



Distribusi Spasial dan Analisis Risiko Ekologi Senyawa Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) di Perairan Cilincing – Teluk Jakarta

Deny Yogaswara^{1,2*}, Tri Prartono¹ dan Awalina Satya³

¹Sekolah Pascasarjana, Program Studi Ilmu Kelautan, FPIK - IPB

²Pusat Penelitian Oseanografi – LIPI

³Pusat Penelitian Limnologi – LIPI

*Email: trpr@apps.ipb.ac.id

Submitted 12 Juni 2020. Reviewed 13 August 2020. Accepted 25 November 2020.

DOI: [10.14203/oldi.2020.v5i3.325](https://doi.org/10.14203/oldi.2020.v5i3.325)

Abstrak

Dalam beberapa dekade terakhir, pencemaran Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) semakin meningkat di perairan laut, baik dalam air laut, sedimen, maupun organisme. Bahan pencemar ini umumnya berasal dari buangan industri dan rumah tangga, limpasan pertanian, kegiatan pelayaran, dan input dari atmosfer. Penelitian ini bertujuan untuk menentukan konsentrasi, distribusi spasial, sumber pencemaran, dan analisis risiko ekologis di perairan Cilincing, Teluk Jakarta. Sampel air laut, padatan tersuspensi (TSS), dan sedimen diambil pada bulan April 2019 di sepuluh stasiun. Sampel disimpan pada suhu 4°C untuk selanjutnya dianalisis di laboratorium. Semua jenis sampel kemudian diekstraksi dengan pelarut diklorometana dan n-heksana. Selanjutnya, difraksinasi dengan n-pentana : diklorometana (40:60) dan hasilnya diinjeksikan ke dalam alat *Gas Chromatography-Mass Spectrometer* (GCMS). Konsentrasi senyawa PAH tertinggi dalam air laut, TSS, dan sedimen masing-masing yaitu 208,74 ng.L⁻¹; 5,90 ng.L⁻¹; dan 63,63 ng.g⁻¹ berat kering. Distribusi spasial terbesar senyawa PAH dalam sampel air laut dan TSS terdapat di stasiun 1, 9, dan 10, sedangkan untuk sampel sedimen terdapat di stasiun 5 dan 6. Nilai rasio $\sum Low Molecular Weight$ (LMW)/ $\sum High Molecular Weight$ (HMW), Fluo/(Fluo + Pyr), dan An/(An + Phe) menunjukkan bahwa sumber pencemaran PAH berasal dari proses pirogenik, terutama oleh pembakaran bahan bakar kendaraan bermotor. Nilai konsentrasi total dari sembilan jenis PAH ($\sum PAH-9$) untuk analisis penilaian risiko ekologis lingkungan dalam sedimen laut yaitu sebesar 31,21 ng.g⁻¹ (bk). Konsentrasi ini lebih rendah dari nilai *Effects Range Low* (ERL), *Effects Range Median* (ERM), *Threshold Effect Levels* (TEL) dan *Probably Effect Levels* (PEL) sebagai pedoman kualitas sedimen. Kondisi ini menunjukkan indikasi yang rendah terjadinya efek biologis yang merugikan lingkungan.

Kata kunci: Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH), pencemaran, risiko ekologi, Cilincing

Abstract

Spatial distribution and ecological risk analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Cilincing waters – Jakarta Bay. Within a few decades, Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) pollution increases in marine environment in seawater, sediment, and organism. Generally, this pollutant comes from industrial and household waste, agricultural runoff, shipping activities, and input from atmospheric deposition. This study aims to determine the concentration, spacial distribution, source, and ecological risks analysis in Cilincing waters, Jakarta Bay. Samples of seawater, total suspended solid (TSS), and sediment were collected on April 2019 at ten stations. Samples were stored at 4°C afterward analyzed in the laboratory. All samples were then extracted with dichloromethane and n-hexane solvents. They were then fractionated with n-pentane:

dichloromethane, and the results were injected into a Gas Chromatography-Mass Spectrometer (GCMS) instrument. The highest concentration of PAH compounds in seawater, TSS, and sediment samples are 208.74 ng.L⁻¹; 5.90 ng.L⁻¹; and 63.63 ng.g⁻¹ dry weight (dw) respectively. The highest spatial distribution of PAHs in seawater and TSS samples were detected in station 1, 9, and 10, whilst in sediment sample was in station 5 and 6. The ratio of \sum Low Molecular Weight (LMW)/ \sum High Molecular Weight (HMW), Fluo/(Fluo + Pyr), and An/(An + Phe) revealed that the source of PAH pollution dominated from pyrogenic, especially petroleum combustion from vehicle engine. The total concentration of \sum PAH-9 in sediment was 31.21 ng.g⁻¹ dw which was lower than Effects Range Low (ERL), Effects Range Median (ERM), Threshold Effect Levels (TEL), and Probably Effect Levels (PEL) values referred to sediment quality guideline. These results were indicated low potential of causing an adverse biological effect.

Keywords: Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH), pollution, ecological risk, and Cilincing

Pendahuluan

Beberapa dekade terakhir, aktivitas antropogenik telah meningkatkan dampak negatif bagi lingkungan di perairan muara dan pesisir yang memiliki kemampuan dan kapasitas untuk mengakumulasi polutan di perairan (Nascimento et al., 2017; Sun et al., 2018). Sedimen di muara merupakan salah satu tempat terakumulasinya pencemar yang tenggelam ke dasar perairan dalam jangka waktu yang lama. Jenis pencemar *Persistent Organic Pollutants* (POPs) merupakan kontaminan organik yang umumnya ditemukan di sedimen perairan (Huang et al., 2012). Senyawa PAH adalah salah satu jenis dari POPs yang paling banyak terdapat di lingkungan (Zhang & Chen, 2017). Keberadaan PAH dalam lingkungan perairan laut umumnya berasal dari aliran sungai, presipitasi dari atmosfer, pembuangan limbah padat/cair bahkan dari buangan air balas kapal (Liu et al., 2016).

Umumnya senyawa PAH memiliki dua atau lebih cincin aromatik benzena. Senyawa ini bersifat karsinogenik, mutagenik dan toksik bagi organisme atau biota hingga dapat berdampak negatif bagi kesehatan manusia (Gu et al., 2013; Sun, 2004). Senyawa PAH juga memiliki karakter tak mudah larut dalam air dan bersifat persisten sehingga sulit terurai secara alami di lingkungan, sehingga jenis kontaminan organik ini perlu mendapatkan perhatian (Abdel-Shafy & Mansour, 2015; Luo et al., 2006). Sebagai senyawa karsinogen, PAH dapat memberikan efek berbahaya jangka panjang baik pada hewan vertebrata maupun invertebrata. Pada hewan invertebrata, senyawa PAH dapat mengganggu respon imunologis (Croxtton et al., 2012), aktivitas enzim, transkripsi atau ekspresi protein serta menyebabkan kerusakan DNA dan sel (Kasiotis et al., 2015).

PAH merupakan salah satu polutan yang paling banyak tersebar di lingkungan perairan pesisir, terutama wilayah yang dihuni oleh jumlah

penduduk yang padat (Balcioglu, 2016). Pesisir Cilincing-Teluk Jakarta merupakan wilayah yang dihuni oleh penduduk dalam jumlah yang padat dengan lebih dari 400.000 jiwa dengan luas wilayah 39,7 km²(BPS-Jakarta, 2020) dan juga terdapat ratusan industri manufaktur, pertanian, dan jasa pelayanan (PTSP, 2015). Pelabuhan internasional Tanjung Priok merupakan pelabuhan terdekat dengan pesisir Cilincing, dengan jumlah tiga hingga empat belas juta kapal pelayaran melakukan kegiatan bongkar muat setiap tahunnya di pelabuhan ini baik domestik maupun internasional (BPS-Jakarta, 2020). Selain itu, perairan Cilincing ini juga merupakan muara dari buangan rumah tangga, industri, dan pertanian yang berasal dari kali Cakung dan Banjir Kanal Timur serta air balas yang berasal dari kapal nelayan dan pelayaran nasional maupun internasional (Rositasari et al., 2017). Oleh karena itu, pencemaran di perairan ini cenderung meningkat dalam dua dekade terakhir khususnya pencemaran senyawa organik seiring dengan meningkatnya aktivitas antropogenik yang berdampak buruk bagi kualitas lingkungan perairan (Rinawati et al., 2012). Kondisi ini perlu dipantau dan diawasi sejauh mana dampak negatif dari pencemaran ini terhadap biota dan ekosistem perairan laut. Penelitian ini bertujuan untuk menentukan level konsentrasi, distribusi spasial, sumber pencemaran, dan analisis risiko ekologis yang potensial terjadi di perairan Cilincing ini. Sementara itu, informasi mengenai level dan dampak pencemaran PAH terhadap lingkungan khususnya faktor abiotik (air laut, padatan tersuspensi, dan sedimen) di perairan Cilincing masih terbatas.

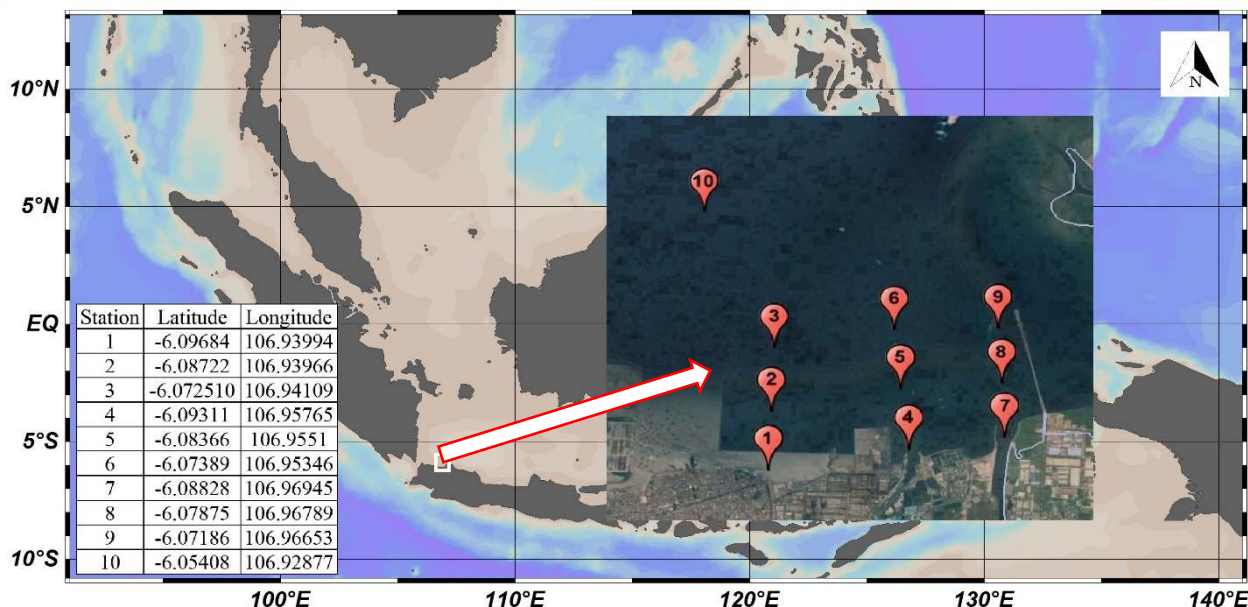
Metodologi

Lokasi Penelitian dan Pengambilan Sampel

Pengambilan sampel dilakukan sebanyak satu kali di sekitar perairan muara Cilincing, Teluk Jakarta pada bulan April 2019 di sepuluh

titik stasiun sampling. Jarak antar stasiun satu dengan stasiun yang lainnya sejauh 1 km, hanya stasiun 10 yang berjarak 3 km dari stasiun terdekat yaitu stasiun 3 atau berjarak sekitar 5 km dari muara sungai Cilincing (Gambar 1). Sampel air diambil dengan menggunakan Van Dorn *water sampler* sebanyak satu liter dan disimpan dalam

botol gelap. Sampel sedimen permukaan (0-10 cm) diambil menggunakan *Van Veen grab* sebanyak 300 gram dan dimasukkan dalam botol kaca yang dilapisi aluminium foil. Semua sampel dimasukkan dalam *ice box* dengan suhu 4°C, dan selanjutnya dibawa ke laboratorium untuk dianalisis.



Gambar 1. Peta lokasi penelitian pengambilan sampel di sepuluh titik stasiun di perairan Cilincing, Teluk Jakarta.

Figure 1. Location of research sampling at ten station in Cilincing waters, Jakarta Bay.

Bahan

Pelarut diklorometana, n-heksana, n-pentana, dan silika gel 60 (0,063-0,200 mm) (Merck, USA), *deactivated copper* (Sigma Aldrich, USA), dan sodium klorida anhidrat. Semua pelarut berkategori pro analis (emsure). Standar PAH yang digunakan adalah QTM PAH Mix 47930 (Sigma Aldrich, USA) untuk 16 senyawa PAH.

Analisis Ukuran Partikel Sedimen

Analisis ini menggunakan metode granulometri dengan prosedur kerja sedimen ditimbang sebanyak 50 gram dan dikeringkan dalam oven suhu 80°C selama 12 jam, lalu dihomogenkan dengan aquades dan disaring dengan ayakan bertingkat berukuran *mesh* 8; 4; 2; 1; 0,5; 0,25; 0,125; dan 0,063 mm. Pengelompokan ukuran butir dilakukan berdasarkan klasifikasi Wentworth (Blair & Mcpherson, 1999; Wentworth, 1922).

Analisis Sampel

1. Air Laut

Sebanyak satu liter sampel air laut disaring menggunakan kertas filter Sartorius GF/F

0,45 µm diameter 47 cm. Hasil filtrasi kemudian diekstraksi dengan *vertical shaker* pada kecepatan 150 rpm selama 5 menit sebanyak tiga kali menggunakan pelarut diklorometana, n-heksana, dan campuran diklorometana dan n-heksana sebanyak 30 mL untuk masing-masing pelarut (Dsikowitzky et al., 2002). Setelah itu dilakukan proses fraksinasi menggunakan bubuk sodium sulfat dan silika gel-60 dengan pelarut campuran n-pentana: diklorometana (40:60) sebanyak 15 mL. Setelah itu, hasil fraksinasi diuapkan hingga 1 mL. Hasil fraksinasi diinjeksi sebanyak 1 µL pada alat *Gas Chromatography Mass Spectrometer* (GCMS) ISQ-LT Thermo Scientific (Khozanah et al., 2019).

2. Padatan Tersuspensi (TSS)

Kertas filter hasil penyaringan satu liter air laut diekstraksi dengan metode *ultrasonic* selama 30 menit pada suhu 30°C sebanyak tiga kali dengan pelarut diklorometana, n-heksana, dan campuran diklorometana dan n-heksana sebanyak 30 mL untuk masing-masing pelarut (Yamaguchi & Lee, 2010). Hasil ekstraksi kemudian difraksinasi menggunakan bubuk sodium sulfat dan silika gel-60 dengan pelarut campuran n-

pentana: diklorometana (40:60) sebanyak 15 mL. Kemudian hasil fraksinasi diuapkan hingga 1 mL. Hasil fraksinasi diinjeksi sebanyak 1 uL pada alat *GasChromatography Mass Spectrometer* (GCMS) ISQ-LT Thermo Scientific (Khozanah et al., 2019).

3. Sedimen

Sebanyak 10 gram sedimen kering diekstraksi menggunakan metode *ultrasonic* selama 30 menit pada suhu 30°C sebanyak tiga kali dengan pelarut diklorometana, n-heksana, dan campuran diklorometana dan n-heksana sebanyak 30 mL untuk masing-masing pelarut (Yamaguchi & Lee, 2010). Hasil ekstraksi dilakukan proses *clean up* dengan menggunakan *deactivated copper* untuk desulfurisasi. Setelah itu dilakukan

proses fraksinasi menggunakan bubuk sodium sulfat dan silika gel-60 dengan pelarut campuran n-pentana: diklorometana (40:60) sebanyak 15 mL. Selanjutnya, hasil fraksinasi diuapkan hingga 1 mL. Hasil fraksinasi diinjeksi sebanyak 1 uL pada alat *GasChromatography Mass Spectrometer* (GCMS) ISQ-LT Thermo Scientific (Khozanah et al., 2019).

Analisis Rasio Sumber Pencemaran

Asal sumber pencemaran senyawa PAH dapat diidentifikasi melalui rasio perbandingan *Low Molecular Weight* (LMW) dan *High Molecular Weight* (HMW) dan juga melalui rasio senyawa *binary anthracene-phenanthrene, fluoranthene-pyrene, dan benzo (a) anthracene-chrysene* (Tabel 1) (Yunker et al., 2002).

Tabel 1. Perkiraan sumber PAH berdasarkan rasio binari senyawa (Yunker et al., 2002).

Table 1. Estimated of PAH sources base on binary ratio compounds (Yunker et al., 2002).

PAH Result	Source
LMW/HMW > 1	Petrogenic
LMW/HMW < 1	Pyrogenic
An/(An+Phe) < 0.1	Petroleum
An/(An+Phe) > 0.1	Grass, wood & coal combustion
Fluo/(Fluo+Pyr) < 0.4	Petroleum
$0.4 \leq \text{Fluo}/(\text{Fluo}+\text{Pyr}) < 0.5$	Petroleum combustion
$\text{Fluo}/(\text{Fluo}+\text{Pyr}) \geq 0.5$	Grass, wood & coal combustion
B(a)A/(B(a)A+Chry) < 0.2	Petroleum
$0.2 \leq \text{B(a)A}/(\text{B(a)A}+\text{Chry}) < 0.35$	Petroleum combustion
$\text{B(a)A}/(\text{B(a)A}+\text{Chry}) \geq 0.35$	Grass, wood & coal combustion

Analisis Data

Data kualitatif didapat melalui identifikasi senyawa PAH menggunakan *library database* di instrumen GCMS dengan mengacu pada massa molekul ion yang dikuantifikasi dan didukung oleh ion konfirmasi untuk mencocokkan identitas senyawa (Tabel 2) (Wallace, 2018). Sedangkan data kuantitatif dihasilkan melalui perhitungan konsentrasi PAH dengan menggunakan konsentrasi empat seri standar yaitu konsentrasi 10, 100, 500, dan 1000 ng.g⁻¹.

Kendali mutu

Analisis senyawa PAH menggunakan standar eksternal QTM PAH *mixture* 47930 dengan 16 senyawa PAH prioritas (USEPA, 1984). Hasil kalibrasi kurva standar \sum PAH-16 dengan variasi konsentrasi 10, 100, 500, dan 1000

ng.g⁻¹ didapatkan nilai R² masing senyawa \sum PAH-16 yaitu naphthalene, 2-bromonaphthalene, acenaphthene, acenaphthylene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benzo (a) anthracene, chrysene, benzo (k) fluoranthene, benzo (a) pyrene, indeno (1,2,3-cd) pyrene, dibenzo (ah) anthracene, dan benzo (ghi) perylene adalah > 0,90. Standar internal jenis naphthalene-d8, acenaphthene-d10, phenanthrene-d10, dan chrysene-d12 diinjeksikan dalam sampel sebelum analisis di instrumen GCMS (Yogaswara et al., 2019). Sampel blanko digunakan sebagai kontrol dan koreksi terhadap hasil yang didapat. Pengolahan data menggunakan *software* x-calibur dari instrument GCMS Thermo 1310 ISQ LT.

Tabel 2. Analisis kualitatif senyawa PAH melalui identifikasi ion kuantifikasi dan ion konfirmasi (Wallace, 2018).

Table 2. Qualitative analysis of PAH identified on quantification and confirmation ions (Wallace, 2018).

PAH compounds	Quantification Ion (m/z)	Confirmation Ion (m/z)
Naphthalene (Nap)	128	127; 129; 51
2-Bromonaphthalene (2Brn)	127	206; 63, 77
Acenaphthylene (Act)	152	153; 151; 76
Acenaphthene (Acp)	154	153; 152; 76
Fluorene (Flu)	166	166; 167; 82
Anthracene (Ant)	178	89; 179; 176
Phenanthrene (Phe)	178	176; 179; 176
Fluoranthene (Flt)	202	203; 101; 200
Pyrene (Pyr)	202	203; 101; 200
Benzo (a) Anthracene (BaA)	228	229; 114; 226
Chrysene (Chr)	228	229; 114; 226
Benzo (k) Fluoranthene (BkF)	252	253; 125; 250
Benzo (a) Pyrene (BaP)	252	253; 126; 250
Indeno (1,2,3-cd) Pyrene (InP)	276	138; 277; 274
Dibenzo (ah) Anthracene (DaA)	278	139; 279; 276
Benzo (ghi) Perylene (BghiP)	276	138; 277; 137

Hasil

Konsentrasi Total PAH

Senyawa PAH terdeteksi di sepuluh titik stasiun sampling. Ada tiga jenis sampel yang dianalisis di sepuluh titik stasiun sampling yaitu sampel air laut, TSS, dan sedimen. Sampel air laut, padatan tersuspensi (TSS) dan sedimen merepresentasikan sebaran dan kandungan senyawa PAH di suatu perairan. Sampel air laut dan TSS menggambarkan kondisi aktual konsentrasi senyawa PAH saat pengambilan sampel dilakukan, sedangkan sampel sedimen menggambarkan akumulasi senyawa PAH di suatu perairan termasuk partikulat yang tenggelam ke dasar sedimen (Huang et al., 2012).

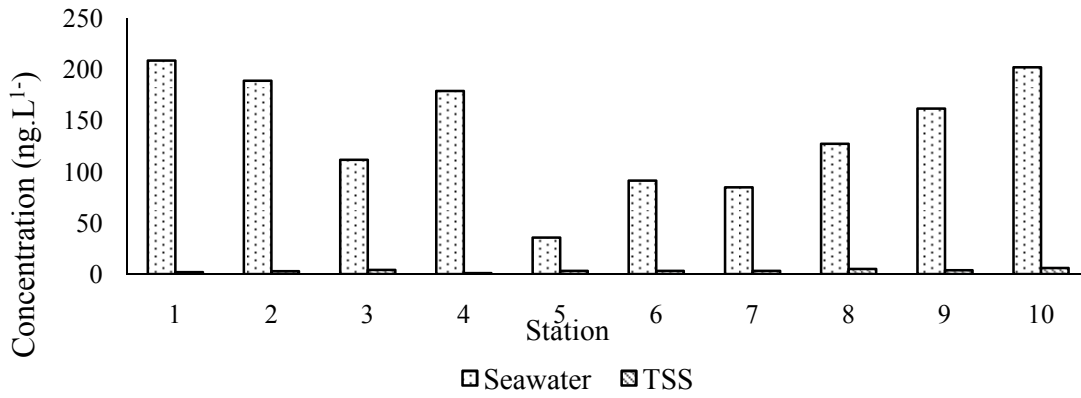
Konsentrasi total PAH pada sampel air laut berada pada rentang nilai 35,74-208,74 ng.L⁻¹ dengan nilai rata-rata sebesar 139,23 ng.L⁻¹. Untuk sampel TSS, konsentrasi total PAH berada pada rentang nilai <1-5,90 ng.L⁻¹ dengan nilai rata-

rata sebesar 3,33 ng.L⁻¹ (Gambar 2). Konsentrasi senyawa total PAH tertinggi dalam sampel air laut terdeteksi pada stasiun 1, sebesar 208,74ng.L⁻¹, sedangkan konsentrasi senyawa PAH tertinggi dalam sampel TSS terdeteksi pada stasiun 10 yaitu sebesar 5,90 ng.L⁻¹.

Konsentrasi total PAH dalam sedimen berada pada rentang nilai 18,62-63,63 ng.g⁻¹ berat kering (bk) dengan nilai rata-rata sebesar 36,64 ng.g⁻¹ (Gambar 3). Konsentrasi PAH tertinggi terdeteksi pada stasiun 5 sebesar 63,63 ng.g⁻¹.

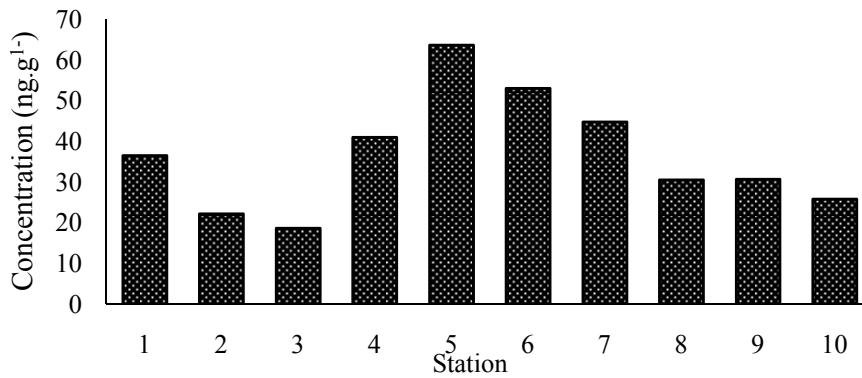
Ukuran partikel sedimen

Hasil analisis ukuran partikel sedimen menunjukkan terdapat tujuh jenis ukuran partikel sedimen di perairan Cilincing ini yaitu *granules*, *very coarse*, *coarse*, *medium*, *fine*, *very fine*, dan *silt*. Karakteristik sedimen di perairan ini didominasi oleh jenis *silt* (ukuran 0,004-0,063 mm) dengan persentase > 60% (Gambar 4).



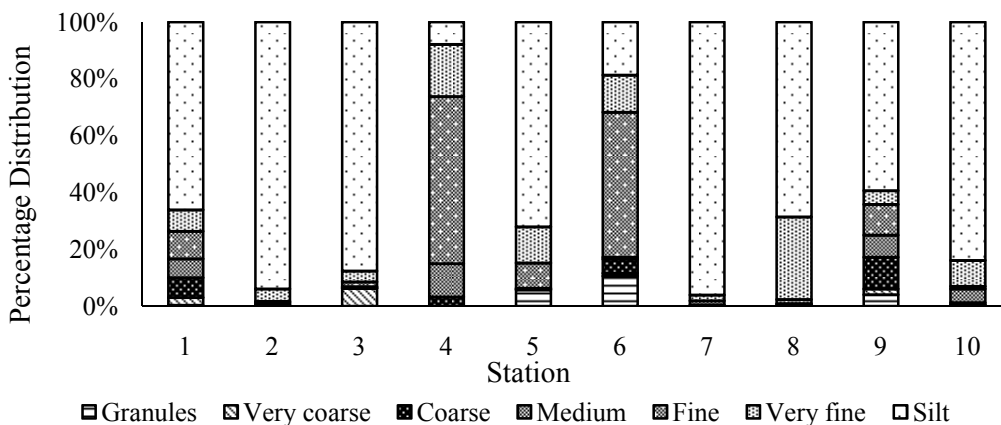
Gambar 2. Konsentrasi total PAH dalam air laut dan TSS di sepuluh stasiun sampling di perairan Cilincing, Teluk Jakarta.

Figure 2. Total PAH concentration in seawater and TSS at ten sampling stations in Cilincing waters, Jakarta Bay.



Gambar 3. Konsentrasi total PAH dalam sedimen di sepuluh stasiun sampling di perairan Cilincing, Teluk Jakarta.

Figure 3. Concentration of total PAH in sediment at ten sampling stations in Cilincing waters, Jakarta Bay.



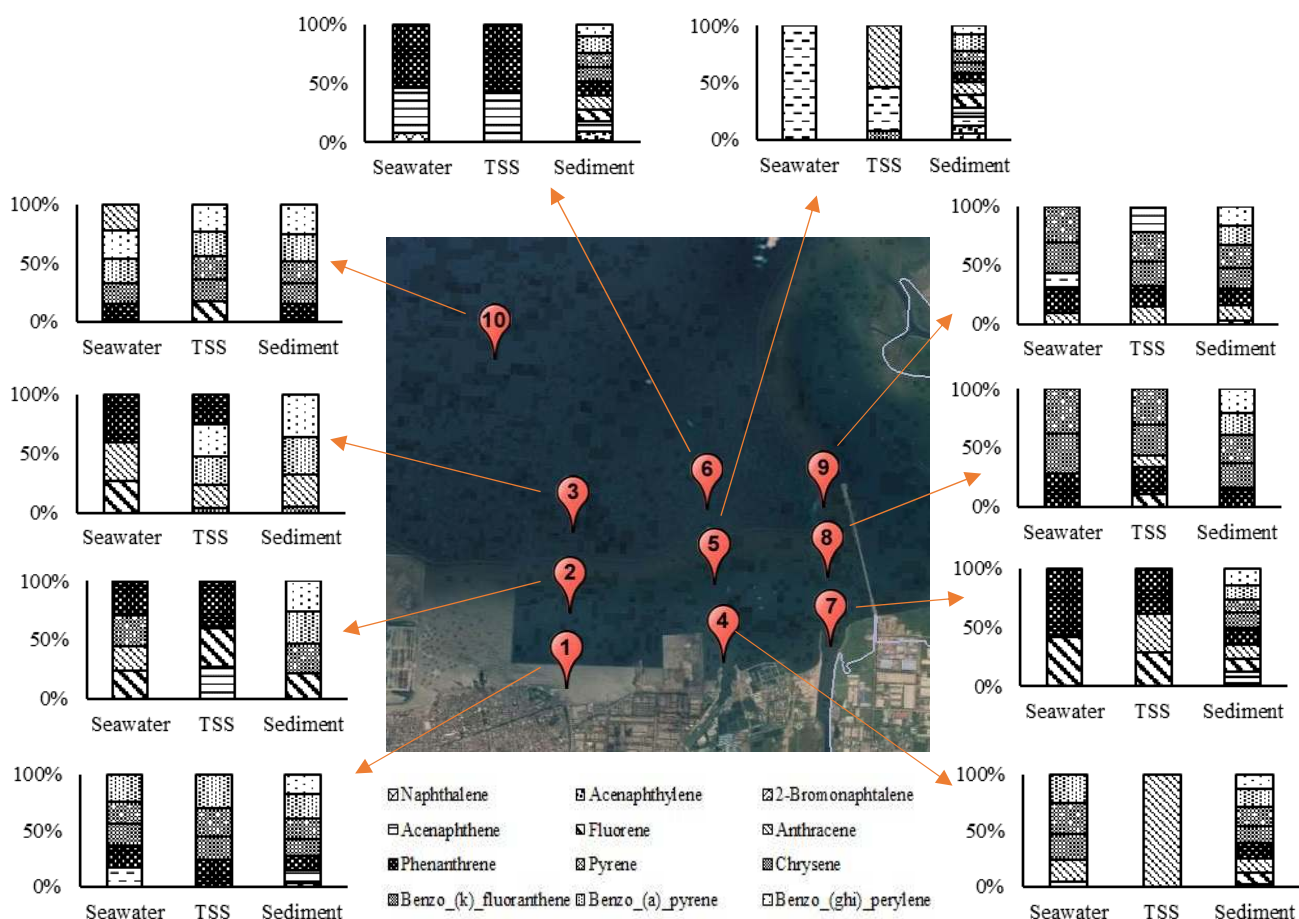
Gambar 4. Distribusi ukuran partikel sampel sedimen di stasiun sampling di perairan Cilincing, Teluk Jakarta.

Figure 4. Distribution of particle grain size in sediment at sampling stations in Cilincing waters, Jakarta Bay.

Distribusi Spasial Senyawa PAH

Senyawa PAH terdeteksi pada sampel air laut dan TSS sebanyak delapan jenis, sedangkan pada sampel sedimen sebanyak 12 jenis. Stasiun 1, 9, dan 10 merupakan stasiun dengan kandungan

jenis senyawa PAH tertinggi yaitu lima jenis untuk sampel air dan TSS. Sedangkan stasiun 5 dan 6 merupakan stasiun dengan kandungan jenis senyawa PAH tertinggi yaitu sebanyak 10 jenis untuk sampel sedimen (Gambar 5).

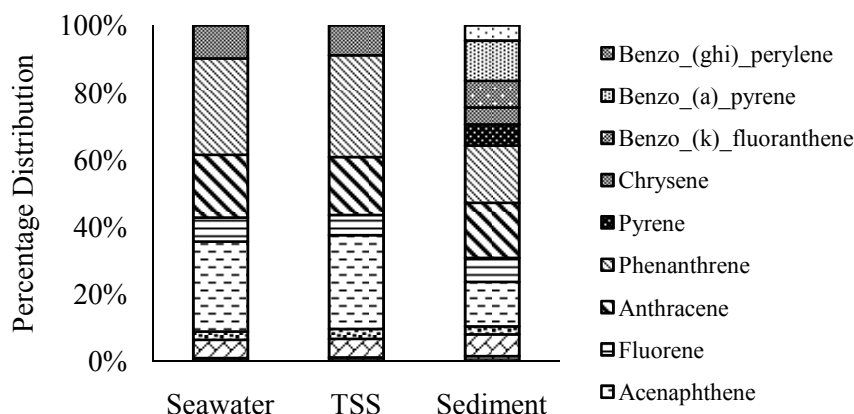


Gambar 5. Distribusi spasial senyawa PAH dalam air laut, TSS, dan sedimen di sepuluh stasiun sampling di perairan Cilincing, Teluk Jakarta.

Figure 5. Spatial distribution of PAH compounds in seawater, TSS, and sediment at ten sampling stations in Cilincing waters, Jakarta Bay.

Jenis senyawa PAH yang terdistribusi tersebut diantaranya naphthalene, 2-bromonaphthalene, acenaphthene, acenaphthylene, fluorene, phenanthrene, anthracene, pyrene, chrysene, benzo (k) fluoranthene, benzo (a) pyrene, dan benzo (ghi) perylene. Jenis senyawa PAH phenanthrene (Phe)

memiliki distribusi terbesar dalam semua jenis sampel baik dalam air laut, TSS dan sedimen. Senyawa phenanthrene memiliki porsi distribusi terbesar dalam sedimen yaitu 17,04%, sedangkan senyawa naphthalene memiliki porsi distribusi terendah dalam semua jenis sampel air laut, TSS dan sedimen yaitu < 2% (Gambar 6).

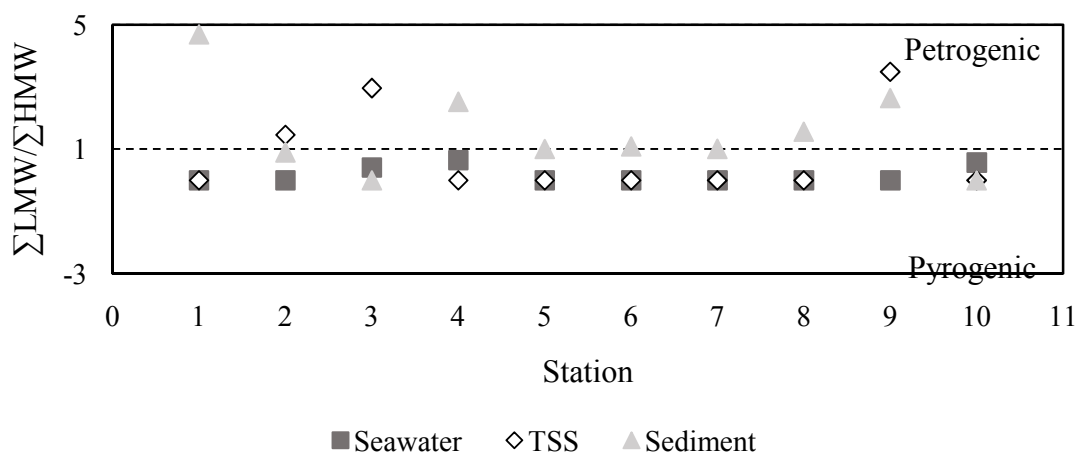


Gambar 6. Distribusi total jenis senyawa PAH dalam air laut, TSS, dan sedimen.
 Figure 6. Total distribution of PAH compounds in seawater, TSS, and sediment.

Identifikasi Sumber Pencemaran

Hasil rasio komponen *Low Molecular Weight* (LMW) dengan *High Molecular Weight* (HMW) diketahui bahwa sumber pencemaran dalam air laut, TSS, dan sedimen umumnya berasal dari proses pirogenik yang diindikasikan berasal dari pembakaran bahan bakar dan emisi kendaraan

bermotor ataupun pembakaran biomassa karena rasio LMW/HMW > 1, hanya sebagian kecil berasal dari proses petrogenik yang diindikasikan berasal dari buangan petroleum atau tumpahan minyak bumi (rasio $\sum LMW / \sum HMW < 1$) (Gambar 7).



Gambar 7. Rasio *Low Molecular Weight* (LMW) dan *High Molecular Weight* (HMW) pada berbagai sampel yang diamati.

Figure 7. Ratio of *Low Molecular Weight* (LMW) and *High Molecular Weight* (HMW) on various samples observed.

Analisis Risiko Lingkungan

Berdasarkan hasil analisis risiko lingkungan, konsentrasi senyawa PAH yang teridentifikasi dalam sampel sedimen memiliki nilai dibawah nilai rata-rata level acuan pencemaran seperti nilai *Effects Range Low* (ERL), *Effects Range Median* (ERM), *Threshold Effect Levels* (TEL), dan *Probably Effect Levels* (PEL). Nilai konsentrasi rata-rata untuk semua jenis senyawa PAH dalam sedimen di sepuluh

titik stasiun yaitu sebesar yaitu 31,21 ng.g⁻¹ (Tabel 3). Nilai ini didapat dari hasil penjumlahan rata-rata semua jenis senyawa PAH yang teridentifikasi dalam sampel sedimen di sepuluh titik stasiun sampling, untuk dijadikan acuan apakah nilai konsentrasi rata-rata setiap jenis senyawa PAH dalam sampel sedimen, memberikan ancaman dan dampak buruk terhadap kehidupan organisme di ekosistem laut atau tidak (Long et al., 1995; Macdonald et al., 1996)

Tabel 3. Analisis risiko lingkungan terhadap nilai ERL, ERM, TEL dan PEL (ng.g^{-1}).
 Table 3. Environmental risk analysis of ERL, ERM, TEL, and PEL (ng.g^{-1}).

PAHs	ERL ^a	ERM ^a	TEL ^b	PEL ^b	This study ^c (average)
Naphthalene	160	2100	35	391	0.57
Acenaphthylene	44	640	6	128	2.38
Acenaphthene	16	500	7	89	4.86
Fluorene	19	540	21	144	2.61
Phenanthrene	240	1500	87	544	6.00
Anthracene	85	1100	47	245	6.24
LMW PAH	564	6380	202	1541	22.66
Pyrene	665	153	15	1398	2.32
Chrysene	384	108	11	846	1.84
Benzo[a]pyrene	430	89	9	763	4.40
HMW PAHs	1479	350	35	3007	8.55
ΣPAH-9^d	2043	6730	237	4548	31.21

^aEffects range-low and effects range-median values(Long et al., 1995).

^bThreshold effect levels and probable effect levels(Macdonald et al., 1996).

^cAverage concentration of sediment samples in this study.

^dThe sum of nine PAH compounds were identified in this study.

Pembahasan

Perbandingan Konsentrasi PAH dalam Air Laut, TSS, dan Sedimen

Konsentrasi senyawa PAH dalam sampel air laut 35 kali lebih tinggi dibandingkan dengan konsentrasi sampel TSS karena sampel air laut menggambarkan kondisi faktual lingkungan perairan tersebut saat pengambilan sampel. Selain itu, konsentrasi senyawa PAH yang relatif lebih rendah dalam sampel TSS dibandingkan pada sampel air laut, menunjukkan bahwa senyawa PAH sebagian besar terdapat pada fasa air (Liu et al., 2016). Oleh karena itu, PAH cenderung tersebar pada fasa air dibandingkan dalam partikulat atau padatan tersuspensi yang ada di kolom air di lokasi penelitian ini. Dalam sampel air laut, konsentrasi senyawa PAH memiliki variabilitas yang cukup tinggi antar stasiun. Perbedaan sebaran dan variabilitas konsentrasi senyawa PAH antar stasiun ini dipengaruhi oleh kondisi hidrodinamika perairan seperti angin, arus, dan pasang surut (Yamagata et al., 2004).

Stasiun 1 yang hanya berjarak sekira 300 m dari dermaga memiliki konsentrasi senyawa PAH yang paling tinggi diantara stasiun yang lain karena merupakan lokasi dermaga kapal nelayan dan muara dari buangan Cilincing dan Sungai Cakung sehingga lokasi ini didominasi oleh buangan polutan yang berasal dari kapal nelayan, perkotaan, dan industri. Kondisi ini sesuai dengan hasil studi dari Baek et al. (1991) dan

Dsikowitzky et al. (2011) yang menyatakan bahwa muara dan sekitarnya merupakan lokasi yang paling tinggi terakumulasinya polutan yang berasal dari buangan sungai. Sedangkan stasiun 4 dan 7 meski berlokasi di muara namun berbeda aliran sungai dengan stasiun 1, memiliki konsentrasi PAH lebih rendah dibandingkan dengan stasiun 1 karena lokasinya lebih jauh dari dermaga kapal nelayan dan minim dari buangan perkotaan dan industri (PTSP, 2015).

Senyawa PAH juga terdeteksi dalam sampel TSS meskipun dalam konsentrasi kecil karena kontaminan organik dapat berasosiasi dengan partikulat hingga membentuk agregat, proses ini biasa terjadi pada kolom air (Guigue et al., 2014). Senyawa PAH mampu berasosiasi dengan komponen partikulat karena bersifat hidrofobik dan akhirnya terdeposit tak hanya di permukaan sedimen bahkan hingga ke lapisan bawah sedimen muara, danau, dan laut (Liu et al., 2016). Namun disisi lain, partikel padatan tersuspensi juga merupakan sumber nutrisi bagi fitoplankton dalam proses produktivitas primer dan organisme bivalvia sebagai biota *filter feeder* dalam sistem rantai makanan sehingga jumlahnya dapat berkurang secara signifikan di perairan (Berrojalbiz et al., 2011). Kondisi demikian dapat terjadi di perairan Cilincing ini yang kaya sumber nutrisi bagi fitoplankton (Wulp et al., 2016) jika dilihat dari hasil konsentrasi senyawa PAH yang terdeteksi dalam sampel TSS lebih rendah dibandingkan dalam sampel air laut. Bila

dibandingkan level konsentrasinya dengan beberapa wilayah lain, konsentrasi senyawa PAH dalam air laut dan TSS di perairan Cilincing masih lebih rendah dibandingkan dengan Coastal Bohay Sea – China (Tong et al., 2019), namun

masih lebih tinggi bila dibandingkan dengan perairan Antartika (Stortini et al., 2009), Laut Mediteranian, Laut Hitam, dan Laut Marmara – Turki (Berrojalbiz et al., 2011) (Tabel 4).

Tabel 4. Perbandingan distribusi dan konsentrasi air laut dan TSS dari berbagai lokasi.

Table 4. Comparison of spatial distribution in seawater and TSS samples from various location.

Location/country	Seawater (ng.L ⁻¹)	TSS (ng.L ⁻¹)	Reference
Coastal Bohay Sea, China	48.0–607	198–935	(Tong et al., 2019)
Mediterranean Sea	0.16–3.66	0.03–0.38	(Berrojalbiz et al., 2011)
Black Sea and Marmara Sea	0.56–2.48	0.11–0.12	(Berrojalbiz et al., 2011)
Gerlache Inlet sea, Antarctica	4.25–8.11	3.10–15.8	(Stortini et al., 2009)
Gulf of Mexico	0.07–85.0	2.10–5.04	(Mitra & Bianchi, 2003)
Tyrrhenian Sea, Italy	140–187	267–1230	(Cincinelli et al., 2001)
New Jersey Harbor Estuary, USA	6.00–72.2	5.77–96.3	(Gigliotti et al., 2002)
Mediterranean Sea, France	4.70–151	-	(Guigue et al., 2014)
Cilincing, Jakarta Bay	35.74 – 208.74	<1 – 5.90	This study

Konsentrasi senyawa PAH dalam sampel sedimen tidak memiliki perbedaan signifikan antar masing-masing stasiun. Sedimen di perairan pesisir cenderung stabil dan tidak mengalami perubahan komposisi. Sedimen merupakan indikator yang sensitif untuk mengetahui pengaruh alami dan antropogenik di ekosistem perairan terkait senyawa PAH (Tobiszewski & Namieśnik, 2012). Sedimen perairan pesisir merupakan salah satu lokasi tempat

terakumulasinya senyawa PAH, sementara senyawa PAH sendiri merupakan kontaminan organik yang paling banyak ditemukan dalam sedimen perairan pesisir (Huang et al., 2012). Konsentrasi senyawa PAH dalam sedimen di perairan Cilincing masih lebih rendah dibandingkan dengan Tokyo Bay – Jepang (Rinawati et al., 2012), Selangor – Malaysia (Masood et al., 2016), dan Yangtse Estuari – China (Wang et al., 2017) (Tabel 5).

Tabel 5. Perbandingan distribusi dan konsentrasi PAH dalam sedimen dari berbagai lokasi.

Table 5. Comparison of PAH distribution and concentration in sediment from various location.

Location/Country	Concentration (ng.g ⁻¹)	Reference
Thailand	28.10-70.60	(Pongpiachan et al., 2017)
Jakarta Bay, Indonesia	30-2600	(Dwiyitno et al., 2016)
Tokyo Bay, Japan	1130-1308	(Rinawati et al., 2012)
Bintan, Kep Riau	<1-13.49	(Yogaswara et al., 2019)
Mahakam river, East Kalimantan	54.70–2256.15	(Hadibarata et al., 2019)
Gulf of California, USA	18.90-94.50	(Roldán-Wong et al., 2020)
Yangtse estuary, China	27.20 - 620.94	(Wang et al., 2017)
Selangor, Malaysia	203 – 964	(Masood et al., 2016)
Cilincing, Jakarta Bay	5.71-63.63	This study

Korelasi Konsentrasi PAH Dengan Ukuran Partikel

Perairan Cilincing dan pesisir Teluk Jakarta umumnya mengalami proses sedimentasi tinggi yang berasal dari buangan yang masuk kedalam sungai yang kemudian terakumulasi di muara (PTPIN, 2014). Jenis sedimen *silt* mendominasi di perairan Cilincing di masing-masing stasiun sampling. Kandungan sedimen jenis *silt* terbesar terdapat di stasiun sampling yang dekat dengan muara sungai. Konsentrasi

PAH pada ukuran partikel sedimen di masing-masing stasiun sampling teramati cukup beragam. Hal ini menunjukkan bahwa kandungan PAH dan jenis ukuran partikel sedimen tidak berbanding lurus. Menurut Gu et al. (2017) antara jumlah total PAH dengan karakteristik dari jenis penyusun sedimennya tidak berkorelasi positif. Karakteristik sedimen seperti ukuran partikel memiliki pengaruh yang kecil terhadap akumulasi PAH dalam sedimen (Gustafsson et al., 1997; Lohmann et al., 2005). Variasi tren konsentrasi

PAH terhadap ukuran partikel sedimen yang mendekati estuari lebih konsisten. Sementara ukuran partikel sedimen di *remote area* lebih seragam dan konsentrasi PAH dipengaruhi oleh kondisi dinamika laut regional. Faktor yang mempengaruhi konsentrasi PAH sangat kompleks, tidak hanya dipengaruhi oleh ukuran partikel sedimen. Kondisi hidrodinamika, kandungan bahan organik, dan organisme bentik juga mempengaruhi konsentrasi PAH (Magi et al., 2002; Wang et al., 2016).

Distribusi Spasial dan Karakteristik Senyawa PAH

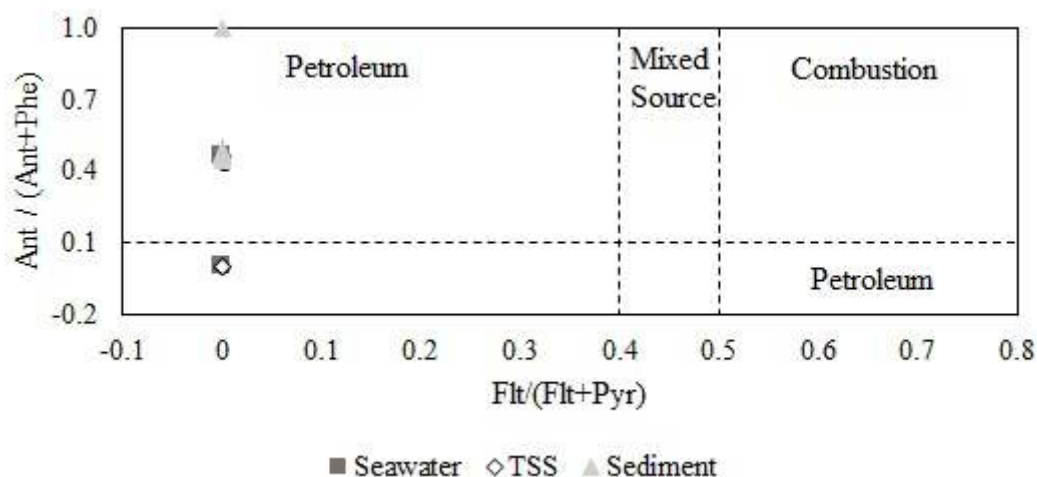
Stasiun 1, 9, dan 10 merupakan lokasi distribusi spasial senyawa PAH terbesar untuk sampel air laut dan TSS karena stasiun 1 merupakan lokasi muara dari kali Cakung dan dermaga kapal nelayan, stasiun 9 merupakan lokasi buangan dari Banjir Kanal Timur dan juga dekat dengan buangan dari muara Gembong - Bekasi, dan stasiun 10 merupakan lokasi yang dekat dengan pelabuhan internasional Tanjung Priok dan jalur pelayaran nasional dan internasional sehingga banyak terdapat buangan dari aktivitas kapal-kapal tersebut. Sementara itu, distribusi senyawa PAH terbesar dalam sampel sedimen terdeteksi pada stasiun 5 dan 6 karena lokasi ini diduga sebagai deposit partikulat polutan organik dari aliran sungai yang dibawa oleh arus, dan polutan tersebut tenggelam dan terakumulasi di permukaan sedimen di lokasi ini. Adanya perbedaan distribusi spasial senyawa PAH dalam sampel air laut, TSS, dan sedimen di perairan ini sangat dipengaruhi oleh kondisi hidrodinamika seperti musim (barat dan timur), pasang surut, dan kecepatan arus (Koropitan et al., 2009).

Senyawa phenanthrenemenjadi salah satu senyawa yang paling banyak ditemukan dalam sampel air laut (> 28%), TSS (> 30%), dan sedimen (> 17%) dibandingkan dengan jenis senyawa PAH lainnya. Phenanthrene merupakan senyawa yang terdiri dari tiga cincin benzena dan banyak ditemukan dalam konsentrasi tinggi dalam PAH di tanah, endapan, dan buangan limbah cair maupun padat. Senyawa ini menjadi toksikan bagi

biota krustasea, ikan, kerang, gastropoda, dan plankton (Phale et al., 2019). Phenanthrene umumnya digunakan sebagai bahan pembuatan cat, plastik, pestisida, bahan peledak, dan obat-obatan. Sumber polutan phenanthrene dapat berasal dari buangan asap kendaraan, pembakaran batu bara, tar, aspal, kebakaran hutan, dan pertanian, dan bahan buangan berbahaya lainnya (Abdel-Shafy & Mansour, 2015; ATSDR, 1999).

Analisis Sumber Senyawa PAH

Nilai \sum LMW yang lebih tinggi dibandingkan dengan nilai \sum HMW mengindikasikan bahwa sumber pencemaran ini direpresntasikan oleh benzena bercincin tiga yaitu acenaphthylene, fluorine, dan phenanthrene yang berasal dari hasil pembakaran bahan bakar kendaraan bermotor (Steinhauer & Boehm, 1992). Jenis senyawa PAH acenaphthylene, fluorine, dan phenanthrene juga bersumber proses pirogenik pembakaran produk dengan suhu rendah (Ghanavati et al., 2019). Analisis lebih lanjut untuk identifikasi asal sumber pencemaran dalam studi ini selain melalui rasio \sum LMW/ \sum HMW, juga menggunakan pendekatan rasio binary senyawa PAH, yaitu rasio Ind/(Ind + B[g,h,i]P), Fluo/(Fluo + Pyr), An/(An + Phe), dan B[a]A/(B[a]A + Chry) (Tobiszewski & Namieśnik, 2012). Umumnya diketahui bahwa rasio Fluo/(Fluo + Pyr) dan An/(An + Phe) dapat digunakan untuk identifikasi sumber pencemaran PAH. Jika rasio An/(An + Phe) lebih besar dari 0,1, ini bersumber pada kebakaran belukar, pepohonan, dan batu bara. Dan jika rasionya lebih kecil dari 0,1 maka diindikasikan berasal dari proses petrogenik. Jika terjadi rasio Fluo/(Fluo + Pyr) dengan rentang interval 0,4-0,5 diindikasikan berasal dari pembakaran petroleum, dan jika rasionya lebih besar dari 0,5 diindikasikan berasal dari pembakaran belukar, pepohonan, dan batu bara (Gambar 9) (Yunker et al., 2002). Rasio Ind/(Ind + B[g,h,i]P) dan B[a]A/(B[a]A + Chry) tidak dapat diidentifikasi karena tidak terdeteksi dalam semua jenis sampel baik air laut, TSS, dan sedimen sehingga tidak dapat dikalkulasikan nilai rasionya.



Gambar 9. Penentuan sumber pencemaran dalam sedimen melalui analisis rasio binari dari senyawa anthracene-phenanthrene dan fluoranthene-pyrene (Yunker et al., 2002).

Figure 9. Determination of pollution source in sediment through analysis of binary ratio from anthracene-phenanthrene and fluoranthene-pyrene (Yunker et al., 2002).

Keberadaan senyawa PAH di lingkungan perairan merupakan ancaman bagi ekosistem sehingga perlu untuk mengetahui potensi risiko yang mungkin terjadi (Yang et al., 2013). Analisis ini menggunakan basis data sedimen sebagai dasar untuk menentukan apakah kandungan PAH dalam sedimen dapat berdampak buruk bagi biota yang hidup di lokasi tersebut (Macdonald et al., 1996). Konsentrasi rata-rata \sum PAH-9 dalam sampel sedimen sebesar $31,21 \text{ ng.g}^{-1}$ bk. Nilai konsentrasi rata-rata ini 65 kali, 216 kali, 8 kali, dan 146 kali lebih kecil dari nilai standar ERL, ERM, TEL, dan PEL yang mengindikasikan tidak memberikan efek buruk bagi lingkungan (Lihat Tabel 3).

Di dalam toksikologi lingkungan, nilai ERL dan ERM dapat digunakan sebagai indikator dalam evaluasi toksisitas sedimen laut. ERL menunjukkan kandungan di bawah ambang batas efek toksik yang sangat jarang dideteksi, sedangkan ERM menunjukkan kandungan di atas ambang atas yang efeknya sering terdeteksi (Long et al., 1995). Nilai TEL dimaksudkan untuk memperkirakan konsentrasi bawah senyawa kimia yang efek sampingnya jarang terjadi (yaitu kisaran efek minimal). Demikian pula, dengan nilai PEL dimaksudkan untuk memberikan perkiraan konsentrasi atas yang efek sampingnya sering terjadi (yaitu kisaran efek yang mungkin). Nilai TEL sebagai konsentrasi bawah ini, mengindikasikan efek biologis yang merugikan jarang terjadi. Oleh karena itu, TEL dianggap memberikan perlindungan tingkat tinggi bagi organisme akuatik. Nilai PEL sebagai konsentrasi atas yang sering terjadi efek biologis yang merugikan. Oleh karena itu, PEL dianggap

memberikan tingkat perlindungan yang lebih rendah untuk organisme akuatik (Long et al., 1995; Yunker & Macdonald, 2003).

Kesimpulan

Sedimen menjadi tempat terakumulainya senyawa PAH dengan konsentrasi tertinggi yaitu sebesar $63,63 \text{ ng.g}^{-1}$. Distribusi spasial senyawa PAH terbesar untuk sampel air laut, TSS dan sedimen terdeteksi di stasiun yang dekat dengan muara dan pelabuhan. Jenis senyawa PAH phenanthrene yang bercincin tiga benzena aromatik merupakan senyawa terbesar yang terdistribusi dalam sampel air laut, TSS, dan sedimen dibandingkan jenis senyawa PAH lainnya di sepuluh titik stasiun sampel. Berdasarkan rasio \sum LMW/ \sum HMW, Fluo/(Fluo + Pyr), dan An/(An + Phe) menunjukkan bahwa sumber pencemaran PAH di perairan Cilincing diindikasikan berasal dari sumber pembakaran bahan bakar dan emisi buangan kendaraan bermotor. Konsentrasi rata-rata semua jenis senyawa PAH yang teridentifikasi dalam sampel sedimen di sepuluh titik stasiun sampling yaitu sebesar $31,21 \text{ ng.g}^{-1}$ bk. Nilai ini menunjukkan bahwa level konsentrasi PAH yang terkandung dalam sampel sedimen masih di bawah ambang batas efek toksik dan biologi (ERL, ERM, TEL, dan PEL), sehingga tidak memberikan efek biologis yang buruk dan merugikan secara ekologis bagi lingkungan.

Persantunan

Penelitian ini didanai oleh program Coremap CTI-RPKP Pusat Penelitian Oseanografi LIPI TA 2019. Penulis mengucapkan terima kasih kepada Ahmad Bayhaqi, Nur Fitria Afianti, Rosmi Nuslah Pesilette, Taufik Kaysupi, dan Achmad Mansur yang telah membantu dalam kegiatan penelitian ini.

Daftar Pustaka

- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. M. (2015). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25, 107–123.
<https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- ATSDR. (1999). Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. In *U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, 18, (2).
<https://doi.org/10.3109/15569529909037564>
- Baek, S. O., Field, R. A., Goldstone, M. E., Kirk, P. W., Lester, J. N., & Perry, R. (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behavior. *Water, Air, and Soil Pollution*, 60, 279–300.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00282628>
- Balcioglu, E. B. (2016). Potential effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine foods on human health: a critical review. *Toxin Reviews*, 35 (3–4), 98–105.
<https://doi.org/10.1080/15569543.2016.1201513>
- Berrojalbiz, N., Dachs, J., Ojeda, M. J., Valle, M. C., Castro-Jiménez, J., Wollgast, J., Ghiani, M., Hanke, G., & Zaldivar, J. M. (2011). Biogeochemical and physical controls on concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and plankton of the Mediterranean and Black Seas. *Global Biogeochemical Cycles*, 25(4), 1–14.
<https://doi.org/10.1029/2010GB003775>
- Blair, T. C., & Mcpherson, J. G. (1999). Grain-size and textural classification of coarse sedimentary particles. *Journal of Sedimentary Research*, 69 (January), 6–19.
<https://doi.org/10.2110/jsr.69.6>
- BPS-Jakarta. (2020). *Provinsi DKI Jakarta Dalam Angka*. (Bidang Integrasi Pengolahan dan Diseminasi BPS DKI Jakarta (ed.); Pertama). BPS Provinsi DKI Jakarta.
- Cincinelli, A., Stortini, A. M., Perugini, M., Checchini, L., & Lepri, L. (2001). Organic pollutants in sea-surface microlayer and aerosol in the coastal environment of Leghorn - (Tyrrhenian Sea). *Marine Chemistry*, 76 (1–2), 77–98.
[https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(01\)00049-4](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(01)00049-4)
- Croxtan, A. N., Wikfors, G. H., & Schulerbrandt-Gragg, R. D. (2012). Immunomodulation in eastern oysters, *Crassostrea virginica*, exposed to a PAH-contaminated, microphytobenthic diatom. *Aquatic Toxicology*, 118–119, 27–36.
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.02.023>
- Dsikowitzky, L., Nordhaus, I., Jennerjahn, T. C., Khrycheva, P., Sivatharshan, Y., Yuwono, E., & Schwarzbauer, J. (2011). Anthropogenic organic contaminants in water, sediments and benthic organisms of the mangrove-fringed Segara Anakan Lagoon, Java, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 62(4), 851–862.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.02.023>
- Dsikowitzky, L., Schwarzbauer, J., & Littke, R. (2002). Distribution of polycyclic musks in water and particulate matter of the Lippe River (Germany). *Organic Geochemistry*, 33(12), 1747–1758.
[https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00115-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00115-8)
- Dwiyitno, Dsikowitzky, L., Nordhaus, I., Andarwulan, N., Irianto, H. E., Lioe, H. N., Ariyani, F., Kleinertz, S., & Schwarzbauer, J. (2016). Accumulation patterns of lipophilic organic contaminants in surface sediments and in economic important mussel and fish species from Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 110(2), 767–777.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.034>
- Ghanavati, N., Nazarpour, A., & Watts, M. J. (2019). Status, source, ecological and health risk assessment of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Abadan, Iran. *Catena*, 177 (February), 246–259.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.022>
- Gigliotti, C. L., Brunciak, P. A., Dachs, J., Glenn, T. R., Nelson, E. D., Totten, L. A., & Eisenreich, S. J. (2002). Air-water exchange of polycyclic aromatic

- hydrocarbons in the New York-New Jersey, USA, Harbor Estuary. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(2), 235–244.
<https://doi.org/10.1002/etc.5620210203>
- Gu, Y.-G., Lin, Q., Lu, T. T., Ke, C. L., Sun, R. X., & Du, F. Y. (2013). Levels, composition profiles and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from Nan'ao Island, a representative mariculture base in South China. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1–2), 310–316.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.039>
- Gu, Y., Li, H., & Lu, H. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments from the largest deep plateau lake in China: Occurrence , sources and biological risk. *Ecological Engineering*, 101, 179–184.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.007>
- Guigue, C., Tedetti, M., Ferretto, N., Garcia, N., Méjanelle, L., & Goutx, M. (2014). Spatial and seasonal variabilities of dissolved hydrocarbons in surface waters from the Northwestern Mediterranean Sea: Results from one year intensive sampling. *Science of the Total Environment*, 466–467, 650–662.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.082>
- Gustafsson, O., Haghseta, F., Chan, C., Macfarlane, J., & Gschwend, P. M. (1997). *Quantification of the Dilute Sedimentary Soot Phase: Implications for PAH Speciation and Bioavailability*. 31(1), 203–209.
- Hadibarata, T., Syafiuddin, A., & Ghfar, A. A. (2019). Abundance and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Mahakam River. *Marine Pollution Bulletin*, 149 (October).
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.11.0650>
- Huang, W., Wang, Z., Yan, W., & Bay, L. (2012). Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Zhanjiang Bay and Leizhou Bay , South China. *Marine Pollution Bulletin*, 64(9), 1962–1969.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.023>
- Kasiotis, K. M., Emmanouil, C., Anastasiadou, P., Papadi-Psyllou, A., Papadopoulos, A., Okay, O., & Machera, K. (2015). Organic pollution and its effects in the marine mussel *Mytilus galloprovincialis* in Eastern Mediterranean coasts. *Chemosphere*, 119, S145–S152.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.078>
- Khozanah, Yogaswara, D., Wulandari, I., Edward, Hindarti, D., & Dede Falahudin. (2019). Concentration, spatial distribution, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine surface sediments from Cirebon coastal water, West Java, Indonesia. *AIP Conference Proceedings*, 2175(020066), 1–6.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1063/1.5134630>
- Koropitan, A. F., Ikeda, M., Damar, A., & Yamanaka, Y. (2009). Influences of physical processes on the ecosystem of Jakarta Bay: a coupled physical – ecosystem model experiment. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 336–348.
- Liu, L., Liu, R., Yu, W., Xu, F., Men, C., Wang, Q., & Shen, Z. (2016). Risk assessment and uncertainty analysis of PAHs in the sediments of the Yangtze River. *Marine Pollution Bulletin*.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.009>
- Liu, M., Feng, J., Hu, P., Tan, L., Zhang, X., & Sun, J. (2016). Spatial-temporal distributions, sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface water and suspended particular matter from the upper reach of Huaihe River, China. *Ecological Engineering*, 95, 143–151.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.045>
- Lohmann, R., Macfarlane, J. K., & Gschwend, P. M. (2005). *Importance of Black Carbon to Sorption of Native PAHs , PCBs , and PCDDs in Boston and New York Harbor Sediments*. 39 (1), 141–148.
- Long, E. R., Bin, C., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). *Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments*. 19 (1), 81–97.
- Luo, X. J., Chen, S. J., Mai, B. X., Yang, Q. S., Sheng, G. Y., & Fu, J. M. (2006). Polycyclic aromatic hydrocarbons in suspended particulate matter and sediments from the Pearl River Estuary and adjacent coastal areas, China. *Environmental Pollution*, 139(1), 9–20.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.001>

- Macdonald, D. D., Carr, R. S., Calder, F. D., Long, E. R., & Ingersoll, C. G. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5, 253–278.
- Magi, E., Bianco, R., Ianni, C., & Di Carro, M. (2002). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Adriatic Sea. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 119 (1), 91–98. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12125734>
- Masood, N., Zakaria, M. P., Halimoon, N., Aris, A. Z., Magam, S. M., Kannan, N., Mustafa, S., Ali, M. M., Keshavarzifard, M., Vaezzadeh, V., Alkhadher, S. A. A., & Al-Odaini, N. A. (2016). Anthropogenic waste indicators (AWIs), particularly PAHs and LABs, in Malaysian sediments: Application of aquatic environment for identifying anthropogenic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 102 (1), 160–175. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.032>
- Mitra, S., & Blanchi, T. S. (2003). A preliminary assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon distributions in the lower Mississippi River and Gulf of Mexico. *Marine Chemistry*, 82(3–4), 273–288. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(03\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(03)00074-4)
- Nascimento, R. A., Almeida, M. De, Escobar, N. C. F., Ferreira, S. L. C., & Queiroz, A. F. S. (2017). Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organic matter in surface sediments of an estuary under petroleum activity influence, Todos os Santos Bay, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 119 (2), 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.069>
- Phale, P. S., Sharma, A., & Gautam, K. (2019). Microbial degradation of xenobiotics like aromatic pollutants from the terrestrial environments. In *Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology Emerging Contaminants and Micro Pollutants*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816189-0.00011-1>
- Pongpiachan, S., Hattayanone, M., Tipmanee, D., Suttinun, O., & Khumsup, C. (2017). Chemical characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in 2013 Rayong oil spill-affected coastal areas of Thailand. *Environmental Pollution*, xxx, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.096>
- PTPIN. (2014). Pengembangan Terpadu Pesisir Ibukota Negara. In *Kementerian Koordinator Bidang Perekonomian*.
- PTSP. (2015). *Penanaman Modal Sektor Utilitas Provinsi DKI Jakarta. Pelayanan Terpadu Satu Pintu - DKI Jakarta*. ptsp.jakarta.go.id
- Rinawati, Koike, T., Koike, H., Kurumisawa, R., Ito, M., Sakurai, S., Togo, A., Saha, M., Arifin, Z., & Takada, H. (2012). Distribution, source identification, and historical trends of organic micropollutants in coastal sediment in Jakarta Bay, Indonesia. *Journal of Hazardous Materials*, 217–218, 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.023>
- Roldán-Wong, N. T., Kidd, K. A., Ceballos-Vázquez, B. P., Rivera-Camacho, A. R., & Arellano-Martínez, M. (2020). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mussels (*Modiolus capax*) from sites with increasing anthropogenic impact in La Paz Bay, Gulf of California. *Regional Studies in Marine Science*, 33, 100948. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100948>
- Rositasari, R., Puspitasari, R., Nurhati, I., Purbonegoro, T., & Yogaswara, D. (2017). Review Penelitian Oseanografi di Teluk Jakarta 1970-2015. In *5 Dekade LIPI di Teluk Jakarta*.
- Steinhauer, M. S., & Boehm, P. D. (1992). The composition and distribution of saturated and aromatic hydrocarbons in nearshore sediments, river sediments, and coastal peat of the Alaskan Beaufort Sea: Implications for detecting anthropogenic hydrocarbon inputs. *Marine Environmental Research*, 33(4), 223–253. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(92\)90140-H](https://doi.org/10.1016/0141-1136(92)90140-H)
- Stortini, A. M., Martellini, T., Del Bubba, M., Lepri, L., Capodaglio, G., & Cincinelli, A. (2009). n-Alkanes, PAHs and surfactants in the sea surface microlayer and sea water samples of the Gerlache Inlet sea (Antarctica). *Microchemical Journal*, 92 (1), 37–43. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2008.11.005>
- Sun, P. (2004). *Investigation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) on Dry Flue Gas Desulfurization (FGD) By Products*. The Ohio State University.

- <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Sun, R., Sun, Y., Li, Q. X., Zheng, X., Luo, X., & Mai, B. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and marine organisms: Implications of anthropogenic effects on the coastal environment. *Science of the Total Environment*, 640–641, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.320>
- Tobiszewski, M., & Namieśnik, J. (2012). PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 162, 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.025>
- Tong, Y., Chen, L., Liu, Y., Wang, Y., & Tian, S. (2019). Distribution, sources and ecological risk assessment of PAHs in surface seawater from coastal Bohai Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 142 (April), 520–524. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.004>
- USEPA. (1984). Health Effects Assessment for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). In *Health and Environment Assessment* (EPA-540).
- Wallace, W. E. (2018). *Mass Spectra. By NIST Mass Spectrometry Data Center.* <https://webbook.nist.gov/chemistry/#Documentation>
- Wang, C., Zou, X., Gao, J., Zhao, Y., Yu, W., Li, Y., & Song, Q. (2016). Pollution status of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from the Yangtze River Estuary and its adjacent coastal zone. *Chemosphere*, 162, 80–90. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.075>
- Wang, C., Zou, X., Li, Y., Zhao, Y., Song, Q., & Yu, W. (2017). Pollution levels and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from two typical estuaries in China. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 917–925. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.027>
- Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *Journal of Geology*, 377–392.
- Wulp, S. A. Van Der, Damar, A., Ladwig, N., & Hesse, K. (2016). Numerical simulations of river discharges, nutrient flux and nutrient dispersal in Jakarta Bay, Indonesia. *MPB*, 110 (2), 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.015>
- Yamagata, T., Behera, S. K., Luo, J., Masson, S., Jury, M. R., & Rao, S. a. (2004). Coupled Ocean-Atmosphere Variability in the Tropical Indian Ocean plays important roles in seasonal and interannual climate variations. *American Geophysical Union*, 147, 189–211.
- Yamaguchi, C., & Lee, W. (2010). A cost effective , sensitive , and environmentally friendly sample preparation method for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in solid samples. *Journal of Chromatography A*, 1217(44), 6816–6823. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2010.08.055>
- Yang, D., Qi, S., Zhang, Y., Xing, X., Liu, H., Qu, C., Liu, J., & Li, F. (2013). Levels , sources and potential risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in multimedia environment along the Jinjiang River mainstream. *Marine Pollution Bulletin*, 76(1–2), 298–306. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.016>
- Yogaswara, D., Wulandari, I., Khozanah, K., Edward, E., & Falahudin, D. (2019). Distribusi Spasial, Sumber Pencemaran, dan Kajian Risiko Ekologi Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) dalam Sedimen Pesisir di Pulau Bintan, Indonesia. *Jurnal Teknologi Lingkungan*. <https://doi.org/10.29122/jtl.v20i2.3547>
- Yunker, M. B., & Macdonald, R. W. (2003). Petroleum biomarker sources in suspended particulate matter and sediments from the Fraser River Basin and Strait of. *Organic Geochemistry*, 34, 1525–1541. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(03\)00157-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(03)00157-8)
- Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, H., Goyette, D., & Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33, 489–515.
- Zhang, P., & Chen, Y. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in surface soil of China: A review. *Science of the Total Environment*, 605–606, 1011–1020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.247>