

아산만 식물플랑크톤 군집의 월 변동

정병관 · 신용식* · 양성렬¹ · 박 철²

목포해양대학교 해양시스템공학부

¹광주대학교 공과대학 환경공학과

²충남대학교 자연과학대학 해양학과

Monthly Variation of Phytoplankton Community in Asan Bay, Korea

BYUNGKWAN JEONG, YONGSIK SIN*, SUNGRYULL YANG¹ AND CHUL PARK²

Division of Ocean System Engineering, Mokpo Maritime National University, Mokpo 530-729, Korea

¹Department of Environmental Engineering, College of Engineering Kwangju University, Kwangju 503-703, Korea

²Department of Oceanography, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea

아산만 식물플랑크톤의 군집구조 변화를 파악하기 위하여 총 5개 정점을 선정하여 2008년 1월부터 12월까지 월별 조사를 실시하였다. 조사기간 동안 두 번에 걸쳐(2월, 8월) 식물플랑크톤 대발생이 발생하였고, 시기에 따라 발생 위치가 다르게 나타났다. 조사기간 동안 총 7개 분류군(Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae) 134종이 출현하였다. 대체로 규조류(Bacillariophyceae)가 우세한 분포를 보였으나 하계에는 와편모조류가 증가하였고 내측해역보다는 외측해역에서 개체밀도가 높게 나타났다. 우점종과 차우점종 역시 규조류인 경우가 많았으나 6월부터 7월에는 와편모조류가 우점 및 차우점종으로 나타났다. 생태지수 분석결과 종다양성지수는 내측에서 외측으로 갈수록 높았으며 우점도지수는 상반된 결과를 나타내었다.

Phytoplankton community composition was investigated in the Asan Bay (South) Korea. Water samples were collected monthly from five stations during January to December 2008. Phytoplankton blooms were observed in February and in August but the location of the bloom varied with the sampling time. A total of 134 phytoplankton species from seven classes (Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae) were observed. Diatoms were dominant in all stations throughout the year except in summer when dinoflagellates were numerous and highly distributed within the outer bay rather than in the river mouth. Dominant and subdominant species were composed mostly of diatoms but were replaced by dinoflagellates in June and July. Results of ecological index showed that the diversity indices were increasing toward outer bay but the dominance indices showed a reverse trend.

Keywords: Asan Bay, phytoplankton community, *Thalassiosira rotula*

서 론

식물플랑크톤은 수계에서 자체유기물 생산에 중요한 역할을 담당하고 있으며, 수중 생태계의 다른 구성요인의 변화에 따라 종천이와 개체수의 변화를 일으키며(James, 1979), 특히 수온, 빛, 염분, 영양염 등과 같은 요인들에 민감하게 반응하여 군집구조 및 우점종 변화를 나타낸다(Reynolds *et al.*, 1983; Sommer *et al.*, 1986). 또한 식물플랑크톤은 수계의 물성변화에 민감하게 반응하여 환경변화 및 오염의 지표로 중요하게 활용되고 있다(Watanabe, 1962; Brook, 1965; Chapman, 1968; Dodge, 1975; Bold and Wynne, 1985; Hellawell, 1986). 식물플랑크톤의 활발한 성장은 영양물질 전달 과정에도 긍정적인 영향을 주어 수계 자체를 생산적인 시스템으로 만들어준다. 하지만 대발생과 같은 과정 성장 시, 상위소비자가 미처 소비하지 못한 사체는 바닥에 가라앉아 미생물 분해

과정을 거치면서 저층의 용존산소 고갈과 수질악화 문제를 일으킨다(Sundbeck *et al.*, 1990). 또한 독성을 가진 일부 조류의 대규모 증식은 수생태계와 수산업에 치명적인 피해를 주기도 한다(Harper, 1992). 따라서 식물플랑크톤 거동에 대한 이해는 연안하구를 이해하고 관리하는데 있어 매우 중요한 요소로 작용한다.

조사해역인 아산만은 경기도 서남단과 충청남도 서북단 사이에 위치하며 조석 간만의 차가 큰 좁고 긴 개방형 만으로 하구의 특징을 나타낸다. 1973년 안성천 하구를 막아 만든 아산방조제와 1979년 삽교천 하구의 삽교방조제를 비롯해 남양(1974), 대호(1984) 방조제 등이 건설되었고 만내로 유입되는 담수는 인위적으로 조절되고 있다. 또한 만의 연안을 따라 대규모 국가 산업단지가 건설되고 있어 연안환경은 많은 변화가 예상된다. 지금까지 아산만 식물플랑크톤 군집에 대한 연구로는 계절에 따른 군집구조(이 등, 2005)와 하계 집중조사(이 등, 2007) 등이 존재하지만, 특정 시기 혹은 계절 변화만을 관측하였기 때문에 전반적인 군집의 변화를

*Corresponding author: yongsik@mmu.ac.kr

이해하는 데에는 한계가 있다. 따라서 본 연구는 월별조사를 통해 연 주기의 전반적인 군집 변화를 관찰하고자 하였다.

재료 및 방법

2008년 1월부터 12월까지 매월 조사를 실시하였으며, 내만에서 외만으로 총 5개 정점을 선정하여 공간적인 분포를 나타낼 수 있도록 하였다(Fig. 1).

조사기간 동안 강우량 및 일조시간은 기상청(<http://www.kma.go.kr>)의 자료를 이용하였으며, 만내로 유입되는 담수의 총량은 한국농어촌공사의 협조를 얻어, 각 방조제에서 방출되는 담수의 양을 합하였다.

채수는 5L Van Don 채수기를 이용하여 해수 표면 1m 아래 수심(표층)에서 채수 하였다.

수온, 염분 및 용존산소는 YSI-6600을 이용하였으며, 투명도는 Secchi disk를 이용하여 측정하였다. 수중의 빛 강도는 수심 10, 35, 60, 85, 110 cm에서 PAR Quantum Radiometer(LI-COR[®])를 사용하여 측정하였으며, 소광계수는(Light attenuation coefficient) Beer's Law를 이용하여 계산하였다.

영양염 분석을 위해 25 mm GF/F Glass microfiber filter로 여

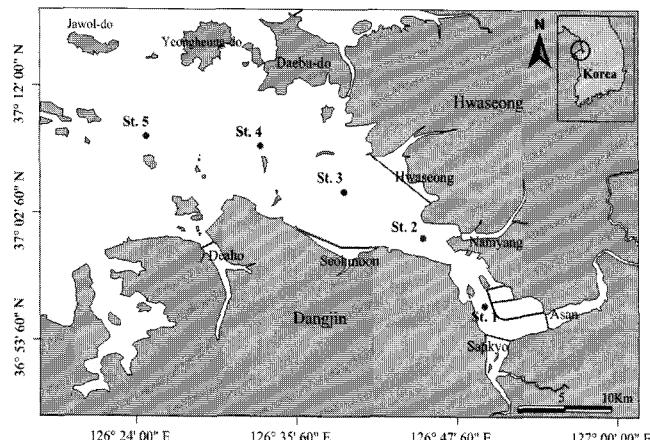


Fig. 1. Sampling stations in Asan Bay.

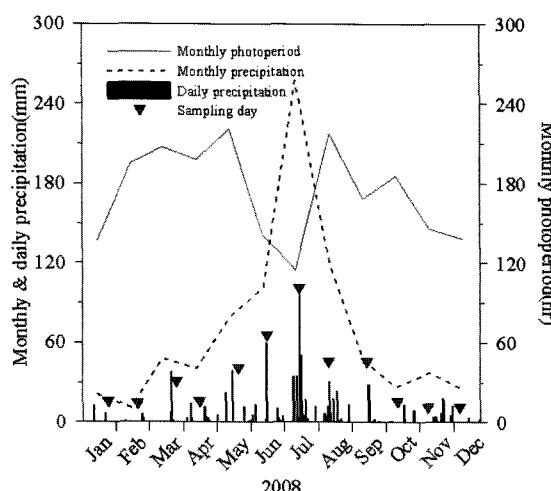


Fig. 2. Temporal variation of photoperiod, precipitation and freshwater river discharge in Asan Bay (2008).

과 된 시료 20 mL을 plastic scintillation vial에 넣어 dry ice에 냉동 운반하였고, Parsons *et al.*(1984)에 준하여 Auto-analyzer(Bran Luebbe[®])를 이용하여 분석하였다.

업록소 *a* 분석을 위하여 일정량의 시료를 유리 섬유 여과지(GF/F filter, 직경 25 mm, Whatman[®], pore size 0.7 μm)로 여과하였고, 여과 필터들은 클로로필 추출용액인 90% 아세톤(Acetone)[®]에 담겨진 8 mL 차광 시험관에 넣어 12 hr 이상 용출 시킨 후, 총 24 hr 이내로 10-AU fluorometer(Turner Designs[®])를 사용하여 측정하였다.

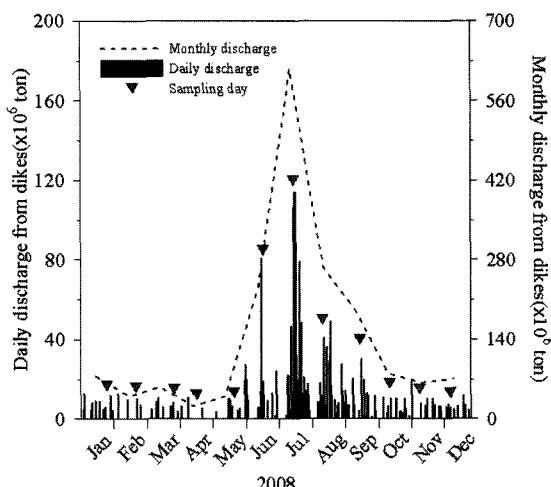
식물플랑크톤의 개수 및 동정을 위해 채집 시료를 Lugol's solution(Sournia, 1978)으로 고정한 후 Sedgewick-Rafter Chamber(S-R Chamber)로 개수하였다. 현장에서 채집한 시료 900 mL에 Lugol's solution 5 mL를 넣어 잘 혼합한 후 암실에서 2~3일 정도 자연침전 시켰다. Peristaltic pump(Masterflex-Cole Parmer[®])를 이용해 자연침전 시킨 시료의 상등액을 제거하고, 남은 여액 200 mL를 잘 혼합하여 50 mL를 Conical tube에 옮겨 담았다. 옮겨진 시료를 다시 1~2일 정도 농축시킨 후 45 mL의 상등액을 추가로 제거하고 남은 5 mL의 시료 중 1 mL을 S-R Chamber에 넣고 개수하였다. 개수는 영상 분석 장치 시스템(colored image analyzer)을 갖춘 Axioskop 2 MAT(ZEISS[®])를 이용하였다.

자료는 통계 프로그램을 이용하여 분석하였다. SPSS를 이용하여 식물플랑크톤 군집과 환경인자의 상관관계분석(Pearson's correlation analysis)을 실시하였으며, 식물플랑크톤의 생태지수를 파악하기 위하여 PRIMER 6를 이용하였다.

결 과

환경 인자 및 영양염

조사기간 동안 강수량은 가을과 겨울에 낮았고, 2월에 20.9 mm로 특히 낮았다. 하계에는 상대적으로 높은 강수량을 보였고, 7월에는 257.2 mm로 가장 높았다. 일조시간은 강수량이 높았던 여름에 상대적으로 낮았으며, 5월에 221 hr로 가장 높았다(Fig. 2). 연중 만내로 유입되는 담수방류 횟수는 총 125회였으며, 특히 강우가 많았던 하계에 집중적으로 대량의 방류가 실시되었다. 강우가



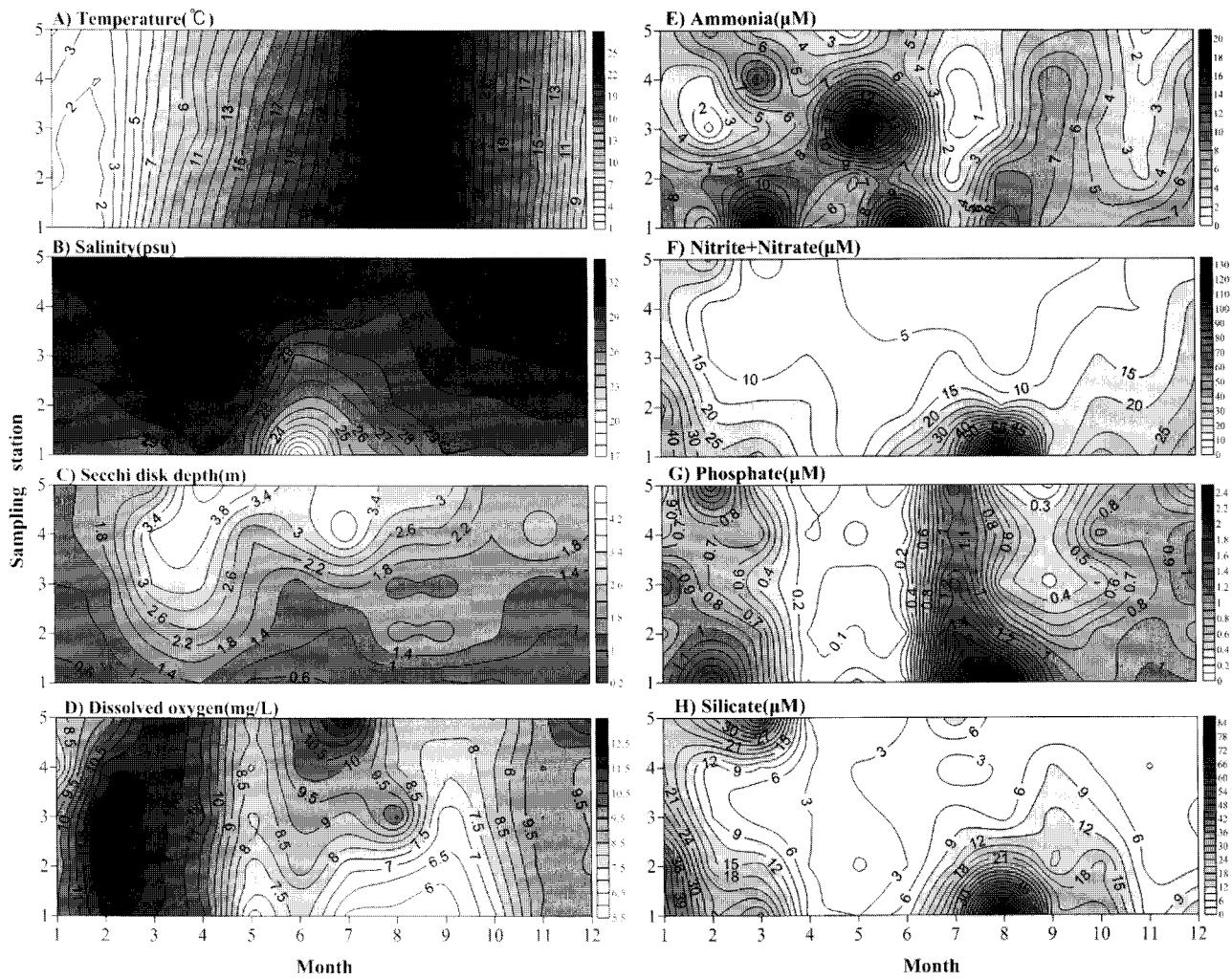


Fig. 3. Spatial and temporal variations of temperature, salinity, water transparency, dissolved oxygen and nutrient concentrations.

제일 많았던 7월에는 약 61만 6천 톤의 담수방류가 일어났으며, 일일 최대 방류량은 약 11만 4천 톤이었다(Fig. 2).

수온 변화는 연중 1.3~26.8 °C의 범위로 뚜렷한 계절적인 분포를 보였다. 조사정점간 수온 분포는 대체로 내측해역에서 다소 높은 분포를 보였는데, 이는 오전에 외측해역을 시작으로 내측해역으로 이동하면서 조사를 실시하였기 때문에 시간 경과에 따른 수온 상승으로 판단된다(Fig. 3A).

염분 분포는 17.1~32.4 psu 범위였으며 평균 염분은 30.1 psu였다. 월별 평균 염분은 6월에 26.9(17.1~32.2)psu로 가장 낮았고, 4월에 31.4(30.0~32.1)psu로 가장 높았다. 아산만의 염분 분포 특징은 강수량과 담수유입이 많은 하계와 공간적으로는 담수유입에 직접적인 영향을 받는 내측해역에서 상대적으로 낮은 염분을 나타내었다(Fig. 3B).

투명도는 연중 0.3~4.5 m의 범위를 보였고 상대적으로 1월에 낮았으며 4월에 높게 나타났다. 공간적으로는 내측해역이 낮고 외측해역으로 갈수록 증가하는 경향을 보였는데(Fig. 3C) 이는 담수유입에 의한 탁도 증가가 원인인 것으로 사료된다.

용존산소는 5.73~12.94 mg L⁻¹의 범위를 나타내었고 식물플랑크톤 대발생이 나타난 2월에는 정점 3에서 가장 높은 농도를 보

였으며 내측해역인 정점 1과 2에서도 높은 용존산소를 나타내었다. 9월 정점 1에서는 5.73 mg L⁻¹로 가장 낮은 농도를 나타내었다. 용존산소는 1월과 2월을 제외한 모든 조사시기에 외측해역에서 상대적으로 높았다(Fig. 3D).

조사기간 중 암모니아성 질소는 0.53~19.91 μM의 범위를 나타내었다. 공간 분포를 보면 내측해역에서 높고 외측으로 갈수록 감소하였다. 시간 경과에 따른 암모니아성 질소 농도 변화를 보면 대체로 봄철에 높은 농도를 보였고, 특히 5월에 평균 8.36 μM로 가장 높았으며, 7월에 1.59 μM로 가장 낮았다(Fig. 3E). 아질산+질산성 질소는 0.70~129.08 μM 범위로 분포하였으며, 내측해역이 높고 외측해역으로 갈수록 감소하는 경향을 나타내었다. 계절적으로는 1월과 8월에 각각 32.62, 29.80 μM로 높은 농도를 보였고, 5월에는 5.87 μM로 가장 낮았다. 아질산+질산성 질소는 계절적으로 여름과 겨울철에 높고 봄과 가을철에 낮은 경향을 나타내었다(Fig. 3F). 인산염의 경우 0.045~2.329 μM 범위로 분포하였으며, 상대적으로 내측해역에서 높았다. 담수유입이 많았던 7월에는 평균 1.587 μM로 타 조사시기에 비하여 월등히 높은 농도를 나타내었고, 내측해역뿐만 아니라 외측해역에서도 1 μM 이상의 높은 농도를 보였다(Fig. 3G). 규산염은 0.36~8.91 μM의 농도 범위를 나

타내었으며 내측해역이 외측해역보다 높은 농도로 분포하였다. 월별 평균 농도는 1월에 $32.61 \mu\text{M}$ 로 가장 높았고 점차 감소하여 봄철인 4월에 $3.23 \mu\text{M}$ 로 최소 농도를 나타내었다. 강우기가 시작되는 7월에 다시 증가하여 8월에 $23.63 \mu\text{M}$ 로 연중 두 번째로 높은 농도를 나타낸 이후 다시 감소하였다(Fig. 3H).

염록소 a 및 군집구조

조사기간 중 염록소 a 는 $1.22\sim60.24 \mu\text{g L}^{-1}$ 범위로 분포하였다. 2월에 전체 해역에서 높았으며, 특히 내측해역인 정점 1에서는 $60.24 \mu\text{g L}^{-1}$ 로 조사기간 중 가장 높았다. 공간적인 분포 특징을 살펴보면 대발생이 일어났던 2월부터 4월까지는 내측해역에서 높고 외측으로 갈수록 감소하는 경향을 보였으나 6월부터 10월까지는 해역의 중간 지점인 정점 3에서 높은 결과를 나타내었다. 8월의 정점 3에서는 $33.62 \mu\text{g L}^{-1}$ 에 이르는 높은 염록소 a 농도를 보였다(Fig. 4A).

식물플랑크톤 개체수는 염록소 a 농도와 아주 흡사한 패턴을 나

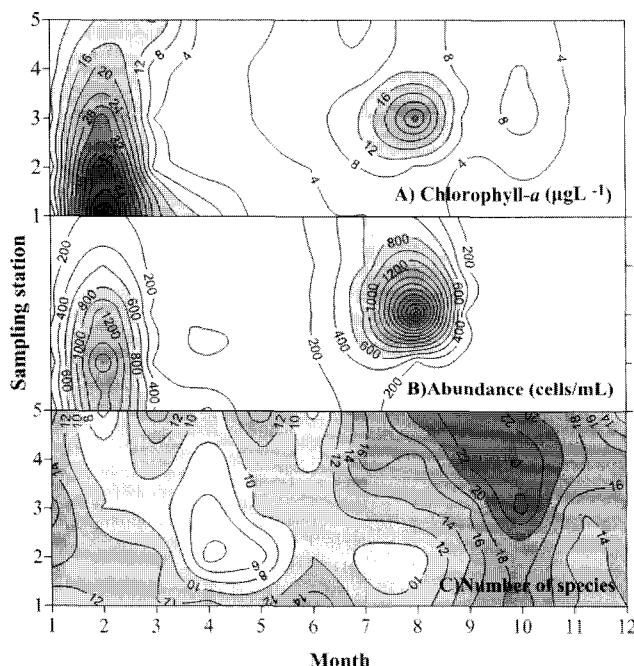


Fig. 4. Spatial and temporal variations of chlorophyll a concentration, phytoplankton abundance and number of species.

타내었다. 2월 내측해역에서는 최대 $1810 \text{ cells mL}^{-1}$ 의 개체수를 보였으며 정점 1에서 정점 3까지 $1000 \text{ cells mL}^{-1}$ 이상의 높은 밀도를 나타내었다. 8월 역시 염록소 a 가 높았던 정점 3에서 $3135 \text{ cells mL}^{-1}$ 로 높은 개체수를 나타내었다. 조사시기별 평균 개체수는 대중식이 일어났던 2월에 $1106 \text{ cells mL}^{-1}$ 로 가장 높았으며, 동계인 12월에 $38.2 \text{ cells mL}^{-1}$ 로 가장 낮았다(Fig. 4B). 개체수의 공간적 분포를 보면 대중식이 일어났던 2월부터 4월까지는 내측해역에서 높았고 외측해역으로 갈수록 감소하는 경향을 나타내었다. 6월부터 8월중에는 내측해역보다는 외측해역에서 높은 개체수를 보였는데 이는 염록소 a 와도 유사한 결과이다(Fig. 4A, B). 1월, 5월, 그리고 11~12월에는 공간적으로 크게 변화하지 않았다(Fig. 4B).

출현종은 연간 평균 14종이었고 10월에 평균 22종으로 가장 많았으며, 4월에 7종으로 가장 적었다. 출현종수는 외측해역 보다 내측해역에서 상대적으로 적게 나타났다(Fig. 4C).

조사기간에 출현한 식물플랑크톤 군집은 7개 분류군 (Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae)으로 구분되었다. 대체로 규조류(Bacillariophyceae)가 우세하였으며 외측해역에 비해 내측에서 뚜렷하였다. 내측해역인 정점 1에서는 규조류가 평균 95.7%의 분포를 보였으며 외측해역인 정점 5의 경우 평균 76.7%를 나타내었다(Fig. 5).

외편모조류는 규조류에 이어 두 번째로 높은 분포를 보였는데 규조류와는 상이하게 내측해역보다는 외측해역에서 많이 출현하였으며 특히 하계에 증가하였다. 6월의 정점 4와 정점 5에서는 각각 90.8%, 96.3%로 매우 우세하였다. 아산만에서 외편모조류의 공간분포는 계절에 따라 변화하였다. 2월과 3월에는 *Protoperidinium* sp., *Alexandrium* sp., *Gymnodinium* sp.와 같은 소수 종들이 내측해역에서 출현하지만, 4월 이후에는 *Prorocentrum* sp., *Gymnodinium* sp.와 더불어 외측해역에서 증가하기 시작하였고, 6월에는 규조류보다 높은 개체밀도를 나타내었다. 그 중 *Gymnodinium* sp.가 가장 높은 밀도를 나타내었다. 7월에는 6월보다 외편모조류의 개체수와 출현종수가 다소 감소하였지만 *Heterocapsa* sp.와 *Prorocentrum* sp.의 개체수가 증가하였다. 8월 이후에는 외편모조류의 개체수와 출현종은 점진적으로 감소하였다(Fig. 5). 아산만 식물플랑크톤 군집분포의 특징은 대부분 시기에 규조류가 우세하지만 여름철에는 오히려 외편모조류가 우세하며 특히 외측해역에서 높은 분포 양상을 보이는 것으로 요약할 수 있다(Fig. 5).

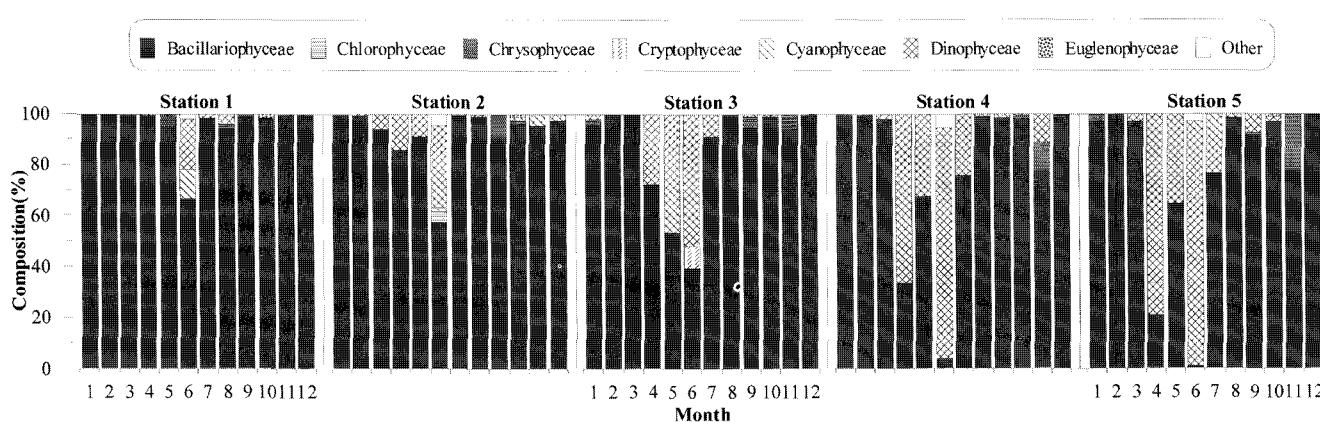


Fig. 5. Temporal variation of phytoplankton composition (in percentage) in each stations.

Table 1. Dominant and subdominant phytoplankton species during the sampling periods in Asan Bay

Month	Dominant sp.	%	Subdominant sp.	%
Jan.	<i>Thalassiosira rotula</i>	15.0	<i>Ditylum brightwellii</i>	13.8
Feb.	<i>Thalassiosira rotula</i>	80.6	<i>Skeletonema</i> sp.	7.7
Mar.	<i>Skeletonema</i> sp.	67.7	<i>Chaetoceros socialis</i>	5.1
Apr.	<i>Skeletonema</i> sp.	74.7	<i>Cylindrotheca closterium</i>	5.7
May	<i>Skeletonema</i> sp.	14.1	<i>Melosira moniliformis</i>	13.6
Jun.	<i>Gymnodinium</i> sp.	44.2	<i>Skeletonema</i> sp.	18.2
Jul.	<i>Skeletonema</i> sp.	55.1	<i>Heterocapsa triquetra</i>	7.0
Aug.	<i>Skeletonema</i> sp.	85.0	<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> complex	2.2
Sep.	<i>Cylindrotheca closterium</i>	20.2	<i>Eucampia zodiacus</i>	12.6
Oct.	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	18.8	<i>Chaetoceros socialis</i>	13.8
Nov.	<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> complex	11.4	<i>Ditylum brightwellii</i>	9.5
Dec.	<i>Coscinodiscus nodulifer</i>	10.0	<i>Ditylum brightwellii</i>	8.9
	<i>Skeletonema</i> sp.	10.0		

조사기간 중 우점종의 변화 양상을 살펴보면 대중식기인 2월에는 *Thalassiosira rotula*가 출현개체수의 80.6%를 차지하며 우점하였으며, *Skeletonema* sp.가 7.7%로 차우점하였다. *T. rotula*(15%)는 1월에도 우점종으로 출현하였으며, 특히 2월의 내측해역에서 급격한 증식을 하였고 3월에는 개체수가 급격히 감소하였다. 2월에 차우점하였던 *Skeletonema* sp.는 대중식기 이후인 3월과 4월에 각각 67.7%, 74.7%로 우점하였고 내측해역에서 높은 밀도를 나타내었다. 2월부터 4월까지는 우점종으로 출현한 *T. rotula*와 *Skeletonema* sp.의 개체수가 아산만 내측해역과 전체 해역의 식물플랑크톤 개체에 영향을 미치는 것으로 판단된다. 5월 역시 *Skeletonema* sp.(14.1%)에 의하여 우점하였으며, *Melosira moniliformis*(13.6%)가 차우점하였다. 1월부터 5월까지는 우점종과 차우점종이 규조류였고, 이러한 우점종들에 의하여 전체적인 개체수가 결정되는 양상을 나타내었다. 6월에는 외편모조류인 *Gymnodinium* sp.가 44.2%로 우점하였고 차우점종은 *Skeletonema* sp.(18.2%)였다. 7월과 8월에는 *Skeletonema* sp.가 각각 55.1%, 85.0%로 높은 분포를 보였고, *Heterocapsa triquetra*(7.0%), *Pseudo-nitzschia seriata* complex(2.2%)가 차우점하였다. 이후 조사시기에는 모두 규조류가 우점 및 차우점하였고 특정종에 의한 우점도는 감소하였다. 이 상과 같이 본 조사해역의 우점종과 차우점종은 대체로 규조류가 차지하지만 6월에서 7월에는 외편모조류가 차지하는 것으로 나타났다. 또한 2월부터 8월까지는 특정종이 최소 50% 이상을 차지하여 상당히 높은 점유율을 보였으나 타 시기에는 우점종의 점유율이 감소하였다(Table 1).

통계분석

업록소 α 는 용존산소와 상관계수 0.439로 유의한($P<0.01$) 양의 상관관계를, 수온과는 -0.274로 음의 상관관계를 나타내었다. 또한 2월과 8월 대중식기에 우점하였던 *Skeletonema* sp.와 *Thalassiosira rotula*는 각각 상관계수 0.360, 0.856으로 유의한($P<0.01$) 양의 상관관계를 보였으며, 특히 *T. rotula*와 연관성이 높았다. 투명도는 염분 및 외편모조류와는 유의한($P<0.01$) 양의 상관관계를 보였고 암모니아 질소를 제외한 영양염류와는 유의한($P<0.01$) 음의 상관관계를 나타내었다. 수온과 *T. rotula*는 상관계수 -0.413으로 유의한($P<0.01$) 음의 상관관계를 보였다. 염분은 담수방류와 강우량과

유의한($P<0.01$, $P<0.05$) 음의 상관관계를 보였고, 또한 모든 영양염류와도 유의한($P<0.01$, $P<0.05$) 음의 상관관계를 나타내었다. 인산염과 담수방류는 상관계수 0.421로 유의한($P<0.01$) 양의 상관관계를 나타내었다(Table 2).

식물플랑크톤 생태지수 변화

생태지수인 다양성지수(diversity index), 우점도지수(dominance index)를 이용하여 식물플랑크톤 군집구조의 생태계 안정성을 상대적으로 평가하였다. 다양성지수는 출현한 각 종의 개체수와 전체 출현 개체수의 상대적인 출현빈도를 나타내는 것으로 지수 값이 높을수록 다양한 종이 안정적으로 서식함을 의미한다. 월 평균 다양성지수의 변화를 보면 2월과 8월에 각각 0.83, 0.98로 낮은 수치를 보였으며 1월과 5월 그리고 9월에서 12월까지는 2.16 이상의 높은 수치를 나타내었다. 상대적으로 대중식이 발생했던 2월에서 4월까지는 낮은 수치를 보였으며, 강우기인 7월과 8월에도 낮은 수치를 나타내었다. 정점별 평균 다양성지수는 내측해역에서 외측해역으로 갈수록 증가하는 경향을 나타내었다(Fig. 6A). 우점도 지수는 지수값이 높을수록 특정종이 차지하는 비율이 높음을 시사한다. 즉 지수값이 1에 가까울수록 생물의 군집이 단순함을 의미하며, 다양성지수가 높은 곳에서는 상대적으로 우점도 지수가 낮은 결과를 보인다. 월 평균 우점도 지수 변화를 보면 2월과 8월에 각각 0.63, 0.62로 높은 결과를 보였고, 특히 대발생이 나타난 2월의 정점 1, 2와 8월의 정점 3에서는 각각 0.63, 0.72 그리고 0.87로 매우 높은 수치를 나타내었다. 공간적인 분포는 다양성지수와 상반된 결과로 내측해역에서 외측해역으로 갈수록 감소하였다(Fig. 6B).

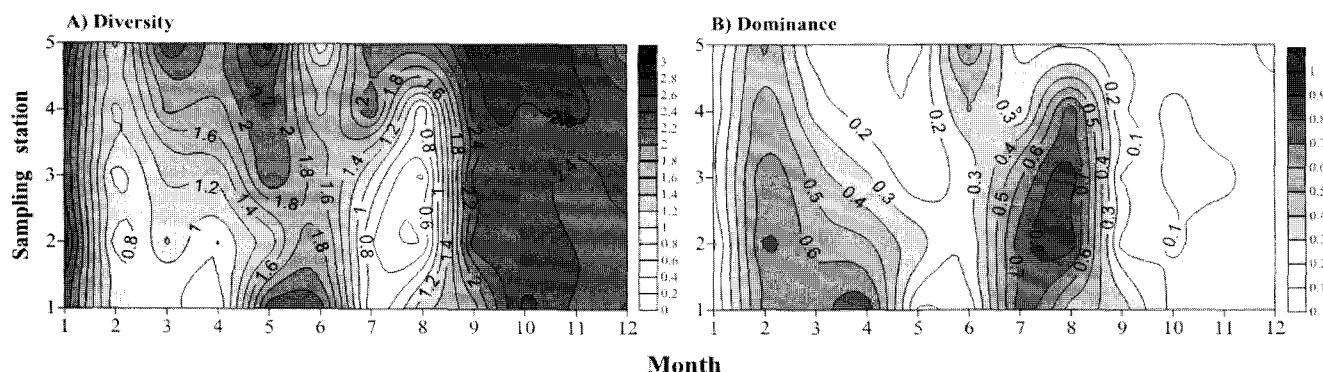
고찰

연안하구에서 식물플랑크톤은 다양한 환경인자 변화에 영향을 받으며 서로 상관성을 나타내는 것으로 알려져 있다(Wafer et al., 1983). 일반적으로 하구에서 담수유입은 식물플랑크톤 성장에 필수 요건인 빛, 영양염의 변화를 가져오며 염분 등 여러 가지 환경인자들을 일시적으로 변화시킨다(Malone and Chervin, 1979; Malone et al., 1980; Cloern et al., 1983; Pennock, 1985; Malone

Table 2. Pearson's correlation analyses among environmental and biological parameters

	Chla	SD	Temp.	Sal.	DO	NO _X	NH ₄	PO ₄	SiO ₂	Kd	PAR	Dis	Preci	S-sp.	T-R	Dino
Chla	1															
SD		1														
Temp.	-.274*		1													
Sal.		.548**	-.267*	1												
DO	.439**	.304*	-.613**	.327*	1											
NO _X		-.508**		-.414**	-.260*	1										
NH ₄				-.388**		.271*	1									
PO ₄					-.394**		.617**	1								
SiO ₂						-.445**		.564**	1							
Kd							-.637**		.460**	.502**	1					
PAR								-.393**		.296*		1				
Dis									.601**	-.356**		.421**	1			
Preci											.315*		.940**	1		
S-sp.												.280*		.295*	1	
T-R													.856**		1	
Dino														.476**	.490**	1

*P<0.05, **P<0.01 Chlorophyll *a*(Chla, $\mu\text{g L}^{-1}$), Secchi disk depth(SD, m), Temperature(Temp., $^{\circ}\text{C}$), Salinity(Sal., psu), Dissolved Oxygen(DO, mg L^{-1}), Nitrite+Nitrate(NO_X, μM), Ammonia(NH₄, μM), Phosphate(PO₄, μM) Silicate(SiO₂, μM) Light attenuation coefficient(Kd, m^{-1}), Photosynthetically Active Radiation(PAR, $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ per μA), Discharge(Dis, 10^6ton), Precipitation(Preci, mm), *Skeletonema* sp.(S-sp., cells mL^{-1}), *Thalassiosira rotula*(T-R, cells mL^{-1}), Dinoflagellates(Dino, cells mL^{-1}).

**Fig. 6.** Spatial and temporal variations of diversity and dominance.

et al., 1988; Gallegos et al., 1992; Boyer et al., 1993). 하구에서 가장 크게 변화하는 염분은 담수유입 정도에 따라 결정되며 이는 식물플랑크톤에게 영향을 준다(Fisher et al., 1988). 아산만에서도 담수유입에 의한 환경변화를 관측할 수 있었으며, 특히 염분은 시공간에 따라 다양한 변화를 나타내었다(Fig. 3). 담수유입과 염분의 상관분석 결과에서도 상관계수가 0.356으로 유의한($P<0.01$) 음의 상관관계를 보였다. 또한 염분과 투명도는 유의한($P<0.01$) 양의 상관관계를 보였으며, 소광계수(Kd), PAR(photosynthetically active radiation) 그리고 영양염류와는 유의한($P<0.01$, $P<0.05$) 음의 상관관계를 보임으로써 담수유입이 하구 환경인자 변화에 큰 영향을 미치는 것을 알 수 있었다(Table 2). 본 조사지역과 유사한 시스템인 영산강 하구나 낙동강 하구 등에서도 담수방류와 환경인자는 밀접한 연관성을 나타내었다(문과 죄 1991; 신 등, 2005).

수계에서 영양염류는 기본적으로 두 가지 유형에 의하여 공급이 이루어진다. 담수나 유거수(runoff)에 의한 외부 유입과 박테리아와 같은 미생물에 의한 광물질화(mineralization) 과정을 통한 공급이 대표적인 예이다. 본 조사지역 같이 담수유입이 존재하는 하

구 시스템에서는 전(前)자의 경우가 우세하게 나타난다(Wolfe and Kjerfve, 1986). 영양염류와 염분과의 상관분석 결과가 유의한($P<0.01$, $P<0.05$) 음의 상관관계를 나타내었고, 또한 인산염의 경우 담수방류량과 유의한($P<0.01$) 양의 상관관계를 보임으로써 위의 내용을 뒷받침한다(Table 2).

용존산소의 용해도는 수온에 크게 영향을 받기 때문에 상대적으로 여름에 낮고 겨울에 높은 분포를 보이게 된다. 용존산소와 수온의 상관분석에서도 유의한($P<0.01$) 음의 상관관계를 나타내었다(Table 2). 2월의 내측해역과 8월의 정점 3의 경우 높은 용존산소를 나타내었는데 당시의 엽록소 *a*도 높은 농도를 보였다(Fig. 3D, 4A). 상관분석 결과 용존산소와 엽록소 *a*는 상관계수가 0.439로 유의한($P<0.01$) 양의 상관관계를 보임으로써 본 조사지역의 용존산소는 수온 및 엽록소 *a* 농도에 의하여 영향을 받을 수 있음을 시사한다(Table 2).

아산만은 2월 내측해역에서 식물플랑크톤 대발생(bloom)이 나타나는 것으로 보고되었으나(이 등, 2005; 현 등, 2006) 본 조사에서는 2월과 8월 두 번의 대발생이 관측되었고(Fig. 4A), 각 시기

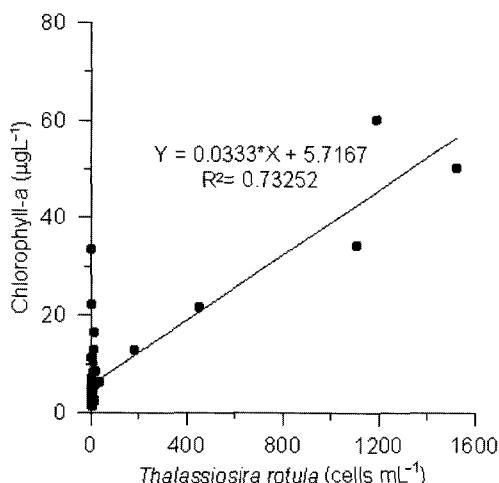


Fig. 7. Linear regression between *Thalassiosira rotula* abundance and chlorophyll-a concentration.

에 따라 발생위치 및 군집이 상이하게 나타났다. 2월 대발생은 내측해역에서 관측되었으며, *Thalassiosira rotula*가 우점하였고 *Skeletonema* sp.가 차우점하였다. 특히 *T. rotula*는 엽록소 *a*와 유의한 양의 상관성($P<0.01$)을 보임으로써 이 종의 개체수가 아산만 전체 식물플랑크톤 생체량에 결정적인 기여($R^2=0.733$)를 하고 있음을 확인하였다(Fig. 7). 8월 대발생은 해역의 중간지점과 외측해역에서 발생하였으며 *Skeletonema* sp.가 우점하였고, 차우점종으로는 *Pseudo-nitzschia seriata complex*로 나타났다(Table 1). 선행조사에서도 2월 대발생시 *Thalassiosira* spp.와 *S. costatum*으로 보고되었고(이 등, 2005) 이 종들은 남해와 동해 연안(강 등, 2003), 만경강 하류(심 등, 1991) 그리고 낙동강 하구(조 등, 1988)에서도 우점종으로 출현한 바 있다. 각 환경인자와 2월에 극우점종 *Thalassiosira rotula*를 상관분석한 결과 수온과 유의한($P<0.01$) 음의 상관관계를 보임으로써 *T. rotula*의 겨울철 대발생은 수온이 가장 큰 영향인자일 것으로 판단된다(Table 2).

아산만의 식물플랑크톤 군집구조를 보면 대체로 규조류가 우세한 분포를 나타내었지만 하계에는 와편모조류의 개체수가 증가하였다. 우점종 또한 연중 규조류가 우점종으로 출현하지만, 하계인 6월과 7월 사이에는 와편모조류가 우점 또는 차우점하였다(Fig. 5, Table 1). 이 등(2007)은 하계에 와편모조류인 *Prorocentrum* sp.가 우점 또는 차우점하는 것으로 보고하였으나, 본 조사에서는 선행조사와 달리 *Gymnodinium* sp.와 *Heterocapsa triquetra*가 6, 7월에 각각 우점, 차우점 하였다(Table 1). 6월에 우점한 *Gymnodinium* sp.는 매 조사시 출현한 속(genus)으로, 이 속중 *Gymnodinium catenatum* 같은 일부 종은 마비성폐독(paralytic shellfish poisoning: PSP)을 생산하는 대표적인 종으로 알려져 있다(Mohamad et al., 2002). 또한 기억상실성폐독(amnesiac shellfish poison: ASP)을 생산하는 적조규조류의 일부인 *Pseudo-nitzschia seriata complex*(Fehling et al., 2005)가 8월에 차우점종으로 출현 하였다(Table 1). 이 속은 이 등(2005)의 선행연구(계절조사)에서도 봄철과 여름철에 우점 또는 차우점하였으나, 우점하는 시기가 본 조사와는 다소 차이를 보였다. 이 속들 중 일부는 폐류를 통하여 인간에게 피해를 줄 수 있는 종으로서 출현, 분포 형태 등에 대한 지속적인 관찰이 요구

된다. 아산만의 와편모조류 출현 양상을 보면, 연중 소수의 종들이 출현하지만 개체밀도는 매우 낮아 전체 군집에서 큰 비중을 차지하지는 않았다. 하지만 4월 외측해역에서 개체가 급격히 증가하기 시작하여 6월에는 90% 이상의 기여율을 보였다(Fig. 5). 와편모조류는 대체로 높은 염분, 수온 및 광량을 선호하는 것으로 알려져 있는데(Smaya, 1980; 이 등, 2001; 오와 윤 2004), 아산만의 외측해역은 내측에 비해 상대적으로 높은 투명도와 높은 염분을 나타내고 있으며 6월은 계절적으로 수온이 증가하는 시기이다. 또한 강우시기에 다량의 담수가 유입하여 충분한 영양염 공급이 복합적으로 작용하여 와편모조류의 증식에 영향을 미쳤을 것으로 사료된다.

식물플랑크톤 출현종수의 변동을 보면, 외측에 비해 상대적으로 내측해역에서 적은 종수를 보였다(Fig. 4C). 생태지수인 다양성지수도 외측해역으로 갈수록 증가하였고 우점도 지수는 감소하였다(Fig. 6). 담수방류에 직접적으로 영향을 받는 내측은 외측해역보다 수계교란 빈도가 높기 때문에 내측해역에서는 환경변화에 적응력이 강하거나 적응된 소수종이 분포할 수 있을 것이라 예상된다.

사사

이 연구는 한국과학재단 목적기초연구(과제번호 R01-2003-000-10080-0)와 2008년 호남씨그랜트사업단 연구개발(밸러스트 수처리 기법을 활용한 적조구제 장치개발의 타당성 조사) 과제의 지원으로 수행되었습니다.

참고문헌

- 강연식, 최중기, 엄희문, 2003. 고리 월성, 올진과 영광 연안해역에서 식물플랑크톤 군집의 생태학적 특성III. 우점종분포와 환경 요인들. 조류학회지, 18: 29-47.
- 문창호, 최혜지, 1991. 낙동강 하구 환경특성 및 식물플랑크톤의 군집구조에 관한 연구. 한국해양학회지, 26(2): 144-154.
- 신용식, 서호영, 현봉길, 2005. 해수층의 연분 변화가 일차생산자와 상위소비자의 크기구조에 미치는 영향. 한국해양학회지, 10(2): 113-123.
- 심재형, 신윤근, 이원호, 1991. 만경강 하류의 환경과 식물플랑크톤 군집. 한국육수학회지, 24(1): 45-54.
- 오석진, 윤양호, 2004. 여수해안에서 분리한 유독 와편모조류, *Gymnodinium catenatum*(Graham)의 성장에 미치는 수온, 염분과 광 조건. Algae, 19(4): 293-301.
- 이상현, 신용식, 양성렬, 박철, 2005. 아산만 식물플랑크톤의 계절별 군집 분포 특성. Ocean and Polar Research, 27(2): 149-159.
- 이창규, 김형철, 이삼근, 정창수, 김학균, 임월애, 2001. 남해안 연안에서 적조생물, *Cochlodinium polykrikoides*, *Gyrodinium impudicum*, *Gymnodinium catenatum*의 출현상황과 온도, 염분, 조도 및 영양염류에 따른 성장특성. J. Korean Fish. Soc., 34(5): 536-544.
- 이향화, 신용식, 양성렬, 박철, 2007. 아산만 연안하구 식물플랑크톤의 2006년 하계 종조성 변화. 한국해양학회지, 12(3): 200-210.
- 조창환, 허성희, 1988. 낙동강 하구 부근의 식물플랑크톤 군집구조와 분포. 해양연구, 10: 39-45.

- 현봉길, 신용식, 박철, 양성렬, 2006. 아산만 식물플랑크톤 크기구조의 시공간적 변동. *한국환경생물학회*, 24(1): 7-18.
- Bold, H.C. and M.J. Wynne, 1985. *Introduction to the Algae*. 2nd Ed. Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, New Jersey., pp. 720.
- Boyer, J.P., R.R. Christian and D.W. Stanley, 1993. Patterns phytoplankton primary productivity in the Neuse River estuary, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 97: 287-297.
- Brook, A.J., 1965. Planktonic algae as indicators of lake types, with special reference to the Desmidiaceae. *Limnology and Oceanography*, 10: 403-411.
- Chapman, V.J., 1968. *The Algae*. Macmillan London, Melbourne, Toronto St Martin's Press. New York, p. 472.
- Cloern, J.E., A.E. Alpine, B.E. Cole, R.L.J. Wong, J.F. Arthur and M.D. Ball, 1983. River discharge controls phytoplankton dynamics in the northern San Francisco Bay estuary. *Estuarine Coastal and shelf Science*, 16: 415-429.
- Dodge J.D., 1975. *The fine structure of algal cells*. Academic Press. Inc. London, pp. 261.
- Fehling, J., K. Davidson, and S.S. Bates, 2005. Growth dynamics of non-toxic *Pseudo-nitzschia delicatissima* and toxic *P. seriata* (Bacillariophyceae) under simulated spring and summer photoperiods. *Harmful Algae*, 4(4): 763-769.
- Fisher, T.R., L.W. Jr. Harding, D.W. Stanley and L.G. Ward, 1988. Phytoplankton, nutrient and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 27: 61-93.
- Gallegos, C.L., T.E. Jordan and D.L. Correll, 1992. Eventscale response of phytoplankton to watershed inputs in a subestuary: Timing, magnitude, and location of blooms. *Limnology and Oceanography*, 37(4): 813-825.
- Harper D., 1992. *Eutrophication of freshwater. Principles, problems and restoration*. Chapman and Hall, London, p. 329.
- Hellawell, J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publishers, p. 546.
- James, A., 1979. The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality. In: James A. and L. Evison(eds.). *Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley and Sons, New York, pp. 1-16.
- Loftus, M.E., D.V.S. Rao and H.H. Seliger, 1972. Growth and dissipation of phytoplankton in Chesapeake bay. *Chesapeake Science*, 13: 282-299.
- Malone, T.C. and M.B. Chervin, 1979. The production and fate of phytoplankton size fractions in the plume of Hudson river. New York Bight. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 683-696.
- Malone, T.C., P.J. Neale and D. Boardman, 1980. Influences of estuarine circulation on the distribution and biomass of phytoplankton size fractions. In *Estuarine perspectives*, edited by V. Kennedy, Academic Press, New York, pp. 249-262.
- Malone, T.C., L.H. Crocker, S.E. Pike and B.W. Wendler, 1988. Influences of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 48: 235-249.
- Mohamad, S., T. Takatani, O. Arakawa and T. Noguchi, 2002. Effects of temperature on the PSP-excreting activity of toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. *Fisheries Science*, 68(1): 625-626.
- Parsons T.R., Y. Maita and C.M. Lalli, 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, New York, pp. 22-25.
- Pennock J.R., 1985. Chlorophyll distributions in the Delaware estuary: Regulation by light-limitations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21: 711-725.
- Reynolds, C.S., S.W. Wiseman, B.M. Godfrey and C. Butterwick, 1983. Some Effects of artificial mixing on the dynamics of the phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *J. Plankton Res.*, 5: 203-234.
- Sin, Y.S., R.L. Wetzel and I.C. Anderson, 1999. Spatioal and temporal characteristics of phytoplankton dynamics in the York River estuary, Virginia: analyses of long-term data. *Estuaries*, 22: 260-275.
- Sin, Y.S. and J. Kim, 2003. Relative importance of bottom-up vs. top-down controls on size-structured phytoplankton dynamics in a freshwater ecosystem I. temporal and spatial variations of size structure. *Korean J. Limnol.*, 36(4): 403-412.
- Smayda, T.J., 1980. Phytoplankton species succession. In I. Morris (Ed.), *The Physiological Ecology of Phytoplankton*, Blackwell, Oxford, pp. 483-570.
- Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert and A. Duncan, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.*, 106: 433-471.
- Sournia, A., 1978. *Phytoplankton manual*. In: Monographs on oceanographic Methodology 6. ed. by Sournia, A., UNESCO, Paris.
- Sundbeck K., B. Joensson, P. Nilsson and I. Lindstroem, 1990. Impact of accumulating drifting macroalgae on a shallow-water sediment system: An experimental study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 58(3): 261-274.
- Wafer M.V.M., P.I. Le Corre and J.L. Birrien, 1983. Nutrients and primary production in permanently well-mixed temperate coastal water. *Estuarine Coastal and Shelf Sci.*, 17: 431-446.
- Watanabe T. 1962. On the biotic index of water pollution based upon the species number of Bacillariophyceae in the Tokoro River in Hokkaido (in Japanese). *Jap. Jour. Eco.*, 12: 216-222.
- Wolfe, D.A. and B. Kjerfve, 1986. Estuarine variability: an overview. In *estuarine variability*, D.A. Wolfe ed. Academic, Orlando, FL, pp. 3-17.

2011년 6월 10일 원고접수

2011년 11월 25일 수정본 채택

담당편집위원: 이준백