

KAPASITAS ADSORPSI MERKURI MENGGUNAKAN ADSORBEN *Sargassum crassifolium* TERAKTIVASI

(Adsorption Capacity of Mercury Using *Sargassum crassifolium*
Activated Adsorbent)

Imelda H. Silalahi, Titin Anita Zahara dan Henry Martua Tampubolon

Jurusan Kimia, Fakultas MIPA, Universitas Tanjungpura, Pontianak

E-mail: imelda222@yahoo.com

ABSTRAK. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui kapasitas adsorpsi maksimum merkuri menggunakan adsorben *Sargassum crassifolium* teraktivasi. *Sargassum crassifolium* diaktivasi melalui protonasi menggunakan asam sulfat (H_2SO_4) 1 M dilanjutkan dengan pemanasan selama 24 jam pada suhu $100^\circ C$. Kondisi optimum adsorpsi ditentukan berdasarkan pH larutan dan waktu kontak terhadap kapasitas adsorpsi senyawa merkuri. Hasil analisis menunjukkan bahwa adsorpsi optimum pada pH 7 dengan waktu kontak 60 menit. Berdasarkan persamaan isoterm Langmuir diperoleh kapasitas adsorpsi maksimum sebesar 2,90 mmol/g.

Kata Kunci: adsorpsi, merkuri, *Sargassum crassifolium*

ABSTRACT. This study aims to determine the maximum adsorption capacity of Hg using activated *Sargassum crassifolium* adsorbent. *Sargassum crassifolium* was activated by protonation using sulfuric acid (H_2SO_4) 1 M followed by heating for 24 hours at $100^\circ C$. Optimum conditions of adsorption was discovered through various of pH and contact time to the Hg(II) concentration decrease. The analysis showed that the optimum pH was 7 and contact time was 60 minutes. Finally the maximum adsorption capacity of Hg(II) using activated *Sargassum crassifolium* adsorbent was 2,90 mmol/g determined by Langmuir Isotherm equation.

Keywords : adsorption, mercury, *Sargassum crassifolium*

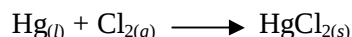
1. PENDAHULUAN

Merkuri merupakan salah satu logam berat toksik yang dapat mencemari lingkungan. Merkuri dapat ditemukan melalui pembuangan berbagai peralatan seperti komponen baterai, termometer, barometer, cermin cair pada teleskop, maupun melalui aktivitas penambangan emas (Martaningtyas, 2006). Merkuri dapat terakumulasi dalam mikroorganisme yang hidup di air (sungai, danau, laut) melalui proses metabolisme. Bahan-bahan yang mengandung merkuri yang terbuang ke dalam sungai atau laut dimakan oleh mikroorganisme tersebut dan secara kimiawi berubah menjadi senyawa metil merkuri yang kemudian dapat terakumulasi dalam tubuh manusia melalui rantai makanan (Ghaedi *et al*, 2006; Stwertka, 1998). Kerusakan yang diakibatkan oleh

logam merkuri dalam tubuh umumnya bersifat permanen (Palar, 1994).

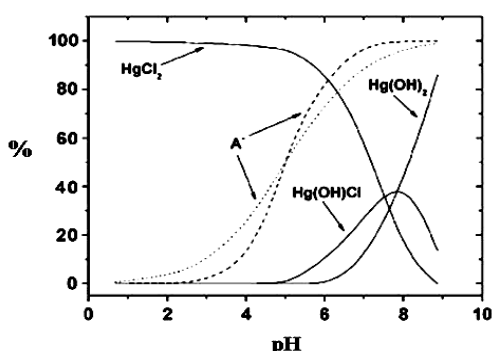
Merkuri atau air raksa (Hg) muncul di lingkungan secara alamiah dan berada dalam beberapa bentuk yang pada prinsipnya dapat dibagi menjadi 3 bentuk utama yaitu merkuri metal (Hg^0), senyawa merkuri anorganik dan merkuri organik (Sugiyarto, 2004). Sebagai merkuri anorganik misalnya garam merkurous (Hg_2Cl_2) dan garam merkurik ($HgCl_2$). Merkuri (II) klorida sangat larut dalam air dan sangat toksik, sebaliknya Hg_2Cl_2 tidak larut dan kurang toksik (Alfian, 2006). Sifat senyawa $HgCl_2$ yang lain adalah sangat larut dalam alkohol, eter dan larut dalam asam asetat (Kaye, 1973). Merkuri (II) klorida dapat terbentuk oleh campuran dua

unsur dasar, Hg dan Cl₂ menurut persamaan reaksi (Sugiyarto, 2004):



Pada air permukaan, merkuri tidak terdapat dalam bentuk ion bebas Hg²⁺ tetapi pada fase terlarut yang terutama terdapat sebagai campuran senyawaan hidroksida (Hg(OH)₂, [Hg(OH)]⁺, [Hg(OH)₃]⁻), kompleks klorida ([HgCl₄]²⁻, HgCl₂, HgOHCl, [HgCl₃]⁻) yang tergantung pada pH dan konsentrasi ion klorida serta karbon organik terlarut (*dissolve organic carbon*) maupun *dissolve organic matter* yang berikatan dengan merkuri. Pada pH rendah spesi yang dominan adalah HgCl₂. Spesi netral Hg(OH)₂ dan HgOHCl adalah dua spesi penting dalam larutan hanya jika kandungan klorida rendah dan pH nya tinggi (>8) (Morel, *et al*, 1998).

Merkuri dalam larutan berair dapat berada pada spesi yang berbeda bergantung pada tingkat keasaman larutan. Gambar 1 menunjukkan distribusi spesi Hg(II) pada berbagai pH:



Gambar 1 Grafik distribusi spesi Hg(II) (%) pada berbagai pH.

Berdasarkan grafik tersebut terlihat bahwa pada pH 2 hingga pH 5 spesi yang paling dominan yaitu HgCl₂ sekitar hampir 100% tetapi pada pH di atas 5 jumlah spesi HgCl₂ menurun tajam seiring dengan peningkatan jumlah spesi Hg(OH)₂ hingga paling dominan pada pH di atas 8, dimana jumlah spesi tersebut hampir 80%. Pada pH 6-8 terdapat 3 spesi Hg yang berperan signifikan yaitu spesi HgCl₂ sekitar 40-80%, spesi Hg(OH)₂ sekitar 60% dan spesi Hg(OH)Cl sekitar 20% (Herero *et al*, 2005).

Pada dasarnya logam berat dalam air buangan dapat dipisahkan dengan berbagai cara, yaitu dengan proses fisika, kimia dan biologi. Proses pengambilan logam berat yang terlarut dalam suatu larutan biasanya dilakukan dengan cara presipitasi, *reverse osmosis*, pertukaran ion, dan adsorpsi (Veglio dan Beolchini, 1997).

Adsorpsi logam terjadi karena interaksi ion logam yang bermuatan positif dengan pusat aktif yang bermuatan negatif pada permukaan dinding sel atau dalam polimer-polimer ekstraseluler, seperti protein dan polisakarida sebagai sumber gugus fungsi yang berperan penting dalam mengikat ion logam. Proses penyerapan ini berlangsung cepat dan terjadi pada sel hidup maupun sel yang telah mati (Volesky, 2000). Selain itu adsorpsi juga terjadi karena adanya peristiwa pertukaran ion dimana ion monovalen dan divalen seperti Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺ pada dinding sel digantikan oleh ion-ion logam berat (Suhendrayatna, 2001).

Spesies *Sargassum* merupakan salah satu adsorben logam berat yang mengandung polisakarida pada dinding sel berupa asam alginat. Asam alginat disusun oleh dua monomer yaitu β-D-asam manuronat dan α-L-asam guluronat. Alginat juga dapat berupa heteropolimer jika monomer penyusunnya adalah gabungan kedua jenis monomer tersebut (Winarno, 1990). Ruliatima (2008) melaporkan *Sargassum crassifolium* memiliki gugus fungsi karboksil, hidroksil, peptida, sulfonat dan sulfonil. Gugus-gugus fungsi tersebut berperan dalam mengadsorpsi logam-logam berat melalui mekanisme pertukaran ion maupun pembentukan kompleks. *Sargassum crassifolium* yang diaktivasi menggunakan H₂SO₄ 1 M dilanjutkan dengan pemanasan telah diuji kapasitas adsorpsi maksimum terhadap Cr(III). Hasilnya menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi maksimum *Sargassum crassifolium* teraktivasi meningkat signifikan dibandingkan *Sargassum crassifolium* yang tidak teraktivasi.

Beberapa penelitian sudah dilakukan dalam mengadsorpsi merkuri

menggunakan spesies *Sargassum*, diantaranya adsorpsi ion Hg(II) menggunakan *Sargassum cristaefolium* yang diaktivasi melalui pemanasan, optimum pada pH 4 dengan kapasitas adsorpsi maksimum 0,22 mmol/g (Alcantara, 2007). Sobral *et al* (2005) menunjukkan hasil adsorpsi ion Hg(II) menggunakan *Sargassum* Sp yang diaktivasi melalui pemanasan, optimum pada pH 6 dengan waktu kontak 2 jam menghasilkan kapasitas adsorpsi maksimum 0,41 mmol/g. Adsorpsi Hg(II) dalam bentuk molekul juga telah dilakukan menggunakan *Cystoseira baccata* yang diaktivasi melalui pemanasan dimana hasilnya menunjukkan bahwa adsorpsi optimum pada pH 6 dengan kapasitas adsorpsi maksimum 1,64 mmol/g (Herero *et al*, 2005).

Pada penelitian ini dilakukan adsorpsi Hg(II) menggunakan *Sargassum crassifolium* teraktivasi pada kondisi optimum pH dan waktu kontak kemudian ditentukan kapasitas adsorpsi maksimum.

2. METODE PENELITIAN

Pengambilan Sampel *Sargassum crassifolium*

Sargassum crassifolium diambil dari Perairan Pulau Lemukutan, Kabupaten Bengkayang, Kalimantan Barat. Data mengenai pH dan kedalaman air dicatat. Kemudian sampel dibersihkan dan dilakukan determinasi di Laboratorium Biologi, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Universitas Tanjungpura Pontianak.

Preparasi Adsorben

Sampel dicuci dan dibersihkan dengan akuabides, kemudian dikeringkan-anginkan selama tiga hari. Setelah itu, sampel dihaluskan dan proses aktivasi alga menjadi adsorben terprotonasi dilakukan dengan merendam sampel yang telah dihaluskan dalam larutan H₂SO₄ 1 M selama 24 jam. Setelah sampel direndam selama 24 jam kemudian dicuci dengan akuabides sampai pH konstan dan dikeringkan-anginkan. Setelah itu sampel tersebut dipanaskan dalam oven pada suhu

100°C selama 24 jam kemudian didinginkan. Metode ini merupakan hasil optimasi yang telah dilakukan oleh Ruliatima (2008). Kemudian sampel diayak 40 mesh untuk memperoleh keseragaman bentuk.

Karakterisasi Adsorben Hasil Preparasi

Sampel adsorben hasil preparasi yang dihasilkan dari langkah 3.3.2 dikarakterisasi menggunakan Spektrofotometer Infra Merah (IR). Karakterisasi dengan Spektrofotometer Infra Merah (IR) bertujuan untuk mengetahui keberadaan gugus aktif yang terdapat pada adsorben hasil preparasi.

Penentuan Kondisi pH Optimum Adsorpsi

Sebanyak 0,1 gram adsorben hasil preparasi dimasukkan ke dalam botol plastik yang berisi masing-masing 120 mL larutan Hg(II) dengan konsentrasi 1 mg/L dimana pH larutan tersebut yang divariasikan, kemudian diaduk dengan *rotary shaker* kecepatan 200 rpm dengan waktu kontak yang konstan. Variasi pH larutan Hg(II) yang digunakan adalah 4, 6, 7 dan 8 dan waktu kontak yang digunakan adalah 30 menit. Pengaturan pH menggunakan larutan HNO₃ dan larutan NaOH. Selanjutnya didiamkan selama 15 menit. Larutan merkuri yang telah diinteraksikan dengan adsorben kemudian disaring. Konsentrasi Hg(II) pada filtrat ditentukan menggunakan Spektrofotometer Serapan Atom (SSA). Semua perlakuan dilakukan secara duplo.

Data yang diperoleh dari hasil Spektrofotometer Serapan Atom yaitu konsentrasi Hg(II), yang teradsorpsi (selisih konsentrasi Hg(II) awal dan konsentrasi sisa dalam larutan Hg(II)). Kandungan Hg yang teradsorpsi dihitung dengan menggunakan persamaan:

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)}{W} \times V$$

Dengan q_e : kapasitas adsorpsi (mg/g), C_i : konsentrasi awal logam (mg/L), C_e : konsentrasi akhir logam (mg/L), W : massa dari adsorben (g) dan V : volume larutan logam (L).

Penentuan Waktu Kontak Optimum Adsorpsi

Sebanyak 0,1 gram adsorben hasil preparasi dimasukkan ke dalam botol plastik yang berisi masing-masing 120 mL larutan Hg(II) dengan konsentrasi 1 mg/L dimana pH larutan diatur sesuai pH optimum, kemudian diaduk dengan *rotary shaker* kecepatan 200 rpm. Variasi waktu kontak yang digunakan adalah 30 menit, 60 menit, 90 menit, 120 menit. Pengaturan pH menggunakan larutan HNO₃ dan larutan NaOH. Selanjutnya didiamkan selama 15 menit. Larutan merkuri yang telah diinteraksikan dengan adsorben kemudian disaring. Konsentrasi Hg(II) pada filtrat ditentukan menggunakan Spektrofotometer Serapan Atom (SSA). Semua perlakuan dilakukan secara duplo.

Data yang diperoleh dari hasil Spektrofotometer Serapan Atom yaitu konsentrasi Hg(II), yang teradsorpsi (selisih konsentrasi Hg(II) awal dan konsentrasi sisa dalam larutan Hg(II)). Kandungan Hg yang teradsorpsi dihitung dengan menggunakan persamaan:

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)}{W} \times V$$

Dengan q_e : kapasitas adsorpsi (mg/g), C_i : konsentrasi awal logam (mg/L), C_e : konsentrasi akhir logam (mg/L), W : massa dari adsorben (g) dan V : volume larutan logam (L).

Penentuan Kapasitas Adsorpsi

Sebanyak 0,1 gram adsorben hasil preparasi dimasukkan ke dalam botol plastik yang berisi masing-masing 25 mL larutan Hg(II), dimana divariasikan konsentrasi larutan Hg(II) yang digunakan yaitu 30 mg/L; 80 mg/L; 130 mg/L, 180 mg/L; 380 mg/L; dan 580 mg/L. Kemudian diaduk dengan *rotary shaker* kecepatan 200 rpm dengan pH dan waktu kontak yang optimum. Selanjutnya didiamkan selama 15 menit. Larutan merkuri yang telah diinteraksikan dengan adsorben kemudian disaring. Konsentrasi Hg(II) pada filtrat ditentukan menggunakan Spektrofotometer Serapan Atom (SSA). Semua perlakuan dilakukan secara duplo.

Data yang diperoleh dari hasil Spektrofotometer Serapan Atom yaitu konsentrasi Hg(II), yang teradsorpsi (selisih konsentrasi Hg(II) awal dan konsentrasi sisa dalam larutan Hg(II)). Kandungan Hg yang teradsorpsi dihitung dengan menggunakan persamaan:

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)}{W} \times V$$

Dengan q_e : kapasitas adsorpsi (mg/g), C_i : konsentrasi awal logam (mg/L), C_e : konsentrasi akhir logam (mg/L), W : massa dari adsorben (gr) dan V : volume larutan logam (L). Kapasitas adsorpsi maksimum ditentukan berdasarkan persamaan Langmuir yaitu

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

dengan q_e adalah kapasitas adsorpsi (mg/g), C_e adalah konsentrasi kesetimbangan ion logam dalam larutan (mg/l), $q_{\max}$ adalah kapasitas adsorpsi maksimum (mg/g); dan b adalah konstanta kesetimbangan adsorpsi.

3. HASIL DAN PEMBAHASAN

Preparasi dan Karakterisasi Adsorben *Sargassum crassifolium*

Sampel diambil dari perairan Pulau Lemukutan dengan kedalaman sekitar 45 cm, dengan pH air yaitu 8. Titik pengambilan sampel terletak di LU= 0°45'37,26 dan BT = 108°42'52,39. Sampel diambil seluruh bagian tanaman kemudian dimasukkan ke dalam kantong plastik dan dipisahkan sebagian untuk dideterminasi. Hasil identifikasi menunjukkan bahwa sampel alga tersebut adalah spesies *Sargassum crassifolium*.

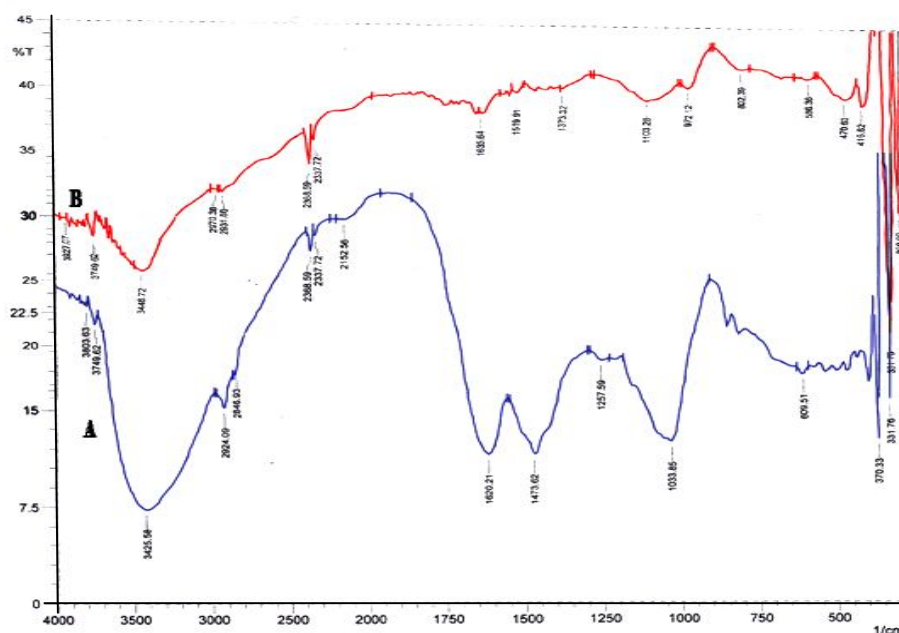
Sampel yang telah diambil kemudian dicuci dengan air kemudian dibilas dengan akuabides yang bertujuan untuk menghilangkan pengotor-pengotor yang menempel pada alga, sehingga didapatkan alga yang bersih. Kemudian alga tersebut dikeringanginkan dengan udara terbuka selama 3 hari yang bertujuan untuk mengurangi kadar air yang terdapat pada alga sehingga diperoleh alga yang

kering. Alga yang telah kering kemudian dihaluskan untuk memperoleh ukuran yang halus dan selanjutnya diaktivasi.

Proses aktivasi alga dilakukan dengan dua tahap yaitu aktivasi kimia yang dilanjutkan dengan aktivasi fisika. Aktivasi secara kimia dilakukan dengan merendam alga yang telah dihaluskan dalam larutan H_2SO_4 1 M selama 24 jam yang menyebabkan terjadinya protonasi. Protonasi bertujuan untuk mendekomposisikan garam-garam mineral seperti natrium, kalium, magnesium yang berikatan dengan alginat sebagai penyusun

utama struktur rangka sel *Sargassum crassifolium* sedangkan pemanasan pada $T=100^\circ C$ selama 24 jam akan mengaktifkan gugus fungsi pada *Sargassum crassifolium* yaitu munculnya gugus sulfonat ($RS(O)_2O^-$) dan sulfonil ($RS(O)_2R'$) (Ruliatima, 2008). Pengaktifan gugus fungsi sulfonat ($RS(O)_2O^-$) dan sulfonil ($RS(O)_2R'$) diharapkan akan meningkatkan kapasitas adsorpsi logam berat.

Spektr FTIR adsorben *Sargassum crassifolium* yang tidak teraktivasi dan yang teraktivasi terdapat pada Gambar 2.



Gambar 2. Spektra infra merah *Sargassum crassifolium* (A) tidak teraktivasi dan (B) teraktivasi.

Secara umum pola serapan *Sargassum crassifolium* tanpa teraktivasi dan teraktivasi adalah sama. Pada adsorben yang tidak teraktivasi muncul pita serapan pada bilangan gelombang $3425,58\text{ cm}^{-1}$ yang menunjukkan adanya vibrasi regangan dari gugus $-OH$ dan vibrasi regangan gugus $-NH$ dari amina. Serapan pada bilangan gelombang $2924,09\text{ cm}^{-1}$ menunjukkan adanya vibrasi regangan $C-H$ dari gugus metilen ($-CH_2$) (Park *et al*, 2004). Kemudian bilangan gelombang $1033,85\text{ cm}^{-1}$ menunjukkan adanya vibrasi regangan dari gugus $C-O$ (Sastrohamidjojo, 1991). Pada bilangan

gelombang $1620,21\text{ cm}^{-1}$ menunjukkan adanya vibrasi regangan gugus $C=O$ dari natrium alginat (Fourest and Volesky, 1996)

Pada spektrum adsorben yang teraktivasi terjadi pergeseran bilangan gelombang ke arah yang lebih besar. Pada vibrasi regangan dari gugus $-OH$ dan vibrasi regangan gugus $-NH$ dari amina bilangan gelombang bergeser menjadi 3448 cm^{-1} . Bilangan gelombang dari vibrasi regangan $C-H$ dari gugus metilen ($-CH_2$) bergeser menjadi 2970 cm^{-1} . Kemudian pada bilangan gelombang vibrasi regangan $C-O$ bergeser menjadi

1103,28 cm^{-1} dan vibrasi C=O bergeser menjadi 1635,64 cm^{-1} . Pergeseran bilangan gelombang serapan FTIR pada spektrum adsorben yang teraktivasi dikarenakan ion H^+ dari larutan asam sulfat menyebabkan kation logam yang terikat pada gugus fungsi pada alga akan larut dan mengalami protonasi. Akibatnya gugus fungsi pada alga akan memerlukan energi yang besar untuk bervibrasi. Hal ini menyebabkan terjadinya pergeseran intensitas serapan ke arah yang lebih besar (Chen and Yang, 2006).

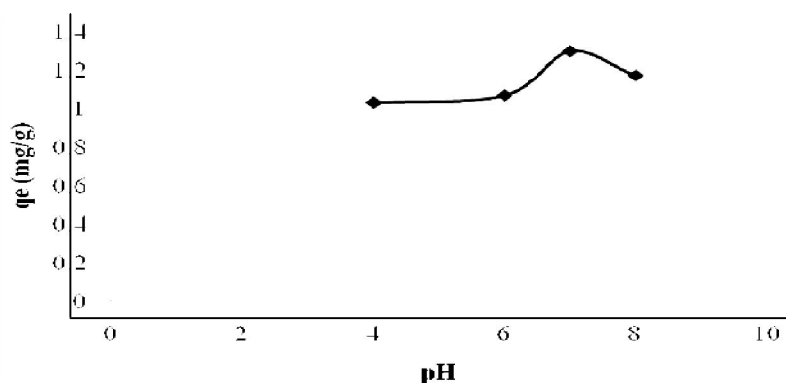
Spektra pada Gambar 2 juga menunjukkan terjadi perbedaan puncak serapan pada bilangan gelombang 1103,28 cm^{-1} dan 1373,32 cm^{-1} . Pada adsorben tidak teraktivasi serapan pada bilangan gelombang 1103,28 cm^{-1} dan 1373,32 cm^{-1} tidak muncul sedangkan pada adsorben yang teraktivasi muncul pita serapan pada bilangan gelombang tersebut. Pita serapan dari adsorben yang teraktivasi pada bilangan gelombang 1103,28 cm^{-1} dan 1373,32 cm^{-1} menunjukkan adanya vibrasi regangan simetri dan asimetri dari gugus $-\text{SO}_2$ (Sastrohamidjojo, 1991). Pita serapan tersebut muncul diduga berasal dari gugus sulfonat ($\text{RS}(\text{O})_2\text{O}^-$) dan sulfonil

($\text{RS}(\text{O})_2\text{R}'$). Hal ini dikarenakan pada adsorben yang tidak teraktivasi gugus sulfonat dan gugus sulfonil masih berikatan dengan senyawa organik volatil dalam air laut. Pita serapan pada bilangan gelombang 1103,28 cm^{-1} dan 1373,32 cm^{-1} muncul akibat pemanasan 100 $^{\circ}\text{C}$. Menurut Ruliatima (2008) pemanasan mengakibatkan lepasnya senyawa-senyawa organik yang bersifat volatil tersebut sehingga pemanasan dapat mengaktifkan gugus fungsional yaitu gugus sulfonat dan gugus sulfonil pada adsorben yang teraktivasi.

Berdasarkan hasil karakteristik menggunakan Spektrofotometer Infra Merah (IR) maka dapat disimpulkan bahwa *Sargassum crassifolium* mengandung gugus-gugus fungsi amina ($-\text{NH}$), hidroksil ($-\text{OH}$), karbonil ($\text{C}=\text{O}$). Selain itu, *Sargassum crassifolium* juga mengandung gugus fungsi sulfonat ($\text{RS}(\text{O})_2\text{O}^-$) dan sulfonil ($\text{RS}(\text{O})_2\text{R}'$).

pH Optimum Adsorpsi Hg(II)

Grafik yang menunjukkan pengaruh pH terhadap kapasitas adsorpsi Hg(II) oleh adsorben *Sargassum crassifolium* terdapat pada Gambar 3.



Gambar 3 Grafik pH terhadap kapasitas adsorpsi.

Gambar 3 menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi meningkat dari pH 4 sampai optimum pada pH 7 sedangkan di atas 7 kapasitas adsorpsi mulai menurun. Fenomena tersebut dapat dijelaskan berdasarkan tinjauan kualitatif keberadaan spesi logam dan adsorben di dalam larutan.

Pada pH rendah yaitu pH 4-6 kapasitas adsorpsi Hg(II) relatif kecil,

dimana pada kondisi asam, ion H^+ pada larutan akan berkompetisi dengan Hg(II) dalam berikatan dengan gugus fungsi di permukaan dinding sel alga. Namun, pada pH 7 kapasitas adsorpsi relatif tinggi. Hal ini dikarenakan ion OH^- dalam larutan lebih banyak, sehingga kompetisi ion H^+ dengan Hg(II) akan berkurang dalam berikatan dengan gugus aktif dari

adsorben. Selain itu, pada pH 7 spesi molekul $\text{Hg}(\text{OH})\text{Cl}$ mencapai jumlah maksimum sedangkan jumlah molekul HgCl_2 , dan $\text{Hg}(\text{OH})_2$ telah berkurang dibandingkan dengan pada pH di bawah 7 atau di atas 7 (Gambar 1). Molekul $\text{Hg}(\text{OH})\text{Cl}$ lebih mudah berinteraksi dengan gugus aktif pada alga dibandingkan dengan kompleks HgCl_2 dan $\text{Hg}(\text{OH})_2$ sehingga berdampak pada meningkatnya kapasitas adsorpsi pada pH 7. Selanjutnya pada pH lebih dari 7 kapasitas adsorpsi mulai menurun karena spesi $\text{Hg}(\text{II})$ akan mulai membentuk endapan (Tuzen, 2009).

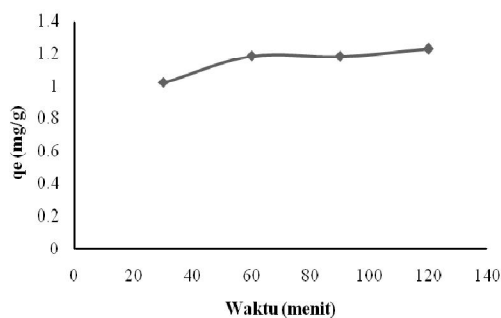
Uji statistik menggunakan analisis ANOVA menunjukkan bahwa rata-rata kapasitas adsorpsi pada berbagai variasi pH larutan berbeda secara signifikan. Uji *least significant difference* (LSD) menunjukkan bahwa pada derajat kepercayaan 95 %, pH 4 tidak berbeda signifikan dengan pH 6, begitu pula dengan pH 6 tidak berbeda signifikan dengan pH 8. Sedangkan pada pH 7 berbeda signifikan (tidak identik) dengan pH 4, 6 dan 8 pada kapasitas adsorpsi. Oleh karena itu dapat disimpulkan bahwa pH optimum dalam penelitian ini adalah pH 7.

Waktu Kontak Optimum Adsorpsi $\text{Hg}(\text{II})$

Waktu kontak merupakan salah satu faktor yang dapat mempengaruhi nilai kapasitas adsorpsi, dimana waktu kontak diperlukan untuk mencapai kesetimbangan adsorpsi. Hasil penelitian menunjukkan bahwa pada waktu kontak lebih dari 120 menit hingga 240 menit kapasitas adsorpsi cenderung menurun. Grafik yang menunjukkan pengaruh waktu kontak terhadap kapasitas adsorpsi $\text{Hg}(\text{II})$ terdapat pada Gambar 4.

Grafik pada gambar 4 menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi pada waktu kontak 30 menit lebih rendah dibandingkan dengan 60 menit. Hal ini dimungkinkan karena waktu kontak yang belum cukup bagi gugus aktif dari adsorben berinteraksi dengan logam dalam larutan, artinya belum banyak gugus aktif yang berperan mengadsorpsi $\text{Hg}(\text{II})$. Kemudian pada waktu kontak 60, 90, dan

120 menit kapasitas adsorpsi menunjukkan nilai yang tidak jauh berbeda dan cenderung konstan. Hal ini diduga karena gugus aktif dari adsorben sudah mencapai kejenuhan untuk berinteraksi dengan $\text{Hg}(\text{II})$.

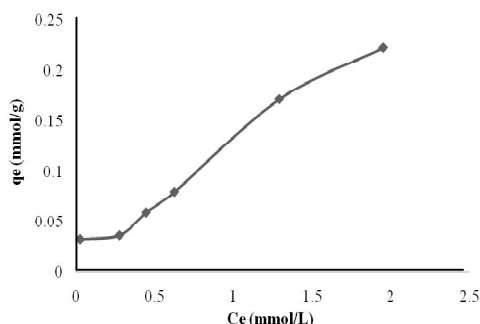


Gambar 4 Grafik waktu kontak terhadap kapasitas adsorpsi.

Penetapan waktu kontak optimum dilakukan dengan uji statistik menggunakan analisis ANOVA yang menunjukkan bahwa rata-rata kapasitas adsorpsi terhadap variasi waktu kontak berbeda secara signifikan. Uji *least significant difference* (LSD) menunjukkan bahwa pada derajat kepercayaan 95%, waktu kontak selama 30 menit berbeda secara signifikan terhadap semua waktu kontak yaitu 60, 90 dan 120 menit. Sedangkan pada waktu kontak 60 menit tidak berbeda secara signifikan terhadap waktu kontak 90 dan 120 menit, tetapi pada waktu kontak 60, 90 dan 120 menit berbeda signifikan terhadap waktu kontak 30 menit. Berdasarkan uji statistik maka disimpulkan bahwa waktu kontak optimum dalam penelitian ini yaitu pada waktu kontak 60 menit.

Kapasitas Adsorpsi Maksimum $\text{Hg}(\text{II})$

Kapasitas adsorpsi maksimum $\text{Hg}(\text{II})$ ditentukan melalui persamaan isoterm adsorpsi dengan variasi konsentrasi awal dengan proses adsorpsi dilakukan pada pH dan waktu kontak optimum yaitu pH 7 dan 60 menit. Kurva isoterm adsorpsi yang menunjukkan hubungan antara jumlah $\text{Hg}(\text{II})$ yang teradsorpsi pada adsorben *Sargassum crassifolium* dengan konsentrasi $\text{Hg}(\text{II})$ setelah adsorpsi mencapai kesetimbangan terlihat dalam Gambar 5.



Gambar 5 Kurva isoterm adsorpsi Hg(II)

Kurva pada Gambar 5 menunjukkan bahwa pola isoterm adsorpsi terbentuk dari monolapis diikuti dengan pembentukan multilapis. Hal ini dapat dilihat pada konsentrasi awal yang rendah ditunjukkan oleh nilai konsentrasi kesetimbangan yang rendah dan kapasitas adsorpsi yang sama cenderung membentuk monolapis. Pada konsentrasi awal yang semakin besar, nilai konsentrasi kesetimbangan juga semakin besar dan menyebabkan kapasitas adsorpsi meningkat dengan sedikit tajam. Gambaran kurva tersebut menunjukkan terjadinya interaksi lanjutan antara adsorbat dengan adsorben yang memungkinkan terjadi pembentukan multilapis.

Tabel 1. pH awal dan pH setelah adsorpsi pada variasi konsentrasi awal

Konsentrasi Awal (mmol/L)	pH Awal	pH Akhir
0,158	7,0	2,8
0,421	7,0	2,8
0,684	7,0	2,9
0,958	7,0	3,1
1,987	7,0	3,3
2,848	7,0	3,4

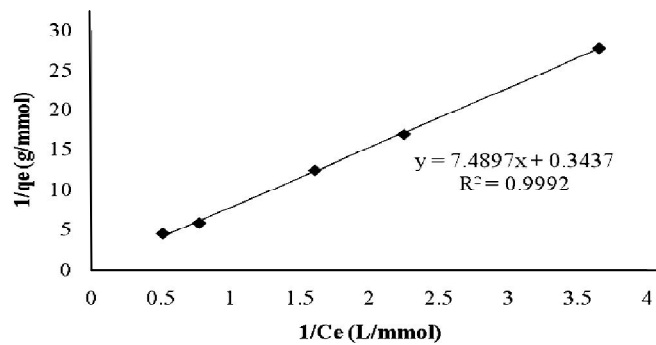
Pada keadaan monolapis yaitu pada konsentrasi akhir 0,158 hingga 0,421 mmol/L, diduga mekanisme adsorpsi adalah pertukaran ion H^+ dengan $Hg(II)$. Data pengukuran pH akhir setelah adsorpsi (Tabel 1) menunjukkan bahwa terjadi pelepasan ion H^+ dari gugus aktif adsorben ke dalam larutan sehingga terjadi penurunan pH setelah adsorpsi pada variasi konsentrasi ditandai oleh menurunnya pH setelah adsorpsi.

Selanjutnya berdasarkan kurva isoterm adsorpsi garis yang cenderung linier menunjukkan keadaan transisi dari monolapis ke multilapis. Hal ini mengindikasikan terjadinya mekanisme adsorpsi selain pertukaran ion yang diduga adalah pembentukan kompleks. Hal ini didukung oleh data pH akhir setelah adsorpsi yang cenderung meningkat seiring dengan peningkatan konsentrasi awal. Meskipun pH akhir meningkat seiring dengan bertambahnya konsentrasi awal namun kapasitas adsorpsinya meningkat dengan signifikan.

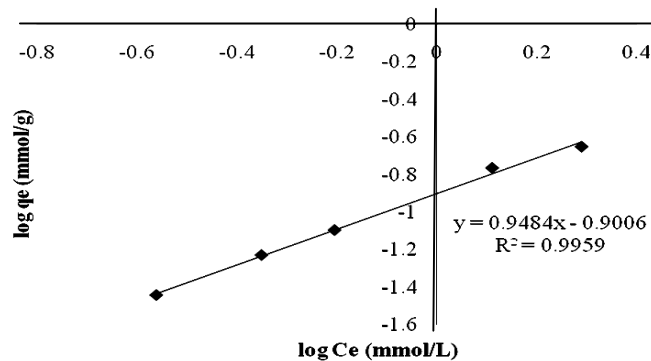
Meningkatnya kapasitas adsorpsi seiring dengan peningkatan konsentrasi awal dapat pula dijelaskan berdasarkan rapat partikel. Pada pH optimum 7 spesi yang terbentuk yaitu $HgCl_2$, $Hg(OH)Cl$, $Hg(OH)_2$ berbentuk molekuler, sehingga dengan bertambahnya konsentrasi, kerapatan partikel semakin besar dan akan terjadi interaksi antar molekul $Hg(II)$ membentuk multilapis.

Model isoterm adsorpsi dapat digunakan untuk memberikan karakteristik adsorpsi pada permukaan adsorben. Model isoterm adsorpsi Langmuir mengasumsikan bahwa permukaan adsorben membentuk lapisan monolapis. Sedangkan model isoterm Freundlich mengasumsikan bahwa permukaan adsorben membentuk lapisan yang multilapis. Evaluasi parameter adsorpsi dapat dilakukan dengan menetapkan model isoterm Langmuir dan Freundlich. Grafik linier isoterm Langmuir dapat diperoleh dengan membuat hubungan linier antara $1/C_e$ dan $1/q_e$ seperti terlihat pada Gambar 6, sedangkan grafik linier isoterm adsorpsi Freundlich dapat diperoleh dengan membuat hubungan antara $\log C_e$ dan $\log q_e$ (Gambar 7).

Berdasarkan Gambar 6 dan 7, adsorpsi $Hg(II)$ oleh *Sargassum crassifolium* cenderung mengikuti pola isoterm adsorpsi Langmuir dan Freundlich. Hal ini dapat dilihat dari harga koefisien korelasi (R^2) (Tabel 2). Data tersebut sesuai dengan model isoterm adsorpsi yang menunjukkan bahwa adsorpsi terjadi secara monolapis dan diikuti dengan multilapis.



Gambar 6 Kurva linier berdasarkan persamaan isoterm adsorpsi Langmuir.



Gambar 7 Kurva linier berdasarkan persamaan isoterm adsorpsi Freundlich.

Berdasarkan Gambar 6 dan 7, adsorpsi Hg(II) oleh *Sargassum crassifolium* cenderung mengikuti pola isoterm adsorpsi Langmuir dan Freundlich. Hal ini dapat dilihat dari harga koefisien korelasi (R^2)

(Tabel 2). Data tersebut sesuai dengan model isoterm adsorpsi yang menunjukkan bahwa adsorpsi terjadi secara monolapis dan diikuti dengan multilapis.

Tabel 2. Persamaan korelasi model adsorpsi Isoterm Langmuir dan Freundlich pada adsorpsi Hg(II) oleh *Sargassum crassifolium* teraktivasi.

Isoterm Adsorpsi Langmuir		Isoterm Adsorpsi Freundlich	
Persamaan garis	R^2	Persamaan garis	R^2
$y = 7,4897x + 0,3437$	0,9992	$y = 0,9484x - 0,9006$	0,9959

Berdasarkan persamaan dari kurva isoterm Langmuir pada Gambar 6, maka diperoleh nilai kapasitas adsorpsi maksimum (q_{max}) Hg(II) menggunakan *Sargassum crassifolium* sebesar 2,90 mmol/g. Besarnya nilai kapasitas adsorpsi suatu adsorben bergantung dari jumlah gugus-gugus ion yang dapat ditukarkan yang terkandung dalam setiap gram adsorben tersebut. Semakin besar jumlah gugus-gugus tersebut semakin besar pula nilai kapasitas adsorpsinya (Day dan Underwood, 2002).

Penelitian yang sudah dilakukan dalam mengadsorpsi Hg(II) dalam bentuk molekul yaitu adsorpsi Hg(II) menggunakan *Cystoseira baccata* yang diaktivasi melalui pemanasan menunjukkan bahwa adsorpsi optimum pada pH 6 dengan kapasitas adsorpsi maksimum sebesar 1,64 mmol/g (Herero, *et al*, 2005). Hasil penelitian tersebut lebih kecil bila dibandingkan dengan hasil penelitian ini. Perbedaan ini diduga karena pada penelitian sebelumnya adsorben yang digunakan hanya melalui tahapan aktivasi

dengan pemanasan, sehingga kapasitas adsorpsi maksimum yang dihasilkan lebih rendah, sedangkan pada penelitian ini adsorben yang digunakan terlebih dulu diaktivasi melalui protonasi yang dilanjutkan dengan pemanasan.

4. KESIMPULAN

Berdasarkan hasil penelitian yang telah dilakukan, maka dapat disimpulkan bahwa kondisi optimum adsorpsi Hg(II) menggunakan *Sargassum crassifolium* teraktivasi adalah pada pH 7 dan waktu kontak 60 menit, sedangkan kapasitas adsorpsi maksimum ion Hg(II) menggunakan *Sargassum crassifolium* teraktivasi adalah 2,90 mmol/g.

UCAPAN TERIMA KASIH

Terima kasih kepada DIT.LITABMAS, DIKTI yang telah menyediakan dana penelitian ini.

DAFTAR PUSTAKA

- Alcantara, R.T. Apodaca, D.C. dan De Guzman, M.R. 2007. The Effect Of The Presence Of Cu^{2+} And Fe^{3+} Metal Ions On The Sorption Of Mercuric Ion (Hg^{2+}) By *Sargassum crassifolium*. *A. J. Ch. E.* 7: 147-156.
- Alfian, Z. 2006. *Merkuri Antara Manfaat dan Efek Penggunaannya Bagi Kesehatan Manusia dan Lingkungannya*. Repository. Universitas Sumatera Utara.
- Chen, Paul, J., and Yang, L. 2006. Study of a Heavy Metal Biosorption onto Raw and Chemically Modified *Sargassum* sp. Via Spectroscopic and Modelling Analysis. *J. Langmuir*. (22):8906-8914.
- Day, R.A. dan Underwood, A. 2002, *Analisis Kimia Kuantitatif*. Edisi ke-6. Erlangga. Jakarta.
- Fourest, E., dan Volesky, B. 1996, Contribution of Sulfonate Groups and Alginate to Heavy Metal Biosorption by The Dry Biomass of *Sargassum fluitans*. *Environ. Sci. Technol.* 30: 277-282.
- Ghaedi, M., M.R. Fathi, A. Shokrollahi, F. Shajarat. 2006. Highly Selective And Sensitive Preconcentration Of Mercury Ion And Determination By Cold Vapor Atomic Absorption Spectroscopy. *Anal. Lett.* 39:1171-1185.
- Herero, R., P. Lodeiro, C. Rey-Castr, T. Vilarino dan M.E. Sastre de Vicente. 2005. Removal of Inorganic Mercury From Aqueous Solutions by Biomass of The Marine Macroalga *Cystoseira Baccata*. *Water Res.* 39:3199-3210.
- Kaye, G.W. dan T.H. Laby. 1973. *Tables of Physical and Chemical Constants*. London and New York, Longman.
- Martaningtyas, D. 2006. *Logam Berat Merkuri*. Dalam *Pikiran Rakyat Cyber Media*. Edisi 2006. Bandung.
- Morel, F.M.M., Anne M.L.K., dan Marc K. 1998. The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol 29, Pp. 543-566
- Palar, H., 1994. *Pencemaran Dan Toksikologi Logam Berat*. Rineka Cipta. Jakarta.
- Park, D., Yun, Y.S., dan Park, J.M. 2004. Studies of Hexavalent Chromium Biosorption by Chemically-treated Biomass of *Ecklonia* sp. *J. Chemosphere*. 60 (2005) 1356-1364, South Korea.
- Ruliatima. 2008. *Kinetika Dan Kapasitas Adsorpsi Ion Cr(III) Oleh Sargassum crassifolium Teraktivasi*. Skripsi. Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Universitas Tanjungpura. Pontianak.
- Sastrohamidjodjo, H. 1991. *Spektroskopi*. Edisi ke-2. Liberty. Yogyakarta.
- Sobral, L.G.S., Fernandes, A.L.V. dan Lima, R.B., Polishing Treatment Of Mercury-Bearing Liquid Effluent

- From The Chlor-Alkali Industry By Using The Biomass *Sargassum Sp.* Dalam *International Conference on Mercury*. By Global Pollutant (Icmgp). Slovenia.
- Stwertka, A. 1998, *Guide To The Elements*. Oxford University Press. New York.
- Suhendrayatna. 2001. Bioremoval Logam Berat Dengan Menggunakan Mikroorganisme: Suatu Kajian Kepustakaan. Dalam *Seminar Bioteknologi*. Sinergi Forum-Institut Of Technology. Tokyo.
- Sugiyarto, K.H. 2004. *Kimia Anorganik II*. Universitas Negeri Yogyakarta. Yogyakarta
- Tuzen, M., Ahmet, S., Durali, dan M., Mustafa, S. 2009. Biosorptive Removal of Mercury(II) from Aqueous Solution Using Lichen (*Xanthoparmelia conspersa*) Biomass: Kinetic and Equilibrium Studies. *Journal of Hazardous Materials*. 169 (2009)263-270, Turkey.
- Veglio, F dan F. Beolchini. 1997. Removal of Metals By Biosorption: A Review. *Hydrometallurgy*. 44:301–316.
- Volesky, B. 2000. *Biosorption Of Heavy Metals*. CRC Press. Boston.
- Winarno, F.G. 1990. *Teknologi Pengolahan Rumput Laut*. Pustaka Sinar Harapan. Jakarta.