creative commons

COMMONS DEED

저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:

저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.

변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 이용허락규약(Legal Code)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

Disclaimer

dCollection

이학석사 학위논문

부유퇴적물이 해산 어류의 산소소비율에 미치는 영향

The effects of suspended sediment on the oxygen consumption rate of marine fishes

2019년 2월

서울대학교 대학원

지구환경과학부

추 승 오

초 록

부유퇴적물 가운데 입자가 세립한 퇴적물은 해양생태계 내에 장기간 부유하며 높은 농도로 존재할 때 어류의 호흡부터 치사까지 영향을 미친다. 부유퇴적물 노출에 의한 어류 영향 연구는 1900년대 이후 꾸준하게 이루어졌고 특히 수산 어류를 중심으로 진행되었다. 국외의 경우 부유퇴적물 영향 연구는 주요 수산 종인 연어와 송어와 같은 담수 어류를 대상으로 진행되었다. 반면 국내에서는 해상 가두리에 양식되는 넙치와 조피볼락과 같은 해산 어류가 주요 수산 생물로서 이에 대한 연구가 진행되었다. 기존의 어류에 대한 부유퇴적물의 영향 연구들은 특히 장기간 동안의 성장 또는 치사 영향 연구에 편향되어 있고 단기간 내 영향을 확인할 수 있는 어류의 생리 대사 지표를 이용한 연구는 부족한 실정이다. 또한 중금속과 같은 대표적인 오염물질이 부유퇴적물과 혼합 존재할 때 해양생물에 노출 됨으로 인해 일어날 수 있는 잠재적인 혼합 독성 등에 대한 연구 또한 필요하다.

본 연구는 부유퇴적물이 해산 어류에 미치는 영향에 대해 파악하기 위해 국내에서 주로 가두리 양식 대상인 해산 어류를 실험에 이용하였다. 부유퇴적물 어류 영향 파악의 지표로는 생리대사 측정치 가운데 하나인 산소소비율을 사용하였다. 실험 퇴적물은 국내의 준설 현장(인천 신항, 광양항, 부산 신항, 제주 애월항)에서 채취한 퇴적물과 산업단지 부근 하천(안산 신길천)에서 채취한 다량의 중금속에 오염된 퇴적물을 사용하였다. 실험 생물은 국내 양식어류 생산량의 80%를 차지하는 조피볼락, 복섬, 감성돔, 돌돔, 넙치를 이용하였다. 부유퇴적물의 노출 영향을 확인하기 위해 1) 종 간 비교, 2) 개체 연령 간 비교, 3) 부유퇴적물 중금속 오염도 간 영향을 비교하고자 하였다. 부유퇴적물 노출

실험은 각각 1) 조피볼락-인천 신항 부유퇴적물, 복섬-광양항 부유퇴적물, 감성돔 -부산 신항 부유퇴적물, 돌돔-제주 애월항 부유퇴적물, 2) 2개월령 넙치, 6개월령 넙치-광양항 부유퇴적물, 부산 신항 부유퇴적물, 그리고 3) 넙치-안산 신길천 부유퇴적물, 구리해수 및 부유퇴적물 혼합 노출 실험을 실시하였다.

부유퇴적물에 노출된 어류는 종에 따라 민감도가 상이한 것으로 나타났다. 복섬과 조피볼락의 산소소비율은 부유퇴적물 농도에 따라 음의 상관관계를 보였다($p<0.05$). 감성돔과 돌돔의 경우 모든 부유퇴적물 처리구에서 농도에 따른 상관관계를 보이지 않았다($p<0.05$). 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 개체 연령에 따라 어릴수록 변화 폭이 큰 것으로 나타났다. 2개월령 넙치는 부유퇴적물의 농도와 노출시간에 따라 음의 상관관계를 보였고 6개월령 넙치는 특정 상관관계를 보이지 않는 것으로 나타났다($p<0.05$). 중금속 6종(크롬, 카드뮴, 구리, 니켈, 납, 아연)의 농도가 퇴적물 중금속 관리기준 해양환경기준을 초과하는 안산 신길천 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 상대적으로 오염도가 낮은 인천 준설 부유퇴적물에 노출 되었을 때에 비해 최대 2.4배 상승하였다($p<0.05$). 부유퇴적물을 첨가하지 않고 구리를 용해시킨 해수 2 mg L^{-1} 처리구에 노출된 넙치의 산소소비율은 해수 상태에서의 산소소비율에 비해 최대 67% 감소한 반면 구리와 부유퇴적 물을 혼합하여 노출시켰을 때는 구리와 부유퇴적물 단일 노출에 비해 유의한 차이를 나타내지 않았다($p<0.05$).

부유퇴적물 노출에 대한 어류 산소소비율 변화는 종에 따라 상이하고 동일한 종에 있어서는 개체의 크기가 작을수록 더 큰 영향을 받을 수 있음을 알 수 있었다. 구리의 경우 수 층에 용존 상태로 존재하는 경우 부유퇴적물과 혼합 노출 되었을 때보다 큰 영향이 나타날

수 있음을 확인하였다. 중금속 오염된 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 오염되지 않은 퇴적물에 노출 되었을 때에 비해 산소소비율이 급격하게 상승하였고 퇴적물의 중금속 오염도가 높아질수록 산소소비율의 변화가 급격하게 커지는 것을 확인하였다. 따라서 향후 어류의 산소소비율을 비롯한 생리 대사에 영향을 줄 수 있는 다양한 노출 물질에 대한 생물 영향 연구가 필요하다. 그리고 항만 공사나 준설과 같은 해상산업활동을 진행함에 있어서 현장의 퇴적물에 대한 오염도 조사가 반드시 필요할 것으로 판단된다. 마지막으로 니질 퇴적물 뿐만 아니라 사질 퇴적물 재 부유에 의한 영향평가 또한 고려하여 해양생물에 대한 부유퇴적물의 전반적인 영향에 대한 파악이 필요할 것이다. 본 연구의 결과는 부유퇴적물이 해산 어류에 미치는 영향에 대한 기초자료로 쓰일 수 있을 것으로 기대된다.

주요어: 부유퇴적물, 해산 어류, 산소소비율, 중금속
학　번: 2016-20433

목 차

초록 ..... Ⅰ

목차 ..... Ⅳ

약어 ..... Ⅵ

표 목차 ..... Ⅶ

그림 목차 ..... Ⅷ

부록 목차 ..... Ⅹ

제 1 장 서 론 1

제 2 장 재료 및 방법 5

2.1 부유퇴적물 노출 시스템 5

2.1.1 시스템 구조 및 기능 5

2.1.2 예비실험 8

2.2 실험 퇴적물 9

2.3 실험 생물 12

2.4 부유퇴적물 노출 실험 17

2.4.1 부유퇴적물 노출 영향 종 간 비교 17

2.4.2 부유퇴적물 노출 영향 개체 연령 간 비교 18

2.4.3 부유퇴적물 중금속 오염도 간 노출 영향 비교 18

2.5 산소소비율 계산 20

2.6 통계분석 20

제 3 장 결과 및 고찰 22

3.1 퇴적물 입도 및 중금속 분석 22

3.2 종에 따른 부유퇴적물 영향 24

3.2.1 조피볼락 24

3.2.2 복섬 24

3.2.3 감성돔 25

3.2.4 돌돔 26

3.3 넙치 연령에 따른 부유퇴적물 영향 30

3.4 넙치에 대한 중금속 오염 부유퇴적물 영향 33

3.4.1 중금속 오염 부유퇴적물 33

3.4.2 중금속 오염 해수 및 부유퇴적물 혼합 37

3.4.3 부유퇴적물 중금속 오염 별 넙치 반수영향농도 비교 41

3.5. 연구 한계 및 향후 연구방향 44

제 4 장 요약 및 결론 45

참고문헌 47

부록 54

영문초록 78

약어

SS	Suspended sediment
HM	Heavy metal
OCR	Oxygen consumption rate
DO	Dissolved oxygen
ICP-MS	Inductively coupled plasma-mass spectrometry
ICP-OES	Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry
AAS	Atomic absorption spectroscopy

표 목차

Table 1. Details of test materials, test organisms, exposure condition of suspended sediment (SS), and endpoint in this study 21

Table 2. Grain size, heavy metals concentation, and hazard quotient of five sediment samples 23

Table 3. Effective concentration of oxygen consumption rate in three types of suspended sediment (SS) with 12 hours exposure to juvenile flounder..... 43

그림 목차

Fig. 1. Objectives of the present study. Three experiments were conducted; (1) dredged suspended sediment (SS) exposure to five species of fish; (2) heavy metal contaminated SS exposure to flounder; and (3) single heavy metal (copper) and SS mixed exposure to flounder. 4

Fig. 2. Schematic diagram of suspended sediment (SS) exposure system. Overall system is consist of three layers of closed chamber and each layer has a function; (1) Upper: measure dissolved oxygen (DO) before fish respiration; (2) Middle: fish respiration chamber; and (3) Lower: measure DO after fish respiration. The DO and temperature data transfer minutely from optic sensor to monitoring module 7

Fig. 3. Schematic diagram of experimental process 19

Fig. 4. Mean of oxygen consumption rate (OCR) of the four pelagic fishes (*Sebastes schlegelii*, *Takifugu niphobles*, *Acanthopagrus schlegelii*, and *Oplegnathus fasciatus*) in seawater treatment 28

Fig. 5. Oxygen consumption rate (OCR) of the four pelagic fishes (*Sebastes schlegelii*, *Takifugu niphobles*, *Acanthopagrus schlegelii*, and *Oplegnathus fasciatus*) exposure to dredged suspended sediment (SS) after 12 hours. Sediment samples were collected in dredging area; (A) Incheon; (B) Gwangyang; (C) Busan; and (D) Jeju harbor. The legend on the right side serves OCR of each

species in the seawater treatment..... 29

Fig. 6. Oxygen consumption rate (OCR) of different size of flounder (small individual; 6.8 ± 0.8cm, large individual; 14.1 ± 0.8cm) during suspended sediment (SS) exposure; (A) OCR during 12 hours every 10 minutes; (B) relative OCR compared to seawater treatment; and (C) OCR at start, maximum, and end of SS exposure during 12 hours..... 32

Fig. 7. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to non-heavy metal contaminated and heavy metal contaminated suspended sediments (SS)..... 36

Fig. 8. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to (A) only dissolved copper, and (B) dissolved copper and suspended sediment (SS) mixture during 12 hours. 39

Fig. 9. Comparison of measured and addictive oxygen consumption rate (OCR) among seawater (negative control), dissolved copper, and dissolved copper and suspended sediment (SS) mixture. Addictive model of OCR was calculated based on the OCR of flounder exposure to only SS and only copper..... 40

Fig. 10. Changing of the oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to three types of suspended sediment (SS) during 12 hours..... 42

부록 목차

Appendix 1. The components of suspended sediment exposure system (A) Optic dissolved oxygen sensor cap for sensor fixing on the lid of top and bottom chabmer, (B) Silicon tube for seawater flow in the entire experimental system, (C) Air outlet for remove extra air bubble before experiment, and (D) Electrical wiring for install submerged motors in the chamber 54

Appendix 2. Optic dissolved oxygen sensor calibration. The oxygen calibration conducted in (A)-(B)-(C) order. (A) General setting screen, (B) Calibration screen in PONSEL.DO category in general setting screen, and (C) Data transport screen from module to PC software form (Micro office excel)..... 55

Appendix 3. Quality assurance and quality control (QA/QC) of temperature and dissolved oxygen (DO) in experimental system (A) temperature,
(B) dissolved oxygen, (C) DO variation after exposure SS without fish, and (D) DO variation depends on flow rate of experimental seawater..... 56

Appendix 4. Schematic figures showing dissolved oxygen (DO) variation and calculation process of oxygen consumption rate (OCR) during experiment procedure..... 57

Appendix 5. Test organism management in present study. The all acclimation chamber was placed in a temperature controlled room..... 58

Appendix 6. This figure shows suspended sediment exposure to marine fishes in closed flow-through system. 59

Appendix 7. Oxygen consumption rate (OCR) of different size of flounder exposure to dredged suspended sediment (SS). 60

Appendix 8. Oxygen consumption rate (OCR) of different size of flounder exposure to non-heavy metal contaminated suspended sediment (SS) and heavy metal contaminated SS..... 61

Appendix 9. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to disso lved copper..... 62

Appendix 10. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to dissolved copper and suspended sediment (SS) mixture.. 63

Appendix 11. Initial and final copper concentation in the experimental cham ber during 12 hours..... 64

Appendix 12. Copper concentration in seawater and suspended sediment (SS) after copper and SS mixture treatment after 12 hours 65

Appendix 13. The effects of suspended sediment (SS) on marine organisms 66

Appendix 14. The effects of heavy metals on marine organisms 70

Appendix 15. Representative examples of physiological (respiratory) effects of suspended sediment (SS) on major groups of marine organisms derived from journal articles and reports. The response curve on the upper side indicate four cases: (a) linear increasing, (b) linear decreasing, (c) level, and (d) non-linear parabolic responses to increasing levels of SS 77

제 1 장 서 론

연안의 해저퇴적물은 파랑, 조류, 태풍, 홍수 등과 같은 자연현상과 준설, 골재채취 등과 같은 인간활동에 의해 재 부유된다. 부유퇴적물은 수 층 내 빛의 산란 억제, pH 변동, 부영영화를 야기하며 이에 따라 최근 수십 년 간 수질오염의 주요 요인으로 인식되어 국제적으로 다양한 연구가 진행되고 있다(Australian government 2014; US army corps of engineers 2008; 2015). 부유퇴적물(suspended sediment, SS) 가운데 입경이 63 μm 이하인 실트와 점토는 수 층에 장기간 부유하며 고농도로 존재할 때는 수 층의 탁도가 최대 4,000 NTU (Nepthelometric Turbidity Unit)까지 상승하기도 한다(Doxaran et al. 2009; Fettweis et al. 2011).

해양생태계 내 부유퇴적물은 자연 상태에서는 저 농도로 존재하지만 여러 기원에 의해 부유퇴적물이 고 농도로 존재할 때 갑각류, 이매패류, 어류 등 해양생물의 먹이 섭식, 성장, 생존에 영향을 미친다(Wenger et al. 2012). 특히 수산물로 활용되는 생물로 하여금 치명적일 수 있으며 경제학적 손실을 야기할 수 있기 때문에 부유퇴적물 노출에 대한 생물 영향 연구는 주로 수산 생물 중심으로 이루어져있다. 국외의 경우 부유퇴적물 노출에 따른 어류 영향 연구는 담수 어류에 집중 되어있다 (Aldridge et al. 1987; Elfwing and Tedengren 2002; Lake and Hinch 1999; Palm, 2001; Pollock et al. 2014; Rosewarne et al. 2014; Zheng et al. 2012). 이는 대부분 연구가 북미, 호주 등과 같이 연어나 송어 등의 담수 어류를 수산물로 소비하는 지역에서 연구가 수행되었기 때문이다(Goldes et al. 1988; Newcombe and Jensen 1996; Wilber and Clark 2001). 반면 국내의 경우 대부분의 연구가 조피볼락, 넙치, 돌돔 등 해산 어류에 집중되어 있는데 이는 일반적으로 해산 어류의 양식이 연안의 가두리에서 실시되기

때문이다(Lee et al. 2013; Yoon and Park 2011).

국내에서 부유퇴적물이 고농도로 발생하는 원인은 주로 준설이며 해상에서 이루어지는 대규모 공사 과정에서 발생된다(해양수산부 1999). 준설 과정에서 발생 된 부유퇴적물은 주변 해산 어류 양식장까지 확산되어 양식 어류에 영향을 미치지만 수온, 염분 등과 같은 환경조건과 혼재하기 때문에 부유퇴적물이 어류에 미치는 정량적 영향 파악은 어려운 실정이다(한국환경 정책·평가연구원 2007). 따라서 다양한 환경조건을 통제한 상태에서 부유퇴적물이 어류에 미치는 영향을 보다 정확하게 파악 할 필요가 있다(해양수산부 2013; Raymond et al. 1988; Wilkens et al. 2015). 특히 국내에서 이루어지고 있는 해산 어류의 양식은 종의 서식 환경을 고려하여 실시하기 때문에 지역 별로 양식되는 어종이 상이할 뿐만 아니라 치어부터 성어까지 다양한 생활 단계가 고루 양식된다(통계청 2015). 일반적으로 수온과 급격한 환경 변화가 어류에 미치는 영향은 종 또는 개체 크기에 따라 다르다고 알려져 있지만 부유퇴적물 노출에 따른 영향 연구는 극히 적은 실정이며 이에 대한 연구가 필요하다(Bruton 1985; Lee et al. 2016; Newcombe and Macdonald 1991).

공업 지대의 오·폐수가 유입되는 지역에서 준설이 시행되면 중금속 오염된 퇴적물이 재 부유하거나 중금속 농도가 높은 해수와 부유퇴적물이 혼합하여 존재 할 수 있다. 특히 공업단지에서 폐수로 배출되는 구리의 경우 수 층에 고농도로 존재하고 배출되는 과정에서 주변 하천 퇴적물에 흡착되기도 한다(Kim et al. 2007; Lee et al. 2018). 이와 같이 퇴적물이 중금속에 오염된 지역에서 재 부유 될 시 어류에 잠재적 혼합 독성 영향을 야기 할 수 있으며 이에 대한 연구가 필요하다.

물질이 독성을 평가하기 위한 독성 영향 평가는 생물 검정을 이용하여 신진대사, 성장, 치사까지 다양한 지표를 통하여 유해성을 파악한다. 특히 생물 검정에 널리 이용되고 있는 측정치 가운데 하나인 산소소비율은 생물의 에너지 대사에 대한 연속 측정이 가능하고 정량화가 가능하다는 장점이 있다(Jobling 1982; Lefevre et al. 2015; Liu 1997). 특히 어류의 유영 형태, 아가미 크기, 산소소비량과 같은 생태학적 특징 그리고 특정 환경에 노출됨에 따라 변화하는 체 내 생리 대사를 파악하여 노출 물질의 독성을 평가 할 수 있다는 장점이 있다(Clark et al. 2013, Kim et al. 1995b).

따라서 본 연구의 목적은 1) 종 간 부유퇴적물 노출 영향 비교, 2) 개체 연령 간 부유퇴적물 노출 영향 비교, 그리고 3) 중금속 오염 별 부유퇴적물 노출 영향을 비교하여 부유퇴적물이 해산 어류의 산소소비율에 미치는 영향을 파악하는 것이다(Fig. 1). 이를 통해 양식 해산 어류에 영향을 줄 수 있는 부유퇴적물의 농도에 대한 가이드라인을 세울 수 있는 기초자료로 쓰일 것으로 사료된다.

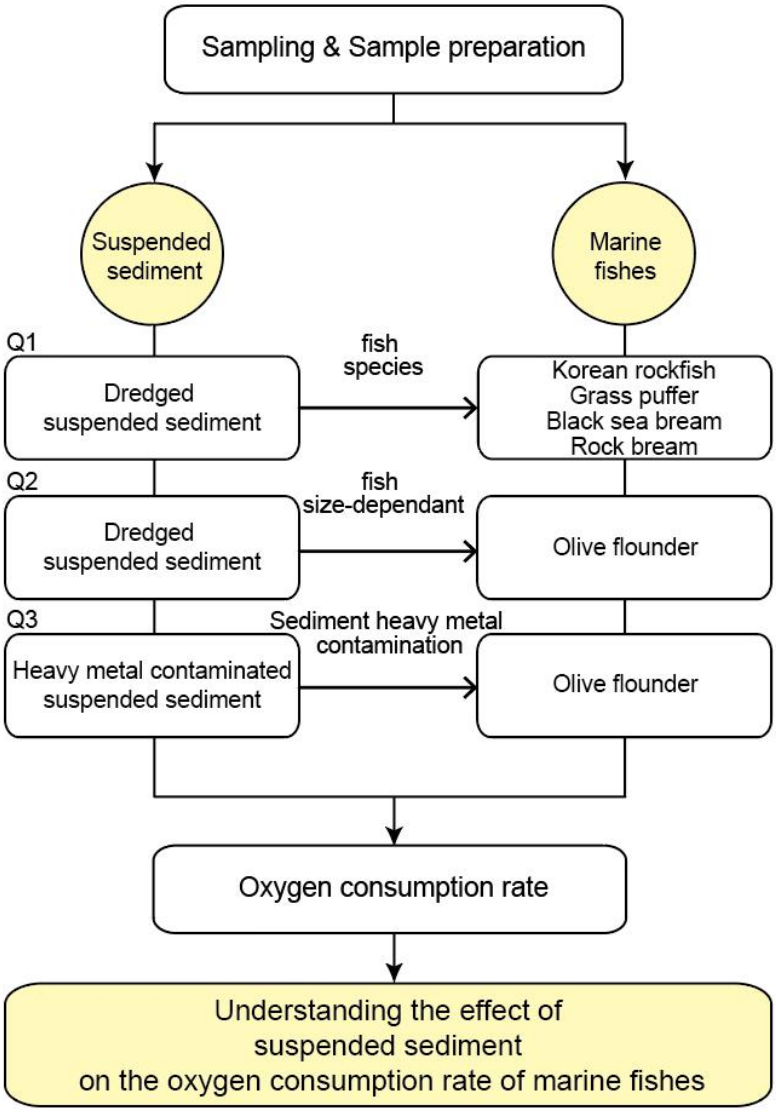


Fig 1. Objectives of the present study. Three oxygen consumption rate detecting experiments were conducted; (1) dredged suspended sediment (SS) exposure to four species of marine fishes; (2) dredged SS exposure to two different size of flounder; and (3) heavy metal contaminated SS exposure to flounder.

제 2 장 재료 및 방법

부유퇴적물 노출에 대한 해산 어류의 산소소비율을 측정하기 위한 시스템을 개발하였다. 노출 시스템은 환경조건 유지능과 산소소비율 측정능을 검증하기 위하여 5개의 예비 실험을 거친 후 활용하였다. 실험 퇴적물은 준설 현장 4개 지역과 공업단지 부근 중금속 오염 하천 1개 지역에서 채취하였다. 실험 생물은 준설 현장 인근 양식장에서 수급한 어류 5종을 이용하였다.

2.1 부유퇴적물 노출 시스템

2.1.1 시스템 구조 및 기능

본 연구에서는 실시간으로 어류의 산소소비율을 모니터링하여 영향을 평가할 수 있는 밀폐 순환식 구조를 이용한 시스템을 고안 및 제작하여 실험에 사용하였다(Fig. 2). 부유퇴적물 노출 시스템은 크게 노출 수조, 데이터 처리 장치로 구성되어있다. 노출 수조는 계단식 구조로 구성 되어있고 각 층은 각기 다른 기능 을 한다. 상층부 수조에서는 산소를 지속적으로 공급하고 산소 전극을 이용하여 실험 생물의 호흡 전 용존 산소 농도를 측정한다. 중층부 수조에서는 실험 생물이 투입되어 산소를 소비한다. 하층부 수조에서는 실험 생물이 호흡한 후 용존 산소 농도를 측정하여 산소소비율을 계산한다.

노출 수조의 상세 구조 및 기능은 다음과 같다. 각 실험구에 배치된 동일한 크기의 6개 원형 수조는 8 mm 두께 강화 플라스틱 재질로 제작되었고(지름:18 cm; 높이:14.5 cm) 총 실험 수의 용량은 14 L이다. 모든 원형 수조 내 수중모터를 설치하여 부유퇴적물이 균일하게 교반 될 수 있도록 유도하였고 뚜껑부에 공기 배출 관을 타공하여 수조 내 용존산소

농도 변동을 방지하였다. 상층부 수조에서는 산소 공급장치(YP-10A, 영남브로와)를 사용하여 실험 수조 내 지속적으로 산소를 공급하였다. 중층부 수조에는 고무재질의 격자 형태 칸막이를 수조 바닥으로부터 1/3 지점에 설치하여 수중모터에서 발생되는 수류에 의한 실험 생물의 스트레스를 최소화 하였다. 하층부 수조에는 수중모터를 추가 삽입하여 5 mm 두께의 실리콘 튜브를 통해 실험 해수가 상층 수조로 재 순환 될 수 있도록 설치하였다.

데이터 처리 장치는 용존 산소 농도와 수온을 측정하는 전극, 전극으로부터 측정되는 데이터를 취합하는 모듈과 데이터를 변환하는 소프트웨어가 포함된 컴퓨터로 구성되어있다. 데이터 측정에 사용된 전극은 스테인리스강 재질의 광학식 산소전극으로서 측정 가능 범위는 0-20 mg L^{-1}, 분해능은 0.01 mg L^{-1}, 오차범위는 0.1 mg L^{-1} 이다. 실험 수조 외부 벽면에 배치되는 모듈은 좌, 우측 실험구에 삽입되는 각각 2개씩 총 4개의 전극이 연결되어 있다. 각 전극으로부터 매 1분마다 측정된 용존 산소 농도와 수온 데이터는 자동으로 모듈에 저장된다. 모듈에서 방출되는 데이터는 컨버터를 이용하여 신호를 변환하여 컴퓨터로 실시간 송출한다. 모든 데이터는 컴퓨터의 모니터링 소프트웨어를 통해 엑셀화 되었고 실시간으로 측정 값을 확인 할 수 있도록 설정하였다.

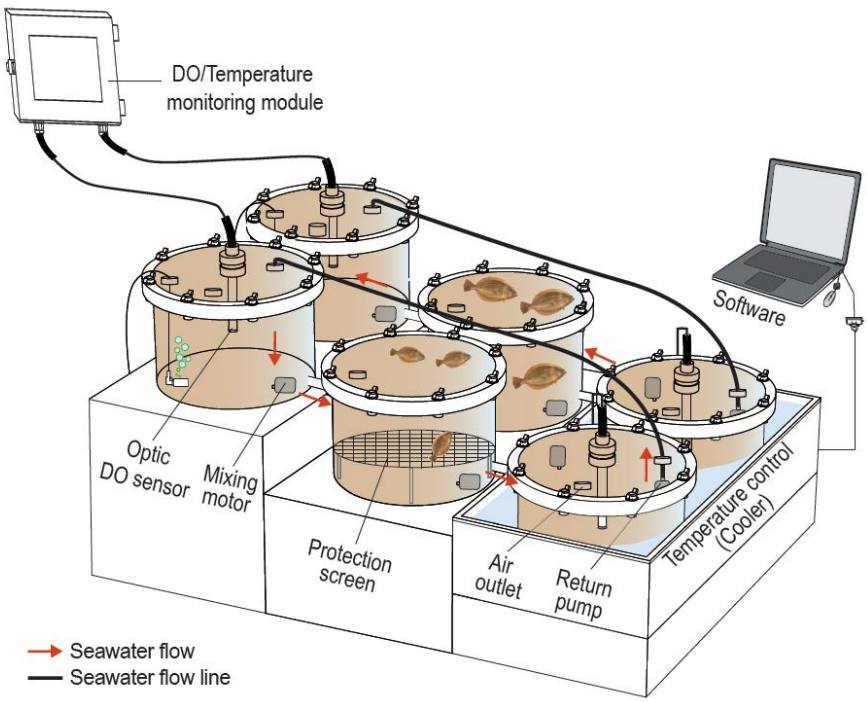


Fig. 2. Schematic diagram of suspended sediment (SS) exposure system. Overall system is consist of three layers of closed chamber and each layer has a function; (1) Upper: measure dissolved oxygen (DO) before fish respiration; (2) Middle: fish respiration chamber; and (3) Lower: measure DO after fish respiration. The DO and temperature data transfer minutely from optic sensor to monitoring module.

2.1.2 예비실험

부유퇴적물 노출 실험에 앞서 노출 시스템에 대한 예비실험을 진행하였다. 주요 검증 항목은 환경 변수인 수온, 용존 산소 농도였고 이를 확인하기위한 5가지 예비실험을 실시하였다. 예비실험은 1) 전극 측정오차, 2) 용존 산소 농도와 수온 유지능, 3) 유량에 따른 용존 산소 농도 유지능, 4) 부유퇴적물 투입 후 용존 산소 농도 유지능, 5) 퇴적물 재 부유율 검증을 실시하였다.

첫번째로 상층부와 하층부 수조에 설치되는 전극의 측정 오차를 확인하였고 노출 시스템에 사용되는 총 4개의 전극을 증류수에 담구어 용존 산소 농도 및 수온을 측정하였다. 측정된 용존 산소 농도는 평균 8.89 ± 0.02 mg L^{-1} 그리고 수온은 20.7 ± 0.05 ℃로 나타났다.

두번째로 용존 산소 농도와 수온의 유지능을 확인하였고 생물과 퇴적물을 투입하지 않고 실험 해수만 투입하여 순환시키며 측정하였다. 좌측 1열 실험구의 용존 산소 농도는 7.50 ± 0.01 mg L^{-1}, 수온은 20.7 ± 0.01 ℃ 그리고 우측 1열 실험구의 용존 산소 농도는 7.43 ± 0.02 mg L^{-1}, 수온은 20.8 ± 0.07 ℃로 측정되었다.

세번째로 유량에 따른 용존 산소 농도 유지능을 확인하였고 유량은 0.9 L min^{-1} 과 0.4 L min^{-1}로 설정하였다. 노출 수조 내 유량이 0.9 L min^{-1} 일 때 용존 산소 농도의 변동은 0.22 ± 0.01 mg L^{-1} 로 나타났고 0.4 L min^{-1} 일 때는 0.17 ± 0.01 mg L^{-1} 로 나타났다. 동일 유량 일 때 용존 산소 농도의 변동은 0.01-0.02 mg L^{-1} 로 일정하게 유지되는 것을 알 수 있었다.

네번째로 부유퇴적물 투입 후 용존 산소 농도 유지능을 확인하였고 부유퇴적물 투입 전, 후 용존산소 농도를 측정하여 비교하였다. 부유퇴적물은 본 연구에서 최고 농도로 설정한 처리구와 동일하게 실시하였다.

이때 준설 부유퇴적물(인천 신항, 광양항, 부산 신항, 제주 애월항)의 경우 4,000 mg L^{-1} 로 실시하였고 중금속 오염 퇴적물(안산 신길천)은 검은색을 띄는 혐기성 퇴적물로서 4,000 mg L^{-1} 투입 후 급격한 용존 산소 농도 감소 현상 때문에 농도를 낮추어 2,000 mg L^{-1} 로 실시하였다. 부유퇴적물이 투입되지 않은 해수의 용존 산소 농도 변동은 0.17 ± 0.01 mg L^{-1} 로 나타났다. 부유퇴적물이 투입 된 후 용존 산소 농도 변동은 각각 인천 신항 0.18 ± 0.01 mg L^{-1}, 광양항 0.22 ± 0.02 mg L^{-1}, 부산 신항 0.18 ± 0.01 mg L^{-1}, 제주 애월항 0.21 ± 0.01 mg L^{-1}, 안산 신길천 0.22 ± 0.06 mg L^{-1} 으로 확인되었다.

마지막으로 노출 시스템 내 퇴적물 재 부유 능력을 확인하였다. 실험 수조에 부유퇴적물을 투입 한 후 해수가 1회 순환하는 시점인 15분 후 그리고 노출 종료 시점인 12시간 후 채수 하였다. 그 후 채수가 완료된 해수는 GF/F 필터(공극 크기 0.7 μm)로 거른 후 건조 전,후 무게를 측정하여 계산하였다. 본 실험에 활용된 노출 시스템 내 퇴적물 재 부유율은 퇴적물 별로 각각 인천 79 ± 5%, 광양 73 ± 1%, 부산 75 ± 4%, 제주 76 ± 3%, 안산 74 ± 4% 로 확인되었고 평균 재 부유능은 75 ± 4% 로 나타났다.

2.2 실험 퇴적물

실험에 사용된 준설퇴적물은 한국 연안에서 준설이 이루어지고 있는 4개 지역(인천 신항, 광양항, 부산 신항, 제주 애월항)에서 채취하였다. 중금속 오염 부유퇴적물은 공장지대에서 폐수가 배출되는 오염 하천 1개 지역(안산 신길천)에서 시료 채취하였다. 준설 퇴적물 가운데 인천 신항과 광양항의 퇴적물 시료는 호퍼 준설선을 통해 침사지로 옮겨진 준설물에서 채취하였다. 부산 신항과 제주 애월항의 퇴적물 시료는 준설

되어 바지선에 운반된 준설물에서 채취하였다. 중금속 오염 퇴적물은 공장 밀집 지대에 위치해있어 중금속 오염 폐수가 상시 배출되는 지역으로 알려져 있는 안산 신길천 하류에서 채취하였다(Jeong 2016). 모든 퇴적물 시료는 채취 당일 실험실로 운반한 뒤 63 μm 체로 걸러 실험에 활용할 부유퇴적물 시료를 확보하였다. 시료는 화학 성상 변동을 방지하기 위해 부유퇴적물 노출 실험 전까지 -20 ºC에 냉동 보관 하였고 일부는 입도와 퇴적물 중금속 농도 분석을 진행하였다.

퇴적물 분석은 해양환경공정시험기준 퇴적물공정시험기준 (2013)에 준하여 진행하였다. 퇴적물 입도분석 과정은 다음과 같다. 습식 체질이 완료된 퇴적물 시료 20 g 을 500 mL 유리 비이커에 담고 증류수와 과산화수소수를 6:4 비율로 혼합하여 퇴적물에 부은 뒤 유기물을 분해하였다. 상온에서 거품 반응이 더 이상 일어나지 않으면 90 ºC 로 가열된 핫플레이트에 옮긴 후 재 반응 시켰다. 비이커에서 거품이 더 이상 발생하지 않으면 상층액을 덜어낸 뒤 묽은 과산화수소수를 첨가하는 과정을 3회 반복하여 실시하였다. 유기물 분해 반응이 완전히 끝난 퇴적물 시료는 피펫팅 분석법을 따라 실트와 점토를 분리하였다. 먼저 1,000 mL 플라스틱 매스실린더에 전 처리가 완료된 퇴적물과 2% 농도의 칼곤(sodium hexametaphosphate)용액을 첨가하여 부유퇴적물이 잘 분산되도록 수직 교반 하였다. 플라스틱 매스실린더 내 부유퇴적물의 교반이 완료된 시점을 기준으로 24시간 경과 후 50 mL 파이펫을 이용하여 0분, 2분, 8분, 32분, 2시간 8분, 5시간 58분, 24시간 경과 후 정량 샘플링을 진행하였다. 미리 무게를 잰 100 mL 유리 비이커에 옮겨 담고 130 ºC 에서 완전 건조한 뒤 무게를 계산하여 입도를 산출하였다.

모든 중금속 분석은 질산(HNO_3)에서 6시간 가열 후 초순수로 3회 이상 세척한 테플론용기를 사용하였고 다음과 같은 전처리 및 분석

과정을 거쳤다. 퇴적물 시료 중 63 μm 체질이 완료된 퇴적물 시료를 플라스틱 주걱으로 분말화 하였다. 분말화가 완료된 퇴적물 시료 0.2 g에 질산 3 mL 와 과염소산 1 mL 를 첨가하여 4시간동안 반응시킨 뒤 밀봉하여 냉각 시킨 후 가열판에서 4시간 이상 반응시켜 용액을 증발시켰다. 시료가 건조되기 직전까지 증발한 뒤 불산 3 mL 과 과염소산 1 mL 을 첨가하여 밀봉 후 다시 가열판에서 6시간 이상 반응시켰으며 시료 건조 및 가열 과정을 총 2회 반복하였다. 반응이 완료 된 시료는 상온에서 냉각한 뒤 가열판에서 건조 직전까지 증발시킨 후 과염소산 2 mL 과 붕산 5 mL 을 첨가하고 가열판에서 휘발시켰다. 마지막으로 묽은 질산(70 %) 1 mL 를 넣고 잔류물을 용해시킨 후 1 % 질산 용액 10 mL 로 희석하여 유도결합플라즈마 질량분석기(ICP-MS, Inductively coupled plasma mass spectrometry; ELAN 6100, PerkinElmer)와 유도결합플라즈마 방출분광기(ICP-OES, Inductively coupled plasma - optical emission spectrometry; Optima7300DV, PerkinElmer)로 중금속 농도를 정량하였다. 수은의 경우 동결 건조 시료 0.5 g 을 1 M 염산(HCl) 50 mL 로 용출하여 원심분리 후 상등액만 추출하였다. 추출된 시료는 환원기화하여 원자 흡광 광도계(AAS, Atomic absorption spectroscopy : Fims100, Perkin Elmer)로 분석하였다.

모든 퇴적물 시료의 오염도는 중금속 분석 농도를 바탕으로 비교하였으며 HQ_{metal} 은 아래와 같은 방식으로 산출하였다. 산출식 가운데 SHC는 실제 분석된 퇴적물 중금속 농도이고 SQG는 국내 퇴적물 중금속 관리기준(Probable Effects Level, PEL)을 따랐다(Ryu et al. 2016, Eq. 1).

$$HQ_{metal} = \Sigma\ SHC/SQG \qquad \text{(Eq. 1)}$$

SHC: Sediment heavy metal concentration

SQG: Sediment quality guide line

2.3 실험 생물

본 연구에서 사용된 실험 생물은 통계청 자료(어류양식동향조사 2015)를 기반으로 국내 양식 해산 어류 생산량 중 약 81 %를 차지하는 조피볼락, 복섬, 감성돔, 돌돔, 넙치를 선정하였다. 실험 생물은 퇴적물을 채취한 장소 근방에 위치한 양식장에서 수급 하였고, 수급 당일 실험실로 운반하여 최소 2주간 순치하였다. 순치는 실험 환경과 동일하게 수온은 20 ± 1 ^{o}C, 광 주기는 12:12시간(주간:야간), 염분은 35, 용존 산소 농도의 농도는 7.5 mg L^{-1} 이상 일정하게 유지하도록 관리하였다. 순치 수조의 환수는 일주일 간격으로 절반씩 실시하였고 순치 기간 중 50 % 이상 치사 하는 수조의 개체는 실험에 사용하지 않았다. 먹이 급여는 실험 개체 체중의 약 3 %에 해당하는 양을 아침, 저녁으로 2회 실시하였고 실험 시작 24시간 전부터 절식하였다(ASTM 2014). 실험 생물의 생태학적 특징와 순치 정보는 다음과 같다.

(1) 조피볼락(영명: Korean rockfish, 학명: *Sebastes schlegelii*)은 양볼락목 양볼락과에 속하는 어종으로 한국, 일본 북해도 이남, 중국 북부 연안, 발해, 황해에 서식한다. 주로 수심이 10~100 m 인 연안의 암초지대에 서식하고 비교적 활동성이 적은 정착성 어류이며 봄철에는 수심이 얕은 곳, 가을에는 수심이 깊은 곳으로 이동한다. 국내 조피볼락 양식생산량은 넙치 다음으로 많고 주로 전라남도, 경상남도에서 집중적으로 양식이 진행되고 있다(통계청 2016). 조피볼락 양식의 경우 체장이 4~5 cm 이전 생활단계에서는 육상에서 양식을 진행하고 그 이후부터는 해상 가두리에서 진행한다. 생후 15일 경과 후 조피볼락 자어의 크기는 약 1 cm 이고 생후 1개월 경과 후 약 2 cm 수준으로 성장한다. 조피볼락 치어의 가두리 입식 시기는 지역 별로 다소 차이가 있으나 일반적으로 6~7월에 실시한다(NFRD 2007). 실험실 순치는 수류로 인한 스트레스를 최소화

하기 위하여 여과기 출수구를 수조 뒷면 방향 45도 각도로 분사하도록 조절하였다. 먹이 섭식 량이 부족할 경우 개체 간 다툼과 공식이 발생하였고 수조 내 개체 밀도를 15마리에서 6마리로 조절하였다. 먹이는 부상성 펠렛 형태의 양어장 사료를 급여하였고 급여 후 30분 경과 후에는 수질 악화를 우려해 전량 수거하였다. 순기 기간 중 지느러미나 표피에 상처가 있는 개체는 발견 즉시 검역 수조로 이동하여 약욕을 실시하였고 실험에는 사용하지 않았다.

(2) 복섬(영명: Grass puffer, 학명: *Takifugu niphobles*)은 참복과에 속하는 어종으로 동아시아에 고루 서식한다. 복섬은 국내 서식 해산 복어 가운데 가장 크기가 작은 어종이며 주로 연안이나 강 하구에 서식한다(Huh and Kwak 1998). 국내를 비롯한 중국, 일본에서의 복어 양식은 전 세계 양식 생산량의 70 %를 차지하고 있다. 국내에서의 복어 양식은 대부분 육상수조, 축제식, 해상가두리에서 진행되고 있다. 특히 해상가두리 양식의 경우 겨울철 저 수온에 대한 월동에 취약하기 때문에 주로 남해안에서 진행되고 있다(국립수산과학원 2006). 생후 15일 경과 후 복섬 자어의 크기는 약 5 mm 이고 생후 28일 경과 후 약 8 mm 수준으로 성장한다(Oh et al. 2000). 성체의 경우 전장이 10-17 cm 이며 생활사 가운데 대부분은 담수 또는 기수 환경보다 해수 환경에서 이루어진다(Kato et al. 2010; Yamahira 1997). 본 연구에 사용된 복섬은 해상가두리 양식장에서 생 먹이를 이용하여 사육되어 있었기 때문에 실험실 순치 과정 중 배합사료에 대한 거부 반응을 보였다. 따라서 시중에 시판되는 냉동 장구벌레를 구입하여 상온에 충분히 해동한 뒤 핏물을 제거하고 속이 비어있는 부분을 제외한 뒤 급여하였다.

(3) 감성돔(영명: Black sea bream, 학명: *Acanthopagrus schlegelii*)은 농어목 도미과에 속하는 어종이다. 감성돔은 내만 정착성 어종으로 서식지는 서해안, 남해안, 일본, 타이완 중국 등지의 수심 50 m 이내의 사질 및 암초지대이다(Yoo et al. 2003). 감성돔은 염분에 대한 내성이 강하며 삼투압 조절 능력이 뛰어난 해산 광염성 어종이기 때문에 순치를 거친 후 담수화 시키기도 한다(Kitajima and Tsukashima 1983; Min et al. 2006). 감성돔 양식은 체장이 3~8 cm 이전의 생활단계에서는 육상에서 진행하고 그 이후부터는 해상가두리에서 진행하며 1년 6개월에서 2년 가량 이루어진다(인천 수산자원연구소 2005). 국내에서의 감성돔 양식은 주로 경상남도와 전라남도 에서 대다수가 진행되고 있다(통계청 2016). 본 연구에서 사용된 감성돔은 수급 직 후 실험실에서 순치 초기 동안 환경 변화로 인한 급격한 스트레스로 수면 밖으로 튀어나가거나 수조 벽면에 부딪히는 행동을 보였다. 따라서 순치 초기 2일 간 절식과 함께 수조의 모든 벽면을 은박지로 감싸 안정을 취할 수 있도록 조치하였고 순치 3일 경과 후 부터 안정이 확인되었다. 적응된 개체 간 자리다툼이 발생하였기 때문에 수조 내 개체 밀도를 15마리에서 10마리로 조절하였다. 먹이는 부상성 펠렛 형태의 양어장 사료를 급여하였으며 급여 후 30분 경과 후 수질 악화를 우려해 전량 수거하였다.

(4) 돌돔(영명: Rock bream, 학명: *Oplegnathus fasciatus*)은 농어목 돌돔과에 속하는 어종으로 우리나라를 비롯하여 일본, 중국 연안 암초지대에 서식하는 정착성 어류이다(Zhang et al. 2012). 생후 30일 경과 후 치어 크기는 약 2 cm 이고 생후 60일 경과 후 약 7 cm 수준으로 성장한다. 전장이 7 cm 인 돌돔은 육상 축제식 또는 해상가두리에서 사육되며 4~5월 또는 6~7월에 입식한다(국립수산진흥원 2000). 국내에서의 돌돔 양식은 전라남도, 경상남도, 제주도에서 주로 진행되고 있다(통계청

2016). 돌돔은 순치 기간 중 특히 수조 내 움직임이 활발하였기 때문에 산소 부족 현상이 발생하지 않도록 에어레이션을 강하게 설정하였다. 그리고 수중 모터 출수구가 에어 스톤 방향으로 향하도록 조절하여 수조 내 용존 산소 농도가 고루 분배될 수 있도록 하였다.

(5) 넙치(영명: Olive flounder, 학명: *Paralichthys olivaceus*)는 가자미목 넙치과에 속하는 어류로 한국, 일본, 중국 연안에 서식하는 국내 주요 수산 저서어류다. 넙치의 서식 온도는 10~27 ^{o}C이고 해당 범위를 벗어나는 수온에서는 먹이 섭취가 현저히 감소한다. 국내에서의 넙치 양식은 전국적으로 실시되고 있으며 주로 제주도와 전라남도에 집중되어 있다(통계청 2016). 자연상태에서 서식하는 넙치는 치어 시기에 요각류, 젓새우류 등 소형 갑각류를 섭취하고 성장할수록 육식화되어 대형 갑각류와 패류 등을 섭식한다. 반면 양식 넙치의 경우 자어 시기에는 섭취가 용이한 클로렐라(*Chlorella* spp.), 로티퍼(rotifer, *Brachionus plicatilis*), 알테미아(*Artemia* sp.)를 급여하며 이후에는 부상성 또는 침전성 사료를 급여하여 사육한다. 넙치 양식은 대부분 육상 수조식 양식 시설에서 진행되고 이때 사용되는 양성용 해수는 지역마다 다른 방법으로 취수하여 사용한다. 서해안의 경우 해수의 탁도가 비교적 높기 때문에 침전조를 거친 후 사용하고 남해안의 경우 주로 연안 해수를 직접 취수하여 사용한다. 제주도의 경우 양수용 펌프로 연안 해수나 지하 해수를 취수하여 양식장에 단독 또는 혼합하여 사용한다. 사육수 여과의 경우 사육수의 탁도를 유지하기 위하여 고압모래여과조를 주로 이용하고 일 15~20회 회전을 하도록 설정하는 것이 일반적이다. 산란 시기에 접어들 때 환수는 일 1~5회 회전하고 광주기는 명기를 일일 10시간에서 14시간으로 조절하여 산란을 유도한다. 넙치는 생후 60일 경과 후 치어 크기가 약 4 cm 이고 생후 90일 경과 후에는 약 7 cm 수준으로 성장하며

부화 후 만 1년이면 암컷의 전장은 약 26 cm, 수컷의 전장은 25 cm이며 최대 크기의 경우 암컷은 100 cm, 수컷은 70 cm 까지 성장한다(NFRD 2006).

사육 환경은 개체의 크기, 밀도, 등을 고려하여 결정하는데 높은 사육 밀도는 공식을 야기하여 생존율을 저하시킬 수 있다. 본 연구에서 사용된 넙치는 개체간 공식이 심하였기 때문에 한 수조 당 순치 개체를 25마리로 제한하였고 수조 내 개체 크기가 차이 나는 경우 별도로 분리하여 사육하였다. 순치 기간 중 개체가 사망할 시 위에 잔존하는 내용물을 토해 냄에 따라 급격한 수질 악화가 확인하였고 따라서 개체 건강 여부를 수시로 모니터링하기 위하여 매일 2회(오전9시, 오후5시) 아가미 개폐 속도 및 여부와 점액질 분비 여부를 확인하였다. 먹이는 침전성 양어장 사료를 급여하였으며 급여 후 15분 경과 후 수질 악화를 우려해 전량 수거하였다. 또한 실험실 순치 기간 중 종묘 입식 후 개체들에게 나타날 수 있는 질병에 대한 예방을 실시하였다. 특히 치어 시기에 주로 발생하고 체색이 검게 변하고 복부 팽만 증상이 나타나는 해산버나바이러스(Marine birnavirus, MABV)병을 예방하기 위하여 순치 초기 3일 동안 13 ºC에서 일일 1회 여과 해수를 이용하여 전량 환수를 진행하였다. 모니터링 시 호흡 이상 또는 무력하게 유영하는 이상 행동을 보이는 개체는 바이러스성 신경괴사증 또는 비브리오병, 에드워드병을 포함한 세균성 질병으로 의심하여 즉시 검역 수조로 이동시켜 약욕하였고 실험에는 사용하지 않았다.

2.4 부유퇴적물 노출 실험

부유퇴적물 노출 실험은 다음과 같이 실시하였다(Fig. 3, Table 1). 실험에 앞서 여과 해수를 노출 시스템에 투입하고 하층, 중층, 상층 수조 순서로 뚜껑을 닫아 밀폐한다. 누수 확인 후 해수를 순환시켜 용존 산소 농도와 수온 안정 여부를 약 6시간 동안 확인 한 후 실험 생물 을 중층 수조에 투입하였다. 실험 생물은 최소 6시간동안 실험 수조에 순치하여 환경변화에 의한 스트레스를 최소화하였다. 순치 완료 후 부유퇴적물을 투입하여 12시간 동안 노출 실험을 실시하였다. 이를 바탕으로 부유퇴적물의 생물 영향을 평가하기 위해 국내 연안에서 채취된 준설퇴적물을 조피볼락, 복섬, 감성돔, 돌돔, 넙치에 노출하였다. 그리고 중금속 오염 부유퇴적물 영향을 평가하기 위해 혼합 중금속 오염 부유퇴적물과 구리 오염 해수 및 부유퇴적물을 혼합하여 넙치에 노출하였다.

2.4.1 부유퇴적물 노출 영향 종 간 비교

국내 4곳의 준설 지역(인천 신항, 광양항, 부산 신항, 제주 애월항)에서 채취한 퇴적물에 조피볼락, 복섬, 감성돔, 돌돔을 노출하였다. 노출 실험은 각각 인천 신항 퇴적물-조피볼락, 광양항 퇴적물-복섬, 부산 신항 퇴적물-감성돔, 제주 애월항 퇴적물-돌돔으로 진행하였다. 준설 부유퇴적물 처리구의 농도는 125, 250, 500, 1,000, 2,000, 4,000 mg L^{-1} 로 설정하였고 대조구는 부유퇴적물이 임의로 첨가되지 않은 여과 해수 처리구로 설정하였다.

2.4.2 부유퇴적물 노출 영향 개체 연령 간 비교

개체 연령에 따른 영향을 비교하기 위해 2개월령(6.8 ± 0.8 cm) 넙치와 6개월령(14.1 ± 0.8 cm)넙치에 중금속에 오염되지 않은 깨끗한 광양항 퇴적물과 부산 신항 퇴적물을 노출하였다. 준설 부유퇴적물 처리구의 농도는 125, 250, 500, 1,000, 2,000, 4,000 mg L^{-1} 로 설정하였고 대조구는 부유퇴적물이 첨가되지 않은 여과 해수 처리구로 설정하였다.

2.4.3 부유퇴적물 중금속 오염도 간 노출 영향 비교

넙치를 대상으로 중금속 오염 부유퇴적물 그리고 중금속 오염 해수 및 부유퇴적물 혼합 노출을 실시하였다. 중금속 오염 부유퇴적물 처리구의 농도는 250, 500, 1,000, 2,000 mg L^{-1} 로 실시하였다. 예비실험 시 4,000 mg L^{-1} 처리구는 부유퇴적물 투입 직후 수조 내 용존 산소 농도가 급격하게 감소하여 산소소비율 산출이 불가한 관계로 제외하였다. 대조구는 동일 농도의 중금속에 오염되지 않은 인천 신항 부유퇴적물 처리구로 설정하였다.

중금속 오염 해수 및 부유퇴적물 혼합 노출은 용존 구리와 부유퇴적물을 혼합하여 실시하였다. 이에 앞서 용존구리 노출 실험을 예비 실험 차 실시하였다. 예비실험은 해수 중에 완전히 용해된 구리 0.125, 0.5, 1, 2 mg L^{-1} 을 넙치에 노출하였으며 대조구는 구리를 투여하지 않은 여과 해수를 사용하였다. 본 실험에서는 구리 1 mg L^{-1} 과 부유퇴적물 250, 1,000, 2,000 mg L^{-1} 를 혼합하여 실시하였고 실험 종료 후 실험 수조 내 부유퇴적물과 해수 중 구리 농도를 분석하였다.

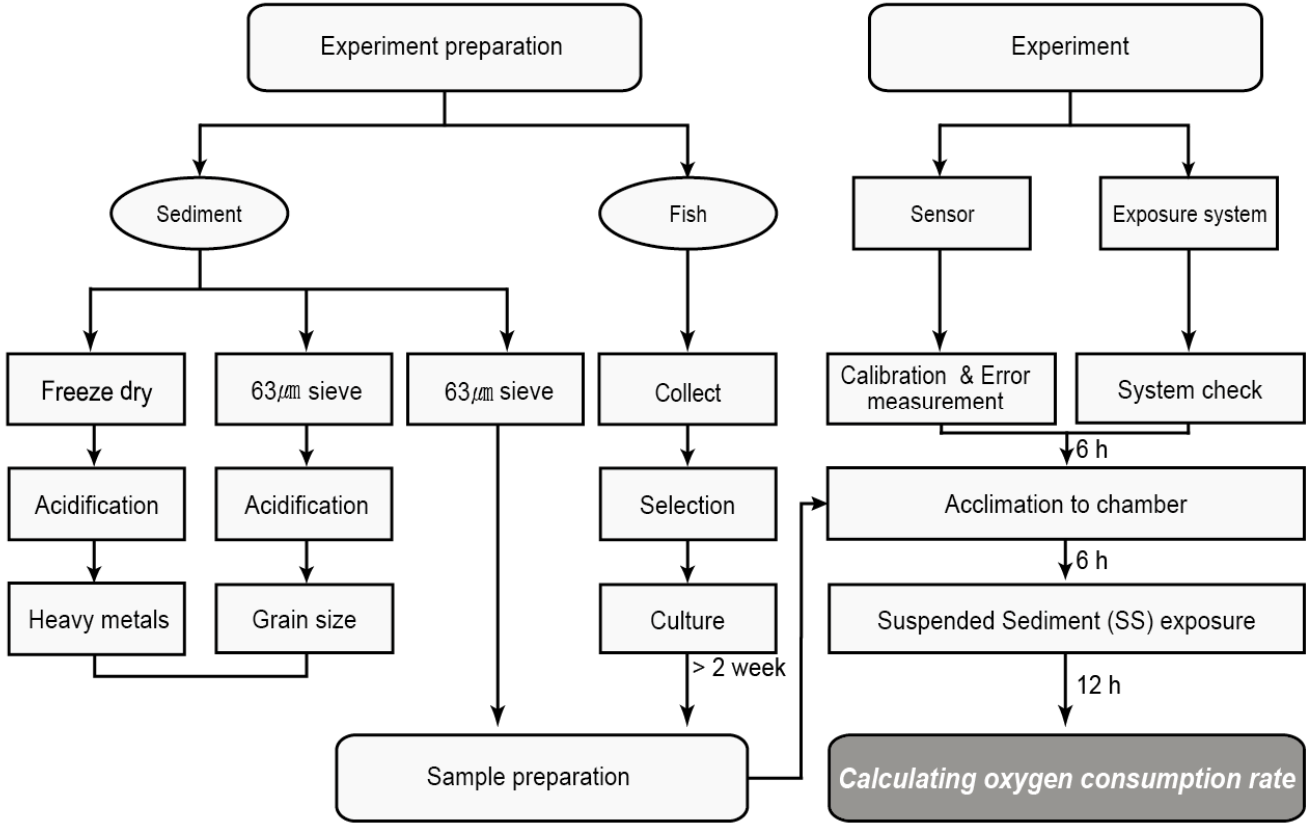


Fig. 3. Schematic diagram of experimental process.

2.5 산소소비율 계산

산소소비율은 부유퇴적물 노출 실험 동안 1분 단위로 연속 측정한 수조 내 용존 산소 농도를 기반으로 산출하였다. 오염 부유퇴적물의 경우 투입 직후 퇴적물 산화작용으로 인해 산소소비율이 측정되지 않았기 때문에 3시간 이후 데이터를 이용하였다. 산소소비율은 다음과 같은 공식으로 계산하였다(Jobling 1982, Eq. 2).

$$(\mu g\ O_2\ g^{-1}\ h^{-1}) = [(C_i - C_f) \times F] / W \qquad \text{(Eq. 2)}$$

C_i: 생물 호흡 전 수조 내 용존 산소 농도

C_f: 생물 호흡 후 수조 내 용존 산소 농도

F: 실험수 시간 당 유량

W: 실험 생물 총 체중

2.6 통계분석

부유퇴적물 노출에 따른 해산 어류의 산소소비율 영향은 노출 30분 후와 노출 12시간 후 결과를 바탕으로 독립된 집단에 대한 비모수 검정법인 Mann Whitney U test 를 실시하였다. 부유퇴적물 중금속 오염도에 따른 넙치의 산소소비율 영향 비교는 부유퇴적물, 구리 오염 부유퇴적물, 중금속 오염 부유퇴적물에 노출된 실험 생물 가운데 절반이 영향을 받는 농도인 EC_{50} (Effective concentration)값으로 비교하였다. 이때 부유퇴적물 농도는 2,000 mg L^{-1}, 구리 농도는 1 mg L^{-1} 로 통일하였고 모든 분석은 SPSS 24.0 (IBM, Armonk, NY) 프로그램을 이용하여 진행하였다.

Table 1. Details of test materials, test organisms, condition details of suspended sediment (SS), and endpoint in this study.

Experiment	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ
Test materials			
Exposure material	dredged suspended sediment	dredged suspended sediment	heavy metal contaminated suspended sediment
Test organisms			
Species	Korean rockfish [1] Grass puffer [2] Black sea bream [3] Rock bream [4]	Olive flounder[5,6]	Olive flounder [7,8]
Fork length (cm)	12.5 ± 0.8 [1] 9.6 ± 0.7 [2] 12.6 ± 0.9 [3] 8.6 ± 0.8 [4]	14.1 ± 0.8 [5] 6.8 ± 0.8 [6]	6.4 ± 0.7 [7] 6.4 ± 0.7 [8]
Condition details			
Duration (h)	12	12	12
Temperature (˚C)	20	20	20
Endpoint			
Sub-lethal effect	Oxygen consumption rate	Oxygen consumption rate	Oxygen consumption rate
Data presented in	Fig. 4, 5	Fig. 6	Fig. 7, 8

제 3 장 결과 및 고찰

3.1 퇴적물 입도 및 중금속 분석

본 연구에서 사용된 퇴적물을 체 친 후 확보한 부유퇴적물(입경 63 μm 이하)시료에 대한 입도 및 중금속을 분석하였다(Table 2). 모든 퇴적물의 입도는 실트가 우세하였고 퇴적물에 따라 점토는 16-29 %를 차지하였다. 실험 퇴적물 가운데 인천 신항, 광양항, 부산 신항 퇴적물의 중금속(카드뮴, 크롬, 구리, 니켈, 납, 아연, 수은) 농도는 해양환경관리기준 퇴적물 중금속 관리기준(Probable effects Level, PEL)보다 낮았다. 제주 애월항 퇴적물에서는 PEL에 비해 아연이 1.4배 높은 것으로 확인되었다. 안산 신길천 퇴적물에서는 PEL에 비해 카드뮴 4.6배, 크롬 4.1배, 구리 16.4배, 니켈 7.8배, 납 7.8배, 아연이 6.6배 높은 농도로 확인되었고 본 연구에서 오염 부유퇴적물로서 활용하였다. 각 중금속의 오염도를 판별하는 지수인 HQ_{metal} (Hazard quotient)을 활용하여 오염도를 확인하였을 때 안산 신길천, 제주 애월항, 부산 신항, 인천 신항, 광양항 순서로 높은 것으로 나타났다.

Table 2. Grain size, heavy metals concentration, and hazard quotient (ΣHQ_{metal}) of five sediment samples.

Sampling station	Grain size (%)		Heavy metals							ΣHQ_{metal}
			Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	
	Silt	Clay	mg/kg						μg/kg	
Incheon	74	26	<1	81	28	33	29	51	<0.1	2
Gwangyang	80	20	<1	69	23	30	26	41	<0.1	2
Busan	84	16	<1	68	33	30	30	48	<0.1	2
Jeju	82	18	<1	122	62	539	27	227	<0.1	4
Ansan	71	29	13	740	1057	627	926	1035	<0.1	48
*PEL			3	181	64	81	119	157	0.62	

* Probable Effects Level (PEL)

3.2 종에 따른 부유퇴적물 영향

조피볼락, 복섬, 감성돔, 돌돔의 산소소비율은 준설 부유퇴적물에 노출되지 않는 해수 처리구에서 12시간 평균 감성돔, 돌돔, 복섬, 조피볼락 순서로 높은 것으로 나타났다(Fig. 4). 그리고 준설 부유퇴적물에 노출 농도에 따른 종 별 산소소비율 변화 또한 종 별로 상이한 것으로 나타났다(Fig. 5).

3.2.1 조피볼락

조피볼락의 산소소비율은 부유퇴적물 농도에 따라 감소하는 음의 상관관계를 나타냈다($p<0.05$, Fig. 5A). 부유퇴적물 125-2000 mg L^{-1} 처리구에서의 산소소비율은 해수 처리구와 유의한 차이를 보이지 않았으나 부유퇴적물 4,000 mg L^{-1} 처리구에서는 감소하였다($p<0.05$). 유사연구로서 부유퇴적물 500 mg L^{-1} 처리구에 10일간 노출된 조피볼락의 산소소비율은 대조구와 유의한 차이가 없다고 보고된 바 있고 이는 본 연구에서 125, 250, 500 mg L^{-1} 처리구에서의 산소소비율 결과와 일치한다(Lee et al. 2013). 최고농도 처리구에서 조피볼락의 산소소비율이 감소하는 이유는 부유퇴적물 농도가 일시적으로 버틸 수 있는 한계치를 넘어서기 때문으로 판단된다(Preez 1996). 조피볼락의 산소소비율에 영향을 미치는 부유퇴적물의 농도는 4000 mg L^{-1} 내외로 판단된다.

3.2.2 복섬

복섬의 산소소비율은 부유퇴적물의 농도에 따라 감소하는 음의 상관관계를 갖는 것을 확인하였다($p<0.05$, Fig. 5B). 특히 부유퇴적물 125, 250 mg L^{-1} 처리구에서의 산소소비율은 대조구 대비 상승한 반면 부유퇴적물 2,000, 4,000 mg L^{-1} 처리구에서는 감소하는 것으로 나타났다($p<0.05$).

부유퇴적물에 노출된 복어에 대한 연구는 현재까지 보고 된 바 없으나 본 연구의 결과를 토대로 판단 하였을 때 부유퇴적물 농도 증가에 따라 산소소비율이 감소하는 일반적인 반응을 보이는 것으로 나타났다. 이는 호흡과정에서 퇴적물이 아가미를 통과하면서 물리적인 타격을 가하기 때문이라고 판단된다(Preez 1995). 특히 복섬의 경우 다른 종에 비해 비늘이 발달되어 있지 않아 부유퇴적물의 노출에 특히 민감한 것으로 보인다(Han and Kim 1998). 또한 복섬의 피부계에는 신경섬유를 포함하는 vacuole cell들이 분포하고 일시적인 자극에 의한 반응으로 신경계의 영향을 받을 수 있다고 보고된 바 있다(An et al. 2007; Hertwig et al. 1992). 국내의 여러 연구에 의하면 연안 지역에서의 출현이 빈번하다고 보고 되고 있기 때문에 근방 지역에서의 준설이 발생시키는 부유퇴적물의 확산이 복섬에 영향을 미칠 수 있음을 시사한다(Lee et al. 2011; Kang et al. 2015; Kim et al. 2018).

3.2.3 감성돔

감성돔의 산소소비율은 부유퇴적물 농도에 따라 양의 상관관계 또는 음의 상관관계를 보이지 않고 일정한 수준을 유지하는 것으로 나타났다 (Fig. 5C). 부유퇴적물 125, 250 mg L^{-1} 처리구에서의 산소소비율은 증가하고 500, 1,000, 2,000, 4,000 mg L^{-1} 처리구에서는 감소하는 경향성을 보였으나 해수 처리구와 유의한 차이를 보이지는 않았다($p<0.05$). 선행 연구에 의하면 부유퇴적물 1000 mg L^{-1} 처리구에 10일간 노출된 전장 2 cm 감성돔 치어는 아가미 상피세포에서 여분의 염류를 아가미에서 배출하는 역할인 염류세포(chrolide cell density) 밀도가 증가하고 신경세포의 생리적 활동전위(action potential) 발생 기작인 Na,-K,-ATP아제 활동이 감소하였다(Li and Shen 2012). 감성돔의 산소소비율은 자연상태에서

관찰하기 어려운 부유퇴적물 4000 mg L^{-1} 처리구에서도 해수 처리구 대비 유의한 변화가 없었다. 따라서 본 연구에 사용된 감성돔에 대한 부유퇴적물의 영향은 크지 않은 것으로 판단된다.

3.2.4 돌돔

돌돔의 산소소비율은 부유퇴적물 농도에 따라 특정한 상관관계를 보이지 않는 것으로 나타났다(Fig. 5D). 부유퇴적물 125, 250, 500, 1,000 mg L^{-1} 처리구에서 감소하는 경향을 보였고 2,000, 4,000 mg L^{-1} 처리구에서는 증가하는 경향을 보였으나 해수 처리구와 비교하여 유의한 차이는 발견되지 않았다($p<0.05$). 돌돔에 노출하였던 제주 준설퇴적물의 경우 아연에 다소 오염되어 있었기 때문에 퇴적물에 흡착된 아연이 영향을 미쳤을 것으로 예상된다. Yaylor and Bray (1991)의 연구에 따르면 식이성 아연에 노출된 생물은 체 내 활성산소(oxygen free radical)이 증가되어 방어효소계의 활성에 영향을 미치는 것으로 알려져 있다. 반면 본 연구에서의 부유퇴적물 노출 형태는 수 층에 부유퇴적물을 확산시켰다. 따라서 먹이 섭식을 통해 영향을 파악하는 기존 문헌의 실험 조건 그리고 그에 따른 영향 기작은 다를 수 있지만 서로 밀접한 관련이 있을 것이라 추측된다. 향 후 퇴적물과 아연 간의 물리화학적 결합 관계 등의 특징에 대한 추가 연구가 필요할 것으로 보인다.

본 연구에서는 해수상태에서의 종 별 산소소비율의 차이를 확인할 수 있었다. 일반적으로 산소소비율은 아가미 크기, 유영 형태, 개체 크기와 같은 생태학적 특징에 의해 좌우되고 종 수준의 영향 역시 상이한 것으로 알려져 있다(Yoon and Park 2011). 그리고 해산 어류 6종(넙치, 복섬, 조피볼락, 농어, 참돔, 감성돔)에 대한 해수 중 산소소비율을 비교하였을 때 감성돔과 참돔이 월등히 높은 산소소비율을

보이고 나머지 4종의 경우 절반 수준인 종 특이성에 대한 결과와 일치한다(Kim et al. 1995a). 이와 동일하게 본 연구에서 이용된 부어류 4종(조피볼락, 복섬, 감성돔, 돌돔) 가운데 부유퇴적물 노출에 따라 산소소비율이 음의 상관관계를 보인 종은 조피볼락과 복섬으로 나타난 반면 특정한 상관관계를 보이지 않는 종은 감성돔과 돌돔으로 나타났다.

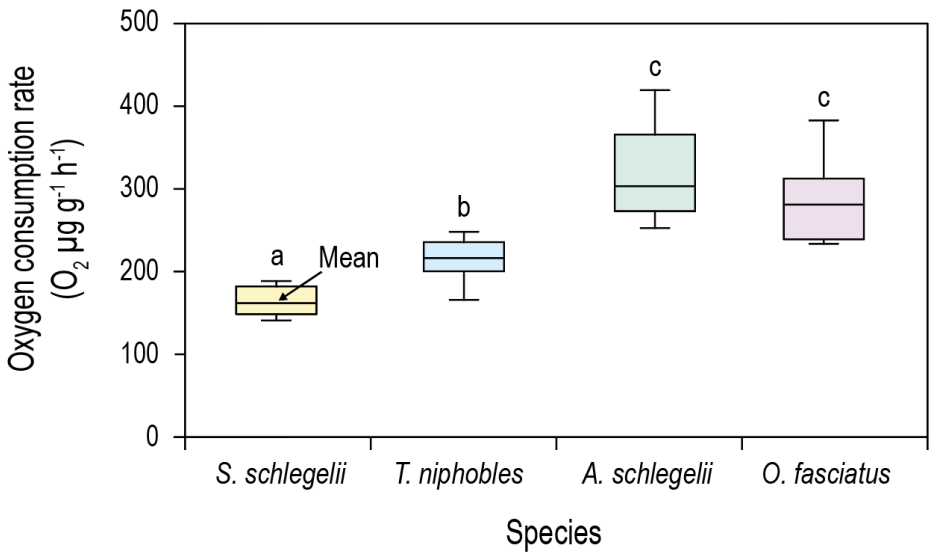


Fig. 4. Mean of oxygen consumption rate (OCR) of the four pelagic fishes (*Sebastes schlegelii*, *Takifugu niphobles*, *Acanthopagrus schlegelii*, and *Oplegnathus fasciatus*) in the seawater.

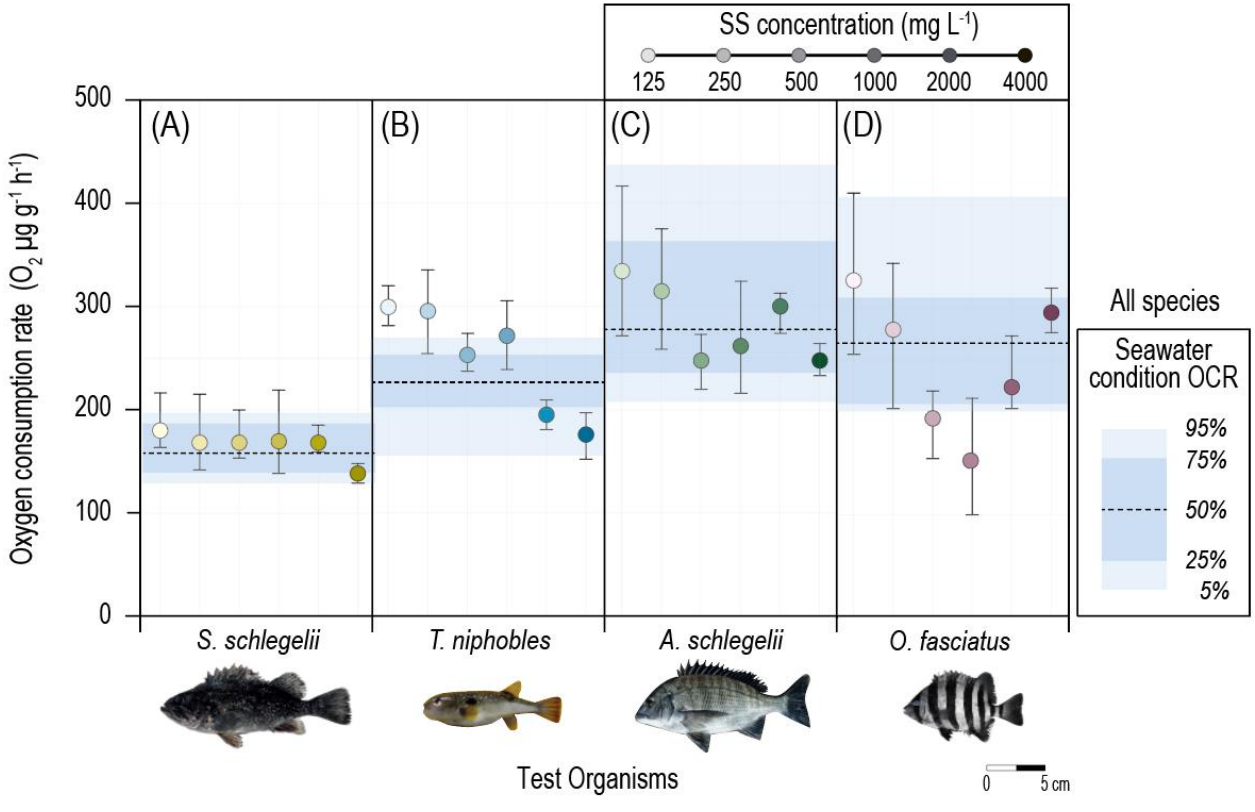


Fig. 5. Oxygen consumption rate (OCR) of the four pelagic fishes (*Sebastes schlegelii*, *Takifugu niphobles*, *Acanthopagrus schlegelii*, and *Oplegnathus fasciatus*) exposure to dredged suspended sediment (SS) after 12 hours. Sediment samples were collected in dredging area; (A) Incheon; (B) Gwangyang; (C) Busan; and (D) Jeju harbor. The legend on the right side serves OCR of each species in the seawater treatment.

3.3 넙치 연령에 따른 부유퇴적물 영향

해수 처리구에서의 6개월령 넙치(전장 14.1 ± 0.8 cm)의 12시간 평균 산소소비율은 122 ± 5 O_2 μg g^{-1} h^{-1} 로 나타난 반면 2개월령 넙치(전장 6.8 ± 0.8 cm)는 334 ± 23 O_2 μg g^{-1} h^{-1} 로 나타났다. 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 개체의 연령에 따라 상이한 것으로 나타났다(Fig. 6). 부유퇴적물에 노출된 6개월령 넙치의 산소소비율은 농도와 노출시간에 따른 양의 상관관계 또는 음의 상관관계를 보이지 않았다. 반면 부유퇴적물에 노출된 2개월령 넙치의 산소소비율은 부유퇴적물 농도가 증가할수록 음의 상관관계를 보였다(Fig. 6A). 부유퇴적물 노출 농도에 따른 넙치의 산소소비율은 1,000 mg L^{-1} 이하의 처리구 에서는 대조구 대비 유의한 차이가 나타나지 않았으나 1,000 mg L^{-1} 이상의 처리구에 노출된 넙치의 산소소비율은 대조구 대비 28 – 38 % 감소하였다($p<0.05$, Fig. 6B). 부유퇴적물 노출 시간에 따른 2개월령 넙치의 산소소비율의 변화는 제외한 모든 처리구에서 산소소비율이 일시적으로 상승하였다가 125, 250, 500 mg L^{-1} 처리구에서는 해수 처리구 수준으로 감소하였고, 1000 mg L^{-1} 이상의 처리구에서는 꾸준히 감소하는 것으로 나타났다(Fig. 6C).

해수 처리구에서 6개월령 넙치의 산소소비율은 2개월령 넙치보다 낮은 것으로 나타났다. 이는 연령이 어린 개체일수록 산소 소비가 많은 장기가 체중에 비해 차지하는 비율이 높고 생물량이 클수록 단위 체중당 산소소비율이 낮아지기 때문이다(Buermann et al. 1997). 그리고 부유퇴적물에 노출된 2개월령 넙치의 산소소비율 변화는 6개월령 넙치에 비해 큰 것으로 나타났다. 이와 같이 부유퇴적물에 노출된 어류는 동일종 일지라도 연령에 따라 민감도가 다른 것으로 나타났고 이는 과거 문헌의 결과와 동일하다(Sutherland and Meyer 2007).

부유퇴적물 농도에 따른 넙치의 산소소비율은 두가지 경향을 보였다. 첫번째로 부유퇴적물 500 mg L^{-1} 이하의 처리구에 노출된 넙치는 산소소비율이 일시적으로 증가한 상태로 유지되거나 해수 처리구와 유사한 수준으로 나타난 것은 외부자극에 대하여 체내의 항상성을 유지하기 위한 반응으로 판단된다(Lushchak 2011; Newcombe and Jensen 1996). 두번째로 500 mg L^{-1} 이상의 처리구에 노출된 넙치의 산소소비율이 농도에 따라 점차 감소하는 것은 세립한 퇴적물 입자가 아가미에 물리적인 영향을 가하기 때문으로 판단된다. 유사연구로서 부유퇴적물 500 - 4,000 mg L^{-1} 에 노출된 담수 틸라피아의 산소소비율이 감소하였다고 보고된 결과와 일치한다(Preez 1996; Sutherland and Meyer 2007). 고농도의 부유퇴적물은 어류의 아가미에 물리적인 타격을 입히고 이 과정에서 어류가 체 내 항상성 유지를 위해 아가미 세포 내 산소확산거리를 증가시키기 때문에 산소소비율 감소를 유발하는 것으로 보인다(Hess et al. 2015). 이와 같은 연구결과는 부유퇴적물이 아가미에 물리적인 자극을 가해 세포 내 산소확산거리를 증가시키는 등 어류의 호흡에 잠재적 영향을 미칠 수 있고 본 연구의 결과와 밀접한 관련이 있음을 시사한다.

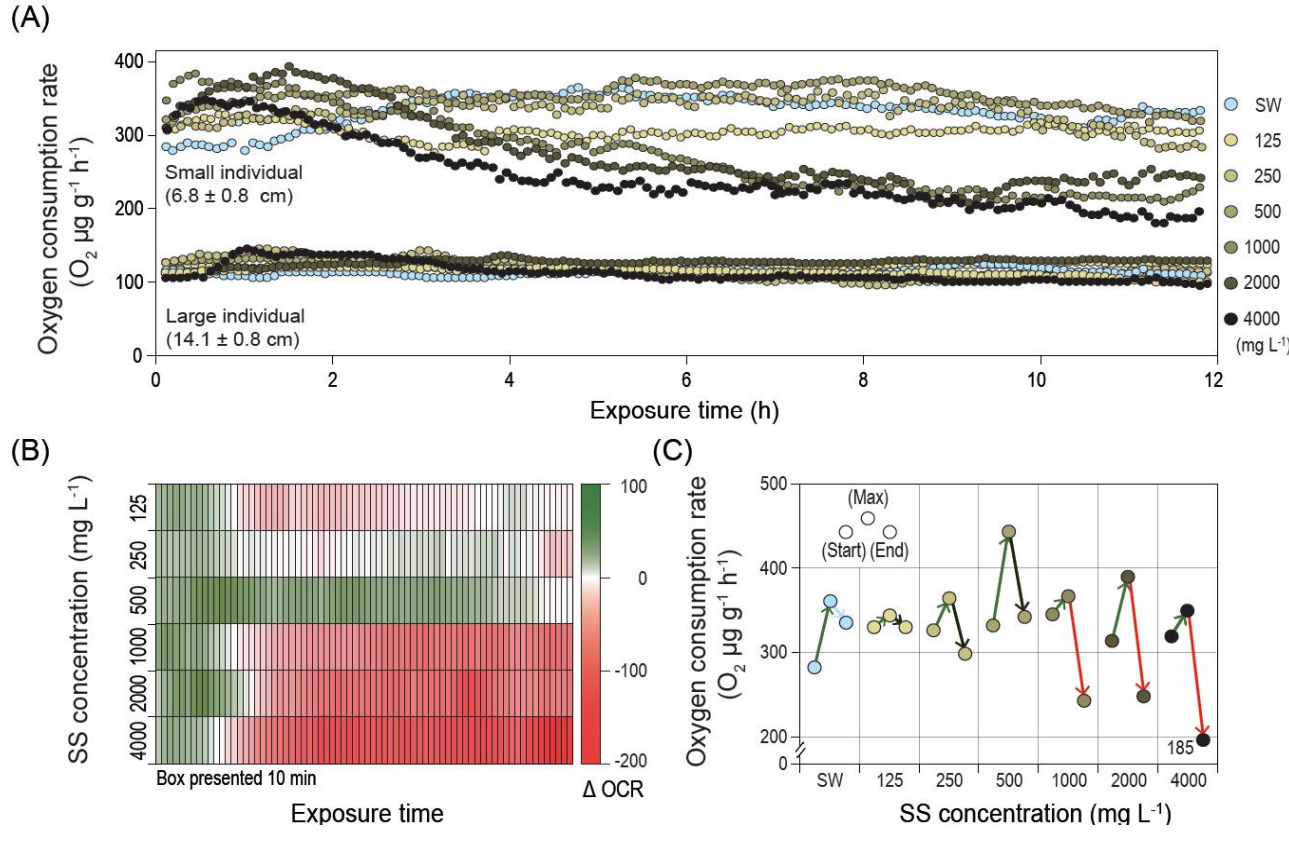


Fig. 6. Oxygen consumption rate (OCR) of different size of flounder (small individual; 6.8 ± 0.8cm, large individual; 14.1 ± 0.8cm) during suspended sediment (SS) exposure; (A) OCR during 12 hours in every 10 minutes; (B) relative OCR compared to seawater treatment; and (C) OCR at start, maximum, and end of SS exposure during 12 hours.

3.4 넙치에 대한 중금속 오염 부유퇴적물 영향

3.4.1 중금속 오염 부유퇴적물

중금속 오염된 부유퇴적물이 넙치의 산소소비율에 미치는 영향을 알아보기 위하여 인천퇴적물(중금속 비오염, 이하 비 오염 부유퇴적물)과 안산퇴적물(중금속 오염, 이하 오염 부유퇴적물)을 활용하였다. 이 때 중금속 오염 지표인 $\sum HQ_{metal}$은 오염 부유퇴적물이 비 오염 부유퇴적물에 비해 22.7배 높은 것으로 확인하였다.

넙치의 산소소비율은 비 오염 부유퇴적물과 오염 부유퇴적물에 노출되었을 때 상반된 경향을 보였다(Fig. 7). 비 오염 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 농도에 따라 음의 상관관계를 보인 반면 오염 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 부유퇴적물 농도에 따라 양의 상관관계를 보였다. 오염 부유퇴적물의 농도가 250, 500 mg L^{-1} 일 때 비 오염 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율과 유의한 차이가 나타나지 않았다($p<0.05$). 반면 오염 부유퇴적물 1,000, 2,000 mg L^{-1} 에 12시간 동안 노출 후 넙치의 산소소비율은 비 오염 부유퇴적물에 노출되었을 때 보다 산소소비율이 각각 156 %, 236 % 상승한 것으로 나타났다($p<0.05$).

본 연구에서 사용된 오염 부유퇴적물의 경우 다량의 중금속에 오염되어 있었고 중금속은 종류에 따라 어류에 미치는 영향이 각각 다르다고 알려져 있다. 대표적으로 동일 종 넙치의 수정란 부화율에 대한 카드뮴, 구리, 아연의 독성을 비교하였을 때 반수영향농도는 카드뮴 구리 아연 순서로 높았다고 보고된 바 있다(Hwang et al. 2012). 본 연구에 사용된 오염 부유퇴적물 가운데 농도가 가장 높았던 중금속인 구리의 경우 4주 간 0.025-0.1 mg L^{-1} 에 노출된 동죽(*Mactra veneriformis*)은 모든

개체가 치사하고 호흡률이 대조구 대비 75 % 감소 할 뿐만 아니라 아가미 점액 세포 증가, 상피세포 괴사 등의 조직학적 영향이 관찰되었다고 보고된 바 있다(Shin et al. 2003). 구리 다음으로 농도가 높았던 아연의 경우 만성 노출(24주) 된 대복(*Equilateral Venus*)에서 혈림프동 확장, 근섬유 및 세포 괴사 그리고 섬모 탈락이 관찰되었다고 보고된 바 있다(Ju et al. 2006). 그 외에 카드뮴에 6주동안 노출된 넙치에서는 성장률, 사료효율, 그리고 산소소비율이 감소하였다고 보고된 바 있다(Kang et al. 2003). 또한 28.55 mg L^{-1} 농도의 카드뮴에 96시간 노출된 freshwater crab (*Sinopotamon henanense*) 의 산소소비율은 대조구 대비 약 28 % 증가하였고 2.86 mg L^{-1} 농도의 구리 처리구에 21일 간 노출 시 산소소비율이 대조구 대비 65 % 감소하였다(Xuan et al. 2013). 크롬의 경우 39.4 mg L^{-1} 농도에 96시간 동안 노출된 잉어과 어류(*Labeo rohita)*의 산소소비율은 대조구 대비 56 % 감소하였다고 보고 된 바 있다(Vutukuru 2005). 이와 같이 단일 중금속에 노출 되었을 때 산소소비율이 줄어드는 현상과는 대조적으로 본 연구에서 오염 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 대조구인 해수 처리구 에서의 산소소비율 대비 2배 이상 상승하는 것으로 나타난 것은 중금속 간 상호 작용에 의한 영향인 것으로 추정된다.

해양생태계 내에서는 단일 중금속보다 혼합 형태의 중금속에 노출 될 가능성이 높다. 또한 혼합되는 중금속의 종류에 따라 영향이 증가할 수도 감소할 수도 있다. 물벼룩(*Daphnia magna*)에 대한 중금속(카드뮴, 구리, 니켈, 납, 아연)의 혼합 노출 시 카드뮴-니켈-아연 처리구에서 체내 축적률이 강한 상관관계를 나타냈다고 보고가 있다(Komjarova and Blust 2008). 녹조류(*Chlorella sp.*)의 성장률에 대한 구리, 아연, 카드뮴의 단일 영향은 비슷한 결과를 보였으나 구리-카드뮴의 복합 노출 실험

결과 상승작용(synergistic effect)이 나타났으나 구리-아연의 경우 길항작용(antagonistic effect)이 나타났다고 보고된 바 있다(Simpson and King 2005). 본 실험에서 사용된 넙치와 서식 형태가 유사한 서대속(*Solea senegalensis)*의 경우 중금속 오염 부유퇴적물, 유기오염물질 오염 부유퇴적물에 이틀 간 노출되었을 때 많은 병리학적 손상이 있었다고 보고된 바 있다(Costa 2009). 중금속 오염 부유퇴적물은 체내 에너지 균형을 무너뜨리고 에너지 수지를 불완전하게 지속시키는 등 생리적인 스트레스를 가중시켜 산소소비율을 증가시킨다고 한다(De Boeck et al. 1997). 유사 연구에 따르면 8개월간 오염 부유퇴적물에 만성 노출된 담수새우(*Palaemonetes paludosus*)의 경우 산소소비율이 대조구에 비해 51 % 높은 결과를 보였다(Rowe 1998). 이와 같은 결과는 대사를 유지하는데 있어서 오염에 노출되면서 평소보다 더 많은 에너지가 쓰이기 때문으로 판단된다. 본 실험에서 활용된 오염 부유퇴적물은 6종의 중금속에 혼합 오염 되어있었다. 따라서 특히 어떤 중금속이 넙치의 산소소비율에 영향을 미쳤는지 확인할 수는 없었으나 부유퇴적물과 중금속 간 상호작용에 따라 어류에 미치는 영향이 극대화 될 수 있음을 시사한다.

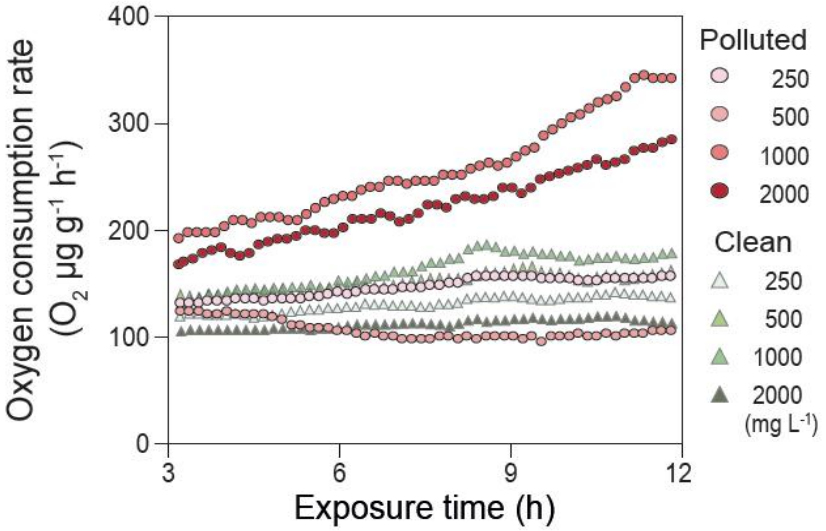


Fig. 7. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to non-heavy metal
contaminated and heavy metal contaminated suspended sediments (SS).

3.4.2 중금속 오염 해수 및 부유퇴적물 혼합

구리에 오염된 부유퇴적물이 넙치의 산소소비율에 미치는 영향을 확인하고자 하였다. 혼합 노출 실험에 앞서 예비실험 차 해수에 완전히 용해시킨 구리를 넙치에 노출하였다. 넙치의 산소소비율은 용존 구리의 농도가 증가할수록 감소하는 뚜렷한 음의 상관관계를 보였다($p<0.05$). 특히 구리 노출 직후(30분)와 노출 종료(12시간)시 넙치의 산소소비율을 비교하였을 때 노출 직후에는 모든 처리구에서 유의한 차이를 보이지 않은 반면 노출 종료 시 구리 2 mg L^{-1} 처리구에 노출된 넙치의 산소소비율이 해수 처리구 대비 54 % 감소하였다($p<0.05$, Fig. 8A).

예비실험 종료 후 넙치를 대상으로 구리(1 mg L^{-1})와 부유퇴적물(250, 1,000, 2,000 mg L^{-1}) 혼합 노출을 실시하였을 때 단일 구리 노출, 단일 부유퇴적물 노출에 비해 산소소비율이 더 큰 폭으로 증가하는 혼합 영향은 나타나지 않았다. 구리 1 mg L^{-1} 처리구에 노출시킨 넙치의 산소소비율보다 구리 1 mg L^{-1} 와 부유퇴적물 250 mg L^{-1} 이 혼합된 처리구에서의 산소소비율이 양의 상관관계를 보이는 것으로 나타났다 ($p<0.05$). 반면 구리 1 mg L^{-1} 과 부유퇴적물 1,000, 2,000 mg L^{-1} 혼합 노출 처리구에서는 단일 노출 대비 유의한 차이를 보이지 않는 것으로 나타났다($p<0.05$, Fig. 8B).

구리와 부유퇴적물에 혼합 노출 되었을 때 넙치의 산소소비율은 용존 구리 단일 노출과 부유퇴적물에 단일 노출 되었을 때에 비해 혼합 독성을 보이지는 않는 것으로 나타났다. 구리와 부유퇴적물의 혼합 노출 실험에서 사용된 해수와 퇴적물에 대한 구리 농도는 해수 구리 농도는 점차 낮아지고 퇴적물 구리 농도는 점차 높아지는 것으로 확인되었다 (Appendix 7). 이는 구리 이온이 퇴적물 기저에 부착되기 때문으로 판단되고(Veli and Alyüz 2007) 부유퇴적물과 혼합 노출되었을 때 넙치

산소소비율의 혼합 효과가 나타나지 않는 이유는 수 층에 용존 형태로 존재하는 구리에 의한 영향이 부유퇴적물의 영향보다 더욱 크기 때문으로 판단된다.

구리에 노출된 어류는 세포 구조 및 기능을 비롯한 생체 내 장애를 일으킨다(EPA 2016; Spicer and weber 1991; Sutherland and major 1981). 구리에 노출된 멍게(*Halocynthia roretzi)*의 경우 개체의 크기에 따라 1.6 mg L^{-1} 에서 여수율이 80-88 % 감소하였고, 산소소비율은 83-87 % 감소하였다고 보고된 바 있다(Kang and Hur 2012). 또한 구리는 노출 경로에 따라 다르다고 알려져 있는데 단각류(*Acartia tonsa*)의 경우 용존 구리 및 구리오염먹이를 6일간 노출한 결과 용존 구리의 독성이 더욱 크다고 보고된 바 있다(Lauer and Bianchini 2010). 본 연구와 유사하게 용존 구리와 퇴적물 혼합 노출하였을 때 중금속 생물 축적을 확인한 Pesch (1979)의 연구에 따르면 용존 구리, 모래 구리 혼합, 부유퇴적물 구리 혼합 세가지 처리구로 노출 하였을 때 용존 구리 처리구에서 가장 큰 독성을 보인다고 보고하였다. 특히 저서 생물이 용존태와 입자태 구리로 가운데 용존 구리에 노출되었을 때 더욱 영향이 큰 것으로 보고된 바 있다(Simpson 2005). 본 연구의 결과 용존 구리와 부유퇴적물의 혼합 독성은 나타나지 않았지만 해수 처리구와 비교하였을 때 여전히 낮은 산소소비율을 보였다. 이는 구리와 부유퇴적물 간의 혼합 영향이 발생하지 않을지라도 일반적인 오염되지 않은 해수에 존재할 때에 비해 어류의 산소소비율에 영향을 끼칠 수 있음을 암시한다. 이를 종합할 때 구리와 부유퇴적물이 혼합 노출 되었을 때 부유퇴적물이 어류의 아가미 또는 피부에 직접적으로 일으키는 마찰에 의한 영향보다 수 층의 용존 구리에 의한 영향이 더 큰 것으로 판단된다.

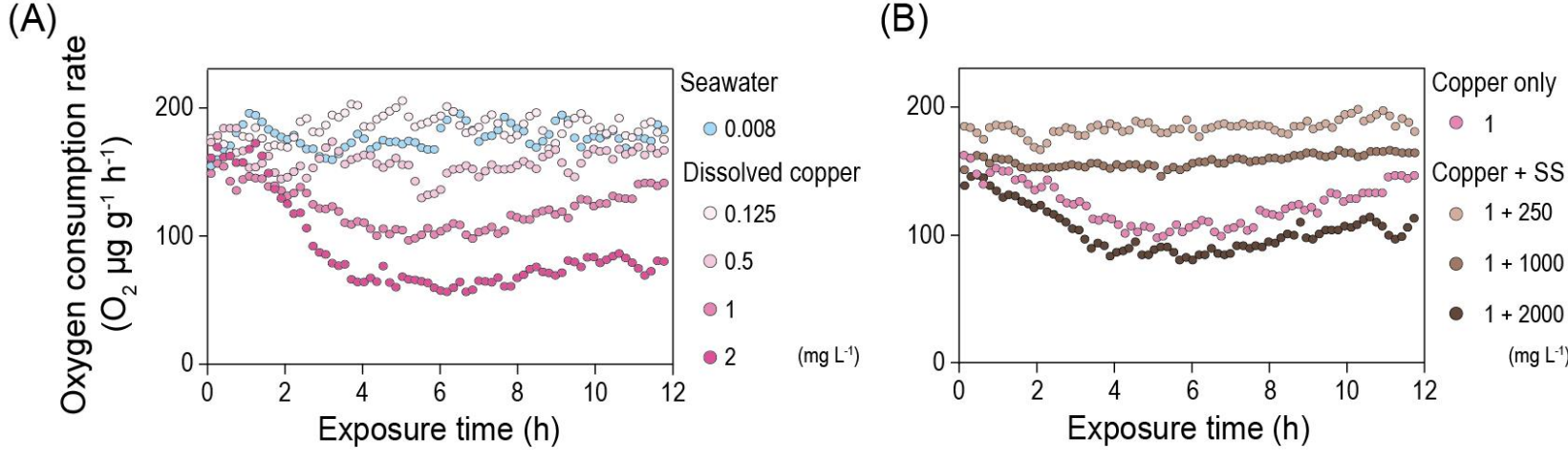


Fig. 8. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to (A) only dissolved copper and (B) dissolved copper and suspended sediment (SS) mixture during 12 hours.

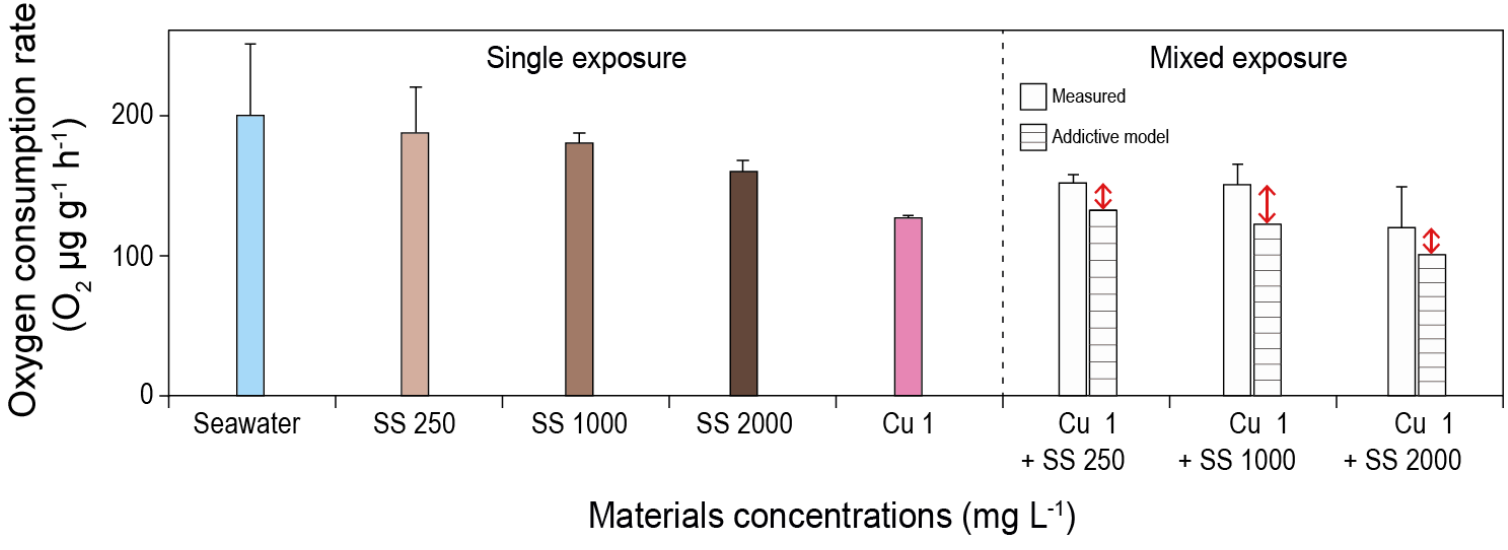


Fig. 9. Comparison of measured and addictive oxygen consumption rate (OCR) among seawater (negative control), dissolved copper, dissolved copper and suspended sediment (SS) mixture. Addictive model of OCR was calculated based on OCR of flounder exposure to only SS and only copper.

3.4.3 부유퇴적물 중금속 오염 별 넙치 반수영향농도 비교

부유퇴적물의 중금속 오염도 별 넙치의 산소소비율의 변화율은 비오염 부유퇴적물, 구리 오염 부유퇴적물, 혼합 중금속 오염 부유퇴적물 순서로 높은 것으로 나타났다(Fig. 10). 또한 넙치 산소소비율에 대한 부유퇴적물의 반수영향농도를 산출하였을 때 비오염 부유퇴적물은 6,011 mg L^{-1}, 구리 오염 부유퇴적물은 2,516 mg L^{-1}, 그리고 혼합 중금속 오염 부유퇴적물은 707 mg L^{-1} 로 나타났다(Table 3). 이 때 혼합 중금속 오염 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율의 반수영향농도는 비오염 부유퇴적물에 노출되었을 때 보다 9배 가량 높은 것으로 확인되었다. 이는 어류의 산소소비율에 대해 부유퇴적물에 의한 영향이 존재하며 특히 퇴적물의 중금속 오염도가 높아질수록 영향이 급격하게 커질 수 있음을 시사한다.

본 연구에서 사용된 부유퇴적물의 농도는 자연계에서 쉽게 볼 수 없는 극단적인 수준으로 설정되어 있다. 그러나 실제 공장에서 발생되는 폐수에 지속적으로 노출되는 퇴적물의 재 부유에 의해 높은 농도의 중금속과 부유퇴적물이 동시에 발생 할 수 있다. 그럼에도 불구하고 현재까지는 퇴적물 재 부유 우려지역에 대한 퇴적물 오염도 조사는 미비한 실정이다. 따라서 향 후 주변 퇴적물의 오염도와 그에 따른 생물 영향 연구를 병행하는 접근이 필요할 것으로 보인다.

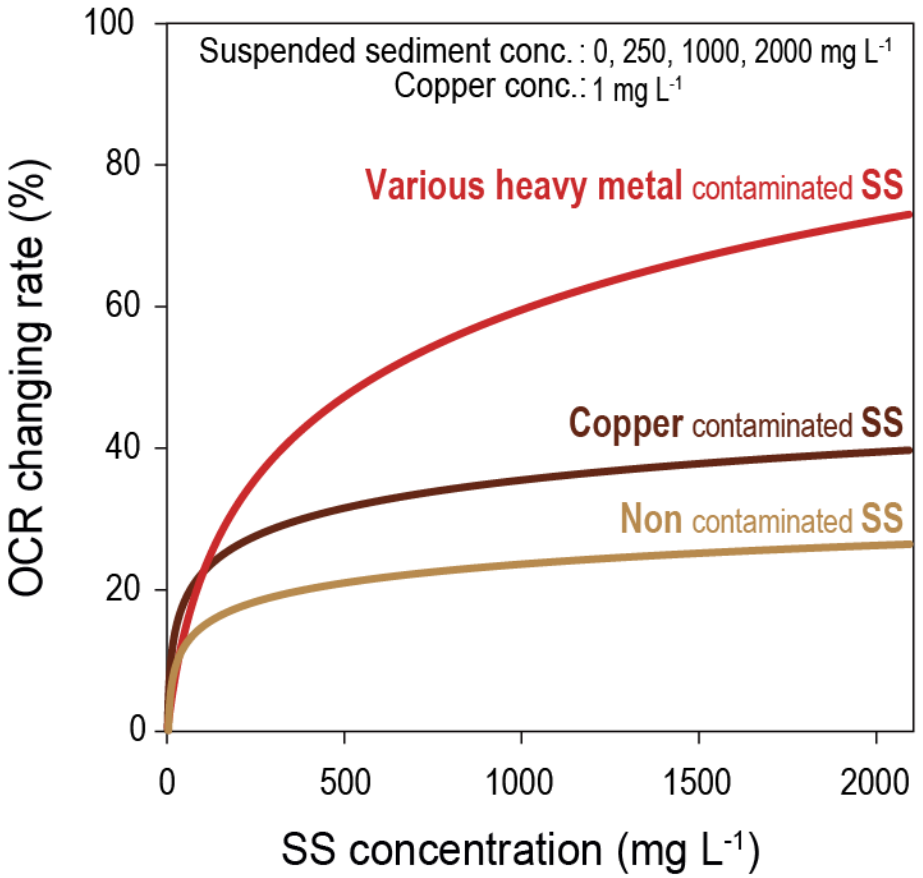


Fig. 10. Changing of the oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to three types of suspended sediment (SS) during 12 hours.

Table 3. Effective concentrations of oxygen consumption rate in three types of suspended sediment (SS) 12 hours exposure to flounder.

Test materials	SS concentration (mg L^{-1})
	12 h-EC_{50}
Various heavy metal contaminated SS	707
Copper contaminated SS	2,516
Non-contaminated SS	6,011

3.5 연구한계 및 향후 연구방향

본 연구에서는 부유퇴적물이 단기간 내 어류의 산소소비율에 미치는 영향에 대해 파악하고자 하였다. 부유퇴적물 노출에 따른 어류의 회복 관점의 연구는 진행 된 바 없으나 이매패류인 홍합의 경우 7일 간 노출 후 14일 간 깨끗한 해수로 회복시켰음에도 불구하고 산소소비율의 회복 효과가 나타나지 않았다고 보고한 바 있다(Shin et al 2002). 또한 Guerts and Sonnentag (2006)에 따르면 일시적인 스트레스를 받은 생물은 회복하는데 상당한 시간이 소요된다고 보고된 바 있으며 이와 같이 해산 어류에 대한 회복 관점에서의 연구 또한 진행되어야 할 것으로 판단된다. 이와 같이 부유퇴적물에 노출 후 회복 관점에서의 추가 연구 또한 중요할 것으로 생각된다.

본 연구에서 활용한 실험 생물은 국내연안에서 양식되는 수산 생물 중 어류를 선정하였고 부유퇴적물 노출에 따라 종 간 영향 그리고 개체 크기에 따라 영향이 상이한 것으로 나타났다. 이를 토대로 다양한 수산 생물에 대한 부유퇴적물의 영향도 확인하여 부유퇴적물의 확산이 수산 생물에 전반적으로 미치는 영향을 정리하는 연구가 이루어져야 한다.

중금속에 혼합 오염된 부유퇴적물에 노출된 넙치의 경우 오염되지 않은 부유퇴적물에 노출 대비 산소소비율이 급격하게 증가한다는 것을 확인하였다. 그리고 구리와 부유퇴적물을 혼합하여 넙치에 노출 하였을 때 혼합 영향은 나타나지 않았고 이는 용존 구리의 영향이 부유퇴적물의 영향보다 클 수 있음을 시사한다. 향 후 본 연구에서 활용된 구리 뿐만 아니라 다양한 중금속에 오염된 부유퇴적물 노출에 대한 어류 산소소비율 연구를 실시하여 각각 중금속에 대한 영향을 정량적으로 비교할 필요가 있다고 판단된다.

제 4 장 요약 및 결론

본 연구의 목적은 부유퇴적물 노출에 따른 종 간 영향 비교, 개체 연령 간 영향 비교, 그리고 동일 종에 미치는 중금속 오염 별 부유퇴적물 노출 영향을 비교하였다. 준설 부유퇴적물을 조피볼락, 복섬, 감성돔, 돌돔, 넙치에 노출하였고 중금속 오염부유퇴적물을 넙치에 노출하여 산소소비율을 분석하였다. 이를 통해 부유퇴적물이 해산 어류의 산소소비율에 미치는 영향을 파악하고자 하였다.

부유퇴적물 노출에 대한 영향은 종에 따라 민감도가 다른 것으로 나타났다. 조피볼락의 산소소비율은 부유퇴적물 농도에 따라 감소하는 음의 상관관계를 나타냈다. 복섬의 산소소비율은 조피볼락의 결과와 동일하게 부유퇴적물의 농도에 따라 감소하는 음의 상관관계를 갖는 것을 확인하였다. 감성돔의 산소소비율은 부유퇴적물 농도에 따라 양의 상관관계 또는 음의 상관관계를 보이지 않는 것으로 나타났다. 돌돔의 산소소비율은 부유퇴적물에 노출 되었을 때 모든 처리구에서 해수 처리구와 비교하여 유의한 차이는 발견되지 않았다. 조피볼락과 복섬의 경우 부유퇴적물 농도 1,000-2,000 mg L^{-1} 처리구에서의 산소소비율이 음의 상관관계를 보였고 감성돔과 돌돔은 부유퇴적물 농도에 따른 상관관계를 보이지 않는 것을 알 수 있었다.

부유퇴적물 노출에 대한 영향은 넙치 개체 연령에 따라 다른 것으로 나타났다. 부유퇴적물에 노출된 6개월령 넙치의 산소소비율은 농도에 따른 상관관계를 보이지 않았다. 반면 부유퇴적물에 노출된 2개월령 넙치의 산소소비율은 부유퇴적물 농도가 증가함에 따라 음의 상관관계를 보였다. 특히 2개월령 넙치의 경우 4,000 mg L^{-1} 처리구에 노출되었을 때 산소소비율이 해수 처리구 대비 최대 38 % 감소하였다.

부유퇴적물 노출에 대한 영향은 퇴적물 중금속 오염도에 따라 다른 것으로 나타났다. 중금속 6종(카드뮴, 크롬, 구리, 니켈, 납, 아연)에 오염된 부유퇴적물에 노출된 넙치의 산소소비율은 중금속에 오염되지 않은 부유퇴적물 노출되었을 때에 비해 최대 236 % 증가하였다. 그리고 중금속(구리)오염 해수와 부유퇴적물을 혼합 노출하였을 때 산소소비율 영향의 혼합 효과는 나타나지 않았다. 부유퇴적물의 중금속 오염도 별 넙치의 산소소비율의 변화는 비오염 부유퇴적물, 구리 오염 부유퇴적물, 혼합 중금속 오염 부유퇴적물 순서로 높은 것으로 나타났다.

향 후 부유퇴적물의 확산이 다양한 생물군에 미치는 영향에 대한 연구와 부유퇴적물 및 중금속 간 혼합 독성 영향에 대한 연구가 필요할 것으로 판단된다. 이를 통해 부유퇴적물 생물 영향 기준 마련과 같이 연안 생태계 건강성을 파악하는데 지속적인 노력을 기울여야 할 것이다.

참고 문헌

감성돔 종묘생산 (2005) 인천광역시 수산자원연구소

넙치 양식 표준 지침서 (2007) 국립수산과학원

어류양식동향조사 (2015) 통계청

수도권항만 기능정립·재정비계획 (제7권:환경영향조사) (1999) 해양수산부

조피볼락 양식 표준 지침서 (2007) 국립수산과학원

수생태계 보호를 위한 토사관리 방안 (2007) 한국환경정책·평가연구원

항만 어업피해보상 등에 관한 제도개선 연구 (Ⅰ) (2013) 해양수산부

해양환경공정시험기준 (2013) 국토해양부

황복양식매뉴얼 (2006) 국립수산과학원

Aldridge, D., Payne, B., Miller, A., 1987. The Effects of Intermittent Exposure to Suspended Solids and Turbulence on Three Species of Freshwater Mussels. Environ. Pollut. 45, 17-28.

Appleby and Scarratt 1989. Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish, with special reference to ocean dumping: A literature review. Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences, No. 1681.

ASTM (American Society for Testing and Materials)., 2014. Standard Guide for Conducting Acute Toxicity Tests on Test Materials with Fishes, Macroinvertebrates, and Amphibians. E729-96.

ASTM (American Society for Testing and Materials)., 2014. Standard Guide for Designing Biological Tests with Sediments. E1525-02.

Au, D., Pollino, C., Wu, R., Shin, P., Lau, S., Tang, J., 2004. Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 266, 255-264.

Australian government., 2014. Great barrier reef outlook report 2014. ISBN 9781922 126368.

Banas, D., Marin, B., Skraber, S., Chopin, E., Zanella, A., 2010. Copper mobilization affected by weather conditions in a stormwater detention system receiving runoff waters from vineyard soils (Champagne, France). Environ. Pollut. 158, 476-482.

Barbieri E., 2009. Effects of zinc and cadmium on oxygen consumption and ammonium excretion in pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*, Pe´rez-Farfante, 1967, Crustacea). Ecotoxicology. 18, 312-318.

Boeck, G., Blust, V., 1997. Effects of sublethal copper exposure on copper accumulation, food consumption, growth, energy stores, and nucleic acid content in Common carp. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 33, 415-422.

Bonga, S., 1997. The stress response in fish. Am. J. Physiol. Renal. Physiol. 77(3), 591-625.

Breteler, W., 1975. Oxygen consumption and respiratory levels of juvenile shore crabs, *Carcinus maenas*, in relation to weight and temperature. Neth. J. Sea. Res. 9(3-4), 243-254.

Buermann, Y., Preez, H., Steyn, G., Smit, L., 1997. Tolerance levels of redbreast tilapia, *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896) to natural suspended silt. Hydrobiologia. 344, 11-18.

Claireaux, G., Lagardere, J., 1999. Influence of temperature, oxygen and salinity on the metabolism of the European sea bass. J. Sea. Res. 42(2), 157-168.

Costa, P., Diniz, M., Caeiro, S., Lobo, J., Martins, M., Ferreira, A., Caetano, M., Vale, C., DelValls, T., Costa, M., 2009. Histological biomarkers in liver and gills of juvenile *Solea senegalensis* exposed to contaminated estuarine sediments: A weighted indices approach. Aquat. Toxicol. 92, 202–212.

Do, Y., Min, B., Kim, Y., Park, M., Changes on Hematological factors and oxygen consumption of Korean rockfish *Sebastes schlegeli* in high water temperature. Journal of Fisheries and Marine Sciences Education. 28(3): 738-745.

Doxaran, D., Froidefond, J-M., Castaing, P., Babin, M., 2009. Dynamics of the turbidity maximum zone in a macrotidal estuary (the Gironde, France):

Observations from field and MODIS satellite data. Estuar. Coast. Shelf Sci. 81, 321-332.

Elfwing, T., Tedengre, M., 2002. Effects of copper on the metabolism of three species of tropical oysters, *Saccostrea cucullata*, *Crassostrea lugubris* and *C.,. belcheri*. Aquaculture. 204, 157-166.

EPA (United States Environmental Protection Agency)., 2008. EPA's Report on the Environment. 366pp.

EPA (United States Environmental Protection Agency)., 2016. Draft aquatic life ambient estuarine/marine water quality criteria for copper. 7440-50-8.

Fettweis, M., Baeye, M., Francken, F., Lauwaert B., Eynde, D., Lancker, V., Martens, C., Michielsen, T., 2011. Monitoring the effects of disposal of fine sediments from maintenance dredging on suspended particulate matter concentration in the Belgian nearshore area (southern North Sea). Marine Poll Bull. 62, 258-269.

Hall, F., 1931. The respiration of puffer fish. 457-467pp.

Han, K., Kim, Y., 1998. Generic characters of the fishes of the family Tetraodontidae (Teleostei: *Tetraodonitiformes*). J. Korean. Fish. Soc. 31(3), 309-316.

Hess, S., Wenger, A., Ainsworth, T., Rummer, J., 2015. Exposure of clownfish larvae to suspended sediment levels found on the Great Barrier Reef: Impacts on gill structure and microbiome. Sci. Rep. 5:10561.

Jeong, H., Kim, T., Kim, E., Ra, K., Lee, S., 2016. Sediment Quality Assessment for Heavy Metals in Streams Around the Shihwa Lake. J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy. 19(1), 25-36.

Jobling M., 1982. A study of some factors affecting rates of oxygen consumption of plaice, *Pleuronectes platessa L*. J. Fish. Biol. 20, 501-516.

Ju, S., Lee, J., Jin, Y., Yu, J., Lee, J. 2006. Effect of Zinc Bioaccumulation on Survival Rate, Activity, Growth and Organ Structure of the Equilateral Venus, *Gomphina veneriformis* (Bivalvia: Veneridae). J. Environ. Toxicol. 21(2), 115-126.

Jung, E., Shin, Y., Lee, J., 1993. Effects of silt and clay on respiration and mortality

of the Abalone, *Nordotis discus*. Korean. J. Malacol. 9(2), 23-29.

Kang, J., Kim, S., Jee, J., 2003. Long-term sublethal cadmium exposure effected survival, growth and metabolic rate change in the Olive flounder, *Paralichthys olivaceus*. J. Korean. Fish. Soc. 36(1), 39-43.

Kang, K., Hur. J., 2012. Effects of Heavy Metals on Clearance and Oxygen Consumption Rates of the Sea Squirt *Halocynthia roretzi* According to Various Body Sizes. Korean J. Environ. Biol. 30(4), 349-354.

Komjarova, I., Blust, R. 2008. Multi-metal interactions between Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in water flea *Daphnia magna*, a stable isotope experiment. Aquat. Toxicol. 90(2), 138-144.

Lake, G., Hinch, S., 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kistutch*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56, 862-867.

Lee, J-H., Yi, J-S., Kim, B-S., Lee, C-B., Koh C-H., 1998. Characteristics of Metal Distribution in the Sediment in Kyeonggi Bay, Korea. J. Korean. Soc. Oceano. 3(3), 103-111.

Lee, M-K., Bae, W., Um, I-K., Jung, H-S., 2004. Characteristics of Heavy Metal Distribution in Sediments of Youngil Bay, Korea. J. Environ. Eng. Ecol. Sci. 26(5), 543-551.

Lefevre, S., Bayley, M., Mckenzie, D., 2015. Measuring oxygen uptake in fishes with bimodal respiration. J. Fish. Bio. 88, 206-231.

Lushchak, V., 2011. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. Aquat. Toxicol. 101, 13-30.

Neff, J., 2004. Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier.

Newcombe, C., Macdonald, D., 1991. Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. N. AM. J. Fish. Manage. 11, 72-82.

Newcombe, C., Jensen, J., 1996. Channel Suspended Sediment and Fisheries: A Synthesis for Quantitative Assessment of Risk and Impact. 16, 693-727.

Oh, K-H., Kim, J-Y., Koh, Y-K., Youn, S-T., Shin, S-E., Park, B-Y., Moon, B-C.,

Kim, H-G., 2003. Geochemical Characteristics and Contamination of Surface Sediments in Streams of Gwangju City. Jour. Korean Earth Science Society. 24(4), 346-360.

Palm A., 2001. Visual feeding of fish in a turbid environment: physical and behavioural aspects. Mar. Fresh. Behav. Physiol. 35, 111-128.

Palanques, A., Daiz, J., Farran, M., 1995. Contamination of heavy metals in the suspended and surface sediment of the Gulf of Cadiz (Spain): the role of sources, currents, pathways and sinks. Oceanol. acta. 18(4): 469-477.

Pesch, C., 1979. Influence of Three Sediment Types on Copper Toxicity to the Polychaeta *Neanthes arenaceodentata*. Mar. Biol. 52, 237-245.

Pollock, F., Lamb, Joleah., Field, S., Heron, S., Schaffelke, B., Shedrawi, G., Bourne, D., Willis, B., 2014. Sediment and Turbidity Associated with Offshore Dredging Increase Coral Disease Prevalence on Nearby Reefs. PloS one. Vol 9, Issue 7.

Rosewarne, P., Svendsen, J., Mortimer, R., Dunn, A., 2014. Muddied waters: suspended sediment impacts on gill structure and aerobic scope in an endangered native and an invasive freshwater crayfish. Hydrobiologia. 722, 61-74.

Rowe, C., K, O., N, R., C, J., 1998. Elevated maintenance costs in an anuran (*Rana catesbeiana*) exposed to a mixture of trace elements during the embryonic and early larval periods. Physiol. Zool. 71(1), 27-35.

Rowe, C., 1998. Elevated standard metabolic rate in a freshwater shrimp (*Palaemonetes paludosus*) exposed to trace element-rich coal combustion waste. Comp. Biochem. Physiol. A. 121, 299-304.

Rowe, C., Hopkins, W., Zehnder, C., Congdon, J., 2001. Metabolic costs incurred by crayfish (*Procambarus acutus*) in a trace element-polluted habitat: further evidence of similar responses among diverse taxonomic groups. Comp Biochem. Physiol. C. 129, 275-283.

Ryu, S., 2003. Seasonal variation of sedimentary process in a semi-enclosed bay: Hampyong bay, Korea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 56, 481-492.

US army corps of engineers., 2008. Effects of short-term water quality impacts due

to dredging and disposal on sensitive fish species in san Francisco bay. 3(7).

Shin, Y., Ju, S., Park, J, Jin, Y., Lim, H., Lee, J., 2016. Changes of Mortality, Oxygen Consumption Rate and Organ Structure in the Oyster *Crassostrea gigas* Exposed to Lead. Korean J. Malacol. 32(1), 9-15.

Shin, Y., Moon, T., Wi, C., 2002. Effects of the dissolved oxygen concentration on the physiology of the Manila clam, *Tegillarca granosa* (Linnaeus). J. Korean. Fish. Soc. 35(5), 485-489.

Shin, Y., Park, J., Ju, S., Lee, J., 2003. Copper Toxicity on Survival, Respiration and Organ Structure of *Tegillarca granosa* (Bivalvia: Arcidae). Korean. J. Malacol. 31(2), 151-158.

Simpson, S., King, C., 2005. Exposure-Pathway Models Explain Causality in Whole-Sediment Toxicity Tests. Environ. Sci. Technol. 39, 837-843.

Spicer, J., Weber, R., 1991. Respioratory impairment in crustaceans and mollucsc due to exposure to heavy metals. Camp. Biochem. Physiol. 3, 339-342.

Sutherland L, M., Bianchini, A., 2010. Chronic copper toxicity in the estuarine copepod *Acartia tonsa* at different salinities. Environ. Toxicol. Chem. 29(10), 2297-2303.

Sutherland, J., Major, C., 1981. Internal heavy metal changes as a consequence of exposure of *Mytilus edulis*, the blue mussel, to elevated external copper(II) levels. Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol. 68(1), 63-67.

Swinkels, L., Ven, M., Stassen, M., Velde, G., Lenders, H., Smolders, A., 2012. Suspended sediment causes annual acute fish mortality in the Pilcomayo River (Bolivia). Hydrol. Process. 28(1), 8-15.

Taylor, C., Bray, T., 1991. Effects of hyperoxia on oxygen free radical defense enzymes in the lung of zinc-deficient rats[1,2]. J. Nutr. 121, 460-466.

Veli, S., Alyüz, B., 2007. Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. J Hazard Mater. 149, 226-233.

Vosloo, D., Sara, J., Volsoo, A., 2012. Acute responses of brown mussel (*Perna perna*) exposed to sub-lethal copper levels: Integration of physiological

and cellular responses. Aquat. Toxicol. 1-8, 106-107.

Vutukuru, S., 2005. Acute Effects of Hexavalent Chromium on Survival, Oxygen Consumption, Hematological Parameters and Some Biochemical Profiles of the Indian Major Carp, *Labeo rohita*. Int. J. Environ. Res. Public Health. 2(3), 456-462.

Wenger, A., Johansen, J., Jones, G., 2012. Increasing suspended sediment reduces foraging, growth and condition of a planktivorous damselfish. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 428, 43-48.

Wilber, D., Clark D., 2001. Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. N. Am. J. Fish. Manag. 21, 855-875.

Woo, H-J., Cho, J-H., Jeong, K-S., Chung, C-S., Kwon, S-J., Park, S-M., 2003. Pollution History of the Masan Bay, Southeast Korea, from Heavy Metals and Foraminifera in the Subsurface Sediments. Jour. Korean Earth Science Society. 24(7), 635-649.

Wu, J., Chen, H., 2004. Effects of cadmium and zinc on oxygen consumption, ammonium excretion, and osmoregulation of white shrimp (*Litopenaeus annamei*). Chemosphere. 57, 1591-1598.

Xuan, R., Wu, H., Lin, C., Ma, D., Li, Y., Xu, T., Wang, L., 2013. Oxygen consumption and metabolic responses of freshwater crab *Sinopotamon henanense* to acute and sub-chronic cadmium exposure. Ecotoxicol. Environ. Saf. 89, 29-35.

Youn, J., Kim, T., 2008. Geochemical composition and provenance of surface sediments in the western part of jeju island, Korea. Jour. Korean. Earth Science Society. 29(4), 328-340.

Zheng, L., Cui, W., Song, W., Qu, L., Yuan, Y., Yang, D., 2012. The biological effects of the marine dumping on mollusks. Procedia. Environ. Sci. 16, 118-124.

부록

(A)

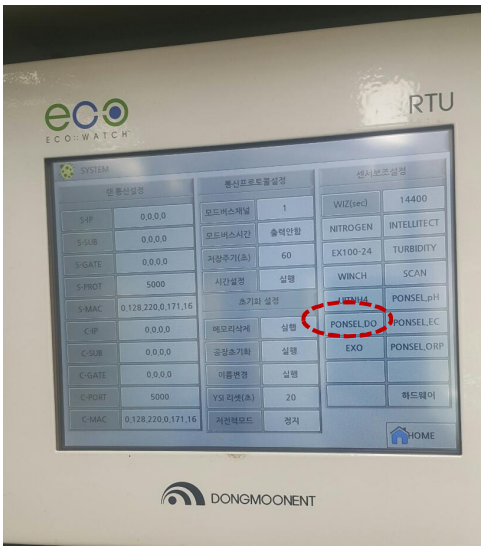
(B)

(C)

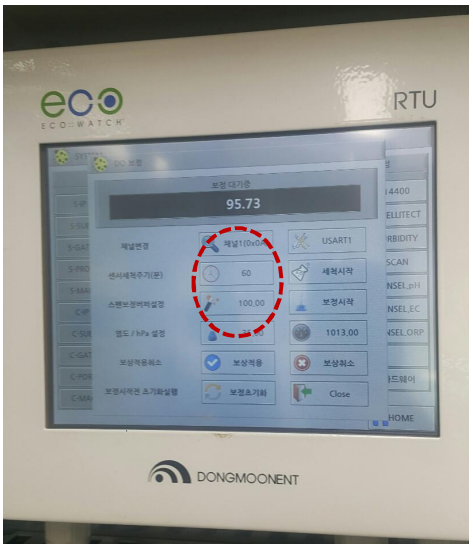
(D)

Appendix 1. The components of suspended sediment exposure system (A) Optic dissolved oxygen sensor cap for sensor fixing on the lid of top and bottom chabmer, (B) Silicon tube for seawater flow in the entire experimental system, (C) Air outlet for remove extra air bubble before experiment, and (D) Electrical wiring for install submerged motors in the chamber.

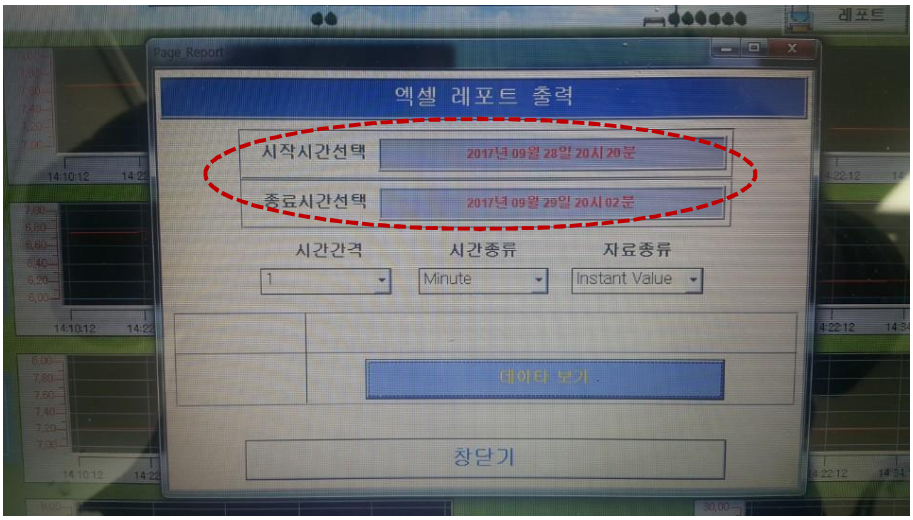
(A)



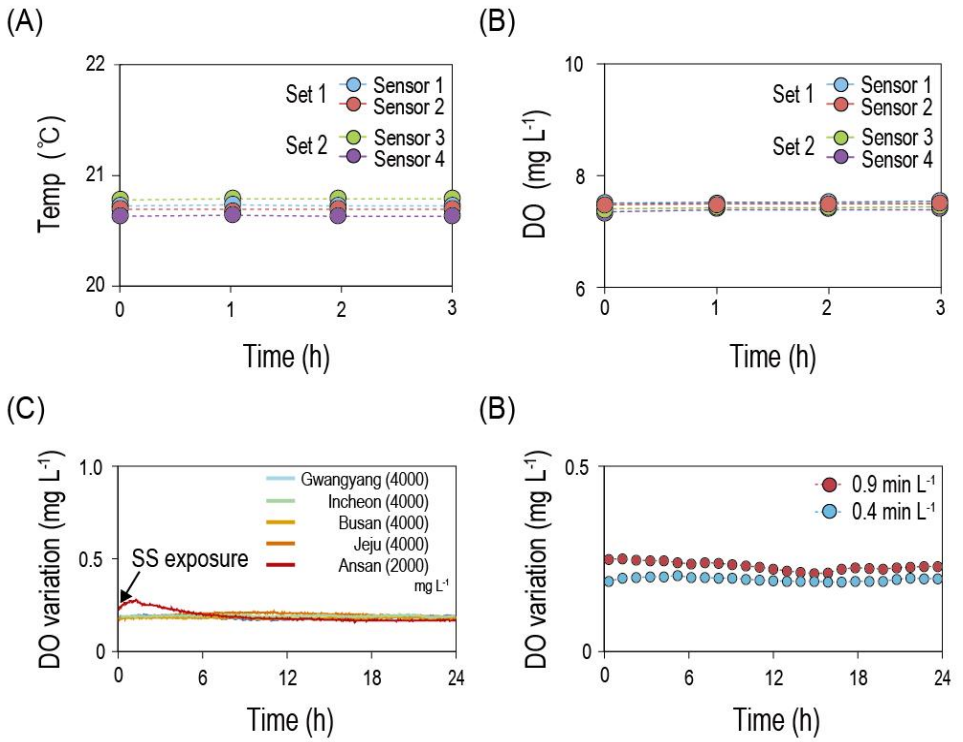
(B)



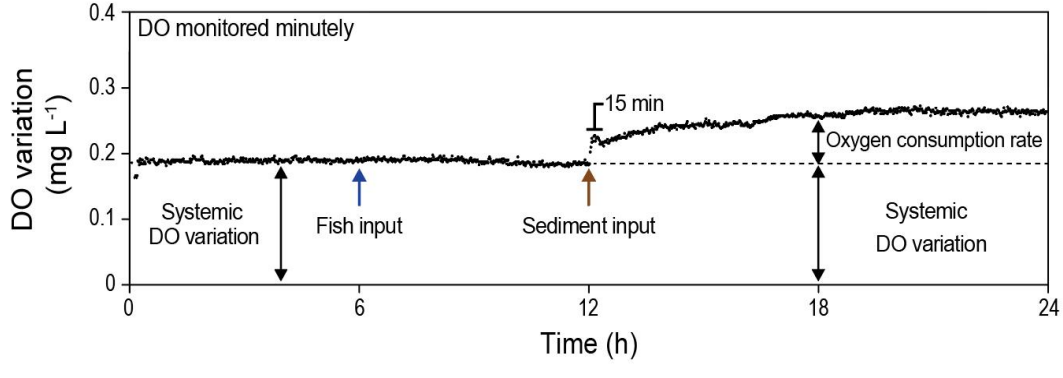
(C)



Appendix 2. Optic dissolved oxygen sensor calibration. The oxygen calibration conducted in (A)-(B)-(C) order. (A) General setting screen, (B) Calibration screen in PONSEL.DO category in general setting screen, and (C) Data transport screen from module to PC software form (Micro office excel).

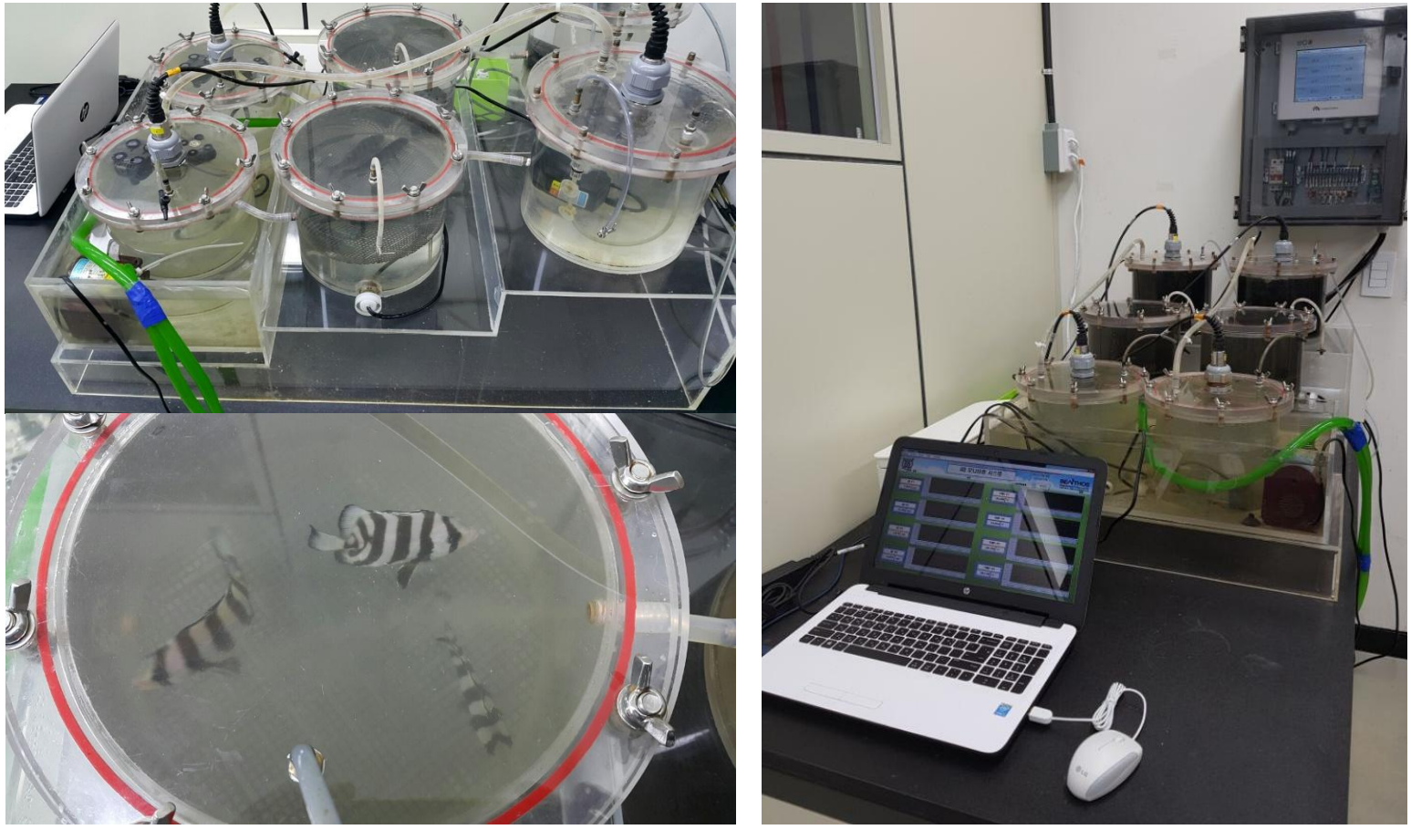


Appendix 3. Quality assurance and quality control (QA/QC) of temperature and dissolved oxygen (DO) in experimental system (A) temperature, (B) dissolved oxygen, (C) DO variation after exposure SS without fish, and (D) DO variation depends on flow rate of experimental seawater.


DO monitored minutely
15 min
Oxygen consumption rate
Systemic
DO variation
Fish input
Sediment input
Systemic
DO variation
DO variation
(mg L-1)
Time (h)
0.4
0.3
0.2
0.1
0
0
6
12
18
24

Appendix 4. Schematic figures showing dissolved oxygen (DO) variation and calculation process of oxygen consumption rate (OCR) during experiment procedure.

Appendix 5. Test organism management in present study. The all acclimation chamber was placed in a temperature controlled room.



Appendix 6. This figure shows suspended sediment exposure to marine fishes in closed flow-through system.

Appendix 7. Oxygen consumption rate (OCR) of different size of flounder exposure to dredged suspended sediment (SS).

SS concentration (mg L^{-1})	Exposure time (h)	Small individual		*p*-value	Large individual		*p*-value
		Control (SW)	Treatment (SS)		Control (SW)	Treatment (SS)	
125							
	0.5	268 ± 24	349±19	0.01(*)	123 ± 16	121 ± 21	0.87
	12	333 ± 29	343±41	0.76	109 ± 20	124 ± 10	0.23
250							
	0.5	277 ± 32	326 ± 15	0.15	123 ± 16	146 ± 58	0.68
	12	333 ± 29	295 ± 6	0.17	109 ± 20	125 ± 34	0.32
500							
	0.5	268 ± 24	341 ± 25	0.02(*)	123 ± 16	134 ± 32	0.39
	12	333 ± 29	325 ± 52	0.81	109 ± 20	114 ± 17	0.65
1000							
	0.5	268 ± 24	359 ± 30	0.03(*)	123 ± 16	110 ±34	0.29
	12	333 ± 29	234 ± 12	0.005(*)	109 ± 20	107 ± 12	0.90
2000							
	0.5	282 ± 33	368 ± 8	0.03(*)	123 ± 16	102 ± 11	0.03(*)
	12	336 ± 24	242 ± 21	0.01(*)	109 ± 20	119 ± 20	0.37
4000							
	0.5	268 ± 24	350 ± 54	0.08	112 ± 16	115 ± 19	0.47
	12	333 ± 29	207 ± 51	0.02(*)	109 ± 20	103 ± 4	0.66

*The asterisk indicates significant difference of the OCR between control and treatment at the 0.05 probability level.

Appendix 8. Oxygen consumption rate (OCR) of different size of flounder exposure to non-heavy metal contaminated suspended sediment (SS) and heavy metal contaminated SS.

SS concentration (mg L^{-1})	Exposure time (h)	Small individual		*p*-value
		Control (SW)	Treatment (SS)	
250				
	3	203 ± 49	178 ± 9	0.444
	12	195 ± 36	156 ± 9	0.148
500				
	3	182 ± 21	170 ± 19	0.519
	12	179 ± 23	212 ± 81	0.536
1000				
	3	208 ± 39	260 ± 87	0.397
	12	191 ±39	297 ± 30	0.049 (*)
2000				
	3	238 ± 18	248 ± 42	0.727
	12	168 ±16	398 ±37	0.015 (*)

*The asterisk indicates significant difference of the OCR between control and treatment at the 0.05 probability level.

Appendix 9. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to dissolved copper.

Copper concentration (mg L^{-1})	Exposure time (h)	Small individual		*p*-value
		Control (SW)	Treatment (SS)	
0.125				
	0.5	178 ±4	172 ±14	0.459
	12	178 ±18	179 ±12	0.920
0.25				
	0.5	178 ± 4	183 ± 18	0.655
	12	178 ± 18	167 ±16	0.477
1				
	0.5	178 ±4	147 ± 13	0.168
	12	178 ± 18	145 ± 3	0.096
2				
	0.5	178 ± 4	175 ± 11	0.589
	12	178 ± 18	59 ± 1	0.003(*)

*The asterisk indicates significant difference of the OCR between control and treatment at the 0.05 probability level.

Appendix 10. Oxygen consumption rate (OCR) of flounder exposure to dissolved copper and suspended sediment (SS) mixture.

SS concentration (mg L^{-1})	Exposure time (h)	Small individual		*p*-value
		Control (Copper*)	Treatment (Copper and SS)	
250				
	0.5	147 ± 13	186 ±25	0.140
	12	145 ± 3	167 ± 5	0.013(*)
1000				
	0.5	147 ± 13	166 ± 4	0.278
	12	145 ± 3	169 ± 19	0.198
4000				
	0.5	147 ± 13	153 ± 10	0.593
	12	145 ± 3	134 ± 41	0.741

*The asterisk indicates significant difference of the OCR between control and treatment at the 0.05 probability level.
*Copper concentration:1 mg L^{-1}

Appendix 11. Initial and final copper concentration in experimental chamber during 12 hours.

Copper concentration (mg L^{-1})	
Initial	Final
0.125	nd*
0.5	0.4
1	0.6
2	1.3

*nd: not detected

Appendix 12. Copper concentration in seawater and suspended sediment (SS) after copper and SS mixture treatment after 12 hours.

Treatment (mg L^{-1})	Copper concentration (mg L^{-1})	
	Seawater	Suspended sediment (SS)
Copper (1) and SS (250)	0.16 ± 0.01	0.45 ± 0.04
Copper (1) and SS (1000)	0.19 ± 0.03	0.37 ± 0.01
Copper (1) and SS (4000)	0.37 ± 0.02	0.62 ± 0.06

Appendix 13. The effects of suspended sediment (SS) on marine organisms.

Test organism		Experimental condition		Effect		References
Species	Life stage	SS concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Gastropod						
Nordotis discus	juvenile	50	96	Mortality	No effect	Jung et al. 1993
				OCR	Decreasing 3-8%	
		200		Mortality	Increasing 10-30%	
				OCR	Decreasing 16-22%	
		600		Mortality	Increasing 28-40%	
				OCR	Decreasing 34-44%	
		1000		Mortality	Increasing 46-63%	
				OCR	Decreasing 43-73%	
Coral						
Lophelia pertusa	N/A	5 (Natural)	84	OCR	No effect	Larson et al. 2013
				Fully extended polyps	Increasing 18%	
				Skeletal growth rate	Increasing 42%	
				Budding rate	Increasing 39%	
		25	84	OCR	No effect	
				Fully extended polyps	Increasing 30%	
				Skeletal growth rate	Increasing 26%	
				Budding rate	Increasing 39%	
	N/A	5 (Drill cutting)	84	OCR	No effect	
				Fully extended polyps	Decreasing 56%	
				Skeletal growth rate	Increasing 10%	
				Budding rate	Decreasing 6%	
		25	84	OCR	No effect	
				Fully extended polyps	Decreasing 72%	
				Skeletal growth rate	Decreasing 29%	
				Budding rate	Increasing 41%	

Appendix 13.(Continued)

Test organism		Experimental condition		Effect		References
Species	Life stage	SS concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Bivalve						
Perna viridis	Juvenile	180	14	OCR	No effect	Shin et al. 2002
				DGSI	No effect	
				Clearance rate	Decreasing 25%	
				Byssus production	Decreasing 45%	
				Gill damage	Decreasing 10%	
		300	14	OCR	No effect	
				DGSI	No effect	
				Clearance rate	Decreasing 23%	
				Byssus production	Decreasing 36%	
				Gill damage	Decreasing 41%	
		440	14	OCR	No effect	
				DGSI	No effect	
				Clearance rate	Decreasing 30%	
				Byssus production	Decreasing 41%	
				Gill damage	Increasing 36%	
		600	14	OCR	No effect	
				DGSI	No effect	
				Clearance rate	Decreasing 11%	
				Byssus production	Decreasing 15%	
				Gill damage	No effect	

Appendix 13.(Continued)

Test organism		Experimental condition		Effect		References
Species	Life stage	SS concentration (g L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Crustacean						
Petrolisthes elongatus	Aadult	0.2	0.04	OCR	No effect	Steger and Gardner 2007
			1	Clearance rate	Increasing 4%	
				Absorption efficiency	Decreasing 244%	
		1.4	0.04	OCR	No effect	
			1	Clearance rate	Decreasing 64%	
				Absorption efficiency	Decreasing 225%	
Fish						
Tilapia rendalli	Juvenile	10	0.03	OCR	Increasing 76-103%	Preez et al. 1995
		20		OCR	Increasing 136-152%	
		40		OCR	Increasing 181-184%	
Oreochromis mossambicus	Juvenile	50	0.02	OCR	Increasing 46-55%	Preez et al. 1996
		10		OCR	Increasing 93-107%	
		15		OCR	Increasing 14-40%	
		20		OCR	Increasing 58-71%	
Tilapia rendalli	juvenile	20-140	2	Mortality	LC_{50}=22 g L^{-1}	Buermann et al. 1997
	Adult	10-34	2	Mortality	LC_{50}=42 g L^{-1}	
Sockeye salmon	egg	0.8-50	50	Egg fertilization success	LC_{50}=28 g L^{-1}	Galbraith et al. 2006

Appendix 13.(Continued)

Test organism		Experimental condition		Effect		References
Species	Life stage	SS concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Fish						
Orcorhynchus mykiss	Juvenile	300-1300	24	Standard length	No effect	Michel et al. 2013
				Condition factor	No effect	
				Hepato-somatic index	No effect	
				Total mass	No effect	
				Growth rate	No effect	
				Spleen-somatic index	No effect	
		5000	24	Standard length	No effect	
				Condition factor	Decreasing about 10%	
				Hepato-somatic index	Increasing about 35%	
				Total mass	No effect	
				Growth rate	No effect	
				Spleen-somatic index	Increasing about 35%	
Sebastes schlegelii	Juvenile	1	9	OCR	No effect	Lee et al. 2013
		5	7	OCR	No effect	
		25	9	OCR	Increasing 20%	
		120	8	OCR	Decreasing 37%	

Appendix 14. The effects of heavy metals on marine organisms.

Test organism		Experimental condition			Effect		References
Species	Life stage	Exposure	Concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Crustacean							
Farfantepenaeus paulensis	Larva	Cu	17	35	OCR	Decreasing 34%	Marcos et al. 2000
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 4%	
			43	35	OCR	Decreasing 34%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 28%	
			85	35	OCR	Decreasing 36%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 12.5%	
			212	35	OCR	Decreasing 24%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 27%	
		Zn	41	35	OCR	Decreasing 28%	
				0.02	Feed efficiency	No effect	
			106	35	OCR	Decreasing 31%	
				0.02	Feed efficiency	No effect	
			212	35	OCR	Decreasing 40%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 2%	
			525	35	OCR	Decreasing 30%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 25%	
		Cu + Zn	17+41	35	OCR	No effect	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 6%	
			43+106	35	OCR	Decreasing 14%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 3%	
			85+212	35	OCR	Decreasing 8%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 10%	
			212+525	35	OCR	Decreasing 35%	
				0.02	Feed efficiency	Decreasing 8%	

Appendix 14. (Continued)

Test organism		Experimental condition			Effect		References
Species	Life stage	Exposure	Concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Crustasean							
Litopenaeus vannamei	Juvenile	Cd	0.5	4	Mortality	No effect	Wu and Chen 2004
			1		Mortality	Increasing 40%	
			2		Mortality	Increasing 100%	
			3	0.2	OCR	Decreasing 10%	
				1	Ammonium excretion	Increasing 154%	
					Osmotic pressure	Decreasing 5%	
					Accumulation (gill tissue)	Increasing 170%	
			4		Mortality	Increasing 100%	
			5		Mortality	Increasing 100%	
			8		Mortality	Increasing 100%	
		Zn	1	4	Mortality	Increasing 35%	
			3	0.2	OCR	Decreasing 25%	
				1	Ammonium excretion	Increasing 144%	
					Osmotic pressure	Decreasing 5%	
					Accumulation (gill tissue)	Increasing 236%	
			5		Mortality	Increasing 95%	
			10		Mortality	Increasing 100%	
			50		Mortality	Increasing 100%	
			100		Mortality	Increasing 100%	

Appendix 14. (Continued)

Test organism	Experimental condition	Effect	References

Species	Life stage	Exposure	Concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Ascidiacea							
Sea squirt	Adult	Cr	0.05	2	Filtration rate	Decreasing 9-14%	Kang and Hur 2012
					OCR	Increasing 13-23%	
			0.1		Filtration rate	Decreasing 19-24%	
					OCR	Decreasing 21-22%	
			0.2		Filtration rate	Decreasing 45-51%	
					OCR	Decreasing 35-44%	
			0.4		Filtration rate	Decreasing 59-64%	
					OCR	Decreasing 69-70%	
			0.8		Filtration rate	Decreasing 72-81%	
					OCR	Increasing 13-23%	
			1.6		Filtration rate	Decreasing 88-93%	
					OCR	Decreasing 75-83%	
		Cu	0.05	2	Filtration rate	Decreasing 5-6%	
					OCR	Increasing 5-9%	
			0.1		Filtration rate	Decreasing 16-18%	
					OCR	Increasing 10-13%	
			0.2		Filtration rate	Decreasing 34-41%	
					OCR	Decreasing 4-11%	
			0.4		Filtration rate	Decreasing 47-53%	
					OCR	Decreasing 39-55%	
			0.8		Filtration rate	Decreasing 66-72%	
					OCR	Decreasing 74-81%	
			1.6		Filtration rate	Decreasing 80-88%	
					OCR	Decreasing 83-87%	

Appendix 14. (Continued)

Test organism	Experimental condition	Effect	References

Species	Life stage	Exposure	Concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Ascidiacea							
Sea squirt	Adult	Zn	0.05	2	Filtration rate	Decreasing 5-7%	Kang and Hur 2012
					OCR	Increasing 6-9%	
			0.1		Filtration rate	Decreasing 9-12%	
					OCR	Decreasing 3-9%	
			0.2		Filtration rate	Decreasing 52-55%	
					OCR	Decreasing 5-10%	
			0.4		Filtration rate	Decreasing 63-69%	
					OCR	Decreasing 27-39%	
			0.8		Filtration rate	Decreasing 72-79%	
					OCR	Decreasing 55-71%	
			1.6		Filtration rate	Decreasing 72-81%	
					OCR	Decreasing 75-83%	

Appendix 14. (Continued)

Test organism		Experimental condition			Effect		References
Species	Life stage	Exposure	Concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Bivalve							
Perna viridis	Juvenile	Cd	0.15 ppm	20	OCR	No effect	Cheung and Cheung 1995
				21	Mortality	No effect	
					Ammonia excretion rate	Decreasing 20%	
					O:N ratio	No effect	
			0.32 ppm	20	OCR	No effect	
				21	Mortality	No effect	
					Ammonia excretion rate	Decreasing 3%	
					O:N ratio	No effect	
			0.7 ppm	20	OCR	No effect	
				21	Mortality	No effect	
					Ammonia excretion rate	Decreasing 20%	
					O:N ratio	No effect	
			1.5 ppm	20	OCR	No effect	
				21	Mortality	Increasing 90%	
					Ammonia excretion rate	Decreasing 55%	
					O:N ratio	No effect	

Appendix 14. (Continued)

Test organism	Experimental condition	Effect	References

Species	Life stage	Exposure	Concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Bivalve							
Perna viridis	Juvenile	Zn	0.6 ppm	20	OCR	No effect	Cheung and Cheung 1995
				21	Mortality	No effect	
					Ammonia excretion rate	Increasing 14%	
					O:N ratio	No effect	
			1.29 ppm	20	OCR	No effect	
				21	Mortality	Increasing 63%	
					Ammonia excretion rate	Decreasing 27%	
					O:N ratio	No effect	
			2.79 ppm	20	OCR	No effect	
				21	Mortality	Increasing 100%	
				7	Ammonia excretion rate	Decreasing 85%	
					O:N ratio	No effect	
			6 ppm	20	OCR	No effect	
				21	Mortality	Increasing 100%	
				14	Ammonia excretion rate	Decreasing 66%	
					O:N ratio	No effect	

Appendix 14. (Continued)

Test organism		Experimental condition			Effect		References
Species	Life stage	Exposure	Concentration (mg L^{-1})	Duration (d)	Endpoints	Results	
Bivalve							
Mactra veneriformis	Juvenile	Cu	0.025	28	OCR	Decreasing 66%	Shin et al. 2013
					Mortality	Increasing 80%	
					Histological degeneration	Mantle, Gill, Foot, Digestive diverticulum	
					Lipofuscin distribution	No effect	
			0.05	28	OCR	Decreasing 75%	
					Mortality	Increasing 65%	
					Histological degeneration	Mantle, Gill, Foot, Digestive diverticulum	
					Lipofuscin distribution	Increasing 4%	
			0.1	14	OCR	Increasing 60%	
					Mortality	Increasing 100%	
					Histological degeneration	Increasing 6%	
					Lipofuscin distribution	Mantle, Gill, Foot, Digestive diverticulum	

Physiological response

Review	Total Species	a	b	c	d	SS con.* L	SS con.* H
Gastropoda	2	2	–	–	–	↓	↓
Coral	3	2	–	1	–	↑	–
Bivalve	6	4	1	2	–	↑↓	↓
Crustacean	2	1	1	1	–	↑↓	↓
Fish	6	6	1	–	–	↑↓	↓

This study		Total Exp.	a	b	c	d	SS con.* L	SS con.* H
Fish								
-Benthic								
Juvenile	P. olivacues	3	1	–	–	2	↑	↓
Juvenile-Adult	P. olivacues	1	–	–	1	–	–	–
-Pelagic								
Juvenile	A. schlegelii	1	–	–	–	1	↑	↓
	O. fasciatus	1	–	–	–	1	↑	–
	T. niphobles	1	–	–	–	1	↑	↓
	S. schlegelii	1	–	–	–	1	↑	↓

* L: Low concentration of SS (1-500 mg L^{-1})
H: High concentration of SS (1000-4000 mg L^{-1})

Appendix 15. Representative examples of physiological (respiratory) effects of suspended sediment (SS) on major groups of marine organisms derived from journal articles and reports. The response curve on the upper side indicate four cases: (a) linear increasing, (b) linear decreasing, (c) level, and (d) non-linear parabolic responses to increasing levels of SS.

영문초록

Suspended sediment (SS) often present in high concentration in coastal area due to natural disaster or human industrial activities. Several previous studies have mainly evaluated the effect of SS through chronic effect to salmonid fishes, while the acute effect to marine fishes has not been well documented. The purpose of this study was to investigate the acute respiratory effects of SS on various marine fishes. The three experiments were conducted 1) species-dependent, 2) age-dependent, 3) heavy metal contamination of sediment exposure to five marine fishes. The sediments used four in situ dredged sediments and one heavy metal contaminated sediment nearby industrial area. Four species of pelagic fishes (*Sebastes schlegelii*, *Takifugu niphobles, Acanthopagrus schlegelii*, and *Oplegnathus fasciatus*) and a benthic fish (*Paralichthys olivaceus*) were used for this study. At a result, oxygen consumption rate of Korean rockfish and Grass puffer decreased gradually when they were exposed to SS above 1000 mg L^{-1} ($p<0.05$). Rock bream and Black sea bream showed no significantly difference between seawater and SS treatment ($p<0.05$). The oxygen consumption rate of smaller size of flounder (6.8 ± 0.8cm) exposed to dredged sediment, were more changed than larger size (14.1 ± 0.8cm). The oxygen consumption rates of flounder exposed to heavy metal contaminated SS increased up to 240% compared with that exposure to same concentration of non- heavy metal contaminated SS ($p<0.05$). Oxygen consumption rate of flounder exposure to dissolved copper decreased compared to seawater treatment ($p<0.05$), and synergistic effect was not observed when copper spiked seawater and non- heavy metal contaminated SS mixture ($p<0.05$). Overall, the respiratory effect of SS depends on the species and life stage of fish and heavy metal contamination level of sediment. In conclusion, our results provide useful information about the effect of evaluated SS concentrations on marine fishes.

Keywords: Suspended sediment, marine fish, oxygen consumption rate, heavy metal.

Student Number: 2016-20433