

Hebei Spirit 호 유류유출 사고 이후 태안 양식어장에서 잔존유류의 농도 변화

김형철·이완석*·황운기¹·최용석²

국립수산과학원 어장환경과, ¹서해수산연구소 자원환경과,
²서해수산연구소 해역산업과

Variation in the Residual Oils in the Culture Grounds on the Taean Coast, Korea after the Hebei Spirit Oil Spill

Hyung Chul Kim, Wan Seok Lee*, Un Ki Hwang¹
and Yong Suk Choi²

Marine Environment Research Division, NFRDI, Busan 619-705, Korea

¹Fisheries Resources & Environment Division, West Sea Fisheries Research Institute,
NFRDI, Incheon 400-420, Korea

²Aquaculture Industry Division, West Sea Fisheries Research Institute,
NFRDI, Incheon 400-420, Korea

The residual oil concentrations in seawater and sediments were investigated along the Taean coast of Korea, following the *Hebei Spirit* oil spill, which occurred on 7 December 2007. The oil concentration in seawater ranged from 0.059 to 0.866 $\mu\text{g/L}$ for the tidal flat culture grounds and from 0.016 to 0.943 $\mu\text{g/L}$ in the fish cage areas in 2008. These were dominated by the seawater temperature relationship. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments were also analyzed and the concentrations ranged from 3.4 to 509.7 ng/g dry weight. The average PAH level was higher in seawater from the Sinduri area than the Padori area, while the average PAH level in sediments was higher in Padori. The diagnostic ratio of PAHs was investigated to determine the origins of the PAHs. The PAHs in the Seongam area, which was not affected by the oil spill, are of pyrolytic origin, while the PAHs in Padori and Sinduri were of petrogenic origin. The residual oils in the areas affected by the oil spill tended to decrease over time, except in summer. The oils in pore water remained 6- to 16-fold higher, as compared to the seawater overlying the tidal flat, implying that residual oils will continue to influence the affected region for the foreseeable future.

Key words: *Hebei Spirit*, Oil spill, Oil concentration, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)

서 론

2007년 12월 7일 07시 06분 경 충남 태안 앞바다에서 홍콩 국적 유조선 *Hebei Spirit*호와 삼성 중공업 소속 바지선과의 충돌로 유조선에서 10,081 톤의 원유가 유출되는 사고가 발생하였다. 이 사고로 특히 태안연안 및 서해안 일대의 일부 증양식장과 수산생물의 서식, 산란장이 훼손되었고, 태안 바다목장 해역 및 육상양식장에 심각한 피해를 안겼으며, 어장회복에 장기간이 소요될 것으로 예측된다.

유류유출 사고가 발생한 서해안은 조간대가 잘 발달하여 유기물과 각종 어패류의 먹이생물이 풍부하고, 굴, 바지락 및 김 등의 양식 활동이 활발한 지역이다. 특히 태안은 청정 해역으로 잘 알려져 있어 조피볼락과 전복 등의 해상가두리 양식장과 다시마, 미역 등의 해조류 양식장이 분포하고 있으며, 해안에는 갯벌이 잘 발달하여 바지락과 굴 등의 양식장으로 이용되어 왔다. 그리고 육상에서는 넙치와 조피볼락 등 어류를 비롯한 새우와 해삼의 국내 최대 종묘생산장과 새우 축제식 양식장이 분포하여 태안연안의 해수를 육상배양장의

이용수로 사용하고 있다. 이와 같이 태안연안은 서해안 최대의 수산물 생산의 보고장으로서 서해안 수산업에서 차지하는 산업적인 비중이 매우 높은 지역이다.

따라서 이러한 천혜의 자연조건을 가진 태안연안에 유류유출 사고로 인해 양식장의 수산물 피해가 심각하였고, 초기방제를 실시하였지만 오랜 기간 환경에 잔류하는 원유의 특성을 감안하여 시간의 경과에 따른 태안연안 양식어장의 잔존유류의 농도를 조사하여 피해를 입은 양식장의 복원에 중요한 기초자료로 활용하고자 하였다.

다환방향족탄화수소 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: PAHs)는 hydrophobic organic compounds (HOCs)로 분류되며 벤젠고리 (benzene ring)로 구성된 유기화합물이다. PAHs는 해수, 퇴적물, 해양생물 등 해양 환경에서 가장 쉽게 발견할 수 있는 오염물질 중의 하나이며, 발암성과 돌연변이성을 유발하는 유기화합물질로서 해양환경 연구에서 중요한 부분으로 연구되어 왔다 (Yunker et al., 1993; Lipiatou et al., 1997; Wu et al., 2005). PAHs는 해양 퇴적물 입자에 흡착되는 물리화학적 특성으로 해양에 장기간 잔류하게 되므로 (Platt and

*Corresponding author: daphne@nfrdi.go.kr

Mackie, 1979; Wu et al., 2001; Lan et al., 2007) 미국에서는 Mussel Watch program과 같은 다양한 오염 모니터링 프로그램을 실시하고 있을 뿐만 아니라 미국 환경보호국 (US EPA)과 유럽연합에서 우선적 환경오염물질 (priority environmental pollutant)로 관리하고 있다 (Farrington et al., 1983; Wild and Jones, 1995; Henner et al., 1997). 각각의 PAHs는 물리 화학적 성질이 다르고 낮은 용해도와 휘발성을 가진 반면, octanol 분배계수 (octanol-water partition coefficient; K_{ow})로 측정되는 소수성이 높은 화합물이나 각각의 분자량이나 환 (ring)의 숫자에 따라서 K_{ow} 등의 물리화학적 특성이 차이나게 된다. 이러한 특성으로 인해 해수 및 퇴적물에서 각각의 PAHs는 조금씩 다른 형태로 잔류한다 (Ferrares et al., 2008). 또한, 고분자 PAHs들은 미생물의 생이용성 (bioavailability)이 떨어져 보다 오래 잔류한다고 알려져 있다 (Luthy et al., 1994; Taylor and Jones, 2001).

PAHs의 해양 유입은 크게 배출원의 연소과정에서 생성된 부유입자에 함유된 PAHs의 대기 침적 (atmospheric deposition)과 직접적으로 강을 통한 경로가 있다. 또한 다른 발생원으로는 선박 등에 사용되는 유류에 의한 오염 (Lee and Page, 1997; Pettersen et al., 1997)과 가정 및 공장 폐수 (Wakeham et al., 1980)에 의한 오염 등이 있다.

현재 우리나라 연안의 해양환경에 대한 PAHs의 동태에 관한 다양한 연구결과들이 보고되고 있지만 (Moon et al., 2007; You et al., 2007), 대규모 원유유출 사고 이후 PAHs의 동태에 관한 연구는 거의 이루어지지 않고 있으며, 대규모 원유유출 사고는 연안에 거주하는 인간 뿐만 아니라 해양 생태계에 막대한 영향을 미친다 (Zakaria et al., 2001; Peacock et al., 2007). Payne et al. (2003)과 Carls et al. (2006)은 1989년 알래스카에서 발생한 Exxon Valdez호의 원유유출사고의 영향으로 수많은 어장과 생태계가 파괴되었다고 보고하였다. 또한 그 피해복구에는 30년 이상이 걸린다는 보고 (Payne et al., 2008)가 있어, 본 연구에서도 장기적인 관점에서 생태계 복원을 위한 과학적인 접근이 필요하다.

본 연구는 대규모 원유유출을 발생시킨 Hebei Spirit호 사고로 인한 인근 양식장의 퇴적물에 잔류하는 PAHs의 농도를 조사하고 그 기원을 분석하여 원유유출사고의 영향을 정확히 판단하고자 한다.

이러한 목적을 달성하기 위해 우선 태안 주변 해역의 유분 오염 현황을 파악하는 것이 필수적이므로 수질모니터링 분야에서는 태안주변 인근 양식장의 수질현황을 파악하는 것을 주 목적으로 하여 해수 수질조사를 실시하였으며, 퇴적물모니터링 분야에서는 조간대 갯벌의 오염현황을 파악하고자 퇴적물 PAHs 조사를 실시하였다.

재료 및 방법

조사 장소

유류사고의 피해가 심각했던 태안 주변연안은 리아스식 해안선이 잘 발달하였고, 크고 작은 많은 섬들이 모여 있으며,

해수욕장 및 사구해안 등이 발달하여 태안 해안국립공원을 이루고 있다. 또한 조석간만의 차가 큰 우리나라 서해안의 대표적 특성을 가져 대규모의 조간대 갯벌이 잘 발달하고 있고, 서해 고유냉수가 접근하는 지리적인 위치에 있어 서해안에서 최대의 청정수역으로 각종 어패류 양식이 성행하고 있다 (Kang, 2003; Oh et al., 2003; Yoo et al., 2007).

해수 중 일반수질과 유분조사는 갯벌양식장과 해상가두리 양식장 및 육상종묘배양장에 대해 실시하였다. 갯벌양식장은 원북면 신두리와 소원면 파도리 지역에서 실시하였고, 대조지역으로 경기도 선감 지역을 선정하여 조사하였다. 해상가두리 양식장은 천수만에 위치한 고남면 영목, 남면 당암리 지역과 가로림만에 위치한 서산 중왕리 지역 대표 양식장에서 실시하였고, 육상종묘배양장은 이원면 내리, 남면 곱섬 및 남면 당암리 지역에 있는 대표 양식장에서 실시하였다 (Fig. 1).

퇴적물 PAHs의 조사는 갯벌양식장에 대해서 실시하였고 대상지역은 해수 조사 지역과 일치하다.

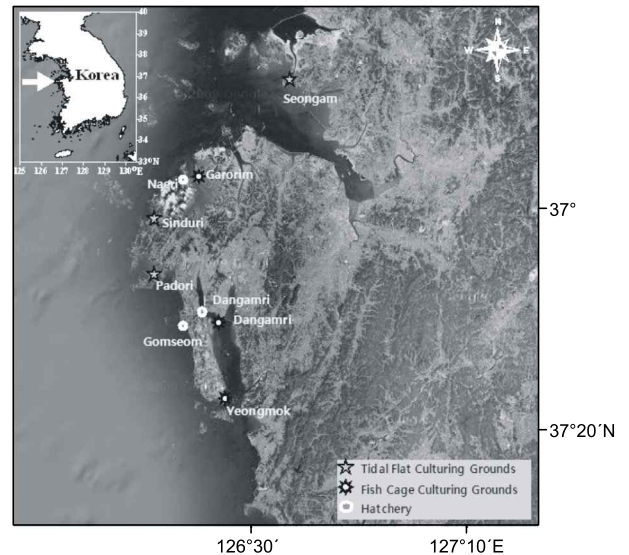


Fig. 1. Location of sampling sites around Taean coastal areas of Korea after the Hebei Spirit oil spill. Tidal flat culturing grounds: Seongam (SG), Padori (PD), Sinduri (SD), Fish cage culturing grounds: Dangamri (DA), Yeongmok (YM), Garorim (GR), Hatcheries: Naeri (NR), Gomseom (GS), Dangamri (DA).

시료 채취 및 보관

해수 중 일반수질과 유분에 대한 현장조사는 2008년 2월부터 12월까지 매월 대부분 대조기 저조시에 이루어졌으며, 해수 시료는 막대에 유분병을 매달은 해수 유분 전용채취기를 이용하여 표층 (수심 0.5 m) 시료를 채취하였고, 퇴적물 공극수는 간조시 조간대 퇴적물을 지름과 깊이가 각각 40 cm씩 삽으로 제거하고 일정시간이 지나 공극수가 채워지면 갈색병에 담아 실험실로 즉시 운반하여 분석하였다. 즉시 분석이 어려울 때에는 자외선의 작용과 박테리아의 번식을 피하기

위해 황산 또는 염산으로 pH 2 이하로 조절한 뒤 4°C에 냉장 보관하였다. 수온, 염분, 수소이온농도 (pH) 및 용존산소농도는 수질다항목측정기 (556MPS, YSI, USA)를 이용하여 현장에서 직접 측정하였다.

퇴적물 중 PAHs 분석을 위한 시료는 퇴적물 채취기로 채취한 0~3 cm의 표층 시료 및 5~10 cm의 아표층 시료를 사용하였다. 퇴적물 시료는 냉동보관 후 동결 건조하여 보관하였다.

해수 유분 분석

해수 중 유분 분석은 해양환경공정시험방법 (MOMAF, 2005)에 준하여 분석하였다. 채취된 해수의 시료 1000 mL을 유리 분액깔대기에 넣고 시료병에 사염화탄소 50 mL을 넣어 100회 이상 흔들어서 분액깔대기에 합한 후, 분액깔대기의 시료를 10분간 추출하였다. 분리된 사염화탄소를 회전증발기의 증류플라스크에 담고, 다시 사염화탄소 25 mL로 시료를 재추출한 후 사염화탄소층을 증류플라스크에 모아서 회전증발기로 30°C, 감압상태에서 농축한 후 청정시설 안에서 12시간 방치하여 사염화탄소를 완전히 증발시킨 다음 시클로헥산 20 mL에 용해하였다. 형광분광광도계의 분석은 시클로헥산 적당량을 형광분광광도계 (F-4500, Hitachi, Japan)의 분광셀에 넣어 여기과장 310 nm와 형광과장 360 nm에서 유분의 형광세기를 측정하였다. 형광세기와 농도의 검량선을 이용하여 시료의 유분 농도를 계산하였다. 모든 초자기구는 0.1 N 염산용액으로 세척한 다음 초순수로 3회 이상 반복 세척하고 아세톤과 염화메틸렌으로 세척한 후 사용하였다.

퇴적물 PAHs 및 총유기탄소의 분석

PAHs의 분석은 Moon et al. (2006)의 분석법을 참조하였으며 내부표준물질 (d₄-1,4dichlorobenzene, d₁₀-acenaphthene, d₁₂-chrysene, d₈-naphthalene, d₁₂-perylene, d₁₀-phenanthrene: 46955-U Internal standard Mix, Supelco, Bellefonte, PA, USA)을 첨가한 해양 퇴적물 10 g을 soxhlet 추출기에서 hexane:dichloromethane (1:1) 200 mL의 추출을 사용하여 12시간 추출하였다. 추출물은 활성 silica-gel (grade 923, 100-200 mesh, Aldrich, Milwaukee, WI, USA)을 이용하여 정제하고 10% dichloromethane을 함유한 hexane 용액으로 용출하였다. NO₂ gas 농축기에서 용출액을 약 1 mL까지 농축한 후 실온에서 휘발시켜 50 µL로 최종 농축시켰다.

MSD (Agilent 5973, USA)가 부착된 gas chromatography (Agilent 6793N USA)를 사용하여 해수 및 해양 퇴적물 중 PAHs를 분석하였다. Column은 DB-5 MS column (length 30 m, i.d. 0.25 mm, film thickness 0.25 µm, J&W Scientific, Folsom, CA)을 사용하였고 column oven의 온도는 80°C에서 5분간 정체 후 280°C까지 분당 5°C씩 상승시켜 280°C에서 6분간 정체시켰다. 이때 carrier gas는 helium을 사용하였다. PAHs는 EPA (Environmental Protection Agency) method No. 610에 등재된 16종의 PAH [naphthalene (NaP), acenaphthylene (AcPy), acenaphthene (AcP), fluorene (Flu), phenanthrene (Phe), anthracene (AnT), fluoranthene (FluA), pyrene (Pyr), benz[a]anthracene (BaA), chrysene (Chr), benzo[b]-fluoranthene

(BbF), benzo[k]fluoranthene (BkF), benzo[a]pyrene (BaP), indeno[1,2,3-cd]pyrene (InP), dibenzo[a,h]anthracene (DbA), and benzo[ghi] perylene (BghiP)]를 포함하는 PAH Mixture (TCL PAH Mix, Supelco, Bellefonte, PA)를 표준물질로 사용하였다.

퇴적물 내 총유기탄소 (TOC)의 분석은 해양환경공정시험방법 (MOMAF, 2005)에 준하여 분석하였으며 금속촉매를 이용한 고온연소장치를 통해 완전히 산화시킨 후 발생하는 이산화탄소의 양을 비분산 적외선 감지기로 측정하는 TOC 분석기 (TOC-V_{CPH}, Shimadzu, Japan)를 이용하여 분석하였다.

정도관리 (QA/QC)

표준대조물질 (SRM) 1944b (NIST, USA)를 이용한 해양 퇴적물 PAHs의 회수율은 83±23%였다. 기기검출한계 (IDL)는 PAHs의 종류에 따라 0.61~2.44 ng/g, 정량한계 (ILQ)는 1.86~7.93 ng/g였으며 분석한계 (MDL, S/N=3)는 0.0093~0.0396 ng/g이었다. 이 값은 ICH (International Conference on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Pharmaceuticals for Human) guidance의 Q2B validation을 이용하여 산출하였다 (U.S. Department of Health and Human Services Food and Drug Administration, 1996).

결과 및 고찰

해수 유분의 농도 분포

갯벌양식장의 유분 농도 분포

2008년 2월부터 12월까지 본 연구를 수행하면서 얻은 총 11회의 조사결과를 이용하여 태안주변 주요 양식어장의 표층수 중 유분의 월별 변동특성 (농도범위 및 평균값 포함)을 Fig. 2에 나타내었다.

갯벌양식장의 경우 굴양식이 이루어졌던 원북면 신두리에서는 해수 유분의 농도가 0.084~0.866 µg/L 범위에 평균 0.289 µg/L로 분포하였다. 그리고 바지락 양식장이 있는 소원면 파도리에서는 0.059~0.204 µg/L 범위에 평균 0.108 µg/L로 분포하였다. 위 결과로부터 유류피해를 직접적으로 입은 두 양식장을 비교해 보면 파도리보다 신두리에서 약 3배 정도 높은 유분의 농도를 나타내어 신두리가 파도리에 비해 유류피해가 더 심각했음을 보여주는 결과이다. 또한 갯벌을 구성하고 있는 퇴적물의 성상에 있어서 신두리는 대부분 사질로 이루어져 있고 파도리 양식장은 니질로 이루어져 퇴적물의 입도분포가 해수 유분농도에도 영향을 미칠 수 있을 것으로 생각된다 (Table 1). 한편, 유류피해의 영향이 직접적으로 미치

Table 1. Sediment particle size interval (µm, %) in the sediments of study area

Station	TOC (%)	Gravel (%)	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Mean (φ)	Sorting	Kewness	Kurtosis	Sediment type
Seongam	0.81	2.5	26.5	46.1	25.0	5.7	3.8	0.4	2.5	Sandy Mud
Sinduri	0.27	1.0	98.1	0.9	0.0	2.5	0.6	-5.1	48.0	Sand
Padori	0.60	0.2	62.5	22.5	14.7	4.7	3.0	1.6	4.6	Muddy Sand

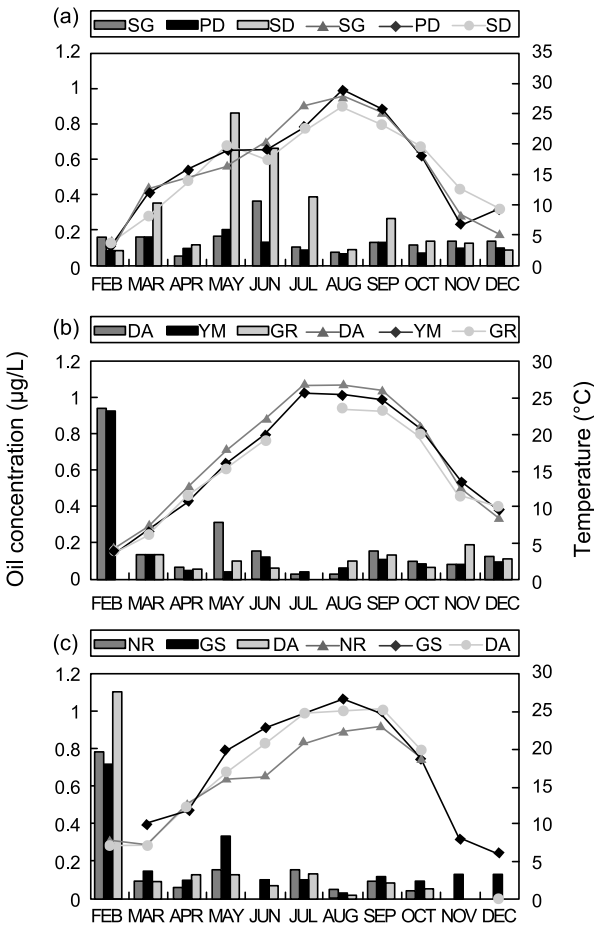


Fig. 2. Monthly variation of oil concentration and seawater temperature in seawater from impacted culturing grounds by the Hebei Spirit oil spill, 2008: (a) tidal flat culturing grounds, (b) fish cage culturing grounds, (c) hatcheries.

지 않았던 지역인 경기도 선감지역을 대조구로 지정하여 조사를 실시하였고, 그 농도는 0.052~0.367 µg/L 범위에 평균 0.146 µg/L로 분포하였다.

갯벌양식장의 유분농도는 동계인 2월 (2.48~3.67°C)에 0.10 µg/L 이하로 낮았지만 수온이 상승하는 5~7월 (16.59~26.47°C)에 높아지는 경향을 나타내었고, 특히 신두리에서 5월에 0.866 µg/L로 가장 높았다. 이러한 결과는 이 시기에 공극수에서도 가장 높은 농도를 나타낸 것과 일치하여 해수 유분 농도가 퇴적물 공극수 농도와 밀접한 상관성을 보여주고 있다. 대조구인 선감지역에서는 파도리와 비슷하거나 오히려 높은 농도를 보였는데, 이것은 선감지역 주변에 위치한 영흥화력발전소에서 연소로 인한 영향으로 보여지며, 퇴적물에 축적되어 있던 방향족탄화수소가 낮은 수심과 조석, 그리고 기상의 영향으로 수중으로 부유하면서 나타난 현상으로 판단된다.

이상의 결과는 저조시에 조간대가 드러난 갯벌양식장에서 해수 채취가 가능한 지역까지 걸어 들어가서 채취한 시료를 대상으로 조사한 결과이고, 신두리의 조간대에서 매일 같은 지점에서 공극수를 채취하여 조사한 결과는 0.355~5.128 µg/L

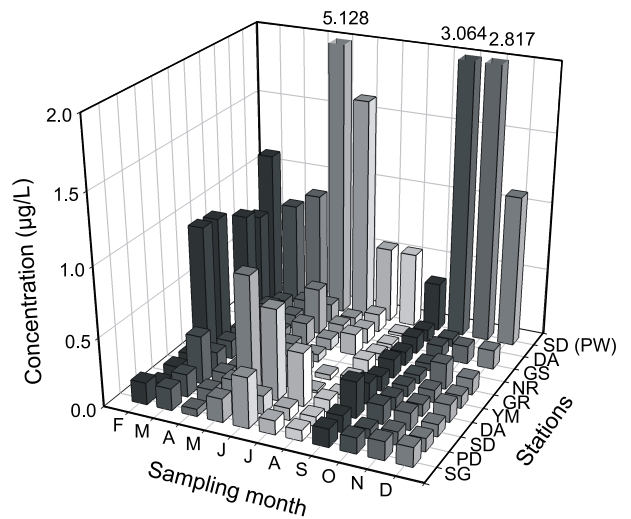


Fig. 3. Monthly variation of oil concentration in seawater from study areas, 2008: SD (PW) represents the oil concentration in pore water from Sinduri.

범위에 평균 1.682 µg/L로 나타나 신두리 및 파도리 양식장의 해수 시료에서보다 공극수에서 약 6~16배 높은 농도로 분포하고 있음을 보여주는 결과이다. 따라서, 모래갯벌로 이루어진 신두리 양식장에서는 공극수에서 보다 높은 농도를 나타내고 있고, 수온이 상승하는 계절인 5월에 가장 높게 나타나다가 시간이 지날수록 감소하는 경향을 보였지만, 10월 이후에 다시 상승하는 경향을 나타내어 유류오염의 영향이 계속 나타나고 있는 것으로 보여진다 (Fig. 3). 특히, 신두리의 모래갯벌 공극수에서 5월에 육안으로 유막을 관찰할 정도로 유분의 농도가 높았으며, 7~8월에는 조사 당시 우천의 영향으로 다소 낮게 분포하였다.

갯벌양식장의 수온, 염분, 수소이온농도 및 용존산소 농도를 Table 2에 나타내었다. 표층 수온 분포는 2.56~29.04°C 범위에 평균 16.29°C로 2월에 가장 낮고 8월에 가장 높은 전형적인 온대 해역의 수온 분포를 보이고 있다. 유분의 농도와 수온과의 상관성을 비교해 볼 때 유분의 농도는 수온의존형을 보여주고 있고, 조사 장소별로 큰 차이는 보이지 않았다. 표층 염분의 분포는 25.30~33.58 범위에 평균 31.95로 지역별로 큰 차이는 없었지만, 풍수기인 6~7월에 평균 28.65로 다소 낮게 관측되었다.

수소이온농도는 연안이나 하구역에서 인위적인 산성 혹은 알칼리성 오염물질의 유입을 알 수 있는 지표인 동시에 유기오염물질의 분해에 따른 산화-환원 환경을 구분하기 위한 간편한 추적자로 주로 이용되지만 정상적인 해양환경에서는 해수의 강한 완충효과 (buffer effect)에 의해 농도차는 뚜렷하지 않다. 이외에도 식물플랑크톤의 광합성 정도에 따라서도 차이를 보일 수 있다. 본 연구에서 수소이온농도는 7.33~8.26 범위에 평균 7.89로 조사되었고, 시간 및 공간별 변화는 관찰되지 않았다.

용존산소의 농도는 4.55~19.93 mg/L 범위에 평균 9.74 mg/L

로 조사되었고, 시기별 변화를 볼 때 동계에 가장 높았고 하계에 낮게 분포하여 수온과의 역 상관관계를 보여주고 있다. 지역별로는 신두리에서 연평균 10.13 mg/L로 가장 높은 용존산소 분포를 나타내었고, 파도리 (9.75 mg/L), 선감 (9.34 mg/L) 순으로 나타났다.

본 연구는 유류사고가 발생한지 2개월이 지난 시점부터 조사한 결과로서 2월의 갯벌양식장의 유분 농도는 해상가두리양식장과 육상종묘배양장의 당시 농도와 비교하여 매우 낮은 농도 분포를 보이고 있다. 유류사고 발생 이후 당시 신두리와 파도리 갯벌양식장의 직접적인 원유 피해는 매우 심각한 수준이었지만, 짧은 시간 내 적극적인 기름제거와 초기방제의 영향 등으로 해수 중 유분의 농도는 시간이 지남에 따라 빠른 회복 상태를 보여주고 있다. 하지만, 유류사고가 발생하기 전 태안연안의 관측 자료와 비교하면 여전히 높은 결과로서 우리나라 해역별 수질기준인 10 µg/L를 상회하고 있다 (<http://portal.nfrdi.re.kr/envirodata>). 태안연안의 경우 대부분의 굴 양식장과 암반에 부착한 자연산 굴들이 기름에 노출되어 폐사되거나 살아남은 개체 또한 성장이 부진하며, 기름제거 과정에서의 2차 손상으로 열성화의 징후를 보이고 있어, 이로 인해 2008년의 굴 자연채묘 성적이 극히 낮고, 성장이 부진하여 어업인들이 상업적인 채묘장으로 활용할 수 없는 상황에 이르고 있다 (MIFAFF, 2009).

해상가두리양식장의 유분 농도 분포

해상가두리양식장은 남면 당암리 및 고남면 영목에서 2월부터 매월 조사를 실시하였고, 서산 중왕리의 경우 3월부터 조사를 실시하였다. 가두리양식장의 표층 해수를 대상으로 유분의 월별 변동특성을 Fig. 2에 나타내었다.

Table 2. Summary of sea water quality in study area: SG, Seongam; PD, Padori; SD, Sinduri; DA, Dangamri; YM, Yeongmok; GR, Garorim; NR, Naeri; GS, Gomseom; DA, Dangamri

PAMs Unit		Tidal flat culturing ground			Fish cage culturing ground				Hatchery	
		SG	PD	SD	DA	YM	GR	NR	GS	DA
Temp. °C	Mean	16.32	16.43	16.11	17.02	16.06	15.57	16.20	17.32	17.79
	SD*	8.58	8.17	7.12	8.38	7.83	6.27	5.88	7.79	7.33
	Min	2.56	2.48	3.67	3.80	3.40	6.20	7.34	6.16	7.29
	Max	27.97	29.04	26.44	27.00	25.70	23.70	23.10	26.80	25.40
Salinity	Mean	31.36	32.15	32.34	31.63	32.05	31.99	32.52	31.88	31.84
	SD	2.49	1.23	2.35	1.45	0.68	0.43	0.64	1.73	2.09
	Min	25.72	29.21	25.30	27.50	30.70	31.50	31.30	28.66	26.65
	Max	33.49	33.35	33.58	32.70	33.00	32.50	33.43	33.81	33.42
pH	Mean	7.90	7.85	7.91	8.17	8.28	8.09	7.93	8.04	8.03
	SD	0.17	0.29	0.22	0.26	0.33	0.34	0.24	0.16	0.43
	Min	7.61	7.33	7.42	7.87	7.82	7.35	7.60	7.74	7.33
	Max	8.18	8.26	8.18	8.67	8.90	8.47	8.28	8.30	8.95
DO mg/L	Mean	9.34	9.75	10.13	8.02	8.13	8.20	8.57	8.47	9.86
	SD	3.12	4.12	4.42	2.34	2.17	1.14	2.77	2.43	4.50
	Min	5.61	5.74	4.55	5.34	5.53	6.55	5.47	5.91	4.91
	Max	13.50	16.95	19.93	13.20	13.24	10.19	13.33	13.88	16.80

*SD represents standard deviation.

해상가두리양식장의 경우 대부분 조피볼락 등 정착성 어류를 생산하는 지역으로 남면 당암리에서는 해수 유분의 농도가 0.016~0.943 µg/L 범위에 평균 0.192 µg/L로 분포하였다. 고남면 영목에서는 0.036~0.929 µg/L 범위에 평균 0.157 µg/L로 분포하였다. 그리고, 가로림만 해역에 위치한 서산 중왕리에서는 0.053~0.188 µg/L 범위에 평균 0.104 µg/L로 분포하였다.

해상가두리양식장의 유분농도를 시기별로 살펴보면, 동계인 2월 (3.40~3.80°C)에 0.929 µg/L 이상으로 가장 높게 관측되어 사고 발생 이후 주변 해역에서 방제를 실시하였지만 유류사고의 영향이 본 연구 대상 해역에 아직 남아 있는 것으로 보여진다. 3월 이후부터 큰 폭의 변화는 관찰되지 않았지만, 5월 (18.10°C)에 0.306 µg/L로 다소 높아지는 경향을 나타내었고, 하계인 7~8월 (23.70~27.00°C)에 가장 낮은 농도를 나타내었다. 지역별로 비교해 볼 때 큰 차이는 없었지만, 당암리에서 5월경에 타 지역에 비해 3~7배 이상 높게 나타났다.

해상가두리양식장의 수온, 염분, 수소이온농도 및 용존산소 농도를 Table 2에 나타내었다. 표층 수온 분포는 3.40~27.0°C 범위에 평균 16.26°C로 관측되었다. 지역별로 비교할 때 당암리에서 연 평균 1°C 이상 타 지역에 비해 높게 관측되었고, 수온이 10°C 이상으로 높아지는 4월부터 25°C 이상으로 유지되는 8월까지 2~3°C 높게 분포하였다. 당암리 지역은 천수만의 북측 가장 안쪽에 위치해 있기 때문에 지리적으로 해수소통이 불리하고 해수교환율이 다소 낮은 특성을 가지고 있어 타 지역에 비해 고수온의 분포를 보이는 것으로 판단된다.

표층 염분의 분포는 27.50~33.00 범위에 평균 31.88로 지역별로 큰 차이는 없었지만, 7월에 당암리에서 27.50으로 낮게 관측되어 인근 부남호로부터 담수유입으로 인한 것으로 사료된다. 수소이온농도는 7.35~8.90 범위에 평균 8.19로 조사되었고, 시간 및 공간별 변화는 관찰되지 않았다. 용존산소의 농도는 5.34~13.24 mg/L 범위에 평균 8.11 mg/L로 조사되었다. 시기별 변화를 볼 때 동계에 높고 하계에 낮은 분포 패턴을 보이고 있지만, 6~7월 (9.40~10.26 mg/L)에 다시 증가하는 양상을 나타내어 식물플랑크톤의 대증식으로 인한 증가로 보인다.

육상종묘배양장의 유분 농도 분포

육상종묘배양장은 이원면 내리, 남면 곰섬 및 남면 당암리에서 2월부터 매월 조사를 실시하였다. 육상 종묘배양장으로 유입되는 해수를 대상으로 유분의 월별 변동특성을 Fig. 3에 나타내었다.

육상종묘배양장의 경우 이원면 내리에서는 해수 유분의 농도가 0.049~0.795 µg/L 범위에 평균 0.184 µg/L로 분포하였다. 남면 곰섬에서는 0.027~0.718 µg/L 범위에 평균 0.184 µg/L로 분포하였다. 남면 당암리에서는 0.020~1.114 µg/L 범위에 평균 0.204 µg/L로 분포하였다.

육상종묘배양장의 유분 농도를 시기별로 살펴보면, 동계인 2월 (7.29~7.85°C)에 0.718~1.114 µg/L로 가장 높게 관측되어 이 시기에는 유류사고의 영향이 아직 잔존하고 있는 것으로 보여진다. 3월부터 12월까지 큰 폭의 변화는 관찰되지 않았지만, 5월 (19.86°C)에 0.339 µg/L로 다소 높아지는 경향을 나타내었고, 하계인 8월 (22.31~26.80°C)에 가장 낮은 농도를 나타

내어 해상가두리양식장의 시기별 농도 분포와 거의 비슷한 경향을 나타내었다. 지역별로 살펴보면, 고평에서 5월경에 타 지역에 비해 2배 이상 높게 나타났는데, 주변 해수를 끌어다 양식장 이용수로 활용하는 특성상 아마도 수온이 상승하는 이 시기에 타 지역에 비해 당암리 주변 해역에서 유분의 농도가 다소 높은 것으로 보여진다. 따라서, 육상종묘배양장의 유입수 내 해수 유분의 농도 역시 높았던 것으로 보여진다. 그리고, 동일한 시기에 갯벌양식장 및 해상가두리양식장 일부 지역에서도 해수 유분의 농도가 다소 높게 나타났고, 이러한 경향이 일치되는 것으로 미루어볼 때 5월을 기점으로 주변 해역의 해수 유분의 농도가 다소 높게 관측되고 있는 것으로 판단된다. 11월부터는 내리 및 당암리 지역에서 배양장의 종묘를 출하하였기 때문에 배양장을 운영하지 않아 현장관측을 실시할 수 없었다.

육상종묘배양장의 수온, 염분, 수소이온농도 및 용존산소 농도를 Table 2에 나타내었다. 표층 수온 분포는 6.16~26.80°C 범위에 평균 17.11°C로 관측되었다. 지역별로 비교할 때 내리에서 연 평균 1°C 이상 타 지역에 비해 낮게 관측되었고, 6-8월까지는 3-4°C 이상 낮은 농도로 분포하여 지역별 차이가 다소 크게 나타났다. 내리 지역은 가로림만의 입구부에 위치해 있기 때문에 상대적으로 수온이 낮은 외양수의 접근이 용이한 특성을 가지고 있어서 타 지역에 비해 더욱 낮은 수온 분포를 보이는 것으로 판단된다.

표층 염분의 분포는 26.65~33.81 범위에 평균 32.05로 지역별로 큰 차이는 없었지만, 7월에 고평 및 당암리에서 28.66 및 26.65로 낮게 관측되어 주변으로부터 담수유입에 의한 영향으로 판단된다. 수소이온농도는 7.33~8.95 범위에 평균 8.00으로 조사되었고, 시간 및 공간별 변화는 관찰되지 않았다. 용존산소의 농도는 4.91~16.80 mg/L 범위에 평균 8.96 mg/L로 조사되었다. 시기별 변화를 볼 때 동계에 높고 하계에 낮은 분포를 보이고 있지만, 당암리 지역에서 5~7월 (8.88~12.30 mg/L)에 다시 높아지는 것으로 나타나 이 시기에 주변해역에서 발생한 식물플랑크톤의 대사작용으로 인한 증가 또는 양식장으로 유입되는 해수의 폭기로 인한 영향으로 보여진다.

Table 3. Total concentrations of PAHs in sediments in 2008 (ng/g D.W.)

Months	Stations				
	Sungam	Padori Surface	Padori Subsurface	Sinduri Surface	Sinduri Subsurface
FEB	509.7	157.6	119.7	48.7	69.3
MAR	157.2	145.3	46.6	33.4	35.6
APR	41.7	121.8	44.0	8.8	19.3
MAY	101.5	68.3	7.9	3.4	21.8
JUN	263.2	161.6	49.1	7.9	41.6
JUL	211.8	118.1	94.3	7.5	24.8
AUG	147.9	65.1	47.1	18.6	19.1
SEP	103.1	44.2	45.0	12.3	14.3
OCT	102.4	57.4	40.2	13.8	17.8
NOV	94.8	43.8	37.2	9.7	23.3
DEC	87.2	36.1	31.4	7.1	18.6
MEAN	165.5	92.7	51.1	15.5	27.8
SD*	130.0	48.7	30.4	13.7	16.0

* SD represents standard deviation.

퇴적물 PAHs의 농도 분포

갯벌양식장의 PAHs 농도 분포

충청남도 태안군 파도리의 바지락 양식장, 신두리의 굴 양식장 그리고 대조구로서 경기도 선감의 바지락 양식장의 갯벌 퇴적물의 PAHs 농도를 분석하였다. 파도리 및 신두리는 각각 표층 (0~3 cm)과 아표층 (5~10 cm)으로 나누어 분석하였으며 대조구로 사용한 선감의 갯벌 퇴적물은 표층 시료만을 사용하였다. Table 3은 2월부터 12월까지 선감 표층, 파도리 표층, 파도리 아표층, 신두리 표층 및 신두리 아표층의 갯벌 퇴적물에 포함된 16종의 PAHs를 분석하고 각 PAHs의 농도를 합한 결과이다. 총 PAHs의 농도는 선감 지역에서 2월에 509.7 ng/g D.W.으로 가장 높은 농도를 나타내었고, 신두리 표층에서 5월에 3.4 ng/g D.W.으로 가장 낮은 농도를 나타내었다. 각 정점의 11개월간 농도 변화의 추이를 살펴보면 선감 지역은 2월 (509.7 ng/g D.W.)에 매우 높게 나타난 후 감소하다가 하절기인 7월 (163.2 ng/g D.W.)에 높아진 후 다시 감소하는 경향을 나타내었다 (Table 3). 이러한 경향은 전형적인 수온 의존형으로 파도리 지역 또한 하절기에 높아지다가 동절기에 다시 낮아지는 경향을 나타내었다.

Fig. 4는 각 지역의 농도 분포를 비교하기 위하여 box plot으로 나타낸 그림이다. 선감 지역의 평균 (mean)농도는 파도리 표층 및 아표층, 신두리 표층 및 아표층의 평균보다 높았다. 선감 지역 및 파도리 표층에서 box의 길이가 길고 중앙값 (median)과 평균값의 차이가 크게 나타났다. 파도리 아표층, 신두리 표층 및 아표층의 box가 매우 좁게 나타나 농도변화가 심하지 않았으며, 선감지역의 whisker가 위쪽으로 길게 나타나고 중앙값과 평균값의 차이가 많이 나는 것은 2월에 PAHs의 농도 (509.7 ng/g D.W.)가 매우 높게 나타났기 때문으로 판단된다. 대조구인 선감 지역 (41.7~509.7 ng/g D.W., 평균 165.5

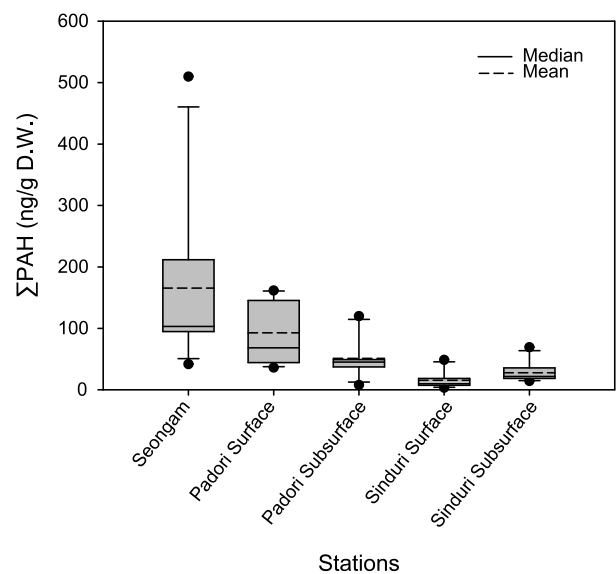


Fig. 4. Concentrations of PAHs in sediments with box plotting.

ng/g D.W.)의 총 PAHs의 농도가 높게 나타난 것은 선감 지역 퇴적물의 입자가 매우 작고 유기물의 함량이 높으며, 인근에 위치한 영흥화력 발전소의 영향으로 판단된다 (Cornelissen et al., 2008). 퇴적물의 구성이 사질 (sand) 보다 니질 (clay)의 함량이 높은 과도리는 표층 (36.1~161.6 ng/g D.W., 평균 92.7 ng/g D.W.)에서의 농도가 아표층 (7.9~119.7 ng/g D.W., 평균 51.1 ng/g D.W.)보다 높게 나타났으며 전형적인 사질 퇴적물인 신두리는 아표층 (14.3~147.9 ng/g D.W., 평균 39.5 ng/g D.W.) 이 표층 (3.4~48.7 ng/g D.W., 평균 15.6 ng/g D.W.)보다 높은 농도를 나타내었다.

유류사고 이후 퇴적물 내 PAHs 농도를 조사하면서 해양생물의 초기생활사를 이용한 생물독성시험을 병행하여 독성평가가 이루어지고 있으며, 스페인의 *Prestige*호 유류사고의 경우, 유류오염이 심하였던 지역에서 생물검정시험에 사용된 퇴적물의 PAHs의 농도는 15~211 ng/g D.W. 범위로써 (Franco et al., 2006), Long et al. (1995)에 의해 제안된 퇴적물 기준 (sediment quality criteria)인 ERL 4,022 ng/g D.W. 및 ERM 44,792 mg/g D.W. 이하로 분포하였고, OSPAR (2000)의 ecotoxicological assessment criteria인 1,050 ng/g D.W. 보다 현저히 낮은 값을 나타내었다. 그리고, 미국의 *Exxon Valdez*호 유류유출 사고의 경우, 단각류인 *Rhepoxynius abronius*를 사용하여 TPAHs의 퇴적물 독성 기준치를 2,600 ng/kg으로 제시하였다 (Page et al., 2002). 태안지역의 퇴적물에서 조사된 PAHs의 농도는 최대 509.7 및 최소 3.4 ng/g D.W.로 조사되어 ecotoxicological assessment criteria 비해 상당히 낮은 것으로 나타났다.

Reddy와 Quinn (2001)의 연구보고에 의하면 유류사고 이후 해수의 TPH 및 PAHs의 농도는 1개월이면 background 값으로 돌아간다고 보고하였다. 그러나 퇴적물에서는 지형과 환경 조건에 따라 회복되는 시기는 매우 상이하다고 보고하였다 (Carls et al. 2006). Yim et al. (2007)은 유류사고 이전인 2000년과 2001년에 한국 연안지역 117개 퇴적물 내 PAHs 농도를

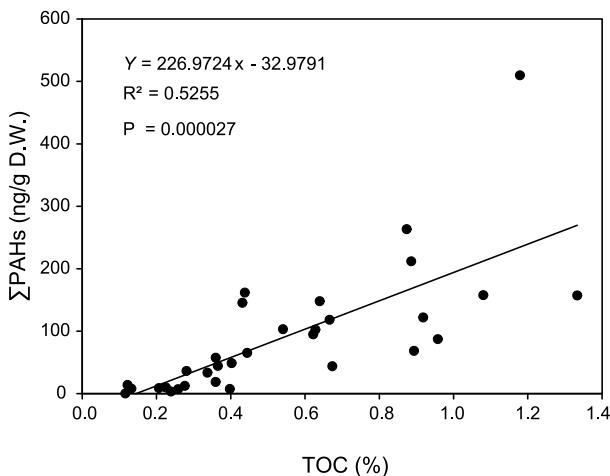


Fig. 5. Correlation between the concentration of PAHs and TOC in sediments.

조사하였고, 그 결과 태안과 안흥 지역의 퇴적물 내 PAHs의 농도를 각각 13.7 및 48.0 ng/g D.W.으로 보고하였다. 본 연구 결과에서 퇴적물 PAHs의 농도는 유류사고 이후 시간이 지남에 따라 감소하는 경향을 나타내고 있으나 사고 이전의 농도 보다 높게 나타나 앞으로 지속적인 모니터링을 통하여 관찰하는 것이 필요하다고 사료된다.

PAHs나 폴리염화비페닐 (PCBs)과 같은 해양퇴적물에 잔류하는 유기오염물질은 퇴적물의 입자 크기에 반비례하고 퇴적물의 입자에 비해 단위 표면적이 넓고 다양한 functional group을 가지고 있는 유기물에 결합 또는 흡착이 일어나므로 퇴적물 내 유기물의 함량에 비례한다고 보고하고 있다 (Zhang et al. 2007). Fig. 5는 퇴적물에 잔류하는 PAHs의 농도와 총유기탄소 (TOC) 농도와의 상관관계를 나타낸 그림이다. PAHs의 농도와 TOC 농도가 비례하는 양의 상관성을 보여주고 있다 (P=0.00027).

PAHs의 기원

퇴적물 중 PAHs의 농도를 측정하여 diagnostic ratio (PhA/AnT and FluA/Pyr)로 PAHs의 기원을 살펴보았다 (Fig. 6). 일반적으로 PhA:AnT이 10 이하, FluA:Pyr이 1 이상을 나타내면 연소기원이며 PhA:AnT이 10 이상, FluA:Pyr이 1 이하를 나타낼 때 유류기원으로 분류한다 (Colombo et al., 1989;

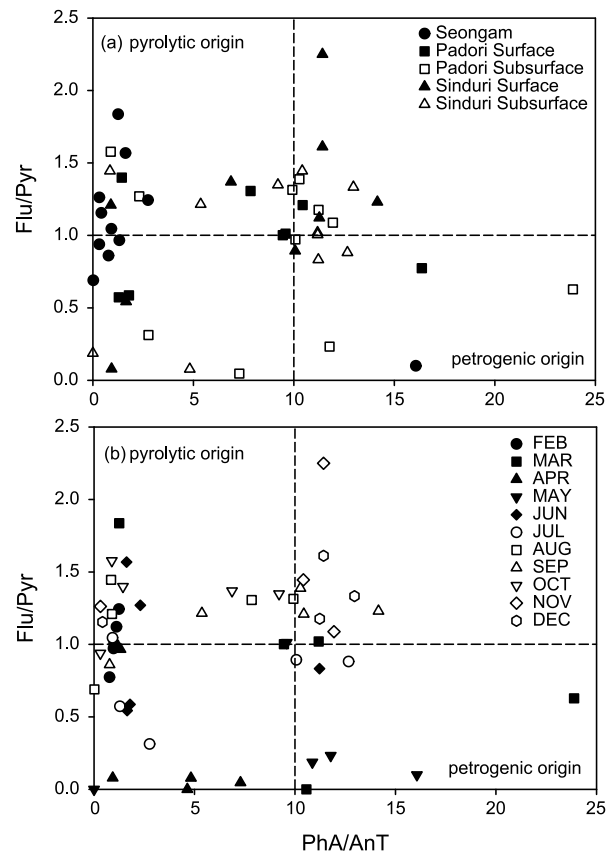


Fig. 6. Analysis to sources of PAHs by diagnostic ratio. (a) is depended on station and (b) is depended on time.

Baumard et al., 1999). 선감지역에서 조사된 PAHs의 기원은 대부분 연소에 의한 것으로 나타나 유류사고와는 관계없이 인근 영흥화력발전소의 배출 가스 등의 연소기원으로 판단되었다. 파도리 및 신두리는 연소기원과 유류기원에 골고루 분포하여 정확하게 기원을 판단할 수 없었다. 특히 연소기원과 유류기원의 경계 지점인 PhA/AnT이 10 및 FluA/Pyr이 1 부근에 집적한 형태로 나타나 유류기원과 연소기원이 혼재한 것으로 판단된다.

Li et al. (2006)은 AnT/(AnT+Phe)으로 PAHs의 기원을 연소기원과 유류기원으로 분석하였으며 AnT/(AnT+Phe)이 0.1보다 작을 때 유류기원, 0.1보다 클 때 연소기원으로 분류하였다. Yunker et al. (2002)은 Flu/(Flu+Pyr)로서 PAHs의 기원을 분석하였다. Flu/(Flu+Pyr)이 0.4보다 작을 때 유류기원으로 분류하였으며 0.4와 0.5 사이에 있을 때는 화석연료의 연소기원으로, 0.5보다 클 때는 석탄 또는 목재 등에서 기원한 것으로 분류하였다. Liu et al. (2009)은 이러한 두 가지 분류법을 종합하여 PAHs의 기원을 분석하였으며, 본 연구에서 Liu et al. (2009)의 분석법을 이용하여 PAHs의 기원을 분석한 그림을 Fig. 7에 나타내었다. 이 결과에서 또한 선감 지역에서 분석된 PAHs가 연소기원으로 분류되었는데, 특히 도시지역이 아닌 어장지역에서 유류연료에 의한 연소기원은 선감 지역에서만 나타나는 특징으로 인근에 위치한 영흥화력발전소에 기인한 것으로 사료된다.

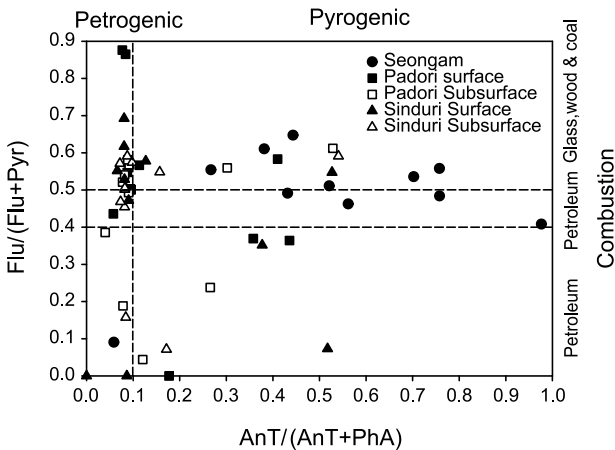


Fig. 7. Advanced analysis to sources of PAHs by diagnostic ratio.

Fig. 6에서는 표층과 아표층의 차이가 명확하게 나타나지 않으나 Fig. 7에서는 니질함량이 높은 파도리에서는 표층시료에서 유류기원이 연소기원보다 많이 나타났다. 그러나 대부분이 사질로 구성된 신두리에서는 표층보다 아표층에서 유류기원이 더 많은 것으로 조사되었다. 이것은 사질로만 이루어진 해안의 특성과 해수욕장지역으로 유명한 신두리지역에서 유류오염사고 이후 복원을 위해 시행한 객토에 기인한 것으로 판단된다.

Hebei Spirit호 유류 유출 사고 이후 피해가 가장 심각했던

태안주변 해역의 굴 및 바지락 양식장을 대상으로 일 년 동안 조사를 실시하였지만, 환경에 오랫동안 잔존하는 원유의 특성을 고려하면 보다 장기적인 관점에서 지속적인 모니터링이 요구된다. 특히, 본 조사해역을 포함하여 유류사고로 인해 피해를 입은 지역의 환경복원을 위해 고압세척, 객토 등과 같은 인위적인 행위에 대한 생태계의 반응 정도를 포함한 조사가 이루어져 향후 양식장 복원과 나아가 생태계 복원에 대한 폭넓은 연구가 계속 이루어질 필요가 있다고 생각되어진다.

사 사

본 연구는 국립수산과학원 (태안어장 정밀조사 및 복원사업, 남·서해안에서의 해양생태계 변화에 따른 김양식장 적정 수용량 등 조사, RP-2010-ME-043)의 연구비 지원에 의해 수행되었습니다.

참고문헌

Baumard P, Budzinski H, Garrigues P, Dizer H and Hansen P. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations. *Mar Environ Res* 47, 17-47.

Carls MG, Short JW and Payne J. 2006. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Neocalanus* copepods in Port Valdez, Alaska. *Mar Pollut Bull* 52, 1480-1489.

Colombo JC, Pelletier E, Brochu C, Khalil M and Catoggio JA. 1989. Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata Estuary, Argentina. *Environ Sci Technol* 23, 888-894.

Cornelissen G, Pettersen A, Nesse E, Eek E, Helland A and Breedveld G. 2008. The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities. *Mar Pollut Bull* 56, 565-573.

Farrington JW, Goldberg ED, Risebrough RW, Martin JH and Bowen VT. 1983. US 'Mussel Watch' 1976-1978: an overview of the trace-metal, DDE, PCB, hydrocarbon, and artificial radionuclide data. *Environ Sci Technol* 17, 490-496.

Ferrares E, Andreottola G and Oprea JA. 2008. Remediation of PAH-contaminated sediments by chemical oxidation. *J Hazard Materials* 152, 128-139.

Franco MA, Vinas L, Soriano JA, Armas D, Gonzalez JJ, Beiras R, Salas N, Bayona JM and Albaiges J. 2006. Spatial distribution and ecotoxicity of petroleum hydrocarbons in sediments from Galicia

- continental shelf (NW Spain) after the *Prestige* oil spill. *Mar Pollut Bull* 53, 260-271.
- Henner P, Schiavon M, Morel JL and Lichtfouse E. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) occurrence and remediation methods. *Analysis* 25, 56-59.
- Kang TG. 2003. Beach and sanddune development along the coastline of the Chungcheong-namdo province. *J Kor Earth Sci Soc* 24, 568-577.
- Lan X, Wang H, LI R, Lin Z and Zhang Z. 2007. Major elements composition and provenance analysis in the sediments of the South Yellow Sea. *Ear Sci Front* 14, 197-203.
- Lee RF and Page DS. 1997. Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills. *Mar Pollut Bull* 34, 928-940.
- Li G, Xia X, Yang Z, Wang R and Voulvoulis N. 2006. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the middle and lower reaches of the Yellow River. *China Environ Pollut* 144, 985-993.
- Lipiatou E, Tolosa I, Simo R, Bouloubassi I, Dachs J, Marti S, Sicre MA, Bayona JM, Grimalt JO, Saliot A and Albaiges J. 1997. Mass budget and dynamics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Res II* 44, 81-905.
- Liu, Y, Chen L, Huang Q, Li W, Tang Y and Zhao J. 2009. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Huangpu River, Shanghai. *China Sci Total Environ* 407, 2931-2938.
- Long ER, MacDonald DD, Smith SL and Calder FD. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ Manage* 19, 81-97.
- Luthy RG, Dzombak DA, Peters CA, Roy SB, Ramaswami A and Nakles DV. 1994. Remediating tar-contaminated soils at manufactured gas plant sites. *Environ Sci Technol* 28, 266-276.
- MIFAFF (Ministry of Food, Agriculture, Forestry and Fisheries). 2009. Precise survey and restoration project of culturing grounds in Taean areas affected by the *Hebei Spirit* oil spill. 1-239.
- MOMAF (Ministry of Maritime Affairs and Fisheries). 2005. Standard methods for seawater, sediment, marine organism and ocean waste. 1-400.
- Moon HB, Kang SK, Kim HS and Choi MK. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in seawater and marine sediments from Mokpo coast in Korea. *J Korea Soci Environ Anal* 10, 83-90.
- Moon HB, Kannan K, Lee SJ and Ok G. 2006. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urban and a suburban area of Korea from 2002 to 2004. *Arch Environ Contam Toxicol* 51, 494-502.
- NFRDI (National Fisheries Research and Development Institute). 1992-2008. Statistic Database for National Marine Environment Monitoring. Retrieved from <http://portal.nfrdi.re.kr/envirodata>
- Oh HJ, Kim TH, Lee HM, Seo TG and Youn YH. 2003. Analysis of sea fog using ocean-air observation data in the mid-Yellow Sea off Korea. *J Kor Earth Sci Soc* 24, 303-314.
- OSPAR. 2000. Quality status report: Region IV-Bay of Biscay and Iberian Coast. OSPAR Commission. London. U.K., 108.
- Page DS, Boehm PD, Stubblefield WA, Parker KR, Gilfillan ES, Neff JM and Maki AW. 2002. Hydrocarbons composition and toxicity of sediments following the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound, Alaska, USA. *Environ Toxicol Chem* 21, 1438-1450.
- Payne RJ, Clayton JR and Kirstein BE. 2003. Oil/suspended particulate material interactions and sedimentation. *Spill Sci Technol Bull* 8, 201-221.
- Payne RJ, Driskell WB, Short JW and Lasen SM. 2008. Long term monitoring for oil in the Exxon Valdez spill region. *Mar Pollut Bull* 56, 2067-2081.
- Peacock EE, Hampson GR, Nelson RK, Xu L, Frysinger GS, Gaines RB, Farrington JW, Tripp BW and Reddy CM. 2007. The 1974 spill of the *Bouchard 65* oil barge: petroleum hydrocarbons persist in Winsor Cove salt marsh sediments. *Mar Pollut Bull* 54, 214-225.
- Pettersen H, Naf C and Broman D. 1997. Impact of PAH outlets from an oil refinery in the receiving water area - sediment trap and multivariate statistical analysis. *Mar Pollut Bull* 34, 85-95.
- Platt HM and Macki PR. 1979. Analysis of aliphatic and aromatic hydrocarbons in Antarctic marine sediment layers. *Nature* 280, 576-578.
- Reddy CM and Quinn JC. 2001. The North Cape oil spill: hydrocarbons in Rhode Island coastal waters and Point Judith Pond. *Mar Environ Res* 52, 445-461.
- Taylor LT and Jones DM. 2001. Bioremediation of coal tar PAH in soil using biodiesel. *Chemosphere* 44, 1131-1136.
- U.S. Department of Health and Human Services Food and Drug Administration. 1996. Guidance for industry Q2B validation of analytical procedures.

- Methodology 1-10.
- Wakeham SG, Schaffner C and Giger W. 1980, Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments: I. Compounds having anthropogenic origins. *Geochim Cosmochim Acta* 44, 403-413.
- Wild SR and Jones KC. 1995. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Environ Pollut* 88, 91-108.
- Wu SP, Tao S, Xu FL, Dawson R, Lan T, Li BG and Cao J. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in dustfall in Tianjin, China. *Sci Total Environ* 345, 115-126.
- Wu Y, Zhang J, Mi T and Li B. 2001. Occurrence of *n*-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in the core sediments of the Yellow Sea. *Mar Chem* 76, 1-15.
- Yim JS, Kim SS, Park DS, Joo JH, Lim CK and Hur JH. 2007. Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbon residues in environmental samples in Korea. *Kor J Pesti Sci* 11, 95-105.
- Yoo HI, Lee JH, Lee KH, Baek SH, Heo YB, Noh HS and Choi HG. 2007. Summer marine algal floras and community structures in Taean peninsula, Korea. *J Kor Fish Soc* 40, 210-219.
- You YS, Cho HS and Choi YC. 2007. A study on the pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface sediments around Gwanyang Bay. *J Kor Soc Mar Env Safety* 13, 9-20.
- Yunker MB, Macdonald RW, Cretney WJ, Fowler BR and McLaughlin FA. 1993. Alkane, terpene and polycyclic aromatic hydrocarbon geochemistry of the Mackenzie River and Mackenzie Shelf: riverine contributions to Beaufort Sea coastal sediment. *Geochim Cosmochim Acta*, 57, 3041-3061.
- Yunker MB, Macdonald RW, Vingarzan R, Mitchell RH, Goyette D and Sylvestre S. 2002. PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org Geochem* 33, 489-515.
- Zakaria MP, Okuda T and Takada H. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) and hopanes in stranded tar-ball on the coasts of Peninsular Malaysia: applications of biomarkers for identifying sources of oil pollution. *Mar Poll Bull* 42, 1357-1366.
- Zhang P, Song J, Liu Z, Zheng G, Zhang N and He Z. 2007. PCBs and its coupling with eco-environments in Southern Yellow Sea surface sediments. *Mar Pollut Bull* 54, 1105-1115.

2010년 10월 4일 접수

2010년 12월 1일 수정

2010년 12월 3일 수리