

## BAB IV

### HASIL DAN PEMBAHASAN

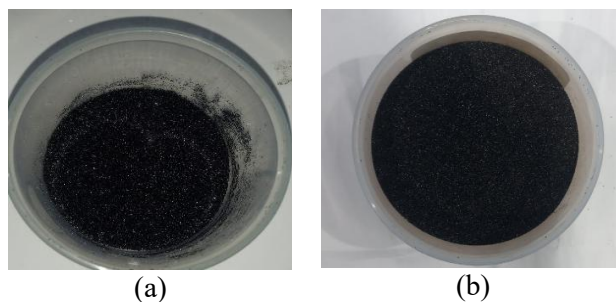
#### 4.1 Umum

Bab ini memaparkan hasil penelitian yang telah dilaksanakan serta analisis terhadap data yang diperoleh. Proses adsorpsi dilakukan menggunakan sistem *batch*, dengan masing-masing percobaan diulang sebanyak tiga kali (triplo) untuk memastikan konsistensi data. Adsorben yang digunakan berupa karbon aktif berbasis limbah plastik PET, baik yang telah diaktivasi menggunakan larutan HCl maupun yang tidak diaktivasi, dengan fokus pada variasi pH dalam larutan sintetik yang mengandung ion Mn. Data yang dikumpulkan mencakup efektivitas adsorpsi pada berbagai kondisi pH dengan kedua jenis adsorben tersebut. Selain itu, karakterisasi adsorben dilakukan melalui analisis morfologi permukaan menggunakan *Scanning Electron Microscopy* (SEM), analisis unsur kimia dengan *Energy Dispersive X-Ray* (EDX), serta identifikasi gugus fungsi aktif melalui *Fourier Transform Infrared* (FTIR). Pengolahan data juga mencakup analisis statistik seperti uji deskriptif, uji normalitas, uji ANOVA satu arah (*One-Way ANOVA*), uji-t, serta analisis korelasi. Di samping itu, pendekatan model isoterm dan kinetika adsorpsi diterapkan untuk menentukan kesesuaian proses adsorpsi yang terjadi.

#### 4.2 Hasil Pembuatan Karbon Aktif PET dan *Char* PET

Dalam percobaan ini, material karbon aktif yang digunakan berasal dari limbah plastik jenis *Polyethylene Terephthalate* (PET), yang umumnya dijumpai pada kemasan minuman seperti botol plastik sekali pakai. Tahapan awal dalam proses konversi limbah PET menjadi karbon aktif dimulai dengan karbonisasi, yang dilakukan pada suhu 400°C selama dua jam. Karbonisasi berfungsi untuk menghilangkan komponen yang tidak diinginkan dalam struktur karbon, seperti kandungan air, oksigen, hidrogen, serta senyawa volatil lainnya (Ruhayyah, 2022).

Proses ini menghasilkan karbon padat dengan karakteristik fisik yang keras dan tampak berkilau. Perbandingan hasil karbon aktif PET dengan *char* PET dapat dilihat pada **Gambar 4.1**.

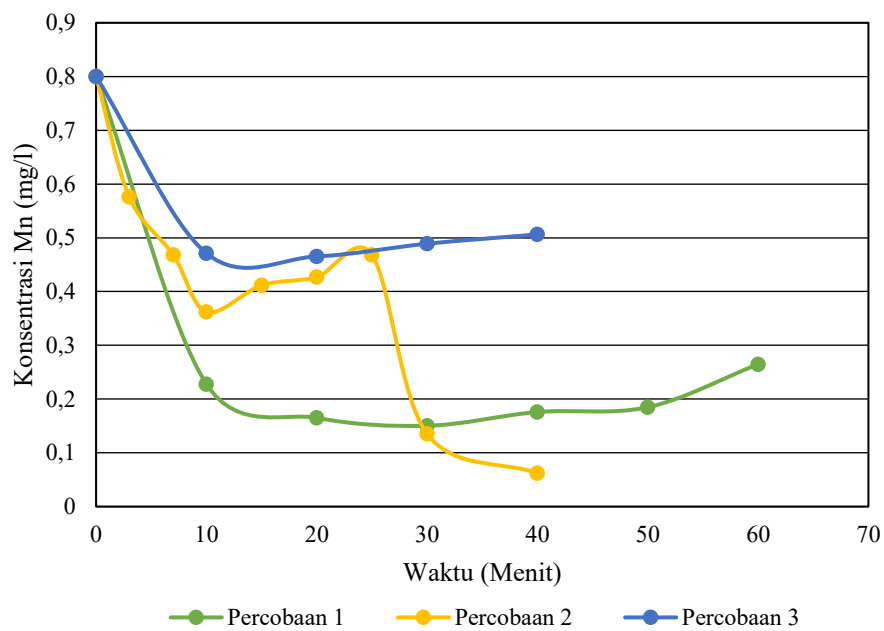


**Gambar 4. 1 Perbandingan *Char* PET dengan Karbon Aktif, (a) *Char* PET, dan (b) Karbon Aktif PET**

Pada **Gambar (a)** terlihat *char* PET sebelum proses aktivasi, sedangkan pada **Gambar (b)** ditunjukkan karbon aktif PET hasil aktivasi. Secara visual, keduanya memiliki perbedaan yang cukup jelas. Karbon aktif PET **Gambar (b)** tampak berwarna hitam pekat dengan permukaan kasar dan berpori, sedangkan *char* PET **Gambar (a)** terlihat lebih mengkilap dengan struktur padat dan minim pori. Perbedaan visual ini disebabkan oleh proses aktivasi menggunakan HCl yang mampu membuka pori-pori serta menghilangkan sifat mengkilap pada *char*, sehingga menghasilkan karbon aktif dengan luas permukaan lebih besar untuk proses adsorpsi.

#### **4.3 Percobaan Pendahuluan**

Percobaan pendahuluan dilaksanakan untuk menentukan waktu kontak optimum yang nantinya digunakan sebagai parameter tetap dalam proses adsorpsi. Tahapan ini menggunakan adsorben karbon aktif berbasis PET, dengan kondisi larutan adsorbat pada pH 6, konsentrasi awal ion Mn sebesar 0,8 mg/L, ukuran partikel adsorben 100 mesh, dan dosis sebesar 3 g/L. Proses dilakukan dalam dua tahap. Pada tahap pertama, variasi waktu kontak yang diuji meliputi 3, 7, 10, 15, 20, 25, 30, dan 40. Namun, hasil percobaan belum menunjukkan kondisi optimum, sehingga dilakukan tahap kedua dengan interval waktu kontak yang lebih spesifik, yaitu 10, 20, 30, dan 40 menit. Penentuan waktu kontak optimum didasarkan pada titik saat konsentrasi akhir larutan tidak mengalami penurunan signifikan lagi, yang menandakan tercapainya kondisi jenuh. Hasil pengukuran konsentrasi akhir terhadap variasi waktu disajikan pada **Gambar 4. 2**.



**Gambar 4. 2 Penurunan Konsentrasi Mn Terhadap Waktu**

Hubungan antara waktu kontak dan konsentrasi larutan artifisial Mn dapat dilihat pada **Gambar 4. 2** dengan konsentrasi awal 0,8 mg/L. Pada percobaan tahap pertama, terjadi penurunan konsentrasi yang sangat tajam hingga menit ke-10, kemudian perubahan relatif kecil hingga mendekati keadaan setimbang pada menit ke-40. Untuk memperjelas dinamika penurunan cepat di awal, dilakukan percobaan tahap kedua dengan interval waktu lebih rapat (3, 7, 10, 15, 20, 25, 30, dan 40 menit). Hasilnya menunjukkan bahwa penurunan konsentrasi berlanjut hingga menit ke-40, yang menandai tercapainya waktu kontak kesetimbangan (*equilibrium contact time*). Selanjutnya, percobaan tahap ketiga sebagai pengulangan memperkuat hasil bahwa konsentrasi Mn tidak lagi mengalami perubahan signifikan setelah menit ke-40. Pada seluruh percobaan, kurva konsentrasi menunjukkan kecenderungan mendatar (plateau) setelah menit ke-40 tanpa adanya fluktuasi tajam, sehingga pada titik inilah laju adsorpsi dan desorpsi dianggap telah seimbang, yang menandakan kondisi kesetimbangan telah tercapai. Dengan demikian, waktu kontak optimum adsorpsi ditetapkan pada menit ke-40, yang merepresentasikan tercapainya kondisi kesetimbangan adsorpsi.

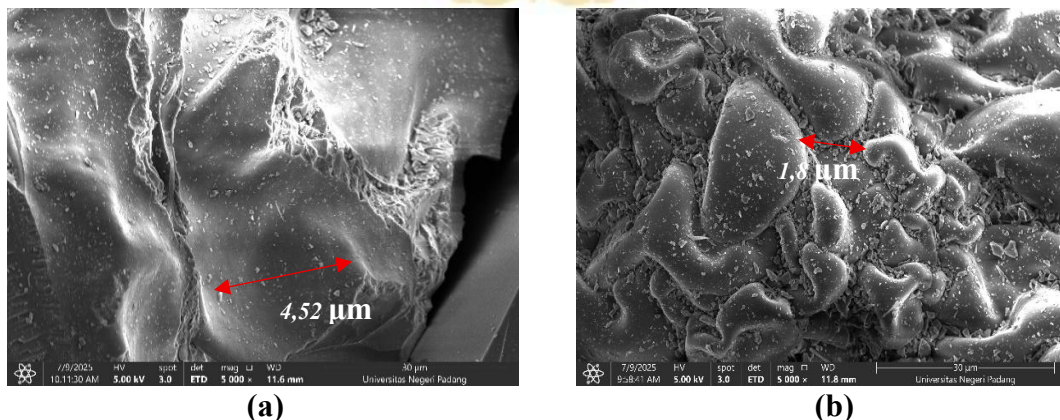


#### 4.4 Karakteristik Adsorben

Analisis karakteristik fisik dan kimia dari adsorben karbon aktif berbasis limbah plastik PET, baik yang telah melalui proses aktivasi menggunakan HCl maupun yang belum, penting dilakukan guna memahami kinerja serta mekanisme adsorpsi yang terjadi. Dua pendekatan utama yang digunakan dalam karakterisasi ini meliputi pengamatan morfologi permukaan melalui *Scanning Electron Microscopy* yang dikombinasikan dengan *Energy Dispersive X-ray* (SEM-EDX), serta identifikasi gugus fungsi aktif permukaan adsorben menggunakan *Fourier Transform Infrared Spectroscopy* (FTIR). Sampel adsorben yang dianalisis terdiri dari *char* PET sebelum aktivasi, sesudah aktivasi, dan setelah diaplikasikan dalam proses adsorpsi terhadap air tanah asli.

##### 4.4.1 SEM-EDX

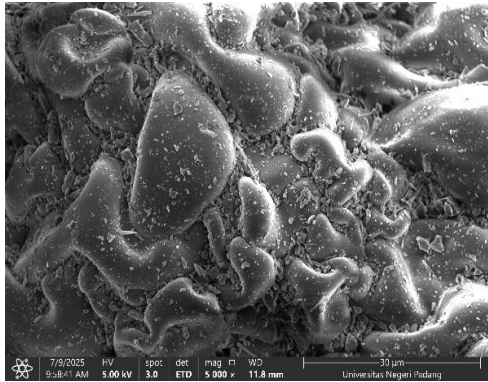
Analisis *Scanning Electron Microscopy – Energy Dispersive X-ray Spectroscopy* (SEM-EDX) digunakan untuk mengamati morfologi permukaan, topografi, serta komposisi unsur kimia pada adsorben berbasis sampah plastik Polyethylene Terephthalate (PET). Analisis ini bertujuan untuk mengetahui perubahan struktur fisik dan komposisi kimia adsorben sebelum dan sesudah proses aktivasi serta setelah digunakan dalam proses adsorpsi ion Mn. Karakterisasi dilakukan di Laboratorium Sentral Universitas Andalas, menggunakan variasi pembesaran sebesar 20.000 dan 5.000 kali. Adsorben yang diuji yaitu, *Char* PET Sebelum Adsorpsi, karbon aktif PET Sebelum Adsorpsi, karbon aktif PET setelah adsorpsi ion Mn dari larutan sintetik Mn dan, Karbon aktif PET setelah adsorpsi Mn dari air tanah asli. Hasil analisis SEM dapat dilihat pada **Gambar 4. 3** dan **Gambar 4. 4**.



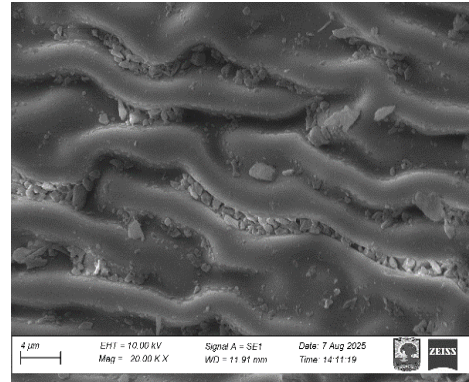
**Gambar 4. 3** Perbandingan Hasil SEM Sebelum Adsorpsi (a) *Char* PET (Perbesaran 5000 x), (b) Karbon Aktif PET (Perbesaran 5000 x)

**Gambar 4. 3** menunjukkan adanya perbedaan mencolok dalam struktur morfologi antara *char* PET dan karbon aktif PET. Pada **Gambar 4. 3 (a)**, *char* PET memiliki permukaan yang cenderung padat, minim pori, dan distribusi partikel yang tidak merata. Namun, setelah melalui proses aktivasi kimia menggunakan larutan HCl, seperti terlihat pada **Gambar 4. 3 (b)**, morfologi permukaan karbon aktif PET mengalami perubahan yang signifikan, ditandai dengan munculnya struktur berpori yang lebih berkembang, retakan halus, serta peningkatan luas permukaan. Perubahan ini mengindikasikan bahwa aktivasi kimia berhasil membuka pori-pori mikro dan memperbaiki tekstur permukaan adsorben, yang secara langsung berdampak positif terhadap kapasitas adsorpsi ion logam pada tahap selanjutnya.

Selain itu, perbandingan ukuran pori pada kedua gambar menunjukkan karakteristik yang semakin mendukung efektivitas adsorpsi. Pada *char* PET, pori yang tampak hanya sedikit dan berukuran relatif besar, seperti diameter sekitar 4,52  $\mu\text{m}$ , sehingga luas permukaannya masih terbatas. Sebaliknya, pada karbon aktif PET yang telah diaktivasi, pori-pori yang muncul jauh lebih kecil namun jumlahnya lebih banyak, dengan diameter sekitar 1,8  $\mu\text{m}$ . Kondisi ini secara teoritis menghasilkan luas permukaan spesifik yang jauh lebih besar karena banyaknya pori mikro yang terbuka, sehingga memperluas area kontak antara adsorben dan ion  $\text{Mn}^{2+}$ . Penentuan diameter pori pada citra SEM dilakukan berdasarkan skala pembesaran 5000 $\times$ , di mana ukuran aktual dihitung dari panjang garis pengukuran pada gambar dibagi faktor pembesaran, sehingga memberikan estimasi dimensi pori yang terlihat. Jumlah pori yang lebih banyak dan ukuran pori yang lebih kecil inilah yang menjelaskan peningkatan signifikan pada kinerja adsorpsi karbon aktif PET dibandingkan *char* PET.



(a)



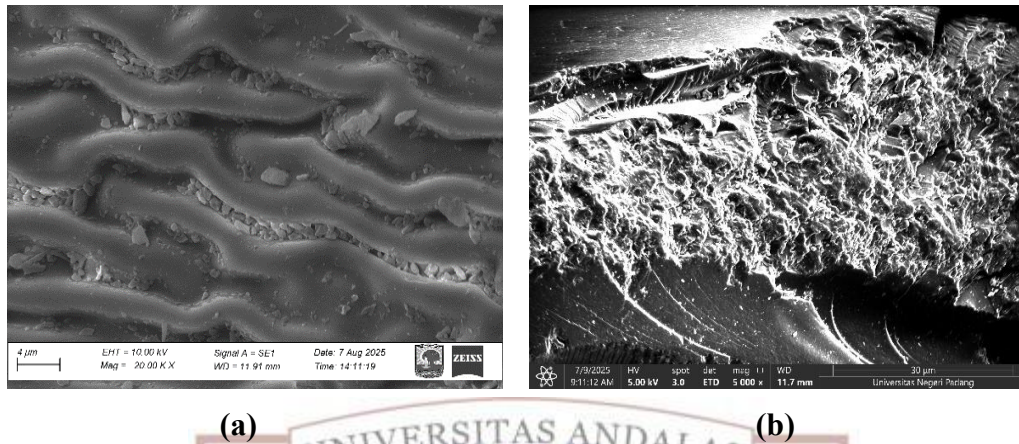
(b)

**Gambar 4. 4 Hasil SEM Karbon Aktif PET (a) Sebelum Adsorpsi (Perbesaran 5000x) , (b) Setelah Adsorpsi (Perbesaran 20.000x)**

**Gambar 4. 4** menunjukkan morfologi permukaan karbon aktif PET sebelum dan setelah proses adsorpsi. Permukaan karbon aktif sebelum adsorpsi **Gambar 4. 4 (a)** tampak memiliki struktur yang berpori dengan celah dan rongga yang masih terbuka, menandakan bahwa situs aktif adsorben tersedia secara luas untuk berinteraksi dengan ion logam. Struktur berpori tersebut merupakan hasil dari proses aktivasi kimia yang mampu memperbesar luas permukaan serta membentuk gugus fungsional oksigen pada permukaan karbon. Setelah proses adsorpsi **Gambar 4. 4 (b)**, permukaan karbon aktif terlihat lebih halus dan sebagian pori tertutup, yang mengindikasikan adanya penumpukan partikel dan terjadinya penjerapan ion  $Mn(II)$  pada permukaan maupun di dalam pori-pori adsorben. Fenomena ini sesuai dengan teori adsorpsi fisik dan kimia, di mana interaksi elektrostatis serta ikatan koordinasi antara gugus fungsional karbon dengan ion logam menyebabkan perubahan morfologi permukaan. Dengan demikian, perbedaan morfologi sebelum dan sesudah adsorpsi membuktikan bahwa proses penjerapan telah berlangsung secara efektif pada karbon aktif PET. Selain itu, perbedaan perbesaran antara kedua citra SEM, yaitu 5000x sebelum adsorpsi dan 20.000x setelah adsorpsi, dilakukan karena pada perbesaran 5000x detail perubahan permukaan setelah proses adsorpsi belum terlihat jelas. Oleh karena itu, digunakan perbesaran 20.000x agar struktur mikro dan penutupan pori akibat penjerapan ion logam dapat diamati dengan lebih detail. Dengan demikian, perbedaan morfologi sebelum dan sesudah adsorpsi yang disertai variasi tingkat perbesaran



membuktikan bahwa proses penjerapan telah berlangsung secara efektif pada karbon aktif PET.



**Gambar 4. 5 Hasil SEM Karbon Aktif PET Setelah Adsorpsi Menggunakan Adsorbat (a) Larutan Artifisial Mn (Perbesaran 20.000x), (b) Air Tanah Asli (Perbedaan 5.000x)**

**Gambar 4. 5** menunjukkan perbedaan morfologi permukaan karbon aktif PET setelah proses adsorpsi menggunakan dua jenis adsorbat, yaitu larutan artifisial Mn dan air tanah asli. Pada sampel dengan larutan artifisial Mn **Gambar 4. 5 (a)**, permukaan karbon aktif tampak lebih teratur dengan struktur pori yang terbuka dan bersih, menandakan bahwa ion  $Mn(II)$  berhasil teradsorpsi secara efektif tanpa adanya gangguan dari ion lain. Sebaliknya, pada sampel yang berasal dari air tanah asli **Gambar 4. 5 (b)**, permukaan karbon aktif tampak tertutupi oleh endapan dan partikel asing yang tidak beraturan, menunjukkan terjadinya *fouling* akibat kompetisi antara ion  $Mn^{2+}$  dengan ion lain seperti  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ , serta senyawa organik yang umum terdapat dalam air alami. Kondisi ini mengindikasikan bahwa proses adsorpsi Mn pada air tanah berlangsung kurang efisien dibandingkan dengan larutan artifisial, karena akses ion Mn ke situs aktif adsorben menjadi terbatas. Temuan ini konsisten dengan hasil penelitian Hidayah dkk. (2019) yang melaporkan bahwa keberadaan ion pengganggu dalam matriks air alami dapat menurunkan kapasitas adsorpsi karbon aktif melalui penutupan pori dan penurunan afinitas permukaan terhadap ion target. Selain itu, perbedaan perbesaran antara kedua citra SEM, yaitu 20.000x pada larutan artifisial dan 5.000x pada air tanah, dilakukan untuk menyesuaikan tingkat kejernihan morfologi yang diamati. Perbesaran tinggi (20.000x) digunakan untuk menampilkan detail mikrostruktur dan keberadaan ion teradsorpsi pada permukaan yang relatif bersih, sedangkan

perbesaran lebih rendah (5.000x) dipilih karena pada sampel air tanah permukaannya cenderung tertutup endapan sehingga pada perbesaran tinggi detail permukaan sulit terlihat jelas. Hasil analisis EDX memperkuat temuan morfologis sebelumnya dengan menampilkan peningkatan intensitas unsur Mn pada permukaan adsorben setelah proses adsorpsi berlangsung. Unsur dominan seperti karbon (C) dan oksigen (O) masih mendominasi spektrum, namun muncul pula sinyal tambahan dari unsur Mangan (Mn) pada permukaan adsorben yang telah digunakan. Keberadaan unsur Mn ini mengindikasikan bahwa proses adsorpsi telah berhasil, di mana ion Mn terikat pada permukaan karbon aktif berbahan PET. Temuan ini konsisten dengan hasil studi oleh Hendrasarie dan Prihantini (2020), yang mengungkapkan bahwa aktivasi kimia pada limbah plastik PET dapat meningkatkan jumlah gugus fungsional aktif dan memperluas struktur pori, sehingga memperkuat interaksi dengan ion logam berat seperti Fe dan Mn. Selaras dengan hal tersebut, Zhang et al. (2020) juga menyatakan bahwa pemanfaatan SEM-EDX mampu mengonfirmasi keberhasilan adsorpsi melalui pendeteksian langsung unsur target pada permukaan adsorben. Rincian data hasil EDX disajikan dalam Tabel 4.1.

**Tabel 4. 1 Hasil Analisis Material Sebelum dan Setelah Adsorpsi**

Material	Kandungan Unsur Kimia Adsorben (%)								
	C	O	Na	S	Cl	Fe	Mn	Cr	Cu
Char PET Sebelum Adsorpsi	72,05	24,32	0,18	3,21	-	-	-	-	-
Karbon Aktif PET Sebelum Adsorpsi	73,73	24,27	0,08	1,54	-	-	-	-	-
Karbon Aktif PET Setelah Adsorpsi Pada Larutan Yang Mengandung Mn	83,43	15,47	0,47	-	-	-	0,63	-	-
Karbon Aktif PET Setelah Adsorpsi Pada Air Tanah Asli	82,31	11,65	0,31	0,12	-	1,51	1,10	2,52	0,42

Sebelum proses adsorpsi dilakukan, komposisi utama permukaan adsorben didominasi oleh karbon (C) sebesar 72,05% dan oksigen (O) sebesar 24,32%, yang merepresentasikan karakteristik khas dari material karbon. Temuan ini sejalan dengan Zhang et al. (2020) yang melaporkan bahwa material karbon aktif umumnya memiliki dominasi unsur C dan O sebagai penanda keberadaan kerangka karbon serta gugus fungsional beroksigen seperti hidroksil dan karboksil pada permukaannya. Setelah melalui aktivasi menggunakan larutan HCl, kandungan



sulfur (S) mengalami penurunan dari 3,21% menjadi 1,54%, yang dapat diasosiasikan dengan penghilangan senyawa volatil atau pembersihan permukaan aktif oleh agen aktivator. Hal ini juga konsisten dengan hasil Zhang et al. (2020) yang menunjukkan bahwa proses aktivasi asam mampu menghilangkan pengotor anorganik dan meningkatkan keterpaparan situs aktif, sehingga memperbaiki karakteristik permukaan karbon aktif untuk proses adsorpsi berikutnya.

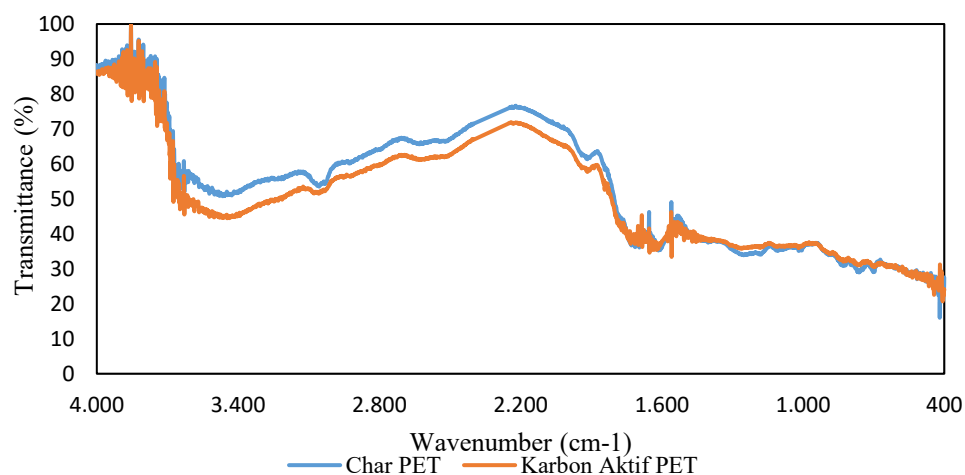
Aktivasi kimia menggunakan HCl tidak hanya menurunkan unsur pengotor, tetapi juga menyebabkan peningkatan proporsi karbon dari 72,05% menjadi 73,73% dan penurunan oksigen dari 24,32% menjadi 24,27%. Perubahan ini mengindikasikan terbentuknya permukaan yang lebih terkarbonisasi dan lebih homogen, sekaligus menunjukkan bahwa agen aktivator berhasil membuka pori dan menghilangkan senyawa yang tidak stabil. Peningkatan homogenitas struktur karbon tersebut juga menjadi dasar terbentuknya pori yang lebih luas, sebagaimana dijelaskan Elewa et al. (2023), yang menyatakan bahwa aktivasi asam mampu meningkatkan keterpaparan gugus aktif pada material karbon melalui pembersihan mineral dan residu permukaan. Dengan demikian, perubahan komposisi unsur sebelum dan setelah aktivasi menunjukkan keberhasilan proses aktivasi dalam mempersiapkan adsorben untuk tahap adsorpsi ion logam.

Setelah adsorpsi dilakukan menggunakan larutan sintetik, kandungan oksigen menurun, sementara unsur Mangan (Mn) meningkat hingga mencapai 0,63%. Hal ini mengindikasikan terjadinya interaksi antara permukaan adsorben dengan ion Mn dalam larutan, baik melalui mekanisme penjerapan elektrostatis maupun pembentukan kompleks permukaan. Fenomena semacam ini konsisten dengan temuan pada studi Elewa et al. (2023), di mana EDX menunjukkan kemunculan unsur logam baru setelah kontak adsorbat, serta Elavarasan (2018) yang melaporkan perubahan intensitas C dan O pasca adsorpsi logam. Fenomena yang lebih mencolok tampak pada adsorben pasca kontak dengan air tanah asli, di mana kandungan karbon meningkat drastis menjadi 82,31%, dan oksigen menurun hingga 11,65%. Perubahan ini dapat dikaitkan dengan dominasi struktur karbon adsorben atau kemungkinan masking oleh ion logam. Kehadiran unsur Fe (1,51 %), Mn (1,10 %), Cr (2,52 %), dan Cu (0,42 %) semakin memperkuat bukti bahwa karbon aktif PET mampu menyisihkan berbagai ion logam berat yang umum ditemukan dalam

air tanah. Secara keseluruhan, tren perubahan komposisi unsur tersebut menunjukkan keberhasilan proses adsorpsi, dan mendukung asumsi teoritis bahwa karbon aktif PET memiliki kapasitas adsorptif yang baik terhadap kontaminan logam melalui interaksi permukaan dan proses kompleksasi.

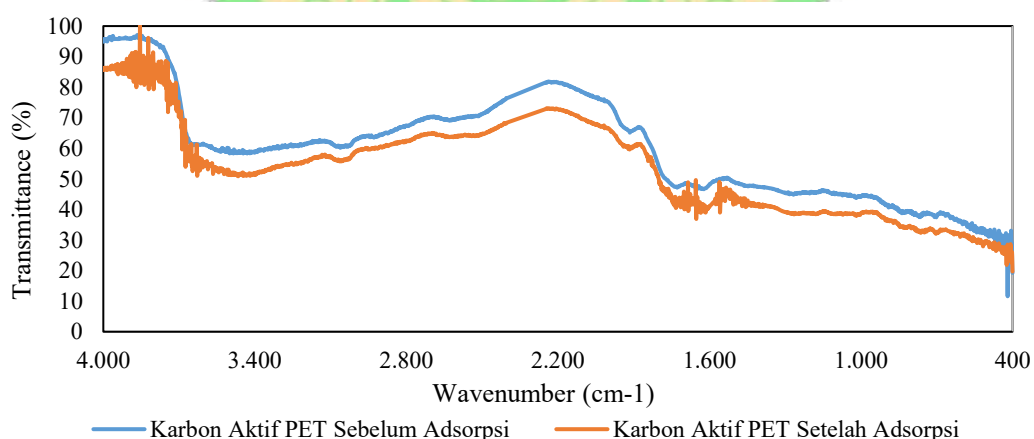
#### 4.4.2 Fourier Transform Infrared (FTIR)

Analisis *Fourier Transform Infrared Spectroscopy* (FTIR) dilaksanakan di Laboratorium Sentral Universitas Andalas dengan tujuan mengidentifikasi serta mengkarakterisasi gugus-gugus fungsi kimia yang terdapat pada permukaan adsorben berbasis limbah plastik PET. Teknik ini digunakan untuk mengevaluasi komposisi kimia permukaan serta perubahan struktur fungsional yang terjadi akibat proses aktivasi menggunakan larutan HCl dan setelah tahap adsorpsi terhadap ion Mangan (Mn). Proses pengukuran dilakukan menggunakan instrumen *Perkin Elmer Frontier C90704 Spectrum IR* versi 10.6.1 dengan cakupan spektrum inframerah antara 4000 hingga 400  $\text{cm}^{-1}$ . Setiap puncak yang muncul pada spektrum FTIR merepresentasikan getaran spesifik dari gugus fungsional tertentu, yang mengindikasikan keberadaan dan interaksi kimiawi pada permukaan material. Hasil interpretasi terhadap spektrum ini dapat dilihat pada **Gambar 4. 6**, **Gambar 4. 7**, **Gambar 4. 8**, **Gambar 4. 9** yang memberikan informasi penting mengenai perubahan karakteristik kimia adsorben sebelum dan sesudah perlakuan aktivasi serta adsorpsi.



**Gambar 4. 6 Perbandingan Hasil FTIR Antara *Char* PET dengan Karbon Aktif PET Sebelum Adsorpsi**

Berdasarkan **Gambar 4. 6**, analisis FTIR dari material *char* PET menunjukkan beberapa gugus fungsi penting yang terlihat jelas. Puncak serapan pada 3460,35  $\text{cm}^{-1}$  menandakan keberadaan gugus hidroksil (-OH), sedangkan serapan di 1713,78  $\text{cm}^{-1}$  menunjukkan gugus karbonil (C=O). Pita serapan yang muncul pada 1608,66  $\text{cm}^{-1}$  berkaitan dengan ikatan rangkap aromatik (C=C), sedangkan puncak pada 1255,68  $\text{cm}^{-1}$  terkait dengan gugus eter (C-O-C). Serapan di bawah 900  $\text{cm}^{-1}$  merefleksikan getaran karakteristik dari cincin aromatik. Setelah proses aktivasi dan interaksi dengan ion  $\text{Mn}^{2+}$ , sejumlah pita serapan utama mengalami perubahan bilangan gelombang yang menunjukkan adanya interaksi kimia. Gugus -OH berpindah ke 3442,03  $\text{cm}^{-1}$ , sedangkan gugus C=O bergeser ke 1732,11  $\text{cm}^{-1}$ , yang mengindikasikan bahwa kedua gugus ini terlibat dalam proses adsorpsi ion  $\text{Mn}^{2+}$ . Perubahan juga terlihat pada gugus aromatik C=C menjadi 1615,41  $\text{cm}^{-1}$  serta gugus eter C-O-C yang berubah menjadi 1265,32  $\text{cm}^{-1}$ . Meskipun terdapat interaksi kimia, struktur aromatik tetap stabil, terbukti dari tidak adanya perubahan signifikan pada pita getaran cincin aromatik di bawah 900  $\text{cm}^{-1}$ . Hal ini menunjukkan bahwa gugus -OH dan C=O berfungsi sebagai situs aktif utama selama proses adsorpsi ion  $\text{Mn}^{2+}$ . Secara keseluruhan, pergeseran bilangan gelombang pada gugus -OH, C=O, C=C, dan C-O-C setelah proses aktivasi menunjukkan bahwa perlakuan HCl berhasil memodifikasi struktur kimia *char* PET dan memperkaya situs aktif pada permukaan karbon aktif, tanpa mengubah kerangka aromatik utamanya.



**Gambar 4. 7 Perbandingan Hasil FTIR Karbon Aktif Sebelum dan Setelah Dilakukan Percobaan Adsorpsi**

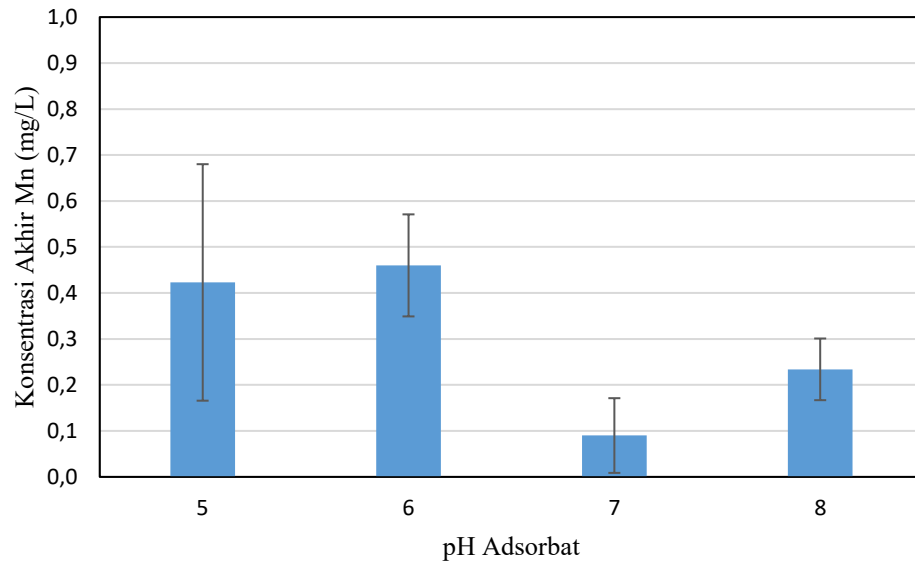


**Gambar 4. 7** memperlihatkan hasil analisis FTIR terhadap karbon aktif sebelum dan sesudah proses adsorpsi. Sebelum adsorpsi, puncak serapan pada  $3645,52\text{ cm}^{-1}$  menunjukkan keberadaan gugus hidroksil ( $\text{-OH}$ ), sedangkan puncak pada  $1728,25\text{ cm}^{-1}$  mengindikasikan gugus karbonil ( $\text{C=O}$ ). Pita serapan di  $1622,16\text{ cm}^{-1}$  berhubungan dengan ikatan rangkap aromatik ( $\text{C=C}$ ), sementara puncak pada  $1267,25\text{ cm}^{-1}$  dikaitkan dengan gugus eter ( $\text{C-O-C}$ ). Adapun serapan di bawah  $900\text{ cm}^{-1}$  merepresentasikan getaran khas dari cincin aromatik. Setelah proses adsorpsi berlangsung, interaksi dengan ion  $\text{Mn}^{2+}$  menyebabkan pergeseran bilangan gelombang pada sejumlah pita utama yang menandakan terjadinya interaksi kimia. Gugus  $\text{-OH}$  bergeser ke  $3462,28\text{ cm}^{-1}$ , sedangkan gugus  $\text{C=O}$  berpindah ke  $1737,89\text{ cm}^{-1}$ , yang menegaskan peran aktif keduanya dalam proses adsorpsi ion logam. Pergeseran juga teramati pada gugus aromatik menjadi  $1614,45\text{ cm}^{-1}$  serta pada gugus eter ( $\text{C-O-C}$ ) yang bergeser ke  $1252,79\text{ cm}^{-1}$ . Meskipun terjadi interaksi kimia, struktur aromatik tetap stabil, yang ditunjukkan dengan tidak adanya perubahan signifikan pada pita getaran cincin aromatik di bawah  $900\text{ cm}^{-1}$ . Hal ini mengindikasikan bahwa gugus  $\text{-OH}$  dan  $\text{C=O}$  merupakan situs aktif dominan dalam mekanisme adsorpsi  $\text{Mn}^{2+}$ , sedangkan gugus karbon tetap terjaga dan tidak mengalami kerusakan selama proses berlangsung. Dengan demikian, hasil FTIR ini menegaskan bahwa perubahan utama yang terjadi pasca adsorpsi berlangsung pada gugus fungsional permukaan, sementara kerangka karbon tetap stabil, sehingga memperkuat kesimpulan bahwa mekanisme adsorpsi didorong oleh interaksi kimia pada gugus aktif tanpa merusak struktur dasar karbon aktif.

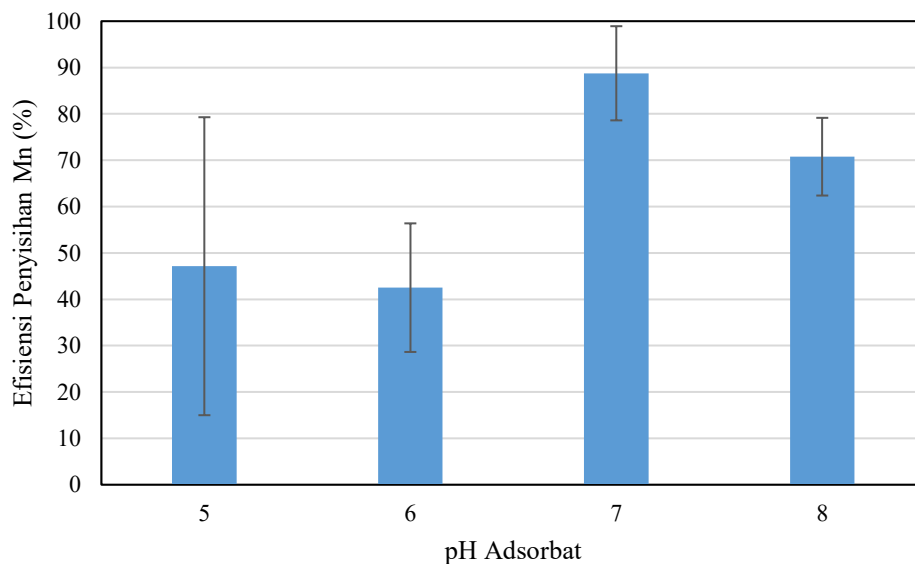
#### 4.5 Percobaan Adsorpsi Menentukan pH Optimum

Percobaan adsorpsi terhadap larutan sintetik Mangan ( $\text{Mn}$ ) dilakukan dengan menggunakan karbon aktif berbasis PET sebagai adsorben, melalui variasi pH larutan sebagai parameter utama. Rentang pH yang diuji mencakup nilai 5, 6, 7, dan 8, sementara parameter lainnya dijaga konstan, yakni konsentrasi awal  $\text{Mn}$  sebesar  $0,8\text{ mg/L}$ , dosis adsorben  $3\text{ g/L}$ , waktu kontak selama 40 menit, ukuran partikel adsorben 100 mesh, dan kecepatan pengadukan  $150\text{ rpm}$ . Tujuan utama dari pengujian ini adalah untuk menentukan nilai pH optimum yang mampu menghasilkan efisiensi adsorpsi tertinggi. Evaluasi dilakukan terhadap penurunan konsentrasi akhir, persentase efisiensi penyisihan ion  $\text{Mn}$ , serta kapasitas adsorpsi

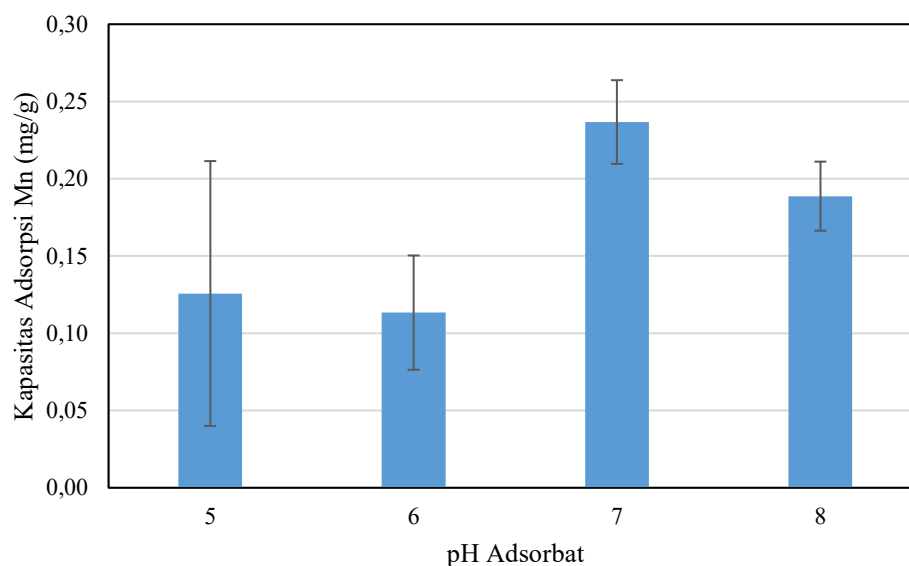
dari masing-masing variasi pH. Hasil percobaan tersebut disajikan secara visual dalam **Gambar 4. 8**, **Gambar 4. 9**, dan **Gambar 4. 10**. Data yang diperoleh memberikan pemahaman mendalam mengenai pengaruh kondisi keasaman larutan terhadap efektivitas adsorben dalam mengikat logam berat, khususnya  $Mn^{2+}$ .



**Gambar 4. 8 Penurunan Konsentrasi Mn terhadap Variasi pH**  
( $C_0 = 0,8 \text{ mg/L}$ ; waktu kontak 40 menit. Hasil percobaan dari tiga kali percobaan dan tanda error bar menunjukan standar deviasi)



**Gambar 4. 9 Efisiensi Penyisihan Logam Mn Terhadap Variasi pH**  
( $C_0 = 0,8 \text{ mg/L}$ ; waktu kontak 40 menit. Hasil percobaan dari tiga kali percobaan dan tanda *error bar* menunjukan standar deviasi)



**Gambar 4. 10 Kapasitas Adsorpsi Terhadap Variasi pH**  
(C0 = 0,8 mg/L; waktu kontak 40 menit. Hasil percobaan dari tiga kali percobaan dan tanda *error bar* menunjukkan standar deviasi)

**Gambar 4. 8** menunjukkan tren penurunan konsentrasi Mn dalam larutan setelah proses adsorpsi selama 40 menit menggunakan adsorben karbon aktif PET dengan variasi pH. Hasil yang diperoleh memperlihatkan bahwa pada pH 5 terjadi penurunan konsentrasi sebesar 0,423 mg/L, pada pH 6 sebesar 0,460 mg/L, pada pH 7 sebesar 0,090 mg/L, dan pada pH 8 sebesar 0,234 mg/L. Berdasarkan hasil tersebut, pH 7 teridentifikasi sebagai kondisi optimum, karena tidak hanya mampu menurunkan konsentrasi Mn hingga memenuhi baku mutu air, tetapi juga menunjukkan performa penjerapan yang paling stabil dan signifikan secara komparatif.

**Gambar 4. 9** menampilkan efisiensi penyisihan Mn total, yang dihitung sebagai persentase penurunan konsentrasi Mn setelah adsorpsi dibandingkan dengan konsentrasi awal. Grafik ini memberikan indikasi sejauh mana adsorben mampu mengurangi kandungan logam secara efektif pada masing-masing variasi pH. Terlihat bahwa pada pH 5 *error bar* menunjukkan nilai deviasi yang cukup besar, menandakan adanya variasi hasil pengukuran yang tinggi. Hal ini dapat disebabkan oleh kondisi pH yang terlalu asam, di mana konsentrasi ion  $H^+$  yang tinggi menyebabkan terjadinya protonasi pada gugus fungsional permukaan karbon aktif. Akibatnya, situs aktif adsorben menjadi bermuatan positif dan menimbulkan gaya



tolak elektrostatik terhadap ion  $Mn^{2+}$ , sehingga penyerapan berlangsung tidak stabil. Selain itu, kompetisi antara ion  $H^+$  dan  $Mn^{2+}$  dalam menempati situs aktif juga menyebabkan variasi hasil antar replikasi meningkat, yang tercermin pada panjang error bar. Dengan demikian, besarnya error bar pada pH 5 mengindikasikan bahwa proses adsorpsi pada kondisi asam berlangsung kurang konsisten dan sangat dipengaruhi oleh fluktuasi pH serta keseimbangan ionik dalam larutan.

Sementara itu, **Gambar 4. 10** menggambarkan nilai kapasitas adsorpsi ( $q$ ), yaitu jumlah ion Mn yang berhasil diadsorpsi per satuan massa adsorben (mg/g). Parameter ini digunakan untuk mengevaluasi kinerja kuantitatif adsorben terhadap target kontaminan. Secara keseluruhan, kombinasi data dari ketiga grafik tersebut memberikan pemahaman yang komprehensif mengenai pengaruh pH terhadap performa adsorpsi karbon aktif PET, serta membantu dalam menetapkan kondisi operasi optimum untuk proses penyisihan logam Mn dari larutan sintetik..

Berdasarkan hasil analisis terhadap efisiensi penyisihan dan kapasitas adsorpsi ion Mn menggunakan adsorben karbon aktif PET, diketahui bahwa kondisi optimum tercapai pada pH 7. Pada nilai pH ini, performa adsorpsi menunjukkan hasil paling signifikan dibandingkan dengan kondisi pH lainnya, dengan nilai efisiensi penyisihan rata-rata mencapai 88,758% dan kapasitas adsorpsi sebesar 0,237 mg/g.

Fenomena ini dapat dijelaskan melalui mekanisme kompetisi ion di permukaan adsorben. Pada kondisi asam (pH rendah), ion  $Mn^{2+}$  harus bersaing dengan ion  $H_3O^+$  untuk berikatan dengan situs aktif pada permukaan karbon aktif. Karena  $H_3O^+$  memiliki konsentrasi yang tinggi dan mobilitas ionik yang lebih besar, maka ion ini cenderung lebih dominan berinteraksi dengan gugus fungsi aktif, sehingga menghambat proses adsorpsi  $Mn^{2+}$ . Sebaliknya, pada kondisi netral hingga sedikit basa, permukaan karbon aktif mengalami deprotonasi dan menghasilkan muatan negatif yang mendominasi, sehingga memperkuat daya tarik elektrostatik terhadap ion bermuatan positif seperti  $Mn^{2+}$ . Oleh karena itu, pH 7 dianggap sebagai kondisi paling ideal karena mampu menciptakan lingkungan interaksi maksimum antara permukaan karbon aktif dan ion logam Mn, baik secara kimiawi maupun elektrostatik.

Hasil penelitian ini konsisten dengan berbagai temuan sebelumnya yang menegaskan peran krusial pH dalam mengendalikan kinerja adsorpsi ion Mn oleh karbon aktif. Elewa et al. (2023) melaporkan kapasitas adsorpsi mencapai 73,47 mg/g dengan efisiensi 97,85% pada pH 6, sedangkan Tran et al. (2018) menemukan efisiensi penyisihan 90% pada pH 6, yang memperkuat bahwa kondisi mendekati pH netral memberikan performa penjerapan terbaik. Selain itu, Alabi-Babalola et al. (2024) melaporkan bahwa karbon aktif berbasis limbah PET menunjukkan efisiensi hingga 98% pada pH 6,5 untuk penjerapan Mn, Cr, dan Co, sehingga semakin menegaskan bahwa stabilitas permukaan karbon aktif pada pH netral memungkinkan deprotonasi gugus fungsional dan peningkatan muatan negatif permukaan yang mendukung interaksi elektrostatik dengan kation  $Mn^{2+}$ . Dengan demikian, penetapan pH 7 sebagai kondisi optimum pada penelitian ini tidak hanya diperoleh melalui data empiris, tetapi juga sejalan dengan kecenderungan yang dilaporkan oleh berbagai penelitian terdahulu.

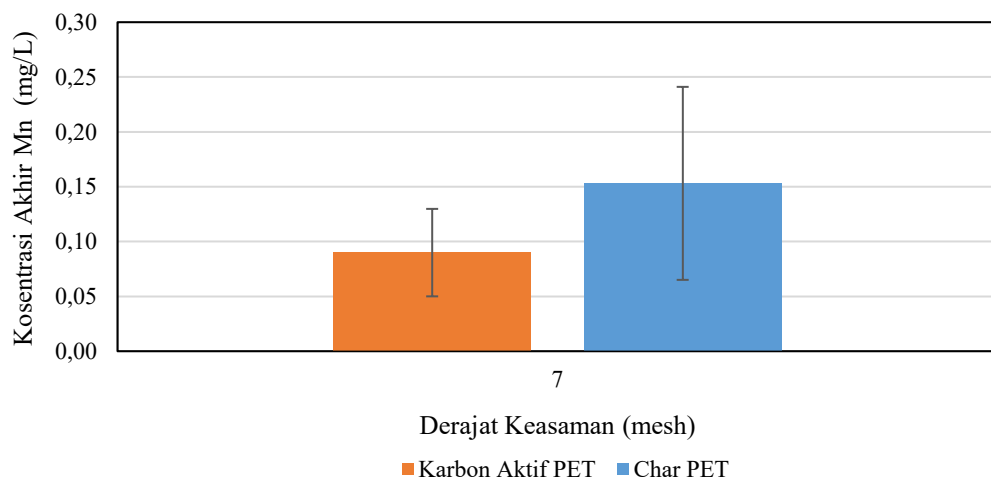
**Tabel 4. 2 Rekapitulasi pH Optimum Penyisihan Mn Oleh Karbon Aktif dari Berbagai Referensi**

No	Sumber	Adsorben	Adsorbat	Kapasitas Adsorpsi (mg/g)	Efisiensi Penyisihan (%)	pH Optimum
1	Penelitian ini	Karbon Aktif dari Limbah PET	Mn	0,237	88,758%	7
2	Alabi-Babalola et al., 2024	Karbon Aktif dari Limbah PET	Mn, Cr, Co	36,60	98	6,5
3	Elewa et al., 2023	Karbon Aktif	Mn	73,47	97,85	6
4	Tran et al., 2018	Karbon Aktif	Mn	9.25	90	6

#### 4.6 Percobaan Pembandingan

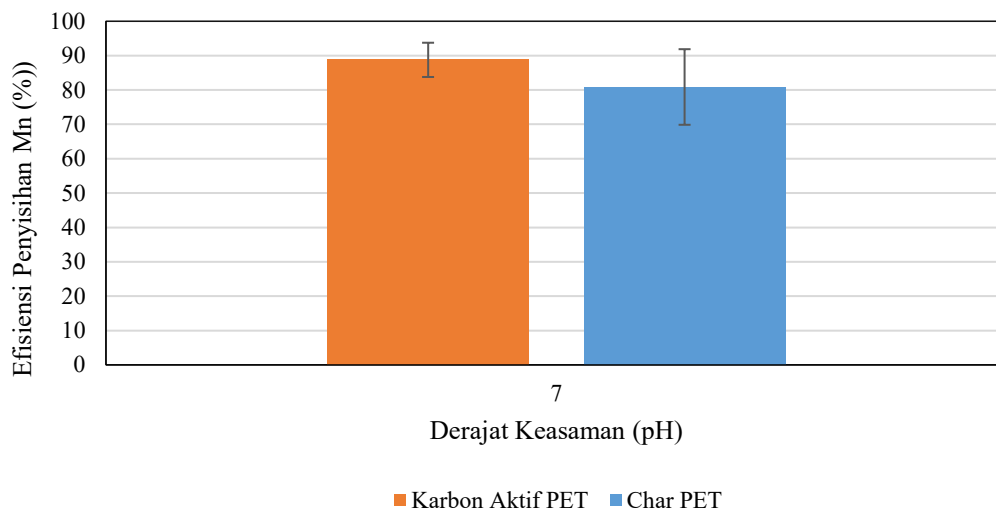
##### 4.6.1 Percobaan Pembandingan Kinerja Adsorpsi dengan Adsorben Karbon Aktif PET dan *Char* PET

Percobaan perbandingan adsorpsi antara karbon aktif PET dan *char* PET (tanpa aktivasi) dilakukan pada pH 7, yang merupakan kondisi optimum berdasarkan hasil percobaan sebelumnya menggunakan adsorben karbon aktif PET. Seluruh percobaan dilakukan secara triplo untuk meningkatkan keandalan data, dengan parameter tetap berupa konsentrasi awal Mn sebesar 0,8 mg/L, dosis adsorben 3 g/L, waktu kontak 40 menit, ukuran partikel 100 mesh, dan kecepatan pengadukan sebesar 150 rpm. Tujuan dari percobaan ini adalah untuk menilai pengaruh aktivasi kimia terhadap peningkatan kinerja adsorben dalam menyisihkan ion Mn, dengan membandingkan parameter penurunan konsentrasi akhir, efisiensi penyisihan, dan kapasitas adsorpsi antara kedua jenis adsorben. Hasil percobaan disajikan dalam **Gambar 4. 11, Gambar 4. 12, dan Gambar 4. 13.**

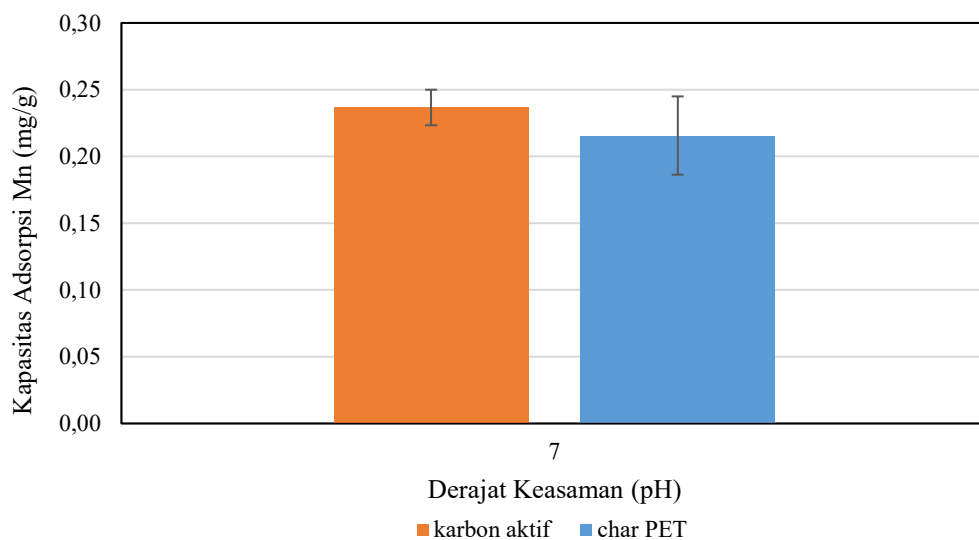


**Gambar 4. 11 Penurunan Konsentrasi Mn terhadap Variasi pH dengan Adsorben Karbon Aktif PET dan *Char* PET**  
(C0 = 0,8 mg/L; waktu kontak 40 menit; PH 7. Hasil percobaan dari tiga kali percobaan)





**Gambar 4. 12 Perbandingan Efisiensi Penyisihan Logam Mn Setelah Adsorpsi dengan Karbon Aktif PET dan *Char* PET**  
( $C_0 = 0,8$  mg/L; waktu kontak 40 menit; PH 7. Hasil percobaan dari tiga kali percobaan)



**Gambar 4. 13 Perbandingan Kapasitas Adsorpsi Logam Mn Setelah Adsorpsi dengan Karbon Aktif PET dan *Char* PET**  
( $C_0 = 0,8$  mg/L; waktu kontak 40 menit; PH 7. Hasil percobaan dari tiga kali percobaan)

**Gambar 4. 11** menggambarkan pengaruh variasi pH terhadap konsentrasi akhir ion Mn setelah proses adsorpsi menggunakan karbon aktif PET dan *char* PET. Hasil menunjukkan bahwa karbon aktif PET memiliki performa adsorpsi yang lebih unggul dibandingkan dengan *char* PET pada pH 7 yang diuji. Konsentrasi akhir ion Mn terendah dicapai pada pH 7, yakni mencapai 0,09 mg/L, yang secara signifikan berada di bawah ambang batas baku mutu kualitas air (0,1 mg/L). Temuan ini

menegaskan bahwa pH 7 merupakan kondisi optimum bagi proses adsorpsi ion Mn oleh karbon aktif PET. Sebaliknya, kinerja adsorpsi *char* PET lebih rendah, di mana konsentrasi Mn pasca-adsorpsi tetap berada di atas nilai baku mutu yaitu 0,153 mg/L. Hal ini menunjukkan bahwa proses aktivasi kimia menggunakan HCl secara efektif meningkatkan luas permukaan dan jumlah situs aktif, sehingga karbon aktif PET memiliki efisiensi yang lebih tinggi dalam mengadsorpsi ion Mn dibandingkan dengan *char* PET yang tidak mengalami aktivasi.

Berdasarkan **Gambar 4. 12** dan **Gambar 4. 13**, terlihat bahwa efisiensi penyisihan dan kapasitas adsorpsi logam Mn oleh adsorben Karbon aktif PET menunjukkan kinerja adsorpsi yang lebih baik dibandingkan *char* PET pada ukuran adsorben 100 mesh dan pH 7, hal ini terjadi karena disebabkan oleh terbentuknya muatan permukaan adsorben yang sesuai dengan spesiasi  $Mn^{2+}$  dalam larutan, sehingga meningkatkan interaksi antara adsorben dan ion logam. Sebaliknya, pada pH asam dan pH basa efisiensi adsorpsi menurun, kemungkinan akibat terbentuknya presipitasi atau kompetisi ion lain yang mengganggu proses adsorpsi. sebagaimana juga dijelaskan oleh Zhang et al. (2020) bahwa kompetisi ion  $H^+$  pada pH rendah dan kecenderungan pembentukan presipitat pada pH tinggi dapat menurunkan kapasitas adsorpsi logam oleh karbon aktif. Efektivitas karbon aktif PET yang lebih tinggi dibandingkan *char* PET juga menunjukkan bahwa proses aktivasi kimia dengan HCl meningkatkan luas permukaan dan jumlah gugus aktif pada permukaan adsorben. Temuan ini sejalan dengan hasil penelitian oleh Hidayah dkk. (2024), yang menyebutkan bahwa adsorben berbasis sampah plastik yang diaktivasi secara kimia menunjukkan efisiensi yang lebih tinggi dalam mengadsorpsi logam, khususnya pada pH mendekati netral. Lin dkk. (2025) juga memaparkan bahwa PET yang mengalami proses aktivasi mampu mencapai efisiensi penyisihan ion  $Cu^{2+}$  hingga 99%, yang dikaitkan dengan tingginya struktur berpori dan perluasan fungsionalitas permukaan. Sementara itu, penelitian Olam (2022) mengungkapkan bahwa adsorben PET yang diaktivasi menggunakan  $ZnCl_2$  memiliki luas permukaan sebesar  $313\text{ m}^2/\text{g}$ , nilai yang lebih tinggi dibandingkan dengan adsorben tanpa perlakuan aktivasi. Dengan demikian, dapat dipahami bahwa proses aktivasi merupakan salah satu faktor krusial yang menentukan peningkatan kinerja adsorpsi.

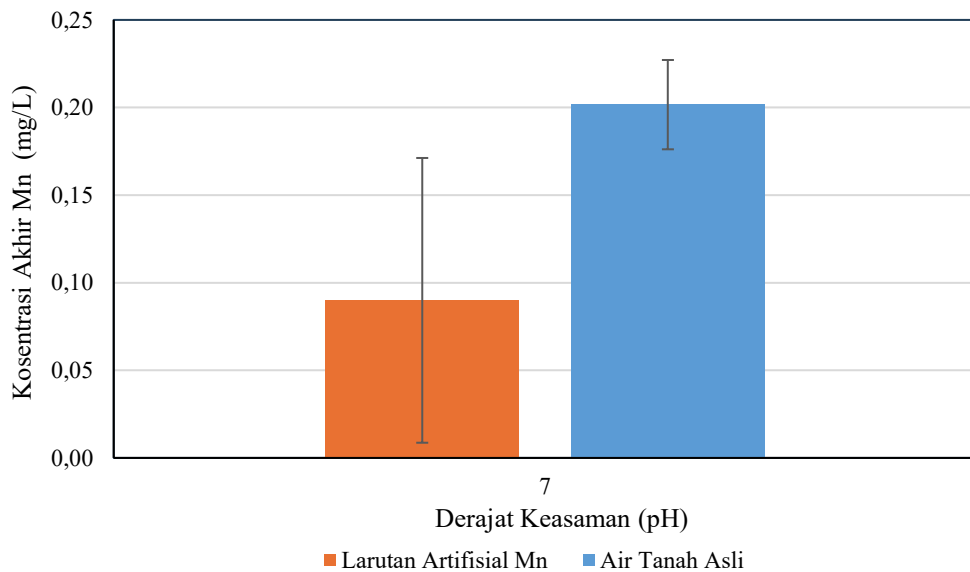
Hasil kinerja adsorpsi didukung oleh analisis SEM-EDX, yang memperlihatkan bahwa karbon aktif PET memiliki morfologi berpori dengan luas permukaan yang lebih besar dibandingkan *char* PET. Selain itu, hasil EDX menunjukkan adanya keberadaan ion Mn pada permukaan setelah proses adsorpsi, yang menegaskan bahwa aktivasi kimia mampu membuka pori dan menyediakan situs aktif baru sehingga meningkatkan kemampuan pengikatan ion logam.

Dukungan lebih lanjut ditunjukkan oleh hasil FTIR, di mana teridentifikasi adanya pergeseran pita serapan pada gugus -OH dan C=O setelah proses adsorpsi. Pergeseran ini mengindikasikan keterlibatan gugus-gugus fungsional sebagai situs aktif utama dalam mekanisme penjerapan ion  $Mn^{2+}$ . Temuan ini semakin menguatkan data kinerja adsorpsi, bahwa karbon aktif PET memiliki efisiensi dan kapasitas yang lebih tinggi dibandingkan *char* PET.

#### **4.6.2 Percobaan Perbandingan Kinerja Adsorpsi Menggunakan Karbon Aktif PET pada Larutan Sintetik Mn dan Air Tanah Asli**

Pada percobaan ini, digunakan air tanah asli sebagai sampel, yang diperoleh dari sumur milik warga di wilayah Lubuk Kilangan, Kota Padang. Hasil analisis air tanah yang diambil mengandung 0,8 mg/L logam Mangan. Kandungan logam Mn dalam air tanah tersebut dianalisis kinerjanya dan dibandingkan dengan performa adsorpsi terhadap larutan sintetik Mn yang sebelumnya telah diuji. Proses adsorpsi dilakukan menggunakan karbon aktif PET dengan ukuran partikel 100 mesh, dosis adsorben sebesar 3 g/L, dan pH alami air tanah tanpa dilakukan penyesuaian. Proses adsorpsi diberikan variasi air tanah dengan pH 6 sebagai derajat keasaman alami dan pH 7 yang direkayasa dengan penambahan NaOH sebagai aplikasi dari pH optimum yang diperoleh pada larutan artifisial. Tujuan dari percobaan ini adalah untuk mengevaluasi efektivitas adsorben dalam kondisi nyata di lapangan serta untuk mengetahui apakah kinerja yang diperoleh di laboratorium dapat diaplikasikan secara praktis dalam lingkungan sesungguhnya. Dengan demikian, hasil percobaan ini memberikan perbandingan menyeluruh antara kondisi ideal dan aktual, serta memperkuat validitas penggunaan adsorben dalam pengolahan air tanah yang terkontaminasi logam berat. Data mengenai penurunan konsentrasi Mn,

efisiensi penyisihan, dan kapasitas adsorpsi ditampilkan secara berurutan pada **Gambar 4.14**, **Gambar 4.15**, dan **Gambar 4.16**.

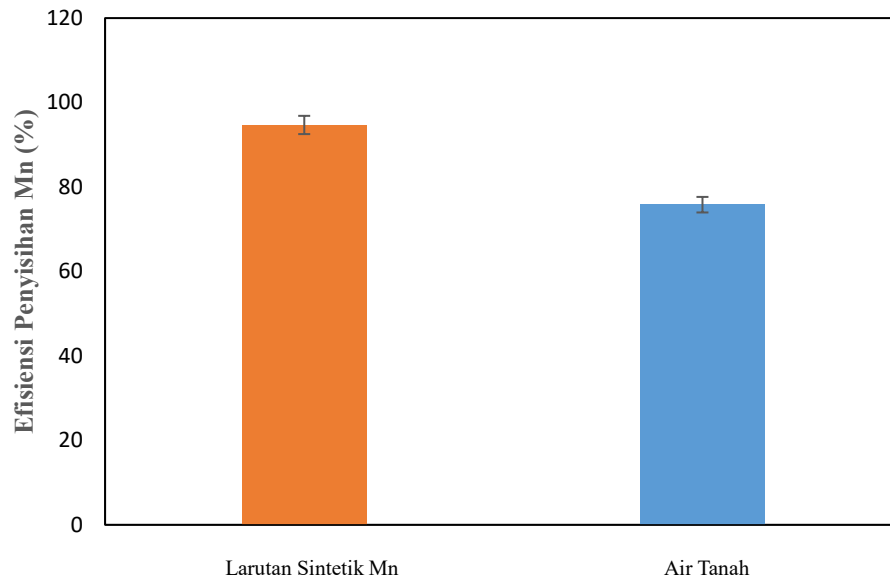


**Gambar 4. 14 Gambar Penurunan Konsentrasi Mn dari Air Tanah Asli dan Larutan Sintetik Mn menggunakan Adsorben Karbon Aktif PET**

**Gambar 4. 14** menunjukkan bahwa konsentrasi akhir Mn yang diperoleh dari proses adsorpsi pada air tanah asli adalah 0,2016 mg/L, sedangkan pada larutan sintetik Mn tercatat sebesar 0,0899 mg/L. Selisih ini menandakan bahwa efisiensi penurunan konsentrasi Mn lebih tinggi pada larutan sintetik. Hal ini dapat dijelaskan oleh perbedaan komposisi matriks kedua jenis larutan. Larutan sintetik umumnya hanya mengandung Mn sebagai kontaminan tunggal, sehingga adsorpsi berlangsung lebih terfokus dan efisien. Sebaliknya, air tanah asli cenderung mengandung beragam senyawa terlarut seperti ion kompetitor (misalnya  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ), senyawa anorganik, dan zat organik alami (natural organic matter/NOM), yang berpotensi bersaing dengan ion Mn untuk berinteraksi dengan situs aktif pada permukaan adsorben. Keberadaan komponen-komponen ini dapat menurunkan efisiensi adsorpsi melalui mekanisme kompetisi atau pembentukan kompleks. Berdasarkan Peraturan Menteri Kesehatan Republik Indonesia Nomor 2 Tahun 2023, kandungan maksimum Mn dalam air minum adalah 0,1 mg/L, dan nilai hasil percobaan untuk artifisial masih memenuhi ambang batas yang ditetapkan sementara pada air tanah asli tidak memenuhi namun, hasilnya masih memenuhi baku mutu untuk keperluan sanitasi yaitu pada Peraturan Menteri

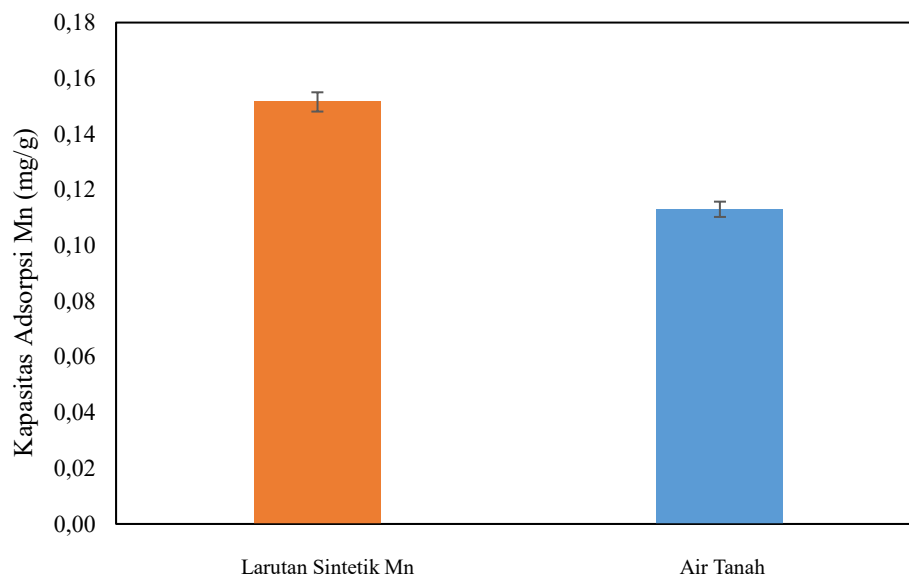


Kesehatan Republik Indonesia Nomor 2 Tahun 2023 yaitu 0,5 mg/l . Hasil ini mengindikasikan bahwa karbon aktif PET memiliki potensi yang baik sebagai media adsorben dalam pengolahan air tanah yang terkontaminasi logam berat, khususnya Mangan.



**Gambar 4. 15 Efisiensi Penyisihan Mn dari Air Tanah Asli dan Larutan Sintetik Mn menggunakan Adsorben Karbon Aktif PET**

**Gambar 4. 15** menggambarkan nilai efisiensi penyisihan Mn dari air tanah asli dan larutan sintetik setelah proses adsorpsi menggunakan karbon aktif PET. Hasil menunjukkan bahwa air tanah asli mengalami penyisihan sebesar 74,80%, sedangkan pada larutan sintetik Mn, efisiensi penyisihan mencapai 88,76%. Perbedaan ini mengindikasikan bahwa kinerja adsorpsi pada air tanah asli cenderung lebih rendah dibandingkan dengan larutan artifisial. Penurunan efisiensi ini kemungkinan besar disebabkan oleh kompleksitas matriks air tanah, seperti keberadaan ion pengganggu dan senyawa organik lain yang bersaing dengan ion  $Mn^{2+}$  dalam proses adsorpsi, sehingga menurunkan efektivitas penjerapan oleh adsorben.



**Gambar 4. 16 Kapasitas Adsorpsi Mn dari Air Tanah Asli dan Larutan Sintetik Mn menggunakan Adsorben Karbon Aktif PET**

**Gambar 4. 16** memperlihatkan hasil kapasitas adsorpsi karbon aktif PET terhadap Mn dalam dua jenis media, yakni air tanah asli dan larutan sintetik. Pada air tanah asli, kapasitas adsorpsi tercatat sebesar 0,2244 mg/g, sedangkan pada larutan sintetik Mn mencapai 0,2663 mg/g. Perbedaan ini menunjukkan bahwa efektivitas adsorpsi di larutan sintetik lebih tinggi dibandingkan air tanah asli. Hal ini kemungkinan disebabkan oleh sifat larutan sintetik yang lebih sederhana, tanpa gangguan dari kontaminan lain yang umum dijumpai di air tanah. Dengan demikian, kemampuan adsorben untuk mengikat ion Mn lebih optimal dalam larutan sintetik. Elewa (2023) menegaskan bahwa variasi dosis adsorben merupakan salah satu faktor kunci yang berperan dalam meningkatkan efektivitas proses adsorpsi dalam menghilangkan ion Mn dari air.

Hasil analisis SEM-EDX turut mendukung temuan ini. Pada larutan sintetik, ion Mn teradsorpsi secara dominan pada permukaan karbon aktif PET. Namun, pada air tanah asli terdeteksi pula keberadaan unsur logam lain seperti Fe, Cr, dan Cu yang menempel bersama Mn. Hal ini mengindikasikan adanya kompetisi ion pada permukaan adsorben, sehingga sebagian kapasitas penjerapan terbagi dengan logam lain. Kondisi tersebut menjelaskan mengapa efisiensi penyisihan Mn pada air tanah asli lebih rendah dibandingkan dengan larutan sintetik. Temuan ini dipertegas oleh hasil FTIR, yang menunjukkan keterlibatan gugus  $-OH$  dan  $C=O$  sebagai situs aktif

utama dalam proses penjerapan ion logam. **Tabel 4.3** merangkum secara keseluruhan hasil percobaan adsorpsi pada kedua jenis media tersebut.

**Tabel 4. 3 Rekapitulasi Percobaan Adsorpsi Larutan Sintetik dan Air Tanah asli**

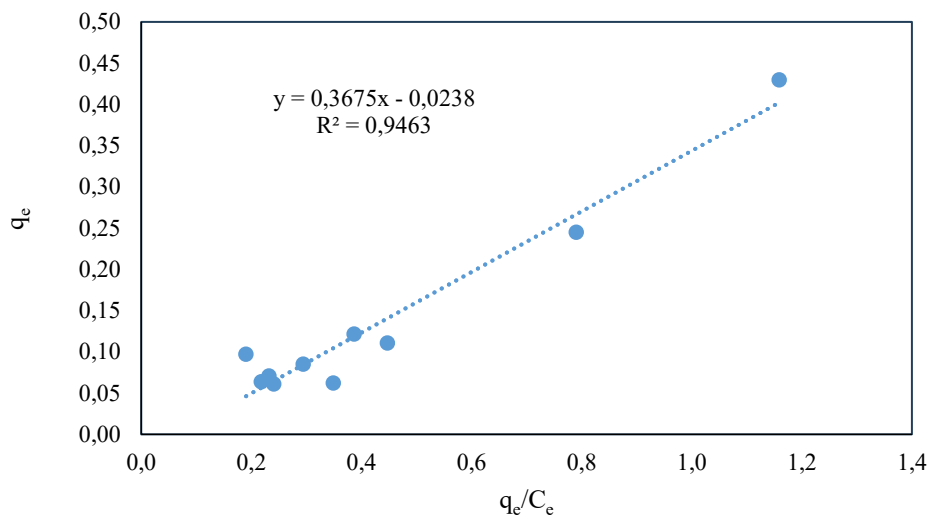
Referensi	Asorben	Adsorbat	Larutan	Kapasitas Adsorpsi
Penelitian ini	Karbon aktif PET	Mn	Air Tanah	0,224 mg/g
Penelitian ini	Karbon aktif PET	Mn	Larutan Sintetik Mn	0,266 mg/g
Elewa dkk., 2023	Karbon aktif biomassa	Fe dan Mn	Larutan sintetik Fe	16,57 mg/g
Hendrasarie dan Prihantini, 2020	Karbon aktif PET	Mn	Air tanah	0,146 mg/g
Mwanat dkk., 2024	Karbon aktif	Fe, Mn, dan Co	Larutan sintetik	2,8 mg/g

#### 4.7 Penentuan Persamaan Isoterm

Model isoterm adsorpsi digunakan untuk memahami mekanisme interaksi antara adsorbat dan permukaan adsorben, apakah berlangsung secara fisik (fisisorpsi) atau kimia (kemisorpsi). Pada fisisorpsi, proses penjerapan didominasi oleh gaya antarmolekul lemah seperti gaya Van der Waals, sehingga energi adsorpsi rendah, interaksi bersifat reversible, dan *multilayer adsorption* dapat terjadi. Sebaliknya, pada kemisorpsi, adsorbat membentuk ikatan kimia dengan situs aktif permukaan adsorben, energi adsorpsi jauh lebih tinggi, prosesnya cenderung irreversible, dan umumnya hanya membentuk monolayer. Analisis dilakukan berdasarkan data konsentrasi akhir larutan sintetik Mn setelah proses adsorpsi dengan beragam dosis adsorben karbon aktif PET. Percobaan dilakukan menggunakan sepuluh variasi dosis yakni 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, dan 10 g/L. Kesesuaian data eksperimen terhadap model isoterm ditentukan dari nilai koefisien determinasi ( $R^2$ ) pada grafik linear, serta nilai konstanta masing-masing model. **Tabel 4. 4** menyajikan rekapitulasi parameter dan persamaan isoterm yang diperoleh, sedangkan **Gambar 4.19** dan **Gambar 4.20** menampilkan kurva linearisasi untuk model Langmuir dan Freundlich.

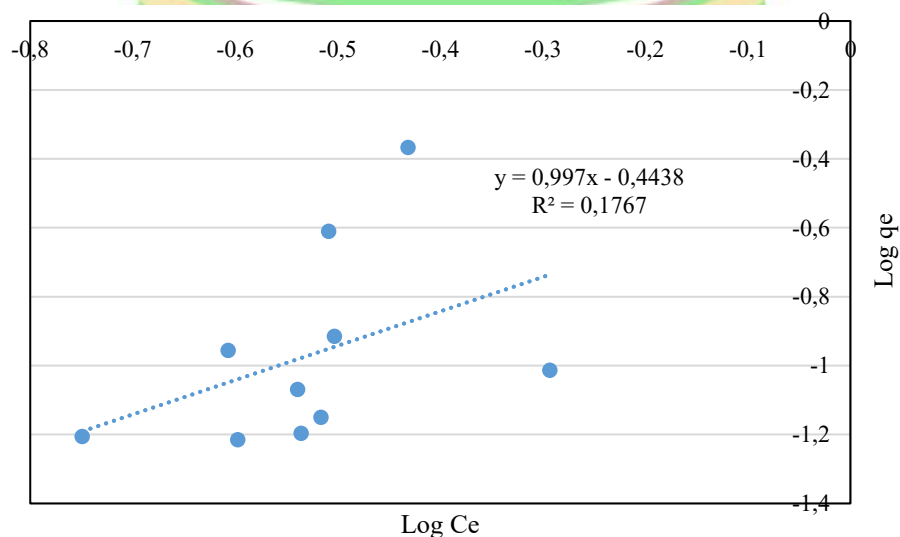
**Tabel 4. 4 Rekapitulasi Persamaan Isoterm Adsorpsi Karbon Aktif PET**

Model Isoterm	Plot	Persamaan Garis	$R^2$	$q_m$ (mg/g)	$K_L$ (L/mg)
Langmuir	$q_e$ vs $\frac{q_e}{C_e}$	$y = 0,3675x - 0,0238$	0,9463	0,368	-2,721088
Freundlich	$\log q_e$ vs $\log C_e$	$y = -0,0954x - 0,4984$	0,1767	1,3866	0,2472



**Gambar 4. 17 Kurva Isoterm Langmuir Tipe 3 Karbon Aktif PET**

Dari keempat bentuk model isoterm Langmuir yang dianalisis, tipe 3 menunjukkan kecocokan terbaik terhadap data percobaan. Hal ini ditunjukkan pada **Gambar 4. 17**, di mana hubungan linear antara parameter isoterm mengikuti persamaan  $y = 0,3675x - 0,0238$  dengan koefisien determinasi ( $R^2$ ) sebesar 0,9463, mengindikasikan korelasi yang sangat kuat. Berdasarkan persamaan tersebut, diperoleh kapasitas maksimum adsorpsi ( $q_m$ ) sebesar 0,368 mg/g, serta konstanta kesetimbangan Langmuir ( $K_L$ ) sebesar -2,7211 L/mg, yang merepresentasikan afinitas antara adsorben dan ion Mn pada permukaan aktif karbon aktif PET.



**Gambar 4. 18 Kurva Isoterm Freundlich Karbon Aktif PET**



**Gambar 4. 18** menggambarkan hubungan linear dari model isoterm Freundlich, yang mengikuti persamaan  $y = 0,997 - 0.4438x$ , dengan koefisien determinasi ( $R^2$ ) sebesar 0,1767. Nilai ini menunjukkan bahwa kesesuaian model terhadap data eksperimen berada pada tingkat rendah. Berdasarkan persamaan tersebut, diperoleh nilai intensitas adsorpsi ( $1/n$ ) sebesar 1,3866, yang mengindikasikan bahwa proses adsorpsi berlangsung secara tidak ideal dan cenderung tidak bersifat spontan. Sementara itu, konstanta kesetimbangan Freundlich ( $K_F$ ) dihitung sebesar 0,2472  $\text{mg}^{1-1/n} \text{L}^{1/n/\text{g}}$ .

Koefisien determinasi ( $R^2$ ) pada model isoterm Langmuir diperoleh sebesar 0,9463, sedangkan pada model isoterm Freundlich hanya mencapai 0,1767. Hal ini menunjukkan bahwa mekanisme adsorpsi ion Mn oleh karbon aktif PET lebih sesuai digambarkan dengan isoterm Langmuir, karena nilai  $R^2$  yang diperoleh lebih mendekati 1 dibandingkan dengan model Freundlich. Temuan ini juga sejalan dengan hasil-hasil penelitian terdahulu yang menggunakan karbon aktif dalam proses penyisihan ion logam.

Model isoterm Langmuir mendasarkan asumsinya pada pembentukan lapisan monomolekuler, di mana setiap situs aktif adsorben hanya dapat ditempati oleh satu molekul adsorbat, sehingga sangat sesuai untuk menggambarkan proses adsorpsi yang berlangsung secara kimia (kemisorpsi) dan cenderung bersifat irreversible. Seluruh permukaan dianggap homogen dengan afinitas yang seragam, dan adsorpsi terjadi hingga mencapai titik jenuh tanpa adanya migrasi lateral antar molekul terjerap. Mekanisme ini menggambarkan keseimbangan antara proses penjerapan dan pelepasan molekul pada permukaan, sehingga model Langmuir umum digunakan untuk menginterpretasikan sistem adsorpsi yang didominasi interaksi kuat seperti pembentukan ikatan kimia pada permukaan adsorben. Adapun informasi komparatif dari penelitian-penelitian sebelumnya dirangkum lebih lanjut dalam **Tabel 4. 5**.

**Tabel 4. 5 Isoterm yang Sesuai pada Beberapa Penelitian Karbon Aktif PET**

No	Referensi	Adsorben	Adsorbat	Isoterm yang sesuai	Nilai $q_m$ (mg/g)
1	Hendrasarie dan Prihantini, 2020)	Karbon Aktif PET	Mn	Langmuir	0,134
2	Suo dkk.,	Karbon Aktif	Pb, Cu, Zn,	Langmuir	< 3

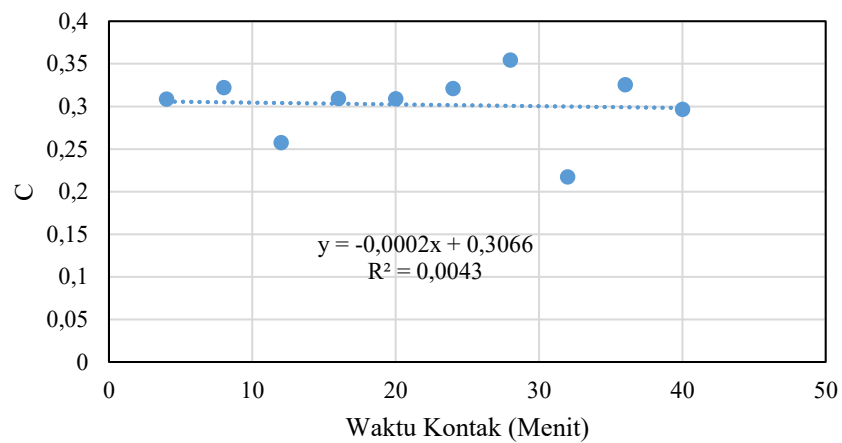
No	Refrensi	Adsorben	Adsorbat	Isoterm yang sesuai	Nilai qm (mg/g)
	2020		Cd, Cr		
3	Wahidatur dkk., 2024	Karbon Aktfi PET	Fosfat	Langmuir	34,77
4	Afriyie dkk., 2025	Karbon Aktif PET	As	Langmuir	< 1
5	Tran dkk., 2018	Karbon Aktif	Mn	Langmuir	2,47
6	Mwanat dkk., 2024	Karbon Aktif PET	Fe, Mn	Langmuir	16,49
7	Meshram et al., 2020	Karbon Aktif	Mn	Langmuir	0,75–1,06

#### 4.8 Penentuan Kinetika Adsorpsi

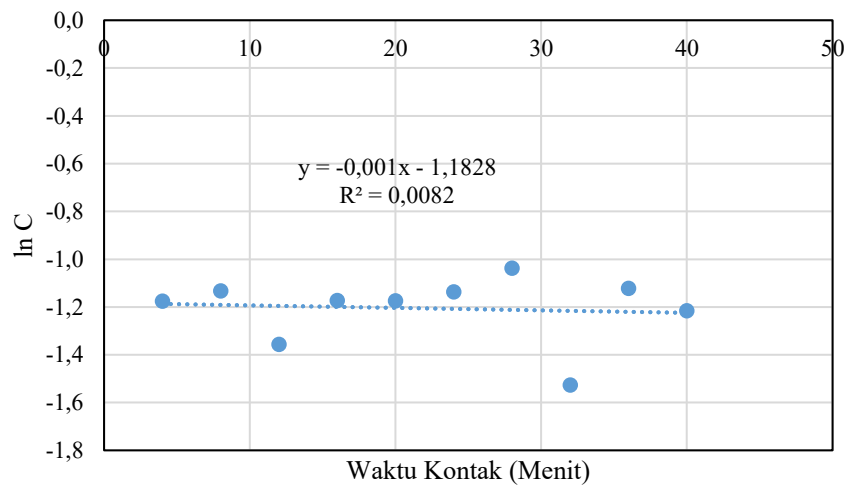
Kinetika adsorpsi Mn dianalisis untuk mengevaluasi laju adsorpsi ion Mn oleh karbon aktif PET dalam kaitannya dengan waktu kontak sebagai parameter penting dalam efisiensi penyisihan. Proses ini dilakukan pada kondisi optimum adsorben dengan konsentrasi awal Mn sebesar 0,48 mg/L, pH larutan sintetik 6, ukuran partikel adsorben 100 mesh, dan dosis adsorben sebesar 3 g/L. Waktu kontak yang divariasikan meliputi 4, 8, 12, 16, 20, 24, 28, 32, 36 dan 40 menit. Data utama yang diperoleh adalah penurunan konsentrasi Mn terhadap waktu, yang kemudian digunakan untuk menyusun grafik kinetika.

Grafik tersebut dianalisis untuk memperoleh nilai koefisien determinasi ( $R^2$ ) dan konstanta laju adsorpsi ( $k$ ) yang mencerminkan kesesuaian model kinetika terhadap data eksperimen. Evaluasi dilakukan terhadap tiga model kinetika, yaitu orde nol, orde satu, orde dua, orde satu semu (pseudo-first order), dan orde dua semu (pseudo-second order), untuk menentukan model kinetika yang paling sesuai menggambarkan mekanisme adsorpsi.

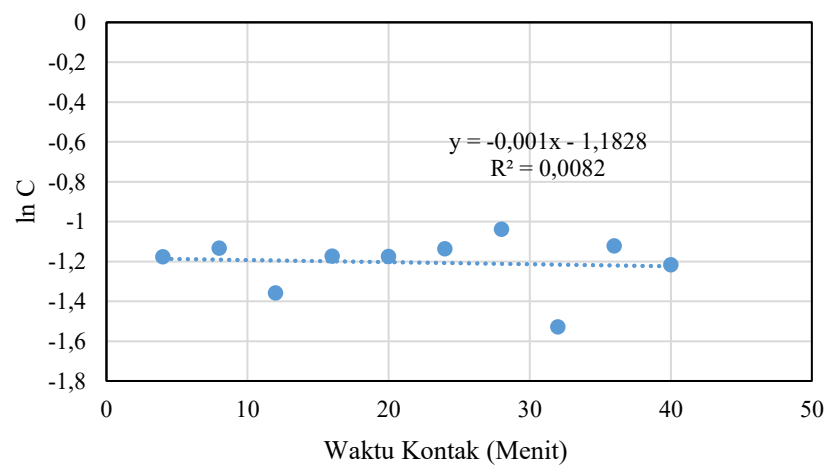
Persamaan garis menggambarkan kinetika proses adsorpsi Mangan. Penentuan persamaan tersebut dilakukan dengan memplot data hasil perhitungan kinetika adsorpsi pada grafik, kemudian kinetika adsorpsi Mangan dianalisis berdasarkan nilai koefisien determinasi ( $R^2$ ) yang mendekati satu serta konstanta laju ( $k$ ) yang memiliki nilai lebih tinggi. Model kinetika adsorpsi yang diuji meliputi orde nol, orde satu, dan orde dua, yang dapat diamati pada **Gambar 4. 19**, **Gambar 4. 20**, dan **Gambar 4. 21**, dan model pseudo orde satu dan dua dapat diamati pada **Gambar 4. 22**, dan **Gambar 4. 23**.



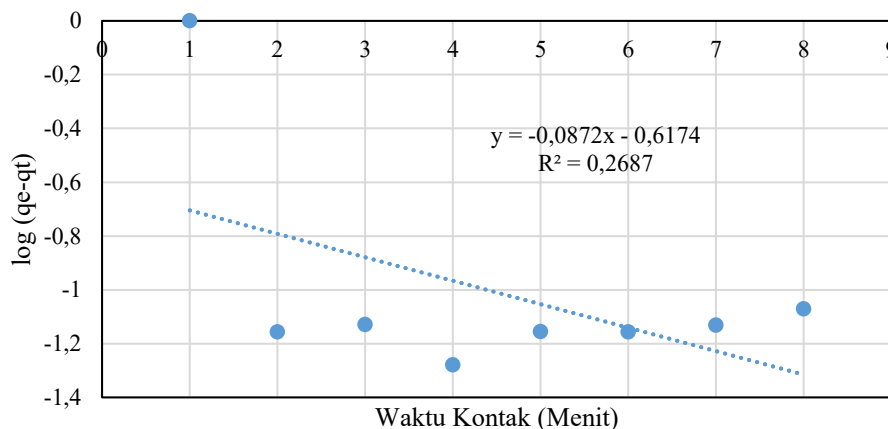
**Gambar 4. 19 Kinetika Adsorpsi Orde Nol Larutan Sintetik Mn oleh Karbon Aktif Limbah Plastik PET**



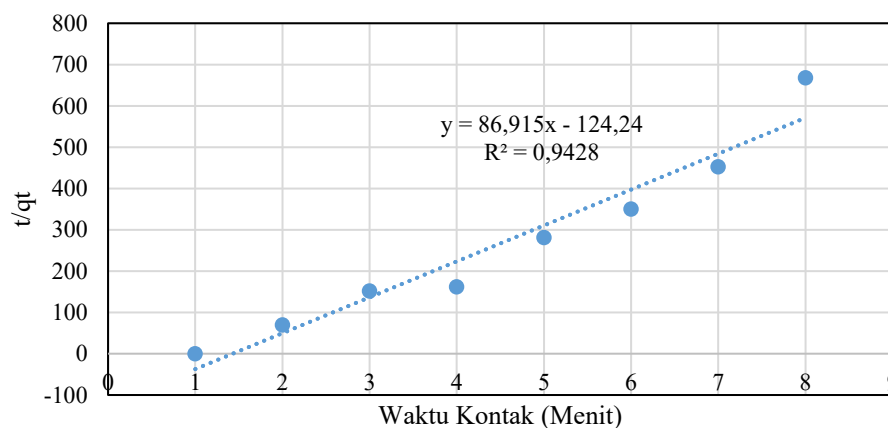
**Gambar 4. 20 Kinetika Adsorpsi Orde Satu Larutan Sintetik Mn oleh Karbon Aktif Limbah Plastik PET**



**Gambar 4. 21 Kinetika Adsorpsi Orde Dua Larutan Sintetik Mn oleh Karbon Aktif Limbah Plastik PET**



**Gambar 4. 22 Kinetika Adsorpsi orde satu semu (pseudo-first order) Larutan Sintetik Mn oleh Karbon Aktif Limbah Plastik PET**



**Gambar 4. 23 Kinetika Adsorpsi orde dua semu (pseudo-Second) order Larutan Sintetik Mn oleh Karbon Aktif Limbah Plastik PET**

Grafik kinetika adsorpsi Mangan menghasilkan persamaan garis beserta koefisien determinasi ( $R^2$ ). Nilai koefisien determinasi ( $R^2$ ) yang paling mendekati satu ditemukan pada kinetika adsorpsi orde dua semu. Hasil nilai koefisien determinasi dan konstanta laju dari kinetika adsorpsi Mangan dapat dilihat pada **Tabel 4. 6**.

**Tabel 4. 6 Nilai Koefisien Determinasi ( $R^2$ ) dan Konstanta Laju Kinetika Adsorpsi Mn Orde Nol, Orde Satu dan Orde Dua oleh Karbon Aktif PET**

Model Kinetika	Koefisien Determinasi ( $R^2$ )	Konstanta Laju (K)
Orde Nol	0,0043	0,0002
Orde Satu	0,0082	0,0082
Orde Dua	0,2169	0,08636
Orde Satu Semu	0,2687	0,0872
Orde Dua Semu	0,9428	61

Berdasarkan data pada **Tabel 4.5**, dapat disimpulkan bahwa nilai koefisien determinasi ( $R^2$ ) tertinggi diperoleh pada kinetika adsorpsi orde satu. Untuk



kinetika adsorpsi Mangan dengan orde satu, nilai  $R^2$  tercatat sebesar 0,8134. koefisien determinasi yang tinggi mencerminkan hubungan linier antara kapasitas adsorpsi dengan jumlah situs aktif yang tersedia pada adsorben. Selain itu, peningkatan nilai konstanta laju adsorpsi mengindikasikan bahwa kemampuan adsorben dalam menghilangkan adsorbat meningkat seiring berjalannya waktu. Model kinetika adsorpsi orde satu menggambarkan bahwa laju reaksi dipengaruhi oleh konsentrasi adsorbat serta jumlah situs aktif pada permukaan adsorben. Referensi terkait penerapan kinetika adsorpsi orde satu dapat ditemukan pada **Tabel 4. 7.**

**Tabel 4. 7 Rekapitulasi Penelitian Karbon Aktif PET dalam Menentukan Kinetika Adsorpsi**

Refrensi	Adsorben	Adsorbat	Kinetika Adsopsi	Kinetika Adsorprsi
1	Mwanat dkk., 2024	Karbon Aktif PET	Fe, Mn	<i>Pseudo- orde dua</i>
2	Tran dkk., 2018	Karbon Aktif	Mn	<i>Pseudo-orde dua</i>
3	Elewa dkk., 2023	Karbon Aktif PET	Fe, Mn	<i>Pseudo-orde dua</i>
4	Meshram dkk., 2020	Karbon Aktif	Mn	<i>Pseudo-orde dua</i>
5	Belyaeva dkk., 2024	Karbon Aktif	Mn	<i>Pseudo-orde dua</i>

#### 4.9 Analisis Statistik

Analisis statistik bertujuan untuk mengevaluasi efisiensi penyisihan Mangan serta kapasitas adsorpsi Mangan oleh adsorben secara menyeluruh. Berbagai metode uji digunakan dalam penelitian ini, antara lain uji normalitas, one way ANOVA, uji-t, dan uji korelasi, untuk memastikan validitas dan kekuatan data. Dengan pendekatan ini, diharapkan dapat diperoleh interpretasi yang akurat mengenai performa adsorben dalam proses penyisihan Mangan.

##### 4.9.1 Penilaian Distribusi Data dengan Uji Normalitas

Uji normalitas dilakukan terhadap triplo data efisiensi penyisihan Mangan dan kapasitas adsorpsi Mangan oleh adsorben karbon aktif PET serta *char* PET pada larutan sintetik Mangan. Tujuan uji ini adalah untuk memastikan bahwa data

memiliki distribusi normal atau mendekati normal. Metode yang digunakan adalah uji Shapiro-Wilk, mengingat jumlah data per percobaan sebanyak 12, yaitu kurang dari 100, dan analisis dilakukan menggunakan perangkat lunak Statistical Program for Social Science (SPSS) versi 25. Apabila nilai signifikansi lebih besar dari 0,05, data dianggap berdistribusi normal, dan sebaliknya. Hasil uji normalitas untuk adsorben yang diaktivasi dengan HCl maupun tanpa aktivasi dapat dilihat pada **Tabel 4. 8** dan **Tabel 4.9**.

**Tabel 4. 8 Hasil Uji Normalitas Kapasitas Adsorpsi dengan Variasi pH**

Variasi pH adsorbat		Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.
Kapasitas Adsorpsi Mn	pH 5	0,968	3	0,658
	pH 6	0,889	3	0,352
	pH 7	0,961	3	0,618
	pH 8	0,994	3	0,849

**Tabel 4. 9 Hasil Uji Normalitas Kapasitas Adsorpsi dengan Variasi pH**

Variasi pH adsorbat		Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.
Efisiensi Penyisihan Mn	pH 5	0,968	3	0,528
	pH 6	0,889	3	0,351
	pH 7	0,960	3	0,617
	pH 8	0,994	3	0,852

Berdasarkan **Tabel 4. 8** dan **Tabel 4. 9** menunjukkan hasil uji normalitas Shapiro – Wilk dianalisis menggunakan SPSS versi 25 menunjukkan bahwa data adsorben karbon aktif PET dan *char* PET memiliki distribusi normal. Hal ini dibuktikan dengan nilai signifikansi yang lebih besar dari 0,05 pada pengujian pengaruh pH larutan adsorbat terhadap efisiensi penyisihan serta kapasitas adsorpsi.

#### 4.9.2 Pengujian Perbedaan Rata-Rata Melalui *Analysis of Variance* (ANOVA)

Uji One-Way ANOVA dilakukan untuk mengevaluasi perbedaan signifikan efisiensi penyisihan dan kapasitas adsorpsi yang dipengaruhi oleh variasi pH larutan adsorbat pada tingkat pH 5, 6, 7, dan 8 dengan waktu kontak optimal selama 40 menit. Metode uji yang diterapkan adalah *single factor*, dan analisis data dilakukan menggunakan perangkat lunak SPSS. Dengan tingkat kepercayaan 95%, terdapat kemungkinan 5% (0,05) bahwa tidak ditemukan perbedaan signifikan dalam data efisiensi penyisihan maupun kapasitas adsorpsi. Hasil pengujian ini dapat dilihat pada **Tabel 4. 10**.

**Tabel 4. 10 Hasil ANOVA Variasi pH Adsorbat**

Variasi Percobaan		<i>p-value</i>	F	F <sub>crit</sub>	Hasil	Kesimpulan
pH 5	Efisiensi Penyisihan Fe	0,052	3,984	4,07	F<F <sub>crit</sub>	H <sub>0</sub> diterima, H <sub>1</sub> ditolak
pH 6						
pH 7						
pH 8						
pH 5	Kapasitas Adsorpsi Fe	0,327	1,344	4,07	F<F <sub>crit</sub>	H <sub>0</sub> diterima, H <sub>1</sub> ditolak
pH 6						
pH 7						
pH 8						

Berdasarkan data pada **Tabel 4. 10**, nilai statistik F untuk efisiensi penyisihan Mn sebesar 3,984 dengan p-value 0,052, sedangkan untuk kapasitas adsorpsi Mn sebesar 1,344 dengan p-value 0,327. Keduanya lebih kecil dibandingkan nilai F kritis (F<sub>crit</sub>) sebesar 4,07, sehingga berlaku kondisi  $F < F_{crit}$ . Hal ini mengindikasikan penerimaan hipotesis nol (H<sub>0</sub>) dan penolakan hipotesis alternatif (H<sub>1</sub>), yang berarti tidak terdapat perbedaan signifikan pada variasi pH adsorbat terhadap kinerja adsorpsi. Dengan kata lain, variasi pH tidak berpengaruh signifikan terhadap kinerja adsorpsi.

Pada penelitian ini, tidak teramati adanya pengaruh pH yang signifikan terhadap kinerja adsorpsi, yang kemungkinan besar disebabkan oleh stabilitas spesies Mn(II) terlarut dalam rentang pH yang diuji, sehingga perubahan pH tidak menyebabkan perubahan signifikan pada bentuk kimia maupun mekanisme interaksi Mn(II) dengan permukaan adsorben. Michel (2023) menunjukkan bahwa faktor yang paling menentukan dalam proses penghilangan Mn adalah tipe polimorf MnO<sub>2</sub> sebagai adsorben anorganik, sementara hubungan antara pH larutan dan tingkat adsorpsi pada rentang pH 2–9 bersifat jauh lebih lemah secara statistik. Temuan ini sejalan dengan El Shahawy (2022), yang menunjukkan bahwa variasi pH tidak memberikan pengaruh signifikan secara statistik terhadap kapasitas adsorpsi dan rasio penyisihan Mn(II), dengan nilai p sebesar 0,069 ( $p > 0,05$ ). Secara umum, hasil ini mengindikasikan bahwa pada sistem adsorpsi Mn tertentu, ketika spesies Mn(II) terlarut tetap stabil dan tidak mengalami perubahan kimia yang berarti, pH tidak selalu berperan sebagai faktor dominan dalam menentukan kinerja adsorpsi.

#### 4.9.3 Penentuan Perbedaan Signifikan antara Dua Sampel dengan Uji-t

Uji-t digunakan untuk menentukan apakah terdapat perbedaan signifikan antara dua rata-rata sampel. Dalam penelitian ini, uji-t diterapkan untuk mengevaluasi

pengaruh jenis adsorben terhadap performa adsorpsi, dengan variasi pH larutan adsorbat menggunakan karbon aktif PET dan *char* PET. Hasil pengujian disajikan dalam bentuk nilai signifikansi dari kedua sampel tersebut. Tingkat kepercayaan yang digunakan adalah 95% ( $\alpha = 0,05$ ). Apabila nilai p-value lebih besar dari 0,05 dan nilai t-hitung lebih kecil dari t-tabel, maka tidak terdapat perbedaan signifikan antara kedua jenis adsorben. Sebaliknya, jika p-value kurang dari 0,05 dan t-hitung melebihi t-tabel, maka perbedaan yang signifikan antara jenis adsorben dapat disimpulkan. Data hasil uji-t dapat dilihat pada **Tabel 4. 11**.

**Tabel 4. 11 Hasil Uji-t**

Adsorben	Variasi	Hasil	p-value	t-hitung	t-tabel	Hasil
Karbon Aktif PET vs <i>Char</i> PET	Ukuran Adsorben 100 mesh	Efisiensi Penyisihan	0,119	1,981	2,13185	t-hitung < t-tabel p > 0,05
		Kapasitas Adsorpsi	0,452	0,832	2,13185	t-hitung < t-tabel p > 0,05
Larutan sintetik Mn vs Air tanah asli	Ukuran Adsorben 100 mesh	Efisiensi Penyisihan	0,048	2,815	2,13185	t-hitung > t-tabel p < 0,05
		Kapasitas Adsorpsi	0,041	2,268	2,13185	t-hitung > t-tabel p < 0,05

Berdasarkan hasil uji-t terhadap variasi pH 7 pada dua jenis adsorben, yaitu karbon aktif PET dan *char* PET, diperoleh nilai p-value untuk efisiensi penyisihan sebesar 0,119 ( $p > 0,05$ ), dengan nilai t-hitung 1,981 dan t-tabel 2,13185. Untuk kapasitas adsorpsi, diperoleh p-value sebesar 0,452, nilai t-hitung 0,832, dan t-tabel 2,13185. Dari hasil tersebut dapat disimpulkan bahwa  $H_0$  diterima dan  $H_1$  ditolak, yang berarti tidak terdapat perbedaan signifikan terhadap efisiensi penyisihan maupun kapasitas adsorpsi antara kedua jenis adsorben pada kondisi pH 7 dengan tingkat signifikansi ( $\alpha = 0,05$ ).

Selain itu, uji-t juga dilakukan untuk membandingkan kinerja adsorpsi antara larutan sintetik Mn dengan air tanah asli pada kondisi pH 7 menggunakan karbon aktif PET. Hasil pengujian menunjukkan nilai p-value sebesar 0,048 ( $p < 0,05$ ), t-hitung 2,815, dan t-tabel 2,13185 untuk efisiensi penyisihan. Sementara itu, kapasitas adsorpsi menghasilkan p-value sebesar 0,041 ( $p < 0,05$ ), t-hitung 2,268, dan t-tabel 2,13185. Dengan demikian, keputusan yang diambil adalah menerima  $H_1$ , yang menunjukkan adanya perbedaan signifikan baik pada efisiensi penyisihan maupun kapasitas adsorpsi antara larutan sintetik Mn dan air tanah asli pada kondisi



pH 7. Hasil ini konsisten dengan temuan perbandingan kinerja adsorpsi, di mana karbon aktif PET pada larutan sintetik Mn memiliki kinerja lebih tinggi dibandingkan pada air tanah asli. Hal ini disebabkan oleh adanya kompleksitas ion serta senyawa lain selain Mn dalam air tanah asli yang berpotensi menurunkan kemampuan adsorpsi, khususnya terhadap ion Mn.

#### 4.9.4 Evaluasi Hubungan Antara Variasi Perlakuan dengan Efisiensi Penyisihan dan Kapasitas Adsorpsi Melalui Uji Korelasi

Uji korelasi dilakukan untuk mengukur tingkat kekuatan hubungan antara dua variabel atau lebih. Pada penelitian ini, uji korelasi digunakan untuk mengkaji hubungan antara pH larutan adsorbat dengan efisiensi penyisihan serta pH larutan adsorbat dengan kapasitas adsorpsi. Metode korelasi Pearson dipilih karena data percobaan terdistribusi secara normal. Hasil dari uji korelasi Pearson tersebut dapat ditemukan pada **Tabel 4. 12.**

**Tabel 4. 12 Hasil Uji Korelasi Efisiensi dan Kapasitas Adsorpsi dengan pH**

Adsorben	Variasi	Nilai Korelasi	Efisiensi Penyisihan	Kapasitas Adsorpsi
Karbon Aktif PET	pH	r	-0.2534	-0.2274
		Sig.	0.4268	0.4773
		N	12	12

Berdasarkan hasil analisis korelasi Pearson yang ditampilkan pada **Tabel 4.12**, variasi pH (5, 6, 7, dan 8) menunjukkan adanya hubungan terhadap parameter yang dianalisis. Nilai koefisien korelasi Pearson untuk efisiensi penyisihan dan kapasitas adsorpsi diperoleh bernilai negatif ( $r = -0,2534$  dan  $-0,2274$ ), yang mengindikasikan bahwa kenaikan pH cenderung menurunkan efisiensi serta kapasitas adsorpsi, meskipun kekuatan hubungannya tergolong lemah. Pada parameter penurunan konsentrasi, diperoleh nilai korelasi positif ( $r = -0,2273$ ), yang berarti bahwa peningkatan pH sedikit meningkatkan kemampuan menurunkan konsentrasi larutan. Namun demikian, berdasarkan nilai signifikansi ( $\text{Sig} > 0,05$ ) pada ketiga parameter, hubungan yang teridentifikasi tidak signifikan secara statistik. Dengan demikian, dapat disimpulkan bahwa variasi pH dalam penelitian ini tidak memberikan pengaruh yang nyata terhadap efisiensi penyisihan, kapasitas adsorpsi, maupun penurunan konsentrasi adsorbat.