

Mini-Ulasan Adsorpsi Anthrasena, Fenanthrena dan Fluorena Menggunakan Material Berbasis Karbon Berpori, Silika dan Zeolit

Winda Br Purba¹, Grandprix Thomryes Marth Kadja², Muhammad Yudhistira Azis^{1*}

¹Kelompok Keahlian Kimia Analitik, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Institut Teknologi Bandung, Jl. Ganesha No 10, Bandung 40132, Indonesia

²Kelompok Keahlian Kimia Anorganik dan Fisik, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Institut Teknologi Bandung, Jl. Ganesha No 10, Bandung 40132, Indonesia

*Corresponding author: m.yudhistira.azis@mail.chem.itb.ac.id

Abstract

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) are classified as organic pollutants with serious carcinogenicity, mutagenicity, and teratogenicity in living organisms. Also, they are considerably stable in the aquatic environment, thus, increasingly threatening human life. Anthracene, Phenanthrene and Fluorene are typical PAHs, mostly found in the industrial waste. The removal of PAH compounds is performed through adsorption as the most effective method for treating polluted water due to its low cost and simplicity in removing pollutants content. Herein, a mini-review focusing on the adsorption of PAH with various porous adsorbents such as, activated carbon, biochar, Grafena, zeolite and mesoporous, is comprehensively presented. Several factors that influence the adsorption capability of the adsorbents, including specific surface area, pore size and adsorbent pore volume, are thoroughly elaborated. The adsorption PAH were obtained in the pH range of 2-12, contact times of 1-24 hours, and temperatures of 20-45 ° C, and PAH concentrations of 2-60 mg / L, which provide a reference for the specific range in evaluating the adsorption performance of PAH with the used adsorbent.

Keywords: *adsorption; adsorbents; PAH.*

Abstrak

Senyawa Polisiklik Aromatik Hidrokarbon (PAH) merupakan salah satu senyawa polutan organik yang bersifat karsinogen, mutagen dan teratogen pada organisme, sehingga dapat bertahan dalam air untuk waktu yang lama. Anthrasena, Fenantrena, dan Fluorena adalah jenis PAH yang banyak dihasilkan dari limbah industri. Penghilangan senyawa PAH dilakukan dengan metode adsorpsi sebagai metode paling efektif untuk pengolahan air yang tercemar karena biaya yang rendah dan sederhana dalam menghilangkan kandungan polutan. Pada penelitian ini telah dilakukan studi literatur terhadap adsorpsi PAH dengan berbagai adsorben bahan karbon berpori seperti Karbon Aktif, Biochar dan Grafena dan adsorben bahan mesoporus Silika seperti PMO, MCM-41, NH2-SBA-15, dan klinoptilolit (zeolite). Terdapat beberapa faktor yang mempengaruhi kemampuan adsorpsi dari Karbon aktif dan silika seperti luas permukaan spesifik, ukuran

pori dan volume pori adsorben. Parameter adsorpsi PAH dengan karbon aktif dan silika yang diperoleh seperti pH dalam rentang 2-12, waktu kontak 1-24 jam, suhu 20-45°C, konsentrasi PAH 2-60 mg/L memberikan acuan rentang spesifik dalam mengevaluasi kinerja adsorpsi PAH dengan adsorben yang digunakan.

Kata kunci: adsorpsi; adsorben; PAH.

1. Pendahuluan

Pencemaran air merupakan salah satu masalah lingkungan. Pencemaran air terjadi akibat adanya logam-logam berat dan senyawa organik yang melebihi kadar yang sudah ditetapkan. Senyawa PAH merupakan salah satu senyawa organik yang menjadi sumber pencemaran air. PAH berasal dari berbagai aktivitas baik aktivitas alami maupun aktivitas antropogenik. Aktivitas alami yang menghasilkan senyawa PAH adalah seperti letusan gunung berapi, perembesan minyak, kebakaran hutan. Sedangkan aktivitas antropogenik penghasil senyawa kontaminan ini adalah akibat dari kegiatan industri seperti industri minyak bumi, pembangkit tenaga listrik, batu bara, aspal dan mesin-mesin pembakaran [1]. Menurut WHO (2000) ambang batas kandungan PAH dalam air adalah 0,05 µg/L [2]. Hasil penelitian menunjukkan bahwa PAH adalah polutan yang bersifat karsinogen, mutagen atau teratogen pada organisme, senyawa ini dapat bertahan dalam air untuk waktu yang lama [3]. Senyawa PAH yang mengendap ke dasar perairan sangat beracun bagi organisme perairan. Senyawa PAH dianggap sebagai

polutan prioritas karena berbahaya bagi organisme [4] dan berbagai jenis PAH merupakan polutan yang berpotensi membahayakan kesehatan manusia meskipun pada tingkat konsentrasi yang rendah [5].

PAH terdiri atas dua klasifikasi PAH dengan massa molekul rendah dan massa molekul yang tinggi. Beberapa studi melaporkan bahwa tingkat ketoksikan dari senyawa PAH tertinggi dimiliki oleh PAH dengan struktur satu, dua dan tiga benzena [2]. Antrasena, fluorena, dan fenantrena merupakan senyawa PAH molekular rendah yang memiliki tiga cincin benzena. Penelitian Mojiri, *et al* (2019) melaporkan kandungan fenantrena, antrasena dan fluorena berturut-turut dalam air tercemar adalah 33,0-6.495.000 ng/L; 42,0-294,9 ng/L; dan 20-234.000 ng/L [6]. Senyawa fenantrena adalah senyawa yang paling banyak dihasilkan dari insinerasi biosolid, limbah berbahaya, petrokimia, dan pembakaran batubara. Konsentrasi fenantrena pada air limbah minyak bumi mencapai 7,6-9,9 µg/L [6]. Antrasena adalah senyawa yang banyak dihasilkan dari industri aluminium dan pembakaran batubara. Fluorena merupakan

senyawa yang juga banyak dihasilkan dari pembakaran batu bara [2].

Berbagai metode telah dilakukan dalam mendegradasi PAH di lingkungan perairan, seperti fotolisis, oksidasi, biodegradasi, adsorpsi, dan volatilisasi [7]. Namun, beberapa dari metode-metode tersebut kurang efektif dilakukan karena PAH stabil dan resisten di lingkungan karena PAH memiliki kelarutan dan volatilitas yang rendah serta respon yang lambat terhadap biodegradasi [5]. Adsorpsi adalah salah satu metode yang dianggap sebagai metode efektif untuk pengolahan air yang tercemar karena biaya yang rendah, sederhana dan ketidakpekaan terhadap polutan yang beracun. Adsorben yang sering digunakan dalam adsorpsi senyawa PAH adalah bahan karbon berpori dan mesoporus silika. Jenis-jenis adsorben bahan karbon berpori, seperti : karbon aktif, *Granula Active Carbon* (GAC), *Powder Active Carbon* (PAC), Biochar, dan Grafena. Adsorben mesoporus silika yang paling banyak digunakan adalah SBA-15, MCM-41, dan modifikasinya (*PMO/periodic mesoporous organosilica*). Bahan karbon berpori memiliki beberapa kekurangan seperti mudah terbakar, tidak tahan terhadap suhu yang tinggi [8]. Berbeda dengan karbon berpori, mesoporus silika memiliki beberapa keunggulan seperti ketahanan terhadap suhu yang tinggi, selektivitas dan aktivitas dalam reaksi kimia sehingga dapat dijadikan sebagai

adsorb [9]. Zeolit memiliki porositas yang lebih besar bila dibandingkan dengan adsorben mesoporus silika.

Tujuan ulasan ini adalah melakukan studi kajian perbandingan hasil adsorpsi PAH (antracena, fenantrena dan fluorena) dengan adsorbenn karbon berpori, mesoporus silika dan zeolit, mengevaluasi parameter kinerja dan karakterisasi adsorpsi PAH menggunakan dengan adsorben karbon berpori, mesoporus silika dan zeolit.

2. Metode Adsorpsi

Pada umumnya, sistem adsorpsi terbagi atas dua macam, yaitu metode adsorpsi dengan sistem *batch* dan metode adsorpsi dengan sistem kontinyu. Pada sistem *batch* proses adsorpsi dilakukan pada sebuah wadah yang berisi adsorbat dengan adsorben. Kemudian dilakukan pengadukan pada kecepatan, waktu, dan suhu tertentu untuk menghasilkan kontak yang merata saat terjadi proses adsorpsi sedangkan adsorpsi sistem kontinyu dilakukan pada suatu sistem yang adsorben dan adsorbat selalu berkontak sehingga menghasilkan kontak yang relatif konstan. Metode yang banyak dilakukan dalam adsorpsi senyawa PAH ialah metode *batch*. Dalam literatur adsorpsi PAH yang dikaji terdapat beberapa parameter adsorpsi yaitu pengaruh pH, temperatur, waktu kontak, konsentrasi analit, kemudian isoterm adsorpsi, studi kinetika dan termodinamika kimia.

Tabel 1. Metode Adsorpsi PAH berbagai jenis adsorben

Adsorben	Metode adsorpsi	Jenis PAH	Sumber
Karbon Aktif	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan Uv-Vis)	PHE ANT	[10, 11]
GAC (granula Active carbon)	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan Uv/vis)	NAP FLU ACE ANT PYR FL	[12]
PAC (powder active carbon)	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan GC-MS)	ANT PYR PHE	[13]
Biochar	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan HPLC)	PHE	[14]
Grafena	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan HPLC)	NAP	[15]
PMO (periodik mesoporus organosilika)	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan GC-MS)	ACE FL FLU NAP PYR	[16]
NH ₂ -SBA-15 organic–inorganic nanohybrid	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan Uv/vis)	NAP PHE	[17]
MCM-41	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan Uv/vis)	NAP PHE	[18,19]
Klinoptilolit	Metode <i>Batch</i> (analisis PAH dengan Uv/vis)	ANT FL FLU PHE PYR	[20]

*PHE = Fenantrena, ANT = Antrasena, NAP = Naftalena, FLU = Fluorantena , FL = Fluorena, PYR = Pirena, dan ACE = Acenaftena.

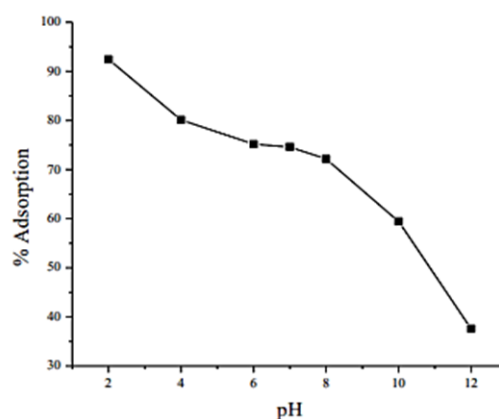
Pada Tabel 1 parameter adsorpsi yang dikaji dari beberapa adsorben seperti bahan karbon berpori (karbon aktif, *biochar* dan Grafena), zeolit dan mesoporus silika (PMO, MCM-41, dan NH₂-SBA-15) masing-masing jurnal dievaluasi dengan analisis PAH yang berbeda-beda seperti menggunakan Uv/vis (*Ultra-violet/Visible*), HPLC (*High Performance Liquid Chromatography*), dan GC-MS (*Gas Chromatography-Mass Spectrometry*). Berikut merupakan tabel metode adsorpsi PAH dengan berbagai adsorben dan metode yang digunakan dalam analisis PAH.

3. Parameter Adsorpsi

3.1. Pengaruh pH terhadap Adsorpsi

Pada variasi pH untuk karbon aktif diperoleh bahwa adsorpsi maksimum pada pH 2,0 dengan proses adsorpsi yang diperoleh adalah >90%. Hal ini dikarenakan pada pH yang rendah terjadi penambahan muatan positif (H⁺) di permukaan karbon aktif sehingga interaksi antara karbon aktif dan PAH semakin tinggi. Namun pada pH 12,0 terjadi proses adsorpsi yang minimum <40%, hal ini dikarenakan pada pH yang lebih tinggi, muatan positif pada permukaan karbon aktif akan berkurang dan muatan negatif (ion OH⁻) berinteraksi dengan molekul PAH untuk adsorpsi pada situs aktif, sehingga mengurangi efisiensi adsorpsi dari karbon

aktif [10]. Berikut grafik yang diperoleh pada adsorpsi Fenantrena dengan karbon aktif.

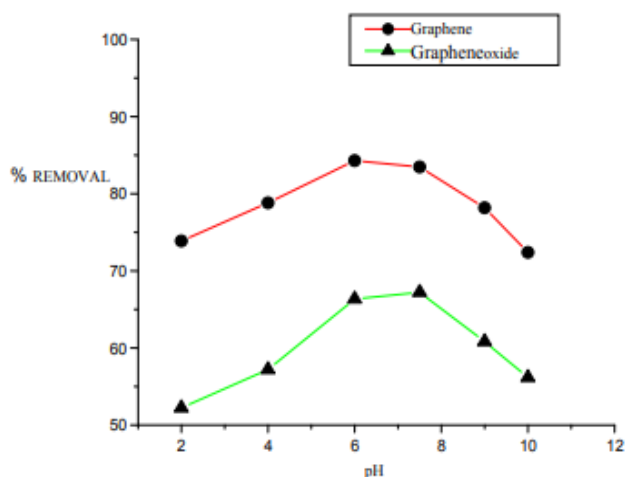


Gambar 1. Pengaruh pH terhadap persen adsorpsi Fenantrena.

Hasil yang berbeda diperoleh pada Biochar diperoleh bahwa tidak adanya variasi yang signifikan untuk adsorpsi PAH dengan Biochar dalam kisaran pH 2-11. Hal ini dikarenakan PAH merupakan senyawa organik non-ionik dan tidak terionisasi dalam larutan air. Sehingga pengaruh pH tidak akan mempengaruhi PAH juga pada Biochar. Pada pH rendah penambahan muatan positif (H⁺) hanya akan mengikat Biochar dengan gaya tarik elektrostatik [14]

Untuk Grafena, adsorpsi dengan PAH diperoleh bahwa pada pH yang tinggi interaksi yang dominan adalah interaksi hidrofobik [21]. Oleh karena itu semakin tinggi pH maka proses adsorpsi semakin meningkat. Dalam penelitian tersebut juga diperoleh bahwa adsorpsi Grafena memiliki kapasitas adsorpsi yang lebih rendah untuk PAH bila dibandingkan dengan Grafena Oksida. Jurnal yang berbedadalam hal proses adsorpsi PAH,

peningkatan pH mengakibatkan terjadinya deprotonasi gugus fungsi COOH dan OH⁻ dari Grafena Oksida. Gugus COO⁻ bersifat donor elektron yang kuat sehingga interaksi antara Grafena dan PAH sangat kuat pada pH yang rendah. Grafena memiliki kapasitas adsorpsi yang lebih besar bila dibandingkan dengan Grafena Oksida, hal ini dikaitkan dengan interaksi π - π pada Grafena Oksida memiliki kerapatan π -elektron yang lebih rendah dan strukturnya mengandung lebih banyak kelompok fungsional Oksida [15]. Perbedaan persen adsorpsi Grafena dengan Grafena Oksida ditampilkan pada grafik berikut.



Gambar 2. Pengaruh pH terhadap persen adsorpsi Naftalena dengan Grafena dan Grafena Oksida [15]

Pada mesoporus silika, NH₂-SBA-15 kapasitas maksimum adsorpsi terjadi pada pH 2 dan mengalami penurunan kapasitas adsorpsi dengan meningkatnya pH. Hal ini dikarenakan pada pH rendah terjadi pembentukan NH₃⁺ pada permukaan NH₂-

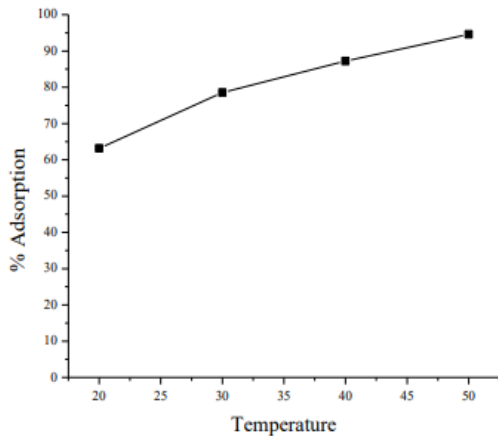
SBA-15, sehingga terjadi peningkatan interaksi elektrostatis antara muatan permukaan adsorben dan PAH [17].

Hasil yang sama diperoleh pada MCM-41, kapasitas maksimum adsorpsi terjadi pada pH 4. Pada pH yang rendah interaksi antara amina bermuatan positif dari adsorben MCM-41 dalam media asam dan sistem elektron yang terdelokalisasi dari cincin aromatik PAH menghasilkan interaksi yang lebih tinggi antara molekul PAH dengan permukaan MCM-4 sebagai adsorben [19].

Untuk adsorpsi dengan Zeolit, hasil adsorpsi PAH tidak dipengaruhi oleh pH. Hal ini dikarenakan sifat dari PAH maupun zeolit klinoptilolit yang digunakan. PAH memiliki struktur molekul yang stabil, tidak terionisasi dalam air dan struktur yang dimiliki pada dasarnya tidak berubah seiring dengan perubahan pH. Klinoptilolit pada percobaan merupakan klinoptilolit yang dimodifikasi, adanya interaksi hidrofobik antara PAH dan suraktan pada permukaan klinoptilolit membuat pH tidak berdampak pada proses adsorpsi [20].

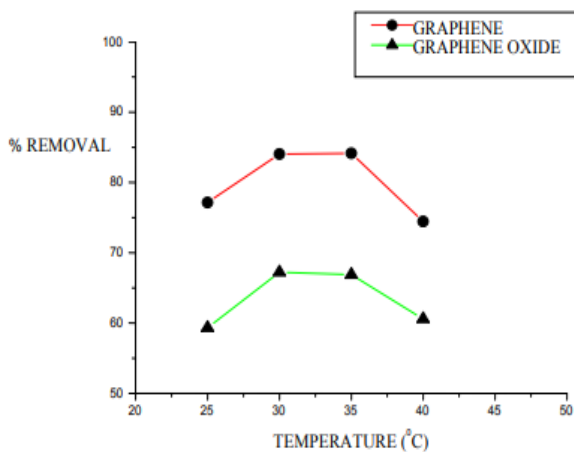
3.2. Pengaruh Suhu terhadap Adsorpsi

Pada karbon aktif adsorpsi meningkat saat suhu meningkat. Hal yang sama diperoleh pada mesoporus silika dengan meningkatnya suhu proses adsorpsi juga meningkat hal ini disebut dengan reaksi endoterm. Berikut adalah grafik pengaruh suhu terhadap persen adsorpsi pada karbon aktif [10].



Gambar 3. Pengaruh suhu terhadap persen adsorpsi Fenantrena dengan karbon aktif [10].

Proses adsorpsi oleh Grafena pada grafik meningkat secara perlahan dengan meningkatnya suhu, kemudian mencapai kesetimbangan, namun pada suhu yang lebih tinggi situs aktif melemah sehingga proses adsorpsi menurun. Berikut adalah grafik persen adsorpsi PAH dengan suhu adsorpsi pada Grafena dan Grafena Oksida [15].



Gambar 4. Pengaruh suhu terhadap persen adsorpsi Naftalena dengan Grafena dan Grafena Oksida [15].

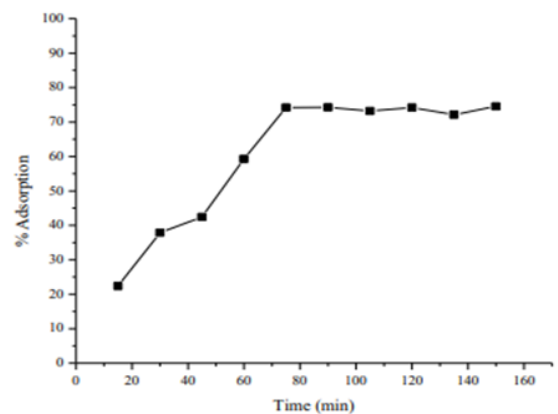
Pada zeolit klinoptilolit adsorpsi PAH berkurang dengan meningkatnya suhu dari 5

sampai 35°C. Hal ini dikarenakan pada saat suhu dinaikkan kelarutan dari PAH juga semakin berkurang sehingga proses adsorpsi antara PAH dengan klinoptilolit lebih rendah bila dibandingkan dengan suhu rendah.

Untuk senyawa yang kelarutannya meningkat saat suhu meningkat diharapkan proses adsorpsi dilakukan pada suhu yang lebih tinggi. Namun proses adsorpsi tidak hanya bergantung pada kelarutan senyawa adsorbat, hal ini juga dipengaruhi dari adsorben yang digunakan

3.3. Pengaruh waktu kontak terhadap adsorpsi

Jumlah PAH yang teradsorpsi ke karbon aktif meningkat dengan meningkatnya waktu kontak, hal ini disebabkan oleh pengaruh migrasi yang lebih besar saat waktu yang lebih lama terhadap adsorpsi PAH. Kesetimbangan adsorpsi terjadi setelah proses adsorpsi selama 75 menit [10]. Grafik berikut menampilkan pengaruh lama nya waktu untuk proses adsorpsi terhadap persen adsorpsi Fenantrena.



Gambar 5. Pengaruh waktu kontak terhadap persen adsorpsi Fenantrena dengan karbon aktif.

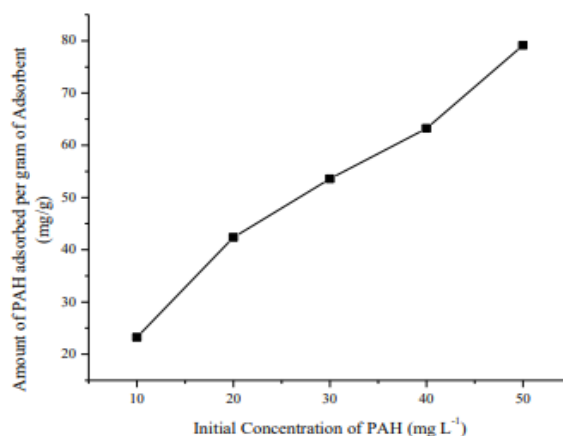
Pada MCM-41 adsorpsi PAH terjadi sangat cepat pada 20 menit awal, lalu perlahan-lahan mencapai kesetimbangan dalam 60 menit dan tidak ada perubahan signifikan lebih lanjut dalam adsorpsi yang telah diamati sampai 2 jam [19]. Bila dibandingkan karbon aktif dengan MCM-41 waktu kesetimbangan adsorpsi pada karbon aktif lebih lama, hal ini dikarenakan porositas dan luas permukaan adsorben. Ukuran pori dan luas permukaan yang lebih besar pada mesoporus silika menyebabkan proses adsorpsi terjadi secara cepat, sehingga lebih cepat mencapai waktu kesetimbangan adsorpsi.

Pada adsorpsi PAH dengan klinoptilolit adsorpsi meningkat saat waktu kontak meningkat, kesetimbangan adsorpsi diperoleh saat 24 jam hal ini dikarenakan konsentrasi awal PAH yang digunakan sangat sedikit sehingga membutuhkan waktu yang lama dalam proses adsorpsi. Waktu kontak juga dipengaruhi dari kelarutan dan sifat hidrofobik dari senyawa. [20].

3.4. Pengaruh Konsentrasi PAH terhadap Adsorpsi

Hal yang sama diperoleh pada setiap adsorben baik karbon berpori, mesoporus silika, maupun zeolit yang digunakan. Ketika konsentrasi awal meningkat maka waktu kesetimbangan akan tercapai lebih cepat dan kapasitas adsorpsi juga meningkat. Hal ini dikarenakan semakin banyak konsentrasi awal

PAH yang digunakan maka interaksi antara PAH dengan adsorben juga semakin mudah dan interaksi yang terjadi semakin meningkat sehingga lebih banyak PAH yang diadsorpsi dalam waktu yang lebih cepat. Molekul PAH yang lebih banyak berinteraksi dengan situs aktif adsorben menghasilkan kapasitas adsorpsi yang lebih tinggi. Dapat dilihat pada grafik pengaruh konsentrasi Fenantrena dengan kapasitas adsorpsi PAH sebagai berikut.



Gambar 6. Pengaruh konsentrasi awal Fenantrena terhadap kapasitas adsorpsi dengan karbon aktif.

3.5. Isoterm Adsorpsi

Isoterm adsorpsi dilakukan untuk menentukan karakteristik dari adsorpsi. Dari penelitian-penelitian yang dilakukan diperoleh bahwa setiap adsorben memiliki isoterm adsorpsi yang berbeda-beda. Hal ini dipengaruhi dari proses adsorpsi masing-masing adsorben. Isoterm Adsorpsi ditentukan dengan Persamaan Langmuir dan Freundlich. Isoterm Langmuir menggunakan

3 pendekatan, yaitu adsorpsi terjadi di permukaan dan membentuk lapisan tunggal (*monolayer*), memiliki permukaan seragam dan situs adsorpsi yang sama serta hanya bias diisi oleh satu molekul adsorbat, serta tidak ada interaksi antara molekul pada berbagai situs. Isoterm Langmuir dapat dituliskan dalam bentuk persamaan sebagai berikut.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_L q_m} \times \frac{1}{C_e} \times \frac{1}{q_m} \quad (\text{eq 1})$$

C_e merupakan konsentrasi adsorbat pada saat kesetimbangan (mg.L^{-1}), q_e adalah kapasitas adsorpsi pada saat kesetimbangan (mg/g), q_m dan q_e pada monolayer (konstanta adsorpsi) dan K_L adalah konstanta isoterm Langmuir ($1/\text{mg}$). Kurva linier antara $\frac{C_e}{q_e}$ terhadap C_e diplot berdasarkan adsorpsi hasil eksperimen kemudian ditentukan nilai q_m dan dengan meninjau nilai *slope* dan *intercept* dari persamaan liniernya. Kemudian, dilakukan *curve fitting* dengan mensubstitusi nilai q_m dan K_L ke persamaan non-linier isoterm adsorpsi Langmuir yang ditunjukkan pada persamaan berikut.

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (\text{eq 2})$$

Sedangkan isoterm Freundlich dapat digunakan dalam proses adsorpsi di permukaan yang heterogen dan membentuk monolayer [22]. Lalu bentuk linear isoterm Freundlich dapat dituliskan dalam persamaan berikut.

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (\text{eq 3})$$

Dengan q_e adalah kapasitas adsorpsi pada saat kesetimbangan (mg/g); C_e adalah konsentrasi adsorbat pada saat kesetimbangan (mg.L^{-1}); K_F adalah konstanta isoterm Freundlich dan n adalah intensitas adsorpsi. Nilai K_F dan n dapat ditentukan dari kurva linear antara $\log q_e$ terhadap $\log C_e$ dengan $\log K_F$ sebagai perpotongan (*intercept*) dan $\frac{1}{n}$ sebagai kemiringan (*slope*) pada persamaan linearnya. Kemudian, dilakukan *curve fitting* dengan mensubstitusi nilai K_F dan n ke persamaan non-linier isoterm adsorpsi Freundlich yang ditunjukkan pada persamaan berikut [23].

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (\text{eq 4}).$$

Untuk bahan karbon berpori terdapat adsorpsi senyawa PAH dengan Karbon aktif dan Grafena mengikuti model Langmuir, Biochar mengikuti model Sips yang merupakan gabungan dari model Freundlich dan Langmuir. Mekanisme adsorpsi PAH pada Biochar terjadi melalui interaksi- π dan interaksi hidrofobik yang kemudian senyawa PAH yang teradsorpsi akan masuk ke dalam pori-pori biochar melalui proses pengisian pori. Untuk bahan silika mesopori, Adsorpsi PAH dengan NH_2 -SBA-15, dan MCM-41 mengikuti model Langmuir.

3.6. Kinetika Adsorpsi

Kinetika adsorpsi dilakukan untuk menentukan difusi adsorbat ke dalam pori adsorben. Berdasarkan jurnal adsorpsi senyawa PAH dengan material karbon berpori, mesoporus silika, dan zeolit memiliki kinetika adsorpsi orde dua semu yang berarti bahwa adsorpsi PAH mengikuti proses *chemisorption*. Proses adsorpsi secara kimia (*chemisorption*) adalah proses adsorpsi yang melibatkan terjadinya reaksi kimia di permukaan adsorben, sehingga terjadi pembentukan ikatan antara adsorben dan adsorbat. Kinetika pseudo orde dua diterapkan dengan persamaan:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (\text{eq 5})$$

dengan K_2 adalah laju konstan pseudo orde dua (mg/g/min).

Menurut model pseudo orde dua, laju reaksi sebanding dengan jumlah situs aktif pada permukaan adsorben dan permbatas laju reaksi adalah adsorpsi kimia antara adsorben dan adsorbat.

3.7. Termodinamika Adsorpsi

Termodinamika adsorpsi dilakukan untuk menentukan sifat mekanisme adsorpsi. Dengan parameter, perubahan entalpi (ΔH), perubahan *energy Gibbs* (ΔG), dan perubahan entropi (ΔS). Termodinamika adsorpsi berbeda beda. Hal ini dipengaruhi dari

adsorben yang digunakan. Dengan persamaan-persamaan yang digunakan adalah sebagai berikut.

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_c \quad (\text{eq 6})$$

$$\log K_c = \frac{\Delta S^\circ}{2,303R} - \frac{\Delta H^\circ}{2,303RT} \quad (\text{eq 7})$$

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (\text{eq 8})$$

$$K_c = \frac{q_e}{C_e} \quad (\text{eq 9})$$

Dengan C_e adalah jumlah PAH yang teradsorpsi ke dalam ZSM-5 dalam kondisi kesetimbangan (mg/L); $R = 8,314 \text{ J/mol-K}$; K_c adalah konstanta kesetimbangan; T adalah suhu (K). ΔH° dan ΔS° diperoleh dari kemiringan garis Antara $\log K_c$ dan $1/T$ [23].

Bila suatu adsorpsi terjadi dengan nilai ΔG° negatif dan nilai ΔH° positif secara jelas menunjukkan ke arah spontanitas dan sifat endotermik. Ketika nilai ΔH° positif maka nilai dari kapasitas adsorpsi akan meningkat seiring meningkatnya suhu dalam proses adsorpsi.

Dalam jurnal yang dikaji, Karbon aktif mengadsorpsi senyawa Antrasena secara spontan, endotermik (ΔH° positif), dan memiliki nilai ΔS° positif. Hal ini menunjukkan semakin tinggi suhu maka adsorpsi semakin disukai dan menghasilkan nilai kapasitas adsorpsi yang semakin meningkat [10].

$\text{NH}_2\text{-SBA-15}$ mengadsorpsi senyawa PAH secara spontan (ΔG° negatif), endotermik (ΔH° positif), dan memiliki nilai

ΔS° positif. Adsorpsi PAH dengan $\text{NH}_2\text{-SBA-15}$ semakin spontan ketika suhu semakin meningkat. Berbeda dengan MCM-41 adsorpsi terjadi secara spontan (ΔG° negatif), eksotermik (ΔH° negatif), dan memiliki nilai ΔS° negatif. Hal ini menunjukkan bahwa adsorpsi dengan MCM-41 lebih disukai pada suhu rendah

4. Kesimpulan

Dari studi literatur diperoleh rentang parameter pH bahan karbon berpori 2-12; silika 2-10; zeolit 3-11, waktu kontak bahan karbon berpori 20 menit -24 jam; silika 5 menit-24 jam: zeolit 20 menit-48 jam, Suhu bahan karbon berpori 20-50°C; silika 20-45°C; zeolit 5-35°C, konsentrasi PAH bahan karbon berpori 10-50 mg/L; silika 2-60 mg/L; zeolit 50-100 $\mu\text{g/L}$.

Setiap adsorben memiliki kelebihan dan kekurangan dalam mengadsorpsi PAH. Karbon aktif memiliki porositas yang tinggi namun sifatnya sangat bergantung pada bahan prekursor, suhu dan kondisi aktivasi. Biochar merupakan karbon berpori yang diolah dari bahan limbah sehingga penggunaannya dengan biaya yang murah. Grafena memiliki luas permukaan yang lebih tinggi dari karbon aktif dan memiliki interaksi ikatan hidrogen dan ikatan $\pi\text{-}\pi$ PAH dengan adsorben lebih besar. Mesoporus silika lebih unggul dibandingkan karbon berpori karena porositas

dan stabilitas yang tinggi serta afinitas kuat antara PAH dengan adsorben lain.

Daftar Pustaka

- [1] A. O. Adeniji, O. O. Okoh, and A. I. Okoh, "Analytical Methods for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their Global Trend of Distribution in Water and Sediment: A Review," in *Recent Insights in Petroleum Science and Engineering*, 2018, pp. 394–396.
- [2] A. J. Forsgren, *Wastewater treatment: Occurrence and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. New York: CRC Press, 2015.
- [3] Q. Wang *et al.*, "Chemosphere Evaluation of fatty acid derivatives in the remediation of aged PAH-contaminated soil and microbial community and degradation gene response," *Chemosphere*, vol. 248, p. 125983, 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.125983.
- [4] M. A. Nkansah, A. A. Christy, and T. Barth, "The use of anthracene as a model compound in a comparative study of hydrous pyrolysis methods for industrial waste remediation," *Chemosphere*, vol. 84, no. 4, pp. 403–408, 2011, doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.03.061.
- [5] M. El Khames Saad, R. Khiari, E. Elaloui, and Y. Moussaoui, "Adsorption of anthracene using activated carbon and *Posidonia oceanica*," *Arab. J. Chem.*, vol. 7, no. 1, pp. 109–113, 2014, doi: 10.1016/j.arabj.2013.11.002.
- [6] A. Mojiri, J. L. Zhou, A. Ohashi, N.

- Ozaki, and T. Kindaichi, "Comprehensive review of polycyclic aromatic hydrocarbons in water sources, their effects and treatments," *Sci. Total Environ.*, vol. 696, p. 133971, 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133971.
- [7] G. Gbeddy, A. Goonetilleke, G. A. Ayoko, and P. Egodawatta, "Transformation and degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban road surfaces: Influential factors, implications and recommendations," *Environ. Pollut.*, p. 113510, 2019, doi: 10.1016/j.envpol.2019.113510.
- [8] C. F. Chang, C. Y. Chang, K. H. Chen, W. T. Tsai, J. L. Shie, and Y. H. Chen, "Adsorption of naphthalene on zeolite from aqueous solution," *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 277, no. 1, pp. 29–34, 2004, doi: 10.1016/j.jcis.2004.04.022.
- [9] H. Zhao, J. Ma, Q. Zhang, Z. Liu, and R. Li, "Adsorption and Diffusion of n - Heptane and Toluene over Mesoporous ZSM-5 Zeolites," *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 53, no. 35, pp. 13810–13819, 2014, doi: 10.1021/ie502496v.
- [10] H. Gupta, "Removal of Phenanthrene from Water Using Activated Carbon Developed from Orange Rind," *Int. J. Sci. Res. Environ. Sci.*, vol. 3, no. 7, pp. 248–255, 2015, doi: 10.12983/ijres-2015-p0248-0255.
- [11] H. Gupta, "Anthracene removal from water onto activated carbon derived from vehicular tyre," *Sep. Sci. Technol.*, vol. 53, no. 4, pp. 613–625, 2018, doi: 10.1080/01496395.2017.1405038.
- [12] D. Eeshwarasinghe, P. Loganathan, M. Kalaruban, D. P. Sountharajah, J. Kandasamy, and S. Vigneswaran, "Removing polycyclic aromatic hydrocarbons from water using granular activated carbon: kinetic and equilibrium adsorption studies," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 25, no. 14, pp. 13511–13524, 2018, doi: 10.1007/s11356-018-1518-0.
- [13] A. Rasheed, F. Farooq, U. Rafique, S. Nasreen, and M. Aqeel Ashraf, "Analysis of sorption efficiency of activated carbon for removal of anthracene and pyrene for wastewater treatment," *Desalin. Water Treat.*, vol. 57, no. 1, pp. 145–150, 2016, doi: 10.1080/19443994.2015.1015304.
- [14] W. Guo, S. Wang, Y. Wang, S. Lu, and Y. Gao, "Sorptive removal of phenanthrene from aqueous solutions using magnetic and non-magnetic rice husk-derived biochars," *R. Soc. Open Sci.*, vol. 5, no. 5, 2018, doi: 10.1098/rsos.172382.
- [15] P. Das, S. Goswami, and S. Maiti, "Removal of naphthalene present in synthetic waste water using novel Graphene /Graphene Oxide nano sheet synthesized from rice straw: comparative analysis, isotherm and kinetics," *Front. Nanosci. Nanotechnol.*, vol. 2, no. 1, pp. 38–42, 2016, doi: 10.15761/fnn.1000107.
- [16] C. B. Vidal *et al.*, "Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons from aqueous solutions by modified periodic mesoporous organosilica," *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 357, no. 2, pp. 466–

- 473, 2011, doi: 10.1016/j.jcis.2011.02.013.
- [17] A. Balati, A. Shahbazi, M. M. . Amini, and S. H. Hashemi, “Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons from wastewater by using silica-based organic – inorganic nanohybrid material,” *J. Water Reuse Desalin.*, vol. 05, no. 1, pp. 50–63, 2015, doi: 10.2166/wrd.2014.013.
- [18] Y. Hu, Y. He, X. Wang, and C. Wei, “hydrophobic MCM-41 molecular sieves,” *Appl. Surf. Sci.*, pp. 3–6, 2014, doi: 10.1016/j.apsusc.2014.05.173.
- [19] T. M. Albayati and K. R. Kalash, “Polycyclic aromatic hydrocarbons adsorption from wastewater using different types of prepared mesoporous materials MCM-41 in batch and fixed bed column,” *Process Saf. Environ. Prot.*, pp. 13–18, 2019, doi: 10.1016/j.psep.2019.11.007.
- [20] M. Hedayati, “Removal Of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon From Deionized Water & Landfill Leachate By Using Modified Clinoptilolites,” 2018.
- [21] Y. Sun, S. Yang, G. Zhao, Q. Wang, and X. Wang, “Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on graphene oxides and reduced graphene oxides,” *Chem. - An Asian J.*, vol. 8, no. 11, pp. 2755–2761, 2013, doi: 10.1002/asia.201300496.
- [22] N. Ayawei, A. N. Ebelegi, and D. Wankasi, “Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms,” *J. Chem.*, vol. 2017, no. September, 2017, doi: 10.1155/2017/3039817.
- [1] [23] A. Kumar *et al.*, “One pot Green Synthesis of Nano magnesium oxide-carbon composite: Preparation , characterization and application towards anthracene adsorption,” *J. Clean. Prod.*, vol. 237, 2019, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.117691.