

넙치 생존과 성장에 미치는 TBT의 독성

탁건태 · 김중균
부경대학교 식품생명공학부 생물공학전공

The Effect of TBT Toxicity on Survival and Growth of Olive Flounder, *Paralichthys olivaceus*

Keon-Tae TAK and Joong Kyun KIM

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

Toxic effect of TBTO on larva flounder was studied by the use of a food-chain system in which indirect toxicity from seawater or/and plankton can be measured. Under the treatment of 0.5 ng/L TBTO, the combined effect of diets (*Chlorella* and rotifer) and seawater was significant by synergism, although the sole effect from TBTO treated diets or seawater was equally not. The values of LT_{50} from results of acute-toxicity experiments for juvenile flounder were estimated to be 230.0, 48.0, 24.0, 14.6, 9.3, 5.5, 3.0 and 1.7 hr at 1, 10, 25, 50, 100, 250, 500 and 1000 ng/L of TBTO, respectively, and 96hr- LC_{50} was 3.5 ng/L. From the above results, the experiments for chronic toxicity of TBTO was executed at the concentration range of 1~10 ng/L. In long-term experiments for four months, the weight and the total length of the juvenile flounder in all TBTO treated experiments slowly increased when compared to control. No significant differences in the growth and survival of the juvenile flounder were found in the treatment of 1 ng/L TBTO ($P>0.05$). But, 90% of the juvenile flounder died in 20 days under TBTO treated seawater at both concentrations of 5 and 10 ng/L. The TBTO treated on seawater was more effective and significantly different in the growth and survival of the juvenile flounder when compare with that on artificial diets ($P<0.05$). From the all results, TBTO should be regulated below 5 ng/L in a coast.

Key words: Food-chain system, Indirect toxicity, Chronic toxicity, TBTO, Flounder, Regulation

서 론

배타적 경제수역 설정에 따라 각국은 자국 연안의 수산생물의 생산을 증대시키기 위해 바다 목장화 사업, 유용 어패류의 방류사업, 어초 설치, 속성장 및 환경 내성 어류의 개발, 외국으로부터의 종 혼란 어패류의 이식 제한, 새로운 먹이생물 개발 및 양식 기술의 개발과 같은 사업을 활발히 진행하고 있으나 (Bang et al., 1996; Jeh et al., 1998; Kim et al., 1998), 해양은 나날이 각종 독성 물질에 의해 어장 환경이 나빠지고 있다 (Cleary, 1991). 해양 독성물질들을 살펴보면, 전기 절연체로 사용되는 polychlorinated biphenyl (Harding and Phillips, 1978; Nau-Rither et al., 1982), 제초제 및 살충제와 같은 농약 (Lampert et al., 1989; Moreland, 1980; Schober and Lampert, 1977), 원유와 그 수용성 성분 (Ostgaard et al., 1984; Zachleder and Tukaj, 1993), 카드뮴 · 구리 · 수은 등과 같은 중금속 (Berland et al., 1977; Cote, 1983; Davies, 1978; Goudey, 1987; Huntsman and Sunda, 1980; Kayser, 1976; Rai et al., 1981; Whitton, 1970; Wong et al., 1995)과 방오도로 tributyltin (TBT) 등이다. 이들은 생태계에 잔존하면서 먹이사슬을 통하여 생체 내에 축적되어 생체내의 섬세한 호르몬계에 영향을 줌으로써 어패류 및 인간의 정상적인 생리 작용을 저해하거나 교란시키게 된다. 세계생태보전기금 (WWF), 미국 및 일본 등에서는 각각 67종, 73종 및 143종의 물질을 내분비 교란물질 (endocrine disruptor)로 분류하고 있으며, 세계생태보전기금에서 지정한 67종 중 51종이 국내에서 제조 또는 유통되고 있고, 이 중 42종은 농약과 산업용 화학물질 등으로 구분돼 사용이 금지되거나 취급 제한

을 받고 있다 (Kim, 1998).

방오도로인 TBT는 아주 적은 농도에서도 식물성 플랑크톤의 광합성을 저해하여 산소 생성을 현저히 변화시키며 (Lindblad et al., 1989), TBT에 의한 식물성플랑크톤 종 조성 변화에 따른 동물성플랑크톤의 섭식 형태 변화로 인해 어류 자어의 이용 가능한 먹이생물 멸종 등의 생태계 종 조성 변화 (Petersen and Gustavson, 1998), 복족류 (neogastropods)의 암컷에 있어서 수컷 성징이 발달하는 imposex 현상 (Gibbs et al., 1991; Bryan et al., 1987; Lindblad et al., 1989), 어패류의 수정 및 세포분열 억제 · 기형 달린자 및 피면자 유생 (veliger) 형성 억제와 기형 형성 · 먹이섭취 이상 등의 현상 (Paul and Davies, 1986; Beaumont and Budd, 1984), 그리고 굴의 패각 형성 저해 현상 (Chagot et al., 1990; Wade et al., 1991; Waldock and Thain, 1983) 및 포유류의 생체내 축적 현상 (Kim et al., 1996) 등이 발견되고 있다. 따라서, 선진국에서는 영향 농도 이하에서 독성 물질 사용을 규제하고 있는 실정인데, 영국 정부에서는 2 ng/L 이하의 농도로 규제하고 있고 (Cleary, 1991), 미국 환경청은 낮은 농도의 TBT (20 ng/L)가 광범위한 해양 생물들에 대해 되돌릴 수 없는 만성적 독성 효과를 나타낼 수 있다고 단정하고 (Wade et al., 1991) 그 사용을 규제하였으며, 세계생태보전기금 (WWF)에서는 농약류 중 tributyltin oxide를, 일본 후생성에서는 tributyltin 화합물 전체를 내분비계 교란물질로 분류하고 있다.

진해만을 포함한 남해안 일대의 패류 생산량은 TBT와 각종 산업 폐기물에 의한 영향으로 인하여 급격히 줄어들었을 뿐만 아니라, 패독 현상까지 발생하여 매년 진해만 일대의 패류 채취를 일시

금지하고 있는 실정이다. 유기주석화합물의 독성 연구는 남해안의 유기주석화합물 오염상태와 성게, 넙치 및 어패류의 생리학적 급성 독성 및 imposex 현상을 조사한 한국해양연구소의 연구 (한국해양연구소, 1997), 남해안 일대 굴 양식장에서 채취한 굴과 어류 및 패류로부터 축적된 TBT 농도 측정에 관한 연구 (윤 과 이, 1995), 진해만 이매패류의 imposex 현상 (Kang, 1995), 남해안의 해수·침전물 및 생체내 유기주석화합물 측정에 관한 연구 (Park et al., 1996) 및 진해만 부틸주석화합물의 거동 예측 (Choi, 1999) 등이 있으나 연안 어장의 보존에 관한 체계적인 연구는 미약한 편이고, 우리 나라 양식 어장을 보존하여 어획 생산량 감소를 피하기 위하여서는 일정농도 이하에서 독성물질들이 유지될 수 있도록 그 총량을 규제할 필요성이 있는데 이를 위한 체계적이고 과학적인 연구는 아직 제대로 이루어지지 않고 있다. 따라서 본 논문에서는 TBT의 규제농도를 설정하여 넙치의 생산성을 증대시키고자 TBT의 먹이사슬에 의한 간접적인 독성 및 만성 독성으로 인한 넙치 자어에의 영향을 조사하였다.

재료 및 방법

1. 넙 치

실험에 사용된 넙치 (*Paralichthys olivaceus*)는 전장이 60 cm까지 성장하는 대형어로, 수정란의 크기는 0.93 mm±0.43 이었으며, 수정란은 국립수산물진흥원에서 무상으로 분양 받아 18°C에서 분당 100 mL의 공기를 공급하여 용존산소를 5.8~7.2 ppm으로 유지시킨 후 해수를 24시간마다 환수하여 부화시켰다. 인공 수정한 수정란의 경우 수정율이 50% 이하로 매우 낮기 때문에, 본 실험에서는 자연 산란된 수정란을 친어 사육수조에서 수정 직후 채취하고 그 수정율이 85% 이상 되는 것만을 사용하였다. 배체형성 시기는 각 기관이 형성되어지고 난막이 약하여 작은 충격에도 영향을 받으므로, 상실기 때에 수정란을 분배하여 안정화시킨 후 부화한 개체를 실험에 사용하였다.

부화한 넙치 자어는 2일째부터 2주 정도 rotifer를 먹이고, 2주째부터 *Artemia*와 rotifer를 1주간 혼합하여 먹였으며, 그 후는 *Artemia*만을 공급하여 성장 시켰다. 이때 넙치 자어 사육 수조는 18°C를 유지하였다. Rotifer에 대한 먹이생물로 사용한 *Chlorella*는 f/2배지 (해수 1리터당; NaNO₃, 150 mg; NaH₂PO₄, 8.69 mg; Fe-EDTA, 10 mg; Na₂SiO₃ · 9H₂O, 30 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)에서 4,000 lux, 24°C, air 200 mL/min, 및 100 rpm의 조건하에서 3개의 500 L PVC 수조에 배양하였고, rotifer는 25°C 및 air 500 mL/min에서 *Chlorella*를 10⁷~10⁹ cells/mL의 농도로 100~150 inds/mL 개체가 유지되도록 하여 2개의 500 L PVC 수조에서 배양하였다.

2. 실험 용액

실험에 사용한 해양 독성물질 TBT는 tributyltin chloride (TBTC)와 함께 해양 중에 가장 많이 존재하는 유기주석화합물 중 세계

생태보호기금이 내분비계교란물질로 분류한 bis(tributyltin) oxide (TBTO)로서 acetone을 용매로 하여 1 mg/mL (w/v)의 stock solution을 만들고 이것을 알맞은 농도로 다시 희석시킨 후 배양액에 첨가하여 사용하였다. 이때 stock solution은 -20°C에서 보관하였다.

3. 먹이 연쇄에 따른 독성

독성 물질의 양은 항상 일정하게 유입되고 유출되어 일정 농도로 유지되기 때문에 (Rhee, 1989), TBTO의 넙치 자어에 대한 간접적인 독성 영향을 직접적인 독성영향과 비교하기 위하여 인위적인 먹이사슬 시스템을 이용하였다. 넙치는 부화 후 이틀간 난황을 흡수하면서 소화기관 등이 형성되고 이후부터 먹이생물을 먹으면서 성장하게 되는데, 넙치 자어 (4.78 mm±0.23, 0.69 mg±0.01)에 대한 TBTO의 간접 독성영향을 알아보기 위하여 인위적으로 만든 먹이사슬 시스템 (Fig. 1)을 설계·제작하여 사용하였다. 인위적 먹이사슬 시스템은 i) TBTO를 전혀 처리하지 않은 환경에서 배양한 *Chlorella*와 rotifer 및 해수를 넙치 자어에 공급할 경우 (대조군), ii) 해수에만 TBTO를 처리하고 먹이생물인 *Chlorella*와 rotifer는 TBTO를 처리하지 않고 넙치 자어에 공급했을 경우 (해수로부터의 독성영향), iii) 해수에는 TBTO를 처리하지 않고 *Chlorella*와 rotifer에만 TBTO를 처리하여 넙치 자어에 공급했을 경우 (먹이생물로부터의 독성영향) 및, iv) 해수 및 *Chlorella*와 rotifer 모두에 TBTO를 처리하여 넙치 자어에 공급했을 경우 (해수와 먹이생물 모두로부터의 복합적 독성영향)를 실험할 수 있도록 설계·제작되었다. 실험에 사용한 넙치 자어는 수정란의 상실기 때 50 L 용량의 PVC 수조에 680±18개체씩 넣어 안정화

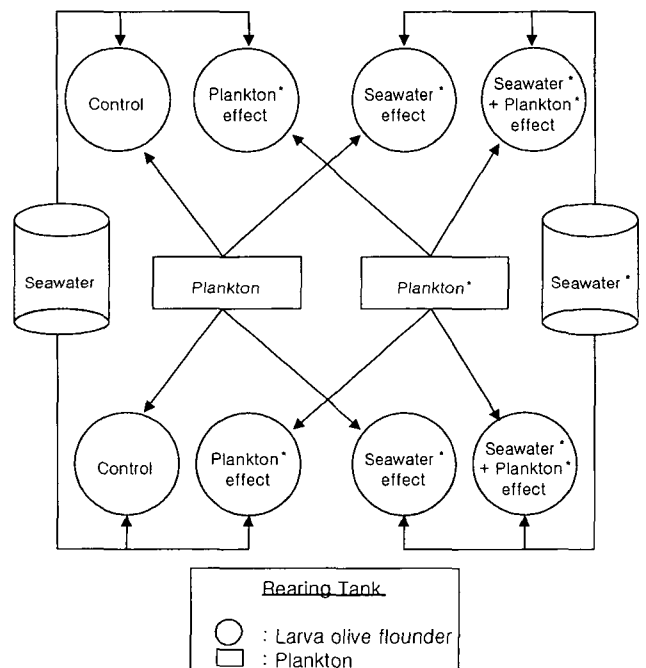


Fig. 1. Schematic representation of the duplicate food-chain system. Asterisk denotes presence of TBTO.

시킨 후, 부화 후 이틀째부터 먹이생물과 TBTO를 공급하면서 28일간 계속 실험하였으며, 해수는 30 mL/min의 유속으로 multi-channel peristaltic pump로 흘려주었다. 실험에 사용한 rotifer는 *Chlorella*를 $10^7 \sim 10^9$ cells/mL의 농도로 공급하면서 그 개체수를 150 inds/mL로 유지하여 배양한 후, 넙치 자어 수조에 25 inds/mL의 농도로 1일 5회씩 3주간 공급하였다. *Artemia*는 2주째부터 실험 종료시인 4주째까지 계속 공급하였으며 이때, 해수 및 먹이생물 배양 수조에 처리한 TBTO의 농도는 0.5 ng/L이었으며, 네 번 반복하여 실험하였다.

4. 급성 및 만성 독성

장기간의 만성적 독성실험에 처리할 최소 독성 농도를 구하기 위해 급성독성 실험을 먼저 행하였다. 부화하여 50일이 경과한 착자 직후인 넙치 치어 ($3.17 \text{ cm} \pm 0.14$, $0.31 \text{ g} \pm 0.01$)를 20 L 유리수조에 30마리씩 수용하였으며, 온도는 이 유리수조를 2톤 용량의 PVC water bath에 넣어서 20°C로 유지하였다. 먹이 생물에 의한 TBTO의 희석효과와 간접적인 영향을 제거하기 위해 *Artemia*는 공급하지 않았고, TBTO 처리 농도 범위는 1~1000 ng/L이었으며, 4번 반복하여 급성독성 영향을 조사하였다.

장기간에 걸친 TBTO의 독성영향을 알아보기 위하여 부화 후 60일 지난 넙치 치어 ($3.32 \text{ cm} \pm 0.20$, $0.32 \text{ g} \pm 0.02$)를 대조군 및 1, 5, 10 ng/L의 TBTO농도를 유지하는 14개의 180 L 용량의 PVC 수조 (60×80×40 cm 사각수조)에 각각 70마리씩 넣어 생식소 발달이 완료되는 4개월 후까지 배합사료를 공급하여 사육하였다. TBTO는 각 농도별로 침지식 및 습식으로 각각 처리하면서 넙치의 전장, 체중 및 생존율을 측정하였으며, 이때, 실험군은 해수에 대해 1, 5 및 10 ng/L의 TBTO를 직접 처리한 침지식군 및, 배합사료에 1, 5 및 10 ng/L의 TBTO를 처리하여 급이한 습식군을 각각 2개씩의 수조에서 실험하였고, 대조군은 순수 해수를 유수 처리한 군 및 배합사료에 acetone을 처리한 습식군을 각각 1수조씩 설치하였다. 반수치사농도와 반수치사시간은 Litchfield와 Wilcoxon의 방법으로 독성물질 농도나 처리 시간의 상용 log 값에 대한 치사빈도의 probit 값의 접점을 구하여 분석하였다 (Litchfield and Wilcoxon, 1949). TBTO 각 농도별 침지식 및 습식으로 각각 처리한 넙치의 전장, 체중성장에 대한 실험의 결과에 대한 유의성 검정은 SPSS (SPSS Inc., 1997)를 이용하여 Analysis of variance (ANOVA)와 Duncan's multiple range test (Duncan, 1995)를 통한 통계처리에 의해 행하였다.

결과 및 고찰

1. 먹이 연쇄에 따른 독성

먹이 연쇄에 따른 독성 실험은 대조군이 50% 이상 사망한 28일간 동안 계속 되었는데, Fig. 2에 나타내어진 바와 같이 대조군의 경우 넙치 자어는 서서히 치사하여 실험 28일째에 51.2%가 사망하였고, 해수와 먹이생물에 각각 TBTO를 처리한 독성 실험은 각각 실험 5일째에 반수 가량이 사망하여 실험 28일째는 74 및 75%가 사망하였으나 두 실험군은 오차범위 내 ($4.8 \pm 1.2\%$)에 존재하였다. 또

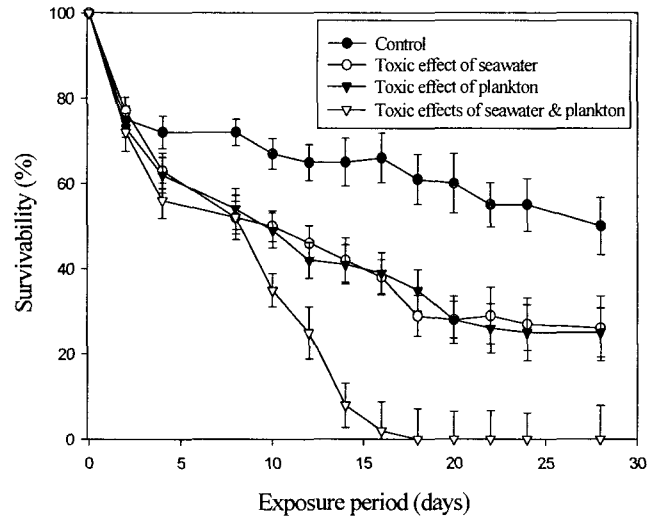


Fig. 2. Indirect effects of TBTO on larva olive flounder.

한, 해수와 먹이생물 모두로부터의 복합적 TBTO 독성 영향은 실험 4일째에 반수가 치사하고, 실험 9일째에는 살아있는 넙치 자어가 없었으며 치사율도 다른 경우와 달리 급격히 떨어지는 결과를 나타내었다. 이는 TBTO가 생체 내에서 분비 또는 대사되어 체외로 분비되기보다는 체내에 축적되는 친지질성 독성물질의 성질을 가진다는 사실 (Bryan et al., 1987)에 기인하여 해수와 먹이생물 모두에 TBTO를 처리하였기 때문에, 해수에 처리한 TBTO 농도 및 플랑크톤에 축적된 TBTO 농도의 복합적인 독성 영향을 나타낸 것으로 보인다. 따라서 부화 직후의 넙치 자어에 있어서 먹이생물만에 의한 간접적인 독성 영향은 해수에 의한 TBTO의 직접적인 독성 영향과 거의 동일하게 나타났으며, 해수와 먹이생물의 복합적인 독성영향은 두 인자에 의한 상승 작용의 결과로 인해 더 심각한 독성영향을 나타내었다. 독성물질이 생체내로 들어갈 때는 세포막의 지질 성분에 흡착하여 축적되는데, 낮은 농도의 TBT에서도 해수에 의한 직접적인 독성보다는 먹이생물을 통한 간접적인 독성 및 두 요인의 복합적인 독성이 더 심각한 영향을 나타낸다고 글을 대상으로 한 연구결과에서 보고되어 졌는데 (Lampert et al., 1989; Rhee, 1988), 이러한 경향이 넙치 자어에 대해서도 적용됨을 알 수 있었다.

2. 넙치 치어에 미치는 급성독성 영향

넙치 치어에 미치는 TBTO의 급성독성 영향에 있어서, 대조군 및 acetone만을 첨가한 대조군은 96시간 후에도 100% 모두 생존하였으며, 1 ng/L 농도에서는 94% 이상이 생존하였다. 10 ng/L 농도의 경우, 처리 12시간만에 반수가 사망하였고 72시간 후에는 모두 사망하였으며, 500 ng/L 농도 이상의 TBTO를 처리할 경우에는 처리 3시간만에 반수가 사망하였다. 이상의 결과로 볼 때, TBTO의 threshold 농도는 1에서 10 ng/L 사이의 농도임을 알 수 있었다. TBTO 각 처리 농도에 대한 반수치사 시간 (LT₅₀)을 구해보면, 1 ng/L에서는 230.0시간으로 만성독성 실험에 안전한 농도로 나타났고, 10, 25, 50, 100, 250, 500 및 1000 ng/L의 농도에서는 각각

48.0, 24.0, 14.6, 9.3, 5.5, 3.0 및 1.7시간이었으며, 이때 r^2 값은 0.998 이었다. 이 데이터를 바탕으로 96시간 반수치사농도를 구해보면, 3.5 ng/L이었다 (Fig. 3). 그러나 독성물질은 수계 환경에서 bio-availability, degradation, partitioning 등의 영향을 받기 때문에 독성 threshold 농도 값이 그 자체로 환경에 독성을 나타낸다고 보기 어려우므로 (Cleary, 1991) 만성독성 실험을 통해 그 영향을 조사할 필요가 있다. 따라서 이상의 데이터로, 넙치 치어에 대한 만성독성 실험을 위한 TBTO 농도 범위는 이 실험에서 얻은 96시간 반수치사농도인 3.5 ng/L와 우리나라 연근해에 잔류하는 것으로 알려진 농도인 10 ng/L를 고려하여 1~10 ng/L에서 정하여 실험을 행하였다.

3. 만성 독성영향

앞서 얻은 급성독성 실험의 결과를 토대로 만성독성 실험이 행하여 졌는데, 만성독성 실험에서의 생존율을 살펴보면, 해수에 직접 처리한 군의 10 ng/L TBTO농도에서 실험 8일만에 75%가 사망하였고, 5 ng/L 농도에서는 실험 16일째에 65% 이상이 사망하였다. 따라서, 각각의 이 시기 후부터 두 농도에 대하여서는 TBTO를 처리하지 않고 지수식으로 유지시켰고, TBTO처리 농도가 낮은 다른 군에서는 계속적으로 처리하였다. TBTO를 처리한 1개월 후의 생존율을 보면, 1 ng/L 농도로 처리된 해수에서 80.0%를 나타내었고, 1, 5 및 10 ng/L 농도로 처리된 배합사료에서 각각 75.0, 81.7 및 71.7%의 생존율을 보였다. 이때 대조군의 생존율은 85.0%이었다. 4개월 후의 넙치 치어의 생존율을 보면, 1 ng/L 농도로 처리된 해수에서 53.3%, 1, 5 및 10 ng/L 농도로 처리된 배합사료에서 각각 68.3, 68.3 및 58.3%이었으며, 대조군의 경우 73.3%이었다. 해수에 5 및 10 ng/L의 농도로 처리한 군에서는 TBTO 처리를 중단한 이후에도 넙치 치어는 생존하지 못하고 서서히 사

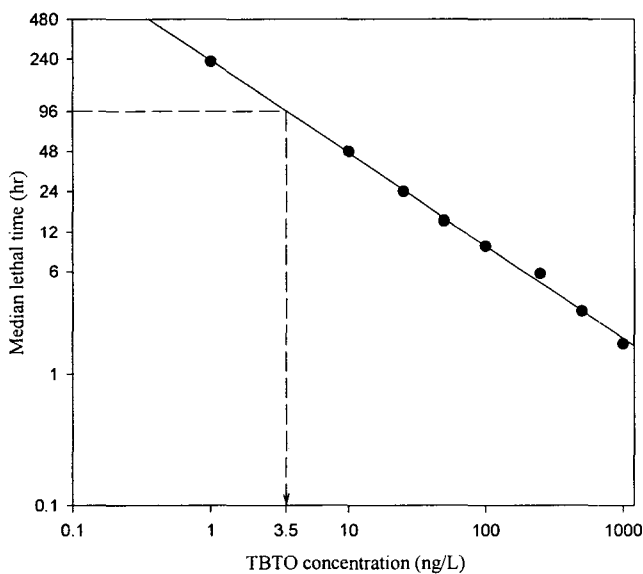


Fig. 3. TBTO concentration vs. median lethal time. TBTO was treated on juvenile olive flounder grown for 50 days after hatching.

망하였으며, 2개월 후에는 90% 이상이 사망하였다. 따라서, 시간이 지날수록 TBTO에 대한 내성이 생길 가능성도 있으나, 어느 농도 이상의 TBTO가 어류 체내에 축적되면 그 독성으로 인하여 넙치 치어는 생존하기가 어려움을 알 수 있었다 (Bryan et al., 1987).

TBTO의 넙치 치어에 대한 만성독성 영향을 넙치 치어의 전장과 체중을 측정하여 Fig. 4와 Fig. 5에 나타내었는데, 지수식으로 TBTO를 처리한 해수의 대조군과 유수식으로 TBTO를 처리한 배합사료의 대조군이 모두 실험 처리군보다 성장이 좋았으며, 각각 1 ng/L 농도로 처리한 해수와 배합사료의 모든 군에서의 넙치 치어의 성장은 유의적 차이 없이 거의 비슷하였다 ($P>0.05$). 그러나, 해수에 5 및 10 ng/L의 TBTO를 처리한 실험군은 실험 1개월 이전에 반수이상 사망하여 TBTO처리를 중단하였으나 넙치 치어의

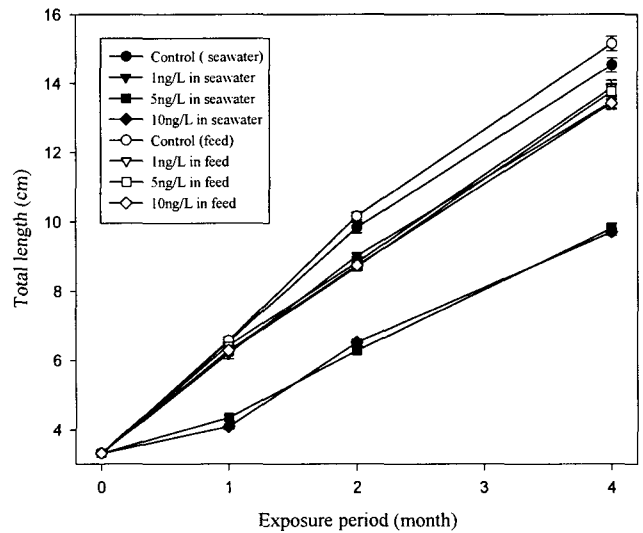


Fig. 4. The chronic effect of TBTO on total length of juvenile olive flounder.

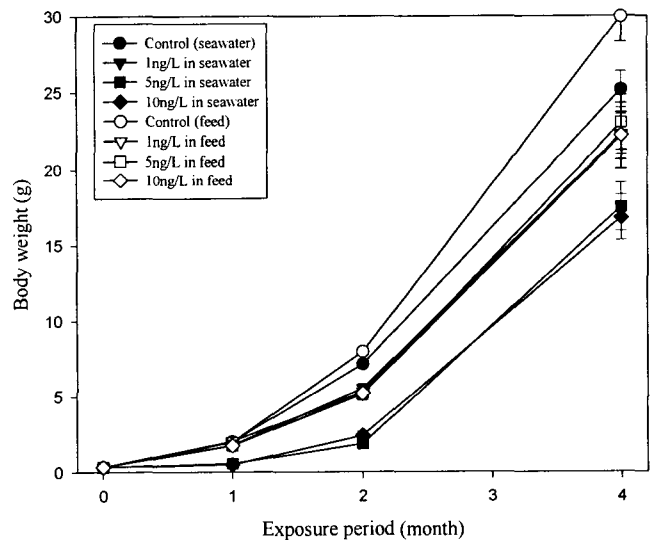


Fig. 5. The chronic effect of TBTO on body weight of juvenile olive flounder.

성장이 회복되지 않았고, 실험 4개월 동안의 성장은 다른 처리군과 대조군보다 유의적으로 차이가 났다 ($P < 0.05$). 또한 1 ng/L의 농도로 배합사료에 TBTO를 첨가하여 습식으로 처리한 군과 해수에 직접 TBTO를 처리한 침식식을 비교할 때 넙치 치어 성장에는 유의적으로 차이를 보이지 않았으며 ($P > 0.05$), TBT의 친지질성 때문에 4개월 후에도 생존과 성장 등에서 독성 내성 반응은 보이지 않았다. 따라서, 이상의 결과를 볼 때, TBTO는 최소 5 ng/L 농도 이하에서 규제가 되어야 할 것으로 보이며, 이 농도는 어류의 번식에 영향을 미치는 것으로 보고되어진 농도인 400~4000 ng Sn/L에서 통상 규제 농도 설정 지수인 1/100의 농도에 해당한다 (Alzieu, 1996; Prouse and Ellis, 1997). 해양 채집을 통한 생물체내에 축적된 TBT 농도의 대상 생물에 미치는 영향에 대한 분석 자료를 살펴보면, 복족류에 대해서는 1 ng/L 이하의 농도로 축적되어도 imposex를 일으키고 (Langston and Burt, 1991), 1 ng Sn/L 농도에서는 굴 (*Crassostrea gigas*)의 gel 형성과 shell chambering을 유발시키며, 해수 중의 잔류하는 TBT 농도보다 평균 10배 정도 더 많은 TBT가 검출되어 지며 어패류의 난과 유생이 서식하는 해저 바닥표면에서는 TBT가 이들의 먹이가 되는 bacteria, algae, copepoda 등에 영향을 주어서 생태계에 만성적인 영향을 나타내는 것으로 보고되고 있다 (Cleary, 1991).

UN 산하 국제해양조직원위원회와 해양환경보호위원회에서는 1988년에 TBT에 대한 문제점을 제기한 후, 1999년 3월 회의에서는 2003년에 TBT에 대한 범 세계적인 사용금지를 선포할 것을 결의하였으며, 미국, 프랑스, 캐나다, 일본, 덴마크 및 호주 등에서는 선체길이 25 m 이하의 선박에 대해 TBT 사용을 금지해 오고 있다 (IMO, 1999). 실제 우리나라 연근해는 TBTO를 탐지하기 어려운 극미량의 농도에서부터 10 ng/L 이상되는 농도까지 잔류하며, 특히 오염이 심한 항구 및 내만은 다른 유독 물질과 함께 높은 농도로 잔류하게 되므로 (Choi, 1999), TBTO의 사용을 규제하여 넙치 수정란 및 먹이생물이 다량 생존할 수 있도록 해야 될 것이다. 또한, TBTO는 다른 유기 주석 화합물보다 독성이 강하므로, TBTO 이외의 다른 방오도료의 개발이 절실히 필요하다 하겠다.

요 약

해수 및 먹이생물 플랑크톤으로부터의 먹이연쇄에 따른 독성 영향을 고려할 수 있는 먹이사슬 시스템을 사용하여 넙치 자어에 대한 TBTO의 독성영향을 알아보았다. 0.5 ng/L 농도의 TBTO를 처리하였을 때 해수 또는 먹이생물 (*Chlorella* and *Rotifer*)만에 의한 TBTO의 넙치 자어에 대한 독성도는 거의 동일하게 큰 영향을 나타나지 않았으나, 먹이생물 및 해수 모두에 의한 영향은 독성의 상승 작용으로 크게 나타났다.

넙치 치어에 대한 급성독성 실험의 결과, 1, 10, 25, 50, 100, 250, 500 및 1000 ng/L의 각 TBTO 처리 농도에 대한 반수치사시간 (LT_{50})은 각각 230.0, 48.0, 24.0, 14.6, 9.3, 5.5, 3.0 및 1.7시간이었고, 96시간 반수치사농도 ($96hr-LC_{50}$)는 3.5 ng/L로 나타났으며, 이를 바탕으로 만성독성 실험은 TBTO 1~10 ng/L 농도 범위에서 실시하였다. 4개월의 장기간의 실험결과를 보면, 대조군에 비해 해수와

배합사료에 TBTO를 처리한 모든 군에서 넙치 치어의 체중 및 전장은 느린 증가율을 보였다. 만성적 독성 영향은 1 ng/L의 농도에서는 침식식과 습식에 따른 넙치 치어의 성장과 생존율은 유의적으로 차이가 나타나지 않았으나 ($P > 0.05$), 해수에 직접 TBTO를 처리한 5 및 10 ng/L의 TBTO 농도에서는 20일 이전에 90%의 넙치 치어가 사망함으로써, 먹이생물에 처리하여 공급하였을 때보다 독성영향이 크게 나타나 넙치 치어의 성장에 유의적인 차이를 나타내었다 ($P < 0.05$).

이상의 결과를 볼 때, TBTO는 최소 5 ng/L 농도 이하에서 규제가 되어야 할 것으로 보인다. 실제 우리나라 연근해에서 조사되어진 TBTO 평균 농도는 10 ng/L이며, 선박의 출입이 잦은 항구 및 내만은 다른 유독 물질과 함께 높은 농도로 TBTO가 잔류하므로, 넙치 수정란 및 먹이생물이 생존 가능한 농도 이하로 TBTO의 사용을 규제해야 될 것이다.

감사의 글

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

참 고 문 헌

Alzieu, C. 1996. Biological effects of tributyltin on marine organisms. In *Tributyltin: case study of an environmental contaminant*. S.J. de Mora, ed. Cambridge University Press, U.K., chap. 6.

Bang, I.C., K.K. Kim, Y. Kim and J.H. Kim. 1996. Studies on the production of all-female population of olive flounder, *Paralichthys olivaceus* III: Progeny test from sex-reversed gynogenetic diploid male. *J. Aquacult.*, 9, 125~132.

Baumont, A.R. and M.D. Budd. 1984. High mortality of the larvae of the common mussel at low concentration of tributyltin. *Mar. Pollut. Bull.*, 15, 402~405.

Berland, B.R., D.J. Bonin, O.J. Guerin-Ancey and V.I. Kapkov. 1977. Action of sublethal doses of heavy metals on the growth characteristics of the diatom *Skeletonema costatum*. *Mar. Biol.*, 42, 17~30.

Bryan, G.W., P.E. Gibbs, G.R. Burt and L.G. Hummerstone. 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.

Chagot, D., Cl. Alzieu, J. Sanjuan and H. Grizel. 1990. Sublethal and histopathological effects of trace levels of tributyltin fluoride on adult oysters *Crassostrea gigas*. *Aquat. Living Resour.*, 3, 121~130.

Choi, H.G. 1999. Prediction of transport and fate of butyltin compounds in Jinhae Bay. Ph.D. thesis, Pukyong National University, pp. 110~112.

Cleary, J.J. 1991. Organotin in the marine surface microlayer and sub-surface waters of south-west England: Relation to toxicity thresholds and the UK environmental quality standard. *Mar. Environ. Res.*, 32, 213~222.

Cote, R. 1983. Aspects of copper toxicity on the biomass and pro-

- ductivity of phytoplankton of the Saguenay River, Quebec. *Hydrobiologia*, 98, 85~95.
- Davies, A.G. 1978. Pollution studies with marine plankton. II. Heavy metals. In *Advances in Marine Biology*, 15, pp. 382~508.
- Duncan, D.B. 1955. Multiple-range and multiple F tests. *Biometrics*, 11, 1~42.
- Gibbs, P.E., G.W. Bryan and P.L. Pascoe. 1991. TBT-induced imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus*: Geographical uniformity of the response and effects. *Mar. Environ. Res.*, 32, 79~87.
- Goudey, J.S. 1987. Modeling the inhibitory effects of metals on phyto-plankton growth. *Aquatic Toxicology*, 10, 265~278.
- Harding, L.W. and J.H. Phillips. 1978. Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on marine phytoplankton and cell division. *Mar. Biol.*, 49, 93~101.
- Huntsman, S.A. and S.A. Sunda. 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, pp. 285~328.
- International Maritime Organization (IMO) web site: www.imo.org. 1999.
- Jeh, H.S., C.H. Kim, H.K. Lee and K. Han. 1998. Recombinant flounder growth hormone from *Escherichia coli*: Overexpression, efficient recovery, and growth-promoting effect on juvenile flounder by oral administration. *J. Biotechnol.*, 60, 183~193.
- Kang, S.H. 1995. Bioaccumulation and stress effects of persistent toxic organic contaminants in marine bivalves and gastropods in Chinhae Bay. Ph.D. thesis, Seoul National University, pp. 96~161.
- 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.
- Kim, J.K., K.T. Tak and J.H. Moon. 1998. A continuous fermentation of *Kluyveromyces fragilis* from the production of a highly nutritious protein diet. *Aquacult. Eng.*, 18, 41~49.
- Kim, G.B., S. Tanabe, R. Iwakiri, R. Tatsukawa, M. Amano, N. Miyazaki and H. Tanabe. 1996. Accumulation of butyltins and organochlorines in Risso's Dolphin (*Grampus griseus*) from the Pacific Coast of Japan. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 2620~2625.
- Kim, R.H. 1998. Endocrine disruptors and the future of human being. *Korean Medical Association*, 41, 1039~1047.
- Lampert, W. 1976. A directly coupled, artificial two-step food chain for long-term experiments with filter-feeders at constant food concentrations. *Mar. Biol.*, 37, 349~355.
- Lampert, W., W. Fleckner, E. Pott, U. Schober and K.U. Storkel. 1989. Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. *Hydrobiologia*, 188, 415~424.
- Langston, W.J. and G.R. Burt. 1991. Bioavailability and effects of sediment-bound TBT in deposit-feeding clams, *Scrobicularia Plana*. *Mar. Environ. Research*, 32, 61~77.
- Lindblad, C., U. Kautsky, C. Andre, N. Kautsky and M. Tedengren. 1989. Functional response of *Fucus vesiculosus* communities to tributyltin measured in an *in situ* continuous flow-through system. *Hydrobiologia*, 188/189, 277~283.
- Litchfield, J.T. and F. Wilcoxon. 1949. A simplified method of evaluating dose-effect experiments. *J. Pharm. Exp. Ther.* 96, 99~113.
- Moreland, D.E. 1980. Mechanisms of action of herbicides. *Annual Review of Plant Physiology*, 31, 597~638.
- Nau-Rither, G.M., C.F. Wurster and R.G. Rowland. 1982. Polychlorinated biphenyls (PCB) desorbed from clay particulates inhibit photosynthesis by natural phytoplankton communities. *Environ. Pollut. Ser.*, 28, 177~182.
- Ostgaard, K., I. Eide and A. Jensen. 1984. Exposure of phytoplankton to Ekofish crude oil. *Mar. Environ. Res.*, 11, 183~200.
- Park, M.O., Y.H. Hahn and S. Dai. 1996. Occurrence of butyltin compounds in seawater, sediment and biosamples from the south coast of Korea. *Proceedings of the 6th 1996 International Offshore and Polar Engineering Conference.*, 1, 143~149.
- Paul, J.D. and I.M. Davies. 1986. Effects of copper and tin-based anti-fouling compounds on the growth of scallops (*Pecten maximus*) and oysters (*Crassostrea gigas*). *Aquaculture*, 54, 191~203.
- Petersen, S. and K. Gustavson. 1998. Toxic effects of tri-butyl-tin (TBT) on autotrophic pico-, nano-, and microplankton assessed by a size fractionated pollution-induced community tolerance (SF-PICT) concept. *Aquat. Toxicol.*, 40, 253~264.
- Prouse, N.J. and D.V. Ellis. 1997. A baseline survey of dogwhelks (*Nucella lapillus*) imposex in eastern Canada (1995) and interpretation in terms of tributyl tin (TBT) contamination. *Environ. Technol.*, 18, 1255~1264.
- Rai, L.C., M.J.P. Gaur and H.D. Kumar. 1981. Phycology and heavy-metal pollution. *Biol. Res.*, 56, 99~151.
- Rhee, G.Y. 1989. Continuous culture algal bioassays for organic pollutants in aquatic ecosystem. *Hydrobiologia*, 188/189, 247~257.
- Schober, U. and W. Lampert. 1977. Effects of sublethal concentration of the herbicide Atrazine on growth and reproduction of *Daphnia pulex*. *Bull. Envir. Contam. Toxicol.*, 17, 269~277.
- SPSS Inc., 1977. SPSS Base 7.5 for Window, SPSS Inc., 444N. Michigan Avenue, Chicago, IL 60611.
- Wade, T.L., B. Garcia-Romero and J.M. Brooks. 1991. Oysters as biomonitors of butyltins in the Gulf of Mexico. *J. Mar. Research*, 32, 233~241.
- Waldock, M.J. and J.E. Thain. 1983. Shell thickening in *Crassostrea gigas*: Organotin antifouling or sediment induced? *Mar. Pollut. Bull.*, 14, 411~415.
- Whitton, B.A. 1970. The toxicity of heavy metals to freshwater algae: A review. *Phykos*, 9, 116~125.
- Wong, S.L., J.F. Wainwright and J. Pimenta. 1995. Quantification of total and metal toxicity in wastewater using algal bioassays. *Aquatic Toxicology*, 31, 57~75.
- 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.
- 윤지현 · 이동섭. (1995): GC/FPD와 GC/MS를 이용한 어패류에서의 부틸주석 화합물의 검출. *대한환경공학회지*, 17(5), 421~430.
- 한국해양연구소. (1997). 유류 및 유독물질 오염이 수산자원에 미치는 영향에 관한 연구, 해양수산부 연구보고서, pp. 53~251.

1999년 11월 5일 접수

2001년 2월 24일 수리