

연안 어장의 넙치 생산성에 영향을 미치는 TBT의 급성 독성

탁건태 · 김중균*

부경대학교 식품생명공학부 생물공학전공

Acute Toxicity of TBT Influencing on the Production of Coastal Olive Flounder

Keon-Tae Tak and Joong Kyun Kim*

Major of Biotechnology, Faculty of Food Science and Biotechnology,
Pukyong National University, Pusan 608-737, Korea

Abstract

The toxic effect of TBTO on *Chlorella* and *Rotifer* was observed. The value of 48hr-LC₅₀ for *Chlorella* (3.3 μ g/L) estimated to be almost 500 times as high as that for *Rotifer* (6.7ng/L). A fertilized egg of olive flounder exposed in an embryo-formation stage was mostly influenced by TBTO toxicity when the fertilized egg at each stage until hatching was exposed to TBTO at the concentrations of 5 to 200ng/L.

The values of LT₅₀ were estimated to be 68.0, 41.0, 21.0, 13.0, 7.7 and 4.7 hours at 5, 10, 25, 50, 100 and 200ng/L of TBTO, respectively when the fertilized egg in a morula stage was exposed to TBTO, and the 48hr-LC₅₀ was 8 ng/L. In case of TBTO treatment in an embryo-formation stage, the values of LT₅₀ were 33.0, 12.5, 3.5, 1.3, 0.5 and 0.2 hours at 5, 10, 25, 50, 100 and 200ng/L of TBTO, respectively, and the value of 48hr-LC₅₀ was 4ng/L. The values of LT₅₀ were estimated to be 17.0, 11.0, 6.2, 4.0, 2.6 and 1.7 hours at 5, 10, 25, 50, 100 and 200ng/L of TBTO, respectively when the fertilized egg in a stage just before hatching was exposed to TBTO, and the 48hr-LC₅₀ was below 1ng/L.

The percentages of hatching were 46.2, 20.6, 21.9, 20.6 and 13.2% at 25, 50, 100, 250 and 500ng/L of TBTO, respectively when the fertilized egg in the stage just before hatching was exposed to TBTO and the measurement was done at second day after the completion of hatching. However no survival after the completion of hatching was found in all cases. With the treatment of 1, 5 and 10ng/L of TBTO, the percentages of hatching were 80.5, 70.0 and 44.1%, respectively, and the percentages of survival until second day after the completion of hatching were 80.0, 63.3 and 9.1%, respectively. The percentages of hatching and survivability after the completion of hatching for the control were 84.5 and 82.5%, respectively.

Key words – Olive flounder, Fertilized egg, Acute toxicity, TBTO, LC₅₀, LT₅₀

* Corresponding author

서 론

인류가 단백질원으로서 70% 이상을 공급받고 있는 해양은 1천여 만종의 화학 합성 물질, 가정과 산업 폐기물, 그리고 원유 등에 의하여 날로 오염되어 가고 있으며, 이러한 오염 물질들은 태양에너지나 미생물 등에 의하여 분해되어지기도 하지만, 대부분의 물질들은 생태계에 잔존하여 독성을 그대로 지니고 있으면서 유기물이나 해저 침전물 등에 흡착하여 오랜 시간 동안 부유하기도 한다. 해양오염물질로는 전기 절연체 polychlorinated biphenyl (PCB), 제초제나 살충제와 같은 농약, 원유(crude oil)와 그 수용성 성분, 카드뮴·구리·수은 등과 같은 중금속과 방오도로 tributyltin (TBT) 등이 있고, 많은 해양오염물질들은 먹이사슬을 통하여 생체 내에 축적됨으로써 어패류 및 인간의 정상적인 생리 작용을 저해하거나 교란시키게 된다.

내분비 교란물질 (endocrine disruptor)은 Theo Colborn 등이 1996년에 “Our Stolen Future”라는 책을 출간한 이래 환경호르몬이라는 이름으로 널리 알려졌는데, 내분비계 중에서도 특히 생식소에 장애를 일으켜서 정자의 생성을 억제하거나 암컷 성징을 수컷 성징으로 변화시키는 것을 일컫는다. 환경호르몬은 그 화학적 구조가 생체 호르몬과 비슷하여 생물체내에 유입될 경우 정상적인 호르몬의 기능을 혼란시키게 되는데, 이들은 생체 내에서 진짜 호르몬처럼 작용하여 비정상적인 생리작용을 야기하거나, 진짜 호르몬의 역할을 빼앗아 버리거나, 또는 전혀 새로운 세포반응을 촉발시키게 된다. 세계자연보호기금(WWF), 미국 및 일본 등에서는 각각 67종, 73종 및 143종의 물질을 환경호르몬으로 분류하고 있으며, 세계자연보호기금에서 지정한 67종 중 51종이 국내에서 제조 또는 유통되고 이중 42종은 농약과 산업용 화학물질 등으로 구분돼 사용이 금지되거나 취급 제한을 받고 있다[24].

PCB, 중금속, 제초제 등의 내분비계를 교란시키는 물질과 원유의 수용성 성분은 해양환경 중에서 끊임없이 유입되고, 침전, 흡착 및 분해되어 어느 일정 농도 이상으로 항상 존재하기 때문에, 이들이 수산생물에 미치는 영향에 대한 연구가 최근 들어 많이 이루어지고 있다. 전기 절연체 PCB는 해수의 $10^4 \sim 10^6$ 배 정도로 식물성 플랑크톤에 축적되어 세포 분열 저해에 영향을 미친다고 보고되어지며[7],

이러한 독성물질이 식물성 플랑크톤에서 동물성 플랑크톤 또는 어류로의 먹이사슬에 영향을 줌으로써 이 먹이사슬의 군집 구성을 파괴시켜 생태계의 균형까지도 변화시킬 수 있다고 조사 되었다[10]. 또한 이 오염 물질은 식물성 플랑크톤의 광합성을 직접 저해하는 것보다 흡착물질에 붙었다가 장기간에 걸쳐서 조금씩 떨어져 나가 저해하는 간접 효과가 더 큰 것으로 나타났다[14].

Atrazine과 같은 제초제는 연안 해역의 식물성 플랑크톤의 광합성 Hill 반응을 저해하며[13], 아주 적은 양의 식물성 플랑크톤이 감소되더라도 그 양이 동물 플랑크톤의 성장 및 생식 유지에 필요로 하는 한계농도 이하로 떨어지면 동물성 플랑크톤은 멸종하는 것으로 보고되고 있다[17]. 원유 (crude oil)는 식물성 플랑크톤의 DNA 복제와 핵 및 세포의 분열을 특히 저해하며[20], 중금속은 엽록체의 thylakoid막을 손상시키는데[19] 유기금속화합물이 무기금속화합물보다 더 높은 독성효과를 나타내며[9] 배양도중 미생물의 작용에 의하여 유기금속화합물로 변화하기도 하는 것으로 보고되고 있으며[12], 식물성 플랑크톤 세포 내 축적과 관련하여서도 활발한 연구가 이루어지고 있다 [2,5,8,15,18].

1980년대 초 프랑스 아카송 만에서 굴의 생산량 급감을 조사하던 중 TBT가 굴의 패각에 영향을 미친다는 사실을 발견한 이후로 선진국에서는 영향 농도 이하에서 독성 물질 사용을 규제하고 있는데, TBT는 선박이나 어망·어구 및 양식용 거물 등에 접착물이 부착되지 못하도록 칠하는 방오도로로서 아주 적은 농도에서도 식물성 플랑크톤의 광합성을 저해하여 산소 생성을 현저히 변화시키는 것으로 조사 연구되었고[11], 고동류 암컷이 수컷으로 변하는 imposex 현상까지도 일으킨다고 보고되고 있다[1,4].

국내의 경우를 살펴보면, 원유성분 중 주된 저해 물질의 하나인 phenol이 곤쟁이에 미치는 급성 및 만성독성에 관한 연구[21]와 먹이망 (food web)에 있어서 중요한 역할을 하는 요각류를 검정 생물로 간주하여 여기에 카드뮴 (Cd)이 축적되는 정도가 보고되어 졌고[23], TBT와 각종 산업 폐기물에 의한 영향으로 인하여 진해만을 포함한 남해안 일대의 패류 생산량이 급격히 줄어들었음을 뿐만 아니라 패독 현상까지 발생하여 현재 진해만 일대의 패류 채취를 전면 금지하고 있는 실정이나, TBT의 imposex 현상을 조사한 한국해양연구소의 연구[25]와 남해안 일대 굴

양식장에서 채취한 굴과 어류 및 패류로부터 축적된 TBT 농도 측정에 관한 연구[22] 등이 있으나 연안 어장의 보존에 관한 체계적인 연구는 미약한 편이다.

따라서, 본 논문에서는 배타적 경제수역 설정에 따라 자국 내의 연근해 어장의 생산성에 크게 의존할 수밖에 없는 앞으로의 현실 하에서 넙치의 생산성을 증대시키기 위해 해양 독성 물질, 그 중 특히 문제가 되고 있는 TBT가 넙치의 먹이생물과 친어보다 오염물질에 영향을 더 크게 받는 넙치 수정란의 발생단계에 미치는 급성 독성영향을 조사·연구하였다.

재료 및 방법

본 논문에 사용한 해양 독성물질로는 최근 그 피해 정도가 심각한 tributyltin (TBT)을 선택하였으며, 이 독성 물질에 의한 식물성 플랑크톤과 동물성 플랑크톤, 넙치 수정란의 발생단계에 있어서의 독성영향을 다음의 방법들을 통해 알아보았다.

해양 독성물질

실험에 사용한 TBT는 tributyltin chloride (TBTC)와 함께 해양 중에 가장 많이 존재하는 TBT의 하나인 bis(tributyltin) Oxide (TBTO)로서 acetone을 용매로 하여 1mg/ml (w/v)의 stock solution을 만들고 이것을 acetone으로 1, 10 및 100ng/ℓ이 되게 다시 희석시킨 후 배양액에 첨가하여 사용하였다. 이때 stock solution은 -20°C에서 보관하였다.

넙치 (*P. olivaceus*)

우리나라 전 연안에 분포하며 전장이 60cm까지 성장하는 넙치의 수정란을 실험대상으로 하였으며, 수정란의 크기는 0.7~1.0mm로서 국립수산물진흥원에서 무상으로 분양받아, 18°C에서 용존산소가 5.8~7.2ppm이 될 수 있도록 해수를 24시간마다 환수하여 TBTO 농도를 보정하면서 배양하고 발생단계별로 만능투영기로 관찰하였다.

넙치 수정란의 특성은 수정 후부터 부화직후까지는 수면 위에 떠 있으며 발생과정 중에 죽게 되면 수정란이 흰색으로 변하여 바닥에 가라앉게 되므로, 이 특성을 이용하여 6시간마다 죽은 수정란은 siphon으로 제거하면서 부화

때까지의 독성도는 3회 반복하여 조사하고 부화 후도 마찬가지로 가라앉는 정도를 조사하여 부화율과 부화 후 생존율을 측정하였다.

넙치의 먹이생물 배양 및 독성실험

넙치와 먹이사슬 관계에 있는 먹이생물에 대한 급성 독성도를 알아보기 위해서 먼저, *Chlorella*와 *Rotifer*에 미치는 최소독성 정도를 flask 내에서 조사하였다. *Chlorella*는 f/2 배지 (해수 1 리터당: NaNO₃, 150 mg; NaH₂PO₄, 8.69 mg; Fe-EDTA, 10 mg; Na₂SiO₃·9H₂O, 30~60 mg; MnCl₂, 0.22 mg; CoCl₂, 0.11 mg; CuSO₄·5H₂O, 0.0196 mg; ZnSO₄·7H₂O, 0.044 mg; Na₂MoO₄·2H₂O, 0.012 mg; Thiamine·HCl, 0.2 mg; Biotin, 1.0 μg; B₁₂, 1.0 μg)[6]에서 4,000 lux, 24°C, 200 ml air/min, 및 100 rpm의 조건에서 배양하였다. *Chlorella*가 성장기에 접어드는 배양 후 이틀째 TBTO를 0.1, 0.5, 1, 5, 및 10μg/L의 농도로 처리하여 24시간마다 시료를 채취하여 Lugol 용액으로 고정한 후 hemocytometer를 이용하여 각 시료당 4회 이상씩 계수하여 그 평균값을 구한 후 생존한 세포수를 측정하여 *Chlorella*의 독성 지표로 삼았다. *Rotifer*에 미치는 TBTO의 독성 영향은 25°C 및 air 500 ml air/min 조건에서 배양하는 *Rotifer*에 *Chlorella*를 공급하면서 만능투영기로 관찰하여 LC₅₀ 및 LT₅₀ 값을 구하였다.

넙치 수정란에 대한 발생단계별 독성영향

성숙한 넙치 친어로부터 난과 정자를 인공 산란시킨 수정란을 TBTO가 각 농도별로 함유된 2L beaker에 200cells/ml씩 넣어 16°C에서 발생시키면서 만능투영기로 그 수정율을 조사하고 흰색으로 변하여 가라앉는 수정란의 수를 시간별로 측정하여 반수치사농도(LC₅₀) 및 반수치사시간(LT₅₀)의 값을 구하였다.

인공수정된 수정란의 경우 수정율이 50% 이하로 매우 낮기 때문에 본 실험에서는 자연산란된 수정란을 친어 사육수조에서 수정직후 채취하여 그 수정율이 85%이상 되는 것만을 사용하여 발생단계에 미치는 TBTO의 독성영향을 알아보았다. 배체형성기때는 각 기관이 형성되어지고, 난막이 약하여 작은 충격에도 영향을 받으므로 상실기때에 수정란을 분배하여 안정화시킨 후 각 발생 단계별 폐사 여부를 조사하고 기형 형성 및 폐사의 결정적인 발생 단계와 LC₅₀ 및 LT₅₀ 값을 구하였다.

넙치는 수정 후 48~72시간 만에 부화하는데 부화 직전과 직후에 TBTO를 처리하여 부화율과 LC₅₀ 및 LT₅₀ 값을 구하였다. 이때, 부화율은 부화직전에 TBTO를 처리하여 부화가 완료된 48시간 후에 그 부화율을 조사하여 구하였다.

결과 및 고찰

먹이생물에 대한 TBTO의 급성 독성영향

넙치 자어의 먹이생물로서의 *Rotifer*와 *Rotifer*의 먹이생물인 *Chlorella*에 대한 TBTO의 급성 독성영향을 500ml 삼각플라스크를 사용하여 실험하였다. 먼저, 대조군 및 0.1, 0.5, 1, 5 그리고 10 µg/L 농도의 각 플라스크에 *Chlorella*를 20×10⁴cells/ml로 접종시켜 6일간 배양하면서 그 개체수의 변화를 현미경 아래서 hemocytometer로 관찰하였다. 대조군의 *Chlorella* 세포수는 지속적으로 성장하여 배양 6일째는 32×10⁶cells/ml로 증가하였으나, TBTO를 처리한 모든 실험군에서는 *Chlorella* 세포수가 감소하여 10 및 5µg/L 농도에서는 6일째에 모두 죽었으며, 0.1µg/L 농도에서는 절반이 죽었다 (Fig. 1). 해양 중에는 TBT를 분해하는 미생물과 식물성플랑크톤이 몇 종 알려져 있는데, 이들 생물들은 해양 독성물질에 대한 어느 정도의 내성을 가지고 생체 내에서 독성물질을 분해·분비할 수 있으나 그 능력을 초과한 농도에서는 그 세포수가 점차 감소하게 되는데 이 실험 결과들은 이를 반영하고 있다고 보여진다. 또한, 자연계에 일정 농도의 독성물질이 존재할 경우에는, 생물

체의 수가 많으면 각 단위 개체에 독성물질이 흡착 또는 결합될 수 있는 독성물질의 양이 상대적으로 감소하여 희석되는 효과를 가져오며, 흡착된 상태로 장기간 부유하게 될 때는 만성적인 독성 영향을 가져올 수 있다[16].

Fig. 1의 각 처리 농도에 대한 *Chlorella*의 반수치사시간을 구하여 보면 0.5, 1, 5 및 10µg/L에서 각각 96.0, 47.4, 40.8 및 31.4시간으로 48hr-LC₅₀ 값은 3.3µg/L 이었다 (Fig. 2). 영양 상태에 의한 독성 영향을 최소화시키기 위해 *Chlorella*를 *Rotifer*의 먹이로서 10일간 공급하였고, TBTO가 *Chlorella*에 흡착되어 독성 농도가 감소하는 것을 막기 위해 *Rotifer*에 TBTO를 처리하는 기간 동안은 *Chlorella*를 공급하지 않으면서 25°C 및 air 500ml air/min 조건에서 *Rotifer*를 배양하였다. 이때, *Rotifer*에 대한 TBTO의 독성영향을 살펴보면, 5, 10, 25, 50 및 100ng TBTO/L 농도에서의 반수치사시간은 58.0, 35.0, 17.0, 10.5 및 6.0시간으로 48hr-LC₅₀ 값은 6.7ng/L 이었다 (Fig. 3). 이 결과를 *Chlorella*의 48시간 반수치사농도 값과 비교하여 보면, *Chlorella*의 TBTO의 독성영향이 약 500배정도 떨어졌다. 이는 식물세포인 *Chlorella*의 경우 세포벽을 가지고 있어 *Rotifer*보다는 독성물질이 세포 내로 들어가기가 용이하지 않으며, cell이 죽은 후 그 골격이 일정기간 유지되어 지므로 독성 영향을 받은 후 즉시 독성 영향을 관찰하기가 어렵기 때문에 사료된다.

*Rotifer*는 생육 환경이 좋으면 최대 4개의 내구란을 가

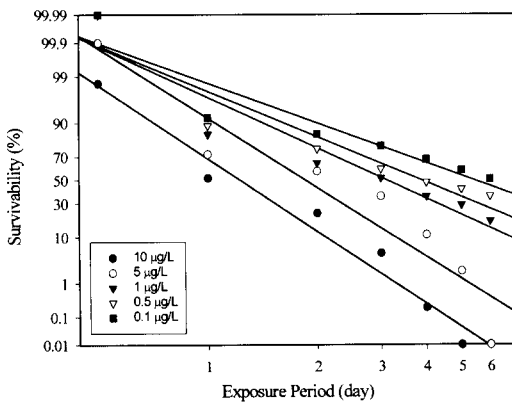


Fig. 1. The survivability of *Chlorella* exposed at various TBTO concentrations.

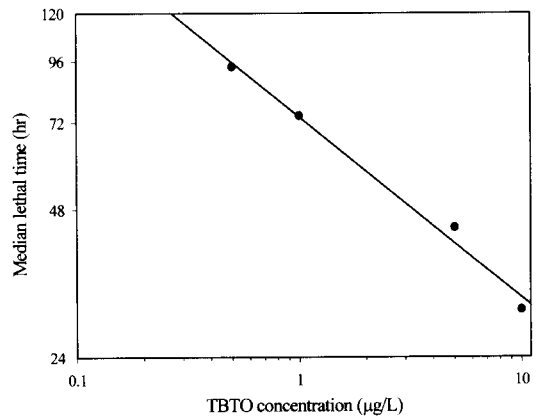


Fig. 2. The median lethal time for *Chlorella* exposed at various TBTO concentrations.

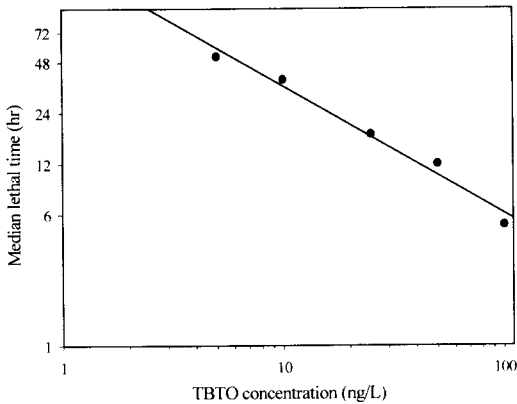


Fig. 3. The median lethal time for *Rotifer* exposed at various TBTO concentrations.

지만, 보통 2개의 내구란을 가지고 번식을 하게 되는데 [3], TBTO 처리 2일 후 전체 *Rotifer* 개체수에 대한 내구란의 수를 계산한 결과 대조군 및 5, 10, 25, 50 그리고 100ng/L의 농도 하에서의 평균 내구란 수는 각각 1.9, 1.2, 1.3, 1.0, 1.1 및 0.6개로서 TBTO의 독성이 *Rotifer*의 번식에 직접적인 영향을 미치는 것으로 밝혀졌고, *Rotifer*의 자가 분해에 의한 생육 환경조건 악화에 의한 영향도 무시할 수가 없었다.

이상의 결과로 보면, 먹이사슬의 하위 개념인 *Chlorella*가 상위 개념인 *Rotifer*보다 높은 TBTO 농도에서 생존함으로써 인해, TBTO가 생체내에 축적된 *Chlorella*를 먹은 *Rotifer*는 TBTO의 독성이 자신의 내성을 초과하게 되면 결국 죽게 되고, 이는 바로 해양에서의 기초생산력 및 어패류의 초기 먹이생물의 감소를 가져온다. 실제 *Rotifer*는 해양에서보다는 담수와 해수가 만나는 기수 지역에서 생활하기 때문에 *Rotifer* 생산력 감소가 직접 해양 생태계에 영향을 미친다고 보기는 어렵지만, 해양에 존재하는 다른 동물성플랑크톤의 경우 *Rotifer*의 실험결과에서 본 것과 비슷하게 TBTO의 독성영향을 받을 것으로 보여 직접 해양 생태계에 영향을 미칠 것으로 사료된다.

넙치 수정란의 발생단계별 TBTO의 급성 독성영향

자연 산란한 넙치 수정란을 수정 직후 채란하여 3L 비이커에서 물위에 부상한 건강한 넙치 수정란만을 분리한 후 수정율(92.5~97.6%)과 부상율(85.0~96.7%)을 측정하고

2L 비이커에 380~420 개씩 분배하였다. 만능투영기 관찰을 통하여 수정란이 상실기, 배체형성기 및 부화 직전에 도달하면 여러 농도의 TBTO를 각 비이커에 처리하여 급성독성 반응을 세번 반복 실험하였다. 이는 친어보다 독성 물질에 영향을 더 크게 받는 수정란의 발생단계에서 TBTO의 독성영향을 조사함으로써 자연산 넙치의 어획 생산량이 감소하는 원인을 밝히고자 하였다.

상실기부터 TBTO를 처리하였을 때, 대조군과 TBTO 용매제인 acetone만을 첨가한 대조군 모두 실험 종료시인 72시간까지 40% 이상이 모두 생존하였으나, 200ng/L의 TBTO 농도에서는 4시간만에 반수가 치사하였고, 24시간 후에는 모두 폐사하였다. 최소 TBTO 처리 농도인 5ng/L에서는 48시간만에 반수가 치사하였고, 72시간 후에는 모두 폐사하였다. TBTO 각 처리 농도 값에 대한 95% 신뢰도의 반수치사시간 값은 5, 10, 25, 50, 100 및 200ng/L 농도에서 각각 68.0, 41.0, 21.0, 13.0, 7.7 및 4.7 시간으로서 48hr-LC₅₀ 값은 8ng/L이었으나 96hr-LC₅₀ 값은 부화 후 수질 변화와 처리 농도가 높음으로 인해 확인하지 못했으며, 이때 r² 값은 0.940이었다 (Fig. 4).

배체형성기에 있어서의 TBTO 처리농도는 1, 1.25, 2.5, 5, 10, 12.5, 25, 50, 100 및 200ng/L까지 처리하였는데, 이는 예비 실험을 통하여 배체형성기에 있어서의 TBTO 독성영향이 상실기보다 더 민감한 독성영향을 나타내었기

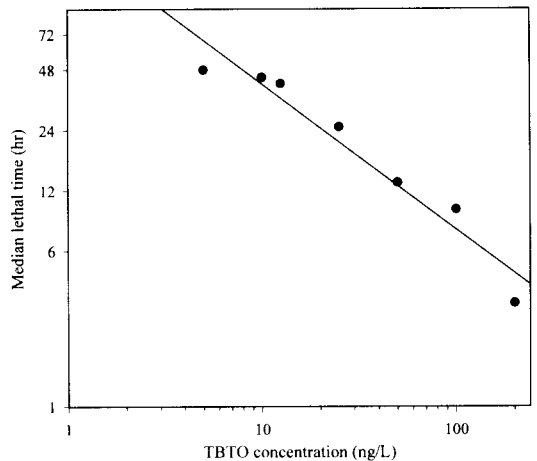


Fig. 4. The median lethal time vs TBTO concentrations. TBTO was treated at a morula stage of olive flounder.

때문이었다. 실험 종료시인 96시간 후에 대조군, acetone 만이 첨가된 대조군 및 1ng/L의 TBTO 농도에서 각각 87.0, 77.0 및 74.5% 이상 생존하였으나, 200ng/L 농도에서는 1시간 후에 50% 이상이 죽었고, 2시간 후에는 모든 개체가 폐사하였으며, 5ng/L 농도에서는 36시간 후에 50%가 죽었고 48시간 후에는 모두 죽었다. 각 처리 농도에 대한 95% 신뢰도의 반수치사시간 값을 구하여 보면, 5, 10, 25, 50, 100 및 200ng/L의 TBTO 농도에서 각각 33.0, 12.5, 3.5, 1.3, 0.5 및 0.2시간이었으며 48hr-LC₅₀ 값은 상실기의 값인 8ng/L보다 낮은 4ng/L 농도에서 형성되었고, r² 값은 0.920이었다 (Fig. 5).

상실기에 각 비이커에 분배하여 안정화시킨 후 부화직전에 도달하면, 1ng/L에서 2배수 정도씩 농도를 높여 10개 농도 범위로 500ng/L까지 TBTO를 처리하여 그 독성 영향을 관찰했다. 대조군, acetone만을 첨가한 대조군 및 1ng/L TBTO 농도에서 72시간 후에 각각 68.0%, 72.5% 및 65.0%가 생존하였으나, 5ng/L 농도에서는 42시간만에 50%가 죽었고, 72시간 후에 90%가 죽었으며, 250ng/L 농도에서는 2.5시간만에 50%가 죽었고 12시간만에 모두 죽었다. 500ng/L 농도에서는 30분 후에 50% 이상이 죽었고 12시간만에 모두 죽었다. TBTO 각 처리 농도에 대한 반수치사시간은 5, 10, 25, 50, 100 및 200ng/L의 TBTO 농도에서 각

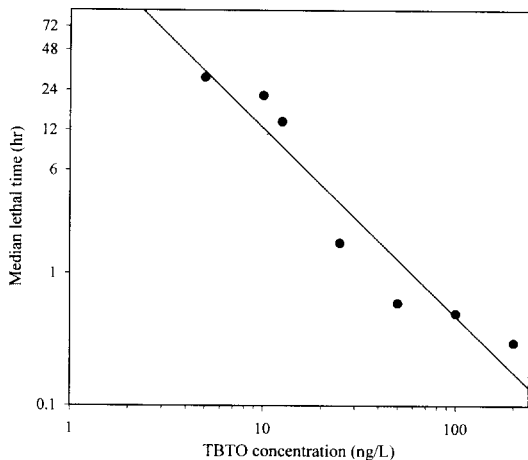


Fig. 5. The median lethal time vs TBTO concentrations. TBTO was treated at a embryo-formation stage of olive flounder.

각 17.0, 11.0, 6.2, 4.0, 2.6 및 1.7시간이었으며, 48hr-LC₅₀ 값은 1ng/L 이하이었다 (Fig. 6).

부화직전에 TBTO를 처리하여 부화가 완료된 48시간 후에 그 부화율을 조사한 결과 대조군에 있어서의 부화율 및 부화 후 생존율은 각각 84.5 및 82.5%이었으며, 처리한 TBTO의 농도가 25, 50, 100, 250 및 500ng/L에 있어서는

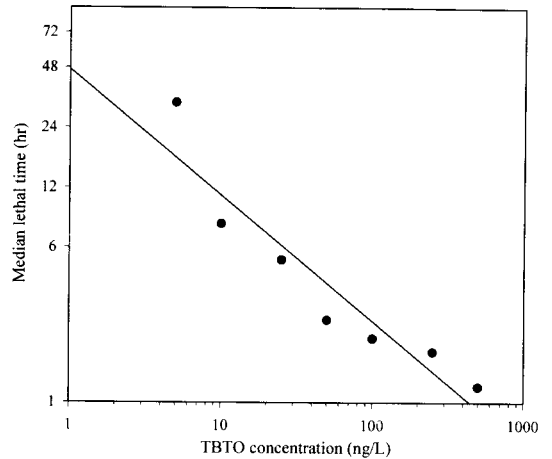


Fig. 6. The median lethal time vs TBTO concentrations. TBTO was treated at a stage just before hatching of olive flounder.

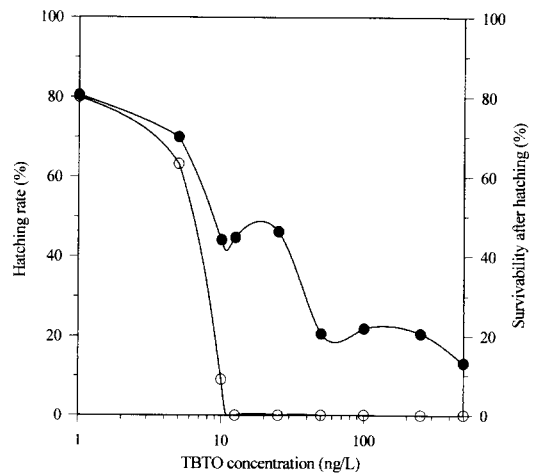


Fig. 7. The hatching rate (●) and the survivability at second day after the completion of hatching (○). TBTO was treated at a stage just before hatching of olive flounder.

부화율이 각각 46.2, 20.6, 21.9, 20.6 및 13.2%이었으나 부화 완료 후 모두 죽었고, 1, 5 및 10ng/L의 TBTO 농도에서는 각각 80.5, 70.0 및 44.1%가 부화했으며, 그 중 80.0, 63.3 및 9.1%가 실험 종료시인 부화 후 2일 후까지 계속 생존하였다 (Fig. 7).

이상의 결과에서 넙치 수정란에 대한 TBTO의 독성 영향을 보면, 배체형성기에 TBTO를 처리하였을 때 그 독성이 가장 민감하였으며, 상실기에 처리한 경우도 배체형성기에 도달하면 급격히 죽는 것으로 보아 넙치 수정란은 배체형성 도중에 가장 영향을 받는 것으로 보인다. 이는 넙치의 눈과 입 및 기관 형성을 하는 도중에 활발한 대사가 일어나기 때문으로 사료된다.

요 약

TBTO 독성이 넙치의 먹이생물인 *Chlorella*와 *Rotifer*에 미치는 영향을 관찰하였는데, *Chlorella*의 48시간 반수치사 농도 값(3.3 μ g/L)이 *Rotifer*의 값(6.7ng/L)보다 500배 정도 높게 나타났다. 넙치 수정란의 각 발생 단계별로 5에서 200ng/L까지 농도의 TBTO를 처리하였는데, 배체형성기에 TBTO를 처리하였을 때 그 독성영향이 가장 컸다.

상실기의 넙치수정란에 TBTO를 노출시켰을 때의 반수치사시간은 TBTO의 농도가 5, 10, 25, 50, 100 및 200ng/L에서 각각 68.0, 41.0, 21.0, 13.0, 7.7 및 4.7 시간으로 구해졌으며, 이때 48hr-LC₅₀ 값은 8ng/L이었다. 배체형성기에 TBTO를 각 농도별로 처리하였을 때 5, 10, 25, 50, 100 및 200ng/L의 농도에서의 반수치사시간은 각각 33.0, 12.5, 3.5, 1.3, 0.5 및 0.2시간이었으며, 48hr-LC₅₀ 값은 4ng/L이었다. 부화직전의 수정란에 TBTO를 노출시켰을 때의 반수치사시간은 5, 10, 25, 50, 100 및 200ng/L의 TBTO 농도에서 각각 17.0, 11.0, 6.2, 4.0, 2.6 및 1.7시간으로 구해졌으며 48hr-LC₅₀ 값은 1ng/L 이하였다.

부화직전의 넙치수정란에 TBTO를 처리하여 부화가 완료된 이틀 후에 그 부화율을 조사한 결과 25, 50, 100, 250 및 500ng/L의 TBTO 농도에서 각각 46.2, 20.6, 21.9, 20.6 및 13.2%가 부화하였으나 부화 완료 후 모두 죽었고, 1, 5 및 10ng/L 농도에서는 각각 80.5, 70.0 및 44.1%가 부화했으며, 그 중 80.0, 63.3 및 9.1%가 실험 종료시인 2일 후까지 계속 생존하였다. 이때, 대조군의 부화율 및 부화 후 생존율은 각각 84.5 및 82.5%이었다.

감사의 글

이 논문은 1997년 교육부 학술연구조성비(해양·수산과학분야)에 의하여 연구되었음.

참 고 문 헌

1. Bryan, G. W., P. E. Gibbs, G. R. Burt and Hummerstone, L. G. 1987. The effects of tributyltin (TBT) accumulation on adult dog-whelks, *Nucella lapillus* : Long-term field and laboratory experiments. *J. Mar. Biol. Assoc.*, **67**, 525-544.
2. Davies, A. G. 1978. Pollution studies with marine plankton. II. heavy metals. In: *Advances in Marine Biology*, **15**, 382-508.
3. Fulks, W. and K. L. Main. 1991. Rotifer and microalgae culture systems. Proceedings of a U. S.-Asia Workshop,
4. Gibbs, P. E., G. W. Bryan and Pascoe. 1991. TBT-induced imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus* : Geographical uniformity of the response and effects. *Mar. Environ. Res.*, **32**, 79-87.
5. Goudey, J. S. 1987. Modeling the inhibitory effects of metals on phytoplankton growth. *Aquatic Toxicology*, **10**, 265-278.
6. Guillard, R. R. and Ryther, J. H. 1962. Studies of marine planktonic diatoms. 1. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula conseruacea* (Cleve) Gran. *Can. J. Microbiol.*, **8**, 229-239.
7. Harding, L. W. and J. H. Phillips. 1978. Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on marine phytoplankton and cell division. *Mar. Biol.*, **49**, 93-101.
8. Huntsman, S. A. and Sunda, S. A. 1980. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth with emphasis on Fe, Mn, and Cu. In: *The Physiological ecology of phytoplankton*. I. Morris (Ed.), Blackwell Scientific Publications, Oxford, 285-328.
9. Kayser, H. 1976. Waste-water assay with continuous algal cultures: The effect of mercuric acetate on the growth of some marine Dinoflagellates. *Mar. Biol.*, **36**, 61-72.
10. Lederman, T. C. and G, Y. Rhee. 1982. Bioconcentration of a hexachlorobiphenyl in Great Lakes planktonic algae. *Can. J. Fish.. Aquat.. Sci.*, **39**, 380-387.
11. Lindblad, C., U. Kautsky, C. Andre, N. Kautsky and Tedengren M. 1989. Functional response of *Fucus vesiculosus* communities to tributyltin measured in

- in situ* continuous flow-through system. *Hydrobiologia*, **188/189**, 277-283.
12. Magos, L., A. A. Tuffery and Clarkson T. W. 1964. Volatilization of mercury by bacteria. *Br. J. ind. Med.*, **21**, 294-298.
 13. Moreland, D. E. 1980. Mechanisms of action of herbicides. *Annual Review of Plant Physiology*, **31**, 597-638.
 14. Nau-Rither, G. M., C. F. Wurster and Rowland R. G. 1982. Polychlorinated biphenyls (PCB) desorbed from clay particals inhibit photosynthesis by natural phytoplankton communities. *Environ. Pollut. Ser.*, **28**, 177-182.
 15. Rai, L. C., M. J. P. Gaur and Kumar H. D. 1981. Phycology and heavy-metal pollution. *Biol. Res.*, **56**, 99-151.
 16. Rhee, G. Y. 1989. Continuous culture algal bioassays for organic pollutants in aquatic ecosystem. *Hydrobiologia.*, **188/189**, 247-257.
 17. Schober, U. and Lampert W. 1977. Effects of sublethal concentration of the herbicide Atrazine on growth and reproduction of *Daphnia pulex*. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.*, **17**, 269-277.
 18. Whitton, B. A. 1970. The toxicity of heavy metals to freshwater algae: A review. *Phykos*, **9**, 116-125.
 19. Wong, S. L., J. F. Wainwright and Pimenta J., 1995. Quantification of total and metal toxicity in wastewater using algal bioassays. *Aquatic Toxicology*, **31**, 57-75.
 20. Zachleder, V. and Z. Tukaj. 1993. Effects of fuel oil and dispersant on cell cycle and macromolecular synthesis in the chlorococcal alga *Scenedesmus armatus*. *Mar. Biol.*, **117**, 347-353.
 21. 김정선. 진평. 1995. 곤쟁이, *Archaeomysis kokuboi*에 미치는 phenol의 급성 및 만성독성. *한국수산학회지*, **28** (1), 87-97.
 22. 윤지현. 이동섭, 1995. GC/FPD와 GC/MS를 이용한 어패류에서의 부틸주석 화합물의 검출. *대한환경공학회지*, **17**(5), 421-430.
 23. 정의영, 신윤경, 이원호, 1996. 천해역 먹이망 생태계에 대한 무기부유입자와 카드뮴의 영향. *한국수산학회지*, **29**(1), 124-133.
 24. 한겨레신문. 1999. 21세기특집- 전세계 뒤덮는 환경호르몬 공포, 사회면, '99. 2. 1
 25. 한국해양연구소 1997. 유류 및 유독물질 오염이 수산 자원에 미치는 영향에 관한 연구. 해양수산부, BSPE 97609-00-1077-4, 49-251