

**PENYISIHAN MERKURI (Hg) DARI AIR HASIL PENCUCIAN
TANAH MENGGUNAKAN ADSORBEN GAC
TERIMPREGNASI Fe DAN Ce**

***ALLOWANCE FOR MERCURY (Hg) FROM GROUNDWATER WASH
ING USING GAC IMPREGNATED ADSORBENT Fe AND Ce***

Rizki Rilda Aulia¹ dan Agus Jatnika Effendi²

Program Magister Teknik Lingkungan

Fakultas Teknik Sipil dan Lingkungan, Institut Teknologi Bandung

Jl. Ganesha No. 10 Bandung 40132

Email: 1auliarizkirilda@gmail.com dan 2jatnika@indo.net.id

Abstrak. Merkuri banyak digunakan secara bebas dalam proses amalgamisasi pada pertambangan emas skala kecil (PESK), salah satunya di Kabupaten Lebak, Banten. Merkuri dapat mengalami transformasi sehingga dapat meningkatkan mobilitas dan sifat racunnya. Hal ini menjadi perhatian karena dapat menjadi potensi polusi pada permukaan tanah, air tanah, penyerapan oleh tumbuhan serta bioakumulasi pada rantai makanan. Pada penelitian pendahuluan dilakukan proses remediasi merkuri pada tanah dengan metode *soil washing* menggunakan pelarut KI. Namun pada pengolahan menggunakan metode *soil washing*, air hasil pencucian membutuhkan pengolahan lebih lanjut sebelum akhirnya dibuang karena memiliki konsentrasi merkuri melebihi baku mutu (1-3 ppm) sehingga perlu dilakukan pengolahan lanjutan yakni adsorpsi menggunakan adsorben GAC terimpregnasi Fe dan Ce dengan sistem *batch*. Berdasarkan PP No 101 Tahun 2014 tentang pengolahan limbah B3, baku mutu merkuri pada TCLP A 0,3 ppm dan TCLP B 0,05 ppm. Percobaan menunjukkan bahwa sistem *batch* memiliki nilai kapasitas adsorpsi terbaik pada jenis adsorben GAC-Ce sebesar 0,087 mg/g dan konsentrasi merkuri mengalami penurunan hingga mencapai 0,443 ppm. Proses adsorpsi merkuri menggunakan GAC, GAC-Fe dan GAC-Ce lebih cocok dimodelkan dengan model isotherm Freundlich. Proses adsorpsi merkuri menggunakan GAC dan GAC-Fe mengikuti kinetika orde kedua semu sedangkan GAC-Ce mengikuti kinetika orde dua.

Kata kunci: adsorpsi, GAC, merkuri, impregnasi, air *soil washing*, *batch*.

Abstract. Mercury is widely used freely in the process of amalgamization in small scale gold mining (ASGM), one of which is in Lebak Regency, Banten. Mercury can undergo transformation so that it can increase its mobility and toxicity. This is a concern because it can be a potential pollution on the ground surface, ground water, absorption by plants and bioaccumulation in the food chain. In a preliminary study carried out the process of remediation of mercury in the soil with the method of soil washing using KI solvent. However, in the processing using the soil washing method, the washing water needs further treatment before finally being discharged because it has mercury concentrations exceeding the quality standard (1-3 ppm) so that further processing needs to be done ie adsorption using GAC adsorbent impregnated with Fe and Ce with a batch system. Based on PP No. 101 of 2014 concerning B3 waste treatment, the mercury quality standard at TCLP A is 0.3 ppm and TCLP B is 0.05 ppm. Experiments show that the batch system has the best value of adsorption capacity in the type of GAC-Ce adsorbent of 0.087 mg / g and the concentration of mercury has decreased to reach 0.443 ppm. The mercury adsorption process using GAC, GAC-Fe and GAC-Ce is more suitable to be modeled with the Freundlich isotherm model. The mercury adsorption process uses GAC and GAC-Fe following pseudo second-order kinetics while GAC-Ce follows second-order kinetics.

Keywords: adsorption, GAC, mercury, impregnation, air soil washing, batch.

PENDAHULUAN

Indonesia merupakan negara dengan sumber daya alam yang melimpah. Salah satu sumberdaya alam Indonesia yakni emas yang tersebar di berbagai wilayah di Indonesia baik dengan skala besar seperti Tambang Gasbeg (Freeport) di Papua maupun penambangan emas skala kecil (PESK) seperti di Lebak, Banten. PESK banyak menggunakan merkuri atau air raksa (Hg) dalam proses penambangan emas yang penggunaannya tidak diawasi dan dilakukan secara bebas. Merkuri digunakan untuk mengekstraksi emas dalam PESK, khususnya di Indonesia, sudah menunjukkan indikasi membahayakan dan bisa dikatakan sebagai bencana lingkungan (C. Aspinall, 2001).

Berdasarkan UNEP, Indonesia merupakan negara terbesar ketiga di dunia yang sudah mengalami polusi Hg setelah Cina dan Phillipina. Merkuri merupakan logam berat yang bersifat unik karena tidak dapat mengalami degradasi baik secara biologis maupun kimiawi sehingga dampaknya bisa berlangsung sangat lama. Berdasarkan Yani (2013) mengenai keracunan akibat limbah pengolahan emas di Banten, 8 warga Kabupaten Lebak mengalami keracunan akibat minum air yang tercemar oleh limbah hasil pertambangan emas. Warga mengeluhkan kontaminasi limbah pada air sumur dan air Sungai Cimadur padahal kedua tempat itu adalah sumber air minum bagi warga (Yani, 2013).

Oleh karena itu, perlu dilakukan pengolahan untuk menyisihkan kandungan merkuri di lingkungan sekitar kegiatan PESK. Penelitian ini merupakan proses lanjutan penyisihan merkuri yang telah melalui proses *soil washing* menggunakan larutan Kalium Iodida (KI). *Soil washing* adalah proses penggabungan fisika dan kimia untuk menyisihkan logam berat yang terkontaminasi pada tanah dengan cara pencucian tanah secara ex-situ dengan menggunakan pelarut tertentu (Liu, et al, 2018). Larutan pencuci yang digunakan pada proses ini adalah larutan asam, *chelating agents*, elektrolit, *oxidizing agents*, dan surfaktan (Khalid, et al, 2017). Karena proses *soil washing* bukan merupakan teknologi *destroy* atau imobilisasi, maka hasil tanah olahan harus dibuang dengan hati-hati dan air hasil pencucian membutuhkan pengolahan lebih lanjut sebelum pembuangan akhir.

Air hasil pencucian tanah pada umumnya masih memiliki konsentrasi merkuri yang tinggi dan berada diatas baku mutu yang telah di tentukan sebelum akhirnya di buang ke lingkungan, sehingga air hasil pencucian ini perlu dilakukan pengolahan lanjutan (Karthika,

N, 2016). Pada penelitian ini air hasil pencucian tanah diolah menggunakan metode adsorpsi dengan menggunakan GAC (*Granular Activated Carbon*) terimpregnasi. Beberapa penelitian terkait penggunaan karbon aktif dalam penyisihan merkuri antara lain penelitian yang dilakukan oleh Calvin (2018) yakni studi adsorpsi merkuri menggunakan karbon aktif berbahan baku kulit durian yang diaplikasikan pada limbah pertambangan emas rakyat dari Kab. Mandailing Natal. Dengan menggunakan variasi waktu dan massa adsorben karbon aktif (yang diaktivasi dengan KOH) dapat mengadsorpsi Hg hingga 99,979% dengan konsentrasi awal Hg sebesar 9,129 ppm, waktu selama 150 menit dan massa karbon aktif sebesar 9gram serta konsentrasi Hg setelah adsorpsi sebesar 0,0019 ppm (Calvin, 2018). Jatmiko (2013) pemanfaatan karbon aktif dari limbah tempurung kemiri untuk adsorpsi limbah merkuri-Hg(II).

Dengan menggunakan variasi massaadsorben dan pH maka diperoleh penyisihan sebesar 89% pada pH 4 dan massa adsorben 5gram sebesar 143,074 ppm dari konsentrasi merkuri awal sebesar 160 ppm (Jatniko dan Hadi, Tri, 2013).

Penelitian ini dilakukan dalam beberapa variasi yakni variasi jenis adsorben *Granular Activated Carbon* (GAC, GAC terimpregnasi Fe dan Ce), pH, dosis adsorben dan waktu kontak. Tujuan dalam penelitian ini yakni untuk mengetahui optimalisasi penyisihan merkuri dan kapasitas adsorpsi merkuri dari air hasil pencucian tanah.

METODOLOGI

Penelitian dilakukan di Lab Kualitas Air Institut Teknologi Bandung dalam periode waktu 6 bulan dan dilakukan dua kali pengulangan atau replikasi dalam pelaksanaannya.

Persiapan Air Hasil Pencucian Tanah

Pencucian tanah dilakukan menggunakan larutan KI 0,2 M dengan perbandingan sebesar 1:15 (1gram tanah dan 15 ml pelarut KI) pada pH 2 menggunakan *jar test* dengan kecepatan 100 rpm selama 3 jam, hal ini mengacu pada penelitian sebelumnya yang dilakukan Riyandini, 2019. Air hasil pencucian tanah dipisahkan dengan cara sedimentasi dan dianalisis konsentrasi merkuri awal pada air hasil pencucian tanah menggunakan AAS (Rivandini, V dan Jatnika, E, 2019).

Impregnasi Adsorben

Impregnasi mengacu pada Raychoudhury, 2015 menggunakan metode hidrolisis. Sebanyak 250 mL larutan logam yang akan di impregnasi (FeCl_3 dan $\text{Ce}(\text{NO}_3)_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) dengan konsentrasi 0,03 M dicampurkan dengan 10 gram padatan GAC yang kemudian di aduk selama 1 jam pada kecepatan 30 rpm. Campuran didiamkan selama 24 jam dan kemudian dipisahkan antara larutan dan residu yang dihasilkan. Residu kemudian di keringkan pada suhu 110°C selama 24 jam. Residu kemudian didinginkan pada suhu ruang dan dicuci beberapa kali menggunakan *deionization water* dan kemudian dikeringkan kembali untuk menghilangkan larutan pencuci yang tersisa dan menguapkan bahan-bahan pengotor (Raychoudhury, et al, 2015).

Karakteriasi Air Hasil Pencucian Tanah

Penentuan ion-ion logam dan senyawa lain didalam air sebagai kompetitor dalam penyerapan logam merkuri. Kompetitor logam Fe, Al dan Mn dianalisis menggunakan AAS, logam Ca dan Mg dianalisis menggunakan metode kesadahan, nitrogen (nitrat, nitrit dan ammonium) dilakukan masing-masing dengan menggunakan metode Nessler-Spektrofotometri, metode reaksi Diazotasi- Spektrofotometri dan metode Brucin-Spektrofotometri. Anion Cl dilakukan menggunakan metode Mohr dengan mentitrasi larutan sampel dengan larutan AgNO_3 . Kompetitor SO_4 dianalisis menggunakan metode Turbidimetri dengan cara menambahkan air sampel dengan BaCl_2 . Kompetitor PO_4 dalam air limbah ditentukan dalam bentuk total Phospat.

Percobaan Adsorpsi Sistem *Batch*

Variasi yang ditentukan dalam proses ini adalah pH, dosis adsorben dan waktu kontak pada jenis adsorben yang berbeda. Percobaan dilakukan dalam reaktor 500 ml. Pengadukan dilakukan selama 2 jam. Adsorben yang terbawa pada saat pengambilan sampel diasumsikan tidak mempengaruhi perhitungan. Penentuan konsentrasi merkuri di dalam sampel di ukur menggunakan AAS. Sebanyak 10 gram adsorben GAC dimasukan kedalam reaktor dan ditambahkan 500 ml air limbah hasil pencucian tanah terkontaminasi merkuri, dilakukan

variasi pH yakni pada pH 4, 6 dan 8. Selanjutnya sampel diaduk dengan kecepatan 100 rpm selama 2 jam. Sampel diambil per skala waktu yaitu 0, 5, 10, 15, 20, 30, 45, 60, 90 dan 120 menit. Kemudian sampel disentrifuge dengan kecepatan 1000 rpm selama 15 menit untuk memisahkan partikel adsorben yang ikut pada saat pengambilan sampel dan larutannya. Kemudian sampel di saring menggunakan pompa vakum. Sampel kemudian di destruksi sebelum ditentukan konsentrasi merkuri nya menggunakan AAS. Prosedur destruksi mengikuti Metode EPA 7471B. Setelah dilakukan variasi pH maka dilakukan pula variasi jenis adsorben yakni GAC-Fe dan GAC-Ce serta variasi dosis adsorben sebesar 10, 20 dan 30 gram.

Analisis Data

Analisis data dilakukan untuk mengetahui proses adsorpsi sistem *batch* sebagai *post treatment* dalam penyisihan merkuri dari air hasil pencucian tanah, optimasi pH, dosis adsorben, waktu kontak dan jenis adsorben yang digunakan terhadap optimasi penyisihan dan kapasitas adsorpsi merkuri. Data yang diperoleh dari hasil analisis laboratorium kemudian diolah dan ditabulasi. Selain itu, studi lainya juga dibahas lebih lanjut dalam penelitian ini seperti kapasitas adsorpsi, isotherm yang dianalisis menggunakan model Langmuir dan Freundlich. Penentuan kinetika reaksi dengan penentuan orde reaksi 1, orde reaksi 2 orde reaksi 1 semu, dan orde reaksi 2 semu dan menentukan nilai koefisien determinasi dalam menentukan orde reaksi.

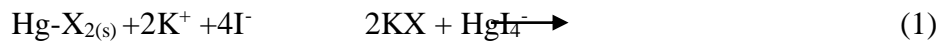
HASIL DAN PEMBAHASAN

Pencucian tanah terkontaminasi merkuri

Dalam melakukan pencucian tanah terkontaminasi untuk menghasilkan limbah air pencucian yang akan diolah selanjutnya, perlu diperhatikan kandungan yang berada didalam tanah. Teknik pencucian tanah (*soil washing*) akan lebih sulit dilakukan jika tanah yang akan diolah mengandung *fined-grained (clay)* yang tinggi (Claire, 2007). Hal tersebut dikarenakan kontaminan akan lebih banyak berikatan dengan partikel yang lebih kecil yaitu *clay*, selanjutnya partikel-partikel kecil tersebut akan berikatan dengan partikel yang lebih besar yaitu *coarse-grained (sand dan gravel)*. Luas permukaan spesifik *clay* yang lebih besar akan

memungkinkan jumlah kontaminan yang teradsorpsi di permukaan partikel tanah tersebut juga akan lebih banyak dari *sand* dan *gravel*.

Tanah kemudian dilakukan pencucian dengan rasio solid : liquid (1 : 15) selama 3 jam menggunakan pelarut KI dengan konsentrasi 0,2 M. Konsentrasi merkuri pada air hasil pencucian masih berada diatas baku mutu yakni sekitar 1-3 ppm, sehingga perlu dilakukan pengolahan lanjutan sebelum dibuang ke lingkungan. Sedangkan kandungan merkuri pada tanah adalah sebesar 136,9 ppm. Sistem pengadukan pada proses *soil washing* dapat membantu dalam pendistribusian butiran tanah ke larutan pencuci sehingga terjadi kontak antara fase padat dan cair. KI merupakan agen pengkhelet yang digunakan sebagai larutan pencuci yang membentuk kompleks logam lebih kuat daripada interaksi logam dengan tanah. Senyawa I⁻ pada KI digunakan sebagai ligan yang akan berikatan dengan logam merkuri dalam tanah. Secara umum mekanisme reaksi KI sebagai agen pengkelat logam merkuri dapat diekspresikan dengan persamaan berikut: (Rivandini, V dan Jatnika, E, 2019).



Adsorben

Adsorben *Granular Activated Carbon* (GAC) diimpregnasi dengan tujuan untuk mengisi pori-pori penyangga yakni GAC dengan larutan logam aktif melalui adsorpsi logam, yaitu dengan merendam GAC dalam larutan yang mengandung logam aktif.

Tabel 1. BET adsorben

Adsorben	Luas Permukaan BET (m ² /g)	Total Volume Pori (cc/g)	Radius Pori Rata-rata (Å)
GAC	68,289	0,0662	19,39
GAC-Fe	110,89	0,1078	19,44
GAC-Ce	172,35	0,1531	17,76

Pada Tabel 1 analisis menggunakan BET dapat terlihat bahwa luas permukaan GAC terimpregnasi Ce memiliki luas permukaan sebesar 172,35 m²/g yang memiliki nilai lebih besar dibandingkan dengan GAC saja dan GAC terimpregnasi Fe. Pada Tabel 2 GAC

sebelum di impregnasi dengan logam Fe sudah terdapat Fe didalamnya beserta unsur yang lain sedangkan pada GAC terimpregnasi Ce memiliki keberadaan unsur yang sama dengan GAC namun memiliki tambahan keberadaan unsur Ce akibat adanya impregnasi GAC menggunakan Ce. Keberadaan Ce dan Fe menunjukkan bahwa proses impregnasi memang terjadi.

Tabel 2. % Massa unsur dalam GAC dan GAC terimpregnasi Ce dan Fe

Unsur	% Massa pada GAC	% Massa pada GAC-Ce	% Massa pada GAC-Fe
C	55,21	56,46	65,75
O	32,97	31,8	28,11
Al	2,63	2,23	0,54
Si	4,13	3,86	0,79
K	1,74	0,29	0,44
Ca	0,54	0,3	-
Fe	2,29	1,73	4,34
Ce	-	3,33	-
Mg	0,5	-	-
Total	100	100	100

Karakterisasi awal air hasil pencucian tanah

Air olahan yang menggunakan sampel limbah asli tidak buatan (artificial) memiliki beragam kompetitor didalamnya, lain halnya jika menggunakan limbah artificial yang tidak memiliki kompetitor lain selain zat yang akan diolah dan akan memiliki efektifitas penyisihan yang lebih baik. Karakterisasi air hasil pencucian tanah dapat dilihat pada Tabel 3.

Tabel 3. Karakterisasi air hasil pencucian tanah

Parameter	Hasil Analisa	Satuan
COD	6268,5	mg/l
DHL	19,03	mS/cm
Fe	0,677	ppm
Mn	0,403	ppm
Ca	164,15	mg/l CaCO ₃
Mg	9,415	mg/l CaCO ₃

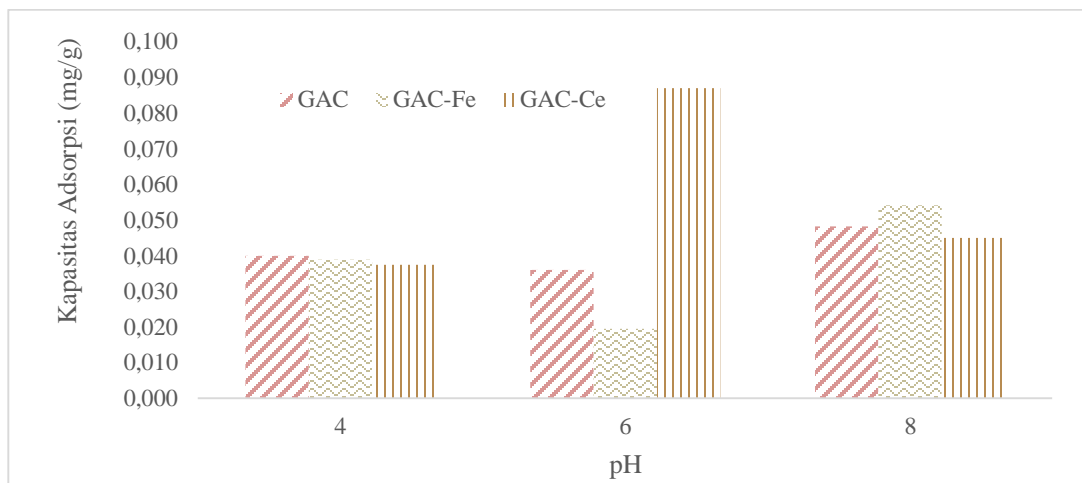
Parameter	Hasil Analisa	Satuan
Al	<0,5	ppm
NH ₄	<0,33	mg/l
Cl	0,379	mg/l
SO ₄	67,559	mg/l
NO ₂	0,057	ppm
NO ₃	3,538	ppm
PO ₄	0,336	ppm

Selain merkuri, didalam tanah yang terkontaminasi terdapat berbagai macam unsur hara baik yang bersifat organik dan anorganik yang dapat mengalami distribusi ke air olahan selama proses pencucian tanah. Hal ini dapat mengganggu selektivitas adsorben GAC untuk mengadsorpsi merkuri.

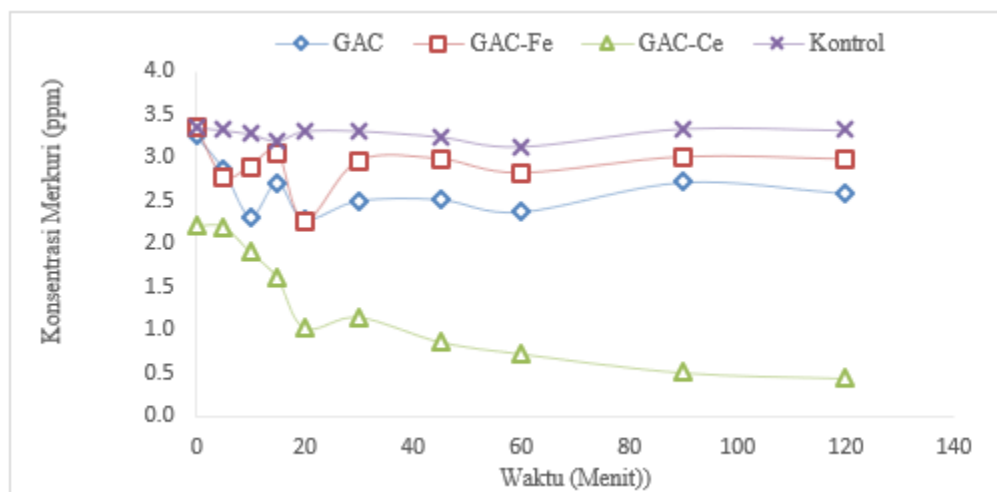
3.4 Percobaan adsorpsi sistem *batch*

Optimasi pH

Nilai optimasi pH terhadap nilai kapasitas adsorpsi merkuri dapat dilihat pada Gambar 1 berikut ini:



(a)



(b)

Gambar 1. (a) Optimasi nilai variasi pH terhadap kapasitas adsorpsi merkuri (b)

Penurunan konsentrasi merkuri pada adsorben GAC dan GAC-Fe pH 8 dan GAC-Ce pH 6 serta kontrol pada pH 6.

pH dapat mempengaruhi larutan kimia dari logam dan keadaan ionisasi gugus fungsional yang ada pada permukaan sorben. Dari gambar 1, dapat diketahui bahwa nilai pH optimum untuk adsorpsi khelat logam merkuri dengan jenis adsorben yang berbeda yakni GAC, GAC-Fe dan GAC-Ce memiliki nilai pH optimum yang berbeda pula. Pada adsorben GAC tanpa impregnasi memiliki pH optimum 8 yakni memiliki nilai kapasitas adsorpsi sebesar 0,048 mg/g. Pada GAC-Fe memiliki pH optimum 8 dengan nilai kapasitas adsorpsi sebesar 0,054 mg/g, sedangkan untuk GAC-Ce memiliki pH optimum 6 dengan nilai kapasitas adsorpsi sebesar 0,087 mg/g.

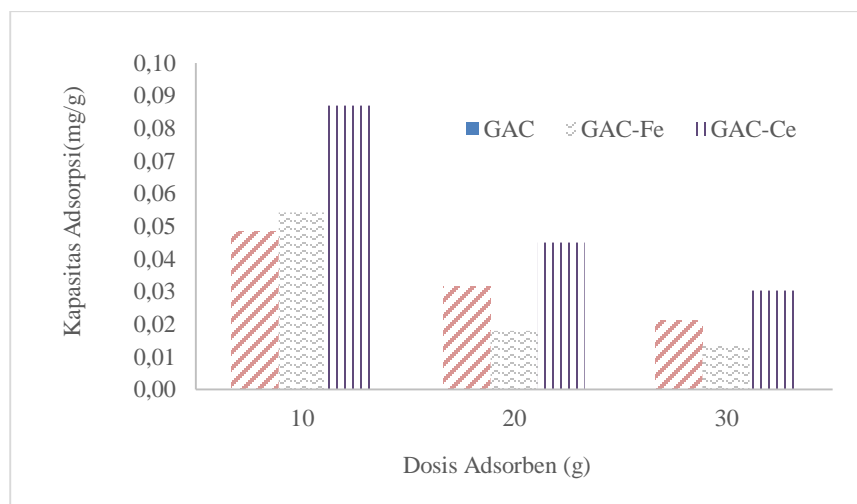
Pada adsorben GAC memiliki nilai konsentrasi merkuri awal sebesar 3,255 ppm dan memiliki penurunan yang optimum pada menit ke 20 dengan konsentrasi sebesar 2,283 ppm. Pada adsorben GAC-Fe memiliki konsentrasi awal merkuri sebesar 3,354 ppm dan mengalami penurunan konsentrasi pada menit ke 20 dengan konsentrasi sebesar 2,269 ppm, sedangkan pada adsorben GAC-Ce memiliki konsentrasi awal sebesar 2,204 ppm dan mengalami penurunan yang sangat baik pada menit ke 120 dan mencapai konsentrasi sebesar 0,443 ppm. Sebagai kontrol dilakukan penyisihan merkuri pada air olahan dengan tidak

menggunakan adsorben pada pH yang sama dan memiliki pH optimum 6 dengan nilai konsentrasi hanya mencapai 3,13 ppm pada menit ke 60.

Pada GAC-Ce mengikuti adsorpsi dengan cara logam yakni dengan meningkatnya pH dari 6 ke 8 mengalami penurunan konsentrasi (adsorpsi meningkat). Sedangkan pada jenis adsorben GAC dan GAC-Fe mengikuti adsorpsi senyawa kompleks dengan cara seperti logam dimana peningkatan pH memiliki pengaruh peningkatan konsentrasi pada penyisihan merkuri.

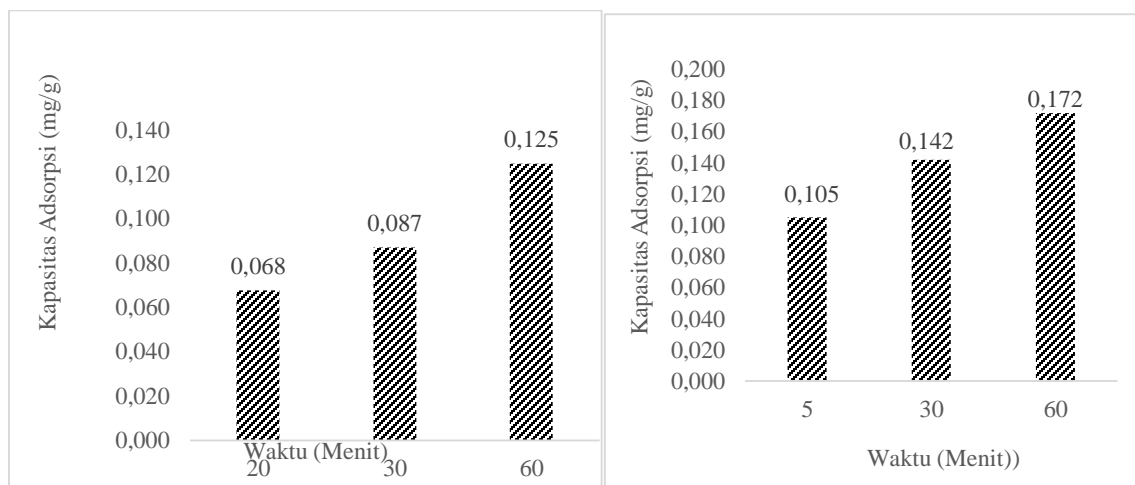
Optimasi dosis adsorben

Nilai optimasi dosis adsorben terhadap kapasitas adsorpsi merkuri dapat dilihat pada Gambar 2. Berdasarkan Gambar 2 menunjukkan penurunan nilai kapasitas adsorpsi seiring dengan meningkatnya dosis adsorben yang digunakan. Hal ini menunjukkan peningkatan dosis adsorben terkait dengan adanya gangguan diantara ruang situs aktif adsorben yang terjadi akibat adanya penggumpalan adsorben pada dosis yang lebih besar, sehingga permukaan adsorben tidak seluruhnya terbuka (Abuzar, et al, 2014). Hal lain yang dapat mempengaruhi adalah ketika adanya penambahan dosis adsorben diatas jumlah optimal maka situs aktif dapat menutup situs aktif satu sama lain, memungkinkan terjadinya tumpang tindih situs adsorpsi karna kepadatan adsorben yang berlebihan. Sehingga konsentrasi ion yang telah terikat pada permukaan adsorben akan terdesorps kembali ke larutan (Hutapea, et al, 2018).



Gambar 2. Optimasi dosis adsorben terhadap kapasitas adsorpsi

Penurunan nilai kapasitas adsorpsi ini dapat terjadi karena adanya penurunan ketersediaan ion merkuri dalam fase air per situs aktif adsorben dan adanya situs aktif pada permukaan adsorben yang tidak mengalami penjenuhan (Hadi, et al, 2014). Faktor lain yang dapat mempengaruhi penurunan nilai kapasitas adsorpsi yakni gaya tarik menarik yang terjadi antara permukaan karbon aktif dan ion merkuri yang tidak begitu kuat akibat luas permukaan yang tersedia untuk proses adsorpsi terlalu besar. Konsentrasi merkuri pada larutan tidak cukup kuat untuk mengakomodasi seluruh permukaan yang tersedia, sehingga titik kesetimbangan antara konsentrasi merkuri dan adsorben telah tercapai pada efisiensi tersebut (Afifah, N, 2018). Penggunaan limbah asli juga menjadi faktor yang cukup mempengaruhi kapasitas adsorpsi merkuri. Terdapatnya zat-zat kompetitor lain didalam air hasil pencucian tanah selain merkuri juga dapat menyebabkan adanya situs aktif pada adsorben ditempati oleh ion selain ion merkuri. Hal ini dibuktikan dengan dilakukannya pengujian nilai kapasitas adsorpsi GAC (10 gram) dan GAC-Fe (6,5 gram) menggunakan limbah artificial HgNO_3 dengan konsentrasi awal 3 ppm yang dapat dilihat pada Gambar 3.



(b)

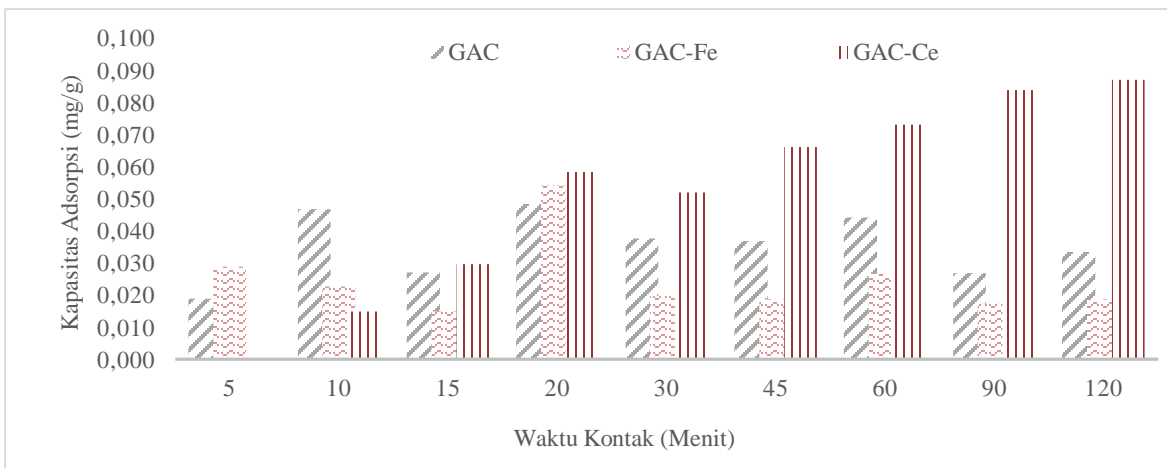
Gambar 3. Nilai kapasitas adsorpsi menggunakan limbah artificial dengan jenis adsorben

(a) GAC (b) GAC-Fe.

Optimasi waktu kontak

Optimasi waktu kontak pada adsorpsi merkuri ditunjukkan pada Gambar 1 b dengan menggunakan tiga jenis adsorben serta kontrol dan keadaan pH dan dosis adsorben optimum, dapat dilihat pada grafik bahwa pada jenis adsorben GAC dan GAC-Fe mengalami fluktuasi konsentrasi seiring dengan bertambahnya waktu kontak. Mengalami penurunan dari menit pertama hingga menit ke 5, hal ini disebabkan oleh masih banyaknya situs aktif pada adsorben diawal proses dan masih tingginya kandungan merkuri dilarutan, sehingga pada saat dikontakan, merkuri langsung menempati situs aktif di permukaan adsorben. Namun tidak hanya merkuri yang terdapat didalam larutan air olahan tetapi juga terdapat ion-ion lain yang disebut sebagai ion kompetitor.

Kenaikan nilai konsentrasi pada menit selanjutnya diakibatkan oleh adanya persaingan antar ion dilarutan yang teradsorp pada permukaan adsorben. Ion-ion kompetitor ini umumnya teradsorpsi secara fisik yang bersifat reversible yang menyebabkan semakin lamanya waktu kontak akan menyebabkan terlepas kembalinya ion-ion kompetitor tersebut (desorpsi), sehingga situs aktif kembali kosong dan dapat diisi kembali oleh merkuri. Proses adsorpsi dapat terjadi secara kimia dan fisika.



Gambar 4. Optimasi waktu kontak terhadap kapasitas adsorpsi merkuri

Nilai kapasitas adsorpsi untuk jenis adsorben GAC dan GAC-Fe sama dengan nilai konsentrasi terhadap optimasi waktu kontak yakni mengalami nilai yang fluktuatif.

Sedangkan kapasitas adsorpsi merkuri untuk jenis adsorben GAC-Ce meningkat seiring dengan meningkatnya waktu kontak. Nilai kapasitas adsorpsi GAC optimum memiliki nilai sebesar 0,048 mg/g pada menit ke 20, GAC-Fe sebesar 0,054 mg/g pada menit ke 20 sedangkan GAC-Ce sebesar 0,087 mg/g pada menit ke 120.

Isoterm adsorpsi

Berdasarkan nilai koefisien korelasi (R^2) serta nilai K_F dan n pada persamaan isotherm Freundlich, proses adsorpsi merkuri dengan GAC, GAC-Fe dan GAC-Ce lebih cocok dimodelkan dengan model isotherm Freundlich. Pada proses adsorpsi merkuri menggunakan adsorben GAC memiliki nilai K_F yang lebih kecil dibandingkan jenis adsorben yang lain yakni sebesar 0,001 sedangkan untuk adsorben GAC-Fe yang memiliki nilai K_F yang terbesar yakni 1477,747 sedangkan jenis adsorben GAC-Ce memiliki nilai K_F sebesar 4,642. Semakin besar nilai K_F pada persamaan Freundlich maka semakin tinggi potensi untuk mengkarakterisasi adsorben sebagai lebih reaktif, meskipun konstanta cenderung spesifik bergantung pada situs dan adsorben (Payne, K dan Abdel, F, 2005).

Proses adsorpsi merkuri menggunakan GAC, GAC-Fe dan GAC-Ce memiliki nilai $1/n > 1$ atau $n < 1$. $1/n$ merupakan parameter heterogenitas, dimana semakin kecil nilai $1/n$ maka semakin besar heterogenitas yang diharapkan. Proses adsorpsi dengan nilai $1/n > 1$ atau $n < 1$ menunjukkan bahwa proses sorpsi yang kooperatif yang mengindikasikan adanya mekanisme tarik menarik antar solute pada permukaan adsorben (Utami, et al, 2015).

Tabel 4. Isoterm Adsorpsi

Langmuir				
Proses	Persamaan Linier	R^2	K_L	R_L
GAC	$y=280,61x-102,15$	0,650	-0,364	-10,860
GAC-Fe	$y=-1168,6x+513,3$	0,971	0,439	0,431
GAC-Ce	$y=37,004x-71,68$	0,704	-1,937	-0,208
Freundlich				
Proses	Persamaan Linier	R^2	K_F	n
GAC	$y=4,4067x-2,8965$	0,757	0,001	0,227
GAC-Fe	$y=-12,482x+3,1696$	0,999	1477,747	0,080
GAC-Ce	$y=4,9015x+0,6667$	0,829	4,642	0,204

Kinetika adsorpsi

Bedasarkan nilai koefisien korelasi (R^2) tiga jenis adsorben terhadap kapasitas adsorpsi, proses adsorpsi jenis adsorben GAC dan GAC-Fe mengikuti kinetika orde dua semu sedangkan jenis adsorben GAC-Ce mengikuti kinetika orde dua. Pada jenis adsorben terhadap nilai kapasitas adsorpsi optimum pada tiap kondisi variasi optimum menunjukkan nilai koefisien korelasi (R^2) pada GAC-Ce memiliki nilai yang lebih besar dibandingkan GAC dan GAC-Fe yakni sebesar 0,978. Hal ini dipengaruhi oleh adanya perbedaan terhadap nilai luas permukaan adsorben GAC-Ce dengan adsorben yang lainnya sehingga pada adsorben GAC-Ce dapat mempercepat reaksi penyisihan merkuri diikuti dengan GAC-Fe dan GAC.

KESIMPULAN

Adsorben GAC-Ce memiliki efektifitas yang baik dalam penyisihan merkuri dalam air hasil pencucian tanah dibandingkan dengan adsorben GAC dan GAC-Fe. Pada adsorben GAC memiliki pH optimum sebesar 8 dengan dosis 10 gram. Pada adsorben GAC-Fe memiliki pH optimum 8 dan memiliki dosis optimum 10 gram, sedangkan pada adsorben GAC-Ce memiliki pH optimum 6 dan dosis adsorben pada sebesar 10 gam, hal ini didasarkan pada nilai kapasitas adsorpsi masing-masing jenis adsorben. Kapasitas adsorpsi untuk proses adsorpsi merkuri dari air hasil pencucian tanah dengan GAC, GAC-Fe dan GAC-Ce optimum adalah masing-masing sebesar 0,048, 0,054 dan 0,087 dalam milligram adsorbat per gram adsorben. Proses adsorpsi merkuri dari air hasil pencucian tanah dengan adsorben GAC, GAC-Fe dan GAC-Ce lebih cocok dimodelkan dengan model isotherm Freundlich ditinjau dari nilai koefisien korelasi dan nilai K_F serta n pada soterm adsorpsi pada masing-masing jenis adsorben. Proses adsorpsi merkuri dari air hasil pencucian tanah dengan adsorben GAC dan GAC-Fe mengikuti kinetika orde dua semu, sedangkan untuk adsorben GAC-Ce mengikuti kinetika orde dua, hal ini didasarkan pada nilai koefisien korelasi (R^2) yang mendekati 1.

Tabel 5. Kinetika Adsorpsi (K dalam menit⁻¹)

GAC		GAC-Fe		GAC-Ce	
Kinetika Orde 1					
R ²	K ₁	R ²	K ₁	R ²	K ₁
0,0374	0,0005	0,0055	-0,0002	0,9015	0,014
Kinetika Orde 2					
R ²	K ₂	R ²	K ₂	R ²	K ₂
0,0267	0,0002	0,0092	0,0001	0,978	0,0158
Kinetika Orde Semu 1					
R ²	K ₁	R ²	K ₁	R ²	K ₁
0,0016	0,001	0,0089	0,0005	0,9623	0,0355
Kinetika Orde Semu 2					
R ²	K ₂	R ²	K ₂	R ²	K ₂
0,9503	-11,13129	0,9650	-13,8808	0,0906	0,27244

DAFTAR PUSTAKA

- Abuzar, S., Dewilda, Yommi dan Stefani, Windy. 2014. Analisis Penyisihan COD Limbah Cair Hotel Menggunakan Serbuk Kulit Jagung. *Jurnal Teknik Lingkungan UNAND*. 18-27.
- Afifah, N. A. (2018). Identifikasi sebaran logam berat arsen (As) pada air tanah dangkal dengan metode kriging (Studi kasus: Air tanah dangkal SubDAS Ciwidey). Bandung: *Tesis Program Magister*, Institut Teknologi Bandung.
- C. Aspinall. (2001): Small-scale Mining in Indonesia. *Indonesia Institute for Environment and Development, Mining Minerals and Sustainable Development Report*, Jakarta.
- Calvin. (2018): Studi Adsorpsi Merkuri Menggunakan Karbon Aktif Berbahan Baku Kulit Durian (Aplikasi pada Limbah Pertambangan Emas Rakyat dari Kab. Mandailing Natal). *Jurnal Teknik Lingkungan USU*.
- Hadi, P., to, Ming-Ho., Hui, Chi-Wai., dkk. 2014. Aqueous Mercury Adsorption by Activated Carbon. *Manuscript*. Chemical and Biomolecular Engineering Departement. Hong Kong University of Science and Technology.
- Hutapea, Kartini Efridawati. 2018. Penyisihan Kadar Logam Fe dan Mn dari Air Sumur dengan Menggunakan Kulit Singkong sebagai Adsorben. *Skripsi*. Universitas Sumatra Utara.
- Jatmiko, Tri Hadi. (2013): Pemanfaatan Karbon Aktif dari Limbah Tempurung Kemiri untuk Adsorpsi Limbah merkuri-Hg (II). *Prosiding Seminar Nasional Peran Teknologi di Era Globalisasi ke 2*. Teknik Kimia, ITM, Medan.
- Karthika, N., Jananee, K dan Murugaiyan, V. (2016): Remediation of Contaminated Soil Using Soil Washing- a Review. *Journal of Engineering Research and Applications*. 2248-9622 Vol 6.

- Khalid, Sana., Shahid, Muhammad., Niazi, Nabeel., Murtaza, Behza., Bibi, Irshad dan Dumat, Camille. (2017): A comparison of technologies for remediation of heavy metal. *Journal of Geochemical Exploration*. 182 (2017) 247-268.
- Liu, Lianwen., Li, Wei dan Guo, Mingxin. (2018): Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Journal Science of the Total Environment*. 633 (2018) 206-219.
- Payne, K. B., & Abdel-Fattah, T. M. (2005). Adsorption of arsenate and arsenite by iron-treated activated carbon and zeolites: effects of pH, temperature, and ionic strength. *Journal of Environmental Science and Health*, 723-749.
- Raychoudhury, T., Schipperski, F dan Scheytt, T. (2015): Distribution of Iron in Activated Carbon Composites: Assessment of Arsenic Removal Behavior. *Journal*. IWA Publishing.
- Riyandini, V L dan Effendi, A J. 2019. Analisis Koefisien Distribusi (Kd) pada Tanah Tercemar Merkuri Di Provinsi Banten Menggunakan Potassium Iodida dengan Metode Soil Washing. *Tesis*. Institut Teknologi Bandung.
- Utami, J B., Wijaya, G S., Sediawan, W B., dkk. 2015. Prediksi Kesetimbangan Adsorpsi Uranium Pada Air dan Berbagai Sedimen. *Jurnal Forum Nuklir*. Vol 9. No 2. 29-37.
- Yani. (2013): Akibat Limbah Pengolahan Emas, 8 Warga Citorek Keracunan. <http://harianjayapos.com/detail-2834-akibat-limbah-pengolahan-emas8-warga-citorek-keracunan.html> (Diakses pada 29 Januari 2019).