

합성세제의 생태독성 평가

최병기 · 홍사욱* · 한상욱**

동덕여자대학교 · *호서대학교 · **아태환경경영연구

Ecotoxicological Evaluation of Synthetic Surfactant

Choi, Byung Ki, Sa Uk Hong and Sang Wook Han

Dongduck Women's University College of Pharmacy

**Hoseo University*

***Asia-Pacific Environment & Management Institute*

ABSTRACT

In order to evaluate the ecotoxicological hazardness of synthetic surfactants on Han river, Jung-ryang and Jin-Wi stream, we used the Ecotoxicological Risk Quotient (ERQ).

The chemical hazardness is evaluated by the balance of the toxicity and concentration in the environment.

Then, ERQ is defined as follows;

$$ERQ = -\log \frac{\text{Concentration in the environment}}{\text{Effective concentration in the test}}$$

ERQ of chemical is a logarithmic value of ratio of a chemical concentration and the toxicity in the laboratory.

In case of small ERQ, the chemical hazardness is high. If ERQ equals 0, the same biological effect as in the laboratory test will be observed in the environment by the chemicals.

ERQ values of the chemicals were calculated using the maximum concentration in water environment which were cited from the annual report by our ministry of environment, and EC₅₀ of *Daphnia magna* (water flea; acute immobilization test) LC₅₀ of *Oryzias latipes* (fish; acute toxicity test) and EC₅₀ of *Chlorella vulgaris* (alga; growth inhibition test), which were taken from the annual report of "Chemical in environment" by Japan EA.

Liner alkylbenzene sulfonate (determined to MBAS) showed the high average values

with more than 2.0 to three species in Han river and Jin-wi stream, and these results mean to be favorable to environmental safety.

The areas of Jung-ryang stream were polluted, as the average values of ERQ were less than 2.0 with equal to three species, and attention should be paid.

Therefore, they must be inspected again because their concentration in the environment may have changed during that period.

The chemical hazardousness can be numerated with ERQ, and it can be a help to find the chemicals that should be kept under observation and to see whether the chemical pollution is improved or worsened. The determination of the chemical concentration in the environment and toxicity are essential for the effective use of ERQ.

서 언

생태계는 그 지역의 자연적, 사회적 요건에 따라 다양한 패턴을 형성하고 계내에 있는 생물종간 또는 생물과 환경의 상호 작용에 의해 평형상태를 유지하고 있다. 여기에 작용하는 요인은 다양하여 화학물질의 영향을 생태계의 변화로서 만족시키기 위해서는 대규모의 자연계를 이용한 장기간의 시험시스템을 구축하는 것이 가장 바람직하다. 그러나, 사용되고 있거나 개발되고 있는 지극히 많은 화학물질에 대해 이러한 실험을 실시하는 것은 시험하는 그 자체가 생태계의 파괴이며 실시경비라는 관점에서 보면 사실상 불가능하다.

생태영향평가 시스템은 생태계를 구성하는 생물을 이용한 시험법을 몇가지 선택하여 이들을 계통적이고, 배치한 시스템으로 단계적인 생태영향평가에 접근하는 것이 현실적인 대응책이다.

화학물질에 의한 생태영향을 평가하려고 할 때 그 목적을 인체영향의 전 단계평가의 일부로서 최종적으로는 인체영향과 관련시키는 경우와 생태계의 교란은 직접 인체영향을 나타내지는 않아도 인간생활의 기반을 파괴하여 인간생존의 문제로 발전한다는 관점으로부터 생태계의 교란 정도를 평가하는 경우가 있다. 전자에 의하면 화학 물질이 생물농축 등에 의해 인체에 들어오거나 섭취하는 식물의 증감 등 직접 사람의 건강에 영향을 주는 면이 중요시된다. 한편 후자에 의하면 적어도 현재의 생태계의 커다란

변동이 바람직하지 못한 변화로 자연 본래의 생물 balance가 중요시된다. 이와 같이 목적이 다르므로 인하여 그 평가 과정이 미묘하게 차이가 나며 후자의 관점 즉, 화학물질의 생태계에 대한 변동이 자연 생태계를 그다지 변화시키는 일 없이 가역적인 변동 폭내에 들어갈 수 있는가가 평가의 목적이 된다. 또한 화학물질의 환경 내 농도와 생태계의 영향을 주는 것을 방지할 목적으로 생태계 영향평가농도와 비교함으로써 그 물질의 환경내에서의 생태영향을 평가하려고 하는 것이다.

평가농도는 개념적인 것으로 실제로는 여러가지 평가시험을 실시하여 평가농도를 설정하지 않으면 안된다. 평가농도의 설정법으로 가장 좋다고 생각되어지는 것은 실제의 자연생태계에 화학물질을 유입시켜 그 생태계의 변동을 관찰하는 방법이나 이 방법은 그 자체가 환경을 파괴하게 되므로 시험법은 그 목적과 대응으로서 자연환경과는 다르나 실험조건을 조절하기 쉬운 인공하천, 인공연못, 마이크로 코즘 등의 모델 생태계를 사용하게 된다. 또한 그 시험성적의 평가에 있어서 모델 생태계 내의 변동을 자연적인 것과 화학물질에 의한 것으로 나뉘 판단하는 명확한 수법이 확립되어 있지 않으면 안된다. 그러나 모델 생태계의 생물종간의 상호작용에 미치는 영향을 수량화하는 기술은 개발단계에 있고 그 시험결과에 의해 평가농도를 설정할 수 있다는 보장은 없다. 이 때문에 생태계를 구성하는 생물로부터 생태학적 대표성을 갖춘 몇몇 생물을 선정하여 일정한 순서로 시험한 결과를 합하여 종합적으로 판단 평가

농도를 선정하는 방법이 널리 사용되고 있다. 이 방법은 환경생물영향시험이라고도 할 수 있으며 생물종간의 상호작용이라는 계의 개념이 아닌 복수의 생물시험의 결과로부터 종합적으로 판단한다는 인간의 의지에 맡기고 있다. 따라서 종합적으로 판단할 수 있을 정도의 생태계와 시험동물에 관한 정보가 필수적이나 이에 관한 지식은 거의 없는 상태이다.

그러나, 개발되어 사용되어지는 화학물질의 종류와 양이 계속 증가되고 있는 현실로는 화학물질의 생태영향평가법을 확립하는 것이 긴급한 과제이다. 이 때문에 OECD, EC 등 국제기관에서는 생태의 기능, 구조면에서 중요한 역할을 하고 있는 생물종을 선택하여 이들 생물에 대한 화학물질의 영향을 조사하는 환경생물영향시험을 채용하고 있다. 이 방법은 얻어진 독성치에 따라 시험생물종의 선택을 확대하거나 시험을 장기화하는 등 유연성을 가져 앞에서의 결점을 최대한 보완하는 현실적인 대응책이다.

생태계를 대표하는 생물종은 국제적으로 공통적이며 입수하기가 쉽고 생태계에 있어서의 의의가 명확하며 사육하기 쉬워야 한다. 시험 생물, 시험법간의 관계를 조사한 결과 동물시험법내의 상관성은 비교적 높고 동물-식물시험법간의 상관성은 낮은 것이 밝혀졌다. 또한 같은 시험생물을 사용하면 감도는 서로 다르나 상관성은 매우 높다는 것을 알 수 있었다. 이러한 사실은 Bringmann 등이 세균 (*Pseudomonas putida*), 녹조류 (*Scenedesmus quadricauda*) 및 원생생물 (*Entosiphon sulcatum*)의 삼종의 생물에 대하여 156종의 화학물질의 독성 한계치를 구하여 상관계수를 구했을 때 세균-원생동물간의 상관계수 $r=0.667$ 인데 반하여 녹조류-원생동물의 $r=0.512$, 세균-녹조류의 $r=0.08$ 로 큰 차이가 나타나는 것으로도 알 수 있었다. 西内는 수생곤충을 사용한 시험법간에 매우 높은 상관성을 나타내는 것을 보고하여 상관성, 감도, 특이성, 생태계에 있어서의 그 생물의 의의 등을 종합적으로 고려하여 시험생물을 확정하고 수생생태계의 대표생물로서 조류(클로렐라), 물벼룩, 어류(송사리)를 사용하는 것이 적당하다고 보고했다. 이 세 생물종은 OECD가 제안한 판매되기 전에 필요한 최소 데

이타 시트(MPD)의 생태영향 시험생물종과 일치한다. 수생생물을 최초의 스크리닝에 사용하는 것은 폐기된 화학물질의 순환에 수계가 크게 역할을 한다는 것, 균일한 시험액의 조제가 쉽다는 것, 감도가 높고 시험조작이 간편하며 재현성이 높다는 사실에 근거한다. 화학물질에 대하여 추가시험이 필요한지 여부를 결정하는 최초의 스크리닝으로서 이 세종의 생물을 사용한 시험법의 결과를 이용하는 것은 매우 유용하다.

화학물질의 환경유입에 따른 생태영향 level을 수치화하는 방법으로 생태독성지표(ETI; Ecotoxicological Index)가 제안되었다. 그 후 이 지표에 의해 평가되어 오다가 일본환경청의 생태영향평가 지침(안)에 채용되어 이를 생태 risk 비(Ecotoxicological Risk Quotient)의 용어로 사용하게 되었다. 이 지표는 어떤 일정 화학물질의 환경중의 농도에 의한 생태 영향정도를 나타내는 ERQ^c 와 어떤 지역에 있어서의 생태영향정도를 나타내는 ERQ^a 의 두 종류가 있다. ERQ^c 는

$$\text{생태 risk비}(ERQ^c) = -\text{Log} \frac{\text{환경중 농도}}{\text{독성농도}}$$

로 정의되어진다. 환경중 농도는 독성평가의 대상이 되는 환경중의 농도이고 독성농도는 이 화학물질의 최고농도가 대상생물에 있어 생물학적 영향을 나타내는 반수치사 농도(LC_{50}), 반수효과 농도(EC_{50}), 최대 무영향 농도($NOEC$) 등을 사용한다. 사용한 생물종과 독성농도의 종류는 물벼룩 $ERQ(24h-EC_{50})$, 송사리 $ERQ(96h-LC_{50})$, 클로렐라 $ERQ(7d-EC_{50})$ 로 표기한다. 독성농도 표시의 전반부는 시험기간(h; 시간, d; 일)과 후반부는 독성 판정법이다. 이들 독성농도 중 $NOEC$ 가 가장 효과적이며 ERQ 의 수치가 클수록 영향은 작고 ERQ 가 0일 때 실험실과 같은 생물학적 효과가 환경중에서도 나타나리라는 것을 추정할 수 있다. ERQ 에는 화학물질의 검출수/시료수, 검출 농도의 분포에 관한 정보는 포함되지 않으므로 단순하며 판단하기 쉽다.

환경중에는 복수의 화합물이 동시에 존재할 경우 환경 생물은 복합 오염을 받는다. 그러나 화합물의

조합을 다양하게 변화시켜 복합오염의 영향에 대하여 전부를 추정한다는 것은 불가능하다. 따라서 복합물질의 독성이 상가적이라고 가정하고 또한 안전계수가 1/10일 경우 비록 복합오염이 환경에의 영향이 지리적 및 사회적 조건에 의해 달라진다고 하더라도 복합오염에 대해 생태 영향 평가를 하여 지역의 안전성에 유의하지 않으면 안된다. 이런 관점에서 지역의 안전계수를 나타내는 지표로서 지역 포괄 생태독성비(ERQ^a)를 다음과 같이 정의한다.

지역 포괄 생태 risk비(ERQ^a)

$$= -\text{Log} \left[\sum_{i=1}^n \frac{\text{환경중의 농도}}{\text{독성농도}} \right]$$

n=지역환경중에 검출된 화학물질의 수

ERQ^a의 해석은 ERQ^c와 같으며 이에 의해서 지역오염의 실태를 수량화할 수 있다.

일본에서는 환경오염의 실태를 해석하기 위해 지금까지 실시한 일본환경협회의 생태영향시험에 관한 조사연구와 환경청 보건조사실의 결과를 사용하여 ERQ를 산정한 바 있다. 본 조사평가에서는 합성세제 LAS의 환경오염실태를 생태영향평가의 측면에서 해석하기 위해 물벼룩(*Daphnia magna*), 송사리(*Oryzias latipes*) 및 조류(*Chrolle vulgaris*)의 생태독성치 EC₅₀ 및 LC₅₀와 환경처 환경연감(1993년) 및 합성세제의 환경성, 안전성 조사연구 자료중의 한강 및 중량천 등의 음이온계면활성제(MBAS)에 대한 환경중 농도에 관한 결과를 이용하여 ERQ^c를 산정하고 그 결과를 검토하였다.

조사 및 평가방법

ERQ는 환경중의 화학물질 농도와 독성발현(또는 무발현) 농도의 양쪽 자료가 규명된 경우에 한하여 산출이 가능하다. 화학물질의 환경오염 실태조사로 수중 및 저질중 및 환경생물체중 화학물질의 농도를 측정하고 생태영향시험에서 수생생물로서 조류, 어류, 물벼룩류, 토양생물로서 지렁이, 육상 식물로서 벼, 양상추 등을 이용한 시험결과가 나오면 ERQ의 계산이 가능해진다. 실제로 있어서는 기

존의 독성 시험자료가 주로 수생생물에 대해 이루어져 있으므로 ERQ는 수환경 생물(물벼룩류, 어류, 조류)의 독성을 대상으로 산출하며, 환경농도는 검출한 화학물질의 농도중 최고농도를 사용한다. 각 수역에 복수의 조사가 행해지는 경우에는 가장 최근치를 사용하며, 하수 등의 특수한 환경일 경우에는 검출에서 제외한다. ERQ^a의 산출은 수역별 수환경 농도를 필요로 하나 조사대상수역(하천, 호소, 해역)이 해마다 달라질 수 있으며, 한 수역에서 조사 하더라도 조사 검출한 화학물질의 수가 적을 수 있으므로 근처 수역을 하나로 한 큰 수역으로 나눠 분류 및 정리한다. 화학 물질이 검출되어도 그 환경 농도가 매우 낮고 그 수역이 다른 곳과 떨어져 있는 경우는 무시한다.

ERQ 산출을 위한 독성자료는 다음과 같다.

물벼룩(*Daphnia magna*) 번식 저해시험: 14일 최고 무영향농도(14d-NOEC)

물벼룩(*Daphnia magna*) 급성유해 저해시험: 24시간 반수유해 저해농도(24h-EC₅₀)

송사리(*Oryzias latipes*) 급성 독성시험: 96, 48 시간 반수치사농도(96h-LC₅₀, 48-LC₅₀)

조류(*Chrolle vulgaris*) 생장 저해시험: 7일 반수 생장 저해 농도(7d-EC₅₀)

그러나 이들 시험법의 감도는 물벼룩(14d-NOEC, 24h-EC₅₀), 송사리(96h-LC₅₀, 48-LC₅₀), 조류(7d-EC₅₀) 순으로 저해된다. 조류(7d-EC₅₀)는 다른 생물중의 시험결과와 상관성이 낮은 경향이 있다. ERQ는 위에서 정의한 계산식에 의해 산정하며 그 결과는 다음과 같이 평가한다.

① 생태독성평가에 있어 ERQ^c가 0인 경우 독성 시험과 동일한 정도의 영향이 환경중의 생물에 나타나는 것을 의미한다.

② ERQ^c가 적으면 적을수록 화학물질의 생태에 대한 영향은 크다.

③ 안전계수를 100~1000으로 하며 ERQ^c가 2~3 이하인 값은 그 화학물질의 환경중 농도는 검토를 요하는 수준임을 의미한다.

조사결과

환경치 환경연감을 참고하여 조사지점별 음이온 계면활성제의 농도(mg/l) (1993년 6월 측정시)에 대한 생태독성지표인 생태독성 위험비(ERQ^c)는 <표 1>과 같다. 조사결과에 의하면 한강의 조사지점별 및 수역의 ERQ^c는 최저치가 각각 1.89~2.31이고, 진위천의 조사지점별 및 수역의 ERQ^c는 최저치가 2.29~3.22이며, 중량천의 조사지점별 및 수역의 ERQ^c는 각각 0.60~1.37을 나타내어 물벼룩,

송사리 및 조류에 대한 생태독성평가에 있어 수역의 안전성은 한강>진위천>중량천의 순서였다.

또한 생물종에 대한 생태독성 risk비로 비교, 검토한 결과 물벼룩(*Daphnia magna*)이 송사리(*Oryzias latipes*) 및 조류(*Chrollea vulgaris*) 보다 생물독성에 대한 안전성이 높음을 알 수 있었다.

고찰 및 결론

수생생물에 대해 LAS의 급성독성을 조사하여 이

표 1. 조사지점별 음이온 계면활성제 농도 및 생태독성 risk비(ERQ^c)

측정지점	수 중 최고농도 (mg/l)	생태독성치(mg/l)			생태독성농도 risk비(ERQ ^c)			
		물벼룩(A) 24h-EC ₅₀	송사리(B) 96h-LC ₅₀	조류(C) 7d-EC ₅₀	물벼룩 24h-EC ₅₀	송사리 96h-LC ₅₀	조류 7d-EC ₅₀	최저치
한강 팔당 1	0.000	20.	5.	5.	—	—	—	—
팔당 2	0.000	↓	↓	↓	—	—	—	—
구리	0.000	↓	↓	↓	—	—	—	—
임사	0.000	↓	↓	↓	—	—	—	—
구의	0.000	↓	↓	↓	—	—	—	—
뚝도	0.051	↓	↓	↓	2.59	1.99	1.99	1.99
보광	0.029	↓	↓	↓	2.83	2.24	2.24	2.24
노량진	0.064	↓	↓	↓	2.94	1.89	1.89	1.89
영등포	0.024	↓	↓	↓	2.92	2.31	2.31	2.31
가양	0.000	↓	↓	↓	—	—	—	—
평균	0.015	↓	↓	↓	3.12	2.52	2.52	2.52
중량천								
신곡동	1.185	↓	↓	↓	1.30	0.60	0.60	0.60
성동교	0.211	↓	↓	↓	1.97	1.37	1.37	1.37
평균	0.698	↓	↓	↓	1.46	0.86	0.86	0.86
진위천								
진위교	0.003	↓	↓	↓	3.82	3.22	3.22	3.22
궁안교	0.026	↓	↓	↓	2.89	2.29	2.29	2.29
금각양	0.023	↓	↓	↓	2.93	2.33	2.33	2.33
수장	—	↓	↓	↓	—	—	—	—
평균	0.026	↓	↓	↓	2.89	2.29	2.29	2.29

1. 환경중의 농도자료 : 환경치 환경연감, 1993년 6월 측정치
2. 생물종 : 물벼룩(*Daphnia magna*), 송사리(*Oryzias latipes*), 조류(*Chrollea vulgaris*)
3. 생태독성치 : 생태영향평가 시험에 관한 조사 연구, 일본환경협회(平成 원년 3월)
4. ERQ^c : 일정 화학물질의 생태 risk비

들의 측정치를 수질기준설정을 위해 사용할 때는 환경의 실태를 고려하지 않으면 안된다. LAS는 해수나 담수생물에 독성을 나타내는 한편 하수처리장이나 하천 중에서는 용이하게 생분해되어 상대적으로 미분해 LAS의 존재량은 소량일 것으로 예상된다.

이러한 이유로 LAS의 환경안전성에 대한 평가는 생분해후의 LAS에 관한 정보와 자료가 검토되어야 한다. 조류에 대한 시판 LAS 제품과 순품 동족체의 급성독성은 거의 90%가 0.1~100mg/l의 범위로 종류에 따른 변화가 심하며 LAS C₁₃ 동족체의 급성독성은 Navicula, Microcystis 및 Selenastrum에 대해 각각 1.4mg/l, 5mg/l 및 116mg/l를 나타내었고, 야외시험에서 자생종은 LAS의 50~100mg/l 농도에서 영향을 주지 않았다. 알킬기 장쇄의 EC₅₀에 대한 독성효과는 LAS의 탄소수가 C₁₂일 때 0.9mg/l, C_{11.6}일 때 10~50mg/l, C_{11.1}일 때 32~56mg/l이었다(Lewis 등, 1988).

물벼룩에 대한 시판 LAS 제품과 순품동족체의 급성독성은 EC₅₀가 1~10mg/l를 나타내며, EC₅₀에 대한 LAS의 장쇄효과는 C₁₄, C₁₃, C₁₂, C₁₁ 및 C₁₀에 대해 각각 0.68, 2.6, 5.6, 21.2 및 27.6mg/l를 나타낸다(Maki 등, 1979).

LAS의 급성독성은 alkyl기 장쇄와 alkyl기 쇠중의 벤젠고리의 결합위치에 따라 차이가 있다(〈표 2〉). 여러 종류의 수생생물에 대한 LAS의 독성은 탄소쇄가 증가함에 따라 독성이 증대된다는 것이 여러 연구자에 의해 보고된 바 있다(Kimerle 등, 1977; Gafa, 1974; Hirsch, 1963; Borstlop, 1967;

Marchetti, 1968).

또한 조류, 물벼룩 및 어류 등에 대한 LAS와 LAS 이외의 시판 합성세제와 순품 동족체의 급성독성을 EC₅₀와 LC₅₀로 표시하면 〈그림 1, 2〉와 같다(Kimerle, 1989).

어류에 대한 시판 LAS 제품과 순품의 급성독성치 LC₅₀는 물벼룩과 유사하여 대부분 1~20mg/l의 범위를 나타내며, LC₅₀에 대한 alkyl기의 장쇄효과는 Fathead minnow에서 C₁₄, C₁₃, C₁₂, C₁₁ 및 C₁₀에 대해 각각 0.5, 1.8, 6.6, 27.9 및 100mg/l를 나타낸다(Macek 등, 1977).

LAS는 환경수계 중에서도 배수나 하수처리장에서 용이하게 생분해되고, LAS의 생분해 생성물도 수생생물에 대한 독성에 영향을 준다. Borstlop (1967)는 *Lebistes reticulatus*에 대한 시판 LAS 제품의 어류급성독성치가 생분해에 의해 5mg/l에서 1,000mg/l 이상으로 현저히 감소한다고 보고하였으며, Kimerle 및 Swisher(1977)는 시판 LAS (C₁₂, C₁₄)의 물벼룩(*Daphnia magna*)에 대한 독성을 조사한 결과 원물질의 LC₅₀가 3mg/l에서 부분적(50%)으로 분해한 LAS의 6mg/l가 되는 등, 생분해에 의해 독성이 저하되는 현상을 확인하였다. 또한 분해된 MBAS로써의 농도가 80%에서 90%까지 감소할 때 LC₅₀치는 20~35mg/l가 되었다고 하였다(〈표 3〉). 한편 수계의 LAS 생분해 중간체 추정물질의 *Daphnia magna* 및 Fathead minnow (*Pimephales promelas*)에 대한 독성실험 결과 독성이 극히 약하거나 거의 없음을 나타내었다.

표 2. LAS의 급성독성치와 장쇄효과

LAS Homologues	48-Hour LC ₅₀ (mg/l) <i>Pimephales Promelas</i>	LC ₅₀ (mg/l) <i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ (mg/l) <i>Lebistes acticulatus</i>	LC ₅₀ (mg/l) <i>Idus melanotus</i>	96-Hour LC ₅₀ (mg/l) <i>Lepomis macrochirus</i>
C ₁₀	43.0	61.0	50	16.6	21.2~47.5
C ₁₁	16.0	22.5	-	6.5	11.6
C ₁₂	4.7	8.5	5	2.6	1.18~6.5
C ₁₃	0.4	3.3	-	0.57	1.11
C ₁₄	0.4	-	1	0.26	0.25~0.42
C ₁₆			1	0.68	0.087
C ₁₈			15		0.38

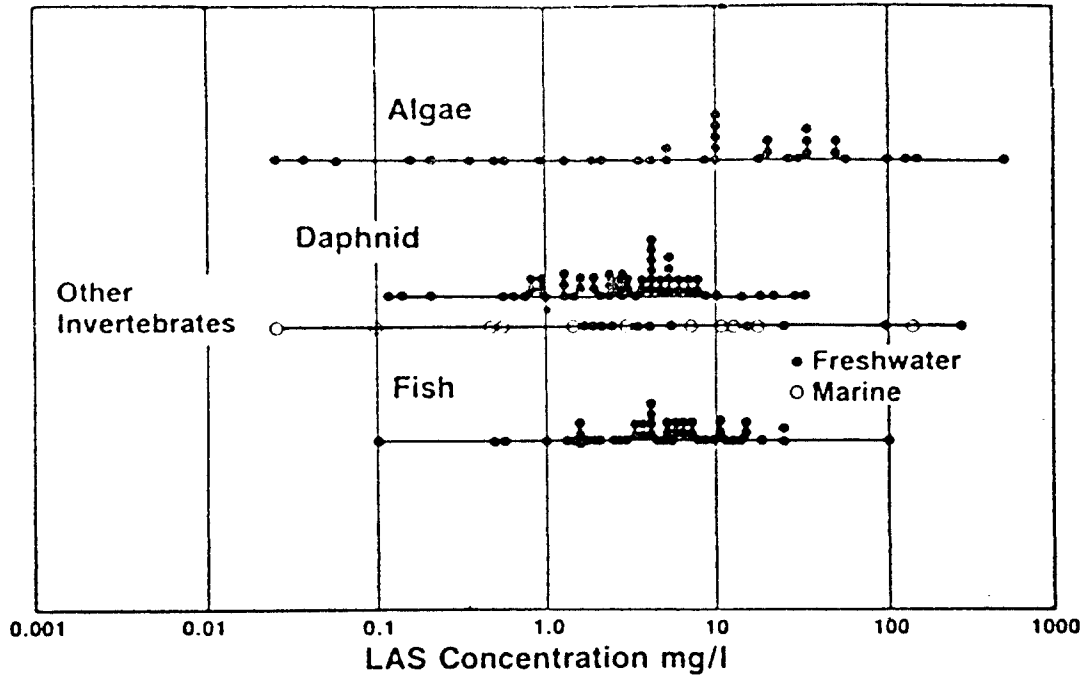


그림 1. 조류, 물벼룩류 및 어류에 대한 LAS의 급성독성치(EC₅₀ 및 LC₅₀로 표시)

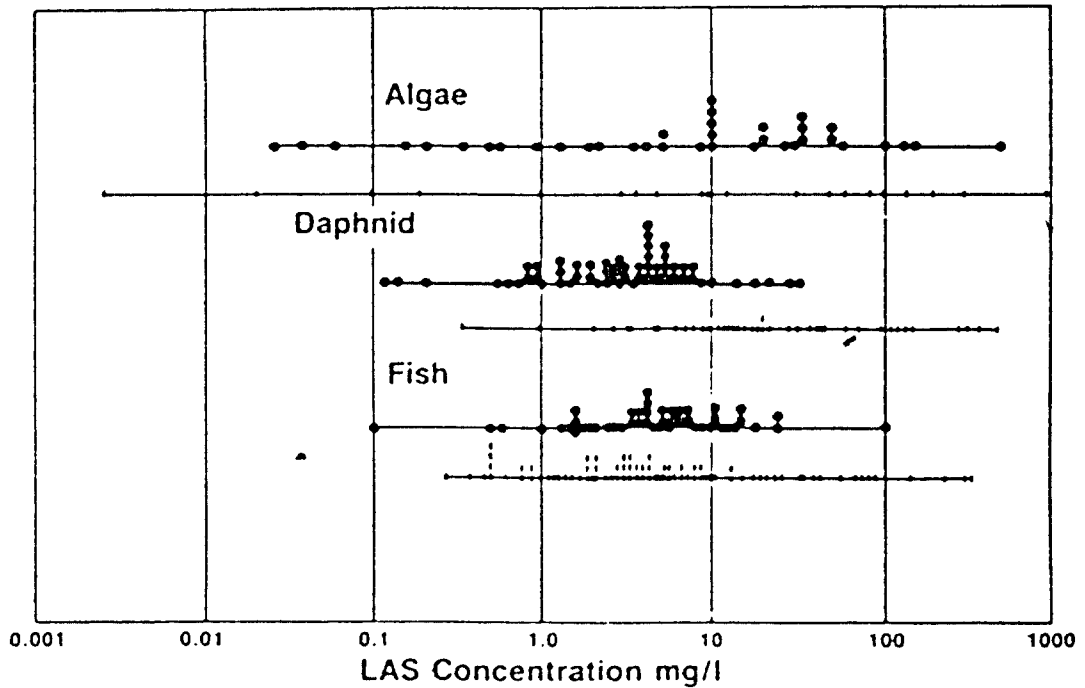


그림 2. 조류, 물벼룩류 및 어류에 대한 LAS 이외의 음이온 계면활성제의 급성독성치(EC₅₀ 및 LC₅₀로 표시)

표 3. LAS의 급성독성과 추정 생분해 생성물

추정 생분해 생성물	48·Hour LC ₅₀ (mg/l)	
	Daphnia magna	Pimephales promelas
Intact LAS-C ₁₁	5.7±0.6	16.0
Sulfophenylundecanoic acid, disodium salt (mixed isomers, 6-through 10-phenyl)	208±85	76.6±12.4
3-(Sulfophenyl)butyric acid, disodium salt	~6,000	~10,000
4-(Sulfophenyl)valeric acid, disodium salt	~5,000	~10,000

(자료 : Kimerle and Swisher, 1977)

Divo(1974)는 LAS 혼합물의 어류에 대한 급성 독성에 대해 구조활성상관성을 예측하는 계산식을 사용하여 LAS의 생분해율과 독성과의 상관성을 규명하고 다음과 같은 결론을 얻었다.

① LAS에 있어 가장 어독성이 큰 것은 가장 빠르게 생분해된다.

② 생분해가 부분적으로 일어나면 계면활성제의 독성은 크게 감소한다.

③ 서로 다른 어독성을 나타내는 LAS 이성체는 생분해에 의해 동등 정도의 어독성을 나타내는 경향이 있다.

수생생물에 대한 화학물질의 독성은 그것이 자연 환경과 실험실내 조건 모두에서의 물리적, 화학적 및 생물학적 조건에 의존하며, 어류의 오염물질에 대한 내성은 온도, 물의 경도, 용존산소 및 중금속 이온 등의 영향을 받는다.

Hokanson 및 Smith(1971)는 시험온도가 15°C에서 25°C로 상승할 때 LAS의 독성은 유의성있게 증가한다고 하였으며, 고온에서는 단기간의 폭로시간에 치사수가 증가한다고 하였다. 독성에 영향을 주는 용존산소량과 물의 경도를 조사한 결과 용액중의 산소분압이 저하하면 LAS에 대한 감수성이 증대하며, 치어에서 용존산소농도가 7.5mg/l일 때 48시간 TL_m은 2.2mg/l이었으나, 2.0mg/l의 용존산소농도에서는 TL_m이 0.4mg/l로 저하된다고 하였다.

Gafa(1974)는 LAS C₁₂의 *Carassius auratus*에 대한 LC₅₀가 경도 0일 때 15.0mg/l이었으나, 경도가 50mg/l일 경우에는 5.7mg/l로 저하된다고 보고

하였다. Lewis 및 Perry(1979)는 물벼룩에 의해 경도가 35mg/l에서 340mg/l(CaCO₃)로 증가할 때 48hr LC₅₀가 5.6mg/l에서 2.7mg/l로 감소한다고 하였으며, Holman 및 Macek(1980)은 Fathead minnow의 만성독성을 측정할 때 특히 물의 경도가 중요한자라고 보고하였다. 이와 같이 LAS의 독성은 환경조건에 의해 변화하는데 온도의 상승과 용존산소의 감소시 독성작용이 증가하고 수생생물은 연수중에서보다 경수중에서 LAS에 대해 민감함을 알 수 있다.

LAS의 생분해시 생성물의 독성은 미분해시의 LAS보다 상당히 낮다. 생분해에 의한 MBAS 제거율 80~90%일 때의 LC₅₀치는 10~100배 높은(독성이 약함)치가 된다. 그러므로 LAS의 추정분해생성물 독성은 매우 낮은 것으로 판명되어 있다. 그러나 실제로는 하수처리방식에 차이가 있거나 환경수계에 유입하는 방류수중 LAS 이외의 화학물질의 양 및 질이 서로 상이할 때는 오염 실태를 파악하기 매우 복잡하다.

이러한 이유 때문에 하수처리 방류수나 그 외의 방류수중의 수생생물에 대한 독성은 물 중에 MBAS가 함유되어 있다 하더라도 간단히 LAS에 의한 것이라고 단정하기에는 곤란하다. 특히 하수처리방류수가 유입되는 환경수계 중의 LAS 분석법은 메틸렌블루법(MBAS법)을 이용할 때 환경수중에는 소수기(疎水基)를 가진 강한 음이온성을 나타내는 활성제 이외의 화학물질이 존재하여 이러한 물질이 분석을 방해하므로 실제의 LAS 농도보다 높은 MBAS치를 나타내게 한다.

그러므로 Sullivan 및 Swisher(1969)는 유효한 자료를 판단하기 위해서는 환경수중에서 MBAS 분석방법에 의해 얻은 LAS의 환경농도를 평가할 경우 실제의 LAS 농도보다 낮을 가능성이 있다는 것을 고려해야 한다고 보고하였다. 실제의 LAS 농도는 MBAS 농도의 일부이기 때문에 안전성의 한계 농도는 MBAS 농도보다 높다. 일반적으로 ABS에서 LAS로 전환한 이래 MBAS 농도로 측정된 계면활성제 농도는 거의 모든 일정 수계에서 감소 추세에 있어 MBAS 농도는 기준치 0.5mg/l 보다 낮으며, MBAS 농도가 0.5mg/l 보다 높은 지역은 대장균수, BOD, 탁도 및 경도 등에서 높은 오염을 나타내는 경향이 있다.

본 연구에서 LAS의 이성체 및 동족체의 이생분

해성(易生分解性), LAS의 생분해 생성물의 수생생물(물벼룩, 어류 및 조류)에 대한 독성, 독성에 영향을 주는 환경조건(온도, 경도 및 용존산소량 등)을 검토하고, 조사생물 중 물벼룩, 어류 및 조류에 대해 생태독성지표인 생태 독성위험비 ERQ^o로 생태영향평가를 시행한 결과 LAS의 생태환경안전성은 한강 및 진위천의 수역에서는 양호한 결과를 얻었으나, 중랑천의 수역은 검토를 요하는 수준임이 시사되어, 이에 대해서는 앞으로 환경농도의 지속적 측정 등의 계속적인 연구검토가 되어야 할 것으로 사료된다<그림 3>.

생태독성지표의 수치화 및 평가기법인 생태독성위험비(Ecotoxicological Risk Quotient, ERQ)를 이용하여 한강, 진위천 및 중랑천 수역의 LAS

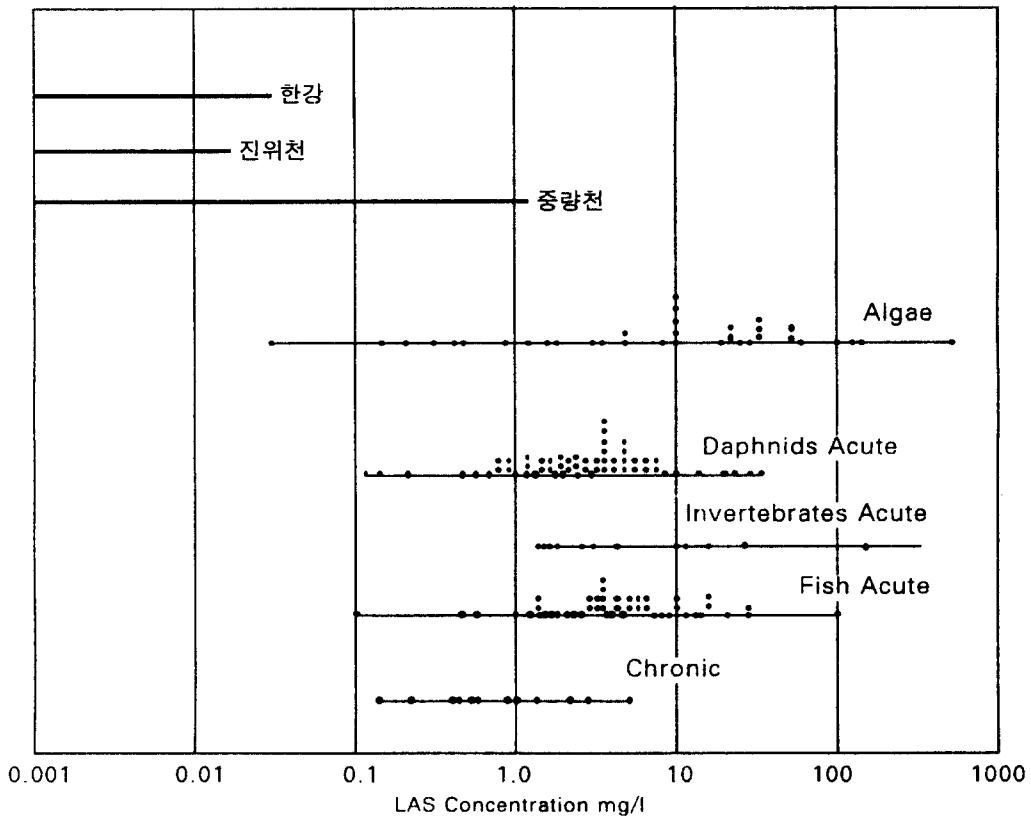


그림 3. 한강, 진위천 및 중랑천 수역에서 LAS의 환경 중 농도와 조류, 물벼룩류, 무척추 생물 및 어류의 급성독성치(EC₅₀ 및 LC₅₀로 표시). (환경중 농도 : 환경처 환경연감, 1993년 6월 평균측정치)

에 대한 환경안전성을 조사검토 및 평가한 결과는 다음과 같다.

① 생태 위험비와 독성에 미치는 영향인자 수온, 경도 및 용존산소량 등을 고려할 때 물벼룩 (*Daphnia magna*), 송사리 (*Oryzias latipes*) 및 조류 (*Chrololea vulgaris*)에 대한 환경안전성은 한강≥진위천 > 중랑천 순이었다.

② 상기의 생물종에 대한 생태독성 위험비 (ERQ)는 한강, 진위천 및 중랑천 수역에서 평균 최저치가 각각 2.64, 2.61 및 0.99를 나타내며, 한강과 진위천의 수역은 안전계수를 10^{-2} 로 할 때 ERQ가 2 이상의 결과를 얻어 생태환경안전성이 양호함을 나타냈다.

③ 생태독성 risk비는 환경농도의 측정 및 독성시험결과가 누적될 경우, 보다 정확하게 이용범위가 확대될 것으로 사료된다.

④ 환경에 미치는 오염부하량의 감소가 업계의 노력에 의해서 계속 실현되고, 노후화된 하수관거가 분류식으로 점차 개선되며, 현재 30%를 갖넘은 하수처리장의 처리율이 계속적으로 신장되어 나간다면 세제로부터 비롯되는 생태영향이 점차 적어질 것으로 전망된다.

부 록

I. 합성세제에 대한 위생조사의 일환으로 합성세제의 원료와 시판 주방용 제품에 대하여 세균에 대한 발육억제농도 (MIC)의 부착실험 model에 의한 침적과 물 및 세제세척에 의한 잔류농약의 세정제거율을 실험 및 평가한 결과 아래와 같다.

1. 그람양성균에 대한 LAS의 발육억제농도범위는 $3.125 \sim 25 \mu\text{g/ml}$ 로 완전히 발육억제되었고 AOS, SLES, SLS, AE에서는 각각 $25 \sim 100 \mu\text{g/ml}$ 이상, $50 \sim 100 \mu\text{g/ml}$ 이상, $25 \sim 100 \mu\text{g/ml}$ 이상 및 $100 \mu\text{g/ml}$ 이상, 제품 중에서는 $50 \sim 100 \mu\text{g/ml}$ 이상에서 부분적으로 발육억제하였다. 그람음성균종에 대해서는 LAS, AOS, SLES, SLS, AE 및 합성세제의 제품이 $100 \mu\text{g/ml}$ 이하에서 발육억제작용을 하지 못했다.

따라서 세균발육억제작용은 선택적임을 알 수 있다.

2. 무기계농약(동제제)에서 합성세제원료 (LAS, SLES, SLS, AE)는 93.4%, 시판 주방용세제는 97.0%, 물로 세정한 것은 78.2%의 제거율을 나타내었고, 유기농약(Diazinon)에서는 합성세제원료가 55.7%, 시판용세제는 66.6%, 물로 세정한 것은 34%의 제거를 나타내어 합성세제원료 및 시판 주방용세제가 수세정에 비해 잔류농약제거율이 현저히 높았다.

II. 합성세제에 대한 안전성 조사연구의 일환으로 합성세제의 원료와 시판 주방용 제품에 대하여 미생물을 이용한 복귀돌연변이시험 (Ames Test)와 포유류 배양세포를 이용한 염색체이상 시험을 실시하고, 합성세제의 최기형성 발암성 및 발암보조성의 전반에 대한 문헌적 조사를 한 결과는 아래와 같다.

1. 합성세제의 원료인 LAS, AOS, SLES, SLS와 시판 주방용세제품(4개)에 대해 *Salmonella typhimurium* TA 98 및 TA 100을 이용한 복귀돌연변이시험과 CHL 세포를 이용한 염색체이상 시험을 대사활성제의 비존재 및 존재하에서 모두 음성을 나타내었다.
2. LAS, AOS, SLES, SLS, AE 및 Soap에 대한 최기형성, 발암성 및 발암보조성에 대해 문헌적 조사를 한 결과 아직까지 사실이 인정되지 않고 있다.

참 고 문 헌

1. 환경처, 한국환경연감, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993.
2. Borstlap, C., Intermediate biodegradation products of anionic detergents; their toxicity and foaming properties, Pro. Intern. Cog. Surface Activity, 4(3) : 691-901, 1967.
3. Divo, C.A., A Survey on fish toxicity and biodegradation ability on linear sodium alkylbenzene sulphonate, Pro. 12th World Congr. Intern. Soc.

- Fatres., Milan, Italy, 1974.
4. Gafa, S., Studies on relationship between acute toxicity to fish and surfactants, Riv. Ital. Sostanze Grasse, 51 : 183-192, 1974.
 5. Hirsch, E., Strukturelemente von alkylbenzol sulfonaten und ihr einfluss auf das vefhalten von fischen, Vom Wasser, 30 : 249-259, 1963.
 6. Hokanson, K.E.F. and Smith, L.L. Jr., Some factors influencing toxicity of linear alkylate sulfonate (LAS) to the bluegill, Trans. Amer. Fish. Soc., 100 : 1-12, 1971.
 7. Holman, W.F. and Macek, K.J., An aquatic safety assessment of linear alkyl benzene sulfonate; Chronic effects on fathead minnows, Trans. Am. Fish. Soc., 109 : 122-131, 1980.
 8. Kimerle, R.A., Aquatic and terrestrial ecotoxicology of linear alkylbenzene sulfonate, Tenside Surfactants Detergents, 26 : 169-176, 1989.
 9. Kimerle, R.A. and Swisher, R.D., Reduction of aquatic toxicity of linear alkyl benzene sulfonate (LAS) by biodegradation, Water Res., 2 : 31-37, 1977.
 10. Lewis, M.A., Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals; A review and risk assessment, Wat. Res., 25 : 101-113, 1991.
 11. Lewis, M.A. and Hamm, B.G., Environmental modification of the photosynthetic response of lake plankton to surfactants and significance to a laboratory-field comparison, Wat. Res., 20(12) : 575-582, 1988.
 12. Macek, K.J. and Sleight, B.H., Utility of toxicity tests with embryos and fry of fish in evaluating hazards associated with the chronic toxicity of chemicals to fishes, Acute Toxicity and Hazard Evaluation, Eds. Mayers, F.L. and Hamelink, G.L., ASTM STP 634 : 137-146, 1977.
 13. Maki, A.W. and Bishop, W.E., Acute toxicity studies of surfactants to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 8(5), 1979.
 14. Marchetti, R., Sublethal effects of surfactants on fish. Riv. Ital., Sostanze Grasse, 45 : 27-34, 1968.
 15. Sullivan, W.T. and Swisher, R.D., MBAS and LAS surfactants in the Illinois river, Environ. Sci. Tech., 3 : 481-483, 1969.