

SKRIPSI - SI234831

**PENGOLAHAN LIMBAH PEMURNIAN EMAS
MENGUNAKAN KARBON AKTIF DARI LIMBAH
PLASTIK POLYETHYLENE TEREPHTHALATE
(PET): OPTIMASI DENGAN BOX BEHNKEN
DESIGN RESPONSE SURFACE METHODOLOGY
(BBD-RSM)**

SHAFIA BARANI

NRP 5050221001

Dosen Pembimbing I

Prof. Yatim Lailun Ni'mah, M.Si., PhD

NIP 19840524 2008 122006

Dosen Pembimbing II

Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph. D

NIP 19720919 1998 021002

Sarjana

Program Studi Sains Analitik dan Instrumentasi Kimia

Departemen Kimia

Fakultas Sains dan Analitika Data

Institut Teknologi Sepuluh Nopember

2026

FINAL PROJECT - SI234831

**GOLD REFINING WASTE PROCESSING OVER
PET WASTE-DERIVED ACTIVATED CARBON:
OPTIMIZATION BY BOX-BEHNKEN DESIGN
RESPONSE SURFACE METHODOLOGY (BBD-
RSM)**

SHAFA BARANI

NRP 5050221001

Supervisor I

Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., PhD

NIP 19840524 2008 122006

Supervisor II

Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.

NIP. 19720919 1998 021002

Bachelor

Analitical and Chemical Instrumentation Study Program

Department of Chemistry

Faculty of Science and Data Analytics

Institut Teknologi Sepuluh Nopember

2026



SKRIPSI - SI234831

**PENGOLAHAN LIMBAH PEMURNIAN EMAS
MENGUNAKAN KARBON AKTIF DARI LIMBAH PLASTIK
POLYETHYLENE TEREPHTHALATE (PET): OPTIMASI
DENGAN BOX BEHNKEN DESIGN RESPONSE SURFACE
METHODOLOGY (BBD-RSM)**

SHAFa BARANI

NRP 5050221001

Dosen Pembimbing I

Prof. Yatim Lailun Ni'mah, M.Si., PhD

NIP 19840524 2008 122006

Dosen Pembimbing II

Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.

NIP. 19720919 1998 021002

Sarjana

Program Studi Sains Analitik dan Instrumentasi Kimia

Departemen Kimia

Fakultas Sains dan Analitika Data

Institut Teknologi Sepuluh Nopember

2026



FINAL PROJECT - SI234831

**GOLD REFINING WASTE PROCESSING OVER PET WASTE-
DERIVED ACTIVATED CARBON: OPTIMIZATION BY BOX-
BEHNKEN DESIGN RESPONSE SURFACE METHODOLOGY
(BBD-RSM)**

SHAFa BARANI

NRP 5050221001

Supervisor I

Prof. Yatim Lailun Ni'mah, M.Si., PhD

NIP 19840524 2008 122006

Supervisor II

Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.

NIP. 19720919 1998 021002

Bachelor

Analitical and Chemical Instrumentation Study Program

Department of Chemistry

Faculty of Science and Data Analytics

Institut Teknologi Sepuluh Nopember

2026

LEMBAR PENGESAHAN

**PENGOLAHAN LIMBAH PEMURNIAN EMAS MENGGUNAKAN KARBON AKTIF
DARI LIMBAH PLASTIK POLYETHYLENE TEREPHTHALATE (PET): OPTIMASI
DENGAN BOX BEHNKEN DESIGN RESPONSE SURFACE METHODOLOGY (BBD-
RSM)**

TUGAS AKHIR

Diajukan untuk memenuhi salah satu syarat
memperoleh gelar Sarjana Sains pada
Program Studi S-1 Sains Analitik dan Instrumentasi Kimia
Departemen Kimia
Fakultas Sains dan Analitika Data
Institut Teknologi Sepuluh Nopember

Oleh : **SHAFA BARANI**

NRP. 5050221001

Disetujui oleh Tim Penguji Tugas Akhir :

1. Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., Ph.D. Pembimbing



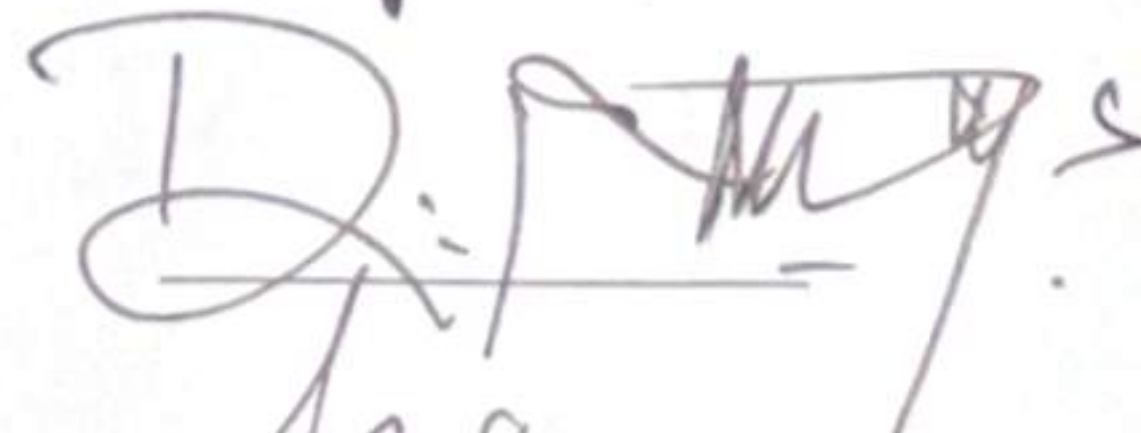
2. Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.

Ko-pembimbing



3. Drs. Djarot Sugiarso KS, M.S.

Penguji



4. Zeni Rahmawati, M.Si., Ph.D

Penguji



SURABAYA

17 JULI 2026

APPROVAL SHEET

GOLD REFINING WASTE PROCESSING OVER PET WASTE-DERIVED ACTIVATED CARBON: OPTIMISATION BY BOX BEHNKEN DESIGN RESPONSE SURFACE METHODOLOGY (BBD-RSM)

FINAL PROJECT

Submitted to fulfill one of the requirements

For obtaining a degree Bachelor of Science at

Undergraduate of Analytical and Chemical Instrumentation Study Program

Department of Chemistry

Faculty of Science and Data Analytics

Institut Teknologi Sepuluh Nopember

By : **SHAFA BARANI**

NRP. 5050221001

Approved by Final Project Examiner Team :

1. Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., Ph.D. Advisor



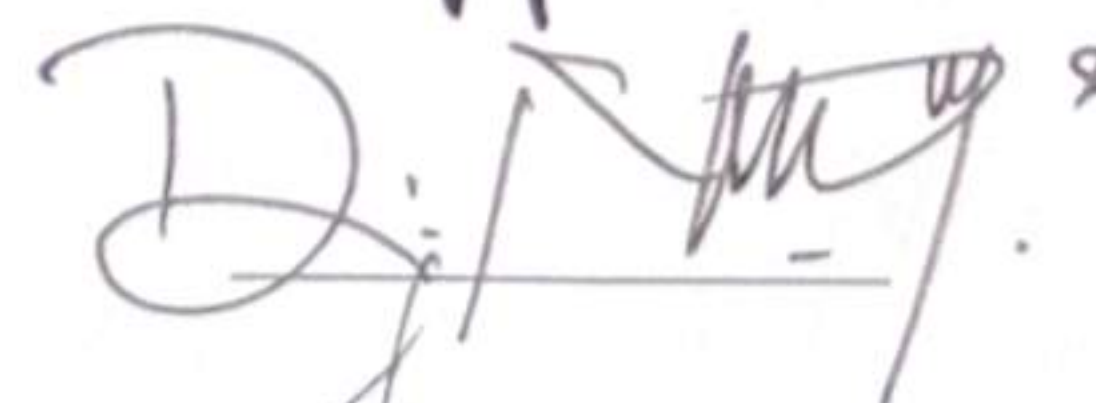
2. Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.

Co-Advisor



3. Drs. Djarot Sugiarso KS, M.S.

Examiner



4. Zeni Rahmawati, M.Si., Ph.D

Examiner



SURABAYA

JULY 17th 2026

PERNYATAAN ORISINALITAS

Yang bertanda tangan di bawah ini:

Nama mahasiswa / NRP : Shafa Barani/5050221001
Program studi : Sains Analitik dan Instrumentasi Kimia
Dosen Pembimbing / NIP : Prof. Yatim Lailun Ni'mah, M.Si., Ph.D./19840524 2008 122006
Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D./19720919 1998 021002

dengan ini menyatakan bahwa Tugas Akhir dengan judul "Pengolahan Limbah Pemurnian Emas menggunakan Karbon Aktif dari Limbah Plastik Polyethylene Terephthalate (PET): Optimasi dengan Box-Behnken Design Response Surface Methodology (BBD-RSM)" adalah hasil karya sendiri, bersifat orisinal, dan ditulis dengan mengikuti kaidah penulisan ilmiah.

Bilamana di kemudian hari ditemukan ketidaksesuaian dengan pernyataan ini, maka saya bersedia menerima sanksi sesuai dengan ketentuan yang berlaku di Institut Teknologi Sepuluh Nopember.

Surabaya, 17 Juli 2026

Mahasiswa



Shafa Barani
NRP. 5050221001

Mengetahui,

Dosen Pembimbing I



Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., Ph.D.
NIP. 19840524 2008 122006

Dosen Pembimbing II



Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.
NIP. 19720919 1998 021002

STATEMENT OF ORIGINALITY

To undersigned below:

Name of Student / NRP : Shafa Barani/5050221001
Study Program : Sains Analitik dan Instrumentasi Kimia
Advisor / NIP : Prof. Yatim Lailun Ni'mah, M.Si., Ph.D./19840524 2008 122006
Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D./19720919 1998 021002

hereby declare that the Final Project with the title of "Gold Refining Waste Processing over PET Waste-Derived Activated Carbon: Optimitation by Box-Behnken Design Response Surface Methodology (BBD-RSM)" is the result of my own work, is original, and is written by following the rules of scientific writing.

If the future there is a discrepancy with this statement, then I am willing to accept sanctions in accordance with the provisions that apply at Institut Teknologi Sepuluh Nopember.

Surabaya, July 17th 2026

Student



Shafa Barani
NRP. 5050221001

Acknowledged,

Advisor



Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., Ph.D.
NIP. 19840524 2008 122006

Co-Advisor



Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.
NIP. 19720919 1998 021002

ABSTRAK

PENGOLAHAN LIMBAH PEMURNIAN EMAS MENGGUNAKAN KARBON AKTIF DARI LIMBAH PLASTIK POLYETHYLENE TEREPHTHALATE (PET): OPTIMASI DENGAN BOX BEHNKEN DESIGN RESPONSE SURFACE METHODOLOGY (BBD-RSM)

Nama Mahasiswa / NRP : Shafa Barani / 5050221001
Departemen : Kimia
Dosen Pembimbing : Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., Ph.D.
Dosen Co-Pembimbing : Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.

Abstrak

Pencemaran logam berat dan peningkatan limbah plastik *polyethylene terephthalate* (PET) menjadi permasalahan lingkungan yang memerlukan solusi berkelanjutan. Penelitian ini bertujuan untuk mensintesis karbon aktif berbasis limbah PET sebagai adsorben dalam menurunkan konsentrasi ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} , menentukan kondisi optimum adsorpsi menggunakan *Response Surface Methodology* (RSM) dengan rancangan *Box–Behnken Design* (BBD), serta mengaplikasikannya pada sampel asli limbah pemurnian emas. Karbon aktif disintesis melalui proses karbonisasi dan aktivasi kimia menggunakan KOH, kemudian dikarakterisasi menggunakan SEM, FTIR, dan XRD. Hasil karakterisasi menunjukkan bahwa karbon aktif memiliki gugus fungsi aktif ($-\text{OH}$, $\text{C}-\text{H}$, $\text{C}=\text{C}$, dan $\text{C}-\text{O}$), struktur permukaan berpori, serta bersifat amorf dengan kristalinitas rendah yang mendukung proses adsorpsi logam berat. Hasil optimasi menunjukkan kondisi optimum pada dosis adsorben 10 mg, waktu kontak 40 menit, dan konsentrasi awal 3 mg/L. Model isoterm adsorpsi Cu^{2+} dan Zn^{2+} mengikuti model Langmuir, sedangkan kinetika adsorpsinya mengikuti model *pseudo-second-order*. Aplikasi pada sampel asli limbah pemurnian emas menghasilkan efisiensi penyisihan ion Cu^{2+} sebesar 93,67 % dengan konsentrasi akhir 0,26 mg/L, serta efisiensi penyisihan ion Zn^{2+} sebesar 75,6 % dengan konsentrasi akhir 1,05 mg/L. Konsentrasi akhir kedua logam telah memenuhi baku mutu air limbah yang ditetapkan, sehingga karbon aktif berbasis limbah PET berpotensi sebagai adsorben yang efektif, ekonomis, dan ramah lingkungan untuk pengolahan limbah cair yang mengandung logam berat.

Keywords: *karbon aktif, polyethylene terephthalate (PET), adsorpsi, logam berat, Box–Behnken Design.*

ABSTRACT

GOLD REFINING WASTE PROCESSING OVER PET WASTE-DERIVED ACTIVATED CARBON: OPTIMISATION BY BOX BEHNKEN DESIGN RESPONSE SURFACE METHODOLOGY (BBD-RSM)

Student Name / NRP : Shafa Barani / 5050221001
Department : Chemistry
Advisor : Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., Ph.D.
Co-Advisor : Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D.

Abstract

Heavy metal pollution and the escalating accumulation of *polyethylene terephthalate* (PET) plastic waste have become major environmental concerns requiring sustainable solutions. This study aims to synthesize activated carbon derived from PET waste as an adsorbent for the removal of Cu^{2+} and Zn^{2+} ions, determine the optimum adsorption conditions over *Response Surface Methodology* (RSM) with a *Box–Behnken Design* (BBD), and evaluate its performance using real gold refining wastewater samples. The activated carbon was prepared through carbonization followed by chemical activation with KOH and characterized using SEM, FTIR, and XRD. The characterization results show that activated carbon has active functional groups ($-\text{OH}$, $\text{C}-\text{H}$, $\text{C}=\text{C}$, and $\text{C}-\text{O}$), a porous surface structure, and is amorphous with low crystallinity that supports the heavy metal adsorption process. The optimization results indicated that the optimum adsorption conditions are adsorbent dosage of 10 mg, a contact time of 40 min, and an initial metal ion concentration of 3 mg/L. The adsorption equilibrium of both Cu^{2+} and Zn^{2+} suits by the Langmuir isotherm model, while the adsorption kinetics follow the pseudo-second-order model. Application to real gold refining wastewater achieved 93.67% removal of Cu^{2+} with a final concentration of 0.26 mg/L, and 75.60% removal of Zn^{2+} with a final concentration of 1.05 mg/L. The final concentrations of both metal ions complied with the applicable wastewater discharge standards, indicating that PET-derived activated carbon has significant potential as an effective, economical, and environmentally friendly adsorbent for heavy metal removal from wastewater.

Keywords: *activated carbon, polyethylene terephthalate (PET), adsorption, heavy metals, Box–Behnken Design.*

KATA PENGANTAR

Puji syukur kepada kehadiran Allah SWT yang telah melimpahkan rahmat dan anugerah-Nya sehingga penulis dapat menyelesaikan penulisan skripsi dengan judul "Pengolahan Limbah Pemurnian Emas menggunakan Karbon Aktif dari Limbah Plastik Polyethylene Terephthalate (PET): Optimasi dengan Box-Behnken Design Response Surface Methodology (BBD-RSM)". Pada kesempatan ini penulis ingin mengucapkan terima kasih kepada berbagai pihak atas bantuan dan dukungan baik secara moral dan material serta doa yang telah dipanjatkan bagi penulis sehingga naskah ini dapat diselesaikan secara tepat waktu. Adapun ucapan penulis ucapkan kepada:

1. Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si., Ph.D., selaku dosen pembimbing 1 yang telah memberikan bimbingan dan dukungan dalam penyusunan naskah skripsi ini.
2. Prof. Suprpto, M. Si., Ph.D., selaku dosen pembimbing 2 sekaligus dosen wali penulis dan Kepala Laboratorium Instrumentasi dan Sains Analitik Departemen Kimia Institut Teknologi Sepuluh Nopember atas fasilitas yang telah diberikan hingga naskah ini dapat terselesaikan.
3. Wahyu Prasetyo Utomo, S.Si., M.Si., Ph.D., selaku Kepala Departemen Kimia atas fasilitas yang telah diberikan hingga naskah ini dapat terselesaikan.
4. Bapak dan Ibu Dosen, serta Tendik Departemen Kimia Institut Teknologi Sepuluh Nopember yang telah memberikan ilmu dan bimbingan selama masa perkuliahan.
5. Dua orang paling berjasa dan menjadi panutan dalam hidup penulis, kedua orangtua penulis yang tak kenal lelah melangitkan doa-doa baik dan memberikan perhatian serta dukungan kepada penulis untuk menyelesaikan studinya sampai meraih gelar sarjana.
6. Teman-teman Laboratorium ISA yang menemani penulis selama proses pengambilan data di Laboratorium.
7. Teman-teman SAIK ITS Angkatan 2022 yang telah berperan banyak memberikan pengalaman sejak penulis menjadi mahasiswa baru hingga naskah skripsi ini terselesaikan.
8. Pihak-Pihak lain atas bantuan dan dukungan kepada penulis yang tidak dapat disebutkan satu per satu.

Surabaya, 1 Juli 2026

Shafa Barani

DAFTAR ISI

HALAMAN JUDUL.....	i
LEMBAR PENGESAHAN	v
APPROVAL SHEET	vi
PERNYATAAN ORISINALITAS	vii
STATEMENT OF ORIGINALITY	viii
ABSTRAK.....	ix
ABSTRACT.....	x
KATA PENGANTAR	xi
DAFTAR ISI.....	xii
DAFTAR GAMBAR	xv
BAB I	1
1.1 Latar Belakang.....	1
1.2 Rumusan Masalah	3
1.3 Batasan Masalah	3
1.4 Tujuan.....	4
1.5 Manfaat	4
BAB II	5
2.1 Hasil Penelitian Terdahulu	5
2.2 Limbah Plastik.....	5
2.3 Plastik PET	7
2.4 Karbon Aktif.....	9
2.5 Karbonisasi	10
2.6 Aktivasi.....	11
2.7 Karakterisasi Karbon Aktif.....	12
2.7.1 <i>Fourier Transform Infrared (FTIR)</i>	12
2.7.2 <i>Scanning Electron Microscopy (SEM)</i>	14
2.7.3 <i>X-Ray Diffraction (XRD)</i>	16
2.8 Pengukuran Konsentrasi Logam.....	17
2.8.1 <i>Atomic Absorption Spectroscopy (AAS)</i>	17
2.8.2 <i>X-Ray Fluorescence (XRF)</i>	18
2.9 Adsorpsi.....	19
2.9.1 Isoterm Adsorpsi	21
2.9.2 Kinetika Adsorpsi	25
2.10 Logam Berat	27

2.10.1	Logam Cu^{2+}	28
2.10.2	Logam Zn^{2+}	28
2.11	Desain Eksperimen	29
2.11.1	<i>Box-Behnken Design</i> (BBD).....	29
2.11.2	<i>Response Surface Methodology</i> (RSM).....	31
BAB III		33
3.1	Alat	33
3.2	Bahan	33
3.3	Preparasi Adsorben.....	33
3.4	Karakterisasi Adsorben.....	33
3.5	Pembuatan Larutan Stok Cu^{2+} dan Zn^{2+}	34
3.6	Pembuatan Kurva Kalibrasi Cu^{2+} dan Zn^{2+}	34
3.6.1	Kurva Kalibrasi untuk Pengujian Kinetika dan Isoterm.....	34
3.6.2	Kurva Kalibrasi Pengujian Adsorpsi	34
3.7	Preparasi Air Limbah.....	35
3.8	Analisis Konsentrasi Logam Cu^{2+} dan Zn^{2+}	35
3.9	Penentuan Kondisi Adsorpsi	35
3.9.1	Kinetika Adsorpsi	35
3.9.2	Isoterm Adsorpsi	35
3.9.3	Optimasi Adsorpsi menggunakan RSM dengan <i>Software</i> Jupyter.....	35
BAB IV		39
4.1	Preparasi Adsorben.....	39
4.2	Karakterisasi Adsorben.....	40
4.2.1	Identifikasi Gugus Fungsi.....	40
4.2.2	Luas Permukaan Karbon Aktif.....	41
4.2.3	Uji Kristalinitas	42
4.3	Hasil Adsorpsi Logam	43
4.3.1	Penentuan Kinetika Adsorpsi	43
4.3.2	Penentuan Isoterm Adsorpsi.....	45
4.4	Optimasi adsorpsi menggunakan RSM	48
4.4.1	Desain Eksperimental Menggunakan Desain Box–Behnken	48
4.4.2	Hasil Percobaan dan Analisis Respons.....	49
4.4.3	Efek Interaksi dan Analisis Permukaan Respons	51
4.4.4	Aplikasi Karbon Aktif PET pada Sampel Asli Limbah Pemurnian Emas ...	52
BAB V		55
5.1	Kesimpulan.....	55

5.2	Saran	55
DAFTAR PUSTAKA		57
LAMPIRAN.....		65
BIODATA PENULIS		81

DAFTAR GAMBAR

Gambar 1.1	Komposisi Sampah berdasarkan Jenis Sampah di Indonesia	1
Gambar 1.2	Proyeksi Timbulan Sampah Mengandung B3 di Indonesia	2
Gambar 2.1	Presentase Konsumsi Plastik di Indonesia	6
Gambar 2.2	Aplikasi Kemasan Plastik Berbahan Dasar PET	7
Gambar 2.3	Karbon Aktif.....	9
Gambar 2.4	Proses Karbonisasi di dalam Furnace.....	11
Gambar 2.5	Proses Aktivasi Fisika dan Kimia	12
Gambar 2.6	Skema Kerja Fourier Transform Infrared	13
Gambar 2.7	Spektrum FTIR pada Karbon Aktif PET	13
Gambar 2.8	Skema Kerja Scanning Electron Microscopy	14
Gambar 2.9	Analisis SEM pada Karbon aktif PET dengan Perbesaran 2000x,.....	15
Gambar 2.10	Skema Kerja X-Ray Diffraction	16
Gambar 2.11	Analisis XRD Karbon Aktif PET	17
Gambar 2.12	Skema Kerja Atomic Absorption Spectroscopy	18
Gambar 2.13	Skema Kerja X-Ray Fluorescence	19
Gambar 2.14	Mekanisme Adsorpsi Kimia dan Fisika	20
Gambar 2.15	Proses Adsorpsi	20
Gambar 2.16	Kurva Model Adsorpsi Langmuir	22
Gambar 2.17	Kurva Model Adsorpsi Freundlich.....	23
Gambar 2.18	Kurva Model Adsorpsi Dubinin-Radushkevich	24
Gambar 2.19	Kurva Model Adsorpsi Temkin	24
Gambar 2.20	Kurva Model Kinetika Orde Satu	25
Gambar 2.21	Kurva Model Kinetika Orde Dua	26
Gambar 2.22	Kurva Model Difusi Intrapartikel	27
Gambar 2.23	Desain Box-Behnken Design	29
Gambar 2.24	Respon Surface Area 3 Dimensi.....	31
Gambar 4.1	Alur Proses Preparasi Karbon Aktif PET	39
Gambar 4.2	Hasil Karakterisasi FTIR Karbon Aktif PET	40
Gambar 4.3	Morfologi Permukaan Karbon Aktif dengan Perbesaran (a) 1000x,.....	41
Gambar 4.4	Hasil Karakterisasi XRD pada Karbon Aktif PET	42
Gambar 4.5	Model Kinetika pada Adsorpsi Logam Cu^{2+}	44
Gambar 4.6	Model Kinetika pada Adsorpsi Logam Zn^{2+}	45
Gambar 4.7	Model Isoterm Langmuir pada Logam Cu^{2+}	46
Gambar 4.8	Model Isoterm pada Adsorpsi Logam Zn^{2+}	47
Gambar 4.9	Plot grafik 3D RSM pada Adsorpsi Logam Cu^{2+}	49
Gambar 4.10	Plot grafik 3D RSM pada Adsorpsi Logam Zn^{2+}	51
Gambar 4.11	Air Limbah Pemurnian Emas	52

DAFTAR TABEL

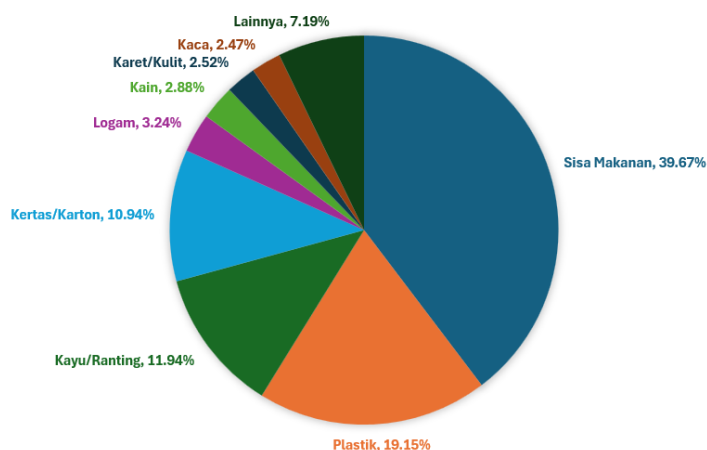
Tabel 2.1 Ringkasan Kelompok Polimer Plastik PET, Penggunaan Umum, Sifat,	9
Tabel 2.2 Faktor Desain BBD Tiga Variabel	30
Tabel 3.1 Variabel Independen Desain BBD	36
Tabel 3.2 Rancangan Percobaan BBD	37
Tabel 4.1 Gugus Fungsi Karbon Aktif pada Spektra IR	41
Tabel 4.5 Hasil Adsorpsi Limbah pada Kondisi Optimum	55

BAB I

PENDAHULUAN

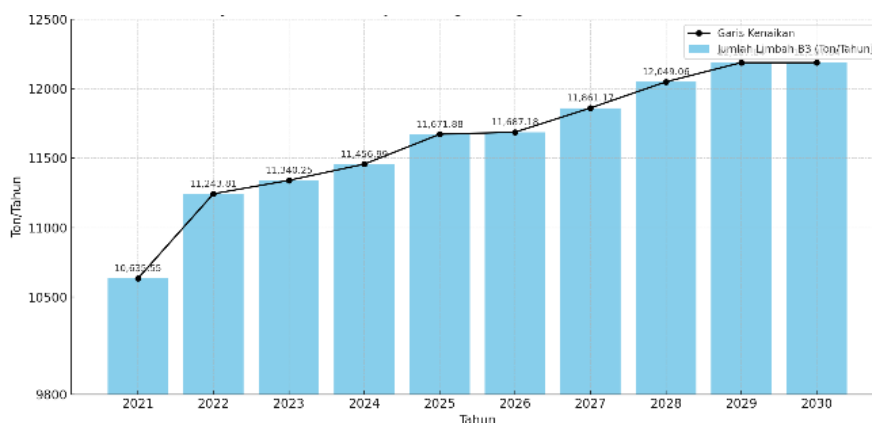
1.1 Latar Belakang

Pertumbuhan pesat produksi dan konsumsi plastik telah menjadi salah satu tantangan lingkungan paling serius secara global, khususnya di negara berkembang seperti Indonesia. Sampah plastik menyumbang sekitar 16% dari total sampah padat nasional, sebagian besar berasal dari kemasan sekali pakai, terutama di sektor makanan dan minuman (KLHK, 2022). Sistem pengelolaan sampah yang lemah mengakibatkan hanya sebagian kecil sampah plastik yang didaur ulang, sementara hampir 80% berakhir di tempat pembuangan sampah atau dilepaskan ke lingkungan. Indonesia diakui sebagai salah satu penyumbang polusi plastik terbesar di dunia, dengan konsumsi plastik mencapai sekitar 23 kg per kapita pada tahun 2019, setara dengan lebih dari 6,2 juta ton per tahun (Ismawati et al., 2022; WEF, 2020). Situasi ini semakin diperparah oleh urbanisasi yang cepat dan perluasan kelas menengah, yang diproyeksikan akan secara signifikan meningkatkan konsumsi plastik dan produksi sampah pada tahun 2030 (Ismawati et al., 2022; WEF, 2020). Komposisi jenis sampah di Indonesia didominasi oleh sampah organik dan plastik yang dapat dilihat dari Gambar 1.1 berikut ini.



Gambar 1.1 Komposisi Sampah berdasarkan Jenis Sampah di Indonesia (Ismawati et al., 2022)

Seiring dengan polusi plastik, kontaminasi air oleh logam berat merupakan masalah lingkungan dan kesehatan masyarakat yang serius. Aktivitas industri seperti pertambangan, pelapisan listrik, pengolahan logam, manufaktur kimia, dan produksi plastik melepaskan sejumlah besar logam berat ke dalam sistem perairan (Kolbasov et al., 2017; Maleki et al., 2016; Manirethan et al., 2018; Singh et al., 2018). Data dari Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan (KLHK) menunjukkan industri manufaktur, pertambangan, dan elektronik merupakan penyumbang utama limbah logam berat, dengan total limbah B3 (Bahan Berbahaya dan Beracun) yang dihasilkan bisa mencapai 11,6 juta ton pada tahun 2026 (KLHK, 2022) seperti yang diproyeksikan pada Gambar 1.2 berikut ini.



Gambar 1.2 Proyeksi Timbulan Sampah Mengandung B3 di Indonesia (KLHK, 2022)

Beberapa penelitian menunjukkan bahwa limbah industri memiliki kandungan logam berat yang cukup tinggi. Limbah industri keramik ditemukan mengandung Pb^{2+} sebesar 1,20 mg/L dan Zn^{2+} sebesar 7,00 mg/L (Priadi et al., 2014). Limbah cair dari industri elektronik mengandung Cu^{2+} hingga 3,49 mg/L, yang perlu diolah sebelum dibuang ke lingkungan (Priadi et al., 2014). Jumlah tersebut melebihi baku mutu yang telah ditetapkan oleh Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan (KLHK) yaitu 0,3 mg/L untuk logam Cu^{2+} dan 1,5 mg/L untuk logam Zn^{2+} (KLHK, 2023). Keberadaan Tembaga (Cu^{2+}) dan seng (Zn^{2+}) dalam jumlah berlebih dapat mencemari lingkungan, terutama perairan. Kedua logam ini beracun bagi makhluk hidup di air seperti ikan dan plankton, sehingga mengganggu pertumbuhan dan keseimbangan ekosistem. Logam Cu^{2+} dan Zn^{2+} bisa menumpuk di rantai makanan yang membahayakan hewan dan manusia sehingga harus dikendalikan agar tidak merusak lingkungan.

Berbagai metode konvensional digunakan untuk mengatasi pencemaran logam berat, seperti presipitasi kimia, elektrodposisi, dan filtrasi membran. Namun, metode-metode ini seringkali memiliki keterbatasan. Presipitasi kimia menghasilkan lumpur endapan (*sludge*) cukup banyak sehingga memerlukan pengolahan lebih lanjut yang dapat meningkatkan biaya operasional. Pada metode elektrodposisi diperlukan kebutuhan energi listrik yang cukup tinggi karena proses memerlukan tegangan listrik konstan selama beberapa jam dan adanya potensi fouling atau korosi pada permukaan elektroda akibat kondisi elektrokimia yang ekstrem (Zou et al., 2025). Filtrasi membran dapat mengalami fouling atau penyumbatan oleh partikel tersuspensi dan logam berat, yang dapat mengurangi permeabilitas membran seiring waktu dan menurunkan efisiensi pemisahan (Balakrishnan & Pramila, 2020).

Metode adsorpsi menawarkan solusi yang lebih ramah lingkungan, ekonomis, dan berkelanjutan. Adsorpsi adalah proses di mana molekul atau ion (adsorbat) menempel pada permukaan zat lain (adsorben) karena gaya tarik-menarik antar molekul, bukan penyerapan ke dalam zat tersebut (Dąbrowski, 2001). Adsorpsi menggunakan karbon aktif merupakan salah satu teknologi paling efektif untuk menghilangkan logam berat karena luas permukaannya yang tinggi, struktur pori yang berkembang dengan baik, dan banyaknya gugus fungsional permukaan (Ali et al., 2014). Sebagian besar karbon aktif komersial masih diproduksi dari bahan baku yang tidak terbarukan dan relatif mahal seperti batubara, kayu, dan tempurung kelapa, yang membatasi penerapannya dalam skala besar dan hemat biaya. Akibatnya, perhatian yang semakin meningkat telah diarahkan pada prekursor karbon yang murah dan berkelanjutan, termasuk bahan-bahan yang berasal dari limbah (Ali et al., 2014; Ifa et al., 2021).

Polyethylene terephthalate (PET) adalah salah satu jenis plastik yang banyak digunakan, terutama dalam kemasan minuman dan produk tekstil. PET memiliki kandungan karbon yang tinggi dan struktur kimia yang stabil (Di Lorenzo, 2024; Wythers, 2021). Karakteristik ini menjadikan PET sebagai prekursor potensial untuk produksi material berbasis karbon. Melalui proses termal seperti karbonisasi dan aktivasi, PET dapat terurai dan membentuk material karbon berpori yang dapat digunakan sebagai karbon aktif. Penelitian menunjukkan bahwa karbon aktif berbasis limbah plastik memiliki luas permukaan yang tinggi dan kapasitas adsorpsi yang baik (Moteallemi dkk., 2025; Sun dkk., 2019).

Studi terbaru menunjukkan bahwa material karbon yang berasal dari limbah plastik memiliki luas permukaan yang tinggi dan sifat adsorpsi yang sangat baik, terkadang melebihi $1000 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ (Moteallemi et al., 2025; Sun et al., 2019). Penelitian tentang karbon aktif yang berasal dari plastik, khususnya untuk aplikasi pengolahan air limbah, masih relatif terbatas. Pada tahun 2022, hanya 175 dari 8.205 publikasi dalam penelitian adsorpsi yang membahas material karbon yang berasal dari limbah plastik, dan sebagian besar berfokus pada penangkapan CO_2 daripada penghilangan logam berat dari sistem air (Moteallemi et al., 2025). Hal ini menunjukkan adanya kesenjangan penelitian yang signifikan dalam pengembangan karbon aktif berbasis plastik untuk pemurnian air.

Konversi limbah *polyethylene terephthalate* (PET) menjadi karbon aktif memberikan manfaat lingkungan ganda yaitu mengurangi polusi plastik sekaligus menghasilkan adsorben bernilai tinggi untuk remediasi lingkungan (Pérez-Huertas et al., 2023). Proses karbonisasi dan aktivasi mengubah limbah PET menjadi material karbon berpori dengan kimia permukaan dan struktur pori yang dapat disesuaikan, yang sangat penting untuk adsorpsi ion logam seperti Cu^{2+} dan Zn^{2+} secara efisien (Blanchard & Mekonnen, 2024; Pallarés et al., 2018). Efektivitas proses adsorpsi juga dipengaruhi oleh beberapa faktor operasional, termasuk konsentrasi larutan, dosis adsorben, dan waktu kontak. Penelitian ini menggunakan *Response Surface Methodology* (RSM) dengan desain *Box-Behnken Design* (BBD) untuk mengoptimalkan proses adsorpsi. Melalui metode ini, pengaruh dari setiap parameter serta interaksi antar parameter dapat dianalisis sehingga diperoleh kondisi adsorpsi yang paling optimum dengan jumlah percobaan yang lebih efektif dibandingkan dengan metode optimasi biasa. Kondisi optimum yang diperoleh selanjutnya akan divalidasi menggunakan sampel nyata limbah pemurnian emas untuk mengevaluasi potensi penerapan karbon aktif pada kondisi limbah yang sebenarnya.

Penelitian ini tidak hanya memberikan pilihan solusi lain dalam pengolahan limbah cair yang lebih berkelanjutan dan ramah lingkungan, tetapi juga ikut serta dalam pengelolaan limbah plastik. Penelitian ini diharapkan dapat memberikan kontribusi dalam pengembangan metode pengolahan limbah yang efektif, ekonomis, dan ramah lingkungan, sekaligus meningkatkan nilai ekonomi dari limbah plastik yang jumlahnya sangat melimpah di Indonesia.

1.2 Rumusan Masalah

Berdasarkan latar belakang yang telah diuraikan, rumusan masalah dalam penelitian ini adalah bagaimana efektivitas karbon aktif hasil konversi limbah plastik *polyethylene terephthalate* (PET) terhadap penurunan konsentrasi logam berat Cu^{2+} dan Zn^{2+} , bagaimana kondisi optimum yang diperoleh menggunakan metode *Response Surface Methodology* (RSM) dengan rancangan *Box-Behnken Design* (BBD), serta bagaimana kinerja karbon aktif pada kondisi optimum tersebut ketika diaplikasikan pada sampel nyata limbah pemurnian emas.

1.3 Batasan Masalah

Penelitian ini dibatasi pada penggunaan satu jenis limbah plastik *polyethylene terephthalate* (PET) yang berasal dari botol air mineral sebagai bahan baku pembuatan karbon

aktif. Logam berat yang dianalisis hanya ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} . Optimasi proses adsorpsi dilakukan menggunakan metode *Response Surface Methodology* (RSM) dengan rancangan *Box-Behnken Design* (BBD) berdasarkan hasil percobaan menggunakan larutan sintesis. Konsentrasi ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} yang digunakan adalah (3; 6; dan 9 mg/L). Dosis adsorben yang digunakan adalah (0,1; 0,2; dan 0,3 g). Waktu kontak yang digunakan adalah (20; 40; dan 60). Kondisi optimum yang diperoleh selanjutnya divalidasi melalui pengujian pada sampel nyata limbah pemurnian emas untuk mengetahui potensi penerapan karbon aktif pada kondisi limbah yang sebenarnya.

1.4 Tujuan

Tujuan dari penelitian ini adalah mengetahui efektivitas karbon aktif hasil konversi limbah plastik *polyethylene terephthalate* (PET) dalam menurunkan konsentrasi ion logam berat Cu^{2+} dan Zn^{2+} , menentukan kondisi optimum proses adsorpsi menggunakan metode *Response Surface Methodology* (RSM) dengan rancangan *Box-Behnken Design* (BBD), serta memvalidasi kondisi optimum yang diperoleh melalui pengujian pada sampel nyata limbah pemurnian emas.

1.5 Manfaat

Penelitian ini diharapkan dapat memberikan informasi mengenai potensi karbon aktif hasil konversi limbah plastik *polyethylene terephthalate* (PET) sebagai adsorben dalam menurunkan konsentrasi ion logam berat Cu^{2+} dan Zn^{2+} . Selain itu, dapat memberikan informasi mengenai kondisi optimum proses adsorpsi menggunakan metode *Response Surface Methodology* (RSM) dengan rancangan *Box-Behnken Design* (BBD), serta memberikan informasi mengenai potensi penerapan karbon aktif pada sampel nyata limbah pemurnian emas. Hasil penelitian juga diharapkan dapat menjadi salah satu alternatif dalam pemanfaatan limbah plastik menjadi material bernilai tamba sekaligus mendukung pengembangan teknologi pengolahan limbah yang lebih ramah lingkungan.

BAB II TINJAUAN PUSTAKA

2.1 Hasil Penelitian Terdahulu

Penelitian yang dilakukan oleh Jedynak dan Charmas (2024) mengevaluasi penggunaan limbah polimer berupa *compact disc* (CD) sebagai sumber bahan untuk memproduksi karbon aktif melalui proses karbonisasi tanpa kehadiran oksigen dan aktivasi fisik dengan memanfaatkan gas CO₂. Temuan dari penelitian ini menunjukkan bahwa karbon aktif yang dihasilkan memiliki struktur mikropori dengan tingkat luas permukaan yang tinggi dan kandungan karbon yang signifikan, yang dapat menjadikannya sebagai material adsorben yang menjanjikan. Proses karakterisasi yang dilakukan dengan SEM-EDS, CHNS, XRD, Raman, FTIR, serta analisis porositas menunjukkan bahwa peningkatan durasi aktivasi memberikan dampak yang jelas terhadap perkembangan struktur pori dan jumlah gugus fungsi di permukaan. Uji kemampuan adsorpsi terhadap pewarna metilen biru dan *malachite green* menunjukkan kapasitas adsorpsi maksimum yang cukup tinggi, masing-masing sebesar 349 mg/g dan 274 mg/g setelah waktu aktivasi selama 8 jam. Hasil ini membuktikan bahwa limbah plastik dapat diubah menjadi karbon aktif yang berkualitas tinggi dan efektif sebagai adsorben, serta memiliki potensi untuk diterapkan lebih lanjut dalam pengurangan kontaminan lain seperti logam berat dalam limbah cair (Jedynak & Charmas, 2024).

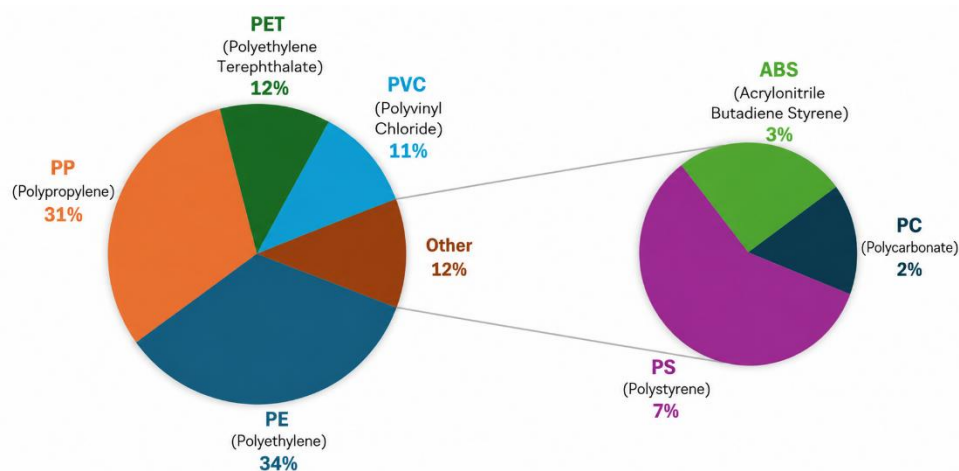
Penelitian lain yang dilakukan oleh Pham (2023), memanfaatkan limbah plastik polietilen tereftalat (PET) sebagai prekursor untuk sintesis karbon aktif melalui metode aktivasi fisik menggunakan gas CO₂. Proses preparasi melibatkan karbonisasi diikuti aktivasi pada berbagai kondisi suhu dan waktu untuk mendapatkan sifat material yang optimal. Material yang dihasilkan kemudian dikarakterisasi menggunakan beberapa teknik analitik, termasuk FTIR untuk mengidentifikasi gugus fungsional, SEM untuk memeriksa morfologi permukaan, XRD untuk menganalisis struktur kristal, dan analisis BET untuk menentukan luas permukaan spesifik. Hasil penelitian menunjukkan bahwa karbon aktif yang dihasilkan menunjukkan struktur berpori yang berkembang dengan baik dengan luas permukaan yang relatif tinggi, sehingga mampu berfungsi secara efektif sebagai adsorben untuk menghilangkan zat warna metilen biru dari larutan berair. Lebih lanjut, kinerja adsorpsi ditemukan lebih baik pada kondisi pH netral hingga basa. Hasil ini menunjukkan bahwa limbah PET memiliki potensi signifikan untuk diubah menjadi material fungsional bernilai tinggi untuk aplikasi pengolahan air limbah.

Kedua penelitian tersebut menunjukkan bahwa limbah plastik dapat dimanfaatkan secara efektif sebagai prekursor untuk produksi karbon aktif. Hasil penelitian menunjukkan bahwa berbagai jenis plastik, termasuk PET dan material berbasis polimer lainnya, dapat diubah menjadi karbon berpori dengan luas permukaan tinggi dan kinerja adsorpsi yang baik. Penelitian sebelumnya berfokus pada penggunaan metode aktivasi fisik, dalam penelitian ini mengadopsi modifikasi permukaan karbon dengan impregnasi KOH untuk meningkatkan perkembangan pori dan memperbaiki karakteristik permukaan dari karbon aktif yang dihasilkan. Fokus aplikasi dalam penelitian ini adalah pada pengolahan air limbah yang terkontaminasi logam berat, khususnya menargetkan ion Cu²⁺ dan Zn²⁺. Oleh karena itu, limbah plastik memiliki potensi besar untuk dikembangkan menjadi karbon aktif bernilai tambah untuk aplikasi lingkungan, khususnya dalam pengolahan air limbah.

2.2 Limbah Plastik

Sampah plastik merupakan salah satu komponen utama sampah padat yang berkontribusi terhadap pencemaran lingkungan di Indonesia dan telah menjadi tantangan serius dalam

pengelolaan sampah karena volumenya yang meningkat pesat dan penggunaan produk plastik sekali pakai yang meluas dalam kehidupan sehari-hari. Indonesia diakui sebagai salah satu penyumbang sampah plastik terbesar di dunia, di mana plastik menyumbang sekitar 16% dari total produksi sampah nasional dan meningkat hingga 19% pada tahun 2025 seperti ditunjukkan pada Gambar 2.1. Sebagian besar sampah ini tidak dikelola dengan baik, sehingga hanya sebagian kecil yang didaur ulang, sementara hampir 80% berakhir di tempat pembuangan sampah atau dilepaskan ke lingkungan. Menurut data dari Asosiasi Olefin Aromatik dan Plastik Indonesia (INAPLAS), konsumsi plastik di Indonesia mencapai sekitar 23 kg per kapita pada tahun 2019. Dengan populasi sekitar 270 juta jiwa, total permintaan plastik nasional diperkirakan melebihi 6,2 juta ton per tahun. Industri pengemasan makanan dan minuman mewakili pangsa terbesar penggunaan plastik, yaitu sekitar 65% dari total konsumsi plastik, terutama karena sebagian besar produk kemasan di sektor ini dirancang untuk sekali pakai dan cepat dibuang (KLHK, 2022). Presentase konsumsi plastik di Indonesia ditunjukkan pada Gambar 2.1.



Gambar 2.1 Presentase Konsumsi Plastik di Indonesia (KLHK, 2022)

Badan Pusat Statistik (BPS) melaporkan pada kuartal kedua tahun 2021 bahwa industri karet dan plastik termasuk dalam lima sektor industri dengan pertumbuhan tercepat, mencatat tingkat pertumbuhan 11,72%, bersama dengan transportasi, logam dasar, mesin, dan industri kimia dan farmasi. Tren ini mencerminkan peningkatan ketergantungan pada bahan plastik dalam kegiatan industri dan komersial di Indonesia. Permintaan plastik diperkirakan akan terus meningkat dalam beberapa tahun mendatang, didorong oleh perubahan sosial ekonomi. Populasi kelas menengah diproyeksikan mencapai sekitar 90 juta orang pada tahun 2030, yang kemungkinan akan meningkatkan konsumsi barang yang dikemas dalam bahan plastik. Selain itu, urbanisasi yang cepat akan memainkan peran utama, karena lebih dari 35 juta orang diperkirakan akan bermigrasi ke kota-kota besar dan penduduk perkotaan dapat mencapai hingga 71% dari total populasi pada tahun 2030. Perluasan wilayah perkotaan ini terkait erat dengan peningkatan aktivitas komersial dan produksi limbah, termasuk limbah plastik (Ismawati et al., 2022; WEF, 2020).

Bahan baku yang digunakan dalam pembuatan kantong plastik sebagian besar berasal dari plastik daur ulang. Industri kantong plastik menyumbang sekitar 6,5% dari total konsumsi resin dan pelet plastik nasional, setara dengan sekitar 366.000 ton per tahun, dan menyediakan lapangan kerja bagi sekitar 30.000 pekerja. Jenis plastik yang paling banyak digunakan meliputi polipropilen, polietilen, polivinil klorida, polistiren, polietilen tereftalat, dan polikarbonat. Bahan-bahan ini terdiri dari struktur molekuler yang relatif sederhana yang tersusun dari rantai

makromolekul independen, sehingga memungkinkan bahan tersebut melunak saat dipanaskan dan mengeras saat didinginkan. Sifat ini memungkinkan pembentukan ulang dan pemrosesan ulang berulang kali, menjadikan termoplastik sangat cocok untuk daur ulang dan aliran material sirkular (Ismawati et al., 2022).

Transisi menuju ekonomi sirkular diperkirakan memerlukan investasi sekitar USD 2,3 juta dalam pengelolaan limbah akan dibutuhkan antara tahun 2025 dan 2040 untuk mengurangi kebocoran plastik ke lingkungan (WEF, 2020). Namun, tantangan lingkungan tetap berat. Pada tahun 2018, hampir 54% Sungai Citarum diklasifikasikan sebagai sungai yang sangat tercemar, sementara sekitar 23% tercemar sedang, 20% sedikit tercemar, dan hanya 3% yang memenuhi standar kualitas air yang ditetapkan oleh Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan (KLHK). Untuk mengatasi masalah ini, beberapa pemerintah daerah telah mengalokasikan dana dari anggaran daerah untuk program pembersihan sungai. Misalnya, antara tahun 2005 dan 2009, Kota Surabaya meningkatkan anggaran pembersihan sungainya sebesar 10,2%. Meskipun demikian, biaya rehabilitasi sungai terus meningkat setiap tahun karena polusi industri dan domestik yang terus berlanjut. Studi menunjukkan bahwa sejak tahun 2018, sekitar 30–50% limbah plastik dan kertas impor telah dikelola secara tidak tepat yang sebagian besar dibuang secara ilegal di komunitas pedesaan sekitarnya, yang semakin memperburuk degradasi lingkungan (Ismawati et al., 2022).

2.3 Plastik PET

Polyethylene terephthalate (PET) adalah salah satu polimer yang paling banyak digunakan, terutama dalam pembuatan kemasan makanan seperti botol air dan minuman ringan, serta dalam produksi serat tekstil. PET termasuk dalam golongan poliester semikristalin yang tersusun dari rantai polimer panjang dengan gugus ester (-COO-) dan cincin aromatik benzena pada tulang punggungnya. PET memiliki suhu transisi kaca (T_g) sekitar 69 °C dan suhu leleh kesetimbangan sekitar 250-280 °C, serta menunjukkan laju kristalisasi yang relatif lambat, sehingga membutuhkan energi yang lebih tinggi dan waktu pemrosesan yang lebih lama untuk menghasilkan material semikristalin. Namun, karakteristik ini juga memungkinkan pembentukan produk amorf dan transparan dengan mudah melalui proses pendinginan cepat (Di Lorenzo, 2024).

Serat polietilena tereftalat (PET) telah banyak digunakan dalam industri tekstil sejak pengembangannya pada tahun 1941 oleh ahli kimia Inggris John Rex Whinfield. Serat sintesis ini umumnya diaplikasikan dalam berbagai produk tekstil, termasuk pakaian mode, seringkali dikombinasikan dengan katun, serta dalam lapisan isolasi termal untuk pakaian musim dingin, pakaian olahraga, dan pakaian kerja. Selain itu, material berbasis PET telah digunakan dalam pelapis otomotif. Pengembangan botol PET dilakukan oleh Insinyur Amerika Nathaniel C. Wyeth, yang inovasinya secara signifikan memperluas aplikasi PET dalam industri pengemasan (Wythers, 2021) seperti pada Gambar 2.2.



Gambar 2.2 Aplikasi Kemasan Plastik Berbahan Dasar PET (Bioplast, 2026)

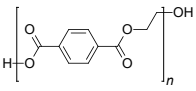
Polyethylene terephthalate (PET) memiliki sifat mekanik yang baik, termasuk ketahanan terhadap *creep*, kelelahan, dan abrasi, serta stabilitas dimensi yang baik pada kisaran suhu yang relatif luas. Struktur rantai polimer yang mengandung cincin aromatik berkontribusi terhadap kekuatan tarik dan kekakuan material. Namun demikian, laju kristalisasi yang lambat, kompleksitas pemrosesan, suhu pencetakan yang tinggi, dan ketahanan benturan yang relatif rendah dapat menjadi keterbatasan. Dari sisi viskoelastis, PET menunjukkan *loss modulus* pada kisaran suhu sekitar 65–80 °C, yang menunjukkan disipasi energi, sementara modulus penyimpanannya mencerminkan sifat elastisnya, dengan nilai yang menurun secara signifikan seiring peningkatan suhu. Parameter ini berkaitan erat dengan karakteristik intrinsik polimer, khususnya suhu transisi kaca dan derajat kristalinitas.

Komposisi kimia PET memiliki ketahanan yang sangat baik terhadap berbagai pelarut organik seperti heksana dan metanol, sulfur dioksida, dan larutan asam encer, meskipun rentan terhadap degradasi dalam lingkungan asam yang sangat kuat. PET adalah polimer berbasis hidrokarbon yang terdiri dari sekitar 62% karbon, 4% hidrogen, dan 34% oksigen, dan memiliki nilai kalor yang relatif tinggi sekitar 36 MJ/kg, sehingga berpotensi dimanfaatkan sebagai bahan baku karbon. Selain itu, keberadaan gugus ester dan struktur aromatik memungkinkan terjadinya berbagai reaksi kimia seperti hidrolisis dan oksidasi. PET tidak hanya stabil secara kimia, tetapi juga memungkinkan untuk dimodifikasi atau dikonversi menjadi material lain melalui proses kimia (Di Lorenzo, 2024; Wythers, 2021).

Sifat mekanik PET menunjukkan kekuatan tarik, modulus Young, kekuatan lentur, perpanjangan saat putus, dan ketahanan benturan dalam kisaran yang melampaui banyak polimer umum seperti polietilen (PE) dan akrilonitril butadiena stirena (ABS). Akibatnya, PET banyak diaplikasikan di berbagai sektor industri. Dari sudut kelistrikan, PET menunjukkan sifat isolasi yang baik, dengan kekuatan dielektrik umumnya dalam kisaran 150–200 kV/cm. Sifat ini, yang mewakili kemampuan material untuk menahan medan listrik tinggi tanpa kerusakan, bergantung pada beberapa faktor termasuk struktur material, konfigurasi elektroda, dan kondisi lingkungan. Secara keseluruhan, kombinasi karakteristik termal, mekanik, dan listrik menjadikan PET sebagai polimer yang sangat serbaguna untuk aplikasi teknik dan industri (Wythers, 2021).

Polyethylene terephthalate (PET) secara luas dianggap sebagai material yang ramah lingkungan karena dapat didaur ulang, namun PET tidak mudah terurai secara alami, yang menyebabkan kekhawatiran lingkungan. Untuk mengatasi masalah ini, beberapa metode daur ulang telah dikembangkan, termasuk mekanik, kimia, dan pemulihan energi. Daur ulang mekanik seringkali mengakibatkan degradasi sifat material karena pemutusan rantai polimer, sedangkan daur ulang kimia memungkinkan penguraian PET menjadi monomer aslinya untuk digunakan kembali. Karena kandungan karbonnya yang tinggi dan struktur polimer yang stabil secara kimia, PET menunjukkan potensi yang signifikan sebagai prekursor untuk menghasilkan material berbasis karbon, seperti karbon aktif (Di Lorenzo, 2024; Wythers, 2021).

Tabel 2.1 Ringkasan Kelompok Polimer Plastik PET, Penggunaan Umum, Sifat, dan Kemampuan Daur Ulangnya (Blanchard & Mekonnen, 2024; Ismawati et al., 2022)

Plastik	Simbol	Struktur	Sifat	Aplikasi	Daur ulang
<i>Poly(ethylene terephthalate)</i>			Kuat, kaku, ketahanan lelah dan sobek yang baik, ketahanan terhadap kelembaban, asam, dan pelarut, permeasi gas rendah, dan ringan.	Wadah minuman, pakaian (serat tekstil) botol plastik (air mineral, minuman bersoda, minyak sawit).	Iya, seringkali didaur ulang secara luas.

2.4 Karbon Aktif

Karbon aktif bersifat serbaguna dan banyak diaplikasikan sebagai adsorben maupun katalis dalam berbagai sektor industri, termasuk industri farmasi, pengolahan makanan, manufaktur vakum, pengelolaan air limbah, dan pengendalian polusi udara. Produksi karbon aktif global dilaporkan mengalami peningkatan rata-rata sebesar 5,5% per tahun dalam dekade terakhir, namun masih belum mampu memenuhi permintaan dunia yang diproyeksikan tumbuh lebih dari 8,1% pada tahun-tahun mendatang di kawasan yang mengalami pertumbuhan populasi dan industrialisasi pesat. Sumber karbon dengan kandungan karbon tinggi dan kadar anorganik rendah sangat berpotensi untuk dikonversi menjadi karbon aktif (Tsai et al., 1997). Secara struktural, karbon aktif merupakan bahan dengan pori mikro yang luas, memiliki banyak celah kecil yang membuat kemampuannya dalam menyerap zat sangat efektif. Keberadaan pori yang banyak ini dihasilkan melalui proses aktivasi yang dapat dilakukan dengan pemanasan pada suhu tinggi atau dengan menambahkan bahan kimia (Akhtar et al., 2010; Dupont et al., 2005; Iqbal et al., 2009; Sha et al., 2009; Zhu et al., 2009).



Gambar 2.3 Karbon Aktif

Proses pembuatan karbon aktif seperti pada Gambar 2.3 secara umum berlangsung melalui tahap karbonisasi dan aktivasi. Karbonisasi bertujuan untuk menguraikan material organik, khususnya selulosa, menjadi struktur karbon dengan melepaskan senyawa non-karbon, sedangkan tahap aktivasi berfungsi untuk menghilangkan residu hidrokarbon yang menutupi permukaan arang sehingga porositas dan luas permukaannya meningkat. Tahapan ini meliputi proses dehidrasi untuk menghilangkan kandungan air, karbonisasi untuk membentuk kerangka karbon, dan aktivasi untuk memperbesar serta mengembangkan struktur pori adsorben. Keberadaan volume pori yang besar, terutama mikropori dan mesopori, serta luas permukaan

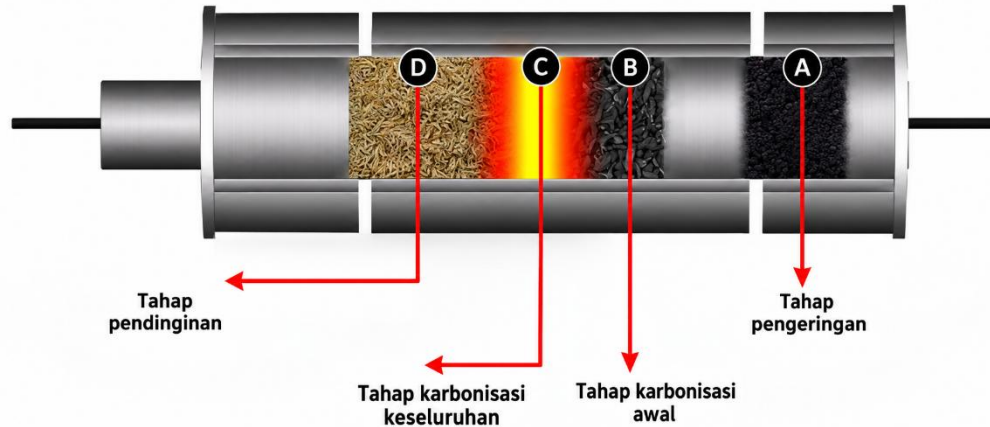
yang tinggi merupakan faktor kunci yang menentukan efisiensi karbon aktif dalam menghilangkan logam berat dari air limbah (Ali et al., 2014; Iqbal et al., 2009; Sha et al., 2009; Zhu et al., 2009).

Produksi karbon aktif dari polimer plastik pertama kali dilakukan pada akhir tahun 1970-an dan awal 1980-an. Namun, perhatian ilmiah yang signifikan terhadap daur ulang plastik muncul pada awal tahun 2000-an, khususnya berfokus pada polietilen yang berasal dari botol plastik. Pada tahun 2004, sebuah studi diterbitkan yang menunjukkan konversi botol plastik menjadi material karbon berpori tinggi dengan luas permukaan melebihi 1000 m²/g, yang terbukti efektif menyerap fenol dari air. Penelitian tentang adsorben berbasis karbon yang secara khusus berasal dari limbah plastik mulai mendapatkan momentum sekitar tahun 2010 dan terus berkembang sejak saat itu, meskipun publikasi tetap relatif kecil dibandingkan dengan studi yang berbasis pada material yang berasal dari biomassa. Pada tahun 2022, hanya 175 dari 8.205 publikasi di bidang adsorpsi yang membahas material karbon yang diperoleh dari limbah plastik. Selain itu, sebagian besar penelitian berfokus pada penangkapan karbon dioksida, sementara relatif sedikit penelitian yang berfokus pada penghilangan kontaminan dari air limbah cair, seperti logam berat dan kontaminan yang menjadi perhatian baru (Moteallemi et al., 2024; Sun et al., 2019).

2.5 Karbonisasi

Limbah plastik dapat diubah menjadi material kaya karbon melalui perlakuan termal seperti pemurnian atau karbonisasi pada suhu tinggi. Efisiensi dan karakteristik proses konversi ini dipengaruhi oleh beberapa parameter operasional, termasuk atmosfer sekitar, keberadaan katalis, tekanan yang diterapkan, dan teknik pemanasan. Salah satu pendekatan penting adalah karbonisasi tekanan, yang dilakukan dalam kondisi tekanan tinggi di dalam autoklaf dan mampu menghasilkan material karbon dengan hasil tinggi dan sifat yang khas. Teknik ini dapat dibagi menjadi dua jenis utama, yaitu karbonisasi tekanan langsung dan karbonisasi hidrotermal, tergantung pada sumber tekanan yang diterapkan. Berbagai jenis limbah plastik, termasuk polipropilen (PP), polietilen (PE), polistiren (PS), dan polivinil klorida (PVC), dapat mengalami karbonisasi bahkan tanpa katalis. Proses ini umumnya menghasilkan pembentukan bola-bola karbon yang mengandung berbagai proporsi unsur seperti nitrogen, oksigen, senyawa berbasis klorin, dan hidrokarbon, yang memainkan peran penting dalam menentukan struktur dan sifat material yang dihasilkan. Selain itu, kinerja adsorpsi material karbon yang berasal dari limbah plastik dipengaruhi oleh faktor fisik dan kimia, yang secara bersama-sama memengaruhi kemampuan material tersebut untuk menangkap dan menahan polutan (Moteallemi et al., 2025).

Proses karbonisasi ditunjukkan pada Gambar 2.4, laju pemanasan rendah pada proses karbonisasi biasanya diterapkan untuk mendukung pembentukan produk padat kaya karbon dari bahan baku. Pemanasan bertahap ini memungkinkan bahan baku untuk mengalami transformasi bertahap menjadi struktur terkarbonisasi melalui serangkaian reaksi termal. Karbonisasi biasanya dilakukan pada suhu yang lebih tinggi, umumnya dalam kisaran 600–1200 °C, yang lebih tinggi daripada suhu yang umum digunakan dalam pirolisis untuk produksi bahan bakar cair, yaitu sekitar 500 °C. Selama proses ini, bahan plastik diolah dalam atmosfer inert untuk mencegah oksidasi, yang mengarah pada pembentukan padatan berbasis karbon melalui reaksi aromatisasi, sementara berbagai produk sampingan gas seperti H₂O, CO₂, CH₄, dan NH₃ dilepaskan sebagai akibat dari dekomposisi polimer (Blanchard & Mekonnen, 2024).

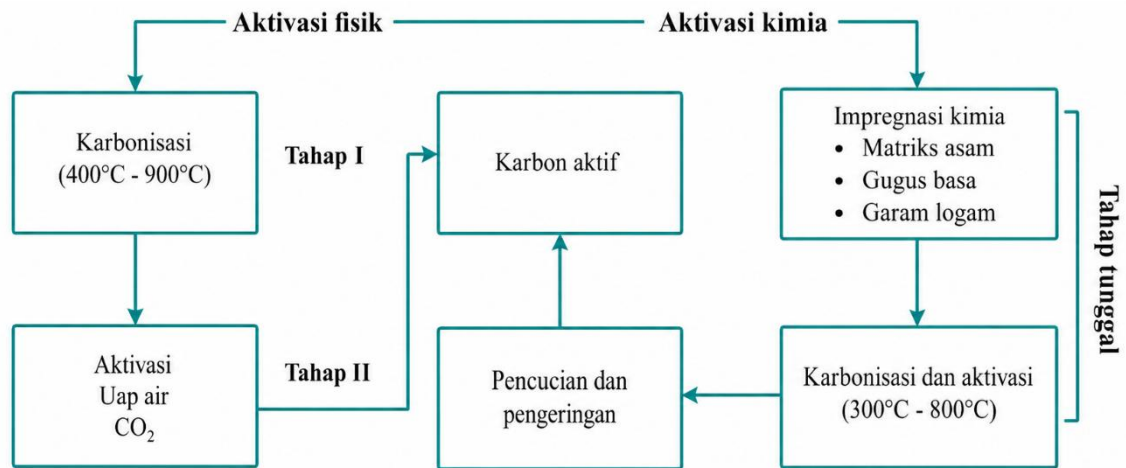


Gambar 2.4 Proses Karbonisasi di dalam *Furnace* (Machines, 2026)

Kondisi karbonisasi yang berbeda, termasuk penggunaan katalis, templat, dan variasi tekanan, dapat menghasilkan bahan karbon dengan struktur dan sifat yang beragam. Akibatnya, berbagai macam produk karbon dapat diperoleh, seperti karbon aktif, serat karbon, nanotube karbon, bola karbon, dan grafena. Plastik berbasis poliolefin seperti polipropilena (PP) dan polietilena (PE) sangat cocok untuk menghasilkan material karbon terstruktur seperti *nanotube* karbon, bola karbon, dan grafena, karena degradasi termalnya menghasilkan hidrokarbon ringan yang dapat diubah secara katalitik menjadi struktur karbon ini. Oleh karena itu, poliolefin seperti PP dan PE diklasifikasikan sebagai plastik non-arang, sedangkan plastik yang mengandung struktur aromatik, seperti polietilena tereftalat (PET) dan polikarbonat (PC), dianggap sebagai plastik arang. Plastik non-arang menguntungkan untuk sintesis material karbon terstruktur, termasuk grafena dan nanotube karbon, melalui karbonisasi katalitik, sedangkan plastik arang cenderung membentuk karbon amorf (J. Gong et al., 2014).

2.6 Aktivasi

Kinerja adsorpsi karbon yang berasal dari limbah plastik dapat ditingkatkan secara signifikan dengan menerapkan perlakuan atau aditif khusus, seperti aktivasi kimia atau fisik serta modifikasi permukaan seperti pada Gambar 2.5 yang bertujuan meningkatkan luas permukaan dan volume pori arang, sehingga meningkatkan kemampuannya untuk menangkap polutan dari berbagai media (Pérez-Huertas et al., 2023). Tahap aktivasi adalah proses di mana karbon bereaksi dengan media pengaktif untuk menghasilkan pori-pori baru dan memperbesar pori-pori yang sudah ada di permukaan karbon, baik secara fisik maupun kimia. Karbon aktif komersial umumnya menunjukkan luas permukaan spesifik dalam kisaran 500 hingga 1500 m² g⁻¹, yang biasanya ditentukan menggunakan teknik Brunauer–Emmett–Teller (BET) berdasarkan pengukuran adsorpsi nitrogen (Heidarinejad et al., 2020).



Gambar 2.5 Proses Aktivasi Fisika dan Kimia (Ayinla et al., 2019)

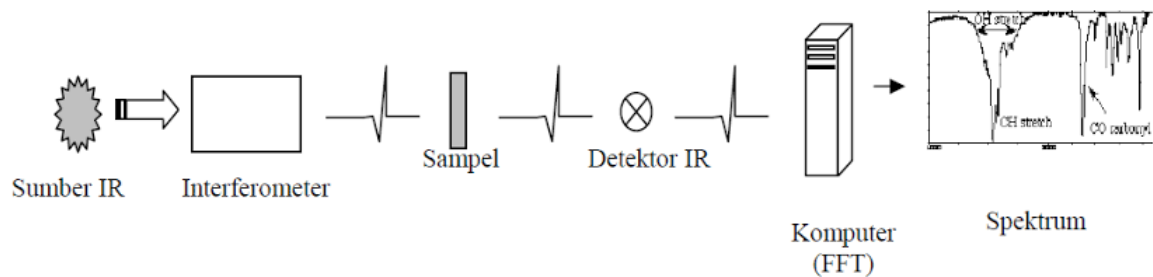
Zat pengaktif kimia berfungsi sebagai zat dehidrasi yang memengaruhi dekomposisi pirolitik. Dengan menekan pembentukan bitumen, zat-zat ini meningkatkan hasil karbon aktif dan mendorong pengembangan struktur karbon berpori melalui modifikasi perilaku degradasi termal prekursor. Kemampuan mereka untuk menembus jauh ke dalam matriks karbon memfasilitasi pembentukan pori-pori halus, yang secara signifikan meningkatkan luas permukaan material yang dihasilkan (Blanchard & Mekonnen, 2024).

Beberapa variabel telah dipelajari secara ekstensif dalam aktivasi kimia, termasuk jenis agen pengaktif, rasio dan teknik impregnasi, suhu aktivasi, suhu karbonisasi akhir, durasi karbonisasi, kondisi reaktor (biasanya di bawah tekanan atmosfer), dan metode aktivasi spesifik yang digunakan. Berbagai bahan kimia pengaktif berinteraksi secara unik dengan bahan prekursor, sehingga memengaruhi kinerja adsorpsi karbon yang dihasilkan. Agen pengaktif yang umum digunakan meliputi senyawa basa seperti kalium hidroksida (KOH), natrium hidroksida (NaOH), kalsium klorida (CaCl₂), dan kalium karbonat (K₂CO₃); senyawa asam seperti asam fosfat (H₃PO₄) dan asam sulfat (H₂SO₄); serta garam logam perantara seperti seng klorida (ZnCl₂), bersama dengan zat pengaktif potensial lainnya (Heidarinejad et al., 2020).

2.7 Karakterisasi Karbon Aktif

2.7.1 *Fourier Transform Infrared (FTIR)*

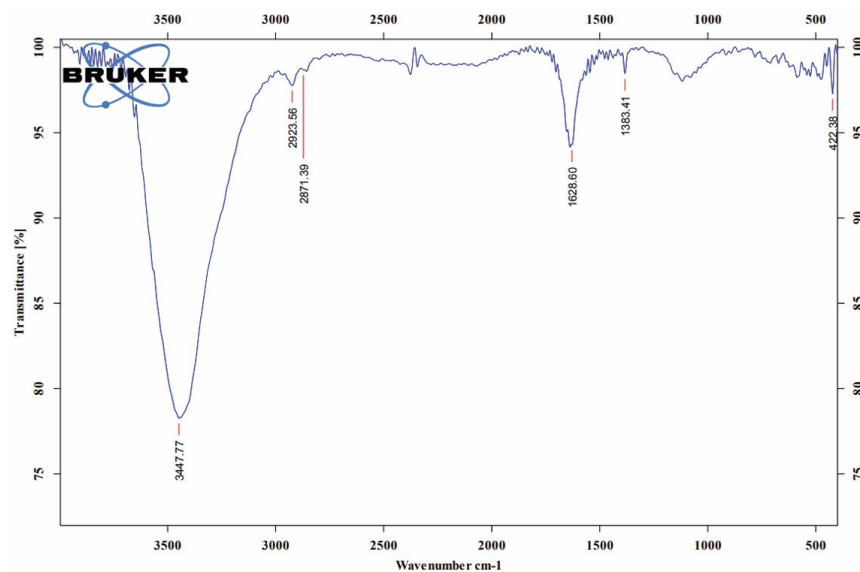
Fourier Transform Infrared (FTIR) adalah teknik spektroskopi yang umum digunakan untuk menganalisis struktur molekuler melalui vibrasi dan rotasi atom yang terikat dalam ikatan kimia. Metode FTIR menjelaskan bahwa ikatan kimia dalam molekul dapat mengalami getaran (baik regangan maupun lenturan), dan getaran ini dapat menyerap radiasi inframerah pada panjang gelombang tertentu. Serapan tersebut ditampilkan sebagai spektrum inframerah yang berfungsi sebagai “sidik jari” dari molekul, mengingat setiap senyawa memiliki pola serapan yang unik dan berbeda satu sama lain (Hou et al., 2018; Shukla, 2025; Tiernan et al., 2020). FTIR sering digunakan untuk mengenali gugus fungsi dalam berbagai bentuk, baik padat, cair, maupun gas. Area serapan pada bilangan gelombang 3600–3200 cm⁻¹ dapat dihubungkan dengan keberadaan gugus –OH, sedangkan pita di sekitar 1600 cm⁻¹ berkaitan dengan ikatan rangkap C=C. Di sisi lain, rentang 650–1500 cm⁻¹ dikenal sebagai daerah sidik jari, memberikan informasi eksklusif tentang molekul tersebut (Shukla, 2025).



Gambar 2.6 Skema Kerja *Fourier Transform Infrared* (Vokalia, 2019)

Gambar 2.6 menunjukkan ilustrasi skematis FTIR. Dalam instrumen FTIR, radiasi inframerah yang dihasilkan oleh sumber memasuki interferometer, di mana pemisah berkas yang diposisikan pada sudut 45° membagi berkas yang masuk menjadi dua jalur tegak lurus. Satu berkas dipantulkan sementara yang lain ditransmisikan, dan keduanya diarahkan ke cermin sebelum bergabung kembali di pemisah berkas. Sinyal gabungan yang dihasilkan, yang dikenal sebagai interferogram, berisi informasi dari semua panjang gelombang inframerah yang dipancarkan oleh sumber. Interferogram ini kemudian melewati sampel dan mencapai detektor. Sinyal yang terdeteksi diubah menjadi data digital dan diproses oleh komputer menggunakan transformasi Fourier untuk menghasilkan spektrum inframerah (Jalvandi, 2016)

Spektroskopi FTIR berfungsi sebagai instrumen yang efektif untuk mengenali kelompok fungsi atau ikatan kimia tertentu dalam situasi interaksi (Zhang et al., 2017). Lebih lanjut, FTIR memiliki manfaat karena pengukurannya berlangsung cepat, cukup sederhana, tidak mengubah kondisi sampel, dan dapat digunakan dalam analisis kualitatif maupun kuantitatif. Karena itu, FTIR sering dipadukan dengan teknik karakterisasi lainnya, seperti SEM atau XRD, demi memperoleh pemahaman yang lebih menyeluruh tentang struktur dan sifat material tertentu (Cao et al., 2025). Penggunaan spektroskopi FTIR sebagai alat analisis kualitatif atau kuantitatif yang cepat dan tepat telah meluas sejak tahun 1970-an di berbagai disiplin ilmu, termasuk ilmu pangan, analisis farmasi, biologi, lingkungan, pengobatan tradisional dari Tiongkok, material, dan forensik (Y. Gong et al., 2024).



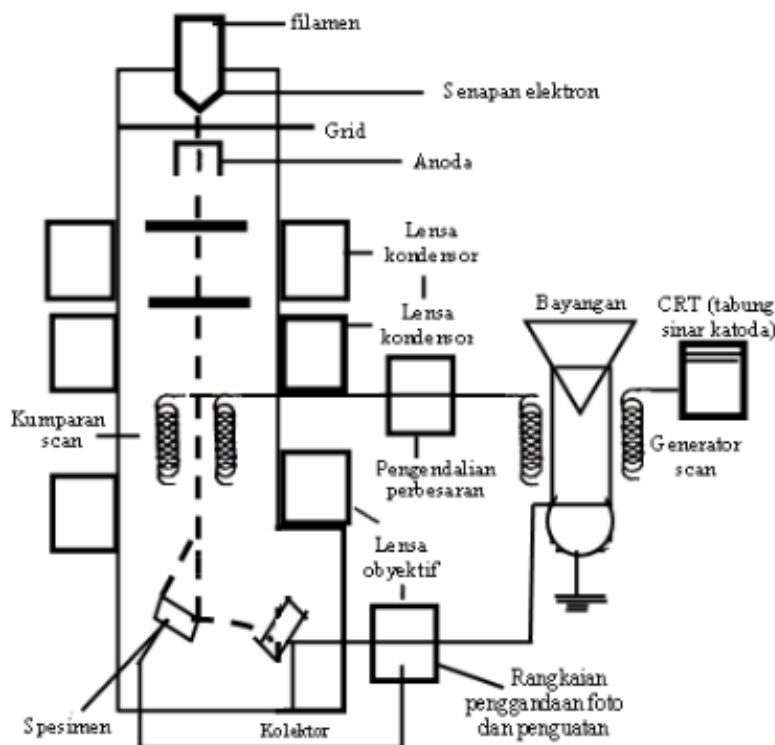
Gambar 2.7 Spektrum FTIR pada Karbon Aktif PET (Pham, 2023)

Spektrum FTIR hasil penelitian Pham (2023) pada Gambar 2.7 menunjukkan sejumlah puncak khas yang mengindikasikan keberadaan berbagai gugus fungsi kimia pada permukaan

karbon aktif. Pita serapan pada bilangan gelombang $3447,77\text{ cm}^{-1}$ mengidentifikasi keberadaan gugus hidroksil (-OH) pada permukaan material. Puncak pada sekitar $2923,56\text{ cm}^{-1}$ dan $2871,39\text{ cm}^{-1}$ berkaitan dengan vibrasi ikatan C-H yang berasal dari struktur cincin aromatik maupun senyawa alkana. Puncak yang muncul di sekitar 1600 cm^{-1} menunjukkan adanya ikatan C=C, sedangkan pita pada kisaran 1300 cm^{-1} mengindikasikan keberadaan ikatan C-O. Kemunculan gugus hidroksil (-OH) diduga berasal dari penyerapan uap air oleh karbon aktif selama proses penyimpanan dalam kondisi normal. Keberadaan gugus C-O kemungkinan terbentuk akibat reaksi antara karbon dengan CO_2 selama proses aktivasi, yang turut berperan dalam pembentukan struktur berpori pada material. Hasil penelitian tersebut menunjukkan bahwa karbon aktif yang dihasilkan memiliki potensi yang baik sebagai adsorben, khususnya dalam menyerap senyawa organik, termasuk zat pewarna organik (Pham, 2023).

2.7.2 Scanning Electron Microscopy (SEM)

Scanning Electron Microscopy (SEM) merupakan alat yang sangat vital dalam penelitian modern untuk karakterisasi material, karena mampu memberikan gambar permukaan dengan resolusi tinggi serta informasi tentang komposisi kimia dan sifat kristal dari sampel. Prinsip dasar SEM berfokus pada pengiriman berkas elektron berenergi tinggi ke permukaan sampel. Interaksi antara elektron dan atom di permukaan menghasilkan berbagai sinyal, seperti electrons sekunder (SE), elektron yang dipantulkan kembali (BSE), sinar-X, dan elektron Auger, yang kemudian terdeteksi untuk membentuk citra atau data analisis lainnya. SE digunakan untuk mengeksplorasi topografi permukaan dengan tingkat detail yang sangat halus, sementara BSE memberikan kontras berdasarkan nomor atom, sehingga sangat bermanfaat untuk mengenali distribusi elemen dalam sampel. Emisi sinar-X yang dihasilkan memungkinkan untuk analisis elemen secara kualitatif dan kuantitatif dengan menggunakan *Energy Dispersive Spectroscopy* (EDS) atau *Wavelength Dispersive Spectroscopy* (WDS) (Vernon-Parry, 2000).



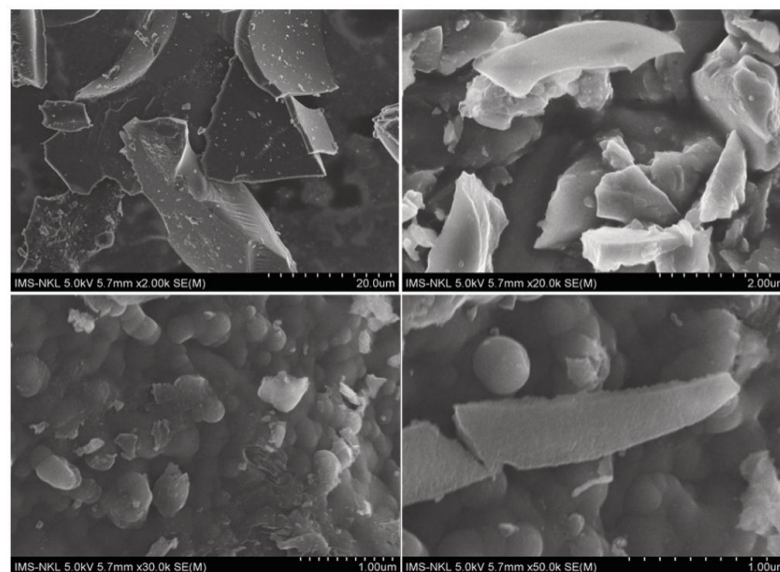
Gambar 2.8 Skema Kerja *Scanning Electron Microscopy* (Farikhin, 2016)

Komponen utama dari SEM terdiri dari gun elektron sebagai sumber elektron, lensa elektromagnetik untuk memusatkan berkas, ruang vakum untuk menjaga kestabilan jalur

elektron, dan detektor. Tipe gun elektron yang banyak dipakai adalah tungsten filament, LaB₆ filament, dan field emission gun (FEG), dengan FEG menawarkan kecerahan tertinggi dan resolusi terbaik. Selain itu, kualitas gambar SEM juga sangat dipengaruhi oleh karakteristik sampel. Material yang tidak konduktif, seperti silika dari biomassa, biasanya memerlukan pelapisan tipis logam seperti emas atau platinum untuk menghindari efek pengisian muatan pada permukaan (charging effect) yang bisa mengganggu pembentukan citra (Reimer, 2013; Yao et al., 2021).

Zhang et al. (2020) menunjukkan bahwa SEM tidak hanya bermanfaat untuk memvisualisasikan morfologi partikel, melainkan juga berguna untuk menganalisis distribusi pori, ukuran partikel, serta perubahan pada permukaan adsorben setelah dilakukan modifikasi baik secara kimiawi maupun fisik. Misalnya, citra SEM pada material adsorben menunjukkan munculnya pori baru atau retakan setelah proses aktivasi, yang berkaitan dengan peningkatan luas permukaan dan kapasitas adsorpsi terhadap logam berat. Hal ini menjadikan SEM instrumen penting untuk memahami hubungan antara struktur fisik suatu material dan performanya sebagai adsorben.

SEM telah menjadi metode utama dalam karakterisasi material berpori, nanomaterial, dan material fungsional lainnya karena menciptakan citra pada skala nanometer, kedalaman fokus yang besar, serta fleksibilitas dalam analisis. Dalam studi penggunaan silika dari ampas tebu sebagai adsorben logam berat, SEM dimanfaatkan untuk memastikan adanya struktur berpori yang luas, morfologi yang mendukung proses adsorpsi, serta perubahan pada permukaan setelah bersentuhan dengan ion logam. Oleh karena itu, SEM berfungsi tidak hanya sebagai alat pencitraan, tetapi juga sebagai jembatan antara aspek struktural dan performa material dalam aplikasi lingkungan (Falcone et al., 2024; Joy, 1997; Srinivasan et al., 2021).



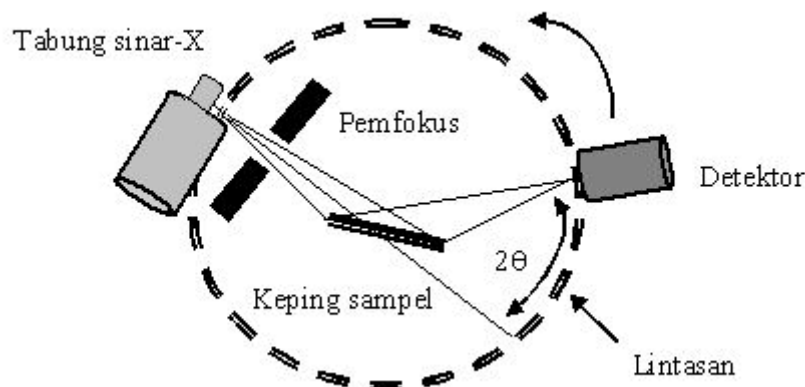
Gambar 2.9 Analisis SEM pada Karbon aktif PET dengan Perbesaran 2000x, 20.000x, 30.000x, 50.000x (Pham, 2023)

Hasil analisis SEM pada Gambar 2.9, permukaan karbon aktif tampak relatif rata dan homogen, tanpa terlihat adanya struktur pori, celah, maupun saluran yang berkembang secara jelas. Luas permukaan merupakan parameter utama yang sangat menentukan kemampuan adsorpsi suatu karbon aktif. Penentuan luas permukaan umumnya didasarkan pada prinsip adsorpsi nitrogen, di mana panas adsorpsi yang seragam digunakan untuk menghitung volume

lapisan monolayer. Dengan mengetahui jumlah nitrogen yang teradsorpsi pada kondisi tersebut, maka luas permukaan spesifik dari adsorben dapat ditentukan secara kuantitatif (Pham, 2023).

2.7.3 X-Ray Diffraction (XRD)

Difraksi Sinar-X (XRD) merupakan metode analisis krusial untuk memahami struktur kristal dari berbagai jenis material, baik itu kristal tunggal maupun serbuk. Dasar utama XRD terletak pada interaksi sinar-X dengan kisi kristal dari suatu zat, yang menyebabkan terjadinya difraksi sinar. Saat sinar-X berinteraksi dengan atom di dalam kisi, gelombang tersebut akan mengalami interferensi konstruktif pada sudut tertentu, menghasilkan puncak difraksi yang dapat dideteksi. Pola difraksi yang dihasilkan bersifat khas untuk setiap material dan berfungsi sebagai "sidik jari" untuk pengenalan fasa kristal serta karakteristik strukturnya (Nicholas et al., 2025; Schlögl, 2009).



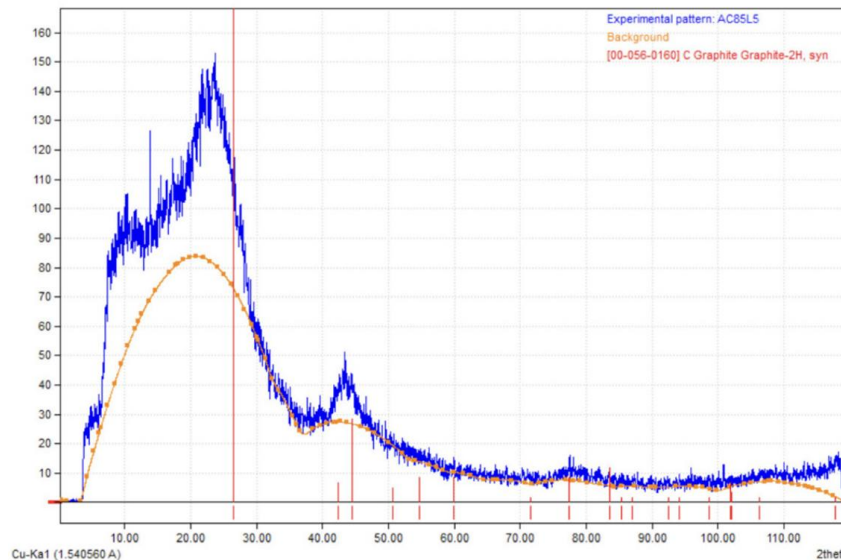
Gambar 2.10 Skema Kerja *X-Ray Diffraction* (Jamaluddin, 2010)

Instrumen XRD terdiri dari beberapa elemen utama, antara lain sumber sinar-X yang biasanya memakai anoda tembaga (Cu^{2+}), tempat sampel, sistem deteksi, dan perangkat lunak untuk memproses data yang menganalisis pola intensitas sinar-X yang dipantulkan. Konfigurasi yang umum digunakan adalah sistem Bragg-Brentano, di mana sumber sinar dan detektor berfungsi bergerak serentak dalam bidang simetris terhadap sampel. Metode ini sangat efisien untuk material dalam bentuk serbuk karena dapat memperoleh pengukuran rata-rata dari orientasi kristal yang tersebar secara acak. Persiapan sampel dalam powder XRD sangat penting, biasanya berupa serbuk halus dengan permukaan yang datar untuk memastikan difraksi optimal serta pengambilan data yang representatif (Adams, 2005; Areef Billah, 2014; Nicholas et al., 2025).

Pola difraksi yang diperoleh memuat beragam informasi penting yang dapat dievaluasi. XRD memungkinkan identifikasi keberadaan dan tipe fasa kristal di dalam sampel, misalnya untuk menentukan apakah material itu merupakan satu fasa tunggal atau campuran dari beberapa fasa. Selain itu, analisis pelebaran puncak difraksi menggunakan rumus Scherrer dapat memberikan estimasi ukuran kristalit atau ukuran domain kristal yang menggambarkan tingkat keteraturan atom dalam material. XRD juga dapat menentukan derajat kemurnian material, di mana pola puncak yang tajam menunjukkan kristalinitas tinggi, sedangkan pola yang lebar menandakan sifat amorf. Parameter kisi kristal seperti panjang, lebar, dan sudut bidang bisa dihitung menggunakan data dari difraksi, yang berguna ketika mempelajari perubahan struktur akibat doping atau variasi komposisi (Nicholas et al., 2025; Rai et al., 2013).

XRD tak hanya berguna untuk analisis material anorganik semacam logam oksida, mineral, dan katalis, tetapi juga sering digunakan dalam penelitian material organik, komposit, dan nano.

Dalam aplikasi yang lebih kompleks, pengukuran XRD dapat dilaksanakan secara in situ untuk memantau perubahan struktur saat material mengalami reaksi kimia atau perubahan fase dalam kondisi aktual. Meskipun XRD memberikan informasi struktural yang detail, teknik ini memiliki batasan, terutama dalam menganalisis material yang sepenuhnya amorf atau dalam karakterisasi permukaan yang sangat halus, sehingga sering kali dipadukan dengan metode lain seperti FTIR dan NMR untuk memperoleh gambaran yang lebih komprehensif (Adams, 2005; Rai et al., 2013; Schlögl, 2009).



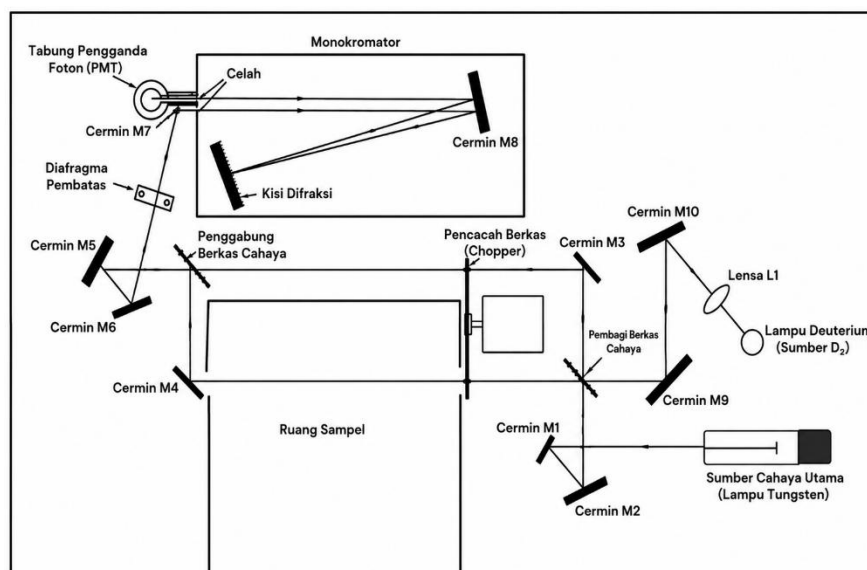
Gambar 2.11 Analisis XRD Karbon Aktif PET (Pham, 2023)

Berdasarkan Gambar 2.11, pola difraksi sinar-X dari sampel karbon aktif yang telah disintesis menunjukkan adanya peningkatan intensitas puncak pada rentang sudut 10–30°. Hal ini mengindikasikan keberadaan struktur pori yang berkembang dan bersifat kontinu, sehingga menyebabkan terjadinya hamburan radiasi sinar-X. Di sisi lain, penurunan intensitas puncak difraksi menunjukkan bahwa struktur karbon aktif cenderung menyerupai grafit, namun dengan tingkat cacat permukaan yang tinggi, yang berkontribusi terhadap rendahnya derajat kristalinitas material tersebut (JCPSD no. 00-056-0160). Proses aktivasi yang menghasilkan lebih banyak cacat pada permukaan karbon menjadi penting, karena dapat meningkatkan luas permukaan spesifik karbon aktif yang dihasilkan (Pham, 2023).

2.8 Pengukuran Konsentrasi Logam

2.8.1 Atomic Absorption Spectroscopy (AAS)

Spektrometri Serapan Atom (AAS) adalah sebuah teknik analisis instrumen yang sangat umum digunakan untuk mendeteksi logam dalam beragam tipe sampel, mulai dari sampel lingkungan, makanan, farmasi hingga biologi. Metode dasar AAS mengandalkan pengukuran cahaya yang diserap oleh atom yang berada dalam keadaan dasar. Atom-atom ini terbentuk lewat proses atomisasi dari sampel, yang bisa dilakukan dengan nyala atau tungku grafit, dan tingkat penyerapannya berhubungan proporsional dengan konsentrasi unsur yang sedang diteliti. Instrumen AAS terdiri dari beberapa komponen utama, seperti sumber radiasi yang bisa berupa lampu katoda berongga atau lampu tanpa elektroda, yang masing-masing memancarkan spektrum khas untuk setiap unsur, sistem untuk atomisasi seperti nyala, tungku grafit, atau pembentukan uap kimia, monokromator yang berfungsi untuk memisahkan panjang gelombang tertentu, serta detektor untuk mengukur intensitas cahaya yang diserap (Abdelmonem et al., 2025).



Gambar 2.12 Skema Kerja *Atomic Absorption Spectroscopy* (Lagalante, 1999)

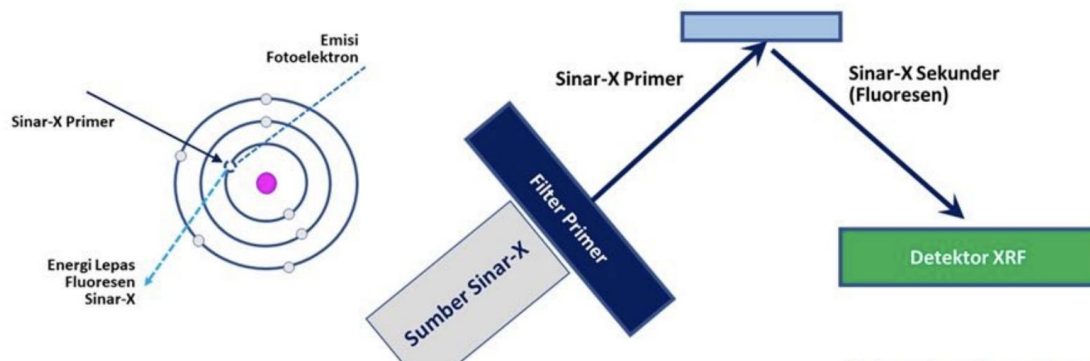
Metode pengukuran menggunakan AAS ini dapat diterapkan melalui tiga proses atomisasi yang berbeda, yaitu: spektrometri serapan atom nyala (FAAS), spektrometri serapan atom dengan atomisasi elektrotermal (ETAAS), dan spektrometri serapan atom dengan pembangkitan uap kimia (CVG-AAS). FAAS adalah metode yang paling sederhana dan paling umum digunakan, meskipun memiliki sensitivitas yang paling rendah dibandingkan metode lainnya. Sementara itu, ETAAS juga menawarkan aplikasi yang sangat baik, karena memungkinkan analisis langsung pada sampel padat, dengan sensitivitas yang lebih tinggi daripada FAAS. Namun, metode ini memerlukan pengoptimalan program suhu yang efektif serta pemilihan pengubah kimia untuk menghasilkan hasil yang akurat. CVG-AAS memiliki sensitivitas yang sangat baik, dan di masa lalu, penggunaannya terbatas pada sejumlah unsur tertentu (seperti arsenik, antimon, selenium, bismut, kadmium, timbal, dan lain-lain) (Leopold et al., 2016; Pohl et al., 2014; Reis et al., 2016).

Salah satu keunggulan utama AAS adalah tingkat selektivitas yang sangat baik, biaya yang relatif rendah dibandingkan dengan teknik ICP-OES atau ICP-MS, serta kemudahan dalam hal penggunaan. Akan tetapi, salah satu batasan pada metode pengukuran menggunakan AAS ini adalah kemampuan awalnya yang hanya dapat menganalisis satu unsur dalam satu pengukuran. Namun, dengan kemajuan teknologi, kini ada High-Resolution Continuum Source AAS (HR-CS AAS) yang mampu melakukan pengukuran multi-elemen, baik secara beruntun maupun bersamaan, dengan kelebihanannya dalam hal koreksi latar belakang dan memakai satu sumber cahaya untuk seluruh elemen (Andruch et al., 2022) (Andruch et al., 2022; Bachmann & Miller, 2020; Ferreira et al., 2018; Hill & Fisher, 1999; Krata & Bulska, 2005; Mohammed, 2024).

2.8.2 *X-Ray Fluorescence (XRF)*

Spektrometri fluoresensi sinar-X (XRF) saat ini dianggap sebagai salah satu teknik paling serbaguna untuk analisis unsur. Metode ini mendapatkan pengakuan luas selama tahun 1960-an sebagai alat analisis dalam industri metalurgi dan mineral. Sejak itu, aplikasinya telah berkembang pesat di berbagai bidang, khususnya dalam studi lingkungan, di mana XRF menjadi teknik analisis yang banyak diadopsi. Spektrometri fluoresensi sinar-X (XRF) adalah teknik analitik serbaguna yang digunakan untuk penentuan kualitatif dan kuantitatif unsur-unsur dalam sampel lingkungan. Teknik ini dapat menganalisis berbagai macam unsur, dari boron hingga uranium, dalam berbagai jenis matriks. Kemampuan multi-unsurnya, analisis yang cepat, biaya operasional yang rendah, portabilitas, dan persyaratan persiapan sampel yang

minimal menjadikan XRF sebagai alat yang berharga untuk pemantauan lingkungan rutin (Margu  et al., 2022).



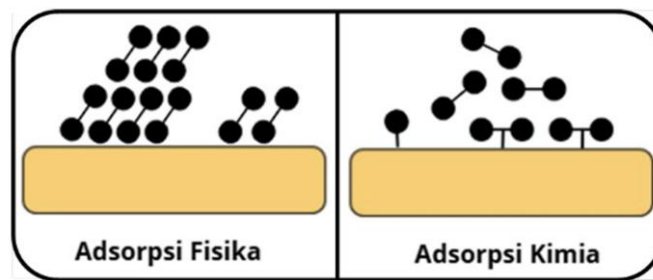
Gambar 2.13 Skema Kerja *X-Ray Fluorescence* (Ana, 2022)

Awal tahun 1970-an, XRF telah menjadi metode yang diterima secara luas untuk analisis multi-unsur partikulat di udara. Keunggulan signifikan dari teknik ini adalah endapan filter dapat dianalisis langsung tanpa pelarutan sampel, memberikan manfaat praktis dibandingkan metode analitik alternatif seperti spektroskopi serapan atom (AAS) dan spektroskopi emisi. XRF juga telah banyak diterapkan untuk penentuan unsur jejak terlarut dan partikulat tersuspensi dalam sampel air. Namun, dibandingkan dengan penelitian tentang polusi udara, literatur mengenai aplikasi akuatik kurang luas. Perbedaan ini muncul karena XRF sangat cocok untuk analisis langsung materi partikulat yang terkumpul pada filter, sedangkan unsur-unsur terlarut dalam air biasanya memerlukan perlakuan tambahan. Analisis langsung sebagian besar sampel air seringkali terbatas oleh sensitivitas yang tidak memadai, sehingga pra-konsentrasi menjadi langkah penting ketika batas deteksi dalam kisaran sekitar 0–10 ng/mL diperlukan (West, 1984).

Kemajuan dalam instrumentasi XRF dan metodologi analitik telah memperluas aplikasinya untuk analisis berbagai material alami dan antropogenik. Peningkatan penggunaan XRF dalam penelitian lingkungan ditunjukkan oleh semakin banyaknya publikasi ilmiah terkait selama beberapa dekade terakhir. Namun, pengukuran XRF yang akurat sangat bergantung pada persiapan sampel yang tepat. Karena teknik ini bergantung pada geometri pengukuran yang tetap, sampel idealnya harus memiliki permukaan yang halus dan seragam untuk meminimalkan kesalahan analitik dan meningkatkan keandalan data (Margu  et al., 2022).

2.9 Adsorpsi

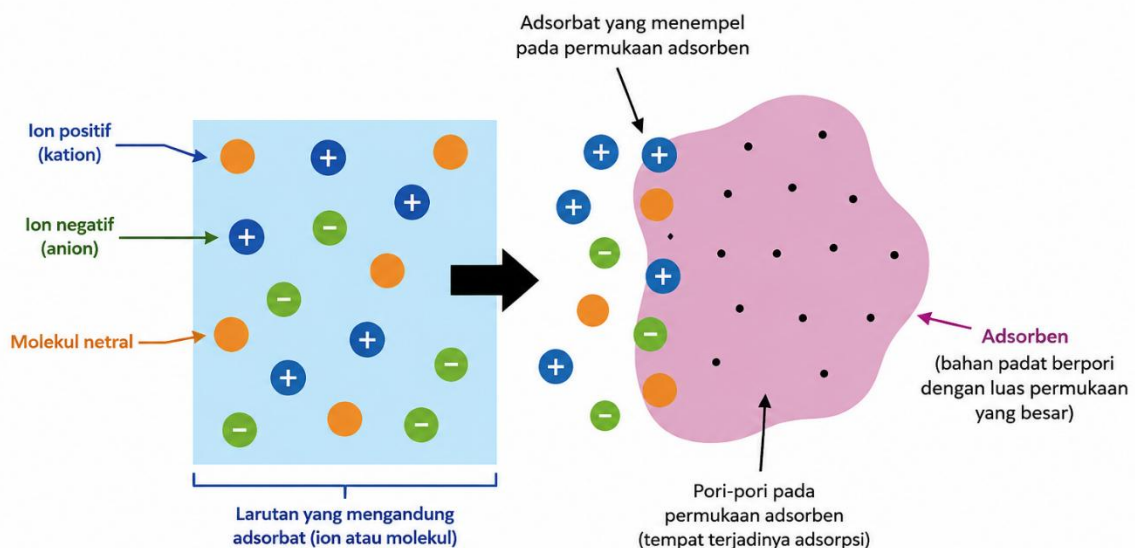
Adsorpsi adalah metode pemisahan komponen dari sebuah fluida, baik itu cairan maupun gas, dengan memanfaatkan bahan padat berpori sebagai penyerap. Molekul, ion, atau atom dalam fluida akan melekat pada permukaan material tanpa memasuki struktur dalam, sehingga terbentuk lapisan tipis yang dikenal sebagai adsorbat. Adsorpsi sudah digunakan untuk kepentingan pengobatan dan pemurnian sejak zaman Mesir Kuno, dan saat ini berkembang menjadi teknologi fundamental dalam sektor seperti pengolahan air, pemisahan bahan kimia, dan pengelolaan limbah. Efisiensi metode ini sangat tergantung pada tipe adsorben yang digunakan, terutama yang memiliki luas permukaan spesifik yang tinggi dan volume pori yang besar (D browski, 2001). Adsorpsi memiliki peranan yang penting dalam berbagai penggunaan, termasuk dalam penyaringan air, pemisahan campuran, pengelolaan limbah, serta sektor kimia, karena dengan memanfaatkan variasi konsentrasi zat di permukaan, adsorpsi bisa secara efektif memisahkan atau menghapus zat-zat pengotor (Ray et al., 2020).



Gambar 2.14 Mekanisme Adsorpsi Kimia dan Fisika (Setya Wardhana et al., 2025)

Adsorpsi, dalam konsepnya terdapat beberapa model yang sering digunakan untuk menjelaskan cara adsorbat melekat pada adsorben. Contohnya adalah model Langmuir yang beranggapan bahwa permukaan adsorben memiliki tempat adsorpsi yang seragam dan hanya satu lapisan adsorbat dapat terbentuk; atau model BET (Brunauer-Emmett-Teller) yang mempertimbangkan adanya beberapa lapisan adsorbat di permukaan. Di samping itu, ada model yang membahas interaksi antar molekul adsorbat, variasi pada permukaan (bahwa tidak semua tempat memiliki energi adsorpsi yang serupa), waktu kinetik (berapa lama yang diperlukan untuk mencapai keseimbangan), serta dampak faktor lingkungan seperti pH, suhu, dan konsentrasi awal adsorbat. Meskipun semua model ini tidak selalu sepenuhnya akurat, mereka memberi dasar teoritis yang solid untuk mengevaluasi kapasitas adsorpsi, menentukan isoterma adsorpsi, serta merancang eksperimen yang kredibel (Tvardovski, 1996).

Proses adsorpsi dapat dibedakan menjadi tiga mekanisme utama yaitu mekanisme sterik, kesetimbangan, dan kinetika. Mengacu pada gaya interaksi yang berlangsung, adsorpsi dapat dibedakan menjadi adsorpsi fisik (fisisorpsi) dan kimia (kimisorpsi). Fisisorpsi melibatkan gaya Van der Waals yang lemah, terjadi pada suhu rendah, bersifat reversibel, dan memungkinkan pembentukan multilayer adsorbat. Sedangkan, kimisorpsi melibatkan ikatan kimia yang kuat, bersifat ireversibel, dan umumnya hanya membentuk satu lapisan dengan energi adsorpsi yang tinggi (Duong, 1998).



Gambar 2.15 Proses Adsorpsi

Proses adsorpsi seperti ditunjukkan pada Gambar 2.10, secara umum terjadi melalui beberapa langkah mekanisme. Dalam sistem gas-padatan, molekul gas pertama-tama akan melekat pada situs aktif yang ada di permukaan bahan penyerap, terutama ketika berada pada kondisi tekanan rendah. Ketika tekanan meningkat, jumlah molekul yang terikat juga

bertambah hingga membentuk satu lapisan. Apabila tekanan ditingkatkan lebih lanjut, molekul mulai membentuk lapisan kedua (multilayer) dan perlahan-lahan mengisi pori-pori kecil pada bahan penyerap. Akhirnya, dengan tekanan yang semakin meningkat, seluruh permukaan dan pori-pori bahan penyerap akan tertutupi oleh molekul gas. Pada sistem padat-cair, fase penyerapan umumnya dipengaruhi oleh pergerakan massa yang melibatkan dua mekanisme utama, yaitu difusi melalui batas luar dan difusi di dalam partikel. Perpindahan molekul zat yang diserap berlangsung secara bertahap, dimulai dari transportasi zat terlarut dari larutan utama ke permukaan luar bahan penyerap melalui lapisan film cair, kemudian dilanjutkan dengan pemindahan molekul ke dalam pori-pori partikel penyerap (difusi intrapartikel), hingga akhirnya melekat pada situs aktif di permukaan bahan penyerap (Surela et al., 2024).

Langkah terakhir, yaitu perlekatan molekul zat yang diserap pada situs aktif, biasanya berlangsung dengan sangat cepat sehingga hambatan pada tahap ini dianggap tidak signifikan. Dengan demikian, laju keseluruhan proses penyerapan sering kali ditentukan oleh tahap yang paling lambat, yang biasanya merupakan difusi di dalam partikel atau difusi melalui lapisan film cair. Hal ini sejalan dengan hasil penelitian Wang et al. (2024) yang menekankan pentingnya mengidentifikasi tahap pengontrol laju dalam studi penyerapan, agar dapat dilakukan optimasi pada parameter seperti ukuran partikel, kecepatan pengadukan, waktu kontak, serta konsentrasi awal zat yang diserap untuk meningkatkan efisiensi proses (Y. Wang et al., 2024).

2.9.1 Isoterm Adsorpsi

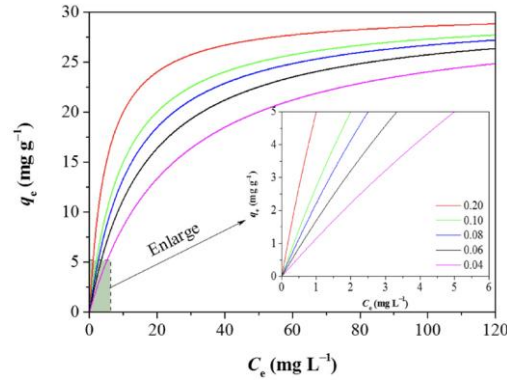
Isoterm adsorpsi menggambarkan hubungan antara jumlah adsorbat yang tertahan pada permukaan adsorben dan konsentrasi kesetimbangan adsorbat dalam larutan pada suhu konstan. Model isoterm banyak digunakan untuk menjelaskan mekanisme adsorpsi, mengevaluasi kapasitas adsorpsi, dan mengkarakterisasi sifat permukaan adsorben. Isoterm adsorpsi dikategorikan menjadi enam jenis berdasarkan bentuk kurva kesetimbangan, masing-masing mewakili mekanisme adsorpsi dan struktur pori yang berbeda. Beberapa model isoterm telah dikembangkan untuk menggambarkan kesetimbangan adsorpsi, termasuk model Langmuir, Freundlich, Temkin, Dubinin–Radushkevich, dan Toth. Memilih model isoterm yang tepat sangat penting untuk memahami proses adsorpsi dan mengevaluasi kinerja material adsorben (Y. Wang et al., 2024).

2.9.1.1 Langmuir

Model Langmuir pertama kali diperkenalkan oleh Langmuir (1917) untuk menjelaskan proses penyerapan molekul gas di permukaan padat. Model ini didasarkan pada asumsi bahwa proses adsorpsi bersifat reversibel, artinya laju penempelan molekul ke permukaan dan laju pelepasan molekul dari permukaan akan seimbang pada kondisi tertentu (Langmuir, 1917). Ada empat asumsi utama dalam model ini: (1) adsorpsi hanya terjadi dalam satu lapisan (monolayer) di permukaan yang seragam, (2) setiap titik atau situs aktif hanya dapat ditempati satu molekul, (3) semua situs memiliki energi yang sama dan tidak saling mempengaruhi, serta (4) tidak ada interaksi antar molekul yang sudah teradsorpsi di permukaan (Duong, 1998). Persamaan model Langmuir yang paling umum digunakan untuk sistem cair dan padat dituliskan dengan persamaan 2.1 sebagai berikut:

$$q_e = \frac{q_{max}K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2.1)$$

q_e = kapasitas adsorpsi pada kesetimbangan (mg/g), q_{max} = kapasitas maksimum adsorpsi (mg/g), K_L = konstanta Langmuir (L/mg), C_e = konsentrasi adsorbat pada kesetimbangan (mg/L).



Gambar 2.16 Kurva Model Adsorpsi Langmuir (Hu et al., 2023)

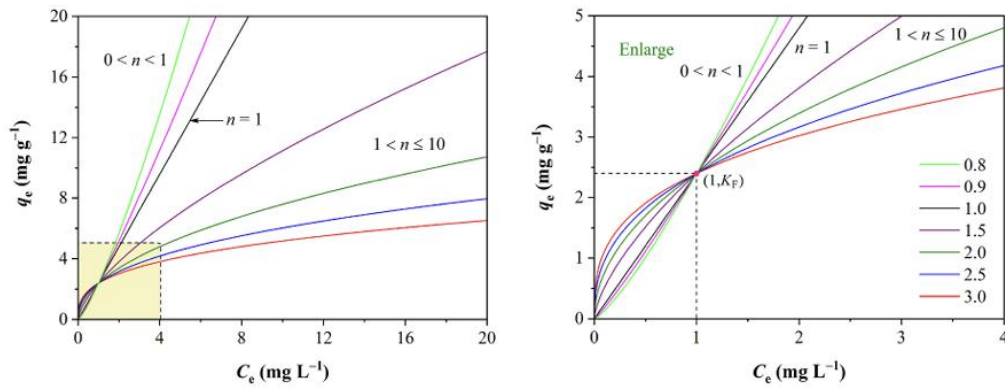
Hubungan antara sumbu X (C_e , konsentrasi ekuilibrium dalam mg/L) dan sumbu Y (q_e , kapasitas adsorpsi dalam mg/g) menunjukkan bahwa pada konsentrasi yang rendah, sejumlah besar ion logam tertarik ke permukaan adsorben. Namun, seiring dengan meningkatnya C_e , semua situs aktif akan terisi hingga mencapai titik jenuh, dimana q_e mulai datar. Ini menggambarkan terbentuknya satu lapisan molekul (monolayer) pada permukaan adsorben yang seragam seperti pada Gambar 2.11 (Langmuir, 1917).

2.9.1.2 Freundlich

Model Freundlich, yang dikembangkan oleh Freundlich pada tahun 1907, digunakan untuk menjelaskan proses adsorpsi, terutama senyawa organik ke dalam permukaan batubara. Model ini berasumsi bahwa permukaan adsorben bersifat tidak seragam, dan proses adsorpsi bisa berlangsung dalam beberapa lapisan. Namun, model ini memiliki kekurangan karena tidak menggambarkan kondisi jenuh (kapasitas maksimum adsorpsi) dan tidak mengikuti hukum Henry pada konsentrasi rendah (Hu et al., 2023). Persamaan model Freundlich yang paling umum digunakan dituliskan dengan persamaan 2.2 berikut ini:

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (2.2)$$

q_e = kapasitas adsorpsi pada kesetimbangan (mg/g), n = konstanta intensitas adsorpsi ($1/n$ adalah heterogenitas permukaan), K_F = konstanta Freundlich (indikator kapasitas adsorpsi), C_e = konsentrasi adsorbat pada kesetimbangan (mg/L). Model Freundlich diungkapkan sebagai fungsi eksponen, dengan nilai n optimal berada di antara 0 hingga 10. Jika $1 < n \leq 10$, kurva isoterm memiliki bentuk L yang menunjukkan adsorpsi yang efektif seperti pada Gambar 8.2 (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Hu et al., 2023).



Gambar 2.17 Kurva Model Adsorpsi Freundlich (Hu et al., 2023)

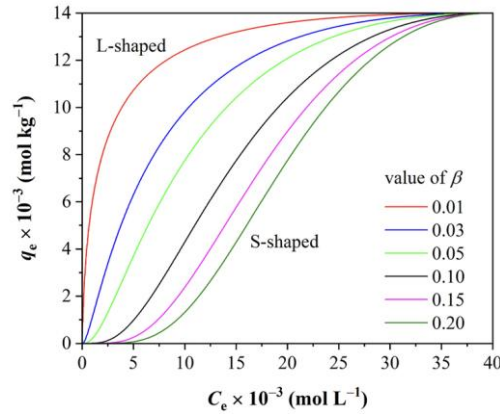
Gambar 2.12 menjelaskan bahwa C_e (sumbu X) berhubungan langsung dengan q_e (sumbu Y) dalam cara logaritmik. Ini menunjukkan bahwa semakin tinggi konsentrasi ion logam dalam larutan, semakin banyak jumlah ion yang teradsorpsi tanpa mencapai titik jenuh, menggambarkan sifat permukaan adsorben yang tidak homogen (Al-Ghouthi & Da'ana, 2020; Hu et al., 2023).

2.9.1.3 Dubinin Radushkevich (D-R)

Model Dubinin–Radushkevich (D–R) dikembangkan untuk menjelaskan proses adsorpsi pada bahan berpori kecil, khususnya mikropori, dan pada awalnya digunakan dalam sistem gas dan uap (Hutson & Yang, 1996). Model ini mengasumsikan bahwa adsorpsi terjadi melalui pengisian volume pori, dengan distribusi energi adsorpsi berbentuk Gaussian. Energi yang terlibat dihitung sebagai selisih potensial kimia antara zat dalam larutan dan yang teradsorpsi pada suhu yang sama (Jaroniec, 1983). Persamaan model Dubinin Radushkevich (D-R) dituliskan sebagai persamaan 2.3 berikut:

$$q_e = q_s \exp(-B\varepsilon^2) \quad (2.3)$$

q_e = kapasitas adsorpsi pada kesetimbangan (mg/g), q_s = kapasitas maksimum adsorpsi (mg/g), B = konstanta energi adsorpsi (mol^2/kJ^2), ε = energi adsorpsi. Energi karakteristik dalam adsorpsi mencerminkan kekuatan interaksi antara adsorben dan adsorbat, namun tidak selalu dapat membedakan antara adsorpsi fisik dan kimia, terutama dalam konteks larutan. Model D-R bersifat fleksibel dan dapat merepresentasikan beragam bentuk kurva isotherm. Namun, terdapat pembicaraan mengenai definisi energi adsorpsi yang dapat memengaruhi hasil berdasarkan satuan konsentrasi yang digunakan (Hu et al., 2023; Hutson & Yang, 1996; Jaroniec, 1983).



Gambar 2.18 Kurva Model Adsorpsi Dubinin-Radushkevich (Hu et al., 2023)

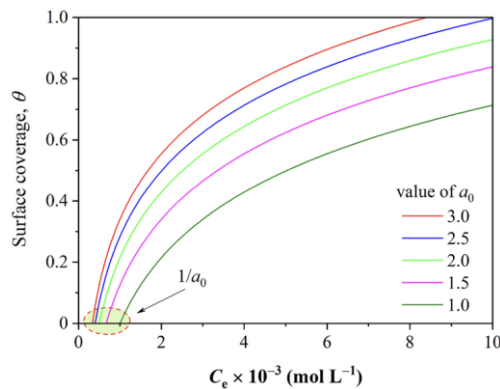
Gambar 2.13 menunjukkan bahwa pada tahap awal, peningkatan konsentrasi ekuilibrium (C_e) sangat meningkatkan kapasitas adsorpsi (q_e), meskipun grafiknya mulai mendatar saat menuju kesetimbangan. Hubungan ini digunakan untuk memperkirakan energi adsorpsi serta menentukan apakah proses tersebut bersifat fisik atau kimia (Hu et al., 2023; Hutson & Yang, 1996; Jaroniec, 1983).

2.9.1.4 Temkin

Model isoterm Temkin dikembangkan oleh Temkin dan Pyzhev (1940) untuk menggambarkan proses adsorpsi kimia, khususnya pada kasus seperti adsorpsi gas hidrogen di permukaan elektroda platina dalam larutan asam. Model ini mengasumsikan bahwa energi adsorpsi menurun secara linier seiring dengan meningkatnya cakupan permukaan, yang menandakan adanya interaksi antar molekul adsorbat. Meski cukup sering digunakan dalam sistem fase cair, persamaan Temkin memiliki keterbatasan. Model ini tidak memenuhi hukum Henry pada konsentrasi rendah dan tidak memperhitungkan saturasi kapasitas pada konsentrasi tinggi (Annable, 1952). Persamaan model Temkin dituliskan dengan persamaan 2.4 sebagai berikut:

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln(K_T C_e) \quad (2.4)$$

q_e = kapasitas adsorpsi pada kesetimbangan (mg/g), R = konstanta gas (8.314 J/mol·K), T = suhu, b = konstanta Temkin terkait energi adsorpsi (J/mol), K_T = konstanta Temkin (L/mg), C_e = konsentrasi adsorbat pada kesetimbangan (mg/L).



Gambar 2.19 Kurva Model Adsorpsi Temkin (Hu et al., 2023)

Kurva pada Gambar 8.4 menunjukkan hubungan antara C_e (sumbu X) dan q_e (sumbu Y) yang hampir berbentuk garis lurus. Ini mengisyaratkan bahwa energi adsorpsi menurun dengan bertambahnya jumlah ion logam yang teradsorpsi, menggambarkan adanya interaksi antar molekul dan sifat bertahap dari proses adsorpsi (Annable, 1952).

2.9.2 Kinetika Adsorpsi

2.9.2.1 Orde Satu Semu

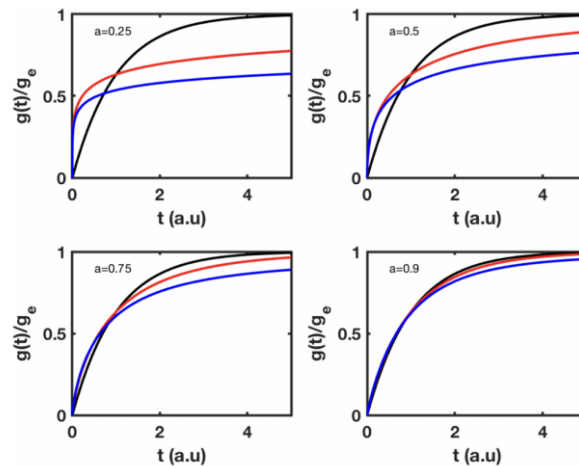
Model Pseudo First-Order (PFO), atau model orde-satu semu, pertama kali dikenalkan oleh Lagergren pada tahun 1898 untuk menggambarkan proses adsorpsi dalam sistem cair, khususnya laju penyerapan suatu zat ke permukaan padat berdasarkan selisih antara kapasitas adsorpsi pada kesetimbangan (q_e) dan kapasitas pada waktu tertentu (q_t) (J. Wang & Guo, 2020). Persamaan kinetika orde satu semu dituliskan dengan persamaan 2.15 sebagai berikut:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (2.15)$$

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (2.16)$$

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (2.17)$$

q_t = apasitas adsorpsi pada waktu (mg/g), q_e = kapasitas adsorpsi pada kesetimbangan (mg/g), k_1 = konstanta laju orde 1 (menit^{-1} atau waktu^{-1}), t = waktu (menit atau detik). Persamaan linier untuk model ini dimanfaatkan dalam perhitungan laju reaksi serta kapasitas adsorpsi pada keadaan setimbang.



Gambar 2.20 Kurva Model Kinetika Orde Satu (Bakalis & Zerbetto, 2025)

Pendekatan linier dapat memberikan hasil yang kurang presisi, sehingga metode non-linear lebih disarankan. Model ini serupa dengan kinetika Langmuir, terutama jika kurva isotherm memiliki sifat linier. Parameter k_1 menunjukkan laju sistem menuju kesetimbangan dan dipengaruhi oleh perbedaan antara q_t dan q_e . Model PFO cocok diterapkan dalam kondisi tertentu, seperti ketika konsentrasi awal adsorbat tinggi atau pada fase awal dalam proses adsorpsi (Bazzazzadeh et al., 2020; Duong, 1998; J. Wang & Guo, 2020).

2.9.2.2 Orde Dua Semu

Model PSO pertama kali digunakan oleh Ho et al. (1996) untuk menjelaskan proses penyerapan ion timbal pada gambut, dan sejak itu telah banyak dipakai dalam studi adsorpsi.

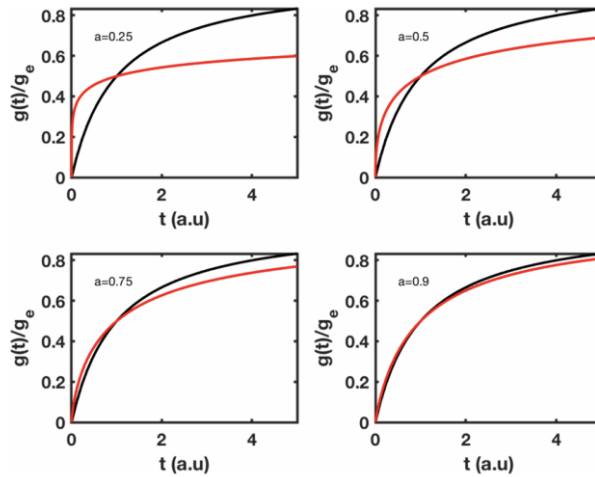
Model ini mengasumsikan bahwa laju adsorpsi dikendalikan oleh reaksi kimia permukaan (J. Wang & Guo, 2020). Persamaan kinetika orde dua semu dituliskan dengan persamaan 2.18:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (2.18)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (2.19)$$

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e^2 t} \quad (2.20)$$

q_t = kapasitas adsorpsi pada waktu (mg/g), q_e = kapasitas adsorpsi pada kesetimbangan (mg/g), k_2 = konstanta laju orde 2 (g/mg.menit atau waktu⁻¹), t = waktu (menit atau detik). Persamaan untuk model ini dapat dinyatakan dalam bentuk linier, tetapi menggunakan pendekatan linier seringkali menghasilkan parameter yang tidak akurat, sehingga analisis non-linear lebih dianjurkan.



Gambar 2.21 Kurva Model Kinetika Orde Dua (*Bakalis & Zerbetto, 2025*)

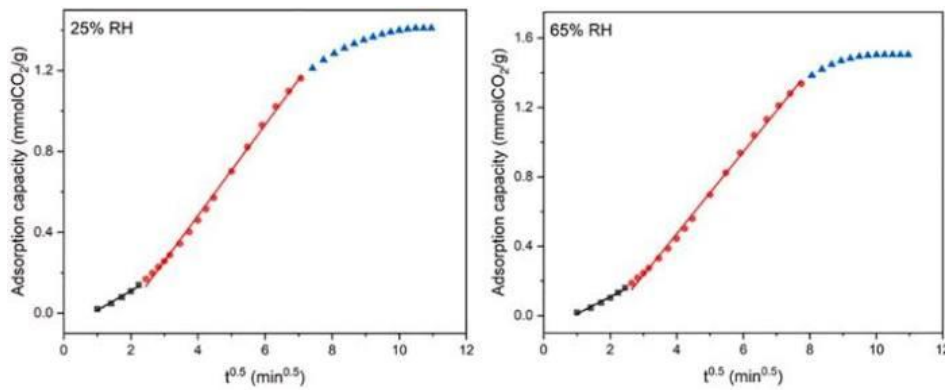
Model ini sesuai untuk konsentrasi awal adsorbat yang rendah dan ketika proses mendekati kesetimbangan. PSO biasanya memberikan hasil yang lebih tepat dibandingkan PFO dalam penyerapan pewarna dan ion logam. Namun, PSO dapat menghasilkan bias saat digunakan di akhir proses adsorpsi, jadi lebih baik jika pengambilan data dilakukan saat penyerapan masih di bawah 85% (Bazzazzadeh et al., 2020; Duong, 1998).

2.9.2.3 Difusi Intrapartikel

Model kinetika difusi intrapartikel yang dikembangkan oleh Weber dan Morris (1963) digunakan untuk menjelaskan bagaimana molekul adsorbat bergerak ke dalam pori-pori adsorben selama proses adsorpsi (J. Wang & Guo, 2020). Persamaan kinetika difusi intrapartikel dituliskan dengan persamaan 2.21 sebagai berikut:

$$q_t = k_{id}t^{0.5} + C \quad (2.21)$$

q_t = kapasitas adsorpsi pada waktu (mg/g), k_{id} = konstanta laju difusi intrapartikel (mg/g·menit^{0.5}), C = konstanta terkait ketebalan lapisan difusi eksternal (mg/g), t = waktu (menit). Persamaan yang digunakan menunjukkan keterkaitan antara jumlah adsorbat yang teradsorpsi dan waktu.



Gambar 2.22 Kurva Model Difusi Intrapartikel (Beknalkar et al., 2024)

Jika grafik membentuk garis lurus yang melewati titik nol, maka proses adsorpsi dikendalikan oleh difusi intrapartikel. Apabila ada intersep, berarti lebih dari satu mekanisme terlibat, seperti difusi dari film luar. Model ini umum digunakan untuk memaparkan adsorpsi dalam fase cair (J. Wang & Guo, 2020).

2.10 Logam Berat

Logam berat adalah istilah umum yang digunakan untuk merujuk pada logam dan metaloid yang memiliki densitas atom lebih dari 4000 kg/m³ atau 5g/cm³ yang umumnya bersifat toksik pada jumlah tertentu (Edelstein & Ben-Hur, 2018). Karakteristik utama dari logam berat adalah sifatnya yang terus ada, sukar untuk diurai secara alami, dan kemampuan untuk menumpuk dalam jaringan makhluk hidup (bioakumulasi) serta dapat dipindahkan ke tingkat trofik yang lebih tinggi (biomagnifikasi). Beberapa jenis logam berat mencakup tembaga, kadmium, seng, kromium, arsenik, boron, kobalt, titanium, stronsium, timah, vanadium, nikel, molibdenum, merkuri, timbal, dan lainnya. Logam berat seperti tembaga, seng, nikel, boron, besi, serta molibdenum adalah unsur penting untuk perkembangan tanaman, namun ketika konsentrasinya berlebih, dapat membahayakan organisme hidup dan tumbuhan (Vardhan et al., 2019).

Pertumbuhan vegetasi di lokasi yang terpapar logam berat menyebabkan modifikasi dalam proses metabolisme, kondisi fisiologis, dan reaksi biokimia tanaman, yang menghasilkan penumpukan logam, berkurangnya produksi biomassa, dan penurunan perkembangan biomassa. Kemampuan logam berat untuk bertahan di tanah dalam bentuk yang dapat diakses oleh akar dipengaruhi oleh proses adsorpsi, desorpsi, dan kompleksasi yang terjadi di dalam tanah. Faktor-faktor ini sangat dipengaruhi oleh komposisi, pH, serta struktur tanah itu sendiri. Logam berat biasanya lebih mudah berpindah dalam tanah dengan tingkat keasaman yang tinggi (Vardhan et al., 2019).

Tingkat toksisitas logam berat berbeda-beda tergantung pada jenisnya. Contohnya, beberapa tanaman yang mampu toleransi terhadap logam dan jenis tanaman tertentu yang disebut sebagai hiperakumulator dapat mengumpulkan lebih dari 100 mg/g untuk Cd, As, serta logam lainnya, 1000 mg/g untuk Co²⁺, Cu²⁺, Cr²⁺, Ni²⁺, dan Pb²⁺, juga 10.000 mg/g untuk Mn dan Ni memiliki strategi penghalang yang melindungi mereka dari kerusakan akibat stres yang disebabkan oleh logam berat. Meskipun demikian, variasi dalam tingkat paparan dan faktor lingkungan lainnya dapat meningkatkan sensitivitas terhadap logam berat (Sanità Di Toppi & Gabbrielli, 1999).

Sebagian besar pencemaran logam berat berasal dari limbah cair industri, yang mencakup sektor seperti pertambangan, farmasi, pelapisan elektro, karet serta plastik, pengolahan logam, penyamakan kulit, bahan kimia organik, pestisida, dan produk dari kayu, dan lain sebagainya.

(Kolbasov et al., 2017; Maleki et al., 2016; Manirethan et al., 2018; Singh et al., 2018; Xu et al., 2014)

2.10.1 Logam Cu^{2+}

Tembaga (Cu^{2+}) adalah salah satu logam berat yang sering dimanfaatkan dalam beragam aplikasi. Tembaga (Cu^{2+}) dapat ditemukan dalam berbagai jenis mineral yang berada di alam, seperti Cu^{2+} murni, CuS_2 , $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$, dan CuO . Cu^{2+} adalah mikronutrien krusial untuk semua bentuk kehidupan. Sebagaimana halnya protein dan karbohidrat, tembaga memiliki peran signifikan dalam metabolisme dinding sel, pengaturan klorofil, fotosintesis, serta rantai transportasi elektron dalam respirasi, dan juga dalam menjaga ketahanan terhadap tekanan oksidatif pada tanaman. Logam ini biasanya digunakan dalam komponen elektronik, baterai, telepon seluler, semikonduktor, pipa untuk air, sektor pupuk, industri bubur kertas, bahan fungisida, insektisida, katalis, serta dalam produk pengolahan logam (Batool et al., 2017; Gossuin & Vuong, 2018; Labidi et al., 2016; Romero-Cano et al., 2017; Sudha Rani et al., 2018).

Ion tembaga dalam bentuk Cu^{2+} , adalah salah satu variasi tembaga yang paling berisiko bagi kehidupan hewan amfibi. Ketika tembaga masuk ke dalam air, ia larut baik dalam bentuk tembaga bebas maupun sebagai kombinasi tembaga, dan mengendap di danau serta sungai, sekaligus terjebak dalam air sebagai partikel yang terlarut. Meskipun Cu^{2+} cenderung terjebak kuat dalam bentuk partikel terlarut dan lumpur, beberapa senyawa Cu^{2+} yang larut masih bisa menyusup ke dalam air tanah. Air yang terkontaminasi Cu^{2+} menjadi tidak aman untuk dikonsumsi, dan dapat memicu masalah kesehatan tertentu serta berpotensi meningkatkan risiko kematian jika tertelan. Konsumsi air atau makanan yang tercemar dengan tembaga bisa menimbulkan dampak samping pada saluran pencernaan yang cukup serius. Peningkatan konsumsi garam tembaga dalam jumlah besar bisa mengakibatkan rasa mual dan peradangan pada lambung yang berat (Vardhan et al., 2019).

Di samping itu, proses produksi tembaga juga menjadi salah satu faktor penyebab pencemaran Cu^{2+} yang disebabkan oleh kegiatan yang tidak ramah lingkungan. Pengolahan secara hidrometalurgi dan pirometalurgi yang terjadi dari penambangan, penggilingan, hingga pemurnian tembaga memberikan dampak negatif yang signifikan terhadap atmosfer, kualitas air, dan kondisi tanah (Saravanan et al., 2024).

2.10.2 Logam Zn^{2+}

Ion seng (Zn^{2+}) biasanya tidak umum tersedia di lingkungan, namun telah digunakan sejak lama akibat jumlahnya yang terbatas dalam deposit dan kemudahan dalam proses ekstraksi dari bijihnya. Seng dapat ditemukan dalam sejumlah mineral, seperti ZnO , ZnS , ZnCO_3 , Zn_2SiO_4 , dan lain-lain (Vardhan et al., 2019). Secara umum, Seng adalah nutrisi penting dan logam yang jauh lebih aman. Logam seng (Zn^{2+}) ditemukan di berbagai lingkungan dan dianggap sebagai logam penting dalam sejumlah proses vital bagi semua makhluk hidup. Seng memiliki beragam aplikasi, termasuk dalam galvanisasi, paduan, serta digunakan untuk membuat tekstil katun yang bersifat antibakteri dan melindungi dari sinar UV (Saravanan et al., 2024). Namun, jika seng dikonsumsi secara berlebihan, termasuk terpapar uap seng serta mengonsumsi makanan dan air yang terkontaminasi seng, hal ini dapat mengganggu sistem tubuh, yang mengakibatkan masalah pertumbuhan dan pembelahan sel. (Alebrahim et al., 2017; Antoniadis et al., 2018; Li et al., 2016; Osifo et al., 2017; Sarkar et al., 2018; Teng et al., 2016).

Seng mencemari lingkungan terutama akibat aktivitas industri, seperti dalam produksi baja, pertambangan, pembakaran batubara, dan pembuangan limbah (Alebrahim et al., 2017; Antoniadis et al., 2018; Li et al., 2016; Osifo et al., 2017; Sarkar et al., 2018; Teng et al., 2016). Penggunaan Zn^{2+} yang paling signifikan dalam sektor industri didasarkan pada sifat kimia dan

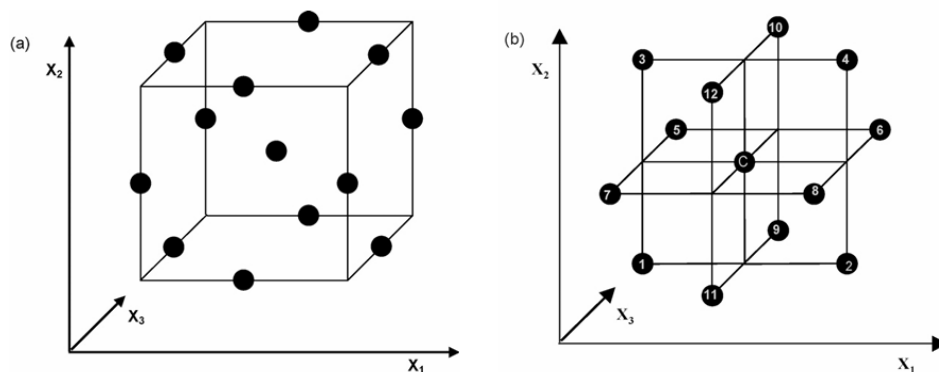
metalurginya. Penggunaan seng yang paling utama tercatat dalam proses galvanisasi barang-barang besi serta baja. Proses ini menghasilkan lapisan yang tahan terhadap korosi, yang dapat dilakukan melalui elektroplating logam atau dengan pelapisan secara alami. Zn^{2+} sering digantikan oleh tembaga serta material plastik dalam sistem pipa rumah tangga (Vardhan et al., 2019).

Seng dapat mencemari tanah dan air di berbagai lokasi akibat aktivitas pertambangan. Ketika zat ini terakumulasi secara berlebihan, baik secara sengaja melalui aditif atau secara tidak langsung melalui paparan terhadap tanah atau air yang terkontaminasi, hal ini dapat mengakibatkan berbagai masalah kesehatan. Dampak negatif dari pencemaran logam seng bertanggung jawab atas sejumlah isu kesehatan seperti kerusakan organ, kehilangan indra penciuman, kelelahan, masalah neurologis, kelainan genetik, infeksi jamur, dan kesulitan dalam berkemih. Salah satu logam berat yang paling sering ditemukan di dalam tanah adalah seng, dan kehadirannya dalam konsentrasi tinggi dapat mengakibatkan efek fitotoksik yang secara signifikan menurunkan kualitas serta hasil panen. Penyerapan seng melalui konsumsi atau deposit juga dapat memicu ancaman kesehatan bagi manusia akibat akumulasi logam ini (Saravanan et al., 2024).

2.11 Desain Eksperimen

2.11.1 Box-Behnken Design (BBD)

Box-Behnken Desain (BBD), yang awalnya diusulkan oleh Box dan Behnken, adalah desain permukaan respons yang dikembangkan untuk secara efisien memperkirakan efek linier, interaksi, dan kuadrat dari variabel eksperimental sambil membutuhkan lebih sedikit percobaan daripada desain faktorial tiga tingkat konvensional. Dengan memilih titik eksperimental secara strategis, BBD memberikan pendekatan ekonomis untuk membangun model polinomial orde kedua tanpa mengorbankan akurasi prediksi, sehingga sangat cocok untuk studi optimasi yang melibatkan banyak faktor.



Gambar 2.23 Desain Box-Behnken Design (Ferreira et al., 2007)

Dalam BBD, setiap variabel independen diberi tiga tingkat kode, yang umumnya direpresentasikan sebagai -1 (rendah), 0 (tengah), dan $+1$ (tinggi), dengan jarak yang sama antara tingkat yang berdekatan seperti ditunjukkan pada Tabel 2.2. Titik-titik eksperimental didistribusikan secara simetris di sekitar pusat ruang desain daripada di sudut-sudut ekstremnya. Sistem yang melibatkan k faktor, jumlah total percobaan ditentukan oleh ekspresi $N = 2k(k-1) + C_0$, di mana C_0 menunjukkan jumlah replikasi titik pusat yang disertakan untuk memperkirakan kesalahan eksperimental dan menilai kecukupan model.

Tabel 2.2 Faktor Desain BBD Tiga Variabel

Experiment	x_1	x_2	x_3
1	-1	-1	0
2	1	-1	0
3	-1	1	0
4	1	1	0
5	-1	0	-1
6	1	0	-1
7	-1	0	1
8	1	0	1
9	0	-1	-1
10	0	1	-1
11	0	-1	1
12	0	1	1
C	0	0	0
C	0	0	0
C	0	0	0
	0	0	0

Salah satu kelebihan utama BBD adalah efisiensinya dibandingkan dengan desain permukaan respons lainnya, terutama ketika beberapa variabel diteliti secara bersamaan. Dibandingkan dengan desain faktorial tiga tingkat penuh, BBD membutuhkan lebih sedikit percobaan dan tetap memberikan informasi yang cukup untuk menyesuaikan model regresi kuadratik. Studi yang membandingkan BBD dengan CCD, desain Doehlert, dan desain faktorial penuh telah menunjukkan bahwa BBD menawarkan kemampuan prediksi yang sebanding dengan peningkatan efisiensi eksperimental, terutama ketika jumlah faktor yang diteliti meningkat.

Keuntungan penting lainnya dari Desain Box–Behnken adalah bahwa desain ini secara sengaja mengecualikan kombinasi di mana semua variabel secara bersamaan mencapai tingkat tertinggi atau terendahnya. Akibatnya, eksperimen tidak dilakukan dalam kondisi operasi yang terlalu ekstrem, sehingga mengurangi risiko pengaturan eksperimen yang tidak praktis atau tidak aman. Fitur ini membuat BBD sangat berharga dalam aplikasi kimia dan lingkungan di mana kondisi ekstrem dapat memengaruhi proses secara negatif atau mengganggu keandalan eksperimen. Namun, karena titik sudut dihilangkan, BBD kurang tepat ketika prediksi di batas wilayah eksperimen secara khusus diperlukan.

Eksperimen yang melibatkan empat variabel atau lebih, BBD juga dapat diorganisasikan menjadi blok ortogonal, memungkinkan peneliti untuk memperhitungkan efek blok tanpa memengaruhi estimasi koefisien regresi utama. Karakteristik ini meningkatkan fleksibilitas desain ketika eksperimen harus dilakukan dalam batch terpisah atau di bawah periode operasi yang berbeda.

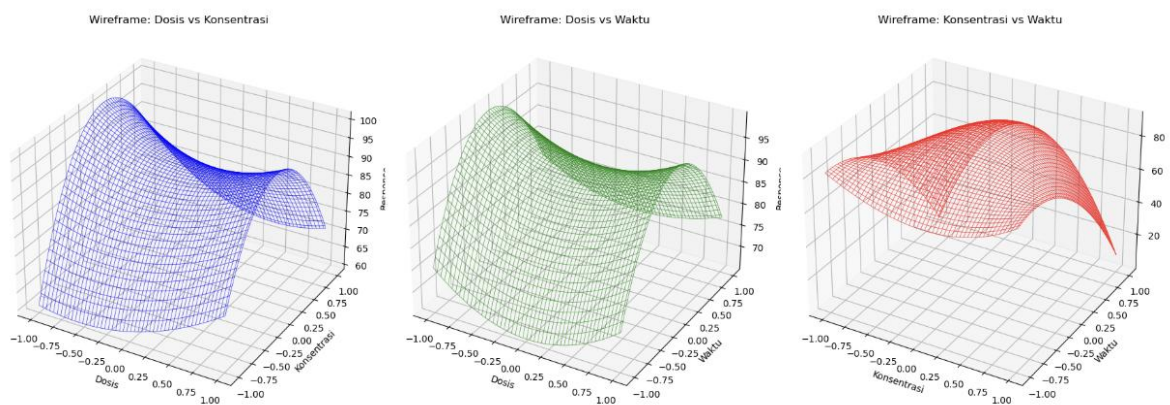
Karena keunggulan ini, Desain Box–Behnken telah banyak digunakan dalam studi optimasi di berbagai disiplin ilmu. Penelitian sebelumnya telah berhasil menerapkan BBD untuk mengoptimalkan adsorpsi ion logam berat menggunakan adsorben berbasis karbon, penghilangan merkuri secara elektrolitik dari larutan berair, ekstraksi senyawa fenolik menggunakan karbon aktif yang diimobilisasi, dan adsorpsi pewarna organik dari air. Aplikasi ini menunjukkan bahwa BBD adalah desain eksperimental yang andal dan efektif untuk mengembangkan model prediktif dan mengidentifikasi kondisi pengoperasian optimal sekaligus meminimalkan upaya eksperimen dan konsumsi sumber daya (Bezerra et al., 2008; Ferreira et al., 2007).

Desain Box–Behnken dianggap sebagai alternatif yang efisien dan ekonomis untuk analisis permukaan respons karena membutuhkan lebih sedikit percobaan daripada banyak desain orde kedua lainnya sambil mempertahankan kemampuan prediksi yang baik. Dengan menghindari eksperimen di sudut-sudut wilayah eksperimental, BBD meminimalkan kemungkinan beroperasi dalam kondisi yang tidak praktis atau terlalu ekstrem. Karakteristik ini membuatnya sangat cocok untuk studi optimasi di mana prediksi yang andal dalam rentang faktor yang dipilih diinginkan tanpa perlu mengevaluasi respons di batas terluar ruang desain (Hanrahan & Lu, 2006).

2.11.2 Response Surface Methodology (RSM)

Response Surface Methodology (RSM) adalah kumpulan teknik statistik dan matematika yang dikembangkan untuk menyelidiki hubungan antara beberapa variabel proses dengan satu atau lebih respons. Metode ini menyesuaikan data eksperimental dengan model regresi polinomial, RSM memfasilitasi prediksi perilaku sistem dan identifikasi kondisi operasi yang memaksimalkan atau meminimalkan respons yang diinginkan. Pendekatan ini telah banyak diadopsi karena mengurangi jumlah eksperimen yang dibutuhkan sekaligus memberikan informasi tentang interaksi dan efek kuadrat dari faktor-faktor yang diamati (Hanrahan & Lu, 2006).

Response Surface Methodology (RSM) awalnya diperkenalkan oleh Box dan Wilson pada tahun 1950-an sebagai pendekatan sistematis untuk optimasi proses dan analisis eksperimental. Istilah *response surface* mengacu pada representasi grafis dari hubungan matematis antara variabel independen dan respons yang sesuai, memungkinkan para peneliti untuk memvisualisasikan dan menafsirkan efek parameter proses. RSM mengintegrasikan teknik statistik dengan pemodelan matematika untuk membangun hubungan empiris antara faktor eksperimental dan respons yang diukur. Metode ini bergantung pada pencocokan data eksperimental yang dikumpulkan dengan persamaan polinomial, biasanya model orde pertama atau orde kedua, dimana model regresi ini memungkinkan prediksi respon dalam berbagai kondisi operasi dan memfasilitasi identifikasi parameter proses yang optimal (Bezerra et al., 2008).



Gambar 2.24 Respon Surface Area 3 Dimensi

Implementasi RSM mengikuti urutan langkah-langkah yang terstruktur. Variabel independen yang paling berpengaruh dipilih melalui eksperimen penyaringan (*screening*) dan rentang eksperimen yang sesuai ditentukan berdasarkan tujuan penelitian dan batas operasional yang relevan. Ketika sejumlah besar variabel potensial terlibat, *screening* biasanya dilakukan untuk menentukan faktor dan interaksi mana yang secara signifikan memengaruhi respons. Selama tahap ini, variabel sering diselidiki pada dua tingkat kode, yang direpresentasikan sebagai rendah (−1) dan tinggi (+1). Pilihan desain eksperimental yang tepat bergantung pada

beberapa pertimbangan, termasuk tujuan penelitian, jumlah variabel dan interaksi yang akan diperiksa, keandalan statistik, biaya dan waktu eksperimen, serta kemudahan implementasi dan interpretasi. Sebelum proses optimasi dimulai, semua faktor yang dapat memengaruhi respons harus diidentifikasi dan didefinisikan dengan cermat dalam rentang eksperimental yang sesuai yang berkaitan dengan campuran, seperti komposisi pelarut. Selain itu, prosedur yang andal untuk mengontrol dan mengukur setiap faktor harus ditetapkan untuk memastikan keakuratan dan reproduksibilitas hasil eksperimen (Bezerra et al., 2008).

Desain eksperimental yang sering digunakan dalam RSM, yaitu *Central Composite Design* (CCD) dan *Box–Behnken Desain* (BBD) adalah yang paling dikenal luas. CCD menggabungkan titik faktorial, titik pusat, dan titik aksial untuk memperkirakan kelengkungan dalam permukaan respons, memungkinkan konstruksi model orde kedua di atas domain eksperimental yang relatif luas. Sebaliknya, BBD menggunakan tiga tingkat kode untuk setiap faktor dan secara strategis mengatur titik-titik eksperimental untuk memperkirakan hubungan kuadratik tanpa menyertakan kombinasi di mana semua variabel secara bersamaan diatur pada nilai ekstremnya. Desain eksperimen, seperti desain faktorial, *Central Composite Design* (CCD), atau *Box–Behnken Desain* (BBD), kemudian dipilih, dan eksperimen dilakukan sesuai dengan matriks desain yang dihasilkan. Data yang dihasilkan kemudian dianalisis menggunakan teknik regresi untuk menyesuaikan model polinomial yang sesuai yang menggambarkan hubungan antara variabel dan respons (Hanrahan & Lu, 2006; Vera Candioti et al., 2014).

Validasi model biasanya diverifikasi melalui analisis residual dan *Analysis of Variance* (ANOVA), yang membagi total variasi menjadi komponen yang dikaitkan dengan model regresi dan kesalahan eksperimental. ANOVA menentukan apakah model yang sesuai memberikan penjelasan yang signifikan secara statistik terhadap respons yang diamati dan mengkonfirmasi kesesuaiannya untuk tujuan optimasi dan prediksi. Model yang telah divalidasi digunakan untuk menentukan nilai optimal dari variabel yang diteliti dan untuk memprediksi kinerja sistem dalam kondisi tersebut. RSM menyediakan kerangka kerja yang efisien dan andal untuk mengoptimalkan proses eksperimental sekaligus mengurangi jumlah percobaan yang dibutuhkan (Bezerra et al., 2008; Vera Candioti et al., 2014).

BAB III METODOLOGI

Bab ini menjelaskan metodologi yang digunakan dalam penelitian, termasuk peralatan dan bahan yang digunakan, prosedur eksperimen, persiapan karbon aktif, karakterisasi adsorben, eksperimen adsorpsi, dan analisis data. Metodologi ini dirancang secara sistematis untuk mengevaluasi kinerja karbon aktif yang berasal dari limbah botol plastik polietilen tereftalat (PET) sebagai adsorben untuk menghilangkan ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dari larutan sintesis dan sampel air limbah aktual.

3.1 Alat

Peralatan yang digunakan dalam penelitian ini adalah erlenmeyer, spatula, labu ukur, gelas ukur, cawan krusibel, mortar dan alu, ayakan 100 mesh, pengaduk, pipet ukur, pipet tetes, pro pipet, corong kaca, kaca arloji, botol timbang, gelas beker, botol semprot, kertas saring, hot plate, *magnetic stirrer*, *orbital shaker*, *timer/stopwatch*, *tube furnace*, oven dan neraca analitik. Instrumen yang digunakan pada percobaan ini adalah *X-Ray Diffraction* (XRD) XPert MPD, *Fourier Transform Infrared Spectrophotometer* (FTIR) dengan standar KBr (FTIR-8400, SHIMADZU), *Scanning Electron Microscope* (SEM) ZEISS EVO MA 10, *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS) AAS-6800, SHIMADZU, *X-Ray Fluorescence* (XRF) QUALIX-2000A.

3.2 Bahan

Bahan-bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah limbah plastik botol air mineral berbahan dasar PET yang diperoleh dari tampar sampah plastik kantin pusat ITS, aqua DM, Kalium Hidroksida (KOH) Merck, larutan induk tembaga (Cu) 1000 mg/L, larutan induk seng (Zn) 1000 mg/L, padatan tembaga (II) sulfat pentahidrat ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) Merck, padatan seng sulfat heptahidrat ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), Sampel limbah yang mengandung logam Cu^{2+} dan Zn^{2+} yang diperoleh dari salah satu tempat pemurnian emas di Kecamatan Ngariboyo, Kabupaten Magetan, Jawa Timur.

3.3 Preparasi Adsorben

Limbah plastik botol berbahan dasar PET dikumpulkan dan dicuci menggunakan air dan deterjen untuk menghilangkan sisa kotoran. Plastik dikeringkan pada suhu ruang lalu dipotong kecil-kecil ukuran 0,5-1 cm agar proses karbonisasi berlangsung merata. Material plastik selanjutnya dimasukkan ke dalam krusibel dan dikarbonisasi dalam *furnace* menggunakan gas nitrogen pada suhu 600 °C selama 1 jam dengan laju pemanasan 10°C/menit. Material kemudian dihaluskan dan diayak dengan ukuran 100 mesh. Hasil pengayakan karbon selanjutnya direndam dengan larutan KOH 4 M selama 24 jam, lalu dicuci dengan aquades hingga pH netral dan dikeringkan dalam oven dengan suhu 105 °C selama 12 jam (Pérez-Huertas et al., 2023).

3.4 Karakterisasi Adsorben

Karakterisasi adsorben dilakukan dengan menganalisis gugus fungsi, luas permukaan, serta struktur kristal dari adsorben. Karakterisasi adsorben dilakukan untuk mengetahui sifat fisik dan kimia permukaan adsorben. Karakterisasi adsorben dilakukan untuk mengetahui sifat fisik dan kimia permukaan adsorben yang meliputi gugus fungsi, morfologi permukaan, dan struktur kristal. Analisis gugus fungsi dilakukan menggunakan *Fourier Transform Infrared Spectrophotometer* (FTIR) (Shimadzu FTIR-8400) dengan metode pelet KBr pada rentang bilangan gelombang 4000–400 cm^{-1} dan resolusi 4 cm^{-1} untuk mengidentifikasi gugus fungsi aktif yang terdapat pada permukaan adsorben. Morfologi dan struktur permukaan adsorben

diamati menggunakan *Scanning Electron Microscope* (SEM) (ZEISS EVO MA 10) dengan tegangan percepatan 15 kV pada berbagai tingkat perbesaran untuk mengevaluasi perkembangan pori dan perubahan morfologi setelah proses aktivasi. Struktur kristal dan tingkat kristalinitas adsorben dianalisis menggunakan *X-Ray Diffraction* (XRD) (X'Pert MPD, Malvern Panalytical) dengan sumber radiasi Cu K α ($\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$) pada rentang pemindaian $2\theta = 10\text{--}80^\circ$, *step size* $0,02^\circ$, dan laju pemindaian $2^\circ/\text{menit}$. Hasil karakterisasi tersebut digunakan sebagai dasar untuk menjelaskan hubungan antara sifat fisikokimia adsorben dengan kinerja adsorpsinya terhadap ion Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$.

3.5 Pembuatan Larutan Stok Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$

Larutan stok Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ konsentrasi 1000 mg/L disiapkan secara terpisah sebagai larutan simulasi limbah. Larutan stok Cu $^{2+}$ dibuat dengan menimbang 3,93 g padatan CuSO $_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, kemudian dilarutkan dengan air suling. Larutan selanjutnya dipindahkan secara kuantitatif ke dalam labu ukur 1000 mL dan ditambahkan air suling hingga mencapai tanda batas. Larutan dihomogenkan untuk memperoleh larutan stok Cu $^{2+}$ dengan konsentrasi 1000 mg/L.

Larutan stok ion Zn $^{2+}$ dengan konsentrasi 1000 mg/L juga disiapkan sebagai larutan simulasi limbah. Sebanyak 4,40 g padatan seng sulfat heptahidrat (ZnSO $_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ditimbang menggunakan neraca analitik, kemudian dilarutkan dalam sejumlah air suling hingga seluruh padatan larut. Larutan dipindahkan secara kuantitatif ke dalam labu ukur 1000 mL dan ditambahkan air suling hingga mencapai tanda batas. Larutan dihomogenkan sehingga diperoleh larutan stok Zn $^{2+}$ dengan konsentrasi 1000 mg/L.

3.6 Pembuatan Kurva Kalibrasi Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$

3.6.1 Kurva Kalibrasi untuk Pengujian Kinetika dan Isoterm

Kurva kalibrasi untuk analisis ion Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ disiapkan menggunakan larutan standar dengan konsentrasi 2; 4; 6; 8; dan 10 mg/L. Sebelum pembuatan larutan standar, larutan induk Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ berkonsentrasi 1000 mg/L masing-masing diencerkan menjadi larutan perantara 100 mg/L. Larutan perantara dibuat dengan mengambil sebanyak 5 mL larutan induk 1000 mg/L ke dalam labu ukur 50 mL, kemudian diencerkan menggunakan air suling hingga mencapai tanda batas dan dihomogenkan. Selanjutnya, larutan standar 2; 4; 6; 8; dan 10 mg/L disiapkan dari larutan perantara 100 mg/L dengan mengambil masing-masing 2; 4; 6; 8; dan 10 mL ke dalam labu ukur 100 mL, kemudian diencerkan menggunakan air suling hingga tanda batas. Larutan standar Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ yang telah disiapkan selanjutnya dianalisis menggunakan *Atomic Absorption Spectroscopy* (AAS) pada panjang gelombang masing-masing unsur untuk memperoleh nilai absorbansi. Data absorbansi yang diperoleh digunakan untuk menyusun kurva kalibrasi sebagai dasar penentuan konsentrasi ion Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ pada sampel hasil adsorpsi.

3.6.2 Kurva Kalibrasi Pengujian Adsorpsi

Larutan standar Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ dengan konsentrasi 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; dan 1 mg/L disiapkan secara terpisah dari larutan standar Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ berkonsentrasi 10 mg/L. Larutan standar Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ dengan konsentrasi 10 mg/L diperoleh melalui pengenceran larutan pengantara Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ berkonsentrasi 100 mg/L. Larutan konsentrasi 10 mg/L dibuat dengan mengambil sebanyak 5 mL larutan perantara 100 mg/L ke dalam labu ukur 50 mL, kemudian diencerkan menggunakan air suling hingga mencapai tanda batas dan dihomogenkan. Larutan standar dibuat dengan mengambil masing-masing 1, 2, 3, 4, dan 5 mL larutan standar 10 mg/L ke dalam labu ukur 50 mL yang terpisah, kemudian diencerkan menggunakan air suling hingga mencapai tanda batas. Setelah itu, masing-masing larutan dihomogenkan secara menyeluruh untuk memperoleh larutan standar Cu $^{2+}$ dan Zn $^{2+}$ dengan konsentrasi yang diinginkan. Larutan standar yang telah disiapkan selanjutnya dianalisis menggunakan *Atomic Absorption Spectroscopy*

(AAS) pada panjang gelombang masing-masing unsur untuk memperoleh nilai absorbansi yang digunakan dalam penyusunan kurva kalibrasi.

3.7 Preparasi Air Limbah

Limbah asli hasil pemurnian logam yang mengandung ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dikumpulkan dan disaring untuk menghilangkan padatan tersuspensi. Konsentrasi awal Cu^{2+} dan Zn^{2+} dalam limbah ditentukan menggunakan uji AAS dan XRF. Pengujian AAS dilakukan dengan pengenceran 10.000 kali untuk pengujian konsentrasi Cu^{2+} dan 100 kali untuk pengujian konsentrasi Cu^{2+} dalam pengujian dalam air limbah.

3.8 Analisis Konsentrasi Logam Cu^{2+} dan Zn^{2+}

Konsentrasi ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} sebelum dan sesudah adsorpsi dianalisis menggunakan *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS) sesuai prosedur standar. Penurunan konsentrasi logam digunakan untuk menghitung efisiensi adsorpsi.

3.9 Penentuan Kondisi Adsorpsi

3.9.1 Kinetika Adsorpsi

Larutan ion Cu^{2+} atau Zn^{2+} dengan konsentrasi awal 50 mg/L sebanyak 25 mL dimasukkan ke dalam erlenmeyer 100 mL. Selanjutnya, 0,1 g karbon aktif ditambahkan ke dalam masing-masing erlenmeyer, campuran diaduk menggunakan *orbital shaker* dengan variasi waktu kontak 15, 30, 45, 60, 90, dan 120 menit. Setelah proses adsorpsi selesai, campuran disaring menggunakan kertas saring untuk memisahkan adsorben dari filtrat. Filtrat yang diperoleh kemudian diencerkan terlebih dahulu menggunakan air suling agar konsentrasi ion logam berada dalam rentang 2–10 mg/L, sesuai dengan rentang kurva kalibrasi yang digunakan untuk analisis. Selanjutnya, konsentrasi sisa ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dalam filtrat dianalisis menggunakan *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS) (Shimadzu AA-6800) pada panjang gelombang karakteristik masing-masing unsur. Konsentrasi ion logam yang teradsorpsi dihitung berdasarkan selisih antara konsentrasi awal dan konsentrasi akhir setelah proses adsorpsi. Nilai persen penyisihan (*% removal*) yang diperoleh kemudian diplotkan terhadap waktu kontak untuk menentukan model kinetika adsorpsi.

3.9.2 Isoterm Adsorpsi

Larutan ion Cu^{2+} atau Zn^{2+} sebanyak 25 mL dengan variasi konsentrasi awal 10, 25, 50, 75, dan 100 mg/L dimasukkan ke dalam erlenmeyer 250 mL. Selanjutnya, 0,1 g karbon aktif ditambahkan ke dalam masing-masing erlenmeyer, kemudian campuran diaduk menggunakan *orbital shaker* selama 30 menit, yaitu waktu kontak optimum yang diperoleh dari hasil percobaan kinetika adsorpsi. Setelah proses adsorpsi selesai, campuran disaring menggunakan kertas saring untuk memisahkan adsorben dari filtrat. Filtrat yang diperoleh kemudian diencerkan menggunakan air suling sehingga konsentrasi ion logam berada dalam rentang 2–10 mg/L, sesuai dengan rentang kurva kalibrasi yang digunakan pada analisis *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS) (Shimadzu AA-6800). Konsentrasi sisa ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dalam filtrat kemudian ditentukan berdasarkan kurva kalibrasi.

3.9.3 Optimasi Adsorpsi menggunakan RSM dengan *Software* Jupyter

Desain eksperimen pada proses adsorpsi dilakukan dengan metode Box Bhenken Design (BBD) dengan 3 level variabel berupa maksimal (+1), medium (0), dan minimal (-1) pada faktor massa adsorben, konsentrasi adsorbat, dan waktu kontak pada tabel 3.1. Percobaan dilakukan sesuai dengan dengan kombinasi kondisi yang dihasilkan oleh rancangan BBD. Pada setiap percobaan, sejumlah karbon aktif berbahan dasar limbah plastik PET ditambahkan ke dalam 25 mL larutan ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dengan konsentrasi awal dan waktu kontak sesuai dengan desain eksperimen.

Tabel 3.1 Variabel Independen Desain BBD

Faktor	-1	0	+1
Dosis adsorben (g)	0,1	0,2	0,3
Konsentrasi ion logam (mg/L)	3	6	9
Waktu kontak (mg/L)	20	40	60

Respon (variabel dependen) yang digunakan dalam penelitian ini adalah persentase penyisihan (*% removal*) ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} . Nilai persen penyisihan dihitung berdasarkan perbedaan antara konsentrasi awal (C_0) dan konsentrasi akhir (C_e) setelah proses adsorpsi menggunakan Persamaan 3.1 sebagai berikut.

$$\%Removal = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\% \quad (3.1)$$

dengan:

C_0 = konsentrasi awal ion logam (mg/L)

C_e = konsentrasi ion logam setelah adsorpsi (mg/L)

Nilai C_e diperoleh melalui analisis filtrat menggunakan *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS) Shimadzu AA-6800. Sebelum analisis, filtrat diencerkan menggunakan akuades apabila konsentrasinya berada di luar rentang kurva kalibrasi (0,2-1,0 mg/L). Konsentrasi ion logam kemudian ditentukan berdasarkan persamaan regresi linear yang diperoleh dari kurva kalibrasi larutan standar Cu^{2+} dan Zn^{2+} .

Variabel independen pada Tabel 3.1 digunakan untuk menyusun rancangan percobaan menggunakan metode *Box–Behnken Design* (BBD) dengan bantuan perangkat lunak Jupyter. Rancangan tersebut menghasilkan 15 kombinasi percobaan (*run*), sebagaimana disajikan pada Tabel 3.2. Setiap percobaan dilakukan sesuai dengan kombinasi level variabel yang telah ditentukan. Karbon aktif berbahan dasar limbah plastik PET ditambahkan ke dalam 25 mL larutan ion Cu^{2+} atau Zn^{2+} sesuai dengan dosis adsorben, konsentrasi awal ion logam, dan waktu kontak yang ditetapkan dalam rancangan percobaan.. Setelah proses adsorpsi selesai, campuran disaring dan filtrat dianalisis menggunakan AAS untuk menentukan konsentrasi akhir ion logam, yang selanjutnya digunakan untuk menghitung nilai persen penyisihan sebagai respon optimasi.

Tabel 3.2 Rancangan Percobaan BBD

Run	Dosis adsorben	Konsentrasi	Waktu Kontak
1	10	3	40
2	10	9	40
3	30	3	40
4	30	9	40
5	10	6	20
6	10	6	60
7	30	6	20
8	30	6	60
9	20	3	20
10	20	3	60
11	20	9	20
12	20	9	60
13	20	6	40
14	20	6	40
15	20	6	40

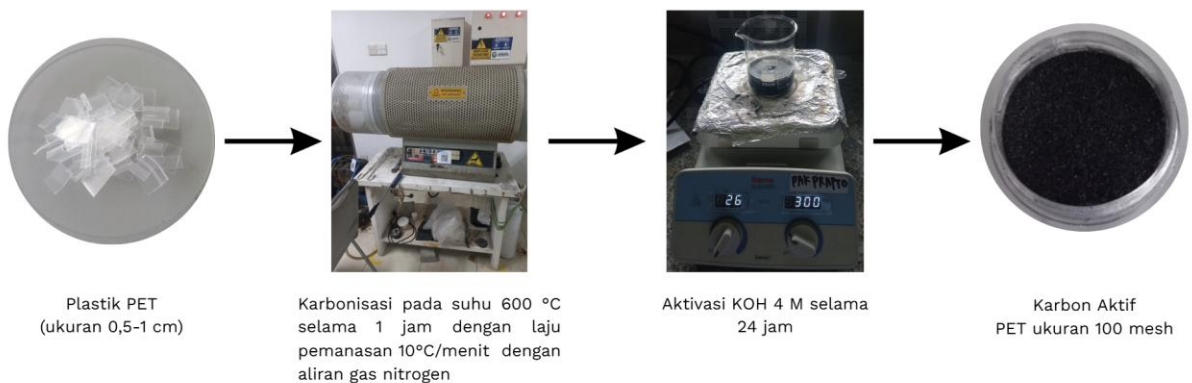
“Halaman ini sengaja dikosongkan.”

BAB IV

HASIL DAN PEMBAHASAN

4.1 Preparasi Adsorben

Pada penelitian ini, karbon aktif berasal dari limbah plastik berbahan dasar PET yang sering ditemukan di kemasan air mineral. Tahap awal yang dilakukan untuk mengkonversi plastik menjadi karbon aktif adalah proses karbonisasi pada suhu 600°C dalam gas inert selama 1 jam. Tujuan karbonisasi adalah untuk mengubah limbah plastik menjadi material padat kaya karbon melalui perlakuan suhu tinggi yang terkontrol dalam kondisi inert yang memungkinkan dekomposisi polimer dan aromatisasi untuk membentuk struktur karbon yang stabil dan melepaskan produk sampingan yang mudah menguap (Blanchard & Mekonnen, 2024; Moteallemi et al., 2025). Degradasi termal pada plastik PET menghasilkan hidrokarbon ringan yang dapat diubah menjadi struktur karbon teratur (J. Gong et al., 2014). Hasil yang didapat dari karbon aktif plastik PET berupa padatan karbon dengan struktur keras dan mengkilap. Alur proses karbonisasi dapat dilihat pada Gambar 4.1.



Gambar 4.1 Alur Proses Preparasi Karbon Aktif PET

Material PET yang digunakan untuk proses karbonisasi yakni sebanyak 72,74 g. Hasil akhir berat karbon aktif yang dihasilkan yakni sebanyak 16,00 g. Karbon yang terbentuk lebih sedikit dikarenakan temperatur karbonisasi yang tinggi, sehingga menyebabkan polimer-polimer plastik didalam *furnace* melunak dan struktur polimer terdekomposisi menjadi senyawa monomer dengan berat molekul yang lebih rendah dan stabil. Karbon aktif yang terbentuk kemudian dihaluskan menggunakan mortar dan alu lalu diayak menggunakan ayakan 100 mesh. Berat karbon aktif yang didapatkan dari hasil pengayakan yaitu sebanyak 12,03 g.

Karbon kemudian diaktivasi dengan metode impregnasi menggunakan larutan KOH 4 M dengan perbandingan 1 gram karbon dalam 10 mL KOH. Tujuan utama dari tahap aktivasi adalah untuk menciptakan pori-pori baru dan memperbesar pori-pori yang sudah ada, sehingga meningkatkan luas permukaan dan volume pori untuk meningkatkan kapasitas adsorpsi (Pérez-Huertas et al., 2023). Melalui aktivasi, karbon bereaksi dengan agen pengaktif untuk mengembangkan struktur yang sangat berpori, memungkinkan karbon aktif komersial untuk mencapai luas permukaan yang spesifik (Pallarés et al., 2018).

Proses aktivasi kimia menggunakan KOH berlangsung tanpa pemanasan lanjutan berlangsung melalui mekanisme interaksi kimia pada permukaan karbon. Pada tahap awal, KOH terdisosiasi dalam larutan menjadi ion kalium dan hidroksida sesuai reaksi pada persamaan 4.1:



Ion hidroksida (OH^-) yang terbentuk bersifat sangat reaktif dan berinteraksi dengan gugus fungsi pada permukaan karbon, seperti hidroksil ($-\text{OH}$) dan karboksil ($-\text{COOH}$). Interaksi ini menyebabkan terjadinya reaksi deprotonasi yang menghasilkan gugus bermuatan negatif, sesuai reaksi pada persamaan 4.2 dan 4.3:



Pembentukan gugus bermuatan negatif tersebut meningkatkan sifat reaktif permukaan adsorben. Pada tahap adsorpsi, gugus aktif ini akan berinteraksi dengan ion logam bermuatan positif seperti Cu^{2+} dan Zn^{2+} melalui mekanisme interaksi elektrostatik dan pembentukan kompleks permukaan dengan reaksi pada persamaan 4.4 dan 4.5:



Setelah diaktivasi, karbon aktif kemudian ditimbang untuk menghitung hasil rendemennya. Berat karbon aktif setelah diaktivasi menyusut menjadi 11,36 gram dengan nilai rendemen 15,61 % yang didapatkan dari persamaan 4.6 berikut ini.

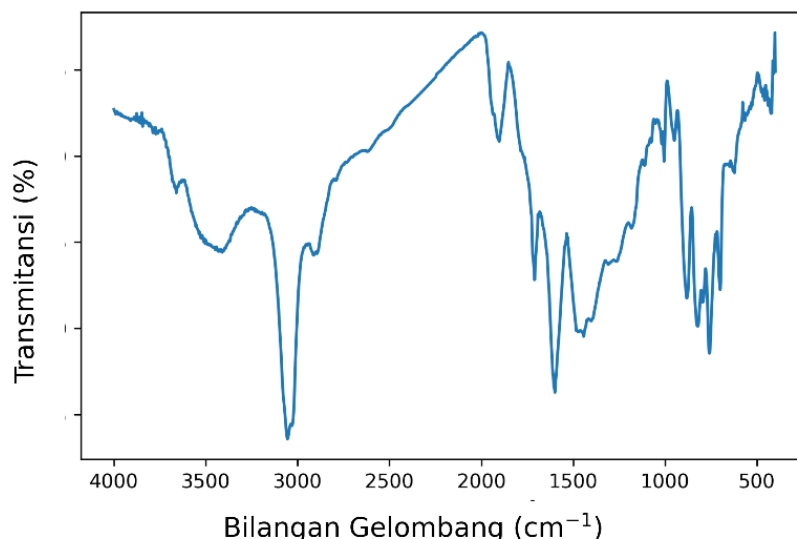
$$\text{Rendemen (\%)} = \frac{\text{Massa karbon aktif}}{\text{Massa awal PET}} \times 100\% \quad (4.6)$$

Karbon aktif yang dihasilkan selanjutnya siap digunakan sebagai adsorben pada tahap karakterisasi dan pengujian adsorpsi.

4.2 Karakterisasi Adsorben

4.2.1 Identifikasi Gugus Fungsi

Adsorben dikarakterisasi menggunakan FTIR. Analisis menggunakan FTIR digunakan untuk mengidentifikasi gugus fungsi pada adsorben. Gugus fungsi yang terkandung pada karbon aktif dari plastik PET ditunjukkan oleh spektra IR pada Gambar 4.2.



Gambar 4.2 Hasil Karakterisasi FTIR Karbon Aktif PET

Gugus fungsi yang terdapat pada karbon aktif berdasarkan spektra IR pada Gambar adalah ditunjukkan pada Tabel 4.1 sebagai berikut.

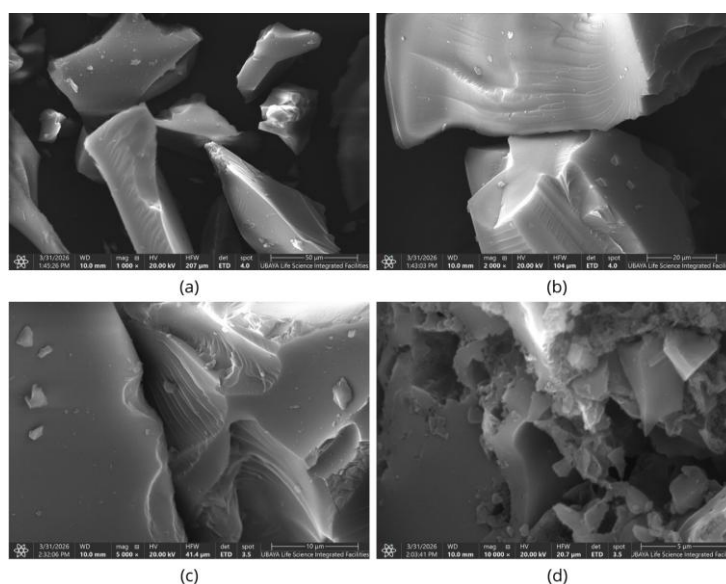
Tabel 4.1 Gugus Fungsi Karbon Aktif pada Spektra IR

No	Bilangan gelombang (cm ⁻¹)	Keterangan
1.	3421, 71	O-H <i>stretching</i>
2.	2930,67	C-H <i>stretching</i>
3.	1620,2	C=C aromatik <i>stretching</i>
4.	1101,35	C-O <i>stretching</i>
5.	881,46	C-H <i>out-of-plane bending</i>

Spektrum FTIR dari karbon aktif yang berasal dari PET yang ditunjukkan pada Tabel 4.1 menunjukkan beberapa pita serapan karakteristik Berdasarkan hasil spektroskopi FTIR pada Gambar 4.2, spektrum karbon aktif menunjukkan puncak serapan utama pada bilangan gelombang 1620 cm⁻¹ yang merupakan vibrasi ulur dari ikatan C=C aromatik, mengindikasikan terbentuknya struktur grafitik atau aromatik yang menjadi ciri khas material karbon aktif (Foo & Hameed, 2012). Puncak serapan lemah pada sekitar 3421 cm⁻¹ dan 1101 cm⁻¹ masing-masing menunjukkan adanya gugus O-H dari uap air teradsorpsi dan gugus C-O (Jawad et al., 2016). Tidak terdeteksinya puncak C=O karbonil pada 1700 cm⁻¹ dan puncak C-H alifatik yang dominan mengindikasikan bahwa proses karbonisasi dan aktivasi telah berlangsung secara efektif, sehingga gugus organik volatil telah terdekomposisi sempurna dan struktur karbon didominasi oleh lapisan grafit (Silverstein et al., 2015). Gugus fungsional ini dapat bertindak sebagai situs pengikatan aktif melalui kompleksasi, daya tarik elektrostatis, atau mekanisme pertukaran ion. Oleh karena itu, analisis FTIR mengkonfirmasi bahwa karbon aktif berbasis PET memiliki gugus fungsional permukaan yang menguntungkan untuk adsorpsi logam berat, mendukung potensi aplikasinya sebagai adsorben untuk pengolahan air limbah.

4.2.2 Luas Permukaan Karbon Aktif

Hasil pengamatan SEM dilakukan pada perbesaran 1000x, 2000x, 5000x, dan 10.000x kali yang ditunjukkan pada Gambar 4.3 sebagai berikut berikut.



Gambar 4.3 Morfologi Permukaan Karbon Aktif dengan Perbesaran (a) 1000x, (b) 2000x, (c) 5000x, dan (d) 10.000x

Gambar SEM dari karbon aktif yang berasal dari plastik PET dan modifikasi permukaan dengan metode impregnasi KOH pada perbesaran 1000x menunjukkan morfologi permukaan

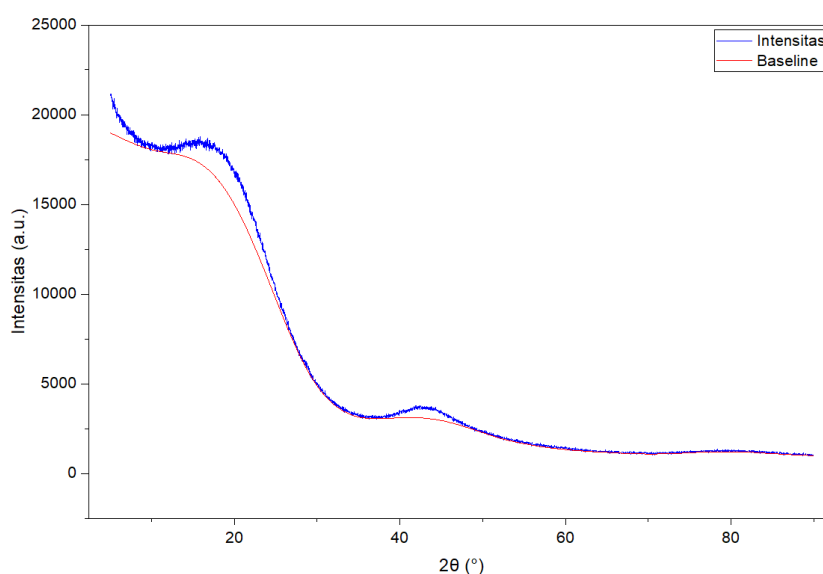
heterogen yang terdiri dari partikel berbentuk tidak beraturan dengan tepi tajam dan permukaan tidak rata. Fragmen karbon tampak tebal dan substansial, menunjukkan tahap awal pembentukan pori yang ditandai oleh makropori dan fragmen yang dapat berfungsi sebagai saluran untuk transfer massa selama proses adsorpsi. Tekstur kasar yang diamati pada skala ini meningkatkan luas permukaan yang tersedia dan sangat penting untuk aksesibilitas situs adsorpsi awal (Ahmad dkk., 2012). Pada perbesaran 2000x, gambar memberikan pandangan yang lebih jelas tentang topografi permukaan, menunjukkan struktur berlapis dan retakan yang baru muncul yang menunjukkan perkembangan pori. Pengamatan ini menguatkan temuan sebelumnya di mana aktivasi KOH menyebabkan interkoneksi pori yang signifikan, faktor penting dalam mengatasi keterbatasan difusi dalam aplikasi adsorpsi.

Pada perbesaran 5000x, mikrograf SEM menunjukkan jaringan mikro dan mesopori yang jelas yang terbentuk oleh proses aktivasi kimia. Gambar tersebut menggambarkan kerangka berpori yang rumit yang terdiri dari serpihan tipis dan bertepi tajam yang secara dramatis meningkatkan luas permukaan internal karbon. Pada perbesaran tertinggi 10.000x, gambar SEM menunjukkan keberadaan mikropori yang padat dengan diameter dalam kisaran nanometer, yang merupakan karakteristik karbon aktif berkinerja tinggi. Mikropori ini menyediakan permukaan aktif yang besar yang diperlukan untuk menangkap dan mengikat ion logam melalui adsorpsi fisik dan kemungkinan kemisorpsi. Jaringan mikropori yang luas memaksimalkan situs adsorpsi, yang dapat meningkatkan efisiensi adsorpsi untuk ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} karena kompatibilitas ukuran dan peningkatan peluang interaksi (Ahmad dkk., 2012).

Mikropori yang melimpah yang diamati pada perbesaran 10.000x menunjukkan luas permukaan yang tinggi dan volume pori yang cukup untuk menjebak ion logam yang biasanya memiliki jari-jari ion dalam kisaran nanometer. Kompatibilitas ukuran pori ini, dikombinasikan dengan morfologi berlapis dan pipih, meningkatkan adsorpsi melalui permukaan kontak yang lebih besar dan jalur difusi. Oleh karena itu, dapat disimpulkan bahwa karbon aktif yang dihasilkan telah memiliki sifat morfologi yang diperlukan untuk digunakan sebagai adsorben yang efisien dalam menghilangkan ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dari larutan berair.

4.2.3 Uji Kristalinitas

Karbon aktif yang dihasilkan dilihat struktur amorfnya menggunakan XRD sesuai Gambar 4.4 berikut ini.



Gambar 4.4 Hasil Karakterisasi XRD pada Karbon Aktif PET

Pola XRD dari karbon aktif berbahan dasar polietilen tereftalat (PET) ditunjukkan pada Gambar 4.4. Difraktogram menunjukkan puncak difraksi yang lebar pada nilai 2θ sekitar $16,11^\circ$, $20,85^\circ$, dan $43,16^\circ$. Puncak yang lebar dan tidak adanya refleksi difraksi yang tajam menunjukkan bahwa material yang disintesis sebagian besar bersifat amorf dengan tingkat kristalinitas yang rendah. Karakteristik difraksi seperti ini umumnya diamati pada karbon aktif yang dihasilkan melalui proses karbonisasi dan aktivasi (Marsh & Rodríguez-Reinoso, 2006).

Puncak difraksi yang lebar di sekitar $20\text{--}25^\circ$ umumnya dikaitkan dengan bidang (002) karbon turbostrati, sedangkan puncak lemah di dekat 43° sesuai dengan bidang (100), yang dikaitkan dengan susunan bidang lapisan grafit yang tidak teratur (Sevilla & Mokaya, 2014). Kehadiran refleksi lebar ini menunjukkan bahwa proses karbonisasi berhasil mengubah prekursor PET menjadi material karbon dengan lapisan karbon yang berorientasi acak dan keteraturan kristal jarak jauh yang terbatas. Evolusi struktural ini konsisten dengan penelitian sebelumnya tentang karbon aktif yang berasal dari limbah polimer (Inagaki dkk., 2014).

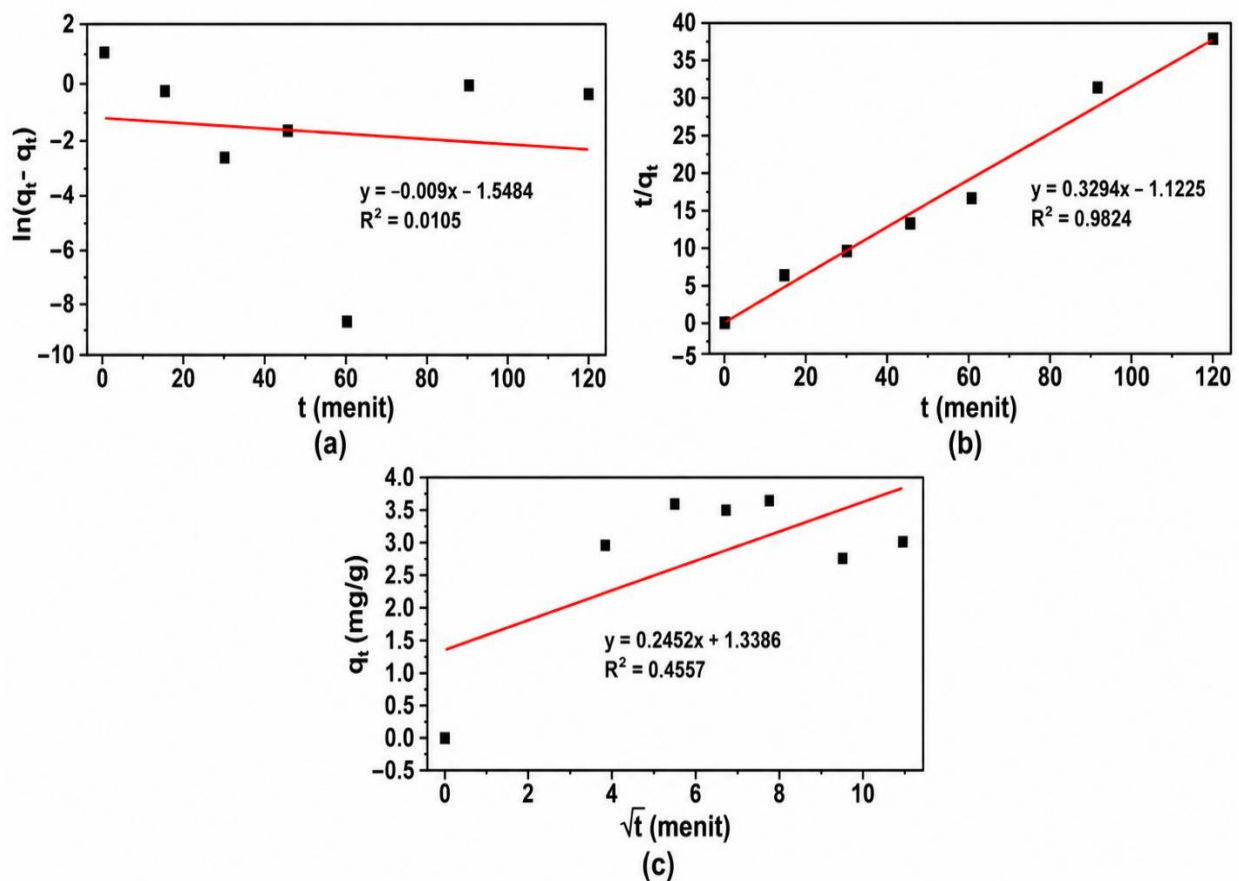
Struktur yang sebagian besar amorf bermanfaat untuk adsorpsi karena umumnya dikaitkan dengan banyak cacat struktural dan jaringan berpori yang menyediakan banyak situs aktif untuk adsorpsi ion logam. Oleh karena itu, hasil XRD menunjukkan bahwa karbon aktif berbasis PET memiliki karakteristik struktural yang sesuai untuk adsorpsi ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} , sehingga mendukung aplikasinya sebagai adsorben berbiaya rendah dan berkelanjutan untuk pengolahan air limbah.

4.3 Hasil Adsorpsi Logam

4.3.1 Penentuan Kinetika Adsorpsi

4.3.1.1 Kinetika Adsorpsi Logam Cu^{2+}

Studi kinetika adsorpsi dilakukan untuk mengevaluasi laju adsorpsi dan mengidentifikasi mekanisme yang mengatur penyerapan ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} oleh karbon aktif yang berasal dari limbah polietilen tereftalat (PET). Percobaan dilakukan pada dosis adsorben tetap 0,1 g, konsentrasi logam awal 50 mg/L, volume larutan 25 mL, dan kecepatan pengadukan 150 rpm, dengan variasi waktu kontak 15, 30, 45, 60, 90, 120 menit. Studi kinetika dilakukan untuk memahami mekanisme adsorpsi dan menentukan pengontrol laju yang terlibat dalam proses adsorpsi (Ho dan McKay, 1999). Penelitian ini menggunakan tiga model kinetika, yaitu pseudo-first-order, pseudo-second-order, dan difusi intrapartikel. Kesesuaian model ditentukan berdasarkan nilai koefisien determinasi (R^2) dari masing-masing kurva linear.



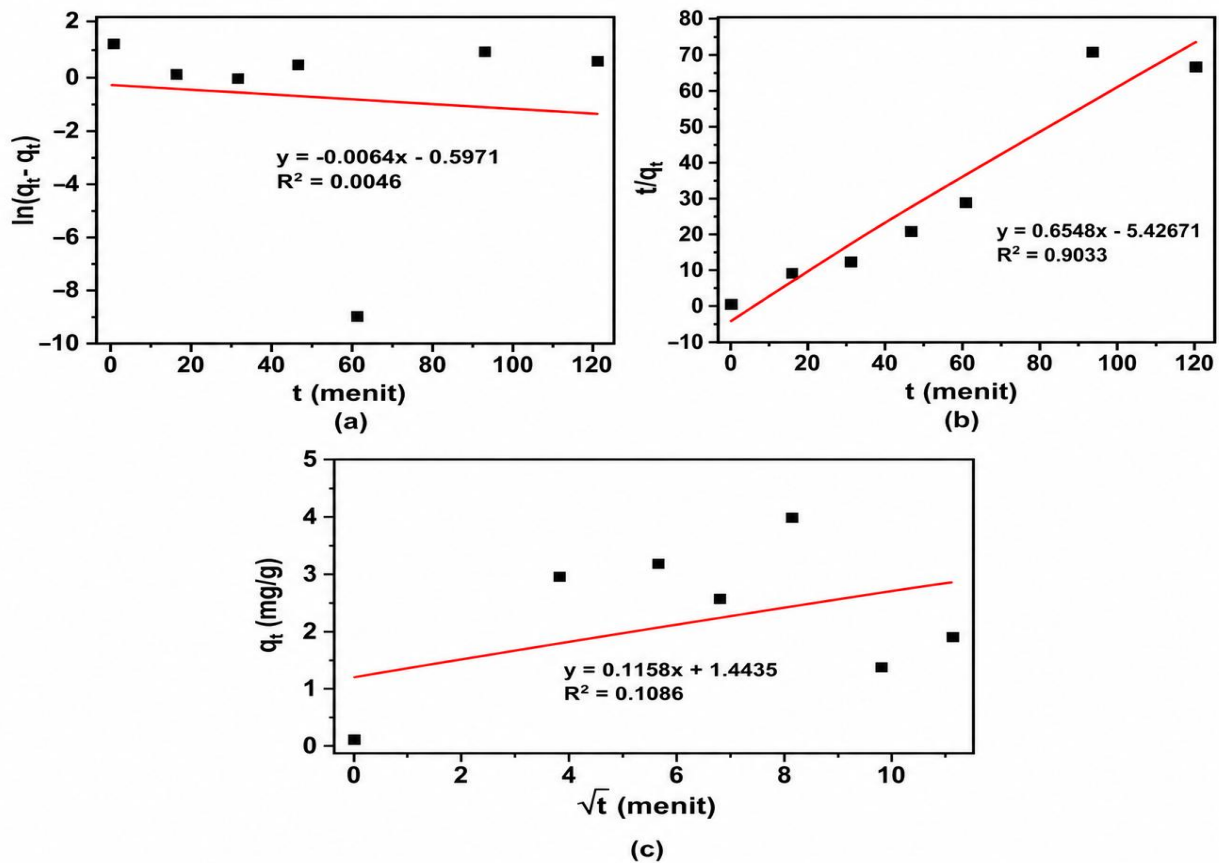
Gambar 4.5 Model Kinetika pada Adsorpsi Logam Cu^{2+}

Gambar 4.5(a)–(c) menunjukkan bahwa model orde satu semu (*pseudo-first-order*) hanya menghasilkan R^2 sebesar 0,0105, sedangkan model orde dua semu (*pseudo-second-order*) memberikan R^2 sebesar 0,9824, dan model difusi intrapartikel memiliki R^2 sebesar 0,4557. Nilai R^2 yang sangat tinggi pada model orde dua semu (*pseudo-second-order*) menunjukkan bahwa model ini paling sesuai untuk menjelaskan kinetika adsorpsi Cu^{2+} . Hal tersebut mengindikasikan bahwa laju adsorpsi lebih dipengaruhi oleh interaksi antara ion Cu^{2+} dengan gugus aktif pada permukaan karbon aktif dibandingkan oleh proses difusi massa semata. Proses adsorpsi berlangsung hingga tercapai kesetimbangan dengan keterlibatan situs aktif yang tersedia pada adsorben.

Rendahnya nilai R^2 pada model orde satu semu (*pseudo-first-order*) menunjukkan bahwa mekanisme adsorpsi tidak dikendalikan oleh proses difusi eksternal. Selain itu, model difusi intrapartikel juga tidak memberikan kecocokan yang baik, sehingga dapat disimpulkan bahwa difusi ion Cu^{2+} ke dalam pori karbon aktif bukan merupakan satu-satunya tahap pengendali laju adsorpsi. Kinetika adsorpsi Cu^{2+} lebih mengikuti model orde dua semu (*pseudo-second-order*).

4.3.1.2 Kinetika Adsorpsi Logam Zn^{2+}

Tren serupa diamati untuk adsorpsi Zn^{2+} dengan perlakuan yang sama. Kinetika adsorpsi Zn^{2+} dianalisis menggunakan model pseudo-first-order, pseudo-second-order, dan difusi intrapartikel untuk mengetahui mekanisme pengendali proses adsorpsi. Nilai koefisien determinasi (R^2) digunakan sebagai dasar dalam menentukan model yang paling sesuai.



Gambar 4.6 Model Kinetika pada Adsorpsi Logam Zn^{2+}

Hasil analisis menunjukkan bahwa model orde satu semu (*pseudo-first-order*) hanya memiliki R^2 sebesar 0,0046, sedangkan model orde dua semu (*pseudo-second-order*) menghasilkan R^2 sebesar 0,9033. Sementara itu, model difusi intrapartikel memberikan R^2 sebesar 0,1086. Berdasarkan hasil tersebut, model orde dua semu (*pseudo-second-order*) merupakan model kinetika yang paling baik dalam menggambarkan adsorpsi Zn^{2+} oleh karbon aktif PET. Nilai R^2 yang tinggi menunjukkan bahwa laju adsorpsi dipengaruhi oleh interaksi antara ion Zn^{2+} dengan gugus fungsi aktif pada permukaan adsorben, sehingga proses berlangsung secara efektif hingga mencapai kesetimbangan.

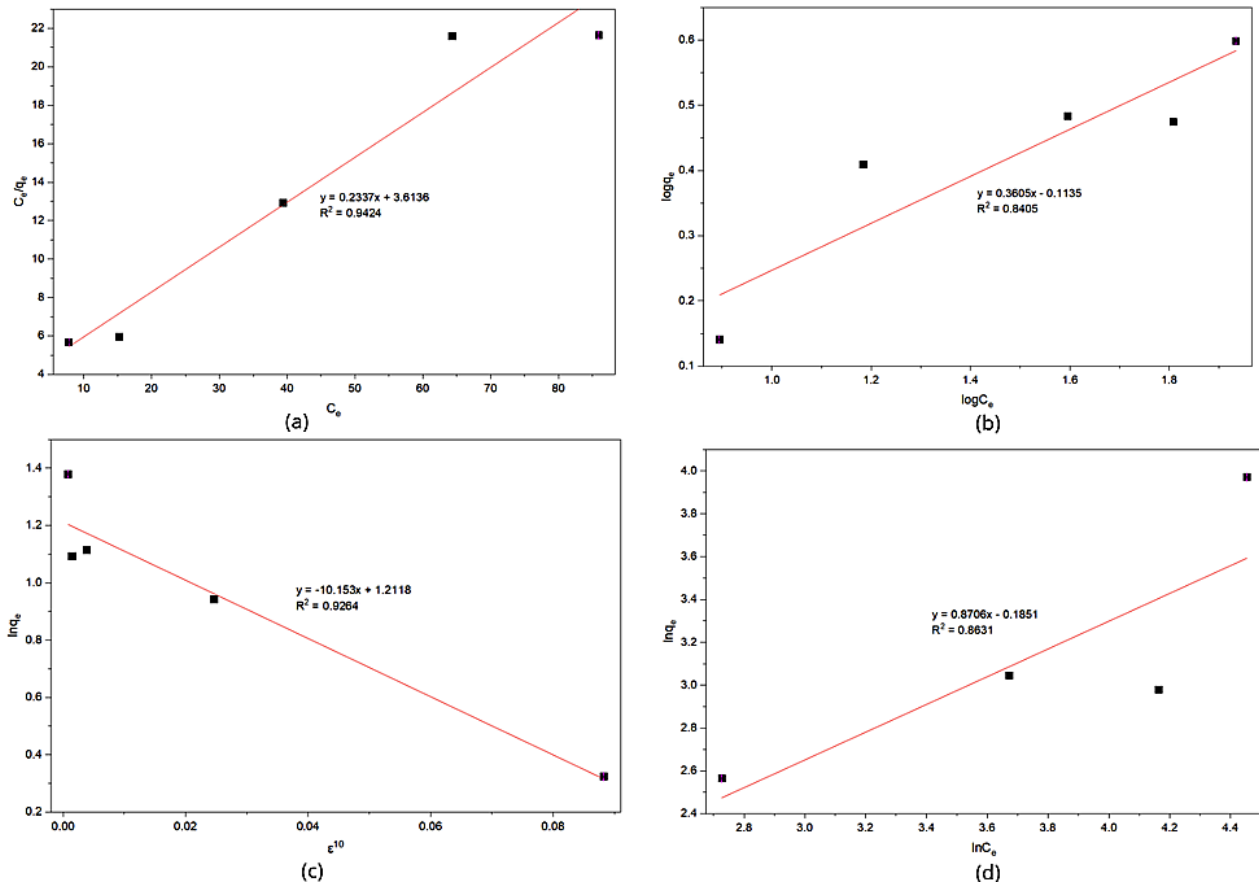
Nilai R^2 yang rendah pada model orde satu semu (*pseudo-first-order*) dan difusi intrapartikel menunjukkan bahwa kedua model tersebut tidak mampu menggambarkan mekanisme adsorpsi Zn^{2+} secara memadai. Rendahnya kecocokan model difusi intrapartikel juga mengindikasikan bahwa perpindahan ion ke dalam pori adsorben bukan merupakan tahap pengendali utama selama proses adsorpsi. Kinetika adsorpsi Zn^{2+} dapat disimpulkan mengikuti model *pseudo-second-order*.

4.3.2 Penentuan Isoterm Adsorpsi

4.3.2.1 Isoterm Adsorpsi Cu^{2+}

Studi isoterm adsorpsi dilakukan untuk mengevaluasi hubungan kesetimbangan antara konsentrasi ion logam dalam larutan dan jumlah yang teradsorpsi pada permukaan karbon aktif PET. Percobaan adsorpsi dilakukan pada suhu ruang menggunakan dosis adsorben 0,1 g, volume larutan 25 mL, dan waktu kontak 30 menit, dengan konsentrasi ion logam awal divariasikan dari 10, 25, 50, 75, 100 mg/L. Data adsorpsi kesetimbangan kemudian dianalisis menggunakan model isoterm untuk menentukan karakteristik adsorpsi dan mekanisme adsorpsi

adsorben yang disiapkan (Foo dan Hameed, 2010). Data adsorpsi Cu^{2+} dianalisis menggunakan empat model isoterm, yaitu Langmuir, Freundlich, Dubinin–Radushkevich (D–R), dan Temkin. Kesesuaian masing-masing model dievaluasi berdasarkan nilai koefisien determinasi (R^2) yang diperoleh dari persamaan linear.



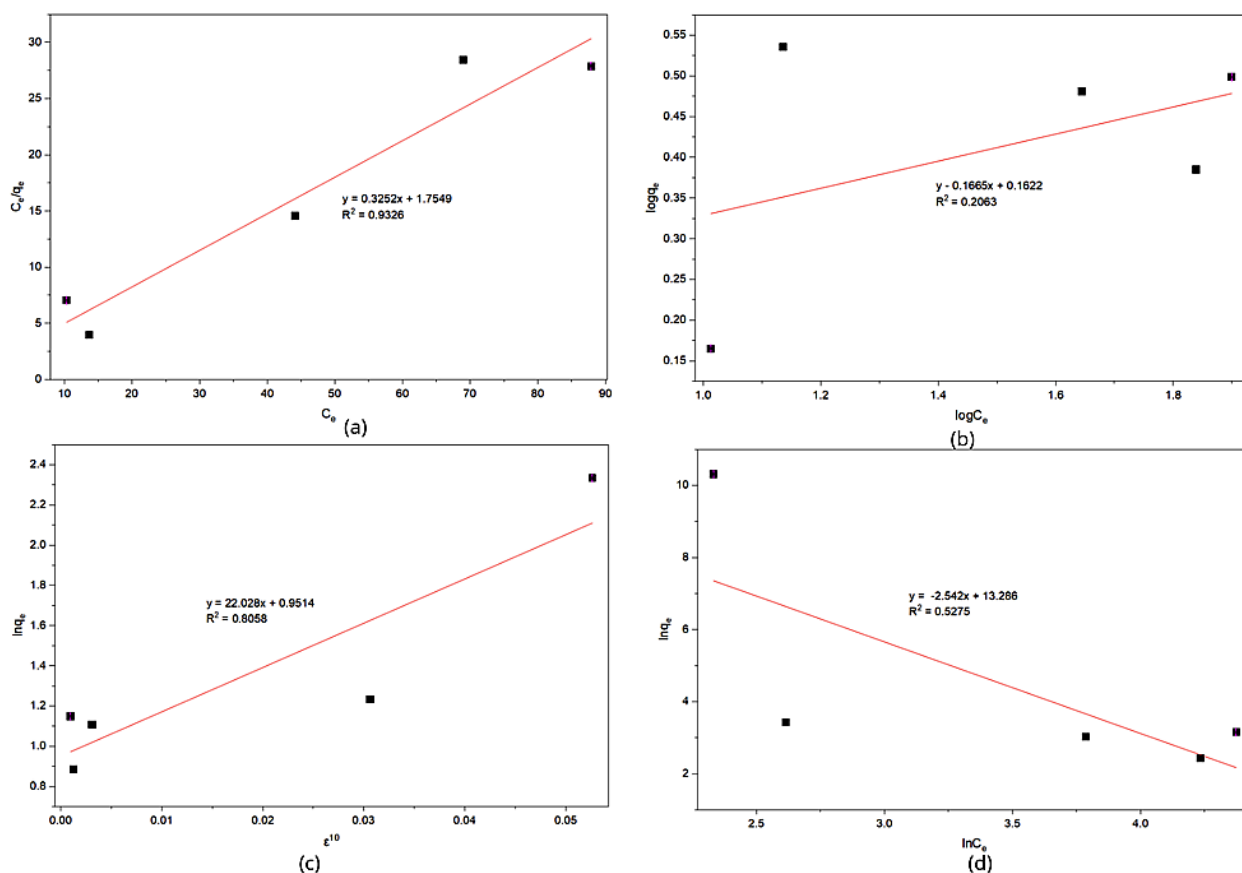
Gambar 4.7 Model Isoterm Langmuir pada Logam Cu^{2+}

Gambar 4.7(a) menunjukkan model Langmuir memberikan nilai R^2 sebesar 0,9423, sedangkan model Freundlich, Dubinin–Radushkevich, dan Temkin masing-masing memiliki nilai R^2 sebesar 0,8405; 0,9264; dan 0,6840 (Gambar 4.7(b)–(d)). Nilai tersebut menunjukkan bahwa model Langmuir memiliki koefisien determinasi tertinggi sehingga paling baik menggambarkan proses adsorpsi ion Cu^{2+} pada karbon aktif PET. Model Langmuir mengasumsikan bahwa adsorpsi berlangsung pada permukaan adsorben yang homogen, setiap situs adsorpsi memiliki energi yang sama, dan hanya terbentuk satu lapisan adsorbat (*monolayer adsorption*). Kesesuaian model ini mengindikasikan bahwa gugus fungsi aktif pada karbon aktif PET memiliki afinitas yang relatif seragam terhadap ion Cu^{2+} sehingga pembentukan lapisan tunggal lebih dominan dibandingkan adsorpsi multilapis.

Model Dubinin–Radushkevich juga menunjukkan kecocokan yang cukup baik ($R^2 = 0,9264$), namun masih lebih rendah dibandingkan Langmuir. Hal ini menunjukkan bahwa mekanisme pengisian mikropori turut berperan, tetapi bukan mekanisme utama dalam proses adsorpsi. Sebaliknya, model Freundlich dan Temkin menghasilkan nilai R^2 yang lebih rendah, sehingga menunjukkan bahwa asumsi permukaan heterogen maupun variasi energi adsorpsi selama proses adsorpsi kurang mampu menggambarkan perilaku adsorpsi Cu^{2+} pada penelitian ini. Dengan demikian, dapat disimpulkan bahwa isoterm Langmuir merupakan model yang paling sesuai untuk menjelaskan adsorpsi Cu^{2+} oleh karbon aktif berbasis PET.

4.3.2.2 Isoterm Adsorpsi Zn^{2+}

Adsorpsi untuk ion Zn^{2+} dilakukan dengan perlakuan yang sama. Data isoterm adsorpsi Zn^{2+} juga dianalisis menggunakan model Langmuir, Freundlich, Dubinin–Radushkevich (D–R), dan Temkin. Perbandingan keempat model dilakukan berdasarkan nilai koefisien determinasi (R^2) sehingga dapat diketahui model yang paling representatif dalam menjelaskan mekanisme adsorpsi Zn^{2+} .



Gambar 4.8 Model Isoterm pada Adsorpsi Logam Zn^{2+}

Hasil analisis menunjukkan bahwa model Langmuir memberikan nilai R^2 sebesar 0,9326, lebih tinggi dibandingkan model Dubinin–Radushkevich ($R^2 = 0,8058$), Temkin ($R^2 = 0,5275$), maupun Freundlich ($R^2 = 0,2063$). Nilai tersebut menunjukkan bahwa adsorpsi Zn^{2+} lebih mengikuti model Langmuir dibandingkan model isoterm lainnya. Hal ini mengindikasikan bahwa ion Zn^{2+} cenderung membentuk lapisan tunggal pada permukaan karbon aktif PET, dengan distribusi situs adsorpsi yang relatif homogen. Selain itu, tingginya nilai R^2 menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi maksimum karbon aktif dapat dijelaskan dengan baik menggunakan pendekatan Langmuir.

Nilai R^2 model Freundlich yang sangat rendah menunjukkan bahwa asumsi permukaan heterogen dan adsorpsi multilapis kurang sesuai untuk sistem adsorpsi Zn^{2+} pada penelitian ini. Demikian pula model Temkin yang memiliki nilai R^2 relatif kecil mengindikasikan bahwa penurunan energi adsorpsi akibat interaksi adsorben–adsorbat bukan merupakan faktor dominan. Oleh karena itu, dapat disimpulkan bahwa model Langmuir merupakan model isoterm terbaik dalam menggambarkan adsorpsi Zn^{2+} pada karbon aktif hasil konversi limbah PET.

4.4 Optimasi adsorpsi menggunakan RSM

Kinerja adsorpsi karbon aktif yang berasal dari limbah plastik polietilen tereftalat (PET) terhadap ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dioptimalkan menggunakan Metode Permukaan Respons (RSM) yang dipadukan dengan Desain Box–Behnken (BBD). RSM adalah kumpulan teknik statistik dan matematika yang banyak diterapkan untuk pemodelan, analisis, dan optimasi proses di mana beberapa variabel independen memengaruhi variabel respons. Dibandingkan dengan eksperimen konvensional satu faktor pada satu waktu, RSM memberikan pendekatan yang lebih efisien dengan mengevaluasi secara simultan efek dari beberapa variabel dan interaksinya sambil mengurangi jumlah percobaan yang dibutuhkan. RSM memungkinkan pengembangan model matematika prediktif yang dapat digunakan untuk mengidentifikasi kondisi operasi optimal suatu proses (Bezerra et al., 2008).

Dalam penelitian ini, tiga variabel independen dipilih berdasarkan percobaan adsorpsi pendahuluan dan penelitian sebelumnya, yaitu dosis adsorben (A), konsentrasi ion logam awal (B), dan waktu kontak (C). Parameter-parameter ini dipilih karena dianggap sebagai faktor yang paling berpengaruh terhadap kinerja adsorpsi karbon aktif. Dosis adsorben menentukan jumlah situs aktif yang tersedia untuk adsorpsi ion logam; oleh karena itu, peningkatan dosis adsorben umumnya meningkatkan efisiensi penghilangan hingga situs adsorpsi yang tersedia menjadi cukup. Konsentrasi ion logam awal berfungsi sebagai gaya penggerak untuk transfer massa antara larutan dan permukaan adsorben, sehingga memengaruhi kapasitas adsorpsi dan derajat saturasi adsorben. Sementara itu, waktu kontak mengontrol durasi interaksi antara ion logam dan situs aktif adsorben hingga tercapai kesetimbangan adsorpsi (Foo dan Hameed, 2010).

Tingkat rendah, menengah, dan tinggi yang ditetapkan untuk setiap variabel ditentukan berdasarkan hasil percobaan pendahuluan dan rentang operasi yang dilaporkan dalam penelitian sebelumnya. Tingkat-tingkat ini dipilih untuk memastikan bahwa wilayah eksperimental yang diteliti mewakili kondisi di mana adsorpsi tetap efektif sekaligus memungkinkan efek dari masing-masing variabel dan interaksinya dievaluasi secara memadai. Selain itu, rentang yang dipilih dimaksudkan untuk menghindari dosis adsorben yang berlebihan, konsentrasi ion logam awal yang dapat dengan cepat menjenuhkan adsorben, dan waktu kontak yang melebihi kondisi kesetimbangan, di mana tidak diharapkan adanya peningkatan kinerja adsorpsi yang signifikan.

4.4.1 Desain Eksperimental Menggunakan Desain Box–Behnken

Desain eksperimental dibuat menggunakan Desain Box–Behnken (BBD), salah satu desain RSM yang paling umum digunakan untuk optimasi proses. Desain Box–Behnken (BBD) sangat menguntungkan karena membutuhkan lebih sedikit percobaan dibandingkan dengan desain komposit sentral, namun tetap memberikan informasi yang cukup untuk mengembangkan model kuadratik yang andal. Desain ini juga menghindari kombinasi percobaan di mana semua faktor secara bersamaan berada pada tingkat tertinggi atau terendah, sehingga mengurangi kemungkinan melakukan percobaan dalam kondisi ekstrem (Myers et al., 2016).

Variabel independen diteliti pada tiga tingkat kode: rendah (-1), menengah (0), dan tinggi (+1). Nilai aktual yang sesuai dengan tingkat kode ini disajikan dalam Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Variasi BBD

Variabel	-1	0	+1
Dosis adsorben (g)	0,1	0,2	0,3
Konsentrasi (mg/L)	3	6	9
Waktu kontak (menit)	20	40	60

Berdasarkan BBD tiga faktor, total lima belas percobaan dihasilkan, termasuk dua belas titik faktorial dan tiga titik pusat. Titik pusat disertakan untuk memperkirakan kesalahan eksperimental dan mengevaluasi kecukupan model kuadratik yang dikembangkan. Semua percobaan dilakukan secara acak untuk meminimalkan efek variabel yang tidak terkontrol dan kesalahan sistematis (Montgomery, 2017).

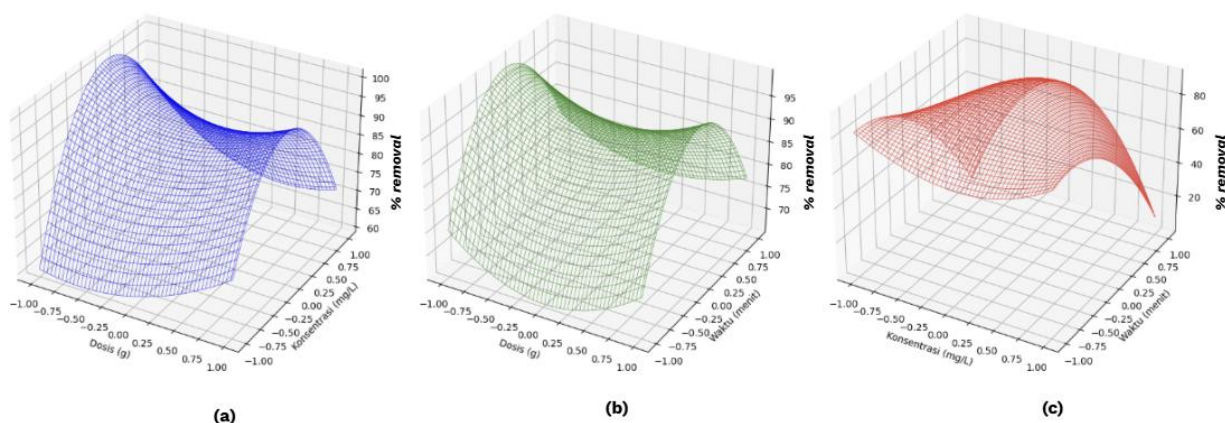
4.4.2 Hasil Percobaan dan Analisis Respons

Percobaan adsorpsi dilakukan sesuai dengan matriks percobaan yang dihasilkan oleh model BBD. Variabel respons yang dievaluasi dalam penelitian ini adalah efisiensi adsorpsi (% penghilangan) ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} . Nilai eksperimental yang diperoleh dari model dirangkum dalam Tabel 4.3.

Tabel 4.3 Data Hasil *Run* BBD dari Logam Cu^{2+}

<i>Run</i>	Dosis adsorben	Konsentrasi	Waktu Kontak	% <i>Removal</i>
1	10	3	40	92,13
2	10	9	40	42,97
3	30	3	40	86,5
4	30	9	40	73,92
5	10	6	20	60,7
6	10	6	60	77,47
7	30	6	20	80,45
8	30	6	60	82,13
9	20	3	20	81,84
10	20	3	60	86,38
11	20	9	20	69,96
12	20	9	60	70,21
13	20	6	40	61,48
14	20	6	40	60,88
15	20	6	40	60,70

Data dari Tabel 4.8 kemudian divisualisasikan dengan plot grafik 3D pada gambar 4.11 berikut.



Gambar 4.9 Plot grafik 3D RSM pada Adsorpsi Logam Cu^{2+}

Gambar 4.9 menunjukkan plot permukaan respons (*response surface plot*) yang menggambarkan pengaruh interaksi antara dosis adsorben, konsentrasi awal ion Cu^{2+} , dan waktu kontak terhadap efisiensi penyisihan Cu^{2+} . Pada Gambar 4.9(a), permukaan respons menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan meningkat dengan bertambahnya waktu kontak,

terutama pada dosis adsorben rendah hingga sedang. Hal ini terlihat dari permukaan yang semakin tinggi pada daerah waktu kontak yang lebih lama. Pada waktu kontak yang singkat, efisiensi penyisihan relatif lebih rendah karena proses adsorpsi belum mencapai kondisi kesetimbangan.

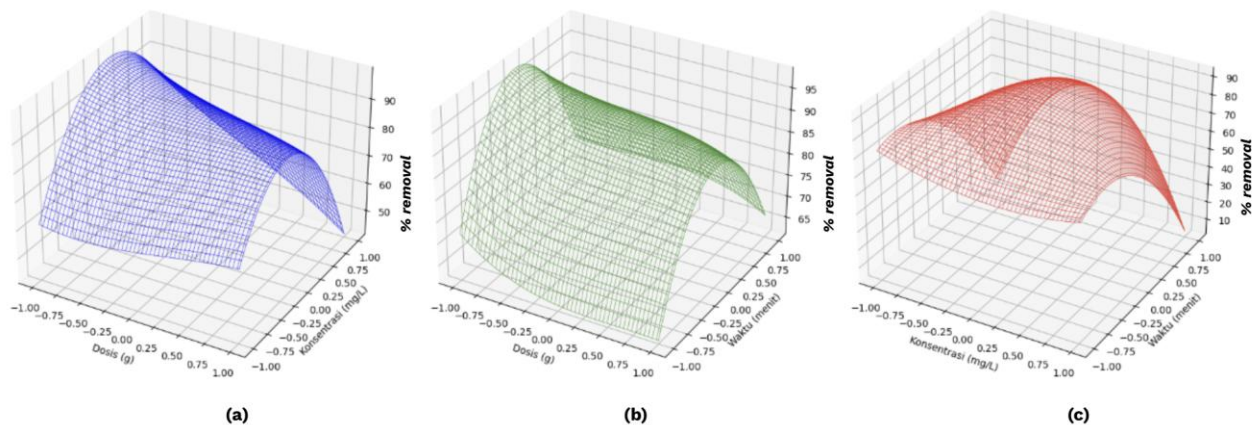
Gambar 4.9(b) memperlihatkan interaksi antara dosis adsorben dan konsentrasi awal ion Cu^{2+} . Permukaan respons menunjukkan bahwa peningkatan dosis adsorben cenderung meningkatkan efisiensi penyisihan, sedangkan peningkatan konsentrasi awal ion Cu^{2+} menyebabkan respons menurun. Kondisi ini menunjukkan bahwa pada konsentrasi awal yang tinggi, jumlah ion logam yang tersedia lebih besar dibandingkan jumlah situs aktif adsorben sehingga tidak seluruh ion Cu^{2+} dapat teradsorpsi secara optimal.

Gambar 4.9(c) menunjukkan interaksi antara konsentrasi awal ion Cu^{2+} dan waktu kontak. Efisiensi penyisihan meningkat seiring bertambahnya waktu kontak hingga mencapai daerah optimum, kemudian menurun pada konsentrasi awal yang lebih tinggi. Penurunan tersebut menunjukkan bahwa peningkatan konsentrasi awal ion Cu^{2+} menyebabkan keterbatasan jumlah situs aktif pada karbon aktif sehingga efisiensi penyisihan menjadi lebih rendah. Bentuk permukaan yang melengkung pada ketiga grafik menunjukkan adanya pengaruh kuadratik dan interaksi antarvariabel, yang mengindikasikan bahwa perubahan satu variabel akan memengaruhi pengaruh variabel lainnya terhadap efisiensi penyisihan Cu^{2+} . Perlakuan yang sama dilakukan pada ion Zn^{2+} , dan hasil eksperimennya disajikan pada Tabel 4.4.

Tabel 4.4 Data Hasil Run BBD dari Logam Zn^{2+}

<i>Run</i>	Dosis adsorben	Konsentrasi	Waktu Kontak	% Removal
1	10	3	40	92,93
2	10	9	40	42,53
3	30	3	40	82,95
4	30	9	40	67,29
5	10	6	20	61,39
6	10	6	60	66,14
7	30	6	20	71,83
8	30	6	60	66,66
9	20	3	20	73,02
10	20	3	60	80,58
11	20	9	20	61,92
12	20	9	60	63,42
13	20	6	40	62,06
14	20	6	40	63,12
15	20	6	40	62,67

Data dari Tabel 4.4 kemudian divisualisasikan dengan plot grafik 3D pada gambar 4.10 berikut.



Gambar 4.10 Plot grafik 3D RSM pada Adsorpsi Logam Zn²⁺

Gambar 4.10 menunjukkan plot permukaan respons (*response surface plot*) hasil pemodelan *Response Surface Methodology* (RSM) untuk adsorpsi ion Zn²⁺ menggunakan karbon aktif berbahan dasar limbah PET. Pada Gambar 4.9(a), yang menunjukkan interaksi antara dosis adsorben dan konsentrasi awal Zn²⁺, terlihat bahwa daerah dengan respons tertinggi berada pada konsentrasi awal Zn²⁺ yang rendah hingga sedang. Seiring meningkatnya konsentrasi awal Zn²⁺, permukaan respons cenderung menurun meskipun dosis adsorben meningkat. Hal ini menunjukkan bahwa peningkatan dosis adsorben belum mampu sepenuhnya mengimbangi bertambahnya jumlah ion Zn²⁺ yang harus diadsorpsi pada konsentrasi awal yang lebih tinggi.

Gambar 4.9(b) memperlihatkan interaksi antara dosis adsorben dan waktu kontak. Permukaan respons menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan meningkat pada waktu kontak yang lebih lama, terutama pada dosis adsorben rendah hingga sedang. Pada dosis adsorben yang lebih tinggi, peningkatan efisiensi tidak lagi terlalu signifikan sehingga permukaan cenderung membentuk daerah yang lebih landai. Kondisi tersebut mengindikasikan bahwa penambahan dosis adsorben setelah kondisi tertentu memberikan peningkatan efisiensi yang relatif kecil.

Gambar 4.9(c) menunjukkan interaksi antara konsentrasi awal Zn²⁺ dan waktu kontak. Permukaan respons memperlihatkan bahwa efisiensi penyisihan tertinggi diperoleh pada kombinasi konsentrasi awal Zn²⁺ yang rendah hingga sedang dengan waktu kontak yang lebih lama. Pada konsentrasi awal yang tinggi, respons menurun secara nyata walaupun waktu kontak ditingkatkan. Penurunan ini menunjukkan bahwa jumlah ion Zn²⁺ yang semakin besar menyebabkan kapasitas adsorpsi karbon aktif menjadi terbatas sehingga tidak seluruh ion dapat teradsorpsi secara optimum. Bentuk permukaan yang melengkung pada ketiga grafik menunjukkan adanya pengaruh kuadratik serta interaksi antarvariabel dalam memengaruhi efisiensi penyisihan Zn²⁺. Model kuadratik yang diperoleh melalui metode *Box–Behnken Design* mampu menggambarkan hubungan antara variabel proses dan respons adsorpsi Zn²⁺ dengan baik.

4.4.3 Efek Interaksi dan Analisis Permukaan Respons

Secara keseluruhan, analisis kontur dan permukaan respons menunjukkan bahwa adsorpsi Cu²⁺ pada karbon aktif berbasis PET diatur oleh hubungan nonlinier di antara variabel proses yang diteliti. Permukaan lengkung menunjukkan bahwa setiap faktor memiliki rentang operasi optimal, dan hanya meningkatkan atau mengurangi suatu parameter tidak selalu meningkatkan kinerja adsorpsi. Di antara variabel yang dievaluasi, konsentrasi Cu²⁺ awal tampaknya memberikan pengaruh terkuat pada respons, sedangkan pengaruh dosis adsorben relatif kurang

signifikan dalam rentang eksperimental yang diuji. Interaksi antara konsentrasi dan waktu kontak juga berkontribusi secara signifikan terhadap perilaku adsorpsi yang diamati.

Temuan ini menunjukkan efektivitas *Response Surface Methodology* yang dikombinasikan dengan *Desain Box–Behnken Design* dalam mengidentifikasi kondisi operasi optimal sambil meminimalkan upaya eksperimental. Dengan memperhitungkan efek kuadratik dan interaksi, RSM menyediakan model prediksi yang kuat yang dapat digunakan untuk mengoptimalkan proses penghilangan logam berat dan mendukung aplikasi praktis karbon aktif berbasis PET dalam pengolahan air limbah (Myers et al., 2016; Bezerra et al., 2008).

4.4.4 Aplikasi Karbon Aktif PET pada Sampel Asli Limbah Pemurnian Emas

Setelah diperoleh kondisi optimum adsorpsi menggunakan metode *Response Surface Methodology* (RSM) dengan rancangan *Box–Behnken Design* (BBD), dilakukan verifikasi terhadap hasil optimasi menggunakan sampel asli limbah cair hasil proses pemurnian emas yang diperoleh dari salah satu tempat pemurnian emas di Kecamatan Ngariboyo, Kabupaten Magetan. Pengujian ini bertujuan untuk mengetahui kemampuan karbon aktif berbasis limbah plastik *polyethylene terephthalate* (PET) dalam mengadsorpsi ion logam berat pada kondisi nyata. Berbeda dengan larutan sintesis yang hanya mengandung satu jenis logam pada konsentrasi tertentu, limbah asli memiliki komposisi yang lebih kompleks karena mengandung berbagai ion logam dan senyawa terlarut lainnya yang berpotensi memengaruhi proses adsorpsi. Oleh karena itu, pengujian pada sampel asli dilakukan sebagai tahap validasi terhadap kondisi optimum yang diperoleh dari hasil optimasi RSM.



Gambar 4.11 Air Limbah Pemurnian Emas

Sampel limbah cair pada Gambar 4.11 diambil secara langsung dari bak penampungan limbah proses pemurnian emas dan dimasukkan ke dalam botol polietilen yang telah dicuci menggunakan deterjen, dibilas dengan akuades, kemudian dikeringkan untuk mencegah terjadinya kontaminasi. Sampel selanjutnya disaring menggunakan kertas saring Whatman No. 42 untuk menghilangkan padatan tersuspensi yang dapat mengganggu proses adsorpsi maupun analisis menggunakan *Atomic Absorption Spectrophotometer* (AAS). Setelah proses penyaringan, dilakukan analisis konsentrasi awal logam berat menggunakan AAS. Hasil analisis menunjukkan bahwa limbah cair mengandung ion Cu^{2+} sebesar 37.148 mg/L dan ion Zn^{2+} sebesar 547,1 mg/L. Nilai tersebut menunjukkan bahwa konsentrasi logam pada limbah asli jauh lebih tinggi dibandingkan rentang konsentrasi yang digunakan pada proses optimasi, yaitu 1–5 mg/L.

Berdasarkan hasil optimasi menggunakan RSM-BBD, kondisi adsorpsi optimum diperoleh pada dosis adsorben sebesar 10 mg, waktu kontak selama 40 menit, dan konsentrasi awal larutan sebesar 3 mg/L. Sebelum dilakukan proses adsorpsi, sampel limbah asli diencerkan menggunakan akuades hingga diperoleh konsentrasi ion logam sebesar 3 mg/L. Selanjutnya,

sebanyak 10 mg karbon aktif berbasis PET yang telah dikarakterisasi ditimbang menggunakan neraca analitik dengan ketelitian $\pm 0,0001$ g, kemudian dimasukkan ke dalam erlenmeyer yang berisi larutan limbah hasil pengenceran. Campuran diaduk menggunakan magnetic stirrer pada kecepatan pengadukan yang konstan selama 40 menit pada suhu ruang (± 27 °C) agar kontak antara adsorben dan ion logam berlangsung secara optimum. Hasil kemudian diukur menggunakan AAS.

Tabel 4.5 Hasil Adsorpsi Limbah pada Kondisi Optimum

Ion Logam	Konsentrasi Awal (mg/L)	Konsentrasi Akhir (mg/L)	Baku Mutu (mg/L)
Cu ²⁺	3,00	0,26	0,3
Zn ²⁺	3,00	1,05	1,5

Hasil analisis pada Tabel 4.5 menunjukkan bahwa setelah proses adsorpsi, konsentrasi ion Cu²⁺ menurun dari 3,00 mg/L menjadi 0,261 mg/L, sedangkan konsentrasi ion Zn²⁺ menurun dari 3,00 mg/L menjadi 1,05 mg/L. Berdasarkan hasil tersebut, efisiensi penyisihan (*removal efficiency*) ion Cu²⁺ sebesar 93,67 %, sedangkan efisiensi penyisihan ion Zn²⁺ sebesar 75,6 %. Berdasarkan hasil analisis, konsentrasi akhir ion Cu²⁺ dan Zn²⁺ setelah proses adsorpsi berada di bawah baku mutu yang ditetapkan dalam Peraturan Menteri Lingkungan Hidup dan Kehutanan Republik Indonesia Nomor 5 Tahun 2014, yaitu 0,3 mg/L untuk Cu dan 1,5 mg/L untuk Zn. Hal ini menunjukkan bahwa karbon aktif berbasis limbah PET mampu menurunkan kadar logam berat hingga memenuhi persyaratan baku mutu air limbah sebelum dibuang ke lingkungan. Dengan demikian, hasil verifikasi pada sampel limbah asli membuktikan bahwa kondisi optimum yang diperoleh dari optimasi menggunakan *Response Surface Methodology* (RSM) memiliki tingkat akurasi yang baik dan berpotensi diterapkan sebagai metode pengolahan limbah cair pemurnian emas secara nyata.

“Halaman ini sengaja dikosongkan.”

BAB V

KESIMPULAN DAN SARAN

5.1 Kesimpulan

Karbon aktif berbahan dasar limbah plastik *polyethylene terephthalate* (PET) berhasil disintesis melalui proses karbonisasi pada suhu 600 °C dan aktivasi kimia menggunakan larutan KOH 4 M dengan rendemen sebesar 22%. Hasil karakterisasi menggunakan FTIR, SEM, dan XRD menunjukkan bahwa karbon aktif memiliki gugus fungsi aktif, struktur permukaan berpori, dan didominasi oleh fase amorf yang mendukung proses adsorpsi. Studi kinetika menunjukkan bahwa adsorpsi ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} mengikuti model orde dua semu, sedangkan studi isoterm menunjukkan bahwa proses adsorpsi mengikuti model isoterm Langmuir. Optimasi menggunakan *Response Surface Methodology* (RSM) dengan *Box–Behnken Design* (BBD) menghasilkan kondisi optimum pada dosis adsorben 10 mg, konsentrasi awal 3 mg/L, dan waktu kontak 40 menit. Verifikasi menggunakan sampel limbah cair asli hasil pemurnian emas menunjukkan bahwa karbon aktif PET mampu menurunkan konsentrasi ion Cu^{2+} dan Zn^{2+} dengan efisiensi penyisihan masing-masing sebesar 93,67% dan 75,60%, sehingga konsentrasi akhir kedua logam telah memenuhi baku mutu air limbah sesuai Peraturan Menteri Lingkungan Hidup dan Kehutanan Republik Indonesia Nomor 5 Tahun 2014.

5.2 Saran

Penelitian selanjutnya disarankan untuk melakukan karakterisasi karbon aktif menggunakan analisis *Brunauer–Emmett–Teller* (BET) agar luas permukaan spesifik dan distribusi ukuran pori dapat diketahui secara lebih rinci. Perlu dilakukan kajian mengenai kemampuan regenerasi dan penggunaan ulang karbon aktif berbahan dasar limbah PET, serta pengujian terhadap limbah cair dengan komposisi logam berat yang lebih kompleks. Optimasi proses adsorpsi juga dapat dikembangkan dengan mempertimbangkan variabel lain, seperti pH larutan, suhu, dan kecepatan pengadukan, sehingga diperoleh kondisi operasi yang lebih optimal untuk penerapan dalam skala yang lebih besar.

“Halaman ini sengaja dikosongkan.”

DAFTAR PUSTAKA

- Abdelmonem, B. H., Kamal, L. T., Elbaz, R. M., Khalifa, M. R., & Abdelnaser, A. (2025). From Contamination to Detection: The Growing Threat of Heavy Metals. *Heliyon*, 11(1), e41713. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2025.E41713>
- Adams, F. (2005). X-Ray Absorption and Diffraction. Overview: *Encyclopedia of Analytical Science: Second Edition*, 365–377. <https://doi.org/10.1016/B0-12-369397-7/00668-3>
- Akhtar, M., Iqbal, S., Kausar, A., Bhanger, M. I., & Shaheen, M. A. (2010). An Economically Viable Method for the Removal of Selected Divalent Metal Ions from Aqueous Solutions using Activated Rice Husk. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 75(1), 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2009.08.025>
- Alebrahim, M. F., Khattab, I. A., Cai, Q., & Sanduk, M. (2017). Practical Study on the Electrochemical Simultaneous Removal of Copper and Zinc from Simulated Binary-Metallic Industrial Wastewater using a Packed-bed Cathode. *Egyptian Journal of Petroleum*, 26(2), 225–234. <https://doi.org/10.1016/J.EJPE.2015.03.017>
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the Use and Interpretation of Adsorption Isotherm Models: A review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 393). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Ali, M., El-sai, N., & Girgis, B. S. (2014). Evaluation and Modeling of High Surface Area Activated Carbon from Date Frond and Application on Some Pollutants. *International Journal of Computational Engineering Research Vol*, 1.
- Andruch, V., Halko, R., Tuček, J., & Płotka-Wasyłka, J. (2022). Application of Deep Eutectic Solvents in Atomic Absorption Spectrometry. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 147, 116510. <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2021.116510>
- Annable, D. (1952). Application of the Temkin Kinetic Equation to Ammonia Synthesis in Large-scale Reactors. *Chemical Engineering Science*, 1(4), 145–154. [https://doi.org/10.1016/0009-2509\(52\)87011-3](https://doi.org/10.1016/0009-2509(52)87011-3)
- Antoniadis, V., Shaheen, S. M., Tsadilas, C. D., Selim, M. H., & Rinklebe, J. (2018). Zinc Sorption by Different Soils as Affected by Selective Removal of Carbonates and Hydrous Oxides. *Applied Geochemistry*, 88, 49–58. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2017.04.007>
- Areef Billah, A. H. M. (2014). Investigation of Multiverroic and Photocatalytic Properties of Li Doped BiFeO₃ Nanoparticles Prepared by Ultrasonication.
- Bachmann, L. M., & Miller, W. G. (2020). Spectrophotometry. *Contemporary Practice in Clinical Chemistry*, 119–133. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815499-1.00007-7>
- Bakalis, E., & Zerbetto, F. (2025). Adsorption Kinetics: Classical, Fractal, or Fractional?
- Balakrishnan, J., & Pramila, J. (2020). Elimination of Toxic Metal Ion by Means of Poly m-Phenylene (isophthalamide) Ultra Filtration Membranes. *Materials Today: Proceedings*, 33, 2858–2862. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.02.739>

- Batool, S., Idrees, M., Hussain, Q., & Kong, J. (2017). Adsorption of Copper (II) by using Derived-Farmyard and Poultry Manure Biochars: Efficiency and Mechanism. *Chemical Physics Letters*, 689, 190–198. <https://doi.org/10.1016/J.CPLETT.2017.10.016>
- Bazzazzadeh, R., Soudi, M. R., Valinassab, T., & Moradlou, O. (2020). Kinetics and Equilibrium Studies on Biosorption of Hexavalent Chromium from Leather Tanning Wastewater by Sargassum Tenerrimum from Chabahar-Bay Iran. *Algal Research*, 48, 101896. <https://doi.org/10.1016/J.ALGAL.2020.101896>
- Beknalkar, S. A., Teli, A. M., & Satale, V. V. (2024). A Critical Review of Recent Advancements in High-Temperature Supercapacitors: Thermal Kinetics, Interfacial Dynamics, Employed Strategies, and Prospective Trajectories.
- Bezerra, M. A., Santelli, R. E., Oliveira, E. P., Villar, L. S., & Escaleira, L. A. (2008). Response Surface Methodology (RSM) as a Tool for Optimization in Analytical Chemistry. *Talanta*, 76(5), 965–977. <https://doi.org/10.1016/J.TALANTA.2008.05.019>
- Blanchard, R., & Mekonnen, T. H. (2024). Valorization of Plastic Waste via Chemical Activation and Carbonization into Activated Carbon for Functional Material Applications. In *RSC Applied Polymers* (Vol. 2, Number 4, pp. 557–582). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d4lp00016a>
- Cao, D., Niu, R., Mo, G., Deng, H., Liu, R., Liu, J., Cao, D., Cao, D., & Fan, J. (2025). Adsorption Properties and Competitive Adsorption Mechanism Exhibited by Carbon-Nanotube-Modified Biochar for Removal of Crude Oil and Ni(II) Pollutants from Water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117557>
- Dąbrowski, A. (2001). Adsorption from Theory to Practice. *Advances in Colloid and Interface Science*, 93(1–3), 135–224. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8)
- Di Lorenzo, M. L. (2024). Crystallization of Poly(ethylene terephthalate): A Review. In *Polymers* (Vol. 16, Number 14). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/polym16141975>
- Duong, D. Do. (1998). *Adsorption analysis : equilibria and kinetics*. Imperial College Press.
- Dupont, L., Bouanda, J., Dumonceau, J., & Aplincourt, M. (2005). Biosorption of Cu(II) and Zn(II) onto a Lignocellulosic Substrate Extracted from Wheat Bran. *Environmental Chemistry Letters*, 2(4), 165–168. <https://doi.org/10.1007/s10311-004-0095-2>
- Edelstein, M., & Ben-Hur, M. (2018). Heavy Metals and Metalloids: Sources, Risks and Strategies to Reduce Their Accumulation in Horticultural Crops. *Scientia Horticulturae*, 234, 431–444. <https://doi.org/10.1016/J.SCIENTA.2017.12.039>
- Falcone, F., Cinosi, A., Siviero, G., & Rosatelli, G. (2024). Innovative Methodological Approach Integrating SEM-EDS and TXRF Microanalysis for Characterization in Materials Science: A Perspective from Cultural Heritage Studies. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 218, 106980. <https://doi.org/10.1016/J.SAB.2024.106980>

- Ferreira, S. L. C., Bezerra, M. A., Santos, A. S., dos Santos, W. N. L., Novaes, C. G., de Oliveira, O. M. C., Oliveira, M. L., & Garcia, R. L. (2018). Atomic Absorption Spectrometry – A Multi Element Technique. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 100, 1–6. <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2017.12.012>
- Ferreira, S. L. C., Bruns, R. E., Ferreira, H. S., Matos, G. D., David, J. M., Brandão, G. C., da Silva, E. G. P., Portugal, L. A., dos Reis, P. S., Souza, A. S., & dos Santos, W. N. L. (2007). Box-Behnken design: An Alternative for The Optimization of Analytical Methods. *Analytica Chimica Acta*, 597(2), 179–186. <https://doi.org/10.1016/J.ACA.2007.07.011>
- Gong, J., Liu, J., Jiang, Z., Chen, X., Wen, X., Mijowska, E., & Tang, T. (2014). Converting Mixed Plastics into Mesoporous Hollow Carbon Spheres with Controllable Diameter. *Applied Catalysis B: Environmental*, 152–153(1), 289–299. <https://doi.org/10.1016/J.APCATB.2014.01.051>
- Gong, Y., Chen, X., & Wu, W. (2024). Application of Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopy in Sample Preparation: Material Characterization and Mechanism Investigation. *Advances in Sample Preparation*, 11, 100122. <https://doi.org/10.1016/J.SAMPRE.2024.100122>
- Gossuin, Y., & Vuong, Q. L. (2018). NMR Relaxometry for Adsorption Studies: Proof of Concept with Copper Adsorption on Activated Alumina. *Separation and Purification Technology*, 202, 138–143. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2018.03.051>
- Hanrahan, G., & Lu, K. (2006). Application of Factorial and Response Surface Methodology in Modern Experimental Design and Optimization. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 36(3–4), 141–151. <https://doi.org/10.1080/10408340600969478>
- Heidarinejad, Z., Dehghani, M. H., Heidari, M., Javedan, G., Ali, I., & Sillanpää, M. (2020). Methods for Preparation and Activation of Activated Carbon: a Review. In *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 18, Number 2, pp. 393–415). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00955-0>
- Hill, S. J., & Fisher, A. S. (1999). Atomic Absorption, Methods and Instrumentation. *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry, Second Edition*, 46–53. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374413-5.00099-3>
- Hou, X., Lv, S., Chen, Z., & Xiao, F. (2018). Applications of Fourier Transform Infrared Spectroscopy Technologies on Asphalt Materials. *Measurement*, 121, 304–316. <https://doi.org/10.1016/J.MEASUREMENT.2018.03.001>
- Hu, Q., Lan, R., He, L., Liu, H., & Pei, X. (2023). A Critical Review of Adsorption Isotherm Models for Aqueous Contaminants: Curve Characteristics, Site Energy Distribution and Common Controversies. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 329). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117104>
- Hutson, N. D., & Yang, R. T. (1996). Theoretical Basic for the Dubinin-Radushkevitch (D-R) Adsorption Isotherm Equation.

- Ifa, L., Nurjannah, N., Syarif, T., & Darnengsih, D. (2021). Bioadsorben dan Aplikasinya. <https://www.researchgate.net/publication/357393346>
- Iqbal, M., Saeed, A., & Kalim, I. (2009). Characterization of Adsorptive Capacity and Investigation of Mechanism of Cu^{2+} , Ni^{2+} and Zn^{2+} Adsorption on Mango Peel Waste from Constituted Metal Solution and Genuine Electroplating Effluent. *Separation Science and Technology*, 44(15), 3770–3791. <https://doi.org/10.1080/01496390903182305>
- Ismawati, Y., Septiono, M. A., Proboretno, N., Karlsson, T., & Buonsante, V. (2022). Plastic Waste Management And Burden in Indonesia Country Situation Report. www.ipen.org
- Jalvandi, J. (2016). Novel Chemical and Physical Approaches for Sustainable Drug Release from Biodegradable Electrospun Nanofibres.
- Jaroniec, M. (1983). Physical Adsorption on Heterogeneous Solids. *Advances in Colloid and Interface Science*, 18(3–4), 149–225. [https://doi.org/10.1016/0001-8686\(83\)87002-X](https://doi.org/10.1016/0001-8686(83)87002-X)
- Jedynak, K., & Charmas, B. (2024). Application of Activated Carbons Obtained from Polymer Waste for the Adsorption of Dyes from Aqueous Solutions. *Materials*, 17(3). <https://doi.org/10.3390/ma17030748>
- Joy, D. C. (1997). Scanning Electron Microscopy for Materials Characterization. *Current Opinion in Solid State and Materials Science*, 2(4), 465–468. [https://doi.org/10.1016/S1359-0286\(97\)80091-5](https://doi.org/10.1016/S1359-0286(97)80091-5)
- KLHK. (2022). Status Lingkungan Hidup Indonesia 2022.
- Kolbasov, A., Sinha-Ray, S., Yarin, A. L., & Pourdeyhimi, B. (2017). Heavy Metal Adsorption on Solution-Blown Biopolymer Nanofiber Membranes. *Journal of Membrane Science*, 530, 250–263. <https://doi.org/10.1016/J.MEMSCI.2017.02.019>
- Krata, A., & Bulska, E. (2005). Critical Evaluation of Analytical Performance of Atomic Absorption Spectrometry and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry for Mercury Determination. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 60(3), 345–350. <https://doi.org/10.1016/J.SAB.2004.11.011>
- Labidi, A., Salaberria, A. M., Fernandes, S. C. M., Labidi, J., & Abderrabba, M. (2016). Adsorption of Copper on Chitin-based Materials: Kinetic and Thermodynamic Studies. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 65, 140–148. <https://doi.org/10.1016/J.JTICE.2016.04.030>
- Langmuir, I. (1917). The Constitution and Fundamental Properties of Solids and Liquids. *Journal of the Franklin Institute*, 183(1), 102–105. [https://doi.org/10.1016/S0016-0032\(17\)90938-X](https://doi.org/10.1016/S0016-0032(17)90938-X)
- Leopold, K., Philippe, A., Wörle, K., & Schaumann, G. E. (2016). Analytical Strategies to the Determination of Metal-Containing Nanoparticles in Environmental Waters. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 84, 107–120. <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2016.03.026>

- Li, C., Yu, J., Wang, D., Li, L., Yang, X., Ma, H., & Xu, Y. (2016). Efficient Removal of Zinc by Multi-Stress-Tolerant Yeast *Pichia kudriavzevii* A16. *Bioresource Technology*, 206, 43–49. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.01.057>
- Maleki, A., Hayati, B., Najafi, F., Gharibi, F., & Joo, S. W. (2016). Heavy Metal Adsorption from Industrial Wastewater by PAMAM/TiO₂ nanohybrid: Preparation, characterization and adsorption studies. *Journal of Molecular Liquids*, 224, 95–104. <https://doi.org/10.1016/J.MOLLIQ.2016.09.060>
- Manirethan, V., Raval, K., Rajan, R., Thaira, H., & Balakrishnan, R. M. (2018). Kinetic and Thermodynamic Studies on the Adsorption of Heavy Metals from Aqueous Solution by Melanin Nanopigment Obtained from Marine Source: *Pseudomonas stutzeri*. *Journal of Environmental Management*, 214, 315–324. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.02.084>
- Marguí, E., Queralt, I., & de Almeida, E. (2022). X-ray Fluorescence Spectrometry for Environmental Analysis: Basic Principles, Instrumentation, Applications and Recent Trends. *Chemosphere*, 303(2), 135006. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135006>
- Mohammed, T. (2024). Atomic Absorption Spectrophotometry. *Non-Destructive Material Characterization Methods*, 549–586. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91150-4.00007-0>
- Moteallemi, A., Dehghani, M. H., Momeniha, F., & Azizi, S. (2024). Nanoplastics as Emerging Contaminants: A Systematic Review of Analytical Processes, Removal Strategies from Water Environments, Challenges and Perspective. *Microchemical Journal*, 207, 111884. <https://doi.org/10.1016/J.MICROC.2024.111884>
- Moteallemi, A., Taherkhani, S., Ahmadfazel, A., & Dehghani, M. H. (2025). A Systematic Review of Plastic Wastes as New Adsorbents for Dye Removal in Aqueous Environments. In *Environmental Sciences Europe* (Vol. 37, Number 1). Springer. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01172-z>
- Nicholas, C. L., Mowat, J. P. S., & Nicholas, C. P. (2025). Tutorial Review on Catalyst Characterization and Materials Preparation for X-ray Powder Diffraction Analysis. *Applied Catalysis A: General*, 692, 120093. <https://doi.org/10.1016/J.APCATA.2024.120093>
- Osifo, P. O., Neomagus, H. W. J. P., van der Merwe, H., & Branken, D. J. (2017). Transport Properties of Chitosan Membranes for Zinc (II) Removal from Aqueous Systems. *Separation and Purification Technology*, 179, 428–437. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2017.02.030>
- Pallarés, J., González-Cencerrado, A., & Arauzo, I. (2018). Production and Characterization of Activated Carbon from Barley Straw by Physical Activation with Carbon dioxide and Steam. *Biomass and Bioenergy*, 115, 64–73. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2018.04.015>
- Pérez-Huertas, S., Calero, M., Ligeró, A., Pérez, A., Terpiłowski, K., & Martín-Lara, M. A. (2023). On the Use of Plastic Precursors for Preparation of Activated Carbons and Their Evaluation in CO₂ Capture for Biogas Upgrading: a Review. *Waste Management*, 161, 116–141. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2023.02.022>

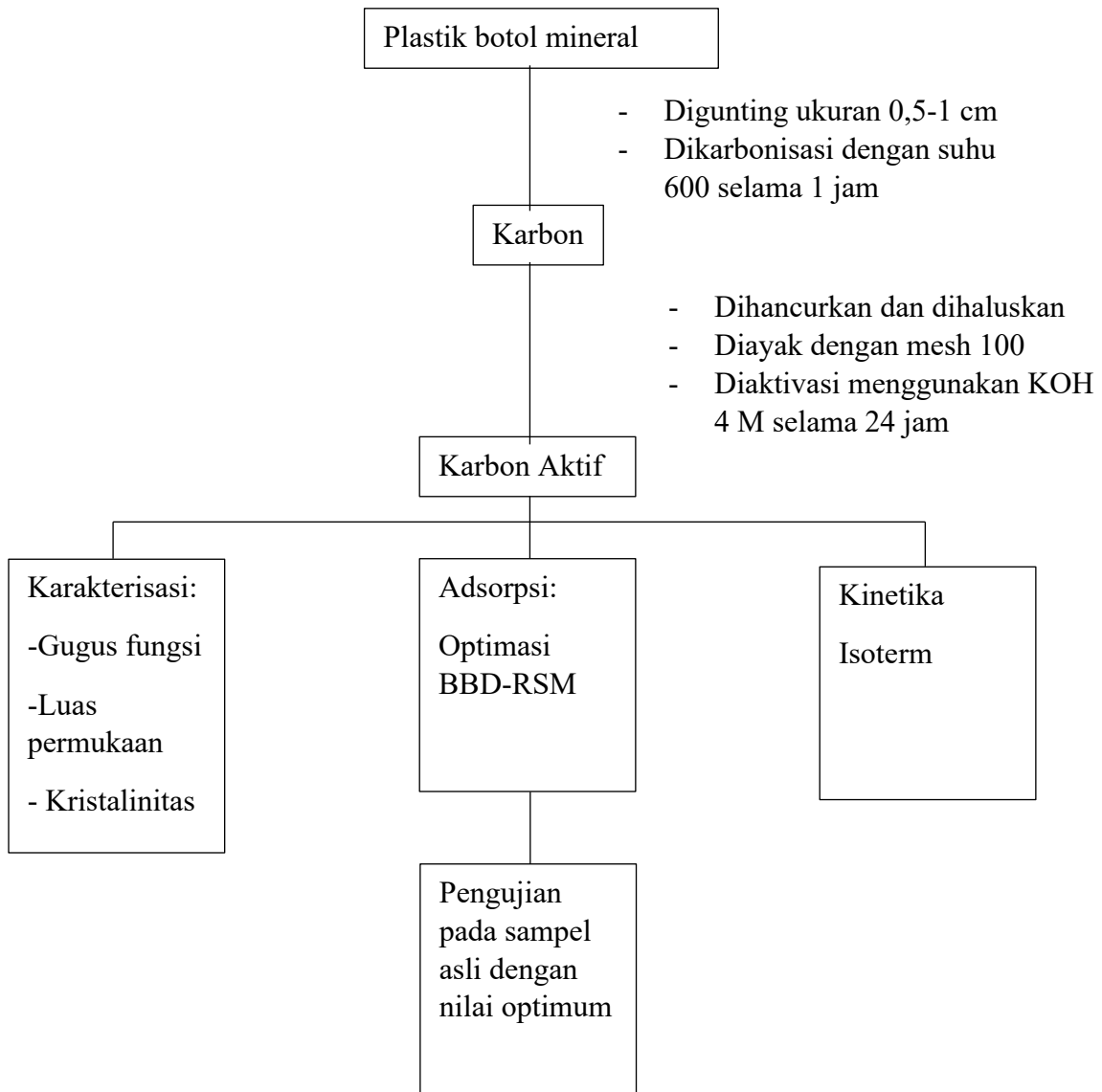
- Pham, T. H. T. (2023). Synthesis of Activated Carbon from Polyethylene Terephthalate (PET) Plastic Waste and Its Application for Removal of Organic Dyes from Water. *Non-Metallic Material Science*, 5(1), 27–37. <https://doi.org/10.30564/nmms.v5i1.5663>
- Pohl, P., Jamroz, P., Welna, M., Szymczycha-Madeja, A., & Greda, K. (2014). Chemical-Vapor Generation of Transition Metals Through the Reaction with Tetrahydroborate in Recent Achievements in Analytical Atomic Spectrometry. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 59, 144–155. <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2014.04.010>
- Rai, R. N., Reddi, R. S. B., & Rai, U. S. (2013). Developments and Future Directions of Phase Diagram, Physicochemical and Optical Studies of Binary Organic Complexes. *Progress in Crystal Growth and Characterization of Materials*, 59(2), 73–111. <https://doi.org/10.1016/J.PCRYSGROW.2013.04.001>
- Ray, S. S., Gusain, R., & Kumar, N. (2020). Adsorption Equilibrium Isotherms, Kinetics and Thermodynamics. *Carbon Nanomaterial-Based Adsorbents for Water Purification*, 101–118. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821959-1.00005-2>
- Reis, A. T., Davidson, C. M., Vale, C., & Pereira, E. (2016). Overview and Challenges of Mercury Fractionation and Speciation in Soils. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 82, 109–117. <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2016.05.008>
- Romero-Cano, L. A., García-Rosero, H., Gonzalez-Gutierrez, L. V., Baldenegro-Pérez, L. A., & Carrasco-Marín, F. (2017). Functionalized Adsorbents Prepared from Fruit Peels: Equilibrium, Kinetic and Thermodynamic Studies for Copper Adsorption in Aqueous solution. *Journal of Cleaner Production*, 162, 195–204. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.06.032>
- Sanità Di Toppi, L., & Gabbrielli, R. (1999). Response to Cadmium in Higher Plants. *Environmental and Experimental Botany*, 41(2), 105–130. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(98\)00058-6](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(98)00058-6)
- Saravanan, P., Saravanan, V., Rajeshkannan, R., Arnica, G., Rajasimman, M., Baskar, G., & Pugazhendhi, A. (2024). Comprehensive Review on Toxic Heavy Metals in the Aquatic System: Sources, Identification, Treatment Strategies, and Health Risk Assessment. *Environmental Research*, 258, 119440. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2024.119440>
- Sarkar, C., Basu, J. K., & Samanta, A. N. (2018). Synthesis of Mesoporous Geopolymeric Powder from LD Slag as Superior Adsorbent for Zinc (II) Removal. *Advanced Powder Technology*, 29(5), 1142–1152. <https://doi.org/10.1016/J.APT.2018.02.005>
- Schlögl, R. (2009). Chapter 5 X-ray Diffraction: A Basic Tool for Characterization of Solid Catalysts in the Working State. *Advances in Catalysis*, 52(C), 273–338. [https://doi.org/10.1016/S0360-0564\(08\)00005-9](https://doi.org/10.1016/S0360-0564(08)00005-9)
- Setya Wardhana, B., Fadhillah Hanum, F., Sukmasuci Lestari, R., Esti Rahayu, D., Roisa Amini, atu, Dahlan, A., & Ringroad Selatan, J. (2025). Potensi Fly Ash dan Bottom Ash (FABA) sebagai Bahan Adsorben untuk Mengatasi Pencemaran Zat Warna Sintetis di Limbah Industri.

- Sha, L., Xueyi, G., Ningchuan, F., & Qinghua, T. (2009). Adsorption of Cu^{2+} and Cd^{2+} from Aqueous Solution by Mercapto-Acetic Acid Modified Orange Peel. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 73(1), 10–14. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2009.04.021>
- Shukla, U. (2025). Fourier Transform Infrared Spectroscopy: A Power Full Method for Creating Fingerprint of Molecules of Nanomaterials. *Journal of Molecular Structure*, 1322, 140454. <https://doi.org/10.1016/J.MOLSTRUC.2024.140454>
- Singh, J., Sharma, M., & Basu, S. (2018). Heavy Metal Ions Adsorption and Photodegradation of Remazol Black XP by Iron Oxide/Silica Monoliths: Kinetic and Equilibrium Modelling. *Advanced Powder Technology*, 29(9), 2268–2279. <https://doi.org/10.1016/J.APT.2018.06.011>
- Srinivasan, A., Han, W., Zheng, M., & Khursheed, A. (2021). Characterization of Materials Using the Secondary Electron Energy Spectromicroscopy Technique. *Optical Materials: X*, 12, 100121. <https://doi.org/10.1016/J.OMX.2021.100121>
- Sudha Rani, K., Srinivas, B., Gourunaidu, K., & Ramesh, K. V. (2018). Removal of Copper by Adsorption on Treated Laterite. *Materials Today: Proceedings*, 5(1), 463–469. <https://doi.org/10.1016/J.MATPR.2017.11.106>
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in Wastewater Treatment Plants: Detection, Occurrence and Removal. *Water Research*, 152, 21–37. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.12.050>
- Surela, A. K., Chhachhia, L. K., Surela, V. K., & Meena, P. L. (2024). Polypyrrole-Based Composites for Dyes Removal From Contaminated Water. *Reference Module in Materials Science and Materials Engineering*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95486-0.00019-3>
- Teng, W., Liu, G., Luo, H., Zhang, R., & Xiang, Y. (2016). Simultaneous Sulfate and Zinc Removal from Acid Wastewater Using an Acidophilic and Autotrophic Biocathode. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 159–165. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2015.10.050>
- Tiernan, H., Byrne, B., & Kazarian, S. G. (2020). ATR-FTIR Spectroscopy and Spectroscopic Imaging for The Analysis of Biopharmaceuticals. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 241, 118636. <https://doi.org/10.1016/J.SAA.2020.118636>
- Tsai, W. T., Chang, C. Y., & Lee, S. L. (1997). Preparation and Characterization of Activated Carbons from Corn Cob.
- Tvardovski, A. V. (1996). Description of Adsorption and Absorption Phenomena from a Single Viewpoint. *Journal of Colloid and Interface Science*, 179(2), 335–340. <https://doi.org/10.1006/JCIS.1996.0224>
- Vardhan, K. H., Kumar, P. S., & Panda, R. C. (2019). A Review on Heavy Metal Pollution, Toxicity and Remedial Measures: Current Trends and Future Perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, 290, 111197. <https://doi.org/10.1016/J.MOLLIQ.2019.111197>
- Vera Candiotti, L., De Zan, M. M., Cámara, M. S., & Goicoechea, H. C. (2014). Experimental Design and Multiple Response Optimization. Using the Desirability

- Function in Analytical Methods Development. *Talanta*, 124, 123–138.
<https://doi.org/10.1016/J.TALANTA.2014.01.034>
- Vernon-Parry, K. D. (2000). Scanning Electron Microscopy: an introduction.
- Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption Kinetic Models: Physical Meanings, Applications, and Solving Methods. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 390). Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>
- Wang, Y., Wang, C., Huang, X., Zhang, Q., Wang, T., & Guo, X. (2024). Guideline for Modeling Solid-Liquid Adsorption: Kinetics, Isotherm, Fixed bed, and Thermodynamics. *Chemosphere*, 349, 140736.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.140736>
- WEF. (2020). Plastics, the Circular Economy and Global Trade.
- West, N. G. (1984). X-ray Fluorescence Spectrometry Applied to the Analysis of Environmental Samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 3(8), 199–204.
[https://doi.org/10.1016/0165-9936\(84\)85007-4](https://doi.org/10.1016/0165-9936(84)85007-4)
- Wythers, M. C. (2021). Advances in Materials Science Research. *Volume 48* (M. C. Wythers, Ed.; Vol. 48). Nova Science Publishers.
<https://doi.org/10.52305/EXUA6721>
- Xu, M., Hadi, P., Chen, G., & McKay, G. (2014). Removal of Cadmium Ions from Wastewater Using Innovative Electronic Waste-Derived Material. *Journal of Hazardous Materials*, 273, 118–123.
<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2014.03.037>
- Zhang, F., Dai, J., Wang, A., & Wu, W. (2017). Investigation of the Synergistic Extraction Behavior Between Cerium (III) and Two Acidic Organophosphorus Extractants Using FT-IR, NMR and Mass Spectrometry. *Inorganica Chimica Acta*, 466, 333–342. <https://doi.org/10.1016/J.ICA.2017.06.016>
- Zhu, C. S., Wang, L. P., & Chen, W. bin. (2009). Removal of Cu(II) from Aqueous Solution by Agricultural by-Product: Peanut Hull. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2–3), 739–746. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.085>
- Zou, J., Zhang, R., Huang, Y., Wang, X., Chen, L., Sun, X., Wang, M., Zhang, Y., & Wu, K. (2025). High Efficiency Leaching of Black Powder from Spent Lithium-Ion Battery by Ternary Deep Eutectic Solvent and Recovery of Metals by Precipitation and Electrodeposition. *Separation and Purification Technology*, 364, 132438.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.132438>

LAMPIRAN

LAMPIRAN A Skema Kerja



LAMPIRAN B
Perhitungan Rendemen Karbon Aktif

B1. Data Massa Bahan

Massa awal limbah PET (g)	72,74 g
Massa karbon setelah karbonisasi (g)	12,03 g
Massa karbon aktif setelah aktivasi (g)	11,36 g

B2. Perhitungan Rendemen

$$\begin{aligned} \text{Rendemen (\%)} &= \frac{\text{Massa karbon aktif}}{\text{Massa awal PET}} \times 100\% \\ &= \frac{11,36 \text{ g}}{72,74 \text{ g}} \times 100\% \\ &= 15,61 \% \end{aligned}$$

B3. Pembuatan Larutan Aktivasi KOH 4M

Ditimbang 56,11 g KOH, kemudian dilarutkan dalam akuades dan dipindahkan ke dalam labu ukur 250 mL. Larutan diencerkan hingga tanda batas dan dihomogenkan sehingga diperoleh larutan KOH 4 M.

Perhitungan:

$$\begin{aligned} m &= M \times V \times Mr \\ m &= 4 \text{ M} \times 0,25 \text{ L} \times 56,11 \text{ g/mol} \\ m &= 56,11 \text{ g} \end{aligned}$$

LAMPIRAN C

Pembuatan Larutan Induk dan Standar Cu²⁺ dan Zn²⁺

C1. Pembuatan Larutan Stock Cu²⁺ 1000 mg/L

Ditimbang 3,93 g CuSO₄·5H₂O, kemudian dilarutkan dalam akuades dan dipindahkan ke dalam labu ukur 1000 mL. Larutan diencerkan hingga tanda batas dan dihomogenkan sehingga diperoleh larutan induk Cu²⁺ 1000 mg/L.

Perhitungan:

$$m_{Cu} = \frac{M \times V \times Mr \text{ CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}}{Ar \text{ Cu}}$$

$$m_{Cu} = \frac{1 \text{ g/L} \times 1 \text{ L} \times 249,68 \text{ g/mol}}{63,55 \text{ g/mol}}$$

$$m_{Cu} = 3,93 \text{ g}$$

C2. Pembuatan Larutan Standar Cu²⁺ 2; 4; 6; 8; 10 mg/L

Larutan standar Cu²⁺ 2; 4; 6; 8; 10 mg/L dibuat melalui pengenceran bertingkat dari larutan induk Cu²⁺ 1000 mg/L. Terlebih dahulu disiapkan larutan perantara 100 mg/L dengan memipet 5 mL larutan induk 1000 mg/L ke dalam labu ukur 50 mL, kemudian diencerkan hingga tanda batas menggunakan akuades dan dihomogenkan. Selanjutnya, larutan standar 2; 4; 6; 8; 10 mg/L disiapkan dari larutan perantara 100 mg/L menggunakan persamaan pengenceran:

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$1000 \text{ mg/L} \times V_1 = 100 \text{ mg/L} \times 50$$

$$V_1 = 5 \text{ mL}$$

Perhitungan:

Untuk 2 mg/L

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$100 \text{ mg/L} \times V_1 = 2 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL}$$

$$V_1 = 1 \text{ mL}$$

Untuk 4 mg/L

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$100 \text{ mg/L} \times V_1 = 4 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL}$$

$$V_1 = 2 \text{ mL}$$

Untuk 6 mg/L

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$100 \text{ mg/L} \times V_1 = 6 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL}$$

$$V_1 = 3 \text{ mL}$$

Untuk 8 mg/L

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$100 \text{ mg/L} \times V_1 = 8 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL}$$

$$V_1 = 4 \text{ mL}$$

Untuk 10 mg/L

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$100 \text{ mg/L} \times V_1 = 10 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL}$$

$$V_1 = 5 \text{ mL}$$

C3. Pembuatan Kurva Kalibrasi Larutan Standar Cu²⁺ 2; 4; 6; 8; 10 mg/L

Tabel Data Absorbansi larutan standar Cu²⁺ berdasarkan hasil pengukuran AAS

Konsentrasi Larutan Standar Cu^{2+}	Absorbansi
0	-0.0005
2	0.1124
4	0.2431
6	0.386
8	0.5035
10	0.6314

C4. Pembuatan Larutan Standar Cu^{2+} 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L

Larutan standar Cu^{2+} 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L dibuat melalui pengenceran bertingkat dari larutan induk Cu^{2+} 1000 mg/L. Terlebih dahulu disiapkan larutan perantara 10 mg/L dengan memipet 5 mL larutan induk 1000 mg/L ke dalam labu ukur 100 mL, kemudian diencerkan hingga tanda batas menggunakan akuades dan dihomogenkan. Selanjutnya, larutan standar 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L disiapkan dari larutan perantara 100 mg/L menggunakan persamaan pengenceran:

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$1000 \text{ mg/L} \times V_1 = 10 \text{ mg/L} \times 100$$

$$V_1 = 1 \text{ mL}$$

Perhitungan:

Untuk 2 mg/L

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$10 \times V_1 = 0,2 \times 50$$

$$V_1 = 1 \text{ mL}$$

Untuk 4 mg/L

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$10 \times V_1 = 0,4 \times 50$$

$$V_1 = 2 \text{ mL}$$

Untuk 6 mg/L

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$10 \times V_1 = 0,6 \times 50$$

$$V_1 = 3 \text{ mL}$$

Untuk 8 mg/L

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$10 \times V_1 = 0,8 \times 50$$

$$V_1 = 4 \text{ mL}$$

Untuk 10 mg/L

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$10 \times V_1 = 1 \times 50$$

$$V_1 = 5 \text{ mL}$$

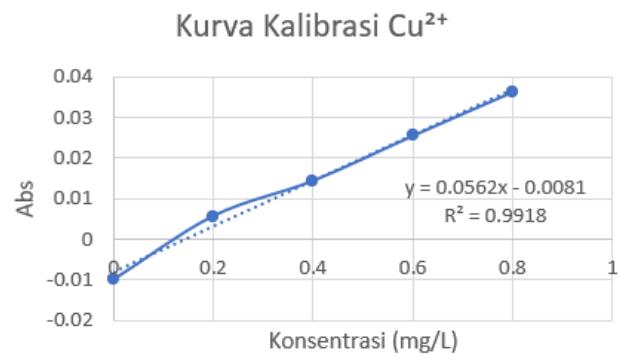
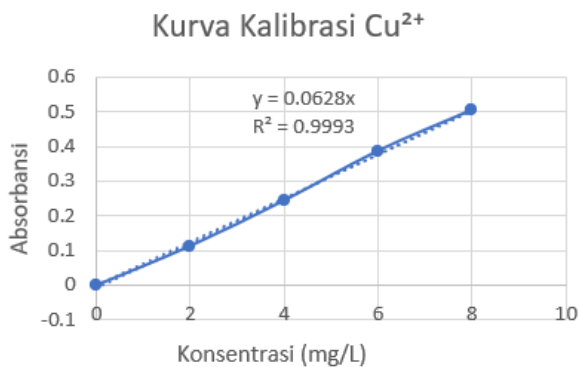
C5. Pembuatan Kurva Kalibrasi Larutan Standar Cu^{2+} 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L

Tabel Data Absorbansi larutan standar Cu^{2+} berdasarkan hasil pengukuran AAS

Konsentrasi Larutan Standar Cu^{2+}	Absorbansi
0	-0.01

0,2	0.0057
0,4	0.0144
0,6	0.0255
0,8	0.0363
1,0	0.0439

Berdasarkan tabel dibuat kurva kalibrasi antara konsentrasi larutan Cu^{2+} sebagai sumbu X dan absorbansi sebagai sumbu Y yang ditunjukkan pada gambar berikut.



C6. Pembuatan Larutan Stock Zn^{2+} 1000 mg/L

Ditimbang 4,4 g $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, kemudian dilarutkan dalam akuades dan dipindahkan ke dalam labu ukur 1000 mL. Larutan diencerkan hingga tanda batas dan dihomogenkan sehingga diperoleh larutan induk Cu^{2+} 1000 mg/L.

Perhitungan:

$$m \text{ Zn} = \frac{C \times V \times Mr \text{ ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}}{Ar \text{ Zn}}$$

$$m \text{ Zn} = \frac{1 \text{ g/L} \times 1\text{L} \times 287,54 \text{ g/mol}}{65,38 \text{ g/mol}}$$

$$m \text{ Zn} = 4,4 \text{ g}$$

C7. Pembuatan Larutan Standar Zn^{2+} 2; 4; 6; 8; 10 mg/L

Larutan standar Zn^{2+} 2; 4; 6; 8; 10 mg/L dibuat melalui pengenceran bertingkat dari larutan induk Zn^{2+} 1000 mg/L. Terlebih dahulu disiapkan larutan perantara 100 mg/L dengan memipet 5 mL larutan induk 1000 mg/L ke dalam labu ukur 50 mL, kemudian diencerkan hingga tanda batas menggunakan akuades dan dihomogenkan. Selanjutnya, larutan standar 2; 4; 6; 8; 10 mg/L disiapkan dari larutan perantara 100 mg/L menggunakan persamaan pengenceran:

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$1000 \text{ mg/L} \times V_1 = 100 \text{ mg/L} \times 50$$

$$V_1 = 5 \text{ mL}$$

Perhitungan:

Untuk 2 mg/L

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$100 \text{ mg/L} \times V_1 = 2 \text{ mg/L} \times 50\text{mL}$$

$$V_1 = 1 \text{ mL}$$

Untuk 4 mg/L

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$100 \text{ mg/L} \times V_1 = 4 \text{ mg/L} \times 50\text{mL}$$

$$V_1 = 2 \text{ mL}$$

Untuk 6 mg/L

$$\begin{aligned}M_1 \times V_1 &= M_2 \times V_2 \\100 \text{ mg/L} \times V_1 &= 6 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL} \\V_1 &= 3 \text{ mL}\end{aligned}$$

Untuk 8 mg/L

$$\begin{aligned}M_1 \times V_1 &= M_2 \times V_2 \\100 \text{ mg/L} \times V_1 &= 8 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL} \\V_1 &= 4 \text{ mL}\end{aligned}$$

Untuk 10 mg/L

$$\begin{aligned}M_1 \times V_1 &= M_2 \times V_2 \\100 \text{ mg/L} \times V_1 &= 10 \text{ mg/L} \times 50 \text{ mL} \\V_1 &= 5 \text{ mL}\end{aligned}$$

C8. Pembuatan Kurva Kalibrasi Larutan Standar Zn^{2+} 2; 4; 6; 8; 10 mg/L

Tabel Data Absorbansi larutan standar Zn^{2+} berdasarkan hasil pengukuran AAS

Konsentrasi Larutan Standar Zn^{2+}	Absorbansi
0	-0.0006
2	0.0846
4	0.2359
6	0.3753
8	0.4927
10	0.6113

C9. Pembuatan Larutan Standar Zn^{2+} 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L

Larutan standar Zn^{2+} 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L dibuat melalui pengenceran bertingkat dari larutan induk Zn^{2+} 1000 mg/L. Terlebih dahulu disiapkan larutan perantara 10 mg/L dengan memipet 5 mL larutan induk 1000 mg/L ke dalam labu ukur 100 mL, kemudian diencerkan hingga tanda batas menggunakan akuades dan dihomogenkan. Selanjutnya, larutan standar 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L disiapkan dari larutan perantara 100 mg/L menggunakan persamaan pengenceran:

$$\begin{aligned}M_1 \times V_1 &= M_2 \times V_2 \\1000 \text{ mg/L} \times V_1 &= 10 \text{ mg/L} \times 100 \\V_1 &= 1 \text{ mL}\end{aligned}$$

Perhitungan:

Untuk 2 mg/L

$$\begin{aligned}C_1 V_1 &= C_2 V_2 \\10 \times V_1 &= 0,2 \times 50 \\V_1 &= 1 \text{ mL}\end{aligned}$$

Untuk 4 mg/L

$$\begin{aligned}C_1 V_1 &= C_2 V_2 \\10 \times V_1 &= 0,4 \times 50 \\V_1 &= 2 \text{ mL}\end{aligned}$$

Untuk 6 mg/L

$$\begin{aligned}C_1 V_1 &= C_2 V_2 \\10 \times V_1 &= 0,6 \times 50 \\V_1 &= 3 \text{ mL}\end{aligned}$$

Untuk 8 mg/L

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$10 \times V_1 = 0,8 \times 50$$

$$V_1 = 4 \text{ mL}$$

Untuk 10 mg/L

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$10 \times V_1 = 1 \times 50$$

$$V_1 = 5 \text{ mL}$$

C10. Pembuatan Kurva Kalibrasi Larutan Standar Zn^{2+} 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/L

Tabel Data Absorbansi larutan standar Zn^{2+} berdasarkan hasil pengukuran AAS

Konsentrasi Larutan Standar Zn^{2+}	Absorbansi
0	-0.0026
0,2	0.0248
0,4	0.055
0,6	0.08
0,8	0.1039
1,0	0.128

Berdasarkan tabel dibuat kurva kalibrasi antara konsentrasi larutan Zn^{2+} sebagai sumbu X dan absorbansi sebagai sumbu Y yang ditunjukkan pada gambar



LAMPIRAN D

Data Hasil Adsorpsi

D1. Kinetika Adsorpsi Logam Cu

Perhitungan Efisiensi Kadar Cu^{2+} pada Limbah

$$\% \text{Removal} = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100\%$$

Perhitungan Kapasitas Adsorpsi

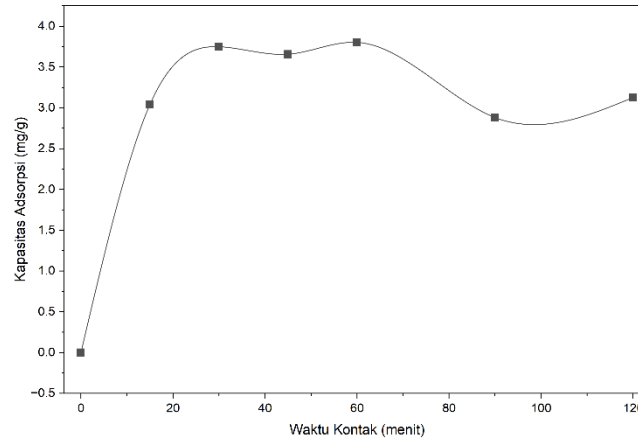
$$q_e = \frac{(C_o - C_e) \times V}{m}$$

Data Hasil Kinetika Logam Cu^{2+}

Menit (t)	C_o	C_e	qt
15	51,55	39,67	2,97
30	51,55	36,55	3,75
45	51,55	36,92	3,65
60	51,55	36,33	3,80

90	51,55	40,02	2,88
120	51,55	39,04	3,12

Berdasarkan data percobaan pada tabel dibuat kurva kapasitas adsorpsi logam Cu^{2+} terhadap waktu kontak sebagai berikut.



Model Pseudo Orde Satu

Persamaan:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$$

Model Pseudo Orde Dua

Persamaan:

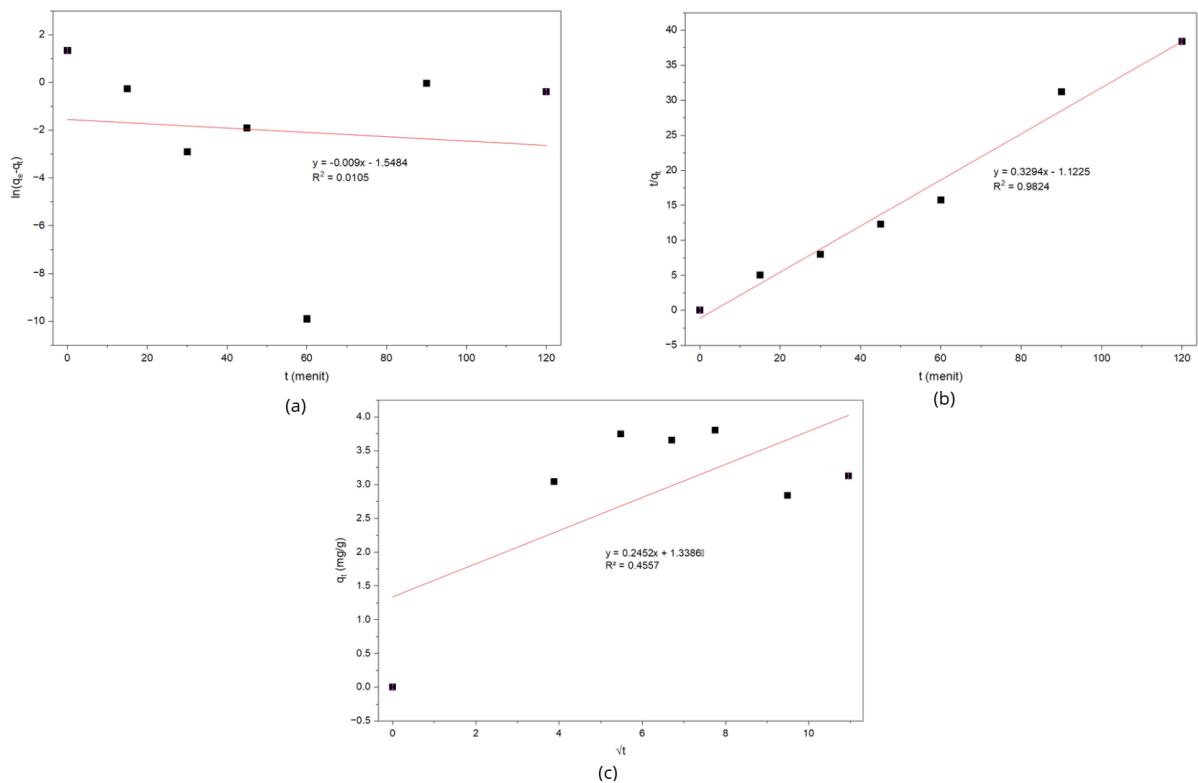
$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$$

Model Difusi Intra Partikel

Persamaan:

$$q_t = k_i t^{1/2} + C$$

Model kinetika pada adsorpsi logam Cu^{2+} di plot sesuai persamaan dan ditunjukkan pada gambar berikut.

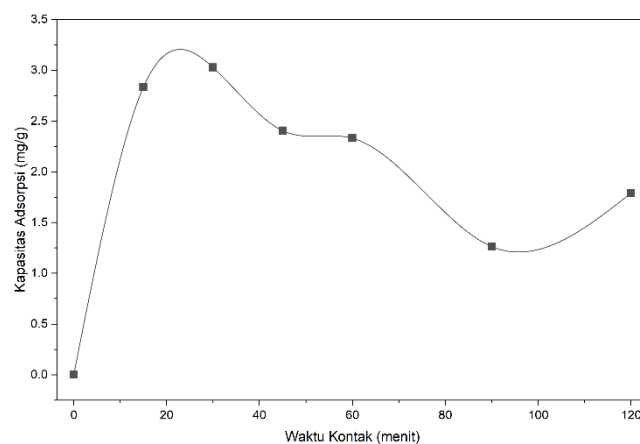


D2. Kinetika Adsorpsi Logam Zn^{2+}

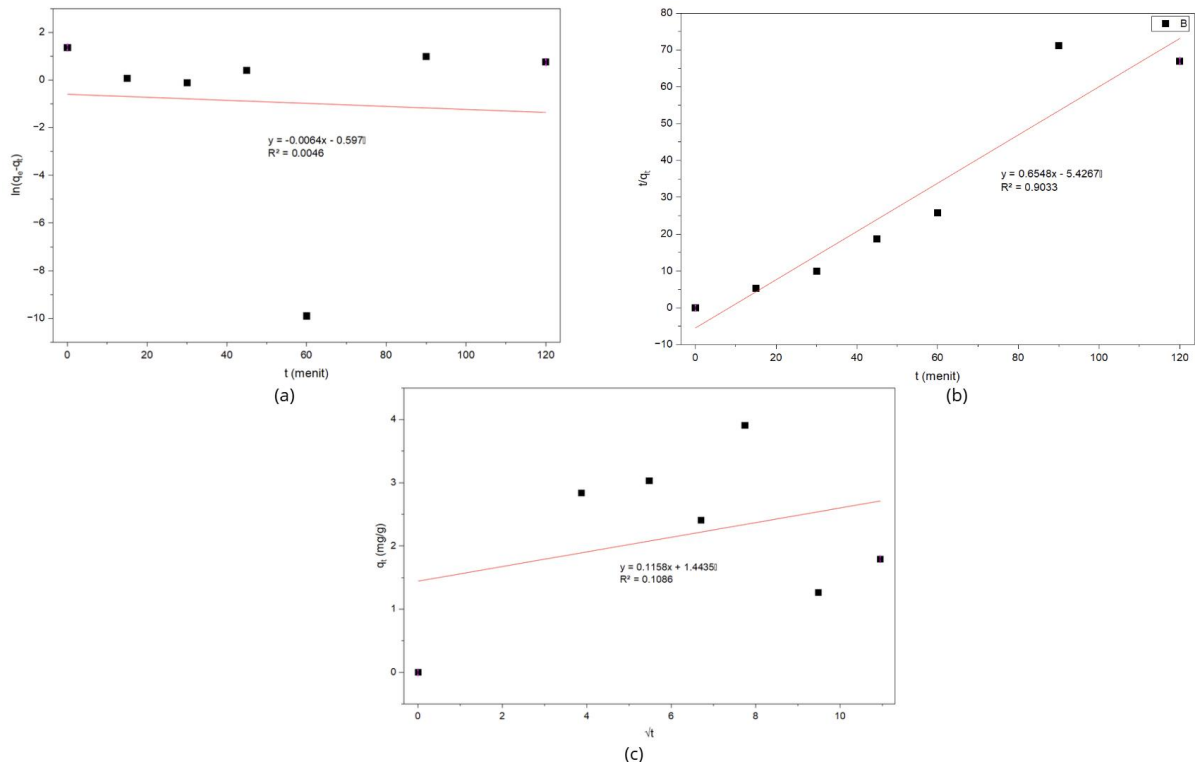
Data Hasil Kinetika Logam Zn^{2+}

Menit (t)	Co	Ce	qt
15	51,55	39,67	2,83
30	51,55	36,55	3,02
45	51,55	36,92	2,40
60	51,55	36,33	2,33
90	51,55	40,02	1,26
120	51,55	39,04	1,79

Berdasarkan data percobaan pada tabel dibuat kurva kapasitas adsorpsi logam Zn^{2+} terhadap waktu kontak sebagai berikut.



Model kinetika pada adsorpsi logam Zn^{2+} di plot sesuai persamaan dan ditunjukkan pada gambar berikut.

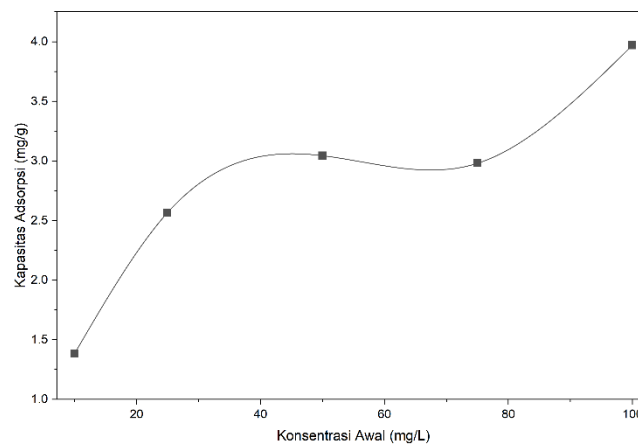


D3. Isoterm Adsorpsi Logam Cu^{2+}

Data Hasil Isoterm Logam Cu^{2+}

Co	Ce	qe	Ce/qe
13,38	7,85	1,38	5,67
25,54	15,28	2,56	5,95
51,55	39,37	3,04	12,92
76,23	64,31	2,98	21,58
101,81	85,93	3,97	21,64

Berdasarkan data percobaan pada tabel dibuat kurva kapasitas adsorpsi logam Zn^{2+} terhadap konsentrasi awal logam sebagai berikut.



Model Langmuir
Persamaan:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{max}K_L} + \frac{C_e}{q_{max}}$$

Model Freundlich

Persamaan:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e$$

Model Dubinin-Radushkevich (D-R)

Persamaan:

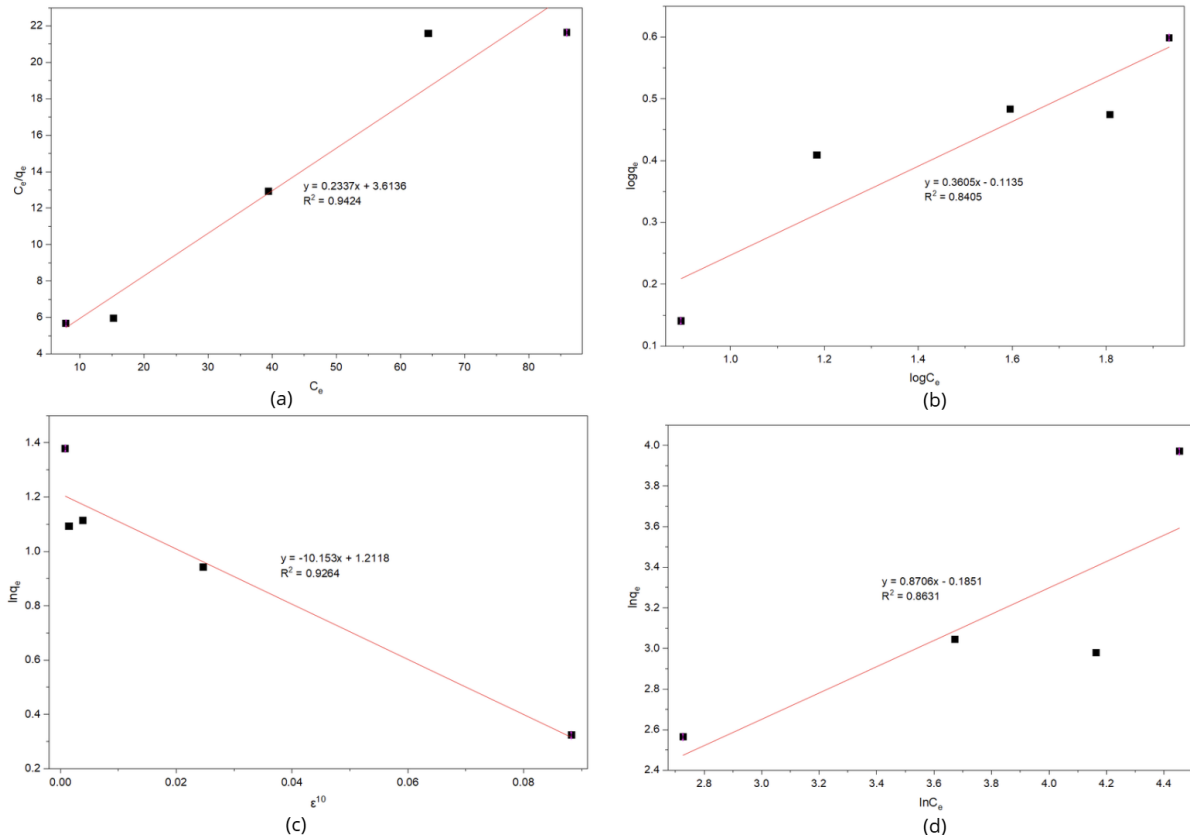
$$\ln q_e = \ln q_m - \beta \varepsilon^2$$

Model Temkin

Persamaan:

$$q_e = B \ln C_e + B \ln A_T$$

Model isoterm pada adsorpsi logam Cu^{2+} di plot sesuai persamaan dan ditunjukkan pada gambar berikut.

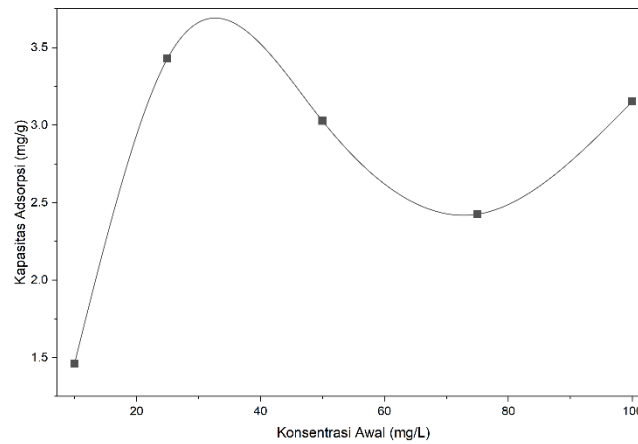


D3. Isoterm Adsorpsi Logam Zn^{2+}

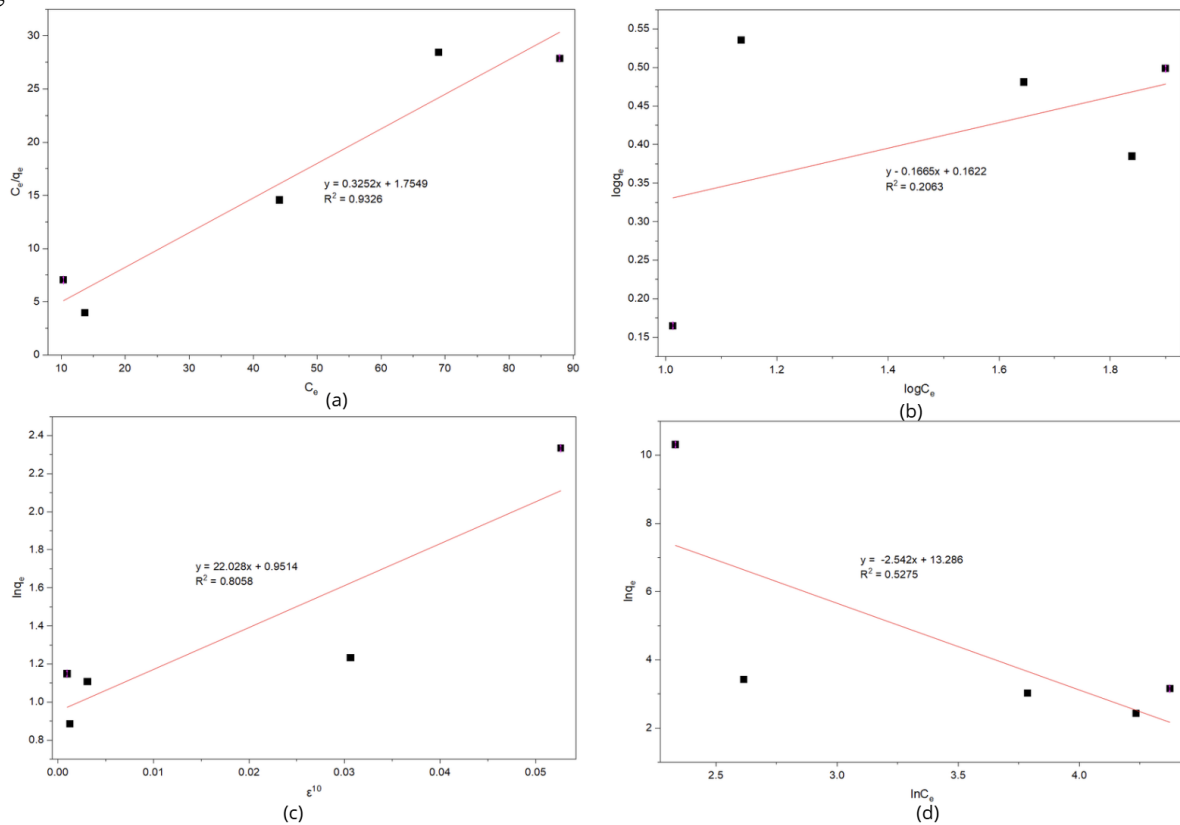
Data Hasil Isoterm Logam Zn^{2+}

Co	Ce	qe	Ce/qe
16,15	10,30	1,46	7,05
27,38	13,66	3,43	3,98
56,19	44,08	3,02	14,56
78,69	68,99	2,42	28,44
100,51	87,90	3,15	27,884

Berdasarkan data percobaan pada tabel dibuat kurva kapasitas adsorpsi logam C^{2+} terhadap konsentrasi awal logam sebagai berikut.



Model kinetika pada adsorpsi logam Zn^{2+} di plot sesuai persamaan dan ditunjukkan pada gambar berikut.



LAMPIRAN D

Matrix BBD

D.1 Data Hasil Run BBD dari Software Jupyter Logam Cu²⁺

Run	Dosis adsorben	Konsentrasi	Waktu Kontak	% Removal
1	10	3	40	92,13
2	10	9	40	42,97
3	30	3	40	86,5
4	30	9	40	73,92
5	10	6	20	60,7
6	10	6	60	77,47
7	30	6	20	80,45
8	30	6	60	82,13
9	20	3	20	81,84
10	20	3	60	86,38
11	20	9	20	69,96
12	20	9	60	70,21
13	20	6	40	61,48
14	20	6	40	60,88
15	20	6	40	60,70

D.2 Data Mentah Adsorpsi BBD

No	Dosis (mg)	Konsentrasi (ppm)	Waktu (menit)	Co (ppm)	Ce (ppm)	% removal	qe (mg/g)
1	10	3	40	3.46	0.272	92.13873	7.22
2	10	9	40	10.71	6.107	42.97852	11.5075
3	30	3	40	6.8	0.918	86.5	4.901667
4	30	9	40	10.71	2.793	73.92157	6.5975
5	10	6	20	6.8	2.672	60.70588	10.32
6	10	6	60	6.8	1.532	77.47059	13.17
7	30	6	20	6.8	1.329	80.45588	4.559167
8	30	6	60	6.8	1.215	82.13235	4.654167
9	20	3	20	3.46	0.628	81.84971	3.54
10	20	3	60	3.46	0.471	86.38728	3.73625
11	20	9	20	10.71	3.217	69.96265	9.36625
12	20	9	60	10.71	3.19	70.21475	9.4
13	20	6	40	6.8	2.619	61.48529	5.22625
14	20	6	40	6.8	2.66	60.88235	5.175
15	20	6	40	6.8	2.672	60.70588	5.16

D.3 Data Hasil Run BBD dari Software Jupyter Logam Zn^{2+}

Run	Dosis adsorben	Konsentrasi	Waktu Kontak	% Removal
1	10	3	40	92,93
2	10	9	40	42,53
3	30	3	40	82,95
4	30	9	40	67,29
5	10	6	20	61,39
6	10	6	60	66,14
7	30	6	20	71,83
8	30	6	60	66,66
9	20	3	20	73,02
10	20	3	60	80,58
11	20	9	20	61,92
12	20	9	60	63,42
13	20	6	40	62,06
14	20	6	40	63,12
15	20	6	40	62,67

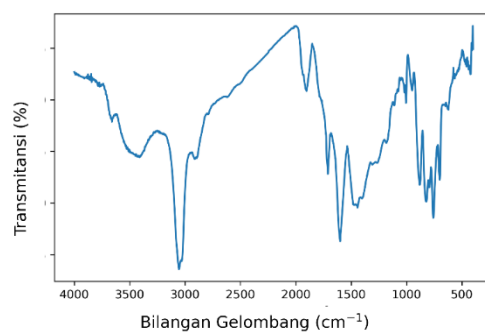
D4. Data Mentah Adsorpsi BBD

No	Dosis (mg)	Konsentrasi (ppm)	Waktu (menit)	Co (ppm)	Ce (ppm)	% removal	qe (mg/g)
1	10	3	40	4.3	0.304	92.93023	9.99
2	10	9	40	10.69	6.143	42.53508	11.3675
3	30	3	40	4.3	0.733	82.95349	2.9725
4	30	9	40	10.69	3.496	67.29654	5.995
5	10	6	20	6.59	2.544	61.39605	10.115
6	10	6	60	6.59	2.231	66.14568	10.8975
7	30	6	20	6.59	1.856	71.83612	3.945
8	30	6	60	6.59	2.197	66.66161	3.660833
9	20	3	20	4.3	1.16	73.02326	3.925
10	20	3	60	4.3	0.835	80.5814	4.33125
11	20	9	20	10.69	4.07	61.92703	8.275
12	20	9	60	10.69	3.91	63.42376	8.475
13	20	6	40	6.59	2.5	62.06373	5.1125
14	20	6	40	6.59	2.43	63.12595	5.2
15	20	6	40	6.59	2.46	62.67071	5.1625

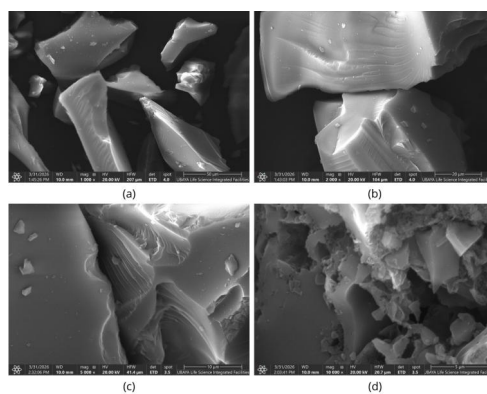
LAMPIRAN E

Hasil Karakterisasi

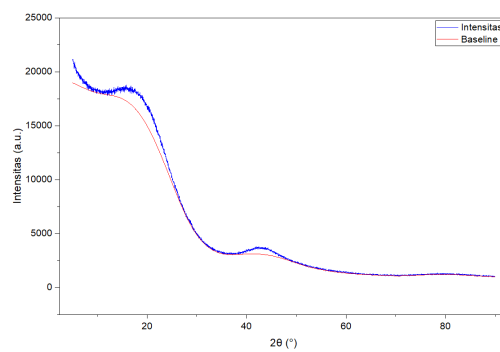
E.1 Hasil Karakterisasi FTIR



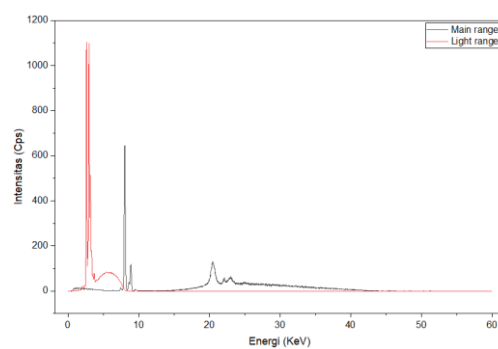
E.2 Hasil Karakterisasi SEM



E.3 Hasil Karakterisasi XRD



E.4 Hasil Pengukuran XRF



LAMPIRAN E

Dokumentasi

		
Plastik PET	Plastik PET setelah karbonisasi	Aktivasi karbon dengan larutan KOH 4 M
		
Karbon aktif setelah aktivasi dan pengeringan	Larutan limbah pemurnian emas	Pembuatan larutan standar Cu dan Zn

BIODATA PENULIS



Penulis bernama lengkap Shafa Barani yang dilahirkan di Magetan, 1 Maret 2004, merupakan anak pertama dari 3 bersaudara. Penulis telah menempuh pendidikan formal yaitu di TK Dharma Wanita Magetan, SDN Bangsri 2 Magetan, SMPN 1 Magetan, dan SMAN 1 Magetan. Setelah lulus dari SMA, tahun 2022 Penulis melanjutkan ke program studi Sains Analitik dan Instrumentasi Kimia ITS. Penulis mengambil bidang penelitian kimia analitik di bawah bimbingan Ibu Prof. Yatim Lailun Ni'mah, S.Si., M.Si. dan Prof. Suprpto, S.Si., M.Si., Ph.D. Penulis aktif di beberapa kegiatan yang diselenggarakan oleh Departemen Kimia dan Himpunan Mahasiswa Kimia ITS, serta sebagai Asisten Praktikum Spektrometri. Penulis dapat dihubungi melalui surat elektronik (email) dengan alamat shafabarani@gmail.com.