

순환여과식 양식시스템 배출수 처리를 위한 천연 및 합성 응집제의 효율 비교 연구

김승리 · 이재건 · 윤성천¹ · 박정환^{2*}

국립부경대학교 수산생물학과, ¹서울대학교 지구환경과학부, ²어번대학교 수산양식 및 수생과학과

Comparative Study on the Treatment Efficiency of Natural and Synthetic Coagulants for Recirculating Aquaculture System (RAS) Effluent Treatment

Seungri Kim, Jaegon Lee, Sungchun Woon¹ and Jeonghwan Park^{2*}

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

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

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

This study evaluated natural polymer coagulants and polyaluminum chloride (PAC) for the removal of suspended solids from recirculating aquaculture system (RAS) effluents. Synthetic wastewater (TSS \approx 4,000 mg \cdot L⁻¹) was prepared using sedimentation-tank solids. Chitosan, alginate, an alginate-Ca composite, starch, cationic starch, and PAC were evaluated as coagulants. Jar tests were conducted at 150 rpm for 2 min, 40 rpm for 10 min followed by 30 min of settling. The supernatant total suspended solids (TSS), turbidity, total dissolved solids (TDS), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) levels were measured. The optimal dosing was determined primarily by TSS reduction, with COD, TN, and TP used as secondary criteria. When the performance plateaued, the minimum effective dose was selected. PAC achieved strong TSS and turbidity removal, but increased TDS, raising concerns about residual aluminum and increased ionic strength. At similar doses, chitosan provided solids and turbidity control comparable to that of PAC. It also consistently reduced COD and TP and lowered TDS, suggesting that it is a biodegradable, low-toxicity coagulant with minimal residuals. The alginate-Ca composite improved over alginate alone but had practical limitations owing to the added process complexity and cost. In contrast, starch-based coagulants exhibited low efficiencies under these conditions. Overall, chitosan emerged as the most feasible eco-friendly alternative to PAC for RAS effluent treatment.

Keywords: Recirculating aquaculture system, Effluent treatment, Coagulation-flocculation, Natural polymer coagulants, Polyaluminum chloride

서론

급격한 산업화에 따른 오염물질의 유입과 더불어, 농축수산 폐수의 무분별한 배출은 전 세계적으로 수질오염의 문제를 심화시키는 주요 원인으로 지적되고 있다(Akhtar et al., 2021). 이러한 수질 악화는 수생태계의 건강성을 위협할 뿐만 아니라, 안전한 수자원 확보를 어렵게 함으로써 산업 활동 전반에 중대한 제약을 초래할 수 있다. 특히 양식산업의 잔류 사료와 배설물에

서 유래한 질소·인 등 영양염이 수계로 유입되어 부영양화를 촉진할 수 있으며, 이로 인해 양식시설 배출수가 주요 오염원으로 지목되어 전세계적으로 관련 수질 규제가 지속적으로 강화되고 있다(Liu et al., 2024). 국내 또한 수질관리를 위하여 방류수 수질 기준을 지속적으로 강화하고 있으며 최근에는 방류수 재이용에 대한 필요성이 높아지면서 재이용에 적합한 수질 기준 항목 확대 등이 요구되고 있다(Kim, 2018). 이러한 어류양식 설비의 배출수 수처리 문제를 해결하기 위한 대안으로, 2000년대

*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.2026.0103>

Korean J Fish Aquat Sci 59(2), 103-114, April 2026

Received 2 February 2026; Revised 23 March 2026; Accepted 31 March 2026

저자 직위: 김승리(대학원생), 이재건(대학원생), 윤성천(연수연구원), 박정환(교수)

이후 순환여과식 양식시스템(recirculating aquaculture system, RAS)이 핵심 기술로 부상하였다. RAS는 여과 공정을 거쳐 정화된 사육수를 반복적으로 재사용함으로써 취수량과 외부 배출량을 현저히 저감하며, 외부 환경으로부터의 병원체 유입을 차단하여 고밀도 사육과 안정적인 생산이 가능하다는 장점을 지닌다(van Rijn, 2013). 이는 다량의 오염수를 인근 수계로 방류하여 환경 부담을 초래했던 기존 개방적 유수식 양식 구조와 대조적으로 오염물질을 시스템 내부에서 제어·관리할 수 있다는 점에서 친환경 양식기술로서 높은 가능성을 보여준다(Martins et al., 2010).

그러나 RAS는 오염물질 배출을 최소화하지만 여과 공정에서 고농도로 농축된 오염 배출수가 발생한다는 한계를 지닌다. 즉 물리적 여과 과정에서 발생하는 배출수는 유기물 농도와 탁도가 높고, 다양한 크기의 부유성 고형물을 포함하고 있다(Ebeling et al., 2004). 이 중에는 직경 30 μm 이하의 미세 입자 및 콜로이드성 입자도 상당 비율로 존재하는데, 이러한 미세 입자들은 침전 속도가 매우 느리고 재부유하기 쉬운 단순 침전만으로는 안정적인 제거가 어렵다(Chen et al., 1993). 결국 적절한 배출수 처리가 이루어지지 않을 경우 주변 수계의 오염을 심화시킬 수 있을 뿐만 아니라, 시스템 내로 재 유입될 경우 어류의 스트레스 유발 및 질병 저항성 약화를 초래할 수밖에 없다는 점이 한계로 지적되어 왔다(Piedrahita, 2003). 따라서 RAS 배출수의 미세 입자를 안정적으로 제거하기 위해서는 응집 공정의 적용이 필수적이다(Zhang et al., 2014). 응집은 전하 중화와 고분자가 교차 작용을 통해 미세 입자를 거대 플록으로 형성시켜 침전 효율을 향상시키는 기술로 고형물 제거의 전처리 단계에서 폭넓게 활용되고 있다(Duan and Gregory, 2003). 현재 산업 현장에서는 반응성이 우수하고 비용 부담이 낮은 폴리염화알루미늄(polyaluminum chloride, PAC)과 같은 알루미늄계 합성 응집제가 주로 사용되고 있다(Gao et al., 2005). 그러나 이러한 합성 고분자 응집제에서 유래한 잔류 알루미늄은 어류의 아가미 상피 세포에 결합하거나 수산화물 형태로 중합·침전되어 아가미 표면에 물리·화학적 교란을 유발할 수 있다(Exley et al., 1991). 이러한 합성 응집제로 인한 아가미 손상은 심혈관계 부하를 초래하여 유영 능력을 저하시키며(Wilson, 2011), 결과적으로 식욕 감퇴·번식을 저하 등 생리적 기능 약화를 유발하여 양식 산업에 경제적 손실을 초래할 수 있다(Gensemer and Playle, 1999). 최근 합성 고분자 응집제의 잔류 독성과 생태계 영향 문제가 제기됨에 따라, 생분해성이 우수하고 생태독성이 낮은 천연 응집제에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다(Yin, 2010). 대표적인 소재로는 키토산, 알긴산, 전분 등이 있으며, 이들은 2차 오염을 유발하지 않으면서도 미세 입자를 효과적으로 응집시킬 수 있는 친환경적 이점을 지닌다(El Bouaidi et al., 2022). 이에 따라 천연 응집제는 수생태계 안전성을 확보할 수 있는 합성 응집제의 잠재적 대체재로 평가되고 있다. 하지만 RAS 배출수와 같은 고농도 유기물을 함유한 복합 폐수 조건에서 천연 응집제의 구

체적인 처리 효율과 최적 운전 조건 등에 대한 연구는 아직 미비한 실정이다. 이에 본 연구는 RAS 배출수 처리에 활용할 천연 응집제를 선정하고 적정 투여량을 도출하고자 하였다. 이를 바탕으로 RAS 배출수의 오염 부하 저감을 위해 천연 및 합성 응집제의 응집 성능을 정량적으로 비교·분석하였고, 나아가 순환 여과식 양식 시스템의 환경 친화적인 배출수 처리기술 개발을 위한 기초 자료를 마련하고자 하였다.

재료 및 방법

실험 재료

본 연구는 합성 및 천연 응집제의 처리 농도에 따른 고형물의 응집 효율과 입자분포 변화를 평가하기 위해 담수에서 운영되고 있는 양식 시스템의 배출수를 대상으로 실험을 진행하였다. 실험에 사용된 배출수는 경상남도 밀양에 위치한 뱀장어(*Anguilla japonica*) RAS 침전조에서 채취하였다. 채수는 드럼 필터 역세수가 집수되는 침전조 내에서 난류가 적은 구간의 수면 하 10–20 cm 지점에서 수행하였다. 채수한 시료는 아이스 박스로 냉장 상태로 운반하였으며, 실험실로 이송 후 곧바로 전처리를 수행하였다. 시료 중 자갈, 모래 등 총 부유고형물(total suspended solids, TSS)에 포함되지 않는 협잡물은 2 mm 거름망을 이용하여 제거한 후 호모제나이저로 전량 균질화하였다. 균질 처리한 시료는 부패 방지를 위해 실험에 사용 전까지 냉장 보관하였다.

배출수 시료 조제 및 응집제 선정

실험실 규모의 jar test를 위하여 균일 농도의 인공 배출수 시료를 조제하였다. 초기 원수 TSS를 해양환경공정시험기준에 따라 측정된 뒤, 분석 결과를 바탕으로 슬러지와 증류수를 혼합하여 250 mL당 TSS 1 g (=4,000 mg·L⁻¹)이 되도록 조정하였다. pH는 기존 원수 조건인 pH 7.2를 유지하였다. 응집 효율을 비교 분석하기 위해 합성 응집제인 PAC를 대조구로 설정하고 천연 응집제의 처리 효율을 비교하였다. 천연 응집제 중에서 키토산, 알긴산, 전분을 선정하여 실험을 수행하였다. 알긴산과 전분은 단독 처리 시 고형물 응집 효율이 낮게 나타난다는 점을 보완하기 위해, 알긴산에 칼슘 이온을 응집 보조제로 사용하여 겔화 반응을 유도하였으며, 전분의 경우 전기적 중화능력을 강화한 양이온성 전분을 추가로 도입하여 실험을 수행하였다. 최종적으로 총 7개의 실험구로 구성하였으며, 모든 고분자 응집제는 제조사 지침에 따라 1% (w/v) stock 용액으로 조제하였다. 조제한 용액은 냉암소에서 보관하여 12시간 이내에 사용하였고, 사용 직전 볼텍스 믹서를 이용해 동일한 조건으로 재교반한 후 실험에 사용하였다. 각 응집제의 투여구간은 선행 연구들에서 보고된 응집 특성과 농도 반응 범위를 참고하여 과량 투여 시 재탁 현상이 발생하는 상한 농도까지 포함하도록 6단계 농도 구간을 설정하였다. 시료 교반은 마그네틱바와 자력 교반

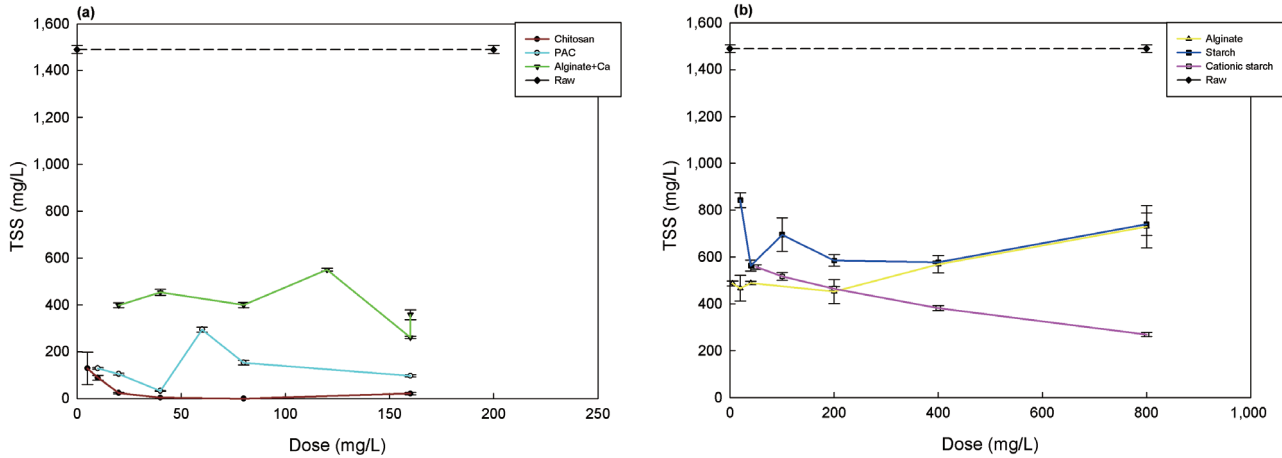


Fig. 1. Changes in supernatant TSS concentration as a function of polymer coagulant dose in jar tests. a, Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; TSS, Total suspended solids; PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line indicates the TSS of the control wastewater (control), and error bars represent mean \pm SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are presented in panels (a) and (b), and the x-axis ranges therefore differ between panels.

기(MSH-20A; DAIHAN Scientific Co. Ltd., Wonju, Korea)를 이용하였다. 각 처리구에 응집제를 투입한 후 150 rpm으로 2분 동안 급속 교반하고, 이후 10분 동안 40 rpm으로 완속 교반해 응집을 유도하였다. 교반 종료 후 시료는 30분 동안 침전시켜 응집·침강된 고형물을 정치하였다. 모든 조건은 3회 반복으로 수행하였다.

수질 및 입도 분석

응집제 처리에 따른 고형물의 응집 양상을 평가하기 위해 교반 종료 직후 침전되지 않은 시료를 먼저 채취하여 입도분석을 수행하였다. 입도분포는 레이저 회절식 입도분석기(Mastersizer 3000; Malvern Panalytical Ltd., Malvern, UK)를 이용하여 측정하였다. 입자의 체적기준 평균 입경인 D[4,3]과 누적 입자의 50%에 해당하는 입경인 Dv(50)을 산출하여 사용 응집제에 따른 형성 플록의 입도 변화를 비교하였다. 이후 침전 30분 후 상등액을 채취하여 TSS, 탁도(turbidity), 총 질소(total nitrogen, TN), 총 인(total phosphorus, TP), 화학적 산소 요구량(chemical oxygen demand, COD), 총용존고형물(total dissolved solids, TDS) 분석을 진행하였다. TSS는 여과-건조-무게법(APHA 2540 D)을 준용하여 측정하였다. 탁도는 휴대용 탁도계(DR900; Hach Co., Loveland, CO, USA)를 이용하여 흡광광도법(Method 8237; Hach Co.)으로 측정하였다. TN은 과황산 분해 자외선 흡광법(Method 10071; Hach Co.), TP는 과황산 분해 후 아스코르빈산 환원법(Method 8190; Hach Co.), COD는 중크롬산칼륨법(Method 8000; Hach Co.)으로 정량하였다. TDS 농도는 휴대용 측정기(COM-100; HM Digital Inc., Signal Hill, CA, USA)를 사용하여 측정하였다.

통계 분석

모든 결과값에 대한 통계분석은 SPSS Statistics 26.0 (IBM Corp., Armonk, NY, USA)을 이용하였다. 정규성은 Shapiro-Wilk 검정, 등분산성은 Levene 검정으로 확인하였다. 등분산이 충족된 경우 일원배치 분산분석(One-way ANOVA)과 Tukey's HSD 사후검정을 실시하였으며, 등분산이 가정이 성립되지 않을 경우 Welch ANOVA와 Games-Howell 사후검정을 적용하였다. 유의 수준은 $P < 0.05$ 로 설정하였다.

결 과

각 응집제의 종류와 투여량에 따른 상등액의 수질 특성 변화를 Table S1, Table S2에 제시하였다. 수질 항목의 변화 양상은 응집제 종류에 따라 상이하게 나타났으며, 동일 응집제 내에서도 투여량 증가에 따른 유의적인 차이가 확인되었다.

입자성 고형물 지표

배출수 시료의 응집제 종류 및 투여량에 따른 TSS 농도 변화는 Fig. 1에 제시하였다. TSS 농도는 응집제 종류와 투여량에 따라 유의한 차이를 나타냈다($P < 0.05$). 응집제를 처리하지 않은 대조구의 TSS 농도는 $1,490.0 \pm 17.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 높게 나타났다. 키토산 처리구에서는 TSS가 급격히 감소하여 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $0.0 \pm 0.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 우수한 저감 효과를 보였다. PAC 처리구에서도 투여량 증가에 따라 TSS가 전반적으로 감소하여 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $32.2 \pm 1.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 까지 낮아졌다. 알긴산-칼슘 복합체 처리구는 $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $261.1 \pm 25.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 낮은 값을 나타내어 해당 조건에서 저감 효과가 가장 뚜렷하였으나, 그 외 투여구에서는 $357.8\text{--}550.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 상

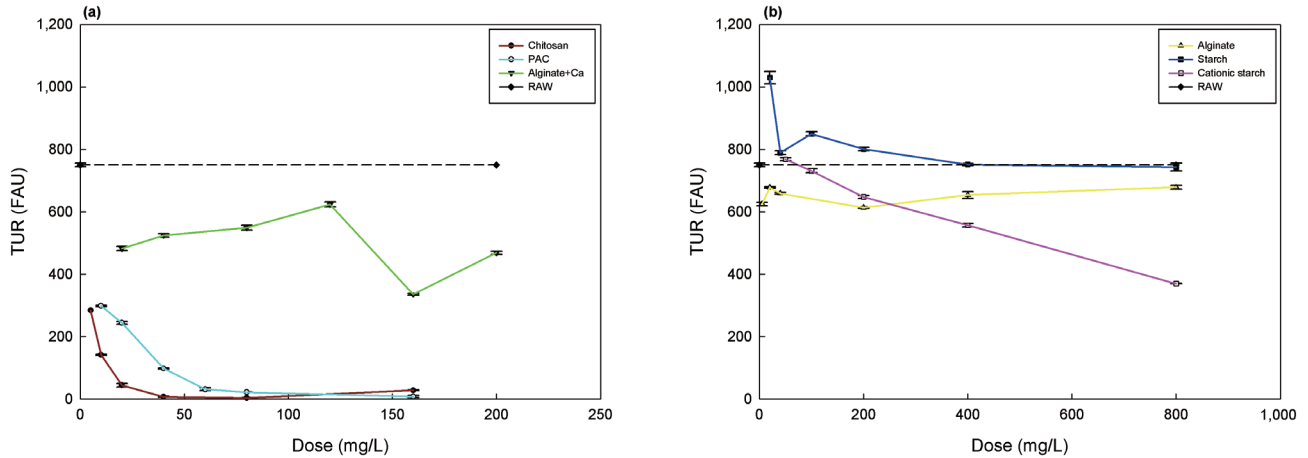


Fig. 2. Changes in supernatant TUR concentration as a function of polymer coagulant dose in jar tests. a, Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; TUR, Turbidity; PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line indicates the TUR of the control wastewater (control), and error bars represent mean \pm SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are presented in panels (a) and (b), and the x-axis ranges therefore differ between panels.

대적으로 높은 수준을 유지하였다. 양이온성 전분 처리구는 투여량 증가에 따라 TSS가 점진적으로 감소하여 $800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 $268.9 \pm 8.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 으로 가장 낮은 값을 나타냈으나, 전반적인 저감 수준은 키토산 및 PAC보다 낮았다. 전분과 알긴산 처리구는 각각 $563.3\text{--}843.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 및 $453.3\text{--}728.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 다른 응집제에 비해 TSS 저감 효과가 제한적이었다.

배출수 시료의 응집제 종류 및 투여량에 따른 탁도 변화는 Fig. 2에 제시하였다. 배출수 시료의 탁도 값은 응집제 종류와 투여량에 따라 유의한 차이를 나타냈다($P < 0.05$). 응집제를 처리하지 않은 대조구의 탁도 값은 $749.7 \pm 5.7 \text{ FAU}$ 로 나타났다. 응집제를 혼합한 처리구에서는 전반적으로 대조구보다 낮은 탁도 값을 보였으나, 저감 정도는 응집제 종류와 투여량에 따라 차이를 나타냈다. 키토산 처리구는 저농도부터 탁도가 급격히 감소하여 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 $4.0 \pm 1.0 \text{ FAU}$ 로 가장 우수한 저감 효과를 나타냈다. PAC 처리구 역시 투여량 증가에 따라 탁도가 뚜렷하게 감소하여 $800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 $8.0 \pm 3.6 \text{ FAU}$ 로 나타나 고농도 구간에서 높은 저감 효과를 보였다. 알긴산-칼슘 복합체 처리구는 전반적으로 $335.7\text{--}623.3 \text{ FAU}$ 범위를 나타냈으며, $160 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 $335.7 \pm 3.1 \text{ FAU}$ 로 가장 낮은 값을 보여 해당 구간에서 저감 효과가 가장 뚜렷하였다. 양이온성 전분 처리구는 투여량 증가에 따라 탁도가 점진적으로 감소하는 경향을 보여 $1,000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 $427.7 \pm 1.2 \text{ FAU}$ 를 나타냈으나, 키토산과 PAC에 비해서는 잔류 탁도가 높은 수준이었다. 전분 처리구는 $742.7\text{--}1,029.7 \text{ FAU}$ 범위로 나타나 탁도 저감 효과가 매우 제한적이었으며, 특히 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 처리구에서는 $1,029.7 \pm 21.5 \text{ FAU}$ 로 대조구보다 오히려 높은 값을 보였다. 알긴산 처리구도 $613.3\text{--}678.3 \text{ FAU}$ 범위로 나타나 다른 응집제에 비해 저감 효과가 크지 않았으며, 고농도 처리구에서도 뚜렷한 추가 저감은

나타나지 않았다.

용존 고형물 지표

배출수 시료의 응집제 종류 및 투여량에 따른 TDS 변화는 Fig. 3에 제시하였다. 배출수 시료의 TDS 값은 응집제 종류와 투여량에 따라 유의한 차이를 나타냈다($P < 0.05$). 응집제를 처리하지 않은 대조구의 TDS 값은 230.7 ± 1.5 로 나타났다. 응집제를 혼합한 처리구에서는 응집제 종류에 따라 TDS의 감소 또는 증가 양상이 서로 다르게 나타났다. 키토산 처리구는 전반적으로 TDS를 가장 효과적으로 낮추었으며, $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 126.0 ± 3.6 , $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 133.7 ± 5.0 , $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 129.7 ± 0.6 으로 나타나 전체 구간에서 대조구보다 유의하게 낮은 수준을 보였다. PAC 처리구는 저농도 구간에서는 대조구와 유사한 수준을 보였으나, 투여량 증가에 따라 TDS가 점차 상승하여 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 257.3 ± 0.6 , $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 302.7 ± 1.5 , $800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 345.0 ± 1.0 으로 나타나 고농도 처리 구간에서 높은 값을 보였다. 알긴산-칼슘 복합체 처리구는 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 202.7 ± 2.9 로 가장 낮은 값을 나타냈으나, $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서는 318.7 ± 3.1 로 급격히 증가하여 투여량에 따라 변동 폭이 크게 나타났다. 전분 처리구는 전반적으로 완만한 감소 경향을 보여 $400\text{--}800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 $215.7\text{--}204.7 \pm 0.6$ 으로 나타났으며, 다른 응집제에 비해 변화 폭은 크지 않았다. 알긴산 처리구는 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 에서 203.0 ± 1.7 으로 가장 낮았고, 이후 대부분 $217.0\text{--}231.0$ 범위로 나타나 대조구와 유사하거나 다소 낮은 수준을 유지하였다. 양이온성 전분 처리구 역시 $210.0\text{--}235.0$ 범위에서 대조구와 유사한 범위에서 증감을 반복하는 경향을 나타냈다. 전체적으로 TDS 저감 효과는 키토산에서 가장 뚜렷하게 나타났으며, PAC와 알긴산-칼슘 복합체는 고농도 투여 시 오히려

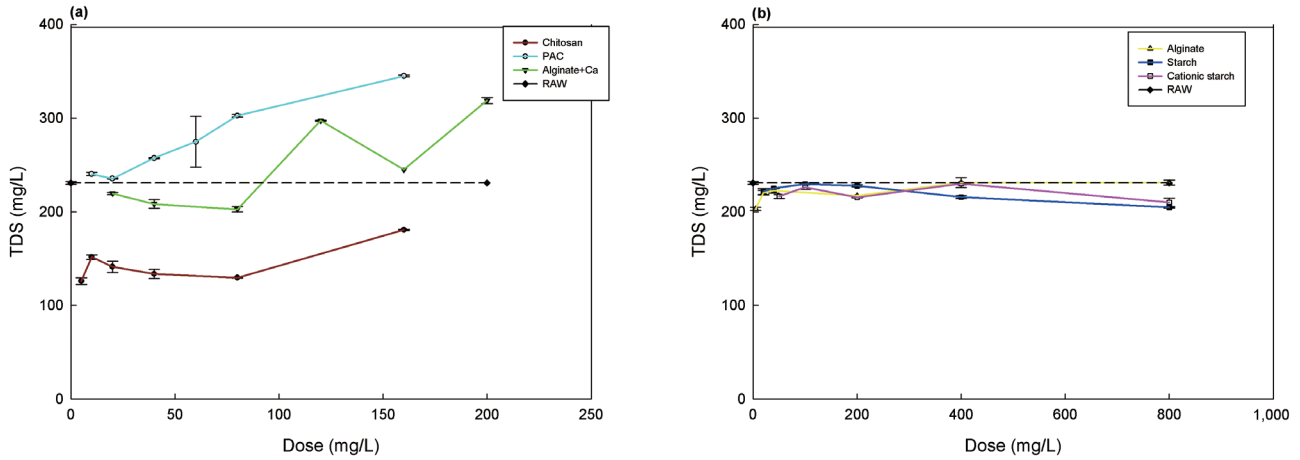


Fig. 3. Changes in supernatant TDS concentration as a function of polymer coagulant dose in jar tests. a, Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; TDS, Total dissolved solids; PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line indicates the TDS of the control wastewater (control), and error bars represent mean \pm SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are presented in panels (a) and (b), and the x-axis ranges therefore differ between panels.

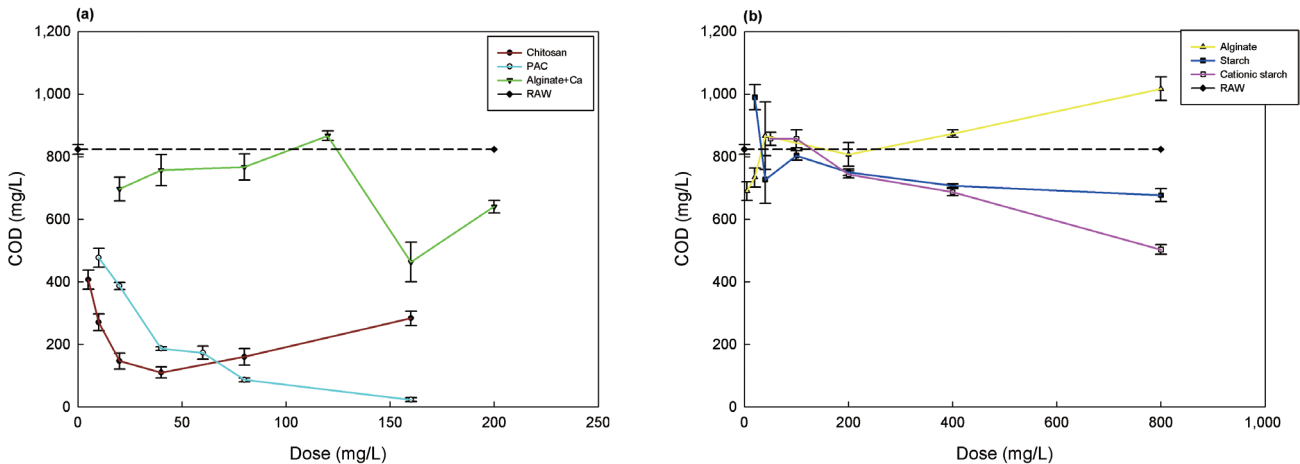


Fig. 4. Changes in supernatant COD concentration as a function of polymer coagulant dose in jar tests. a, Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; COD, Chemical oxygen demand; PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line indicates the COD of the control wastewater (control), and error bars represent mean \pm SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are presented in panels (a) and (b), and the x-axis ranges therefore differ between panels.

려 TDS가 증가하는 경향을 보였다.

유기물 지표

상등액의 COD 변화는 Fig. 4에 제시하였다. COD는 응집제 종류와 투여량에 따라 유의한 차이를 나타냈다($P < 0.05$). 응집제를 처리하지 않은 대조구의 COD는 $823.3 \pm 15.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. 키토산 처리구는 저농도부터 COD가 급격히 감소하여 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $110.0 \pm 17.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 낮은 값을 나타냈다. 이후 다소 증가하였으나, 전반적으로 우수한 저감 효과를

유지하였다. PAC 처리구 역시 투여량 증가에 따라 COD가 뚜렷하게 감소하여 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $23.3 \pm 5.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타나, 모든 응집제 중 가장 큰 저감 효과를 보였다. 반면 알긴산-칼슘 복합체 처리구는 $20\text{--}120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 구간에서 $696.7\text{--}863.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 제거효율이 제한적이었으나, $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서는 $463.3 \pm 63.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 감소하여 해당 구간에서 가장 뚜렷한 저감 효과가 확인되었다. 전분 처리구는 $676.7\text{--}990.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 전반적인 감소 폭이 크지 않았다. 알긴산 처리구 역시 $690.0\text{--}1,016.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 COD 저감

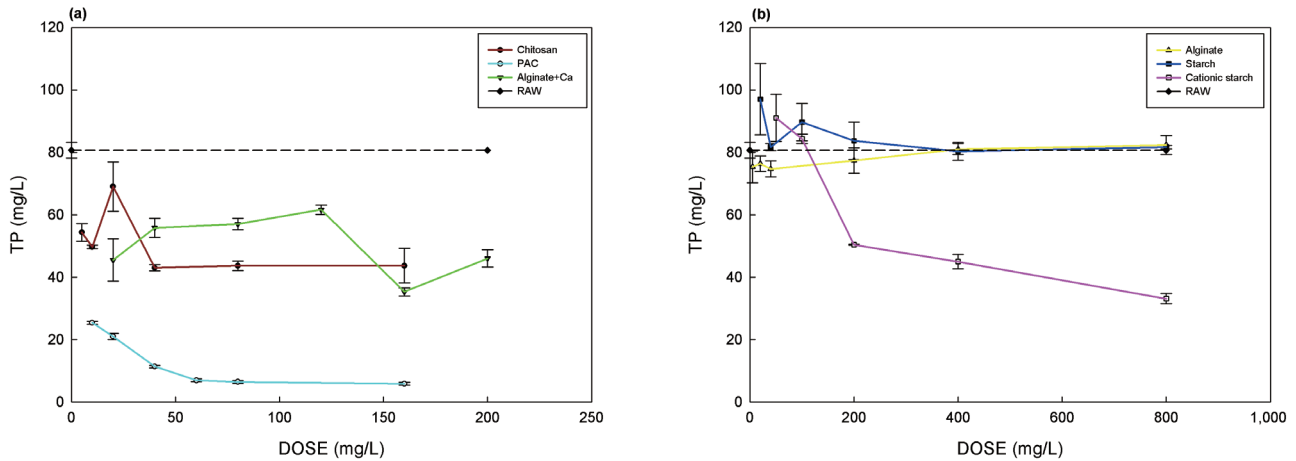


Fig. 5. Changes in supernatant TP concentration as a function of polymer coagulant dose in jar tests. a, Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; TP, Total phosphorus; PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line indicates the TP of the control wastewater (control), and error bars represent mean \pm SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are presented in panels (a) and (b), and the x-axis ranges therefore differ between panels.

효과가 제한적이었다. 양이온성 전분 처리구는 저농도에서는 856.7 ± 20.8 – $28.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 대조구와 유사하거나 다소 높은 수준이었으나, 투여량 증가에 따라 점진적으로 감소하여 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $503.3 \pm 15.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 를 나타냈다.

영양염 지표

상등액의 TP 농도 변화는 Fig. 5에 제시하였다. TP 농도는 응집제 종류와 투여량에 따라 서로 다른 제거 양상을 나타냈다. 응집제를 처리하지 않은 대조구의 TP 농도는 $80.67 \pm 2.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. PAC 처리구에서는 TP가 가장 뚜렷하게 감소하여 280 – $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 구간에서 5.87 – $6.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 수준으로 유지되어 가장 우수한 제거 효과를 보였다. 키토산 처리구에서도 TP는 전반적으로 감소하는 경향을 보여 40 – $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 구간에서는 43.00 – $43.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타났으나, PAC에 비해서는 잔류 TP가 상대적으로 높은 수준이었다. 알긴산-칼슘 복합체 처리구는 투여량에 따라 변동 폭이 컸으며, 20 – $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 구간에서는 45.50 – $61.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위를 보인 반면, $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $35.33 \pm 1.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 낮아져 해당 조건에서 저감 효과가 가장 뚜렷하였다. 양이온성 전분 처리구는 저농도에서 대조구와 유사하거나 더 높은 값을 보였으나, 투여량 증가에 따라 점차 감소하여 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $33.13 \pm 1.63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 를 나타냈다. 반면 전분 처리구는 80.33 – $97.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 전반적으로 대조구와 유사한 수준을 유지하였고, $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서는 $97.00 \pm 11.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 오히려 더 높은 값을 보였다. 알긴산 처리구 역시 74.67 – $82.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 투여량 증가에 따른 뚜렷한 감소 경향이 확인되지 않았으며, TP 저감 효과는 제한적이었다.

상등액의 TN 농도 변화는 Fig. 6에 제시하였다. TN 농도는

응집제 종류와 투여량에 따라 서로 다른 양상을 나타냈으며, 일부 처리구 간에는 유의한 차이가 확인되었다($P < 0.05$). 응집제를 처리하지 않은 대조구의 TN 농도는 $89.33 \pm 5.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 나타났다. PAC 처리구에서는 저농도 구간인 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $118.33 \pm 3.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 으로 대조구보다 높게 나타났으나, $280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 구간에서는 $35.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 수준까지 뚜렷하게 낮아져 가장 우수한 저감 효과를 보였다. 키토산 처리구는 전반적으로 TN 저감 효과가 비교적 뚜렷하여 점차 감소하는 경향을 보여 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $45.50 \pm 2.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 높은 감소율을 보여 주었으나, $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서는 $54.83 \pm 5.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 다소 재상승하는 경향이 나타났다. 알긴산-칼슘 복합체 처리구는 투여량에 따른 변동 폭이 크게 나타나 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서는 $93.17 \pm 1.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 높았으나, $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서 $48.33 \pm 2.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 가장 낮아지는 증감을 반복하였다. 전분 처리구는 71.00 – $88.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 대조구와 유사한 수준을 유지하였으며, 투여량 증가에 따른 뚜렷한 감소 경향은 확인되지 않았다. 알긴산 처리구 역시 68.33 – $85.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 범위로 나타나 전반적인 저감 폭이 크지 않았고, 대조구 대비 제한적인 감소만 관찰되었다. 양이온성 전분 처리구는 고농도 구간인 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 에서는 각각 $77.00 \pm 1.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 감소하였으나, PAC와 키토산의 최저값에 비해서는 여전히 높은 수준이었다.

고형물 입도 지표

응집제 투여에 따른 입도 분포 변화는 응집제 종류 및 투여량에 따라 뚜렷하게 달라졌으며, 고형물 체적 기반의 평균 입경인 $D[4,3]$ 의 결과를 Fig. 7에 나타내었다. 대조구의 $D[4,3]$ 는 약 $50 \mu\text{m}$ 수준으로 나타났으며, 알긴산-칼슘 복합체는 다른 처리구 대비 가장 큰 변동 폭이 관찰되었다. 특정 투여량 구간에서

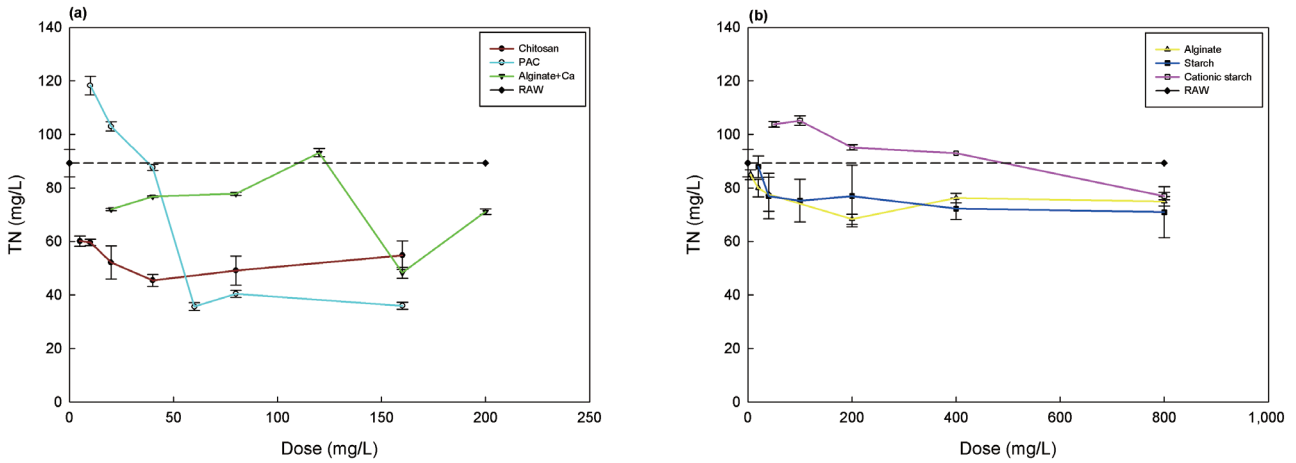


Fig. 6. Changes in supernatant TN concentration as a function of polymer coagulant dose in jar tests. a, Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; TN, Total nitrogen; PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line indicates the TN of the control wastewater (control), and error bars represent mean±SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are presented in panels (a) and (b), and the x-axis ranges therefore differ between panels.

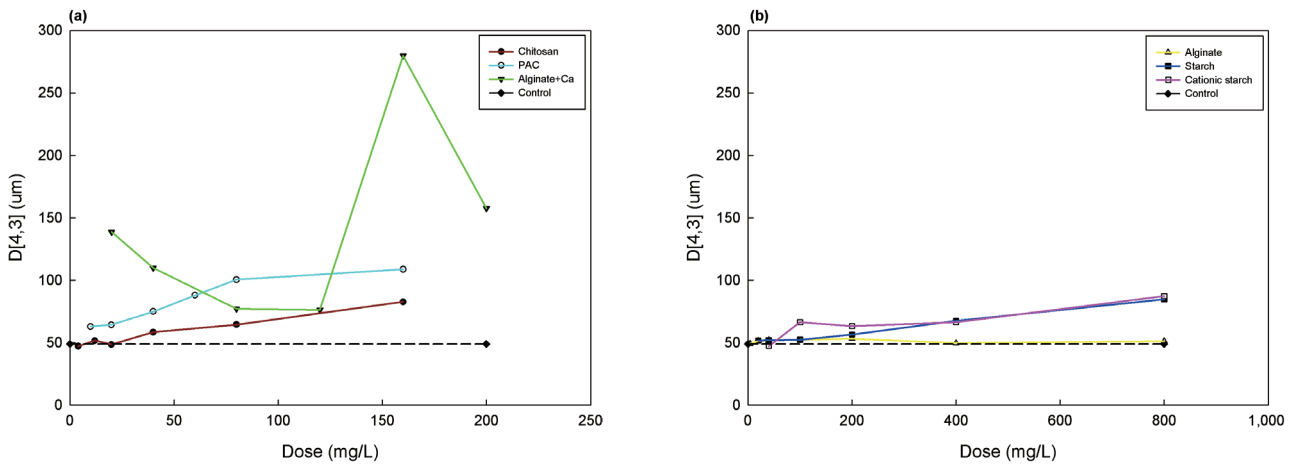


Fig. 7. Volume-weighted mean particle diameter (mean±SD) of the effluent supernatant as a function of polymer coagulant dose. a, Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line (control) indicates the pre-treatment particle size, and error bars represent mean±SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are shown separately in (a) and (b); therefore, the x-axis ranges differ between (a) and (b).

D[4,3]가 급격히 증가하여 최대 약 250–280 µm 수준까지 확대되었다가, 이후 투여량 조건에서 다시 감소하는 양상이 확인되었다. 키토산과 PAC는 비교적 낮은 투여량에서도 D[4,3]가 증가하여 입자가 성장하는 경향을 보였다. 키토산은 투여량 증가에 따라 D[4,3]가 완만하게 상승하였고, PAC는 저농도 구간에서 D[4,3]가 단계적으로 증가하여 약 100 µm 내외까지 확대되었다. 전분과 양이온성 전분은 투여량 증가에 따라 D[4,3]가 점진적으로 증가하였으며, 특히 고농도 투여 구간에서 약 80–90 µm 수준까지 확대되어 일정 수준의 가교 결합 및 플록 성장 효

과가 나타났다. 알긴산 처리구는 투여량 변화에도 대조구와 유사한 범위에서 거의 변화가 없어 성장 효과가 제한적인 것으로 나타났다.

입자 분포의 중앙값인 Dv(50)의 변화를 Fig. 8에 나타내었으며, 대조구의 Dv(50)는 약 35 µm 수준으로 나타났다. 알긴산-칼슘 복합체는 Dv(50)에서 가장 큰 변동 폭을 보였으며, 특정 투여량에서 Dv(50)가 급격히 증가하여 약 100 µm 수준까지 확대된 후 다시 감소하는 경향이 확인되었다. 키토산은 투여량 증가에 따라 Dv(50)가 단계적으로 상승하여 최대 약 60 µm 수준

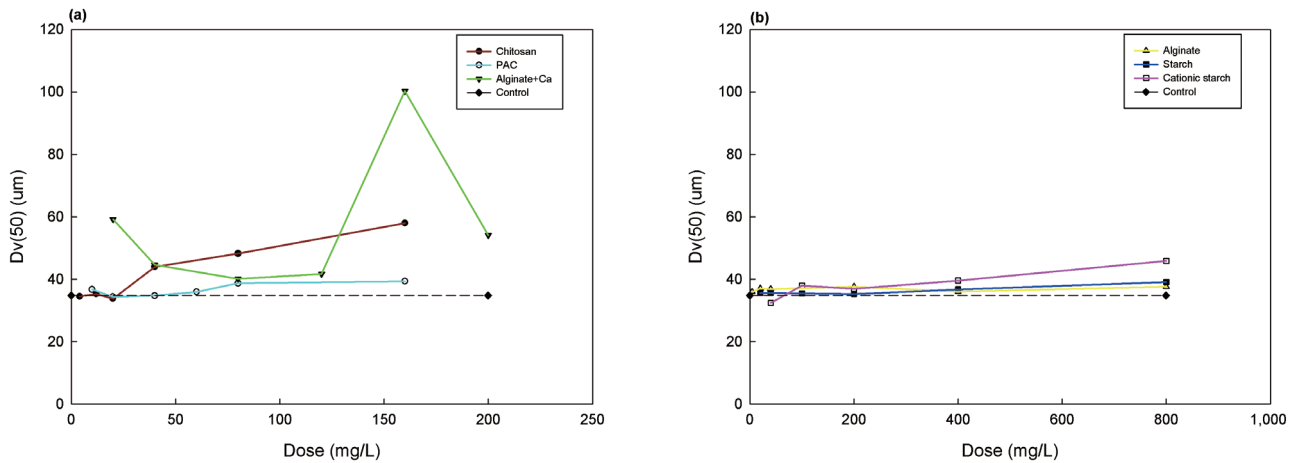


Fig. 8. Median volume particle diameter (mean±SD) of the effluent supernatant as a function of polymer coagulant dose. a Chitosan, PAC, and alginate + Ca; b, Alginate, starch, and cationic starch; PAC, PAC, Polyaluminum chloride. The dashed line (control) indicates the pre-treatment particle size, and error bars represent mean±SD. Because the tested dose ranges differed among coagulants, the results are shown separately in (a) and (b); therefore, the x-axis ranges differ between (a) and (b).

까지 확대되었다. PAC는 저농도 구간에서 $Dv(50)$ 가 소폭 증가한 뒤 일정 수준에서 유지되는 양상이 관찰되었다. 양이온성 전분은 투여량 증가에 따라 $Dv(50)$ 가 완만하게 상승하는 경향을 보였으나 증가 폭은 전반적으로 미미하였다. 전분과 알긴산 처리구는 투여량 변화에도 대조구와 유사한 범위에 머물러 입자 성장 효과가 제한적이었다.

고찰

응집제를 처리하지 않은 대조구는 혼합 침전 공정 이후에도 주요 수질 항목이 높은 수준으로 유지되어 단순 침전만으로는 고농도의 부유물질 제거에 한계가 있음을 확인하였다. 이러한 한계를 보완하기 위해 투여한 응집제 처리구에서는 상등액 수질이 전반적으로 개선되는 경향을 보였으나, 응집제 종류와 투여량에 따라 유의한 제거 효율 차이를 보였다. 따라서 응집제 선정 및 주입 조건이 배출수 처리 성능을 좌우하는 핵심 운전 인자임을 확인하였고, 처리 효과를 안정적으로 확보하기 위해 응집제별 적정 투여량을 도출하고자 하였다. 본 연구에서는 응집 처리의 일차적 목적을 부유성 고형물 제거로 설정하였으며, 이에 따라 고형물 제거 효율을 직접 반영하는 TSS를 적정 투여량 산정을 위한 1차 기준으로 선정하였다. 이후 방류수 관리 항목에 해당하는 COD, TN, TP를 함께 검토하여 최종 적정 투여량을 도출하였다. 적정 투여량이 넓은 구간에서 나타나는 경우에는 동일 수준의 처리 성능을 확보할 수 있는 최소 투여량을 적정 투여량으로 채택하였다. 이와 같은 기준을 바탕으로 천연 응집제의 처리 성능을 합성 응집제와 비교하여 합성 응집제의 대체 가능성을 평가하였다.

우선 합성 응집제인 PAC의 적정 투여 구간은 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 도

출되었다. 해당 구간에서 TSS가 최저 수준으로 나타나 탁도 저감 효과가 가장 우수했으며, 유기물 관련 지표도 전반적으로 개선되는 경향을 보였다. 특히 TP와 COD에서 높은 제거 효율을 보였는데, 이는 알루미늄 기반 무기 응집제가 전하 중화화 입자 포획을 통해 미세 입자를 효과적으로 제거하는 특성에 기인하는 것으로 판단된다. PAC 내에 존재하는 다핵 양이온이 음전하를 띠는 미세 입자를 전기적으로 중화하고 빠르게 포획·응집시킴으로써 처리 효율을 높이기 때문이다(Matsui et al., 1998). 그러나 투여량이 증가함에 따라 TDS가 유의하게 상승하는 경향이 확인되었으며, 고농도 조건에서는 대조구 대비 약 47.7%의 높은 증가율을 나타냈다. 이러한 결과는 PAC 주입에 따라 수중 이온 조성이 변화하고 일부 용존성 무기 성분이 상등액에 잔류했을 가능성을 시사한다(Yang et al., 2011). 다만 본 연구에서는 잔류 알루미늄을 직접 측정하지 않았으므로, TDS 상승을 곧바로 잔류 알루미늄 증가와 동일시하기보다는 용존성 무기 성분 증가 가능성으로 해석하는 것이 타당하다. 그럼에도 이러한 용존성 잔류 알루미늄의 증가는 장기 운전 조건에서 생물 안전성 측면에서 주의가 필요하므로(Poléo, 1995), 실제 적용 단계에서는 잔류 알루미늄과 독성 영향을 함께 평가할 필요가 있다.

천연 응집제인 키토산의 적정 투여 구간은 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 도출되었다. 해당 구간에서 TSS와 탁도가 크게 감소하였고, COD 역시 낮은 수준을 보여 PAC와 유사한 처리 성능을 나타냈다. 키토산 처리구에서 뛰어난 제거 성능이 나타난 것은 키토산 분자 내 양전하 아미노기가 음전하를 띠는 미세입자와 강한 전하 중화를 유도하고, 동시에 키토산의 긴 사슬 구조가 입자들 사이를 연결하는 가교 결합을 형성함으로써 플록을 보다 크고 견고하게 형성한 결과로 판단된다(Chen et al., 2020). 특히 키토산 처리구에서 관찰된 TDS가 감소한 결과는 PAC와 상반된 경향으

로, 키토산 처리 과정에서 용존 성분의 일부가 함께 제거되었을 가능성을 시사한다(Renault et al., 2009). 다만, 키토산은 PAC 대비 상대적으로 높은 원료 단가, 산성 조건에서의 용해 필요성, 대량 처리 시 용해 주입 공정의 복잡성이라는 제약이 있어, 현장 적용성은 처리효율뿐 아니라 경제성 및 공정 운전성까지 함께 고려하여 판단할 필요가 있다.

전분 처리구는 실험에 사용된 응집제 중 가장 낮은 수준의 TSS 제거율을 나타냈으며, 오히려 투여량 증가함에 따라 TSS가 상승하는 경향을 보였다. 이는 전분이 비이온성 또는 약한 음전하를 띠고 있어, 대부분 음전하인 배출수 내 미세 입자와의 전하 중화 능력이 거의 없었기 때문이다(Oladoja, 2015). 또한, 과량 투여 시 전분 자체가 용존 유기물 부하로 작용하여(Rahmat et al., 2025) 결과적으로 TSS 및 COD 저감 효과가 제한적으로 나타난 것으로 해석된다. 이러한 전분의 한계를 보완하기 위해 사용된 양성 전분은 전분 대비 상등액 수질이 전반적으로 유의하게 개선되는 효과를 보였다. 이는 양이온화된 전분 구조 내에 4차 암모늄기가 양전하를 제공하여, 음전하를 띠는 미세 입자의 전하를 중화하고 가교 결합을 유도했기 때문으로 판단된다(Haleem et al., 2023). 그러나 양이온성 전분 투여량이 증가함에 따라 TN 농도가 대조구 대비 상승하는 경향이 관찰되었다. 이는 양이온성 전분의 제조 과정에서 시약 자체에 포함된 질소 원자에 기인한 것으로(Hebeish et al., 2009), 응집 과정에서 오염물질과 결합하지 못한 잔류 성분이 상등액에 남아 질소 농도를 상승시킨 것으로 해석된다. 즉, 양성전분은 탁도와 인 제거 측면에서는 상대적으로 우수한 성능을 보였으나, 과량 투여 시 응집제 자체가 질소 부하 증가에 기여할 가능성이 있음을 시사한다. 또한 양이온성 전분의 적정 투여 구간이 $800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로, 상대적으로 고농도 구간에 형성되어 있다는 점은 타 응집제 대비 높은 요구량으로 인한 경제성 저하 및 2차 오염 가능성이라는 실무적 한계를 시사한다.

알긴산은 단독 사용 시 고형물 및 용존 유기물 제거 효율이 낮아 응집제로서의 단독 적용성에 한계가 있는 것으로 나타났다. 이는 알긴산 분자 내 카복실기에서 기인하는 음이온성 특성으로 인해, 동일한 음전하를 띠는 현탁 입자와의 전하 중화가 효과적으로 이루어지지 않았기 때문이다(Oropeza-Guzmán and Araiza-Verduzco, 2023). 특히 가교 결합 형성을 위한 금속 이온이 부족한 경우, 입자 표면에 흡착된 고분자 사슬이 정전기적·물리적 반발력을 가중시켜 플록 형성을 저해하고 미세 입자의 재분산을 유발한 것으로 해석된다(Lee et al., 2014).

반면 알긴산에 칼슘을 혼합 투여한 경우 적정 투여 구간은 $160 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 도출되었다. 해당 구간에서 TSS와 탁도 저감 효과가 뚜렷하게 개선되었으며, TN 및 TP 제거 성능 또한 유의하게 향상되었다. 이러한 응집효율의 향상은 알긴산이 칼슘 이온과 결합하여 형성하는 egg-box 구조에 기인한다. 칼슘 이온은 알긴산 사슬 사이에서 이온 가교 역할을 수행함으로써, 현탁 입자를 강력하게 포집할 수 있는 3차원 구조의 플록을 형성한다

(Coruh, 2005). 결과적으로 플록의 구조적 안정성과 침강성을 유의하게 개선함으로써 전반적인 제거 효율을 증대시킨 것으로 판단된다. 다만 알긴산-칼슘 복합체는 특정 주입비에서만 고효율을 보이는 협소한 최적 범위를 나타냈으며, 이는 알긴산과 칼슘 간의 화학 양론적 비율이 응집 성능에 민감하게 작용함을 시사한다(Saranya et al., 2022). 칼슘 농도가 부족할 경우에는 가교 밀도가 낮아 플록이 쉽게 붕괴되며, 반대로 과량 주입될 경우 불균일한 응집이 발생한다. 이 과정에서 균일한 플록 성장 대신 미세 겔 입자가 형성되어 오히려 현탁상으로 잔류하게 되며, 이는 탁도 재상승 및 전반적인 효율 저하를 유발하는 주요 원인으로 판단된다(Saranya et al., 2022).

대부분의 응집제에서 제거 효율이 투여량에 비례하여 일정하게 증가하지 않고 특정 농도에서 최대치에 도달한 후 정체되거나 오히려 감소하는 경향을 보였다. 이는 투여량이 임계치보다 낮을 경우 입자 표면의 전하 중화가 불충분하여 응집력이 확보되지 않는 결과로 판단된다. 반대로 최적농도를 초과하여 과량으로 투입될 경우에는 입자표면이 과잉된 전하로 덮이면서 전하 역전이 일어나고, 그 결과 입자 간 반발력이 다시 작용하여 플록이 재분산될 수 있다. 이와 같은 반응 패턴은 응집 공정에서 보고되는 전형적인 콜로이드성 안정성 변화 특징이며(Frumento and Țălu, 2026), 본 실험 결과와도 일치한다. 결과적으로 응집 효율은 투여량에 선형적으로 비례하지 않으며, 각 응집제별 최적 범위 내에서만 극대화됨을 확인하였다. 이는 실제 수처리 공정 운영 시 단순 고농도 투여보다는 수질에 맞춘 정밀한 농도 제어가 처리 효율 확보와 경제성 측면에서 필수적임을 시사한다.

종합하면 PAC는 전반적인 수질 개선 측면에서 안정적이고 높은 처리 효율을 보였다. 그러나 수계 내 무기 이온 부하 증가 및 양식 생물에 대한 잠재적 독성 가능성을 함께 고려할 필요가 있어, 이를 보완할 수 있는 대체 응집제에 대한 검토가 필요하다. 본 연구는 단일 담수 뱀장어 RAS 침전조 시료를 바탕으로 조제한 인공 배출수를 사용하였고, pH 7.2의 단일 조건에서 실험실 규모로 평가가 이루어졌다는 점에서 실제 양식장 배출수의 복합적인 수질 변동성과 운전 조건을 충분히 반영하지 못한 한계가 있다. 이러한 제한된 조건 내에서 키토산은 PAC와 유사한 투여량 범위에서 TSS와 탁도를 효과적으로 제어하였고, COD와 TP 저감에서도 비교적 안정적인 성능을 나타내었다. 또한 PAC와 달리 TDS를 증가시키지 않거나 감소시키는 경향을 보여, 양식 배출수 처리 공정에서 적용 가능성이 높은 천연 응집제로 판단된다. 다만 본 연구에서는 잔류 알루미늄, 실제 독성, 경제성, 장기 운전 안정성 등을 직접 평가하지 않았으므로, 환경부하를 상대적으로 줄일 수 있는 유망한 대체 응집제 후보로 해석하는 것이 타당하다. 한편, 다른 천연 응집제 중 알긴산-칼슘 복합체는 단독 알긴산 처리보다 성능이 향상되는 경향을 보였으나 공정 제어의 복잡성과 경제성 측면에서 실무 적용에 제약이 있을 수 있으며, 전분계 응집제는 본 연구 조건에서 응집 효율이 상대

적으로 낮아 적용 가능성이 제한적인 것으로 나타났다. 따라서 키토산은 본 실험 조건에서 PAC를 부분적으로 대체할 수 있는 가능성을 보인 천연 응집제로 평가되며, 향후 실제 양식장 배출수를 대상으로 한 현장 적용성, 생물 안전성, 경제성 및 장기 운전성에 대한 추가 검증이 이루어진다면 지속가능한 양식 배출수 처리 대안으로 활용될 수 있을 것이다.

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 아쿠아 트윈 핵심 플랫폼 기술 개발).

References

- Akhtar N, Syakir Ishak MI, Bhawani SA and Umar K. 2021. Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. *Water* 13, 2660. <https://doi.org/10.3390/w13192660>.
- Chen J, Xu X, Nie R, Feng L, Li X and Liu B. 2020. Chitosan modified cationic polyacrylamide initiated by UV-H₂O₂ for sludge flocculation and new insight on the floc characteristics study. *Polymers* 12, 2738. <https://doi.org/10.3390/polym12112738>.
- Chen S, Timmons MB, Aneshansley DJ and Bisogni JJ. 1993. Suspended solids characteristics from recirculating aquacultural systems and design implications. *Aquaculture* 112, 143-155. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(93\)90440-a](https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90440-a).
- Coruh HA. 2005. Use of calcium alginate as a coagulant in water treatment. M.S. Thesis, Middle East Technical University, Ankara, Turkey.
- Duan J and Gregory J. 2003. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Adv Colloid Interface Sci* 100-102, 475-502. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2).
- 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 effluent discharge of an intensive recirculating aquaculture system. *N Am J Aquac* 66, 198-207. <https://doi.org/10.1577/A03-056.1>.
- El Bouaidi W, Libralato G, Douma M, Ounas A, Yaacoubi A, Lofrano G, Albarano L, Guida M and Loudiki M. 2022. A review of plant-based coagulants for turbidity and cyanobacteria blooms removal. *Environ Sci Pollut Res* 29, 42601-42615. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20036-0>.
- Exley C, Chappell JS and Birchall JD. 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *J Theor Biol* 151, 417-428. [https://doi.org/10.1016/s0022-5193\(05\)80389-3](https://doi.org/10.1016/s0022-5193(05)80389-3).
- Frumento D and Țălu Ș. 2026. Recent advances in the application of natural coagulants for sustainable water purification. *Eng* 7, 38. <https://doi.org/10.3390/eng7010038>.
- Gao BY, Chu YB, Yue QY, Wang BJ and Wang SG. 2005. Characterization and coagulation of a polyaluminum chloride (PAC) coagulant with high Al₁₃ content. *J Environ Manage* 76, 143-147. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.12.006>.
- Gensemer RW and Playle RC. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Crit Rev Environ Sci Technol* 29, 315-450. <https://doi.org/10.1080/1064338991259245>.
- Haleem N, Osabutay A, Albert K, Zhang C, Min K, Anderson G and Yang X. 2023. Flocculation of livestock wastewater using cationic starch prepared from potato peels. *Environ Sci Water Res Technol* 9, 1690-1700.
- Hebeish A, Aly A, El-Shafei A and Zaghoul S. 2009. Synthesis and characterization of cationized starches for application in flocculation, finishing and sizing. *Egypt J Chem* 52, 73-89.
- Kim JT. 2018. A study on Strengthening option of TN effluent water quality standards of sewage treatment plants. *J Korean Soc Water Environ* 34, 216-225. <https://doi.org/10.15681/KSWE.2018.34.2.216>.
- Lee CS, Robinson J and Chong MF. 2014. A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Saf Environ Prot* 92, 489-508. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.04.010>.
- Liu X, Wang Y, Liu H, Zhang Y, Zhou Q, Wen X, Guo W and Zhang Z. 2024. A systematic review on aquaculture wastewater: Pollutants, impacts, and treatment technology. *Environ Res* 262, 119793. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119793>.
- Martins CIM, Eding EH, Verdegem MCJ, Heinsbroek LTN, Schneider O, Blancheton JP, D'Orbecastel ER and Verreth JAJ. 2010. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquac Eng* 43, 83-93. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>.
- Matsui Y, Yuasa A, Furuya Y and Kamei T. 1998. Dynamic analysis of coagulation with alum and PACl. *JAWWA* 90, 96-106. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1998.tb08522.x>.
- Oladoja NA. 2015. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. *J Water Process Eng* 6, 174-192. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.04.004>.
- Oropeza-Guzmán MT and Araiza-Verduzco F. 2023. Polysaccharide evaluation in flocculation mediated via polyelectrolyte complex. *Rev Cienc Tecnol* 6, e247. <https://doi.org/10.37636/recit.v6n2e247>.
- Piedrahita RH. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* 226, 35-44. [https://doi.org/10.1016/s0044-8486\(03\)00465-4](https://doi.org/10.1016/s0044-8486(03)00465-4).
- Poléo ABS. 1995. Aluminium polymerization-A mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquat Toxicol*

- 31, 347-356. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(94\)00083-3](https://doi.org/10.1016/0166-445X(94)00083-3).
- Rahmat S, Othman N, Asharuddin SM, Ahmad SN and Alto-wayti WAH. 2025. Flocculation performance and mechanisms of conventional and modified cassava peel starch in chemical oxygen demand reduction for municipal wastewater treatment. *J Water Environ Technol* 23, 279-292. <https://doi.org/10.2965/jwet.25-054>.
- Renault F, Sancey B, Badot PM and Crini G. 2009. Chitosan for coagulation/flocculation processes-An eco-friendly approach. *Eur Polym J* 45, 1337-1348. <https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027>.
- Saranya P, Ramesh S and Gandhimathi R. 2022. Coagulation performance evaluation of alginate as a natural coagulant for the treatment of turbid water. *Water Pract Technol* 17, 395-404. <https://doi.org/10.2166/wpt.2021.123>.
- van Rijn J. 2013. Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquac Eng* 53, 49-56. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.11.010>.
- Wilson RW. 2011. 2-Aluminum. *Fish Physiol* 31, 67-123. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(11\)31024-2](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(11)31024-2).
- Yang Z, Gao B, Wang Y, Wang Q and Yue Q. 2011. Aluminum fractions in surface water from reservoirs by coagulation treatment with polyaluminum chloride (PAC): Influence of initial pH and OH⁻/Al³⁺ ratio. *Chem Eng J* 170, 107-113. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.03.036>.
- Yin CY. 2010. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochem* 45, 1437-1444. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.05.030>.
- Zhang L, Zhao Q, Wang S, Mashayekhi H, Li X and Xing B. 2014. Influence of ions on the coagulation and removal of fullerene in aqueous phase. *Sci Total Environ* 466-467, 604-608. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.077>.

부 록

Table S1. Values are presented as mean±standard deviation (n=3)

Polymer	Dose (mg·L ⁻¹)	TP (mg·L ⁻¹)	COD (mg·L ⁻¹)	TN (mg·L ⁻¹)	TUR (FAU)	TDS	TSS (mg·L ⁻¹)
Control	0	80.67±2.52 ^e	823.33±15.28 ^f	89.33±5.13 ^b	749.67±5.69 ^f	230.67±1.53 ^a	1,490.00±17.32 ^c
	80	25.40±0.44 ^d	476.67±30.55 ^e	118.33±3.51 ^d	298.33±2.31 ^e	240.33±1.53 ^a	128.89±20.37 ^{ab}
	120	21.03±1.04 ^c	386.67±11.55 ^d	103.00±1.73 ^c	244.00±5.20 ^d	235.33±0.58 ^a	104.44±5.09 ^a
	200	11.40±0.40 ^b	186.67±5.77 ^c	87.67±1.15 ^b	98.00±15.62 ^c	257.33±0.58 ^{ab}	32.22±1.92 ^a
	280	6.97±0.45 ^a	173.33±20.82 ^c	35.67±1.44 ^a	31.33±5.51 ^b	274.67±27.15 ^{bc}	294.44±140.09 ^b
	400	6.47±0.45 ^a	86.67±5.77 ^b	40.50±1.32 ^a	22.00±1.00 ^{ab}	302.67±1.53 ^c	153.33±40.41 ^{ab}
	800	5.87±0.40 ^a	23.33±5.77 ^a	36.00±1.32 ^a	8.00±3.61 ^a	345.00±1.00 ^d	96.67±83.73 ^a
Chitosan	5	54.33±3.51 ^b	406.67±30.55 ^c	60.17±1.89 ^b	284.00±0.00 ^e	126.00±3.61 ^a	128.89±69.47 ^c
	10	49.67±0.58 ^{ab}	270.00±26.46 ^b	59.67±1.15 ^b	141.67±2.08 ^d	151.67±2.52 ^c	88.89±9.62 ^{bc}
	20	69.00±7.55 ^c	146.67±25.17 ^a	52.17±6.17 ^{ab}	44.33±5.51 ^c	141.33±6.11 ^b	23.33±3.33 ^{ab}
	40	43.00±1.00 ^a	110.00±17.32 ^a	45.50±2.29 ^a	7.33±1.53 ^a	133.67±5.03 ^{ab}	3.33±0.58 ^a
	80	43.67±1.53 ^{ab}	160.00±26.46 ^a	49.17±5.35 ^{ab}	4.00±1.00 ^a	129.67±0.58 ^{ab}	0.00±0.00 ^a
	160	43.67±5.86 ^{ab}	283.33±23.09 ^b	54.83±5.35 ^{ab}	28.00±1.00 ^b	180.67±0.58 ^d	21.11±5.09 ^{ab}
Alginate+Ca	20	45.50±6.73 ^b	696.67±37.86 ^{bc}	72.00±0.50 ^{bc}	482.33±7.37 ^b	219.67±1.15 ^b	397.78±63.0 ^b
	40	55.83±3.06 ^c	756.67±49.33 ^{cd}	76.83±0.29 ^{bc}	524.33±5.77 ^c	208.33±4.62 ^a	453.33±69.60 ^{bc}
	80	57.00±1.80 ^c	766.67±41.63 ^{cd}	77.83±0.58 ^c	548.67±7.77 ^d	202.67±2.89 ^a	398.89±21.69 ^b
	120	61.67±1.53 ^c	863.33±15.28 ^d	93.17±1.53 ^d	623.33±16.80 ^e	297.33±0.58 ^e	550.00±6.67 ^c
	160	35.33±1.26 ^a	463.33±63.51 ^a	48.33±2.02 ^a	335.67±3.06 ^a	245.00±0.00 ^d	261.11±25.02 ^a
	200	46.00±2.78 ^b	640.00±20.00 ^b	71.17±1.04 ^b	468.33±5.13 ^b	318.67±3.06 ^f	357.78±21.43 ^{ab}

TP, Total phosphorus; COD, Chemical oxygen demand; TN, Total nitrogen; TUR, Turbidity; TDS, Total dissolved solids; TSS, Total suspended solids; PAC, Polyaluminum chloride. Different lowercase letters within each coagulant indicate significant differences among dose treatments, as determined by one-way ANOVA followed by Tukey's HSD test ($P<0.05$).

Table S2. Values are presented as mean±standard deviation (n=3)

Polymer	Dose (mg·L ⁻¹)	TP (mg·L ⁻¹)	COD (mg·L ⁻¹)	TN (mg·L ⁻¹)	TUR (FAU)	TDS	TSS (mg·L ⁻¹)
Control	0	80.67±2.52 ^e	823.33±15.28 ^f	89.33±5.13 ^b	749.67±5.69 ^f	230.67±1.53 ^a	1,490.00±17.32 ^c
	20	97.00±11.53 ^b	990.00±40.00 ^d	88.00±4.00 ^a	1,029.67±21.46 ^d	221.67±3.21 ^c	843.34±31.80 ^a
	40	81.67±1.15 ^{ab}	726.67±75.72 ^{ab}	77.00±8.54 ^a	789.00±6.24 ^b	225.00±0.00 ^{cd}	563.33±23.33 ^a
	100	89.67±6.03 ^{ab}	803.33±15.28 ^{bc}	75.33±8.96 ^a	849.67±6.43 ^c	229.67±0.58 ^e	695.56±148.79 ^a
	200	83.67±6.03 ^{ab}	750.00±10.00 ^{abc}	77.00±13.75 ^a	800.33±5.69 ^b	227.67±1.15 ^{de}	585.56±25.02 ^a
	400	80.33±2.89 ^a	703.33±5.77 ^a	72.33±4.73 ^a	751.33±3.51 ^a	215.67±1.53 ^b	577.78±5.09 ^a
	800	81.67±0.58 ^{ab}	676.67±20.82 ^a	71.00±9.17 ^a	742.67±12.34 ^a	204.67±0.58 ^a	740.00±230.24 ^a
Alginate	5	75.33±5.03 ^a	690.00±30.00 ^a	85.00±1.80 ^{bc}	624.33±5.51 ^a	203.00±1.73 ^a	487.78±10.72 ^a
	20	76.33±2.52 ^a	733.33±30.55 ^{ab}	80.00±3.28 ^{bc}	677.67±2.52 ^c	220.33±2.31 ^b	466.67±112.60 ^a
	40	74.67±2.52 ^a	866.67±107.86 ^{bc}	77.67±7.65 ^{ab}	659.00±2.65 ^b	222.33±2.52 ^b	488.89±6.94 ^a
	200	77.33±4.04 ^a	806.67±37.86 ^{abc}	68.33±1.89 ^a	613.33±2.08 ^a	217.00±1.00 ^b	453.33±50.00 ^a
	400	81.00±1.73 ^a	873.33±11.55 ^c	77.50±2.50 ^{ab}	653.67±10.69 ^b	231.00±5.20 ^c	568.89±36.72 ^{ab}
	800	82.33±3.21 ^a	1,016.67±37.86 ^d	75.00±1.80 ^{ab}	678.33±6.43 ^c	231.00±2.65 ^c	728.89±90.33 ^b
Cationic starch	50	91.00±7.55 ^e	856.67±20.82 ^d	103.83±1.04 ^c	767.67±4.51 ^g	216.33±2.08 ^{ab}	557.78±27.76 ^d
	100	84.33±1.53 ^{de}	856.67±28.87 ^d	105.17±1.76 ^c	731.00±6.00 ^e	226.33±2.52 ^{bc}	517.78±42.21 ^{cd}
	200	50.43±0.23 ^c	743.33±11.55 ^c	95.17±1.04 ^b	647.33±4.51 ^d	215.33±0.58 ^{ab}	465.56±21.69 ^c
	400	45.00±2.33 ^{bc}	686.67±11.55 ^c	93.00±0.00 ^b	556.67±5.51 ^c	230.00±1.00 ^c	382.22±32.38 ^b
	800	33.13±1.63 ^a	503.33±15.28 ^a	77.00±1.32 ^a	369.67±0.58 ^a	210.00±4.58 ^a	268.89±8.39 ^a
	1,000	36.93±0.47 ^{ab}	563.33±32.15 ^b	78.17±2.02 ^a	427.67±1.15 ^b	235.00±10.58 ^c	340.00±16.67 ^{ab}

TP, Total phosphorus; COD, Chemical oxygen demand; TN, Total nitrogen; TUR, Turbidity; TDS, Total dissolved solids; TSS, Total suspended solids. Different lowercase letters within each coagulant indicate significant differences among dose treatments, as determined by one-way ANOVA followed by Tukey's HSD test ($P<0.05$).