

UPAYA PENURUNAN KADAR MERKURI DALAM MEDIA AIR MENGUNAKAN ADSORBEN 2-MERCAPTOBENZOTHIAZOLE (MBT)- LEMPUNG AKTIF

Doni Rahmat Wicakso^{1)*}, Agus Mirwan¹⁾, Abdullah²⁾

¹⁾Program Studi Teknik Kimia Fakultas Teknik Universitas Lambung Mangkurat Banjarbaru

²⁾Program Studi Kimia Fakultas MIPA Universitas Lambung Mangkurat Banjarbaru

*Email: doni_tkugm@yahoo.com

Abstrak-Tujuan penelitian ini adalah untuk membuat adsorben 2-Mercapto-benzothiazole (MBT) – Lempung Aktif yang akan digunakan dalam upaya menurunkan kadar merkuri dalam media air. Penelitian dimulai dengan melakukan proses demetalisasi pada lempung (bentonit) yang dilakukan dengan merendam bentonit dalam larutan HCl, larutan NH₄NO₃ dan kemudian dilanjutkan dengan pemanasan pada dua temperatur yang berbeda (120 °C dan 400 °C). Langkah berikutnya adalah proses pilarisasi yang dilakukan dengan merendam bentonit hasil demetalisasi selama 18 jam dalam larutan AlCl₃ yang sebelumnya telah ditambah dengan NaOH 0,1 M. Pada tahap akhir proses pilarisasi, bentonit dipanaskan pada temperatur 120 °C dan 400 °C. Bentonit hasil pilarisasi kemudian diuji kemampuan adsorpsinya dengan larutan metilen blue. Hasil pengujian dengan metilen blue tersebut diambil sebagai dasar untuk menentukan tahap selanjutnya, yaitu proses impregnasi mercaptobenzothiazole (MBT) pada berbagai konsentrasi (6%, 8%, dan 10%). Adsorben hasil impregnasi selanjutnya digunakan dalam proses adsorpsi larutan Hg pada berbagai konsentrasi (0,1 – 0,5 ppm) guna mengetahui kemampuannya sebagai adsorben. Hasil penelitian menunjukkan bahwa perbedaan temperatur pemanasan pada lempung (bentonit) berpengaruh terhadap daya serapnya terhadap metilen blue. Perlakuan pada bentonit (demetalisasi, pilarisasi pada dua temperatur yang berbeda) berpengaruh pada pola difraksi sinar-X nya. Kapasitas adsorpsi dari MBT-lempung aktif yang diamati melalui penelitian ini belum berhasil ditentukan, sehingga perlu upaya lanjutan untuk mengetahuinya.

Keywords: merkuri, MBT, lempung aktif, bentonit

Abstract-The objective of this research was to make adsorbent 2-Mercapto-benzothiazole (MBT) – active clay used to reduce mercury content in water medium. Firstly, this research was run by soaking in a solution of HCl bentonite, NH₄NO₃ solution and then followed by heating at two different temperatures (120° C and 400° C). The next step was pillarization process by soaking the bentonite for 18 hours in solution of AlCl₃ that have previously been added with 0.1 M NaOH at the final stage of the pillarization process, bentonite was heated at a temperature of 120 °C and 400 °C. After that, the bentonite was analyzed ability of adsorption by metilen blue solution. The test results with methylene blue was taken as a basis for determining the next stage, which was the process of impregnation MBT at various concentrations (6%, 8%, and 10%). The adsorbent of impregnation was used to adsorb Hg at various concentrations (0.1 to 0.5 ppm) for determining his ability as adsorbent. The results showed that the difference in the heating temperature on clay (bentonite) affect the absorbance of the methylene blue. Treatment of bentonite (metal reduction, pillarization on two different temperatures) effected on X-ray diffraction pattern. MBT-adsorption capacity of the activated clays observed through this study has not been successfully determined, so we need further effort to find out.

Keywords: mercury, MBT, activated clay, bentonite

PENDAHULUAN

Pencemaran lingkungan akibat logam berat sungguh sangat mengkhawatirkan. Pencemaran ini akan menimbulkan gangguan kesehatan, bahkan dapat berakibat fatal sampai pada kematian. Sebagai contoh pencemaran lingkungan yang

diakibatkan oleh limbah yang mengandung merkuri. Penyebab merkuri menjadi bahan pencemar berbahaya karena merkuri tidak dapat dihancurkan (*non degradable*) oleh organisme hidup di lingkungan dan terakumulasi ke lingkungan, terutama mengendap di dasar perairan

membentuk senyawa kompleks bersama bahan organik dan anorganik secara adsorpsi dan kombinasi (Djuangsih, dkk., 1982).

Logam berat seperti merkuri secara alamiah terdapat dalam air laut namun dalam jumlah yang sangat rendah. Kandungan ini dapat meningkat bila limbah perkotaan, pertambangan, pertanian dan perindustrian yang banyak mengandung logam berat masuk ke lingkungan. Dari jenis-jenis limbah ini, umumnya yang banyak mengandung logam berat adalah limbah industri. Hal ini disebabkan karena senyawa atau unsur logam berat banyak dimanfaatkan dalam industri, baik sebagai bahan baku, katalisator maupun sebagai bahan tambahan (Hutagalung, 1991). Beberapa perairan yang telah tercemar merkuri diantaranya Pantai Buyat (Minahasa), Surabaya, Lampung, Kalimantan Tengah dan Kalimantan Selatan. Akibat dari pencemaran ini, penduduk yang tinggal disekitarnya mengalami benjolan-benjolan pada kulit, tumor, cacat tubuh, dan gejala klinis lain. Selain manusia, ikan yang menjadi biota laut juga menjadi sasaran limbah merkuri ini.

Penggunaan merkuri pada penambangan emas menjadi penyebab utama tercemarnya air sungai maupun laut. Seperti yang terjadi di daerah Kalimantan Selatan, aktivitas penambangan emas telah dilakukan di beberapa tempat seperti di Cempaka, Martapura, dan Riam Kanan. Sehingga bukan hal yang tidak mungkin jika sungai-sungai yang terdapat di sekitar penambangan tersebut akan tercemari oleh limbah merkuri ini.

Salah satu upaya pencegahan atau meminimalisasi dari dampak negatif merkuri adalah mengolah terlebih dahulu air yang akan dipergunakan dalam kehidupan sehari-hari, terutama untuk keperluan konsumsi, makan dan minum. Cara pengolahan air yang biasa dipakai dan mudah dalam penerapannya adalah dengan metode adsorpsi. Melalui metode ini air dilewatkan suatu adsorben dan senyawa-senyawa yang tidak diinginkan diharapkan dapat terjerap (teradsorpsi) pada adsorben tersebut. Dengan demikian air yang dihasilkan akan lebih jernih dan tidak mengandung bahan-bahan berbahaya, sehingga aman untuk dikonsumsi.

Adsorben yang biasa dipakai dapat berupa material berpori seperti arang, zeolit dan lempung. Sebelum digunakan, bahan-bahan tersebut biasanya diaktivasi terlebih dahulu guna meningkatkan luas permukaan dan rerata jejari porinya. Aktivasi dapat dilakukan dengan menghilangkan logam-logam pengotor yang terdapat dalam pori (demetalisasi), molekul air terhidrat dengan pemanasan pada suhu tinggi (kalsinasi) dan dapat pula dengan cara menyisipkan suatu senyawa (pilarisasi) seperti Al_2O_3 yang berfungsi sebagai pilar. Selain itu,

guna meningkatkan daya adsorpsinya dapat juga dilakukan dengan menanamkan (mengimpregnasikan) suatu senyawa yang mempunyai gugus tertentu dan bersifat interaktif terhadap logam-logam berat seperti merkuri.

Beberapa penelitian terdahulu sehubungan dengan adsorpsi senyawa merkuri dalam larutan telah dilakukan, antara lain Semu, dkk (1987) yang menggunakan tanah tropis sebagai adsorben, Saadi (1995) menggunakan gambut, Narsito dan Purwadi (2001) menggunakan tanah diatome sebagai pengemban MBT. Dengan hasil yang sangat tinggi yaitu hampir 100 %. Hal yang demikian itu akan sangat bermanfaat dan menarik jika dapat diterapkan pada air sungai yang telah tercemar dengan merkuri dan menggunakan lempung sebagai pengemban MBT.

Pada penelitian ini, adsorben yang akan dipakai adalah lempung jenis bentonit mengikat bahan tersebut banyak tersedia, murah, mudah didapatkan dan telah dikenal sebagai adsorben pada berbagai proses adsorpsi.

METODE PENELITIAN

Bahan dan Alat

Bentonit, HCl, NH_4NO_3 , $AgNO_3$, NaOH, $AlCl_3$ anhidrat, metilen biru, 2-Mercaptobenzothiazole (MBT), aseton.

Metode

Penelitian dimulai dengan melakukan proses demetalisasi pada lempung (bentonit) yang dilakukan dengan merendam bentonit dalam larutan HCl, larutan NH_4NO_3 dan kemudian dilanjutkan dengan pemanasan pada dua temperatur yang berbeda ($120\text{ }^\circ\text{C}$ dan $400\text{ }^\circ\text{C}$). Langkah berikutnya adalah proses pilarisasi yang dilakukan dengan merendam bentonit hasil demetalisasi selama 18 jam dalam larutan $AlCl_3$ yang sebelumnya telah ditambah dengan NaOH 0,1 M. Pada tahap akhir proses pilarisasi, bentonit dipanaskan pada temperatur $120\text{ }^\circ\text{C}$ dan $400\text{ }^\circ\text{C}$. Bentonit hasil pilarisasi kemudian diuji kemampuan adsorpsinya dengan larutan metilen blue. Hasil pengujian dengan metilen blue tersebut diambil sebagai dasar untuk menentukan tahap selanjutnya, yaitu proses impregnasi mercaptobenzothiazole (MBT) pada berbagai konsentrasi (6%, 8%, dan 10%). Adsorben hasil impregnasi selanjutnya digunakan dalam proses adsorpsi larutan Hg pada berbagai konsentrasi (0,1 – 0,5 ppm) guna mengetahui kemampuannya sebagai adsorben. Analisis menggunakan difraksi sinar-X juga dilakukan guna mengetahui bagaimana pengaruh perlakuan yang diberikan terhadap sifat-sifat fisik adsorben.

HASIL DAN PEMBAHASAN

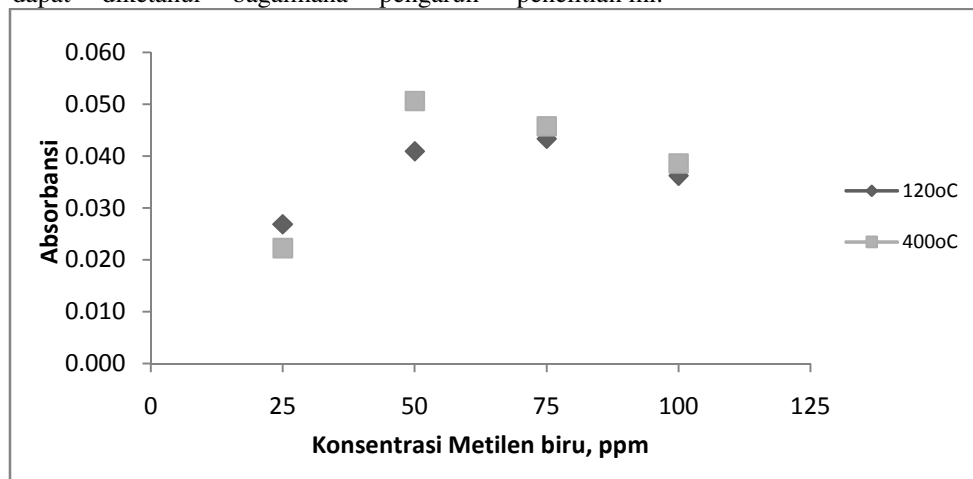
Pengaruh perbedaan temperatur pemanasan

Pemanasan pada bentonit dilakukan dalam rangka untuk membebaskan air, baik air yang terikat secara fisik maupun yang terikat secara kimia dalam bentuk terhidrat. Pembebasan molekul air yang terikat secara lemah (fisik) dapat dengan mudah dilakukan dengan pemanasan pada temperatur yang tidak begitu tinggi, biasanya 10 atau 20 derajat di atas titik didih air. Namun pada pembebasan molekul air terhidrat, diperlukan temperatur yang lebih tinggi, biasanya sekitar 400 °C – 500 °C dan dikenal dengan istilah kalsinasi.

Pada penelitian ini, pembebasan molekul air dilakukan pada dua temperatur, yaitu 120 °C dan 400 °C. Tahapan ini dilakukan pada bentonit yang telah mengalami proses demetalisasi. Melalui pemanasan pada 2 temperatur yang berbeda ini akan dapat diketahui bagaimana pengaruh

perbedaan temperatur tersebut terhadap kemampuan bentonit sebagai bahan penyerap (adsorben).

Pengujian kemampuan sebagai adsorben dilakukan dengan cara melakukan proses adsorpsi terhadap larutan metilen blue. Bentonit dengan kemampuan menyerap lebih besar diasumsikan sebagai bentonit dengan temperatur pemanasan yang lebih baik dari pada yang lainnya. Hasil pengamatan menunjukkan bahwa bentonit dengan temperatur pemanasan 120°C menyerap relatif lebih baik. Hal ini diduga sebagai akibat terjadinya perubahan/perusakan struktur pada bentonit akibat pemanasan pada temperatur 400 °C. Dugaan bahwa perlakuan pada temperatur 400 °C ini dapat berakibat pada rusaknya struktur bentonit akan dapat teramati melalui pengamatan menggunakan difraksi sinar-X yang juga dilakukan pada penelitian ini.



Gambar 1. Absorbansi pada berbagai konsentrasi awal metilen blue dari bentonit yang dipanaskan pada dua temperatur yang berbeda (120 °C dan 400°C)

Pada Gambar 1 secara umum tampak bahwa bentonit yang dipanaskan pada temperatur 120 °C memiliki kemampuan adsorpsi terhadap metilen blue yang lebih tinggi. Semakin tinggi kemampuan adsorben dalam menyerap, maka konsentrasi metilen blue yang tersisa dalam larutan (diukur dengan spektrometrik-20) akan semakin rendah. Dengan demikian dapat dikatakan bahwa pemanasan bentonit pada temperatur 120 °C relatif lebih baik dari pada 400 °C.

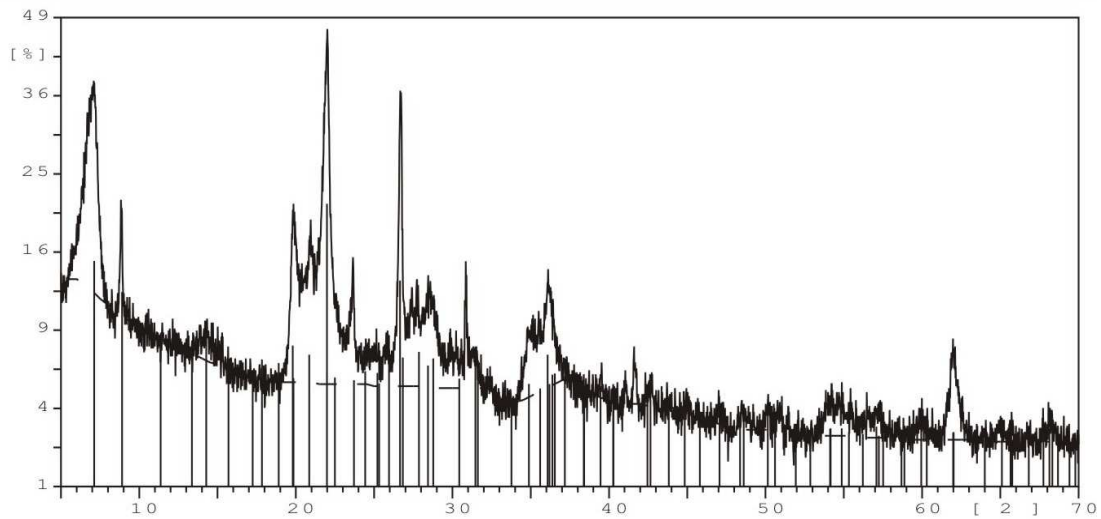
Harapan semula bahwa dengan pemanasan yang lebih tinggi yaitu 400 °C, akan lebih banyak tersedia area berupa rongga-rongga yang dapat diisi oleh molekul metilen blue dan berakibat pada meningkatnya kemampuan adsorben dalam melakukan penyerapan. Namun demikian hal tersebut tidak terjadi.

Pengaruh perlakuan terhadap pola difraksi sinar-X bentonit

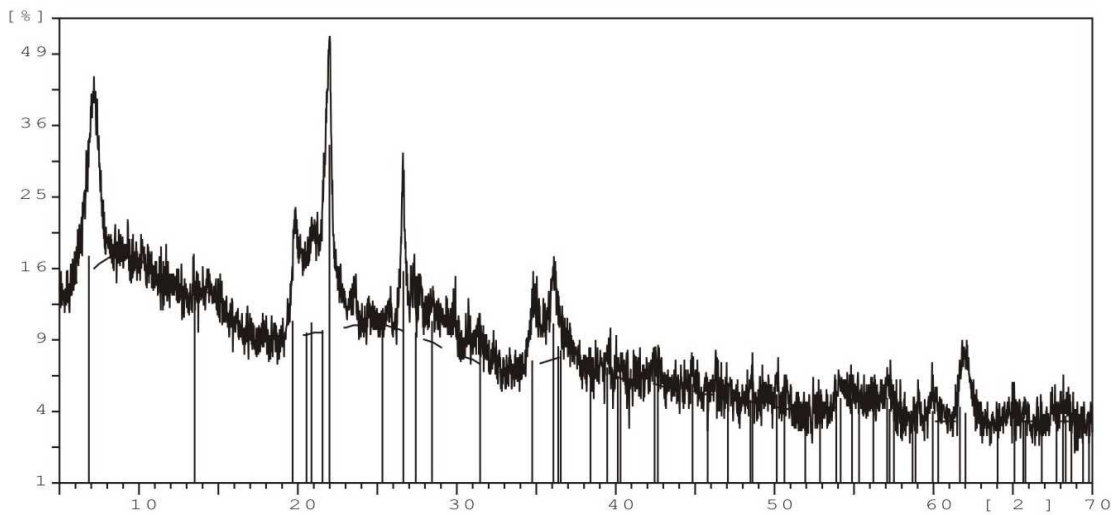
Pada penelitian ini bentonit yang telah mengalami proses demetalisasi diamati pola difraksinya (Gambar 3), dan selanjutnya dibandingkan dengan pola difraksi dari bentonit yang tidak mendapat perlakuan (Gambar 2). Berdasarkan hasil pengamatan tampak bahwa perlakuan demetalisasi memberikan pengaruh pada keadaan bentonit. Salah satu perubahan yang tampak adalah tidak munculnya lagi spektrum/puncak pada $2\theta = 8,865$ derajat (Gambar 3). Sementara kedudukan spektrum/puncak pada $2\theta = 7,140$ relatif tidak mengalami perubahan/pergeseran. Hal ini mengandung makna bahwa proses demetalisasi berdampak pada hilangnya sebagian komponen yang terdapat dalam bentonit, yaitu logam-logam pengotor yang biasa terdapat dalam senyawa silika- alumina yang

berasal dari alam seperti Si, Al, Fe dan Mg, baik dalam bentuk ion maupun oksidanya. Sementara

itu, proses demetalisasi ini tidak berakibat pada perubahan jarak antar lapisan (ruang basal).



Gambar 2. Spektra difraksi sinar-X bentonit (tanpa perlakuan)



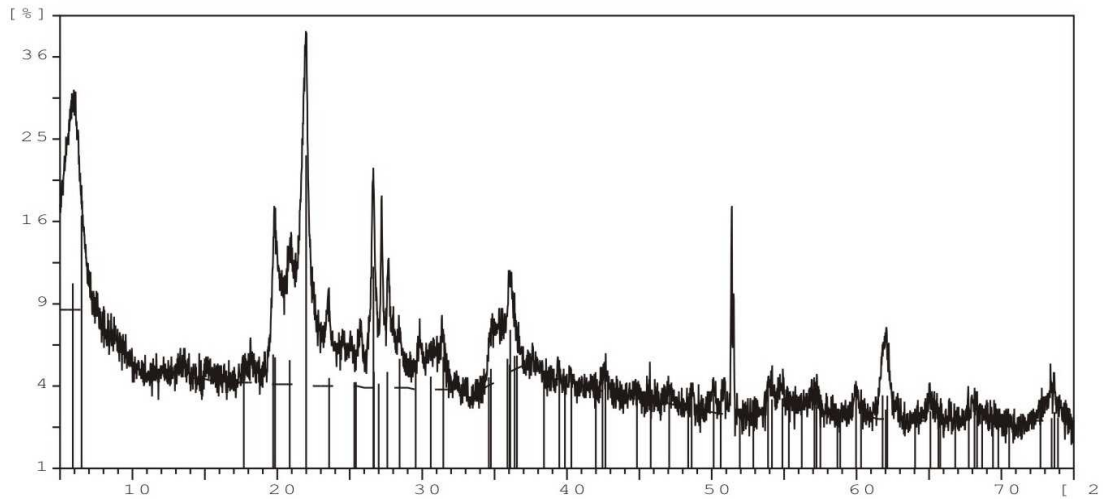
Gambar 3. Spektra difraksi sinar-X bentonit setelah demetalisasi

Pola difraksi sinar-X juga diamati pada bentonit hasil pilarisasi dan dilakukan pemanasan pada dua temperatur yang berbeda, yaitu 120°C dan 400°C. Hasil pengamatan menunjukkan bahwa perlakuan perbedaan temperatur berpengaruh pada pola difraksi yang didapatkan. Hal ini tampak jelas pada perbedaan pola difraksi yang dihasilkan (Gambar 4 dan Gambar 5).

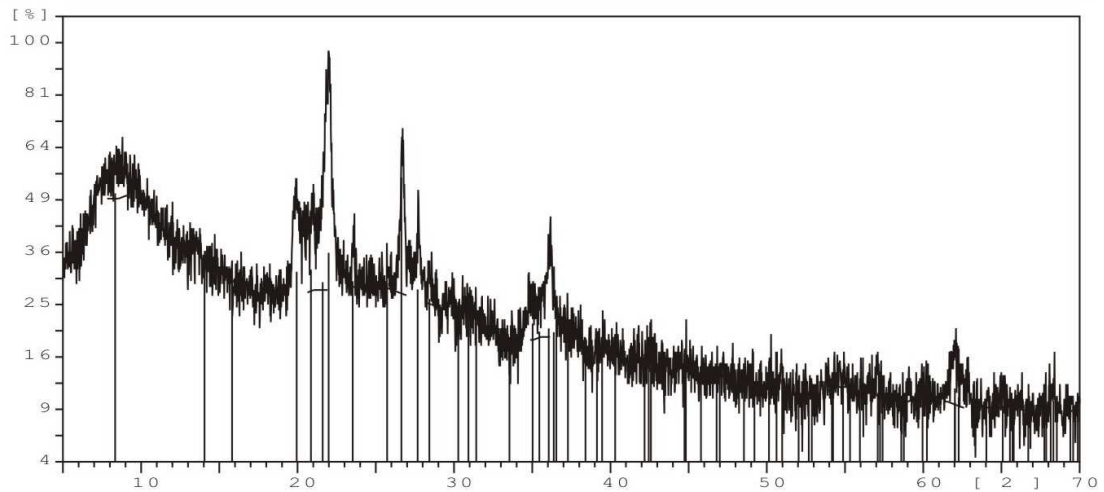
Pada spektra bentonit hasil pilarisasi dengan pemanasan pada 120° C (Gambar 4) tampak bahwa perlakuan pilarisasi berakibat pada berubahnya jarak antar lapisan, yang ditandai dengan bergesernya kedudukan puncak ke arah yang lebih rendah. Hal ini mengandung makna bahwa perlakuan pilarisasi yang dilakukan berakibat pada meningkatnya jarak antar lapisan.

Akibat lebih lanjut dari ini adalah terjadinya peningkatan luas permukaan yang berakibat pada peningkatan kemampuan adsorpsi dari adsorben.

Sementara pada spektra bentonit hasil pilarisasi dengan pemanasan pada 400°C (Gambar 5), tampak adanya pelemahan spektrum pada daerah khas bentonit yaitu pada nilai $2\theta < 10$ derajat. Spektrum/puncak yang tampak agak melebar dan relatif rendah ini menunjukkan tidak homogenya jarak antar lapisan (ruang basal). Selain itu juga tampak adanya pergeseran kedudukan puncak ke arah yang lebih tinggi. Hal ini berarti terjadi penurunan jarak antar lapisan dan dapat diduga sebagai akibat pemanasan yang terlalu tinggi.



Gambar 5.4 Spektra difraksi sinar-X bentonit hasil pilarisasi dan dipanaskan pada 120 °C



Gambar 5. Spektra difraksi sinar-X bentonit hasil pilarisasi dan dipanaskan pada 400 °C

Kapasitas adsorpsi MBT-Lempung Aktif

Pengukuran kapasitas adsorpsi dilakukan dengan menambahkan adsorben ke dalam larutan merkuri pada berbagai konsentrasi. Selanjutnya

pada larutan yang telah mengalami proses adsorpsi tersebut diukur konsentrasi merkuri menggunakan AAS.

Tabel 1 Konsentrasi Hg setelah dilakukan penyerapan dengan MBT-Lempung Aktif pada berbagai konsentrasi MBT

Konsentrasi awal Hg (ppb)	Konsentrasi Hg setelah diserap (ppb)		
	MBT 6%	MBT 8%	MBT 10%
100	135	128	122
200	127	119	124
300	120	119	116
400	115	152	152
500	112	122	147

Berdasarkan pada Tabel 1 terlihat bahwa adsorben MBT-Lempung Aktif dapat menurunkan kandungan merkuri yang terdapat dalam larutan. Kemampuan adsorben dalam menurunkan kandungan merkuri ini tampak relatif tidak berbeda antara adsorben satu dengan yang lainnya.

Dengan kata lain, bahwa peningkatan konsentrasi MBT ini relatif tidak berdampak pada kemampuannya dalam menyerap Hg.

Pada data di atas juga tampak bahwa peningkatan konsentrasi awal larutan Hg, tidak disertai dengan peningkatan konsentrasi Hg sisa.

Peristiwa ini sulit untuk dijelaskan karena tidak seperti pada peristiwa-peristiwa adsorpsi lainnya. Konsentrasi Hg sisa pada larutan Hg dengan konsentrasi rendah (100 ppb) memiliki nilai yang tidak jauh berbeda dengan konsentrasi Hg yang berasal dari larutan Hg berkonsentrasi tinggi (500 ppb). Peristiwa demikian ini tidak lazim dalam suatu proses adsorpsi.

Alasan yang mungkin dapat diberikan sehubungan dengan peristiwa tersebut adalah bahwa Hg yang dalam larutan berbentuk ionik ini, pada konsentrasi yang relatif rendah cenderung untuk bertahan dan berada dalam pelarutnya (air) dari pada terikat/terserap pada adsorben. Akibatnya semua larutan Hg sisa memiliki konsentrasi yang tidak jauh berbeda antara satu dengan yang lainnya. Alasan tersebut tentunya masih sangat bersifat spekulatif, mengingat data pengamatan proses adsorpsi pada larutan Hg dengan konsentrasi awal rendah (150 ppm ke bawah) belum ada.

Melalui penentuan kapasitas adsorpsi ini, semula diharapkan akan diperoleh data mengenai besarnya kapasitas adsorpsi dari masing-masing sampel. Namun demikian, mengingat data yang didapatkan sangat jauh dari apa yang diharapkan (sangat tidak beraturan) maka nilai kapasitas adsorpsinya tidak/belum dapat ditentukan.

KESIMPULAN

Berdasarkan pada uraian di atas, maka dapat ditarik kesimpulan sebagai berikut:

1. Perbedaan temperatur pemanasan pada lempung (bentonit) berpengaruh terhadap daya serapnya terhadap metilen blue.
2. Perlakuan pada bentonit (demetalisasi, pilarisasi pada dua temperatur yang berbeda) berpengaruh pada pola difraksi sinar-X nya.
3. Kapasitas adsorpsi dari MBT-lempung aktif yang diamati melalui penelitian ini belum berhasil diketahui.

DAFTAR PUSTAKA

Djuangsih, N., A.K. Benito, H. Salim, 1982, "Aspek Toksikologi Lingkungan", Laporan Analisis Dampak Lingkungan, Lembaga Ekologi Universitas Padjadjaran, Bandung.

Hutagalung, H.P., 1991, "Pencemaran Laut Oleh Logam Berat dalam Status Pencemaran Laut di Indonesia dan Teknik Pemantauan", Pusat Pemantauan dan Pengembangan Oseanologi - LIPI, Jakarta.

Narsito dan Purwanto, A., 2001, "Impregnasi 2-Merkaptobenzotiazol pada Tanah

Diatomeae dan Pemanfaatannya Sebagai Adsorben Raksa (II) dalam Medium Air", *Indonesiam Journal of Chemistry*, Vol. 1(3).

Semu, E., Sigh, B.R., and Selmer-Oslen, A.R., 1987, "Adsorption of Mercury Compounds by Tropical Soils: II. Effect of Soil: Solution Ratio, Ionic Strength, pH, and Organic Matter", *Water, Air, and Soil Pollut.*, 32: 1-10.

Saadi, P., 1995, "Kajian tentang Pemanfaatan Gambut sebagai Adsorben Senyawa Raksa(II) Anorganik dari Larutan", Tesis S-2, UGM, Yogyakarta.

Suhendrayatna. 2001, "Bioremoval Logam Berat Dengan Menggunakan Microorganism", Suatu Kajian Kepustakaan Zemi On-Air Bioteknologi.