

어류가두리 양식장의 물질수지 산정

심보람 · 김형철^{1*} · 윤상필² · 홍석진³ · 정우성³ · 강성찬³

국립수산과학원 서해수산연구소 기후환경자원과, ¹국립수산과학원 남동해수산연구소, ²국립수산과학원 해역이용영향평가센터, ³국립수산과학원 해양환경연구과

Mass Balance of Finfish Cage Farm in South Korea

Bo-Ram Sim, Hyung Chul Kim^{1*}, Sang-Pil Yoon², SokJin Hong³, Woosung Jung³ and Sungchan Kang³

Environment and Fisheries Resources Research Division, West Sea Fisheries Research Institute, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Incheon 22383, Republic of Korea

¹Southeast Sea Fisheries Research Institute, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Tongyeong53085, Republic of Korea

²Marine and Fisheries Environmental Impact Assessment Center, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Busan46083, Republic of Korea

³Marine Environment Research Division, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Busan 46083, Republic of Korea

This study was conducted to better understand the impact of marine fish farming by estimating mass balances of carbon and nitrogen. According to the results, 94.55% of carbon and 95.66% of nitrogen inputs were from the feed supplied in the farm. Of the total carbon emissions in the farm, 47.28% was due to fish respiration, which was subsequently released into seawater. Advection and diffusion in the farm contributed to 30.29% of the carbon released. In the case of nitrogen, 50.70% of the nitrogen released into the seawater was produced by fish excreta, and 31.37% was advected and diffused into the system. The sedimentary environment received 3.82% and 3.10% of the carbon and nitrogen released from the farm, respectively. The fish feed used for healthy growth contained 11.64% carbon and 9.17% nitrogen. Since the feed type was floating pellets, the load released into the sedimentary environment was relatively lower than that released into the marine environment. These findings suggest that the identification of an optimal fish feed that respects fish physiology and preserves a healthy ecology is critical for the future of aquaculture. Furthermore, ecosystem-based aquaculture systems that decrease environmental burden, while endeavoring to improve environmental health, are required.

Keywords: Mass balance, Fish farming, Marine environment, Material fluxes, Environmental impact

서론

인간이 섭취하는 동물성 단백질은 주로 육지에서 공급되며, 이중 수산물은 전 세계 소비자 식품 공급에 약 17%를 차지하고 있다(FAO, 2018). 최근 기후변화에 따라 육상에서의 물 부족, 종 다양성 감소 등으로 인해 수산물을 통한 단백질 공급의 중요성이 더욱 높아졌다(FAO, 2018; Hua et al., 2019). 이러한 이유로 미래 단백질 수요 증가는 필연적이며, 주요 단백질 공급원인 수산물의 공급 형태는 잡는 어업 방식에서 연안에서 기르는 어업 방식으로 변화하고 있다(FAO, 2018; Neofitou et al., 2019;

Tičina et al., 2020). 수산물 양식 생산량은 정책 지원과 양식 기술의 발달 등의 영향으로 향후 30년 동안 75%까지 증가할 것으로 전망하고 있으며, 전 세계 인구 증가와 더불어 늘어난 단백질 수요를 충족시키기에 매우 중요한 부분이 될 것으로 예측하고 있다(Naylor et al., 2021). 우리나라 또한 수산물의 양식 생산량이 꾸준히 증가하여, 2022년을 기준으로 천해양식어업 생산량(2,268 MT)은 일반해면어업 생산량(887 MT)보다 약 2.6배 더 높았다(KOSIS, 2023). 한편 수산물 수요 증가에 따른 양식 산업 발달은 연안 환경의 오염을 가중시킴으로써 수산생물의 서식환경은 점차 악화되고 있다(Lee et al., 2004; Akintola, 2009;

*Corresponding author: Tel: +82. 55. 640. 4750 Fax: +82. 55. 641. 2036

E-mail address: hckim072@korea.kr



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

<https://doi.org/10.5657/KFAS.2023.0473>

Korean J Fish Aquat Sci 56(4), 473-483, August 2023

Received 16 May 2023; Revised 24 July 2023; Accepted 7 August 2023

저자 직위: 심보람(연구사), 김형철(연구관), 윤상필(연구사), 홍석진(연구사), 정우성(인턴연구원), 강성찬(인턴연구원)

Neofitou et al., 2019; Tičina et al., 2020). 또한 해역의 자정능력을 초과한 과도한 양식 활동은 수층 환경의 부영양화를 유발하고(Nordvang and Johansson, 2002; Islam, 2005), 다량의 유기물이 퇴적층에 축적되어 빈산소수괴 발생 등 연안 생태계에 부정적인 영향을 초래한다(Karakassis et al., 2000; Pusceddu et al., 2007). 해역에는 양식 생물의 특성을 고려하여 다양한 방법으로 양식활동이 이루어지고 있지만, 어류가두리 양식은 사료를 인위적으로 공급하기 때문에 패류 및 해조류 양식에 비해 환경에 높은 오염 부하 배출 특성으로 퇴적물 환경 내 지화학 및 생물학적 변화가 크게 발견되고 있다(Karakassis et al., 2000; Holmer et al., 2007; Yokoyama, 2010; Ji et al., 2021). 특히 어류의 배설물(feces)과 미섭이 사료는 양식장 아래 퇴적층 바닥으로 침강하고, 자정능력을 초과하여 쌓인 유기물은 결국 퇴적층으로 매몰되어 혐기성(anaerobic) 환경을 초래한다(Hall et al., 1990; Holmer, 1992; Silvert and Sowels, 1996). 한편 사료를 구성하는 성분 중 탄소의 23%, 질소의 21% 및 인의 53%가 해양 퇴적층으로 축적되며, 지역에 따라 양식장으로부터 1 km 범위까지 그 영향이 미치는 것으로 보고되고 있다(Wu, 1995). 이렇듯 오랜 기간에 걸쳐 양식 활동에 따른 연안 환경의 오염은 결국 어장의 생산성을 떨어뜨리게 되고, 양식 생물에게 각종 질병을 유발케 하여 인간이 섭취하는 수산 식품의 안전에도 위험이 되고 있다.

양식 활동이 해양환경에 미치는 영향을 진단하고 평가하는 방법은 매우 다양하게 알려져 있는데, 유·무기물 오염을 진단하는 방법(Hargrave et al., 1997; Carroll et al., 2003; Hamoutene et al., 2021), 저서동물 군집 구조 분석(Tomassetti et al., 2016), 안정동위원소 추적(Ye et al., 1991; Holmer et al., 2007), 매체 내 탄수화물, 지방 및 단백질 분석 기법(Pusceddu et al., 2007), DEPOMOD (predictive depositional modelling)와 같이 유체역학모델을 이용하여 오염물질 영향범위를 예측하는 방법(Kwon et al., 2005), 개체군 성장모델을 이용한 에너지 수지 평가(Ferreira et al., 2012; Cubillo et al., 2016), 시스템 생태학적 접근법으로 물질수지(mass balance)를 산정하는 방법(Hall et al., 1990, 1992; Saba et al., 2021) 등이 있다. 본 연구에서는 양식장을 하나의 시스템(계)으로 간주하고 물질의 유입과 유출이 평형을 이룰 때 양식 활동을 구성하는 다양한 인자들 간 물질 전달과 효율 등을 평가하였다. 국외에서도 스웨덴, 인도네시아 및 중국 등 많은 나라에서 양식장 내 탄소, 질소 또는 인의 물질수지 산정을 통해 연안 환경을 생태학적인 관점에서 접근하였다(Hall et al., 1990, 1992; Alongi et al., 2009; Qi et al., 2019). 연구에서는 주로 탄소, 질소, 인의 물질수지를 바탕으로 양식 환경을 평가하고, 효율적인 양식장 환경 관리방안을 제시하고 있다(Alongi et al., 2009; Brigolin et al., 2014). 나아가 환경으로 배출되는 오염물질 부하량을 감소시키기 위해 어류에서 배설된 질소와 인을 패류 또는 해조류 양식에 활용하는 복합 양식에 관한 연구 등 물질수지 산정에 관한 연구가 보고되고 있다(Park et

al., 2018; Qi et al., 2019).

우리나라는 주로 금강 및 낙동강 등 하구역에서 박스모델을 이용한 물질수지 연구가 수행되었다(Kim et al., 2000; Hong et al., 2000). 또한 연안 양식장에 관해서는 곰소만과 근소만 갯벌의 영양염 수지(Choi et al., 2017), 진동만 미더덕 양식과 어류 및 전복가두리 양식장에서 수층과 퇴적층에서의 플럭스 산정(Park et al., 2012a, 2012b) 연구와 김양식장에서의 영양염류(N,P)에 대한 물질수지 연구(Choi et al., 2023) 등이 있다. 우리나라는 연안에서 양식 시설량 증가에 따라 연안 환경의 오염이 가속화되고 있으며(Choi et al., 2013), 양식장에서 물질수지 산정, 수용력 평가 등 과학적인 기초 자료를 기반으로 한 양식장 운영과 어장환경의 관리가 필요하다고 판단된다.

전세계적으로 양식 산업은 생태계 기반의 친환경 양식을 지향하고 있으며(Naylor et al., 2000; Tičina et al., 2020), 선진국에서는 과학적인 연구를 바탕으로 체계적인 양식장 환경 관리 시스템을 운영하고 있는데(Ervik et al., 1997; Yokoyama, 2003; FOC, 2018), 해역의 수리역학적인 자료와 양식 현황 등 과학적인 자료들을 바탕으로 양식업이 주변 생태계에 미치는 부정적인 영향을 최소화하기 위한 정책방향을 마련하는데 있어 시스템 생태학적 방법으로 모델링 기법을 적극적으로 활용하고 있다. 현재 우리나라에서는 연안 양식장 오염의 문제 해결을 위해 어장관리법 제 11조 및 제 12조에 따라 어류 가두리 양식장에 대해 어장환경 평가를 실시하고 있으며, 오염된 어장은 어장청소를 시행하여 깨끗한 어장환경 유지를 통해 지속가능한 양식 산업의 발전을 도모하고 있다. 우리나라에서도 장기적인 관점에서 해양과 인류가 공존해 나가기 위해서는 생태계 기반의 친환경 양식이 필요하다. 따라서 본 연구에서는 양식종 중 오염 부하량이 상대적으로 높다고 알려진 어류 가두리 양식장에 대하여 양식생물 입식량과 사망량, 사료 투입량 등 양식 현황자료를 바탕으로 물질수지(탄소, 질소)를 산정하여 양식활동이 해양에 미치는 영향을 정량적으로 파악하고자 하였다. 이를 통해 어류 가두리 양식이 어장환경에 미치는 영향을 진단하고, 지속가능한 양식산업의 구현을 위해 현재의 우리나라 어류가두리 양식 시스템의 개선과 건강한 생태계를 유지하기 위한 방향을 모색하고자 하였다.

재료 및 방법

연구해역 및 조사기간

연구 대상해역 및 양식장은 경상남도 하동군 금남면 중평항 인근에 위치한 어류양식장으로 12 m × 12 m 크기의 가두리가 총 8 개로 구성되어 있으며, 양식종은 가숭어(*Chelonia haematocheilus*)이다(Fig. 1). 본 양식장은 인근해역(현 위치에서 150 m 북측방향)에서 20년 이상 양식활동이 이루어 졌고, 퇴적물 오염이 심화되어 지자체의 어장이용개발계획에 따라 대체 개발되어 2016년 10월에 현재의 위치로 이동되었다. 조사 정점

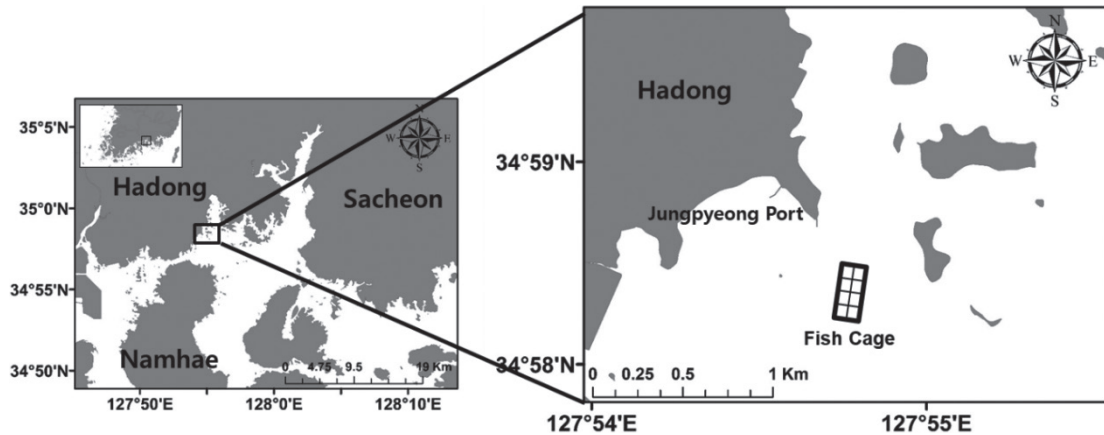


Fig. 1. The location of fish (mullet) cage farm in this study.

의 평균 수심은 9 m이며, 유속은 창조시에 평균 21.7 cm s^{-1} , 낙조시는 평균 9.9 cm s^{-1} (FlowQuest 600 DCP; LinkQuest Inc., San Diego, CA, USA; 2018년 11월 22일-12월 7일)로 상대적으로 유속이 강하게 나타나는 해역이다.

2019년 1월, 4월, 7월, 10월, 12월에 국립수산물과학원에서 개발한 현장관측장비인 benthic lander (BelcI) 장비(Lee et al., 2010)와 침강 입자물질 포집장치(sediment trap)를 이용하여 현장조사를 실시하였다. BelcI 장비는 퇴적물-수층 경계면에 설치하여 배양 챔버 내 용존산소량을 일정시간마다 자동으로 측정하고 해수를 채수하는 장비이다. BelcI 장비와 침강 입자물질 포집장치의 설치는 어류가두리 양식장의 가운데에 위치하도록 하였다. 또한 본 연구에서 어류 입식량, 성장률(중량), 폐사량 및 사료공급량은 2019년 1월부터 10월까지의 양식장 사육 일지를 참고하였다.

조성성분(탄소, 질소) 분석

어류와 사료를 구성하는 탄소(carbon)와 질소(nitrogen) 양 및 함수율(water content)을 분석하였다. 어류는 조사기간 동안 매월 10마리씩 채집하여 탄소와 질소, 함수율을 분석하였고, 물질수지 산정은 전체 결과의 평균 값을 사용하였다. 현장에서 채집한 어류는 드라이아이스로 냉동하여 실험실로 운반하였고, 해동 후 어체 중량을 측정하였다. 이후 어류를 분쇄하여 동결건조한 후 중량을 재측정하여 함수율을 구하였다. 또한 양식장에서 급이하고 있는 사료를 대상으로 중량과 함수율을 측정하였으며, 어체 측정과 같은 방법으로 실시하였다. 동결건조한 어체 및 사료 시료는 막자사발(agate mortar)을 이용하여 곱게 갈아 균질화 작업을 거친 후 원소분석기(2400Series; PerkinElmer, Waltham, MA, USA)를 이용하여 탄소와 질소를 측정하였다.

한편 양식장에서 퇴적층으로 침강하는 탄소 및 질소 플럭스를 측정하기 위해 전문 다이버를 이용하여 조사 양식장의 중앙 퇴적층 바닥에 입자물질 포집장치를 일정시간(24 h) 계류하여 입

자물질을 채집하였다. 채집된 침강입자물질은 $0.7 \mu\text{m}$ GF/F 여과지로 일정량 여과하였고 0.1N 염산을 이용하여 산처리 후 원소분석기(Flash EA; Thermo Scientific, Waltham, MA, USA)를 이용하여 입자성유기탄소(particulate organic carbon, POC) 및 입자성유기질소(particulate organic nitrogen, PON)를 각각 측정하였다. 또한 퇴적층에서 수층으로 재공급되는 탄소 및 질소 플럭스는 BelcI을 이용하여 측정하였고, BelcI 장비는 입자물질 포집장치와 함께 설치 및 회수하였다. 수층으로 재공급되는 탄소량은 BelcI의 배양장치(in-situ incubation)에서 일정시간(24 h) 동안 퇴적물-수층 경계면에서 용존산소를 연속 측정하여 산소소모율(sediment oxygen demand, SOD)을 계산하였고, redfield ratio (C:O=106:108)에 따라 탄소량으로 환산하였다. 수층으로 용출되는 질소량의 경우 BelcI 장비의 배양장치에서 일정시간마다 자동으로 채취된 해수시료를 실험실로 즉시 운반하여 영양염 자동분석기(QUAATRO; Seal Analytical, Mequon, WI, USA)를 이용하여 용존무기질소(dissolved inorganic nitrogen, DIN)를 측정하였다. 용존무기질소는 암모니아질소(ammonium), 아질산질소(nitrite) 및 질산질소(nitrate)의 합으로 표기하였다.

물질수지 계산

본 연구 대상 양식장을 안정된 하나의 생태계 시스템으로 고려하여 물질의 유입 및 유출이 평형을 이룬다고 가정한 후, 박스 모델을 이용하여 탄소 및 질소의 수지를 계산하였다. 본 연구에서는 양식 활동에 따른 인자들에 초점을 맞추었으며, 일차 생산과 이류 및 확산을 통해 시스템 내로 유입되는 물질의 양은 제외하였다. 가두리 면적은 $1,152 \text{ m}^2$ ($12 \text{ m} \times 12 \text{ m} \times 8$ 개)였으며, 2019년 1월부터 10월까지 총 10개월 동안 어류의 성장과 사료 공급량 등 자료를 바탕으로 물질수지를 계산하였다.

탄소와 질소에 대한 물질수지 계산은 Hall et al. (1990, 1992)이 사용한 모델의 일부 수식을 수정하여 적용하였다. 또한 탄소

와 질소 유입은 조사기간 동안 가두리 양식장 내 어류의 초기 입식량(juvenile, J)과 총 사료 공급량(fish food, F)의 합으로 계산하였다. 반면 유출은 어류 수확량(harvest, H), 어류 사망량(fish loss, L), 수층 유출량(water release, R) 및 퇴적층 침강량(sedimentation, S)의 합으로 식 (1)에 나타내었다.

$$\text{초기 입식량(J)+사료 공급량(F) = 어류 수확량(H)+어류 사망량(L)+수층 유출량(R)+퇴적층 침강량(S) \dots\dots (1)}$$

이상에서와 같이 물질 유입 항목 중 초기 입식량(J)은 조사기간 초기에 입식된 총 어류 개체수에 평균 어류 중량을 곱한 다음 어류의 함수율을 보정하였고, 분석된 가승어 체내의 탄소량 및 질소량으로 환산하였다. 또한 사료 공급량(F)은 조사기간 동안 공급된 사료량을 사료의 탄소량 및 질소량과 함수율로 계산하였다.

한편 물질 유출 항목 중 어류 수확량(H)은 조사 종료 시 총 어류 개체수에 평균 어류 중량을 곱한 다음 어류의 함수율을 보정하여 탄소와 질소량으로 환산하였다. 어류 사망량(L)은 월별 어류 사망량(사망 마릿수 × 사망 평균 중량)을 누적하여 어류의 함수율을 보정하여 탄소와 질소량으로 환산하였다. 또한 수층 유출량(R)은 총 물질 유입량에서 어류 수확량(H), 어류 사망량(L) 및 퇴적층 침강량(S)을 빼어 계산하였다. 수층 유출량(R)의 경우 탄소는 어류가 호흡을 통해 CO₂ 형태로 소실되는 양과 용존 및 입자 형태로 이류 및 확산되는 양으로 구분하였다. 호흡량(respiration)은 다양한 연구사례(Table 1)를 기초로 (사료 공급량의 40–70%) 평균 값인 50%를 호흡량으로 설정하여 계산하였으며, 탄소의 이류 및 확산은 수층 유출량에서 호흡량을 제외한 값이다. 질소의 수층 유출량은 어류가 암모니아질소 등으로 수층으로 배출하는 양과 이류 및 확산에 의해 계 외로 빠져

나가는 경우로 구분하였다. 질소 배출량(excretion)은 연구사례(Table 1)에서 사료투입의 50–65%로 나타나 본 연구에서는 평균 값인 53%로 계산하였으며, 질소의 이류 및 확산은 수층 유출량에서 배출량을 뺀 값으로 나타내었다.

또한 수층과 퇴적층 경계면에서 물질교환은 퇴적층에서 수층으로 물질이 재공급되는 양(benthic flux)을 계산하였고, 퇴적층 침강량(S)에서 수층으로 재공급량(benthic flux)을 빼서 퇴적층에 매몰되는 양(burial flux)으로 계산하였다.

결과 및 고찰

양식현황

조사대상인 가승어 양식장은 성어(1년산)와 치어를 각각 7개 조와 1개조로 나누어 양식하고 있었으며, 2019년 1월 기준 성어는 가두리 1개조 당 6–7만마리씩 총 7개조에 입식되어 있었고, 치어는 2019년 5월에 15만 마리가 1개조에 입식 되었다.

어류의 먹이로 공급되는 사료는 생사료(raw feed), 습사료(moisture pellet, MP), 압축건사료(extruded pellet, EP), 반습사료(soft extruded pellet, SEP)로 나눌 수 있으며, 이중 EP와 SEP는 배합사료로 분류된다(Kim et al., 2013). 연구대상 양식장에 공급되는 사료는 배합사료로 사료 크기에만 차이가 있었을 뿐 성어와 치어에게 동일한 사료를 공급하였고, 가두리 1개조당 월 0–8,680 kg의 사료를 공급하였다(Fig. 2). 반면 동절기에는 저수온으로 인한 스트레스로 가승어가 섭이 활동을 하지 않기 때문에(Barton and Iwana, 1991; Kang et al., 2007), 1월 및 2월에는 사료를 공급하지 않았으며, 3월부터 사료를 점차 증가시켜 공급하였고, 이후 수온이 높은 하절기에는 사료를 적게 공급하였다.

어류의 성장을 살펴보면, 2019년 5월에 입식된 평균 0.005 kg의 치어는 10월에 평균 0.05 kg으로 성장하여 전중량이 10 배 증가하였다. 반면 성어는 1월에 0.1 kg에서 10월에 0.35 kg까지 성장하여 전중량이 3.5 배 증가하였고, 치어에 비해 성장률이 상대적으로 낮았다(Fig. 3). 본 연구기간 동안 폐사율은 치어

Table 1. The estimated carbon and nitrogen losses considering of respiration and excretion from fish in the system

Type	Percentage (%)	Reference
Respiration (Carbon)	64.3–67	Huisman (1976)
	50	Angel (1985)
	40	Gowen and Bradbury (1987)
	40–50	Hall et al. (1990)
	50	Yang et al. (1992)
	52–68	Yang and Somero (1993)
	60	Comer et al. (2006)
Excretion (Nitrogen)	40	Brigolin et al. (2014)
	52	Hall et al. (1992)
	51	Gowen and Bradbury (1987)
	51–57	Qi et al. (2019)
	48	Brigolin et al. (2014)
	64	Lefebvre et al. (2001)

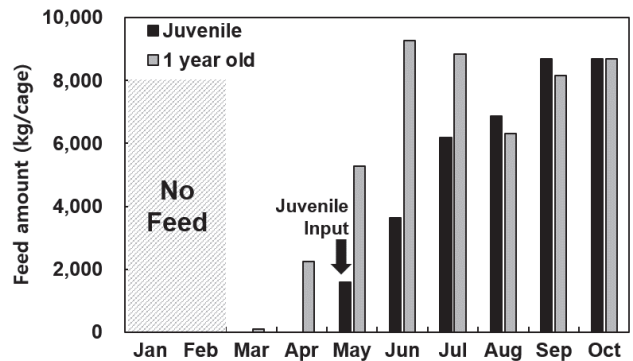


Fig. 2. Monthly feed amount per cage according to fish age in this study.

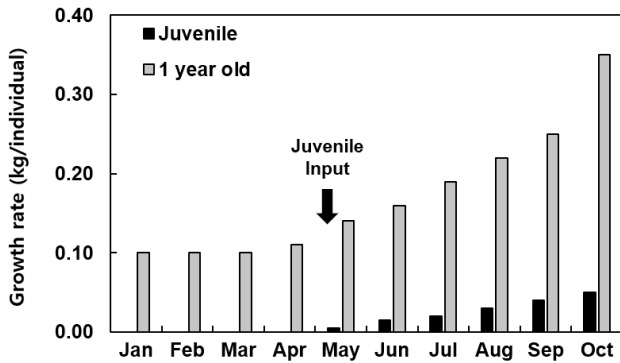


Fig. 3. Growth rate of fish according to fish age in this study.

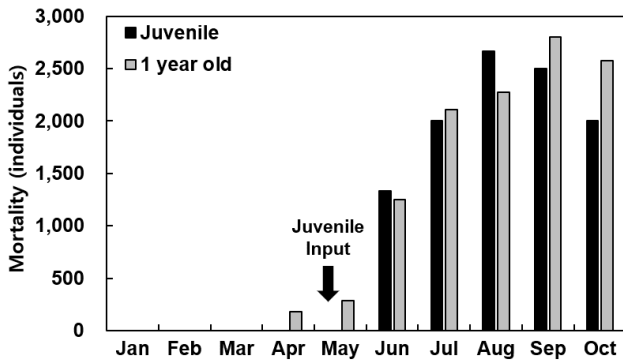


Fig. 4. Monthly fish mortality according to fish age in this study.

에서 약 7%, 성어에서 약 14%로 나타났고, 치어와 성어의 폐사량이 가두리 1개조 당 각각 20–100 kg과 20–900 kg으로 관찰되었다(Fig. 4). 특히 사료를 급이하지 않은 기간에는 사망 개체가 거의 관찰되지 않았으나, 이후 사료 급이와 함께 가송어가 성장하면서 폐사량이 점차 증가하는 경향을 보였다.

탄소 및 질소 조성량

사료 및 가송어의 체내 함수율과 탄소와 질소 함량을 Table 2에 나타냈다. 가송어 체내의 평균 함수율은 70.1% (n=10)였으며, 평균적으로 탄소 54.6% (n=10)와 질소 7.4% (n=10)로 구성되어 있었다. 한편 북동대서양에서 다양한 양식 어류(16종)의 체내(Whole-body) 탄소 및 질소 함량은 각각 43.7–58.7% (평균 52.1%, n=8)와 7.6–11.3% (평균 9.0%, n=16)를 나타내, 본 연구대상인 가송어에 비해 탄소 함량은 유사하였으나 질소는

Table 2. The water content and chemical composition of carbon and nitrogen in the feed and fish (mullet)

Type	Water content (%)	Carbon (%)	Nitrogen (%)
Feed	14.00	43.41	7.43
Fish	70.10	54.63	7.36

상대적으로 높았다(Czamanski et al., 2011). 한편 가송어 양식장에서 사용되는 배합사료는 함수율이 14%이며, 탄소 및 질소가 각각 43.41%와 7.43%로 구성되어 있었다. 일본에 위치한 어류 양식장에서 사용하는 건사료(dry pellet)는 탄소 43.5–45.2%와 질소 8.0–9.6%가 포함되어 있었으며(Pawar et al., 2002), 본 연구결과보다 탄소 함량은 유사하나 질소는 다소 높았다. 반면, 노르웨이의 연어 양식장에서 사용되는 사료는 탄소 함량이 약 50%, 질소 함량은 약 6%이며(Corner et al., 2006), 스웨덴에 위치한 무지개송어 양식장에서 공급되는 다양한 사료들은 탄소 함량이 50–52% (Hall et al., 1990)이었고, 질소 함량은 6.6–9.4% (Hall et al., 1992)로 나타나 본 연구의 사료 내 탄소 함량이 다소 낮았다. 이와 같은 결과는 양식품종 및 사료 제조업체의 차이로 보인다.

수층-퇴적층간 물질순환

어류가두리 양식장에서 퇴적층으로 침강하는 입자성 유기탄소량(POC)은 2.2–25.7 g m⁻² day⁻¹ 범위였고, 입자성 유기질소량(PON)은 0.3–4.0 g m⁻² day⁻¹ 범위를 보였다(Table 3). 탄소 및 질소의 침강량은 사료투입량에 비례하였고(Carbon: R²=0.9965, n=4; Nitrogen: R²=0.8358, n=4), 상대적으로 사료를 급이하지 않았던 1월과 적은 양의 사료를 공급한 4월에 낮고, 치어의 추가 입식(5월)과 함께 사료 투입량 증가로 인해 7월, 10월, 12월의 침강량은 높았다. 일반적으로 침강량은 사료의 종류, 급이량 및 급이시기, 수심 등 다양한 조건과 지형적 특성에 따라 서로 다르게 나타날 수 있다. 우리나라 통영의 어류가두리 양식장 내 탄소 및 질소의 평균 침강량은 각각 3.3 g m⁻² day⁻¹, 0.3 g m⁻² day⁻¹였으며, 여수의 어류가두리 양식장은 각각 1.7 g m⁻² day⁻¹, 0.3 g m⁻² day⁻¹로 본 연구보다는 상대적으로 낮았다(Park et al., 2012b). 일본에 위치한 참돔(red sea bream *Pagrus major*) 및 참치(yellowtail tuna *Seriola quinqueradiata*) 양식장에서 1년동안 관찰된 유기탄소 침강량은 1.5–4.9 g m⁻² day⁻¹, 질소 침강량은 0.20–0.70 g m⁻² day⁻¹로(Tsutsumi et al., 2006; Table 3), 본 연구보다는 상대적으로 낮게 나타났다. 또한

Table 3. Fluxes at the seawater-sediment interface underneath the fish cage farm

Sampling date	POC (g m ² day)	PON (g m ² day)	SOD (mmol m ² day)	DIN efflux (mg m ² day)
Jan. 2019	2.2	0.3	191.2	384.4
April. 2019	6.3	0.8	131.5	149.2
July 2019	24.2	2.4	272.3	1,050.4
Oct. 2019	24.0	4.0	213.4	1,732.6
Dec. 2019	25.7	3.8	276.1	1,138.7
Average	16.5	2.3	216.9	891.1

POC, Particulate organic Carbon; PON, Particulate organic nitrogen; SOD, Sediment oxygen demand; DIN, Dissolved inorganic nitrogen.

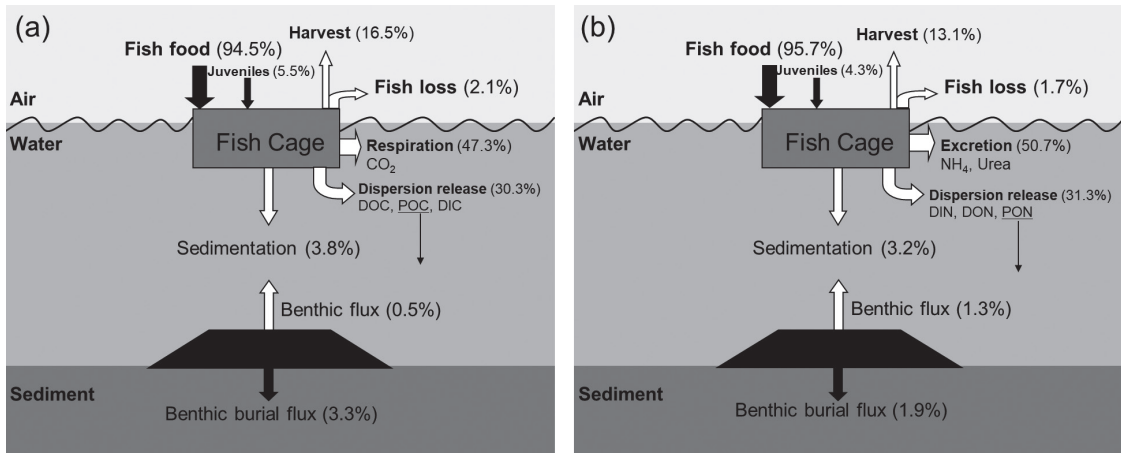


Fig. 5. Mass balances in the fish cage farm. a, Carbon; b, Nitrogen.

필리핀에 위치한 갯농어(milkfish; *Chanos chanos*) 양식장에서는 유기탄소 침강량이 4.3–37.1 g m² day⁻¹, 유기질소의 침강량은 0.3–1.3 g m² day⁻¹ 범위로 유사하다(Holmer et al., 2002; Table 3).

한편 본 연구에서 퇴적물 내 산소소모량은 40.5–276.1 mmol m² day⁻¹(평균 216.9 mmol m² day⁻¹) 범위를 보였고(Table 3), 유기탄소 침강량과 양의 상관관계를 보였다(R²=0.6451, n=5). 계절의 영향도 있지만, 먹이를 공급하지 않거나 적게 공급하였던 1월과 4월은 먹이를 공급한 7월, 10월 및 12월보다 상대적으로 낮은 산소소모량을 보였다. 우리나라 통영 및 여수의 어류가두리 양식장의 평균 산소소모량은 각각 116 mmol m² day⁻¹ 및 34 mmol m² day⁻¹로 본 연구보다 상대적으로 낮았다(Park et al., 2012b). 필리핀에 위치한 갯농어 양식장의 퇴적물 내 산소소모량은 61–265 mmol m² day⁻¹로 본 연구에서 사료 급이가 없었던 1월을 제외한 값과 유사한 범위를 보였다(Holmer et al., 2002; Table 3). 반면 노르웨이의 연어(*Atrantic salmon Salmo salar*) 양식장에서는 65.8–102.2 mmol m² day⁻¹ 범위로 본 연구보다 낮은 값을 보였다(Bannister et al., 2014; Table 3). 이렇듯 노르웨이의 연어 양식장은 카메라를 통해 양식생물 활동을 관찰하여 급이량 및 시기를 조절하는 등 매우 체계적으로 운영 및 관리되고 있다. 그러나 본 연구와 필리핀 갯농어 양식장은 기존의 재래식 양식 방법으로 운영되어 사료의 과잉 공급이 퇴적물 환경으로의 유기물 부하량을 높였고, 그 결과 노르웨이 연어 양식장보다 산소소모량이 높았다고 판단된다.

퇴적층에서 수층으로 용출되는 용존 무기질소 플럭스는 66.3–1,732.6 mg m² day⁻¹ 범위로 나타났다(Table 3). 용존 무기질소는 유기물 분해산물의 하나로 입자성유기탄소 침강량이 높게 나타났고(DIN:POC, R²=0.7435, n=5), 퇴적물 내 산소소모량이 높은 시기(7월, 10월 및 12월; 사료 투입량 높음)에 상대적으로 높은 플럭스를 보였다(DIN:SOD, R²=0.4034, n=5). 본 연구에서도 용존 무기질소의 용출량 대부분은 암모니아질

소(>85%)가 차지하였고, 우리나라 통영 및 여수, 필리핀, 노르웨이, 일본의 어류양식장보다 높은 영양염 용출 플럭스를 보였다. 조사대상 양식장에 설치한 실시간 빈산소수괴 관측 시스템을 통해 획득한 자료에 따르면(국립수산과학원, unpublished data), 2018년부터 2019년까지 매년 5월–10월에 간헐적으로 수층의 용존산소 농도가 3 mg L⁻¹ 이하의 빈산소수괴가 발생하였다. 이와 같이 양식 활동에 의해 표층 퇴적물에 축적된 유기물은 저층의 빈산소 환경 형성에 따른 혐기성 분해를 유발하였고, 이에따라 용존 무기질소가 수층 환경으로 용출된 것으로 판단된다.

물질수지

본 연구에서 관측된 자료들을 바탕으로 경상남도 하동군에 소재한 가송어 가두리 양식장의 탄소와 질소 수지를 산정한 결과를 Table 4와 Fig. 5에 나타내었다. 탄소의 경우, 시스템으로 유입되는 총량 100% 중에서 가송어 치어의 초기입식량이 5.5%, 가송어의 먹이로 공급되는 사료가 94.5%를 차지하였다. 반면 시스템에서 유출되는 총량 100% 중에서 16.5%가 수확으로, 2.2%가 자연사망에 의한 것으로 산정되었다. 또한 어류의 생리 대사 활동에 따른 호흡으로 47.3%가 CO₂의 형태로 유출되었고, 이류·확산되어 계 외로 빠져나가는 양이 30.3%를 차지하였

Table 4. The estimated carbon and nitrogen values of each factor used in mass balance calculation in the fish cage farm of this study

Factor	Carbon (kg)	Nitrogen (kg)	
Input	Juvenile (J)	8,126	1,095
	Fish food (F)	141,110	24,136
	Harvest (H)	24,562	3,311
Output	Fish loss (L)	3,211	433
	Water release (R)	115,760	20,706
	Sedimentation (S)	5,702	782
	Benthic flux	1.3%	

다. 한편 가숭어가 미처 섭이하지 않은 사료와 가숭어의 배설물에 해당하는 3.8%가 해저면으로 침강하여 퇴적층으로 유입되는 것으로 계산되었다. 이 중 퇴적층과 수층 경계면에서 유기물이 분해되면서 소실되는 양이 0.5%, 더 이상 분해되지 않고 퇴적물에 매몰되는 양이 3.3%를 차지하였다(Fig. 5a).

양식장 내 질소 수지의 산정 결과, 시스템으로 유입되는 총량 100% 중에서 가숭어 치어의 초기입식량이 4.3%, 공급된 사료는 95.7%로 나타났다. 반면 시스템에서 유출되는 총량 100% 중에서 13.1%가 수확으로, 1.7%가 자연사망으로 나타났다. 또한 암모니아와 요소의 배설 형태로 50.70%가 수층으로 유출되었고, 이류·확산으로 31.3%가 빠져나갔다. 탄소와 마찬가지로 미섭이 사료 및 가숭어 배설물의 형태로 3.1%가 퇴적환경으로 침강하는 것으로 계산되었다. 이 중 퇴적층에서 수층으로 용존무기질소의 형태로 용출되는 양은 1.22%, 어류 양식을 통해 퇴적층에 최종적으로 매몰되는 양은 1.9%를 차지하였다(Fig. 5b).

이상에서와 같이 어류 양식활동에 따른 수층 및 퇴적물 환경으로 배출되는 오염 부하량을 선진 연구사례와 비교하였다. 스웨덴 송어양식장에서 탄소는 수층 및 퇴적층으로 각각 49%와 30%가, 질소는 각각 48%와 23%가 유출되었다(Hall et al., 1990, 1992). 배합사료를 공급하는 유럽의 연어 양식장에서는 사료 중 탄소의 80–84%, 질소의 52–95%, 인의 82%가 양식장 주변 환경으로 배출되었다(Wu, 1995). 이 중 탄소는 어류의 호흡을 통해 CO₂ 형태로 수층 환경으로 40–50%가 유출되었으며, 질소는 어류의 배설활동에 따라 암모니아질소와 요소 형태로 14–52%가 수층으로 유출되었다. 또한, 사료 내 질소는 약 69–83%가 환경으로 배출되며, 어류가 섭이한 질소는 대부분 어류의 생리대사 활동을 통해 용존무기질소(57%)의 형태로 다시 환경으로 배출된다(Qi et al., 2019). 본 연구 결과에 따르면, 어류(가숭어) 양식 활동을 통해 수층으로 배출되는 부하량이 상대적으로 높았고(특히 질소), 퇴적층으로 배출되는 양이 상대적으로 낮았다. 이는 본 연구에서 양식 어류인 가숭어의 먹이로 사용된 사료는 부상배합사료로서 이 중 미섭이 사료는 퇴적환경으로 침강되지 않고 수층환경에서 부유하여 조류의 흐름에 의해 이류·확산되기 쉽기 때문으로 판단된다. 국외의 연구 사례에서도 배합사료는 생사료에 비해 퇴적환경으로 부하되는 양이 적다는 결과가 있다(Alongi et al., 2009; Qi et al., 2019). 따라서 본 연구 결과에서 부상 사료의 사용으로 인해 퇴적층 환경에 부하되는 양이 적었다. 그러나 침강되지 않은 미섭이 사료들은 해수의 흐름에 따라 가두리 내·외측 수층 환경에 머무르게 되어 부영양화를 야기할 수 있을 것으로 추정되어 어류의 생리와 생태적 특성을 고려한 적절한 먹이 공급이 필요하다고 판단된다.

한편 Qi et al. (2019) 연구에서 공급되는 어류 사료 성분 중에서 인(P)은 82–90%가 해양 환경으로 유출된다는 보고하였다. 또한, Wu (1995)의 연구에서도 인은 입자태 및 용존태 모두 수층 환경으로 공급되고, 특히 유기인의 형태로 56%가 퇴적층 환경으로 유출되었다. 인은 질소와 더불어 해양의 기초생산력에

영향을 미치는 매우 중요한 인자이다. 따라서 향후 어류가두리 양식장에서 인에 대한 물질수지 연구도 동시에 수행되어야 하며, 탄소와 질소 그리고 인에 대하여 다양한 품종 및 지역에 대하여 물질수지 산정에 관한 연구가 필요하다고 판단된다.

본 연구에서 투입된 사료 중 어류 성장에 사용된 탄소와 질소량(사료 효율성)은 각각 11.6%와 9.2%로 나타났다. 이는 평균 25%로 높은 사료 효율성을 보인 스웨덴 송어 양식장(탄소 21.9%, 질소 29.5%)과 14%의 사료 효율성을 보인 노르웨이 연어 양식장과 비교해 낮은 수치였다(Comer et al., 2006). 이렇듯 양식 품종 및 양식 방법에 따라 사료 효율성은 상이하지만, 스마트 양식장의 적용 및 확대를 통해 양식 활동에 따른 수층 및 퇴적환경으로 오염 부하량을 감소시키고, 사료 효율성을 증대하는 것이 필요하다고 판단된다.

우리나라는 어장환경을 개선하기 위하여 어장관리법 제12조에 따라 어장의 퇴적물이나 어장에 버려진 폐기물을 수거 및 처리하는 어장청소가 지속적으로 수행되고 있다. 어장청소는 어장정화선 사용이나 잠수부를 고용해야 함에 따라 어업 면허권자 및 지자체의 비용부담이 높아 경제적인 해결방안이 필요하다. 또한 본 연구 결과에 따르면 퇴적환경 뿐만 아니라 수층으로의 오염 부하량도 높아 양식 활동을 통한 해양으로 배출되는 오염 부하량 전반을 감소시키는 것이 중요하다. 현재 전세계적으로는 생태계 기반의 친환경 양식을 수행하여 해양으로 배출하는 양식 부하량을 줄이기 위해 노력하고 있다. 특히 영양 단계가 다른 두 가지 이상 품종을 혼합한 양식을 통해 양식생산성을 높이고 주변 환경에 미치는 오염의 영향을 최소화하는 생태통합양식(Integrated multi-trophic aquaculture, IMTA) 연구가 활발하다(Troell et al., 2009; Park et al., 2021). 노르웨이 연어 양식장에서는 IMTA기반의 다시마 양식이 병행될 경우 연어양식장에서 수층 환경으로 부하되는 암모니아의 12%가 감소되며, 일반 다시마 양식장보다 생산량을 60%이상 증가할 수 있다는 모델 결과가 제시되었다(Fossberg et al., 2018). 또한 IMTA기반의 양식은 어류 양식장에서 퇴적환경으로 부하되는 유기물의 70%를 해삼을 이용한 저감도 가능하다는 연구결과가 있다(Nelson et al., 2012). 또다른 친환경 양식 방안 중 하나로 거론되는 것은 노르웨이와 스코틀랜드 등에서 양식 활동에 따른 어장 환경을 개선하고자 일정기간 동안 양식 활동을 중단(어장 휴식)하는 것이다. 이렇듯 어장중단(휴식)을 어장 위치 및 유속 등 환경에 따라 다양하지만, 일정 기간(6개월–2년)의 어장 휴식은 표층 퇴적물 내 유기물 농도를 낮추는 등 화학적 인자들의 환경 개선 경향성이 나타났다(Pereira et al., 2004; Lin and Bailey-Brock, 2008; Bannister et al., 2014). 이처럼 현재 많은 나라에서 생태계 기반 친환경 양식을 시도하고 있으며, 향후 산업적으로 보급을 확대하여 이끌어 나갈 필요가 있다.

우리나라에서는 1980년대 이후 양식 증산 정책에 힘입어 기르는 어업의 양적인 팽창이 이루어졌다. 이로 말미암아 해역의 유기물 오염과 부영양화가 꾸준히 진행되어 왔다. 이에 따라 연

안 환경의 상태를 과학적으로 진단하고 평가하여 깨끗한 어장 환경에서 지속 가능한 양식 산업이 유지되고 발전될 수 있도록 관련 정책 마련을 위한 연구도 지속적으로 이루어져야 한다. 본 연구와 같이 양식어장의 물질수지 산정을 통해 환경에 배출되는 양식장 자가오염물질의 양을 보다 정확하게 평가할 수 있었고, 이를 통해 대부분 생사료를 먹이로 공급하는 등 양식 초창기의 재래식 양식방법을 유지하고 있는 우리나라 어류가두리 양식장의 운영방식에 대한 대전환(ex.친환경 양식, 스마트 양식 등)을 모색할 필요가 있다. 또한 현재의 어류가두리 양식장 운영 방식에 따른 어장 개선 대책을 세밀하게 마련하기 위해서는 양식장에 시설되는 양식 생물의 양과 수확되는 양, 투입되는 사료의 종류와 양이 정확하게 기록되고 보존될 수 있도록 양식일지의 기록을 의무화하는 제도적 방안이 요구된다. 이를 기초로 향후 다양한 연구를 통해 양식 품종별로 적정한 입식량 산정곡선에 따른 최적의 사료 공급 등 양식 표준 지침을 현장에서 성실히 이행할 수 있도록 계도한다면 깨끗한 어장에서 생산되는 안전한 수산물의 소비가 더욱 확산될 수 있을 것으로 기대된다.

사 사

본 연구는 2023년도 국립수산과학원의 수산과학연구사업(R2023009) 지원으로 수행된 연구입니다. 어장 자료를 꼼꼼하게 기록하여 제공해 주신 어민 분들, 현장조사를 도와 주신 선장님과 전문잠수부 선생님들 그리고 현장조사 및 실험에 참여한 모든 연구원 분들께 감사의 인사를 드립니다.

References

- Akintola SL. 2009. Environmental threats to the development of aquaculture in Lagos State, Nigeria. *Eur J Sci Res*, 34, 337-347.
- Alongi DM, Mckinnon AD, Brinkman R, Trott LA, Undu MC and Rachmansya M. 2009. The fate of organic matter derived from small-scale fish cage aquaculture in coastal waters of Sulawesi and Sumatra, Indonesia. *Aquaculture* 295, 60-75. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.06.025>.
- Angel MV. 1985. Vertical migrations in the oceanic realm: Possible causes and probable effects. In: *Migration: Mechanisms and Adaptive Significance, Contributions in Marine Science* 27 (Supplement). Rankin MA, ed. Marine Science Institute, Port Aransas, TX, U.S.A., 45-70.
- Bannister RJ, Valdemarsen T, Hansen PK, Holmer M and Ervik A. 2014. Changes in benthic sediment conditions under an Atlantic salmon farm at a deep, well-flushed coastal site. *Aquac Environ Interact* 5, 29-47. <https://doi.org/10.3354/aei00092>.
- Barton BA and Iwana GK. 1991. Physiological changes in fish from stress in aquaculture with emphasis on the response and effects of corticosteroids. *Ann Rev Fish Dis* 1, 3-26. [https://doi.org/10.1016/0959-8030\(91\)90019-G](https://doi.org/10.1016/0959-8030(91)90019-G).
- Brigolin D, Meccia VL, Venier C, Tomassetti P, Porrell S and Pastres R. 2014. Modelling biogeochemical fluxes across Mediterranean fish cage farm. *Aquac Environ Interact* 5, 71-88. <https://doi.org/10.3354/aei00093>.
- Carroll ML, Cochran S, Fieler R, Velvin R and White P. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: Environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture* 226, 165-180. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00475-7).
- Choi M, Kim HC, Hwang DW, Lee IS, Kim YS, Kim YJ and Choi HG. 2013. Organic enrichment and pollution in surface sediments from shellfish farming in Yeosu Bay and Gangjin Bay, Korea. *Korean J Fish Aquat Sci* 46, 424-436. <https://doi.org/10.5657/KFAS.2013.0424>.
- Choi YH, Cho YS, Choi YS and Jeon SR. 2017. Mass balance using the LOICZ model in Gonso and Geunso Bays. *Korean Soc Mar Environ Saf* 23, 869-877. <https://doi.org/10.7837/kosomes.2017.23.7.869>.
- Choi YH, Hong SJ, Kwon KY, Choi MK, Lee WC and Lee DI. 2023. Mass balance approach toward outbreak of chlorosis phenomenon of the *Pyropia* Aquaculture farms in Biin Bay, Korea. *J Korean Soc Mar Environ Energy* 26, 49-56. <https://doi.org/10.7846/JKOSMEE.2023.26.1.49>.
- Corner RA, Brooker AJ, Telfer TC and Ross LG. 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. *Aquaculture* 258, 299-311. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.036>.
- Cubillo AM, Ferreira JG, Robinson SMC, Pearce CM, Corner RA and Johansen J. 2016. Role of deposit feeders in integrated multi-trophic aquaculture-A model analysis. *Aquaculture* 453, 54-66. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.11.031>.
- Czamanski M, Nugraha A, Pondaven P, Lasbleiz M, Masson A, Caroff N, Bellail R and Tréguer P. 2011. Carbon, nitrogen and phosphorous elemental stoichiometry in aquaculture and wild-caught fish and consequences for pelagic nutrient dynamics. *Mar Biol* 158, 2847-2862. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1783-7>.
- Ervik A, Hansen PK, Aure J, Stigebrandt A, Johannessen P and Jhonsen T. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms Monitoring). *Aquaculture* 158, 85-94. [http://doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00186-5](http://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00186-5).
- FAO (Food and Aquaculture Organization of the United Nations). 2018. The state of world fisheries and aquaculture 2018:- Meeting the sustainable development goals. FAO, Rome, Italy.
- Ferreira JG, Saurel C and Ferreira JM. 2012. Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental ef-

- fects by means of the FARM model. *Aquaculture* 358-359, 23-34. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.06.015>.
- FOC (Fisheries and Oceans Canada). 2018. Regulating and Monitoring British Columbia's Marine Finfish Aquaculture Facilities 2018. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, Canada, 23.
- Fossberg J, Forbord S, Broch OJ, Malzahn AM, Handå A, Førde H, Bergvik M, Fleddum A, Skjeremo J and Olsen Y. 2018. The potential for upscaling kelp (*Saccharina latissimi*) cultivation in salmon-driven integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Front Mar Sci* 5, 418. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00418>.
- Gowen RJ and Bradbury NB . 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A review. *Oceanogr Mar Biol A Rev* 25, 563-575. [https://doi.org/10.1016/0198-0254\(88\)92716-1](https://doi.org/10.1016/0198-0254(88)92716-1).
- Hall POJ, Anderson LG, Kollberg S and Samuelsson MO. 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar Ecol Prog Ser* 61, 61-73.
- Hall POJ, Holby O, Kollberg S and Samuelsson MO. 1992. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Mar Ecol Prog Ser* 89, 81-91.
- Hamoutene D, Hua K, Lacoursère-Roussel A, Page F, Bailie SM, Brager L, Salvo F, Coyle T, Chernoff K, Black M, Wong D, Nelson E, Bungay T, Gaspard D, Ryall e, Mckindsey CW and Sutherland TF. 2021. Assessing trace-elements as indicators of marine finfish aquaculture across three distinct Canadian coastal regions. *Mar Pollut Bull* 169, 112557. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112557>.
- Hargrave BT, Phillips GA, Doucette LI, White MJ, Milligan TG, Wildish DJ and Cranston RE. 1997. Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. In: *The Interactions Between Sediments and Water*. Evans RD, Wisniewski J and Wisniewski JR, eds. Springer, Dordrecht, Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-5552-6_65.
- Holmer M. 1992. Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments. In: *Aquaculture and the Environment*. De Pauw N and Jpyce J, des. European Aquaculture Society, Special Publication, Belgium, 155-175.
- Holmer M, Marba N, Diaz-Almela E, Duarte CM, Tsapakis M and Danovaro R. 2007. Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analyses. *Aquaculture* 262, 268-280. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.09.033>.
- Holmer M, Marbá N, Terrados J, Duarte CM and Fortes MD. 2002. Impacts of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. *Mar Pollut Bull* 44, 685-696. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00048-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00048-6).
- Hong SJ, Lee DI, Kim DM and Park CK. 2000. Material Budgets in the Nakdong River Estuary with simple box model. *J Korean Soc Mar Environ Energy* 3, 50-57.
- Hua K, Cobcroft JM, Cole A, Condon K, Jerry DR, Mangott A, Praeger C, Vucko MJ, Zeng C, Zenger K and Strugnell JM. 2019. The future of aquatic protein: Implications for protein sources in aquaculture diets. *One Earth* 1, 316-329. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.018>.
- Huisman EA. 1976. Food conversion efficiencies at maintenance and production levels for carp, *Cyprinus carpio* L., and rainbow trout, *salmo gairdneri* Richardson. *Aquaculture* 9, 259-273. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(76\)90068-5](https://doi.org/10.1016/0044-8486(76)90068-5).
- Islam MS. 2005. Nitrogen and phosphorous budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: Review and analysis towards model development. *Mar Pollut Bull* 50, 48-61. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.08.008>.
- Ji W, Yokoyama H, Fu J and Zhou J. 2021. Effects of intensive fish farming on sediments of a temperate bay characterized by polyculture and strong currents. *Aquac Rep* 19, 100579. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100579>.
- Kang DY, Kang HW, Kim GH, Jo KC and Kim HC. 2007. Effect of cold shock on the physiological responses of the cultured mullet, *Mugil haematocheilus* in winter. *J Kor Fish Soc* 40, 226-233. <https://doi.org/10.5657/kfas.2007.40.4.226>.
- Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E, Papadopoulou KN and Plaiti W. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Mar Sci* 57, 1462-1471. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0925>.
- Kim DY, Lee JS and Lee HD. 2013. A study on the supply and demand of fishmeal and stable securing strategies. *J Fish Bus Adm* 44, 61-76. <https://doi.org/10.12939/FBA.2013.44.3.061>.
- Kim JG, Kim DM and Yang JS. 2000. Estimation of material budget for Keum river estuary using a box model. *J Korean Soc Mar Environ Energy* 3, 76-90.
- KOSIS (Korean statistical information service). 2023. Survey on Fishery Processing Industry. Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, Sejong, Korea. Retrieved from https://kosis.kr/statHtml/statHtml.do?orgId=101&tblId=DT_1EW0004&vw_cd=MT_ZTITLE&list_id=K2_7&scrId=&seqNo=&lang_mode=ko&obj_var_id=&itm_id=&conn_path=MT_ZTITLE&path=%252FstatisticsList%252FstatisticsListIndex.do on Aug 7, 2022.
- Kwon JN, Jung RH, Kang YS, An KH and Lee WC. 2005. Environmental management of marine cage fish farms using numerical modelling. *The Sea* 10, 181-195.
- Lee JS, Jung RH, Kim KH, Kwon JN, Lee WC, Lee PY, Koo JH and Choi WJ. 2004. An evaluation of the environmental effects of marine cage fish farms: I. Estimation of impact region and organic carbon cycling in sediment using sediment oxygen consumption rates and macrozoobenthos. *The Sea* 9,30-39.

- Lee JS, Bahk KS, Kang BJ, Kim YT, Bae JH, Kim SS, Park JJ and Choi OI. 2010. The development of a Benthic chamber (BelcJ) for benthic boundary layer studies. *The Sea* 15, 41-50.
- Lefebvre S, Bacher C, Meuret A and Hussenot J. 2001. Modelling nitrogen cycling in a mariculture ecosystem as a tool to evaluate its outflow. *Estuar Coast Shelf Sci* 52, 305-325. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0707>.
- Lin DT and Bailey-Brock JH. 2008. Partial recovery of infaunal communities during a fallow period at an open-ocean aquaculture. *Mar Ecol Prog Ser* 371, 65-72. <https://doi.org/10.3354/meps07675>.
- Naylor RL, Hardy RW, Buschmann AH, Bush SR, Cao L, Klinger DH, Litter DC, Lubchenco J, Shumway SE and Troell M. 2021. A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature* 595, E36. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03736-4>.
- Nelson EJ, MacDonald DA and Robinson SMC. 2012. The absorption efficiency of the suspension-feeding sea cucumber, *Cucumaria frondosa*, and its potential as a extractive integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) species. *Aquaculture* 370-371, 19-25. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.09.029>.
- Neofitou N, Papadimitrou K, Domenikiotis C, Tziantziou L and Panagiotaki P. 2019. GIS in environmental monitoring and assessment of fish farming impacts on nutrients of Pagasitikos Gulf, Eastern Mediterranean. *Aquaculture* 501, 62-75. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.11.005>.
- Nodvarg I and Johansson T. 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. *Aquac Eng* 25, 253-279. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(01\)00088-7](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(01)00088-7).
- Naylor R, Goldburg RJ, Promavera JH, Kautsky N, Beveridge MCM, Clay J, Folke C, Lubchenco J, Mooney H and Troell M. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017-1024. <https://doi.org/10.1038/35016500>.
- Park J, Cho Y, Lee WC, Hong S, Kim HC, Kim JB and Park J. 2012a. Characteristics of Carbon circulation for Ascidian farm in Jindong Bay in summer and winter. *J Wet Res* 14, 211-221.
- Park JH, Cho YS, Lee WC, Hong SJ, Kim HC and Kim JB. 2012b. Comparison of material flux at the sediment-water interface in marine finfish and abalone cage farms, southern coast of Korea: In-situ and laboratory incubation examination. *J Korean Soc Mar Environ Saf* 18, 536-544. <https://doi.org/10.7837/kosomes.2012.18.6.536>.
- Park MS, Kim JK, Shin S, Min BH and Samanta P. 2021. Trophic fraction in an integrated multi-trophic aquaculture off Tongyoung Coast: A stable isotope approach. *Aquaculture* 536, 736454. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736454>.
- Park MS, Shin S, Do Y, Yarish C and Kim J. 2018. Application of open water integrated multi-trophic aquaculture to intensive monoculture: A review of the current status and challenges in Korea. *Aquaculture* 497, 174-183. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.051>
- Pawar V, Matsuda O and Fujisaki N. 2002. Relationship between feed input and sediment quality of the fish cage farms. *Fish Sci* 68, 894-903. <https://doi.org/10.1046/j.1444-2906.2002.00508.x>.
- Pereira PMF, Black KD, McLusky DS and Nickell TD. 2004. Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquaculture* 235, 315-330. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.12.023>.
- Pusceddu A, Frascetti S, Miroto S, Holmer M and Danovaro R. 2007. Effects of intensive mariculture on sediment biochemistry. *Ecol Appl* 17, 1366-1378. <https://doi.org/10.1890/06-2028.1>.
- Qi Z, Shi R, Yu Z, Han T, Li C, Xu S, Liang Q, Yu W, Lin H and Huang H. 2019. Nutrient release from fish cage aquaculture and mitigation strategies in Daya Bay, southern China. *Mar Pollut Bull* 146, 399-407. <https://doi.org/10.1016/j.marpollbul.2019.06.079>.
- Saba GK, Burd AB, Dunne JP, Hernández-León SH, Martin AH, Rose KA, Salisbury J, Steinberg DK, Trueman CN, Wilson RW and Wilson SE. 2021. Toward a better understanding of fish-based contribution to ocean carbon flux. *Limnol Oceanogr* 66, 16939-1664. <https://doi.org/10.1002/lno.11709>.
- Silvert W and Sowles W. 1996. Modelling environmental impacts of marine finfish aquaculture. *J Appl Ichthyol* 12, 75-81. <http://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1996.tb00066.x>.
- Tičina V, Katavić I and Grubišić L. 2020. Marine aquaculture impacts on marine biota in oligotrophic environments of the Mediterranean Sea – A review. *Front Mar Sci* 7, 217. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00217>.
- Tomassetti P, Gennaro P, Lattanzi L, Mercatali I, Persia E, Vani D and Porrello S. 2016. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. *Aquaculture* 450, 262-272. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.019>.
- Troell M, Joyce A, Chopin T, Neori A, Buschmann AH and Fang JG. 2009. Ecological engineering in aquaculture - Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture* 297, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.09.010>.
- Tsutsumi H, Srithongouthai S, Inoue A, Sato A and Hama D. 2006. Seasonal fluctuations in the flux of particulate organic matter discharged from net pens for fish farming. *Fish Sci* 72, 119-127. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2006.01125.x>.
- Wu RSS. 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Mar Pollut Bull* 31, 159-166. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00100-2](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00100-2).
- Yang TH and Somero GN. 1993. Effects of feeding and food deprivation on oxygen consumption, muscle protein con-

- cepration and activities of energy metabolism enzymes in muscle and brain of shallow-living (*Scorpaena guttata*) and deep-living (*Sebastolobus alascanus*) scorpaened fishes. J Exp Biol 181, 213-232. <https://doi.org/10.1242/jeb.181.1.213>.
- Yang TH, Lai NC, Graham JB and Somero GN. 1992. Respiratory, blood and heart enzymatic adaptations of *Sebastolobus alascanus* (Scorpaenidae; Teleostei) to the oxygen minimum zone: A comparative study. Biol Bull 183, 490-499. <https://doi.org/10.2307/1542026>.
- Ye L-X, Ritz DA, Fenton GE and Lewis ME. 1991. Tracing the influence on sediments of organic waste from a salmonid farm using stable isotope analysis. J Exp Mar Biol Ecol 145, 161-174. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(91\)90173-T](https://doi.org/10.1016/0022-0981(91)90173-T).
- Yokoyama H. 2003. Environmental quality criteria for fish farms in Japan. Aquaculture 226, 45-56. [http://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00466-6](http://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00466-6).
- Yokoyama H. 2010. Monitoring, assessment and management of fish farm environments in Japan. Rev Aquacult 2, 154-165. <https://doi.org/10.1111/j.1753-5131.2010.01033.x>.