

Sintesis Karbon Aktif Limbah Lumpur Aktif Industri Gula sebagai Adsorben Limbah Logam Berat Cu(II)

Adhi Setiawan^{1*}, Muhammad Iqbal Ali Bawafi¹, Tarikh Azis Ramadani¹, Indri Santiasih²

¹Program Studi Teknik Pengolahan Limbah, Politeknik Perkapalan Negeri Surabaya (PPNS),

²Program Studi Magister Terapan Teknik Keselamatan dan Resiko, Politeknik Perkapalan Negeri Surabaya (PPNS)
Jl. Teknik Kimia, Kampus ITS Sukolilo, Surabaya, Indonesia 60111

Abstrak

Penelitian ini bertujuan melakukan sintesis karbon aktif dari limbah lumpur aktif unit Sludge Drying Bed (SDB) industri gula sebagai adsorben dan efektifitasnya dalam menurunkan kandungan logam berat Cu(II). Proses karbonasi lumpur aktif dilakukan pada suhu 600°C dilanjutkan dengan aktivasi menggunakan asam sulfat 20%. Hasil penelitian menunjukkan bahwa karbon aktif memiliki kadar air, kadar zat yang menguap, dan daya serap I₂ telah memenuhi SNI. Hasil SEM menunjukkan bahwa morfologi partikel berbentuk granular dengan ukuran rata-rata partikel sebesar 134,3 μm. Luas permukaan spesifik partikel karbon aktif sebesar 1013,63 m²/g. Pengujian karbon aktif untuk adsorpsi logam Cu(II) menunjukkan bahwa peningkatan waktu kontak adsorpsi akan meningkatkan efisiensi penyisihan Cu(II). Peningkatan konsentrasi awal Cu(II) menyebabkan kecenderungan penurunan efisiensi penyisihan Cu(II). Efisiensi penyisihan maksimum Cu(II) diperoleh pada kondisi waktu kontak 40 menit dan konsentrasi awal Cu(II) 12,5 mg/L dengan nilai sebesar 86,32%. Isoterm Adsorpsi karbon aktif mengikuti persamaan Freundlich. Kinetika adsorpsi karbon aktif pada konsentrasi awal Cu(II) sebesar 6,125 dan 12,5 mg/L mengikuti pseudo orde dua sedangkan pada konsentrasi awal Cu(II) sebesar 25 dan 50 mg/L mengikuti pseudo orde satu.

Kata kunci: adsorpsi; isoterm adsorpsi; karbon aktif limbah lumpur; kinetika adsorpsi

Abstract

[Title: Synthesis of Activated Carbon from Sugar Industry Activated Sludge as Adsorbent for Heavy Metal Waste Cu(II)] This study aimed to synthesize activated carbon from activated sludge waste from the sugar industry Sludge Drying Bed (SDB) unit as an adsorbent and its effectiveness in reducing the heavy metal content of Cu (II). The activated sludge carbonation process is carried out at a temperature of 600°C, followed by activation using 20% sulfuric acid. The results showed that activated carbon has moisture and volatile matter content. The results also showed that the absorption capacity I₂ had met SNI. SEM results showed granular particle morphology with an average particle size of 134.3 μm. The specific surface area of the activated carbon particles is 1013.63 m²/g. Testing of activated carbon for adsorption of Cu(II) metal showed that increasing the adsorption contact time would increase the efficiency of Cu(II) removal. The increase in the initial concentration of Cu(II) causes a tendency to decrease the efficiency of Cu(II) removal. The maximum removal efficiency of Cu(II) was obtained at the contact time of 40 minutes, and the initial concentration of Cu(II) was 12.5 mg/L with a value of 86.32%. The isothermal adsorption of activated carbon follows the Freundlich equation. The adsorption kinetics of activated carbon at initial Cu(II) concentrations were 6.125 and 12.5 mg/L following the pseudo-second-order. Meanwhile, the initial Cu(II) concentrations were 25 and 50 mg / L following the pseudo-first-order.

^{*)} Penulis Korespondensi.
E-mail: adhistw23@gmail.com

Keywords: adsorption; adsorption isotherm; waste sludge-base activated carbon; adsorption kinetic

1. Pendahuluan

Perkembangan proses industri yang cukup pesat menyebabkan peningkatan jumlah limbah yang dihasilkan baik dalam bentuk padat, cair, serta gas. Air limbah merupakan salah satu jenis limbah yang seringkali dihasilkan oleh aktifitas proses produksi. Salah satu kandungan air limbah yang berbahaya bagi lingkungan dan kesehatan adalah logam berat. Secara umum kandungan ion logam berat pada air limbah industri diantaranya yaitu Cd(II), Zn(II), Pb(II) dan Cu(II). Tembaga adalah salah satu ion logam berat yang paling umum ada pada air limbah industri (Zare *dkk.*, 2015). Cu(II) memiliki sifat toksik, karsinogenik, dan mutagenik yang memiliki efek berbahaya pada tubuh manusia seperti kerusakan hati, otak dan masalah saraf pusat. Selain itu, Organisasi Kesehatan Dunia (WHO) telah membatasi kandungan tembaga maksimum dalam air minum sebanyak 0,05 mg/L (Yang *dkk.*, 2018). Beberapa proses pengolahan limbah logam berat saat ini dapat dilakukan menggunakan metode ion exchange, presipitasi, membran filtrasi osmosis, serta adsorpsi. Dari beberapa jenis pengolahan tersebut metode adsorpsi memiliki kelebihan antara lain, ekonomis, ramah lingkungan serta dapat diregenerasi (Zare *dkk.*, 2015). Pemanfaatan limbah lumpur aktif yang cukup melimpah merupakan alternatif untuk menghasilkan adsorben yang ekonomis serta proses yang sederhana.

Instalasi pengolahan air limbah pada umumnya memiliki unit pengolahan biologi untuk mendegradasi kandungan organik yang ada di dalam air limbah. Metode pengolahan biologi menggunakan lumpur aktif akan menghasilkan residu lumpur dalam jumlah besar pada saat proses pengendapan sehingga seringkali menimbulkan masalah dalam proses penanganannya. Limbah lumpur aktif pengolahan secara biologi memiliki kandungan polimer ekstraseluler, sel mikroba, mineral, serta nutrisi (Gong *dkk.*, 2014). Proses pengolahan dan pembuangan limbah lumpur aktif diperkirakan memerlukan biaya sebesar 50%-60% dari biaya total pengolahan limbah (Ren, 2004). Proses pengolahan dan pembuangan limbah lumpur aktif selama ini masih bersifat tradisional yang terbatas pada proses penguraian aerobik dan anaerobik, penimbunan, pengomposan, *landfilling*, dan pembakaran (Hadi *dkk.* 2015). Proses pengolahan dengan metode tersebut memerlukan lahan yang cukup luas, biaya yang relatif tinggi serta menimbulkan masalah pencemaran sekunder ke lingkungan (Werther dan Ogada, 1999). Bahkan, proses pembakaran atau insenerasi limbah lumpur aktif menghasilkan polusi udara yang membutuhkan kontrol secara ketat agar tidak menimbulkan problem gangguan terhadap kesehatan dan lingkungan.

Saat ini telah dikembangkan teknologi pirolisis limbah lumpur yang dipertimbangkan sebagai salah satu cara yang efektif dalam menangani limbah lumpur (Li

dkk., 2020). Proses pirolisis limbah lumpur menghasilkan senyawa tar yang dapat dimanfaatkan sebagai bahan bakar cair kendaraan bermotor serta produk gas dengan nilai kalori yang cukup tinggi (Song *dkk.*, 2019). Selain itu, residu hasil proses pirolisis tersebut memiliki kandungan karbon yang tinggi sehingga dapat dimanfaatkan sebagai material karbon aktif (Manara dan Zabaniotou, 2012). Karbon aktif merupakan salah satu jenis adsorben yang seringkali digunakan untuk menghilangkan bahan organik serta logam berat di udara, gas, air minum, serta air limbah (Al Qodah dan Shawabkah, 2009). Hal tersebut disebabkan karbon aktif memiliki struktur pori yang kompleks serta luas permukaan spesifik yang tinggi sehingga memiliki daya serap yang besar.

Beberapa kelebihan karbon aktif yang disintesis dari limbah lumpur aktif antara lain ramah lingkungan, tingkat stabilitas yang baik terhadap bahan kimia dan termal, serta memiliki jumlah yang melimpah (Calisto *dkk.*, 2014). Pemanfaatan karbon aktif dari limbah lumpur aktif selama ini memiliki keterbatasan antara lain luas permukaan spesifik yang rendah, volume pori yang kecil, serta kadar abu yang tinggi sehingga cenderung menurunkan kinerja proses adsorpsi (Ros *dkk.*, 2006). Proses pembuatan karbon aktif pada umumnya meliputi tahapan karbonasi yang dilanjutkan dengan aktivasi. Proses aktivasi karbon aktif dapat dilakukan menggunakan metode fisika, kimia, serta kimia-fisika (Salas-Enriques *dkk.*, 2016). Proses aktivasi secara fisika dan kimia dapat memperbaiki struktur sehingga dapat meningkatkan luas permukaan spesifik partikel sehingga daya adsorpsi meningkat (Wu *dkk.*, 2021). Pada aktivasi karbon aktif secara fisika proses pembentukan pori-pori terjadi pada saat pemanasan pada kondisi atmosfer inert pada interval suhu 700-1100°C. Proses aktivasi secara kimia menggunakan aktifator kimia seperti KOH, ZnCl₂, NaCl, K₂CO₃, H₂SO₄, dan H₃PO₄ serta beberapa jenis lelehan senyawa garam (Xia *dkk.*, 2016).

Beberapa peneliti telah melaporkan hasil penelitian terkait dengan sintesis karbon aktif baik menggunakan metode fisika maupun kimia. Mendez *dkk.* (2005) melakukan sintesis karbon aktif dari pirolisis limbah lumpur domestik dengan aktifator udara panas. Hasil uji BET menunjukkan luas permukaan spesifik karbon aktif tersebut sebesar 100 m²/g serta cukup efektif dalam mengadsorpsi ion Fe³⁺ yang terlarut di dalam air. Guan *dkk.* (2020) melakukan sintesis karbon aktif dengan memanfaatkan limbah lumpur kertas untuk mengadsorpsi kandungan ion Cr(VI) di dalam air limbah. Proses aktivasi menggunakan larutan Na₂CO₃-K₂CO₃. Proses tersebut menghasilkan karbon aktif dengan luas permukaan spesifik antara 801,1-1123,1 m²/g dengan kapasitas adsorpsi mencapai 54,04 mg/g. Shanin *dkk.* (2019) melakukan sintesis adsorben dengan proses kalsinasi limbah lumpur pengolahan air. Proses aktivasi dilakukan

dengan pemanasan pada suhu 500°C selama 4 jam. Proses tersebut menghasilkan adsorben dengan luas permukaan 35 m²/g. Monsalvo *dkk.* (2012) melakukan sintesis karbon aktif dari lumpur limbah domestik sebagai adsorpsi 4-klorofenol. Proses aktivasi lumpur kering menggunakan udara sebagai aktifator. Karakteristik BET menunjukkan luas permukaan spesifik tidak melebihi 250 m²/g. Rio *dkk.* (2006) melakukan sintesis karbon aktif dari limbah lumpur domestik dengan aktivasi *steam* sebagai adsorben untuk emisi industri. Karbon aktif yang teraktivasi menggunakan *steam* memiliki luas permukaan spesifik sebesar 226 m²/g. Hasil penelitian sebelumnya menunjukkan bahwa proses sintesis karbon aktif hanya terbatas pada proses aktivasi secara fisika. Penggunaan metode aktivasi fisika-kimia menggunakan kombinasi karbonasi serta aktifator H₂SO₄ belum dijelaskan secara detail pada penelitian sebelumnya terutama pada sintesis karbon aktif dengan menggunakan lumpur aktif dari industri gula.

Penelitian ini bertujuan menganalisis karakteristik karbon aktif dari limbah lumpur aktif unit *Sludge Drying Bed* (SDB) industri gula dengan aktifator H₂SO₄ serta efektifitasnya dalam mengadsorpsi logam berat Cu(II). Efektifitas adsorpsi Cu(II) dianalisis berdasarkan pengaruh konsentrasi awal Cu(II) dan waktu kontak terhadap efisiensi penyisihan Cu(II) di dalam air limbah. Hasil proses adsorpsi selanjutnya dianalisis lebih lanjut untuk mengetahui mekanisme isoterm adsorpsi dan kinetika proses adsorpsi karbon aktif.

2. Bahan dan Metode

2.1 Alat dan Bahan

Alat yang digunakan pada penelitian ini antara lain oven (Binder ED 56), *furnace* (Muffle), ayakan 80 mesh, neraca analitik (Shimadzu AY 220), *hot plate and magnetic stirrer* (Thermo Scientific Cimarec II), *Scanning Electron Microscope* (SEM Inspect-S50), *Fourier Transform Infrared* (FTIR Shimadzu IRPrestige 21), peralatan BET (Quantachrome Nova 4200e). Bahan yang digunakan pada penelitian ini antara lain CuSO₄·5H₂O (Merck), H₂SO₄ (Merck), dan NaOH (Merck), dan limbah lumpur aktif dari unit SDB industri gula.



Gambar 1. Warna karbon aktif (a) sebelum aktivasi

2.2 Sintesis Karbon Aktif

Proses sintesis karbon aktif dari limbah lumpur terbagi menjadi tahapan preparasi, karbonasi, serta aktivasi secara kimia. Tahapan preparasi dilakukan dengan mengambil 1 kg limbah lumpur aktif yang dilanjutkan dengan proses pengeringan menggunakan sinar matahari selama 7 hari. Limbah lumpur aktif yang hamper kering selanjutnya dipanaskan ke dalam oven pada suhu 105°C selama 24 jam sehingga diperoleh padatan lumpur yang telah mengering secara sempurna. Padatan lumpur yang telah kering dihaluskan serta diayak dengan ayakan berukuran 80 mesh agar diperoleh ukuran yang homogen.

Proses karbonasi padatan lumpur yang telah halus dilakukan dengan pemanasan pada suhu 600°C selama 1 jam. Sampel selanjutnya didinginkan di dalam desikator serta dilanjutkan dengan aktivasi menggunakan larutan H₂SO₄ 20% pada suhu 85°C selama 7 jam. Sampel kemudian dibilas dengan aquades sampai pH netral dan keringkan di dalam oven pada suhu 105°C selama 24 jam.

2.3 Karakterisasi Karbon Aktif

Karbon aktif yang telah terbentuk dari proses aktivasi selanjutnya dilakukan karakterisasi. Morfologi dan ukuran karbon aktif dianalisis menggunakan *Scanning Electron Microscope* (SEM) yang dioperasikan pada 20 KV. Struktur kimia yang menunjukkan gugus fungsi dianalisis menggunakan metode *Fourier Transform Infrared* (FTIR) pada bilangan gelombang 4000-500 cm⁻¹. Luas permukaan spesifik karbon aktif dianalisis menggunakan metode Brunauer-Emmett-Teller (BET).

Pengujian kualitas karbon aktif dilakukan untuk mengetahui kadar air, kadar zat menguap, kadar abu, kadar karbon terikat, dan daya serap iodin. Analisis tersebut menggunakan metode gravimetri berdasarkan SNI 06-3730-1995.

2.4 Adsorpsi Cu(II) oleh Karbon Aktif

Karbon aktif yang telah teraktivasi selanjutnya diuji daya adsorpsinya terhadap logam Cu(II). Proses adsorpsi dilakukan secara batch pada suhu normal. Proses adsorpsi dilakukan mengontakkan 1,25 g karbon aktif dengan 100 mL (12,5 g/L) larutan Cu(II) pada pH 4 disertai dengan pengadukan pada kecepatan sebesar 200 rpm. Variasi konsentrasi awal Cu(II) yang digunakan pada proses adsorpsi pada penelitian ini antara lain 6,125; 12,5; 25; dan 50 mg/L sedangkan waktu kontak adsorpsi menggunakan variasi waktu 10, 20, 30, dan 40 menit. Setelah proses adsorpsi selesai, larutan dan karbon aktif selanjutnya dipisahkan menggunakan kertas saring. Konsentrasi Cu(II) sebelum dan setelah proses adsorpsi dianalisis menggunakan *Atomic Adsorption Spectrophotometry* (AAS). Besarnya efisiensi penyisihan Cu(II) proses adsorpsi serta kapasitas adsorpsi dapat dihitung menggunakan Persamaan 1 sampai dengan 3.

Tabel 1. Hasil pengujian kualitas karbon aktif

Parameter	Satuan	Standar	Hasil Uji
Kadar air	%	Maks. 15	9,11
Kadar zat menguap	%	Maks. 25	16,06
Kadar abu	%	Maks. 10	33,01
Kadar <i>fix</i> karbon	%	Min. 65	50,93
Daya Serap I ₂	mg/g	Min. 750	753,4

$$\% \text{ penyisihan} = \frac{C_o - C_t}{C_t} 100\% \quad (1)$$

$$Q_t = \frac{C_o - C_t}{W} V \quad (2)$$

$$Q_e = \frac{C_o - C_e}{W} V \quad (3)$$

Dimana Q_t dan Q_e merupakan kapasitas adsorpsi logam berat (mg/g) pada saat t menit dan pada saat setimbang. C_o , C_t , dan C_e masing-masing merupakan konsentrasi awal, konsentrasi pada saat t , dan konsentrasi setimbang dari logam berat (mg/L). Pendekatan kondisi kesetimbangan dilakukan dengan melakukan proses menggunakan kondisi dosis adsorben dan konsentrasi awal yang sama seperti sebelumnya namun menggunakan waktu kontak selama 24 jam (Sulaimani dan Kaghazchi, 2008).

2.5 Isoterm Adsorpsi Karbon Aktif

Mekanisme proses penyisihan Cu(II) oleh karbon aktif limbah lumpur dianalisis menggunakan model persamaan isoterm adsorpsi Freundlich (4) dan Langmuir (5) (Yi *dkk.*, 2016).

$$\log Q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (4)$$

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{C_e}{Q_{\max}} + \frac{1}{bQ_{\max}} \quad (5)$$

Dimana K_F menunjukkan konstanta Freundlich (mg.(L/mg)^{1/n}), K_L menunjukkan konstanta Langmuir (L/mg), dan Q_{\max} menunjukkan kapasitas adsorpsi maksimum (mg/g). Nilai konstanta K_F diperoleh dari plot data $\log Q_e$ vs $\log C_e$ dan diregresi secara linear sehingga diperoleh slope sebesar $1/n$. Nilai konstanta Q_{\max} diperoleh plot data C_e/Q_e vs C_e dan diregresi linear sehingga diperoleh slope sebesar $1/Q_{\max}$.

2.6 Kinetika Adsorpsi Karbon Aktif

Kinetika adsorpsi karbon aktif limbah lumpur dapat ditentukan melalui regresi persamaan kinetika pseudo orde satu dan pseudo orde dua (Martini *dkk.*, 2020). Persamaan kinetika pseudo orde satu (6) dan pseudo orde dua (7) dapat dinyatakan pada Persamaan 6 dan 7.

Tabel 2. Hasil pengujian BET karbon aktif

Parameter	Satuan	Hasil Uji
Luas permukaan spesifik	m ² /g	1013,63
Volume pori spesifik	cm ³ /g	1,11
Diameter pori	nm	2,19

$$\text{Log}(Q_e - Q_t) = \text{Log} Q_e - \frac{k_1}{2,303} t \quad (6)$$

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{k_2 Q_e^2} + \frac{1}{Q_e} t \quad (7)$$

Dengan Q_t , k_1 , k_2 , dan t masing-masing merupakan massa adsorbat yang diserap pada saat t menit, k_1 merupakan konstanta kinetika pseudo orde satu (menit⁻¹), konstanta kinetika pseudo orde dua (g/mg.menit) dan t merupakan waktu kontak (menit). Penentuan parameter k_1 dapat dilakukan dengan plot linear data $\text{Log}(Q_e - Q_t)$ vs t sehingga memberikan slope sebesar $-k_1/2,303$. Penentuan parameter k_2 dapat dilakukan dengan plot linear data t/Q_t vs t sehingga dapat diperoleh slope sebesar $1/Q_e$.

3. Hasil dan Pembahasan

3.1 Karakteristik Karbon Aktif

Tahapan proses pembuatan karbon aktif menjadi lumpur aktif terdapat tahapan yaitu preparasi, karbonasi, dan aktivasi. Perbandingan hasil sebelum dan setelah proses aktivasi terdapat pada Gambar 1. Terlihat perbedaan warna dari sebelum dan sesudah aktifasi. Hal itu diindikasikan pada suhu $>300^\circ\text{C}$ unsur-unsur yang ada pada lumpur aktif terdekomposisi dalam bentuk gas seperti H₂, CH₄, tar, methanol, dan hidrokarbon.

Tabel 1 menunjukkan hasil pengujian kualitas dari sampel karbon aktif dari sampel karbon aktif yang telah diaktifasi. Hasil pengujian kualitas menunjukkan bahwa sampel karbon aktif telah memenuhi standar pada parameter kadar air, kadar zat menguap, serta daya serap iodin. Rendahnya kadar air yang terkandung di dalam karbon aktif disebabkan oleh penggunaan aktifator H₂SO₄ yang bersifat higroskopis sehingga dapat menyerap kandungan air, zat volatil, serta senyawa tar di dalam pori-pori karbon aktif sehingga dapat mengarah pada meningkatnya ukuran dan volume pori yang menyebabkan daya serap karbon aktif akan meningkat (Sani, 2011). Tingginya daya serap tersebut ditunjukkan dengan nilai parameter daya serap iodin yang telah memenuhi standar kualitas karbon aktif. Semakin tinggi daya serap iodin karbon aktif maka semakin baik kualitas karbon aktif. Selain itu, kemampuan karbon aktif dalam adsorpsi iodin juga dipengaruhi oleh durasi aktivasi. Durasi aktivasi yang semakin lama dapat meningkatkan bilangan iodin suatu adsorben dengan

ditandai meningkatnya kandungan karbon dalam adsorben (Noer *dkk.*, 2014). Hasil pengujian parameter kadar abu dan kadar *fix* karbon masih belum memenuhi standar spesifikasi karbon aktif berdasarkan SNI 06-3730-1995. Hasil parameter kadar abu dan kadar *fix* karbon masih lebih tinggi dibandingkan dengan hasil yang diperoleh Li *dkk.* (2020). Hasil penelitian tersebut menunjukkan bahwa karbon aktif limbah *sewage sludge* dengan activator HCl memiliki kadar abu dan *fix* karbon masing-masing sebesar 33,43% dan 32,65%.

Hasil pengujian BET pada Tabel 2 menunjukkan bahwa karbon aktif yang telah teraktivasi memiliki luas permukaan spesifik sebesar 1013,63 m²/g, volume pori spesifik sebesar 1,11 cm³/g, serta diameter pori rata-rata sebesar 2,19 nm. Hasil tersebut berkorelasi dengan nilai daya serap karbon aktif terhadap I₂ yang relatif lebih tinggi dibandingkan nilai standar kualitas karbon aktif. Luas permukaan spesifik adsorben yang tinggi dapat menghasilkan daya adsorpsi yang cukup besar. Beberapa penelitian serupa telah melaporkan hasil pengujian BET dari karbon aktif yang disintesis dari lumpur. Li *dkk.* (2020) mensintesis karbon aktif dari pirolisis lumpur hasil proses sedimentasi sekunder. Proses aktivasi menggunakan 8 mol/L ZnCl₂ dilanjutkan aktivasi pada suhu 800 °C selama 1 jam. Hasil karakterisasi BET menunjukkan bahwa karbon aktif yang diperoleh memiliki luas permukaan spesifik 765,8 m²/g dan diameter pori rata-rata 3,75 nm. Monsalvo *dkk.* (2011) mensintesis karbon aktif dari limbah lumpur unit pengolahan *sequencing batch reactor* (SBR) industri kosmetik. Karbon aktif yang dihasilkan pada penelitian tersebut memiliki luas permukaan sebesar 97 m²/g menggunakan aktivasi udara panas pada suhu 800 °C selama 4 jam.

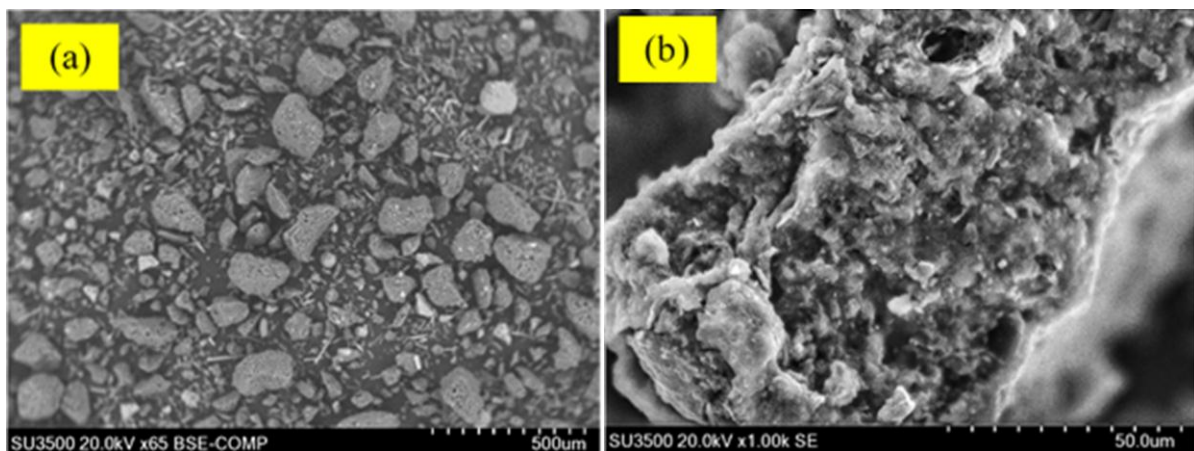
Gambar 2 menunjukkan hasil SEM karbon aktif

yang telah teraktivasi. Hasil penelitian menunjukkan bahwa karbon aktif berbentuk granular dengan ukuran rata-rata partikel sebesar 134,3 µm, memiliki morfologi permukaan yang tidak teratur serta berpori. Bentuk morfologi yang tidak teratur disebabkan adanya pengaruh senyawa tar dan *volatile* yang tidak terdekomposisi secara sempurna (Gong *dkk.*, 2019). Hal tersebut didukung dengan hasil pengujian kadar *fix* karbon yang masih belum memenuhi standar.

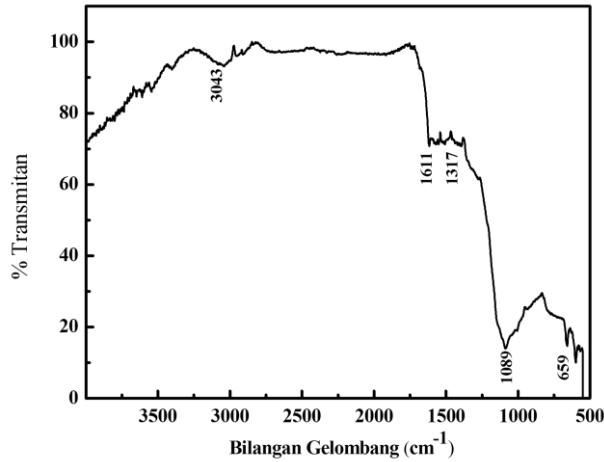
Gambar 3 menunjukkan spektra FTIR dari karbon aktif yang telah teraktivasi. Hasil identifikasi menunjukkan terdapat pita serapan pada bilangan gelombang 659 cm⁻¹ yang mengindikasikan adanya gugus C–H/N–H tipe senyawa aromatik. Pita serapan pada bilangan gelombang 1089 cm⁻¹ mengindikasikan adanya C–O *stretching* dengan tipe senyawa alkohol, ester, dan eter. Pita serapan 1317 cm⁻¹, diindikasikan adanya gugus C–H dengan tipe senyawa alkena dan fenol. Pita serapan 1616 cm⁻¹ mengindikasikan adanya gugus C=O *bending* dengan kemungkinan tipe senyawa keton, aldehid, asam karboksilat (Martini *dkk.*, 2020). Pada pita serapan didaerah 3043 cm⁻¹, diindikasikan adanya gugus O–H *stretching* dengan tipe senyawa air (Kumar dan Jena, 2015).

3.2 Proses Adsorpsi Karbon Aktif

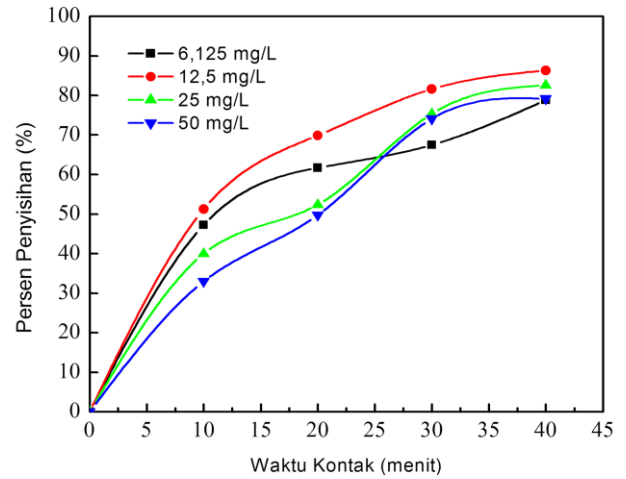
Gambar 4 menunjukkan pengaruh waktu kontak adsorpsi dan konsentrasi awal Cu(II) terhadap efisiensi penyisihan Cu(II). Hasil penelitian menunjukkan bahwa peningkatan waktu kontak adsorpsi akan meningkatkan efisiensi penyisihan Cu(II). Waktu kontak memiliki pengaruh besar terhadap daya adsorpsi. Venugopal dan Mohanty (2011) melaporkan bahwa peningkatan waktu kontak memungkinkan proses difusi dan penempelan molekul adsorbat berlangsung lebih baik, namun pada kondisi situs aktif telah jenuh akan terjadi penurunan kapasitas penyerapan.



Gambar 2. SEM karbon aktif pada perbesaran (a) 65x (b) 1000x



Gambar 3. Spektra FTIR karbon aktif



Gambar 4. Adsorpsi karbon aktif terhadap logam Cu(II)

Peningkatan efisiensi penyisihan Cu(II) meningkat secara tajam pada waktu adsorpsi 20 menit pertama sedangkan setelah melebihi waktu adsorpsi 20 menit peningkatan efisiensi penyisihan Cu(II) terjadi secara lambat. Hal ini disebabkan pada awal waktu adsorpsi ketersediaan situs penyerap polutan di dalam karbon aktif relatif besar sehingga menimbulkan interaksi yang kuat antara partikel polutan dengan adsorben (Sen *dkk.*, 2011). Pada waktu kontak 40 menit diperkirakan proses adsorpsi hampir mencapai titik kesetimbangan. Hal tersebut dapat diamati dari nilai efisiensi penyisihan mendekati nilai konstan.

Hasil penelitian pada Gambar 4 menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan maksimal diperoleh pada kondisi konsentrasi awal Cu(II) 12,5 mg/L serta waktu kontak 40 menit dengan persen penyisihan sebesar 86,32%. Beberapa penelitian serupa telah melaporkan penggunaan bahan biomassa sebagai adsorben logam berat. Martini *dkk.* (2020) melaporkan bahwa penggunaan kulit kayu putih sebagai adsorben logam berat Cr (III), COD, dan oil pada industri petroleum. Efisiensi maksimum penyisihan Cr (III), COD, dan oil

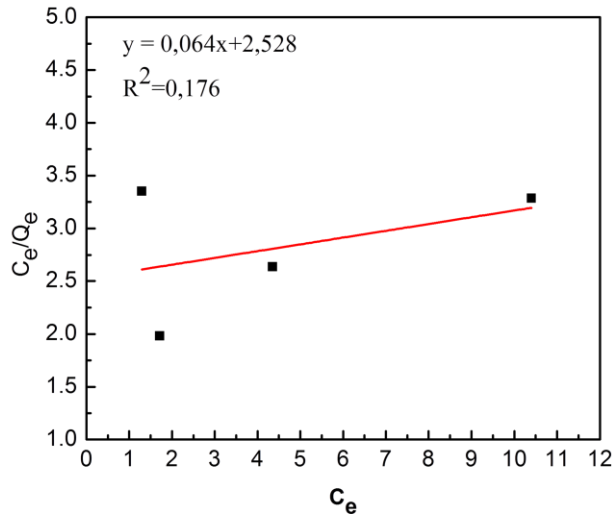
masing-masing sebesar 61, 80, dan 91% dengan kondisi waktu kontak 100 menit, pH 3, serta dosis 10 g/L. Huan Li *dkk.* (2020) memanfaatkan limbah lumpur dari tangki sedimentasi sekunder sebagai karbon aktif untuk mengadsorpsi dimetil ftalat. Efisiensi maksimum penyisihan dimetil ftalat diperoleh sebesar 87% pada kondisi waktu kontak 30 menit dan dosis adsorben 0,2 g/L.

3.2 Isoterm Adsorpsi

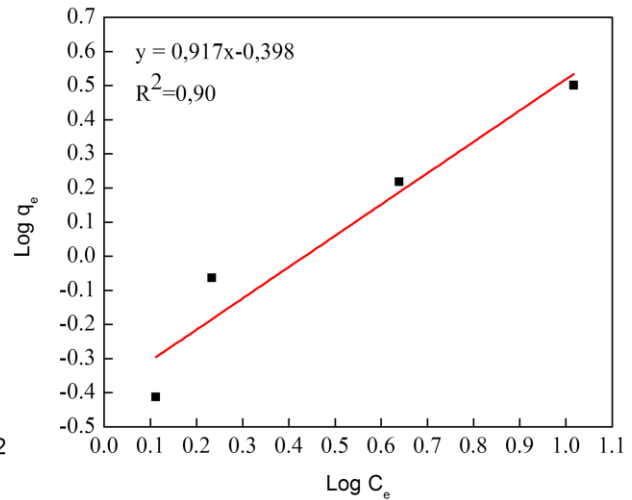
Pemodelan isoterm adsorpsi dilakukan untuk membantu memahami interaksi antara adsorbat dan adsorben pada saat sistem mencapai kesetimbangan. Hasil plot dan fitting parameter dengan regresi linier sebagaimana ditunjukkan pada Gambar 4, Gambar 5, dan Tabel 3 menunjukkan bahwa model isothermal adsorpsi Cu(II) pada karbon aktif limbah lumpur memiliki kecenderungan memenuhi Model Freunlich. Hal tersebut didasarkan pada nilai koefisien korelasi (R^2) yang mendekati nilai 1. Adsorpsi ion Cu(II) oleh karbon aktif dari lumpur aktif yang sesuai dengan pola isoterm adsorpsi Freundlich mengindikasikan bahwa adsorpsi di permukaan adsorben terjadi pada situs aktif yang bersifat heterogen dan jumlah adsorbat yang teradsorpsi per berat adsorben berhubungan dengan konsentrasi ion Cu(II) yang teradsorpsi pada saat setimbang (Tahad dan Sanjaya, 2017). Ion Cu(II) menempel dengan gaya Van Der Waals di dinding pori karbon aktif. Semakin besar nilai K_F maka semakin besar kemampuan adsorben dalam mengadsorpsi, begitu juga untuk kekuatan interaksi antara adsorben dan adsorbat dapat dilihat dari nilai n , semakin besar nilai n maka semakin kuat interaksi antara adsorben dengan adsorbat.

Tabel 3. Parameter model isoterm adsorpsi

Parameter	Nilai
Langmuir	
Q_{max} (mg/g)	15,576
K_L (L/mg)	0,025
R^2	0,176
Freunlich	
K_F	0,399
n	1,091
R^2	0,90



Gambar 5. Grafik Model adsorpsi isotermal Freunlich



Gambar 4. Grafik Model adsorpsi isotermal Langmuir

3.3 Kinetika Adsorpsi

Kinetika adsorpsi dilakukan untuk mengobservasi mekanisme penyerapan ion Cu(II) oleh adsorben karbon karbon aktif dari lumpur aktif. Model kinetika adsorpsi yang digunakan yaitu pseudo orde satu dan pseudo orde dua. Tabel 4 menunjukkan parameter kinetika dari proses adsorpsi yang diperoleh melalui regresi linear dari masing-masing persamaan kinetika tersebut. Pada model *pseudo* orde satu dilakukan plot antara $\log(Q_e - Q_t)$ v.s. t sedangkan pada model *pseudo* orde dua dilakukan plot antara t/Q_t v.s. t . Pemilihan kesesuaian model didasarkan pada pemilihan nilai koefisien korelasi (R^2) yang mendekati dengan 1.

Hasil analisis data yang disajikan pada Tabel 4 menunjukkan konsentrasi awal Cu(II) mempengaruhi model kinetika adsorpsi. Pada konsentrasi Cu(II) sebesar 6,125 mg/L dan 12,5 mg/L model kinetika adsorpsi cenderung mengikuti *pseudo* orde dua. Pada konsentrasi Cu(II) sebesar 25 mg/L dan 50 mg/L model kinetika adsorpsi cenderung mengikuti *pseudo* orde satu. Hal tersebut didasarkan pada nilai R^2 yang paling mendekati 1 Hasil penelitian menunjukkan bahwa peningkatan konsentrasi awal Cu(II) dari 6,25 mg/L sampai dengan 50 mg/L menyebabkan pergeseran orde reaksi dari orde dua

menuju ke orde satu. Hal tersebut sesuai dengan hasil penelitian yang dilaporkan oleh Azizian (2004). Proses adsorpsi dengan konsentrasi awal larutan adsorbat yang tinggi cenderung mengikuti persamaan orde satu sedangkan pada konsentrasi awal adsorbat yang rendah kinetika adsorpsi akan cenderung mengikuti kinetika *pseudo* orde dua. Ho dan Mc Kay (1998) dalam penelitiannya melaporkan kinetika adsorpsi *Basic Blue 69* menggunakan *peat* pada konsentrasi 20 dan 200 mg/L. Hasil penelitian menunjukkan bahwa pada konsentrasi 20 mg/L mengikuti kinetika *pseudo* orde dua sedangkan pada konsentrasi 200 mg/L mengikuti kinetika *pseudo* orde satu.

4. Kesimpulan

Hasil penelitian menunjukkan bahwa karbon aktif yang disintesis dari lumpur aktif memiliki kadar air, kadar zat yang menguap, dan daya serap I_2 sudah memenuhi SNI karbon aktif. Karbon aktif memiliki morfologi berbentuk granular dengan ukuran rata-rata sebesar 134,3 μm , berpori serta luas permukaan spesifik sebesar 1013,63 m^2/g . Hasil FTIR menunjukkan bahwa karbon aktif mengandung gugus C-H/N-H aromatik, C-O *stretching*, dan C=O *bending*. Hasil pengujian adsorpsi menunjukkan bahwa peningkatan waktu kontak adsorpsi cenderung meningkatkan efisiensi penyisihan Cu(II). Peningkatan konsentrasi awal Cu(II) menyebabkan kecenderungan penurunan efisiensi penyisihan C(II). Efisiensi penyisihan maksimum Cu(II) diperoleh pada kondisi waktu kontak 40 menit dan konsentrasi awal Cu(II) 12,5 mg/L dengan nilai sebesar 86,32%. Mekanisme isoterm adsorpsi karbon aktif mengikuti persamaan Freundlich. Kinetika adsorpsi karbon aktif pada konsentrasi awal Cu(II) sebesar 6,125 dan 12,5 mg/L mengikuti *pseudo* orde dua sedangkan pada konsentrasi awal Cu(II) sebesar 25 dan 50 mg/L mengikuti *pseudo* orde satu.

Tabel 4. Parameter kinetika adsorpsi

Model Kinetika	Konsentrasi Cu (II) (mg/L)			
	6,125	12,5	25	50
Pseudo Orde 1				
k_1 (min^{-1})	0,0202	0,0711	0,1004	0,0483
R^2	0,987	0,980	0,889	0,896
Pseudo Orde 2				
k_2 (mg/g.min)	0,0202	0,0123	0,0040	0,5080
R^2	0,999	0,999	0,832	0,774

Ucapan Terima Kasih

Terima kasih disampaikan kepada Laboratorium Pengolahan Limbah Teknik Pengolahan Limbah Politeknik Perkapalan Negeri Surabaya yang telah memberikan fasilitas terhadap terlaksananya penelitian.

Daftar Pustaka

- Al Qodah, Z., & Shawabkah, R. (2009). Production and Characterization of Granular Activated Carbon from Activated Sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 26(1), 1–10.
- Azizian, S. (2004). Kinetic Models of Sorption: A Theoretical Analysis. *Journal of Colloid and Interface Science*, 276(1), 47–52.
- Calisto, V., Ferreira, C.I.A., Santos, S.M., Gil, M.V., Otero, M., & Esteves, V.I. (2014). Production of Adsorbents by Pyrolysis of Paper Mill Sludge and Application on the Removal of Citalopram from Water. *Bioresource Technology*, 166, 335–344.
- Gong, K., Li, X., Liu, H., Cheng, X., Sun, D., Shao, Q., Dong, M., Liu, C., Wu, S., Ding, T., Qiu, B., & Guo, Z. (2019). Residue Metals and Intrinsic Moisture In Excess Sludge Influenced Pore Formation in the Excess Sludge Derived Activated Carbon. *Carbon*, 156, 320–328.
- Gong, M., Zhu, W., Xu, Z.R., Zhang, H.W., & Yang, H.P. (2014). Influence of Sludge Properties on The Direct Gasification of Dewatered Sewage Sludge in Supercritical Water. *Renewable Energy*, 66, 605–611.
- Guan, Q., Gao, K., Ning, P., Mia, R., & He, L. (2020). Value-Added Utilization of Paper Sludge: Preparing Activated Carbon for Efficient Adsorption of Cr(VI) and Further Hydrogenation of Furfural. *Science of the Total Environment*, 741, 140265.
- Hadi, P., Xu, M., Ning, C., Sze Ki Lin, C., & McKay, G. (2015). A Critical Review on Preparation, Characterization and Utilization of Sludge-Derived Activated Carbons for Wastewater Treatment. *Chemical Engineering Journal*, 260, 895–906.
- Ho, Y.S. & Mckay, G. (1998). Kinetic Models for the Sorption of Dye From Aqueous Solution by Wood. *Transactions of the Institution of Chemical Engineers*, 76, 183–191.
- Kumar, A., & Jena, H.M. (2015). High Surface Area Microporous Activated Carbons Prepared From Fox Nut (*Euryale Ferox*) Shell by Zinc Chloride Activation. *Applied Surface Science*, 356, 753-761.
- Li, Y.H., Chang, F.M., Huang, B., Song, Y.P., Zhao, H.Y., & Wang, K.J. (2020). Activated Carbon Preparation from Pyrolysis Char of Sewage Sludge and Its Adsorption Performance for Organic Compounds in Sewage. *Fuel*, 266, 1–11.
- Manara, P., & Zabaniotou, A. (2012). Towards Sewage Sludge Based Biofuels via Thermochemical Conversion—A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(5), 2566–2582.
- Martini, S., Afroze, S., & Roni, K.A. (2020). Modified Eucalyptus Bark as a Sorbent for Simultaneous Removal of COD, Oil, and Cr(III) From Industrial Wastewater. *Alexandria Engineering Journal*, 59(3), 1637–1648.
- Méndez, A., Gascó, G., Freitas, M.M.A., Siebielec, G., Stuczynski, T., & Figueiredo, J.L. (2005). Preparation of carbon-based adsorbents from pyrolysis and air activation of sewage sludges. *Chemical Engineering Journal*, 108, 169–177.
- Monsalvo, V.M., Mohedano, A.F., & Rodriguez, J.J. (2012). Adsorption of 4-Chlorophenol by Inexpensive Sewage Sludge-Based Adsorbents. *Chemical Engineering Research and Design*, 90(11), 1807–1814.
- Noer, A.A., Awitdrus, A., & Usman, M. (2014). Pembuatan Karbon Aktif dari Pelepah Kelapa Sawit Menggunakan Aktivator H₂O Sebagai Adsorben. *Jurnal Online mahasiswa (JOM)*, 1(2), 42–47.
- Ren, S. (2004). Assessing Wastewater Toxicity to Activated Sludge: Recent Research and Developments. *Environment International*, 30(8), 1151–1164.
- Rio, S., Coq, L.Le., Faur, C., Lecomte, D., & Cloirec, P.Le. (2006). Preparation of Adsorbents from Sewage Sludge by Steam Activation for Industrial Emission Treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 84(4), 258-264.
- Ros, A, Lillo-Rodenas, M.A, Fuente, E., Montes-Morán, M.A., Martín, M.J., & Linares-Solano, A. (2006). High Surface Area Materials Prepared from Sewage Sludge-Based Precursors. *Chemosphere*, 65(1), 132–140.
- Salas-Enríquez, B.G., Torres-Huerta, A.M., Dominguez-Crespo, M.A., Diaz-Garcia, L., & Negrete-Rodriguez, M.L.X. (2016). Activated Carbon Production from the *Guadua Amplexifolia* Using a Combination of Physical and Chemical Activation. *Journal of Thermal Analysis & Calorimetry*, 124, 1383–1398.
- Sani, S. (2011). Pembuatan Karbon Aktif Dari Tanah Gambut. *Jurnal Teknik Kimia*, 5(2), 400–406.
- Sen, T. K., Afroze, S., & Ang, H.M. (2011). Equilibrium, Kinetics And Mechanism of Removal of Methylene Blue From Aqueous Solution by Adsorption Onto Pine Cone Biomass of *Pinus Radiata*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218, 499–515.

- Shanin, S.A., Mossad, M., & Fouad, M. (2019). Evaluation of Copper Removal Efficiency Using Water Treatment Sludge. *Water Science and Engineering*, 12(1), 37–44.
- Soleimani, M., & Kaghazchi, T. (2008). Adsorption of Gold Ions from Industrial Wastewater Using Activated Carbon Derived from Hard Shell of Apricot Stones—An Agricultural Waste. *Bioresource Technology*, 99, 5374–5383.
- Song, Q., Zhao, H.Y., Jia, J.W., Zhang, F., Wang, Z.P., Lv, W., Yang, Li., Zhang, W., Zhang, Yi., & Shu, X. (2019). Characterization of the Products Obtained by Pyrolysis of Oil Sludge with Steel Slag in a Continuous Pyrolysis-Magnetic Separation Reactor. *Fuel*, 255, 1–12.
- Tahad, A. & Sanjaya, A.A. (2017). Isoterm Freundlich, Model Kinetika dan Penentuan Laju Reaksi Adsorpsi Besi dengan Arang Aktif dari Ampas Kopi. *Jurnal Chemurgy*, 1(2), 13–21.
- Venugopal V., & Mohanty, K. 2011. Biosorptive uptake of Cr (VI) from aqueous solutions by Parthenium Hysterophorus Weed : Equilibrium, Kinetics, and Thermodynamic Studies. *Chemical Engineering Journal*, 174(1), 151-158.
- Werther, J., & Ogada, T. (1999). Sewage Sludge Combustion. *Progress in Energy Combustion Science*, 25(1), 55–116.
- Wu, C., Li, L., Zhou, H., Ai, J., Zhang, H., Tau, J., Wang, D., Zhang, W. (2021). Effects of Chemical Modification on Physicochemical Properties and Adsorption Behavior of Sludge-Based Activated Carbon. *Journal of Environmental Sciences*, 100, 340–351.
- Yang, X., Liu, L., Tan, W., Qiu, G., & Liu, F. (2018). High-Performance Cu²⁺ Adsorption of Birnessite Using Electrochemically Controlled Redox Reactions. *Journal of Hazardous Materials*, 345, 107–115.
- Yi, Z., Yao, J., Zhu, M., Chen, H., Wang, F., & Liu, X. (2016). Kinetics, Equilibrium, and Thermodynamics Investigation on the Adsorption of Lead(II) by Coal-Based Activated Carbon, *Springerplus*, 5, 1–12.
- Zare, H., Heydarzade, H., Rahimnejad, M., Tardast, A., Seyfi, M., & Peyghambarzadeh, S.M. (2015). Dried Activated Sludge As an Appropriate Biosorbent for Removal of Copper (II) Ions. *Arabian Journal of Chemistry*, 8, 858–864.