

동해안형 전복 순환여과양식 시스템 개발

Development of abalone recirculating aquaculture system
(RAS) optimized for the East Coast of Korea

2006. 1

주관연구기관 : 강원전문대학

해 양 수 산 부

[별지 제8호서식]

최 종 보 고 서

2002 년도 수산특정연구개발사업에 의하여 완료한 동해안형 전복 순환여과양식 시스템 개발에 관한 연구의 최종보고를 붙임과 같이 제출합니다.

- 첨부 : 1. 최종보고서 8부
2. 최종보고서 디스켓 1매
* 최종보고서 파일은 인터넷(<http://rptf.kmi.re.kr>)으로 제출

2006년 1월 10 일

총괄연구책임자 김 형 배 (인)

주관연구기관장 강원전문대학장 (직인)

해 양 수 산 부 장 관 귀 하

제 출 문

해양수산부 장관 귀하

본 보고서를 “동해안형 전복 순환여과양식 시스템 개발”에 관한 연구 과제의 최종
보고서로 제출합니다.

2006년 1월 10일

주관연구기관명 : 강원전문대학

총괄연구책임자 : 김 형 배

연 구 원 : 김병기, 박정환, 김유희,
김인배, 박미애

연 구 보 조 원 : 김재광, 기성남, 김난희,
전유미, 김혜미, 김완수,
박우근, 정현철

요 약 문

I. 제 목

동해안형 전복 순환여과양식 시스템 개발

II. 연구개발의 목적 및 중요성

우리나라의 해양 환경 특성상 전복 양식을 위한 적정 수온을 연중 유지하기가 어렵다. 이에 따라 정상적인 전복 사육을 위해서는 동절기 동안 사육수를 가온해야 하는 에너지 소모적인 방법을 채택할 수밖에 없다. 특히 강원 동해안 지역은 남해안 및 서해안과 비교하여 동절기가 길고 연평균 수온도 매우 낮아 유수식 양식 방법을 이용할 경우 상품 크기까지 3~4년이 소요되므로 채산성을 확립하기가 더욱 어렵다.

순환여과 사육 시설 및 기술은 어류를 중심으로 개발되어 최근까지 괄목할 만하게 발전해왔다. 순환여과 사육 시설은 기존 사육 시설들과 비교하여 효과적으로 사육 수온을 조절할 수 있어, 양식 생물을 연중 사육할 수 있는 장점을 지니고 있다. 전복의 경우는 어류와는 달리 아직 분 및 암모니아 등 시설 내 오염원의 배출 특성에 관해 충분히 연구되지 않았기 때문에, 순환여과식 기술을 적용하기 위해선 먼저 전복의 배설 특성에 관한 기초 연구부터 선행되어야 한다. 해수 사용 조건에서 효율적으로 운전될 수 있는 수처리 시설들을 개발하고 각 시설들의 성능 및 효율을 평가함으로써 배설 특성에 따른 수처리 시설들의 설치 및 운전 조건의 구명이 필수적이다. 이러한 구명을 통해 얻어진 설치 및 운전 인자들을 토대로 pilot plant를 제작하고 실험을 통해 상업적으로 적용할 수 있는 전복 순환여과 시스템 공정 모델을 개발하는 것이 필요하다.

III. 연구개발 내용 및 범위

본 연구에서는 전복 순환여과 양식 시스템을 개발하기 위해 먼저, 시스템 내 오염 부하원인 전복의 분과 TAN 배설 특성을 구명하였다. 각장 3, 5, 7 cm의 전복을 대상으로 사육 가능 수온인 12, 16, 20℃에서 각각 미역과 다시마를 먹이로 공급하면서 분과 TAN 배설 특성을 조사하였다. 전복의 배설 노폐물을 처리하기 위한 시스템 내 수처리 장치들의 운전 조건별 제거 성능을 평가하였다. 실험에 이용한 소규모 수처리 장치시스템들은 전복의 분 고형물을 제거하기 위한 고형물 제거장치(hydrocyclone)와 포말분리기, 배설 TAN을 제거하기 위한 모래 유동층 여과조를 각각 이용하였다. 각각의 모의 시제품을 제작하여 효율과 총 제거량을 평가함으로써, 적정 설계 요인과 운전 조건을 도출하였다.

전복의 배설 특성과 각 수처리 장치들의 제거 특성을 토대로, pilot 규모의 전복 순환여과 시스템을 설계 및 설치하고 먼저 단기 사육 실험을 실시하면서, 시스템의 적용 가능성과 수처리

장치들의 효율을 평가하였다. 또한 시스템 운전 중 발생하는 문제점들을 파악하여 상업적으로 적용 가능한 전복 순환여과 양식 시스템 공정 모델을 최종 수립하고자 하였다.

IV. 연구개발결과

1. 전복의 배설량 특성 조사

가. 전복의 고형물 및 TAN 부하량

미역과 다시마를 먹이로 공급한 전복의 체중당 분 배설량은 0.19~2.64g feces/kg abalone/day의 범위를 나타내었다. 12, 16, 20℃ 중 높은 수온에서 작은 개체가 단위 체중 당 분 배설량이 많았으며, 다시마에 비해 미역을 섭취하였을 때 더 많은 분을 배설하였다. 전복의 먹이 섭취량 당 분 배설 비율은 총 섭취한 먹이량에 대해 10.8~22.3%로서 역시 어류에 비해서는 다소 낮았다. 분 질소 배설 비율은 15.9~22.4% 범위를 나타내 어류에 비해 높았다. 전복은 일주기에 따라 명확한 경향을 나타내었는데, 17~21시부터 TAN 배설량이 증가하여 익일 5~9시까지 10시간 이상 장시간 배설하는 것으로 보인다. 체중 당 TAN 배설량은 다시마보다 미역을 공급하였을 때 약 3배 더 많았으며, 수온이 상승하고 개체가 작을수록 많았다.

먹이 종류(S, 1: 미역, 2: 다시마), 사육수온(T, 12~20℃), 각장 크기(L, 3~7 cm)에 따른 전복의 고형물 부하량과 TAN 부하량은 다음의 다중회귀 모델식과 같은 상관관계를 나타내었다.

▶ 분 고형물 배설량(g feces/kg abalone/day) 다중회귀 분석 모델

$$f(z) = 0.645 - 0.794S + 0.159T - 0.169L \quad (r^2 = 0.812)$$

▶ TAN 배설량(mg TAN/kg abalone/day) 회귀 분석 모델

$$f(z) = 48.45 - 52.66S + 7.24T - 6.59L \quad (r^2 = 0.809)$$

2. 순환여과 시스템 수처리 장치 특성 조사

가. 고형물 제거장치(hydrocyclone)의 고형물 제거 효율

고형물 제거장치의 제거효율은 사육수 접선유입유속에 가장 큰 영향을 받았으며, 실험 조건에 따라 1.9~34.4%의 넓은 제거 효율 나타내다. 가장 빠른 사육수의 접선유입 유속(3.7 m/sec)에서 제거 효율과 일간 처리수량 당 제거량이 가장 좋았으나, 수두손실이 20%이상 발생하여 현장조건에서는 적용하기 어려웠다. 따라서 수두손실이 비교적 적고, underflow rate가 유사하였던 2.6 m/sec의 접선유입유속을 유지하는 것이 바람직하였다.

사육수 접선유입유속(TIV, 1.3~3.7 m/sec), 사육수온(T, 12~20℃), 고형물 농도(SS, 1~100 mg/L)에 따른 고형물 제거장치의 일간 처리수량당 고형물 제거량은 다음의 다중 회귀 모델식과 같은 상관관계를 나타내었다.

▶ 일간 고형물 제거량(g feces/m³ water/day) 다중회귀 분석 모델

$$f(z) = 4.465 + 0.809TIV + 0.375T - 0.217SS \quad (r^2 = 0.976)$$

나. 용존유기물 제거장치(포말분리기)의 고형물 제거 효율

포말분리기의 일간 최대 고형물 제거량은 수리학적 체류시간이 1분이고, 공기방울의 상승속도가 2.1 cm/sec 일때 나타났다. 포말분리기의 고형물의 제거 입도는 1.589~1261.915 μm 의 넓은 범위를 보여, 미세 뷰유 입자에서부터 침전 고형물까지 제거할 수 있었다.

공기방울 상승속도(SAV, 1.1~2.1 cm/sec), 수리학적 체류시간(HRT, 1~6분), 고형물 농도(SS, 1~10 mg/L)에 따른 포말분리기의 일간 주입 공기량 당 고형물 제거량은 다음의 다중 회귀 모델식과 같은 상관관계를 나타내었다.

▶ 일간 고형물 제거량(g feces/m³ water/day) 다중회귀 분석 모델

$$f(z) = -0.118 + 0.422\text{SAV} + 0.094\text{HRT} - 0.141\text{SS} \quad (r^2 = 0.873)$$

다. 모래 유동층 여과조의 질산화 효율

수온 20°C, 일간 모래 용적당 250 g의 TAN 부하량에서, 사육수의 수리학적 상승속도가 1.0 cm/sec일 때, 운전 시작 후 약 22 주만에 숙성되어 담수에서보다 다소 숙성 기간이 연장되었다. 또한 모래 유동층 여과조는 1.0 cm/sec의 사육수의 수리학적 상승속도에서 최대 질산화 효율을 나타내었다. 또한 해수조건에 모래 유동층 여과조는 500 g TAN/m³ sand/day의 부하량까지는 전복을 사육하기에 적절한 사육수조 내 TAN 농도를 보였으나, 그 이상에서는 사육수조 내 TAN 농도가 다소 높았다.

사육수온(T, 12~20°C), 유입 TAN 농도(C, mg/L)에 따른 모래 유동층 여과조의 일간 TAN 제거량은 다음의 다중 회귀 모델식과 같은 상관관계를 나타내었다.

▶ 일간 TAN 제거량(g feces/m³ water/day) 다중회귀 분석 모델

$$f(z) = -1,311.295 + 655.714\text{LnT} + 225.775\text{LnC}$$

3. 전복 순환여과 양식 시스템 공정 모델 개발

가. 전복 순환여과 pilot 시스템 모델 개발 및 제작

(1) 전복의 성장(단기 사육)

Pilot 시스템 내에서 밀도별로 사육 실험을 실시한 결과, 사육 밀도가 700~1,910마리/m²로 증가하면서 먹이계수가 25.9~24.5로 다소 감소하는 경향이었으나, 일간 각장 성장은 69.4~79.5 $\mu\text{m/day}$ 로 밀도 실험구간에 유의한 차이가 없어, 모든 사육 밀도에서 전복이 정상적으로 성장하였다.

(2) 사육 시스템 내 수질 모니터링

사육 기간 중 TAN 농도는 사육 1주째에 3.8 mg/L의 최대 농도 도달하였다가, 4주째에 여과조가 완전히 숙성되었으며, 숙성 후에는 지속적으로 0.2 mg/L이하의 낮은 농도 유지하였으며, 아질산 농도도 0.01 mg/L이하로 나타나 질산화 작용이 원활히 이루어졌다. 또한 부유고형물의 농도도 전 실험 기간 동안 평균 2.7mg/L 농도를 나타내어, 적절한 수질 환경을 유지할 수 있었다.

(3) 각 수처리 장치의 모델식의 적정성

고형물 제거장치(hydrocyclone)는 5% 유의 수준에서 모델식이 실제 고형물 제거량을 적절히 예측할 수 있었다. 그러나 높은 유입 고형물 농도에서 실제 제거량이 예측값보다 다소 낮은 경향을 나타내어, 실제 고형물 부하량이 높아질 경우 예측값이 다소 과소평가될 가능성이 있었다. 포말분리기는 1% 유의 수준에서 모델식이 실제 고형물 제거량을 적절히 예측할 수 있었다. 모래 유동층 여과조는 1% 유의 수준에서 모델식이 고형물 제거량을 적절히 예측할 수 있었으나, 높은 TAN 농도에서 실제 제거량이 예측값보다 다소 높은 경향을 나타내어 생체량이 증가하면서 유입 TAN 농도가 높아질 경우, 모델식에 의한 예상 제거량이 다소 과대평가될 가능성이 있었다. 따라서 유입 TAN 농도가 낮게 유지될 수 있도록 사육 수온을 16℃ 이상 유지하고 일간 TAN 부하량이 500 g TAN/m³ sand/day 이상 넘지 않도록 운전하는 것이 바람직 할 것으로 판단된다.

나. 상업적 전복 순환여과 시스템 양식 현장 적용 연구

(1) 전복의 성장(장기 사육)

장기 사육 실험을 실시한 결과, 먹이계수가 26.4~28.8 범위이고, 일간 각장 성장이 57.3~61.4 $\mu\text{m}/\text{day}$ 로 나타나 세 group 모두 정상 성장을 하였으며, 사육 구조의 구조적 개선으로 충분한 부착 면적을 제공한 것으로 판단된다. 그러나, 사육밀도가 1,910 마리/m²로 가장 높았던 실험구에서는 먹이계수와 일간 증중량이 다소 낮아지는 경향을 보여 1,300 마리/m²(group B) 이하의 사육 밀도 유지가 바람직하였다. 실험 종료 시 전복의 평균 각장은 약 56 mm이었으며, 바닥면적 1 m² 당 22.8 kg 사육 밀도를 나타내어 단위 면적당 생산량이 약 2배 정도 증가하였다.

(2) 시스템 내 사육 수질 환경(장기 사육)

전 사육 기간 중 TAN 농도는 여과조 숙성 이후, 평균 0.18±0.16 mg/L의 매우 낮은 농도를 유지하였으며, 아질산성 질소의 농도도 평균 0.01±0.03 mg/L로 매우 낮았다. 질산 질소 농도는 질산화 작용이 원활히 진행되면서 서서히 증가하여 508일째에 14.3 mg/L까지 농도가 상승하였다. 부유 고형물 농도도 전 실험 기간 동안 평균 2.30±1.20 mg/L로 나타나 매우 낮게 유지되었다.

(3) 에너지 절감 효과

실험 기간 중 총 소모 에너지 중 순환펌프가 56.1%로 가장 높은 비율을 차지하였으며, 그 다음은 에어블로워(18.4%), 히터(15.2%), 냉각기(10.3%)의 순이었다. 사육 수온을 16℃ 정도로 유

지할 경우, 순환여과식 양식 시스템을 이용하여 가운을 위한 에너지 비용을 유수식 시스템의 1/13.3까지 절감할 수 있었다.

V. 연구개발결과의 활용계획

현재 참여업체인 강원전복 양식영어조합법인에 전복 순환여과 양식 시스템 설계 및 설치에 대한 기술을 실시간 이전을 하여, 양식장을 설치 완료하였으며, 용존유기물 제거장치(포말분리기)와 생물학적 여과조의 상업적 운전 기술을 이전하였다. Pilot plant 모델 개발과 더불어 정립된 관리 공정 기술을 이용하여 실제 전복 사육하고 있다. 본 연구를 통해 개발된 세부 기술과 장치들은 양성 공정 관리 중 기술 이전 할 예정이며, 사육 수조의 구조적 개선을 통해 단위 면적당 생산량을 향상시킬 것이다. 본 대학의 졸업 예정자 중 신규업체 창업을 유도하고 교과과정과 연계하여 관련 기술을 이전할 예정이다.

각 수처리 장치들에 대해 도출한 성능 평가 자료를 어류 등 다른 품종의 시스템 설계 및 설치시 활용할 것이며, 연구원 창업을 통해 전복 및 어류 등의 순환여과 양식 시스템 컨설팅 및 설치 사업을 준비 중에 있다.

S U M M A R Y

I . Title

Development of abalone recirculating aquaculture system (RAS) optimized for the East Coast of Korea

II. Objective and significant

One of the most difficult things for abalone culture in Korea is the maintenance of optimum temperature during winter season. High heating cost is needed for increasing natural sea water temperature to optimum temperature during winter season. It is especially so in the Gangwon coast where average water temperature is lower than that of West and Southern Sea of Korean peninsula. The optimum growing temperature for abalone is kept only from May to October and it usually takes over up to 3 years in the flow-through culture system for abalone to reach market size.

Recirculating aquaculture system (RAS) is well known for fin-fish culture and one of the big advantages of RAS is controlling the rearing temperature relatively easily, extending optimum growing season for year around. However, unlike fin-fish culture, RAS for abalone culture is not much developed. Therefore, for the proper design of RAS for abalone culture, it is essential to know how much wastes, feces and ammonia are produced by abalone along with the efficiencies of water treatment equipments. Also It is needed to establish the model for pilot scale RAS in basis of design and operation factors derived from waste excretion rate of abalone and waste removal rate of water treatment equipment, and test the pilot model system in order to develop the commercial RAS model for abalone.

III. Contents and scope

First, the feces production rates and ammonia excretion rates were measured with 3 different sizes of abalone, 3, 5, and 7 cm in shell length, under 3 different water temperatures, 12, 16, and 20°C, and 2 different feeds, sea mustard (*Undaria pinnatifida*) and kelp (*Laminaria japonica*) to estimate the waste loading rate of abalone for the system.

Hydrocyclone, foam-fractionator and fluidized sand filter were tested to remove the waste excreted by abalone.

The efficiencies of hydrocyclone for removal of settleable solids were tested under the conditions of 3 water temperatures (12, 16, 20°C), 4 solid concentrations (1, 10, 50, 100 mg L⁻¹), and 3 inlet water velocities (1.3, 2.6, and 3.7 cm sec⁻¹) and multi-regression model equation was developed.

The efficiencies of foam-fractionator was tested under the conditions of 3 solid concentrations (SS: 1, 5, 10 mg L⁻¹), 3 superficial air velocities (SAV: 1.1, 1.5, 2.1 cm sec⁻¹), and 3 hydraulic

retention times (HRT: 1, 3, 6 min) at 16°C and multi-regression model equation was developed.

The conditioning pattern of the fluidized sand filter (FSF) and optimal superficial water velocity was examined feeding the artificial nutrient at first. After conditioning the efficiency of fluidized sand filter was tested at temperatures of 12, 16 and 20°C for TAN loading rates of 250, 500, 1,000 g TAN/m³ sand/day at optimal superficial water velocity.

With results, the pilot scale abalone culture RAS was made and growth performance was assessed under 3 different stocking densities, 700, 1,300, and 1,910 individuals/m². And then the pilot model system was reformed through trials and errors happened during the pilot model system to develop the final model system for commercial system.

IV. Results and recommendations

1. Waste excretion rate of abalone

Weight-specific feces production rate of abalone fed sea mustard and kelp were ranged 0.19~2.64 g feces/kg abalone/day. Smaller size abalone fed sea mustard had higher production rate than that fed kelp. And feed-specific feces production rates were ranged 10.8~22.6%, and the fecal nitrogen productions of the abalone were ranged 18.4~22.4% and 15.9~17.7% of total ingested nitrogen respectively.

Abalone had distinct diurnal TAN excretion pattern so that it excrete TAN from 17~20 hour to 5~9 hour for long time up to 10 hours. Weight-specific TAN excretion rate of abalone fed sea mustard was 3 times higher than that fed kelp.

The rates of feces production (g feces per kg abalone per day) and TAN excretion (g TAN kg abalone⁻¹ day⁻¹) of the abalone (3, 5, 7cm in shell length) reared at 3 different temperatures (12, 16, 20°C) with 2 different feeds (sea mustard and kelp) can be expressed as following multi-regression model equations for shell length (L, cm), temperature (°C) and feed (S, multiply by 1 for sea mustard and multiply by 2 for kelp).

$$\text{Feces production rate: } f(z) = 0.645 - 0.794S + 0.159T - 0.169L \quad (r^2 = 0.812)$$

$$\text{TAN excretion rate: } f(z) = 48.453 - 52.66S + 7.24T - 6.59L \quad (r^2 = 0.809)$$

2. Waste removal rate of water treatment systems

A. Performance of hydrocyclone

Solid removal efficiency of hydrocyclone was most influenced by the tangential water inlet velocity (TIV), having wide range of 1.9~34.4%. In spite of that the maximum removal rate was presented at the TIV of 3.7 m/sec, the head loss was up to 20% at the TIV, so that it would be hardly applied in field condition, So it is recommended to apply the TIV of 2.6 m/sec, which

showed low head loss and similar underflow rate with the TIV of 3.7 m/sec

The efficiencies of hydrocyclone for removal of settleable solids were tested under the conditions of 3 water temperatures (12, 16, 20°C), 4 solid concentrations (1, 10, 50, 100 mg L⁻¹), and 3 inlet water velocities (1.3, 2.6, and 3.7 cm sec⁻¹) and multi-regression model equation was developed. Daily removal rate of feces by hydrocyclone were ranged 0.18~26.1 g solid m⁻³ day⁻¹ and its efficiencies were ranged 5.1~34.4%. The multi-regression model equation derived from the results of daily solid removal rate (g solid m⁻³ day⁻¹) for water temperature (T, °C), solid concentration (SS, mg L⁻¹), and tangential inlet water velocity (TIV, m sec⁻¹) was as follow:

$$\text{Daily solid removal rate: } f(z) = 4.465 + 0.809\text{TIV} - 0.375\text{T} + 0.217\text{SS} \quad (r^2 = 0.976)$$

B. Performance of foam-fractionator

Daily removal rate and removal efficiency were varied with experimental conditions and were ranges of 0.14~2.33 g solid/m³/day and 8.9~96.7%, respectively. The highest solid removal rate of foam-fractionator (FF) was presented at hydraulic retention (HRT) of 1 min and superficial air velocity (SAV) of 2.1 cm/sec. The particle size striped by FF was ranged 1.589~1261.915 μm, corresponding to from suspended particle to settleable.

Daily solid removal rate (g solid m⁻³ day⁻¹) of foam-fractionator for SS (mg L⁻¹), SAV (cm sec⁻¹) and HRT (min) was described by the following multi-regression model equation:

$$\text{Daily solid removal rate: } f(z) = - 0.118 + 0.422\text{SAV} + 0.094\text{HRT} + 0.141\text{SS} \quad (r^2 = 0.873)$$

C. Performance of fluidized sand filter

The fluidized sand filter (FSF) fed artificial nutrient was fully conditioned within 22 weeks. The maximum nitrification efficiency of FSF was achieved under the superficial water velocity (SWV) of 1.0 cm/sec. After fixing the superficial water velocity at 1.0 cm/sec, the nitrification rate of FSF was assessed at 3 different water temperatures (12, 16, 20°C) and 3 TAN loading rates (250, 500, 1,000g TAN/m³/day). The concentration of TAN in the simulated culture tank was ranged from 2.87 to 9.72 mg/L when TAN loading rate was 1,000 g TAN/m³/day⁻¹ while that in the tank was ranged 0.45~1.26 mg/L when TAN loading rate was 500 g TAN/ m³/day. The ranges of TAN concentration in the former was too high for aquatic organism and those of latter was acceptable range. Therefore the safe range of TAN loading rate for the FSF was decided as 500 g TAN/m³/day which is corresponding to reduced efficiency by 50% for freshwater condition.

From these results, daily TAN removal rate (g TAN m⁻³ day⁻¹) of FSF under the conditions of water temperature (T, °C) and inlet TAN concentration (C, mg/L) was calculated by the following non-linear multi-regression model equation:

Daily TAN removal rate: $f(z) = -1,311.295 + 655.714\text{LnT} + 225.775\text{LnC}$ ($r^2 = 0.962$)

3. Development of model for abalone recirculating aquaculture system

A. Design and performance of pilot scale recirculating aquaculture system for abalone

(1) The growth of abalone (short term culture - 125 days)

The growth performance was assessed under 3 different stocking densities, 700, 1,300, and 1,910 individuals/m². Daily growth in shell length of the abalone was ranged 67.7~78.6 $\mu\text{m}/\text{day}$ and no significant differences of growth were found among the stocking densities.

(2) Performance of water quality

Average TAN and solids in the system during test period was remained below 0.2 and 2.7 mg/L respectively, so that the system provided proper water quality for normal growth of abalone.

(3) Fitness of multi-regression model equation for water treatment equipments

The multi-regression model equation for solid removal rate of hydrocyclone predicted the real solid removal rate in 5% of significance level, while those for solid removal rate of foam-fractionator predicted those in 1% of significance level. And TAN removal rate of fluidized sand filter was also properly predicted by the multi-regression model equation for TAN removal rate in 1% significance level. However the multi-regression model equation for TAN removal rate of fluidized sand filter might overestimate the real TAN removal rate upon the high inlet TAN concentration, resulting high mortality consequently. That is why it is recommended to maintain the temperature up to 16°C and the TAN loading rate below than 500 g TAN/m³ sand/day.

B. Development of model for application of commercial abalone recirculating aquaculture system

(1) The growth of abalone (long term culture - 529 days)

Feed conversions were ranged 26.4~28.8 and daily growth in shell length were ranged 57.3~61.4 $\mu\text{m}/\text{day}$, which means the growths in all group by the stocking density were included in normal range. However daily weight gain of the group with 1,910 individuals/m² slightly decreased. So it is recommended that stocking density do not exceed 1,300 individuals/m². In the experiment, final shell length of individual was 56 mm and production rate per m² was 22.8.

(2) Performance of water quality

Average TAN and nitrite concentration in the system during 529 days were 0.18 and 0.01 mg/L respectively, while nitrate concentration slightly increased to 14.3 mg/L by proper nitrification process in biological filter. Solids in the system was remained below 0.2 and 2.7 mg/L.

(3) Energy efficiency of recirculating aquaculture system

The centrifugal pump was the highest energy consuming equipment in the RAS and it occupied 56.1% of total power consumption followed by air blower (18.4%), heater (15.2%) and chiller (10.3%). Energy consumption rate in the RAS for maintaining water temperature at 16°C during winter season was 1/13.3 of that for the flow-through system.

V. Application of results

Gangwon Abalone Culture (GAC), cooperation company installed the commercial scale recirculating aquaculture system (RAS) for abalone by a realtime technology transfer from the result of the present study with operation technique for foam-fractionator and biological filter was well educated. Practical system managing technique and abalone culture process for RAS is transferring to GAC, which will be applied to the system to enlarge the production rate per unit area. Indeed new venture companies by graduates will be incubated by a realtime technology transfer.

The data derived from the results of performance test in the study can apply to other species, such as seawater fish, shrimp and other shellfish. With these results, researcher of the present study is starting up a venture company concerning with RAS consulting and system installation.

Contents

List of table	27
List of figure	29
Chapter 1. Waste excretion of abalone	32
Section 1. Introduction	32
Section 2. Materials and methods	33
1. Abalone	33
2. Experimental system	33
A. Culture tank and feces collector	33
B. Filter system	33
3. Experimental feed	35
4. Experimental methods	35
A. Feces production rate of abalone	35
B. Density of feces	37
C. TAN excretion rate of abalone	37
D. Statistical analysis	38
Section 3. Results	39
1. Feces production rate of abalone	39
2. TAN excretion rate of abalone	52
Section 4. Discussion	64
1. Feces production rate of abalone	64
2. TAN excretion rate of abalone	66
Chapter 2. Waste removal rate of water treatment systems	72
Section 1. Performance of hydrocyclone	72

1. Introduction	72
2. Materials and methods	72
A. Hydrocyclone	72
B. Experimental water velocity	73
C. Experimental methods	74
D. Statistical analysis	77
3. Results	77
4. Discussion	86
Section 2. Performance of foam-fractionator	87
1. Introduction	87
2. Materials and methods	88
A. Foam-fractionator	88
B. Experimental system and methods	90
C. Water sample and estimation of performance	90
D. Particle size distribution of solid striped by foam-fractionator	91
E. Statistical analysis	91
3. Results	91
4. Discussion	104
Section 3. Performance of fluidized sand filter	107
1. Introduction	107
2. Materials and methods	108
A. Fluidized sand filter and experimental system	108
B. Artificial nutrient and conditioning of filter	108
C. Experimental methods	112
D. Water quality analysis	113
E. Statistical analysis	113
3. Results	114
A. Conditioning of fluidized sand filter	114
B. Estimation of optimal superficial water velocity	116
C. TAN removal rate of fluidized sand filter with temperatures and TAN loading	

rates	117
D. Nitrite removal rate of fluidized sand filter with temperatures and TAN loading rates	125
E. Dissolved oxygen consumption of fluidized sand filter with temperatures and TAN loading rates	129
F. Alkalinity consumption of fluidized sand filter with temperatures and TAN loading rates	129
4. Discussion	133
Chapter 3. Development of model for abalone recirculating aquaculture	140
Section 1. Introduction	140
Section 2. Design and performance of pilot scale recirculating aquaculture system for abalone	141
1. Materials and methods	141
A. Design of pilot recirculating aquaculture system for abalone	141
B. Growth of abalone	141
C. Performance of water quality	142
D. Fitness of multi-regression model equation	142
2. Results	143
A. Performance of pilot recirculating aquaculture system for abalone	143
(1) Design of pilot recirculating aquaculture system for abalone	143
(2) Growth of abalone	151
(3) Performance of water quality	153
(4) Fitness of multi-regression model equation	163
Section 3. Development of model for application of commercial abalone recirculating aquaculture system	168
1. Materials and methods	168
2. Results	168
A. Reformation of system configuration	168
(1) Culture tank	168

(2) Hydrocyclone	168
(3) Biological filter	170
B. Growth of abalone	172
C. Performance of water quality	174
Section 4. Study for Improvement of shell color	180
1. Materials and methods	180
2. Results	180
A. Growth of abalone and water quality	180
B. Improvement of shell color	182
Section 5. Discussion	183
Chapter 4. General discussion	187
Chapter 5. References	190
Chapter 6. Appendix	202

List of table

Table 1. Proximate analysis value of experimental feed seaweeds, <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Laminaria japonica</i>	36
Table 2. The scheme of experiments on feces and ammonia production of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Laminaria japonica</i> by temperatures and shell lengths	37
Table 3. The results of multi-way ANOVA on the effect of temperature shell length and feed seaweed for weight specific feces production rate of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> , and <i>Laminaria japonica</i>	40
Table 4. The results of multi regression model for feces production rate of abalone with temperature, feed seaweed and shell length	43
Table 5. The results of multi-way ANOVA on the effect of temperature), shell length and feed seaweed for feed specific feces production rate of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> , and <i>Laminaria japonica</i>	45
Table 6. The results of multi-way ANOVA on the effect of temperature, shell length and feed seaweed for nitrogen production ratio by feces of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> , and <i>Laminaria japonica</i>	48
Table 7. The results of multi-way ANOVA on the effect of temperature, shell length and feed seaweed for weight specific TAN excretion rate of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Laminaria japonica</i>	55
Table 8. The results of multi regression model for TAN excretion rate of abalone with temperature, feed seaweed and shell length	58
Table 9. The results of multi-way ANOVA on the effect of temperature, shell length and feed seaweed for feed specific TAN excretion ratio of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Laminaria japonica</i>	61
Table 10. Weight specific TAN excretion rate of abalone and some other species	70
Table 11. TAN excretion rate of abalone and some other species	71
Table 12. Solid removal rates of hydrocyclone and the result of three-way ANOVA	

with temperature, solid concentration and tangential inlet water velocity	78
Table 13. The results of multi regression model for solid removal rate of hydrocyclone with solid concentration with temperature, solid concentration and tangential inlet water velocity	80
Table 14. The results of multi regression model for solid removal rate of hydrocyclone with temperatur, solid concentration and tangential inlet water velocity	82
Table 15. Underflow rates of hydrocyclone and the result of three-way ANOVA with temperature, solid concentration and tangential inlet water velocity	84
Table 16. Solid removal rate of foam-fractionator and the result of three-way ANOVA for with solid concentration, hydraulic retention time and superficial air velocity	93
Table 17. The results of multi regression model for solid removal rate of foam-fractionator with solid concentration, hydraulic retention time and superficial air velocity	95
Table 18. Solid removal efficiency of foam-fractionator and the result of three-way ANOVA with solid concentrations, hydraulic retention times and superficial air velocities	97
Table 19. Overflow rate of foam-fractionator and the result of three-way ANOVA with solid concentrations, hydraulic retention times and superficial air velocities	99
Table 20. Changes of gas holdup of foam-fractionator with hydraulic retention time, superficial air velocity and solid concentration	106
Table 21. Characteristics of the filter sand used	111
Table 22. Compositions of the synthetic nutrient used in present experiment	111
Table 23. Effect of superficial water velocity (SWV) on TAN and nitrite concentrations in the culture tank and the effluent water of fluidized sand filter	117
Table 24. Effect of temperature (T) and TAN loading rate (TLR) on TAN concentration, and TAN removal rate (VTR) of fluidized sand filter at the	

most efficient superficial water velocity of 1.0 cm/sec	120
Table 25. Effect of temperature (T) and TAN loading rate (TLR) on NO_2^- -N concentration and NO_2^- -N removal rate of fluidized sand filter at the most efficient superficial water velocity of 1.0 cm/sec	126
Table 26. Effect of temperature (T) and TAN loading rate (TLR) on DO concentration and DO consumption rate of fluidized sand filter at the most efficient superficial water velocity of 1.0 cm/sec	130
Table 27. Effect of temperature (T) and TAN loading rate (TLR) on total alkalinity (TA) concentration and total alkalinity consumption rate of fluidized sand filter at the most efficient superficial water velocity of 1.0 cm/sec	131
Table 28. Dimensions of the hydrocyclone used in the experiment	146
Table 29. The growth performance of abalone reared in recirculating aquaculture system for 125 days	152
Table 30. Average concentrations of TAN, nitrite, nitrate and suspended solid in the effluent from the culture tanks with different culture density after conditioning of the fluidized sand filter	161
Table 31. Average concentrations of TAN, nitrite, nitrate and suspended solid in the effluent water of sump, hydrocyclone, sedimentation chamber, fluidized sand filter and foam-fractionator after conditioning of the fluidized sand filter	162
Table 32. The results of ANOVA for full and reduced model to compare two regressions from the experiment and model by estimation of F value on the daily solid removal rate of hydrocyclone	165
Table 33. The results of ANOVA for full and reduced model to compare two regressions from the experiment and model by estimation of F value on the daily solid removal rate of foam-fractionator	166
Table 34. The results of ANOVA for full and reduced model to compare two regressions from the experiment and model by estimation of F value on the daily TAN removal rate of fluidized sand filter	167
Table 35. Dimensions of the hydrocyclone used in final model system	169
Table 36. The growth performance of abalone reared in recirculating aquaculture	

system for 529 days	173
Table 37. The growth performance of abalone fed red seaweed and sea mutard	181
Table 38. The performance of water quality	181

List of figure

Fig. 1. Schematic diagram of semi-recirculating system for the test of feces production and TAN excretion of the abalone	34
Fig. 2. Dimensions (cm) of experimental culture tank with feces collector for the abalone	34
Fig. 3. Picture of semi-recirculating aquaculture system used	35
Fig. 4. Weight-specific feces production rate of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i>	41
Fig. 5. Weight-specific feces production rate of abalone fed <i>Laminaria japonica</i> ..	42
Fig. 6. Feed-specific feces production rate of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i>	46
Fig. 7. Feed-specific feces production rate of abalone fed <i>Laminaria japonica</i>	47
Fig. 8. Fecal nitrogen production rate of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i>	49
Fig. 9. Fecal nitrogen production rate of abalone fed <i>Laminaria japonica</i>	50
Fig. 10. Densities of feces produced by abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Laminaria japonica</i>	51
Fig. 11. TAN excretion rate of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Laminaria japonica</i> with different temperatures and shell lengths	53
Fig. 12. Weight-specific TAN excretion of abalone <i>Haliotis discus hannai</i> fed <i>Undaria pinnatifida</i>	56
Fig. 13. Weight-specific TAN excretion of abalone <i>Haliotis discushannai</i> fed <i>Laminaria japonica</i>	57
Fig. 14. Feed specific TAN excretion of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i> and <i>Laminaria japonica</i>	60
Fig. 15. TAN excretion ratio of abalone fed <i>Undaria pinnatifida</i>	62
Fig. 16. TAN excretion ratio of abalone fed <i>Laminaria japonica</i>	63
Fig. 17. Picture of hydrocyclone used	73
Fig. 18. Dimensions of hydrocyclone	73
Fig. 19. Diagrams of experimental system	76
Fig. 20. Daily solid removal rate of hydrocyclone by tangential inlet water velocity and	

solid concentration	79
Fig. 21. Solid removal efficiency of hydrocyclone by tangential inlet water velocity and solid concentration	83
Fig. 22. Underflow rate of hydrocyclone by tangential inlet water velocity and solid concentration	85
Fig. 23. Dimensions of foam-fractionator used	88
Fig. 24. Pictures of foam-fractionator in operation	88
Fig. 25. Experimental system	89
Fig. 26. Daily solid removal rate of foam-fractionator by solid concentration and superficial air velocity	94
Fig. 27. Solid removal efficiency of foam-fractionator by solid concentration and superficial air velocity	98
Fig. 28. Overflow rate of foam-fractionator by solid concentration and superficial air velocity	100
Fig. 29. Size distribution of solid stripped from the foam-fractionator in the pilot scale recirculating aquaculture system for abalone	102
Fig. 30. Cumulative distribution of solid stripped from the foam-fractionator in the pilot scale recirculating aquaculture system for abalone	103
Fig. 31. Pictures of fluidized sand filter used	109
Fig. 32. Experimental system	110
Fig. 33. Changes of TAN and nitrite concentrations in the culture tank and conditioning pattern of fluidized sand filter during 54 weeks	115
Fig. 34. Changes of TAN removal rates of fluidized sand filter with superficial water velocities	118
Fig. 35. Changes of nitrite removal rates of fluidized sand filter with superficial water velocities	119
Fig. 36. Changes of TAN concentration in culture tank with temperatures and TAN loading rates	122
Fig. 37. Changes of TAN removal rate in culture tank with temperatures and TAN loading rates	123

Fig. 38. The results of multi regression model for TAN removal rate of fluidized sand filter with temperatures and inlet TAN concentrations	124
Fig. 39. Changes of nitrite concentration in culture tank with temperatures and TAN loading rates	127
Fig. 40. Changes of nitrite removal rate in culture tank with temperatures and TAN loading rates	128
Fig. 41. Changes of minimum substrate TAN concentration of fluidized sand filter with temperatures	139
Fig. 42. Pictures of setting for experiment	141
Fig. 43. Picture of electricity meter	142
Fig. 44 The geometry of culture tank used in the experiment	144
Fig. 45. Picture of culture tank	144
Fig. 46. Hydrocyclone in the pilot system	145
Fig. 47. Foam-fractionator in the pilot system	146
Fig. 48. Pictures of experimental system for fluidized sand filter	147
Fig. 49. The model of the pilot recirculating aquaculture system for abalone	149
Fig. 50. Pictures of the pilot recirculating aquaculture system for abalone	150
Fig. 51. Changes of water temperature of culture water and natural seawater, and thermal control regime during the experiment (155 days)	154
Fig. 52. Power consumption of pump, air blower and thermal controller applied to the abalone recirculating aquaculture system during the experiment (155 days)	155
Fig. 53. Changes of salinity in pilot scale abalone recirculating aquaculture system during the experiment (155 days)	157
Fig. 54. Changes of pH in pilot scale abalone recirculating aquaculture system during the experiment (155 days)	158
Fig. 55. Changes of TAN, nitrite and nitrate in the sump of the pilot scale abalone recirculating aquaculture system during the experiment (125 days)	159
Fig. 56. The comparison between observed and predicted values for solid removal rate of hydrocyclone	165
Fig. 57. The comparison between observed and predicted values for solid removal rate	

of foam-fractionator	166
Fig. 58. The comparison between observed and predicted values for TAN removal rate of fluidized sand filter after transformation of variable	167
Fig. 59. Picture of hydrocyclone in the final model system	168
Fig. 60. Picture of trickling biological filter in the final model system	170
Fig. 61. Reformed model of the pilot recirculating aquaculture system for abalone	171
Fig. 62. Changes of water temperature of culture water and natural seawater, and thermal control regime during the experiment (529 days)	175
Fig. 63. Power consumption of the final model system(529 days)	176
Fig. 64. Changes of salinity and pH in the final model system(529 days)	177
Fig. 65. Changes of TAN, nitrite and nitrate in the sump of the final model system during the experiment (529 days)	178
Fig. 66. Changes of suspended solid concentration in the final model system(529 days)	179
Fig. 67. Experimental system	180
Fig. 68. Abalone fed red seaweed	182
Fig. 69. The comparison of shell color of abalone fed sea mustard and red seaweed	182

목 차

표 목차	27
그림 목차	29
제 1 장 전복의 배설 특성 조사	32
제 1 절 서 론	32
제 2 절 재료 및 방법	33
1. 실험 전복	33
2. 실험 시스템	33
가. 사육조와 분 수집 장치	33
나. 여과 장치	33
3. 실험 먹이	35
4. 실험 방법	35
가. 분 배출량	35
나. 전복 분의 밀도	37
다. 전복의 TAN 배설량	37
라. 통계 처리	38
제 3 절 결 과	39
1. 분 배출량	39
2. TAN 배설량	52
제 4 절 고 찰	64
1. 분 배출	64
2. TAN 배설	66
제 2 장 순환여과 시스템 수처리 장치 특성 조사	72
제 1 절 고형물 제거장치(Hydrocyclone)의 고형물 제거 효율	72
1. 서론	72
2. 재료 및 방법	72
가. 실험 장치(Hydrocyclone)	72
나. 실험유속(hydrocyclone의 접선유입유속)	73
다. 실험 방법	74
라. 통계 처리	77

3. 결과	77
4. 고찰	86
제 2 절 용존 유기물 제거장치(포말분리기)의 고형물 제거 효율	87
1. 서론	87
2. 재료 및 방법	88
가. 포말분리기	88
나. 실험시스템 및 방법	90
다. 채수 및 성능 평가	90
라. 포말분리기 제거 고형물 입도 분포 특성	91
마. 통계 처리	91
3. 결과	91
4. 고찰	104
제 3 절 모래 유동층 여과조의 질산화 효율	107
1. 서론	107
2. 재료 및 방법	108
가. 모래유동층 및 실험장치	108
나. 합성영양염의 조제 및 여과조 숙성	108
다. 실험방법	112
라. 분석방법	113
마. 통계 처리	113
3. 결과	114
가. 모래유동층 여과조의 숙성	114
나. 모래 유동층 여과조의 최적 수리학적 상승속도 평가	116
다. 수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 질산화 효율	117
라. 모래 유동층 여과조의 수온과 TAN 부하량에 따른 NO_2^- -N 농도 변화 및 용적당 NO_2^- -N 제거량	125
마. 모래 유동층 여과조의 수온과 TAN 부하량에 따른 용존산소 농도 변화 및 용적당 산소 소모량	129
바. 모래 유동층 여과조의 수온과 TAN 부하량에 따른 총알칼리도 농도 변화 및 용적당 총알칼리도 소모량	129
4. 고찰	133

제 3 장 전복 순환여과 양식 시스템 모델 개발 **140**

제 1 절 서론	140
제 2 절 전복 순환여과 pilot 시스템 모델 공정 개발	141

1. 재료 및 방법	141
가. 전복 순환여과 pilot 시스템 설계	141
나. Pilot 시스템의 성능 평가 I (시스템 내 전복의 성장)	141
다. Pilot 시스템의 성능 평가 II (시스템 내 수질 모니터링)	142
라. Pilot 수처리 장치 성능 평가 모델의 적합성 검토	142
2. 결 과	143
가. 전복 순환여과 pilot 시스템 모델 공정 개발	143
(1) 전복 순환여과 pilot 시스템 설계	143
(2) Pilot 시스템의 성능 평가(시스템 내 전복의 성장)	151
(3) Pilot 시스템의 성능 평가 II(시스템 내 수질 모니터링)	153
(4) Pilot 수처리 장치 성능 평가 모델의 적합성 검토	163
제 3 절 상업적 시스템의 안정화를 위한 최종 공정 모델 개발	168
1. 재료 및 방법	168
2. 결과	168
가. 시스템의 configuration 변경 및 최종 공정 모델 개발	168
(1) 전복 사육수조(적용 유속 보정)	168
(2) 고품물 제거장치(규격 및 layout 변경)	168
(3) 생물학적 여과조(규격 및 layout 변경)	170
라. 시스템 성능 평가(전복의 성장-장기 사육)	172
마. 시스템의 성능 평가(장기 수질 모니터링)	174
제 4 절 전복의 생체(폐각 선택) 변화 및 개선	180
1. 재료 및 방법	180
2. 결과	180
가. 전복의 성장 및 사육수 수질 변화	180
나. 전복 폐각 선택 개선 효과	182
제 5 절 고 찰	183
제 4 장 종합 고찰	187
제 5 장 참고문헌	190
제 6 장 부 록	202

표 목 차

표 1. 실험 먹이(미역 및 다시마)의 일반성분 분석	36
표 2. 미역과 다시마를 공급한 전복의 분과 TAN 배설량 측정을 위한 각 실험별 전복 수용 자료	37
표 3. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 체중 당 분 배출량 및 분산분석결과	40
표 4. 수온, 각장, 먹이 종류에 따른 전복의 체중당 분 배출량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과	43
표 5. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 먹이 섭취량 당 분 배출량 및 분산 분석결과	45
표 6. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 분질소 배출 비율 및 분산분석결과	48
표 7. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 TAN 배출량 및 분산분석결과	55
표 8. 수온, 각장, 먹이 종류에 따른 전복의 체중당 TAN 배설량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과	58
표 9. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 TAN에 의한 질소 배설 비율 및 분산분석결과	61
표 10. 전복류 및 기타 패류의 체중당 TAN 배설량(mg TAN/kg abalone/day)	70
표 11. 전복류 및 기타 어종의 TAN 배설 비율(%)	71
표 12. 수온, 고형물 농도, 접선유입유속에 따른 hydrocyclone의 일간 처리 수량당 고형물 제거량(g solid/m ³ /day) 및 분산분석 결과	78
표 13. 수온, 고형물 농도, 접선 유입유속에 따른 hydrocyclone의 일간 처리 수량당 고형물 제거량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과	80
표 14. 수온, 고형물 농도, 접선유입유속에 따른 hydrocyclone의 고형물 제거율(%) 및 분산분석 결과	82
표 15. 수온, 고형물 농도, 접선유입유속에 따른 hydrocyclone의 underflow rates (%) 및 분산분석 결과	84
표 16. 고형물 농도, 수리학적 체류시간, 공기상승속도에 따른 포말분리기의 일간 공기 주입량당 고형물 제거량(g solid/m ³ /day) 및 분산분석 결과	93
표 17. 고형물 농도, 수리학적 부하량, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 일간 주입 공기량당 고형물 제거량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과	95
표 18. 고형물 농도, 수리학적 부하량, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 고형물 제거율의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과	97
표 19. 고형물 농도, 수리학적 부하량, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 overflow rate의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과	99

표 20. 고형물 농도, 수리학적 체류시간, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 gas holdup	106
표 21. 실험에 이용한 여과 매질(모래)의 물리적 특성	111
표 22. 실험에 이용한 합성 영양염의 성분 및 조성	111
표 23. 모래 유동층 여과조의 유입수와 배출수 내 TAN과 아질산성 질소 농도 변화	117
표 24. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출수 내 TAN 농도 및 모래 용적당 TAN 제거량	120
표 25. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출수 내 아질산성 질소 농도 및 모래 용적당 아질산성 질소 제거량	126
표 26. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출수 내 용존산소 농도 및 모래 용적당 용존산소 소모량	130
표 27. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출수 내 알칼리도 농도 및 모래 용적당 알칼리도 소모량	131
표 28. 실험에 이용한 hydrocyclone의 규격	146
표 29. 125일간 순환여과 사육 시스템 내 전복의 성장	152
표 30. 모래 유동층 여과조 숙성 이후, 사육 밀도에 따른 사육 수조 내 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소, 부유 고형물 농도 변화	161
표 31. 모래 유동층 여과조 숙성 후, 각 수처리 장치 전후의 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소, 부유고형물 농도 변화	162
표 32. 모델식에 의한 hydrocyclone의 예상 제거량 회귀식과 pilot 시스템 내 실제 제거량 회귀식 간의 F 검정 (동질성 검정)	165
표 33. 모델식에 의한 포말분리기의 예상 제거량 회귀식과 pilot 시스템 내 실제 제거량 회귀식 간의 F 검정 (동질성 검정)	166
표 34. 모델식에 의한 모래 유동층 여과조의 예상 제거량 회귀식과 pilot 시스템 내 실제 제거량 회귀식 간의 F 검정 (동질성 검정)	167
표 35. 최종 공정 모델 시스템 내 hydrocyclone의 규격	169
표 36. 최종 공정 모델 시스템 내에서 529일간 실험 사육한 전복의 성장 및 생존율	173
표 37. 홍조원료먹이와 미역을 공급한 전복의 각장 성장 및 증중량	181
표 38. 홍조원료먹이와 미역을 공급한 전복 사육수조 배출수 내 수질변화	181

그 림 목 차

그림 1. 전복 분 배출 및 TAN 배설량 측정을 위한 반순환여과 시스템 모식도	34
그림 2. 전복 반순환여과 시스템 내 사육수조 및 분 수집 장치 모식도 규격(cm)	34
그림 3. 전복 반순환여과 사육 시스템(분 배출 및 TAN 배설량 측정 시스템)	35
그림 4. 미역을 공급한 전복의 체중 당 분 배출량	41
그림 5. 다시마를 공급한 전복의 체중 당 분 배출량	42
그림 6. 미역을 공급한 전복의 먹이 섭취량 당 분 배출량	46
그림 7. 다시마를 공급한 전복의 먹이 섭취량 당 분 배출량	47
그림 8. 미역을 공급한 전복의 분 질소 배출 비율	49
그림 9. 다시마를 공급한 전복의 분 질소 배출 비율	50
그림 10. 미역과 다시마를 공급한 전복의 분 밀도 비교	51
그림 11. 미역과 다시마를 공급한 전복의 수온과 각장에 따른 시간당 TAN 배설량	53
그림 12. 미역을 공급한 전복의 체중 당 TAN 배설량	56
그림 13. 다시마를 공급한 전복의 체중 당 TAN 배설량	57
그림 14. 미역과 다시마를 공급한 전복의 먹이 섭취량당 TAN 배설 경향	60
그림 15. 미역을 공급한 전복의 TAN에 의한 질소 배설 비율	62
그림 16. 다시마를 공급한 전복의 TAN에 의한 질소 배설 비율	63
그림 17. 실험에 이용한 Hydrocyclone의 모식도	73
그림 18. 실험에 이용한 hydrocyclone 설치 모습	73
그림 19. Hydrocyclone의 성능 평가를 위한 실험 시스템 모식도	76
그림 20. 접선 유입유속과 고형물 농도에 따른 hydrocyclone의 일간 처리 수량당 고형물 제거 량	79
그림 21. 접선 유입유속과 고형물 농도에 따른 hydrocyclone의 고형물 제거율	83
그림 22. 접선 유입유속과 고형물 농도에 따른 hydrocyclone의 underflow rate	85
그림 23. 실험에 이용한 포말분리기의 모식도.	88
그림 24. 실험에 이용한 포말분리기(a)와 운전 모습(b)	88
그림 25. 포말분리기의 성능평가를 위한 시스템 모식도	89
그림 26. 고형물 농도 및 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 일간 공기 주입량 당 고형물 제 거량	94
그림 27. 고형물 농도 및 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 고형물 제거율	98
그림 28. 고형물 농도 및 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 overflow rate	100
그림 29. 포말분리기에 의해 제거된 고형물 입자의 입자 분포	102
그림 30. 포말분리기에 의해 제거된 고형물 입자의 누적 입자 분포	103

그림 31. 모래 유동층 여과조의 성능 실험 시스템 설치 전경 및 운전 모식도	109
그림 32. 모래 유동층 여과조의 성능 평가를 위한 실험 시스템 모식도	110
그림 33. 54주간 운전한 모래 유동층 TAN과 아질산성 질소의 농도 변화 및 속성 패턴	115
그림 34. 수리학적 상승속도에 따른 모래 유동층 여과조의 모래 용적당 TAN 제거량	118
그림 35. 수리학적 상승속도에 따른 모래 유동층 여과조의 모래 용적당 아질산성 질소 제거량	119
그림 36. 수온과 TAN 부하량에 따른 사육수조 내 TAN 농도 변화	122
그림 37. 수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 TAN 제거량	123
그림 38. 유입 TAN 농도와 수온에 따른 모래 유동층 여과조의 일간 모래 용적당 TAN 제거 량	124
그림 39. 수온과 TAN 부하량에 따른 사육수조 내 아질산성 질소 농도 변화	127
그림 40. 수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 아질산성 질소 제거량	128
그림 41. 수온에 따른 모래 유동층 농도의 최소 기질 농도	139
그림 42. Pilot 전복 순환여과 사육 시스템 내 전복 수용 모습	141
그림 43. Pilot 전복 순환여과 사육 시스템 내 전력소모 측정을 위한 전력 계량기	142
그림 44. 실험에 이용한 고밀도 사육 수조의 설치 모식도	144
그림 45. 사육 수조의 내부 형태(a) 및 전복 부착 격막 조립(b)	144
그림 46. Pilot 전복 순환여과 사육 시스템 내 hydrocyclone	145
그림 47. Pilot 시스템 내 설치한 포말 분리기(a)와 거품배출수(b)	146
그림 48. 모래 유동층 여과조의 운전 모습	147
그림 49. Pilot 전복 순환여과 시스템 모델	149
그림 50. Pilot 전복 순환여과 사육 시스템 설치 전경	150
그림 51. 155일간 사육 수온과 자연 해수 수온 변화	154
그림 52. 155일간 순환여과 사육 시스템 내 전기 소모량	155
그림 53. 155일간 전복 순환여과 사육 시스템 내 염분도 변화	157
그림 54. 155일간 전복 순환여과 사육 시스템 내 pH 변화	158
그림 55. 155일간 전복 순환여과 사육 시스템(저수조) 내 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소 농도 변화	159
그림 56. 모델식에 의한 hydrocyclone의 예상 제거량과 pilot 시스템 내 실제 제거량의 비교	165
그림 57. 모델식에 의한 포말분리기의 예상 제거량과 pilot 시스템 내 실제 제거량의 비교	166
그림 58. 모델식에 의한 모래 유동층 여과조의 예상 제거량과 pilot 시스템 내 실제 제거량의 비교	167

그림 59. 최종 공정 모델 시스템 내 hydrocyclone	168
그림 60. 최종 공정 모델 시스템 내 살수식 생물학적 여과조	170
그림 61. 최종 전복 순환여과 사육 시스템 공정 모델	171
그림 62. 최종 공정 모델 시스템 내 사육 수온과 자연 해수 수온 변화(529일)	175
그림 63. 최종 공정 모델 시스템 내 전력 소모량(529일)	176
그림 64. 최종 공정 모델 시스템 내 염분과 pH 변화(529일)	177
그림 66. 최종 공정 모델 시스템(저수조) 내 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소 농도변화(529일)	178
그림 66. 최종 공정 모델 시스템 내 부유 고형물 농도 변화(529일)	179
그림 67. 전복 선택 개선 효과 실험에 이용한 전복 순환여과 모의 사육 시스템 모식도	180
그림 68. 홍조원료먹이를 공급하면서 사육중인 전복 치패	182
그림 69. 미역과 홍조원료먹이를 공급한 전복의 치패 선택 비교	182

제 1 장 전복의 배설 특성 조사

제 1 절 서 론

양식 생물에 의해 생성되는 대사 노폐물은 주로 먹이에 의해 기인하는 것으로, 미섭취 먹이, 양식 생물에 의해 배출된 분, 먹이 잔여물 등과 같은 고형물의 형태와, 용존 형태의 요소나 TAN 등이 있다(Ackefors and Enell, 1990, 1994; Losordo and Westers, 1994). 이러한 대사 노폐물들이 시스템 내에서 지속적으로 순환할 경우, 수중의 TAN, 질산 질소, 이산화탄소, 고형물, 인, 유기물 등의 급격한 농도 변화를 초래하여(Clark et al., 1985) 사육 환경을 악화시키며, 환경으로 배출될 경우 환경오염을 조장할 수 있다.

특히 양식 생물이 배설하는 질소는 분 및 TAN과 같은 대사 노폐물의 배설을 통해 주로 이루어지고(Jayaram and Beamish, 1992), 집약적 양식을 수행할 경우 양식 시스템 내 이러한 질소 축적이 문제를 일으키기도 한다(Avnimelech et al., 1992). 또한 전세계 양식 생산량이 점차적으로 증가해가면서, 양식 생물의 대사 노폐물에 의한 심각한 문제들이 관심의 대상이 되고 있으며, 급기야 양식산업 자체가 연안 생태계에 심각한 영향을 주는 오염의 주체로 인식되는 경우도 있다(De Pauw and Joyce, 1991; Barg, 1992; Stewart, 1997).

최근의 연구에 따르면, 일본의 경우 일간 1톤의 양식어류가 배출하는 질소와 인의 양이 각각 평균 약 0.8과 0.1 kg (Maruyama and Suzuki, 1998)으로, 이것은 73명의 사람이 배출하는 양에 해당하며, 연간 총 생산량에 대해 계산하면 총 5백만명이 배출하는 오염 부하량이 양식 어류에 의해 환경에 배출된다고 한다. 이와 같이 양식 노폐물에 의한 환경 부하량을 산정하거나 집약적 사육 시스템에서 적절한 사육 환경을 유지하기 위해서는 대상으로 하는 양식 생물의 오염 배출량을 아는 것이 중요하다. 특히 순환여과 사육 시스템에서 양식 생물에 의한 노폐물 생성량과 제거량의 상관관계는 매우 복잡하며, 노폐물의 배설 특성에 대한 실험이 몇몇의 연구자들에 의해 수행된 바 있다. 그러나 노폐물 배설 특성에 관한 연구는 대부분 어류에 집중되어 있으며(Fivelstad et al., 1990; Kelly et al., 1994; 김, 1994; Bergheim and Asgard, 1996; 오, 2001), 전복류의 노폐물 배설 특성에 대한 연구는 매우 제한적으로 이루어져, 양식가들이 직접적으로 이용될 수 있는 자료는 드물다.

본 연구에서는 전복을 대상으로 각기 다른 수온과 성장단계에 따라 분 고형물 배출과 TAN 배설 특성을 조사하였다. 이것을 다중회귀분석하여 수온, 각장, 먹이종류에 따른 고형물 배출량과 TAN 배설량 각각의 상관관계를 도출하고 전복을 순환여과 사육 시스템에서 사육하기 위한 기초 설계 요인을 제시하고자 하였다.

제 2 절 재료 및 방법

1. 실험 전복

강원도립대학 양어 실습동 내 pilot 규모 순환여과 사육 시스템에서 사육 중이던 전복 (*Haliotis discus hannai*) 치패와 육성패를 실험 전복으로 이용하였다. 먼저 마취제 처리 없이 파관에 붙어 있는 전복을 상처가 나지 않도록 떼어내어 각장 3, 5, 7 cm를 기준으로 선별하고, 이것을 실내 수조로 옮겨와 실험 조건에 서서히 순치시켰다. 또한 본 실험이 들어가기 일주일 전에 실험 시스템에 수용하여 실험 환경에 완전히 적응된 후 실험을 시작하였다.

2. 실험 시스템

전복의 질소 부하량을 조사하기 위하여 소규모 반순환여과 실험 시스템을 이용하였다(그림 1). 실험 시스템은 정상 사육 중 전복의 분 수집과 TAN 측정이 용이하도록 자체 고안한 사육 조, 고행물 제거를 위한 고속모래여과기, 플라스틱 파관을 매질로 이용한 침지식 생물학적 여과조와 저수조로 구성되었다. 히터와 냉각기를 이용하여 실험 수온을 조절하였으며, 급격한 실내 기온의 변화와 습도를 조절하도록 항온·항습 장치를 설치하였다. 실험 시스템의 총 수량은 약 7.0m³이었고, 순환율은 일간 약 24회전이었으며, 일간 환수율은 일간 약 0.5회전으로 유지하였다.

가. 사육조와 분 수집 장치

실험 사육조는 직경 40 cm, 높이 40 cm 원형 아크릴로 제작하였고(그림 2, 3), 사육조의 수량은 6 L이었으며, 바닥 면적은 약 0.13m² 이었다. 사육조 아래쪽에 아크릴 재질로 원뿔을 연결하고 분의 수집이 용이하도록 원뿔 끝부분에 분리 가능한 분 수집 용기를 부착하였다. 원뿔 끝부분에 망목 10 mm의 망을 설치하고 미역과 다시마를 공급·사육하면서 분을 수집하였다. 사육조로 유입된 물이 바로 유출되지 않도록 유출구 반대쪽 아래로부터 회전하도록 주입하였다. 배출된 분이나 찌꺼기가 상승하지 않도록 2 L min의 유량을 유지하였고, 사육수의 순환을 돕고 분의 수집이 용이하도록 망목의 아래쪽에 에어스톤을 설치하여 조용히 에어레이션하였다.

나. 여과 장치

실험 전복의 사육 시스템 내 TAN의 축적을 방지하기 위하여 침지식 생물학적 여과조를 설치하였다. 가로 90cm, 세로 90cm, 높이 80cm의 생물학적 여과조를 FRP 재질로 제작하였다. 여과매질은 플라스틱 파관을 이용하였으며, 여과매질의 총 표면적은 약 86.4 m² 이었다. 생물학적 여과조와 동일한 용적의 저수조를 설치하여 침전 가능한 고행물을 침전 시킨 후 생물학적 여과조로 유입되게 하였다. 생물학적 여과조에서 유기물에 의한 TAN의 영향을 배제하기 위하여 순환수가 사육조로 유입되기 전에 고속 모래여과기를 통과시켜 부유 고행물의 영향을 제거하였다. 고속 모래 여과기 내 고행물의 과도한 축적으로 유량의 감소가 일어나지 않도록 고속 모래여과기를 1일 1회 역세척하였다.

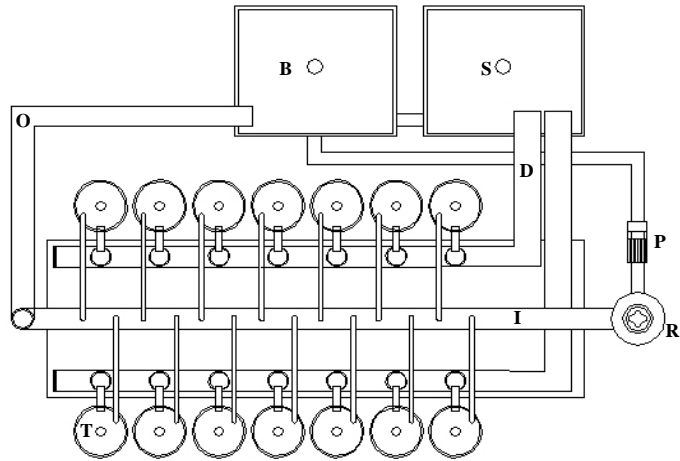


그림 1. 전복 분 배출 및 TAN 배설량 측정을 위한 반순환여과 시스템 모식도. B: 침지식 생물학적여과조, D: 배수관, I: 유입수관, O: 물넘기관, P: 순환펌프, R: 고속모래여과기, S: 저수조.

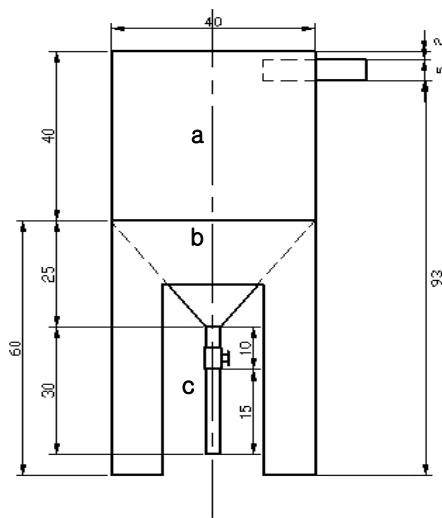


그림 2. 전복 반순환여과 시스템 내 사육수조 및 분 수집 장치 모식도 규격(cm). a: 전복 사육수조 부분, b: 플라스틱 망, c: 분수 집 장치.

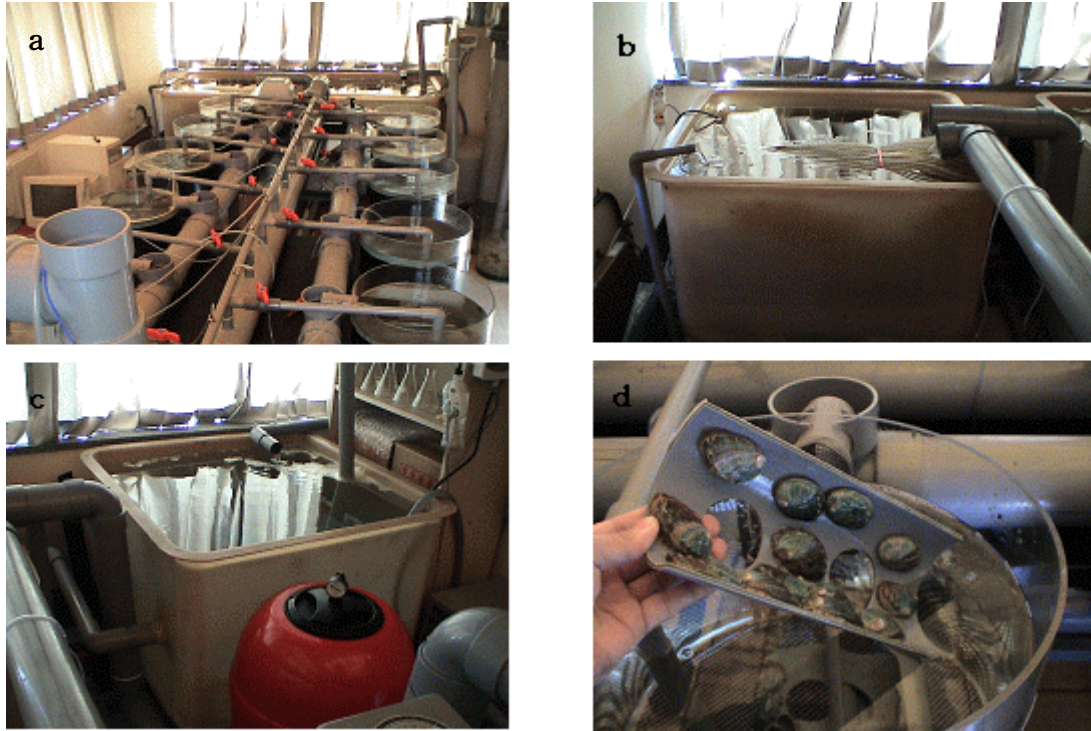


그림 3. 전복 반순환여과 사육 시스템(분 배출 및 TAN 배설량 측정 시스템).
 a: 전복 사육 시스템, b: 침지식 생물학적 여과조, c: 저수조 및 고속모래여과기, d: 사육수조 내 실험 전복.

3. 실험 먹이

미역(*Undaria pinnatifida*)과 다시마(*Laminaria japonica*)를 실험 먹이로 이용하였다. 미역과 다시마는 전라남도 완도에서 양식한 것을 이용하였으며, 일반성분은 표 1에 나타내었다. 매 실험 조건마다 미역과 다시마의 일반성분을 조사하고, 전체 평균값을 전복의 질소 부하량의 산정 기준으로 이용하였다.

4. 실험 방법

전복의 수온과 각장에 따른 질소 부하량을 알아보기 위하여 미역과 다시마를 먹이로 공급하면서 분 배출량과 TAN 배설량을 조사하였다.

가. 분 배출량

반순환여과 실험 사육 시스템 내 전복을 수조 바닥 면적 1m² 당 약 3.0 kg의 수용밀도가 되도록 각각 110, 20, 8마리씩을 3반복으로 실험 수조에 수용하였다(표 2). 실험 수온은 전복의 일반적인 사육 가능 수온 범위인 12, 16, 20℃ 이었다. 광주기는 타이머를 이용하여 약 50 Lux의 조도로 오전 6시에 점등하고 오후 6시에 소등하여 12L:12D로 조절하였다.

실험을 시작하기 전 실험 수온과 환경 변화에 따른 전복의 스트레스를 방지하기 위하여, 약 1개월간 서서히 실험 수온과 조건에 순치하였다. 정상 사육 상태에서 전복의 질소 부하량을 평

가하기 위해, 실험 시작 10일 전에 실험 시스템으로 옮겨 수용하고 실험 수조에 적응시켰다. 전복의 먹이공급은 전복류의 먹이 섭취 특성상 전복 체중의 일간 15%에 해당하는 생먹이를 7일간 섭취할 양을 사육조에 한꺼번에 투입하였다. 실험 사육 수조에서 10일간 순치·예비 사육을 실시한 후, 전복의 분 배출량 조사를 위한 분 수집은 실험 시작 당일 오전 9시에 사육 수조를 깨끗이 청소하고 새로운 먹이를 공급하면서 5일간 실시하였다. 매 실험 조건마다 동일한 과정으로 전복을 사육 환경과 조건에 순치시키고 실험을 시작하였다.

표 1. 실험 먹이(미역 및 다시마)의 일반성분 분석(% , 건중량 기준)

	Crude protein	Crude lipid	Crude ash
<i>U. pinnatifida</i>	15.1±1.3*	1.12±0.7	37.0±3.0
<i>L. japonica</i>	6.7±1.0	0.5±0.1	35.8±2.3

*Values are means (%)±STD of triplicate trials.

생먹이를 한꺼번에 공급하게 되면, 시간 경과에 따른 먹이의 부식으로 고형물이 발생하여 총 배출 분량 산정에 영향을 줄 수 있으므로, 이렇게 발생하는 고형물의 영향을 상쇄하기 위해 실험구와 동일하게 3반복으로 대조구 사육조를 설치하여 전복을 수용하지 않은 채 먹이만 투입하였다.

분수집 용기에 모인 분은 1일 1회 오전 9시에 회수하여 침전시켜 상등액을 제거한 후, -20℃에서 급속 냉동하여 보관 후 분석에 사용하였다. 5일간 수집한 분은 동결 건조한 후 수조별로 계량하고 전복의 체중과 섭취한 먹이에 대한 분 배출량을 식 1과 식 2를 이용하여 계산하였다. 계량 후 각 실험구별로 분을 합하여 분과 먹이 내 질소 함량을 Kjeldahl법으로 측정하고, 섭취한 총질소량에 대해 분으로 배출되는 질소의 비율을 (식 3)을 이용하여 계산하였다.

체중당 분 배출량(g feces/kg abalone/day)

$$= (F \div D) \div W \quad (\text{식 1})$$

먹이 섭취량 당 분 배출량(g feces kg seaweed day)

$$= (F \div D) \div S \quad (\text{식 2})$$

F: 총 배설 건조 분량(g)

S: 총 공급 건조 먹이량(kg)

D: 분 수집 일수(day)

W: 전복 체중(kg)

분에 의한 질소 배출 비율(%)

$$= \left[\frac{(F_p \times C_f) \div 6.25}{(S \times C_s) \div 6.25} \right] \times 100 \quad (\text{식 3})$$

C_f: 분내 단백질 함량(%)

C_s: 먹이 내 단백질 함량(%)

표 2. 미역과 다시마를 공급한 전복의 분과 TAN 배설량 측정을 위한 각 실험별 전복 수용 자료

Designed shell length (cm)	Temperature (°C)					
	12°C		16°C		20°C	
	Shell length (cm)	Total weight (g)	Shell length (cm)	Total weight (g)	Shell length (cm)	Total weight (g)
<i>U. pinnatifida</i>						
3	3.06±0.18 ^{a*}	415.2±1.8 ^A	3.03±0.23 ^a	413.5±0.8 ^A	3.10±0.22 ^a	414.5±0.9 ^A
5	5.14±0.18 ^b	411.1±1.2 ^A	5.19±0.21 ^b	411.6±1.0 ^A	5.12±0.24 ^b	411.1±0.8 ^A
7	7.14±0.22 ^c	413.6±3.3 ^A	7.11±0.25 ^c	413.4±1.0 ^A	7.18±0.23 ^c	413.9±1.4 ^A
<i>L. japonica</i>						
3	2.96±0.33 ^{a*}	402.8±4.9	3.01±0.29 ^a	403.4±4.9	2.94±0.28 ^a	402.7±3.9
5	5.15±0.21 ^b	403.1±4.6	5.12±0.26 ^b	402.9±5.1	5.08±0.27 ^b	402.9±4.9
7	7.02±0.38 ^c	402.7±5.3	7.10±0.31 ^c	403.3±6.0	6.98±0.31 ^c	403.1±3.7

*Values are means (cm, g)±STD of triplicate groups.

*Means±STD within the same columns for shell length or total weight, respectively having the same superscript are not significantly different at p<0.05 based on LSD of mean comparison.

나. 전복 분의 밀도

분 및 분 질소 배출량을 조사하기 위해 수집하여 동결건조한 분의 일부를 이용하여 전복의 분 밀도 측정을 실시하였다. 분 밀도 측정은 각 수온에서 각장 실험구별로 분을 pooling하고 pycnometer (Micromeritics, USA)를 이용하여 각 샘플 당 5회 반복 측정하였다.

다. 전복의 TAN 배설량

5일간 분 수집 실험을 하면서, 수온과 각장 크기에 따른 전복의 TAN 배설량을 조사하였다. 분 수집 실험 시작 4일째에 24시간 동안 4시간 간격으로 해양환경공정시험방법(1996)에 의해 사육 수조의 유입수와 유출수 내 TAN 농도를 측정하고, 전복의 단위 시간 당 TAN 배설량을 Leung et al. (1999)과 오(2001)가 이용한 방법과 같이 전복을 수용하지 않은 대조구를 기준값으로 보정하여 산정하였다. 이것을 Window용 Sigmaplot 8.0을 이용하여 그래프로 도식화한 다음, 그래프 아래쪽의 면적을 계산하여 일간 TAN 배설량(mg TAN/kg abalone/day)를 추정하

였다.

시간 당 TAN 배설량(mg TAN/kg abalone/hr)

$$= [(C_o - C_i)Q_t - (C_c - C_i)Q_c] / W \quad (\text{식 4})$$

C_o : 유입수의 TAN 농도(mg TAN/L)

C_i : 실험 수조 배출수의 TAN 농도(mg TAN/L)

C_c : 대조구 배출수의 TAN 농도(mg TAN/L)

Q_t : 실험 수조를 지나는 유량(L/hr)

Q_c : 대조구를 지나가는 유량(L/hr)

W : 전복 체중(kg)

라. 통계 처리

Window용 SPSS 12.0을 이용하여 수온과 각장에 대해 two-way ANOVA를 실시하여 수온과 각장이 전복의 분 배출 및 TAN 배설 특성에 미치는 영향을 평가하였으며, Duncan's multiple range test를 이용하여 평균 간의 유의차($p < 0.05$)를 검정하였다. 또한 미역과 다시마를 먹이로 공급한 전복의 사육 수온과 각장 크기에 따른 고형물 및 TAN 부하량을 다중회귀 분석하여 회귀모델식을 도출하였다. 전복의 분 밀도는 student t-test를 실시하여 평균간의 유의성을 검정하였다($P < 0.05$).

제 3 절 결 과

1. 분 배출량

미역과 다시마를 먹이로 공급한 전복의 체중 당 분 배출량은 수온과 각장 변화에 매우 높은 수준으로 영향을 받았다(표 3). 특히 잔차제곱합(sum of square mean)의 비율이 미역과 다시마에서 각각 75.4와 77.0%를 수온이 차지하고 있어, 체중 당 분 배출량은 각장 변화보다는 수온 변화에 더 큰 영향을 받았다.

미역의 경우, 수온 12, 16, 20℃에서 체중 당 분 배출량(pooled mean)은 각각 0.50±0.11, 2.02±0.62, 2.13±0.48 g feces/kg abalone/day로 모든 수온에서 차이가 있었으며, 20℃에서 가장 많았다(P<0.05, 그림 3). 또한 각장 3, 5, 7 cm 전복의 체중 당 분 배출량은 각각 1.95±1.01, 1.65±0.84, 1.05±0.54 g feces/kg abalone/day로 각장 크기가 작아질수록 증가하였다(P<0.05).

다시마의 경우도 수온과 각장 변화에 따라 미역과 동일한 경향을 나타내었다. 수온 12, 16, 20℃에서 체중 당 분 배출량은 각각 0.26±0.06, 0.85±0.29, 1.17±0.24 g feces/kg abalone/day로 수온이 상승하면서 많아졌으며(P<0.05, 그림 4), 각장 3, 5, 7 cm에 대해 각각 0.99±0.52, 0.75±0.28, 0.54±0.32 g feces/kg abalone/day로 각장 크기가 작아질수록 증가하였다(P<0.05).

또한 두 해조류 간에 전복의 체중 당 분 배출량은 차이가 있었으며(P<0.05), 다시마를 공급한 전복은 미역을 공급한 전복보다 체중 당 적은 양의 분을 배출하였다.

전복의 체중 당 분 배출량을 먹이 종류, 수온, 각장에 대해 다중회귀분석을 실시하였고, 표 4에 결과를 나타내었다. 세 가지 변수를 모두 포함하는 Model 3이 r^2 , $adj\ r^2$ 이 가장 높고, $Msep$ 가 가장 낮아 전복의 체중 당 분 배출량을 예측하기에 가장 적절하였다. 따라서 수온 12~20℃에서 미역과 다시마를 먹이로 공급한 각장 3~7 cm 전복의 분 고형물 배출량(g feces/kg abalone/day)을 나타내는 다중회귀직선모델식은 먹이 종류(S, 미역=1, 다시마=2), 수온(T, ℃), 각장(L, cm)에 대해 (식 5)와 같았다.

$$f(z) = 0.645 - 0.794S + 0.159T - 0.169L \quad (\text{식 } 5)$$

표 3. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 체중 당 분 배출량 및 분산 분석결과

Temperature (°C)	Shell length (cm)			Pooled mean**	
	3	5	7		
<i>U. pinnatifida</i>*					
12	0.61±0.03	0.53±0.02	0.37±0.04	0.50±0.11 ^A	
16	2.61±0.06	2.21±0.09	1.24±0.14	2.02±0.62 ^B	
20	2.64±0.05	2.21±0.02	1.55±0.07	2.13±0.48 ^C	
Pooled mean**	1.95±1.01 ^c	1.65±0.84 ^b	1.05±0.54 ^a	1.55±0.8	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	19.86 ¹	8	2.48	568.99	0.000
T	14.97	2	7.49	1715.93	0.000
L	3.79	2	1.90	434.58	0.000
T×L	1.10	4	0.27	62.72	0.000
<i>L. japonica</i>*					
12	0.32±0.02	0.27±0.01	0.19±0.01	0.26±0.06 ^A	
16	1.17±0.07	0.87±0.02	0.50±0.04	0.85±0.29 ^B	
20	1.47±0.03	1.12±0.07	0.93±0.01	1.17±0.24 ^C	
Pooled mean**	0.99±0.52 ^c	0.75±0.28 ^b	0.54±0.32 ^a	0.76±0.44	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	5.00	8	0.63	426.21	0.000
T	3.85	2	1.92	1,311.46	0.000
L	0.90	2	0.45	307.93	0.000
T×L	0.25	4	0.06	42.73	0.000
<i>U. pinnatifida</i> and <i>L. japonica</i>*					
12	0.47±0.16	0.40±0.14	0.28±0.10	0.38±0.15 ^A	
16	1.89±0.79	1.54±0.74	0.87±0.42	0.87±0.42 ^B	
20	2.01±0.64	1.67±0.60	1.24±0.34	1.65±0.62 ^C	
Pooled mean**	1.47±0.92 ^c	1.20±0.79 ^b	0.80±0.50 ^a	1.16±0.79	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	33.37	17	1.96	673.34	0.000
S	8.51	1	8.51	2,917.69	0.000
T	16.67	2	8.33	2,858.81	0.000
L	4.15	2	2.08	712.64	0.000
S×T	2.15	2	1.08	369.53	0.000
S×L	0.54	2	0.27	92.79	0.000
T×L	1.18	4	0.30	101.04	0.000
S×T×L	0.17	4	0.04	14.33	0.000

*Values are means (g feces/kg abalone/day)±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD within the same row (temperature) or column (shell length) for each *U. pinnatifida*, *L. japonica*, and *U. pinnatifida* and *L. japonica*, having the same superscript are not significantly different at $P<0.05$ based on Duncan's multiple range test.

$$Z = -0.586 + 0.204T - 0.226Y \quad (r^2=0.7858)$$

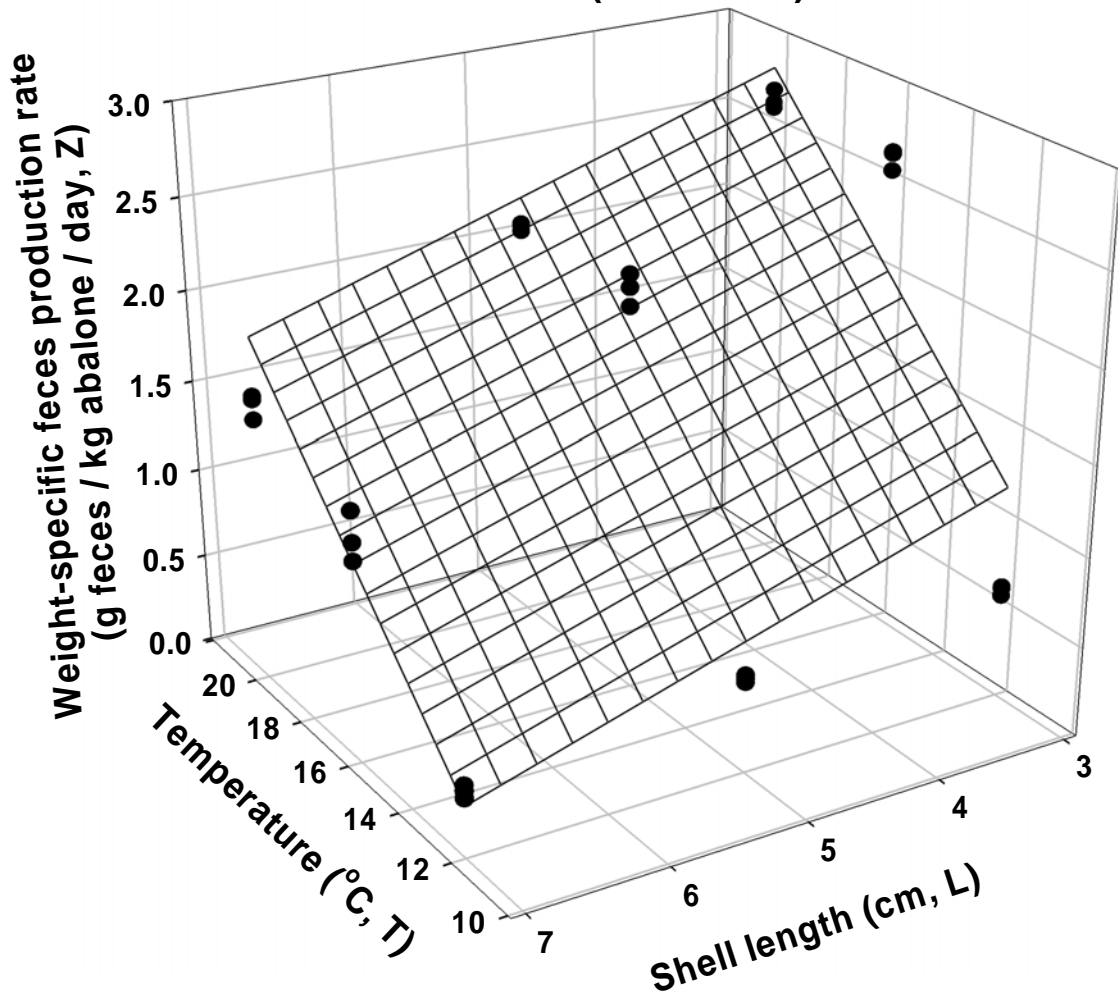


그림 4. 미역을 공급한 전복의 체중 당 분 배출량.

$$Z = -0.501 + 0.114T - 0.112Y \quad (r^2=0.9248)$$

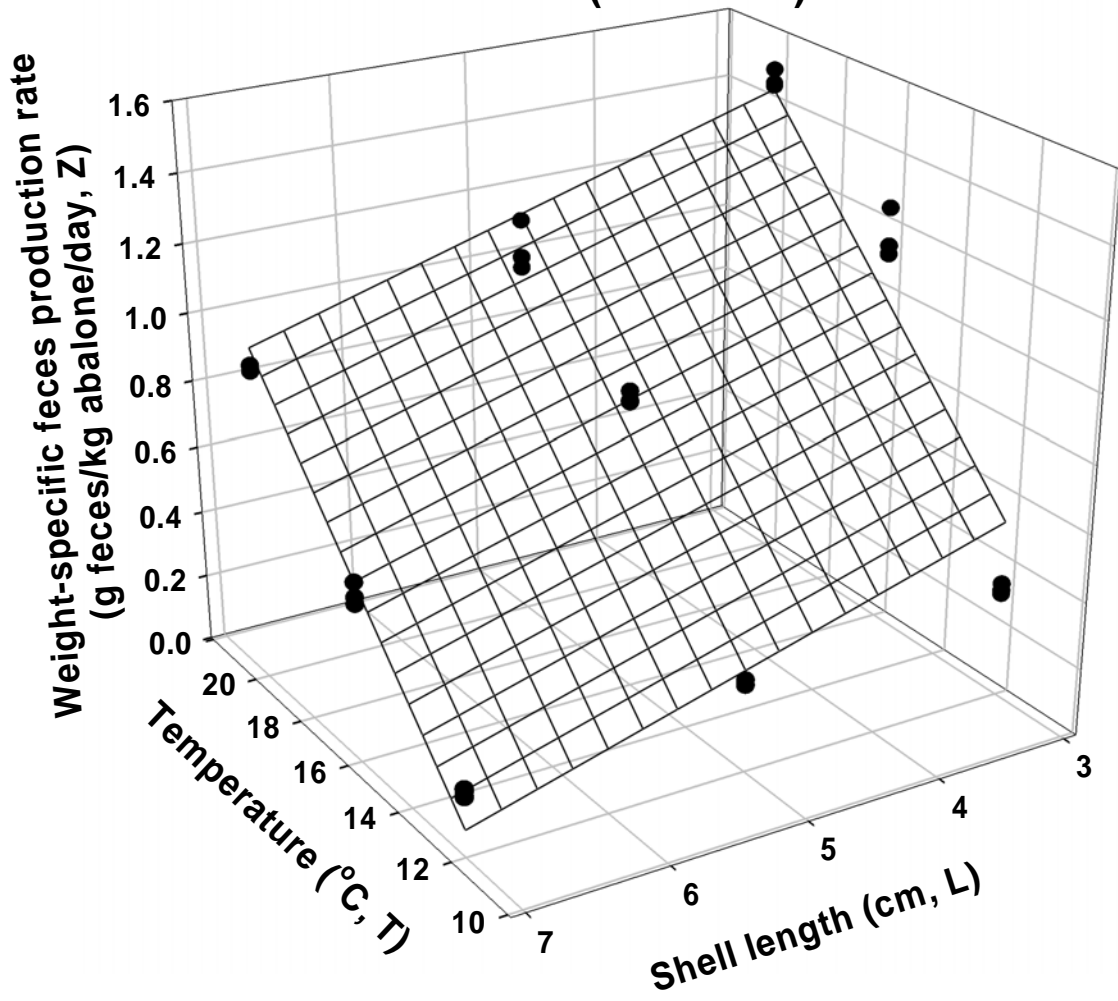


그림 5. 다시마를 공급한 전복의 체중 당 분 배출량.

표 4. 수온, 각장, 먹이 종류에 따른 전복의 체중당 분 배출량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과

Parameter estimation of variables						
Model: $f(z)=\beta_0 + \beta_1S + \beta_2T + \beta_3L$						
	Parameter	Estimates of β	Standard error	<i>t value</i>	<i>P value</i>	
Model 1	β_0	-1.389	0.410	-3.387	0.001	
	β_2	0.159	0.025	6.335	0.000	
Model 2	β_0	-0.199	0.358	-0.554	0.582	
	β_1	-0.794	0.123	-6.462	0.000	
	β_2	0.159	0.019	8.461	0.000	
Model 3	β_0	0.645	0.318	2.031	0.048	
	β_1	-0.794	0.096	-8.225	0.000	
	β_2	0.159	0.015	10.770	0.000	
	β_3	-0.169	0.030	-5.712	0.000	
Analysis of variance for the model						
		Sum of square mean	df	square mean	<i>F value</i>	<i>P value</i>
Model 1	Regression	14.58	1	14.58	40.134	0.000
	Error	18.89	52	0.36		
Model 2	Regression	23.08	2	11.54	59.68	0.000
	Error	10.39	51	0.20		
Model 3	Regression	27.19	3	9.06	72.09	0.000
	Error	6.29	50	0.13		
Fitness determination of the model						
		R^2		adj R^2		<i>MSep</i>
Model 1		0.436		0.425		0.603
Model 2		0.690		0.678		0.451
Model 3		0.812		0.801		0.355

**U. pinatiffida*=1; *L. japonica*=2; otherwise=0.

먹이섭취량 당 분 배출량은 미역의 경우 수온에는 영향을 받았으나 각장 변화에는 영향을 받지 않았다(표 5). 수온 12, 16, 20°C에서 먹이섭취량 당 분 배출량은 각각 189.1±6.1, 185.2±7.7, 217.5±13.3 g feces kg seaweed day로 나타나 12와 16°C는 차이가 없었고 20°C로 수온이 상승하면서 다소 증가하였다(P<0.05, 그림 6). 그러나 수온 16°C에서 먹이섭취량 당 분 배출량이 수온 12°C보다 낮아, 수온 변화에 따른 일정한 증감의 경향은 없었다. 각장 3, 5, 7 cm에서 먹이섭취량 당 분 배출량은 각각 204.7±18.1, 198.0±17.9, 188.9±13.7 g feces kg seaweed day로, 각장이 커지면서 증가하는 경향이었으나 평균 간에 차이는 없었다(P>0.05). 따라서 수온 12~16°C 범위에서 미역을 섭취한 각장 3~7cm 전복은 총 섭취한 먹이의 17.8~22.6%를 분 고형물로 배출하였다.

다시마를 공급한 경우 먹이섭취량 당 분 배출량은 미역과 달리 수온과 각장 변화에 영향을 받지 않았고(P>0.05), 섭취한 먹이의 약 10.9~11.2%를 분 고형물로 배출하여 미역을 섭취한 경우보다 적었다(그림 7).

전복의 분 질소 배출 비율은 미역과 다시마 모두에서 수온과 각장 변화에 따라 영향을 크게 받았으나, 미역을 섭취한 전복은 각장 변화에 더 큰 영향을 받은 반면, 다시마의 경우에는 수온의 영향이 더 컸다(표 6). 수온 12, 16, 20°C에서 미역과 다시마를 섭취한 전복의 분 질소 배출 비율은 각각 20.9±1.4, 20.1±1.2, 19.1±0.8%와 17.2±0.5, 16.8±0.3, 16.3±0.6%로 수온이 상승하면서 감소하는 동일한 경향을 나타내었다(그림 8, 9). 각장 변화에 따라서도 두 해조류에 대해 각각 18.8±0.5, 20.1±0.9, 21.2±1.2%와 17.2±0.5, 16.8±0.3, 16.3±0.6%로 나타나 각장이 커질수록 더 높은 비율로 분 질소를 배출하였다.

전복의 분 밀도는 수온과 각장 변화에 영향을 받지 않았으나, 먹이종류에는 영향을 받았다(P<0.05). 미역과 다시마를 공급한 전복의 분 밀도는 각각 평균 1.1508±0.0034와 1.2080±0.0096 kg/m³으로(그림 10), 다시마를 섭취한 전복이 더 밀도가 높은 분을 배출하였다(P<0.05).

표 5. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 먹이 섭취량 당 분 배출량 및 분산분 석결과

Temperature (°C)	Shell length (cm)			Pooled mean**	
	3	5	7		
<i>U. pinnatifida</i>*					
12	194.5±0.8	189.5±4.6	183.2±5.5	189.1±6.1 ^A	
16	194.0±1.8	183.5±2.6	177.6±4.5	185.2±7.7 ^A	
20	225.7±17.7	220.9±6.2	205.9±5.6	217.5±13.3 ^B	
Pooled mean**	204.9±18.1 ^a	198.0±17.9 ^a	188.9±13.7 ^a	197.2±17.3	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	6,889.37	8	861.17	16.67	0.000
T	5,647.79	2	2823.90	54.55	0.000
L	1,129.87	2	564.94	10.94	0.061
T×L	111.70	4	27.93	0.54	0.708
<i>L. japonica</i>*					
12	111.7±4.9	111.5±1.3	109.1±1.5	110.7±2.9 ^A	
16	110.7±1.8	110.5±1.5	110.6±3.3	110.6±2.0 ^A	
20	109.9±2.9	108.3±4.0	109.4±1.0	109.2±2.6 ^A	
Pooled mean**	110.8±3.1 ^a	110.1±2.6 ^a	109.7±2.0 ^a	110.2±2.6	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	29.84	8	3.73	0.48	0.854
T	12.99	2	6.50	0.84	0.450
L	5.53	2	2.77	0.37	0.705
T×L	11.32	4	2.83	0.36	0.831
<i>U. pinnatifida</i> and <i>L. japonica</i>*					
12	153.1±45.5	150.5±42.9	146.1±40.8	149.9±40.6 ^A	
16	152.3±45.6	147.0±40.0	144.1±36.9	147.8±38.7 ^A	
20	167.8±64.4	164.6±61.9	157.7±53.0	163.4±56.5 ^B	
Pooled mean**	157.7±49.9 ^a	154.0±46.9 ^a	149.3±41.9 ^a	153.7±45.6	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	109,185.10	17	6422.65	216.14	0.000
S	102,265.90	1	102,265.90	3,441.50	0.000
T	2,564.88	2	1,282.44	43.16	0.000
L	644.41	2	322.21	10.84	0.057
S×T	3,095.90	2	1,547.95	52.09	0.000
S×L	490.99	2	245.49	8.26	0.091
T×L	36.09	4	9.02	0.30	0.874
S×T×L	86.94	4	21.74	0.73	0.576

*Values are means (g feces kg seaweed day)±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD within the same row (temperature) or column (shell length) for each *U. pinnatifida*, *L. japonica*, and *U. pinnatifida* and *L. japonica* having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

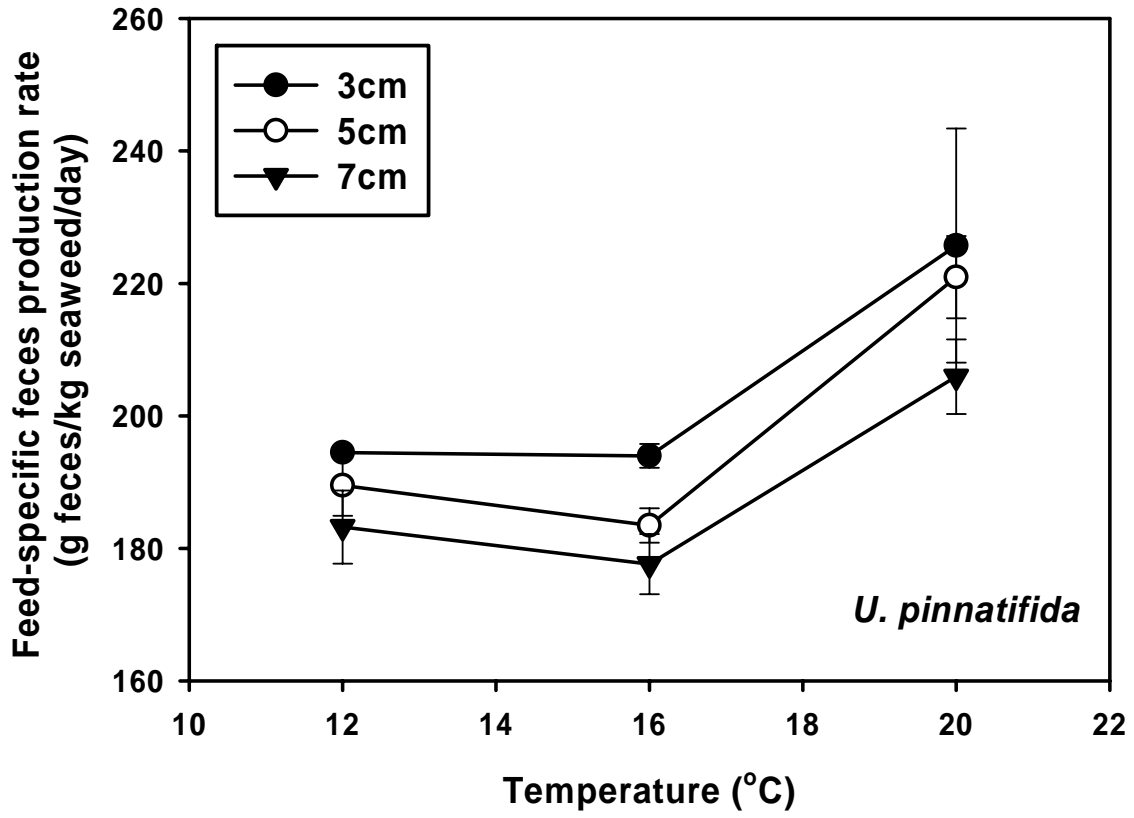


그림 6. 미역을 공급한 전복의 먹이 섭취량 당 분 배출량.

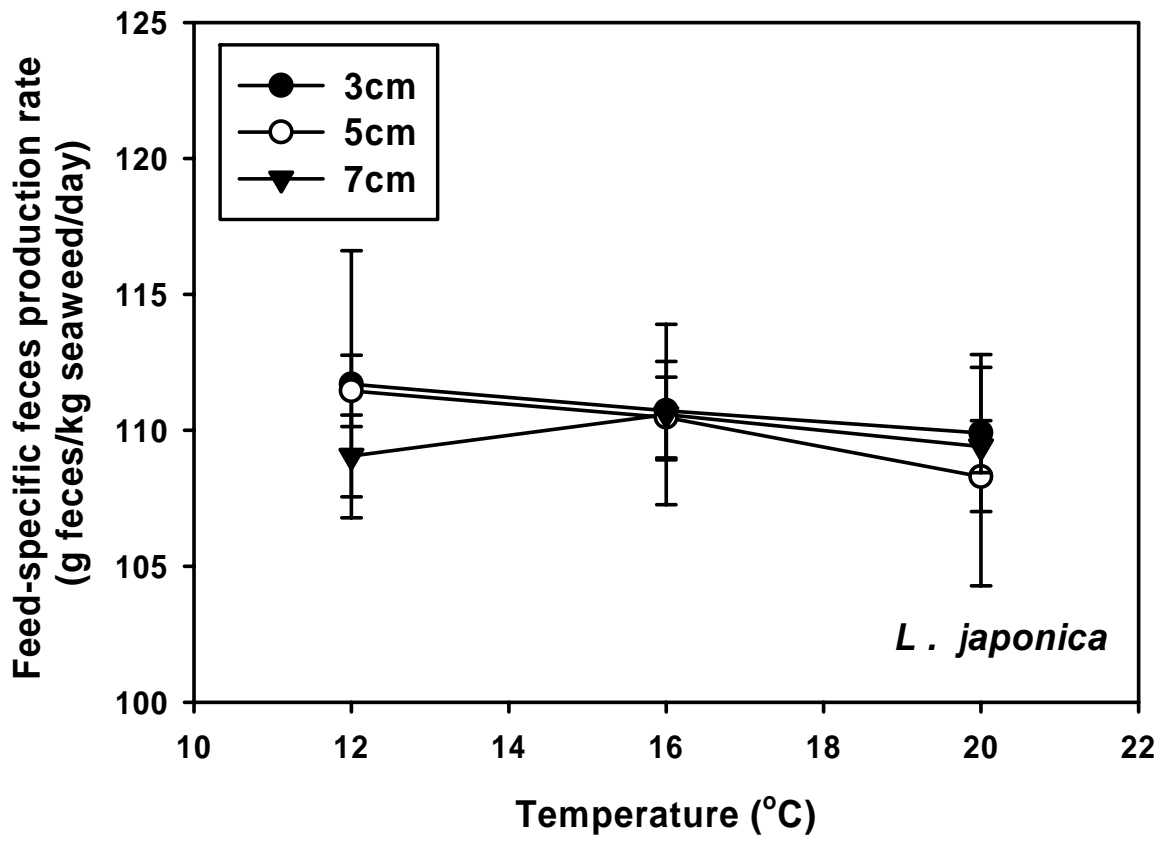


그림 7. 다시마를 공급한 전복의 먹이 섭취량 당 분 배출량

표 6. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 분질소 배출 비율 및 분산분석결과

Temperature (°C)	Shell length (cm)			Pooled mean**	
	3	5	7		
<i>U. pinnatifida</i>*					
12	19.3±0.1	21.0±0.5	22.4±0.7	20.9±1.4 ^C	
16	18.8±0.2	20.2±0.3	21.5±0.6	20.1±1.2 ^B	
20	18.4±0.4	19.2±0.5	19.8±0.5	19.1±0.8 ^A	
Pooled mean**	18.8±0.5 ^a	20.1±0.9 ^b	21.2±1.2 ^c	20.1±1.3	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	42.14	8	5.27	25.58	0.000
T	13.78	2	6.89	33.45	0.000
L	26.24	2	13.12	63.72	0.000
T×L	2.12	4	0.53	2.58	0.073
<i>L. japonica</i>*					
12	16.7±0.2	17.3±0.2	17.7±0.3	17.2±0.5 ^C	
16	16.6±0.3	16.8±0.3	17.0±0.2	16.8±0.3 ^B	
20	15.9±0.4	16.3±0.4	16.7±0.2	16.3±0.4 ^A	
Pooled mean**	16.4±0.5 ^a	16.8±0.5 ^b	17.1±0.5 ^c	16.8±0.6	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	6.75	8	0.84	11.62	0.000
T	4.11	2	2.01	28.32	0.000
L	2.38	2	1.19	16.38	0.000
T×L	0.26	4	0.06	0.88	0.497
<i>U. pinnatifida</i> and <i>L. japonica</i>*					
12	18.0±1.4	19.1±2.1	20.0±2.6	19.1±2.1 ^C	
16	17.7±1.2	18.5±1.8	19.2±2.5	18.5±1.9 ^B	
20	17.1±1.4	17.8±1.6	18.3±1.8	17.7±1.6 ^A	
Pooled mean**	17.6±1.3 ^a	18.5±1.8 ^b	19.2±2.3 ^c	18.4±1.9	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall	194.26	17	11.43	82.05	0.000
S	145.37	1	145.37	1043.88	0.000
T	16.46	2	8.23	59.10	0.000
L	22.20	2	11.10	79.70	0.000
S×T	1.43	2	0.71	5.12	0.011
S×L	6.42	2	3.21	23.06	0.000
T×L	1.18	4	0.30	2.12	0.098
S×T×L	1.20	4	0.30	2.15	0.095

*Values are means (%)±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD within the same row (temperature) or column (shell length) for each *U. pinnatifida*, *L. japonica*, and *U. pinnatifida* and *L. japonica* having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

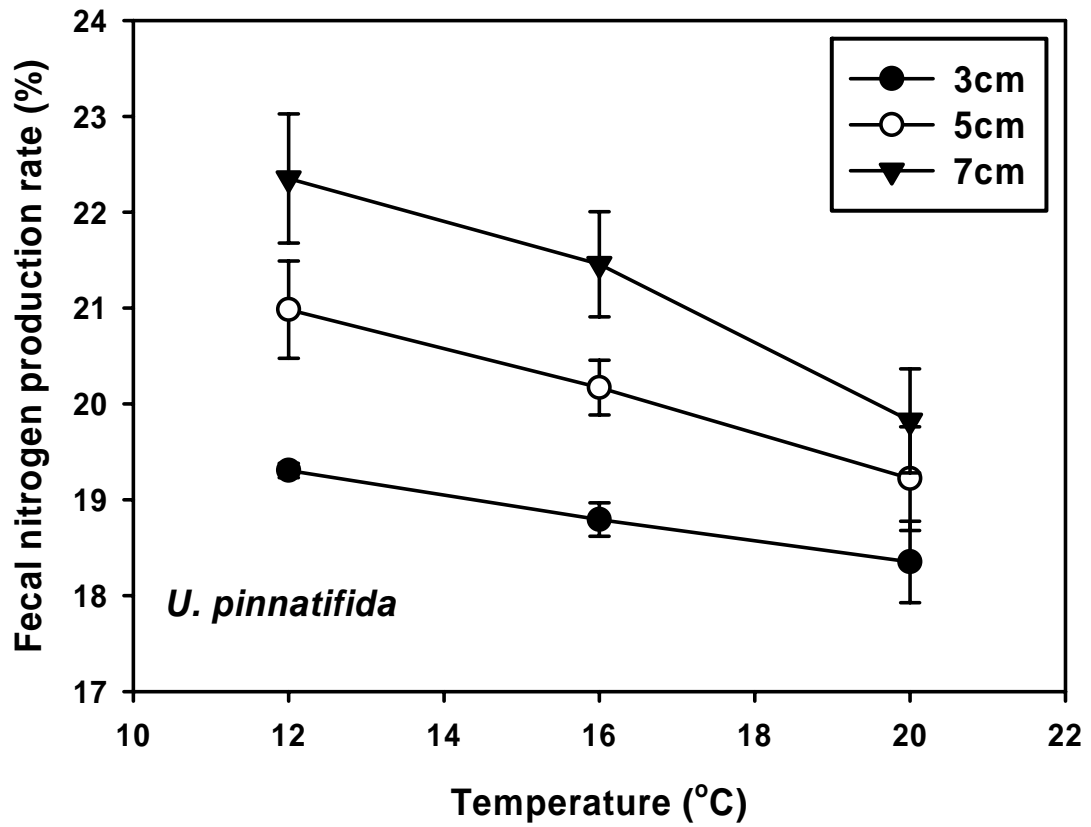


그림 8. 미역을 공급한 전복의 분 질소 배출 비율.

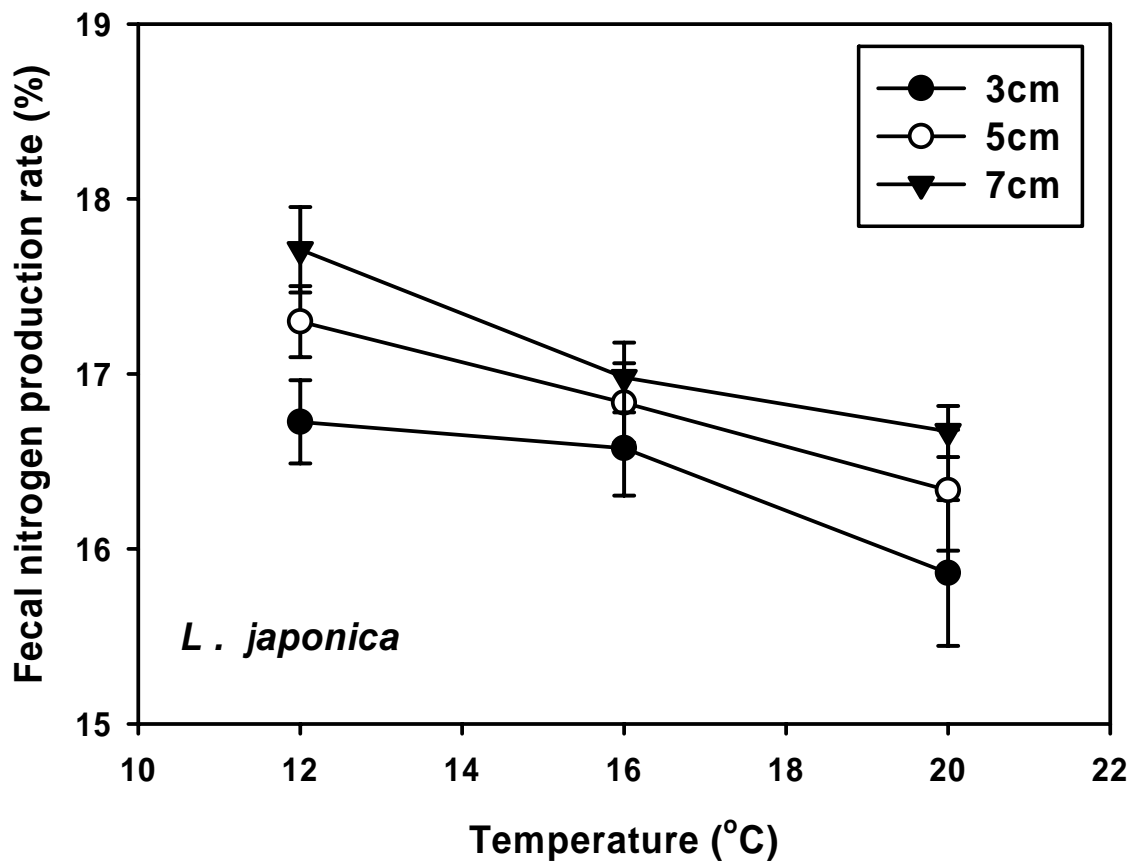


그림 9. 다시마를 공급한 전복의 분 질소 배출 비율.

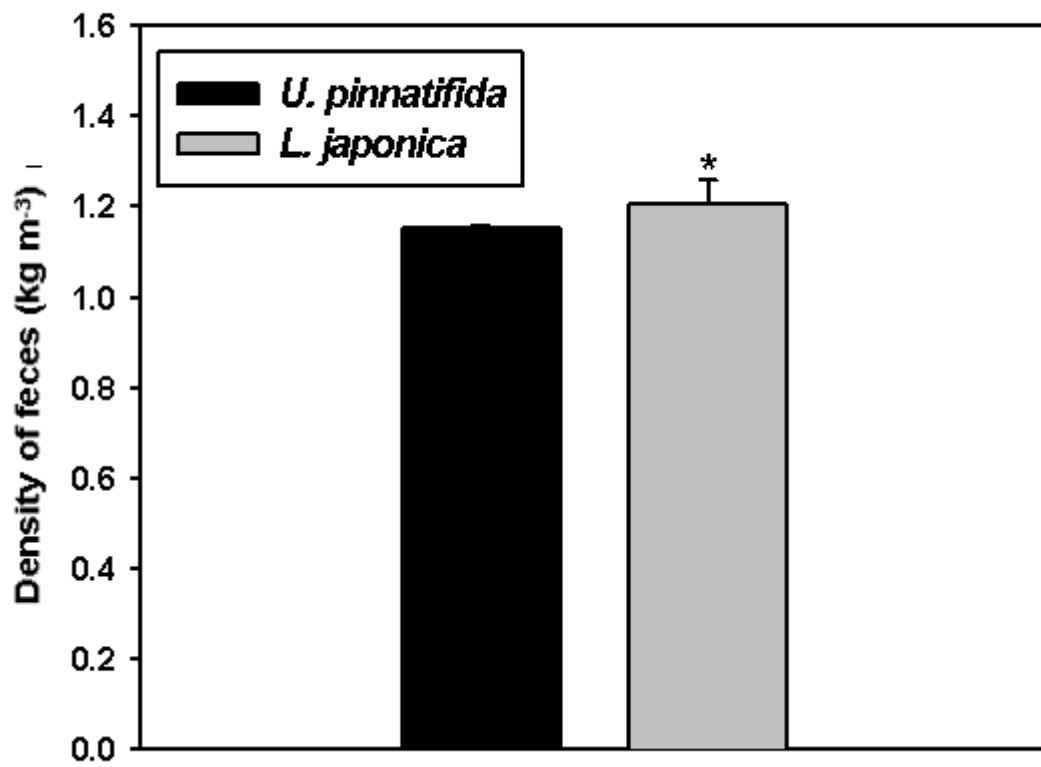


그림 10. 미역과 다시마를 공급한 전복의 분 밀도 비교.

2. TAN 배설량

수온 12, 16, 20°C에서 미역과 다시마를 공급한 각장 3, 5, 7 cm 전복의 시간 당 TAN 배설량의 변화를 그림 11에 나타내었다.

미역을 공급한 경우, 각장 3, 5, 7 cm 전복은 모두 명확한 일주기 TAN 배설 경향을 나타내었다. 수온 12°C에서는 16과 20°C와 비교하여 일주기 경향이 뚜렷하지 않았으나, 모든 각장에서 오전 9시부터 12시까지 지속적으로 상승하다 이후 감소하였다가, 21시부터 다시 상승하여 다음날 오전 9시까지 지속되는 경향이였다. 16과 20°C에서는 명확한 일주기 변화를 관찰할 수 있어, 16°C의 경우 각장 3과 7 cm 전복은 9시부터 상승하여 12시에 최대 시간 당 TAN 배설량을 나타낸 후, 17시까지 감소하였다. 각장 5 cm 전복도 3과 7 cm와 동일하게 17시에 최저값을 나타내었으나, 오전 9시부터 감소하기 시작하였다. 모든 각장에서 시간 당 TAN 배설량이 17시에 최저값을 나타낸 후 점차적으로 상승하였다. 각장 3 cm 전복은 다음날 9시까지 상승하였으나, 각장 5와 7 cm 전복의 시간 당 TAN 배설량은 다음날 새벽 5시부터 다소 감소하였다. 수온 20°C에서 시간 당 TAN 배설량은 모든 각장에서 매우 유사한 경향을 나타내었다. 12시에 최대 배설량을 나타내고 17시까지 감소하였다. 17시부터 다음날 새벽 5시까지 상승하였다가 다시 감소하였다. 각장 5와 7 cm 전복의 시간 당 TAN 배설량은 다음날 새벽 5시 이후 감소 경향이 완만하였으나, 각장 3 cm 전복의 시간 당 TAN 배설량은 매우 급격하게 감소하였다. 미역을 공급하면서 전복의 TAN 배설량을 조사하는 중 사육 시스템 내 TAN의 농도는 0.27~0.65 mg/L 범위를 나타내었다.

다시마를 공급한 각장 3, 5, 7 cm 전복 역시 미역을 공급한 경우와 유사하게 일주기 변화를 나타내었으나, 미역과는 달리 시간 당 TAN 배설량의 변동 폭이 적었다. 수온 12°C의 경우, 명확한 일주기 경향은 없었고, 시간 당 TAN 배설량이 매우 적었다. 대체적으로 미역에서와 유사하게 9시~12시 사이에 최대 배설량을 나타내고 감소하였다가, 21시부터 다시 상승하였다. 16°C의 경우는 모든 각장에서 9시부터 12시까지 서서히 상승한 후, 각장 3 cm 참전복은 21시, 각장 5와 7 cm 전복은 다음날 새벽 1시에 최저 시간 당 TAN 배설량을 나타내었다. 이후 상승하여 각장 3 cm 전복에서는 5시까지 다시 상승하였다가 감소하였고, 각장 5와 7 cm 전복에서는 9시까지 지속적으로 상승하였다. 수온 20°C에서 전복의 시간 당 TAN 배설 경향은 16°C와 유사하였으나, 상승 시간은 수온 16°C와 비교하여 다소 앞당겨졌으며 지속 시간은 길었다. 수온 12, 16, 20°C에서 다시마를 공급한 전복의 TAN 배설량을 조사하면서, 시스템 내 TAN 농도는 미역과 유사하게 0.28~0.65 mg/L의 범위를 보였다.

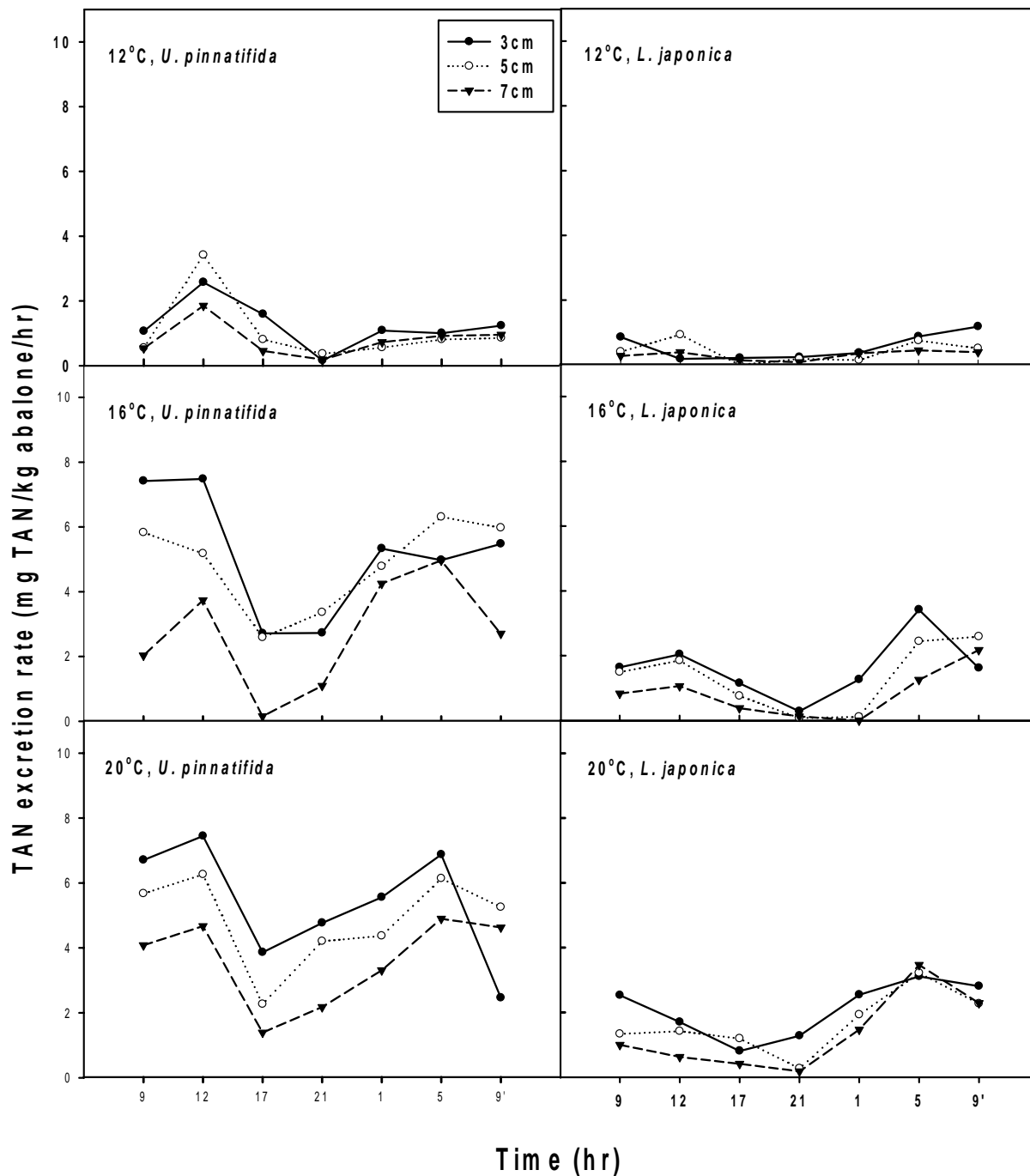


그림 11. 미역과 다시마를 공급한 전복의 수온과 각장에 따른 시간당 TAN 배설량(mg TAN/kg abalone/hr).

전복의 일간 체중 당 TAN 배설량은 수온과 각장 모두에 영향을 받았으며, 미역과 다시마에서 수온의 영향이 각각 81.2와 77.8%로 가장 컸다(표 7). 미역과 다시마를 섭취한 전복의 일간 체중 당 TAN 배설량은 수온 12, 16, 20℃에서 각각 25.5±5.0, 99.1±25.1, 110.1±21.9 mg kg abalone day와 9.5±2.1, 28.5±9.6, 39.6±7.6 mg kg abalone day로 나타나(표 7), 수온이 상승하면서 증가하였다(P<0.05, 그림 12, 13). 또한 각장 변화에 대한 일간 체중 당 TAN 배설량을 살펴보면, 각장 3, 5, 7 cm 전복의 일간 TAN 배설량은 미역과 다시마에 대해 각각 93.8±48.2, 84.6±43.5, 56.3±28.7 mg TAN/kg abalone/day와 33.1±16.6 26.1±13.0, 18.5±10.5 mg TAN/kg abalone/day로 나타나, 두 해조류 모두에서 각장이 작아지면서 증가하였다(P<0.05). 전복의 일간 체중 당 TAN 배설량을 먹이종류, 수온, 각장에 대해 다중회귀분석하여 도출한 세 가지 모델식을 표 8에 나타내었다. 세 가지 변수를 모두 포함하는 Model 3의 r^2 , $adj\ r^2$ 이 가장 높고, $Msep$ 가 가장 낮아 전복의 일간 체중 당 TAN 배설량을 예측하기에 가장 적합하였다. 따라서 수온 12~20℃에서 미역과 다시마를 먹이로 공급한 각장 3~7 cm 전복의 TAN 배설량(mg TAN/kg abalone/day)을 나타내는 다중회귀직선모델식은 먹이종류(S, 미역=1, 다시마=2), 수온(T, °C), 각장(L, cm)에 대해 (식 6)과 같았다.

$$f(z) = 48.453 - 52.66S + 7.24T - 6.59L \quad (\text{식 } 6)$$

표 7. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 TAN 배출량 및 분산분석결과

Temperature (°C)	Shell length (cm)			Pooled mean**	
	3	5	7		
<i>U. pinnatifida</i>*					
12	30.3±2.0	26.7±2.5	19.6±0.5	25.5±5.0 ^A	
16	118.7±4.3	112.5±1.6	66.3±5.3	99.1±25.1 ^B	
20	132.4±6.5	114.8±1.7	83.0±3.0	110.1±21.9 ^C	
Pooled mean**	93.8±48.2 ^c	84.6±43.5 ^b	56.3±28.7 ^a	78.3±42.6	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall ¹	46,946.91	8	5868.36	465.05	0.000
T	38,118.13	2	19,059.07	1,510.36	0.000
L	6,861.93	2	3430.97	271.89	0.000
T×L	1,966.85	4	491.71	38.97	0.000
<i>L. japonica</i>*					
12	11.6±0.4	9.9±0.8	7.1±0.1	9.5±2.1 ^A	
16	39.2±2.0	29.1±1.7	17.3±0.7	28.5±9.6 ^B	
20	48.5±2.3	39.3±1.2	31.2±0.8	39.6±7.6 ^C	
Pooled mean**	33.1±16.6 ^c	26.1±13.0 ^b	18.5±10.5 ^a	25.9±14.4	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall ²	5,376.17	8	671.41	396.86	0.000
T	4,176.16	2	2,085.56	1,233.12	0.000
L	956.80	2	478.64	282.52	0.000
T×L	243.21	4	60.72	35.91	0.000
<i>U. pinnatifida</i> and <i>L. japonica</i>*					
12	21.0±10.3	18.3±9.3	13.3±6.9	17.5±9.0 ^A	
16	78.9±43.7	70.8±45.7	41.8±27.0	63.8±40.7 ^B	
20	90.4±46.2	77.1±41.4	57.2±28.6	74.9±39.6 ^C	
Pooled mean**	63.5±46.9 ^c	55.4±43.3 ^b	37.4±28.6 ^a	52.1±41.1	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall ³	89,357.12	17	5,256.30	734.79	0.000
S	37,038.95	1	37,038.95	5,177.78	0.000
T	33,347.55	2	16,673.78	2,330.87	0.000
L	6,384.44	2	3,192.22	446.25	0.000
S×T	8,941.69	2	4,470.85	624.99	0.000
S×L	1,434.77	2	717.39	100.29	0.000
T×L	1,729.24	4	432.31	60.43	0.000
S×T×L	480.48	4	120.12	16.79	0.000

*Values are means (mg TAN/kg abalone/day)±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD within the same row (temperature) or column (shell length) for each *U. pinnatifida*, *L. japonica*, and *U. pinnatifida* and *L. japonica* having the same superscript are not significantly different at $P < 0.05$ based on Duncan's multiple range test.

$$Z = -44.19 + 10.58T - 9.36Y \quad (r^2=0.817)$$

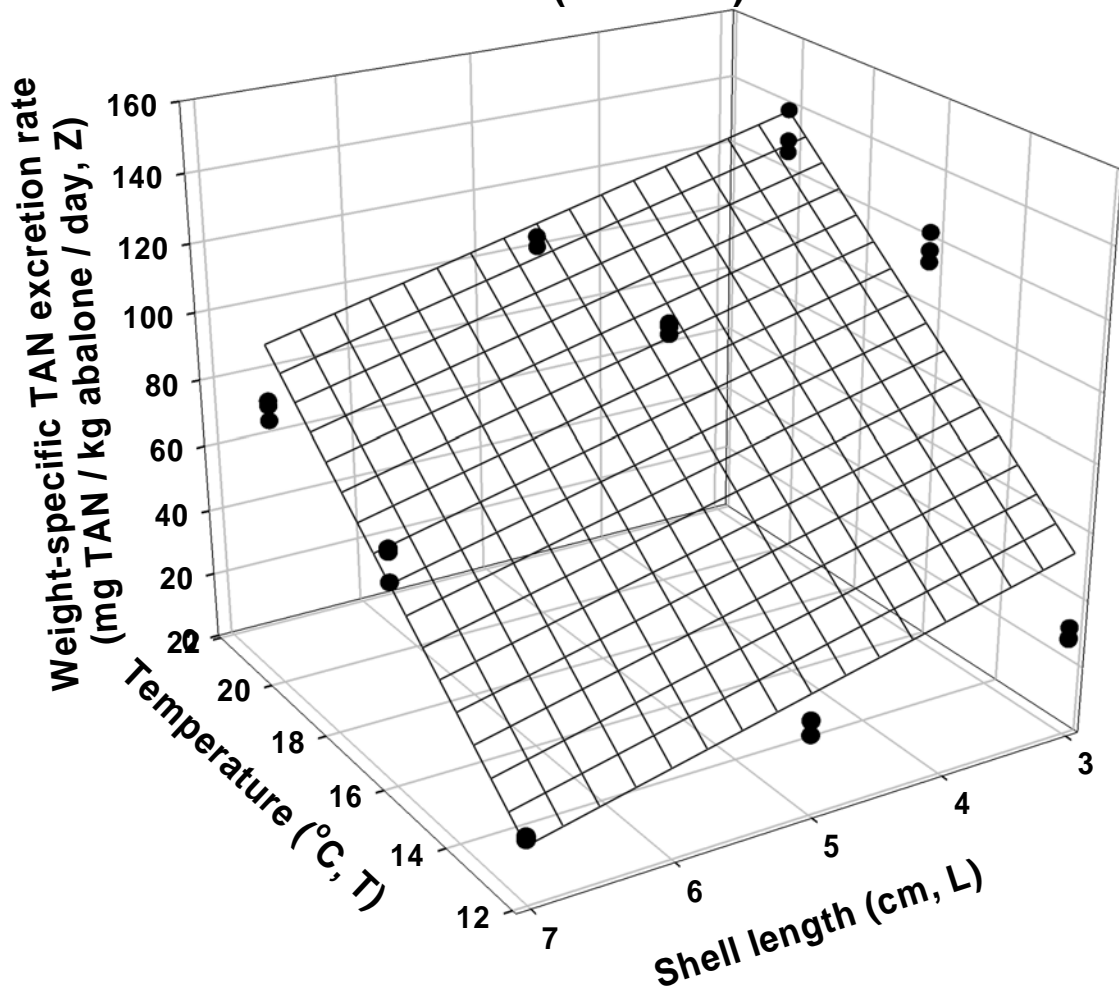


그림 12. 미역을 공급한 전복의 체중 당 TAN 배설량.

$$Z = -16.09 + 3.76T - 3.65Y \quad (r^2=0.9323)$$

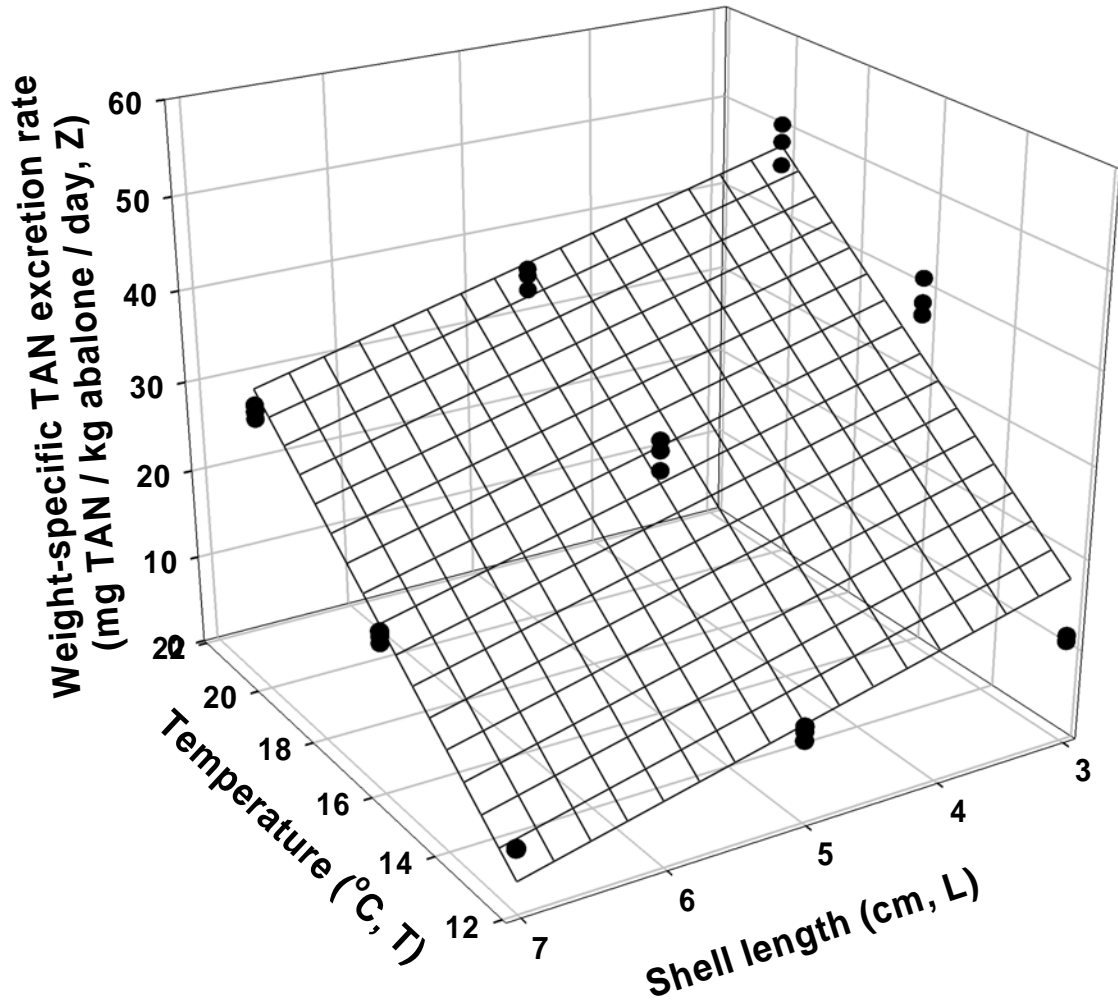


그림 13. 다시마를 공급한 전복의 체중 당 TAN 배설량.

표 8. 수온, 각장, 먹이 종류에 따른 전복의 체중당 TAN 배설량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과

Parameter estimation of variables						
Model: $f(z)=\beta_0 + \beta_1S + \beta_2T + \beta_3L$						
	Variables	Estimates of β	Standard error	<i>t value</i>	<i>P value</i>	
Model 1	β_0	131.38	17.13	7.670	0.000	
	β_1	-52.66	10.82	-4.861	0.000	
Model 2	β_0	15.51	21.24	0.730	0.470	
	β_1	-52.66	7.29	-7.226	0.000	
	β_2	7.24	1.12	6.492	0.000	
Model 3	β_0	48.45	20.90	2.318	0.027	
	β_1	-52.66	6.35	-8.296	0.000	
	β_2	7.24	0.97	7.452	0.000	
	β_3	-6.59	1.94	3.390	0.002	
Analysis of variance for the model						
		Sum of square mean	df	square mean	<i>F value</i>	<i>P value</i>
Model 1	Regression	24,953.47	1	24,953.47	23.628	0.000
	Error	35,906.97	34	1056.09		
Model 2	Regression	45,091.09	2	22,545.55	47.180	0.000
	Error	15,769.34	33	477.86		
Model 3	Regression	49,257.03	3	16,419.01	45.281	0.000
	Error	11,603.41	32	362.61		
Fitness determination of the model						
	R^2		adj R^2		<i>MSEP</i>	
Model 1	0.410		0.393		32.498	
Model 2	0.741		0.725		21.860	
Model 3	0.809		0.791		19.042	

**U. pinatifida*=1; *L. japonica*=2; otherwise=0.

전복의 먹이섭취량 당 TAN 배설량은 미역을 공급한 경우, 수온과 각장 변화에 모두 영향을 받지 않아, 수온과 각장 변화에 따라 평균 간의 차이도 없었다($P>0.05$). 따라서 수온 12~20°C에서 각장 3~7 cm 전복은 수온과 각장에 관계없이 섭취한 먹이량에 대해 일정하게 평균 9.29 ± 0.61 g kg seaweed day의 TAN을 배설하였다. 그러나 다시마를 공급한 전복의 먹이섭취량 당 TAN 배설량은 수온 변화에 의해서 영향을 받았다($P<0.05$). 12, 16, 20°C에서 다시마를 섭취한 전복의 먹이섭취량 당 TAN 배설량은 각각 3.70 ± 0.15 , 3.74 ± 0.13 , 4.06 ± 0.24 g TAN/ kg seaweed day로 수온 12와 16°C에서는 차이가 없었고, 20°C에서 가장 많았다($P<0.05$). 다시마를 공급한 경우 실험 조건에서 전복은 평균 3.83 ± 0.24 g kg seaweed day의 TAN을 배설하여, 미역을 섭취한 전복이 다시마를 섭취한 경우보다 동일한 양의 먹이를 섭취하였을 때 약 2.4배 더 많은 TAN 배설하였다(그림 14).

미역의 경우, 수온과 각장 변화가 전복의 TAN 배설 비율에 영향을 주었다($P<0.05$). 수온과 각장 변화에 의한 영향은 각각 45.3과 45.1%로 나타나 유사하였다(표 9). 12, 16, 20°C 수온에서 전복은 각각 40.5 ± 2.3 , 38.8 ± 1.8 , $37.5\pm 1.5\%$ 의 비율로 TAN을 배설하였고, 수온이 하강하면서 배설 비율은 증가하였다($P<0.05$, 그림 15). 수온 16과 20°C는 평균 간에 유의차가 없고, 수온 12°C에서 가장 높았다($P<0.05$). 각장 실험구의 경우, 3, 5, 7 cm 전복이 각각 37.2 ± 0.7 , 39.7 ± 2.1 , $39.9\pm 2.4\%$ 의 비율로 TAN을 배설하여 각장이 커질수록 배설 비율은 증가하였다. 각장 5와 7 cm 전복은 차이가 없었고, 각장 3 cm 전복이 가장 높은 비율로 TAN을 배설하였다($P<0.05$). 다시마의 경우, 미역과는 달리 전복의 TAN 배설 비율이 각장 변화에 따라 영향을 받지 않았다($P>0.05$). 그러나 수온 변화에 따른 영향은 받아, 12, 16, 20°C에서 각각 38.9 ± 2.0 , 35.5 ± 1.0 , $34.3\pm 1.0\%$ 의 비율을 나타내어 TAN 질소 배설 비율이 수온이 하강하면서 증가하였다($P<0.05$, 그림 16). 미역과 동일하게 다시마의 경우도 16과 20°C에서는 차이가 없고 수온 12°C에서 가장 높았다($P<0.05$). 먹이 종류에 따라서 전복의 TAN에 의한 질소 배설 비율이 차이가 있어($P<0.05$), 미역을 섭취한 전복이 다소 높은 비율로 TAN을 배설하였다.

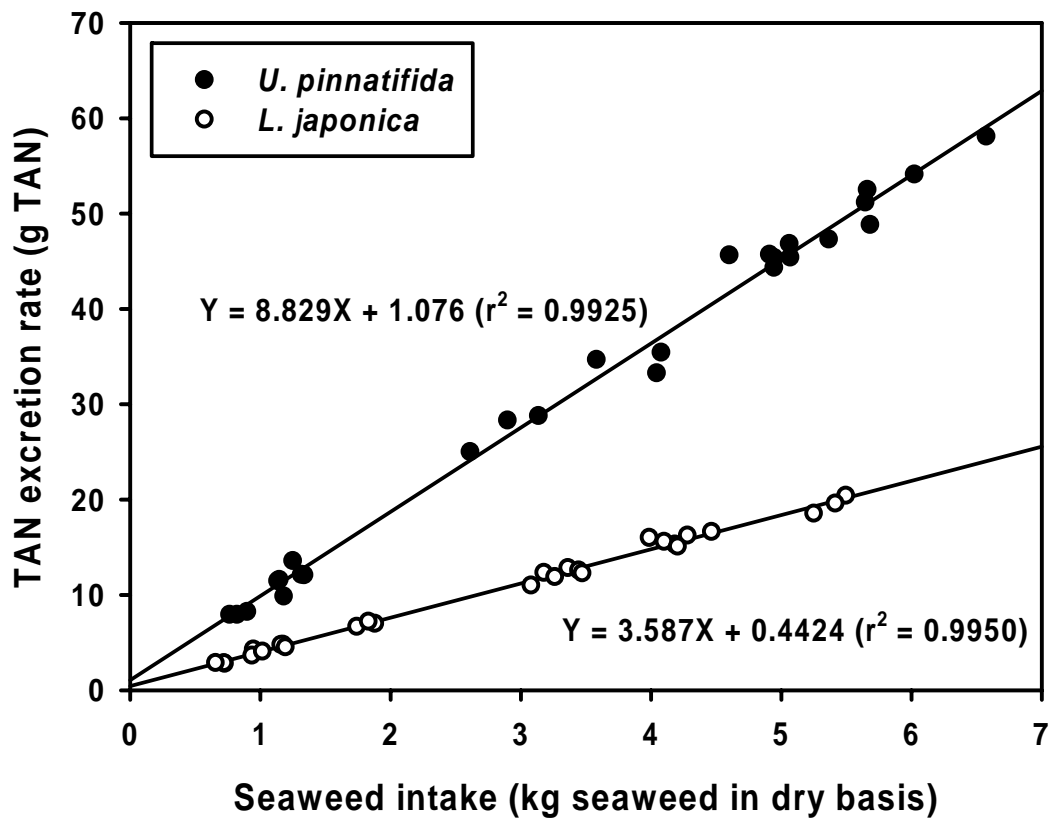


그림 14. 미역과 다시마를 공급한 전복의 먹이 섭취량당 TAN 배설 경향.

표 9. 미역과 다시마를 공급한 전복의 각장과 수온에 따른 TAN에 의한 질소 배설 비율 및 분산분석결과

Temperature (°C)	Shell length (cm)			Pooled mean**	
	3	5	7		
<i>U. pinnatifida</i>*					
12	37.9±0.7	41.9±0.1	41.7±2.6	40.5±2.3 ^B	
16	37.0±0.6	39.5±2.2	40.1±0.6	38.8±1.8 ^A	
20	36.8±0.6	37.7±0.9	38.0±2.8	37.5±1.5 ^A	
Pooled mean**	37.2±0.7 ^b	39.7±2.1 ^a	39.9±2.4 ^a	38.9±2.2	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall ¹	59.24	8	7.41	3.08	0.057
T	26.82	2	13.41	5.58	0.027
L	26.71	2	13.36	5.55	0.027
T×L	5.71	4	1.43	0.59	0.676
<i>L. japonica</i>*					
12	38.2±0.3	39.7±3.5	38.8±2.6	38.9±2.0 ^B	
16	35.1±0.6	35.1±1.6	36.2±0.7	35.5±1.0 ^A	
20	33.4±0.5	34.8±0.9	34.9±1.2	34.3±1.0 ^A	
Pooled mean**	35.6±2.2 ^a	36.5±3.0 ^a	36.6±2.2 ^a	36.2±2.4	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall ²	74.25	8	9.28	3.43	0.042
T	67.70	2	33.85	12.52	0.003
L	4.11	2	2.05	0.76	0.496
T×L	2.44	4	2.70	0.23	0.917
<i>U. pinnatifida</i> and <i>L. japonica</i>*					
12	38.1±0.5	40.8±2.4	40.3±2.7	39.7±2.2 ^B	
16	36.0±1.2	37.3±3.0	38.1±2.3	37.1±2.2 ^A	
20	35.1±2.0	36.2±1.9	36.4±2.5	35.9±2.1 ^A	
Pooled mean**	36.4±1.8 ^a	38.1±3.0 ^b	38.3±2.8 ^b	37.6±2.6	
Analysis of variance					
	Sum of square mean	df	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Overall ³	199.64	17	11.74	4.60	0.001
S	66.15	1	66.15	25.90	0.000
T	88.93	2	44.46	17.41	0.000
L	25.88	2	12.94	5.07	0.018
S×T	5.60	2	2.80	1.10	0.356
S×L	4.94	2	2.47	1.00	0.399
T×L	3.80	4	0.95	0.37	0.826
S×T×L	4.35	4	1.10	0.43	0.788

*Values are means (g feces/kg abalone/day)±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD within the same row (temperature) or column (shell length) for each *U. pinnatifida*, *L. japonica*, and *U. pinnatifida* and *L. japonica* having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

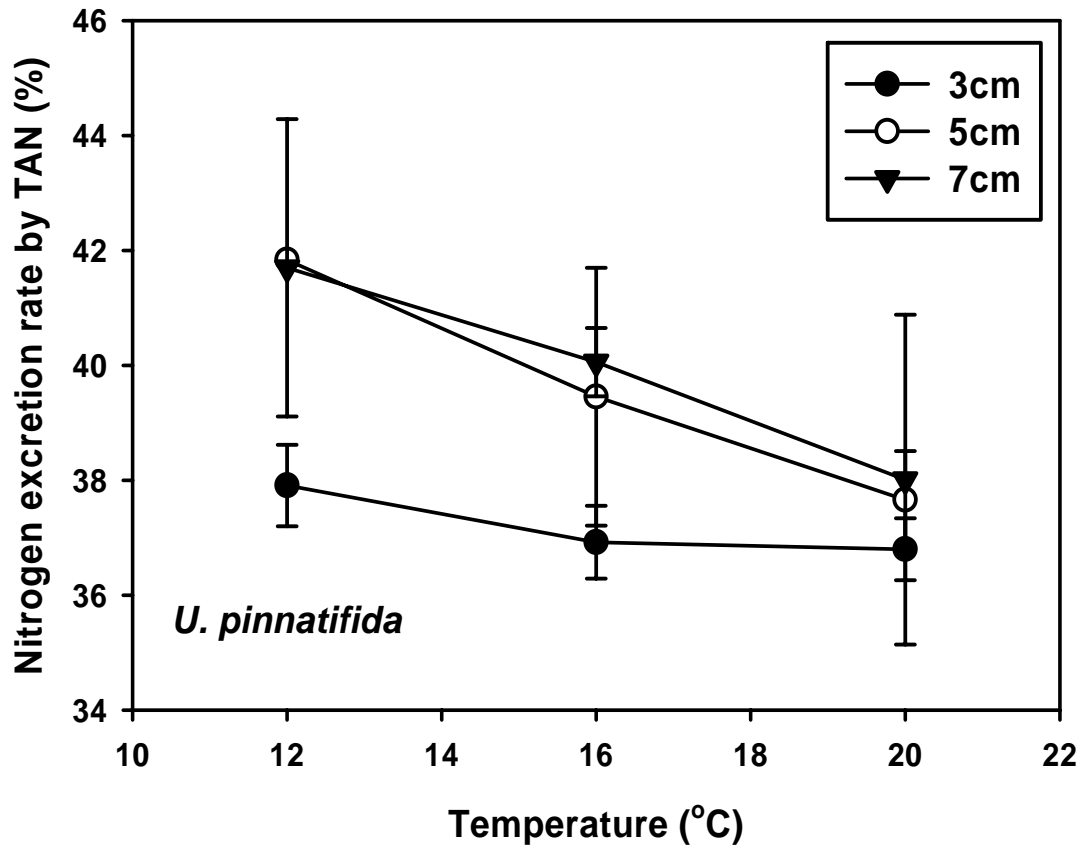


그림 15. 미역을 공급한 전복의 TAN에 의한 질소 배설 비율.

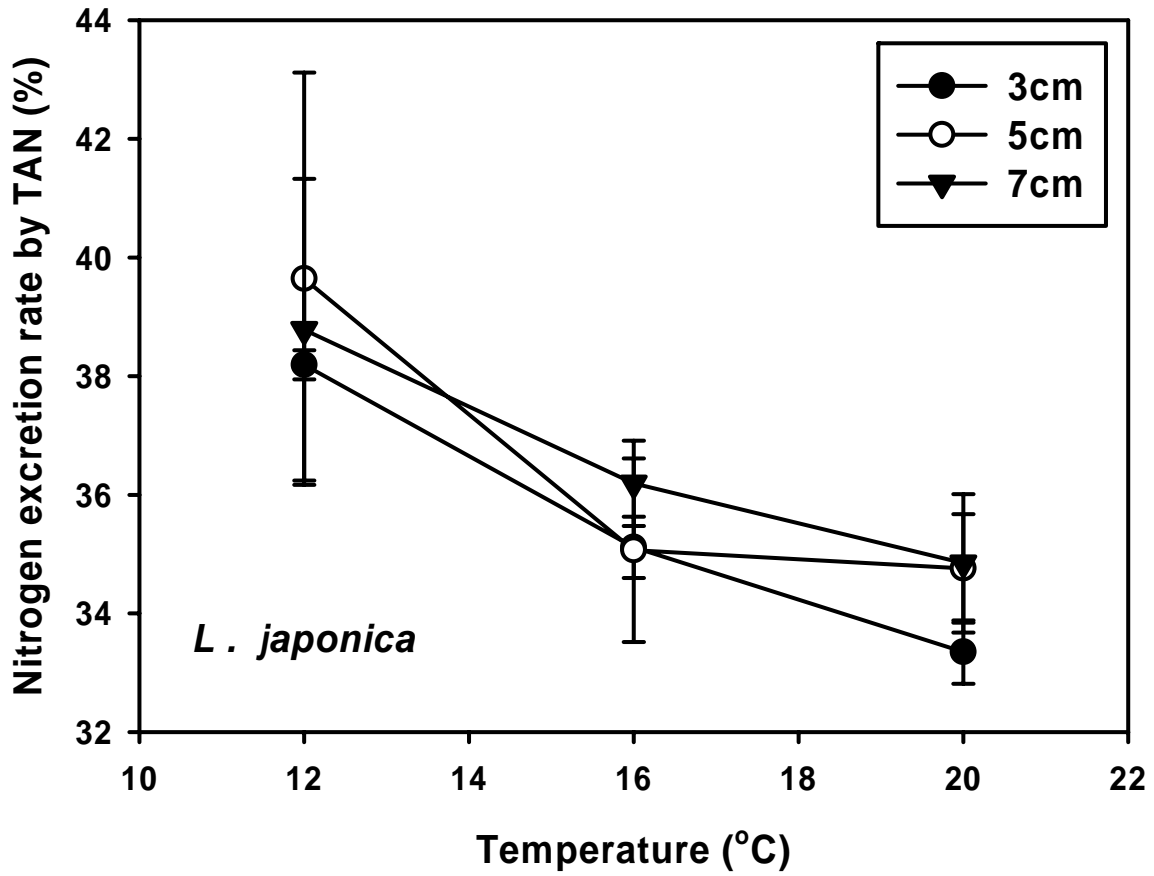


그림 16. 다시마를 공급한 전복의 TAN에 의한 질소 배설 비율.

제 4 절 고 찰

1. 분 배출

본 연구에서는 순환여과 사육 시스템 내 전복 육성을 위해, 시스템 내 오염 부하원인 전복의 분 배출량과 TAN 배설량을 생먹이인 미역과 다시마를 공급하면서 수온과 각장 변화에 따라 조사하였다.

체중 당 분 배출량에 대한 연구는 대부분 어류를 중심으로 이루어져 왔으며 전복류에 대한 연구 결과는 거의 없다. Clark et al. (1985)은 평균 70과 120 g의 무지개 송어를 대상으로 체중 당 분 배출량을 조사하였으며, 각각 4.33과 3.50 g/kg fish/day로 어체 크기가 작아질수록 배출량이 증가하였다. 나일틸라피아의 체중에 따른 분 배출량을 조사한 김(1994)과 오(2001)의 실험에서도 어체가 커지면서 체중 당 분 배출량이 감소하여 본 실험 결과와 유사하였다. 본 실험에서 미역과 다시마를 섭취한 전복의 체중당 분 배출량은 각각 0.6~1.55와 0.32~0.93 g feces/kg abalone/day이었고, 두 해조류 모두에서 수온이 상승하고 각장이 작아질수록 증가하였으며, 다시마보다 미역을 섭취한 전복이 더 많은 양의 분을 배출하였다. 이것은 어류와 유사하게 크기가 작은 개체가 높은 수온에서 체중 당 먹이 섭취량이 많기 때문이며, 전복의 해조류 먹이 기호성 차이에서 기인하는 것으로 생각된다. 또한 전복의 체중 당 배출한 분의 총량은 Clark et al. (1985)과 오 (2001)가 보고한 어류의 배출량보다는 상대적으로 적었는데, 이것은 어류에 비해 건조 중량으로 체중 당 섭취하는 먹이의 양이 적기 때문으로 생각된다. Malone (1990)은 갑각류인 red swamp craw-fish와 blue crab의 체중 당 분 배출량이 각각 0.47과 0.71 g이며, 대합조개의 일종인 rangia clam이 육중량 기준으로 약 2.45 g을 배출하였다. 따라서 본 실험 결과와 비교하여 전복은 갑각류와 유사한 비율로 분을 배출하였고, 패각 무게를 고려한다면 대합조개류와도 유사하였다.

먹이 섭취량 당 배출량의 경우, Clark et al. (1985)은 70과 120 g의 무지개 송어가 각각 265과 280 g kg feed day를 배출한다고 하였다. 오(2001)의 실험에서도 단백질 함량 30%의 사료를 공급한 평균 체중 8.2, 51.6, 193.5 g의 나일틸라피아가 각각 167.2, 182.3, 209.4 g kg feed day의 분을 배출하여, 무지개 송어와 나일틸라피아의 분 배출 비율은 약 16.7~28.0%의 범위였다. Wester (1989)와 Iwama (1991) 등 여러 연구자들은 무지개 송어를 포함한 연어과 어류가 일반적으로 섭취한 먹이에 대해 약 25~30%를 분으로 배출한다고 하였다. 차넬메기의 경우, Page and Andrew (1974)는 분 배출 비율이 평균 18%라고 하였으나, Wimberly (1990)는 약 43%의 높은 비율을 보고한 바 있다. 본 실험에서 전복의 먹이 섭취량 당 분 배출량은 미역과 다시마에 대해 각각 177.6~225.7 g kg seaweed day와 108.3~111.7 g kg seaweed day 범위로, 섭취한 먹이에 대해 각각 17.8~22.6%와 10.8~11.2%의 비율로 분을 배출하여 먹이 섭취량 당 분 배출 비율이 미역을 공급하였을 경우가 더 많았다. 미역의 경우 오(2001)가 보고한 나일틸라피아의 분 배출 비율과 유사하였으나, 대체적으로 미역과 다시마를 공급한 전복의 먹이 섭취량 당 분 배출량이 어류에 비해 적었다. Fleming (1995)은 홍조류인 *Jeannerettia lobata*와 *Laurencia botryoides*, 녹조류인 *Ulva australis*, 갈조류인 *Macrocystis angustifolia*,

Phyllospora comosa, *Ecklonia radiata*를 각장 8.5~12cm 범위의 *Haliotis rubra*에 공급하고 먹이 섭취량 당 분 배출 비율과 분 질소 배출 비율을 조사하였다. 6가지 해조류를 섭취한 *H. rubra*의 먹이 섭취량 당 분 배출 비율은 21.7~76.0% 범위를 나타내어 섭취하는 해조류의 종류에 따라 큰 차이가 있었으며, 미역과 다시마를 전복의 먹이로 공급한 본 실험에서 나타난 17.8~22.6%와 10.9~11.2% 보다 비교적 높았다. 본 실험에서도 Fleming(1995)의 결과에서와 같이 다시마보다 미역을 섭취한 전복이 더 높은 비율로 분을 배출하여 먹이 종류에 따라 분 배출비율이 크게 달랐다. 또한 Fleming(1995)의 실험에서 분 질소 배출 비율은 먹이 내 단백질 함량에 따른 일정한 경향 없이 25.2~64.9% 범위를 보였다. Neori et al. (2000)의 실험에서 *Ulva lactuca*와 *Gracilaria conferta*를 섭취한 전복이 평균 약 26.1%의 질소를 분으로 배출하였다. 본 실험에서 미역과 다시마를 공급한 전복은 개체 크기와 수온에 따라 각각 18.4~22.4%와 15.9~17.7%의 비율로 질소 배출하여, 두 해조류에서 나타난 분 질소 배출 비율이 Fleming (1995)과 Neori et al. (2000)의 결과보다 낮았다. Fleming (1995)과 Neori et al. (2000)과 본 실험 결과로 보아, 전복류는 해조류 내 단백질의 함량보다 섭취하는 해조류의 종류에 따라 분 배출 비율과 분 질소 배출 비율이 차이가 있는 것으로 생각된다. 이와 관련하여 여러 연구자들 (Polisini and Boyd, 1972; Lowe and Lawrence, 1976; Montgomery and Gerking, 1980)이 해조류 종류에 따른 해조류 내 질소 소화율의 차이에 대해 보고한 바 있다.

수온과 각장 변화에 따른 분 질소 배출 비율의 경우, Barkai and Griffiths (1987)와 Emberton (1982)은 각각 *H. rubra*와 *H. tuberculata*에 있어서, 본 실험 결과와 달리 개체 크기와 수온에 따라서 분 질소 배출 비율이 차이가 없거나 미미하다고 하였다. 그러나 본 실험에서 수온과 각장 변화에 따라 분 질소 배출 비율에 분명한 차이가 있었으며, *H. midae*의 분 질소 배출 비율이 수온에 영향을 받는다고 한 Dixon (1992)의 결과와 유사하였다. 전복도 어류와 유사하게 수온이 높고 개체가 작을수록 단백질 대사효율이 높아지는 것으로(Carter and Houlihan, 2001) 생각되나, 전복류는 품종과 실험 조건에 따라 차이가 큰 것으로 사료된다. 또한 본 실험에서 분 배출 비율에 대해 분산분석을 실시한 결과에서도 나타나듯이, 미역을 공급할 경우에는 분 질소 배출 비율에 각장이 미치는 영향이 컸으나, 다시마의 경우, 각장보다는 수온에 의해 더 큰 영향을 받는 것으로 나타나, 공급 해조류와 수온조건에 따라서도 분 질소 배출 비율이 크게 달라지는 것으로 생각된다.

어류의 질소 소화율을 측정한 여러 연구자들의 결과에 의하면, 나일틸라피아가 88.3~96.0% (Yong et al, 1989; 김, 1994; 오, 2001), 무지개 송어가 87.0~94.2% (Watanabe and Pongmaneerat, 1993; Oliva et al., 1994), Atlantic halibut이 82.0~86.0% (Grisdale-Helland and Helland, 1998; Berge et al., 1999)의 질소 소화율을 나타낸다고 하여, 4.0~18.0%의 질소를 소화하지 못하고 분으로 배출하였다. 이 밖에 연구자들도 연어류, 농어, 참돔, 무지개 송어, 틸라피아 등이 3.6~35%까지 어중에 따라 넓은 범위로 분 질소를 배출한다고 하였다(Porter et al., 1987; Håkanson, 1988; Pillay, 1992; Johnsen et al, 1993; Siddiqui and Al-Harbi, 1999). 전복에 미역을 먹이로 공급한 본 실험과 *Ulva lactuca*와 *Gracilaria conferta*를 공급한 Neori et

al. (2000)의 실험에서 전복은 각각 15.9~22.4%와 26.1%의 질소를 분으로 배출하여, 분에 의한 질소 배출 비율이 어류보다 비교적 높은 것으로 생각된다.

전복의 분 밀도를 측정된 결과, 먹이별로 수온과 각장에 따른 밀도의 차이가 없었으며 미역과 다시마에 대해 각각 평균 1.15와 1.21의 밀도를 나타내었다. 먹이 종류에 따른 차이는 있어 다시마를 섭취한 전복의 분 밀도가 더 높았다. 무지개 송어를 사육하는 상업적인 순환여과 사육 시스템으로부터 고형물을 수집하여 비중을 측정된 결과(Chen et al., 1993), 무지개 송어의 분 밀도가 사육수보다 약간 높은 1.19를 나타내어 본 실험의 결과와 유사하였다.

2. TAN 배설

미역과 다시마를 섭취한 전복의 시간당 TAN 배설량의 경향을 살펴보면, 대체적으로 17시~21시에서 TAN이 상승하기 시작하여, 새벽 5시~오전 9시에 최대 배설량을 나타내었다. 오전 9시~12시부터 다시 감소하기 시작하여 17시~21시까지 최저 배설량을 나타내는 명확한 일주기 경향을 보였다. 그러나 다시마를 공급한 전복의 시간 당 TAN 배설량은 미역을 공급하였을 때 보다 변동의 폭과 배설량이 적어, 전복의 먹이 기호성이 미역이 더 우수하고, 먹이 내 질소 함량이 더 높아 TAN 배설량도 더 많았기 때문으로 생각된다. 각장 크기에 따라서는 각장 크기가 가장 작았던 3 cm 전복이 지속적으로 높은 시간당 TAN 배설량을 유지하여, 작은 개체가 더 많은 양의 먹이를 섭취하고 더 많은 TAN을 배설하였다. 생먹이를 한꺼번에 투입하는 먹이 공급 체계상 먹이 섭취 후 TAN 배설을 시작하는 시점을 정확히 파악하기 힘들으나, 17~21시에서 TAN이 상승하기 시작하여 다음날 5~9시까지 약 10시간 정도 지속되는 것으로 보아, 먹이 섭취 시간이 매우 길며 지속적으로 TAN을 배출하는 것으로 사료된다. 특히 16과 20°C에서 다시마의 경우, 시간 당 TAN 배설량이 21시부터 상승하는 것과 달리, 미역의 경우 5시부터 상승하는 것으로 보아, 체중 당 분 배출량에서 나타나듯이 미역의 기호성이 더 좋은 것으로 판단된다.

본 실험에서 미역과 다시마를 먹이로 공급한 전복은 각각 일간 체중 당 19.6~132.4 g과 7.1~48.5 g의 TAN을 배설하여, 미역을 섭취한 전복이 수온이 상승하면서 약 2.8배 더 많은 TAN을 배설하였다. 또한 전복의 체중 당 TAN 배설량은 수온과 각장 변화에 따라 영향을 받아, 수온이 12°C에서 20°C로 상승하고 각장 크기가 7 cm에서 3 cm로 작아지면서 체중 당 TAN 배설량은 증가하였다. 생먹이인 미역과 다시마의 단백질 함량은 각각 건중량 기준으로 15.1±1.3과 6.7±1.0%로 미역의 단백질 함량이 더 높았다. 즉, 높은 수온에서 단백질 함량이 높은 미역을 섭취한 작은 크기의 전복이 더 많은 TAN을 배출하였다. 이것은 높은 단백질 함량을 가진 미역을 섭취한 작은 개체의 전복이 더 많은 양의 질소를 섭취하였기 때문으로 사료된다. *H. midae*와 *H. fulgens*를 이용하여 수온에 따른 TAN 배설 경향을 조사한 Barkai and Griffiths (1987)와 Farias et al. (2003)의 결과, 수온이 상승하면서 체중당 TAN 배설량이 증가하여 본 실험의 결과와 일치하였다. 또한 Evans and Langdon (2000)은 *H. rufescens*가 각장이 증가하면서 체중 당 TAN 배설량이 감소한다고 하여, 전복류도 일반적으로 어체중에 따른 질

소 배설량이 체중과 반비례한다는 경골어류(Clark et al., 1985; Kaushik and Cowey, 1991; Jahan et al., 2003)의 배설 경향과도 일치하였다. Southern rock lobster, *Jasus edwardsii*와 Western rock lobster, *Panulirus cygnus*의 수온과 개체 크기에 따른 TAN 배설량을 조사한 Crear and Forteach (2002)의 연구 결과에서도 수온이 상승하고 개체 크기가 작아질수록 체중 당 TAN 배설량이 증가한다고 보고하였다. 일반적으로 경골어류에 있어서 TAN 배설량은 직접적으로 먹이 내 단백질 섭취와 상관관계가 있으며, 양과 질적으로 질소 대사산물의 생성에 영향을 주는 중요한 인자로 작용한다(오, 2001). 섭취 질소와 TAN 배설량의 상관관계는 경골어류에서 잘 설명되어 왔다(Beamish and Thomas, 1984; Kikuchi et al., 1991; Dosdat et al., 1995). 모든 연구에서 먹이 내 단백질 함량이 높아질수록 TAN 배설량이 높아진다는 결과를 얻어, 먹이 내 단백질 함량이 증가하면서 질소 함량이 증가하기 때문으로 고찰하고 있다. 전복류의 경우, 섭취 단백질과 TAN의 상관관계를 구명한 연구는 거의 이루어지지 않아, 명확한 경향을 단정하기 어렵다. 그러나 전복을 대상으로 한 본 실험에서 전복도 일반적인 경골어류에서 나타나는 단백질 섭취와 TAN 배설의 상관관계와 유사하게, 높은 단백질 함량을 가진 미역을 섭취한 전복이 다시마를 섭취한 경우보다 더 많은 양의 TAN을 배설하였다.

수온은 양식 생물의 TAN 배설에 영향을 주는 주요 외부 요인 중의 하나로서, 양식 생물의 종류와 수온 범위에 따라서 상관관계가 달라질 수 있으나, 일반적으로 수온이 상승하면서 TAN 배설량이 증가한다고 어류, 갑각류, 무척추 동물에 대해 여러 연구자들이 보고하였다(Quarmby, 1985; Regnault, 1987; Chen and Nan, 1993; Chen and Kou, 1996; Zhu et al., 1999; Ruyet et al., 2004). 본 실험에 나타난 수온에 따른 전복의 TAN 배설 경향도 이와 일치하였으며, 특히 전복의 체중 당 TAN 배설량은 미역과 다시마를 공급한 두 경우 모두에서 가장 보다는 수온 변화에 더 큰 영향을 받았다.

Davis and Carrington (2005)은 수온 20°C에서 갈파래속인 *Ulva lactuca*를 섭취한 각장 1.1 cm *H. iris*가 일간 체중 당 약 10.8 mg의 TAN을 배설한다고 하여, 본 실험 결과보다 매우 낮았다. 또한 *Palmaria mollis*를 섭취한 *H. rufescens*의 일간 체중 당 TAN 배설량을 조사한 Evans and Langdon (2000)도 각장 1~8 cm의 *H. rufescens*가 수온 12°C에서 일간 7.3~17.3 mg kg abalone의 TAN을 배설량을 보고하여, 본 실험에서 미역을 섭취한 전복이 배설한 19.6~132.4 g에는 크게 미치지 못하였으나, 다시마를 섭취한 전복이 배설한 7.1~48.5 g과는 유사하였다. Neori et al. (1998)은 갈파래속인 *Ulva lactuca*와 꼬시래기속인 *Gracilaria confertata*를 먹이로 공급한 각장 3~6 cm의 *H. tuberculata*가 수온 16.9~26.9°C에서 평균 76.7 mg kg abalone day의 TAN을 배설한다고 하여, 본 실험 결과에서 미역을 섭취한 전복의 TAN 배설 범위에 포함되었다. Grouper 및 snapper (Leung et al., 1999), black seabream (Ove et al., 1989), Atlantic cod (Rammarine et al., 1987), Gilthead seabream (Porter et al., 1987; Echevarria et al., 1993) 등의 경골어류의 일간 TAN 배설량은 사육 환경, 먹이 내 단백질 함량, 먹이 공급 방법에 따라 큰 차이가 있었지만, 일간 체중 당 353.0~799.2 mg TAN/의 범위를 나타내어, 본 실험에서 나타난 전복의 일간 체중 당 TAN 배설량보다 매우 높았다. 이러한

경골어류와 전복류의 일간 체중 당 TAN 배설량의 차이는 전복류가 섭취하는 해조류 내 단백질 함량이 경골어류가 섭취하는 질소의 총량보다 매우 적기 때문이며, 전복류 내 품종 간에 발생하는 배설량의 차이는 품종간의 먹이 기호성 차이와 생먹이를 먹는 특성으로 인한 먹이 공급 체계와 사육 환경에 따라 달라지는 것으로 생각된다.

수온 12~20°C에서 각장 3~7 cm 전복의 먹이섭취량 당 TAN 배설량은 미역과 다시마에 대해 각각 평균 9.29±0.61과 3.83±0.24 g TAN/ kg seaweed day로 미역을 섭취한 전복의 먹이섭취량 당 TAN 배설량이 더 많았다. 그러나 두 해조류에서 수온과 각장에 따른 명확한 경향이 없이 총 섭취한 먹이량에 의존적으로 TAN을 배설하였다. 미역과 다시마 먹이 섭취량(X, kg seaweed)에 따른 TAN 배설량 (Y, g TAN/)은 미역과 다시마에 대해 각각

$$Y = 8.829X + 1.0760 \quad (r^2 = 0.9925)$$

$$Y = 3.587X + 0.4424 \quad (r^2 = 0.9950)$$

의 직선적인 상관관계를 가졌다.

이것을 먹이섭취량과 TAN 배설량을 동일한 무게 기준으로 환산하면, 미역과 다시마를 섭취한 전복은 섭취한 먹이 총량에 대해 약 0.8과 0.4%의 TAN을 배설하였다. 일반적으로 단백질 함량 25%인 사료를 공급한 어류의 경우, 일간 섭취한 사료량의 약 3%에 해당하는 TAN을 배설한다는 Huguenin and Colt (1989)와 Tucker and Robinson (1990)의 결과와 비교하여 매우 낮은 비율이었다. 경골어류의 먹이섭취량 당 TAN 배설량은 어류의 단백질 이용효율과 사료 내 단백질 함량에 따라 달라진다고 Tucker and Boyd (1985)가 언급한 바 있다. 따라서 경골어류와 비교하여 전복의 낮은 먹이섭취량 당 TAN 배설량은 미역과 다시마 내 단백질 함량이 어류 사료의 단백질 함량이 낮아, 섭취하는 질소의 양이 적었기 때문으로 판단된다.

전복의 TAN 배설 비율은 각장과 수온 변화에 영향을 받았지만, 영향의 정도는 크지 않았다. 수온 변화의 경우, 두 해조류 모두에서 12°C에서 배설 비율이 가장 높았고(P<0.05), 16과 20°C에서는 차이가 없었다(P>0.05). 그리고 각장 변화에 따라서는 미역은 3 cm에서 배설 비율이 가장 낮았고(P<0.05), 다시마는 각장에 따른 차이가 없어(P>0.05), 전복의 TAN 배설 비율은 각장보다는 수온에 의한 영향이 컸다. 그러나 수온 변화에 따른 농어의 TAN 배설 비율을 조사한 Ruyet et al. (2004)은 수온 13, 16, 19, 22, 25°C에서 농어가 각각 23, 26, 28, 38, 45%의 비율로 TAN을 배설하고, 수온이 상승하면서 TAN 배설 비율이 증가하여, 본 실험의 전복에서의 결과와 대조적이었다. 경골어류의 체내 단백질 합성률은 수온이 상승하면서 증가한다(Loughna and Goldspink, 1985; Watt et al., 1988). 4가지 수온에서 Marine wolf fish에 반복 공급을 하고 단백질 합성률을 조사한 McCarthy and Houlihan (1997)의 연구 결과에 의하면, 어체의 근육과 전어체 내 단백질 합성률이 실제 수온의 상승과 함께 지수적으로 증가한다고 보고하였다. Loughna and Goldspink (1985)와 Watt et al. (1988)은 수온과 단백질 합성의 상관관계는 환경 조건에 따라 달라질 수 있으며, 특히 수온 변화에 대한 순치의 정도 따라 크게

달라질 수 있다고 하였다. 대구와 무지개송어의 경우, 먹이를 제한 공급하거나 공급하지 않으면 수온에 따른 단백질 합성의 증가가 매우 미약하거나 나타나지 않는다고 하였다. 전복의 경우 경골어류에서와 같이 수온이 상승하면서 단백질 합성률이 증가하나 먹이 내 단백질의 함량이 낮아 섭취하는 단백질의 양이 적어, 16℃ 이상에서는 제한 공급을 한 경우와 유사하게 일정한 단백질 합성률을 나타내면서 수온 증가에 따른 TAN 질소 배설 비율 변화가 뚜렷하게 나타나지 않는 것으로 생각된다. 본 실험에서 수온 12~20℃에서 미역과 다시마를 섭취한 각장 3~7 cm의 전복은 섭취한 총 질소에 대해 각각 36.8~41.9%와 33.4~39.7%를 TAN으로 배설하여, 미역을 섭취한 전복이 다소 높은 비율로 배설하였으나 유사한 범위를 나타내었다. 각장 1.1 cm 전복의 TAN 질소 비율을 조사한 Neori et al. (2000)은 *Ulva lactuca*와 *Gracilaria conferrata*를 섭취한 전복이 수온 18℃에서 섭취 질소의 약 36.5%를 TAN으로 배설한다고 하여, 본 실험에 나타난 전복의 TAN 배설 비율의 결과와 유사하였다.

표 10. 전복류 및 기타 패류의 체중당 TAN 배설량(mg TAN/kg abalone/day)

TAN excretion (mg TAN/kg abalone/day)	Species	Rearing condition			Author
		L(cm)	T(°C)	Feed	
10.8	Abalone (<i>H. iris</i>)	1.1(0.2 g)	20	<i>Ulva lactuca</i>	Davis and Car (2005)
25.0	Abalone (<i>Haliotis diversicolor</i>)	3.5(7.3 g)	20	Artificial cookie (with Kelp)	Qian et al.
17.3/7.3-12.1	Abalone (<i>Haliotis rufescens</i>)	1/2~8 (0.1/11~80 g)	12	<i>Palmaria mollis</i>	Evans and Lang
76.7	Abalone (<i>Haliotis tuberculata</i>)	3-6 cm (4.1~32.6 g)	16.9 -26.9	<i>Ulva lactuca</i> <i>Gracilaria conferata</i>	Neori et al.
19.6~132.4	Abalone (<i>Haliotis discus hannai</i>)	3, 5, 7 (3.8~51.7 g)	12, 16, 20	<i>Undaria pinnatifida</i>	The present
7.1~48.5	Abalone (<i>Haliotis discus hannai</i>)	3, 5, 7 (3.8~51.7 g)	12, 16, 20	<i>Laminaria japonica</i>	The present
11.2/6.9	Mussel (<i>Perna viridis</i>)	2/3.5 cm (12/32 g)	20	Phytoplankton	Qian et al.
5.8/33.4/16.6	Clams (<i>Tapes philippinarum</i>)	21g	10/18 /10-13.9	Phytoplankton	Zhu et al.
19.6	Clams (<i>Tapes philippinarum</i>)	44g	20	Phytoplankton	Srna and Bagg

표 11. 전복류 및 기타 어종의 TAN 배설 비율(%)

TAN excretion (% of ingested N)	Species	Rearing condition			Auth
		W(g)	T(°C)	Feed	
29~44	Rainbow trout (<i>Onchorynchus mykiss</i>)	50	18	Starch diet	Kaushik and C
32/36	Rainbow trout (<i>Onchorynchus mykiss</i>)	10/100	16	Dry pellets	Dosdat et
28~34	Rainbow trout (<i>Onchorynchus mykiss</i>)	80	12	Dry pellets	Dosdat et
30/35	Browon trout (<i>Salmo trutta fario</i>)	10/100	16	Dry pellets	Dosdat et
30	Gilthead seabream (<i>Sparus aurata</i>)	3~9	24	Dry pellets	Porter et a
35/38	Seabass (<i>Dicentrarchus maximus</i>)	10/100	16~20	Dry pellets	Dosdat et
21	Turbot (<i>Scophthalmus maximus</i>)	10/100	16~20	Dry pellets	Dosdat et
36.5	Abalone (<i>Haliotis discus hannai</i>)	0.23 g (1.1 cm)	18.1	<i>Ulva lactuca</i> <i>Gracilaria conferrata</i>	Neori et a
36.8~41.9	Abalone (<i>Haliotis discus hannai</i>)	3.8~51.7 g (3, 5, 7 cm)	12, 16, 20	<i>Undaria pinnatifida</i>	The prese
33.4~39.7	Abalone (<i>Haliotis discus hannai</i>)	3.8~51.7 g (3, 5, 7 cm)	12, 16, 20	<i>Laminaria japonica</i>	The prese

제 2 장 순환여과 시스템 수처리 장치 특성 조사

제 1 절 고형물 제거장치(Hydrocyclone)의 고형물 제거 효율

1. 서론

Hydrocyclone은 원심분리 원리를 적용한 고형물 제거장치로서 유입수는 콘 모양의 장치의 외부로부터 접선방향으로 유입되어, 장치 내부에서 강력한 원심력을 유발한다. 이 원심력에 의해 유입수와 함께 장치로 유입된 고형물을 사육수로부터 분리한다(Svarovsky, 1977a; Tchobanoglous and Burton, 1991). Hydrocyclone의 경우, 비교적 비중이 큰 물질을 제거하기 위해 개발되어, 해수와 비중이 유사한 고형물을 제거해야 하는 경우에는 제거효율이 크게 감소할 수 있으며, 장치 내부에 강한 회전을 주어야 하므로 큰 수두손실이 발생하는 단점을 가지고 있다. 그러나 hydrocyclone은 수류의 회전력에만 의존하고 특별한 부가 장치나 기계적인 부분이 없는 간단한 형태의 고형물 제거장치로서(Chu et al., 2000), 순환여과 사육 시스템 내 순환 펌프에 의해 형성되는 수류를 이용하여 간단하게 설치할 수 있으므로(Chu et al., 2002), 1차적으로 침전 가능한 고형물을 제거하는 prefilter로서 역할을 수행할 수 있다. 또한 연속적으로 소량의 오염 배출수를 배출하므로, 비교적 작은 크기의 침전조와 연계하여 이용할 수 있으며, 연속적으로 고형물의 제거가 가능하므로 고형물의 분해로 인한 질소 오염 부하를 최소화할 수 있는 장점을 가지고 있다. 이러한 hydrocyclone의 고형물 제거 성능은 장치의 구조와 수리학적 조건에 따라 크게 달라질 수 있다(Chu et al., 2002).

따라서 본 실험에서는 전복 순환여과 사육 시스템 내 prefilter로서 이용 가능한 hydrocyclone의 성능을 고형물 농도, 수온, 유입수의 접선유입유속에 따라 평가하였다. 앞서 언급한 바와 같이 hydrocyclone의 성능은 장치의 구조적 특성과 수리학적 조건에 따라 달라질 수 있으므로, 본 연구에서는 비교적 비중이 가벼운 섬유 및 펄프 등을 물로부터 분리하는 hydrocyclone의 규격(UBC, Mechanical Engineering CFD Modeling Group)을 이용하여 성능을 평가하고, 순환여과 사육 시스템 내 hydrocyclone의 설계 인자와 운전 조건을 제시하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

가. 실험 장치(Hydrocyclone)

Hydrocyclone에 의한 고형물 제거 효율을 측정하기 위하여 소규모의 실험 시스템을 설치하였다. Hydrocyclone는 내부 수류의 움직임과 고형물의 침전 상태의 관찰이 용이하도록 아크릴로 제작하였다(그림 17, 18). 장치 내 회전력을 높이기 위해 유입수가 상부 cylinder 몸체 부분에 접선 방향으로 유입되도록 하였다. 이것을 콘 모양의 아래 몸체와 접합하여 유입된 수류와

고형물이 아래쪽으로 내려갈수록 더 큰 회전력을 가질 수 있도록 하였다. 몸체의 총 길이는 395 mm, cylinder 몸체 부분의 직경은 50 mm, 유입구의 직경은 25 mm, 상부 배출구의 직경은 30 mm, 그리고 고형물을 배출하는 아래쪽 퇴수구의 직경은 8 mm로 제작하였다.

나. 실험유속(hydrocyclone의 접선유입유속)

Hydrocyclone은 수직으로 작용하는 중력 대신에 상대적으로 강력한 방사상의 원심력에 의해 운전되는 침전장치이다. 따라서 실험 유량을 정하기 전 중력에 의한 침전 속도와 동일한 장치 내 고형물의 침전속도를 구하기 위하여 유입수의 최소접선유입유속을 아래와 같이 계산하였다.

(1) 최소접선유입유속의 계산

장치 내부로 유입되는 입자들은 매우 작아 stoke's 법칙이 침전 과정에 적용되므로, (식 7)과 같이 침전 속도를 정의할 수 있다.

$$u_t = \frac{x^2(\rho_s - \rho_w)g}{18\mu_w}$$

(식 7)

- x : 입자의 직경(m)
- u : 입자의 중력에 의한 침전 속도(m sec)
- ρ_s : 고형물의 밀도(kg m³)
- ρ_w : 해수의 밀도(kg m³)
- μ_w : 해수의 동점성(m² sec)
- g : 중력 가속도(m sec²)

Hydrocyclone은 장치의 직경에 따라 중력의 약 5-2,500배에 해당하는 원심력을 발생시킬 수 있다. Hydrocyclone으로 유입된 입자가 유체의 흐름으로부터 미끄러지지 않고 동일하게 운동을 한다고 가정하면, 입자는 장치의 몸체에 유입되면서 원주를 따라서 각속도 운동을 하고 입자의 크기와 장치 내부의 원주상의 위치에 따라 경계속도(terminal velocity)에 도달하게 된다. 따라서 장치 내부의 입자는 중력 가속도 대신 각가속도의 영향을 받으며, (식 8)과 같이 중력 가속도를 각가속도로 대체할 수 있다.

$$g = \omega^2 r$$

(식 8)

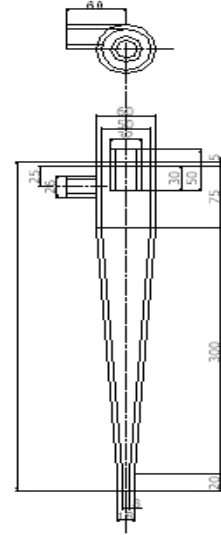


그림 17. 실험에 이용한 Hydrocyclone의 모식도.



그림 18. 실험에 이용한 hydrocyclone 설치 모습.

ω : 각속도(rad sec)

r : 반지름(m)

(식 8)을 (식 7)에 대입하면 (식 9)와 같이 다시 표현할 수 있다.

$$V_t = \frac{x^2(\rho_2 - \rho_w)\omega^2 r}{18\mu_w} \quad (\text{식 9})$$

V_t : hydrocyclone 내 입자의 침전 속도(m sec)

원심 가속도는 접선 속도의 함수로서, $V_{tan} = \omega r$ 이므로, (식 9)를 (식 10)으로 표현할 수 있다.

$$V_t = \frac{x^2(\rho_2 - \rho_w)V_{tan}^2}{18\mu_w r} \quad (\text{식 10})$$

V_{tan} : 입자의 접선 속도(m sec)

(식 10)에 g/g 를 곱하여 정리하면 최종적으로 hydrocyclone 내 입자의 침전속도를 (식 11)로 정의할 수 있다.

$$V_t = \left[\frac{x^2(\rho_2 - \rho_w)g}{18\mu_w} \right] \frac{V_{tan}^2}{gr} = (u_t) \frac{V_{tan}^2}{gr} \quad (\text{식 11})$$

따라서 입자의 중력에 의한 침전 속도와 장치 내 원심력에 의한 침전 속도가 같아지는 입자의 최소접선유입유속은 (식 7)과 (식 11)을 같다고 하면,

$$\frac{V_{tan}^2}{gr} = 1 \quad (\text{식 12})$$

$$\text{즉, } V_{tan(\min)} = \sqrt{gr} \quad (\text{식 13})$$

$V_{tan(\min)}$: 최소접선유입유속(m sec)

로 가정할 수 있어 입자의 최소접선유입유속을 (식 13)과 같이 계산할 수 있다. 따라서 (식 13)을 기준으로 최소접선유입유속을 계산하면, 최소접선유입유속은 약 0.5 m sec이다. 이 최소접선유입유속의 약 2.5배, 5배, 7배에 해당하는 1.3, 2.6, 3.7 m sec의 접선유입유속을 실험 유속으로 정하였다.

다. 실험 방법

Hydrocyclone의 고형물 제거 성능을 평가하기 위해 pilot 규모의 전복 순환여과 사육 시스템 내 사육조에 침전된 전복의 분을 수집하였다. Pilot 규모의 순환여과 사육 시스템은 4.0m×0.8m×0.6m (약 1.9톤) 크기의 PP 사육 수조 12개, 생물학적 여과조 1개 및 거품 분리기

1개로 구성되어 있었다. 시스템 내 전복의 각장은 3.4 ± 0.7 cm이었으며 미역을 먹이로 공급하였고, 사육수온은 16°C 를 유지하였다. 싸이폰을 이용하여 사육 수조로부터 수집하여 침전시키고 상등액을 제거한 후, 실험 전까지 -20°C 초저온 냉동고에 보관하였다. 수집한 분을 1,000L의 저수조에 고형물 농도가 1, 10, 50, 100 mg/L가 되도록 투입하였다. 투입한 고형물이 저수조 내에서 침전하지 않도록 유니온 호스를 이용하여 에어레이션하였다. 실험 농도로 투입된 고형물을 포함한 물을 순환펌프(LG PU-350)를 이용하여 저수조로부터 hydrocyclone으로 유입시켰다. 장치 내부에서 회전운동을 하다 비중 분리된 고형물은 콘 끝부분에 있는 배출구를 통해 소량의 물과 함께 유출되었으며 여과된 물은 상부의 배출구를 통해 빠져나갔다. 유입수관에 유량 조절계와 by-pass를 설치하여 실험 접선유입유속이 유지되도록 유량을 조절하였다. 아래쪽 퇴수구로 물과 함께 빠져 나온 고형물은 약 100 L의 투명 폴리카보네이트 재질의 침전조에 모이도록 하였다. 실험 수온은 히터와 냉각기를 이용하여 전복의 사육 가능 수온인 12, 16, 20°C 로 조절하였으며, 각 조건에서 아래쪽 오염 배출구를 통해 배출·집적되는 배출 고형물의 농도를 측정하여 고형물 제거를 위한 처리수량 당 일간 고형물 제거량(solid removal rate), 고형물 제거효율(solid removal efficiency), underflow rate를 아래의 (식 14, 15, 16)을 이용하여 각각 계산하였다.

처리 수량 당 일간 고형물 제거량(g solid/m³/day)

$$= (C_u \times Q_u) \div V_{\text{water}} \quad (\text{식 14})$$

C_u : Underflow 내 고형물 농도(g m³)

Q_u : Underflow rate (m³ day)

V_{water} : 일간 처리한 총 수량(m³)

$$\text{고형물 제거효율 (\%)} = [(C_i \times Q_i) - (C_u \times Q_u)] \div (C_i \times Q_i) \times 100 \quad (\text{식 15}) \quad C_i: \text{유입수 내 고형물 농도(g m}^3\text{)}$$

Q_i : 유입수량(m³ day)

$$\text{Underflow rate(\%)} = (Q_u \div Q_i) \times 100 \quad (\text{식 16})$$

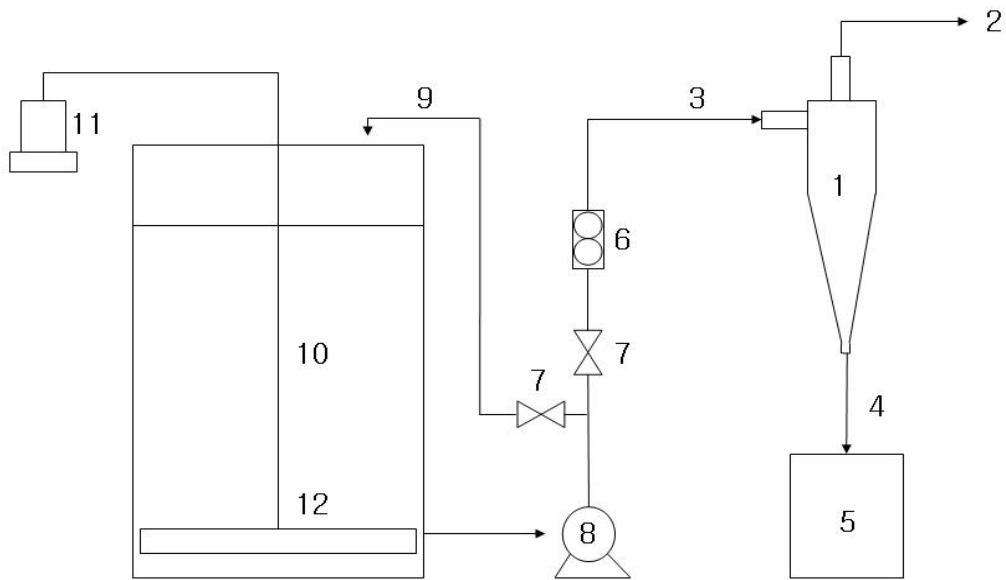


그림 19. Hydrocyclone의 성능 평가를 위한 실험 시스템 모식도. 1: hydroclone, 2: 배출구, 3: 유입구, 4: 퇴수구, 5: 침전조, 6: 유량계, 7: 조절밸브, 8: 펌프, 9: 물넘기, 10: 저수조, 11: 에어블로워air blower, 12: 에어 분사판.

라. 통계 처리

Window용 SPSS 12.0을 이용하여 three-way ANOVA를 실시하여 수온, 고형물 농도, 접선 유입유속이 hydrocyclone의 고형물 제거 특성에 미치는 영향을 평가하였으며, Duncan's multiple range test로 평균 간의 유의차($p < 0.05$)를 검정하였다.

또한 각 실험 조건에서 유의차가 있을 경우 수온, 고형물 농도, 접선유입유속이 hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량에 미치는 영향을 다중회귀 분석하여 모델식을 도출하였다.

3. 결과

Hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량은 수온, 고형물 농도, 접선유입유속 모두에 영향을 받았으며, 고형물에 의한 영향이 가장 컸다(표 12). 모든 수온에서 hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량은 고형물 농도가 높아지고 사육수의 접선유입유속이 빨라지면서 증가하였다($P < 0.05$, 그림 20). 수온 12, 16, 20℃에서 hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량은 평균 7.70 ± 7.78 , 9.35 ± 9.14 , 10.70 ± 10.00 g solid/m³/day로 나타나, 모든 수온에서 평균 간에 차이가 있었다($P < 0.05$). 또한 고형물 농도가 1, 10, 50, 100 mg/L로 증가하면서 일간 고형물 제거량은 각각 평균 0.30 ± 0.07 , 2.75 ± 0.63 , 12.09 ± 2.88 , 21.86 ± 2.89 g solid/m³/day로 증가하였으며 모든 고형물 농도에서 평균 간에 차이가 있었다($P < 0.05$). 접선유입유속에 따른 제거량을 살펴보면, 접선유입유속이 1.3, 2.6, 3.7 m sec일 때 일간 고형물 제거량은 각각 평균 8.40 ± 8.28 , 8.98 ± 8.78 , 10.37 ± 10.05 g solid/m³/day로 나타났으며, 접선유입유속 1.3과 2.6 m sec에서 고형물 제거량은 차이가 없었고, 3.7 cm/sec에서 가장 높았다($P < 0.05$).

수온, 접선유입유속, 고형물 농도에 대해 hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량을 예측하기 위해 다중회귀 분석을 실시하고 각 변수에 대한 세 가지 직선모델식을 도출하였다(표 13). 세 가지 모델 중에서 수온, 고형물 농도, 접선유입유속의 변수를 모두 포함하는 Model 3의 r^2 , adj r^2 이 가장 높고, $Msep$ 이 가장 낮아 hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량을 적절히 예측할 수 있었다. 따라서 수온 12~20℃에서 고형물 농도가 1~100 mg/L 일 때, 1.3~3.7 m sec의 접선유입유속으로 운전한 hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량(g solid/m³/day) 모델식은 수온(T, ℃), 고형물 농도(SS, mg/L), 접선유입유속(TIV, m sec)에 대해 (식 17)과 같았다.

$$f(z) = 4.465 + 0.809TIV - 0.375T + 0.217SS \quad (\text{식 17})$$

표 12. 수온, 고형물 농도, 접선유입유속에 따른 hydrocyclone의 일간 처리 수량당 고형물 제거량(g solid/m³/day) 및 분산분석 결과

12°C				
	1.3 m sec	2.6 m sec	3.7 m sec	Pooled mean*
1 mg/L	0.18	0.24	0.25	0.22±0.04
10 mg/L	1.73	2.17	2.30	2.07±0.30
50 mg/L	8.68	9.17	10.63	9.49±1.01
100 mg/L	17.73	17.91	21.37	19.00±2.05
Pooled mean	7.08±8.00	7.37±0.00	8.64±9.60	7.70±7.78^x
16°C				
1 mg/L	0.30	0.28	0.30	0.29±0.01
10 mg/L	2.62	2.70	2.88	2.73±0.13
50 mg/L	10.97	11.01	14.31	12.10±1.92
100 mg/L	20.36	21.77	24.73	22.29±2.23
Pooled mean	8.56±9.10	8.94±9.71	10.56±11.24	9.35±9.14^y
20°C				
1 mg/L	0.39	0.37	0.38	0.38±0.01
10 mg/L	3.23	3.56	3.58	3.46±0.20
50 mg/L	11.96	14.38	17.69	14.68±2.88
100 mg/L	22.66	24.17	26.01	24.28±1.68
Pooled mean	9.56±10.03	10.62±10.84	11.92±12.04	10.70±10.00^z
Total pooled mean				
1 mg/L	0.29±0.11	0.30±0.67	0.31±0.66	0.30±0.07^A
10 mg/L	2.53±0.75	2.81±0.70	2.92±0.64	2.75±0.63^B
50 mg/L	10.54±1.68	11.52±2.64	14.51±3.53	12.09±2.88^C
100 mg/L	20.25±2.47	21.28±3.16	24.04±2.40	21.86±2.89^D
Pooled mean	8.40±8.28^a	8.98±8.78^a	10.37±10.05^b	9.25±8.85

Analysis of variance

	Sum of square mean	df	Square mean	F value	P value
T	54.25	2	27.03	13.27	0.000
SS	2,603.98	3	867.99	424.49	0.000
TIV	24.57	2	12.29	6.01	0.007

*Pooled means±STD for tangential inlet water velocities, solid concentrations or temperatures having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

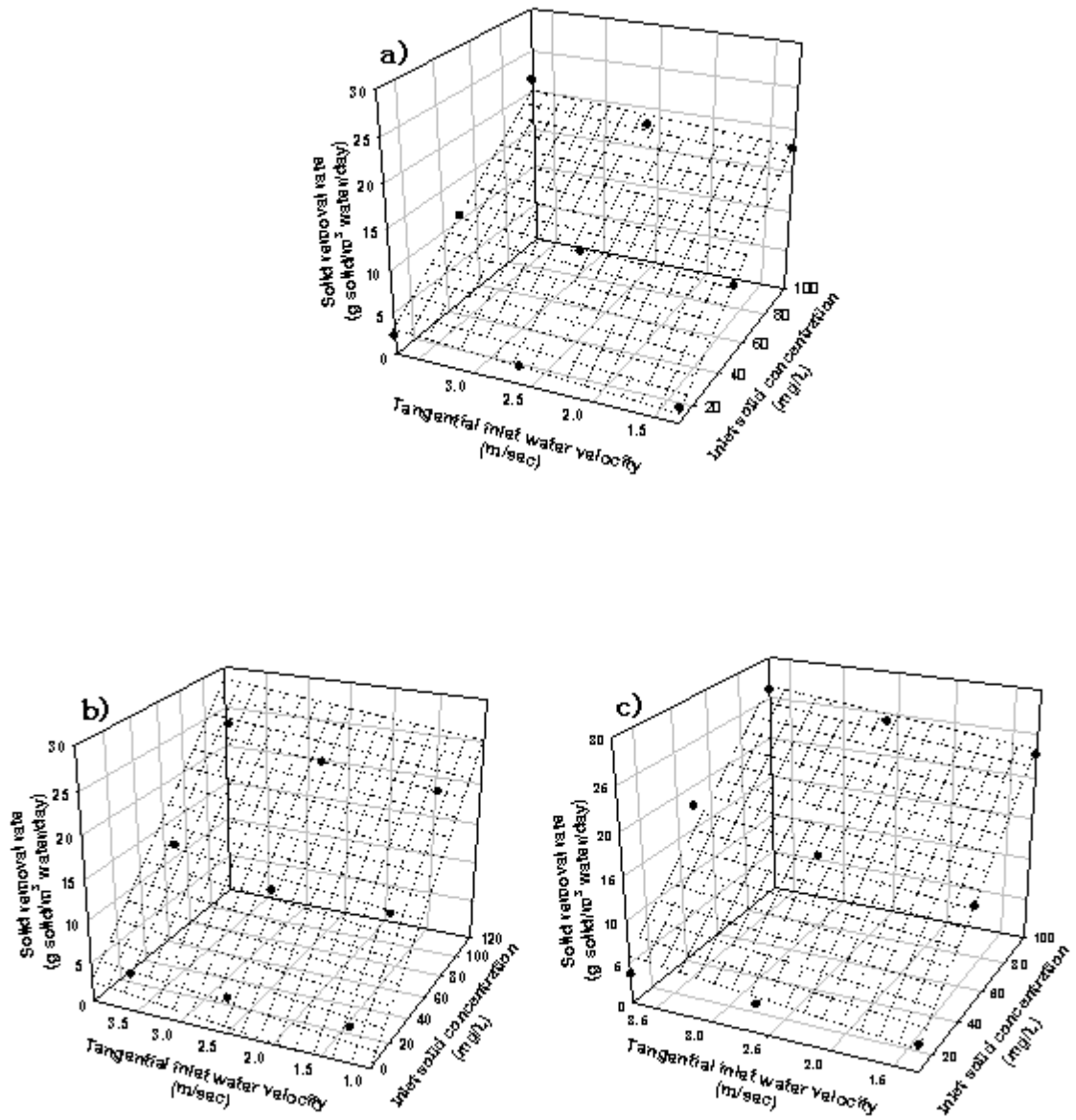


그림 20. 접선 유입유속과 고형물 농도에 따른 hydrocyclone의 고형물 제거량. a) 12°C, b) 16°C, c) 20°C.

표 13. 수온, 고형물 농도, 접선 유입유속에 따른 hydrocyclone의 일간 처리 수량당 고형물 제거량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과

Parameter estimation of variables						
Model: $f(z)=\beta_0 + \beta_1TIV + \beta_2T + \beta_3SS$						
	Parameter	Estimates of β	Standard error	<i>t value</i>	<i>P value</i>	
Model 1	β_0	0.511	0.492	1.039	0.306	
	β_3	0.217	0.009	24.787	0.000	
Model 2	β_0	6.514	1.402	4.646	0.000	
	β_2	-0.375	0.084	-4.462	0.000	
	β_3	0.217	0.007	30.920	0.000	
Model 3	β_0	4.465	1.379	3.237	0.003	
	β_1	0.809	0.246	3.291	0.002	
	β_2	-0.375	0.074	-5.083	0.000	
	β_3	0.217	0.006	35.225	0.000	
Analysis of variance for the model						
		Sum of square mean	df	square mean	<i>F value</i>	<i>P value</i>
Model 1	Regression	2,596.38	1	2596.38	614.396	0.000
	Error	143.68	34	4.23		
Model 2	Regression	2,650.44	2	1325.22	487.970	0.000
	Error	86.62	33	2.72		
Model 3	Regression	2,673.10	3	891.03	425.830	0.000
	Error	66.60	32	2.09		
Fitness determination of the model						
	R^2		adj R^2		<i>MSEP</i>	
Model 1	0.948		0.946		2.056	
Model 2	0.967		0.965		1.648	
Model 3	0.976		0.973		1.447	

Hydrocyclone의 고형물 제거효율도 수온, 고형물 농도, 접선유입유속 모두에 영향을 받았으나, 일간 고형물 제거량과 달리 접선유입유속에 의한 영향이 가장 컸다(표 14). 수온 변화에 따른 hydrocyclone의 고형물 제거효율은 수온 12, 16, 20℃에서 각각 평균 12.3±7.2, 18.0±7.3, 24.5±9.7%로 나타나, 수온이 상승하면서 증가하였다(P<0.05, 그림 21). 또한 고형물 농도가 1, 10, 50, 100 mg/L로 증가하면서 제거효율은 각각 평균 23.1±8.9, 20.4±8.7, 16.0±9.6, 13.0±7.8%로 나타나 감소하였다. 고형물 농도 1과 10 mg/L, 그리고 50과 100 mg/L에서 제거효율은 각각 차이가 없었으나(P>0.05), 두 구간 간에는 차이가 있어, 50과 100 mg/L에서 제거효율이 가장 낮았다(P<0.05). 제거효율에 가장 영향이 컸던 접선유입유속의 경우, 1.3, 2.6, 3.7 m sec에서 각각 평균 9.7±8.5, 20.7±6.5, 24.1±6.0%로, 접선유입유속이 빨라지면서 제거효율은 높아졌다(P<0.05).

Hydrocyclone의 underflow rate는 고형물 농도, 접선유입유속에 의해 영향을 받는 것으로 나타났으나, 수온에 의한 영향은 없었다(표 15). 수온에 따른 underflow rate의 변화를 살펴보면, 수온 12, 16, 20℃에서 각각 8.7±4.7, 9.2±5.1, 9.4±5.2%로 나타나, 수온이 상승하면서 underflow rate는 증가하였다(그림 22). 수온 12와 16℃, 그리고 16과 20℃ 간의 underflow rate는 각각 차이가 없었고, 두 구간 간에는 차이가 있었다(P<0.05). 고형물 농도의 경우, 1, 10, 50, 100 mg/L에서 underflow rate가 각각 8.6±4.3, 8.7±4.4, 9.3±5.4, 9.7±5.9%로, 고형물 농도가 상승하면서 underflow rate가 증가하였다(P<0.05). 1, 10, 50 mg/L의 고형물 농도에서 underflow rate는 평균 간에 유의차가 없었다(P>0.05). 또한 50과 100 mg/L에서도 평균 간에 유의차가 없었으나, 100 mg/L의 고형물 농도에서 underflow rate는 1과 10 mg/L보다는 높았다(P<0.05). 수온과 고형물 농도 변화에 따라 underflow rate의 차이가 미미한 반면, 표 15에 나타내었듯이, 접선유입유속에 따른 underflow rate 변화는 명확한 경향을 보였다. 실험 접선유입유속 1.3, 2.6, 3.7 m sec에서 각각 15.7±1.6, 6.2±0.2, 5.4±0.2%의 underflow rate를 나타내어 접선유입유속이 빨라질수록 underflow rate는 감소하였다(P<0.05).

표 14. 수온, 고형물 농도, 접선유입유속에 따른 hydrocyclone의 고형물 제거율(%) 및 분산분석 결과

12°C				
	1.3 m sec	2.6 m sec	3.7 m sec	Pooled mean*
1 mg/L	5.1	19.3	20.7	15.0±8.6
10 mg/L	3.8	16.7	18.8	13.1±8.1
50 mg/L	2.0	13.2	17.0	10.7±7.8
100 mg/L	1.9	12.6	17.0	10.5±7.8
Pooled mean	3.2±1.54	15.5±3.14	18.4±1.77	12.3±7.2^x
16°C				
1 mg/L	17.7	23.3	26.4	22.5±4.4
10 mg/L	13.7	22.1	24.8	20.2±5.8
50 mg/L	6.6	16.8	24.6	16.0±9.0
100 mg/L	2.9	16.5	20.5	13.3±9.2
Pooled mean	10.2±6.70	19.7±3.53	24.1±2.52	18.0±7.3^y
20°C				
1 mg/L	28.1	33.2	34.4	31.9±3.35
10 mg/L	20.8	31.2	32.0	28.0±6.31
50 mg/L	8.2	23.9	31.6	21.2±11.93
100 mg/L	5.1	19.0	21.7	15.3±8.91
Pooled mean	15.5±10.76	26.8±6.57	29.9±5.62	24.5±9.7^z
Total pooled mean				
1 mg/L	20.07±11.5	25.3±7.2	27.2±7.0	23.1±8.9^B
10 mg/L	12.7±8.	23.3±7.3	25.0±6.6	20.4±8.7^B
50 mg/L	5.0±3.2	18.0±5.4	24.4±7.3	16.0±9.6^A
100 mg/L	3.3±1.6	16.0±3.2	19.7±2.4	13.0±7.8^A
Pooled mean	9.7±8.5^a	20.7±6.5^b	24.1±6.0^c	18.1±9.3

Analysis of variance

	Sum of square mean	df	Square mean	F value	P value
T	828.78	2	414.39	43.23	0.000
SS	548.65	3	182.88	19.08	0.000
TIV	1,370.41	2	685.20	71.48	0.000

*Pooled means±STD for tangential inlet water velocities, solid concentrations or temperatures, having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

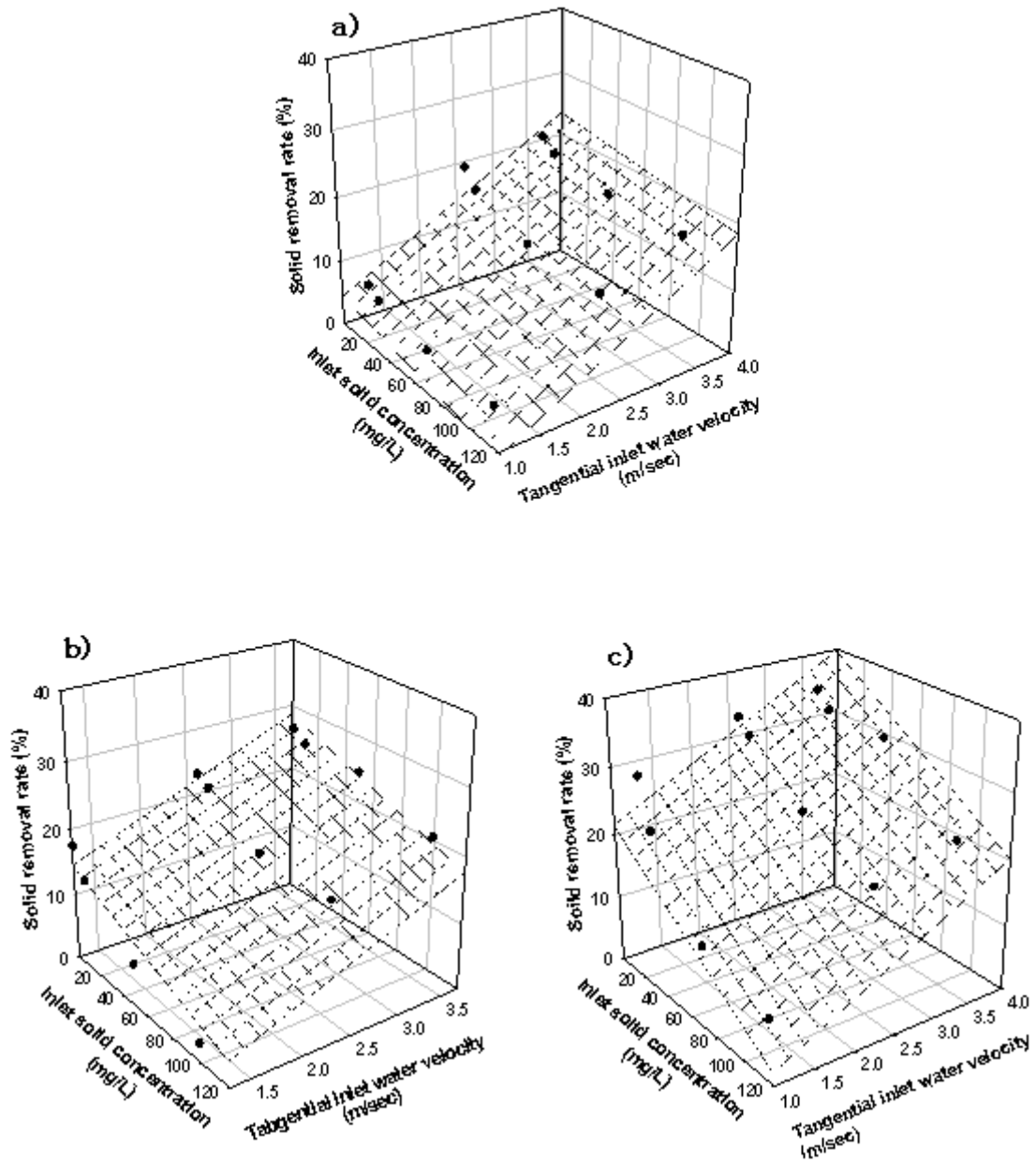


그림 21. 집선 유입유속과 고형물 농도에 따른 hydrocyclone의 고형물 제거율. a) 12°C, b) 16°C, c) 20°C.

표 15. 수온, 고형물 농도, 접선유입유속에 따른 hydrocyclone의 underflow rates (%) 및 분산분석 결과

12°C				
	1.3 m sec	2.6 m sec	3.7 m sec	Pooled mean*
1 mg/L	13.7	5.8	5.0	8.2±4.8
10 mg/L	14.0	6.0	5.1	8.4±4.9
50 mg/L	15.7	5.9	5.2	8.9±5.9
100 mg/L	16.1	6.1	5.3	9.2±6.0
Pooled mean	14.88±1.20	5.95±0.13	5.15±0.13	8.7±4.7^x
16°C				
1 mg/L	14.6	6.2	5.4	8.7±5.1
10 mg/L	14.6	6.2	5.4	8.7±5.1
50 mg/L	16.5	6.2	5.4	9.4±6.2
100 mg/L	18.0	6.3	5.4	9.9±7.0
Pooled mean	15.92±1.65	6.23±0.05	5.40±0.00	9.2±5.1^{xy}
20°C				
1 mg/L	14.6	6.2	5.5	8.8±5.1
10 mg/L	14.7	6.4	5.5	8.9±5.1
50 mg/L	17.1	6.4	5.5	9.7±6.5
100 mg/L	18.5	6.4	5.5	10.1±7.3
Pooled mean	16.23±1.91	6.35±0.10	5.50±0.00	9.4±5.2^y
Total pooled mean				
1 mg/L	14.3±0.5	6.1±0.2	5.3±0.3	8.6±4.3^A
10 mg/L	14.4±0.4	6.2±0.2	5.3±0.2	8.7±4.4^A
50 mg/L	16.4±0.7	6.2±0.3	5.4±0.2	9.3±5.4^{AB}
100 mg/L	17.5±1.3	6.3±0.2	5.4±0.1	9.7±5.9^B
Total	15.7±1.6^c	6.2±0.2^b	5.4±0.2^a	9.1±4.8

Analysis of variance

	Sum of square mean	df	Square mean	F value	P value
T	3.19	2	1.59	2.70	0.084
SS	8.46	3	2.82	4.79	0.008
TIV	790.15	2	395.07	670.83	0.000

*Pooled means±STD for tangential inlet water velocities, solid concentrations or temperatures, having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

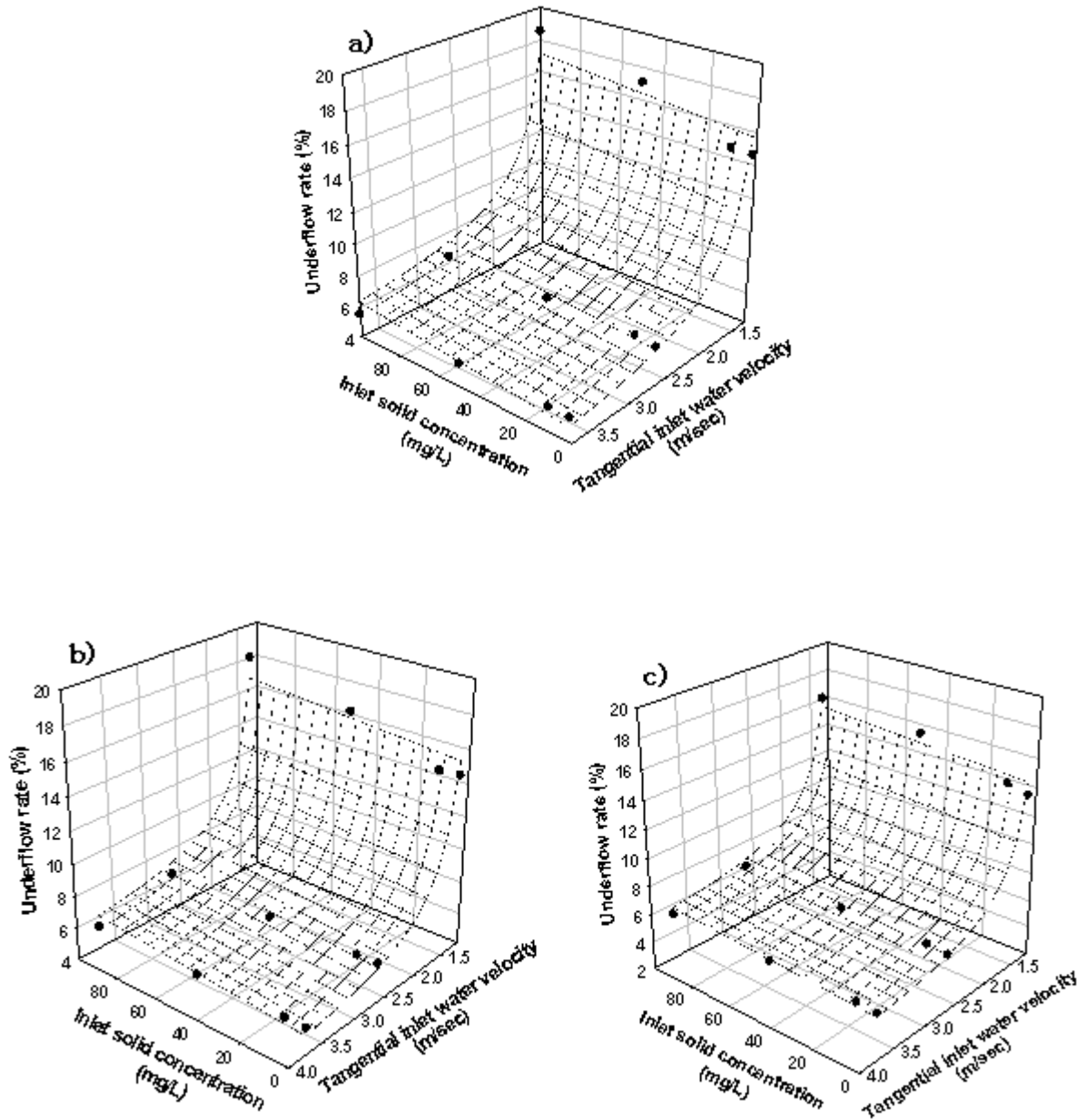


그림 22. 점선 유입유속과 고형물 농도에 따른 hydrocyclone의 underflow rate. a) 12°C, b) 16°C, c) 20°C.

4. 고찰

양식장 내 고형물은 보통 사육수와 비중이 거의 유사하여 hydrocyclone이 적절한 기능을 나타내기 위해서는 충분한 수리학적 부하량이 가해져야 한다. 따라서 hydrocyclone만을 이용하여 양식장 내 고형물을 충분히 처리하는 것은 기대하기 어려울 것으로 생각된다. Scott and Allard(1983)는 무지개송어를 사육하는 순환여과 사육 시스템에 hydrocyclone을 설치하고 효율을 평가하였다. 그 결과, hydrocyclone이 일간 시스템 내 총 고형물의 약 56%를 제거하였으며, 생물학적 여과조의 역세 기간을 4일에서 3주로 연장하였다고 보고하였다. 또한 microscreen과 같이 운전하면서 총 고형물의 97%를 제거하여 hydrocyclone의 prefilter로서 활용성을 보고한 바 있다. 본 실험의 경우, 수온, 고형물 농도, 사육수의 접선유입유속에 따라 hydrocyclone의 고형물 제거효율은 1.9~34.4%로, 운전조건에 따라 큰 차이가 나타났다. 고형물 제거효율은 접선유입유속에 가장 큰 영향을 받아, 접선유입유속이 가장 빨랐던 3.7 m sec에서 가장 높은 제거효율을 나타내었다. 또한 일간 처리수량 당 고형물 제거량의 경우, 가장 높은 접선유입유속에서 가장 많아 제거효율과 일간 고형물 제거량을 높이기 위해서는 큰 수두손실을 감안하고도 높은 수량에서 운전하여야 하였다. 유입수량에 대한 underflow rate도 3.7 m sec의 접선유입유속에서 약 5.0~5.5%로 가장 낮고, 운전조건에 따른 차이도 적어, 접선유입유속이 빨라질수록 효과적으로 고형물을 제거할 수 있었다. 그러나 실험 접선 유입유속인 1.3, 2.6, 3.7 m sec에서 각각 약 5, 12, 20%의 수두손실이 발생하여, 접선유입유속의 지속적인 증가는 어려울 것으로 판단된다. 잉어와 틸라피아 분을 대상으로 400~1,000 mL sec (0.6~1.2 m sec의 접선유입유속)의 유량으로 운전한 저속 hydrocyclone의 제거효율을 조사한 Lee (2004)의 연구결과, hydrocyclone이 잉어와 틸라피아 분에 대해 각각 36~60%와 41~63%의 제거효율을 나타내어, 본 실험 결과와 비교하여 제거효율이 높았다. 이것은 hydrocyclone이 사육수의 원심력에 의해 고형물을 비중 분리하는 장치이므로, 해수가 담수에 비해 비중이 높아 고형물과 해수의 비중 차이가 상대적으로 감소하였기 때문으로 생각된다.

제 2 절 용존 유기물 제거장치(포말분리기)의 고형물 제거 효율

1. 서론

일반적으로 순환여과 사육 시스템에서 침전 가능한 큰 고형물들은 여러 가지 고형물 제거장치를 이용하여 제거하기가 비교적 쉬우나, 입자가 매우 작은 부유 고형물과 용존 상태의 유기물을 제거하는 것은 쉽지 않아 시스템 내 축적되는 경향이 있다(Timmons et al., 1995). 세 가지 순환여과 사육 시스템 내 고형물의 분포 특성을 조사한 Chen et al. (1993)은 시스템 내 존재하는 고형물의 95%가 20 μm 미만의 입자 크기를 가져, 매우 작은 입자들이 주류를 이루고 있다고 하였다. 매우 미세하여 침전하지 않아서 시스템으로부터 제거하기 어려운 부유 고형물은 순환여과 사육 시스템에서 양식 생물의 폐사의 주된 원인이 될 수 있다(Timmons et al., 1987). 이와 관련하여 Major (1988)는 44 mg/L의 부유 고형물의 농도에서 어류의 아가미가 손상된다고 하였고, 이 밖에도 여러 연구자들은 부유 고형물이 아가미 손상과 어류의 건강 상태에 직접적인 영향을 준다고 보고하였다(Stickney, 1979; Wickins, 1980; Chapman et al., 1987). 순환여과 사육 시스템에서 부유 고형물의 허용 농도에 대한 명확한 기준은 없으나, 일반적으로 15 mg/L 이하의 농도를 유지하는 것이 바람직하다고 하였다(FIFAC, 1980; Reinemann, 1987; Timmons et al., 1987). 가장 전통적인 고형물 제거 방법인 침전조는 100 μm 이상 되는 입자 크기를 가지는 고형물들을 제거하는데 효과적이지만, 매우 느린 침전 속도를 가지는 부유 고형물을 이 침전조로 제거하는 것은 실용적이지 못하다(Rudolfs and Balmat, 1952). 기계적 여과 방법을 통해 부유 고형물을 제거하는 것은 매우 작은 입자의 여과 매질이나 미세한 망목을 가지는 스크린 망을 사용하여야 하므로, 비용이 많이 들며 잦은 역세가 필요하므로 관리상의 문제가 발생할 수 있다(Chen and Malone, 1991). 또한 Muir (1978)는 부유 고형물이 생물학적 여과조를 통과하고 나서도 여전히 많은 양이 수중에 남아 있다고 하여, 부유 고형물 처리의 어려움을 언급한 바 있다.

Lomax (1976)는 다양한 조합의 순환여과 사육 시스템을 조사한 결과, 비용과 효율면에 있어서 생물학적 여과조와 포말분리기의 조합이 가장 경제적이며 좋은 설계 방법이라고 하였다. Dwivedy (1973)는 굴 양식 시스템에서 포말분리기가 고형물 제거와 pH를 조절하는데 효과적이었다고 보고한 바 있다. 또한 포말분리기는 순환여과 사육 시스템에서 pH 조절과 수중의 gas 압력 조절을 위해 필수적인 탈기 장치로서 역할도 수행할 수 있다(Chen et al., 1993). 해수는 담수에 비해 점도와 염의 농도가 높아 수중에서 공기방울이 매우 작게 분사될 수 있으므로, 담수 조건과 비교하여 포말분리기의 효율이 더 높아질 수 있다. 또한 포말분리기는 복잡한 기계적 장치 없이 설치할 수 있어, 해수조건에서 쉽게 적용 가능한 장점을 가지고 있다.

그러나, Huguenin and Colt (1989)는 실질적으로 이용할 수 있는 포말분리기의 고형물 제거 성능과 포말분리 과정과 관련된 고형물의 물리적 특성 파악 및 정량화에 대한 자료가 부족하다고 언급한 바 있다. Spotte (1979)은 포말분리기의 성능에 영향을 주는 요인들은 수리학적 체류시간, 공기방울의 크기, 공기 유량, 분사기의 설치 깊이, 포말분리기의 형태 등이 있다고

하였다.

본 실험에서는 해수조건에서 수리학적 체류시간, 공기 상승속도, 유입 고형물 농도에 따른 포말분리기의 고형물 제거 성능을 평가하고, 순환여과 사육 시스템 내 포말분리기의 설계 인자와 운전조건을 파악하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

가. 포말분리기

포말분리기의 고형물 제거 특성을 조사하기 위하여, 직경 20 cm, 총 높이 150 cm 크기의 아크릴 재질의 파이프로 포말분리기(액용적 40.1L)를 제작하였다(그림 23). 아래로부터 주입되는 공기와 접촉시간이 길어지도록 사육수는 장치의 상부로부터 유입되어 아래쪽으로 빠져나가도록 하였다(그림 24). 장치 내부에서 형성된 포말이 사육수 표면으로부터 분리되어 나와 집적될 수 있도록 장치 바닥으로부터 120 cm 높이에 포말 수집조를 부착하였다. 유입구와 배출구는 직경 60 mm PVC 관을 이용하여 바닥으로부터 110 cm 높이의 바닥에 각각 설치하였고, overflow 구경은 직경 50 mm가 되도록 하였다. 처리된 사육수가 분사기에서 배출되는 공기에 의해 배출이 방해받지 않도록, 바닥으로부터 14.5 cm 높이에 거치판을 설치하고 분사기를 고정하였다. 이때 분사기로 직경 25 mm의 유니온호스를 사용하여 장치 내부에 주입공기가 고르게 분사되도록 하였다. 에어블로워(HP-80, TAKATSUKI, JAPAN)를 이용하여 공기를 주입하였으며, 공기 유량계(T510, Dywer, USA)를 이용하여 실험 유량으로 실험 공기상승속도를 조절하였다.

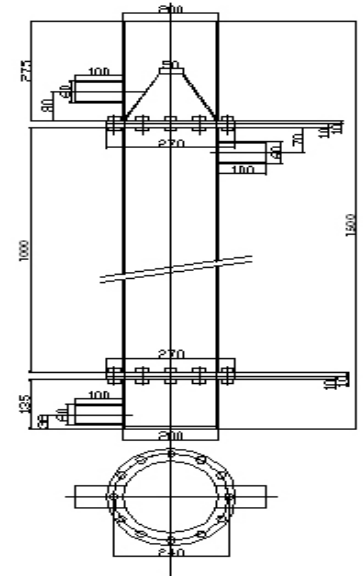


그림 23. 실험에 이용한 포말분리기의 모식도.

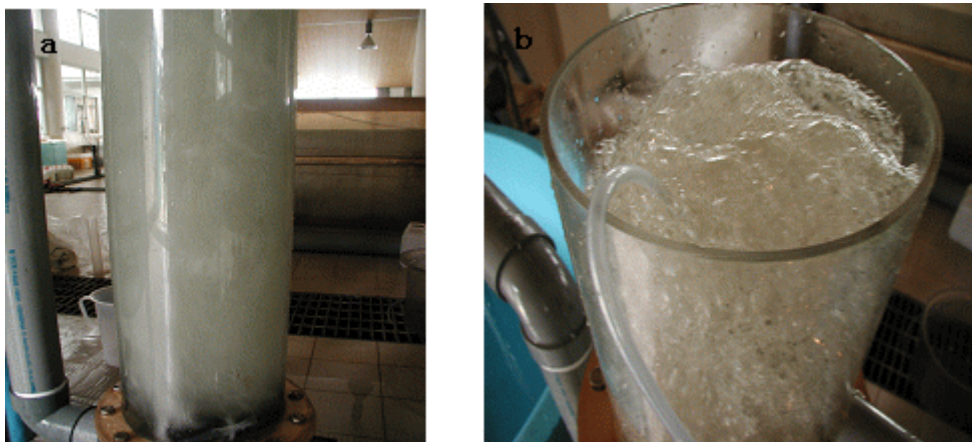


그림 24. 실험에 이용한 포말분리기(a)와 운전 모습(b).

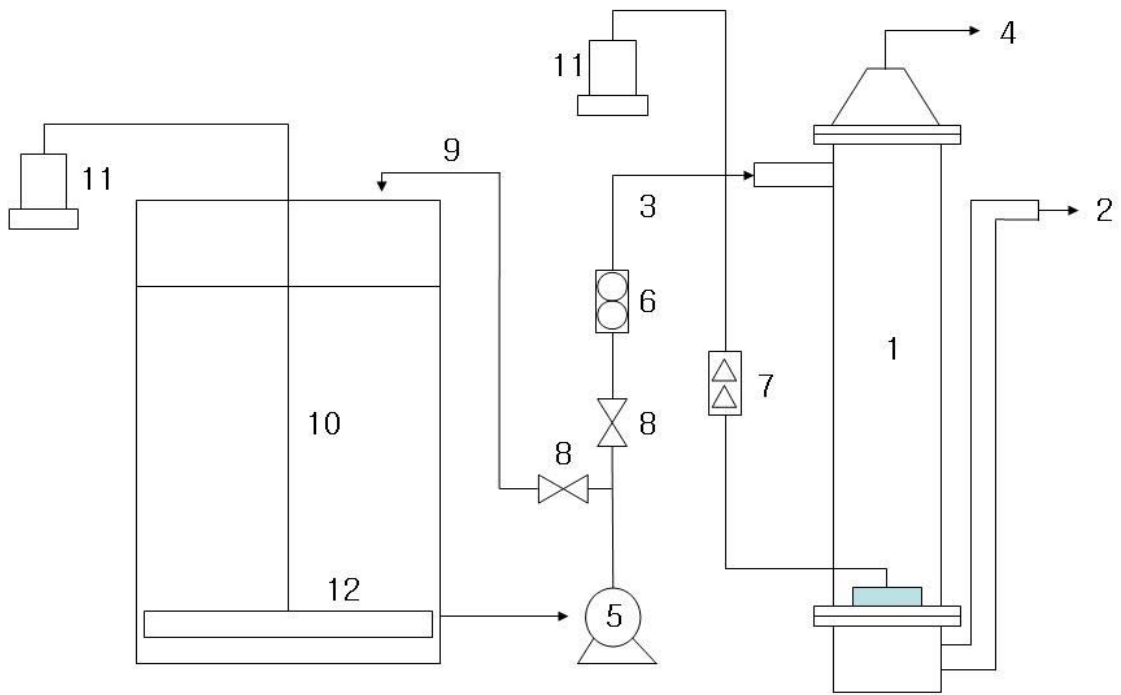


그림 25. 포말분리기의 성능평가를 위한 시스템 모식도. 1: 포말분리기, 2: 배출구, 3: 유입구, 4: 포말 수집조, 5: 펌프, 6: 사육수 유량계, 7: 에어 유량계, 8: 조절밸브, 9: 물 넘기, 10: 저수조, 11: 에어브로워, 12: 에어 분배판.

나. 실험시스템 및 방법

실험시스템은 3.0 m³ 용량의 FRP 저수조, 포말분리기, 양수펌프, 및 에어블로워로 구성하였다(그림 25). 3.0 m³ 저수조에 해수를 채우고, 강원도립대학 양어실습동 내 설치된 pilot 규모 전복순환여과 사육 시스템의 포말분리기로부터 수집한 포말을 투여하고여 고형물 제거실험을 실시하였다. 각 조건에 대해 동일한 농도의 고형물을 투여하기 위해, 포말을 매일 수집하여 20L PE 용기에 넣어 -20℃ 냉동 보관하였다가, 실험에 이용할 충분한 양을 확보한 후, 이것을 모두 균일한 농도를 만들어 실험 시작 전까지 -20℃ 냉동 보관하였다.

수집한 포말을 저수조에 투입한 후, 양수펌프를 이용하여 실험 사육수를 포말분리기로 유입시켰다. 이때 유입수관에 by-pass와 유량계를 설치하고 수리학적체류시간을 유입수량으로 조절하였다. 유입수량 조절로 남는 실험 사육수는 저수조로 재순환되었고 포말분리기를 통과한 처리수는 배출되었다. 에어블로워의 공기 유입관에도 by-pass와 유량계(model RMA, Dwyer instruments)를 설치하여 실험 공기상승속도를 공기유입유량으로 조절하였다. 저수조 내 투입 고형물의 침전과 고른 분포를 위해 column 형태의 저수조를 사용하였고, 수조 바닥에 분사기 없이 에어호스만을 설치하고 굵은 공기방울을 발생시켜 주입공기에 의한 고형물 제거 효과가 없도록 하여 실험사육수를 유동하였다

모든 실험은 냉각기와 히터를 이용하여 수온 16℃로 조절하여 pH 8.02~8.05 범위에서 실시하였다. 고형물 농도 1, 5, 10 mg/L에서 수리학적체류시간이 1, 3, 6 분이 되도록 조절하고, 각 수리학적체류시간에 대해 1.1, 1.5, 2.1 cm/sec의 공기상승속도에서 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량(g solid/m³/day), 고형물 제거효율(%), overflow rate(%)를 평가하였다..

다. 채수 및 성능 평가

각 실험 조건에서 10 분간 예비운전을 실시하여 실험조건에 대한 정상운전상태를 만든 후 60 분간 운전하면서 채수하였다. 수질 분석을 위해 운전 종료 직전 유입수 내 고형물 농도를 측정하고, 운전 종료 후 집적된 포말을 수집하였다. 포말의 수집은 200 ml 증류수에 2.0 ml의 소포제(Silicon Emersion type, 효광 E&C)를 첨가·살포하여 형성된 포말을 파포하고, 메스실린더와 마이크로 피펫을 이용하여 이루어졌다. 이것을 이용하여 포말분리기의 주입 공기량 당 일간 고형물 제거량, 고형물 제거효율, overflow rate를 (식 18, 19, 20)을 이용하여 계산하였다.

주입 공기량 당 일간 고형물 제거량(g solid/m³/day)

$$= (C_o \times Q_o) \div V_{air} \quad (\text{식 } 18)$$

C_o: overflow 내 고형물 농도(g m³)

Q_o: overflow rate (m³ day)

V_{air}: 일간 주입한 총 공기량(m³)

고형물 제거효율(%)

$$= \{[(C_i \times Q_i) - (C_o \times Q_o)] \div ((C_i \times Q_i))\} \times 100 \quad (\text{식 19})$$

C_i : 유입수 내 고형물 농도(g m^{-3})

Q_u : overflow rate ($\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$)

Q_i : 유입수량($\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$)

$$\text{Overflow rate (\%)} = (Q_o \div Q_i) \times 100 \quad (\text{식 20})$$

라. 포말분리기 제거 고형물 입도 분포 특성

2.2에서 언급한 바와 같이 소형 포말분리기의 성능 평가를 위해 pilot 규모의 전복 순환여과 사육 시스템 내 포말분리기로부터 포말을 매일 수집하였다. 수집한 포말을 이용하여 전복 순환 여과 사육 시스템 내 포말분리기의 고형물 제거 입도 분포를 조사하였다.

포말분리기 제거 고형물의 입도 분포 분석을 위한 포말은 당일 수집한 것을 이용하였으며, 포말 입도 분포는 0.02~2,000 μm 범위의 입자 분포를 측정할 수 있는 레이저 입도분석기 (Mastersizer 2000, Malvern Instruments Ltd, U.K.)를 이용하여 측정하고 입자 크기별 분포비율(%)과 누적입도분포비율(%)을 계산하였다.

포말을 수집한 pilot 규모 전복 순환여과 사육 시스템은 4.0m×0.8m×0.6m (약 1.9 m^3) 크기의 사육수조 12개, 1.8m×3.5m×2.0m 크기의 생물학적 여과조 1개 그리고 직경 500 mm, 높이 2.5m의 count-current형 포말분리기 1개로 구성되어 있었다. 사육 수온 16 $^{\circ}\text{C}$ 에서 평균 각장 42.8 mm 전복 치패 약 10,000마리를 수용하여 미역을 먹이로 공급하면서 사육하였다.

마. 통계 처리

Window용 SPSS 12.0을 이용하여 수온과 각장에 대해 three-way ANOVA를 실시하여 고형물농도, 수리학적체류시간, 공기상승속도가 포말분리기의 고형물 제거 특성에 미치는 영향을 평가하였으며, Duncan's multiple range test로 평균 간의 유의차($p < 0.05$)를 검정하였다.

또한 각 실험 조건에서 유의차가 있을 경우 고형물 농도, 수리학적체류시간, 공기상승속도 포말분리기의 주입 공기량 당 일간 고형물 제거량에 미치는 영향을 다중회귀 분석하여 최적 예측 모델식을 도출하였다.

3. 결과

포말분리기의 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량은 고형물 농도, 수리학적체류시간, 공기상승속도 모두에 영향을 받았으며(표 16), 특히 고형물 농도의 영향이 가장 컸다. 고형물 농도 1, 5, 10 mg/L 에서 일간 고형물 제거량은 각각 0.29 ± 0.17 , 1.08 ± 0.35 , $1.58 \pm 0.45 \text{ g solid/m}^3/\text{day}$ 이었고, 모든 고형물 농도에서 차이가 있었다($P < 0.05$, 그림 26). 또한 수리학적 체류시간의 경우, 3과 6 분의 수리학적체류시간에서 일간 고형물 제거량은 각각 0.88 ± 0.56 과 $0.79 \pm 0.61 \text{ g}$

solid/m³/day로 평균 간에 차이가 없었다(P>0.05). 그러나 1 분에서 일간 고형물 제거량은 1.28±0.67 g solid/m³/day로 나타나, 3과 6 분에서 나타난 일간 고형물 제거량보다 높아 (P<0.05), 수리학적체류시간이 증가하면서 일간 고형물 제거량은 다소 감소하는 경향이였다. 공기상승속도에 따른 일간 고형물 제거량을 살펴보면, 1.10과 1.50 cm/sec의 공기상승속도에서 일간 고형물 제거량은 각각 0.81±0.53과 0.92±0.54 g solid/m³/day로 두 평균 간에 차이가 없었다(P>0.05). 그러나 2.10 cm/sec의 공기상승속도에서 일간 고형물 제거량이 1.22±0.79 g solid/m³/day로 나타나, 1.10과 1.50 cm/sec의 공기상승속도에서 일간 고형물 제거량보다 높아, 공기상승속도가 빨라지면서 일간 고형물 제거량이 증가하였다(P<0.05).

포말분리기의 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량을 예측하는 다중회귀직선모델식을 도출하여 그 결과를 표 17에 나타내었다. 세 가지 모델식 중 고형물 농도, 수리학적체류시간, 공기상승속도의 변수를 모두 포함하는 Model 3이 r², adj r² 이 가장 높고, Msep가 가장 낮아 적절하였다.

따라서 수온 16℃, 고형물 농도가 1~10 mg/L, 수리학적체류시간 1~6 분, 공기상승속도 1.1~2.1 cm/sec에서 운전한 포말분리기의 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량(g solid/m³/day)의 다중회귀직선모델식은 고형물 농도(SS, mg/L), 수리학적체류시간(HRT, min), 공기상승속도(SAV, cm/sec)에 대해 (식 21)과 같았다.

$$f(z) = -0.118 + 0.422SAV + 0.094HRT + 0.141SS \quad (\text{식 21})$$

표 16. 고형물 농도, 수리학적 체류시간, 공기상승속도에 따른 포말분리기의 일간 공기 주입량 당 고형물 제거량(g solid/m³/day) 및 분산분석 결과

1 mg/L				
	1.10 cm/sec	1.50 cm/sec	2.10 cm/sec	Pooled mean*
1min	0.34	0.56	0.59	0.50±0.13
3min	0.15	0.25	0.26	0.22±0.06
6min	0.14	0.16	0.16	0.15±0.01
Pooled mean	0.21±0.11	0.32±0.21	0.33±0.23	0.29±0.17^x
5 mg/L				
1min	1.16	1.35	1.69	1.40±0.26
3min	0.81	0.98	1.46	1.08±0.34
6min	0.75	0.78	0.78	0.77±0.01
Pooled mean	0.91±0.22	1.04±0.29	1.31±0.47	1.08±0.35^y
10 mg/L				
1min	1.73	1.79	2.33	1.95±0.33
3min	1.15	1.10	1.76	1.34±0.37
6min	1.02	1.32	1.99	1.44±0.50
Pooled mean	1.30±0.38	1.40±0.35	2.02±0.29	1.58±0.45^z
Total pooled mean				
1min	1.08±0.70	1.23±0.63	1.53±0.88	1.28±0.67^B
3min	0.70±0.51	0.78±0.46	1.16±0.80	0.88±0.56^A
6min	0.64±0.45	0.75±0.58	0.98±0.93	0.79±0.61^A
Total	0.81±0.53^a	0.92±0.54^a	1.22±0.79^b	0.98±0.63

Analysis of variance

	Sum of square mean	df	Square mean	F value	P value
SS	7.59	2	3.80	99.96	0.000
HRT	1.25	2	0.62	16.42	0.000
SAV	0.83	2	0.41	10.91	0.001

*Pooled means±STD for solid concentrations, hydraulic retention times or superficial air velocities, having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

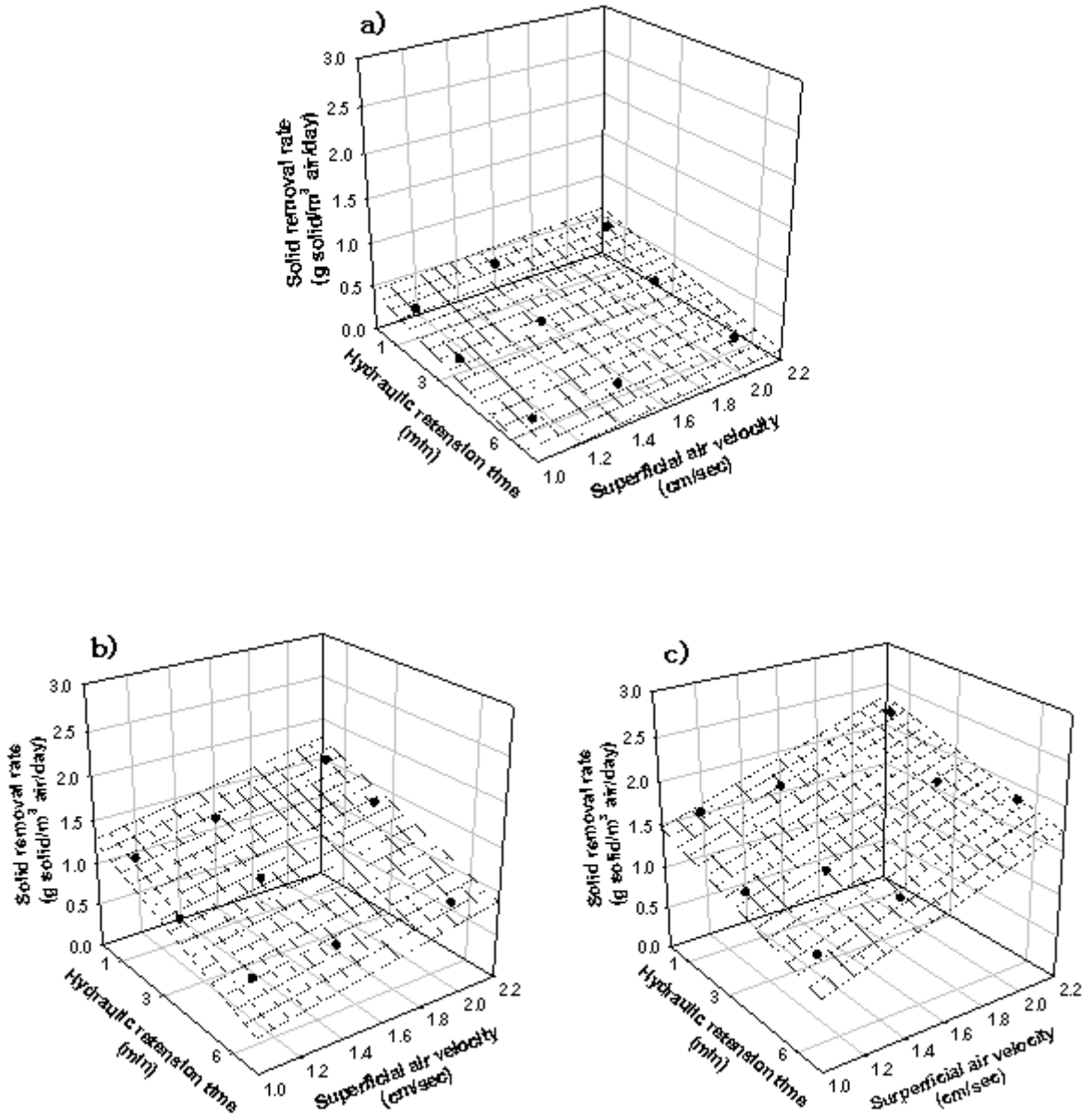


그림 26. 고형물 농도 및 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 일간 공기 주입량 당 고형물 제거량. a) 1mg/L, b) 5mg/L, c) 10mg/L.

표 17. 고형물 농도, 수리학적 부하량, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 일간 주입 공기량 당 고형물 제거량의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과

Parameter estimation of variables						
Model: $f(z)=\beta_0 + \beta_1SAV + \beta_2HRT + \beta_3SS$						
	Parameter	Estimates of β	Standard error	<i>t value</i>	<i>P value</i>	
Model 1	β_0	0.231	0.120	1.922	0.066	
	β_3	0.141	0.019	7.627	0.000	
Model 2	β_0	0.543	0.137	3.952	0.001	
	β_2	-0.094	0.028	-3.355	0.003	
	β_3	0.141	0.016	9.057	0.000	
Model 3	β_0	-0.118	0.208	-0.569	0.575	
	β_1	0.422	0.112	3.758	0.001	
	β_2	0.094	0.022	-4.173	0.000	
	β_3	0.141	0.013	11.264	0.000	
Analysis of variance for the model						
		Sum of square mean	df	square mean	<i>F value</i>	<i>P value</i>
Model 1	Regression	7.29	1	7.29	58.165	0.000
	Error	3.13	25	0.13		
Model 2	Regression	8.29	2	4.15	46.641	0.000
	Error	2.13	24	0.09		
Model 3	Regression	9.10	3	3.03	52.808	0.000
	Error	1.32	23	0.06		
Fitness determination of the model						
	R^2		adj R^2		<i>MSEP</i>	
Model 1	0.699		0.687		0.354	
Model 2	0.795		0.778		0.298	
Model 3	0.873		0.857		0.240	

포말분리기의 고형물 제거효율도 일간 고형물 제거량과 같이 고형물 농도, 수리학적체류시간, 공기상승속도 모두에 의해 영향을 받았으나, 공기상승속도와 수리학적체류시간에 의한 영향은 유사하였으며, 고형물 농도에 의한 영향이 가장 적었다(표 18). 고형물 농도 1, 5, 10 mg/L에서 제거효율은 각각 53.6 ± 25.5 , 47.9 ± 30.5 , $31.3 \pm 19.6\%$ 로, 1과 5 mg/L에서는 차이가 없었고, 10 mg/L에서 가장 낮았다($P < 0.05$). 수리학적체류시간이 1 분에서 6 분으로 증가하면서 일간 고형물 제거량이 감소한 반면, 고형물 제거효율은 1, 3, 6 분의 수리학적체류시간에서 각각 24.7 ± 16.6 , 45.4 ± 26.0 , $62.7 \pm 22.3\%$ 로 나타나 증가하였다($P < 0.05$). 고형물 제거효율은 1.10, 1.50, 2.10 cm/sec로 공기상승속도가 증가하면서 각각 25.3 ± 13.2 , 42.2 ± 20.5 , $65.3 \pm 27.7\%$ 로 나타나 일간 고형물 제거량과 동일하게 증가하였다($P < 0.05$).

포말분리기의 overflow rate는 고형물 농도가 높아지고 공기상승속도가 빨라지면서 점차적으로 증가하였으나, 수리학적체류시간 변화에 의해서는 명확한 증감의 경향이 없었다(표 19). 고형물 농도 1.0, 5.0, 10.0 mg/L에서 overflow rate는 각각 0.099 ± 0.144 , 1.082 ± 1.482 , $1.861 \pm 2.385\%$ 로 나타났다. 고형물 농도 1과 5 mg/L, 그리고 5 와 10 mg/L에서 overflow rate는 평균 간에 각각 차이가 없었으나($P > 0.05$), 10mg/L에서 overflow rate는 1 mg/L보다는 높았다($P < 0.05$). 포말분리기의 overflow rate에 가장 큰 영향을 준 공기상승속도의 경우, 공기상승속도가 빨라지면서 overflow rate가 급격하게 상승하였다. 1.10, 1.50, 2.10 cm/sec의 공기상승속도에서 overflow rate는 각각 0.048 ± 0.038 , 0.300 ± 0.267 , $2.694 \pm 2.188\%$ 이었다. 1.10과 1.50 cm/sec의 공기상승속도에서 overflow rate는 평균 간에 차이가 없었고($P > 0.05$), 2.10 cm/sec에서는 유의하게 높았다($P < 0.05$). 수리학적체류시간의 경우, 1, 3, 6 분의 수리학적체류시간 조건에서 overflow rate는 각각 1.028 ± 1.578 , 0.750 ± 1.499 , $1.264 \pm 2.185\%$ 로 평균 간에 차이는 없었다($P > 0.05$).

표 18. 고형물 농도, 수리학적 부하량, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 고형물 제거율의 다중회귀 직선식 및 회귀식의 분산분석 결과

1 mg/L				
	1.10 cm/sec	1.50 cm/sec	2.10 cm/sec	Pooled mean*
1min	17.8	39.6	60.2	39.2±21.2
3min	24.0	54.3	79.3	52.5±27.7
6min	43.2	66.9	96.7	68.9±26.8
Pooled mean	28.3±13.2	53.6±13.7	78.73±183	53.6±25.5^y
5 mg/L				
1min	12.0	18.9	32.5	21.1±10.4
3min	25.3	42.0	90.4	52.6±33.8
6min	47.0	66.0	96.0	70.0±25.0
Pooled mean	28.0±17.7	42.3±23.8	73.2±35.4	47.9±30.5^y
10 mg/L				
1min	8.9	12.0	20.4	13.8±6.0
3min	17.8	23.4	52.3	31.2±18.5
6min	31.6	56.5	59.0	49.3±15.2
Pooled mean	19.4±11.4	30.6±23.1	43.9±20.6	31.3±19.6^x
Total pooled mean				
1min	12.9±4.5	23.5±14.4	37.7±20.4	24.7±16.6^A
3min	22.4±4.0	39.9±15.6	74.0±19.6	45.4±26.0^B
6min	40.6±8.0	63.3±5.9	84.1±21.7	62.7±22.3^C
Total	25.3±13.2^a	42.2±20.50^b	65.3±27.7^c	44.3±26.4

Analysis of variance

	Sum of square mean	df	Square mean	F value	P value
SS	2,403.39	2	1,201.69	12.22	0.000
HRT	6,501.07	2	3,250.53	33.06	0.000
SAV	7,248.02	2	3,624.01	36.86	0.000

*Pooled means±STD for solid concentrations, hydraulic retention times or superficial air velocities having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

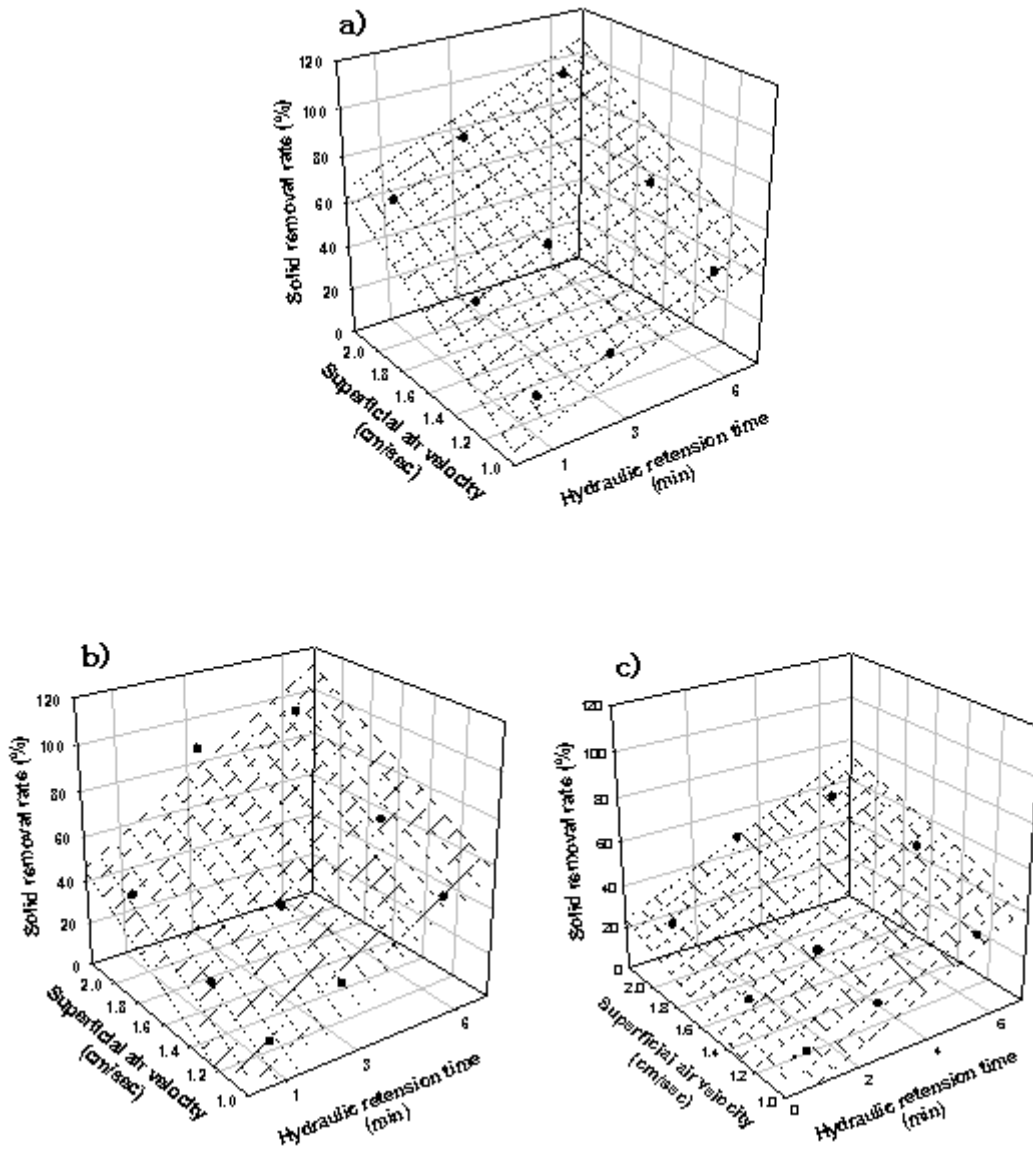


그림 27. 고형물 농도 및 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 고형물 제거율.
 a) 1mg/L, b) 5mg/L, c) 10mg/L.

표 19. 고형물 농도, 수리학적 부하량, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 overflow rate의 다중회귀직선식 및 회귀식의 분산분석 결과

1 mg/L				
	1.10 cm/sec	1.50 cm/sec	2.10 cm/sec	Pooled mean*
1min	0.004	0.028	0.382	0.138±0.212
3min	0.003	0.027	0.092	0.041±0.046
6min	0.009	0.040	0.310	0.120±0.166
Pooled mean	0.005±0.003	0.032±0.007	0.261±0.151	0.099±0.144^x
5 mg/L				
1min	0.043	0.494	3.103	1.214±1.652
3min	0.039	0.222	1.467	0.576±0.777
6min	0.081	0.299	3.991	1.457±2.197
Pooled mean	0.055±0.023	0.338±0.140	2.854±1.280	1.082±1.482^{xy}
10 mg/L				
1min	0.070	0.806	4.332	1.736±2.278
3min	0.081	0.261	1.556	1.633±2.53
6min	0.104	0.527	6.011	2.214±3.295
Pooled mean	0.085±0.017	0.531±0.273	4.966±0.912	1.861±2.385^y
Total pooled mean				
1min	0.039±0.033	0.443±0.391	2.606±2.021	1.029±1.58^A
3min	0.041±0.039	0.170±0.125	2.038±2.286	0.750±1.500^A
6min	0.065±0.050	0.288±0.244	3.438±2.891	1.264±2.190^A
Total	0.048±0.038^a	0.300±0.267^a	2.694±2.188^b	1.014±1.724

Analysis of variance

	Sum of square mean	df	Square mean	F value	P value
solid con.	14.02	2	7.01	5.92	0.010
HRT	1.19	2	0.60	0.50	0.612
SAV	38.38	2	19.19	16.21	0.000

*Pooled means±STD for solid concentrations, hydraulic retention times or superficial air velocities having the same superscript are not significantly different at P>0.05 based on Duncan's multiple range test..

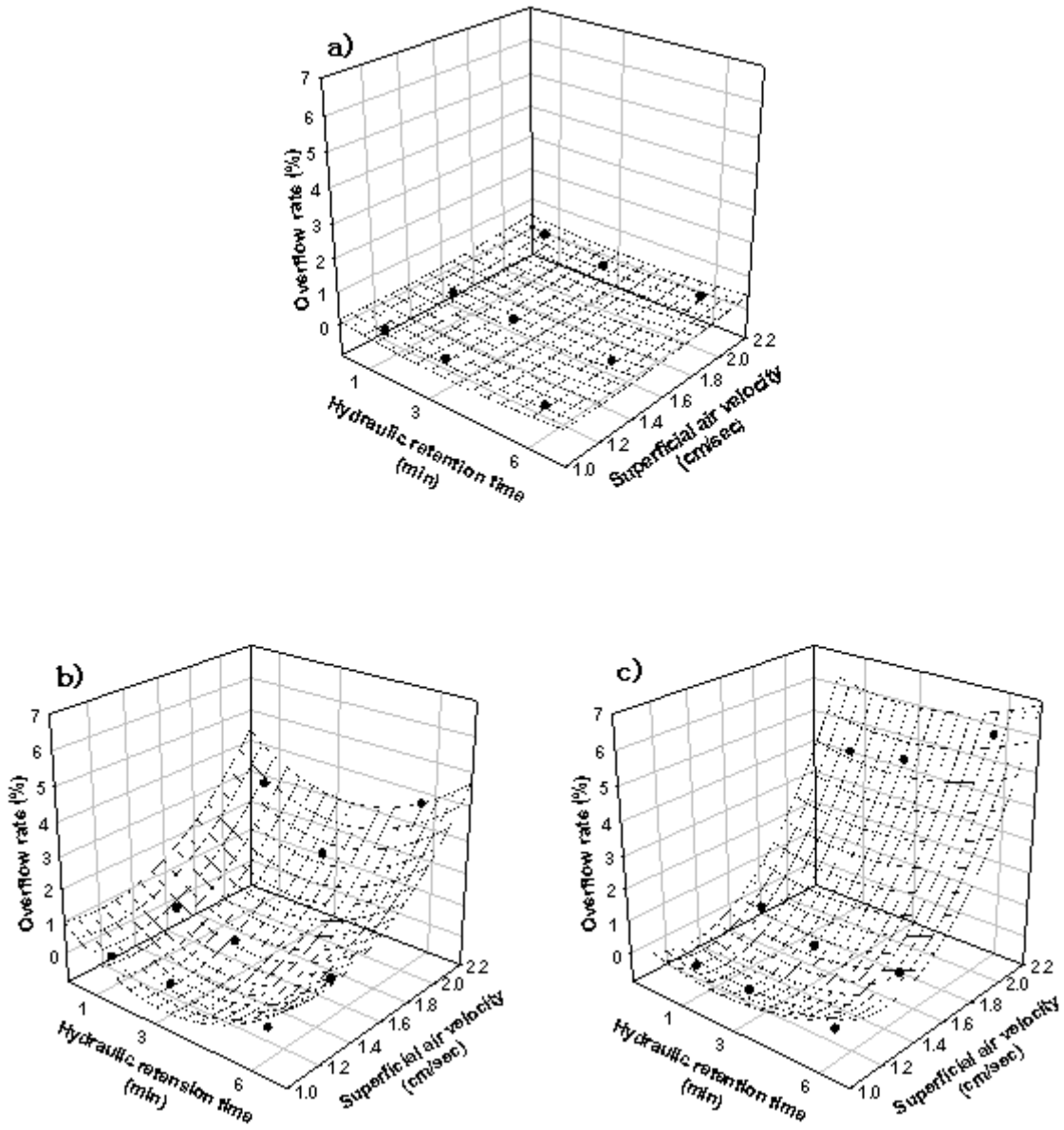


그림 28. 고형물 농도 및 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 overflow rate. a) 1mg/L, b) 5mg/L, c) 10mg/L.

포말분리기에 의해 제거된 고형물의 입자 크기 범위는 1.59~1,261.92 μm 로(그림 29), 부유 입자에서부터 침전 가능한 입자까지 넓은 범위의 고형물이 제거되었다. 입자의 평균 체적을 기준으로 146.11 μm 크기 입자가 전체의 약 4.4%를 차지하여 최대 우점입자였다. 포말분리기에 의해 제거 가능한 입자 크기의 분포비율은

$$Y = 0.576 + 2.8211 \left[\frac{X - 142.1}{248.6} + 0.5451 \right]^{0.606} - e \left[\frac{X - 142.1}{248.6} + 0.5451 \right]^{1.606}$$

($r^2 = 0.9928$)

의 상관관계식을 따랐다.

또한 입자들의 총 체적을 기준으로 10, 50, 90%가 제거되는 입자의 크기는 각각 17.68, 100.01, 328.28 μm 로 나타나(그림 30), 328.28 μm 이상의 입자 크기에서 제거율이 낮았다. 포말분리기에 의해 제거된 고형물의 누적 입도 분포비율은 다음과 같이

$$Y = -2.04 + 101.3(1 - e^{-0.007X}) \quad (r^2 = 0.9999)$$

의 상관관계를 가졌다.

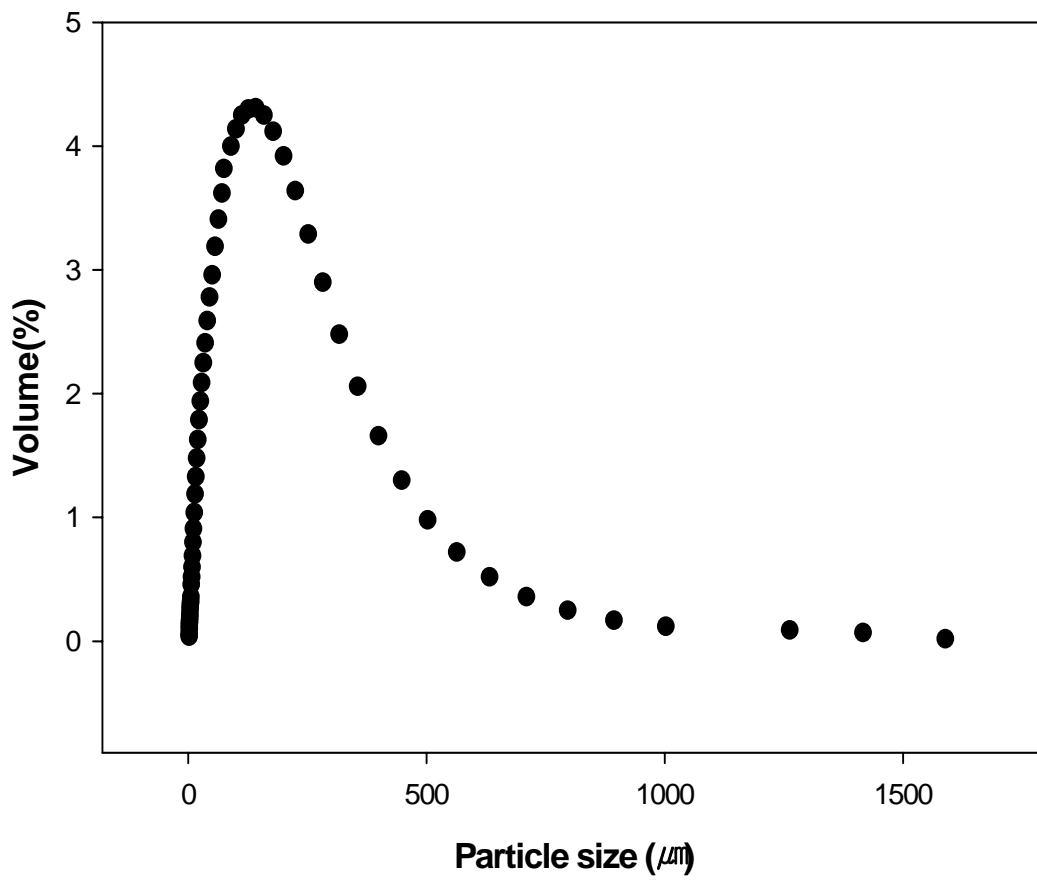


그림 29. 포말분리기에 의해 제거된 고형물 입자의 입자 분포.

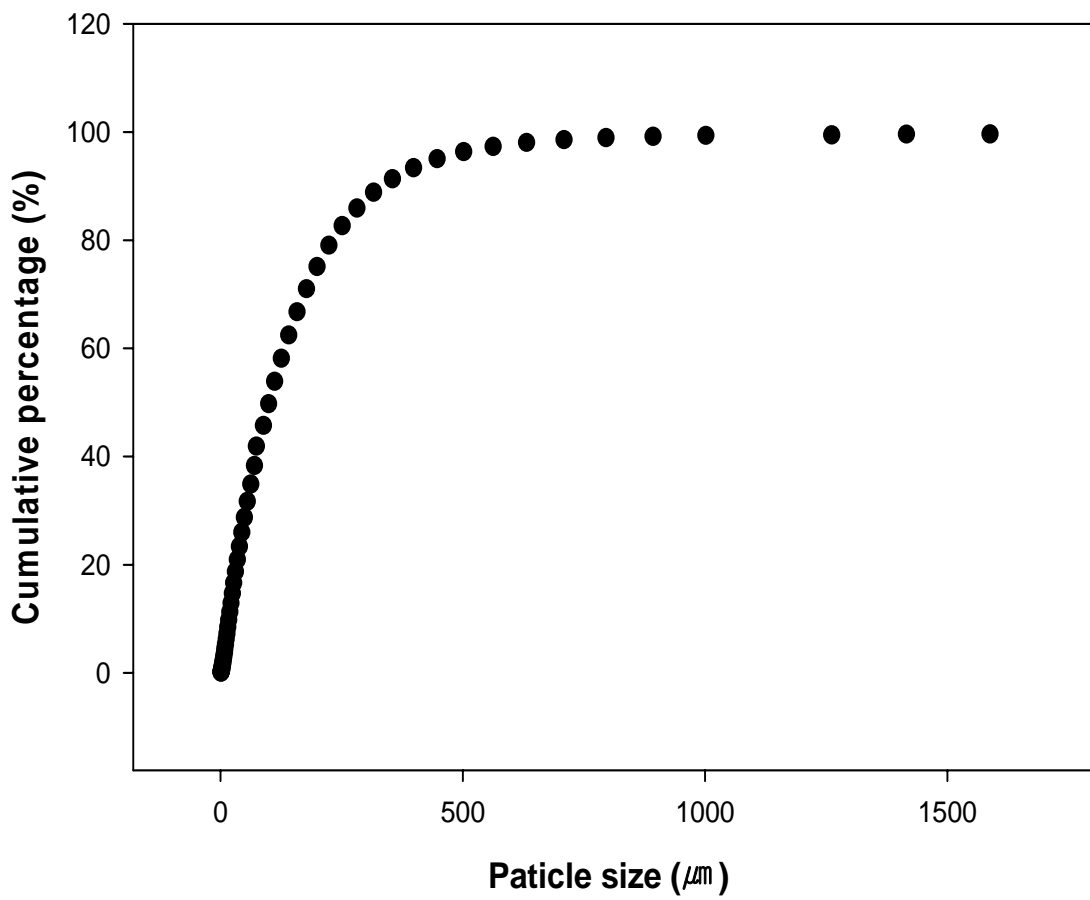


그림 30. 포말분리기에 의해 제거된 고형물 입자의 누적 입자 분포.

4. 고찰

포말분리기의 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량과 제거효율은 모두 공기상승속도, 수리학적체류시간, 고형물 농도 모두에 영향을 받았다. 포말분리기의 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량은 특히 고형물 농도에 가장 큰 영향을 받았다. 또한 고형물 제거효율의 경우는 제거량과는 달리 공기상승속도에 가장 큰 영향을 받았고, 고형물 농도에 의한 영향은 미미하였다. 고형물 농도의 경우, 고형물 농도가 증가하면서 포말분리기의 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량은 증가하였고 제거효율은 감소하였다. 수리학적체류시간 2.34분, 공기상승속도 0.85 cm/sec에서 12.1, 23.7, 38.0, 49.3, 62.4 mg/L의 단백질 농도 변화에 따른 고형물 제거 효율을 조사한 김(2002)의 연구결과에서도, 포말분리기로 유입되는 단백질 농도가 증가하면서 고형물의 제거효율은 감소하나 제거량은 증가하였다. 일간 고형물 제거량은 유입되는 단백질의 양과 단백질의 농도 비례적으로 존재하는 고형물의 농도가 증가하면서 공기와 액체의 계면과 접촉할 수 있는 단백질과 고형물의 양이 많아져, 계면에 흡착되는 단백질과 고형물의 양도 증가하기 때문으로 생각된다. 이와는 대조적으로 유입 고형물 농도의 증가에 따라 제거효율이 감소하는 것은 유입 고형물 농도가 증가하면서 공기와 액체의 계면에 흡착·제거될 수 있는 고형물 양이 포화 농도에 이르러(Urizee and Narsimhan, 1996), 고형물 양의 증가에 대해 제거되는 고형물의 양적인 비율이 감소하기 때문으로 생각된다.

수리학적체류시간의 경우, 1 분에서 6 분으로 수리학적체류시간이 증가하면서 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량은 감소하였으나, 제거효율은 증가하였다. 수리학적체류시간의 증가는 수중에서 고형물과 공기방울이 접촉하는 시간이 길어지게 되므로 고형물 제거효율은 증가하게 된다(Spotte, 1979; Rubin, 1981). 그러나 반대로 고형물 제거량의 경우는 수리학적체류시간이 감소하면서 증가하였는데, 이것은 수리학적체류시간이 감소하게 되면 유량이 증가하게 되고 이에 따라 유입되는 고형물의 양이 증가하면서 공기와 액체의 계면과 접촉하는 양이 많아지기 때문으로 생각된다. 이러한 경향은 수리학적체류시간 변화에 따른 일간 고형물 제거량과 제거효율의 변화를 조사한 김(2002)과 Peng (2003)의 연구결과와 일치하였다.

공기상승속도에 따른 고형물 제거량과 제거효율의 경우, 공기상승속도가 증가하면서 고형물 제거량과 제거효율 모두 증가하였다. 고형물 제거량과 제거효율 모두 공기상승속도의 증가에 따라 직선적으로 증가하여, Peng (2003)의 실험 결과와 유사하였다. 일반적으로 공기상승속도가 증가하게 되면, 동일한 시간에 더 많은 공기가 주입되면서 더 넓은 공기와 액체의 계면을 제공하게 되고, 이에 따라 공기와 액체에 고형물이 흡착될 수 있는 기회가 증가하기 때문으로 생각된다. 담수와 해수 조건에서 포말분리기의 성능을 평가한 Suh et al. (1997, 2000b)에서도 동일한 경향을 보고한 바 있다. 김(2002)은 단백질 농도, 수리학적체류시간, 공기상승속도에 대해 포말분리기의 고형물 제거량을 조사하였는데, 이 때 고형물 제거량은 3~55 g m³ min의 범위를 나타내었다. 본 실험에서는 고형물 제거량을 공기 주입량으로 나누어 주입공기량에 대한 고형물 제거량으로 계산하였다. 따라서 각기 다른 실험 조건과 계산방식으로 인해 직접적인 비교는 어렵지만, 이것을 김(2002)의 계산 방식으로 환산하면, 고형물 제거량은 0.6~20.5 g m³

min에 해당한다. 또한 Peng (2003)의 실험 결과에서도 수리학적체류시간과 공기상승속도에 따라 11.8~23.6 g m³ min의 제거량을 보고하여, 김(2002)과 Peng (2003)의 결과는 본 실험 결과와 비교하여 상대적으로 높은 제거량을 나타내었다. 이것은 두 연구자의 실험이 본 실험과 비교하여 비교적 높은 유입 고형물 농도에서 이루어졌기 때문으로 생각된다. 특히 김(2002)의 연구는 액용적이 1 L인 소형 포말분리기를 이용하여 실험하였는데, 일반적으로 포말분리기의 단면적이 작을수록 더 높은 효율을 나타낸다고 하였다(Know, 1971).

Overflow rate는 포말분리기로 유입되는 수량에 대해 포말이 형성되면서 overflow되는 수량의 비율로 나타내었다. Overflow rate는 고형물의 농도와 공기상승속도가 증가하면서 상승하였다. 특히 분산분석 결과 공기상승속도에 의해 가장 큰 영향을 받았으며, 수리학적체류시간에 의한 영향은 거의 없는 것으로 나타났다. 사후검정에서도 수리학적체류시간의 변화에 따라 overflow rate가 차이가 없었다. 수리학적체류시간에 따른 유의차는 발생하지 않았으나, 모든 고형물 농도에서 수리학적체류시간이 1 분에서 3 분으로 증가하면서 overflow rate가 감소하였다가, 6 분으로 증가하면서 다시 증가하는 2차 곡선식 형태의 증감 경향을 보였다. 수확한 포말 내 고형물의 농도의 결과에서도 수리학적체류시간이 3 분일 때, 대체적으로 가장 높은 수확 고형물 농도를 나타내었다. 즉 수리학적체류시간 3 분에서 가장 적은 overflow rate를 나타내면서, 가장 많은 고형물을 수확할 수 있었다.

포말은 공기와 액체 계면에 흡착된 계면활성 물질에 의해 공기중에서도 형태를 유지한다. 유입 단백질 또는 고형물 농도가 증가하게 되면, 공기와 액체 계면에 흡착되는 단백질 또는 고형물의 양이 증가하면서 포말이 쉽게 파괴되지 않아, 다량의 overflow rate를 형성하는 것으로 생각된다.

Overflow rate에 가장 큰 영향을 주는 것으로 나타난 공기상승속도의 경우, 공기상승속도가 증가하면서 overflow rate는 지수적으로 증가하였다. 또한 공기상승속도가 증가하면서 gas holdup도 증가하였다(표 20). 이것은 포말분리기 내 공기상승속도가 증가하면서 주입되는 공기의 양이 증가하고, 포말분리기 내 용액의 비중이 낮아지면서 공기의 상승압이 강해지므로 수면이 상승하기 때문이다. 이에 따라 포말이 집적되어 빠져나가는 수면 위의 높이가 감소하게 되므로, overflow rate가 공기상승속도가 상승하면서 증가하는 것으로 생각된다. Peng (2003)의 연구에서도 높은 공기상승속도에서 gas holdup이 증가하였고, 이에 따라 overflow rate도 증가하여 본 실험의 결과와 일치하였다. 또한 overflow rate와 gas holdup이 앞서 언급한 바와 같이, 수리학적체류시간에는 큰 영향을 받지 않은 반면, 공기상승속도에 의해 대부분의 영향을 받았다. 이와 관련하여, Chen (1991) 역시 gas holdup이 포말분리기로 유입되는 유량보다 공기상승속도와 관련이 더 크다고 하여, 본 실험의 결과와 유사하였다.

표 20. 고형물 농도, 수리학적 체류시간, 공기 상승속도에 따른 포말분리기의 gas holdup

HRT (min)	SAV (cm/sec)	SS (mg/L)		
		1	5	10
1	1.1	2.4	3.5	3.5
	1.5	3.8	5.2	5.5
	2.1	6.1	7.5	8
3	1.1	-	1.3	1
	1.5	1.7	2.9	2.5
	2.1	3.7	4.6	4
6	1.1	-	-	0.5
	1.5	1.3	2.7	2.2
	2.1	3.1	4.3	3.8

제 3 절 모래 유동층 여과조의 질산화 효율

1. 서론

TAN은 양식 생물의 성장 저해 및 생리부전을 유발하여 폐사를 초래할 만큼 매우 유독하여, 많은 연구자들이 양식 시스템으로부터 효과적인 TAN 제거를 위한 연구에 관심을 가져왔다. 지금까지 생물학적 여과조가 주로 양식 시스템에서 TAN의 제거의 주된 방법으로 이용되어 왔으며 순환여과 사육 시스템에서는 필수적인 수처리 장치로 이용되고 있다. 침지식, 살수식, 회전원판식, 유동층 등 다양한 형태의 생물학적 여과조가 개발되어 순환여과 사육 시스템에 이용되어 오고 있다. 국내의 경우에는 하향류식의 침지식 또는 살수식 여과조가 주로 이용되고 있으나, 해수 시스템에서 생물학적 여과조의 성능을 조사한 자료는 매우 드물다. Hill and Gelman (1977)은 해수에서 염소의 영향으로 질산화 과정이 거의 일어나지 않는다고 하였다. 그러나 다른 여러 연구자들은 해수 조건에서도 완전한 질산화 과정이 일어난다고 하였으며(Bower and Turner, 1981; Forster, 1974), 최근 연구에서 여러 여과 매질을 이용한 해수 순환여과 사육 시스템의 가능성을 보고한 바 있다(Davis and Arnold, 1998; Menasveta et al., 2001).

TAN을 포함한 질소성 화합물을 산화시키는 기능을 하는 생물학적 여과조는 내부에 질산화 세균이 부착할 수 있는 매질의 종류와 여과조의 형태에 따라 성능이 크게 달라진다(Nijhof and Bovendeur, 1990; Lekang and Kleppe, 2000). 즉 한정된 공간에 여과 미생물이 더 많이 부착할 수 있는 매질을 채워 넣는 것이 중요하며, 매질로 인해 수류가 방해받지 않아야 한다. 그러나 여과 면적을 넓히기 위해 무한정 거대한 생물학적 여과조를 만드는 것은 산업적인 적용을 위해서는 부적절하다. 따라서 한정된 공간에서 많은 여과 표면적을 제공하기 위해선, 여과 매질의 크기를 작게 하여 동일한 용적에 대해서 높은 비표면적을 제공할 수 있어야 한다. 그러나 매질의 크기가 줄어들면, 표면적은 넓어지나 매질간의 공극률이 줄어들어 고형물이 쉽게 막히는 현상이 발생하게 된다(Wheaton et al., 1994a; Lekang and Kleppe, 2000). 즉 수류의 원활한 소통을 방해하여 여과층 내 여과 세균들의 대사활동을 위한 물질 공급을 저해하게 되어 정상적인 여과 작용을 수행하지 못하게 할 뿐만 아니라, 장기간 지속될 경우 시스템의 전체적인 균형을 깨뜨리고, 오히려 병원균의 온상으로 전락하게 된다.

최근에는 모래를 수중에 균일하게 부양시키는 유동층 기법을 이용한 모래 유동층 여과조에 대한 연구가 진행되고 있다(Arbiv and van Rijn, 1995; Timmons and Summerfelt, 1998; Summerfelt and Sharrer, 2004). 모래 유동층 여과조는 미세한 모래를 여과 매질로 사용하는데, 모래가 항상 물 속에서 가라앉지 않고 유동할 수 있도록 설계하여야 한다. 모래 유동층 여과조의 가장 큰 특징은 한정된 공간에서 여과 미생물이 부착할 수 있는 막대한 표면적을 제공한다는 것인데, 일반적으로 이용되는 여과 매질들에 비해 약 5~50배 이상 더 넓은 비표면적을 제공할 수 있어 작은 공간에서도 효과적인 생물학적 여과를 수행할 수 있다. 그러나 모래를 균일하게 유동시키기 위해서는 강력한 펌프를 채택하여야 하므로 동력비가 많이 소요

된다는 단점을 지니고 있다. 즉 여과조의 하부에 수많은 구멍이 뚫린 분사판이나 orifice를 설치하여 모래를 수중에 부양시키는 방법이 이용되어 왔다. 이러한 방식은 설계시 모래의 국부적인 정체를 방지하기 위해 동일한 압력이 각 토출구에 작용하도록 정확해야 한다. 또한 장기간 운전 시 토출구에 사육수 내 찌꺼기 등이 여과조의 토출구를 막아 여과조 내 모래가 균일하게 유동하지 않아 정체 구간이 발생할 수 있다.

본 연구에서는 기존의 모래 유동층 여과조와 달리 여과조 내부에 측면 완전 개방형 토출관을 설치하고 내부의 수류를 회전시켜 적은 수량과 압력으로도 균일하게 모래를 유동시키고 정체 구간의 형성을 방지하였다. 자체 고안한 모래 유동층 여과조를 이용하여, 해수조건에서 모래 유동층 여과조의 질산화 성능을 평가하고, 순환여과 내 모래 유동층 여과조의 설계 인자와 운전조건을 제시하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

가. 모래유동층 및 실험장치

실험에 이용한 모래 유동층 여과조는 내부 관찰이 용이하도록 직경 200 mm, 높이 1.5 m (약 40 L 용적)의 아크릴 관으로 제작하였다(그림 31). 사육수는 순환펌프에 의해 여과조의 상부로부터 바닥의 토출관으로 이어진 관을 통해 유입되어 바닥의 중앙부에 부착된 분사 토출구를 통해 배출되었다. 모래 유동층은 모래가 정체구간 없이 유동하여야 하므로 물이 토출구로부터 회전하면서 배출되게 하여 적은 에너지로 효과적으로 모래를 부양하도록 특수한 형태로 자체 고안 하였다. 분사 토출구에서 배출되어 부양된 모래 여과층을 통과한 물은 바닥으로부터 1.2 m 높이에 설치된 50 mm 배출구를 통해 1.0 m³ 사육수조(수량 600 L)로 재유입하였다(그림 32). 실험에 이용된 모래 유동층과 실험장치를 그림 10에 나타내었다. 유입수관에 by-pass와 유량계를 설치하여 실험 유량을 조절하였고, 유량 조절에 의해 남는 물은 사육수조로 재유입되었다. 실험에 이용된 모래는 강원도 주문진 향호리에서 채취한 여과사(silica sand, (주) 주문진규사)였으며, 표 21에 모래의 물리적 특성을 나타내었다. 모래 유동층의 여과 성능 평가를 위해 10 L의 모래를 충전하였으며, 이 때 총 여과 표면적은 98.4 m² 이었다.

나. 합성영양염의 조제 및 여과조 숙성

실험에 이용된 합성영양염의 성분과 조성은 해수조건에서 여과조 성능을 평가한 Zhu and Chen (1999)이 사용한 성분과 조성을 참고로 조제하였으며, 합성영양염의 조성은 표 22와 같다. 조제한 합성영양염을 총 수량의 약 10%에 해당하는 60L의 여과해수(60% 해수)에 용해하고 정량 펌프(Model AK-60, Dongil instrument CO. Ltd., Korea)로 사육수조에 투입하여 모의 사육 환경을 조성하였다. 실험 시작 전 여과조의 충분한 숙성을 위해 수온 20℃에서 여과조 내 사육수의 수리학적 상승속도가 1.0 cm/sec가 되도록 조절하여 250g TAN/m³/day 부하량에 해당하는 TAN을 포함한 합성영양염을 투입하면서 모래 유동층 여과조를 운전하였다. 여과조의 숙성여부를 관찰하기 위하여 매주 1회 사육수를 채수하여 TAN과 아질산 질소의 농도를 측정하였다.

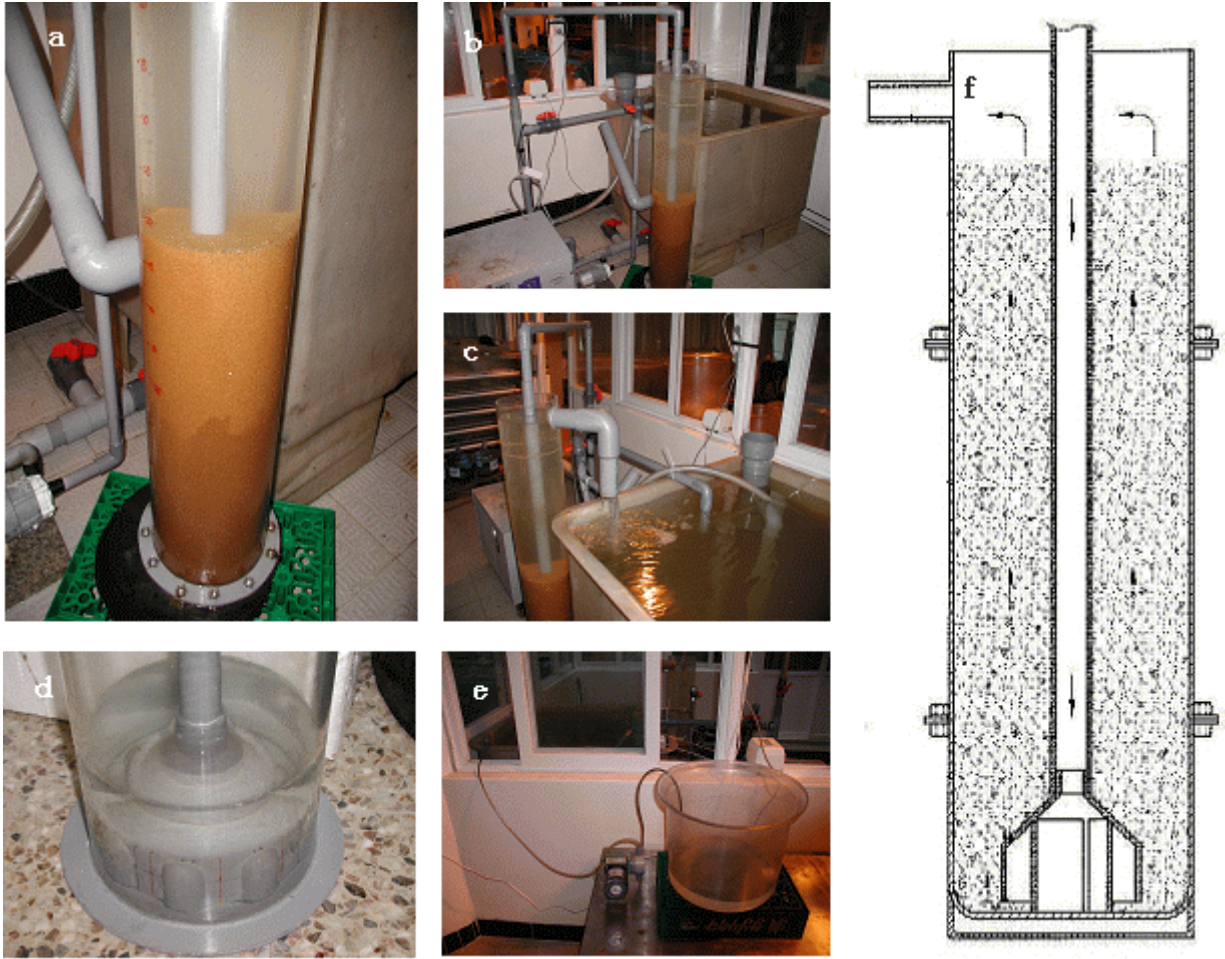


그림 31. 모래 유동층 여과조의 성능 실험 시스템 설치 전경 및 운전 모식도. a: 모래유동층 여과조, b, c: 모래유동층 여과조와 저수조, d: 모래유동층 여과조 토출구, e: 합성영양염 공급 장치, f: 모래유동층 여과조 운전 모식도(화살표: 수류 이동 방향, 흑색점: 수중에 유동하고 있는 모래 입자).

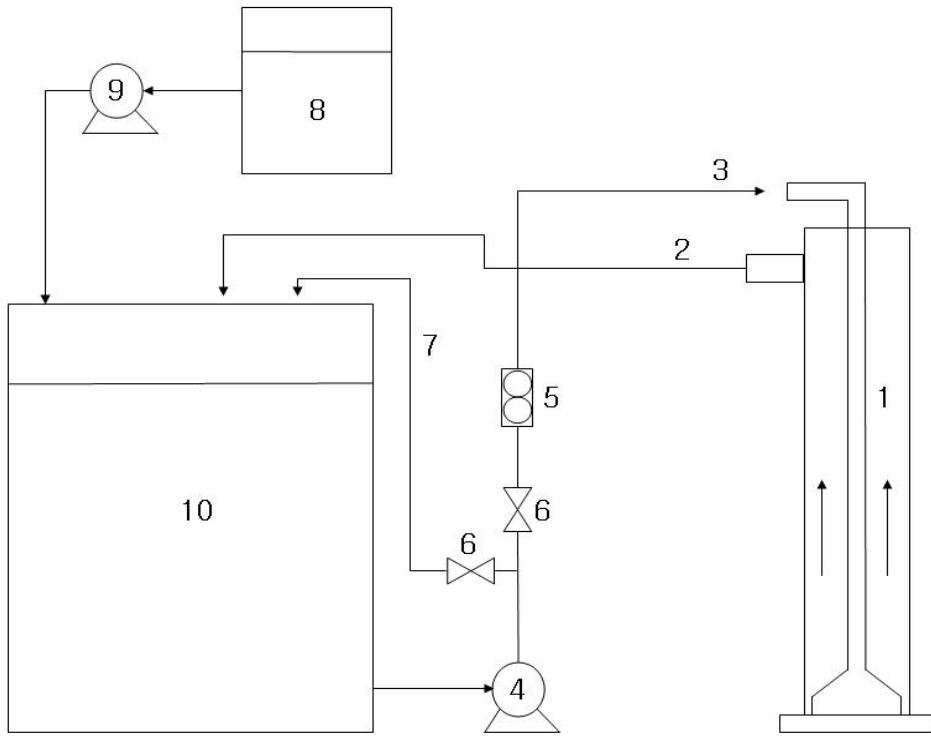


그림 32. 모래 유동층 여과조의 성능 평가를 위한 실험 시스템 모식도. 1: 모래 유동층 여과조, 2: 배출구, 3: 유입구, 4: 펌프, 5: 사육수 유량계, 6: 조절밸브, 7: 물넘기, 8: 합성영양염 공급조, 9: 정량펌프, 10: 모의 사육조.

표 21. 실험에 이용한 여과 매질(모래)의 물리적 특성

Media	Silica sand (>SiO ₂ 95.15%)
Specific weight	2,604 kg/m ³
Average diameter	469.0 μm
Specific surface area	9,842 m ² /m ³
Total surface area	98.4 m ²

표 22. 실험에 이용한 합성 영양염의 성분 및 조성(modified after Zhu and Chen, 1999)

Ingredients	Mass (mg/L)
NH ₄ Cl	768
NaHCO ₃	1,968
MgSO ₄ · 7H ₂ O	20.08
Na ₂ HPO ₄	55.64
KH ₂ PO ₄	85.28
FeCl ₃ · 6H ₂ O	2.79

다. 실험방법

모래 유동층 여과조의 성능 평가 실험을 시작하기 전 충분히 숙성시켜 모래 유동층의 여과 효율이 정상상태에 도달하였다고 판단된 후 실험을 실시하였다.

먼저 모래 유동층 여과조가 최대 효율을 나타내는 사육수의 수리학적 상승속도를 조사하였다. 숙성 과정을 진행하여 왔던 운전조건(수온 20℃, TAN 부하량 250g TAN/ m³ day)에 대해 수리학적 상승속도 변화에 따른 여과 효율을 평가하였으며, 실험에 적용된 수리학적 상승속도는 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec이었다. 여과 효율을 평가하기 전 변화된 운전조건에 여과조가 완전히 적응하여 안정 상태에 접어든 후, 3일 이상 안정적으로 유지되는 것을 관찰하고 사육조와 여과조 배출수를 채수하여 TAN 및 아질산 농도를 측정하고 각각의 제거량을 평가하였다.

수리학적 상승속도 변화에 따른 여과효율 평가를 통해 도출된 최적 수리학적 상승속도를 고정하고 수온과 TAN 부하량에 따른 여과효율을 평가하였다. 실험에 적용된 수온은 12, 16, 20℃였으며, 일간 TAN 부하량은 각각 250, 500, 1,000 g TAN/ m³ day 이었다.

측정된 사육조와 모래 유동층 배출수의 각 수질인자들의 농도변화를 이용하여 Malone and Beecher (2000)의 계산식을 참고로 모래 유동층 여과조의 모래 용적당 TAN 제거량 (volumetric TAN removal rate, VTR), 용존산소 소모량 (oxygen consumption rate, OCR) 및 총알칼리도 소모량(total alkalinity consumption rate, TACR)은 (식 22)를 이용하여 계산하였고, 용적당 아질산 질소 제거량은 (식 23)를 이용하여 구하였다.

용적당 제거량(g TAN/ m³ day)

$$= \{(C_{I,a} - C_{O,a}) \times 1,000 \times 24\} Q / (V_{\text{sand}} \times 1,000) \quad (\text{식 } 22)$$

C_i: 모의 사육조 내 TAN 농도(mg/L)

C_o: 모래 여과조 배출수 내 농도(mg/L)

Q: 유입수량(L hr)

V_{sand}: 모래의 용적(L)

a: TAN, DO, total alkalinity

용적당 아질산 질소 제거량(g NO₂⁻-N m³ day)

$$= \text{VTR} + (C_{I,\text{NO}_2\text{-N}} - C_{O,\text{NO}_2\text{-N}}) \times 1000 \times 24 Q / (V_{\text{sand}} \times 1000) \quad (\text{식 } 23)$$

C_{I,NO2-N} = 모의 사육조 내 NO₂⁻-N의 농도(mg/L)

C_{O,NO2-N} = 모래 유동층 배출수내 NO₂⁻-N의 농도(mg/L)

라. 분석방법

모래 유동층 여과조의 여과효율을 평가하기 위해, 사육수와 여과조 배출수를 채수하여 각 수질인자들을 측정하였다. TAN 및 아질산 질소는 해양환경공정시험방법(1996)에 따라 발색시킨 후 spectrophotometer (Zenesis 2000, USA)를 이용하여 측정하였다. 수온, 용존산소, pH는 DO meter (YSI 556MPS, YSI, USA)를 이용하여 측정하였고, 총알칼리도는 산 적정법을 이용하여 mg CaCO₃ L의 단위로 계산하였다.

마. 통계 처리

Window용 SPSS 12.0 프로그램으로 one-way ANOVA를 실시하고 최소유의차검정(LSD)으로 수리학적 상승속도 변화에 따른 사육조 내 TAN 및 아질산 농도, 그리고 각각의 제거량의 평균간 유의성(P<0.05)을 검정하여 최적 수리학적 상승속도를 평가하였다.

최적 수리학적 상승속도를 고정하고 수온과 TAN 부하량에 대해 two-way ANOVA를 실시하여 수온과 TAN 부하량이 사육조 내 수질인자들의 농도와 제거량에 미치는 영향을 평가하였으며, Duncan's multiple range test로 평균 간의 유의차(p<0.05)를 검정하였다.

또한 각 실험 조건에서 수온과 유입 TAN 농도에 따른 모래 유동층 여과조의 일간 TAN 제거량을 Window용 회귀 최적화 프로그램 Table-Curve 3D를 이용하여 3차원 회귀모델식을 작성하였다.

3. 결과

가. 모래유동층 여과조의 숙성

모래 유동층 여과조의 여과 성능을 평가하기 위하여 먼저 모래 유동층 여과조 내 여과 매질인 모래에 충분히 질산화 세균이 번식하도록 여과조를 숙성시켰다. 수온 20℃에서 정량펌프를 이용하여 250g TAN/ m³ day의 비율로 TAN을 연속 공급하였다. 이 때 여과조 내 사육수의 수리학적 상승속도는 1.0 cm/sec로 조정하여 운전하면서, 시간경과에 따른 사육조 내 TAN과 아질산 질소 농도 변화를 관찰하였다. 모래 유동층 여과조를 운전하면서 TAN의 농도는 실험 시작 후 급격히 증가였는데, 8주째에 TAN 농도가 약 16.2 mg/L로 최고 농도에 도달하였다가, 11주째에는 7.2 mg/L로 감소하였다(그림 33). 이후 15주째까지 3.5 mg/L로 지속적으로 감소하였으나, 18주째에는 다시 증가하여 10.8 mg/L까지 TAN 농도가 상승하였다. 19주째에는 2.8 mg/L까지 급격하게 감소하였다가, 21주째에는 3.6 mg/L로 다소 상승하였다. 이후 22~23주째부터 안정되어 숙성되었으며, 42주째까지 0.4~1.2 mg/L의 범위에서 좁은 폭의 증감을 지속하다, 43주째부터는 0.26±0.04 mg/L의 범위에서 매우 낮은 TAN 농도를 유지하였다. TAN 농도가 안정되기 전까지는 지속적으로 증감을 반복하였으며, 시간이 경과하면서 진폭은 서서히 감소하여, 모래 유동층을 운전하기 시작한 후, 22주만에 숙성이 이루어진 것으로 보이며, 이후 시간 경과에 따라 더 낮은 농도로 감소하였다.

아질산 질소의 경우, TAN 농도와 유사한 증감의 경향을 보였으며, 7주와 20주째에 각각 0.6과 0.8 mg/L로 최고 농도에 도달하였다. 20주째 이후부터는 지속적으로 감소하였고, 22주째부터는 0.02±0.01 mg/L의 범위에서 일정한 농도를 유지하면서 안정되었다. TAN과 아질산 질소를 기준으로, 모래 유동층 여과조는 수온 20℃에서 약 22주만에 숙성되었다. 충분히 숙성된 후 모래 입자는 숙성되기 전 모래와 비교하여 질산화 세균의 부착에 의해 매우 짙은 갈색을 띄었다(그림 34).

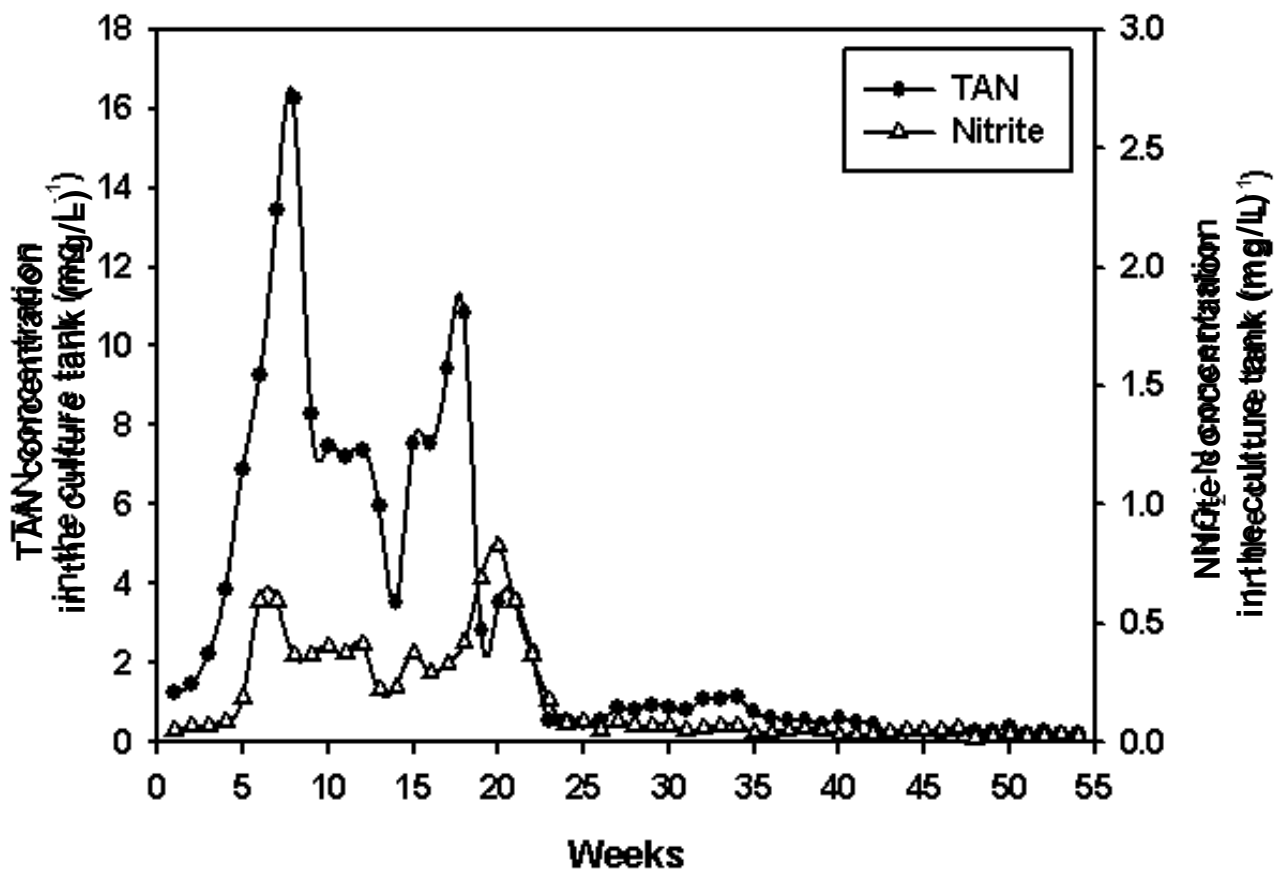


그림 33. 54주간 운전한 모래 유동층 TAN과 아질산성 질소의 농도 변화 및 숙성 패턴.

나. 모래 유동층 여과조의 최적 수리학적 상승속도 평가

TAN 부하량과 수온 변화에 따른 모래 유동층 여과조의 성능을 평가하기에 앞서 최적 모래 여과층의 팽창률을 고정하기 위하여 수온 20℃에서 여과조 유입수의 수리학적 상승속도를 지표로 TAN과 아질산 질소의 농도와 모래 용적당 TAN 및 아질산 질소 제거량을 조사하였다.

수온 20℃에서 수리학적 상승속도 변화에 따른 여과조 배출수와 사육조 내 TAN 농도 변화를 표 23에 나타내었다. 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 여과조 배출수와 사육조 내 TAN 농도가 각각 0.11 ± 0.00 , 0.11 ± 0.01 , 0.21 ± 0.00 , 0.25 ± 0.00 mg/L와 0.26 ± 0.00 , 0.22 ± 0.01 , 0.30 ± 0.00 , 0.31 ± 0.00 mg/L로 나타났다. 이 때 모래 유동층 여과조의 의해 처리된 배출수의 TAN 농도는 0.7과 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 평균 간에 차이가 없었으나 ($P > 0.05$), 1.3과 1.8 cm/sec에서는 농도가 증가하였다($P < 0.05$). 사육조 내 TAN 농도의 경우, 0.7 cm/sec에서 1.0 cm/sec로 수리학적 상승속도가 상승하면서 TAN 농도가 낮아졌으나, 1.3과 1.8 cm/sec로 수리학적 상승속도가 상승하면서 다시 TAN 농도가 높아졌다($P < 0.05$). 또한 1.3과 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 TAN 농도는 0.7 cm/sec와 비교하여 더 높았으며, 1.8 cm/sec에서 가장 높았다($P < 0.05$). 모래 유동층 여과조의 일간 모래 용적당 TAN 제거량은 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 246.3 g으로 가장 많았고(그림 34), 0.7, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서는 각각 237.5 ± 2.25 , 237.6 ± 2.45 , 231.4 ± 4.3 g TAN/ m³ day로 평균 간에 유의한 차이는 없었다($P < 0.05$).

아질산 질소 농도의 경우, 여과조 배출수와 사육조 내 아질산 질소 농도가 각각 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec 수리학적 상승속도에서 각각 0.034 ± 0.001 , 0.026 ± 0.001 , 0.035 ± 0.002 , 0.049 ± 0.004 mg/L와 0.032 ± 0.001 , 0.022 ± 0.001 , 0.033 ± 0.000 , 0.051 ± 0.002 mg/L로 나타나, TAN 농도와 유사한 경향을 나타내었다(표 23). 여과조 배출수 내 아질산 질소 농도는 수리학적 상승속도가 0.7 cm/sec에서 1.0 cm/sec로 빨라지면서 감소하였다가($P < 0.05$), 1.3과 1.8 cm/sec로 더 빨라지면서 다시 상승하여 1.8 cm/sec 수리학적 상승속도에서 가장 높았다($P < 0.05$). 사육조 내 아질산 질소 농도도 여과조 배출수와 동일하게 1.0 cm/sec에서 농도가 가장 낮았고($P < 0.05$), 0.7과 1.3 cm/sec는 평균 간에 차이가 없었으며($P > 0.05$), 1.8 cm/sec에서 가장 높았다($P < 0.05$). 여과조의 모래 용적당 일간 아질산 질소 제거량은 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 각각 233.3 ± 4.6 , 239.7 ± 4.5 , 232.3 ± 1.3 , 227.6 ± 3.4 g으로, 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 가장 많았다(Fig 36). 0.7 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 일간 아질산 질소 제거량은 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 나타난 제거량과 차이가 없었으나($P > 0.05$), 1.3과 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 나타난 일간 아질산 질소 제거량은 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 나타난 제거량보다 낮았다($P < 0.05$). 사육조 내 TAN 및 아질산 농도는 수리학적 상승속도가 1.0 cm/sec 일 때 가장 낮았고 제거량도 1.0 cm/sec에서 가장 높아, 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 모래 유동층 여과조가 최적 성능을 나타내었다.

표 23. 모래 유동층 여과조의 유입수와 배출수 내 TAN과 아질산성 질소 농도 변화

SWV (cm/sec)	Effluent of Sand filter (mg/L)		Culture tank (mg/L)	
	TAN	NO ₂ ⁻ -N	TAN	NO ₂ ⁻ -N
0.7	0.11±0.00 ^a	0.034±0.001 ^b	0.26±0.00 ^b	0.032±0.001 ^b
1.0	0.11±0.01 ^a	0.026±0.001 ^a	0.22±0.01 ^a	0.022±0.001 ^a
1.3	0.21±0.00 ^b	0.035±0.002 ^b	0.30±0.00 ^c	0.033±0.000 ^b
1.8	0.25±0.00 ^c	0.049±0.004 ^c	0.31±0.00 ^d	0.051±0.002 ^c

*Values are means±STD (n=3) for each treatment.

Means±STD within the same column having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on LSD.

다. 수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 질산화 효율

3.2.1에 나타난 결과를 토대로, 수리학적 상승속도를 최적 질산화 효율을 보인 1.0 cm/sec에 고정하고, 수온과 일간 TAN 부하량을 변화시키면서 모래 유동층 여과조의 여과조 배출수 및 사육조 내 TAN 농도와 모래 용적당 TAN 제거량의 변화를 조사하였다.

수온 실험구의 경우, 수온 12, 16, 20℃에서 사육조 내 TAN 농도는 각각 3.85±4.41, 2.29±2.67, 1.18±1.27 mg/L(표 24, 그림 36)로 수온이 상승하면서 감소하였다(P<0.05). 여과조 배출수의 농도도 각 수온에서 3.64±4.30, 2.05±2.54, 0.92±1.12 mg/L로 사육조 내 TAN 농도 변화와 동일하게, 수온이 올라가면서 낮아졌다(P<0.05). 일간 모래 용적당 TAN 제거량은 수온 12, 16, 20℃에서 각각 484.5±261.3, 519.3±283.2, 558.5±324.1로, 수온이 상승하면서 많아졌으며, 평균 간에 모두 차이가 있었다(P<0.05, 그림 37).

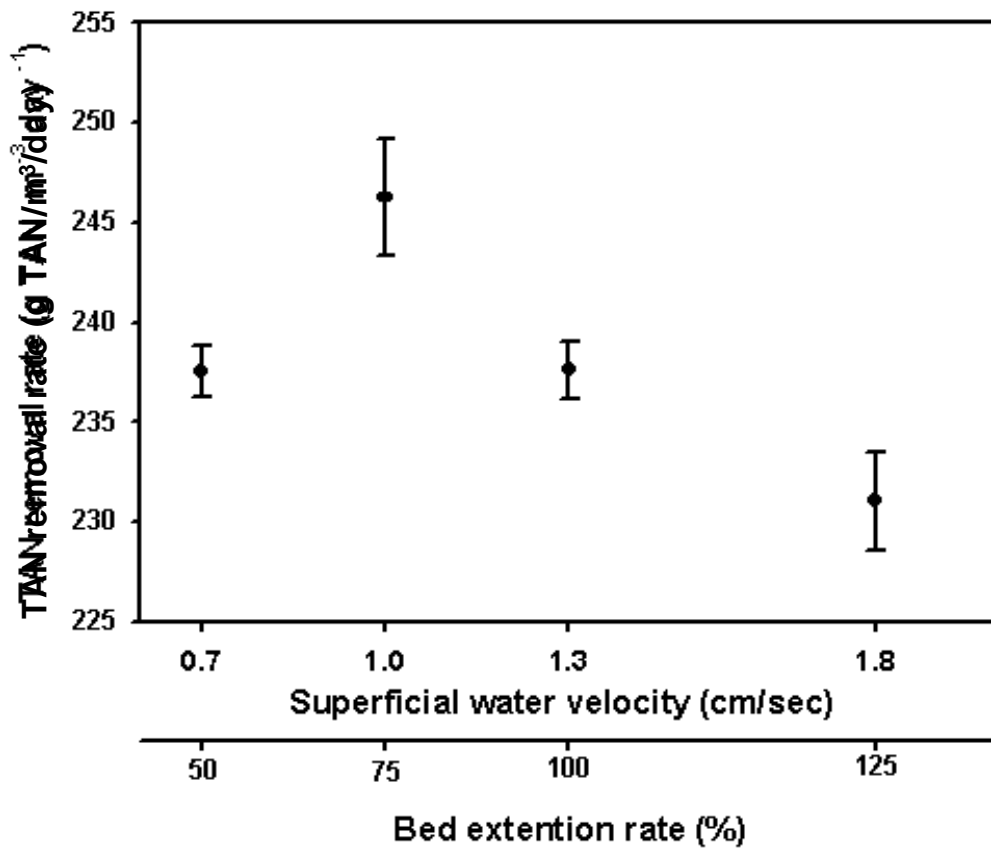


그림 34. 수리학적 상승속도에 따른 모래 유동층 여과조의 모래 용적당 TAN 제거량.

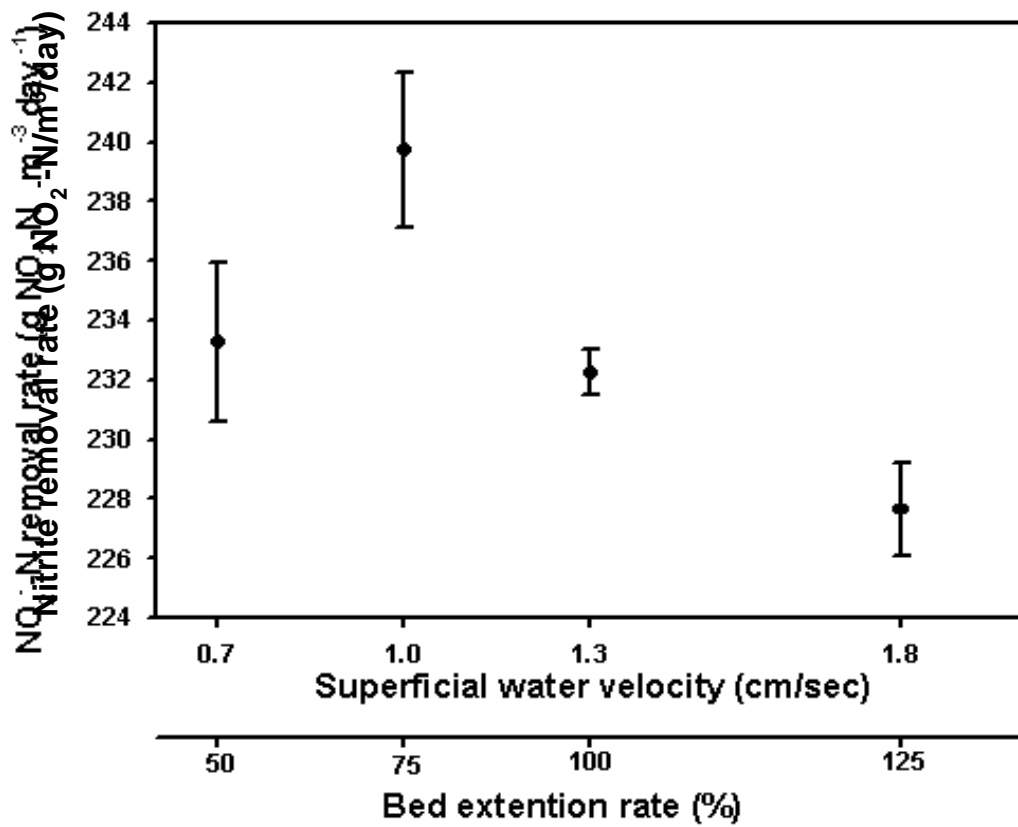


그림 35. 수리학적 상승속도에 따른 모래 유동층 여과조의 모래 용적당 아질산성 질소 제거량.

표 24. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출수 내 TAN 농도 및 모래 용적당 TAN 제거량

Temp. (°C)	TLR (g TAN/ m ³ day)	TAN con. in culture tank (mg/L)	TAN con. from biofilter (mg/L)	VTR (g TAN/ m ³ day)
12	250	0.57±0.03*	0.48±0.03	186.8±7.8
	500	1.26±0.12	1.07±0.12	423.7±17.0
	1,000	9.72±0.17	9.36±0.16	783.2±46.8
	Pooled mean	3.85±4.41^{c**}	3.64±4.30^c	484.5±261.3^a
16	250	0.27±0.04	0.16±0.04	232.5±12.4
	500	0.76±0.09	0.56±0.09	451.9±13.5
	1,000	5.84±0.23	5.43±0.25	873.6±44.5
	Pooled mean	2.29±2.67^b	2.05±2.54^b	519.3±283.2^b
20	250	0.22±0.01	0.11±0.01	246.3±5.1
	500	0.45±0.12	0.24±0.11	456.1±9.7
	1,000	2.87±0.15	2.41±0.15	973.3±12.1
	Pooled mean	1.18±1.27^a	0.92±1.12^a	558.5±324.1^c
Total	250	0.36±0.16^{x**}	0.25±0.18^x	221.8±28.1^x
	500	0.83±0.37^y	0.62±0.37^y	443.9±19.3^y
	1,000	6.14±2.98^z	5.73±3.02^z	876.6±88.7^z
	Pooled mean	2.44±3.15	2.20±3.06	514.1±282.1
Analysis of variance (<i>F</i> value)				
	Overall	1,896.25 [#]	2,026.19 [#]	452.40 [#]
	T	1,046.01 [#]	1,018.03 [#]	35.28 [#]
	TLR	5,271.32 [#]	5,840.53 [#]	1,755.16 [#]
	T×TLR	633.80 [#]	623.08 [#]	9.59 [#]

*Values are means±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD are compared temperatures and TAN loading rates respectively, so that pooled means within the same column having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

[#]P<0.001.

일간 TAN 부하량 실험구에서 모래 유동층 여과조의 사육조 내 TAN 농도는 일간 TAN 부하량이 증가하면서 높아졌다. 250, 500, 1,000 mg TAN/ m³ day의 일간 TAN 부하량에서 사육조 내 TAN 농도는 각각 0.36±0.16, 0.83±0.37, 6.14±2.98 mg/L로 나타나, 평균 간에 차이가 있었으며(P<0.05), 특히 1,000 mg TAN/ m³ day의 부하량에서 급격히 농도가 상승하였다. 여과조 배출수의 농도도 사육조 내 농도와 동일하게 각 일간 TAN 부하량에서 0.25±0.18, 0.62±0.37, 5.73±3.02 mg/L로 나타나 수온 상승과 함께 높아졌다(P<0.05).

각 수온에서 여과조 유입수 내 TAN 농도에 따른 일간 TAN 제거량의 상관관계를 구명하였다. 수온과 여과조 유입수 내 TAN 농도에 대한 일간 TAN 제거량을 최적 3차원 회귀식 도출 프로그램을 이용하여 육안적으로 변화의 경향을 가장 잘 나타낼 수 있으면서, 수리적으로 적합한 다중회귀 모델식을 구하였다. 일간 TAN 제거량은 여과조 유입수 내 TAN 농도 변화에 대해 비직선형적인 상관관계를 가졌다(그림 38). 즉 여과조 유입수 내 TAN 농도가 증가하면서 일간 TAN 제거량의 증가폭이 감소하는 지수적인 증가를 보였다. 특히, 12℃의 경우 그러한 경향이 명확히 나타났으며 수온이 상승할수록 감소하였다. Fig 14에 나타난 바와 같이, 수온(T, ℃)과 여과조 유입수 내 TAN 농도(C, mg/L)에 대한 모래 유동층 여과조의 일간 TAN 제거량(g TAN/ m³ day) 다중회귀모델식은 (식 24)와 같았다.

$$f(z) = -1,311.295 + 655.714\text{Ln}T + 225.775\text{Ln}C \quad (\text{식 } 24)$$

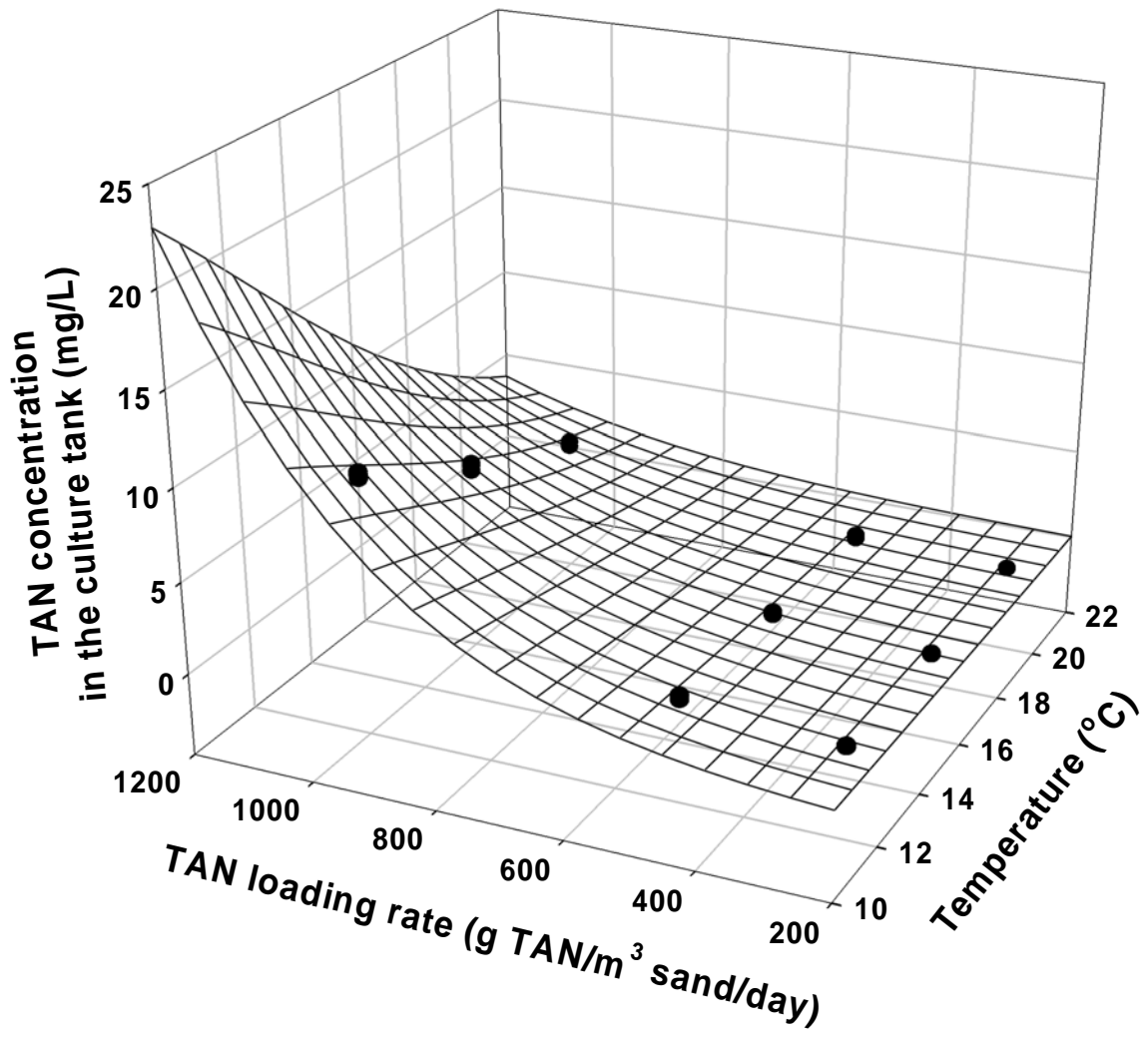


그림 36. 수온과 TAN 부하량에 따른 사육수조 내 TAN 농도 변화.

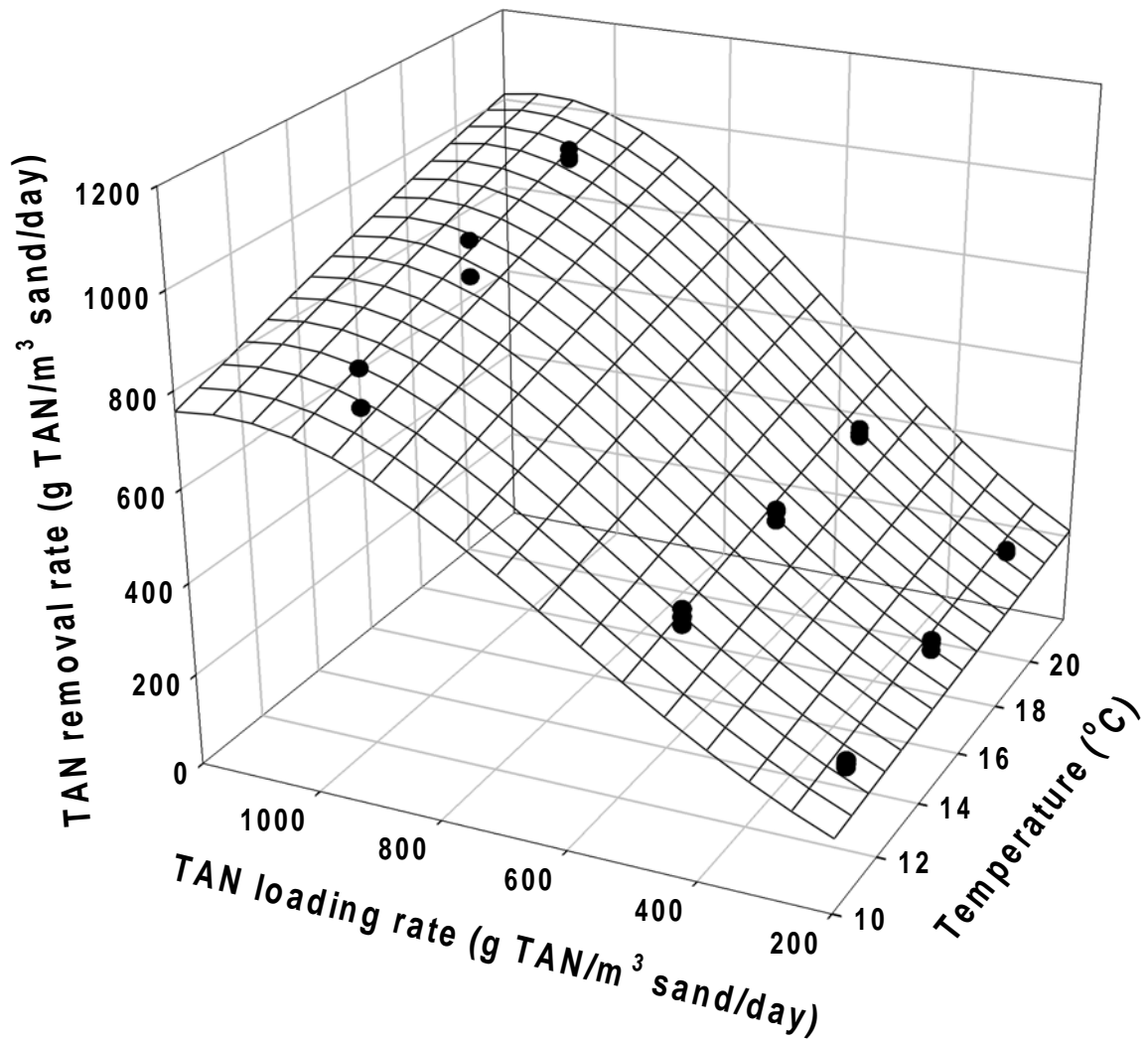


그림 37. 수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 TAN 제거량.

$$Z = -1311.3 + 655.7\ln T + 225.8\ln C$$

$$(r^2 = 0.962)$$

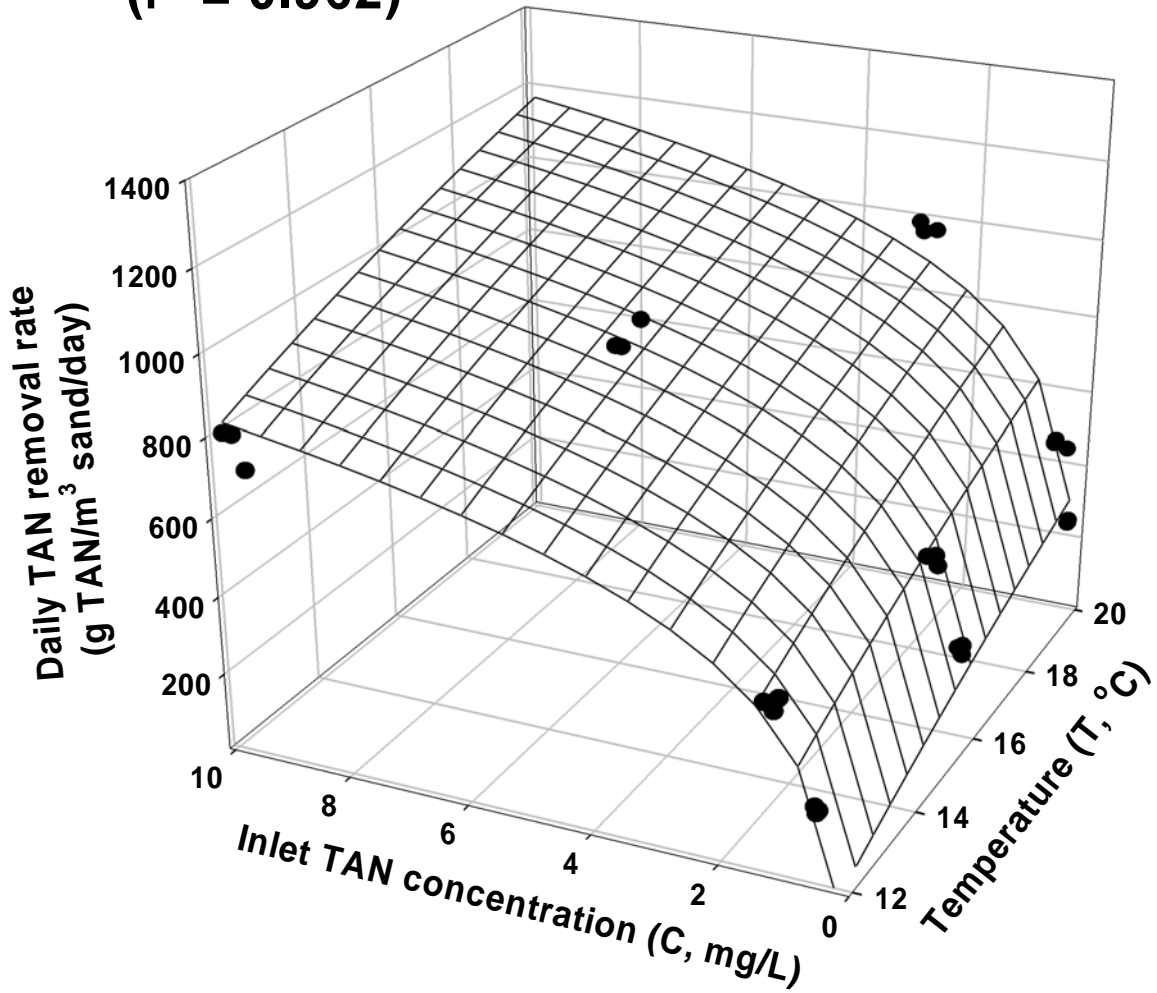


그림 38. 유입 TAN 농도와 수온에 따른 모래 유동층 여과조의 일간 모래 용적당 TAN 제거량.

라. 모래 유동층 여과조의 수온과 TAN 부하량에 따른 NO_2^- -N 농도 변화 및 용적당 NO_2^- -N 제거량

수온 실험구의 경우, 수온 12, 16, 20°C에서 사육조와 여과조 배출수 내 아질산 질소 농도는 각각 0.60 ± 0.42 , 0.61 ± 0.79 , 0.25 ± 0.24 mg/L와 0.65 ± 0.44 , 0.58 ± 0.74 , 0.20 ± 0.17 mg/L로 나타나 (표 25), 수온이 상승하면서 낮아졌다. 사육조 내 아질산 질소 농도는 12와 16°C에서 차이가 없었고($P > 0.05$), 20°C에서 가장 낮았다($P < 0.05$). 여과조 배출수 내 농도는 수온 증가에 따른 경향이 더욱 명확히 나타났으며, 20°C에서 역시 가장 낮았다($P < 0.05$). 각 수온 조건에서 일간 아질산 질소 제거량은 각각 386.7 ± 234.7 , 567.5 ± 379.8 , 611.7 ± 408.0 g NO_2^- -N m^3 day로 평균 간에 모두 차이가 있었으며, 수온 20°C에서 일간 제거량이 가장 많았다($P < 0.05$).

250, 500, 1,000 g TAN/ m^3 day의 일간 TAN 부하량에서 사육조와 여과조 배출수 내 아질산 질소 농도는 각각 0.07 ± 0.05 , 0.28 ± 0.22 , 1.10 ± 0.48 mg/L와 0.08 ± 0.05 , 0.31 ± 0.26 , 1.05 ± 0.51 mg/L로 일간 TAN 부하량이 증가하면서 높아졌다. 그러나 1,000g TAN/ m^3 day의 경우, 수온이 12°C에서 16°C로 상승하면서 아질산 질소 농도가 1.10 ± 0.01 mg/L에서 1.65 ± 0.08 mg/L으로 오히려 증가하였다가 수온 20°C가 되면서 0.56 ± 0.03 mg/L로 다시 감소하였다(그림 39). 일간 아질산 질소 제거량은 250, 500, 1,000 g TAN/ m^3 day의 TAN 부하량에서 각각 206.7 ± 32.9 , 383.9 ± 91.9 , 957.4 ± 218.0 g NO_2^- -N m^3 day로 나타나 일간 TAN 부하량이 증가하면서 많아졌다($P < 0.05$, 그림 40).

표 25. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출수 내 아질산성 질소 농도 및 모래 용적당 아질산성 질소 제거량

Temp. (°C)	TLR (g TAN/ m ³ day)	NO ₂ ⁻ -N con. in culture tank (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N con. from biofilter (mg/L)	VNR (g TAN/ m ³ day)
12	250	0.14±0.01	0.15±0.00	166.5±12.0
	500	0.54±0.05	0.65±0.05	263.35±16.2
	1,000	1.10±0.01	1.15±0.01	676.2±5.26
	Pooled mean	0.60±0.42^b	0.65±0.44^c	368.7±234.7^a
16	250	0.06±0.01	0.07±0.01	213.8±2.6
	500	0.11±0.01	0.12±0.01	432.3±17.6
	1,000	1.65±0.08	1.57±0.08	1,056.3±57.1
	Pooled mean	0.61±0.79^b	0.58±0.74^b	567.5±379.8^b
20	250	0.02±0.00	0.03±0.00	239.7±4.5
	500	0.16±0.01	0.16±0.012	455.9±10.5
	1,000	0.56±0.03	0.42±0.02	1,139.6±60.7
	Pooled mean	0.25±0.24^a	0.20±0.17^a	611.7±408.0^c
Total	250	0.07±0.05^x	0.08±0.05^x	206.7±32.9^x
	500	0.28±0.22^y	0.31±0.26^y	383.9±91.9^y
	1,000	1.10±0.48^z	1.05±0.51^z	957.4±218.0^z
	Pooled mean	0.49±0.54	0.48±0.53	516.0±352.4
Analysis of variance (<i>F</i> value)				
	Overall	806.13 [#]	776.57 [#]	460.63 [#]
	T	329.09 [#]	456.46 [#]	173.01 [#]
	TLR	2279.45 [#]	1986.59 [#]	1589.82 [#]
	T×TLR	307.99 [#]	331.61 [#]	39.85 [#]

*Values are means±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD are compared temperatures and TAN loading rates respectively, so that pooled means within the same column having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

[#]P<0.001.

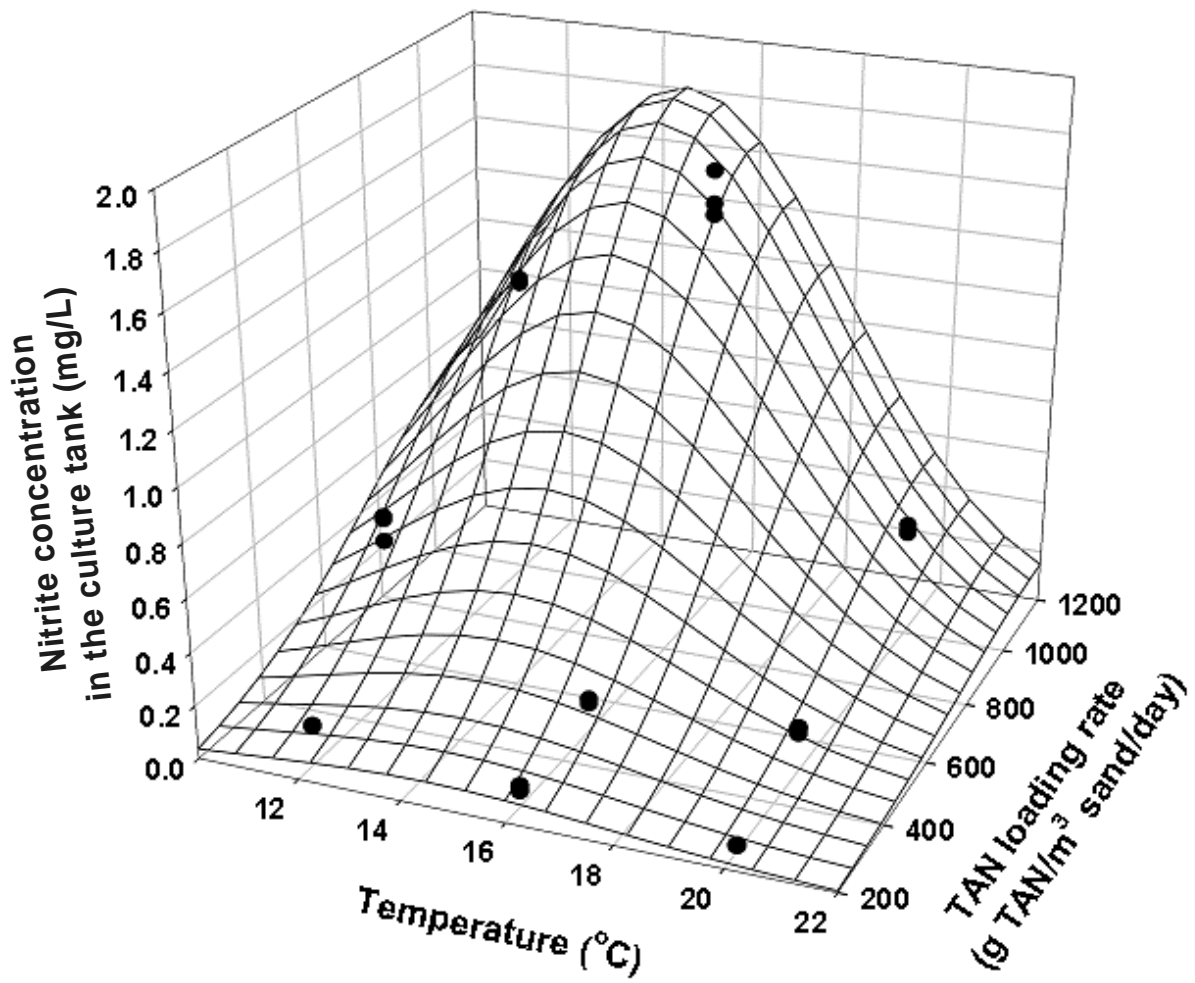


그림 39. 수온과 TAN 부하량에 따른 사육수조 내 아질산성 질소 농도 변화.

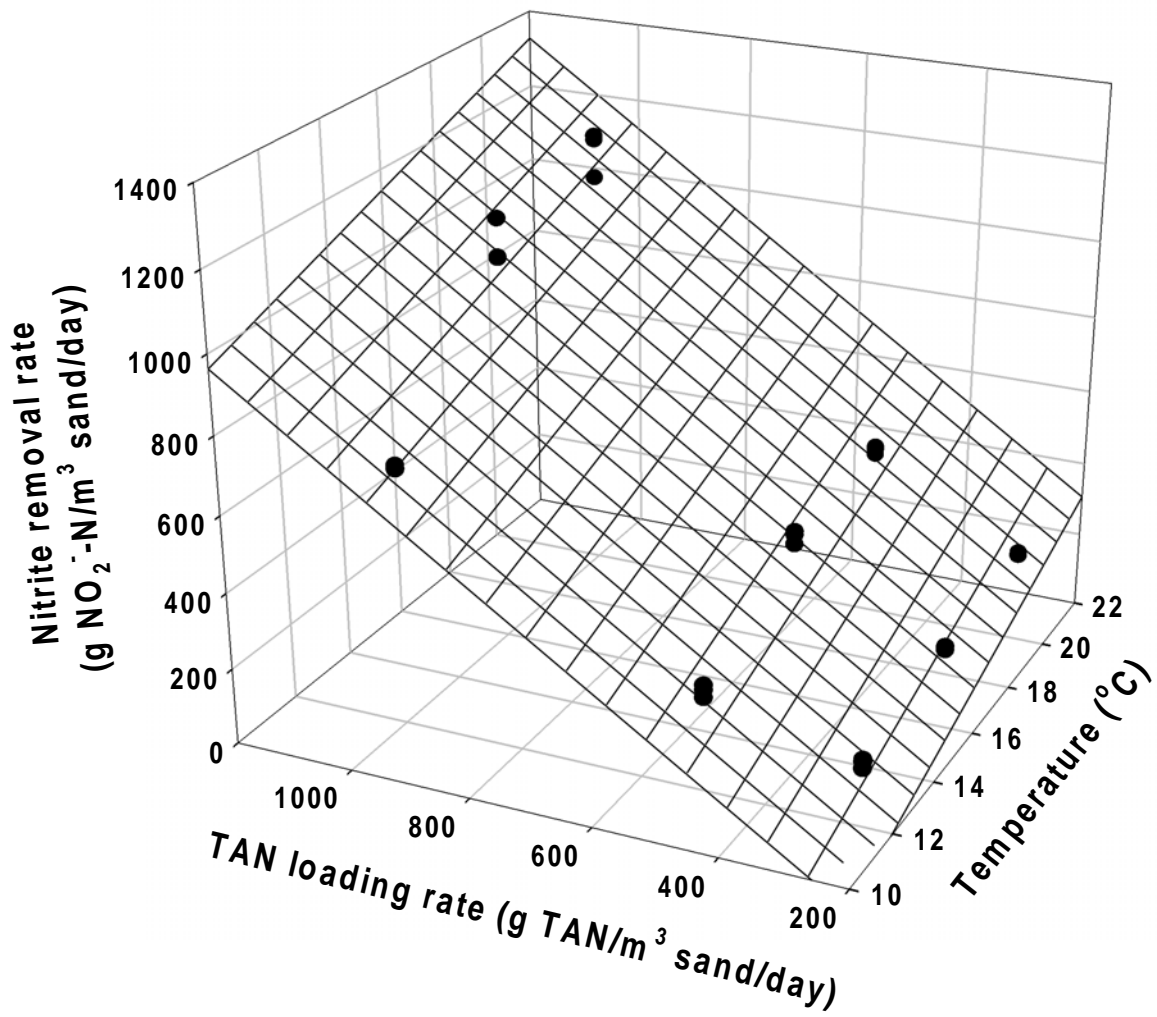


그림 40. 수온과 TAN 부하량에 따른 모래 유동층 여과조의 아질산성 질소 제거량.

마. 모래 유동층 여과조의 수온과 TAN 부하량에 따른 용존산소 농도 변화 및 용적당 산소 소모량

수온에 따른 용존산소의 변화를 살펴보면, 수온 12, 16, 20℃에서 사육조와 여과조 배출수 내 용존산소는 각각 8.23 ± 0.25 , 7.10 ± 0.64 , 6.63 ± 0.73 mg/L와 7.42 ± 0.68 , 6.19 ± 1.14 , 5.65 ± 1.26 mg/L 이었다(표 26). 사육조 내 용존산소의 경우, 수온 실험구 간에 수온이 증가하면서 용존산소의 농도가 감소하였으며, 수온 20℃에서 가장 낮았다($P > 0.05$). 여과조 배출수 내 용존산소 농도도 사육조에서와 동일하게, 각 수온에서 7.42 ± 0.68 , 6.19 ± 1.14 , 5.65 ± 1.26 mg/L로 수온 상승과 함께 감소하여, 수온 20℃에서 가장 낮았다($P < 0.05$). 모래 용적 당 산소소모량(OCR)은 수온 12, 16, 20℃에서 각각 $1,732.2 \pm 964.0$, $1,940.4 \pm 1,075.4$, $2,116.5 \pm 1,237.4$ g DO m³ day로 나타나 수온이 상승하면서 일간 산소소모량은 증가하였고, 수온 20℃에서 가장 산소를 많이 소모하였다.

일간 TAN 부하량 실험구의 경우, 250, 500, 1,000g TAN/ m³ day에서 사육조와 여과조 배출수 내 용존산소 농도는 각각 7.93 ± 0.42 , 7.29 ± 0.82 , 6.74 ± 0.93 mg/L와 7.54 ± 0.47 , 6.51 ± 0.85 , 5.20 ± 1.08 mg/L 이었다. 사육조와 배출수 내 용존산소 농도는 일간 TAN 부하량이 상승하면서 낮아졌고, 1,000 g TAN/ m³ day에서 용존산소의 농도가 가장 낮았다($P < 0.05$). OCR은 각 일간 TAN 부하량 조건에서 828.5 ± 105.0 , $1,668.9 \pm 76.8$, $3,292.6 \pm 390.1$ g DO m³ day로 일간 TAN 부하량 상승에 따라 일간 산소소모량이 증가하였다($P < 0.05$).

TAN 1g을 산화시키는데 소비되는 산소의 양(OCR/VTR)은 수온과 일간 TAN 부하량의 변화에 따라 큰 영향을 받지 않아, 수온 12, 16, 20℃에서 OCR/VTR은 각각 3.74 ± 0.07 , 3.72 ± 0.09 , 3.78 ± 0.08 g으로 평균 간에 차이가 없었다($P > 0.05$). 또한 일간 TAN 부하량의 경우도 각 일간 TAN 부하량에서 3.74 ± 0.08 , 3.76 ± 0.08 , 3.75 ± 0.09 g으로 나타나 차이가 없어, 수온과 일간 TAN 부하량에 관계없이 TAN 1 g을 산화시키기 위해서 평균 3.75 ± 0.08 g의 일정한 양의 산소를 소비하였다.

바. 모래 유동층 여과조의 수온과 TAN 부하량에 따른 총알칼리도 농도 변화 및 용적당 총알칼리도 소모량

수온 실험구의 경우, 수온 12, 16, 20℃에서 사육조와 여과조 배출수 내 총알칼리도는 각각 113.8 ± 11.5 , 102.7 ± 6.2 , 92.3 ± 12.5 mg/L와 112.0 ± 12.5 , 100.7 ± 7.2 , 90.4 ± 13.6 mg/L 이었다(표 27). 사육조 내 총알칼리도의 경우, 수온 실험구 간에 수온이 증가하면서 총알칼리도 농도가 감소하였으며, 수온 20℃에서 가장 낮았다($P < 0.05$). 여과조 배출수 내 총알칼리도 농도도 사육조에서와 동일하게 수온 상승과 함께 감소하여, 수온 20℃에서 가장 낮았다($P < 0.05$). 일간 모래 용적당 총알칼리도 소모량(VTAR)은 수온 12, 16, 20℃에서 각각 $3,709.7 \pm 2,106.4$, $4,225.5 \pm 2,260.1$, $4,471.4 \pm 2,560.2$ g TA m³ day로 나타나, 수온이 상승하면서 일간 총알칼리도 소모량은 증가하였고, 수온 20℃에서 가장 많은 총알칼리도를 소모하였다($P < 0.05$).

표 26. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출수 내 용존산소 농도 및 모래 용적당 용존산소 소모량

Temp. (°C)	TLR (g TAN/ m ³ day)	DO con. in culture tank (mg/L)	DO con. from biofilter (mg/L)	OCR _R (g DO m ³ day)	OCR/VTR
12	250	8.48±0.06	8.16±0.06	700.0±24.7	3.75±0.08
	500	8.24±0.18	7.49±0.17	1,600.0±101.3	3.77±0.10
	1,000	7.96±0.25	6.60±0.11	2,900.0±192.1	3.70±0.03
	Pooled mean	8.23±0.25^c	7.42±0.68^c	1,733.2±964.0^a	3.74±0.07^a
16	250	7.73±0.03	7.33±0.04	857.1±42.9	3.69±0.04
	500	7.28±0.07	6.49±0.06	1,685.6±24.7	3.73±0.09
	1,000	6.29±0.10	4.76±0.22	3,278.4±283.5	3.75±0.14
	Pooled mean	7.10±0.64^b	6.19±1.14^b	1,940.4±1,075.4^b	3.72±0.09^a
20	250	7.57±0.03	7.14±0.03	928.5±24.7	3.77±0.11
	500	6.36±0.13	5.55±0.12	1,721.3±32.7	3.78±0.09
	1,000	5.97±0.08	4.25±0.12	3,699.8±105.7	3.80±0.09
	Pooled mean	6.63±0.73^a	5.65±1.26^a	2,116.5±1,237.4^c	3.78±0.08^a
Total	250	7.93±0.42^z	7.54±0.47^z	828.5±105.0^x	3.74±0.08^x
	500	7.29±0.82^y	6.51±0.85^y	1,668.9±76.8^y	3.76±0.08^x
	1,000	6.74±0.93^x	5.20±1.08^x	3,292.6±390.1^z	3.75±0.09^x
	Pooled mean	7.32±0.88	6.42±1.27	1,930.0±1,066.9	3.75±0.08

Analysis of variance (*F* value)

Overall	299.65 [#]	353.85 [#]	229.94 [#]	0.52 ^{###}
T	727.07 [#]	507.60 [#]	20.79 [#]	1.07 ^{###}
TLR	382.40 [#]	845.90 [#]	886.31 [#]	0.18 ^{###}
T×TLR	44.57 [#]	30.94 [#]	6.33 ^{###}	0.41 ^{###}

*Values are means±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD are compared temperatures and TAN loading rates respectively, so that pooled means within the same column having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

[#]significantly at P<0.001, ^{##}significantly at P<0.05, ^{###} not significantly at P<0.05

표 27. 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 수온과 TAN 부하량에 따른 사육조와 여과조 배출 수 내 알칼리도 농도 및 모래 용적당 알칼리도 소모량

Temp. (°C)	TLR (g TAN/ m ³ day)	TA con. in culture tank (mg/L)	TA con. from biofilter (mg/L)	VTAR (g TA m ³ day ⁻¹)	VTAR/ VTR
12	250	126.6±4.8	125.9±4.8	1,487.8±103.1	7.96±0.31
	500	114.1±0.6	112.5±0.5	3,392.3±309.2	8.00±0.47
	1,000	100.6±1.7	97.7±1.8	6,248.9±643.7	7.96±0.39
	Pooled mean	113.8±11.5^c	112.0±12.5^c	3,709.7±2106.4^a	7.97±0.34^a
16	250	108.5±2.2	107.6±2.3	1,904.4±103.1	8.19±0.14
	500	104.5±0.6	102.8±0.5	3,749.3±309.2	8.29±0.45
	1,000	95.0±1.5	91.7±1.5	7,022.6±412.3	8.04±0.06
	Pooled mean	102.7±6.2^b	100.7±7.2^b	4,225.5±2,260.1^b	8.17±0.26^a
20	250	102.6±0.1	101.6±0.1	1,987.7±41.2	8.07±0.31
	500	98.3±2.2	96.6±2.3	3,689.8±103.1	8.09±0.13
	1,000	76.1±3.5	72.5±3.5	7,736.7±206.2	7.95±0.31
	Pooled mean	92.3±12.5^a	90.4±13.6^a	4,471.4±2,560.2^b	8.04±0.24^a
Total	250	112.6±11.2^z	111.7±11.3^z	1,793.3±244.0^x	8.08±0.25^x
	500	105.6±7.0^y	104.0±7.0^y	3,610.5±279.1^y	8.13±0.36^x
	1,000	90.6±11.3^x	87.3±11.6^x	7,002.7±756.3^z	7.98±0.25^x
	Pooled mean	102.9±13.4	101.0±14.3	4,135.5±2,249.1	8.06±0.29
Analysis of variance (<i>F</i> value)					
Overall		101.87 [#]	112.78 [#]	171.45 [#]	0.40 ^{###}
T		184.20 [#]	186.24 [#]	14.37 [#]	0.91 ^{###}
TLR		201.94 [#]	243.31 [#]	664.86 [#]	0.47 ^{###}
T×TLR		10.66 [#]	10.78 [#]	3.31 ^{##}	0.98 ^{###}

*Values are means±STD of triplicate groups.

**Pooled means±STD are compared temperatures and TAN loading rates respectively, so that pooled means within the same column having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

[#]significantly at P<0.001, ^{##}significantly at P<0.05, ^{###} not significantly at P<0.05

일간 TAN 부하량 집단군의 경우, 250, 500, 1,000 g TAN/ m³ day에서 사육조와 여과조 배출 수 내 알칼리도 농도는 각각 112.6±11.2, 105.6±7.0, 90.6±11.3 mg/L와 111.7±11.3, 104.0±7.0, 87.3±11.6 mg/L 이었다. 사육조와 배출수 내 총알칼리도 농도는 일간 TAN 부하량이 상승하면서 낮아졌고, 1,000 g TAN/ m³ day에서 총알칼리도 농도가 가장 낮았다(P<0.05).

VTAR은 250, 500, 1,000 g TAN/ m³ day의 일간 부하량에서 각각 3,709.7±2,160.4, 4,225.5±2,260.1, 4,471.4±2,560.2 g TA m³ day로 일간 TAN 부하량이 상승하면서 증가하여, 1,000 g TAN/ m³ day의 일간 TAN 부하량에서 가장 많은 총알칼리도를 소모하였다.

TAN 1 g을 산화시키는데 소비되는 총알칼리도의 양(VTAR/VTR)은 수온 12, 16, 20℃에서 각각 7.97±0.34, 8.17±0.26, 8.04±0.24 g으로 평균 간의 차이가 없었다(P>0.05). 또한 일간 TAN 부하량의 경우도 각 일간 TAN 부하량에서 VTAR/VTR은 각각 8.08±0.25, 8.13±0.36, 7.98±0.25 g으로 차이가 없어, 수온과 일간 TAN 부하량에 관계없이 TAN 1 g을 산화시키기 위해서 평균 8.06±0.29 g의 일정한 양의 총알칼리도를 소비하였다.

4. 고찰

자체 고안한 모래 유동층 여과조를 이용하여 모래 유동층 여과조의 운전조건을 정하기 위해 모의 사육 환경에서 성능 평가 실험을 실시하였다. 생물학적 여과조 내 질산화 세균은 TAN 및 아질산 질소에 대해 농도 의존적이며 최초 정상 상태에 도달하여 최대효율을 나타내는 시기까지 시간 의존적인 숙성과정을 거쳐야 한다. 여과 매질의 종류나 매질의 물리적 특성과 운전 환경에 따라 이러한 숙성기간이 차이가 발생하며, 이 숙성 여부에 따라 매질의 이용 가능성을 가늠할 수 있다. 전복 순환여과 사육 시스템 및 해수 조건에 적용을 목적으로, 수온 20℃에서 250 g TAN/ m³ day의 부하량으로 모래 유동층 여과조에 합성 영양염을 공급하면서, 모의 사육조 내 TAN 및 아질산 질소 농도 변화와 숙성 패턴을 관찰하였다. 여과층의 팽창률은 정채된 모래 높이에 대해 75% 팽창하도록 운전하였으며, 이 때 사육수가 모래층을 통과하는 유속은 약 1.0 cm/sec 이었다. 최초 모의 사육조 내 TAN 농도는 급격히 증가하였으며, 최고 16.2 mg/L 농도까지 도달하였다. 이후 TAN 농도가 증감을 지속하다가 서서히 진폭이 줄어들면서 낮고 안정된 농도를 유지하였다. 아질산 질소는 TAN 농도의 변화 경향과 거의 유사한 패턴으로 농도가 증감을 지속하였으며, 약 22~23주부터 안정된 농도를 유지하였다. 아질산 질소의 경우, 시간 경과에 따라 농도가 증감을 계속하였으나, 최대 0.8 mg/L이상을 넘지 않았으며, 지속적으로 낮은 농도를 유지하여 빠르게 질산염으로 산화되었다. 숙성 실험 시작 후, TAN 농도와 아질산 농도도 22~23주부터 낮고 안정적인 농도를 유지하였다. 따라서 TAN 공급에 의한 모의 사육 환경에서 모래 유동층 여과조가 안정 상태에 도달하는데 소요되는 시간은 약 22주 정도가 소요되었다. 일반적으로 담수 조건에서 생물학적 여과조의 숙성 기간은 2주에서 12주 정도 소요된다고 하여(Kawai et al., 1965; Huguenin and Colt, 1989). 본 실험에서 모래 유동층 여과조가 완전히 숙성되는데 소요되는 시간이 다소 길었다. 소규모 반응조에서 염분 변화에 따른 담수 질산화 세균의 숙성 시간의 차이를 조사한 Nijhof and Bovendeur (1990)는 질산화 세균이 염분도가 증가하면서 숙성기간이 길어진다고 하였으며, Richardson (1985)은 이러한 원인을 10ppt이상 염분도에서 질산화 세균이 염소에 의해 저해되기 때문이라고 하였다.

약 54주간 충분히 숙성시켜 정상상태에 도달한 모래 유동층 여과조를 이용하여, 최대 질산화 효율을 나타내는 수리학적 상승속도를 산정하기 위하여, 여과조를 숙성시키기 위해 제공하였던 실험 조건에서 먼저, 수리학적 상승속도에 따른 여과조의 질산화 효율을 평가하였다. 실험 수리학적 상승속도는 모래 여과층을 50, 75, 100, 125%의 팽창률을 기준으로 정하였는데, 이 때 목적으로 하는 팽창률을 조정하기 위한 사육수의 수리학적 상승속도는 각각 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec 이었다. 그러나 수온이 하강하면서, 기준 수리학적 상승속도에 대해 모래 여과층의 팽창률은 증가하였으며, 수리학적 상승속도가 증가할수록 팽창률의 증가폭은 커졌다. 수온 16℃ 경우 0.7, 1.0, 1.3, 1.8 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 팽창률은 각각 약 56, 84, 114, 143%이었으며, 12℃에서는 62, 94, 129, 161% 로 크게 증가하였다. 이것은 수온이 내려가면서 사육수의 비중과 밀도가 높아지면서, 상대적으로 수중에서 부유하는 모래의 무게가 가벼워지는 효과에서 기인하는 것으로 생각된다.

수온 20℃에서 팽창률 75%를 나타내는 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서, 모래 용적당 일간 TAN 제거량(VTR)이 246.3 g TAN/ m³ day로 가장 높았으며, 모의 사육조 내 TAN 농도도 가장 낮게 유지하여 효율이 가장 좋았으며, 아질산 질소의 제거량 역시 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 가장 높았다. 따라서 1.0 cm/sec의 수리학적 상승속도에서 모래 유동층 여과조는 TAN과 아질산 질소의 최대 제거량을 나타내면서, 사육조 내 농도도 각각 0.22와 0.022 mg/L의 매우 낮은 농도를 유지하여 최적의 성능을 보였다. 일반적으로 모래 유동층 여과조는 25~100%의 팽창률에서 운전되는데, 팽창률이 높아질수록 더 많은 수리학적 부하량이 필요하다(Lawson, 1995). 결과적으로 팽창률이 증가하면서 모래 표면에서 성장하고 있는 질산화 세균에 가해지는 전단력과 모래 입자들 간의 마찰력이 증가하게 되어, 모래 표면에 질산화 세균의 과도한 증식을 방지할 수 있어 건강한 질산화 세균 상을 유지할 수 있다(Fan et al., 1987; Jeris et al., 1974). 그러나 본 실험의 경우, 팽창률이 75%를 초과하면서 TAN 및 아질산 질소의 제거량이 다소 감소하였다. 0.5, 1, 2시간의 수리학적 체류시간에서 1, 2, 3, 4, 5 rpm의 회전속도에 따른 RBC의 여과 효율을 조사한 오(2001)의 실험에 의하면, 모든 수리학적 체류시간에서 가장 빠른 5 rpm으로 운전한 RBC의 질산화 효율이 4 rpm으로 운전한 RBC의 질산화 효율과 비교하여 오히려 감소하였고 2와 3 rpm으로 운전한 경우와 유사하였다. 이것은 빠른 회전속도에서 질산화 세균의 탈리속도가 부착속도보다 커서 원판에 부착되어 있는 여과 세균이 탈리되어 2~3 rpm일 때의 여과 세균 수와 거의 같아지기 때문이라고 고찰한 바 있으며, 김 등(1998)과 Hochheiner and Wheaton(1998)도 이와 유사한 결과를 보고하였다. 모래 유동층 여과조의 경우도, RBC와 유사하게, 팽창률이 75%를 초과하면서 모래 위에 성장하고 있는 질산화 세균에 전해지는 전단력과 모래 간의 마찰력이 과도하게 증가하면서 질산화 세균의 탈리속도가 부착속도보다 더 커짐에 따라 질산화 효율이 감소한 것으로 생각된다. 특히 모래 유동층 여과조는 모래의 유동을 위해 매우 높은 수리학적 부하량 조건에서 운전되므로(Wimberly, 1990), 이러한 현상이 더욱 민감하게 발생할 수 있을 것으로 생각된다.

최적 수리학적 상승속도인 1.0 cm/sec에 수리학적 상승속도를 고정하고, 수온과 TAN 부하량에 변화를 주면서 모래 유동층 여과조의 질산화 효율을 평가한 결과, 일간 TAN 제거량은 수온이 상승하고 일간 TAN 부하량이 증가하면서 증가하였다. Srna and Baggaley (1990)은 해수에서 질산화 효율을 조사한 결과, 수온이 약 4℃ 상승하면 TAN 및 아질산 질소 산화 세균의 질산화 효율이 각각 약 50과 12%까지 상승하고, 1~1.5℃ 하강하면 각각 30과 8% 질산화 효율이 감소한다고 하여, 수온에 따른 효율 감소 경향이 본 실험과 유사하였다. 또한 Zhu and Chen (2002) 역시 수온 20℃에서 수온이 1℃ 상승하면서 질산화 효율이 약 1.1~4.3% 증가한다고 하였으며, Wortman and Wheaton (1991)도 이와 동일한 경향을 보고하여, 본 실험과 일치하였다. 사육조 내 TAN 농도는 양식 생물의 대사와 생육에 직접적인 관계를 가지고 있으며, 만성적인 노출로 인해 결국 폐사를 초래할 수 있으므로(Colt and Armstong, 1981; Russo, 1985; Jeney et al., 1992), 생물학적 여과조의 성능을 평가하기 위해서는 일간 질산화 효율과 더불어, 사육조 내 적정 TAN 농도 유지 여부를 같이 평가하여야 한다. 250과

500 g TAN/ m³ day 부하량의 경우, 모의 사육 수조 내 TAN의 농도는 수온 12°C에서 가장 높아, 각각 0.57과 1.26 mg TAN/ L 농도를 나타내었다. Colt and Armstrong (1981)은 대부분의 양식 생물들이 약 2.5~9.5 mg TAN/ L에서 심각하게 성장이 저해된다고 보고하였으며, Harris et al. (1998)은 *H. laevis*가 2.7~6.2 mg TAN/ L에서 만성적으로 노출될 때 각장과 무게 성장이 느려진다고 하였다. 또한 여러 연구자들이 어류의 치어, 육성어, 갑각류, 패류 등이 대체적으로 비이온화된 암모니아 질소 기준으로 0.04~0.96 mg FAN L의 농도에서 만성적인 성장의 저해를 받는다고 보고한 바 있다(Epifanio and Srna, 1975; Allan et al., 1990; Russo and Thurston, 1991). 이것은 pH가 8일 경우, 약 2.7 mg TAN/ L 이상의 농도 해당하는 것으로, 양식 생물 사육을 위해서는 TAN 농도가 2.7 mg TAN/ L 미만으로 유지하는 것이 바람직 할 것으로 생각된다. 본 실험에서 수온 12~20°C 범위에서, 모의 사육조 내 TAN 농도로 보아, 모래 유동층 여과조가 일간 모래 1m³ 당 500 g의 TAN을 효과적으로 처리하였고 해수조건에서 양식 생물을 사육하기에 적절한 TAN 농도를 유지할 수 있는 것으로 판단된다. 그러나 1,000 g TAN/ m³ day 부하량의 경우, 수온 12, 16, 20°C에서 모의 사육조 내 TAN 농도가 각각 9.72, 5.84, 2.87 mg TAN/ L로 매우 높았다. 가장 높은 수온으로 질산화 효율이 활발하였던 수온 20°C에서도 앞서 언급한 여러 연구자들이 제시한 만성적인 성장 저해 영향을 일으킬 수 있는 농도 범위에 포함되어, 일간 제거량은 높았으나 모의 사육조 내 TAN 농도를 효과적으로 유지하지 못하였다. 담수에서 모래 유동층 여과조는 수온 25°C에서 일간 2,500 g TAN/ m³의 부하량을 처리할 수 있으며, 안전을 위해 최대 1,000 g TAN/ m³ day의 부하량을 초과하지 않는 것이 바람직하다고 한 보고(Timmons and Summerfelt, 1998)와 비교하여, 본 실험 결과에 나타난 해수조건에서 모래 유동층 여과조가 일간 처리할 수 있는 TAN의 양은 다소 적었다. 이것은 낮은 수온에서 모래 유동층 여과조를 운전하였기 때문으로 생각되나, 수온의 영향과 더불어 해수조건에서 질산화 세균의 효율이 감소(Richardson, 1985)하였기 때문으로 사료된다. 손(1998)은 모래, 자갈, 플라스틱 파판, 회전원판, 산호사, PE 망을 이용하여 해수조건에서 각각의 여과 매질의 TAN 제거량을 조사하였는데, 이 때 여과 매질들의 일간 여과 매질 용적당 TAN 제거량은 19.2~45.1 g 이었다. 또한 Nijhof and Bovendeur (1990)은 수온 24°C의 해수에서 플라스틱 매질(Filterpak CR 50) 이용한 살수식 여과조가 일간 여과 표면적 당 0.25 g의 TAN을 제거하였다고 하였으며, 이것은 용적당 55.9 g의 TAN을 제거한 것에 해당한다. 이에 비해, 담수 조건에서 침지식 여과조와 살수식 여과조의 TAN 제거량을 조사한 여러 연구자들은 이러한 여과조들이 수온과 운전 조건에 따라 달랐지만 대략적으로 용적 당 일간 20.0~164.9 g TAN/(여과 표면적 당 일간 0.14~0.75 g)의 TAN을 제거한다고 보고하여(Nijhof and Bovendeur, 1990; Remmerswaal, 1993; Lekang and Kleppe, 2000), 해수조건에서 TAN 제거 효율이 대체적으로 감소하였으며, 본 실험에서도 해수조건에서 모래 유동층 여과조의 여과 효율이 크게 감소하였다. 그러나 모래 유동층 여과조의 비표면적이 매우 넓어 기존의 침지식 여과조나 살수식 여과조보다 용적당 일간 TAN 제거량은 매우 높았다.

일간 TAN 제거량과 유사하게 수온이 내려가면서 일간 아질산 질소 제거량은 감소하였다. 사육 수조 내 아질산 질소의 농도는 수온이 하강하고 일간 TAN 부하량이 많아질수록 높았으며($P < 0.05$), 1,000 g TAN/ m³ day의 부하량 일 때 수온 12와 16°C의 아질산 질소 농도가 각각 1.10 mg/L와 1.61 mg/L로 16°C에서 더 높아, 더 높은 수온인 16°C에서 아질산 질소가 축적되었다. Lawson (1995)은 아질산 질소 산화 세균이 TAN 산화 세균에 비해 낮은 수온에 대해 더 민감하게 반응하여 효율이 감소하게 된다고 하였다. 본 실험에서도 수온이 하강함에 따라, 아질산 질소 산화 세균의 활성이 감소하여 수온 12와 16°C의 모의 사육조 내 아질산 질소 농도가 20°C에서보다 더 높게 나타난 것으로 생각된다. 또한 앞선 결과에서처럼, 1,000 g TAN/ m³ day 부하량의 경우, 16°C에서 아질산 질소 농도가 12°C보다 높은 것은 높은 일간 TAN 부하량에서 16°C일 경우에는 TAN 산화 세균의 활성이 아질산 질소 산화 세균의 활성보다 높아 많은 양의 TAN이 아질산 질소로 산화되는 반면, 아질산 질소가 충분히 질산 질소로 전환되지 못하고 축적되기 때문이며, 수온이 더 하강하여 12°C가 되면서 TAN 산화 세균의 활성도 크게 감소하여 사육조 내 TAN의 농도가 충분히 아질산 질소로 산화되지 않았기 때문으로 생각된다. 해수에서 아질산 질소에 대한 안전 농도 기준은 명확히 정의되지 않고 있다. 아질산 질소의 치사 농도는 어종, 크기, 영양상태 및 다른 수질 요인들과의 상관관계에 따라 달라진다. 여러 담수 어류에 대해 Russo and Thurston (1991)은 48~96LC₅₀ 농도를 어종에 따라 0.19~190 mg/L의 넓은 범위를 보고한 바 있다. Meade (1989)는 담수 환경에서 아질산 질소가 양식 생물에게 유해한 영향을 주지 않기 위해 0.1 mg/L 이하의 매우 낮은 아질산 질소의 농도를 유지하는 것이 바람직하고 하였다. 아질산 질소의 독성 기작은 근본적으로 혈액 내 산소의 전달과 헤모글로빈과의 결합을 방해하는 것으로, 아질산 질소의 혈액 내 흡수량은 수중의 염소의 농도에 크게 영향을 받는다. 염소의 농도가 낮은 상태에서 고농도의 아질산 질소가 유지된다면, 사료 섭취량이 줄고, 사료 효율이 나빠지며, 면역력이 감소하여 결국 폐사하게 된다. Tucker and Robinson (1990)은 적어도 염소와 아질산 질소의 비율이 20:1 이상 유지된다면 아질산 질소에 의한 독성의 영향은 크게 줄어들 것이라고 하였다. 일반적으로 아질산 질소의 농도는 기수 또는 해수에서는 염소의 농도가 높으므로 큰 문제가 되지 않는다. 따라서 본 실험에 나타난 아질산 질소의 농도는 수온 12°C, 1,000 g TAN/ m³ day의 부하량에서 나타난 1.10 mg/L를 제외하고는 최대 0.56 mg/L를 초과하지 않아 높은 TAN 부하량에서도 비교적 적절한 농도를 유지하였다.

앞서 언급한 바와 같이, 생물학적 여과조의 질산화 효율은 수온에 따라 상당히 차이가 있어 수온이 하강하면서 감소하게 된다. Ebeling et al. (2003)은 수온 25°C에서 15°C로 하강하게 되면, 약 30~40%의 효율이 감소한다고 하였다. 본 실험에서도 수온이 낮아지면서 모래 유동층 여과조의 질산화 효율이 감소하고, 12°C에서는 대체적으로 TAN과 아질산 질소가 비교적 높게 유지되었으며, 특히 1,000 g TAN/ m³ day의 부하량에서는 양식 생물 사육에 적절한 수질 환경을 유지하지 못하였다. 따라서 해수조건에서 모래 유동층 여과조의 질산화 효율 기준으로, 최소 운전 수온을 16°C 이상 유지하고, TAN 부하량이 500 g TAN/ m³ day를 넘지 않도록 운

전하는 것이 바람직 할 것으로 생각된다.

모래 유동층 여과조의 일간 산소소비량은 일간 TAN 제거량과 동일한 경향을 나타내었다. 이것은 질산화 과정이 TAN 농도 의존적인 매우 호기적 산화 과정이기 때문이며, 따라서 원활한 질산화 작용을 위해서는 충분한 용존산소가 공급되어야 한다. 모래 유동층 여과조는 침지식 여과조와 같이 수중으로부터 용존산소를 공급 받아야 하므로, 살수식 여과조와 비교하여 질산화 작용이 제한될 수 있다. 그러나 모래 유동층 여과조는 매우 높은 수리학적 부하량에서 운전되므로, 많은 양의 용존산소와 TAN이 전달 가능하며 여과 생물막이 얇게 유지되므로 물질 전달이 원활하다(Timmons and Losordo, 1994). 1 g의 TAN을 질산 질소로 산화하기 위해서 약 4.18~4.57 g의 산소가 필요하다고 하였다(Sharma and Ahlert, 1977; Gujer and Boller, 1986). 본 실험 결과, 모래 유동층 여과조가 1 g의 TAN을 질산 질소로 산화하는데 소비한 산소의 양은 수온과 TAN 부하량에 따른 일정한 경향 없이 모든 조건에서 차이가 없었고, 평균적으로 약 3.75 g을 소비하였다. 이것은 앞선 연구자들의 이론적인 계산값과 비교하여 다소 낮은 값이었다.

수중의 완충작용이란 사육 생물과 질산화 세균의 대사 과정 중 생성되는 수소이온에 의한 pH 변화를 방지하는 능력을 말하는 것으로 주로 알칼리도를 주된 척도로 삼는다. 알칼리도는 수계에 산이 유입될 때 이를 중화시킬 수 있는 능력의 척도로 표시되며 유발물질로는 H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-} 및 OH^- 등이다. 측정 및 표시방법으로는 알칼리성 상태에 있는 물에 산을 주입, 중화시키는데 소모되는 산의 양을 이에 대응하는 $CaCO_3$ mg/L으로 환산한 값으로 나타낸다. 수중에 알칼리도를 결정짓는 이러한 탄산염 계열의 물질의 고저에 따라 수중의 pH 변화 정도에 큰 영향을 미치게 되는데, 안정적인 pH 유지를 위해서는 최소 50 mg $CaCO_3$ L 이상 유지하여야 하며, 20~400 mg $CaCO_3$ L 범위는 유지하여 주는 것이 바람직하다고 하였다(Meade, 1989; Tucker and Robinson, 1990). 만약 수중의 알칼리도가 낮아 충분히 buffering이 되지 않는다면, 사육 생물의 대사와 질산화 세균의 산화 작용으로 인해 생성되는 수소이온이 수중의 모든 탄산염과 반응한 시점부터 pH가 감소하게 되고, 특히 고밀도 사육을 추구하는 순환여과 사육 시스템 내에서는 급격히 감소하여 심각한 상황에 놓이게 된다. 일반적으로 pH가 감소하면, 혈중의 헤모글로빈이 산소와 결합능력이 떨어져 충분한 용존산소가 공급되고 있음에도 불구하고 양식 생물이 질식사하게 된다. 생물학적 여과조 내 질산화 세균은 1 g의 TAN을 질산 질소로 산화시키기 위해 약 6~7.4 g의 알칼리도를 소모하는 매우 알칼리도 소모적인 과정으로서(EPA, 1975; Hochheiner and Wheaton, 1998; 오, 2001), 사육 생물과 마찬가지로 낮은 pH에서는 정상적인 질산화 작용을 수행하지 못해 수중에 유독한 TAN이 산화되지 못한 채 잔류하게 됨으로써 양식 생물의 대량 폐사의 주된 원인을 제공하게 된다. 본 실험에서는 지속적인 질산화 작용으로 인해 알칼리도의 감소로 질산화 효율의 감소를 방지하기 위해 중탄산나트륨을 보충하여 주었으며, 모든 조건에서 모의 사육조 내 알칼리도가 76.1~126.6 mg $CaCO_3$ L의 범위를 나타내어, 정상적인 질산화 과정이 일어날 수 있는 농도 수준을 유지할 수 있었다. 알칼리도 소모량은 TAN 부하량에 따라 1,487.8~7,736.7g $CaCO_3$ m³ day의 넓은 범위를 나타내

였으나, 1 g의 TAN을 질산 질소로 산화시키는데 소비된 알칼리도의 양은 수온과 TAN 부하량과 무관하게 일정하여, 평균 8.06 g 이었다. 이것은 일반적인 소비량과 비교하여 다소 높았다.

모래 유동층 여과조 유입 TAN 농도에 따른 일간 모래 용적당 TAN 제거량을 예측하기 위한 다중회귀모델을 3차원 비선형 회귀모델식을 도출한 결과, 수온과 TAN 부하량에 대해 모래 유동층 여과조는 $f(z) = -1,311.295 + 655.714\text{Ln}T + 225.775\text{Ln}C$ 의 상관관계를 나타내었다. 이 식을 통해 12, 16, 20°C에서 TAN의 산화가 일어나는 최소 TAN 기질 농도는 각각 0.24, 0.11, 0.06 mg/L로 계산할 수 있었다. 즉 수온이 상승할수록 산화 가능한 TAN의 최소 기질 농도는 감소하여 $Y = 0.041 + 4.794e^{-0.2652X}$ (Y: TAN 농도, X: 수온)의 상관관계를 나타내었다(그림 41). 이것은 수온이 상승하면서, 질산화 세균의 활성이 증가하여 낮은 TAN 농도에서도 산화가 일어나기 때문으로 사료된다. 이와 관련하여 Zhu and Chen (1999)은 연속된 질산화 반응조를 이용하여 생물학적 여과조의 최소 TAN 기질 농도를 조사하였는데, 수온 27.2°C에서 TAN 농도가 0.07 mg/L일 때, 최소 기질 농도로 나타내었다. 이것은 본 실험의 수온 20°C에서 나타난 결과와 유사하였다.

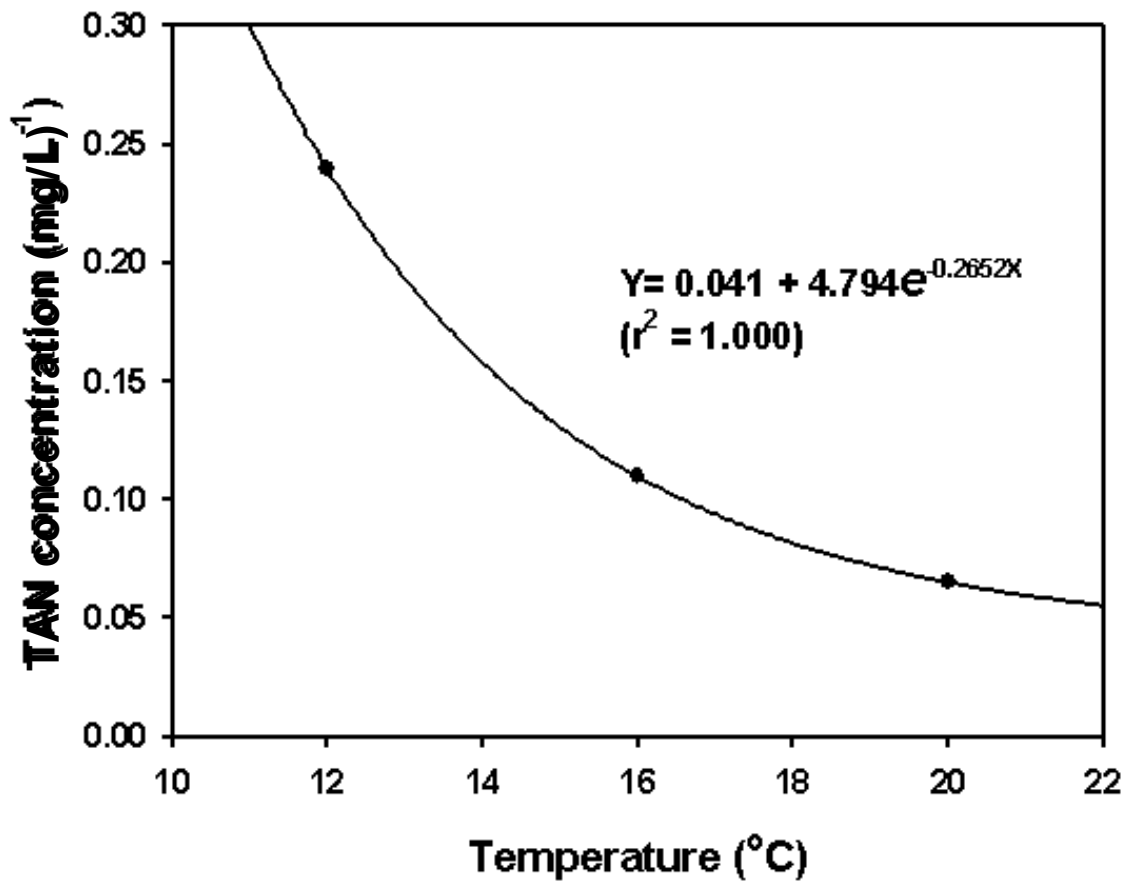


그림 41. 수온에 따른 모래 유동층 농도의 최소 기질 농도.

제 3 장 전복 순환여과 양식 시스템 모델 개발

제 1 절 서 론

전복류는 전 세계적으로 100여종이 분포하고 있으며, 우리나라 연안에 서식하는 종류는 한류계인 전복(*Haliotis discus hannai*)과 난류계인 까막전복(*H. discus*), 시볼트전복(*H. sieboldii*), 말전복(*H. gigantea*), 오분자기(*Sulculus diversicolor aquatilis*), 마대오분자기(*S. diversicolor diversicolor*) 등이다. 국내 전복 생산량은 지난 2,000년 96톤, 2,001년 95톤, 2,002년 134톤이던 것이 2,004년에는 1,138톤으로 전년도에 비해 약 9배 가량 증가하였다. 또한 수요는 2,000년 240톤, 2,001년 272톤, 2,003년 406톤이던 것이 역시 2,004년에는 급격히 증가하여 1,215톤으로 추산되고 있어 공급량이 증가하였음에도 불구하고 공급이 수요보다 부족한 실정으로, 소비자들 사이에서 전복은 여전히 고가의 수산물로 인식되고 있는 고부가가치 품종이다. 전 세계적으로도 어획량의 감소로 인해 전복류의 공급량이 수요를 충족시키지 못하고 있어, 연간 약 5,000톤 이상 공급량이 부족한 실정이다. 이러한 상황에서 전복 양식 생산량은 빠르게 증가하고 있으며, 특히 중국, 대만, 호주등에서 전복 양식이 활발히 이루어지고 있다(Fleming, 2000).

국내의 경우, 대부분 전복 양식은 주로 살포식, 채롱식, 육상 수조식(유수식) 사육 방법으로 이루어지고 있으며, 현재 채롱식과 육상 수조식 양식 방법이 비교적 많이 이용되고 있다. 육상 수조식은 모패관리와 종패생산에 많이 이용되며 비교적 인위적인 관리가 쉬워 상대적으로 생존율과 성장률이 좋다는 장점은 있으나, 여전히 적조와 계절적 수온 변화 등의 영향을 받아 성장 저하나 대량폐사의 문제점을 안고 있다(전, 2002). 우리나라의 해양 환경은 긴 저수온기와 낮은 연평균 수온으로 인해 양식 산업이 활성화되는데 제약점을 가지고 있다. 실제 전복의 적정 수온 범위를 유지하는 기간은 불과 6~7개월에 지나지 않고, 적정 수온 범위를 벗어나는 기간 동안에는 최대 성장을 위해서는 사육수를 가온해야 하는 에너지 소모적인 방법을 채택할 수밖에 없다. Chen et al. (1990)은 유수식 시스템에서 100만패의 전복을 약 40 L sec의 해수를 양수하여 육성할 경우, 적정 수온을 제공하기 위해 약 8℃의 수온을 상승하는데 소요되는 전력량은 1,340 kwh라고 하였다. 만약 heat pump를 사용한다면, heat pump의 열효율 계수가 4 정도이므로 이에 상응하는 전력 소비량은 약 340 kwh에 해당하며, 사육수 가온을 위해 일간 약 1,000NZD(한화 약 746,000원)가 소요된다고 하였다. 순환여과 사육 시스템은 한번 사용한 사육수를 여러 가지 수처리 장치들을 이용하여 재사용하므로, 낮은 수온의 보충수량을 최소화시킴으로서 양식 생물의 최적 성장을 위한 적정 수온을 유지하기에 용이하다. 그러나 순환여과 사육 시스템은 양식 생물을 사육하기에 적절한 수질을 유지하여야 하는데, 용존산소의 부족, 고형물의 축적, TAN의 축적 등에 의한 환경 악화의 가능성을 가지고 있어, 대상 양식 생물에 맞는 적절한 순환여과 사육 시스템을 설계하는 것이 중요하다.

본 실험에서는 1장에서 조사한 전복의 분 배출량 및 TAN 배설량과 2 장에서 조사한 수처리 장치들의 제거량을 토대로 수처리 장치들의 규격과 운전조건을 산정하고, pilot 규모의 전복

순환여과 사육 시스템을 제작하였다. 이 시스템에 전복 치패를 실제 수용하고 사육 실험을 수행하면서, 전복의 성장과 수처리 장치들의 성능을 평가하였다. 또한 각 수처리 장치들의 성능을 나타내는 다중회귀분석 모델식을 이용하여, 모델식에 의해 예상된 성능과 실제 성능을 비교하여 수처리 장치들의 적정 운전 여부를 평가하였다. 또한 개발 시스템의 상업적 적용을 위하여, 운전 중 발생하는 문제점들을 토대로 시스템의 configuration을 수정·보완하였다. 이 시스템을 이용하여 장기간 전복을 사육하면서 전복의 성장과 사육 시스템의 사육 안정성을 평가하였다. 또한 순환여과 사육 시스템 내 전복 사육시 발생하는 패각의 녹화 및 박화 현상을 방지하기 위한 방법으로 홍조류 먹이를 공급하면서 패각 선택 개선 효과를 조사하였다.

제 2 절 전복 순환여과 pilot 시스템 모델 공정 개발

1. 재료 및 방법

가. 전복 순환여과 pilot 시스템 설계

1장에서 도출한 전복의 배설 특성과 2장에서 도출한 각 수처리 장치의 제거 모델식을 이용하여 수처리 장치들의 크기와 운전조건을 선정하고 pilot 규모의 전복 순환여과 사육 시스템을 설계하고 설치하였다.

나. Pilot 시스템의 성능 평가 I (시스템 내 전복의 성장)

실험 전복은 평균 각장 24.5 mm 치패를 이용하였다. 전복 순환여과 사육 시스템의 성능평가와 더불어, 사육밀도별 성장을 조사하기 위하여 9개의 사육수조에 각각 3반복으로 700 (group A), 1,300 (group B), 1,910 (group C) 마리 m^2 (바닥 면적 기준)씩 무작위로 선택하여, 전복을 수용하여 성장률을 측정하였다.

히터와 냉각기를 이용하여 수온을 16℃로 조절하고 전복에 미역을 공급하면서 약 125일간 전복의 성장을 관찰하였다. 최초 전복 수용 시 전복의 체중과 각장을 계측하고 실험 종료시 재계측하여 증중량, 먹이계수, 각장 성장, 생존율 등을 각 사육 밀도별로 비교하였다.

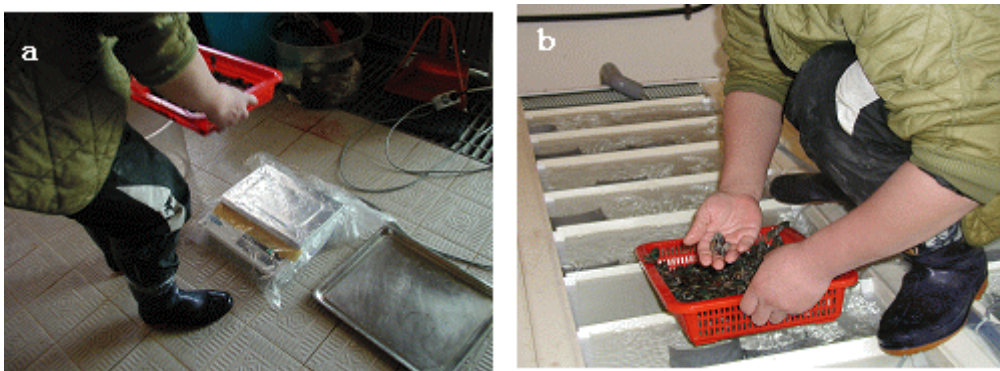


그림 42. Pilot 전복 순환여과 사육 시스템 내 전복 수용 모습. a: 수용 전복 측정, b: 수용 마리 계수.

다 Pilot 시스템의 성능 평가 II (시스템 내 수질 모니터링)

자연해수와 순환여과 사육 시스템 내 사육수의 수온 변화를 관찰하였다. pH, 염분도, 용존산소, 수온은 매일 측정하였으며, TAN, 아질산 질소, 질산 질소는 최초 수용 후 모래 유동층 여과조가 충분히 숙성되기 전에는 매주 측정하였고, 숙성된 후에는 매 2주 간격으로 측정하였다.

또한 설치한 pilot 규모의 순환여과 사육 시스템 내 전체 전력 소모량을 평가하기 위하여, 시스템 내 주요 전력 소모원인 펌프, 블로워, 냉난방장치에 각각 전력량계를 설치하고 매 15일 간격으로 소모된 전력량을 측정하였으며, 보충수관에 누적 유량계를 설치하여 실험 기간 동안 사용한 보충수량을 측정하였다.



그림 43. Pilot 전복 순환여과 사육 시스템 내 전력소모 측정을 위한 전력 계량기.

라. Pilot 수처리 장치 성능 평가 모델의 적합성 검토

모래 유동층 여과조가 완전히 숙성 후 안정적인 농도가 유지되면서, 유입 고형물 농도에 따른 고형물 제거장치(hydrocyclone), 포말분리기의 고형물 제거량과 모래 유동층 여과조를 2장에서 도출한 각각의 모델식에 의한 예상값과 실제 시스템을 설치하고 사육실험 진행하면서 조사한 실측값을 비교하여 모델의 적합성을 평가하였다.

모델의 적합성 평가를 위해 hydrocyclone, 포말분리기, 모래 유동층 여과조로 유입되는 부유 고형물 및 TAN 농도에 대해 실험에 의해 관찰된 실측값과 모델에 의해 도출된 예상값의 상관관계를 나타내는 회귀식을 먼저 구하였다.

두 회귀 직선 모형을

$$Y_{ij} = \beta_{0i} + \beta_{1j}X_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (i=1, 2; j=1,2,\dots, n_i) \quad (\text{식 } 25)$$

라고 하면, 여기서 $i=1, 2$ 는 모집단을 의미하고 각 모집단으로부터 n 개의 표본을 추출하였으며, 오차항의 분포는 두 모집단이 동일하게 정규분포를 한다. 이것을 완전모형(full model)이라 한다면, 각 i 에서 대하여 위의 식은 다시

$$E(Y_{1j}) = \beta_{01} + \beta_{11}X_{1j} \quad (\text{식 } 26)$$

$$E(Y_{2j}) = \beta_{02} + \beta_{12}X_{2j} \quad (\text{식 } 27)$$

가 되고, 두 회귀식이 동일하려면 $\beta_{01} = \beta_{02}$, $\beta_{11} = \beta_{12}$ 가 동시에 성립해야 하므로, 기울기와 절편이 동일하다는 귀무가설을 두고 검정을 실시하였다. 귀무가설이 사실인 경우, (식 25)는 (식

28)과 같은 축소모형(reduced model)로 바꿀 수 있다.

$$Y_{ij} = \beta_0 + \beta_1 X_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{식 28})$$

통계적 검정 방법은 우선 완전모형과 축소모형의 잔차제곱합(sum of square mean)을 각각

$$SS_{ef} = SS_{e1} + SS_{e2} \quad (\text{식 29})$$

$$SS_{er} = \sum_{i=1}^2 \sum_{j=1}^{n_1} (Y_{ij} - \hat{Y}_{ij})^2 \quad (\text{식 30})$$

라고 하고, $dff = (n_1 - 2) + (n_2 - 2)$, $dfr = (n_1 - 1) + (n_2 - 1)$ 을 각각 완전모형과 축소모형의 자유도라고 하면, 이 때 검정 통계량은

$$F_0 = \frac{(SS_{er} - SS_{ef}) / (dfr - dff)}{SS_{ef} / dff}$$

가 되며, $F_0 > F(\alpha, 2, n_1 + n_2 - 4)$ 이면 유의수준 α 에서 귀무가설을 기각할 수 있다. 따라서 각 수처리 장치들의 실측값과 예상값을 나타내는 두 회귀식의 기울기와 절편에 대한 동질성을 F 검정을 이용하여 평가하였다

2. 결 과

가. 전복 순환여과 pilot 시스템 모델 공정 개발

(1) 전복 순환여과 pilot 시스템 설계

(가) 전복 사육수조

실험에 이용한 사육수조는 높이 80 cm, 너비 50 cm, 길이 2 m 크기(700L 수용적)의 사각수조로서 수용적은 약 700 L였고 바닥 면적은 1 m² 이었다. 총 9개의 사육 수조를 설치하였으며 사육수조의 총 수량은 6.3 m³ 이었다. 전복의 부착면을 늘려 단위 면적 당 생산량을 높이기 위해 수조내부에 약 40° 각도로 격판을 설치하였다(그림 44, 45). 또한 이 격판을 이용하여 수류가 흘러가는 바닥쪽 통로를 좁힘으로써 고형물이 침전되지 않고 자동적으로 씻겨 나갈 수 있는 유속을 유지할 수 있게 하였다. 분 고형물이 사육 수조 바닥에 침전하지 않기 위해서는 10~40 cm/sec의 유속이 필요하다(Boersen and Westers, 1986). 따라서 본 실험에서 약 10 cm/sec이상의 유속을 형성하기 위하여, 바닥으로부터 약 0.5 cm 높이까지 격판이 내려가도록 설치하고, 유입유량을 24 L min로 유지하여 격판의 아래 끝부분에서 형성되는 유속이 약 16 cm/sec가 되도록 하였다.

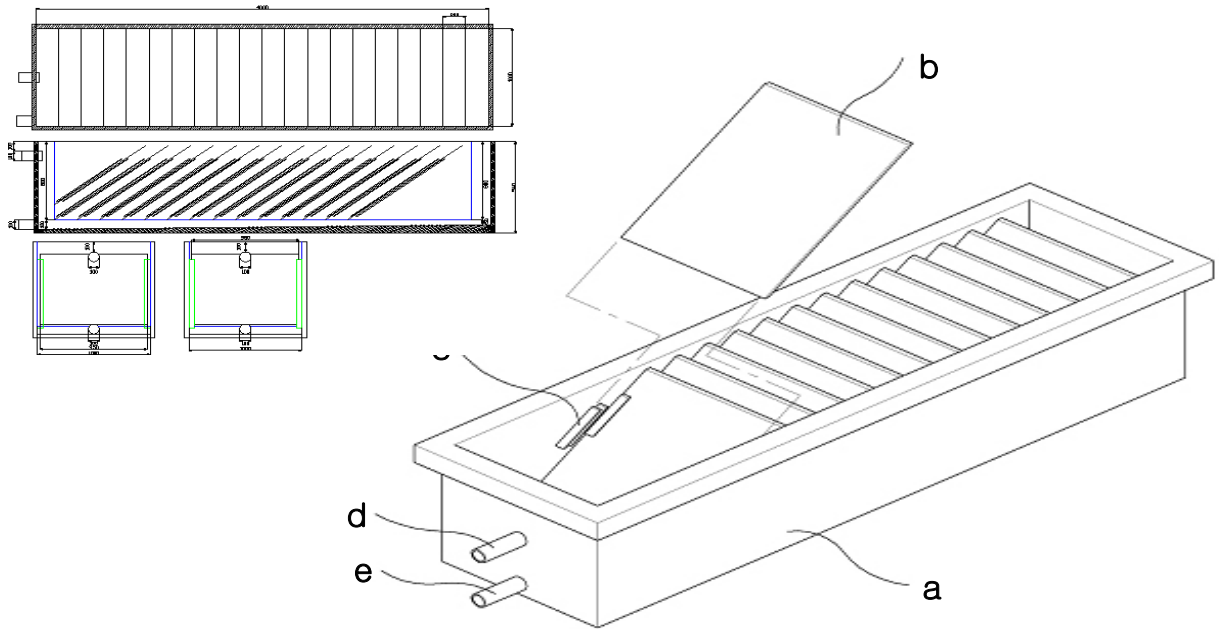


그림 44. 실험에 이용한 고밀도 사육 수조의 설치 모식도. a: 사육 수조, b: 격막, c: 격막 거치대, d: 물넘기, e: 고형물 배출구.

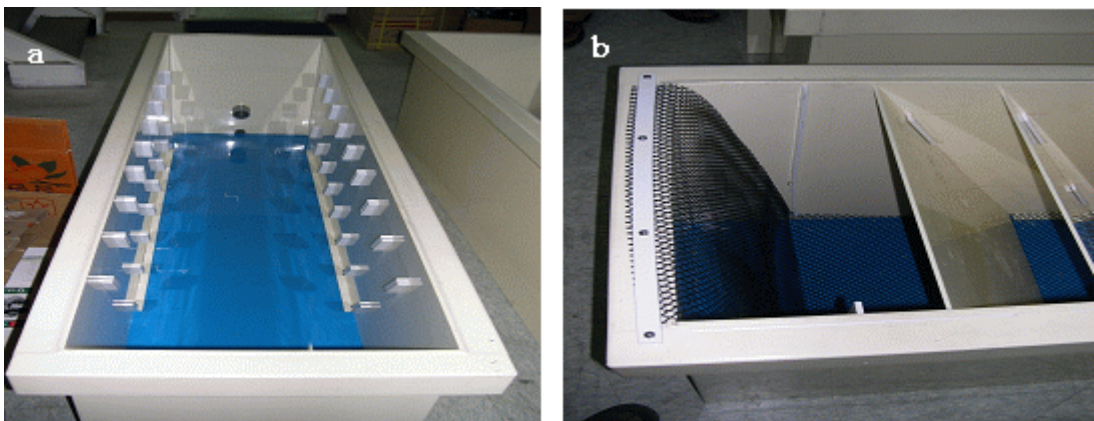


그림 45. 사육 수조의 내부 형태(a) 및 전복 부착 격막 조립(b).

격판 끝부분에서는 고형물이 침전되지 않는 유속을 유지하지만, 격판과 격판사이에서는 고형물이 침전될 가능성이 있어, 격판과 격판의 사이를 전복이 생육할 수 있도록 먹이가 충분히 들어갈 수 있는 최소 간격으로 약 20 cm를 유지하여 침전을 최대한 방지하였다. 또한 모든 격판과 격판 사이에 에어스톤을 설치하여 물을 지속적으로 유동시킴으로써 수조 내부의 순환을 돕고, 고형물이 바닥 침전되지 않고 유동하도록 하였다. 이 때 9개의 사육수조에 유입되는 총수량은 216 L min으로서 hydrocyclone, 포말분리기, 모래유동층 여과조의 크기를 결정하는데 각 장치에 부하되는 설계 요인으로 이용하였다.

수조에 삽입된 격판은 높이 90 cm, 너비 50 cm로서 1개 수조에 총 9개가 삽입되었다. 전복의 부착 특성 상 격판의 한 면만을 고려할 때, 1개 수조의 총 부착 가능 면적은 4.1 m²로서 수조 바닥 면적인 1 m²와 비교하여 약 4.1배 더 많은 부착면적을 제공하였다. 따라서 9개 수조의 총 부착면적은 36.9 m² 이었으며, 이 때 부착 비표면적은 5.86 m²/m³이었다.

(나) 고형물 제거장치

고형물 제거장치(hydrocyclone)는 사육수조 내 고형물 배출을 위해 정한 필요유입수량(216 L/min)과 2장의 결과로부터 도출한 장치의 크기 비율을 기준으로 규격을 결정하였다. Hydrocyclone은 장치 이상 발생 시 시스템의 운전을 중단시키지 않기 위하여, 동일한 규격으로 2개를 설치하였다(그림 46). 따라서 한 개의 장치에 부가되는 수량은 108 L/ min 이었다.

2장에서 도출된 hydrocyclone의 결과에서, 모든 수온과 고형물 부하량에 대해 최적 접선유입유속은 2.6 m/sec 이었다. 이때 1개의 장치에 부가되는 수량이 108 L min이므로 2.6 m/sec의 접선유입유속을 형성하기 위해서 유입구 직경을 30 mm로 하였으며, 유입구 직경에 대한 비율로 장치의 규격을 정하였다(표 28).

표 28에 나타난 규격으로 장치를 PVC 봉을 이용하여 선반 가공·제작하였으며, 장치의 아래쪽으로 물과 함께 연속적으로 배출되는 고형물을 집적하기 위한 침전조를 장치 아래쪽 콘 모양의 끝부분과 연결하였다. Underflow rate는 3장에서 수온 16°C, 2.6 m/sec의 접선유입유속으로 운전한 hydrocyclone에서 나타난 6.2%가 되도록 밸브를 이용하여 조절하였다.

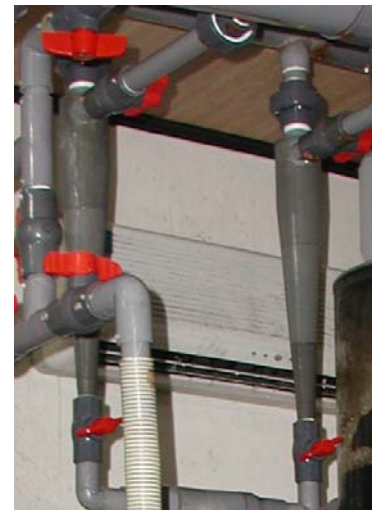


그림 46. Pilot 전복 순환 여과 사육 시스템 내 hydrocyclone.

표 28. 실험에 이용한 hydrocyclone의 규격

	Dimension	
	ratio	mm
Cyclone diameter	1.0D	60.0
Inlet diameter	0.5D	30.0
Cylinder length	1.5D	90.0
Cone length	6.0D	360.0
Vortex finder diameter	0.6D	36.0
Vortex finder length	0.6D	36.0
Spigot diameter	0.16D	9.6

(다) 포말분리기

포말분리기의 규격은 2장의 결과에 나타나듯이, 최대 제거량을 나타낸 수리학적체류시간인 1 분이 되도록 설계하였다. 순환수량이 216 L/min이므로, 수리학적체류시간이 1 분이 되도록 포말분리기의 용적을 216 L로 하였다(그림 48). 동일한 조건에서 장치의 높이가 높을수록, 내부 수압으로 주입 공기의 크기가 작아져 효율이 높아지므로, 시스템 설치 장소의 공간을 고려하여 최대 높이가 되도록, 장치 내부 사육수가 상승하는 높이를 2.2 m로 정하고, 350 mm PVC 파이프를 이용하여 제작하였다.

실험에 이용된 공기상승속도는 에어블로워(HP-160, TAKATSUKI, JAPAN)를 이용하여 동일한 수리학적체류시간에서 최대 제거량을 나타낸 공기 상승속도인 2.1 cm/sec가 되도록 하였고, 운전 상황에 맞춰 유량을 조절할 수 있도록 유량계를 설치하였다. 장치 내부에 공기가 고르고 미세하게 분사되도록 유니온 호스를 분사기로 이용하였다.

(라) 모래 유동층 여과조

모래 유동층 여과조의 규격은 2장에서 최대 TAN 제거량을 나타낸 수리학적 상승속도 1.0 cm/sec가 되도록 정하였다. 높이는 다른 수처리 장치들의 높이와 연결이 가능한 범위에서 모

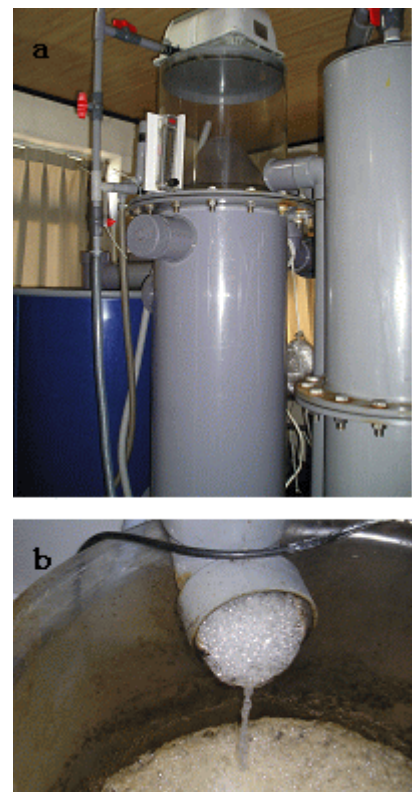


그림 47. Pilot 시스템 내 설치한 포말 분리기(a)와 거품배출수(b).

래가 유출되는 것을 방지하기 위하여 최대한 높였으며, 고히물 제거장치에 의한 수두손실로 감소되는 유량을 감안하여 계산된 직경인 400 mm보다 작은 직경 300 mm PVC 파이프를 이용하여 2개의 모래 유동층 여과조를 설치하였다. 사육수는 상부로 유입되어 자체 고안된 토출구를 통해 아래로부터 회전하면서 토출되어, 적은 수량으로도 효과적으로 모래를 수중에 부양시킬 수 있도록 제작하였다.

모래 유동층 여과조 내 여과 매질로서 모래의 투입량은 시스템 내 최종 수확량에 따른 2장과 3장에서 도출한 전복의 TAN 배설량과 모래 유동층여과조의 질산화 성능을 기준으로 결정하였다. 2.1.1에서 격판의 한쪽 면만을 고려할 때, 사육수조의 총 부착 가능면적이 36.9 m²이고, 수조 바닥 면적 1 m² 당 각장 7 cm의 전복을 약 10 kg 생산한다고 가정하면, 최종 수확량은 약 369 kg으로 환산할 수 있다. 수온 16°C에서 각장 7 cm 전복의 체중당 일간 TAN 배설량은 1장에서 도출한 전복의 체중 당 TAN 배설량 다중회귀모델식을 이용하여 계산하면, 미역과 다시마에 대해 각각 65.5와 12.8 mg TAN이다. 따라서 시스템 내 배설되는 일간 총 TAN 배설량은 각각 24.2와 4.7 g에 해당한다. 수온 16°C, 수리학적 상승속도 1.0 cm/sec에서 1 m³의 모래가 일간 250 g TAN을 산화시키면서 사육수조 내 안정적인 TAN 농도를 유지하였으므로, 이 부하량이 모래에 적용되도록 하였다. 따라서 체중당 더 많은 TAN 배설량을 나타낸 미역을 먹이로 공급할 경우, 일간 24.2 g의 배설 TAN을 제거하는데 필요한 모래의 양은 약 98L이므로, 2개의 모래 유동층 여과조에 각각 44L의 모래를 충전하였고, 수리학적 상승속도 1.0 cm/sec에서 모래 유동층 여과조를 운전하였다.



그림 48. 모래 유동층 여과조의 운전 모습.

(마) 시스템 configuration (전복 순환여과 시스템 공정 모식도)

전복이 배출한 분 고히물과 사육수는 사육수조 바닥에 설치되어 있는 배출구를 통해 저수조로 유입되었다(그림 49). 순환펌프로부터 먼 거리에 있는 사육조의 경우, 배출구가 연결되어 있는 수로가 충분히 크다고 하여도 병목 현상과 펌프의 흡입력이 미치지 못해 수위가 높아지므로, 배출구 위쪽에 남는 물들이 넘쳐 나갈 수 있도록 “ㄴ” 모양의 스탠드 파이프 높이를 조절하여 수위를 동일하게 하였다(그림 50). 배출구와 스탠드 파이프로부터 저수조로 유입된 물은 순환펌프에 의해 최초 2개의 고히물 제거장치로 보내져 침전 가능한 고히물을 1차적으로 prefiltering을 한 후, 고히물 제거 장치의 상부로 빠져 나와 질소성 화합물들을 처리하기 위해 모래 유동층 여과조로 유입되었다. 모래 유동층을 통과한 사육수는 다시 포말분리기를 거쳐 최종적으로 용존 유기물과 부유 고히물을 제거한 후 사육조로 재유입되었다. 순환펌프는 1.0마력 해수용 플라스틱 펌프(JACUZZI Magnum, USA)를 이용하였으며, 최대 토출 수량은 250 L min 이었다. 순환펌프에서 토출되는 배관에 스탠드형 ball 유량계를 설치하고, 유량계 전에 저

수조로 재유입되는 bypass를 설치하여 실험 유량 216 L min을 조절하였고, 이 때 일간 총순환율은 약 32회전이였다. 순환펌프에서 토출된 사육수가 고형물 제거장치로 유입되는 배관과 모래 유동층으로 유입되는 배관에 각각 유입수 배관과 연결되는 bypass를 설치하고 개폐를 조절함으로써 고형물 제거장치와 모래 유동층 여과조의 운전조건을 조절하였다.

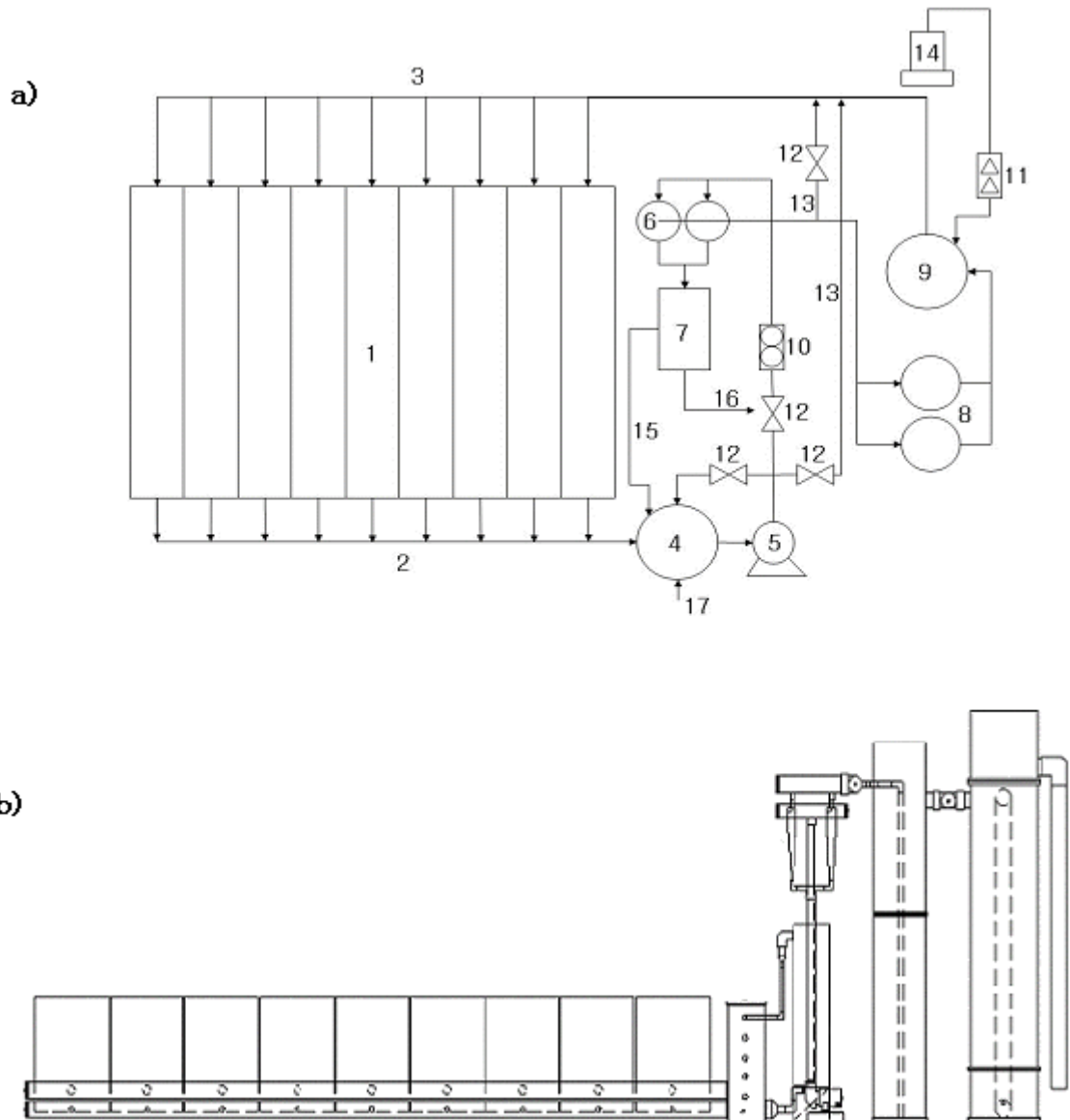


그림 49. Pilot 전복 순환여과 시스템 모델. a) 평면도, b) 측면도. 1: 사육수조, 2: 배수구, 3: 주수구, 4: 집수정, 5: 펌프, 6: hydrocyclones, 7: 침전조, 8: 모래 유동층 여과조, 9: 포말분리기, 10: 사육수 유량계, 11: 에어 유량계, 12: 조절밸브, 13: 물넘기, 14: 에어 블로워, 15: 침전조 물넘기, 16: 최종 배출구, 17: 보충수관.



-
150
-



그림 50. Pilot 전복 순환여과 사육 시스템 설치 전경. a: pilot 시스템 전경, b: 저수조 및 순환펌프, c: 사육용 에어블로워, d: 포말분리기용 에어블로워, e: 포말분리기 및 모래유동층 여과조, f: 사육수조, g: 배수관, h: 배수관, i: hydrocyclone.

(2) Pilot 시스템의 성능 평가(시스템 내 전복의 성장)

125일간 전복을 사육하면서 충분히 먹이를 섭취하도록, 습중량 기준으로 체중 당 약 10%에 해당하는 미역을 공급하고 7일 후 먹이 잔량을 수거하고 무게를 측정 한 후, 먹이를 재공급하였다. 이 때 group A, B, C에서 전복의 먹이 섭취율은 각각 8.2 ± 0.41 , 7.9 ± 0.21 , $7.7 \pm 0.16\%$ 로 수용 밀도가 높아지면서 다소 감소하였으나, 평균 간에 차이가 없었다($P > 0.05$). 이 때 최종 무게 기준으로 수용밀도는 바닥면적을 기준으로 group A, B, C에 대해 각각 2.2, 4.1, 5.6 kg m² 이었다. 이것은 격판에 의한 총 부착면적을 고려하면 약 0.54, 0.99, 1.37 kg m² 이었다.

125일간 사육 후, 각 수용밀도별 실험구인 group A, B, C에서 최종 무게와 각장은 각각 3.43 ± 0.27 , 3.43 ± 0.22 , 3.35 ± 0.29 g과 34.7 ± 0.8 , 33.8 ± 1.6 , 33.1 ± 0.9 mm로 나타나(표 29), 실험구 간에 최종 무게와 각장이 차이는 없었다($P > 0.05$). 각 group에서 증중량은 각각 648.5 ± 13.9 , $1,134.9 \pm 30.3$, $1,505.2 \pm 28.9$ g이었고, 개체 증중량은 1.22 ± 0.06 , 1.21 ± 0.07 , 1.15 ± 0.01 g 이었다. 개체 증중량은 수용밀도가 가장 낮은 group A에서 가장 높았고 수용밀도가 증가하면서 감소하였으나, 평균 간에 차이는 없었다($P > 0.05$). 그러나 일간 무게 성장률은 group A에서 $0.29 \pm 0.08\%$ 로 나타나, group B와 C의 0.26 ± 0.01 과 $0.25 \pm 0.00\%$ 보다 높았다($P < 0.05$). 먹이 계수의 경우도, group A에서 24.5 ± 0.4 로 25.7 ± 0.0 과 25.9 ± 0.4 의 먹이 계수를 보인 group B와 C보다 좋았다($P < 0.05$). 그러나 일간 각장 성장은 group A, B, C에서 각각 78.6 ± 4.1 , 75.6 ± 11.0 , 67.7 ± 7.4 $\mu\text{m day}$ 로 나타나, 수용밀도가 증가하면서 다소 감소하였으나, 평균 간에 차이는 없었다($P > 0.05$).

생존율의 경우, group A, B, C가 각각 92.9 ± 1.9 , 91.2 ± 1.5 , $87.6 \pm 1.7\%$ 의 생존율을 나타내었는데, 사육 밀도가 가장 높은 group C의 생존율이 가장 낮았고($P < 0.05$), group A와 B간에는 차이가 없었다($P > 0.05$).

표 29. 125일간 순환여과 사육 시스템 내 전복의 성장

		Group A	Group B	Group C
Initial	Total wt. (g)	1,549.3±40.0 ^c	2,962.0±17.4 ^b	4,103.0±53.7 ^a
	Number	700	1,300	1,910
	Individual wt. (g)	2.21±0.16 ^a	2.15±0.13 ^a	2.28±0.11 ^a
	Shell length (mm)	24.9±0.3 ^a	24.4±0.3 ^a	24.7±0.3 ^a
Final	Total wt. (g)	2,213.8±12.9 ^c	4,062.5±48.3 ^b	5,610.4±50.1 ^a
	Number	646	1,185	1,673
	Individual wt. (g)	3.43±0.27 ^a	3.35±0.29 ^a	3.43±0.22 ^a
	Shell length (mm)	34.7±0.8 ^a	33.1±0.9 ^a	33.8±1.6 ^a
Daily feed intake rate in wet basis (%)		8.4±0.4 ^a	7.6±0.2 ^a	7.6±0.2 ^a
Total weight gain (g)		648.5±13.9 ^c	1,134.9±30.3 ^b	1,505.2±28.9 ^a
Individual weight gain (g)		1.22±0.06 ^a	1.21±0.07 ^a	1.15±0.01 ^a
Daily growth rate (%)		0.29±0.02 ^b	0.26±0.01 ^a	0.25±0.01 ^a
Daily increase of the shell length (μm day)		78.6±4.1 ^a	75.6±11.0 ^a	67.7±7.4 ^a
Feed Conversion in wet basis		24.5±0.4 ^a	25.7±0.0 ^b	25.9±0.4 ^b
Survival rate (%)		92.2±1.9 ^b	91.2±1.5 ^b	87.6±1.7 ^a

Values are means±STD of triplicate groups.

Means±STD within the same row having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on LSD.

(3) Pilot 시스템의 성능 평가 II(시스템 내 수질 모니터링)

1개월의 예비 사육 기간과 전복 성장 실험 기간 동안의 자연해수와 순환여과 사육 시스템 내 사육수의 수온 변화를 그림 51에 나타내었다. 실험 중 자연수온은 최저 7.6℃까지 하강하였고, 고수온기에 접어들면서 실험 말기에는 23.1℃까지 증가하여 넓은 수온 범위를 나타내었고 일교차도 컸다. 실험 120일째부터 목표 사육수온인 16℃를 자연수온이 넘어서기 시작하였다. 그리고 운전 100일째부터 낮 동안에 외부 기온의 상승으로 사육 시스템 내부 기온이 상승하여 사육수의 수온이 목표 수온 이상으로 상승하여 냉각기를 운전하였다. 냉각기와 히터를 이용하여 실험 전 기간 동안 사육수의 수온을 평균 16.3 ± 1.1 ℃를 유지할 수 있었다.

이 때 순치기간 30일을 포함하여 155일간 시스템을 운전하면서 히터와 냉각기로 일정한 사육수온을 유지하기 위해 소모된 전력량은 각각 1,185.4와 1,460.8 kwh이었으며, 총 소비전력량은 2,646.2 kwh 이었다. 이 밖에 시스템 내 전기로 구동되는 주된 장치는 순환펌프와 에어블로워로, 전 운전 기간 동안 소비 전력량은 각각 4,458.8과 1,579.2 kwh 이었다. 따라서 시스템 내 순치기간을 포함한 155일 동안 전복의 사육을 위해 소비된 총 소비전력량은 8,776.3 kwh 이었다. 총 소비전력량 중 순환펌프, 히터와 냉각기, 에어 블로워가 차지하는 비율은 각각 50.8, 30.2, 19.0%로 나타나(그림 52), 순환펌프에 의한 전력 소비가 가장 높았고, 다음이 히터와 냉각기 그리고 에어 블로워의 순이었다.

새물의 보충은 포말분리기의 overflow와 hydrocyclone 아래쪽에 설치된 침전조의 배출수를 보충하기 위해 이루어졌으며, 대부분 실험 말기에 염분도의 상승, pH 감소, 질산염의 상승을 방지하기 위하여 새물을 보충하였다. 125일의 사육 실험을 진행하는 동안 시스템에 첨가한 총 보충수량은 총 31.4 m³으로서, 평균적으로 일간 약 202.6 L에 해당하였다. 총 시스템 수량이 약 7 m³이므로 일간 약 2.9%에 해당하는 매우 적은 양의 새물만을 보충하였다.

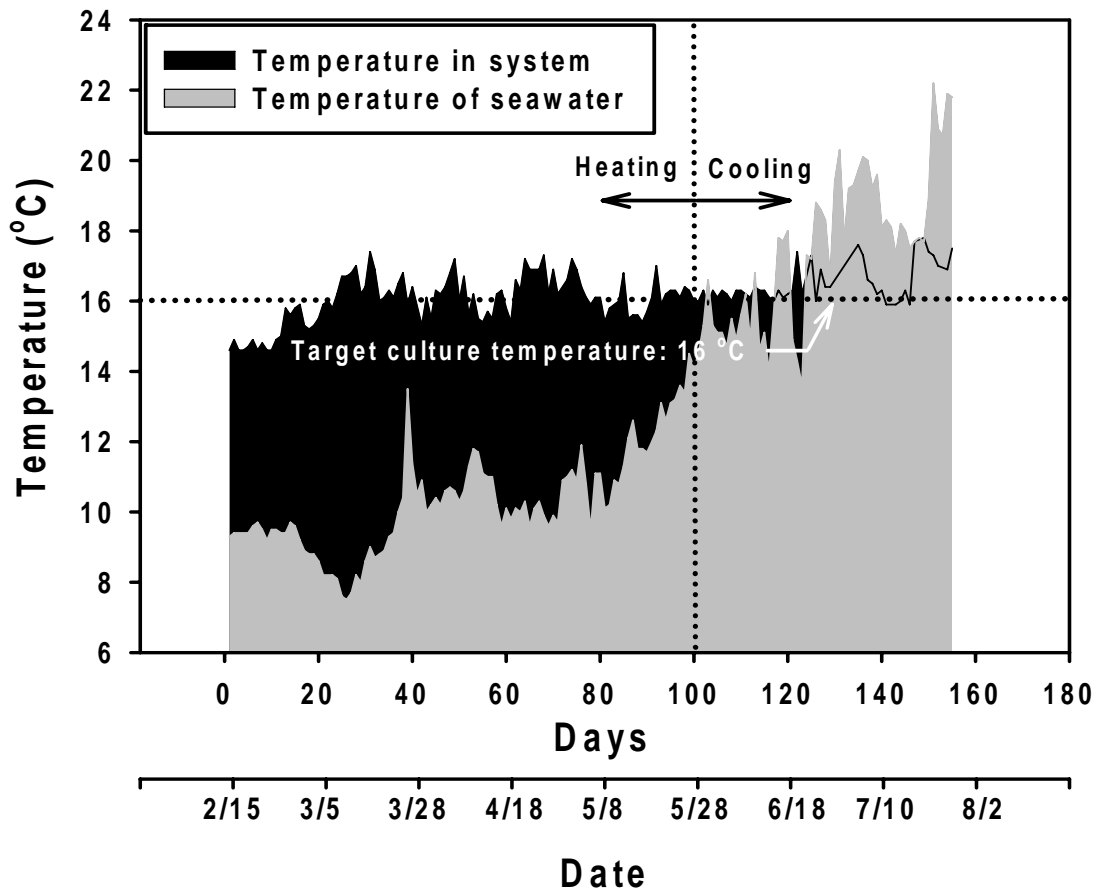


그림 51. 155일간 사육 수온과 자연 해수 수온 변화.

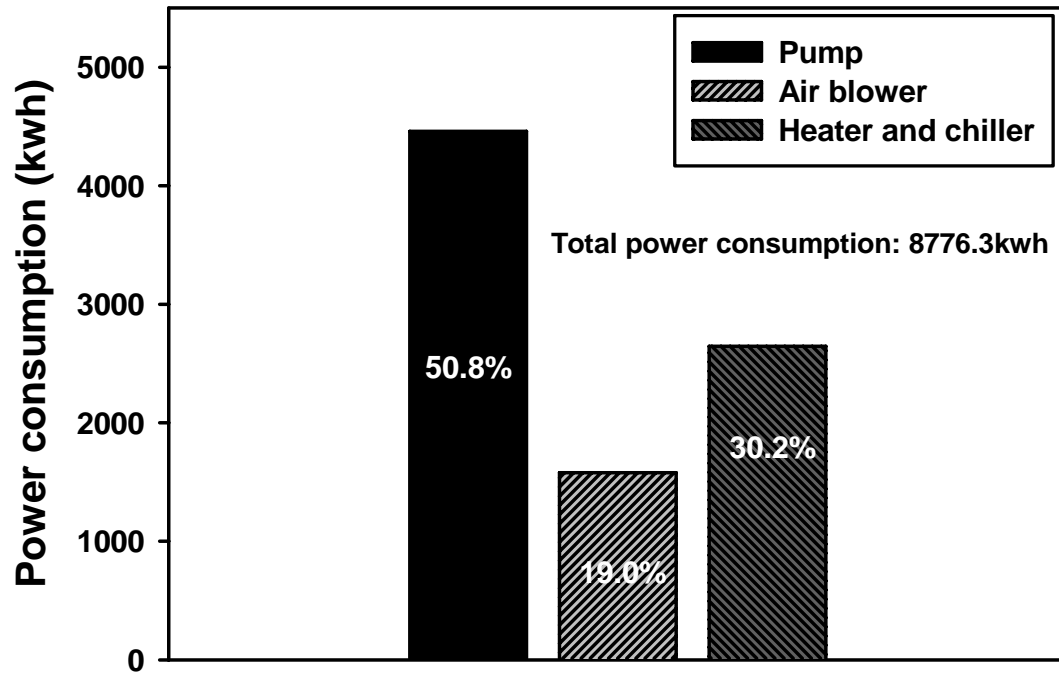


그림 52. 155일간 순환여과 사육 시스템 내 전기 소모량.

염분도는 실험 기간 동안 평균 34.3 ± 0.9 ppt이었으며, 실험 시작 후부터 염분도는 지속적으로 증가하여 실험 105일경에 35.6 ppt까지 상승하였다(그림 53). 지속적인 염분도의 상승을 방지하기 위하여 115일째부터 일일 환수량을 늘려주었으며, 이후 안정되었다. pH는 실험 기간 중 7.86~8.04의 범위를 나타내었으며(그림 54), 시간이 경과하면서 다소 감소하여 실험 104일째에 7.86으로 가장 낮았다. 그러나 본 실험에서 나타난 pH 범위는 정상 범위였으며, 일일 환수량을 늘려주면서 pH도 정상 환원되었다.

사육 시스템에서 전복을 순치시키기 위해 30일간 순치 과정을 거친 후, 사육 실험을 시작하면서 시스템 내 TAN, 아질산 질소, 질산 질소, 부유고형물 농도를 측정하였다. 전 실험 기간 동안, 저수조 내 TAN, 아질산 질소, 질산 질소의 농도 변화를 그림 55에 나타내었다. TAN 농도는 사육실험 시작 시부터 점차적으로 증가하여 1주일 후 3.64 mg/L로 최고값을 보였다. 이후 다시 감소하여 4주째에 0.10 mg/L로 하강한 후, 지속적으로 0.02~0.07 mg/L의 낮은 농도를 유지하였다. 아질산 질소의 경우, 실험 시작 시부터 지속적으로 낮은 농도를 나타내어 빠르게 질산 질소로 산화되었다. 4주째에 농도가 0.04 mg/L로 가장 높았다가 5주째에 하강하였고 이후 증감의 경향은 있었으나, 증감의 진폭이 서서히 감소하면서 낮은 농도를 유지하였다. 전 실험 기간 동안 아질산 질소의 농도는 0.00~0.04 mg/L의 범위를 보였다. 질산 질소의 농도는 실험 시작 이후, 지속적으로 증가하여 실험 8주에 최고값을 나타내어 7.91 mg/L까지 상승하였다. 앞서 언급한 바와 같이, 지속적인 소량의 환수로 인해 이후에는 낮은 농도를 유지하였다.

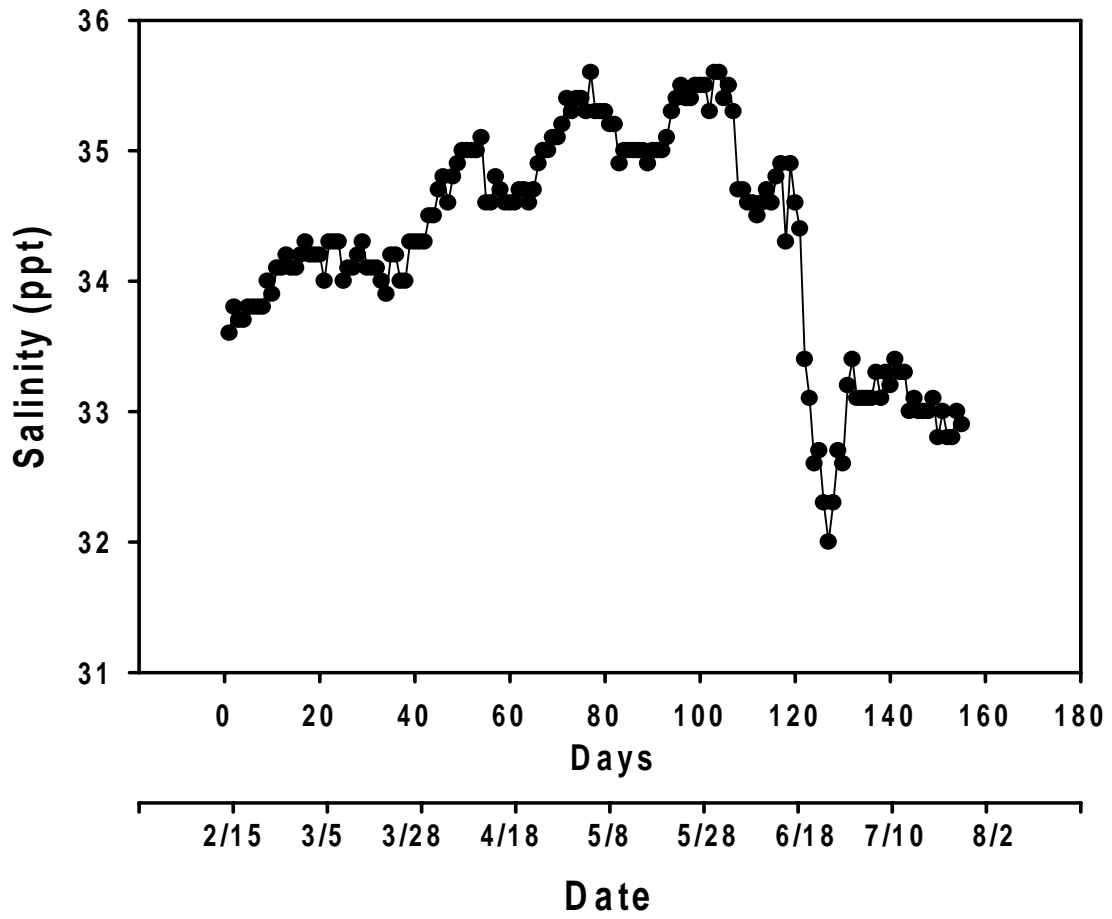


그림 53. 155일간 전복 순환여과 사육 시스템 내 염분도 변화.

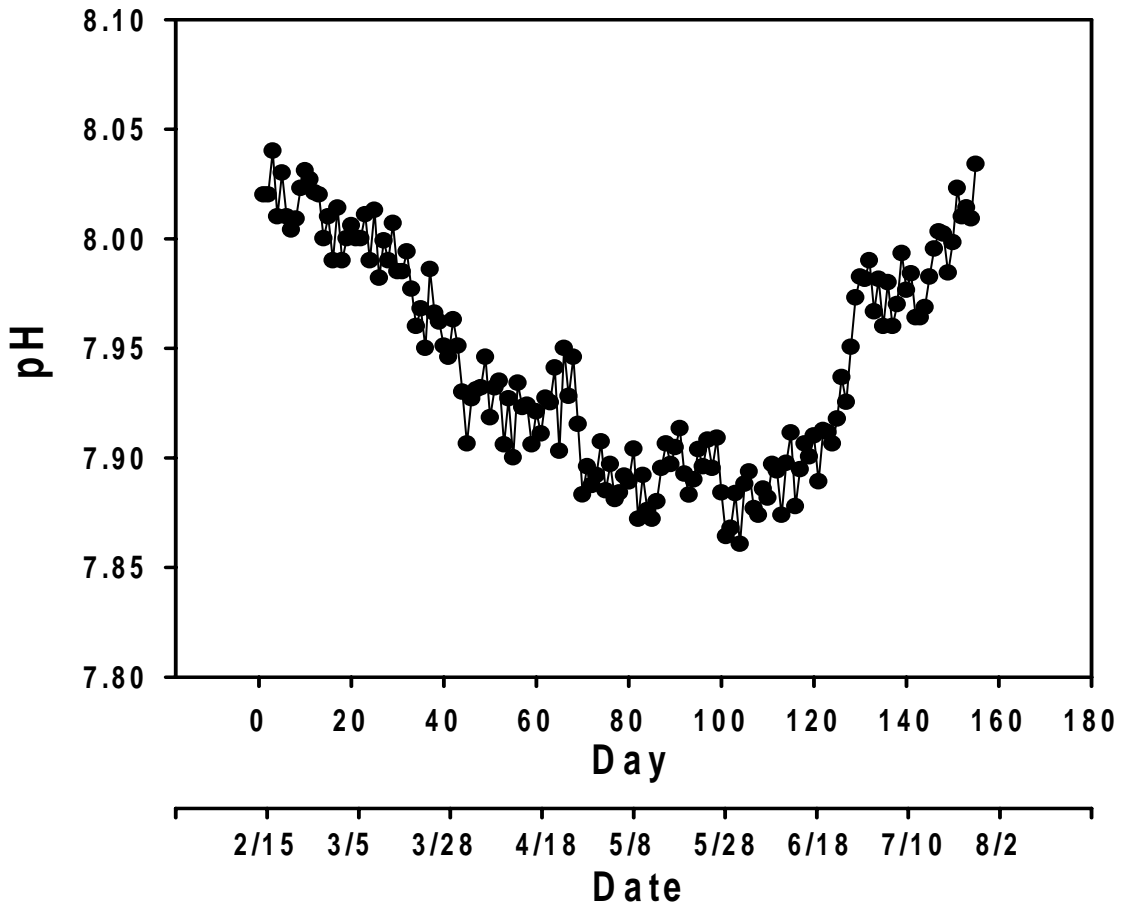


그림 54. 155일간 전복 순환여과 사육 시스템 내 pH 변화.

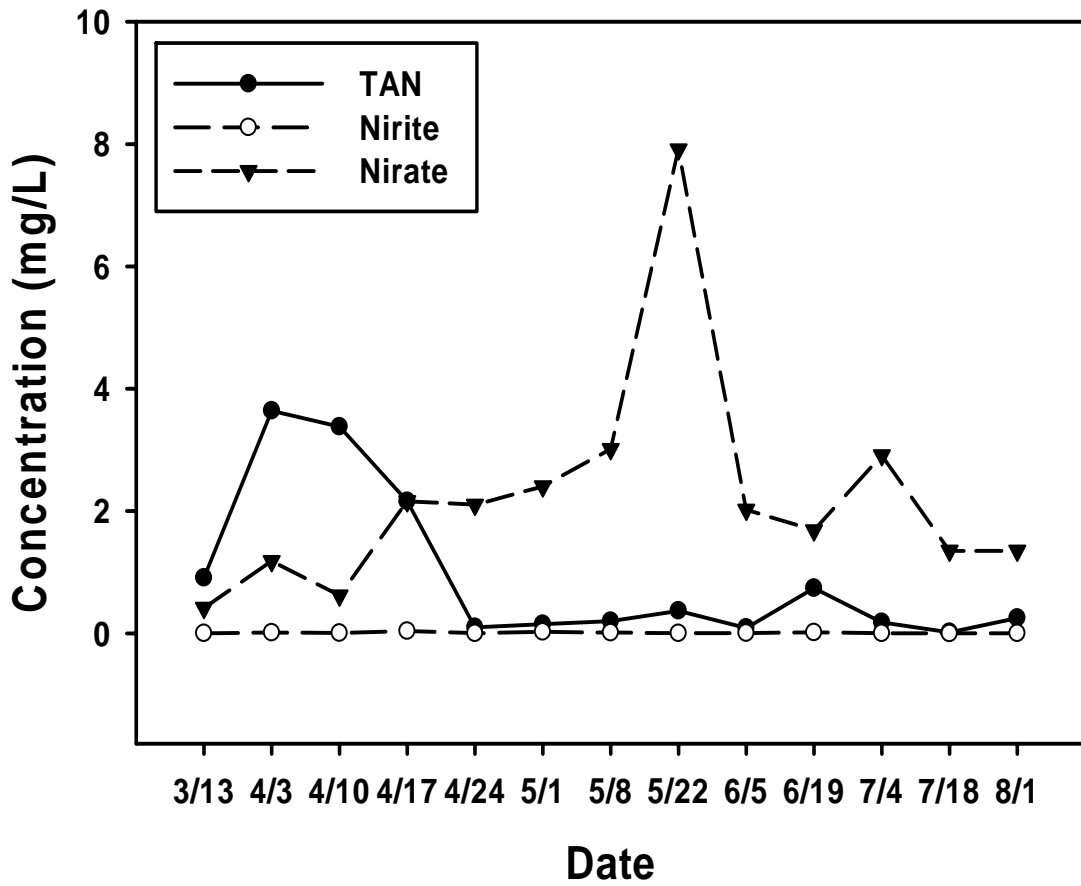


그림 55. 155일간 전북 순환여과 사육 시스템(저수조) 내 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소 농도 변화.

125일간 사육실험을 실시하면서 모래유동층 여과조가 완전히 숙성된 후 측정된 수질 자료를 주차별로 pooling하여 평균값을 비교하였다(표 30). 여과조 숙성 이후, TAN 농도는 group A, B, C에서 각각 0.16 ± 0.19 , 0.20 ± 0.23 , 0.20 ± 0.23 mg/L의 값을 보였다. 각 사육밀도별 TAN 농도는 가장 밀도가 낮았던 group A에서 가장 낮았고($P < 0.05$), group B와 C는 차이가 없었다($P > 0.05$). 아질산 질소 농도는 세 group 모두 매우 낮은 농도로 차이가 없이 유사하였다($P > 0.05$). Group A, B, C에서 질산 질소 농도는 각각 1.79 ± 0.81 , 2.04 ± 0.86 , 2.64 ± 1.07 mg/L로 나타나, group A와 B는 평균 간에 차이가 없었고($P > 0.05$), group C에서 가장 높았다($P < 0.05$). 부유고형물의 농도는 각각 2.04 ± 1.08 , 2.88 ± 1.56 , 3.11 ± 1.56 mg/L로, TAN 농도 변화에서 나타난 경향과 유사하게 저밀도 수용 실험구인 group A에서 가장 낮았고($P < 0.05$), group B와 C는 차이가 없었다($P > 0.05$). 본 실험에서 아질산 질소는 사육밀도에 따른 일정한 경향 없이 유사하였고, TAN, 질산 질소, 부유고형물 농도는 사육밀도가 증가하면서 사육 수조 내 각 수질 요인들의 농도가 다소 증가하는 경향이였다.

또한 저수조, hydrocyclone, 침전조, 모래 유동층 여과조 그리고 포말분리기 전·후의 사육수를 채수하여, TAN, 아질산 질소, 질산 질소, 부유고형물 농도를 측정하였다. 앞선 경우와 동일하게, 여과조가 완전히 숙성되어 안정적인 농도를 유지한 이후부터 측정된 주차별 수질자료를 pooling 하고 평균값들을 비교하여, 각 수처리 장치의 효과 여부를 평가하였다.

TAN 농도의 경우, 사육 수조로부터 배출된 사육수가 모이는 저수조에서 TAN 농도가 0.23 ± 0.22 mg/L로 가장 높았고(표 31), 모래유동층 여과조로부터 배출된 배출수와 포말분리기를 통과한 유입수가 모두 0.17 ± 0.21 mg/L로 가장 낮았다($P < 0.05$). Hydrocyclone으로부터 배출된 사육수 내 TAN 농도는 0.20 ± 0.21 mg/L로 나타나, 저수조로부터 hydrocyclone을 거치면서 TAN 농도가 다소 감소하였으나, 평균 간에 차이는 없었다($P > 0.05$). 순환펌프에 의해 저수조, hydrocyclone, 모래 유동층 여과조, 포말분리기를 거치면서, TAN 농도는 점차적으로 감소하였으며, 모래 유동층 여과조로부터 배출된 사육수 내 TAN 농도가 저수조 내 TAN 농도보다 낮아, 모래유동층 여과조에 의해 TAN이 효과적으로 산화되었다. 아질산 질소 농도는 여과조 숙성 이후, 매우 빠르게 질산염으로 산화되어, 모두 0.01 ± 0.01 mg/L 이하의 매우 낮은 농도를 유지하여 평균 간에 차이가 없었다($P > 0.05$). 질산 질소 농도는 모래 유동층 여과조로부터 배출된 사육수에서 3.00 ± 1.11 mg/L로 가장 높았고, hydrocyclone으로부터 배출된 사육수에서 1.90 ± 0.55 mg/L로 가장 낮았다($P < 0.05$). 저수조에서 배출된 사육수 내 질산 질소 농도는 2.75 ± 2.03 mg/L로 hydrocyclone을 거치면서 1.90 ± 0.55 mg/L로 낮아졌다($P < 0.05$). 모래 유동층 여과 후, 질산 질소 농도는 3.00 ± 1.11 mg/L로 모래 유동층 여과조의 유입 농도인 1.90 ± 0.55 mg/L보다 높아졌으며($P < 0.05$), 포말분리기를 통과하면서 다소 감소하였으나 평균 간에 차이는 없었다($P > 0.05$). 부유고형물 농도는 수처리 장치들을 통과하면서 명확한 증감의 경향을 나타내었다. 저수조 내 부유고형물의 농도가 3.38 ± 1.20 mg/L로 가장 높았고, 포말분리기를 통과한 유입수에서 1.61 mg/L로 가장 낮았다($P < 0.05$). Hydrocyclone에 의해 처리된 사육수 내 부유고형물 농도는 2.30 ± 0.58 mg/L로 저수조 내 부유고형물 농도인 3.38 ± 1.20 mg/L

보다 감소하였다($P < 0.05$). Hydrocyclone으로부터 배출된 사육수는 모래 유동층 여과조로 유입되었는데, 이 때 부유고형물 농도는 모래 유동층 여과조를 거치면서 다시 2.51 ± 0.81 mg/L로 상승하였으나, 평균 간에 차이는 없었다($P > 0.05$).

표 30. 모래 유동층 여과조 숙성 이후, 사육 밀도에 따른 사육 수조 내 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소, 부유 고형물 농도 변화

	TAN	Nitrite	Nitrate	suspended solid
	mg/L			
Group A	0.16 ± 0.19^a	0.01 ± 0.01^a	1.79 ± 0.81^a	2.04 ± 1.08^a
Group B	0.20 ± 0.23^b	0.01 ± 0.01^a	2.04 ± 0.86^a	2.88 ± 1.56^b
Group C	0.20 ± 0.24^b	0.00 ± 0.00^a	2.64 ± 1.07^b	3.11 ± 1.56^b

Values are means \pm STD of triplicate groups.
Means \pm STD within the same column having the same superscript are not significantly different at $P < 0.05$ based on Duncan's multiple range test.

표 31. 모래 유동층 여과조 숙성 후, 각 수처리 장치 전후의 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소, 부유고형물 농도 변화

	TAN	Nitrite	Nitrate	suspended solid
	mg/L			
Sump	0.23±0.22 ^b	0.01±0.01	2.75±2.03 ^{ab}	3.38±1.20 ^c
Hydrocyclone	0.20±0.21 ^{ab}	0.01±0.01	1.90±0.55 ^a	2.30±0.58 ^b
Sediment chamber	0.20±0.21 ^{ab}	0.01±0.01	2.41±0.87 ^{ab}	2.24±0.70 ^b
Fluidized sand filter	0.17±0.21 ^a	0.01±0.01	3.00±1.11 ^b	2.51±0.81 ^b
Inlet (after FF)*	0.17±0.21 ^a	0.01±0.01	2.13±0.85 ^{ab}	1.61±0.84 ^a

*FF: foam-fractionator
 Values are means±STD of triplicate groups.
 Means±STD within the same column having the same superscript are not significantly different at P<0.05 based on Duncan's multiple range test.

(4) Pilot 수처리 장치 성능 평가 모델의 적합성 검토

2장에서 도출한 hydrocyclon과 포말분리기의 일간 고형물 제거량을 예측하는 모델에 의한 예상값과 사육 실험 중 측정된 실측값을 각각 그림 56과 57에 나타내었다. 또한 두 회귀식의 기울기와 절편의 동질성을 평가하기 위한 검정통계량을 구하기 위해 두 회귀식에 대한 완전모형과 축소모형의 분산분석 결과를 hydrocyclone과 포말분리기에 대해 각각 표 32와 33에 나타내었다.

Hydrocyclone의 경우, 표 32에 나타난 잔차제곱합을 이용하여 계산한 검정 통계량은

$$F_0 = \frac{(2.198 - 1.950)/(48 - 46)}{1.950/46} = 2.93$$

이었다. 이때 a 가 5와 1%인 $F(a, 2, 46)$ 값이 각각 3.20과 5.10로서, F_0 값이 5% 유의수준에서 $F(a, 2, 46)$ 보다 작아 5% 유의수준에서 기울기와 절편이 같아, 2장에서 도출한 hydrocyclone의 처리 수량 당 일간 고형물 제거량 모델에 의한 예측이 적절하였다.

포말분리기의 경우, 표 33에 나타난 잔차제곱합을 이용하여 계산한 검정 통계량은

$$F_0 = \frac{(0.522 - 0.449)/(60 - 58)}{0.449/58} = 4.71$$

이었다. 이 때 a 가 5와 1%인 $F(a, 2, 58)$ 값이 각각 3.16과 4.99로서, F_0 값이 1% 유의수준에서는 $F(a, 2, 58)$ 보다 작았으나 5% 유의수준에서 $F(a, 2, 58)$ 보다 더 컸다. 따라서 4장에서 도출한 포말분리기의 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량은 5% 유의수준에서는 기울기와 절편이 동일하지 않아 적절히 제거량을 예측하지 못하였고, 1% 유의수준에서 모델식이 공기 주입량 당 일간 고형물 제거량을 적절히 예측하였다.

모래 유동층 여과조는 2장에서 도출한 일간 TAN 제거량 예측 모델식을 통해 도출한 예상값과 실험에 의한 실측값을 비교 평가하였다. 2장에 나타난 모래 유동층 여과조의 일간 TAN 제거량 모델은 유입 TAN 농도에 따른 TAN 제거 경향이 비선형 관계를 가졌다. 이와 동일하게 성장 실험 중 측정된 실측값 역시 유입 TAN 농도가 증가하면서 일간 제거량의 증가 폭이 감소하는 비선형 관계를 나타내었다. 따라서 모델식과 실측값의 비교 평가를 위하여, 유입 TAN 농도를 log 식을 이용하여 변수 변환하고 두 비선형 회귀식을 직선형으로 전환한(그림 58) 후, 기울기와 절편의 동질성 검정을 실시하였다. 또한 2장의 모델식에서 나타났듯이, 각 수온에서 모래 유동층 여과조의 제거 성능이 나타나는 최저 TAN 농도는 12, 16, 20℃에서 각각 0.24, 0.11, 0.06 mg/L 이었다. 따라서 두 회귀식의 비교는 수온 16℃를 기준으로 유입 TAN 농도가 측정값들 중 0.11 mg/L이상인 것을 이용하여 실시하였다.

모래 유동층 여과조의 경우, 표 34에 나타난 잔차제곱합을 이용하여 계산한 검정 통계량은

$$F_0 = \frac{(44,216.794 - 35,012.797)/(24 - 22)}{35,012.797/22} = 4.86$$

이었다. 이 때 a 가 5와 1%인 $F(a, 2, 22)$ 값이 각각 3.44와 5.72로서, F_0 값이 1% 유의수준에서 $F(a, 2, 22)$ 보다 작았으나 5% 유의수준에서 $F(a, 2, 22)$ 보다 더 컸다. 따라서 5장에서 도출한 모래 유동층 여과조의 일간 TAN 제거량은 5% 유의수준에서는 기울기와 절편이 동일하지 않은 것으로 나타나 적절히 제거량을 예측하지 못하였으나, 1% 유의수준에서는 모델식이 일간 TAN 제거량을 적절히 예측할 수 있었다.

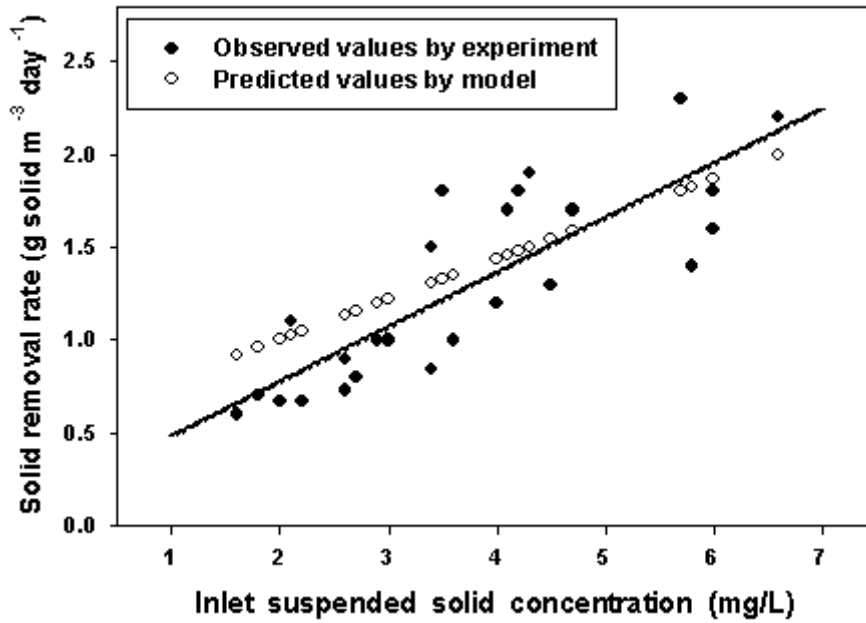


그림 56. 모델식에 의한 hydrocyclone의 예상 제거량과 pilot 시스템 내 실제 제거량의 비교.

표 32. 모델식에 의한 hydrocyclone의 예상 제거량 회귀식과 pilot 시스템 내 실제 제거량 회귀식 간의 F 검정 (동질성 검정)

Analysis of variance for full model					
Parameter	df	Sum of square mean		<i>F</i> value	<i>P</i> value
		Observed removal rate	Predicted removal rate		
Regression	1	4.337	2.372		
Residual	23	1.950	0.000		
Total	24	6.287	2.372		

Analysis of variance for reduced model					
Parameter	df	Sum of square mean	square mean	<i>F</i> value	<i>P</i> value
Regression	1	6.562	6.562	143.280	0.000
Residual	48	2.198	0.046		
Total	49	8.760			

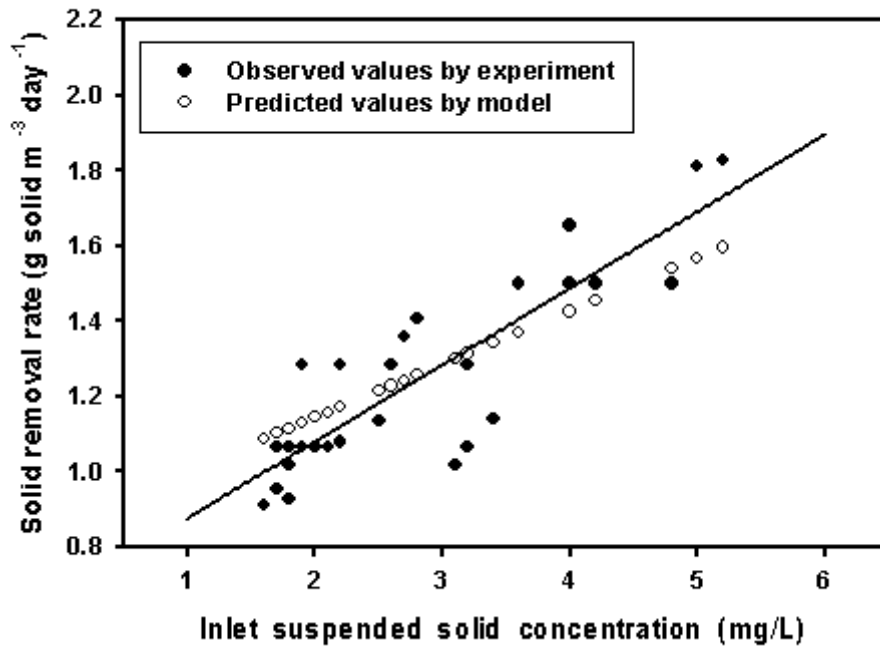


그림 57. 모델식에 의한 포말분리기의 예상 제거량과 pilot 시스템 내 실제 제거량의 비교.

표 33. 모델식에 의한 포말분리기의 예상 제거량 회귀식과 pilot 시스템 내 실제 제거량 회귀식 간의 F 검정 (동질성 검정)

Analysis of variance for full model					
Parameter	df	Sum of square mean		<i>F value</i>	<i>P value</i>
		Observed removal rate	Predicted removal rate		
Regression	1	1.441	0.692		
Residual	29	0.449	0.000		
Total	30	1.890	0.692		

Analysis of variance for reduced model					
Parameter	df	Sum of square mean	square mean	<i>F value</i>	<i>P value</i>
Regression	1	2.065	2.065	237.263	0.000
Residual	60	0.522	0.009		
Total	61	2.587			

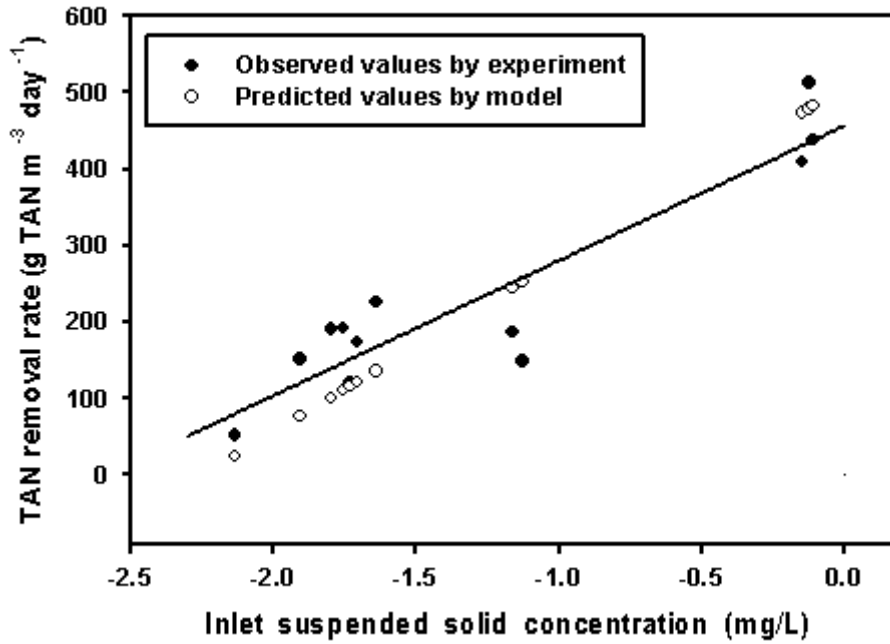


그림 58. 모델식에 의한 모래 유동층 여과조의 예상 제거량과 pilot 시스템 내 실제 제거량의 비교. (from X to Ln(X)).

표 34. 모델식에 의한 모래 유동층 여과조의 예상 제거량 회귀식과 pilot 시스템 내 실제 제거량 회귀식 간의 F 검정 (동질성 검정)

Analysis of variance for full model					
Parameter	df	Sum of square mean		<i>F value</i>	<i>P value</i>
		Observed removal rate	Predicted removal rate		
Regression	1	196,572.473	32,3128.393		
Residual	11	35,012.797	0.000		
Total	12	231,585.271	32,3128.393		
Analysis of variance for reduced model					
Parameter	df	Sum of square mean	square mean	<i>F value</i>	<i>P value</i>
Regression	1	511,878.502	511,878.502	277.838	0.000
Residual	24	44,216.794	1,842.366		
Total	25	556,095.296			

제 3 절 상업적 시스템의 안정화를 위한 최종 공정 모델 개발

1. 재료 및 방법

3장 2절의 pilot 시스템을 운전하면서 발생한 운전상 문제점을 보완하고 상업적 운전을 위해 사육 수조와 각 수처리 장치들의 configuration을 변경하였다. 변경한 시스템을 이용하여 장기간 전복 사육 실험을 진행하면서, 전복의 성장과 사육 시스템 내 사육 수질을 평가하였다.

2. 결과

가. 시스템의 configuration 변경 및 최종 공정 모델 개발

(1) 전복 사육수조(적용 유속 보정)

Pilot 시스템 성능 평가 및 사육 실험을 진행하는 동안 사육 수조 내 고형물의 자동적인 배출을 위해 산정하였던 16 cm/sec의 유량이 사육수조로부터 고형물을 충분히 배출하기에 부족하였다. 따라서 기존 총 순환수량은 유지하고 2개의 사육수조를 제거한 후, 사육 수조 바닥 쪽의 유속이 약 21 cm/sec가 되도록 변경하였다.

(2) 고형물 제거장치(규격 및 layout 변경)

고형물 제거장치(hydrocyclone)는 고밀도 전복 사육수조 내 고형물 배출을 위해 정한 필요유입수량(216 L/min)과 2장의 실험결과로부터 도출한 장치의 크기 비율을 기준으로 규격을 결정하였다. Pilot 시스템을 제작·설치하였을 당시에는 hydrocyclone의 장치 이상 발생 시 시스템의 운전을 중단시키지 않고도 안정적으로 운전할 수 있도록 동일한 규격으로 2개를 설치하였다. 그러나 시스템 운전 중 시스템의 복잡성과 동일한 규격으로 제작 설치하였음에도 불구하고 두 장치간에 압력 불균형으로 효율에 차이가 있고, 고형물 배출구의 직경이 너무 작아 배출구가 자주 막히는 현상이 발생하였다. 따라서 고형물 제거에 있어서 설치의 단순화, 장치간의 불균형 해소, 배출구 막힘 현상을 방지하기 위하여 큰 규격의 hydrocyclone 1개를 설치하고 시스템을 운전하였다(그림 59).

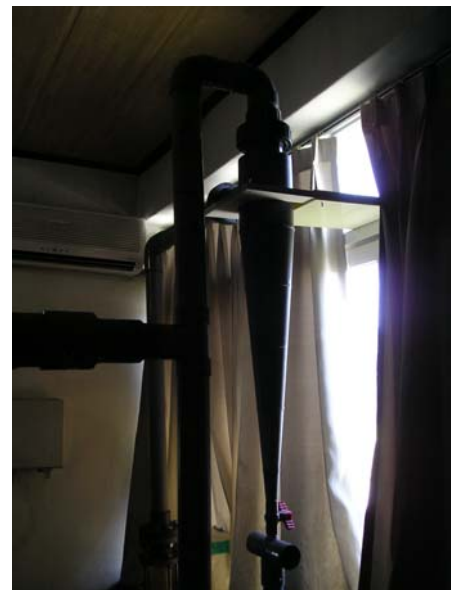


그림 59. 최종 공정 모델 시스템 내 hydrocyclone.

장치의 운전조건 중 점선유입유속은 2차년도와 동일하게 앞서 도출된 hydrocyclone의 결과에서, 모든 수온과 고형물 부하량에 대해 최대 제거량, 제거효율 및 최소 underflow rate를 나타내는 2.6 m sec 이 되도록 하였으며, 이 기준에 대한 hydrocyclone의 규격을 표 35에 나타내었다. 장치는 PVC 봉을 이용하여 선반 가공·제작하였으며, 장치의 아래쪽으로 물과 함께 연속적으로 배출되는 고형물을 집적하기 위해 기존의 침전조를 장치 아래쪽 콘 모양의 끝부분과

연결하였다. Underflow rate는 1, 2차년도 연구결과에서 수온 16°C, 3.7 m sec의 접선유입유속으로 운전한 hydrocyclone에서 나타난 6.2%가 되도록 밸브를 이용하여 조절하였다.

표 35. 최종 공정 모델 시스템 내 hydrocyclone의 규격

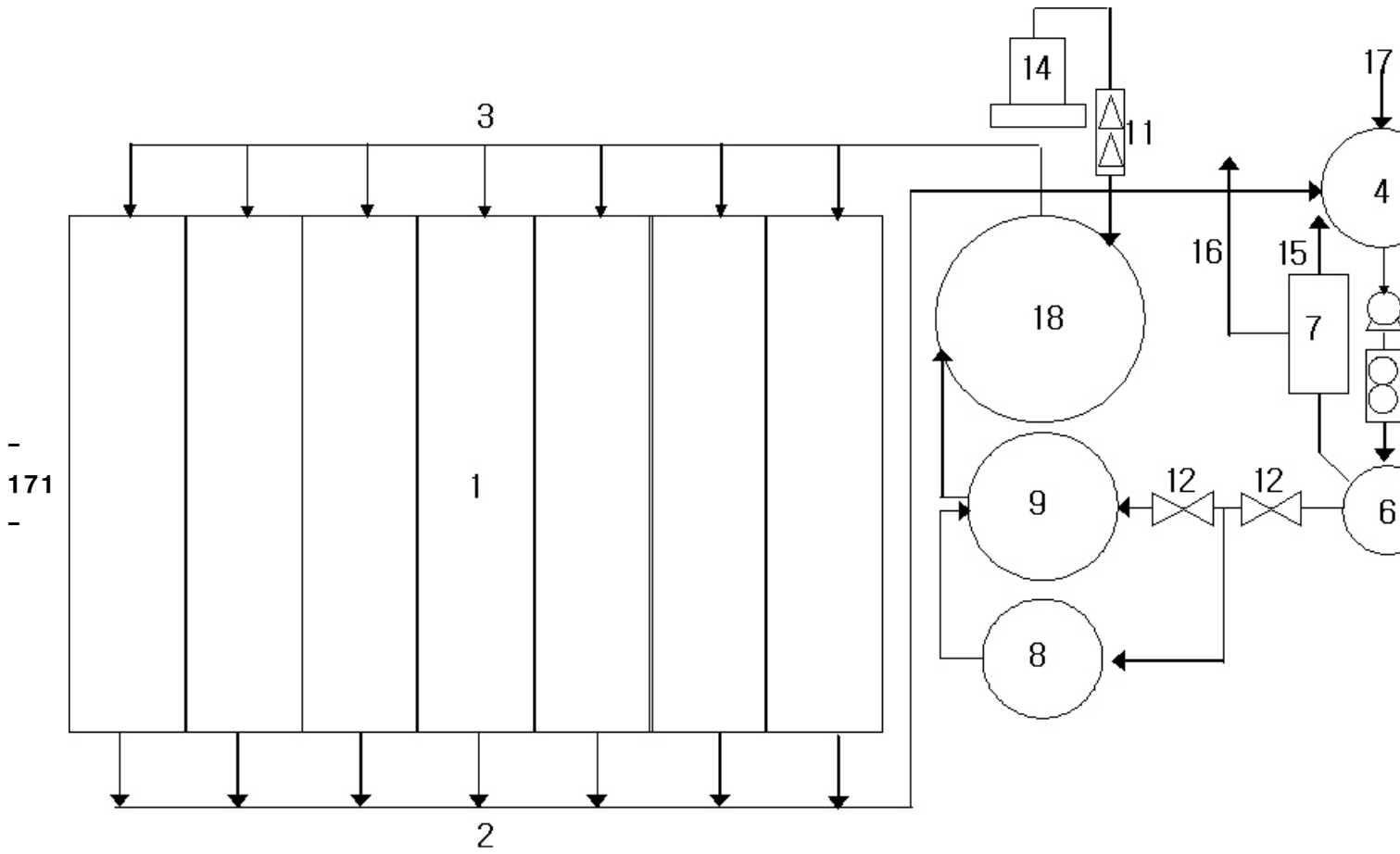
	Dimension	
	ratio	mm
Cyclone diameter	1.0D	125.0
Inlet diameter	0.5D	62.5
Cylinder length	1.5D	187.5
Cone length	6.0D	750.0
Vortex finder diameter	0.6D	75.0
Vortex finder length	0.6D	75.0
Spigot diameter	0.16D	20.0

(3) 생물학적 여과조(규격 및 layout 변경)

모래 유동층 여과조의 규격은 최대 TAN 제거량을 나타낸 수리학적 상승속도 1.0 cm/sec가 되도록 정하였다. 높이는 다른 수처리 장치들의 높이와 연결이 가능한 범위에서 모래가 유출되는 것을 방지하기 위하여 최대한 높였으며, 고형물 제거장치에 의한 수두손실로 감소되는 유량을 감안하여 계산된 직경인 400 mm보다 작은 직경 300 mm PVC 파이프를 이용하여 2개의 모래 유동층 여과조를 설치하였다. 그러나 pilot 시스템 운전 중 2개의 모래 유동층 여과조에 가해지는 압력이 동일하지 않아 불균형하여 한쪽의 모래 유동층 여과조 내 여과 모래가 균일하게 부유하지 않고 침강하여 모래 유동층 여과조의 운전이 문제점이 발생하였다. 따라서 1개의 모래 유동층 여과조만을 설치·운전하고 모래 유동층 여과조와 포말분리기를 병렬 배열함으로써 모래 유동층 여과조에 가해지는 수두 압력을 조절하여 여과 모래를 안정적으로 부양할 수 있도록 하였다. 또한 포말분리기로부터 유출된 사육수가 직접 유입수관으로 유입되게 되면, 포말분리기로부터 유출되는 사육수에 의해 밀려나온 공기 방울들로 인해 유입수관에 공기가 유입될 수 있다. 즉, 유입수관에 공기가 유입수관 내 사육수의 유통을 방해하여 각 수조마다 유입수가 균일하지 않은 결과를 초래하여 사육수조 바닥의 고형물을 자동 배출하기 위한 일정한 유속을 유지하지 못하게 된다. 따라서 포말분리기로부터 나온 사육수가 유입수관으로 들어가기 전에 이러한 현상을 방지하고 시스템 전체의 안정성을 높이고 CO² 탈기 효과 및 부가적인 질산화 효과를 얻을 수 있도록 플라스틱 매질로 채워진 살수식 여과조를 설치하였다(그림 60). 상업적 적용을 위해 시스템 안정성을 높여 설치한 시스템 모식도를 그림 61에 나타내었다.



그림 60. 최종 공정 모델 시스템 내 살수식 생물학적 여과조.



-
171
-

그림 61. 최종 전복 순환여과 사육 시스템 공정 모델. 1: 고밀도 사육수조. 2: 배수관, 3: 유입수관, 4: 저수조, 5: 순환펌프, 6: hydrocyclones(고형물 제거장치), 7: 침전조, 8: 모래 유동층 여과조, 9: 포말분리조, 10: 사육수 유량계, 11: 공기 유량계, 12: 조절 밸브, 14: 에어블로워, 15: 침전조 overflow, 16: 고밀도 사육 배출수관, 17: 보충수. 18: 살수식 생물학적 여과조.

라. 시스템 성능 평가(전복의 성장-장기 사육)

529일간 장기 전복 사육 실험을 실시한 결과, 각 수용밀도별 실험구인 group A, B, C에서 최종 무게와 각장은 각각 28.4 ± 1.7 , 28.4 ± 0.1 , 24.9 ± 0.1 g과 57.2 ± 0.4 , 56.2 ± 0.8 , 54.7 ± 0.9 mm로 나타나(표 36), 사육 밀도가 가장 높았던 group C에서 개체 무게와 각장이 유의하게 낮았다 ($P < 0.05$). 각 group에서 개체 증중량도 group A, B, C에서 각각 26.2 ± 1.7 , 26.2 ± 0.1 , 22.7 ± 0.1 g으로 group C에서 가장 적었다. 먹이 계수의 경우도, group C에서 28.8 ± 1.1 로 26.6 ± 0.02 와 26.4 ± 0.2 의 먹이 계수를 보인 group B와 C보다 나빴다($P < 0.05$). 그러나 일간 각장 성장은 각 실험구에 대해 각각 61.4 ± 0.4 , 59.8 ± 1.9 , 57.3 ± 2.4 $\mu\text{m day}$ 로 사육밀도가 증가하면서 다소 감소하는 경향이었으나, 실험구간에 차이는 없었다($P > 0.05$).

생존율의 경우도 일간 각장 성장과 같이 사육 밀도가 증가하면서 다소 감소하는 경향이었으나 실험구간에 차이는 없었다.

표 36. 최종 공정 모델 시스템 내에서 529일간 실험 사육한 전복의 성장 및 생존율

		Group A	Group B	Group C
Initial	Total wt. (g)	1,549.3±40.0 ^c	2,962.0±17.4 ^b	4,103.0±53.7 ^a
	Number	700	1,300	1,910
	Individual wt. (g)	2.21±0.16 ^a	2.15±0.13 ^a	2.28±0.11 ^a
	Shell length (mm)	24.9±0.3 ^a	24.4±0.3 ^a	24.7±0.3 ^a
Final	Total wt. (g)	15,512.4±31.8 ^c	28,177.5±124.3 ^b	36,106.0±1259.8 ^a
	Number	547±32 ^c	991±7 ^b	1,452±58 ^a
	Individual wt. (g)	28.4±1.7 ^a	28.4±0.1 ^a	24.9±0.1 ^b
	Shell length (mm)	57.2±0.4 ^a	56.2±0.8 ^{ab}	54.7±0.9 ^b
Total weight gain (g)		31,987.5±1,325.5 ^a	25,211.5±101.7 ^b	13,983.4±32.0 ^c
Individual weight gain (g)		26.2±1.7 ^a	26.2±0.1 ^a	22.7±0.1 ^b
Daily increase of the shell length (μm day)		61.4±0.5 ^a	59.8±1.9 ^a	57.3±2.4 ^a
Feed Conversion in wet basis		26.6±0.1 ^b	26.4±0.2 ^b	28.8±1.1 ^a
Survival rate (%)		78.2±4.5 ^a	76.2±0.5 ^a	76.0±3.0 ^a

Values are means±STD of triplicate groups.

Means±STD within the same row having the same superscript are not significantly different at $P < 0.05$ based on LSD.

마. 시스템의 성능 평가(장기 수질 모니터링)

529일간 자연해수와 순환여과 사육 시스템 내 사육수의 수온 변화를 그림 62에 나타내었다. 실험 중 자연수온은 최저 5.2℃까지 하강하였고, 고수온기에 접어들면서 실험 말기에는 23.9℃까지 증가하여 넓은 수온 범위를 나타내었고 일교차도 컸다. 실험 120일째부터 목표 사육수온인 16℃를 자연수온이 넘어서기 시작하였다. 그리고 운전 100일째부터 낮 동안에 외부 기온의 상승으로 사육 시스템 내부 기온이 상승하여 사육수의 수온이 목표 수온 이상으로 상승하여 2kw 용량의 냉각기를 운전하였다. 냉각기와 히터를 이용하여 실험 전 기간 동안 사육수의 수온을 평균 16.3 ± 1.1 ℃를 유지할 수 있었다. 그러나 본격적인 하절기에 접어드는 150일째부터는 시스템 내 사육 수온을 목표 수온인 16℃로 유지하기에 냉각기의 용량이 크게 모자라 과열로 인해 오작동이 빈번하였다. 실제 순환여과 시스템을 이용할 경우, 동절기간 중 사육수온의 하강을 방지하기 위한 노력보다 실내 기온의 상승으로 하절기 수온 상승을 방지하는 것이 더 어려웠다. 따라서 자연수온과 유사한 정도에서 사육수온을 유지하였다. 실험 400일째부터는 사육수온을 약 18℃정도로 올려 전복을 사육하였다. 총 529일간 시스템을 운전하면서 소비된 총 소비 전력량은 26,541 kwh이었으며, 이 중 순환펌프에 의한 소비 전력량이 56.1%로 가장 높았고, 에어블로워, 히터, 냉각기에 의한 소비 전력량이 각각 18.5, 15.2%, 10.3%의 순이었다(그림 63). 순환펌프에 의한 전력 소비가 가장 높았고, 다음이 히터와 냉각기 그리고 에어 블로워의 순이었다.

새물의 보충은 포말분리기의 overflow와 hydrocyclone 아래쪽에 설치된 침전조의 배출수를 보충하기 위해 이루어졌으며 529일의 사육 실험을 진행하는 동안 보충수의 비율은 총 수량의 약 4~5% 정도로 매우 낮았다.

염분도는 실험 기간 동안 평균 33.9 ± 0.9 ppt이었으며, 실험 시작 후부터 염분도는 지속적으로 증가하여 실험 105일경에 35.6 ppt까지 상승하였다(그림 64). 지속적인 염분도의 상승을 방지하기 위하여 115일째부터 일정하게 소량의 환수를 매일 유지하면서 안정되었다. pH는 실험 기간 중 7.85~8.11의 범위를 나타내었으며(그림 64), 시간이 경과하면서 다소 감소하는 경향이 있어 실험 175일 경부터 자동 pH 조절 장치를 이용하여 안정적으로 유지하였다.

여과조의 숙성 후, 사육 수조 내 TAN의 농도는 평균 0.18mg/L의 농도를 지속적으로 유지하였으며, 아질산성 농도 역시 평균 0.01 mg/L로 매우 낮게 유지되었다(그림 65). 질산성 질소의 농도는 질산화 작용이 원활히 진행되면서, 소량의 일정한 환수를 실시하였음에도, 지속적으로 상승하여 508일째에 14.3mg/L까지 상승하였다. 또한 부유 고형물의 농도도 먹이 공급 시기에 따라 다소 큰 변화 폭을 나타내었으나, 최대 7 mg/L을 초과하지 않았으며, 평균 2.3mg/L의 매우 낮은 농도를 나타내어(그림 66), 전복 사육에 적절한 수질 환경을 유지할 수 있었다.

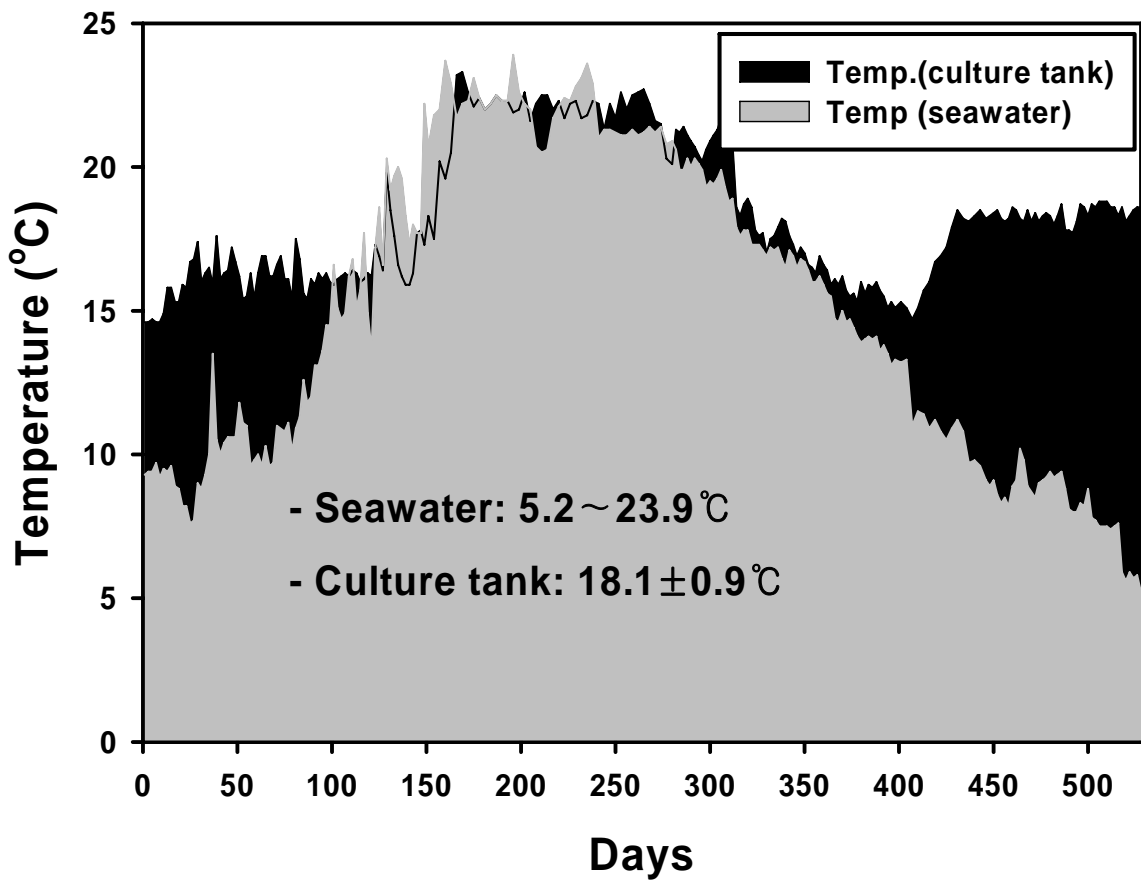


그림 62. 최종 공정 모델 시스템 내 사육 수온과 자연 해수 수온 변화(529일).

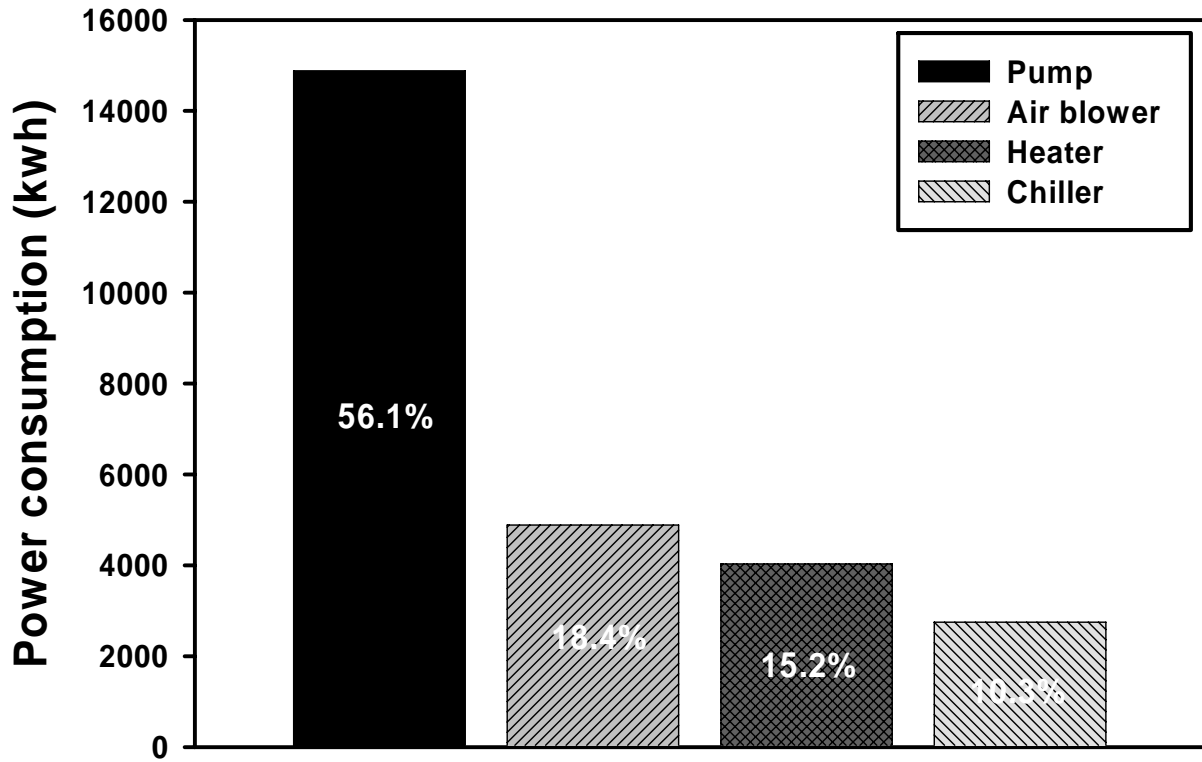


그림 63. 최종 공정 모델 시스템 내 전력 소모량(529일).

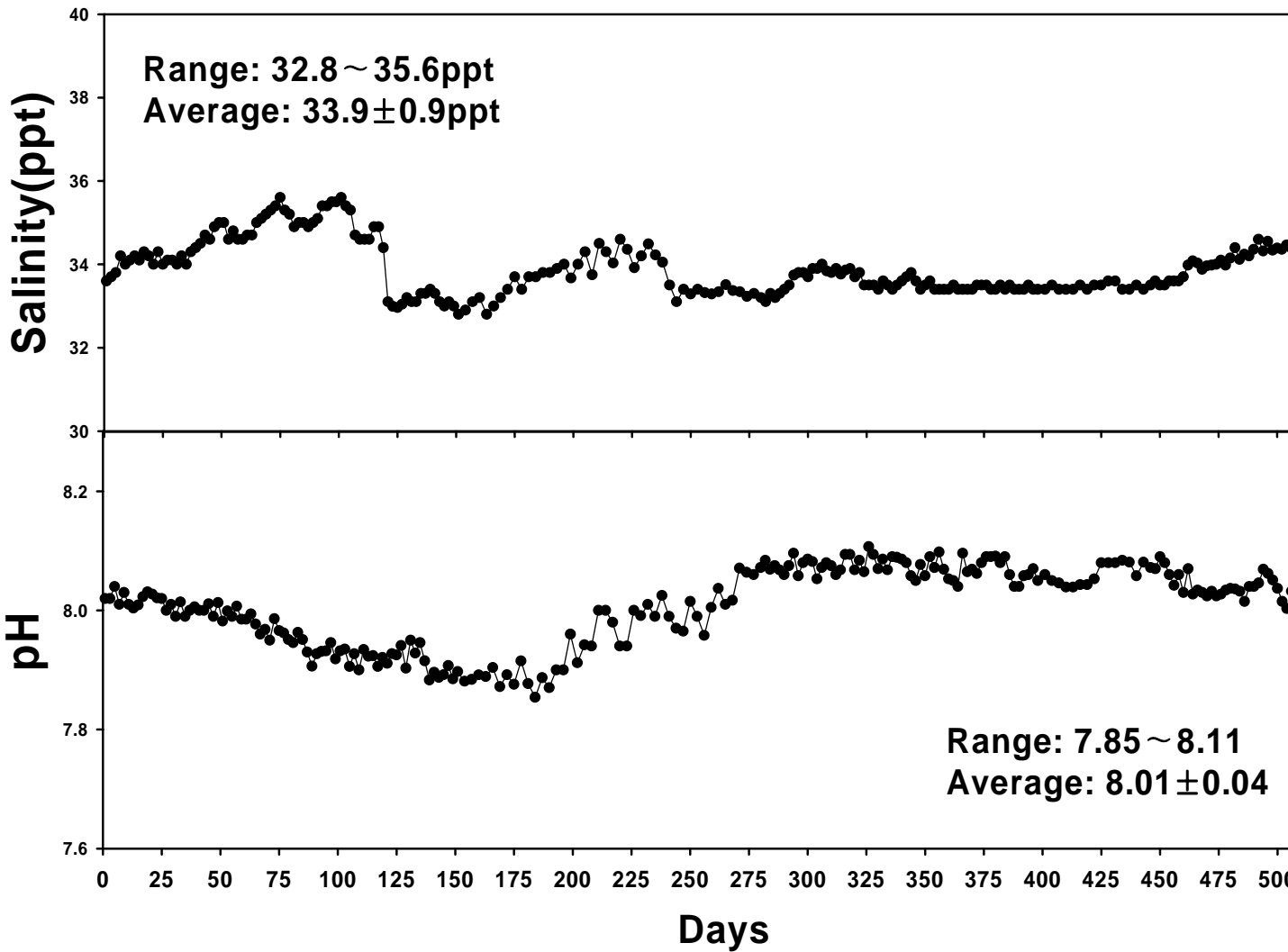


그림 64. 최종 공정 모델 시스템 내 염분과 pH 변화(529일).

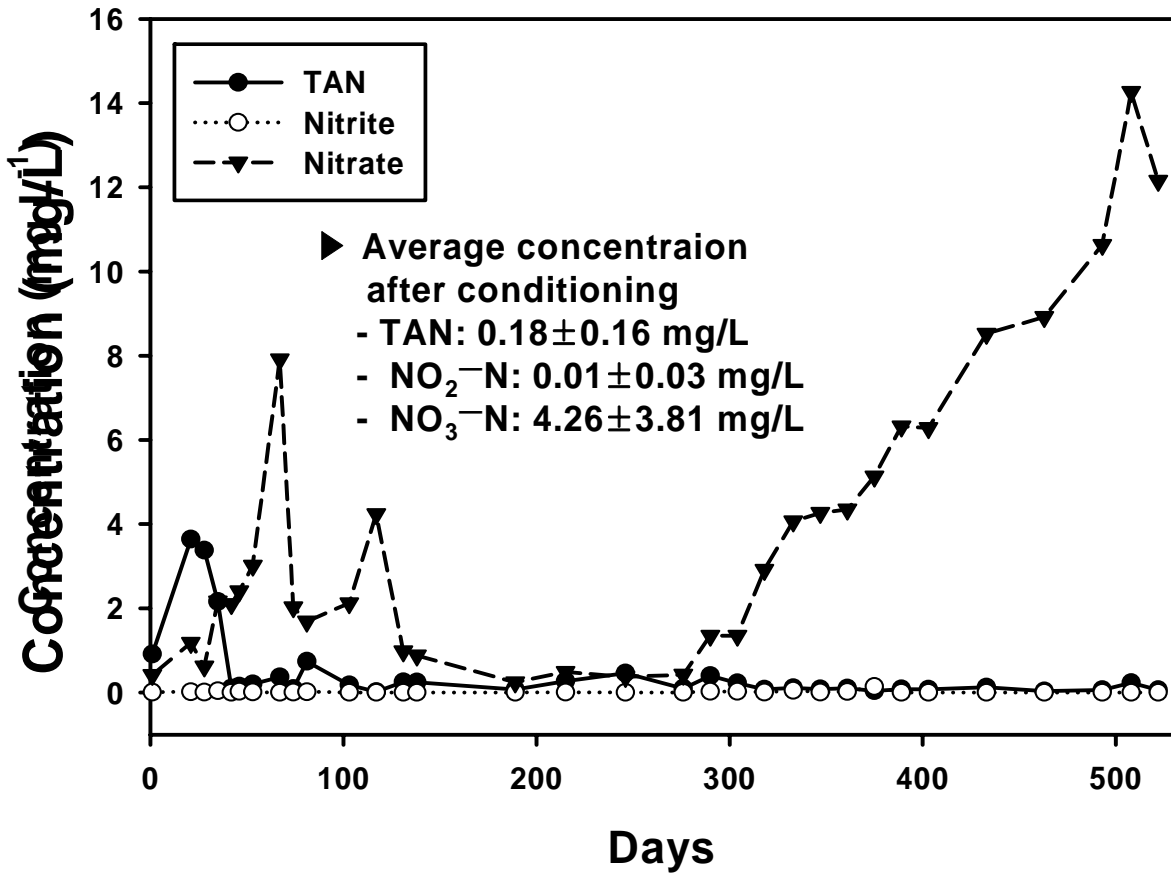


그림 66. 최종 공정 모델 시스템(저수조) 내 TAN, 아질산성 질소, 질산성 질소 농도변화(529일).

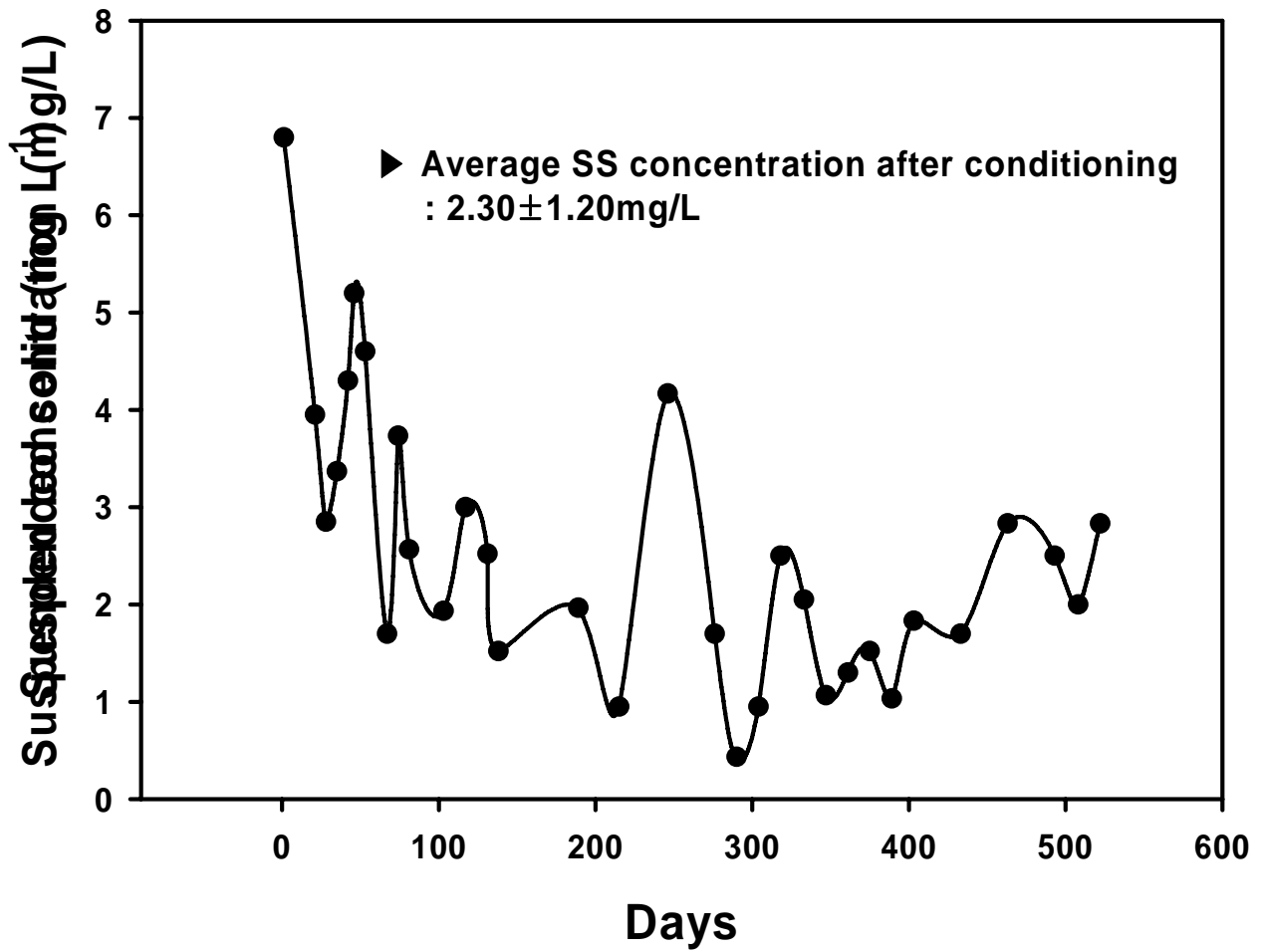


그림 66. 최종 공정 모델 시스템 내 부유 고형물 농도 변화(529일).

제 4 절 전복의 생체(패각 섹터) 변화 및 개선

1. 재료 및 방법

실험 전복은 순환여과 사육 시스템 내 사육 중이던 평균 각장 약 39.9mm의 전복을 이용하였다. 사육 시스템은 길이 2 m, 높이 0.7 m, 폭 0.5 m 크기의 raceway 2개, 높이 1.5 m, 직경 250 mm 크기의 포말분리기 1개, 150 L 용량의 고속모래 여과기 1개로 구성 되었으며, 총 수량은 약 1.8m³이었다(그림 67). 이 때 순환펌프의 유량은 80L/min으로 사육수의 순환율은 시간당 약 2.5회전이였다.

먹이에 의한 섹터 개선 효과를 관찰하기 위하여, 각 수조에 0.45 m × 0.65 m × 0.4 m 규격의 가두리를 2개씩을 설치하고, 생먹이를 먹인 대조구와 홍조원료 제작먹이를 공급한 실험구를 2반복(가두리 당 150마리 전복 수용)으로 전복을 수용하였다. 사육 시스템의 수온은 약 18℃가 되도록 2kw 히터를 이용하여 가온하여, 약 3개월간 사육 후 섹터의 변화 및 성장률과 사육수질을 평가하였다. 먹이의 공급은 가두리 내 공급한 먹이를 모두 섭취한 후, 다시 공급하였고, 먹이 공급 전 바닥의 찌꺼기를 청소하면서 전체 수량의 약 30%를 환수하였다.

대조구의 경우 완도에서 생산된 미역을 실험 먹이로 이용하였으며, 섹터 개선을 위한 먹이로 실험에 이용한 먹이는 홍조류였다. 홍조류는 2004년 6월경에 강원도 고성에서 잠수부가 직접 채집한 것을 이용하였다. 장기 보존과 제조가 쉽도록 자연건조 후 사료 분쇄기를 이용하여 분말로 만든 후, 실험 중 필요할 때 마다 제조하여 공급하였다.

2. 결과

가. 전복의 성장 및 사육수 수질 변화

평균 각장 39.9 mm의 전복을 이용하여 3개월간 홍조원료 제작먹이와 미역을 공급하면서 전복의 성장률과 사육기간 중 평균 수질 변화를 조사하였다. 홍조원료 제작먹이와 미역을 공급한 전복의 일간 각장 성장은 각각 80.0과 82.2 $\mu\text{m}/\text{day}$ 로 미역을 공급한 전복이 다소 높은 일간 각장 성장을 보였으나, 유사하여 동일한 성장을 한 것으로 판단된다(표 37). 본 실험에 나타난 일간 각장 성장은 평균 각장 1.1 cm의 *H. rufescens*를 대상으로 한 Rosen et al.(2000)과 평균 각장 1.1, 1.6, 4.4 cm의 전복을 대상으로 한 Neori et al.(2000)의 실험 결과에서 나타난 51.6~62.8 $\mu\text{m}/\text{day}$ 와 40.0~66.5 $\mu\text{m}/\text{day}$ 보다 빨랐고, Hahn(1989)과 Yoo(1989)에 의해 보고된 80~120 μm

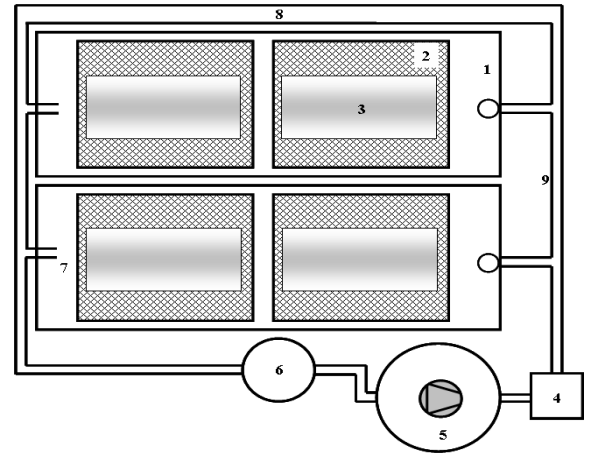


그림 67. 전복 섹터 개선 효과 실험에 이용한 전복 순환여과 모의 사육 시스템 모식도. 1: 사육수조, 2: 전복 사육 가두리, 3: 부착 파관, 4: 순환펌프, 5: 고속모래여과기, 6: 포말분리기, 7: 유입수 라인, 8: 물넘기, 9: 배출수 라인.

/day와 유사한 성장을 나타내었다.

생존율의 경우, 홍조원료 제작먹이를 공급한 전복의 생존율이 96%로 87%를 나타낸 생먹이를 공급한 전복의 생존율보다 높게 나타났다. 미역 수조 내 낮은 생존율은 실험 초기에 시스템의 숙성을 위해 환수를 매우 제한적으로 실시하면서, 홍조원료 제작먹이를 공급한 사육수조에서는 폐사가 거의 일어나지 않은 반면, 미역을 공급한 사육수조 내 농후하여 바닥에 쌓인 미역이 부패하여 수질을 악화시킴으로써 많은 폐사가 발생하였기 때문이다. 이후 주기적인 청소와 환수를 통해, 사육수의 수질을 유지하면서 유사한 생존율을 나타내었다.

표 37 . 홍조원료먹이와 미역을 공급한 전복의 각장 성장 및 증중량

	shell length (cm)		NO. (per cage)	Total weight (kg)		Survival rate (%)
	Initial	Final		Initial	Final	
<i>U. pinnatifida</i>	40.4±2.0	47.8±2.6	150	1,155.8±23.7	1,476.7±33.6	87.7
Red seaweed	39.3±2.8	46.5±2.7	150	1,156.3±31.2	1,457.6±36.7	96.3

사육수조 배출수 내 평균 암모니아 질소 농도는 홍조원료 제작먹이와 미역에 대해 각각 0.57±0.08과 0.48±0.07mg/L로 나타나, 홍조원료 제작먹이를 공급한 전복 사육수조에서 더 낮은 암모니아 질소 농도를 유지하였다(표 38). 질산질소 농도와 부유고형물 농도 역시 암모니아 질소 농도의 경향과 동일하게 홍조원료 제작먹이를 공급한 전복 사육수조에서 더 낮은 농도를 유지하였다. Colt and Armstrong(1981)은 대부분의 양식생물들이 약 2.5~9.5 mg/L의 암모니아 질소 농도에서 심각하게 성장이 저해된다고 보고하였으며, Harris et al.(1998)은 전복류인 *Haliotis laevis*가 2.7~6.2 mg/L에서 만성적으로 노출될 때 각장과 무게 성장이 느려진다고 하였다. 어류의 치어, 육성어, 갑각류, 패류 등이 대체적으로 비이온화된 암모니아 기준으로 0.04~0.96 mg/L의 농도에서 만성적인 성장의 저해를 받는다고 보고된 바 있다(Russo and Thurston, 1991; Allan et al., 1990; Epifanio and Srna, 1975). 이것은 pH가 8일 경우, 암모니아 질소 농도로 약 2.8 mg/L이상 농도에 해당하는 것이다. 본 실험에서 홍조원료 제작먹이를 공급하였을 경우, 미역을 공급하였을 때보다 낮은 암모니아 질소 농도가 유지되는 것과 더불어, 앞서 언급한 일반적인 기준 농도에 비해서도 매우 낮은 농도를 유지하였다.

표 38 . 홍조원료먹이와 미역을 공급한 전복 사육수조 배출수 내 수질변화

	TAN	Nitrite	Nitrate	SS
<i>U. pinnatifida</i>	0.57±0.08	ND	1.03±0.06	1.5±0.3
Red seaweed	0.48±0.07	ND	0.66±0.52	1.0±0.4

나. 전복 패각 색택 개선 효과

3개월간 미역을 먹이로 공급하면서 사육한 전복은 새로 자라난 패각의 색택이 기존 패각 색택과 동일하게 다소 색택이 바랜 연한 녹색을 나타낸 반면, 홍조원료 제작먹이를 공급하면서 사육한 전복의 새로 자라난 패각 색택은 먹이의 원료인 홍조류와 유사한 짙은 갈색 색택이 나타나는 것을 확인할 수 있었다(그림 68, 69).



그림 68. 홍조원료먹이를 공급하면서 사육중인 전복 치패.



그림 69. 미역과 홍조원료먹이를 공급한 전복의 치패 색택 비교.

제 5 절 고 찰

Pilot 순환여과 사육 시스템을 이용하여 125일간 전복의 성장과 수질 모니터링 실험을 실시하였으며, 이 기간 동안 수처리 장치들의 성능 평가와 더불어 제거 모델식들의 적정성을 평가하였다. 순환여과 사육 시스템 내 전복의 성장은 수용밀도가 증가하면서 다소 감소하였다. Group A, B, C의 먹이계수는 각각 24.5, 25.7, 25.9로 나타나, 수용밀도가 가장 낮았던 group A에서 먹이효율이 가장 좋았다. 그러나 세 group 모두에서 나타난 먹이계수는 전복을 이용하여 성장률을 측정한 里正 等 (1981), Shpigel and Neori (1996), Neori et al. (1998)이 보고한 20~26 범위에 포함되는 값으로 시스템 내에서 전복이 정상 성장한 것으로 판단할 수 있다. 또한 일간 체중 증가율도 먹이계수와 동일하게 가장 밀도가 낮았던 group A에서 가장 높았다. 일간 각장 성장도 group 간에 유의차는 없었으나, 사육밀도가 증가하면서 다소 감소하여, 사육 밀도가 전복의 성장에 영향을 주는 것으로 생각된다. 본 실험에서 일간 각장 성장은 69.4~79.5 μm day 범위를 나타내어 평균 각장 1.1 cm의 *H. rufescens*를 대상으로 한 Rosen et al. (2000)과 평균 각장 1.1, 1.6, 4.4 cm의 전복을 대상으로 한 Neori et al. (2000)의 실험 결과에서 나타난 51.6~62.8 μm day와 40.0~66.5 μm day보다 빨랐으나, Hahn (1989)과 Yoo (1989)에 의해 보고된 80~120 μm day보다 느린 성장을 나타내었다. 이러한 차이는 품종 간의 차이뿐만 아니라, 사육환경, 먹이 종류, 개체 크기 및 사육수온의 차이에서 기인하는 것으로 생각된다. 또한 전복의 성장은 수온에 따라 크게 달라질 수 있으며, 해조류 내 단백질 함량은 해조류의 종류에 따라 매우 차이가 크므로, 섭취하는 해조류에 따라 성장에 크게 달라질 수 있다고 하였다(Tzeng, 1975; Yang and Ting, 1986). 특히 전복은 불규칙한 먹이 섭취 습성을 가지고 있어, 환경 조건과 생리적인 영향에 의해 먹이 섭취율과 성장이 달라질 수 있으며, 작은 개체가 더 많은 먹이를 섭취한다고 하여 개체 크기에 따른 차이에 대해 여러 연구에서 고찰된 바 있다(Jee et al., 1988; Marsden and Williams, 1996; Shpigel et al., 1996). 그 밖에 여러 연구자들은 전복류의 양식 방법과 수용 밀도에 따른 각장 성장을 조사하였는데, 전복의 종류, 양식 방법, 수용 밀도에 따라 49.0~140.0 μm 의 넓은 범위의 각장 성장을 보고하였다. 대부분의 실험에서 사육밀도가 증가하면서 각장 성장이 감소한다고 보고하였으며, 사육 밀도가 2~60배 증가하면서 약 14~52% 성장이 감소한다고 하였다(Huchette et al., 2003). 이와 관련하여 해양 복족류의 경우, 사육 밀도가 증가함에 따라 먹이와 공간 경쟁 일어나 성장이 지연된다고 하였다(Hughes, 1986; Jarayabhand and Newkirk, 1989; Foster and Stiven, 1996). 본 실험에서 밀도에 따른 성장률을 조사한 앞선 연구들과 동일하게 밀도 실험구 간에 성장의 차이가 발생하였다. 그러나 세 group 모두가 정상적인 범위의 성장을 한 것으로 판단되며, 특히 각장 성장은 사육 밀도에 따라 다소 감소하는 경향이었으나 유의차가 없어 사육수조의 구조적 개선으로 충분한 부착면적을 제공할 수 있었던 것으로 생각된다. 하지만 사육 수조 내 격막의 간격이 좁고 먹이를 이 격막 사이에 공급함으로써, 먹이 탐식 활동이 제약을 받아 밀도 실험구별로 차이가 발생하는 것으로 생각된다. 고밀도 실험구에서 먹이 섭취율이 저밀도 및 중밀도 실험구보다 낮은 값을 나타낸 것은 사육 밀도에 따른 직접적인 영향보다는 고밀도와 중밀도 실험구에 비해 적은 양의

먹이가 공급됨에 따라 먹이의 탐식을 위한 이동이 비교적 자유로웠기 때문으로 생각된다. 이와 관련하여 Tahil and Juinio-Menez (1999)는 전복류가 해조류를 섭취할 경우, 먹이의 밀도가 먹이 섭취에 큰 영향을 준다고 보고하였다. 또한 고밀도에서 사육할 경우 전복이 은신처로부터 빠져나와 먹이로 이동하는데 다른 개체와 밀집된 먹이에 의해 방해받을 수 있어 먹이 섭취에 영향을 받는다고 하였다(Stoner, 1989; Mgaya and Mercer, 1994).

생존율은 group A, B, C에서 각각 93.2, 91.9, 88.6%로 나타났는데, 사육 밀도가 가장 높은 group C의 생존율이 가장 낮았고, group A와 B간에는 차이가 없었다. 따라서 1,300 마리 m^2 (사육 수조 내 총 부착면적 기준: 317 마리 m^2)의 사육밀도까지는 생존율에 사육밀도가 미치는 영향이 없는 것으로 생각된다. 따라서 본 실험에 나타난 전복의 성장과 생존율의 결과로 보아, 실험에 이용된 사육 수조 내 각장 약 3cm 전복의 최대 사육 밀도를 1,300 마리 m^2 (사육 수조 내 총 부착면적 기준: 317 마리 m^2) 이하로 조절하여 수용하는 것이 바람직할 것으로 생각된다.

시스템을 지속적으로 운전하면서 사육조 내 염분도와 pH는 시간 경과에 따라 일정한 증감의 경향을 나타내었다. 염분도의 경우, 실험 시작 시부터 지속적으로 상승하였다. 일반적으로 새물의 보충 수량이 적은 순환여과 사육 시스템의 경우, 증발과 국부적인 물의 손실로 인해 염분도가 상승한다. 순환여과 사육 시스템에서 조피볼락의 사육을 실시한 손(1998)의 실험에서도 시간 경과에 따른 염분도의 상승 경향을 보고하였다. 특히 본 실험의 경우, 새물의 보충이 포말 분리기의 overflow와 침전조에 집적된 고형물의 간헐적 배출을 위한 배출수량 만큼만 이루어져, 전 실험 기간 동안 평균 일간 약 2.9%에 불과하였으므로, 이러한 염분도의 상승 경향이 명확히 나타난 것으로 생각된다. pH의 경우도, 적은 새물의 보충으로 인해 지속적으로 하강하였으나, 염분도의 상승과 pH의 하강을 방지하기 위하여, 실험 시작 후 115일부터 환수량을 늘려 주면서 다시 정상범위로 환원·안정되었다.

사육 실험을 실시하기 전, 전복을 사육 시스템에 적응시키기 위해 30일간의 예비 사육을 실시하였고, 그 이후 전복을 실험 조건에 맞춰 재수용하고 수질 측정을 실시하였다. 사육 실험을 실시하면서, 아질산 질소 농도는 전 실험 기간 동안 낮은 농도를 유지하여 빠르게 질산 질소로 산화된 것으로 생각된다. TAN 농도는 서서히 증가하기 시작하여 1주후에 약 3.8 mg/L의 최고 농도를 나타내었다가, 서서히 감소하여 4주만에 매우 낮은 농도를 유지하여, 사육 실험에 이용된 모래 유동층 여과조는 약 4주만에 완전히 숙성되었다. 이것은 합성 영양염을 이용하여 모래 유동층 여과조의 숙성 기간을 조사한 4장의 결과에서 나타난 약 22주와 비교하여 매우 짧았으며, 일반적으로 합성영양염을 사용한 경우보다, 실제 생물을 사육할 경우에 생물학적 여과조가 빨리 숙성하는 결과와 유사하였다. Spott (1979)은 순환여과 사육 시스템에서 질산 질소 농도가 최대 20 mg/L 이상 넘지 않는 것이 바람직하다고 하였다. 또한 체중 500 g인 넙치의 경우, 질산 질소 농도가 400~500 mg/L 이상 유지되면, 체색이 검어지고 사료섭취량이 감소하고 800~900 mg/L가 되면 성장에 악영향을 미친다고 武田 等 (1990)이 보고한 바 있어, 질산 질소는 비교적 높은 농도에서도 독성이 적은 것으로 알려져 있다. 본 실험에서 질산 질소

의 농도는 실험 초기부터 서서히 증가하였으며, 염분도의 상승과 pH 감소를 방지하기 위해 환수량을 증가시키기 전까지 지속적으로 상승하였으나, 최대 8.0 mg/L의 농도를 초과하지 않아 질산 질소에 의한 성장 저해 등의 악영향은 없었을 것으로 생각된다. Alabaster and Lloyd (1982)는 고형물 농도가 25 mg/L 이상일 때 어류에게 유해한 영향을 준다고 하였으며, Muir (1982)는 20~40 mg/L 이하의 농도를 유지하는 것이 바람직하다고 하는 등, 순환여과 사육 시스템 내 부유 고형물에 대한 명확한 기준이 아직 확립되어 있지는 않지만, 일반적으로 15 mg/L 이하로 유지하는 것이 바람직하다고 보고된 바 있다(FIFAC, 1980). 본 실험에서 부유 고형물 농도는 전 실험 기간 동안 평균적으로 2.7 mg/L의 농도를 유지하여, 여러 연구자들이 제시한 기준 농도보다 매우 낮은 농도를 유지하였다.

밀도 실험구별 각 수질 요인들의 차이를 살펴보면, TAN 농도와 부유고형물의 농도는 밀도 별로 차이가 있어, 수용밀도가 가장 낮았던 group A에서 가장 낮았으며, 아질산 질소는 수용 밀도에 따른 차이는 없었다. TAN과 부유고형물의 경우에도, 비록 저밀도 실험구에서 더 낮은 농도를 유지하였지만, 실험 전 기간 동안 group B와 C에서도 매우 낮은 농도를 유지하여 수질이 전복의 성장에 영향을 주지 않았을 것으로 판단된다.

실험 전 기간 동안 각 수처리 및 구성 시스템들 전후의 수질 요인들의 차이를 살펴보면, TAN 농도는 저수조로부터 hydrocyclone을 거치면서 차이가 없었으나, 모래 유동층 여과조를 거치면서 저수조 내 농도보다 감소하여, 모래 유동층 여과조가 효과적으로 TAN 농도를 감소시켰다. 아질산 농도는 실험 전 기간 동안 매우 낮은 농도를 유지하여 각 시스템들 간에 차이가 없었다. 질산 질소는 저수조로부터 hydrocyclone을 거치면서 급격히 감소하였고, 다시 모래 유동층 여과조를 거치면서 상승하였다. 이것은 모래 유동층 여과조의 질산화 작용에 의해 TAN이 원활히 질산 질소로 산화되었기 때문으로 생각된다. 고형물의 경우는 hydrocyclone과 포말분리기를 거치면서 농도가 크게 감소하여, hydrocyclone과 포말분리기가 고형물을 효과적으로 시스템으로부터 제거하여, 시스템 내 각 수처리 장치들이 설치 목적에 부합하여 적절한 기능을 수행한 것으로 나타났다. 이와 같이 설치 목적에 잘 부합하여 적절한 기능을 수행한 수처리 장치들의 오염부하량의 제거량을 조사하고, 이것을 3, 4, 5장에서 도출한 수처리 장치들의 다중회귀모델식에 의해 계산한 예측 제거량을 비교한 결과, hydrocyclone, 포말분리기, 모래 유동층 여과조가 각 장치들의 제거 특성을 적절하게 예측할 수 있었다. Hydrocyclone의 경우, 5% 유의수준에서 유입 고형물 농도에 대해 예측모델에 의한 고형물 제거량과 pilot 규모의 전복 순환여과 사육 시스템에서 운전한 hydrocyclone으로부터 실측한 제거량을 나타내는 두 회귀식이 동일한 모집단으로부터 온 것으로 평가할 수 있었다. 그러나 포말분리기와 모래 유동층 여과조의 예측 모델은 5% 유의수준에서는 실제값을 적절히 예측하지 못하였다. 따라서 유의수준을 완화하여 유의수준을 1% 까지 넓혀 재계산한 결과, 1% 유의수준에서는 예측 모델이 실제값을 적절히 예측할 수 있었다.

최초 공정 모델을 운전하는 중 발생한 문제점들을 보완하여 시스템을 재구성하고 장기 사육 실험을 실시한 결과, 앞선 실험에서와 유사한 결과를 나타내었으며, 수질 역시 안정적으로 유

지할 수 있어, 순환여과 사육 시스템을 이용하여 성공적으로 전복 사육을 실시할 수 있었다. 또한 물 사용량 역시 일간 총 수량의 약 5% 미만에 불과하여, 낮은 에너지 비용으로 효과적으로 적정 사육 수온을 유지할 수 있었다. 529일간 장기 사육 실험 기간 중 16~18℃의 사육 수온을 유지하기 위해 히터에 의해 소비된 전력량은 약 4,031kwh이었으며 가온비용으로는 약 240,780원이었다. 본 실험에 이용된 시스템과 동일한 규모의 일간 12회전하는 유수식 시스템의 경우, 새물과 사육수의 희석에 의한 열손실율을 40%정도로 가정하면, 총 소비 열량은 48,029,738kcal이다. 이것은 경유 약 5,337L에 해당하는 열량으로, 총 유류비용은 약 3,202,981원(600원/L, 529일)이다. 따라서 순환여과 사육 시스템을 이용할 경우, 가온을 위한 에너지 비용을 약 1/13.3까지 절감할 수 있었다.

전복 패각의 선택은 상품 가치를 결정짓는 중요한 요인으로, 일반적으로 육상 수조에서 사육을 할 경우, 패각이 박화되거나 녹화되는 현상에 의해 상품 가치가 크게 저하될 수 있다. 특히 순환여과식 사육 시스템의 경우, 지속적인 물의 재사용으로 pH가 감소하게 되고, 이로 인해 패각이 얇아지고 끝이 부서지는 현상이 쉽게 발생한다. 이에 착안하여 사육 시스템 내 pH 자동 조절장치를 설치하여 사육을 실시하였다. 적절한 pH의 조절을 통해 지속적으로 안정된 pH를 유지하면서, 패각의 끝이 부서지는 현상을 방지할 수 있었으나, 여전히 패각의 선택이 녹화되거나, 선택이 바래는 현상(shinning effect)이 발생하였다. 이에 따라 먹이에 의한 영향이 큰 것으로 판단하고, pH를 조절하면서 미역과 홍조류를 이용하여 선택 변화를 관찰하고 개선의 가능성을 평가하였다. 그 결과, 3개월간 미역을 먹이로 공급하면서 사육한 전복은 새로 자라난 패각의 선택이 기존 패각 선택과 동일하게 다소 선택이 바랜 듯한 녹색을 나타낸 반면, 홍조류 이용한 제작먹이를 공급하면서 사육한 전복의 새로 자라난 패각 선택은 먹이의 원료인 홍조류와 유사한 짙은 갈색 선택이 나타나는 것을 확인할 수 있어, 홍조류를 이용한 먹이를 이용하여 전복 패각의 박화와 shinning effect를 방지할 수 있었으며, 성장도 크게 감소하지 않아, 양식 현장에서 주된 먹이로서 미역과 다시마를 이용하면서, 보조적으로 홍조류를 혼합 투여하는 것이 패각 선택 개선을 위해 바람직 할 것으로 생각된다.

제 4 장 종합 고찰

국내 전복 생산량은 2,000년에 96톤이던 것이 2,004년에는 1,138톤으로 약 10배가 넘는 괄목할 만한 성장을 보였다. 그러나 여전히 수요에는 미치지 못하는 상태로 양식에 의한 대량 생산의 필요성이 대두되고 있다. 대부분 전복 양식은 채롱식과 유수식에서 이루어지고 있다. 이러한 양식 방법은 적조와 계절적 수온 변화 등으로 성장 저하나 대량 폐사의 문제점들을 안고 있다. 우리나라는 겨울철이 길고 연평균 수온이 낮아 실제 전복의 적정 성장 수온을 유지할 수 있는 시기가 매우 짧고 연중 지속적인 성장이 어려우므로 장기간 사육해야 하는 문제점도 있다. 그러므로 외부 자연환경의 영향을 최소화시킬 수 있으며 동절기간 동안 적정 수온을 효율적으로 유지할 수 있는 순환여과 양식 방법의 개발이 필요하다.

최근 뉴질랜드 및 호주의 경우, 양식 배출수에 의한 환경오염을 방지하기 위해 일부 순환여과 개념을 도입한 반유수식 시스템을 개발하여 운전한 예가 있다(Davis and Carrington, 2005). 그리고 일부 연구자들에 의해 전복, 어류, 해조류를 이용한 복합 양식을 통해 오염 배출수를 해조류의 영양염으로 공급하여 최종 배출수 내 오염 부하량을 감소시키는 방법에 관해 연구(Kissil et al., 1992; Neori et al., 1998; Nelson et al., 2001)되고 있으나, 모두 유수식 형태로서 전복의 순환여과 사육 시스템 개발에 관한 연구는 부족한 실정이다.

본 연구에서는 전복의 순환여과 사육 시스템을 개발하기 위한 기초 자료로서, 전복의 오염 배출량과 수처리 장치들의 오염 제거량을 조사하고, 그것을 근거로 하여 시스템을 설계하고 설치하였다. 실제 설치된 pilot 시스템에 전복 치패를 수용하고 사육하면서, 전복의 성장과 시스템의 운전 효율을 평가하였다. 또한 소규모 수처리 장치들을 이용하여 도출한 각각의 제거 모델식에 의한 예측 제거량과 pilot 규모 시스템에서 장치를 운전하면서 측정된 실제 제거량을 비교하여 상업적 적용을 위한 각 장치의 오염 제거량 모델식의 적정성을 평가하였다.

전복은 주로 단백질 함량이 매우 낮은 미역과 다시마와 같은 해조류를 주요 먹이로 섭취한다. 본 실험에서 실제 전복의 일일 먹이 섭취율은 습중량으로 약 10% 전후로, 건중량 기준으로 약 1% 수준이었다. 단백질 함량이 비교적 높은 미역의 경우도, 단백질 함량이 약 15.1%에 불과하므로 어류와 비교하여 매우 적은 양의 단백질을 섭취하였다. 본 실험에 나타난 결과에 의하면, 총 먹이 섭취량(건중량 기준)에 대해 전복은 미역과 다시마에 대해 각각 0.8과 0.4%를 TAN으로 배설하였다. 이것은 앞서 언급한 바와 같이, 단백질 함량이 약 25%인 배합사료를 섭취한 어류가 총 먹이 섭취량에 대해 약 3% 정도를 TAN으로 배설(Huguenin and Colt, 1989; Tucker and Robinson, 1990)하는 것과 비교하여 약 27과 13% 수준에 불과하였다. 전복의 분 배출량은 어류보다 상대적으로 적었으나, 분에 의한 질소 배출 비율은 어류보다 높았다. 그러나 먹이 섭취량이 적고 먹이 내 단백질 함량도 낮아 분으로 배출하는 질소의 총량은 어류에 비해 적었다. 또한 전복의 분 배출량, 분 질소 배출 비율, TAN 배설량은 대체적으로 전복의 크기보다는 수온 변화에 더 큰 영향을 받는 것으로 나타났으며, 수온이 낮을수록 환경에 배출

하는 질소의 비율이 높아졌다. 그러나 수온이 상승하면서 질소 배설 비율은 감소하였으나 공급한 먹이가 쉽게 부식할 우려가 있었다. 특히 다시마에 비해 엽체가 얇은 미역의 경우, 수온 20℃에서 5일후부터 엽체가 다소 녹아나가는 경향이 있었다. 그러나 수온 12와 16℃에서는 두 해조류 모두 5일간 엽체의 농후 현상은 크게 일어나지 않았다. 따라서 전복을 순환여과 양식 방법으로 사육할 경우, 높은 수온에서 전복의 질소 대사 효율이 좋다고 하여도 먹이의 농후 현상에 의한 수질 오염을 방지하고 먹이 효율을 높이기 위해서는 20℃ 미만의 수온을 유지하는 것이 바람직할 것으로 생각되며, 이에 pilot 규모의 전복 순환여과 사육 시스템의 운전 수온을 16℃로 정하였다.

운전 수온을 16℃로 유지하면서 pilot 규모 순환여과 사육 시스템을 이용하여 전복 사육 실험을 실시한 결과, 사육 수조 바닥면적 1 m² 당 각장 약 5~6 cm 전복을 일반적인 사육 밀도인 600~700 마리보다 약 2배 더 높은 사육 밀도인 1,300 마리까지 성장률과 생존율에 큰 저하 없이 사육 할 수 있었다. 유수식 시스템 내 각장 7 cm 전복의 단위 면적(바닥 면적 기준) 당 생산량은 약 10 kg 이므로, 본 실험에 이용한 순환여과 사육 시스템을 이용하여 2배에 해당하는 20 kg을 생산한다고 가정하면, 총 180 kg의 전복을 생산할 수 있다. 실제 사육 수조 내 격판 설치에 의한 부착 면적의 증가율은 사육 수조 바닥면적 대비 약 4.1배였다. 따라서 약 4.1배의 부착 면적의 증가를 통해 기존 방식과 비교하여 약 2배 정도의 생산성 향상을 얻을 수 있었다. 그러나 일반적으로 전복 양식장의 경우, 사육 수조 내 부착면적의 증가를 위해 A자형 셀터를 투입하는데, 이 때 셀터에 의한 부착면적은 바닥면적에 대해 약 2배에 해당한다. 따라서 실제 부착면적을 기준으로 보면, 본 실험에서 격판에 의한 부착면적의 증가율은 약 2배에 해당하므로, 부착면적의 증가 비율과 동일한 비율로 생산량도 증가하였다. 즉 실험 사육 수조의 구조적 개선과 순환여과 양식 방법을 이용하여 기존 유수식 사육 방식의 약 2배에 해당하는 생산성 향상을 기대할 수 있을 것으로 생각된다. 또한 전 실험 기간 동안 전복 성장에 적절한 수질을 유지하였으므로 동절기간 중에도 전복의 성장을 지속시킬 수 있어 사육 기간의 단축 효과도 기대할 수 있었다.

사육 실험을 실시하면서 수처리 장치들의 오염 부하량 제거 성능을 조사한 결과, 소규모 수처리 장치들을 이용하여 도출한 각 장치의 제거 모델식들은 pilot 규모 수처리 장치들의 성능을 적절히 예측할 수 있었다. Hydrocyclone의 고형물 제거 모델식은 5%의 유의수준에서 실제 값을 예상할 수 있었고, 포말분리기와 모래 유동층 여과조는 1%의 완화된 유의수준에서 실제 값을 예측할 수 있었다. 그러나 hydrocyclone의 경우, 낮은 유입 고형물 농도에서 실제 제거량이 예상 제거량에 비해 다소 높았으며, 유입 고형물 농도가 증가하면서 높아지는 경향을 나타내었다. 소규모 hydrocyclone을 이용한 모델식 도출 실험과 실제 실험의 최대 유입 고형물 농도가 각각 100과 6.6 mg/L 이었으므로, 유입 고형물 농도가 증가할 경우, hydrocyclone의 고형물 제거 모델식에 의한 예상 제거량이 실제 제거량보다 다소 과소평가될 것으로 생각된다. 포말분리기의 모델식도 유입 고형물 농도에 따른 경향이 hydrocyclone과 유사하였다. 그러나 포말분리기의 경우, 소규모 모델식 도출 실험에 적용된 유입 고형물 농도와 실제 실험에서 나타

난 유입 고형물 농도 범위가 각각 1~10 mg/L와 1.5~6.6 mg/L로 유사하여 1~10 mg/L 의 유입 고형물 농도 범위에서 실제 제거량을 적절히 예측할 수 있었다. 모래 유동층 여과조의 경우, hydrocyclone과 포말분리기와는 달리 유입 TAN 농도가 상승하면서 모델식에 의한 예상 제거량이 실제 제거량보다 높아지는 경향이었다. 그리고 실제 실험에서 나타난 유입 TAN 농도의 범위가 0.2~0.9 mg/L로서, 소규모 모델식 도출 실험에 적용된 유입 TAN 농도 범위인 0.2~9.7 mg/L보다 크게 낮아, 유입 TAN 농도가 증가할수록 모델식에 의한 예상 제거량이 실제 TAN 제거량보다 과대평가될 수 있을 것으로 생각된다. 따라서 모래 유동층 여과조를 설계할 경우에는 안전을 위해 이점을 감안하여 설계하는 것이 바람직할 것으로 생각된다.

에너지 효율의 측면에서 살펴보면, 일자별 수온 변동을 나타내는 두 그래프의 아래쪽 면적을 일자에 대해 적분하여, 자연해수 수온의 면적을 사육수 수온의 면적에서 감해주면, 실험 전 기간 중 자연해수를 사육수의 수온까지 가온하는데 총 소비되는 열량을 구할 수 있다. 이 때 자연해수 수온을 사육수온으로 가온하기 위해 필요한 열량은 약 7,733,800 kcal에 해당하였다. 1일 12회전하는 유수식 시스템에서 목표 수온을 16℃ 기준으로 운전하고 열손실율을 약 40%로 가정하였을 경우, 가온을 위해 필요한 열량은 총 48,029,738kcal이며, 경유 1 L가 약 9,000 kcal의 열량을 내므로 5,337 L의 경유가 필요하다. 면세 경유를 1 L에 600원으로 환산하면, 약 529일 동안 3,201,981원의 난방비가 소요된다. 1 kwh의 전력량이 860 kcal의 열량을 내므로, 위의 열량을 전력량으로 환산하면, 55,848.6 kwh에 해당한다. 앞서 언급한 바와 같이 본 실험에서 난방을 위해 소비된 전력량은 4,031 kwh로서, 유수식에서 경유를 사용하여 난방 하였을 경우인 55,848.6 kwh와 비교하여 약 1/13.3의 에너지 절감 효과가 있어, 순환여과 사육 시스템을 이용함으로써 높은 에너지 절감 효과를 기대할 수 있었다.

제 5 장 참고문헌

- Ackefors, H. and M. Enell, 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Journal of the Human Environment* 119: 28-35.
- Ackefors, H. and M. Enell, 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal of Applied Ichthyology* 10:225-241.
- Alabaster, J. S. and R. Lloyd, 1982. *Water quality criteria for freshwater fish* (2nd Ed.), London, Butterworth.
- Allan, G. L., G. B. Maguire and S. J. Hopkins, 1990. Acute and chronic toxicity of ammonia to juvenile *Metapenaeus macleayi* and *Penaeus monodon* and the influence of low dissolved-oxygen levels. *Aquaculture* 91:265-280.
- Arbiv, R. and J. V. Rijn, 1995. Performance of a Treatment System for Inorganic Nitrogen Removal in Intensive Aquaculture Systems. *Aquaculture Engineering* 14:189-203
- Avnimelech, Y., S. Diab and M. Kochva, 1992. Control and utilization of inorganic nitrogen in intensive fish culture ponds. *Aquaculture of Fisheries Management* 23:421-430.
- Barg, U.C., 1992. Guidelines for the promotion of environmental management of coastal aquaculture development. *FAO Fisheries Technical Paper* (328), 122 pp.
- Barkai, R. and C. L. Griffiths, 1987. Consumption, absorption efficiency, respiration and excretion in the South African abalone, *Haliotis midae*. *South African Journal of Marine Science* 5:523-529.
- Beamish, F. W. H., and E. Thomas, 1984. Effects of dietary protein and lipid on nitrogen losses in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquaculture* 41:359-371
- Berge, G. M., B. Grisdale-Helland and S. J. Helland, 1999. Soy protein concentrate in diets for Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). *Aquaculture* 145:225-253.
- Bergheim, A. and T. Asgard, 1996. Waste production from aquaculture. In : D.J. Baird, M. C. M. Beveridge, L. A. Kelly and J. F. Muir (Eds.), *Aquaculture and Water Resource Management*. Blackwell, Oxford, pp. 50-80.
- Carter, C. G. and D. F. Houlihan, 2001. Protein synthesis. In : P. Wright and P. Anderson (Eds), *Nitrogen excretion*. Academic Press, London, pp. 58-67.
- Chapman, P. E., J. D. Popham, J. Griffin and J. Michaelson, 1987. Differentiation of physical from chemical toxicity in solids waste fish bioassay. *Water, Air, and Soil Pollution* 33:295-308.
- Chen, S., 1991. Theoretical and experimental investigation of form separation applied to aquaculture. Ph.D. Thesis. Cornell University, Ithaca, NY, USA.

- Chen, S., D. E. Coffin and R. F. Malone, 1993. Production, characteristics, and modeling of aquacultural sludge from a recirculating aquacultural system using a granular media biofilter. In: Wang, J. (Ed.), Techniques for Modern Aquaculture. Proceedings of an Aquacultural Engineering Conference, 21–23 June 1993, Spokane, WA. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, MI, 16–25.
- Chen, J. C. and F. H. Nan, 1993. Effects of ammonia on oxygen consumption and ammonia-n excretion of *Penaeus chinensis* after prolonged exposure to ammonia. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 51:122–129.
- Chen, J. C. and C. T. Kou, 1996. Nitrogenous excretion in *Macrobrachium rosenbergii* at different pH levels. Aquaculture 144:155–164.
- Chen, S., M. B. Timmons, D. J. Aneshnasley and J. J. Bisogni, 1990. Suspended solids characteristics from recirculating aquacultural systems and design implications. Aquaculture 112:143–155.
- Chu, W., N. Zydek, and F. Parma, 2000. Evaluation of hydrocyclone models for practical applications. Chemical Engineering Journal 80:295–303.
- Chu, L.-Y., W.-M. Chen and X.-Z. Lee, 2002. Enhancement of hydrocyclone performance by controlling the inside turbulence structure. Chemical Engineering Science 57:207–212.
- Clark, E. R., J. P. Harman and J. R. M. Forster, 1985. Production of metabolic and waste products by intensively farmed rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. Journal Fish Biology 27: 381–393.
- Colt, J. and D. Armstrong, 1981. Nitrogen toxicity to crustacean, fish and mollusca. In: L.J. Allen and E.C. Kinney (Eds.). Proceedings of the Bio-engineering Symposium for Fish Culture, America Fisheries Society Bethesda, MD, pp. 34–37.
- Crear, B. J. and G. N. R. Forteach, 2002. Feeding has the largest effect on the ammonia excretion rate of the southern rock lobster, *Jasus edwardsii*, and the western rock lobster, *Panulirus cygnus*. Aquacultural Engineering 26:239–250.
- Davis, D. A. and C. R. Arnold, 1998. The design, management and production of a recirculating raceway system for the production of marine shrimp. Aquaculture Engineering 17:193–211.
- Davis, C. P. and C. G. Carrington, 2005. An efficient water conditioning system for land-based abalone aquaculture. International Journal of Energy Research 29(3):265–282.
- De Pauw, N. and J. Joyce, 1991. Aquaculture and the environment. Special Publication. European Aquaculture Society 14:332 pp.

- Dixon, M. G., 1992. The effects of temperature and photoperiods on the digestive physiology of the South African abalone, *Haliotis midae*. Master's Thesis. Rhodes University, South Africa, 85pp.
- Dosdat, A., R. Metailler, N. Tetu, F. Servais, H. Chartois, C. Huelvan and E. Desbruyeres, 1995. Nitrogenous excretion in juvenile turbot, *Scophthalmus maximus* (L.), under controlled conditions. *Aquaculture Research* 26:639-650.
- Dwivedy, R. C., 1973. Removal of dissolved organics through foam fractionation in closed cycle systems for oyster production. ASAE paper No. 73-561, ASAE, St. Joseph, MI.
- Ebeling J. M., P. L. Sibrell, S. R. Ogden and S. T. Summerfelt, 2003. Evaluation of chemical coagulation-flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. *Aquacultural Engineering* 29(1):23-42.
- Echevarria, G., N. Zarauz, J. Lopez-Ruiz and S. Zamora, 1993. Study of nitrogen excretion in the gilthead seabream (*Sparus aurata* L): Influence of nutritional state. *Comparative Biochemical Physiology* 105A:17-19.
- Emberton, H., 1982. An investigation the energy budget of the omer *Haliotis tuberculata* (L.) on different diets and at different temperatures. Master's Thesis, Plymouth Polytechnic, England.
- EPA, 1975. Process design for nitrogen control, Office of Technology Transfer, Cincinnati, Ohio.
- Epifanio, E. C. and R. F. Srna, 1975. Toxicity of ammonia, nitrite ion and orthophosphate to *Mercenaria mercenaria* and *Crassostrea virginica*. *Marine Biology* 33:241-246.
- Evans, F. and C. Langdon, 2000. Co-culture of dulse *Palmaria mollis* and red abalone *Haliotis rufescens* under limited flow conditions. *Aquaculture* 185:137-158.
- Fan, L. S., K. Fujie, T. -R. Long and W. -T. Tang, 1987. Characteristics of draft tube gas-liquid-solid fluidized-bed bioreactor with immobilized living cells for phenol degradation. *Biotechnology and Bioengineering* 30:498-504.
- Farias, A., G. Esquivel, and M. T. Viana, 2003. Physiological energetics of the green abalone, *Haliotis fulgens*, fed on a balanced diet. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 289:263-276.
- FIFAC, 1980. Symposium on new developments in the utilization of heated effluent and recirculation systems for intensive aquaculture, FIFAC, 11th Session, Stavanger, Norway, May 28-30th.
- Fivelstad, S., J. M. Thomassen, M. J. Smith, H. Kjartansson and A. B. Sando, 1990. Metabolic production rates from Atlantic salmon (*Salmo Salar* L.) and Arctic char

- (*Salvelinus alpinus* L.) reared in single pass land-based brackish water and sea-water systems. *Aquacultural Engineering* 9:1-21.
- Fleming, A. E., 1995. Digestive efficiency of the Australian abalone *Haliotis rubra* in relation to growth and feed preference. *Aquaculture* 134:279-293.
- Fleming, A. E., 2000. The current status of the abalone aquaculture industry in Australia. Proceedings of the Annual abalone Aquaculture Workshop, Dunedin, New Zealand. Joint meeting of the NZ abalone Farmers Association and the Australian abalone Aquaculture Subprogramme. Fisheries Research and Development Corporation 1-15.
- Foster, B. A. and A. E. Stiven, 1996. Experimental effects of density and food on growth and mortality of the Southern Appalachian land gastropod, *Mesodon normalis* (Pilsbry). *American Wild Naturalist* 136:300-314.
- Geiner, A. D. and M. B. Timmous, 1998. Evaluation of the nitrification rates of microbead and trickling filter in an intensive recirculating tilapia production facility. *Aquaculture Engineering* 18:189-200.
- Grisdale-Helland, N. and S. J. Helland, 1998. Feeding strategies to achieve correct metamorphosis of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*): diet digestibility and growth of 1kg fish. *Aquaculture* 166:57-65.
- Gujer, W. and M. Boller, 1986. Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts. *Water Research* 20:1353-1362.
- Hahn, K. O., 1989. Culture of *Haliotis tuberculata* at the Argenton Experimental Station, France. In: Hahn, K.O. (Ed.), *Handbook of Culture of Abalone and Other Marine Gastropods*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 285-294.
- Håkanson, L., 1988. Basic Concepts Concerning Assessments of Environmental Effects of Marine Fish Farms. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 103 pp.
- Handy, R. D. and M. G. Poxton, 1993. Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3:205-241.
- Harris, J. O., G. B. Maguire, S. Edwards and S. M. Hindrum, 1998. Effect of ammonia on the growth rate and oxygen consumption of juvenile greenlip abalone, *Haliotis laevigata* Donovan. *Aquaculture* 160:259-272.
- Hill, D. O. and S. R. Gelman, 1977. Effects of chloride on nitrification rates in activated sludge systems. In, Bell, J. M. (Eds), *Proc. Industrial Waste Conference*, Purdue University, pp. 206-213.
- Hochheiner, J. N. and F. W. Weateon, 1998. Understanding biofilters: Practical microbiology for ammonia removal in aquaculture. *Engineering Aspects of Intensive aquaculture*

- Symposium, Ithaca, NY: Cornell University, April 4-6.
- Huchette, S. M. H., C. S. Koh and R. W. Day, 2003. Submitted for publication. The effects of density on the behaviour and growth of juvenile blacklip abalone (*Haliotis rubra*). *Aquaculture International* 23:112-119.
- Hughes, R. N., 1986. *A Functional Biology of Marine Gastropods*. Croom Helm, London.
- Huguenin, J. E. and J. Colt, 1989. Design and operating guide for aquaculture seawater systems. Amsterdam: Elsevier. Netherlands. 264 pp.
- Iwama, G. K., 1991. Interaction between aquaculture and the environment. *Critical Review in Environmental Control*, CRC Press 21(2):177-216.
- Jahan, P., T. Watanabe, V. Kiron and S. Satoh, 2003. Phosphorus and nitrogen excretion during growth span of carp kept under two rearing systems. *Fisheries Science* 69:431-437.
- Jarayabhand, P. and G. F. Newkirk, 1989. Effects of intraspecific competition on growth of the European oyster, *Ostrea edulis* Linnaeus, 1750. *Journal of Shellfish Research* 8:359-365.
- Jayaram, M. G. and F. W. Beamish, 1992. Influence of dietary protein and lipid on nitrogen and energy losses in lakes trout, *Salvelinus namaycush*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquaculture Science* 49:2267-2272.
- Jee, Y. J., S. K. Yoo and S. H. Rho, 1988. The stocking density and growth of young abalone *Haliotis discus hannai* Ino cultured in the hanging net cage. *Bulletin of National Fisheries Research and Development Agency* 42:59-69.
- Jeney, G., J. Nemesok, Z. Jeney and J. Olah, 1992. Acute effect of sublethal ammonia concentrations on common carp (*Cyprinus carpio* L.) II. Effect of ammonia on blood plasma transaminases (GOT, GPT), GIDH enzyme activity and ATP value. *Aquaculture* 104:149-156.
- Jeris, J. S., C. Beer and J. A. Mueller, 1974. High rate Biological denitrification using a granular fluidized bed. *Journal Water Pollution Control Federation* 46(9):2118-2128.
- Johnsen, F., M. Hillestad and E. Austreng, 1993. High energy diets for Atlantic salmon. Effect on pollution. In: Kaushik, S.J., Luquet, P. (Eds.), *Fish Nutrition in Practice*. INRA, Paris, pp. 391-401.
- Kaushik, S. J. and C. B. Cowey, 1991. Dietary factors affecting nitrogen excretion by fish. In: C.B. Cowey and C.Y. Cho (Eds). *Nutritional Strategies & Aquaculture Waste* 22:37-50.
- Kawai, A., Y. Yoshida and M. Kimata, 1965. Biochemical studies on the bacteria in the aquarium with a circulation system-II: Nitrifying activity of the filter sand. *Bulletin*

- of the Japanese Society of Scientific Fisheries 31(1): 65-71.
- Kelly, L. A., A. Bergheim, M. and M. Hennessy, 1994. Predicting output of ammonium from fish farms. *Water Research* 28:1403-1405.
- Kikuchi, K., S. Takeda, H. Honda and M. Kiyono, 1991. Effect of feeding on nitrogen excretion of Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Nippon Suisan Gakkaishi* 57:2059-2064.
- Kissil, G. Wm., I. Lupatsch and A. Neori, 1992. Approaches to fish feed in Israeli mariculture as a result of environmental constraints. In: Proceedings of the US-Israel Workshop in Mariculture and the Environment. Eilat, Israel, June, 1992, pp. 74-84.
- Know, B., 1971. The effects of column height and diameter on the effectiveness of a continuous bubble fractionation system. *Water Research* 5:93-102.
- Lawson, T. B., 1995. *Fundamentals of Aquacultural Engineering*. New York, Chapman and Hall.
- Lee J., 2004. Design and performance of low-pressure hydrocyclone for solid removal in a recirculating aquaculture system, Ph.D. Thesis, Pukyong National University, Korea.
- Lekang, O. I. and H. Kleppe, 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquaculture Engineering* 21:191-199.
- Leung, K. M. Y., J. C. W. Chu and R. S. S. Wu, 1999. Effects of body weight, water temperature and ration size on ammonia excretion by the areolated grouper (*Epinephelus areolatus*) and mangrove snapper (*Lutjanus argentimaculatus*). *Aquaculture* 170:215-227.
- Lomax, K. M., 1976. Nitrification with water pretreatment on a closed cycle catfish system. Ph.D. Thesis, University of Maryland.
- Losordo, T. M. and H. Westers, 1994. System carrying capacity. In: MB. Timmons and T. M. Losordo (Eds.), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Development in Aquaculture and Fisheries Science, vol. 27. Elsevier, Amsterdam, pp. 9-60.
- Loughna, P. T. and G. Goldspink, 1985. Muscle protein synthesis rates during temperature acclimation in a eurythermal (*Cyprinus carpio*) and a stenothermal (*Salmo gairdneri*) species of teleost. *Journal of Experimental Biology* 118:267-276.
- Lowe, E. F. and J. M. Lawrence, 1976. Absorption efficiencies of *Lytechinus variegatus* (Lamarck) (Echinodermata: Echinoidea) for selected marine plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 21:223-234.
- Malone, R. F., K. A. Rusch and D. G. Burden, 1990. Kemp's ridley sea turtle waste characterization study: Precursor to a recirculating holding system design. *World*

- Aquaculture Society 21(2):137-144.
- Marsden, I. D. and P. M. J. Williams, 1996. Factors affecting the grazing rate of the New Zealand abalone *Haliotis iris* Martyn. Journal of Shellfish Research 15:401-406.
- Maruyama, T. and Y. Suzuki, 1998. The present stage of effluent control in Japan and pollutant load from fish culture to environment.-Possibility of intensive recirculating fish culture systems. Nippon Suisan Gakkaishi 64:216-226.
- McCarthy, I. D. and D. F. Houlihan, 1997. The effect of temperature on protein metabolism in fish: The possible consequences for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks in Europe as a result of global warming. In "Global Warming: Implications for Freshwater and Marine Fish" (C.M. Wood and D. G. McDonald, Eds.), pp. 51-77. Cambridge University Press, Cambridge.
- Meade, J. W., 1989. Aquaculture Management. New York: van Nostrand Reinhold.
- Menasveta, P., T. Panritdam, P. Sihanonth, S. Powtongsook, B. Chuntapa and P. Lee, 2001. Design and function of a closed, recirculating seawater system with denitrification for the culture of black tiger shrimp brookstock. Aquaculture Engineering 25:35-49.
- Mgaya, Y. D. and J. P. Mercer, 1994. The effects of size grading and stocking density on growth performance of juvenile abalone, *Haliotis tuberculata* Linnaeus. Aquaculture 136:297-312.
- Montgomery, W. L. and S. D. Gerking, 1980. Marine macroalgae as foods for fishes: an evaluation of potential food quality. Environmental Biology of Fishes 5:143-153.
- Muir, J. F., 1978. Aspects of water treatment and reuse in intensive fish culture. PhD dissertation, University of Strathclyde, Glasgow, pp. 451.
- Muir, J. F., 1982. Recirculated water system in aquaculture. In: J. F. Muir and R. J. Roberts (Eds). Recent Advances in Aquaculture. Westview Press, Boulder, CO, pp. 357-447.
- Nelson, S. G., E. P. Glenn, J. Conn, D. Moore, T. Walsh and M. Akutagawa, 2001. Cultivation of *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in shrimp-farm effluent ditches and floating cages in Hawaii: a two-phase polyculture system. Aquaculture 193:239-248.
- Neori et al, 1998. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based system: II. Performance and nitrogen partitioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. Aquaculture Engineering 17:215-239.
- Neori, A, M. Shpigel and D. Ben-Ezra, 2000. A sustainable integrated system for culture of fish seaweed and abalone. Aquaculture 186:279-291.
- Nijhof, M. and J. Bovendeur, 1990. fixed film Nitrification characteristics in sea-water

- recirculating fish culture system. *Aquaculture* 87:133-143
- Oliva, T. A., A. J. Gouveia, E. Gomes and P. Rema, 1994. The effect of different processing treatments on soybean meal utilization by rainbow trout, *Onchrhynchus mykiss*. *Aquaculture* 124:343-349.
- Ove, A. and P. Furano, Hydraulics Research (Asia) and WRc (Asia), 1989. Assessment of the Environmental Impact of Marine Fish Culture in Hong Kong: Final Consultancy Report. Environmental Protection Department, Hong Kong Government.
- Page, J. W. and J. W. Andrew, 1974. Chemical composition of effluents from high density culture of channel catfish. *Water, Air and Soil Pollution* 3:365-372.
- Peng, L., 2003. Design, management and performance of a laboratory scale seawater recirculating system for Korean rockfish *Sebastes schlegeli* culture, PhD. Thesis, Pukyong National University, Korea.
- Pillay, T. V. R., 1992. *Aquaculture and the Environment*. Fishing News Books, Oxford, pp. 56-189.
- Polisini, J. M. and C. E. Boyd, 1972. Relationship between cell-wall fractions, nitrogen and standing crop in aquatic macrophytes. *Ecology* 53:484-488.
- Porter, C. B., M. D. Krom, M. G. Robbins, L. Brickell and A. Davidson, 1987. Ammonia excretion and total N budget for gilthead seabream (*Sparus aurata*) and its effect on water quality conditions. *Aquaculture* 66:287-297.
- Quian, P. Y., M. C. S. Wu and I. H. Ni, 2001. Comparison of nutrients release among some maricultured animals, *Aquaculture* 200:305-316.
- Quarmby, L. M., 1985. The influence of temperature and salinity on the nitrogenous excretion of the spot prawn, *Pandalus platyceros* Brandt. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 87:229-239.
- Ramnarine, I. W., J. M. Pirie, A. D. F. Johnstone and G. W. Smith, 1987. The Influence of ration size and feeding frequency on ammonia excretion by juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Journal of Fish Biology* 31:545-559.
- Regnault, M., 1987. Nitrogen excretion in marine and fresh-water Crustacean. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 62, 1-24.
- Reinemann, D. J., 1987. A theoretical and experimental study of air lift pumping and aeration with reference to aquaculture applications. PhD dissertation, Cornell University, Ithaca, NY, pp. 100.
- Remmerswaal, P. A. M., 1993. *Recirculating Aquaculture Systems*, INFOFISH Technical Handbook 8., Dutch Aquacultural Engineering, The Netherlands.
- Richardson, M., 1985. Nitrification inhibitors in the treatment of sewage. Thames Water,

- Reading, Great British. pp.103.
- Rosen, et al, 2000. The nutritional value of *Palmaria mollis* cultured under different light intensities and water exchange rates for juvenile red abalone *Haliotis rufescens*. *Aquaculture Engineering* 185:121–136.
- Rubin, E., 1981. Form fractionation – some recent studies. In *Theory, Practice and Process Principles for Physical Separations*, Proceedings of the Engineering Foundation Conference, M. P. Freeman and J. Fitz Patrick (Eds). Engineering Foundation, New York, USA.
- Rudolfs, W. and D. W. Balmat, 1952. *Sewage Idu. Wastes.* 24(3):247–256.
- Russo, R. C. and R. V. Turston, 1991. *Aquaculture and water quality*, *Advances in World Aquaculture*. Vol. 3. The World Aquaculture Society. Baton Rouge, Louisiana.
- Russo, R. C., 1985. Ammonia, nitrite and nitrate. In: Rand, G. M., Petrocelli, S. R. (Eds). *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Hemisphere Publishing, Washington, pp. 455–471.
- Ruyet, P. L., K. Mahé, N. Le Bayon and H. Le Delliou. 2004. Effects of temperature on growth and metabolism in a Mediterranean population of European sea bass, *Dicentrarchus labrax*. *Aquaculture* 237:269–280.
- Scott, K. R. and L. Allard, 1983. High-flowrate water recirculation system incorporating a hydrocyclone prefilter for rearing fish. *Progressive Fish-Culture* 45:148–153.
- Sharma, B. and R. C. Ahlert, 1977. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research* 11:897–925.
- Shpigel and Neori et al, 1996. The Integrated Culture of Seaweed, Abalone, Fish and Clams in Modular Intensive Land-based System: I. Proportions of Size and Projected Revenues. *Aquaculture Engineering* 15:313–326.
- Shpigel, M., A. Marshall, I. Lupatsch, J. P. Mercer and A. Neori, 1996. Acclimation and propagation of the abalone *Haliotis tuberculata* in a land-based culture system in Israel. *Journal of the World Aquaculture Society* 27:435–442.
- Siddiqui, A. B. and A.H. Al-Harbi, 1999. Nutrient budgets in tanks with different stocking densities of hybrid tilapia. *Aquaculture* 170:245–252.
- Spotte, S., 1979. *Fish and invertebrate culture*. Wiley–interscience, New York, 46–50.
- Srna, R. F. and A. Baggaley, 1990. Kinetic response of perturbed marine nitrification systems. *Journal of Water Pollution. Control Federation* 47: 472–486
- Stewart, J. E., 1997. Environmental impacts of aquaculture. *World Aquaculture* 28 1:47–52.
- Stickney, R. R. 1979. *Principles of warmwater aquaculture*. Wiley, New York, pp. 413
- Stoner, A. W., 1989. Density-dependent growth and grazing effects of juvenile queen conch

- Strombus gigas* L. in a tropical seagrass meadow. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 130:119-133.
- Summerfelt, S. T. and M. J. Sharrer, 2004. Design implication of carbon dioxide production within biofilters contained in recirculating salmonid culture systems Steven T. Summerfelt., Mark J. Sharrer. *Aquaculture Engineering* 32:171-182.
- Svarovsky, L., 1977a. *Solids-Liquid Separation*. Butterworths, 333 pp.
- Tahil, A. S. and M. A. Juinio-Menez, 1999. Natural diet, feeding periodicity and functional response to food density of the abalone, *Haliotis asinina* L. (Gastropoda). *Aquaculture Research* 30:95-107.
- Tchobanoglous, G. and F. L. Burton, 1991. *Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse* (3rd Edition). New York: Mcgraw-Hill, Inc.
- Timmons, M. B. and S. T. Summerfelt, 1998. Application of fluidized-sand biofilters to aquaculture. In: Libey, G.S., Timmons, M. B. (Eds.), *Recent Advances in Aquacultural Engineering: Proceedings of the Second International Conference on Recirculating Aquaculture*, 16 July-19 July 1998, Virginia Polytechnic Institute and State University, Roanoke, Virginia, pp. 342-354.
- Timmons M. B., W. D. Youngs, J. M. Regenstein, G. A. German, P. R. Bowser and C. A. Bisogni, 1987. A system approach to the development of an integrated trout industry for New York State. Final report presented to the New York State department of agriculture and markets, Cornell University, Ithaca, New York
- Timmons, M. B. and S. Chen. and N. C., 1995. Mathematical model of a foam fractionator used in aquaculture. *Journal of World Aquaculture Society* 26:225-233.
- Timmons, M. B. and T. M. Losordo, 1994. *Aquaculture water reuse systems: Engineering design and management*. Elsevier Science B.V.
- Timmons, M. B., S. T. Summerfelt, B. J. Vinci, 1998. Review of circular tank technology and management. *Aquaculture Engineering* 18:51-69.
- Tucker, C. S. and E. H. Robinson, 1990. *Channel Catfish Farming Handbook*. New York: van Nostrand Reinhold.
- Tucker, C. S. and C. E. Boyd, 1985. *Water quality*. Channel Catfish Culture, Tucker, C. S., (Ed). Amsterdam: Elsevier.
- Tzeng, W. N., 1975. The future of abalone farming in Taiwan. *China Shellfish* 2:63-67.
- Urizee, F. and G. Narsimhan, 1996, *Biotechnology and Bioengineering*. 51:384.
- Watanabe, T. and J. Pongmaneerat, 1993. Potential of soybean meal as a protein sources in extruded pellets for rainbow trout. *Nippon Suisan Gakkaishi* 59: 1415-1423.
- Watt, P. W., P. A. Marshall, S. P. Heap, P. T. Loughna and G. Goldspink, 1988. Protein

- synthesis in tissues of fed and starved carp, acclimated to different temperatures. *Fish Physiology and Biochemistry* 4: 165-173.
- Wester, H., 1989. Water quality impacts of aquaculture. A review (manuscript), 34 p. Michigan Department of Natural Resources.
- Wheaton, F. W., J. N. Hochheimer, G. E. Kaiser, M. J. Krones, G. S. Libey, C. C. Easter, 1994a. Nitrification filter principles. In: Timmons, M. B., Losordo, T.M. (Eds.), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Elsevier, Amsterdam. pp 101-126.
- Wickins, J. F., 1980. Water quality requirements for intensive aquaculture: a review. Symposium on new developments in the utilization of heated effluents and recirculation systems or intensive aquaculture. EIFAC, Stavanager, Morway. 28-30. May.
- Wimberly, D. M., 1990. Development and evaluation of a low density media biofiltration unit for use in recirculating finfish culture systems. Master's Thesis. Louisiana State University, Baton Rough, Louisiana, USA.
- Yang, H. S. and Y. Y. Ting, 1986. The propagation and larval rearing of the small abalone (*Haliotis diversicolor supertexta* Lischke). *Bull. Taiwan Fisheries Research Institute* 40:195-201.
- Yong, W. Y., T. Takeuchi and T. Watanabe, 1989. Relationship between digestible energy contents and optimum energy to protein ratio *Oreochromis niloticus* diet. *Nippon Suisan Gakkaishi* 55:869-873.
- Yoo, S. K., 1989. Abalone farming in Korea. In:Hahn, K.O. (Ed.), *CRC Handbook of Culture of Abalone and Other Marine Gastropods*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 255-263.
- Zhu, Y. I., 1990. Development of closed rearing system in China. *Aquacultural Engineering* 9:167-173.
- Zhu, S., and S. Chen, 2002. Chanication biofilm performances using a series reactor system. *Aquacultural Engineering*. 20:245-259.
- Zhu, S., B. Saucier, J. Durfey, S. Chen and B. Dewey, 1999. Waste excretion characteristics of Manila clams (*Tapes philippinarum*) under different temperature conditions. *Aquacultural Engineering* 20:231-244.
- 里正 等, 1981. アワヒ` の 中間育成について. 栽培技研, (10)1, 35-41.
- 武田重信, 本田晴朗, 菊池弘太郎, 清野通康. 1990. 高效率魚類 生産の ための水質浄化技術の開発. 5. ラメの長期飼育時における水質變化. 電力中央研究所研報, U90042. 25pp.
- 김병진, 2002. 해수 내 오염물의 제거를 위한 포말분리 공정, 부경대학교 박사학위 청구논문.
- 김유희 · 조재윤 · 정관식, 1994. 시판사료를 먹인 나일틸라피아 (*Oreochromis niloticus*)의 질소

및 인 부하량. 한국양식학회지, 7 (3): 165-174.

손맹현, 1998. 회전원관식 순환여과 사육시스템을 이용한 조피볼락 *Sebastes schlegeli*의 양식에 관한 연구, 부경대학교 박사학위청구논문.

오승용, 2001. 나일틸라피아의 질소 부하율과 회전원관식 여과조의 질산화효율, 부경대학교 박사학위청구논문.

전민지, 2002. TAN이 전복 치패의 생리학적 현상에 미치는 영향, 부경대학교 박사학위청구논문.