



PERILAKU ADSORPSI GEN RESISTENSI AMPISILIN PADA KARBON AKTIF DALAM PENGOLAHAN AIR

SRI ANGGREINI^{1*}, NEISYA SHAKILA², ADE JAYA SAPUTRA³

¹ Program Studi Teknik Sipil, Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan, Universitas Internasional Batam, Batam

² Program Studi Teknik Sipil, Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan, Universitas Internasional Batam, Batam

³ Program Studi Teknik Sipil, Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan, Universitas Internasional Batam, Batam

*Corresponding Author: sri.anggreini@uib.ac.id

Naskah diterima: 15 Mei 2026. Disetujui: 14 Juli 2026. Diterbitkan: 31 Juli 2026

ABSTRAK

Kontaminasi antibiotic resistance genes (ARGs) dalam air baku masih menjadi isu penting dalam sistem penyediaan air minum karena berpotensi mempercepat penyebaran resistensi antibiotik di lingkungan perairan. Teknologi pengolahan air konvensional belum sepenuhnya mampu menurunkan keberadaan kontaminan genetik tersebut secara optimal. Adsorpsi menggunakan karbon aktif menjadi salah satu alternatif yang banyak digunakan, namun informasi mengenai mekanisme interaksi dan kapasitas penyerapan ARGs berbasis plasmid masih terbatas. Penelitian ini bertujuan untuk mengkaji karakteristik adsorpsi serta kapasitas penyerapan gen resistensi ampisilin (*ampR*) pada berbagai jenis karbon aktif dalam sistem pengolahan air minum. Eksperimen dilakukan secara *batch* menggunakan sepuluh jenis karbon aktif yang terdiri atas lima karbon aktif berbasis batubara dan lima berbasis kayu, kemudian data dianalisis menggunakan model isoterm Freundlich. Hasil penelitian menunjukkan bahwa karbon aktif berbasis kayu, khususnya karbon I, memiliki performa adsorpsi terbaik dengan nilai konstanta Freundlich (K_F) tertinggi sebesar $4,00 \times 10^8$ (copies mg^{-1})^{1-1/n}, yang menunjukkan kapasitas adsorpsi dan afinitas yang tinggi terhadap gen *ampR*. Secara keseluruhan, nilai eksponen Freundlich ($1/n$) berada pada rentang 0,14–0,95, yang mengindikasikan bahwa proses adsorpsi berlangsung secara menguntungkan pada seluruh karbon aktif yang diuji. Hasil ini menunjukkan bahwa karakteristik material karbon aktif berpengaruh terhadap efisiensi adsorpsi ARG, dengan karbon aktif berbasis kayu memberikan kinerja yang lebih baik dibandingkan sebagian besar karbon aktif berbasis batubara. Temuan ini mendukung pemanfaatan karbon aktif sebagai teknologi yang potensial untuk mengurangi kontaminasi gen resistensi antibiotik dalam sistem pengolahan air.

Kata kunci : Gen Resistensi Ampisilin, Antibiotic Resistance Genes, Adsorpsi, Karbon Aktif, Model Isoterm Freundlich

1. PENDAHULUAN

Antibiotic resistance genes (ARGs) telah diidentifikasi sebagai salah satu *emerging contaminants* yang menjadi perhatian global dalam sistem pengolahan air modern (Anggreini et al., 2024). ARGs telah banyak ditemukan di lingkungan perairan, termasuk pada air permukaan, air tanah, sistem pengolahan limbah, serta sistem pengolahan air minum, yang menunjukkan bahwa penyebarannya tidak terbatas pada lingkungan klinis saja tetapi juga telah menjadi kontaminan yang umum di ekosistem akuatik dan sistem penyediaan air bersih (Zainab et al., 2020; Anggreini et al., 2025; Sari et al., 2020). Beberapa studi terbaru menunjukkan bahwa ARGs tetap dapat bertahan meskipun bakteri inangnya telah mati, sehingga proses disinfeksi konvensional tidak selalu efektif dalam menghilangkan materi genetik tersebut (Yoon et al., 2021; Gmurek et al., 2022; Nduli et al., 2026). Kondisi ini menimbulkan kekhawatiran serius karena ARGs dapat berkontribusi terhadap peningkatan resistensi antibiotik yang berdampak pada kesehatan manusia dan keseimbangan ekosistem perairan.

Karbon aktif (*activated carbon/AC*) telah lama digunakan dalam sistem pengolahan air karena memiliki luas permukaan spesifik yang tinggi, struktur pori yang berkembang, serta kemampuan adsorpsi yang baik terhadap berbagai senyawa organik dan mikropolutan (Anggreini et al., 2023). Dalam beberapa tahun terakhir, AC juga mulai diteliti sebagai adsorben potensial untuk material biologis dan genetik, termasuk DNA plasmid dan ARGs (Sadabad et al., 2026; Anggreini et al., 2026). Namun, mekanisme adsorpsi DNA pada AC berbeda dengan adsorpsi molekul organik sederhana, karena dipengaruhi oleh ukuran molekul yang lebih besar, muatan negatif dari tulang punggung fosfat DNA, serta heterogenitas struktur pori adsorben (Sun et al., 2026). Interaksi elektrostatis, gaya hidrofobik, dan difusi dalam pori dapat menjadi faktor penting yang menentukan efisiensi adsorpsi material genetik pada AC.

Meskipun berbagai penelitian telah melaporkan bahwa sistem pengolahan air mampu menghilangkan atau menurunkan keberadaan ARGs (Zhang et al., 2021; Wang et al., 2020), sebagian besar studi tersebut masih berfokus pada efisiensi penyisihan secara umum. Kajian yang lebih mendalam mengenai mekanisme adsorpsi yang terjadi di permukaan adsorben masih terbatas, terutama terkait perilaku adsorpsi, kapasitas adsorpsi, serta pemodelan isoterm. Keterbatasan ini juga terlihat pada penelitian yang membahas ARG spesifik, seperti gen resistensi ampisilin (*amp^R*), khususnya pada berbagai jenis AC. Secara umum, ARGs sering ditemukan pada elemen genetik bergerak seperti plasmid, integron, dan transposon, yang memungkinkan penyebaran melalui mekanisme *horizontal gene transfer* (HGT) di lingkungan. Di antara elemen tersebut, plasmid berperan penting dalam penyebaran ARG karena mampu bereplikasi secara independen. Lebih dari 40% bakteri resisten antibiotik (ARB) dari air sungai mengandung plasmid, dan sekitar 70% plasmid tersebut membawa gen *amp^R* (Alawi et al., 2022). Gen *amp^R* umumnya terlokalisasi pada plasmid dan sering ditemukan pada bakteri patogen yang dapat menyebar di lingkungan perairan. Karena sifatnya yang mudah ditransfer antar bakteri, gen ini banyak digunakan sebagai indikator untuk mengevaluasi perilaku dan nasib ARGs dalam berbagai proses pengolahan air, termasuk ozonasi, klorinasi, dan iradiasi UV (Stange et al., 2019; Ghosh et al., 2025). Penelitian sebelumnya juga menunjukkan bahwa *amp^R* merupakan penanda yang efektif untuk memahami dinamika penyebaran resistensi antibiotik di lingkungan perairan (Stange et al., 2019).

Namun demikian, sebagian besar studi yang ada masih berfokus pada efektivitas penurunan ARGs dalam sistem pengolahan air secara keseluruhan (Du et al., 2023; Drigo et al., 2021), sementara pemahaman mengenai mekanisme interaksi antara ARGs dan material adsorben

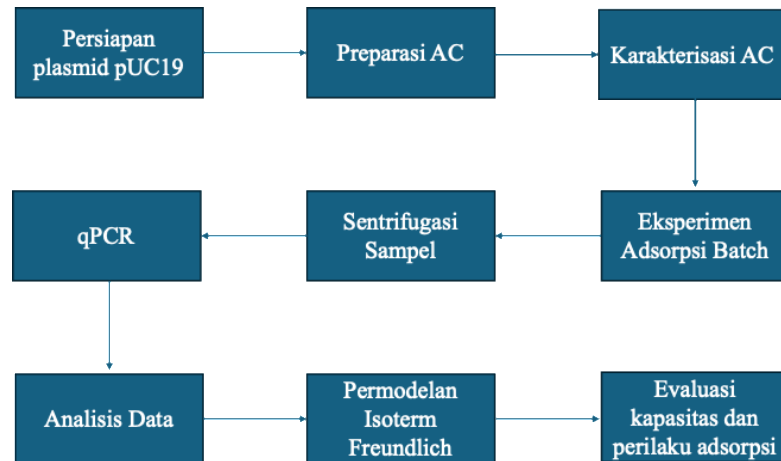
masih terbatas. Kajian yang membandingkan karakteristik adsorpsi berbagai jenis AC terhadap ARGs masih sangat jarang dilakukan. Keterbatasan ini menjadi penting karena mekanisme adsorpsi, kapasitas penyerapan, dan sifat permukaan adsorben sangat menentukan efisiensi penghilangan ARGs di lingkungan perairan. Oleh karena itu, diperlukan penelitian lebih lanjut untuk memahami secara mendalam interaksi antara ARGs dan AC guna mengoptimalkan strategi pengendalian resistensi antibiotik dalam sistem pengolahan air.

Berdasarkan latar belakang tersebut, penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi perilaku adsorpsi dan kapasitas penyerapan gen resistensi ampisilin *amp^R* pada berbagai jenis AC dalam sistem pengolahan air. Kebaruan penelitian ini terletak pada evaluasi komparatif perilaku adsorpsi dan kapasitas penyerapan gen *amp^R* pada berbagai jenis AC berbasis batubara dan kayu menggunakan model isoterm Freundlich, sehingga memberikan pemahaman yang lebih mendalam mengenai pengaruh karakteristik AC terhadap efisiensi penyisihan ARGs dalam pengolahan air. Penelitian dilakukan melalui eksperimen adsorpsi secara batch untuk menguji kapasitas adsorpsi sepuluh jenis AC komersial yang berbahan dasar batubara dan kayu. Gen *amp^R* yang dikodekan pada plasmid pUC19 digunakan sebagai model target. Data hasil pengujian kemudian dianalisis menggunakan model isoterm Freundlich untuk menggambarkan karakteristik perilaku adsorpsi pada permukaan AC. Selanjutnya, kuantifikasi *amp^R* dilakukan menggunakan metode quantitative polymerase chain reaction (qPCR). Melalui pendekatan tersebut, penelitian ini diharapkan dapat memberikan pemahaman yang lebih komprehensif mengenai efektivitas berbagai jenis AC dalam menyisihkan gen resistensi antibiotik, sekaligus menjadi dasar bagi pengembangan teknologi pengolahan air yang lebih efektif dalam mengendalikan kontaminasi gen resistensi antibiotik di lingkungan perairan.

2. METODE PENELITIAN

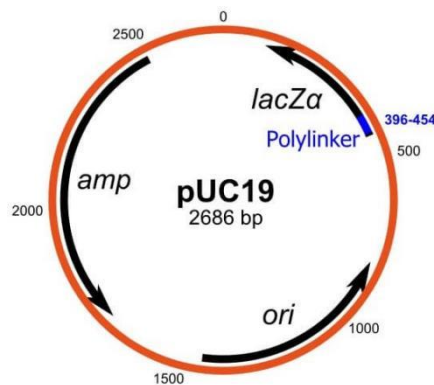
2.1. Preparasi *amp^R* yang dikodekan oleh Plasmid

Gambar 1 menunjukkan diagram alir penelitian yang dilakukan untuk mengevaluasi perilaku adsorpsi dan kapasitas penyerapan *amp^R* pada berbagai jenis AC. Penelitian diawali dengan persiapan plasmid pUC19 dan preparasi serta karakterisasi karbon aktif, kemudian dilanjutkan dengan eksperimen adsorpsi secara batch. Setelah proses adsorpsi, sampel dipisahkan melalui sentrifugasi dan konsentrasi *amp^R* dianalisis menggunakan qPCR. Data yang diperoleh selanjutnya dihitung untuk menentukan kapasitas adsorpsi dari AC yang digunakan, kemudian dianalisis menggunakan model isoterm Freundlich untuk mengevaluasi kapasitas dan perilaku adsorpsi masing-masing karbon aktif.



Gambar 1. Diagram alir penelitian

Plasmid yang digunakan dalam penelitian ini adalah pUC19 (2686 bp) sebagai sumber gen *amp^R* seperti yang terlihat pada Gambar 2. Plasmid ini merupakan vektor komersial *Escherichia coli* yang membawa gen resistensi terhadap ampisilin. Propagasi plasmid dilakukan menggunakan sel kompeten *E. coli DH5 α* . Sebanyak 100 μ L sel kompeten dicampur dengan 10 μ L plasmid pUC19, kemudian diinkubasi di atas es selama 30 menit. Selanjutnya dilakukan *heat shock* pada suhu 42 °C selama 45 detik dan segera didinginkan di es selama 2 menit. Campuran kemudian ditambahkan 890 μ L media SOC dan diinkubasi pada *shaker* (200 rpm, 37 °C) selama 1 jam. Selanjutnya, kultur disebar pada media LB agar yang mengandung ampisilin (100 μ g/mL) dan diinkubasi semalam. Koloni yang tumbuh kemudian direkultur dalam media LB cair dengan ampisilin untuk memperbanyak plasmid. Ekstraksi plasmid dilakukan menggunakan *plasmid extraction kit* (Macherey-Nagel, Jerman) sesuai protokol standar. Konsentrasi plasmid hasil pemurnian diukur menggunakan *Quantus Fluorometer*. Larutan plasmid kemudian diencerkan menggunakan air deionisasi steril hingga diperoleh larutan *amp^R* dengan konsentrasi tertentu yang digunakan sebagai larutan uji dalam eksperimen.



Gambar 2. Peta vektor plasmid pUC19

Kuantifikasi *amp^R* dilakukan menggunakan metode qPCR (Yoon et al., 2018; Li et al., 2021).. Informasi primer dan kondisi qPCR disajikan pada Tabel 1. Kurva standar dibuat menggunakan pengenceran bertingkat plasmid pUC19 yang mengandung *amp^R* dengan jumlah salinan (copy number) yang telah diketahui. Kurva standar menunjukkan linearitas yang sangat baik dengan nilai R^2 sebesar 0,998 dan efisiensi amplifikasi sebesar 98,6%,

sehingga memenuhi kriteria validasi qPCR. Konsentrasi DNA yang diperoleh dari qPCR (ng/ μ L) kemudian dikonversi menjadi jumlah salinan gen (copies/L) menggunakan Persamaan (1):

$$\text{Jumlah salinan gen (copies/L)} = \frac{C \times 6.022 \times 10^{23}}{L \times 660 \times 10^9} \times 10^6 \quad (1)$$

dengan C adalah konsentrasi DNA (ng/ μ L), L adalah panjang plasmid pUC19 (bp), 660 merupakan massa molekul rata-rata satu pasangan basa DNA (g/mol), 6.022×10^{23} adalah bilangan Avogadro, dan 10^6 merupakan faktor konversi dari μ L ke L.

Tabel 1. Primer yang digunakan dalam penelitian ini dan kondisi qPCR

Primer pair*	Primer sequence (5' - 3')	Annealing temp. (°C)	Amplicon size (bp)
<i>amp</i> ^R -F	GTA TTC AAC ATT TCC GTG TCG C	55	192
<i>amp</i> ^R -R	TTG GAA AAC GTT CTT CGG GG		

* F: forward; R: reverse

2.2. Preparasi Karbon Aktif

Penelitian ini menggunakan sepuluh jenis karbon aktif komersial yang diberi kode A hingga J. Karbon A, B, C, D, dan E merupakan karbon aktif berbasis batubara, sedangkan karbon F, G, H, I, dan J berasal dari kayu. Seluruh sampel karbon aktif tersebut diproduksi melalui proses aktivasi uap (*steam activation*). Sebelum digunakan, seluruh karbon aktif dicuci menggunakan air deionisasi hingga air bilasan jernih untuk menghilangkan partikel halus dan pengotor pada permukaan adsorben. Selanjutnya karbon aktif dikeringkan pada suhu 105 °C selama 24 jam hingga berat konstan. Karbon aktif kemudian disimpan dalam wadah kedap udara hingga digunakan pada percobaan adsorpsi.

Karakteristik fisik karbon aktif dianalisis melalui metode adsorpsi nitrogen menggunakan instrumen *Micromeritics* (3Flex, USA) untuk menentukan luas permukaan spesifik, volume pori total, serta distribusi ukuran pori. Luas permukaan serta volume dari karbon aktif tersebut disajikan pada Tabel 2. Secara umum, karbon aktif berbasis kayu menunjukkan kecenderungan memiliki luas permukaan yang lebih tinggi dibandingkan sebagian besar karbon berbasis batubara. Hal ini terlihat jelas pada karbon I yang memiliki luas permukaan tertinggi yaitu 1885 m² g⁻¹, diikuti oleh karbon G dan H. Sementara itu, pada kelompok batubara, karbon A menunjukkan performa terbaik dengan luas permukaan sebesar 1272 m² g⁻¹, sedangkan karbon B memiliki nilai yang paling rendah yaitu 830 m² g⁻¹. Dari sisi volume pori total, karbon I juga menunjukkan nilai tertinggi yaitu 0,82 cm³ g⁻¹, yang mengindikasikan ketersediaan ruang internal yang lebih besar untuk proses adsorpsi. Sebaliknya, karbon B memiliki volume pori paling kecil yaitu 0,28 cm³ g⁻¹. Variasi ini menunjukkan bahwa setiap karbon aktif memiliki karakteristik pori yang berbeda, yang dapat memengaruhi kemampuan adsorpsi terhadap molekul target, termasuk material genetik seperti *amp*^R.

Tabel 2. Karakteristik Karbon Aktif Berdasarkan Asal, Volume Pori Total, dan Luas Permukaan

Karbon Aktif	Asal	Volume Pori Total (cm ³ g ⁻¹)	Luas Permukaan Total (m ² g ⁻¹)
A	Batubara	0.69	1272
B	Batubara	0.28	830
C	Batubara	0.44	1029
D	Batubara	0.55	1102

E	Batubara	0.48	969
F	Kayu	0.37	1144
G	Kayu	0.59	1602
H	Kayu	0.62	1386
I	Kayu	0.82	1885
J	Kayu	0.59	1236

2.3. Eksperimen Adsorpsi

Eksperimen adsorpsi dilakukan menggunakan metode *batch equilibrium* untuk mengevaluasi kemampuan AC dalam menyerap *amp^R* dari larutan. Sebanyak 5 mL larutan *amp^R* dengan konsentrasi awal 0,01 ng μL^{-1} dimasukkan ke dalam vial berkapasitas 10 mL, kemudian ditambahkan AC dengan variasi dosis 0,1–2 g L^{-1} . Larutan tanpa AC merupakan larutan kontrol atau blanko yang digunakan dalam penelitian ini. Seluruh percobaan dilakukan pada pH 7,0 ffl 0,2 dan suhu ruang (20 °C) serta dilakukan dalam 3 kali replikasi. Campuran kemudian dikocok menggunakan *shaker* selama 180 menit hingga tercapai kondisi kesetimbangan antara fase cair dan padat. Setelah proses adsorpsi selesai, suspensi disentrifugasi pada kecepatan 12.000 g selama 10 menit untuk memisahkan karbon aktif dari supernatan. Konsentrasi *amp^R* sebelum dan sesudah proses adsorpsi dianalisis menggunakan qPCR (Yoon et al., 2018; Li et al., 2021). Dalam penelitian ini, model *isotherm Freundlich* digunakan untuk menjelaskan kemampuan karbon aktif dalam adsorpsi *amp^R*. Model ini dinyatakan dengan persamaan Freundlich sebagai berikut (Varga et al., 2019).

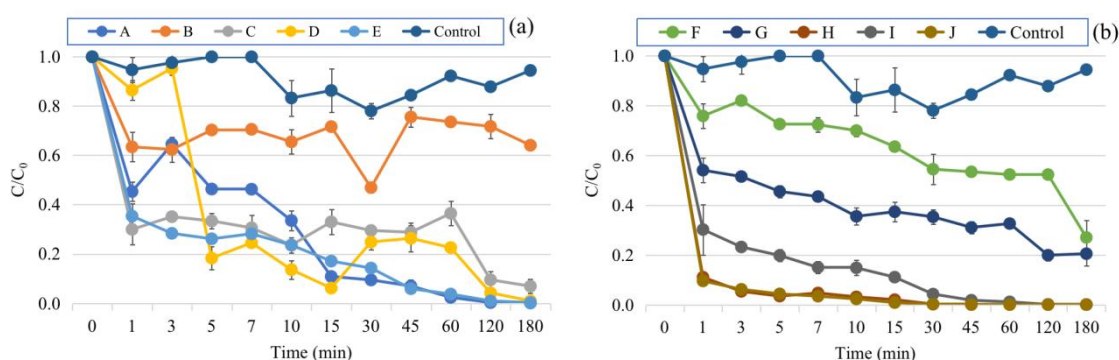
$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (2)$$

di mana q_e merupakan jumlah adsorbat yang teradsorpsi pada kondisi kesetimbangan, C_e adalah konsentrasi adsorbat dalam larutan pada keadaan setimbang, sedangkan parameter K_F dan $1/n$ digunakan untuk menggambarkan kekuatan adsorpsi dan tingkat afinitas antara *amp^R* dan karbon aktif.

3. HASIL DAN PEMBAHASAN

3.1. Adsorpsi *amp^R* pada Karbon Aktif

Gambar 3 menunjukkan perubahan konsentrasi relatif (C/C_0) *amp^R* terhadap waktu kontak pada berbagai jenis karbon aktif berbasis batu bara dan kayu, dibandingkan dengan kontrol tanpa adsorben. Secara umum, seluruh sistem dengan karbon aktif menunjukkan penurunan nilai C/C_0 yang lebih signifikan dibandingkan kontrol, yang mengindikasikan terjadinya proses adsorpsi *amp^R*. Pada Gambar 3a, yang menggunakan karbon aktif berbasis batu bara, terlihat bahwa kinerja adsorpsi sangat bervariasi antar karbon aktif (A–E). Beberapa karbon aktif seperti C, D, dan E menunjukkan kemampuan adsorpsi yang sangat tinggi, ditandai dengan penurunan C/C_0 yang cepat hingga mendekati nol dalam waktu 60–180 menit. Hal ini menunjukkan bahwa karbon aktif tersebut memiliki kapasitas adsorpsi yang kuat terhadap *amp^R*. Sebaliknya, sampel B menunjukkan kinerja adsorpsi yang lebih rendah, dengan nilai C/C_0 yang masih berada pada kisaran 0,6–0,7 hingga akhir waktu kontak, yang mengindikasikan keterbatasan interaksi antara permukaan karbon dan molekul *amp^R*. Perbedaan ini dapat dipengaruhi oleh karakteristik fisik karbon aktif seperti luas permukaan, distribusi ukuran pori, serta sifat permukaan yang menentukan aksesibilitas molekul DNA ke dalam struktur pori (Anggreini et al., 2023).



Gambar 3. Profil konsentrasi gen *amp^R* terhadap waktu diamati menggunakan (a) karbon aktif berbasis batu bara dan (b) karbon aktif berbasis kayu, dengan konsentrasi awal (C_0) sebesar $0,01 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$ dan dosis karbon aktif 1 g L^{-1}

Pada Gambar 3b, yang menggunakan karbon aktif berbasis kayu, pola adsorpsi juga menunjukkan variasi yang cukup jelas antar karbon aktif (F–J). Beberapa karbon aktif seperti H, I, dan J menunjukkan performa yang sangat efektif, dengan penurunan C/C_0 yang sangat cepat hingga mendekati nol dalam waktu singkat (15–30 menit), yang menunjukkan afinitas adsorpsi yang tinggi terhadap *amp^R*. Sementara itu, sampel F dan G menunjukkan penurunan yang lebih lambat dan tidak mencapai eliminasi penuh, dengan nilai C/C_0 akhir masih berada di atas 0,2–0,3. Hal ini menunjukkan bahwa tidak semua karbon aktif berbasis kayu memiliki performa yang sama, meskipun secara umum beberapa di antaranya menunjukkan efisiensi yang lebih tinggi dibandingkan sebagian karbon berbasis batu bara.

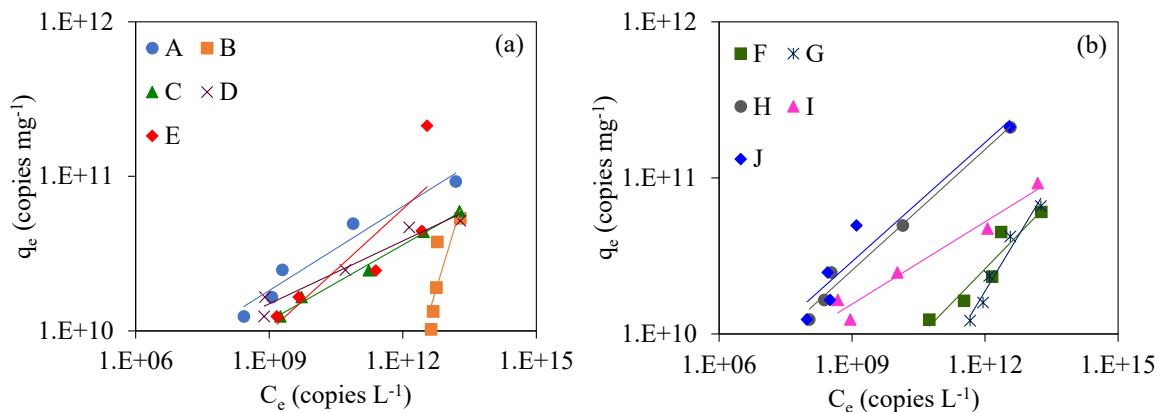
Jika dibandingkan antara kedua jenis karbon aktif, karbon aktif berbasis kayu (terutama H, I, dan J) cenderung menunjukkan kinetika adsorpsi yang lebih cepat dan efisiensi penghilangan yang lebih tinggi dibandingkan sebagian besar karbon aktif berbasis batu bara. Hal ini mengindikasikan bahwa struktur pori dan sifat permukaan karbon berbasis kayu mungkin lebih mendukung interaksi dengan molekul DNA plasmid *amp^R*, baik melalui mekanisme difusi ke dalam pori mesopori maupun interaksi elektrostatis pada permukaan adsorben (Sun et al., 2026). Sebaliknya, kontrol tanpa karbon aktif menunjukkan nilai C/C_0 yang relatif stabil mendekati 1, yang menegaskan bahwa penurunan *amp^R* yang terjadi pada sistem percobaan benar-benar disebabkan oleh proses adsorpsi pada karbon aktif, bukan degradasi alami selama waktu kontak.

Perbedaan performa adsorpsi antar karbon aktif menunjukkan bahwa kemampuan penyisihan *amp^R* tidak hanya dipengaruhi oleh luas permukaan spesifik, tetapi juga oleh volume pori dan karakteristik struktur pori adsorben. Karbon aktif D merupakan adsorben dengan performa terbaik pada kelompok berbasis batubara, sedangkan karbon aktif I menunjukkan performa terbaik pada kelompok berbasis kayu. Meskipun karbon aktif berbasis kayu secara umum memiliki luas permukaan dan volume pori yang lebih tinggi (Tabel 1), hubungan antara karakteristik fisik tersebut dengan kemampuan adsorpsi tidak bersifat linier. Hal ini menunjukkan bahwa aksesibilitas molekul DNA ke dalam pori serta karakteristik permukaan karbon aktif turut menentukan efisiensi adsorpsi. Dengan demikian, kombinasi antara luas permukaan, volume pori, dan struktur pori merupakan faktor utama yang memengaruhi kemampuan karbon aktif dalam menyerap *amp^R* dari larutan.

3.2 Kapasitas Adsorpsi Gen *amp^R* Pada Karbon Aktif

Salah satu faktor terpenting dalam perancangan proses adsorpsi adalah isoterm adsorpsi, karena parameter ini digunakan untuk menggambarkan kapasitas penyerapan serta tingkat afinitas (kekuatan interaksi) antara zat yang diserap (adsorbat) dan material penyerap (adsorben).

Gambar 4 menunjukkan bahwa data eksperimen secara umum sesuai dengan model isoterm Freundlich, yang mengindikasikan bahwa model tersebut dapat digunakan untuk menjelaskan proses adsorpsi *amp^R* pada berbagai jenis karbon aktif. Parameter isoterm yang diperoleh dirangkum dalam Tabel 3. Kekuatan adsorpsi *amp^R* berbeda-beda tergantung pada jenis karbon aktif yang digunakan. Nilai rata-rata K_F berada pada kisaran $1,28 \times 10^{-2}$ hingga $9,00 \times 10^8$ (copies mg^{-1})^{1-1/n} untuk karbon aktif berbasis batu bara, dan $4,05 \times 10^4$ hingga $4,00 \times 10^8$ (copies mg^{-1})^{1-1/n} untuk karbon aktif berbasis kayu. Pada karbon aktif berbasis batu bara, karbon D memiliki nilai K_F tertinggi, sedangkan karbon B memiliki nilai terendah. Sementara itu, pada karbon aktif berbasis kayu, nilai K_F tertinggi ditemukan pada karbon I dan nilai terendah pada karbon G.



Gambar 4. Analisis kapasitas penyerapan *amp^R* dengan model isotherm Freundlich untuk (a) karbon aktif berbasis batu bara dan (b) karbon aktif berbasis kayu

Urutan nilai K_F pada karbon aktif berbasis batu bara adalah: $D > A > C > E > B$, sedangkan pada karbon berbasis kayu adalah: $I > J > H > F > G$. Nilai K_F yang rendah kemungkinan disebabkan oleh efek pengecualian ukuran, yang menghambat *amp^R* masuk ke dalam pori-pori karbon aktif. Gen *amp^R* yang berada dalam plasmid memiliki ukuran relatif besar. Jika ukuran pori karbon aktif terlalu kecil, maka hal tersebut dapat membatasi atau bahkan mencegah masuknya gen ke dalam pori, sehingga menyebabkan penurunan kekuatan adsorpsi. Penelitian sebelumnya juga menunjukkan bahwa ukuran pori adsorben memiliki pengaruh penting terhadap proses adsorpsi DNA (Zhang et al., 2021).

Eksponen Freundlich $1/n$ mencerminkan energi adsorpsi secara keseluruhan (afinitas) antara *amp^R* dan permukaan pori internal karbon aktif (Kalam et al., 2021). Adsorpsi dianggap menguntungkan (*favorable*) ketika nilai $1/n$ berada antara 0 dan 1. Adsorpsi dianggap tidak menguntungkan (*unfavorable*) jika nilai $1/n$ lebih dari 1, dan bersifat irreversibel jika nilai $1/n$ sama dengan 1 (Kalam et al., 2021). Nilai rata-rata $1/n$ dari adsorpsi *amp^R* pada seluruh sepuluh jenis karbon aktif berada pada kisaran 0,14–0,95, yang menunjukkan bahwa *amp^R* dapat teradsorpsi secara menguntungkan oleh karbon aktif. Karbon B memiliki nilai $1/n$ yang lebih tinggi dibandingkan jenis karbon aktif lainnya, seperti ditunjukkan pada Tabel 2, yang mengindikasikan adanya interaksi yang lebih lemah

antara amp^R dan karbon aktif tersebut selama proses adsorpsi. Sementara itu, sebagian besar karbon aktif lainnya memiliki nilai $1/n$ yang lebih rendah, yang menunjukkan adanya interaksi yang lebih kuat antara amp^R dan karbon aktif. Hal ini kemungkinan disebabkan oleh adanya situs energi tinggi pada permukaan karbon aktif.

Hasil pemodelan menunjukkan bahwa model isotherm Freundlich secara umum mampu menggambarkan perilaku adsorpsi amp^R pada sebagian besar karbon aktif yang diuji, yang ditunjukkan oleh nilai koefisien determinasi (R^2) yang tinggi. Namun demikian, model ini tidak memberikan tingkat kecocokan yang sama untuk seluruh jenis karbon aktif. Pada karbon aktif B ($R^2 = 0,75$) dan terutama karbon aktif E ($R^2 = 0,53$), nilai R^2 yang lebih rendah mengindikasikan bahwa model Freundlich belum sepenuhnya mampu merepresentasikan perilaku adsorpsi yang terjadi. Hal ini menunjukkan bahwa mekanisme adsorpsi pada kedua karbon aktif tersebut kemungkinan dipengaruhi oleh faktor lain, seperti heterogenitas permukaan adsorben, distribusi ukuran pori, atau interaksi spesifik antara molekul DNA dan permukaan karbon aktif, yang tidak sepenuhnya dapat dijelaskan oleh asumsi model Freundlich.

Tabel 3. Parameter isotherm *Freundlich* yang diestimasi untuk penyerapan amp^R pada berbagai jenis karbon aktif

Karbon Aktif	$K_F ((\text{copies mg}^{-1})^{1-1/n})$	$1/n$	R^2
A	4.00×10^8 ($1.60 \times 10^8 - 5.06 \times 10^8$)	0.18 (0.17 – 0.22)	0.96
B	1.28×10^{-2} ($1.15 \times 10^{-2} - 3.01 \times 10^{-2}$)	0.95 (0.92 – 0.96)	0.75
C	4.00×10^8 ($2.04 \times 10^8 - 5.96 \times 10^8$)	0.16 (0.15 – 0.19)	0.99
D	9.00×10^8 ($4.01 \times 10^8 - 9.99 \times 10^8$)	0.14 (0.13 – 0.17)	0.94
E	4.00×10^7 ($3.68 \times 10^7 - 4.99 \times 10^7$)	0.26 (0.26 – 0.27)	0.53
F	8.00×10^6 ($2.61 \times 10^6 - 9.39 \times 10^6$)	0.29 (0.25 – 0.31)	0.9
G	4.05×10^4 ($2.34 \times 10^4 - 5.02 \times 10^4$)	0.47 (0.47 – 0.49)	0.96
H	1.00×10^8 ($6.80 \times 10^7 - 1.99 \times 10^8$)	0.26 (0.24 – 0.27)	1
I	4.00×10^8 ($3.68 \times 10^8 - 4.99 \times 10^8$)	0.18 (0.16 – 0.18)	0.98
J	2.00×10^8 ($1.68 \times 10^8 - 2.99 \times 10^8$)	0.25 (0.23 – 0.25)	0.99

4 KESIMPULAN

Karbon aktif memiliki kemampuan yang nyata dalam menurunkan konsentrasi amp^R melalui mekanisme adsorpsi, yang ditunjukkan oleh penurunan rasio C/C_0 pada seluruh sistem uji dibandingkan kontrol tanpa adsorben. Perbedaan respons adsorpsi antar jenis karbon aktif menunjukkan bahwa karakteristik material, terutama asal bahan baku (batubara dan kayu), struktur pori, serta sifat permukaan, berperan penting dalam menentukan efektivitas penyerapan adsorbat. Secara kuantitatif, karbon aktif berbasis kayu,

khususnya karbon aktif I, menunjukkan performa adsorpsi terbaik dengan nilai konstanta Freundlich tertinggi sebesar $4,00 \times 10^8$ (copies mg^{-1})^{1-1/n}, disertai nilai 1/n yang berada dalam rentang adsorpsi menguntungkan (0,14–0,95) serta efisiensi penurunan rasio C/C₀ yang lebih tinggi dibandingkan karbon aktif lainnya. Sementara itu, karbon aktif D merupakan adsorben dengan performa terbaik pada kelompok karbon aktif berbasis batubara. Temuan ini menunjukkan bahwa karakteristik fisik karbon aktif, terutama luas permukaan, volume pori, dan struktur pori, berperan penting dalam menentukan kapasitas adsorpsi ampR. Hasil penelitian ini memberikan kontribusi penting dalam pengembangan teknologi pengolahan air berbasis adsorpsi, khususnya dalam pengendalian kontaminasi ARGs di lingkungan perairan. Temuan ini menunjukkan bahwa pemilihan jenis karbon aktif yang tepat berdasarkan karakteristik fisikokimia dan struktur pori dapat meningkatkan efisiensi penurunan kontaminan genetik. Dengan demikian, penelitian ini memperkuat dasar ilmiah pemanfaatan karbon aktif sebagai salah satu teknologi potensial dalam sistem pengolahan air minum yang lebih aman dan berkelanjutan dalam upaya mitigasi penyebaran resistensi antibiotik di lingkungan.

DAFTAR PUSTAKA

- Alawi, M., Velasco Torrijos, T., & Walsh, F. (2022). Plasmid-mediated antimicrobial resistance in drinking water. *Environmental Advances*, 8, 100-191. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100191>
- Anggreini, S., Aurelly, A. R., Li, W. Q., & Li, F. S. (2024). Fate and behavior of tetracycline resistance genes in activated carbon adsorption. *Journal of Water Resource and Protection*, 16, 1-16. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2024.161001>
- Anggreini, S., Rosadi, M. Y., Yamada, T., Hudori, H., Deng, Z., & Li, F. (2023). Characteristics of organic matter released from drinking water treatment sludge under different storage conditions: Evaluation based on activated carbon adsorbability. *Chemosphere*, 339, 139-679. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139679>
- Anggreini, S., Saputra, A. J., & Sanjaya, L. Q. P. (2025). Characteristics of organic matter released from water treatment sludge in water treatment facilities. *Journal of Civil Engineering and Planning*, 6(1), 149-159. <https://doi.org/10.37253/jcep.v6i1.10441>
- Anggreini, S., Saputra, A. J., & Sanjaya, L. Q. P. (2026). Roles of environmental conditions and ultrasonication in releasing organic matter from biological activated carbon. *Jurnal Teknik Sipil dan Arsitektur*, 31(1), 226-233. <https://doi.org/10.36728/jtsa.v31i1.5899>
- Drigo, B., Brunetti, G., Aleer, S. C., Bell, J. M., Short, M. D., Vasileiadis, S., Turnidge, J., Monis, P. D., Cunliffe, D., & Donner, E. (2021). Inactivation, removal, and regrowth potential of opportunistic pathogens and antimicrobial resistance genes in recycled water systems. *Water Research*, 201, 117-324. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117324>
- Du, L., Ahmad, S., Liu, L., Wang, L., & Tang, J. (2023). A review of antibiotics and antibiotic resistance genes (ARGs) adsorption by biochar and modified biochar in water. *Science of the Total Environment*, 858, 159815. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159815>
- Ghosh, S., Zhang, G., Chen, Y., & Hu, J. (2025). The efficacies of degrading antibiotic resistance genes (ARGs) by applying UV light emitting diodes (UV-LEDs) based advanced oxidation processes (AOPs). *Water Research*, 276, 123-197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123197>
- Gmurek, M., Borowska, E., Schwartz, T., & Horn, H. (2022). Does light-based tertiary treatment prevent the spread of antibiotic resistance genes? Performance, regrowth and future direction. *Science of the Total Environment*, 817, 153-001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153001>

- Kalam, S., Abu-Khamsin, S. A., Kamal, M. S., & Patil, S. (2021). Surfactant adsorption isotherms: A review. *ACS Omega*, 6(48), 32342–32348. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c04661>
- Li, W., Li, J., Bhat, S. A., Wei, Y., Deng, Z., & Li, F. (2021). Elimination of antibiotic resistance genes from excess activated sludge added for effective treatment of fruit and vegetable waste in a novel vermireactor. *Bioresource Technology*, 325, 124–695. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124695>
- Nduli, K., Roux-van der Merwe, R., Thaoge Zwane, M. L., Masindi, V., & Foteinis, S. (2026). Appraisal, attenuation, and remediation of intracellular antibiotic resistance genes in wastewater and drinking water treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 407, 129–878. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.129878>
- Sadabad, H. R., Dooley, J. S. G., Coleman, H. M., O'Hagan, B., Snelling, W. J., & Arnscheidt, J. (2026). Experimental assessment of granular activated carbon's effect on horizontal gene transfer. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 12, 14–35. <https://doi.org/10.1039/d5ew01295c>
- Sari, Y. A., & Rifai, A. I. (2020). Innovative solutions for sewage using food chain reaction (FCR) in Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*, 1655, 012–117. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1655/1/012117>
- Stange, C., Sidhu, J. P. S., Toze, S., & Tiehm, A. (2019). Comparative removal of antibiotic resistance genes during chlorination, ozonation, and UV treatment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 222(3), 541–548. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.02.002>
- Sun, X., Shi, L., Zhang, H., Li, F., Long, Y., & Zhang, D. (2026). Chain-length-dependent adsorption of extracellular DNA on biochar: Behaviors, mechanisms, and structural stability. *Water Research X*, 30, 100–496. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2026.100496>
- Varga, M., ElAbadsa, M., Tatár, E., & Mihucz, V. G. (2019). Removal of selected pharmaceuticals from aqueous matrices with activated carbon under batch conditions. *Microchemical Journal*, 148, 661–672. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.05.038>
- Wang, J., & Chen, X. (2020). Removal of antibiotic resistance genes (ARGs) in various wastewater treatment processes: An overview. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(6), 571–630. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1835124>
- Yoon, Y., Dodd, M. C., & Lee, Y. (2018). Elimination of transforming activity and gene degradation during UV and UV/H₂O₂ treatment of plasmid-encoded antibiotic resistance genes. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4, 1239–1251. <https://doi.org/10.1039/C8EW00200B>
- Yoon, Y., He, H., Dodd, M. C., & Lee, Y. (2021). Degradation and deactivation of plasmid-encoded antibiotic resistance genes during exposure to ozone and chlorine. *Water Research*, 202, 117–408. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117408>
- Zainab, S. M., Junaid, M., Xu, N., & Malik, R. N. (2020). Antibiotics and antibiotic resistant genes (ARGs) in groundwater: A global review on dissemination, sources, interactions, environmental and human health risks. *Water Research*, 187, 116–455. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116455>
- Zhang, T., Lv, K., Lu, Q., Wang, L., & Liu, X. (2021). Removal of antibiotic-resistant genes during drinking water treatment: A review. *Journal of Environmental Sciences*, 104, 414–435. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.12.023>