

## 통계적 방법을 이용한 환경오염 평가방법

이병환 · 이원영 · 신용승\* · 최경희\*\* · 이종협†

서울대학교 공과대학 응용화학부, \*환경대학원

\*\*국립환경연구원

(1998년 6월 12일 접수, 1999년 1월 8일 채택)

## Evaluation of Environmental Impact by a Statistical Approach

Byunghwan Lee, Won Young Lee, Yongseung Shin\*, Kyunghee Choi\*\* and Jongheop Yi†

*Division of Chemical Engineering, College of Engineering,*

*\*Department of Environmental Planning, Graduate School of Environmental Studies,  
Seoul National University, Seoul, Korea*

*\*\*National Institute of Environmental Research, Seoul, Korea*

(Received 12 June 1998; accepted 8 January 1999)

### 요 약

어떤 지역의 오염정도를 파악하기 위하여 일반적으로 시료를 채취, 분석하여 그 결과를 환경기준값과 비교하는 방법이 자주 사용되고 있다. 그러나, 분석 대상 지역이 매우 넓거나 불균일한 특성을 가지고 있을 경우 이러한 방법으로부터 잘못된 결과가 도출될 수 있다. 본 연구에서는 이러한 단점을 극복하면서 유해화학물질에 의한 환경오염 정도를 예측하는 방법을 제시하였다. 수집된 결과를 통계적으로 처리하여 평균과 표준편차를 구한 후 확률밀도함수를 도출하여 오염기준초과확률(pollution probability above the standard pollution level; PPAS)을 구함으로써 대상지역의 상대적 오염도를 비교하는 방법과 오염물질의 독성정도 변화를 추정하기 위해서 독성등가인자(toxicity equivalence factor; TEF)를 사용하는 방법을 제시하였다. 사례연구로서 유류로 오염된 조간대 지역에서 167개의 퇴적물 시료를 채취하여 각 시료에 대하여 미국 EPA에서 제시한 방법을 사용하여 16종의 다환방향족탄화수소(polyaromatic hydrocarbon; PAH) 성분의 농도를 분석하고, 본 연구에서 제시된 방법을 이용하여 그 결과를 해석하였다. 본 연구에서 PAH 전체농도와 PAH 각 성분농도에 대하여 National Oceanic and Atmospheric Administration(NOAA), Florida Department of Environmental Regulation(FDEP) 등에 의해 제안된 기준농도를 초과하는 확률을 계산하였다. 이로부터 유류오염 지역에서 전형적인 오염인자로서 16가지 성분 가운데 아세나프텐(acenaphthene)과 벤조(a)안트라센(benzo(a)anthracene)을 지표성분으로 도출하였다. 또한 각 지역의 오염 정도를 각 PAH 성분들의 TEF를 고려하여 한 성분의 농도로 나타낼 수 있었으며, 이를 사용하여 오염기준초과확률을 구하였을 때 TEF를 사용하지 않은 경우와 경향이 유사하였다. 이러한 방법론은 석유화학 공장 또는 매립지에서의 토양오염 분포도 작성, 또는 휘발성 유기화학물질의 배출에 의한 환경영향평가 등과 같이 그 대상지역이 넓거나, 분석대상 매체수가 많은 경우의 환경위해성평가 기법에도 응용될 수 있다.

**Abstract**—Frequently, environmental samples are collected and analyzed in order to investigate the extent of pollution. The resulting concentrations of pollutants at various sites are compared with the standard concentration levels in order to determine compliance with environmental regulations. These methods, however, have drawbacks when the area polluted is very large or contains heterogeneous structures. In the study, a methodology is proposed which is based on the extent of pollution by hazardous chemicals. The method involved a statistical approach in order to obtain the probability density function, geometric standard deviation and the geometric mean for the collected data. As a case study, an oil-spilled coastal area was selected and 167 sediment samples were collected from the intertidal zone. 16 different polyaromatic hydrocarbons(PAHs) were analyzed for each sample. In addition, toxicity equivalence factors(TEFs) for 7 PAHs were used for estimating the pollution level. In the work, pollution probability above the standard pollution level suggested by National Oceanic and Atmospheric Administration(NOAA) and Florida Department of Environmental Regulation(FDEP) were calculated based on the total PAH concentrations and the concentration of each PAH component. Results showed that acenaphthene and benzo(a)anthracene could be two representative components among 16 PAHs for the typical pollution index in the oil-spilled coastal region. The extents of pollution in sites could be classified by the one toxic concentration converted with TEFs of each PAH. The method suggested in this study could apply for the preparation of soil pollution map or assessment of environmental impact by toxic release in a chemical plant or landfill area.

**Key words:** Statistical Approach, Environmental Impact Assessment, Intertidal Sediments, Polyaromatic Hydrocarbons, Pollution Distribution

†E-mail: jyiccerl@snu.ac.kr

## 1. 서 론

공업단지 또는 매립지역을 대상으로 하여 토양오염 분포도를 작성하여 오염정화지역과 적절한 기술을 선택하고자 할 경우나, 석유 화학 또는 석유정제 공업단지에서 배출되는 휘발성 유기화합물의 농도 및 분포도를 얻어 주위에 미치는 환경영향을 평가하고자 하는 경우, 또는 해양에서의 유류누출에 의하여 넓은 해안지역에 유류오염이 분포되어 있는 경우 등과 같이 광범위한 지역에 분포하는 유해 화학물질에 의한 환경영향을 평가하기 위하여 일반적으로 시료를 채취, 분석하여 그 결과를 환경기준과 비교하는 방법이 사용되고 있다. 이 경우 시료 채취 및 분석비용이 제한되어 있어 채취할 수 있는 시료의 개수가 제한될 수 있으며, 토양오염의 경우는 일반적으로 지하 토양구조가 불균일하므로 이러한 제한된 분석결과를 해당지역의 오염정도에 대한 대표값으로 사용할 경우(예: 평균값) 해당지역의 오염현상을 잘못 해석할 수 있다. Bowers 등[1]도 위해성 평가(risk assessment)를 위하여 대상 토양의 오염원 농도를 평가할 때, 대상지역의 농도를 평균으로 나타낼 때 이로부터 계산되는 오염토양 정화 수준이 불필요하게 각 지점마다 적용되는 경우가 많다고 지적하였다. Song과 Lee[2]도 수질항목의 측정값들이 정규분포를 따른다고 가정하여 각 항목들에 대한 오염기준초과확률을 구하여 주요 수질 오염물질 및 오염발생지역을 선정하는 방법을 제시하였다.

이와 같이 넓은 지역에 대한 환경영향평가방법은 특정 환경유해 물질에 대한 농도 등 절대값을 사용한 단순비교보다는 어떤 지역에서 검출된 자료를 이용하여 특정 환경유해물질에 대한 오염가능확률을 도출하는 방법이 효과적이다.

환경유해성물질이 다이옥신류(dioxins), PCB(polychlorinated biphenyls) 또는 다환방향족탄화수소(polyaromatic hydrocarbon; PAH) 등과 같이 다수의 이성질체를 포함하는 경우, 오염정도를 표시하기 위하여 단순히 각 이성질체의 합을 나타내는 농도로 나타내는 것보다는 각 이성질체의 독성을 반영하여 나타낼 필요가 있다.

환경유해성을 갖는 수많은 화학물질에 대한 독성 정보는 제한되어 있다. 어떤 화학물질이 설치류 동물에 암을 유발할 수 있는 양을 시험하기 위해서는 1-2백만 달러의 비용과 3-5년의 시간이 소요된다. 따라서, 어떠한 화학물질을 계속해서 개발할 것인가에 대한 판단을 할 때 구조와 활성의 관계(structure-activity relationships; SARs), 그리고 제한된 짧은 기간의 시험에 많이 의존하게 된다. 시험 약품의 구조, 용해도, 안정성, pH 민감도, 전자친화도 등이 유해성 확인에 중요한 정보를 제공한다. 또한, 주요 분자구조를 분석함으로써 유해성 잠재력을 예측할 수 있다. 예를 들어 14개의 직업성 발암물질 가운데 8개가 방향족 아민 화합물에 속하여 함께 규제를 받고 있다(the Occupational Safety and Health Administration; OSHA). SARs는 화학적으로 관련된 물질들의 상대적인 독성을 평가하는데 유용하다. 미국 환경보호국(EPA)이 1994년에 2,3,7,8 테트라클로로디벤조파라다이옥신(2,3,7,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin)과 이와 관련된 염소화 혹은 브롬화 디벤조파라다이옥신(dibenzo-p-dioxins), 디벤조퓨란(dibenzofurans), 그리고 평면구조 비페닐(planar biphenyls) 등에 대하여 실시한 재평가는 독성등가인자(toxicity equivalence factor; TEF)에 의존하고 있다[3]. TEF는 물질의 독성을 상대적인 수치로 나타낸 것으로, 여러 가지 화합물들을 포함하고 있는 혼합물의 독성(the estimated toxicity of environmental mixtures; ETEM)은 각 화합물 농도( $C_{chemical}$ )에 TEF를 곱한 값들의 총합으로 나타낼 수 있다.

$$E_{TEM} = \sum (C_{chemical} \times TEF) \quad (1)$$

그러나, 여러 가지 화학종들에 대해, 특히 단일한 생물학적 반응을 사용하여 다양한 독성 측정을 위한 활성을 예측하는 것은 어려운

일이며, 많은 복합적인 화학적, 물리적 상호작용이 간과되고 지나치게 단순화될 수 있다[4].

본 연구에서는 유출된 원유가 해양오염에 미치는 영향을 조사하기 위하여 환경유해성 물질로 원유에 포함되어 있는 PAH를 선정하였다. Sugiura 등[5]은 원유의 생분해 정도는 원유 성분에 따라 다르지만 일반적으로 지방족 화합물보다 방향족 화합물의 분해가 잘 일어나지 않는 것으로 보고하였다. 특히 PAH류는 분해되기 어려우며, 발암성, 독성이 있고, 돌연변이를 일으킬 수 있다. 따라서 이 화합물의 사용, 제조 및 관리를 위하여 엄격한 평가기준이 설정되어 있다. 그러나, 위해성 평가와 정확도에 대한 표준화된 공정은 아직 개발되어 있지 않은 실정이다[6]. Douglas 등[7]은 알킬화디벤조티오펜(alkylated dibenzothiophenes)과 페난트렌(phenanthrenes)의 비는 전체 PAH의 98%가 없어질 때까지도 원인 확인(source identification)의 기준으로 유용하게 이용될 수 있으며, 알킬화나프탈렌, 페난트렌, 그리고 크리센(chrysenes)의 몇 가지 비율을 이용하여, 유출 이후에 기름이 풍화되는 정도를 정성적으로 평가할 수 있다는 결과를 발표하였다. Maruya 등[8]은 페난트렌(phenanthrenes)에 대한 메틸페난트렌(methyl phenanthrene) 이성질체의 합의 비를 핑거프린트(fingerprinting)에 적용할 수 있다는 연구결과를 발표하였다. Short와 Heintz[9]는 PAH 풍화 모델을 사용하여 퇴적물과 생물체 조직에 포함되어 있는 Exxon Valdez 유류를 확인하는 연구를 수행하였고, Sanders 등[10]은 작은 호수에서의 PAH 거동에 관한 연구를 수행하였다.

본 연구에서는 넓은 지역을 대상으로 하여 유해화학물질에 의한 환경영향을 살펴보기 위하여 얻어진 분석자료의 평균값을 사용하여 환경규제치와의 단순한 수치적 비교에 의한 환경오염영향평가를 나타낼 수 있는 결점을 보완하기 위하여 오염분석 결과를 통계적으로 처리하는 방법론을 제시하였으며, 이를 이용하여 해당지역의 오염 분포가 환경기준치를 초과할 수 있는 확률을 계산하였다.

## 2. 이 론

한 지역에서 채취된 다수의 시료를 분석한 경우, 오염물질 농도는 로그정규분포(log-normal distribution)를 나타내는 것으로 알려져 있다[11]. 로그정규분포는 농도  $C$  대신 자연로그를 취한  $\ln C$ 를 대입함으로써 정규분포함수로부터 유도할 수 있다. 로그정규분포에서 데이터 집합  $C$ 에 대한 확률밀도함수  $f(C)$ 를 아래와 같이 나타낼 수 있다[12].

$$f(C) = \frac{1}{\sqrt{2\pi C \ln \sigma}} \exp \left[ -\frac{(\ln C - \ln \mu)^2}{2 \ln^2 \sigma} \right], C > 0 \quad (2)$$

여기에서  $\mu$ 와  $\sigma$ 는 각각 집합  $C$ 의 분포에 대한 기하평균(the geometric mean)과 기하표준편차(the geometric standard deviation)이다.

누적분포함수,  $F(C)$ 를  $C$ 가  $-\infty$ 와  $C$  사이에 존재할 확률로 정의하면, 오염기준초과확률(pollution probability above the standard level; PPAS)은 아래와 같이 나타낼 수 있다.

$$PPAS = 1 - F(C) = 1 - \int_{-\infty}^{\ln C} f(C') dC' = \frac{1}{2} - \frac{1}{2} \operatorname{erf} \left[ \frac{\ln C - \ln \mu}{\sqrt{2 \ln \sigma}} \right] \quad (3)$$

식(3)으로부터, 어떤 환경기준  $C_s$ 에 대하여 데이터 집합  $C$ 의  $\mu$ 와  $\sigma$ 를 계산한 후에 오염기준초과확률을 구할 수 있다.

상관분석은 측정 단위가 서로 다를 수 있는 두 데이터 집합 사이의 관계를 측정하는 것으로, 두 데이터 집합의 공분산을 각 데이터의 표준 편차의 곱으로 나누어 상관계수를 구한다. 이로부터 얻어지는 상관 계수로부터 두 데이터 범위가 함께 변화하는 정도를 알 수

있다. 즉 한 집합의 데이터 값이 증가하면 다른 집합의 데이터 값도 증가하는지(양의 상관관계), 한 집합의 데이터 값이 감소하면 다른 집합의 데이터 값은 증가하는지(음의 상관관계), 두 집합의 데이터 값이 서로 아무 관련이 없는지(상관계수가 0에 가까움)를 알 수 있다. 상관관계수  $\rho_{X,Y}$ 는 다음과 같이 정의된다.

$$\rho_{X,Y} = \frac{\text{cov}(X, Y)}{\sigma_X \cdot \sigma_Y} \quad (4)$$

이 식에서  $\sigma_X$ 와  $\sigma_Y$ 는 각각 X와 Y의 표본표준편차이고,  $\text{cov}(X, Y)$ 는 X, Y의 공분산(covariance)으로, 데이터 요소 각각의 평균에서 데이터 요소간의 편차들을 곱한 값의 평균이다. 이 경우  $\text{cov}(X, Y)$ 는 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\text{cov}(X, Y) = \frac{1}{n} \sum (x_i - \mu_X)(y_i - \mu_Y) \quad (5)$$

이 식에서 n은 데이터의 개수이며  $\mu_X$ 와  $\mu_Y$ 는 표본평균이다.

여기서 상관관계수  $\rho_{X,Y}$ 가 1일 때 두 데이터 집합의 상관관계가 완전히 일치하는 것을 의미한다.

### 3. 적용사례

본 연구에서는 모델시스템으로서 유류에 의하여 오염된 해양지역의 조간대 지역에서 채취한 퇴적물 시료에 포함된 환경유해화학물질 중의 하나인 PAH류를 선택하였다. 본 연구에서는 16종의 PAH 화합물에 대한 성분 분석을 실시하여, 각 지점별 오염기준초과확률을 계산하였으며, PAH류에 대한 TEF를 고려하여 이들을 유해성을 나타내는 독성등가농도로 환산하여 오염기준초과확률을 구하는 방법을 제시하였다. 이와 같은 방법론은 PAH류와 같이 어떤 화학물질군(chemical group)이 환경유해성인자로 작용할 경우, 그 오염지표성분(representative chemical for pollution)을 도출하는데 이용될 수 있다.

#### 3-1. 연구대상지역 선정 및 시료 채취

본 연구에서는 대상지역으로 유류 누출이 있었던 해안지역을 선정하여, 유류에 의한 오염영향이 미칠 가능성이 있는 곳을 선정하였다. 조사대상지역은 가로 6km, 세로 45.5km에 해당하는 지역으로, 조사정점은 오염이 심한 지역과 중간정도의 지역으로 구분하여 오염이 심한 지역으로 두 지점(C, F)을 선정하였으며, 중간정도 오염 지역으로는 세 지점(B, D, G)을 선정하였다. 또, 대조구로는 사고지점으로부터 거리상으로 약 22.5km에 위치하고 있고 유류 오염의 흔적이 육안으로 확인되지 않은 지점(A)을 선정하였다. 그 외에 지점 E에서도 시료를 채취하였다. 이와 같은 7개의 지점으로부터 총 167개의 시료를 채취하였다. 각 지점에서 채취, 분석한 시료의 개수를 Table 1에 나타내었다.

Table 1. Number of samples studied from the various sites

Site	A	B	C	D	E	F	G
Number of samples	17	23	20	17	16	48	26
$\mu^*$	4.94	5.34	6.54	4.94	5.57	6.45	5.07
$\sigma^{**}$	0.38	1.22	2.86	0.72	1.80	1.89	1.03

\*The geometric mean based on the unit of ppb.

\*\*The geometric standard deviation based on the unit of ppb.

각 정점들을 대상으로 육안 및 후각으로 확인했을 때 오염이 심한 시료, 중간인 시료, 오염이 되지 않은 시료를 약 3:2:1의 비율로 시료를 채취하였다. 채취심도는 표층에서 약 15-20cm 정도였다. 굴착된 시료는 잘 혼합하여 스테인레스 재질의 스푼을 이용하여 250 mL 암병에 옮겨 담고 얼음이 든 아이스박스에 넣어 실험실로 운송하였다. 실험실에서 시료는 4°C에서 냉장보관하였다.

#### 3-2. 시료분석

분석대상 물질인 PAH(polyaromatic hydrocarbon)는 여러 개의 벤젠고리들로 이루어진 다환방향족 탄화수소류를 나타내며, 기름 성분 가운데 양적으로는 큰 비중을 차지하지는 않으나 환경내에서 난분해성이며 독성이 강한 물질로 최근 외국에서는 유류 오염지역의 조사시 오염지시 화합물로 포함시킨다. 본 연구에서 대상화합물로 설정한 16종의 PAH 성분들의 주요 특성을 Table 2에 요약하였다.

본 연구에서는 시료의 전처리를 위해 EPA 방법에 비해 빠른 전처리를 할 수 있는 CEM사의 마이크로파추출시스템(Microwave Extraction System 1000; MES 1000)을 사용하여 분석하였다. 본 실험에서 추가적인 전처리 방법으로 산과 알칼리를 사용하여 추출 시료 중 극성이 강한 물질을 먼저 세척하였으며, 액체-액체 추출법을 사용하여 비극성인 PAH만을 분리하였다. 이러한 전처리 방법은 회수율 반복 실험을 통하여 회수율 및 PAH 성분에 영향이 없음이 확인된 후 사용되었다. 본 실험에서 PAH 성분을 HPLC/PDA/Fluorescence(Waters Alliance System with 474 Fluorescence Detector)를 사용하여 정성확인 후, 정량분석하였다. 검출기는 UV/Visible Detector(파장: 254 nm)와 Fluorescence Detector를 사용하였다.

품질관리(quality control; QC)는 시료를 10개 분석할 때마다 5회 반복 실험하였으며, 그 결과값들의 백분율상대표준편차(percent relative standard deviation)를 구하여 그 값이 10%를 넘는 경우 검량선을 다시 작성하였다. 시료는 2회 반복 실험하여 결과값을 얻은 후 그들의 평균값을 얻어 최종 결과값으로 하였다.

최종적인 전처리까지 끝난 시료에 대해 대용물(surrogate) 회수율을 계산하여 최종결과값 환산에 적용하였다. 초음파분해(sonication) 전처리 방법을 적용한 EPA Method 8310에서는 회수율을 12-199%로 규정하고 있으나, 본 연구에서는 실험의 전처리로 회수율이 우수한 마이크로파를 사용하였으므로, 이보다 강화된 60-140%로 설정

Table 2. Characteristics of PAH compounds

Name	CAS No.	Molecular formula	Molecular weight (g/mol)	Name	CAS No.	Molecular formula	Molecular weight (g/mol)
Naphthalene	91-20-3	C <sub>8</sub> H <sub>10</sub>	128.19	Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32
Acenaphthene	83-32-9	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	154.21	Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32
Fluorene	86-73-7	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	166.2	Benzo(a)pyrene	50-32-8	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.3
Phenanthrene	85-01-8	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178.2	Dibenzo(a,h)anthracene	53-70-1	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	278.35
Anthracene	120-12-7	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178.2	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	C <sub>21</sub> H <sub>16</sub>	268.36
Pyrene	129-00-0	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202.3	Acenaphthylene	208-96-8	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	150.2
Benzo(a)anthracene	56-55-3	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228.3	Fluoranthene	206-44-0	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202.3
Chrysene	218-01-9	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228.3	Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276.34

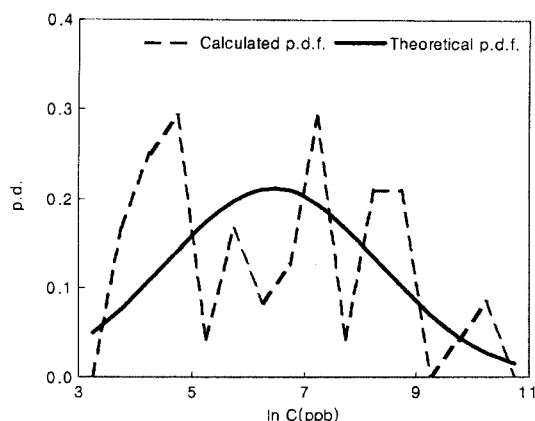


Fig. 1. Comparison of the theoretical probability density function(p.d.f.) curve with the calculated p.d.f. based on the experimental data(site F,  $\ln\mu=6.45$ ,  $\ln\sigma=1.89$ ).

하였다.

#### 4. 사례연구 결과 및 토론

사례연구에서는 본 연구에서 제시하는 방법을 적용하기 위하여 각 정점에서 채취된 시료를 분석하여 얻은 PAH 성분별 농도와 전체농도 결과를 이용하여 각각의 평균과 표준편차를 구하여 확률밀도함수를 구하고 환경규제를 위한 기준값을 적용시켜 그 값을 초과하는 확률을 구하였다.

한 지점으로부터 채취된 시료가 48개로 가장 많은 지역 F(Table 1)에 대한 전체 PAH 농도를 대상으로 하여 그 분포 특성을 조사하였다. 그 결과가 Fig. 1에 나타나 있다. 그림에서 이론식 (2)에 의한 확률밀도함수 형태(Fig. 1에서 실선)와 실험값으로부터 계산된 확률밀도함수(Fig. 1에서 점선)는 모두 평균값을 중심으로 로그정규분포 특성을 가지고 있다고 가정할 수 있다. 이때, 동일한 영역에서의 이론식에 의한 확률, 즉 실선 아래의 면적이 0.94347이고, 실험값에 의한 확률, 즉 점선 아래의 면적이 1.0으로, 5.65%의 오차를 나타낸다. 따라서, 각 정점에서 오염물질인 PAH가 로그정규분포의 특성을 가지고 있다고 고려하여 평균과 표준편차를 구하고 그로부터 식 (3)을 사용하여 오염기준초과확률을 구하였다.

현재 PAH 성분에 대한 토양 및 퇴적물에 대한 국내 기준값이 없어 외국의 기준값들을 사용하였다. 본 연구에서는 NOAA에서 제시하는 Effective Range Low(ERL)와 Effective Range Medium(ERM), 그리고 FDEP에서 제시하는 Threshold Effect Level(TEL) 및 Probable Effect Level(PEL)을 기준으로 하여 기준초과확률을 계산하였다. 본 연구에서 사용된 PAH 성분별 및 전체 PAH 농도에 대한 오염도 기준을 Table 3에 나타내었다. 이 가운데 전체 PAH 농도에 대한 기준은 생물체에 대한 잠재적인 독성영향이 나타나지 않는 PAH 한계농도값 즉, ERL(effective range low)을 기준값으로 선정하였다.

각 지점에서 전체 PAH 농도에 대한 ERL 기준초과확률(PPAS)을 식(3)과 각 지점의 기하평균과 기하표준편차를 사용하여(Table 1) 계산하였으며, 그 결과를 Fig. 2에 나타내었다. 이 결과 정점 C와 F에서의 ERL 기준초과 오염가능확률이 각각 약 0.3과 0.2인 것으로 나타났다. 정점 A, D와 G는 오염가능성이 없는 것으로 나타났다. 일반적으로 평균값이 오염농도 기준보다 클 때 대상지역이 오염되었다고 할 수 있다. 따라서, 기준초과확률이 0.5보다 클 때 그 지점이 오염되었을 가능성이 높다고 볼 수 있다. 그러나, 본 연구에서 ERL을 기준으로 할 경우 오염기준초과확률이 0.5를 초과하는 지점

Table 3. Standard pollution criteria of PAH components for sediment matrix[ $\mu\text{g/g}$ ]

Compound	NOAA <sup>1)</sup>		FDEP <sup>2)</sup>	
	ERL <sup>3)</sup>	ERM <sup>4)</sup>	TEL <sup>5)</sup>	PEL <sup>6)</sup>
Naphthalene	0.160	2.10	0.0346	0.391
Acenaphthene	0.016	0.5	0.006	0.0889
Fluorene	0.019	0.540	0.0212	0.144
Phenanthrene	0.240	1.50	0.0867	0.544
Anthracene	0.853	1.1	0.0469	0.245
Pyrene	0.665	2.60	0.153	1.398
Benzo(a)anthracene	0.261	1.60	0.0748	0.693
Chrysene	0.384	2.80	0.108	0.846
Benzo(b)fluoranthene	NA	NA	NA	NA
Benzo(k)fluoranthene	NA	NA	NA	NA
Benzo(a)pyrene	0.430	1.60	0.0888	0.763
Dibenzo(a,h)anthracene	0.0634	0.260	0.0062	0.135
Benzo(g,h,i)perylene	NA	NA	NA	NA
Acenaphthylene	0.044	0.640	0.00587	0.128
Fluoranthene	0.600	5.10	0.113	1.494
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	NA	NA	NA	NA
Total	4.0			

<sup>1)</sup>National Oceanic and Atmospheric Administration. <sup>2)</sup>Florida Department of Environmental Regulation. <sup>3)</sup>Effective Range Low. <sup>4)</sup>Effective Range Medium. <sup>5)</sup>Threshold Effect Level. <sup>6)</sup>Probable Effect Level.

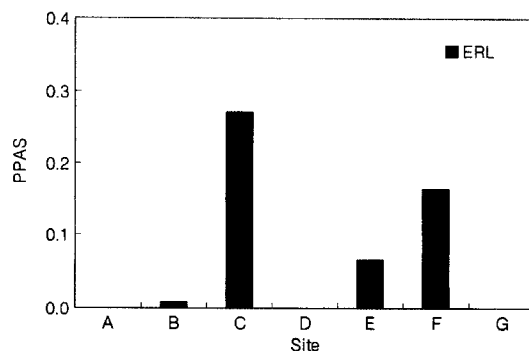


Fig. 2. PPAS for total PAH concentration.

은 없었다.

또한, Table 3에 나타난 값들을 사용하여 각 지점에서의 PAH 성분별 오염기준초과확률(PPAS)을 구하였다. PAH 성분별 오염기준초과확률이 0.5보다 높은 것은 오염기준농도가 가장 낮은 TEL에 대해서만 나타났다. 이러한 성분으로는 A, B, D, G 지점의 나프탈렌, C, F 지점의 벤조(a)안트라센 등이며 그 외 아세나프텐, 플루오렌, 페난트렌, 안트라센, 파이렌, 크리센, 벤조(a)파이렌, 디벤조(a,h)안트라센, 아세나프틸렌, 플루오란텐 등은 모든 기준값들에 대하여 오염기준초과확률이 0.5보다 낮은 것으로 나타났다. 계산 결과 가운데 오염기준초과확률이 상대적으로 높은 것으로 나타난 나프탈렌과 벤조(a)안트라센(benzo(a)anthracene)에 대한 결과를 Fig. 3과 4에 나타내었다.

PAH류와 같은 화합물군은 다수의 이성질체를 포함하고 있기 때문에 전체 PAH 농도, 또는 각각의 화합물에 의한 농도 변화를 관찰하는 것도 중요하지만, 환경에 미치는 유해성을 기준으로 하여 환경독성을 평가하는 방법도 고려될 수 있다.

즉, 본 연구대상인 조간대 각 정점에서는 시간이 지남에 따라 PAH류는 생분해, 증발 또는 다른 화합물로의 전이(conversion) 등에 의하여 각 성분의 농도가 변하게 된다. 예를 들면 미생물에 의해 분해

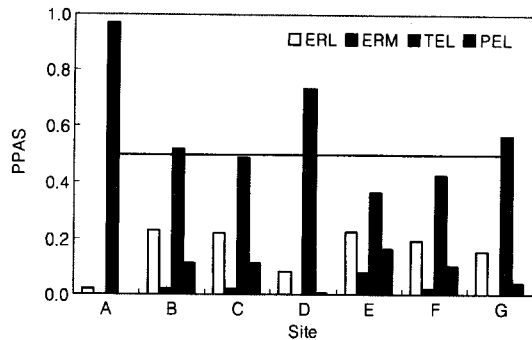


Fig. 3. PPAS based on the concentration of naphthalene.

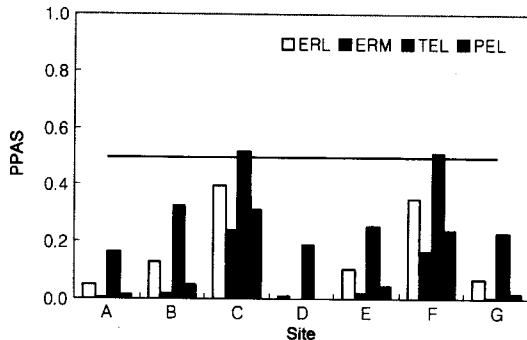


Fig. 4. PPAS based on the concentration of benzo(a)anthracene.

Table 4. TEFs for PAH compounds

Component	TEF
Benzo(a)anthracene	0.1
Chrysene	0.001
Benzo(b)fluoranthene	0.1
Benzo(k)fluoranthene	0.01
Benzo(a)pyrene	1
Dibenzo(a,h)anthracene	1
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.1

가 잘 되는 PAH 성분은 빨리 분해가 되어 그 농도가 감소한다. 일반적으로 독성이 강하면 분해속도가 느린 것으로 알려져 있다. 따라서, 측정된 PAH 농도가 시간에 따라 감소하는 경향을 보이더라도 실제 독성에 있어서는 큰 변화를 보이지 않거나 더욱 완만한 감소 경향을 보일 수 있다. 본 연구에서는 독성등가인자(toxicity equivalence factor; TEF)가 제시된 7가지 성분에 대하여(Table 4) 조건대 퇴적물에서의 시간에 따른 PAH 농도 변화를 구하고, 이를 TEF에 의해 전환된 농도인 독성등가농도와 비교하였다. 이때 독성등가농도는 식 (1)을 사용하여 구하였다. A, B, D, E, F, G 등 여섯 지점에서는 오염물질의 농도와 TEF에 의해 전환된 독성등가농도가 유사한 시간적 변화 경향을 나타내었다(예: Fig. 5). 그러나, Fig. 6에 나타난 바와 같이 C 지점에서는 시간이 경과함에 따라 서로 다른 변화양상을 보였다. 이때 오염물질의 농도는 감소하는 경향을 보이나, 독성등가농도는 증가 이후 완만한 감소 경향을 보이고 있다. 따라서, 현장 방제활동을 위한 근거 자료로서 독성을 고려하지 않고 농도만을 고려할 경우 오판을 내릴 소지가 있다. 이처럼 오염물질의 전체농도 변화가 대상지역의 독성변화와 일치하지 않는 경우도 있으므로, 이와 관련된 연구는 환경유해화학물의 독성을 고려하여 계속될 필요가 있다.

또, TEF를 고려한 독성등가농도에 대하여도 식 (3)을 사용하여 동일한 방법으로 오염기준초과확률을 구하였으며, 환경오염 기준값

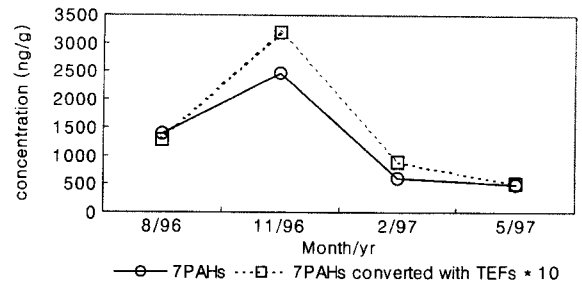


Fig. 5. Seasonal variation of the concentration and toxic concentration converted with TEFs for 7 PAH compounds(site F).

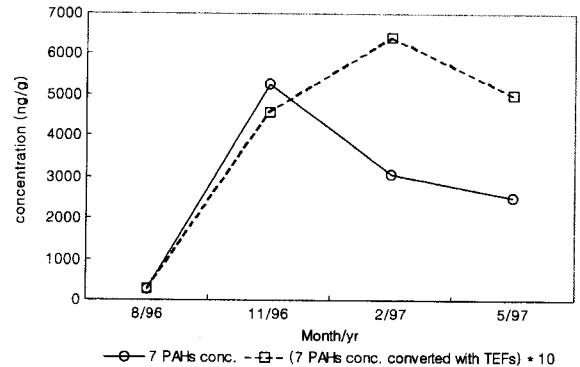


Fig. 6. Seasonal variation of the concentration and toxic concentration converted with TEFs for 7 PAH compounds(site C).

운데 가장 낮은 TEL을 사용하여 계산한 결과 전체 PAH 농도를 기준으로 한 오염기준초과확률과 유사한 경향을 보였다.

본 연구에서는 이러한 결과를 바탕으로 하여 전체농도를 대변할 수 있는 지표성분을 도출하였다. 이를 위하여 식 (4)와 (5)를 사용하여 전체농도와 각 성분의 오염기준초과확률간의 상관계수를 계산하였다. 이때 독성등가인자는 고려하지 않았다. 그 결과 나프탈렌은 앞에서 설명한 바와 같이(Fig. 3) 다른 성분에 비해 기준초과확률이 상대적으로 높은 성분이었으나, 전체농도와와의 상관계수[식(4)의  $\rho_{xy}$ ]가 0.50으로 매우 낮아 지표성분으로는 부적절하다. 따라서, 아세나프텐( $\rho_{xy}=0.95$ )과 벤조(a)안트라센( $\rho_{xy}=0.95$ )이 상관계수도 다른 성분에 비하여 크고, 각 지점에 대한 상호비교가 가능하도록 모든 지점에서 검출되는 성분으로서 이 두 성분이 전체농도의 경향을 대변하는 지표성분으로 적당하다. 그 결과가 Fig. 7과 8에 나타나 있다. 이 두 결과는 아세나프텐과 벤조(a)안트라센에 대한 두 성분의 오염기준초과확률과 전체 PAH 농도를 기준으로 한 오염기준초과확률이 매우 유사한 경향을 나타내며, 단순히 전체 PAH 농도를 기준으로 했을 때보다 두 성분의 오염기준초과확률이 더 민감한 결과를 나타냄을 보여주고 있다.

## 5. 결 론

본 연구에서는 넓은 지역을 대상으로 하여 유해화학물질에 의한 환경영향을 살펴보기 위하여, 얻어진 분석자료의 평균값을 사용하여 환경규제치와의 단순한 수치적 비교에 의한 환경오염영향평가지 나타낼 수 있는 결점을 보완하기 위하여, 오염분석 결과를 통계적으로 처리하는 방법론을 제시하였으며, 이를 이용하여 해당지역의 오염 분포가 환경기준치를 초과할 수 있는 확률을 계산하였다.

본 연구에서는 사례연구로 유류에 의해 오염된 조건대 지역을 선택하여, 퇴적물 시료를 채취하여 다환방향족탄화수소(PAH)를 분석,

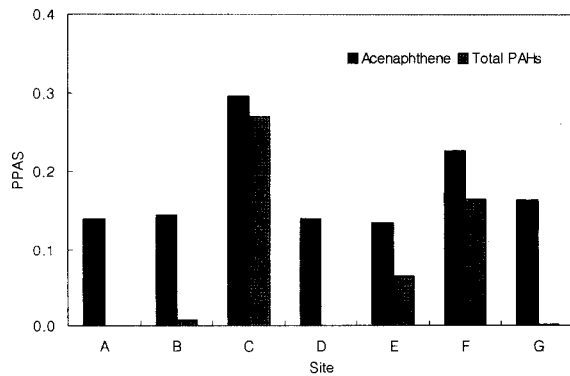


Fig. 7. PPAS of acenaphthene and total PAHs.

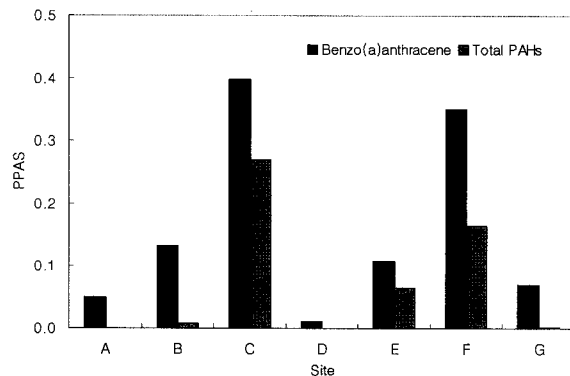


Fig. 8. PPAS of benzo(a)anthracene and total PAHs.

그 결과를 통계적으로 처리, 오염기준초과확률을 계산하여 오염 정도를 해석하였다. 연구 결과 유류오염 지역에서 전형적인 오염인자로서 16가지 성분의 PAH 가운데 아세나프테네와 벤조(a)안트라센을 지표성분으로 도출하였다. 또한 7가지 성분의 PAH를 독성등가인자(TEF)를 사용하여 단일 성분농도로 전환하여 시간에 따른 오염물질의 독성 변화를 추정하였다. 그 결과 오염물질의 독성 정도와 농도 변화가 반드시 일치하지는 않음을 보였다. 그리고, TEF를 고려한 농도에 대하여 오염기준초과확률을 계산하여 상대적 오염도를 구하는 방법론도 제시하였다.

이러한 방법론은 석유화학 공장 또는 매립지에서의 토양오염 분포도 작성, 또는 휘발성 유기화합물의 배출에 의한 환경영향평가 등과 같이 그 대상지역이 넓거나, 분석대상 매체수가 많은 경우의 환경위해성평가 기법에도 응용될 수 있다.

## 감 사

본 연구를 위한 연구비의 일부를 지원하여 준 서울대학교 청정기

술연구센터와 한국과학재단(KOSEF)에 감사드립니다.

## 사용기호

$C_{chemical}$  : concentration of each chemical compound

$cov(X, Y)$  : covariance of X and Y

$C_{st}$  : environmental regulation level

$F(C)$  : the cumulative distribution function

$f(C)$  : the probability density function of the distribution of group C

$\mu$  : the geometric mean

$\mu_x, \mu_y$  : the mean of X and Y

$\rho_{x, y}$  : correlation coefficient

$\sigma$  : the geometric standard deviation

$\sigma_x, \sigma_y$  : standard deviation of X and Y

## 참고문헌

1. Bowers, T. S., Shifrin, N. S. and Murphy, B. L.: *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 1437(1996).
2. Song, D. and Lee, D.: *Proceedings in Korean Society of Water Quality*, 27(1996).
3. EPA, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development: External Review Draft, EPA/600/BP-92/001b(1994).
4. Klaassen, C. D., Amdur, M. O. and Doull, J.: "Casarett & Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons", McGraw-Hill, New York, NY(1996).
5. Sugiura, K., Ishihara, M., Shimauchi, T. and Harayama, S.: *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 45(1997).
6. Zemanek, M. G., Pollard, S. J. T., Kenefick, S. L. and Hruddy, S. E.: *Environ. Pollution*, **98**(2), 239(1997).
7. Douglas, G. S., Bence, A. E., Prince, R. C., Mcmillen, S. J. and Butler, E. L.: *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 2332(1996).
8. Maruya, K. A., Risebrough, R. W. and Horne, A. J.: *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 2942(1996).
9. Short, J. W. and Heintz, R. A.: *Environ. Sci. Technol.*, **31**(8), 2375(1997).
10. Sanders, G., Hamilton-Taylor, J. and Jones, K. C.: *Environ. Sci. Technol.*, **30**(10), 2958(1996).
11. Ott, W. R.: *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **40**, 1378(1990).
12. Seinfeld, J. H.: "Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution", John Wiley & Sons, New York(1985).