

Urania

Jurnal Ilmiah Daur Bahan Bakar Nuklir

Beranda jurnal: <http://jurnal.batan.go.id/index.php/urania/>



EFEKTIVITAS DESORPSI CESIUM OLEH SURFAKTAN KATIONIK BERDASARKAN STRUKTUR HIDROFILIKNYA PADA MONTMORILLONIT K10

Herry Wijayanto¹, Satoru Nakashima²

¹Program Studi Kimia, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam,
Universitas Negeri Surabaya, Kampus Unesa Ketintang, Surabaya 60231, Indonesia
²Natural Science Center for Basic Research and Development, Hiroshima University, 1-4-2
Kagamiyama, Higashi-Hiroshima 739-8526, Japan
e-mail: herrywijayanto70@gmail.com; herrywijayanto@unesa.ac.id

(Naskah diterima: 10–02–2023, Naskah direvisi: 06–03–2023, Naskah disetujui: 07–04–2023)

ABSTRAK

EFEKTIVITAS DESORPSI CESIUM OLEH SURFAKTAN KATIONIK BERDASARKAN STRUKTUR HIDROFILIKNYA PADA MONTMORILLONIT K10. Penelitian ini membahas tentang efisiensi desorpsi cesium (Cs) dari sampel montmorillonit K10 (MMTK10) yang telah dikontaminasi oleh Cs sebelumnya (MMTK10/Cs) menggunakan desorben surfaktan kationik benzyldodecyldimethylammonium bromida (BDAB) dan dodecyltrimethylammonium bromida (DTAB), serta HCl sebagai kontrol desorben. Penelitian ini bertujuan untuk mengeksplorasi efek dari perbedaan struktur hidrofilik surfaktan kationik pada desorpsi Cs dari MMTK10, dimana BDAB memiliki struktur hidrofilik yang lebih besar dibanding DTAB. Hasil menunjukkan bahwa surfaktan kationik, terutama pada konsentrasi tinggi 20-50 mM, memiliki efisiensi desorpsi yang lebih tinggi dibandingkan HCl, dengan efisiensi mencapai 80-90%. Mekanisme ini dikaitkan dengan kemampuan surfaktan kationik untuk membentuk misel ketika konsentrasinya melebihi nilai konsentrasi kritis misel (KCM) atau pada konsentrasi tinggi, yang memfasilitasi pertukaran ion dengan Cs pada permukaan MMTK10/Cs. Tidak ada perbedaan signifikan dari efisiensi desorpsi Cs antara BDAB dan DTAB, meskipun struktur hidrofilik BDAB lebih besar. Hal ini berbeda dengan penelitian sebelumnya pada montmorillonit lainnya dimana semakin besar struktur hidrofilik surfaktan yang digunakan, semakin besar interlayer montmorillonit terbuka akibat masuknya surfaktan besar itu pada interlayer sehingga mendorong desorpsi Cs dengan jumlah yang lebih besar. Tidak adanya perbedaan efisiensi desorpsi Cs dari kedua surfaktan pada penelitian ini disebabkan karena struktur clay MMTK10 itu sendiri yang tidak memiliki kemampuan pengembangan atau pembesaran interlayer, akibat perlakuan suhu saat produksinya sebelum dijual ke pasaran. Selain itu, kesamaan panjang rantai ekor hidrofobik antara BDAB dan DTAB berkontribusi pada kesamaan hasil desorpsi Cs dari kedua surfaktan tersebut. Kesimpulannya, sifat dan struktur surfaktan kationik mempengaruhi proses desorpsi Cs, tetapi karakteristik spesifik dari montmorillonit atau clay yang digunakan juga berperan penting dalam mekanisme desorpsi ini.

Kata kunci: Desorpsi Cs, surfaktan kationik, interlayer montmorillonit.

ABSTRACT

EFFECTIVENESS OF CESIUM DESORPTION BY CATIONIC SURFACTANT BASED ON ITS HYDROPHILIC STRUCTURE ON MONTMORILLONITE K10. *This study discusses the efficiency of cesium (Cs) desorption from montmorillonite K10 samples (MMTK10) previously contaminated with Cs (MMTK10/Cs) using cationic surfactant desorbents, benzyl dodecyl dimethyl ammonium bromide (BDAB) and dodecyl trimethyl ammonium bromide (DTAB), as well as HCl as a desorption control. The aim of this research is to explore the effects of the different hydrophilic structures of cationic surfactants on Cs desorption from MMTK10, where BDAB has a larger hydrophilic structure compared to DTAB. The results show that cationic surfactants, particularly at high concentrations of 20-50 mM, exhibit higher desorption efficiency compared to HCl, with efficiencies reaching 80-90%. This mechanism is associated with the ability of cationic surfactants to form micelles when their concentration exceeds the critical micelle concentration (CMC) or at high concentrations, which facilitates ion exchange with Cs on the surface of MMTK10/Cs. There is no significant difference in Cs desorption efficiency between BDAB and DTAB, even though the hydrophilic structure of BDAB is larger. This contrasts with previous studies on other montmorillonites, where a larger hydrophilic surfactant structure led to greater opening of the montmorillonite interlayer due to the entry of the larger surfactant, resulting in greater Cs desorption. The lack of a difference in Cs desorption efficiency between the two surfactants in this study is due to the specific characteristics of MMTK10 clay itself, which does not have the ability to expand or enlarge the interlayer due to heat treatment during its production before being sold in the market. Additionally, the similarity in the length of the hydrophobic tail chains between BDAB and DTAB contributes to the identical Cs desorption results from both surfactants. In conclusion, while the nature and structure of cationic surfactants influence the Cs desorption process, the specific characteristics of the used montmorillonite or clay also play a crucial role in this desorption mechanism.*

Keywords: Cs desorption, cationic surfactant, montmorillonite interlayer.

PENDAHULUAN

Kecelakaan Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir (PLTN) Fukushima Daiichi di Prefektur Fukushima, Jepang pada Maret 2011 merupakan salah satu insiden nuklir terbesar dan menyebabkan pelepasan radionuklida dalam jumlah besar ke atmosfer, mencemari lingkungan sekitar PLTN dalam radius yang luas. Salah satu radionuklida yang menjadi perhatian khusus adalah cesium radioaktif (^{137}Cs) karena telah mengkontaminasi permukaan tanah di sekitar PLTN dengan radius hingga 50 km [1]. Radionuklida ^{137}Cs telah dilaporkan terdeposit pada permukaan tanah sedalam 5 cm karena terikat kuat dengan *mineral clay* [2]. Selain itu, ^{137}Cs memiliki waktu paruh yang panjang hingga 30 tahun sehingga berpotensi menimbulkan risiko kesehatan bagi manusia [3].

Sebagai respons, pemerintah Jepang melakukan tindakan preventif dengan menggali lapisan permukaan tanah sedalam 5 cm dan menyimpannya di *Interim Storage Facility* (ISF) selama 30 tahun sebelum akhirnya dipindahkan ke lokasi pembuangan akhir (*final disposal*) [4]. Pada tahun 2020, diperkirakan bahwa tanah terkontaminasi Cs yang tersimpan di ISF mencapai sekitar 14 juta m^3 . Jumlah ini akan terus bertambah seiring dengan upaya dekontaminasi yang dilakukan di wilayah Fukushima. Semakin bertambahnya jumlah tanah yang tersimpan di ISF, semakin tinggi biaya untuk menjalankan fasilitas penyimpanan dan pemantauan (*monitoring*) tanah terkontaminasi [5].

Hingga saat ini, pemerintah Jepang belum menentukan cara untuk mengurangi volume limbah tanah terkontaminasi yang tersimpan di ISF, kecuali dengan melakukan pemisahan antara tanah dengan tingkat radioaktivitas tinggi ($\geq 8.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) dan rendah ($< 8.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) [6]. Kementerian Lingkungan Hidup, Jepang, aktif mempromosikan ide atau melakukan sosialisasi kepada masyarakat bahwa pemerintah akan melakukan metode daur ulang (*recycling*) pada tanah dengan radioaktivitas rendah sebagai upaya pengurangan volume limbah tanah di ISF. Daur ulang yang dimaksud misalnya penggunaan kembali tanah tersebut sebagai pondasi pembangunan jalan raya diseluruh wilayah Jepang [6]. Akan tetapi, ide ini tidak mendapat dukungan oleh para gubernur dari

berbagai prefektur [7]. Masyarakat juga menolak ide daur ulang tersebut [8,9] dengan alasan tanah terkontaminasi menimbulkan potensi risiko bagi kesehatan masyarakat dan lingkungan, termasuk kontaminasi air tanah dan penyebaran radioaktivitas ke makhluk hidup lainnya [10]. Oleh karena itu, strategi pengurangan volume limbah radioaktif di ISF dengan cara pengolahan tanah terkontaminasi saat ini menjadi topik perhatian [4,11]

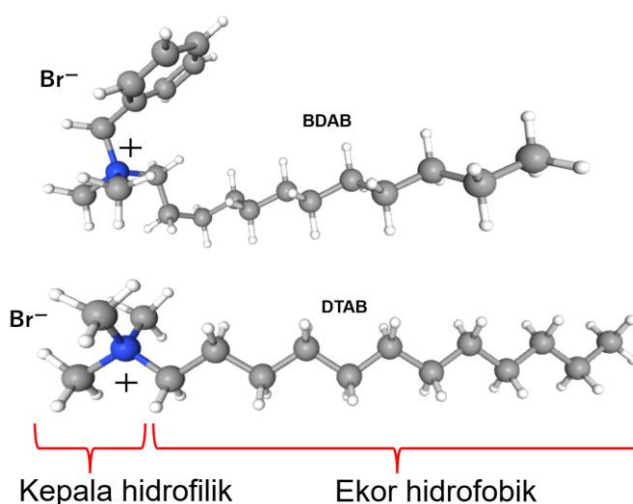
Telah dilaporkan bahwa ion Cs^+ cenderung teradsorpsi secara selektif pada *mineral clay* dengan struktur lapisan 2:1 seperti vermiculit, illit, dan montmorillonit. Hal ini terjadi karena mineral tipe 2:1 memiliki kapasitas tukar kation, luas permukaan, dan kapasitas adsorpsi yang tinggi [12]. Untuk mengatasi tantangan dekontaminasi Cs dari *mineral clay*, berbagai upaya telah dilakukan untuk mendesorpsi Cs dari *mineral clay* misalnya menggunakan pemanasan *mineral clay* pada suhu tinggi [13] dan menggunakan larutan kimia sebagai desorben seperti hidrogen peroksida [14]. Park *et al* (2017) melakukan fokus penelitian pada desorpsi Cs dari montmorillonit karena memiliki kapasitas Cs yang paling tinggi. Mereka menggunakan larutan polimer kationik, polyethyleneimine, sebagai desorben dan berhasil mendesorpsi Cs hingga 95% melalui mekanisme pertukaran ion [15]. Desorpsi Cs menggunakan larutan surfaktan kationik oleh peneliti yang sama juga melalui mekanisme pertukaran ion dimana Cs yang terikat pada permukaan negatif *mineral clay* akan bertukar ion dengan kation surfaktan yang berada pada fasa larutan dari larutan pencuci [16].

Lebih lanjut tentang surfaktan kationik, Wijayanto *et al.* (2022) meneliti mekanisme desorpsi Cs dari montmorillonit yang terkandung dalam *clay* bentonit dengan menggunakan surfaktan kationik yang memiliki perbedaan struktur kepala hidrofilik. Hasilnya menunjukkan bahwa surfaktan dengan struktur kepala hidrofilik yang lebih besar cenderung memiliki kemampuan mendesorpsi Cs yang lebih tinggi dibandingkan dengan surfaktan yang memiliki struktur kepala hidrofilik yang lebih kecil, akibat dari pembesaran *interlayer clay* tersebut oleh surfaktan berukuran besar sehingga mendorong pelepasan Cs [17]. Temuan ini menimbulkan pertanyaan tentang bagaimana struktur hidrofilik surfaktan

kationik mempengaruhi efisiensi desorpsi Cs dari montmorillonit tipe lain yaitu montmorillonit K10 (MMTK10) komersial.

Oleh karena itu penelitian ini bertujuan untuk mengeksplorasi lebih lanjut efek dari surfaktan dengan perbedaan struktur hidrofilik pada desorpsi Cs dari MMTK10. Surfaktan kationik yang digunakan adalah benzyldodecyldimethylammonium bromide (BDAB) dan dodecyltrimethylammonium bromide (DTAB). Berdasarkan Gambar 1, struktur kedua surfaktan tersebut memiliki panjang ekor hidrofobik yang sama yaitu terdapat 12 rantai karbon, sedangkan bagian

kepala hidrofilik dari BDAB memiliki ukuran yang lebih besar dibanding DTAB, karena terdapat struktur benzena. Muatan positif pada atom N (berwarna biru) akan bertukar ion dengan Cs yang terikat pada permukaan MMTK10. Dengan memanfaatkan surfaktan yang memiliki perbedaan struktur hidrofilik, penelitian ini diharapkan dapat memperluas wawasan dari penelitian sebelumnya sekaligus memahami mekanisme interaksi yang terjadi dan implikasinya pada potensi kebocoran PLTN atau kontaminasi radionuklida seperti Cs.



Gambar 1. Struktur surfaktan kationik BDAB dan DTAB.

METODOLOGI

a. Alat dan Bahan

Montmorillonit K10 (MMTK10) diperoleh dari Sigma-Aldrich dengan nilai kapasitas tukar kation (KTK) sebesar 64,09 meq/100g [18]. Surfaktan kationik benzyldodecyldimethylammonium bromide (BDAB; $384,44 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$) dan dodecyltrimethylammonium bromide (DTAB; $308,34 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$) didapatkan dari Wako Pure Chemical Industries, Ltd., Japan. Nilai konsentrasi kritis misel (KKM) dari BDAB dan DTAB berturut-turut adalah 6,3 mM dan 15,2 mM [17].

Asam klorida (HCl; $36,46 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$) dari Wako digunakan sebagai desorben kontrol bagi BDAB dan DTAB. Cesium klorida (CsCl; $168,36 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$) juga didapatkan dari Wako sebagai kontaminan, dicampurkan dengan cesium radioaktif (^{137}Cs ; Eckert & Ziegler) sebagai *radiotracer*. Pencampuran Cs dan ^{137}Cs menggunakan perbandingan

konsentrasi sebanyak 0,001 mmol/1 Bq (CsCl/ ^{137}Cs).

Konsentrasi ^{137}Cs yang telah teradsorpsi oleh MMTK10 dianalisa menggunakan *High-Purity Germanium detector* (HPGe, GEM 30-70, ORTEC). Untuk mengukur konsentrasi ^{137}Cs dalam sampel larutan, digunakan sebuah alat *Gamma counter* (*Auto Well Gamma System*, ARC-380 CL, Aloka, Tokyo, Japan).

Untuk karakterisasi sampel MMTK10, digunakan *Powder X-ray Diffraction* (PXRD) dari Rigaku Thermo Plus (XRD-DSC II, Tokyo, Japan) dengan menggunakan radiasi Cu-K α dan panjang gelombang 0,154 nm, serta pada 40 kV dan 40 mA. Pengukuran 2θ dilakukan pada 3-50° dengan kecepatan *scanning* 4° min $^{-1}$ dan *step size* pada 0,02°. *Fourier Transform Infrared Spectroscopy* (FTIR) digunakan untuk mengidentifikasi gugus fungsional sampel melalui pengukuran pada bilangan gelombang 400-4000 cm $^{-1}$.

Efektivitas Desorpsi Cesium Oleh Surfaktan Kationik Berdasarkan Struktur Hidrofiliknya Pada Montmorillonit K10 (Herry Wijayanto, Satoru Nakashima)

b. Preparasi Adsorpsi Cesium pada MMTK10 (MMTK10/Cs)

Adsorpsi Cs pada MMTK10 bertujuan untuk mensimulasikan adanya kontaminasi MMTK10 dengan Cs. Sejumlah MMTK10 dimasukkan kedalam larutan Cs 100 mM dengan rasio 1:10 (g/ml), kemudian dikocok selama 24 jam pada suhu 25 °C menggunakan *horizontal shaker*. Setelah itu, larutan disentrifugasi untuk memisahkan padatan MMTK10 dan larutan kontaminan Cs. Padatan MMTK10 kemudian dicuci berulang kali menggunakan aquades untuk menghilangkan Cs yang tidak teradsorpsi secara sempurna pada MMTK10.

Apabila tidak ada lagi Cs yang terlepas dari MMTK10 pada proses pencucian, maka ^{137}Cs tidak terdeteksi pada larutan pencuci dengan pengukuran *Gamma counter Auto Well Gamma System*. Padatan kemudian dikeringkan menggunakan oven pada suhu 80 °C selama 24 jam. Sampel kering diukur menggunakan detektor HPGe (*solid-based measurement*) untuk mengetahui jumlah Cs yang teradsorpsi (MMTK10/Cs).

Jumlah Cs yang teradsorpsi pada MMTK10/Cs dihitung menggunakan persamaan (1) sebagai berikut [17].

$$KR = \frac{CPS}{E \times I\gamma \times m} \quad (1)$$

dimana KR adalah konsentrasi radioaktivitas ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) dari ^{137}Cs pada MMTK10/Cs, CPS adalah net counts per second ($CPS = CPS_{\text{sample}} - CPS_{\text{background}}$), E adalah efisiensi penghitungan detektor HPGe hasil kalibrasi, $I\gamma$ adalah laju emisi sinar gamma yang dipilih, dan m adalah massa sampel (g). Estimasi jumlah Cs yang terikat ke dalam sampel MMTK10/Cs dilanjutkan menggunakan perhitungan pada persamaan (2) dengan mempertimbangkan rasio konsentrasi $\text{CsCl}/^{137}\text{Cs}$ [19].

$$C_{\text{awal}} = KR \times r \quad (2)$$

dimana C_{awal} adalah jumlah awal Cs dalam MMTK10/Cs ($\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$), KR adalah konsentrasi radioaktivitas ^{137}Cs yang diperoleh dari persamaan (1) dan r adalah rasio konsentrasi $\text{CsCl}/^{137}\text{Cs}$. Sampel ini akan digunakan selanjutnya pada tahap desorpsi.

Pada eksperimen terpisah, dilakukan percobaan adsorpsi isoterm Langmuir untuk mengetahui karakteristik adsorpsi Cs dan mengestimasi kapasitas adsorpsi MMTK10 terhadap Cs. Tahap adsorpsi yang digunakan sama seperti tahap sebelumnya, akan tetapi menggunakan konsentrasi Cs pada rentang 3-100 mM. Lebih lanjut, untuk mengetahui jumlah Cs yang teradsorpsi pada padatan MMTK10, dilakukan pengukuran Cs sisa yang tidak ikut teradsorpsi, yang berada pada sampel larutan (*solution-based measurement*). Pengukuran tersebut dilakukan setelah tahap pengkocokan selesai menggunakan alat *Gamma counter Auto Well Gamma System*. Data isoterm Langmuir selanjutnya diplotkan menggunakan persamaan (3) sebagai berikut.

$$q_e = \frac{q_{\text{max}} K_L C_e}{(1 + K_L C_e)} \quad (3)$$

dimana q_e adalah jumlah Cs yang teradsorpsi pada sampel padatan ($\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$), C_e adalah konsentrasi Cs ekuilibrium pada sampel larutan ($\text{mmol}\cdot\text{ml}^{-1}$), q_{max} adalah kapasitas adsorpsi maksimum ($\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$), dan K_L adalah konstanta Langmuir ($\text{ml}\cdot\text{mmol}^{-1}$). Penggunaan persamaan (3) pada grafik q_e versus C_e dengan rentang konsentrasi Cs sebesar 3-100 mM akan diperoleh plot persamaan nonlinear Langmuir.

c. Desorpsi Cs dari Sampel MMTK10/Cs

Padatan kering MMTK10/Cs dari tahap sebelumnya dicampur dengan larutan BDAB, DTAB, dan HCl konsentrasi 1-50 mM dengan rasio 1:10 (g/ml). Campuran dikocok 24 jam dengan *vortex mixer* pada suhu 25 °C. Kemudian, dilanjutkan sentrifugasi dan pengeringan menggunakan oven suhu 80 °C selama 24 jam.

Perhitungan jumlah Cs yang terdesorpsi (ED%) menggunakan persamaan (4) setelah pengalisan menggunakan detektor HPGe.

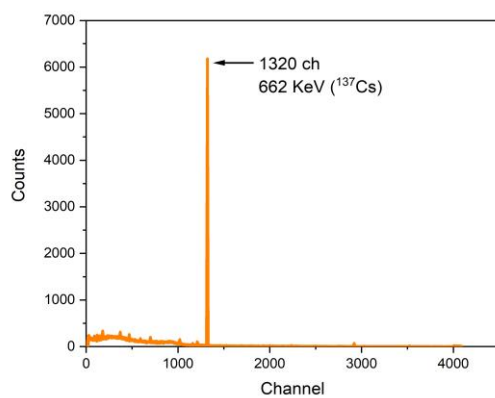
$$ED (\%) = \frac{C_{\text{awal}} - C_{\text{sisa}}}{C_{\text{awal}}} \times 100 \quad (4)$$

dengan ED (%) adalah efisiensi desorpsi Cs dari MMTK10/Cs, C_{awal} adalah jumlah Cs awal di pada MMTK10/Cs sebelum desorpsi ($\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$) dan C_{sisa} adalah jumlah Cs yang tersisa dalam MMTK10/Cs setelah desorpsi ($\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$), sehingga diperoleh % desorpsi.

HASIL DAN PEMBAHASAN

a. Adsorpsi Cesium pada MMTK10 (MMTK10/Cs)

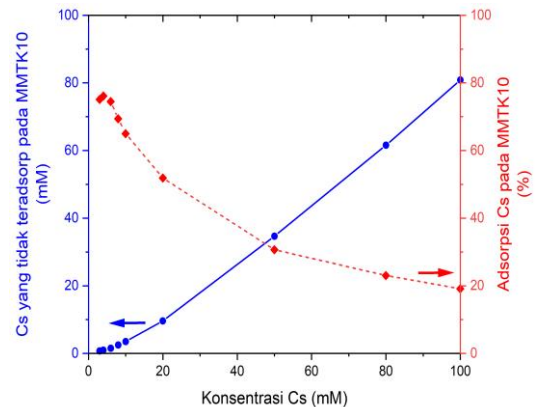
Spektrum hasil pengukuran ^{137}Cs menggunakan HPGe (*solid-based measurement*) pada padatan MMTK10 yang terkontaminasi oleh larutan Cs 100 mM dapat dilihat pada Gambar 2. Terekam bahwa terdapat puncak pada *channel* 1320 yang merupakan energi dari ^{137}Cs yaitu 662 KeV [20]. Berdasarkan perhitungan dari persamaan (1) dan (2), didapatkan jumlah Cs yang terkandung pada MMTK10/Cs sebanyak $0,22 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$.



Gambar 2. Spektrum ^{137}Cs pada padatan MMTK10/Cs terekam pada energi 662 KeV

Kemudian, untuk membandingkan hasil dari *solid-based measurement*, dilakukan eksperimen terpisah secara *liquid-based measurement* dengan mencampurkan larutan Cs konsentrasi 3-100 mM dan padatan MMTK10. Grafik persentase jumlah Cs yang teradsorpsi (kurva merah) dan jumlah Cs yang tidak ikut teradsorpsi (kurva biru) pada MMTK10 ditampilkan pada Gambar 3. Dapat dilihat bahwa ketika digunakan konsentrasi Cs rendah sebesar 3 mM, adsorpsi Cs mencapai 75% dengan sisa Cs yang masih berada pada fasa larutan sebesar 0,75 mM. Namun, apabila digunakan konsentrasi Cs lebih tinggi yaitu 100 mM, persentase adsorpsi Cs pada MMTK10 menurun menjadi 20%, sehingga jumlah Cs yang tidak teradsorpsi sebanyak 80 mM.

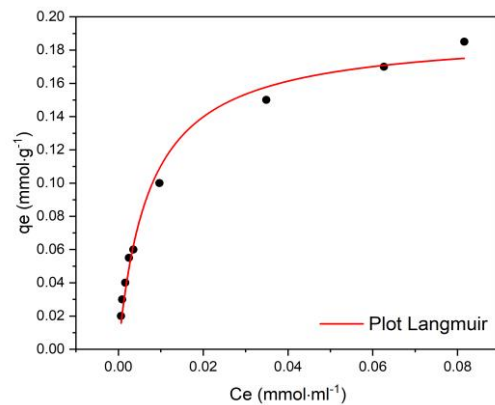
Data adsorpsi yang diperoleh kemudian dibuat grafik q_e versus C_e dan diplotkan pada persamaan nonlinear Langmuir seperti yang terlihat pada Gambar 4. Dari hasil perhitungan dan plotting data Gambar 4, didapatkan parameter Langmuir seperti yang ditunjukkan pada Tabel 1.



Gambar 3. Presentase jumlah Cs yang teradsorpsi (%) dan jumlah Cs yang tidak teradsorpsi (mM) pada MMTK10.

Tabel 1. Parameter adsorpsi dari model isoterm Langmuir

Parameter	Nilai
q_{max} ($\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$)	0,20
K_L ($\text{ml}\cdot\text{mmol}^{-1}$)	148,88
R^2	0,987

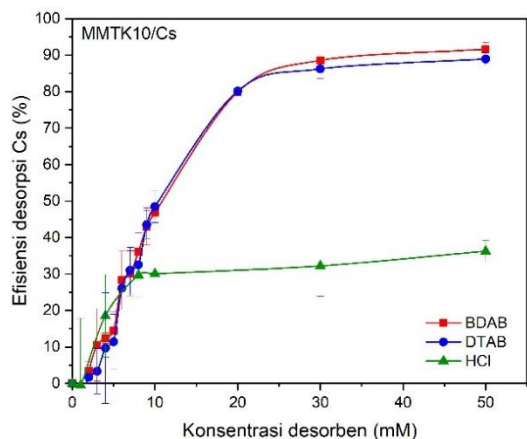


Gambar 4. Adsorpsi Cs pada MMTK10 (MMTK10/Cs) pada konsentrasi yang berbeda dan plot persamaan nonlinear Langmuir.

Berdasarkan perhitungan *solid-based measurement* dan *solution-based measurement*, didapatkan kesamaan angka dari jumlah Cs yang terkandung pada MMTK10/Cs yaitu masing-masing $0,22 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ dan $0,20 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ (Tabel 1). Hal ini menunjukkan bahwa kedua pengukuran saling mendukung satu sama lain, sekaligus menunjukkan bahwa nilai tersebut merupakan jumlah maksimum Cs yang dapat diadsorpsi oleh MMTK10.

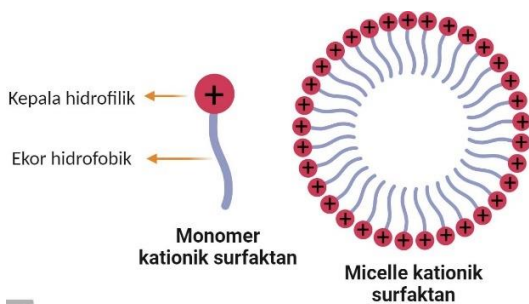
b. Desorpsi Cs dari MMTK10/Cs dengan Surfaktan Kationik dan HCl

Efisiensi desorpsi Cs (%) dari MMTK10/Cs dapat dilihat pada Gambar 5. Hasil desorpsi tersebut menunjukkan bahwa surfaktan kationik (BDAB dan DTAB) memiliki kemampuan desorpsi Cs yang jauh lebih tinggi dibanding HCl.



Gambar 5. Desorpsi Cs dari MMTK/10 menggunakan BDAB, DTAB, dan HCl pada suhu 25 °C.

Hal ini terjadi karena surfaktan kationik dapat membentuk misel atau agregasi molekul ketika konsentrasinya melebihi nilai KKM (atau pada konsentrasi tinggi), berbentuk bola dengan struktur kepala hidrofilik berada diluar dan ekor hidrofobik berada didalam bola misel (seperti yang terlihat pada Gambar 6).



Gambar 6. Pembentukan misel atau agregasi molekul surfaktan kationik dimana muatan kation misel lebih besar dibanding monomernya.

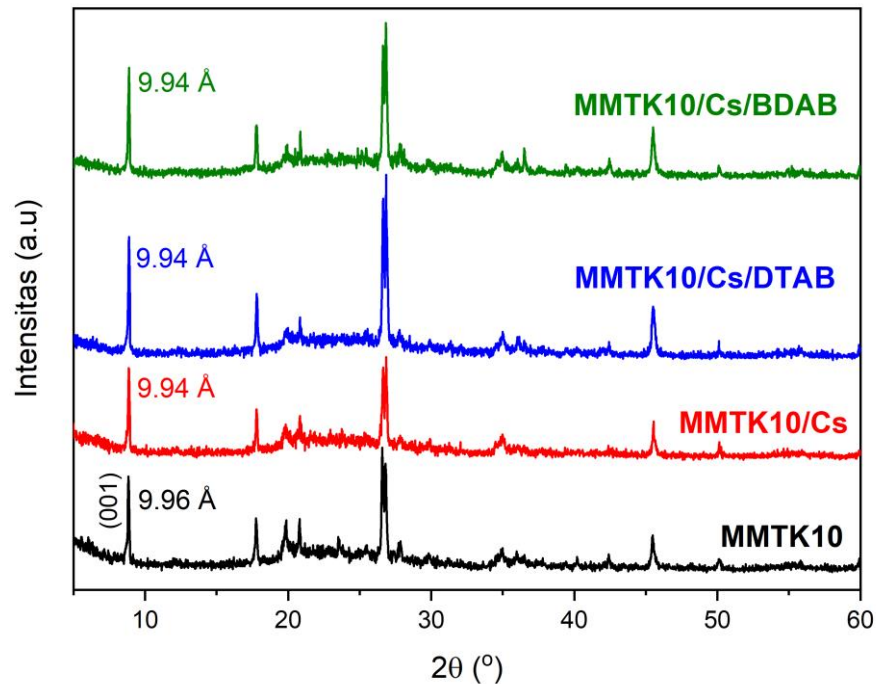
Misel surfaktan pada konsentrasi tinggi akan memiliki muatan kation yang jauh lebih besar, sehingga memiliki kemampuan desorpsi yang lebih besar dibanding HCl (ion H⁺) melalui mekanisme pertukaran ion

dengan Cs pada permukaan MMTK10/Cs [17,21] Khususnya, ini terjadi pada konsentrasi tinggi 20-50 mM, dengan efisiensi desorpsi Cs sebesar 80-90% menggunakan desorben BDAB maupun DTAB, sedangkan desorpsi Cs dengan HCl pada konsentrasi yang sama sebesar 30-35%. Jumlah Cs yang terkandung pada sampel MMTK10/Cs sebesar 0,22 mmol.g⁻¹.

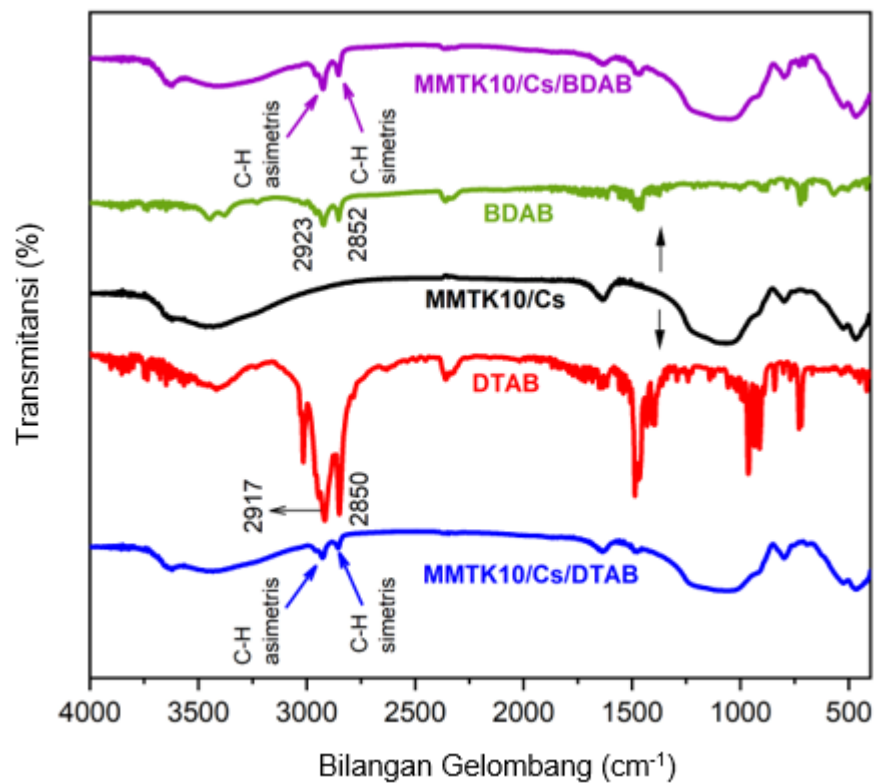
c. Interaksi Perbedaan Struktur Hidrofilik Surfaktan Kationik dengan MMTK10/Cs pada Mekanisme Desorpsi Cs

Gambar 5 menunjukkan bahwa tidak ada perbedaan signifikan dari efisiensi desorpsi Cs antara penggunaan BDAB (struktur hidrofilik lebih besar) dengan DTAB sebagai desorben. Hasil ini menunjukkan perbedaan dengan hasil penelitian dari Wijayanto, *et al* (2022) yang melakukan desorpsi Cs menggunakan dua surfaktan yang sama dengan penelitian ini. Mereka melakukan desorpsi Cs dari Na-Bentonit yang mana memiliki kandungan montmorillonit tinggi. Akan tetapi hasil menunjukkan bahwa semakin besar kepala hidrofilik surfaktan yang digunakan, semakin tinggi desorpsi Cs yang dihasilkan, disebabkan struktur interlayer dari clay montmorillonit mengembang atau membesar akibat masuknya surfaktan berukuran besar tersebut kedalam interlayer. Semakin besar interlayer montmorillonit terbuka, semakin banyak dan mudah Cs yang terdesorp. Struktur interlayer montmorillonit membesar ditunjukkan dengan naiknya nilai $d_{(001)}$ pada pengukuran PXRD atau 2θ dari $d_{(001)}$ bergeser kearah kiri. Dengan kata lain, BDAB menunjukkan desorpsi Cs yang lebih tinggi (44%) dibanding menggunakan DTAB (29%) pada penelitian tersebut [17].

Pada penelitian ini, tidak terjadi pengembangan atau pembesaran interlayer dari MMTK10 (tidak terjadi perubahan signifikan dari nilai $d_{(001)}$) yang dapat dilihat pada Gambar 7, sehingga dapat diasumsikan bahwa desorpsi Cs banyak terjadi pada permukaan MMTK10/Cs. Terjadinya desorpsi Cs dengan surfaktan kationik melalui mekanisme pertukaran ion dapat dibuktikan dengan munculnya gugus fungsional C-H asimetrik dan simetrik pada MMTK10/Cs di bilangan gelombang sekitar 2900 dan 2850 cm⁻¹, setelah perlakuan menggunakan BDAB dan DTAB seperti yang ditunjukkan pada Gambar 8.



Gambar 7. Pola difraksi dari MMTK10 sebelum dan sesudah perlakuan dengan Cs dan surfaktan kationik BDAB dan DTAB. Cs = 100 mM, BDAB dan DTAB = 50 mM.



Gambar 8. Spektrum FTIR pada MMTK10 sebelum dan sesudah perlakuan dengan Cs dan surfaktan kationik BDAB dan DTAB. Cs = 100 mM, BDAB dan DTAB = 50 mM

Efektivitas Desorpsi Cesium Oleh Surfaktan Kationik Berdasarkan Struktur Hidrofiliknya Pada Montmorillonit K10 (Herry Wijayanto, Satoru Nakashima)

Tidak mengembang atau membesarnya interlayer MMTK10 disebabkan pengaruh struktur clay itu sendiri. MMTK10 merupakan pengembangan produk montmorillonit yang sebelumnya diberi perlakuan aktivasi asam dan perlakuan suhu. Perlakuan aktivasi asam menyebabkan terjadinya pembentukan poros yang tinggi dengan luas permukaan besar. Oleh karena itu dapat mengadsorpsi Cs dalam jumlah tinggi. Perlakuan suhu menyebabkan hilangnya kemampuan interlayer untuk mengembang atau membesar [22,23] Jadi, meskipun digunakan surfaktan kationik dengan struktur kepala hidrofilik yang lebih besar, tidak mempengaruhi pengembangan atau pembesaran interlayer dari MMTK10, juga desorpsi Cs.

Kesamaan hasil desorpsi Cs dari BDAB dan DTAB yang ditunjukkan pada Gambar 5 (kurva merah dan biru) disebabkan karena kesamaan panjang ekor hidrofobik sebanyak 12 karbon. Pada penelitian Willms, et al (2004) menunjukkan bahwa adsorpsi surfaktan pada permukaan clay didorong oleh interaksi hidrofobik pada rantai ekor surfaktan itu sendiri. Semakin panjang ekor surfaktan, semakin besar interaksi antar hidrofobiknya, semakin meningkat pula adsorpsinya pada permukaan clay, sehingga desorpsi Cs juga semakin besar [21]. Karena pada penelitian ini menggunakan panjang ekor surfaktan yang sama, maka kemampuan desorpsi Cs juga sama.

SIMPULAN

Telah ditemukan bahwa efisiensi desorpsi cesium (Cs) dari MMTK10/Cs dengan menggunakan surfaktan kationik (BDAB dan DTAB) menunjukkan hasil yang jauh lebih tinggi dibandingkan dengan penggunaan HCl, terutama karena kemampuan surfaktan dalam membentuk misel ketika konsentrasinya melebihi nilai KKM atau ketika pada konsentrasi tinggi. Meskipun BDAB dan DTAB memiliki perbedaan dalam struktur hidrofilik, keduanya menunjukkan efisiensi desorpsi Cs yang serupa, yang dapat diatribusikan kepada kesamaan panjang rantai ekor hidrofobik. Namun, karakteristik unik dari MMTK10, yang mengalami perlakuan khusus seperti pemanasan pada suhu tinggi, memberikan dampak pada mekanisme desorpsi, membatasi pengembangan atau pembesaran interlayernya. Oleh karena itu,

meskipun ada perbedaan dalam struktur kepala hidrofilik surfaktan, keduanya tidak menunjukkan perbedaan signifikan dalam mekanisme desorpsi Cs pada MMTK10/Cs. Hasil ini menekankan pentingnya mempertimbangkan sifat dan struktur surfaktan kationik serta karakteristik spesifik montmorillonit dalam proses desorpsi Cs.

PERNYATAAN KONTRIBUTOR

Herry Wijayanto: Konseptualisasi, metodologi, investigasi, analisis formal, kurasi data, penulisan draf asli. Satoru Nakashima: Metodologi, review draf, supervisi, administrasi proyek.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] M. Tsubokura *et al.*, "Estimated association between dwelling soil contamination and internal radiation contamination levels after the 2011 Fukushima Daiichi nuclear accident in Japan," *BMJ Open*, vol. 6, p. e010970, Jun. 2016, doi: 10.1136/BMJOPEN-2015-010970.
- [2] M. Kaneko *et al.*, "Radioactive Cs in the severely contaminated soils near the Fukushima Daiichi nuclear power plant," *Front. Energy Res.*, vol. 3, p. 37, 2015, doi:10.3389/fenrg.2015.00037.
- [3] K. M. Wai, D. Krstic, D. Nikezic, T. H. Lin, and P. K. N. Yu, "External Cesium-137 doses to humans from soil influenced by the Fukushima and Chernobyl nuclear power plants accidents: a comparative study," *Sci. Reports 2020 101*, vol. 10, no. 1, pp. 1–8, May 2020. doi: 10.1038/s41598-020-64812-9.
- [4] S. Yamasaki and S. Utsunomiya, "A review of efforts for volume reduction of contaminated soil in the ten years after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant," *J. Nucl. Sci. Technol.*, vol. 59, no. 2, pp. 135–147, Feb. 2022. doi: 10.1080/00223131.2021.1974596.
- [5] T. Yasutaka and W. Naito, "Assessing cost and effectiveness of radiation decontamination in Fukushima Prefecture, Japan," *J. Environ. Radioact.*, vol. 151, pp. 512–520, Jan. 2016, doi: 10.1016/J.JENVRAD.2015.05.012.
- [6] Ministry of the Environment, "Initiatives of Ministry of the Environment for Reconstruction and Revitalization from

- the Great East Japan Earthquake,” 2022. [Online]. Available: http://josen.env.go.jp/en/pdf/initiatives_2203.pdf
- [7] The Asahi Shimbun, “Survey: Not a single prefecture backs reuse of radioactive soil,” 2022. <https://www.asahi.com/ajw/articles/14311546>
- [8] NHK World Japan, “Disposing of Fukushima’s contaminated soil,” 2019. <https://www3.nhk.or.jp/nhkworld/en/news/backstories/399/>
- [9] The Asahi Shimbun, “Ministry to delay trial on reusing Fukushima soil in Kanto areas,” 2023. <https://www.asahi.com/ajw/articles/14851976>
- [10] T. Shimaoka, K. Kumagai, T. Katsumi, and M. Iba, “Design, installation, and maintenance of temporary storage sites for radioactive decontamination waste,” *Japanese Geotech. Soc. Spec. Publ.*, vol. 2, no. 70, pp. 2385–2390, Jan. 2016, doi: 10.3208/JGSSP.IGS-44.
- [11] J. Mo and K. Endo, “Compressibility and compressive strength of the modified removed soil from decontamination projects in Fukushima,” *Japanese Geotech. Soc. Spec. Publ.*, vol. 8, no. 5, pp. 176–181, Mar. 2020, doi: 10.3208/JGSSP.V08.J41.
- [12] S. M. Park, D. S. Alessi, and K. Baek, “Selective adsorption and irreversible fixation behavior of cesium onto 2:1 layered clay mineral: A mini review,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 369, pp. 569–576, May 2019, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.02.061.
- [13] X. Yin *et al.*, “Effective and efficient desorption of Cs from hydrothermal-treated clay minerals for the decontamination of Fukushima radioactive soil,” *Chem. Eng. J.*, vol. 333, pp. 392–401, Feb. 2018, doi: 10.1016/J.CEJ.2017.09.199.
- [14] I. Kim *et al.*, “Desorption of cesium from hydrobiotite by hydrogen peroxide with divalent cations,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 390, p. 121381, May 2020, doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2019.121381.
- [15] C. W. Park, B. H. Kim, H.-M. Yang, B.-K. Seo, and K.-W. Lee, “Enhanced desorption of Cs from clays by a polymeric cation-exchange agent,” *J. Hazard. Mater.*, vol. 327, pp. 127–134, 2017, doi: 10.1016/j.jhazmat.2016.12.037.
- [16] C. W. Park, *et al.*, “Removal of cesium ions from clays by cationic surfactant intercalation,” *Chemosphere*, vol. 168, pp. 1068–1074, 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.102.
- [17] H. Wijayanto and S. Nakashima, “Influence of head group structure of cationic surfactants on the desorption of cesium from clays and clay minerals,” *Appl. Clay Sci.*, vol. 228, p. 106649, Oct. 2022, doi: 10.1016/J.CLAY.2022.106649.
- [18] C. G. Kim, “Adsorption/Ion Exchange of Metal ions on Clay Mineral Surfaces,” *Asian J. Chem.*, vol. 25, no. 10, pp. 5884–5886, May 2013, doi: 10.14233/AJCHEM.2013.OH118.
- [19] T. Basuki, K. Inada, and S. Nakashima, “Examination of Cs tolerant bacteria interaction with Cs⁺ in aqueous solution and soil by using ¹³⁷Cs tracer,” *AIP Conf. Proc.*, vol. 2295, p. 020007, Dec. 2020, doi: 10.1063/5.0031817.
- [20] M. Tsujimoto, S. Miyashita, H. T. Nguyen, and S. Nakashima, “Monthly Change in Radioactivity Concentration of ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, and ⁴⁰K of Paddy Soil and Rice Plants in Fukushima Prefecture,” *Radiat. Saf. Manag.*, vol. 19, pp. 10–22, 2020, doi: 10.12950/RSM.181219.
- [21] C. Willms, Z. Li, L. Allen, and C. V. Evans, “Desorption of cesium from kaolinite and illite using alkylammonium salts,” *Appl. Clay Sci.*, vol. 25, no. 3–4, pp. 125–133, Jun. 2004, doi: 10.1016/j.clay.2003.10.001.
- [22] S. Maiti, A. Pramanik, S. Chattopadhyay, G. De, and S. Mahanty, “Electrochemical energy storage in montmorillonite K10 clay based composite as supercapacitor using ionic liquid electrolyte,” *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 464, pp. 73–82, Feb. 2016, doi: 10.1016/J.JCIS.2015.11.010.
- [23] O. Alekseeva *et al.*, “Structural and Thermal Properties of Montmorillonite/Ionic Liquid Composites,” *Mater. 2019, Vol. 12, Page 2578*, vol. 12, no. 16, p. 2578, Aug. 2019, doi: 10.3390/MA12162578.