

해수 순환여과양식시스템 배출수의 응집 및 오존산화의 복합 처리 조건 평가

운성천¹ · 박정환^{2*}

¹서울대학교 블루카본사업단, ²School of Fisheries, Aquaculture and Aquatic Sciences, Auburn University

Optimal Treatment Conditions for Sea-RAS Wastewater Using Organic Polymer Flocculants and Ozone

Sungchun Woon¹ and Jeonghwan Park^{2*}

¹Blue Carbon Research Center, Seoul National University, Seoul 08826, Republic of Korea

²School of Fisheries, Aquaculture and Aquatic Sciences, Auburn University, Alabama 36849, United States of America

This study investigated the optimal conditions for treating RAS (recirculating aquaculture system) wastewater using a polyacrylamide (PAM) and ozone oxidation. Drum screen filter backwash water was treated with PAM (1–30 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$), filtered through a geotextile filter (80–100 μm), and then ozonated (18.75–300 $\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$). The optimal PAM dosage was determined to be 2 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$, as it increased the median particle diameter beyond the filter pore size ($> 100 \mu\text{m}$), ensuring effective turbidity removal. In the subsequent ozonation process, low doses (18.75–37.5 $\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$) maintained stable water quality with effective nitrite control. However, excessive ozonation (300 $\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$) caused floc disintegration and organic solubilization, leading to drastic increases in turbidity and total organic carbon. Therefore, a combined process using 2 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ of PAM followed by controlled ozonation (18.75–37.5 $\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$) is recommended to maximize physical filtration efficiency while preventing secondary water quality deterioration.

Keywords: Recirculating aquaculture system (RAS), Wastewater, Flocculant, Ozonation, Water quality

서 론

단백질 식량에 대한 국내외의 수요는 꾸준히 증가하고 있으며, 양식 생산 수산물에 대한 수요는 앞으로도 지속적으로 증가할 전망이다(FAO, 2022). 수산물은 양질의 단백질과 필수지방산 등을 풍부하게 함유하고 있어 수많은 국가에서 효과적인 단백질 공급원으로서의 역할을 하고 있다(Bondad-Reantaso et al., 2005). 한편 유수식 양식 등과 같은 기존의 수산생물 양식시스템은 양식생물로부터 발생하는 노폐물과 사료 잔여물 등을 환경 중으로 대량 배출하고 있으며, 국내의 경우 대부분의 양식장은 최소한의 침전조 외에는 별도의 수처리 설비를 운용하지 않고 있는 실정이다(Ahmad et al., 2017). 이에 현재 양식장의 운용은 수질 환경을 오염시키는 원인으로 지목받고, 양식장 배출수에 대한 수질 규제가 확산되고 있는 실정이다. 이러한 수질 규제의 흐름에 발맞추어 양식장 배출수에 의한 환경오염을 억

제하기 위해서는 적절한 배출수 처리 수단을 평가하고 양식 어업 현장에 적용하여야 한다. 이와 같이 양식장 환경문제가 자주 거론되면서 친환경적이면서도 양식장의 물 제어가 용이한 양식시스템에 대한 필요성이 커지고 있다. 순환여과양식시스템(recirculating aquaculture system, RAS)은 유수식 양식 등에 비해 물 소비량이 매우 적으면서도 양식시스템 내부의 수온과 수질 등의 제어와 외부로의 오염물질 방출 경로의 관리 용이성이 높다는 장점이 있어, 앞서 거론된 양식업이 미치는 환경 문제를 해결하는 데 좋은 대안이 될 수 있다(Timmons and Ebeling, 2013; van Rijn, 2013). 양식장의 배출수는 드럼스크린 필터, 모래 등 고운 입자의 물질들로 채워진 입자 충전식 여과기, 중력을 이용한 침전조, 미세 고형물 응집 후 geotextile filter 등과 같은 물리적 방식으로 여과하고 외부로 방출할 수 있으며(Cripps and Bergheim, 2000), 그 외에도 배출수의 외부 방출에 앞서 자외선(ultraviolet), 염소, 오존 등으로 소독 처리하는 방

*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.2026.0199>

Korean J Fish Aquat Sci 59(3), 199-207, June 2026

Received 2 February 2026; Revised 23 March 2026; Accepted 25 March 2026

저자 직위: 운성천(연수연구원), 박정환(부교수)

법 등이 활용된다. 드럼스크린필터와 입자 충전 여과기 등에 대한 수처리 성능과 효율에 대해서는 다양한 연구가 실시된 바 있으나, 고형물에 대한 응집제 및 geotextile filter 처리에 있어 응집제의 적정 사용 조건 및 타 수처리 수단과의 적정 조합을 연구한 사례는 많지 않다(Ebeling et al., 2004; Ebeling et al., 2006; Sharrer et al., 2010).

응집제의 최적화된 사용량 도출은 양식현장에서 응집제의 소비량을 최소화하여 어가의 경제적 효율을 취할 수 있으며, 비용 효율화뿐만 아니라 고형물 응집 제거 효율에도 영향을 준다. 오존 처리는 물리적 여과만으로 제거가 불가능한 미세 입자 및 유기물을 분해 소독하는 데 효과적이며, 수중의 질소화합물 등을 산화 제거하는 효과도 있다(Summerfelt and Hochheimer, 1997; Gonçalves and Gagnon, 2011). 그러나 과도한 오존 처리는 분해된 고형물의 재응집을 촉진하여 고형물 농도 및 탁도를 악화시킬 수 있으며, 해수 중의 브롬화 이온(Br)과 반응하여 브로메이트 등과 같은 유독한 잔류산화물(total residual oxidant, TRO)을 생성한다(Tango and Gagnon, 2003; Park et al., 2015). TRO는 시간 경과에 따라 자연 분해가 이루어지나, 해수에 잔류한 TRO가 외부 수역에 장기적으로 방출될 경우 방출 지점 인근의 수역 환경과 생물에 유해한 영향을 미칠 수 있으며(Davidson et al., 2011; Stiller et al., 2020), 아울러 양식장 현장에서 필요 이상으로 오존발생기를 가동하여 비용적 효율을 저하시킨다. 따라서 배출수가 방류되는 외부 환경으로의 영향을 최소화하고 양식시설 유지비용의 최적화를 위해서는 오존 처리 조건을 파악하기 위한 연구가 필요하다. 이에 본 연구에서는 실험실 규모의 해수 RAS 배출수 처리 공정에서 고분자 응집제 및 오존 주입 조건 도출 실험을 수행하였다. 특히 단순한 수

질 개선 효과 비교 뿐만 아니라 고형물의 입도 변화를 정량적으로 분석하여 고형물의 응집 여과 차이를 해석하고, 이를 기반으로 오존 산화 공정에서의 수질 변화를 평가하여 최적의 복합 처리 조건을 도출하고자 하였다.

재료 및 방법

시료 제조

본 실험에서는 경상남도 고성 소재 부경대학교 수산과학기술센터의 넙치 양식용 RAS로부터 발생하는 역세척 배출수를 채취하여 시료로 사용하였다(Fig. 1). 해당 RAS는 드럼스크린필터의 역세척 과정에서 외부로 방출되는 물의 양만큼 새로운 해수가 유입되는 구조로 물 교환이 이루어졌다. 또한 본 시스템은 물이 일간 최대 24회 순환하도록 가동되었으며, 배출수는 24시간에 걸쳐 전체 시스템의 1회전 분량 만큼 발생하였다. 이 배출수를 충분히 침전시킨 후의 침전물을 농축 배출수 시료로서 채취하였으며, 망목 2 mm 내외의 금속 체로 자갈 등을 1차 제거한 후 호모게나이저로 고형물을 균질화하였다. 본 시료는 APHA (2017)에 정의된 방법에 따라 농축 배출수의 총 부유고형물(total suspended solids, TSS)를 정량 측정하였고, 실험 직전에 1차 증류수로 희석하여 균일한 농도의 시료로 조제하여 인공 배출수 시료로 가공하였다. 아울러 희석 후의 시료는 해수염을 첨가함으로써 염도를 32 ± 1 psu로 조절하였다.

고분자 응집제 처리

본 실험에서는 양이온 폴리아크릴아마이드(Zetag™ 9168FS; Solenis, Wilmington, DE, USA)를 배출수 처리용 고분자 응

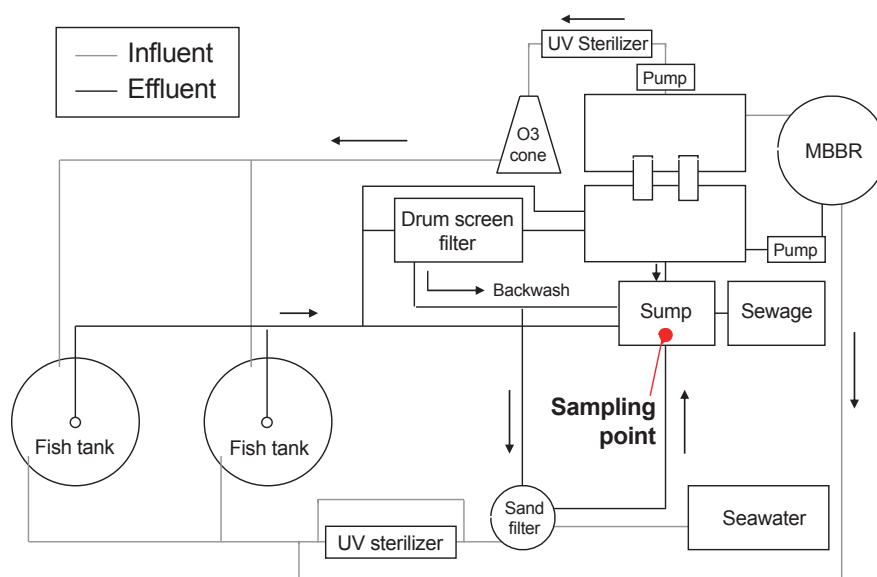


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental recirculating aquaculture system and the sampling point for wastewater used in this study. MBBR, Moving bed biofilm reactor.

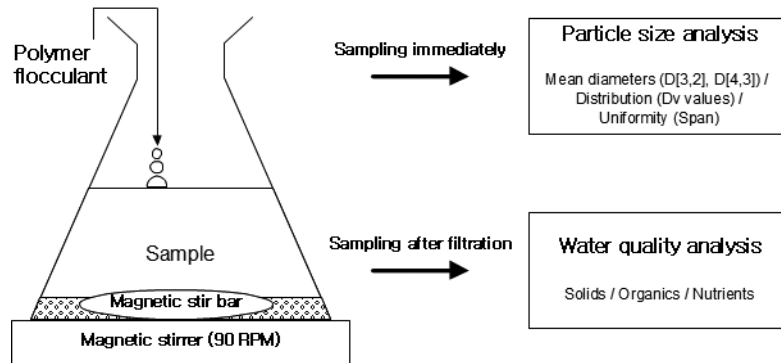


Fig. 2. Schematic diagram of the jar test procedure for determining optimal polymer dosage and mixing time.

집제로 사용하였다. 본 실험에서 사용한 폴리아크릴아마이드 (polyacrylamide, PAM) 용액은 유효성분량이 50%이며, 점성이 높고 수중으로의 즉각적인 용해가 잘 되지 않아 증류수로 희석한 후 유효성분량을 기준으로 목표량을 정량 투입하였다 (Table 1). 배출수 시료는 250 mL 당 1 g의 TSS를 함유하도록 희석한 후 플라스크에 250 mL씩 분주하였으며, 각 분주 시료마다 PAM을 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 20, 30 μ L 씩 투입하였다. 배출수 시료와 PAM 용액의 혼합에는 자력교반기(MSH-20A; DAIHAN Scientific Co. Ltd., Wonju, Korea)를 사용하였으며, 다이얼은 90 rpm으로 설정하였다. 대조구 및 모든 실험구의 교반은 2분으로 통일하였으며, 교반 완료 직후에는 응집된 고형물이 침전되기 전에 50 mL 씩 시료를 채취하여 고형물이 균일하게 분포하는 시료를 확보하였다. 이후 나머지 시료는 평균 공극 크기 100 μ m의 geotextile filter로 여과한 후 멸균채수통에 수 용하였다. 혼합 시료 및 여과 후 시료 각각은 고형물 입도 및 수 질 분석을 실시하여 PAM의 적정 투입 농도를 파악하는 데 활용하였다(Fig. 2).

배출수 오존 처리

적정 농도의 PAM으로 응집 및 여과한 시료를 오존 가스로 처리한 후 수질 및 잔류 미세 고형물의 입도 변화를 관찰하였다.

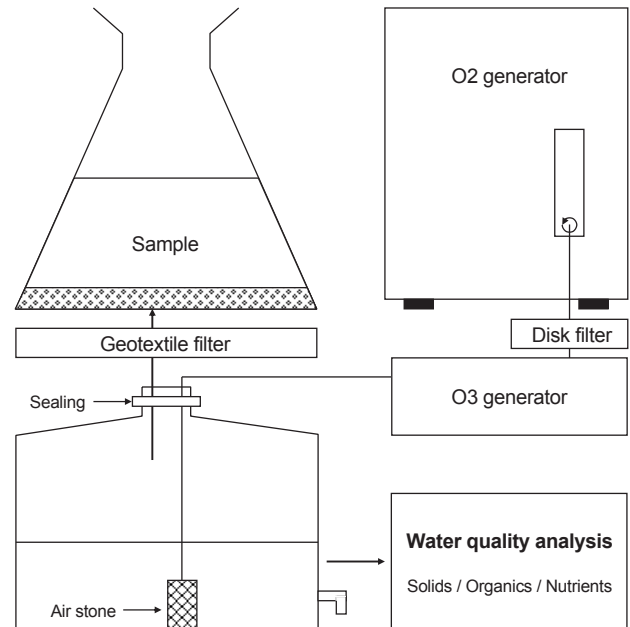


Fig. 3. Schematic diagram of the experimental setup for ozonation of the pretreated wastewater.

Table 1. Physical and chemical properties of polymer flocculant used in this study

Item	Description
Product name	Zetag™9168FS
Manufacturer	Solenis (Wilmington, DE, USA)
Chemical name	Cationic polyacrylamide
CAS No.	69418-26-4
Form	Liquid (Inverse emulsion)
Active content (%)	50
Density (g cm ⁻³)	1.03–1.05
Charge density	High cationic

오존 처리는 시료가 수용된 멸균 하구병 내부에 오존발생기와 연결된 고압 에어스톤을 투입하고 밀봉한 후에 오존발생기를 가동하여 실시하였다(Fig. 3).

오존은 최대 발생량 100 mg O₃/h의 오존발생기(ET-100; Weipro, Youngcheng Aquarium, China)로 생성하였으며, 오존 발생기의 공기 주입구는 산소를 90% 농도로 생성하는 순수산소발생기(O2MOS-7LC; O2MOS Co. Ltd., Goyang, Korea)와 연결함으로써 오존발생 성능이 상시 최대 수준으로 유지되도록 하였다. 오존발생기는 최대로 가동하여 시간당 100 mg의 오존이 발생되도록 가동하였고, 목표로 한 오존 처리량에 달한 시료는 즉각 수질 분석 등에 이용하였다. 오존으로 산화처리할

시료는 PAM 응집 여과 후의 배출수를 2 L 씩 멸균 하구병에 분주하여 준비하였고(TSS 총량, 8 g/bottle), 오존발생기를 1.5, 3, 6, 12, 24시간씩 가동하여 시료 중의 TSS 1 g 당 18.75, 37.5, 75, 150, 300 mg O₃의 조건으로 부하가 걸리도록 주입하였다. 인체 유해성을 고려하여 오존 처리 과정은 배기 장치가 가동 중인 클린 벤치 내에서 실시하였다.

수질 측정

본 실험에서는 각 시료마다 TSS, 탁도, 총유기탄소(total organic carbon, TOC), 총인(total phosphorus, TP), TAN, NO₂-N, NO₃-N 등을 측정하였다. TSS는 양식장 배출수 시료 제조 단계와 동일한 방법으로 측정하였고, 탁도는 흡광광도법(HACH Method 8237)으로 측정하였다. TOC는 총탄소(total carbon) 측정값에서 총무기탄소(total inorganic carbon) 측정값을 제하여 TOC값을 산출하는 총유기탄소분석기(TOC-L; Shimadzu, Kyoto, Japan)로 측정하였다. TAN, NO₂-N, NO₃-N은 분광광도계(DR900, HACH, Colorado, USA)를 이용하여 각각 살리실레이트법(HACH Method 8155), 디아조화법(HACH Method 8507), 그리고 환원 발색법(HACH Method 8039)으로 측정하였다. TP는 산분해법(HACH Method 8190)으로 처리한 샘플을 DR900 분광광도계로 측정하였다.

각 실험 조건에 따른 효율은 수질 항목별 제거율을 계산하여 평가하였으며, 측정된 수질 항목의 초기 농도와 처리 후 상등액의 농도를 바탕으로 식 (1)과 같이 제거율을 산출하였다.

$$R(\%) = \left(1 - \frac{C_{Final}}{C_{Initial}}\right) \times 100 \quad \text{식(1)}$$

여기서 R은 각 수질 항목의 제거율(removal efficiency), $C_{Initial}$ 은 처리 전 시료의 초기 농도, C_{Final} 은 각 공정 처리 후 시료의 농도를 의미한다.

고형물 입도 측정

본 실험에서 고형물의 입도 분포는 레이저 회절 원리로 입도를 측정하는 입도분석기(Mastersizer 3000; Malvern Panalytical, Malvern, UK)를 사용하여 측정하였다. 고형물 입도의 분석 지표로는 평균 고형물 표면적 입경(sauter mean diameter, $D[3,2]$), 고형물 체적 입경(de brouckere mean diameter, $D[4,3]$), 그리고 누적 체적 분포 지표(cumulative percentile, D_{vx})인 $Dv(10)$, $Dv(50)$, $Dv(90)$ 등을 선정하였다. $D[3,2]$ 및 $D[4,3]$ 은 각각 기기에서 측정된 레이저 산란 패턴을 바탕으로 식 (2)과 식 (3)에 따라 산출하였다. $Dv(10)$, $Dv(50)$, $Dv(90)$ 은 식 (4)와 같이 정의되는 누적 체적 분포의 백분위수로 누적 체적 백분율이 $x\%$ 일 때의 입경을 의미하며, 이 중 $Dv(50)$ 은 전체 입자 체적의 50%에 해당하는 중위수(median)을 의미한다.

$$D[3,2] = \frac{\sum_{i=1}^n n_i D_i^3}{\sum_{i=1}^n n_i D_i^2} \quad \text{식(2)}$$

$$D[4,3] = \frac{\sum_{i=1}^n n_i D_i^4}{\sum_{i=1}^n n_i D_i^3} \quad \text{식(3)}$$

$$\frac{\int_0^{D_{vx}} V(D) dD}{\int_0^\infty V(D) dD} = \frac{x}{100} \quad \text{식(4)}$$

식 (2) 및 식 (3)의 n_i 는 i 번째 입도 구간의 입자 개수, D_i 는 해당 구간의 대표 입경을 의미한다. 식 (4)의 $V(D)$ 는 입자의 체적 분포 함수, x 는 누적 백분율을 나타내며, 즉 D_{vx} 는 누적 체적 분포가 $x\%$ 에 도달할 때의 입자 크기를 의미한다.

통계 분석

각 실험 단계 과정에서 모든 처리구는 독립 실험을 3회 반복 수행($n=3$)하였고, 그 측정 결과값은 평균 ± 표준편차의 형태로 표기하였다. 결과값의 통계 분석은 IBM사의 통계 분석용 프로그램(SPSS Statistics 25.0; IBM, Chicago, IL, USA)을 이용하여 실시하였다. 통계 분석은 One way ANOVA test로 실시하였으며, 등분산성 검정에는 Levene 검정을 적용하였다. 결과값이 등분산을 가정하는 경우에는 Tukey's B test, 등분산을 가정하지 않는 경우에는 Games-Howell's multiple range test를 적용하여 결과값의 유의성을 검증하였다.

결 과

고분자 응집제 적정 투입 농도

PAM 주입 농도에 따른 해수 RAS 배출수 시료의 수질 변화를 Table 2에 나타내었다. 실험 결과, 모든 수질 항목은 PAM 주입 농도에 따라 통계적으로 유의한 차이가 확인되었다($P<0.05$). 입자성 오염물질 지표에 해당하는 TSS와 탁도는 PAM 주입 농도에 따라 뚜렷한 개선 효과를 보였다. PAM 주입 농도에 따른 TSS 제거율 변화는 Fig. 4에 나타내었다. PAM을 투입하지 않은 대조구의 TSS와 탁도는 각각 $193.3 \pm 30.1 \text{ mg L}^{-1}$ 와 $245.3 \pm 10.8 \text{ FAU}$ 로 가장 높게 측정되었다. PAM을 $1 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 주입한 실험구는 TSS 농도가 10.0 mg L^{-1} 로 측정되었으며, 대조구 대비 약 94.8%가 제거되었다. TSS 제거 효율에서는 통계적인 차이를 보이지 않았으나, 탁도 항목의 경우 $2 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 조건에서 $8.00 \pm 1.00 \text{ FAU}$ 로 측정되어 $1 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 조건보다 통계적으로 유의하게 낮은 수치를 나타내었다($P<0.05$). 한편 PAM 주입 농도가 $10 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 를 초과할 경우 TSS와 탁도가 다시 상승하여 대조구와 통계적인 유의차가 없는 수준으로 회귀하는 경향을 보였다.

PAM 주입 농도에 따른 탁도 차이는 응집된 고형물의 입도 분포를 통하여 설명될 수 있다. PAM 주입 농도에 따른 고형물

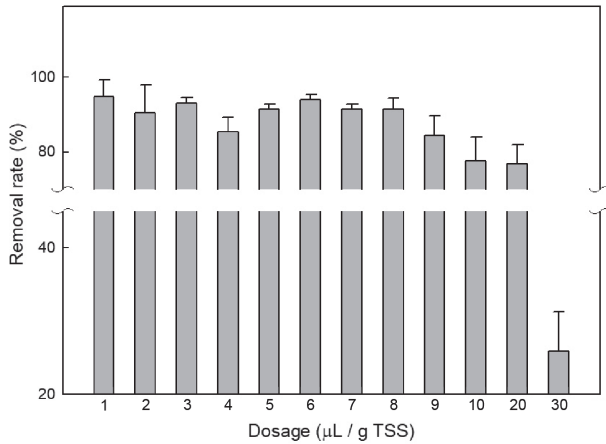


Fig. 4. Effect of polymer flocculant dosage on the removal efficiency of TSS from marine aquaculture wastewater. TSS, Total suspended solids.

입도 분포 특성은 Table 3에 나타내었다. 대조구의 체적 평균 입경 $D[4,3]$ 과 중위수 입경 $Dv(50)$ 은 각각 $72.14 \pm 5.99 \mu\text{m}$, $57.79 \pm 6.25 \mu\text{m}$ 로 측정되었다. 본 연구에서 여과장치로 사용한 geotextile filter의 유효 망목 크기는 $80\text{--}100 \mu\text{m}$ 이며, 이는 물리적 여과 장치만으로는 미세 입자 여과가 어렵다는 점을 의미한다.

PAM을 $1 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 주입한 시료는 $D[4,3]$ 이 105.94 ± 2.41

μm 로 증가하며 플록을 형성하였다. 그러나 $Dv(50)$ 은 $88.10 \pm 0.90 \mu\text{m}$ 로 여전히 geotextile filter의 최대 망목 크기인 $100 \mu\text{m}$ 에 미치지 못하였다. $Dv(50)$ 값은 $2 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 조건과 통계적인 차이를 보이지 않았으나($P > 0.05$), 실제 입도는 geotextile filter의 최대 망목 크기인 $100 \mu\text{m}$ 에 미치지 못하였다. 따라서 여과과정에서 미세 입자가 선택적으로 통과되었을 가능성이 있으며, 이러한 차이가 탁도 개선 효과를 제한하였을 것으로 판단된다.

반면 $2 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 조건에서는 $Dv(50)$ 이 $112.76 \pm 6.49 \mu\text{m}$ 로 증가하여 geotextile filter의 최대망목 크기를 상회하였으며 (Fig. 5), $D[4,3]$ 또한 $130.19 \pm 8.23 \mu\text{m}$ 로 거대 플록이 형성되었다. 즉 PAM에 의해 입도가 여과장치의 망목보다 크게 성장하면서 미세한 플록도 함께 포집 제거되어 탁도가 획기적으로 개선된 것으로 판단된다. 한편 PAM의 주입 농도가 증가할수록 고형물 입도가 확대되었으나, $20 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 이상의 PAM을 주입한 시료의 고형물 입도는 분포의 균일도가 낮아지는 경향을 확인하였다.

질소 화합물의 경우에도 PAM 실험구에 따라 농도에 유의한 차이를 보였다($P < 0.05$). TAN은 대조구에서 $0.67 \pm 0.06 \text{ mg L}^{-1}$ 로 나타난 데 반해 $1\text{--}6 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 범위에서는 $0.30\text{--}0.33 \text{ mg L}^{-1}$ 수준으로 유의하게 감소 및 유지되었으며, 해당 실험구 사이에 통계적으로 유의한 차이는 나타나지 않았다($P > 0.05$). 그러나 $\text{NO}_2\text{-N}$ 은 $1 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 조건에서 $0.12 \pm 0.01 \text{ mg L}^{-1}$ 로 측정되었고, 이는 대조구 농도 $0.14 \pm 0.01 \text{ mg L}^{-1}$ 와 통계적으로

Table 2. Change of water quality in marine aquaculture wastewater with the amount of polymer flocculant input and agitation

PAM dosage ($\mu\text{L g TSS}^{-1}$)	TSS (mg L^{-1})	Turbidity (FAU)	TP (mg L^{-1})	TAN (mg L^{-1})	Nitrite (mg L^{-1})	Nitrate (mg L^{-1})
0	193.3 ± 30.1^c	245.3 ± 10.8^e	3.33 ± 0.15^f	0.67 ± 0.06^c	0.14 ± 0.01^i	33.00 ± 4.50^c
1	10.0 ± 8.7^a	19.3 ± 1.15^a	1.77 ± 0.31^{bcd}	0.33 ± 0.06^{ab}	0.12 ± 0.01^h	5.83 ± 1.89^a
2	18.3 ± 14.4^a	8.0 ± 1.00^a	1.07 ± 0.06^a	0.30 ± 0.09^a	0.01 ± 0.00^a	7.50 ± 2.18^a
3	13.3 ± 2.9^a	10.7 ± 1.53^a	1.90 ± 0.10^{bcd}	0.30 ± 0.10^a	0.01 ± 0.00^a	6.17 ± 0.76^a
4	28.3 ± 7.6^a	21.3 ± 0.58^b	1.53 ± 0.06^{ab}	0.33 ± 0.08^{ab}	0.01 ± 0.00^{ab}	8.83 ± 2.36^a
5	16.7 ± 2.9^a	23.7 ± 3.06^a	1.77 ± 0.12^{bc}	0.32 ± 0.06^{ab}	0.02 ± 0.00^{bc}	6.00 ± 1.50^a
6	11.7 ± 2.9^a	27.7 ± 3.21^b	1.97 ± 0.06^{bcd}	0.33 ± 0.06^{ab}	0.02 ± 0.00^{bcd}	5.83 ± 0.76^a
7	16.7 ± 2.9^a	38.3 ± 3.79^{ab}	2.20 ± 0.10^{cde}	0.37 ± 0.08^{ab}	0.03 ± 0.00^{de}	8.67 ± 2.52^a
8	16.7 ± 5.8^a	39.0 ± 7.94^{ab}	3.17 ± 0.06^f	0.38 ± 0.08^{ab}	0.03 ± 0.00^{cd}	9.17 ± 1.61^a
9	30.0 ± 10.0^a	66.0 ± 16.64^b	2.03 ± 0.15^{cde}	0.43 ± 0.06^{ab}	0.05 ± 0.01^e	9.67 ± 3.51^a
10	43.3 ± 12.6^a	74.0 ± 21.79^c	2.33 ± 0.06^{de}	0.45 ± 0.05^b	0.05 ± 0.00^e	10.00 ± 0.50^a
20	45.0 ± 10.0^a	87.3 ± 12.42^c	1.80 ± 0.10^{bc}	0.50 ± 0.05^{bc}	0.07 ± 0.01^f	11.00 ± 3.97^a
30	143.3 ± 10.4^b	162.0 ± 36.39^d	2.23 ± 0.06^{ef}	0.52 ± 0.08^c	0.11 ± 0.01^g	18.33 ± 3.06^b
P-value	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

PAM, Polyacrylamide; TSS, Total suspended solids; TP, Total phosphorus; TAN, Total ammonia nitrogen. *Statistical analyses were performed using one-way ANOVA (IBM SPSS Statistics 25.0). Homogeneity of variances was assessed using Levene's test. Tukey's b test was applied when variances were equal; otherwise, the Games-Howell test was used. Different superscript letters indicate significant differences ($P < 0.05$).

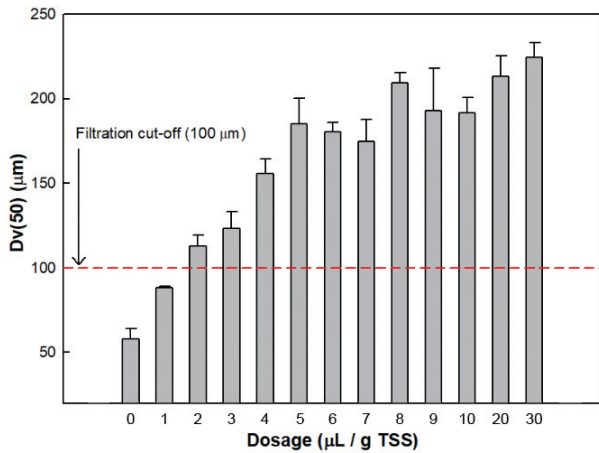


Fig. 5. Changes in the Dv(50) of flocs according to the polymer flocculant dosage. The red dashed dot line indicates the maximum filtration cut-off (100 μm) of the filter used in this study. TSS, Total suspended solids.

유의한 차이가 없는 등 효과가 미미하였다. 이에 반해 2 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ 실험구의 $\text{NO}_2\text{-N}$ 농도는 $0.01 \pm 0.00 \text{ mg L}^{-1}$ 로 크게 감소하며 1 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ 실험구와는 명확히 다른 통계적 차이를 보였다. TP 또한 2 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ 조건에서 $1.07 \pm 0.06 \text{ mg L}^{-1}$ 로 가장 낮은 농도를 나타내었다.

1 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ 처리구는 2 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ 처리구와 비교하였을 때 TSS 제거 측면에서 통계적인 유의성이 없었다. 그러나 Dv(50)

크기는 88.1 μm 로 본 실험에서 사용한 geotextile filter의 최대 망목 크기인 100 μm 에는 미치지 못하였으며, 이는 미세 고형물 입자의 선택적 통과 가능성이 있음을 의미한다. 아울러 탁도와 $\text{NO}_2\text{-N}$ 농도 측면에서도 2 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ 처리구가 통계적으로 유의하게 우수한 제거 효과를 보였다. 따라서 입도 분포 기반의 여과 안정성 평가 결과와 수질 항목 개선 효율 등을 함께 고려하여, PAM의 적정 처리 농도를 2 $\mu\text{L g TSS}^{-1}$ 로 선정하고 이후 실험 과정에 적용하였다.

오존 적정 처리 조건

앞서 도출된 PAM의 최적 처리 농도 조건으로 응집 여과한 시료에 대하여 오존 산화 공정을 적용하였다. 해당 시료에 대한 수처리 단계별 수질 변화를 Table 4와 Fig. 6에 나타내었다. 입자성 물질의 변화를 살펴보면, 18.75 $\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 조건에서 탁도가 $0.33 \pm 0.58 \text{ FAU}$ 로 가장 낮게 측정되었으며, 150 $\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 조건에서도 1.00 FAU 이하의 안정적인 수준을 유지하였다. 그러나 300 $\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 실험구에서는 TSS가 $49.00 \pm 6.24 \text{ mg L}^{-1}$ 로 재상승하고 탁도는 $103.67 \pm 6.03 \text{ FAU}$ 로 원수에 비해 22배 이상 악화하는 등, 육안으로 식별이 가능할 정도로 수색이 백탁화하는 현상이 나타났다.

오존에 의한 입자 파괴와 가용화에 따른 수질 변화 양상은 유기물 및 영양염의 농도 변화에서도 확인할 수 있었다. 응집 및 여과 후 시료의 TOC는 $5.33 \pm 0.23 \text{ mg L}^{-1}$ 였으나, 오존 주입량의 증가와 더불어 지속적으로 상승하였으며, 최대 실험구에서

Table 3. Change of sludge particle size in marine aquaculture wastewater with the amount of polymer flocculant input and agitation

PAM dosage ($\mu\text{L g TSS}^{-1}$)	D[3,2] (μm)	D[4,3] (μm)	Dv(10) (μm)	Dv(50) (μm)	Dv(90) (μm)	Uniformity
0	22.41 $\pm$ 2.73 ^a	72.14 $\pm$ 5.99 ^a	10.95 $\pm$ 1.57 ^a	57.79 $\pm$ 6.25 ^a	149.01 $\pm$ 9.09 ^a	0.74 $\pm$ 0.05 ^{de}
1	43.56 $\pm$ 1.87 ^b	105.94 $\pm$ 2.41 ^b	22.66 $\pm$ 0.63 ^b	88.10 $\pm$ 0.90 ^{ab}	198.68 $\pm$ 3.48 ^b	0.81 $\pm$ 0.05 ^e
2	54.51 $\pm$ 3.77 ^{bc}	130.19 $\pm$ 8.23 ^c	29.61 $\pm$ 2.73 ^{bc}	112.76 $\pm$ 6.49 ^{bc}	242.51 $\pm$ 11.73 ^c	0.71 $\pm$ 0.04 ^{cde}
3	62.86 $\pm$ 4.14 ^{cd}	141.75 $\pm$ 10.58 ^c	36.84 $\pm$ 2.83 ^{cd}	123.07 $\pm$ 10.19 ^{cd}	262.27 $\pm$ 22.97 ^c	0.77 $\pm$ 0.11 ^{de}
4	77.41 $\pm$ 4.02 ^{de}	171.89 $\pm$ 8.01 ^d	48.76 $\pm$ 3.96 ^{de}	155.70 $\pm$ 8.57 ^{de}	314.88 $\pm$ 13.90 ^d	0.64 $\pm$ 0.02 ^{bcd}
5	88.37 $\pm$ 9.76 ^{ef}	202.93 $\pm$ 17.86 ^{ef}	56.06 $\pm$ 7.44 ^{ef}	184.92 $\pm$ 15.45 ^{ef}	372.39 $\pm$ 32.73 ^{de}	0.65 $\pm$ 0.06 ^{bcd}
6	90.55 $\pm$ 6.17 ^{ef}	197.46 $\pm$ 6.27 ^e	58.11 $\pm$ 4.51 ^{ef}	180.27 $\pm$ 5.63 ^{efg}	357.95 $\pm$ 11.55 ^{de}	0.58 $\pm$ 0.02 ^{abc}
7	96.85 $\pm$ 3.98 ^{fg}	194.07 $\pm$ 13.67 ^e	67.01 $\pm$ 2.67 ^{fg}	174.84 $\pm$ 12.77 ^{efg}	346.63 $\pm$ 29.18 ^{de}	0.56 $\pm$ 0.03 ^{ab}
8	112.53 $\pm$ 4.79 ^h	224.64 $\pm$ 7.84 ^{fg}	77.57 $\pm$ 3.64 ^{fg}	209.24 $\pm$ 6.19 ^{fgh}	393.27 $\pm$ 14.38 ^{de}	0.55 $\pm$ 0.04 ^{ab}
9	98.61 $\pm$ 15.97 ^{gh}	207.94 $\pm$ 25.53 ^{ef}	66.35 $\pm$ 12.87 ^{fg}	193.01 $\pm$ 25.15 ^{fgh}	368.83 $\pm$ 42.27 ^{de}	0.53 $\pm$ 0.00 ^{ab}
10	103.27 $\pm$ 6.48 ^{gh}	207.13 $\pm$ 8.02 ^{ef}	70.35 $\pm$ 4.71 ^g	191.68 $\pm$ 9.03 ^{gh}	365.31 $\pm$ 10.50 ^{ef}	0.58 $\pm$ 0.05 ^{abc}
20	135.09 $\pm$ 8.56 ⁱ	232.21 $\pm$ 13.24 ^{fg}	92.66 $\pm$ 5.98 ^h	213.43 $\pm$ 12.06 ^{gh}	402.51 $\pm$ 23.27 ^{ef}	0.55 $\pm$ 0.03 ^{ab}
30	134.30 $\pm$ 11.02 ⁱ	246.45 $\pm$ 7.64 ^g	94.48 $\pm$ 5.34 ^h	224.41 $\pm$ 8.56 ^h	431.72 $\pm$ 11.13 ^f	0.46 $\pm$ 0.03 ^a
P-value	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000

PAM, Polyacrylamide; TSS, Total suspended solids. *Statistical analyses were performed using one-way ANOVA (IBM SPSS Statistics 25.0). Homogeneity of variances was assessed using Levene's test. Tukey's b test was applied when variances were equal; otherwise, the Games-Howell test was used. Different superscript letters indicate significant differences ($P < 0.05$).

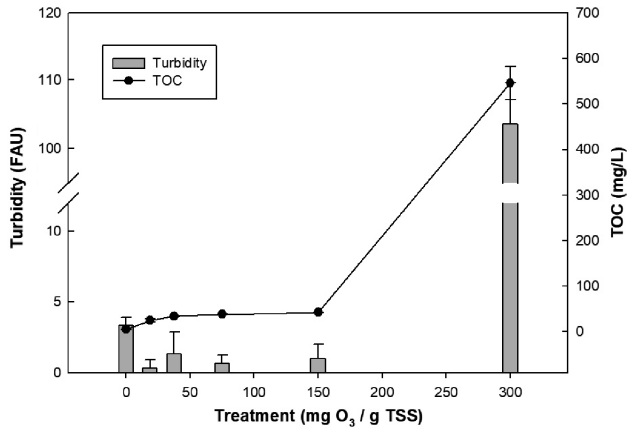


Fig. 6. Changes in turbidity and TOC concentrations according to ozone dosage in the pretreated wastewater sample. The bar graph represents turbidity (left y-axis), and the line graph represents TOC (right y-axis). TSS, Total suspended solids; TOC, Total organic carbon.

는 $545.73 \pm 36.05 \text{ mg L}^{-1}$ 까지 증가하였다. 이는 고형물 내부에 함유되어 있던 난분해성 유기물이 수중으로 용출되었음을 시사한다. TP 농도는 $18.75 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 조건에서 일시적인 농도 상승이 발생하였으나 $37.5 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 조건에서 5.47 mg L^{-1} 로 크게 감소하였다. 이는 저농도 오존 처리 초기 과정에서 응집 플록의 부분적 분해에 따른 인 성분의 일시적 용출이 발생한 후 오존 부하량 증가와 더불어 용존태 인이 산화 제거된 결과로 해석되며, 오존 처리에 따른 TP 농도의 일시적 증감은 다른 분야의 배출수 처리 연구에서도 보고된 바 있다(Lee and Kim, 2005). 또한 TP 농도 역시 최대 실험구에서 $70.33 \pm 4.65 \text{ mg L}^{-1}$ 로 증가하여 최대 농도에 달하는 결과를 보였으며, 이는

오존이 응집 고형물에 함유된 용존태 물질의 용출을 일으킨다는 점을 뒷받침한다.

질소 화합물의 경우, $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 $150 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 실험구까지는 농도가 1.0 mg L^{-1} 미만으로 낮았으나 최대 실험구에서 $26.87 \pm 0.42 \text{ mg L}^{-1}$ 로 증가하였다. 아울러 $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 경우에도 $18.75\text{--}150 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 범위의 실험구의 농도는 0.01 mg L^{-1} 수준으로 낮게 유지되는 등 우수한 수처리 효과를 보였다.

따라서 과도한 오존 주입에 따른 수중 오존의 특정 임계 농도 초과는 고형물 입자 파괴 및 유기물 가용화가 발생함을 알 수 있다. 이를 고려하였을 때, PAM과 같은 유기 고분자 응집제 사용과 병행하며 수처리 효율과 안정성을 유지할 수 있는 오존의 적정 처리 농도는 $18.75\text{--}37.5 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 범위로 판단된다.

고 찰

본 연구에서는 해수 RAS 배출수의 처리 효율을 최대화하기 위한 PAM과 오존 처리 복합 공정의 최적 운전 조건을 평가하였다. 그 결과, 어류의 배설물이나 분비물, 그리고 잔류하는 사료 찌꺼기 등의 입자성 물질 제거와 수질 안정성을 동시 확보할 수 있는 조건은 $2 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 농도의 PAM 주입과 $18.75\text{--}37.5 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 농도의 오존을 복합 처리하는 것으로 판단되었다. 응집 여과 과정에서는 PAM을 $2 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 로 극소량 주입하는 것만으로도 미세 고형물 크기를 확대시킴으로써 제거 효율을 높일 수 있었다. 일반적으로 콜로이드 입자 등과 같은 물질의 응집 용매의 이온 강도에 의해 효율이 좌우된다. Debye-Hückel 이론 및 관련 연구 사례에 따르면(Kim and Bae, 1999; Muthukumar, 2002), 이온 강도가 높은 환경에서는 수중에 존재하는 입자 주변의 전기적 이중층이 압축되어 입자 간의 전기적 반발력이 감소하게 된다. 따라서 해수와 같이 높은 이온 농도로 인해 고형물 입자 간의 접근이 용이해진 환경에 PAM과

Table 4. Changes in water quality parameters of marine aquaculture wastewater according to coagulation, filtration, and ozone dosage

Treatment ($\text{mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$)	TSS (mg L^{-1})	Turbidity (FAU)	TP (mg L^{-1})	TOC (mg L^{-1})	TAN (mg L^{-1})	Nitrite (mg L^{-1})	Nitrate (mg L^{-1})
Raw sample	254.33 ± 1.15^c	4.67 ± 2.08^{ab}	46.33 ± 1.53^e	10.25 ± 0.45^{ab}	10.33 ± 0.58^c	0.37 ± 0.12^{abc}	1.03 ± 0.06^b
Flocculation	19.67 ± 9.87^{ab}	4.33 ± 0.58^b	40.67 ± 0.58^{cd}	4.55 ± 0.96^a	0.10 ± 0.00^b	0.05 ± 0.01^b	1.07 ± 0.06^b
Filtration	8.67 ± 2.08^a	3.33 ± 0.58^b	37.33 ± 0.58^c	5.33 ± 0.23^a	0.17 ± 0.06^{ab}	0.05 ± 0.01^b	0.77 ± 0.06^a
18.75	3.33 ± 1.53^a	0.33 ± 0.58^a	44.00 ± 1.00^{de}	24.78 ± 4.09^{bc}	0.33 ± 0.06^b	0.06 ± 0.02^{abc}	0.83 ± 0.06^{ab}
37.5	4.67 ± 2.31^a	1.33 ± 1.53^{ab}	5.47 ± 0.23^a	34.02 ± 0.89^{bc}	0.03 ± 0.01^a	0.01 ± 0.00^a	0.93 ± 0.06^{ab}
75	4.33 ± 1.53^a	0.67 ± 0.58^a	8.33 ± 0.29^{ab}	38.14 ± 0.31^{bc}	0.34 ± 0.12^{ab}	0.01 ± 0.00^a	0.97 ± 0.06^{ab}
150	11.67 ± 2.52^a	1.00 ± 1.00^{ab}	11.67 ± 0.76^b	42.60 ± 0.15^c	0.12 ± 0.16^{ab}	0.01 ± 0.00^a	0.87 ± 0.06^{ab}
300	49.00 ± 6.24^b	103.67 ± 6.03^c	70.33 ± 4.65^f	545.73 ± 36.05^d	0.12 ± 0.15^{ab}	0.12 ± 0.01^c	26.87 ± 0.42^c
P-value	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

TSS, Total suspended solids; TP, Total phosphorus; TOC, Total organic carbon; TAN, Total ammonia nitrogen. *Statistical analyses were performed using one-way ANOVA (IBM SPSS Statistics 25.0). Homogeneity of variances was assessed using Levene's test. Tukey's b test was applied when variances were equal; otherwise, the Games-Howell test was used. Different superscript letters indicate significant differences ($P < 0.05$).

같은 응집제를 투입할 경우, 보다 효과적인 가교 작용이 발생하여 고분자 응집제의 효율이 상승하는 것으로 사료된다. 한편 PAM의 처리 농도가 $10 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 를 초과하는 고농도 실험구에서는 수질 지표가 오히려 명료하게 악화하는 경향을 확인하였다. 특히 TOC와 탁도가 급증하였을 뿐만 아니라 $\text{NO}_2\text{-N}$ 또한 $20\text{--}30 \mu\text{L g TSS}^{-1}$ 실험구에서 최대 0.11 mg L^{-1} 까지 재상승하였다. 과도한 양의 PAM이 주입될 경우, 고형물과 반응하지 못하고 수중에 잔류한 PAM이 응집 입자의 표면을 물리적으로 재피복하게 된다. 이러한 기작은 다른 미세 고형물과의 추가적인 응집을 저해하는 입체 장애를 유발하는 원인이 될 수 있으며, 잔류 PAM 그 자체도 시료의 수색에 영향을 주어 수질 분석 과정에 간섭하였을 가능성이 있다. Zhu et al. (2020)의 연구에 따르면, 잔류 고분자 응집제는 비색계 등을 이용한 용존 유기물의 분석 과정 등에서 형광 특성에 간섭을 일으켜 실제 농도보다 과장 측정하는 현상을 유발할 수 있다. 이러한 특징을 고려하였을 때, 잔류 PAM의 탄소 성분이 TOC 농도로서 가산 측정되었을 뿐만 아니라, TSS 측정 과정에서는 유리섬유필터를 통과하지 못하여 함께 측정되고 수중 탁도의 증가를 유발하는 콜로이드로 작용하였을 것으로 판단된다. $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 농도 상승의 경우에도 PAM이 분해되는 과정에서 발생하는 아마이드기로부터 질소 화합물이 용출될 수 있다는 연구보고와 일치하며(Smith et al., 1997), 이는 필요량 이상의 PAM 사용이 오히려 배출수의 수질 악화를 유발함을 의미한다.

오존 처리의 경우 $18.75\text{--}37.5 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 범위의 실험구에서 탁도 및 질소 화합물에 대한 우수한 개선 효과가 나타났으나, 최대 실험구에서는 $\text{NO}_3\text{-N}$ 농도가 비정상적으로 증가하는 등의 급격한 변화가 나타났다. $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 경우 $150 \text{ mg O}_3 \text{ g TSS}^{-1}$ 구간까지는 0.87 mg L^{-1} 수준으로 비교적 안정적 농도를 유지하였으나, 최대 실험구에서의 농도는 26.87 mg L^{-1} 로 약 30배 이상 급증하며 단순히 $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 산화작용만으로는 설명이 불가능한 수치를 나타냈다. Akter et al. (2022)의 혐기성 수처리조를 대상으로 한 유출수 오존 처리 연구에서는 고농도의 오존이 난분해성 유기 질소를 무기화하여 질산성 질소로 전환한다는 결과가 보고된 바 있다. 본 연구에서 확인된 현상도 수중에 주입된 고농도 오존의 산화력이 임계점을 넘어서면서 배출수 시료 중의 난분해성 유기 질소를 파괴하는 등 급격한 무기화 작용을 일으킨 결과로 해석된다. 또한 150 mg 이하의 조건에서 $\text{NO}_3\text{-N}$ 농도가 비교적 낮은 수준으로 유지된 점은, 임계점을 넘지 않는 수준의 오존 농도 조건에서는 용존 유기물이나 $\text{NO}_2\text{-N}$ 등 비교적 산화되기 쉬운 물질과 우선적으로 반응하였고 유기 질소의 완전한 무기화를 일으키는 단계까지 진행되지 않았기 때문으로 사료된다. 아울러 최대 실험구에서는 TP 농도도 배출수 시료 원수보다 높게 나타난 것 역시, 강력한 산화 과정에서 입자 내부에 결합된 불용성 인 성분을 용출시켰기 때문이며, 따라서 물리적 여과의 최대 효율 및 최적의 오존 산화 효과를 얻기 위해서는 필요 최소한의 응집제 처리로 고형물을 우선적으로 제거한 후 임

계 농도 이하로 오존을 이용하는 등의 엄격한 제어가 이루어져야 한다. 한편 양식장 현장에서 배출수의 고형물 및 질소 화합물의 농도를 측정하며 매일 다른 최적 수처리 조건을 적용하는 것은 큰 부담으로 작용할 수 있다. 따라서 각종 요인에 따른 변동 폭이 큰 배출수 TSS 농도를 직접 측정하는 것보다는 어민이 직접 관리 가능한 일일 사료 공급량을 기준으로 PAM 및 오존 투입량을 산출 적용하는 것이 타당하다.

RAS를 비롯한 어류 양식장의 일일 고형물 발생량은 사료 건중량의 약 25% 수준이라는 연구 사례가 보고된 바 있다(Chen et al., 1997; Timmons and Ebeling, 2013). 이를 본 연구 결과에 적용할 경우, 사료 급여량 1 kg 당 약 0.5 mL 의 PAM과 오존 약 $4.7\text{--}9.4 \text{ g}$ 이 배출수 처리에 소요된다. 이는 PAM과 같은 고분자 응집제의 과다 사용 및 응집제의 생물 독성 등과 같은 2차 오염을 예방하기 위한 정량적 가이드라인이 될 수 있다. 다만 해수 환경에서의 오존 사용은 그 과정에서 고농도의 TRO가 생성 및 누출될 위험이 있으므로, 향후 현장 실증 등을 통한 장기적 운용에 따른 생물학적 안전성을 검증하는 후속 연구가 요구된다(EPA, 1999; WHO, 2017). 본 연구는 실험실 규모에서 수행된 연구로, 해수의 오존 처리 과정에서 생성될 수 있는 브로메이트를 포함한 TRO 발생 여부 및 측정은 이루어지지 않았다. 따라서 본 결과는 TSS 등 고형물에 대한 물리적 수질 항목 및 용존태 영양염의 제거 효율을 기준으로 해석되어야 하며, 현장에서의 실적용에 앞서 TRO 생성 수준 등에 대한 별도 평가가 이루어질 필요가 있다. 다만 본 연구에서 적용한 오존 처리 농도는 기존 연구사례에서 생물학적 위해성이 보고된 수준보다 낮은 범위이며, 향후 장기적 현장 실증을 통한 운용 안정성 검증이 필요하다. 아울러 본 연구는 역세척 배출수 중의 슬러지를 균일 농도의 인공 배출수로 조제한 시료를 실험에 사용한 것이며, 실제 RAS에서 실시간 방출되는 배출수의 유기물 조성 및 TSS 농도 등의 일간 변동 특성을 그대로 반영하지 못할 수 있다는 한계가 있다. 따라서 본 연구 결과를 현장에 적용하기 위해서는 실제 배출수를 대상으로 한 실증과 같은 검증 과정이 필요하다.

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 아쿠아터원 핵심 플랫폼 기술 개발).

References

- Ahmad I, Babitha Rani AM, Verma AK and Maqsood M. 2017. Biofloc technology: An emerging avenue in aquatic animal healthcare and nutrition. *Aquacult Int* 25, 1215-1226. <https://doi.org/10.1007/s10499-016-0108-8>.
- Akter J, Lee J, Kim W and Kim I. 2022. Changes in organics and nitrogen during ozonation of anaerobic digester effluent.

- Water 14, 1425. <https://doi.org/10.3390/w14091425>.
- APHA (American Public Health Association). 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd Edition). American Public Health Association, Washington, D.C., U.S.A.
- Bondad-Reantaso MG, Subasinghe RP, Arthur JR, Ogawa K, Chinabut S, Adlard R, Tan Z and Shariff M. 2005. Disease and health management in Asian aquaculture. *Vet Parasitol* 132, 249-272. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2005.07.005>.
- Chen S, Coffin DE and Malone RF. 1997. Sludge production and management for recirculating aquacultural systems. *J World Aquacult Soc* 28, 303-315. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1997.tb00278.x>.
- Cripps SJ and Bergheim A. 2000. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacult Eng* 22, 33-56. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00031-5](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00031-5).
- Davidson J, Good C, Welsh C and Summerfelt ST. 2011. Abnormal swimming behavior and increased deformities in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* cultured in low exchange water recirculating aquaculture systems. *Aquacult Eng* 45, 109-117. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.08.005>.
- Ebeling JM, Ogden SR, Sibrell PL and Rishel KL. 2004. Application of chemical coagulation aids for the removal of suspended solids (TSS) and phosphorus from the microscreen backwash effluent of an intensive recirculating aquaculture system. *N Am J Aquac* 66, 198-207. <https://doi.org/10.1577/A03-056.1>.
- Ebeling JM, Rishel KL and Sibrell PL. 2006. Screening and evaluation of polymers as flocculation aids for the removal of suspended solids in aquaculture effluents. *Aquacult Eng* 35, 61-77. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.02.001>.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1999. Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual, EPA 815-R-99-014. EPA, Washington, D.C., U.S.A.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022: Towards Blue Transformation. FAO, Rome, Italy. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>.
- Gonçalves AA and Gagnon GA. 2011. Ozone application in recirculating aquaculture system: An overview. *Ozone Sci Eng* 33, 383-397. <https://doi.org/10.1080/01919512.2011.604595>.
- Kim JY and Bae YC. 1999. Phase behaviors of solid polymer electrolytes: Applicability of an extended Debye-Hückel theory. *Polymer* 40, 1979-1984. [https://doi.org/10.1016/S0032-3861\(98\)00415-7](https://doi.org/10.1016/S0032-3861(98)00415-7).
- Lee BH and Kim SH. 2005. Livestock wastewater treatment using the DOF and PO2 system with high concentration of ozone. *J Korean Soc Environ Eng* 27, 1162-1167.
- Muthukumar M. 2002. Phase diagram of polyelectrolyte solutions: Weak polymer effect. *Macromolecules* 35, 9142-9145. <https://doi.org/10.1021/ma021456z>.
- Park J, Kim PK, Park S and Daniels HV. 2015. Effects of two different ozone doses on total residual oxidants, nitrogen compounds and nitrification rate in seawater recirculating systems for black seabream *Acanthopagrus schlegelii* (Bleeker). *Aquacult Eng* 67, 41-48. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2015.05.003>.
- Sharrer MJ, Rishel K, Taylor A, Vinci BJ and Summerfelt ST. 2010. The cost and effectiveness of solids thickening technologies for treating backwash and recovering nutrients from intensive aquaculture systems. *Bioresour Technol* 101, 6630-6641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.101>.
- Smith EA, Prues SL and Oehme FW. 1997. Environmental degradation of polyacrylamides. *Ecotoxicol Environ Saf* 37, 76-91. <https://doi.org/10.1006/eesa.1997.1527>.
- Stiller KT, Kolarevic J, Lazado CC, Gerwins J, Good C, Summerfelt ST, Mota VC and Espmark ÅMO. 2020. The effects of ozone on Atlantic salmon post-smolt in brackish water: Establishing welfare indicators and thresholds. *Int J Mol Sci* 21, 5109. <https://doi.org/10.3390/ijms21145109>.
- Summerfelt ST and Hochheimer JN. 1997. Review of ozone processes and applications as an oxidizing agent in aquaculture. *Prog Fish Cult* 59, 94-105. [https://doi.org/10.1577/1548-8640\(1997\)059<0094:ROOPAA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8640(1997)059<0094:ROOPAA>2.3.CO;2).
- Tango MS and Gagnon GA. 2003. Impact of ozonation on water quality in marine recirculation systems. *Aquacult Eng* 29, 125-137. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(03\)00061-X](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(03)00061-X).
- Timmons MB and Ebeling JM. 2013. Recirculating Aquaculture (3rd Edition). Ithaca Publishing Company, Ithaca, N.Y., U.S.A.
- van Rijn J. 2013. Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquacult Eng* 53, 49-56. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.11.010>.
- WHO (World Health Organization). 2017. Guidelines for Drinking-water Quality: 4th Edition Incorporating the First Addendum. WHO Press, Geneva, Switzerland.
- Zhu G, Liu J, Ma J and Hursthouse AS. 2020. Interference of the polyacrylamide coagulant in the fluorescence analysis of dissolved organic matter during water treatment. *Environ Chem Lett* 18, 1433-1440. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01013-w>.