

옥시벤존(Benzophenone-3)이 돌돔(*Oplegnathus fasciatus*)의 배 발생 과정에 미치는 영향

송미해 · 백혜자*

부경대학교 자원생물학과

Effect of Oxybenzone (Benzophenone-3) on Rock Bream *Oplegnathus fasciatus*, Embryo Development

Mihae Song and Hea Ja Baek*

Department of Marine Biology, Pukyong National University, Busan 48513, Republic of Korea

Oxybenzone (Benzophenone-3; BP-3) is a compound used in sunscreens and enters the oceans due to improper disposal. It is known to disrupt the endocrine signaling in marine organisms, leading to immune and reproductive abnormalities in corals, shellfish and fishes. In this study, we investigated the effects of different concentrations of BP-3 (0, 10, 100 and 1,000 µg/L) on the fertilized eggs and hatched larvae of *Oplegnathus fasciatus*. The morphological changes and hatching and survival rates during embryo development were assessed. In addition, the levels of triiodothyronine (T3) were also measured. The hatched larvae exposed to BP-3 at concentrations of 10 and 100 µg/L for 24 h displayed malformation of the tail. After 36 h of exposure to BP-3, spinal deformity was observed at all tested concentrations. The hatching rate was significantly low when exposed to 100 µg/L of BP-3. A high levels of T3 was observed when the larvae were exposed to BP-3 at a concentration of 1,000 µg/L for 96 h (the end of the experiment). This may be related to increased size of larvae at 1,000 µg/L BP-3. In conclusion, our results suggested that BP-3 may interfere with embryo development, resulting in a reduction in hatching rate and malformation of larvae.

Keywords: Oxybenzone, Benzophenone-3, *Oplegnathus fasciatus*, Embryogenesis, Triiodothyronine

서론

최근 자외선 위협에 대한 사람들의 인식이 증가하고 자외선 차단 물질의 사용이 증가되면서, UV (ultraviolet ray) filter의 환경 유출 문제에 대한 우려가 가중되고 있다(Molins-Delgado et al., 2016; O'Malley et al., 2021). 특히, 옥시벤존(Oxybenzone, Benzophenone-3, 2-Hydroxy-4-methoxybenzophenone)은 자외선 차단제(선크림) 제품에 주로 사용되는 UV 필터 중 하나로 시중에 판매되는 다수의 선크림에 이 화학물질이 포함된 것으로 알려져 있다. 이 성분은 선크림에 포함된 다른 특정 화학 성분들과 함께 바다에 녹아들면서 산호의 내분비계를 교란시켜 산호의 성장과 번식에 부정적인 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다(Downs et al., 2022). 미국 하와이 해변에서는 이러한 영향으로 백화현상이 가속화되어 하와이의 거대한 해양생

태계를 해치는 화학물질로 지목되어 2021년부터 옥시벤존과 옥티녹세이트(octinoxate)가 함유된 자외선 차단제 사용을 제한하고 있다(Hawaii State Legislature, 2021). 미국 환경단체 EWG (Environmental Working Group)는 옥시벤존을 위해성 등급 8로 구분하여 상당히 유해한 것으로 평가하고 있다. EWG 등급 구분은 1-2 (유해성 낮음), 3-6 (유해성 보통), 7-10 (유해성 높음)이다(EWG, 2018). 또한 유럽의 소비자 안전과학위원회(Scientific Committee on Consumer Safety, SCCS)에서도 생식, 발달 및 발암성 문제로 인해 소비자 제품의 옥시벤존 농도를 최대 6%에서 2.2%로 낮추도록 권장하였다(SCCS, 2021).

이들 화학물질과 관련된 연구에 의하면 옥시벤존은 성계, 이매패류, 절지동물물 포함한 담수 및 해양 무척추동물에게 급성 독성을 유발하거나 내분비교란물질로 작용한다고 한다(Li, 2012; Bošnjak et al., 2013; Ozáez et al., 2014; Paredes et al.,

*Corresponding author: Tel: +82. 51. 629. 5924 Fax: +82. 51. 629. 5931

E-mail address: hjbaek@pknu.ac.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.2022.0455>

Korean J Fish Aquat Sci 55(4), 455-460, August 2022

Received 16 February 2022; Revised 30 March 2022; Accepted 10 August 2022

저자 직위: 송미해(대학원생), 백혜자(교수)

2014; Lopes et al., 2020; Thorel et al., 2020; Wijgerde et al., 2020). 미국 국립해양대기청 NOAA (National Oceanic Atmospheric Administration, 2021)의 연구에서는 선크림의 특정 화학성분 중에서도 옥시벤존은 바다로 흘러가서 해조류, 산호, 조개류, 성게, 어류, 돌고래의 면역계와 생식계 이상 현상을 초래한다고 하였다. 결과적으로 해양생물의 수정을 감소, 기형발생, 수컷의 암컷화 현상, 그리고 생체조직내 축적은 자손세대에도 전달된다고 하였다. 몇몇 담수어류를 대상으로 한 연구에서는 옥시벤존이 환경수보다 어류 생체조직내에 더 높은 농도로 축적되어 있음을 보고하였다(Brausch and Rand, 2011).

자외선차단에 대한 해양생태계 영향평가 모니터링을 위해서는 해산어류의 전 생애주기(full life cycle)를 조사하는 장기간의 실험이 요구되지만 본 연구에서는 수정 후의 초기발생 단계에 미치는 옥시벤존의 영향에 중점을 두었다. 실험 어류는 수정란 확보가 비교적 쉬운 양식산 돌돔(*Oplegnathus fasciatus*)으로 선택되었으며, 옥시벤존의 농도에 따른 배발생 과정에서의 기형발생 여부와 부화율, 그리고 수정란과 부화직후의 자어 발생과정과 성장에 중요 역할을 한다고 알려진 갑상선 호르몬, triiodothyronine (T3)의 농도 변화를 분석하였다.

재료 및 방법

돌돔 수정란 배양

수정란은 경상남도 통영 소재 민간업체인 한일 씨월드로부터 얻었으며, 즉시 실험실로 수송하여 배양하였다. 배양실(Multi-Room Incubator; Vision Scientific Co. Ltd., Daejeon, Korea)의 조도는 20 lux 이하로 어둡게 유지하였으며, 사육수는 pH 7.8, 수온 22°C, 그리고 염분 30 psu로 유지시켰다. 수정 후 약 12시간 된 수정란을 대상으로 옥시벤존 노출 실험구 0 (대조구), 10, 100, 그리고, 1,000 µg/L의 농도로 설정하였다.

실험에 사용된 옥시벤존(CAS No. 131-57-7)은 Sigma-Aldrich (Saint Louis, MO, USA)로부터 구입 후, 에탄올로 용해시켜 농도구별로 희석하였다. 각 실험구는 3 반복구로 1 L용 비이커에 수정란 약 600개씩 수용한 후, 약하게 에어레이션하였다. 실험기간(96시간)동안 비이커 내 사육수는 48시간마다 전체 교체하였고, 실험분석용 샘플링은 0, 24, 48 그리고 실험종료시점(96시간)에 이루어졌으며, 먹이공급은 하지 않았다.

갑상선호르몬(T3) 분석

T3 호르몬 농도 측정을 위하여 대조구와 옥시벤존(10, 100 그리고 1,000 µg/L)에 노출된 돌돔 수정란 및 부화자어는 Fish T3 ELISA kit (MyBioSource Inc., San Diego, CA, USA)를 이용하여 분석하였다. T3용 ELISA는 표준 곡선과 희석 샘플 간의 평행성을 검증한 후 사용하였으며, 분석은 MyBioSource 프로토콜에 따라 순서대로 진행되었다(Cat. No. MBS9713598; MyBioSource, San Diego, CA, USA). 돌돔 수정란 및 부화자

어는 옥시벤존 노출 0, 24, 48, 96시간째에 각각 15개씩 샘플링하여(15×6 test tubes) 얼음 위에서 0.01 M PBS (phosphate-buffered saline, pH=7.4)로 마쇄한 후, 4°C에서 5분간 5000 g로 원심분리하였다. 상층액을 수집하여 T3 분석을 위해 -70°C에 보관하였다. Microplate reader (EZ Read 400; Biochrom Ltd., Cambridge, UK)로 450 nm에서 흡광도를 측정하였다.

통계학적 분석

옥시벤존 노출에 따른 돌돔 수정란 부화율, 자어 생존율 그리고 전장(total length, TL)은 평균±표준편차로, T3 호르몬 농도는 평균±표준오차로 나타내었다. 모든 자료의 통계처리는 IBM SPSS Statistics (version 21.0)을 이용하여 분석하였고, 대조구와 실험구 사이의 통계학적 유의성을 분석하기 위해 One-way ANOVA test를 실시하였으며, Turkey test 사후 분석을 통해 95% 신뢰수준에서 옥시벤존 노출에 따른 대조구와 실험구간의 유의차를 검정하였다(P<0.05).

결 과

옥시벤존에 노출된 수정란의 형태적 관찰

옥시벤존에 노출직전 수정란의 발달단계는 낭배기를 지나 배체가 형성되면서 안포와 근절이 관찰되는 시기였다(Fig. 1). 옥시벤존을 농도구별(10, 100, 1,000 µg/L)로 노출시킨 후 실험종료시(노출 후 96시간)까지 수정란의 발달 상태를 관찰한 결과, 노출 후 24시간 뒤 10 µg/L와 100 µg/L에서 꼬리부분 조직이 불투명화되면서 휘어지는 기형 양상이 관찰되었으며, 36시간 뒤에는 모든 실험구 즉, 10 µg/L, 100 µg/L 그리고 1,000 µg/L에

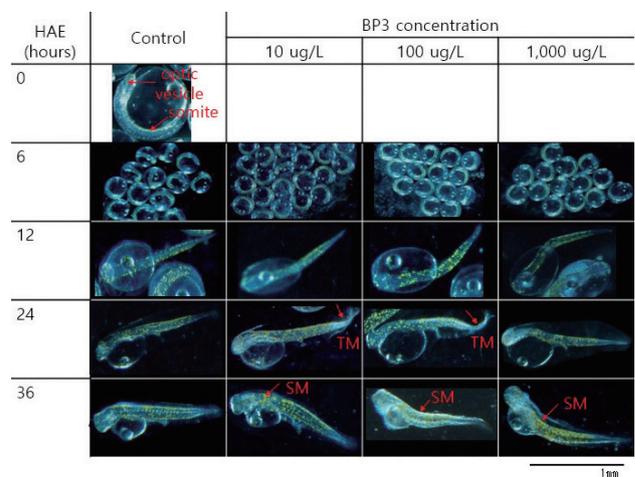


Fig. 1. Embryonic development of rock bream, *Oplegnathus fasciatus*, exposed to benzophenone-3. Scale bar indicate 1mm. HAE, hours after exposure. SM, spine malformation; TM, tail malformation.

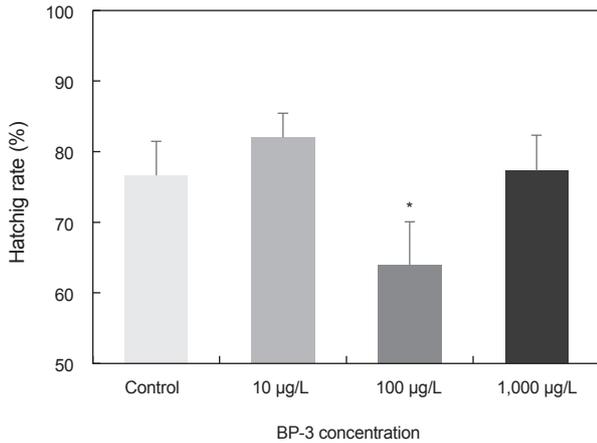


Fig. 2 Hatching rate (%) of rock bream embryos exposed to benzo-phenone-3. Data are expressed as mean±SD. The asterisk indicates a significant difference (*P<0.05) between the control and experimental groups at 24 h of exposure. BP-3, Benzophenone-3.

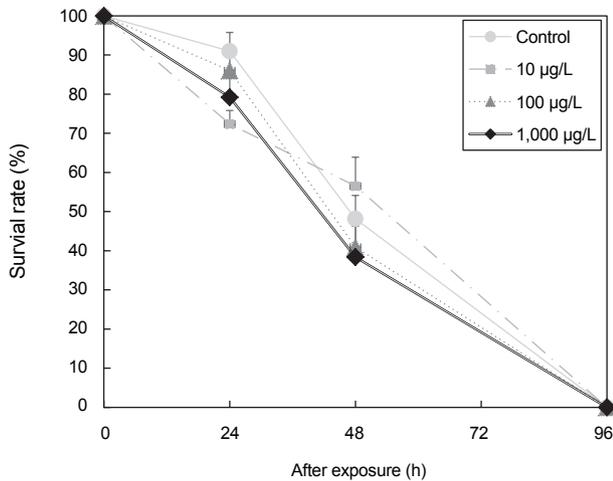


Fig. 3 Survival rate (%) of rock bream embryos exposed to benzo-phenone-3 during 96 h. Data are expressed as mean±SD.

서 척추 부분이 대조구와 비교했을 때 외관상 만곡 또는 휘어지는 척추기형이 관찰되었다(Fig. 1).

옥시벤존에 노출된 수정란의 부화율과 부화 자어의 생존율

옥시벤존 농도별(10 µg/L, 100 µg/L, 1,000 µg/L) 노출 후 12 시간째에 부화개체가 출현하기 시작하여 24시간째에 모두 부화하였다(Fig. 1). 옥시벤존 노출 농도에 따른 부화율과 생존율을 조사한 결과(Fig. 2와 Fig. 3), 부화율은 대조구(76.7±4.8%)에 비해 100 µg/L 농도구(64±6.1%)에서 유의하게 낮게 나타났다(P<0.05) (Fig. 2). 옥시벤존 노출기간 동안 24, 48시간째 그리고 실험 종료시점인 96시간째에 부화 자어의 생존율은 대조구를 포함하여 모든 농도구에서 생존율의 유의한 차이는 보이

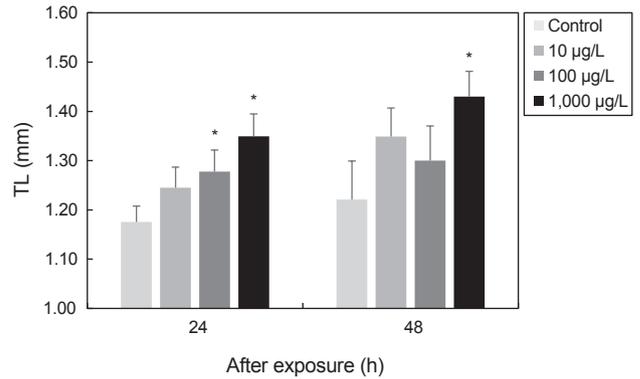


Fig. 4. Total length (TL) of rock bream larvae exposed to benzo-phenone-3. Data are expressed as mean±SD. The asterisks indicate a significant difference (*P<0.05) between the control and experimental groups.

지 않았으나 노출시간이 경과할수록 부화 자어의 생존율이 감소하여 96시간째에 모든 개체가 사망하였다(Fig. 3).

부화직후 자어의 전장 및 T3 호르몬 농도 변화

옥시벤존 노출 24시간째에, 부화직후 자어의 전장은 대조구에서 1.18±0.03 mm, 10 µg/L 농도구에서 1.24±0.04 mm, 100 µg/L에서 1.28±0.04 mm, 그리고 1,000 µg/L 농도구에서 1.35±0.04 mm로 노출 농도가 증가할수록 부화 직후 자어의 크기도 증가하는 경향을 보였다. 100과 1,000 µg/L 농도구는 대조구에 비해 유의하게 증가하였다(P<0.05) (Fig. 4). 옥시벤존 노출 48시간째에는 부화 자어의 전장이 대조구에서 1.22±0.07 mm, 10 µg/L에서 1.35±0.04 mm, 100 µg/L에서 1.30±0.08 mm, 그리고 1,000 µg/L에서는 1.43±0.05 mm로 측정되었다. 대조구와 비교했을 때 1,000 µg/L 농도구에서 부화 자어의 크기가 유의하게 증가하였다(P<0.05).

옥시벤존 노출 24시간째부터 실험종료 시점인 96시간까지 대조구와 실험구를 대상으로 T3 호르몬 농도 변화를 분석한 결과는 Fig. 5와 같다. 옥시벤존 노출 24시간째에 1,000 µg/L 실험구에서 가장 높은 T3 농도가 관찰되었으며(5.89±0.66 pmol/mg), 노출 48시간째에는 모든 옥시벤존 실험구에서 대조구(5.69±0.66 pmol/mg)에 비해 유의하게 낮은 T3 수치를 나타내었고(P<0.05), 96시간째에는 다시 1,000 µg/L에서 유의하게 높은 농도를 나타내었다(P<0.05).

고 찰

옥시벤존에 농도별(10, 100, 1,000 µg/L)로 노출된 돌돔 수정란의 부화율은 100 µg/L 실험구에서 가장 낮게 나타났다. 대조구와 10 µg/L, 1,000 µg/L에서는 큰 차이를 보이지 않았다. 어류를 대상으로 자외선 차단제의 위해성 여부를 검증하기 위해 사용되는 실험 어류는 제브라피쉬(*Danio rerio*), 무지개송어

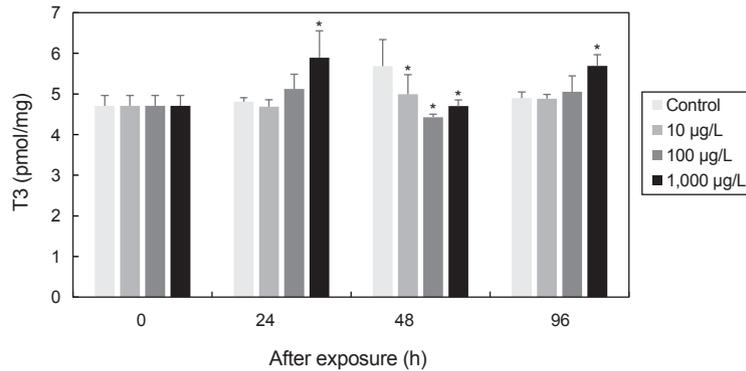


Fig. 5. Level of triiodothyronine (T3) in rock bream eggs and larvae exposed to BP-3. Data are expressed as mean±SEM (n = 6). The asterisks indicate significant differences from control (P<0.05).

(*Oncorhynchus mykiss*), 송사리(*Oryzias latipes*) 등 몇몇종으로 한정되어 있으며 대부분 담수생이다. 송사리에서는 어미를 21일동안 옥시벤존 10, 100 그리고 1,000 µg/L에 노출시킨 후 산란하는 알의 수와 부화율을 모니터링한 연구에서 부화율이 현저히 감소되는 농도는 620 µg/L로 측정되었다고 보고하였다(Coronado et al., 2008). Balázs et al. (2016)은 제브라피쉬 배아(embryo)를 옥시벤존에 96시간 동안 노출시켰을 때의 반수 치사농도(LC₅₀)는 15.93 mg/L이며, 부화율이 감소하는 농도는 12.39 mg/L로 보고하였다. 이 농도는 송사리 어미에 적용시킨 농도와 본 실험에 사용된 농도보다 매우 높은 농도이다. 또한 제브라피쉬 배발생과정에서 1 mg/L로 처리된 농도구에서는 모든 부레가 팽창되었으며(수정 후 120시간째), 옥시벤존 처리구(1, 7, 12, 18 mg/L) 모두에서 턱뼈 발달(jaw development)의 기형이 관찰되었다고 보고하였다. 옥시벤존 노출 농도에 반응하는 민감도는 어종에 따라 다르다고 생각되며, 또한 송사리 어미와 제브라피쉬 수정란 발생과정처럼 생활사 단계에 따라서도 옥시벤존에 반응하는 농도별 민감도는 다르게 나타나는 것 같다. 제브라피쉬의 다른 연구 결과를 보면 성어 수컷과 배아에 옥시벤존 10, 200, 그리고 600 µg/L로 각각 14일과 120시간 동안 노출 결과, 모든 농도구에서 사망한 수컷은 없었으며 배아는 부화 후 정상적으로 유영하였으나 성 호르몬 유전자 변형을 일으켰다고 보고하였다(Blüthgen et al., 2012).

본 연구에서는 실험구 중 가장 높은 농도인 옥시벤존 1,000 µg/L 보다 100 µg/L에서 부화율 감소를 보였으나, 부화직후에는 10 µg/L와 100 µg/L에서 꼬리 기형(노출 후 24시간 뒤)이 나타났으며, 노출 36시간 뒤에는 모든 농도구에서 즉, 1 mg/L 이하에서 부화 자어의 기형현상이 관찰되었다. 또한 같은 시기에 옥시벤존 노출 실험구별 T3 농도는 1,000 µg/L에서 가장 높게 나타났으며, 부화직후 자어의 크기도 대조구에 비해 증가한 것으로 관찰되었다. 실험 종료시점인 96시간째에 대조구와 실험구의 모든 개체가 사망하였는데, 이는 부화직후의 초기먹이 미공급으로 추측되나 실내사육 조건 같은 다른 원인도 추적해야

할 부분이다.

어류의 수정란과 부화 자어 발달 단계에서 갑상선호르몬은 성장관련 인자[예를 들면 growth hormone (GH) insulin-like growth factor-1 (IGF-1) 등]와 이들을 제어하는 조절자 사이에 복잡한 상호작용뿐만 아니라 어미로부터 전달된 호르몬이 수정란 발생에 어떻게 관여하는지 등 어종과 발생단계에 따라 T3나 T4 (tetraiodothyronine)가 긍정적 또는 부정적 효과를 나타낼 수 있다(Kang, 2003; Deal and Volkoff, 2020). 어류에서는 T3가 T4보다 생물학적으로 더 높은 활성을 나타낸다고 알려져 있다(Blanton and Specker, 2007). 어류의 초기발생과정에서 유해물질에 노출될 경우, 갑상선 여포세포를 둘러싸고 있는 상피세포의 높이가 커지거나 또는 작아진다고 한다(Carletta et al., 2002; Schnitzler et al., 2011). 본 연구 결과에서는 실험종료 시점인 96시간째에 옥시벤존 1,000 µg/L이 T3 농도를 증가시키는 것으로 나타났다. 갑상선호르몬 과다분비는(hyperthyroidism, 갑상선기능항진증) 제브라피쉬의 골격발달을 저해한다고 하는데(Keer et al., 2019) 이와 같은 관점에서 보면, 돌돔의 초기발생과정에서 옥시벤존 1,000 µg/L이 T3 분비를 자극하여 골격 기형을 초래할 수 있다고 생각되나 이와 관련된 상세한 연구가 더 진행되어야 할 것이다.

사 사

이 논문은 2021년도 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업(No. 2020R111A3072395)입니다.

References

- Balázs A, Krifaton C, Orosz I, Szoboszlai S, Kovács R, Csenki Z, Urbányi B and Kriszt B. 2016. Hormonal activity, cytotoxicity and developmental toxicity of UV filters. *Ecotoxicol Environ Saf* 131, 45-53. <https://doi.org/10.1016/j>

- ecoenv.2016.04.037.
- Blanton ML and Specker JL. 2007. The hypothalamic-pituitary-thyroid (HPT) axis in fish and its role in fish development and reproduction. *Crit Rev Toxicol* 37, 97-115. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/10408440601123529>.
- Blüthgen N, Zucchi S and Fent K. 2012. Effects of the UV filter benzophenone-3 (oxybenzone) at low concentrations in zebrafish (*Danio rerio*). *Toxicol App Pharmacol* 263, 184-194. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2012.06.008>.
- Bošnjak I, Pleić IL, Borra M and Mladineo I. 2013. Quantification and *in situ* localisation of *abcb1* and *abcc9* genes in toxicant-exposed sea urchin embryos. *Environ Sci Pollut Res* 20, 8600-8611. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1819-2>.
- Brausch JM and Rand GM. 2011. A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity. *Chemosphere* 82, 1518-1532. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.018>.
- Carletta MA, Weis P and Weis JS. 2002. Development of thyroid abnormalities in mummichogs, *Fundulus heteroclitus*, from a polluted site. *Mar Environ Res* 54, 601-604. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(02\)00133-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0141-1136(02)00133-2).
- Coronado M, Haro HD, Deng X, Rempel MA, Lavado R and Schlenk D. 2008. Estrogenic activity and reproductive effects of the UV-filter oxybenzone (2-hydroxy-4-methoxyphenyl-methanone) in fish. *Aquat Toxicol* 90, 182-187. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.08.018>.
- Deal CK and Volkoff H. 2020. The role of the thyroid axis in fish. *Front Endocrinol* 11, 596585. <https://doi.org/10.3389/fendo.2020.596585>.
- Downs CA, Bishop E, Diaz-Cruz MS, Haghshenas SA, Stien DMS, Rodrigues A, Woodley C, Sunyer-Caldú A, Doust SN, Espero W, Ward G, Aref F, Samimi SM, Risk M, Lebaron P and DiNardo J. 2022. Oxybenzone contamination from sunscreen pollution and its ecological threat to Hanalei Bay, Oahu, Hawaii, U.S.A. *Chemosphere* 291, 132880. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132880>.
- EWG (Environmental Working Group). 2018. EWG's Skin Deep. EWG, Washington D.C., U.S.A. Retrieved from <https://www.ewg.org/skindeep/ingredients/704372-OXY-BENZONE/> on Jan 6, 2022.
- Hawaii State Legislature. 2021. House of Representatives Thirty-first Legislature, 2021. Retrieved from <https://www.capitol.hawaii.gov/> on Jan 16, 2022.
- Kang DY. 2003. Effects of 3,5,3'-triiodo-L-thyronine (T3) immersion on development of fertilized egg and newly hatching larva of black seabream, *Acanthopagrus schlegelii*. *J Life Sci* 13, 34-41. <https://doi.org/10.5352/JLS.2003.13.1.034>.
- Keer S, Cohen K, May C, Hu Y, McMenamin S and Hernandez LP. 2019. Anatomical assessment of the adult skeleton of zebrafish reared under different thyroid hormone profiles. *Anat Rec* 302, 1754-1176. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ar.24139>.
- Li MH. 2012. Acute toxicity of benzophenone-type UV filters and paraben preservatives to freshwater planarian, *Dugesia japonica*. *Toxicol Environ Chem* 94, 566-573. <https://doi.org/10.1080/02772248.2012.655695>.
- Lopes FC, Castro MR, Barbosa SC, Primel EG and Martins CMG. 2020. Effect of the UV filter, Benzophenone-3, on biomarkers of the yellow clam (*Amarilladesma mactroides*) under different pH conditions. *Mar Pollut Bull* 158, 111401. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111401>.
- Molins-Delgado D, Gago-Ferrero P, Díaz-Cruz MS and Barceló D. 2016. Single and joint ecotoxicity data estimation of organic UV filters and nanomaterials toward selected aquatic organisms. Urban groundwater risk assessment. *Environ Res* 145, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.11.026>.
- National Oceanic Atmospheric Administration. 2021. Skincare Chemicals and Coral Reefs. Retrieved from <https://ocean-service.noaa.gov/news/sunscreen-corals.html> on Jan 23, 2022.
- O'Malley E, McLachlan MS, O'Brien JW, Verhagen R and Mueller JF. 2021. The presence of selected UV filters in a freshwater recreational reservoir and fate in controlled experiments. *Sci Total Environ* 754, 142373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142373>.
- Ozáez I, Martínez-Guitarte JL and Morcillo G. 2014. The UV filter benzophenone 3 (BP-3) activates hormonal genes mimicking the action of ecdysone and alters embryo development in the insect *Chironomus riparius* (Diptera). *Environ Pollut* 192, 19-26. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.038>.
- Paredes E, Perez S, Rodil R, Quintana JB and Beiras R. 2014. Ecotoxicological evaluation of four UV filters using marine organisms from different trophic levels *Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis*, *Paracentrotus lividus*, and *Siriella armata*. *Chemosphere* 104, 44-50. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.053>.
- SCCS (Scientific Committee on Consumer Safety). 2021. Opinion on Benzophenone-3 Final Version of 30-31 March 2021. SCCS, Bangalore, India. Retrieved from https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/consumer_safety/opinions_en#fragment2 on Jan 16, 2022.
- Schnitzler JG, Celis N, Klaren PHM, Blust R, Dirtu AC, Covaci A and Das K. 2011. Thyroid dysfunction in sea bass (*Dicentrarchus labrax*): Underlying mechanisms and effects of polychlorinated biphenyls on thyroid hormone physiology and metabolism. *Aquat Toxicol* 105, 438-447. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.07.019>.
- Thorel E, Clergeaud F, Jaugeon L, Rodrigues AMS, Lucas J, Stien D and Lebaron P. 2020. Effect of 10 UV filters on the brine shrimp *Artemia salina* and the marine Microalga *Tetraselmis* sp. *Toxics* 8, 29. <https://doi.org/10.3390/toxics8020029>.
- Wijgerde T, Ballegooijen MV, Nijland R, Loos LVD, Kwadijk

C, Osinga R, Murk A and Slijkerman D. 2020. Adding insult to injury: Effects of chronic oxybenzone exposure and elevated temperature on two reef-building corals. *Sci Total Environ* 733, 139030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139030>.