

## 식물플랑크톤의 성장과 광합성에 대한 benzo[a]pyrene의 영향

김선주<sup>1</sup> · 신경순\* · 문창호<sup>1</sup> · 박동원 · 장 만한국해양연구원 남해연구소 남해특성연구본부, <sup>1</sup>부경대학교 해양학과

## Effects of Benzo[a]pyrene on Growth and Photosynthesis of Phytoplankton

Sunju Kim<sup>1</sup>, Kyoungsoon Shin\*, Chang-Ho Moon<sup>1</sup>, Dong-Won Park and Man Chang

Southern Coastal Environment Research Division, South Sea Institute, KORDI, 656-834, Korea

<sup>1</sup>Department of Oceanography, Pukyong National University

**Abstract** - We examined the impacts of anthropogenic pollutant (benzo[a]pyrene) on the growth and photosynthesis of five marine phytoplankton species (*Skeletonema costatum*, *Heterosigma akashiwo*, *Prorocentrum dentatum*, *P. minimum*, *Akashiwo sanguinea*), which are dominant in Korean coastal water. After the 72 h exposure to benzo[a]pyrene, the dramatic decrease in cell numbers was observed in the range of 1 to 10  $\mu\text{g L}^{-1}$  for *S. costatum*, *P. minimum*, *P. dentatum*, whereas for *A. sanguinea* and *H. akashiwo* at the low concentrations 0.1 to 1  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Among the 5 phytoplankton species, the highest growth inhibition concentration ( $\text{IC}_{50}$ ) was 6.20  $\mu\text{g L}^{-1}$  for *P. minimum*, followed by 2.14  $\mu\text{g L}^{-1}$  for *P. dentatum*, 1.68  $\mu\text{g L}^{-1}$  for *S. costatum*, 0.74  $\mu\text{g L}^{-1}$  for *H. akashiwo*, 0.10  $\mu\text{g L}^{-1}$  for *A. sanguinea*. The five species exposed to the low concentration of 1  $\mu\text{g L}^{-1}$  were recovered after transferring to new media, but the species exposed to the high concentrations of 10 and 100  $\mu\text{g L}^{-1}$  were not recovered, with the exception of *P. minimum*. These results indicate that the thecate dinoflagellate *P. minimum* is most tolerant to the chemical and the athecate dinoflagellate *A. sanguinea* is not. Generally, the cell-specific photosynthetic capacity of *H. akashiwo* exposed to the low concentrations of 0.1 and 1  $\mu\text{g L}^{-1}$  was higher than that of the cells in the control, whereas the cells exposed to the high concentrations of 5 and 10  $\mu\text{g L}^{-1}$  showed the negligible photosynthetic level by the first few days of the experiment. In the case of the cells exposed to the concentration of 5  $\mu\text{g L}^{-1}$ , after 12 days of the experiment the photosynthetic capacity was increased toward the end of the experiment. This indicates that *H. akashiwo* may utilize the benzo[a]pyrene as a carbon source for its growth when exposed to low concentrations. Results suggest that anthropogenic pollutants such as benzo[a]pyrene may have significant influence on the succession of phytoplankton species composition and the primary production in coastal marine environments.

**Key words** : benzo[a]pyrene, 72 h  $\text{IC}_{50}$ , growth inhibition, photosynthesis, phytoplankton, PAHs

\* Corresponding author: Kyoungsoon Shin, Tel. 055-639-8510, Fax. 055-639-8509, E-mail. ksshin@kordi.re.kr

## 서 론

우리나라 남해안은 해안선이 복잡하고 해수 순환이 원활하지 않는 반폐쇄적인 만으로 이루어져 있다. 또한 많은 공단과 대형 항구들이 위치하고 있어 정화되지 않은 오폐수의 유입과 더불어 PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)를 비롯한 다양한 지속성 유기오염물질들이 유입되고, 빈번한 선박유류 유출 사고로 인해 오염이 더욱 가중되고 있는 실정이다. PAHs와 같은 유기 오염물질은 소수성(hydrophobic)으로 해수 중에 유입되었을 때 유기 탄소에 대한 높은 친화력을 나타내어 부유 입자 물질에 쉽게 흡착되거나 생물체내의 지방층에 농축되는 특성을 갖는다 (Karickhoff and Morris 1985; Wu and Gschwend 1986; Chiou *et al.* 1987). 해양 생태계의 기초 생산자인 식물 플랑크톤은 이러한 유기오염물질을 농축시켜 상위 영양 단계생물로의 전달과 생물축적(bioaccumulation)을 통해 독성을 증가시킨다(Swackhamer and Skoglund 1991). 또한 부영양화로 오염된 연안역에서 매년 발생하는 미세조류의 대증식은 이러한 오염물질을 다량 흡착 또는 흡수하여, 많은 유기물질들이 저층으로 가라앉아 이를 이용하는 저서생물의 피해를 유발시킬 수 있다(Gunnarsson *et al.* 1996). 최근 PAHs의 유입은 식물 플랑크톤 군집 변화와 광합성에 영향을 미치는 것으로 보고되었다(Riznyk *et al.* 1987; Kelly *et al.* 1999).

그러나 이러한 환경 오염물질에 대한 규정은 해양의 일차생산자로서 식물플랑크톤의 중요성이나 독성물질에 대해 동물보다 훨씬 더 민감한 반응을 보임에도 불구하고 우선적으로 수생동물에 대한 독성평가만을 기초로 하고 있다(Lewis 1993; Peterson and Nyholm 1993). 또한 PAHs 중 naphthalene, phenanthrene, fluoranthene의 수생생물에 대한 독성은 비교적 잘 연구되어 있지만 (Bhork and Gilek 1996; Hayes *et al.* 1999; Zhou *et al.* 1999; Shailaja and Rodrigues 2003), 그 외의 PAHs에 대한 자료는 매우 미비하다. 특히 PAHs 중 benzo[a]pyrene은 가장 독성이 강한 발암물질에 속하는 것으로 알려져 있음에도 불구하고 (Menzie *et al.* 1992), 현재 benzo[a]pyrene의 수생생물에 대한 독성평가는 거의 연구되어 있지 않은 실정이다.

본 연구는 우리나라 연안역에 출현하는 식물플랑크톤의 일부 종을 benzo[a]pyrene에 노출시켰을 때 세포의 성장과 회복에 미치는 영향과 성장과정에 따른 광합성 능력에 미치는 영향을 조사하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 실험생물 배양

적조원인 중 *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae), *Heterosigma akashiwo* (Raphidophyceae), *Akashiwo sanguinea* (Dinophyceae), *Prorocentrum dentatum* (Dinophyceae), *P. minimum* (Dinophyceae) 5종을 f/2 배지 (Gulliard and Ryther 1962)에 접종하여 20°C, 150~233  $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 의 광 하에서 14 h/10 h (light/dark) 주기로 배양하였다.

### 2. 성장률

소수성인 benzo[a]pyrene (Sigma Chemical, Co. Ltd. UK)을 유기용매 DMSO (dimethyl sulfoxide)에 녹인 후  $10^{-2} \sim 10^2 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도범위가 되도록 f/2 배지(0.01% v/v DMSO)에 첨가한 후 배지 29  $\mu\text{l}$ 에 지수성장기 세포 1 ml를 접종하여 72시간동안 노출시켰다. 이때 유기용매에 의한 영향을 최소화하기 위해 배지에 첨가한 유기용매의 농도가 최종적으로 0.01% (v/v) 이하가 되도록 하였다. 각 benzo[a]pyrene에 72시간동안 노출시킨 후 성장률의 변화를 DMSO만을 첨가한 대조군의 성장률과 비교 분석하였다.

### 3. 성장 저해 농도 (72 h IC<sub>50</sub>)

IC<sub>50</sub>은 benzo[a]pyrene의 각 농도에 72시간동안 노출시킨 다음 5종의 식물플랑크톤의 성장률(식 1)을 측정하여 대조군의 성장률을 기준으로 성장이 저해된 비율(%)을 계산한 다음, 유의한 성장저해농도를 기준으로 비선형 회귀분석하여 50%저해가 일어난 농도를 구하였다(OECD 1998).

$$\mu = \ln(N_1/N_0)/t \quad (1)$$

$\mu$  = 성장률

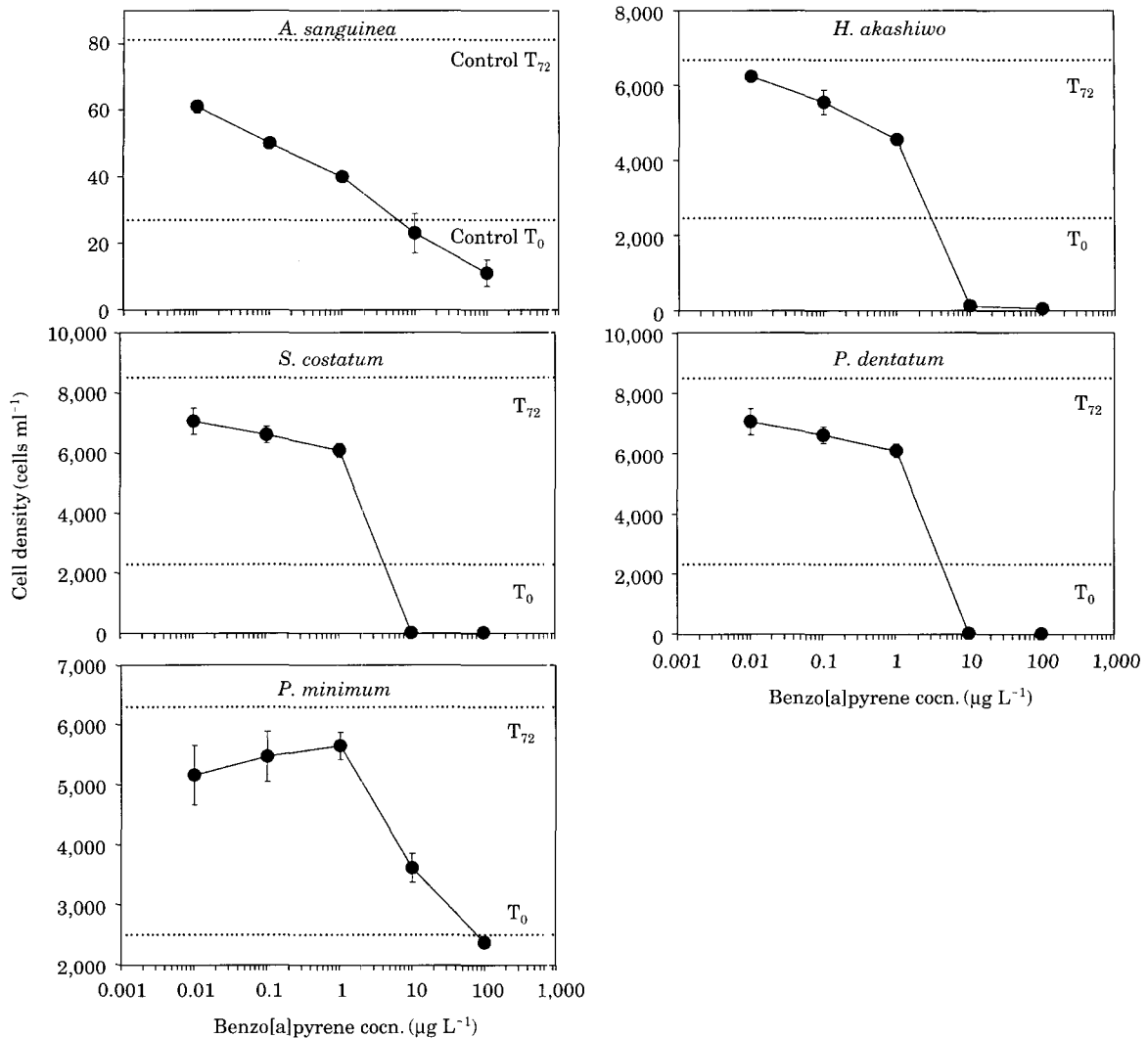
$N_0$  = DMSO, benzo[a]pyrene에 노출시키기 전 초기 생물량

$N_1$  = DMSO, benzo[a]pyrene에 노출시킨 후 3일 경과한 생물량

$t$  = benzo[a]pyrene에 노출시킨 시간(일)

### 4. 회복가능성

Benzo[a]pyrene 1, 10, 100  $\mu\text{g L}^{-1}$  농도에서 72시간동안 노출시킨 5종의 식물플랑크톤 5 ml을 새로운 f/2 배지



**Fig. 1.** Effect of the 72 h exposure to benzo[a]pyrene on growth of 5 phytoplankton species. Dotted lines show the values of control at time 0 and 72 h. Data are shown as mean  $\pm$  SE.

145 ml에 접종한 다음 7일 동안 배양하여 측정된 각종의 성장회복속도(7일 경과 후 회복속도)와 7일 경과한 세포 중 5 ml을 다시 새로운 1/2 배지에 접종하여 회복속도(14일 경과한 회복속도)를 추정하였다.

### 5. 광합성률

Benzo[a]pyrene의 최종농도가 0.1, 1, 5, 10  $\mu\text{g L}^{-1}$  (0.01% v/v DMSO)가 되도록 2 L 1/2배지에 첨가한 후 지수성장기의 세포 *Heterosigma akashiwo*를 접종하였다. 세포의 성장단계에 따라 각 농도에 노출시킨 세포 50 ml을 취해 10 ml씩 5개의 액체섬광계수용 유리병(scintillation glass vial)에 나누어 담은 후 그 중 유리병 2개는

알루미늄 호일로 감싸서 빛을 차단시켰다. 유리병내의 최종 활동도(activity)가 0.25  $\mu\text{Ci ml}^{-1}$ 가 되도록  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$  (Amersham Inc.)을 첨가하여 2시간동안 같은 조건하의 배양기에서 배양하였다. 배양이 끝난 후 10% HCl 250  $\mu\text{l}$ 를 첨가하여 남은 무기 탄소를 날려 보낸 다음, 각 유리병에 scintillation cocktail (Instagel-XF, Packard Co.) 10 ml을 첨가하고 액체섬광계수기(liquid scintillation counter)를 이용하여 방사능(radioactivity, dpm)을 측정하였다. 각 유리병에서 측정된  $^{14}\text{C}$  활동도에서 빛을 차단하여 배양한 대조군의 활동도를 제한 후 Parsons *et al.* (1984)에 따라 광합성률을 계산하였다.

결과 및 고찰

1. 성장률의 변화

본 실험에 사용한 5종의 식물플랑크톤 중에서 *Skeletonema costatum*, *Prorocentrum minimum* 및 *P. dentatum*은 benzo[a]pyrene의 농도 1~10 µg L<sup>-1</sup>의 범위에서 성장률의 급격한 감소를 나타낸 반면, *Akashiwo san-*

*guinea*, *Heterosigma akashiwo*는 이보다 더 낮은 농도범위 (0.1~1 µg L<sup>-1</sup>)에서 지수함수적인 감소를 보였다(Fig. 1). 이는 각 종마다 세포막 성분조성의 차이(즉, 지질의 함량)에 의해 오염물질의 세포내 흡수가 달라짐으로 인해(Swackhamer and Skoglund 1991) 성장에 영향을 주는 농도범위가 다르게 나타나거나, 세포를 둘러싸고 있는 각(theca)의 유, 무에 따라 이러한 오염물질에 대한 반응이 달라질 가능성이 있다. 본 연구결과에서는 각이 있는

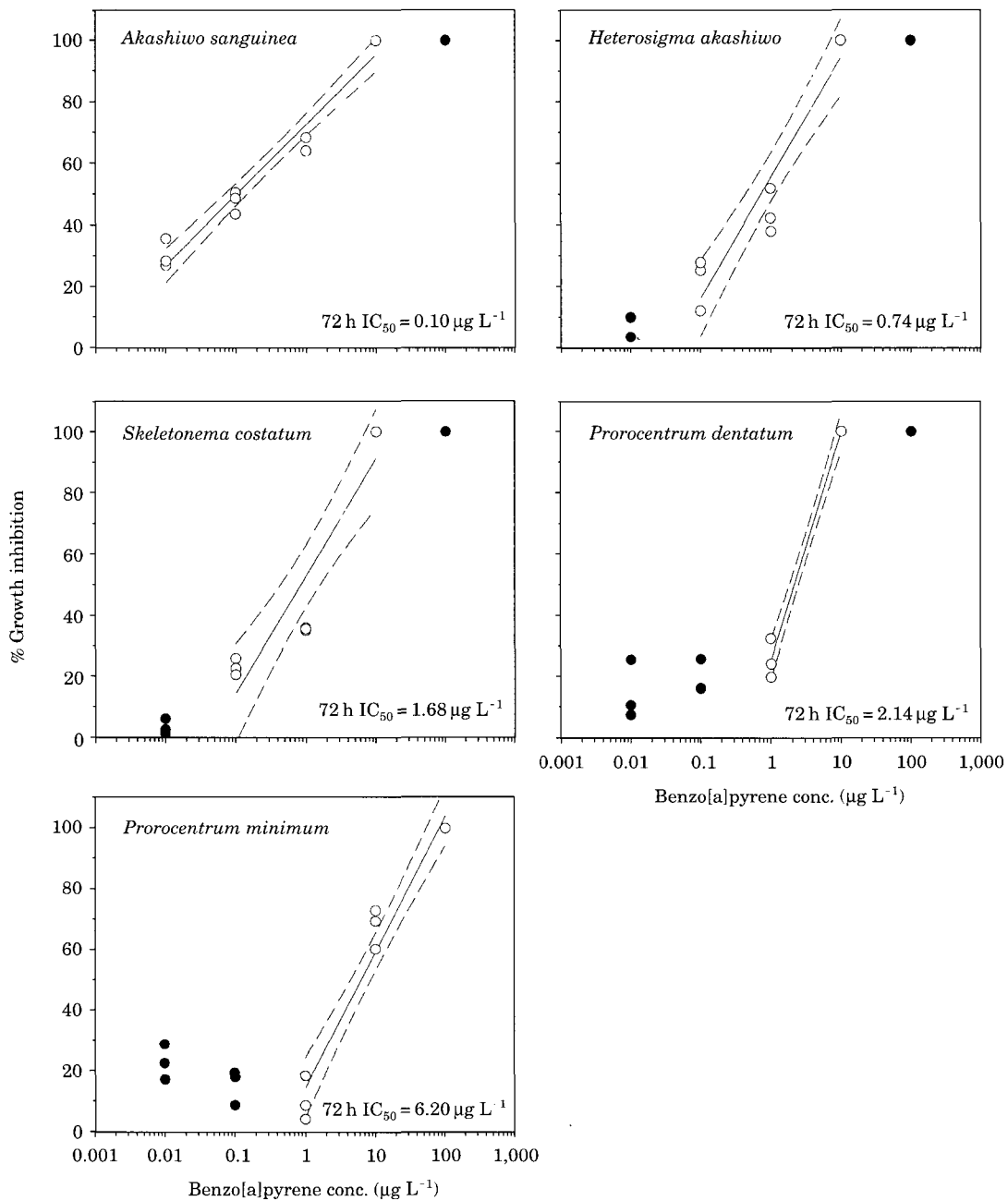


Fig. 2. Percent growth inhibition of 5 phytoplankton species after the 72 h exposure to benzo[a]pyrene.

규조류와 유각와편모조류가 각이 없는 무각와편모조류 (*A. sanguinea*)와 침편모조류(*Heterosigma akashiwo*)에 비해 상대적으로 낮은 노출농도에서 성장저해를 나타내었다.

2. 성장저해농도 (72 h IC<sub>50</sub>)

식물플랑크톤 5종을 benzo[a]pyrene에 72시간동안 노출시킨 후 대조군의 성장률과 비교하여 50%의 성장저해를 나타내는 농도(IC<sub>50</sub>)를 추정한 결과 무각의 와편모조류 *Akashiwo sanguinea*가 0.10 µg L<sup>-1</sup>로 가장 낮은 농도에서 성장저해가 나타났고, 침편모조류 *Heterosigma akashiwo*는 0.74 µg L<sup>-1</sup>, 규조류 *Skeletonema costatum*의 경우 1.68 µg L<sup>-1</sup>를 나타내었고, 유각의 와편모조류 *Prorocentrum dentatum*은 2.14 µg L<sup>-1</sup>, *P. minimum*의 경우 6.20 µg L<sup>-1</sup>로 가장 높은 농도에서 성장저해가 나타났다(Fig. 2). Benzo[a]pyrene에 대한 72시간 IC<sub>50</sub>은 0.1~10 µg L<sup>-1</sup>의 범위 내에서 종에 따른 농도의 차이를 보였으며, 전반적으로 분류군에 관계없이 각(theca)이 없는 무각종이 유각종보다 상대적으로 독성에 대한 내성이 약한 것으로 나타났고 같은 속(genus)에 속한 종들에서

도 종간 차이를 보이고 있다. 현재 조류독성시험에는 주로 담수종인 green algae *Selenastrum capricornutum*과 blue-green algae *Microcystis aeruginosa*를 이용하여 성장저해농도를 측정하였다(Baun *et al.* 2002; Faber *et al.* 1997; Nakai *et al.* 2000). 그러나 다양한 유기오염물질에 대한 반응(성장저해농도)에 있어서 종에 따른 민감도의 차이가 있으므로(Peterson *et al.* 1994), 계통적으로 넓은 범위의 종들을 실험함으로써 보다 더 정확한 환경독성평가 기준을 제시할 수 있을 것이라 사료된다. 이러한 조류 독성평가는 화학물질 혹은 유기 오염물질에 대한 환경감시평가에 있어서 주기적으로 요구되며(Fargasová 1996; Fernandez-Leborans and Novillo 1996; Wang and Free-mark 1995), 또한 증가하고 있는 각종 오염물질 방출에 대한 규제에 유용한 자료로 활용될 것이다(Lewis 1993; Peterson and Nyholm 1993).

3. 회복능력 (recovery potential)

식물플랑크톤 5종 모두 benzo[a]pyrene 1 µg L<sup>-1</sup>의 농도에 노출시켰을 때 시간이 지남에 따라 전체적으로 세 포수의 증가를 보였으나, 10 µg L<sup>-1</sup>의 농도에 노출시 *P.*

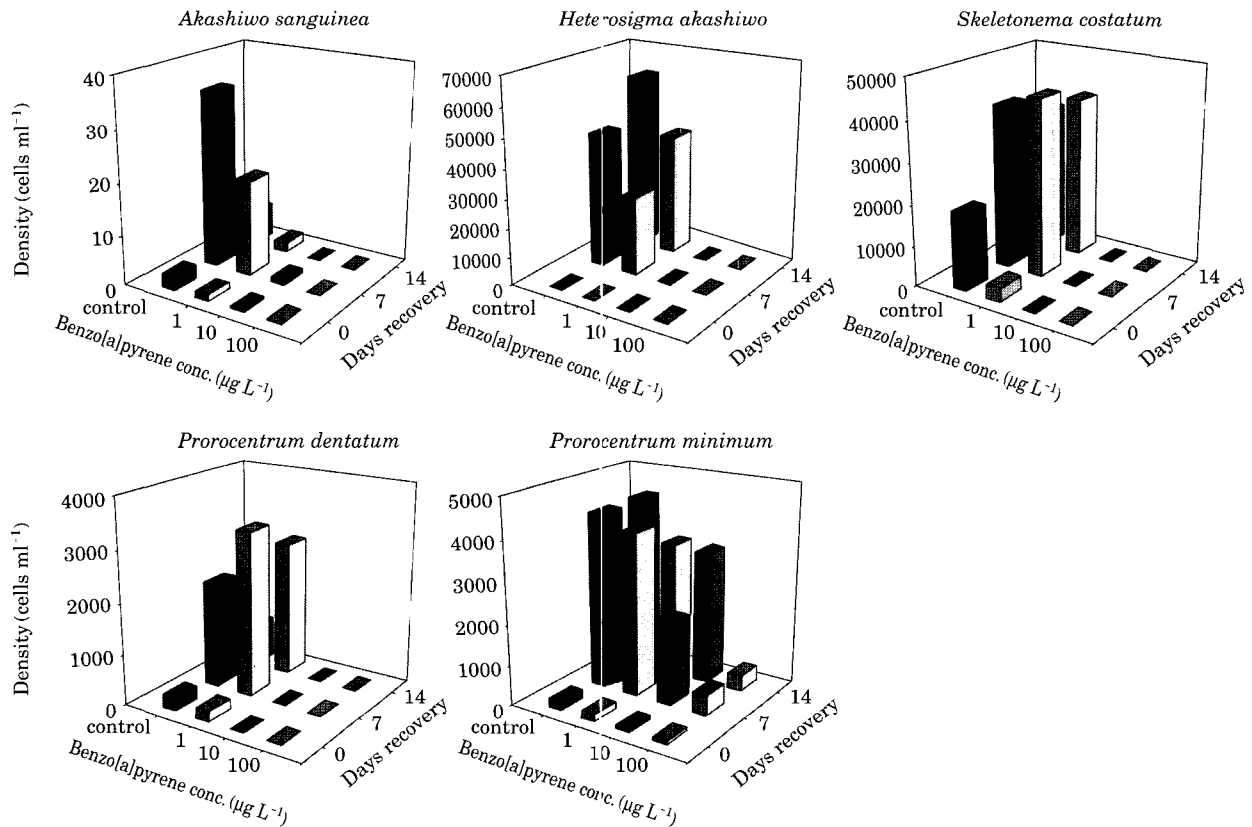


Fig. 3. Recovery of total abundance of phytoplankton after the 72 h exposure to benzo[a]pyrene.

*minimum*을 제외한 나머지 4종에서는 세포수의 회복을 보이지 않았다(Fig. 3). 그러나 *P. minimum*은 benzo[a]pyrene  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도에 노출시켰던 세포도 차츰 세포수의 회복 경향을 보였고,  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 높은 농도에서도 시간이 지남에 따라 미약한 세포수의 증가를 감지할 수 있었다. *S. costatum*과 *P. dentatum*은 benzo[a]pyrene  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도에 노출된 후 시간경과에 따른 세포수의 증가가 대조구의 것보다 더 높게 나타나 매우 빠른 회복력을 보였다. 이러한 회복능력의 차이는 연안지역의 식물플랑크톤 군집 변화에 대한 오염물질의 영향을 해석하는데 중요한 자료로 활용될 수 있음을 보였다.

#### 4. 성장에 따른 광합성률의 변화

부영양화된 연안역에서 자주 고밀도의 대증식을 일으키는 종으로 *Heterosigma akashiwo*는 본 연구결과에서 나타난 것처럼 유기오염물질에 대해 비교적 낮은 농도에서도 성장이 둔화되는 민감한 반응을 나타내었다. Benzo[a]pyrene 0.1, 1, 5,  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에 *Heterosigma akashiwo*를 노출시킨 다음 시간에 따른 성장의 변화를 알아보았다(Fig. 4). *H. akashiwo*는 benzo[a]pyrene  $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도와 대조군(0.01% DMSO)에서 비슷한 성장곡선을 보인 반면  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도에 노출된 세포는 대조군에 비해 초기에 다소 느린 성장을 보이면서 12일 경과 후 대조군과 유사한 최대성장을 나타내었다. 그러나 benzo[a]pyrene  $5 \mu\text{g L}^{-1}$ 와  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ 의 농도에서 세포수는 시간이 지남에 따라 점차 감소하다가  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에 노출된 세포들은 12일 이후부터 밀도의 급격한 증가를 보여 실

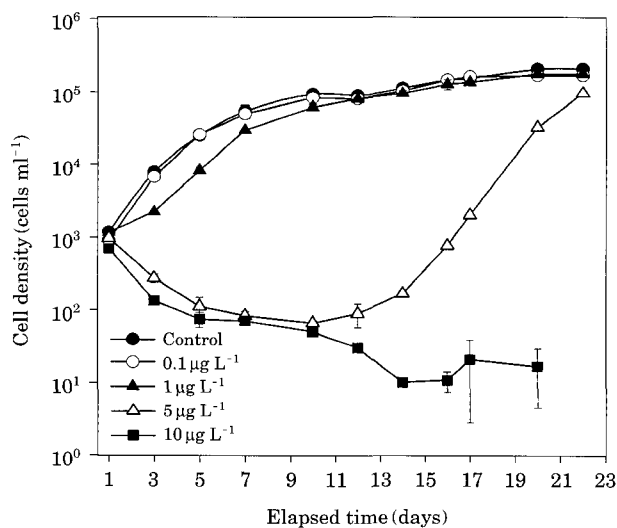
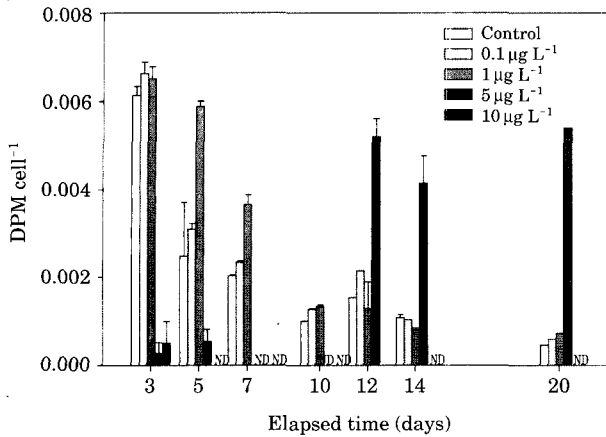


Fig. 4. Effects of benzo[a]pyrene on growth of *Heterosigma akashiwo*.

험 마지막에서는 거의 대조군과 비슷한 수준을 보인 반면,  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에 노출된 세포들은 실험기간동안 밀도의 증가를 보이지 못하고 지속적인 감소를 보였다.

Benzo[a]pyrene의 각 노출농도에서 세포 성장에 따른 광합성률의 변화를 보면, 0.1과  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에 노출된 *H. akashiwo*의 단위세포 당 탄소동화율( $\text{dpm cells}^{-1}$ )은 대조군과 같이 지수성장기(exponential phase)인 3일째에 가장 높은 수치를 나타냈고 안정기(stationary phase)에 들어가면서 점차 감소하는 양상을 보였다(Fig 5). 그러나 5와  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에 노출된 세포의 탄소동화율은 초기에 매우 낮은 값을 보이다가  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에서 세포의 밀도가 증가하기 시작한 12일부터 탄소동화율이 매우 크게 증가하였다. Benzo[a]pyrene 0.1과  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에서 세포의 탄소동화율은 14일의 것만 제외한 모두에서 대조군의 것보다 높은 값들을 보였다. 특히,  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  농도에서 세포의 밀도증가는 대조군에 비해 느리며 성장의 저해가 일어나지만(Figs. 1, 4), 시간이 지남에 따라 개체수가 회복되면서 단위세포 당 탄소동화율은 대조군의 것보다 더 높은 수치를 나타내었다(Fig. 5). 최근 단세포 광합성 조류가 외래유기화합물(xenobiotics)의 대사과정과 분해에 관여하는지에 대한 연구가 진행되고 있다(Kumar et al. 1988; Peterson et al. 1994). Lovell et al. (2002)은 1 mM의 benzoate와 1 mM의 페놀에서 배양한 저서성 규조류 *Thalassiosira* sp.는 이러한 페놀 화합물을 분해시키는 효소(aromatic ring cleavage enzyme)로서 protocatechuate 3, 4-dioxygenase와 protocatechuate 4, 5-dioxygenase을 생성하는 것으로 보고하였다. 또한 Quensen et al. (1998)의 보고에서 식물플랑크톤이 오염물질에 대해 흡수 및 생물농축의 과정을 통해 상위 영양단계의 생물이 오염물질에 직접 노출되는 것을 일부 감소시키거나 대사과정을 통해 무독성 혹은 수용성의 형태로 바꾸는 데 중요한 역할을 담당할 수 있음을 시사하고 있다. 한편, Kelly et al. (1999)에서는 New Jersey 하구에서 phenanthrene (PAHs)이 식물플랑크톤의 일차생산력에 미치는 영향을 연구한 결과 노출시킨 농도 범위 중 가장 낮은 농도  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ 을 첨가한 실험에서 일차생산력이 대조군에 비해 증가한 것으로 나타났고, 이는 phenanthrene이 광합성기구의 한 과정을 자극시켜 광합성을 증가시킬 수 있는 것으로 나타났다. 결과적으로 이러한 유기오염물질의 농도가 세포의 치사를 일으키지 않는 낮은 농도로 존재할 경우 광합성을 자극시킬 수 있거나 혹은 세포내에서 일부 분해하여 탄소원으로 이용할 가능성이 있는 것으로 사료된다.

한편, 해수 중에 유입된 유기오염물질은 식물플랑크톤에 의한 흡착이나 흡수로 인해 빠른 시간 내에 제거되어 다



**Fig. 5.** Time-courses in cell-specific photosynthesis of *Heterosigma akashiwo* after the exposure to benzo[a]pyrene (nd : not detected).

른 유기물들의 직접노출을 감소시킬 수 있는 반면, 생태계의 기초 먹이원인 식물플랑크톤은 상위영양단계 생물들에게 전달되어 생물축적 (bioaccumulation)을 가중시켜 독성의 증가를 촉진할 수도 있다. 이와 관련된 연구로서 부영양화와 유기오염물질과의 관계에서 benzo[a]pyrene이 기초생산자인 식물플랑크톤에서 생물농축을 통해 저서생물에 미치는 영향 연구 (Gunnarsson *et al.* 1996)와 benzo[a]pyrene에 노출된 식물플랑크톤을 섭취한 홍합 (*Mytilus edulis*)의 생물농축에 미치는 먹이밀도의 영향에 대한 연구 (Okay *et al.* 2000) 등이 보고되었다. 이들의 연구결과에서 낮은 농도의 benzo[a]pyrene에 노출시킨 식물플랑크톤을 먹이로 이용하였을 경우 먹이밀도에 따른 홍합에 축적된 농축율은 유의한 차이를 보이지 않았으나, 높은 농도의 benzo[a]pyrene에 노출시킨 식물플랑크톤을 먹이로 이용하였을 때 먹이 밀도에 따라 그 농축율이 크게 차이를 나타내었다. 즉, 낮은 농도보다 높은 농도의 오염물질에 노출시켰을 경우 상위영양단계로의 농축율에 대해 먹이밀도가 크게 영향을 미치는 것으로 나타났다. 따라서 본 연구결과에서 오염물질에 강한 내성을 보인 *P. minimum*은 연안에 빈번한 적조를 야기시키는 종으로서 오염물질의 농도가 높은 해역에서 이들의 대중식은 상위영양단계생물에 대한 오염물질의 농축율을 증가시키게 될 것으로 사료된다.

앞으로 이러한 지속성 유기오염물질에 노출된 식물플랑크톤이 이를 분해하여 실제로 탄소원으로 이용하는지를 명확한 근거자료의 제시가 요구되며, 또한 오염물질에 대해 종마다 다른 내성의 차이가 상위영양단계의 유기물의 생물농축에 영향을 미치는지에 대해 규명되어야 할

것이다.

## 적 요

본 연구는 해양 식물플랑크톤에 대한 지속성 유기오염물질의 영향을 이해하기 위한 목적으로, 우리나라 연안역에서 연간 우점적으로 나타나는 식물플랑크톤 주요 5종 즉, 규조류 *Skeletonema costatum*, 침편모조류 *Heterosigma akashiwo*, 와편모조류 *Prorocentrum dentatum*, *P. minimum*, *Akashiwo sanguinea*를 이용하여 benzo[a]pyrene (PAHs)에 72시간동안 노출시킨 다음 각 종의 성장 및 저해, 회복능력 등을 조사하였고, benzo[a]pyrene의 농도 0.1, 1, 5, 10 µg L<sup>-1</sup>에 *H. akashiwo* (Raphidophyceae)를 노출시켜 시간에 따른 광합성률의 변화를 측정하였다. Benzo[a]pyrene에 72시간 노출시킨 후 *S. costatum*, *P. minimum*, *P. dentatum*의 세포수는 1~10 µg L<sup>-1</sup>의 농도사이에서 급격한 감소를 보였고, *A. sanguinea*, *H. akashiwo*는 0.1~1 µg L<sup>-1</sup>의 낮은 농도범위에서 지수함수적인 감소를 나타냈다. 성장저해 농도 (IC<sub>50</sub>)는 *A. sanguinea*가 0.10 µg L<sup>-1</sup>로 가장 낮았고, *H. akashiwo* (0.74 µg L<sup>-1</sup>) *S. costatum* (1.68 µg L<sup>-1</sup>), *P. dentatum* (2.14 µg L<sup>-1</sup>), *P. minimum* (6.20 µg L<sup>-1</sup>)의 순서로 성장저해농도가 높게 나타났다. Benzo[a]pyrene 1 µg L<sup>-1</sup> 이하의 농도에 노출되었던 세포들은 5종 모두 시간이 경과함에 따라 회복하는 경향을 나타냈으나 10 µg L<sup>-1</sup> 이상의 농도에 노출시에는 *P. minimum*을 제외하고는 회복되지 않았다. 이러한 결과들은 조사된 5종 중에서 유각 와편모류 *P. minimum*이 benzo[a]pyrene에 가장 내성이 강하며, 무각 와편모류 *A. sanguinea*가 가장 약함을 의미한다. Benzo[a]pyrene 0.1, 1, 5, 10 µg L<sup>-1</sup> 농도에 *Heterosigma akashiwo*를 노출시킨 다음 성장에 따른 단위세포 당 광합성률은 0.1, 1 µg L<sup>-1</sup>의 benzo[a]pyrene에 노출시킨 세포의 경우 지수성장기에 단위세포 당 탄소동화율 (dpm cells<sup>-1</sup>)이 가장 높은 수치를 나타내었고 안정기에 들어가면서 점차 감소하여 대조군과 유사한 양상을 나타내었으나, 전체적으로 대조군보다 높은 수치를 나타내었다. 반면에 5, 10 µg L<sup>-1</sup>의 농도에 노출된 세포는 초기에 매우 낮은 탄소동화율을 보였으며, 5 µg L<sup>-1</sup>의 농도에 노출시킨 세포의 경우 12일째부터 단위세포 당 탄소동화율이 매우 크게 증가하였다. 본 연구의 결과들은 연안해역에 benzo[a]pyrene과 같은 지속성 유기오염물질이 유입되었을 때 내성여부에 따라 식물플랑크톤 군집내 종 천이와 일차생산력에 크게 영향을 미칠 수 있음을 시사한다.

## 사 사

본 연구는 한국해양연구원 기관고유사업 (BSPE83600)의 지원으로 수행되었습니다. 연구에 도움을 주신 이택건 박사님, 이우진, 장민철, 장풍국, 이재도 연구원과 황청희 씨, 시료분석에 도움을 주신 광주대 양성렬 교수님께 심심한 사의를 표합니다.

## 참 고 문 헌

- Baun A, KB Justesen and N Nyholm. 2002. Algal tests with soil suspensions and elutriates: A comparative evaluation for PAH-contaminated soils. *Chemosphere* 46:251-258.
- Bhork M and M Gilek. 1996. Uptake and elimination of 14C-phenanthrene by the blue mussel *Mytilus edulis* L. at different Algal concentrations. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56:151-158.
- Bhork M and M Gilek. 1997. Bioaccumulation kinetics of PCB 31, 49 and 153 in the blue mussel, *Mytilus edulis* L. as a function of algal food concentration. *Aquat. Toxicol.* 38:101-123.
- Chiou CT, DE Kile, TI Brinton, RL Malcolm and JA Leenheer. 1987. A comparison of water solubility enhancements of organic solutes by aquatic humic materials and commercial humic acids. *Environ. Sci. and Technol.* 21:1231-1234.
- Faber MJ, LMJ Smith, HJ Boermans, GR Sterphenson, DG Thompson and KR Solomon. 1997. Crypreservation of fluorescent marker-labeled algae (*Selenastrum capricornutum*) for toxicity testing using flow cytometry. *Environ. Toxicol. Chem.* 16:1059-1067.
- Fargasova A. 1996. Inhibitive effect of organotin compounds on the chlorophyll content of the green freshwater alga *Scenedesmus quadricauda*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57:99-106.
- Fernandez-Leborans G and A Novillo. 1996. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in *Olithodiscus luteus* (Raphidophyceae). *Wat. Res.* 30:57-63.
- Gilek M, M Bjork, D Broman, N Kautsky and C Naf. 1996. Enhanced accumulation of PCB congeners by Baltic Sea blue mussel, *Mytilus edulis*, with increased algae enrichment. *Environ. Toxicol. Chem.* 15:1597-1605.
- Guillard RRL and JH Ryther. 1962. Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* (Cleve.) Gran. *Can. J. Microbiol.* 8:229-239.
- Gunnarsson JS, MT Schaanning, K Hylland, M Skold, D Eriksen, JA Berge and J Skei. 1996. Interactions between eutrophication and contaminants. III. Mobilization and bioaccumulation of benzo[a]pyrene from marine sediments. *Mar. pollut. Bull.* 33:80-89.
- Hayes LA, KP Nevin and DR Lovley. 1999. Role of prior exposure on anaerobic degradation of naphthalene and phenanthrene in marine harbor sediments. *Organic Geochemistry* 30:937-945.
- Karickhoff SW and KR Morris. 1985. Sorption dynamics of hydrophobic pollutants in sediment suspensions. *Environ. Toxicol. Chem.* 4:469-479.
- Kelly LD, LR McGuinness, JE Hughes and SC Wainright. 1999. Effects of phenanthrene on primary production of phytoplankton in two New Jersey estuaries. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63:646-653.
- Kumar S, R Lal and P Bhatnagar. 1988. Uptake of dieldrin, dimethoate and permethin by cyanobacteria, *Anabaena* sp. and *Aulosira fertilissima*. *Environ. Pollut.* 54:55-61.
- Lewis MA. 1993. Freshwater primary producers. pp. 28-38. In *Handbook of Ecotoxicology Vol. 1* (Ed. Calow P). Blackwell Scientific, Oxford.
- Lovell CR, NT Eriksen, AJ Lewitus and YP Chen. 2002. Resistance of the marine diatom *Thalassiosira* sp. to toxicity of phenolic compounds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 229:11-18.
- Menzie CA, BB Potocki and J Santodonato. 1992. Exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 26:1278-1284.
- Nakai S, I Yutaka and M Hosomi. 2000. *Myriophyllum spicatum* released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Res.* 34:3026-3032.
- OECD. 1998. Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances.
- Okay OS, P Donkin, LD Peters and DR Livingstone. 2000. The role of algae (*Isochrysis galbana*) enrichment on the bioaccumulation of benzo[a]pyrene and its effects on the blue mussel *Mytilus edulis*. *Environ. pollut.* 110:103-113.
- Parsons T, M Takahashi and B Hargrave. 1984. *Biological oceanographic processes*. 3rd [ed.], Pergamon press, New York.
- Peterson HG and N Nyholm. 1993. Algal bioassays for metal toxicity identification. *War. Pollut. Res. J. Canada.* 28:129-153.
- Peterson HG, C Boutin, PA Martin, KE Freemark, NJ Ruecker and MJ Moody. 1994. Aquatic phyto-toxicity of 23 pesticides applied at expected environmental



- concentrations. *Aquat. Toxicol.* 28:275-292.
- Riznyk RZ, JT Hardy, W Pearson and L Jabs. 1987. Short-term effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on sea-surface microlayer phytoplankton. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 18:1037-1043.
- Quensen III JF, MA Mousa, SA Boyd, JT Sanderson, JT Froese, KL Geisy and JP Geisy. 1998. Reduction of aryl hydrocarbon receptor-mediated activity of polychlorinated biphenyl mixtures due to anaerobic microbial dechlorination. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:806-813.
- Rotman B and BW Papermaster. 1966. Membrane properties of living mammalian cells as studied by enzymatic hydrolysis of fluorescent esters. *Proc. Natl. Acad. U.S.A.* 55:134-141.
- Shailaja MS and A Rodrigues. 2003. Nitrite-induced enhancement of toxicity of phenanthrene in fish and its implications for coastal waters. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 56:1107-1110.
- Swackhamer DL and RS Skoglund. 1991. The role of phytoplankton in the partitioning of hydrophobic organic contaminants in water. pp.91-105. In *Organic Substances and Sediments in Water* (ed. R. Baker). Lewis, Chelsea, MI.
- Wang W and K Freemark. 1995. The use of plankts for environmental monitoring and assessment. *Ecotoxicol Environ Saf.* 30:289-301.
- Widdows J, T Bakke and BL Bayne. 1982. Responses of *Mytilus edulis* on exposure to the water-accommodated fraction of North Sea oil. *Mar. Biol.* 50:195-207.
- Wu SC and PM Gschwend. 1986. Sorption kinetics of hydrophobic organic compounds to natural sediments and soils. *Environ. Sci. Technol.* 20:717-725.
- Zhou JL, TW Fileman, S Evans, P Donkin, JW Readman, RFC Mantoura and S Rowland. 1999. The partition of Fluoranthene and pyrene between suspended particles and dissolved phase in the Humber Estuary: a study of the controlling factors. *The science of The Total Environment.* 15:305-321.

Manuscript Received: October 17, 2003

Revision Accepted: February 23, 2004

Responsible Editorial Member: Yang Ho Yoon  
(Yosu Univ.)