

ADSORPSI BAHAN ORGANIK ALAMI (BOA) AIR GAMBUT PADA TANAH LEMPUNG GAMBUT ALAMI DAN TERAKTIVASI: STUDI KESETIMBANGAN ISOTERM DAN KINETIKA ADSORPSI

Mahmud¹⁾, Suprihanto Notodarmojo²⁾, Tri Padmi²⁾, Prayatni Soewondo²⁾

Abstrak- Tanah lempung gambut (TLG) merupakan tanah lempung yang berada di bawah lapisan tanah gambut. Keberadaannya di Indonesia sangat berlimpah dan potensial digunakan sebagai adsorben murah. Penelitian ini bertujuan untuk menentukan model isoterm dan model kinetika yang sesuai pada adsorpsi bahan organik alami (BOA) terhadap TLG, sehingga dapat membantu mempelajari mekanisme penyisihan yang terjadi. Fraksi BOA yang hidrofobik dan BOA dengan BM besar memberikan kontribusi yang paling besar terhadap warna air gambut. Pada pH asam, komponen BOA air gambut dengan SUVA rendah (fraksi hidrofilik dan BM rendah) lebih baik disisihkan oleh adsorben TLG, dan sebaliknya pada pH yang lebih tinggi komponen BOA dengan SUVA tinggi yaitu BOA dengan karakter hidrofobik, aromatik dan BM tinggi dapat disisihkan dengan lebih baik. Pada tahap-tahap awal adsorpsi sampai waktu kontak 10 menit, fraksi BOA dengan SUVA besar merupakan fraksi BOA yang paling mudah diadsorpsi oleh TLG, dan pada tahap selanjutnya yaitu waktu kontak >10menit, TLG dapat mengadsorpsi fraksi BOA dengan SUVA kecil. Model isoterm Langmuir merupakan model isoterm yang sesuai untuk adsorpsi BOA air gambut terhadap TLG alami, sedangkan model isoterm Freundlich sesuai untuk adsorpsi BOA terhadap TLG teraktivasi dan PAC. Model kinetika pseudo-second-order adalah model kinetika yang cocok digunakan untuk adsorpsi BOA air gambut terhadap ketiga jenis adsorben: TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC.

Kata kunci: tanah lempung gambut, bahan organik alami, hidrofobik, hidrofilik

PENDAHULUAN

BOA merupakan salah satu parameter kunci kualitas air, yang mempengaruhi proses pengolahan air minum (Matilainen dkk., 2010). BOA bertanggung jawab terhadap pembentukan produk-samping disinfeksi, menyebabkan pertumbuhan kembali biologi dalam sistem distribusi air, kontributor utama yang menyebabkan masalah warna, rasa dan bau, dan juga transport polutan anorganik dan organik (Kim dkk., 2006). BOA dalam air dapat disisihkan melalui proses pengolahan tradisional seperti koagulasi secara kimia (Yan dkk., 2008; Lu dan Su, 2007) atau dengan proses adsorpsi (Genz dkk., 2008; Lu dan Su, 2007; Chang dkk., 2004).

Tanah lempung gambut (TLG) sangat potensial digunakan sebagai adsorben yang murah, baik dalam pengolahan air bersih maupun air limbah. Keberadaan lahan gambut di Indonesia sangat besar dan

potensial. Lahan gambut banyak ditemukan terutama di pulau Sumatera 8,2 juta Ha; Kalimantan 6,8 juta Ha dan Papua sebanyak 4,4 juta Ha (Dwiyono dan Rachman, 1996). Tanah lempung gambut (TLG) merupakan tanah lempung yang berada di bawah lahan gambut pada kedalaman 1,0 - 3,5 m dari permukaan tanah (Setyawati, 1994). Selama ini pemanfaatan lahan gambut lebih banyak pada sektor pertanian, sedangkan pemanfaatan gambut dan TLG sebagai adsorben masih sangat sedikit. Munawar (1997) menggunakan gambut sebagai adsorben untuk penyisihan logam seng. Irianto (1998) menggunakan TLG untuk mereduksi warna dan zat organik air gambut. Mahmud dkk. (2008) memanfaatkan TLG sebagai pretreatment pada proses hibrid koagulasi-ultrafiltrasi (UF).

Oleh karena itu, mengingat begitu potensial dan melimpahnya keberadaan TLG dan adanya permasalahan air bersih

yang sering dihadapi masyarakat pada kawasan daerah gambut, maka perlu dilakukan penelitian untuk mengoptimalkan pemanfaatan TLG, terutama sebagai adsorben untuk menyisihkan BOA dalam air gambut. Disamping itu juga, penyelidikan karakter BOA serta distribusi berat molekul (BM) BOA dalam air gambut, merupakan bagian yang sangat penting dalam usaha untuk menentukan proses pengolahan yang paling tepat.

Dalam studi ini, TLG yang digunakan sebagai adsorben berasal dari daerah Kecamatan Gambut, Indonesia. Pengaruh parameter seperti pH larutan, waktu kontak dan dosis adsorben juga dipelajari dan ditentukan kapasitas adsorpsi TLG terhadap BOA. Untuk menentukan mekanisme adsorpsi yang terjadi maka dipelajari model kinetika dan model isoterm adsorpsi yang sesuai. Dan untuk memberikan perbandingan kemampuan adsorben TLG dalam menyisihkan BOA, maka digunakan juga adsorben PAC (*powdered activated carbon*).

METODE PENELITIAN

Adsorben Tanah Lempung Gambut (TLG)

TLG dikeringkan dalam udara terbuka, kemudian ditumbuk halus menggunakan mortar porselin dan disaring dengan saringan mesh 200, seluruh TLG harus lolos mesh 200. Kemudian ditambahkan akuades secukupnya dan dikeringkan dengan menggunakan oven pada suhu 105°C selama 1 jam. Karakterisasi TLG alami berdasarkan hasil pengujian dengan XRF ditunjukkan dalam Tabel 1.

Tabel 1. Propertis komposisi kimia TLG alami yang digunakan

Komponen	% berat	TLG alami	TLG teraktivasi
SiO ₂	(%)	56,78	82,32
Al ₂ O ₃	(%)	15,99	5,48
Fe ₂ O ₃	(%)	3,70	0,52
Na ₂ O	(%)	0,306	0,035
CaO	(%)	0,0643	0,0421
MgO	(%)	0,53	0,12
MnO	(%)	0,0168	0,0104

TiO ₂	(%)	1,000	0,4361
K ₂ O	(%)	0,734	0,521
P ₂ O ₅	(%)	0,0368	0,0204
SO ₃	(%)	3,03	0,943
LOI	(%)	17,6	9,6
KTK	(meq/100g)	16,6	12,8
SSA	(m ² /g)	47,2	107,4

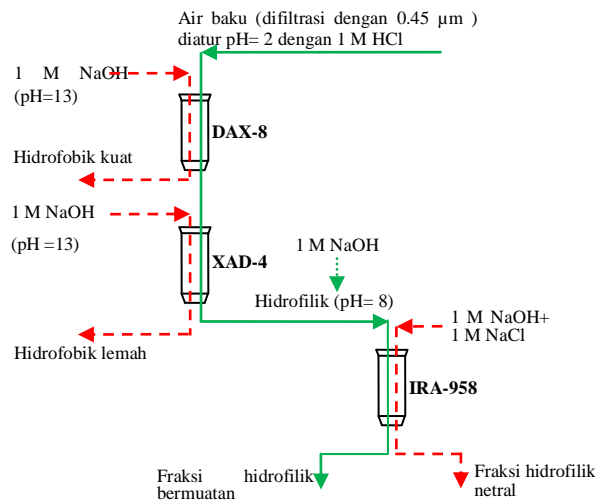
Hasil XRF tersebut menunjukkan bahwa oksida utama yang terdapat dalam TLG adalah silika, alumina dan oksida besi. Kandungan Fe₂O₃ yang cukup tinggi dapat menunjukkan keberadaan klorit sebagai Fe-klorit (Demircidkk., 1998). Harga LOI (*loss of ignition*) TLG 17,6% termasuk dalam kategori tidak besar, hal ini menunjukkan bahwa TLG memiliki bahan *carbonaceous* yang cukup kecil dan kandungan bahan mineral yang lebih besar (Nayak dan Singh, 2007).

Fraksionasi BOA dalam air gambut

Sumber air baku yaitu air gambut diperoleh dari Kecamatan Gambut Kalimantan Selatan, yang berjarak ±17km dari kota Banjarmasin. Prosedur fraksionasi BOA mengikuti Fan dkk. (2001) dan Dong dkk. (2007) seperti ditunjukkan dalam Gambar 1. Air baku disaring dengan filter membran 0,45 µm untuk menyisihkan partikel-partikel. Harga pH air baku diatur menjadi pH 2 menggunakan 1 M HCl, kemudian diumpankan pada kolom yang berisi resin Supelite DAX-8 yang mengadsorb bahan organik hidrofobik kuat (HbK) yang merupakan asam humik dan asam fulvik. Fraksi ini kemudian didesorpsi dengan 1M NaOH (pH 13). Konsentrat yang tidak diadsorb oleh resin Supelite DAX-8, kemudian diumpankan ke dalam kolom yang berisi resin Amberlite XAD-4, yang mengadsorb bahan organik hidrofobik lemah (HbL). Kemudian fraksi ini juga didesorpsi dengan 1M NaOH. Konsentrat yang tidak diadsorb oleh resin Amberlite XAD-4, merupakan bahan organik hidrofilik (bukan-humik). Konsentrat ini kemudian diatur pada pH 8 dengan 1M NaOH, selanjutnya diumpankan pada kolom yang berisi resin penukar anion Amberlite IRA-958, yang mengadsorb material bermuatan

yaitu hidrofilik bermuatan (HIB). Fraksi ini didesorpsi dengan campuran 1M NaOH/1M NaCl. Bahan organik hidrofilik netral (HIN)

adalah bahan organik yang tidak ditahan oleh ketiga resin tersebut.

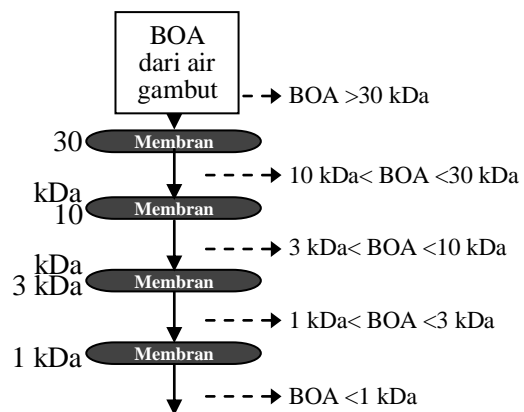


Gambar 1. Prosedur fraksionasi BOA dalam air gambut menggunakan resin

Penentuan distribusi berat molekul (BM)

BOA air gambut

Distribusi berat molekul BOA dalam air gambut ditentukan menggunakan metode filtrasi membran UF (Fan dkk., 2001; Dong dkk., 2007). Diagram skematik penentuan prosedur distribusi berat molekul BOA dengan UF dapat dilihat pada Gambar 2. Membran UF yang digunakan adalah *ultracel regenerated cellulose*, diameter 47 mm yang diperoleh dari Millipore, dengan *molecular weight cut off* (MWCO) yang digunakan adalah 1, 3, 10 dan 30 kDa. Sistem aliran pada proses UF ini adalah *dead-end* dengan tekanan operasi yang digunakan adalah 0,1 Mpa (14,4 psi). Jumlah fraksi bahan organik dalam setiap rentang ukuran dihitung berdasarkan selisih konsentrasi DOC dan juga UV₂₅₄ antara sampel hasil filtrasi yang berdampingan. Dari hasil filtrasi dengan metode ultrafiltrasi ini, dapat diperoleh distribusi BM BOA untuk 5 (lima) kisaran distribusi BM.



Gambar 2. Diagram skematik prosedur penentuan distribusi berat molekul BOA

Percobaan adsorpsi secara batch

Sejumlah labu erlenmeyer 250 ml, diisi dengan 200 ml air gambut dan dimasukkan TLG dengan dosis tertentu (gram), kemudian dikocok dengan *rotaryshaker* pada kecepatan rotasi 180 rpm selama waktu yang ditentukan. Kemudian hasil tersebut disaring dengan membran 0,45 µm menggunakan *vacuum pump* dan selanjutnya disimpan pada tempat gelap suhu 4°C. Setelah terkumpul beberapa sampel hasil percobaan kemudian dianalisa DOC, UV₄₅₆ untuk warna (PtCo), UV₂₅₄. Jumlah BOA yang diadsorpsi dihitung menggunakan persamaan:

$$q = (C_0 - C_t) \frac{V}{m}$$

Dimana q adalah jumlah BOA yang diadsorp pada TLG (mg/g), C_0 dan C_t adalah konsentrasi BOA pada kondisi awal dan setelah periode waktu tertentu (mg/L), V adalah volume larutan awal (L) dan m adalah massa TLG (g).

Metode analitik

Spectrophotometer (Beckman DU-600) dan TOC analyzer (Shimadzu TOC-VCSH) masing-masing digunakan untuk mengukur absorbansi UV (UV_{254} , UV_{456} , UV_{465} dan UV_{656}) dan DOC (*dissolved organic matter*). XRF (*X-Ray Fluorescence*) Spectrometer (ADVANT'XP+Thermo ARL XRF) untuk menentukan kandungan mineral TLG.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Karakteristik BOA Air Gambut

Hasil analisa kualitas air gambut yang berasal dari daerah Kecamatan Gambut Propinsi Kalimantan Selatan disajikan seperti pada Tabel 2. Kualitas air gambut yang digunakan pada penelitian ini memiliki kandungan *dissolved organic carbon* (DOC) dan warna yang tinggi. Parameter $SUVA_{254}$ digunakan sebagai indikator tingkat karakter aromatik dari bahan organik alami yang terdapat dalam air permukaan (Cheng dkk., 2005). Nilai $SUVA_{254} > 4$ L/mg.m berarti BOA berkarakter hidrofobik tinggi dengan BM besar dan kebanyakan humik akuatik, sedangkan $SUVA_{254} < 2$ berkarakter hidrofobik rendah dengan BM rendah dan kebanyakan bukan humik. Adapun nilai $SUVA_{254}$ yang berada antara keduanya merupakan campuran hidrofobik dan hidrofilik serta BM campuran (Edzwald dan Tobiason, 1999; Pikkarainen dkk., 2004; Cheng dkk., 2005).

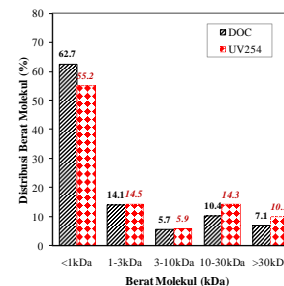
Tabel 2. Kualitas Air Gambut di Kecamatan Gambut Kalimantan Selatan

No	Parameter	Satuan	Hasil analisa
1	pH	-	5,43
2	Warna	PtCo	356,8

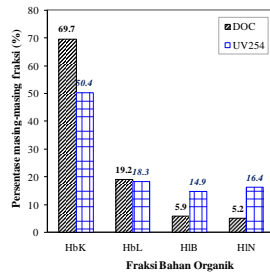
3	UV_{254}	1/cm	1,6463
4	DOC	mg.C/L	32,98
5	$SUVA_{254}$	L/mg.m	4,99
6	UV_{465}/UV_{656} (E_4/E_6)	-	6,41

Berdasarkan hasil analisa kualitas air gambut pada Tabel 2, dengan nilai $SUVA_{254} = 4,99$ L/mg.m dapat dikatakan bahwa BOA dalam air gambut berkarakter hidrofobik tinggi dengan BM besar dan sebagian besar merupakan asam humik. Menurut Maartens dkk. (1999) dan Yu dkk. (2002), rasio E_4/E_6 yang lebih tinggi berhubungan dengan molekul yang lebih kecil, sedangkan nilai rasio E_4/E_6 yang lebih rendah berhubungan dengan molekul besar.

Berdasarkan hasil fraksinasi BOA menggunakan resin seperti disajikan pada Gambar 3a, fraksi hidrofobik merupakan fraksi yang paling besar dalam air gambut, terutama fraksi hidrofobik kuat. Hasil ini, baik didasarkan pada parameter UV_{254} maupun parameter DOC. Hasil ini semakin memperkuat dugaan sebelumnya terhadap karakter BOA dalam air gambut yang didasarkan pada parameter $SUVA_{254}$, dimana berdasarkan nilai $SUVA_{254}$ yang tinggi 4,99 L/mg.m ($SUVA_{254} > 4$), air gambut dapat dikatakan berkarakter hidrofobik, lebih aromatik dan dengan BM besar. Carrol dkk. (2000); Fan dkk. (2001); Cheng dkk. (2005) juga menemukan bahwa fraksi hidrofobik merupakan fraksi BOA yang dominan dalam air permukaan, karena sebagian besar air permukaan mengandung asam humik yang besar, dimana asam humik sendiri berkarakter hidrofobik dengan BM besar.



(a)



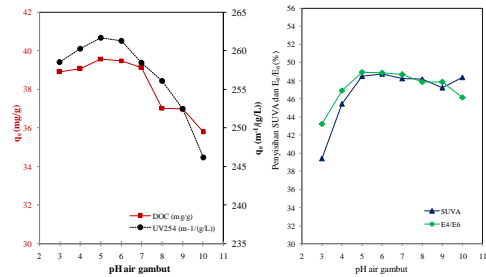
(b)

Gambar 3. Persentase fraksi BOA menurut (a) karakter dan (b) distribusi BM didasarkan pada parameter DOC dan UV_{254}

Hasil penentuan distribusi berat molekul air gambut menggunakan metode filtrasi membran ultrafiltrasi (UF) disajikan dalam Gambar 3b. Berdasarkan hasil yang diperoleh, komponen terbesar adalah BOA dengan dengan berat molekul <1 kDa yaitu 55,2% (DOC) dan 55,2% (berdasarkan UV_{254}), sedangkan berat molekul BOA untuk kisaran 1-3kDa; 3-10 kDa; 10-30 kDa dan >30 kDa adalah relatif hampir sama. Hasil ini menunjukkan bahwa BOA air gambut didominasi oleh $BM < 1$ kDa. Hasil yang sama juga telah dilaporkan oleh Fan dkk. (2001), dimana fraksi BOA dengan $BM < 1$ kDa adalah komponen paling besar.

Pengaruh pH

Kapasitas adsorpsi BOA air gambut terhadap TLG cenderung menjadi semakin besar apabila pH air gambut semakin rendah (Gambar 4). Hasil yang cenderung sama juga dilaporkan pada adsorpsi BOA terhadap adsorben lain, seperti adsorben karbon aktif (Lu dan Su, 2007; Bjelopavlic dkk., 1999; Chen dan Wu, 2004; Han dkk., 2003; Newcombe, 1999), mineral lempung (Peng dkk., 2005; Specht dkk., 2000; Gu dkk., 1996; Gu dkk., 1995), geotit (Gay dkk., 1994), abu terbang (Wang dan Zhu, 2007), kitosan (Yan dkk., 2005), kaolinit, alumina, silika dan titanium dioksida (Davis, 1982), silika amorf (Fairhurst dkk., 1995).



Gambar 4. Kapasitas adsorpsi TLG dan penyisihan SUVA pada setiap harga pH

Persentase penyisihan SUVA yang besar menunjukkan bahwa BOA dengan karakter hidrofobik, aromatik dan BM besar lebih bagus disisihkan (Wei dkk., 2009; Edzwald dkk., 1985; Weishaar dkk., 2003). Oleh karena itu, penyisihan UV_{254} yang lebih besar dari DOC pada semua harga pH air gambut menunjukkan bahwa BOA dalam air gambut dengan karakter aromatik, hidrofobik dan BM besar lebih mudah disisihkan oleh TLG. Hasil ini konsisten dengan Conte dkk. (2011) yang menemukan bahwa kaolinit mengadsorpsi dengan baik komponen bahan organik terlarut yang bersifat hidrofobik. Meier dkk. (1999) juga menyatakan bahwa BOA dengan BM lebih besar dan gugus aromatik lebih banyak adalah lebih baik diserap pada geotit dan kaolinit.

Hasil adsorpsi bahan organik terhadap mineral oksida besi yang dilakukan Gu dkk. (2005) juga menunjukkan bahwa fraksi BOA hidrofobik dengan ukuran molekul lebih besar lebih baik teradsorpsi dibandingkan dengan fraksi hidrofilik dengan ukuran molekul lebih kecil. Demikian pula dengan hasil-hasil penelitian lainnya (Parfitt dkk., 1977; Davis, 1982; Jardine dkk., 1989; McKnight dkk., 1992; Murphy dkk., 1992; Dunnivant dkk., 1992; Gu dkk., 1994) telah menunjukkan baik secara langsung maupun tidak langsung bahwa bahan-bahan humik terlarut dengan ukuran molekul yang lebih besar dan lebih aromatik menunjukkan afinitas dan kapasitas adsorpsi yang lebih besar pada permukaan mineral dibandingkan dengan fraksi BOA hidrofilik.

Nilai SUVA setelah adsorpsi dengan 0,5g/L TLG pada semua rentang pH

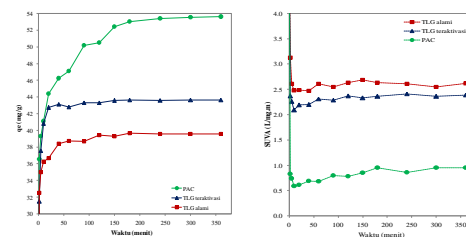
berkisar antara 2,56 sampai 2,98 L/mg.m. Menurut Edzwald dan Tobiason (1999), nilai SUVA dengan kisaran 2 sampai 4 L/mg.m menunjukkan bahwa air tersebut mengandung BOA yang terdiri dari humik akuatik dan bukan-humik, hidrofobik dan hidrofilik serta BOA dengan BM campuran (besar dan kecil). Hasil ini menunjukkan juga bahwa hasil dari proses adsorpsi dengan TLG 0,5g/L pada semua harga pH, masih menyisakan fraksi BOA dengan karakter hidrofobik dan hidrofilik dengan BM yang bervariasi (besar dan kecil).

Pengaruh waktu kontak

Kapasitas adsorpsi ketiga jenis adsorben, baik untuk parameter DOC maupun UV_{254} adalah meningkat terhadap waktu kontak (Gambar 5). Kapasitas adsorpsi untuk TLG alami, TLG teraktivasi dengan dosis 0,5g/L untuk parameter DOC setelah waktu kontak 360 menit, masing-masing sebesar 39,60; 43,66; dan 53,62 mg/g. Sedangkan kapasitas adsorpsi untuk parameter UV_{254} masing-masing sebesar 259,6; 277,9; dan 317,6 $m^{-1}/(g/L)$. Aktivasi terhadap TLG dengan asam ternyata dapat meningkatkan kapasitas adsorpsi TLG, hal ini karena TLG teraktivasi mempunyai luas permukaan spesifik yang lebih besar. Beberapa hasil penelitian yang telah dipublikasikan, juga menunjukkan bahwa aktivasi lempung dengan asam menghasilkan luas permukaan spesifik yang lebih besar, sehingga dapat meningkatkan kapasitas adsorpsi (Chaari dkk., 2008; Woumfo dkk. 2007). Kapasitas adsorpsi lempung aktif terhadap asam humik yang diperoleh oleh Chang dan Juang (2004) lebih kecil dari adsorben TLG, yaitu sebesar 28,2 mg/g.

Harga SUVA pada tahap awal adsorpsi dari 0 sampai 10 menit mengalami penurunan yang sangat cepat, kemudian setelah 10 menit nilai SUVA naik secara perlahan dan relatif kecil. Hal ini dapat dijelaskan bahwa, pada tahap awal adsorpsi fraksi hidrofobik dengan BM besar merupakan fraksi yang lebih dulu diadsorpsi oleh TLG, sehingga nilai SUVA menurun,

karena fraksi hidrofobik dengan berat molekul besar berkurang drastis, sehingga mengakibatkan komposisi relatif fraksi hidrofilik dengan berat molekul kecil menjadi lebih besar. Sedangkan nilai SUVA naik, dapat dijelaskan bahwa pada saat tersebut fraksi hidrofilik dengan berat molekul kecil, sebagian kecil sudah mulai diadsorpsi oleh TLG, sehingga fraksi hidrofilik dengan berat molekul kecil berkurang relatif terhadap fraksi hidrofobik dengan berat molekul besar.



Gambar 5. Pengaruh waktu kontak terhadap kapasitas adsorpsi TLG dan nilai SUVA

Isoterm Adsorpsi

Isoterm Langmuir

Percobaan isotherm adsorpsi secara *batch* dilakukan dengan konsentrasi DOC awal 32,98mg/L pada pH 5 untuk TLG alami dan TLG teraktivasi dan pH 4 untuk PAC dan suhu air 20°C. Data hasil isotherm adsorpsi dianalisa menggunakan tiga model isotherm yaitu Langmuir, Freundlich dan Temkin.

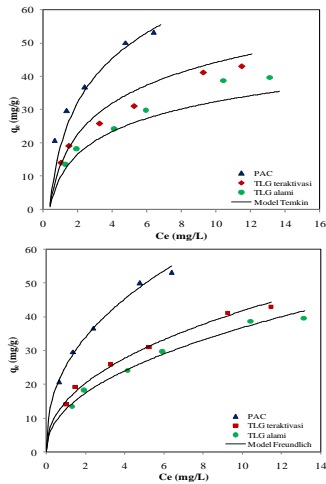
Bentuk linier persamaan isotherm Langmuir adalah:

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

Dimana C_e adalah konsentrasi DOC pada saat keseimbangan (mg/L), q_e adalah jumlah DOC yang diadsorpsi (mg/g), q_{maks} adalah kapasitas adsorpsi maksimum, *monolayer* (mg/g), dan K_L adalah konstanta keseimbangan (L/mg). Dengan memplot $\frac{C_e}{q_e}$ terhadap C_e , maka koefisien adsorpsi q_e

dapat dihitung. Persamaan Langmuir ini dapat digunakan untuk proses adsorpsi yang berlangsung secara fisik berupa lapisan tunggal (*monolayer*) dan dalam kisaran

konsentrasi adsorbat yang rendah (Chang dan Juang, 2004). Data hasil percobaan dan model isotherm Langmuir, Freundlich dan Temkin untuk adsorpsi BOA dalam air gambut terhadap ketiga jenis adsorben: TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC disajikan dalam Gambar 6.



Gambar 6. Isotherm adsorpsi BOA dengan TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC

Isotherm Freundlich

Persamaan isotherm merupakan sebuah persamaan eksponensial dan oleh karena itu diasumsikan bahwa apabila konsentrasi adsorbat dalam larutan meningkat maka konsentrasi adsorbat dalam adsorben juga meningkat. Dalam persamaan Freundlich ini, K dan $1/n$ adalah konstanta Freundlich yang menyatakan tingkat adsorpsi dan faktor heterogenitas, sehingga isotherm Freundlich ini digunakan untuk menggambarkan sistem yang heterogen.

$$q_e = K_F C_e^{1/n}$$

Untuk nilai $1/n > 1$, menunjukkan bahwa kejenuhan tidak tercapai, sebaliknya, pada kebanyakan sistem adsorpsi di mana $1/n < 1$, $1/n \rightarrow 0$, adsorben sudah jenuh dengan molekul adsorbat ketika energi adsorpsi menurun terhadap kerapatan permukaan. Heterogenitas energi dapat diwakili oleh jenis dan jumlah kelompok-kelompok fungsional pada permukaan adsorben (Davila-Jimenez dkk., 2005). Semakin besar nilai $1/n$, maka semakin heterogen sistem adsorpsi yang terjadi.

Tabel 2. Nilai parameter model isotherm adsorpsi BOA terhadap TLG dan PAC

Model isotherm	Jenis adsorben		
	TLG alami	TLG teraktivasi	PAC
Langmuir			
$Q_e \text{ maks (mg/g)}$	51,8	54,3	66,7
$K(L/mg)$	0,249	0,313	0,606
r^2	0,9773	0,9742	0,9912
Freundlich			
$K_F ((mg/g)(l/mg)^n)$	12,60	14,91	25,45
$1/n$	0,4654	0,4472	0,4161
r^2	0,9734	0,9791	0,9918
Temkin			
$B(kJ/mol)$	0,2485	0,1822	0,1282
$K_T(L/g)$	2,718	2,718	2,718
r^2	0,9644	0,9651	0,9067

Nilai koefisien korelasi yang ditunjukkan dalam Tabel 2, dari model isotherm Langmuir dan Freundlich untuk adsorben TLG alami dan teraktivasi adalah hampir sama, atau dapat dikatakan bahwa kedua model isotherm ini dapat menggambarkan isotherm adsorpsi BOA air gambut terhadap TLG alami dan TLG teraktivasi. Penggunaan kedua model isotherm ini, Langmuir dan Freundlich dalam adsorpsi BOA air gambut menunjukkan bahwa baik adsorpsi lapisan tunggal (*monolayer*) maupun kondisi permukaan heterogen dapat ditemukan dalam kondisi percobaan adsorpsi yang digunakan. Selain heterogenitas dari adsorben TLG, kecocokan model isotherm Freundlich dapat juga disebabkan oleh heterogenitas dari BOA air gambut, karena dari hasil karakterisasi sebelumnya BOA air gambut bersifat heterogen. Heterogenitas dari BOA air permukaan ini juga telah dilaporkan oleh banyak peneliti (Chi dan Amy 2004; Guan dkk., 2006; Wang dkk., 2010; Zhang dkk., 2011).

Model Isotherm Temkin

Isotherm Temkin menggambarkan perilaku sistem adsorpsi pada permukaan yang heterogen dan secara umumnya dinyatakan dalam bentuk:

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

dimana $B = RT/b$, B adalah konstanta Temkin berkenaan dengan panas sorpsi (J/mol), K_T adalah konstanta isotherm Temkin, berkenaan dengan energi ikatan

maksimum (L/mg), R konstanta gas (8,314 J/mol.K) dan T adalah suhu mutlak (K). Bentuk linier dari isoterm Temkin dapat dinyatakan sebagai berikut:

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln K_T + \frac{RT}{b} \ln C_e$$

Untuk mendapatkan konstanta K_T dan B adalah dengan memplot q_e terhadap $\ln C_e$, slope grafik tersebut adalah harga konstanta B dan perpotongan kurva linear terhadap sumbu q_e adalah harga ($B \ln K_T$), selanjutnya dapat dihitung harga konstanta K_T . Nilai koefisien korelasi isoterm Temkin seperti ditunjukkan dalam **Tabel 2** adalah paling kecil daripada model isoterm Langmuir dan Freundlich. Hasil yang sama juga dinyatakan oleh Doulia (2009), dimana dalam semua kasus, model isoterm Temkin menunjukkan kecocokan yang paling rendah dari data percobaan dibandingkan dengan isoterm yang lain.

Model Kinetika Adsorpsi

Model kinetika pseudo-first-order

Kinetika adsorpsi dapat digunakan untuk menentukan mekanisme adsorpsi dan konstanta karakteristik adsorpsi. Harga kapasitas adsorpsi (q_e), konstanta laju proses adsorpsi (k_1) dan koefisien korelasi yang diperoleh dari grafik linier antara $\ln(q_e - q_i)$ terhadap waktu (t) untuk adsorben TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC ditunjukkan dalam Tabel 3. Koefisien korelasi untuk model kinetika *pseudo-first-order* relatif kecil, selain itu nilai kapasitas adsorpsi (q_e) yang diperoleh dari model ini tidak mendekati nilai q_e yang diperoleh dari data percobaan. Oleh karena itu, model kinetika *pseudo-first-order* tidak dapat menggambarkan dengan baik adsorpsi BOA terhadap adsorben TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC.

Tabel 3. Parameter kinetik untuk adsorpsi BOA air gambut terhadap TLG dan PAC

Model kinetika	Jenis adsorben		
	TLG alami	TLG teraktivasi	PAC
<i>Pseudo-first-order</i>			
q_e percobaan (mg/g)	39,80	43,68	53,63
q_e model (mg/g)	14,24	19,98	23,05
k_1 (1/menit)	0,0193	0,0173	0,0201
r^2	0,7269	0,7483	0,9564

s (%)	29,86	29,18	26,36
<i>Pseudo-second-order</i>			
q_e percobaan (mg/g)	39,80	43,68	53,63
q_e model (mg/g)	39,68	43,67	54,05
k_2 (g/mg.menit)	0,0212	0,0273	0,0036
v_0 (mg/g.menit)	33,44	52,08	10,45
r^2	0,9981	0,9987	0,9984
s (%)	7,24	2,07	10,42
Freundlich Modifikasi			
q_e percobaan (mg/g)	39,80	43,68	53,63
q_e model (mg/g)	41,52	45,53	54,76
k (L/g.menit)	0,9972	1,044	1,054
m	0,0355	0,0475	0,0772
r^2	0,9199	0,7037	0,9914
s (%)	15,81	18,19	5,78

Model kinetika pseudo-second-order

Koefisien korelasi (r^2) model kinetika *pseudo-second-order* untuk ketiga adsorben adalah sangat baik yaitu mendekati 1, selain itu standar deviasi (s) juga lebih kecil dibandingkan dengan model *pseudo-first-order* (Tabel 3). Hasil ini menunjukkan bahwa model kinetika *pseudo-second-order* dapat menggambarkan dengan baik adsorpsi BOA air gambut terhadap TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC. Nilai kapasitas adsorpsi (q_e) yang diperoleh dari model kinetika *pseudo-second-order* ini juga mendekati nilai kapasitas adsorpsi hasil percobaan.

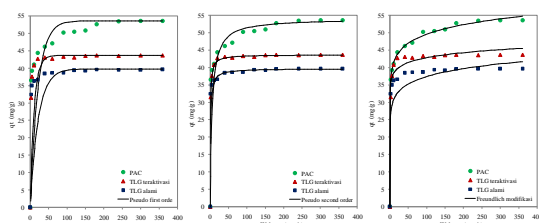
Konstanta laju adsorpsi BOA (k_2) terhadap ketiga jenis adsorben berdasarkan urutan dari yang terbesar adalah TLG teraktivasi > TLG alami > PAC, masing-masing sebesar 0,0273; 0,0212 dan 0,0036 g/mg.menit. Nilai konstanta laju adsorpsi yang tinggi menunjukkan bahwa kekuatan pendorong untuk adsorpsi BOA air gambut terhadap TLG teraktivasi adalah lebih besar daripada TLG alami dan PAC. Hasil ini didukung juga oleh hasil sebelumnya bahwa TLG teraktivasi mencapai waktu keseimbangan yang lebih cepat, disusul TLG alami dan terakhir adalah PAC.

Model kinetika Freundlich modifikasi

Koefisien korelasi untuk model kinetika Freundlich Modifikasi adalah lebih kecil daripada *pseudo-second-order* untuk ketiga adsorben (Tabel 3). Sedangkan kalau dibandingkan dengan model kinetika

pseudo-first-order, maka model kinetika Freundlich Modifikasi memiliki koefisien korelasi yang lebih besar untuk adsorben TLG alami dan PAC, sedangkan untuk TLG teraktivasi sedikit lebih rendah. Konstanta laju adsorpsi BOA (k) terhadap ketiga jenis adsorben berdasarkan urutan dari yang terbesar adalah PAC > TLG teraktivasi > TLG alami, masing-masing sebesar 1,054; 1,044 dan 0,997 L/g.menit. Nilai konstanta laju adsorpsi yang tinggi menunjukkan bahwa kekuatan pendorong untuk adsorpsi BOA air gambut terhadap PAC adalah lebih besar daripada TLG alami dan TLG teraktivasi.

Pencocokan kurva ketiga model kinetika untuk adsorpsi DOC terhadap TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC dengan dosis 0,5g/L ditampilkan dalam Gambar 7. Dari gambar tersebut, tampak bahwa model kinetika *pseudo-first-order* kurang cocok terhadap data percobaan dari ketiga jenis adsorben. Demikian juga untuk model kinetika Freundlich Modifikasi, kurang cocok terhadap data percobaan untuk adsorben TLG alami dan TLG teraktivasi, sedangkan untuk adsorben PAC lebih baik. Model kinetika *pseudo-second-order* hampir mendekati data-data hasil percobaan adsorpsi. Hal tersebut karena nilai koefisien korelasi untuk model kinetika *pseudo-second-order* untuk ketiga jenis adsorben adalah sangat besar dan standar deviasi yang lebih kecil.



Gambar 7. Model kinetika (a) *pseudo-first-order*, (b) *pseudo-second-order* dan (c) Freundlich modifikasi, untuk adsorpsi DOC terhadap TLG dan PAC

Model kinetika Freundlich Modifikasi kurang cocok terhadap data percobaan untuk adsorben TLG alami dan TLG teraktivasi, sedangkan untuk adsorben PAC lebih baik. Hal tersebut karena nilai koefisien korelasi model kinetika Freundlich Modifikasi untuk

adsorben PAC adalah lebih besar dan juga nilai standar deviasi yang lebih kecil. Kapasitas adsorpsi (q_e) yang diperoleh dari model kinetika ini untuk ketiga jenis adsorben adalah lebih besar dibandingkan dengan kapasitas adsorpsi hasil percobaan, dan diantara ketiga adsorben tersebut, PAC adalah yang paling mendekati nilai kapasitas adsorben hasil percobaan.

KESIMPULAN

1. Air gambut mengandung BOA yang tinggi dengan karakter lebih hidrofobik dan lebih aromatik. Lebih dari 50% BOA yang terdapat dalam air gambut adalah BOA dengan $BM < 1kDa$ sisanya tersebar hampir merata pada kisaran $BM 1-3kDa$; $3-10kDa$; $10-30kDa$ dan $>30kDa$. Fraksi BOA yang hidrofobik dan BOA dengan BM besar memberikan kontribusi yang paling besar terhadap warna air gambut. .
2. Pada pH asam, komponen BOA air gambut dengan SUVA rendah (fraksi hidrofilik dan BM rendah) lebih baik disisihkan oleh adsorben TLG, dan sebaliknya pada pH yang lebih tinggi komponen BOA dengan SUVA tinggi yaitu BOA dengan karakter hidrofobik, aromatik dan BM tinggi dapat disisihkan dengan lebih baik.
3. Pada tahap-tahap awal adsorpsi sampai waktu kontak 10 menit, fraksi BOA dengan SUVA besar merupakan fraksi BOA yang paling mudah diadsorpsi oleh TLG, dan pada tahap selanjutnya yaitu waktu kontak >10 menit, TLG dapat mengadsorpsi fraksi BOA dengan SUVA kecil.
4. Model isoterm Langmuir merupakan model isoterm yang sesuai untuk adsorpsi BOA air gambut terhadap TLG alami, sedangkan model isoterm

Freundlich sesuai untuk adsorpsi BOA terhadap TLG teraktivasi dan PAC.

5. Model kinetika pseudo-second-order adalah model kinetika yang cocok digunakan untuk adsorpsi BOA air gambut terhadap ketiga jenis adsorben: TLG alami, TLG teraktivasi dan PAC.

DAFTAR PUSTAKA

- Cheng, W., S.A. Dastgheib, dan T. Karanfil. (2005). Adsorption of dissolved natural organic matter by modified activated carbons. *Water Research*, 39, 2281-2290
- Chin, Y. P., G. Aiken, dan E. O'Loughlin. (1994). Molecular weight, polydispersity and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environmental Science and Technology*, 28, 1853-1858.
- Croue J. P. (1999) Isolation, fractionation, characterization and reactive properties of natural organic matter. *In Proceedings of the AWWA 18th Federal Convention*, Adelaide, Australia.
- Dong, B.-Z., Y.Chen, N.-Y.Gao, J.-C. Fan.(2007).Effect of coagulation pretreatment on the fouling of ultrafiltration membrane.*Journal of Environmental Sciences*,19,278-283
- Dwiyono, A. dan S. Rachman. (1996). Management and conservation of the tropical peat forest of Indonesia. *Proceedings of a workshop on integrated planning and management of tropical lowland peatlands*, 103-117.
- Fabris, R., C.W.K. Chow, M. Drikas, dan B. Eikebrokk. (2008). Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. *Water Research*, 42,4188-4196
- Fan, L., John L. Harris, F. A. Roddick, and N. A. Booker. (2001). Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration membranes. *Water Research*,35(18), 4455-4463.
- Gray, S.R., C.B.Ritchie, and B.A. Bolto. (2004). Effect of fractionated NOM on low pressure membrane flux declines. *Water Science and Technology*, 4(4), 189-196
- Gu, B. J. Schmitt, Z. Chen, L. Liang dan J.F. McCarthy. (1995). Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 59(2), 219-229
- Kan, C., C. Huang, dan J.R. Pan. (2002). Time requirement for rapid-mixing in coagulation.*Colloids and Surfaces A:Physicochemical and Engineering Aspects*,203,1-9
- Kim, J., Z. Cai, dan M.M. Benjamin. (2008). Effects of adsorbents on membrane fouling by natural organic matter. *Journal of Membrane Science*, 310(1-2), 356-364
- Kimura, K., H. Yamamura, dan Y. Watanabe. (2006). Irreversible fouling in MF/UF membranes caused by natural organic matters (NOMs) Isolated from Different Origins. *Separation Science and Technology*, 41, 1331-1344
- Kitis, M, S.S. Kaplan, E. Karakaya, N.O. Yigit, dan G. Civelekoglu. (2007). Adsorption of natural organic matter from waters by iron coated pumice. *Chemosphere*, 66, 130-138
- Korshin, G., C.W.K. Chow, R. Fabris, dan M. Drikas. (2009). Absorbance

- spectroscopy-based examination of effects of coagulation on the reactivity of fractions of natural organic matter with varying apparent molecular weights. *Water Research*, 43(6), 1541-1548
- Kuusik, dan Viisimaa. (1999). A new dual coagulant for water purification. *Water Research*, 33(9), 2075-2082
- Lu, C., dan F. Su. (2007). Adsorption of natural organic matter by carbon nanotubes. *Separation and Purification Technology*, 58,113–121
- Maartens, A., P. Swart dan E.P. Jacobs. (1999). Humic membrane foulants in natural brown water: characterization and removal. *Desalination*, 115, 215–227.
- Mahmud dan S. Notodarmojo. (2006). Pengolahan air gambut menjadi air minum menggunakan proses hibrid prekoagulasi-ultrafiltrasi dengan sistem aliran dead-end. *Jurnal Teknik Lingkungan Edisi Khusus*. IATPI. Buku 2, 91-102. ISSN 0854-1957
- Notodarmojo, S. (1994). Pengolahan Air Berwarna: Kajian Terhadap Studi Laboratorium. *Makalah Lokakarya Pengolahan Air Berwarna*. Palangkaraya.
- Owen D. M., G.L. Amy, Z.K.Chowdhury, R. Paode, G. McCoy, dan Viscosil K. (1995) NOM characterization and treatability. *J. AWWA*, 87(1), 46-63.
- Ratnaweera, H., E. Gjessing dan E. oug. (1999). Influence of physical-chemical characteristics of natural organic matter (NOM) on coagulation properties: an analysis of eight Norwegian water sources. *Water Science Technology*, 40(4), 89-95
- Sharp, E.L., S.A. Parsons, dan B. Jefferson. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment*, 363, 183-194
- Thurman, E.M. dan R.L. Malcolm. (1981). Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environmental Science and Technology*, 15, 463–466.
- Yuan, W. and A.L.Zydney. (1999). Humic acid fouling during microfiltration. *Membrane Science*, 157(1), 1-12.
- Jardine P. M., Weber N. L., and McCarthy J. F. (1989) Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Sci. Soc. Amer.J.*, 53, 1378-1385
- Meier, M., K. Namjesnik-Dejanovic, P.A.Maurice, Y.-P.Chin, and G.R.Aiken. (1999). Fractionation of aquatic naturalorganic matter upon sorption to goethite andkaolinite. *Chem Geol.*, 157, 275–84.