

# 해수 순환여과식 양식시스템 내 유동상 여과조의 TAN 부하율에 따른 질산화 특성 평가

이재건 · 김승리 · 박정환<sup>1\*</sup>

국립부경대학교 수산생물학과, <sup>1</sup>어번대학교 수산양식 및 수생과학과

## Evaluation of Nitrification Characteristics in a Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) under Varying TAN Loading Rates in a Seawater Recirculating Aquaculture System (RAS)

Jae Geon Lee, Seung Ri Kim and Jeong Hwan Park<sup>1\*</sup>

Department of Fisheries Biology, Pukyong National University, Busan 48513, Republic of Korea

<sup>1</sup>Aquaculture and Aquatic Sciences, School of Fisheries, Auburn University, Auburn 36849, United States of America

This study quantified the nitrification characteristics and operational limits of a moving bed biofilm reactor (MBBR) in a seawater recirculating aquaculture system (RAS) under increasing total ammonia nitrogen (TAN) loading rate (TLR). Eight independent culture tank-biofilter systems were operated at 33±2 psu, pH 7.5±0.5, and 22.5±0.5°C, and TAN loading was reproduced by continuously dosing a synthetic nutrient solution using a metering pump. Each system was run at steady state across a TLR range of 0.1–1.2 g TAN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>, and influent·effluent TAN, nitrite nitrogen (NO<sub>2</sub>-N), and removal efficiency were evaluated. The relationship between TAN influent and areal TAN removal rate (ATR) followed Michaelis-Menten kinetics, yielding an R<sub>max</sub> of 1.0705 g TAN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup> and K<sub>s</sub> of 89.1845 mg·L<sup>-1</sup> (R<sup>2</sup>=0.9689). At low TAN (0–6 mg·L<sup>-1</sup>), ATR increased nearly linearly, y=0.0113+0.0257x (R<sup>2</sup>=0.9969). TAN exceeded 10 mg·L<sup>-1</sup> from TLR 0.6, and NO<sub>2</sub>-N increased sharply from 5 mg·L<sup>-1</sup> to > 600 mg·L<sup>-1</sup> between TLR 0.4 and 0.6. These results suggest that increasing loading under seawater conditions increases the risk of TAN and NO<sub>2</sub>-N accumulation. Therefore, a practical upper TLR for safe design and operation is approximately 0.4 g TAN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>, with the linear model derived for the low-TAN range serving as a reference in this range.

Keywords: Recirculating aquaculture system, Moving bed biofilm reactor, TAN loading rates, Nitrification, Michaelis-Menten model

## 서론

어류는 대사 과정에서 아가미와 배설을 통해 총 암모니아성 질소(total ammonia nitrogen, TAN)를 배출하며, 고밀도 양식 환경인 순환여과식 양식시스템(recirculating aquaculture system, RAS)에서는 TAN이 수중에 빠르게 축적되어 심각한 독성 문제를 야기할 수 있다. 수중의 TAN은 pH와 수온에 따라 이온화 암모늄(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)과 어류에게 상대적으로 더 유독한 비이온화 암모니아(NH<sub>3</sub>) 형태로 전환된다. NH<sub>3</sub>는 고농도에서 급성

독성으로 작용해 단시간에 호흡이 빨라지거나 신경계가 교란되어 폐사로 이어질 수 있으며(Randall and Tsui, 2002; Zhang et al., 2013), 비교적 낮은 농도에서 만성독성은 성장률 및 면역 기능 저하를 유발할 수 있다(Dosdat et al., 2003; Kim et al., 2015; Gonçalves et al., 2017). 또한 질산화 과정에서 중간 생성물로 나타나는 NO<sub>2</sub>-N 역시 독성이 높은 질소성 대사산물로, 어류에서 헤모글로빈을 메트헤모글로빈으로 산화시켜 산소 운반을 저해하는 대표적인 독성 인자로 작용하며(Kroupova et al., 2005), 안정적 관리가 요구된다. 따라서 RAS에서는 질산화반

\*Corresponding author: Tel: +1. 334. 870. 6844 Fax: +1. 334. 844. 9208

E-mail address: jpark@auburn.edu



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.

<https://doi.org/10.5657/KFAS.2026.0115>

Korean J Fish Aquat Sci 59(2), 115-122, April 2026

Received 29 January 2026; Revised 18 March 2026; Accepted 31 March 2026

저자 직위: 이재건(대학원생), 김승리(대학원생), 박정환(교수)

응을 통해 TAN을 상대적으로 독성이 낮은 질산성 질소( $\text{NO}_3\text{-N}$ )로 신속히 전환하는 적절한 제거 시스템 구축이 필수적이다 (Kuhn et al., 2010). 이러한 배경 속에서 유동상 여과조(moving bed biofilm reactor, MBBR)는 높은 비표면적을 가진 여과매질(media)을 이용하여 생물막 형성을 유도하고, 고부하 조건에서도 질산화 미생물을 안정적으로 유지할 수 있는 공정으로 이용되어 왔다(Ødegaard, 2006; Rusten et al., 2006). MBBR은 매질 표면에 형성된 생물막을 통해 암모니아 산화균(ammonia oxidizing bacteria, AOB)과 아질산 산화균(nitrite oxidizing bacteria, NOB)을 고정함으로써 자정능력이 낮은 해수 환경에서도 비교적 안정적인 질산화 반응을 유도할 수 있으며, 공정 운영의 단순성과 유지관리 효율 측면에서도 우수한 성능이 입증되고 있다(Navada et al., 2019; Tadda et al., 2021). MBBR의 규모는 투입되는 사료량에 따른 TAN 발생량과 여과매질의 단위 면적당 처리 성능에 의해 결정되므로, 설계 시 최적의 TAN 부하율을 설정하는 것은 전체 시스템의 경제성과 안정성을 좌우하는 핵심 단계이다.

생물학적 여과 반응은 Michaelis-Menten 모델에 따라 기질 농도에 비례하여 속도가 증가하다가 특정 농도 이상에서 포화되는 특성을 보인다(Malone et al., 2006). 이로 인해 질산화 공정의 처리 효율을 예측하고 설계에 반영하기 위해, 담수 기반 시스템에서는 Michaelis-Menten 식을 활용한 연구가 진행되어 왔다(Zhu and Chen, 1999; Ling and Chen, 2005). 그러나 해수 조건에서는 높은 염분으로 인한 삼투압 스트레스와 적응 과정이 질산화 미생물 활성과 구조에 영향을 미칠 수 있음에도 불구하고, 해수에서 연구는 여전히 제한적이다(Gutierrez-Wing and Malone, 2006; Gao et al., 2020). 또한, 기존 해수 MBBR 연구들은 주로 약  $0.5\text{--}2.5\text{ mg TAN}\cdot\text{L}^{-1}$  수준의 비교적 낮은 TAN 조건에서 수행되어(Harwanto et al., 2011; Pfeiffer and Wills, 2011; Gao et al., 2020), 반응속도가 포화로 전환되는 구간까지 충분히 포괄하지 못하는 한계가 있다. 따라서 최대 제거 속도( $R_{\max}$ )와 반포화 상수( $K_s$ )를 도출하기 위해서는 포화 구간을 포함한 고농도 기질 조건에서의 실험이 필요하다. 또한, 많은 연구는 여과조만 단독으로 둔 실험 기반으로, 실제 RAS 환경에서의 TAN 생성, 산소 소비, 수리학적 변동성 등을 반영하지 못한 한계를 가진다.

따라서 본 연구에서는 사육조와 여과조를 통합한 실험 시스템을 구축하고, 정량펌프를 이용하여 실제 사육환경에서 발생하는 TAN 부하에 해당하는 합성 영양염을 사육조에 지속적으로 공급함으로써 현실적인 RAS 운전 조건을 재현하였다. 본 연구의 목적은 저부하에서 고부하 포화구간까지 단계적으로 TLR을 증가시키며, TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 농도 변화와 제거율의 관계를 종합적으로 분석하는 것이다. 이를 통해 해수 MBBR에서 Michaelis-Menten 반응 특성과 질산화 속도의 포화지점을 규명하고, TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$  축적이 발생하는 임계 조건을 제시하고자 한다.

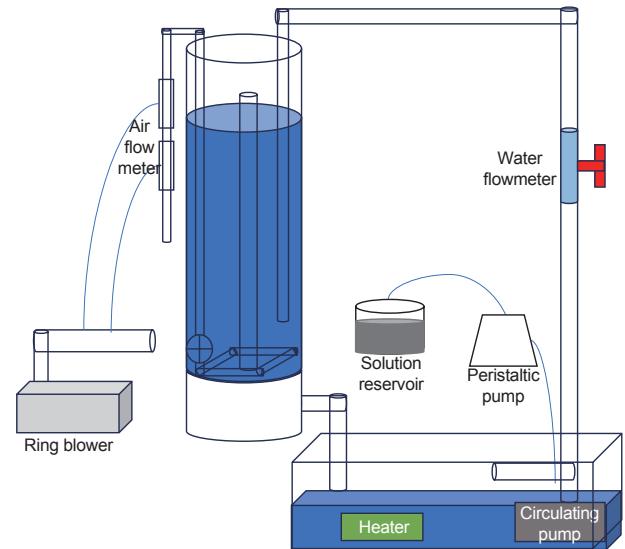


Fig. 1. The schematic drawing of the MBBR used in the experiment. MBBR, Moving bed biofilm reactor.

## 재료 및 방법

### 실험 시스템

해수 조건의 총 8개의 독립된 시스템을 이용하여 수행되었으며, 실험 시스템은 여과조, 모의사육조, 공기 및 수류 조절 장치, 온도 조절 장치로 구성되었다(Fig. 1). 각 실험 시스템은 원통형 투명 PVC 여과조(직경, 250 mm; 높이, 1.2 m; 용적, 58.9 L)와 각형 PE 모의 사육조(가로, 1.16 m; 높이, 0.4 m; 세로, 0.78 m)로 구성되었다. 공기 및 수류 조절은 링브로워(0.89 kW, DHB-202; Daeha Eng Ltd., Gimpo, Korea), 에어브로워(58 W, LP-80A; Jeongsu Industry, Gimhae, Korea), 수중펌프(200 W, UP200W; Hyubshin, Seoul, Korea), 공기 유량계(LZQ-7, 3-30 LPM; SHLLJ, Yuyao, China), 물 유량계(LZS-25(D), 60-600  $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ ; Hilitand, Wuhan, China)를 이용하여 조절하였다. 또한 수온 조절을 위해 전기 히터(2 kW, OKE-HE185; Sewon Oke Co. Ltd., Busan, Korea)와 히터 조절기(OKE-6422H; Sewon Oke Co. Ltd.)를 사용하였다. 또한 각 시스템의 TAN 부하율은 정량펌프(LEPP 150F; Labscitech Inc., Corona, CA, USA)를 이용하여 조절하였다. 펌프 헤드[DG-12-D Multi-channel Pump Head (PVDF, 12-channel, 10-roller, Max. 32 mL/min @ 100 rpm, ID 3.17 mm; Labscitech Inc.)]를 장착하였으며, 튜빙은 Silicon 3-stopper Pump Tubing (ID 1.0 mm, WT 1.0 mm; Dongbang Hi-Tech, Seoul, Korea)을 사용하였다.

각 시스템 내 모의 사육조의 수량은 200 L와 여과조의 수량은 50 L로서, 여과조 유입수를  $50\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ 로, 일간 24회전을 유지하였다. 유입 배관은 여과조 하단에 설치하여 충분한 체류시간을

확보하고, 오버플로우 방식으로 배출될 수 있도록 설계하였다. 질산화 박테리아 최적 성장을 위해 pH는  $7.5 \pm 0.5$ 로 유지하였으며 모든 여과조 내 평균 수온은  $22.5 \pm 0.5^\circ\text{C}$ 로 유지하였다. 실험에 사용된 해수는  $33 \pm 2$  psu로, 증발량에 의한 물의 소실은 담수를 보충하여 조절하였다.

### 여과매질

사용된 여과 매질은 PE 10 (Kumhoaqu, Busan, Korea)이며, 그 특성은 Table 1에 제시하였다. 여과조는 filling rate 50%로 총  $0.025 \text{ m}^3$ 를 충전하였고, 이는 국내 순환여과식 넓치 양식장에서 2년 이상 운영된 MBBR에서 가져와 실험에 활용하였다.

### 실험 방법 및 운영 조건

TAN 부하율에 따른 MBBR의 질산화 성능 평가를 위해 수행되었다. 실험 시작 전, 각 시스템이 정상상태(steady state)에 도달하도록 약 8주 동안 정량펌프를 이용해 합성 영양염을 지속적으로 공급하였으며(Table 2), 이는 어류의 사료 섭취 및 소화 과정에서 배출되는 질소를 대체하여 사육환경을 조성하기 위함이다. 또한 유입·배출 TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도와 TAN 제거속도를 반복 측정하여, 측정 지표가 뚜렷한 증가나 감소 없이 일정 범위 내에서 유지되는 경우를 steady state로 판단하였다. 본 실험에서 사용된 합성 영양염은 Zhu and Chen (2002)의 조성을 기반으로 제조하였다. 총 8개의 독립된 시스템에 TAN 부하율을 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0, 1.2  $\text{g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \text{ media surface area} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 각각 달리하였다.

### MBBR 성능 평가 방법

MBBR의 질산화 성능 평가를 위해 TAN,  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도

를 분석한 자료를 토대로 다음의 수식을 이용하여 성능을 계산하였다.

$$VTR, VNR = \frac{[(C_i - C_o) \times Q \times 24]}{V_{\text{media}}} \dots \dots \dots \text{식(1)}$$

VTR, 여과매질 용적당 TAN 제거속도(volumetric TAN removal rate,  $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ media} \times \text{day}^{-1}$ )

VNR, 여과매질 용적당  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도(volumetric  $\text{NO}_2\text{-N}$  removal rate,  $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \text{ media} \times \text{day}^{-1}$ )

$C_i$ , 유입수 내 TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ )

$C_o$ , 배출수 내 TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ )

Q, 유입수량( $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ )

$V_{\text{media}}$ , 유동상 여과매질 총 용적( $\text{m}^3$ )

$$ATR, ANR = \frac{[(C_i - C_o) \times Q \times 24]}{A_{\text{media}}} \dots \dots \dots \text{식(2)}$$

ATR, 여과매질 표면적당 TAN 제거속도(areal TAN removal rate,  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \text{ media surface area} \cdot \text{day}^{-1}$ )

ANR, 여과매질 표면적당  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거속도(areal  $\text{NO}_2\text{-N}$  removal rate,  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \text{ media surface area} \cdot \text{day}^{-1}$ )

$A_{\text{media}}$ , 유동상 여과매질 표면적( $\text{m}^2$ )

$$\text{single pass removal rate} = \frac{C_i - C_o}{C_i} \times 100 \dots \dots \dots \text{식(3)}$$

Single pass removal rate, 단일 통과 제거율(%)

$C_i$ , 유입수 농도( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ )

$C_o$ , 배출수 농도( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ )

Table 1. Physical characteristics of media used in the experiments

Media	PE10
Density	$135 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
Diameter	25 mm
Height	4 mm, 64 rooms
Specific surface area	$1,200 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$

### 수질 측정

수질 분석을 위해 여과조의 유입수와 배출수에서 시료를 채취하였으며, 채취는 매일 09:00, 13:00, 17:00, 21:00의 4개 고정 시간대에 수행되었다. 본 실험은 총 3일간 8개의 독립된 시스템에서 수행되었으며, 유입 및 배출 지점 각각에서 TAN과  $\text{NO}_2\text{-N}$

Table 2. Chemical composition of synthesized stock solution for TAN loading rate based on the formulation of Zhu and Chen (2002)

TLR ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ )	0.1 (System 1)	0.2 (System 2)	0.3 (System 3)	0.4 (System 4)	0.6 (System 5)	0.8 (System 6)	1.0 (System 7)	1.2 (System 8)
$\text{NH}_4\text{Cl}$	11.5	23	34.5	46.0	69.0	92.0	115	138
$\text{NaHCO}_3$	29.1	58.8	87.4	117	175	233	291	350
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.30	0.60	0.90	1.20	1.80	2.40	3.00	3.60
$\text{Na}_2\text{HPO}_4$	1.32	2.64	3.96	5.28	7.92	10.6	13.2	15.8
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	1.27	2.54	3.81	5.08	7.62	10.2	12.7	15.2
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.04	0.08	0.12	0.16	0.24	0.32	0.40	0.48

TAN, Total ammonia nitrogen; TLR, TAN loading rate. Values are given in  $\text{g} \cdot \text{day}^{-1}$  for each system (System 1 to 8).

을 분석하였다. 전체 실험기간 동안 총 384개의 시료가 채취되었으며(8 시스템×4 시간대×2 지점×2 항목×3일), 각 시료는 동일 시료를 대상으로 3회 반복 분석하였다. 따라서 총 1,152회의 분석값이 확보되었으며, 각 시료에 대한 3회 반복 측정값의 평균을 대표값으로 사용하였다. 이후 각 조건별 평균과 표준편차를 산출하고, 이를 바탕으로 통계 분석을 수행하였다.

DO는 HQ2200 (Hach Co., Loveland, CO, USA)로 측정하였다. pH는 HI 98108 (Hanna Instruments Inc., Seoul, Korea)로 측정하였다. TAN 분석은 salicylate method (Hach method 8155)를 적용하여 분광광도계(DR 900; Hach Co.)로 수행하였으며, NO<sub>2</sub>-N 분석은 diazotization (Hach method 8507)을 이용하여 동일한 분광광도계를 사용하여 측정하였다.

통계 및 데이터 분석

SPSS 25.0 통계프로그램을 이용해 실험 데이터 통계 처리를 수행하였다. 평균 간 유의성 검정을 위해 one way ANOVA를 실시하였으며, 등분산성은 Levene 검정을 통해 평가하였다. 등분산성이 확보된 경우엔 Duncan's multiple range test를, 등분산이 확보되지 않은 경우에는 Games-Howell's multiple range test로 사후 분석에 적용하였다.

또한, 각 TLR 조건에서 유입 TAN 농도에 따른 ATR (areal TAN removal rate)을 반복 측정한 뒤 조건별 평균값을 산출하여 Michaelis-Menten 모델로 R<sub>max</sub>와 K<sub>s</sub>를 추정하였다.

$$R = \frac{R_{max} [S]}{K_s + [S]}$$

- R, TAN 제거 속도 (g TAN·m<sup>2</sup>·day<sup>-1</sup>)
- S, 유입 TAN 농도 (mg·L<sup>-1</sup>)
- R<sub>max</sub>, 최대 제거 속도 (g TAN·m<sup>2</sup>·day<sup>-1</sup>)
- K<sub>s</sub>, 최대 제거속도 절반의 유입 TAN 농도, 반포화상수 (mg·L<sup>-1</sup>)

저농도 TAN 구간(0-6 mg·L<sup>-1</sup>)에서는 선형 회귀식을 적용하였으며, 모델은 다음과 같이 표현하였다.

$$y = ax + b$$

- y, TAN 제거 속도 (g TAN·m<sup>2</sup>·day<sup>-1</sup>)
- x, TAN influent (mg·L<sup>-1</sup>)

저농도 구간에서는 Michaelis-Menten 모델이 직선에 가깝게 나타나, 본 식을 이용해 해당 범위의 관계를 간단히 제시하였다.

결 과

TAN 부하율에 따른 TAN 제거속도 모델

Fig. 2는 해수조건 MBBR의 유입 TAN 농도와 TAN 제거속

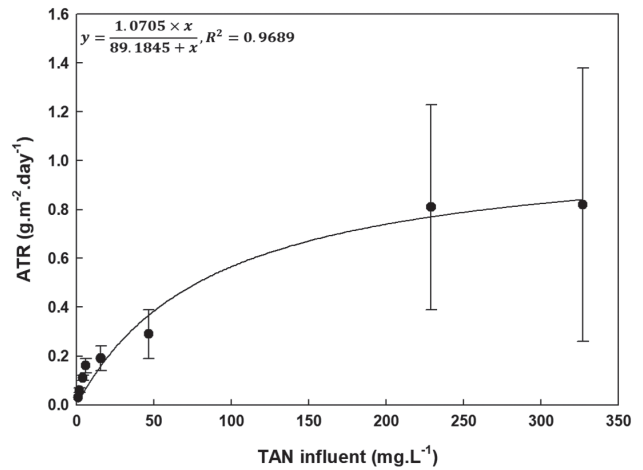


Fig. 2. The relationship between TAN influent concentration and ATR in MBBR under seawater conditions. TAN, Total ammonia nitrogen; ATR, Areal TAN removal rate; MBBR, Moving bed bio-film reactor. The solid line represents the fitted Michaelis-Menten model. Symbols indicate mean values and error bars represent standard deviations.

도(ATR) 간의 관계를 나타낸다. 유입 TAN 농도 증가에 따라 ATR이 증가하였으며, 고농도 구간에서는 포화 경향을 보였다. 해당 관계는 Michaelis-Menten 모델 기반의 비선형 회귀식에 적합되었다.

$$ATR = \frac{1.0705 \times TAN_{inlet}}{89.1845 + TAN_{inlet}}$$

회귀분석 결과, R<sup>2</sup>는 0.9689였으며, R<sub>max</sub>는 1.0705 g TAN·m<sup>2</sup> media surface area·day<sup>-1</sup>, K<sub>s</sub>는 89.1845 mg·L<sup>-1</sup>로 도출되었다. 저농도 TAN 구간(0-6 mg·L<sup>-1</sup>)에서는 자료가 거의 선형적으로 분포하였다. 이에 따라 해당 구간에서는 선형 회귀식을 별도로 적용하였으며, 회귀식은 다음과 같다:

$$y = 0.0113 + 0.0257x$$

해당 수식은 저농도 TAN (0-6 mg·L<sup>-1</sup>)에서 TAN 제거속도 간의 관계를 보여주며, 높은 결정계수(R<sup>2</sup>=0.9969)를 나타냈다 (Fig. 3).

TAN 부하율에 따른 TAN 농도 및 제거속도

Table 3은 TLR에 따른 유입수 및 배출수의 TAN 농도, ATR, VTR의 변화를 나타낸다. 유입수 TAN 농도는 TLR 증가에 따라 전반적으로 상승하였으며, 전체 처리구 간 차이는 유의하였다(P<0.001). TLR 0.1-0.6 구간에서는 0.86±0.06에서 15.6±3.8 mg·L<sup>-1</sup>로 나타났으며, 처리구 간 유의한 차이는 없었으나, TLR 0.8, 1.0, 1.2에서는 각각 46.4±15.0, 229±60 및 327±64 mg·L<sup>-1</sup>로 나타나 앞선 구간보다 유의하게 증가

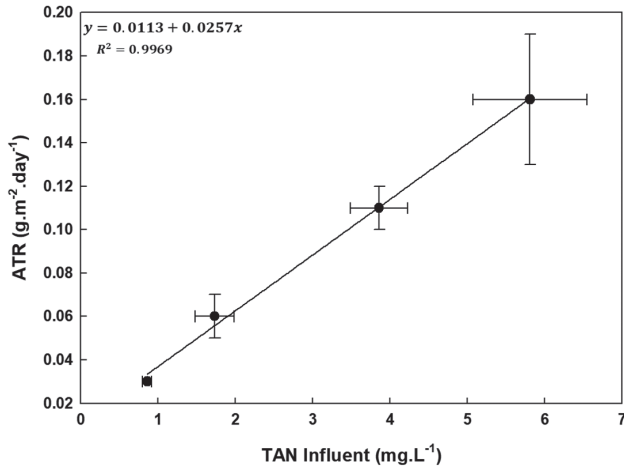


Fig. 3. The linear relationship between TAN influent concentration and ATR in the low-concentration range. TAN, Total ammonia nitrogen; ATR, Areal TAN removal rate. Symbols indicate mean values; horizontal and vertical error bars represent standard deviations of TAN influent and ATR, respectively. The solid line denotes the fitted linear regression.

하였다. 배출수 TAN 농도도 유사한 경향을 보여 전체 처리구 간 차이는 유의하였다( $P < 0.001$ ). TLR 0.1-0.6 구간에서는  $0.23 \pm 0.01$ 에서  $10.8 \pm 3.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타나 처리구 간 유의한 차이가 없었으며, TLR 0.8, 1.0 및 1.2에서는 각각  $39.2 \pm 15.6$ ,  $209 \pm 55$  및  $306 \pm 62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 유의하게 증가하였다.

ATR 역시 전체 처리구 간 차이는 유의하였으며( $P < 0.001$ ), TLR 0.1-0.8 구간에서  $0.03 \pm 0.00$ 에서  $0.29 \pm 0.10 \text{ g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 나타나 처리구 간 유의한 차이가 없었으나, TLR 1.0과 1.2에서는 각각  $0.81 \pm 0.42$  및  $0.82 \pm 0.56 \text{ g TAN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 나타나 앞선 구간보다 유의하게 높았다. VTR 역시 ATR과 같은 경향을 보여 전체 처리구 간 차이는 유의하였고( $P < 0.001$ ), TLR 0.1-0.8 구간에서는 유의한 차이가 없었으나, TLR 1.0과

1.2에서 유의하게 높은 값을 나타냈다. 한편 단일통과 제거효율 (single pass removal efficiency)은 TLR 증가에 따라 73%에서 6%까지 감소하는 경향을 보였다.

#### TAN 부하율에 따른 $\text{NO}_2\text{-N}$ 농도 및 제거속도

Table 4는 TLR에 따른 유입수 및 배출수의  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도와 ANR, VNR의 변화를 나타낸다. 유입수  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도는 TLR 증가에 따라 전반적으로 상승하였으며, 전체 처리구 간 차이는 유의하였다( $P < 0.001$ ). TLR 0.1-0.4 구간에서는  $0.24 \pm 0.03$ 에서  $5.15 \pm 1.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타나 처리구 간 유의한 차이가 없었으나, TLR 0.6에서는  $621 \pm 114 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 급격히 증가하여 앞선 구간보다 유의하게 높았다. 이후 TLR 0.8, 1.0, 1.2에서는 각각  $821 \pm 158$ ,  $826 \pm 132$ ,  $804 \pm 158 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 TLR 0.6보다 더 높았으나, 이들 처리구 간에는 유의한 차이가 없었다. 배출수  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도도 유사한 경향을 보여, 전체 처리구 간 차이는 유의하였다( $P < 0.001$ ). TLR 0.1-0.4 구간에서는  $0.09 \pm 0.02$ 에서  $4.80 \pm 1.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 유의한 차이가 없었으나, TLR 0.6에서는  $623 \pm 127 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 급격히 증가하여 앞선 구간보다 유의하게 높았고, TLR 0.8, 1.0, 1.2에서는  $797 \pm 158$ 에서  $826 \pm 172 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타나 TLR 0.6보다 높았으나 처리구 간 유의한 차이는 없었다.

한편 ANR은 TLR 증가에 따라 변동을 보였으나, 처리구 간 통계적으로 유의한 차이는 나타나지 않았다( $P = 0.207$ ). ANR은 TLR 0.1-0.4 구간에서는  $0.007 \pm 0.005$ 에서  $0.014 \pm 0.019 \text{ g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 증가하는 경향을 보였고, TLR 0.6과 0.8에서는 각각  $-0.07 \pm 0.77$ ,  $-0.20 \pm 1.01 \text{ g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 음의 값을 나타냈다. 이후 TLR 1.0과 1.2에서는 각각  $0.43 \pm 0.92$ ,  $0.31 \pm 0.44 \text{ g NO}_2\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 다시 양의 값을 보였다. VNR 역시 ANR과 유사한 양상을 보였으며, 처리구 간 유의한 차이는 없었다( $P = 0.207$ ). 단일통과 제거효율은 TLR 증가에 따라 전반적으로 감소하는 경향을 보였다.

Table 3. Effect of TLR on influent and effluent TAN concentrations, ATR, VTR and single pass removal efficiency in the MBBR

TLR ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ )	TAN influent ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TAN effluent ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	ATR ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ )	VTR ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$ )	Removal efficiency (%)
0.1	$0.86 \pm 0.06^a$	$0.23 \pm 0.01^a$	$0.03 \pm 0.00^a$	$30.4 \pm 2.8^a$	73
0.2	$1.73 \pm 0.25^a$	$0.34 \pm 0.10^a$	$0.06 \pm 0.01^a$	$66.6 \pm 11.9^a$	80
0.3	$3.86 \pm 0.37^a$	$1.10 \pm 0.26^a$	$0.11 \pm 0.01^a$	$133 \pm 17^a$	72
0.4	$5.81 \pm 0.74^a$	$1.92 \pm 1.11^a$	$0.16 \pm 0.03^a$	$187 \pm 31^a$	67
0.6	$15.6 \pm 3.8^a$	$10.8 \pm 3.9^a$	$0.19 \pm 0.05^a$	$227 \pm 61^a$	30
0.8	$46.4 \pm 15.0^b$	$39.2 \pm 15.6^b$	$0.29 \pm 0.10^a$	$345 \pm 121^a$	15
1.0	$229 \pm 60^c$	$209 \pm 55^c$	$0.81 \pm 0.42^b$	$967 \pm 508^b$	9
1.2	$327 \pm 64^d$	$306 \pm 62^d$	$0.82 \pm 0.56^b$	$978 \pm 676^b$	6
P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	

TLR, TAN loading rate; TAN, Total ammonia nitrogen; ATR, Areal TAN removal rate; VTR, Volumetric TAN removal rate; MBBR, Moving bed biofilm reactor.

## 고찰

본 연구는 해수 RAS MBBR에서 TLR 증가에 따른 질산화 반응의 특성을 규명하고자 수행되었다. TAN 제거속도는 기질 농도 증가에 따라 증가하다가 일정 농도 이상에서 포화되는 Michaelis-Menten 모델과 유사한 양상을 나타내며, 이 관계를 기반으로 최대 제거속도( $R_{max}$ )와 반포화상수( $K_s$ )를 추정해 성능 예측과 설계에 활용하는 접근이 보고되어 왔다(Zhu and Chen, 1999; Ling and Chen, 2005).

본 연구에서도 해수 조건의 TAN 농도와 제거속도를 정량화하기 위해 해당 모델을 적용한 결과,  $K_s$ 는  $89.1845 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $R_{max}$ 는  $1.0705 \text{ g TAN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ 로 도출되었고,  $R^2=0.9689$ 로 높게 나타났다.  $K_s$ 는 MBBR 시스템에서의 질산화 반응이 약  $89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 의 TAN 농도에서 최대 반응속도의 절반 수준에 도달함을 의미하며 비교적 높은 TAN 농도가 필요했음을 시사한다. 실제로 담수 조건에서 보고된  $K_s$  ( $2.0\text{--}9.5 \text{ mg TAN}\cdot\text{L}^{-1}$ ) 및  $R_{max}$  ( $1,670\text{--}5,000 \text{ mg TAN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ )와 비교하면(Zhu and Chen, 1999; Ling and Chen, 2005), 본 연구의  $R_{max}$ 는 낮고  $K_s$ 는 높은 경향을 보였다. 이러한 차이는 해수 조건에서 질산화 성능이 담수와 다르게 나타날 수 있음을 시사하며, 실제로 해수 RAS에서는 담수 시스템에 비해 최대 질산화 능력이 더 낮게 보고된 바 있다(Nijhof and Bovendeur, 1990). 또한 염분 증가는 질산화 활성 저하와 아질산 축적을 유발할 수 있으며, 이 과정에서 삼투스트레스가 관여할 가능성이 제시된 바 있다(Navada and Vadstein, 2022). 아울러 염분 변화가  $R_{max}$ 와  $K_s$  모두에 영향을 줄 수 있음이 보고되었다(Dinçer and Kargi, 2001). 따라서 본 연구에서 관찰된 상대적으로 높은  $K_s$ 와 낮은  $R_{max}$ 는 해수 환경의 영향과 관련된 결과로 해석될 수 있다.

한편, 전체 TAN 유입 농도 범위에 대해 Michaelis-Menten 모델을 적용하여 포화형 반응을 설명하고자 하였으나, 저농도 구간( $0\text{--}6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )에서는 자료의 분포가 거의 선형에 가까웠으며, 약  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 증가폭이 보다 완만해지는 경향이 관찰되었

다. 이는 기질 농도가 충분히 낮은 구간에서는 Michaelis-Menten 형태의 반응식이 1차 반응으로 근사되어 선형 관계가 나타날 수 있다는 기존 보고와도 일치한다(Ling and Chen, 2005; Chen et al., 2006) 따라서 선형적 경향성을 보이는 약  $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 범위 내에서 관계를 보다 명확히 제시하기 위해 선형 회귀를 보조적으로 적용하였고, 그 결과  $y=0.0113+0.0257x$ 로 나타나 높은 설명력( $R^2=0.9969$ )을 확인하였다. 이와 같은 구간별 모델 적용은 향후 다양한 부하 조건 하에서의 반응 예측 정확성을 높이는 데 기여할 수 있을 것으로 판단된다. 이하에서는 모델 적합 결과를 바탕으로 TLR 증가에 따른 TAN 및  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도 변화와 제거 특성을 정리하였다.

우선 TAN의 축적 및 제거 경향성을 보면, TLR이 증가함에 따라 TAN 농도는 상승하였으며 이에 비례하여 ATR 또한 함께 증가하였다. TLR 0.6부터 유입 및 배출 TAN 농도는  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  이상으로 증가하였으며, 이는 어류에게 장기 노출 시 성장 및 생리 지표의 저하가 보고된 TAN 범위를 크게 넘어서는 수준이다(Dosdat et al., 2003; Lemarie et al., 2004; Zhang et al., 2022; Han et al., 2025). 반면 TLR 0.4에서는 배출수 TAN이  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  이하로 유지되어, 본 연구에서는 TLR 0.4를 실질적인 운전 상한에 가까운 수준으로 해석하였다. 한편 TLR 1.0 이상부터는 TAN 농도는 올라가지만, ATR은 더 이상 뚜렷하게 증가하지 않아 제거속도가 포화되는 경향을 보였다. 이러한 현상은 고농도 조건에서 생물막 내부로의 기질 확산 및 산소 전달 제한이 커짐에 따라 반응 속도의 증가가 둔화된 결과로 해석될 수 있다(Torresi et al., 2016; Ikem et al., 2023).

$\text{NO}_2\text{-N}$ 의 축적 및 제거 경향을 보면, TLR이 증가함에 따라  $\text{NO}_2\text{-N}$  제거효율은 전반적으로 감소하였으며, 특히  $\text{NO}_2\text{-N}$  농도는 TLR 0.4에서 0.6으로 증가함에 따라 약  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서  $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  이상으로 급격하게 증가하였다. Anthonisen et al. (1976)와 Zhang et al. (2018)은 NOB가 AOB보다 자유암모니아(free ammonia, FA)에 더 민감하여 NOB의 억제가  $0.1\text{--}1.0 \text{ mg NH}_3\text{-N}\cdot\text{L}^{-1}$  수준에서 억제가 시작되는 반면, AOB는  $10\text{--}$

Table 4. Effect of TLR on influent and effluent  $\text{NO}_2\text{-N}$  concentrations, ANR, VNR and single pass removal efficiency in the MBBR

TLR ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ )	$\text{NO}_2\text{-N}$ influent ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\text{NO}_2\text{-N}$ effluent ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	ANR ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ )	VNR ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$ )	Removal efficiency (%)
0.1	$0.24\pm 0.03^a$	$0.09\pm 0.02^a$	$0.007\pm 0.005$	$7.08\pm 1.36$	63
0.2	$0.45\pm 0.12^a$	$0.31\pm 0.11^a$	$0.006\pm 0.005$	$6.62\pm 6.37$	31
0.3	$1.44\pm 0.26^a$	$1.17\pm 0.38^a$	$0.01\pm 0.01$	$12.9\pm 11.8$	19
0.4	$5.15\pm 1.45^a$	$4.80\pm 1.72^a$	$0.014\pm 0.019$	$16.8\pm 22.4$	7
0.6	$621\pm 114^b$	$623\pm 127^b$	$-0.07\pm 0.77$	$-87.7\pm 925$	-0.03
0.8	$821\pm 158^c$	$826\pm 172^c$	$-0.20\pm 1.01$	$-233.8\pm 1216$	-0.01
1.0	$826\pm 132^c$	$815\pm 127^c$	$0.43\pm 0.92$	$519.7\pm 1101$	0.01
1.2	$804\pm 158^c$	$797\pm 158^c$	$0.31\pm 0.44$	$372.0\pm 524$	0.01
P	<0.001	<0.001	=0.207	=0.207	-

TLR, TAN loading rate; ANR, Areal  $\text{NO}_2\text{-N}$  removal rate; TAN removal rate; VNR, Volumetric  $\text{NO}_2\text{-N}$  removal rate; MBBR, Moving bed biofilm reactor.

150 mg NH<sub>3</sub>-N·L<sup>-1</sup> 범위에서 억제된다고 보고하였다. 본 연구의 해수 조건은 pH 7.5±0.5, 수온 22.5±0.5°C, 염도 33±2 psu로 유지되었으며, 이에 따라 pH 7.5, 수온 22.5°C, 염도 33 psu를 대표값으로 salinity-corrected pKa를 통해 FA를 추정하였다(Bower and Bidwell, 1978; Bell et al., 2007). 이를 Table 3의 평균 유입 TAN 농도에 적용하면, TLR 0.6과 0.8에서 각각 약 0.19 및 0.56 mg NH<sub>3</sub>-N·L<sup>-1</sup>로 추정되어, 이는 문헌에서 제시된 NOB 저해 범위에 해당하였다. 반면 TLR 0.4에서는 약 0.07 mg NH<sub>3</sub>-N·L<sup>-1</sup>로 해당 범위보다 다소 낮았다. 따라서 본 연구에서 관찰된 NO<sub>2</sub>-N의 급격한 축적에는 FA 상승에 따른 NOB의 상대적 억제가 부분적으로 관여했을 가능성이 있다. 종합하면 NO<sub>2</sub>-N의 축적 및 제거경향을 고려할 때 본 실험 조건에서는 TLR 0.4 이하가 상대적으로 안정적인 운전 범위로 제시될 수 있다. 또한, 해수 MBBR 설계 시에는 ATR-TAN 관계식과 함께 TAN 및 NO<sub>2</sub>-N의 축적 경향을 함께 고려한 설계 기준을 고려할 필요가 있다.

최종적으로, 본 실험 결과를 종합하면 해수 RAS 내 MBBR의 ATR은 유입 TAN 농도 증가에 따라 포화되는 경향을 보였으며, 전체 구간은 Michaelis-Menten 모델로 설명될 수 있었다. 또한 저농도 구간에서는 ATR이 유입 TAN에 거의 선형적 경향을 보여, 해당 범위에서는 선형모델이 더 적합한 형태를 보였다. 이러한 결과를 바탕으로 MBBR의 안정적인 운전을 위한 최적 권장 TAN 부하율은 약 0.4 g TAN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup> 범위 내에서 저농도 구간의 선형모델을 참고하여 설정하는 것이 타당한 것으로 판단된다. 이 범위는 TAN의 안정적인 제거 효율이 비교적 안정적으로 유지되는 동시에 TAN, NO<sub>2</sub>-N 축적 위험이 낮은 안전 운전 영역으로 볼 수 있다. 만약 이 범위를 초과할 경우 TAN, NO<sub>2</sub>-N 축적 및 기질 저해 등으로 인해 전체 질산화 반응이 불안정해질 수 있다. 그러므로 본 권장 부하율과 수식은 고부하에서 나타나는 포화와 저해 반응을 피하면서 여과조 규모 및 여과매질 면적 산정 등을 가능하게 하는 실무적 설계 기준값으로 해석될 수 있다.

다만 본 연구는 TLR 변화에 따른 해수 MBBR의 질산화 성능을 정량적으로 비교하기 위하여, 다른 운전 인자의 영향을 배제하기 위해 통제된 조건에서 수행되었다. 이는, 실제 RAS에서 작용하는 다양한 환경 및 운전 요인을 충분히 반영하지 못하는 한계를 가진다. 또한, 본 실험은 합성 영양염을 이용한 모의 시스템에서 수행되었으므로, 실제 양식장에서 나타나는 사료 유기물, 고형물 축적, 수질 변동성 및 미생물 변화 등의 복합적 영향을 포함하지 못하였다. 따라서 본 연구에서 제시한 TLR 상한값은 해수 MBBR의 처리 성능 평가를 위한 참고 기준으로 해석되어야 한다. 향후에는 실제 어류를 이용한 시스템을 대상으로 후속 연구를 수행하여, 실제 양식 조건에서 적정 TLR 범위를 재설정하고 본 연구에서 제시한 기준의 적용 범위와 현장 적합성을 검증할 필요가 있다.

## 사 사

이 논문은 2021년도 정부(과학기술정보통신부)의 재원으로 정보통신기획평가원의 지원을 받아 수행된 연구임(No. 2021-0-00225, 최적의 수산 양식 설계·운영을 위한 디지털 아쿠아트윈 핵심 플랫폼 기술 개발).

## References

- Anthonisen AC, Loehr RC, Prakasam TBS and Srinath EG. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J Water Pollut Control Fed* 48, 835-852.
- Bell TG, Johnson MT, Jickells TD and Liss PS. 2007. Ammonia/ammonium dissociation coefficient in seawater: A significant numerical correction. *Environ Chem* 4, 183-186. <https://doi.org/10.1071/EN07032>.
- Bower CE and Bidwell JP. 1978. Ionization of ammonia in seawater: Effects of temperature, pH, and salinity. *J Fish Res Board Can* 35, 1012-1016. <https://doi.org/10.1139/f78-165>.
- Chen S, Ling J and Blancheton JP. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacult Eng* 34, 179-197. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.004>.
- Dinçer AR and Kargi F. 2001. Salt inhibition kinetics in nitrification of synthetic saline wastewater. *Enzyme Microb Technol* 28, 661-665. [https://doi.org/10.1016/S0141-0229\(01\)00312-X](https://doi.org/10.1016/S0141-0229(01)00312-X).
- Dosdat A, Person-Le Ruyet J, Covès D, Dutto G, Gasset E, Le Roux A and Lemarié G. 2003. Effect of chronic exposure to ammonia on growth, food utilisation and metabolism of the European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquat Living Resour* 16, 509-520. <https://doi.org/10.1016/j.aquativ.2003.08.001>.
- Randall DJ and Tsui TKN. 2002. Ammonia toxicity in fish. *Mar Pollut Bull* 45, 17-23. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00227-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00227-8).
- Gao Y, Wang X, Li J, Lee CT, Ong PY, Zhang Z and Li C. 2020. Effect of aquaculture salinity on nitrification and microbial community in moving bed bioreactors with immobilized microbial granules. *Bioresour Technol* 297, 122427. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122427>.
- Gutierrez-Wing MT and Malone RF. 2006. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacult Eng* 34, 163-171. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.003>.
- Gonçalves AF, Neves JV, Coimbra J, Rodrigues P, Vijayan MM and Wilson JM. 2017. Cortisol plays a role in the high environmental ammonia associated suppression of the immune response in zebrafish. *Gen Comp Endocrinol* 249, 32-39. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2017.02.016>.
- Han Y, Li X, Li X, Wang S, Zhang M and Li M. 2025. Effects of acute and chronic ammonia exposure on survival, growth and intestinal microbiota composition of hybrid

- carp. *Aquac Rep* 42, 102834. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2025.102834>.
- Harwanto D, Oh SY, Park HS and Jo JY. 2011. Performance of three different biofilter media in laboratory-scale recirculating systems for red seabream *Pagrus major* culture. *Fish Aqua Sci* 14, 371-378. <https://doi.org/10.5657/FAS.2011.0371>.
- Ikem J, Chen HY and Delatolla R. 2023. Design strategy and mechanism of nitrite oxidation suppression of elevated loading rate partial nitrification system. *Front Microbiol* 14, 1142570. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1142570>.
- Kim SH, Kim JH, Park MA, Hwang SD and Kang JC. 2015. The toxic effects of ammonia exposure on antioxidant and immune responses in Rockfish, *Sebastes schlegelii* during thermal stress. *Environ Toxicol Pharmacol* 40, 954-959. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.10.006>.
- Kroupova H, Machova J and Svobodova Z. 2005. Nitrite influence on fish: A review. *Vet Med* 50, 461-471. <https://doi.org/10.17221/5650-VETMED>.
- Kuhn DD, Drahos DD, Marsh L and Flick Jr GJ. 2010. Evaluation of nitrifying bacteria product to improve nitrification efficacy in recirculating aquaculture systems. *Aquacult Eng* 43, 78-82. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.07.001>.
- Lemarie G, Dosdat A, Coves D, Dutto G, Gasset E and Person-Le Ruyet J. 2004. Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture* 229, 479-491. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00392-2](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00392-2).
- Ling J and Chen S. 2005. Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacult Eng* 33, 150-162. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.12.002>.
- Malone RF, Bergeron J and Cristina CM. 2006. Linear versus Monod representation of ammonia oxidation rates in oligotrophic recirculating aquaculture systems. *Aquacult Eng* 34, 214-223. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.005>.
- Navada S and Vadstein O. 2022. Salinity acclimation strategies in nitrifying bioreactors. *Front Mar Sci* 9, 867592. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.867592>.
- Navada S, Vadstein O, Tveten AK, Verstege GC, Terjesen BF, Mota VC, Venkataraman V, Gaumet F, Mikkelsen Ø and Kamstra A. 2019. Influence of rate of salinity increase on nitrifying biofilms. *J Clean Prod* 238, 117835. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117835>.
- Nijhof M and Bovendeur J. 1990. Fixed film nitrification characteristics in sea-water recirculation fish culture systems. *Aquaculture* 87, 133-143. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(90\)90270-W](https://doi.org/10.1016/0044-8486(90)90270-W).
- Ødegaard H. 2006. Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process. *Water Science Technol* 53, 17-33. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.284>.
- Pfeiffer TJ and Wills PS. 2011. Evaluation of three types of structured floating plastic media in moving bed biofilters for total ammonia nitrogen removal in a low salinity hatchery recirculating aquaculture system. *Aquacult Eng* 45, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.06.003>.
- Rusten B, Eikebrokk B, Ulgenes Y and Lygren E. 2006. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacult Eng* 34, 322-331. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>.
- Tadda MA, Li C, Gouda M, Abomohra AE, Shitu A, Ahsan A, Zhu S and Liu D. 2021. Enhancement of nitrite/ammonia removal from saline recirculating aquaculture wastewater system using MBBR. *J Environ Chem Eng* 9, 105943. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105947>.
- Torresi E, Fowler SJ, Polese F, Bester K, Andersen HR, Smets BF, Plósz BG and Christensson M. 2016. Biofilm thickness influences biodiversity in nitrifying MBBRs - Implications on micropollutant removal. *Environ Sci Technol* 50, 9279-9288. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02007>.
- Zhang F, Yang H, Wang J, Liu Z and Guan Q. 2018. Effect of free ammonia inhibition on NOB activity in high nitrifying performance of sludge. *RSC Adv* 8, 31987-31995. <https://doi.org/10.1039/C8RA06198J>.
- Zhang L, Nawata CM and Wood CM. 2013. Sensitivity of ventilation and brain metabolism to ammonia exposure in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *J Exp Biol* 216, 4025-4037. <https://doi.org/10.1242/jeb.087692>.
- Zhang M, Wang S, Sun Z, Jiang H, Qian Y, Wang R and Li M. 2022. The effects of acute and chronic ammonia exposure on growth, survival, and free amino acid abundance in juvenile Japanese sea perch *Lateolabrax japonicus*. *Aquaculture* 560, 738512. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738512>.
- Zhu S and Chen S. 1999. An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system. *Aquacult Eng* 20, 245-259. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00019-9](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00019-9).
- Zhu S and Chen S. 2002. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacult Eng* 26, 221-237. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(02\)00022-5](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(02)00022-5).