

해수 순환여과양식 시스템에서 사육수의 pH와 NaHCO_3 투입량에 미치는 탈기 장치의 영향

임도형 · 김유희* · 박성덕** · 김병기*** · 박정환†

국립부경대학교(학생) · *강원도립대학교(연구원) · **강원특별자치도 양식산업과(연구사) · ***강원도립대학교(교수) · †국립부경대학교(교수)

The Effect of a CO_2 Stripper on pH Change and NaHCO_3 in Seawater Recirculating Aquaculture System

Dohyung LIM · Youhee KIM* · Seongdeok PARK** · Pyong-kih KIM*** · Jeonghwan PARK†

Pukyong National University(student) · *Gangwon State University(researcher) · **Department of Aquaculture Industry, Gangwon State(researcher) · ***Gangwon State University(professor) · †Pukyong National University(professor)

Abstract

This study investigated the influence of a CO_2 stripper on pH regulation and buffering agent usage in a marine recirculating aquaculture system (RAS) rearing juvenile olive flounder (*Paralichthys olivaceus*). Two identical systems (control vs treatment) were operated for 68 days with the CO_2 stripper activated only in the treatment from day 38. The primary goal was to determine whether physical degassing could effectively stabilize pH and reduce sodium bicarbonate (NaHCO_3) additions required for pH correction. Water quality measurements indicated that the treatment system maintained greater pH stability than the control and showed lower dissolved carbon dioxide levels and approximately 20% less NaHCO_3 usage during the final 30 days. Fish performance evaluated via feed conversion ratio (FCR) and specific growth rate (SGR) improved slightly under CO_2 stripper operation suggesting benefits from a more stable rearing environment. Overall incorporating CO_2 stripper proved effective in mitigating pH fluctuations reducing buffering requirements and enhancing cost-efficiency highlighting its potential as a practical solution for advanced marine RAS management.

Key words : Recirculating aquaculture system (RAS), CO_2 Stripper, CO_2 mitigation, NaHCO_3 reduction, pH stabilization

I. 서론

순환여과양식 시스템(recirculating aquaculture system, RAS)은 제한된 물과 공간에서 집약적인 어류 생산을 가능하게 하지만, 안정적 운영을 위해서는

수질 인자의 관리가 필수적이다. 특히 해수로 운영되는 RAS에서 용존 이산화탄소(CO_2)의 수준은 어류 및 세균의 대사, 사료 공급량과 공급 방법, 어류 밀도, 시스템 설계, 수질 관리 체계 등 여러 요인에 의해 영향을 받아 CO_2 가 시스템 내에 축

† Corresponding author : 051-629-5911, parkj@pknu.ac.kr

* 이 논문은 국립부경대학교 자율창의학술연구비(2023년)에 의하여 연구되었음.

적되기 쉽다(Fivelstad et al., 2003; Skov, 2019; Jafari et al., 2024).

만약 탈기 장치(CO_2 stripper)를 통해 CO_2 를 제거하지 않으면 사육수 내 CO_2 농도가 크게 상승하여 어류의 성장과 생리적 기능, 행동 등에 부정적인 영향을 미칠 수 있다(Karimi et al., 2020). 고밀도 해수 RAS에서는 CO_2 농도가 적절히 통제되지 않을 경우 30~40 mg/L까지 상승할 수 있으며(Bergheim and Fivelstad, 2014), 유럽농어(*Dicentrarchus labrax*)는 수중 CO_2 농도가 약 7 mg/L만 되어도 만성적인 스트레스 반응을 보이며(Santos et al., 2013), 대서양연어(*Salmo salar*) 치어는 약 2.9~25 mg/L의 CO_2 농도 범위에서 성장률이 선형적으로 감소한다고 하였다(Khan et al., 2018; Mota et al., 2019). 무지개송어(*Oncorhynchus mykiss*)와 대서양연어에 대한 복지 표준에서도 수조 내 CO_2 농도를 각각 10 mg/L와 15 mg/L 미만으로 유지할 것을 권고하고 있다(RSPCA, 2018a, b). 이처럼 비교적 낮은 농도의 CO_2 에서도 어류에 영향이 나타나므로 RAS에서 CO_2 농도를 안정적으로 유지하는 것은 매우 중요하다(Khan et al., 2018; Karimi et al., 2020).

RAS에서 pH가 하강하는 주요 원인은 탄산염 완충계(bicarbonate buffer system)의 평형 변동과 질산화 과정에서 생성되는 수소이온(H^+)이다. 수중 CO_2 는 물(H_2O)과 반응하여 탄산(H_2CO_3)을 형성하고, 이는 다시 H^+ 와 중탄산이온(HCO_3^-)으로 해리되어 pH를 직접적으로 낮춘다(Colt et al., 2012). 동시에 HCO_3^- 가 소모되면서 알칼리도가 감소하므로 시간이 지날수록 pH 완충능이 약화되는 악순환이 발생한다. 여기에 암모니아성 질소가 질산화 과정을 거쳐 질산성 질소(NO_3^- -N)로 산화될 때도 H^+ 가 생성되어 알칼리도를 상당량 소모한다. 암모니아성 질소 1g이 NO_3^- -N로 전환될 때 알칼리도 약 7.05 g이 소모되고 CO_2 약 5.85 g이 추가로 생성된다(Ebeling et al., 2006).

탈기 공정은 위와 같은 pH 저하 메커니즘을

간접적으로 완화시킬 수 있는데, 탈기를 통해 수중에 용존된 CO_2 (H_2CO_3 또는 H^+ 와 HCO_3^- 형태)가 기체상 CO_2 로 제거되면, 탄산염 완충계는 pH 하강을 억제하고 알칼리도 소모를 감소시키는 방향으로 재조정된다(Colt et al., 2012).

현재 RAS 운영 현장에서는 CO_2 축적 완화를 위해 화학적 알칼리도 보충 방법을 주로 이용한다(Timmons and Ebeling, 2010; Summerfelt et al., 2000). pH 유지가 어려울 경우 중탄산나트륨(NaHCO_3)과 같은 염기성 화합물을 투입하여 중화시키는 방식으로 수질을 조정한다(Loyless and Malone, 1997; Summerfelt and Sharrer, 2004).

그러나 화학적 pH 조절 방식은 실제 CO_2 를 시스템 밖으로 제거하지 않고 단지 HCO_3^- 형태로 전환시키는 것으로(Montjournidès et al., 2025). 이 경우 장기적으로 알칼리도 누적 및 탄산염 침전(carbonate scaling) 같은 부작용을 유발할 가능성이 있다. 또한 완충제 투입에 지속적으로 의존하는 방식은 운영 비용을 높이고 시스템의 복잡성을 가중시키므로 환경친화적이며 에너지 효율적인 CO_2 제거 기술의 적용이 필수적이다(Hu et al., 2011).

물리적 탈기 기술 중 대표적인 장치로는 계단식 폭기 장치(cascade aerator)와 충전식 탈기탑(packed column)이 있다(Summerfelt et al., 2000). Cascade aerator는 여러 단의 트레이를 통해 물을 낙하시켜 작은 물방울 형태로 공기와 접촉시키는 방식이며, packed column은 원통형 칼럼 내부에 다공성 플라스틱 매질을 채워 물과 공기의 접촉 면적을 극대화하는 방식이다.

특히 packed column은 좁은 공간에서도 큰 기체-액체 접촉 면적을 확보할 수 있고, 수직 방향으로 설치되어 공간 활용성이 우수하다(Summerfelt et al., 2003). 하지만 해수 조건에서는 CO_2 의 용해도와 표면장력이 담수와 달라 탈기 효율이 저하될 수 있다(Moran, 2010). 따라서 해수 조건에 적합한 CO_2 탈기 기술 개발과 성능 검증이 필요하다.

Packed column에서는 pall ring과 같은 랜덤 매질(random column packing)과 함께 튜브형 매질(tubular packing media) 등 다양한 형태의 매질이 이용된다(Karimi et al., 2020). 특히 tubular packing media는 공극률(void fraction)이 높아 압력 손실을 줄이고 기체-액체 간의 접촉 면적을 극대화하여 더 높은 효율의 CO_2 제거가 가능하다. 기존 탈기 관련 연구는 대부분 공기 대 물 유량비(G/L), 수리학적 부하량, 충전재 형상 등 개별 공정 변수를 실험실 규모에서 변화시켜 질량전달계수(kLa)를 도출하는 방법 중심으로 수행되었다(Moran 2010; Barrut et al. 2012). 그러나 해수 기반 RAS에서 사료 공급 패턴과 어류 대사량을 반영한 탈기 장치의 효율에 관한 연구는 부족하다. 또한 탈기 장치의 CO_2 제거 효율이 시스템 내 수질의 pH 변화와 $NaHCO_3$ 투입량을 정량적으로 얼마나 감소시키는지에 대한 분석은 거의 이루어지지 않았다.

본 연구는 파일럿 규모 해수 RAS에서 tubular packing media를 채운 packed column을 운영하여 CO_2 제거가 사육수의 pH 안정성 및 $NaHCO_3$ 사용량에 미치는 영향을 평가하였다.

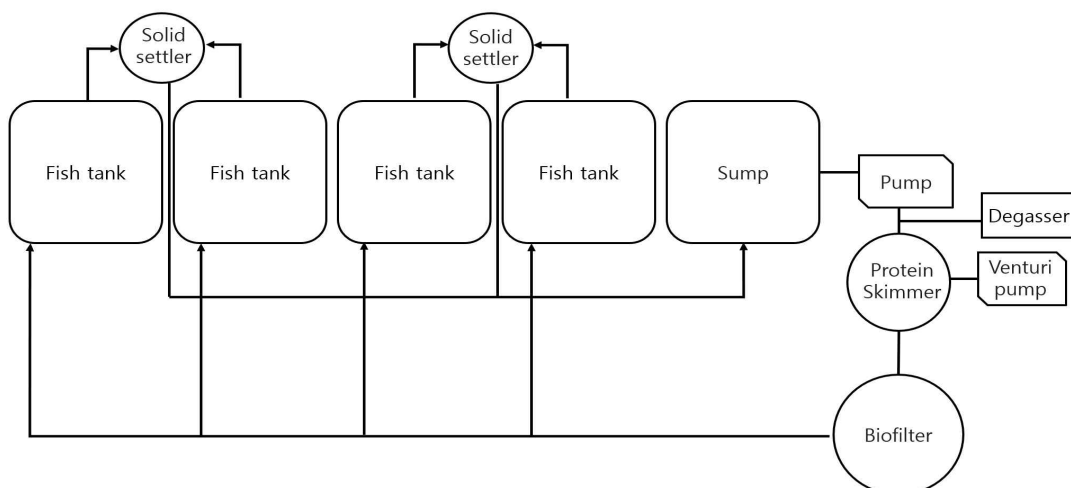
II. 연구 방법

1. 실험 시스템의 구성

가. 해수 RAS

동일한 규격으로 구성된 두 개의 RAS를 설치하여 실험을 진행하였다[Fig. 1]. 실험구 시스템은 탈기 장치를 설치하였고 대조구 시스템은 탈기 장치를 부착하지 않은 채 어류 사육을 통해 두 시스템에서의 pH 변동과 $NaHCO_3$ 투입량을 각각 비교하였다.

각 시스템은 1.0 m (길이) × 1.0 m (너비) × 1.0 m (깊이)의 사각형 사육수조 4개(유효 수용량 약 600 L), 동일한 규격의 저수조 1개, 직경 0.6 m, 높이 1.0 m의 원통형 침전조 2개, 직경 0.3 m, 높이 2.5 m의 포말분리기 1개, 직경 1.5 m, 높이 2.0 m의 생물학적 여과조 1개, 0.75 kW 순환펌프와 0.75 kW 벤츨리 공기 펌프 각 1대로 구성하였다. 각 시스템의 전체 수량은 약 4,500 L로 같았다. 사육수조와 침전조의 상등수는 포말분리기를 통과한 후 살수식 생물학적 여과조로 공급되었으며, 순환 유량은 150 L/min이었다. 생물학적 여과조에서 처리된 물은 중력 낙차를 이용하여 다시 사육수조로 재순환되었다.



[Fig. 1] Schematic diagram of experimental recirculating aquaculture systems.

나. 탈기 장치

탈기 장치는 내부 유동의 확인이 쉽도록 직경 0.3 m, 높이 1 m의 투명 아크릴 칼럼으로 제작하였다[Fig. 2]. 칼럼 하단에는 지름 75 mm의 배수구를 두어 탈기된 물이 자연스럽게 배출된 후 다시 저수조로 유입하도록 설계하였다. 또한 칼럼 하부 옆면에는 직경 50 mm의 공기 주입구를 마련하여, 160 L/min 용량의 벤츨리 공기 펌프로 공기를 공급하였다. 장치 내부 충전재로 사용한 tubular packing media (비표면적: 약 $300 \text{ m}^2/\text{m}^3$)는 다수의 플라스틱 튜브를 물의 흐름 방향과 평행하게 배열하였다. 칼럼 상단에서 튜브를 따라 물이 여러 갈래로 분산되어 하강하는 동안 측면에서 공기를 공급하였다. 공기는 상승하면서 각 튜브 사이에 비어있는 공간을 통과하며 물과 충분히 접촉하도록 하였다.



[Fig. 2] Photos of Small-scale degasser Equipment and Tubular packing media

2. 생물 사육 조건

본 실험에 사용된 어종은 넙치(*Paralichthys olivaceus*)로, 실험 시작 시 평균 전장 약 16 cm, 평균 체중 약 $44.0 \pm 0.5 \text{ g}$ 이었다. 초기 치어는 건강하고 외관상 이상이 없는 개체를 선정하였으며, 질병 검사 및 순치 과정을 거쳐 실험 환경에 적응시켰다. 대조구와 실험구에 동일한 밀도로 각 수조마다 90마리(초기 수용 밀도: 약 $4 \text{ kg}/\text{m}^2$, 3반복 수용)의 치어를 수용하였다. 사료 공급량은 매일 어체 체중의 1.5%로 설정하였으며, 매주 어

체의 체중 증가를 반영하여 조정하였다. 사용한 사료는 시판 넙치용 배합사료(조단백질 50%)로, 어류의 성장단계에 맞는 크기를 선택하였다. 사료는 하루 3회 정해진 시간(9:00, 13:00, 18:00)에 수동으로 공급하였다.

3. 시스템 및 탈기 장치의 운전 조건

실험은 각 RAS에 넙치 치어를 수용하여 68일간 진행하였다. 사육수 순환 유량은 각 시스템 모두 약 150 L/min으로 유지하였다. 이때 시스템 내 내부 순환율은 2회/시간(하루 약 48회)이었다. 사육 수온은 자동 수온 조절 장치로 평균 21.6°C , 염도는 35 PSU 수준으로 일정하게 유지하였다. 용존산소(dissolved oxygen, DO)는 순수 산소 공급 장치를 이용하여 수조 내 농도를 항상 6.0 mg/L 이상으로 유지하였다. 침전조 내 고형물은 하루 2회 제거하고, 손실된 수량만큼 보충하고 매일 전체 수량의 약 5~10%를 환수하였다. 탈기 장치 내 사육수의 수리학적 부하량은 $320 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 로 유지하였다. 탈기 장치를 통과하는 공기 유량은 공기 대 사육수 유량비가 10(공기):1(사육수)이 되도록 조절하였다.

먼저, 입식 후 초기 37일간 두 시스템 모두 탈기 장치를 운전하지 않은 상태에서 동일한 조건으로 넙치를 사육하였다. 해당 기간 두 처리구의 환경 조건을 동일하게 유지하여, 탈기 장치 유무 이외의 다른 변수의 영향을 최소화하였다. 38일째 되는 날부터 실험구 시스템의 탈기 장치를 운전하였다. 이후 31일간 실험구는 탈기 장치가 운전된 조건, 대조구는 탈기 장치가 없는 조건으로 운전하였다. 사료 공급량은 두 시스템에서 동일하게 적용하였다.

4. 분석 항목 및 측정 방법

실험 진행 중 수질 및 생물 성장 관련 지표들을 정기적으로 측정하고 기록하였다. 특히 pH 변화를 모니터링하기 위해 각 수조에 휴대용 pH

meter (YSI 556MPS, Yellow Spring Instruments Inc., Ohio, USA)를 이용한 측정을 매일 2회 실시하였다. 사육조 내 pH 측정 결과 각 시스템의 pH가 관리 기준 7.5보다 낮아지는 경우 즉시 NaHCO_3 을 투여하여 pH를 교정하였다.

생물 성장 및 사료 효율 지표는 실험 종료 시 각 수조의 모든 넙치를 수확하여 생존 개체 수를 확인하고, 그룹별 총 중량을 측정하였다. 측정 자료를 이용하여 사료 계수(feed conversion ratio, FCR)와 일간 성장률(specific growth rate, SGR)을 아래의 식(1)과 (2)를 이용하여 계산하였다.

$$FCR = \frac{F}{WG} = \frac{F}{W_f - W_i} \dots\dots\dots (1)$$

F : 총 사료 공급량

WG : 증중량

W_f : 최종 어체중

W_i : 최초 어체중

$$SGR = \frac{\ln W_f - \ln W_i}{\Delta t} \times 100 \dots\dots\dots (2)$$

Δt : 사육기간

5. 통계 분석

모든 측정 데이터는 처리구별로 정리하여 평균 값 $\pm$ 표준편차(mean $\pm$ SD)로 표시하였으며, 두 처리 조건 간의 차이는 기술통계 분석을 통해 평가하였다.

넙치 성장에 대한 탈기 장치의 영향은 일원 분산 분석(one-way ANOVA) 검정을 사용하여 평가하였고, 평균 간의 유의차($P < 0.05$)는 Duncan's multiple range test를 사용하여 검정하였다. 각 수조 내 pH 수준 비교를 위하여 매일 2회 측정한 시계열 데이터를 이용하여 t-검정을 실시하였다. 대조구와 실험구 간 초기 37일과 후기 31일 동안의 차이는 독립표본 t-검정을 이용하여 각각 비교하였다. 대조구와 실험구에서 탈기 장치 가동 전

후간의 비교는 대응표본 t-검정으로 실시하였다. 탈기 장치 운전 후 시스템 내 총 암모니아 성 질소(Total Ammonia Nitrogen, TAN), 아질산성 질소(Nitrite Nitrogen, $\text{NO}_2\text{-N}$), 인산염(PO_4^{3-}) 농도 변화는 시계열 데이터를 이용하여 반복 측정 분산 분석(repeat measure ANOVA)으로 유의성을 평가하였고, 평균 간의 유의차($P < 0.05$)는 Duncan's multiple range test를 사용하여 검정하였다.

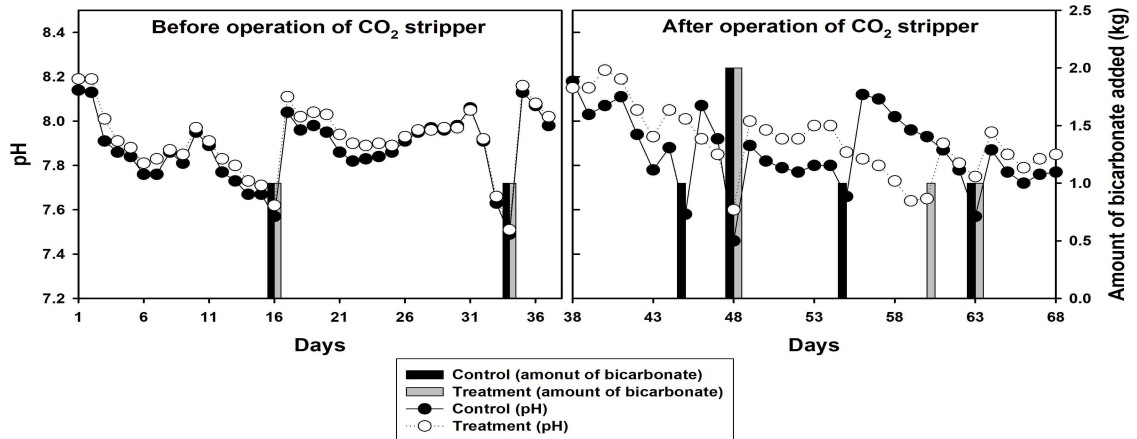
III. 연구 결과

1. 탈기 장치 미운전 기간(1~37일)

37일간의 초기 실험 기간에 두 시스템은 모두 탈기 장치를 사용하지 않은 동일 조건으로 운영하였으며, 수질과 pH 조건은 유사한 경향을 보였다. 최초 시작 시 두 시스템의 pH는 8.1 수준으로 동일하였다. 사료 공급 후 시간이 지남에 따라 pH는 점진적으로 감소하여 16일차에 두 시스템 모두 pH 7.5 수준까지 내려갔다. pH가 7.5 이하로 떨어질 때 각 시스템에 NaHCO_3 을 1 kg을 첨가하여 pH를 보정하였고 pH는 다시 8.1로 상승하였다. 이후에도 pH 감소 추이가 지속되어 35일차에 pH가 다시 7.5 수준까지 하락하여 두 시스템 모두 동일한 시점에 NaHCO_3 을 첨가하였다. 37일 기간 동안 NaHCO_3 은 대조구와 실험구 각각 2회 첨가되었고 총 첨가량은 두 처리구 모두 2 kg으로 동일하였다([Fig. 3]).

2. 탈기 장치 운전 기간(38~68일)

본 실험에서는 38일 차부터 실험구에만 탈기 장치를 가동하였고 대조구는 탈기 장치를 운전하지 않았다. 38일 차부터 어체 중량 증가로 인해 사료 공급량이 점진적으로 증가하였다. 사료 공급량 증가에 따라 두 시스템 모두 CO_2 가 축적되면서 pH가 감소하는 경향이 가속화되었다. 대조구와 실험구 사이의 pH 저하 속도에 뚜렷한 차



[Fig. 3] Changes in pH and sodium bicarbonate addition in control and treatment depending on CO_2 stripper operation status

이가 관찰되었다.

대조구의 경우 초기부터 pH가 급격히 하강하기 시작하여 45일차에 7.4 수준까지 하락해 NaHCO_3 1 kg을 첨가한 후 약 8.0 수준까지 회복하였다. 그러나, 3일만인 48일차에 pH 7.3을 기록하여 NaHCO_3 2 kg을 첨가하였다. 이후 pH 7.9에서 다시 감소하였고, 55일차에 pH 7.5를 기록하여 NaHCO_3 을 1 kg을 첨가하였다. 이후 pH는 8.2를 기록하였고, 63일차에 다시 7.5로 감소하여 NaHCO_3 를 1 kg 첨가하였다. 31일간의 실험기간 동안 평균 pH는 7.9이었다.

실험구의 경우 대조구에서 45일차 pH가 7.4로 떨어지는 것과는 대조적으로 pH 8.0을 유지하였다. 그러나 48일차에 pH 7.5까지 감소하였으며, 대조구와 같이 NaHCO_3 2 kg을 첨가하여 pH가 다시 8.0으로 회복하였다. 이후 서서히 하락하여 61일차, 63일차에 각각 1 kg의 NaHCO_3 을 공급하였다. 실험기간 동안 평균 pH는 7.91이었다.

각 시스템에서 pH가 7.5 이하로 감소할 때 NaHCO_3 를 첨가하여 적정 pH를 유지할 수 있었다. 이에 따라 두 시스템 간의 pH는 탈기 장치 운전 전후에 유의한 차이가 나지 않게 조절되었다($P>0.05$). 이때 두 시스템에 투입한 총 사료 공급량은 20.2 kg로 동일하였다. 그러나 동일한 사

료 공급량에서 유사한 pH를 유지하기 위해 실험구 시스템에 공급한 총 NaHCO_3 투입량은 4 kg으로 5 kg을 투입한 대조구 시스템보다 1 kg 적었다. 이는 사료 공급량 대비 NaHCO_3 공급 비율이 각각 19.8%와 24.7%로 나타났다.

3. 성장 효율 및 생존율

68일간의 사육 실험 후, 대조구와 실험구 넙치 치어의 성장 지표를 계산하였다(<Table 1>). SGR은 대조구 1.58%/일, 실험구 1.65%/일로 실험구에서 유의하게 높은 성장률을 보였다($P<0.05$). 다만, FCR은 대조구 1.00, 실험구 0.95로 나타났고, 생존율은 대조구 97.9%, 실험구 98.0%로 나타나 실험구에서 효율이 높았으나 유의한 차이는 없었다($P>0.05$).

<Table 1> Growth efficiency and survival rate of juveniles olive flounder in control and treatment

	FCR	SGR (%)	Survival rate (%)
Control	1.00 ± 0.02	1.58 ± 0.02	97.9 ± 1.9
Treatment	0.95 ± 0.00	1.65 ± 0.00	98.0 ± 1.2
P-value	0.982	0.042	0.989

4. 수질 조건 및 안정성

본 실험 기간에 대조구와 실험구 모두 TAN, NO_2-N , PO_4^{3-} 농도는 안정적으로 유지되었다 (<Table 2>). 수온, 염분농도, 용존산소, pH는 두 처리구 모두 넙치의 생존과 성장을 뒷받침할 수 있는 양호한 수질 환경을 제공하였다(NIFS, 2016). TAN 농도는 실험 시작부터 종료까지 두 처리구에서 0.027~0.118 mg/L로 매우 낮게 유지되었다. NO_2-N 농도는 대조구와 실험구가 0일 차에 각각 0.007 mg/L, 0.014 mg/L로 2배의 차이가 있었으나, 20일 차에 0.025 mg/L, 0.024 mg/L로 비슷한 수치를 기록하였다. PO_4^{3-} 농도는 실험 기간 내내 두 처리구 모두 0.068~0.112 mg/L로 큰 변동 없이 안정적이었다. 해당 수질 요인 모두 대조구와 실험구 사이에 통계적으로 유의한 차이가 없었으며($P < 0.05$), 탈기 장치의 운전 유무에 따른 영향은 나타나지 않았다.

IV. 결 론

본 연구에서는 파일럿 규모의 해수 RAS를 통해 탈기 장치의 운영 효과를 평가하였다. 탈기

장치를 가동하기 전 실험구와 대조구에서 어류를 37일간 사육하였을 때는 두 처리구 사이의 pH와 $NaHCO_3$ 투입량에 차이가 없었다. 이는 두 시스템의 운용 조건이 동일하다는 것을 보여준다. 탈기 장치 효율을 평가하기 시작한 38일 차부터 탈기 장치 가동 여부에 따라 pH 하락 속도에 차이가 발생하기 시작하였다. 대조구의 경우 실험 시작 후 8일 만에 pH가 7.4까지 급격히 떨어져 선행 실험에서 16일이 소요되었던 pH 하락 기간이 절반으로 단축되었다. 이는 선행 실험에 비해 사료 공급량이 약 800 g으로 두 배가량 늘어나면서 어류의 사료 섭취량과 산소 소비량이 증가하고 그에 비례하여 TAN과 CO_2 가 아가미를 통해 더 많이 배출되었기 때문으로 볼 수 있다.

이에 반해 38일 차부터 순환수의 약 10%를 탈기 장치로 처리한 실험구는 pH가 11일 동안 7.6으로 완만히 감소하였다. 이는 탈기 장치가 CO_2 를 물리적으로 제거해 탄산·중탄산 완충계의 산성화를 억제한 결과로 해석된다. 이러한 결과는 해수 RAS에서 탈기 장치가 CO_2 축적을 효과적으로 억제할 수 있으며 동일 조건에서 탈기 장치 미운전 시보다 안정적인 pH 수준을 확보할 수 있음을 간접적으로 보여주었다.

<Table 2> Changes in concentrations of total ammonia nitrogen (TAN), nitrite-nitrogen, and phosphate in the control and treatment systems after the operation of CO_2 stripper

Parameter	Group	Culture days (after operation of CO_2 stripper)			P-value
		0	10	20	
TAN (mg/L)	Control	0.027 ± 0.001	0.105 ± 0.004	0.118 ± 0.003	0.846
		0.028 ± 0.001	0.085 ± 0.000	0.112 ± 0.010	
	Treatment	0.007 ± 0.001	0.015 ± 0.001	0.025 ± 0.003	
		0.014 ± 0.001	0.025 ± 0.001	0.024 ± 0.001	
Nitrite-N (mg/L)	Control	0.076 ± 0.001	0.068 ± 0.001	0.112 ± 0.000	0.834
		0.101 ± 0.001	0.086 ± 0.001	0.088 ± 0.001	
	Treatment	0.076 ± 0.001	0.068 ± 0.001	0.112 ± 0.000	
		0.101 ± 0.001	0.086 ± 0.001	0.088 ± 0.001	

실험 종료 시점에서 탈기 장치를 운영한 실험구는 사료 공급량 대비 NaHCO_3 투입량 비율이 19.8%로 대조구의 24.7%에 비해 약 5% 절감되었으며, 탈기 장치의 규모가 시스템 전체 순환수의 10%만 처리했음에도 상기의 효과를 확인할 수 있었으며, 상업적 규모의 RAS에서 연간 사료를 100톤 공급한다고 가정하면 약 12.5톤의 NaHCO_3 를 절감할 수 있다. 2024년 기준 시중 가격인 kg 당 단가 600원을 적용하면 연간 약 750만원의 운영비를 절감할 수 있다. 양식장 규모가 커질수록 절감 금액은 수백만 원에서 수천만 원 이상으로 증가할 것으로 예상된다. 또한 NaHCO_3 투입 감소는 시스템 내 이온 축적 위험과 작업 복잡성을 완화해 전반적 운영 효율성도 높일 수 있을 것으로 기대된다.

대조구 또한 유사한 범위의 알칼리도를 유지하기 위해 꾸준한 NaHCO_3 투입이 필요했으나, 실험구에서는 적은 양의 NaHCO_3 투입만으로 같은 범위의 pH와 알칼리도를 확보할 수 있었다. 10%의 유량 처리만으로도 가시적인 CO_2 저감 효과를 달성했다는 점은 탈기 장치의 설계를 위한 최소 처리 비율 산정과 에너지 효율 관점에서 의미 있는 시사점을 제공하였다.

다만, 본 논문에서 탈기 장치의 효능을 측정하기 위한 실제 실험기간이 31일 가량으로 짧아, 탈기 장치의 효능을 더 정밀하게 확인하기 위해서는 추가 연구가 필요할 것으로 보인다. 또한 탈기장치의 처리 비율이 10%에 불과하기 때문에 실제 고밀도 양식시설에서는 처리 비율을 높일 필요성이 있다.

본 연구 결과 소규모 해수 RAS에서도 탈기 장치의 적용은 사육수의 CO_2 축적 완화, pH 안정성 향상, NaHCO_3 절감이라는 경제적이고 환경적 임을 확인하였다.

References

- Barrut B, Blancheton JP, Champagne JY and Grasmick A(2012). Mass transfer efficiency of a vacuum airlift—Application to water recycling in aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 46, 18~26.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.10.004>.
- Bergheim A and Fivelstad S(2014). Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in aquaculture: metabolic rate and water flow. In P. T. K. Woo & D. Noakes (Eds.), *Salmon: Biology, Ecological Impacts and Economic Importance*, Nova Science Publications Ltd.
<https://doi.org/10.13140/2.1.4889.4400>
- Colt J(2006). Water quality requirements for reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 143~156.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.011>
- Colt J, Watten B and Pfeiffer T(2012). Carbon dioxide stripping in aquaculture. Part 1: Terminology and reporting. *Aquacultural Engineering*, 47, 27~37.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.12.008>
- Ebeling JM, Timmons MB and Bisogni JJ(2006). Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia - nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture*, 257, 1 - 4, 346~358.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.019>
- Fivelstad S, Olsen AB, Wagbo R, Zeitz S, Hosfeld A.-C.-D and Stefansson S(2003). A major water quality problem in smolt farms: Combined effects of carbon dioxide, reduced pH and aluminium on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts: Physiology and growth. *Aquaculture*, 215, 339~357.
[https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00197-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00197-7)
- Hu Y, Ni Q, Wu Y, Zhang Y and Guan C(2011). Study on CO_2 removal method in recirculating aquaculture waters. *Procedia Engineering*, 15, 4780~4789
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.08.894>
- Jafari L, Fivelstad S, Attramadal K., Flataker H, Mjaatvedt P, Olsen AB, Chierici M and Hosfeld C D(2024). A descriptive study of carbon dioxide production and removal in full-scale RAS for Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) post-smolt: A comparison of two different measurement methods for CO_2 . *Aquacultural Engineering*, 107, 102442.

- <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2024.102442>
 Karimi D, Eding E, Aarnink AJA, Koerkamp PG and Verreth J(2020). The effect of gas to liquid ratio on carbon dioxide removal and heat loss across a forced ventilated trickling filter. *Aquacultural Engineering*, 88, 102042.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2019.102042>
 Khan JR, Johansen D, and Skov PV(2018). The effects of acute and long-term exposure to CO₂ on the respiratory physiology and production performance of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in freshwater. *Aquaculture*, 491, 20~27.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.03.010>
 Loyless JC and Malone RF(1997). A sodium bicarbonate dosing methodology for pH management in freshwater-recirculating aquaculture systems. *The Progressive Fish-Culturist*, 59, 3, 198~205.
[https://doi.org/10.1577/1548-8640\(1997\)059<0198:ASBDMF>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8640(1997)059<0198:ASBDMF>2.3.CO;2)
 Montjouridès MA, Röblitz S and Dahle H(2025). Optimizing alkalinity control in recirculating aquaculture systems (RAS): A dynamic modelling approach. *Aquacultural Engineering*, 108, 102492.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2024.102492>
 Moran D(2010). Carbon dioxide degassing in fresh and saline water. II: Degassing performance of an air-lift. *Aquacultural Engineering*, 43(3), 120~127.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.001>
 Mota VC, Nilsen TO, Gerwins J, Gallo M, Ytteborg E, Baevefjord G, Kolarevic J, Summerfelt ST and Terjesen BF(2019). The effects of carbon dioxide on growth performance, welfare, and health of Atlantic salmon post-smolt (*Salmo salar*) in recirculating aquaculture systems. *Aquaculture*, 498, 578~586.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.08.075>
 NIFS(National Fisheries Research and Development Institute)(2016). Standard manual of Olive Flounder culture.
 RSPCA(2018a). RSPCA welfare standards for farmed Atlantic salmon. RSPCA.
https://science.rspca.org.uk/documents/d/science/rspca_welfare_standards_for_farmed_atlantic_salmon
 RSPCA(2018b). RSPCA welfare standards for farmed rainbow trout. Royal Society for the Prevention of Cruelty to Animals.
<https://business.rspcaassured.org.uk/media/mlmbtfua/trout-standards-rspca-2020.pdf>
 Santos PR, Tanner SE, Elsdon TS, Cabral HN and Gillanders BM(2013). Effects of temperature, salinity and water composition on otolith elemental incorporation of *Dicentrarchus labrax*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 446, 245~252.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.05.027>
 Skov PV(2019). CO₂ in aquaculture. *Fish Physiology*, 37, 287~321.
<https://doi.org/10.1016/bs.fp.2019.07.004>
 Summerfelt ST, Davidson J and Waldrop T(2003). Evaluation of full-scale carbon dioxide stripping columns in a coldwater recirculating system. *Aquacultural Engineering*, 28(3 - 4), 155~169.
[https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(03\)00026-8](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(03)00026-8)
 Summerfelt ST and Sharrer MJ(2004). Design implication of carbon dioxide production within biofilters contained in recirculating salmonid culture systems. *Aquacultural Engineering*, 32(1), 171~182.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.03.006>
 Summerfelt ST, Vinci BJ and Piedrahita RH(2000). Oxygenation and carbon dioxide control in water reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1 - 2), 87~108.
[https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00034-0](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00034-0)
 Timmons MB and Ebeling JM(2010). *Recirculating aquaculture* (2nd ed.). Cayuga Aqua Ventures, LLC, Ithaca, New York, U.S.A., 20~25.

-
- Received : 14 May, 2025
 - Revised : 04 June, 2025
 - Accepted : 10 June, 2025