

오염하천 정화를 위한 호기성 인공습지의 운영인자 평가

김들선, 이동근*

경상대학교 화학공학과
52828 경상남도 진주시 진주대로 501

(2019년 9월 25일 접수; 2019년 10월 30일 수정본 접수; 2019년 10월 30일 채택)

Parameter Estimation of the Aerated Wetland for the Performance of the Polluted Stream Treatment

Dul-Sun Kim, and Dong-Keun Lee*

Department of Chemical Engineering, Gyeongsang National University,
501 Jinju-daero, Jinju-si, Gyeongsangnam-do 52828, Korea

(Received for review September 25, 2019; Revision received October 30, 2019; Accepted October 30, 2019)

요 약

호기조와 혐기/무산소조를 직렬로 연결한 인공습지를 이용하여 크게 오염된 하천수를 처리하였다. 호기조는 자연 공기 배출 시스템을 통하여 공기가 연속적으로 공급되어 호기성 상태가 유지되었다. 인공습지의 성능에 영향을 미치는 최적의 영향인자를 조사하기 위하여 체류시간을 다르게 한 5개의 파일럿 플랜트를 사용하였다. 호기조에서 BOD (biochemical oxygen demand)와 COD (chemical oxygen demand)의 제거율은 1차 반응 속도식을 나타내었고, COD 제거 속도 상수는 BOD 보다 약간 낮았다. 온도 의존성은 COD ($\theta = 1.0079$)와 BOD ($\theta = 1.0083$)제거에 대한 값이 거의 동일했으나 T-N 제거의 온도 의존성(θ_N)은 1.0189로 다소 높게 나타났다. SS제거율은 98%로 높았고 수력학적 부하 속도(Q/A)가 증가함에 따라 제거 효율이 증가하는 경향을 보였다. 혐기/무산소조에서 BOD와 COD 제거의 주요 메커니즘은 호기조와 완전히 다르게 나타났다. 혐기/무산소조에서 COD와 COD는 생물학적 탈질을 위한 탄소원으로 공급되었고 T-P는 혐기/무산소조 내의 orthophosphate와 자갈 사이의 양이온 교환에 의해 제거되는 것으로 조사되었다. 인공습지는 여과된 고형물에 의해 막힘 없이 성공적으로 운영되었고 고형물들은 매우 빠르게 연속적으로 분해되었다.

주제어 : 인공습지, 오염된 하천수, 호기조, 혐기/무산소조, 자연 공기배출 시스템

Abstract : A constructed wetland with the aerobic tank and anaerobic/anoxic tank connected in series was employed in order to treat highly polluted stream water. The aerobic tank was maintained aerobic with a continuous supply of air through the natural air draft system. Five pilot plants having different residence times were employed together to obtain parameters for the best performances of the wetland. BOD and COD removals at the aerobic tank followed the first order kinetics. COD removal rate constants were slightly lower than BOD. The temperature dependence of COD ($\theta = 1.0079$) and BOD ($\theta = 1.0083$) was almost the same, but the temperature dependence (θ_N) of T-N removal was 1.0189. The SS removal rate was as high as 98% and the removal efficiency showed a tendency to increase with increasing hydraulic loading rate (Q/A). The main mechanism of BOD and COD removal at the anaerobic/anoxic tank was entirely different from that of the aerobic tank. BOD and COD were supplied as the carbon source for biological denitrification. T-P was believed to be removed though the cation exchange between orthophosphate and gravels within the anaerobic and anoxic tanks. The wetland could successfully be operated without being blocked by the filtered solid which subsequently decomposed at an extremely fast rate.

Keywords : constructed wetland, polluted stream water, aerobic tank, anaerobic/anoxic tank, natural air draft system

* To whom correspondence should be addressed.

E-mail: d-klee@gnu.ac.kr; Tel: +82-55-772-1782; Fax: +82-55-772-1789

doi: 10.7464/ksct.2019.25.4.302 pISSN 1598-9712 eISSN 2288-0690

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

1. 서론

인공습지(constructed wetland, CW)는 물, 기질, 토양, 식물 및 미생물을 포함하는 공학적 시스템으로서 자연공정을 활용하여 도시 및 산업폐수를 처리하는 친환경적인 생물학적 처리공정이다[1-10]. CW는 활성슬러지 공정 및 생물막 공정과 같은 전통적인 폐수처리기술과 비교하여 저렴한 투자와 운영 비용을 필요로 하고 자연적인 과정에 의해 오염물질을 제거하며, 유일한 외부에너지원으로 태양광을 이용한다[8].

1950년대 독일에서 최초로 CW를 기반으로 한 하수 처리를 수행하였고[1], 그 이후로 유럽, 북미, 호주 등에서 폐수처리를 위해 CW를 적용하였으며, 현재 이 기술은 널리 보급되어 전 세계 선진국과 개발 도상국에서 인기를 얻고 있다[8]. 초기 CW는 전통적으로 도시 폐수를 처리하는데 사용되었지만 지난 20년 동안 CW를 적용하여 산업 및 농업 폐수, 매립지 침출수 및 우수 유출수 등을 처리하였다[9].

CW에서 오염 물질을 제거하는 메커니즘은 침전, 여과, 침강 및 휘발과 같은 물리적 과정뿐만 아니라 습지 식물과 미생물에 의해 유도되는 생화학적 과정이 포함되어 다소 복잡하며, 일반적으로 미생물 분해는 유기물, 질소 등을 제거하기 위한 주요 과정이 된다[11-12]. CW에서 오염 물질 분해에 영향을 미치는 요인은 온도, 용존산소(dissolved oxygen, DO), 수질 및 기질 등이며, 그 중에서 DO는 미생물 활동과 오염물질 제거 효율에 영향을 줄 수 있는 중요한 인자가 된다[13]. CW에서 산소 함량이 높을수록 유기물이 더 빨리 분해 될 수 있다[14-15]. 한편, 질화과정보다는 유기물질 분해에 산소가 우선적으로 소비되므로 남은 DO의 양은 질산화에 충분하지 않다. 따라서 유기물과 질소 사이의 산소 경쟁이 질화과정이나 총질소(total nitrogen, T-N) 제거 과정을 제한하는 중요한 요소가 될 수 있다[16].

전통적인 CW는 산소 함량이 다소 낮아 오염 제거 성능이 상대적으로 떨어진다[17-18]. 따라서 습지 층의 산소 함량을 향상시키기 위해 다양한 산소 집약 기술이 개발되었다[15,19]. 그러나 산소 함량이 높다고 해서 오염 물질 제거 효율이 크게 증가하지 않았고, 산소 공급이 증가하여도 총질소(T-N) 및 총인(total phosphorus, T-P) 제거가 개선되지 않은 것으로 나타났다[20-22]. 이런 현상은 호기성 상태뿐만 아니라 혐기성 상태가 미생물 분해에 필수적이기 때문이다. 따라서 호기성 및 혐기성 조건이 번갈아 유지되는 최적의 CW시스템이 개발될 필요가 있으나, 현재까지 산소 공급 및 분배 최적화에 대한 체계적인 공정기술이 여전히 부족하다[23].

용존산소(DO)는 CW에서 오염 물질 제거에 영향을 줄 수 있는 가장 중요한 요소 중 하나이다. 그러나 산소 공급 부족과 부적절한 산소 분배 문제는 기존 CW에서 일반적으로 존재한다[24]. 더구나 CW내는 물층과 공기층 사이에 직접적인 접촉이 없기 때문에 대부분 호기성이거나 혐기성 분위기를 나타낼 수 있다. 일부 과잉산소는 정수식물(emergent plants)의 뿌리에 의해 폐수에 공급된다. 그러나 이들 산소는 뿌리

와 줄기에서 직접적으로 성장하는 생물막에서 사용되기 쉬우나 물층 자체속으로 깊숙하게 침투하기는 어렵다. 따라서 전형적인 인공습지 시스템은 일반적으로 폐수 원수를 처리하기는 어려운 것으로 알려져 있다. 왜냐하면 오염물질의 농도가 습지의 생물학적 요소에 의해서 성공적으로 처리하기에 매우 높기 때문이다. 그러나 습지를 호기성 상태로 만들면 습지 내에서 보다 빠르고 효율적인 생물학적 질화가 일어날 것으로 예상된다. 그리고 요구되는 습지의 크기가 크게 줄어들 경우 인공습지는 도시폐수의 원수를 처리하기 위해 더욱 실용적일 것이다.

본 연구에서 CW는 오염된 하천수로부터 오염물질을 제거하기 위하여 호기조와 혐기/무산소조를 직렬로 연결하여 설계하였다. 오염물질 제거효율을 향상시키기 위하여 CW에서 DO를 가능한 최적화 하였고, 호기조에서는 주변의 공기와 탱크 내부 공기와의 온도차이로 공기흐름이 유도되는 자연 공기 배출 시스템을 도입하였다. 실제 규모의 CW를 위한 최상의 성능을 위한 설계 인자를 얻기 위해 체류시간이 다른 5개의 파일럿 플랜트 규모의 인공 습지를 사용하였다.

2. 실험

인공습지는 호기조와 혐기/무산소조 두 개의 탱크가 연속으로 연결되어 있다(Figure 1(a)). 호기조는 주변의 공기와 탱크 내부 공기와의 온도차이로 공기흐름이 유도되는 자연 공기 배출 시스템(Figure 1(b))을 통해 공기가 연속적으로 탱크에 공급되어 호기성 상태가 유지된다[25]. 호기조는 길이 1.5 또는 2 m, 폭 1.0 m, 깊이 1.2 m로 되어 있다. 탱크 바닥에서 구형 자갈(직경 25 mm)이 0.9 m 깊이까지 채워졌으며(Figure 1(c)), 그 위에 작은 모래(직경 2.5 mm)가 0.3 m 깊이로 다시 채워졌다(Figure 1(d)). 마지막으로 갈대를 모래층에 심었고 호기조 바로 아래에는 호기조의 표면적과 깊이가 동일한 혐기/무산소조를 설치하였다.

오염된 하천수는 호기조의 표면에 분배되었고, 분배된 물은 중력에 의해 수직으로 흐른다. 물이 호기조를 통과하는 동안 자연 공기 배출 시스템에 의해 공급된 공기와 직접적으로 접촉한다. 호기조에서 나오는 배출수는 다음에 연결된 혐기/무산소조의 왼쪽으로 유입되어 수평으로 흐른다. 미래 실제 규모의 인공습지를 설계하기 위한 최적인자를 얻기 위해 5개의 서로 다른 파일럿 플랜트 크기의 호기성 인공습지를 사용하였고, 그들의 운영을 위한 호기조의 특성을 요약하여 Table 1에 나타내었다. 4개의 다른 유속이 1.2 ~ 3.0 m³ d⁻¹ 범위에서 사용되었고, 표면적은 1.5 m² 또는 3.0 m²였으며, 따라서 이론적인 수력학적 체류시간(τ)은 0.21 ~ 1.0 d가 되었다. 5개의 파일럿 플랜트는 오염된 하천수에서 채취한 것과 동일한 유입수로 1년간 운영되었고, 각 플랜트의 유입수와 호기조 및 혐기/무산소조의 유출수의 시료를 매일 1년동안 채취하여 수질을 측정하였으며, 수질측정방법은 수질오염공정시험법을 따랐다.

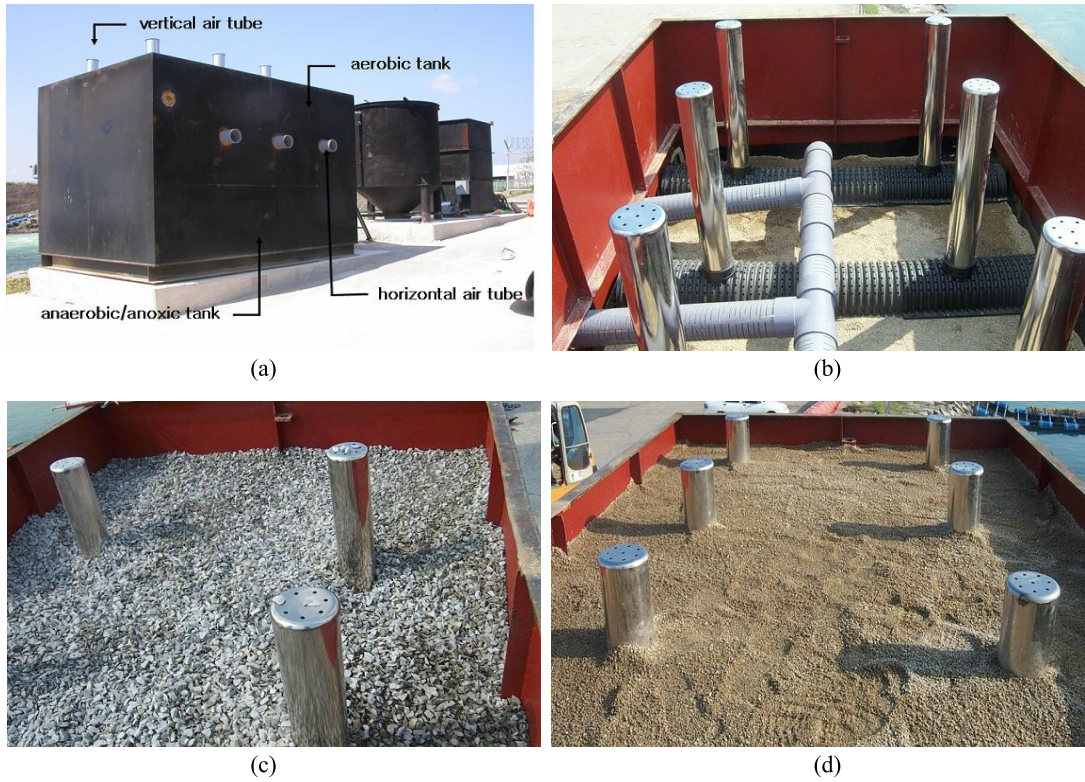


Figure 1. Pilot plant scale constructed wetland; (a) representative photograph, (b) natural air draft system, (c) packed gravels, (d) packed sands on the aerobic tank.

Table 1. Summarized operating conditions of the five different pilot-plant scale aerated constructed wetland (L = depth of the aerobic tank, 1.2 m; ε = porosity of the sand and gravel bed, 0.35).

Type	Flow rate (m ³ d ⁻¹), Q	Area (m ²), A	Residence time (d), τ = ALε/Q
#1	3.0	1.5	0.21
#2	3.0	3.0	0.42
#3	2.0	3.0	0.63
#4	1.8	3.0	0.70
#5	1.2	3.0	1.05

3. 결과 및 고찰

3.1. 호기조에서 영향인자 제거율 평가

3.1.1. 초기농도와 온도

5개의 서로 다른 파일럿 규모의 플랜트는 오염된 하천수에서 채취한 것과 동일한 유입수로 1년간 운영되었다. 오염된 하천수의 BOD, COD, SS, T-N 및 T-P의 유입농도는 Figure 2에 나타내었다. 1월과 2월의 유입농도는 다른 계절에 비해 다소 높았다. 유입수의 온도는 겨울에는 4.5 °C로 낮았지만 여름에는 28 °C까지 높게 올라갔다. 유입수의 T-N성분을 분석할 때, T-N의 약 89%는 TKN으로 구성되었고 T-N의 약 7%는 NO₃⁻-N이었다. T-P의 경우, 약 60%의 T-P가 orthophosphate로 구성되었다.

3.1.2. BOD and COD 제거

Figure 3(a)은 파일럿 플랜트 # 4의 대표적인 BOD 제거 효

율을 보여준다. 5개의 서로 다른 파일럿 플랜트는 다른 BOD 제거 효율을 보였으며 체류 시간이 증가함에 따라 제거 효율이 증가하였다. BOD 제거속도가 1차 반응이라고 가정하면 Equation (1)을 얻을 수 있다.

$$\ln(C_0/C) = kAL\epsilon/Q \quad (1)$$

여기서 C₀: 유입BOD 농도(mg L⁻¹), C: 유출 BOD 농도(mg L⁻¹), k: 속도상수(d⁻¹), A: 호기조 표면적(m²), L: 호기조 깊이(m), Q: 유입속도(m³ d⁻¹), ε: 기공도(0.35)

BOD 제거속도는 농도뿐만 아니라 온도의 영향도 받기 때문에 5개의 다른 파일럿 플랜트로부터 얻은 결과를 5개의 다른 온도 그룹(평균 온도 = 5 °C, 10 °C, 15 °C, 20 °C, 25 °C)에서 Equation (1)으로 각각 그래프를 그렸다. Figure 3(b)는 10 °C에서 ln(C₀/C)와 ALε/Q 사이의 만족스러운 선형 관계를 보여 주며, 이로부터 BOD 제거가 1차 반응속도식을 따른다

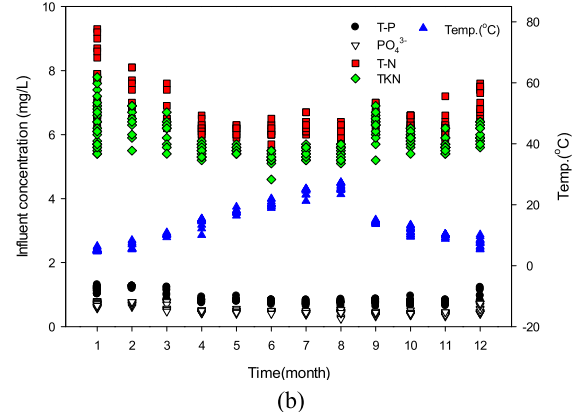
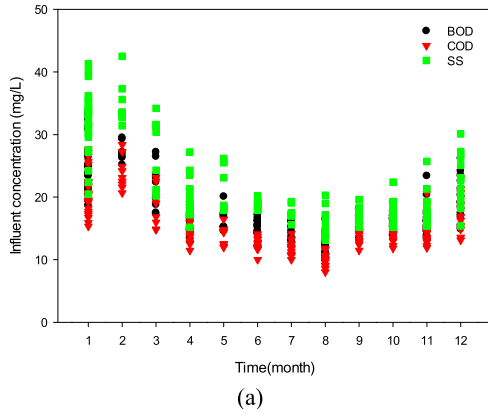


Figure 2. Changes in the influent concentration of pollutants with time.

는 것을 확인할 수 있었다. 속도 상수 k 는 온도의 함수이므로, k 의 온도 의존성은 Equation (2)로 가정하였다.

$$k = k_{10} \theta^{(T-10)} \quad (2)$$

여기서 T : 온도(°C), θ : 온도의존계수(무차원), k_{10} : 10 °C에서 속도상수(d^{-1}), k : T °C에서 속도상수(d^{-1})

Equation (2)를 재정렬하면 $\ln(k/k_{10}) = (T-10) \cdot \ln\theta$ 로 나타낼 수 있다. 5개의 다른 온도에서 얻은 k 값을 플롯 할 때, 특히 5 °C에서의 값 때문에 선형 관계를 얻을 수 없었다(Figure 3(c)). 10 °C, 15 °C, 20 °C 및 25 °C의 4개의 온도를 취할 때, θ 의 온도 의존성은 1.0083이었다. 그러나 이 값은 입구 온도가 5 °C 정도로 낮은 겨울에는 효과적이지 못하였다.

COD 제거 유형은 BOD 제거 유형과 거의 동일하였다. 10 °C에서 COD 제거 속도 상수는 2.683 d^{-1} 로서 10 °C에서 BOD 제거 속도상수 2.797 d^{-1} 보다 약간 낮았다. 그러나 θ (1.0079)의 온도 의존성 항은 BOD 제거에 대한 값(1.0083)과 거의 동일했다.

3.1.3. SS 제거

가장 뛰어난 제거 효율은 SS제거에서 얻을 수 있었다. 파일럿 플랜트 # 1 ($\tau = 0.21$ d)에서 약 80%의 SS 제거율이 얻어졌고 파일럿 플랜트 # 5 ($\tau = 1.05$ d)는 98% 이상의 SS 제거 효율을 달성 할 수 있었다. 유출수의 SS 농도는 0.5 $mg L^{-1}$ 보다 훨씬 낮았다. 5개의 파일럿 플랜트에서 SS 제거 효율의 결과를 보다 자세히 살펴보면, 수력학적 부하 속도(Q/A)가 증가함에 따라 SS 제거 효율이 증가하는 경향을 보였다. X축과 Y축을 각각 S/So 와 Q/A 로 하여 그래프를 나타내었을 때 S/So 과 Q/A 의 관계는 Q/A 값 1.0까지 선형 관계를 나타내었다(Figure 4). 결국 SS 제거 효율은 Equation (3)로써 간단하게 나타낼 수 있었다.

$$S/So = B \cdot Q/A, \quad (Q/A \leq 1.0) \quad (3)$$

여기서 So : 유입 SS 농도($mg L^{-1}$), S : 유출 SS 농도($mg L^{-1}$)

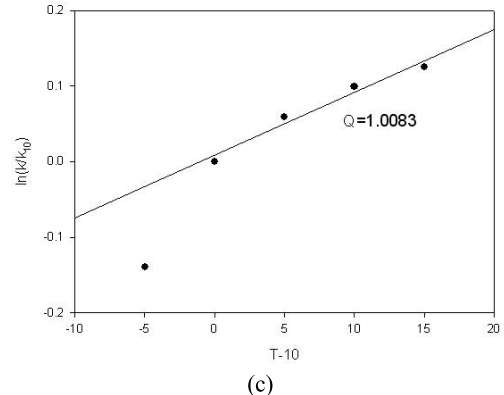
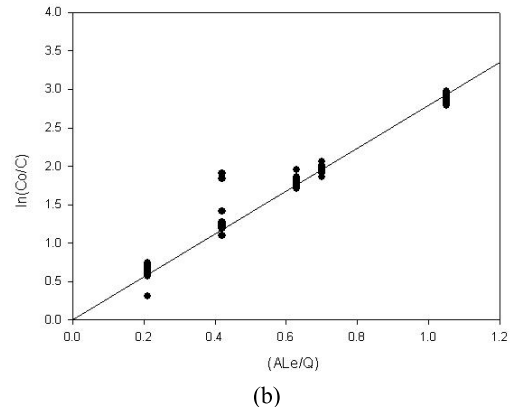
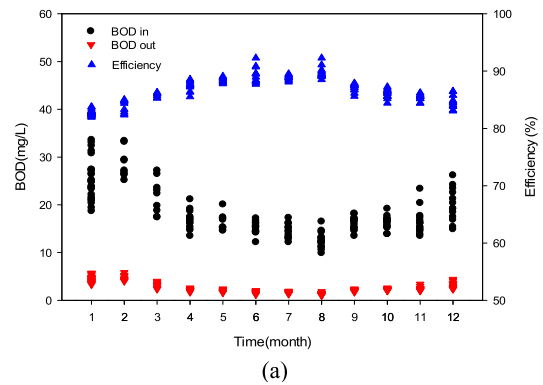


Figure 3. Influent/effluent BOD concentration and BOD removal efficiencies ($\tau = 0.70$ d)(a), $\ln(Co/C)$ vs $AL\epsilon/Q$ plot at 10 °C (slope $k = 2.797 d^{-1}$)(b) and $\ln(k/k_{10})$ vs $(T-10)$ plot of the aerobic tank (Temp. = 5 ~ 25 °C)(c).

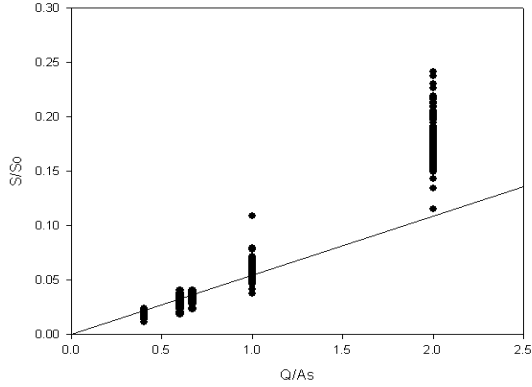


Figure 4. S/So vs Q/A plot at all temperature ($B = 0.0544 \text{ d m}^{-1}$).

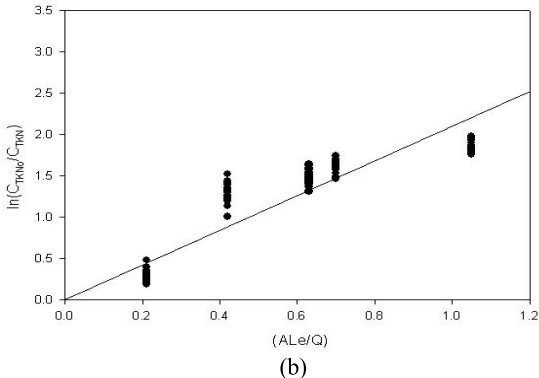
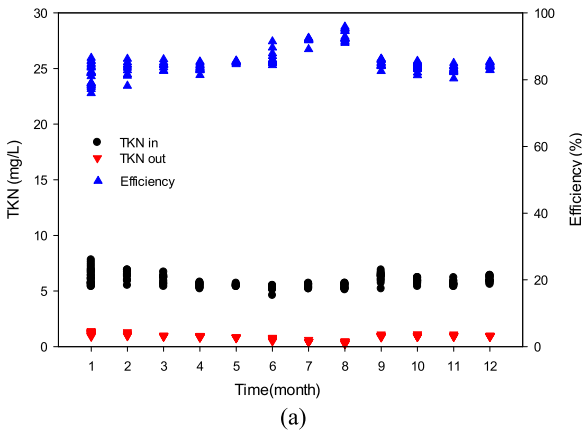


Figure 5. Influent/effluent TKN concentrations and TKN removal efficiencies ($\tau = 1.05 \text{ d}$) (a) and $\ln(C_{TKN0}/C_{TKN})$ vs $AL\epsilon/Q$ plot at $15 \text{ }^\circ\text{C}$ ($k_{TKN} = 2.101 \text{ d}^{-1}$) (b).

and B: SS 제거 계수(d m^{-1}).

3.1.4. T-N 제거

Figure 5(a)에서 볼 수 있듯이 유입 T-N의 약 89%는 TKN으로 구성되었으며 $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 유입 T-N의 7%에 불과했다. TKN은 파일럿 플랜트 # 4의 호기조에서 처리된 후 생물학적으로 $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 산화된다. 호기조의 효율에서 TKN의 분율은 체류 시간이 증가함에 따라 크게 감소하였고, 파일럿 플랜트 # 5 ($\tau = 1.05 \text{ d}$)에서 TKN 분율은 단지 18%였으며 T-N의 75% 이상은 $\text{NO}_3\text{-N}$ 이었다. BOD 제거의 경우와 같이, 생물학적

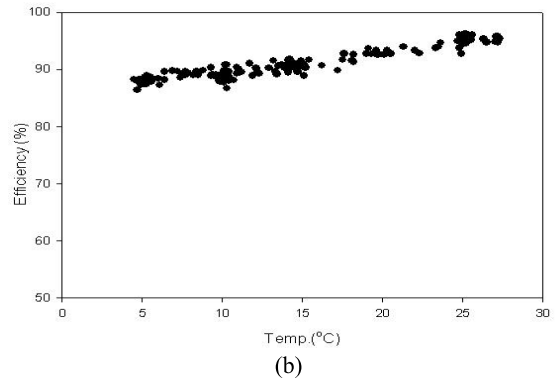
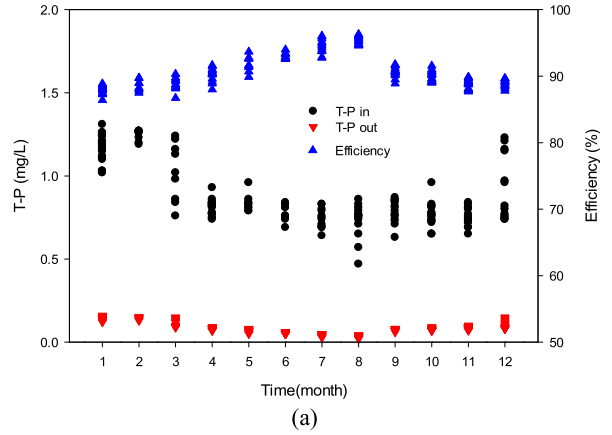


Figure 6. Influent/effluent T-P concentration and T-P removal efficiencies ($\tau = 0.70 \text{ d}$) (a) and temperature dependence of T-P removal efficiencies ($\tau = 0.70 \text{ d}$) (b).

질화는 1차 반응속도를 통해 진행되는 것으로 가정하였고, 질화반응의 속도 상수를 정량화 하기 위해 Equation (4)가 사용되었다.

$$\ln(C_{TKN0}/C_{TKN}) = k_{TKN}AL\epsilon/Q \quad (4)$$

여기서 C_{TKN0} : 유입 TKN 농도(mg L^{-1}), C_{TKN} : 유출 TKN 농도 (mg L^{-1}), k_{TKN} : 속도상수(d^{-1})

Figure 5(b)에서 $15 \text{ }^\circ\text{C}$ 의 탈질 상수는 2.101 d^{-1} 인 것으로 나타났으며, $k_{TKN} = k_{TKN10} \theta_N^{(T-10)}$ 의 온도 의존 계수 θ_N 은 1.0189로, BOD 제거의 온도 의존성 계수(1.0083)보다 높게 나타났다.

3.1.5. T-P 제거

파일럿 플랜트 # 4의 경우, T-P 제거 효율이 85%보다 높았으며(Figure 6(a)), 체류 시간이 높을수록 약간 더 높은 효율을 나타내었다. 효율성 또한 온도의 영향을 받았지만 그 영향은 그다지 크지 않았다. $5 \text{ }^\circ\text{C}$ 의 온도에서 약 85% 효율이 얻어졌으나 $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 에서는 초기 T-P의 92%가 제거될 수 있었다(Figure 6(b)). T-P 제거 효율, 체류 시간 및 온도 사이의 상관관계를 알아보기 위해 많은 방법을 시도했지만, 어떠한 성공적인 결과도 얻을 수 없었다. 그리고 호기조 내에서 T-P 제거가 모래와 자갈층의 생물학적 흡수에 의한 것인지 또는

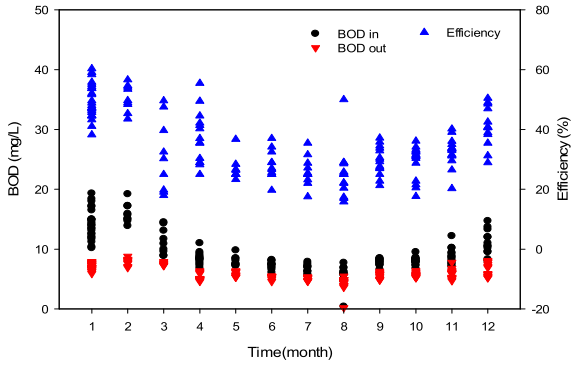


Figure 7. Influent/effluent BOD concentrations and BOD removal efficiencies ($\tau = 0.21$ d).

양이온 교환 능력에 의한 것인지 확실하지 않았다. T-P 제거 메커니즘을 밝히기 위해서는 좀더 추가적인 연구가 필요할 것으로 사료된다.

3.2. 혐기/무산소조에서 영향인자 제거율 평가

3.2.1. BOD and COD 제거

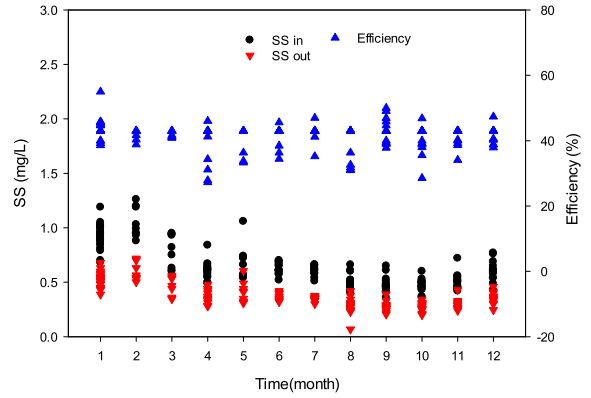
Figure 7는 파일럿 플랜트 # 1의 혐기/무산소조에서 BOD 제거효율을 나타낸 것이다. 호기조에서 얻은 결과와 반대로, 1월과 2월에는 약 55%의 BOD 제거가 관찰되었으나 여름철에는 효율이 40% 미만이었다. 이런 현상은 일반적으로 전통적인 혐기/무산소조의 생물학적 반응에서는 관찰되지 않는다. 이 결과로부터 혐기/무산소조에서의 BOD 제거 메커니즘이 호기조에서 관찰된 생화학적 산화과정을 따르지 않는다는 것을 알 수 있었다. 보다 더 상세한 설명이 T-N 제거 부분에서 주어질 것이지만 혐기/무산소조의 주요 BOD 제거 메커니즘은 생물학적 탈질을 위한 탄소 공급원으로서의 BOD 소비에 기인한 것으로 생각된다. 파일럿 플랜트 # 1의 혐기/무산소조에서 COD 제거 유형은 BOD 제거 유형과 거의 동일하며, 대부분의 COD는 생물학적 탈질을 위한 탄소원으로 사용되는 것으로 보여진다.

3.2.2. SS 제거

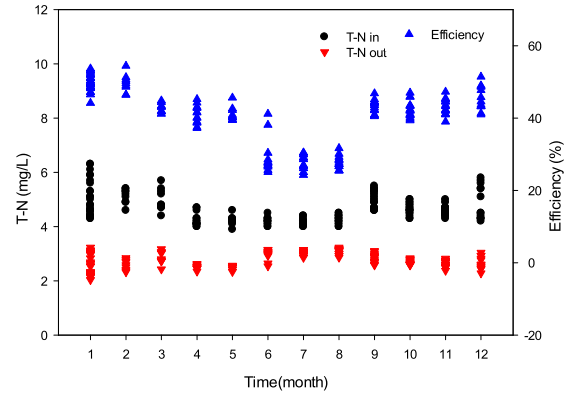
파일럿 플랜트 # 4 (Figure 8(a))에서의 SS 제거 효율은 약 40%였으며 체류시간이 증가함에 따라 제거 효율이 증가하였다. 혐기/무산소조는 모래와 자갈로 채워졌으며 물은 왼쪽에서 오른쪽으로 수평으로 흐른다. 따라서, SS제거는 탱크 내 여과로 인해 발생하였고 SS 제거 효율은 탱크의 체류 시간에 의존 하였다.

3.2.3. T-N 제거

파일럿 플랜트 # 4의 T-N 제거 효율은 겨울철에는 약 50%였고, 여름철에는 약 30%였다(Figure 8(b)). 이러한 현상은 전통적인 혐기/무산소조의 생물학적 과정에서 쉽게 관찰된다. 유입과 유출수의 NO_3^- -N 농도를 측정해 본 결과 유입수의 NO_3^- -N의 60% 이상이 파일럿 플랜트 # 2의 혐기/무산소조에



(a)



(b)

Figure 8. Influent/effluent SS concentrations and SS removal efficiencies (a) and T-N concentrations and T-N removal efficiencies (b) at $\tau = 0.70$ d.

서 제거되었다(Figure 9(a)). 이 결과는 혐기/무산소조 내에서 탈질이 성공적으로 일어났음을 나타낸다. 소비된 BOD의 함수로서 제거된 NO_3^- -N을 그래프로 나타낼 때, ΔBOD 와 ΔNO_3^- -N간의 밀접한 관계가 있는 것을 알 수 있었다(Figure 9(b)). 따라서 제거된 BOD는 혐기/무산소조에서 생물학적 탈질을 위한 탄소원으로 소비되는 것으로 생각된다.

3.2.4. T-P 제거

플랜트 # 1에서 T-P 제거 효율은 약 20%였고 플랜트 # 2에서는 약 40%로 증가되었다. 그러나 나머지 3개의 플랜트에서는 약 40%로 효율이 거의 같았다. 플랜트 # 2는 모래와 자갈의 총량을 플랜트 # 1보다 두 배 높게 하였으며, 플랜트 # 3 ~ # 5는 동일하게 하였다. T-P 제거의 주요 메커니즘이 총과의 양이온 교환인 경우, 플랜트 # 2의 제거 효율은 모래 및 자갈의 양에 비례 할 것이다. 플랜트 # 2, # 3, # 4 및 # 5의 T-P 제거 효율은 서로 거의 같았고 플랜트 # 2의 효율은 플랜트 # 1의 효율보다 약 2배 높았으므로, 혐기/무산소조에서 T-P 제거는 orthophosphate와 총 사이의 양이온 교환을 통해 발생하는 것으로 여겨진다. 유출수의 T-P는 주로 모래와 자갈의 양이온 그룹과 교환 할 수 있는 orthophosphat로 주로 구성되어 있는 것으로 판단된다(Figure 10).

Table 2. Void coverages by the attached organic materials at the aerobic tanks.

τ (d)	maximum void coverage of sand bed (%)	maximum void coverage of gravel bed (%)
0.21	5.8	3.3
0.42	1.4	1.25
0.63	1.3	1.10
0.70	1.1	1.10
1.05	0.85	0.80

Table 3. Void coverages by the attached organic materials at the anaerobic/anoxic tanks

τ (d)	maximum conc. (wt%)	maximum void coverage of sand bed (%)	maximum conc. (wt%)	maximum void coverage of gravel bed (%)
0.21	0.22	1.8	0.08	1.3
0.42	0.15	0.42	0.04	0.33
0.63	0.12	0.34	0.03	0.22
0.70	0.10	0.28	0.02	0.15
1.05	0.07	0.20	0.01	0.07

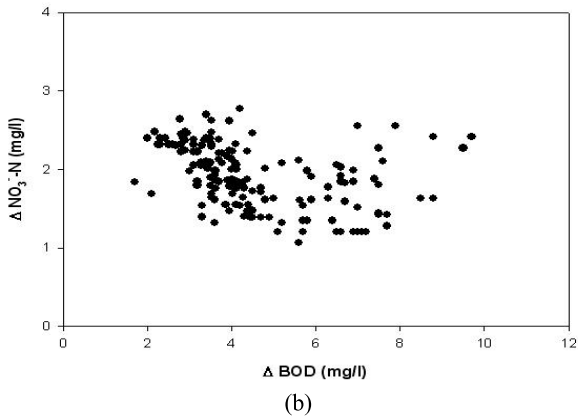
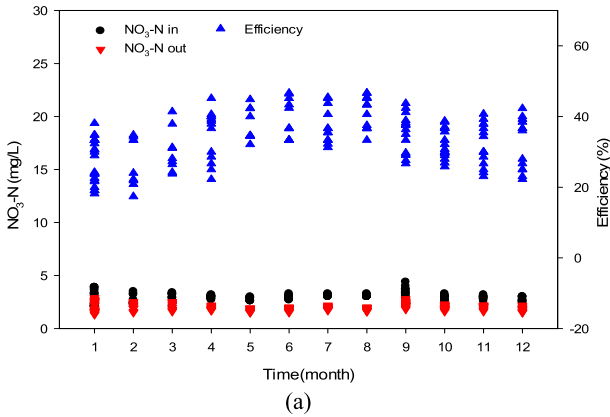


Figure 9. Influent/effluent NO_3^- -N removal efficiencies ($\tau = 0.63$ d) (a) and ΔBOD vs. ΔNO_3^- -N plot at the anaerobic/anoxic tank ($\tau = 0.42$ d) (b).

3.3. 호기성 인공습지의 막힘현상

습지의 가장 우수한 성능은 SS 제거인 것으로 관찰되었기 때문에, 오염된 하천수를 지속적으로 공급하는 동안 축적된 유기 고체 물질에 의해 습지 내의 모래와 자갈층이 막힐 수

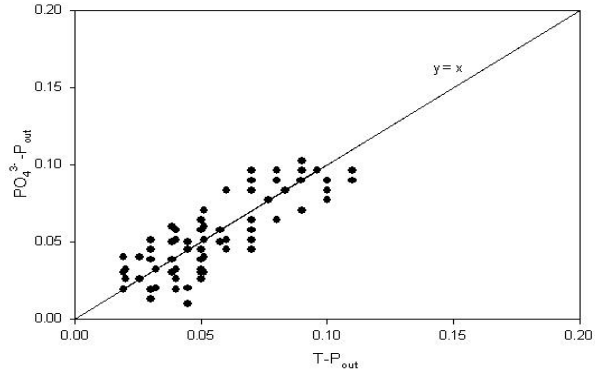


Figure 10. PO_4^{3-} -P fraction in the effluent T-P ($\tau = 0.70$ d).

있다. 호기조 및 혐기/무산소조 내의 모래와 자갈층에 부착된 유기 고체 물질의 양을 1년 동안 연속적으로 측정 하였다. SS 농도는 8개월까지 점진적으로 증가 하다가 거의 일정하게 유지되었다. 여과된 고체의 축적 속도는 습지 내에서 바로 다음 나타나는 생화학적 분해속도와 평형을 이루는 것으로 여겨진다. 최종 결과는 각각 Table 2와 Table 3에 각각 정리하여 나타내었다. 파일럿 플랜트 # 1에서 관찰된 부착된 유기 고체에 의한 최대 공극율은 각각 5.8%와 3.3%였다. 이 값은 습지가 유기 고체 물질에 의해 막히지 않고 성공적으로 작동하기에 충분히 낮은 것으로 판단된다.

4. 결론

고도로 오염된 하천수를 처리하기 위해 호기성 인공습지를 제작하여 사용하였다. 인공습지는 호기조와 혐기/무산소조를 직렬로 연결한 두 개의 탱크로 구성되었고 습지의 최적의 설계 인자를 얻기 위해 체류 시간이 다른 5개(# 1 ~ # 5)의 다른 파일럿 플랜트를 사용하였다. 호기조에서 BOD와 COD 제거과정은 1차 반응속도식을 나타내었고, TKN는 1차 반

응속도식을 따르면서 생물학적 질화과정을 통해 NO_3^- -N으로 전환되었다. 10 °C에서 COD 제거 속도 상수는 2.683 d^{-1} 로서 10 °C에서 BOD 제거 속도상수 2.797 d^{-1} 보다 약간 낮았다. 온도 의존성은 COD ($\theta = 1.0079$)와 BOD ($\theta = 1.0083$)제거에 대한 값이 거의 동일했으나 T-N 제거의 온도의존성(θ_N)은 1.0189로 다소 높게 나타났다. SS제거율은 파일럿 플랜트 # 5 ($\tau = 1.05 \text{ d}$)에서 98%로 높았고 수력학적 부하 속도(Q/A)가 증가함에 따라 제거 효율이 증가하는 경향을 보였다. 호기조에서 T-P 제거 메커니즘은 확인할 수 없었다. 혐기/무산소조에서 BOD와 COD 제거의 주요 메커니즘은 호기조와 완전히 달랐다. BOD 및 COD는 생물학적 탈질을 위한 탄소원으로서 공급되었다. T-P는 혐기/무산소조 내의 orthophosphate와 자갈 사이의 양이온 교환을 통해 제거되는 것으로 조사되었다. 호기성 인공습지에서 여과된 고형물에 의해 막힘없었고 고형물들은 매우 빠르게 연속적으로 분해되었다.

References

- Seidel, K., "Zur problematik der keim-und pflanzengewasser," *Verh. Internat. Verein Limnol.*, **14**, 1035-1039 (1961).
- Reed, S. C., Crites, R. W., and Middlebrooks, E. J., "Natural Systems for Waste Management and Treatment," McGraw-Hill, New York, (1988).
- Crites, R., and Tchbanoglous, G., "Small and Decentralized Management Systems," McGraw-Hill, New York, (1998).
- Leonard, K. M., and Swanson, G. W., "Comparison of Operational Design Criteria for Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment," *Water Sci. Technol.*, **43**(11), 301-308 (2001).
- Kim, D.-S., Yoon, J.-H., Kim, S.-C., and Lee, D.-K., "Biological Filtration of Organic Solid Materials from Municipal Wastewater with the Aerated Constructed Wetland," *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*, **63**, 500-505 (2006).
- Kim, S.-C., and Lee, D.-K., "Design of an Aerated Wetland for the Treatment of Municipal Wastewater," *Stud. Surf. Sci. Catal.*, **159**, 145-148 (2006).
- Lee, D.-K., Kim, S.-C., and Yoon, J.-H., "Reuse of a Dyehouse Effluent after being Treated with the Combined Catalytic Wet Peroxide Oxidation Process and the Aerated Constructed Wetland," *Water Sci. Technol.*, **55**(1-2), 407-415 (2007).
- Vymazal, J., "Constructed Wetland for Wastewater Treatment," *Water*, **2**, 530-549 (2010).
- Vymazal, J., "Constructed Wetland for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience," *Environ. Sci. Technol.*, **45**, 61-65 (2011).
- Usheimo, S., Huotari, J., Tulonen, T., Aalto, S. L., Rissanen, A. J., and Arvola, L., "High Nitrogen Removal in a Constructed Wetland Receiving Treated Wastewater in a Cold Climate," *Environ. Sci. Technol.*, **52**, 13343-13350 (2018).
- Cui, L., Ouyang, Y., Gu, W., Yang, W., and Xu, Q., "Evaluation of Nutrient Removal Efficiency and Microbial Enzyme Activity in a Baffled Subsurface-Flow Constructed Wetland System," *Bioresour. Technol.*, **146**, 656-662 (2013).
- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., and Li, Z., "How to Increase Microbial Degradation in Constructed Wetlands: Influencing Factors and Improvement Measures," *Bioresour. Technol.*, **157**, 316-326 (2014).
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., and Liu, H., "A Review on the Sustainability of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Design and Operation," *Bioresour. Technol.*, **175**, 594-601 (2015b).
- Ong, S.-A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., and Yamagiwa, K., "Treatment of azo Dye Acid Orange 7 Containing Wastewater using Up-Flow Constructed Wetland with and without Supplementary Aeration," *Bioresour. Technol.*, **101**(23), 9049-9057 (2010).
- Pan, J., Fei, H., Song, S., Yuan, F., and Yu, L., "Effects of Intermittent Aeration on Pollutants Removal in Subsurface Wastewater Infiltration System," *Bioresour. Technol.*, **191**, 327-331 (2015).
- Hu, Y., Zhao, Y., Zhao, X., and Kumar, J. L., "High Rate Nitrogen Removal in an Alum Sludge-Based Intermittent Aeration Constructed Wetland," *Environ. Sci. Technol.*, **46**(8), 4583-4590 (2012).
- Matamoros, V., García, J., and Bayona, J. M., "Organic Micropollutant Removal in a Full-Scale Surface Flow Constructed Wetland Fed with Secondary Effluent," *Water Res.*, **42**(3), 653-660 (2008).
- Oon, Y. -L., Ong, S. -A., Ho, L. -N., Wong, Y. -S., Oon, Y. -S., Lehl, H. K., and Thung, W. -E., "Hybrid System Up-Flow Constructed Wetland Integrated with Microbial Fuel Cell for Simultaneous Wastewater Treatment and Electricity Generation," *Bioresour. Technol.*, **186**, 270-275 (2015).
- Li, F., Lu, L., Zheng, X., Ngo, H. H., Liang, S., Guo, W., and Zhang, X., "Enhanced Nitrogen Removal in Constructed Wetlands: Effects of Dissolved Oxygen and Step-Feeding," *Bioresour. Technol.*, **169**, 395-402 (2014).
- Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H., and Zhang, B., "Effect of Intermittent Operation on Contaminant Removal and Plant Growth in Vertical Flow Constructed Wetlands: a Microcosm Experiment," *Desalination*, **262**(1), 202-208 (2010).
- Ong, S. -A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., and Yamagiwa, K., "Treatment of azo Dye Acid Orange 7 Containing Wastewater using Up-Flow Constructed Wetland with and without Supplementary Aeration," *Bioresour. Technol.*, **101**(23), 9049-9057 (2010).
- Wang, X., Tian, Y., Zhao, X., Peng, S., Wu, Q., and Yan, L., "Effects of Aeration Position on Organics, Nitrogen and Phosphorus Removal in Combined Oxidation

- Pond-Constructed Wetland Wystems,” *Bioresour. Technol.*, **198**, 7-15 (2015).
23. Jia, W., Zhang, J., Li, P., Xie, H., Wu, J., and Wang, J., “Nitrous Oxide Emissions from Surface Flow and Subsurface Flow Constructed Wetland Microcosms: Effect of Feeding Strategies,” *Ecol. Eng.*, **37**(11), 1815-1821 (2011).
24. Liu, H., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo W., Liang, S., Fan, J., Lu, S., and Wu, H., “Optimizations on Supply and Distribution of Dissolved Oxygen in Constructed Wetlands: A Review” *Bioresour. Technol.*, **214**, 797-805 (2016).
25. Schroeder, E. D., and Tehbanoglous, G., “Mass Transfer Limitations in Trickling Filter Designs,” *J. Water Pollut. Control Fed.*, **48**, 771-775 (1976).