removal at different filter depths. Removal efficiency of NOM was in the range of 10-40% throughout the operation time. At start-up of the filters packed with clean sand media, NOM was probably removed by physico-chemical adsorption on the surface of sand through the overall layer of filter bed. However, when Schumutzdecke layer was built up after 30 days operation, the major portion of NPDOC was removed by biological oxidation and/or bio-sorption in lower depth above 50 mm. NOM removal rate in the upper 50 mm filter bed was 0.82 hr⁻¹. It was about 20 times of the rate(0.04 hr⁻¹) in the deeper filter bed. Small portion of NPDOC could be removed in the deeper filter bed by both bio-sorption and biodegradation. SEM analysis and VSS measurement clearly showed the growth of biofilm in the deeper filter bed below 500 mm, which possibly played an important role in the NOM removal by biological activity besides the physico-chemical adsorption mechanism.

Key words : SSF(slow sand filter), NOM(natural organic matter), Filter depth, physico-chemical adsorption, Biological activity.

주 제 어 : 완속여과, 자연유기물, 여재층깊이, 물리-화학적 흡착, 생물학적 활성도.

1. 서론

자연유기물질(NOM, natural organic matters)은 상수처리의 소독공정에서 소독부산물(DBPs, disinfection by-products)을 생성시키거나, 배수관망에서 생물막 성장의 원인

이 되기도 한다(Owen, 1995). 염소처리공정에서 발생되는 소독부산물은 THM(trihalomethanes), HAAs(haloaceticacids), HANs(haloacetonitriles) 등으로 현재까지 약 400여 종이 보고되고 있으며(손, 2005), 국내 수계(한강, 낙동강, 금강, 영산강, 섬진강 등)에서의 소독부산물은 한강과 낙동강 수계

에서 높았고, THMs이 전체 소독부산물의 40-50%를 차지하는 것으로 나타났다(Lee, 2000). 기존 정수처리공정에서 응집공정은 탁도 뿐만 아니라 NOM 제거에 있어서도 높은 제거효율을 나타내고 있다(Collins, 1985). 이에, 김 등(2004)은 기존 정수처리공정에서 최대 80%이상 NOM이 제거되는 것으로 보고한 반면, 미량 유해 유기물질은 잘 제거되지 않아 고도처리의 도입이 필수적이라고 하였다(Waight, 1998). 그러나 응집·침전 공정은 탁도제거가 목표이기 때문에 기존 정수장에서는 NOM 제거가 효율적으로 이루어지지 않는다고 하였다(유, 1996). 급속여과공정에서 NOM은 고도응집(enhanced coagulation)에 의하여 효과적으로 제거할 수 있는 것으로 알려져 있다. 그러나 고도응집은 과량의 응집제를 주입해 주어야 하기 때문에 여러 가지 부작용이 발생하기도 한다.

NOM은 대체로 안정한 난분해성 물질이지만, 완속여과(SSF, slow sand filtration) 공정에서 생물분해에 의하여 일부가 제거되는 것으로 알려져 있기 때문에, 소독부산물의 생성 및 미생물의 재성장을 제어할 수 있는 것으로 보고된 바 있다(Huck, 1994). Harberer 등(1984)은 완속여과지에서 TOC 제거율이 여과속도에 따라 약 15-19% 정도이었으며 NOM을 구성하고 있는 물질의 종류에 따라 제거효율의 차이가 크게 나타난다고 하였다. 또한, 휘발성 염소계 탄화수소는 거의 제거되지 않는 반면, 방향족 탄화수소는 잘 제거된다고 하였다. Huisman 등(1974)은 NOM은 물리적 걸름작용과 생물분해 및 흡착에 의해 제거된다고 하였으나, 아직 상호 제거기작에 대한 정량적인 분석과 분해과정에 대한 이해가 부족한 실정이다. Collins 등(1991)은 운영되고 있는 완속여과지에서 가을과 겨울철의 난분해성 용존유기탄소(NPDOC) 제거를 관찰한 결과, 제거효율이 각각 12-31%, 13-33%이라고 하였다. 특히, 응집과정에서 잘 제거되지 않는 500 AMW(apparent molecular weight) 이하의 작은 분자량을 갖는 NOM도 완속여과 공정에서 효과적으로 제거된다고 하였다.

완속여과에서 NOM은 흡착과 생물분해에 의해 제거된다. 이들 중 분자량이 큰 소수성 휴믹산은 주로 흡착에 의해 제거되고(Davis, 1981), 분자량이 작은 탄수화물이나 유기산과 같은 친수성 물질들은 주로 생물분해에 의해 제거된다(Meyer, 1987). Collins 등(1991)의 실험결과에 따르면, 소수성 NOM이 친수성 NOM에 비하여 더 많은 부분 제거되는 것으로 나타나, NOM의 제거는 생물분해보다 오히려 흡착에 의해 이루어지는 것으로 나타났다. 또한, 완속여과지 여재에 부착되어 있는 미생물량을 측정 후 비교한 결과, 미생물량이 높은 완속여과지에서 더 많은 NOM이 제거되었다. 이는 여재층에 축적되어 있는 생물량이 NOM 제거에 중요한 영향인자임을 말해주는 것으로 완속여과지의 여재표층

을 삭취하여 제거하는 것보다 표층을 긁어서 여과속도를 증가시키는 단순한 방법이 더 효과적이라고 강조하였다.

완속여과공정은 운전이 단순하고, 운영비용이 저렴할 뿐만 아니라 Giardia sp.나 Cryptosporidium sp.와 같은 원생동물을 효과적으로 제거할 수 있는 것(Bellamy, 1985)으로 알려져 있다. 그뿐만 아니라 대장균(Williams, 1987)이나 바이러스(McConnel, 1984)도 효과적으로 제거된다고 하였다. 이외에도 기타 다양한 오염물질이 완속여과지에서 효율적으로 제거되기 때문에 다른 고도처리공법과 비교할 만한 정수처리 공법으로 평가되기도 하였다(Bellamy, 1985). 지금까지 NOM은 완속여과지의 여재표층에서 활성화된 생물막층(Schmutzdecke)에서 생물학적 분해나 생물막에 흡착되어 제거되는 것으로 알려져 있다. 최근, Schmutzdecke 층 외에 다른 깊이의 여재층에서도 NOM 제거에 대한 연구 결과가 발표되었고(Ellis, 1995), 심층에서의 오염물질 제거 특성이 강조되고 있다(전, 2003). 그러나 이에 대한 정량적인 분석이 미흡하고, 연구결과가 부족한 실정이다.

본 논문은 완속여과 공정에서 여재층 깊이에 따른 NOM 제거특성을 관찰하고, NOM 제거를 위한 최적 운영조건에 대하여 고찰하고자 하였다.

2. 실험방법 및 재료

2.1. 완속모래여과장치 (SSF, Slow Sand Filters)

Fig. 1은 여재층 깊이가 다른 5개의 완속여과 장치를 나타내었다. 여과장치는 내경이 50 mm, 높이 1,000 mm인 투명한 아크릴관을 사용하였다. 각 여과장치 하부에 입경 5 mm 이하의 자갈을 30 mm 충전하여 상부 모래여재를 지지하도록 하였고, 자갈층을 제외한 모래여재의 충전 깊이는 각각 50, 150, 300, 600 및 850 mm이었다. 충전된 모래여재의 유효경(effective size)과 균등계수(uniformity coefficient)는 각각 0.3 mm 및 1.7이었다. 모래여재는 550 °C에서 30분 동안 연소시켜 모래표면에 부착되어 있는 휘발성 고형물질(VSS, volatile suspended solids)을 제거한 후에 여과장치에 충전하여 운전하였다. 여과장치는 유출부에서 정량펌프를 이용하여 정속여과방식으로 운전하였으며 여과속도는 0.167 m/hr(4 m/day), 여재층 깊이에 따른 접촉시간(EBCT: empty bed contact time)은 각각 0.3, 0.9, 1.8, 3.6 및 5.1 시간이었다. 펌프 사용으로 인한 맥동을 줄여 주고, 수두손실을 관찰하기 위하여 유출부 측에 피에조미터(piezometer)를 설치하였다. 실험기간 동안 완속여과 장치는 3단계로 구분하여 운전하였는데, 운전 시작 후 40일(1단계)까지는 휴믹산을 자연원수에 첨가하여 용존성 유기탄소(DOC)의 농도를 5-9 mgC/L로 높게 유지하여 NOM 제거특성을 관찰하였다. 2단계(40-110일) 실험에서

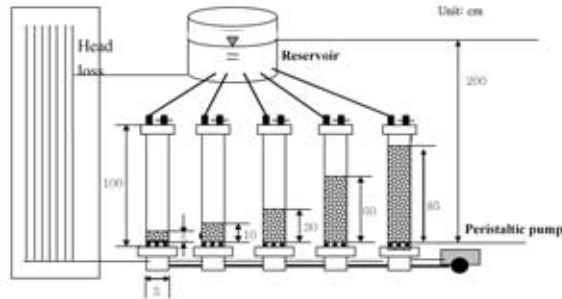


Fig. 1. Schematic diagram of the slow sand filters.

는 휴믹산을 첨가하지 않고 자연원수를 그대로 사용하였으나, NOM제거의 관찰이 용이하지 않았기 때문에 마지막 단계(110일 이후)에서 다시 휴믹산을 첨가하여 운전하면서 여과수의 수질을 분석하였다. 각 단계에서 원수 수질을 변화시켜 운전하였으나, 여과속도 및 운전방식은 모두 동일하였다. 운전기간 동안 각 여과장치에서의 수두손실 전개를 관찰하면서 역세척을 이용하여 여재표층과 내부에 축적된 부유물질을 제거하여 주었다. 완속여과장치는 실온에서 운전하였으며 실내 평균온도는 약 $22 \pm 1^\circ\text{C}$ 이었다.

2.2. 유입원수

유입원수는 대청호에서 취수하여 실내온도에서 24시간 정치한 후 실험에 사용하였다. 탁도(turbidity)와 용존산소(DO)농도는 각각 1.05-5.6 NTU와 6.0-7.6 mg/L 범위이었다. 원수 중의 NOM은 UV₂₅₄ 흡광도(UVA)와 NPDOC(non-purgeable dissolved organic carbon)를 측정하였으며 각각 0.04-0.07 abs/cm과 2.28-4.25 mgC/L이었다. 완속여과지에서 NOM 제거특성을 쉽게 관찰하기 위하여 자연원수에 휴믹산을 첨가하였을 때, 유입원수의 NPDOC 농도는 5.32 - 8.80 mgC/L 범위이었다. 실험에 사용된 유입원수의 수질특성은 Table 1에 나타내었다.

2.3. 분석항목 및 방법

원수 및 여과수의 수질측정 항목은 탁도 (HACH 2100P turbidimeter, USA), pH (InoLab pH meter, Germany), UV-254 흡광도 (Shimadzu UV1601 Ultraviolet

Table 1. Characteristics of the raw water with or without humic substances

Turbidity (NTU)	1.05-5.60
pH	6.20-8.56
UV ₂₅₄ absorbance (cm ⁻¹)	0.040-0.068 (raw water) 0.213-0.312 (with humic substance)
DO (mg/L)	6.00 - 7.64
Non-purgeable DOC (mgC/L)	2.28 - 4.25 (raw water) 5.32 - 8.80 (with humic substance)
Particle counts	12,000 - 24,000

spectrophotometer, Japan), DO (istek Model 235D DO meter, Korea) 등이었다. NOM 농도를 조절하기 위하여 휴믹산(Aldrich Co.)을 사용하였으며 NPDOC를 측정하였다. 또한, 완속여과지 모래여재 표면에 생물막 부착 여부를 관찰하기 위하여 SEM(scanning electron microscope) 분석을 수행하고(Ellis, 1995), 정량분석을 위하여 휘발성고형물질(VSS) 농도를 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. UVA₂₅₄ 제거특성

Fig. 2는 깊이가 다른 완속여과지에서 UVA의 제거특성을 나타내었다. 1단계(stage 1)와 3단계 실험에서는 휴믹산을 원수에 첨가하여 유입수의 UVA 농도를 높게 유지하여 여재깊이별 제거특성을 관찰하기 쉽게 하였다. 1단계와 3단계에서 유입원수의 UVA 값은 0.25-0.31 abs/cm 범위이었으나, 휴믹산을 첨가하지 않은 2단계에서는 0.04-0.06 abs/cm 범위로 낮았다. 2단계와 3단계 실험을 수행하기 전에 전체 여재층이 교란되지 않을 정도의 역세척을 수행하여 축적된 부유물질을 제거해 주었다. 각 단계의 실험기간 중에는 여재층 깊이 850 mm인 여과지를 제외하고 수두손실이 크게 발생하지 않아 역세척을 수행하지 않았다.

완속여과지에서 여재표층에 생성되어 입자와 일부 유기물 제거에 주된 역할을 담당하는 Schmutzdecke는 여재층 최상부에 입자가 축적되거나 미생물이 성장하는 층으로 정의될 수 있다. 또는 생물학적 활성을 갖는 여재층 내부까지를 포함하기도 한다(Weber-Shirk, 1997). 따라서 완속여과지의 Schmutzdecke에서 미생물 성장에 따른 생물막층 형성과 생물학적 용존 유기물 제거기작이 매우 중요한 요인으로 작용할 수 있다. Fig. 2는 각 실험 단계에서 뚜렷하게 다른 UVA 제거특성을 나타냈다. 1단계 실험 초반에는 여과지 내부에 충전된 모래여재의 표면에 불순물이 거의 없는 깨끗한 상태였고 여재표층에 Schmutzdecke(생물막층)층이 생성되지 않았으나, UVA 제거율은 60% 이상으로 높게 나타났다. 이때 UVA 제거는 여층 표면뿐만 아니라 여층깊이에 따라서도 높게 나타나고 있다. 유사한 유입수 조건인 110일 이후 충분한 생물막이 생성된 조건에서는 대부분의 UVA가 여층 표면에서 제거되는 것을 볼 때, 1단계 실험에서 UVA의 제거는 주로 모래 여재표면에 흡착되어 제거된 것으로 사료된다. 운전시간이 증가함에 따라 UVA 제거효율이 낮아졌으며, 30일 이후에는 주로 여층표면에서 제거가 이루어졌다. 자연원수에 휴믹산을 첨가하지 않은 2단계 실험에서는 UVA 제거를 관찰하기 쉽지 않았으나, UVA 제거는 주로 여층표면에서 발생하였으며, 여층깊이별 차이는 크지 않았다. 여층표면에 Schmutzdecke층이 생성된 후에는 UVA가 주로 여층표면에

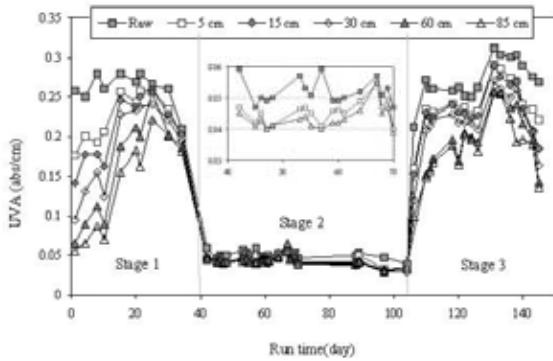


Fig. 2. UVA variation with different filter depths at each operating stage.

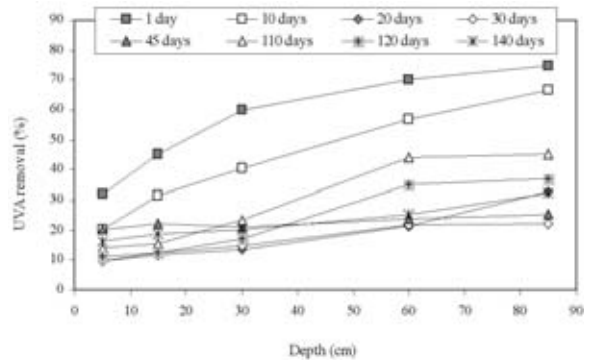


Fig. 3. UVA Removal according to filter depths at different operating time.

서 제거되었으나 3단계 실험결과에서와 같이 깊은 여층에서도 일부 제거되는 것을 관찰할 수 있었다.

Fig. 3은 운전시간이 경과함에 따라 완속여과지의 여재깊이별 UVA 제거효율을 나타냈다. Schmutzdecke층이 형성되기 전인 10일 이내의 경우에는, UVA 제거는 여재층 깊이 전체에서 이루어졌으며, 여재깊이에 따라 증가하여 850 mm를 통과할 경우 60% 이상 제거되었다. 동일한 깊이에서 운전 20일 이후에는 UVA의 총제거효율이 20~30% 정도로 낮아졌으며 Schmutzdecke층이 생성되었다고 판단되는 30일 이후에도 제거효율은 유사하게 유지되는 것으로 나타났다. 완속여과지에서 UVA로 대표되는 NOM의 제거는 Schmutzdecke층이 생성되기 전과 생성된 후에 다른 양상으로 나타나고 있는데, 생성 전에는 전체 여재층 깊이에서 고르게 제거되고 있으나, 생성된 후에는 주로 표층에서 제거되고 깊이에 따라 추가적으로 제거되는 부분이 감소하였다. 완속여과지 여재에 억류되는 유기탄소를 기질로 사용하는 미생물이 성장함으로써 유기물이 제거되는데, 이는 낮은 여재표층에서 주로 일어난다고 하였다(Huisman and Wood, 1974). 따라서 생물막이 생성되기 전의 NOM 제거는 모래여재 표면으로의 물리화학적 흡착에 의한 것으로 사료되며, 10일이 경과되면서 모래여재의 흡착능이 감소하여 제거효율은 감소하는 것으로 나타났다. 반면, 생물막이 생성된 이후에는 여재표층에서 주로 제거되는 것으로 나타났다.

운전 110일 후(3단계 실험)에는 역세척을 이용하여 여재표층에 생성되었던 Schmutzdecke층을 제거하고 완속여과지 운전을 시작하였는데, 이 기간 동안 여재깊이별 UVA 제거효율은 15~45% 정도로 나타났다. Schmutzdecke층을 제거한 직후인 110일의 경우, 여과지 깊이에 따른 여재층 내부에서도 UVA 제거가 증가하여 실험 초기와 유사한 제거거동을 보였다. 이는 모래여재 표면에 흡착되어 있던 입자들이 역세척에 의해 탈리되면서 일부 모래여재의 흡착능이 재생되었기 때문으로 사료된다. 이때 UVA 제거효율은 45%로 상대적으로 높았으나, 시간이 지남에 따라 다시 감소하기 시작하였다.

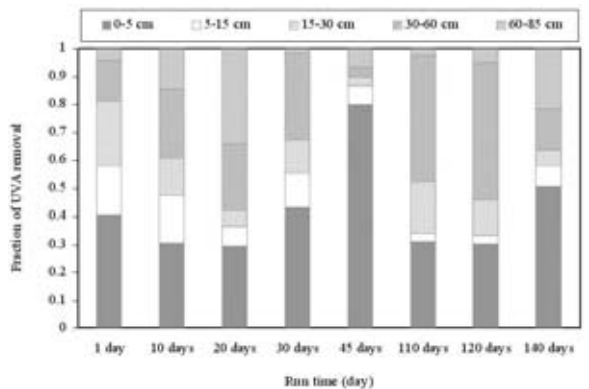


Fig. 4. UVA Removal at each depth of sand filters.

다시 Schmutzdecke층이 생성되면서 UVA는 주로 여재표층에서 제거되었는데, 15~20%의 UVA가 여층표면의 상층부 50 mm 내에서 제거되고, 나머지 약 10% 정도가 여재층 내부에서 추가적으로 제거되었다. Schmutzdecke층이 생성된 이후에도 제거효율은 낮지만 여층깊이에 따라 증가하는 것으로 나타나 충분한 여층깊이를 확보하는 것이 바람직하다는 것을 알 수 있었다.

Fig. 4는 Schmutzdecke층이 생성되기 전과 후(30, 45, 140일)의 여재층 깊이별 UVA 제거효율을 비율로 나타낸 것이다. 제거된 총 UVA(1.0) 중 각 깊이별 제거된 비율을 표시한 것으로, 운전기간 30일까지는 Schmutzdecke층이 생성되기 전이고, 운전기간 110일 이후부터는 역세척을 수행한 후 Schmutzdecke층이 다시 생성된 후의 실험결과이다. 운전초기 여층깊이별 UVA 제거효율은 거의 전체 여재층에 균등하게 분포하고 있으나, 시간이 경과함에 따라 여재표층에서 제거되는 비율이 증가하였다. Schmutzdecke층이 생성된 후(45, 140일)에는 제거된 총 UVA 중 약 51~80%가 여재표층에서 제거되었다. 운전시작 또는 역세척 후 30일(140일) 후에 표층에서 제거된 UVA가 증가하고 수두손실(약 60cm)이 전개되기 시작함에 따라 여층표면에 Schmutzdecke층 생성 기간은 약 30일 정도로 볼 수 있다. 이상의 결과로부터 모래

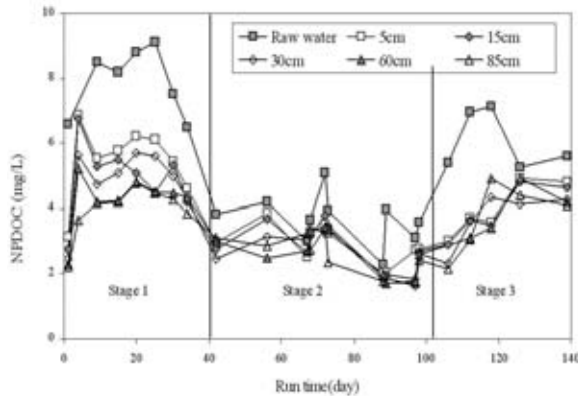


Fig. 5. NPDOC Removal with different filter depths at each operating stage.

표면이 깨끗한 완속여과지의 운전초기에 NOM(UVA)은 모래여재 표면에 흡착되어 제거되며, 운전시작 30일 후부터는 주로 여재표층에 생물막층(Schmutzdecke 층)이 생성되어 생물흡착, 산화 및 분해 등의 다양한 메커니즘(mechanism)에 의해 제거되는 것으로 사료된다. 또한, 일부 NOM은 여재층 내부에서도 물리화학적 흡착이나 생물학적 활동에 의해서도 제거될 수 있는 것으로 사료된다.

3.2. 용존유기물(DOC) 제거특성

Fig. 5는 완속여과지의 운영기간 동안 NPDOC(Non-purgeable dissolved organic carbon) 제거특성을 나타냈다. 자연원수의 농도는 3-5 mgC/L 범위이었으나, 휴믹물질을 첨가하였던 운영기간(1, 3 단계 실험)에는 5-9 mgC/L 범위로 증가하여 유입하였다. NPDOC는 UVA 제거특성과 유사하였으며, 제거효율은 10-30% 정도로 다른 문헌연구에서의 제거효율과 유사하거나 약간 높았다(Harberer, 1984; Collins, 1991). 운영초기의 NPDOC 제거거동은 UVA 제거와 동일하게 여층깊이가 깊어질수록 제거효율이 증가하였다. 반면, 여재표층에 Schmutzdecke층이 활성화된 이후에는 여과수질의 변화폭이 작아지고 대부분의 NOM이 표층에서 제거되었다. 운영초기에는 물리적 흡착, Schmutzdecke층의 생성후에는 생물학적 메커니즘이 주요한 NOM 제거역할을 수행하는 것으로 사료된다.

Table 2. Adsorption of DOC on sand media in slow sand filters (at 20°C)

Item	Parameter	Freundlich isotherm		
		1/n	LogK	Correlation Coeff. (r)
Batch ^a		2.21	0.52	0.97
SSF ^b	1 day	7.12	-5.41	0.99
	10 days	7.18	-7.37	0.92
	30 days	8.23	-8.38	0.83
	45 days	9.03	-6.74	0.75

a : DOC, b : NPDOC

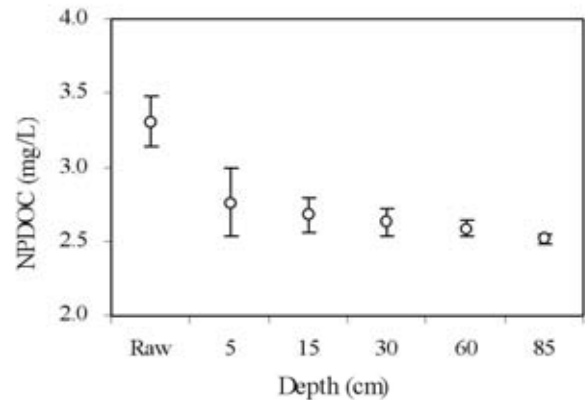


Fig. 6. Average NPDOC with different filter depths at stage 2(operating period from 40 to 100 days).

Table 2는 완속여과지 운영초기에 모래여재에 의한 NOM의 흡착능을 확인하기 위하여 동일한 모래여재를 이용하여 회분식 DOC 흡착실험을 수행한 결과이다. 또한, 연속식 완속여과지에서 여재층 깊이에 따라서 제거된 NPDOC의 양과 공극율을 무시한 모래여재의 무게로부터 등온흡착식에 적용하여 비교하였다. 회분식 실험의 경우, 연소에 의해 전처리된 모래여재에 의한 DOC 흡착량과 흡착제 사이에서 우수한 상관관계를 보임으로써 Freundlich 흡착등온식으로 해석이 가능한 것으로 나타났다. 이때 1/n 값과 LogK 값이 각각 2.21 및 0.52로 흡착반응성이 양호한 것을 알 수 있었다. 이는 완속여과지의 운영초기에 NOM이 전체 모래여재층에서 고르게 제거된 결과가 물리화학적 흡착에 의한 것으로 설명될 수 있다. 한편, 모래여과지에서 시간에 따른 NPDOC 제거특성을 Freundlich 흡착등온식으로 각각 해석할 경우에도 양호한 상관관계를 보여주었다. 그러나 운전 30일 후, Schmutzdecke층이 생성됨에 따라 상관관계가 급격히 감소함으로써 물리화학적 흡착 이외의 생물학적 메커니즘에 의해 NOM이 제거되었음을 간접적으로 시사하고 있다.

Fig. 6은 운전시간 40-100일(2단계 실험)에서 여재층 깊이에 따른 여과수의 NPDOC 측정결과를 나타낸 것이다. 휴믹산을 첨가하지 않고, 자연원수를 사용하였는데, 실험기간 동안 원수의 NPDOC는 3.1-3.5 mgC/L 범위이었으며 여재층 850 mm를 통과한 후 NPDOC는 약 2.5 mgC/L로 감소하였다. NPDOC의 총 제거효율은 약 24% 정도 이었으며, 이 중의 약 60%는 여재표층인 Schmutzdecke 층에서 제거되었다. 다른 문헌이나 상기에서 살펴본 바와 같이 Schmutzdecke층이 NOM 제거의 중요한 역할을 담당하고 있음을 알 수 있다. 그러나 여재층 내부에서도 제거된 NOM이 전체 제거량의 약 40%를 차지하고 있고, 특히, Schmutzdecke층을 제거할 경우에는 여재층 내부의 이러한 제거능력이 중요한 역할을 하고 있음을 알 수 있다. 그러므로 SSF의 여층 깊이를 최소 600 mm 이상 유지해 주는 것이 바

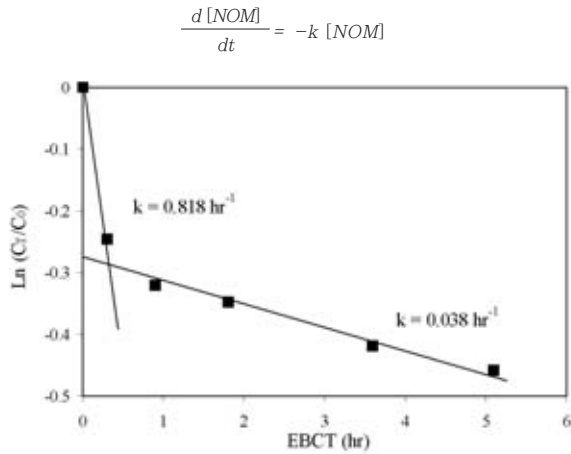


Fig. 7. NOM(NPDOC) removal rate constant(k) in slow sand filter.

람직한 것으로 나타났는데(Fig. 5, 6), 이는 기존의 상수도 시설기준이 제시하는 깊이(700–900 mm)와 유사한 값이다.

3.3. NOM 제거동력학

Fig. 7은 완속여과지의 여재층 깊이에 대응하는 접촉시간(EBCT)에 따른 NOM 제거속도를 나타낸 것이다. NOM 제거속도가 1차 반응속도를 따른다고 가정할 경우, 다음과 같은 식으로 표현할 수 있다. Schmutzdecke층이 활성화 되었을 경우, Fig. 7과 같이 완속여과지의 표층(50 mm 이내)에서의 제거속도와 50 mm 이하의 여재층 내부에서 제거속도가 다른 두 개의 직선식으로 해석할 수 있다. 각 직선의 NOM 제거속도상수(k)는 각각 0.82, 0.04 hr⁻¹이었으며, 50 mm 이내의 낮은 여재표층에서 제거속도가 거의 20배 이상 빠른 것으로 나타났다.

3.4. 여재층 내부 VSS 분포

Fig. 8은 완속여과지 여재층 50 mm와 500 mm 깊이에서 각각 채취한 모래여재의 표면을 주사전자현미경(SEM)으로 관찰한 결과이다. 운전시간이 경과함에 따라 여재층 깊이 500 mm 이하에서도 미생물의 존재를 확인할 수 있었으며, 깊이가 증가함에 따라 부착미생물의 밀도가 낮아지는 것으로 관찰되었다. 이는 완속여과지에서 NOM 제거효율과 여재층 깊이는 비례 관계가 있음을 암시해 주고 있다. Schmutzdecke층이 활성화된 후에는 여재층 내부 모래입자 표면에서도 생물막층 형성이 가능하며, 이 생물막층에 의해 일부 NOM이 추가적으로 제거되는 것으로 해석할 수 있다. 운전초기 물리적 흡착에 의한 NOM의 제거는 약 30일 후부터 거의 소진되는 것으로 보이기 때문에, 여재층 내부에서 생물막의 존재는 NOM 제거에 중요한 역할을 담당하는 것을 알 수 있다. 여재층 깊이별 모래여재를 채취하여 표면에 부착되어 있는 휘발성고형물질(VSS) 농도를 측정된 결과(Fig. 9)

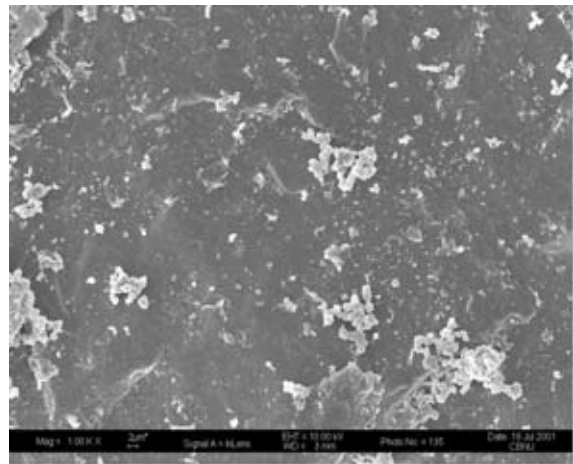
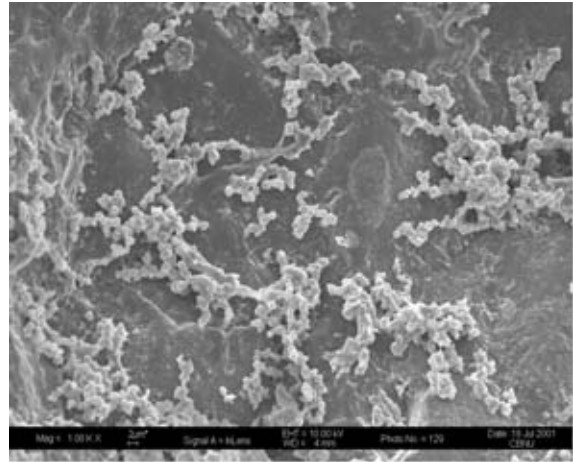


Fig. 8. SEM images of bio-film a) at 50 mm depth, b) 500 mm depth of slow sand filter.

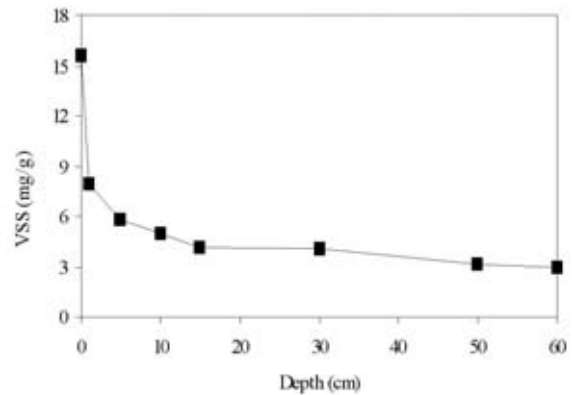


Fig. 9. VSS on the surface(0 cm depth) and at different depths of slow sand filter.

여재표층에서 VSS 농도가 높았으며 여재층 깊이에 따라 감소하지만, 600 mm에서도 VSS가 측정되어 생물학적 메커니즘에 의한 NOM 제거가 가능함을 보여주고 있다.

4. 결론

완속여과지(SSF)에서 자연유기물질(NOM)은 운전초기에는 모래여재의 물리화학적 흡착에 의해 제거되고, 30여일 운전 후 완속여과지 여재표층에 Schmutzdecke층(생물막층)이 생성되면 생물학적 산화에 의해 제거되는 것을 확인 할 수 있었다. 여재층 충전깊이가 다른 완속여과지를 일정한 여과속도로 운전하면서 유입 및 유출수의 NPDOC와 UVA를 분석한 결과, 운전초기 UVA는 여재층 깊이에 따라 선형적으로 제거되는 특성을 보였으며, 운전시간이 경과함에 따라 제거율이 감소하기 시작하였다. 운전 30여일 후부터 Schmutzdecke층이 관측되었으며, 140여일 동안 관찰한 결과 완속여과지 여재표층(50 mm 이내)에서 NPDOC는 매우 빠르게 제거($k = 0.82 \text{ hr}^{-1}$)되는 반면, 더 깊은 여재층에서는 서서히 감소($k = 0.04 \text{ hr}^{-1}$)하였다. 완속여과지 여재층 깊이에 따라 모래여재 표면에 부착되어 있는 생물막을 SEM을 통하여 관찰한 결과 여재표층에는 생물막이 잘 활성화되어 있고, 500 mm 깊이에서도 미량 생물막을 관찰할 수 있었다. 또한, VSS를 측정된 결과 완속여과지 여재층 깊이에 따라 미생물량이 감소하고, 600 mm 깊이에서도 낮은 농도의 VSS가 존재하는 것으로 나타났다. 따라서 여재표층에서의 NOM 제거뿐만 아니라 여재층 깊이에서의 제거도 어느 정도 역할을 수행하고 있음을 알 수 있었다.



사 사

본 연구는 한국과학재단 목적기초연구(R02-2000-00347) 지원으로 수행된 연구이며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

- 김경숙, 오병수, 조우현, 강준원 (2004) 정수처리시스템에서 유기물 제거 효율향상을 위한 오존과 활성탄공정의 영향, *대한환경공학회지*, 26(10), pp. 1101-1108.
- 손희중, 노재순, 김삼구, 강임석, 이용두 (2005) 오존처리에 의한 천연유기물질 변화 및 염소 소독부산물 전구물질 제어, *대한환경공학회지*, 27(10), pp. 1099-1107.
- 유명진, 조용모 (1996) *상수처리*. 동화기술.
- 전항배, 이영주, 신승식 (2003) 표면처리된 완속여과시스템에서 입자 및 자연유기물(NOM)의 제거 특성 연구, *대한환경공학회지*, 25(9), pp. 1132-1137.
- Bellamy, W. D., Silverman, G. P., Hendricks, D. W., Logsdon, G. S. (1985) Removing Giardia Cysts With Slow Sand Filtration, *J. AWWA*, 77(2), pp. 52-60.
- Bellamy, W. D., Silverman, G. P., Hendricks, D. W., Logsdon, G. S. (1985) Slow Sand Filtration: Influences of Selected Process Variables, *J. AWWA*, 77(12), pp. 62-66.
- Collins, M. J. and King, P. H. (1985) *Removal of Organic Matter in Water Treatment*, ASCE Natinal Conference on Environmental Eng., Boston
- Collins, M. R., Eighmy, T. T., Fenstermacher J. M., and Spanos, S. T. (1991) *Removal of natural organic matter by conventional slow sand filtration*, Slow sand filtration workshop, New Hampshire
- Davis, J.A., and Gloor, R. (1981) Adsorption of dissolved organics in lake water by aluminum oxide: Effect of Molecular weight, *Envir. Sci. Tech.* 15(10), pp. 1223.
- Ellis, K. V. and Aydin, M. E. (1995) Penetration of solids and biological activity into slow sand filters, *Wat. Res.*, 29(5), pp. 1333-1341.
- Haberer, K., Drews, M., and Walterberg, M. (1984) Entfernung organischer Wasserinhaltstoffe bei der Langsamsandfiltration, *Vom Wasser*, 63, pp. 121-140.
- Huck P. M., Zhang S and Price M.L. (1994) BOM removal during biological treatment: a first order model, *J. AWWA*, 86(6), pp. 61-71.
- Huisman, L. and W. E. Wood (1974) *Slow Sand Filtration*. Geneva, World Health Organization
- Lee, K.J., Kim, B.H., Hong, J.E., Pye, H.S. Park, S.J. and Lee, D.W. (2000) A study on the distribution of chlorination by-products (CBPs) in treated water in korea, *Water res.* (12), pp. 2861-2872.
- Meyer, J. L et al. (1987) Bacterial Growth on dissolved organic carbon from a Blackwater River, *Micro. Ecol.*, 13, pp. 13.
- Owen D. M., Amy G. L., Chowdhury Z. K., Paode R., McCoy G. and Viscosil K. (1995) NOM characterization and treatability, *J. AWWA*, 45, pp. 865-873.
- Waight, ph. C., Meeyoo, V. and soh, W. K. (1998) A study of Ozone Mass Transfer in a Cocurrent Downflow Jet Pump Contactor, *Ozone Sci & Eng*, 20, pp. 17-33.