

군산연안의 퇴적물과 수산생물에서 다환방향족탄화수소(PAHs) 및 폴리염화비페닐(PCBs)의 농도분포와 인체위해도 평가

이봉민 · 심재현 · 박시현 · 이인석¹ · 최민규[†]

국립수산과학원 기반연구부 어장환경과

¹국립수산과학원 남동해수산연구소

Distribution and Human Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Marine Sediments and Seafood from Gunsan Coast of Korea

Bongmin Lee, Jae-Hyun Seong, Sihyeon Bak, In-Seok Lee¹, and Minkyu Choi[†]

Division of Marine Environment Research, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Busan, Republic of Korea
¹Southeast Sea Fisheries Research Institute, National Institute of Fisheries Science (NIFS), Tongyeong, Republic of Korea

Received October 14, 2019 / Revised November 27, 2019 / Accepted December 2, 2019

Distributions of 16 PAHs and 82 PCBs (including dioxin-like PCBs, DL-PCBs, and non-dioxin-like PCBs, NDL-PCBs) were investigated in sediment and seafood samples collected from the Gunsan coast, Korea. Total PAH (Σ_{16} PAH) concentrations in sediments were in a range of 0.09–108 (mean: 57.9) ng/g-dry and gradually decreased outwardly. PAHs in marine sediments were originated from both combustion processes and petroleum sources. The total PCB (Σ_{82} PCB) concentrations in sediments were in a range of nd (not detected)-0.64 (mean: 0.27) ng/g-dry, and DL-PCB (Σ_{12} dioxin-like PCB) were in a range of nd-0.293 (mean 0.054) pg-TEQ/g-dry. DL-PCB concentrations were correlated with NDL-PCB concentrations. In this study, the concentrations of PAHs and PCBs in marine sediments did not exceed the ecotoxicological values. Total PAH concentrations ranged from nd to 24.3 (mean: 5.35) ng/g-wet, benzo[a]pyrene (BaP) was not detected in seafood samples and the concentrations of Σ_4 PAH (BaP, chrysene, benzo[a]anthracene, and benzo[b]fluoranthene; nd-18.5 ng/g-wet) were lower than the maximum level (30 ng/g-wet) set by EU. The concentrations of NDL-PCBs in seafood samples were in a range of nd-0.19 (mean: 0.08) ng/g-wet less than 1% of the EU-set maximum level. The DL-PCB concentrations were below 0.1 pg-TEQ/g-wet, less than 1% of the EU-set maximum level. Human risk assessment of PAHs and PCBs via seafood consumption was carried out, and both lifetime cancer risk and non-cancer risk were low.

Key words: PAHs, Dioxin-like PCBs, Sediment, Seafood, Human risk assessment

1. 서 론

POPs (Persistent organic pollutants, POPs)는 강한 소수성(Hydrophobicity)으로 해수보다는 입자성 물질 등에 흡착되어 해저퇴적물과 함께 해저에 축적된다. 그러므로 해저 퇴적물이나 부유퇴적물에 서식하거나 섭식하는 저서생물에 해저 퇴적물은 POPs의 2차 공급원이 되며, 먹이사슬을 통해 최종적으로 인간에게 농축된다.

또한 자연환경에서 분해되지 않으며, 동식물 체내에 축적으로 인해 면역체와 교란·중추신경계 손상 등을 초래하고 대부분 산업공정과 폐기물 불완전 소각과정에서 발생한다. POPs는 물리·화학적 특성상 유기탄소가 풍부한 물질과 지질에 높은 축적성에 의해 퇴적물과 수산생물에 잔류하게 된다.^{1,2)} POPs인 폴리염화비페닐 (Polychlorinated biphenyls, PCBs)은 209개의 이성질체가 있으며, 화학적으로 안정하여 가열에 의해 분해되지

[†]To whom correspondence should be addressed.

않고 전기절연성, 불연성이 높은 특성에 의해 다용도로 이용되며, 모든 PCBs 성분에서 발암성을 나타낸다. 다환방향족탄화수소(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)는 유기물의 불완전 연소 시 부산물로 발생하는 물질이며, 두 개 이상의 벤젠고리를 가지고 있는 방향족 화합물로 독성을 지닌 물질이 많으며, 일부는 발암물질로 알려져 있다. PAHs의 종류는 100종 이상이지만, 독성이 강한 화합물로는 Benzo[a]pyrene (BaP) 외 50종으로 밝혀졌고, 국제 암 연구소(International Agency for Research on Cancer, IARC)에서 Group 1(인체발암물질)로 지정되었다. 미국 환경보호청(US Environmental Protection Agency, EPA)에서는 발암성에 근거하여 PAHs 중 관리 우선 대상물질 16종을 정하여 관리하고 있다.^{3,5)}

해양환경에서 PAHs와 PCBs에 대한 국내 연구보고는 도시화 및 산업화된 연안에서 중심으로 이루어졌다. 전라남도 산업단지 주변권역 토양에 대해서 BaP의 독성등가계수(Toxic Equivalency Factors, TEFs) 값으로 독성과 배출원을 추정한 연구⁶⁾와 광양만 주변해역 표층 퇴적물에서 PAHs의 오염에 관한 연구가 보고되었다.⁷⁾ 또한 우리나라 4대강 중 하나인 낙동강에서 PAHs의 분포와 발생원을 조사하였으며, Dioxin Like-PCB (DL-PCBs)의 분포를 이용하여 배출원을 조사한 연구가 보고되었다.⁸⁾ 부산 수영만에서 퇴적물과 식용 어류의 PCBs와 PAHs에 대해 인체위해성 연구가 보고되었다.⁹⁾ 경제자유구역 도시개발과 신항만·공항 건설 등의 매립이 일어나고 있는 인천연안의 갯벌 퇴적물에서 PAHs 발생원을 판단하는 연구결과가 보고되었다.¹⁰⁾ 제주도(서귀포항 및 한림항, 제주항)에 대한 PCBs의 분포 특성에 대한 연구가 보고되었다.^{11,12)} 또한 국내 연안 어장 내 퇴적물과 양식생물의 DL-PCBs 결과를 나타낸 연구가 보고되었다.¹³⁾ 국내 식품 중 PCBs의 오염도는 어류, 곡류, 육류, 밀, 유제품 순이며¹⁴⁾, PCBs의 오염도가 높은 어류를 통한 인체위해성평가는 국민 건강 보호를 위해 꼭 필요하다. 반면, 군산연안 내 POPs오염에 대한 보고는 부족한 실정이다.

본 연구에서 수행한 군산연안은 금강과 황해가 만나는 전형적인 하구의 특성이 나타난다. 군산자유무역지역과 국가·지방산업단지가 위치하고 있고 군산항을 포함한 주변 지역과 새만금지역을 새만금·군산경제자유구역으로 2000년도에 지정하여 산업 및 관광단지 조성사업이 활발히 추진되고 있으며, 공업생산활동을 갖춘 항구로 지속적으로 성장하고 있다. 또한 서해 군산 연안 해역에서 10년간(2001-2010년) 국립수산과학원에서 용

존성 무기 영양염류의 조사시기별 및 정점 별 변동을 분석한 결과, 오염도가 감소하는 추세를 보고하였다.¹⁵⁾ 따라서 본 연구에서는 공업생산활동과 해운활동이 활발한 군산연안에서 퇴적물과 수산생물 체내 16종의 PAHs 및 82종의 PCBs의 분포특성과 오염수준을 조사하였다. 이 해역에 서식하는 수산생물의 섭취 시 PAHs 및 PCBs로 인한 인체위해도 평가도 실시하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 시료 채취

본 연구에서 군산 내측부터 외측까지 표층 퇴적물(2~4 cm)을 12개 정점(GS1-GS12)에서 채취하였고(Fig. 1), 채취한 퇴적물 시료는 아이스박스에 아이스팩과 함께 넣어 암 냉소 상태로 운반하였고, 동결건조하여 분석 전까지 보관하였다. 수산생물은 군산시 수협에서 운영하는 군산시 수산물종합위판장을 통해 어류 7종(아귀, 참복, 담뱃도다리, 도다리, 참돔, 노래미, 가오리), 갑각류 1종(갯가재), 두족강 4종(갑오징어, 호래기, 쭈꾸미, 낙지), 복족강 2종(전복, 참소라), 이매패강 2종(바지락, 키조개)를 구매하였다. 이때 어류와 두족강은 10마리 이상, 갑각류와 복족강은 20마리 이상, 이매패강은 50마리 이상을 채취하여 아이스박스에 아이스팩과 함께 넣어 암 냉소 상태로 운반하였고, 가식부를 균질화한 후 동결건조하여 분석 전까지 보관하였다.¹⁶⁾

2.2. 표준물질 및 시약

분석대상 PAHs 16종은 PAH-Mix9 (Dr. Ehrenstofer, Teddington, Middlesex, UK)을 사용하였고, 16종은 naphthalene (NaP), acenaphthylene (AcPy), acenaphthene (AcP), fluorene (Flu), phenanthrene (PhA), anthracene (AnT), fluoranthene (FluA), pyrene (Pyr), benzo[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), benzo[g,h,i]perylene (BghiP)이었다. 정제용 표준물질과 내부표준물질은 각각 deuterated-PAH 5종(Accustandard, Z-014J, New Haven, CT, USA)와 4-Terphenyl-d₁₄ (Dr. Ehrenstofer, Teddington, Middlesex, UK)를 사용하였다. PCBs 82종은 Wellington (PCB-CVS-H, Guelph, Ontario, Canada)에서 구매하였고, 82종은 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,

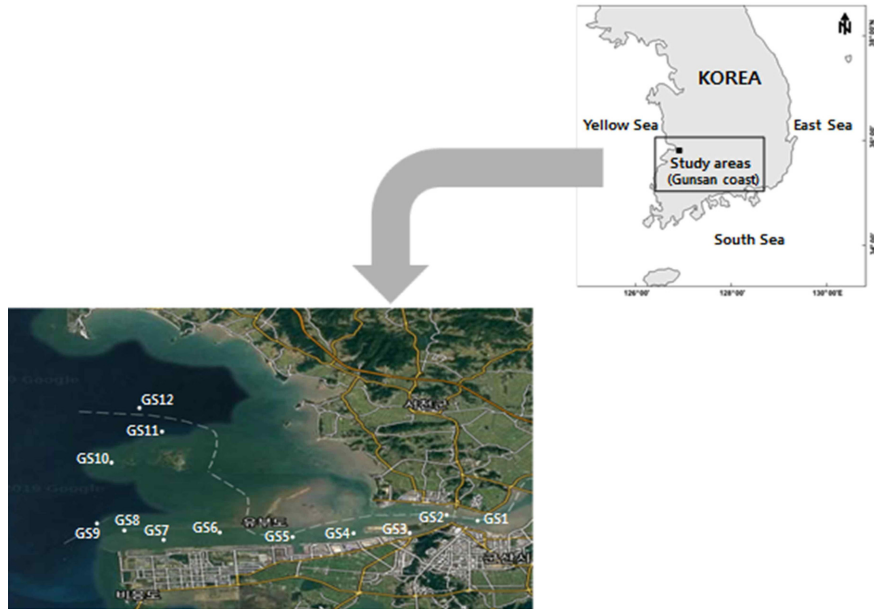


Fig. 1. Sampling stations of sediments from Gunsan coast of Korea.

Table 1. Concentrations (ng/g-dry) of PAHs measured in certified reference materials

PAHs	SRM1944		Measured Value	SRM2974a		Measured value	
	Certified value	Low		High	Certified value		Measured value
	Low				High		
NaP	938	2548	759	-	-	-	
PhA	3535	7137	4407	48.8	103	61.5	
AnT	1008	2730	1038	-	-	-	
FluA	6020	12012	8746	177	417	183	
Pyr	6496	13156	8308	102	243	124	
BaA	3227	6279	4133	19.4	44.8	25.7	
Chr	3332	6448	4451	84.5	165	89.2	
BbF	2415	5577	5275	27.2	57.3	54.6	
BkF	1155	3289	1944	12.9	25.4	15.7	
BaP	2919	5759	3805	6.51	13.2	8.12	
InP	1876	3744	2589	-	-	-	
DbA	249	641	555	-	-	-	
BghiP	1918	3822	2616	15.1	33.7	25.4	

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)

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

PCBs	SRM1944		Measured Value	SRM2974a		Measured Value	
	Certified Value	Low		High	Certified Value		Measured Value
	Low				High		
PCB 28	54.7	109	90.4	-	-	-	
PCB 52	4.97	11.8	8.80	15.1	30.3	15.9	
PCB 101	49.7	98.5	43.8	27.2	53.0	43.2	
PCB 118	37.6	81.0	28.3	28.6	58.5	31.1	
PCB 138	41.4	84.6	25.0	41.4	82.9	49.2	
PCB 153	113	233	236	53.4	106	47.3	
PCB 180	19.3	102	96.5	3.61	7.11	4.15	

이었다. 정제용 표준물질과 내부표준물질은 각각 $^{13}\text{C}_{12}$ -PCB 35종 (PCB-LCS-H)와 $^{13}\text{C}_{12}$ -PCB 7종 (PCB-ISS-H; Wellington, Guelph, Ontario, Canada)를 사용하였다. 전기회화로를 사용하여 450°C에서 Diatomaceous Earth (DE; Thermo Scientific)은 4시간, silicagel (Merck, 0.063-0.200 mm)은 5시간 동안 구워서 사용 전까지 데시케이터에서 보관하였다.

2.3. 전처리 및 분석방법

2.3.1. 퇴적물

퇴적물 추출은 가속용매추출기(Thermo Scientific, ASE350)를 이용하여 추출하였으며, 자세한 방법은

Choi et al.¹⁷⁾과 이 등⁹⁾에 제시되어있다. 추출셀 22 mL 에 DE와 silicagel 5 g, 활성구리 3 g, 시료(퇴적물 3 g) 를 넣고 내부표준물질(internal standard), PAH (deuterated-Mix9, 0.5 ng/μL) 100 μL와 mass-labelled PCBs extraction standard (PCB-LCS-H 0.1 ng/μL) 5 μL를 주입 후 빈 공간을 DE로 채워서 조립하였다. 이때 가속용매추출기의 추출조건은 추출용매 Hexane:Methylene chloride (7:3), 오븐온도 100°C, 5분, 2 cycles, 1700 psi, 60% (flush volume), 100 s (purge time)이었다. 추출된 시료는 다시 질소농축기(Zymark, TurboVap LV)를 이용하여 농축하고, 4-Terphenyl-d₁₄ (0.5 ng/μL) 100 μL와 mass-labelled PCBs internal/recovery standard (PCB-ISS-H 0.1 ng/mL)를 5 μL를 주입 후 PAHs는 GC/MS로 분석하였고, PCBs는 HRGC/HRMS로 분석하였다. GC/MS와 HRGC/HRMS의 상세한 분석조건은 이 등⁹⁾에 제시되어 있다.

해양환경공정시험기준(2013)에 따라서 화학적 산소요구량(Chemical Oxygen Demand, COD) 분석하여 퇴적물 중 유기물 수준을 조사하였다.

2.3.2. 수산생물

수산생물 추출은 가속용매추출기를 이용하였으며, 추출셀 66 mL에 DE와 silicagel 20 g, 시료 1-2 g-dry를 넣고 내부표준물질 deuterated-PAH와 mass-labelled PCBs extraction standard를 주입 후 빈 공간을 DE로 채운 후 추출셀을 조립하였다. 추출조건은 Hexane:Methylene chloride (9:1), 오븐온도 100°C, 10분, 3 cycles, 1700 psi, 60% (flush volume), 100 s (purge time)이었다. 추출된 시료는 질소농축기(Biotage, Turbo Vap II)를 사용하여 농축 후 Florisil (Biotage, Isolute 2 g)을 사용 나머지 방해물질을 제거하였다. 추출액은 다시 질소농축기를 이용해 100 μL까지 농축하여 4-Terphenyl-d₁₄와 mass-labelled PCBs internal/recovery standard를 주입 후, PAHs는 GC/MS로 분석하였고, PCBs는 HRGC/HRMS로 분석하였다.

2.4. 인체위해도

군산연안에 서식하는 수산생물 섭취로 인한 PAHs와 PCBs의 인체위해도 평가를 위해, 식(1)을 사용하여 1일 1인체 노출량을 산정하였다.

$$1\text{일 인체 노출량}(\mu\text{g/kg bw/day}) = (C_i \times IR_i) / BW \quad (1)$$

이때, C_i는 수산생물(i)의 PAHs 및 PCBs 농도(ng/g), IR_i은 수산생물(i)의 섭취량(g/day, 평균), BW는 평균체중(우리나라 국민 59 kg)이다. 일본의 일일 섭취허용량(tolerable daily intake, TDI) 5 μg/kg bw/day와 비교하여 PCBs의 1일 인체 노출량을 산정하였다.¹⁴⁾

군산연안에 서식하는 수산생물 섭취를 통해 PAHs와 PCBs의 장기노출에 의한 생애발암위해도(lifetime cancer risk)는 식 (2)을 사용하여 산정하였다.

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

이때, ED는 노출 기간(70년), CSF(발암 잠재력, Cancer Slope Factor)는 PAHs 중 BaP 7.3 (mg/kg bw/day)⁻¹ 및 PCBs 1 (mg/kg bw/day)⁻¹, AT는 평균수명(70년)이다.³⁾ 생애발암위해도의 허용 가능한 위험 수준은 1 × 10⁻⁵ (십만 명 중의 1명)으로 정하였다.⁵⁾

군산연안에 서식하는 수산생물 섭취를 통해 PAHs와 PCBs의 장기노출에 의한 비발암(독성) 위해도(non-cancer risk)와 용량-반응 평가를 이용해 산출된 참고섭취량(Reference Dose, RfD)을 비교하여 위험값 (Hazard Quotient, HQ)와 HI (Hazard Index)를 산출하기 위해 식(3), (4)를 통해 계산하였다.⁹⁾

$$\text{Hazard Quotient (HQ)} = (C_i \times IR_i \times ED) / (RfD \times BW \times AT) \quad (3)$$

$$\text{Hazard Index (HI)} = \sum HQ \text{ (sum of hazard quotients)} \quad (4)$$

이때, RfD는 PAHs 중 BaP 3×10⁻⁴ mg/kg bw/day 및 PCBs 2×10⁻⁵ mg/kg bw/day을 이용하여 산출하였다.^{3,5)} HI값의 1을 기준으로 위해도를 판단하였다.

2.5 정도관리(QA/QC)

방법검출한계(Method detection limit)는 US EPA 및 환경부의 공정시험기준⁴⁾에 따라 실시하였고, 이때 PAHs는 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 ng/g-wet이었다. 내부표준물질의 회수율은 퇴적물의 PAHs는 56~97%(평균 회수율은 75±16%)이었고, PCBs는 72~120%(평균 회수율은 101±12%)이었다. 생물의 PAHs는 44~94%(평균 회수율은 64±23%)이었고, PCBs는 84~119%(평균회수율 109±17%)이었다. 시료 6개당 1개

의 바탕시료를 분석하였고, PAHs와 PCBs의 바탕시료에서 검출된 성분은 시료농도에서 보정하였다.

인증표준물질(Certified Reference Material)은 NIST의 SRM1944 (해양퇴적물), SRM 2974a (담치)을 사용하였다. 퇴적물(SRM1944)의 경우, 실제 측정된 13종 PAHs의 농도는 Nap를 제외한 모든 성분이 인증농도 범위 내 포함되었고, 7종 PCBs의 농도도 인증농도 범위 내 포함되었다. 생물(SRM2974a)의 경우, 실제 측정된 9종 PAHs 및 7종 PCBs의 농도도 인증농도 범위 내 포함되었다(Tabel 1 및 2).

3. 결과 및 고찰

3.1. 퇴적물 내 유기물 분포

군산연안의 퇴적물에서 COD의 농도는 4.37~15.6 mg/g-dry (평균 11.4 mg/g-dry)이었고, 일본의 퇴적물 오염기준 20 mg/g-dry를 초과하는 정점은 나타나지 않았다(Table 3, Fig. 2). COD 농도는 15 mg/g-dry 이상인 정점은 GS3, GS1, GS8, GS2이며, 최소농도는 외곽 정점 GS10에서 조사되었다(Table 3). 군산연안의 COD 농도는 진해만(6.51~49.3 mg/g-dry, 평균 32.7),¹⁸⁾ 가막만(12.3~99.3 mg/g-dry, 평균 31.0)¹⁹⁾, 거제-한산만(13.3~35.4 mg/g-

dry, 평균 23.6)¹⁸⁾, 부산 수영강 하구역(3.15~39.5 mg/g-dry, 평균 22.1)²⁰⁾, 남해 강진만(11.5~23.2 mg/g-dry, 평균 17.3)¹⁹⁾보다는 2-3배 낮은 수준이었다. 군산연안은 여자만(3.67-22.4 mg/g-dry, 평균 10.4)¹⁹⁾과는 비슷한 수준이었고, 서해안 곰소만(0.68~3.95 mg/g-dry, 평균 2.30)²⁰⁾ 보다는 5배 가량 높은 수준으로 인위적 활동이 낮은 해역과 유사하거나 높은 수준이었다. 따라서 군산연안의 퇴적물 내 유기물 오염은 전국연안 중에 낮은 오염 해역으로 구분될 수 있었다. 군산연안 퇴적물의 COD와 총 PAHs의 분포는 높은 상관성($r=0.938$, $p<0.01$)이 보였으며, COD와 총 PCBs, COD와 DL-PCBs(Σ_{12} PCB)도 유의한 상관성을 보였다($r=0.583$ ~ 0.603 , $p<0.01$). 군산 연안의 퇴적물에서 PAHs와 PCBs의 분포는 유기물 분포와 밀접한 관계가 있었다.

3.2. 퇴적물 내 PAHs 농도분포

퇴적물의 총 PAHs (Σ_{16} PAH)농도는 0.09~108 ng/g-dry (평균 57.9)의 범위로 나타났다(Table 3 및 Fig. 2). 총 PAHs 중 Pyr이 가장 높은 기여율(26%)을 보였고, FluA (18%), BghiP (13%) 순이었다. PAHs 중 FluA과 Pyr은 목포연안의 퇴적물에서도 높은 기여율을 보고한 바 있다.²¹⁾ 잠재적 발암성 PAHs (Σ_6 C-PAH; BaA, BbF,

Table 3. Concentrations of COD, PAHs and PCBs in sediments from Gunsan coast of Korea

Station	COD	Σ_{16} PAH	Σ_6 C-PAH ¹⁾	PhA/AnT	FluA/Pyr	Σ_{82} PCB	Σ_6 NDL-PCB ²⁾	Σ_{12} DL-PCB ³⁾	Σ_{12} DL-PCB ⁴⁾
GS1	15.3	92.3	12.9	4.19	0.55	0.13	0.03	0.01	0.108
GS2	15.0	80.9	20.6	3.95	0.51	0.64	0.17	0.07	0.293
GS3	15.6	91.7	28.9	4.72	0.79	0.34	0.07	0.05	0.125
GS4	8.59	25.9	10.2	2.90	1.38	0.02	N.D.	N.D.	N.D.
GS5	11.8	63.0	19.2	3.26	0.56	0.76	0.22	0.08	0.043
GS6	11.4	88.6	19.0	3.07	1.63	0.10	0.02	0.01	0.001
GS7	11.4	81.1	28.4	3.97	0.70	0.33	0.09	0.03	0.002
GS8	14.3	108	35.1	4.82	0.65	0.48	0.14	0.05	0.003
GS9	15.1	10.8	11.5	2.05	1.89	0.14	N.D.	0.01	0.001
GS10	7.35	0.09	0.07	0.00	0.00	0.07	0.02	0.01	0.001
GS11	4.37	37.9	11.0	4.75	0.91	0.20	0.05	0.02	0.073
GS12	6.63	7.30	4.06	0.00	2.14	N.D. ⁵⁾	N.D.	N.D.	N.D.
“”Min	4.37	0.09	0.07	0.00	0.51	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Max	15.6	108	35.1	4.82	2.14	0.64	0.22	0.08	0.293
Mean	11.4	57.9	16.7	2.28	1.93	0.27	0.07	0.03	0.054
Median	11.6	72.0	16.0	3.60	0.75	0.17	0.04	0.02	0.005

1) Σ_6 C-PAH: BaA, BbF, BkF, BaP, InP, DbA

2) Σ_6 NDL-PCB: 28, 52, 101, 138, 153, 180

3) Σ_{12} DL-PCB: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189

4)The unit of concentration is pg-TEQ_{WHO-2005}/g-dry

5)Not detected.

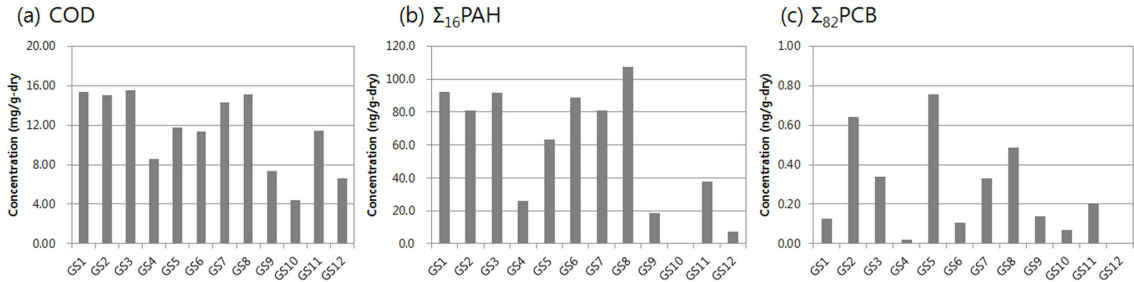


Fig. 2. Distribution of COD, PAHs, and PCBs in sediments from Gunsan coast of, Korea.

BkF, BaP, InP, DbA)의 농도는 0.07~35.1 ng/g-dry (평균 16.7)범위로 나타났으며, Σ₁₆PAHs 중 기여율은 29%이었다. Σ₆C-PAHs의 농도분포는 Σ₁₆PAHs의 분포와 매우 유사하였다($r=0.868$, $p<0.01$). Σ₁₆PAHs의 농도는 GS8 (108 ng/g-dry)에서 가장 높았으며, 80 ng/g-dry이상의 농도는 GS1, GS2, GS3, GS6, GS7에서 조사되었다 (Table 3). PAHs는 대부분 인위적 활동도가 높은 내측 해역에서 높았고 외측에서 낮았다.

국내 연안 퇴적물에서 총 PAHs 농도는 8.80~18,500 ng/g-dry의 범위로 보고 되었으며, 산업화 또는 도시화된 연안에서 높은 농도로 나타나는 것으로 보고된다.²²⁾ 군산연안 퇴적물의 총 PAHs 농도 수준을 국내 연안 퇴적물과 비교하면, 영일만(205~10,700 ng/g-dry)²²⁾, 울산만(6.0~2,390 ng/g-dry)²³⁾, 진해만(12.4~2,430 ng/g-dry)¹⁸⁾, 가막만 (130~2,100 ng/g-dry)²⁴⁾, 목포 연안(4.79 511 ng/g-dry)²¹⁾, 수영강(17.9~777 ng/g-dry)⁸⁾보다 낮은 수준이었다. 국립해양대기국(National Oceanic and Atmospheric Administration; NOAA)에서 제시한 총 PAHs의 퇴적물 가이드라인 ERL (Effects Range Low) 4,022 ng/g-dry 과 ERM (Effect Range Median) 45,000 ng/g-dry를 초과하는 정점은 나타나지 않았다.

퇴적물 내 PAHs 중 PhA/AnT, FluA/Pyr 성분 비율을 이용하여, 오염원을 구분하였다(Fig. 3). PhA/AnT > 10과 FluA/Pyr < 1은 유류기원을 의미하며, PhA/AnT < 10과 FluA/Pyr > 1은 연소기원을 의미한다.^{21,25)} 본 연구에서는 4개 정점(GS4, GS6, GS9, GS12)에서 FluA/Pyr > 1을 보였고, PhA/AnT > 10은 모든 정점에서 나타나지 않았다(Fig. 3). 군산연안의 퇴적물은 연소기원과 유류기원에서 모두 영향을 받는 것으로 나타났다.

3.3. 퇴적물 내 PCBs 농도분포

퇴적물의 총 PCBs (Σ₈₂PCB)의 농도 범위는 불검출-0.64 ng/g-dry (평균 0.27)로 대부분 정점에서 검출되었

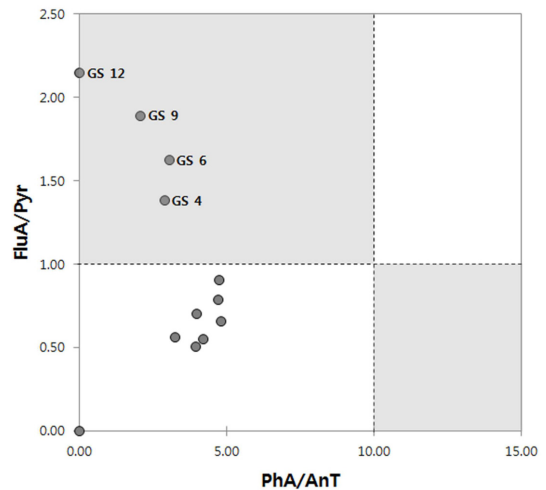


Fig. 3. The plot of PAH isomer ratios, Phenanthrene/antracene (PhA/AnT) and fluoranthene/pyrene (FluA/Pyr) in sediments from Gunsan coast of Korea.

으며(Table 3 및 Fig. 2), 주요 성분은 PCB 153, 28, 118으로 Σ₈₂PCBs 중 기여율은 각각 8%, 6%, 5%이었다. 6종 non dioxin-like PCBs (Σ₆NDL-PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180)의 농도범위는 불검출~0.22 ng/g-dry (평균 0.07)이며, 주요 성분은 PCB 153과 28으로 기여율은 각각 29%와 21%이었다. 6종 NDL-PCBs는 Σ₈₂PCBs 중 27%의 기여율을 보였으며, 총 PCBs와 통계적으로 높은 상관성을 보여($r=0.994$, $p<0.01$), 군산연안에서 6종 NDL-PCBs와 총 PCBs의 농도분포가 잘 일치하는 것을 의미한다. 총 PCBs의 농도는 GS5에서 가장 높았고, 0.3 ng/g-dry 이상의 농도는 GS2, GS3, GS7, GS8에서 조사되어, 외측에 비해 내측에서 더 높은 오염도를 보였다. 반면 NOAA의 총 PCBs에 대한 퇴적물 가이드라인 ERL 22.7 ng/g-dry와 ERM 189 ng/g-dry를 초과하는 정점은 나타나지 않았다.²⁶⁾

다이옥신류 PCBs (Σ₁₂DL-PCB; 77, 81, 105, 114,

118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189)의 범위는 불검출~0.08 ng/g-dry (평균 0.03)이며, PCB 118(42%)과 105(17%)이 주요성분이었다. 퇴적물 내 DL-PCBs는 Σ_{82} PCBs 중 6%의 기여율을 보였으며, DL-PCBs의 농도분포는 Σ_{82} PCBs의 농도분포가 높은 상관성을 보였다 ($r=0.985$, $p<0.01$). 독성등가치(WHO-TEF)로 환산한 Σ_{12} DL-PCB의 농도범위는 불검출~0.29 pg-TEQ_{WHO-2005}/g-dry (평균 0.05) 또는 불검출~0.293 pg-TEQ_{WHO-1998}/g-dry (평균 0.054)이었고, 주요성분은 PCB 126(91%)로 나타났다. DL-PCBs의 농도는 내측 정점 GS1, GS2, GS3에서 0.1 pg-TEQ_{WHO-2005}/g-dry 이상을 보였다. 본 연구에서 DL-PCBs 농도는 중국의 Dongjiang River (0.04~0.45 pg-TEQ/g-dry, 평균 0.19)²⁷⁾와 Haihe River (0.07~0.53 pg-TEQ/g-dry, 평균 0.27)²⁸⁾, 이집트의 Nile River (0.08~1.30 pg-TEQ/g-dry, 평균 0.34)²⁹⁾, 형산강 (0.05~3.70 pg-TEQ/g-dry, 평균 1.40)³⁰⁾ 보다는 약 4~20배 낮은 수준이었다. 캐나다 환경청(Canadian Council of Ministers of the Environment; CCME)에서 제시한 다이옥신류 퇴적물 가이드라인 ISQG (Interim sediment quality guidelines, 0.85 pg-TEQ/g-dry)와 PEL(Probable effect level 21.5 pg-TEQ/g-dry)을 초과하는 정점은 조사되지 않았다.³⁰⁾ 이것은 군산연안 퇴적물의 다이옥신

류 PCBs 수준은 퇴적물 서식 생물종에 대한 악영향이 거의 없는 것을 의미한다.

3.4. 수산생물 내 PAHs 농도분포

수산생물 16종에 대한 총 PAHs의 농도 범위는 불검출~24.3 ng/g-wet (평균 5.35)으로 아귀, 노래미, 가오리를 제외하고 13종의 시료에서 검출되었으며(Table 4), Σ_{16} PAHs 중 Pyr이 가장 높은 기여율(54%)을 보였고, 다음은 DbA (9%)이었다. Σ_6 C-PAHs의 농도범위는 불검출~18.5 ng/g-wet (평균 1.27)으로 Σ_{16} PAHs 중 30%의 기여율을 보였다. 군산연안의 생물은 Moon et al.³¹⁾의 우럭, 장어에서 Σ_{16} PAHs의 농도(12.4~22.0 ng/g-wet)와 비슷하였지만, Σ_6 C-PAHs의 농도(0.22~0.30 ng/g-wet)보다 낮은 수준이었다. Cheung et al.³²⁾에서 보고한 Hong Kong의 생물 중 Σ_{16} PAHs의 농도(18.1~145 ng/g-wet), Σ_6 C-PAHs의 농도(0.16~63.9 ng/g-wet)와 비교했을 때 많이 낮은 수준이었다.

EU는 수산생물에 대한 BaP의 최대허용농도(Maximum level)인 5 ng/g-wet과 4종 PAHs (BaP, BaA, BbF, Chr) 30 ng/g-wet을 마련하였고,^{33,34)} 국내 식품규격의 BaP 잔류기준은 어류 2 ng/g-wet와 이매패각 10 ng/g-wet으로 갖춰져 있다. 본 연구에서 BaP의 농도는 모든

Table 4. Concentrations of COD, PAHs and PCBs in sediments from Gunsan coast of Korea

Station	COD	Σ_{16} PAH	Σ_6 C-PAH ¹⁾	PhA/AnT	FluA/Pyr	Σ_{82} PCB	Σ_6 NDL-PCB ²⁾	Σ_{12} DL-PCB ³⁾	Σ_{12} DL-PCB ⁴⁾
GS1	15.3	92.3	12.9	4.19	0.55	0.13	0.03	0.01	0.108
GS2	15.0	80.9	20.6	3.95	0.51	0.64	0.17	0.07	0.293
GS3	15.6	91.7	28.9	4.72	0.79	0.34	0.07	0.05	0.125
GS4	8.59	25.9	10.2	2.90	1.38	0.02	N.D.	N.D.	N.D.
GS5	11.8	63.0	19.2	3.26	0.56	0.76	0.22	0.08	0.043
GS6	11.4	88.6	19.0	3.07	1.63	0.10	0.02	0.01	0.001
GS7	11.4	81.1	28.4	3.97	0.70	0.33	0.09	0.03	0.002
GS8	14.3	108	35.1	4.82	0.65	0.48	0.14	0.05	0.003
GS9	15.1	10.8	11.5	2.05	1.89	0.14	N.D.	0.01	0.001
GS10	7.35	0.09	0.07	0.00	0.00	0.07	0.02	0.01	0.001
GS11	4.37	37.9	11.0	4.75	0.91	0.20	0.05	0.02	0.073
GS12	6.63	7.30	4.06	0.00	2.14	N.D. ⁵⁾	N.D.	N.D.	N.D.
Min	4.37	0.09	0.07	0.00	0.51	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Max	15.6	108	35.1	4.82	2.14	0.64	0.22	0.08	0.293
Mean	11.4	57.9	16.7	2.28	1.93	0.27	0.07	0.03	0.054
Median	11.6	72.0	16.0	3.60	0.75	0.17	0.04	0.02	0.005

1) Σ_6 C-PAH: BaA, BbF, BkF, BaP, InP, DbA

2) Σ_6 NDL-PCB: 28, 52, 101, 138, 153, 180

3) Σ_{12} DL-PCB: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189

4)The unit of concentration is pg-TEQ_{WHO-2005}/g-dry

5)Not detected.

시료에서 불검출 되었으며, 4종 PAHs의 경우 불검출-18.5 ng/g-wet의 범위로 기준치 이하 이었다.³⁵⁾ 본 연구에서 군산연안의 생물에 대한 4종 PAHs의 농도는 부산 수영강하구역(0.15~0.45 ng/g-wet)⁹⁾ 보다는 4배정도 높게 나타났고, France (불검출~22,900 ng/g-wet)³⁶⁾, Brazil (11.7~511 ng/g-dry)³⁷⁾, Hong Kong (0.57~65.6 ng/g-wet)³³⁾, China (2.26~5.10 ng/g-dry)³⁸⁾와 Argentina (불검출~10.3 ng/g-dry)³⁹⁾ 보다 크게 낮은 수준이었다.

3.5. 수산생물 내 PCBs 농도분포

수산생물 16종에 대한 총 PCBs (Σ_82 PCB)의 농도 범위는 0.01~0.54 ng/g-wet (평균 0.19)로 나타났으며 (Table 4), 주요 성분은 PCB 153, 138, 187로 총 PCBs 중 기여율은 각각 16%, 6%, 6%이었다. Σ_6 NDL-PCBs는 불검출~0.19 ng/g-wet (평균 0.08)의 범위로 나타났으며, Σ_6 NDL-PCBs는 총 PCBs 중 평균 기여율은 42%이었다. Σ_6 NDL-PCBs 중 주요 성분은 PCB 153, 138, 28이고, 기여율은 각각 40%, 16%, 14%이었다. 현재, 국내 식품규격에서 수산생물에 대한 PCBs 기준은 7종 PCBs (Σ_7 PCB; Σ_6 NDL-PCBs + PCB 118)에 대한 기준(어류 300 ng/g-wet), EU에서는 어류에 대한 Σ_6 NDL-PCBs의 최대 허용 농도는 75 ng/g-wet로 마련되어 있다.⁴⁰⁾ 본 연구에서 생물 내 Σ_7 PCB 농도는 담배도다리에서 가장 높았으며(0.21 ng/g-wet), 모든 시료는 국내 및 EU 기준치의 1% 이하로 안전한 수준이었다.

DL-PCBs의 범위는 불검출~0.06 ng/g-wet (평균 0.02)이며, 생물의 총 PCBs에 대한 DL-PCBs는 평균 8%의

기여율로 나타났다. 주요성분은 PCB 118 (58%), 105 (13%), 156 (11%)이었다. 독성등가치(WHO-TEF)로 환산한 DL-PCB 농도범위는 0.001 pg-TEQ_{WHO-2005}/g-wet 이하, 0.001 pg-TEQ_{WHO-1998}/g-wet 이하로 나타났으며, PCB 126은 검출되지 않아 낮은 독성등가가치(TEF 0.001)를 가지는 PCB 118 (56%)이 가장 높은 기여율을 보였다. EU에서는 어류에 대한 다이옥신류(Dioxins + DL-PCB)의 최대허용농도 6.5 pg-TEQ/g-wet가 마련되어 있고,⁴⁰⁾ 본 연구에서 생물 내 농도분포는 EU 기준치의 1% 이하로 안전한 수준이었다.

본 연구에서 6종 NDL-PCBs와 DL-PCBs의 농도는 Moon et al.³²⁾이 보고한 국내산 수산물 중 DL-PCBs의 농도 범위에 포함되었으며, Sweden⁴¹⁾과 유사한 수준이었다(Table 5). 반면, 부산연안⁴²⁾, Poland⁴³⁾, France,⁴⁴⁾ Spain⁴⁵⁾, Japan⁴⁶⁾, China⁴⁷⁾보다 낮은 수준이었다.

3.6. 인체위해도 평가

군산 연안에서 채취된 수산생물을 어류(7종), 갑각류(1종), 두족강(4종), 복족강(2종), 이매패강(2종)으로 분류한 후, PAHs 및 PCBs의 평균농도와 섭취량을 통한 PAHs와 PCBs의 노출량을 산정하였고, 허용 가능한 위험 수준과 비교하여 인체위해도를 평가하였다. 인체 노출량 산정하기 위해서 수산생물 섭취량과 평균 체중은 국민건강영양조사의 수산물별 1인 1일 섭취량과 국민의 평균 체중(59 kg)을 사용하였다.⁴⁸⁾ 군산 연안의 생물 섭취로 인한 1일 인체 노출량은 식 (1)을 통해 계산하였다. 본 연구에서 생물 중 PAHs 노출수준은 BaP의

Table 5. Concentrations of six non dioxin-like PCBs and 12 dioxin-like PCBs in fish from previous studies

Country	Σ_6 NDL-PCB ¹⁾ (ng/g-wet)	Σ_{12} DL-PCB ²⁾ (pg-TEQ _{WHO-2005} /g-wet)	Reference
Poland (Polish Baltic fishing areas)	1.11-38.7	0.64-6.07	Piskorska-Pliszczynska et al. ⁴³⁾
Sweden (Malmoe, Hothenburg, Uppsala, Sundsvall)		0.18-0.36	Törnkvist et al. ⁴¹⁾
France	0.03-1.16		Arnich et al. ⁴⁴⁾
Spain (Catalonia)	2.16-50.0	0.17-1.99	Perelló et al. ⁴⁵⁾
Japan (tsunami-stricken areas, the Aomori, Iwate, Miyagi, and Chiba prefectures)	0.16-28.0		Uekusa et al. ⁴⁶⁾
China (Xiamen)	<LOD ³⁾ -64		Qian et al. ⁴⁷⁾
Korea		0.04-3.20	Moon et al. ³¹⁾
Korea (Busan)		0.72-4.10	Choi et al. ¹⁷⁾
Korea (Suyoung estuary of Busan)	0.31-1.41	0.11-0.31	Lee et al. ⁹⁾
Korea (Gunsan coast)	nd ⁴⁾ -0.19	<0.001	This study

1) Σ_6 NDL-PCB: 28, 52, 101, 138, 153, 180

2) Σ_{12} DL-PCB: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189

3)<LOD: less than limit of detection

4)Not detected.

독성등가치로 환산된 TEQ를 적용하였다. 미국 EPA에서는 발암력이 강한 PAHs로 7종(Chr, BaA, BbF, BkF, BaP, InP, DbA)에 대해 BaP의 독성등가치(BaP-TEF)을 기준으로 상대적인 TEF를 정하였으며, BaP, DbA는 1, BaA, BbF, InP은 0.1, BkF는 0.01, Chr은 0.001이었다.³⁾ 본 연구에서 PAHs 노출량은 어류에서 2.3×10^{-8} ng-BaP/kg bw/day이었고, 두족강 3.3×10^{-9} ng-BaP/kg bw/day, 이매패강 2.7×10^{-8} ng-BaP/kg bw/day, 갑각류와 복족강에서는 7종 PAHs 불검출로 인해 0이었다(Table 6). 군산연안에서 채취한 수산생물 시료 섭취에 따른 생애발암위해도는 PAHs 노출량과 식 (2)를 이용하여 산출하였고, 이때 결과는 $3.3 \times 10^{-9} \sim 2.3 \times 10^{-8}$ 수준으로 모두 생애발암위해도의 허용 가능한 위험 수준(1×10^{-5})보다 크게 낮아 PAHs로 인한 생애발암위해도는 거의 없는 것으로 판단된다(Table 6).

PAHs의 BaP 독성참고치(RfD) 3×10^{-4} mg/kg bw/day와 비교하여 비발암성위해도 평가를 실시하였다.³⁾ 일반적으로 HQ 및 HI 수치가 1을 초과할 경우에는 수산물을 섭취 시 독성 위해 영향이 발생할 가능성이 있으며, 1 이하일 경우에는 독성위해영향이 발생할 가능성이 없는 것으로 판단한다. 어종별 PAHs에 대한 HQ는

어류 1.1×10^{-5} , 두족강 1.5×10^{-6} , 이매패강 1.2×10^{-5} 으로 모두 1 이하 이었고, HQ는 2.4×10^{-5} 로 역시 1 이하로 안전한 수준이었다(Table 6).

총 PCBs의 1일 인체 노출량은 일본의 TDI 5 mg/kg bw/day과 비교하여 위해성을 평가하였다.²⁾ 수산생물 섭취에 따른 PCBs 노출량은 어류 4.0×10^{-6} ng/kg bw/day, 갑각류 2.0×10^{-6} ng/kg bw/day, 두족강 1.0×10^{-6} ng/kg bw/day, 복족강 7.0×10^{-8} ng/kg bw/day, 이매패강 7.0×10^{-7} ng/kg bw/day의 수준이었다(Table 7). 수산물을 통한 PCBs의 총 노출량은 $7.0 \times 10^{-8} \sim 4.0 \times 10^{-6}$ ng/kg bw/day (총계 8.3×10^{-6})으로 TDI 대비 위해도는 0.001% 이하 수준으로 안전한 수준이었다. 백 등²⁾은 3종(붕장어, 우럭, 돔)에 대해 PCBs 노출량은 일반 국민 $9.1 \times 10^{-7} \sim 0.15$ ng/kg bw/day로 TDI 대비 0.02%이하를 보고하였고, Moon et al.³¹⁾도 우럭과 붕장어에 대해 PCBs 평균노출량은 0.14~0.23 ng/kg bw/day(일반국민)로 TDI 대비 0.01%이하로 유사한 결과를 보고하였다. 또한 이 등⁹⁾에서도 어류 3종에 대해서 통한 PCBs의 총 노출량은 0.05~0.29 ng/kg bw/day이며 TDI 대비 위해도는 0.01% 이하 수준으로 안전한 수준으로 보고한 바 있다.

Table 6. Daily dietary exposure and risk of PAHs by seafood intakes

	Total PAHs (ng/g)	PAHs (ng-BaP/g)	Seafood intake (g/day)	Daily intake (ng-BaP/kg bw/day)	Lifetime cancer risk ¹⁾	Non-cancer risk ²⁾
Fish (n=7)	5.01±8.88	2.64	27	3.2×10^{-3}	2.3×10^{-8}	1.1×10^{-5}
Crustaceans (n=1)	4.97	N.D	4.1	-	-	-
Cephalopods (n=4)	8.34±1.97	0.14	9.0	4.6×10^{-4}	3.3×10^{-9}	1.5×10^{-6}
Gastropods (n=2)	2.18±4.38	N.D	0.9	-	-	-
Bivalves (n=2)	1.19±0.13	0.62	24	3.7×10^{-3}	2.7×10^{-8}	1.2×10^{-5}
Total (n=16)	21.7±2.80	3.40	65	7.3×10^{-3}	5.3×10^{-8}	2.4×10^{-5}

1)CSF of PAHs is 7.3 (mg/kg bw/day)^{-1 3)}.

2)RfD of BaP is 3×10^{-4} mg/kg bw/day³⁾

Table 7. Daily dietary exposure and risk of PCBs by fish intakes

	Total PCBs (ng/g)	Seafood intake (g/day)	Daily intake (ng/kg bw/day)	TDI ¹⁾ (%)	Lifetime cancer Risk ²⁾	Non-cancer Risk ³⁾
Fish (n=7)	0.24±0.17	27.0	4.0×10^{-6}	8.5×10^{-8}	4.3×10^{-12}	2.1×10^{-7}
Crustaceans (n=1)	0.42	4.07	2.0×10^{-6}	3.8×10^{-8}	1.9×10^{-12}	9.4×10^{-8}
Cephalopods (n=4)	0.21±0.15	8.99	1.0×10^{-6}	2.8×10^{-8}	1.4×10^{-12}	7.0×10^{-8}
Gastropods (n=2)	0.08±0.04	0.91	7.0×10^{-8}	1.4×10^{-9}	6.9×10^{-14}	3.5×10^{-9}
Bivalves (n=2)	0.01±0.01	24.14	7.0×10^{-7}	1.4×10^{-8}	7.2×10^{-13}	3.6×10^{-8}
Total (n=16)	0.19±0.16	65.11	8.3×10^{-6}	1.7×10^{-7}	8.3×10^{-12}	4.2×10^{-7}

1)TDI of PCBs is 5 μg/kg bw/day¹⁴⁾

2)CSF of Total-PCBs is 1 (mg/kg bw/day)⁻¹³⁾

3)RfD of Total-PCBs is 2×10^{-5} mg/kg bw/day⁵⁾ .

수산물 섭취로 인한 PCBs 노출시 생애발암위해도 평가결과, $6.9 \times 10^{-14} \sim 4.3 \times 10^{-12}$ 수준으로 모두 생애발암위해도의 허용 가능한 위험 수준(1×10^{-5})을 초과하지 않아 생애발암위해도는 거의 없는 것으로 판단된다(Table 7). 이 해역의 수산물을 지속적으로 섭취하여도 PAHs와 PCBs에 의한 발암 확률은 거의 없는 것으로 조사되었다.

PCBs의 독성참고치(RfD)는 2×10^{-5} mg/kg bw/day와 비교하여 비발암성위해도 평가를 실시하였다.⁵⁾ 일반적으로 HQ 및 HI 수치가 1을 초과할 경우에는 수산물을 섭취 시 독성위해영향이 발생할 가능성이 있으며, 1 이하일 경우에는 독성위해영향이 발생할 가능성이 없는 것으로 판단한다. 본 연구에서 PCBs에 대한 HQ는 어류 2.1×10^{-7} , 갑각류 9.4×10^{-8} , 두족강 7.0×10^{-8} , 복족강 3.5×10^{-9} , 이매패강 3.6×10^{-8} 으로 모두 1 이하 이었고, HQ는 4.2×10^{-7} 로 역시 1 이하이었다(Table 7). 또한 식약처⁴⁹⁾가 제시한 인체노출안전기준 PCB 28 (갑상선 조직 형태학적 변화, 36 mg/kg bw/day), PCB 52 (간비대, 100 mg/kg bw/day), PCB 153 (갑상선 조직학적 변화, 34 mg/kg bw/day), PCB 180 (100 mg/kg bw/day)와 비교시, 본 연구의 노출량은 극히 낮은 것으로 나타났다. 따라서 이 해역의 어류를 지속해서 섭취하여도 PCBs로 인한 인체독성위해도는 발생하지 않는 것으로 판단된다.

4. 결 론

본 연구에서는 군산연안의 퇴적물과 수산생물에 대한 PAHs와 PCBs의 농도 분포를 조사하였고, 또한 수산생물을 섭취 시 PAHs와 PCBs로 인한 인체 위해도를 평가하였다. 군산연안의 퇴적물에서 PAHs는 연소와 유류에서 기원한 PAHs가 함께 영향을 주었고, 외측에 비해 내측에서 오염도가 높았다. NOAA에서 제시한 퇴적물 가이드라인 ERL과 ERM을 초과하는 정점은 군산 퇴적물의 PAHs와 PCBs의 농도는 조사되지 않았으며, 퇴적물 내 DL-PCBs은 퇴적물 서식생물 중에 대한 악영향은 거의 없는 수준이었다. 수산생물 내 PAHs는 기존의 국내에서 보고된 수산물 결과보다 낮은 수준이었고, 수산물 내 DL-PCBs의 농도도 EU 기준치 이하로 안전한 수준으로 나타났다. 군산연안에서 채취된 수산생물의 섭취로 인한 PAHs 및 PCBs의 인체위해도(TDI 비교, 생애발암위해도, 생애독성위해도) 평가결과, PCBs는 TDI 대비 위해도는 0.01% 이하로 안전한 수준이었

고, 장기노출에 의한 생애발암위해도와 독성위해도는 매우 낮아 인체위해도는 미비한 것으로 판단된다.

감사의 글

이 논문은 2019년도 국립수산물연구원 수산과학연구소(R2019051)의 지원으로 수행된 연구이며 연구비 지원에 감사 드립니다. 퇴적물과 수산생물 시료채취 및 전처리에 도움을 주신 윤세라, 손지영, 박세진 연구원에게도 감사드립니다.

참고문헌

1. 백승홍, 이인석, 김혜선, 최민규, 황동운, 김숙양, 최희구, “국내양식어장 퇴적물과 생물 중 잔류성유기오염물질 분포”, *한국해양학회지*, **2012**, 17, 262-169.
2. 백옥진, 서정혁, 박희라, 오금순, 홍세령, 이현경, 김미혜, “식품 중 폴리염화비페닐 위해평가”, *한국식품과학회지*, **2013**, 45, 364-369.
3. US EPA, “Integrated Risk Information System (IRIS): Benzo[a]pyrene, Office of research and development, national center for environmental assessment”, **1993**, 251-269.
4. 국립환경과학원, “환경시험·검사 QA/QC 핸드북”, **2011**.
5. 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.
6. 박수호, 이우범, 김성욱, 김중오, “전라남도 산업단지 주변권역 토양의 PAHs 특성 및 발생원 분포”, *지하수토양학회지*, **2016**, 21, 49-57.
7. 유영성, 조현서, 최연찬, “평양만 주변해역 표층퇴적물에서의 다환방향족탄화수소류(PAHs)의 오염에 관한 연구”, *해양환경안전학회지*, **2007**, 13, 9-20.
8. 강희영, 이인석, 허인에, 신원식, 황인성, 김영훈, 허진, 신현상, 김준하, 오정은, “낙동강 하천 호소 퇴적물에서의 PAHs, OCPs, Co-PCBs 농도 분포와 발생원 평가”, *대한환경공학회지*, **2010**, 23, 656-664.
9. 이봉민, 윤세라, 박시현, 이인석, 최민규, “부산 수영강 하구역의 퇴적물과 어류에서 다환방향족탄화수소 및 폴리염화비페닐의 농도분포와 인체 위해도 평가”, *한국환경분석학회지*, **2018**, 21, 252-263.
10. 박정환, 이충대, 김진환, “인천연안 갯벌의 다환방향족탄화수소의 농도분포와 발생원 평가”, *한국습지학회지*, **2013**, 15, 441-451.
11. 허정용, 감상규, 조은일, “제주항내 퇴적물의 PCBs 분포특성”, *해양환경안전학회지*, **2016**, 22, 220-227.
12. 조은일, 허정용, 이민규, 감상규, “제주도 서귀포항 및

- 한립항내 표층퇴적물의 PCBs 분포”, *한국환경과학회지*, **2017**, 25, 639-649.
13. 백승홍, 이인석, 김혜선, 최민규, 황동운, 김숙양, 최희구, “국내 양식어장 퇴적물과 생물 중 잔류성유기오염물질 분포”, *학술해양학회*, **2012**, 17, 262-269.
 14. 백옥진, 서정혁, 박희라, 오금순, 홍세령, 이현경, 김미혜, “식품 중 폴리염화비페닐 위해평가”, *한국식품과학회지*, **2013**, 34, 364-369.
 15. 허승, 권정노, 박종수, “서해 군산 연안의 2001년부터 2010년까지의 용존성 무기영양염류의 변동”, *해양환경안전학회지*, **2011**, 17, 357-365.
 16. US EPA, “Methods for collection, Storage and manipulation of sediments for chemical and toxicological analyses; Technical Manual”, **2011**.
 17. 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.
 18. 최민규, 이인석, 황동운, 김형철, 윤상필, 윤세라, 김청숙, 서인수, “굴양식어장 밀집해역인 진해만과 거제-한산만의 퇴적물 내 유기물 분포특성”, *한국수산학회지*, **2017**, 50, 777-787.
 19. 최민규, 김형철, 황동운, 이인석, 김영숙, 김예정, 최희구, “패류양식어장 밀집해역의 퇴적환경내 유기물 분포 특성-여자만과 남해 강진만”, *한국수산학회지*, **2013**, 46, 424-436.
 20. 최민규, 이인석, 김청숙, 김형철, 황동운, “곰소만 바지락(*Ruditapes philippinarum*) 양식장 주변 퇴적물 내 유기물과 미량금속 분포특성”, *한국수산학회지*, **2015**, 48, 555-563.
 21. 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.
 22. 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.
 23. 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.
 24. 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.
 25. 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 Jinhae Bay, Korea”, *Science of the Total Environment*, **2014**, 470-471, 1485-1493.
 26. 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.
 27. 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.
 28. 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.
 29. A. A. El-Kady, M. A. Abdel-Wahhab, B. Henkelmann, M. H. Belal, M. K. Morsi, S. M. Calal, 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.
 30. C. H. Koh, J. S. Khim, K. Kannan, D. L. Villeneuve, K. Senthikumar, and J. P. Giesy, “Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), Dibenzofurans (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.
 31. 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.
 32. 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.* **2007**, Amsterdam, 66, 460-468.
 33. 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.
 34. 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.
 35. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME),

- “Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. In: Canadian Environmental Quality Guidelines”, **2002**.
36. M. Diop, S. Ney, M. Howsan, P. Lencel, D. Watier, T. Gerard, 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, 34-358.
 37. 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.
 38. 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.
 39. 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.
 40. 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.
 41. 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.
 42. 최진영, 양동범, 홍기훈, 김석현, 정창수, 김경련, 조경덕, “부산 연근해의 해양오염퇴적물과 식용 어류 체내의 PCBs와 유기염소계 농약의 분포 및 잠재적인 인체 위해성 평가”, *대한환경공학회지*, **2012**, 34, 810-820.
 43. 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 area”, *The Scientific World Journal*, **2012**, Article ID 973292, 7pages.
 44. 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.
 45. G. Perolló, 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.
 46. 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.
 47. 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.
 48. 보건복지부, “국민건강영양조사(Food and nutrient intakes of Koreans in 2008: Korea national health and nutrition examination survey)”, **2008**, 제4기.
 49. 식품의약품안전평가원, 2019. 인체노출안전기준 평가결과(2019.2.26). (<http://www.nifds.go.kr/cont/down.do?gubn=www&fileNm=20190226.pdf>).