

The Effects of Temperature on Maintaining the Stability of Water Quality in Biofloc-based Zero-water Exchange Culture Tanks

Seo-Hyun Cho^{1,2}, Jong-Heon Jeong¹, Myung-Hee Kim¹, Kyu-Tae Lee³, Dae-Jung Kim², Kwang-Hyun Kim⁴, Sang-Pil Oh⁵ and Chang-Hee Han^{1*}

¹Department of Molecular Biology, Dong-eui University, Busan 614-714, Korea

²New Strategy Research Center, National Fisheries, Research and Development Institute, Busan 619-705, Korea

³NeoEnBiz corporation Bucheon Daewoo Technopark, Bucheon 420-806, Korea

⁴Department of Life Science and Biotechnology, Dong-eui University, Busan 614-714, Korea

⁵Division of Export promotion, Jeju Special Self-Governing Province, Jeju 690-700, Korea

Received February 2, 2015 / Revised April 30, 2015 / Accepted May 18, 2015

This study explored adequate water temperature ranges for maintaining stable water quality in a biofloc-based zero-water exchange culture system. Five experimental tanks with the following temperatures were set up: 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, and 30°C. First, a biofloc-based culture system was developed in the experimental tanks; then, the tanks were stocked with goldfish and went without a water exchange for 60 days. Conditions for developing a biofloc-based culture system and stable water quality in low concentrations of inorganic nitrogen compounds at 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, and 30°C were maintained after 17, 26, 43, 68, and 78 days, respectively. Beginning from when the goldfish were stocked in the biofloc-based culture tanks, concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ remained constant and at low levels at 10°C and 15°C, but they showed a gradual increase at 20°C, 25°C, and 30°C. Concentrations of $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ at 10°C and 15°C did not remain at low levels and immediately increased. While $\text{NO}_2^-\text{-N}$ concentrations at above 20°C remained constant and stable at relatively low levels, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations showed a gradual increase. Conditions of 15°C and below could not maintain low and stable concentrations of $\text{NO}_2^-\text{-N}$. In the pH range of 4.0 to 6.0, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration decreased as the pH rose. However, there was no correlation between pH and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in the pH range of 6.0 to 8.0. These results indicate that pH levels should be kept at pH 6.0 and above to maintain a low and stable concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ at above 20°C.

Key words : BFT, Biofloc, culture system, goldfish, temperature

서 론

세계적인 인구의 지속적인 증가와 개발도상국의 산업발달과 더불어 단백질원의 소비가 증가 추세에 있으며, 이러한 문제의 해결방안으로 다수의 국가에서는 수산양식의 생산 향상에 두고 있다. 2004년부터 지금까지 어로에 의한 수산물 생산량은 매년 평균 0.7%씩 감소한 반면 양식에 의한 생산은 매년 5.2~7.7%씩 증가하고 있어서 어업이나 축산업에 의한 생산성보다 훨씬 빨리 증가하는 편이다[25]. 수산양식의 증가는 바로 사료의 소모를 증가시켜 과잉유기물배출을 초래하게 되고, 이로 인해 수계의 환경오염을 유발하는 결과를 낳게 된다[14].

우리나라의 대부분의 양식 시스템은 연속적인 사육수 교환

에 의한 양식 시스템(continuous replacement system, CRS)을 채용하고 있으며, 이는 굉장히 많은 양의 사육수가 필요할 뿐만 아니라 과잉 유기물이 수계로 배출되어 수계 생태계를 파괴하는 주요 오염원이 될 수 있다[24, 46, 47]. 최근에 유기물 배출에 의한 오염을 줄이고, 열에너지의 손실을 줄이기 위해 순환여과양식 시스템(recirculating aquaculture system, RAS)의 개발에 많은 연구들이 진행되어, 그 결과로 순환여과양식 장치들이 제품화하여 출시되고 있다[13, 15, 27, 42, 44]. 그러나 이 RAS를 시설하고 운영하는데 CRS보다 5배 정도의 많은 비용이 들어가기 때문에 일반 영세한 어민들은 많은 경제적 비용부담으로 RAS를 쉽게 활용하지 못하고 있다[33].

최근에 이 모든 문제들을 해결 할 수 있는 새로운 양식 시스템으로 바이오플락(biofloc)을 기반으로 한 질소제거 기술을 활용한 어류 사육 시스템이[15]에 의해 소개되었으며, 이 양식 시스템을 'biofloc technology (BFT) 양식시스템'이라고 처음으로 명명하였으며, 사육수의 교환이 이루어지지 않으므로 무환수 양식 시스템이라고도 한다. 이 양식시스템은 양식지 내의 타가영양 박테리아 등의 미생물들에 의해 형성된 바이오플락을 활용하여 잉여 질소 유기물질들을 제거할 수 있기 때문

*Corresponding author

Tel : +82-51-890-1524, Fax : +82-51-890-1521

E-mail : chhan@deu.ac.kr

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.

에 사육수를 교환하지 않고 일정기간 동안 안정된 수질을 유지시키면서 양식할 수 있다. 이 양식 시스템은 도시하수 처리 시스템을 응용한 것으로 지금까지는 틸라피아나 새우 등 일부 어종에만 적용되고 있으나[3, 10, 16, 48, 52], 앞으로 다양한 어류에 대해 적용되도록 개발할 수 있는 양식 시스템이다[21]. 특히 겨울철 10°C 이하로 내려가는 온대지방에서 틸라피아와 같은 아열대성 어류를 월동시킬 때 이 시스템을 활용한다면 많은 에너지 비용을 절약할 수 있다[20]. 우리나라와 같이 월평균 10°C 이하의 저온상태가 4개월 이상 지속되고 겨울철에 영하로 내려가는 지역에서는 저수온기 동안 양식 어류의 성장이 떨어지기 때문에 1년 이내에 상품크기까지 키울 수 없어 대부분 실내 사육 수조를 가온하여 양식을 하고 있다. 특히 겨울철에는 순환시켜주는 물의 온도가 낮기 때문에 난방비용을 줄이기 위해 사육수의 교환을 최소로 유지하려는 경향이 있다. 이로 인해 잉여사료와 배설물의 배출이 원활하지 않아 수질이 악화되는 경우가 많이 생긴다. 따라서 사육수를 교환하지 않아도 되는 이 바이오플락을 기반으로 한 양식시스템, 즉 BFT양식 시스템은 겨울철 월동에 의해 발생하는 문제들을 해결해 줄 수 있는 좋은 양식 방법의 하나라고 할 수 있다.

BFT 양식시스템의 주요 요소인 바이오플락(biofloc)은 다양한 미생물들과 유기물들의 혼합체이므로 수온, pH, DO, 유기물의 양 등의 다양한 환경 조건에 따라 바이오플락의 구조와 이를 구성하는 미생물들의 조성이 달라지고, 또한 미생물들의 탈질화에 의한 수질의 정화 능력도 달라질 수 있다[54]. 특히 우리나라와 같이 계절적으로 수온의 변화가 심한 온대 지방에서는 계절에 따라 수온의 변화에 의해 미생물들에 의한 탈질화 능력은 상당히 차이가 나타날 수 있기 때문에[35], 우리나라에서 BFT 양식시스템을 활용하여 어류를 양식하기 위해서는 BFT 양식 시스템의 안정된 수질을 지속적으로 유지 할 수 있는 저수온의 한계를 조사할 필요가 있다.

지금까지 BFT 양식시스템을 활용한 어류나 새우 양식에 관한 연구결과들은 대부분 25°C 이상의 수온에서 수행되어진 것들이며[10, 20, 39, 40], 20°C 이하의 수온에서 BFT 시스템을 활용하여 어류를 사육한 연구결과들은 거의 없다. 우리나라와 같이 연중 기온이 영하에서 30°C 이상으로 변화하는 지역에서 BFT 시스템을 활용하여 어류나 새우를 양식하기 위해서는 바이오플락에 의해 안정된 수질을 유지할 수 있는 최적 수온의 범위를 알고 있어야 한다. 그러나 지금까지 BFT 양식시스템을 조성하기 위한 최적의 수온 범위나, 조성된 BFT 양식시스템에서 안정된 수질이 어류를 사육할 때에도 지속적으로 유지할 수 있는 수온의 범위에 대한 연구들은 찾아볼 수 없었다. 본 연구에서는 BFT 양식 시스템의 안정된 수질을 지속적으로 유지될 수 있는 수온의 범위를 밝히기 위해 수온을 10°C에서 30°C까지 5개의 실험 조건을 설정하여, 먼저 수온에 따른 바이오플락의 조성과정과 수질이 안정화 되어가는 과정을 조사하였으며, 이어서 각 수온조건에서 수질이 안정된 이후 금붕어

를 사육하였을 때, 안정된 수질이 얼마나 지속될 수 있는지에 대해 조사하였다.

재료 및 방법

실험구 설정과 수조의 바이오플락 조성

실험구는 10°C, 15°C, 20°C, 25°C 그리고 30°C의 5개를 설정하였으며, 사육 수조는 각 실험구마다 1톤 사각형 FRP수조(100 cm^W×100 cm^L×100 cm^H)를 사용하였다. 각각의 수조에 담수 700 l씩 넣고 온도조절기가 달린 히터와 냉각기를 이용하여 각 실험구의 수온을 조절하였다. 산소를 공급하기 위한 수조 내의 기포 발생은 에어 펌프(HIBLOW, HP 80)를 활용하였으며, 수조 내로 주입되는 공기의 양은 공기유량계(RMA-13-SSV)를 이용하여 10 l/min으로 일정하게 하였다.

실험 수조 내에 바이오플락을 조성하기 위해 각 수조에 5 l씩 슬러지를 식중하였으며, 이때 사용한 식중슬러지(seed sludge)로는 NH₄⁺-N와 NO₂⁻-N의 농도가 각각 0.2 mg/l와 0.1 mg/l 이하로 유지되는 수질이 안정된 BFT 수조에 조성된 슬러지를 사용하였다. 일정량의 슬러지를 식중한 각 수조는 바이오플락이 조성되어 안정된 수질이 유지될 때까지 매일 조단백질 함량이 38%되는 사료를 21 g씩 넣었으며, Avnimelech [4]와 Hari 등[34]이 제시한 계산방법에 따라 C/N비가 10이 되도록 유기 탄소원으로 타피오카 전분을 7.2 g씩 각 수조에 매일 넣었다.

금붕어 사육

금붕어(*Carassius auratus*)의 사육은 각 수조에 바이오플락이 조성되어 사육수의 NH₄⁺-N와 NO₂⁻-N 농도가 각각 0.1~0.2 mg/l, 0.05~0.1 mg/l의 낮은 상태가 지속되어 수질이 안정되었을 때부터 시작하였다. 10°C와 15°C 실험구에서는 수질이 안정된 실험 80일째부터 사육을 시작하였으며, 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서는 수질이 안정된 실험 43일째부터 금붕어 사육을 시작하여 60일간 사육하였다. 10°C와 15°C 실험구의 수조에 입식할 때 금붕어의 평균체장과 체중은 각각 9.28±0.13 cm와 14.12±0.39 g이었으며, 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구의 수조에 입식할 때 금붕어의 평균체장과 체중은 각각 10.74±0.23 cm와 15.34±0.44 g이었다. 10°C와 15°C 실험구의 수조에는 75마리, 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구의 수조에는 70마리씩 넣어 모든 실험구의 사육 밀도가 약 15 g/l로 동일하게 되도록 하였다. 사료는 조단백질 함량이 38%되는 금붕어용 펠렛 사료를 사용하였으며, 평균체중 2%의 양으로 매일 1회 투여하였다. 이때 첨가되는 유기 탄소원으로서 타피오카 전분을 사용하였으며 첨가되는 전분의 양은 C/N 비가 10이 되도록 계산하여 각 수조에 넣어주었다. 10°C 실험구인 경우 사육 중인 금붕어가 모두 죽은 시점인 사육 35일째 이후부터는 사료를 공급하지 않았다.

수질측정과 바이오플락 관찰

수온, DO 그리고 pH는 1일 1회 YSI Professional Plus (YSI 사)를 이용하여 측정하였으며, 암모니아, 아질산, 질산 측정은 각각 Merck사의 ammonium nitrogen test kit, nitrite nitrogen test kit, nitrate nitrogen test kit를 사용하였다. 또한 alkalinity 측정도 Merck 사의 alkalinity test kit를 사용하였으며, 탁도 (turbidity)는 TU-2016 (Lutron사)을 사용하여 측정하였다. SV₃₀ (sludge volume 30)의 측정은 APHA [2]와 Seka 등[55]의 방법에 따라 수행하였다.

바이오플락의 관찰은 슬라이드 글라스 위에 바이오플락을 분주 한 다음 광학현미경을 이용하여 40배 또는 100배의 배율로 관찰하였다. 바이오플락의 크기는 현미경에 장착되어 있는 디지털 카메라(Nikon사)내에 장착된 micrometer로 측정 하였다.

결 과

수온에 따른 바이오플락의 조성과정과 수질 변화

NH₄⁺-N, NO₂⁻-N 그리고 NO₃⁻-N의 농도 변화

어류를 사육하기 전에 각 실험구에서 바이오플락이 조성되는 동안 무기질소 종류들(NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N)의 농도 변화를 조사하였으며, 10℃와 15℃ 실험구의 결과는 Fig. 1에 나타내었으며, 20℃, 25℃ 그리고 30℃ 실험구의 결과는 Fig. 2에 나타내었다. 10℃ 실험구에서 NH₄⁺-N의 농도는 26일째부터 증가하기 시작하였으며, 40일째부터 64일째까지 50 mg/l이상의 높은 농도를 유지하다가 66일째부터 떨어지기 시작하여 75일째 이후에는 0.5 mg/l이하의 낮은 농도가 유지되었다. NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N 농도는 57일째부터 증가하기 시작하여 68일째에 각각 60 mg/l와 450 mg/l까지 올라갔다가 78일째에는 각각 2 mg/l와 100 mg/l로 내려갔으며 그 이후에는 낮은 상태가 유지되었다. 15℃ 실험구에서는 17일째부터 NH₄⁺-N의 농도가 증가하기 시작하여 43일째에 72.2 mg/l로

최고치에 이르렀다가 그 후부터 내려가기 시작하여 60일째부터는 1 mg/l이하의 낮은 상태를 유지하였다. NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N 농도는 45일째부터 증가하기 시작하여 59일째에는 각각 30 mg/l와 150 mg/l로 증가하였으며, 68일째에는 각각 1 mg/l와 50 mg/l이하로 내려갔으며 그 이후로는 낮은 상태가 유지되었다.

20℃ 실험구에서는 NH₄⁺-N의 농도가 11일째부터 증가하기 시작하여 24일째에 25 mg/l까지 증가한 후 36일째에 0.24 mg/l로 내려갔다. NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N 농도도 거의 동일하게 22일째부터 증가하기 시작하여 33일째에 각각 20 mg/l와 110 mg/l까지 올라갔으며, 그 후 내려가기 시작하여 43일째에는 각각 0.5 mg/l과 30 mg/l의 낮은 상태가 되었다. 25℃ 실험구에서는 NH₄⁺-N의 농도가 8일째부터 증가하기 시작하여 13일째에 6.2 mg/l까지 증가한 후 19일째에 0.32 mg/l로 내려가 그 후로는 1 mg/l이하의 낮은 농도가 지속되었다. NO₂⁻-N의 농도는 13일째부터, NO₃⁻-N의 농도는 17일째부터 증가하기 시작하여 19일째에 NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N의 농도가 각각 6.0 mg/l와 60 mg/l로 증가한 후 26일째에는 각각 0.8 mg/l와 20 mg/l로 내려갔으며 그 후로는 지속적으로 낮은 농도를 유지하였다. 30℃ 실험구에서는 NH₄⁺-N와 NO₂⁻-N의 농도가 동일하게 4일째부터 증가하기 시작하여 11일째에 각각 3.5 mg/l와 1.8 mg/l까지 증가한 후 17일째에는 각각 1.2 mg/l와 0.8 mg/l로 내려갔으며, 그 이후로는 지속적으로 1 mg/l이하의 낮은 농도가 유지되었다. NO₃⁻-N의 농도는 2일째부터 증가하기 시작하여 11일째에 30 mg/l로 조금 증가한 이후로는 거의 동일한 농도로 지속되었다.

바이오플락을 조성하는 초기에 NH₄⁺-N, NO₂⁻-N 그리고 NO₃⁻-N의 농도가 상승하여 최고치에 이른 이후에 바이오플락이 조성되고 무기질소화합물들의 농도들이 낮은 상태의 안정된 수질상태가 될 때까지 걸리는 기간은 10℃와 15℃ 실험구에서는 각각 78일과 68일로 나타났으며(Fig.1), 20℃, 25℃ 그리고 30℃의 실험구에서는 각각 43일, 26일 그리고 17일로 나타났다(Fig. 2).

pH, DO, 탁도 및 SV₃₀의 변화

수온 10℃와 15℃의 실험구에서 바이오플락이 조성되어 수질이 안정되는 동안의 pH, DO, 탁도 그리고 SV₃₀의 변화를 Fig. 3에 나타내었으며, 수온 20℃, 25℃, 30℃ 실험구에서의 변화는 Fig. 4에 나타내었다. pH는 모든 실험구에서 30일까지는 6.7~7.3 범위로 실험구간 차이는 보이지 않았다. 30일 이후 모든 실험구에서 pH의 소폭 상승하는 경향을 보였으나 그 값은 pH 7.8 전후로 나타났다. 10℃와 15℃의 실험구에는 실험 63일째 전후에서부터 pH가 서서히 내려가는 경향을 보였다. DO는 일반적으로 수온이 낮은 실험구일수록 DO의 농도는 높게 나타났으며, 모든 실험구에서 실험기간이 진행됨에 따라 점차 낮아지는 경향을 보였다. 탁도는 모든 실험구에서 시간이 지나면서 점점 증가하였으며, 수온이 높은 실험구일수록

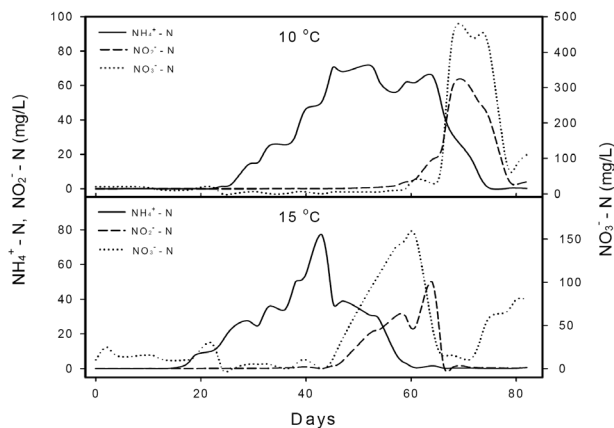


Fig. 1. Changes in concentration of NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, and NO₃⁻-N in days during the biofloc production period in tanks at 10℃ and 15℃.

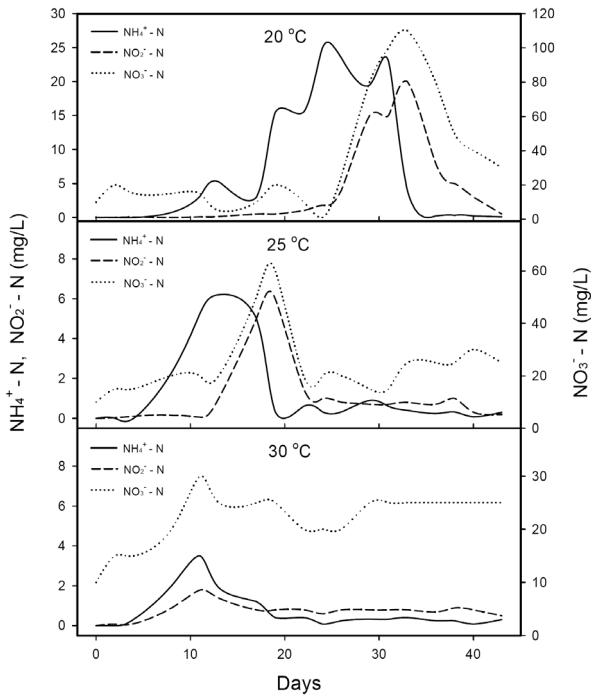


Fig. 2. Changes in concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in days during the biofloc production period in tanks at 20°C, 25°C, and 30°C.

탁도는 낮은 값을 보여 40일째의 탁도는 10°C와 15°C의 실험구에는 220 NTU 그리고 219 NTU이었으며, 20°C, 25°C, 30°C 실험구에서는 각각 214 NTU, 174 NTU 그리고 128 NTU로 나타났다. SV_{30} 은 실험구간 큰 차이는 보이지 않았으나 일반적으로 수온이 높은 실험구일수록 높은 SV_{30} 값을 가지는 경향을 보였다.

금붕어 사육 후 수온에 따른 수질변화

$\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 그리고 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 의 농도 변화

모든 실험구가 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 와 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 의 농도가 1 mg/l이하로 낮고 수질이 안정되었을 때부터 금붕어를 사육하기 시작하였으며, 10°C와 15°C 실험구에서는 80일째부터, 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서는 43일째부터 사육을 시작하였다. 각 실험구의 초기의 금붕어 사육 밀도는 약 1.5 g/l이었으며, 60일간 사육하였다. 이 기간 동안 무기질소 종류들의 농도변화는 Fig. 5에 나타내었다.

10°C 실험구에서 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 의 농도는 금붕어 사육 13일째에 2.3 mg/l로 약간 증가하였으나 바로 20일째에는 1 mg/l이하의 낮은 농도 상태로 지속되었다. 그러나 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 의 농도는 금붕어 사육을 시작하여 13일째부터 급격하게 상승하여 24일째에는 70 mg/l까지 상승하였으며, 금붕어가 전부 폐사된 35일째에도 60 mg/l로 여전히 높은 상태이었다. 또한 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 의 농도도 지속적으로 증가하여 24일째에는 700 mg/l까지 상승하였으며, 35일째에도 400 mg/l로 높은 농도를 나타내었다.

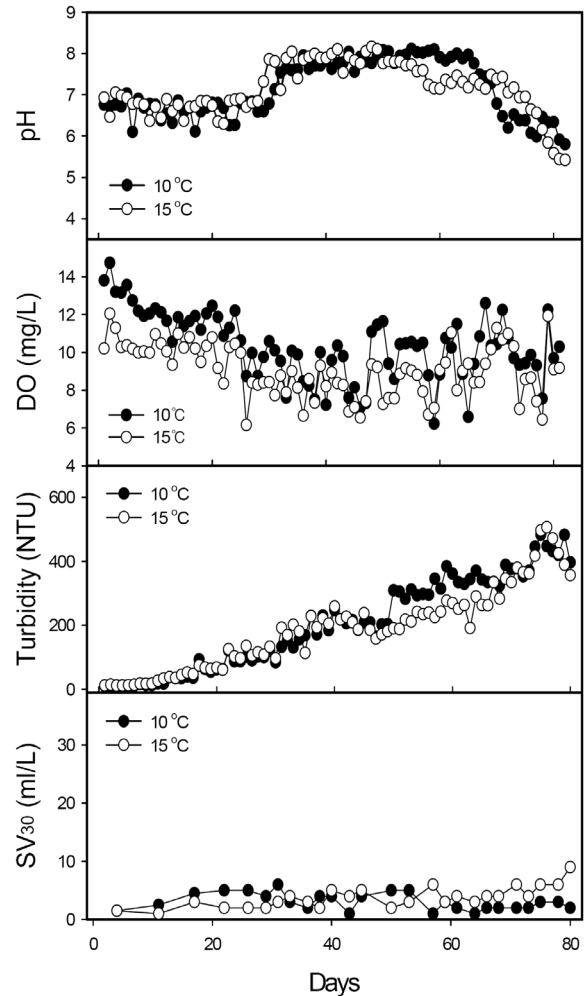


Fig. 3. Changes in pH, DO, turbidity, and sludge volume after 30 min of settling (SV_{30}) in days during the biofloc production period in tanks at 10°C and 15°C.

15°C 실험구에서 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 의 농도는 금붕어 사육 6일째 이후에 조금 증가하였으며, 15일째에 6.2 mg/l로 상승한 후 그 다음부터는 0.6~2.3 mg/l 범위의 낮은 농도로 유지되었다. 그러나 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 의 농도는 금붕어 사육을 시작한 후 5일째부터 증가하기 시작하여 8일째에는 35 mg/l까지 올라간 이후 사육 46일째까지 18 mg/l~35 mg/l 농도 범위의 비교적 높은 농도가 지속되었으며, 그 이후부터 점차로 내려가기 시작하였다. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 의 농도는 금붕어 사육 후부터 지속적으로 증가하여 600 mg/l~700 mg/l까지 상승하였다.

20°C 이상의 모든 실험구에서는 약 10일째 이후부터 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 의 농도가 지속적으로 증가하기 시작하여 47 mg/l~62 mg/l까지 상승하였으며, 수온이 높을수록 상승폭이 다소 낮은 경향을 보였다. 그러나 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 농도는 20°C 실험구와 25°C 실험구에서 사육 후 20일째부터 소폭 상승하여 25일째에 각각 5.0 mg/l과 3.5 mg/l로 증가하였으나, 그 후 바로 1 mg/l이하의 낮은 농도가 유지되었다. 그리고 30°C의 실험구에서는 금

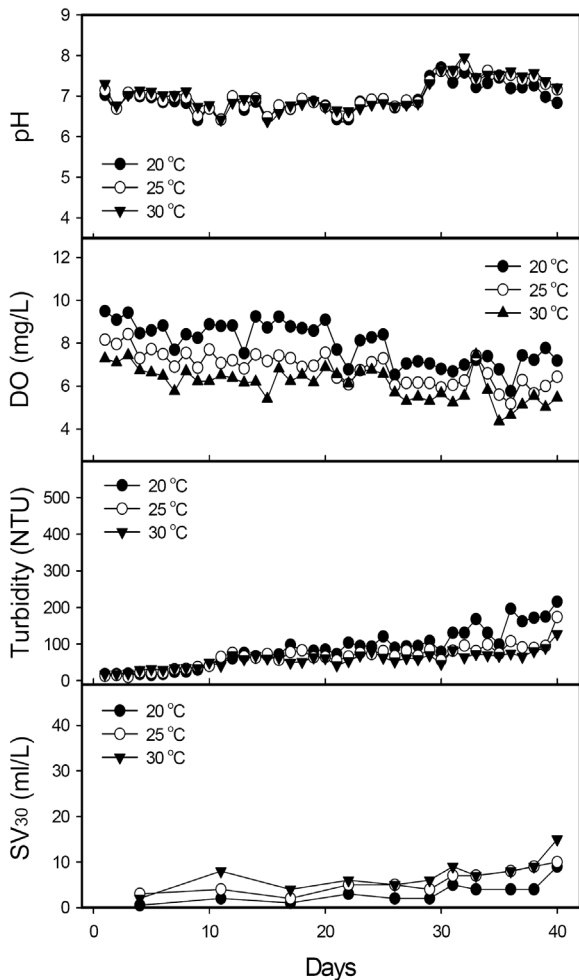


Fig. 4. Changes in pH, DO, turbidity, and sludge volume after 30 min of settling (SV₃₀) in days during the biofloc production period in tanks at 20°C, 25°C, and 30°C.

붕어를 사육한 이후에도 0.1 mg/l~1.4 mg/l의 낮은 농도가 유지되었다. NO₃⁻-N의 농도는 금붕어 사육 10일째 이후부터 20°C 실험구에서는 80 mg/l~140 mg/l, 25°C 실험구에서는 90 mg/l~130 mg/l, 20°C 실험구에서는 70 mg/l~110 mg/l의 범위에서 지속적으로 유지되었으며, 수온이 높을수록 증가 폭은 낮게 나타나는 경향을 보였다.

pH, DO, 탁도 및 SV₃₀의 변화

바이오플라이 조성된 각 실험구에서 수질이 안정된 이후 금붕어를 사육하였을 때 pH, DO, 탁도 그리고 SV₃₀의 변화를 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 6에 나타내었다. 모든 실험구에서 pH의 변화양상은 유사하였으며, 10°C 실험구에서는 금붕어 사육을 시작할 때 pH가 6.5이었으나 그 이후부터 서서히 내려가기 시작하여 약 15일째에는 pH가 5.0로 나타났다. 그러나 그 이후에는 pH의 변화가 거의 없었다.

15°C 실험구에서도 금붕어 사육을 시작할 때 pH가 6.2이었으며, 그 이후부터 서서히 내려가는 경향을 보였으나 실험 중

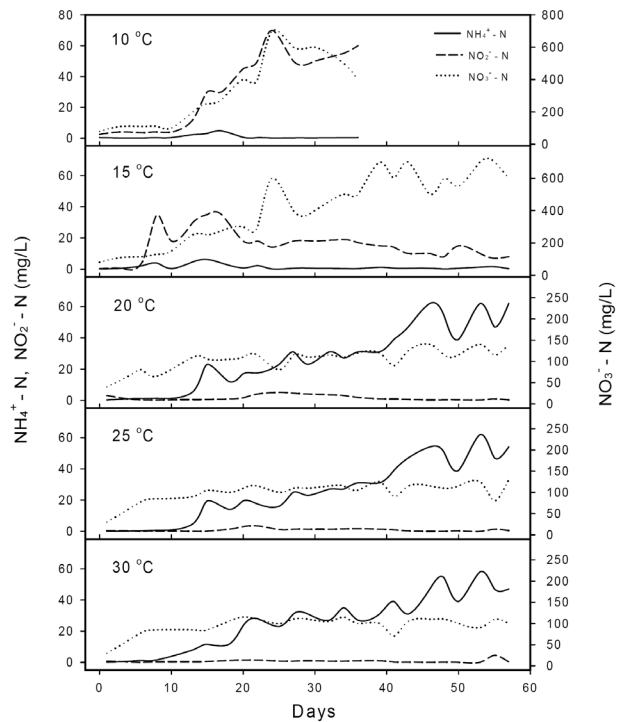


Fig. 5. Changes in concentration of NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, and NO₃⁻-N in days after stocking biofloc production system tanks with goldfish at 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, and 30°C.

료 때까지 pH는 4.9~5.8범위에 있었다. 그리고 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서 금붕어 사육 직후 pH는 7.2, 7.4 그리고 7.5이었으나 사육 14일째에는 pH가 각각 5.4, 5.2 그리고 5.5로 내려갔다. 그 후에 모든 실험구에서 pH가 서서히 내려가 실험 종료시점인 금붕어 사육 60일째에는 pH가 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서 각각 4.7, 4.3 그리고 4.5로 나타났다.

DO에서는 10°C 실험구와 15°C 실험구에서 각각 5.3 mg/l~12.8 mg/l 그리고 5.2 mg/l~10.9 mg/l의 범위에서 변화를 보였으며, 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서는 각각 6.2 mg/l~10.6 mg/l, 4.1 mg/l~7.9 mg/l, 그리고 4.0 mg/l~7.8 mg/l의 범위에서 변화를 보였다. 일반적으로 수온이 낮을수록 DO는 높게 나타나는 경향을 보였으며, 이러한 차이는 사육 초기에는 뚜렷하게 나타났으나 사육이 진행할수록 그러한 차이는 줄어들었다.

탁도에서 사육초기에는 수온이 낮을수록 높은 값을 보였으며, 20°C 이상의 실험구에서는 사육이 진행될수록 그 차이는 보이지 않았다. 그러나 10°C와 15°C 실험구는 사육이 진행되어도 20°C 이상의 실험구보다 지속적으로 높은 값을 유지하였다. 그리고 SV₃₀의 변화는 사육기간이 진행될수록 서서히 증가하는 경향을 보였으며, 수온이 높을수록 더 높게 나타났다. 10°C, 15°C, 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서 사육 초기의 SV₃₀값은 2 ml/l, 9 ml/l, 9 ml/l, 10 ml/l 그리고 15 ml/l 이었으나 실험 종료 때는 각각 6 ml/l, 22 ml/l, 25 ml/l, 31 ml/l

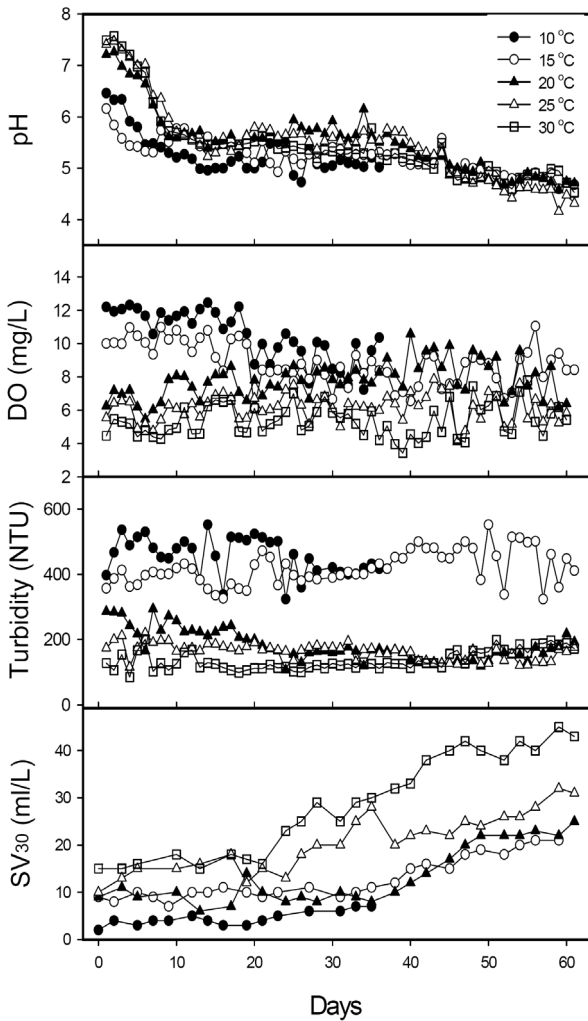


Fig. 6. Changes in pH, DO, turbidity, and sludge volume after 30 min of settling (SV₃₀) in days after stocking biofloc production system tanks with goldfish at 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, and 30°C.

그리고 43 ml/l 로 증가하였다.

pH와 NH₄⁺-N 농도 변화와의 관계

바이오플라크이 안정적으로 조성되고 무기 질소화합물들에 대한 수질이 낮은 농도로 안정된 상태가 지속되었을 때 금붕어를 사육하기 시작하면서 모든 실험구에서 pH가 지속적으로 떨어졌으며, 20°C 이상의 실험구에서는 NH₄⁺-N가 지속적으로 상승하였다. 온도에 따른 pH와 NH₄⁺-N 농도 사이의 상관관계를 알아보기 위해 각 실험구의 pH에 대한 NH₄⁺-N의 농도를 조사하여 Fig. 7에 나타내었다. 10°C와 15°C 실험구에서는 pH 변화와 NH₄⁺-N 농도의 변화와의 상관관계가 보이지 않았다. 그러나 20°C 이상의 실험구에서 pH 6.0 이하에서는 pH가 내려갈수록 NH₄⁺-N의 농도가 증가하는 상관관계를 보여주었으며, pH 6.0 이상에서는 pH의 변화와 관계없이 거의 일정하게 낮은 NH₄⁺-N 농도를 유지하였다.

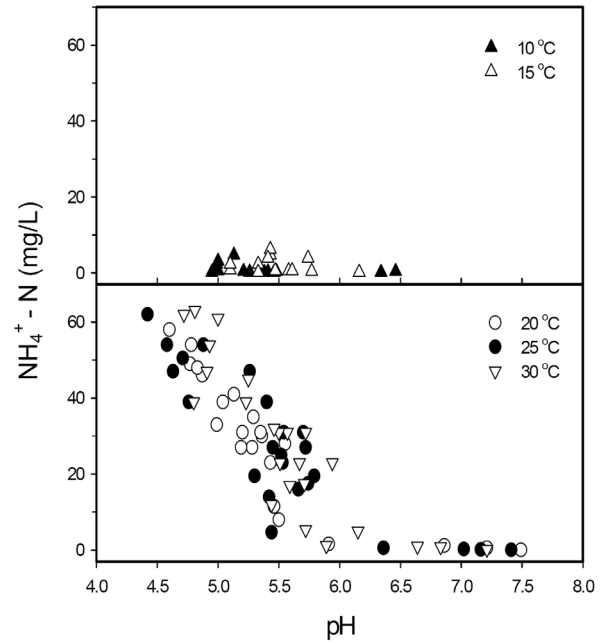


Fig. 7. Regulation of pH versus NH₄⁺-N concentration (mg/l) in biofloc production systems stocked with goldfish at 10°C, 15°C (upper graph), 20°C, 25°C, and 30° (lower graph).

금붕어의 생존과 성장

각 실험구의 금붕어 생존율은 Fig. 8에 나타내었으며, 10°C 실험구는 35일까지 사육하였으며, 15°C 이상 실험구에서는 60일까지 사육하였다. 10°C 실험구에서는 사육 20일째까지는 100% 생존해 있었으나 30일째에 16%, 35일째에는 75마리중 5마리만 살아남아 생존율은 6%로 나타났다. 15°C의 실험구에서는 25일째 이후부터 죽는 개체들이 나타나기 시작하여 30일

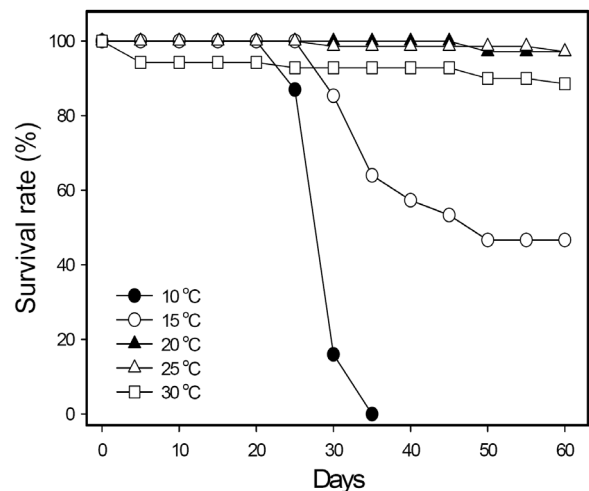


Fig. 8. Changes in survival rates in days after stocking biofloc production system tanks with goldfish at 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, and 30°C.

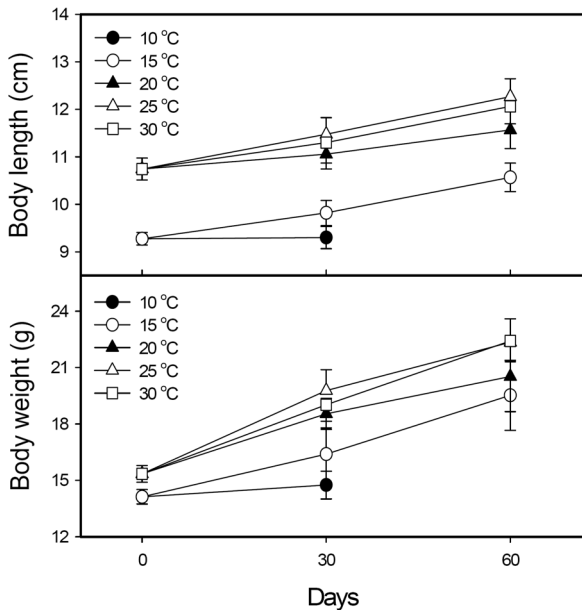


Fig. 9. Changes in mean body lengths and body weights of goldfish stocked in biofloc production system tanks at 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, and 30°C.

째에 생존율은 46.7%로 나타났으며, 그 이후부터는 죽은 개체들이 보이지 않았다. 그리고 수온 20°C, 25°C, 30°C 실험구에서는 사육 30일째에 생존율이 각각 100%, 100% 그리고 92.8%를 나타내었으며, 사육 60일째에는 각각 97.1%, 97.1% 그리고 88.6%의 생존율을 보였다.

각 실험구에서 사육한 금붕어의 체장과 체중의 변화는 Fig. 9에 나타내었다. 10°C와 15°C 실험구에 입식한 초기 금붕어의 체장과 체중은 각각 9.28±0.13 cm과 14.12±0.39 g이었으며, 20°C, 25°C, 30°C 실험구에 입식한 초기 금붕어의 체장과 체중은 각각 10.74±0.23 cm과 15.34±0.44 g이었다. 사육 30일 후에는 10°C 실험구의 금붕어가 체장과 체중이 각각 9.30±0.23 cm와 14.75±0.74 g으로 거의 성장하지 않았으며, 15°C 실험구에서는 체장과 체중이 각각 9.82±0.26 cm와 16.39±1.76 g으로 성장하였다. 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서는 각각 체장과 체중이 11.06±0.31 cm와 18.54±0.83 g, 11.47±0.35 cm와 19.78±1.11 g, 그리고 11.30±0.43 cm와 19.02±1.23 g으로 성장하였다. 사육 60일 후, 15°C 실험구에서는 체장과 체중이 각각 10.57±0.30 cm와 19.52±1.88 g으로 성장하였으며, 20°C, 25°C 그리고 30°C 실험구에서는 각각 체장과 체중이 11.27±0.39 cm와 20.52±1.87 g, 12.27±0.38 cm와 22.35±1.25 g 그리고 12.06±0.38 cm와 22.42±0.37 g으로 성장하였다.

고 찰

본 연구에서 1톤 수조에 BFT 사육 시스템을 만들기 위해 바이오플락을 조성하는 동안 무기질소화합물들의 농도 변화

를 보면(Fig. 1 and 2) 모든 실험구에서 먼저 NH₄⁺-N 농도가 최고점에 이른 후 감소하기 시작하는 시점에서 NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N의 농도가 거의 동시에 증가하는 경향을 보였다. 이처럼 NH₄⁺-N농도의 증가 이후에 이어서 NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N의 농도가 증가하는 것은 질소 순환과정과 연관되어 있으며, 일반적으로 질소순환은 일반세균들의 탈아미노반응에 의해 단백질과 아미노산을 분해하면서 생긴 NH₄⁺-N을 NO₂⁻-N으로 만드는 암모니아산화세균(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)과 NO₂⁻-N을 NO₃⁻-N로 전환시키는 아질산산화세균(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)들에 의한 질화과정(nitrification)과 혐기적 타가영양세균들에 의해 NO₃⁻-N로부터 NO₂⁻-N, NO, N₂O 그리고 N₂로 전환되는 일종의 탈질화과정(denitrification)에 의해서 일어난다[12, 36]. 이러한 세균들에 의한 질소순환과정의 양상은 자연생태계 뿐만 아니라 일반 폐수처리장이나 BFT 사육 시스템을 활용한 양식장에서도 동일한 양상으로 나타난다[9, 29].

그리고 각 실험구에서 최고치에 이르는 무기질소화합물들의 농도들을 보면, 수온이 낮을수록 각 무기질소화합물 농도의 최고치가 높게 나타났으며, 각 무기질소화합물들의 농도가 최고치에 이른 후 다시 내려가 낮은 농도가 지속되는 안정한 수질 상태로 되기까지 걸리는 시간도 수온이 낮을수록 길어진다. 이러한 현상은 BFT시스템에 조성되어 있는 질화작용에 관여하는 세균들(일반세균, AOB, NOB)과 탈질화 작용에 관여하는 미생물들의 활성이 온도에 매우 의존적이라는 것을 알 수 있다[11, 29]. 또한 많은 연구에서 이들 미생물들은 10°C 전후의 저 수온 조건에서는 활성이 억제되어진다고 알려져 있어서[32, 38, 43, 53, 58, 59], 본 연구에서 무기질소화합물들의 농도가 안정된 수질 상태에 이르는 데까지 걸리는 기간이 30°C나 25°C 실험구에 비해 10°C 실험구에서 4배 이상으로 현저하게 길게 나타난 것은 10°C와 같은 저 수온에 의해 질화나 탈질화에 관여하는 미생물들의 활성이 현저하게 억제되었기 때문이라고 볼 수 있다.

각 실험구의 수질이 안정된 이후에 금붕어를 사육하면서 나타나는 무기질소화합물들의 농도 변화를 보면, 15°C 이하의 실험구들과 20°C 이상의 실험구들 간에 다르게 나타났다(Fig. 5). 10°C와 15°C 실험구에서 20°C 이상의 실험구들과 달리 NH₄⁺-N 농도는 낮은 상태로 지속되었으나, NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N의 농도가 급속도로 증가하기 시작하였다. 15°C 실험구에서는 금붕어 사육 20일 이후부터 20 mg/l이하로 비교적 낮은 농도가 유지되었으나, 10°C 실험구에서는 금붕어들이 거의 모두 폐사될 때까지 지속적으로 상승하였다. 이러한 결과는 15°C 이하의 저 수온에서는 BFT 시스템 내에 형성된 일반세균, AOB, NOB 그리고 탈질화에 관여하는 미생물들의 활성이 떨어져 질소화합물들의 순환 및 제거과정이 원활하게 이루어지지 않고 있음을 보여주고 있다. 이들 15°C 이하의 실험구에서 NH₄⁺-N 농도는 낮으나 NO₂⁻-N와 NO₃⁻-N의 농도가 상승하

는 현상은 폭기에 의한 산소공급만으로도 충분히 질화작용이 이루어질 수 있기 때문으로 보이며[49, 67], AOB와 NOB의 활성에 의한 것이 아니라 폭기에 의한 산소공급으로 질소화합물들의 산화가 이루어진 것으로 보인다.

그러나 20°C 이상의 실험구에서는 모든 실험구가 NH_4^+ -N 농도가 지속적으로 상승하는 반면, NO_2^- -N 농도는 5 mg/l 이하의 낮은 농도가 지속되고 NO_3^- -N의 농도도 100 mg/l 전후의 비교적 낮은 농도로 지속되는 유사한 경향을 보였다(Fig. 5). 이러한 현상은 일반세균에 의한 NH_4^+ -N 생성 속도가 NH_4^+ -N를 NO_2^- -N로 전환시키는 반응속도보다 빠르기 때문이며, 또한 NH_4^+ -N를 NO_2^- -N로 전환시키는 반응속도가 NO_2^- -N를 NO_3^- -N로 전환하든지 아니면 이들을 제거하는 반응속도보다 느리기 때문으로 생각된다. 즉 일반세균의 활성이 AOB의 활성보다 상대적으로 크고, AOB의 활성보다는 NOB 또는 탈질화 세균들의 활성이 상대적으로 크기 때문이다. 그러나 질화 작용하는 세균들에 있어서 15°C 이상에서는 AOB가 NOB보다 성장이 빠르고 25°C에서는 AOB가 NOB보다 활성이 훨씬 크다고 보고되어 있고[51], 질화작용에 가장 최적 수온은 15~25°C라고 보고되고 있어서[1], 본 연구의 20°C 이상의 실험구에서 AOB의 활성이 다른 세균들보다 상대적으로 억제되고 있는 것은 pH의 하강이 중요한 요인으로 생각된다[31, 56].

본 연구에서 pH의 변화를 보면(Fig. 3, 4 and 6), 금붕어를 사육하기 전에는 pH가 6.5 이상으로 유지되었으나 금붕어를 사육하기 시작한 이후부터 모든 실험구에서 pH가 6.5이하로 지속적으로 내려갔다. 이처럼 pH가 내려가는 요인은 금붕어들의 호흡에 의해 배출된 CO_2 가 물과 반응하여 HCO_3^- 를 만들어내면서 H^+ 가 생성되기 때문으로 보인다[63, 66]. 질화 작용하는 미생물들의 활성은 pH의 변화와 매우 밀접하게 연관이 있다고 알려져 있다[31, 56]. 질화 작용에 대한 세균의 최적 pH의 범위는 종류에 따라 다르지만[17] 일반적으로 pH 7.0에서 9.0사이로 알려져 있다[17, 62]. pH 6.45이하나 pH 8.95이상에서는 질화작용이 현저하게 떨어진다고 보고하고 있기 때문에[28] 20°C 이상의 모든 실험구에서 금붕어 사육 10일 전후에서부터 NH_4^+ -N의 농도가 지속적으로 상승하는 것은 이 시기부터 pH가 모두 6.5이하로 떨어지고 있는 것과 상관관계가 있음을 알 수 있다. 특히 pH와 NH_4^+ -N 농도 변화 사이의 상관관계의 결과에서도(Fig. 7) pH 6.0이하에서는 pH가 내려감에 따라 NH_4^+ -N 농도는 증가하고, pH 6.0 이상에서는 pH에 관계없이 지속적으로 낮은 NH_4^+ -N 농도가 유지되고 있음을 보여주고 있다. 이처럼 20°C 이상의 실험구에서 금붕어를 사육하면서 지속적으로 NH_4^+ -N의 농도가 상승하는 것은 pH가 6.0이하로 내려감으로 인해 AOB활성이 떨어지기 때문으로 생각된다. 그리고 낮은 pH는 AOB만 활성을 억제하는 것이 아니고 NOB의 활성도 억제되기 때문에[31, 56] NO_2^- -N 농도도 상승해야 한다. 그러나 NO_2^- -N 농도가 낮은 상태로 유지되

는 것은 탈질화작용하는 미생물들의 활성이 질화작용하는 세균의 활성보다 상대적으로 높아서 NO_2^- -N와 NO_3^- -N를 빠르게 제거해주기 때문으로 생각된다. 낮은 pH가 탈질화하는 세균보다 질화작용하는 세균에 억제작용이 일어나는 것은 H^+ 이 질화작용에 관한 대사에 독성으로 작용하기 때문으로 생각하고 있다[60].

그리고 10°C와 15°C 실험구에서도 pH는 6.0 이하로 떨어지지만, NH_4^+ -N의 농도는 상승하지 않았다(Fig. 7). 이처럼 15°C 이하의 실험구에서 pH가 6.5 이하로 떨어져도 NH_4^+ -N의 농도가 상승하지 않는 것은 저 수온에 의해 거의 모든 미생물들의 활성이 억제되고 있기 때문에 pH에 대한 영향이 나타나지 않았던 것으로 생각된다. 따라서 BFT 시스템의 사육수의 안정된 수질을 유지하기 위해서는 수온은 15°C 이상, pH는 6.0 이상으로 관리되어야 할 것으로 생각된다.

금붕어의 사육과 관계없이 각 실험구의 용존산소(dissolved oxygen, DO)의 변화는 공기 주입 강도를 일정하게 했음에도 불구하고 수온이 낮을수록 높은 경향을 보였으며, 이러한 결과는 온도에 따른 산소의 포화도가 다르기 때문이다[22]. DO는 어류의 대사와 생장에 중요한 요소일 뿐만 아니라[18, 30, 37, 61] 호기성 세균의 활성과 바이오플락 형성에 매우 중요한 요소이기도 하다[64]. 일반적으로 DO 농도가 높을수록 바이오플락 형성이 잘 이루어져 바이오플락의 크기가 커지는 경향이 있다고 보고되고 있으나[45, 64], 본 연구에서는 DO가 높은 10°C 실험구보다 상대적으로 DO가 낮은 15°C~30°C 실험구에서 바이오플락의 크기가 큰 것으로 나타났다.

Wilén 등[65]은 18~20°C의 수온보다 4°C의 저 수온에서 비교적 바이오플락의 해교현상(deflocculation)이 많이 일어나 flocc 형성이 잘 이루어지지 않는다고 보고하고 있어서 본 연구의 10°C 실험구에서는 바이오플락의 입자 크기가 40~70 μm 로 나타나 15°C~30°C 실험구의 바이오플락 입자 크기(400~600 μm)보다 작게 나타나는 것은 낮은 수온에 의한 해교현상 때문인 것으로 생각된다. 해교현상이 나타나면 탁도 또한 높아지므로[65], 본 연구에서도 수온이 낮을수록 탁도가 높게 나타나는 것도 수온에 따른 바이오플락의 해교현상 때문인 것으로 보인다.

지금까지의 연구결과로 보아 월평균 기온이 15°C가 넘는 5~6개월은 우리나라에서도 야외에 BFT 양식 시스템을 만들어 양식이 가능하나 월평균 기온이 15°C 이하가 되는 11월부터 다음해 4월까지의 15°C 이상의 온도를 유지하기 위해 열관리를 위한 장치가 필요할 것으로 보인다. 또한 질화과정과 탈질화 과정에 의한 무기질소화합물들의 제거가 원활하게 이루어지기 위해서는 pH는 6.5이상 유지되도록 pH 관리가 필요할 것으로 보인다.

감사의 글

2013년도 동의대학교 교내학술연구지원(2013AA079) 연

구비와 (주)네오엔비즈의 환경정책기반공공기술개발사업, 국립수산물과학원(뱀장어 인공종묘 생산기술 개발, RP-2015-AQ-027)의 지원을 받아 수행되었으며 이에 감사드립니다.

References

- Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G. and Svoronos, S. A. 1990. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria, *Water Res.* **24**(1), 97-101.
- APHA. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed. *Washington, DC: American Public Health Association.*
- Asaduzzaman, M., Wahab, M. A., Verdegem, M. C. J., Mondal, M. N. and Azim, M. E. 2009. Effects of stocking density of freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* and addition of different levels of tilapia *Oreochromis niloticus* on production in C/N controlled periphyton based system. *Aquaculture* **286**, 72-79.
- Avnimelech, Y. 1999. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture* **176**, 227-235.
- Avnimelech, Y. 2006. Bio-filters: The need for a new comprehensive approach. *Aquacult. Eng.* **34**, 172-178.
- Avnimelech, Y. 2007. Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bioflocs technology ponds. *Aquaculture* **264**, 140-147.
- Avnimelech, Y. and Kochba, M. 2009. Evaluation of nitrogen uptake and excretion by tilapia in bio floc tanks, using ¹⁵N tracing. *Aquaculture* **287**, 163-168.
- Avnimelech, Y. (ed.). 2009. Biofloc Technology - A Practical Guide Book, Second Edition. *World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, US.*
- Avnimelech, Y. 2012. Bioflocs technology - A Practical Guide Book, 2nd ed. *The World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA* 27-43.
- Azim, M. E., Little, D. C. and Bron, J. E. 2008. Microbial protein production in activated suspension tanks manipulating C:N ratio in feed and the implications for fish culture. *Bioresour. Technol.* **99**, 3590-3599.
- Benyahia, F. and Polomarkaki, R. 2005. Mass transfer and kinetic studies under no cell growth conditions in nitrification using alginate gel immobilized *Nitrosomonas*. *Process Biochem.* **40**(3-4), 1251-1262.
- Bothe, H., Jost, G., Schloter, M. Ward, B. B. and Witzel, K. P. 2000. Molecular analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. *FEMS Microbiol. Rev.* **24**, 673-690
- Bovendeur, J., Zding, G. H. and Henken, A. M. 1987. Design and performance of a water recirculation system for high-density culture of the African Catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Aquaculture* **63**, 329-353.
- Boyd, C. E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture* **226**, 101-112.
- Buckling, R. A., Baird, C. D., Watson, C. A. and Chapman, F. A. 1993. Energy use of recycling water aquaculture systems for ornamental fish production. Circular 1095. Florida Cooperative Extension Service. *Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL*, 5 pp.
- Burford, M. A., Thompson, P. J., McIntosh, R. P., Bauman, R. H. and Pearson, D. C. 2003. Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. *Aquaculture* **219**, 393-411.
- Chen, S., Ling, J. and Blancheton, J. P. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacult. Eng.* **34**, 179-197.
- Colt, J. 2006. Water quality requirements for reuse systems. *Aquacult. Eng.* **34**, 143-156.
- Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P. and Verstraete, W. 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture* **270**, 1-14.
- Crab, R., Defoirdt, T., Bossier, P. and Verstraete, W. 2012. Biofloc technology in aquaculture: Beneficial effects and future challenges. *Aquaculture* **356-357**, 351-356.
- Crab, R., Kochva, M., Verstraete, W. and Avnimelech, Y. 2009. Bio-flocs technology application in over-wintering of tilapia. *Aquacult. Eng.* **40**, 105-112.
- Davis, J. C. 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *J. Fish. Res. Board Can.* **32**(12), 2295-2332.
- Emerenciano, M., Ballester, E. L. C., Cavalli, R. O. and Wasielesky, W. 2012. Biofloc technology application as a food source in a limited water exchange nursery system for pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817). *Aquacult. Res.* **43**, 447-457.
- Eng, C. T., Paw, J. N. and Guarin, F. Y. 1989. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Mar. Pollut. Bull.* **20**, 335-343.
- FAO. 2013. Yearbook of fishery statistics summary tables. (<ftp://ftp.fao.org/FI/STAT/summary/default.htm>)
- Ford, T. and Beitinger, T. L. 2005. Temperature tolerance in the goldfish, *Carassius auratus*. *J. Therm. Biol.* **30**, 147-152.
- Funge-Smith, S. and Phillips, M. J. 2001. Aquaculture systems and species. In: Subasinghe, R. P., Bueno, P., Phillips, M. J., Hough, C., McGladdery, S. E., Arthur, J. R. (Eds.), Technical proceedings of the conference on aquaculture in the third millennium, Bangkok, Thailand, February 20-25, 2000. NACA/FAO, Bangkok/Rome, pp. 129-135.
- Furtado, P. S. Poersch, L. H. and Wasielesky Jr, W. 2011. Effect of calcium hydroxide, carbonate and sodium bicarbonate on water quality and zootechnical performance of shrimp *Litopenaeus vannamei* reared in bio-flocs technology (BFT) systems. *Aquaculture* **321**, 130-135
- Gerardi, M. H. 2002. Nitrification and denitrification in the activated sludge process. publication by John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Glass, M. L., Andersen, N. A., Kruhoffer, M., Williams, E. M. and Heisler, N. 1990. Combined effects of environmental PO₂ and temperature on ventilation and blood gases in the carp *Cyprinus carpio* L. *J. Exp. Biol.* **148**, 1-17.
- Groeneweg, J., Sellner, B. and Tappe, W. 1994. Ammonia

- oxidation in *Nitrosomonas* at NH₃ concentrations near Km: effects of pH and temperature. *Water Res.* **28**, 2561-2566.
32. Gu, S. B., Wang, S. Y., Yang, Q., Yang, P. and Peng, Y. Z. 2012. Start up partial nitrification at low temperature with a real-time control strategy based on blower frequency and pH. *Bioresour. Technol.* **112**, 34-41.
 33. Gutierrez-Wing, M. T. and Malone, R. F. 2006. Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacult. Eng.* **34**(3), 163-171.
 34. Hari, B., Kurup, B. M., Varghese, J. T., Schrama, J. W. and Verdegem, M. C. J. 2006. The effect of carbohydrate addition on water quality and the nitrogen budget in extensive shrimp culture systems. *Aquaculture* **252**, 248-263.
 35. He, Y., Tao, W., Wang, Z. and Shayya, W. 2012. Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. *J. Environ. Manage.* **110**, 103-109.
 36. Herbert, R. A. 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiol. Rev.* **23**, 563-590.
 37. Huntingford, F. A., Adams, C., Braithwaite, V. A., Kadri, S., Pottinger, T. G., Sandoe, P. and Turnbull, J. F. 2006. Current issues in fish welfare. *J. Fish Biol* **68**, 332-372.
 38. Ilies, P. and Mavinic, D. S. 2001. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate. *Water Res.* **35**, 2065-2072.
 39. Jang, I. K., Kim, J. S., Cho, K. J. Seo, H. C., Cho, Y. R., Gopalakannan, A. and Kim, B. L. 2008. Intensive culture of the pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* under limited water exchange. I. Indoor nursery culture of postlarvae. *J. Aquaculture* **21**(4), 339-345.
 40. Jang, I. K., Kim, J. S., Seo, H. C. and Cho, K. J. 2009. Intensive culture of the pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* under limited water exchange. II. Indoor post-nursery culture of juvenile shrimp. *J. Aquaculture* **22**(1), 42-50.
 41. Jones, G. L. and Paskins, A. R. 1982. Influence of high partial pressure of carbon dioxide and/or oxygen on nitrification. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* **32**(1), 213-223.
 42. Kamstra, A., van derHeul, J. W. and Nijhof, M. 1998. Performance and optimization of trickling filters on eel farms. *Aquacult. Eng.* **17**, 175-192.
 43. Kim, D. J., Lee, D. I. and Keller, J. 2006. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresour. Technol.* **97**(3), 459-468.
 44. Lazur, A. M. and Britt, D. C. 1997. Pond recirculating production systems. SRAC Publication No. 455. USDA, 8 pp.
 45. Martins, A. M. P., Heijnen, J. J. and van Loosdrecht, M. C. M. 2003. Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **62**, 586-593.
 46. Naylor, R. L., Goldburg, R. J., Mooney, H., Beveridge, M., Clay, J., Folke, C., Kautsky, N., Lubchenco, J., Primavera, J. and Williams, M. 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* **282**, 883-884.
 47. Naylor, R. L., Goldburg, R. J., Primavera, J. H., Kautsky, N., Beveridge, M. C. M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H. and Troell, M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* **405**, 1017-1024.
 48. Neal, R. S., Coyle, S. D. and Tidwell, J. H. 2010. Evaluation of stocking density and light level on the growth and survival of the Pacific White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*, reared in zero-exchange systems. *J. World Aquac. Soc.* **41**, 533-544.
 49. Ouellet-Plamondon, C., Chazarenc, F., Comeau, Y. and Brisson, J. 2006. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecol. Eng.* **27**(3), 258-264.
 50. Painter, H. A. and Loveless, J. E. 1983. Effect of temperature and pH value on the growth-rate constants of nitrifying bacteria in the activated-sludge process. *Water Res.* **17**(3), 237-248.
 51. Paredes, D., Kusch, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Muller, R. A. and Koser, H. 2007. New Aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment-a review. *Eng. Life Sci.* **7**, 13-25.
 52. Ray, A. J., Dillon, K. S. and Lotz, J. M. 2011. Water quality dynamics and shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production in intensive, mesohaline culture systems with two levels of biofloc management. *Aquacult. Eng.* **45**, 127-136.
 53. Rodriguez-Caballero, A., Hallin, S., Pahlson, C., Odlare, M. and Dahlquist, E. 2012. Ammonia oxidizing bacterial community composition and process performance in wastewater treatment plants under low temperature conditions. *Water Sci. Technol.* **65**(2), 197-204.
 54. Schryver, P. D., Crab, R., Defoirdt, T., Boon, N. and Verstraete, W. 2008. The basics of bioflocs technology: the added value for aquaculture. *Aquaculture* **277**, 125-137.
 55. Seka, M. A. and Verstraete, W. 2003. Test for assessing shear sensitivity of activated sludge flocs: a feasibility study. *Water Res.* **37**, 3327-3334.
 56. Shammas, N. K. 1986. Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process. *J. Water Pollut. Control Fed.* **58**, 52-59.
 57. Simon, Jörg. and Klotz, M. G. 2013. Diversity and evolution of bioenergetic systems involved in microbial nitrogen compound transformations. *Biochim. Biophys. Acta* **1827**, 114-135.
 58. Siripong, S. and Rittmann, B. E. 2007. Diversity study of nitrifying bacteria in full-scale municipal wastewater treatment plants. *Water Res.* **41**(5), 1110-1120.
 59. Sundaresan, N. and Philip, L. 2008. Performance evaluation of various aerobic biological systems for the treatment of domestic wastewater at low temperatures. *Water Sci. Technol.* **58**, 819-830.
 60. Szwedzinski, H., Arvin, E. and Harremoës, P. 1986. pH-decrease in nitrifying biofilms. *Water Res.* **20**, 971-976.
 61. Tran-Duy, A., Schrama, J. W., Dam, A. A. V. and Verreth, J. A. J. 2008. Effects of oxygen concentration and body weight on maximum feed intake, growth and hematological parameters of *Nile tilapia*, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture* **275**, 152-162.
 62. Van Wyk, P. and Scarpa, J. 1999. Water quality and

- management. In: Van Wyk, P., et al. (Ed.), Farming Marine Shrimp in Recirculating Freshwater Systems. Florida department of agriculture and consumer services, Tallahassee, 128-138.
63. Vinatea, L., Galvez, A. O., Browdy, C. L., Stokes, A., Venero, J., Haveman, J., Lewis, B. L., Lawson, A., Shuler, A. and Leffler, J. W. 2010. Photosynthesis, water respiration and growth performance of *Litopenaeus vannamei* in a super-intensive raceway culture with zero water exchange: interaction of water quality variables. *Aquacult. Eng.* **42**, 17-24.
64. Wilén, B. M. and Balmér, P. 1999. The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. *Water Res.* **33**(2), 391-400.
65. Wilén, B. M., Nielsen, J. L., Keiding, K. and Nielsen, P. H. 2000. Influence of microbial activity on the stability of activated sludge flocs. *Colloids Surf., B* **18**, 145-156.
66. Wurts, W. A. and Durborow, R. M. 1992. Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity and hardness in fish ponds. *SRAC Publication No.* **464**, 1-4.
67. Zhang, L., Liu, Y., Shen, Y., Liu, H. and Xiong, Y. 2010. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination* **250**(3), 915-920.
68. Zumft, W. G. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* **61**(4), 533-616.

초록 : Biofloc을 기반으로 한 무 환수 사육 시스템의 수질 안정 유지에 미치는 수온의 영향

조서현^{1,2} · 정종현¹ · 김명희¹ · 이규태³ · 김대중² · 김광현⁴ · 오상필⁵ · 한창희^{1*}

(¹동의대학교 분자생물학과, ²국립수산과학원 전라연구단, ³㈜네오엔비즈, ⁴동의대학교 생명융합학과, ⁵제주특별자치도청 해양산업과)

본 연구는 바이오플락을 기반으로 한 무 환수 사육 시스템에서 안정된 수질을 유지하기 위한 적정 수온 범위를 조사하였다. 이를 위해 다음과 같이 수온에 대한 5개의 실험 수조를 설정하였다: 10°C, 15°C, 20°C, 25°C 그리고 30°C. 우선 각각의 실험 수조에 바이오플락을 기반으로 한 사육시스템을 조성하고, 조성된 각 실험 수조에 금붕어를 수용하여 사육수를 교환하지 않고 60일 동안 사육하였다. 바이오플락 기반 사육시스템이 조성되고, 무기 질소 화합물들(NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, 그리고 NO₃⁻-N)의 농도가 안정되게 낮은 상태는 10°C, 15°C, 20°C, 25°C, 30°C에서 각각 17, 26, 43, 68, 그리고 78일 이후에 유지되었다. 바이오플락 기반 사육 수조에 금붕어를 사육하기 시작하면서 NH₄⁺-N 농도가 10°C와 15°C에서는 지속적으로 낮은 상태가 유지되었으나, 20°C, 25°C 그리고 30°C에서는 점진적으로 증가하였다. 10°C와 15°C에서 NO₂⁻-N과 NO₃⁻-N의 농도는 낮은 상태가 유지되지 않고 바로 증가하였다. 반면, 20°C 이상에서 NO₂⁻-N의 농도는 지속적으로 비교적 안정되게 낮은 농도를 유지하였으며, NO₃⁻-N의 농도는 점진적으로 증가하였다. 바이오플락 기반 수조에서 15°C 이하의 조건에서는 NO₂⁻-N 농도를 낮고 안정된 상태를 유지할 수 없었다. 20°C 이상에서 pH와 NH₄⁺-N 농도 사이의 역상관계가 pH 4.0과 6.0 사이에서 나타났다. pH 4.0과 6.0 범위에서 NH₄⁺-N 농도가 감소함에 따라 pH는 증가하였다. 그러나 pH 6.0과 8.0 사이에서는 pH와 NH₄⁺-N 농도 간 상관관계가 없었으며, pH 6.0 이상에서는 NH₄⁺-N 농도가 지속적으로 낮은 상태를 유지하였다. 이러한 결과는 20°C 이상에서 NH₄⁺-N 농도를 낮고 안정된 상태로 유지하기 위해서는 pH를 6.0 이상 유지해야만 한다는 것을 보여준다.