

## 부산 수영강 하구역의 퇴적물과 어류에서 다환방향족탄화수소 및 폴리염화비페닐의 농도분포와 인체 위해도 평가

이봉민 · 윤세라 · 박시현 · 이인석 · 최민규<sup>†</sup>

국립수산과학원 기반연구부 어장환경과

### Distribution and Human Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Biphenyls in Sediments and Fish from Suyoung Estuary of Busan, Korea

Bongmin Lee, Sera Yoon, Sihyeon Bak, In-Seok Lee, and Minkyu Choi<sup>†</sup>

Division of Marine Environment Research, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Busan, Korea

Received September 14, 2018/Revised October 2, 2018/Accepted October 30, 2018

Distributions of 15 PAHs and 82 PCBs were investigated in sediment and fish samples collected from the Suyoung Estuary of Busan, one of the most urbanized and newly contaminated areas in Busan. The concentrations of  $S_{15}$ PAH in sediments ranged from 17.9 to 777 ng/g-dry and were mainly originated from combustion processes. The concentrations of  $S_{82}$ PCB in sediments ranged from 0.55 to 12.5 ng/g-dry and were significantly correlated with those of 12 dioxin-like PCBs and 6 non-dioxin like PCBs. Higher concentrations of PAHs and PCBs were found in the upper river and the inner Suyoung Bay than in marina and the outer Suyoung Bay. No sites exceeded the ecotoxicological values of PAHs and PCBs in marine sediments. Benzo[a]pyrene was not detected in fish samples and the concentrations of  $S_4$ PAH (0.15~0.45 ng/g-wet) were lower than the maximum level set by EU. The levels of PCBs in fish samples were at less than 1% of the Korean maximum level and 2% of the EU maximum level. The concentrations of dioxin-like PCBs were 0.01~0.32 pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>/g-wet, and the highest concentration was found in eels, which were at less than 5% of the EU maximum level. Dietary intakes of PAHs and PCBs through fish consumption were estimated, and their lifetime cancer risk and non-cancer risk were much lower.

**Key words:** PAHs, Dioxin-like PCBs, Non dioxin-like PCBs, Sediment, Risk assessment

## 1. 서 론

수영강은 유역 면적 200 km<sup>2</sup>에 폭 50~90 m, 유로 연장이 약 28 km로 부산에서 낙동강 다음으로 긴 강이다. 수영강 하구역에는 대형하수처리장 2곳이 있고, 방류수는 수영강을 통해 연안으로 배출된다. 수영강 하구역 주변은 주거지역, 상업지역, 공업지역이 혼재된 지역으로, 환경부의 평가에 따르면, 수영강 중류는 중금속(구리, 납, 니켈, 비소, 수은, 아연, 카드뮴, 크롬)과 총인, 총질소, 유기물 3개 일반 항목의 오염도가 '나쁨'으로 오염

도가 가중된 대표적인 지역이다.<sup>1,2)</sup> 백 등<sup>2)</sup>은 수영강 하구역은 도시하수 유입으로 인한 높은 오염으로 수생태계에 서식하는 수생생물 종에게 잠재적인 영향이 우려되는 것으로 보고한 바 있다. 하지만, 현재 수영강 하구역 내 잔류성 유기오염물질(Persistent organic pollutants, POPs) 오염에 대한 보고는 미비한 실정이다.

POPs는 자연환경에서 분해되지 않고 먹이사슬을 통해 동식물 체내에 축적되어 면역체 교란·중추신경계 손상 등을 초래하는 유해물질로, 대부분 산업생산 공정과 폐기물 저온 소각과정에서 발생한다. POPs는 물리 화학적 특성

<sup>†</sup>To whom correspondence should be addressed.

상 유기 탄소가 풍부한 매체나 지질에 축적성이 높기 때문에 퇴적물과 수산생물에 잔류하게 된다.<sup>3,4)</sup> 다환방향족 탄화수소(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)는 두 개 이상의 벤젠고리를 가지는 방향족 화합물로 독성을 지닌 물질이 많고 일부는 발암물질로 알려져 있다.<sup>5-7)</sup> Benzo[a]pyrene (BaP) 등 일부 PAHs는 유전독성과 발암성을 나타내는 것으로 알려져 있다. 국제 암연구소(International Agency for Research on Cancer, IARC)는 2006년 재평가를 통하여 BaP을 Group 2A(인체발암가능성물질)에서 Group 1(인체발암물질)로 상향 조정하였다.<sup>8)</sup> 그리고 폴리염화비페닐(Polychlorinated biphenyls, PCBs)은 염소의 수(1~10개), 위치에 따라 209개의 이성체가 있다. 일반적으로 벤젠환의 수가 많고, 증기압과 수용성이 낮은 PAHs가 발암성 물질로 고려되고 PCBs는 모든 물질에서 발암성을 나타낸다. 또한 화학적으로 안정하여 가열해도 분해되지 않고, 전기절연성, 불연성이 높은 특성이 있기 때문에 다양도로 이용되었다. POPs 규제협약에 의해 26개 POPs (Dioxins, Furans, DDT, Aldrin, Chlordane, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Mirex, Toxaphene, PCBs, Hexachlorobenzene, *a*-HCH, *b*-HCH, *r*-HCH (lindane), Chlordecone, Pentachlorobenzene, Endosulfan, Hexabromocyclododecane, Chlo-

rinated naphthalenes, Hexachlorobutadiene, Pentachlorophenol and its salts and esters 등)가 사용금지되었다.

POPs는 강한 소수성으로 해수에 녹아있기 보다는 입자성 물질 등에 흡착되어 궁극적으로는 퇴적물과 함께 해저에 축적된다. 그러므로 해저 퇴적물에서 서식하거나 해저 퇴적물이나 부유 퇴적물을 섭식하는 저서동물에 대하여 해저 퇴적물은 POPs는 2차 공급원이 된다. 또한, 이들 POPs는 높은 옥탄율/물 분배계수를 가지고 있어서 저서생물 체내의 지방조직에 축적되며, 먹이사슬을 통해 상위단계로 농축된다. 어류 및 패류 체내의 오염물질 축적 정도는 수질, 퇴적물의 오염상태를 지시하는 중요한 지표이기 때문에 어패류 중 오염물질의 농도조사는 세계 여러 나라에서 연례적으로 시행하고 있다.<sup>9)</sup> 국내 식품 중 PCBs 오염도는 어류, 곡류, 육류, 밀, 유제품 순이며, 어패류를 통한 PCBs 섭취로 인한 인체 위해성 평가는 국민 건강 보호 차원에서 꼭 필요하다. 따라서 본 연구에서는 최근 크게 도시화가 진행되고 하수처리장 배출 수역인 부산 수영강 하구역에서 퇴적물과 어류 체내 PAHs 및 PCBs의 분포특성과 오염수준을 조사하였다. 이 해역의 어류 섭취 시 PAHs 및 PCBs 인체 노출량을 파악하여 인체 건강에 미치는 위해도 평가도 실시하였다.

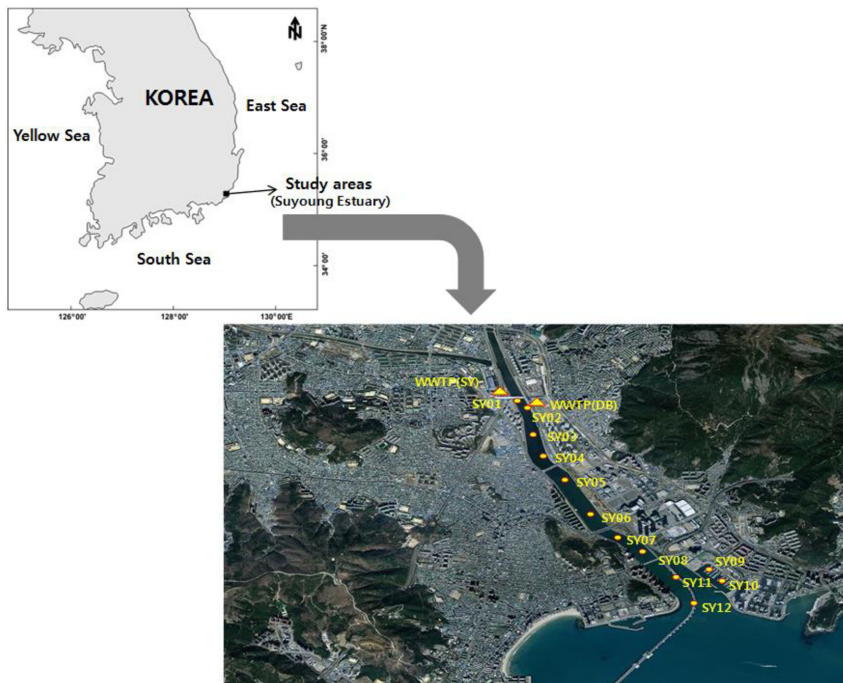


Fig. 1. Sampling stations of sediments from Suyoung Estuary, Busan, Korea.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 시료 채취

본 연구에서 수영강 상류부터 수영만 외측, 및 요트 정박장까지 일정한 간격으로 표층 퇴적물(2~4 cm)을 12개 정점(SY1~SY12)에서 채취하였고, 수영만에 서식하는 어류 3종을 채취하여 분석하였다(Fig. 1). 채취한 퇴적물 시료는 아이스박스에 아이스팩과 함께 넣어 4°C 압냉소 상태로 운반하고 동결건조를 하여 분석 전까지 보관하였다. 수산생물은 수영만 외해(SY12)에서 조피볼락(Rockfish, *Sebastes schlegeli*, n=2), 붕장어(Eel, *Conger myriaster*, n=3), 돔(Sea bream, *Acanthopagrus schlegeli*, n=1)을 채취하였고, 가식부를 균질화하여 동결 건조하여 분석 전까지 보관하였다.<sup>10)</sup>

### 2.2. 표준물질 및 시약

분석대상PAHs 15종은 Dr. Ehrenstorfer (deuterated-Mix9 PAH)에서 구매하였고, Acenaphthylene (AcPy), Acenaphthene (AcP), Fluorene (Flu), Phenanthrene (PhA), Antracene (AnT), Fluoranthene (FluA), Pyrene (Pyr), Benzo[a]anthracene (BaA), Chrysens (Chr), Benzo[b]fluoranthene (BbF), Benzo[k]fluoranthene (BkF), Benzo[a]pyrene (BaP), Indeon[1,2,3-cd]prene (InP), Dibenzof[a,h]antrracene (DbA), Benzo[g,h,i]perylene (BghiP)이었다. PCBs 82종은 Wellington (PCB-LCS-H)에서 구매하였고, mono-CB (1, 3), Di-CB (10/4, 6, 15), Tri-CB (16, 18, 19, 22, 31/28, 33, 37), Tetra-CB (40, 44, 49, 52, 54, 60, 66, 70, 74, 77, 81), Penta-CB (84, 85, 87, 90, 95, 97, 99, 101, 104, 105, 110, 114, 118, 119, 123, 126), Hexa-CB (128, 129, 135, 137, 138, 141, 149, 151, 153/168, 155, 156, 157, 158,

167, 169), Hepta-CB (170, 171, 174, 177, 178, 180/193, 183, 187, 188, 189, 191), Octa-CB (194, 199, 200, 201, 202, 203, 205), Nona-CB (206, 207, 208), Deca-CB (209)이었다. DE (Diatomaceous Earth; Thermo)는 사용하기 전에 전기회화로에서 450°C에서 4시간, Silicagel (Merck, 0.063~0.200 mm)은 450°C에서 5시간 동안 구워서 데시케이터에 보관 후 사용하였다.

### 2.3. 전처리 및 분석방법

#### 2.3.1. 퇴적물

퇴적물은 Accelerated Solvent Extraction (Thermo Scientific, ASE350)을 이용하여 추출하였고, 자세한 방법은 Choi et al. (2014)<sup>11)</sup>에 제시되어있다. 추출셀 22 mL에 DE와 Silicagel 5 g, 시료(퇴적물 3 g)를 넣고 내부표준물질(internal standard), PAH (Dr. Ehrenstorfer, deuterated-Mix9 0.5 ng/mL) 100 mL와 <sup>13</sup>C-PCBs (Wellington, PCB-LCS-H 0.1 ng/mL) 5 mL를 주입 후 DE로 채운 후 Hexane (Hex):Dichloromethane (DCM) (7:3)으로 추출하였고, 이때 추출조건은 오븐온도 100°C, 5분×2 cycles, 1700 psi, 60% (flush volume), 100 s (purge time)이었다. 추출된 시료는 질소농축기(Zymark, Turbo Vap LV)로 농축하여 4-Terphenyl-d<sub>14</sub> (Dr. Ehrenstorfer, 0.5 ng/uL) 100 mL와 <sup>13</sup>C-PCBs (Wellington, PCB-ISS-H 0.1 ng/mL)를 5 mL를 주입 후 PAHs는 GC/MS (Ailent 6890/5973N)로 분석하였고, PCBs는 GC/HRMS (Agilent 6890/JMS-700D)로 분석하였다 (Table 1).

퇴적물 중 유기물 수준을 조사하기 위해 해양환경공정시험기준(2013)에 따라 화학적 산소요구량(Chemical Oxygen Demand, COD) 분석하였다.

**Table 1.** Instrumental conditions of GC-MS and GC-HRMS

	GC-MS (Agilent 6890/5973N)	GC-HRMS (JEOL 700D)
Column	DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm)	DB-5MS (60 m × 250 μm × 0.25 μm)
Oven Temp.	80°C (1 min)→280°C (5°C/min) →300°C (10°C/min, 10 min)	100°C (4 min)→180°C (20°C/min, 10 min) →220°C (2°C/min)→300°C (3°C/min, 6.33 min)
Inlet Temp.	250°C	280°C
Carrier Gas	1 mL/min (Helium)	2 mL/min (Helium)
Injection Mode	Splitless	Splitless
Injection Volume	1 μL	2 μL
Auxiliary Temp	280°C	320°C
Ionization	Electron Impact	Electron Impact
Ion Source	230°C	280°C
Quantitation method	SIM (Selected ion monitoring)	SIM (Selected ion monitoring)

2.3.2. 어류

어류 전처리에는 Choi et al. (2014)<sup>11)</sup>의 방법을 약간 변경하여 실시하였다. 추출셀 66mL에 DE와 Silicagel 20 g, 시료 1~2 g-dry를 넣고 내부표준물질 deuterated PAHs와 <sup>13</sup>C-PCBs (Wellington, PCB-LCS-H 0.1 ng/mL)을 주입 후 DE로 채운 후 Hex:DCM (9:1)로 추출하였다. 이때 추출조건은 오븐온도 100°C, 10분×3 cycles, 1700 psi, 60% (flush volume), 100 s (purge time)이었다. 추출된 시료는 질소농축기(Biotage, Turbo Vap II)로 농축 후 나머지 방해물질 제거를 위해 Florisil (Isolute 2 g)로 정제하였다. 추출액은 질소농축기(Zymark, Turbo Vap LV)로 100 mL까지 농축하여 4-Terphenyl-d<sub>14</sub>와 <sup>13</sup>C-PCBs (Wellington, PCB-ISS-H 0.1 ng/mL)를 주입 후 PAHs는 GC/MS (Ailent 6890/5973N)로 분석하였고, PCBs는 GC/HRMS (Agilent 6890/JMS-700D)로 분석하였다.

2.3.3. 인체 위해도

수영강 하구역에 서식하는 어류의 섭취를 통한 PAHs와 PCBs의 인체 위해도 평가를 위해, 1일 인체 노출량은 식 (1)을 이용하여 계산하였다.

$$1일\ 인체\ 노출량(mg/kg\ bw/day) = (C_i \times IR_i) / BW \quad (1)$$

이때, C<sub>i</sub>는 어류(i)의 PAHs 또는 PCBs 농도(ng/g), IR<sub>i</sub>는 어류(i)의 섭취량(g/day, 평균 및 극단 섭취집단), BW는 평균체중(국민 55 kg)이다. PCBs의 1일 인체 노출량은 일본의 일일 섭취허용량(tolerable daily intake,

TDI) 5 mg/kg bw/day와 비교하여 위해성을 평가하였다.<sup>4)</sup>

수영강 하구역에 서식하는 어류의 섭취를 통해 PAHs와 PCBs에 장기노출에 따른 생애 발암 위해도(lifetime cancer risk)는 아래 식을 통해 계산하였다.

$$Lifetime\ cancer\ risk = (C_i \times IR_i \times ED \times CSF) / (BW \times AT) \quad (2)$$

이때, ED는 노출 기간(70 year), CSF(발암 잠재력, Cancer slope factor)는 PAHs의 BaP 7.3 (mg/kg bw/day)<sup>-1</sup> 및 PCBs 1 (mg/kg bw/day)<sup>-1</sup>, AT는 평균수명(70 year)이다.<sup>5)</sup> 생애 발암 위해도는 허용 가능한 위험 수준 1×10<sup>-5</sup> (십만 명 중의 1명)으로 정하였다.<sup>7)</sup>

수영강 하구역에 서식하는 어류의 섭취를 통해 PAHs와 PCBs에 장기노출에 따른 비발암(독성) 위해도(Non-cancer risk)는 용량-반응 평가를 통해 산출된 참고섭취량(RfD)과의 비교를 통해 위험값(Hazard quotient, HQ)을 산정하고, HQ 지수들을 총합한 HI (Hazard Index)로 나타낸다. HQ와 HI는 식(3), (4)를 통해 계산하였다.

$$Hazard\ quotient\ (HQ) = (C_i \times IR_i \times ED) / (RfD \times BW \times AT) \quad (3)$$

$$Hazard\ index\ (HI) = \sum HQ\ (sum\ of\ hazard\ quotients) \quad (4)$$

2.4. 정도관리(QA/QC)

방법검출한계(Method detection limit)는 US EPA 및 환경부의 공정시험기준<sup>6)</sup>에 따라 실시하였고, 이때 PAHs

Table 2. Concentrations (ng/g-dry) of PAHs measured in certified reference materials

PAHs	SRM1944		SRM2974a	
	Certified value	Measured value	Certified value	Measured value
PhA	5270±220	3910±2070	74.4±4.7	101±13.3
AnT	1770±330	1560±2140	-	-
FluA	8920±320	6680±2160	287±34	335±34.9
Pyr	9700±420	6610±1890	166±21	203±18.9
BaA	4720±110	3150±1410	31.1±3.9	41.7±17.4
Chr	4860±100	4270±1460	-	-
BbF	3870±420	2240±1320	41.5±2.6	81.2±8.00
BkF	2090±440	1660±1350	19.0±0.54	24.2±3.29
BaP	4300±130	3700±1480	9.73±0.43	9.71±1.64
InP	2780±100	2270±1150	-	-
DbA	424±69	542±1300	-	-
BghiP	2840±100	2620±992	23.7±2.2	23.8±5.73

**Table 3.** Concentrations (ng/g-dry) of PCBs measured in certified reference materials

PCBs	SRM1946		SRM2974a	
	Certified value	Measure value	Certified value	Measured value
PCB 44	4.66±0.86	4.40	16.24±0.71	10.5
PCB 49	3.80±0.39	3.48	17.1±1.2	12.3
PCB 52	8.1±1.0	8.80	22.42±0.92	15.9
PCB 66	10.8±1.9	-	20.6±1.1	16.0
PCB 70	14.9±0.60	12.4	15.45±0.64	16.6
PCB 74	4.83±0.51	15.3	9.02±0.37	10.2
PCB 77	0.327±0.025	6.20	-	-
PCB 87	9.4±1.4	13.5	14.36±0.56	12.5
PCB 95	11.4±1.3	15.0	23.72±0.49	15.2
PCB 99	25.6±2.3	33.4	24.51±0.54	17.5
PCB 101	34.6±2.6	43.3	39.84±0.96	43.2
PCB 105	19.9±0.9	26.1	16.47±0.43	11.4
PCB 110	22.8±2.0	30.2	35.88±0.87	29.4
PCB 118	52.1±1.0	66.3	42.9±2.1	31.1
PCB 126	0.38±0.017	0.51	-	-
PCB 128	22.8±1.9	29.8	8.24±0.33	6.39
PCB 138	115±13	156	61.5±2.3	17.9
PCB 149	26.3±1.3	44.4	8.07±0.4	6.95
PCB 153	170±9.0	236	78.8±2.5	49.2
PCB 156	9.52±0.51	12.7	5.8±0.25	2.45
PCB 169	0.106±0.014	0.15	-	-
PCB 170	25.2±2.2	39.8	2.04±0.08	1.52
PCB 180	74.4±4.0	96.5	5.31±0.16	4.15
PCB 183	21.9±2.5	29.3	7.06±0.26	5.47
PCB 187	55.2±2.1	79.9	15.52±0.48	11.5
PCB 194	13.0±1.3	17.9	0.485±0.04	0.31
PCB 206	5.40±0.43	6.57	-	-
PCB 209	1.30±0.21	1.24	-	-

**Table 4.** Concentrations of COD, PAHs and PCBs in sediments from the Suyoung Estuary of Busan, Korea

Station	COD	Σ <sub>15</sub> PAH	Σ <sub>6</sub> C-PAH	PhA/ AnT	FluA/ Pyr	InP/ (Bghip+InP)	Σ <sub>82</sub> PCB	Σ <sub>6</sub> NDL-PCB	Σ <sub>12</sub> DL-PCB	Σ <sub>12</sub> DL-PCB <sup>1)</sup>
SY1	29.2	587	166	8.50	1.14	0.38	5.74	1.74	0.77	0.74
SY2	30.5	356	107	7.84	1.09	0.34	5.00	1.36	0.83	2.14
SY3	39.5	777	203	12.8	0.98	0.23	6.89	1.90	0.98	1.56
SY4	24.0	216	70.7	6.36	1.13	0.36	3.95	1.05	0.79	2.21
SY5	25.0	301	94.4	5.79	1.22	0.35	5.78	1.52	1.10	7.69
SY6	24.3	435	134	7.57	1.20	0.39	8.54	1.17	4.94	7.24
SY7	33.0	311	97.5	6.33	1.06	0.32	12.5	3.19	3.14	6.09
SY8	6.58	216	70.7	6.36	1.13	0.36	6.37	1.68	1.02	1.35
SY9	3.15	17.9	3.35	4.43	0.97	0.06	0.55	0.16	0.06	0.01
SY10	3.83	206	7.19	8.49	1.05	0.39	0.87	0.25	0.09	0.01
SY11	24.5	292	128	6.27	0.98	0.38	7.01	1.87	1.14	2.54
SY12	22.2	220	77.0	0.97	0.91	0.39	7.15	1.96	1.13	2.67
Min	3.15	17.9	3.35	0.97	0.91	0.06	0.55	0.16	0.06	0.01
Max	39.5	777	203	12.8	1.22	0.39	12.5	3.19	4.94	7.69
Mean	22.1	313	96.5	6.81	1.07	0.33	5.86	1.49	1.33	2.85
Median	24.4	297	95.9	6.36	1.07	0.36	6.07	1.60	1.00	2.18

<sup>1)</sup>The unit of concentration is pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>/g-dry.

는 퇴적물 0.05~0.90 ng/g-dry, 생물 0.03~0.51 ng/g-wet 이었고, PCBs는 퇴적물 0.01~0.03 ng/g-dry, 생물 0.01~0.01 ng/g-wet이었다. 내부표준물질의 회수율의 경우, PAHs는 52~113%이었고, 평균 회수율은 83±16%이었다. PCBs는 55~93%이었고, 평균 회수율은 76±11%이었다. 시료 5개당 1개의 바탕시료를 분석하였고, PAHs의 바탕시료에서 AcP 및 PhA가 검출되었고, PCBs의 바탕시료에서 PCB 31/28, PCB 33, PCB 77이 검출되었고, 시료농도에서 보정하였다.

표준인증물질(Certified Reference Material)은 NIST의 SRM1944 (해양퇴적물), SRM 1946 (어류), SRM 2974A (담치)를 사용하였고, 표준인증물질의 제시농도에 대해 실제 측정된 농도는 PAHs의 경우 53~145%, PCBs의 경우 62~90%의 범위를 보였다(Table 2, 3).

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. 퇴적물 내 유기물 분포

수영강 하구역의 퇴적물에서 COD의 농도는 3.15~39.5 mg/g-dry (평균 22.1 mg/g-dry)이었고, COD 30 mg/g-dry 이상의 농도는 수영강 상류의 정점(SY2, SY3)과 수영만 정점(SY14)에서 조사되었다(Table 4, Fig. 2). 일본 퇴적물 오염기준 20 mg/g-dry를 초과하는 정점은 12개 조사정점 중 9개 정점(75%)으로 대부분 초과하였다. 조사정점을 4개 군(수영강, 요트 정박장, 수영만 내측, 외측)으로 구분했을 때, 수영강(평균 염분 28.0 psu), 수영만 내측(평균 염분 30.9), 요트 정박장(평균 염분 33.0 psu), 수영만(평균 염분 32.8)이었다. COD 농도는 수영강(SY1~SY6, 28.7±5.90 mg/g-dry)에서 가장 높았고, 요트 정박장(SY11~SY12, 23.3±1.60 mg/g-dry), 수영만 내측(SY7~SY8, 19.8±18.7 mg/g-dry), 수영만 외측(SY9~SY10, 3.49±0.480 mg/g-dry) 순이었다. 수영강은 주변

오염원으로부터 유기물이 유입하여, 수영만까지 수송되고 있으며, 또한 요트 정박장도 유기물 오염이 상당히 높은 것으로 판단된다.

수영강 하구역의 COD 농도(평균 22.1 mg/g-dry)는 국내최대 오염해역인 진해만(평균 32.7 mg/g-dry)<sup>12)</sup>보다 낮은 수준이었고, 반면 거제-한산만(평균 23.6 mg/kg)<sup>12)</sup>, 가막만(평균 18.7 mg/g-dry)<sup>13)</sup>, 남해 강진만(평균 17.3 mg/kg-dry)<sup>13)</sup>과 유사한 수준이었다. 비교적 인위적 활동이 낮은 여자만(10.4 mg/g-dry)<sup>13)</sup> 및 서해안 곰소만(2.30 mg/g-dry)<sup>14)</sup>보다는 2~10배 가량 높은 수준이었다. 따라서 수영강 하구역의 퇴적물 내 유기물 오염은 전국연안에서 다소 높은 오염수준으로 판단된다.

본 연구에서 퇴적물 내 COD는 PAHs, PCBs의 농도 분포와 통계적으로 유의한 상관성이 조사되었다( $r=0.659\sim0.852$ ,  $p<0.05$ ). 이것은 PAHs 및 PCBs가 퇴적물 내 유기물 함량이 높은 입자와의 밀접한 연관성이 있기 때문이다. 퇴적물 중 유기물과 잔류성 유기오염물질(PCDD/Fs)과의 높은 상관성은 목포연안( $r=0.850$ ,  $p<0.01$ )<sup>15)</sup>, 영일만( $r=0.949$ ,  $p<0.01$ )<sup>16)</sup>에서도 보고한 바 있다.

#### 3.2. 퇴적물 내 PAHs 농도분포

퇴적물의 총 PAHs ( $\Sigma_{15}$ PAH)는 17.9~777 ng/g-dry (평균 313)으로 모든 정점에서 검출되었다(Table 4, Fig. 2). 총 PAHs 중 FluA이 가장 높은 기여율(16%)을 보였고, Pyr (14%), PhA (13%), BghiP (13%) 순이었다. FluA과 Pyr의 높은 기여율은 목포 연안의 퇴적물에서도 보고한 바 있다.<sup>15)</sup> 잠재적 발암성 PAHs ( $\Sigma_6$ C-PAH; BaA, BbF, BkF, BaP, InP, DbA)의 농도 범위는 3.35~203 ng/g-dry (평균 96.5)으로 총 PAHs 중 기여율은 31±5.0%이었다. C-PAHs의 농도분포는 총 PAHs의 분포와 매우 유사하였다( $r=0.973$ ,  $p<0.01$ ). 총 PAHs의 농도는 4개 조사군

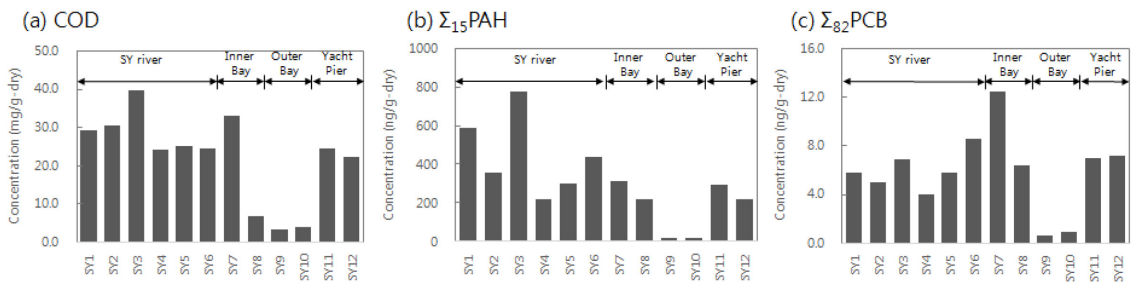


Fig. 2. Distribution of COD, PAHs, and PCBs in sediments from Suyoung Estuary, Busan, Korea.

중 수영강(445±206 ng/g-dry)에서 가장 높았으며, 수영만 내측(264±66.9 ng/g-dry), 요트정박장(256±51.2 ng/g-dry), 수영만 외측(19.3±1.90 ng/g-dry) 순이었다. PAHs는 인위적 활동도가 높은 해역에서 높았으며, 이것은 COD 분포와 잘 일치하였다.

국내 연안 퇴적물에서 보고된 총 PAHs 농도 범위는 8.80~18,500 ng/g-dry의 범위이며, 산업화 및 도시화한 연안에서 높은 농도를 보이는 것으로 보고된다.<sup>17)</sup> 수영강 하구역의 퇴적물 중 총 PAHs 농도 수준은 공업단지 또는 항만이 발달한 연안역인 영일만(205~10,700 ng/g-dry)<sup>17)</sup>, 울산만(6.0~2,390 ng/g-dry)<sup>18)</sup>, 진해만(12.4~2,430 ng/g-dry)<sup>19)</sup>, 가막만(130~2,100 ng/g-dry)<sup>20)</sup>에 비해 낮은 수준이었고, 목포 연안(4.79~511 ng/g-dry)<sup>15)</sup>과 비슷한 수준이었다. NOAA의 총 PAHs 퇴적물 가이드라인 ERL (Effects Range Low) 4,022 ng/g-dry 및 ERM (Effect Range Median) 45,000 ng/g-dry를 초과하는 정점은 조사되지 않았다.

퇴적물 내 PAHs의 오염원을 구분하기 위해 PhA/AnT, FluA/Pyr 비율을 이용하였다(Fig. 3). PhA/AnT > 10 및 FluA/Pyr < 1일 경우는 유류기원을 의미하고, 반면 PhA/AnT < 10 및 FluA/Pyr > 1일 경우는 연소기원을 의미한다.<sup>15,19)</sup> 본 연구에서는 대부분 정점에서 PhA/AnT < 10 및 FluA/Pyr > 1을 보였고(Fig. 3), 이것은 수영강 하구역은 연소과정에서 발생한 PAHs가 오염을 주도하였음을 의미한다. 몇몇 연구자들은 BghiP와 InP를 석유연소기원의 오염지시자로 활용하고 있다.<sup>22,23)</sup> 본 연구에서 InP/(BghiP+InP)의 비율은 0.33±0.09로 조사되었으며, 이 값은 석유연소기원의 비율 0.2~0.5와 잘 일치하였다.<sup>23)</sup> 이러한 이유로는 수영강 양쪽에 강변대로 뿐

만 아니라 도시고속도로가 발달되어 있고, 교통량 또한 매우 높기 때문에 판단된다. 더욱이 수영만 내측은 소형선박 면허시험장뿐만 아니라 어촌계 소형어선 항구로 활용되고 있다.

### 3.3. 퇴적물 내 PCBs 농도분포

퇴적물의 총 PCBs ( $\Sigma_{82}$ PCB)의 농도 범위는 0.55~12.5 ng/g-dry (평균 5.86)로 모든 정점에서 검출되었으며(Table 4, Fig. 2), 주요 성분은 PCB 81, 28, 153으로 총 PCBs 중 기여율은 각각 14%, 7.5%, 5.1%이었다. 6종 non dioxin-like PCBs ( $\Sigma_6$ NDL-PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180)의 농도범위는 0.16~3.19 ng/g-dry (평균 1.96)이며, 주요 성분은 PCB 28과 153으로 기여율은 각각 30%와 20%이었다. 6종 NDL-PCBs는 총 PCBs의 26±4.2%에 기여하였지만, 총 PCBs와 통계적으로 유의한 상관성을 보였다( $r=0.924, p<0.01$ ). 이것은 6종 NDL-PCBs의 농도분포가 총 PCBs 농도분포와 잘 일치하는 것을 의미한다. 총 PCBs의 농도는 4개 조사군 중 수영만 내측(9.42±4.31 ng/g-dry)에서 가장 높았고, 요트 정박장(7.08±0.71 ng/g-dry), 수영강(5.98±1.58 ng/g-dry), 수영만 외측(0.71±0.23 ng/g-dry) 순이었다. 퇴적물 내 PCBs는 COD의 농도분포와 통계적으로 유의한 상관성이 조사되었다( $r=0.852, p<0.01$ ). 이것은 PAHs와 함께 퇴적물 내 유기물 함량이 높은 입자와의 밀접한 연관성이 있기 때문에 판단된다. NOAA의 총PCBs 퇴적물 가이드라인 ERL 22.7 ng/g-dry 및 ERM 189 ng/g-dry를 초과하는 정점은 조사되지 않았다.<sup>21)</sup>

다이옥신류 PCBs ( $\Sigma_{12}$ DL-PCB; 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189)의 범위는 0.06~4.94 ng/g-dry (평균 1.13)이며, PCB 81(63%)과 118(16%)이 주요성분이었다. 퇴적물 내 총 PCBs 중 DL-PCBs의 기여율은 20±13%이었고, DL-PCBs의 농도분포는 총 PCBs의 농도분포와 잘 일치하였다( $r=0.728, p<0.05$ ). 2,3,7,8-TCDD의 독성등가치(WHO-TEF)로 환산한  $\Sigma$ DL-PCB의 농도범위는 0.01~7.70 pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>/g-dry (평균 2.85) 또는 0.01~7.64 pg-TEQ<sub>WHO-1998</sub>/g-dry (평균 2.72)이었다. PCB 126 (90%)과 81 (9%)이 주요성분으로 나타났고, PCB 126의 농도(0.03±0.02 ng/g-dry)는 PCB 81 (0.83±1.28 ng/g-dry)과 PCB 118의 농도(0.21±0.11 ng/g-dry)에 비해 낮았지만, 가장 높은 독성등가치(TEF 0.1)로 인해 90%의 높은 기여율을 보였다. DL-PCBs의 농도는 수영만 내측(3.72±3.35 pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>/g-dry), 수영강(3.60±3.05

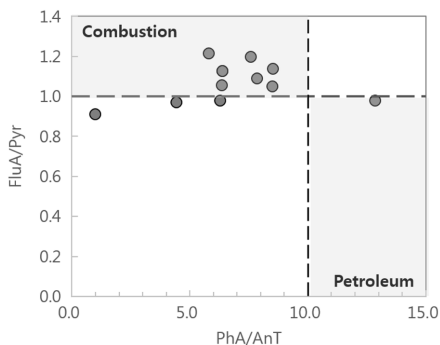


Fig. 3. The plot of PAH isomer ratios, phenanthrene/anthracene (PhA/AnT) and fluoranthene/pyrene (FluA/Pyr) in sediments from Suyoung Estuary, Busan, Korea.

pg-TEQ<sub>WHO-2005/g-dry</sub>), 요트 정박지(2.60±0.10 pg-TEQ<sub>WHO-2005/g-dry</sub>), 수영만 외측(0.01±0.01 pg-TEQ<sub>WHO-2005/g-dry</sub>) 순이었다.

본 연구에서 다이옥신류 PCBs 농도는 형산강 0.05~3.70 pg-TEQ/g-dry (평균 1.40)과 유사한 수준이었<sup>24)</sup>, 중국의 Dongjiang River 0.042~0.45 pg-TEQ/g-dry(평균 0.19)<sup>25)</sup>와 Haihe River 0.07~0.53 pg-TEQ/g-dry (평균 0.27)<sup>26)</sup>, 이집트의 Nile River 0.08~1.30 pg-TEQ/g-dry (평균 0.34)<sup>29)</sup>보다 약 8-15배 높은 수준이었다. 캐나다 환경청의 다이옥신류 퇴적물 가이드라인(Interim sediment quality guidelines; ISQGs) 0.85 pg-TEQ<sub>WHO-1998/g-dry</sub>를 초과하는 정점은 12개 정점 중 9개 정점 이었고, 캐나다 환경청 가이드라인(Probable effect level; PEL) 2.50 pg-TEQ/g-dry를 초과하는 정점은 5개였다.<sup>28)</sup> 반면, 본 연구에서 다이옥신류 PCBs 농도는 캐나다의 생물영향농도(Probable effect level; PEL 21.5 pg-TEQ/g-dry)와 미국 EPA의 민감 생물종에 대한 고위험 농도(25.0 pg-TEQ/g-dry)보다 크게 낮은 수준이었다. 이것은 수영강 하구역 퇴적물의 다이옥신류 PCBs 수준이 오염에 민감 생물종(sensitive organisms)에 대한 악영향을 야기할 수도 있음을 의미한다.

**3.4. 어류 내 PAHs 농도분포**

어류 3종에 대한 총 PAHs (Σ<sub>15</sub>PAH)의 농도 범위는 1.63~2.75 ng/g-wet으로 모든 시료에서 검출되었으며 (Table 5), 총 PAHs 중 BbF가 가장 높은 기여율(46%)을 보였고, 다음은 Pyr (11%)이었다. C-PAHs의 농도범위는 0.10~0.45 ng/g-wet으로 총 PAHs 중 평균 기여율은 14±9.0%이었다. 본 연구의 결과는 Moon et al.<sup>29)</sup>이 보고한 국내산 우럭, 장어 중 총 PAHs의 농도(12.4~22.0 ng/g-wet) 및 C-PAHs의 농도(0.22~0.30 ng/g-wet)와 유사하거나 낮은 수준이었고, Cheung et al.<sup>30)</sup>이 보고한 Hong Kong의 총 PAHs의 농도(18.1~145 ng/g-wet), C-PAHs의 농도(0.16~63.9 ng/g-wet)에 비해

크게 낮은 수준이었다.

EU의 수산물에 대한 최대허용농도(Maximum level)는 BaP 5 ng/g-wet과 4종 PAHs (BaP, BaA, BbF, Chr) 30 ng/g-wet을 마련하였<sup>31,32)</sup>, 국내 식품규격에서 BaP의 잔류기준(어류 2 ng/g-wet)이 마련되어 있다. 본 연구에서 BaP 농도는 모두 불검출이었고, 4종 PAHs의 경우 0.15~0.45 ng/g-wet 수준으로 기준치 이하이었다. 본 연구에서 4종 PAHs의 농도는 France (불검출~22,900 ng/g-wet)<sup>33)</sup>, Brazil (11.7~511 ng/g-dry)<sup>34)</sup>, Hong Kong (0.57~65.6 ng/g-wet)<sup>30)</sup>, China (2.26~5.10 ng/g-dry)<sup>35)</sup> 및 Argentina (불검출~10.3 ng/g-dry)<sup>36)</sup>보다 크게 낮은 수준이었다.

**3.5. 어류 내 PCBs 농도분포**

어류 3종에 대한 총 PCBs (Σ<sub>82</sub>PCB)의 농도 범위는 1.76~2.63 ng/g-wet으로 모든 시료에서 검출되었으며 (Table 6), 주요 성분은 PCB 153, 138, 118로 총 PCBs 중 기여율은 각각 14%, 7.6%, 6.7%이었다. 6종 NDL-PCBs의 농도 범위는 0.57~1.01 ng/g-wet이며, NDL-PCBs는 총 PCBs 중 평균 기여율은 37±2.0%이었다. 6종 NDL-PCBs 중 주요 성분은 PCB 153과 138이고, 기여율은 각각 37%와 21%이었다. 현재, 수산물에 대한 PCBs 기준은 국내 식품규격의 6종 NDL-PCBs와 PCB 118을 포함한 7종 PCBs (Σ<sub>7</sub>PCB)에 대한 기준(어류 300 ng/g-wet), EU의 6종 NDL-PCBs에 대한 최대 허용 농도(어류 75 ng/g-wet, 장어류 300 ng/g-wet)가 마련되어 있다.<sup>37)</sup> 본 연구에서 어류 내 7종 PCBs 농도는 붕장어 1.20 ng/g-wet, 도미 0.76 ng/g-wet, 우럭 0.67 ng/g-wet으로 국내 기준치의 1% 이하, EU 기준치의 2% 이하로 안전한 수준이었다.

DL-PCBs의 범위는 0.22~0.39 ng/g-wet이며, 생물 내 총 PCBs 중 DL-PCBs의 평균 기여율은 14±1.0%이었다. 주요성분은 PCB 118(47%), 77(17%), 105(16%)이었다. 2,3,7,8-TCDD의 독성등가치(WHO-TEF)로 환산

**Table 5.** Daily dietary exposure and risk of PAHs by fish intake

	Total PAHs (ng/g)	PAHs (ng-BaP/g)	Seafood intake (g/day)		Daily intake (ng/kg bw/day)		Lifetime cancer risk <sup>2)</sup>	
			Mean	P95 <sup>1)</sup>	Mean	P95	Mean	P95
Rockfish (n=2)	0.92±1.11	0.04±0.02	0.10	2.70	6.6×10 <sup>-5</sup>	1.8×10 <sup>-3</sup>	4.8×10 <sup>-10</sup>	1.8×10 <sup>-8</sup>
Eel (n=3)	0.39±0.61	0.01±0.02	0.60	2.80	9.6×10 <sup>-5</sup>	4.5×10 <sup>-4</sup>	7.0×10 <sup>-10</sup>	3.3×10 <sup>-9</sup>
Sea bream (n=1)	0.45	0.040	0.40	1.00	3.3×10 <sup>-4</sup>	8.1×10 <sup>-4</sup>	2.4×10 <sup>-9</sup>	5.9×10 <sup>-9</sup>
Total					4.9×10 <sup>-4</sup>	3.0×10 <sup>-3</sup>	3.6×10 <sup>-9</sup>	2.2×10 <sup>-8</sup>

<sup>1)</sup>95<sup>th</sup> percentile (high intake group); <sup>2)</sup>CSF of PAHs is 7.3 (mg/kg bw/day)<sup>-1</sup>.

**Table 6.** Daily dietary exposure and risk of PCBs by fish intake

	Total PCBs (ng/g)	Seafood intake (g/day)		Daily intake (ng/kg bw/day)		TDI <sup>2)</sup> (%)		Lifetime cancer risk <sup>3)</sup>		No-cancer risk <sup>4)</sup>	
		Mean	P95 <sup>1)</sup>	Mean	P95	Mean	P95	Mean	P95	Mean	P95
Rockfish (n=2)	1.68±1.30	0.10	2.70	0.01	0.13	9.5×10 <sup>-5</sup>	2.6×10 <sup>-3</sup>	4.7×10 <sup>-9</sup>	1.3×10 <sup>-7</sup>	2.4×10 <sup>-4</sup>	6.4×10 <sup>-3</sup>
Eel (n=3)	2.63±0.36	0.60	2.80	0.03	0.13	5.6×10 <sup>-4</sup>	2.6×10 <sup>-3</sup>	2.8×10 <sup>-8</sup>	1.3×10 <sup>-7</sup>	1.4×10 <sup>-3</sup>	6.5×10 <sup>-3</sup>
Sea bream (n=1)	1.76	0.40	1.00	0.01	0.03	2.6×10 <sup>-4</sup>	6.4×10 <sup>-4</sup>	1.3×10 <sup>-8</sup>	3.2×10 <sup>-8</sup>	6.4×10 <sup>-4</sup>	1.6×10 <sup>-3</sup>
Total				0.05	0.29	9.1×10 <sup>-4</sup>	5.8×10 <sup>-3</sup>	4.6×10 <sup>-8</sup>	2.9×10 <sup>-7</sup>	2.3×10 <sup>-3</sup>	1.5×10 <sup>-2</sup>

<sup>1)</sup>95<sup>th</sup> percentile (high intake group); <sup>2)</sup>TDI of PCBs is 5 µg/kg bw/day; <sup>3)</sup>CSF of Total-PCBs is 1 (mg/kg bw/day)<sup>-1</sup>; <sup>4)</sup>RfD of Total-PCBs is 2×10<sup>-5</sup> mg/kg bw/day.

한 DL-PCB 농도범위는 0.01~0.32 pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>/g-wet, 0.03~0.36 pg-TEQ<sub>WHO-1998</sub>/g-wet으로 나타났으며, PCB 126(61%), 77(13%), 81(10%), 118(10%)이 주요 성분으로 나타났다. 퇴적물과 같이, 생물에서도 가장 높은 독성등가치(TEF 0.1)를 가지는 PCB 126이 가장 높은 기여율을 보였다. 가장 높은 DL-PCBs 농도는 붕장어(0.32±0.04 pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>)에서 조사되었다. EU의 다이옥신류(Dioxins+DL-PCB)에 대한 최대허용농도(어류 6.5 pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>/g-wet, 장어류 10 pg-TEQ<sub>WHO-2005</sub>/g-wet)가 마련되어 있고<sup>37)</sup>, 본 연구에서 어류 내 농도분포는 EU 기준치의 5% 이하로 안전한 수준이었다.

본 연구에서 6종 NDL-PCBs 및 DL-PCBs의 농도는 Moon et al.<sup>29)</sup>이 보고한 국내산 수산물 중 DL-PCBs의 농도 범위 내 포함되었고(Table 7), Sweden과 유사한 수준이었다.<sup>38)</sup> 반면, 부산연안<sup>9)</sup>, Poland<sup>39)</sup>, France<sup>40)</sup>, Spain<sup>41)</sup>, Japan<sup>42)</sup>, China<sup>43)</sup>보다 낮은 수준이었다.

### 3.6. 인체위해도 평가

수영강 하구역에서 채취된 어류섭취를 통한 PAHs 및 PCBs의 인체 위해도 평가를 실시하였다. 이때 인체 노출량 산정을 위해 수산물 섭취량 및 평균 체중은 국민 건강영양조사 어류별 1인 1일 섭취량과 국민의 평균 체중을 사용하였다.<sup>44)</sup> 어류 섭취를 통한 1일 인체 노출량은 식 (1)을 통해 계산하였다. 총 PCBs의 1일 인체 노출량은 일본의 TDI 5 µg/kg bw/day와 비교하여 위해성을 평가하였다.<sup>4)</sup>

본 연구에서 PCBs의 오염도가 가장 높았던 붕장어의 경우, PCBs 노출량은 0.03(일반 국민)~0.13(95th 극단 섭취집단) ng/kg bw/day이고, 우럭 0.01~0.13 ng/kg bw/day, 도미 0.01~0.03 ng/kg bw/day의 수준이었다(Table 6). 어류 3종을 통한 PCBs 총 노출량은 0.05~0.29 ng/kg bw/day으로 TDI 대비 위해도는 0.01% 이하 수준으로 안전한 수준이었다. 백 등(2013)<sup>4)</sup>은 3종(붕장어, 우럭, 돔)에 대해 PCBs 노출량은 일반 국민

**Table 7.** Concentrations of six non-dioxin-like PCBs and 12 dioxin-like PCBs in fish from previous studies

Country	Σ <sub>6</sub> NDL-PCB (ng/g-wet)	Σ <sub>12</sub> DL-PCB (pg-TEQ <sub>WHO-2005</sub> /g-wet)	Reference
Poland (Polish Baltic fishing areas)	1.11~38.7	0.64~6.07	Piskorska-Pliszczynska et al. <sup>39)</sup>
Sweden (Malmoe, Hothenburg, Uppsala, Sundsvall)		0.18~0.36	Törnkvist et al. <sup>38)</sup>
France	0.03~1.16		Arnich et al. <sup>40)</sup>
Spain (Catalonia)	2.16~50.0	0.17~1.99	Perelló et al. <sup>41)</sup>
Japan (tsunami-stricken areas, the Aomori, Iwate, Miyagi, and Chiba prefectures)	0.16~28.0		Uekusa et al. <sup>42)</sup>
China (Xiamen)	<LOD~64		Qian et al. <sup>43)</sup>
Korea		0.04~3.20	Moon et al. <sup>29)</sup>
Korea (Busan)		0.72~4.10	Choi et al. <sup>11)</sup>
Korea	0.31~1.41	0.11~0.31	This study

$9.1 \times 10^{-7} \sim 0.15$  ng/kg bw/day 및 극단섭취집단  $2.5 \times 10^{-5} \sim 0.7$  ng/kg bw/day로 TDI 대비 0.02% 이하를 보고한 바 있다. Moon et al.<sup>29)</sup>도 우럭과 붕장어에 대해 PCBs 평균노출량은  $0.14 \sim 0.23$  ng/kg bw/day(일반국민)로 TDI 대비 0.01% 이하로 유사한 결과를 보고하였다.

어류 중 PAHs 오염도는 BaP로 환산된 TEQ를 적용하였다. 미국 EPA에서는 PAHs 중 7종(Chr, BaA, BbF, BkF, BaP, InP, DbA)을 발암력이 강한 PAH로 분류하였고, BaP의 독성등가치(BaP-TEF)를 1로 하여 다른 PAHs에 대해 상대적인 TEF를 정하였다.<sup>5)</sup> BaP-TEF는 1 (BaP, DbA), 0.1 (BaA, BbF, InP), 0.01 (BkF), 0.001 (Chr)이다. 본 연구에서 PAHs 노출량은 PAHs 오염도가 가장 높았던 우럭에서  $6.6 \times 10^{-5} \sim 1.8 \times 10^{-3}$  ng/kg bw/day 이었고, 붕장어  $9.6 \times 10^{-5} \sim 4.5 \times 10^{-4}$  ng/kg bw/day, 도미  $3.3 \times 10^{-4} \sim 8.1 \times 10^{-4}$  ng/kg bw/day이었다(Table 5). 수영강 하구역에서 채취한 어류 시료 섭취시 생애 발암 위험도 산출결과, PAHs는  $3.6 \times 10^{-9} \sim 2.2 \times 10^{-8}$  수준으로 모두  $1 \times 10^{-5}$ 을 초과하지 않아 생애 발암 위험도는 극히 낮았다(Table 5). PCBs도  $4.6 \times 10^{-8} \sim 2.9 \times 10^{-7}$  수준으로 모두  $1 \times 10^{-5}$ 를 초과하지 않아 생애 발암 위험도는 매우 낮았다(Table 6). 이 해역의 어류를 지속해서 섭취하여도 PAHs와 PCBs에 의한 발암 확률은 극히 낮다고 판단된다.

PCBs의 RfD는  $2 \times 10^{-5}$  mg/kg bw/day이었다.<sup>7)</sup> 일반적으로 HQ나 HI 수치가 1을 초과하는 경우에는 독성 위해 영향이 발생할 가능성이 있고, 1 이하인 경우에는 발생할 가능성이 없는 것으로 판단한다. 본 연구에서 PCBs에 대한 HQ는 붕장어  $1.4 \times 10^{-3} \sim 6.5 \times 10^{-3}$ , 우럭  $2.4 \times 10^{-3} \sim 6.4 \times 10^{-3}$ , 도미  $6.4 \times 10^{-4} \sim 1.6 \times 10^{-3}$ 로 모두 1 이하이었고, HI는  $2.3 \times 10^{-3} \sim 1.5 \times 10^{-2}$ 로 역시 1 이하이었다(Table 6). 따라서 이 해역의 어류를 지속해 섭취하여도 PCBs에 의한 독성위해도 역시 발생하지 않는 것으로 판단된다.

#### 4. 결 론

본 연구에서는 수영강 하구역의 퇴적물과 어류에 대해서 PAHs와 PCBs의 농도 분포를 조사하였고 어류 시료에 대해서는 인체 위해도를 평가하였다. 퇴적물의 PAHs는 연소과정 및 석유연소기원에서 발생한 PAHs가 오염을 주도하는 것으로 나타났다. 퇴적물의 PAHs와 PCBs는 NOAA의 퇴적물 가이드라인 ERL 및 ERM을 초과하는 정점은 조사되지 않았다. 또한 퇴적물 내 다이옥신류 PCBs은 오염 민감 생물 중에 대한 악영향을 일으킬 수도 있지만, 캐나다와 미국의 민감

생물 중에 대한 고위험 농도보다는 크게 낮은 수준이었다. 어류 내 PAHs는 기준에 보고된 어류 결과값과 유사하거나 낮은 수준이었다. 또한 어류 내 DL-PCBs의 농도는 EU 기준치 이하로 나타나 안전한 수준이었다. 수영강 하구역에서 채취된 어류섭취를 통한 PAHs 및 PCBs의 인체위해도 평가는 어류 3종을 통한 PCBs는 TDI 대비 위해도는 0.01% 이하 수준으로 안전한 수준이었으며 장기노출에 따른 생애 발암 위험도와 장기노출에 따른 비발암(독성) 위해도는 매우 낮아 독성위해도가 발생하지 않는 것으로 나타났다.

#### 감사의 글

이 논문은 2018년도 국립수산물과학원 수산과학연구소 사업(RP-2018058)의 지원으로 수행된 연구이며 연구비 지원에 감사드립니다.

#### 참고문헌

1. 환경부, “수영강 중권역 물환경관리계획(2007-2011)”, 중간보고서, 2010.
2. 백승홍, 윤세라, 이인석, 황동운, 최민규, “하수처리장 방류수역에서 분변계스테롤과 노닐페놀류의 분포 특성”, *한국수환경과학회지*, 2014, 47, 1006-1013.
3. 백승홍, 이인석, 김혜선, 최민규, 황동운, 김숙양, 최희구, “국내양식어장 퇴적물과 생물 중 잔류성유기오염물질 분포”, *한국해양학회지*, 2012, 17, 262-269.
4. 백옥진, 서정혁, 박희라, 오금순, 홍세령, 이현경, 김미혜, “식품 중 폴리염화비페닐 위해평가”, *한국식품과학회지*, 2013, 45, 364-369.
5. US EPA, “Integrated Risk Information System (IRIS): Benzo[a]pyrene. Office of research and development, national center for environmental assessment”, 1993, 251-269.
6. 국립환경과학원, “환경시험·검사 QA/QC 핸드북”, 2011.
7. US EPA, “Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories volume 2 risk assessment and fish consumption limits third edition”, 2000, EPA 823-B-00-008, p. 383.
8. 정지윤, 최찬용, 염경태, 조경희, 박세령, 신호상, 이광호, 이효민, “유류 오염지역의 수산물 중 다환방향족탄화수소류(PAHs) 분석 및 위해 평가”, *한국분석과학회지*, 2010, 23, 187-195.
9. 최진영, 양동범, 홍기훈, 김석현, 정창수, 김경련, 조경덕, “부산 연근해의 해양오염퇴적물과 식용 어류 체내의 PCBs와 유기염소계 농약의 분포 및 잠재적인 인체 위해성 평가”, *대한환경과학회지*, 2012, 32, 810-820.

10. US EPA, "Methods for collection, Storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses: Technical Manual", **2011**.
11. M. Choi, Y. H. Kim, I. S. Lee and H. G. Choi, "Development of a one-step integrated pressurized liquid extraction and cleanup method for determining polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments", *The Journal of Chromatography A*, **2014**, 1340, 8-14.
12. 최민규, 이인석, 황동운, 김형철, 윤상필, 윤세라, 김청숙, 서인수, "굴양식어장 밀집해역인 진해만과 거제-현산만의 퇴적물 내 유기물 분포특성", *한국수산학회지*, **2017**, 50, 777-787.
13. 최민규, 김형철, 황동운, 이인석, 김영숙, 김예정, 최희구, "폐류양식어장 밀집해역의 퇴적환경내 유기물 분포특성 - 여자만과 남해 강진만", *한국수산학회지*, **2013**, 46, 424-436.
14. 최민규, 이인석, 김청숙, 김형철, 황동운, "곰소만 바지락 (*Ruditapes philippinarum*) 양식장 주변 퇴적물 내 유기물과 미량금속 분포특성", *한국수산학회지*, **2015**, 48, 555-563.
15. H. B. Moon, S. K. Kang, H. S. Kim, M. Choi, J. Yu, H. G. Choi and J. S. Park, "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in seawater and marine sediments from Mokpo coast in Korea", *Journal of the Korea Society for Environmental Analysis*, **2007**, 10, 83-90.
16. H. B. Moon, H. G. Choi, S. S. Kim and P. Y. Lee, "Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in seawater and sediment from Yeongil Bay", *Journal of the Korea Society for Environmental Analysis*, **2001**, 4, 149-157.
17. U. H. Yim, S. H. Hong and W. J. Shim, "Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the marine environment of Korea", *Chemosphere*, **2007**, 68, 85-92.
18. H. B. Moon, H. G. Choi, S. S. Kim and P. Y. Lee, "Level and origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Ulsan Bay, Korea", *Journal of the Korea Society for Environmental Science*, **2001**, 10, 113-119.
19. U. H. Yim, S. H. Hong, S. Y. Ha, G. M. Han, J. G. An, N. S. Kim, D. I. Lim, H. W. Choi and W. J. Shim, "Source- and region-specific distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Jingae Bay, Korea", *Science of the Total Environment*, **2014**, 470-471, 1485-1493.
20. C. H. Kim, M. Choi, R. H. Jung, S. P. Yoon, J. Yu, H. G. Choi, S. M. Ahn and H. B. Moon, "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and fecal sterols in sediment from Gamak Bay and their impact on benthic community", *Journal of the Korea Society for Environmental Analysis*, **2010**, 13, 1-10.
21. E. R. Long, D. D. McDonald, S. L. Smith and F. D. Calder, "Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments", *Environmental Management*, **1995**, 19, 18-97.
22. M. F. Simcik, S. J. Eisenreich and P. J. Lioy, "Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan", *Atmospheric Environment*, **1999**, 33, 5071-5079.
23. P. C. Hartmann, J. G. Quinn, R. W. Cairns and J. W. King, "The distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in Narragansett Bay surface sediments", *Marine Pollution Bulletin*, **2004**, 48, 351-358.
24. C. H. Koh, J. S. Khim, K. Kannan, D. L. Villeneuve, K. Senthikumar and J. P. Giesy, "Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofuran (PCDFs), biphenyls (PCBs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and 2,3,7,8-TCDD equivalents (TEQ) in sediment from the Hyeongsan River, Korea", *Environmental Pollution*, **2004**, 132, 489-501.
25. M. Ren, P. A. Peng, D. Chen, P. Chen and X. Li, "Patterns and sources of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in surface sediments from the East River, China", *Elsevier Science B.V., Amsterdam*, **2009**, 170, 473-478.
26. X. H. Liu, Z. S. Gao, L. S. Wang and H. X. Yu, "Modeling and predicting gas chromatographic relative retention time and physical-chemical properties of polychlorinated biphenyls (PCBs)", *Environmental Chemistry BEIJING*, **2007**, 26, 184-191.
27. A. A. El-Kady, M. A. Abdel-Wahhab, B. Henkelmann, M.H. Belal, M. K. Morsi, S. M. Galal and K. W. Schramm, "Polychlorinated biphenyl, polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran residues in sediments and fish of the River Nile in the Cairo region", *Elsevier Science B.V. Amsterdam*, **2007**, 68, 1660-1668.
28. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), "Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. In: Canadian Environmental Quality Guidelines", **2002**.
29. H. B. Moon and H.G. Choi, "Human exposure to PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs associated with seafood consumption in Korea from 2005 to 2007", *Environment International*, **2009**, 25, 279-284.
30. K. C. Cheung, H. M. Leung, K. Y. Kong and M. H. Wong, "Residual levels of DDTs and PAHs in freshwater and marine fish from Hong Kong markets and their health risk assessment", *Elsevier Science B.V., Amsterdam*, **2007**, 66, 460-468.

31. European Commission Regulation (ECR), “European Commission Regulation (ECR). No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs”, *Official Journal of the European Community*, **2006**, L364, P.5.
32. European Commission Regulation (ECR), “European Commission Regulation (ECR). No 1328/2014 of 12 December 2014 amending regulation No 1881/2006 as regards maximum levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in traditionally smoked meat and meat products and traditionally smoked fish and fishery products”, *Official Journal of the European Community*, **2014**, L358, p.13.
33. M. Diop, S. Net, M. Howsam, P. Lencel, D. Watier, T. Grard, G. Duflos, A. Diouf and R. Amara, “Concentrations and potential human health risks of trace metals (Cd, Pb, Hg) and selected organic pollutants (PAHs, PCBs) in fish and seafood from the Senegalese Coast”, *International Journal of Environmental Research*, **2017**, 11, 349-358.
34. S. Froehner, J. Rizzi, L. M. Vieira and J. Sanz, “PAHs in water, sediment and biota in an area with port activities”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **2018**, 75, 236-246.
35. G. Zhang, Z. Pan, X. M. Wang and X. Li, “Distribution and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the food web of Nansi Lake, China”, *Environmental Monitoring and Assessment*, **2015**, 187, 1-12.
36. A. L. Oliva, N. S. La Colla, A. H. Arias, G. E. Blasina, A. L. Cazorla and J. E. Marcovecchio, “Distribution and human health risk assessment of PAHs in four fish species from a SW Atlantic estuary”, *Environmental Science and Pollution Research*, **2017**, 24, 18979-18990.
37. European Commission Regulation (ECR), “European Commission Regulation (ECR). No 1259/2011 of 2 December 2011 amending regulation (EC) NO 1991/2006 as regards maximum levels of dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs”, *Official Journal of European Union*, **2011**, L320/18.
38. A. Törnkvist, A. Glynn, M. Aune, P. O. Darnerud and E. H. Ankarberg, “PCDD/F, PCB, PBDE, HBCD and chlorinated pesticides in a Swedish market Basket from 2005 – levels and dietary intake estimation”, *Chemosphere*, **2011**, 83, 193-199.
39. J. Piskorska-Pliszczynska, S. Maszewski, M. Warenik-Bany, S. Mikolajczyk and L. Goraj, “Survey of persistent organochlorine contaminants (PCDD, PCDF, and PCB) in fish collected from the Polish Baltic fishing areas”, *The Scientific World Journal*, **2012**, Article ID 973292, 7pages.
40. N. Arnich, A. Tard, J. Leblanc, B. L. Bizec, J. Narbonne and R. Maximilien, “Dietary intake of non-dioxin-like PCBs (NDL-PCBs) in France, impact of maximum levels in some foodstuffs”, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **2009**, 54, 287-293.
41. G. Perelló, J. Díaz-Ferrero, J. M. Llobet, V. Castell, E. Vicente, M. Nadal and J. Domingo, “Human exposure to PCDD/Fs and PCBs through consumption of fish and seafood in Catalonia (Spain): temporal trend”, *Food and Chemical Toxicology*, **2015**, 81, 28-33.
42. U. Uekusa, S. Takatsuki, T. Tsutsumi, H. Akiyama, R. Matsuda, R. Teshima, A. Hachisuka and T. Watanabe, “Determination of polychlorinated biphenyls in marine fish obtained from tsunami-stricken areas of Japan” *PLoS ONE*, **2017**, 12, e174961.
43. Z. Qian, F. Luo, C. Wu, R. Zhao, X. Cheng and W. Qin, “Indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in seafood from Xiamen (China): levels, distributions and risk assessment”, *Environmental Science and Pollution Research*, **2017**, 24, 10443-10453.
44. 보건복지부, “국민건강영양조사(Food and nutrient intakes of Koreans in 2008: Korea national health and nutrition examination survey)”, **2008**, 제4기.