Korean J. Limnol. 34 (3) : 192~198 (2001)

경안천에서 하수처리수와 생하수에 대한 algal bioassay

신재기* · 이옥희[1] · 황순진 · 조경제[2]

(건국대학교 지역생태시스템공학과, 서울 143-701, [1]인제대학교 대학원 생물학과, 김해 621-749, [2]인제대학교 환경시스템학부, 김해 621-749)

Algal Bioassay for the Treated and Raw Wastewater in the Kyongan Stream. ***Shin, Jae-Ki*, Ok Hee Lee[1], Soon-Jin Hwang and Kyung-Je Cho[2] (Department of Biological Systems Engineering, Konkuk University, Seoul 143-701, [1]Department of Biology, the Graduate School, Inje University, Kimhae 621-749, [2]School of Environmental Science and Engineering, Inje University, Kimhae 621-749, Korea)***

The Kyongan Stream and the inlet part of Paltang Reservoir are under significant influence of the effluent of sewage wastewater treatment plant (SWTP) and untreated domestic wastewater (DOW). The fertility of wastewater was evaluated through bioassay using natural phytoplankton population diluted in five levels. The concentrations of NH_4, SRP and SRSi were positively correlated with the biomass of phytoplankton. P concentration showed stronger correlation ($r = 0.959$, $p < 0.001$) than other nutrients. Compared with the initial concentrations, NH_4 concentrations in samples from SWTP and DOW decreased 96% and 7%, respectively during the cultivation, and those of SRSi decreased 97% and 60%. However, NO_3 concentrations in samples neither showed any particular change nor any increase. Chl-*a* concentration ranged between 20 μg/l and 125 μg/l, which maximum value increased up to 83 times. Estimated from the relationship between chl-*a* and SRP, the P concentration that can maintain the biomass of algae under mesotrophic state (< 25 μg chl-*a*/l) was 83 μg P/l. The volume of flow to maintain this level solely by natural dilution was about 16~25 times of inflowing volume in the stream. However, it is not feasible to tap water of such quantity. Therefore, it is imperative to build an advanced sewage wastewater treatment facility that can reduce NH_4 and SRP concentrations that promote the growth of phytoplankton in discharged water.

Key words : Algal assay, Kyongan Stream, Limiting nutrient, Wastewater

서 론

우리나라 하천과 저수지의 부영양화 현상은 급속한 산업화, 개발 위주의 도시화, 인구의 집중화 및 생활의 현대화로 인한 인위적인 영향이 크고, 대하천을 중심으로 상수원의 수질은 날로 악화되고 있는 실정에 있다(수개단, 2000; 신과 조, 2000a; 신 등, 2000; 환경부, 2000). 수질오염의 근원으로 볼 때, 하계의 풍수기에는 점 또는 비점 오염원에 의한 영향이 복합적으로 작용하나, 무기 N과 P 농도는 유량의 급증으로 갈수기에 비해 높지 않다. 반면에, 우리나라는 하상계수가 커서 우기를 제외한 평·갈수기에는 유출 수량의 부족으로 점오염원의 영향이 더욱 뚜렷하다(신, 1998; 신 등, 2001).

하수처리장 배출수는 양과 농도의 부하 측면으로 볼 때, 전형적인 점오염원의 한 형태로 분류될 수 있고, 일

*Corresponding author: Tel: 011-870-6121, Fax: 02) 456-5062, E-mail: jaekishin@hanmail.net

반적으로 하수처리장은 지리적 특성을 고려하여 소유역의 하천 중·하류에 위치하고 있다. 특히 도시를 관류하는 대다수 하천은 하수 및 분뇨처리장의 처리 후 배출되는 공공수역에 해당한다(수개단, 2000; 환경부, 2000). 이들 하천은 높은 N·P 농도를 유지하고 있으며, 다른 영양염에 비해 NH_4나 SRP가 차지하는 비중이 더욱 크다(신 등, 2000; 임 등, 2000).

하천과 저수지에 영양염의 지속적인 유입은 다른 요인보다도 식물플랑크톤의 생물량 증가, 투명도의 감소 등에 의해 수경관을 저하시킬 뿐만 아니라 물 이용 측면에서 이취미의 발생과 정수처리의 어려움을 더욱 가중시키게 된다(조와 신, 1998; 환경부, 2000). 경안천~팔당호 구간은 하수처리장과 미처리된 생(활)하수의 배출수 영향으로 연중 부영양화가 전개되고 있는 대표적인 수역에 해당한다(신 등, 2000; 신 등, 2001). 따라서 이러한 영향을 저감시키기 위해서 하수처리장과 생하수의 배출 농도에 대한 생물검정은 중요한 부분이 될 수 있다.

수질오염에 대한 배출수의 영향을 평가함에 있어, 통상적으로 단순 수질분석 결과가 적용되고 있으나, 생물검정에 의한 방법이 더욱 효과적일 수 있다(Miller *et al*., 1978). 생물 검정법은 수질분석에 의한 결과와 마찬가지로 제한 영향인자를 평가할 수 있을 뿐만 아니라 그 보다도 수계의 다양한 오염원으로부터 유입되는 각종 오염물질의 잠재 영향력을 예측 및 판단하는데 유용하다(Nilsson, 1978; Box, 1983; Lopez and Davalos-Lind, 1998). 생물 검정을 위한 대상시료는 자연수와 하수를 그대로 적용할 수 있으나, 제한 영양염이 결핍된 자연수의 경우는 인위적으로 첨가하기도 한다. 또한, 조류 생물검정은 단일 시험조류와 자연조류 개체군을 이용하는 방법이 일반적이다(Claesson and Forsberg, 1978; 조와 신, 1996). 이 중에서 자연조류 개체군의 경우는 생태계의 현장 상황에 보다 근접된 배양 결과를 가져올 수 있는 현실성이 부여될 수 있어 다른 방법에 비해 널리 활용되고 있다(Munawar *et al*., 1983).

최근까지 우리나라에서 수질오염 관리에 대한 많은 관심과 연구가 있어 왔으나 외국의 사례에 의존적이라 할 수 있고, 국내의 실정을 제대로 반영하지 못하고 있다. 또한 육수학적 측면에서 날로 증가하고 있는 하수처리장의 배출수에 대한 영향을 고려한 연구는 그리 많지 않다(김 등, 2001). 따라서, 본 연구는 하천과 저수지의 수질 부영양화를 저감시킬 수 있는 방안으로 하수처리수와 생하수에 포함된 제한영양염에 대해 자연조류 개체군을 이용하여 생물검정하였다.

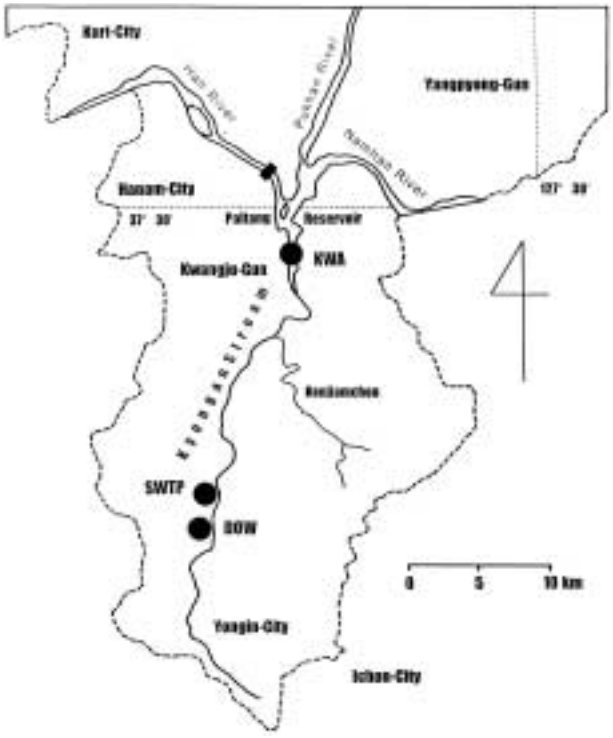

Fig. 1. Map showing sampling locations for the natural phytoplankton bioassay in the Kyongan Stream. SWTP: Yongin Sewage Wastewater Treatment Plant, DOW: Domestic Wastewater and KWA: Kwangdong Bridge.

재료 및 방법

본 연구는 경안천을 배출수역으로 하는 용인하수처리장(sewage wastewater treatment plant; SWTP)과 용인생하수(domestic wastewater; DOW) 배출구 및 광동교(KWA)를 대상으로 하였다(Fig. 1). 용인하수처리장(시설용량 36천톤/일, 표준활성슬러지처리)과 생하수 배출구는 광동교로부터 약 24 km 상류에 위치하고 있다.

수질분석을 위한 시료는 2000년 10월부터 2001년 4월까지 매월 1회 채수하였다. 생하수는 하수 유입량이 처리용량을 초과하거나 하수처리장의 가동상 문제가 발생한 경우 간헐적으로 다량 방류되었기 때문에 2000년 10월과 2001년 1월에만 채수하였다. 생물검정을 위한 배출수 시료는 2000년 10월에 채수한 것을 이용하였고, 배양 접종시료는 경안천의 최하류에 해당하는 광동교에서 규조류 *Stephanodiscus hantzschii* f. *tenuis*가 우점한 시기인 2000년 3월에 표층수를 채수하였다.

하수 배출수 시료는 현장에서 채수한 다음 아이스박

Table 1. Culture conditions for natural phytoplankton bioassay in laboratory.

Parameters	Culture condition
Light	110 mol m^{-2} s^{-1}, continuous
Temperature	10°C
Shaking	once/day
Assay sample	Raw and treated wastewater
Inoculation stock	Natural water collected in Kwangdong Bridge
Dominant algae	Diatom, *Stephanodiscus hantzschii* f. *tenuis*

Medium composition with dilution ratio	Wastewater		Dilution		Inoculation stock
−None	4	:	0	:	1
−D1	3	:	1	:	1
−D2	2	:	2	:	1
−D3	1	:	3	:	1
−D4	0	:	4	:	1

스(4±1°C)에 담아 실험실로 운반하였다. 운반 즉시 Whatman GF/C filter와 0.45 μm membrane filter (Millipore)에 여과하였고, 여과수는 배양 전까지 냉동고(−25 °C)에 보관하였다. 광동교에서 채집한 식물플랑크톤 접종시료는 64 μm screen에 3회 통과시켜 동물플랑크톤과 부유물질의 영향을 최대한 제거하였다(Fig. 2). 냉동 보관시료는 배양 직전에 실온에서 완전히 녹인 후 즉시 사용하였다. 하수 배출수는 고농도의 영양염을 함유하고 있기 때문에 영양염 농도에 따른 식물플랑크톤의 생장을 확인하기 위하여 희석 비율을 달리하였다. 이때 희석수는 $NaHCO_3$ 용액을 제조(APHA, 1995)하여 여과멸균 후 사용하였고, 희석 구배(None, D1～D4)는 Table 1과 같이 처리하여 배양하였다.

배양 용기는 Pyrex 재질로 된 250 ml E-flask를 사용하였고, 용기 마개는 알루미늄 호일을 사용하였다. 온도는 현장 수온을 고려하여 10°C로 하였고, 광은 110 μmol m^{-2} s^{-1}의 연속광으로 하였다. 7일 동안 배양하였고, 하루에 1회 흔들어 주었다(Fig. 2, Table 1). 온도와 광도 측정은 각각 digital thermometer (Omega model CL27, USA)와 quantum sensor (Li-Cor 190SB, USA)를 이용하였다. 배양 초기와 종료 시료는 각각 sampling하여 즉시 Whatman GF/F filter로 여과하였고, 여과지는 엽록소 *a* 농도를, 여과수는 무기 N, P 및 Si영양염 농도를 분석하는데 이용하였다.

배출수, 하천수 및 배양시료에 포함된 무기영양염 중 NH_4는 salicylate-citrate법, NO_3는 cadmium reduction 법, NO_2는 sulfanilamide법, SRP (soluble reative phosphorus)는 molybdate-blue법 및 SRSi (soluble reactive silicon)은 silicomolybdate법으로 측정하였다(Strickland and Parsons, 1972; Rump and Krist, 1988; APHA, 1995). 엽록소 *a*는 90% ethanol을 용매로 비등 추출하여 정량하였다(Nusch, 1980). DIN (dissolved inorganic nitrogen)은 NH_4, NO_3 및 NO_2의 합으로 산정하였다.

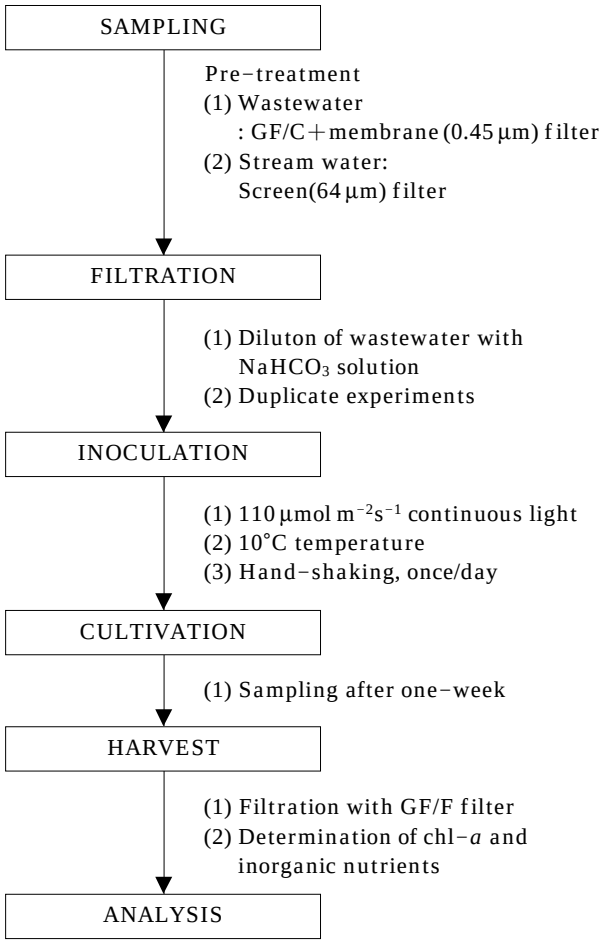

Fig. 2. Schematic diagram for the bioassay using natural phytoplankton to assess the trophic potential of raw and treated wastewater.

결과 및 고찰

1. 하수 배출수와 하천수의 수질

하수처리장에서 처리한 배출수(하수처리수)의 무기질소(DIN) 성분 중, NH_4의 농도는 1,305～4,958 μg N/l 범위이었고, NO_3는 284～2,298 μg N/l, NO_2는 52～606 μg N/l 범위이었다. 반면, 생하수의 NH_4, NO_3 및 NO_2 평균

Table 2. Comparison of water quality among wastewater treatment effluent, raw wastewater and stream water in the Kyongan Stream from October 2000 to April 2001.

Parameters \ Sample type	Treated wastewater		Raw wastewater	Stream water	
	Range	Mean	Mean	Range	Mean
Ammonium (μg N/l)	1,305～4,958	2,715	4,605	102～3,729	1,724
Nitrate (μg N/l)	284～2,298	1,072	44	356～1,624	940
Nitrite (μg N/l)	52～606	246	307	13～87	43
Soluble reactive phosphorus (μg P/l)	646～2,933	2,109	1,309	0～184	87
Soluble reactive silicon (μg Si/l)	2,311～3,368	2,771	2,478	0～1,442	644
Chlorophyll-*a* (μg/l)	–	–	–	14～388	100
DIN/SRP ratio	0.6～5.7	2.4	3.8	16～7,173	1,063
SRSi/SRP ratio	1.0～3.6	1.6	1.9	0.1～5,476	786

농도는 각각 4,605 μg N/l, 44 μg N/l 및 307 μg N/l이었다 (Table 2). DIN에서 차지하는 비율로 보면, 하수처리수와 생하수에서 NH_4는 각각 70%, 94%, NO_3는 24%, 1%이었고 NO_2는 6%, 6%이었다. NH_4의 평균 농도는 생하수가 하수처리수보다 1.7배 높았고, NO_3의 평균 농도는 하수처리수가 생하수보다 24배 높았다.

하수처리수에서 SRP 농도는 646～2,933 μg P/l 범위이었고, 생하수의 평균 농도는 1,309 μg P/l이었다 (Table 2). 하수처리수의 SRP 변동은 시기적으로 차이가 있었고, 생하수보다 1.6배 컸다. 하수처리수에서 SRSi 농도는 2,311～3,368 μg Si/l 범위이었고, 생하수의 평균 농도는 2,478 μg Si/l이었다 (Table 2). 규산염은 하수처리수와 생하수에서 큰 차이를 발견할 수 없었다.

하수처리수가 도시 생하수보다 NH_4의 농도가 낮고, NO_3 농도가 높은 원인은 몇가지로 요약할 수 있다. 첫째, 생하수의 특성상 질화 박테리아 (nitrifier population)의 활성이 적고 (Brion and Billen, 2000), 강력한 혐기성 조건 (DO, <2.5 mg O_2/l)을 유지하여 암모니아화 작용이 활발하였던 것으로 볼 수 있었다. 둘째, 하수처리장의 폭기 공정에서 NH_4가 NO_3의 질산화가 일어나기 때문일 것이다 (Brion and Billen, 2000). 반면에, 하수처리수에서 SRP 농도가 생하수보다 도리어 높은 것은 하수처리 과정에서 유입수의 적정 BOD 농도를 유지시키기 위하여 생분뇨를 투입하여 합병처리 (환경부, 1998; 이와 이, 2000)하기 때문이다.

경안천 하류의 광동교에서 2000년 10월부터 2001년 4월까지 하천수 수질을 모니터링한 결과는 Table 2와 같다. NH_4의 농도는 102～3,729 μg N/l 범위이었고, NO_3는 356～1,624 μg N/l 범위이었다. SRP의 평균값과 최대값은 각각 87 μg P/l, 184 μg P/l이었고, SRSi는 각각 644 μg Si/l, 1,442 μg Si/l이었다. NO_2를 제외한 무기 N・P 영양염의 변동 폭은 매우 컸다. Chl-*a*의 농도는 14～388 μg/l 범위로서 2001년 4월에 가장 높았다.

광동교에서 NO_3보다 NH_4의 평균 농도가 높은 것은 본 연구기간이 갈수기에 해당하고, 12～2월 동안은 수체가 결빙된 기간 (신 등, 2001)으로서, 저광, 저수온 및 유동성이 적은 조건에서 수표면과 대기와의 원활한 접촉이 이루어지지 못하여 NH_4가 축적된 결과로 볼 수 있었다 (Wetzel, 2001). 반면에, SRP는 1월에, SRSi는 4월과 10월에 완전 고갈되었다. 따라서, 이 시기에 N 영양염에 비해 P와 Si 영양염이 식물플랑크톤 생장에 각각 제한 영양염으로 작용하였을 가능성을 보였고 (Nicholls, 1976), Si/P의 비가 극도로 낮을 때, 규조류의 대발생 (388 μg chl-*a*/l)을 초래하였다. 이러한 결과는 *Stephanodiscus*속 규조류의 bloom에 기인하는 것으로서 낙동강 하류 (조와 신, 1998)와 금강 하구 (신과 조, 2000b)에서 조사된 선행연구와 유사하였다.

2. 하수 처리수에 대한 생물검정

배양 초기에 각 희석 처리구의 NH_4 농도는 552～687 μg N/l, NO_3는 261～2,478 μg N/l, SRP는 0.2～758 μg P/l 범위이었고, SRSi는 77～3,064 μg Si/l 범위이었다. 반면, 배양이 종료된 후에 NH_4 농도는 20～280 μg N/l, NO_3 332～2,495 μg N/l 범위이었고, SRP는 D1 처리구에서 228 μg P/l였으나 하수의 희석율이 낮을수록 SRP 농도가 크게 감소하였다. SRSi는 0～85 μg Si/l 범위로서 일부 처리구에서는 검출되지 않았다 (Fig. 3).

검정 배양 전・후 영양염의 변동을 보면, NH_4는 None～D3 처리구는 초기 농도의 3～5% 수준이었고, D4 처리구는 49% 감소하였다. 반면, NO_3는 배양초기 농도와 비교하면 다소 증가 (1～32%)하였다 (Fig. 3). SRP는 희석 구배에 따른 감소된 양이 초기 농도에 대해 68～90% 범위로서 비례하였고, SRSi는 D3 처리구만 초기 농도의 11%를 유지하였고, 그 외 조건에서 완전 고갈되었

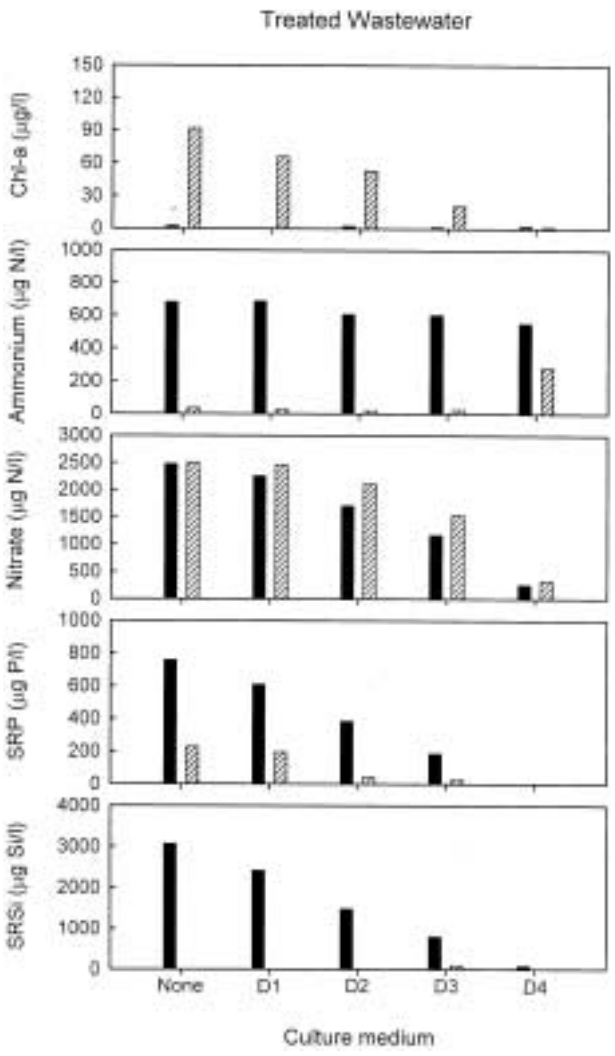

Fig. 3. Changes of phytoplankton biomass (chl-*a*) and inorganic nutrient in the algal bioassay. Black and white bars indicate initial and final concentration of each parameter, respectively.

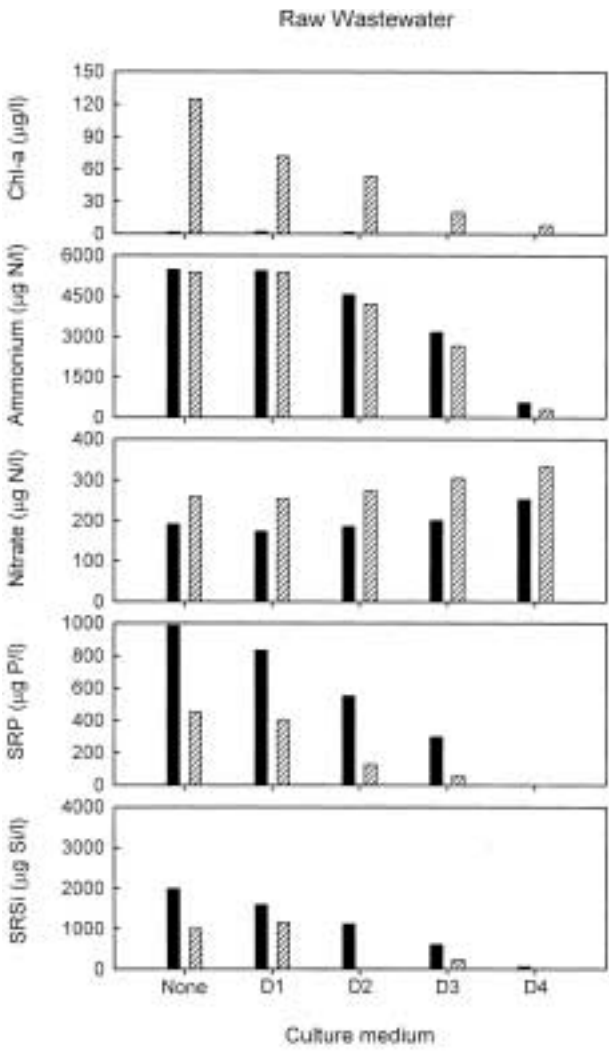

Fig. 4. Changes of phytoplankton biomass (chl-*a*) and inorganic nutrient in the algal bioassay. Black and white bars indicate initial and final concentration of each parameter, respectively.

다.

Chl-*a* 농도는 배양 초기에 1.5 μg/l이었으나, 배양 7일 후에는 최대 92 μg/l에 달하였다. 배양액 중에서 하수처리수가 차지하는 비율이 높을수록 조류 발생량은 증가하였다. 경안천 하류의 하천수를 접종하였을 때, 식물플랑크톤의 생물량(chl-*a*)은 크게 증가하였고, 이는 NH_4, SRP 및 SRSi 영양염과 밀접한 관련성을 나타냈다.

3. 생하수에 대한 생물검정

배양 초기에 무기 N · P 및 Si 영양염 농도는 NH_4가 545～5,491 μg N/l, NO_3가 174～252 μg N/l, SRP가 0～986 μg P/l 범위이었고, SRSi는 64～1,986 μg Si/l 범위이었다. 배양을 종료한 시료의 영양염 농도는 NH_4가 305～5,388 μg N/l, NO_3가 253～334 μg N/l, SRP가 0～449 μg P/l 범위이었고 SRSi는 0～1,156 μg Si/l 범위이었다(Fig. 4).

배양 검정 전 · 후의 영양염 변동에서 NH_4는 None～D2 처리구가 초기농도에 비해 큰 차이(1～8% 감소)가 없었으나 D3와 D4 처리구는 각각 16%, 44%가 감소하였다. 반면, NO_3는 모든 처리구에서 초기보다 33～52% 범위로 증가하였고, NH_4와는 대비되었다. SRP는 감소된 양이 초기 농도에 대해 52～100% 범위로서 희석 구배에 따라 비례하였다. SRSi는 27～100% 범위로서 변동폭이 컸고 SRP의 변동양상과 유사하였다.

배양 종료 후, chl-*a* 농도는 7.9~125 μg/l 범위로서 평균값이 56 μg/l이었고, 하수처리수와 마찬가지로 비희석(None) 처리구에서 가장 높았다(Fig. 4). 평균값과 최대값으로 비교할 때, 초기 농도보다 각각 37배, 83배 증가하였다. Chl-*a*의 증가는 SRP와 SRSi 영양염 감소와 밀접한 관련성을 보였고, NH_4의 농도가 높은 처리구에서 상관성이 적어 하수처리수의 검정 결과와 다소 차이가 있었다.

4. 조류 증식에 대한 하수의 P 잠재력

일반적으로 온대지방 담수에서 N보다 P가 부족하여 식물플랑크톤의 생장을 제한시킨다(Horne and Goldman, 1994). 신 등(2000)의 결과에 의하면, 경안천과 팔당호에서 chl-*a* 증감에 P의 중요성이 제시되었고, 본 연구의 수질 생물검정 결과에서도 P가 조류의 생장을 제한하는 주요 인자로 규명되었다.

배양의 최종 결과를 이용한 chl-*a*와 SRP 농도의 상관관계는 Fig. 5와 같다. Chl-*a* 농도는 SRP의 농도가 증가함에 따라 증가하는 유의한 상관성이 관찰되었다($r = 0.959$, $p < 0.001$). 수질의 영양단계를 분류할 때, <25 μg chl-*a*/l를 중영양, 25~75 μg chl-*a*/l 범위를 부영양 및 >75 μg chl-*a*/l을 과영양으로 보는 OECD (1982) 기준을 적용한 결과, 배출수의 SRP 농도는 각각 >83 μg P/l, 83~275 μg P/l 범위 및 >275 μg P/l에 해당하였다(Fig. 5).

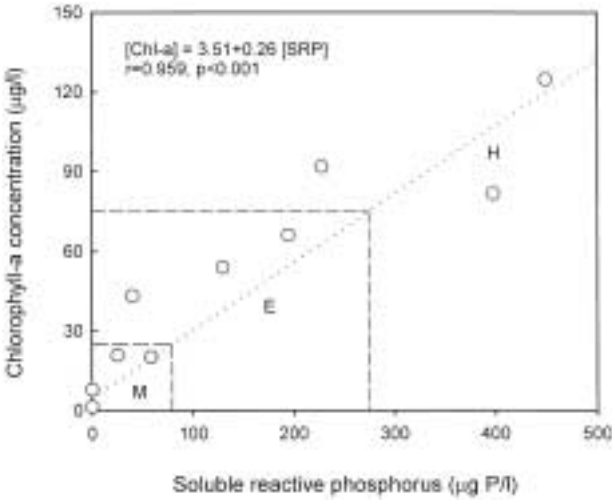

Fig. 5. Relationship between chlorophyll *a* and SRP concentration after 7 days cultivation in the algal bioassay experiment. M: mesotrophic (<25 μg chl-*a*/l), E: eutrophic (25~75 μg chl-*a*/l) and H: hypertrophic (>75 μg chl-*a*/l) drawn by OECD (1982).

단순 농도로 비교할 때, 현재 배출되고 있는 SRP 농도는 중영양 이하의 기준 농도에 비해 평균적으로 21배 높았다. 이 기준을 고려하여, 하천 유량의 희석에 의존할 경우 현재 유량보다도 16~25배 범위의 수량이 요구되었다. 결과적으로, 하상계수가 높은 우리나라 하천의 수문학적 조건으로 볼 때, 하수처리장과 하수구를 통해 지속적으로 방류되는 배출수를 희석할 수 있는 막대한 수량 확보는 매우 어렵다. 따라서 수체의 부영양화를 초래하고 식물플랑크톤 생장을 촉진하는 NH_4와 SRP의 저감을 위한 고도하수처리는 반드시 적용되어야 할 것으로 판단된다.

사 사

본 논문은 2000년 한국학술진흥재단의 연구비(KRF-2000-DA0031)에 의하여 연구되었음.

적 요

경안천과 팔당호 유입부는 하수처리장 배출수와 미처리된 생하수의 영향이 큰 곳이다. 자연조류 개체군을 이용한 희석법(bioassay)으로 배출농도 및 수질의 fertility를 평가하였다. NH_4, SRP 및 SRSi의 농도와 조류 생물량은 정상관 관계로서 특히 P에 대한 상관성에 대해 유의도가 높았다($r = 0.959$, $p < 0.001$). 배양 초기 농도에 비해 하수처리장과 생하수의 NH_4는 96%, 7%, SRP는 78%, 66% 및 SRSi는 97%, 60% 감소하였으나 NO_3는 변화가 없거나 오히려 증가한 경향을 보였고, chl-*a* 범위는 20~125 μg/l로서 최대 89배 증가하였다. Chl-*a*와 SRP의 관계로부터 조류 생물량을 중영양 기준(<25 μg chl-*a*/l) 이하로 유지할 경우 배출 P 농도는 83 μg P/l에 해당하였다. 또한 이 기준을 고려하여 하천 유량의 희석에 의존할 경우 현재 유량보다 16~25배의 수량이 요구되었다. 수량 확보는 현실적으로 매우 어렵기 때문에 조류 생장을 촉진하는 NH_4, SRP의 저감을 위한 고도하수처리는 필수적이다.

인 용 문 헌

국무총리 수질개선기획단(수개단). 2000. 물관리백서. 행정간행물등록 11-1090023-000001-10, (주) 갑우문화사, 서울. pp. 53-170.

김순래, 정의호, 안태석. 2001. 식물플랑크톤을 이용한 영양염

류 제거에 관한 연구. 한국육수학회지 **34**: 133-139.
신재기. 1998. 낙동강 부영양화에 따른 담수조류의 생태학적 연구. 인제대학교 대학원 박사학위논문, 202pp.
신재기, 조경제. 2000a. 생물검정에 의한 남조류 *Microcystis* 가 수질에 미치는 영향. 한국환경과학회지 **9**: 267-273.
신재기, 조경제. 2000b. 금강 하구호에서 수질의 계절변동과 오염도. 한국육수학회지 **33**: 251-259.
신재기, 조주래, 황순진, 조경제. 2000. 경안천~팔당호의 부영양화와 수질오염 특성. 한국육수학회지 **33**: 387-394.
신재기, 박경미, 황순진, 조경제. 2001. 경안천과 팔당호에서 총세균수의 분포 및 동태. 한국육수학회지 **34**: 119-125.
이병희, 이용운. 2000. 국내 하수종말처리장 최적 운전 방안에 관한 연구. 대한상하수도학회지 **14**: 45-53.
임창수, 신재기, 조경제. 2000. 금강 중하류에서 오염양상과 수질평가. 한국육수학회지 **33**: 51-60.
조경제, 신재기. 1996. 낙동강 담수조류 N · P 요구도 분석을 위한 bioassay. 한국육수학회지 **29**: 263-273.
조경제, 신재기. 1998. 낙동강 하류에서 동 · 하계에 무기 N · P 영양염류와 식물플랑크톤의 동태. 한국육수학회지 **31**: 67-75.
환경부. 1998. '97 하수도 통계. 행정간행물 38000-58450-26-53, 남형문화(주), 서울. 356pp.
환경부. 2000. 환경백서. 행정간행물 11-1380000-000156-10, 남형문화(주), 서울. pp. 352-433.
APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
Brion, N. and G. Billen. 2000. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of the River Seine downstream from Paris. *Wat. Res.* **34**: 3213-3221.
Box, J.D. 1983. Temporal variation in algal bioassays of water from two productive lakes. *Arch. Hydrobiol.* (suppl.), **67**: 81-103.
Claesson, A. and A. Forsberg. 1978. Algal assay procedure with one or five species, Minitest. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* **21**: 21-30.
Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology. Chapter 9. Phosphorus. McGraw-Hill Inc, New York, USA. pp. 152-171.
López, E.L. and L. Davalos-Lind. 1998. Algal growth potential and nutrient limitation in a tropical river-reservoir system of the Central Plateau, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management* **1**: 345-351.
Miller, W.E., J.C. Greene, E.A. Merwin and T. Shiroyama. 1978. Algal bioassay techniques for pollution evaluation. Seminar Oregon St. Univ. *Water Res. Res. Inst.* 9-16.
Munawar, M., A. Mudroch, I.F. Munawar, and R.L. Thomas. 1983. The impact of sediment-associated contaminants from the Niagara River mouth on various size assemblages of phytoplankton. *J. Great Lakes Res.* **9**: 303-313.
Nicholls, K.H. 1976. Nutrient-phytoplankton relationships in the Holland march, Ontario. *Ecol. Monogr.* **46**: 179-199.
Nilssen, J.P. 1978. Eutrophication, minute algae and inefficient grazers. *Mem. lst Ital. Idrobiol.* **36**: 121-138.
Nunch, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih.* (Ergebn. Limnol.) **14**: 14-36.
OECD. 1982. Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris, France. 154pp.
Rump, H.H. and H. Krist. 1988. Laboratory manual for the examination of water, wastewater and Soil. VCH Verlagsgesellschaft, Publ., New York, NY (USA). 190pp.
Strickland, J.D. and T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Bulletin of Fisheries Research Board of Canada, No. 167. 310pp.
Wetzel, R.G. 2001. Limnology, Lake and River Ecosysems. 3th ed. Academic Press, California, USA. pp. 49-128.

(Received 30 Jul. 2001, Manuscript accepted 23 Aug. 2001)