

## Article

## 새만금 해양환경에서의 잔류성 유기염소계 농약의 분포 및 특성

홍상희<sup>1\*</sup> · 심원준<sup>1</sup> · 이동호<sup>1,2</sup> · 임운혁<sup>1</sup> · 오재룡<sup>1</sup> · 김은수<sup>3</sup><sup>1</sup>한국해양연구원 남해연구소  
(656-830) 거제시 장목면 391번지<sup>2</sup>연변대학 분석측정센터  
(133002) 중국 길림성 연길시 공원로 977번지<sup>3</sup>한국해양연구원 해양환경연구본부  
(425-600) 경기도 안산시 안산우체국 사서함 29호

## Contamination Status and Characteristics of Persistent Organochlorine Pesticides in the Saemangeum Environment

Sang Hee Hong<sup>1\*</sup>, Won Joon Shim<sup>1</sup>, Donghao Li<sup>1,2</sup>, Un Hyuk Yim<sup>1</sup>,  
Jae Ryoung Oh<sup>1</sup>, and Eun Soo Kim<sup>3</sup><sup>1</sup>South Sea Institute, KORDI  
Geoje 656-830, Korea<sup>2</sup>Analysis and Inspection Center, Yanbian University  
Yanji City, Jilin Province, China<sup>3</sup>Marine Environment Research Department, KORDI  
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

**Abstract :** To assess the contamination status of organochlorine pesticides in the marine environment of Saemangeum, surface seawater and sediments were collected and analyzed. Organochlorine pesticides were widely distributed in the Saemangeum environment, with DDT, HCH and endosulfan II contamination being particularly prevalent. The overall concentrations of DDTs, HCHs, and endosulfan II in surface seawater were in the range of 0.03-0.65 ng/l (mean value: 0.36 ng/l), 1.31-4.54 ng/l (2.63 ng/l), and not detected (ND)-0.96 ng/l (0.49 ng/l), respectively. Among the target organochlorine pesticides, endosulfan II showed the highest level at the river mouth flowing into the Saemangeum. Additionally, its negative gradient from the rivers to the outside and a good correlation with NO<sub>3</sub><sup>-</sup> indicate that endosulfan II inflows to the Saemangeum through the river; this conclusion is also supported by the elevated levels of endosulfan II in sediments at the river mouth. In sediment, the concentration of DDTs, HCHs, CHLs, and endosulfan II were in the range of 0.05-1.96 ng/g, 0.03-0.31 ng/g, 0.01-0.13 ng/g, and ND-0.62 ng/g, respectively. Levels of contamination in Saemangeum are relatively lower than the median concentrations previously observed at the Korean coastal regions and sediment quality guidelines suggested by NOAA (Long *et al.* 1995).

**Key words :** Saemangeum, organochlorine pesticides, seawater, sediment, contamination

\*Corresponding author. E-mail : shhong@kordi.re.kr

1. 서 론

DDT 화합물, 클로르단 화합물(CHLs), 헥사클로르시클로헥산(HCHs) 등을 포함하는 유기염소계 농약은 합성화합물로서 환경내 잔류성이 크고 생물독성이 강한 대표적인 환경오염물질이다. 유기염소계 농약은 가격이 저렴하고 우수한 살충효과를 지니고 있어 지난 수십 년간 세계적으로 광범위하게 사용되었다(Voldner and Li 1995). 그러나 이들 화합물이 생태계에 미치는 부작용이 알려지면서 선진국을 중심으로 1970년대부터 규제되기 시작했다. 사용량의 감소에 따라 환경 내 농도 역시 지속적으로 감소하는 추세에 있으나(Picer and Picer 1995; Lauenstein and Daskalakis 1998; O'Connor 1998), 화합물의 높은 잔류성으로 인해 대기, 물, 퇴적물, 생물 등에서 흔하게 검출되고 있으며, 이미 사용된 잔류 화합물이 환경 내에서 재분배되고 있다. 국제적으로 지금까지 알려진 화합물 중에 독성과 잔류성이 크고 생물에 쉽게 축적되며 대기를 통해 장거리 이동하는 물질을 선별하여 잔류성 유기오염물질(persistent organic pollutants, POPs)로 구분하고 있는데, 크게 농약류, 산업용 화합물(예, PCB 화합물), 비의도적으로 생성되는 화합물(예, 다이옥신류)로 나뉜다. 잔류성 유기오염물질로부터 인간의 건강과 환경을 지켜낼 것을 목적으로 UNEP에 의해 제정된 국제조약인 스톡홀름 조약에서는 이들 화합물 중 12종의 유기염소계 화합물을 우선적으로 관리해야할 잔류성 유기오염물질로 규정하고 있으며, 이중 9개가 농약류이다(UNEP 2001). 2004년 5월부터 스톡홀름 조약이 효력을 발휘하게 됨에 따라 잔류성 유기염소계 화합물의 오염 실태 조사에 대한 국제적·국내적 요구가 증대되는 추세이다.

대부분의 잔류성 유기염소계화합물은 환경 내 매질에서 ppb 혹은 ppt 수준의 극미량으로 존재하기 때문에 분석이 까다롭고 자료의 정도관리가 중요한 대표적인 물질로 알려져 있다. 이러한 분석상의 어려움으로 인해 우리나라에서 잔류성 유기염소계화합물에 대한 연구는 1990년대 후반부터 시작되었다. 낙동강 하구, 울산만, 경기만, 마산만 등의 산업화된 해역에서 잔류성 유기오염물질에 관한 연구가 Jeong et al.(2001), Khim et al.(2001), Lee et al.(2001), Hong et al.(2003, 2005) 등에 의해 수행된 바 있으며, 연안에 서식하는 이매패류와 퇴적물에 대한 연구가 Kim et al.(2002), Hong et al.(2006)에 의해 수행된 바 있다. DDT 화합물, CHL 화합물, aldrin, endrin, dieldrin 등의 잔류성유기염소계농약의 국내사용이 1970년대를 전·후로 규제되어 왔음에도 불구하고, 상당량이 환경 중에 잔류하고 있음이 앞서 수행된 연구들을 통해 확인되었다. 현재 사용이 규제된 화합물의 다양한 환경매질 내 너른 분포는 과거에 사용된 후 잔류하는 이들 화합물이 환경 내에서 재분배되고 있음을 시사한다. 잔류성 유기오염물질은 하수유입, 산업폐수의 유입, 농경지 배출수, 도시유출, 대기침적 등의 다양한 경로를 통해 해양환경으로 유입될 수 있다(Vallack et al. 1998; Zhou et al. 2001). 새만금 주변으로는 대단위 농경지인 김제평야가 위치해 있으며, 전주, 익산, 부안 등의 중소도시가 위치해있다. 새만금을 둘러싸고 있는 김제평야는 국내 최대의 곡창지대로서 과거로부터 대량의 농약이 사용되었을 것으로 추정되며, 사용된 농약은 만경강과 동진강을 통해 새만금 해역으로 유입될 것으로 예측된다. 본 연구에서는 독사펜을 제외한 UNEP 지정 잔류농약 8종(DDT 화합물, 클로르단 화합물, 알드린, 엔드린, 디엘드린, 헵타클로르, 미렉스, 헥사클

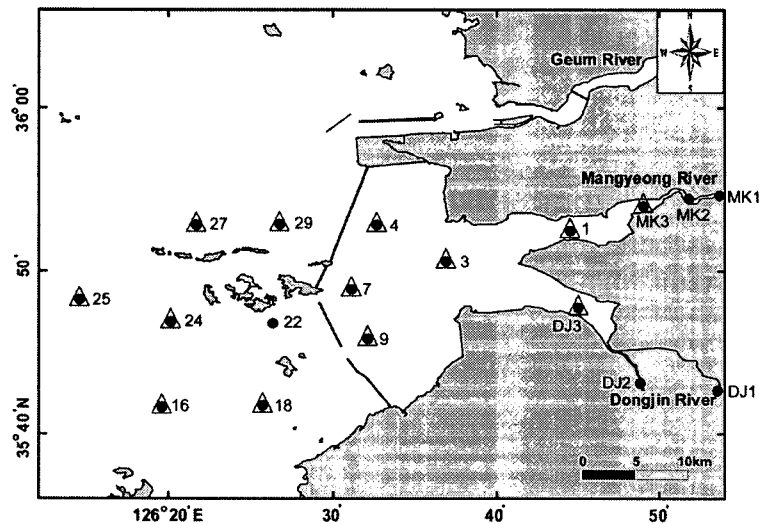


Fig. 1. Map of study area showing sampling sites of seawater (●) and sediment (△) from Saemangeum. Refer to table 1 for sampling location.

로로벤젠)과 향후 잔류성 유기오염물질로 주목되고 있는 HCH 화합물류, 엔도설파린류(endosulfans)의 새만금 해역 내 오염현황 및 분포특성을 연구하였다. Endosulfans은 현재 국내에서 살충제로 사용되고 있다.

## 2. 재료 및 방법

### 시료채취

2002년 4월, 5월, 8월, 11월에 새만금 해역 내 10개 정점에서 표층 해수를 채집하였다(Fig. 1, Table 1). 표층 30 cm 이하에서 2 l의 물시료를 갈색병을 이용하여 채집하였으며, 현장에서 6 N HCl을 첨가하여 pH를 2로 조절한 후 분석 전까지 냉장(4°C 이하) 보관하였다. 오염원 추정을 위해 2002년 11월 만경강과 동진강 각각 3개 정점에서 표층수를 채집하였다. 채집된 해수시료는 분석 전에 GF/F (0.7 µm)로 여과하여 입자상과 용존상을 나눈 후 용존상을 실험에 이용하였다. 표층퇴적물은 만경강 및 동진강 정점을 포함하여 총 13개 정점에서 2002년 5월에 채집되었다(Fig. 1, Table 1). 퇴적물은 Van veen Grab을 이용하여 선상에서 채집되었으며, 스텐레스 숟가락을 사용하여 표층에서 약 2 cm 이내의 것을 취하여 미리 세척된 갈색 유리병에 보관하였다. 채집된 퇴적물 시료는 현장에서 드라이 아이스에 냉동시켜 실험실까지 운반하였으며, 분석 전까지 냉동보관하였다.

### 분석방법

해수 및 퇴적물 시료 중 유기염소계 농약류의 분석은 Hong *et al.*(2003)에 보고한 분석법을 따랐으며 주요 분석과정은 다음과 같다. 해수시료는 디클로르메탄으로 액추출(Liquid-liquid extraction)하며, 퇴적물 시료는 무수 황산나트륨으로 수분을 제거한 후 디클로르메탄으로 Soxhlet 추출하였다. 3 g 퇴적물 시료는 건중량을 측정하기 위해 사용하였다. 추출액은 회전농축기로 농축한 후 실리카/알루미나 칼럼을 이용하여 정제과정을 거쳤다. 실리카/알루미나 칼럼에는 10 g 알루미나(1% 수분함량)와 20 g 실리카겔(5% 수분함량)을 충전하였으며, 100 ml 디클로르메탄으로 시료 추출액을 용출시켰다. 퇴적물 추출액의 경우, 활성화된 구리를 이용하여 황화합물을 제거한 후 칼럼 크로마토그래피를 하였다. 실리카/알루미나 칼럼을 통과한 용출액은 농축 후 고순도 액체크로마토그래피(HPLC; Phenomenex사의 Phenogel 100 Å이 충전된 250 mm× 22.5 mm i.d. size-exclusion column)에 통과시켜 유기염소계 농약 부분만을 분취하였다. 분취액은 n-헥산으로 용매치환한 후 고순도 질소가스에 0.5 ml로 농축하여 전자포획검출기(ECD)가 장착된 Hewlett-Packard 6890 가스 크로마토그래피로 정량·정성분석하였다.

Dibromooctafluorobiphenyl(PCB103/PCB169 혼합액 및 tetrachloro-m-xylene(TCMX)은 각각 추출 및 기기분석 전에 모든 시료에 첨가하여 회수율 분석에 이용하였다. 분석에 이용된 칼럼은 fused silica capillary DB-5 칼럼(30 m×0.25 mm i.d.×0.25 mm thickness)이며, 헬륨과 아르곤:메탄 혼합가스(95:5)를 각각 carrier gas와 make-up gas로 이용하였다. 가스 크로마토그래피의 온도 프로그램은 다음과 같다: 100°C(1 min)→140°C(5°C/min, 1 min)→250°C(1.5°C/min, 1 min)→300°C(10°C/min, 5 min).

유기염소계 농약의 표준용액은 Ultra Scientific사에서 구매하여 사용하였으며, DDT 화합물, CHL 화합물, HCH 화합물, 헥사클로르벤젠(HCB), aldrin, dieldrin, endrin, endosulfan II, mirex의 총 22종을 포함한다. 본 연구에서는 각 화합물 그룹의 총 농도를 다음과 같이 나타내었다. 퇴적물의 각 정점별 농도는 건중량을 기준으로 한다.

DDTs: *o,p'*-DDE + *p,p'*-DDE + *o,p'*-DDD +  
*p,p'*-DDD + *o,p'*-DDT + *p,p'*-DDT.

HCHs:  $\alpha$ - +  $\beta$ - +  $\gamma$ - +  $\delta$ -HCH

CHLs:  $\alpha$ -Chlordane +  $\gamma$ -Chlordane + *cis*-Nonachlor +  
*trans*-Nonachlor + Oxychlordane + Heptachlor  
+ Heptachlor epoxid

DDTs, CHLs, HCHs 화합물의 분석 회수율은 각각 83-122%, 76-126%, 82-105%를 나타냈다. 자료의 정도관리를 위해 표준물질인 Environment Canada의 EC-4(해양퇴적물)와 NIST의 1941a(농업용기질시료)를 분석하여 전 분석과정을 검증하였다. 대상화합물의 분석결과는 검증된 범위를 나타냈으며 본 자료를 선행연구에서 제시하였다(Hong 2002; Hong *et al.* 2003). 분석화합물에 대한 매질별 검출한계의 산정은 미국 Code of Federal Regulation (1990)에 제시된 방법에 따랐다. 추정되는 검출한계 값보다 3배 높은 농도의 분석화합물을 7개 반복시료에 주입한 후 분석법에 따라 분석과정을 밟은 후, 각 화합물에 대한 표준편차에 3.14(Student's *t* value, 자유도 = 6)을 곱하여 각각의 검출한계 값을 구하였다. 물 시료 중 DDT 화합물, CHL 화합물, HCH 화합물, 기타 농약류의 검출한계 값은 각각 0.015-0.03 ng/l, 0.01-0.02 ng/l, 0.02-0.06 ng/l, 0.01-0.06 ng/l이며, 퇴적물 시료에서는 0.005-0.02 ng/g, 0.005-0.02 ng/g, 0.01-0.03 ng/g, 0.005-0.04 ng/g의 범위를 나타냈다.

## 3. 결과 및 고찰

### 해수

2002년 4월, 5월, 8월, 11월에 채집된 해수 중 유기염소계 농약의 그룹별 평균농도를 Fig. 2와 Table 2에 나타내

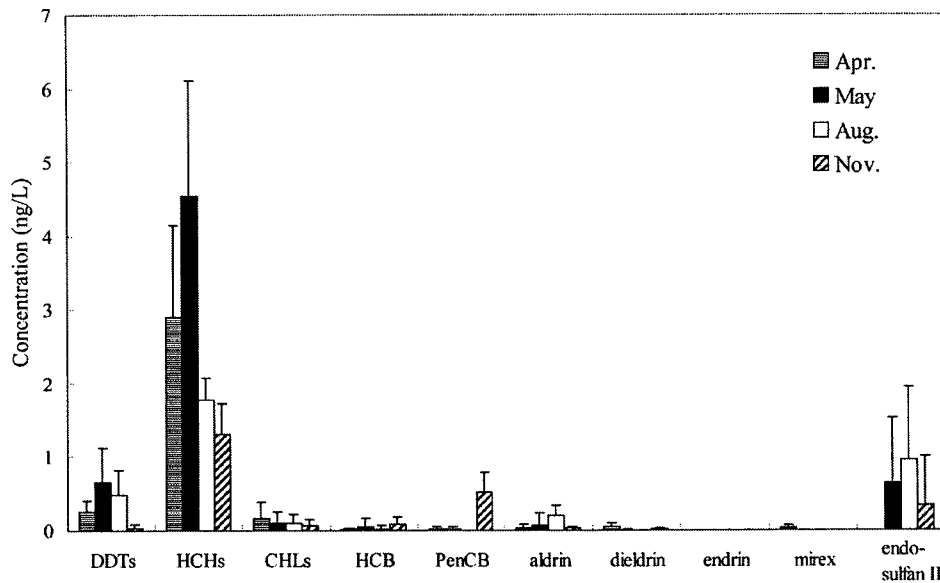


Fig. 2. Mean concentrations of organochlorine pesticides in seawater from Saemangeum.

었다. 4월과 5월 수층 내 유기염소계 농약은 HCH 화합물이 가장 높은 농도를 나타냈으며 다음으로 DDT 화합물이 높은 값을 보였다. 두 화합물 모두 대부분의 정점에서 검출되고 있어 봄철 수층에 분포하는 주요 유기염소계 농약으로 파악되었다. 8월과 11월에는 4월, 5월에서와 달리 전 정점에서 endosulfan II가 검출되었고 HCH 화합물, DDT 화합물과 함께 수층 내 주요 유기염소계 농약으로 분포하였다. HCH 화합물, DDT 화합물, endosulfan II를 제외한 대부분의 농약류는 전 조사시기에 걸쳐 일부정점에서 낮은 농도로 검출되었다. 해수가 오염물질의 최근 유입현황을 가장 직접적으로 드러낼 수 있는 환경매질임을 감안할 때, HCH 화합물, DDT 화합물, endosulfan II의 상대적으로 높은 농도와 검출빈도는 이들 화합물이 새만금 수계내로 유입되는 주요 유기염소계 농약류임을 의미한다. HCH 화합물은 전 연구시기에 걸쳐 수층에서 가장 높은 농도를 보이는데, 이와 같은 분포양상은 국내의 다른 연안에서 동일하게 관찰되고 있다(Hong 2002). HCH 화합물은 DDT 화합물, CHL 화합물 등에 비해 용존성이 높고 대기를 통해 이동·분포하는 특성(Li 1999)을 가지고 있어 다양한 환경매질 중 수층에서 상대적으로 널리 분포하며(Iwata et al. 1993; Jiang et al. 2000), 청정해역인 대양 및 극지에서 검출되고 있다(Iwata et al. 1993; Muir et al. 1995; Allen-Gil et al. 1997; Hargrave et al. 2000).

DDT와 HCH 화합물의 살충제로서의 사용이 각각 1971년과 1979년부터 국내에서 규제되고 있기 때문에 두 화합물의 유입경로를 다음과 같이 추정할 수 있다. 먼저, 과거에 사용된 잔류물이 퇴적물의 재부유 및 강우 뒤 토

Table 1. Location of sampling sites.

Location	Longitude	Latitude
<i>Saemangeum</i>		
St.1	126°44'35"	35°52'49"
St.3	126°37'24"	35°50'42"
St.4	126°32'07"	35°52'57"
St.7	126°29'47"	35°48'31"
St.9	126°31'41"	35°45'18"
St.16	126°19'32"	35°41'54"
St.18	126°25'13"	35°41'49"
St.22	126°25'47"	35°47'00"
St.24	126°19'54"	35°46'31"
St.25	126°12'00"	35°47'03"
St.27	126°12'57"	35°53'33"
St.29	126°26'55"	35°53'41"
<i>River Estuary</i>		
MK1	126°53'43"	35°55'34"
MK2	126°51'42"	35°54'17"
MK3	126°45'08"	35°54'00"
DJ1	126°53'34"	35°47'42"
DJ2	126°48'51"	35°42'51"
DJ3	126°45'08"	35°42'34"

양의 유실을 통해 수층으로 유입되었을 가능성을 들 수 있다. 그리고, 대기를 통해 이동하는 두 화합물의 특성상 인근지역이 아닌 먼 곳으로부터 장거리 이동하여 대기침

강을 통해 수층으로 유입되었을 가능성도 있다. HCH 화합물은 조사 시기 전반에 걸쳐 강 입구에 위치한 정점1에서 상대적으로 농도가 높았고 만경강과 동진강 해역에서의 농도가 방조제 내·외측 해역에서 보다 높았으나, 정점1을 제외한 새만금 내·외측 정점에서 균일한 농도분포를 나타냈다(Table 2, Fig. 3, Fig. 4). 이와 같은 HCH 화

합물의 분포를 통해 HCH 화합물이 강을 통해 새만금 해역으로 일부 유입되고 있으나 소량이고 쉽게 희석되어 유입된 근처에서 일반적으로 관찰되는 거리에 따른 농도감소의 분포양상을 보이지는 않는 것으로 판단된다. DDT 화합물의 경우 11월 시료에서 강 하구 > 새만금 내측 > 새만금 외측의 소폭의 농도구배를 보였으나, 11월을 제외한

**Table 2. Concentrations (ng/l) of organochlorine pesticides in seawater collected from Saemangeum in April, May, August, and November, 2002.**

**(a) April**

Site	DDTs	HCHs	CHLs	HCB	PenCB	aldrin	dieldrin	endrin	mirex	endosulfan II
st.1	0.31	4.85	0.12	n.d.	0.08	n.d.	0.09	n.d.	n.d.	n.d.
st.3	n.d.	3.80	0.16	0.08	n.d.	0.09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
st.7	0.22	3.73	0.62	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
st.9	0.48	2.93	0.03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.07	n.d.
st.16	0.34	0.77	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	0.09	n.d.	n.d.	n.d.
st.18	0.23	2.43	0.33	n.d.	n.d.	0.08	n.d.	n.d.	0.09	n.d.
st.22	0.30	2.72	n.d.	n.d.	n.d.	0.13	n.d.	n.d.	0.08	n.d.
st.27	0.19	2.06	0.06	n.d.	0.05	n.d.	0.17	n.d.	n.d.	n.d.

**(b) May**

Site	DDTs	HCHs	CHLs	HCB	PenCB	aldrin	dieldrin	endrin	mirex	endosulfan II
st.1	0.53	8.19	0.23	0.10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2.32
st.3	n.d.	2.31	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
st.7	0.53	4.18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
st.9	0.66	4.67	n.d.	n.d.	n.d.	0.32	n.d.	n.d.	n.d.	1.32
st.16	0.14	4.33	0.04	n.d.	n.d.	0.41	n.d.	n.d.	n.d.	1.28
st.18	1.43	5.72	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
st.22	0.24	3.43	0.10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
st.24	1.26	4.87	0.10	n.d.	n.d.	n.d.	0.03	n.d.	n.d.	n.d.
st.27	0.67	3.64	0.07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
st.29	1.06	4.12	0.49	0.37	0.12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.53

**(c) August**

Site	DDTs	HCHs	CHLs	HCB	PenCB	aldrin	dieldrin	endrin	mirex	endosulfan II
st.1	0.63	2.22	0.29	n.d.	n.d.	0.18	n.d.	n.d.	n.d.	3.43
st.3	0.57	1.88	0.22	0.14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2.37
st.4	0.51	1.88	n.d.	0.02	n.d.	0.29	n.d.	n.d.	n.d.	0.74
st.9	0.39	1.34	n.d.	n.d.	n.d.	0.25	n.d.	n.d.	n.d.	0.54
st.16	0.36	1.44	n.d.	n.d.	n.d.	0.24	n.d.	n.d.	n.d.	0.40
st.18	0.39	1.50	0.23	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.51
st.22	1.16	1.81	n.d.	n.d.	n.d.	0.29	n.d.	n.d.	n.d.	0.58
st.24	0.38	1.56	0.03	0.02	n.d.	0.24	n.d.	n.d.	n.d.	0.47
st.25	n.d.	2.07	0.04	n.d.	n.d.	0.36	n.d.	n.d.	n.d.	0.47
st.27	n.d.	1.64	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.53
st.29	0.88	2.19	0.28	0.03	n.d.	0.30	n.d.	n.d.	n.d.	0.54

Table 2. Continued.

(d) November

Site	DDTs	HCHs	CHLs	HCB	PenCB	aldrin	dieldrin	endrin	mirex	endosulfan II
st.1	0.08	1.66	0.18	0.06	0.60	n.d.	0.06	n.d.	n.d.	0.33
st.3	0.05	1.77	0.20	0.15	n.d.	n.d.	0.04	n.d.	n.d.	2.33
st.4	n.d.	1.33	0.02	n.d.	0.43	0.02	0.02	n.d.	n.d.	0.12
st.7	0.02	1.24	0.09	0.04	0.49	0.07	0.02	n.d.	n.d.	0.11
st.9	0.19	1.35	0.03	0.15	0.60	0.02	0.01	n.d.	n.d.	0.11
st.16	n.d.	1.64	n.d.	n.d.	0.80	0.05	0.02	n.d.	n.d.	0.12
st.18	n.d.	1.45	0.08	n.d.	0.65	n.d.	0.02	n.d.	n.d.	0.11
st.22	n.d.	1.12	0.02	0.10	0.89	0.05	0.01	n.d.	n.d.	0.16
st.24	n.d.	1.71	n.d.	0.35	0.56	0.05	0.01	n.d.	n.d.	0.17
st.27	n.d.	0.74	0.16	n.d.	0.58	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	0.06
st.29	n.d.	0.44	0.02	0.03	0.15	0.02	0.02	n.d.	n.d.	0.11
MK1	0.55	4.04	0.90	0.10	0.31	0.86	0.15	n.d.	0.03	5.08
MK2	0.24	3.34	0.37	0.27	0.80	0.68	0.13	n.d.	n.d.	4.51
MK3	0.20	3.49	0.28	0.18	0.80	n.d.	0.19	n.d.	n.d.	4.76
DJ1	0.09	2.39	1.32	0.07	0.34	0.56	0.07	n.d.	n.d.	5.77
DJ2	0.97	3.01	0.06	0.11	1.34	0.50	0.04	n.d.	n.d.	7.23
DJ3	n.d.	2.54	1.37	0.17	0.56	1.18	1.96	n.d.	n.d.	18.66

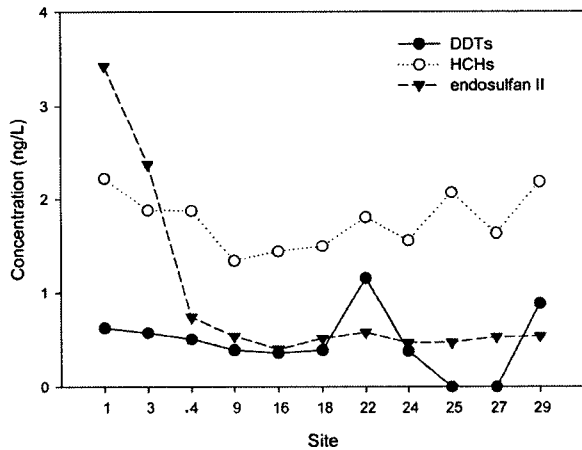


Fig. 3. Distribution of DDTs, HCHs and endosulfan II in surface seawater from Saemangeum in August, 2002.

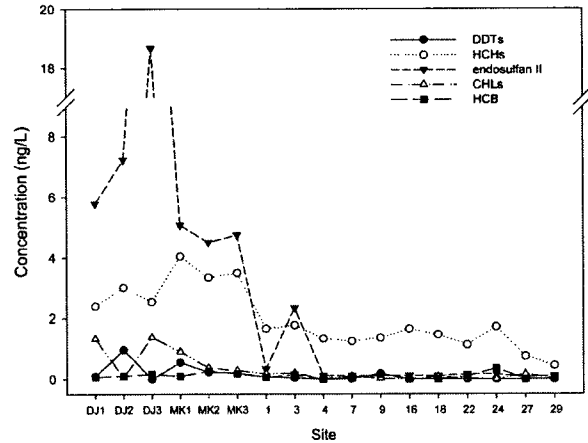


Fig. 4. Distribution of organochlorine pesticides in surface seawater from Saemangeum in November, 2002.

4월, 5월, 8월 시료에서 HCH 화합물과 같이 새만금 내·외측 간의 농도 차이는 관찰되지 않았으며 대체로 해역 전반에 걸쳐 균질한 농도 분포를 보였다. HCH 화합물과 DDT 화합물은 봄철인 4월에 농도 증가를 보이다 5월 증가상 높은 농도를 보이며 겨울철인 11월에 가장 낮은 농도값을 나타냈는데(Fig. 2), HCH 화합물과 DDT 화합물의 봄철의 농도증가를 연간 강수량의 변화를 통해 해석해 볼 수 있다. 기상청의 2001년과 2002년 중 강수량의 변화

자료를 살펴보면([http://www.kma.go.kr/kor/weather/climate/climate\\_03\\_01.jsp](http://www.kma.go.kr/kor/weather/climate/climate_03_01.jsp)), 겨울철 22 mm 수준의 강수량이 4월과 5월에 150 mm로 증가한다. 강수량의 증가에 따른 토양유출과 이에 따른 잔류농약의 수계로의 유입이 봄철 해수 내 DDT와 HCH 화합물의 증가의 원인으로 고려될 수 있다. 현재 사용이 규제되고 있는 유기염소계 농약의 경우 환경 내 주요 축적장소가 토양이 될 수 있다. 이는 2002년 한강수계 내 오염물질의 거동연구를 통해 확인된 바 있는

데, 프탈레이트의 경우 대기가 주요 분포 매질이며 알킬페놀의 경우 강의 퇴적물이 주요 매질인데 반해 유기염소계 화합물(유기염소계 농약류 및 폴리클로리네이티드비페닐 화합물)의 경우 토양(70-90%) > 퇴적물(7-22%) > 물, 식생의 분배양상을 나타냈다(국립환경연구원 2002). 결과적으로 강우로 인한 토양입자의 유출이 하구역 생태계 내 유기염소계 농약류의 유입원으로 작용할 수 있다. 8월의 경우 300 mm가 넘는 높은 강우량을 보이거나 급격한 수량의 증가에 따른 희석효과로 인해 농도의 증가로 나타나지 않는 것으로 사료된다.

DDT 화합물과 HCH 화합물의 주요한 유입경로로서 중국으로부터 대기를 통한 이동을 고려할 수 있다. Voldner and Li(1995)의 연구에 따르면 중국은 DDT 화합물과 HCH 화합물의 세계 최고 사용 국가이며(Voldner and Li 1995), 현재까지도 비공식적으로 사용되는 것으로 보고되고 있다. 유기염소계 농약은 대기를 통해 국경을 넘나드는 대표적 월경물질로 구분되고 있기 때문에 중국의 인접국가인 우리나라의 경우 대기를 통한 유입이 이들 화합물의 주요 유입경로가 될 수 있다. 봄철에 발생하는 황사는 중국으로부터 대량의 입자와 이에 흡착된 오염물질의 유입되는 경로가 될 수 있다. 봄철 다이옥신 화합물의 대기 중 농도 증가와 화합물 조성이 황사와 관련이 있음을 Moon *et al.*(2005)이 언급한 바 있다. 따라서 HCH 화합물과 DDT 화합물의 봄철의 농도증가를 중국으로부터 입자를 통한 유입으로 해석해 볼 수 있으나 이에 관한 후속 연구가 필요하다.

한편, endosulfan II의 8월 중 표층해수 내 공간적 분포는 방조제 내·외측 해역에서 비교적 균일한 분포를 나타내는 HCH 화합물과 달리 만경강 입구에 위치한 정점1로부터 멀어짐에 따라 급격한 농도 감소 양상을 보인다(Fig. 3). 이와 같은 새만금 방조제 내측 해역내 endosulfan II의 공간적 분포는 endosulfan II가 강을 통해 새만금 해역으로 유입되고 있음을 시사한다. Endosulfan II의 강을 통한 유입 가능성을 증명하기 위해 11월에 만경강과 동진강의 물시료를 각각 3개의 정점에서 채집하여 분석한 결과, 새만금 해역보다 월등히 높은 농도의 endosulfan II를 확인할 수 있었다(Fig. 4). 동진강과 만경강에서 채집된 시료 중 유기염소계 농약의 농도는 endosulfan II가 4.51-18.7 ng/l로서 가장 높았고 다음으로 HCH 화합물(2.39-4.04 ng/l) > CHL 화합물(0.06-1.32 ng/l) > DDT 화합물(미검출-0.97 ng/l)의 순을 나타냈다(Fig. 4). Endosulfan II의 농도 분포는 용존무기질소와  $r^2 = 0.71$  ( $p < 0.01$ )의 유의한 상관관계를 나타냈으며, 이는 endosulfan II가 육상으로부터 강을 통해 유입된 후 빠르게 희석된 결과로 해석된다. 연구해역내 오염물질의 주요 유입경로로 추정되는 만경강과 동진강에서 endosulfan II가 가장 높은 농도를 보였음에도

불구하고 새만금 내측해역 전반에 걸쳐 HCH 화합물 보다 낮은 농도를 나타냈으며, 이는 endosulfan II의 상대적으로 빠른 분해특성에 따른 것으로 해석된다. Endosulfan 화합물은 다른 유기염소계 농약류에 비해 잔류성이 상대적으로 낮은 것으로 보고되고 있다(Eichelberger and Lichtenberg 1971). Endosulfan II와 같이 강하구로부터 멀어질수록 감소하는 농도분포는 Li *et al.*(2005)이 보고한 노닐페놀 화합물과 IBP(S-benzyl-O,O'-di-isopropyl phosphorothioate)의 새만금 수계에서의 공간분포와 동일하다. 노닐페놀과 IBP는 각각 산업용 계면활성제와 농약으로서 국내에서 현재 사용되고 있는 화합물이다. 8월에 채집된 해수 중 강하구 정점인 정점1로부터 거리에 따른 endosulfan II와 노닐페놀, IBP의 통계적 상관성을 분석하였을 때 각각  $r^2 = 0.75$  ( $p < 0.1$ ),  $r^2 = 0.86$  ( $p < 0.05$ )로서 높은 상관성이 관찰되었다. Endosulfan II의 계절적 농도변이는 유기염소계 농약인 IBP의 계절에 따른 변이(Li *et al.* 2005)와 일치한다. IBP의 8월 중 농도증가는 8월 중 높은 사용량을 반영한 결과로서 endosulfan II 역시 여름철 사용량의 증가와 강우로 인한 오염물질 유입의 증가를 반영한 것으로 판단된다. 국내에서 endosulfan II는 지오릭스라는 상표명으로 판매되며 담배, 배추 뿌나무, 과일나무 등의 해충방지제로 사용되고 있으며 수확 10일 전까지 사용하도록 권장되고 있다. 대상작물의 수확시기를 고려할 때 6월부터 8월 사이의 사용량이 많을 것으로 추정된다.

#### 퇴적물

새만금 표층퇴적물에서 검출된 유기염소계 농약의 농도 범위는 DDT 화합물, 0.05-1.96 ng/g(평균농도:  $0.43 \pm 0.57$  ng/g); HCH 화합물, 0.03-0.31 ng/g( $0.12 \pm 0.08$  ng/g); CHL 화합물, 0.01-0.13 ng/g( $0.02 \pm 0.03$  ng/g); HCB, 미검출-0.02 ng/g( $0.01 \pm 0.004$  ng/g); PentaCB, 미검출-0.13 ng/g( $0.07 \pm 0.03$  ng/g); endosulfan II, 미검출-0.62 ng/g( $0.11 \pm 0.17$  ng/g) 수준이었다(Fig. 5, Fig. 6, Table 3). 해수 시료에서 HCH 화합물의 평균농도가 높았던 것과 달리 퇴적물에서는 DDT 화합물이 가장 높게 검출되었으며 다음으로 HCH 화합물, endosulfan II의 순이었다. 해수가 현재의 오염상황을 직접적으로 반영한다면 퇴적물은 수년간의 오염 역사를 함축적으로 반영하는 매질이라 할 수 있다. 퇴적물 층에서 DDT 화합물이 상대적으로 높은 것은 과거에 DDT 화합물이 대량 사용되었던 것을 반영하는 것으로 해석되며, HCH 화합물, endosulfan II 등에 비해 DDT 화합물의 높은 입자 친화성 역시 퇴적물 내 상대적으로 높은 축적성에 영향을 주는 것으로 판단된다(U.S. EPA 1992). 퇴적물에서 유기염소계 농약류 중 DDT 화합물의 상대적으로 높은 분포는 국내 전국 연안해역에서도 동일하게 관찰되고 있다(Hong *et al.* 2006). 전체 퇴적물 정점

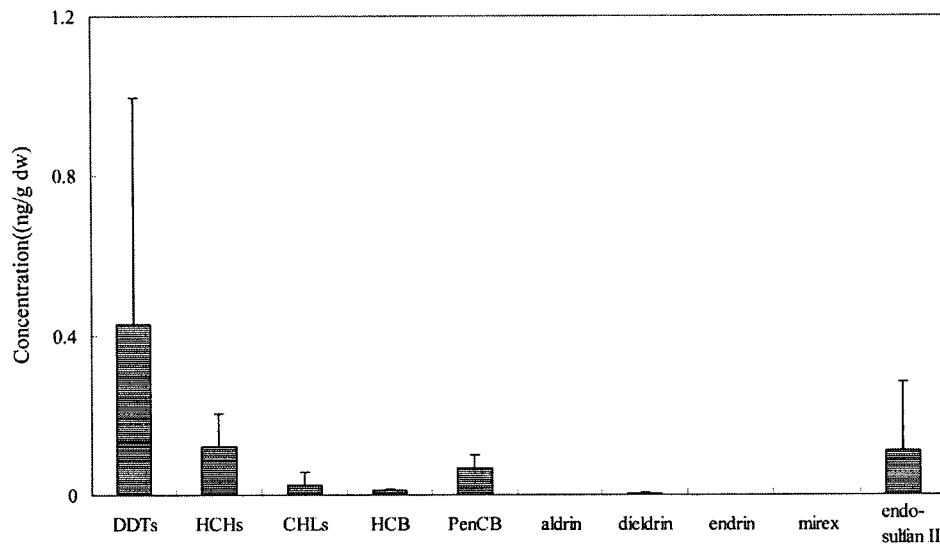


Fig. 5. Mean concentrations of organochlorine pesticides in sediments from Saemangeum.

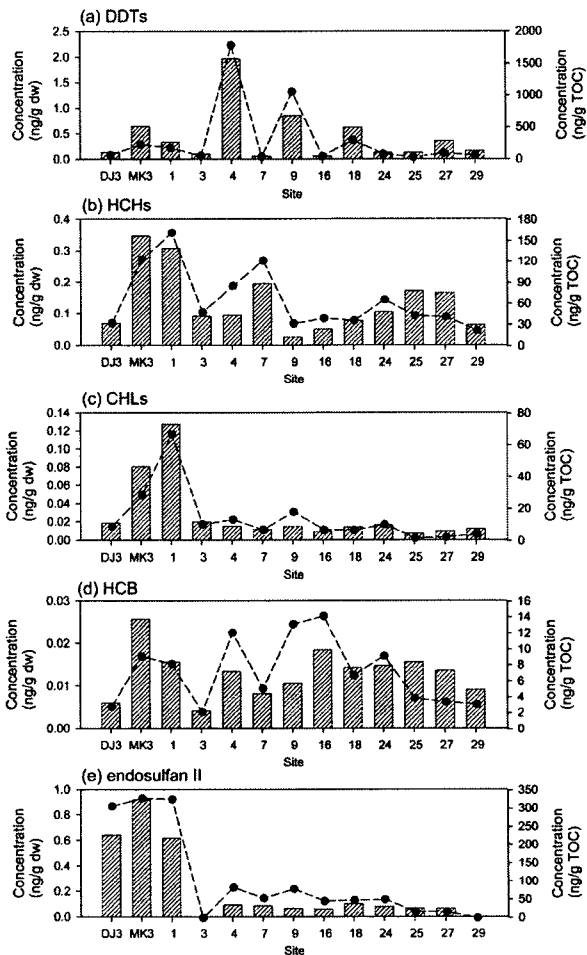


Fig. 6. Distribution of organochlorine pesticides in sediments from Saemangeum.

에서 aldrin, endrin, mirex는 검출한계 이하의 값을 나타냈으며, DDT 화합물, HCH 화합물, CHL 화합물, HCB, PentaCB 등은 전 정점에서 검출되었다. DDT 화합물이 대부분의 방조제 내·외해 시료에서 주요한 유기염소계 농약으로 검출되었으나, 만경강과 동진강 하류에서 채집된 퇴적물에서는 endosulfan II가 DDT 화합물보다 높은 농도를 나타냈다. 해수에서와 같이 endosulfan II가 강 하류 정점에서 상대적으로 높은 농도를 나타내는 것은 이 화합물이 강을 통해 유입된다는 해석을 뒷받침해준다. 대부분의 화합물에서 만경강 하류정점(MK3)의 농도가 동진강 하류정점(DJ3)보다 높게 검출되고 있으며, 선행된 PAH 화합물의 조사에서도 동일한 결과가 보고된 바 있다(Cho *et al.* 2003). Endosulfan II를 제외한 대부분의 유기염소계 농약류의 생산과 사용이 1970년대를 전후로 국내에서 규제되고 있음에도 불구하고 전국 연안의 많은 지역에서 광범위하게 검출되고 있으며 특히 산업화되고 도시화된 해역에서는 외국의 퇴적물 관리기준을 초과하는 지역이 관찰되고 있다(Hong *et al.* 2006). 앞서 언급한 바와 같이 이와 같은 해양환경에서의 유기염소계 농약류의 광범위한 분포를 이들 화합물의 높은 잔류특성과 대기를 통한 이동성으로 해석할 수 있다. 높은 잔류 특성으로 인해 과거에 사용된 농약이 토양 및 퇴적물에 잔류하며 강우 등의 다양한 환경변수에 의해 재이동되어 해양환경으로 새롭게 유입될 수 있다. 또한 대기를 통해 다른 지역 혹은 인접국가로부터 이동될 수 있다. 새만금 내측해역은 방조제의 건설과 더불어 강을 통한 입자의 유입은 지속되고 외해로부터의 입자 공급이 제한되므로서 상대적인 오염물질의 노출이 커질 것으로 예측된다. 또한 방조제 내측의 모래 퇴적물 분포지역이 유기물 흡착력이 큰 빨질 모래 퇴적물



Table 3. Concentrations (ng/g dry weight) of organochlorine pesticides in sediment collected from Saemangeum in May, 2002.

Site	DDTs	HCHs	CHLs	HCB	PenCB	aldrin	dieldrin	endrin	mirex	endosulfan II	TOC (%)
St.1	0.34	0.31	0.13	0.02	0.04	0.01	n.d.	n.d.	0.62	1.47	0.19
St.3	0.09	0.09	0.02	n.d.	0.07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.36	0.19
St.4	1.96	0.09	0.01	0.01	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	0.09	2.26	0.11
St.7	0.05	0.19	0.01	0.01	0.07	n.d.	n.d.	n.d.	0.09	0.44	0.16
St.9	0.84	0.03	0.01	0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	0.96	0.08
St.16	0.05	0.05	0.01	0.02	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	0.24	0.13
St.18	0.62	0.08	0.01	0.01	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	0.10	0.89	0.21
St.24	0.12	0.10	0.02	0.01	0.13	n.d.	n.d.	n.d.	0.08	0.49	0.16
St.25	0.12	0.17	0.01	0.02	0.08	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	0.50	0.40
St.27	0.36	0.16	0.01	0.01	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	0.72	0.40
St.29	0.16	0.06	0.01	0.01	0.09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.34	0.29
MK3	0.64	0.35	0.08	0.03	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	0.92	2.09	0.28
DJ3	0.13	0.07	0.02	0.01	0.01	n.d.	n.d.	n.d.	0.64	0.91	0.21

로 변화하고 있어(한국해양연구원 2002), 시간이 경과할수록 입자 친화성이 강한 유기오염물질 축적과 이에 따른 농도증가가 예측된다. 방조제가 건설되면서 방조제 내·외 측의 조류의 방향과 속도가 바뀌에 따라 지역에 따라 침식과 퇴적 양상이 상이하게 일어남으로서 해역내 퇴적물 입자가 재분배되고 있다. 이는 과거에 쌓였던 퇴적물 입자의 재부유를 통한 이동을 의미하기 때문에 퇴적물 입자의 재분배는 오염물질의 해역내 재 분배에 중요한 또 다른 요인으로 작용할 수 있다.

유기염소계 농약은 4.0-7.0 사이의 높은 옥탄올-물 분배 계수( $K_{ow}$ )를 갖고 있어(U.S. EPA 1992), 수계에 배출된 후 입자상에 빠르게 분배된 후 저층에 퇴적되는 특성을 갖는다. 따라서 입자성 물질의 총유기탄소함량(Total organic carbon)은 유기오염물이 입자성 매질로 분배되는데 주요한 인자로서 인식되고 있다(Jeong *et al.* 2001; Tam and Yao 2002). 새만금 내측 해역에서 endosulfan II는 총유기탄소 함량과  $r^2=0.56(p<0.05)$ 의 정의 상관을 보였으나 유기염소계 농약류는 전반적으로 유기탄소함량과 상관성을 나타내지 않았다. 해역 내 중금속의 분포가 퇴적물의 유기물 함량과 상관성을 보인다는 연구보고가 있으나(김 등 2003), Cho *et al.*(2003) 역시 새만금 해역내 PAH 화합물과 유기탄소함량 간에 상관성이 없음을 보고한 바 있다.

새만금 퇴적물 중의 유기염소계 농약의 농도를 전국연안해역의 오염조사 자료(Hong *et al.* 2006)와 비교해 보면, 산업화된 해역인 부산만, 울산만, 영일만, 경기만에 비해 전반적으로 낮은 수준이었으며, 환경보존해역인 가막만, 보성만, 화옹만에서와 비슷한 농도를 나타냈다. 전국연안에서 검출된 농도를 누적확률 분포로 나타냈을 때 DDT 화합물은 전국연안 농도 분포의 5-72%, HCH 화합

물은 4-48%에 해당하는 오염수준을 보였다. 한편 정점1에서의 endosulfan II는 연안농도의 87%에 상당하는 농도(0.62 ng/g)를 나타냈으며, 동진강과 만경강 퇴적물에서는 정점1보다 높은 농도가 검출되었다. 그러나 새만금 해역에서 endosulfan II의 평균농도는 연안해역의 평균농도인 0.23 ng/g보다 낮은 수준이었다.

해양에서 퇴적물 입자는 유기오염물질의 주요한 저장고 중의 하나이다. 다양한 경로를 통해 수계로 배출된 유기오염물질은 쉽게 입자에 흡착되어 퇴적층으로 유입된 뒤 오랜 시간 분해되지 않고 잔류하게 된다. 퇴적층에 잔류하는 유기오염물질은 퇴적층에 서식하는 저서생물의 직접적인 노출원으로 작용할 수 있다. 따라서 퇴적층에 잔류하는 유기오염물질이 저서생물에 미치는 영향에 관한 많은 연구들이 수행되었으며, 이를 통해 생산된 방대한 데이터베이스를 바탕으로 퇴적물 내 유기오염물질의 농도에 대한 권고기준을 제시하고자 하는 시도가 진행되고 있다(Long *et al.* 1995; CCME 1999; ANZECC and ARMCANZ 2000; MacDonald *et al.* 2000a, 2000b). 우리나라의 경우 환경 내에 잔류하는 유기오염물질에 대한 환경권고치 및 기준치가 마련되지 못한 실정이다. 새만금 해역 퇴적물에 축적된 유기염소계 농약류의 생태독성학적 의미를 평가하기 위해 미국 해양대기청(NOAA)에서 제시하는 퇴적물권고기준과 새만금 퇴적물 내 유기염소계 농약류의 농도를 Fig. 7에서 상호 비교하였다. NOAA(Long *et al.* 1995)는 저층퇴적물 내 화학물질의 오염이 저서생물에 미칠 수 있는 영향을 고려하여 effect range low(ERL)과 effect range median(ERM) 값을 제시하고 있다. ERL 이하의 농도는 위대한 영향이 드물게 관찰되는 화합물의 농도이며, ERM 이상의 농도는 위대한 영향이 빈번히 나타날 수 있는 화

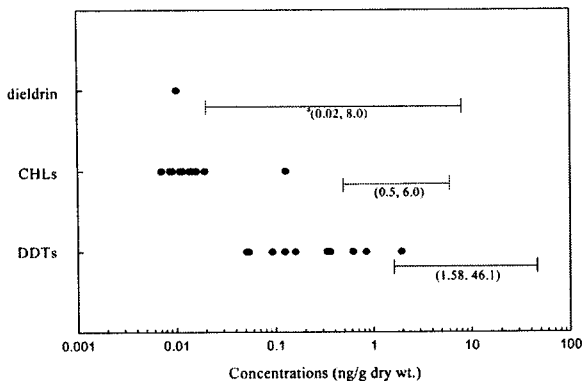


Fig. 7. Comparison of organochlorine concentrations in sediments from Saemangeum with sediment quality guidelines (SQG). Dark circles are the values of this study, and the ends of lines indicate ERL and ERM, respectively. <sup>a</sup>(ERL, ERM); Effect range low and effect range median values suggested by NOAA (Long *et al.* 1995).

합물의 농도를 의미한다. 캐나다(CCME 1999)와 오스트리아/뉴질랜드(ANZECC and ARMCANZ 2000) 역시 NOAA의 권고치와 유사한 퇴적물 권고기준을 제시하고 있다. 각 유기염소계 화합물의 ERL, ERM 값은 각각 DDT 화합물(1.58 ng/g, 46.1 ng/g), CHL 화합물(0.5 ng/g, 6.0 ng/g), dieldrin(0.02 ng/g, 8.0 ng/g), endrin(0.02 ng/g, 45 ng/g)으로 제시되고 있다. 11개 퇴적물 정점 중 1개 정점(정점4)에서 ERL 값을 초과하는 DDT 화합물 농도가 검출되었으나 CHL 화합물, dieldrin의 농도는 모두 ERL 이하의 값을 나타내고 있어 새만금 퇴적층 내 잔류성 유기염소계 농약류가 저서생물에 미칠 수 있는 영향은 적은 것으로 판단된다. Hong *et al.*(2006)은 전국 표층퇴적물 중 유기염소계 화합물의 오염조사를 통해 총 138개 정점 중 DDT 화합물이 35%, CHL 화합물이 67%, 그리고 dieldrin이 44%에서 ERL 값을 초과하는 것으로 보고한 바 있다. 새만금 해역 퇴적물 내 유기탄소함량은 0.08-0.4% (평균 0.21%)로서 전국 모니터링이 진행된 연안해역의 유기탄소함량(경기만 평균: 0.48%, 광양만: 0.88%, 마산만: 2.59%, 부산만: 1.71%, 영일만: 2.11%)에 비해 낮다(Table 3). 또한 퇴적층의 입도조성에 관한 연구결과를 살펴보면 사질이 우세하며 점토질 함량이 낮은 것으로 보고된 바 있다(유 등 2003). 이와 같은 퇴적물 입자 중 낮은 유기탄소함량과 입도조성이 새만금 해역 내 유기염소계 농약의 낮은 잔류농도에 영향을 미치는 것으로 판단된다. 미국, 캐나다, 오스트리아/뉴질랜드, 유럽 등의 외국에서 제시되고 있는 권고기준의 경우 외국 생물종의 독성학적 영향이 반영되어 설정된 것이기 때문에 국내 환경중 오염물질의 잔류량과 생물독성을 직접적으로 비교하기에

다소 한계가 있다. 따라서 향후 국내 생물종을 이용한 독성학적 영향에 대한 데이터베이스 구축이 필요하며 이를 통한 자체적인 오염물질의 환경권고기준이 마련되어야 할 것이다.

HCB와 mirex는 국내에서 제조·수입된 바 없는 농약류임에도 불구하고(해양수산부 2001) 본 연구지역을 비롯하여 다른 많은 국내 연안해역에서 검출되고 있다(Hong *et al.* 2003; Hong *et al.* 2006). Mirex는 4월의 3개 해수정점과 11월 만경강의 1개 정점에서 극히 제한적으로 낮은 농도로 검출되었으며 퇴적물에서는 검출되지 않았다. 한편, HCB 화합물은 해수시료의 43%에서 검출되고 있으며 전 퇴적물 시료에서 검출되고 있다. HCB는 농약으로 살포되는 것 외에 불완전 연소나 철강산업의 제조과정 중에도 생성되는 것으로 알려져 있다(Bailey 2001). HCB 화합물의 배출량을 추정된 자료에 따르면 농약살포, 제조과정, 소각을 통해 각각 6,500 kg/yr, 9,500 kg/yr, 23,000 kg/yr의 HCB가 생성되는 것으로 파악되고 있다. 또한 HCB 화합물은 일부 농약류(예, HCH 화합물, pentachlorophenol, dimethyl tetrachloroterephthalate)의 불순물로 섞여있어 환경내로 비의도적으로 유입되기도 한다. 새만금 해역내 수층과 퇴적층에서 HCB는 미량이지만 비교적 균일하고 넓게 분포하고 있고, 이와 같은 분포특성은 HCB 화합물의 장거리 이동성에 근거하는 것으로 사료된다. HCB 화합물은 HCH 화합물과 함께 대기를 통한 이동성이 매우 강한 것으로 보고되고 있다(Li 1999; Barber *et al.* 2005).

DDT 화합물의 해수와 퇴적물층의 조성(DDT:DDD:DDE)은 각각 46:20:35%, 42:43:16%로서 모화합물인 DDT보다 분해산물(DDD와 DDE)의 구성비가 높게 나타났다(Fig. 8). 이는 사용규제 이후 퇴적물 층에 축적된 DDT가 분해과정 중에 있음을 의미한다. 해수와 퇴적물에

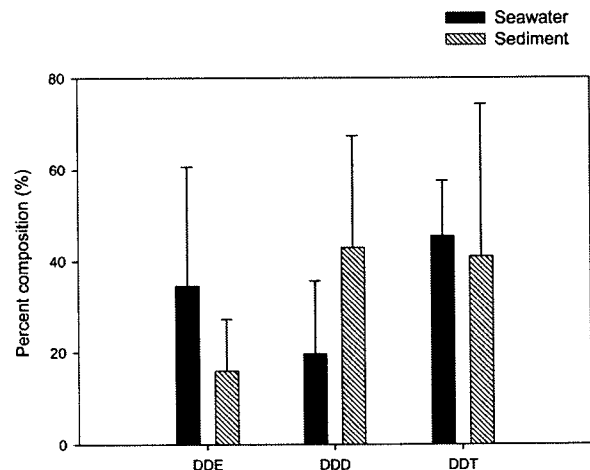


Fig. 8. Relative compositions of DDT and its metabolites (DDD and DDE) in seawater and sediment.

서 분해산물인 DDD와 DDE의 조성비를 비교하면, 수층에서는 DDE가 퇴적물에서는 DDD가 높은 경향을 보였다. 수층에서 DDE가 DDD보다 높고 퇴적층에서 DDD가 DDE보다 높은 경향은 DDT의 분해특성에 따르는 것으로 호기성 환경일 때 DDT는 DDE로 분해되는 경로를 따르고 혐기성 환경에서는 DDD로 변환되는 경로를 따른다 (Corona-Cruz *et al.* 1999). 국내에서 DDT 사용이 규제된 지 30년이 지났음에도 불구하고 해수와 퇴적물에서 여전히 모화합물의 조성비가 상당히 높게 검출되고 있으며, 이를 통해 DDT의 높은 잔류특성을 확인할 수 있다. 우리나라의 인접국가인 중국은 세계 최고 DDT 사용국가 (Voldner and Li 1995)로서 1983년부터 농약 용도로 사용이 법적으로 금지되었으나 많은 문헌에서 현재까지 DDT가 지속적으로 사용되고 있음을 언급하고 있다 (Wong *et al.* 2005; Zhou *et al.* 2006). 인접국가에서의 지속적인 DDT 사용과 대기를 통한 이동과 침강이 국내 연안해역의 DDT의 유입경로의 하나로 작용할 수 있다. HCH 화합물의 해수내에서의 평균조성은  $\alpha$ -HCH,  $28 \pm 19\%$ ;  $\beta$ -HCH,  $48 \pm 18\%$ ;  $\gamma$ -HCH,  $13 \pm 8\%$ ;  $\delta$ -HCH,  $11 \pm 11\%$ 로서 잔류성이 가장 높은  $\beta$ -HCH가 높았다. HCH 화합물은 technical HCH 혼합물과 린단(Lindane,  $\gamma$ -HCH를 정제한 형태)의 두 종류로 사용되었는데 technical HCH의 조성비는 다음과 같다 (Walker *et al.* 1999);  $\alpha$ -HCH(55-80%),  $\beta$ -HCH(5-14%),  $\gamma$ -HCH(8-15%),  $\delta$ -HCH(2-16%),  $\epsilon$ -HCH(3-5%). 수층에서  $\beta$ -HCH의 상대적으로 높은 조성비는 오래전에 사용된 HCH 잔류물의 수계내 유입을 의미한다. 또한, 비교적 낮은  $\gamma$ -HCH의 조성비는 새만금지역에서 린단의 사용이 technical HCH에 비해 적었음을 시사한다.

#### 4. 결 론

새만금 해역 전반에 걸쳐 유기염소계 농약류가 광범위하게 분포하고 있는 것으로 조사되었다. DDT 화합물, HCH 화합물, endosulfan II가 해수와 퇴적물 중에 주요하게 잔류하고 있고, 수층에서는 HCH 화합물이 퇴적물에서는 DDT 화합물이 상대적으로 높게 검출되었다. Endosulfan II는 새만금 해역으로 유입되는 만경강과 동진강 하류에서 가장 높은 농도를 보이고 강의 입구로부터 멀어지면서 감소하는 분포를 나타냈으며, 용존성무기질소 함량과 좋은 상관관계를 보이고 있어 강을 통해 새만금 해역으로 유입되고 있는 것으로 파악되었다. 한편, DDT 화합물과 HCH 화합물은 강입구에서 소폭 증가하나 해역 전반에 걸쳐 고른 분포를 보였다. 화합물에 따라 상이한 계절적 변이를 나타냈으며, DDT 화합물과 HCH 화합물은 봄철에 증가하였고, endosulfan II는 하계와 추계에 증가하는 경향을 나타냈다. 표층퇴적물 중 유기염소계 농약

류의 농도는 전반적으로 전국연안의 농도보다 낮은 수준이나, 만경강 유입 정점에서 endosulfan II의 농도는 연안해역에서 관찰되는 농도의 상위수준에 해당한다. 외국의 퇴적물권고기준과 비교할 때 새만금 표층퇴적물에 잔류하는 유기염소계 농약이 저서생물이 미치는 위해성은 비교적 적은 것으로 판단된다.

#### 사 사

본 연구는 해양수산부에서 실시된 “새만금 해양환경보전을 위한 조사연구 용역(PM19504)”의 사업비 지원으로 수행되었습니다. 논문을 심사해 주시고 좋은 의견을 주신 두 분의 심사자에게 진심으로 감사드립니다.

#### 참고문헌

- 국립환경연구원. 2002. 내분비계 장애물질의 환경 중 거동 연구. p. 150-154.
- 김종구, 유선재, 조은일, 안옥성. 2003. 새만금 갯벌의 중금속 분포 특성. *한국수산학회지*, 36(1), 55-61.
- 유선재, 김종구, 조은일. 2003. 새만금 갯벌의 입도조성과 유기물질 분포특성. *한국수산학회지*, 36(1), 49-54.
- 한국해양연구원. 2002. 새만금 해양환경보전대책을 위한 조사연구. 지질 갯벌 분야. BSPM 139-06-1514-5. p. 91-124.
- 해양수산부. 2002. 전국연안의 지속성 유기오염물질 오염 실태 조사 연구. BSPM 125-00-1442-4. p. 1-346.
- Allen-Gil, S.M., C.P. Gubala, R. Wilson, D.H. Landers, T.L. Wade, J.L. Sericano, and L.R. Curtis. 1997. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and biota from four US Arctic Lakes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 33, 378-387.
- ANZECC and ARMCANZ. 2000. National water quality management strategy, Paper No. 4. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality, Vol. 1. The guidelines. Australia. Document: <http://www.deh.gov.au/water/quality/nwqms/volume1.html>.
- Bailey, R.E. 2001. Global hexachlorobenzene emission. *Chemosphere*, 43, 167-182.
- Barber, J.L., A.J. Sweetman, D. van Wijk, and K.C. Jones. 2005. Hexachlorobenzene in the global environment: Emissions, levels, distribution, trends and processes. *Sci. Total Environ.*, 349, 1-44.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chapter 6. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB.

- Cho, J.Y., K.W. Han, J.H. Kim, J.K. Son, and K.S. Yoon. 2003. Distribution and sources of PAHs in Saemangeum reclaimed tidal lands of Central Korea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 71, 182-188.
- Code of Federal Regulation. 1996. 40, CRF, Ch. 1, Part 136, Appendix B.
- Corona-Cruz, A., G. Gold-Bouchot, M. Gutierrez-Rojas, O. Monroy-Hemosillo, and E. Favela. 1999. Anaerobic-aerobic biodegradation of DDT (dichlorodiphenyl trichloroethane) in soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 63, 219-225.
- Eichelberger, J.W. and J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. *Environ. Sci. Technol.*, 5(6), 541-544.
- Hargrave, B.T., G.A. Phillips, W.P. Vass, P. Bruecker, H.E. Welch, and T.D. Siferd. 2000. Seasonality in bioaccumulation of organochlorines in lower tropic level Arctic marine biota. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 980-987.
- Hong, S.H. 2002. Environmental occurrence and bioaccumulation of organochlorines in Korean Coastal Waters. Ph.D Thesis, Ewha Womans Univ., Korea.
- Hong, S.H., U.H. Yim, W.J. Shim, J.R. Oh, and I.S. Lee. 2003. Horizontal and vertical distribution of PCBs and chlorinated pesticides from Masan Bay, Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, 46, 244-253.
- Hong, S.H., U.H. Yim, W.J. Shim, D.H. Li, and J.R. Oh. 2006. Nationwide monitoring of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediments from coastal environment of Korea. *Chemosphere*, 64, 1479-1488.
- Iwata, H., S. Tanabe, N. Sakai, and R. Tatsukawa. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1080-1098.
- Jeong, G.H., H.J. Kim, Y.J. Joo, Y.B. Kim, and H.Y. So. 2001. Distribution characteristics of PCBs in the sediments of the lower Nakdong River, Korea. *Chemosphere*, 44, 1403-1411.
- Jiang, X., D. Martens, K.-W. Schramm, A. Kettrup, S.F. Xu, and L.S. Wang. 2001. Polychlorinated organic compounds (PCOCs) in waters, suspended solids and sediments of the Yangtse River. *Chemosphere*, 41, 901-905.
- Khim, J.S., K.T. Lee, K. Kannan, D.L. Villeneuve, J.P. Giesy, and C.H. Koh. 2001. Trace organic contaminants in sediment and water from Ulsan Bay and its vicinity, Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 40, 1403-1411.
- Lauenstein, G.G. and K.D. Daskalakis. 1998. U.S. long-term coastal contaminant temporal trends determined from mollusk monitoring programs, 1965-1993. *Mar. Pollut. Bull.*, 37, 6-13.
- Lee, K.T., S. Tanabe, and C.H. Koh. 2001. Distribution of organochlorine pesticides in sediments from Kyeonggi Bay and nearby areas, Korea. *Environ. Pollut.*, 114, 207-213.
- Li, D., M. Dong, W.J. Shim, S.H. Hong, J.R. Oh, U.H. Yim, J.H. Jeung, N. Kannan, E.S. Kim, and S.R. Cho. 2005. Seasonal and spatial distribution of nonylphenol and IBP in Saemangeum Bay, Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, 51, 966-974.
- Li, Y.F. 1999. Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *Sci. Total Environ.*, 232, 121-158.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith, and F.D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, 19, 81-97.
- MacDonald, D.D., L.M. Dipinto, J. Field, C.G. Ingersoll, E.R. Long, and R.C. Swartz. 2000a. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19, 1403-1413.
- MacDonald, D.D., C.G. Ingersoll, and T.A. Berger. 2000b. Developmental and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Environ. Contam. Toxicol.*, 39, 20-31.
- Moon, H.-B., S.-J. Lee, H.-G. Choi, and G. Ok. 2005. Atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in urban and suburban areas of Korea. *Chemosphere*, 58, 1525-1534.
- Muir, D.C.G., N.P. Grift, W.L. Lockhart, P. Wilkinson, B.N. Billeck, and G.J. Brunskill. 1995. Spatial trends and historical profiles of organochlorine pesticides in Arctic lake sediments. *Sci. Total Environ.*, 160/161, 447-457.
- O'Connor, T.P. 1998. Mussel Watch results from 1986 to 1996. *Mar. Pollut. Bull.*, 37(1-2), 14-19.
- Picer, M. and N. Picer. 1995. Levels and long-term trends of polychlorinated biphenyls and DDTs in bivalves collected from the south Adriatic coastal waters. *Chemosphere*, 30(1), 31-38.
- Tam, N.F.Y. and M.W.Y. Yao. 2002. Concentrations of PCBs in coastal mangrove sediments of Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.*, 44(7), 642-651.
- UNEP. 2001. Stockholm Convention on POPs, Text and Annexes, Interim Secretariat for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutant, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland.
- U.S. EPA. 1992. National study of chemical residues in fish, Volume II. EPA 823-R-92-008b. Office of Science and

- Technology, Washington, DC.
- Vallack, H.W., D.J. Bakker, I. Brandt, E. Broström-Lundn, A. Brouwer, K.R. Bull. *et al.* 1998. Controlling persistent organic pollutants-what next? *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 6, 143-175.
- Voldner, E.C. and Y.F. Li. 1995. Global usage of selected persistent organochlorines. *Sci. Total Environ.*, 160/161, 201-210.
- Walker, K., D.A. Vallero, and R.G. Lewis. 1999. Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environ. Sci. Technol.*, 33(24), 4373-4378.
- Wong, M.H., A.O.W. Leung, J.K.Y. Chan, and M.P.K. Choi. 2005. A review on the usage of POP pesticides in China, with emphasis on DDT loadings in human milk. *Chemosphere*, 60(6), 740-752.
- Zhou, J.L., K. Maskaoui, Y.W. Qiu, H.S. Hong, and Z.D. Wang. 2001. Polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine insecticides in the water column and sediments of Daya Bay, China. *Environ. Pollut.* 113, 373-384.
- Zhou, R., L. Zhu, K. Yang, and Y. Chen. 2006. Distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments from Qiantang River, East China. *J. Hazard. Mater.* (in press).

---

Received Jun. 19, 2006

Accepted Sep. 14, 2006