

ISSN 1410 – 9565
Akreditasi No. 399/AU2/P2MI-LIPI/04/2012
SK Kepala LIPI Nomor : 395/D/2012
Tanggal : 24 April 2012

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH

Volume 16 Edisi Suplemen 2013



**Pusat Teknologi Limbah Radioaktif
Badan Tenaga Nuklir Nasional**

J. Tek. Peng. Lim.	Vol. 16	No. 3	Hal. 1-265	Jakarta November 2013	ISSN 1410-9565
--------------------	---------	-------	------------	--------------------------	----------------

Akreditasi No. 399/AU2/P2MI-LIPI/04/2012
SK Kepala LIPI Nomor : 395/D/2012, Tanggal : 24 April 2012

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Edisi Suplemen 2013

Jurnal enam bulanan
Pertama terbit Juni 1998

Penanggung Jawab / Pengarah

Drs. R. Heru Umbara
(Ka. PTLR BATAN)

Pemimpin Redaksi

Hendra Adhi Pratama, S.Si., M.Si. (PTLR BATAN)

Editor

Dr. Heny Suseno, M.Si. (PTLR BATAN)
Dr. Budi Setiawan, M.Eng. (PTLR BATAN)
Dr. Asep Nugraha Ardiwinata (KEMENTAN)
Dr. rer. nat. Budiawan (Dept. Kimia, Universitas Indonesia)
Drs. Gunandjar SU. (PTLR BATAN)

Mitra Bestari

Prof. Drs. Erwansyah Lubis, M.Si. (PTLR BATAN)
Dr. Sahat M. Panggabean (Kementerian Negara Riset dan Teknologi)
Dr. Muhammad Nurdin (Universitas Haluoleo)
Dr. Muslim (Fak. Perikanan dan Ilmu Kelautan, Universitas Diponegoro)

Tim Redaksi

Chevy Cahyana, S.Si., M.Si.
Pungky Ayu Artiani, S.T.
Ratih Kusuma Putri, S.ST.

Penerbit

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif
Badan Tenaga Nuklir Nasional
Kawasan Puspipstek Serpong, Tangerang 15310, Indonesia
Tel. +62 21 7563142, Fax. +62 21 7560927
e-mail : ptlr@batan.go.id

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Edisi Suplemen 2013

Pengantar Redaksi

Puji syukur ke hadirat Allah Yang Maha Esa atas terbitnya Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah, Volume 16 Edisi Suplemen 2013. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah Edisi Suplemen memuat karya tulis ilmiah dari kegiatan penelitian dan pengembangan di bidang pengelolaan limbah yang meliputi aspek-aspek pengolahan limbah, penyimpanan limbah, dekontaminasi-dekomisioning, keselamatan lingkungan dan radioekologi kelautan.

Pada penerbitan kali ini kami menyajikan makalah-makalah hasil penelitian dan pengembangan yang dipilih dari makalah-makalah yang telah dipresentasikan pada Seminar Teknologi Pengelolaan Limbah XI yang dilaksanakan pada tanggal 22 Oktober 2013.

Semoga penerbitan jurnal ini dapat memberikan informasi yang bermanfaat untuk dijadikan acuan dalam pelaksanaan kegiatan penelitian dan pengembangan pengelolaan limbah di masa yang akan datang.

Jakarta, November 2013

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Edisi Suplemen 2013

Daftar Isi

Wahyu Prihatini: Ekobiologi Kerang Bulu *Anadara Antiquata* di Perairan Tercemar Logam Berat (1-10)

Anis Rohanda, Amir Hamzah, Rokhmadi: Analisis Kandungan Radionuklida pada Inventori Bahan Bakar Bekas Reaktor PWR 1000 Mwe dengan Menggunakan Origen-ARP (11-16)

Iis Subariyah, Ahmad Zakaria, Yustinus Purwamargapratala: Karakterisasi Zeolit Alam Lampung Teraktivasi Asam Klorida dan Termodifikasi Asam Fosfat (17-24)

Ahmad Zakaria, Agus Taufiq, Yustinus Purwamargapratala: Kapasitas Adsorpsi Arang Bambu Teraktivasi Basa dalam Menyerap Ion Cr^{6+} (25-34)

Henry Suseno: Studi ^{137}Cs dalam Air Laut di Sekitar Perairan Bangka Selatan dan Sumatera Selatan (35-42)

Tito Latif Indra: Pemetaan Wilayah Dampak Lingkungan Terkena Limbah Industri pada DAS Citarum Hulu (43-48)

Rudi Hartono, Abi Prana Listiadi, I Made Bayupramana P.: Intensifikasi Biodiesel dari Minyak Jelantah dengan Metode Interesterifikasi dan Pemurnian *Dry Washing* (49-56)

Chevy Cahyana: Penentuan Nilai Koefisien Distribusi (K_d) Cesium-137 pada Sedimen Laut (57-62)

Dhena Ria Barleany, Sofiyati, Unayah, Erizal: Aplikasi Hidrogel Superabsorben Kopolimer (Asam Akrilat-Hidroksil Etil Akrilat) – Kitosan Hasil Iradiasi Gamma untuk Adsorpsi Ion Logam Cu^{2+} dalam Larutan (63-72)

Cahyadi, Asrul Sahri Siregar, Nuning Vita H.: Potensi Zeolit Alam Sebagai Media Penyerapan Logam Berat Kromium (Cr) yang Terkandung dalam Limbah Cair Industri Penyamakan Kulit (73-80)

Deni Rahayu Yuniarto, Achmad Iqbal: Pengaruh Limbah Cair Industri Batik Terhadap Kualitas Air Sungai Serayu di Kecamatan Banyumas Kabupaten Banyumas (81-86)

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Edisi Suplemen 2013

Daftar Isi (Lanjutan)

Nila Komariah, Achmad Iqbal, Rawuh Edy Priyono: Kualitas Air Sumur di Sekitar Industri Pengolahan Minyak Bumi Cilacap dan Persepsi Masyarakat Tentang Pencemaran di Kelurahan Donan Cilacap (87-94)

Mohamad Nur Yahya, Wahyu Retno Prihatiningsih: Distribusi Tritium di Perairan Indonesia Sebagai Jalur Arlindo: Pengukuran Menggunakan LSC (95-100)

Mahrunnisa Istiqamah, A. Haris Budi Widodo, Endang Widyastuti: Kualitas Air Sumur Gali dan Perilaku Pemanfaatannya oleh Masyarakat di Sekitar Tempat Pemrosesan Akhir Sampah Jeruklegi Cilacap (101-112)

Edy Syafril Hayat, Sri Andayani, Rita Hayati, Naiyun Untung Utama: Pengelolaan Limbah Ternak dan Potensi Sumber Daya Alam Guna Mendukung Ketahanan Pangan dan Energi (113-118)

Risdiyanto, Agus Irianto, Moh. Husein Sastranegara: Biodegradasi Petroleum Menggunakan Bakteri *Indigenous* dari Perairan Muara Sungai Donan Cilacap (119-130)

Zainus Salimin, Endang Nuraeni: Fenomena Biosorpsi Khromium pada *Extracellular Polymeric Substance* Terimobilisasi dalam Matriks Polimer Epoksi (131-138)

Arief Yandra, Heny Suseno, Safni: Bioakumulasi ^{137}Cs oleh Keong Mas (*Pomacea Canaliculata*) dengan Metode Kompartemen Tunggal (139-152)

Ramli Thahir, Alwathan, Mustafa: Spesifikasi dan Analisa Kualitas Bahan Bakar Hasil Pirolisis Sampah Plastik Jenis Polypropylene (153-158)

Nurokhim: Unjuk Kerja LSC Tricarb 2910TR pada Pengukuran Radioaktivitas Tritium dalam Sampel Air Laut (159-166)

Elfira Maya Sari, Budi Setiawan, Safni: Interaksi Radiocesium dengan Bentonit dan Kaolin Berasal dari Belitung dan Sumatra Barat (167-174)

Herlan Martono, Wati: Perbandingan Pemanfaatan Gelas, Keramik dan Polimer untuk Imobilisasi Limbah Trans-Uranium (175-182)

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Edisi Suplemen 2013

Daftar Isi (Lanjutan)

Eka Putri, Heny Suseno, Safni: Bioakumulasi ^{137}Cs oleh Keong Sawah (*P. Ampullacea*) dengan Metoda Kompartemen Tunggal (183-194)

Arif Yuniarto, Untara, Budi Hari H.: Evaluasi Data Meteorologi Kawasan Nuklir Serpong (195-204)

Shely Meidhika, Budi Setiawan, Zilfa: Karakterisasi Sorpsi Radiocesium oleh Pasir Kuarsa dan *Shell* Beton (205-212)

Sri Widayati, Elfida, Yanni Andriani: Pengukuran Dosis Latar Radiasi di Bangka Selatan (213-220)

Ifah Munifah: Produksi dan Karakterisasi Enzim Selulase dari Limbah Pengolahan Rumput Laut (221-228)

Dadang Suganda: Pengkajian Unjuk Kerja Komponen *Near Surface Disposal: Lining* pada *Demoplant Disposal* (229-238)

Sanda: Perancangan Sistem Pengkabut Air untuk Pengkondisian Proses Pengolahan Gas Buang SO_2 dan NO_x dengan Mesin Berkas Elektron (239-248)

Gunandjar, Titik Sundari: Pengembangan Teknologi Pengolahan Limbah Radioaktif Cair Industri: Imobilisasi Limbah Radioaktif Uranium Menggunakan Bahan Matriks Synroc Supercalcine Fosfat (249-260)

Okviyoandra Akhyar: Preparasi dan Analisis Plutonium Trace Level pada Air Laut Menggunakan α -Spektrometer (261-265)

EKOLOGI KERANG BULU *ANADARA ANTIQUATA* DI PERAIRAN TERCEMAR LOGAM BERAT

Wahyu Prihatini

Program Studi Biologi FMIPA Universitas Pakuan, Bogor

ABSTRAK

EKOLOGI KERANG BULU *ANADARA ANTIQUATA* DI PERAIRAN TERCEMAR LOGAM BERAT. Kerang bulu *Anadara antiquata* mampu hidup di perairan tercemar logam berat. Kemampuannya beradaptasi di lingkungan tercemar penting dipelajari, untuk pemanfaatannya sebagai bioindikator logam berat. Pendekatan morfometrik dan ekofisiologi, dilakukan untuk mencapai tujuan tersebut. Peubah yang diamati meliputi sebaran ukuran panjang, bioakumulasi logam berat pada daging kerang, indeks daging Meat Yields (MY), dan pola pertumbuhan, yang dihubungkan dengan peubah fisika kimia perairan. Hasil penelitian di Muara Bama Panimbang dan Teluk Banten Bojonegara, Provinsi Banten menunjukkan bahwa kolom air dan substrat perairan tercemar Pb, Cd, dan Hg melebihi ambang, namun *A. antiquata* mampu meregulasi metabolisme tubuhnya, sehingga lebih dari 50% sampel kerang memiliki indeks daging (MY) kategori sedang. Kandungan Pb, Cd, dan Hg pada daging kerang, kolom air, dan substrat di Bojonegara, hal ini terkait dengan rendahnya salinitas perairan dibandingkan di Panimbang. Ukuran panjang tubuh *A. antiquata* berkisar 10,35-54,35 mm, menunjukkan pertumbuhan populasi berjalan baik meskipun lingkungannya tercemar logam berat. Ukuran tubuh sampel kerang di Bojonegara lebih besar dibandingkan di Panimbang, namun kedua populasi memiliki kesamaan pola pertumbuhan, yaitu alometri negatif.

Kata kunci: *Anadara antiquata*, logam berat, Meat Yields, ekobiologi, kerang bulu.

ABSTRACT

THE ECOBIOLOGY OF ARK COCKLES *ANADARA ANTIQUATA* IN HEAVY METALS CONTAMINATED SEAWATER. The ark cockles *Anadara antiquata* found live in the heavy metals contaminated seawater. Their adaptive ability to survive in contaminated environment is important to analyze, for the purpose of heavy metals bioindicator or biofilter determination. Morphometrical and ecophysiological approaches were used to achieve these goals. Variables measured were the length classes distribution, index of Meat Yields, growth pattern, and heavy metals contents in cockles, water, and substrate, related to the physical and chemical variations in the study sites. The results at Muara Bama Panimbang, and Banten Bay Bojonegara, in the Province of Banten, showed that cockles, water column, and substrate were highly contaminated by Pb, Cd, and Hg. The length of *A. antiquata* at both locations ranged 10,35-54,35 m showed good population growth; more than 50% of cockles samples had index of Meat Yields in medium category. The concentration of Pb, Cd, and Hg of cockles at Bojonegara was higher than Panimbang, but both populations had the same growth pattern, that was negative allometry.

Keywords: *Anadara antiquata*, heavy metals, growth pattern, Meat Yields, ark cockles.

PENDAHULUAN

Ekosistem perairan laut sangat kaya akan beragam jenis biota, namun potensi ini kian terdegradasi oleh limbah antropogenik yang semakin mencemari perairan. Berbagai aktivitas industri dan pembangunan membuang limbah cair ke sungai yang akhirnya bermuara di laut, sehingga menimbulkan pencemaran di perairan laut. Di antara limbah antropogenik yang berbahaya bagi lingkungan dan makhluk hidup, adalah limbah logam berat. Logam berat tidak dapat hancur secara biologis, melainkan mengendap, dan terakumulasi di substrat perairan membentuk senyawaan kompleks bersama bahan organik dan anorganik perairan [1]. Pencemaran lingkungan secara berlebihan dan terus menerus dapat menyebabkan penurunan pH (pengasaman) air laut, yang mengakibatkan logam di dasar perairan dapat kembali lepas (terlarut) ke badan air, sehingga konsentrasinya di perairan melebihi batas ambang yang ditentukan. Logam berat dalam fraksi

terlarut memiliki bioavailabilitas lebih tinggi, sehingga mudah masuk dan terakumulasi ke tubuh biota akuatik [2].

Merkuri memiliki tingkat bahaya tinggi bagi kesehatan biota/manusia, dan merupakan bahan pencemar yang sering dijumpai di lingkungan. Bioakumulasi merkuri banyak dikaji pada biota laut, karena diketahui bahwa merkuri mudah termetilasi oleh mikroorganisme, dan mengalami biomagnifikasi sejalan dengan rantai makanan. Sifat toksik merkuri dikarenakan sangat efektif berikatan dengan gugus sulfhidril (SH) pada sistem enzim, sehingga aktivitas enzim dalam sel tidak dapat berlangsung [3, 4]. Merkuri mempunyai afinitas terhadap lipid dalam tubuh biota, sehingga cenderung lebih terakumulasi dan terbiomagnifikasi dibandingkan jenis logam berat lain [5].

Penilaian dampak pencemaran logam berat di perairan tidak dapat ditetapkan hanya berdasarkan pengukuran komponen abiotik, namun harus menyertakan pula komponen biotik di ekosistem tersebut. *Bivalvia* merupakan organisme sentinel yang sangat bermanfaat sebagai bioindikator pencemaran logam berat di laut, karena mampu merefleksikan bioavailabilitas logam di lingkungan [6]. Logam berat yang masuk tubuh kerang, akan terdistribusi sesuai dengan afinitasnya. Untuk mengurangi toksisitas logam dalam tubuhnya, kerang mampu melakukan detoksifikasi sendiri, antara lain dengan mensintesis protein *metallothionein* yang mampu menyerap logam [3]. Mekanisme detoksifikasi merupakan salah satu faktor yang memengaruhi kemampuan kerang bertahan hidup di lingkungan tercemar logam berat. Logam berat dalam tubuh kerang mengalami biotransfer, dan biomagnifikasi kepada tingkat trofik yang lebih tinggi, sejalan dengan rantai makanan [7].

Kerang bulu *Anadara antiquata* (*Bivalvia*: *Arcidae*) hidup berkelompok di area sublitoral perairan, dengan substrat berpasir atau berlumpur yang kaya bahan organik, dan juga dapat ditemukan di mangrove, maupun padang lamun [8]. Informasi mengenai ekofisiologi *A. antiquata* sangat terbatas dibandingkan kerang darah *A. granosa* yang bernilai ekonomi lebih tinggi [6, 9, 10], padahal kedua species ini sering ditemukan di lokasi berdekatan. Ukuran panjang *A. antiquata* saat pertamakali matang gonad berkisar antara 20,7–22,1 mm [11], lebih besar dibandingkan *A. granosa* (15,6–15,7 mm), namun jumlah oosit kerang *A. antiquata* lebih sedikit dan berukuran lebih kecil. *A. antiquata* mampu menghasilkan 1652000 butir/induk/pemijahan [12]. Fekunditas meningkat sesuai dengan peningkatan panjang cangkang dan bobot hidup [13].

Perairan pesisir Banten seperti Teluk Banten, Bojonegara dan Muara Bama, Panimbang telah mengalami tekanan berat pencemaran lingkungan, yang berasal dari kegiatan antropogenik, seperti limbah batu bara bahan bakar PLTU yang dioperasikan sejak tahun 2009, kegiatan berbagai industri seperti pabrik plastik, industri perakitan kapal, dan industri lainnya. Oleh karena itu diperlukan studi tentang kemampuan *Anadara antiquata* bertahan hidup di perairan tercemar logam berat, dalam rangka pemanfaatan potensinya untuk biomonitoring perairan tercemar logam berat. Sebagai bioindikator, beberapa peubah ekofisiologi dari hewan ini dapat merepresentasikan pencemaran, mulai dari ringan hingga berat, yang terjadi di daerah tersebut.

Pengukuran peubah ekofisiologi dapat dilakukan dengan cepat, dan relatif mudah, namun sangat berharga dalam menyediakan informasi tentang kondisi fisiologi organisme di lingkungannya. Indeks *Meat Yield* (MY), *Condition Index* (CI), dan karakter morfologi, merupakan peubah yang cukup sering dianalisis terkait dengan praktik budidaya *bivalvia* dan moluska lainnya [14]. Indeks MY pada species *bivalvia* dipengaruhi oleh karakter endogen misalnya siklus gametogenesis dan proses metabolisme, serta karakter eksogen misalnya suhu air dan bahan pencemar [15].

Perairan Banten dikenal sejak lama sebagai sumber penghasil kekerangan konsumsi. Meningkatnya kandungan pencemar logam berat di kawasan ini yang terakumulasi pada daging kerang, selanjutnya akan mengalami biomagnifikasi sejalan dengan tahapan rantai makanan. Oleh karena itu diperlukan semua informasi biologis untuk menilai keamanan bahan pangan ini. Tujuan penelitian ini adalah menganalisis kemampuan adaptasi *Anadara antiquata* di perairan yang tercemar logam berat, dengan pendekatan morfometrik dan ekofisiologi.

BAHAN DAN METODE

Waktu dan lokasi penelitian

Penelitian dilakukan pada bulan Januari, Maret, dan Mei 2012, berlokasi di perairan Teluk Banten Bojonegara, dan Muara Bama Panimbang, dalam wilayah administrasi Provinsi Banten (Gambar 1). Pada setiap lokasi penelitian ditetapkan tiga stasiun pengamatan yang dipilih

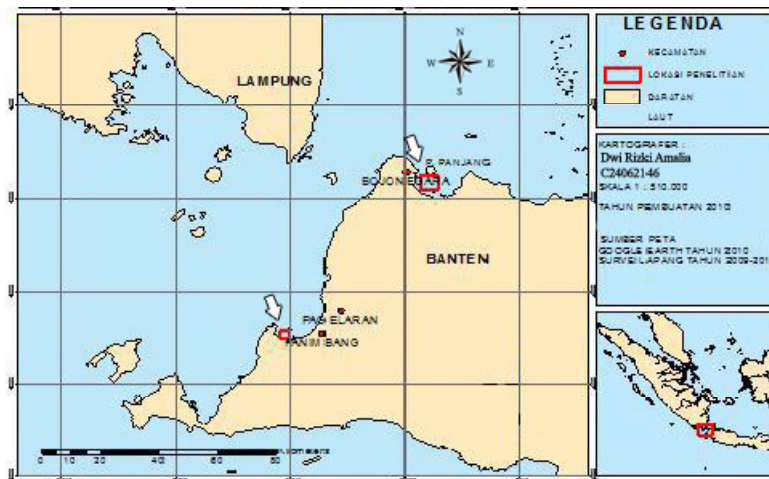
berdasarkan informasi nelayan tentang keberadaan *Anadara antiquata*. Posisi lokasi tempat penelitian berdasarkan koordinat GPS, ditampilkan pada Tabel 1.

Bahan dan alat

Bahan-bahan penelitian, antara lain bahan-bahan kimia untuk pengawet contoh air, akuades, dan es batu. Peralatan yang digunakan meliputi garok, GPS, kotak berpendingin, DO meter, pH meter, termometer, refraktometer, jangka sorong dengan tingkat ketelitian 0,1 mm, neraca analitik, *stopwatch*, *dissecting set*, dan peralatan tulis.

Pengambilan contoh kerang, air, dan substrat

Pengambilan contoh kerang, air, dan substrat dilakukan pada bulan Januari, Maret, dan Mei 2012. Pengambilan *A. antiquata* di Panimbang menggunakan perahu yang dilengkapi alat garok. Di Bojonegara, contoh kerang diambil langsung secara manual pada plot ukuran 1x1 m tanpa alat. *A. antiquata* dipisahkan dari biota lain yang ikut terambil, diberi label, lalu disimpan dalam kotak berpendingin, untuk dibawa ke laboratorium guna analisis lebih lanjut.



Gambar 1. Lokasi Teluk Banten, Bojonegara dan Muara Bama, Panimbang

Tabel 1. Lokasi penelitian dan koordinat geografiknya

Lokasi	Stasiun	Koordinat	
		Lintang Selatan	Bujur Timur
Teluk Banten, Bojonegara	1	5° 59' 47,7"	106° 06' 41"
	2	5° 58' 55,3"	106° 06' 8,6"
	3	5° 43' 16,2"	106° 35' 56,9"
Muara Bama, Panimbang	1	6° 26' 56,2"	105° 49' 14,3"
	2	6° 24' 26,3"	105° 49' 2,8"
	3	6° 24' 20,3"	105° 49' 1,7"

Peubah yang diukur

Peubah fisika kimia perairan yang diukur langsung di lokasi, yaitu kecepatan arus (cm/detik), salinitas (‰), suhu (°C), DO (mg/L), dan pH. Peubah yang dianalisis di laboratorium, yaitu jenis substrat dengan metode segitiga Miller, konsentrasi Pb, Cd, Hg (mg/L) daging kerang, air dan substrat dengan spektrofotometri serapan atom (AAS), serta indeks *Meat Yield* (MY) daging kerang. Analisis logam berat dilakukan di Laboratorium Produktivitas

Lingkungan, Departemen Manajemen Sumberdaya Perairan FPIK IPB. Peubah morfologi kerang yang diukur, meliputi panjang cangkang (mm), bobot total kerang (g), dan bobot jaringan lunak (g).

Hubungan antara pertambahan panjang cangkang dengan pertambahan bobot kerang, menunjukkan pola pertumbuhan species kerang [16]. Penentuan pola pertumbuhan *A. antiquata* dari lokasi penelitian didasarkan pada hasil pengukuran peubah morfometri, kemudian diformulasikan dalam bentuk persamaan menggunakan rumus $Y = aX^b$, dimana Y adalah panjang cangkang (mm); X yaitu bobot total (g); a yaitu titik potong persamaan regresi dengan sumbu Y; b yaitu koefisien regresi, yaitu sudut persamaan garis regresi dengan sumbu X. Nilai b adalah koefisien yang merefleksikan pertumbuhan relatif; jika $b = 3$, berarti pola pertumbuhan isometri, yaitu pertambahan panjang cangkang sama cepat dengan dengan pertambahan bobot total; nilai $b < 3$ berarti alometri negatif, yaitu pertambahan panjang cangkang lebih cepat dibandingkan pertambahan bobot total; nilai $b > 3$ berarti alometri positif, yaitu pertambahan bobot total lebih cepat daripada pertambahan panjang cangkang.

Peubah *Meat Yield* (MY) merupakan salah satu alat ukur cepat tentang kondisi ekofisiologis species bivalvia, atau moluska lain, yang dieksploitasi secara komersial. Metode ini juga sangat praktis dilakukan untuk memantau aktivitas gametogenesis kerang [14]. Pengukuran nilai MY menggunakan formula, yaitu: bobot jaringan lunak (g) dibagi bobot total kerang (g) dikalikan 100. Nilai-nilai MY lalu dipilah menjadi tiga kategori, yaitu: kurus, sedang, dan gemuk, berdasarkan rata-rata nilai minimum, nilai tengah, nilai maksimum.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Fisika kimia perairan di lokasi penelitian

Di sekitar lokasi penelitian di Panimbang dan Bojonegara dijumpai banyak aktivitas antropogenik yang berpotensi melepaskan limbah beracun berbahaya ke perairan laut, antara lain industri baja, kimia, PLTU, penyimpanan batu bara, pabrik perakitan perahu fiber, perhotelan, wisata bahari, dan sebagainya. PLTU yang terdapat di Panimbang menggunakan batubara sebagai bahan bakar, dan limbah batubara menjadi pencemar utama ekosistem perairan [17].

Hasil pengukuran fisika kimia perairan di lokasi penelitian ditampilkan pada Tabel 2. Fisika kimia perairan di kedua lokasi penelitian masih sesuai untuk mendukung kehidupan bivalvia, yang menyukai perairan dengan suhu 25–32,8°C; pH 7–8,5; salinitas 2–35‰; DO 4–6,6 mg/L, dengan sedimen lumpur atau berpasir [16, 18].

Tabel 2. Peubah fisika-kimia perairan di lokasi penelitian

Peubah	Teluk Banten Bojonegara	Muara Bama Panimbang
Substrat	lumpur berpasir*	pasir berlempung*
pH	7,03 - 7,5	7,0 - 8,0
Suhu (°C)	29,3 - 31	28 - 32
Salinitas (‰)	23 - 27	25 - 36
Arus air (cm/detik)	0,038 - 0,17	0,03 – 0,1

*analisis segitiga Miller [19]

Hasil pengukuran kandungan logam Pb, Cd, dan Hg dari contoh air dan substrat lokasi penelitian, ditampilkan pada Tabel 3. Berbeda dengan fisika kimia perairan yang masih layak untuk kehidupan kerang, konsentrasi logam Pb, Cd, dan Hg di kolom air dan substrat telah melebihi batas ambang yang ditetapkan. Keputusan Menteri Lingkungan Hidup No. 51 tahun 2004 tentang Baku Mutu Air Laut, khususnya untuk biota laut [20], mencantumkan kandungan maksimal pada air laut untuk Hg 0,001 mg/L, Cd 0,001 mg/L, dan Pb 0,008 mg/L.

Fisika kimia perairan di Panimbang dan Bojonegara secara umum tidak terlalu berbeda, kecuali salinitas dan kandungan logam beratnya. Perbedaan kandungan logam berat di air dan substrat dapat memengaruhi pertumbuhan tubuh, dan dimensi cangkang. Sifat toksik, maupun terurainya suatu logam di perairan ditentukan oleh karakteristik logam, dan faktor-faktor lingkungan, antara lain suhu, salinitas, pH, dan oksigen terlarut (DO). Mengacu pada Tabel 2, fisika kimia perairan kedua lokasi penelitian tak terlalu berbeda, kecuali salinitas perairan Bojonegara lebih rendah dibandingkan Panimbang. Kondisi ini memengaruhi kandungan logam

berat di air maupun substrat (Tabel 3). Salinitas lebih rendah menyebabkan kelarutan logam meningkat, sehingga bioavailabilitas logam ke tubuh kerang juga meningkat. Akibatnya kerang menghadapi peningkatan cekaman toksisitas logam, dan harus menyesuaikan diri terhadap hal tersebut [21, 22].

Tabel 3. Konsentrasi logam berat perairandi lokasi penelitian

Logam (ppm)	Teluk Banten, Bojonegara	Muara Bama Panimbang
Air		
Pb	0,005 - 0,053	0,01 - 0,033
Cd	0,001 - 0,023	0,005 - 0,014
Hg	0,0002 - 0,0006	0,0002 - 0,0004
Substrat		
Pb	0,56 - 3,88	0,150 - 0,225
Cd	0,50 - 1,30	0,125 - 0,153
Hg	0,02 - 0,06	0,020 - 0,047

Secara umum, konsentrasi logam Pb, Cd, dan Hg pada air dan substrat di Bojonegara, lebih tinggi dibandingkan di Panimbang. Ketiga jenis logam tersebut sering mencemari perairan, dan memiliki toksisitas tinggi terhadap hewan maupun manusia [23, 24]. Tingginya kandungan logam berat di lingkungan akan memicu strategi adaptif species maupun populasi kerang, sehubungan dengan upaya untuk bertahan hidup. Salah satu strategi adaptif kerang terhadap cemaran logam berat di lingkungan, antara lain berupa ketebalan cangkang. Kerang darah *Anadara granosa* di Bojonegara memiliki cangkang lebih tebal dibandingkan di Panimbang, hal ini terkait dengan kandungan merkuri yang lebih tinggi di perairan Bojonegara [25].

Kandungan logam berat pada daging *Anadara antiquata*

Hasil pengukuran kandungan logam berat pada daging kerang *A. antiquata* dari Panimbang dan Bojonegara, ditampilkan pada Tabel 4.

Tabel 4. Kisaran konsentrasi logam berat pada daging *A. antiquata*

Jenis logam	Konsentrasi logam daging kerang (ppm)	
	Teluk Banten, Bojonegara	Muara Bama, Panimbang
Pb	0,50 - 2,50	0,125 - 0,85
Cd	1,70 - 17,60	0,125 - 0,425
Hg	0,03 - 0,05	0,02 - 0,30

Bioakumulasi logam berat pada organisme dipengaruhi antara lain oleh jenis logam, dan bioavailabilitas logam. Logam berat di perairan umumnya dijumpai dalam bentuk ion-ion terlarut yang mudah masuk ke tubuh organisme karena memiliki bioavailabilitas tinggi [7]. Logam Hg bersifat lebih toksik dibandingkan Pb dan Cd, karena memiliki bioavailabilitas lebih tinggi. Logam yang terakumulasi di tubuh kemudian mengalami biomagnifikasi pada tingkat trofik lebih tinggi, sesuai dengan rantai makanan di ekosistem [26,5].

Logam Pb, Cd, dan Hg dapat masuk langsung ke tubuh kerang lewat insang, atau secara tidak langsung yaitu melalui pakan. Mekanisme makan secara *filter feeding* pada *A. antiquata* menyebabkan terjadinya bioakumulasi logam-logam berat, sehingga keberadaan dan kandungan logam berat di tubuh kerang lebih akurat mengindikasikan konsentrasi logam berat di ekosistem perairan [27].

Konsentrasi logam Pb, Cd, dan Hg pada daging *A. antiquata* di Bojonegara dan Panimbang sudah melebihi batas ambang, terlebih Cd (Tabel 4). Hal ini menunjukkan *A. antiquata* mampu toleran, dan bertahan terhadap toksisitas logam yang terakumulasi dalam tubuhnya. Kemampuan

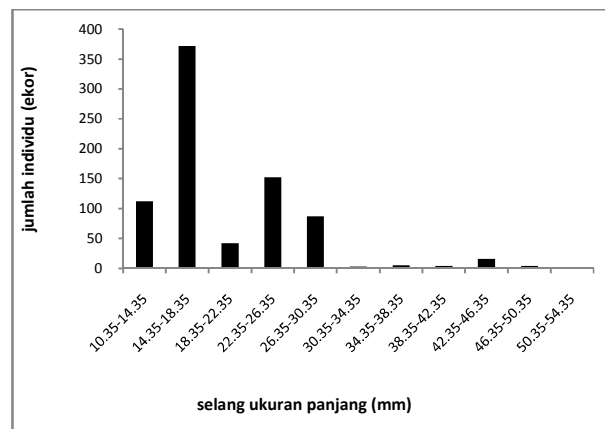
toleransi ini memungkinkan *A. antiquata* untuk tetap melangsungkan pertumbuhan dan reproduksi. Hal ini terbukti dari beragamnya ukuran dan jumlah individu *A. antiquata* yang diperoleh.

Di lain pihak, daging *A. antiquata* dari kedua lokasi penelitian berbahaya untuk dikonsumsi, karena tingginya kandungan logam pada daging. Mengacu pada SNI 01-3460-1994, yang menyebutkan persyaratan maksimum kandungan Pb dan Hg dalam daging kerang konsumsi adalah 0,5 ppm, daging *A. antiquata* dari Panimbang dan Bojonegara telah mengandung Pb dan Cd melebihi batas ambang, sementara Hg masih di bawah batas ambang.

Pada penelitian ini, akumulasi Cd lebih banyak dijumpai pada *A. antiquata* ukuran kecil. Pada *Anadara scapha*, akumulasi Cd lebih banyak pada individu ukuran besar [28], sementara pada kerang hijau *Perna viridis* dijumpai kecenderungan sama dengan *A. antiquata*, yaitu akumulasi Cd lebih banyak dijumpai pada individu ukuran kecil [29]. Perbedaan ketahanan suatu species terhadap toksisitas logam berat, selain dipengaruhi oleh *species-specific capacity* dalam regulasi logam berat, juga ditentukan oleh bioavailabilitas dari logam itu sendiri [30, 10]. Logam Pb, Cd, dan Hg bersifat toksik, karena sangat efektif berikatan dengan gugus sulfhidril (SH) enzim, membentuk metaloenzim dan metaloprotein, sehingga aktivitas enzim dalam sel tidak dapat berlangsung [3, 4]. *Species-specific capacity* menunjukkan variasi khas species, meskipun pada species-species yang berkerabat dekat. Diduga hal ini terkait dengan penggunaan relung (*niche*), agar species dapat survive di habitatnya [31, 32].

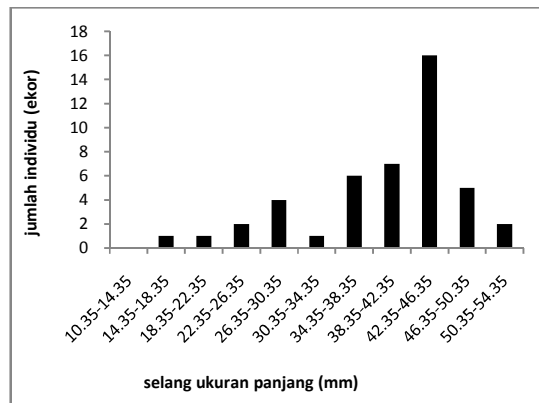
Sebaran ukuran panjang *Anadara antiquata*

Sampel *A. antiquata* yang didapat di Panimbang berjumlah 799 ekor, adapundi Bojonegara 45 ekor, sehingga keseluruhan berjumlah 844 ekor. Kisaran panjang tubuh *A. antiquata* di Panimbang 10,35–54,35 mm (rata-rata $18,696 \pm 5,946$ mm) ditampilkan pada Gambar 2, sementara di Bojonegara kisaran panjangnya 16,85–51,85 mm (rata-rata $25,87 \pm 8,593$ mm) (Gambar 3).



Gambar 2. Sebaran panjang *A. antiquata* di Panimbang (mm)

Hasil analisis mendapati 82,22% sampel *A. antiquata* di Bojonegara tergolong kelas ukuran besar (34,35–54,35 mm). Hal ini menunjukkan bahwa *A. antiquata* mampu menyesuaikan diri dengan tingginya kandungan Pb, Cd, dan Hg di lingkungan, serta tetap melangsungkan pertumbuhan, menjadi individu dewasa. Di Panimbang, dijumpai 65,83% sampel tergolong ukuran kecil sampai sedang (10,35 – 22,35 mm). Sebaran ukuran kedua populasi ini merefleksikan pertumbuhan populasi tetap berlangsung, meskipun habitatnya tercemar Pb, Cd, dan Hg melebihi batas ambang. Indikasi hal ini adalah banyaknya jumlah kerang muda yang menjelang masuk ukuran matang gonad. *A. antiquata* mengalami matang gonad pertama kali pada kisaran ukuran panjang 20,7–22,1 mm [11].



Gambar 3. Sebaran panjang *A. antiquata* di Bojonegara (mm)

Hasil analisis menunjukkan bahwa sampel *A. antiquata* di Bojonegara lebih panjang dibandingkan Panimbang. Hal ini menunjukkan pertumbuhan populasi di Bojonegara berlangsung baik, walaupun habitatnya tercemar berat logam Pb, Cd, dan Hg. Setelah melewati kurun waktu panjang, *A. antiquata* di Bojonegara mampu menyesuaikan diri terhadap pencemaran logam berat di habitatnya, bertahan hidup, tumbuh, dan bereproduksi.

Sampel dari Panimbang didominasi, kerang ukuran kecil. Intensitas penangkapan yang tinggi dengan perahu motor dan garok, menyebabkan kerang-kerang muda ini tidak sempat tumbuh dewasa, karena terbawa oleh garok nelayan. Di Bojonegara penangkapan kerang dilakukan secara manual karena perairan relatif dangkal, sehingga individu kerang di Bojonegara memiliki kesempatan lebih besar untuk tumbuh dewasa.

Meskipun demikian, hal ini bukan merupakan faktor utama perbedaan ukuran tubuh *A. antiquata* di Panimbang dan Bojonegara. Perbedaan ukuran tersebut diduga merupakan bentuk penyesuaian diri terhadap logam berat di lingkungan masing-masing. Laju pertumbuhan dipengaruhi oleh intensitas metabolisme, termasuk meregulasi logam berat. Kandungan logam yang lebih tinggi di Bojonegara merespon *A. antiquata* melalui mekanisme *growth dilution* [33, 34], yaitu terencerkannya konsentrasi logam di tubuh akibat penambahan volume dan cairan tubuh, sehingga dapat mengurangi efek toksik logam sementara kerang bertumbuh.

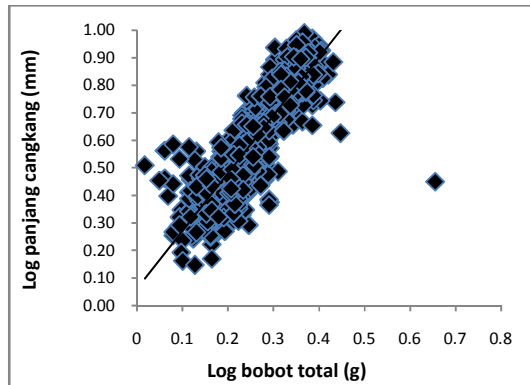
Pola pertumbuhan *Anadara antiquata* di lokasi penelitian

Pertambahan bobot total kerang yang dikaitkan dengan pertambahan panjang cangkang, merupakan gambaran pola pertumbuhan kerang. Pola pertumbuhan *A. antiquata* di Panimbang (Gambar 4) dan Bojonegara (Gambar 5) menunjukkan alometri negatif. Populasi Panimbang memiliki nilai $b=2,099$; dengan $r^2 = 0,84$; populasi Bojonegara memiliki nilai $b = 1,104$ dengan $r^2 = 0,84$.

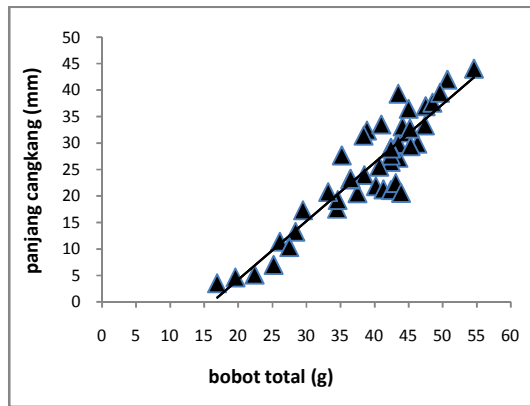
Kandungan logam berat yang lebih tinggi di Bojonegara dibandingkan Panimbang, sedikit banyak memengaruhi pola pertumbuhan. Meskipun kedua populasi *A. antiquata* menunjukkan pola pertumbuhan yang sama, namun koefisien regresi yang merefleksikan pertumbuhan relatif kerang (yaitu nilai b) di Bojonegara ($b=1,10$) lebih besar daripada Panimbang ($b=2,10$). Fenomena ini mencerminkan kemampuan adaptif *A. antiquata* terhadap perbedaan cekaman logam berat di lingkungannya.

Indeks Meat Yield (MY) *A. antiquata* di lokasi penelitian

Hasil analisis indeks MY dari sampel *A. antiquata* Panimbang dan Bojonegara, ditampilkan pada Tabel 5. Indeks MY merupakan salah satu alat ukur ekofisiologi pada kerang, dan species moluska lainnya, yang dieksploitasi secara komersil. Nilai MY yang baik mengindikasikan cadangan nutrisi yang memadai (khususnya senyawa glikogen dan protein), serta berlangsungnya perkembangan organisme [14, 24].



Gambar 4. Pola pertumbuhan *A. antiquata* di Panimbang



Gambar 5. Pola pertumbuhan *A. antiquata* di Bojonegara

Hasil analisis MY pada *A. antiquata* menunjukkan bahwa sebagian besar sampel kerang di Panimbang dan Bojonegara memiliki nilai MY pada kategori sedang sampai gemuk (Tabel 5).

Tabel 5. Nilai Meat Yield (MY) *A. antiquata* di lokasi penelitian

Kategori	Muara Bama, Panimbang		Teluk Banten, Bojonegara	
	Jumlah (ekor)	Rasio (%)	Jumlah (ekor)	Rasio (%)
Kurus	138	17,25	4	10,26
Sedang	467	58,38	21	53,85
Gemuk	194	24,38	14	35,90

Hasil ini secara umum menunjukkan bahwa *A. antiquata* di kedua lokasi penelitian mampu bertahan terhadap toksisitas logam berat dari lingkungan. Metabolisme tubuh *A. antiquata* mampu meregulasi logam dari lingkungan yang masuk dan terkumulasi dalam tubuhnya, sehingga dapat menyimpan cadangan senyawa organik (terutama protein dan glikogen) yang diperlukan untuk pertumbuhan, dan melangsungkan reproduksi [14].

Protein, lemak, dan karbohidrat merupakan bangunan dasar tubuh. Senyawa organik ini senantiasa mengalami perubahan dan digunakan dalam metabolisme organisme, untuk menghasilkan energy, dan sintesis produk-produk spesifik. Makromolekul ini, dan penilaian MY, dalam budidaya tiram perlu dipantau secara teratur, untuk menjamin keberhasilan usaha. Nilai MY pada species bivalvia dipengaruhi oleh faktor endogen (misalnya siklus gametogenesis), dan faktor lingkungan seperti suhu, salinitas, pH, DO dan ketersediaan pakan [14, 15].

KESIMPULAN

1. Kolom air dan substrat di lokasi penelitian, yaitu di Muara Bama Panimbang dan Teluk Banten Bojonegara, telah tercemar logam Pb, Cd, dan Hg melebihi batas ambang yang ditetapkan. Kandungan Pb, Cd, dan Hg pada kolom air, substrat, dan daging *Anadara antiquata* di Bojonegara, lebih tinggi dibandingkan di Panimbang.
2. *Anadara antiquata* di kedua lokasi penelitian memiliki pola pertumbuhan alometri negative.
3. Sebanyak 65,83% individu *A. antiquata* di Panimbang berukuran kecil sampai sedang (10,35–22,35 mm), sementara di Bojonegara 51,11% individu berukuran besar (41,85–51,85 mm). Hal ini merefleksikan kemampuan *Anadara antiquata* melangsungkan pertumbuhan meskipun dalam cekaman logam berat di habitatnya.
4. Kandungan Pb dan Cd daging *Anadara antiquata* telah melebihi batas ambang, sementara kandungan Hg masih dalam batas ambang aman dikonsumsi.
5. Lebih dari 50% *Anadara antiquata* di lokasi penelitian memiliki nilai *Meat Yields* (MY) kategori sedang, yang mencerminkan kemampuan menyimpansenyawa organik untuk pertumbuhan dan reproduksi.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. GUPTA SK, SINGH J. Evaluation of mollusc as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system. *The IIOAB Journal* (ISSN:0976-3104). Review Article. Vol. 2. Issue 1: 49-57. 2011.
- [2]. RIANI E. Perubahan iklim dan kehidupan biota akuatik Dampak pada bioakumulasi bahan berbahaya dan beracun & reproduksi. IPB Press. 3-5. 2012.
- [3]. AMIARD JC, AMIARD-TRIQUET C, BARKA S, Pellerin J, Rainbow PS. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquat. Toxicol.* 76: 160–202. 2006.
- [4]. METIAN M, WARNAU R, COSSON F, OBBERHANSLI P, BUSTAMANTE. 2008. Bioaccumulation and detoxification processes of Hg in the scallop *Pecten maximus*: field and laboratory investigations. *Aquat. Toxicol.* 90(3): 204-213. 2008.
- [5]. RAVICHANDRAN M. Interactions between mercury and dissolved organic matter. A Review. *Chemosphere* 55 : 319–331. 2004.
- [6]. KOK-KEE W, NOOR AMD, OTHMAN R, DIN Z, WAN KL, SURIF S. Identification and characterisation of a copper-inducible metallothionein gene from cockle *Anadara granosa*. *Sains Malaysiana* 38 (3) : 287–294. 2009.
- [7]. GUZMÁN-GARCÍA X., BOTELLO AV, MARTINEZ-TABCHE L, ONZÁLEZ-MÁRQUEZ H. Effects of heavy metals on the oyster (*Crassostrea virginica*) at Mandinga Lagoon, Veracruz, Mexico. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)* 57 (4): 955-962. 2009.
- [8]. NURDIN J, MARUSIN N, ASMARA IA, DESWANDI R, MARZUKI J. Kepadatan populasi dan pertumbuhan kerang darah *Anadara antiquata* L. (Bivalvia: Arcidae) di Teluk Sungai Pisang, Padang, Sumatera Barat. *Makara Sains* 10 (2) : 96-101. 2006.
- [9]. SUWANJARAT J, PITUKSALEE C, THONGCHAI S. Reproductive cycle of *Anadara granosa* at Pattani Bay and its relationship with metal concentrations in the sediments. *Songklanakarin J. Sci. Technol.* 31 (5) : 471-479. 2009.
- [10]. YAP CK, AZLAN MAG, CHENG WH, TAN SG. Accumulation and Depuration of Cu and Zn in the Blood Cockle *Anadara granosa* (Linnaeus) under Laboratory Conditions. *Pertanika J. Trop. Agric. Sci.* 34 (1) : 75 – 82. 2011.
- [11]. AFIATI, N.. Hermaphroditism in *Anadara granosa* (L.) and *Anadara antiquata* (L.) (Bivalvia: Arcidae) from Central Java. *Journal of Coastal Development* 10 (3) : 171-179. 2007a
- [12]. MZIGHANI S. Fecundity and population structure of cockles, *Anadara antiquata* L. 1758 (Bivalvia: Arcidae) from a sandy/muddy beach near Dar es Salaam, Tanzania. *Western Indian ocean J. Mar. Sci.* 4 (1) : 77-84. 2005.
- [13]. AFIATI, N. Gonad maturation of two intertidal blood clams *Anadara granosa* (L.) and *Anadara antiquata* (L.) (Bivalvia: Arcidae) in Central Java. *Journal of Coastal Development* 10 (2) : 105 – 113. 2007b.

- [14]. Yildiz H, Berber S, Acarli S, Pervin VV. Seasonal variation in the Meat Yield, Condition Index, and biochemical composition of the flat oyster *Ostrea edulis* (Linnaeus 1758) from the Dardanelles, Turkey. *Italian Journal of Animal Science* 10:e5.2011.
- [15]. GULLIAN M, AGUIRRE-MACEDO L. Seasonal Variation of Physiological Parameters in the Eastern Oyster *Crassostrea virginica* from a Tropical Region of the Gulf of Mexico. *J. Shellfish Res.* 28:439-446.2009.
- [16]. EFFENDI. Biologi Perikanan. IPB Press, Bogor.2003.
- [17]. ROCHYATUN E, LESTARI, ROZAK A. Kualitas lingkungan perairan Banten dan sekitarnya ditinjau dari kondisi logam berat. *Oceanologi dan Limnologi Indonesia* 38: 23-46.2005.
- [18]. BROOM MJ. The Biology and culture of marine bivalves molluscs of the genus *Anadara*. *ICLARM Studies and Reviews* 12, 37.1985.
- [19]. BROWER JE, ZAR JH, VON ENDE C.N. Field and laboratory method for general ecology. Fourth edition. McGraw Hill, Boston (US).1990.
- [20]. KEPUTUSAN MENTERI NEGARA LINGKUNGAN HIDUP No. 51 Tahun 2004 tentang Baku Mutu Air Laut. 2004.
- [21]. EVANS TG, HOFMANN GE. Defining the limits of physiological plasticity: how gene expression can assess and predict the consequences of ocean changes. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 367: 1733-1745.2012.
- [22]. DARMONO. Lingkungan hidup dan pencemaran. Hubungannya dengan toksikologi senyawa logam. Penerbit Universitas Indonesia. 2008.
- [23]. MONPERRUS M, POINT D, GRALL J, CHAUFAUD L, AMOUROUX D, BAREILLE G, DONARD O. Determination of metal and organometal trophic bioaccumulation in the benthic macrofauna of the Adour estuary coastal zone (SW France, Bay of Biscay). *Journal of Environment Monitoring* 7: 693-700.2005.
- [24]. CHAPMAN PF, WANG F, JENEN C, PERSOONE G, Allen HE. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can. J. Fish Aquatic Sci.* 55: 2221-2243.1998.
- [25]. BUTET NA. Plastisitas genotip dan fenotipe kerang darah (*Anadara granosa*) dalam merespon pencemaran lingkungan. Studi kasus di perairan pesisir Banten. Disertasi. Sekolah Pascasarjana Institut Pertanian Bogor, Bogor. 15-26, 39-42.2013.
- [26]. OTCHERE FA. Heavy metals concentrations and burden in the bivalves (*Anadara (Senilia) senilis*, *Crassostrea tulipa* and *Perna perna*) from lagoons in Ghana: Model to describe mechanism of accumulation/excretion. *African Journal of Biotechnology* 2 (9) : 280-287.2003.
- [27]. HUNT J, DAVID N, LOWE S, OROS D. Bivalve monitoring. *RMP Annual Monitoring Results.* 17p.2002.
- [28]. AUNUROHIM, RADENAC G, FICHET D. Konsentrasi logam berat pada macrofauna bentik di Kepulauan Kangean, Madura. <http://www.foxitsoftware.com>.2006.
- [29]. YAP CK, ISMAIL A, TAN SG, OMAR H. Accumulation, depuration and distribution of cadmium and zinc in the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) under laboratory conditions. *Hydrobiologia* 498: 151-160.2003.
- [30]. GAGNÉ F, GAGNON C, TURCOTTE P, BLAISE C. Changes in Metallothionein Levels in Freshwater Mussels Exposed to Urban Wastewaters: Effects from Exposure to Heavy Metals? *Biomarker Insights* 2 : 107-116.2007.
- [31]. PRIYA, S. L., B. SENTHILKUMAR, G. HARIHARAN, A. P. SELVAM, R. PURVAJA & R. RAMESH. Bioaccumulation of heavy metals in mullet (*Mugil cephalus*) and oyster (*Crassostrea madrasensis*) from Pulicat Lake, South East Coast of India. *Toxicology and Industrial Health* 27 (2): 117-126. 2011.
- [32]. GOCHFELD M. Cases of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56 : 174-179.2003.
- [33]. RAINBOW PS. Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability, and toxicity. *Environment International* 33 (4) : 576-582. 2006.
- [34]. BLACKMORE G, WANG WX. The transfer of cadmium, mercury, methylmercury, and zinc in an intertidal rocky shore food chain. *J. of Exp. Mar. Biol. & Ecol.* 307 : 91- 110.2004.

ANALISIS KANDUNGAN RADIONUKLIDA PADA INVENTORI BAHAN BAKAR BEKAS REAKTOR PWR 1000 MWe DENGAN MENGGUNAKAN ORIGEN-ARP

Anis Rohanda, Amir Hamzah, Rokhmadi

Pusat Teknologi Reaktor dan Keselamatan Nuklir (PTRKN) - BATAN
Kawasan PUSPIPTEK Gd. No. 80 Serpong, Tangerang Selatan 15310
anis_rohanda@batan.go.id

ABSTRAK

ANALISIS KANDUNGAN RADIONUKLIDA PADA INVENTORI BAHAN BAKAR BEKAS REAKTOR PWR 1000 MWe DENGAN MENGGUNAKAN ORIGEN-ARP. Sejumlah nuklida hasil belah (fisi) akan terbentuk selama beroperasinya reaktor nuklir. Nuklida-nuklida tersebut akan terakumulasi pada perangkat bahan bakar nuklir yang didesain mampu mengungkung atau menampung nuklida hasil fisi tersebut. Nuklida hasil belah bersifat radioaktif sehingga memerlukan perhatian khusus untuk mewujudkan keselamatan nuklir bagi pekerja radiasi, masyarakat dan juga lingkungan sekitar. Salah satu parameter yang mempengaruhi jumlah nuklida hasil belah yang terbentuk adalah waktu operasi reaktor. Untuk itu dilakukan kegiatan pengamatan dan penentuan terhadap nuklida hasil belah sebagai fungsi waktu beroperasinya suatu reaktor daya. Penelitian ini memiliki tujuan untuk menentukan tingkat radioaktivitas nuklida yang ada pada bahan bakar bekas reaktor PWR berdaya 1000 MWe setelah beroperasi selama 3× siklus operasi dan selama pendinginan atau penyimpanan sementara hingga 100 tahun. Hasil penelitian ini juga berperan sebagai data estimasi awal yang berguna untuk penanganan atau pengelolaan limbah radioaktif. Analisis dilakukan dengan menggunakan program komputer ORIGEN-ARP yang terdapat pada paket (modul) SCALE5.1. ORIGEN-ARP memerlukan data masukan (input) seperti : komposisi massa bahan bakar, jenis perangkat bahan bakar, grup energi gamma, data siklus operasi PWR 1000 MWe dan waktu pengamatan. Hasil analisis menunjukkan bahwa nuklida hasil belah yang dihasilkan selama pendinginan hingga 100 tahun yang masih teridentifikasi memiliki aktivitas tinggi, umur paro panjang dan radiotoksitas tinggi diantaranya adalah : Sr-90, Cs-137, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Am-241, dan Am-243. Disamping itu, beberapa radioisotop hasil fisi ada yang bersifat volatil, sehingga memerlukan perhatian khusus saat penanganan limbahnya. Aktivitas jenis setiap radionuklida hasil fisi selama pendinginan bernilai tetap dengan aktivitas yang dimiliki kelompok nuklida produk fisi lebih besar dari kelompok aktinida ataupun nuklida ringan.

Kata kunci: radionuklida, hasil belah, bahan bakar bekas PWR, ORIGEN-ARP

ABSTRACT

A number of fission fragment nuclides will be formed during the operation of nuclear reactor. Fission fragment nuclides will accumulate in the fuel assemblies which is designed able to confine it. Fission fragment nuclides are radioactive that requires special attention to achieve nuclear safety for radiation workers, the community and the surrounding environment. One of the parameters that influence the amount of fission fragments nuclides that are formed is reactor operation time. Hence, it is needed to observe and analyze against fission fragment nuclides as a function of power reactor operation time. This study has the objective to determine the existing level of radioactivity nuclides in spent fuel of pressurized water reactor (PWR) 1000 MWe power reactor after operating for 3× operating cycle and during cooling or interim storage up to 100 years. The results are also serve as initial data estimation that useful for radioactive waste treatment. The analyses were performed using ORIGEN-ARP computer programs which is available in SCALE5.1 module. ORIGEN-ARP requires several input data such as: fuel mass composition, fuel assemblies type, gamma energy group, operating cycle data of PWR 1000 MWe and observation time. The analysis indicated that the fission fragment nuclides with high radioactivity, long half-life and high radiotoxicity are still identified during cooling up to 100 years, for example : Sr-90, Cs-137, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Am-241, and Am-243. Furthermore, some radioisotopes are volatile, so it requires special attention in waste handling. The specific activity for each radionuclide during cooling periode is

constant with the activity of fission products group is greater than the activity of actinides or lights nuclides group.

Keywords: radionuclide, fission fragment, PWR spent fuel, ORIGEN-ARP

PENDAHULUAN

Reaksi pembelahan yang terjadi didalam reaktor nuklir menghasilkan nuklida-nuklida hasil belah (fisi) dan sejumlah energi dalam bentuk radiasi. Pembentukan nuklida hasil belah akan terus berlangsung selama reaktor beroperasi dan jumlah nuklida yang dihasilkan sangat tergantung pada waktu operasi dan daya reaktor untuk jumlah uranium yang sama. Nuklida hasil belah akan mengisi rongga atau kisi-kisi pada kristal bahan bakar uranium oksida atau celah antara bahan bakar dan kelongsong (*cladding*). Nuklida yang terakumulasi dapat berbentuk gas atau larutan padat dan dapat berubah bentuk akibat perubahan suhu atau juga dapat mengalami perpindahan (migrasi)^[1, 2]. Perangkat bahan bakar nuklir (*fuel assembly*) didesain untuk mampu menampung nuklida hasil belah tersebut selama terjadi reaksi pembelahan di teras reaktor. Perangkat bahan bakar nuklir tetap berada didalam teras reaktor selama reaktor menjalankan siklus operasinya.

Bahan bakar nuklir yang telah digunakan (bahan bakar bekas, *spent fuel*) akan dipindahkan dari dalam reaktor untuk didinginkan atau disimpan sementara sebagai bahan bakar bekas. Bahan bakar bekas tersebut akan diolah atau disimpan sementara selama beberapa tahun atau di simpan lestari sebagai limbah nuklir tergantung kebijakan daur bahan bakar nuklir yang dianut. Nuklida hasil belah pada perangkat bahan bakar nuklir bersifat radioaktif sehingga memerlukan perhatian khusus untuk mewujudkan keselamatan nuklir guna melindungi tidak hanya bagi pekerja radiasi, tapi juga masyarakat dan lingkungan sekitar. Dengan demikian diperlukan suatu studi untuk menentukan kandungan nuklida hasil belah pada bahan bakar bekas suatu reaktor daya. ORIGEN-ARP adalah suatu program komputer yang dapat digunakan untuk menghitung dan menganalisis inventori (*inventory*), peluruhan dan deplesi bahan bakar bekas^[3]. ORIGEN-ARP yang berarti ORIGEN - *Automatic Rapid Processing* merupakan versi terbaru dari ORIGEN2.1. ORIGEN-ARP terdapat pada paket program (modul) SCALE5.1. Penelitian ini memiliki tujuan untuk menentukan tingkat radioaktivitas nuklida yang ada pada inventori bahan bakar bekas reaktor PWR berdaya 1000 MWe selama pendinginan atau penyimpanan sementara hingga 100 tahun dengan menggunakan ORIGEN-ARP. Hasil penelitian ini juga berfungsi sebagai data estimasi awal yang berguna untuk penanganan atau pengelolaan limbah radioaktif yang dihasilkan.

TATA KERJA

Penelitian ini dilakukan dalam dua langkah kerja sebagai berikut:

Penyiapan data masukan ORIGEN-ARP

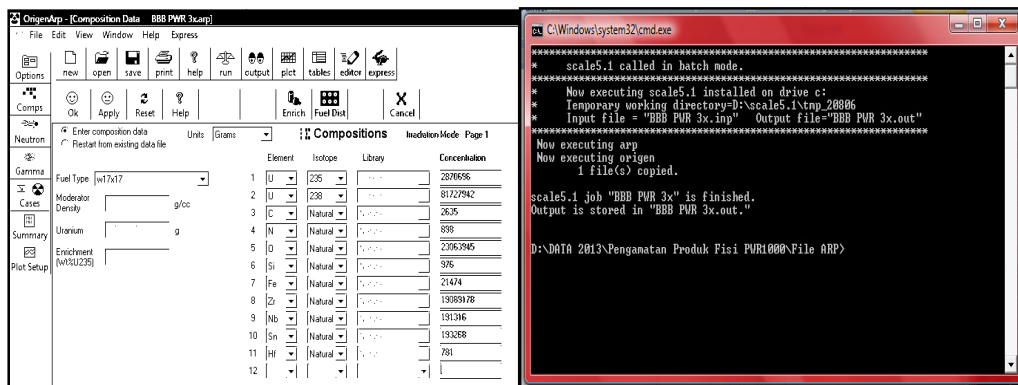
Pada penelitian ini, ORIGEN-ARP memerlukan data masukan diantaranya berupa : massa bahan bakar nuklir dalam teras, jenis perangkat bahan bakar, grup energi gamma, data siklus operasi PWR 1000 MWe generik yang berbasis pada AP1000 Westinghouse^[4], dan waktu pendinginan hingga 100 tahun. Data masukan ini ditabulasikan pada Tabel 1. Analisis dilakukan dengan asumsi 1 region bahan bakar teras yang diwakili oleh komposisi teras homogen pada Tabel 1 dan hasil perhitungan ini bersifat independen untuk perhitungan satu teras dan tidak mencerminkan akumulasi radioaktivitas total pada kolam bahan bekas selama 100 tahun.

Analisis radioaktivitas dengan ORIGEN-ARP dan MS. Office Excel

Perhitungan radionuklida hasil belah dilakukan dengan menjalankan aplikasi ORIGEN-ARP.EXE (*running*) sesuai dengan data masukan yang telah disiapkan. Hasil perhitungan berupa file hasil keluaran (*output*). File *output* pada bagian produk fisi (*fission products*), aktinida (*actinides*) dan nuklida ringan (*light elements*) diolah dan dianalisis dengan menggunakan MS. Office Excel. Analisisnya meliputi penggambaran tingkat radioaktivitas nuklida produk fisi, aktinida dan nuklida ringan (Curie) sebagai fungsi waktu pendinginan hingga 100 tahun dan dilanjutkan dengan analisis penentuan aktivitas jenis nuklida hasil belah dalam dimensi 'Curie/gram'. Tampilan (*screenshot*) dari penyiapan data masukan dan proses menjalankan aplikasi ORIGEN-ARP ditunjukkan pada Gambar1.

Tabel 1. Data masukan ORIGEN-ARP untuk analisis radioaktivitas bahan bakar bekas PWR 1000 MWe generik selama masa pendinginan hingga 100 tahun

No.	Data masukan	Keterangan			
1.	Komposisi teras ^[4]	1. Uranium (U) a. U-235 b. U-238 2. Hidrogen (H) 3. Carbon (C) 4. Nitrogen (N) 5. Oksigen (O)	2.870.696 g 81.727.942 g 1.469.858 g 2.635 g 898 g 23.063.945 g	6. Silikon (Si) 7. Besi (Fe) 8. Zirkonium (Zr) 9. Niobium (Nb) 10. Timah (Sn) 11. Hafnium (Hf)	976 g 21.474 g 19.089.178 g 191.316 g 193.268 g 781 g
2.	Jenis perangkat bahan bakar	w17 × 17			
3.	Grup energi gamma	18 Grup ORIGEN			
4.	Siklus operasi ^[4]	~ 18 bulan operasi dan 17 hari padam			
5.	Waktu pengamatan	Pendinginan hingga 100 tahun setelah 3× siklus operasi			
6.	Riwayat fraksi bakar akumulatif (<i>burn up</i>), MWD	20.918,8 (siklus 1)	41.837,6 (siklus 2)	62.756,3 (siklus 3)	



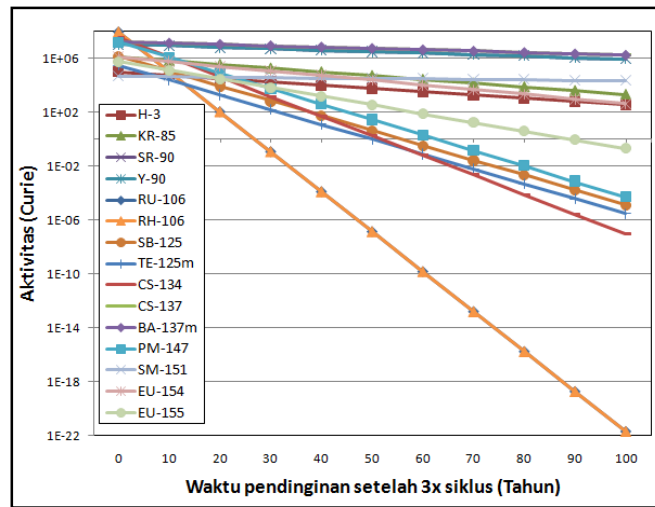
(a) penyiapan data masukan

(b) menjalankan aplikasi ORIGEN-ARP

Gambar 1. Tampilan penyiapan data dan menjalankan aplikasi ORIGEN-ARP sesuai data masukan yang disiapkan

HASIL DAN PEMBAHASAN

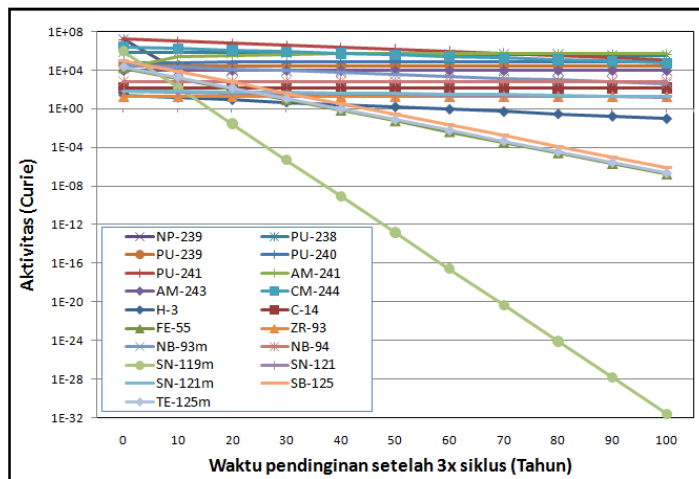
Analisis aktivitas nuklida hasil fisi bahan bakar nuklir reaktor PWR berdaya 1000 MWe setelah mengalami 3× siklus operasi dengan waktu pendinginan hingga 100 tahun ditentukan dengan kode komputer ORIGEN-ARP. Radioaktivitas nuklida produk fisi (Curie) pada saat pendinginan bahan bakar bekas PWR 1000 MWe hingga 100 tahun ditunjukkan pada Gambar 2.



Gambar 2. Radioaktivitas nuklida produk fisi sebagai fungsi waktu pendinginan

Berdasarkan perhitungan ORIGIN-ARP, setidaknya ada 15 radionuklida kelompok produk fisi yang masih memiliki aktivitas atau teridentifikasi hingga 100 tahun waktu pendinginan untuk 1 teras, diantaranya yaitu : H-3 ($3,52 \times 10^2$ Ci), Kr-85 ($1,97 \times 10^3$ Ci), Sr-90 ($8,48 \times 10^5$ Ci), Y-90 ($8,48 \times 10^5$ Ci), Cs-137 ($1,66 \times 10^6$ Ci), Ba-137m ($1,57 \times 10^6$ Ci), Sm-151 ($2,16 \times 10^4$ Ci) dan Eu-154 ($3,97 \times 10^2$ Ci) sedangkan Ru-106, Rh-106, Sb-125, Te-125m, Cs-134, Pm-147, dan Eu-155 memiliki aktivitas dibawah 1 Curie. Meski demikian, nuklida-nuklida yang memerlukan perhatian khusus adalah nuklida yang memiliki umur paro ($T_{1/2}$) yang panjang seperti : Kr-85 ($T_{1/2} = 10,73$ tahun), Sr-90 ($T_{1/2} = 29,1$ tahun), Cs-137 ($T_{1/2} = 30,17$ tahun), dan Sm-151 ($T_{1/2} = 90$ tahun). Kontribusi radioaktivitas radionuklida dengan umur paro pendek dan sangat pendek tidak ada karena keberadaan nuklida tersebut dan anak luruhnya sudah hilang selama pendinginan atau peluruhan selama 100 tahun.

Hasil analisis lainnya adalah radioaktivitas dari kelompok aktinida dan nuklida ringan yang ditunjukkan pada Gambar 3.



Gambar 3. Radioaktivitas nuklida jenis aktinida dan nuklida ringan sebagai fungsi waktu pendinginan

Berdasarkan gambar di atas, ada sekitar 19 nuklida yang masih teridentifikasi memiliki aktivitas setelah pendinginan selama 100 tahun, yaitu mulai dari H-3, C-14, Fe-55, hingga Am-243. Dari beberapa radionuklida tersebut, yang memiliki aktivitas tinggi dan umur paro yang cukup panjang diantaranya adalah dari kelompok nuklida ringan, yaitu : C-14 ($1,39 \times 10^2$ Ci : $T_{1/2} = 5730$ tahun), Zr-93 ($18,6$ Ci : $T_{1/2} = 1,53 \times 10^5$ tahun), Nb-93m ($4,31 \times 10^2$ Ci : $T_{1/2} = 16,1$ tahun), Nb-94 ($7,04 \times 10^2$ Ci : $T_{1/2} = 2 \times 10^4$ tahun), dan Sn-121m ($2,03 \times 10^1$ Ci : $T_{1/2} = 55$ tahun), sedangkan dari kelompok aktinida, yaitu : Pu-238 ($3,39 \times 10^5$ Ci : $T_{1/2} = 87,7$ tahun), Pu-239 ($3,01 \times 10^4$ Ci : $T_{1/2} = 2,41 \times 10^4$ tahun), Pu-240 ($6,91 \times 10^4$ Ci : $T_{1/2} = 6,56 \times 10^3$ tahun), Pu-241 ($1,33 \times 10^5$ Ci : $T_{1/2} = 14,4$ tahun), Am-241 ($4,94 \times 10^5$ Ci : $T_{1/2} = 432,7$ tahun), dan Cm-244 ($5,15 \times 10^4$ Ci : $T_{1/2} = 18,1$ tahun). Dari Gambar 2, aktivitas Sn-119m turun secara drastis (skala logaritmik) selama pendinginan dikarenakan Sn-119m memiliki umur paro yang cukup pendek, yaitu 293 hari.

Dari sisi sifat radiotoksitasnya, beberapa radionuklida yang dihasilkan, baik dari jenis produk fisi maupun aktinida dan nuklida ringan, dapat dikategorikan sebagai radioisotop dengan toksisitas sangat tinggi (*very high radiotoxicity*) dan tinggi (*high radiotoxicity*). Berdasarkan *Radiological Safety Evaluation Procedure*^[5] dapat diperoleh informasi bahwa isotop dari Plutonium (Pu-238, Pu-239, Pu-240, dan Pu-241) dan isotop dari Americium (Am-241 dan Am-243) termasuk memiliki toksisitas sangat tinggi dan radionuklida seperti Sr-90, Ru-106, Sb-125, Cs-134, Cs-137 dan Eu-154 digolongkan ke dalam toksisitas tinggi. Sedangkan radioisotop lainnya dikategorikan sebagai radioisotop dengan toksisitas rendah dan menengah (*moderate*), seperti : H-3, Kr-85, Y-90, dsb. Disamping itu, isotop dari Cesium (Cs), dan dari kelompok gas mulia (*noble*) seperti Krypton termasuk dalam jenis radioisotop yang mudah menguap (*volatile*) sehingga memerlukan perhatian khusus dari segi penanganan limbahnya. Sedangkan isotop dari Antimon (Sb), Barium (Ba) dan Strontium (Sr) termasuk kategori isotop yang volatilitasnya kurang^[6].

Berdasarkan uraian di atas, dapat dibuat klasifikasi nuklida hasil fisi yang memiliki aktivitas tinggi, umur paro panjang dan memiliki radiotoksitas tinggi. Klasifikasinya ditabulasikan pada Tabel 3.

Tabel 3. Nuklida hasil fisi dengan aktivitas tinggi, waktu paro panjang dan radiotoksitas tinggi pada bahan bakar bekas reaktor PWR 1000 Mwe selama masa pendinginan selama 100 tahun

Nuklida	Aktivitas (Curie)		Aktivitas jenis (Ci/g)		Umur paro ($T_{1/2}$)
	ORIGEN-ARP	ORIGEN2.1	ORIGEN-ARP	ORIGEN2.1	
Sr-90	$8,48 \times 10^5$	$8,94 \times 10^5$	$1,41 \times 10^2$	$1,36 \times 10^2$	29,1 tahun
Cs-137	$1,66 \times 10^6$	$1,68 \times 10^6$	$8,70 \times 10^1$	$8,70 \times 10^1$	30,17 tahun
Pu-238	$3,39 \times 10^5$	$3,92 \times 10^5$	$1,71 \times 10^1$	$1,71 \times 10^1$	87,7 tahun
Pu-239	$3,01 \times 10^4$	$2,89 \times 10^4$	$6,21 \times 10^{-2}$	$6,22 \times 10^{-2}$	$2,41 \times 10^4$ tahun
Pu-240	$6,91 \times 10^4$	$5,00 \times 10^4$	$2,27 \times 10^{-1}$	$2,28 \times 10^{-1}$	$6,56 \times 10^3$ tahun
Pu-241	$1,33 \times 10^5$	$1,53 \times 10^5$	$1,03 \times 10^2$	$1,03 \times 10^2$	14,4 tahun
Am-241	$4,94 \times 10^5$	$5,64 \times 10^5$	3,43	3,43	432,7 tahun
Am-243	$9,16 \times 10^3$	$1,05 \times 10^4$	$2,00 \times 10^{-1}$	$2,96 \times 10^{-2}$	$7,37 \times 10^3$ tahun

Berdasarkan hasil perhitungan ORIGEN-ARP dan telah diverifikasi dengan perhitungan kode komputer sejenis versi yang terdahulu (ORIGEN2.1), nilai aktivitas jenis (Curie/gram) tiap nuklida hasil fisi pada bahan bakar bekas, baik itu produk fisi, aktinida dan nuklida ringan bernilai tetap selama masa pendinginan hingga 100 tahun. Selama masa pendinginan, nilai aktivitas (Curie) semakin turun, begitu juga massa nuklidanya (gram), sehingga diperoleh nilai aktivitas jenis yang tetap. Sebagian besar nuklida yang dihasilkan selama pendinginan adalah pemancar radiasi gamma. Tabel 3 menunjukkan bahwa pada beberapa nuklida terdapat perbedaan rerata lebih kecil 4 % pada hasil perhitungan ORIGEN-ARP terhadap ORIGEN2.1. Hal ini kemungkinan besar disebabkan perbedaan pustaka (*library*) tampang lintang dan konstanta peluruhan atau waktu paro yang digunakan antara ORIGEN-ARP dan ORIGEN2.1. ORIGEN-ARP menggunakan *library* yang

lebih baru karena *code* ini mulai diperkenalkan pada tahun 2006, sedangkan ORIGEN2.1 telah digunakan lebih dari 30 tahun lalu, yaitu sejak tahun 1980.

Dari hasil perhitungan diperoleh informasi bahwa aktivitas yang dimiliki kelompok nuklida produk fisi lebih besar daripada aktivitas dari aktinida ataupun nuklida ringan. Hal ini disebabkan karena reaktor tidak lagi memproduksi produk fisi selama masa pendinginan sehingga hanya terjadi peristiwa peluruhan dari produk fisi saja tanpa adanya fisi sehingga radiasi gamma yang dihasilkan hanya berasal dari peluruhan nuklida produk fisi^[7].

KESIMPULAN

Dari hasil dan pembahasan dapat disimpulkan sebagai berikut:

1. Nuklida hasil belah dengan aktivitas tinggi, umur paro panjang dan radiotoksitas tinggi yang dihasilkan selama pendinginan hingga 100 tahun diantaranya adalah : Sr-90, Cs-137, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Am-241, dan Am-243.
2. Selama pendinginan hingga 100 tahun, beberapa radioisotop ada yang bersifat *volatile*, seperti isotop dari Cesium dan kelompok gas mulia (Kripton) sehingga memerlukan perhatian khusus saat penanganan limbahnya.
3. Aktivitas jenis setiap radionuklida hasil belah selama pendinginan bernilai tetap dengan aktivitas yang dimiliki kelompok nuklida produk fisi lebih besar daripada aktivitas kelompok aktinida ataupun nuklida ringan.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis mengucapkan terima kasih kepada Dr. Eng. M. Subekti (PTRKN) dan Ir. Mulyono Daryoko (PTLR) yang telah memberikan sumbangsih ide dan wawasan dalam penelitian ini serta Ir. Pudijanto MS yang telah menyediakan program bantu penghitung akumulasi nuklida hasil fisi 'PREDACO'.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Kelber, C. : *The Radiological Source Term of Nuclear Power Reactors*, Nuclear Safety, Volume 27, No. 1, January-March (1986).
- [2]. Suharno : Zat Radioaktif sebagai Suku Sumber yang Terlepas dari Reaktor Daya PWR, Sigma Epsilon vol. 11 No. 1 Februari (2007).
- [3]. Gauld, I.C., Bowman, S.M., Horwedel, J.E. : *ORIGEN-ARP Automatic Rapid Processing for Spent Fuel Depletion, Decay and Source Term Analysis*, ORNL/TM-2005/39, Revision 5.1, Vol. I, Book 2, Sect. D1, November (2006).
- [4]. US-NRC : *Advanced Passive 1000 Design Control Document*, Westinghouse Electric Company LLC, January 27 (2006).
- [5]. www.nrc.gov/reactors/new-reactors/design-cert/ap1000.html Diakses : 5 Juni 2012
- [6]. Anonim : *Radiological Safety Evaluation Procedure, Chapter 4 : Facilities and Equipment Considerations*, University of Georgia (2003).
- [7]. www.esd.uga.edu/rad/RSM%202003/rsm_chapter4.doc Diakses : 23 Maret 2011
- [8]. Hobbins, R.R., Osetek, D.J., Hargman, D.L. : In Vessel Release of Radionuclides and Generation of Aerosols, Proceeding of an International Symposium on Source Term Evaluation for Accident Conditions, Organized by The International Atomic Energy Agency, Columbus Ohio, 28 Oktober – 1 November (1985).
- [9]. Prayoto : *Pengantar Teori Reaktor, Teknik Nuklir* – UGM Yogyakarta (1978).

KARAKTERISASI ZEOLIT ALAM LAMPUNG TERAKTIVASI ASAM KLORIDA DAN TERMODIFIKASI ASAM FOSFAT

Iis Subariyah^a, Ahmad Zakaria^b, Yustinus Purwamargapratala^c

^aPascasarjana Kimia Institut Pertanian Bogor,
Departemen Kimia, Darmaga, Bogor

^bLaboratorium Instrumentasi, Akademi Kimia Analisis Bogor.,
Jl. Pangeran Sogiri No.283. Tanah Baru, Bogor

^cPusat Teknologi Bahan Industri Nuklir, Badan Tenaga Nuklir Nasional,
Kawasan PUSPIPTEK Serpong, Tangerang Selatan, Banten

ABSTRAK

KARAKTERISASI ZEOLIT ALAM LAMPUNG TERAKTIVASI ASAM KLORIDA DAN TERMODIFIKASI ASAM FOSFAT. Tujuan penelitian ini adalah mengkarakterisasi zeolit alam asal Lampung yang diaktivasi dengan asam klorida dan dimodifikasi dengan asam fosfat. Zeolit alam diaktivasi menggunakan asam klorida 1 N dan dimodifikasi dengan asam fosfat dan natrium bikarbonat. Hasil karakterisasi zeolit alam menggunakan difraksi sinar-X diketahui termasuk jenis klinoptilolit dan derajat kristalinitas zeolit aktivasi lebih tinggi dibandingkan zeolit termodifikasi maupun zeolit tanpa perlakuan. Hasil karakterisasi menggunakan scanning electron microscopy terlihat zeolit alam yang diaktivasi dan dimodifikasi lebih bersih dibandingkan zeolit alam tanpa perlakuan tetapi tidak berubah strukturnya. Sedangkan hasil karakterisasi parameter volume pori, luas permukaan dan diameter pori zeolit aktivasi dan zeolit modifikasi berturut-turut adalah 1470 mL/g dan 1480 mL/g; 1,63 m²/g dan 1,79 m²/g; serta 36,28 Å dan 33,12 Å. Hasil uji pendahuluan menunjukkan bahwa kapasitas tukar kation (KTK) zeolit alam Lampung tanpa perlakuan, zeolit alam yang diaktivasi dan dimodifikasi berturut-turut adalah 93,03 meq/100g dan 125,23 meq/100g, dan 149,62 meq/100g.

Kata kunci: zeolit teraktivasi, zeolit termodifikasi, klinoptilolit, derajat kristalinitas, kapasitas tukar kation.

ABSTRACT

CHARACTERIZATION OF LAMPUNG NATURAL ZEOLITE ACTIVATED ACID CHLORIDE AND ACID PHOSPHATE MODIFIED. The research of characterize acid activated-natural zeolite and modified natural zeolite have been done. Natural zeolites was obtained from Lampung and some of them were activated using hydrochloric acid 1N and the other was modified by fosforic acid and sodium bicarbonate. X-ray diffraction patterns of natural zeolites showed that all the zeolites have klinoptilolit crystal structure. The crystallinity degree of activated natural zeolite were better than that of modified zeolite and untreated natural zeolite. Scanning electron microscopy (SEM) images of those zeolites revealed that activated natural zeolite and modified zeolite was cleaner than untreated natural zeolite but the structure of zeolite still exists. The values of pore volume, surface area, and pore diameter of modified zeolite and activated zeolite were 1470 mL/g and 1480 mL/g; 1.68 m²/g and 1.80 m²/g; 35.05 Å and 32.95 Å, respectively. The result of preliminary test showed that cation exchange capacity of Lampung natural zeolite, activated zeolite and modified zeolite were 93.03 meq/100g; 125.23 meq/100g; and 149.62 meq/100g, respectively.

Keywords: activated zeolite, modified zeolite, klinoptilolit, crystallinity degree, cation exchange capacity.

PENDAHULUAN

Kondisi lingkungan dapat tercemar akibat terbuangnya sejumlah polutan berbahaya. Logam berat adalah salah satu polutan yang merupakan ancaman potensial untuk kualitas air, tanah, tanaman, hewan dan kesehatan manusia. Timbal (Pb) merupakan salah satu logam berat yang biasa menjadi salah satu kontaminan dalam limbah cair dari industri. Industri yang

berpotensi sebagai sumber pencemaran Pb adalah semua industri yang memakai Pb sebagai bahan baku maupun bahan tambahan, misalnya: industri pengecoran, industri baterai, industri bahan bakar, industri kabel, dan industri kimia yang menggunakan bahan pewarna. Keracunan Pb dapat menyebabkan gangguan kesehatan seperti gangguan fungsi hati, ginjal, keterlambatan perkembangan mental, kemandulan dan gangguan sistem syaraf [1].

Zeolit alam merupakan mineral aluminosilikat terhidrasi dengan struktur berpori dengan sifat fisika kimia yang penting, misalnya tukar kation, penyaring molekul, katalisis, dan adsorpsi. Zeolit alam tanpa modifikasi dan termodifikasi telah dilaporkan untuk adsorpsi senyawa anion dan organik dari sistem air [2]. Meskipun telah banyak dilakukan penelitian tentang adsorpsi Pb(II) dari larutan air menggunakan zeolit alam, tetapi setiap zeolit yang berbeda asalnya memerlukan penelitian tersendiri [3]. Dilaporkan juga penggunaan zeolit jenis klinoptilolit untuk penghilangan Pb(II) dengan percobaan adsorpsi secara tumpak. Kapasitas adsorpsi yang didapatkan sebesar 53.73 mg/g pada suhu 70°C dan isotherm adsorpsi mengikuti model isotherm Langmuir. juga melaporkan penggunaan zeolit alam jenis klinoptilolit sebagai adsorben Pb(II) dilaporkan oleh Wang & Ariyanto (2007) [4]. Untuk sistem tunggal, adsorpsi ion Pb mengikuti model isotherm Freundlich dengan kapasitas adsorpsi sebesar 21.74 mg/g.

Hasil penelitian stabilitas dan kapasitas tukar kation (KTK) dari klinoptilolit asal Meksiko yang dimodifikasi dengan larutan asam fosfat menunjukkan bahwa pH larutan fosfat mempengaruhi stabilitas dan KTK dari klinoptilolit [5]. Pada pH 4-6, perubahan kristalinitas tidak teramati dan terjadi kenaikan KTK dari 1.10 menjadi 1.26 meq/g.

Pada penelitian ini, zeolit alam asal Lampung dimodifikasi dengan asam fosfat dan diubah dalam bentuk Na-zeolit dengan larutan NaHCO₃. Karakterisasi zeolit termodifikasi dilakukan dengan XRD (X-ray Diffraction), SEM-EDS (Scanning Electron Microscopy-Energy Dispersive Spectroscopy), metode BET (Brunauer-Emmett-Teller) untuk menentukan luas permukaan dan penentuan KTK (kapasitas tukar kation) dengan metode amoniak asetat.

Penelitian ini bertujuan untuk membuat zeolit alam Lampung teraktivasi asam klorida dan termodifikasi asam fosfat, dikarakterisasi dengan difraksi sinar-X dan scanning electron microscope. Selanjutnya diuji kapasitas tukar kation (KTK) untuk melihat potensinya sebagai adsorben ion logam berat.

BAHAN DAN METODE

Bahan dan Alat

Bahan yang digunakan pada penelitian ini di antaranya adalah zeolit alam asal Lampung, Pb(NO₃)₂, HCl, H₃PO₄, NaHCO₃, CH₃COONa, NH₄COOH, NaOH. Larutan stok terdiri dari 1000 mg/L Pb(II) yang digunakan sebagai larutan adsorbat [6].

Alat yang digunakan di antaranya pH meter Toa HM-20S, sentrifuse Kokusan H-107, shaker Titramax 101, SSA (Spektroskopi Serapan Atom) Shimadzu AA-7000, SEM-EDS (Scanning Electron Microscopy-Electron Dispersive Spectroscopy) JEOLJSM-6360 LA, dan XRD (X-ray Diffraction) Shimadzu 7000, alat BET (Brunauer-Emmett-Teller) Quantachrome.

Metode Penelitian

Penelitian ini terdiri tiga tahap, yaitu pembuatan adsorben zeolit, karakterisasi adsorben sebelum dan sesudah modifikasi dan penentuan kapasitas tukar kation.

Cara Kerja

Preparasi Zeolit Alam:

Zeolit alam dihaluskan, diayak sehingga diperoleh zeolit dengan ukuran butir lolos ayakan 40 mesh, dicuci dengan akuades berulang-ulang, kemudian dike-ringkan dalam oven pada suhu 110°C selama 24 jam dan disimpan dalam eksikator untuk pemakaian selanjutnya [7,8,9].

Aktivasi Zeolit Alam

Sampel sejumlah 100 gram dilarutkan dalam 2000 mL HCl 1 M. Campuran diaduk dengan pengaduk magnet selama 3 jam, kemudian dibilas dengan akuades sampai pH netral dan dikeringkan dalam oven pada suhu 130°C selama 3 jam [10, 11, 12].

Zeolit alam sebanyak 100 g dalam 2000 mL akuades dicampur dengan 13.10 g asam fosfat. Campuran diaduk dengan magnetik stirer pada suhu 60°C selama 3 jam kemudian dikeringkan dalam oven pada suhu 120°C selama 3 jam. Zeolit modifikasi asam fosfat dicampur dengan 1500 mL larutan NaHCO₃ jenuh dan diaduk dengan magnetik stirer pada suhu 60°C

selama 3 jam untuk mendapatkan bentuk dinatrium, disaring, dicuci dengan akuades dan dikeringkan dalam oven pada suhu 120°C selama 3 jam. Zeolit hasil modifikasi selanjutnya disebut zeolit-PNa₂ [13]. Untuk zeolit asal Lampung disebut Z-PNa₂-L.

Analisis XRD dilakukan untuk mengetahui kristalinitas, SEM untuk mengetahui morfologi, EDS untuk mengetahui kandungan unsur P dalam zeolit setelah modifikasi, metode BET untuk mengukur luas permukaan, volume total pori dan rata-rata diameter pori dan uji KTK menggunakan metode ammo-nium asetat [14]. Dua gram sampel di-tambahkan 50 mL larutan CH₃COONa 1M dikocok dengan shaker selama 60 menit pada kecepatan 200 rpm. Filtrat disaring, residu dicuci beberapa kali dengan air bebas ion untuk menghilangkan sisa natrium asetat, kemudian dikering-udarkan. Sampel ditambahkan 50 mL larutan CH₃COONH₄ 1 M (pH 7), dikocok dengan shaker, filtrat disaring dan ditampung. Langkah ini diulang tiga kali. Kadar Na dalam filtrat diukur dengan SSA (Spektroskopi Serapan Atom).

HASIL DAN PEMBAHASAN

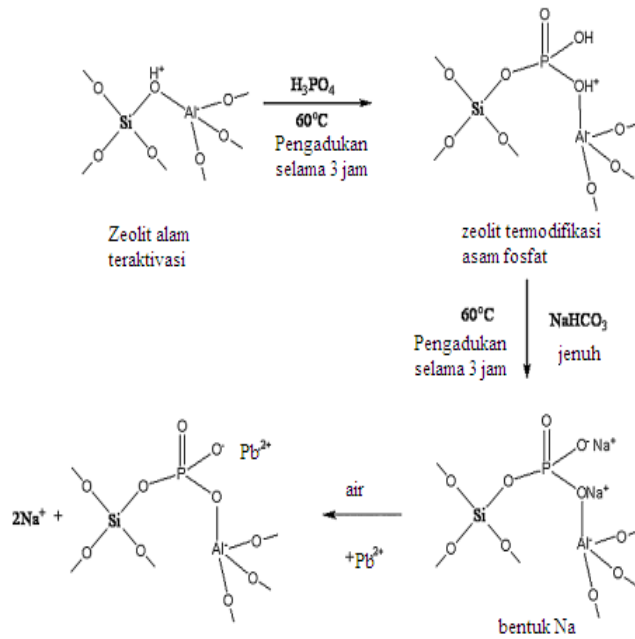
Penelitian ini diawali dengan preparasi adsorben zeolit. Preparasi awal dilakukan dengan menghaluskan zeolit asal Lampung sehingga lolos ayakan 40 mesh, yang diukur dengan SEM mempunyai kisaran ukuran butir 0.003-0.425 mm. Pencucian dilakukan dengan akuades untuk menghilangkan kotoran pada permukaan zeolit. Untuk menghilangkan air dilakukan pemanasan dalam oven pada suhu 110°C selama 24 jam. Pemanasan pada suhu 105°C sampai kurang lebih 250°C akan menyebabkan air yang terkandung di dalam rongga kristal zeolit menguap. Fungsi dari dehidrasi tersebut adalah untuk mempertinggi keaktifan zeolit, yang disebabkan terbukanya pori-pori atau saluran pada kristal. Sedikit banyaknya air yang dapat dikeluarkan tergantung dari tingkat suhu dan lamanya waktu pemanasan [12]. Zeolit hasil preparasi awal kemudian disimpan dalam eksikator sebelum pemakaian selanjutnya, hal ini untuk menghindari penyerapan air kembali oleh zeolit.

Zeolit alam umumnya masih mempunyai kemampuan rendah baik sebagai penjerap maupun penukar ion. Untuk meningkatkan mutu zeolit alam diperlukan proses aktivasi. Aktivasi kimia dapat dilakukan dengan penambahan asam. Pada penelitian ini untuk proses aktivasi digunakan HCl 1N. Penggunaan konsentrasi ini sesuai hasil yang dilaporkan [12], yang melakukan aktivasi zeolit jenis mordenit dan klinoptilolit dan diperoleh hasil KTK dari zeolit tersebut meningkat. Tapi penggunaan HCl lebih dari 1N telah menurunkan nilai KTK.

Zeolit yang telah diaktivasi, menjadi bentuk H-zeolit kemudian dimodifikasi dengan asam fosfat [13]. Pada modifikasi ini gugus fosfat yang memiliki empat atom oksigen diharapkan mampu meningkatkan muatan negatif total pada zeolit sehingga mampu meningkatkan kapasitas adsorpsinya terhadap ion logam. Selain itu, penggunaan asam fosfat ini mempunyai beberapa alasan, yaitu (1) fosfat merupakan pengelat yang paling banyak di alam, (2) bisa bersifat asam keras maupun asam lunak tergantung kondisi reaksi, (3) pada adsorben yang dimodifikasi dengan asam fosfat, anion-anion fosfat pada permukaan adsorben menjadi bersifat basa lunak dibandingkan dengan anion sulfat dan flourida, sehingga anion fosfat memiliki afinitas yang tinggi terhadap kation-kation lunak [12].

Beberapa penelitian modifikasi adsorben dengan asam fosfat dalam suasana asam mampu mengikat kation-kation lunak. Hal ini diduga adanya media asam mampu mengubah sifat basa keras pada asam fosfat menjadi basa lunak [14] memodifikasi ben-tonit dengan asam fosfat untuk mengadsorpsi Zn(II) dan Cu(II). Modifikasi kaolinit untuk mengadsorpsi Pb(II) [15], menurut teori HSAB (Hard and Soft Acid Bases) bahwa Zn(II), Cu(II) dan Pb(II) merupakan kelompok asam lunak [16]. Oleh karena itu, modifikasi zeolit dengan asam fosfat diharapkan akan mempunyai afinitas yang tinggi terhadap ion Pb(II). Modifikasi montmorillonit dengan asam fosfat juga dapat meningkatkan afinitasnya terhadap unsur radioaktif cesium (Cs) [2].

Penambahan NaHCO₃ juga untuk menghindari terjadinya ikatan hidrogen pada zeolit termodifikasi. Adanya ikatan hidrogen akan membuat atom H terikat kuat sehingga akan sulit untuk dipertukarkan dengan ion logam. Mekanisme reaksi diilustrasikan pada Gambar 1.

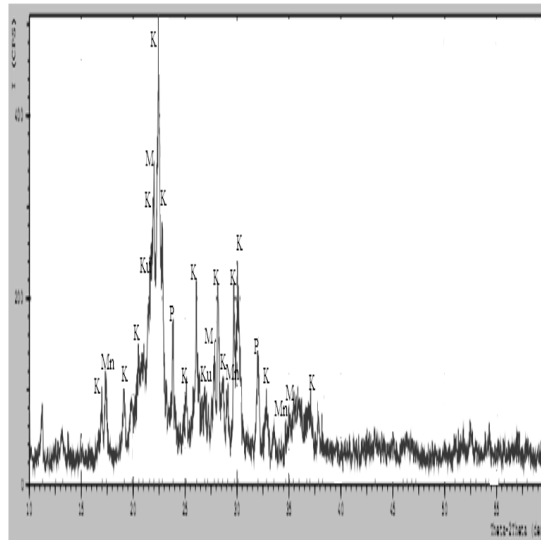


Gambar 1. Skema reaksi modifikasi zeolit PNa_2 [13].

Keberhasilan dari modifikasi dapat dilihat dari kapasitas adsorpsi zeolit terhadap asam fosfat yang digunakan. Hasil perhitungan menunjukkan kapasitas adsorpsi zeolit Lampung terhadap asam fosfat berturut-turut adalah 127.80 mg/g . Hasil analisis unsur dengan EDS menunjukkan adanya unsur P pada zeolit termodifikasi yaitu kadar unsur P dalam Z-PNa₂-L sebesar 0,07%.

Karakterisasi Adsorben

Hasil analisis XRD yang dilakukan terhadap zeolit alam Lampung sebelum modifikasi diperoleh hasil bahwa zeolit asal Lampung merupakan jenis klinoptilolit. Hasil ini sesuai dengan yang telah dilaporkan [17], yaitu klinoptilolit mempunyai puncak pada 5,20; 4,63; 4,31; 4,11; 3,97; 3,94; 3,89; 3,40; 3,16; 3,11; 2,96; 2,72; dan 2,42 Å. Hasil difraktogram menunjukkan bahwa sampel zeolit tersebut tidak hanya mengandung mineral zeolit, akan tetapi juga diikuti oleh mineral silikat lainnya yaitu kuarsa, plagioklas, mika serta mineral liat montmorillonit. Gambar 2 menunjukkan difraktogram Lampung. Identifikasi mineral kuarsa pada difraktogram sinar-x dicirikan oleh puncak 4,23 dan 3,31 Å, sedangkan plagioklas pada puncak 3,79; 3,72 dan 2,79Å. Golongan mineral liat montmo-rillonit dapat dikenali pada puncak 5,15; 5,08; 3,06; 2,58; dan 2,56 Å, sedangkan mika memiliki puncak 4,23 dan 3,31 Å.



Keterangan:
 K: klinoptilolit; M: mordenit; Mn: montmorillonit; Ku: Kuarsa; P: plagioklas

Gambar 2. Difraktogram XRD zeolit Lampung

Hasil analisis menggunakan metode Brunauer Emmet Teller (BET) dengan menggunakan gas nitrogen menghasilkan luas permukaan, volume pori total dan rata-rata diameter pori yang disajikan dalam Tabel 1. Luas permukaan dan volume pori total mengalami kenaikan, hal ini menunjukkan bahwa dengan adanya aktivasi dan modifikasi telah menghilangkan pengotor yang ada pada zeolit. Sedangkan untuk rata-rata diameter pori mengalami penurunan, hal ini diduga bahwa gugus fosfat terjerap dalam rongga zeolit sehingga ukuran pori menjadi lebih kecil dari sebelum modifikasi.

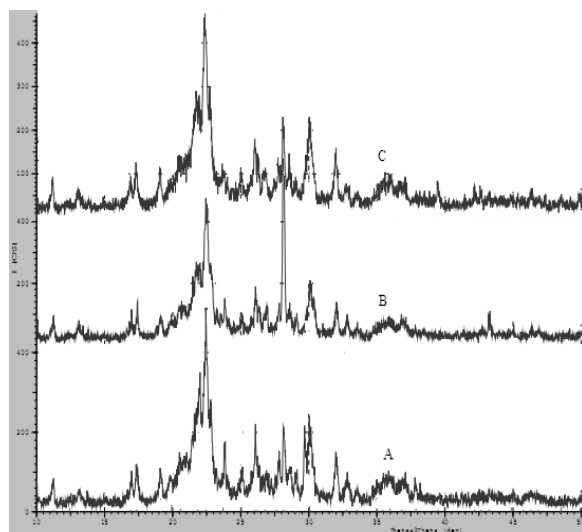
Tabel 1. Hasil pengukuran luas permukaan, volume pori dan diameter pori sebelum dan sesudah modifikasi zeolit Lampung.

Parameter	Zeolit Alam Lampung	
	Sebelum modifikasi	Sesudah modifikasi
Luas permukaan (m ² /g)	1.63	1.79
Volume pori total (L/g)	1.47	1.48
Rata-rata diameter pori (Å)	36.28	33.12

XRD digunakan untuk menganalisis kristalinitas zeolit sebelum dan sesudah perlakuan. Hal ini dapat membantu mengidentifikasi kerusakan struktur zeolit setelah diaktivasi dengan HCl 1N dan dimodifikasi dengan asam fosfat serta mengubahnya dalam bentuk Na-zeolit. Difraktogram Lampung sebelum dan sesudah perlakuan ditunjukkan pada Gambar 2.

Pada Gambar 3 ditunjukkan difraktogram zeolit Lampung terlihat ada perubahan intensitas untuk puncak-puncak penciri klinoptilolit. Kristalinitas zeolit Lampung tanpa perlakuan adalah 84.70% dan meningkat setelah dilakukan aktivasi dengan HCl 1N menjadi 90.42%. Hal ini

diduga karena jumlah beberapa senyawa pengotor yang mengalami penurunan intensitas dan bahkan ada yang hilang. Senyawa pengotor seperti kuarsa ($2\theta = 20,95^\circ$, $d = 4,23\text{\AA}$) dan montmorillonit ($2\theta = 20,10^\circ$, $d = 3,06\text{\AA}$ dan $2\theta = 34,69^\circ$, $d = 2,58\text{\AA}$) menjadi hilang. Senyawa pengotor lain seperti plagioklas ($2\theta = 32,02^\circ$, $d = 2,79\text{\AA}$; $2\theta = 23,85^\circ$, $d = 3,72\text{\AA}$) mengalami penurunan intensitas. Tetapi salah satu puncak penciri utama klinoptilolit ($2\theta = 28,19^\circ$, $d = 3,16\text{\AA}$) mengalami kenaikan intensitas yang signifikan yaitu dari 39% menjadi 100%. Perlakuan dengan asam fosfat pada zeolit Lampung menghasilkan nilai kristalinitasnya turun dari 90,42% menjadi 81,00%. Hal ini diduga klinoptilolit yang kurang tahan terhadap asam mengakibatkan sejumlah Al dalam struktur zeolit menjadi hilang, sehingga ikatan $-\text{Si-O-P-O-Al}-$ yang terbentuk tidak sebanyak pada mordenit.

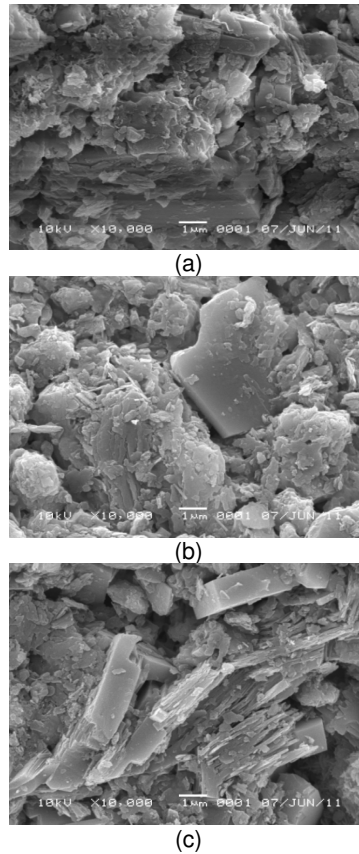


Gambar 3. Difraktogram XRD zeolit Lampung A. tanpa perlakuan; B. setelah aktivasi; C. setelah modifikasi.

Gambar hasil SEM untuk zeolit Lampung sebelum dan sesudah modifikasi ditunjukkan pada Gambar 4. Berdasarkan gambar tersebut, zeolit Lampung sebelum perlakuan terlihat lebih kasar dan terdapat banyak serpihan kecil-kecil yang diduga adalah pengotor. Setelah dilakukan aktivasi dengan HCl, kedua zeolit tampak lebih bersih dari serpihan dan bentuk kristalnya lebih nyata. Setelah dilakukan modifikasi permukaannya lebih bersih dan bentuk morfologi kristalnya lebih tampak. Berdasarkan pengamatan perlakuan aktivasi dan modifikasi tidak menghasilkan perubahan bentuk struktur. Hal serupa juga dilaporkan oleh Pannerselvam [13] yang melakukan modifikasi zeolit sintetis Na-Y dengan menggunakan asam fosfat.

Zeolit berpotensi dalam menukarkan kation yang parameternya dapat dilihat dari besaran kapasitas tukar kation (KTK). Kation-kation yang dapat dipertukarkan dari zeolit terikat secara tidak kuat di dalam kerangka tetrahedral zeolit, sehingga dengan mudah akan dilepaskan ataupun dipertukarkan melalui pencucian dengan larutan kation-kation yang lain. Kemampuan pertukaran zeolit merupakan fungsi dari tingkat substitusi Al terhadap Si pada struktur bangun zeolit. Semakin banyak penggantian akan semakin besar pula kekurangan muatan positif yang mengakibatkan semakin banyak pula jumlah kation-kation alkali atau alkali tanah yang diperlukan untuk menetralkannya [12].

Dalam penelitian digunakan metode ammonium asetat [14] dengan amberlit sebagai kontrolnya. Hasil pengukuran KTK disajikan dalam Tabel 2. Hasil pengukuran KTK diperoleh bahwa aktivasi dengan pencucian menggunakan HCl 1N telah meningkatkan nilai KTK zeolit Lampung. Perlakuan dengan HCl 1N dengan waktu pengocokan yang berbeda dapat meningkatkan KTK zeolit asal Lampung dari 74.90-90.34 meq/100g telah dilaporkan oleh [12].



Gambar 4. SEM Zeolit Lampung perbesaran 1000x: a. tanpa perlakuan; b. setelah aktivasi; c. setelah modifikasi.

Tabel 2. Hasil pengukuran KTK

Jenis Sampel	KTK (mek/100g)
Zeolit alam Lampung	93.03
Zeolit Lampung teraktivasi	125.23
Z-PNa ₂ -L	149.62

Kenaikan nilai KTK ini diduga karena adanya gugus fosfat yang memiliki empat atom oksigen diharapkan mampu meningkatkan muatan negatif total pada zeolit sehingga mampu meningkatkan kapasitas adsorpsinya terhadap ion logam. Pada modifikasi zeolit dengan asam fosfat, setiap mol asam fosfat yang teradsorpsi dalam zeolit menyediakan dua mol proton yang dapat dipertukarkan dengan Na⁺ dengan basa lemah seperti NaHCO₃ [13]. Bentuk Na-zeolit mempunyai dua Na⁺ yang dapat dipertukarkan dengan ion NH₄⁺ pada penentuan KTK dengan metode ammonium asetat dibandingkan zeolit tanpa modifikasi, dan semakin banyak ion Na⁺ yang dipertukarkan maka makin besar nilai KTKnya (Gambar 4). Peningkatan KTK mengindikasikan

potensi yang cukup besar untuk zeolit aktivasi dan modifikasi asam untuk dijadikan adsorben ion logam berat.

KESIMPULAN

Zeolit alam Lampung termasuk jenis klipnotilolit. Zeolit teraktivasi dan termodifikasi asam morfologinya lebih bersih dibandingkan zeolit alam. Hasil karakterisasi parameter volume pori, luas area, dan diameter pori untuk zeolit teraktivasi dan termodifikasi berturut-turut adalah 1470 mL/g dan 1480 mL/g; 1,63 m²/g dan 1,79 m²/g; 36,28 Å dan 33,12. Zeolit alam Lampung, dan zeolit teraktivasi asam klorida serta termodifikasi asam fosfat memiliki kemampuan Kapasitas Tukar Kation(KTK) berturut-turut adalah 93,03 mek/100g dan 125,23 mek/100g, dan 149,62 mek/100g. Zeolit teraktivasi dan termodifikasi berpotensi besar untuk dijadikan adsorben ion logam berat.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Gunay A, Arslankaya E, Tosun I. Lead removal from aqueous solution by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics. *Journal of Hazardous Materials* 146: 362-371 (2007).
- [2]. Wang S, Peng Y. Natural zeolite as effective adsorbent in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal* 156: 11-24. (2010).
- [3]. Buasri A, Chaikut N, Phattarasirichot K, Yongbut P, Nammueg L. Use of natural clinoptilolite for the removal of lead(II) from wastewater in batch experiment. *Chiang Mai J. Sci.* 35: 447-456 (2008).
- [4]. Wang S, Ariyanto E. Competitive adsorption of malachite blue and Pb ions on natural zeolite. *Colloids and Interface Science*, 314: 25-31 (2007).
- [5]. Hernandez-Beltran NA, Olguin MT, Rosas-Aburto A. Effect of acid phosphate media on stability of clinoptilolite-rich tuff. *Journal Inclusion Phenomena Macrocyclic Chemistry* 61:93-100 (2008).
- [6]. Sprynskyy M, Buszewski B, Terzyk AP, Namiesnik J. Study of the selection mechanism of heavy metal (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, and Cd²⁺) adsorption on clinoptilolite. *Journal of Colloid and Interface Science* 304: 21–28 (2006).
- [7]. Amri A, Supratno, Fahrurrozi M. Kesetimbangan adsorpsi optimal campuran biner Cd (II) dan Cr (III) dengan zeolit alam terimpregnasi 2-merkaptobenzotiazol. *Jurnal Natur Indonesia* 6: 111-117 (2004).
- [8]. Berber-Mendoza MS, Leyva-Ramos R, Alonso-Davila P, Fuentes-Rubio L, Guerrero-Coronado RM. Comparison of isotherm for the ion exchange of Pb(II) from aqueous solution onto homoionic clinoptilolite. *Journal of Colloid and Interface Science* 301: 40-45 (2006).
- [9]. Can O, Balköse D, Ulku S. Batch and column studies on heavy metal removal using a local zeolitic tuff. *Desalination* 259: 17–21 (2010).
- [10]. Cakicioglu-Ozkan F, Ulku S. The effect of HCl treatment on water vapor adsorption characteristics of clinoptilolite rich natural zeolite. *Microporous and Mesoporous Materials*. 77: 47-53 (2005).
- [11]. Trisunaryati W, Triwahyuni E, Sudiono S. Preparasi, modifikasi dan karakterisasi katalis Ni-Mo/zeolit alam dan Mo-Ni/zeolite alam. *Teknoin* 10: 269-282, (2005).
- [12]. Sastiono A. Perilaku mineral zeolit dan pengaruhnya terhadap perkembangan tanah [disertasi]. Bogor: Program Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor (1993).
- [13]. Panneerselvam P, Thinakarana N, Thiruvengkataravi KV, Palanichamyb M, Sivanesana S. Phosphoric acid modified-Y zeolites: A novel, efficient and ion exchanger. *Journal of Hazardous Materials* 159: 427-434 (2008).
- [14]. Olu-Owolabi BI, Unuabonah EI Kinetic and thermodynamics of the removal of Zn²⁺ and Cu²⁺ from (2010).
- [15]. Unuabonah EI, Adebawale KO, Olu-Owolabi BI. Kinetic and thermodynamic studies of the adsorption lead (II) ions onto phosphate-modified kaolinite clay. (2007).
- [16]. Lippard SJ, Berg JM. Principles of bioinorganic chemistry. California. Mill Valley (1994).
- [17]. Rohaeti E. Pencegahan pencemaran lingkungan oleh logam berat krom limbah cair penyamakan kulit (studi kasus di kabupaten Bogor) [disertasi]. Bogor: Program Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor (2007).

KAPASITAS ADSORPSI ARANG BAMBU DAN ARANG BAMBU TERAKTIVASI BASA DALAM MENYERAP ION Cr^{6+}

Ahmad Zakaria^a, Agus Taufiq^b, Yustinus Purwamargapratala^c

^{a,b}Laboratorium Instrumentasi, Akademi Kimia Analisis Bogor.,
Jl. Pangeran Sogiri No.283. Tanah Baru, Bogor

^cPusat Teknologi Bahan Industri Nuklir, Badan Tenaga Nuklir Nasional,
Kawasan PUSPIPTEK Serpong, Tangerang Selatan, Banten

ABSTRAK

KAPASITAS ADSORPSI ARANG BAMBU DAN ARANG BAMBU TERAKTIVASI BASA DALAM MENYERAP ION Cr^{6+} . Penelitian karakterisasi dan penentuan kapasitas adsorpsi arang bambu dan arang bambu teraktivasi basa dalam menyerap ion Cr^{6+} telah dilakukan. Hasil karakterisasi arang bambu dan arang bambu teraktivasi basa menggunakan *scanning electron microscope* (SEM) diketahui bentuk pori dari kedua jenis arang berbentuk lingkaran dengan diameter mencapai 5 μm dan mempunyai topografi permukaan cenderung bergelombang tetapi pori-pori arang bambu teraktivasi basa lebih bersih. Hasil uji pendahuluan untuk parameter kadar air, kadar abu, daya serap terhadap iodin, serta kapasitas tukar kation dan anion berturut-turut untuk arang bambu dan arang bambu teraktivasi basa adalah 4,42% dan tidak terdeteksi; 7,33% dan 15,53%; 114,24 mg/g dan 729,85 mg/g; 4,00 mg/100g dan 6,46 mg/100g; 11,20 mg/100g dan 22,40 mg/100g. Studi optimasi menggunakan sistem adsorpsi tumpak diperoleh waktu kontak optimum 30 menit dan pH optimum 3. Model Langmuir lebih sesuai untuk proses kesetimbangan adsorpsi isothermal dengan kapasitas adsorpsi optimum untuk adsorben arang bambu dan arang bambu teraktivasi basa meningkat dari 0,229 mg/g menjadi 1,577 mg/g.

Kata kunci: kapasitas adsorpsi, arang bambu, aktivasi basa

ABSTRACT

CHARACTERIZATION STUDIES AND DETERMINATION OF ADSORPTION CAPACITY OF BAMBOO CHARCOAL AND BAMBOO CHARCOAL ACTIVATED ALKALINE IONS ADSORB Cr^{6+} . Characterization studies and determination of adsorption capacity of bamboo charcoal and bamboo charcoal activated alkaline ions adsorb Cr^{6+} has been done. Characterization results of bamboo charcoal and activated bamboo charcoal bases using scanning electron microscope (SEM) is known to form the pore of the two types of charcoal circular with a diameter estimated at 5 μm and have tended bumpy surface topography but the pores of activated bamboo charcoal alkaline cleaner. Preliminary test results for parameters water content, ash content, absorption of iodine, as well as cation and anion exchange capacity in a row for bamboo charcoal and bamboo charcoal activated base is 4.42% and not detectable; 7.33% and 15.53 %, 114.24 mg / g and 729.85 mg / g, 4.00 mg/100g and 6.46 mg/100g; 11.20 and 22.40 mg/100g mg/100g. Optimization study using a batch adsorption system obtained optimum contact time 30 min and pH optimum 3. Langmuir model is more suitable to the isothermal adsorption equilibrium process with optimum adsorption capacity of adsorbents bamboo charcoal and activated bamboo charcoal base increased from 0.229 mg/g to 1.577 mg/g.

Keywords: adsorption capacity, bamboo charcoal, alkaline activation

PENDAHULUAN

Penggunaan batang bambu yang cukup luas berdampak kepada besarnya volume limbah yang dihasilkan. Limbah tersebut berupa potongan kecil ataupun serpihan yang dianggap tidak memiliki daya jual yang tinggi.

Garam krom merupakan salah satu zat bahan yang banyak digunakan di industri terutama dibidang *plating* dan penyamakan kulit. Logam krom digunakan sebagai zat penyamak karena memiliki kinerja yang bagus dan ekonomis dari segi biaya. Permasalahan yang kemudian dijumpai adalah, dalam proses penyamakan tidak semua garam krom yang digunakan terikat pada

kulit. Garam krom total yang ditambahkan ke dalam *tanning bath*, hanya sekitar 15% yang dimanfaatkan secara efektif, sedangkan sisanya dibuang ke dalam saluran pembuangan limbah. Limbah yang dihasilkan dari proses pengolahan kulit dapat mencapai 20–80 m³ limbah perton kulit mentah, dan limbah tersebut dapat mengandung krom sebanyak 100–400 mg/L.

Pada penelitian ini limbah batang bambu dibuat menjadi arang aktif dan diaplikasikan sebagai adsorben terhadap ion logam berat krom (VI) dan dilakukan karakterisasi sehingga diketahui kapasitas adsorpsi arang bambu dan arang bambu teraktivasi terhadap ion logam Cr (VI) dalam sistem larutan.

METODOLOGI

Bahan dan Alat

Bahan yang digunakan adalah arang bambu, arang bambu teraktivasi, HCl 1 N, Na_2CO_3 1,5%, NaOH 1 N, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (p.a), larutan limbah sintesis krom (VI), asam oksalat, $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$, 1,5-difenil karbazida, sodium tiosulfat, iodinium, indikator KI-kanji, indikator metil merah, penol-ptalein, kertas saring dan aquades. Bambu yang digunakan diambil dari industri kerajinan bambu yaitu di daerah Tanah Baru Bogor Utara. Larutan limbah krom yang digunakan berupa larutan krom (VI) sintesis.

Alat yang digunakan adalah spektrofotometer Uv-Vis, Spectronic 20, pH meter, *rotary shaker*, oven, tanur, ayakan untuk ukuran 60-100 mesh, cawan crucible, blender, hot plate, buret 25 mL, pipet volumetri 5, 10 mL, dan 25 mL, bulb, erlenmeyer 100 mL, gelas piala 2000 mL dan 4000 mL serta alat gelas lainnya.

Cara Kerja

Preparasi adsorben dilakukan dengan potongan bambu sebanyak 1 kg yang dimasukkan dalam wadah *stainless steel* lalu diletakkan dalam pemanas listrik, ditutup dan dibakar pada suhu 300-400 °C selama 4 jam kemudian didinginkan. Setelah dingin ditumbuk sampai halus dan dilakukan pengayakan (*sieving*) untuk mendapatkan ukuran sekitar 40 mesh. Serbuk arang bambu tersebut disebut adsorben tanpa aktivasi. Adsorben tersebut kemudian diaktivasi dengan cara melakukan perendaman selama 24 jam menggunakan Na_2CO_3 1,5% pada gelas piala 2 liter. Setelah itu dilakukan penyaringan dan pencucian menggunakan air suling hingga pH filtrat netral. Hasil saringan dipanaskan di dalam oven pada suhu 105 °C selama 3 jam. Selanjutnya dikalsinasi menggunakan tanur pada suhu 800 °C selama 1 jam dan didinginkan dalam desikator. Arang bambu tersebut selanjutnya disebut arang bambu teraktivasi basa [1].

Uji pendahuluan dilakukan terhadap parameter kadar air dan kadar abu serta kapasitas tukar kation dan anion. Pengamatan terhadap morfologi permukaan adsorben dengan *scanning electron microscopy* (SEM).

Untuk pengujian adsorpsi digunakan 0,1 gr adsorben arang bambu sejumlah 10 kali pada erlenmeyer 100 mL, kemudian dengan menggunakan pipet volumetri masing-masing ditambahkan 25 mL larutan adsorbat pH 3 dengan konsentrasi 0,25; 0,5; 1,0; 1,5; dan 2,0 mg/l (duplo). Kemudian diagitasi selama 30 menit. Setelah itu disaring dan filtrat yang jernih ditambah 25 mL larutan asam sulfat pH 1,5 dan 2 mL pereaksi difenilkarbazid lalu dihomogenkan. Masing-masing larutan siap diukur menggunakan spektrofotometer sinar tampak. Percobaan dilanjutkan dengan adsorben arang bambu teraktivasi dengan larutan adsorbat pH 3 dengan konsentrasi 0,25; 0,5; 1,0; 2,0; 4,0; 6,0; dan 8 mg/L.

Waktu kontak optimum ditentukan dengan melakukan percobaan pada berbagai variasi waktu agitasi yaitu 5, 15, 30, 45, dan 60 menit dengan konsentrasi optimum yang telah diperoleh sebelumnya dengan larutan adsorbat pH 3. Sedangkan pH optimum diperoleh dengan melakukan percobaan adsorpsi menggunakan konsentrasi dan waktu kontak optimum yang telah diperoleh sebelumnya. Percobaan dilakukan dengan pH 3, 5, 7 dan 9.

Dilakukan pengujian isoterm adsorpsi pada berbagai konsentrasi adsorbat awal 0,25; 0,5; 1,0; 1,5; dan 2,0 mg/l untuk adsorben arang bambu dan konsentrasi 0,25; 0,5; 1; 2; 4; 6 dan 8 mg/L untuk adsorben arang bambu teraktivasi basa. Pada percobaan ini digunakan pH dan waktu kontak optimum. Data yang diperoleh diolah menurut persamaan model Langmuir sehingga diperoleh kapasitas adsorpsi optimumnya.

Setelah tahap agitasi selesai, dilakukan penyaringan dengan menggunakan kertas saring whatman 40 dan kemudian filtratnya ditambahkan 25 larutan H_2SO_4 1,5 N serta 2 mL larutan

difenilkarbazid, lalu dihomogenkan dan dibiarkan 5-10 menit. Setelah itu diukur menggunakan spektrofotometer sinar tampak pada panjang gelombang maksimum (550 nm).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Pengujian pendahuluan yang dilakukan meliputi pengujian kadar air, kadar abu, serta daya serap terhadap iodin, kemudian dilanjutkan dengan uji kapasitas tukar kation dan anion, serta karakterisasi dengan SEM. Pengujian ini dilakukan untuk mengetahui kemampuan atau potensi arang bambu dan arang bambu teraktivasi sebagai adsorben. Data hasil uji pendahuluan adsorben arang bambu tanpa aktivasi dan teraktivasi basa diperlihatkan pada Tabel 1.

Dari Tabel 1 terlihat bahwa semua parameter yang diuji memenuhi persyaratan SNI kecuali untuk parameter daya serap terhadap iodin. Kadar air yang tinggi dapat menurunkan kualitas adsorben karena mengurangi kemampuan adsorpsinya terhadap suatu adsorbat, baik yang berupa gas maupun cairan. Data yang diperoleh menunjukkan bahwa kadar air arang bambu cukup rendah (yaitu 4,42 % untuk arang tanpa aktivasi dan tidak terdeteksi untuk arang teraktivasi basa). Kadar abu juga ditetapkan karena berkaitan kemampuan adsorpsi adsorben. Kadar abu bergantung pada proses pengarangan dan metode aktivasi adsorben yang digunakan. Proses pengarangan yang tidak sempurna dapat menghasilkan kadar abu yang tinggi.

Dari hasil pengujian diperoleh kadar abu yang cukup rendah (yaitu sekitar 7,33 % untuk arang tanpa aktivasi dan 15,53% untuk arang teraktivasi basa). Jika dibandingkan nilai kadar abu arang bambu aktivasi dengan tanpa aktivasi, nilai kadar abu aktivasi lebih besar, hal ini dikarenakan pada proses aktivasi menggunakan senyawa basa anorganik yaitu Na_2CO_3 .

Tabel 1. Hasil pengujian sifat adsorben dari batang bambu setelah dipreparasi menjadi arang dan diaktivasi basa.

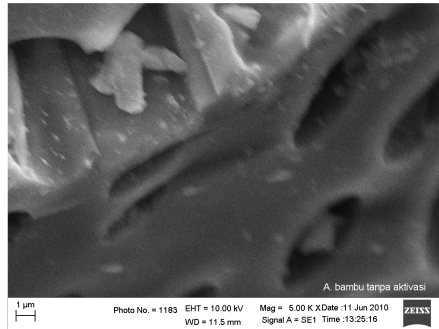
Parameter	Tanpa aktivasi	Aktivasi basa	Persyaratan menurut SNI*
Kadar air (%)	4,42	Tidak terdeteksi	maks. 15
Kadar abu (%)	7,33	15,53	maks. 10
Daya serap terhadap iodin (mg/g)	114,24	729,85	min. 750
Kapasitas tukar kation (meq/100g)	4,00	6,46	---
Kapasitas tukar anion (meq/100g)	11,20	22,40	---

Senyawa natrium karbonat yang digunakan pada proses maserasi diduga masih terjerap didalam pori-pori arang bambu, walaupun pH filtratnya sudah bersifat netral. Oleh karena itu oksida-oksida natrium ikut berkontribusi dalam bertambahnya kadar abu arang bambu teraktivasi. Untuk meminimalkan masih terjerapnya senyawa natrium karbonat pada proses pencucian, maka harus dilakukan proses pencucian yang lebih lama walaupun kondisi pH filtrat sudah bersifat netral.

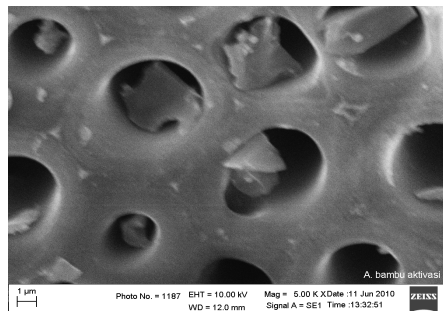
Besar daya serap terhadap iodin berkaitan dengan efektivitas suatu zat sebagai adsorben. Besarnya daya serap bergantung pada kondisi optimum proses aktivasi, yang meliputi konsentrasi zat pengaktivasi, waktu, dan temperatur. Proses aktivasi yang optimum ditunjukkan oleh makin banyaknya pori-pori adsorben yang terbuka sehingga permukaannya semakin luas, dan kapasitas adsorpsinya semakin besar. Dengan demikian besarnya daya serap terhadap iodin dapat menggambarkan banyaknya struktur mikropori yang terbentuk. Dari hasil percobaan yang dilakukan terhadap adsorben arang bambu, maka terlihat bahwa daya serap terhadap iodin yaitu sebesar 114,74 mg/g untuk arang tanpa aktivasi, dan 729,85 mg/g untuk arang aktivasi basa. Jadi proses aktivasi dapat meningkatkan luas permukaan pori yang ditunjukkan dengan meningkatnya kapasitas adsorpsi terhadap iodin lebih dari 600% dibandingkan arang bambu tanpa aktivasi.

Kapasitas tukar kation dan kapasitas tukar anion menunjukkan kekuatan ikatan ion-ion yang dapat ditukarkan. Semakin kecil nilai KTK maupun KTA, maka kekuatan kation atau anion yang ditukarkan semakin rendah. Dari hasil percobaan menunjukkan hasil KTK maupun KTA cukup kecil, hal ini dimungkinkan karena kation atau anion yang dapat dipertukarkan sudah dalam bentuk oksidanya akibat dari proses pengarangan.

Hasil karakterisasi arang bambu dan arang bambu aktivasi dengan *scanning electron microscopy (SEM)* dapat dilihat pada Gambar 1 dan Gambar 2. Dari Gambar 1 dan Gambar 2 terlihat bahwa untuk arang bambu teraktivasi dengan basa mempunyai pori-pori yang lebih bersih dan terang dibandingkan tanpa aktivasi.



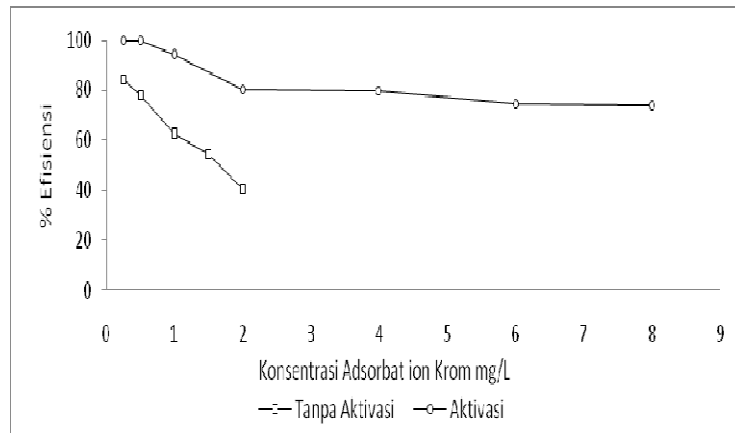
Gambar 1. Hasil karakterisasi arang bambu tanpa aktivasi dengan SEM



Gambar 2. Hasil karakterisasi arang bambu teraktivasi basa dengan SEM

Dari hasil SEM dapat diketahui bahwa hasil aktivasi tidak merubah ukuran pori tapi hanya bersifat membersihkan kotoran-kotoran yang melekat pada pori. Kotoran-kotoran yang melekat pada pori dapat mengurangi kemampuan adsorben karena berkurang luas permukaan yang dapat berinteraksi dengan adsorbat. Dari hasil foto SEM dapat dilihat morfologi dan topography dari lapisan permukaan arang. Bentuk pori dari kedua jenis arang berbentuk lingkaran dengan diameter diperkirakan mencapai $5 \mu\text{m}$ dan mempunyai topography permukaan cenderung bergelombang. Dilihat dari pola penataan pori pada lapisan permukaan, ternyata arang bambu teraktivasi lebih teratur susunannya sehingga dapat memperbanyak jumlah pori yang dapat ditempati persatuan volume, oleh karena itu hal ini dapat menambah luas permukaan arang tersebut. Penggunaan *Scanning electron microscope* merupakan alat bantu untuk mengetahui lebih banyak tentang kondisi fisik hanya pada lapisan permukaan, jadi tidak dapat mengetahui keadaan kondisi fisik didalam pori [2].

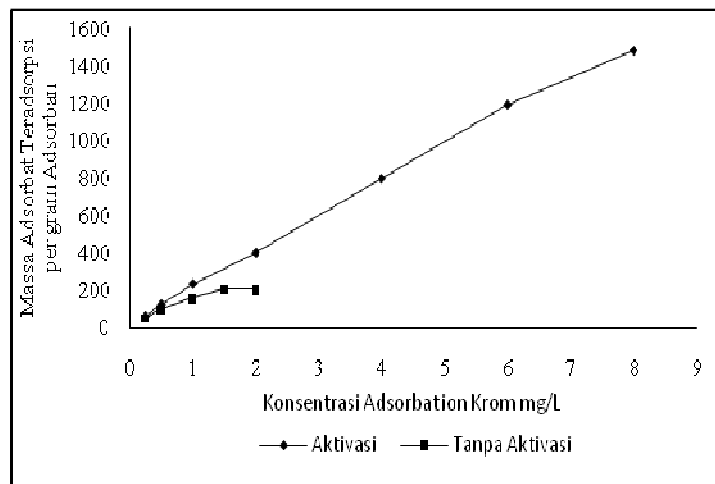
Pengaruh konsentrasi adsorbat terhadap efisiensi adsorpsi Cr(VI) dapat dilihat pada Gambar 3. Dari Grafik tersebut terlihat bahwa semakin tinggi konsentrasi adsorbat, maka semakin rendah efisiensi adsorpsi. Efisiensi adsorpsi menurun dari 84,40 % pada konsentrasi 0,25 mg/L menjadi 40,40 % pada konsentrasi 2 mg/L untuk arang bambu tanpa aktivasi. Untuk arang bambu teraktivasi basa efisiensi adsorpsi menurun dari 100 % pada konsentrasi 0,25 mg/L menjadi 74,00 % pada konsentrasi 8 mg/L. Penurunan efisiensi ini disebabkan oleh meningkatnya jumlah ion yang berkompetisi untuk mengikat sisi aktif adsorben, sehingga menghambat proses terikatnya ion tersebut. Dari hasil tersebut dapat diduga bahwa setelah sistem mengalami kesetimbangan, maka tidak terbentuk lapisan kedua, sehingga adsorbat yang belum teradsorpsi akan berdifusi keluar pori dan kembali ke sistem larutan.



Gambar 3. Grafik hubungan konsentrasi adsorbat dengan % efisiensi adsorpsi

Dari Gambar 3 terlihat bahwa untuk arang yang teaktivasi basa memiliki efisiensi penjerapan yang lebih besar dibandingkan dengan yang tanpa aktivasi untuk konsentrasi adsorbat yang sama. Hal ini karena arang teraktivasi basa memiliki luas permukaan pori yang lebih besar karena pori-porinya lebih bersih tidak banyak terdapat kotoran di dalamnya.

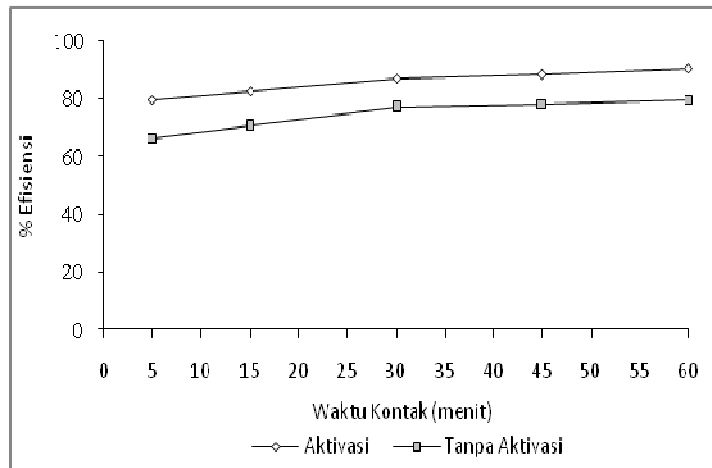
Jika dilihat dari jumlah Cr (VI) yang teradsorpsi, maka terlihat dari Gambar 4 bahwa semakin besar konsentrasi adsorbat maka semakin banyak Cr (VI) yang teradsorpsi untuk sejumlah adsorben yang sama. Hal ini disebabkan karena makin tinggi konsentrasi adsorbat, maka makin banyak pula jumlah ion logam Cr (VI) dalam larutan yang dapat diadsorpsi.



Gambar 4. Pengaruh konsentrasi adsorbat terhadap massa adsorbat teradsorpsi per gram adsorben.

Semakin tinggi konsentrasi maka makin tinggi pula *driving force* yang dimiliki untuk mengatasi hambatan transfer massa dari ion logam dari fasa larutan ke fasa padatan. Hal ini mengakibatkan makin tingginya probabilitas tumbukan antara ion Cr (VI) dan sisi aktif adsorben.

Dari Gambar 5, terlihat bahwa laju adsorpsi Cr (VI) meningkat untuk kenaikan waktu kontak. Hal ini disebabkan oleh kapasitas permukaan adsorben yang masih cukup besar untuk melakukan pengikatan dengan logam. Pada menit ke-60 efisiensi adsorpsi mengalami sedikit kenaikan atau kecenderungan untuk konstan yang disebabkan permukaan adsorben yang telah jenuh atau terjadi kesetimbangan.

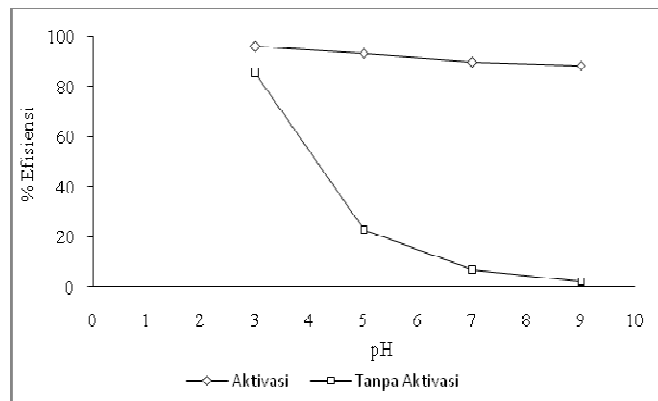


Gambar 5. Grafik hubungan antara efisiensi adsorpsi Cr (VI) dengan waktu kontak

Pada kondisi setimbang atau jenuh, proses adsorpsi telah melewati 2 tahap pertama, yaitu teradsorpsinya ion logam ke permukaan adsorben, dan Bergeraknya ion logam ke dalam pori-pori (sisi eksterior) adsorben. Setelah 2 tahap terlewati, maka proses adsorpsi berikutnya adalah tahap ketiga, yaitu teradsorpsinya ion logam ke dinding bagian dalam (sisi interior) dari adsorben. Pada keadaan tersebut, laju pengikatan ion logam dikontrol oleh laju transportasi logam dari sisi eksterior ke dalam sisi interior partikel adsorben.

Pada Gambar 6, terlihat bahwa efisiensi penyerapan logam krom (VI) mengalami penurunan dengan kenaikan pH. Fenomena ini diduga karena adanya 2 bentuk ion kromium yang pembentukannya dipengaruhi oleh konsentrasi asam. Ada 2 bentuk ion kromium (VI) didalam sistem larutan, yang pertama ion kromat CrO_4^{2-} yang berwarna kuning dan ion dikromat $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ yang berwarna oranye. Ion dikromat lebih banyak terbentuk dalam suasana yang lebih asam dibandingkan ion kromat, hal ini bisa dilihat dalam reaksi berikut:





Gambar 6. Grafik hubungan pH dengan % efisiensi adsorpsi

Adsorpsi ion logam krom pada kondisi asam adalah akibat dari gaya elektrostatik tarik menarik antara bagian positif permukaan adsorben dan anion $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ atau 2HCrO_4^- yang merupakan jenis dominan pada pH rendah. Pada pH basa adsorpsi ion krom cenderung lebih rendah hal ini di duga kalah bersaingnya anion-anion krom dengan OH^- dalam penyerapannya oleh daerah aktif dari adsorben [4].

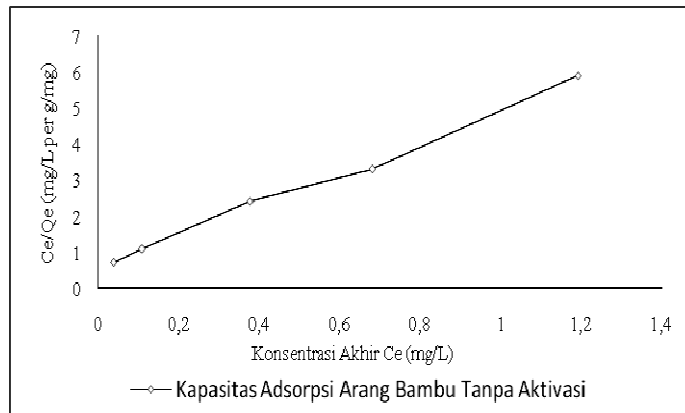
Penurunan adsorben arang bambu teraktivasi cenderung lebih kecil penurunan efisiensi yaitu berkisar 95,8 % pada pH 3 menjadi 88,3 % pada pH 9 sedangkan efisiensi adsorpsi adsorben arang bambu tanpa aktivasi penurunan dari 85,2 % pada pH 3 menjadi 15,0 % pada pH 9. Hal ini membuktikan bahwa mekanisme proses penjerapan ion logam krom didominasi oleh proses fisisorpsi.

Penentuan kapasitas dan pola isoterm adsorpsi dilakukan untuk mengetahui pengaruh konsentrasi awal Cr (VI) yang diinteraksikan dengan adsorben. Kapasitas adsorpsi diukur pada kondisi pH dan waktu kontak optimum yang telah didapatkan tahap sebelumnya.

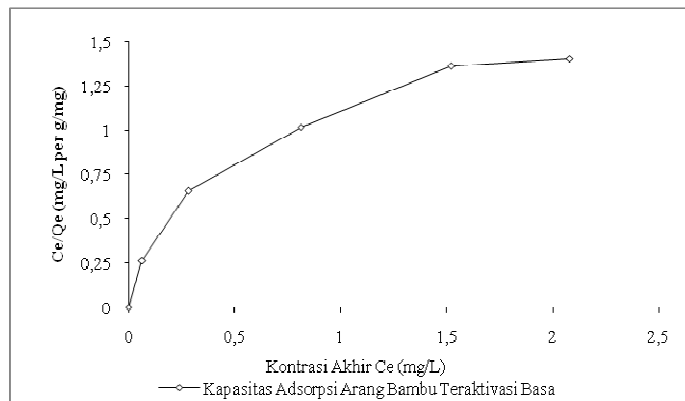
Data tentang kesetimbangan adsorpsi, yang dikenal sebagai isoterm adsorpsi, merupakan kebutuhan yang mendasar untuk mendesain sistem adsorpsi. Model adsorpsi klasik yaitu Langmuir, digunakan untuk mendeskripsikan kesetimbangan antara ion logam yang teradsorpsi dan ion logam dalam larutan pada kondisi isoterm atau temperatur konstan. Kesetimbangan antara komponen yang teradsorpsi oleh adsorben dan komponen adsorbat yang masih tersisa dalam larutan dapat direpresentasikan oleh isoterm adsorpsi. Persamaan isoterm adsorpsi yang paling banyak digunakan untuk memodelkan kesetimbangan adsorpsi adalah persamaan Langmuir. Persamaan tersebut merupakan persamaan yang sesuai untuk sorpsi monolayer ke dalam permukaan yang mengandung sejumlah tertentu sisi aktif yang terdistribusi secara homogen di seluruh permukaan sorben.

Dalam penelitian ini dilakukan pengujian isoterm adsorpsi untuk kedua sistem adsorpsi yaitu untuk adsorpsi Cr (VI) dengan arang tanpa aktivasi dan Cr (VI) dengan arang teraktivasi basa, dan data yang diperoleh ditampilkan dalam Gambar 7 dan Gambar 8. Kurva pada Gambar 7 memperlihatkan adanya hubungan linier antara C_e/q_e dan C_e , yang ditunjukkan oleh nilai koefisien determinasi sebesar 0,9939. Hal ini menunjukkan bahwa sistem kesetimbangan dalam adsorpsi ion Cr (VI) oleh arang bambu tanpa aktivasi mengikuti persamaan isoterm adsorpsi model Langmuir. Data hasil percobaan tersebut juga memberikan informasi bahwa adsorben arang bambu tanpa aktivasi memiliki permukaan dengan sisi aktif yang identik dan tersebar secara homogen. Adsorpsi Cr (VI) oleh adsorben tersebut dapat membentuk lapisan monolayer di permukaan adsorben.

Untuk adsorpsi Cr (VI) dengan arang bambu teraktivasi basa kurva hubungan antara C_e/q_e dan C_e yang disajikan pada Gambar 8 menunjukkan hubungan kurang linear yang ditunjukkan oleh nilai koefisien determinasi sebesar 0,8676. Adsorpsi ini tidak mengikuti persamaan Langmuir hal ini berarti adsorpsi Cr (VI) dengan arang bambu teraktivasi tidak membentuk lapisan monolayer pada permukaan adsorben. Untuk menjelaskan karakteristik adsorpsi ini dibutuhkan persamaan Isoterm adsorpsi yang lain.



Gambar 7. Kurva isoterm adsorpsi Model Langmuir untuk adsorpsi Cr(VI) oleh adsorben arang bambu tanpa aktivasi



Gambar 8. Kurva isoterm adsorpsi Langmuir untuk adsorpsi Cr(VI) oleh adsorben arang bambu teraktivasi basa.

Dari Gambar 7 diperoleh persamaan isoterm adsorpsi $C_e/q_e = 4,3688 C_e + 0,6027$ dan dari Gambar 8 diperoleh persamaan isoterm adsorpsi $C_e/q_e = 0,6340 C_e + 0,2817$. Dari kedua persamaan tersebut diperoleh nilai konstanta Q_0 dan b yang dapat dilihat pada Tabel 2.

Tabel 2. Nilai konstanta Q_0 dan b dalam persamaan isoterm Langmuir untuk adsorpsi Cr (VI) oleh adsorben arang batang bambu tanpa modifikasi dan teraktivasi basa.

Parameter	Arang bambu tanpa aktivasi	Arang bambu teraktivasi basa
Q_0	0,2990 mg/gram adsorben	1,577 mg/gram adsorben
b	0,1380 L/mg	0,4440 L/mg

Nilai Q_0 menyatakan jumlah ion logam yang dapat teradsorpsi per satuan berat adsorben (dalam percobaan ini yaitu mg/g) untuk membentuk lapisan monolayer yang sempurna pada permukaan adsorben dalam keadaan setimbang. Nilai Q_0 yang semakin tinggi menunjukkan kemampuan adsorben untuk menyerap ion logam makin besar. Nilai b berkaitan dengan afinitas dari sisi aktif adsorben.

Tabel 3. Perbandingan kapasitas adsorpsi Cr(VI) dari beberapa adsorben

Adsorben	Kapasitas adsorpsi (mg/g)	Sumber
Arang bambu tanpa aktivasi	0,229	Hasil penelitian
Arang bambu aktivasi basa	1,577	Hasil penelitian
Sawdust (<i>S. Robusta</i>) aktivasi formaldehid	3.6	[5,6]
Sawdust (<i>Oak tree</i>) aktivasi asam klorida	1,74	[[6,7]
Peanut husk aktivasi asam sulfat	7,67	[6,8]
<i>Terminalia arjuna nuts</i> aktivasi $ZnCl_2$	28,43	[6,9]
<i>Coirpith</i> aktivasi $ZnCl_2$	Tidak menyerap	[6,10]

Dari data perbandingan kapasitas adsorpsi ternyata hasil kapasitas adsorpsi arang bambu aktivasi basa tidak berbeda jauh dengan adsorben *Oak tree* apalagi jika dibandingkan dengan *Coirpith* aktivasi $ZnCl_2$ yang yang tidak mempunyai kapasitas adsorpsi untuk menyerap Cr (VI). Untuk meningkatkan kapasitas adsorpsi perlu dilakukan proses aktivasi lainnya sehingga diharapkan kemampuan adsorpsi arang aktif bambu semakin meningkat.

KESIMPULAN

Penelitian ini menunjukkan hasil bahwa waktu kontak optimum 30 menit, pH optimum 3 untuk arang tanpa aktivasi maupun yang teraktivasi basa sedangkan kapasitas adsorpsi maksimum ion Cr (VI) meningkat dari 0,229 mg/g menjadi 1,577 mg/g.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Pujiarti, R., dan Sutapa, J.P., *Mutu Arang Aktif dari limbah kayu Mahoni (Swietenia macrophylla King) sebagai Bahan Penjernih Air*, Jurnal Ilmu dan teknologi Kayu Tropis **3(2)**: 33-38
- [2]. Skoog, D.A., Holler, F.J., and Nieman, T.a., 1991, *Principle of Instrumental Analysis*, Fifth Edition, Saunders College Publishing, (2005).
- [3]. Manahan SE. *Toxicological Chemistry and Biochemistry* 3rd edition. Lewis Publishers, Washington. (2003).
- [4]. Arslan G, Erol Pahlivan, Batc *Removal Of Chromium(VI) From Aqueous Solution by Turkish Brow Coal*, Bioresource Tecnology (2003).
- [5]. Baral, S.S., Das, S.N., Rath, P., *Hexavalent chromium removal from aqueous solution by adsorption on treated sawdust*. Biochem.Eng. J. 31, 216–222. (2006).
- [6]. W.S. Wan Ngah, M.A.K.M. Hanafiah, School of Chemical Sciences, Universiti Sains Malaysia, 11800 Penang, (2007).
- [7]. Argun, M.E., Dursun, S., Ozdemir, C., Karatas, M., *Heavy metal adsorption by modified oak sawdust: thermodynamics and kinetics*. J.Hazard. Mater. B 141, 77–85 (2007).
- [8]. Li, Q., Zhai, J., Zhang, W., Wang, M., Zhou, J., *Kinetic studies of adsorption of Pb(II), Cr(III) and Cu(II) from aqueous solution by sawdust and modified peanut husk*. J. Hazard. Mater. B 141, 163–167 (2006).

- [9]. Mohanty, K., Jha, M., Meikap, B.C., Biswas, M.N., *Removal of chromium (VI) from dilute aqueous solutions by activated carbon developed from Terminalia arjuna nuts activated with zinc chloride*. Chem. Eng. Sci. 60, 3049–3059 (2005).
- [10]. Namasivayam, C., Ranganathan, K., *Removal of Pb(II), Cd(II) and Ni(II) and mixture of metal ions by adsorption onto waste Fe(III)/ Cr(III) hydroxide and fixed bed studies*. Environ. Technol. 16, 851–860 (1995).

STUDI ^{137}Cs DALAM AIR LAUT DISEKITAR PERAIRAN BANGKA SELATAN DAN SUMATERA SELATAN

Heny Suseno

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif BATAN

ABSTRAK

STUDI ^{137}Cs DALAM AIR LAUT DISEKITAR PERAIRAN BANGKA SELATAN DAN SUMATERA SELATAN. Perilaku radionuklida buatan masih belum dipahami dengan baik dan masih terdapat kekurangan data yang sistematis mengenai tingkat konsentrasi dan spesiasi fisik dan kimia terutama di sepanjang lingkungan laut Bangka. Penelitian ini bertujuan untuk mempelajari tingkat konsentrasi ^{137}Cs dalam air laut dimana berdasarkan fakta merupakan salah satu yang radionuklida buatan yang dapat dengan mudah masuk ke biosfer dan hidrosfer di mana pada akhirnya akan masuk ke tubuh manusia melalui lingkungan laut. Penelitian dilakukan dengan melakukan sampling air laut selama pelayaran di wilayah perairan Bangka Selatan ke arah perairan Sumatera Selatan tahun 2013. Metoda yang digunakan berdasarkan sorpsi cesium dari sampel air laut oleh endapan $\text{Cu}_2[\text{Fe}(\text{CN})]_6$. Setelah proses sorpsi ^{137}Cs , sampel dibawa ke laboratorium untuk diukur menggunakan gamma spektrometer. Hasil penelitian diperoleh data dasar konsentrasi ^{137}Cs di perairan laut Bangka Selatan yang meliputi wilayah pesisir Simpang Rimba sampai dengan perairan Tulung Selapan dan Air Sugihan di Sumatera Selatan berkisar dibawah limit deteksi sampai dengan $0,5 \text{ mBq.l}^{-1}$. Kontaminan ini berasal dari *global fall out* dan tidak terindikasi masuknya kontaminan yang berasal dari kecelakaan nuklir di Fukushima.

Kata kunci: ^{137}Cs , air laut, data dasar, Bangka Selatan, Fukushima

ABSTRACT

STUDY OF ^{137}Cs CONCENTRATION ON SEAWATER AT SOUTH BANGKA AND SOUTH SUMATRA WATER AREA. *The behaviour of man-made radionuclide is still not well understood and there is lack of systematic data regarding the concentration levels and its physical and chemical speciation especially along the Bangka marine environment. This research was undertaken to study the level of ^{137}Cs in seawater in view of the fact that it was one of the most important man-made radionuclides that can easily enter the biosphere and hydrosphere where finally will enter the human body through the marine environment. ^{137}Cs concentrations in the marine water column have been investigated in selected sampling stations during one cruise from South Bangka coastal to South Sumatra coastal in winter 2013. The method used is based on sorption of caesium on precipitation of $\text{Cu}_2[\text{Fe}(\text{CN})]_6$. After ^{137}Cs sorption on the precipitation, they are transferred back to the laboratory for physical treatment. The final product is measured by gamma – spectrometry. This result of investigation was shown that baseline data of ^{137}Cs on seawater from South Bangka coastal covered the areas of Simpang Rimba South Bangka to Tulung Selapan and Air Sugihan was under detection limit to 0.5 mBq.l^{-1} . This contaminant came from global fallout and no indications impact from Fukushima accident.*

Keywords: ^{137}Cs , seawater, baseline data, South Bangka, Fukushima

PENDAHULUAN

Bangka Selatan merupakan salah satu calon tapak Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir (PLTN) di Indonesia yang diperkirakan mempunyai kapasitas maksimum maksimum 6.000 MW[1]. Kualitas *background* lingkungan yang merepresentasikan seluruh ekosistem yang ada harus dipetakan sebagai suatu *baseline data* untuk mengantisipasi kemungkinan perubahan selama pembangunan PLTN[2]. Program pemantauan lingkungan untuk air permukaan (termasuk di lingkungan laut) harus dilakukan sebelum dimulainya pembangunan PLTN[2]. Lingkungan laut

merupakan sumber daya alam yang penting tidak hanya dipandang dalam kerangka keanekaragaman hayati tetapi juga membantu berbagai aktivitas seperti turisme, rekreasi dan penangkapan ikan. Kualitas lingkungan laut tidak hanya sebagai konsekuensi ekologis tetapi juga dampak sosial ekonomi yang berkontribusi terhadap kualitas hidup manusia[2].

Baseline data konsentrasi radionuklida di lingkungan laut sebelum PLTN dibangun sehingga dapat diperkirakan dampaknya setelah PLTN beroperasi. Beberapa radionuklida yang berasal dari aktivitas nuklir dan dijadikan *baseline* anatar lain: ^{99}Tc , ^{137}Cs , $^{239/240}\text{Pu}$, total- α and total- β [3]. Radionuklida ^{134}Cs dan ^{137}Cs ($t_{1/2}$ 30,17 tahun), merupakan produk hasil fisi yang sangat larut dalam air sehingga mudah terdispersi dalam lingkungan laut. Inputan radionuklida ini kedalam lingkungan laut berasal dari percobaan senjata nuklir dimasa lampau dan kecelakaan nuklir seperti Chernobil dan Fukushima. Walaupun sifatnya yang mudah larut dalam air, tetapi dengan mudah terperangkap dengan material partikulat kemudian tenggelam ke dasar laut menjadi sedimen[4-5].

Baseline konsentrasi ^{137}Cs di perairan Bangka masih sangat terbatas. Konsentrasi ^{137}Cs di dalam sedimen perairan Bangka dilaporkan $0,24 - 1,5 \text{ mBq.Kg}^{-1}$ [6]. Disisi lain profil konsentrasi ^{137}Cs dalam air laut yang berasal dari beberapa pesisir wilayah Indonesia berkisar antara dibawah limit deteksi sampai dengan $0,23 \text{ mBq.l}^{-1}$ [7]. Dilaporkan pula konsentrasi ^{137}Cs dalam air laut di Pantai Utara Pulau Jawa berkisar antara dibawah limit deteksi sampai dengan $5,83 \text{ mBq.l}^{-1}$ [8]. Diperlukan lebih banyak informasi terkait konsentrasi ^{137}Cs di perairan laut Bangka terkait dengan rencana pembangunan PLTN tersebut dan untuk keperluan kajian lainnya. Hal ini karena berbagai radionuklida antropogenik telah terlepas ke lingkungan dari belahan dunia lainnya baik yang berasal dari global fall out, kecelakaan nuklir di Chernobil, kecelakaan kapal selam nuklir, jatuhnya satelit ke lautan, kecelakaan Fukusima dan hilangnya sejumlah material radioaktif. Seperti halnya polutan, zat radioaktif tidak mengenal batas wilayah suatu negara dan memungkinkan memasuki perairan laut Indonesia melalui arus laut global. Berdasarkan hal tersebut, Informasi yang berasal dari dari studi radioaktivitas kelautan dibutuhkan untuk membangun *baseline data* zat radioaktif yang telah dilepas ke lingkungan. Pada makalah ini dibahas status konsentrasi ^{137}Cs di perairan laut Bangka Selatan.

TATA KERJA

Bahan

Kontainer PVC kapasitas 150 liter, potasium heksasianoferat(II) trihidrat ($\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) dan tembaga (II) nitrat ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$). Ketas saring, batang pengaduk dan matriks larutan dari uji profisiensi

Peralatan

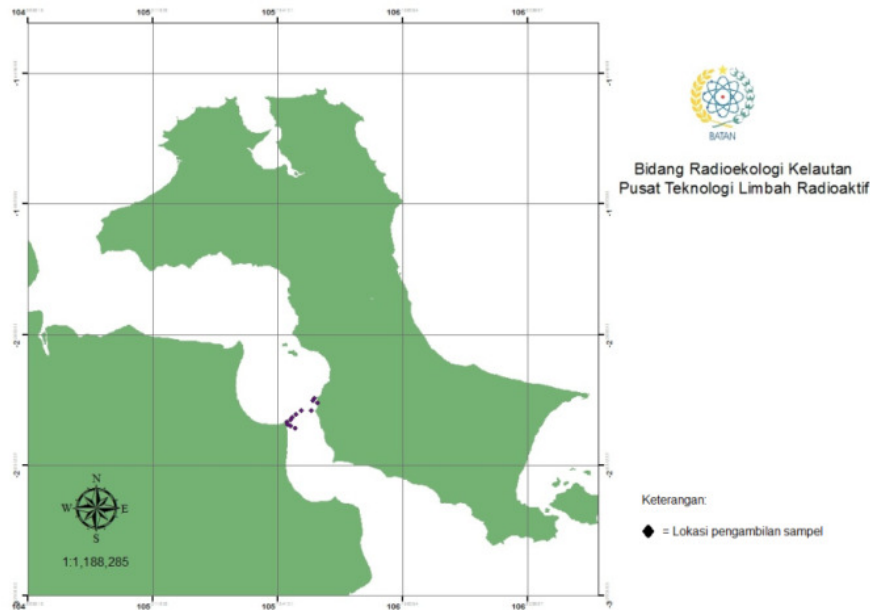
Gamma spektrometer *high-purity germanium (HPGe) detector* yang telah terkalibrasi menggunakan standar gamma cairan yang mengandung sejumlah radionuklida yang telah diketahui konsentrasinya. *Peak resolution* gamma spektrometer yang digunakan adalah 1.5 keV (at FWHM) pada energi 661.62 keV dari ^{137}Cs . Peralatan GPS digunakan untuk mengetahui koordinat lokasi pengambilan sampel.

Sampling dan Preparasi di Lapangan

Pengambilan sample dilakukan di sepanjang perairan yang menghubungkan Bangka Selatan dan Sumatera Selatan. Lokasi pengambilan sampel ditunjukkan pada Gambar 1. Sebanyak 50 – 100 liter air laut diambil dari lokasi yang telah ditentukan, ditempatkan dalam kontainer PVC kapasitas 100 – 150 liter. Ditambahkan kedalam sampel air laut tersebut 10 g $\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN})_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ dan 10 g $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 2.5 \text{H}_2\text{O}$ sampai terbentuk endapan berwarna coklat dan diaduk selama 2 jam. Proses selanjutnya adalah dekantasi selama 3 jam diikuti dengan penyangiran. Konsentrat $\text{Cu}_2\text{Fe}(\text{CN})_6$ dalam saringan yang telah mengandung ^{137}Cs selanjutnya dibawa ke laboratorium Radioekologi Kelautan untuk dikeringkan.

Analisis ^{137}Cs dalam air laut

Konsentrat yang telah dikeringkan dimasukan dalam tabung marinery dan dicacah secara langsung menggunakan gamma spektrometer selama lebih dari 259200 detik.



Gambar 1. Lokasi pengambilan sampel

HASIL DAN PEMBAHASAN

Dalam kegiatan pemantauan lingkungan, kualitas data hasil analisis sangat dibutuhkan. Untuk memperoleh data yang dapat dipertanggungjawabkan, salah satu upaya yang dilakukan adalah mengikuti uji banding laboratorium/ *proficiency test* bersekala internasional. Laboratorium Bidang Radioekologi Kelautan telah mengikuti *proficiency test* dari tahun 2011 sampai 2013. Hasil *proficiency test* ^{137}Cs ditunjukkan pada Tabel 1.

Tabel 1. Hasil *proficiency test* tahun 2011-2013

No	Profisiensi Test	Jenis sampel	Radio nuklida	Hasil Uji (Bq.kg^{-1})	Nilai sesungguhnya (Bq.kg^{-1})	Keterangan
1	<i>RCA RAS/07/021 Proficiency Test Exercise, 2013</i>	Air	^{137}Cs	$0,38 \pm 0,07$	$0,430 \pm 0,005$	<i>Accepted</i>
2	<i>RCA RAS/07/021 Proficiency Test Exercise, 2013</i>	Air	^{134}Cs	$0,32 \pm 0,04$	$0,3391 \pm 0,0027$	<i>Accepted</i>
3	<i>IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test</i>	Tanah	^{137}Cs	$15,75 \pm 1,79$	$14,4 \pm 0,6$	<i>Accepted</i>
4	<i>IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test</i>	Air	^{137}Cs	$5,97 \pm 0,74$	$6,2 \pm 0,1$	<i>Accepted</i>
5	<i>IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test</i>	Air	^{134}Cs	$7,60 \pm 0,86$	$7,7 \pm 0,1$	<i>Accepted</i>

6	IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test	Air	^{137}Cs	$2,83 \pm 4,3$	$3,1 \pm 0,1$	Accepted
7	IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test	Air	^{134}Cs	$3,64 \pm 0,46$	$3,8 \pm 0,1$	Accepted
8	IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test	Air	^{137}Cs	$3,99 \pm 0,54$	$4,4 \pm 0,1$	Accepted
9	IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test	Air	^{134}Cs	$5,50 \pm 0,65$	$5,4 \pm 0,1$	Accepted

Mengacu pada Tabel 1, kemampuan analisis ^{137}Cs dalam air laut dapat dipertanggungjawabkan akurasi dan presisinya. Terkait dengan analisis ^{137}Cs untuk keperluan analisis pada penelitian ini diperlukan proses preparasi untuk mencapai konsentrasi diatas limit deteksi gamma spektrometer yang digunakan. Konsentrasi ^{137}Cs dalam air laut sangat rendah atau berkisar $2,9 - 6,6 \times 10^{-9}$ molar sehingga penetapannya sulit dilakukan. Dibutuhkan volume besar (100 sampai dengan 300 litres) untuk mengkonsentrasikan ^{137}Cs sebelum di analisis[9]. Penggunaan ammonium molybdophosphate (AMP) untuk mengkonsentrasikan ^{137}Cs dalam air laut sangat mahal dan agak sulit dilakukan di lapangan (*insitu*). Sebagai pengganti AMP berbagai senyawaan logam transisi ferosianida lebih sering digunakan. Tembaga (II) hexasyanoferrates (II) umumnya digunakan karena mempunyai stabilitas mekanik yang tinggi dimana ^{137}Cs mampu diikat kuat selama proses presipitasi[10].

Hasil analisis ^{137}Cs dalam air laut di wilayah perairan dari Bangka Selatan (calon lokasi PLTN) dengan perairan Sumatra Selatan ditunjukkan pada Tabel 2.

Tabel 2. Konsentrasi ^{137}Cs dalam air laut di wilayah perairan Bangka Selatan – Sumatera Selatan

Lokasi	Konsentrasi ^{137}Cs (mBq.l^{-1})
105° 53.66' BT 02° 36.81' LS	$0,27 \pm 0,04$
105° 53.10' BT 02° 35.68' LS	$0,18 \pm 0,02$
105° 52.69' BT 02° 36.24' LS	$0,17 \pm 0,03$
105° 52.32' BT 02° 38.33' LS	$0,25 \pm 0,03$
105° 50.24' BT 02° 38.4' LS	$0,19 \pm 0,02$
105° 49.20' BT 02° 39.14' LS	$0,10 \pm 0,02$
105° 48.35' BT 02° 39.9' LS	$0,50 \pm 0,14$
105° 47.94' BT 02° 40.37' LS	$0,52 \pm 0,14$
105° 47.17' BT 02° 40.8' LS	$0,27 \pm 0,05$
105° 47.27' BT 02° 41.29' LS	Dibawah limit deteksi
105° 48.06' BT 02° 41.64' LS	$0,24 \pm 0,03$
105° 49.04' BT 02° 42.18' LS	$0,22 \pm 0,02$

Mengacu pada Tabel 2, konsentrasi ^{137}Cs berkisar dibawah limit deteksi sampai dengan $0,5 \text{ mBq.l}^{-1}$. Konsentrasi radionuklida ini meliputi wilayah perairan Simpang Rimba Bangka Selatan sampai dengan wilayah Tulung Selapan dan Air Sugihan- Sumatera Selatan. Data ini akan dijadikan pembanding untuk keperluan monitoring operasional normal PLTN yang rekomendasikan oleh IAEA[11]. Disisi lain wilayah tersebut diatas berada pada radius $< 30 \text{ km}$ dari lokasi calon PLTN yang termasuk *Precautionary action zone (PAZ)* dan *Urgent protective action planning zone (UPZ)* jika terjadi kecelakaan nuklir[12]. Untuk keperluan monitoring lingkungan laut jika terjadi kecelakaan nuklir, maka data konsentrasi ^{137}Cs di perairan ini dapat dijadikan acuan untuk mengantisipasi dampak yang ditimbulkan.

Pengumpulan data dasar tidak lepas dari isu pembangunan PLTN baru di negara-negara *South China Sea basin (SCS)* yang meliputi: Malaysia, Singapura, Thailand, Indonesia, Brunei, Vietnam, Kamboja dan Filipina memberikan perhatian kemungkinan lepasnya zat radioaktif yang berasal dari operasional PLTN ke perairan laut dan akibat dari *monsoon* akan tersebar di negara-negara lain di wilayah SCS ini[13]. isisi lain IAEA mencatat terdapat lebih dari 20 PLTN beroperasi di Kawasan Asia Pasifik yang kemungkinan berpotensi melepaskan zat radioaktif secara langsung dan tidak langsung. Dibutuhkan kapasitas nasional dan program yang berkelanjutan untuk melakukan pemantauan dan pengkajian zat radioaktif di lingkungan laut yang bertujuan untuk memastikan tidak terdapat dampak yang signifikan[14]. Sebagai pembanding data dasar di perairan Bangka Selatan, data konsentrasi ^{137}Cs di kawasan negara-negara SCS ditunjukkan pada Tabel 3.

Tabel 3. Data dasar ^{137}Cs dalam air laut di kawasan SCS

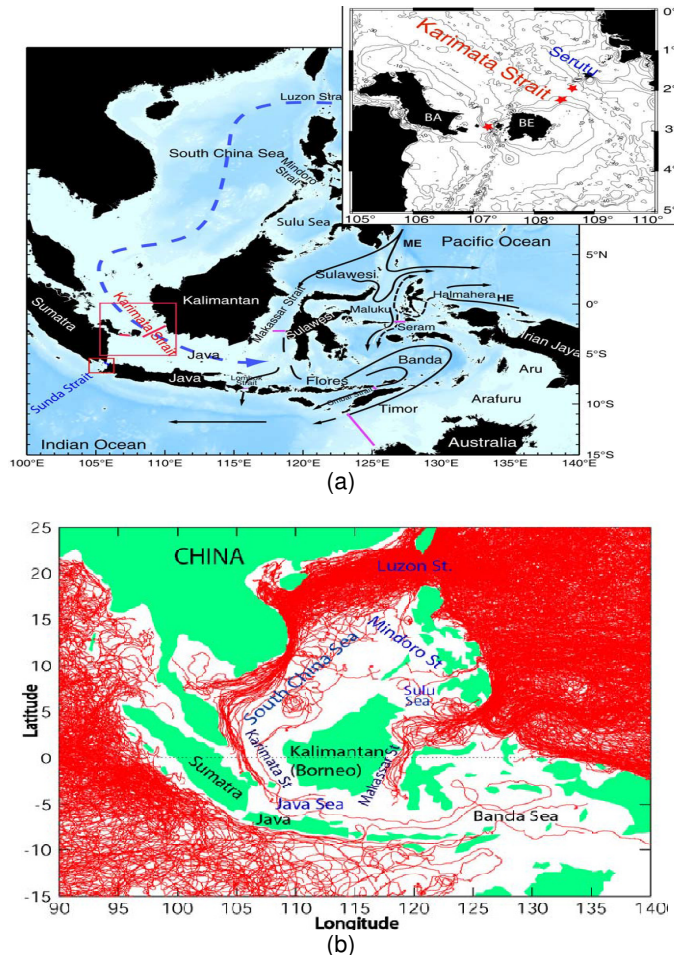
Wilayah	Konsentrasi ^{137}Cs Bq.l ⁻¹	Acuan
Vietnam	0.67-3.60	[15]
Kawasan Asia Pasifik (ASPAMARD)	0.25-4.22	[16]
Selat Malaka	3.63-5.87	[17]

Mengacu pada Tabel 3, data dasar ^{137}Cs di wilayah Bangka Selatan cukup dapat dibandingkan setelah diperhitungkan peluruhan ^{137}Cs di wilayah SCS.

Penentuan produk fisi seperti ^{137}Cs dalam air laut tidak hanya bertujuan untuk baseline data maupun memperoleh informasi status kontaminasi di dalam lingkungan laut tetapi juga untuk memperoleh informasi sirkulasi zat radioaktif di atmosfer yang akhirnya terdeposisi di laut. Hal ini karena sebanyak 380 dan 40 kali percobaan senjata nuklir telah dilakukan di belahan bumi bagian utara dan selatan. Kecelakaan nuklir di Chernobil pada tanggal 12 April 1986 juga merupakan peningkatan secara signifikan sumber *fallout* ke lingkungan. Total $85 \text{ PBq } ^{137}\text{Cs}$ telah terlepas ke atmosfer dari kecelakaan ini[10]. Disisi lain informasi perilaku dari radionuklida ini di berbagai wilayah sangat sedikit diketahui terutama yang berhubungan dengan konsentrasinya dan spesiasi kimia[3]. Masukan radionuklida kedalam lingkungan laut juga berasal dari kecelakaan nuklir di Fukushima dimana menyusul gempa berkekuatan 9,0 dan akibat dari tsunami pada 11 Maret 2011 [18]. Sistem pendingin beberapa reaktor nuklir mengalami kegagalan, menyebabkan ledakan gas hidrogen di bangunan reaktor dan ventilasi gas menyebabkan lepasnya radionuklida ke atmosfer. Total lepasan dari Fukushima ke atmosfer diperkirakan $9.9\text{--}36.6 \text{ PBq}$. Lebih dari 70% lepasan radionuklida terdeposit kelautan pasifik utara. Disisi lain air terkontaminasi oleh sejumlah radionuklida yang berasal dari penyempromtoan air laut ke inti reaktor untuk mencegah pelelehan juga terlepas kedalam laut[19]. Paska kecelakaan nuklir air terkontaminasi masuk ke perairan laut sekitarnya dan kekuatan dari arus Kuroshio, sehingga menyebar melalui seluruh Samudera Pasifik. Hal ini dibuktikan dengan Diperkirakan total ^{137}Cs yang memasuki perairan $13\text{--}35.8 \text{ PBq}$, ^{134}Cs dan ^{131}I [18].

Data dasar perairan Bangka Selatan dapat dijadikan acuan kemungkinan masuknya kontaminan (yang direpresentasikan oleh ^{137}Cs) ke dalam perairan laut Indonesia. Hal ini karena perairan laut Bangka merupakan cabang dari *Indonesian Throughflow (ITF)* dimana arus laut dari Samudera Pasifik masuk ke Samudera Indonesia. Selama ini ITF lebih banyak diketahui merupakan aliran dari Samudra Pasifik ke Samudera Indonesia melewati Selat Makasar. Menurut Global Drifter Programi dari Agustus 1988 sampai dengan Juni 2007 terindikasi Selat Karimata

merupakan saluran penting lainnya untuk ITF dari laut Cina selatan ke perairan laut Indonesia. Menurut fakta jumlah drifter yang melalui Selat Karimata lebih tinggi [20]. Aliran ITF ditunjukkan pada Gambar 2.



Gambar 2. (a) Cabang aliran ITF melalui selat Karimata. (b) Aliran ITF di selat Karimata berdasarkan Global Drifter Program Agustus 1988- Juni 2007[20].

Berdasarkan Gambar 2 terlihat jumlah *drifter* yang melalui Selat Karimata lebih banyak dibandingkan dengan yang melalui Selat Makasar[20]. Mengacu pada aliran laut di Jepang dimana karakteristik arus Kuroshio Current membawa massa air sepanjang pesisir Jepang bagian timur ke lautan terbuka. Cabang dari Kuroshio juga membawa massa air ke lautan Pasifik[21]. Arus samudra Pasifik pada akhirnya masuk ke perairan Bangka melalui ITF. Namun demikian hasil analisis ^{137}Cs tidak menunjukkan peningkatan dibandingkan dengan sebelum kecelakaan nuklir Fukushima. Disisi lain hasil penelitian ini juga tidak terdeteksi ^{134}Cs yang juga merupakan karakter dari lepasan di Fukushima. Disisi lain terdapat argumen dimana massa air laut dari Jepang belum sampai diperairan laut Indonesia. Argumen ini menyatakan bahwa waktu transit antara samudra pasifik arah utara-barat dan wilayah katulistiwa diestimasi sekitar 10 -15 tahun[22]. Sebagian dari massa air Samudera Pasifik bagian utara mengalir ke Samudera Hindia melalui wilayah laut Indonesia menuju belahan selatan Samudera Atalantik dimana waktu perpindahannya diestimasi 30 – 40 tahun[22].

KESIMPULAN

Data dasar konsentrasi ^{137}Cs di perairan laut Bangka Selatan yang meliputi wilayah pesisir Simpang Rimba sampai dengan perairan Tulung Selapan dan Air Sugihan di Sumatera Selatan berkisar dibawah limit deteksi sampai dengan $0,5 \text{ mBq.l}^{-1}$. Kontaminan ini berasal dari *global fall out* dan tidak terindikasi masuknya kontaminan yang berasal dari kecelakaan nuklir di Fukushima.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. BATAN , Laporan Akuntabilitas Kinerja Instansi Pemerintah (LAKIP) BATAN 2012, BATAN, Jakarta 2012
- [2]. International Atomic Energy Agency. Managing siting activities for nuclear power plants, IAEA Nuclear Energy Series, No. NG-T-3.7., IAEA, Vienna, 2012
- [3]. OSPAR, Peer Review of the RPII's Environmental Monitoring Programme 2009. Foundation Document, OSPAR 2010
- [4]. Kim, Y., Cho, S., Kang, H-D., Kim, W., Lee, H-R., Doh, S-H., Kim, K., Yun, G-Y., Kim, D-S., Jeong, G.Y. Radiocesium reaction with illite and organic matter in marine sediment *Marine Pollution Bulletin* 52 : 659–665, 2006
- [5]. Nielsen , S.P., Hou X. MARINA II. Update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters, Risø National Laboratory, Denmark, 2005
- [6]. Suseno,H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs Dalam Sedimen Pesisir Pulau Bangka. *Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah* 15(2): 83-88
- [7]. Suseno, H .Profil Konsentrasi ^{137}Cs Di Perairan Pesisir Indonesia Yang Ditetapkan Menggunakan Metoda Pemekatan Sampel Melalui *Catride Filter* Berlapis Tembaga Ferosianat. *Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah* 15(1): 1-6, 2012
- [8]. Tayib, M.H., Nareh, M., Sutarman, Chaerudin. Kandungan Radionuklida Dalam Ekosistem Laut Di Indonesia: Data Dasar ^{90}Sr dan ^{137}Cs di Beberapa Perairan Pantai Utara Pulau Jawa. *Proceeding Seminar Pemantauan Pencemaran Laut*, Jakarta 7 – 9 Februari 1994
- [9]. Su, C-C., Huh, C-A., Chen, J-C (2000) Rapid Method for the Determination of ^{137}Cs in Seawater. *TOC*, 11. 4: 753-746
- [10]. Wo, Y.M., Ahmad, Z. Determination of ^{137}Cs In Seawater Surrounding Peninsular Malaysia : A Case Study *Journal Of Nuclear And Related Technologies*, 1(2):19-28, 2004
- [11]. International Atomic Energy Agency. Safety Standard Series No RS-G-1.8, Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection : safety guide, IAEA,Vienna, 2005
- [12]. International Atomic Energy Agency, Arrangements for preparedness for a nuclear or radiological emergency, safety guide No. GS-G-2.1. IAEA, Vienna , 2005
- [13]. Mohamed, C.A.R Nuclear Energy Production in the South China Sea basin as an International Issue *Journal of Tropical Marine Ecosystem* 1(2011):43-48
- [14]. International Atomic Energy Agency, Developing national capabilities to monitor and assess marine radioactivity in the Asia and the Pacific region. Technical cooperation (TC). September 2013
- [15]. Nguyen, T. N. and Nguyen, T. B. (2003), Project Formulation Meeting on Enhancing the Marine Coastal Environment. In *Progress Report*. 3-7 March 2003, Kuala Lumpur
- [16]. Garcia, T.Y., Duran, E.B., Enriquez, E.B., deVera, C.M., Nato, Jr., A.Q., Coloma, C.B., Yulo-Nazarea, T. and Cobar, M.L.C. Project Formulation Meeting on Enhancing the Marine Coastal Environment. In *Progress Report*. 3-7 March , 2003, Kuala Lumpur.
- [17]. Zaharudin, A., Yii, M.W., Kamarozaman, I., and A.K.Wood., Distribution of Cs-137 in The Straits of Malacca. *Analytical Chemistry: Application and Current Issues*. Lee Ming Press, Kuching. 131-137, 2003
- [18]. Zheng, J., Aono, T., Uchida, S., Zang, J., Honda, M.C. Distribution of Pu isotopes in marine sediments in the Pacific 30 km off Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Geochemical Journal*, 46: 361 - 369, 2012
- [19]. Bu, W.T., Zheng, J., Aono,T., Tagami, S., Uchida,S., Zhang, J., Honda, M. C., Guo, Q.J and Yamada,M. Vertical distributions of plutonium isotopes in marine sediment cores off

- the Fukushima coast after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident *Biogeosciences*, 10, 2497–2511, 2013
- [20]. Susanto, R.D., Fang, F., and Supangat, A. Upper Layer Variability of Indonesian Throughflow. Proceedings of OceanObs'09: Sustained Ocean Observations and Information for Society. Venice, Italy, 21-25 September 2009
- [21]. Maderich, V., Bezhengar, R., Heling, R., de With, G., Jung, K.T., Myoung, J.G., Cho, Y.K., Qiao, F., Robertson, L. Regional long-term model of radioactivity dispersion and fate in the Northwestern Pacific and adjacent seas: application to the Fukushima Dai-ichi accident, *Journal of Environmental Radioactivity*, dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.09.009, 2013
- [22]. Institut De Radioprotection Et Du Surete Nucleaire. Impact on marine environment of radioactive releases resulting from the Fukushima-Daiichi nuclear accident 4th April, IRSN, 2011

PEMETAAN WILAYAH DAMPAK LINGKUNGAN TERKENA LIMBAH INDUSTRI PADA DAS CITARUM HULU

Tito Latif Indra

Departemen Geografi FMIPA UI
Kampus UI Depok 16424

ABSTRAK

PEMETAAN WILAYAH DAMPAK LINGKUNGAN TERKENA LIMBAH INDUSTRI PADA DAS CITARUM HULU. Sehubungan dengan tekanan penduduk yang tinggi disertai dengan alih fungsi lahan yang terus menerus terjadi pada DAS Citarum Hulu, menjadikan tumbuh berkembangnya berbagai kegiatan industri yang berakibat pada menurunnya kualitas lingkungan DAS Citarum Hulu. Kondisi pencemaran tersebut terlihat dari warna sungai yang selalu berubah serta dampak bau yang menyengat. Makalah ini mencoba untuk melakukan pemetaan menggunakan teknologi Sistem Informasi Geografis (SIG) dengan tujuan memetakan wilayah-wilayah mana saja yang sudah tercemar berdasarkan orde sungai yang ada. Hampir semua sungai orde-1 telah tercemar berat, akibat terlampauinya daya tampung beban pencemaran airnya. Namun pada sungai orde 2 umumnya masih berstatus tercemar ringan sampai dengan memenuhi baku mutunya. Sungai yang berfungsi penampungan untuk kegiatan penduduk, pertanian ataupun industri pada umumnya telah tercemar sedang sampai berat, dan bahkan sangat berat.

Kata kunci : Pencemaran Sungai, Sistem Informasi Geografis, DAS Citarum Hulu

ABSTRACT

In connection with the high population pressure coupled with land use changes continue to occur in the Upper Citarum, making growing development of industrial activities that result in environmental degradation in Upper Citarum. Pollution conditions is evident from the color of the river is always changing and the impact of strong odors. This paper tries to perform technology mapping using Geographic Information Systems (GIS) with the aim of mapping the areas where it is already contaminated by the order of the existing river. Almost all first-order streams have heavily polluted due to exceeding the water pollution load capacity. However, on the order of 2 rivers are generally still a light polluted up to meet the quality standard. River that serves shelter residents to activities, agriculture or industry in general has been polluted moderate to severe, and even very heavy.

Keywords: River Pollution, Geographic Information Systems, Upper Citarum

PENDAHULUAN

Sungai Citarum bersumber dari Gunung Wayang di Desa Cibeureum, Kecamatan Kertasari Kabupaten Bandung yang mengalir melalui daerah Majalaya yang banyak industri tekstilnya. Selanjutnya sungai ini mengalir ke bagian tengah Provinsi Jawa Barat dari selatan ke arah utara dan akhirnya bermuara di Laut Jawa di daerah Muara Gembong dengan melewati Kabupaten Bandung, Kabupaten Cianjur, Kabupaten Purwakarta dan Kabupaten Karawang.

Pada sungai Citarum ini telah dibangun 3 (tiga) waduk besar yaitu: Waduk Saguling dibangun tahun 1986 dengan kapasitas 982 juta m³, Waduk Cirata dibangun tahun 1988 dengan kapasitas 2.165 juta m³, dan Waduk Jatiluhur dibangun tahun 1963 dengan kapasitas 3.000 m³. Waduk Jatiluhur merupakan waduk serbaguna dan tertua diantara ketiga waduk yang ada di S.Citarum. Fungsinya meliputi berbagai pemanfaatan yaitu sebagai pasok air baku bagi PDAM di Jakarta (17,5 m³/s), air baku industri (110 m³/s), irigasi yang disalurkan melalui saluran Tarum Barat dan Tarum Timur (600 m³/s dengan areal irigasi 242.000 ha), perikanan (40.000 unit jala apung dan sekitar 12,3 m³/s untuk kolam biasa dan air deras), PLTA (1.387,5 MW), penggelontoran, pengendali banjir dan sarana rekreasi. Luas DAS Citarum kira-kira 7.400 km², yang secara fisik ekologis terbagi menjadi tiga bagian, yaitu : (a). Bagian hulu memiliki luas 1.771

km², dengan batas antara Majalaya sampai dengan inlet Waduk Saguling; (b).Bagian tengah dengan luas 4.242 km², yaitu dari inlet Waduk Saguling sampai dengan outlet Waduk Jatiluhur; (c). Bagian hilir yaitu dari outlet Waduk Jatiluhur sampai dengan muara ke Laut Jawa dengan luas 1.387 km².

Secara hidrologis, DAS Citarum memiliki curah hujan rata-rata 2.300 mm/tahun, atau debit alirannya mencapai 5,7 milyar m³/tahun. Debit sungai Citarum sangat berfluktuasi yaitu antara musim hujan dan musim kemarau sangat jauh berbeda. Berdasarkan pengukuran debit di lokasi Nanjung lokasi sebelum masuk Waduk Saguling debit rata-rata sungai Citarum adalah sekitar 70,67 m³/s. Di DAS Citarum terdapat sangat banyak mata air, di Citarum Hulu saja mempunyai sekitar 400 buah mata air yang mempunyai potensi debit lebih dari 15 m³/s. Berbagai sumber air permukaan baik mata air atau juga badan sungai serta air tanah dangkal banyak dimanfaatkan untuk keperluan domestik, pertanian, perikanan atau juga industri. (Puslitbang SDA, 2002).

Namun sejalan dengan berkembangnya kota Bandung dan Kabupaten Bandung yang berkembang menjadi 4 (empat) administrasi yakni Kota dan Kabupaten Bandung, Kabupaten Bandung Barat, Kota Cimahi telah menjadikan DAS Citarum semakin memburuk kondisi lingkungannya khususnya pencemaran sungai.

TATA KERJA

Metode dilakukan dengan membandingkan hasil-hasil penelitian yang sudah dilakukan mulai tahun 2001 sampai dengan tahun 2013 berupa penelitian Kerentanan Sumber Daya Air Berbasis Fuzzy SIG sehingga menggambarkan wilayah Citarum Hulu yang sudah dalam kondisi lingkungan yang menurun.

HASIL DAN PEMBAHASAN

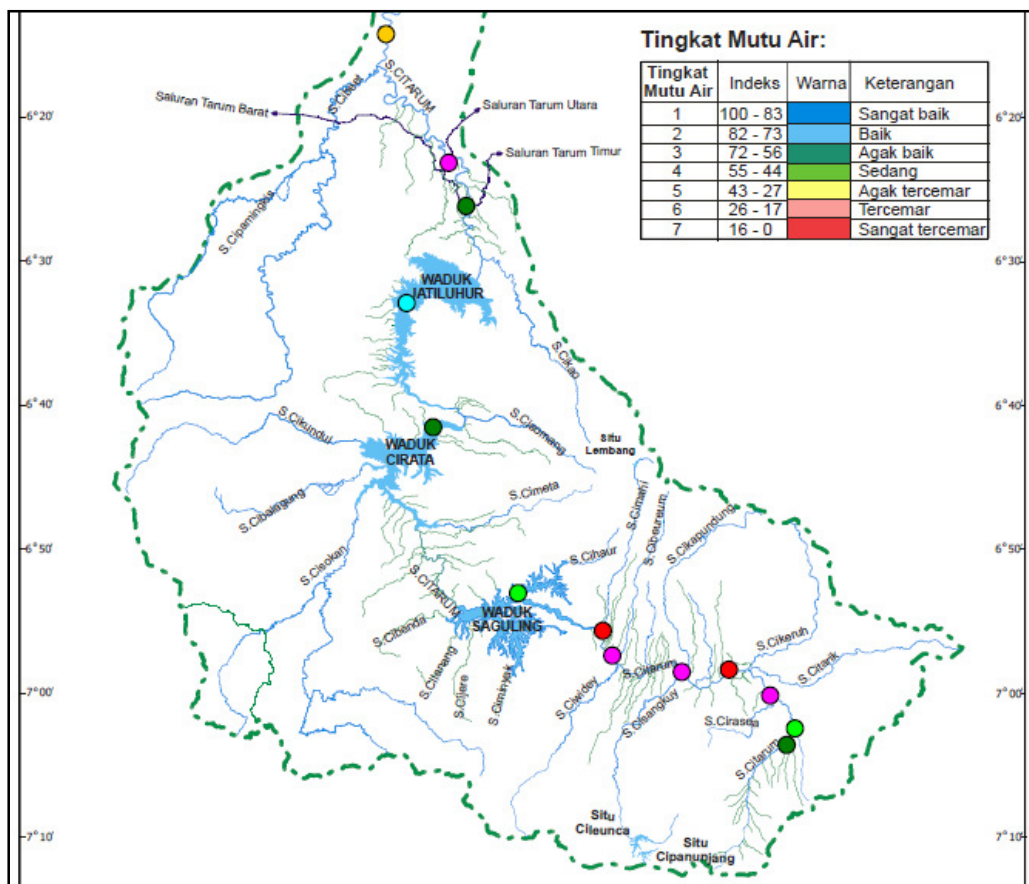
Perkembangan Metropolitan Bandung Raya dimulai dari perkembangan Kota Bandung sebagai ibukota Provinsi Jawa Barat. Selanjutnya perkembangan wilayah-wilayah di sekitar Kota Bandung terjadi seiring dengan meluasnya ciri perkotaan dari Kota Bandung ke wilayah sekitarnya. Pada tahun 2010, terdapat 56 kecamatan yang telah mempunyai ciri perkotaan di Kota Bandung, Kota Cimahi, sebagian Kabupaten Bandung, sebagian Kabupaten Bandung Barat, dan sebagian Kabupaten Sumedang. 56 kecamatan tersebut termasuk ke dalam delineasi Metropolitan Bandung Raya dengan jumlah penduduk sebesar 5.813.269 jiwa dan luas wilayah sebesar 106.015 Ha. Sementara itu, pada tahun 2010 luas kawasan terbangun mencapai 26.142 Ha atau sekitar 25 persen dari luas wilayah keseluruhan.

Wilayah Metropolitan Bandung Raya berdasarkan proyeksi tahun 2015 mencakup 61 kecamatan di Kota Bandung, Kota Cimahi, Kabupaten Bandung, Kabupaten Bandung Barat, dan Kabupaten Sumedang dengan jumlah penduduk sebesar 9,9 juta jiwa. Pada tahun 2020, Wilayah Metropolitan Bandung Raya mencakup 68 kecamatan di 5 kabupaten/kota dengan jumlah penduduk sebesar 11,4 juta jiwa. Sementara itu, pada tahun 2025, Wilayah Metropolitan Bandung Raya mencakup 71 kecamatan di 5 kabupaten/kota dengan jumlah penduduk sebesar 12,8 juta jiwa.

Dalam perkembangan globalisasi banyak bermunculan teknologi canggih yang mendorong kehidupan manusia, namun dalam perkembangan teknologi memiliki dampak terhadap lingkungan. Dampaknya adalah Pencemaran lingkungan yang disebabkan oleh limbah dan sampah sisa dari proses produksi tersebut. Sungai yang berada di kawasan Bandung ini tercemar akibat limbah dan sampah, hal tersebut terlihat dari banyaknya sampah-sampah yang menumpuk di bantaran sungai dan airnya yang berwarna keruh serta berbau amis. Industri tekstil adalah salah satu industri yang berkontribusi besar dalam perubahan kualitas air. Daerah Majalaya merupakan sebuah kawasan industri tekstil yang cukup besar di Kabupaten Bandung yang mengalami penurunan kualitas lingkungan akibat tercemar oleh limbah padat industri tekstil. Dalam Undang-Undang No 32 Tahun 2009 Tentang Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup pada Pasal 1 angka 14 yang merumuskan Pencemaran lingkungan hidup adalah masuk atau dimasukkannya makhluk hidup, zat, energi, dan/atau komponen lain ke dalam lingkungan hidup oleh kegiatan manusia sehingga melampaui baku mutu lingkungan hidup yang telah ditetapkan.

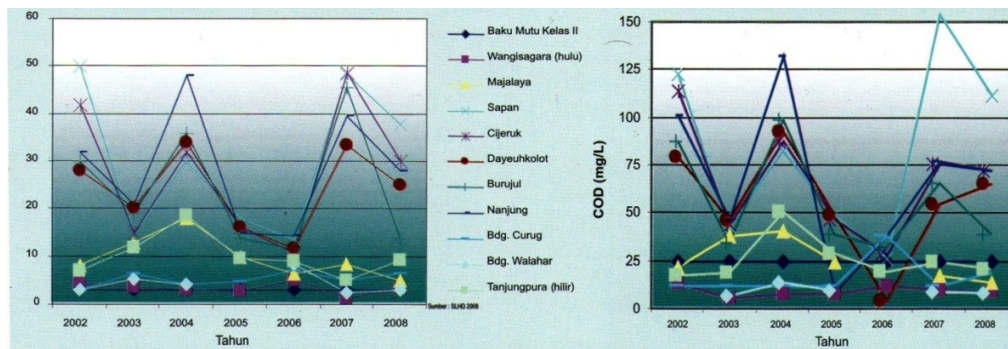
Limbah dan sampah berpotensi besar dalam pencemaran lingkungan karena menyebabkan menurunnya kualitas lingkungan hidup serta merusak ekosistem alaminya. Dampak negatif dari menurunnya kualitas lingkungan hidup, baik karena terjadinya pencemaran atau rusaknya sumber daya alam adalah timbulnya ancaman atau dampak negatif terhadap kesehatan, menurunnya nilai estetika, kerugian ekonomi (*economic cost*), dan terganggunya sistem alami (*natural system*). Dampak negatif terhadap kesehatan masyarakat akan dirasakan dalam kurun waktu jangka panjang. Dengan tercemarnya lingkungan hidup oleh limbah dan sampah nilai estetika dari lingkungan tersebut akan menurun, lingkungan yang tercemar tersebut akan terlihat kumuh dan tidak dapat digunakan untuk kepentingan sehari-hari. Tercemarnya lingkungan juga akan mengganggu sistem alami dari lingkungan tersebut, komponen yang terdapat pada lingkungan tersebut akan menjadi rusak.

Menurut data Balai Lingkungan Keairan, PSDA Jawa Barat Tahun 2001, status mutu Sungai Citarum Hulu telah mengalami pencemaran yang terlihat dalam peta berikut ini:



Gambar 1. Status Mutu Sungai Citarum Hulu Tahun 2001 (PSDA Jabar, 2001)

Sampai dengan tahun 2008 kondisi kualitas air sungai tidak menunjukkan kecenderungan membaik meskipun terdapat 3 waduk yakni Saguling, Cirata dan Jatiluhur, karena sungai Citarum ini melalui daerah-daerah padat penduduk dan padat industri, sehingga keberadaan waduk yang berukuran besar pun tidak mempengaruhi konsentrasi bahan-bahan pencemar.

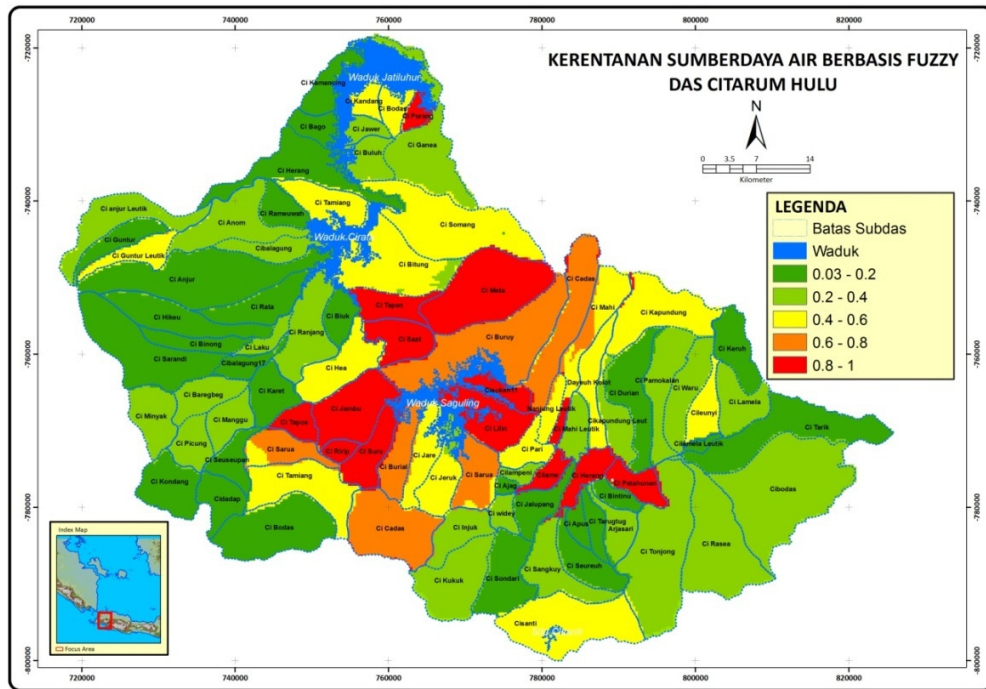


Gambar 2. Trend BOD (Kiri) dan COD (Kanan) Tahun 2002-2008 (BPLHD Jabar, 2008)

Berbagai upaya telah dijalankan Pemerintah Provinsi Jawa Barat untuk meningkatkan kualitas air Citarum dengan kegiatan:

1. Pemantauan dan monitoring kontinyu melalui PROKASIH serta aplikasi GIS dalam menentukan sumber pencemar dan titik pantau
2. Program Superkasih pada setiap industri
3. Program EPCM (*Environmental Pollutan Control Managers*) yakni peningkatan manajemen pengelolaan limbah melalui peningkatan kemampuan pengelola limbahnya
4. Menetapkan studi AMDAL dan UKL/UPL
5. Kesepakatan membangun megapolitan yang ramah lingkungan, antara lain dengan pembuatan 72 situ
6. Pengembangan IPAL terpadu bagi sector industri komunal untuk limbah domestik
7. Pengembangan program *cleaner production*
8. Pengembangan embung dan situ
9. Peningkatan kualitas laboratorium lingkungan
10. Pengelolaan daerah tangkapan air
11. Pengelolaan wilayah sempadan sungai
12. Penneraan konsep *one river one plan one management*
13. Peningkatan peran PPNS dan kepolisian dalam menindak pencemaran lingkungan sebagai penegakan hukum lingkungan.

Berdasarkan analisa kerentanan sumber daya air melalui teknologi Sistem Informasi Geografis fungsi fuzzy, wilayah-wilayah dengan kelas rentan tinggi juga terdapat pada wilayah pertengahan DAS hulu Citarum (Bandung-Majalaya) akibat kasus pencemaran, dan permukiman padat.



Gambar 3. Kerentanan Sumber Daya Air DAS Citarum Hulu (Pengolahan Data, 2013)

KESIMPULAN

1. Status lingkungan sungai Citarum Hulu berada dalam kondisi kritis khususnya kualitas air akibat pencemaran limbah pabrik tekstil serta pabrik lainnya yang terletak di kanan-kiri sungai;
2. Proses penanganan lingkungan sungai telah dimulai sejak tahun 2001 sampai sekarang oleh Pemerintah namun belum ada hasil yang tercapai akibat badan sungai yang panjang dan lebar tidak sebanding dengan ukuran 3 (tiga) waduk yakni Saguling, Cirata dan Jatiluhur;
3. Melalui teknologi fuzzy SIG telah dilakukan pemetaan kerentanan sumber daya air dengan pola yang sama dengan penelitian sebelumnya yakni kerentanan tinggi berada di sepanjang wilayah Bandung-Majalaya.

UCAPAN TERIMA KASIH

Ucapan terima kasih saya sampaikan kepada Dr. Ing. Ir. Dwita Sutjiningsih, Dipl. HE selaku Promotor dan Dr. rer.nat. Eko Kusratmoko, MS dan Dr. dr. Tri Edhi Budhi Soesilo, M.Si. selaku Ko-Promotor di Program Studi Ilmu Lingkungan Universitas Indonesia atas bimbingan dan waktunya, dan Departemen Geografi FMIPA Universitas Indonesia atas dukungannya selama berlangsungnya penelitian saya.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. BPLHD Provinsi Jawa Barat. West Java Annual State of Environmental Report (ASER) 2008 BPLHD Provinsi Jawa Barat. (2008)
- [2]. PSDA Provinsi Jawa Barat. Status dan Mutu Sungai Citarum. Laporan (2011)
- [3]. Undang-Undang Nomor 32 Tahun 2009 Tentang Perlindungan dan pengelolaan Lingkungan Hidup, Lembaran Negara Republik Indonesia Tahun 2009 Nomor 140 di Tambahan Lembaran Negara Republik Indonesia Nomor 5059

INTENSIFIKASI BIODIESEL DARI MINYAK JELANTAH DENGAN METODE INTERESTERIFIKASI DAN PEMURNIAN *DRY WASHING*

Rudi Hartono, Abi Prana Listiadi, I Made Bayupramana P.

Jurusan Teknik Kimia, Fakultas Teknik
Universitas Sultan Ageng Tirtayasa
Jln Jendral Sudirman Km 3 Cilegon
Email: rudiplcclg@yahoo.com

ABSTRAK

INTENSIFIKASI BIODIESEL DARI MINYAK JELANTAH DENGAN METODE INTERESTERIFIKASI DAN PEMURNIAN *DRY WASHING*. Minyak jelantah merupakan limbah yang berbahaya jika dikonsumsi manusia atau dibuang ke lingkungan. Minyak jelantah ini tidak akan lagi menjadi limbah karena dapat digunakan untuk pembuatan biodiesel. Pada penelitian ini dilakukan suatu cara baru pengembangan sintesis biodiesel menggunakan rute non-alcohol (interesterifikasi) dengan menggunakan metil asetat dan pemurnian dengan metode dry washing yang bertujuan untuk mengoptimalkan yield biodiesel. Penelitian ini diawali dengan tahap interesterifikasi, tahap pengaktifan adsorben dan tahap pemurnian dry washing dengan magnesium silikat dilakukan setelah metil ester hasil tahap interesterifikasi didapatkan. Variabel pada percobaan ini yaitu perbandingan minyak dengan metil asetat (1:4, 1:5, 1:6, 1:7, dan 1:8); Temperatur interesterifikasi (40°C, 50°C, dan 60°C). Penganalisaan biodiesel yang dilakukan yaitu analisa bilangan asam, densitas, dan viskositas. Hasil penelitian ini yaitu kondisi optimal untuk menghasilkan biodiesel dengan yield dan kualitas yang baik pada perbandingan reaktan 1:6 dengan temperatur 60°C. Nilai yield optimal sebesar 87,63%; nilai densitas sebesar 0,8803 gram/ml; nilai viskositas sebesar 7,24 cSt; dan nilai bilangan asam sebesar 0,75 mg KOH/gram.

Kata kunci: Biodiesel, Interesterifikasi, Minyak Jelantah, Metil Asetat, Dry Washing, Magnesium Silikat (Talk)

ABSTRACT

INTENSIFICATION OF BIODIESEL FROM WASTE COOKING OIL BY INTERESTERIFICATION METHOD AND DRY WASHING PURIFICATION. Waste cooking oil is a hazardous waste if consumed by humans or discharged into the environment. The used cooking oil will no longer be a waste because it can be used for biodiesel production. In this research, a new way of developing biodiesel synthesis using the non-alcohol method (interesterification) using methyl acetate and purification by dry washing cleaning method that aims to optimize the yield of biodiesel. This research begins with interesterification step, activation adsorbents phase, and dry washing purification step by magnesium silicate after interesterification methyl ester phase results obtained. Variable in this experiment the ratio of oil with methyl acetate (1:4, 1:5, 1:6, 1:7, and 1:8); interesterification temperature (40°C, 50°C, and 60°C). Analyzing biodiesel analysis consist of acid number, density, and viscosity. The optimal conditions for producing biodiesel are temperature 60°C and reactant ratio 1:6. While the best yield can be achieved for the optimal result in this research is 87.63%. Characterization was conducted for several parameters, density 0,8803 g/ml, viscosity 7.24 cst and the acid number value 0.75 mgKOH/g.

Keywords: Biodiesel, Interesterification, Waste Cooking Oil, Methyl Acetate, Dry Washing, Magnesium Silicate (talk)

PENDAHULUAN

Terjadinya krisis energi, khususnya bahan bakar minyak (BBM) yang diinduksi oleh meningkatnya harga BBM dunia telah membuat Indonesia perlu mencari sumber-sumber bahan bakar alternatif yang mungkin dikembangkan. Sumber daya energi yang berasal dari minyak bumi

akan semakin menipis persediannya seiring dengan bertambahnya industri yang akan mengakibatkan peningkatan konsumsi bahan bakar minyak. Peluang di Indonesia adalah usaha eksploitasi sumber daya alam untuk dimanfaatkan sebagai bahan bakar alternatif, mengingat Indonesia sebagai salah satu negara subtropis memiliki sumber daya alam yang sangat potensial. Salah satu sumber energi alternatif yang terbarukan adalah biodiesel (Akbar, 2010).

Biodiesel secara umum adalah bahan bakar mesin diesel yang terbuat dari bahan terbarukan atau secara khusus merupakan bahan bakar mesin diesel yang terdiri atas ester alkil dari asam-asam lemak. Biodiesel mempunyai banyak kelebihan antara lain dapat diperbaharui, ramah lingkungan karena biodiesel bebas kandungan sulfur, dapat digunakan sebagai bahan bakar tanpa memerlukan modifikasi mesin, dan tidak terlalu mempengaruhi unjuk kerja. Biodiesel dapat diperoleh dari minyak tumbuhan yang berasal dari sumber daya alam yang dapat diperbaharui seperti minyak nabati, lemak binatang, dan minyak goreng bekas/jelantah, melalui esterifikasi dan atau transesterifikasi (Ulfiati, 2010).

Salah satu pemanfaatannya adalah limbah minyak goreng bekas (minyak jelantah). Minyak goreng bekas atau yang sering disebut dengan minyak jelantah, saat ini tidak akan lagi menjadi limbah. Minyak jelantah tersebut dapat digunakan sebagai substrat untuk biodiesel yang dapat menghidupkan mesin diesel tetapi minyak jelantah harus terlebih dahulu diperbaiki melalui metode esterifikasi dan atau transesterifikasi.

Pada dasarnya, teknologi produksi biodiesel yang diterapkan dalam skala industri melalui metode transesterifikasi dari trigliserida (yang terdapat pada minyak nabati) dengan alkohol (umumnya metanol) menggunakan katalis basa (alkali). Teknologi ini banyak dikembangkan dikarenakan proses ini relatif lebih murah tetapi penggunaan alkohol ini mempunyai beberapa kelemahan diantaranya proses pemurnian produk yang bercampur homogen sehingga relatif sulit. Selain itu, alkohol akan bereaksi dengan trigliserida sehingga terjadi reaksi samping yaitu reaksi saponifikasi (penyabunan). Reaksi saponifikasi ini akan mengakibatkan proses pemisahan produk semakin sulit. Suatu cara baru pengembangan sintesis biodiesel menggunakan rute *non-alcohol* (interesterifikasi), yaitu menggunakan metil asetat yang menggantikan metanol sebagai penyuplai gugus metil (Akbar, 2010).

Salah satu bagian dari proses produksi biodiesel yang tidak kalah pentingnya adalah pemurnian metil ester menjadi biodiesel. Pencucian adalah proses menghilangkan sisa metanol, sisa katalis, sabun dan gliserol yang tidak bisa dihilangkan pada proses pemisahan sebelumnya menggunakan corong pemisah. Saat ini, metode yang umum digunakan dalam pemurnian biodiesel adalah pencucian dengan menggunakan air. Metode ini memiliki beberapa kelemahan yaitu pencucian yang berulang-ulang dan hasil pencucian yang kurang bersih. Alternatif proses pemurnian biodiesel yang sedang dikembangkan adalah pencucian tanpa menggunakan air (*dry washing*). Pada metode *dry washing* akan digunakan magnesium silikat yang menggantikan peran air dalam menyerap kontaminan dalam biodiesel. Magnesium silikat ($Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$) diharapkan mampu menyerap sisa metanol, sisa katalis, sabun dan gliserol dalam biodiesel dengan lebih baik (Ayu, 2009).

Biodiesel

Biodiesel adalah bahan bakar mesin/motor diesel yang terdiri atas ester alkil dari asam-asam lemak. Biodiesel dapat dibuat dari minyak nabati maupun lemak hewan, namun yang paling umum digunakan sebagai bahan baku pembuatan biodiesel adalah minyak nabati. Minyak nabati dan biodiesel tergolong ke dalam kelas besar senyawa-senyawa organik yang sama, yaitu kelas ester asam-asam lemak. Minyak nabati adalah triester asam-asam lemak dengan gliserol, atau trigliserida, sedangkan biodiesel adalah monoester asam-asam lemak dengan metanol.

Biodiesel bisa digunakan dengan mudah karena dapat bercampur dengan segala komposisi dengan minyak solar, dan mempunyai sifat – sifat fisik yang mirip dengan solar biasa, yaitu sebagai berikut :

1. Dapat diaplikasikan langsung untuk mesin-mesin diesel hampir tanpa modifikasi mesin.
2. Dapat terdegradasi dengan mudah (*biodegradable*).
3. Memiliki angka setana yang lebih baik ketimbang minyak solar.
4. Asap biodiesel tidak hitam dan tidak mengandung sulfur.

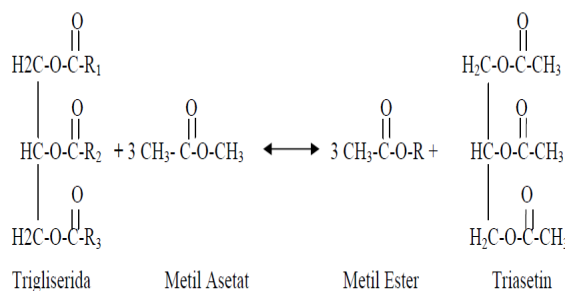
Minyak Jelantah

Sehubungan dengan banyaknya minyak goreng bekas dari sisa industri maupun rumah tangga dalam jumlah tinggi dan menyadari adanya bahaya konsumsi minyak goreng bekas, maka perlu dilakukan upaya-upaya untuk memanfaatkan minyak goreng bekas tersebut agar tidak

terbuang dan mencemari lingkungan. Pemanfaatan minyak goreng bekas ini dapat dilakukan dengan pemurnian agar dapat digunakan kembali dan digunakan sebagai bahan baku produk berbasis minyak seperti sabun, sampo, dan bahan bakar diesel (Harianja, 2010).

Interesterifikasi

Reaksi interesterifikasi merupakan reaksi pengaturan kembali ikatan ester. Interesterifikasi dapat digambarkan sebagai pertukaran gugus antara dua buah ester di mana hal ini hanya dapat terjadi apabila terdapat katalis. Reaksi interesterifikasi ini dapat dilakukan dengan katalis kimia (misalnya NaOH dan NaOCH), dengan katalis enzim (lipase dan papain), dan tanpa katalis. Reaksi biodiesel ini dilakukan menggunakan substrat yang berasal dari minyak nabati yaitu minyak jelantah sebagai sumber trigliserida. Reaksi ini dilakukan melalui rute non-alkohol dengan menggunakan katalis KOH.



Gambar 1. Reaksi Interesterifikasi

Metanol bisa digantikan dengan metil asetat sebagai penyuplai gugus metil. Penggantian alkohol dengan alkil asetat ini diharapkan mampu menghasilkan *yield* yang baik. Selain itu, produk samping rute non-alkohol ini yaitu triasetatgliserin (triasetin) mempunyai nilai jual yang lebih tinggi dibandingkan produk samping rute alkohol yaitu gliserol (Hermansyah dkk, 2009).

Dry Washing dengan Magnesium Silikat

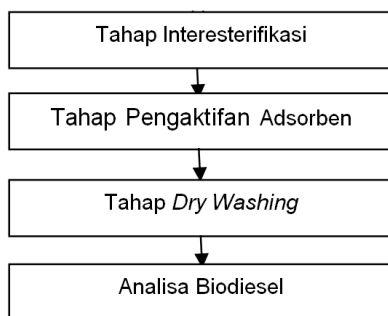
Solusi teknologi yang dapat digunakan untuk memperbaiki proses pemurnian biodiesel adalah pemurnian dengan metode *dry washing*, yaitu pemurnian dengan memanfaatkan proses adsorpsi untuk menghilangkan zat pengotor dalam biodiesel kasar. Menurut Dugan (2008), pemurnian biodiesel dengan metode *dry washing* memiliki beberapa keuntungan atau kelebihan dibandingkan dengan metode *water washing*. Beberapa keuntungan itu adalah :

1. Biaya rendah, karena tidak memerlukan air. Pada pemurnian *water washing*, biaya yang dibutuhkan sangat besar, terutama biaya untuk pengolahan limbah cair.
2. Kualitas biodiesel yang dihasilkan lebih bagus, terutama untuk karakteristik kadar air biodiesel.
3. Adsorben yang digunakan dapat digunakan kembali sebagai sumber bahan bakar ataupun dapat diregenerasi untuk digunakan pada proses pemurnian selanjutnya.

Salah satu adsorben yang digunakan yaitu magnesium silikat (talk). Permukaan hidrat magnesium silikat yang bersifat hidrofobik mengontrol kandungan kotoran bahan organik yang terdapat pada minyak dengan cara menarik kotoran tersebut yang juga bersifat hidrofobik ke dalam suatu lapisan film, sehingga bahan pengotor dapat bereaksi dan membentuk gumpalan dengan partikel bahan pengotor lainnya. Komposisi hidrat magnesium silikat diantaranya SiO₂ sebanyak 63.4%, MgO 31.0% dan H₂O 4.7%.

METODE PENELITIAN

Penelitian ini dilakukan di Laboratorium Integrasi Proses Teknik Kimia dan Laboratorium Kimia Dasar, Fakultas Teknik, Universitas Sultan Ageng Tirtayasa dengan melewati beberapa tahapan proses yaitu tahap interesterifikasi, tahap pengaktifan adsorben, tahap pencucian *dry washing*, dan analisa sifat fisik dan kimia biodiesel.



Gambar 2. Diagram Alir Biodiesel dengan Interesterifikasi dan *Dry Washing*

Alat dan Bahan

Peralatan yang digunakan dalam penelitian ini yaitu rangkaian alat pembuatan biodiesel, Gelas kimia 500 ml 2 buah, Gelas ukur 50 ml 1 buah, Buret and statif, Erlenmeyer 250 ml 1 buah, Dekanter 1 buah, Viskometer Ostwald 1 buah, Piknometer 1 buah, Neraca Analitik 1 buah, Pipet Tetes 1 buah, Stopwatch 1 buah, Labu Takar 250 ml 2 buah, Oven 1 buah, pH meter 1 buah, Rangkaian penyaring vakum 1 buah.

Bahan yang digunakan dalam penelitian ini yaitu Minyak Jelantah, Metil Asetat ($\text{CH}_3\text{COOCH}_3$) p.a 98%, Potasium Hidroksida (KOH) 0,01 N, Magnesium Silikat ($\text{Mg}_3(\text{Si}_4\text{O}_{10})(\text{OH})_2$), Asam Klorida (HCl) 16%, Metanol (CH_3OH) p.a 98%, Indikator Phenolptalin (PP), *Aquadest*.

Prosedur Penelitian

Tahap Interesterifikasi

Tahap ini dilakukan untuk mensintesa minyak jelantah menjadi metil ester. Langkah-langkah kerjanya adalah KOH sebanyak 1% berat minyak ditambahkan kedalam metil asetat. Campuran tersebut ditambahkan ke dalam 250 ml minyak jelantah. Campuran diaduk dan dipanaskan pada temperatur 40°C, 50°C dan 60°C selama 60 menit. Campuran kemudian dipisahkan dengan corong pemisah hingga didapat lapisan metil ester dan triasetatgliserin. Metil ester diambil.

Pengaktifan Adsorben

Tahap ini dilakukan untuk mengaktifkan adsorben. Adsorben yang akan digunakan adalah magnesium silikat. Langkah-langkah kerjanya adalah 200 gram magnesium silikat di campurkan dengan HCl 16% sebanyak 400 ml. Campuran diaduk pada temperatur 80°C selama 3 jam. Campuran yang telah diaduk kemudian dipisahkan dari HCl. Adsorben yang sudah terpisah dari HCl kemudian dicuci dengan menggunakan *aquadest* sampai pH berkisar 3,5-4. Adsorben yang telah dicuci kemudian dipanaskan dalam oven pada temperatur 110°C selama 2 jam. Adsorben magnesium silikat telah teraktivasi.

Tahap Pemurnian *Dry Washing*

Tahap ini dilakukan setelah metil ester didapatkan. Langkah-langkah kerjanya adalah magnesium silikat ditambahkan ke dalam metil ester. Campuran tersebut dipanaskan pada temperatur 55°C dan di aduk selama 15 menit. Campuran tersebut dipisahkan dengan menggunakan penyaring vakum. Biodiesel hasil *dry washing* di ambil.

Tahap Analisa Biodiesel

Analisa bilangan asam

Menimbang sampel 5 gram sampel biodiesel, 20 ml metanol ditambahkan ke dalam minyak. Indikator phenolptalin di tambahkan sebanyak 3 tetes, kemudian titrasi dengan larutan KOH sampai warna merah muda. Catat banyaknya KOH yang digunakan.

Analisa Densitas

Piknometer kosong ditimbang sebelumnya untuk mengetahui berat nya. Sampel sebanyak 25 ml dimasukkan ke dalam piknometer. Piknometer yang sudah berisi sampel biodiesel ditimbang untuk mengetahui berat sampel dan piknometer. Berat sampel didapatkan dari selisih antara penimbangan pertama dan kedua. Densitas sampel didapat dari berat sampel di bagi dengan volume sampel.

Analisa Viskositas

Sampel biodiesel sebanyak 10 ml dimasukkan ke dalam viskometer Ostwald. Waktu alir sampel di dalam viskometer dihitung menggunakan stopwatch. Viskositas didapat dari perkalian waktu dengan konstanta viskometer Ostwald.

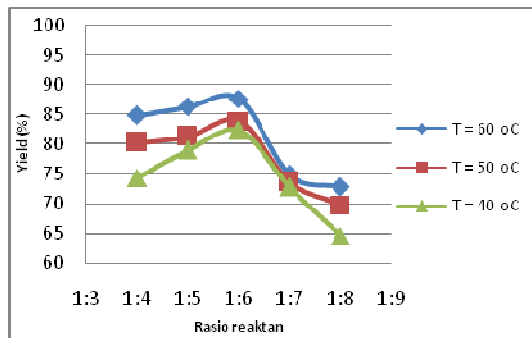
HASIL DAN PEMBAHASAN

Pengaruh rasio reaktan dan temperatur terhadap yield biodiesel

Pada Gambar 3 dapat dilihat bahwa *yield* (rendemen) biodiesel meningkat sesuai dengan kenaikan temperatur pada rasio reaktan yang sama. *Yield* tertinggi didapatkan pada temperatur 60°C. Perbandingan kuantitas produk pada penelitian sesuai dengan hukum Arrhenius:

$$k = k_0 \cdot e^{(-E/RT)} \text{ (Levenspiel, 1999),}$$

bahwa laju reaksi sebanding dengan temperatur reaksi, dimana temperatur reaksi semakin tinggi maka konstanta laju reaksi (*k*) semakin besar, sehingga laju reaksi meningkat. Temperatur mempunyai peranan yang sangat penting pada kualitas produk. Temperatur yang lebih besar dari titik didih metil asetat menyebabkan lebih cepat menguap sedangkan temperatur dibawah 50°C menyebabkan viskositas tinggi pada biodiesel.



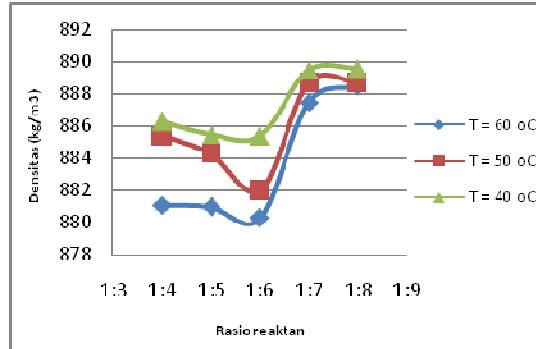
Gambar 3. Perbandingan rasio reaktan terhadap *yield* pada temperatur 40°C, 50°C dan 60°C

Pada Gambar 3 dapat dilihat bahwa rasio reaktan mempengaruhi *yield*. *Yield* tertinggi didapat pada rasio reaktan 1:6 pada temperatur 60°C. Secara stoikiometri, jumlah metil asetat yang dibutuhkan untuk reaksi adalah 3 mol untuk setiap 1 mol trigliserida untuk memperoleh 3 mol alkil ester dan 1 mol triasetin. Terlihat bahwa semakin banyak jumlah metil asetat yang digunakan, maka *yield* yang diperoleh akan semakin bertambah tetapi pada rasio reaktan 1:7 dan 1:8 hasil *yield* yang didapatkan menurun. Penyebabnya karena metil asetat yang sangat berlebih memiliki efek negatif yaitu bertambahnya jumlah dari produk samping yaitu triasetin dan sabun, sehingga dapat disimpulkan jika titik optimal pembuatan *biodiesel* ini terjadi pada rasio reaktan 1:6 pada temperatur 60°C.

Pengaruh rasio reaktan dan temperatur terhadap densitas biodiesel

Pada Gambar 4 dapat dilihat bahwa densitas semakin rendah nilainya apabila temperatur semakin tinggi dan sebaliknya, semakin rendah temperatur maka densitas biodiesel akan semakin tinggi. Pada Gambar 4 dapat dilihat densitas tertinggi adalah 0,8896 gr/ml (889,6 kg/cm³) pada rasio reaktan 1:8 dengan temperatur 40°C, sedangkan nilai densitas terendah adalah 0,8803 gr/ml (880,3 kg/cm³) pada rasio reaktan 1:6 dengan temperatur 60°C. Nilai ini menunjukkan bahwa

densitas berkurang ketika minyak jelantah diolah menjadi biodiesel dimana sebelumnya minyak jelantah memiliki densitas sekitar 0,9102 gr/ml (910,2 kg/cm³). Nilai biodiesel ini memenuhi densitas pada Standar Nasional Indonesia (SNI) yaitu 850 – 890 kg/cm³.



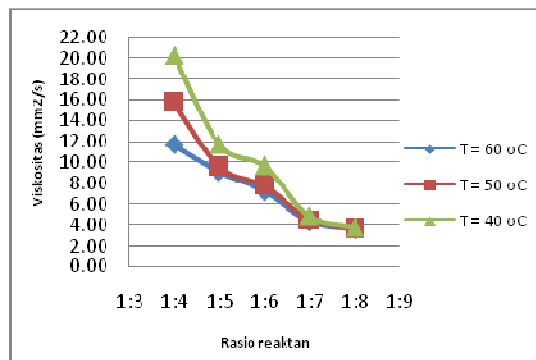
Gambar 4. Perbandingan rasio reaktan terhadap densitas pada temperatur 40°C, 50°C dan 60°C

Teori termodinamika menyatakan bahwa semakin tinggi temperatur suatu fluida, molekul fluida akan bergerak lebih cepat sehingga secara makro akan meningkatkan tekanan. Apabila tidak terdapat batas pada materi tersebut maka materi akan mengembang dan memperlebar jarak antar molekulnya. Jarak antar molekul yang lebar akan mengakibatkan kerapatan (berat jenis) menurun.

Pada Gambar 4 terlihat bahwa densitas semakin menurun hingga di rasio 1:6 tetapi pada rasio 1:7 dan 1:8 densitas meningkat karena minyak jelantah lebih banyak sehingga kualitas biodiesel menjadi semakin menurun.

Pengaruh rasio reaktan dan temperatur terhadap viskositas biodiesel

Pada Gambar 5 dapat dilihat bahwa viskositas semakin kecil jika temperatur semakin besar dan sebaliknya, semakin rendah temperatur maka semakin besar nilai viskositasnya. Viskositas tertinggi adalah 20,30 mm²/s (cST) pada rasio reaktan 1:4 dengan suhu 40°C, sedangkan viskositas terendah adalah 3,58 mm²/s (cST) pada rasio reaktan 1:8 dengan suhu 60°C. Viskositas kinematik meningkat seiring dengan panjang rantai asam lemak (Knothe dan Steidley, 2005). Viskositas biodiesel juga dipengaruhi oleh kandungan trigliserida yang tidak bereaksi dengan metil asetat, komposisi asam lemak penyusun metil ester biodiesel serta senyawa intermediet seperti monogliserida dan digliserida yang mempunyai polaritas dan bobot molekul yang cukup tinggi. Digliserida dan monogliserida merupakan senyawa yang mempunyai sisi aktif permukaan atau menurunkan tegangan permukaan lebih baik dibandingkan trigliserida.



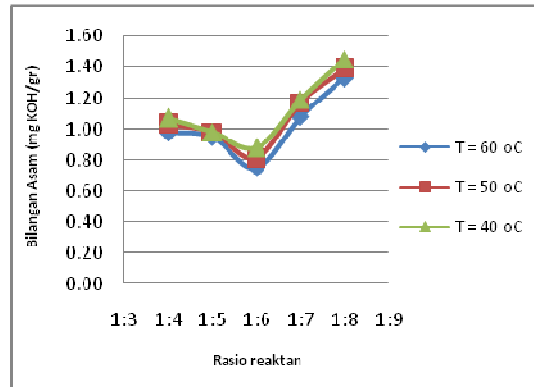
Gambar 5. Perbandingan rasio reaktan terhadap viskositas pada temperatur 40°C, 50°C dan 60°C

Teori termodinamika menyatakan bahwa semakin tinggi temperatur suatu fluida, molekul fluida akan bergerak lebih cepat sehingga secara makro akan meningkatkan tekanan. Apabila tidak terdapat batas pada materi tersebut maka materi akan mengembang dan memperlebar jarak antar molekulnya. Jarak antar molekul yang lebar akan mengakibatkan viskositasnya menurun.

Triasetin merupakan salah satu senyawa yang dapat meningkatkan viskositas biodiesel tetapi berbeda dengan hasil yang didapatkan pada densitas yang naik pada rasio reaktan 1:7 dan 1:8, pada nilai viskositas justru semakin menurun. Penyebabnya karena volume yang sangat banyak dari metil asetat justru berefek membuat biodiesel semakin encer padahal minyak jelantah pada rasio reaktan 1:7 dan 1:8 lebih banyak terkonversi menjadi triasetin dan sabun.

Pengaruh rasio reaktan dan temperatur terhadap bilangan asam biodiesel

Pada Gambar 6 dapat dilihat bahwa nilai bilangan asam yang didapat dari sampel biodiesel yang diuji tidak masuk kriteria biodiesel sesuai SNI yang diharapkan yaitu 0,8 mg KOH/gram. Sampel yang masuk kriteria hanya satu yaitu biodiesel pada temperatur 60°C rasio reaktan 1:6 dengan nilai bilangan asam sebesar 0,75 mg KOH/gram. Penyebabnya karena pada dasarnya metil asetat adalah pencampuran antara metanol dan asam asetat sehingga hasil biodiesel yang diolah dengan metil asetat jauh lebih bersifat asam dibandingkan yang biasa diolah dengan metanol.



Gambar 6. Perbandingan rasio reaktan terhadap bilangan asam pada temperatur 40°C, 50°C dan 60°C

Pada Gambar 6 terlihat bahwa bilangan asam semakin menurun hingga di rasio 1:6 tetapi pada rasio 1:7 dan 1:8 bilangan asam meningkat karena minyak jelantah lebih banyak terkonversi menjadi triasetin dan sabun sehingga kualitas biodiesel menjadi semakin menurun. Berdasarkan data yang didapatkan, bilangan asam pada temperatur 60°C lebih baik dibandingkan dengan temperatur dibawah 60°C. Penyebabnya karena pada temperatur 60°C konversi biodiesel paling optimal.

KESIMPULAN

Berdasarkan hasil penelitian yang telah dilakukan, dapat disimpulkan bahwa:

1. Kondisi optimal untuk menghasilkan biodiesel dengan *yield* dan kualitas yang baik yaitu pada perbandingan reaktan 1:6 dengan temperatur 60°C.
2. Pada kondisi optimal yang dicapai, didapatkan nilai *yield* sebesar 87,63%.
3. Pada kondisi optimal yang dicapai, didapatkan nilai densitas sebesar 0,8803 gram/ml; nilai viskositas sebesar 7,24 cSt; dan nilai bilangan asam sebesar 0,75 mg KOH/gram.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Agnello, V.N.: *Bentonite, Phyrophyllite and Talc In The Republic of South Africa*. Report. Department Minerals and Energy, Republic of South Africa (2005).
- [2]. Akbar, Riswan.: *Karakteristik Biodiesel dari Minyak Jelantah dengan Menggunakan Metil Asetat sebagai Pensuplai Gugus Metil*. Surabaya: ITS (2010).
- [3]. Asthasari, Retno Umyy.: *Kajian Proses Pembuatan Biodiesel dari Minyak Jelantah dengan Menggunakan Katalis Abu Tandan Kosong Sawit*. Bogor: IPB (2008).
- [4]. Ayu R., Dyah dan Ali Zibbeni.: *Pengaruh Stir Washing, Bubble Washing, dan Dry Washing Terhadap Kadar Metil Ester dalam Biodiesel dari Biji Nyamplung (Calophyllum inophyllum)*. Surabaya: ITS (2009).
- [5]. Cooke, B., dan B. Bertram.: *Taking Water Out of the Equation : Magnesol Eliminates the Need for Water Wash*. <http://www.aocs.org/archives/am2005/session.asp>. Diakses 16 Mei 2012, (2005).
- [6]. Dugan,Jonathan.: *A Dry Wash Approach to Biodiesel Purification*. http://www.biodieselmagazine.com/article.jsp?article_id=1918. Diakses 23 Juni 2012, (2007).
- [7]. Hambali, Erliza, S. Mujdalipah, A.H. Tambunan, A.W. Pattiwiri, dan R. Hendroko.: *Teknologi Bioenergi : Biodiesel, Bioetanol, Biogas, Pure Plant Oil, Biobriket dan Bio-Oil*. Jakarta : PT. AgroMedia Pustaka. 34-37, (2007).
- [8]. Harianja, Edward.: *Pra Rancangan Pabrik Biodiesel dari Minyak jelantah dengan Kapasitas 15.000 Ton/Tahun*. Medan: USU (2010).
- [9]. Herdiani, Ira Ayuthia.: *Aplikasi Adsorben dalam Proses Pemurnian Biodiesel Jarak Pagar (Jatropha curcas L.) Menggunakan Metode Kolom*. Bogor: IPB (2009).
- [10]. Hermansyah, Heri, S. Marno, R. Arbianti, T.S. Utami, dan A. Wijarnako.: *Interesterifikasi Minyak Kelapa Sawit dengan Metil Asetat untuk Sintesis Biodiesel Menggunakan Candida Rugosa Lipase Terimobilisasi*. Jurnal Teknik Kimia Indonesia. Volume 8. 24-32, (2009).
- [11]. Hermansyah, Heri, S. Marno, R. Arbianti, T.S. Utami, dan A. Wijarnako.: *Sintesis Biodiesel Rute Non-Alkohol menggunakan Candida Rugosa Lipase dalam Bentuk Tersuspensi*. Jurnal Teknik Kimia Indonesia. Volume 8. 38-43, (2009).
- [12]. Hikmah, Maharani N. dan Zuliyana.: *Pembuatan Metil Ester (Biodiesel) dari Minyak Dedak dan Metanol dengan Proses Esterifikasi dan Transesterifikasi*. Semarang: Universitas Diponegoro (2010).
- [13]. Industrial Minerals Association - North America.: *What is Talc*. www.biosite.dk/leksikon/adsorption.htm. Diakses 20 April 2012, (2006).
- [14]. Schmidt,W.: *Structure of Zeolites*. www.gly.uga.edu/schroeder/geo16550/CM07.htm. Diakses 24 April 2012, (2006)
- [15]. Soerawidjaja, Tatang H.: *Fondasi-Fondasi Ilmiah dan Keteknikan dari Teknologi Pembuatan Biodiesel. Handout Seminar Nasional " Biodiesel Sebagai Energi Alternatif Masa Depan"*. Yogyakarta: UGM (2006).
- [16]. Ulfiati dan Totok Herbi S.: *Pembuatan Biodiesel dari Biji Alpukat dengan Proses Transesterifikasi*. Surabaya: Universitas Veteran (2010).
- [17]. Wijana, Susingih, N. Hidayat, dan A. Hidayat.: *Mengolah Minyak Goreng Bekas*. Jakarta: Trubus Agrisarana (2005).

PENENTUAN NILAI KOEFISIEN DISTRIBUSI (K_d) CESIUM-137 PADA SEDIMEN LAUT

Chevy Cahyana

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, BATAN

ABSTRAK

PENENTUAN NILAI KOEFISIEN DISTRIBUSI (K_d) CESIUM-137 PADA SEDIMEN LAUT. Telah dilakukan analisis konsentrasi radionuklida Cs-137 pada sampel sedimen dan air laut. Sampel dicuplik dari perairan laut Bangka Barat, Bangka Selatan, Parepare dan Manado. Perairan laut Bangka Barat dan Bangka Selatan dipilih sebagai lokasi pengambilan sampel karena merupakan calon tapak Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir (PLTN). Perairan laut Parepare dan Manado dipilih karena merupakan jalur potensial masuknya radionuklida Cs-137 dari samudera Pasifik yang disebabkan oleh adanya arus lintas Indonesia (ARLINDO). Hasil analisis digunakan untuk menghitung nilai koefisien distribusi (K_d) Cs-137 pada sedimen laut. Badan Tenaga Atom Internasional (IAEA) merekomendasikan nilai batas K_d untuk sedimen laut adalah sebesar $3,0E+03$ L/kg. Dalam penelitian ini diperoleh nilai K_d untuk setiap lokasi sampling berkisar antara $1,52E+03$ sampai $7,12E+03$ L/kg.

Kata kunci: koefisien distribusi, Cesium-137

ABSTRACT

DETERMINATION OF DISTRIBUTION COEFFICIENT (K_d) VALUES OF CESIUM-137 ON SEA SEDIMENT. The concentration of Cs-137 radionuclide in sea water and sediment sample has been analyzed. The samples were taken from the sea at West Bangka, South Bangka, Parepare and Manado. The marine water of West Bangka and South Bangka are chosen as sampling locations because they are the site candidate of nuclear power plant. The marine water of Parepare and Manado are chosen because both locations are potential pathways of Cs-137 radionuclide intrusion from Pacific ocean caused by the Indonesian throughflow (ARLINDO). The analysis results are used for calculate the distribution coefficient (K_d) value of Cs-137 on sea sediment. The International Atomic Energy Agency (IAEA) recommend that the screening value of K_d of sea sediment is $3,0E+03$ L/kg. On this research, the results of K_d calculation for each sampling location are between $1,52E+03$ to $7,12E+03$ L/kg.

Keywords : distribution coefficient, Cesium-137

PENDAHULUAN

Laut dapat menerima lepasan zat radioaktif secara langsung berupa jatuhnya dari atmosfer dan secara tidak langsung melalui aliran sungai yang menuju laut. Radionuklida dapat juga secara langsung terlepas ke laut sebagai limbah cair atau limbah padat yang dibuang ke laut. Pada saat terlepas ke laut, radionuklida antropogenik dibagi ke dalam dua kelompok, yaitu radionuklida konservatif dan radionuklida non konservatif (*particle reactive*). Radionuklida konservatif didefinisikan sebagai radionuklida yang sangat mudah larut dalam air laut, sehingga penyebarannya dalam laut sangat dipengaruhi oleh proses fisika berupa pencampuran dan difusi. Yang termasuk radionuklida konservatif diantaranya adalah Cs-137, Sr-90, C-14 dan I-129. Radionuklida yang bersifat partikel reaktif lebih mudah menghilang dari laut disebabkan oleh afinitasnya terhadap permukaan partikel alam yang menyebabkan radionuklida ini tenggelam ke dasar laut dan masuk ke dalam sedimen. Contoh radionuklida partikel reaktif adalah Pu-239, Pu-240, Ru-106 dan Ce-144^[1].

Ketika sedimen berinteraksi dengan radionuklida yang terlarut dalam air, konsentrasi radionuklida dalam fase terlarut dapat berkurang karena adanya serapan radionuklida oleh partikel sedimen. Akibatnya konsentrasi radionuklida pada sedimen laut akan meningkat. Koefisien distribusi, K_d (L/kg), digunakan untuk menggambarkan pertukaran radionuklida antara fase terlarut

dalam air dan fase terserap dalam sedimen. K_d didefinisikan sebagai konsentrasi radionuklida dalam sedimen per satuan bobot sedimen (Bq/kg) dibagi konsentrasi radionuklida terlarut dalam air per satuan volume air (Bq/L) [2].

Kandungan radionuklida dalam sedimen dasar laut sangat penting. Sedimen pada dasar laut merupakan penampung terbesar radionuklida yang bersifat partikel reaktif. Nilai K_d pada sedimen laut dapat digunakan pada estimasi dosis untuk mengontrol lepasan radioaktif [3]. Informasi dasar mengenai serapan potensial kontaminan pada materi partikulat diperlukan pada evaluasi jalur transpot radionuklida pada sistem laut. Nilai K_d yang akurat diperlukan berkenaan dengan paparan potensial kontaminan terhadap manusia dan organisme laut [4].

Dalam penelitian ini telah dilakukan penghitungan nilai koefisien distribusi Cs-137 untuk perairan laut Bangka Barat, Bangka Selatan, Parepare dan Manado. Sampel diambil dari perairan laut Bangka Barat dan Bangka Selatan karena merupakan calon tapak PLTN. Pengambilan sampel dilakukan juga di perairan laut Parepare dan Manado karena keduanya berada pada jalur arus lintas Indonesia (ARLINDO) yang merupakan jalur potensial masuknya radionuklida Cs-137 dari Samudera Pasifik ke perairan laut Indonesia seperti pada kasus kecelakaan nuklir di Fukushima, Jepang. Penghitungan dilakukan berdasarkan pada nilai konsentrasi radionuklida hasil analisis terhadap sampel sedimen dan air laut hasil pencuplikan di lapangan. Hasil penghitungan menunjukkan selisih yang tidak signifikan dibandingkan dengan nilai batas koefisien distribusi yang direkomendasikan oleh Badan Tenaga Atom Internasional (*International Atomic Energy Agency, IAEA*) [2,5].

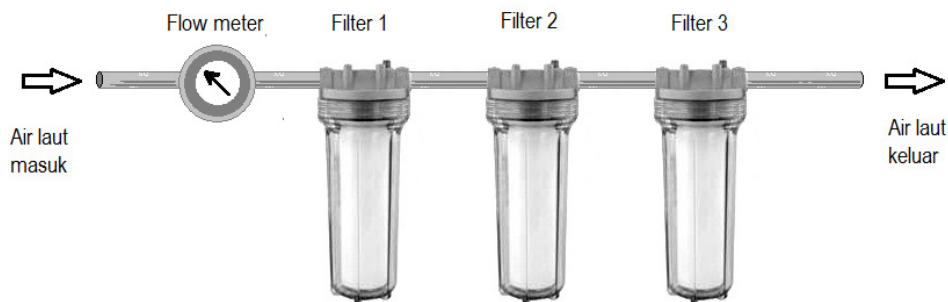
TATA KERJA

Bahan dan Alat

Bahan yang digunakan terdiri dari sampel air laut dan sampel sedimen dari perairan laut Bangka Barat, Bangka Selatan, Parepare dan Manado, $\text{FeCN}_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$, bahan gelas, bahan plastik, *cartridge* filter berukuran 1 μm . Peralatan yang dipergunakan terdiri dari pompa, *flow meter*, oven, *gamma spectrometry system* dengan detektor HPGe merek Canberra tipe GX2018.

Analisis Sampel Air

Konsentrasi Cs-137 yang terkandung dalam air laut ditetapkan menggunakan metoda pemekatan sampel melalui *cartridge* filter berlapis tembaga ferosianat. Metoda pemekatan ini dilakukan dengan cara mengalirkan sampel air melalui tiga buah *cartridge* filter berukuran 1 μm yang disusun secara seri (Gambar 1). Filter pertama berfungsi untuk menyaring partikulat dari air. Filter ke dua dan ke tiga berisi *cartridge* yang sudah dilapisi tembaga ferosianat.



Gambar 1. Skema pencuplikan air laut dengan menggunakan filter

Pelapisan *cartridge* dengan tembaga ferosianat dilakukan dengan cara mencelupkan *cartridge* pada 300 ml larutan $\text{FeCN}_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 33,33% (W/V) hingga seluruh larutan membasahi media *cartridge* tersebut. Pencelupan dilakukan selama 2 hari sampai seluruh media basah merata. Setelah proses pencelupan, dilakukan proses pengeringan pada oven dengan suhu 80 °C selama 2-3 hari. Setelah proses pengeringan dilanjutkan dengan pencelupan pada 300 ml larutan $\text{Cu}(\text{II})(\text{NO}_3)_2$ 3,33% hingga seluruh larutan membasahi media tersebut dan membentuk lapisan endapan CuFeCN_6 yang berwarna coklat. Proses pencelupan ini dilakukan selama 1 hari. Tahapan

berikutnya adalah pencucian *cartridge* yang telah terlapisi CuFeCN_6 dengan air bebas mineral dan dikeringkan dalam oven pada suhu 80°C selama 2-3 hari^[6].

Sebanyak 100-300 liter air laut dipompakan ke dalam *cartridge* dengan kecepatan 4 liter per menit. *Cartridge* kemudian dikeluarkan dari kelongsongnya dan dikeringkan selama 1 hari dilanjutkan dengan pengabuan pada suhu 400°C selama 4 hari. Abu yang dihasilkan dicacah menggunakan *gamma spectrometry system* beresolusi tinggi selama 4 hari^[6].

Konsentrasi Cs-137 dalam sampel air laut dihitung dengan persamaan 1 dan persamaan 2 berikut^[6],

$$C(Cs) = \frac{A_2}{V \cdot E} \quad (1)$$

$$E = \left(1 - \frac{A_3}{A_2}\right) \times 100\% \quad (2)$$

Dimana,

$C(Cs)$: konsentrasi Cs-137 dalam sampel air (Bq/L)

A_2 : aktivitas Cs-137 dalam *cartridge* filter 2 (Bq)

A_3 : aktivitas Cs-137 dalam *cartridge* filter 3 (Bq)

V : volume air laut yang melalui filter (L)

E : efisiensi serapan *cartridge* (%)

Analisis Sampel Sedimen

Sampel sedimen dicuplik dari perairan laut Bangka Barat dan Bangka Selatan. Titik-titik sampling berjarak 2-10 km dari garis pantai pada rentang koordinat antara $105^\circ 5.734' \text{BT}$ $2^\circ 1.314' \text{LS}$ sampai $105^\circ 53.592' \text{BT}$ $2^\circ 42.060' \text{LS}$. Sampel sedimen juga dicuplik dari perairan laut pesisir Parepare dan Manado. Pada setiap titik sampling diambil sebanyak lebih kurang 2 kg sampel sedimen.

Sampel sedimen dikeringkan dalam oven dengan suhu 100°C selama 8 jam per hari selama 5 hari. Setelah kering, sampel sedimen yang membatu dihaluskan dengan menggunakan *grinder* sampai mencapai ukuran 0,5 mikron. Sebanyak 1 kg sampel sedimen kering dimasukkan ke dalam *marinelli* untuk dicacah dengan menggunakan *gamma spectrometry system* dengan detektor *High Purity Germanium* (HPGe) merek *Canberra* tipe GX2018 dengan efisiensi 20%. Pencacahan dilakukan selama 3x24 jam.

Penghitungan Koefisien Distribusi (K_d)

Koefisien distribusi (K_d) dihitung dengan menggunakan persamaan berikut^[2,3,5],

$$K_d = \frac{C_{sed}}{C_{wtr}} \quad (3)$$

C_{sed} : konsentrasi Cs-137 dalam sampel sedimen (Bq/kg)

C_{wtr} : konsentrasi Cs-137 dalam sampel air (Bq/L)

HASIL DAN PEMBAHASAN

Pengambilan sampel air laut dan sedimen telah dilakukan dari sejumlah titik sampling, yaitu sebanyak lima titik di Bangka Barat, dua titik di Bangka Selatan, dua titik di Parepare, serta tiga titik di Manado. Hasil analisis konsentrasi radionuklida Cs-137 pada sampel sedimen dan air laut serta hasil penghitungan nilai K_d dari setiap sampel disajikan pada Tabel 1 dan Tabel 2.

IAEA telah merekomendasikan nilai batas K_d cesium air laut adalah sebesar $3.00\text{E}+03$ L/kg^[2], sementara untuk laut terbuka IAEA merekomendasikan nilai K_d cesium adalah $2.00\text{E}+03$ L/kg^[5]. Nilai rata-rata K_d dari setiap daerah pengambilan sampel dibandingkan dengan nilai batas

K_d rekomendasi IAEA dan ditampilkan dalam bentuk diagram batang (Gambar 2). Tampak bahwa nilai K_d perairan laut Bangka Barat dan Manado lebih kecil daripada nilai batas yang direkomendasikan IAEA. Sedangkan nilai K_d perairan laut Bangka Selatan dan Parepare lebih besar daripada nilai rekomendasi IAEA.

Tabel 1. Nilai K_d sampel Bangka Barat dan Bangka Selatan

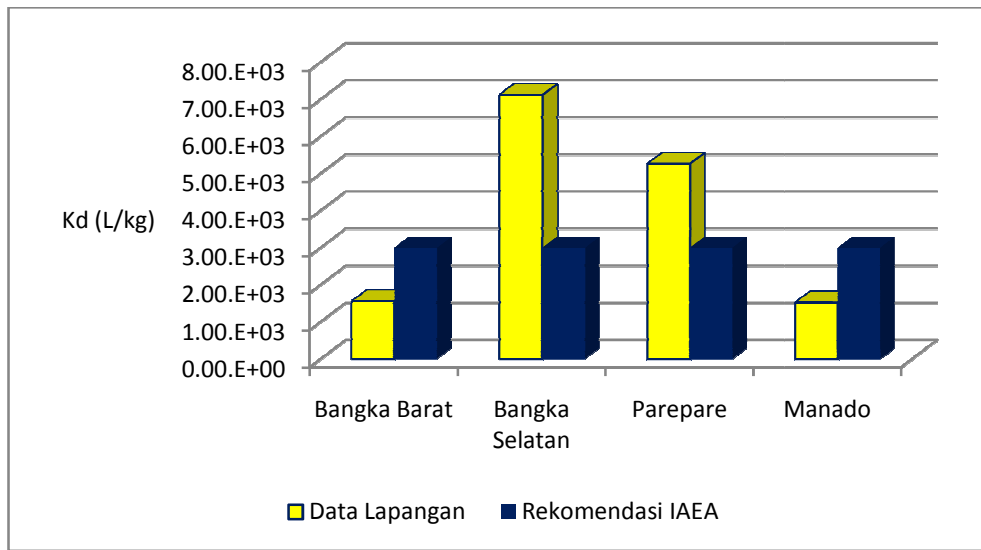
Sampel	Konsentrasi Cs-137		K_d , L/kg
	Sedimen, Bq/kg	Air laut, Bq/L	
Bangka Barat 1	1.33.E+00	5.10.E-04	2.61.E+03
Bangka Barat 2	1.80.E-01	6.00.E-04	3.00.E+02
Bangka Barat 3	1.50.E-01	4.90.E-04	3.06.E+02
Bangka Barat 4	1.66.E+00	5.70.E-04	2.91.E+03
Bangka Barat 5	1.09.E+00	6.60.E-04	1.65.E+03
Rata-rata			1.56.E+03
Bangka Selatan 1	3.20.E-01	3.69.E-05	8.67.E+03
Bangka Selatan 2	2.70.E-01	4.85.E-05	5.57.E+03
Rata-rata			7.12.E+03

Tabel 2. Nilai K_d sampel Parepare dan Manado

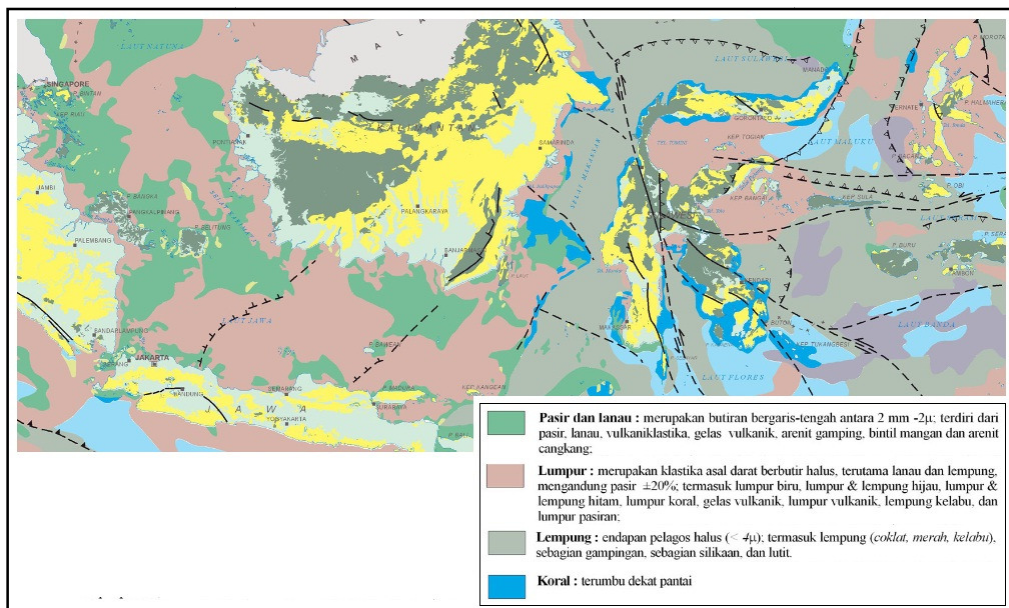
Sampel	Konsentrasi Cs-137		K_d , L/kg
	Sedimen, Bq/kg	Air laut, Bq/L	
Parepare 1	7.20.E-01	1.26.E-04	5.71.E+03
Parepare 2	1.03.E+00	2.14.E-04	4.81.E+03
Rata-rata			5.26.E+03
Manado 1	3.10.E-01	2.30.E-04	1.35.E+03
Manado 2	1.40.E-01	1.60.E-04	8.75.E+02
Manado 3	2.10.E-01	9.00.E-05	2.33.E+03
Rata-rata			1.52.E+03

IAEA telah merekomendasikan nilai batas K_d cesium air laut adalah sebesar 3.00E+03 L/kg^[2], sementara untuk laut terbuka IAEA merekomendasikan nilai K_d cesium adalah 2.00E+03 L/kg^[5]. Nilai rata-rata K_d dari setiap daerah pengambilan sampel dibandingkan dengan nilai batas K_d rekomendasi IAEA dan ditampilkan dalam bentuk diagram batang (Gambar 2). Tampak bahwa nilai K_d perairan laut Bangka Barat dan Manado lebih kecil daripada nilai batas yang direkomendasikan IAEA. Sedangkan nilai K_d perairan laut Bangka Selatan dan Parepare lebih besar daripada nilai rekomendasi IAEA.

Besarnya nilai K_d sangat dipengaruhi oleh jenis sedimen, kualitas air dan juga kondisi lainnya. Umumnya semakin halus sedimen semakin besar nilai K_d untuk kondisi kualitas air yang sama^[2].



Gambar 2. Diagram batang nilai K_d perairan laut Indonesia



Gambar 3. Peta sedimen permukaan dasar laut Indonesia ^[7]

Berdasarkan peta sedimen permukaan dasar laut yang dikeluarkan oleh Pusat Penelitian dan Pengembangan Geologi Bandung (Gambar 3)^[7] tampak bahwa sedimen permukaan dasar laut di Indonesia memiliki jenis yang beragam. Sedimen permukaan dasar laut Bangka Barat dan Manado berjenis pasir dan lanau yang merupakan butiran dengan garis tengah 2mm-2 μ . Sedimen permukaan dasar laut Bangka Selatan dan Parepare berjenis lumpur yang merupakan klastika asal darat berbutir halus. Berdasarkan fakta tersebut dapat disimpulkan bahwa hasil penghitungan nilai K_d pada penelitian ini sejalan dengan teori pada literatur dimana nilai K_d perairan laut Bangka Barat dan Manado lebih kecil dibandingkan dengan nilai K_d perairan laut Bangka Selatan dan Parepare disebabkan oleh jenis sedimen permukaan dasar lautnya yang memiliki butiran yang lebih kasar.

KESIMPULAN

Telah dilakukan analisis konsentrasi radionuklida Cs-137 pada sampel sedimen dan air laut. Sampel dicuplik dari perairan laut Bangka Barat, Bangka Selatan, Parepare dan Manado. Perairan laut Bangka Barat dan Bangka Selatan dipilih sebagai lokasi pengambilan sampel karena merupakan calon tapak Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir (PLTN). Perairan laut Parepare dan Manado dipilih karena merupakan jalur potensial masuknya radionuklida Cs-137 dari samudera Pasifik yang disebabkan oleh adanya arus lintas Indonesia (ARLINDO). Hasil analisis digunakan untuk menghitung nilai koefisien distribusi (K_d) Cs-137 pada sedimen laut. Badan Tenaga Atom Internasional (IAEA) merekomendasikan nilai batas K_d untuk sedimen laut adalah sebesar $3,0E+03$ L/kg. Dalam penelitian ini diperoleh nilai K_d untuk setiap lokasi sampling berkisar antara $1,52E+03$ sampai $7,12E+03$ L/kg.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. IAEA-TECDOC-1429. Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS): Radionuclide Levels in Oceans and Seas. International Atomic Energy Agency. Vienna (2005).
- [2]. Safety Report Series No. 19. Generic Models for Use In Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. International Atomic Energy Agency. Vienna (2001).
- [3]. Topcuoglu, S., N. Gungor, C. Kirbasoglu. Distribution Coefficients (K_d) and Desorption Rates of ^{137}Cs and ^{241}Am in Black Sea Sediments. Chemosphere 49, Pergamon (2002).
- [4]. Carroll, J. Et al. (1999). Distribution Coefficients (K_d 's) for Use in Risk Assessment Models of the Kara Sea. Applied Radiation and Isotopes 51, Pergamon (1999).
- [5]. Technical Reports Series No. 422. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. International Atomic Energy Agency. Vienna (2004).
- [6]. Suseno, H. Profil Konsentrasi ^{137}Cs di Perairan Pesisir Indonesia yang Ditetapkan Menggunakan Metoda Pemekatan Sampel Melalui *Cartridge Filter* Berlapis Tembaga Ferosianat. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah Vol. 15 No. 1 Tahun 2012. Pusat Teknologi Limbah Radioaktif. Jakarta (2012).
- [7]. Marsia, M. Peta Sedimen Permukaan Dasar Laut. Pusat Penelitian dan Pengembangan Geologi. Bandung (2010).

APLIKASI HIDROGEL SUPERABSORBEN KOPOLI (ASAM AKRILAT-HIDROKSI ETIL AKRILAT)-KITOSAN HASIL IRADIASI GAMMA UNTUK ADSORPSI ION LOGAM Cu^{2+} DALAM LARUTAN

Dhena Ria Barleany¹, Sofiyati¹, Unayah¹, Erizal²

¹Jurusan Teknik Kimia, Fakultas Teknik-Universitas Sultan Ageng Tirtayasa, Cilegon

²Pusat Aplikasi Teknologi Isotop dan Radiasi, Batan, Jl. Lebak bulus Raya no.49.

ABSTRAK

APLIKASI HIDROGEL SUPERABSORBEN KOPOLI (ASAM AKRILAT-HIDROKSI ETIL AKRILAT)-KITOSAN HASIL IRADIASI GAMMA UNTUK ADSORPSI ION LOGAM Cu^{2+} DALAM LARUTAN. Permasalahan pencemaran air oleh ion logam berat menimbulkan pengaruh yang sangat buuk terhadap lingkungan, karena sifatnya yang non-biodegradable. Adsorpsi merupakan salah satu metode yang paling efisien dan murah untuk menghilangkan polutan ion logam berat dari air limbah. Dalam penelitian ini, dilakukan studi proses adsorpsi ion logam Cu^{2+} menggunakan hidrogel superabsorben (HSA) kopoli (asam akrilat-hidroksi etil akrilat)-kitosan. Satu seri campuran larutan asam akrilat-kitosan (15/1,%v/v) dengan variasi konsentrasi monomer hidroksi etil akrilat (HEA) pada rentang 0-0,5% diiradiasi pada dosis 20 kGy yang digunakan untuk adsorpsi ion Cu^{2+} dari larutan. Pengujian adsorpsi dilakukan dengan memvariasikan dosis adsorben (10-50 mg), konsentrasi larutan Cu^{2+} (300-900 ppm), waktu kontak (10-50 menit) . Pengaruh konsentrasi HEA terhadap kapasitas adsorpsi HSA pada ion logam Cu^{2+} diinvestigasi. Perubahan kimia HSA dikarakterisasi menggunakan *Fourier Transform Infra Red* (FTIR). Hasil evaluasi menunjukkan bahwa dengan meningkatnya konsentrasi HEA, menyebabkan kapasitas adsorpsi HSA terhadap ion $\text{Cu}(\text{II})$ meningkat. Selain itu, HSA yang mengandung HEA menunjukkan kapasitas adsorpsi optimum pada konsentrasi larutan ion Cu^{2+} sebesar 300 ppm pada pH sekitar 7. Data-data adsorpsi dapat dinyatakan dengan baik sebagai Langmuir Isotermis model ($r=0,9908$). Spektrum FTIR menunjukkan terjadinya ikatan silang dalam HSA.

Kata kunci: Superabsorben, kopolimerisasi, iradiasi gamma, adsorpsi.

ABSTRACT

THE APPLICATION OF SUPERABSORBEN HYDROGEL OF COPOLY(ACRYLIC ACID-HYDROXY ETHYL ACRYLIC)-CHITOSAN PREPARED BY GAMMA IRRADIATION FOR ADSORPTION Cu^{2+} METAL IONS IN SOLUTION. The water pollution problems by heavy metal ions have been very influence for environment because non-biodegradable. Adsorption is the most efficient and inexpensive method for recovery of heavy metal ions pollutant from wastewater. In this research, the batch adsorption experiment of metal Cu^{2+} ions from aqueous solution was carried out using superabsorbent hydrogels (HSA) of copoly (acrylic acid-hydroxy ethyl acrylic) –chitosan. A series of the mixture acrylic acid-chitosan (15/1,v/v,%) with varying hydroxy ethylacrylic (HEA) concentration (0-0,5 %) were irradiated by gamma rays from cobalt-60 at a dose of 20 kGy. The adsorption processes were conducted with varying adsorben doses (10-50 mg), initial Cu^{2+} ions concentration (300-900 ppm), and contact times (10-50 min). The effect of HEA concentration on the adsorption capacity of hydrogel for Cu^{2+} ions were investigated. The chemical changes of hydrogels were measured using *Fourier Transform Infra Red* (FTIR). The results indicated that the addition of HEA up to 0.05 % into hydrogel copoly (acrylic acid)-chitosan could improve the initial adsorption rate and final adsorption capacity for Cu^{2+} ions. In addition, HSA exhibited optimum adsorption at Cu^{2+} ions concentration of 300 ppm with pH approximately 7. The adsorption data could be well desribed as Langmuir isotherm model ($r=0.9908$). Spectra FTIR of HSA revealed crosslinking occur as the effect of gamma irradiation

Keywords: superabsorbent, copolymerization, gamma irradiation, adsorption.

PENDAHULUAN

Hidrogel superabsorben (HSA) adalah suatu istilah mencakup jenis polimer yang berbasis kemampuan mengabsorpsi sejumlah kuantitas air. Setiap jenis polimer ini mempunyai cara yang berbeda dalam mencapai fenomena *superabsorbent* dan laju absorpsi. Namun demikian, HSA sangat efektif mengabsorpsi air. HSA pada hakikatnya adalah polimer berikatan silang yang mempunyai kemampuan mengabsorpsi air ratusan kali dari berat keringnya, tidak larut dalam air karena adanya struktur 3 dimensi pada jaringan polimernya. HSA merupakan materi yang sangat menarik karena sifat kelarutannya dan daya angkut air yang unik. Bentuknya yang mirip air disebabkan polimer ini hampir seluruh bagian bentuknya terdiri dari air. Karena sifat yang unik tersebut, hidrogel ini mempunyai jangkauan aplikasi yang luas mulai dari sebagai bahan penyerap urin dalam popok bayi/wanita dengan kebutuhan yang cukup besar per tahunnya di seluruh dunia [1]. Selanjutnya HSA dapat digunakan pula untuk wadah penyimpanan air untuk daerah kering/pertanian [2], salju buatan [3], sumber air cadangan pada tanaman hortikultura [4], penyerap zat warna [5], pemekatan senyawa menguap [6], eliminasi air tubuh [7], absorpsi bakteri dan jamur pada pembalut luka [8], dan imobilisasi urea [9].

Asam akrilat (AA) adalah monomer hidrofilik yang dalam bentuk ioniknya ($-\text{C}-\text{OO}^-$) mempunyai afinitas yang besar terhadap air, dan paling populer dipakai sebagai bahan dasar pembuatan superabsorben. Namun demikian, sintesis AA menjadi poli (asam akrilat) (PAA) dapat dilakukan baik secara reaksi kimia maupun radiasi. Namun demikian, superabsorben PAA hasil sintesis ini merupakan homopolimer mempunyai kelemahan yaitu sukar mempertahankan kandungan air dalam kondisi tekanan sedang dikarenakan hanya sebagian struktur jaringan polimer yang membentuk ikatan silang dan bagian ini larut dalam air. Untuk mengatasi masalah ini pada umumnya untuk memanfaatkan asam akrilat dapat dilakukan kopolimerisasi dengan polimer lainnya atau polimerisasi asam akrilat dalam bentuk garamnya [10-12].

Untuk hal tersebut diatas dalam penelitian ini dilakukan kopolimerisasi AA dengan monomer hidroksi etil akrilat (HEA) yang berfungsi sebagai *crosslinker* (pengikat silang) yang ditambahkan kitosan dengan metode radiasi. Penggabungan 2 jenis monomer AA dan HEA disertai penambahan kitosan. AA dan HEA dengan gugus fungsi masing-masing $-\text{C}-\text{O}-\text{O}-\text{H}$ dan kitosan dengan gugus fungsi $-\text{O}-\text{NH}_2$ berafinitas yang tinggi terhadap air dan bersifat sebagai ligan terhadap ion logam. Oleh karena itu, hidrogel hasil sintesis campuran AA-HEA-kitosan ini diharapkan dapat bersifat sebagai superabsorben dengan kemampuan daya serap air yang tinggi dan dapat mengadsorpsi ion-ion logam dalam larutan.

Tujuan penelitian ini adalah mensintesis HSA kopolimer(AA-HEA)-kitosan dengan konsentrasi AA 15 % (yang dinetralkan dengan KOH), kitosan 1% dan HEA yang bervariasi 0-0.5% diiradiasi dengan sinar gamma pada dosis 20 kGy. Sifat fisiko-kimia dari hidrogel dipelajari yang meliputi fraksi gel, air terserap dan uji kemampuan adsorpsi hidrogel terhadap ion logam ion Cu (II) sebagai model ion logam.

TATA KERJA

Bahan dan Alat

Bahan-bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah kitosan medical grade dari PT. Surindo, asam akrilat (Merck), kalium hidroksida (Merck), Hidroksil etil akrilat (Shin Nakamura Chemical Co.Ltd, Japan), $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (Merck). Bahan kimia lainnya kualitas p.a.

Alat-alat yang digunakan dalam penelitian ini adalah, *shaker incubator* Kottermann Laborteknik, iradiator Co-60, oven Hereaus Instrumen VacuTerm, *homogenizer dan stirrer* Heidolph dan Ika C-mag HS7, pengepres plastik Polystar 401 HM, timbangan analitik Shimadzu AUW 320, Spektrofotometer UV-Vis genesys 2 dan Spektrofotometer *Fourier Transform Infrared* (FTIR, Shimadzu Prestige-21

Pembuatan Hidrogel

Aquades sebanyak 73,4 mL, asam akrilat sebanyak 15%, kalium hidroksida sebanyak 11,67 gram dan kitosan sebanyak 1 gram dimasukkan kedalam botol 250 mL. Selanjutnya diaduk sehingga homogen dan ditambahkan HEA dengan variasi volume 0,1 mL hingga 0,5 mL. Larutan kemudian dihomogenkan dan dimasukkan kedalam plastik khusus dan diiradiasi pada dosis 20 kGy. Produk hasil radiasi berbentuk membran, kemudian dikeringkan dalam oven pada suhu 60°C dalam oven vakum dan dihaluskan menggunakan blender sehingga menjadi serbuk ukuran sekitar 60-120 mesh..

Pengujian adsorpsi Ion Cu²⁺ dalam larutan

Hidrogel terlebih dahulu dicuci menggunakan aquades. Hidrogel dan 50 ml larutan ion Cu²⁺ dimasukkan kedalam botol, kemudian dikocok menggunakan shaker inkubator pada temperatur ruang. Sampel kemudian dianalisa menggunakan spektrofotometer UV-Vis.

Penetapan Fraksi Gel

Serbuk hidrogel dikeringkan dalam oven pada suhu 60 °C dan ditimbang sampai bobot konstan (W₀), kemudian dimasukkan kedalam kertas saring teh. Selanjutnya direndam dalam aquades dan dikocok menggunakan *shaker incubator* dengan kecepatan 100 rpm selama 1 hari untuk menghilangkan zat-zat yang tidak bereaksi. Hidrogel kemudian dikeringkan dalam oven pada suhu 60°C selama 2 hari dan ditimbang kembali sampai bobot konstan (W₁). Fraksi gel dihitung dengan persamaan:

$$\text{Fraksi Gel (\%)} = \frac{W_1}{W_0} \times 100\% \quad (1)$$

Keterangan :

W₁= bobot hidrogel kering setelah dioven (g)

W₀= bobot hidrogel kering awal (g)

Rasio Swelling

Serbuk hidrogel dikeringkan dalam oven pada suhu 60°C hingga bobot konstan, lalu ditimbang (W₀). Kemudian hidrogel kering dicampurkan dengan 50 mL aquades dan diaduk menggunakan homogenizer selama waktu tertentu. Hidrogel kemudian disaring selama 30 menit. Banyaknya air yang terserap (W_s) selama pengadukan dihitung. Rasio *swelling* dihitung dengan persamaan:

$$\text{Rasio swelling (g/g)} = \frac{W_s}{W_0} \quad (2)$$

Keterangan :

W_s = Banyaknya air yang diserap (g)

W₀ = Berat hidrogel kering (g)

Pengujian Ion Cu²⁺ yang Terserap

Serbuk hidrogel dicuci dengan menggunakan aquades selama 10 menit untuk menghilangkan zat-zat yang tidak bereaksi. Hidrogel kemudian digunakan untuk mengadsorpsi 50 mL ion Cu²⁺ dengan berbagai konsentrasi awal Cu²⁺ dan waktu tertentu. Setelah itu dipipet 5 mL larutan (dilakukan triplo) dan ukur serapannya dengan menggunakan spektrofotometer UV-VIS pada panjang gelombang 810 nm. Konsentrasi ion Cu²⁺ yang diadsorpsi oleh hidrogel dihitung dari selisih persentase ion awal dengan persentase ion yang tersisa dalam larutan. Ion Cu²⁺ yang terserap dihitung dengan persamaan :

$$\text{Ion Cu}^{2+} \text{ yang terserap} = \frac{K_0 - K_i}{K_0} \times 100 \% \quad (3)$$

Keterangan :

K₀ = Konsentrasi awal ion Cu²⁺ (ppm)

K_i = Konsentrasi setelah adsorpsi ion Cu²⁺ (ppm)

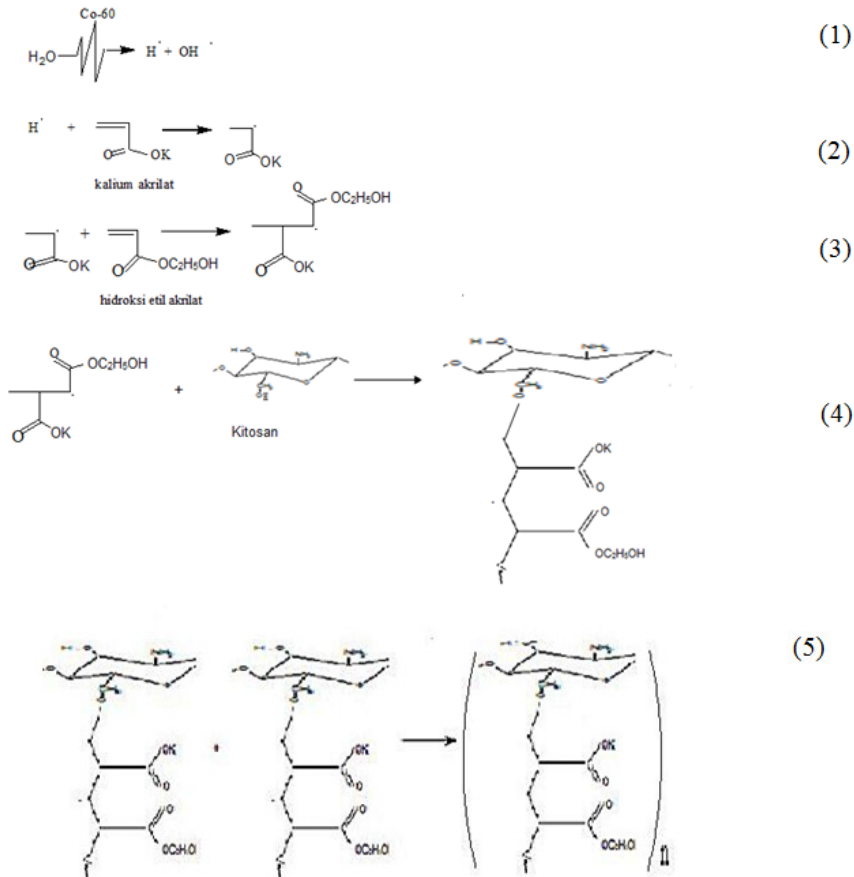
Uji gugus fungsi dengan spektrofotometer FTIR

Hidrogel hasil iradiasi dikeringkan dalam oven pada suhu 60°C. Kemudian hidrogel digerus halus. Sejumlah serbuk digerus dengan serbuk halus kalium bromida kering dengan perbandingan (1:200). Kemudian dibuat spektrum serapan cahaya inframerah pada bilangan gelombang 4000 cm⁻¹–500 cm⁻¹.

PEMBAHASAN

Sintesis HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan

Sintesis HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan dilakukan dengan teknik radiasi polimerisasi menggunakan iradiasi gamma. Berdasarkan penelitian yang dilakukan oleh Rizal dkk. [11] tentang mekanisme reaksi sintesis HSA (akrilamida-KO-kalium akrilat) dengan teknik radiasi, maka reaksi pembentukan kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan diperkirakan mengikuti reaksi polimerisasi adisi dengan tahapan reaksi yang disajikan pada Gambar 1.

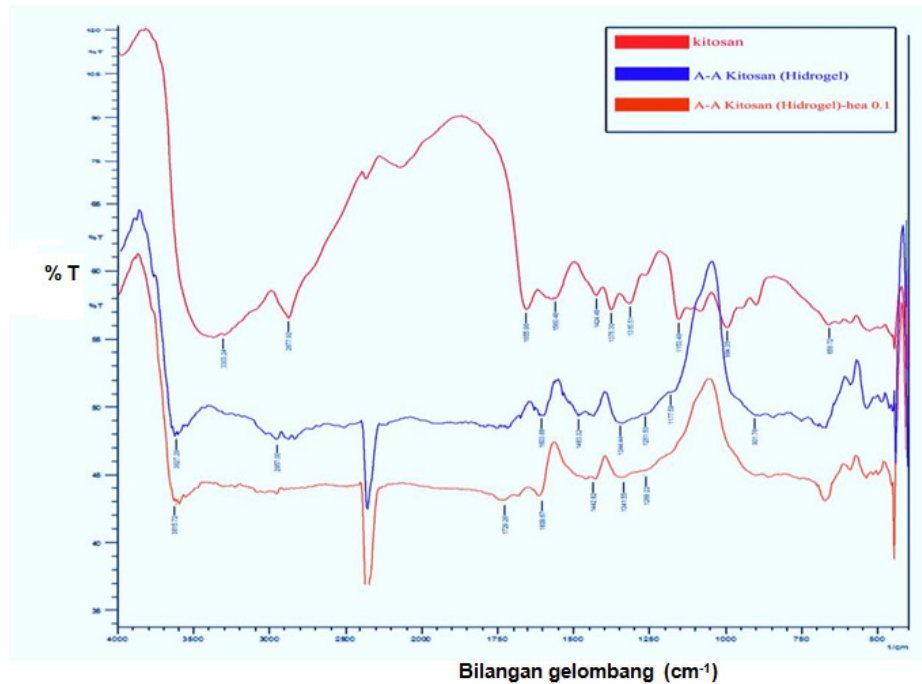


Gambar 1. Mekanisme reaksi sintesis HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan

Mekanisme reaksi sintesis kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan yang tertera pada Gambar 1 merupakan reaksi radikal yang diinduksi oleh sinar gamma. Mula-mula air (reaksi 1) mengalami reaksi hidrolisis membentuk radikal H^{\cdot} dan OH^{\cdot} (reaksi inisiasi). Radikal H^{\cdot} bereaksi dengan kalium akrilat (reaksi 2) membentuk radikal kalium akrilat dengan reaksi adisi radikal H^{\cdot} pada ikatan rangkap dari kalium akrilat. Selanjutnya, radikal kalium akrilat bereaksi dengan hidroksi etil akrilat dengan cara reaksi adisi pada ikatan rangkapnya membentuk dimer radikal (reaksi 3). Reaksi 3 berlangsung secara sinambung (reaksi propagasi). Kemudian senyawa tersebut direaksikan dengan kitosan sehingga terbentuk senyawa kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan (reaksi 4). Reaksi akan berakhir (reaksi terminasi) dengan bereaksinya dua radikal membentuk senyawa kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan yang stabil (reaksi 5).

Uji Gugus Fungsi dengan Spektrofotometer FT-IR

Hasil analisa spektrum menunjukkan bahwa ada perubahan intensitas spektrum IR dari bahan awal berupa kitosan, asam akrilat-kitosan, dan asam akrilat-HEA-kitosan. Perubahan ini terjadi akibat adanya beberapa gugus fungsi yang sebelum radiasi ada atau memiliki % transmittan yang tinggi tetapi setelah radiasi mengalami perubahan dan mengakibatkan gugus fungsi memiliki % transmittan yang menurun. Menurunnya % transmittan suatu gugus fungsi disebabkan oleh adanya pembentukan ikatan asam akrilat-HEA-kitosan. Perubahan gugus fungsi kitosan, asam akrilat-kitosan, dan asam akrilat-HEA-kitosan dapat dilihat pada Gambar 2.



Gambar 2. Spektrum FTIR HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan

Hasil spektrum FTIR diperoleh pada asam akrilat-HEA-kitosan yang memiliki kemiripan dengan spektrum asam akrilat-kitosan tetapi % transmittannya lebih rendah asam akrilat-HEA-kitosan, hal ini diduga kuat adanya penambahan gugus fungsi HEA. Bilangan gelombang untuk asam akrilat-HEA-kitosan lebih tinggi dibandingkan dengan bilangan gelombang kitosan. Hal ini menunjukkan bahwa adanya penambahan asam akrilat-HEA memberikan pengaruh terhadap bilangan gelombang untuk gugus ikatan NH/OH, CH, CO dan CN. Serapan karakteristik kitosan terdapat pada bilangan gelombang 3303,24 cm^{-1} yang menunjukkan adanya ikatan -NH yang tumpang tindih dengan rentangan -OH. Sedangkan pada asam akrilat-HEA-Kitosan gugus -NH terlihat pada bilangan gelombang 3515,72 cm^{-1} . Hal ini dapat disimpulkan bahwa asam akrilat, HEA dan kitosan membentuk ikatan silang. Perbandingan bilangan gelombang kitosan dan asam akrilat-HEA-kitosan dapat dilihat pada Tabel 1.

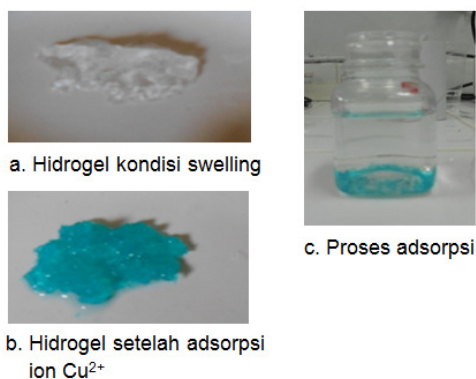
Tabel 1. Spektrum infra merah hidrogel

Gugus fungsi	Bilangan gelombang (cm^{-1})	Bilangan gelombang kitosan (cm^{-1})	Bilangan gelombang asam akrilat- HEA- kitosan (cm^{-1})
NH/OH	3000-3700	3303,24	3615,72
CH	2800-3000	2877,92	2950
CO	1640-1820	1655,96	1729,56
CN	900-1300	1153,48	1269,22

Proses Adsorpsi Cu^{2+} oleh Hidrogel Superabsorben

Hasil sintesis HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan dalam kondisi kering tidak dapat mengadsorpsi ion Cu^{2+} dikarenakan adanya degradasi pada saat sintesis HSA sehingga pada saat adsorpsi senyawa yang terdegradasi akan larut dalam air dan tidak dapat dilakukan pengukuran kapasitas adsorpsinya. Jadi untuk mengatasi hal tersebut maka HSA dalam bentuk *swelling* dimana pada kondisi *swelling* akan membuka pori HSA menjadi lebar dan besar. Pada kondisi tersebut akan mempermudah ion Cu^{2+} untuk masuk kedalam pori-pori HSA dalam jumlah relatif besar dan dengan mudah bereaksi dengan gugus NH_2 , $-\text{COO}^-$, dan OH membentuk ion kompleks.

Pada penelitian ini bentuk fisik dari HSA mengalami perubahan yang drastis dari bentuk *swelling* awal oleh air dan setelah dimasukkan kedalam larutan ion logam secara perlahan menciut (mengecil) ukurannya disertai dengan ion logam yang teradsorpsi (ditandai dengan perubahan warna HSA dari bening menjadi biru yang merupakan warna dari ion Cu^{2+}). Proses adsorpsi oleh HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan dapat dilihat pada Gambar 3.



Gambar 3. Proses adsorpsi ion Cu^{2+} oleh HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan.

Isoterm Adsorpsi

Isoterm adsorpsi merupakan suatu model yang pada umumnya dipakai untuk menggambarkan hubungan jumlah zat yang teradsorpsi pada sejumlah berat adsorben. HSA asam akrilat-HEA-kitosan yang digunakan dalam penelitian ini berfungsi sebagai adsorben untuk menyerap ion logam tembaga.

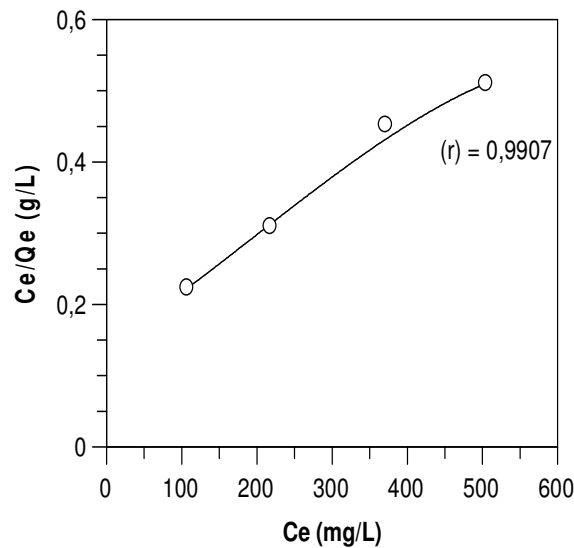
Hasil perhitungan menunjukkan bahwa nilai koefisien korelasi (r) untuk persamaan Langmuir adalah 0,9907. Nilai ini lebih tinggi (mendekati 1) dibandingkan dengan hasil pengujian menggunakan persamaan Freundlich, dimana nilai koefisien korelasi (r) untuk persamaan Freundlich adalah 0,9834. Model kesetimbangan Langmuir lebih sesuai untuk pendekatan sistem adsorpsi ion logam Cu^{2+} dengan persamaan yang didapat $y = 0,1493 + 0,0007x$. Pada penelitian ini menunjukkan bahwa proses adsorpsi HSA terhadap ion logam Cu^{2+} didasarkan atas beberapa asumsi, yaitu adsorpsi hanya terjadi pada lapisan tunggal (monolayer) dan semua situs dan permukaannya bersifat homogen (Oscik J 1994).

Dari hasil plot C_e dan C_e/Q_e pada Gambar 4 dengan menggunakan persamaan isoterm adsorpsi Langmuir yaitu $C_e/Q_e = 1/Q_{\text{max}} b + C_e / Q_{\text{max}}$ memberikan harga koefisien korelasi yang tinggi.

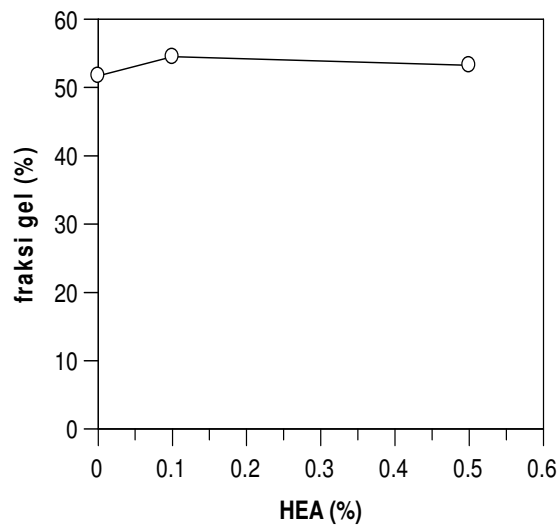
Pengaruh Penambahan HEA terhadap fraksi gel

Kitosan merupakan salah satu polisakarida alami yang terdegradasi pada rantai utamanya jika dipapari radiasi[13]. Namun dalam sistem larutan air, asam akrilat dan HEA merupakan komponen utama yang mengalami reaksi kopolimerisasi dan ikatan silang (*crosslinking*) jika campuran ini disinari iradiasi gamma (Jing dalam Erizal dkk, 2010).

Pengaruh variasi konsentrasi HEA terhadap fraksi gel kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan disajikan pada Gambar 5. Iradiasi pada dosis 20 kGy dengan konsentrasi HEA 0 menghasilkan fraksi gel yang relatif rendah yaitu 51,73%, dan meningkatnya konsentrasi HEA menjadi 0,1% dan 0,5% menyebabkan kenaikan fraksi gel mencapai 54,51% dan 53,29%. Tidak tercapainya fraksi gel yang tinggi hingga 100% mungkin disebabkan adanya degradasi kitosan atau asam akrilat selama proses iradiasi berlangsung.



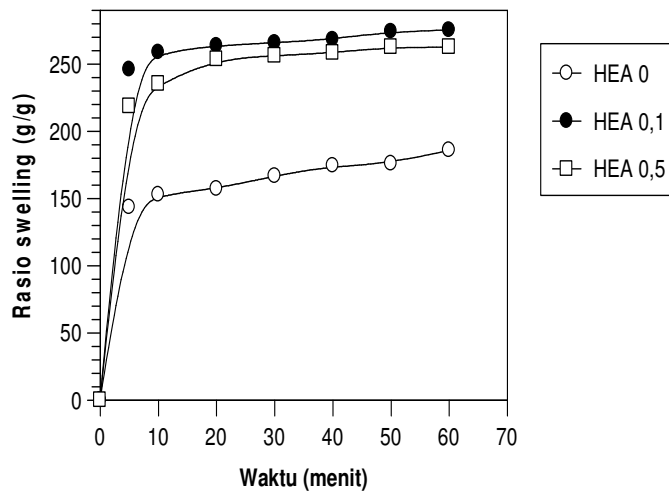
Gambar 4. Kurva isoterm adsorpsi pada HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan



Gambar 5. Hubungan konsentrasi HEA terhadap fraksi gel

Pengaruh penambahan HEA terhadap rasio *swelling*

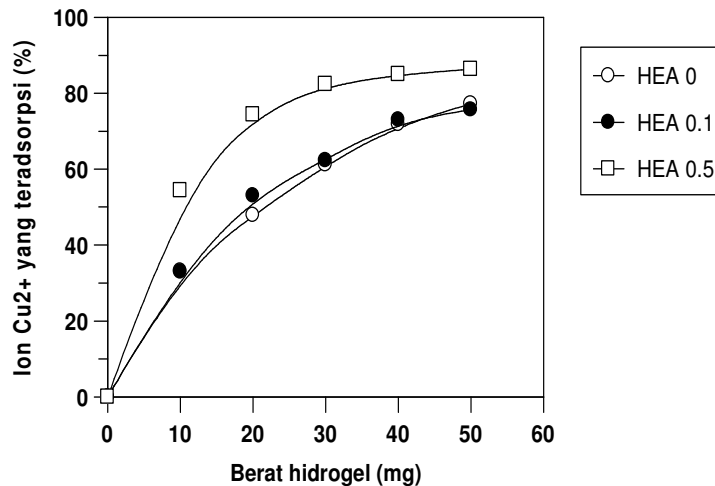
Pengaruh konsentrasi HEA terhadap rasio *swelling* HSA hasil iradiasi pada dosis 20 kGy sebagai fungsi waktu disajikan pada Gambar 6. Terlihat bahwa dengan meningkatnya lama waktu perendaman maka rasio *swelling* yang didapat semakin besar. Pada Gambar 6 diperoleh nilai rasio *swelling* terbesar pada konsentrasi HEA 0,1%, dimana dengan adanya penambahan HEA maka kemampuan HSA untuk menyerap air lebih baik. Namun, pada penambahan konsentrasi HEA 0,5% didapatkan rasio *swelling* yang lebih kecil dibandingkan penambahan HEA 0,1%. Hal ini disebabkan dengan meningkatnya konsentrasi HEA mengakibatkan jumlah gugus hidrofilik meningkat, tetapi kerapatan jarak baik intra molekul maupun intermolekul dalam matrik HSA juga meningkat. Akibatnya air sukar melakukan penetrasi ke dalam kerangka jaringan matriks sehingga menyebabkan rasio *swelling* mengalami penurunan.



Gambar 6. Hubungan konsentrasi HEA terhadap rasio swelling

Pengaruh variasi berat hidrogel terhadap persentasi adsorpsi ion Cu^{2+}

Uji kemampuan adsorpsi ion logam Cu^{2+} oleh HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan pada berbagai variasi berat hidrogel disajikan pada Gambar 7. Terlihat bahwa pada konsentrasi HEA 0,5% pada berat 10 mg didapatkan nilai kapasitas adsorpsi sebesar 52,92%, dan dengan bertambahnya berat hidrogel sampai 50 mg didapatkan kapasitas adsorpsi sebesar 86,23% yang merupakan kapasitas adsorpsi maksimal. Jadi, semakin meningkatnya berat hidrogel mengakibatkan kapasitas adsorpsinya semakin meningkat. Pada HSA dengan konsentrasi 0% dan konsentrasi 0,1% juga didapatkan nilai kapasitas adsorpsi yang semakin meningkat dengan pertambahan berat hidrogel. Hal ini menunjukkan bahwa adanya HEA dalam HSA dapat meningkatkan kemampuan adsorpsi terhadap ion logam Cu^{2+}

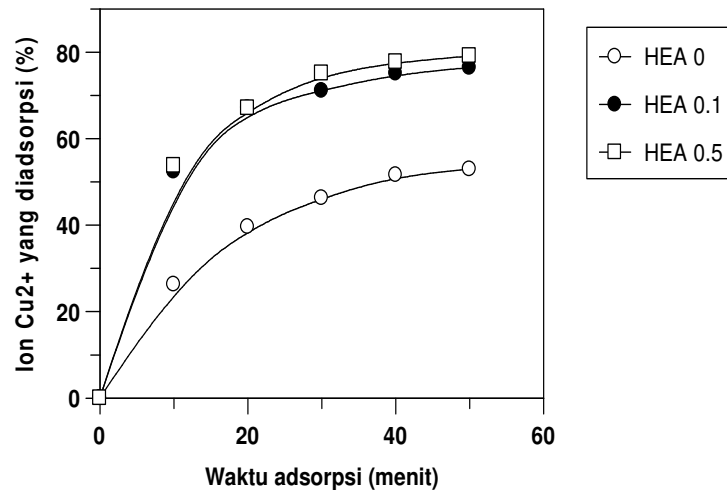


Gambar 7. Pengaruh berat hidrogel terhadap adsorpsi ion logam Cu^{2+}

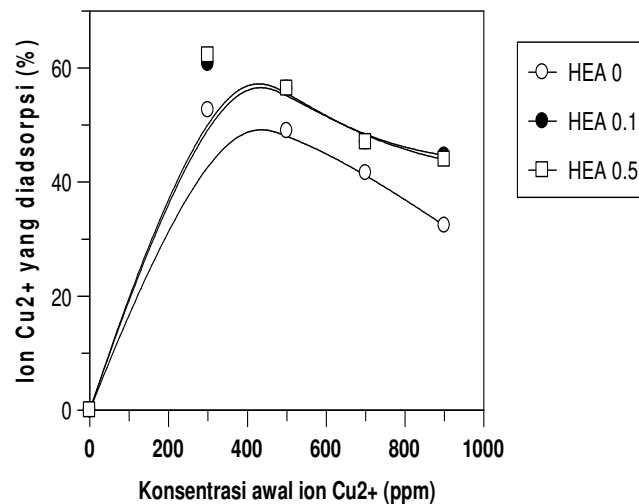
Pengaruh variasi waktu hidrogel terhadap persentasi adsorpsi ion Cu^{2+}

Uji yang menunjukkan hubungan kemampuan adsorpsi ion logam Cu^{2+} oleh HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan dengan waktu kontak disajikan pada Gambar 8. Berdasarkan grafik

dapat dilihat pada HSA dengan konsentrasi HEA 0% bahwa pada waktu 10 menit didapatkan kapasitas adsorpsi sebesar 26,25% dan dengan bertambahnya waktu pengontakan sampai 50 menit didapatkan kapasitas adsorpsi sebesar 52,92%, dimana semakin lama waktu pengontakan maka kapasitas adsorpsi yang didapat semakin besar. Seperti terlihat pada HSA dengan konsentrasi HEA 0,1% dan konsentrasi 0,5%, kemampuan adsorpsi semakin besar pula seiring meningkatnya waktu kontak. Hal ini menunjukkan bahwa kemampuan adsorpsi hidrogel dipengaruhi oleh lamanya waktu kontak dikarenakan proses adsorpsi merupakan kondisi kesetimbangan antara zat yang teradsorpsi dengan situs aktif pada permukaan hidrogel yang merupakan fungsi waktu.



Gambar 8. Pengaruh waktu adsorpsi terhadap adsorpsi ion logam Cu²⁺



Gambar 9. Pengaruh konsentrasi awal ion Cu²⁺ terhadap adsorpsi ion logam Cu²⁺

Pengaruh variasi konsentrasi awal ion Cu²⁺ terhadap persentasi adsorpsi

Kemampuan adsorpsi ion logam Cu²⁺ oleh HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan terhadap variasi konsentrasi ion logam Cu²⁺ disajikan pada Gambar 9. Pada grafik tersebut terlihat bahwa kemampuan adsorpsi ion logam Cu²⁺ oleh HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan terus berkurang seiring meningkatnya konsentrasi ion logam Cu²⁺. Didapatkan kemampuan adsorpsi tertinggi pada HSA dengan konsentrasi HEA 0,5% ketika konsentrasi ion logam Cu²⁺ terendah

yaitu 300 ppm didapatkan sebesar 63,24%, sedangkan pada konsentrasi yang semakin tinggi yaitu 900 ppm didapatkan kemampuan adsorpsi sebesar 43,60%. Kondisi ini juga berlaku pada HSA kopoli (asam akrilat-HEA)-kitosan dengan konsentrasi HEA 0% dan konsentrasi HEA 0,1%, dimana kemampuan adsorpsi saat semakin tinggi konsentrasi ion logam Cu^{2+} maka semakin berkurang. Penurunan kemampuan adsorpsi ini dikarenakan pada konsentrasi ion logam Cu^{2+} yang tinggi maka semakin banyak logam yang tidak mampu terserap karena keadaan permukaan gel yang mulai jenuh.

KESIMPULAN

Berdasarkan hasil penelitian yang telah dilakukan mengenai adsorpsi ion logam Cu^{2+} dengan menggunakan HSA (asam akrilat-HEA)-kitosan, maka dapat disimpulkan yaitu :

- a. Hidrogel superabsorben dapat diperoleh dari kitosan yang dikopolimerisasi radiasi dengan asam akrilat dan hidroksi etil akrilat (HEA) dengan konsentrasi 0, 0,1 dan 0,5 %.
- b. Hidrogel superabsorben yang diperoleh dapat diaplikasikan untuk proses adsorpsi ion Cu^{2+} , dimana konsentrasi ion Cu^{2+} dalam larutan semakin berkurang karena proses adsorpsi yang dilakukan oleh hidrogel. Bertambahnya konsentrasi HEA didalam hidrogel, dapat meningkatkan kapasitas adsorpsi ion logam Cu^{2+} , dimana konsentrasi HEA terbaik dalam penelitian adalah 0,5 %.
- c. Pada adsorpsi ion Cu^{2+} dapat dikaji menggunakan model isoterms Langmuir dan Freundlich. Pada pengujian persamaan Langmuir untuk uji mekanisme adsorpsi ion Cu^{2+} dihasilkannilai $r = 0.9907$ dan Freundlich $r = 0.9834$.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Buchholz, F.L.: Modern Superabsorbent Polymer Technology, Wiley- VCH, New York, 151, (1998).
- [2]. Buchholz, F.L., Peppas, N.A.: Superabsorbent Polymer Science and Technology, A.C.S. Symposium Series 573, 121-124, (1994).
- [3]. Kambayashi, T., Mekata, H., Umeru, H., Matsunaga, H.: Artificial snowseed and Method for Making Artificial Snow, J.of Flourine Chemistry 87, 123-132, (1998).
- [4]. Rajiv, S.T., Indu, G., Reena, S., and Nagpal, A.K.: Synthesis of Poly(acrylamide-co-acrylic acid)-Based Superbasorbent Hydrogels by Gamma Radiation : Study of Swelling Behaviour and Network Parameters, Designed Monomers and Polymers, 49-66, (2007).
- [5]. Paulino, A.I., Guilorme, R. A., Compesse, G.M., Muniz, E.Z., Nozaki J.: Removal of Methylene Blue from an Aqueous Media Using Superabsorbent Hydrogel Supported on Modified Polysaccharide, J.Colloid interface Sci., 301,55-62,(2006).
- [6]. Flores, G., Herraz, M., Ruiz, D.C.: Use of Superabsorbent Polymer for the Preconcentration of Volatile Ccompound from Complex Mixtures. J.Sep.Sci. 29/17, 267-277, (2006).
- [7]. Sannino, A., Esposito, A., De rosa, A., Cozzolino, A., Ambrosio, I., and Nicolas, I. : Biomedical Application of a Superabsorbent Hydrogel for Body Water Elimination in the Treatment of Edemas, J.Biomed.Mater.Res. A., 67, 1016-1024, (2003).
- [8]. Bruggisser, R.: Bacterial and Fungal Absorption Properties of Hydrogel Dressing with a Superabsorbent Polymer Core, J.wound.Core14/9, 436-442,. (2005).
- [9]. Liang, R., Yuan, H., Xi, G., Zhou, Q.: Synthesis of Wheat Straw -g-poly(acrylic acid) Superabsorbent Composites and release of urea from it, Carbohydrate Polymers, 1-7, (2009).
- [10]. Karadag, E., Saraydin, D.: Swelling of Superabsorbent Acrylamide/Sodium Acrylate Hydrogels Prepared Using Multifunctional Crosslinkers, Turkey Journal of Chemistry 26, 863-975,(2002).
- [11]. Erizal: Synthesis of Poly(acrylamide-co-acrylic acid)-Starch based Superabsorbent Hydrogels By Gamma Radiation : Study Its Swelling Behavior, Indonesian Journal of Chemistry 12, 113-118, (2012).
- [12]. Erizal, Sudirman, Emil, B., Mahendra, E., udianti, R.: Radiation synthesis of Superabsorbent Poly(acrylamide-co-acrylic acid)-Sodium Alginate, Advanced Materials Research 746, 88-96 (2013).
- [13]. Erizal, Basril Abbas, Sudirman, Deswita, Emil Budianto: Pengaruh Iradiasi Gamma Pada Sifat fisik dan Mekanik Film Kitosan, Jurnal Kimia dan Kemasan 34,192-198,(2012),

POTENSI ZEOLIT ALAM SEBAGAI MEDIA PENYERAPAN LOGAM BERAT KROMIUM (Cr) YANG TERKANDUNG DALAM LIMBAH CAIR INDUSTRI PENYAMAKAN KULIT

Cahyadi *¹, Asrul Sahri Siregar *², Nuning Vita H.*²

*¹ Magister Ilmu Lingkungan, Universitas Jenderal Soedirman, Purwokerto, Indonesia

*² Jurusan Perikanan dan Kelautan, Fakultas Sains dan Teknik, Universitas Jenderal Soedirman
Email: cahyadi_silver@yahoo.com

ABSTRAK

POTENSI ZEOLIT ALAM SEBAGAI MEDIA PENYERAPAN LOGAM BERAT KROMIUM (Cr) YANG TERKANDUNG DALAM LIMBAH CAIR INDUSTRI PENYAMAKAN KULIT. Potensi Zeolit Alami Sebagai Media Penyerapan Logam Berat Kromium (Cr) yang Terkandung dalam Limbah Cair Industri Penyamakan Kulit. Kromium (Cr) dalam limbah cair industri penyamakan kulit merupakan sumber pencemar yang dapat menurunkan kualitas air sungai. Dampak Kromium bagi biota perairan bersifat kronis. Mengingat besarnya dampak yang ditimbulkan, maka limbah tersebut perlu diolah secara khusus. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui kemampuan zeolit alam untuk menurunkan kadar Kromium (Cr), mengetahui zeolit alam yang paling efektif, dan apakah hasil pengolahan limbah cair menggunakan zeolit alam sesuai dengan standar baku mutu. Penelitian dilaksanakan pada bulan Juli 2010. Rancangan percobaan yang digunakan adalah rancangan acak lengkap (RAL) dengan 4 perlakuan dan 6 ulangan. Data yang diperoleh dari hasil pengukuran kadar Cr-total dianalisis dengan uji F dan dilanjutkan dengan Uji Beda Nyata (UBN) dengan BNT. Hasil penelitian menunjukkan zeolit dapat menurunkan kadar Kromium (Cr) pada limbah cair industri penyamakan kulit dengan penurunan Cr-total berkisar 0,965 – 1,213 ppm (50,04 – 62,91%) dengan rata-rata $1,083 \pm 0,124$ ppm ($56,19 \pm 6,47\%$). Zeolit Tasikmalaya merupakan zeolit yang paling efektif dalam menurunkan kadar Cr-total sebesar $1,213 \pm 0,144$ ppm ($62,93 \pm 7,46\%$). Pengolahan limbah cair industri penyamakan kulit menggunakan zeolit sesuai dengan standar baku mutu air limbah.

Kata kunci: Limbah cair penyamakan kulit, Kromium (Cr), dan zeolit.

ABSTRACT

Natural Zeolite Potency as Absorbent Media of Chromium Heavy Metal (Cr) Which Contained in Leather Tanning Industrial Liquid Waste Water. Chromium (Cr) in leather tanning industrial liquid waste water is a source of pollutant which can reduce river water quality. Chromium impact for aquatic organisms have the character of chronic. The aim of this research are to know the ability of zeolite to reduce Chromium, zeolite that is most effective, and whether the result of waste water treatment using zeolite in accordance with quality standards. This research was done in July 2010. Experimental design was applied the completely randomized design (RAL) with 4 treatments and 6 replicates. Data obtained from measurement of chromium of all treatment was analyzed by Anova, and continued with Least Significant Differences Test. The result showed that zeolite can reduce chromium concentration with decreasing of total chromium around 0.965 – 1.213 mg/L (50.04 – 62.91%) with an average of 1.083 ± 0.124 mg/L ($56.19 \pm 6.47\%$). Zeolite Tasikmalaya is zeolite that is most effective in reducing chromium rate is 1.213 ± 0.144 mg/L ($62.93 \pm 7.46\%$). Waste treatment of leather tanning industrial waste water using zeolite is suitable to quality standard of waste water.

Keywords: leather tanning waste water, Chromium (Cr), dan Zeolite.

PENDAHULUAN

Industri penyamakan kulit merupakan industri yang berpotensi mencemari lingkungan. Limbah buangan industri penyamakan kulit berupa limbah padat, cair, dan gas. Kandungan limbah cair industri penyamakan kulit diantaranya kromium, sulfida, minyak, dan bahan organik yang ditandai dengan tingginya COD dan BOD [1].

Logam Kromium (Cr) dari limbah cair industri penyamakan kulit merupakan sumber pencemar yang dapat menurunkan kualitas air sungai [2]. Masuknya Kromium (Cr) ke dalam tatanan lingkungan hidup, sedikit banyak akan menyebabkan perubahan yang dikarenakan musnahnya salah satu mata rantai atau tingkatan trofik dari komponen-komponen penyusun tatanan lingkungan tersebut [3]. Dampak Kromium bagi biota perairan yaitu terganggunya metabolisme tubuh akibat terhalangnya kerja enzim dalam proses fisiologis. Kromium dapat terakumulasi atau menumpuk dalam tubuh dan bersifat kronis yang akhirnya mengakibatkan kematian biota perairan [3].

Mengingat besarnya dampak yang ditimbulkan oleh Kromium yang terkandung dalam limbah cair industri penyamakan kulit, maka limbah tersebut perlu diolah dan dikelola secara khusus. Pengolahan limbah cair penyamakan kulit dengan berbagai metode diharapkan dapat meminimalisasi kandungan limbah cair terutama logam berat Kromium [1]. Metode yang banyak digunakan untuk mengolah limbah cair adalah filtrasi (penyaringan). Salah satu adsorben yang memiliki kemampuan adsorpsi yang besar adalah zeolit alam [4].

Zeolit merupakan material berpori yang penggunaannya sangat luas. Kegunaan zeolit didasarkan atas kemampuannya melakukan pertukaran ion (*ion exchange*), adsorpsi (*adsorption*) dan katalisator (*catalyst*) [5]. Zeolit yang telah diaktifkan mampu meredam atau menurunkan kandungan logam Fe, Mn, Zn, dan Pb yang terdapat dalam air tanah [6]. Zeolit mempunyai kapasitas penyerapan yang sangat tinggi terhadap bahan-bahan beracun (toksik). Ukuran zeolit dan jenis zeolit benar-benar mempengaruhi daya adsorpsi terhadap ion [7].

Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui kemampuan zeolit alam yang berasal dari daerah Lampung, Tasikmalaya, dan Sukabumi untuk menurunkan kadar Kromium (Cr), mengetahui zeolit alam yang paling efektif, dan apakah hasil pengolahan limbah cair menggunakan zeolit alam sesuai dengan standar baku mutu.

TATA KERJA

Alat dan Bahan

Alat-alat yang digunakan dalam penelitian ini, yaitu ember, aerator sirkulasi, talang air, botol sampel, thermometer, pH paper universal, saringan substrat ukuran 100 mesh, Spektrofotometer Serapan Atom (AAS)-nyala, dan alat-alat lain untuk pengukuran logam berat Cr.

Bahan-bahan yang digunakan, yaitu air limbah industri penyamakan kulit, zeolit alam yang berasal dari Lampung, Tasikmalaya, dan Sukabumi, serta bahan kimia untuk pengukuran logam berat Cr.

Rancangan Percobaan

Penelitian dilakukan secara eksperimental dengan Rancangan Acak Lengkap (RAL) dengan 4 perlakuan diantaranya : pengolahan limbah cair industri penyamakan kulit tanpa diberi zeolit alam sebagai kontrol (P1), pengolahan limbah cair industri penyamakan kulit yang diberi zeolit alam yang berasal dari Lampung (P2), pengolahan limbah cair industri penyamakan kulit yang diberi zeolit alam yang berasal dari Tasikmalaya (P3), pengolahan limbah cair industri penyamakan kulit yang diberi zeolit alam yang berasal dari Sukabumi (P4), dan masing-masing perlakuan dilakukan pengulangan sebanyak 6 kali.

METODE

Persiapan Materi Penelitian

Ember berdiameter 29 cm dan tinggi 38 cm dengan volume \pm 25 L sebanyak 24 buah disiapkan. Kemudian ember tersebut dibersihkan. Selanjutnya talang air dengan panjang 40 cm, lebar 12 cm, dan tinggi 10,5 cm (wadah zeolit) disiapkan sebagai resirkulasi. Selanjutnya zeolit alam yang berasal dari Lampung, Tasikmalaya, dan Sukabumi diaktifasi dengan cara dipanaskan selama 1 jam dengan suhu 150 °C [8]. Setelah itu, resirkulasi air diisi zeolit yang telah diaktifasi sebanyak 10% dari banyaknya air limbah [8], dengan ukuran zeolit 100 mesh [9].

Pelaksanaan Penelitian

Masing-masing wadah percobaan yang telah disiapkan diberi limbah cair industri penyamakan kulit sebanyak 5 L. Sampel air pertama diambil sebelum diberi perlakuan menggunakan botol air mineral 600 ml sebanyak 4 botol (sebagai ulangan). Kemudian sampel air pertama sebelum diberi perlakuan diuji kandungan logam berat Kromium total (Cr-Total). Setelah diberi perlakuan selama 2,5 jam [6], air sampel diambil kembali menggunakan botol air mineral 600 ml pada masing-masing perlakuannya, kemudian di uji kembali kandungan logam berat Kromium total (Cr-Total).

Pengukuran Parameter Penelitian

Pengukuran kandungan logam berat Kromium total (Cr-Total) pada sampel air menggunakan AAS [10].

Analisis Data

Data yang diperoleh dari pengukuran kandungan Kromium total (Cr-Total) pada limbah penyamakan kulit sebelum dan sesudah diberi perlakuan dianalisis dengan uji F dan jika berbeda nyata (signifikan) maka dilanjutkan dengan Uji Beda Nyata (UBN)

HASIL DAN PEMBAHASAN

Kemampuan Zeolit Alam dalam Menurunkan Kadar Cr-total pada Limbah Cair Industri Penyamakan Kulit

Berdasarkan pengukuran kandungan Cr-total pada limbah cair industri penyamakan kulit sebelum dan sesudah diberi perlakuan (pengolahan limbah menggunakan zeolit alam) terjadi penurunan kadar Cr-total pada limbah cair industri penyamakan kulit tersebut.

Tabel 1. Kemampuan Zeolit Alam dalam Menurunkan Kadar Cr-total pada Limbah Cair Industri Penyamakan Kulit

Perlakuan	Cr-total (mg/L)		Selisih (mg/L)	Prosentase (%)	Tanpa Zeolit	
	Awal	Akhir			Rata-rata	
P1	1,928	1,682	0,246	12,76	12,76%	
Perlakuan	Awal	Akhir	Selisih	Prosentase (%)	Menggunakan Zeolit	
					Rata-rata	SD
P2	1,928	0,856	1,072	55,60	56,19%	6,47 %
P3	1,928	0,715	1,213	62,91		
P4	1,928	0,963	0,965	50,04		

Berdasarkan Tabel 1. kandungan Cr-total pada limbah cair industri penyamakan kulit sebelum perlakuan sebesar 1,928 mg/L. Pada perlakuan P1 (Pengolahan limbah penyamakan kulit tanpa menggunakan zeolit/kontrol), penurunan Cr-total hanya 0,246 mg/L (12,76 %), sedangkan pada perlakuan P2, P3, dan P4 (Pengolahan limbah penyamakan kulit menggunakan zeolit alam yang berasal dari Lampung, Tasikmalaya, dan Sukabumi), penurunan Cr-total berkisar 0,965 – 1,213 mg/L (50,04 – 62,91 %) dengan rata-rata $1,083 \pm 0,124$ (56,19 ± 6,47 %).

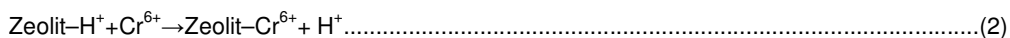
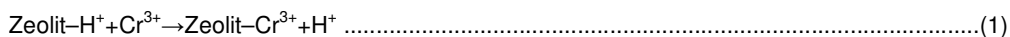
Penurunan kandungan Cr-total yang diberi perlakuan P2, P3, dan P4 dikarenakan struktur dan sifat zeolit. Mineral zeolit mempunyai struktur kristal 3 dimensi tetrahedra silikat (Si_4^{4-}) yang biasa disebut *tectosilicate*. Struktur tersebut dapat menyaring ion, molekul, maupun atom karena mempunyai saluran (*channel*) dan rongga (*cavity*) dalam zeolit bila *oxygen window* dari saluran atau rongga lebih kecil dari ion, molekul, atau atom. Proses penyerapan molekul oleh zeolit terjadi karena strukturnya juga mempunyai polaritas yang tinggi [5].

Dalam struktur zeolit, sebagian silikon (tidak bermuatan atau netral) kadang-kadang diganti oleh aluminium bermuatan listrik, sehingga muatan listrik kristal zeolit tersebut bertambah. Penggantian Si^{4+} dengan Al^{3+} dalam kerangka zeolit menyebabkan kerangka bermuatan negatif [11]. Kelebihan muatan ini biasanya diimbangi oleh kation-kation logam K, Na, dan Ca yang menduduki tempat tersebar dalam struktur zeolit alam yang bersangkutan [12], dan molekul-molekul tersebut cenderung dapat bergerak bebas dalam ruang intermiliar struktur rongga [8]. Hal inilah yang menyebabkan zeolit dapat menurunkan kandungan logam berat seperti Kromium (Cr), Gallium, Besi (Fe), dan Boron pada limbah industri [13].

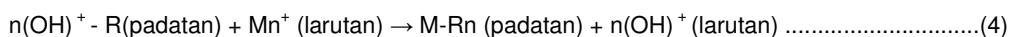
Sifat zeolit seperti dehidrasi, penukar ion, absorpsi (penyerap), katalis dan adsorpsi (penjerap) dapat menurunkan kandungan Cr-total. Sifat-sifat zeolit tersebut menyebabkan zeolit banyak digunakan sebagai absorben gas, cairan, ion dan katalis. Dehidrasi mempunyai fungsi utama melepas molekul air dari kerangka zeolit sehingga mempertinggi keaktifan zeolit. Proses dehidrasi pada zeolit menyebabkan zeolit bersifat selektif dalam menyerap molekul-molekul seperti He, N_2 , O_2 , CO_2 , SO_2 , Ar, dan Kr [5].

Zeolit dapat menjadi katalis yang *shape-selective* dengan tingkat transisi selektivitas atau dengan pengeluaran reaktan pada dasar diameter molekul. Zeolit merupakan katalisator yang baik karena mempunyai pori-pori yang besar dengan permukaan yang luas dan juga memiliki sisi aktif. Hal ini menyebabkan zeolit mampu menyerap logam-logam aktif [14].

Pertukaran ion pada zeolit juga dicirikan oleh substitusi kompleks dari Na, Al, oleh Si atau Ca, Al oleh Na, Si atau Ca oleh Na atau Na oleh K [13]. Zeolit mempunyai kapasitas yang tinggi sebagai penyerap (absorpsi). Hal ini disebabkan karena zeolit dapat memisahkan molekul-molekul berdasarkan ukuran dan konfigurasi dari molekul [15]. Pada proses adsorpsi, Cr^{3+} dan Cr^{6+} berkompetisi dalam hal pertukaran ion, sehingga pada proses penjerapan menggunakan zeolit alam, ion Cr^{3+} dan Cr^{6+} yang ada dalam limbah akan terserap oleh pori permukaan zeolit dan bersubstitusi dengan kation H^+ yang ada pada permukaan adsorben, seperti dalam reaksi di bawah ini [8]:



atau secara umum dapat ditulis sebagai berikut dengan M suatu kerangka anionik dari zeolit [8]:

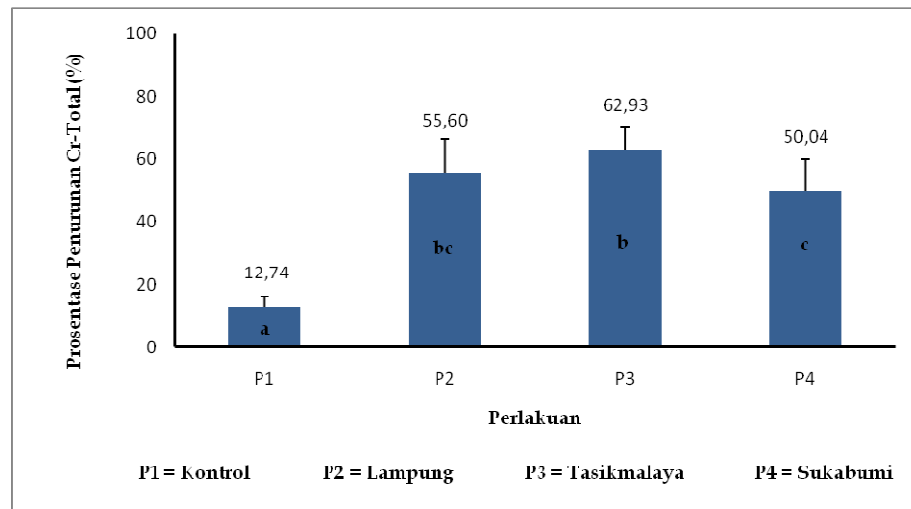


Efektivitas Zeolit Alam dalam Menurunkan Kadar Cr-total

Efektivitas zeolit alam dalam menurunkan kadar Cr-total pada limbah cair industri penyamakan kulit dapat ditunjukkan dengan melihat presentase penurunan kandungan kromium dalam limbah cair industri penyamakan kulit setelah perlakuan pada Gambar 1.

Berdasarkan Gambar 1., prosentase penurunan kandungan Cr-Total ($\bar{x} \pm SD$) tertinggi pada perlakuan P3 sebesar $62,93\% \pm 7,46\%$, selanjutnya diikuti perlakuan P2 sebesar $55,60\% \pm 11,10\%$, perlakuan P4 sebesar $50,04\% \pm 9,79\%$. Hal ini tidak sesuai dengan hipotesis, zeolit Lampung bukan merupakan zeolit yang paling efektif dalam menurunkan Cr-total.

Zeolit Lampung memiliki daya adsorpsi gas Nitrogen (N_2) paling besar dibandingkan zeolit Tasikmalaya dan zeolit Bayah (Sukabumi) yaitu sebesar volume 24,5 mL/g yang diikuti masing-masing dengan zeolit Tasikmalaya dan zeolit Bayah (Sukabumi) sebesar 13,8 mL/g dan 13,25 mL/g [5]. Namun, hal tersebut tidak dapat menyimpulkan bahwa zeolit Lampung juga memiliki daya adsorpsi Cr-total paling besar dibandingkan zeolit Tasikmalaya dan zeolit Bayah (Sukabumi). Adsorpsi suatu zat pada permukaan adsorben bergantung pada beberapa faktor dan memiliki pola isoterm adsorpsi tertentu. Untuk proses adsorpsi yang terjadi dalam larutan, jumlah zat yang teradsorpsi bergantung pada : jenis adsorben, jenis adsorbat atau zat yang teradsorpsi, luas permukaan adsorben, konsentrasi zat terlarut, pH larutan, dan temperatur [11, 15].



Gambar 1. Prosentase Penurunan Kandungan Logam Berat Kromium (Cr-Total) ($\bar{x} \pm SD$) pada Limbah Cair Industri Penyamakan Kulit sesudah diberi Perlakuan

Tingginya daya adsorpsi zeolit Lampung terhadap gas Nitrogen dikarenakan molekul yang bersifat polar (misalnya : amoniak atau air) akan berinteraksi lebih kuat dengan gradien medan elektronik intrakanal dan gradien medan elektronik intrakristal, dibanding molekul-molekul non polar. Zeolit yang banyak mengalami substitusi kerangka isomorfis (rasio Si/Al rendah) akan memiliki medan elektronik lebih besar dibanding zeolit yang sedikit mengalami substitusi isomorfis, sehingga cenderung memilih molekul-molekul yang polar untuk diadsorpsi. Hal inilah yang menyebabkan daya adsorpsi gas nitrogen oleh zeolit Lampung lebih besar dibandingkan zeolit Tasikmalaya dan Sukabumi. Sebaliknya molekul-molekul non polar lebih suka diserap oleh zeolit dengan rasio Si/Al tinggi [16].

Zeolit Tasikmalaya merupakan zeolit yang paling aktif dalam menurunkan Cr-total. Hal ini di pengaruhi oleh besarnya komposisi Si dan Al. Rasio Si/Al pada zeolit Tasikmalaya lebih tinggi dibandingkan zeolit Lampung. Silikon (Si) pada zeolit dapat disubstitusi oleh Germanium dan Aluminium terhadap Gallium, Besi (Fe), Kromium (Cr), dan Boron [13]. Oleh sebab itu, untuk mensubstitusi Si dengan Kromium membutuhkan Al agar daya adsorpsi Kromium dapat lebih besar. Besarnya prosentase penurunan Cr-total oleh zeolit Tasikmalaya tidak hanya dipengaruhi oleh rasio Si/Al saja, namun juga di pengaruhi oleh besarnya Luas permukaan (m^2), jari-jari pori (\AA), dan daya serap atau adsorpsi (mL/g), seperti ditunjukkan pada Tabel 2.

Berdasarkan Tabel 2. Zeolit alam yang berasal dari Lampung memang memiliki luas permukaan (m^2), jari-jari pori (\AA), dan daya serap atau adsorpsi (mL/g) paling besar dibandingkan dengan zeolit alam yang berasal dari Tasikmalaya dan Sukabumi, tetapi kandungan Si dan Al pada zeolit alam tersebut paling rendah dibandingkan zeolit alam yang berasal dari Tasikmalaya dan Sukabumi. Hal inilah yang menyebabkan persen penurunan Cr-total zeolit Lampung lebih rendah dibandingkan zeolit Tasikmalaya.

Begitupun sebaliknya zeolit alam yang berasal dari Sukabumi memang memiliki kandungan Si dan Al paling besar dibandingkan zeolit alam yang berasal dari Tasikmalaya dan Lampung tetapi luas permukaan (m^2), jari-jari pori (\AA), dan daya serap atau adsorpsi (mL/g) paling rendah dibandingkan dengan zeolit alam yang berasal dari Tasikmalaya dan Lampung. Hal inilah yang menyebabkan persen penurunan Cr-total menggunakan zeolit Sukabumi lebih rendah dibandingkan zeolit alam Tasikmalaya dan Lampung.

Tabel 2. Luas permukaan (m^2), jari-jari pori (\AA), dan daya serap atau adsorpsi (mL/g) Zeolit Bayah (Sukabumi), Tasikmalaya, Lampung, dan Standar [5].

No	Jenis Zeolit	Luas Permukaan (m^2)	Luas Permukaan spesifik (m^2/g)	Jari-jari Pori (\AA)	adsorpsi (mL/g)
1	Bayah segar	6,352	21,181	16,235	13,250
2	Bayah Panas	4,279	11,508	19,493	7,3
3	Tasikmalaya Segar	8,331	25,588	19,801	13,85
4	Tasikmalaya Panas	4,074	17,443	21,962	12,45
5	Lampung Segar	10,047	47,084	16,065	24,5
6	Lampung Panas	8,320	25,910	19,301	16,2
7	Standar	1,010	4,856	30,914	4,9

Berdasarkan Gambar 1., diketahui perlakuan P1 berbeda sangat nyata dengan perlakuan P2, P3, dan P4. Hal ini menunjukkan adanya perbedaan sangat signifikan antara pengolahan limbah cair industri penyamakan kulit menggunakan zeolit dan tanpa penggunaan zeolit. Selanjutnya perlakuan P2 tidak berbeda nyata dengan perlakuan P3 dan P4, namun P3 berbeda nyata dengan P4. Perbedaan antara perlakuan P2, P3, dan P4 dikarenakan setiap jenis zeolit mempunyai urutan selektifitas pertukaran ion yang berbeda. Beberapa karakteristik dan sifat yang mempengaruhi selektifitas pertukaran ion pada zeolit yaitu struktur terbentuknya zeolit yang berpengaruh pada besarnya rongga yang terbentuk, mobilitas kation yang diperlukan, efek medan listrik yang ditimbulkan kation serta difusi ion ke dalam larutan energi hidrasi [15]. Dengan demikian jenis zeolit yang satu akan mempunyai keefektifan yang berbeda dengan jenis zeolit lainnya [13].

Kualitas Hasil Pengolahan Limbah Menggunakan Zeolit Alam

Air merupakan komponen lingkungan hidup yang penting bagi kelangsungan hidup manusia dan makhluk hidup lainnya. Oleh sebab itu untuk melestarikan fungsi air perlu dilakukan pengelolaan kualitas air dan pengendalian pencemaran air secara bijaksana dengan melihat kepentingan generasi sekarang dan mendatang serta keseimbangan ekologis [17]. Baku mutu air limbah adalah ukuran batas atau kadar unsur pencemar dan atau jumlah unsur pencemar yang ditenggang keberadaannya dalam air limbah yang akan dibuang atau dilepas ke dalam sumber air dari suatu usaha atau kegiatan, salah satunya kegiatan industri. Kandungan limbah cair industri penyamakan kulit yang paling berbahaya adalah logam berat Kromium. Limbah Kromium (Cr) sangat berbahaya karena merupakan limbah yang termasuk dalam kategori B3 (Bahan Berbahaya Beracun). Bila mencemari perairan dapat membuat rasa dan bau tidak sedap, serta pada nilai konsentrasi tertentu dapat mengakibatkan kematian organisme di perairan tersebut.

Tingkat toksisitas Kromium bervariasi 6 sangat tinggi sehingga bersifat racun terhadap semua organisme. Kromium bersifat karsinogenik dan dapat menyebabkan kanker paru-paru, kerusakan hati, ginjal serta dapat menyebabkan iritasi pada kulit. Dampak Kromium terhadap biota perairan khususnya ikan dapat secara akut maupun kronis. Dampak Kromium secara akut yaitu perubahan warna dan bentuk insang. Dampak Kromium secara kronis yaitu akan berdampak sangat lama sampai Kromium tersebut terakumulasi dan akhirnya menyebabkan kematian pada ikan tersebut. Kromium secara aktif akan dimetabolisme dan berikatan dengan asam nukleat inti sel akan mempengaruhi materi genetis sehingga menyebabkan mutagenis [18].

Limbah cair yang mengandung Kromium tersebut akan mencemari lingkungan jika dibuang tanpa proses pengolahan limbah terlebih dahulu. Penanganan Kromium dalam air limbah dapat dilakukan salah satunya melalui metode penghilangan (*removal*) antara lain adsorpsi [19]. Salah satu adsorben yang memiliki kemampuan adsorpsi yang besar adalah zeolit alam [4].

Tabel 3. Kualitas Hasil Pengolahan Limbah Cair Menggunakan Zeolit Alam

Perlakuan	Cr-total (mg/L)	Standar Baku Mutu	
		MNLH, 2010	PP No. 82, 2001 (Kelas 2)
P1 (tanpa zeolit/kontrol)	1,682	1 mg/L	0,05 mg/L
P2	0,856		
P3	0,715		
P4	0,963		

Klasifikasi mutu air ditetapkan menjadi 4 (empat) kelas : Kelas satu (air yang untuk air minum), Kelas dua (air untuk prasarana atau sarana rekreasi air, pembudidayaan ikan air tawar, peternakan), Kelas tiga (air untuk pembudidayaan ikan air tawar, peternakan, air untuk mengairi pertanaman), Kelas empat (air untuk mengairi, dan pertanaman) [17]. Berdasarkan Tabel 3., zeolit alam (P2, P3, dan P4) dapat menurunkan kandungan Cr-total, namun hasil pengolahan menggunakan zeolit alam masih diatas standar baku mutu untuk pembudidayaan ikan air tawar. Zeolit alam (P2, P3, dan P4) hanya dapat menurunkan kadar Cr-total sampai dibawah standar baku mutu air limbah untuk kawasan industri [20].

KESIMPULAN

Berdasarkan hasil dan pembahasan yang diperoleh maka dapat disimpulkan sebagai berikut :

1. Zeolit alam dapat menurunkan kadar Kromium (Cr) pada limbah cair industri penyamakan kulit dengan penurunan Cr-total berkisar 0,965 – 1,213 mg/L (50,04 – 62,91%) dengan rata-rata $1,083 \pm 0,124$ mg/L ($56,19 \pm 6,47\%$).
2. Zeolit alam dari daerah Tasikmalaya merupakan zeolit yang paling efektif dalam menurunkan kadar Cr-total sebesar $1,213 \pm 0,144$ mg/L ($62,93 \pm 7,46\%$).
3. Hasil pengolahan limbah cair industri penyamakan kulit menggunakan zeolit alam tidak sesuai untuk pembudidayaan ikan air tawar tetapi sudah sesuai dengan standar baku mutu air limbah untuk kawasan industri.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Vukic, I. M., Gvero, P. M., & Maksimovic, M. D.: Gravitational Sedimentation an Efficient Chromium Removal Method from the Tanning Industry Wastewaters. *APTEFF of journal* **39**, 1-212, (2008).
- [2]. Hendartomo, T.: *Analisis Efisiensi dan Benefit Cost Ratio dalam Pengoperasian Instalasi Pengolah Air Limbah (IPAL) Industri Penyamakan Kulit (Studi Kasus PT. Budi Makmur Jayamurni Yogyakarta Tahun 2002)*, Naskah Publikasi (Tesis), Program Studi Ilmu Lingkungan, Program Pascasarjana Universitas Gadjah Mada, Yogyakarta (2003).
- [3]. Palar, H.: *Pencemaran dan Toksikologi Logam Berat*, PT Rineka Cipta, Jakarta (2008).
- [4]. Fatha, A.: *Pemanfaatan Zeolit Aktif untuk Menurunkan BOD dan COD Limbah Tahu*, Skripsi, Jurusan Kimia, Fakultas MIPA, Universitas Negeri Semarang, Semarang (2007).
- [5]. Ginting, A. BR., Anggraini, Indaryati, & Kriswarini: Karakterisasi Komposisi Kimia, Luas Permukaan Pori, dan Sifat Termal dari Zeolit Bayah, tasikmalaya, dan Lampung. *Jurnal Teknik Bahan Nuklir* **3**, 1-48, (2007).
- [6]. Rahman, A. & Hartono, B.: Penyaringan Tanah dengan Zeolit Alami untuk Menurunkan Kadar Besi dan Mangan. *Jurnal Makara Kesehatan* **8**, 1-6, (2004).
- [7]. Ginting, S. BR.: *Pemanfaatan Zeolit Alam Lampung Teraktifkan sebagai Penukar Kation pada Penurunan Kesadahan Air yang Mengandung Ion Magnesium*, Disertasi, Fakultas Teknik, Universitas Lampung, Lampung (2005).
- [8]. Susetyaningsih, R., Kismolo, E., & Prayitno: Karakterisasi Zeolit Alam pada Reduksi Kadar Chrom dalam Limbah Cair. *Jurnal Seminar Nasional V SDM Nuklir*, 741-747, (2009).
- [9]. Suardana, I, N.: Optimalisasi Daya Adsorpsi Zeolit terhadap Ion Kromium (III). *Jurnal Penelitian dan Pengembangan Sains & Humaniora* **2**, 17-33, (2008).

- [10]. Badan Standarisasi Nasional: *Uji Kromium Total (Cr-Total) Secara Spektrofotometri Serapan Atom (AAS) – Nyala*, BSN (Badan Standar Nasional), Jakarta (2009).
- [11]. Sholikhati, S. U., & Prayitno: Penentuan Kecepatan Adsorpsi Boron dalam Larutan Zirkonium dengan Zeolit, Prosiding Seminar Nasional V SDM Teknologi Nuklir, Sekolah Tinggi Teknologi Nuklir, Yogyakarta, 639-646, (2009).
- [12]. Rakhmatullah D.K.A., Wiradini G., Ariyanto N.P.: *Pembuatan Adsorben dari Zeolit Alam dengan Karakteristik Adsorption Properties untuk Kemurnian Bioetanol*, Laporan Akhir Penelitian Bidang Energi Penghargaan PT. Reayasa Industri, Program Studi Teknik Fisika, Fakultas Teknologi Industri, Institute Teknologi Bandung, Bandung (2007)
- [13]. Purawardi, R.: Karakteristik Zeolit Alam asal Bayah, Sukabumi, Jawa Barat. Buletin IPT **5 (1)**, 6-12, (1999).
- [14]. Shofyan: Sifat-sifat Zeolit sebagai Bahan Alternatif Pengolahan Limbah, <http://forum.um.ac.id.html>, (2010).
- [15]. Poerwadio, A. D., & Masduqi, A.: Penurunan Kadar Besi Oleh Media Zeolit Alam Ponorogo Secara Kontinyu. Jurnal Purifikasi **5**, 169-174, (2004).
- [16]. Handoko, D. S. P.: Preparasi Katalis Cr/Zeorlit Melalui Modifikasi Zeolit Alam. Jurnal Ilmu Dasar **3**, 15-23, (2002).
- [17]. Presiden Republik Indonesia: *Peraturan Pemerintah Republik Indonesia No. 82 Tahun 2001 Tentang Pengelolaan Kualitas Air dan Pengendalian Pencemaran Air*, Sekretaris Negara Republik Indonesia, Jakarta (2001).
- [18]. Widowati W., Sastiono A., Rumampuk R. J.: *Efek Toksik Logam (Pencegahan dan Penanggulangan Pencemaran)*, Andi, Yogyakarta (2008).
- [19]. Budi, S.: *Perbedaan Adsorpsi Fenol Arang Tempurung Kelapa dengan Arang Sono*, Laporan hasil penelitian, STIKES Surya Mitra Husada, Kediri (2008).
- [20]. Menteri Negara Lingkungan Hidup: *Peraturan Menteri Negara Lingkungan Hidup Nomor 03 Tahun 2010 Tentang Baku Mutu Air Limbah Bagi Kawasan Industri*, Kementerian Lingkungan Hidup Republik Indonesia, Jakarta (2010).

PENGARUH LIMBAH CAIR INDUSTRI BATIK TERHADAP KUALITAS AIR SUNGAI SERAYU DI KECAMATAN BANYUMAS KABUPATEN BANYUMAS

Deni Rahayu Yuniarto dan Achmad Iqbal

Program Pasca Sarjana Ilmu Lingkungan Unsoed, Gd.LPPM Unsoed Lt.1

Jl. Dr. Soeparno, Karangwangkal Purwokerto

email korespondensi : rahayudeni@yahoo.com

ABSTRACT

The effect of batik wastewater to the water quality of Serayu River in Banyumas. Batik industry developed almost in all parts of Indonesia, including in Banyumas regency, Central Java. Batik industry in Banyumas has not had a wastewater treatment, so the wastewater produced Serayu directly discharged into the river. The purpose of this study was to determine the physical and chemical properties Serayu River after a sewage outlet batik industry in Banyumas, determine the effect of the distance to the source of contaminants pollution in Serayu river and investigate the factors that affect the ability to recover herself after receiving a stream pollutants. The research was taken in July to September 2013. Sampling was carried out in the sewage batik industry and in littoral waters Serayu River in Banyumas. BOD, COD, TSS and Phenol in wastewater batik industry has exceeded the maximum quality standards, according to the Perda Provinsi Jawa Tengah No. 5, 2012. The results showed that the quality of the littoral waters Serayu River is poor quality under PP. No. 82, 2001. The results also indicate that the distance to the source of waste affect the water quality.

Keywords: *Wastewater Batik, Batik Banyumas, Serayu River.*

PENDAHULUAN

Batik merupakan salah satu budaya asli Indonesia yang telah dikenal luas di dunia. UNESCO pada tahun 2009 mengakui batik sebagai warisan budaya dunia yang berasal dari Indonesia. Batik berkembang hampir di seluruh wilayah Indonesia, terutama di Pulau Jawa. Sentra industri batik terdapat di daerah Pekalongan, Solo, Yogyakarta, termasuk di Banyumas.

Proses pembuatan batik identik dengan proses pembuatan motif dan pewarnaan kain. Motif dan pewarna batik yang digunakan di masing-masing sentra industri batik memiliki kekhasan tersendiri. Motif khas Batik Banyumasan adalah kawung, ceplak, garis miring dan banji. Warna khas Batik Banyumas didominasi warna hitam (wedel), coklat (soga) dan kuning gading, namun tidak jarang ditemui latar warna hijau, dan merah. Pewarnaan kain batik yang sekarang dilakukan oleh pengrajin, termasuk di Banyumas menggunakan bahan pewarna sintetis. Pewarna sintetis yang banyak digunakan oleh pengrajin diantaranya adalah bahan pewarna basa dan *Diazo direct* (1). Pengrajin batik di Solo juga menggunakan bahan pewarna sintetis yang beragam di antaranya zat warna reaktif, indigosol, naphthol dan rapid. Sentra industri batik di daerah Pekalongan dan Jogjakarta menggunakan pewarna sintetis jenis naphthol, remasol dan indigosol (2). Pewarna sintetis mengandung logam berat seperti Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Mg, Fe dan Mn. Logam berat digunakan untuk meningkatkan daya ikat antara pewarna dengan kain (3).

Industri tekstil termasuk batik, merupakan industri yang banyak menghasilkan limbah cair (3). Limbah cair industri batik memiliki kandungan warna yang tinggi dan mengandung bahan sintetis yang sulit larut dan diuraikan. Limbah warna yang dihasilkan dari industri selain dapat mengganggu nilai estetika dari badan perairan, juga dapat mengurangi penetrasi cahaya ke dasar perairan, sehingga laju fotosintesis menurun. Limbah pewarna juga dapat meningkatkan nilai *Chemical Oxygen Demand* (COD), bersifat toksik, mutagenik dan karsinogenik (4).

Industri batik di Kecamatan Banyumas, Kabupaten Banyumas belum memiliki instalasi pengolahan air limbah dan membuang limbahnya secara langsung ke Sungai Serayu. Hal tersebut berpotensi untuk menurunkan kualitas perairan Sungai Serayu. Tujuan penelitian ini adalah untuk mengetahui sifat fisik kimia limbah batik di Kecamatan Banyumas Kabupaten Banyumas dan

mengetahui kualitas perairan litoral sungai serayu yang tercemar limbah batik di Kecamatan Banyumas Kabupaten Banyumas.

TATA KERJA

Waktu dan Tempat Penelitian

Penelitian dilaksanakan pada bulan Juli sampai dengan September 2013. Pengambilan sampel dilakukan di saluran pembuangan industri batik di Kecamatan Banyumas Kabupaten Banyumas serta di perairan litoral Sungai Serayu di Kecamatan Banyumas Kabupaten Banyumas.

Pengambilan Sampel

Pengambilan sampel limbah cair industri batik dilakukan di outlet pembuangan limbah batik. Pengulangan pengambilan sampel dilakukan sebanyak 3 kali.

Pengambilan sampel air di perairan litoral Sungai Serayu dilakukan di 5 titik, pada perairan litoral Sungai Serayu di Desa Sudagaran Kecamatan Banyumas. Perairan litoral Sungai Serayu yang dimaksud adalah perairan di sekitar tempat masuknya limbah batik. Stasiun pengambilan sampel sebanyak 5 stasiun dengan ulangan sebanyak 3 kali. Letak titik stasiun adalah sebagai berikut:

- 1) Stasiun 1, terletak 100 m sebelum saluran pembuangan limbah cair batik ke Sungai Serayu.
- 2) Stasiun 2, terletak pada daerah pembuangan limbah cair industri batik ke Sungai Serayu.
- 3) Stasiun 3, terletak pada jarak 100 m setelah Stasiun 2.
- 4) Stasiun 4, terletak pada jarak 200 m setelah Stasiun 2.
- 5) Stasiun 5, terletak pada jarak 400 m setelah Stasiun 2.

Variabel yang digunakan adalah kualitas limbah cair industri batik dan kualitas perairan litoral sungai Serayu. Parameter utamanya terdiri atas nilai BOD, COD, Khrom (Cr) total, TSS, amoniak total dan sulfida.

Metode Analisis

Parameter	Metode analisis
Temperatur	Termometer
BOD ₅	Trimetrik
COD	Titrasi
TSS	Penimbangan
Khrom total	Spektrofotometri
Amoniak Total	Spektrofotometri
Sulfida sebagai S	Spektrofotometri
Minyak dan lemak	Spektrofotometri

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil pengukuran kualitas fisik kimia limbah cair industri batik di Kecamatan Banyumas, Kabupaten Banyumas menunjukkan bahwa nilai BOD, COD, TSS dan Fenol Total telah melebihi baku mutu sesuai dengan Perda Provinsi Jawa Tengah No. 05 Tahun 2012. Parameter yang masih di bawah baku mutu adalah temperatur, khrom, amoniak, sulfida serta minyak dan lemak. Data lengkap disajikan dalam Tabel 1.

Tabel 1. Sifat Fisik Kimia Limbah Cair Industri Batik.

Parameter	Hasil pengukuran (mg/l)	Baku Mutu* (mg/l)
Temperatur	35°C	38°C
BOD ₅	744,21	60
COD	1779,79	150
TSS	769,03	50
Fenol Total	8,63	0,5
Khrom total	0,487	1,0
Amoniak Total (NH-N)	0,358	8,0
Sulfida (sebagai S)	0,122	0,3
Minyak dan Lemak	2,998	3,0

Keterangan: * = Perda Provinsi Jawa Tengah No 05 Tahun 2012 tentang Baku Mutu Air Limbah

Nilai BOD dan COD yang tinggi menunjukkan bahwa limbah batik mengandung senyawa organik yang tinggi. Nilai BOD menunjukkan kebutuhan oksigen yang diperlukan untuk mendekomposisi senyawa organik yang mudah didegradasi dalam waktu yang relatif singkat, sedangkan nilai COD menunjukkan kebutuhan oksigen untuk mendegradasi senyawa organik yang sulit untuk didegradasi dalam waktu singkat atau senyawa organik yang kompleks. Senyawa organik yang terdapat dalam limbah industri batik berasal dari sisa akanji, soda, abu koustik, minyak nabati dan komponen lilin yang digunakan dalam proses pembuatan batik.

TSS dan fenol dalam limbah batik juga menunjukkan nilai yang melebihi baku mutu. Nilai TSS menunjukkan jumlah padatan yang menyebabkan kekeruhan air, tidak terlarut dan tidak dapat mengendap. Nilai TSS juga dipengaruhi oleh kandungan bahan organik dalam limbah batik, yang berupa padatan tersuspensi. Senyawa fenol dalam proses pabmatikan diperlukan dalam proses pelodoran dan hasil analisis menunjukkan bahwa limbah cair industri batik masih mengandung senyawa fenol yang melebihi baku mutu.

Industri batik di desa Sudagaran Kecamatan Banyumas belum memiliki Instalasi Pengolahan Air Limbah (IPAL). Limbah batik di buang langsung ke sungai Serayu memalui saluran pembuangan limbah tanpa pengolahan. Menurut Peraturan Daerah Provinsi Jawa Tengah No. 05 tahun 2012, setiap industri yang menghasilkan limbah wajib untuk mengolah limbahnya terlebih dahulu sebelum dibuang ke lingkungan. Penanggungjawab usaha yang membuang limbah ke lingkungan wajib melakukan hal-hal sebagai berikut (5):

- a. memenuhi baku mutu air limbah
- b. melakukan pengolahan air limbah yang dibuang agar memenuhi baku mutu air limbah
- c. membuat instalasi pengolah air limbah dan sistem saluran air limbah kepad air sehingga tidak terjadi perembesan air limbah ke lingkungan.

Limbah cair industri batik yang dihasilkan kemudian dialirkan melalui saluran pembuangan ke Sungai Serayu. Air limbah yang telah melebihi baku mutu ini tentunya akan menyebabkan pencemaran terhadap air Sungai Serayu. Debit limbah yang dihasilkan jauh lebih kecil jika dibandingkan dengan debit air Sungai Serayu. Berdasarkan hasil survai awal, air limbah berpengaruh terhadap perairan litoral Sungai Serayu, ditandai dengan adanya perubahan warna air. Pengukuran sifat fisik kimia perairan litoral Sungai Serayu dilakukan untuk mengetahui pengaruh pencemaran yang ditimbulkan.

Tabel 2. Kualitas Perairan Litoral Sungai Serayu yang Tercemar Limbah batik di Kecamatan Banyumas, Kabupaten Banyumas Jawa Tengah.

Parameter	Satuan	Stasiun 1	Stasiun 2	Stasiun 3	Stasiun 4	Stasiun 5	Baku Mutu *
COD	mg/l	65.0433	946.33	378.983	243.513	168.927	25
BOD	mg/l	20.88	410.543	163.993	92.5133	66.2567	3
Cr total	mg/l	0.01333	0.178	0.11233	0.08433	0.06433	0.05
Fenol Total	mg/l	0.57367	5.355	3.47867	1.88433	1.59133	0.001
NH3-N	mg/l	0.036	0.23067	0.13033	0.07533	0.04	0
H2S-S	mg/l	0.00633	0.08367	0.052	0.03833	0.03033	0.002
TSS	mg/l	160.263	504.87	408.09	368.877	300.383	50
M. Lemak	mg/l	0.659	1.74	1.24067	1.08433	0.99433	1

Keterangan :

Stasiun 1, terletak 100 m sebelum saluran pembuangan limbah cair batik ke Sungai Serayu.

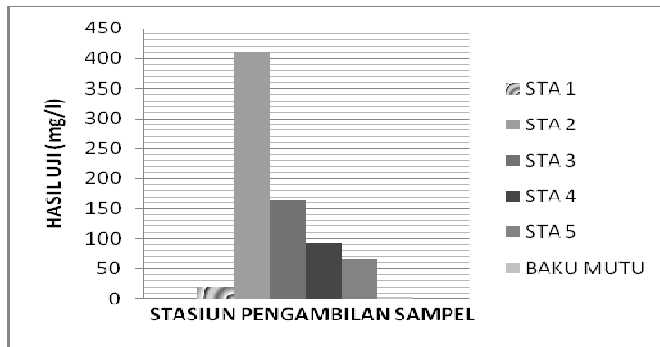
Stasiun 2, terletak pada daerah pembuangan limbah cair industri batik ke Sungai Serayu.

Stasiun 3, terletak pada jarak 100 m setelah Stasiun 2.

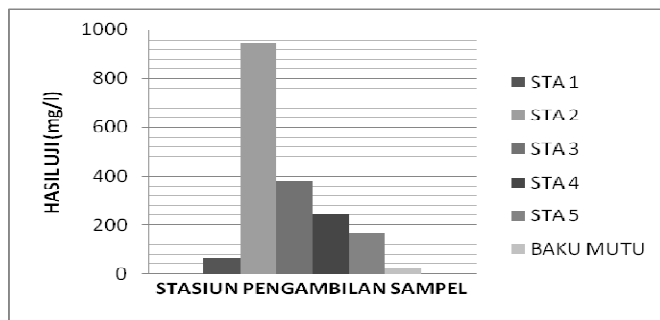
Stasiun 4, terletak pada jarak 200 m setelah Stasiun 2.

Stasiun 5, terletak pada jarak 400 m setelah Stasiun 2.

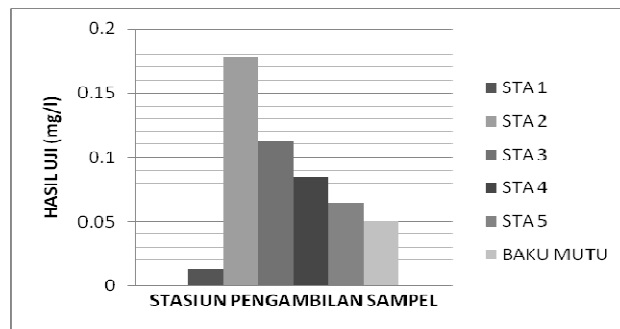
* = Baku Mutu sesuai dengan Peraturan Pemerintah Republik Indonesia No. 82 tahun 2001 tentang Pengelolaan Kualitas Air dan pengendalian Pencemaran.



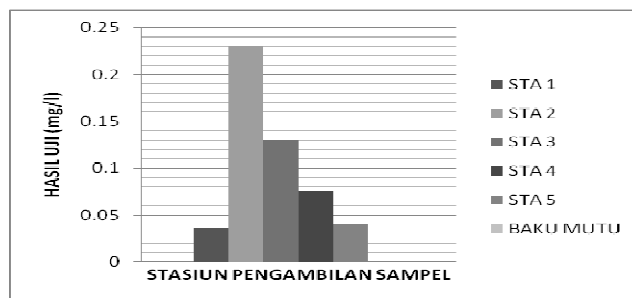
Gambar 1. Nilai BOD Perairan Litoral Sungai Serayu



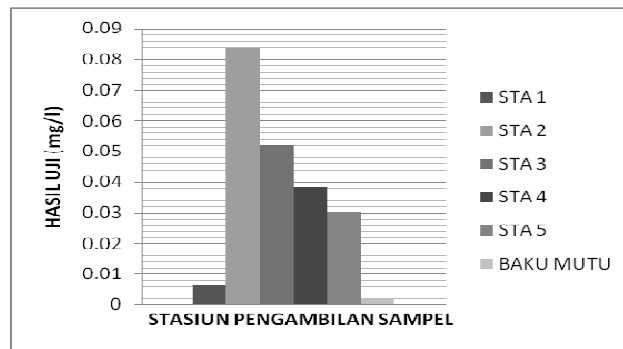
Gambar 2. Nilai COD Perairan Litoral Sungai Serayu



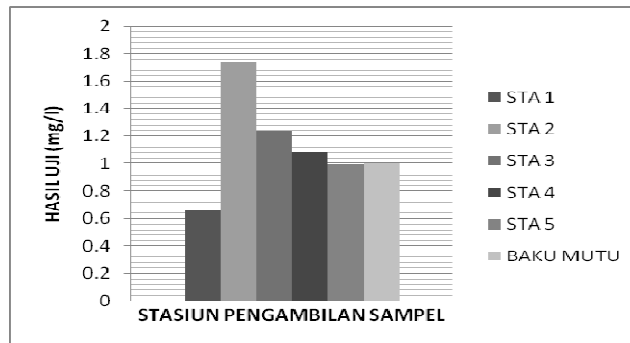
Gambar 3. Kandungan Khrom Total di Perairan Litoral Sungai Serayu



Gambar 4. Kandungan Amoniak Total di Perairan Litoral Sungai Serayu



Gambar 5. Kandungan Sulfida di Perairan Litoral Sungai Serayu



Gambar 6. Kandungan Minyak dan Lemak di Perairan Litoral Sungai Serayu

Kualitas perairan Sungai Serayu yang terletak sebelum pembuangan limbah cair industri batik tidak memenuhi baku mutu air kelas II (6). Hal ini menunjukkan bahwa Sungai Serayu telah tercemar sebelum terpengaruh oleh limbah cair industri batik di Kecamatan Banyumas, Kabupaten Banyumas. Parameter fisik kimia air yang telah melebihi baku mutu air kelas II PP No 82 tahun 2001 adalah BOD, COD, Fenol total, Amoniak, sulfida dan *Total Suspended Solid* (TSS). Sungai Serayu merupakan salah satu sungai terbesar di Pulau Jawa, yang melintasi beberapa kabupaten, yaitu Wonosobo, Banjarnegara, Banyumas dan Cilacap. Menurut data Balai Besar Serayu-Opak, Sungai Serayu menerima beban pencemaran berupa limbah rumah tangga, industri dan pertanian. kegiatan pertanian di bagian hulu (Kawasan Dieng) juga berakibat pada pencemaran pestisida dan fungisida. Laporan Badan Lingkungan Hidup Kabupaten Banyumas (2010) menyatakan bahwa Kondisi air Sungai Serayu pada saat sekarang mengalami penurunan baik secara kualitas maupun kuantitasnya. Tingkat erosi Daerah Aliran Sungai (DAS) Serayu di Kabupaten Banjarnegara telah melebihi ambang batas yang diharapkan, akibatnya tingkat sedimentasi di Waduk Panglima Besar Soedirman (Mrica) sangat tinggi. Kegiatan industri, pertanian, limbah rumah tangga dan penambangan liar merupakan sumber utama cemaran di sepanjang sungai, sedangkan pemanfaatan kawasan untuk penanaman tanaman semusim telah menambah beban cemaran sungai berupa residu pupuk dan pestisida.

Kualitas perairan litoral Sungai Serayu yang terletak pada daerah pertemuan antara saluran pembuangan limbah batik dengan Sungai Serayu menunjukkan kualitas yang tidak memenuhi baku mutu air kelas II PP No.82 Tahun 2001. Jarak dengan sumber pencemar mempengaruhi kualitas perairan litoral sungai Serayu. Jarak yang semakin jauh dengan sumber pencemar, memiliki kualitas fisik kimia air yang semakin baik. Grafik kualitas fisik kimia perairan litoral sungai serayu disajikan dalam Gambar 1 sampai dengan Gambar 6.

Nilai masing-masing parameter kualitas fisik kimia air mengalami penurunan dengan semakin jauhnya jarak dari sumber pencemar. Penurunan nilai tersebut salah satunya dipengaruhi oleh arus dan debit air Sungai Serayu. Limbah cair industri batik yang masuk ke Sungai Serayu mengalami pengenceran dan tercampur dengan air Sungai Serayu. Hal lain yang dapat mempengaruhi

penurunan nilai kualitas fisik kimia air adalah kemampuan pulih diri yang dimiliki oleh sungai. Kemampuan pulih diri atau *self purification* adalah penurunan bahan organik yang terkandung dalam perairan karena telah didegradasi oleh mikroba alami yang terdapat di sungai. Penurunan bahan organik ditandai dengan penurunan nilai BOD (7). Hasil penelitian ini menunjukkan nilai BOD mengalami penurunan, dimana nilai tertinggi didapatkan pada Stasiun 2 yaitu sebesar 410,543 mg/l kemudian mengalami penurunan pada stasiun selanjutnya, sehingga diperoleh nilai BOD pada Stasiun 5 sebesar 66,256 mg/l. Kemampuan *self purification* sungai terjadi karena penambahan konsentrasi oksigen terlarut dalam air yang berasal dari udara. Kandungan oksigen di dalam air akan menerima tambahan akibat turbulensi sehingga berlangsung perpindahan (difusi) oksigen dari udara ke air yang disebut proses reaerasi. Semakin panjang jarak maka kemampuan *self purifikasi* sungai akan semakin bagus yang ditandai dengan semakin meningkatnya nilai DO dalam air dengan catatan tidak ada masukan beban pencemaran dari luar (8).

Potensi pencemaran yang diakibatkan oleh kegiatan industri batik dan kegiatan industri lain di sekitar Sungai Serayu tentunya perlu mendapatkan perhatian berbagai pihak. Berdasarkan Peraturan Pemerintah No 82 Tahun 2001, pemerintah memiliki kewajiban dalam melakukan pengelolaan sumberdaya air sesuai dengan kewenangannya. Pemerintah juga berkewajiban untuk menentukan baku mutu air, melakukan pemantauan secara rutin serta menentukan status mutu air suatu perairan. Strategi lain dalam pengelolaan kualitas air sungai adalah dengan penegakan hukum yang jelas bagi industri yang melanggar ketentuan, serta memberikan penghargaan terhadap industri yang telah menaati peraturan yang berlaku.

KESIMPULAN

Kesimpulan yang diperoleh dari hasil dan pembahasan dalam penelitian ini adalah :

1. Nilai BOD, COD, TSS dan Fenol Total limbah cair industri batik di Kecamatan Banyumas Kabupaten Banyumas telah melebihi baku mutu sesuai dengan Perda Provinsi Jawa Tengah No. 05 Tahun 2012.
2. Kualitas perairan litoral sungai serayu yang menerima cemar dari limbah batik di Kecamatan Banyumas Kabupaten Banyumas tidak memenuhi baku mutu air kelas II sesuai dengan Peraturan Pemerintah No 82 Tahun 2001.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Dewi, R.S. dan S. Lestari. Dekolorisasi Limbah Batik Tulis Menggunakan jamur Indigenus Hasil Isolasi pada Konsentrasi Limbah yang Berbeda. *Molekul*. 5(2): 75-82, (2010).
- [2]. Apriando, T. Ayo, *Kini Saatnya Berbatik Ramah Lingkungan*. Online. <http://mongabay.co.id/mht>. Diakses 27 Februari 2013, (2012).
- [3]. Saranraj, P, V.Sumathi, D.Reetha, and D.Stella. 2010. Fungal Decolourization of Direct Azo Dyes and Biodegradation of Textile Dye Effluent. *Journal of Ecobiotechnology*. 2(7): 12-16,(2010).
- [4]. Namdhari B.S., S.K.Rohilla, R.K.Salar, S.K Gahlawat, P. Bansal and A.K.Saran. Decolorization of Reactive Blue MR, using *Aspergillus* species Isolated from Textile Waste Water. *ISCA Journal of Biological Sciences*. 1(1): 24-29, (2012).
- [5]. Peraturan daerah Provinsi Jawa tengah No. 05 tahun 2012 tentang Perubahan atas peraturan Daerah Provinsi jawa tengah No. 10 tahun 2004 tentang Baku Mutu Air Limbah.
- [6]. Peraturan Pemerintah republik Indonesia No. 82 tahun 2001 tentang Pengelolaan Kualitas Air dan Pengendalian Pencemaran.
- [7]. Agustiningih, D; Setia Budi Sasongko dan Sudarno. Analisa Kualitas Air dan Beban Pencemaran Berdasarkan Penggunaan Lahan di Sungai Blukar Kabupaten Kendal. Prosiding Seminar Nasional Pengelolaan Sumberdaya Alam dan Lingkungan. Semarang 11 September 2012, (2012),
- [8]. Noviriana Hendrasarie, Cahyarani. Kemampuan Self Purification Kali Surabaya, ditinjau dari Parameter Organik berdasarkan Model Matematis Kualitas Air. *Jurnal Ilmiah Teknik Lingkungan*, Vo.2 (1), (2010).

KUALITAS AIR SUMUR DI SEKITAR INDUSTRI PENGOLAHAN MINYAK BUMI CILACAP DAN PERSEPSI MASYARAKAT TENTANG PENCEMARAN DI KELURAHAN DONAN CILACAP

Nila Komariah, Achmad Iqbal dan Rawuh Edy Priyono

Program Pascasarjana Ilmu Lingkungan Unsoed
Gedung LPPM Lt. 1 Jl. Dr. Soeparno Karangwangkal Purwokerto
Email korespondensi : neela_240788@yahoo.com

ABSTRACT

Well Water Quality Around Cilacap Petroleum Industry and Public Perception of pollution in Kelurahan Donan Cilacap. Kelurahan Donan is located in around of petroleum industry. People in Kelurahan Donan still utilize well water for their daily needs. The purpose of this study is to determine the quality of well water around Cilacap petroleum industry and public perception of pollution in Kelurahan Donan Cilacap. The respondents are urban communities Donan Cilacap randomly selected. Samples of well water quality is determined by the distance wells with petroleum industry. The results showing that the quality of well water in Kelurahan Donan Cilacap included in the category of moderate polluted. As many as 55.55% of respondents have a positive perception about pollution and as much as 44.45% showing a negative perception about pollution around petroleum industry in Cilacap. Many citizen complaints that the color of water wells has change. The result of physical and chemical measurement show that a few parameters of well water such as COD, TSS, and Coliform exceeded the quality standard values. Decline in the quality of well water influential to public perception around petroleum industry in Cilacap.

Keywords: *well water quality, pollution, public perception*

PENDAHULUAN

Kawasan pesisir merupakan kawasan yang berkembang dengan pesat. Pengembangan kegiatan industri di Indonesia banyak dilakukan di wilayah pesisir. Perairan pesisir telah menjadi perhatian utama karena nilainya untuk pengembangan sosial ekonomi dan kesehatan manusia. Pesatnya pertumbuhan populasi manusia dan kekomersialan industri menyebabkan perairan pesisir menjadi tempat sejumlah besar pencemar dari berbagai sumber seperti tempat rekreasi, budidaya perairan, asimilasi dan transport polusi dari sungai-sungai kecil.

Permukiman di Kelurahan Donan Cilacap merupakan kawasan pesisir yang terletak di sekitar industri pengolahan minyak bumi. Kegiatan industri di Kelurahan Donan Cilacap memberikan dampak positif dan negatif. Dampak positif kegiatan industri adalah peningkatan pendapatan negara, penyerapan tenaga kerja serta peningkatan kesejahteraan masyarakat. Dampak negatif yang dapat ditimbulkan adalah adanya pencemaran akibat limbah cair, pencemaran kualitas udara ambient serta peningkatan kebisingan dan debu.

Pencemaran yang diakibatkan oleh suatu kegiatan industri akan memberikan dampak primer terhadap kualitas fisik, kimia dan biologi, serta akan berlanjut menimbulkan dampak sekunder terhadap kondisi sosial. Salah satu komponen sosial yang penting adalah persepsi masyarakat. Persepsi masyarakat merupakan dampak turunan dari berbagai sub komponen lingkungan. Persepsi merupakan proses penginderaan dan penafsiran rangsangan suatu objek atau peristiwa yang diinformasikan [1]. Persepsi akan mendorong seseorang untuk melakukan atau tidak melakukan suatu kegiatan. Persepsi individu terhadap suatu objek yang sama dapat berbeda dengan individu yang lain. Persepsi individu dipengaruhi oleh pengetahuan, pengalaman, dan sudut pandang individu.

Hasil survei pendahuluan di permukiman Kelurahan Donan Cilacap menunjukkan bahwa terdapat kelompok masyarakat yang mulai mempersepsikan negatif keberadaan industri minyak bumi terhadap kualitas air tanah. Masyarakat mengeluhkan adanya air tanah yang berminyak dan berbau, padahal sebagian besar masyarakat Kelurahan Donan masih menggunakan air sumur

untuk keperluan rumah tangga. Timbulnya bau dan minyak pada air sumur, dinilai warga sebagai akibat dari kegiatan industri minyak bumi.

Persepsi berguna dalam penyampaian konseptual kebenaran untuk menjelaskan sesuatu hal dari pengetahuan melalui siapa saja, apapun pendidikannya, dan memiliki konsep dalam pertanyaan serta karakteristik fisik lingkungan tersebut dapat dideteksi oleh penerimanya [2]. Pengetahuan dan informasi tentang persepsi masyarakat di Kelurahan Donan Cilacap tentang kualitas air sumur berguna untuk mengetahui dan mengkaji sebab akibat yang terjadi. Penelitian mengenai persepsi tidak dapat dipisahkan dari penelitian mengenai kualitas air sumur sebagai komponen lingkungan yang terkena dampak primer dari pencemaran industri.

Indikasi adanya pencemaran air akan memberikan dampak sosial yang besar, karena air memiliki peran yang sangat penting bagi kelangsungan hidup manusia dan sulit untuk digantikan. Air tanah merupakan sumber air untuk konsumsi manusia, baik di daerah perkotaan maupun di daerah perdesaan [3]. Peningkatan jumlah penduduk dan industrialisasi mempengaruhi kualitas air tanah. Kondisi kualitas air tanah berdasarkan tingkat pertumbuhan penduduk dibagi menjadi daerah rural dan daerah urban [4]. Daerah rural merupakan daerah bukan perkotaan, dengan karakteristik kawasan yang masih hijau, belum mengalami perubahan tataguna lahan yang signifikan, kepadatan penduduk yang relatif rendah dengan intensitas penggunaan air tanah yang relatif rendah, sedangkan daerah urban adalah daerah perkotaan, dengan aktivitas urbanisasi yang tinggi, jumlah penduduk yang tinggi sehingga penggunaan air yang cenderung tinggi pula. Daerah urban cenderung berada pada daerah pesisir atau sekitar kawasan industri.

Aktivitas industri yang berkelanjutan dan berlangsung dalam jangka waktu yang lama dapat mempengaruhi tanah dan kualitas air tanah [5]. Pembuangan limbah industri ke dalam akuifer atau lapisan air tanah dangkal dapat menyebabkan pencemaran air tanah. Air merupakan pelarut universal, yang dapat melarutkan bikarbonat, chloride, sulfat, potasium atau bahan pencemar lainnya, sehingga dapat meresap ke dalam air tanah [6]. Industri yang membuang limbah tanpa pengolahan yang baik ke dalam lubang tanah terbuka dan saluran yang tidak seharusnya dapat menyebabkan pencemaran air tanah [7].

Penelitian di kawasan padat penduduk di Desa Pulubala, Kecamatan Pulubala, Kabupaten Gorontalo telah dilakukan [8]. Hasil penelitian menunjukkan bahwa kualitas air tanah secara fisika kimia masih baik, sedangkan kualitas biologinya sudah melebihi ambang batas. Penelitian lain mengenai pengujian kualitas air tanah juga telah dilakukan di sekitar industri pengecoran logam [9]. Hasil penelitian menunjukkan bahwa telah terjadi pencemaran logam Fe, Zn dan Pb pada beberapa lokasi sumur yang ada di daerah industri pengecoran logam. Hasil penelitian kualitas air tanah di kawasan industri Cibinong-Citeurep Kabupaten Bogor menunjukkan bahwa telah terjadi hujan asam yang akhirnya mempengaruhi kualitas air tanah. Kualitas air sumur warga sekitar kawasan industri mengalami penurunan kualitas [10].

Kualitas air tanah di kawasan industri dengan tingkat kepadatan penduduk yang relatif tinggi memang rentan mengalami pencemaran. Limbah rumah tangga yang dihasilkan dan pembuangan limbah industri yang tidak terkontrol mempengaruhi kualitas air tanah. Hasil penelitian di kawasan industri Sialkot Pakistan, menunjukkan bahwa kualitas air tanahnya tidak baik untuk dikonsumsi, karena kandungan logamnya yang tinggi [11]. Industri pengolahan minyak bumi juga berpotensi untuk menimbulkan penurunan kualitas air tanah. Industri minyak bumi memiliki potensi sebagai sumber dampak terhadap pencemaran air, tanah dan udara baik secara langsung maupun tidak langsung [12]. Tumpahan minyak di lingkungan dapat mencemari tanah dan perairan hingga ke daerah sub-surface dan lapisan akuifer air tanah. Pencemaran minyak bumi, meskipun dengan konsentrasi hidrokarbon yang sangat rendah sangat mempengaruhi bau dan rasa air tanah [13]. Tujuan penelitian yang dilakukan adalah untuk mengetahui sifat fisika, kimia dan biologi air sumur di sekitar industri pengolahan minyak bumi Cilacap serta mengetahui persepsi masyarakat tentang pencemaran di sekitar industri pengolahan minyak bumi Cilacap.

TATA KERJA

Tempat dan Waktu Penelitian

Penelitian ini dilakukan di permukiman sekitar industri pengolahan minyak bumi Kelurahan Donan Cilacap dan berlangsung dari Juli hingga September 2013.

Bahan dan Metode

Kualitas air sumur diketahui dengan menganalisis sampel air di Wahana laboratorium Semarang dan persepsi masyarakat diketahui dengan memberikan pertanyaan dalam kuisioner kepada masyarakat di permukiman sekitar Kelurahan Donan Cilacap.

Metode Pengambilan Sampel Air Sumur

Penelitian dilakukan dengan menggunakan metode survai. Sampel kualitas air sumur diambil dari sumur warga di Kelurahan Donan, Cilacap. Sumur yang diambil sampelnya adalah sumur bor. Teknik pengambilan sampel air sumur dilakukan dengan metode *purposive sampling*. Titik sampling ditentukan berdasarkan jarak sumur dengan industri pengolahan minyak bumi.

Jumlah stasiun yang akan diambil berjumlah 7 stasiun, dengan rincian sebagai berikut:

1. Stasiun 1 sebagai kontrol terletak 150 m sebelum industri pengolahan minyak bumi.
2. Stasiun 2 terletak 100 m setelah industri pengolahan minyak bumi.
3. Stasiun 3 terletak 100 m setelah stasiun 2
4. Stasiun 4 terletak 100 m setelah stasiun 3
5. Stasiun 5 terletak 100 m setelah stasiun 4
6. Stasiun 6 terletak 100 m setelah stasiun 5
7. Stasiun 7 terletak 100 m setelah stasiun 6

Setiap pengambilan sampel dilakukan pengulangan sebanyak 3 kali.

Penentuan Status Mutu Air dengan metode Indeks STORET

Prinsip metode STORET adalah membandingkan antara dua kualitas air dengan baku mutu air yang disesuaikan dengan peruntukannya guna menentukan status mutu air (Kepmen LH No. 115 Tahun 2003). Penentuan status mutu air menggunakan sistem nilai dari US-EPA (*Environmental Protection Agency*)

Metode Pengambilan Sampel Persepsi Masyarakat

Responden masyarakat untuk mengetahui persepsi adalah warga di permukiman sekitar industri pengolahan minyak bumi Kelurahan Donan Cilacap yang menggunakan air sumur untuk keperluan sehari-hari. Jumlah responden dapat ditentukan dengan rumus:

$$n = \frac{N}{1+N(d.d)}$$

Keterangan:

n : Jumlah sampel

N : Jumlah populasi

d : tingkat kesalahan yang ditolerir (0,1) [14]

Variabel Penelitian

Variabel yang digunakan adalah persepsi masyarakat dan kualitas air. Parameter persepsi masyarakat yang dinilai adalah persepsi masyarakat tentang kualitas air sumur. Penentuan parameter kualitas air mengacu pada PP. 82 Tahun 2001 baku mutu air kelas I. Kriteria parameter yang diteliti dibatasi oleh karakteristik sumber pencemar. Sehingga parameter fisika kimia air yang diteliti terdiri dari suhu, TSS (*Total suspended solid*), pH, COD (*Chemical Oxygen Demand*), minyak dan lemak, Pb (timbal); parameter biologinya adalah total koliform.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Penelitian mengenai kualitas air di Kelurahan Donan, Kabupaten Cilacap yang terletak di sekitar industri pengolahan minyak bumi telah dilakukan. Penelitian meliputi pemeriksaan kualitas air sumur dan penilaian persepsi masyarakat terhadap pencemaran. Hasil survai yang dilakukan selama penelitian menunjukkan adanya gejala pencemaran pada air sumur yang digunakan oleh masyarakat. Air sumur yang digunakan dikeluhkan agak keruh, berbau, menimbulkan kerak pada panci dan air sumur ada yang tidak berbusa ketika diberi sabun. Guna mengetahui status kualitas air sumur di Kelurahan Donan Cilacap maka dilakukan uji laboratorium. Hasil uji laboratorium disajikan dalam tabel 1.

Tabel 1. Hasil uji laboratorium kualitas air sumur di permukiman Kelurahan Donan Cilacap

Kode Sampel	Suhu (°C)	TSS (mg/l)	pH	COD (mg/l)	Minyak Lemak (mg/l)	Pb (mg/l)	Total Koliform (MPN/100ml)
Stasiun 1	28	80,27	7	17,57	0,01	0,01	122.67
Stasiun 2	28	118,91	7	27,00	0,02	0,02	4966.67
Stasiun 3	28	104,27	7	25,95	0,02	0,02	3633.33
Stasiun 4	28	89,88	7	25,96	0,02	0,02	2800.00
Stasiun 5	28	78,91	7	21,29	0,02	0,01	2666.67
Stasiun 6	28	90,83	7	18,79	0,02	0,01	2400.00
Stasiun 7	27	78,71	7	21,01	0,01	0,01	1433.33
Baku Mutu	27-29	50	6-8	10	1	0,03	1000

Keterangan:

Stasiun 1 sebagai kontrol terletak 150 m sebelum industri pengolahan minyak bumi.

Stasiun 2 terletak 100 m setelah industri pengolahan minyak bumi.

Stasiun 3 terletak 100 m setelah stasiun 2

Stasiun 4 terletak 100 m setelah stasiun 3

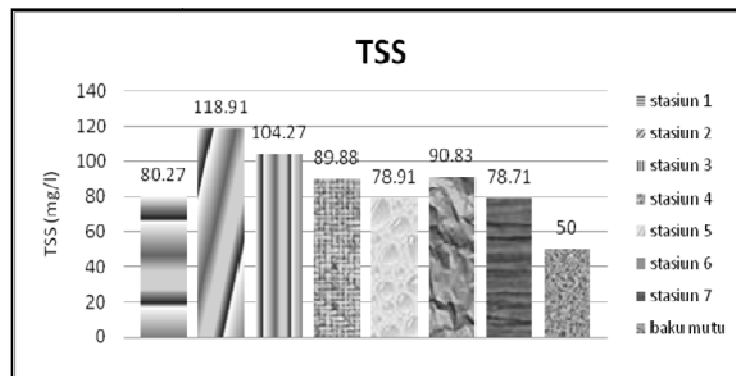
Stasiun 5 terletak 100 m setelah stasiun 4

Stasiun 6 terletak 100 m setelah stasiun 5

Stasiun 7 terletak 100 m setelah stasiun 6

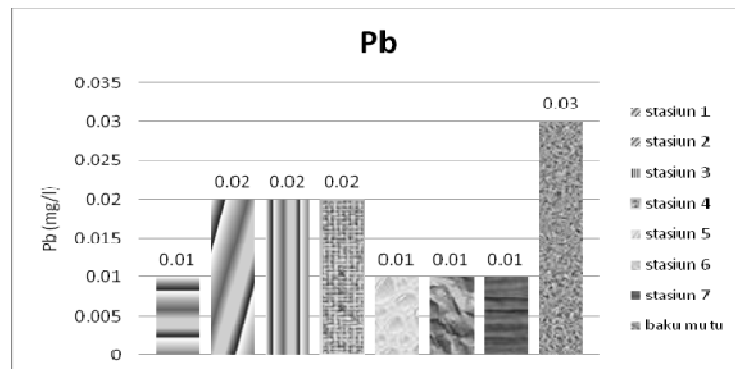
Baku mutu air kelas I berdasarkan PP. 82 Tahun 2001 tentang pengelolaan kualitas air dan pengendalian pencemaran.

Berdasarkan hasil uji kualitas air di permukiman Kelurahan Donan Cilacap menunjukkan bahwa parameter yang melebihi baku mutu adalah TSS dan COD. Nilai TSS berhubungan dengan tingkat kekeruhan air sumur. Sedangkan tingginya nilai COD yang diperoleh menunjukkan bahwa dalam air sumur terdapat kandungan senyawa organik kompleks yang sulit untuk didegradasi. Parameter biologi yang dianalisis, yaitu total koliform juga melebihi baku mutu. Total koliform yang tinggi dipengaruhi oleh kurang baiknya sanitasi lingkungan di Kelurahan Donan Cilacap. Padatnya permukiman di Kelurahan Donan Cilacap juga dapat mempengaruhi tingginya nilai total koliform.

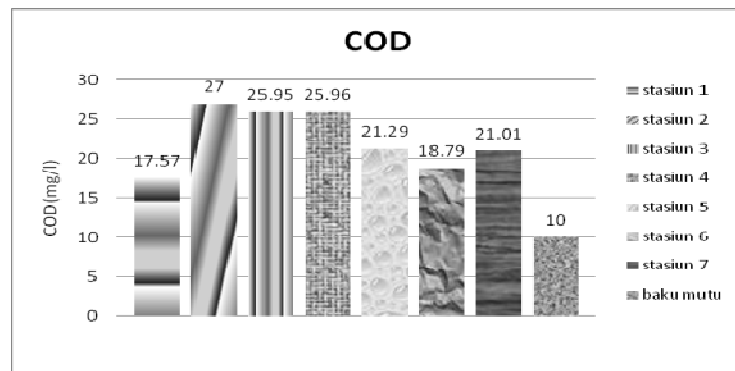


Gambar 1. Grafik nilai TSS pada air sumur di kelurahan Donan, Cilacap.

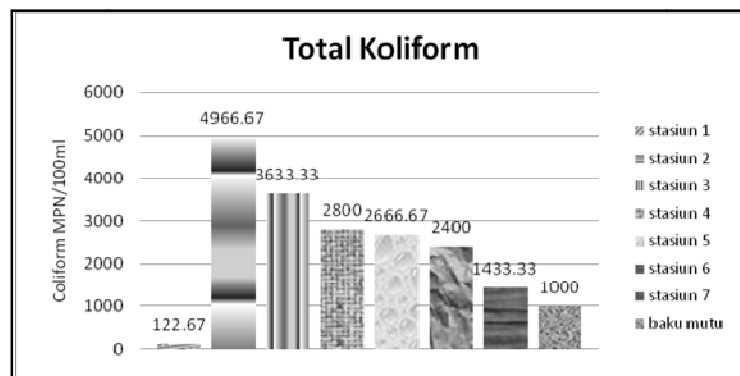
Kandungan TSS pada semua stasiun pengambilan sampel menunjukkan nilai yang melebihi baku mutu. Nilai TSS tertinggi diperoleh pada stasiun 2 yaitu sebesar 118,91 mg/l, sedangkan nilai terendah diperoleh pada stasiun 7 yaitu sebesar 78,71 mg/l. Tingginya nilai TSS pada semua stasiun pengambilan sampel dipengaruhi oleh adanya limpasan buangan organik yang masuk ke dalam aquifer air tanah. Hal ini dikarenakan permukiman di Kelurahan Donan termasuk permukiman padat penduduk dengan perencanaan sistem sanitasi yang tidak baik. Akumulasi nilai TSS yang tinggi dalam air sumur warga akan menurunkan kualitas air secara fisik, kimia maupun mikrobiologis. TSS yang mengandung bahan organik yang tinggi akan mempengaruhi populasi mikrobiologi pengurai, serta dampak lebih lanjut adalah berpengaruh terhadap nilai BOD dan COD.



Gambar 2. Grafik nilai Pb pada air sumur di Kelurahan Donan, Cilacap.



Gambar 3. Grafik nilai COD pada air sumur di Kelurahan Donan, Cilacap.



Gambar 4. Grafik nilai total koliform pada air sumur di Kelurahan Donan, Cilacap.

Kandungan Pb (timbal) pada semua stasiun pengambilan sampel masih menunjukkan nilai yang sesuai dengan baku mutu yang berlaku menurut PP.82 Tahun 2001. Nilai Pb tertinggi diperoleh pada stasiun 2, 3, dan 4 yaitu sebesar 0,002 mg/l, sedangkan nilai terendah diperoleh pada stasiun 1, 5, 6, dan 7 yaitu sebesar 0,01 mg/l. Kandungan timbal dalam air sumur di Kelurahan Donan Cilacap, dapat berasal dari industri pengolahan minyak bumi. Industri pengolahan minyak bumi menggunakan timbal untuk menaikkan angka oktan. Kandungan timbal dalam air sumur warga sangat berbahaya, karena air tersebut digunakan menjadi bahan baku air minum. Menurut Kristanto (2002) logam timbal akan terakumulasi dalam tubuh makhluk hidup dan tetap tinggal dalam tubuh dengan jangka waktu yang lama sebagai racun. Lu (2006) dalam Novianto *et al.* (2012) lebih lanjut menyatakan bahwa akumulasi timbal dalam tubuh menimbulkan

gejala keracunan pada setiap orang, dengan menyerang sistem pernapasan, darah dan sistem saraf.

Kandungan COD pada semua stasiun pengambilan sampel menunjukkan nilai yang melebihi baku mutu. Nilai COD tertinggi diperoleh pada stasiun 2 yaitu sebesar 27 mg/l, sedangkan nilai terendah diperoleh pada stasiun 1 yaitu sebesar 17,57 mg/l. nilai COD menggambarkan adanya pencemaran bahan organik. Tingginya nilai COD pada semua stasiun pengambilan sampel menunjukkan bahwa kandungan bahan organik dalam air sumur di Kelurahan Donan Cilacap cukup tinggi. Nilai COD yang tinggi juga berkorelasi dengan nilai TSS yang tinggi.



Gambar 5. Grafik nilai minyak dan lemak pada air sumur di Kelurahan Donan, Cilacap.

Kandungan total koliform pada semua stasiun pengambilan sampel menunjukkan nilai yang melebihi baku mutu yang berlaku. Nilai total koliform tertinggi diperoleh pada stasiun 2 yaitu sebesar 4966,67 MPN/100ml, sedangkan nilai terendah diperoleh pada stasiun 1 yaitu sebesar 122,67 MPN/100ml.

Kandungan minyak dan lemak pada semua stasiun pengambilan sampel masih menunjukkan nilai yang sesuai dengan baku mutu yang berlaku. Nilai minyak dan lemak tertinggi diperoleh pada stasiun 2,3,4,5, dan 6 yaitu sebesar 0,2 mg/l, sedangkan nilai terendah diperoleh pada stasiun 1 dan 7, yaitu sebesar 0,01 mg/l. Pencemaran minyak dan lemak dapat berasal dari kegiatan domestik serta adanya rembesan dari industri pengolahan minyak bumi. Hasil wawancara yang dilakukan dengan warga Kelurahan Donan, air sumur terkadang mengandung minyak ketika kemarau panjang.

Hasil uji laboratorium terhadap air sumur di Kelurahan Donan Cilacap selanjutnya dianalisis dengan menggunakan metode STORET. Hasil analisis STORET disajikan dalam Tabel 2.

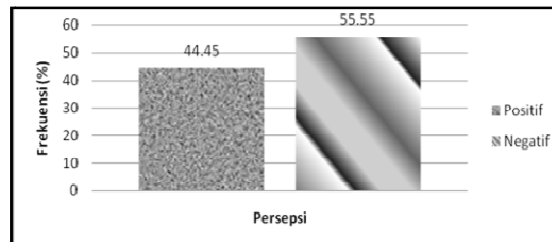
Berdasarkan skor yang didapatkan dengan menggunakan analisis STORET jumlah skor tiap stasiun adalah -30 kecuali stasiun 1 dengan skor -15. Oleh karena itu, kualitas air sumur di permukiman sekitar industri pengolahan minyak bumi Cilacap termasuk kelas C, dengan kategori sedang, atau telah tercemar sedang karena skornya berada diantara -11 s.d. -30. Analisis STORET terhadap kualitas air sumur warga di Kelurahan Donan Cilacap merupakan salah satu cara untuk melakukan pemantauan kualitas air. Pemantauan kualitas air diperlukan untuk upaya pengelolaan yang berkelanjutan.

Pemantauan kualitas air sesuai dengan amanat Peraturan Pemerintah No. 82 Tahun 2001, merupakan tanggungjawab pemerintah sesuai dengan kewenangannya. Pemantauan kualitas air di Kelurahan Donan Cilacap dalam hal ini merupakan tanggungjawab pemerintah Kabupaten Cilacap untuk melakukan pemantauan secara rutin setiap 6 bulan sekali. Hasil analisis STORET yang menunjukkan kondisi air sumur di Kelurahan Donan Cilacap yang tercemar berat juga perlu menjadi perhatian bagi pemerintah Kabupaten Cilacap. Berdasarkan PP No. 82 Tahun 2001, jika status mutu air menunjukkan kondisi tercemar, maka Pemerintah dalam hal ini Pemerintah Kabupaten Cilacap sesuai dengan kewenangannya perlu melakukan upaya-upaya penanggulangan pencemaran dan pemulihan kualitas air dengan menetapkan mutu air sasaran.

Tabel 2. Status mutu kualitas air sumur menurut sistem nilai STORET di permukiman sekitar industri pengolahan minyak bumi Cilacap.

Kode Sampel	Suhu (°C)	TSS (mg/l)	pH	COD (mg/l)	Minyak Lemak (mg/l)	Pb (mg/l)	Total Koliform (MPN/100ml)	Jml	Kategori
Stasiun 1	0	-5	0	-10	0	0	0	-15	Tercemar sedang
Stasiun 2	0	-5	0	-10	0	0	-15	-30	Tercemar sedang
Stasiun 3	0	-5	0	-10	0	0	-15	-30	Tercemar sedang
Stasiun 4	0	-5	0	-10	0	0	-15	-30	Tercemar sedang
Stasiun 5	0	-5	0	-10	0	0	-15	-30	Tercemar sedang
Stasiun 6	0	-5	0	-10	0	0	-15	-30	Tercemar sedang
Stasiun 7	0	-5	0	-10	0	0	-15	-30	Tercemar sedang

Kualitas air sumur di Kelurahan Donan Cilacap yang tergolong ke dalam kategori tercemar sedang, akan mempengaruhi kesehatan masyarakat. Masyarakat Kelurahan Donan perlu mendapatkan pengetahuan yang cukup mengenai keadaan lingkungan tempat tinggalnya, terutama tentang air sumur yang biasa digunakan untuk keperluan sehari-hari. Untuk memetakan pengetahuan warga tentang keadaan lingkungannya, maka dilakukan penelitian persepsi masyarakat dengan cara memberikan pertanyaan kepada masyarakat menggunakan kuesioner. Hasil penilaian persepsi masyarakat di Kelurahan Donan Cilacap, disajikan dalam Gambar 6.



Gambar 6. Grafik persepsi masyarakat tentang pencemaran di Kelurahan Donan, Cilacap.

Hasil penilaian persepsi terhadap masyarakat sekitar Kelurahan Donan Cilacap menunjukkan bahwa sebanyak 55,55% masyarakat mempunyai persepsi negatif tentang pencemaran di lingkungan tempat tinggalnya, sedangkan yang berpersepsi positif sebanyak 44,45%. Persepsi merupakan dampak lanjutan dari adanya penurunan kualitas abiotik dan biotik. Mayoritas masyarakat Kelurahan Donan yang mempunyai persepsi negatif tentang pencemaran, menunjukkan masyarakat mulai menyadari tentang penurunan kualitas lingkungan tempat tinggalnya.

Berdasarkan hasil dan pembahasan penelitian terdapat beberapa rekomendasi pengelolaan air sumur di Kelurahan Donan Cilacap, yaitu :

1. Perlu dilakukan pemantauan kualitas air secara rutin terhadap kualitas air sumur di Kelurahan Donan Cilacap, sesuai dengan PP No. 82 Tahun 2001, pemantauan merupakan tanggungjawab Pemerintah Kabupaten Cilacap.
2. Berdasarkan analisis STORET yang menunjukkan status air sumur di Kelurahan Donan Cilacap yang tercemar sedang untuk baku mutu air kelas 1 PP No. 82 Tahun 2001, maka perlu adanya upaya pengelolaan. Upaya pengelolaan ini dapat berupa pencegahan pada sumber pencemar atau pada pengelolaan air yang tercemar menjadi air yang memiliki kualitas baik.

3. Perlu pengkajian alternatif pembangunan jaringan PDAM di kelurahan Donan Cilacap karena pada saat ini belum ada jaringan PDAM sehingga warga sangat tergantung pada air sumur.
4. Sosialisasi kepada warga Kelurahan Donan Cilacap mengenai status mutu air dan cara mengolah air yang sesuai dengan baku mutu kesehatan, sehingga dapat mencegah dampak lanjutan terhadap kesehatan.

KESIMPULAN

1. Parameter kualitas air sumur warga di Kelurahan Donan Cilacap yang telah melampaui baku mutu air Kelas 1 PP No. 82 tahun 2001 adalah TSS, COD dan Total Koliform.
2. Analisis STORET yang dilakukan terhadap kualitas air sumur di Kelurahan Donan Cilacap menunjukkan bahwa air sumur di permukiman sekitar industri pengolahan minyak bumi Cilacap termasuk dalam kategori tercemar sedang untuk penggunaan baku air minum.
3. Masyarakat Kelurahan Donan Cilacap mulai menyadari adanya pencemaran di wilayah tempat tinggalnya, ditandai dengan hasil penilaian persepsi yang menunjukkan 55,55% mempunyai persepsi negatif terhadap pencemaran dan sisanya 44,45% menunjukkan persepsi positif terhadap pencemaran.

UCAPAN TERIMAKASIH

Terimakasih kepada Kemendiknas atas dukungan dana penelitian melalui program Beasiswa Unggulan tahun 2011.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] Muchtar, T. Hubungan Karakteristik Elit Formal dan Elit Informal Desa dengan Persepsi dan Tingkat Partisipasi Mereka dalam Program P3DT di Kabupaten Sukabumi. [Tesis]. Bogor : Program Pascasarjana, Institut Pertanian Bogor, Bogor (1998)
- [2] Wade, N.J. and M.T. Swanston. Visual Perception: An Introduction. Second Edition. Psychology Press, Ltd., Philadelphia, (2001).
- [3] Pranavam D.T.S., V.T. Rao, L. Punithavathi, S. Karunanithi dan A. Bhaskaran. Groundwater Pollution in the Palar Riverbed Near Vellore, Tamil Nadu, India. *Indian J. Sci. Technol.* 4(1):19-21, (2011).
- [4] Putranto, T.T. dan K. I. Kusuma. 2009. Permasalahan Air Tanah Pada Daerah Urban. *Teknik.* 30(1):48-56, (2009).
- [5] Ramesh A., B.S. N. Prakash, P.V. Sivapullaiah dan A.S. Sadhashivaiah. Assessment of Ground Water Quality in Designated Peenya Industrial Area and Estate, Bangalore, India-A Case Study. *International Journal of Environmental Protection.* 2(6):21-25, (2012).
- [6] Kadhar A.M., A.M.S. Kumar, S. Sivaraj dan J.A. Ali. Studies on Ground Water Pollution in Industrial Areas of Chennai. *Journal of Research in Biology.* 2(5): 474-481, (2012).
- [7] Jinwal A. dan S. Dixit. Pre and Post Monsoon Variation in Physio-chemical Characteristic in Groundwater Quality in Bhopal, India. *Asian j. Exp. Sci.* 22(3), (2008).
- [8] Pakaya, M. R. Deskripsi Kualitas Air Sumur Gali di Dusun III Desa Pulubala Kecamatan Pulubala Kabupaten Gorontalo. Program Studi Kesehatan Masyarakat Peminatan Kesehatan Lingkungan, Fakultas Ilmu – Ilmu Kesehatan dan Keolahragaan, Universitas Negeri Gorontalo, Gorontalo, (2012).
- [9] Susanto, J. P. Analisis Deskripsi Pencemaran Air Sumur pada Daerah Industri Pengolahan Logam. *Jurnal Teknologi Lingkungan P3TL-BPPT.* 6(2):402-409, (2005).
- [10] Sutanto dan A. Iriyani. Hujan Asam dan Perubahan Kadar Nitrat dan Sulfat dalam Air Sumur di Wilayah Industri Cibinong-Citeureup Bogor. *Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah.* 14(1):1-9, (2011).
- [11] Ullah, R., R.N. Malik, A. Qadir. Assessment of Groundwater Contamination in an Industrial City, Sialkot, Pakistan. *African Journal of Environmental Science and Technology.* 3(12):29-446, (2009).
- [12] YUDONO, B., M. Said, P. Hakstege dan F. X. Suryadi. Kinetics of Indigenous Isolated Bacteria *Bacillus mycoides* Used for Ex-Situ Bioremediation of Petroleum Contaminated Soil in PT. Pertamina Sungai Lilin South Sumatera. *Journal of Sustainable Development.* 2(3), 2009.
- [13] CHATOR dan Somerville : *The Oil Industry and Microbial Ecosystems*, Heyden & Son Ltd, London (1978).
- [14] Notoatmojo, S. : *Metodologi Penelitian Kesehatan*, Rineka Cipta, Jakarta (2002).

DISTRIBUSI TRITIUM DI PERAIRAN INDONESIA SEBAGAI JALUR ARLINDO: PENGUKURAN MENGGUNAKAN LSC

Mohamad Nur Yahya, Wahyu Retno Prihatiningsih

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN

ABSTRAK

DISTRIBUSI TRITIUM DI PERAIRAN INDONESIA SEBAGAI JALUR ARLINDO: PENGUKURAN MENGGUNAKAN LSC. Tritium yang berada dalam jumlah kecil diperairan Indonesia perlu diketahui untuk kebutuhan pemenuhan baseline data sebelum beroperasinya PLTN pertama di Indonesia. Analisa tritium juga diperlukan untuk mengetahui perpindahan massa air dari Samudra Pasifik ke Samudra Hindia melalui perairan Indonesia yang sedikit banyak dapat mempengaruhi kandungan tritium di perairan Indonesia. Pencuplikan sampel air laut untuk analisa tritium dilakukan pada empat titik yang menjadi jalur perlintasan Arus Lintas Indonesia (ARLINDO), yaitu dua titik di perairan Manado dan dua titik di Perairan sebelah Selatan Pulau Sumatra (Samudra Hindia). Tritium dianalisa melalui pengayaan menggunakan metode destilasi bertingkat dengan penambahan beberapa reagent holdback tracer. Tritium hasil pengayaan diukur menggunakan Liquid Scintillation Counter (LSC) dengan rentang energy 1 – 18,6 keV. Kalibrasi dengan standar ^3H dan ^{14}C diperoleh efisiensi masing sebesar 62,85% dan 93,12% dan diketahui bahwa bahwa konsentrasi tritium di perairan Indonesia berada pada rentang 1,02 sampai 1,24 TU atau setara dengan 120,9 sampai 149,3 mBq/l dan nilai ini relatif sama dengan yang tergambar di Samudra Pasifik dan Samudra Hindia.

Kata kunci : Tritium, Destilasi, LSC, ARLINDO

ABSTRACT

TRITIUM DISTRIBUTION IN INDONESIA SEA AS INDONESIA THROUGH FLOW CURRENT: DETERMINATION WITH LSC. Tritium in small concentration in Indonesia Sea should be known for baseline data information before operation of first PLTN in Indonesia. Tritium analysis also needed to know the changing of global water masses from Pasific Ocean to Hindia Ocean which is can give contribution to level of tritium in Indonesia Sea. Sampling of sea water has been held in four different location in area of Indonesian Through Flow Current, there are two location in Manado Sea and two location in south Sumatra. Tritium has been analyzed with enrichment using distillation method with few holdback tracers. Tritium from enrichment proses was determined using LSC with energy 1 – 18,6 keV. From measurement known that Efficiency with ^3H and ^{14}C standar are 62,85% dan 93,12%, and it is known that the concentration of tritium in Indonesia Sea were in the range 1.02 to 1.24 TU or equivalent to 120.9 to 149.3 MBq/l and this value is relatively similar to that depicted in the Pacific Ocean and the Indian Ocean.

Keywords: Tritium, Destillation, LSC, Indonesian Through Flow (ARLINDO)

PENDAHULUAN

Radionuklida antropogenik yang dalam jumlah besar berasal dari global fallout dan lepasan dari fasilitas nuklir telah digunakan sebagai pelacak untuk mempelajari perubahan massa air di lautan luas. Tritium (^3H) merupakan salah satu radionuklida antropogenik di lautan, Tritium (^3H) berperan penting pada studi oseanografi karena merupakan konstituen langsung molekul air (HTO) yang digunakan untuk studi material transport serta berbagai fenomena oseanografi di samudra Konsentrasi tritium dilautan mulai meningkat sejak 1945 dan berada pada puncaknya di bumi belahan utara pada 1963 setelah uji coba persenjataan nuklir sepanjang tahun 1961-1962 oleh Uni Soviet [1]. Studi terhadap ^3H telah banyak dilakukan melalui berbagai proyek penelitian internasional seperti Geochemical Ocean Sections (GEOSECS) Project (1977-1978), World Ocean (WOCE) Project (1990-1998) maupun berbagai kegiatan yang dikoordinatori oleh International

Atomic Energy Agency (IAEA) [2]. Namun demikian berbagai penelitian tersebut dilakukan di luar wilayah Indonesia sehingga tidak terdapat baseline data ^3H di wilayah perairan laut Indonesia, padahal Indonesia menjadi jalur perlintasan massa air arus hangat dari Samudra Pasifik ke Samudra Hindia (ARLINDO). Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui baseline data ^3H di beberapa lokasi di wilayah perairan Indonesia.

Tritium (^3H) merupakan pemancar beta energi rendah dengan energi maksimum 18,6. ^3H diukur menggunakan Liquid Scintillation Counting (LSC) dengan mempertimbangkan *quenching effect* yang dapat mempengaruhi efisiensi pengukuran detektor. Terdapat dua metode pengayaan yang umum digunakan untuk analisis tritium, yaitu pengayaan dengan elektrolisis dan destilasi. Pada penelitian ini digunakan metode destilasi untuk isolasi tritium dari air laut dengan penambahan *holdback tracer* dan diukur menggunakan Tri-Carb 2910 TR, berbagai parameter yang berpengaruh selama pengukuran (ratio cocktail terhadap sampel, waktu counting optimum, colour and chemical quenching, dll) dioptimasi untuk mendapatkan efisiensi pengukuran maksimum.

TATA KERJA

Bahan dan Alat

Larutan standar ^3H dan ^{14}C yang digunakan pada prosedur kalibrasi dan *Instrument Performance Assessment (IPA)* merupakan produk Perkin Elmer dengan aktivitas masing-masing 268700 DPM dan 127700 DPM. Pada proses destilasi bahan yang digunakan AgNO_3 , NaI , CuS , Na_2CO_3 anhidrat dan $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ anhidrat, semua bahan kimia yang digunakan berspesifikasi proanalisis buatan E-Merk. Cocktail yang digunakan Ultima Gold by Perkin Elmer. Alat yang digunakan adalah perangkat gelas, penangas dan LSC Tri-Carb 2910 TR Perkin Elmer.

Cara Kerja

Kalibrasi dan Normalisasi (IPA) LSC dilakukan berulang setiap sebulan sekali menggunakan standar ^3H dan ^{14}C serta standar background untuk menetapkan background ^3H dan ^{14}C . Pengukuran standar ^3H dan ^{14}C serta background dilakukan masing-masing selama 2 jam. Hasil yang diperoleh adalah grafik performa LSC pada *control chart*.

Sampel air laut dari beberapa lokasi di perairan Indonesia diambil selama rentang waktu Mei-Agustus 2012. Di lokasi yang sama diambil tiga sampel air laut untuk dianalisis. Sebelum diukur dengan LSC air laut didestilasi dengan perangkat destilasi yang tersedia di Laboratorium Radioekologi Kelautan. Sebelum didestilasi sebanyak 250 ml air laut disaring melewati $45 \mu\text{m}$ *Whatman Filter* untuk menghilangkan material suspensi. Senyawa lain bersifat *volatile* yang mungkin terbawa pada proses destilasi dihilangkan dengan menambahkan *holdback tracer* sebanyak 300 mg yang merupakan komposisi gabungan dari AgNO_3 (40%), NaI (20%), CuS (10%), Na_2CO_3 anhidrat (10%) dan $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ anhidrat (10%) ke dalam 250 ml air laut. 5 ml aliquot yang diperoleh dari 10 ml fraksi destilat kedua dimasukkan ke dalam *polyethylene scintillation vial* dan ditambahkan 15 ml cocktail Ultima Gold. Untuk mengurangi efek luminescence dan quench sampel dalam vial disimpan dalam gelap selama 24 jam sebelum diukur.

Minimum Detectable Activity (MDA) tritium oleh LSC ditentukan menggunakan persamaan (1) berikut,

$$MDA = \frac{3,29 \sqrt{\frac{CPM_{bk}}{tbk} + \frac{CPM_{bk}}{ts}}}{60 \cdot \epsilon \cdot V \cdot Rd} \quad (1)$$

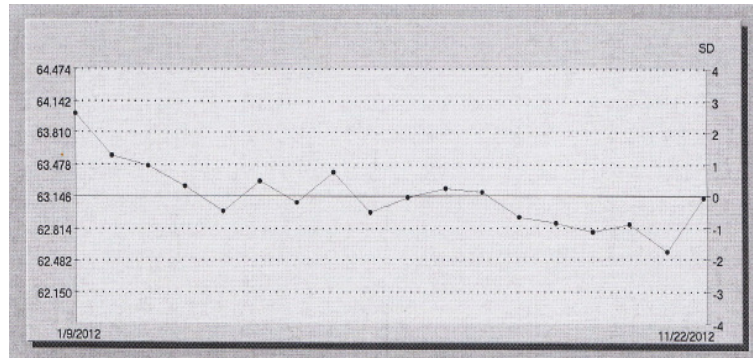
Aktivitas tritium sampel ditentukan menggunakan persamaan (2)

$$A = \frac{CPM_s - CPM_{bk}}{60 \cdot \epsilon \cdot v \cdot Rd} \quad (2)$$

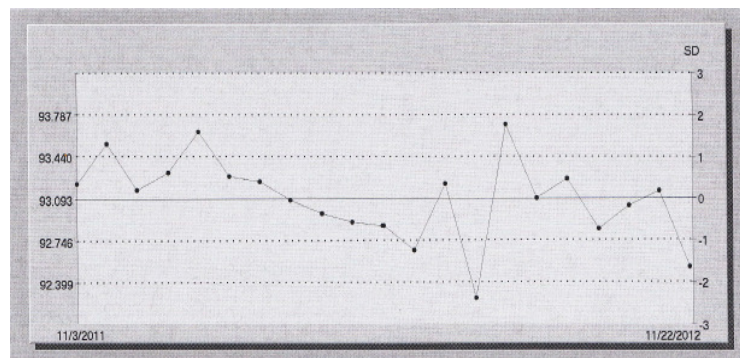
Dimana CPM_{bk} dan CPM_s berturut-turut adalah adalah count rate background dan sampel, tbk dan ts masing-masing adalah waktu pengukuran background dan sampel, V adalah volume sampel dalam vial (liter), ϵ adalah efisiensi pengukuran dan Rd adalah distillation yield.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Pengukuran tritium menggunakan LSC dilakukan dengan terlebih dahulu melakukan kalibrasi dan normalisasi untuk mengoptimalkan performa alat ukur yang akan digunakan. Performa alat diekspresikan melalui nilai efisiensi yang identik dengan standar radionuklida yang akan diukur. Efisiensi ^3H berada pada kisaran 60-70% dan ^{14}C 85-95% [4]. Pada penelitian ini, efisiensi ^3H dan ^{14}C ditampilkan melalui Efisiensi Control Chart dari waktu ke waktu seperti pada Gambar 1 (a) dan (b). Efisiensi pengukuran ^3H dan ^{14}C pada penelitian ini berturut sebesar 62,85% dan 93,12% dan berada pada kisaran efisiensi yang direkomendasikan.



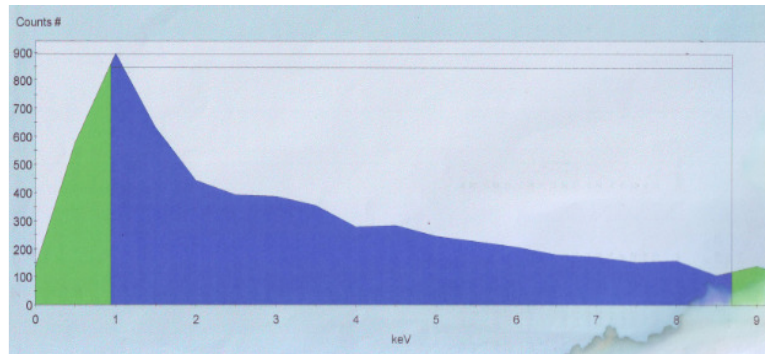
(a)



(b)

Gambar 1. Efficiency control chart standar LSC (a) ^3H dan (b) ^{14}C

Perbesaran spektrum tritium sampel menggunakan LSC Tri-Carb 2910 TR ditampilkan pada gambar 2. CPM sampel yang terukur berada pada rentang energi 1-18,6 keV, rentang energi antara 0-1 keV tidak diperhitungkan karena merupakan daerah energi luminescence yang mengintervensi pengukuran tritium sebenarnya.



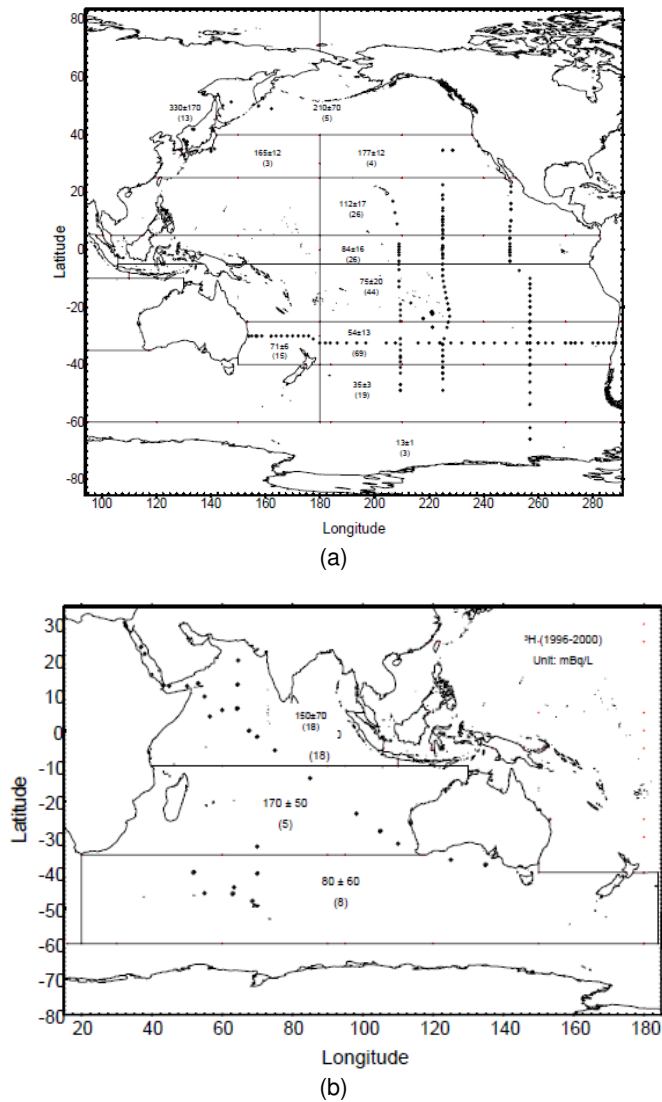
Gambar 2. Spektrum pengukuran tritium sampel

Lokasi pengambilan sampel dalam penelitian ini adalah wilayah perairan laut yang menjadi Jalur ARLINDO yang melintasi wilayah perairan Indonesia dari Samudra Pasifik ke Samudra Hindia, yaitu di perairan manado dan selatan Pulau Sumatra menuju Samudra Hindia. Koordinat titik pengambilan sampel ditampilkan pada tabel 1.

Tabel 1. Koordinat titik pengambilan sampel

Kode Sampel	Koordinat Sampling	Wilayah Perairan
H3.1	124° 48.986' BT 01° 37.118' LS	Manado
H3.2	124° 50.371' BT 01° 29.986' LS	Manado
H3.3	097° 30.830' BT 06° 47.330' LS	Samudra Hindia
H3.4	095° 30.300' BT 06° 59.800' LS	Samudra Hindia

Wilayah Barat Laut Samudra Pasifik (*North-Western Pacific*) merupakan daerah dimana deposisi terbesar radionuklida antropogenik termasuk tritium berada. Arus Kuroshio yang dominan di daerah tersebut berperan dalam mendistribusikan tritium ke seluruh perairan pasifik, lebih jauh lagi massa air laut di daerah ini mengalir melewati laut Indonesia menuju Samudra Hindia. Fenomena arus global tersebut berpotensi membawa tritium ke perairan Indonesia, hal inilah yang mendasari perlu diketahuinya distribusi tritium di perairan Indonesia sebagai data dasar sebelum beroperasinya PLTN. Profil konsentrasi tritium di Samudra Pasifik dan Samudra Hindia berdasarkan data *WOMARS Project* ditampilkan pada gambar 3 (a) dan (b). Konsentrasi maksimum tritium berdasarkan gambar tersebut berada pada kisaran 1,2 sampai 1,4 TU (1 TU = 118 mBq/L air laut) sedangkan tritium di Samudra Hindia rentang terendah sampai tertinggi berada pada 0,2 sampai 1,4 TU [6].



Gambar 3. Profil konsentrasi tritium (a) Samudra Pasifik dan (b) Samudra Hindia

Berdasarkan data konsentrasi tritium di empat lokasi yang ditunjukkan pada Tabel 2 diketahui bahwa konsentrasi tritium di perairan Indonesia yang diwakili oleh dua daerah, yaitu perairan Manado dan perairan sebelah Selatan Pulau Sumatra masih berada pada rentang 1,02 sampai 1,24 TU atau setara dengan 120,9 sampai 149,3 mBq/L.

Tabel 2. MDA dan data konsentrasi tritium

Kode Sampel	MDA (mBq/l)	Konsentrasi Tritium (mBq/l)
H3.1	109,2	120,9 ± 12
H3.2	109,2	132,7 ± 13
H3.3	109,0	149,3 ± 14
H3.4	109,0	145,9 ± 14

Nilai tersebut relatif sama dibandingkan konsentrasi tritium di Samudra Pasifik dan Samudra Hindia, hal ini menunjukkan bahwa meskipun Indonesia tidak memiliki aktifitas atau fasilitas nuklir yang berkontribusi besar terhadap hadirnya tritium di perairan Indonesia namun dari data yang diperoleh diketahui bahwa arus global dunia mampu mempengaruhi kandungan tritium di perairan Indonesia.

KESIMPULAN

Dengan melakukan studi terhadap arus global terutama yang melintasi perairan Indonesia diketahui bahwa tritium yang terdistribusi di perairan Indonesia kemungkinan berasal dari aktivitas fasilitas nuklir yang cukup dominan di bumi belahan utara. Arus dominan di wilayah Barat Laut Samudra Pasifik berperan mendistribusikan berbagai radionuklida yang terlepas ke perairan pasifik hingga terbawa ke perairan Indonesia. Dari penelitian diketahui bahwa konsentrasi tritium di perairan Indonesia yang diwakili oleh dua daerah, yaitu perairan Manado dan perairan sebelah Selatan Pulau Sumatra berada pada rentang 1,02 sampai 1,24 TU atau setara dengan 120,9 sampai 149,3 mBq/L dan nilai ini relatif sama dengan yang tergambar di Samudra Pasifik dan Samudra Hindia.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] Povinec, P.P et all. *Tritium, Radiocarbon, ⁹⁰Sr and ¹²⁹I in the Pacific and Indian Ocean*. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research. Elsevier (2010) 1214-1218.
- [2] Povinec, P.P et all. *Tracing of water masses using a multi isotope approach in the southern Indian Ocean*. Earth and Planetary Science Letters. Elsevier (2011) 14-26.
- [3] Palomo, M. Et all. *Tritium activity levels in environmental water samples from different origins*. Applied Radiation and Isotopes. Elsevier (2007) 1048-1056.
- [4] Plastino, W. Et all. *Tritium in water electrolytic enrichment and liquid scintillation counting*. Radiation Measurement. Elsevier (2007) 68-73.
- [5] Reddy, P.J. *Comparative study of different methods for the activity quantification of ³H and ¹⁴C radionuclides in dual labelled samples using liquid scintillation analyzer*. Applied Radiation and Isotopes. Elsevier (2009) 1945-1951.
- [6] IAEA. *Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS), Radionuclide levels in oceans and seas*. IAEA Tecdoc-1429 (2005).

KUALITAS AIR SUMUR GALI DAN PERILAKU PEMANFAATANNYA OLEH MASYARAKAT DI SEKITAR TEMPAT PEMROSESAN AKHIR SAMPAH JERUKLEGI CILACAP

Mahrunnisa Istiqamah¹⁾, A. Haris Budi Widodo²⁾, dan Endang Widyastuti³⁾

¹⁾Magister Ilmu Lingkungan Universitas Jenderal Soedirman

²⁾Fakultas Kedokteran dan Ilmu-Ilmu Kesehatan Universitas Jenderal Soedirman

³⁾Fakultas Biologi Universitas Jenderal Soedirman

Email: mahrunnisa_isti@yahoo.com

ABSTRAK

KUALITAS AIR SUMUR GALI DAN PERILAKU PEMANFAATANNYA OLEH MASYARAKAT DI SEKITAR TEMPAT PEMROSESAN AKHIR SAMPAH JERUKLEGI CILACAP. Pencemaran air tanah merupakan salah satu permasalahan lingkungan yang disebabkan oleh lindi di TPA. Tujuan penelitian adalah untuk mengkaji kualitas air (fisik, kimiawi, dan mikrobiologi) sumur gali, perilaku pemanfaatan air sumur gali oleh masyarakat, dan mengkaji pengaruh kualitas air sumur gali terhadap perilaku pemanfaatan air sumur warga di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap. Penelitian dilakukan pada bulan Juni-Juli 2013 di dalam TPA yaitu pada kolam lindi dan sumur pantau, serta di luar TPA yaitu pada sumur warga. Hasil penelitian menunjukkan bahwa kualitas fisik air (warna, kekeruhan, suhu, bau, rasa) pada setiap lokasi penelitian yang memenuhi syarat berkisar antara 3-5 dari 5 parameter kualitas fisik air yang diperiksa. Kualitas kimiawi air (BOD, COD, DO, Nitrat, Cd, pH) pada setiap lokasi penelitian yang memenuhi syarat berkisar antara 1-5 dari 6 parameter yang diperiksa. Berdasarkan kualitas mikrobiologi (*Coliform*) seluruh sampel air tidak memenuhi baku mutu Permenkes No.492/Menkes/Per/IV/2010. Perilaku pemanfaatan air sumur gali (pengetahuan, sikap, tindakan) masyarakat sebagian besar baik (78,3%). Hasil uji *Spearman* menunjukkan ada hubungan antara kualitas fisik air dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali dengan nilai kekuatan korelasi yang menyatakan bahwa kekuatan hubungannya sedang. Nilai positif menunjukkan ada hubungan linier positif sempurna yaitu pada kualitas fisik yang baik maka perilaku pemanfaatan air sumur gali baik. Terdapat hubungan antara parameter fisik dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali dikarenakan kualitas fisik mudah dipahami dan mudah dirasakan secara visual maupun langsung oleh masyarakat di sekitar TPA.

Kata kunci: Kualitas fisik air, kualitas kimiawi air, *Coliform*, perilaku, TPA.

ABSTRACT

*Ground water contamination is one of the environmental problems caused by leachate in waste dump. This research aim to study the water quality (physic, chemical, and microbiology) of dug wells, the human behavior of dug wells water utilities, and its relationship between them around the waste dump at Jeruklegi Cilacap. This research was conducted on June-July 2013 in waste dump which are in leachate pool, wells observe, and dug wells outside the waste dump. The results of this research showed that the physic water quality (color, turbidity, temperature, smell, tasted) that qualified are around 3-5 of 5 physic water quality parameters in each station. Chemical water quality (BOD, COD, DO, Nitrate, Cd, pH) that qualified are around 1-6 of 6 chemical water quality parameters in each station. Based on microbiology quality (*Coliform*), all water samples are unqualified with the standard values of Permenkes No.492/Menkes/Per/IV/2010. The human behavior of dug wells water utilities (knowledge, attitude, action) showed good (78,3%). Spearman analysis showed that there is relationship between physic water quality and the human behavior of dug wells water utilities ($p < 0.003$) with the correlation values (r) as much 0.591 which is show the strength of the correlation is moderate. Positive value showed the perfect positive linear relationship that in good physic qualities, the human behavior of dug wells water utilities is good also. The relationship between physic parameters and human behavior can be found because the*

physic quality are very easy to be understand and easy to be tasted due to visual or direct observation by people around the waste dump.

Keywords: *Physic water quality, chemical water quality, Coliform, behavior, waste dump.*

PENDAHULUAN

Direktorat Jenderal Cipta Karya menyatakan bahwa pada tahun 2010 dari 378 buah TPA (Tempat Pemrosesan Akhir) di Indonesia dengan luas keseluruhan 1.886,99 ha, hanya 2,8% yang menerapkan metode *sanitary landfill*, 15,5% menggunakan metode *controlled landfill*, dan sebanyak 80,6% masih menggunakan metode *open dumping*. Metode *Open dumping* menggunakan pola menghamparkan sampah di lahan terbuka tanpa dilakukan penutupan lagi dengan tanah. *Open dumping* banyak menimbulkan masalah pencemaran dan gangguan lingkungan seperti perkembangan vektor penyakit berupa lalat dan tikus, polusi udara oleh debu, bau dan gas yang dihasilkan, estetika lingkungan yang buruk karena pemandangan yang kotor, dan polusi air akibat banyaknya lindi (cairan sampah) yang timbul dan meresap ke dalam tanah^[1].

Lindi pada umumnya bersifat toksik karena mengandung mikroorganisme dalam jumlah tinggi dan mengandung logam berat yang berbahaya jika terpapar ke lingkungan^[2]. Lokasi TPA merupakan tempat yang akan menerima segala resiko akibat pola pembuangan sampah terutama yang berkaitan dengan kemungkinan terjadinya pencemaran lindi (*leachate*) ke badan air maupun air tanah^{[3][4]}.

Kualitas air tanah dipengaruhi oleh jarak dari pusat TPA sampah yaitu semakin jauh jarak dari pusat TPA sampah maka semakin baik kualitas air tanah^[5]. Kualitas air sumur gali di sekitar TPA dapat dilihat dari parameter fisik, kimiawi, dan mikrobiologi. Beberapa parameter fisik air sumur yang berada di atas ambang batas yaitu suhu, bau^[6], kekeruhan, warna, rasa^[7]. Parameter kimiawi yaitu nitrat^[8], pH, *Biological Oxygen Demand* (BOD), *Chemical Oxygen Demand* (COD), *Dissolved Oxygen* (DO)^[9], Cadmium^[7], dan parameter mikrobiologi yaitu *Coliform*^[6].

Kabupaten Cilacap mempunyai luas wilayah 225.361 ha yang terbagi menjadi 24 kecamatan. Produksi sampah pada tahun 2010 di Kabupaten Cilacap mencapai 3.855 meter kubik, sekitar 10,43% sampah tersebut diangkut dengan 26 truk sampah/*truk container* dan sarana pengumpulan lain untuk kemudian diangkut ke TPA^[10]. Kabupaten Cilacap memiliki empat TPA yaitu TPA Kroya di Desa Kedawung Kecamatan Kroya, TPA Majenang di Desa Malabar Kecamatan Wanareja, TPA Sidareja di Desa Kunci Kecamatan Sidareja, dan TPA Tritih Lor (Jeruklegi) di Desa Tritih Lor Kecamatan Jeruklegi.

TPA Jeruklegi merupakan TPA yang ditujukan sebagai TPA *sanitary landfill*. Pada implementasinya TPA Jeruklegi saat ini masih dioperasikan dengan *open dumping* karena sistem *sanitary landfill* di Jeruklegi masih dalam proses pembangunan dan belum dapat dioperasikan. Dengan metode pembuangan *open dumping* masih dapat mencemari lingkungan di sekitar TPA Jeruklegi termasuk pada air tanah warga (sumur gali).

Berdasarkan survei pendahuluan yang dilakukan pada warga di sekitar TPA Jeruklegi didapatkan bahwa warga masih menggunakan sumur untuk keperluan sehari-hari dan untuk satu buah sumur dapat digunakan untuk 1-6 rumah, meskipun tidak sedikit juga warga yang sudah menggunakan air dari PDAM. Hasil observasi menunjukkan bahwa beberapa sumur gali yang digunakan warga tidak memenuhi kondisi fisik sumur gali yang baik. Survei pendahuluan juga mendapatkan bahwa adanya perbedaan perilaku pemanfaatan air sumur gali pada warga di sekitar TPA. Beberapa warga tidak memanfaatkan air sumur sebagai sumber air minum dan memasak dikarenakan warga khawatir air sumur mereka tercemar dari lokasi TPA, namun terdapat beberapa warga yang tetap menggunakan air sumur gali sebagai sumber air minum meskipun air sumur gali yang mereka gunakan secara kualitas fisik keruh dan berbau.

Perilaku manusia pada dasarnya terdiri dari komponen pengetahuan (kognitif), sikap (afektif), dan keterampilan (psikomotor) atau tindakan. Dalam konteks ini maka setiap perbuatan seseorang dalam merespon sesuatu terkonseptualisasikan dari ketiga ranah ini^[11]. Rendahnya pengetahuan seseorang berpengaruh terhadap sikap dan tindakan yang dilakukan, dan terdapat hubungan yang signifikan antara pengetahuan dan sikap terhadap tindakan yang dilakukan^[12].

Berdasarkan uraian di atas dapat diketahui dampak yang dapat ditimbulkan TPA terhadap kualitas air sumur gali disekitarnya dan perilaku pemanfaatan warga terhadap air sumur gali, namun belum terdapat penelitian mengenai hubungan kualitas air dan perilaku pemanfaatannya.

Hal tersebut dapat menjadi dasar dalam menentukan tindakan untuk memanfaatkan air sumur gali serta kebijakan yang dapat dilakukan untuk mencegah pencemaran TPA terhadap sumur gali warga, sehingga diperlukan penelitian mengenai kualitas air sumur gali dan perilaku pemanfaatannya oleh masyarakat di sekitar Tempat Pemrosesan Akhir Sampah Jeruklegi Cilacap.

Tujuan Penelitian yaitu untuk mengkaji kualitas air (fisik, kimiawi, dan mikrobiologi) sumur gali, mengkaji perilaku pemanfaatan air sumur gali, dan mengkaji pengaruh kualitas air (fisik, kimiawi, dan mikrobiologi) sumur gali terhadap perilaku pemanfaatan air sumur warga di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap.

TATA KERJA

Materi penelitian ini adalah sumur gali dan masyarakat di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap. Pengukuran pada sumur gali dilakukan untuk mendapatkan data kualitas air sumur gali. Wawancara pada masyarakat dilakukan untuk mengetahui perilaku pemanfaatan air sumur gali di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap.

Penentuan stasiun pengambilan sampel air dilakukan dengan metode *purposive sampling*, yaitu dengan tujuan mengetahui gambaran kualitas air sumur gali pada daerah sekitar TPA hingga jarak < 1 km dengan lokasi yang lebih rendah dari TPA. Sampel terdiri dari:

1. Satu sumur kontrol, yaitu sumur warga dengan jarak > 1 km dari TPA.
2. Dua sumur pantau dan satu kolam lindi yang berlokasi di dalam TPA sebagai dasar terjadinya cemaran air lindi pada air tanah.
3. Sembilan sumur gali warga di sekitar TPA. Jumlah tersebut didapatkan dari seluruh sumur warga dengan tinggi lebih rendah dari TPA dan jarak < 1 km.

Total lokasi pengambilan sampel didapatkan sebanyak 13 lokasi pengambilan sampel dilakukan dengan dua kali ulangan.

Penentuan pengambilan sampel masyarakat yang menjadi responden ditentukan dengan metode *purposive sampling* pada masyarakat dengan jarak kurang dari 1 km dari TPA Jeruklegi Cilacap. Responden dalam penelitian ini adalah seluruh kepala keluarga yang menggunakan sumur gali sebagai sumber air dan terpilih sumur galinya sebagai sampel yang diuji kualitas air serta bersedia untuk diwawancarai. Jumlah responden dalam penelitian ini yaitu sebanyak 23 responden.

Variabel dalam penelitian ini terdiri dari variabel kualitas air sumur gali dan perilaku pemanfaatan sumur gali.

1. Variabel kualitas air sumur gali yang diukur menggunakan beberapa parameter dari Peraturan Menteri Kesehatan RI No. 492/Menkes/Per/IV/2010^[13] yang dibatasi pada beberapa parameter utama untuk keperluan pemeriksaan air minum sehubungan dengan adanya TPA yaitu:
 - a. Sifat fisik air: Bau, warna, rasa, kekeruhan, suhu.
 - b. Sifat kimiawi air: BOD, pH, COD, DO, nitrat, Cadmium.
 - c. Sifat Mikrobiologi: Kandungan *Coliform*.
2. Variabel perilaku masyarakat pada penelitian ini yaitu perilaku masyarakat dalam memanfaatkan air sumur berupa pengetahuan, sikap dan tindakan.

Analisis data kualitas air sumur gali dan perilaku pemanfaatan air sumur gali dianalisis secara deskriptif. Hubungan kualitas air dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali dianalisis dengan menggunakan *Rank Spearman* karena data yang didapatkan tidak terdistribusi normal.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil observasi konstruksi sumur gali menunjukkan bahwa sebagian besar sumur gali berlokasi <500 m dari lokasi TPA (sumur warga 1, 2, 3, 4, 5, dan 6).^[14] Peraturan Menteri Pekerjaan Umum nomor 19/PRT/M/2012 menyatakan bahwa perumahan (rumah tunggal) tidak diperbolehkan ada pada jarak < 500 m atau disebut dengan sub zona penyangga dengan pertimbangan bahaya meresapnya lindi ke dalam air tanah yang dipakai penduduk untuk kehidupan sehari-hari, bahaya ledakan gas metan, dan bahaya penyebaran penyakit melalui binatang vektor, seperti lalat. Sumur warga 7, 8, dan 9 berada pada jarak >500 m sampai 1 km dari TPA atau disebut dengan subzona budidaya terbatas. Subzona ini berfungsi untuk memberikan ruang untuk kegiatan budidaya terbatas, terutama kegiatan yang berkaitan dengan TPA sampah.

Merujuk pada peraturan tersebut, perumahan di sekitar TPA Jeruklegi termasuk pada jenis kegiatan yang tidak diperbolehkan. Rumah warga di sekitar TPA Jeruklegi merupakan rumah

tinggal yang tidak terkait dengan TPA, digunakan selama sehari penuh dan dapat terpengaruh dampak negatif TPA secara langsung, sehingga tidak diperbolehkan berada pada subzona budi daya terbatas. Berdasarkan hasil wawancara mayoritas responden (69,6%) menyatakan bahwa mereka tidak melanggar peraturan, karena mereka sudah tinggal di lokasi sebelum TPA Jeruklegi dibangun pada tahun 1986. Hasil observasi konstruksi sumur gali warga dapat dilihat pada Tabel 1.

Tabel 1. Hasil Observasi Konstruksi Sumur Gali Warga.

Konstruksi	Sumur Warga									Standar
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Jarak dengan TPA	205 m	240 m	270 m	290 m	350 m	415m	565 m	600 m	640 m	> 1 km
Jarak septic tank	4,2 m	4,4 m	5,1 m	12,4 m	2,3 m	3,3 m	2,4 m	6,2 m	7,0 m	> 10 m
Jarak sumber cemaran lain (kolam, kandang temak, sawah)	5,1 m (kandang)	4,4 m (sawah)	6,0 m (kandang)	8,6 m (kandang)	6,1 m (kandang)	4,0 m (kandang); 8 m (sawah)	5,0 m (kandang)	5,2 m (kandang)	8 m (sawah)	> 10 m
Jarak pembuangan limbah rumah tangga	2,7 m	3,9 m	1,3 m	6,5 m	1,1 m	1,0 m	3,0 m	1,3 m	7,0 m	> 10 m
Radius lantai kedap	Tidak ada	Tidak ada	Plester (2,3 m)	± 1 m	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	0,8 m	Tidak ada	> 1 m
Lantai miring dan retakan lantai	Tidak ada	Tidak ada	Miring: - Retakan: ya	Miring: - Retakan: ya	Miring: - Retakan: ya	Miring: ya Retakan: tidak	Miring: tidak Retakan: ya	Miring: tidak Retakan: ya	Tidak ada	Miring dan tidak ada retakan
Lantai kedap dan tidak retak	Tidak ada	Tidak ada	Tidak	Tidak	Tidak	Kedap	Tidak	Tidak	Tidak ada	Kedap dan tidak retak
Alat pengambil air	M	M	TM	TM	M	M	M	TM	TM	TM
Bibir sumur	0,2 m	0,5 m	0,9 m	0,8 m	0,8 m	0,8 m	0,8 m	0,7 m	0,8 m	± 0,8 m
Dinding sumur	Semen < 3 m	Semen < 3 m	Beton 5 m	Beton > 3 m	Beton > 3 m	Semen & bata merah > 3m	Semen > 3m	Beton < 3m	Semen > 3m	± 3 m
Penutup sumur	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	Tidak ada	Ada

Keterangan: M : Mudah terkontaminasi
 TM : Tidak mudah terkontaminasi

Kategori risiko pencemaran berdasarkan poin konstruksi sumur gali yang tidak terpenuhi dapat dilihat pada Tabel 2.

Tabel 2. Kategori risiko pencemaran sumur gali

Lokasi Sumur Warga	Jumlah poin syarat konstruksi yang tidak terpenuhi	Risiko pencemaran
Sumur 1	10	Amat tinggi (AT)
Sumur 2	10	Amat tinggi (AT)
Sumur 3	9	Amat tinggi (AT)
Sumur 4	5	Sedang (S)
Sumur 5	8	Tinggi (T)
Sumur 6	8	Tinggi (T)
Sumur 7	4	Sedang (S)
Sumur 8	5	Sedang (S)
Sumur 9	6	Tinggi (T)

Hasil observasi sumur gali warga menunjukkan bahwa sebanyak 4 sumur memiliki kategori risiko pencemaran amat tinggi (AT), 3 sumur memiliki kategori risiko pencemaran tinggi (T), dan 2 sumur memiliki kategori risiko pencemaran sedang (S).

Kualitas fisik air sumur gali

Nilai parameter fisik air sumur gali warga, kolam lindi, dan sumur pantau dapat dilihat pada Tabel 3.

Tabel 3. Nilai Rata-Rata Parameter Fisik Air Sumur Gali Warga, Kolam Lindi, Sumur Pantau, dan Kontrol.

Parameter	Lokasi														
	K.lindi	S. P 1	S. P 2	S. 1	S. 2	S. 3	S. 4	S. 5	S. 6	S. 7	S. 8	S. 9	K	BM*	
Bau	Busuk	Amis	Amis	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau	Tidak berbau
Rasa	-	-	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa	Tidak berasa
Kekeruhan	316,5	1,785	1,33	0,73	0,71	0,675	0,565	0,455	0,56	17,365	40,75	9,56	0,16	< 5	
Warna	3350,0	17,5	33,0	3,5	4,0	4,0	5,5	5,0	4	25	8	14	1	< 15	
Suhu	28,5	28,0	27,5	27,0	27,5	28,0	28,0	28,5	28	28,5	29	29	28	TCU	
Suhu Udara	32,0	32,0	31,0	30,5	31,0	31,0	30,5	30,0	30	31	30	30,5	30,5	± 3 °C Suhu udara	

Keterangan:

SP (Sumur Pantau), S (Sumur), K (Kontrol), BM (Baku Mutu)

* : Baku mutu berdasarkan Permenkes No.492/Menkes/Per/IV/2010

Frekuensi kategori kualitas fisik air sumur gali dapat dilihat pada Tabel 4.

Tabel 4. Frekuensi Kategori Kualitas Fisik Air Sumur Gali

Lokasi	Total parameter yang memenuhi syarat	Persentase (%)	Kategori
Sumur 1	4 dari 5 parameter	80%	Tidak memenuhi syarat
Sumur 2	4 dari 5 parameter	80%	Tidak memenuhi syarat
Sumur 3	4 dari 5 parameter	80%	Tidak memenuhi syarat
Sumur 4	5 dari 5 parameter	100%	Memenuhi syarat
Sumur 5	5 dari 5 parameter	100%	Memenuhi syarat
Sumur 6	5 dari 5 parameter	100%	Memenuhi syarat
Sumur 7	3 dari 5 parameter	60%	Tidak memenuhi syarat
Sumur 8	4 dari 5 parameter	80%	Tidak memenuhi syarat
Sumur 9	4 dari 5 parameter	80%	Tidak memenuhi syarat

Hasil penelitian mendapatkan bahwa parameter bau pada lokasi kolam lindi berbau busuk. Timbulnya bau pada air lindi bersumber dari perombakan komponen-komponen secara anaerobik yang akan menimbulkan bau busuk yang berupa senyawa amonia, H₂S, dan methan^[6]. Hasil penelitian menunjukkan dampak air lindi TPA terhadap bau pada sumur hanya terjadi pada jarak < 200m dari TPA. Pada sumur pantau dengan jarak 25 m dan 189,79 m terdeteksi bau amis, sedangkan pada seluruh sumur warga dan kontrol dengan jarak >200m dari TPA tidak terdeteksi bau pada air sumur gali. Hasil tersebut menunjukkan bahwa lindi dari TPA tidak memberikan dampak berupa bau pada air sumur gali warga.

Parameter rasa pada lokasi kolam lindi dan sumur pantau tidak diuji karena dilakukan dengan metode organoleptik sehingga dapat membahayakan kesehatan penguji. Pada lokasi sumur warga dan kontrol, seluruh air sumur gali yang diuji tidak mempunyai rasa. Hasil tersebut menunjukkan keberadaan TPA tidak memberikan dampak berupa adanya rasa pada air sumur gali warga.

Hasil penelitian menunjukkan adanya cemaran dari kolam lindi terhadap parameter warna pada sumur pantau. Pada sumur pantau 1 dan 2 terdeteksi nilai parameter warna melebihi baku mutu. Nilai parameter warna sumur warga pada jarak < 500 m dari TPA mempunyai nilai di bawah

baku mutu, sedangkan sumur warga dengan nilai di atas ambang batas berada pada jarak > 500m. Hasil tersebut menunjukkan tidak adanya pengaruh jarak TPA terhadap kualitas parameter warna pada sumur warga. Nilai tertinggi parameter warna didapatkan pada sumur 7. Tingginya nilai tersebut disebabkan adanya sumber cemaran selain TPA.

Berdasarkan data konstruksi sumur (Tabel 1) jarak sumur 7 dengan *septic tank* yaitu 2,4 m dan jarak dengan pembuangan limbah rumah tangga yaitu 3 m. Jarak tersebut tidak memenuhi jarak minimal ideal yaitu 10 m. Jarak yang kurang dari 10 m dapat menyebabkan terjadinya rembesan dari air limbah rumah tangga yang mencemari sumur. Karakteristik limbah rumah tangga pada umumnya terdiri dari bahan-bahan organik^[15]. Bahan-bahan organik yang terkandung di dalam air dapat menyebabkan warna dan bau yang tidak sedap pada air^[16].

Parameter kekeruhan mendapatkan seluruh nilai parameter sumur pantau dan sumur warga pada jarak < 500 m dari TPA mempunyai nilai memenuhi baku mutu. Pada jarak > 500 m dari TPA, sumur warga mempunyai nilai yang tidak memenuhi baku mutu. Hasil tersebut menunjukkan tidak adanya pengaruh jarak TPA terhadap kualitas parameter warna pada sumur warga. Nilai tertinggi parameter kekeruhan didapatkan pada sumur warga 8. Tingginya nilai tersebut disebabkan adanya sumber cemaran selain TPA.

Kenaikan nilai parameter kekeruhan yang signifikan pada sumur 8 dari sumur sebelumnya disebabkan karena sumur 8 tergolong risiko pencemaran amat tinggi (AT). Risiko pencemaran yang amat tinggi ditunjukkan pada jarak antara sumur 7 dengan pembuangan air limbah rumah tangga hanya 3 m, sumur 8 berjarak 1,3 m dan pada sumur 9 berjarak 2 m. Jarak sumur yang dekat dengan pembuangan limbah rumah tangga ditambah dengan tidak adanya lantai kedap pada sekitar sumur tersebut dapat menyebabkan limbah cair rumah tangga dapat langsung masuk ke dalam sumur melalui resapan.

Keberadaan zat organik dan anorganik dalam zat padat yang tidak terlarut di dalam air dapat menyebabkan terjadinya kekeruhan. Kekeruhan air dapat meningkat setelah terjadinya hujan yang relatif lebat dan berlangsung dalam waktu yang lama^[17]. Hal ini sesuai dengan pengambilan sampel penelitian, yaitu pada pengambilan sampel ulangan 1 memiliki nilai yang lebih tinggi dari pengambilan sampel ulangan 2 dikarenakan sebelum pengambilan sampel ulangan 1 telah terjadi hujan yang sering dan dalam waktu yang panjang.

Kualitas kimiawi air sumur gali

Nilai rata-rata parameter kimiawi air sumur gali warga, kolam lindi, dan sumur pantau dapat dilihat pada Tabel 6.

Tabel 6. Nilai Rata-Rata Parameter Kimiawi Air Sumur Gali Warga, Kolam Lindi, Sumur Pantau, dan Kontrol.

Lokasi	K. Lindi	S. P 1	S. P. 2	S. 1	S. 2	S. 3	S.4	S.5	S.6	S.7	S.8	S.9	K	B.M
Nitrat	27,9	17,516	9,625	2,353	2,25	1,69	1,27	1,929	1,881	1,725	1,53	1,274	0,73	50*
BOD	535,2	9,25	7,8	6,65	4,4	2,5	2,4	1,95	1,8	2,3	3,85	1,5	0,55	2**
COD	855,285	28,51	32,895	7,775	10,34	8,225	8,46	10,575	8,695	9,87	12,69	12,69	1,805	10**
DO	0,9	1,1	1,6	2,7	2,8	3,2	3,2	4,0	2,2	3,2	1,6	4,4	2,8	6**
Cadmium	4,29	0,29	0,2	0,168	0,138	0,195	0,12	0,061	0,0525	0,08	0,0655	0,07	0,004	0,003*
pH	6,0	6,0	6,0	9,0	8,5	7,0	7,5	7,0	7,5	8,0	9,0	9,0	7,0	6,5-8,5*

Keterangan: SP (Sumur Pantau), S (Sumur), K (Kontrol), BM (Baku Mutu)

*: Baku mutu berdasarkan Permenkes No.492/Menkes/Per/IV/2010

**: Baku mutu berdasarkan Peraturan Pemerintah No. 82 tahun 2001

Hasil penelitian menunjukkan nilai parameter nitrat pada semua lokasi penelitian memenuhi baku mutu. Hasil penelitian menunjukkan bahwa semakin jauh jarak sumur dari TPA maka nilai parameter nitrat semakin menurun. Pada sumur kontrol dengan jarak >1 km didapatkan nilai nitrat terendah. Penelitian Waris *et al.* mendapatkan hasil ada hubungan bermakna antara jarak TPA dengan kualitas kimiawi air sumur gali parameter nitrat^[8].

Parameter COD yang diuji menunjukkan nilai sumur pantau 1, 2, sumur warga 2, 5, 8, dan 9 tidak memenuhi baku mutu. Pada sumur kontrol didapatkan nilai COD terendah dari seluruh lokasi. Hasil tersebut menunjukkan bahwa dampak dari TPA terhadap parameter COD tidak melebihi 1

km. Hasil penelitian menunjukkan nilai COD tertinggi didapatkan pada jarak terjauh sumur warga dari TPA (sumur 8 dan 9). Nilai tersebut dapat disebabkan karena adanya sumber cemaran selain TPA (tabel 1).

Parameter BOD pada lokasi sumur pantau 1, 2, sumur warga 1, 2, 4, 7, 8 mempunyai nilai BOD yang tidak memenuhi baku mutu. Nilai BOD yang tinggi menandakan tingginya bahan organik *biodegradable* pada air telah dioksidasi secara mikrobiologi^[18]. Hasil penelitian menunjukkan adanya pengaruh air lindi terhadap kualitas parameter BOD pada sumur warga. Hal ini diperkuat dengan hasil pengukuran yang menunjukkan bahwa semakin jauh dari TPA maka nilai parameter BOD semakin menurun.

Parameter DO pada seluruh lokasi sumur pantau, sumur warga, dan kontrol mempunyai nilai DO yang tidak memenuhi baku mutu. Hasil penelitian menunjukkan pengaruh air lindi terhadap kualitas parameter DO pada sumur warga. Hal ini diperkuat dengan hasil pengukuran yang menunjukkan trend nilai DO yang semakin baik pada jarak yang lebih jauh dari TPA. Hasil ini sesuai dengan penelitian Prihastiniyaitu ada pengaruh jarak TPA sampah terhadap kadar DO air sumur yaitu semakin jauh jarak sumur dengan TPA maka nilai DO semakin baik^[9].

Parameter Cadmium yang diuji mendapatkan hasil seluruh lokasi sumur pantau, sumur warga mempunyai nilai kandungan Cadmium yang tidak memenuhi baku mutu. Berdasarkan data yang didapat menunjukkan adanya pengaruh air lindi terhadap kualitas parameter Cadmium pada sumur warga, hal ini diperkuat dengan hasil pengukuran yang menunjukkan bahwa semakin jauh dari TPA maka nilai parameter Cadmium semakin menurun. Hal ini sesuai dengan Ololade *et al.* yaitu sumber utama kandungan Cadmium pada sumur adalah karena aliran limbah dan lindi dari TPA^[19].

Pada lokasi kolam lindi, sumur pantau 1 dan sumur pantau 2 didapatkan pH asam. Hal tersebut karena lokasi tersebut berada di dalam TPA sehingga terpapar air lindi yang mempunyai pH asam. Hasil ini sesuai dengan penelitian Priyambada *et al.* bahwa pH air lindi berkisar dari asam sampai dengan normal^[20].

Nilai kadmiun mengalami penurunan pada jarak yang semakin jauh dari TPA, karena pada lokasi tersebut memiliki pH basa. Hasil ini sesuai dengan penelitian Rachmawatie *et al.*, yaitu konsentrasi Cadmium akan turun seiring dengan naiknya pH^[21]. Pada lokasi sumur warga yang lebih jauh dari TPA yaitu sumur 5, 6, 7, 8, 9 didapatkan pH sebesar 8-9 (basa). Berdasarkan observasi di lokasi tersebut sebagian besar merupakan batuan kapur, bahkan pada wilayah utara TPA terdapat tambang batu kapur PT.Holcim Indonesia Tbk.

Frekuensi kategori kualitas kimiawi air sumur gali dapat dilihat pada Tabel 7.

Tabel 7. Frekuensi Kategori Kualitas Kimiawi Air Sumur Gali di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap

Lokasi	Total parameter yang memenuhi syarat	Persentase (%)	Kategori
S 1	2 dari 6 parameter	33,33	Tidak memenuhi syarat
S 2	1 dari 5 parameter	16,67	Tidak memenuhi syarat
S 3	3 dari 5 parameter	50,0	Tidak memenuhi syarat
S 4	3 dari 5 parameter	50,0	Tidak memenuhi syarat
S 5	3 dari 5 parameter	50,0	Tidak memenuhi syarat
S 6	4 dari 5 parameter	66,67	Tidak memenuhi syarat
S 7	3 dari 5 parameter	50,0	Tidak memenuhi syarat
S 8	1 dari 5 parameter	16,67	Tidak memenuhi syarat
S 9	2 dari 5 parameter	33,33	Tidak memenuhi syarat

Frekuensi kualitas kimiawi air sumur gali yang ditunjukkan oleh tabel 15 menunjukkan bahwa pada setiap lokasi total parameter kualitas kimiawi yang memenuhi syarat berkisar antara 1-5 parameter yang memenuhi syarat, sehingga didapatkan pada empat lokasi yaitu sumur 1, sumur 2, sumur 8, dan sumur 9 dengan kategori tidak memenuhi syarat.

Kualitas mikrobiologi air sumur gali

Hasil analisis parameter mikrobiologi air sumur gali warga, kolam lindi, dan sumur pantau dapat dilihat pada Tabel 8.

Tabel 8. Kualitas Parameter mikrobiologi air kolam lindi, sumur pantau di dalam TPA dan sumur gali warga di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap.

Stasiun	Coliform		
	Nilai Coliform/ 100 ml	Baku mutu	Kategori
Kolam lindi	1.4×10^4	-	Tidak memenuhi syarat
Sumur pantau 1	5.05×10^3	-	Tidak memenuhi syarat
Sumur Pantau 2	5.45×10^3	-	Tidak memenuhi syarat
Sumur 1	3.1×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 2	2.25×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 3	2.05×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 4	1.7×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 5	1.6×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 6	2.15×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 7	2.05×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 8	1.8×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Sumur 9	1.3×10^3	0	Tidak memenuhi syarat
Kontrol	1.15×10^3	0	Tidak memenuhi syarat

Hasil uji kualitas mikrobiologi air menunjukkan bahwa nilai rata-rata kandungan *Coliform* pada semua lokasi penelitian berada diatas nilai ambang batas (0/100 ml). Kandungan *Coliform* cenderung mengalami penurunan nilai pada jarak yang lebih jauh dari TPA, meskipun pada beberapa lokasi semakin jauh jarak dengan TPA terjadi kenaikan nilai kandungan *Coliform* dari lokasi sebelumnya. Pada sumur 4 jarak sumur dengan sumber cemaran lain (kandang ternak) yaitu 8,6 m, jarak pembuangan limbah 6,5 m, radius lantai kedap <1 m dan terdapat retakan serta tidak miring, dan tidak terdapat penutup sumur. Pada sumur 8 jarak sumur dengan *septic tank* hanya berjarak 6,2 m, jarak sumber cemaran lain yaitu *blumbung* (kolam) berjarak 5 m, pembuangan limbah hanya berjarak 1,3 m, dan tidak terdapat penutup sumur.

Jarak sumber cemaran dan konstruksi sumur dapat menyebabkan terjadinya cemaran bakteri *Coliform* pada air sumur. Hal ini sesuai dengan penelitian sebelumnya^[22] yang juga menyatakan suatu korelasi antara jumlah bakteri yang tinggi dalam air sumur komponen dan keluarnya kotoran dari septic tank materi dan limbah dari tempat pembuangan dekatnya.

Bakteri *Coliform* adalah kelompok bakteri pencernaan, digunakan sebagai indikator untuk menentukan apakah air sesuai untuk dikonsumsi manusia. *Coliform* tidak menyebabkan penyakit, namun kehadiran *Coliform* dalam air mengindikasikan adanya organisme penyebab penyakit^[22].

PERILAKU PEMANFAATAN AIR SUMUR GALI

Pada penelitian ini diteliti mengenai perilaku pemanfaatan air sumur gali oleh masyarakat di sekitar TPA Jeruklegi. Karakteristik responden berdasarkan perilaku pemanfaatan air sumur gali dapat dilihat pada Tabel 9.

Tabel 9. Persentase perilaku pemanfaatan air sumur gali

No.	Perilaku	Frekuensi	Persentase (%)
1.	Baik	18	78,3
2.	Buruk	5	21,7
Jumlah		23	100

Berdasarkan Tabel 9 dapat diketahui bahwa dari responden penelitian yang berjumlah 23 responden, sebagian besar responden memiliki perilaku yang baik dalam pemanfaatan air sumur gali, yaitu sebanyak 18 responden (78,3 %). Perilaku didapatkan dari total pengetahuan, sikap, dan tindakan.

Pengetahuan

Karakteristik responden berdasarkan pengetahuan mengenai pemanfaatan air sumur gali dapat dilihat pada Tabel 10.

Tabel 10. Persentase pengetahuan masyarakat mengenai pemanfaatan air sumur gali.

No.	Pengetahuan	Frekuensi	Persentase (%)
1.	Baik	12	52,2
2.	Buruk	11	47,8
Jumlah		23	100

Berdasarkan Tabel 10. dapat diketahui bahwa dari sampel penelitian sebagian besar berpengetahuan baik, yaitu sebanyak 12 responden (52,2%).

Sikap

Karakteristik responden berdasarkan sikap mengenai pemanfaatan air sumur gali dapat dilihat pada Tabel 11.

Tabel 11. Persentase sikap masyarakat mengenai pemanfaatan air sumur gali.

No.	Sikap	Frekuensi	Persentase (%)
1.	Positif	13	56,5
2.	Negatif	10	43,5
Jumlah		23	100

Berdasarkan Tabel 11 dapat diketahui bahwa dari sampel penelitian yang berjumlah 23 responden, sebagian besar bersikap positif, yaitu sebanyak 13 responden (56,5%).

Tindakan

Karakteristik responden berdasarkan tindakan mengenai pemanfaatan air sumur gali dapat dilihat pada Tabel 12.

Tabel 12. Persentase tindakan mengenai pemanfaatan air sumur gali

No.	Tindakan	Frekuensi	Persentase (%)
1.	Baik	14	60,9
2.	Buruk	9	39,1
Jumlah		23	100

Berdasarkan Tabel 12 dapat diketahuibahwa dari sampel penelitian yang berjumlah 23 responden, sebagian besar responden melakukan tindakan yang baik dalam pemanfaatan air sumur gali, yaitu sebanyak 14 responden (60,9%).

HUBUNGAN KUALITAS AIR SUMUR GALI DENGAN PERILAKU PEMANFAATAN AIR SUMUR GALI WARGA DI SEKITAR TPA JERUKLEGI CILACAP

Sebelum melakukan uji bivariat diperlukan uji normalitas untuk menentukan jenis uji yang digunakan. Berdasarkan hasil uji normalitas didapatkan hasil variabel yang tidak terdistribusi normal yaitu variabel kualitas fisik, kualitas kimiawi, dan sikap sedangkan variabel kualitas biologi tidak dapat diuji karena data homogen (seluruh sampel melebihi baku mutu). Berdasarkan hasil uji

normalitas maka analisis bivariat dilakukan dengan menggunakan *Rank spearman* karena data yang dihasilkan tidak terdistribusi normal.

Hubungan kualitas fisik air sumur gali dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap

Analisis *Spearman* mendapatkan hasil terdapat hubungan antara kualitas fisik air sumur gali dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali oleh masyarakat di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap. Kualitas air sumur gali yang baik menyebabkan perilaku pemanfaatan air sumur gali pada responden baik. Hasil wawancara dengan responden mendapatkan hasil dari perilaku pemanfaatan air sumur warga komponen dari perilaku yang mempengaruhi pemanfaatan adalah komponen sikap dan tindakan. Komponen pengetahuan tidak memberikan hubungan dengan perilaku pemanfaatan. Hal ini dapat terlihat pada salah satu parameter kualitas fisik yaitu parameter kekeruhan. Berdasarkan pemeriksaan laboratorium didapatkan bahwa sumur 7 tidak memenuhi baku mutu kekeruhan. Hasil wawancara mendapatkan bahwa pada salah satu responden sumur 7 tidak memanfaatkan air sumur sebagai sumber air minum. Responden tersebut merasa ragu-ragu untuk memanfaatkan air sumur sebagai sumber air minum karena air sumur terlihat keruh, meskipun responden tidak mengetahui dampak terhadap kesehatan yang dapat ditimbulkan jika memanfaatkan air yang tidak bersih. Sebagai pengganti air sumur responden menggunakan air galon isi ulang sebagai sumber air minum.

Pengetahuan dipengaruhi oleh beberapa faktor yang dapat digolongkan menjadi dua bagian yaitu faktor internal dan eksternal. Faktor internal antara lain yaitu umur dan intelegensi sedangkan faktor eksternal yaitu pendidikan, lingkungan, pengalaman, informasi, dan orang yang dianggap penting^[23]. Faktor internal pada penelitian ini yaitu umur. Umur mempengaruhi tingkat penangkapan seseorang, semakin bertambah umurnya, maka akan berkurang daya penangkapan informasinya.

Responden penelitian sebagian besar berumur 25-35 tahun (39,1%) yaitu pada usia produktif, yang seharusnya memiliki daya tangkap yang baik, namun sebagian responden mempunyai pendidikan hanya sampai tamat SD yaitu sebanyak 14 responden (78,3%). Hal ini sesuai dengan penelitian Itrat *et al*^[24] bahwa tingkat pendidikan dapat mempengaruhi pengetahuan seseorang, demikian halnya dengan tingkat pendapatan dan pekerjaan, status sosial ekonomi juga mempengaruhi pengetahuan seseorang. Sebagian besar responden memiliki tingkat pendapatan dibawah UMR Cilacap tahun 2013 yaitu sebanyak 12 responden (43,5%).

Tingkat pendidikan seseorang berkaitan dengan pemahaman seseorang terhadap pengetahuan. Semakin tinggi pendidikan seseorang makin mudah menerima informasi sehingga semakin banyak pula pengetahuan yang dimiliki. Pendidikan yang kurang akan menghambat untuk mendapatkan nilai-nilai baru yang diperkenalkan sehingga informasi yang didapatkan juga kurang karena sikap yang negatif^[25].

Jika kualitas fisik air baik maka perilaku pemanfaatan responden baik seperti menggunakan air untuk sumber air minum, memasak, dan lain-lain, namun jika kualitas fisik air buruk seperti kualitas air keruh, berbau maka responden tidak menggunakan air sebagai sumber air minum dan memasak maka responden mencari sumber air lain sebagai pengganti. Sumber air pengganti seperti air galon isi ulang tidak dapat dilakukan oleh semua responden, karena diperlukan pengeluaran tambahan untuk mendapatkan sumber air pengganti tersebut. Alternatif dari sumber air pengganti yaitu dengan mengolah sendiri air sumur gali. Sebanyak 15 responden (65,2%) mengendapkan air sebelum digunakan, sebanyak 7 responden (30,4%) menyaring air sebelum dimanfaatkan.

Hasil ini sesuai dengan penelitian sebelumnya^[26] mengenai valuasi ekonomi air bersih di Surabaya, bahwa penggunaan air bersih sebagai sumber air minum terkait dengan kualitas, terutama parameter fisik (kekeruhan, berasa dan berbau), yaitu jika kualitas parameter fisik buruk, maka masyarakat tidak menggunakan sumber air tersebut. Reaksi umum masyarakat menghadapi kondisi tersebut adalah mencari alternatif air bersih yang dianggap mempunyai kualitas yang lebih baik.

Hubungan kualitas kimiawi air sumur gali dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap

Hasil analisis dengan menggunakan uji *Spearman* mendapatkan hasil bahwa tidak ada hubungan antara kualitas kimiawi air dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali. Hal ini dikarenakan kualitas kimiawi air tidak dapat terlihat dan dirasakan secara langsung. Salah satu

parameter kimiawi yang tidak dapat diketahui secara langsung keberadaannya yaitu Cadmium. Cadmium tidak mempunyai rasa dan bau yang spesifik namun mempunyai dampak yang sangat berbahaya jika terpapar dalam jumlah besar dalam jangka waktu yang lama. Berdasarkan hasil penelitian didapatkan hasil bahwa kandungan Cadmium pada seluruh sumur warga tidak memenuhi baku mutu.

Tingginya kandungan Cadmium dan parameter kualitas kimiawi lainnya berbahaya karena tidak memberikan perubahan perilaku pemanfaatan responden. Hal ini menyebabkan responden terpapar Cadmium dalam waktu yang lama dan tidak menyadarinya. Berdasarkan wawancara didapatkan data bahwa sebanyak 87% responden tidak pernah mendengar mengenai logam berat. Pengetahuan masyarakat yang buruk mengenai logam berat mengenai sumber, cara terpapar, dan dampak yang dapat ditimbulkan menyebabkan tidak adanya perilaku pencegahan dari masyarakat. Perlu adanya upaya peningkatan pengetahuan masyarakat dengan cara penyuluhan dan sosialisasi serta cara mengolah air sederhana dalam skala rumah tangga, sehingga masyarakat dapat terhindar dari dampak berbahaya yang ditimbulkan dari buruknya kualitas air di sekitar TPA.

KESIMPULAN

1. Sumur gali warga di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap didapatkan sebanyak 33,33% tidak memenuhi syarat kualitas fisik air sumur gali, 100% sumur warga tidak memenuhi syarat kualitas kimiawi dan mikrobiologi air sumur gali.
2. Sebanyak 78,3% warga di sekitar TPA Jeruklegi memiliki perilaku pemanfaatan air sumur gali yang baik.
3. Didapatkan hubungan antara kualitas fisik air sumur gali dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali oleh masyarakat di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap.
4. Tidak didapatkan hubungan antara kualitas kimiawi air sumur gali dengan perilaku pemanfaatan air sumur gali oleh masyarakat di sekitar TPA Jeruklegi Cilacap.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Darmasetiawan: *Sarana Sanitasi Perkotaan*. Ekamitra Engineering, Jakarta, (2004).
- [2]. Trihadiningrum, Y: *Mikrobiologi Lingkungan*. Jurusan Teknik Lingkungan Institute Teknologi Surabaya, Surabaya, (1995).
- [3]. Siswoyo, E, Kasam, Subhan, L.: Penurunan Logam Timbal (Pb) pada Limbah Cair TPA Piyungan Yogyakarta dengan Constructed Wetlands Menggunakan Tumbuhan Eceng Gondok (*Eichornia Crassipes*). *Jurnal Sain dan Teknologi Lingkungan* 3(1), (2011).
- [4]. Petts, J and Eduljee, G: *Environmental Impact Assessment for Waste Treatment and Disposal Facilities*. Chicester, UK, (1994).
- [5]. Bandara, N dan Hettiaratchi, J.: Environmental Impacts With Waste Disposal Practices in a Suburban Municipality in Sri Lanka. *International Journal Environment and Waste Management* 6:107-116, (2010)
- [6]. Arbain, N., Mardana, I., dan Sudana: Pengaruh Air Lindi Tempat Pembuangan Akhir Sampah Suwung Terhadap Kualitas Air Tanah Dangkal di Sekitarnya di Kelurahan Pedungan Kota Denpasar. *Ecotrophic* 3(2):61-66, (2008).
- [7]. Saidu, M. : Effect of refuse dumps on ground water quality. *Advances in Applied Science Research* 2(6):595-599, (2011).
- [8]. Waris, A., Hasanuddin, I., dan Burhanuddin, B.: Pengaruh Jarak dan Konstruksi Sumur Gali terhadap Kualitas Kimiawi Air di Sekitar TPA Kabupaten Polewali Mandar. *Jurnal Media Kesehatan Masyarakat Indonesia* 5(4): 114-119, (2009).
- [9]. Prihastini, L. : Dampak Tempat Pembuangan Akhir (TPA) Sampah Winongo terhadap Kualitas Lingkungan Hidup. *Jurnal Penelitian Kesehatan Suara Forikes* 2(1): 7-15, (2011.).
- [10]. Badan Pusat Statistik (BPS): *Cilacap Dalam Angka 2011*, (2011).
- [11]. Notoatmodjo, S.: *Pendidikan dan Perilaku Kesehatan*. Rineka Cipta, Jakarta, (2003).
- [12]. Indah, R., Nurjannah, Dahlia, D., Hermawati: Studi Pengetahuan, Sikap, dan Perilaku Masyarakat Aceh Dalam Pencegahan Demam Berdarah Dengue. *Prosiding Seminar Hasil Penelitian Kebencanaan TDMRC-Unsiyah Banda Aceh 13-19 April 2011*: 34-39, (2011).

- [13]. Menteri Kesehatan Republik Indonesia: *Peraturan Menteri Kesehatan RI No. 492/Menkes/Per/IV/2010 Persyaratan Kualitas Air Minum*. Kementerian Kesehatan, Jakarta, (2010).
- [14]. Menteri Pekerjaan Umum: *Peraturan Menteri Pekerjaan umum No 19/PRT/M/2012 mengenai Pedoman Penataan Ruang Kawasan Sekitar Tempat Pemrosesan Akhir Sampah*. Kementerian Pekerjaan Umum, Jakarta, (2012).
- [15]. Notoatmodjo, S.: *Ilmu Kesehatan Lingkungan*. Rineka Cipta, Jakarta, (2003).
- [16]. Idrus, R., Pahanop, B., Lapanporo, Y. Satria: Pengaruh Suhu Aktivasi terhadap Kualitas Karbon Aktif Berbahan Dasar Tempurung Kelapa. *Prisma Fisik* 1(1):50 – 55, (2013).
- [17]. Hendrizon, Y., Wildian: Rancang Bangun Alat Ukur Tingkat Kekeuhan Zat Cair Berbasis Mikrokontroler AT89S51 Menggunakan Sensor Fototransistor dan Penampil Lcd. *Jurnal Fisika Unand* 1(1):6-11, (2012).
- [18]. Trisnawulan, I., Wayan, I., Ketut, I.: Analisis Kualitas Air Sumur Gali di Kawasan Pariwisata Sanur. *Ecotrophic* 2(2):1-9, (2007).
- [19]. Ololade, I.A., Adewunmi, A., Ologundudu, A., Adeleye, A.: Effects of household wastes on surface and underground waters. *International Journal of Physical Sciences* 4(1):22-29, (2009).
- [20]. Priyambada, I. B., Budihardjo, M.A., Aprianti, J.: Pengaruh Resirkulasi Lindi Terhadap Potensi Produksi Gasmetan (CH₄). *Jurnal Presipitasi* 7(1):36-41, (2010).
- [21]. Rachmawatie, Z. Hidayah, I.W. Abida: Analisis Konsentrasi Merkuri (Hg) dan Cadmium (Cd) di Muara Sungai Porong sebagai Area Buangan Limbah Lumpur Lapindo. *Jurnal Kelautan* 2(2):42-50, (2009).
- [22]. Nwachukwu, C.I., Otokunefor, T.V.: Bacteriological quality of drinking water supplies in the University of Port Harcourt, Nigeria. *Nigeria Journal Microbiology* 20:1383-1388, (2006).
- [23]. Bachtiar, A., Milwati, S., Nisfadhila, C.: Hubungan Tingkat Pengetahuan Agama Islam dengan Sikap Perilaku Seks Remaja di Madrasah Aliyah Negeri III Malang. *Jurnal Kesehatan* 6(1):23-32, (2008).
- [24]. Itrat, A., Khan, A., Javaid, S., Kamal, M., Khan, H.: Knowledge, Awareness and Practices Regarding Dengue Fever among the Adult Population of Dengue Hit Cosmopolitan. *Plos one* 3(7): 10-17, (2008).
- [25]. Rijanto dan Astalina, R.R.: Gambaran Pengetahuan Ibu Menopause tentang Potensi Seksual (di RW 02 Kelurahan Tanah Kalikedinding Surabaya). *Jurnal Penelitian Kesehatan Suara Forikes* 2(1):51-56, (2011).
- [26]. Kusumawardani, D.: *Valuasi Ekonomi Air Bersih di Surabaya (Studi Kasus Pada Air PDAM)*. Disertasi. Universitas Gajahmada, Yogyakarta, (2010).

PENGELOLAAN LIMBAH TERNAK DAN POTENSI SUMBER DAYA ALAM GUNA Mendukung KETAHANAN PANGAN DAN ENERGI

Edy Syafril Hayat¹⁾, Sri Andayani¹⁾, Rita Hayati²⁾, Naiyun Untung Utama¹⁾

1) Universitas Panca Bhakti, Jl. Kom Yos Sudarso, Pontianak

2) Universitas Tanjungpura, Jalan Ahmad Yani, Pontianak

ABSTRAK

PENGELOLAAN LIMBAH TERNAK DAN POTENSI SUMBER DAYA ALAM GUNA Mendukung KETAHANAN PANGAN DAN ENERGI. Penelitian ini bertujuan untuk mengidentifikasi potensi limbah ternak sebagai sumber pupuk organik dan sebagai sumber energi (biogas). Metode yang digunakan: studi pustaka, dan survey. Dari data jumlah ternak di Singkawang (sapi, kambing, ayam bebek, dan babi) maka kotoran ternak yang dihasilkan diprediksi dapat menghasilkan Nitrogen, mulai dari tahun 2008 s.d. 2009 berturut-turut adalah: 710,043 ; 627,234; 614,874 dan 357,826 ton. Jika kandungan N yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan urea, maka pupuk kandang setara urea yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 1543,6; 1363,6; 1336,7 dan 777,9 ton. Jumlah P yang dihasilkan dari sejumlah ternak per tahun dari tahun 2008 s.d. 2009 adalah: 794,868; 658,510; 628,911 dan 343,977 ton. Jika kandungan P yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan Sp-36, maka jumlah kotoran ternak setara Sp-36 yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 4967,9; 4115,7; 3930,7 dan 2149,9 ton. Jumlah K yang dihasilkan dari sejumlah ternak per tahun dari tahun 2008 s.d. 2009 berturut-turut adalah: 568,166; 479,785; 878,5 dan 258,346 ton. Selanjutnya untuk meningkatkan hara pada pupuk kandang, maka pupuk kandang dapat diolah menjadi bokasi dengan menambahkannya dengan limbah tanaman dan untuk mempercepat pengomposannya ditambahkan decomposer *Trichoderma* sp. Jika setiap rumah tangga petani dalam sehari rata-rata memerlukan minyak tanah sebanyak 1,23 liter per hari, maka untuk tahun 2008, 2009, 2010 dan 2011 biogas setara minyak tanah yang dihasilkan berturut-turut dapat memenuhi sebanyak 5.032, 4457, 4.456 dan 2.621 rumah tangga sepanjang tahun.

Kata kunci: Limbah ternak, pupuk organik, *Trichoderma* sp, ketahanan pangan

ABSTRACT

LIVESTOCK WASTE MANAGEMENT AND NATURAL RESOURCES TO SUPPORT FOOD SECURITY AND ENERGY. This study aims to identify the potential of livestock waste as a source of organic fertilizer and as a source of energy (biogas). Method used: literature review and survey. From the data on the number of livestock in Singkawang (cows, goats, chickens, ducks, and pigs), the manure produced is predicted to produce nitrogen, starting from the year 2008 to 2009 respectively were: 710.043; 627.234; 614.874 and 357.826 tons. If the content of the N contained in manure is synchronized with urea, the urea equivalent manure produced per year in a row is 1543.6; 1363.6; 1336.7 and 777.9 tons. Number of P resulting from a number of cattle per year from 2008 to 2009 are: 794.868; 658.510; 628.911 and 343.977 tons. If the P content contained in livestock manure is synchronized with the Sp-36, then the amount of manure equivalent Sp-36 produced per year in a row is 4967.9; 4115.7; 3930.7 and 2149.9 tons. The number K is generated from a number of cattle per year from 2008 to 2009 respectively were: 568.166; 479.785; 878.5 and 258.346 tons. Furthermore, to increase the nutrients in the manure, the manure can be processed into bokasi by adding it to the waste and to speed up the composting tananam added decomposer *Trichoderma* sp. If each household in the average daily need as much as 1.23 liters of kerosene per day, then for 2008, 2009, 2010 and 2011 biogas produced oil equivalent respectively to meet as many as 5032, 4457, 4456 and 2621 household throughout the year.

Keywords: animal waste, organic fertilizer, *Trichoderma* sp, food security

PENDAHULUAN

Beras merupakan komoditas yang strategis, karena menjadi makanan pokok bagi sebagian besar penduduk Indonesia yang jumlahnya lebih dari 237 juta jiwa. Sementara itu ketersediaan lahan per kapita atau *land-man ratio* Indonesia sekitar 362 m² per kapita, angka yang

sangat rendah untuk ukuran negara argaris. *Land man ratio* menjadi kriteria penting dalam mengukur tingkat ketahanan pangan baik tingkat rumah tangga maupun nasional [1]. Adanya kegiatan konversi dan fragmentasi lahan sawah menyebabkan *land man ratio* setiap tahunnya cenderung semakin rendah. Oleh karenanya ekstensifikasi lahan sawah di luar Jawa diharapkan mampu memperbaiki kondisi ini dan mendorong produksi beras nasional.

Singkawang yang dulunya dikenal sebagai kota administratif merupakan daerah pemekaran dari Kabupaten Sambas, merupakan salah satu daerah yang menjadi sasaran program ekstensifikasi lahan sawah (cetak sawah). Singkawang dengan luas 50.400 ha, saat ini memiliki lahan eksisting 4.136,4 ha [2] dan memiliki lahan yang potensial untuk cetak sawah sekitar 5.000 ha [3]. Lahan tersebut sebagian berupa lahan sulfat masam, dan tadah hujan. Jenis tanah yang terdapat di Kota Singkawang sebagian besar merupakan tanah Alluvial (25.338 ha) sedangkan yang terkecil adalah Latosol (2.988 ha).

Produksi padi sawah tahun 2010 adalah 20.254,75 ton setara 12.558 ton beras, dengan jumlah penduduk sebanyak 186.462 jiwa [2] dan konsumsi per kapita di Kalimantan Barat rata-rata 139,5 kg, maka dibutuhkan beras sebanyak 26.011,449 ton, sehingga defisit beras setiap tahunnya sebanyak 13.453,449 ton, untuk itu diperlukan upaya peningkatan produksi melalui pengembangan budidaya padi. Potensi pengembangan padi skala luas di Singkawang didukung antara lain oleh sumber daya lokal (tanah, iklim, air, ternak, infrastruktur dan SDM) yang memadai. Untuk itu diperlukan inventarisasi sumber daya lahan guna mendukung pengembangan lahan tersebut.

Secara khusus penelitian ini merupakan tindak lanjut dari studi pendahuluan yang bertujuan : mengidentifikasi potensi limbah ternak dan sumber daya lokal yang dapat mendukung ketahanan pangan dan energi, dan menetapkan dosis pemupukan tanaman padi secara berimbang yang bersifat spesifik lokasi.

TATA KERJA

Data yang digunakan dalam kegiatan ini, yaitu : 1) data primer, merupakan data utama dalam kajian ini yang diperoleh melalui hasil survei dan pengamatan, pengukuran langsung ke lokasi kegiatan di wilayah studi, serta analisis laboratorium, 2) data primer juga diperoleh melalui pengumpulan informasi faktual dan wawancara mengenai rencana kegiatan. Data sekunder, merupakan data yang dihimpun dari hasil penelitian, literatur/buku yang relevan dengan kegiatan. Bahan dan alat yang diperlukan dalam penelitian ini adalah : sampel tanah dan air diambil secara komposit pada beberapa wilayah terlipih, sampel ini selanjutnya dianalisis di laboratorium; limbah tanaman dan ternak yang digunakan untuk bahan dasar pembuatan pupuk; bahan kimia untuk analisis

Alat yang diperlukan antara lain: alat analisis untuk tanah, air, dan pupuk organik, kompas, alat dokumentasi.

Tempat Penelitian dilaksanakan di dua lokasi, yang pertama kegiatan dilaksanakan di Singkawang tahun 2011. Pada kegiatan di Singkawang ini dilakukan pengumpulan data primer dan sekunder untuk penyusunan *data base*, dan tempat kedua dilakukan di Desa Sungai Rengas Kecamatan Sungai Kakap Kabupaten Kubu Raya tahun 2013. Di tempat kedua ini dilakukan pembuatan pupuk organik dengan pemanfaatan pupuk kandang dan limbah tanaman.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Ketersediaan Bahan Baku Pupuk Organik

Berdasarkan data yang diperoleh dari lapangan, lokasi yang memiliki populasi ternak tertinggi untuk sapi, kambing, babi, ayam buras, ayam ras, ayam ras petelur dan itik adalah kecamatan Singkawang Selatan. Selanjutnya diikuti Kecamatan Singkawang Timur untuk ternak babi, ayam ras dan ayam ras pedaging. Populasi ternak dari masing-masing kecamatan bervariasi dari tahun ke tahun. Namun terdapat kecenderungan jumlah populasi ternak menurun pada tahun 2010 jika dibandingkan dengan tahun-tahun sebelumnya, kecuali ayam buras (tabel1). Setelah diketahui data populasi ternak di lapangan, maka selanjutnya dapat dihitung volume limbah padat dan kandungan hara N, P dan K setara pupuk Urea, Sp36 dan KCl yang dihasilkan dari masing-masing jenis ternak. Untuk menghitung jumlah hara N, P dan K setara Urea, Sp-36 dan KCl dipengaruhi oleh beberapa faktor, yaitu : jenis ternak, jumlah kotoran yang dihasilkan per hari, kadar air pada kotoran ternak serta kadar hara N, P dan K yang terkandung dalam setiap jenis kotoran ternak. Sejumlah faktor ini akan berpengaruh terhadap jumlah N,P dan K dari kompos ternak.

Apabila kotoran ternak yang dihasilkan dari seluruh jumlah ternak di konversi ke kadar hara N, P dan K maka akan diperoleh hasil berikut ini : jumlah N yang dihasilkan dari sejumlah jenis ternak per tahun dari tahun 2008 s.d. 2009 berturut-turut adalah: 710,043 ; 627,234; 614,874 dan 357,826 ton. Jika kandungan N yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan urea, maka pupuk kandang setara urea yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 1543,6; 1363,6; 1336,7 dan 777,9 ton.

Jumlah P yang dihasilkan dari sejumlah ternak per tahun dari tahun 2008 s.d. 2009 berturut-turut adalah: 794,868; 658,510; 628,911 dan 343,977 ton. Jika kandungan P yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan Sp-36, maka jumlah kotoran ternak setara Sp-36 yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 4967,9; 4115,7; 3930,7 dan 2149,9 ton.

Tabel 1. Jumlah Ternak di Kota Singkawang

No	Kecamatan	Tahun	Populasi (Ekor)						
			Sapi	Kambing	Babi	Ayam Buras	Ayam Ras	Ayam Ras Petelur	Itik
1	Singkawang Utara	2008	675	577	956	96127	146700	0	3982
		2009	796	674	474	99732	180740	0	4305
		2010	1049	719	307	105540	161850	0	16
		2011	520	507	20	6255	1240	0	297
2	Singkawang Selatan	2008	1118	693	16926	120114	1159850	2195450	2346
		2009	1129	877	21159	120764	1274550	1494800	3473
		2010	1621	860	16878	128485	1029395	1401245	216
		2011	1621	868	15466	1934472	2830	0	2161
3	Singkawang Barat	2008	302	86	40	3252	30500	0	353
		2009	356	71	36	1125	20500	0	176
		2010	467	69	80	1307	18460	0	242
		2011	72	13	160	844	0	0	91
4	Singkawang Timur	2008	511	350	3121	110276	140250	694320	825
		2009	854	426	3521	109653	308460	226000	1097
		2010	867	496	2985	117762	383120	261442	56
		2011							

Sumber : [4]

Jumlah K yang dihasilkan dari sejumlah ternak per tahun dari tahun 2008 sampai dengan tahun 2009 berturut-turut adalah: 568,166 ; 479,785; 878,5 dan 258,346 ton. Jika kandungan K yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan KCl, maka jumlah KCl yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 1092,6; 922,7; 878,5 dan 496,8 ton

Berdasarkan hasil analisis tanah, maka pupuk Urea, SP-36 dan KCl yang perlu ditambahkan pada tanaman padi sawah untuk seluruh kecamatan di Singkawang adalah 429 ton Urea, 248 ton Sp-36 dan 284 ton KCl. Padahal berdasarkan hasil perhitungan, jumlah pupuk kandang yang dihasilkan dari beberapa jenis ternak kandungannya masih berada di atas keperluan ini. Dengan demikian dapat disimpulkan bahwa pupuk kandang yang tersedia dapat memenuhi kebutuhan pupuk urea, SP-36 dan KCl di seluruh Kecamatan Singkawang dan bahkan masih surplus. Dengan demikian jika dibandingkan antara kebutuhan dan ketersediaan pupuk kandang maka pupuk kandang yang tersedia dari tahun 2008 s.d 2011 dapat dimanfaatkan untuk 2 musim tanam setiap tahunnya dalam memenuhi kebutuhan N, P dan K, kecuali pada tahun 2011 jumlah N yang terdapat dalam pupuk kandang tidak dapat memenuhi untuk dua kali musim tanam.

Potensi Energi

Setelah jumlah ternak diketahui (tabel 1) , maka selanjutnya dapat dihitung potensi energi (biogas). Berdasarkan jumlah ternak, maka produksi biogas setara minyak tanah pada tahun 2008, 2009, 2010 dan 2011. Terjadi penurunan produksi biogas jika dibandingkan dengan tahun 2008, hal ini disebabkan karena terjadinya penurunan jumlah ternak khususnya ternak ayam ras dan ayam ras petelur. Jika setiap rumah tangga petani dalam sehari rata-rata memerlukan minyak tanah sebanyak 1,23 liter per hari, maka untuk tahun 2008, 2009,2010 dan 2011 biogas setara minyak tanah yang dihasilkan berturut-turut dapat memenuhi sebanyak 5.032, 4457, 4.456 dan

2.621 rumah tangga sepanjang tahun. Jumlah masyarakat petani di masing masing kecamatan Singkawang disajikan pada Tabel 2 di bawah ini. Jika asumsi harga minyak tanah di tingkat pengecer Rp 10.000,-/liter maka akan diperoleh nilai ekonomi dari biogas pada tahun 2008-2011 berturut-turut sebesar Rp22,5 ; Rp20,0; Rp20,0 dan Rp11,7 milyar.

Tabel 2. Jumlah Petani di Kota Singkawang

Kecamatan	Jumlah Petani (orang)
Singkawang Utara	4113
Singkawang Selatan	6735
Singkawang Timur	3926
Singkawang Barat	1670
Jumlah	16.444

Sumber : [4]

Teknologi Pembuatan Pupuk Organik

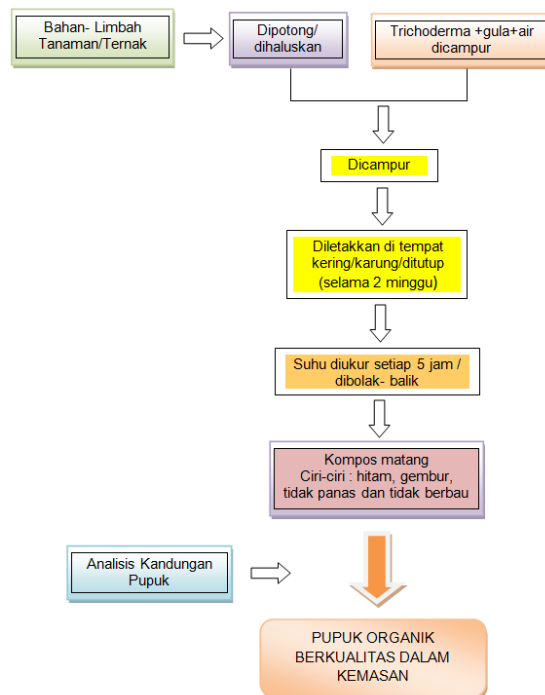
Bahan organik merupakan sumber nitrogen tanah yang utama, disamping itu peranannya cukup besar terhadap perbaikan sifat fisika, kimia dan biologi tanah. Peranan penting lainnya bahan organik khususnya pada lahan sulfat masam ialah kemampuannya bereaksi dengan ion logam untuk membentuk senyawa kompleks (khelat). Dengan demikian ion logam yang bersifat meracuni tanaman serta merugikan penyediaan unsur hara pada tanah seperti Al, Fe, dan Mn dapat diperkecil dengan adanya bahan organik.

Pembuatan pupuk organik dilakukan di Desa Sungai Rengas Kecamatan Sungai Kakap, pada bulan September 2013. Bahan utama yang digunakan yaitu limbah tanaman (sekam padi), Gulma *Chromolaena odorata*, pupuk kandang, dan dekomposer *Trichoderma sp.*

Krinyu (*Chromolaena odorata*) merupakan tumbuhan liar (gulma) berdaun lebar dan berbentuk perdu. Pada umur 6 bulan *Chromolaena odorata* dapat menghasilkan biomassa sebesar 11,2 ton/ha dan setelah umur 3 tahun mampu menghasilkan biomassa sebesar 27,7 ton/ha [5]. Biomassa *Chromolaena odorata* mempunyai kandungan hara yang cukup tinggi (2,65%N, 0,53%P, dan K 1,9%) sehingga merupakan biomassa potensial untuk memperbaiki kesuburan tanah [5]. Hasil penelitian dengan pemberian *Chromolaena odorata* 15 ton/ha dapat meningkatkan pH dari 3,75 menjadi 4,06 serta meningkatkan berat kering tanaman padi secara signifikan [6].

Limbah tanaman padi merupakan bagian yang tidak dimanfaatkan dari tanaman padi setelah panen, dapat berupa jerami padi atau sekam padi. Pengembalian limbah tanaman padi juga merupakan salah satu cara untuk mempertahankan kandungan bahan organik tanah. Konsentrasi hara dalam jerami padi adalah : 0,9%N, 0,06 %P, 2,8% K, 0,32% Ca, 0,16 Mg, Si 10,6 % [7]. Pendapar lain juga mengatakan bahwa sekam padi mengandung 0,32 %N, 0,07 %P, 0,12% K, 0,27% Ca, dan 0,16 % Mg [6]. Dari kandungan ini memungkinkan jerami padi untuk digunakan sebagai penyumbang unsur hara dalam tanah.

Bahan-bahan (untuk pembuatan 100 kg bokasi): pupuk kandang 10kg, limbah pertanian (biomassa) 50 kg, bekatul / dedak 10 kg, sekam padi/ arang sekam/arang kelapa 30 kg, *Trichoderma sp.* 100 cc, Gula pasir/gula merah 100 ml atau 25 gram, air secukupnya. Cara pembuatan:1). Membuat formula dasar dengan mencampur air, gula dan *Trichoderma sp.* 2) Campurkan semua bahan organik (pupuk kandang, jerami, dedak, dan sekam) dicampur dan diaduk merata, 3) Campurkan bahan organik tadi lalu dicampur dengan formula dasar, sambil diaduk merata dengan tingkat kebasahan 50% (bila diremas dengan tangan, air tidak sampai menetes dan bila kepalan tangan dilepas maka adonan masih tampak menggumpal). 4) Fermentasikan bahan campuran tersebut pada karung goni dan diletakkan diatas jerami (untuk mencegah basah dari lantai). Ketinggian tumpukan bahan tersebut sekitar 15-20 cm, kemudian ditutup dengan karung goni dan didiamkan. 5) Setelah 5 jam suhunya diukur, apabila suhu mendekati 50°C, bahan campuran diaduk dan diratakan untuk menurunkan suhu (pengukuran suhu dilakukan setiap 5 jam sekali). 6) Setelah 2-4 minggu hari pupuk telah selesai dan siap digunakan sebagai pupuk organik. Teknologi Pembuatan Pupuk Organik dengan Menggunakan Dekomposer *Trichoderma sp.* sebagai berikut:



Tabel 3 . Rekomendasi Pemupukan Tanaman Padi di Singkawang (berdasarkan analisis tanah)

No	Kecamatan	Kelurahan	Dosis pupuk (kg/h)			Dosis Jerami Padi (ton/ha)
			Urea	SP-36	KCl	
1.	Singkawang Utara	Sei Garam	90	54	90	2
		Setapak Kecil	200	66	100	3
		Sei Bulan	80	52,8	80	1
2.	Singkawang Selatan	Sedau	90	59,4	90	2
		Sijangkung	220	60	110	3
3.	Singkawang Barat	Pasiran	90	130,66	90	2
		Kuala	200	99	100	3
4.	Singkawang Timur	Pajintan	90	59,4	90	2
		Bagak Sahwa	90	89,1	90	2

Sumber : [8]

Penetapan dosis pupuk berdasarkan analisis tanah

Rekomendasi pemupukan adalah suatu rancangan yang meliputi jenis dan takaran pupuk serta cara dan waktu pemupukan untuk tanaman pada areal tertentu. Dampak yang diharapkan dari suatu rekomendasi pemupukan adalah tepat jenis, tepat takaran, tepat cara dan tepat waktu. Untuk itu diperlukan metode uji tanah, analisis tanaman atau metode pemupukan. Suatu hara ke dalam tanah akan mengubah keseimbangan hara lainnya. Dengan demikian, walaupun telah diketahui takaran pupuk melalui percobaan pemupukan, tetapi dalam penerapannya dapat terjadi penyimpangan meskipun pada tanah yang sama dengan lokasi percobaan. Penyimpangan tersebut akan lebih kecil daripada rekomendasi yang makin detail.

Penggunaan pupuk secara rasional dan berimbang adalah salah satu faktor kunci untuk memperbaiki dan meningkatkan produktivitas lahan pertanian, khususnya di daerah tropis. Dalam implementasinya, penggunaan pupuk secara rasional dan berimbang perlu memperhatikan kadar

hara di dalam tanah, jenis dan mutu pupuk, dan keadaan pedo-agroklimat, serta mempertimbangkan unsur hara yang dibutuhkan untuk tumbuh dan berproduksi optimal. Pendekatan ini dapat dilaksanakan dengan baik dan menguntungkan jika rekomendasi pemupukan berdasarkan pada hasil uji tanah dan analisis tanaman dengan menggunakan metodologi yang tepat dan teruji.

Berdasarkan hasil analisis tanah yang selanjutnya dianalisis dengan software PKDSS ver 2.0, maka rekomendasi pemupukan untuk tanaman padi dapat ditentukan. Hasil perhitungan menunjukkan bahwa untuk pemupukan Urea berkisar antara 90-220 kg/ha, pemupukan SP-36 antara 52,8-130,66 kg/ha dan pemupukan KCl antara 90-110 kg/ha, serta untuk mempertahankan bahan organik tanah perlu penambahan/pembenaman jerami padi 1-3 ton/ha (tabel 3).

KESIMPULAN

Dari kotoran ternak yang dihasilkan diprediksi dapat menghasilkan Nitrogen ,mulai dari tahun 2008 s.d. 2009 berturut-turut adalah: 710,043 ; 627,234; 614,874 dan 357,826 ton. Jika kandungan N yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan urea, maka pupuk kandang setara urea yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 1543,6; 1363,6; 1336,7 dan 777,9 ton. Jumlah P yang dihasilkan dari sejumlah ternak per tahun dari tahun 2008 s.d. 2009 berturut-turut adalah: 794,868; 658,510; 628,911 dan 343,977 ton. Jika kandungan P yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan Sp-36, maka jumlah kotoran ternak setara Sp-36 yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 4967,9; 4115,7; 3930,7 dan 2149,9 ton. Jumlah K yang dihasilkan dari sejumlah ternak per tahun dari tahun 2008 s.d. 2009 berturut-turut adalah: 568,166 ; 479,785; 878,5 dan 258,346 ton. Jika kandungan K yang terdapat dalam kotoran ternak ini disetarakan dengan KCl, maka jumlah KCl yang dihasilkan per tahun berturut-turut adalah 1092,6; 922,7; 878,5 dan 496,8 ton. Jika setiap rumah tangga petani dalam sehari rata-rata memerlukan minyak tanah sebanyak 1,23 liter per hari, maka untuk tahun 2008, 2009,2010 dan 2011 biogas setara minyak tanah yang dihasilkan berturut-turut dapat memenuhi sebanyak 5.032, 4457, 4.456 dan 2.621 rumah tangga sepanjang tahun. Jika asumsi harga minyak tanah di tingkat pengecer Rp 10.000,-/liter maka akan diperoleh nilai ekonomi dari biogas pada tahun 2008, 2009, 2010 dan 2011 berturut-turut sebesar Rp22,5 ; Rp20,0; Rp20,0 dan Rp11,7 milyar.

Berdasarkan hasil analisis tanah yang selanjutnya dianalisis dengan software PKDSS ver 2.0, maka rekomendasi pemupukan untuk tanaman padi di Singkawang dapat ditentukan. Hasil perhitungan menunjukkan bahwa untuk pemupukan Urea berkisar antara 90-220 kg/ha, pemupukan SP-36 antara 52,8 – 130,66 kg/ha dan pemupukan KCl antara 90-110 kg/ha, serta untuk mempertahankan bahan organik tanah perlu penambahan/pembenaman jerami padi 1-3 ton/ha.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Adnyana, M.O. 2004. *Sistem Integrasi Tanaman Ternak-Bebas Limbah (SITT-BL) Master Plan Pengembangan Kebun Percobaan Muara Puslitbang Tanaman Pangan Bogor*.
- [2]. Badan Pusat Statistik (BPS) Kota Singkawang. 2011. *Kota Singkawang Dalam Angka 2011*. Kota Singkawang : Badan pusat Statistik
- [3]. Dinas Pertanian Tanaman Pangan dan Hortikultura Kalimantan Barat. 2011. *Program Peningkatan Produksi Tanaman Pangan*. Pontianak : Dinas Pertanian Tanaman Pangan dan Hortikultura
- [4]. Dinas Pertanian dan Peternakan Kota Singkawang, 2011. Laporan Tahunan Dinas Pertanian dan Peternakan Kota Singkawang
- [5]. Atmojo, S W, .2003. Peranan Bahan Organik terhadap Kesuburan Tanah dan Upaya Pengelolaannya (Pidato Pengukuhan Guru Besar ilmu Kesuburan Tanah Fakultas Pertanian UNS)
- [6]. Masulili, A., Wani Hadi Utomo, dan Syecfani MS, 2010. Rice Husk Biochar for Rice Based Cropping System in Acid Soil 1: The Characteristics of Rice Husk Biochar and Its Influence on the Properties of Acid Sulfate Soil and Rice Growth in West Kalimantan”, Indonesia. *Journal of Agricultural Science*, Vol 2, No.1 March, 2010.
- [7]. Fageria, N.K., V.C. Baligar dan C.H. Jones, 1991., Growth and Mineral Nuttition of Fields Crops, Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, Hongkong
- [8]. Hayat, E.S., R. Hayati dan S. Andayani. 2011. *Laporan Akhir Penyusunan Data Base Potensi Lahan Sawah 4 (empat) Kecamatan Kota Singkawang*. Fakultas Pertanian Universitas Panca Bhakti-Dinas Pertanian dan Ketahanan Kota Singkawang.

BIODEGRADASI PETROLEUM MENGGUNAKAN BAKTERI *INDIGENOUS* DARI PERAIRAN MUARA SUNGAI DONAN CILACAP

Risdiyanto¹, Agus Irianto², Moh. Husein Sastranegara¹

¹Program Studi Ilmu Lingkungan, Program Pascasarjana, Universitas Jenderal Soedirman,
Purwokerto

E-mail: bungituy@gmail.com

²Fakultas Biologi, Universitas Jenderal Soedirman, Purwokerto

E-mail: a_rianto2@yahoo.com

ABSTRAK

BIODEGRADASI PETROLEUM MENGGUNAKAN BAKTERI *INDIGENOUS* DARI PERAIRAN MUARA SUNGAI DONAN CILACAP. Tumpahan petroleum di perairan menjadi masalah karena dapat menimbulkan kontaminasi dan berpengaruh terhadap makhluk hidup dan manusia karena komponen petroleum bersifat toksik dan karsinogenik. Teknik remediasi secara biologi (bioremediasi) menggunakan mikroorganisme terutama bakteri *indigenus* yang menjadi solusi dalam pengendalian kontaminasi petroleum. Efektivitas bioremediasi petroleum di lingkungan menggunakan bakteri *indigenus* sangat dipengaruhi oleh faktor-faktor lingkungan dan jumlah bakteri. Penggunaan bakteri *indigenus* dalam aplikasi bioremediasi akan lebih efektif karena bakteri sudah teradaptasi dengan baik pada lingkungan dan mampu berkembang baik. Tujuan penelitian ini adalah untuk mengetahui ragam isolat bakteri *indigenus* yang dapat ditemukan pada sedimen terkontaminasi petroleum di kawasan perairan muara Sungai Donan Cilacap, efektivitas konsorsia bakteri *indigenus* dalam mendegradasi petroleum, dan persepsi masyarakat tentang pencemaran petroleum. Penelitian ini menggunakan metode survei dan eksperimental. Hasil penelitian menunjukkan bahwa 20 ragam isolat bakteri *indigenus* ditemukan pada sedimen terkontaminasi petroleum di kawasan perairan muara Sungai Donan Cilacap dengan 3 isolat pendegradasi petroleum terbaik berasal dari genus *Bacillus* dan *Pseudomonas*. Aktivitas konsorsia bakteri yang disusun dari 3 isolat terbaik bakteri *indigenus* dalam mendegradasi petroleum terlihat semakin baik seiring dengan bertambah waktu inkubasi. Tingkat degradasi yang terbesar adalah konsorsia bakteri BC (65,63%), dan diikuti oleh ABC (47,87%), AB (45,39%), serta AC (36,06%).

Kata kunci: bioremediation, *indigenus*, bacterial consortia, petroleum

PENDAHULUAN

Kegiatan industri perminyakan semakin meningkat. Hal ini sejalan dengan peningkatan kebutuhan manusia terhadap petroleum sebagai sumber energi utama dalam berbagai bidang seperti industri dan transportasi. Salah satu industri perminyakan berskala besar adalah industri pengilangan minyak yang terdapat di sekitar wilayah perairan muara Sungai Donan Cilacap dengan kapasitas lebih dari 300.000 barel/hari [1]. Kegiatan industri perminyakan mulai dari proses produksi, pengangkutan, dan pengilangan produk minyak yang secara sengaja maupun tidak sengaja mencemari lingkungan perairan [2; 3; 4]. Cemarannya dapat juga berasal dari kebocoran instalasi penyulingan minyak, tumpahan minyak dari *tanker*, dan aliran buangan limbah [5; 6].

Tumpahan petroleum pada perairan merupakan masalah besar yang muncul akibat aktivitas produksi petroleum karena dapat berlanjut pada kontaminasi air sungai. Hal ini berpengaruh terhadap organisme permukaan sampai penghuni dasar perairan [7]. Kontaminasi air juga dapat menyebabkan keracunan pada makhluk hidup dan manusia karena petroleum mengandung komponen yang bersifat toksik dan karsinogenik [8; 9; 10]. Kualitas air tergolong baik di Segara Anakan Cilacap secara umum, kecuali beberapa variabel yang termasuk melebihi baku mutu yang dipersyaratkan yaitu bau, materi yang mengapung (sampah), tumpahan minyak, pH, NO₂, fenol, cadmium dan patogen. Variabel yang melebihi baku mutu berada di Sungai Donan karena banyak industri di kawasan tersebut [11].

Berbagai usaha untuk penyelesaian masalah pencemaran petroleum telah dilakukan antara lain melalui teknik fisik, kimiawi dan biologik. Remediasi cemaran petroleum secara fisik perlu

dilakukan secara berkelanjutan agar memperoleh hasil yang maksimal [12]. Biaya yang diperlukan sangat besar untuk pengangkutan dan pengadaan energi guna membakar materi yang tercemar dan membutuhkan banyak tenaga manusia untuk membuang minyak secara manual serta proses pembakaran dapat menyebabkan polusi udara. Penanganan secara kimiawi dengan menggunakan bahan pembersih (surfaktan kimia) berpotensi menimbulkan racun yang lebih berbahaya daripada petroleum itu sendiri serta harganya sangat mahal [13; 14]. Alternatif lain yang dapat digunakan dalam penanggulangan dan pengendalian pencemaran petroleum adalah teknik remediasi secara biologik (bioremediasi) yaitu menggunakan mikroorganisme yang dalam aktivitasnya mampu memanfaatkan hidrokarbon petroleum sebagai sumber karbon dan energi kemudian mengubahnya menjadi karbondioksida (CO₂), H₂O, biomassa sel, metana, dan senyawa lain yang lebih sederhana [15; 16].

Strategi bioremediasi melalui bioaugmentasi menggunakan bakteri *indigenous* menghasilkan tingkat degradasi yang cepat [17]. Penelitian-penelitian terdahulu menunjukkan bahwa beberapa spesies bakteri yang berperan dalam degradasi petroleum di lingkungan perairan antara lain berasal dari genus *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Xanthomonas*, *Morococcus*, dan *Flavobacterium* [18; 19; 20].

Susunan senyawa minyak yang kompleks menyebabkan suatu spesies tunggal bakteri tidak dapat mendegradasi secara keseluruhan komponen penyusun minyak tersebut karena setiap spesies bakteri membutuhkan substrat yang spesifik [19]. Beberapa bakteri yang berinteraksi saling menguntungkan dalam bentuk konsorsium sangat berperan selama berlangsungnya proses degradasi petroleum sesuai dengan spesifisitas substrat yang dimiliki [19; 21].

Salah satu bentuk aplikasi bioremediasi dapat menggunakan bakteri *indigenous* di kawasan perairan Sungai Donan yang diduga telah menurun daya pemulihan alaminya karena peningkatan keberadaan konsentrasi zat pencemar petroleum. Pencemar petroleum walaupun seluruhnya dapat didegradasi oleh mikroorganisme. Apabila habitatnya tidak mendukung bagi hidup dan pertumbuhannya, maka pencemaran petroleum dapat menyebabkan kerusakan ekosistem sungai secara keseluruhan. Berbagai penelitian telah dilakukan terkait bioremediasi petroleum baik pada tanah tercemar maupun lingkungan perairan, tetapi sampai sekarang masalah efektivitas bioremediasi seringkali muncul karena aktivitas degradasi petroleum oleh bakteri sangat dipengaruhi oleh kondisi lingkungan, jenis dan jumlah bakteri pada lingkungan tersebut. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui ragam isolat bakteri *indigenous* pendegradasi petroleum, kemampuan dan efektivitas konsorsia bakteri dalam mendegradasi petroleum. Penelitian ini menggunakan metode survei untuk pengambilan sampel sedimen. Metode eksperimental untuk mengetahui ragam bakteri *indigenous* dan kemampuan konsorsia bakteri *indigenous* dalam mendegradasi petroleum.

TATA KERJA

2.1. Materi Penelitian

Alat yang digunakan adalah timbangan analitik, *incubator*, autoklaf, erlenmeyer, *petridish*, tabung reaksi, gelas ukur, *drugalsky*, jarum inokulum, mikropipet, pipet ukur, *ruberbulb*, tabung mikrosentrifuga, mikrosentrifuga, spektrofotometer, alat sentrifugasi, corong pemisah, *glass beaker*, botol *vial*, *rotary evaporator*, kulkas, seperangkat alat kromatografi gas-spektrometer massa dan set identifikasi cepat API 20 NE dan API 50 CHB (*Bio-merieux*, Perancis).

Bahan yang diperlukan antara lain petroleum dan sampel sedimen terkontaminasi petroleum yang berasal dari kawasan perairan muara Sungai Donan Cilacap, *Mineral Salt Medium* (MSM) yang merupakan campuran dari 1,8 g K₂HPO₄, 4g NH₄Cl, 0,2 g MgSO₄.7H₂O, 0,1g NaCl dan 0,01 g FeSO₄.7H₂O yang dilarutkan dalam 1 l akuades dan ditambahkan *peptone* 1%, dan media *Nutrient Agar* (NA). Bahan lain yang dibutuhkan yaitu akuades steril, *kloroform*, dan Na₂SO₄.

2.2. Metode Penelitian

Penelitian ini menggunakan metode survei untuk pengambilan sampel sedimen. Metode eksperimental untuk mengetahui ragam dan kemampuan konsorsia bakteri *indigenous* dalam mendegradasi petroleum.

2.3. Prosedur Kerja

2.3.1. Pengambilan Sampel Sedimen

Sampel sedimen diambil dari tepian sungai dengan kedalaman 50-100 cm. Hal ini dilakukan karena tepian sungai memiliki kecepatan arus rendah, sehingga materi dalam sedimen tidak hilang.

2.3.2. Analisis Kadar Petroleum pada Sedimen

Sampel sedimen berasal dari perairan muara Sungai Donan Cilacap. Sampel kemudian dibawa ke laboratorium untuk dianalisis kadar petroleum.

2.3.3. Persiapan Percobaan [22]

Sterilisasi alat yang terbuat dari gelas dibungkus plastik ataupun kertas. Sterilisasi alat menggunakan autoklaf dengan suhu 121°C tekanan 2 atm selama 15 menit.

2.3.4. Isolasi Bakteri Pendegradasi Petroleum [23; 24]

Teknik mengisolasi bakteri pendegradasi petroleum dari sedimen menggunakan media yang ditambahkan petroleum sebagai satu-satunya sumber karbon. Media yang digunakan adalah *Mineral Salt Medium* (MSM) dengan penambahan 1% *peptone*. Penyimpanan dalam *incubator* pada temperatur 29±2°C selama 7 hari. Bakteri yang tumbuh kemudian ditransfer pada *Nutrient Agar* (NA) secara *Spread Plate* (SP) pada pengenceran 10⁻⁷. Isolat bakteri yang diperoleh, ditumbuhkan pada media NA secara terpisah pada temperatur 29±2°C selama 2 hari.

2.3.5. Seleksi dan Identifikasi Bakteri Pendegradasi Petroleum [24]

Isolat murni bakteri yang dihasilkan kemudian ditransfer kembali pada MSM yang telah ditambah 1% *peptone* dan 1% petroleum secara terpisah dan diinkubasi selama 7 hari. Hal ini untuk mengetahui kemampuan pertumbuhannya pada media yang ditambahkan petroleum. Kemampuan pertumbuhan bakteri diamati dengan mengukur *Optical Density* (OD) menggunakan spektrofotometer pada panjang gelombang 550 nm. Isolat bakteri yang menunjukkan selisih OD terbesar antara sebelum dan sesudah masa inkubasi dipilih untuk penyusunan konsorsia. Isolat bakteri tersebut kemudian diidentifikasi menggunakan metode identifikasi cepat API 20NE dan API 50 CHB (*Bio-merieux*, Perancis).

2.3.6. Inokulasi Konsorsia bakteri untuk Mengetahui Biodegradasi Petroleum

Jenis bakteri yang diperoleh dibuat konsorsia. Jenis konsorsia tersebut masing-masing dimasukkan dalam erlenmeyer 250 ml yang berisi 50 ml MSM dan telah ditambahkan 1% petroleum. Setiap jenis konsorsia yang dimasukkan adalah 10% dari total volume media dengan OD 0,5 pada panjang gelombang 550 nm. Inkubasi dilakukan pada temperatur 29±2°C selama 0 hari, 7 hari, 14 hari dan 21 hari. Setiap interval waktu ditentukan jumlah bakteri yang tumbuh dengan metode *Total Plate Count* (TPC) dengan pengenceran bertingkat (10⁻⁷, 10⁻⁸, 10⁻⁹) didasarkan pada nilai CFU (*Colony Forming Unit*) dengan cara *Spread Plate* (SP) pada media *Nutrient Agar*. Hasil perhitungan tersebut digunakan untuk mengetahui pola pertumbuhan bakteri selama proses degradasi petroleum.

2.3.7. Ekstraksi Sisa Petroleum dan Analisis Ekstrak menggunakan Metode Kromatografi Gas-Spektrometer Massa [25; 26]

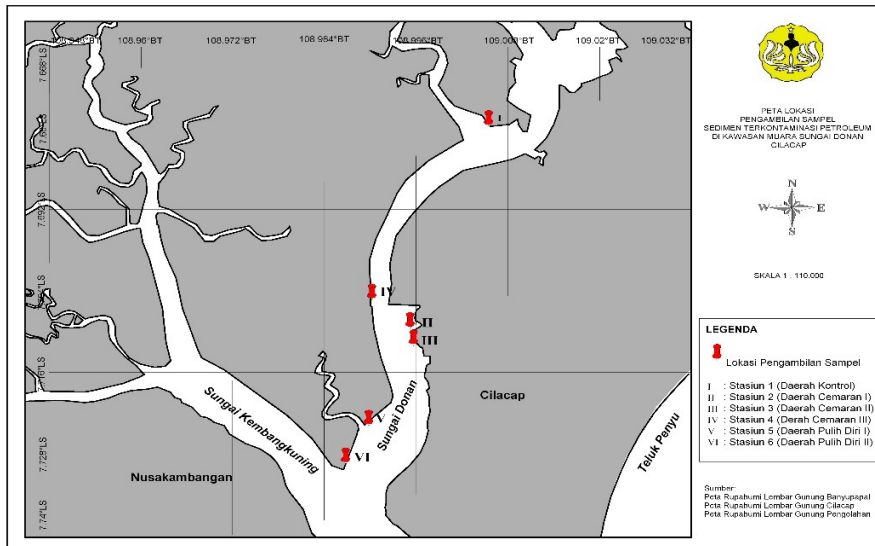
Sebanyak 50 ml larutan sampel (MSM+petroleum+konsorsia bakteri) disentrifugasi pada 4.000 rpm selama 15 menit. Supernatan yang terbentuk dipindahkan ke dalam corong pemisah yang telah berisi kloroform 25ml. Setelah terbentuk dua fase, fase kloroform ditampung dalam *beaker glass* 100 ml, lalu tambahkan lagi kloroform 25 ml pada fase air yang masih berada dalam corong pemisah untuk dilakukan hal yang sama. Setelah diperoleh fase kloroform dari dua kali ekstraksi, fase kloroform dikeringkan dengan menambahkan Na₂SO₄ anhidrat. Ekstraknya disaring dan dievaporasi menggunakan *rotary evaporator*. Ekstrak petroleum dicuci dengan 2 ml kloroform. Pelarut dihilangkan dengan cara dikeringkan pada cawan porselen selama 7 hari. Residu yang dihasilkan dicampur dengan satu ml kloroform dan dimasukkan dalam botol *vial* untuk dianalisis menggunakan teknik kromatografi gas.

Analisis ekstrak petroleum dengan metode kromatografi gas spektrometer massa menggunakan GC/MS QP2010S Shimadzu. Gas yang digunakan sebagai fase gerak adalah gas helium. Temperatur injektor dan detektor diatur pada suhu 250°C

dan 310°C. Temperatur kolom untuk analisis hidrokarbon diatur pertama kali pada suhu 70°C yang meningkat sampai 305°C. Persentase penurunan senyawa hidrokarbon dilakukan dengan cara membandingkan hasil kromatogram pada masing-masing kontrol dan perlakuan. Puncak (*peak*) yang memiliki waktu retensi hampir sama kemudian dicari nama senyawanya berdasarkan data *library*.

2.4. Lokasi dan Waktu Penelitian

Penentuan lokasi penelitian (Gambar 2.1.) didasarkan pada penggunaan ruang di kawasan perairan muara Sungai Donan Cilacap berpotensi menghasilkan limbah petroleum seperti daerah sebelum industri minyak (stasiun I yang merupakan daerah kontrol dengan koordinat 7°40'47,46"LS 109°00'19,84"BT), daerah yang berada di dekat tempat keluaran limbah pabrik pengilangan minyak (stasiun II yang merupakan daerah cemaran dengan koordinat 7°42'34,14"LS 108°59'44,07"BT), daerah sekitar hilir Kali Panas (stasiun III yang merupakan daerah cemaran dengan koordinat 7°42'43,95"LS 108°59'44,49"BT), daerah yang berada di dekat pabrik pengilangan minyak (stasiun IV dengan koordinat 7°42'19,60"LS 108°59'24,86"BT), daerah sebelum pelabuhan Cilacap (stasiun V yang merupakan daerah pulih diri dengan koordinat 7°43'26,51"LS 108°59'23,40"BT), dan daerah dekat pelabuhan Cilacap (stasiun VI yang merupakan daerah pulih diri dengan koordinat 7°43'46,58"LS 108°59'12,58"BT).



Gambar 2.1. Kawasan Perairan Muara Sungai Donan Cilacap

2.5. Metode Analisis

Penelitian ini menggunakan metode deskriptif dan eksperimental untuk mengetahui kemampuan degradasi petroleum oleh konsorsia bakteri (konsorsia bakteri AB, AC, BC, dan ABC).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil isolasi diperoleh 20 jenis koloni bakteri yang berbeda berdasarkan bentuk, tepi, elevasi, dan warna koloni. Isolat bakteri yang diperoleh merupakan isolat yang berasal dari koloni representatif yang tumbuh pada medium selektif (MSM+petroleum). Koloni yang tumbuh pada medium diperkirakan merupakan koloni bakteri pendegradasi hidrokarbon. Setiap jenis koloni kemudian dibuat kultur murni untuk memastikan karakteristik masing-masing koloni, sehingga diperoleh isolat murni. Berdasarkan pengamatan koloni, isolat ke-11 memiliki bentuk koloni bulat, tepi koloni rata, elevasi koloni cembung, warna koloni putih kusam, dan morfologi sel berbentuk

batang. Pengamatan koloni isolat ke-13 memiliki bentuk bulat, tepi koloni rata, elevasi koloni cembung, warna koloni putih mengkilap, dan morfologi sel berbentuk batang. Pengamatan koloni isolat ke-15 memiliki bentuk bulat, tepi koloni rata, elevasi rata, warna koloni putih kusam, dan morfologi sel berbentuk batang.

Kemampuan tumbuh bakteri secara kasat mata dapat dilihat melalui perubahan warna media dari yang kuning jernih menjadi kuning keruh setelah masa inkubasi. Kemampuan pertumbuhan bakteri diamati dengan mengukur kerapatan optik (*Optical Density*) menggunakan spektrofotometer pada panjang gelombang 550 nm [24]. Pengukuran *Optical Density* (OD) merupakan salah satu cara yang umum digunakan untuk mengukur pertumbuhan bakteri karena OD berbanding lurus dengan kepadatan sel [27]. Pengukuran biomassa bertujuan untuk mengetahui pola pertumbuhan isolat bakteri pendegradasi petroleum yang diperoleh. Nilai absorbansi yang semakin besar menandakan jumlah biomassa isolat bakteri dalam larutan semakin banyak.

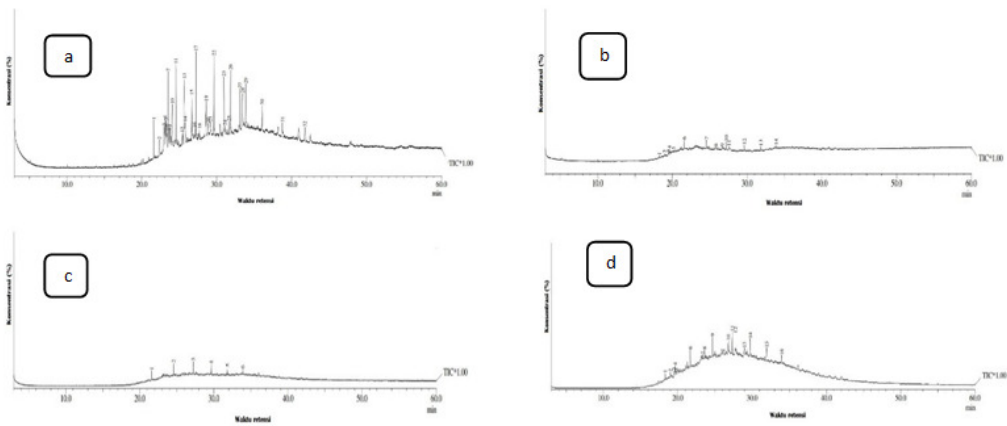
Hasil pengukuran OD dihasilkan 3 isolat yang menunjukkan kemampuan tumbuh terbaik pada media yang mengandung petroleum adalah isolat ke-11, 13, dan 15. Hal tersebut ditunjukkan dengan selisih nilai OD terbesar yaitu 1,374 untuk isolat ke-11, sedangkan isolat ke-13 dan 15 secara berturut-turut adalah 1,478 dan 1,461. Hasil uji pewarnaan Gram untuk tiga isolat tersebut menunjukkan bahwa isolat ke-11 dan 15 merupakan bakteri Gram positif bentuk batang, sedangkan isolat ke-13 merupakan bakteri Gram negatif bentuk batang. Hasil ini sesuai dengan beberapa studi sebelumnya yang menunjukkan bahwa mikroorganisme yang mendominasi tanah tercemar petroleum berasal dari bakteri Gram positif bentuk batang [17; 28] dan bakteri Gram negatif bentuk batang [16; 29].

Berdasarkan hasil pewarnaan tersebut, kit identifikasi cepat yang digunakan adalah API 50 CHB untuk bakteri Gram positif bentuk batang, dan API 20 NE untuk bakteri Gram negatif bentuk batang. Kit API 50 CHB merupakan suatu sistem yang telah distandarisi untuk mengidentifikasi bakteri batang Gram positif yang memungkinkan metabolisme karbohidrat yang terdiri dari 50 tes biokimia. Kit API 20 NE merupakan suatu sistem yang telah distandarisi untuk mengidentifikasi bakteri batang Gram negatif *non-enteric* dan *non-fastidious* seperti *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Vibrio*, dan *Aeromonas* yang merupakan kombinasi dari 8 uji enzimatik, 12 uji asimilasi dan satu *database* (Bio-Merieux, Perancis). Interpretasi hasil identifikasi dengan kit API 20 NE dan 50 CHB akan menghasilkan angka profil yang kemudian dicocokkan dengan *analytical profile index* atau *identification software* untuk mengetahui jenis atau genus dari suatu isolat.

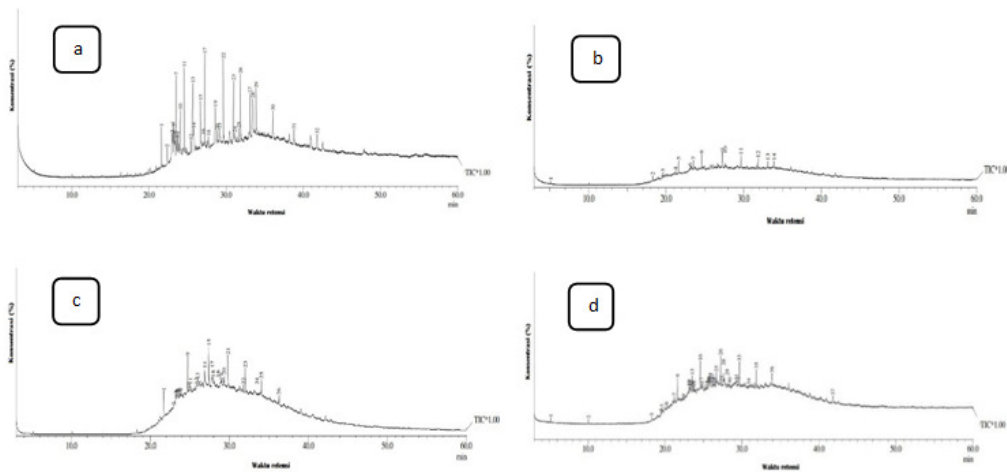
Hasil identifikasi cepat menggunakan API 50 CHB menunjukkan bahwa taksa yang paling mirip untuk isolat ke-11 adalah *Bacilluscoagulans* dengan tingkat kemiripan mencapai 96,4%, dan untuk isolat ke-15 adalah *Bacilluslicheniformis* dengan tingkat kemiripan mencapai 89,2%. Hasil identifikasi cepat menggunakan API 20 NE untuk isolat ke-13 adalah *Pseudomonasluteola*.

Dua genus bakteri yang diperoleh tersebut merupakan genus yang umum ditemukan dari sedimen atau tanah terkontaminasi petroleum. Hal ini sesuai dengan beberapa hasil penelitian terdahulu mengenai aktivitas biodegradasi petroleum oleh spesies-spesies bakteri dari genus *Bacillus* [17; 18; 30; 31] dan *Pseudomonas* [24; 32; 33]. Selain itu, hasil ini sesuai dengan penelitian Bayoumi [34] yang menemukan spesies dari genus *Bacillus* dan *Pseudomonas* sebagai isolat yang menunjukkan kemampuan tumbuh baik pada tanah terkontaminasi petroleum. Selanjutnya isolat yang telah diseleksi dan diidentifikasi tersebut yaitu *Bacilluscoagulans*, *Pseudomonasluteola*, dan *Bacilluslicheniformis* disebut secara berturut-turut sebagai isolat A, B dan C.

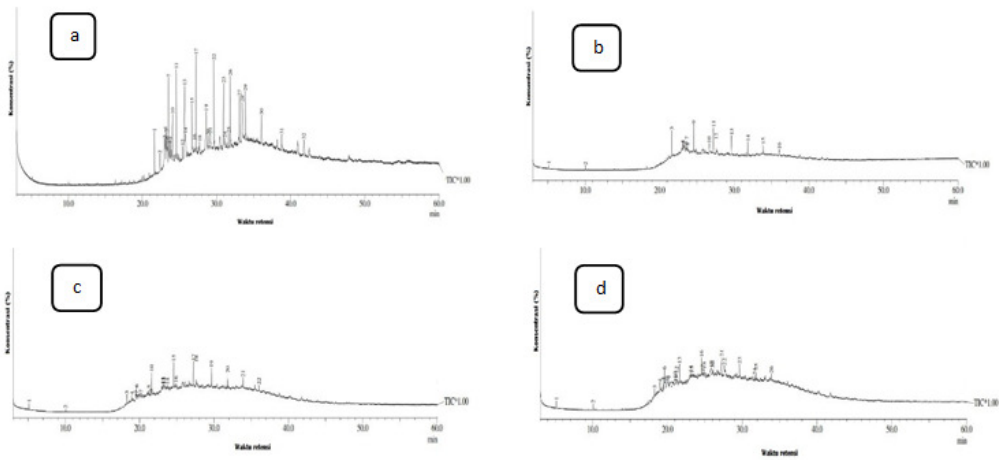
Perubahan struktur petroleum sebelum dan sesudah didegradasi dapat diketahui dengan menggunakan analisis GC-MS. Proses degradasi terjadi pada tahapan waktu inkubasi 0, 7, 14, dan 21 hari untuk masing-masing konsorsia bakteri (AB, AC, BC, dan ABC). Hasil analisis GC-MS menunjukkan respon berupa peningkatan aktivitas degradasi petroleum berupa kromatogram dan data *library*. Respon masing-masing konsorsia bakteri dapat diamati dari profil kromatogram sebagai berikut:



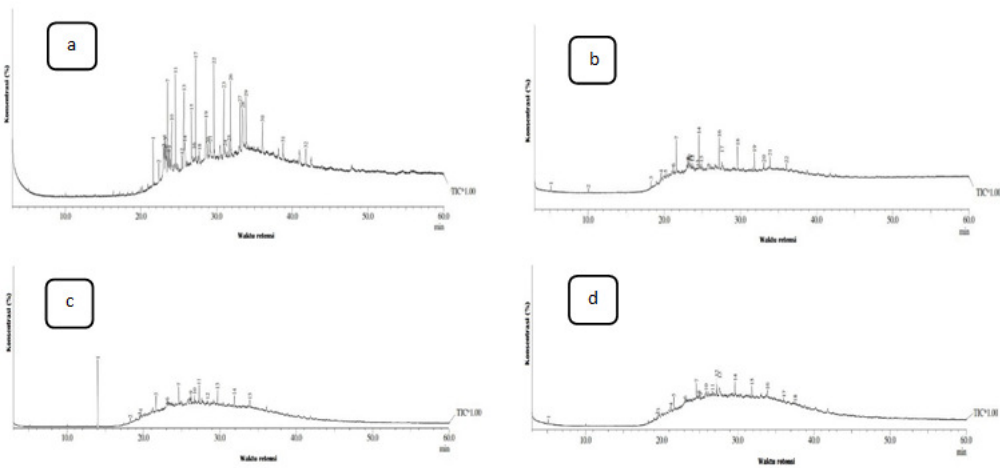
Gambar 3.1. Profil kromatogram GC-MS sisa petroleum hasil degradasi konsorsia AB (a) hari ke-0 (b) hari ke-7 (c) hari ke-14 (d) hari ke-2



Gambar 3.2. Profil kromatogram GC-MS sisa petroleum hasil degradasi konsorsia AC (a) hari ke-0 (b) hari ke-7 (c) hari ke-14 (d) hari ke-21

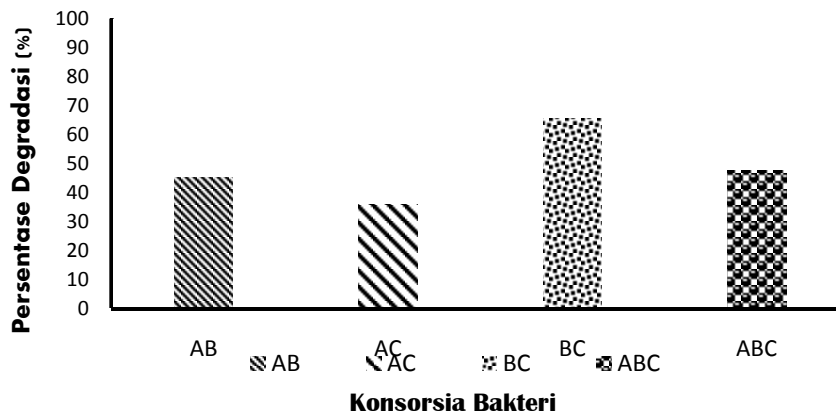


Gambar 3.3. Profil kromatogram GC-MS sisa petroleum hasil degradasi konsorsia BC (a) hari ke-0 (b) hari ke-7 (c) hari ke-14 (d) hari ke-21



Gambar 3.4. Profil kromatogram GC-MS sisa petroleum hasil degradasi konsorsia ABC (a) hari ke-0 (b) hari ke-7 (c) hari ke-14 (d) hari ke-21

Hasil uji biodegradasi konsorsia bakteri menunjukkan bahwa semua konsorsia memiliki kemampuan mendegradasi petroleum yang dapat dilihat dari tingkat degradasi senyawa hidrokarbon setelah pengujian. Masing-masing perlakuan memperlihatkan persentase degradasi senyawa hidrokarbon yang bervariasi. Hal ini menunjukkan bahwa kemampuan yang berbeda dari tiap konsorsia bakteri dalam mendegradasi petroleum (Gambar 3.5).



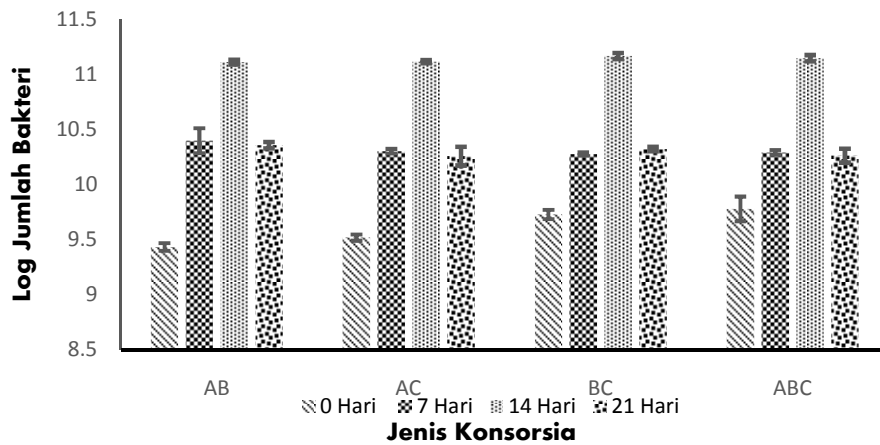
Gambar 3.5. Tingkat degradasi senyawa hidrokarbon oleh konsorsia bakteri

Tingkat degradasi untuk konsorsia bakteri AB sebesar 45,39%, konsorsia bakteri AC sebesar 36,06%, konsorsia bakteri BC sebesar 65,63%, dan konsorsia bakteri ABC sebesar 47,87%. Proses degradasi senyawa-senyawa hidrokarbon tersebut diduga karena terjadi sinergisme dalam kultur campuran bakteri (konsorsia) dan proses metabolisme oleh bakteri. Perbedaan persentase degradasi senyawa hidrokarbon petroleum dari tiap konsorsia disebabkan oleh setiap jenis bakteri memiliki kemampuan yang berbeda-beda dalam memetabolisme senyawa hidrokarbon. Degradasi masing-masing konsorsia terjadi karena pertumbuhan bakteri dan aktivitas enzim yang dimiliki oleh bakteri.

Secara umum, penggunaan jenis bakteri yang beragam lebih efektif dalam mendegradasi cemaran petroleum di lingkungan. Perbedaan yang jelas terlihat pada penggunaan bakteri dari genus yang berbeda yaitu dilihat pada kromatogram di akhir masa inkubasi dari kromatogram sisa petroleum AB, BC, dan ABC (terdiri dari 2 genera) dibandingkan kromatogram sisa petroleum AC (berasal dari genus yang sama). Hal ini karena setiap isolat yang berasal dari satu genus dan dari genus yang berbeda memiliki aktivitas yang berbeda dalam mendegradasi petroleum, sehingga penggunaan jenis bakteri yang beragam akan lebih memperbaiki dan meningkatkan efektivitas degradasi petroleum. Hal ini sesuai dengan berbagai penelitian terdahulu yang menjelaskan bahwa penggunaan jenis mikroorganisme yang semakin beragam akan meningkatkan efektivitas degradasi petroleum [21; 28; 35].

Waktu degradasi bakteri pendegradasi petroleum mempengaruhi total bakteri. Apabila waktu degradasi semakin lama, maka total bakteri sampai batas tertentu semakin tinggi sebelum terjadi fase kematian. Pengaruh perlakuan campuran isolat atau konsorsia bakteri menyebabkan pertumbuhan bakteri pemecah petroleum bervariasi untuk setiap perlakuan. Hal ini karena bakteri pendegradasi petroleum memerlukan proses adaptasi terhadap kondisi lingkungan sebelum melakukan aktivitas metabolismenya [36]. Kecepatan dan efisiensi bioremediasi oleh mikroorganisme dipengaruhi oleh jumlah mikroorganisme yang terlibat [21].

Penghitungan jumlah bakteri selama masa inkubasi dilakukan menggunakan metode *Total Plate Count* pada waktu pengamatan 0, 7, 14, dan 21 hari. *Platecount* atau *viablecount* didasarkan pada asumsi bahwa setiap sel mikroorganisme hidup dalam suspensi akan tumbuh menjadi satu koloni setelah ditumbuhkan dalam media pertumbuhan dan lingkungan yang sesuai. Setelah diinkubasi, jumlah koloni yang tumbuh dihitung dan merupakan perkiraan atau dugaan dari jumlah mikroorganisme dalam suspensi tersebut [37]. TPC merupakan cara penghitungan jumlah koloni yang terdapat dalam suatu produk yang tumbuh pada media agar pada suhu dan waktu yang ditetapkan [38]. Penghitungan dapat dilakukan dengan hitung cawan tanpa menggunakan mikroskop. Data jumlah bakteri tiap interval waktu menunjukkan bahwa pola pertumbuhan bakteri mengalami peningkatan (Gambar 3.6).



Gambar 3.6. Grafik pertumbuhan konsorsia bakteri pendegradasi petroleum pada waktu inkubasi 0, 7, 14 dan 21 hari

Tiap konsorsia mengalami pola pertumbuhan yang meningkat sampai pada hari ke-14, tetapi setelah itu turun di hari ke-21 (Gambar 3.6). Empat jenis konsorsia bakteri (AB, AC, BC dan ABC) menunjukkan peningkatan laju pertumbuhan setelah inkubasi selama 7 dan 14 hari. Hasil penelitian [39] dan [10], menunjukkan bahwa pertumbuhan bakteri pendegradasi PAH dan *Heavy Oil Waste* meningkat tajam pada hari ke-7, mulai melambat setelah hari ke-14 dan menurun secara perlahan sampai hari ke-28. Setelah mengalami puncak pertumbuhan, seluruh jenis konsorsia mengalami penurunan jumlah populasi. Perbedaan pola pertumbuhan masing-masing konsorsia bakteri disebabkan oleh perbedaan jenis bakteri itu sendiri. Perbedaan ketahanan bakteri terhadap polutan dan kemampuan masing-masing konsorsia dalam mendegradasi petroleum.

Kemampuan bakteri yang semakin baik dalam mendegradasi petroleum akan meningkatkan ketahanan bakteri, walaupun pola pertumbuhan bakteri akan berjalan lebih lambat. Hidrokarbon alkana adalah jenis hidrokarbon yang paling mudah didegradasi oleh mikroorganisme melalui jalur metabolisme aerob. Kelarutan hidrokarbon dalam fase cair yang sangat rendah, oleh karena itu menyebabkan ketersediaan senyawa tersebut menjadi faktor pembatas apabila digunakan sebagai sumber nutrisi bagi mikroorganisme [6].

Nutrisi yang cukup dan kondisi lingkungan yang sesuai akan memacu pertumbuhan mikroorganisme. Substrat yang memiliki sifat demikian apabila digunakan sebagai media pertumbuhan dapat berpengaruh pada waktu generasi mikroorganisme yang lebih panjang. Bakteri akan menggunakan petroleum, fosfor dan nitrogen yang terkandung dalam media sebagai nutrisi untuk pertumbuhan selnya, dan juga menggunakan petroleum sebagai sumber energi dengan cara memotong rantai hidrokarbon petroleum menjadi komponen organik untuk kelangsungan hidup bakteri dibawah kondisi stabil. Adanya peningkatan kontak antara minyak dan air dapat mempermudah suplai oksigen dan nutrisi yang dibutuhkan mikroorganisme pada permukaan senyawa hidrokarbon tersebut masuk. Kondisi ini sangat membantu mikroorganisme untuk lebih cepat dapat mendegradasi senyawa hidrokarbon [35; 40].

Hasil penelitian ini sejalan dengan berbagai hasil penelitian terdahulu mengenai pola pertumbuhan sel bakteri dalam konsorsia yang menunjukkan korelasi positif dengan aktivitas degradasinya [21; 41]. Hal ini dapat dilihat dari kromatogram sisa petroleum pada semua jenis konsorsia yang memperlihatkan puncak-puncak komponen petroleum sudah menurun ketinggiannya secara signifikan dibandingkan pada kromatogram kontrol. Degradasi oleh mikroorganisme merupakan salah satu cara yang tepat, efektif, dan hampir tidak ada pengaruh sampingan pada lingkungan karena tidak menghasilkan racun atau peledakan jumlah [42].

KESIMPULAN

Terdapat 20 ragam isolat bakteri *indigenous* yang ditemukan pada sedimen atau lumpur terkontaminasi petroleum di perairan muara Sungai Donan Cilacap dengan 3 isolat pendegradasi petroleum terbaik berasal dari genus *Bacillus* dan *Pseudomonas*. Isolat yang telah diseleksi dan diidentifikasi tersebut yaitu *Bacilluscoagulans*, *Pseudomonasluteola*, dan *Bacilluslicheniformis* disebut secara berturut-turut sebagai isolat A, B dan C. Kemampuan dan efektivitas masing-masing konsorsia bakteri terlihat dari tingkat degradasi untuk konsorsia bakteri AB sebesar 45,39%, konsorsia bakteri AC sebesar 36,06%, konsorsia bakteri BC sebesar 65,63%, dan konsorsia bakteri ABC sebesar 47,87%.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Marta, A. Evaluasi kandungan logam berat Hg dan Pb pada kerang *Polymesoda* Sp, pada ekosistem sungai di Kawasan Industri (Studi Kasus Sungai Donan, Cilacap). *Tesis*. Program Pascasarjana, Universitas Indonesia, Jakarta (1996).
- [2]. Yani, M. dan Y. Akbar. Proses biodegradasi minyak diesel oleh campuran bakteri pendegradasi hidrokarbon. *Jurnal Teknologi Industri Pertanian*, 19(1): 40-44, (2006).
- [3]. Mulyadiharja, S., N.P. Ristiati, dan G.I. Setiabudi. Isolasi, identifikasi dan uji kemampuan degradasi mikroba pengurai minyak bumi dari perairan Pelabuhan Celukan Bawang, Buleleng. *Jurnal Penelitian dan Pengembangan Sains dan Humaniora*, Lembaga Penelitian Undiksha, 4(1): 15-27, (2010).
- [4]. Syafrizal, D.S. Rani, dan S.A. Rahayu. Pemanfaatan surfaktan dalam pengelolaan limbah berminyak secara bioproses. *Prosiding Seminar Nasional Teknik Kimia "Kejuangan". Pengembangan Teknologi Kimia untuk Pengelolaan Sumberdaya Alam Indonesia*. Yogyakarta (2010).
- [5]. Connell, D.W. and G.J., Miller. *Kimia dan Ekotoksikologi Pencemaran*. Universitas Indonesia, Jakarta (1995).
- [6]. Nababan, B. Isolasi dan uji potensi bakteri pendegradasi minyak solar dari air laut Belawan. *Tesis*. Universitas Sumatera Utara, Medan (2008).
- [7]. Siregar, S. R. Isolasi dan uji potensi Khamir pendegradasi minyak solar dari air laut Belawan. *Tesis*. Universitas Sumatera Utara, Medan (2009).
- [8]. Margesin, R. and F. Schinner. Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. *Applied Microbiology Biotechnology*, 56: 650-663, (2001).
- [9]. Fahrudin. 2004. *Dampak tumpahan minyak pada biota laut*. <http://cdc.eng.ui.ac.id/articleview/1078/1/2>. diakses 15 September 2012.
- [10]. Charlena, Z., A. Mas'ud, I. Anas, Y. Setiadi, dan M. Yani. Produksi gas karbondioksida selama proses bioremediasi limbah *Heavy Oil* dengan teknik *Landfarming*. Institut Pertanian Bogor, Bogor. *Chemical Program*, 3(1): 1-5, (2010).
- [11]. Sastranegara, M.H., 2004. The impact of forest use on the intertidal crab community in managed mangroves of Cilacap, Central Java, Indonesia. Cuvillier, Göttingen.
- [12]. Baptista, J.S., M.C. Cammarota, and D. Dias. Production of CO₂ in crude oil bioremediation in clay soil. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 48: 249-255, (2005).
- [13]. Astuti, D. I., P. Aditiawati, dan R.S. Budiarti. Optimasi konsentrasi "*crude oil*" dan sumber nitrogen pada produksi biosurfaktan oleh bakteri hidrokarbonoklastik dari Sumur Bangko. *Prosiding Simposium Nasional Ikatan Ahli Teknik Perminyakan Indonesia*, Yogyakarta, (2001).
- [14]. Misran, E. Aplikasi teknologi berbasis membran dalam bidang bioteknologi kelautan: pengendalian pencemaran. Universitas Sumatera Utara, Medan (2002).
- [15]. Cookson, J.T. *Bioremediation Engineering: Design and Application*. McGraw-Hill Inc, New York (1995).
- [16]. Charlena, A. Haris, dan Karwati. Degradasi hidrokarbon pada tanah tercemar minyak bumi dengan Isolat A10 dan D8. *Prosiding Seminar Nasional II*, Bogor, (2009).
- [17]. Stallwood, B., J. Shears, P.A. Williams, and K.A. Hughes. Low temperature bioremediation of oil-contaminated soil using biostimulation and bioaugmentation with a *Pseudomonas* sp. from Maritime Antarctica. *Journal of Applied Microbiology*, 99: 794-802, (2005).
- [18]. Cybulski, Z., E. Dziurla, E. Kaczorek, and A. OLSZANOWSKI. The influence of emulsifiers on hydrocarbon biodegradation by *Pseudomonadacea* and *Bacillaceae* strains. *Spill Science and Technology Bulletin*, 8: 503-507, (2003).

- [19]. Nugroho, A. Biodegradasi *Sludge* minyak bumi dalam skala mikrokosmos: simulasi sederhana sebagai kajian awal bioremediasi *Land Treatment*. *Makara*, 10(2): 82-89, (2006).
- [20]. Zam, S. I. Optimasi konsentrasi inokulum bakteri hidrokarbonoklastik pada bioremediasi limbah pengilangan minyak bumi di Sungai Pakning. UIN Sultan Syarif Kasim Riau, Pekanbaru. *Journal of Environmental Science*, 2(4): 117-127, (2010).
- [21]. Milic, J.S., V.P. Beskoski, M.V. Ilic, S.A.M. Ali, G.D.G. Cvijovic, and M.M. Vrvic. Bioremediation of soil heavily contaminated with crude oil and its products: composition of the microbial consortium. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 74 (4): 455-460, (2009).
- [22]. Volk, W.A. dan M.F. Wheeler. *Mikrobiologi Dasar*. Erlangga, Jakarta (1988).
- [23]. Odjadjare, E.E.O., S.O. Ajisebutu, E.O. Igbinosa, O.A. Aiyegoro, M.R. Trejo-Hernandez, and A.I. Okoh. Escravos light crude oil degrading potentials of Axenic and mixed bacterial cultures. *The Journal of General and Applied Microbiology*, 54: 277-284, (2008).
- [24]. Mukred, A.M., A.A. Hamid, A. Hamzah and W.M.W. Yusoff. Development of three bacteria consortium for the bioremediation of crude petroleum-oil in contaminated water. *Online Journal of Biological Sciences*, 8 (4): 73-79, (2008).
- [25]. Marsaoli, M. Kandungan bahan organik, N-alkana, Aromatik dan Total Hidrokarbon dalam sedimen di Perairan Raha Kabupaten Muna, Sulawesi Tenggara. *Makara*, 8(3): 116-122, (2004).
- [26]. Chailan, F. A. L. Fleche, E. Bury, Y-Hui Phantavong, P. Grimont, A. Saliot, and J. Oudot. Identification and bioremediation potential of tropical aerobic hydrocarbon-degrading microorganism. *Research in Microbiology*, 155: 587-595, (2004).
- [27]. Widdel, F. Theory and measurement of bacterial growth. www.mpi-bremen.de/Binaries/Binary13037/Wachstumsversuch.pdf. Diakses tanggal 22 Juli 2013, (2007).
- [28]. Ghazali, F.M., R.N.Z.A. Rahman, A.B. Salleh, and M. Basri. Biodegradation of hydrocarbon in soil by microbial consortium. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 54: 61-67 (2004).
- [29]. Shukor, M.Y., N.A.A Hassan, A.Z. Jusoh, N. Perumal, N.A. Shamaan, W.P. MacKormack, and M.A. Syed. Isolation and characterization of a *Pseudomonas* diesel-degrading strain from Antarctica. *Journal of Environmental Biology*, 30(1): 1-6, (2009).
- [30]. Onifade, A.K., F.A. Abubakar, and F.O. Ekundayo. Bioremediation of crude oil polluted soil in the Niger Delta Area of Nigeria using enhanced natural attenuation. *Research Journal of Applied Sciences*, 2(4): 498-504, (2007).
- [31]. Suhandi, D., T. Purwoko, dan A. Pangastuti. Biodegradasi fenol oleh isolat *Bacillus* spp asal sumur minyak Kawengan, Cepu. *Bioteknologi* 3(1): 8-13, (2006).
- [32]. Priadie, B. Teknik Bioremediasi sebagai Alternatif dalam Upaya Pengendalian Pencemaran Air. *Jurnal Ilmu Lingkungan*. 10(1): 135-145, (2012).
- [33]. Ramadan, M. M. A., T. S. Knudsen, M. Antic, V. P. Beskoski, M. M Vrvic, J. Schwarzbauer and B. Jovancevic. Degradability of *n-alkanes* during *Ex situ* Natural Bioremediation of Soil Contaminated by Heavy Residual Fuel Oil (Mazut). *Journal of the Serbian Chemical Society*, 70(0): 1-12, (2012).
- [34]. Bayoumi, R. A. Bacterial bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in heavy oil contaminated soil. *Journal of Applied Sciences Research*, 5(2): 197-211, (2009).
- [35]. Charlena, M. Yani, dan N.W. Eka. Pemanfaatan Konsorsium Mikroba dari Kotoran Sapi dan Kuda pada Proses Biodegradasi Limbah Minyak Berat (LMB). *Prosiding Seminar Nasional Sains IV*, Bogor, (2011).
- [36]. Yoswaty, D. Pemanfaatan bakteri pemecah minyak dalam proses bioremediasi. Studi Kasus: Pengolahan tanah terkontaminasi minyak Minas SBU, PT. Caltex Pasific Indonesia, Riau. *Tesis*. Program Studi Ilmu Lingkungan. Program Pascasarjana, Universitas Indonesia, Jakarta (2002).
- [37]. Pelczar, M.J., dan E.C.S. Chan. *Dasar-dasar mikrobiologi*, Jakarta (1986).
- [38]. Badan Standarisasi Nasional (BSN). *Metode Pengujian Cemaran Mikrobia dalam Daging, Telur dan Susu serta Hasil Olahannya*. Standar Nasional Indonesia, Jakarta (2008).
- [39]. Husnileili. Biodegradasi Limbah Minyak Berat (*Heavy Oil Waste-HOW*) dengan Teknik Bioslurry menggunakan *Salipiger* sp. MY7 dan *Bacillus altitudinis* MY12. *Tesis*. Sekolah Pascasarjana Institut Pertanian Bogor, Bogor, 2011.
- [40]. Charlena, Z. A. Mas'ud, M. Yani, A. Sjahriza, dan J. G. Tarigan.. Biodegradasi Limbah Minyak Berat menggunakan Isolot Tunggal dan Campuran dengan Penambahan

Alkilbenzena dan Sulfonat Linear. *Seminar Nasional Kimia Terapan Indonesia*, Serpong 24 Mei 2011b.

- [41]. Ojo, O.A. Petroleum-Hydrocarbon Utilization by Native Bacterial Population from a Wastewater Canal Southwest Nigeria. *Journal of Biotechnology*, 5(4); 333-337, 2006.
- [42]. Leahy, J.G. and Colwell, R.R. Microbial Degradation of Hydrocarbons in the Environment. *Microbiology Review*, 54: 305-315, 1990.

FENOMENA BIOSORPSI KHROMIUM PADA EXTRACELLULAR POLYMERIC SUBSTANCE TERIMOBILISASI DALAM MATRIKS POLIMER EPOKSI

Zainus Salimin, Endang Nuraeni
Pusat Teknologi Limbah Radioaktif – BATAN
Kawasan Puspiptek Serpong, Tangerang. 15310

ABSTRAK

FENOMENA BIOSORPSI KHROMIUM PADA EXTRACELLULAR POLYMERIC SUBSTANCE TERIMOBILISASI DALAM MATRIKS POLIMER EPOKSI. *Extracellular Polymeric Substance (EPS)* dihasilkan oleh sel bakteri yang berkomposisi polisakarida 40-95%, protein 1-60%, asam nukleat 1-10%, lipida 1-10%, dan sisanya polimer. EPS dapat mengikat kation dan anion pengotor air karena EPS mengandung gugus fungsional karboksilat, fosfat, sulfat, hidroksil, dan aminokarboksilat. Limbah cair yang mengandung logam khrom ditimbulkan dari kegiatan industri, dalam larutan kromium valensi 3 berbentuk kation (Cr^{3+}) dan kromium valensi 6 berbentuk anion ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). Penelitian penggunaan EPS terimobilisasi pada matriks polimer epoksi untuk penyerapan kromium telah dilakukan. EPS telah diekstraksi dari lumpur aktif hasil pengolahan limbah industri, dan berdasarkan hasil analisisnya mengandung polisakarida 60%, protein 8%, dan asam nukleat 16%. Melalui analisis FTIR (Fourier Transform Infra Red) menunjukkan bahwa EPS hasil ekstraksi mengandung gugus fungsional karboksilat, hidroksil dan aminokarboksilat. EPS diimobilisasi dalam polimer epoksi pada rasio epoksi dan *hardener* 1:1, dan epoksi polimer dan EPS 5,7:1 menghasilkan butiran biosorben EPS-Epoksi 30-40 mesh atau 0,42-0,59 mm. Larutan kromium 15,9 ppm dialirkan melewati 1 bed kolom tinggi 5 cm yang berisi 2 g biosorben EPS-Epoksi. Variabel percobaan adalah pH larutan 5, 6 dan 7 dan laju alir 3, 5, dan 7 ml/menit. Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa pH 5 dan laju alir 5 ml/menit memberikan harga terbaik persen penyerapan kromium sebesar 89,2 % atau konsentrasi kromium tertinggal pada beningan sebesar 1,718 ppm. Kapasitas penyerapan kromium oleh biosorben EPS-Epoksi pada kondisi optimum adalah 6,382 mg Cr/g biosorben. Pada pH 5 terdapat pembentukan kutub muatan positif pada biosorben yang menarik anion kromium, sedangkan kation kromium masuk ke biosorben melalui mekanisme pertukaran ion. Laju alir 3 ml/menit memberikan periode kontak maksimum antara biosorben dan kromium. Fenomena biosorpsi kromium pada biosorben EPS-Epoksi sebagai fungsi pH diuraikan dalam makalah ini.

ABSTRACT

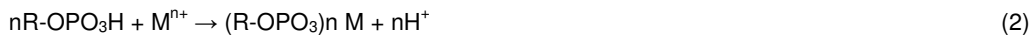
PHENOMENA OF BIOSORPTION CHROMIUM ON EXTRACELLULAR POLYMERIC SUBSTANCE IMMOBILIZED IN A POLYMER EPOXY MATRIX. *Extracellular Polymeric Substance (EPS)* is resulted by bacterial cells composing the polysaccharides 40-95 %, protein 1-60 %, nucleic acids 1-10 %, lipid 1-10%, and polymer as the remaining content. The EPS can bind the cations and anions water pollutants supporting by its functional group contents of carboxylates, phosphoric, sulfuric, hydroxyl, and aminocarboxylates. Waste water containing chromium metal generated from industrial activities, 3 valency of chromium in solution form of the cation and 6 valency form of the anion. The study of utilization of immobilized EPS on epoxy polymer for removing of chromium has been performed. The EPS was extracted from the activated sludge of industrial skin waste treatment, and according to its analysis the resulted EPS contains of polysaccharides 60 %, protein 8 % and nucleic acid 16 %. By Fourier Transform Infra Red Analysis Method (FTIR), it is indicated that the resulted EPS has the functional groups of carboxylates, hydroxyl, and aminocarboxylates. The EPS was immobilized with epoxy polymer on the ratio of epoxy and hardener of 1 : 1 and epoxy polymer and EPS 5,7 : 1, the resulted grain size of EPS Epoxy is about 30-40 mesh or 0,42 – 0,59 mm. The chromium solution of 15,9 ppm was channeled through the adsorbition buret column of 5 cm bed height containing 2 g of biosoben EPS-Epoxy. The experiment variables are solution pH of 5,6 and 7 and flow rates of 3, 5, and 7 ml/min. On the condition of pH 5 and flow rate 3 ml/min gives the best percentage of chromium absorption 89,2%

or the chromium concentration on the water supernatant of 1,718 ppm. On the pH 5 there is formation of positif charge pole attracting the anion of chromium, the cation of chromium attaches into biosorben by ion exchange mechanism. The flow rate of 3 ml/min gives the maximum contact period between biosorben and chromium. The biosorption phenomena of chromium by EPS-Epoxy as the function of pH is described in this paper.

PENDAHULUAN

Jenis pengotor air yang terkandung dalam air lingkungan tergantung dari tipe industri yang memberikan pencemaran lingkungan. Air limbah dari industri penyamakan kulit mengandung kation Cr^{+3} dan NH_4^+ dan anion S^{2-} dan CrO_4^{2-} atau $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ dan zat organik seperti lemak dan minyak[1]. Produksi radioisotope I-131 menimbulkan air limbah yang mengandung chromium pada pH 1[2]. Bila air lingkungan tercemar oleh bermacam pengotor dapat menimbulkan berbagai macam penyakit. Air limbah dari kegiatan industry harus diolah untuk mengambil pengotornya[3,4]. Pengotor air bentuk ion dapat diambil melalui penyerapan dan pertukaran ion menggunakan penukar ion organik, yang harganya mahal namun tidak dapat digunakan pada operasional suhu tinggi. *Extracellular Polymeric Substance* (EPS) dihasilkan oleh sel bakteri, mempunyai kemampuan biosorpsi dan pertukaran ion karena mengandung gugus fungsional karboksilat, fosfat, sulfat, hidroksil, dan aminokarboksilat. EPS mempunyai komposisi (persen berat) polisakarida (40-95%), protein (1-60%), asam nukleat (1-10%), lipid (1-10%) dan sisanya polimer, dimana gugus-gugus fungsional tersebut berada. EPS dapat berfungsi sebagai biosorben yang mampu mengikat kation dan anion melalui proses adsorpsi, pertukaran ion, pembentukan kompleks dan ikatan hydrogen[5,6,7].

Pengikatan kation oleh EPS dilakukan oleh gugus fungsional karboksilat ($-\text{COOH}$), fosfat ($-\text{OPO}_3\text{H}$), dan sulfat ($-\text{OSO}_3\text{H}$) dimana ion H^+ diusir dan diganti oleh kation lain yang selektifitasnya lebih besar dari selektifitas ion H^+ melalui reaksi sebagai berikut[5,8]:



M^{n+} adalah kation bermuatan positif n dengan nilai n satu atau 2. Kation yang telah diikat oleh EPS dapat terusir dan diganti oleh kation lain yang mempunyai selektivitas yang lebih besar. Proses pertukaran ion cenderung lebih memilih terlebih dahulu ion dengan kondisi[8] :

1. Ion dengan valensi lebih tinggi
2. Ion terlarut dengan volume kecil
3. Ion dengan kemampuan berpolarisasi lebih besar
4. Ion yang bereaksi kuat dengan tempat penukar ion dari padatan resin
5. Ion yang paling sedikit bereaksi dengan ion lain untuk membentuk kompleks.

Pada penukar kation, deretan kation yang lebih ditarik adalah mengikuti urutan selektivitas sebagai berikut[8] : $\text{Ba}^{+2} > \text{Pb}^{+2} > \text{Sr}^{+2} > \text{Ca}^{+2} > \text{Ni}^{+2} > \text{Cd}^{+2} > \text{Cu}^{+2} > \text{Co}^{+2} > \text{Zn}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{Ag}^{+1} > \text{Cs}^{+1} > \text{K}^{+1} > \text{NH}_4^{+1} > \text{Na}^{+1} > \text{H}^{+1}$ and $\text{UO}^{2+} \gg \text{Cu}^{2+} \gg \text{Co}^{2+}$.

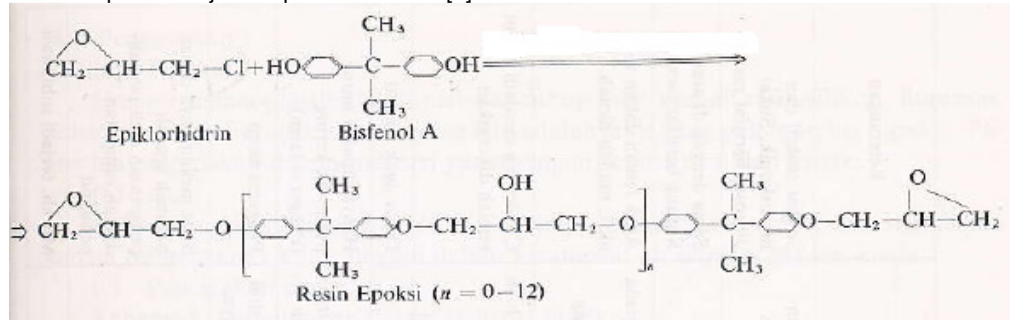
Pengikatan anion oleh EPS dilakukan oleh gugus fungsional hidroksil ($-\text{OH}$) dimana ion OH^- diusir dan diganti oleh anion lain yang mempunyai selektivitas lebih besar dari selektivitas OH^- . Pengikatan anion dapat juga dilakukan oleh gugus fungsional aminokarboksilat [$\text{CH}(\text{NH}_2)\text{COOH}$] dimana saat resonansi electron akan berubah menjadi [$-\text{CH}(\text{NH}_3^+)\text{COO}^-$] sehingga anion masuk di kutub positif dan terjadi pula kation masuk di gugus negatif. Pada pengikatan anion dan kation tersebut mengikuti persamaan reaksi[5,8]:



Jadi melalui reaksi (6) gugus aminokarboksilat dapat mengikat anion sekaligus kation. Pada penukar anion, deretan pilihan anion yang lebih ditarik mengikuti urutan selektivitas sebagai berikut [8] : $\text{SO}_4^{2-} > \text{I}^- > \text{NO}_3^- > \text{CrO}_4^{2-} > \text{Cr}^- > \text{Cl}^- > \text{OH}^-$. Gugus-gugus fungsional hidroksil, amina, karboksil, fosfat dan sulfat dapat juga mengikat ion logam membentuk kompleks.

Lumpur aktif hasil pengolahan limbah secara biooksidasi dengan bakteri aerob mengandung jutaan koloni bakteri hidup dan mati. EPS dapat diekstraksi dari lumpur aktif tersebut melalui metode sentrifugasi. Lumpur aktif disaring untuk memisahkan cairannya sehingga diperoleh cake. Cake kemudian diresuspensi dengan menggunakan aquades, kemudian dipanasi selama beberapa menit. Larutan tersebut kemudian disentrifugasi pada 9000 rpm dan suhu yang rendah 4°C untuk pemisahan beningan dan partikel padatnya. Beningan tersebut merupakan EPS yang mempunyai kemampuan biosorpsi logam berat dan unsure radioaktif dalam limbah (Yu Tian, 2008). EPS dapat digunakan secara langsung dalam proses biosorpsi logam berat dan atau radionuklida melalui proses EPS terdispersi dalam cair. EPS dapat dicampur dengan suatu matriks untuk membentuk partikel EPS terimobilisasi dalam matriks sebagai padatan biosorben untuk operasi pengolahan secara kolom. Polimer epoksi dapat digunakan secara baik sebagai bahan matriks untuk imobilisasi EPS sehingga diperoleh padatan biosorben Epoksi-EPS. Polimer epoksi mempunyai keunggulan dalam kekuatan mekanik dan ketahanan kimia.

Polimer epoksi adalah campuran monomer bisfenol A dan epiklorhidrin yang mempunyai struktur seperti ditunjukkan pada Gambar 1[9].



Gambar 1. Struktur bisfenol A, epiklorhidrin dan polimer epoksi.

Sesuai Gambar 1, pada struktur molekul polimer epoksi terdapat gugus fungsional hidroksil, sehingga terdapat penguatan pertukaran anion melalui penggunaan matriks polimer epoksi.

Kemampuan biosorben EPS dalam pengikatan logam berat dan radionuklida sangat menarik untuk diteliti guna pemanfaatan lumpur aktif hasil pengolahan limbah dengan proses biooksidasi menggunakan bakteri aerob. Lumpur aktif tersebut biasanya hanya dibuang begitu saja, padahal mengandung EPS yang mempunyai sifat sorpsi, penukar ion, dan pembentuk kompleks yang sangat bagus terhadap kation dan anion sehingga dapat mengikat ion tersebut dengan mudah. Dalam penelitian ini EPS diekstraksi dari lumpur aktif hasil pengolahan limbah industry dengan biooksidasi menggunakan bakteri. EPS kemudian diimobilisasi dalam matriks polimer epoksi dan digunakan untuk biosorpsi chromium dalam limbah melalui operasi kolom.

BAHAN DAN METODE PENELITIAN

Bahan

Bahan-bahan yang digunakan terdiri dari kertas saring pori besar Whatman 41, limbah chromium dari industry penyamakan kulit yang mengandung chromium trivalent dan heksavalen masing-masing kadar 15,2 dan 0,7 ppm, asam klorida (HCl), natrium hidroksida (NaOH), dan lumpur aktif hasil pengolahan limbah cair industri.

Metode Penelitian

Pengambilan EPS dari Lumpur Aktif dengan Sentrifugasi

Lumpur aktif disaring menggunakan kertas saring pori besar. Cake yang diperoleh dicuci dengan aquades untuk menghilangkan kontaminan pengotor. Cake bersih diresuspensi kembali dengan aquades sebanyak lima kali volume cake sehingga diperoleh lumpur baru. Lumpur baru

dipanasi pada suhu 80°C selama 10 menit dan didinginkan kembali sampai suhu kamar. Lumpur tersebut kemudian disentrifugasi pada 9000 rpm selama 20 menit pada 4°C. Beningan yang diperoleh dipisahkan dengan dituang, kemudian beningan disaring untuk menghilangkan sisa pengotor yang masih terikut sehingga diperoleh EPS. Larutan EPS tersebut disimpan dalam lemari pendingin agar awet. Larutan EPS dianalisis kadar berat kering, berat kering volatile, kadar polisakarida, protein dan lipida. Larutan EPS kemudian diekstraksi lagi dengan penambahan etanol 96% dalam larutan sampai konsentrasi etanol 70% pada 4°C. Endapan EPS kemudian disentrifugasi pada 5000 rpm selama 15 menit. Hasil endapan EPS kemudian dianalisis dengan FTIR (Fourier Transform Infra Red) untuk menentukan ada tidaknya gugus fungsional karboksilat, hidroksil, dan aminokarboksilat.

Pembentukan Butiran Polimer Epoksi

Campuran polimer epoksi dan pengerasnya pada rasio massa 1:1 dicetak pada cetakan bentuk pipa kecil. Setelah waktu pengeringan 1 hari bahan tersebut dikeluarkan dari cetakannya dan ditumbuk untuk pembentukan butiran polimer epoksi. Hasil butiran tersebut diayak untuk memperoleh ukuran butir 30-40 mesh.

Penyerapan Khromium oleh Butiran Polimer Epoksi

Sorpsi chromium oleh butiran polimer epoksi dilakukan pada system kontinyu menggunakan kolom adsorpsi buret tinggi 5 cm yang diisi 2 g butiran polimer epoksi. Air limbah yang mengandung chromium trivalent 15,9 ppm dan chromium heksavalen 0,7 ppm pada pH 7 dialirkan dan diresirkulasikan ke buret yang telah berisi butiran polimer epoksi pada laju alir 5 ml/menit. Konsentrasi chromium dalam larutan dianalisis dengan AAS setiap 1 jam waktu resirkulasi.

Pembentukan EPS Terimobilisasi pada Matriks Polimer Epoksi

Hasil endapan EPS dari ekstraksi kedua ditambahkan dan dicampur dengan polimer epoksi dan pengerasnya pada rasio massa epoksi/EPS 5,7:1 (epoksi 1700 g dan EPS 300 g). Campuran bahan tersebut kemudian dicetak pada cetakan bentuk pipa kecil. Setelah waktu pengeringan 1 hari, bahan tersebut dikeluarkan dari cetakannya, dan kemudian ditumbuk untuk pembentukan butiran epoksi-EPS. Hasil butiran tersebut diayak untuk memperoleh ukuran butiran 30-40 mesh, butiran tersebut difungsikan sebagai biosorben EPS-epoksi.

Penyerapan Khromium pada Butiran Biosorben EPS-Epoksi

Air limbah yang mengandung chromium trivalent dan heksavalen pada kadar masing-masing 15,2 dan 0,7 mg/l pada pH 7 disirkulasikan pada laju alir 3 ml/menit ke dalam kolom adsorpsi buret tinggi 5 cm yang terisi 2 g biosorben EPS-Epoksi. Cuplikan larutan yang disirkulasikan diambil pada periode 0, 30, 60, 120, 240, dan 360 menit untuk dianalisis kadar khromiumnya. Percobaan pada pH 7 tersebut diulang dengan laju alir berturut-turut 5 dan 7 ml/menit. Percobaan diulangi untuk pH 5 dan 6. Data hubungan waktu pengaliran terhadap kadar chromium dalam larutan dianalisis.

HASIL DAN PEMBAHASAN

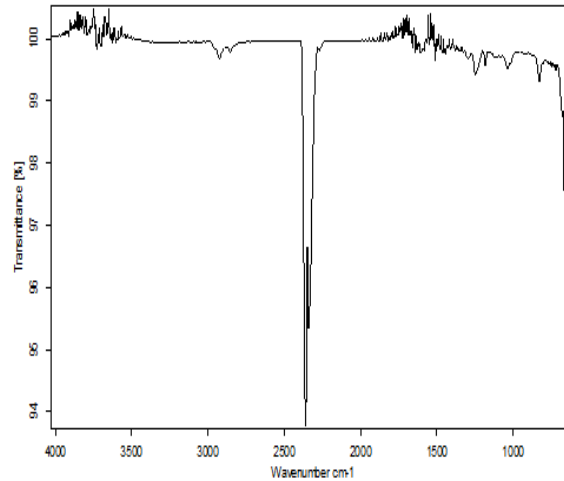
Larutan EPS hasil ekstraksi lumpur aktif mempunyai berat kering 3,25 g/l dan berat kering volatile 1,46 g/l. Untuk membuktikan hasil ekstraksi adalah EPS, telah dilakukan analisis kadar karbohidrat, protein dan lemak dalam EPS yang hasilnya ditunjukkan pada Tabel 1.

Tabel 1. Hasil analisis komposisi EPS

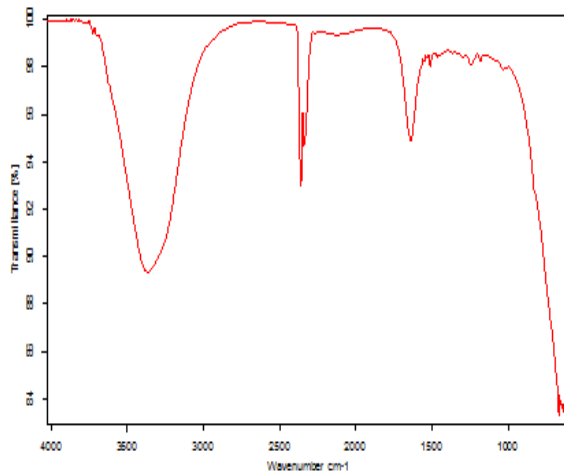
No	Komponen yang dianalisis	Hasil Analisis (%)	Metode Analisis
1	Karbohidrat	12	Titration
2	Protein	8	Distraction
3	Lemak	16	Gravimetry

Pada Tabel 1. Ditunjukkan bahwa kadar karbohidrat dalam EPS 12%. Polisakarida adalah senyawa organik yang disusun antara lain oleh selulosa, kitin, glikogen, karbohidrat dan lain-lain. Bila dianggap kadar polisakarida sebesar 5 kali kadar karbohidrat maka persen polisakarida dalam

hasil EPS adalah 60%, ini masuk dalam nilai batas 40-95%. Kadar protein dalam hasil analisis komposisi EPS adalah 8% sesuai batas kadarnya 1-60%. Kadar lipida yang ekuivalen dengan harga kandungan lemak adalah 16%, nilai tersebut lebih tinggi dari batas harga 1-10%. Hal tersebut sesuai dengan asal EPS yang diambil dari lumpur aktif hasil pengolahan limbah cair industri produk perawatan kulit.



Gambar 2. Hasil analisis epoksi dengan metode spektroskopi FTIR

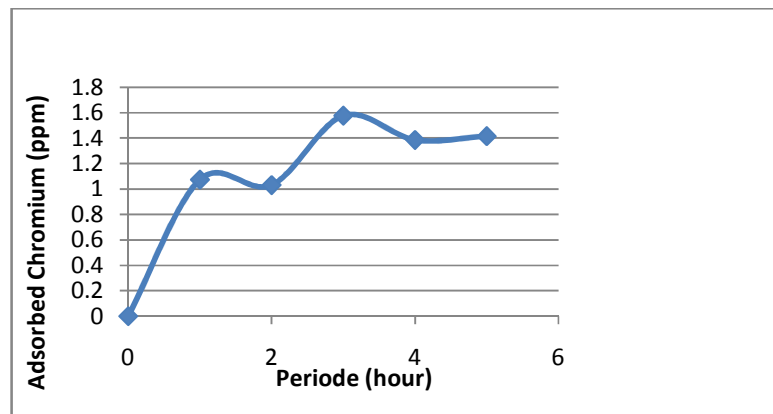


Gambar 3. Hasil analisis EPS dengan metode spektroskopi FTIR

Hasil analisis epoksi yang telah mengadsorpsi khromuim melalui metode spektroskopi FTIR ditunjukkan pada Gambar 2, terlihat bahwa pada epoxy terdapat gugus fungsional alkuna ($C\equiv C$) pada frekwensi $2100-2400\text{ cm}^{-1}$ dan CH pada frekwensi $600-900\text{ cm}^{-1}$. Hasil tersebut sesuai dengan struktur kimia dari polimer epoksi seperti diperlihatkan pada Gambar 1 dimana ekor molekul $-CH-CHO-CH_2$ pada epoksi yang dipengaruhi Cr^{+3} berubah bentuk menjadi $-CH_2-C\equiv CH$ (gugus alkuna) ditambah air. Hasil analisis dari endapan EPS dengan spektroskopi FTIR ditunjukkan pada Gambar 3, terlihat bahwa pada EPS hasil ekstraksi terdapat gugus fungsional karboksil ($C=O$) pada daerah frekwensi $1600-1900\text{ cm}^{-1}$, hidrosil dan amina pada daerah frekwensi $3000-3700\text{ cm}^{-1}$. Frekwensi spesifik infra merah untuk ikatan kimia gugus fungsional ditunjukkan pada Tabel 2.

Tabel 2. Nilai frekwensi spesifik sinar infra merah pada gugus fungsional ikatan kimia[10].

Jenis Ikatan	Daerah Frekwensi (cm ⁻¹)	Intensitas	Jenis Ikatan	Daerah Frekwensi (cm ⁻¹)	Intensitas
C-H	2700-3300	Kuat	C-C	800-1200	Sedang-Kuat
	5600-6300	Sedang	C-O	900-1300	Sedang-Kuat
	8300-9000	Lemah	C-N	900-1300	Sedang
	4200-5000	Sedang	C=C	1600-1700	Kuat
	1300-1500	Sedang-Kuat	C=O	1600-1900	Sedang
	800-830	Lemah		3300-3600	Lemah
	600-900	Lemah		5000-5300	Sedang-Kuat
O-H	3000-3700	Kuat	C=N	1600-1700	Sedang-Lemah
	6700-7100	Kuat	C≡C	2100-2400	Sedang
	1200-1500	Sedang-Lemah	C≡N	2100-2400	Kuat
N-H	3000-3700	Kuat	C-F	1000-1350	Kuat
	6300-7100	Lemah	C-Cl	710-770	Kuat
	9000-10000	Sedang	C-Br	500-670	Kuat
	4800-5300	Kuat -Sedang	C-I	480-600	Kuat
	1500-1700	Kuat -Sedang			
	700-900	Sedang-Lemah			



Gambar 4. Hubungan waktu sirkulasi larutan terhadap konsentrasi Cr terjerap

Gambar 4 menunjukkan hubungan antara waktu sirkulasi larutan terhadap konsentrasi chromium terserap pada polimer epoksi, terlihat bahwa kenaikan waktu memberikan peningkatan chromium yang terserap pada epoksi. Peningkatan waktu sirkulasi adalah sama dengan kenaikan waktu kontak chromium dengan epoksi sehingga memberi kesempatan peningkatan penyerapan chromium.

Tabel 3. Pengaruh waktu sirkulasi terhadap kadar chromium dalam larutan pada kondisi variable pH dan laju alir.

Waktu Sirkulasi (jam)	Kadar Khromium dalam larutan (ppm)								
	pH 5			pH 6			pH 7		
	Laju alir (ml/min)			Laju alir (ml/min)			Laju alir (ml/min)		
	3	5	7	3	5	7	3	5	7
0	15,900	15,900	15,900	15,900	15,900	15,900	15,900	15,900	15,900
0,5	5,081	13,477	14,109	10,990	14,025	14,489	14,012	15,013	15,213
1	2,184	11,266	13,169	9,736	13,415	13,375	13,453	14,726	14,890
2	2,126	9,832	12,039	8,114	12,783	12,789	11,399	14,357	14,614
3	1,843	9,512	11,693	7,774	12,571	12,755	10,600	14,657	14,176
4	1,834	9,397	11,458	7,737	11,972	12,593	10,171	13,471	14,495
5	1,718	9,229	11,301	7,932	11,950	12,801	10,096	13,620	14,466

Tabel 3 menunjukkan hubungan antara waktu sirkulasi terhadap kadar chromium dalam larutan yang dilewatkan pada 2 g biosorben EPS-Epoksi yang mengandung 300 mg EPS dan 1700 g epoksi untuk variable pH (5,6 dan 7) dan laju alir larutan (3,5 dan 7 ml/menit). Pada Tabel 2 terlihat bahwa semakin lama waktunya memberikan penurunan kadar chromium dalam larutan karena chromium yang terikat pada biosorben semakin banyak. Peningkatan waktu sirkulasi memberikan kenaikan kontak muka molekul antara anion chromium heksavalen dengan gugus fungsional muatan positif, dan kation chromium trivalent dengan gugus fungsional muatan negatif sehingga reaksi pada persamaan 1-8 dapat berlangsung. Anion hidroksil pada EPS diganti anion heksavalen chromium dalam larutan, dan kation H^+ pada EPS diganti kation chromium dalam larutan, pertukaran ion tersebut dapat berlangsung karena kekuatan selektivitas ion ion. Pengikatan ion chromium pada gugus fungsional EPS menghasilkan penurunan kadar chromium dalam larutan sehingga efisiensi pemisahan chromium meningkat. Pada Tabel 3 juga ditunjukkan bahwa penyerapan chromium terbaik terjadi pada pH 5 dan laju alir larutan 3 ml/menit yang memberikan konsentrasi chromium pada larutan 1,718 ppm. Pada suasana asam chromium heksavalen berbentuk $Cr_2O_7^{2-}$, pertukaran ion mengikuti persamaan reaksi 5 dan 7. Pada suasana asam terdapat kelebihan ion H^+ dalam larutan yang mempengaruhi ion OH^- pada gugus fungsional karboksil, sulfat dan fosfat membentuk H_2O . Bila ion OH^- meninggalkan ikatan awalnya, terdapat formasi baru gugus fungsional bermuatan positif yang menarik ion $Cr_2O_7^{2-}$. Nilai pH 5 adalah termasuk dalam keasaman sedang sehingga gugus-gugus fungsional karboksil, fosfat dan sulfat dalam EPS masih tersisa. Kation trivalent chromium menggantikan kedudukan kation H^+ pada EPS yang mengikuti reaksi-reaksi 2,3 dan 4. Berdasarkan kekuatan selektivitasnya. Pada pH 6 dan 7 tidak terdapat pembentukan gugus fungsional baru bermuatan positif. Laju alir 3 ml/menit memberikan biosorpsi chromium yang terbaik karena merupakan kondisi yang memberikan waktu kontak paling lama antara ion chromium dengan gugus fungsional pada EPS dibanding laju alir 5 dan 7 ml/menit.

Pada kondisi terbaik pH 5 dan laju alir 3 ml/menit selama 5 jam waktu sirkulasi larutan menghasilkan kadar chromium dalam larutan 1,718 ppm dengan efisiensi pemisahan 89,20%. Nilai chromium terserap pada biosorben EPS-Epoksi adalah 6,382 mg Cr/g biosorben. Nilai chromium terserap pada EPS adalah 36,597 mg Cr/g EPS.

KESIMPULAN

EPS yang dihasilkan dari ekstraksi lumpur aktif hasil pengolahan limbah industry produk perawatan kulit mengandung antara lain polisakarida 60%, protein 8% dan lipida 16%. Analisis terhadap EPS yang dihasilkan dengan metode spektroskopi FTIR menunjukkan adanya gugus fungsional karboksil pada frekwensi $1600-1900\text{ cm}^{-1}$, hidroksil dan amino pada frekwensi $3000-3700\text{ cm}^{-1}$. Kapasitas penyerapan maksimum biosorben EPS-Epoksi pada rasio epoksi dan EPS 1:5,7 adalah 6,382 mg Cr/g biosorben. Pada kondisi operasi terbaik pH 5 dan laju alir 3 ml/menit selama 5 jam waktu sirkulasi larutan memberikan efisiensi pemisahan 89,20% dan konsentrasi akhir chromium dalam larutan 1,718 ppm dimana kadar chromium dalam larutan awal 15,9 ppm. Pada kondisi pH 5 kelebihan ion H^+ dalam larutan akan menarik ion OH^- dalam gugus fungsional

karboksil, sulfat dan fosfat membentuk H_2O . Lepasnya ion OH^- membentuk formasi baru gugus fungsional bermuatan positif dimana ion $Cr_2O_7^{2-}$ akan ditarik. Pada pH 5 yang termasuk keasaman sedang, gugus fungsional karboksil, fosfat dan sulfat masih tetap ada sehingga pertukaran ion H^+ oleh Cr^{3+} masih tetap berlangsung.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. ZAINUS SALIMIN (1999), Treatment Processes of Chemical Radioactive Liquid Waste in Serpong Nuclear Facilities, Proceeding of The 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, Nagoya, Japan.
- [2]. ZAINUS SALIMIN AND ENDANG NURAENI (2011), Removal Phenomena of Cation, Anion, Inorganic and Organic Contents on Water Treatment for Preparation of Row Water for Drinking Water, Preceeding of The Third International Conference on Water Supply Management System and Social Capital, Malang, Indonesia.
- [3]. GORDON MASKEW FAIR, JOHN CHARLES GEYER, DANIEL ALEXANDER OKUN (1966), Water and Waste Water Engineering, Volume 1 water Supply and waste Water Removal, John Wiley and Son, Inc. New York.
- [4]. GORDON MASKEW FAIR, JOHN CHARLES GEYER, BANIEL ALEXANDER OKUN (1968), Water and Waste Water Engineering, Volume 2 water Purification and waste Water Treatment and Disposal, John Wiley and Son, Inc. New York.
- [5]. YU TIAN (2008), Behaviour of Bacterial Extracellular Polymeric Substance from Activated Sludge: a rewiev, International Journal Environment and Pollution, Vol 32, No. I.
- [6]. FRY, J.C ET ALL (1992), Microbial Control of Pollution, Cambridge University Press : Cambridge, United Kingdom.
- [7]. TCHOBANOGLIOUS, G ET ALL (2003), Wastewater Engineering, Treatment and Reuse (Fourth Edition), Mc Graw-Hill Book Company: Singapore.
- [8]. REYNOLDS, T.D (1982), Unit Operation and Processes in Environmental Engineering, PWS Publishing Company, Boston
- [9]. ZAINUS SALIMIN AND WATI, (1998), Solidification of Emitter Alpha Waste Using Epoxy Polymer Matrix, Proceeding od Second National Seminar on Plastic and Environment, Yogyakarta.
- [10]. EWING, G.W (1975), instrumental Methods of Chemical Analysis, Mc Graw Hill Book Company, Tokyo.

BIOAKUMULASI ¹³⁷CS OLEH KEONG MAS (*POMACEA CANALICULATA*) DENGAN METODE KOMPARTEMEN TUNGGAL

Arief Yandra¹, Heny Suseno^{2*}, Safni¹

¹Pascasarjana Jurusan Kimia, Universitas Andalas

²Pusat Teknologi Limbah Radioaktif – BATAN

Kawasan PUSPIPTEK, Serpong - Tangerang

*corresponding author : henis@batan.go.id

ABSTRAK

BIOAKUMULASI ¹³⁷CS OLEH KEONG MAS (*POMACEA CANALICULATA*) DENGAN METODE KOMPARTEMEN TUNGGAL. Pengujian kemampuan bioakumulasi ¹³⁷Cs oleh keong mas (*P. canaliculata*) dilakukan dengan menggunakan metode kompartemen tunggal. Proses bioakumulasi ¹³⁷Cs merupakan lepasan yang mungkin terjadi dari fasilitas nuklir yang ada di Serpong sehingga perlu dimodelkan secara realistis mendekati kondisi lingkungan di sekitarnya. Keong mas (*P. canaliculata*) adalah jenis keong yang banyak hidup di kolam, sawah beririgasi dan kanal. Keong mas (*P. canaliculata*) digunakan sebagai organisme untuk pengukuran kontaminan ¹³⁷Cs. Untuk memahami bioakumulasi ¹³⁷Cs oleh keong mas (*P. canaliculata*) dilakukan penelitian kinetika pengambilan dan pelepasan ¹³⁷Cs dari air tawar dalam kondisi laboratorium dengan berbagai ukuran serta pengaruh kalium dan natrium dalam proses bioakumulasi ¹³⁷Cs. Hasil eksperimen menunjukkan faktor biokonsentrasi (BCF) pada berbagai ukuran 4,2 ; 3,9 dan 2,9 cm adalah 7,37; 43,49 dan 2,67 ml.g⁻¹. Ion kalium dan natrium memberikan pengaruh dalam bioakumulasi ¹³⁷Cs oleh Keong mas (*P. canaliculata*). Sebagian besar ¹³⁷Cs terdistribusi dalam jaringan lunak jika dibandingkan dengan bagian cangkang.

Kata kunci: bioakumulasi, *P. canaliculata*, ¹³⁷Cs

ABSTRACT

THE BIOACCUMULATION OF ¹³⁷CS BY SNAIL (*P. CANALICULATA*) WITH SINGLE COMPARTMENT METHOD. The research of bioaccumulation ability of ¹³⁷Cs by Snail (*P. canaliculata*) has been done by single compartment method. The bioaccumulation process of ¹³⁷Cs is probably the outcome which came from nuclear facility in Serpong, so it needs a suitable modeling with the surrounding environment. *P. canaliculata* is a snail species which dominantly live in ponds, irrigated field and canal. *P. canaliculata* is used as an organism in measuring ¹³⁷Cs contaminant. Determination of the uptake and intake of ¹³⁷Cs from freshwater in laboratory condition with many variables and the effect of potassium and sodium in bioaccumulation process of ¹³⁷Cs is needed to understand the ¹³⁷Cs bioaccumulation by *P. canaliculata*. The experiment result shows the bioconcentration factor (BCF) in many variables 4,2; 3,9 dan 2,9 cm ; were 7,37; 43,49; and 2,67 ml.g⁻¹. Potassium and sodium gave effect in bioaccumulation of ¹³⁷Cs by *P. canaliculata*. Compared to the shell, most of ¹³⁷Cs was distributed in the soft tissue of *P. canaliculata*.

Keywords: Bioaccumulation, *P. canaliculata*, ¹³⁷Cs

PENDAHULUAN

Operasional reaktor nuklir memungkinkan terlepaskannya berbagai macam radionuklida seperti ²⁴¹Am, ²⁵⁷Co, ¹³⁷Cs, atau ⁵⁷Mn ke lingkungan dan masuk ke dalam jaringan makanan. Lingkungan akuatik adalah jalur utama tempat masuknya zat radioaktif yang terlepas dari fasilitas nuklir. Berdasarkan hal tersebut diperlukan informasi untuk mengetahui kemampuan akumulasi radionuklida oleh biota air. Bagaimana proses radionuklida tersebut terakumulasi di dalam salah satu komponen jejaring makanan (*food web*) dan berapa besarnya dampak yang ditimbulkan

terhadap manusia merupakan masalah utama dalam proses *monitoring* dan *survey* lingkungannya^[1].

Beberapa radionuklida memiliki waktu paruh yang panjang. Dilihat dari sudut pandang radioekologinya radionuklida dikelompokkan sebagai radionuklida alami (misalnya : ^{40}K $t^{1/2}$ $1,26 \times 10^9$ tahun, ^{50}V $t^{1/2}$ 6×10^{15} tahun, ^{87}Rb $t^{1/2}$ $4,8 \times 10^{10}$ tahun dan lain-lain) dan radionuklida buatan (misalnya: ^{60}Co $t^{1/2}$ 5,62 tahun, ^{22}Na $t^{1/2}$ 2,62 tahun, ^{137}Cs $t^{1/2}$ 30 tahun dll).^[2]

Radionuklida (^{137}Cs) merupakan radionuklida antropogenik (non alami) yang berasal dari operasional reaktor nuklir dan percobaan senjata nuklir.^[3] Radiocesium dapat masuk ke lingkungan akuatik karena sifatnya yang mudah larut (golongan alkali) dan terakumulasi oleh berbagai komponen biotik.^[4] Radiocesium mempunyai kesamaan sifat dengan unsur-unsur golongan alkali (IA) antara lain ion K. Selain itu logam ini sangat mudah melakukan asimilasi dengan tumbuhan ataupun dengan organisme yang ada di air.

Pemahaman bioakumulasi ^{137}Cs oleh biota akuatik dapat membantu program pemantauan lingkungan dan diperlukan dalam pengembangan model dan metodologi untuk menilai dampak yang berkaitan dengan radioaktivitas di lingkungan air tawar. Studi bioakumulasi telah banyak dilakukan di seluruh dunia tetapi hanya berdasarkan pada pemantauan lingkungan yang bersifat temporal. Sebagian besar studi tersebut dilakukan dengan mengumpulkan berbagai komponen abiotik (air dan sedimen) serta komponen biotik (fitoplankton, zooplankton, invertebrata, dan berbagai jenis ikan dan sebagainya). Kemampuan akumulasi ditentukan berdasarkan rasio konsentrasi radionuklida dalam komponen biotik terhadap konsentrasinya dalam komponen abiotik. Menggunakan metode ini akan diperoleh data kemampuan bioakumulasi pada kisaran yang lebar walaupun diamati pada organisme, lokasi dan kontaminan yang sama^[1].

Penelitian bioakumulasi ^{137}Cs telah dilakukan antara lain: kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh moluska laut^[5], bioakumulasi ^{137}Cs oleh cumi-cumi^[6], kemampuan kerang hijau dalam akumulasi ^{137}Cs ^[1], penyerapan ^{137}Cs oleh ikan lele Jepang^[7]. Studi bioakumulasi tersebut dilakukan dalam laboratorium menggunakan sistem akuaria yang memodelkan kondisi ekosistem akuatik. Melalui model tersebut, proses bioakumulasi yang kompleks dan dinamis dapat dijelaskan melalui model yang dikonstruksi dari hasil eksperimen. Studi bioakumulasi ini menggunakan pendekatan model biokinetik kompartemen tunggal dimana jalurnya diambil dari proses pengambilan (*uptake*) dan proses pelepasan (*depurasi*)^[1].

Keong mas (*Pomacea canaliculata*) merupakan bentos yang banyak ditemui dalam lingkungan akuatik air tawar (danau, sungai, sawah). Posisinya dalam rantai makanan sangat penting karena hewan ini dipredatori oleh hewan lain seperti ikan dan bebek.

Pada penelitian ini dilakukan studi bioakumulasi ^{137}Cs oleh keong mas (*Pomacea canaliculata*) melalui jalur air tawar menggunakan metoda kompartemen tunggal. Kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *Pomacea canaliculata* penting dipelajari untuk memprediksi perpindahan ^{137}Cs dalam lingkungan akuatik yang berakhir pada manusia. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui daya akumulasi ^{137}Cs oleh keong mas (*Pomacea canaliculata*) dan menganalisis pengaruh kalium dan natrium terhadap bioakumulasi ^{137}Cs oleh keong mas (*Pomacea canaliculata*). Hasil penelitian dapat digunakan sebagai tolak ukur dalam pegolahan limbah sebelum dibuang ke perairan.

TATA KERJA

Bahan dan Alat

Bahan yang digunakan adalah air tawar yang berasal dari depot isi ulang yang difiltrasi di laboratorium bidang Radioekologi Kelautan PTLR BATAN, radionuklida cesium-137, biota air tawar berupa Keong mas (*Pomacea canaliculata*), Larutan standar natrium dan kalium.

Peralatan yang digunakan adalah peralatan gelas, bak akuarium, batu aerasi, pompa bak akuarium, spektroskopi gamma dengan detektor NaI(Tl) (bicom).

Aklimatisasi

Biota air tawar seperti Keong mas (*Pomacea canaliculata*) yang digunakan sebagai hewan uji diambil dari lokasi tempat pembuangan limbah atau disekitar aliran sungai didekat BATAN. Lalu ditransportasikan ke laboratorium untuk dilakukan aklimatisasi. Aklimatisasi bertujuan untuk menghilangkan stress Keong mas (*Pomacea canaliculata*) dalam kondisi akuarium sehingga bisa digunakan dalam percobaan bioakumulasi. Aklimatisasi dilakukan dengan menempatkan beberapa Keong mas (*Pomacea canaliculata*) yang diperoleh di lapangan kedalam akuarium

berkapasitas 250 L yang dilengkapi dengan sistem penyaringan bertingkat, penghilang buih dan aerator. Seluruh proses aklimatisasi dilakukan 1 – 2 minggu tanpa pemberian kontaminan.

Bioakumulasi

Penandaan air tawar dengan ^{137}Cs dilakukan dengan menambahkan kontaminan sebanyak 4 ml didalam wadah sebesar 2000 ml kedalam akuarium berukuran kecil. Setelah dihomogenisasi selama 24 jam, selanjutnya beberapa ekor Keong mas (*Pomacea canaliculata*) dimasukkan ke dalam akuarium tersebut dan dibiarkan hidup normal tanpa diberi pakan. Kandungan ^{137}Cs di dalam Keong mas (*Pomacea canaliculata*) dianalisis menggunakan spektrometer gamma. Pengukuran dengan spektrometer gamma dilakukan pada hari pertama sampai dengan hari ke dua belas. Analisis dilakukan dengan mencacah keong tersebut selama 5 menit dengan spektroskopi gamma, kesalahan (*error*) pencacahan tidak boleh lebih dari 10%. Keong mas (*Pomacea canaliculata*) yang telah dianalisis ditempatkan dalam medium baru yang mengandung ^{137}Cs dan setelah terkontaminasi selama 24 jam berikutnya kembali dianalisis dengan spektrometer gamma. Kemampuan bioakumulasi dinyatakan dengan nilai faktor konsentrasi (CF) dengan persamaan 1:

$$CF = \frac{C_b}{C_a} \quad (1)$$

Dimana: CF adalah faktor konsentrasi (mL.g^{-1}), C_b adalah konsentrasi ^{137}Cs dalam tubuh Keong mas (*Pomacea canaliculata*) (Bq.g^{-1}) dan C_a adalah konsentrasi ^{137}Cs dalam air (Bq.mL^{-1})

Depurasi

Setelah menjalani proses bioakumulasi, beberapa Keong mas (*Pomacea canaliculata*) ditempatkan ke dalam akuarium yang berisi air tawar bebas kontaminan dalam kondisi mengalir (debit 50 L/jam), kemudian dilakukan pemberian pakan 2 kali sehari. Secara periodik, Keong mas (*Pomacea canaliculata*) dianalisis kandungan ^{137}Cs menggunakan spektrometer gamma untuk memperoleh data pelepasan kontaminan. Konstanta laju pelepasan (k_e) diperoleh dari slope grafik waktu (t) terhadap konsentrasi (C). retensi kontaminan dari masing-masing jalur dinyatakan dalam waktu paruh biologi ($t_{1/2b}$) yang dihitung dengan persamaan 2:

$$t_{1/2b} = \frac{\ln(2)}{k_e} \quad (2)$$

Pembuatan Larutan Kalium dan Natrium

Dibuat variasi konsentrasi larutan kalium dan natrium setelah ditentukan konsentrasi minimum dan maksimumnya di dalam air yaitu 12 – 72 mg.L^{-1} dan 20 – 500 mg.L^{-1} . Variasi konsentrasi yang akan dibuat adalah dengan menurunkan dari konsentrasi minimumnya yaitu $0,5 \times$ serta menaikkan dari konsentrasi minimumnya dalam air yaitu 1,2; 1,5 serta $1,7 \times$ sehingga didapatkan konsentrasinya kalium dan natrium adalah 6; 14,4; 18 dan 20,4 mg.L^{-1} dan 10; 24; 30 dan 34 mg.L^{-1}

Proses Bioakumulasi ^{137}Cs dengan Campuran Kalium dan Natrium

Disiapkan wadah larutan kalium dan natrium dengan variasi konsentrasi kemudian dimasukkan *tracer* ^{137}Cs dengan konsentrasi 1,13 Bq, aduk dan diamkan selama satu malam. Setelah didiamkan selama satu malam, dimasukkan keong mas kedalam campuran yang berisikan variasi konsentrasi kalium dan *tracer* ^{137}Cs selama satu hari, kemudian kandungan ^{137}Cs dengan campuran kalium dan natrium ditentukan dengan menggunakan spektrometer gamma NaI(Tl), dengan lama waktu analisa selama 5 menit, pekerjaan ini terus dilakukan sampai didapatkan keadaan *steady state*.

Depurasi Campuran Larutan Kalium atau Natrium

Proses depurasi yang dilakukan untuk campuran antara larutan kalium atau natrium dengan *tracer* ^{137}Cs sama dengan proses depurasi lainnya, dimana beberapa Keong mas (*Pomacea canaliculata*) ditempatkan ke dalam akuarium yang berisi air tawar bebas kontaminan dalam kondisi mengalir (debit 50 L/jam), kemudian dilakukan pemberian pakan 2 kali sehari. Secara periodik, Keong mas (*Pomacea canaliculata*) dianalisis kandungan ^{137}Cs menggunakan spektrometer gamma untuk memperoleh data pelepasan kontaminan, proses depurasi dilakukan sampai didapatkan keadaan *steady state*.

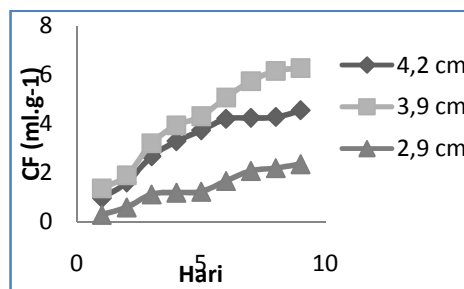
HASIL DAN PEMBAHASAN

Bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P.canaliculata*

Radionuklida cesium merupakan produk fisi dengan waktu paruh sekitar 30 tahun. Jika dilepas ke lingkungan, ^{137}Cs bisa mengganggu tahap rantai makanan. Cara dari ^{137}Cs terakumulasi tergantung pada sifat kimianya. Radionuklida Cesium memiliki sifat kimia yang mirip dengan kalium sehingga sel-sel dalam tanaman, hewan dan dalam tubuh manusia tidak dapat membedakan antara ^{137}Cs dan kalium. Radionuklida cesium dianggap dan diserap oleh tubuh sebagai mana halnya kalium. Oleh karena itu sebagian besar kalium dalam tubuh manusia ditemukan dalam darah, sehingga ^{137}Cs dapat ditemukan di semua bagian tubuh manusia. [8]

Pengaruh Ukuran *P. canaliculata* Terhadap Bioakumulasi ^{137}Cs

Kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* oleh berbagai ukuran dapat dilihat pada Gambar 1.



Gambar 1. Kemampuan Biokumulasi ^{137}Cs Oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran

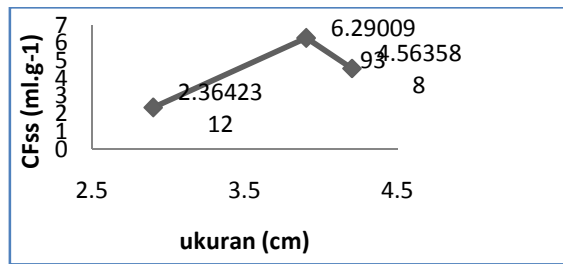
Berdasarkan Gambar 1, proses bioakumulasi menunjukkan keadaan *steady state*, perhitungan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* yang di ekspresikan oleh CF berbagai ukuran menunjukkan kisaran yang lebar. *P. canaliculata* dengan ukuran 2,9 cm mengakumulasi ^{137}Cs sebesar $2,36 \text{ ml.g}^{-1}$, disisi lain ukuran 4,2 dan 3,9 cm mengakumulasi ^{137}Cs secara berturut-turut yaitu $4,56$ dan $6,29 \text{ mL.g}^{-1}$.

Suseno [1], melakukan percobaan bioakumulasi ^{137}Cs dengan menggunakan *P. veridis* dan hasilnya menunjukkan terdapat korelasi antara ukuran tubuh dan nilai CF. M.A Malek [7] melakukan percobaan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *Silurus Asotus Linnaeus* hasilnya menunjukkan bahwa ukuran tubuh menunjukkan korelasi dengan kemampuan penyerapan, semakin kecil ukuran ikan maka kemampuan penyerapan ^{137}Cs semakin besar dan lebih cepat mencapai keadaan *steady state*.

Hal ini disebabkan oleh ukuran merupakan umur dari biota, dimana ukuran yang lebih kecil berarti biota berumur lebih muda. Pada biota yang lebih muda metabolisme dalam tubuh lebih berpengaruh terhadap kemampuan mengakumulasi dibandingkan dengan usia yang lebih tua. Disisi lain ukuran tubuh berbanding terbalik dengan luas permukaan, dimana semakin kecil ukuran maka luas permukaan akan semakin besar sehingga kemampuan mengakumulasi juga semakin besar dan sebaliknya. [1]

Hal ini berbanding terbalik dengan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata*, ukuran tubuh tidak mempengaruhi kemampuan biota tersebut dalam mengakumulasi ^{137}Cs , mengacu pada Gambar 1 dapat dianalisis bahwa ukuran tubuh tidak menunjukkan korelasi dengan CF. Hubungan antara ukuran tubuh biota terhadap CFs tersaji pada Gambar 2.

Berdasarkan Gambar 2, menunjukkan *P. canaliculata* dengan ukuran 3,9 cm mempunyai kemampuan mengakumulasi ^{137}Cs lebih besar dibandingkan ukuran lain. Hal ini mungkin disebabkan *P.canaliculata* dengan ukuran 3,9 cm lebih aktif dalam melakukan *uptake* ^{137}Cs dibandingkan ukuran lain dan perbedaan jenis biota juga bisa menyebabkan perbedaan kemampuan mengakumulasi ^{137}Cs .

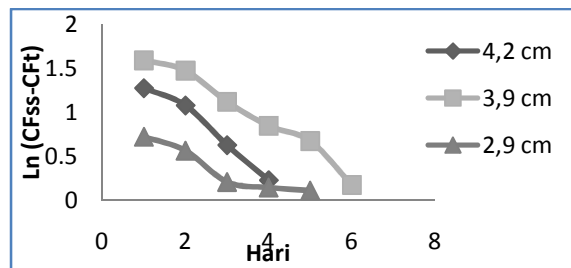


Gambar 2. Perbedaan Kemampuan Bioakumulasi ¹³⁷Cs Oleh *P. canaliculata* dengan Berbagai Ukuran

Pemodelan Bioakumulasi ¹³⁷Cs

Permodelan dilakukan menggunakan data eksperimen yang dimasukkan ke dalam persamaan yang mengacu pada Whicker. Et.al^[9]. Tahapan yang dilakukan dalam permodelan bioakumulasi ¹³⁷Cs sebagai berikut:

- 1) Hubungan Ln[CF_{ss}-CF_t] Vs lama paparan (hari)



Gambar 3. Hubungan Antara Ln[CF_{ss}-CF_t] Vs Hari oleh *P. canaliculata* Pada Berbagai Ukuran

Berdasarkan Gambar 3, diperoleh persamaan garis lurus dari tiga ukuran *P. canaliculata* sebagai berikut:

- $Y_{4,2} = -0,358x + 1,7$ $R^2 = 0,9773$ (3)
- $Y_{3,9} = -0,2783x + 1,9576$ $R^2 = 0,9731$ (4)
- $Y_{2,9} = -0,1639x + 0,8456$ $R^2 = 0,8876$ (5)

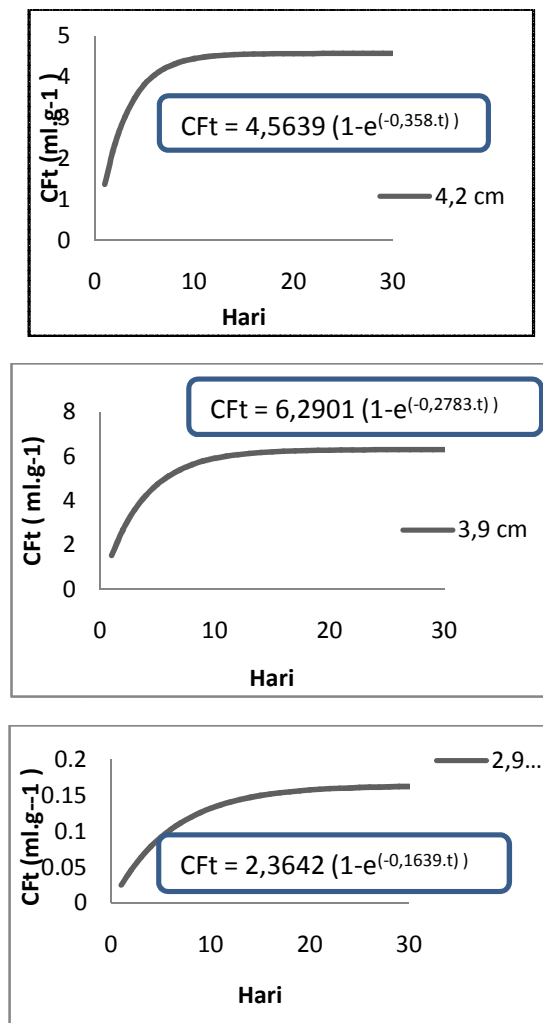
Berdasarkan persamaan garis lurus di atas dapat ditentukan nilai *slope* yang merupakan konstanta total eliminasi kontaminan (ke). Nilai *slope* dari berbagai ukuran *P. canaliculata* yang diperoleh yaitu 0,358; 0,2783 dan 0,1639.

- 2) Estimasi kondisi *Steady State*

Berdasarkan nilai *slope* dari persamaan di atas sehingga dapat diperkirakan lamanya waktu untuk mencapai keadaan *steady state*, nilai *slope* dari persamaan diatas akan digunakan pada persamaan 6:

$$CF_t = CF_{ss} (1 - EXP(-slope \cdot t)) \quad (6)$$

Berdasarkan persamaan 12, diperoleh nilai CF_t dari berbagai ukuran *P. canaliculata* yang dimodelkan selama tiga puluh hari sehingga peneliti bisa memperkirakan atau membuat model pada hari keberapa kondisi *steady state* dapat dikatakan telah tercapai. Adapun perkiraan lama paparan (hari) pengambilan ¹³⁷Cs oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran untuk mencapai kondisi *steady state* dapat dilihat pada Gambar 4.

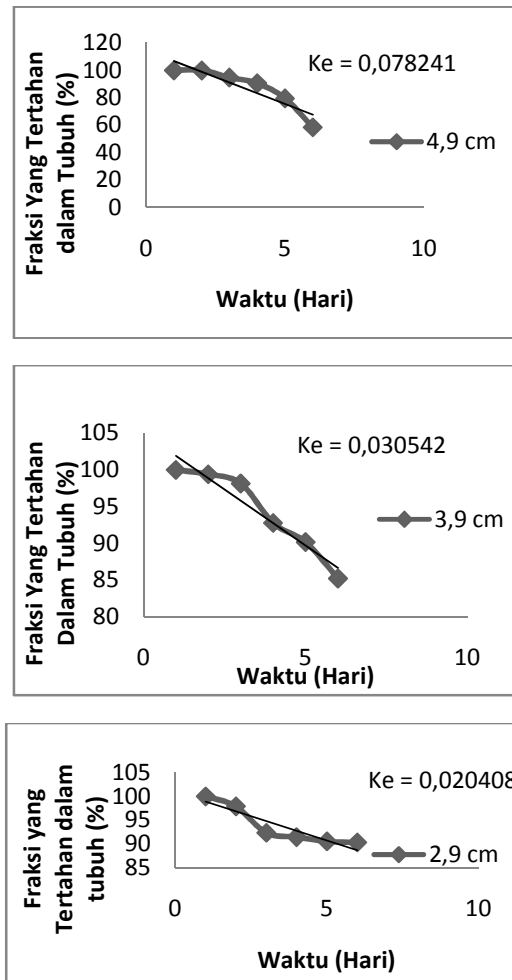


Gambar 4. Model bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran

Berdasarkan Gambar 4, CFss yang diperoleh dari hasil permodelan untuk *P. canaliculata* berukuran 2,9 cm adalah $0,16 \text{ (mL.g}^{-1}\text{)}$, kondisi *steady state* oleh *P. canaliculata* berukuran 2,9 cm diperoleh pada hari ke-15. Secara eksperimen kondisi *steady state* tercapai pada hari ke-9, disisi lain untuk ukuran 3,9 cm nilai CFss yang diperoleh adalah $0,2783 \text{ (mL.g}^{-1}\text{)}$ dan kondisi *steady state* diperoleh pada hari ke-12 dan secara eksperimen pada hari ke-9. Untuk ukuran 4,2 cm diperoleh nilai CFss adalah $0,358$ dengan kondisi *steady state* tercapai pada hari ke-12 dan secara eksperimen pada hari ke-9. Berdasarkan perbandingan lamanya waktu paparan antara permodelan dan eksperimen terdapat perbedaan yang cukup signifikan untuk *P. canaliculata* pada berbagai ukuran. Hal ini disebabkan karena secara eksperimen kondisi *steady state* dianggap telah tercapai pada hari ke-9 dan lebih efisiensi terhadap waktu dan biaya serta tracer ^{137}Cs yang digunakan lebih hemat. Ditinjau dari kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* menunjukkan ukuran 2,9 cm dengan nilai CF adalah $0,15 \text{ mL.g}^{-1}$, disisi lain ukuran 4,2 dan 3,9 cm diperoleh nilai CF adalah $4,50$ dan $6,06 \text{ mL.g}^{-1}$. Berdasarkan CF (mL.g^{-1}) yang diperoleh secara permodelan hasilnya berbanding lurus dengan secara eksperimen. Perbandingan nilai CF (mL.g^{-1}) antara eksperimen dan permodelan berbanding lurus disebabkan karena kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs semakin meningkat dengan bertambahnya hari paparan ^{137}Cs dalam tubuh *P. canaliculata*.

Depurasi ^{137}Cs Oleh Berbagai Ukuran *P. canaliculata*

Depurasi (pelepasan) dilakukan untuk melihat kemampuan eliminasi atau pelepasan ^{137}Cs didalam tubuh *P. canaliculata*. Perbandingan kemampuan pelepasan ^{137}Cs dalam tubuh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran yang dapat dilihat pada Gambar 5:

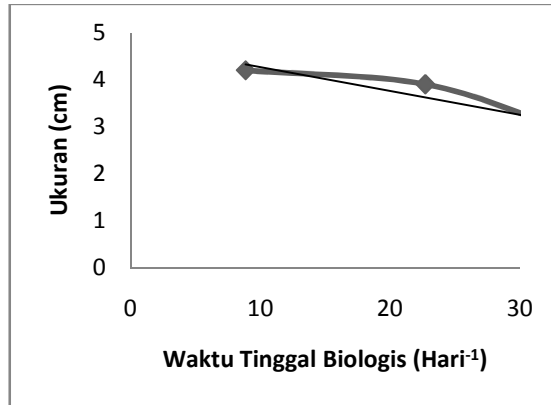


Gambar 5. Kemampuan Eliminasi ^{137}Cs Oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran

Berdasarkan Gambar 5, menunjukkan pelepasan ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* setelah paparan dihentikan. Mengacu pada Gambar 5, bahwa pelepasan ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* dengan ukuran 4,2; 3,9 dan 2,9 cm secara berturut-turut adalah 41,68%; 14,78% dan 9,87%. Berdasarkan ^{137}Cs yang dilepaskan oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran menunjukkan bahwa *P. canaliculata* dengan ukuran 2,9 cm melepaskan ^{137}Cs paling sedikit jika dibandingkan dengan ukuran 4,2 cm yang lebih cepat dalam melakukan pelepasan ^{137}Cs dari dalam tubuhnya.

Waktu tinggal biologis ^{137}Cs dalam tubuh *P. canaliculata* dapat ditentukan dari laju pelepasan yang merupakan nilai slope (Ke) dari plot antara ^{137}Cs yang tertahan dalam tubuh terhadap lama paparan (hari) [1]. Besarnya nilai Ke yang diperoleh dari ketiga ukuran tersebut adalah 0,078; 0,030 dan 0,020. Waktu tinggal biologis dari *P. canaliculata* ini dapat ditentukan dengan persamaan 6. Waktu tinggal biologis dari *P. canaliculata* pada berbagai ukuran adalah 8,85; 22,69 dan 33,95 hari⁻¹. Berdasarkan hasil eksperimen tersebut, waktu tinggal biologis ^{137}Cs

oleh *P. canaliculata* untuk ukuran 4,2 cm mempunyai waktu yang paling singkat jika dibandingkan dengan ukuran yang lain. Hubungan waktu tinggal biologis pada berbagai ukuran *P. canaliculata* disajikan pada Gambar 6:



Gambar 6. Hubungan antara waktu tinggal biologi ^{137}Cs pada berbagai ukuran *P. canaliculata*

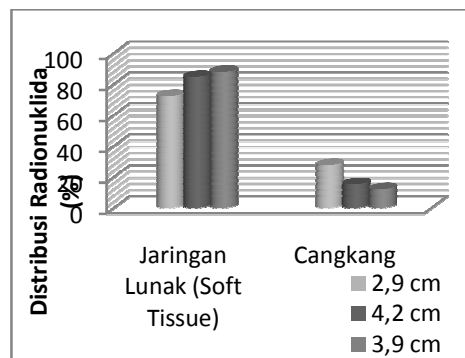
Berdasarkan Gambar 6, menunjukkan hubungan yang linear antara waktu tinggal biologis ^{137}Cs pada berbagai ukuran *P. canaliculata* yaitu semakin kecil ukuran *P. canaliculata* maka waktu tinggal biologis semakin lama yang dibuktikan dengan nilai R^2 sebesar 0,8755. Hubungan yang linier ini disebabkan ukuran 4,2 cm lebih banyak melepaskan ^{137}Cs saat depurasi sehingga waktu tinggal biologis ^{137}Cs dalam tubuh *P. canaliculata* menjadi semakin pendek.

Perkiraan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs dari jalur air dihitung dengan menggunakan persamaan 7:

$$BCF = \frac{ku}{ke} \quad (7)$$

dimana BCF adalah faktor bioakumulasi dari jalur air (mL.g^{-1}), ku adalah laju pengambilan yang merupakan slope dari plot faktor konsentrasi (CF) terhadap lama paparan sedangkan ke adalah laju pelepasan yang merupakan slope dari fraksi yang tertahan dalam tubuh hewan terhadap waktu. [1] Hasil perhitungan BCF terhadap ^{137}Cs dari *P. canaliculata* berbagai ukuran secara berturut-turut adalah 7,37; 43,39 dan 2,67. Hasil BCF *P. veridis* untuk ukuran 3,2 dan 5,6 cm adalah 2,43 dan 3,24 l.Kg^{-1} . Sebagai perbandingan, kemampuan akumulasi ^{137}Cs yang dipresentasikan oleh nilai BCF secara umum oleh moluska berkisar antara 9-50. [1] Hasil perhitungan menunjukkan nilai CF dari *P. canaliculata* dengan ukuran 3,9 cm ^{137}Cs berada pada kisaran tersebut, disisi lain ukuran 4,2 dan 2,9 cm berada di luar kisaran nilai. Perbedaan ini disebabkan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs dari *P. canaliculata* berbeda-beda sehingga menyebabkan nilai BCF dari ukuran 4,2 dan 2,9 cm berada diluar kisaran nilai dari BCF moluska secara umum.

Organisme akuatik memiliki kecendrungan dan pola yang berbeda dalam hal eliminasi radionuklida. Beberapa organisme mengakumulasi secara ekstrim tetapi sedikit melepaskan kembali radionuklida dari dalam tubuhnya. Proses kesetimbangan antara pengambilan dan pelepasan radionuklida dinamakan dengan istilah regulasi akumulasi [1]. Perbandingan Regulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* berbagai ukuran yang terdapat didalam jaringan lunak (*soft tissue*) dan cangkang disajikan pada Gambar 7:



Gambar 7. Distribusi ¹³⁷Cs Dalam Tubuh *P. canaliculata*

Berdasarkan Gambar 7, menunjukkan perbandingan besarnya akumulasi ¹³⁷Cs didalam jaringan lunak dan bagian cangkang. Hasil perhitungan ¹³⁷Cs yang terdistribusi didalam jaringan lunak *P. canaliculata* pada berbagai ukuran secara berturut-turut adalah 84,65; 87,87 dan 72,32 % sedangkan yang terdistribusi didalam dibagian cangkang secara berturut-turut adalah 15,34; 12,12 dan 27,67%.

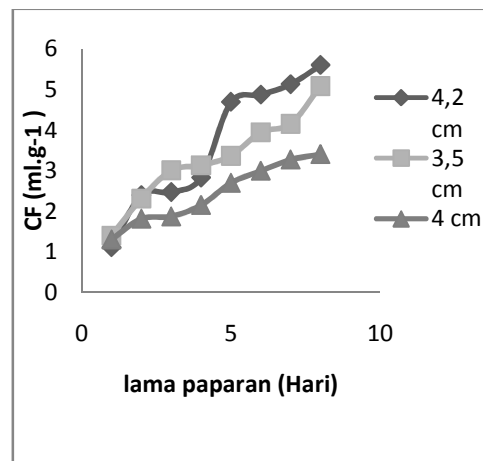
Suseno [1] menyatakan sebagian besar ¹³⁷Cs dalam tubuh *P. veridis* berada pada jaringan lunak sedangkan sangat sedikit pada bagian cangkang. M.A Malek [7] juga menyatakan bahwa akumulasi ¹³⁷Cs pada bagian daging ikan *Silurus Asotus Linnaeus* sebesar 75% dan 25% pada bagian kulit/sisik ikan. Labarthe [10] menyatakan pada cangkang *Sepia officinalis* merupakan pelindung efisien untuk embrio terhadap paparan logam.

Berdasarkan nilai distribusi ¹³⁷Cs dalam tubuh *P. canaliculata* pada jaringan lunak dan cangkang mempunyai korelasi dengan eksperimen yang dilakukan oleh Suseno [1], M.A. Malek [7] dan Labarthe [10] dimana kandungan ¹³⁷Cs terbesar terdapat pada jaringan lunak *P. canaliculata*.

Pengaruh Konsentrasi Na dan K dalam Bioakumulasi ¹³⁷Cs

Pengaruh Variasi Konsentrasi K⁺ dalam Bioakumulasi ¹³⁷Cs

Kemampuan bioakumulasi ¹³⁷Cs dari *P. canaliculata* pada berbagai ukuran dengan variasi konsentrasi Kalium. Pengaruh konsentrasi larutan kalium pada berbagai ukuran disajikan pada Gambar 8:



Gambar 8. Pengaruh Konsentrasi Kalium Terhadap Kemampuan Bioakumulasi ¹³⁷Cs Oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran

Berdasarkan Gambar 8, menunjukkan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran dengan variasi konsentrasi larutan kalium, dimana kemampuan akumulasi ^{137}Cs memberikan nilai CF (mL.g^{-1}) untuk ukuran 4,2; 3,5 dan 4 cm secara berturut-turut adalah 5,60; 5,08 dan 3,40 mL.g^{-1} . Berdasarkan nilai CF tersebut ternyata yang memberikan nilai yang paling besar adalah *P. canaliculata* dengan ukuran 4,2 cm, disisi lain ukuran 4 cm memberikan nilai CF (mL.g^{-1}) paling kecil. Berdasarkan nilai CF (mL.g^{-1}) yang diperoleh terjadi perbedaan kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran dimana ukuran tubuh tidak mempengaruhi dalam bioakumulasi ^{137}Cs .

Morgan dan Meyer (1950)^[11] melaporkan bahwa serapan cesium oleh *Chlorella* secara signifikan dipengaruhi oleh ion kalium yang mengalami pertukaran dalam larutan. Wen.Xio. et.al^[12] melaporkan bahwa rendahnya nilai BCF pada *P. veridis* disebabkan karena tingginya konsentrasi larutan kalium dalam larutan. Lieven Bervoets^[13] juga melaporkan bahwa peningkatan konsentrasi kalium terlarut akan menimbulkan hambatan pada akumulasi cesium dalam organisme air atau tanah.

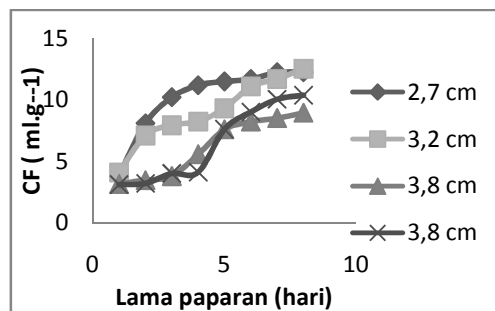
Berdasarkan eksperimen yang telah dilakukan dapat terdapatnya larutan kalium akan mempengaruhi kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran, semakin tinggi konsentrasi kalium akan menurunkan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata*. Penurunan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs disebabkan terjadinya kompetisi dalam penyerapan antara kalium dengan ^{137}Cs dimana dengan konsentrasi kalium yang kecil sudah menurunkan kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata*. Hasil eksperimen yang diperoleh mempunyai korelasi dengan eksperimen yang dilakukan oleh Morgan dan Meyer^[11], Wen Xio et.al^[12] dan Lieven Bervoets^[13].

Penyerapan cesium memiliki sifat yang sama dengan kalium. Cesium dan kalium merupakan logam alkali yang terdistribusi kedalam tubuh sebagai kation dan masuk ke dalam cairan intraseluler melalui mekanisme transpor aktif. Cesium telah terbukti berkompetisi dengan kalium untuk transportasi melalui saluran kalium dan dapat menggantikan kalium dalam aktivasi pompa natrium dan transportasi berikutnya ke dalam sel. Dalam kedua tipe transportasi umumnya lebih mendukung kalium dan cesium secara umum lebih besar untuk transportasi pasif yang keluar dari sel (rasio selektifitas Cs:K untuk berbagai jaringan mulai dari <0,02 menjadi 0,2) daripada transpor aktif kedalam sel (rasio selektifitas Cs:K $\pm 0,25$). Hal ini menghasilkan waktu tinggal cesium lebih besar dari kalium dalam sel otot dan seluruh tubuh karena otot rangka mengandung sebagian besar kalium dalam tubuh atau cesium didalam kesetimbangan. Akan tetapi, cesium berkompetisi lebih baik dengan kalium selama transportasi di dalam sel darah merah atau diantara sel epitel.^[14]

Pengaruh Variasi Konsentrasi Na^+ dalam Bioakumulasi ^{137}Cs

Menurut MacLeod and Snell (1950)^[15] cesium memiliki sifat yang sama dengan kalium, natrium dan rubidium didalam bakteri asam laktat dan dilaporkan dalam penelitiannya bahwa konsentrasi natrium memberikan pengaruh dalam penyerapan cesium.

Dalam eksperimen akan diobservasi pengaruh larutan natrium terhadap penyerapan ^{137}Cs oleh *P. canaliculata*. Pengaruh larutan natrium dalam akumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* dengan berbagai ukuran dapat dilihat pada Gambar 9:



Gambar 9. Pengaruh Konsentrasi Natrium Terhadap Kemampuan Bioakumulasi ^{137}Cs Oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran

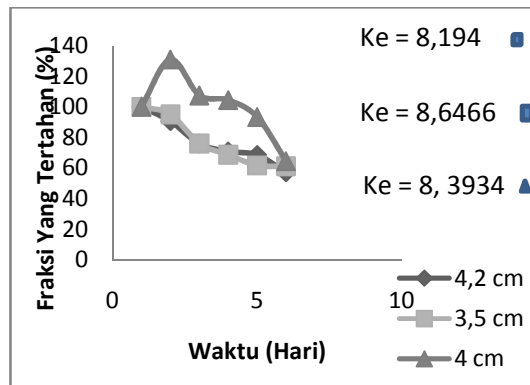
Berdasarkan Gambar 9, menunjukkan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* pada berbagai ukuran dimana kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs dengan variasi konsentrasi Na^+ pada ukuran 2,7; 3,2; 3,8 dan 3,8 cm memberikan nilai CF (ml.g^{-1}) secara berturut-turut adalah 12,24; 12,52; 8,95 dan 10,37 ml.g^{-1} . Berdasarkan nilai CF tersebut ternyata yang memberikan nilai yang paling besar adalah *P. canaliculata* dengan ukuran 3,2 cm dengan konsentrasi larutan K^+ yang dimasukkan adalah 24 ppm, sedangkan *P. canaliculata* dengan nilai CF yang paling kecil ukuran 3,8 cm dengan konsentrasi larutan Na^+ adalah 34 ppm. Berdasarkan perhitungan nilai CF (ml.g^{-1}) terjadi perbedaan kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata*, bahwa nilai CF yang diperoleh dengan campuran konsentrasi larutan natrium lebih besar jika dibandingkan dengan tanpa adanya campuran dengan larutan natrium. Perbedaan ini disebabkan karena terjadinya kompetisi dalam penyerapan ^{137}Cs dengan natrium.

Berdasarkan nilai CF (mL.g^{-1}) larutan natrium memberikan pengaruh terhadap kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata*, semakin tinggi konsentrasi natrium maka kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* semakin kecil.

Depurasi ^{137}Cs dengan variasi konsentrasi larutan kalium atau Natrium

Depurasi ^{137}Cs Dengan Variasi Konsentrasi Larutan Kalium

Depurasi juga dilakukan terhadap variasi konsentrasi larutan kalium untuk melihat berapa persenkah ^{137}Cs yang dilepaskan dan ditahan di dalam tubuh *P. canaliculata*. Perbandingan proses pelepasan dari ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* dengan variasi konsentrasi kalium pada berbagai ukuran dapat dilihat pada Gambar 10:

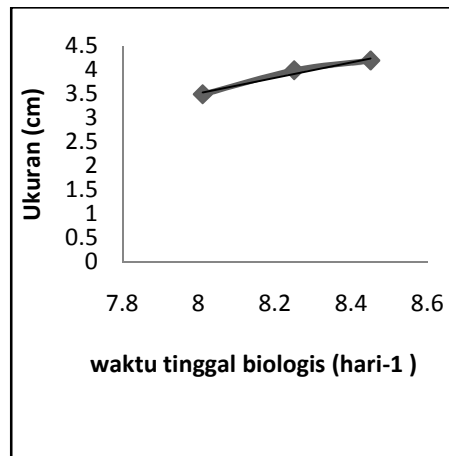


Gambar10. Kemampuan Pelepasan ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* dengan Variasi Konsentrasi Kalium

Berdasarkan Gambar 10, menunjukkan pelepasan ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* setelah paparan dihentikan. Mengacu pada Gambar 10, besarnya cesium yang dilepaskan pada ukuran 4,2; 3,5 dan 4 cm secara berturut-turut adalah 43,04%, 36,97% dan 35,58% sedangkan besarnya yang tertahan didalam tubuh *P. canaliculata* adalah 56,95%; 61,03% dan 64,42%. Fraksi ^{137}Cs yang tertahan didalam tubuh *P. canaliculata* hampir sama besar hal ini disebabkan karena terjadinya kompetisi dalam penyerapan kalium dan ^{137}Cs dan kemiripan sifat antara kalium dan ^{137}Cs maka mempengaruhi proses pelepasan ^{137}Cs dalam tubuh *P. canaliculata*.

Hasil perhitungan BCF pada berbagai ukuran adalah 7,8825; 5,24599, dan 3,67431. Jika dibandingkan dengan nilai BCF dengan variasi konsentrasi kalium dengan tanpa adanya variasi konsentrasi maka dengan tanpa adanya variasi konsentrasi kalium nilai BCF sedikit lebih besar.

Waktu tinggal biologis ^{137}Cs yang terdapat didalam tubuh *P. canaliculata* secara berturut-turut adalah 8,45; 8,01 dan 8,25 hari⁻¹. Hubungan waktu tinggal biologis pada berbagai ukuran disajikan pada Gambar 11:



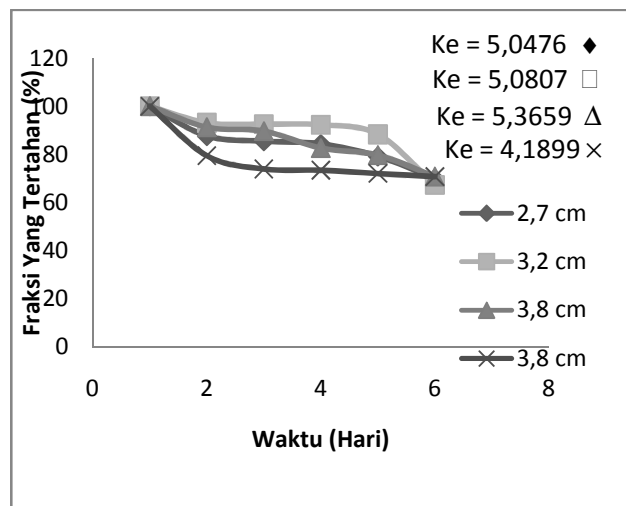
Gambar 11. Hubungan Waktu Tinggal Biologis (Hari⁻¹) Va Ukuran (Cm)

Berdasarkan Gambar 11, waktu tinggal biologis *P. canaliculata* ini umumnya hampir sama, karena memiliki korelasi yang tinggi dengan nilai R^2 mendekati 1,0 yaitu = 0,9643. Mengacu pada waktu tinggal biologisnya maka semakin kecil ukuran dari *P. canaliculata* maka waktu tinggal biologis ^{137}Cs dalam tubuh *P. canaliculata* juga semakin kecil.

Depurasi ^{137}Cs Dengan Variasi Konsentrasi Larutan Natrium

Depurasi juga dilakukan terhadap variasi konsentrasi larutan natrium yang tujuannya sama dengan proses depurasi yang lainnya yaitu untuk melihat berapa besarnya ^{137}Cs yang dilepaskan dan yang ditahan di dalam tubuh *P. canaliculata*. Perbandingan proses pelepasan dari ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* dengan variasi konsentrasi natrium pada berbagai ukuran dapat dilihat pada gambar 12:

Berdasarkan Gambar 12, menunjukkan pelepasan ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* dengan ukuran 2,7 cm melepaskan ^{137}Cs sebesar yaitu 30,05%, di sisi lain ukuran yang lain melepaskan ^{137}Cs secara berturut-turut adalah 32,66%; 29,21% dan 29,21%. Fraksi ^{137}Cs paling banyak dilepaskan pada ukuran 3,2 cm, sedangkan yang paling sedikit melepaskan ^{137}Cs ukuran 3,8 cm.



Gambar 12. Distribusi ^{137}Cs Dalam Tubuh *P. canaliculata* Variasi Konsentrasi Natrium pada Berbagai Ukuran

Hasil perhitungan terhadap nilai BCF pada berbagai ukuran *P. canaliculata* ini secara berturut-turut adalah 18,78; 21,60; 17,95 dan 25,55. Nilai BCF dari pengaruh konsentrasi larutan natrium terhadap akumulasi ^{137}Cs lebih besar jika dibandingkan dengan tanpa adanya variasi konsentrasi larutan natrium.

Waktu tinggal biologis pada berbagai ukuran *P. canaliculata* adalah 13,72; 13,64; 12,91 dan 14,38 hari. Berdasarkan waktu tinggal dari berbagai ukuran *P. canaliculata* yang paling lama adalah *P. canaliculata* dengan ukuran 3,8 cm sehingga ^{137}Cs terakumulasi dalam tubuh *P. canaliculata* lebih besar maka waktu yang dibutuhkan untuk melepaskan ^{137}Cs juga lebih lama.

KESIMPULAN

Berdasarkan hasil eksperimen dan pembahasan dalam penelitian ini maka dapat diambil kesimpulan bahwa ukuran tubuh tidak mempengaruhi kemampuan *P. canaliculata* dalam mengakumulasi ^{137}Cs . Terdapatnya larutan kalium dan natrium dengan variasi konsentrasi akan mempengaruhi kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* dimana dengan konsentrasi larutan kalium dan natrium yang paling tinggi yaitu 20,4 dan 34 mg.L⁻¹ maka proses bioakumulasi ^{137}Cs juga akan semakin kecil.

Distribusi ^{137}Cs dalam tubuh *P. canaliculata* paling banyak terdapat pada jaringan lunak jika dibandingkan dengan bagian cangkang.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Suseno. H. Kemampuan Kerang Hijau (*Perna viridis*) Mengakumulasi Dan Mendistribusi ^{60}Co dan ^{137}Cs . *J. Teknologi Pengelolaan Limbah. Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN*, 14 :1. (2011)
- [2]. Watabe. T, T. Ishii, S. Hirano, S. Yokosuka, A. Kurosawa. Application Of The Marine Organism As A “ Biological Monitor” To Evaluation Of The Background Levels Of Radioactivity In The Coastal Environment. Laboratory For Marine Technology, National Institute Of Radiological Science. Japan.(2007)
- [3]. Xiguang Zhao, Wen-Xiong Wang, K. N. Yu, Paul K. S. Lam. Biomagnification Of Radiocesium In A Marine Piscivorous Fish. *Marine Ecology Progress* .222: 227–237. (2001)
- [4]. Setiawan.B. Parameter-Parameter Penting Pada Interaksi Radiocesium Dengan Bentonit. *J. Teknologi Pengelolaan Limbah. Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN*, 14 :1 (2011)
- [5]. Argiero, L., Manfredini, S., Palmas, G., .Absorption de produits de fission par les organismes marins. *Health Phys.* 12, 1259–1265.(1966)
- [6]. Bustamante . P., J.L. Teyssié, S.W. Fowler, and M. Warnaub. Assessment Of The Exposure Pathway In The Uptake And Distribution Of Americium And Cesium In Cuttlefish (*Sepia Officinalis*) At Different Stages Of Its Life Cycle. *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology.* 331 : 198–207 (2006)
- [7]. M. Nakahara, R. Nakamura. Uptake, Retention And Organ/Tissue Distribution Of ^{137}Cs By Japanese Catfish (*Silurus Asotus Linnaeus*). *Journal Of Environmental Radioactivity.* 77 : 191–204. (2004)
- [8]. Bernd. F. Tritium in water and bioaccumulation of caesium and strontium. Concerned citizens for nuclear safety. Institut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg, Germany
- [9]. Whicker. F. Ward and Vincent. Schultz. Radioecology nuclear energy and the environment., CRC PRESS, Boca Raton, Fla, USA. II: 67-68
- [10]. Labarthe.T. Locou, Michel Warnau, Francois Oberhansli, JeanLouis Teyssie, Paco Bustamante. Contrasting accumulation biokinetics and distribution of ^{241}Am , Co, Cs, Mn and Zn during the whole development time of the eggs of the common cuttlefish, (*Sepia officinalis*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 382 :131–138. (2010)
- [11]. Morgan, L. O., And J. Myers. Biological Accumulation Of Inorganic Materials By Algae. Final Report To The Office Of Naval Research. Univ. Of Texas. (1950)
- [12]. Wen-Xiong Wang, CaihuanKe.K.N.Yu. P.K.S.Lam. Uptake And Depuration Of Cesium In The Green Mussel (*Perna Veridis*). *Marine Biology.* 137:567-575.(2000)
- [13]. Lieven Bervoets, Luc De Bruyn, Luc Van Ginneken, and Ronny Blust. Accumulation Of ^{137}Cs By Larvae Of The Midge *Chironomus Riparius* From Sediment: Effect Of Potassium. *Environmental Toxicology And Chemistry.* Vol. 22, No. 7, Pp. 1589–1596. (2003)

Arief Yandra, Heny Suseno, Safni: Bioakumulasi ¹³⁷Cs oleh Keong Mas (*Pomacea Canaliculata*) dengan Metode Kompartemen Tunggal

- [14]. ATSDR. Toxicological Profile for Cesium. Division of Toxicology/Toxicology Information Branch. 111-121(2004)
- [15]. Macleod, R. A., And E. E. Snell. The Relation Of Ion Antagonism To Inorganic Nutrition Of Lactic Acid Bacteria. J. Bacteriology. 59 : 783-792.(1950)

SPEKIFIKASI DAN ANALISA KUALITAS BAHAN BAKAR HASIL PIROLISIS SAMPAH PLASTIK JENIS POLYPROPYLENE

Ramli Thahir, Alwathan, Mustafa

Jurusan Teknik Kimia Politeknik Negeri Samarinda, Jl. Cipto mangunkusumo

Kode Pos 75131; Telp./Fax. (0541)260355;

[E-mail: ramli.thahir@yahoo.com](mailto:ramli.thahir@yahoo.com)

ABSTRAK

SPEKIFIKASI DAN ANALISA KUALITAS BAHAN BAKAR HASIL PIROLISIS SAMPAH PLASTIK JENIS POLYPROPYLENE. Pemanfaatan plastik tiap tahun meningkat karena berbagai keuntungan seperti harga produksi yang murah, ringan, bersifat isolator sehingga digunakan di berbagai bidang industri dan rumah tangga. Plastik Jenis Polypropilene paling banyak digunakan dalam kehidupan sehari-hari karena memiliki sifat mekanis yang baik dengan massa jenis yang rendah, ketahanan panas dan kelembaban, serta memiliki kestabilan dimensi yang baik. Disamping manfaatnya dampak yang ditimbulkan dapat merusak lingkungan karena sulit terurai dalam tanah dan dapat menyebabkan banjir apabila di atas permukaan tanah. Seiring dengan dampak yang ditimbulkan kebutuhan akan bahan bakar semakin meningkat sedangkan sumber bahan bakar yang kita gunakan tidak dapat diperbaharui (Non Reversible), sehingga penelitian ini bertujuan memanfaatkan sampah plastik menjadi bahan bakar dengan menspesifikasikan dan menganalisa kualitas produk bahan bakar dari plastik jenis polypropilene. Metode penelitian 200 gram jenis plastik polypropilene dibersihkan dan dimasukkan dalam reaktor kapasitas 7,5 liter dan dilakukan proses pirolisis dengan variasi waktu sampai 90 menit. Diperoleh hasil yield 89,7% dengan waktu optimum 45 menit dan temperatur 230 – 475^oC. Hasil laboratorium didapat Density (15 °C) : 779,5 Kg/m³; titik didih 130 °C, Bilangan Oktan Tanpa timbal RON 90,5 MON 78,9; destilasi 10% Penguapan Volume 60 °C; 50% Volume Penguapan 105 °C; 90% Volume Penguapan 170 °C, Titik didih Akhir 210 °C dan Residu 1,5 ml; Tekanan Uap (RVP) 43 – 53 kPa; Sulphur Merchantan 0,001% massa; Existent Gum 7-9 mg/100ml; Copper Corrosion class I. Hasil analisa disimpulkan bahwa bahan bakar yang dihasilkan dari proses pirolisis plastik polypropilene adalah jenis mengarah ke bensin 88 menurut SK Dirjen Migas K/72/DJM/1999. Bensin tidak dapat digunakan secara langsung karena belum memenuhi standar Existent Gum dan titik didih yang berpengaruh terhadap start awal mesin atau dapat menyebabkan terjadinya perubahan sifat pada bahan bakar.

Kata kunci: Destilasi, kualitas, Plastik, Polypropilena, Pirolisis, Spesifikasi

PENDAHULUAN

Bahan plastik dalam pemanfaatannya di kehidupan manusia memang tak dapat dielakkan. Sebagian besar penduduk di dunia memanfaatkan plastik dalam menjalankan aktivitasnya, Indonesia, dalam Himawanto,dkk, 2011, menurut data Kementerian Negara Lingkungan Hidup RI tahun 2008 jumlah sampah plastik di Indonesia pada tahun 2008 sekitar 14% dari estimasi jumlah sampah keseluruhan 38,5 juta ton/tahun. Sedangkan di kota Samarinda sendiri, pada tahun 2010, produksi sampah yang dihasilkan rata-rata 1200 meter kubik perhari (<http://nasional.vivanews.com>).

Sampah plastik yang terus meningkat jumlahnya menimbulkan masalah bagi lingkungan. Penyebabnya tak lain sifat plastik yang tidak dapat diuraikan dalam tanah. Hal ini dikarenakan plastik yang beredar merupakan polimer sintetik yang terbuat dari minyak bumi, sehingga perlu waktu berpuluh-puluh tahun dalam tanah untuk menguraikan limbah-limbah dari bahan plastik tersebut.

Banyak metode yang telah dilakukan untuk menanggulangi limbah/sampah plastik. Mulai dari pembakaran/insinerasi di udara terbuka, dimana metode ini sangat berbahaya karena menimbulkan pencemaran udara. Selanjutnya metode *reuse* dan *recycle* yang saat ini masih

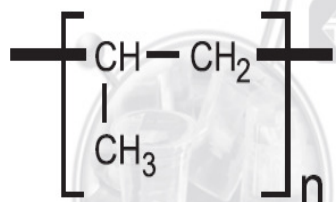
menjadi alternatif penanggulangan limbah plastik masih kurang efektif menyelesaikan masalah limbah plastik ini. Lalu muncul metode yang penanggulangan sampah plastik dengan memanfaatkannya sebagai bahan bakar cair melalui proses pirolisis. Pirolisis merupakan proses pembakaran tanpa melibatkan sedikit oksigen. Dengan memanfaatkan panas dari pembakaran, plastik yang terbuat dari polimer rantai panjang akan terurai menjadi senyawa rantai pendek dimana produk cair yang dihasilkan dapat digunakan sebagai bahan bakar. Hal ini, selain mampu menanggulangi polemik pencemaran lingkungan akibat sampah plastik, juga dapat menjadi salah satu bahan bakar alternatif karena masalah persediaan sumber daya minyak bumi yang semakin menipis dan harga yang semakin mahal.

TINJAUAN PUSTAKA

Plastik adalah polimer rantai panjang dari atom yang mengikat satu sama lain yang merupakan material yang memiliki kelebihan diantaranya bersifat ringan, isolator, dan proses pembuatannya lebih murah, industri plastik semakin lama semakin mengalami perkembangan dan inovasi. Inilah yang menjadikan permintaan akan barang-barang berbahan plastik terus meningkat, total keseluruhan produksi plastik mengalami pertumbuhan dari sekitar 1.3 MT (million tones) pada 1950 hingga 245 MT pada 2006.(Sarker, 2012).

Secara garis besar, plastik dapat dikelompokkan menjadi dua golongan, yaitu : plastik thermoplast dan plastik termoset. Plastik thermoplast adalah plastik yang dapat dicetak berulang-ulang dengan adanya panas. Yang termasuk plastik thermoplast antara lain : Polyethylene (PE), Polypropylene(PP), Acrylonitril Butadiene Styrene(ABS), Polystyrene (PS), nylon, Polyethylene tereftalat (PET), Polyacetal (POM), Poly Carbonate (PC) dan lain-lain. Sedangkan plastik termoset adalah plastik yang apabila telah mengalami kondisi tertentu tidak dapat dicetak kembali karena bangun polimernya berbentuk jaringan tiga dimensi yang termasuk plastik termoset adalah : Poly Urethane (PU), Urea Formaldehyde (UF), Melamine Formaldehyde (MF), polyester, epoksi dan lain-lain (Mujiarto,2008). Polypropylene adalah polimer dengan penggunaan terbesar ketiga di dunia setelah PE dan PVC.

Plastik yang telah dimanfaatkan akan dibuang kelilingkungan yang berakhir di tempat pembuangan akhir (TPA) yang akan memerlukan waktu puluhan tahun untuk dapat menguraikan dan apabila dibakar pada suhu rendah limbah plastik menghasilkan senyawa yang berbahaya yang bersifat carcinogen seperti poly chloro dibenzofurans (Ermawati, 2011), oleh karena itu berbagai upaya dilakukan untuk meminimalisasi jumlah sampah plastik yang kian hari kian meningkat. Salah satu upaya baru yang telah dilakukan adalah mengubah limbah plastik tersebut menjadi sumber energi baru, Das Shartak 2007. Jenis plastik paling banyak digunakan yaitu polipropilen yang bersifat mekanis yang baik dengan massa jenis yang rendah, ketahanan panas dan kelembaban, serta memiliki kestabilan dimensi yang baik dan tidak dapat ditemukan pada jenis plastik lain (PT. Tri Polyta Indonesia Tbk, 2009). Sehingga pemanfaatannya berbagai aplikasi mulai dari kemasan makanan, perlengkapan rumah tangga, part otomotif hingga peralatan elektronik. Berdasarkan ilmu kimia, polipropilen adalah suatu makromolekul thermoplastic (dapat dilelehkan) rantai jenuh yang terdiri dari propilena sebagai gugus berulang.



Gambar 1. Rumus struktur polimer

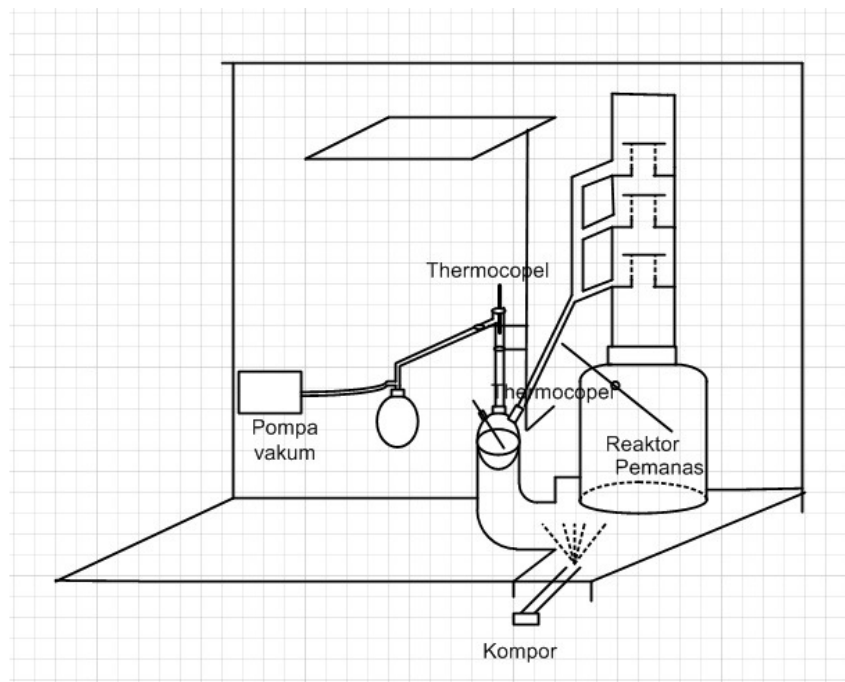
Polypropylene (PP) termasuk jenis plastik *olefin* dan merupakan polimer dari propilen. Dikembangkan sejak tahun 1950 dengan berbagai nama dagang, seperti : *Bexfane*, *Dynafilm*, *Laufaren*, *Escon*, *Olefane*, *Profax*. *Polypropylene* lebih kuat dan ringan dengan daya tembus uap yang rendah, ketahanan yang baik terhadap lemak, stabil terhadap suhu tinggi dan cukup mengkilap.

METODOLOGI PENELITIAN

Penelitian ini dilaksanakan di laboratorium jurusan Teknik Kimia Politeknik Negeri Samarinda, sedangkan bahan baku dari plastik jenis *Polypropylene* (PP) seperti plastik aqua gelas. Proses Pirolisis dilakukan dalam reaktor batch dengan variable tetap yaitu berat sampel 200 gram, volume reaktor 7,3 liter kemudian mencari yeald optimum terhadap waktu dengan memvariasikan mulai dari 15; 30; 45; 60; 75; dan 90 menit.

Hasil pirolisis dimurnikan dengan metode destilasi kemudian di spesifikasi jenis produk yang dihasilkan dan dianalisa kualitas produk yang dihasilkan seperti Octan Number, boiling point, density (15 °C), destilasi ASTM, Tekanan Uap (RVP), Sulphur Merchaptan, Existent Gum dan Copper Corrosion.

Rancangan Percobaan

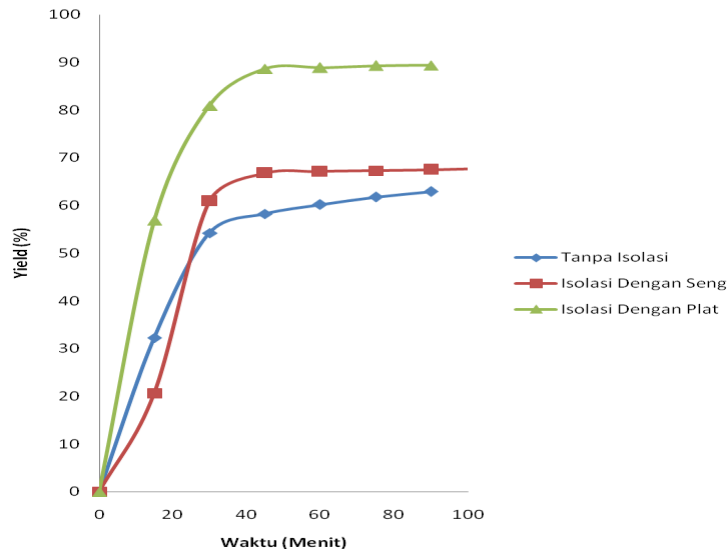


Gambar 2. Rangkaian Alat Pirolisis Sampah Plastik

HASIL DAN PEMBAHASAN

Penelitian ini dilakukan dengan dua metode yaitu pirolisis dan pemurnian (destilasi). Proses pirolisis dilakukan secara alami dengan perlakuan tanpa isolasi, isolasi dengan seng dan isolasi dengan plat, temperatur proses berlangsung sekitar 230 – 475⁰C.

Hasil Penelitian menunjukkan hubungan antara yeald terhadap waktu dapat dilihat pada grafik 1 (Gambar 3). Setiap bertambahnya waktu, rendemen (yield) fraksi yang dihasilkan semakin bertambah hingga pada suatu waktu yield akan mencapai konstan. Hal ini menandakan sampah plastik sudah terurai menjadi bahan bakar, hasil penelitian menunjukkan waktu proses pirolisis plastik polipropilen optimum 45 menit.



Gambar 3. Grafik Yield Produk Cair (%) Vs Waktu Pirolisis

Bahan bakar dari pirolisis tidak dapat digunakan karena tidak memenuhi standar sebagai bahan bakar hal ini disebabkan mengandung zat pengotor yang tinggi dari carbon dan lilin (parafin) yang bersifat padat pada temperatur rendah, sehingga dilakukan proses pemurnian dengan metode destilasi dan memanfaatkan panas dari proses pirolisis.

Proses destilasi dapat digunakan untuk menentukan jenis produk yang dihasilkan tergantung dari tinggi kolom destilasi dan temperatur pengontrolan keluar dari kolom destilasi.

Hasil analisa laboratorium Politeknik Samarinda dan Pertamina Balikpapan dari proses destilasi dapat dilihat pada tabel 1. di bawah ini :

Tabel 1. Hasil Analisa Laboratorium Fraksi Produk Pyrolisis Sampah Plastik Jenis PP

Karakteristik	Satuan	Minyak Tanah	Metode Analisa	Bensin			Hasil Analisa
				88	91	95	
Density (15°C)	Kg/m ³	835 maks	ASTM D.1298-99	715-780	715-770	715-770	770
Bil. Oktane Tanpa Timbal	RON MON	- -	ASTM 2700	88 Min -	91 Min -	95 Min -	90,5 78,3
Titik didih	°C	170		67	67	67	130
Destilasi : 10% Vol.	°C			74 maks	70 maks	70 maks	60
Penguapan 50% Vol.	°C	-	ASTM D-86	88-125	77-110	77-110	103
Penguapan 90% Vol.	°C	-		180 maks	130-180	130-180	165
Penguapan Titik didih Akhir	°C	-		125 Maks	215 Maks	205 Maks	202
Residu	ml	-		1,5 maks	1,5 maks	1,5 maks	1,0
Tekanan Uap (RVP)	kPa	-	ASTM-D 323	62 Maks	45-60	45-60	53
Sulphur Merchaptan	% Massa	-	ASTM D 3227	0,002 maks	0,002 maks	0,002 maks	0,0015
Existent Gum	mg/100 ml	-	ASTM D.381-94	5 Maks	5 Maks	5 Maks	7
Copper Corrosion	Menit	-	ASTM D. 130 – 94	Class I	Class I	Class I	Class I

Berdasarkan tabel 1. Bahan bakar yang dihasilkan dari plastik polipropilen yang telah di destilasi dapat dispesifikasikan mendekati bensin 88 dari standar menurut SK Dirjen Migas K/72/DJM/1999. Tapi tidak dapat digunakan untuk mesin karena titik didih masih di atas titik didih bensin dan Existent Gum yang tinggi (tidak memenuhi standar) sehingga berpengaruh pada start awal kendaraan/mesin.

KESIMPULAN

Penelitian ini memanfaatkan plastik polipropilen (PP) 200 gram, volume reaktor 7,3 Liter disimpulkan:

- Waktu optimum untuk pirolisis yaitu 45 menit
- Spesifikasi produk yang dihasilkan cenderung memenuhi standar produk bensin ditinjau dari density, bilangan oktana, destiasi, tekanan uap dan copper Corrosion
- Bahan bakar dari hasil penelitian tidak memenuhi standar untuk titik didih dan Existent Gum berarti pada start awal mesin susah untuk menghidupkan.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Aziz, A., Gambuh H., dan Hari A., 2011, Pengaruh Pembentukan Deposit Pada Injektor Terhadap Aliran Bahan Bakar Pada Motor Bensin, *Skripsi*, Universitas Diponegoro Semarang
- [2]. Basu, P., 2010, *Biomass Gasification And Pyrolysis Practical Design and Theory*, Elsevier Inc., Oxford, UK
- [3]. Billmeyer Jr., F. W., 1984, *Textbook Of Polymer Science*, John Wiley & Sons Inc., New York
- [4]. Danarto, Y.C., Prasetyo B. U., dan Ferry S., 2010, Pirolisis Limbah Serbuk Kayu dengan Katalisator Zeolit, *Prosiding Seminar Nasional Teknik Kimia "Kejuangan"*, Yogyakarta, Januari 2010, ISSN : 1693 – 4393
- [5]. Das, S. dan Saurabh P., 2007, *Pyrolysis and Municipal Plastik Waste For Recovery Of Gasoline Range Hydrocarbons*, National Institute of Technology Rourkela
- [6]. Ermawati, R., 2011, Konversi Limbah Plastik sebagai Sumber Energi Alternatif, *Jurnal Riset Industri*, Vol. V, No. 3
- [7]. Fuad, M., 2012, Potensi Sampah Plastik Sebagai Sumber Bahan Baku Pembuatan BBM Sintetis Dengan Proses Pirolisis, PPPTMGB "Lemigas"
- [8]. Hardjono, A., 2007, *Teknologi Minyak Bumi*, Edisi Pertama, Gadjah Mada University Press, Yogyakarta
- [9]. Kadir, 2012, Kajian Pemanfaatan Sampah Plastik Sebagai Sumber Bahan Bakar Cair, *DINAMIKA Jurnal Ilmiah Teknik Mesin*, Vol. 3, No. 2, Mei 2012, ISSN : 2085-8817
- [10]. Kumar, S. dan R. K. Singh, 2011, Pemulihan Cairan Hidrokarbon Dari Polietilen Densitas Tinggi Oleh Limbah Pirolisis Termal, *Brazil Journal Chemical Engineering*, Vol.28, No.4, São Paulo, Okt/Desember 2011, ISSN 0104-6632
- [11]. Anonim, Handout Kemasan Plastik, *Materi Kuliah Elektronik Teknologi Pengemasan*, Universitas Sumatra Utara Open Course Ware, <http://ocw.usu.ac.id/course/detail/teknologi-hasil-pertanian-s1/3130000081-teknologi-pengemasan.html>, diakses pada tanggal 28 januari 2013
- [12]. Nurminah, M., 2002, Penelitian Sifat Berbagai Bahan Kemasan Plastik dan Kertas serta Pengaruhnya Terhadap Bahan yang Dikemas, Universitas Sumatera Utara Digital Library
- [13]. PTARTHA TEKNINDO SUKMATAMA-ARTECH, Mengolah Limbah Plastik Menjadi Energi, [www. Artech . co. id](http://www.Artech.co.id), diakses tanggal 18 januari 2013
- [14]. Ramadhan, A. dan Munawar A., 2013, Pengolahan Sampah Plastik Menjadi Minyak Menggunakan Proses Pirolisis, *Skripsi*, Universitas Pembangunan Nasional "Veteran" Jawa Timur
- [15]. Scheirs, J. dan Kaminsky, W., 2006, *Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastics :Converting Waste Plastics into Diesel andOther Fuels*, John Willey and Son, Ltd., NewYork
- [16]. Surya Pagi, 13 Februari, 2009, Hlm. 10
- [17]. Windarti, T. dan Ahmad S., 2012, Preparasi Katalis Zeolit Alam Asam sebagai Katalis dalam Proses Pirolisis Katalitik Plastik Polietilena, *JKSA*, Vol. VII No. 3, Desember 2004

- [18]. Winanti, M. S. dan Damas Masfuchah H., 2011, Pabrik Bio Oil dari Jerami Padi dengan Proses Pirolisis Cepat Teknologi Dynamotive, *Tugas Akhir*, Institut Teknologi Sepuluh November
- [19]. Worell, W. A. dan P. A. Vesilind, 2003, *SolidWaste Engineering*, Second Edition, Cengage Learning, Stamford
- [20]. <http://blh.grobogan.go.id/> diakses pada tanggal 28 Januari 2013
- [21]. <http://dkpsamarinda.com/datainfo-29-data-pembuangan-sampah-di-tpa-bukit-pinang.html>, diakses pada tanggal 18 Januari 2013
- [22]. http://www.dynalabcorp.com/technical_info_id_polyethylene.asp, diakses pada tanggal 18 Agustus 2013
- [23]. <http://green.kompasiana.com/polusi/2012/03/21/mengurangi-sampah-bagian-dari-investasi-448768.html> diakses pada tanggal 29 Januari 2013
- [24]. <http://www.kemenperin.go.id/artikel/6262/Semester-I,-Konsumsi-Plastik-1,9-Juta-Ton>, diakses 18 Agustus 2013
- [25]. <http://www.hmlindia.com/Specifications/LDPE.pdf>, diakses pada tanggal 18 Agustus 2013
- [26]. <http://nasional.news.viva.co.id/news/read/161490-malaysia-olah-sampah-samarinda-jadi-bbm>, diakses pada tanggal 18 Januari 2013
- [27]. <http://olahsampah.com/index.php/manajemen-sampah/36-mengenal-sampah-plastik-dan-penanganannya>, diakses pada tanggal 18 Januari 2013
- [28]. <http://shevceba.blogspot.com/2009/08/lama-penguraian-sampah-dan-jenis-jenis.html>, diakses pada tanggal 18 Januari 2013
- [29]. <http://www.chem-is-try.org/> diakses pada tanggal 28 Januari 2013

UNJUK KERJA LSC TRICARB 2910TR PADA PENGUKURAN RADIOAKTIVITAS TRITIUM DALAM SAMPEL AIR LAUT

Nurokhim

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, Badan Tenaga Nuklir Nasional

ABSTRAK

UNJUK KERJA LSC TRICARB 2910TR PADA PENGUKURAN RADIOAKTIVITAS TRITIUM DALAM SAMPEL AIR LAUT. Kemampuan LSC menentukan radioaktivitas tritium dalam sampel lingkungan air laut sangat ditentukan oleh besarnya cacah background. Pengukuran yang teliti memerlukan sampel blangko background dengan komposisi cocktail-sampel semirip mungkin dengan sampel yang akan diukur. Unjuk kerja LSC perlu diperiksa untuk mengetahui batas minimum aktivitas tritium dalam sampel air laut yang dapat dideteksi oleh alat. Makalah ini memaparkan unjuk kerja LSC TRICARB 2910TR pada pengukuran radioaktivitas tritium dalam sampel air laut. Unjuk kerja diperiksa dengan menentukan dan melakukan pencacahan blangko background, menentukan efisiensi pencacahan dan menghitung MDA. Blangko background ditentukan dengan melakukan pencacahan berbagai sampel yang potensial digunakan sebagai background, antara lain: air mineral, air kran, destilat air kran, air laut, serta destilat air laut. Efisiensi ditentukan melalui kurva tSIE pencacahan, dan MDA dihitung berdasarkan formulasi Currie untuk sampel blangko dengan volume 5 ml dalam 15 ml cocktail UltraGold™ dalam vial gelas. Dengan waktu pencacahan 1000 menit diperoleh background terendah 8.77 cpm dengan efisiensi pencacahan 39.15% pada mode pencacahan normal dan 3.15 cpm dengan efisiensi 42.98% pada pencacahan *low level*. Hasil perhitungan MDA sebesar 3.73 Bq L⁻¹ pada mode normal dan 2.05 Bq L⁻¹ pada mode *low level*.

Kata kunci: LSC, Tritium, MDA

ABSTRACT

PERFORMANCE OF LSC TRICARB 2910TR ON MEASUREMENT OF TRITIUM RADIOACTIVITY IN SEA WATER SAMPLE. *The ability of LSC to determine the radioactivity of tritium in sea water is influenced by the magnitude of the background counting . Precision of sample measurement needs sample blank as background with cocktail - sample composition as closely as possible to the sample to be measured . LSC performance need to be examined to determine the minimum activity of tritium in seawater samples that can be detected by the instrument . This paper describes the performance TRICARB 2910TR LSC on tritium radioactivity measurements in sea water samples . Performance is checked by determining and conducting background counting , determines the counting efficiency and compute MDA . Blank background was determined by counting the various samples are of potential use as a background , such as : mineral water , tap water , tap water distillate , sea water , and sea water distillate . The efficiency is determined through tSIE curve , and MDA calculated based on Currie formulations for blank samples with a volume of 5 ml in 15 ml UltraGold™ cocktail in a glass vial . By the counting time 1000 minutes the lowest background 8.77 cpm obtained with 39.15 % efficiency in normal counting mode and 3.15 cpm with 42.98 % efficiency at low level counting mode . The MDA calculation show results of 3.73 Bq L⁻¹ in normal mode and 2.05 Bq.L⁻¹ at the low level mode .*

Keywords: LSC, Tritium, MDA.

PENDAHULUAN

Pengukuran radioaktivitas sampel lingkungan baik radionuklida alam maupun buatan merupakan persoalan yang krusial karena sangat rendahnya aktivitas radionuklida yang harus ditentukan. Dalam hal ini ketersediaan peralatan dan metode analisis merupakan dua faktor yang sangat menentukan kesuksesan analisis. Peralatan mempunyai batas kemampuan dalam pengukuran, oleh karena itu metode perlu dicari dan dikembangkan agar pengukuran dapat dilakukan dengan batas kemampuan peralatan yang tersedia. Batas kemampuan alat dalam pengukuran merupakan bagian pertama yang perlu diketahui agar dapat dipastikan apakah sampel lingkungan dapat diukur secara langsung atau harus melalui proses pemekatan atau pengayaan.

Time Resolved Liquid Scintillation Counting (TR-LSC) TRICARB 2910TR merupakan alat cacah radiasi yang dapat digunakan untuk menentukan radioaktivitas radionuklida pemancar beta atau alpha, seperti tritium (^3H), ^{14}C , $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$, ^{241}Pu , dan ^{234}Th dalam sampel cair^[1]. TRICARB 2910TR didesain dapat digunakan untuk pencacahan pada mode *Normal Counting* (NCM) maupun *Low Level Counting* (LLCM). NCM biasanya untuk penggunaan praktis, operasi rutin dimana diperlukan waktu pencacahan yang tidak terlalu lama dengan batas deteksi cukup besar. Sedangkan LLCM untuk pengukuran konsentrasi rendah dimana batas minimum deteksi serendah mungkin dengan lama pencacahan yang realistis untuk dilaksanakan.

Tritium atau isotop hidrogen dengan berat atom tiga (^3H) merupakan radioisotop pemancar beta energy rendah, dengan energy maksimum 18.6 keV. Seperti hidrogen, di lingkungan tritium tercampur dan ikut menguap dalam air, sehingga dapat menyebar ke lingkungan dengan cepat, dan sampai ke manusia, hewan, maupun tumbuhan dengan mudah.

Di laut pasifik radioaktivitas tritium berkisar antara 13 mBq/L di kutub selatan sampai 330 mBq/L di perairan jepang. Di equator sebesar 122 mBq/L di pantai timur Australia dan 109 mBq/L pantai timur Philipina. Di samudra Hindia berkisar antara 150 mBq/L di sekitar teluk Bengala dan teluk Arab dan sekitar 170 mBq/L di Pantai barat Australia^[2,3]. Dari data tersebut, walaupun pengukuran radioaktivitas tritium belum banyak dilakukan, radioaktivitas tritium di perairan laut Indonesia dapat diperkirakan akan berkisar pada angka 100 – 330 Bq/L.

Penentuan radioaktivitas tritium dalam air laut dilakukan dengan beberapa metoda antara lain adalah metode sederhana dengan destilasi dan metode elektrolisis untuk pengayaan. Jika dengan destilasi Tritium belum terdeteksi maka proses pengayaan diperlukan agar konsentrasi radioaktivitasnya mencapai batas kemampuan deteksi alat.

Makalah ini memaparkan unjuk kerja LSC 2910TR untuk pengukuran konsentrasi radioaktivitas tritium dalam sampel air laut. Kemampuan LSC dalam menentukan radioaktivitas tritium digambarkan dengan nilai *Minimum Detectable Activity* (MDA) dan limit deteksi (L_D) yang diperoleh dari perhitungan melalui pengukuran sampel blanko sebagai *background*. Beberapa parameter penting untuk diperiksa dalam menilai unjuk kerja meliputi *background*, efisiensi dan sensitivitas (*Figure of Merit*: FoM) alat.

TATA KERJA

Bahan dan Alat

Larutan standar ^3H , ^{14}C , dan *background* dalam vial gelas 20 ml buatan Parkin Elmer digunakan pada prosedur standar kalibrasi, normalisasi dan *Instrument Performance Assessment* (IPA) *counting*. Aktivitas standar ^3H dan ^{14}C masing-masing 268700 DPM dan 127700 DPM pada 2 Februari 2011.

Cocktail efisiensi tinggi Ultima GoldTM dari Parkin Elmer dengan sampel lokal: air mineral, air kran dan air laut; digunakan untuk menentukan blanko cacah *background* dalam vial gelas 20 ml. Air mineral dari produk lokal Aqua, air kran yang ada di laboratorium BRK, dan air laut berasal dari teluk Jakarta.

Destilator Mega Pure[®] MP-1 dan PYREX[®] General Purpose digunakan untuk destilasi sampel air kran dan air laut. Semua proses *counting* dilakukan dengan LSC TRICARB 2910TR yang didukung dengan perangkat lunak QuantasartTM.

Persiapan dan pencacahan sampel

Air mineral, air kran dan air laut ditampung dalam beker gelas. Destilat air kran diambil dari produk rutin Destilator Mega Pure[®] MP-1 yang ada di laboratorium BRK. Destilat air laut diperoleh dengan melakukan destilasi 100 ml air laut yang telah dicampur dengan 1 gr NaOH dan 0.1 gr KMnO₄ untuk mengendapkan zat-zat pengotor anorganik dan organik.

Dengan sumber standar ^3H , ^{14}C dan *background* dari Parkin Elmer TR-LSC dikalibrasi dan normalisasi dengan mode *IPA Counting* untuk memastikan bahwa alat masih berfungsi dengan baik. Proses kalibrasi dan normalisasi berlangsung kurang lebih 3 jam.

Selanjutnya sebanyak 6 buah vial gelas 20 ml masing-masing diisi dengan 15 ml Cocktail Ultima Gold™, ditutup rapat kemudian dicacah masing-masing 60 menit pada mode *Normal Counting* untuk memeriksa keseragaman hasil pencacahan. Kemudian kedalam 5 vial ditambahkan blanko yang telah disiapkan, yaitu: air mineral, air kran, destilat air kran, air laut, dan destilat air laut masing-masing 5 ml.

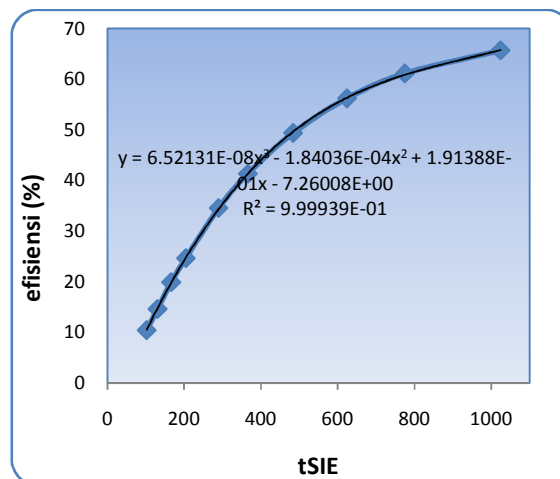
Keenam vial sampel blanko bersama standard *background* dari Parkin Elmer dan satu vial kosong di cacah masing-masing selama 1000 menit untuk mendapatkan kesalahan 2σ kurang dari 5%. Masing-masing sampel blanko diberi kode seperti Tabel 1.

Tabel 1. Daftar sampel Blanko

Kode Sampel	Keterangan	Produk/Asal
STD	Background Standard	Parkin Elmer
AM	Air Mineral	Air Aqua
AK	Air Kran	Lab. BRK
DAK	Destilat Air Kran	Lab. BRK
AL	Air Laut	Teluk Jakarta
DAL	Destilat Air Laut	Lab. BRK
CT15	Cocktail 15ml	Parkin Elmer
VK	Vial Kosong	Parkin Elmer

Penentuan Efisiensi Pencacahan dan MDA

Penentuan efisiensi pencacahan dilakukan melalui angka index quenching; *transformed Spectral Index of the External Standard* (t-SIE) yang dihitung berdasarkan induksi spektrum Compton dalam Sintilator (*Cocktile*) oleh sumber gamma external $^{133}\text{Ba}^{[4]}$. Besaran tSIE diperoleh melalui *counting external* sesaat sebelum pencacahan terhadap sampel vial dimulai. Data eksperimen index quenching versus efisiensi pencacahan Tritium untuk cocktail standar UltraGold telah disediakan oleh pabrik dan diikutsertakan dalam library perangkat lunak Quantasart™. Gambar 1 memperlihatkan kurva efisiensi pencacahan Tritium dengan interpolasi polynomial pangkat tiga data indek quenching. Dengan kurva tersebut, tiap pengukuran yang diperoleh nilai tSIE-nya langsung dapat ditentukan besarnya efisiensi pencacahan.



Gambar 1. Kurva Quenching Tritium

Minimum Detectable Activity (MDA) atau aktivitas minimum yang dapat dideteksi oleh TR-LSC dihitung dengan formulasi Currie^[5,6].

$$\text{MDA (Bq L}^{-1}\text{)} = \frac{L_D}{\varepsilon \times t_b \times V} \quad (1)$$

$$L_D \text{ (counts)} = (2.71 + 4.65 \sqrt{R_b \times t_b}) \quad (2)$$

Dimana: L_D – Limit deteksi, ε – efisiensi pencacahan, t_b – lama pengukuran *background* (detik), V – volume sampel (liter), dan R_b – laju cacah *background* (cps atau cacah per detik).

Angka faktor 4.65 diturunkan dari formulasi statistik terkait dengan 5% probabilitas kesalahan dalam pencacahan radiasi. Faktor 2.71 ditambahkan dalam suku L_D untuk kompensasi *zero blank* berhubungan dengan 5% probabilitas *false negative*^[7].

Untuk pencacahan *background* (t_{bm}) dalam satuan menit dan L_D dalam cpm, MDA dan L_D dapat ditulis:

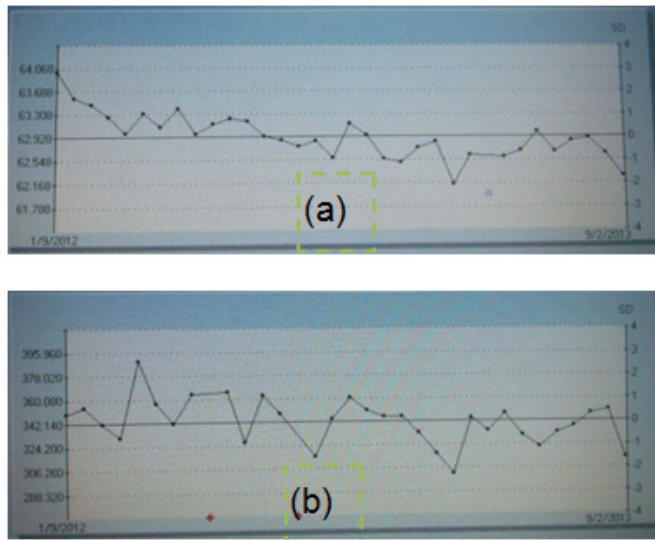
$$\text{MDA (Bq L}^{-1}\text{)} = \frac{2.71 + 4.65 \sqrt{R_b \times t_{bm}}}{\varepsilon \times V \times 60 \times t_{bm}} \quad (3)$$

$$L_D \text{ (cpm)} = (2.71 + 4.65 \sqrt{R_b \times t_{bm}}) / t_{bm} \quad (4)$$

HASIL DAN PEMBAHASAN

Kalibrasi Rutin (pencacahan normal)

Hasil Kalibrasi Normalisasi dari IPA *counting* yang dilakukan minimal sebulan sekali, terakhir menunjukkan bahwa efisiensi pencacahan ^3H sebesar 62.62% dengan *background* 11.38 cpm, dan FoM 344.45; sedangkan efisiensi ^{14}C sebesar 93.18% dengan *background* 14.97 dan FoM 580.16. Fluktuasi efisiensi dan FoM ^3H dari bulan Januari sampai September 2013 seperti pada grafik Gambar 2. Data-data tersebut menunjukkan bahwa 2910TR dalam keadaan baik pada operasi normal sesuai spesifikasi unjuk kerja alat, dimana untuk pengukuran Tritium syarat penerimaan adalah efisiensi minimal 60% dan FoM lebih dari 300 untuk pencacahan *low level*^[8].



Gambar 2. Grafik Kalibrasi Rutin 2910TR: (a) Efisiensi, dan (b) FoM

Cacah background blangko

Tabel 2 memperlihatkan hasil pencacahan, nilai tSIE serta efisiensi sampel blangko pada pencacahan normal. Nilai background standard sebesar 11.56 cpm efisiensi pencacahan 63.14% masih sesuai dengan hasil pada pencacahan kalibrasi dan normalisasi. Nilai tSIE STD jauh lebih besar dari sampel lainnya, hal ini menunjukkan bahwa *cocktail* yang digunakan dalam STD berbeda dan jauh lebih sensitif dengan efisiensi yang lebih tinggi dibanding UltraGold™ yang digunakan. Oleh karena itu walaupun merupakan standar *background* yang merupakan bawaan pabrik, STD ini tidak dapat digunakan sebagai *background* atau blangko dalam pengukuran khususnya sampel lingkungan yang aktivitasnya rendah.

Dari data Tabel 2 juga dapat dilihat bahwa sampel 5 ml yang ditambahkan kedalam cocktail menurunkan efisiensi pencacahan. Akibatnya cacah *background* dari *cocktail* murni lebih besar dari blangko air mineral, air kran maupun destilat. Dengan demikian *cocktail* murni juga tidak dapat digunakan sebagai blangko *background* untuk pencacahan sampel lingkungan.

Vial kosong walaupun nilai cpm-nya sangat rendah tidak dapat digunakan sebagai blangko *background*. Seperti terlihat pada Tabel 2 dan 3 tSIE-nya sangat rendah dan efisiensinya tidak dapat ditentukan karena absennya *cocktail*.

Tabel 3 memperlihatkan bahwa dengan pengaturan *time resolved* pada mode LLCM, cacah *background* tereduksi antara 60-70%. Namun demikian dapat dilihat bahwa penurunannya cukup proporsional dan air mineral tetap merupakan sampel yang paling rendah cacah per menit nya. Air mineral murni biasanya diambil dari sumber mata air tanah dalam, sehingga kandungan tritiumnya sangat rendah dan dapat dianggap sebagai *dead water*. Oleh karena itu sampel dari air mineral ini dapat digunakan sebagai blangko *background* dalam pengukuran sampel selanjutnya, dan akan digunakan untuk menentukan MDA dan LD LSC 2910TR yang telah digunakan.

Tabel 2. Normal counting 1000 menit

Kode	cpm	tSIE	ε (%)
STD	11.6 ± 0.2151	982.21	63.14
AM	8.7 ± 0.1878	390.50	39.15
AK	9.1 ± 0.1911	392.64	39.31
DAK	9.1 ± 0.1922	401.54	39.97
AL	10.1 ± 0.2425	432.29	42.14
DAL	8.9 ± 0.1897	395.55	39.53
CT15	10.1 ± 0.2016	568.22	50.00
VK	2.2 ± 0.3815	9.83	-

Tabel 3. Low Level counting 1000 menit

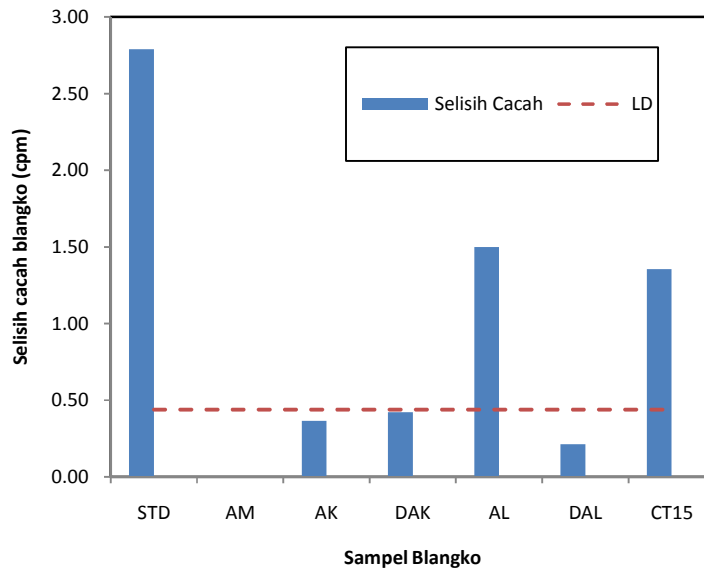
Kode	Cpm	tSIE	ε (%)
STD	3.2970 ± 0.1147	980.37	64.94
AM	3.1494 ± 0.1121	386.41	42.98
AK	3.3980 ± 0.1166	394.25	43.59
DAK	3.2253 ± 0.1135	404.60	44.37
AL	3.6135 ± 0.1203	435.72	46.59
DAL	3.2057 ± 0.1132	400.26	44.37
CT15	3.2014 ± 0.1130	564.73	53.87
VK	1.0661 ± 0.0654	9.83	-

MDA dan Limit Deteksi

Tabel 4 memperlihatkan hasil perhitungan MDA dan limit deteksi (LD) dengan menggunakan sampel air mineral sebagai cacah *background*. Gambar 3 memperlihatkan bahwa pengurangan cacah sampel blangko dengan background air mineral pada mode *Normal Counting* hanya STD, AL dan CT15 yang memenuhi syarat sebagai sampel dengan selisih cacah lebih besar dari LD (0.44 cpm). Sedangkan pada LLCM (Gambar 4) hanya AL yang memenuhi syarat sebagai sampel dengan selisih cacah lebih besar dari 0.26 cpm.

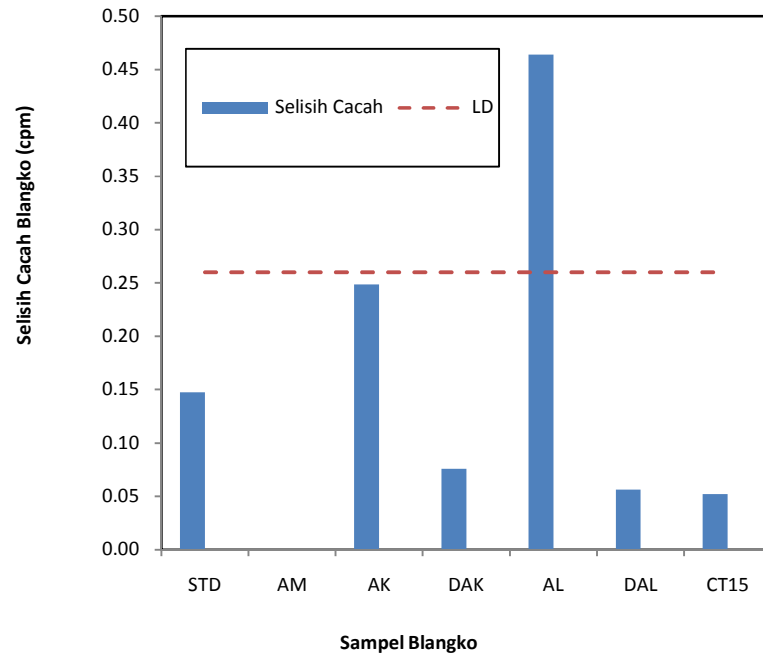
Tabel 4. MDA dan LD

Mode	Background (cpm)	MDA (Bq/L)	LD (cpm)
NCM	8.77	3.73	0.44
LLCM	3.15	2.05	0.26



Gambar 3. Selisih Cacah Blangko terhadap Air Mineral pada NCM

STD dan CT15 bukan sampel yang akan ditentukan berapa aktivitasnya. STD *background* merupakan sampel *background* dari pabrik untuk kalibrasi alat yang komposisi maupun perbandingan *cocktail*-sampel berbeda dengan sampel yang akan diukur (air laut). Demikian juga dengan CT15, hanya berupa *cocktail*. Dengan demikian walaupun hasil pengurangan pencacahan berada diatas limit deteksi, keduanya tidak dapat ditetapkan sebagai cacah sampel.



Gambar 4. Selisih Cacah Blangko terhadap Air Mineral pada LLCM

Untuk sampel AL baik pada mode NCM maupun LLCM pengukuran cacah dengan *background* berada diatas limit deteksi. Akan tetapi, dalam hal ini belum dapat disimpulkan bahwa pengukuran tritium dalam sampel air laut dapat dilakukan langsung dengan pencacahan sampel air laut. Air laut banyak mengandung radionuklida ^{40}K , ^{137}Cs , maupun pengotor organik atau anorganik lainnya, sehingga memberi sumbangan yang cukup besar terhadap radioaktivitas yang terukur. Dapat dilihat bahwa pada kedua mode pengukuran pencacahan sampel destilat air laut (DAL) radioaktivitas tritiumnya jauh dibawah limit deteksi.

Dengan perkiraan konsentrasi radioaktivitas dalam air laut sekitar 118 mBq/L atau 1 TU maka dengan MDA 2.05 sampel air laut perlu diperkaya dengan faktor pengayaan minimal 18 kali agar dapat terdeteksi.

KESIMPULAN

TRICARB 2910TR dapat digunakan untuk pengukuran *low level* dengan batas limit deteksi (LD) 0.44 cpm dan MDA 3.73 Bq/L pada mode NCM dan LD 0.26 cpm atau MDA 2.05 Bq/L pada mode LLCM untuk lama pengukuran 1000 menit. Untuk deteksi Tritium dalam air laut, sampel perlu diperkaya dengan faktor pengayaan minimal 18 kali agar diperoleh MDA kurang dari satu Tritium Unit (0.118 Bq/L).

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. PACKARD. LSC Handbook of Environmental Liquid Scintillation Spectrometry. Packard Instrument Company. 1995.
- [2]. IAEA. *Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS), Radionuclide levels in oceans and seas*. IAEA Tecdoc-1429 (2005).
- [3]. POVINEC P.P. et. all. *Tritium, Radiocarbon, ^{90}Sr and ^{129}I in the Pacific and Indian Ocean*. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research. Elsevier (2010) 1214-1218.
- [4]. THOMSON J. *Use and Preparation of Quench Curves in Liquid Scintillation Counting*. Packard BioScience (2001).

- [5]. CURIE LLA. *Limits for qualitative detection and quantitative determination*. Application to radiochemistry. Anal. Chem. 40, 586–593. (1968).
- [6]. NIKOLOV J. et.al. *Different methods for tritium determination in surface water by LSC*. Applied Radiation and Isotopes 71 (2013) 51-56.
- [7]. COOK, et.al. Environmental Liquid Scintillation Analysis. Handbook of Radioactivity Analysis, Academic Press, Elsevier, USA. 2003.
- [8]. PARKIN ELMER, Tri-Carb 2910TR Low Activity Liquid Scintillation Analyser, Specifications, 2009.

INTERAKSI RADIOCESIUM DENGAN BENTONIT DAN KAOLIN BERASAL DARI BELITUNG DAN SUMATRA BARAT

Elfira Maya Sari¹, Budi Setiawan^{2*}, Safni¹

¹Program Studi Kimia, Pasca Sarjana, Universitas Andalas, Limau Manis, Padang 25163

²Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, BATAN, Serpong, Tangerang 15310

*) *correspondence author, bravo@batan.go.id*

ABSTRAK

INTERAKSI RADIOCESIUM DENGAN BENTONIT DAN KAOLIN BERASAL DARI BELITUNG DAN SUMATRA BARAT. Untuk mengantisipasi masalah keselamatan terhadap lingkungan hidup dan masyarakat terhadap adanya rencana introduksi pembangkit listrik tenaga nuklir di Kepulauan Bangka-Belitung perlu diadakannya suatu penelitian tentang keselamatan fasilitas disposal limbah radioaktif. Salah satunya adalah diperoleh data sifat bahan *buffer* (penyangga) yang ada disekitar di kepulauan Bangka – Belitung dan sekitarnya yang cocok untuk fasilitas disposal limbah radioaktif guna menghambat kemungkinan adanya migrasi kontaminan radioaktif dari fasilitas disposal ke lingkungan seperti batuan bentonit dan kaolinit dari Belitung dan Sumatera Barat. Sifatnya yang kedap air diharapkan dapat berperan sebagai pengontrol laju air tanah, ditambah dengan kemampuannya menyerap radionuklida di air tanah diharapkan pula mampu menghambat migrasi radionuklida ke lingkungan. Radiocesium digunakan karena sebagai representasi radionuklida yang dominan pada inventori paket limbah radioaktif aktivitas rendah-sedang. Data interaksi atau karakter sorpsi radiocesium oleh kaolinit dan bentonit sebagai fungsi waktu, konsentrasi CsCl, kekuatan ion larutan dan pengaruh konsentrasi CsCl di larutan diperoleh secara percobaan *batch*/catu di laboratorium. Data potensi sorpsi radionuklida pada mineral lokal asli Indonesia sampai saat ini masih sangat minim, untuk alasan itulah maka interaksi mineral alam lokal bentonit dan kaolinit dari Pulau Bangka-Belitung dan Sumatera Barat perlu untuk dilakukan. Tujuan dari penelitian ini adalah mendapatkan data keandalan mineral alam Indonesia umumnya dan Kepulauan Bangka – Belitung dan Sumatera Barat khususnya apabila bahan-bahan tersebut nantinya digunakan sebagai bahan *buffer* pada sistem disposal limbah radioaktif. Hasil yang diperoleh adalah kondisi kesetimbangan pada pengontakan Cs-137 dengan sampel kaolin dan bentonit dicapai pada sekitar hari ke 5-6 dan ke 17-18, dengan nilai Kd 1000-1500 mL/g dan 1600-3600 mL/g masing-masing untuk kaolin dan bentonit. Kondisi kesetimbangan baru dari proses desorpsi diperoleh setelah sekitar 6-7 hari pengocokan dengan nilai Kd 300-1000 mL/g dan 800-1400 mL/g masing-masing untuk sampel kaolin dan bentonit. Meningkatnya konsentrasi NaCl di larutan telah menyebabkan penurunan nilai Kd radiocesium ke sampel karena adanya kompetisi antara ion Cs dengan ion Na berinteraksi dengan sampel. Koefisien distribusi dari Cs-137 telah berkurang dengan meningkatnya konsentrasi awal CsCl di larutan, karena kapasitas sorpsi CsCl yang terbatas di sampel.

Kata kunci: Cs-137, bentonit, kaolin, sorpsi

ABSTRACT

INTERACTION OF RADIOCESIUM WITH BENTONITE AND KAOLINITE FROM BELITUNG AND WEST SUMATRA. To anticipate environment and public safety problem to introduction of nuclear power plant plan in Bangka-Belitung Archipelago was needed a safety assessment on radwaste disposal facility. One of the experiments is to obtain the buffer material properties data located around Bangka - Belitung Island and surrounding such as bentonite and kaolinite rocks from Belitung and West Sumatra which is suitable for radioactive waste disposal facility was required in order to retard the possibility of radioactive contaminants migration into environment from the disposal facilities. Impermeable properties of materials can act as a ground water rate controller, added with their ability to absorb radionuclides in groundwater is also expected to be a barrier material to radionuclide migration into environment. Radiocesium was used as a representation of the dominant radionuclides in low-medium activity of radioactive waste package inventory.

Interaction data or character radiocesium sorption by kaolinite and bentonite as a function of time, concentration of CsCl, ionic strength and effect of CsCl concentration in solution will be obtained in laboratory batch experiments. Radionuclide sorption potentially data of Indonesian origin mineral is still very poor. For that reason, the experiment of local natural mineral interaction with bentonite and kaolinite from Bangka-Belitung and West Sumatra island needs to be done. The purpose of this study was to obtain reliability data of Indonesian natural mineral generally and especially materials from Bangka - Belitung and West Sumatra island when these materials will be used as a buffer material in radioactive waste disposal system. Obtained results were equilibrium conditions on contacting Cs-137 with kaolin and bentonite samples were reached at about 5-6 days and to 17-18 days, with Kd value of 1000 to 1500 mL / g and 1600-3600 mL / g, for kaolin and bentonite respectively. New equilibrium conditions of the desorption process was obtained after about 6-7 days shaking with Kd values of 300-1000 mL / g and 800-1400 mL / g, for kaolin and bentonite samples respectively. Increasing in NaCl concentration in solution caused a decline in the Kd value of radiocesium into samples due to the competition between Cs with Na ions to interact with the sample. Distribution coefficient of Cs-137 was reduced with increasing of initial CsCl concentration in solution due to the limited capacity of CsCl sorption in the sample.

Keywords: Cs-137, bentonite, kaolinite, sorption

PENDAHULUAN

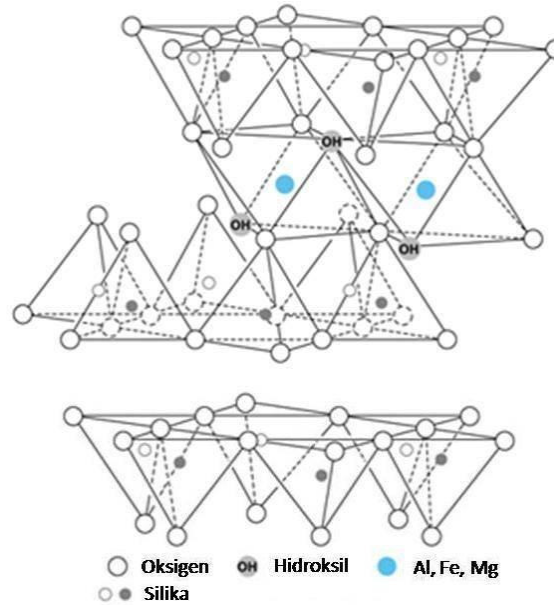
Adanya rencana introduksi pembangkit listrik tenaga nuklir di Kepulauan Bangka-Belitung diperkirakan akan menimbulkan limbah radioaktif dalam kuantitas yang cukup besar. Untuk mengantisipasi masalah keselamatan terhadap lingkungan hidup dan masyarakat perlu diadakannya suatu pengkajian tentang keselamatan fasilitas disposal limbah radioaktif (DLRA) yang diharapkan memberikan rasa aman pada masyarakat terhadap aspek keselamatan pengelolaan limbah radioaktif (LRA). Salah satunya dapat diperoleh dari sifat bahan *buffer* (penyangga) yang cocok dari fasilitas DLRA untuk menghambat kemungkinan adanya migrasi kontaminan radioaktif dari fasilitas disposal ke lingkungan [1], dimana bahan ini akan diletakkan pada ruang/celah antara tanah lokasi dan konstruksi *vault* fasilitas disposal. Berdasarkan hal tersebut perlu dilakukan kegiatan inventarisasi dan studi potensi calon bahan *buffer* yang ada disekitar di kepulauan Bangka – Belitung dan sekitarnya. Inventarisasi potensi dilakukan dengan mempelajari sorpsi radionuklida oleh bahan *buffer*.

Bahan *buffer* berupa mineral alam lokal seperti bentonit dan kaolinit yang berasal dari Pulau Bangka-Belitung dan Sumatera Barat merupakan salah satu bagian penting dalam sistem DLRA yang berperan sebagai penghambat kemungkinan penyebaran kontaminan radioaktif ke lingkungan. Kaolinit dan bentonit sebagai bahan penyangga dengan sifatnya yang dapat kedap air/ *impermeabel* akan berperan penting sebagai pengontrol laju air tanah, ditambah dengan kemampuannya untuk menyerap radionuklida di air tanah diharapkan akan memberikan keuntungan sebagai bahan penghambat migrasi radionuklida dari fasilitas DLRA ke lingkungan [2]. Bahan-bahan ini digunakan karena murah, mudah diperoleh dan secara kuantitas cukup berlimpah tersedia di sekitar Kepulauan Bangka-Belitung dan Sumatera Barat [3]. Radiocesium digunakan karena sebagai representasi radionuklida yang dominan pada paket limbah radioaktif aktivitas rendah-sedang [4]. Disamping itu data potensi sorpsi radionuklida pada mineral lokal asli Indonesia sampai saat ini masih sangat minim. Untuk alasan itulah maka karakterisasi mineral alam lokal bentonit dan kaolinit dari Pulau Bangka-Belitung dan Sumatera Barat perlu untuk dilakukan. Gambar 1 adalah tipikal struktur bentonit dan kaolin secara umum [5].

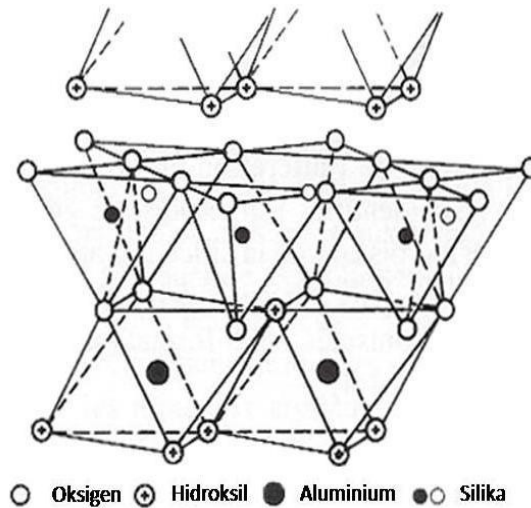
Sampel kaolinit dan bentonit diambil dari lokasi penambangan di Pulau Bangka-Belitung dan di Sumatera Barat. Tujuan dari penelitian ini adalah mendapatkan data keandalan mineral alam Indonesia umumnya dan Kepulauan Bangka – Belitung dan Sumatera Barat khususnya apabila bahan-bahan tersebut nantinya digunakan sebagai bahan *buffer* pada sistem DLRA. Data interaksi diperoleh melalui pengambilan data spesifik karakteristik sorpsi radionuklida oleh bentonit dan kaolinit. Karakterisasi sorpsi radiocesium dilakukan secara *batch*/catu di laboratorium. Data yang akan diambil adalah karakter sorpsi radiocesium oleh kaolinit dan bentonit sebagai fungsi waktu, konsentrasi CsCl, kekuatan ion larutan dan pengaruh konsentrasi CsCl di larutan [6,7]. Hasil penelitian ini merupakan data penting yang akan dipakai sebagai masukan pada disain disposal limbah radioaktif di kemudian hari. Dapat dimanfaatkan mineral alam lokal yang ada disekitar

pulau Bangka-Belitung dalam introduksi pembangkit listrik tenaga nuklir pertama di Kepulauan Bangka-Belitung diharapkan dapat memberikan dampak positif dalam meningkatkan ekonomi daerah dan masyarakat di pulau Bangka-Belitung dan sekitarnya. Selain diperolehnya informasi teknis terhadap kemampuan sorpsi radiocesium oleh kaolinit dan bentonit untuk menghambat radionuklida yang ada dalam larutan/air tanah.

Hasil penelitian yang diperoleh ini diharapkan dapat digunakan sebagai bahan untuk pengkajian keselamatan dan rancang-bangun fasilitas DLRA di Pulau Bangka-Belitung pada masa yang akan datang



(A)



(B)

Gambar 1. Struktur (A) bentonit dan (B) kaolin

TATA KERJA

Bahan

Sampel bentonit berasal dari Pasaman dan Pariaman-Sumatra Barat sedangkan sampel kaolin berasal dari Membalong-Belitung dan Panningahan serta Ampang Kualo-Sumatra Barat. Sampel-sampel tersebut mula-mula dibersihkan dari kotoran, kemudian dikeringkan secara dipanaskan dalam oven (100°C, 7 jam), digerus dengan penggerus porselein, diayak menjadi 100 mesh, dan dikeringkan di udara terbuka. Padatan sampel yang dihasilkan itu kemudian disimpan dalam wadah plastik dan siap untuk digunakan.

Larutan CsCl dan NaCl yang dibuat semuanya berasal dari produk *E. Merck*, sedangkan larutan radioaktif Cs-137 produksi *Eckert & Ziegler* dengan aktivitas 100 μ Ci atau 3,7 MBq/5 mL digunakan sebagai pengemban (*carrier*) dalam penelitian ini.

Peralatan

Beberapa peralatan yang digunakan seperti ayakan 100 mesh buatan *Fritsch GmbH Brd-6580 Idar-Oberstein*, neraca analitik buatan *Mettler serie AE200*, alat roller geologi, alat pemusing *Heracus, Labofuge 400 centrifuge* dan unit *multichannel analyzer-Canberra*. Alat gelas yang digunakan seperti yang biasa digunakan pada percobaan kimia lainnya.

Prosedur

Pengukuran sorpsi dilakukan secara *batch*, dimana sebanyak 0,1 g sampel kaolinit atau bentonit dan 10 ml larutan yang mengandung CsCl 10^{-8} M dikontakkan dalam botol polietilen 20 mL, kemudian campuran tersebut diberi pengemban larutan radioaktif Cs-137. Setelah pengontakkan dalam waktu tertentu (2 minggu untuk sampel kaolin dan 3 minggu untuk sampel bentonit), fase cair dan padatnya dipisahkan dengan alat pemusing (*centrifuge*, 2500 rpm 10 min.). Sebanyak 10 ml fase cairnya kemudian di *counting* dengan menggunakan alat *Gamma spectrometer* yang dilengkapi dengan detector HPGe efisiensi 20% *Multi Channel Analyzer (MCA)* dan *software Genie 2000* untuk mengukur radioaktivitas- \square . Kuantifikasi serapan dilakukan dengan penghitungan koefisien distribusi (K_d), yaitu ratio konsentrasi radionuklida pada padatan dan dalam larutan, pada saat kesetimbangan dan waktu dicapainya kesetimbangan kemudian digunakan untuk percobaan berikutnya.

$$K_d = \frac{C_0 - C_t}{C_t} \times \frac{V}{m} \quad (1)$$

dimana C_0 dan C_t masing-masing adalah aktivitas/konsentrasi awal Cs dan aktivitas/ konsentrasi akhir Cs di larutan, V adalah volume total larutan (ml), m adalah massa sampel (g) dan K_d adalah distribusi koefisien Cs-137 di sampel dan di larutan saat kesetimbangan.

Kinetika desorpsi diperoleh dengan cara mengganti larutan yang mengandung radionuklida dengan larutan segar atau air demineral. Percobaan ini dilakukan setelah dilakukan percobaan sorpsi. Campuran segar tersebut lalu dikocok kembali, dicuplik, *disampling*, diukur dan dihitung nilai K_d -nya sampai diperoleh waktu kesetimbangan baru. Persamaan desorpsi dirumuskan sebagai berikut [8]:

$$K_d = \frac{V \cdot C_0 - C_t (V + \Delta V)}{C_t \cdot W} \quad (2)$$

dimana ΔV adalah volume yang tertinggal setelah dekantasi (m).

Pengaruh kekuatan ionik larutan sebagai garam latar yang diwakilkan oleh larutan NaCl terhadap interaksi radiocesium dengan kaolin dan bentonit juga dipelajari. Ion Natrium sebagai pengatur kekuatan ionik larutan diperkirakan akan berpengaruh terhadap sorpsi radiocesium oleh kaolin dan bentonit. Sampel kaolin atau bentonite dan larutan yang mengandung CsCl 10^{-8} M dikontakkan dalam botol polietilen 20 mL, kemudian campuran tersebut diberi larutan NaCl dengan konsentrasi yang bervariasi 0,1; 0,5 dan 1,0 M NaCl serta ditambahkan pengemban larutan radioaktif Cs-137. Setelah pengontakkan, fase cair dan padatnya dipisahkan dengan alat pemusing (*centrifuge*, 2500 rpm 10 min.), fase cairnya di *counting* menggunakan alat *MCA* untuk mengukur radioaktivitas- \square , kemudian nilai K_d -nya dapat dihitung dengan menggunakan persamaan (1) diatas.

Pengaruh konsentrasi ion logam CsCl pada interaksi Cs-137 dengan kaolin dan bentonit dilakukan dengan cara pengontakkan sampel dengan larutan yang mengandung CsCl dengan

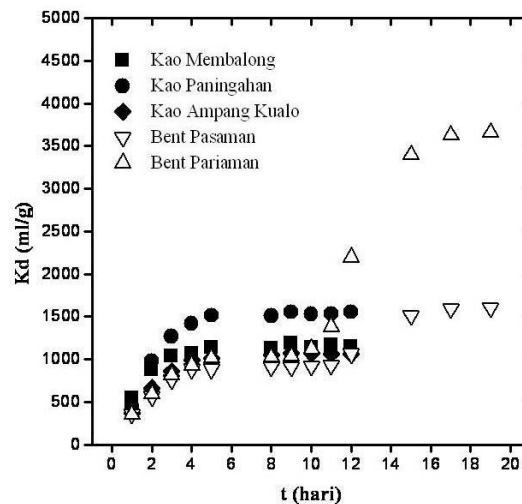
konsentrasi awal yang bervariasi, rentang konsentrasi awal Cs yang diberikan antara 10^{-8} hingga 10^{-4} M. Prosedur selanjutnya seperti pada percobaan sebelumnya.

Penelitian ini dilaksanakan di laboratorium kimia Bidang Teknologi Penyimpanan Lestari, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif–BATAN, Serpong - Tangerang pada tahun 2013.

HASIL DAN PEMBAHASAN

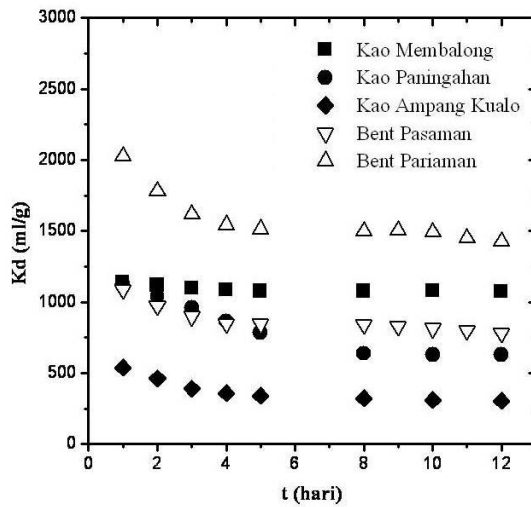
Hasil percobaan kinetika sorpsi diekspresikan sebagai nilai K_d versus waktu kontak yang ditunjukkan pada Gambar 2, dimana dengan memperhatikan kecenderungan yang ada terlihat bahwa kesetimbangan antara Cs-137 yang “masuk” dan “keluar” dari sampel dicapai setelah waktu kontak mencapai 5-6 hari untuk sampel kaolin dengan nilai K_d sekitar 1000-1500 mL/g. Sedangkan untuk sampel bentonit kesetimbangan Cs-137 dicapai setelah waktu kontak yang lebih lama lagi sekitar 17-18 hari pengontakan dengan sampel dengan nilai K_d sekitar 1600-3600 mL/g. Secara umum proses penyerapan/sorpsi Cs-137 ke dalam sampel di awal pengontakan terlihat Cs-137 yang terserap ke sampel terjadi dengan cepat yang diindikasikan dengan meningkatnya nilai K_d dengan cepat, setelah itu proses sorpsi menjadi lebih perlahan yang akhirnya menjadi konstan. Pada awal pengontakan terjadi fenomena sorpsi Cs-137 pada permukaan butir sampel, sedangkan pada kontak yang lebih lama kemungkinan besar proses sorpsi yang terjadi akan dikontrol oleh adanya proses difusi ke dalam *microfissure* atau pada *site* pertukaran yang tersisa pada sampel sehingga sampel menjadi jenuh oleh Cs-137 [9].

Pada sampel bentonite nilai K_d yang diperoleh seperti mempunyai 2 tahapan penyerapan dibandingkan dengan sampel kaolin, hal ini kemungkinan disebabkan karena struktur *layer* bentonit terdiri dari 2 *layer* SiO_4 oktahedral dan 1 *layer* $\text{Al}_2(\text{OH})_4$ tetrahedral yang lebih rumit dibandingkan dengan kaolin yang hanya mempunyai struktur 1 *layer* SiO_4 oktahedral dan 1 *layer* $\text{Al}_2(\text{OH})_4$ tetrahedral [5]. Pada tahap awal Cs-137 akan terserap pada lapisan luar dari sampel yang digunakan sampai lapisan tersebut jenuh dengan Cs-137, pada tahap selanjutnya Cs-137 mulai “masuk” ke lapisan yang lebih dalam secara difusi sehingga bentonit mempunyai tahapan sorpsi yang lebih banyak dari pada kaolin.



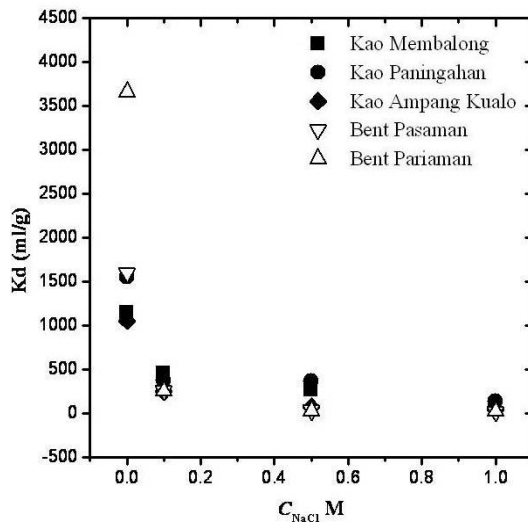
Gambar 2. Nilai K_d terhadap variasi waktu kontak

Gambar 3 memperlihatkan hasil percobaan desorpsi Cs-137 yang berasal dari sampel. Pelepasan sebagian Cs-137 yang telah terserap di sampel karena adanya perubahan konsentrasi CsCl di larutan. Pelepasan Cs-137 yang terjadi di awal percobaan kemudian diikuti dengan proses penyerapan kembali Cs-137 dari larutan oleh sampel, dimana hal tersebut ditandai dengan menurunnya kurva desorpsi Cs-137 yang kemudian kurva tersebut berangsur mendarat membentuk kesetimbangan baru setelah kontak sekitar 6-7 hari. Hasil yang relatif cepat pada percobaan sorpsi dan desorpsi Cs-137 ke/dari sampel memberikan kesan bahwa pada proses tersebut telah terjadi mekanisme sorpsi sederhana pada sampel [10].



Gambar 3. Desorpsi Cs-137 dari sampel

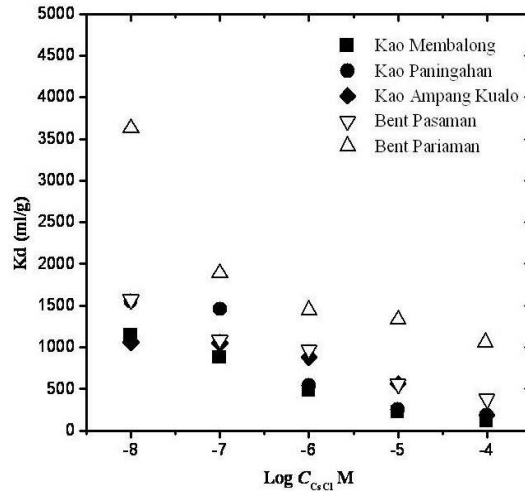
Hasil yang ditunjukkan menghasilkan data bahwa kaolin Membalong cukup kuat menyerap Cs-137, hal tersebut terlihat dari kecilnya Cs-137 yang terlepas kembali ke larutan setelah proses desorpsi dilakukan. Sedangkan kaolin yang berasal dari Sumatra Barat memberikan hasil yang lebih minimal dibandingkan dengan yang berasal dari Belitung. Nilai Kd yang diperoleh berkisar antara 300-1000 mL/g dan 800-1400 mL/g masing-masing untuk sampel kaolin dan bentonit.



Gambar 4. Pengaruh NaCl terhadap Kd Cs-137

Pengaruh kekuatan ionik larutan yang diwakilkan dengan adanya variasi konsentrasi NaCl di larutan ditunjukkan pada Gambar 4, dimana meningkatnya konsentrasi NaCl di larutan telah menyebabkan nilai Kd dari radiocesium ke dalam sampel menjadi berkurang. Dalam larutan telah terjadi kompetisi antara Cs-137 dengan NaCl sebagai garam latar untuk berinteraksi dengan sampel, dimana ion Na yang ada di larutan segera melakukan reaksi netralisasi terhadap ion-ion negatif yang ada di sampel sehingga bila Cs-137 melakukan reaksi dengan sampel akan berkompetisi dengan ion-ion Na yang ada di sekeliling sampel [11]. Meningkatnya konsentrasi NaCl membuat beberapa radiocesium tidak dapat bereaksi dengan sampel karena mekanisme kompetisi sehingga akan menyisakan ion-ion Cs di larutan. Gaya elektrostatis akan bekerja di

sekeliling sampel karena terjadinya perubahan kekuatan ionik di larutan telah menghasilkan penurunan selektifitas ion logam/ion Cs terhadap *site* pertukaran yang ada di sampel [12].



Gambar 5. Pengaruh konsentrasi CsCl terhadap Kd Cs-137

Pengaruh penambahan konsentrasi CsCl terhadap sorpsi Cs-137 ke sampel telah ditunjukkan pada Gambar 5, terlihat bahwa meningkatnya konsentrasi CsCl di larutan telah membuat nilai Kd berkurang. Koefisien distribusi dari Cs-137 telah berkurang dengan meningkatnya konsentrasi awal CsCl di larutan. Proses sorpsi Cs-137 yang lebih tinggi tercatat pada saat konsentrasi CsCl rendah, kemudian saat konsentrasi CsCl meningkat proses tersebut menjadi berkurang. Hal ini kemungkinan telah disebabkan karena kapasitas sorpsi yang terbatas dari sampel dibandingkan dengan adanya penambahan konsentrasi awal CsCl yang diberikan ke larutan [7].

Hasil penelitian yang diperoleh ini dapat digunakan sebagai bahan pertimbangan untuk pengkajian keselamatan dan rancang-bangun fasilitas DLRA di Pulau Bangka-Belitung pada masa yang akan datang.

KESIMPULAN

Penelitian tentang interaksi radiocesium dengan bentonit dan kaolin yang berasal dari Belitung dan Sumatra Barat telah dilakukan dengan hasil sebagai berikut,

- Kondisi kesetimbangan pada pengontakan Cs-137 dengan sampel kaolin dan bentonit dicapai pada sekitar hari ke 5-6 dan ke 17-18, dengan nilai Kd 1000-1500 mL/g dan 1600-3600 mL/g masing-masing untuk kaolin dan bentonit.
- Proses desorpsi menyebabkan lepasnya sebagian Cs-137 ke larutan dan membentuk kondisi kesetimbangan baru dengan nilai Kd 300-1000 mL/g dan 800-1400 mL/g masing-masing untuk sampel kaolin dan bentonit setelah sekitar 6-7 hari pengocokan.
- Pengaruh kekuatan ionik telah menyebabkan terjadinya penurunan nilai Kd radiocesium ke sampel karena adanya kompetisi antara ion Cs dengan ion Na berinteraksi dengan sampel.
- Koefisien distribusi dari Cs-137 telah berkurang dengan meningkatnya konsentrasi awal CsCl di larutan, kemungkinan disebabkan karena kapasitas sorpsi CsCl yang terbatas dari sampel dibandingkan dengan adanya penambahan konsentrasi awal CsCl yang diberikan ke larutan.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis mengucapkan rasa terima kasihnya kepada bapak Teddy Sumantry BSc., dan ibu Nurul Efri Ekaningrum SST., dari PTLR-BATAN atas bantuannya dalam mempersiapkan peralatan *Gamma spectrometer* dan preparasi bahan radioaktif.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. N. Chapman and IG. Mc. Kinley (1985), *The Geological Disposal of Nuclear Waste*, John Wiley & Sons, Chichester
- [2]. D.G. Brookins (1986), *Geochemical Aspects of Radioactive Waste Disposal*, Springer-Verlag, N.Y.
- [3]. BKPM (2012), *Potensi Bahan Mineral di Sumatra Barat*, Jakarta
- [4]. Suryanto. (1997). Radionuklida Acuan Pada Analisis Keselamatan Penyimpanan Limbah Radioaktif, Prosid. Pertemuan dan Presentasi Ilmiah, PTPLR-BATAN, Serpong, 138-142.
- [5]. C. Klein, C.S, Hurlbut (1993): *Manual of Mineralogy*. 21sted. John Wiley and Sons. Inc., New York
- [6]. M. Ding et.al. (2006), Sorption Characteristics of Radionuclides on Clays in Yucca Mountain Alluvium, Presented to 2006 IHLRWM, April 30 - May 4, 2006, Las Vegas, Nevada.
- [7]. MV. Mironenko et.al. (2004), *Experimental Study of Sorption of Np(V) on Kaolinite*, Herald of the Department of the Earth Sciences RAS.
- [8]. HN. Erten et.al. (1988), Sorption of Cesium and Strontium on Montmorillonite and Kaolinite, *Radiochim. Acta* **44/45**, 147-153
- [9]. T. Ohnuki and T. Tanaka (1989), Migration of Radionuclides Controlled by Several Different Migration Mechanisms Through a Sandy Soil Layer, *Health Physic* **56**, 47-53.
- [10]. RM. Cornell (1993), Adsorption of Cesium on Minerals: A review. *J Radioanal Nucl Chem* **171**, 483-500.
- [11]. WY Um, and C. Papelis. (2003). Sorption Mechanisms of Sr and Pb on Zeolitized Tuffs From The Nevada Test Site as a Function of pH and Ionic Strength, *American Mineralogist*, Vol. 88, 2028–2039.
- [12]. S. Staunton, M. Roubaud (1997), Adsorption ¹³⁷Cs on Montmorillonite and Illite, *Clay & Clay Minerals* Vol.45, No.2, 251-260.

PERBANDINGAN PEMANFAATAN GELAS, KERAMIK DAN POLIMER UNTUK IMOBILISASI LIMBAH TRANS-URANIUM

Herlan Martono, Wati

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN
Kawasan Puspiptek, Serpong, Gedung 50,
Tangerang Selatan, Banten 15314.

ABSTRAK

PERBANDINGAN PEMANFAATAN GELAS, KERAMIK, DAN POLIMER UNTUK IMOBILISASI LIMBAH TRANS-URANIUM. Telah dipelajari imobilisasi limbah trans-uranium (TRU) pemancar alfa pelarut bekas dengan bahan matriks gelas, keramik, dan polimer untuk mendapatkan bahan yang lebih sesuai. Pengolahan limbah TRU dengan bahan gelas borosilikat dilakukan pada suhu 1150 °C yang dikenal proses vitrifikasi. Imobilisasi limbah TRU dengan keramik, dilakukan pengolahan awal limbah, pencampuran limbah dengan bahan keramik, penekanan pada 500 MPa, pengeringan dan sintering pada suhu 1350 °C. Pada imobilisasi limbah TRU dengan polimer, EPOSIR 7120 dan bahan pengeras (*hardener*) sebagai katalis (dengan perbandingan 2 : 1) dicampur limbah dengan kandungan 20 % berat. Pada proses vitrifikasi terjadi pemisahan fase karena kandungan Pu lebih besar 4 %. Dari aspek penanganan gas buang, proses pembuatan keramik-limbah lebih kompleks suhu prosesnya lebih tinggi daripada vitrifikasi dan polimerisasi. Kuat tekan dan laju pelindihan gelas-limbah, keramik limbah dan polimer epoksi-limbah telah memenuhi syarat. Berat jenis polimer epoksi-limbah lebih kecil daripada gelas-limbah dan keramik-limbah, sehingga memudahkan dalam transportasi dan penyimpanannya. Polimer epoksi dipilih untuk imobilisasi limbah TRU karena proses lebih sederhana, lebih murah, dan karakteristiknya memenuhi syarat. Polimer epoksi dapat digunakan untuk imobilisasi limbah TRU yang aktivitasnya rendah dan kandungan jenis radionuklidanya sedikit seperti limbah TRU dari Instalasi Radiometalurgi.

Kata kunci: gelas, keramik, polimer, limbah trans-uranium.

ABSTRACT

THE COMPARATION OF APPLICATION GLASS, CERAMIC, AND POLYMER FOR IMMOBILIZATION OF TRANS-URANIC WASTE. The immobilization product of dissolver residues of alpha bearing (trans-uranic) waste by glass, ceramic, and polymer matrixes were studied to get better materials. Treatment of trans-uranic waste with borosilicate glass frit is conducted at temperature 1150 °C is called vitrification process. Immobilization of trans-uranic waste with ceramic, is conducted with waste pretreatment, mixture waste with ceramic materials, pressing at 500 MPa, drying and sintering at temperature 1350 °C. For immobilization the trans-uranic waste by polymer, EPOSIR 7120 and hardener as a catalyst (with a ratio 2 : 1) are mixed with the waste at the waste loading is 20 % weight. At the vitrification process separation phase is occur because the content of Pu more than 4 %. From aspect of gas treatment, immobilization of the waste by ceramic is more complex because process temperature is higher than vitrification and polymerization. The compression strength and leaching rate of waste-glass, waste-ceramic and waste-epoxy polymer have fulfilled the requirement. Density of waste-epoxy polymer is smaller than waste-glass and waste-ceramic, so that more simple in the transportation and storage. Polymer of epoxy is chosen for immobilization of trans-uranic waste because the process is more simple, cheaper, and it's characteristics have fulfilled the requirement. Polymer of epoxy can be used for immobilization of trans-uranic waste which has low activity and small of the kind of radionuclide loading like trans-uranic waste from the Radiometallurgy Installation.

Keywords: glass, ceramic, polymer, trans-uranic waste.

PENDAHULUAN

Alpha bearing waste atau limbah pemancar alfa dikenal juga sebagai limbah trans-uranium adalah limbah yang mengandung satu atau lebih radionuklida pemancar alfa, dalam jumlah konsentrasi di atas yang diperkenankan. Radionuklida tersebut termasuk golongan aktinida. Limbah trans-uranium di atas batas yang diperkenankan perlu pertimbangan khusus untuk bahaya atau potensi keselamatan, kesehatan, atau dampak lingkungan mulai dari limbah tersebut ditimbulkan sampai penyimpanan dalam jangka panjang.

Limbah trans-uranium ditimbulkan dari fabrikasi berbagai bahan bakar nuklir campuran oksida (PuO_2 , UO_2), proses olah ulang bahan bakar nuklir bekas, dekomisioning peralatan yang terkontaminasi radionuklida pemancar alfa, dan abu hasil insenerasi. Semua jenis limbah tersebut mengandung Pu sampai 10 % berat, dan Am serta U yang bervariasi [1]. Pada umumnya penanganan limbah pemancar alfa tidak perlu perisai (*shielding*), tetapi ada yang perlu perisai atau penanganan jarak jauh, karena mengandung pemancar beta dan gamma yang tinggi. Pada saat ini, kebijaksanaan pengelolaan limbah radionuklida pemancar alfa di negara-negara maju teknologi nuklirnya belum sama, dan berdasarkan perjanjian bahwa hasil solidifikasi atau imobilisasi limbah pemancar alfa akan disimpan dalam *deep geology disposal* (penyimpanan di formasi tanah dalam). Penyimpanan hasil solidifikasi limbah di formasi tanah dalam dilakukan pada kedalaman 500 - 1.000 m dari permukaan tanah [2]. Hal ini juga sesuai di Jepang, bahwa hasil imobilisasi limbah pemancar alfa yang mengandung radionuklida berumur paro panjang di atas batas yang diperkenankan akan disimpan dengan cara yang sama seperti limbah aktivitas tinggi, yaitu penyimpanan di formasi tanah dalam [3].

Solidifikasi atau imobilisasi adalah bagian dari strategi pengelolaan limbah yang digunakan untuk meningkatkan keselamatan dengan merubah karakteristik limbah. Karakteristik hasil imobilisasi limbah yang diharapkan adalah ketahanan kimia, ketahanan mekanik, ketahanan panas, dan ketahanan terhadap radiasi yang tinggi. Ketahanan kimia yang tinggi berarti laju korosi dan laju pelindihan yang rendah, sehingga pelepasan radionuklida dari hasil imobilisasi oleh air ke lingkungan sangat rendah. Ketahanan mekanik yang tinggi berarti hasil imobilisasi mempunyai kekuatan tekan yang tinggi. Ini berarti limbah hasil imobilisasi tidak atau sukar terjadi retak atau pecah menjadi butir. Retak atau pecah menaikkan luas permukaan kontak dengan air, yang mengakibatkan kenaikan laju pelindihan radionuklida dari dalam hasil imobilisasi ke lingkungan. Ketahanan panas yang tinggi, artinya hasil imobilisasi tahan terhadap panas yang ditimbulkan radiasi gamma yang dipancarkan oleh radionuklida. Ini berarti bahwa hasil imobilisasi limbah tahan terhadap kristalisasi limbah. Ketahanan terhadap radiasi artinya hasil imobilisasi limbah tahan terhadap radiasi alfa, sehingga tidak terjadi perubahan komposisi karena adanya reaksi inti dengan radiasi alfa. Perubahan komposisi ini dapat dideteksi dari perubahan densitas dan kuat tekannya. Perubahan densitas yang diperkenankan maksimum 1 % [4]. Ketidaktahanan terhadap radiasi akan menaikkan laju pelindihan radionuklida dari dalam hasil imobilisasi limbah.

Dalam makalah ini disajikan bahan gelas, keramik, dan polimer untuk imobilisasi limbah pemancar alfa pelarut bekas tentang prosesnya, hasilnya, keunggulan dan kekurangan dari ketiga bahan tersebut, serta kemungkinan diterapkannya untuk imobilisasi limbah pemancar alfa pelarut bekas di Indonesia.

Di negara-negara yang melakukan proses olah ulang bahan bakar nuklir bekas seperti Jepang, Perancis, dan Inggris, maka limbah pemancar alfa pelarut bekas ditimbulkan dari ekstraksi siklus II proses olah ulang [5]. Di Indonesia limbah pemancar alfa pelarut bekas ditimbulkan dari pengujian bahan bakar pasca iradiasi di Instalasi Radiometalurgi (IRM) [6].

Konsep pengelolaan limbah pemancar alfa yang modern bertujuan untuk mengambil kembali (*recovery*) Pu dan pemekatan radionuklida pemancar alfa yang lain. Hasil pemekatan yaitu volume yang kecil, kemudian diubah menjadi bentuk yang stabil dengan imobilisasi. Pada umumnya keramik digunakan untuk imobilisasi limbah cair aktivitas tinggi yang menimbulkan panas tinggi dan umurnya sangat panjang. Di *Karlsruhe Nuclear Research Centre*, bahan keramik sebagai matriks untuk imobilisasi limbah pemancar alfa [1,5]. Imobilisasi limbah pemancar alfa di Jepang dilakukan dengan bahan polimer yang tahan dalam jangka lama, tetapi relatif tidak tahan panas atau suhu yang tinggi [3].

KARAKTERISTIK LIMBAH PEMANCAR ALFA PELARUT BEKAS

Karakteristik limbah pemancar alfa pelarut bekas banyak mengandung aktinida yang radiotoksitasnya tinggi dan berumur paro panjang. Berikut disajikan jenis limbah cair pemancar alfa pelarut bekas dari proses olah ulang bahan bakar bekas reaktor jenis *Light Water Reactor* (LWR) pada Tabel 1 dan pelarut bekas pengujian bahan bakar pasca iradiasi di IRM pada Tabel 2.

Tabel 1. Komposisi limbah cair pemancar alfa pelarut bekas dari proses olah ulang bahan bakar bekas reaktor tipe LWR dalam prosen berat [5].

Senyawa	LWR 31.000 MWd/tHM (% berat)
PuO ₂	26,00
UO ₂	26,00
Am ₂ O ₃	0,50
NpO ₂	nd
RuO ₂	20,00
RhO ₂	1,50
PdO	0,05
MoO ₃	19,50
Tc ₂ O ₇	nd
ZrO ₂	6,50
(Nd,Ce) ₂ O ₃	nd
(Cs,Rb) ₂ O	nd
(Ba,Sr)O	nd
Fe ₂ O ₃	nd
Cr ₂ O ₃	nd
NiO	nd

Keterangan : nd = *not detected* (tidak terdeteksi)

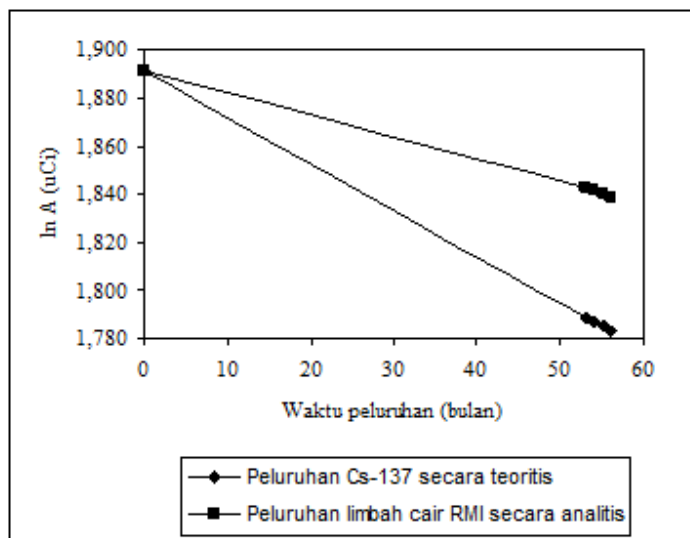
Tabel 2. Komposisi limbah cair pelarut bekas yang ditimbulkan dari pengujian bahan bakar pasca iradiasi di IRM [6].

Radionuklida	Aktivitas Jenis (Bq/mL)
Cd ¹⁰⁹	1,800
Ce ¹⁴⁴	1,200
Ru ¹⁹⁶	0,300
Cs ¹³⁴	2,600
Cs ¹³⁷	116,000
Co ⁶⁰	0,600
Co ⁵⁷	-
Np ²³⁷	-
Ba ¹³¹	0,066
Ra ²²⁶	0,042
Eu ¹⁵⁴	-
Br ⁸²	-
Aktivitas total :	122,608

Dari Tabel 1, dapat dilihat bahwa oksida radionuklida pemancar alfa (PuO_2 , UO_2 , Am_2O_3 , dan NpO_2) jumlahnya 52,50 % berat, oksida golongan platina (RuO_2 , RhO_2 , dan PdO) jumlahnya 22,00 % berat, dan oksida MoO_3 sebanyak 19,50 % berat, tidak dimanfaatkan untuk produksi isotop. Dari Tabel 2, dapat dilihat bahwa oksida dominan adalah Cs^{137} , sedangkan aktinidanya hanya Ce^{144} . Pada percobaan aktivitas versus waktu untuk limbah ini dan grafiknya dibandingkan dengan peluruhan Cs secara teoritis, maka grafik aktivitas limbah versus waktu berada di atas grafik peluruhan Cs secara teoritis. Ini menunjukkan bahwa ada beberapa aktinida yang tidak terdeteksi, sehingga limbah ini digolongkan limbah pemancar alfa yang diimobilisasi dengan polimer [6].

PROSES IMOBILISASI LIMBAH TRANS-URANIUM PELARUT BEKAS DENGAN BAHAN GELAS

Proses imobilisasi limbah dengan bahan pembentuk gelas borosilikat dikenal dengan proses vitrifikasi. Proses vitrifikasi dilakukan pada suhu 1150 °C, karena pertimbangan korosi dinding melter yaitu *monofrax K-3* agar laju korosinya tidak tinggi dan melter dengan sistem Joule heating ini didisain untuk umur sampai 5 tahun. Pada umumnya melter digunakan untuk melebur limbah aktivitas tinggi yang kandungan utamanya hasil belah dan sedikit aktinida. Gelas borosilikat tidak dapat digunakan untuk imobilisasi limbah TRU dari proses olah ulang, karena kandungan Pu nya tinggi. Kandungan Pu melebihi 4 % dalam gelas borosilikat akan membentuk pemisahan fase [7]. Oleh karena itu gelas borosilikat tidak dapat digunakan untuk imobilisasi jenis limbah pada Tabel 1. Gelas borosilikat dapat digunakan untuk imobilisasi limbah pada Tabel 2, tetapi terlalu mahal. Adanya Ce^{144} dan aktinida yang tidak terdeteksi seperti ditunjukkan Gambar 1, maka limbah ini dianggap sebagai limbah TRU. Dari gambar tersebut tampak bahwa aktivitas limbah cair IRM hasil analisis meluruh lebih lama dengan λ rerata sebesar $9,2245 \times 10^{-4}$ /bulan ($t_{1/2} = 62,58$ tahun) dibandingkan dengan aktivitas Cs^{137} secara teoritis dengan λ sebesar $1,925 \times 10^{-3}$ /bulan ($t_{1/2} = 30$ tahun). Hal ini menunjukkan bahwa limbah IRM selain mengandung radionuklida Cs^{137} juga mengandung radionuklida lain dengan umur paro yang lebih panjang, namun tidak terdeteksi. Limbah TRU dengan aktivitas alfa yang kecil lebih sesuai diimobilisasi dengan polimer karena dengan vitrifikasi sangat mahal. Polimer yang dipilih adalah polimer EPOSIR 7120 yang reaksinya eksotermis dan harga serta prosesnya murah. Bahan gelas terlalu mahal prosesnya untuk imobilisasi limbah IRM yang aktivitasnya tidak setinggi LCAT dari proses olah ulang yang perlu waktu jutaan tahun. Polimer merupakan bahan yang cocok untuk imobilisasi limbah cair IRM.



Gambar 1. Grafik logaritma aktivitas limbah cair IRM fungsi waktu peluruhan [8].

PROSES IMOBILISASI LIMBAH TRANS-URANIUM PELARUT BEKAS DENGAN BAHAN KERAMIK

Untuk membuat pellet keramik dari residu pelarut bekas, digunakan limbah simulasi dengan mengganti Pu dan U dengan Ce.

Bahan baku keramik yaitu kaolin dan bentonit (*clay*), *feldspar*, dan kuarsa sesuai yang digunakan dalam industri keramik. Kaolin dan lempung termasuk bahan plastis, yaitu bahan yang lebih besar penyusutannya (*shrinkage*) pada pengeringan dan pembakaran yang dapat menimbulkan retak pada bahan tersebut. Oleh karena itu ditambahkan *feldspar* dan kuarsa yang merupakan bahan non plastis, yaitu bahan yang tidak menyusut pada pengeringan dan pembakaran. Bahan *fluxes* yaitu alkali *feldspar* digunakan untuk menghasilkan lelehan pada pembakaran. Senyawa ini mempercepat sintering.

Keramik baru tidak perlu menggunakan bahan lempung sebagai komponen plastis, karena fungsinya dapat diganti dengan senyawa organik yang disebut *plasticizers*. Proses pembuatan dan sifat-sifat hasil dipengaruhi oleh komposisi kimia mineral bahan baku, struktur kristalnya, ukuran partikel, dan keadaan permukaannya. Semua faktor tersebut bervariasi dalam bahan alam.

Tahap untuk menghasilkan jenis keramik limbah adalah sebagai berikut:

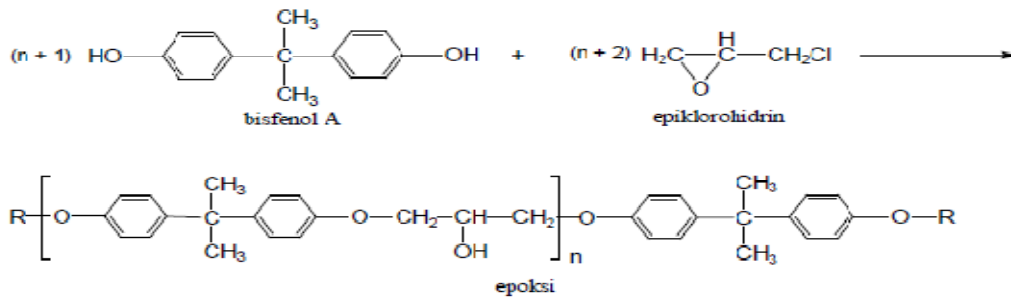
- Pengolahan awal limbah agar lebih *compatible* dicampur dengan bahan keramik. Pelarut bekas dinetralkan dengan Ca(OH)_2 , sehingga membentuk kalsium nitrat dan bereaksi dengan molibdenum oksida membentuk kalsium molibdat. Kalsium molibdat kurang volatil daripada molibdenum oksida.
- Pencampuran bahan keramik dan limbah. Untuk mencampur bahan keramik dan limbah digunakan *extruder* yang sering digunakan dalam industri keramik. Tujuannya adalah untuk menyiapkan campuran homogen. Hasil pencampuran baik, jika kandungan air campuran sekitar 30 % [1]. Waktu pencampuran sekitar 0,5 jam.
- Penekanan (*pressing*) campuran bahan keramik-limbah di atas, sampai 500 MPa. Penekanan dapat juga dilakukan pada suhu tinggi (*hot pressing*). Kompaksi yang baik mengurangi perubahan dimensi dan proses sintering.
- Pengeringan dibatasi karena mengakibatkan deformasi yang tidak diinginkan atau *cracking* karena pengambilan air yang terlalu cepat. Pengeringan keramik memerlukan pengetahuan tentang air dalam sistem pori dan transport uap melalui media berpori.
- Proses sintering dilakukan pada suhu maksimum 1350 °C, selama 30 menit. Proses sintering melibatkan penyusutan volume dan densifikasi (pemadatan) yaitu pengurangan porositas, sehingga diperoleh blok monolit keramik-limbah.

PROSES IMOBILISASI LIMBAH TRANS-URANIUM PELARUT BEKAS DENGAN POLIMER

Polimer merupakan bahan yang cocok untuk imobilisasi limbah cair TRU pelarut bekas seperti yang telah dilakukan di PNC-Jepang dalam skala industri [2]. Perubahan fase cair dan pasta menjadi padat disebut *curing* atau pengeringan. Proses ini terjadi secara fisika karena adanya penguapan pelarut atau medium pendispersi dan dapat juga karena adanya perubahan kimia, misalnya polimerisasi pembentukan ikatan silang. Proses kimia tersebut menyebabkan reaksi antara molekul-molekul yang relatif kecil dengan fase cair atau pasta, membentuk jaringan molekul yang lebih besar, padat dan tidak mudah larut. Salah satu teknologi *curing* adalah menggunakan radiasi sinar gamma atau sinar beta. Partikel foton atau elektron mula-mula mempunyai energi kinetik yang tinggi. Jika partikel tersebut menumbuk molekul suatu bahan, maka akan terjadi ionisasi, eksitasi atau pemutusan ikatan atom dalam bahan. Radiasi berenergi tinggi mempunyai daya tembus yang lebih besar daripada radiasi berenergi rendah. Pada tingkat energi sama, sinar gamma mempunyai daya tembus yang lebih besar daripada sinar beta. Interaksi sinar gamma dengan molekul polimer menyebabkan terjadinya degradasi dengan membentuk radikal bebas. Radikal bebas kemudian bereaksi dengan ikatan silang membentuk spesi yang melakukan propagasi. Reaksi selanjutnya terjadi antara spesi yang melakukan propagasi dengan molekul dalam sistem yang membentuk jaringan ikatan silang sehingga terjadi proses *curing*. Proses *curing* juga dapat terjadi karena panas yang dihasilkan pada reaksi polimerisasi yang bersifat reaksi eksotermis.

Imobilisasi limbah cair pemancar alfa pelarut bekas dari proses olah ulang bahan bakar nuklir bekas dari reaktor tipe LWR dilakukan dengan polimer epoksi yang bersifat eksotermis.

Epoksi terbentuk dari reaksi antara epiklorohidrin dengan bisfenol propana (bisfenol A) dengan persamaan reaksi, yang ditunjukkan pada Gambar 2 sebagai berikut [9,10]:



Gambar 2. Reaksi antara epiklorohidrin dengan bisfenol A [9,10].

Pengeras (*hardener*) mempunyai fungsi sebagai katalisator reaksi berantai dalam pembentukan polimer, dengan pencampuran epoksi dan pengeras tersebut terbentuklah polimer epoksi. Polimer epoksi termasuk jenis resin termoset. Resin termoset mempunyai struktur tiga dimensi. Polimer tiga dimensi adalah polimer yang dapat membentuk struktur jaringan bila monomer yang bereaksi bersifat fungsional ganda, artinya mereka dapat menghubungkan tiga atau lebih molekul yang berdekatan [11]. Bila dalam pencampuran resin epoksi dan pengeras tersebut ditambahkan pula limbah radioaktif, maka konstituen limbah akan terkungkung dalam struktur kerangka tiga dimensi polimer tersebut sebagai *filler*.

PEMBAHASAN

Pada penggunaan gelas borosilikat untuk imobilisasi limbah pada Tabel 1, tidak dapat digunakan karena terjadi pemisahan fase PuO_2 . Gelas borosilikat dapat digunakan untuk imobilisasi limbah pada Tabel 2, karena kadar aktinidanya kecil sekali dan aktinida yang lain tidak terdeteksi. Hal ini mirip yang dilakukan oleh Republik Korea, yaitu gelas borosilikat untuk imobilisasi limbah aktivitas rendah [12]. Gelas borosilikat digunakan untuk imobilisasi limbah aktivitas rendah karena reduksi volumenya besar sehingga transportasi dan disposalnya murah, walaupun proses pembuatannya mahal. Proses ini belum ekonomis di Indonesia karena harga lahan yang murah.

Pada pembuatan keramik-limbah, molibdenum oksida menyublim pada $1115\text{ }^\circ\text{C}$ di bawah suhu sintering yang digunakan. Untuk menghindari sublimasi, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ditambahkan ke campuran keramik-limbah. Pada proses sintering, kehilangan MoO_3 berkurang dari 5 % berat MoO_3 yang ada [1]. Pada limbah TRU dari IRM, MoO_3 dipisahkan untuk produksi radioisotop.

Rutenium oksida akan menyublim selama proses sintering. Selama proses pengeringan dan sintering, nitrat diuraikan dengan sempurna menjadi NO_x yang terkandung dalam gas buang. Pada $1250\text{ }^\circ\text{C}$ terjadi aerosol SO_3 yang merupakan dekomposisi CaSO_4 . Kandungan RuO_2 yang tinggi dalam limbah pemancar alfa, maka jika limbah pemancar alfa tersebut diimobilisasi dengan bahan keramik perlu penyerapan gas rutenium dengan gel silika.

Pada pembuatan polimer-limbah, dapat dilakukan proses kalsinasi limbah cair pelarut bekas pada suhu $700\text{ }^\circ\text{C}$, sehingga terjadi oksida. Oksida dicampur dengan polimer epoksi dan bahan pengeras (*hardener*) dengan perbandingan 2 : 1 dengan kandungan oksida limbah dalam polimer 20 % berat. Setelah didiamkan, terjadi *curing* membentuk polimer-limbah (epoksi-limbah). Selama proses kalsinasi, nitrat diuraikan dengan sempurna menjadi NO_x sedangkan sulfat menjadi SO_x yang terkandung dalam gas buang. Oleh karena reaksi polimerisasi eksotermik, maka MoO_3 dan RuO_2 tidak menguap, sehingga tidak perlu penyerapan gas MoO_3 dan gas RuO_2 .

Berdasarkan perbandingan proses pembuatan tersebut di atas, maka pembuatan polimer-limbah lebih sederhana karena reaksi eksotermis dan waktu *curing* yang diperlukan hanya beberapa menit. Dalam pengelolaan limbah TRU pelarut bekas, jumlah jenis limbah ini tidak banyak dalam industri nuklir, sehingga tidak timbul masalah. Dalam pengelolaan limbah aspek keselamatan dan ekonomi harus dipertimbangkan. Pada pembuatan keramik-limbah perlu penekanan dan *sintering* pada suhu tinggi. Demikian pula pengolahan gas buang pada pembuatan

keramik-limbah lebih kompleks terutama adanya molibdenum dan rutenium. Penyerapan rutenium dalam gas buang dilakukan dengan gel silika pada suhu 65 °C atau dengan campuran 6 N HCl dan etanol dengan perbandingan volume 99/1 pada 0 °C [7,13].

Perbandingan karakteristik gelas-limbah, keramik-limbah dan polimer epoksi-limbah yang masing-masing mengandung 20 % berat limbah ditunjukkan pada Tabel 3.

Tabel 3. Perbandingan karakteristik gelas-limbah, keramik-limbah dan polimer epoksi-limbah yang masing-masing mengandung 20 % berat limbah [7,14,15].

Karakteristik	Gelas-Limbah	Keramik-Limbah	Polimer Epoksi-Limbah
Berat Jenis (g/cm ³)	2,75	2,00	1,13
Kuat Tekan (kN/cm ²)	-	12,00	16,00
Laju Pelindihan (g.cm ⁻² .hari ⁻¹)	2,3 x 10 ⁻⁵ (100 °C, 1 atm, 24 jam)	2 x 10 ⁻⁴ (200 °C, 8 MPa)	nd (100 °C, 1 atm, 6 jam)

Berdasarkan aspek penanganan gas buang, proses pembuatan keramik-limbah lebih kompleks karena suhu prosesnya lebih tinggi, sedangkan berdasarkan kuat tekan, maka keramik-limbah dan polimer epoksi-limbah memenuhi standar kuat tekan. Hal ini karena kuat tekan keramik-limbah dan polimer epoksi-limbah lebih tinggi dari pada kuat tekan standar keramik dan kuat tekan standar epoksi. Standar kuat tekan keramik adalah 10 kN/cm² [5]. Standar kuat tekan untuk polimer adalah 14 kN/cm² [14].

Dari segi laju pelindihan, maka laju pelindihan gelas-limbah dengan air bebas mineral (pada 100 °C, 24 jam) adalah 2,3 x 10⁻⁵ g.cm⁻².hari⁻¹ sedangkan laju pelindihan keramik-limbah dengan air bebas mineral (pada 200 °C, 8 MPa) adalah 2 x 10⁻⁴ g.cm⁻².hari⁻¹ dan polimer epoksi-limbah menunjukkan tidak terdeteksi adanya radionuklida yang terlindih. Gaya dorong laju pelindihan adalah beda konsentrasi suatu unsur di dalam gelas-limbah, keramik-limbah atau polimer epoksi-limbah dan kadar suatu unsur dalam air pelindih. Beda konsentrasi radionuklida pada uji pelindihan secara dinamik (air pelindih mengalir seperti pada alat *soxhlet* pada suhu 100 °C, tekanan 1 atm) lebih besar dari pada secara statik. Hal ini karena pada uji pelindihan secara dinamik air destilat yang kontak dengan gelas-limbah, keramik-limbah atau polimer epoksi-limbah tidak mengandung unsur-unsur atau radionuklida yang ada dalam limbah dan unsur lainnya, sehingga beda konsentrasi suatu unsurnya besar. Pada uji pelindihan secara statik, dilakukan pada suhu kamar dan tekanan 1 atm, dengan air yang menggenang atau diam. Air pelindih mula-mula tidak mengandung unsur atau radionuklida dalam gelas-limbah, keramik-limbah atau polimer epoksi-limbah serta unsur yang lain. Adanya pelindihan radionuklida atau unsur dari dalam gelas-limbah, keramik-limbah atau polimer epoksi-limbah ke air pelindih akan menekan laju pelindihan radionuklida atau unsur lebih lanjut. Pengaruh suhu akan menaikkan laju pelindihan radionuklida atau unsur dari dalam gelas-limbah, keramik-limbah atau polimer epoksi-limbah ke lingkungan [15]. Pelindihan gelas-limbah, keramik-limbah, dan polimer epoksi-limbah dengan air bebas mineral pada suhu kamar dan tekanan 1 atm sangat kecil sekali. Laju pelindihan radionuklida atau unsur dari gelas-limbah selama 1 tahun pada suhu kamar dan tekanan 1 atm sama dengan selama 1 hari pada suhu 100 °C, tekanan 1 atm [11,15].

Dari segi berat jenis hasil imobilisasi limbah, berat jenis polimer epoksi-limbah yang lebih kecil dibandingkan dengan berat jenis gelas-limbah maupun berat jenis keramik-limbah, akan memudahkan transportasi dan penyimpanannya.

Ketahanan radiasi gelas-limbah, keramik-limbah, dan polimer epoksi-limbah terhadap radiasi alfa dari radionuklida dalam limbah adalah terjadinya reaksi inti, sehingga terjadi perubahan komposisi. Terjadinya perubahan komposisi ini dapat ditentukan dari perubahan densitas dan kuat tekannya. Gelas-limbah, keramik-limbah, dan polimer epoksi-limbah dengan kandungan limbah TRU 20 % berat, tahan terhadap radiasi alfa [1, 16].

Berdasarkan data dan pembahasan di atas, polimer epoksi dipilih untuk imobilisasi limbah TRU karena proses pembuatan dan penanganan gas buangnya lebih sederhana, lebih murah karena prosesnya pada suhu yang lebih rendah (kalsinasi limbah 700 °C dan reaksi polimerisasinya eksotermis), dan karakteristiknya telah memenuhi standar. Polimer epoksi dapat digunakan untuk imobilisasi limbah TRU yang aktivitasnya lebih rendah dan kandungan jenis radionuklidanya lebih sedikit.

KESIMPULAN

Dari aspek penanganan gas buang proses pembuatan keramik-limbah lebih kompleks daripada vitrifikasi dan polimerisasi, karena suhu prosesnya lebih tinggi, sehingga RuO_2 dan MoO_3 menguap dan mengalir bersama gas buang. Kuat tekan dan laju pelindihan gelas-limbah, keramik-limbah dan polimer epoksi-limbah memenuhi syarat. Berat jenis polimer epoksi-limbah yang lebih kecil dari pada gelas-limbah dan keramik-limbah memudahkan dalam transportasi dan penyimpanannya. Gelas-limbah, keramik-limbah dan polimer epoksi-limbah dengan kandungan limbah TRU 20 % berat tahan terhadap radiasi alfa. Berdasarkan pertimbangan di atas dipilih polimer epoksi-limbah untuk imobilisasi limbah TRU pelarut bekas. Polimer epoksi dapat digunakan untuk imobilisasi limbah TRU pelarut bekas bahan bakar teriradiasi dari IRM.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. RIEGE U., et. Al, "Evaluation of Ceramic Materials as A Matrix For Solidification of Alpha-Bearing Wastes", Management of Alpha-Contaminated Waste, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1981.
- [2]. IAEA, "Spent Fuel Performance Assessment and Research", IAEA-TECDOC 1343, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2003.
- [3]. PNC's GUIDE BOOKS, "Status of High Level and Trans-Uranium Waste Management in PNC", Tokyo-Japan, 1986.
- [4]. MENDEL J.E., "The Fixation of High Level Wastes in Glasses", Pacific Northwest Laboratory, Washington 99352, 1985.
- [5]. LOIDA A., "Solidification of TRU-Waste By Embedding into An Aluminium Silicate Based Ceramic Matrix", Institute fuer Nukleare Entsorgungstechnik (INE), D-7500 Karlsruhe 1, 1984.
- [6]. MARTONO H., "Pengolahan Limbah Cair Hasil Samping Perngujian Bahan Bakar Pasca Irradiasi Dari Instalasi Radiometalurgi", Prosiding Seminar Nasional XV, Kimia Dalam Industri dan Lingkungan, Jaringan Kerjasama Kimia Indonesia, Yogyakarta, 2006.
- [7]. MARTONO, H., "Characterization of Waste-Glass and Treatment of High Level Liquid Waste", Report at Tokai Works, Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation, PNC-Japan, 1988.
- [8]. AISYAH, dkk., "Pengolahan Limbah Cair dari Instalasi Radiometalurgi Secara Penyerapan dan Kondisioning", Prosiding Hasil Penelitian dan Kegiatan, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, Serpong, 2008.
- [9]. TATA SURDIA M.S. and SHINROKU SAITO, "Pengetahuan Bahan Teknik", PT. Pradnya Paramita, Jakarta, 1992.
- [10]. JOEL R. FRIED, "Polymer Science and Technology", Prentice Hall Inc., USA, 1995.
- [11]. VAN VLACK, L.H., dan SRIATI DJAPRIE, "Ilmu dan Teknologi Bahan (Ilmu Logam dan Bukan Logam)", Erlangga, Jakarta, 1986.
- [12]. MARTONO, H., "Report of Training on Radioactive Waste Treatment and Disposal at Korea Atomic Energy Research Institute", Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, Serpong, 1999.
- [13]. HORIE, M., "Advanced Technology of High Level Liquid Waste Management by Super High Temperature Method", Waste Management Seminar, Tucson Arizona, USA, 2000.
- [14]. IAEA, "Immobilization of Low and Intermediate Level Radioactive Waste with Polymers", Technical Reports Series No. 289, IAEA, Vienna, 1988.
- [15]. HLAVAC J., "The Technology of Glass and Ceramics", Department of Silicate, Institute of Chemical Technology Prague, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam-Oxford-New York, 1983.
- [16]. MARTONO, H., AISYAH, "Efek Radiasi Terhadap Gelas-Limbah Hasil Vitrifikasi", Prosiding Pertemuan dan Presentasi Ilmiah Penelitian Dasar Iptek Nuklir, P3TM-BATAN, Yogyakarta, 2003.

BIOAKUMULASI ^{137}Cs OLEH KEONG SAWAH (*P. AMPULLACEA*) DENGAN MENGGUNAKAN METODA KOMPARTEMEN TUNGGAL

Eka Putri*, Heny Suseno**, Safni*

*Pascasarjana Jurusan Kimia, Universitas Andalas

**Pusat Teknologi Limbah Radioaktif – BATAN

Kawasan PUSPIPTEK, Serpong - Tangerang

*corresponding author : henis@batan.go.id

ABSTRAK

BIOAKUMULASI ^{137}Cs OLEH KEONG SAWAH (*P. AMPULLACEA*) DENGAN MENGGUNAKAN METODA KOMPARTEMEN TUNGGAL.

Kemampuan keong sawah (*Pila ampullacea*) mengakumulasi ^{137}Cs dengan menggunakan metoda kompartemen tunggal. Operasional fasilitas nuklir memungkinkan lepasnya radionuklida ke lingkungan dan masuk ke dalam jejaring makanan. Radionuklida ^{137}Cs yang terlepas ke lingkungan akuatik dapat diakumulasi oleh berbagai organisme seperti ikan, moluska, krustasea, tumbuhan air dan sebagainya. Penelitian bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* dilakukan dengan menggunakan air tawar dalam kondisi laboratorium. Dari hasil penelitian menunjukkan Faktor Biokonsentrasi (BCF) ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* berdasarkan ukuran adalah berkisar antara 13.50 – 111.01 L. Kg⁻¹, dan distribusi radionuklida didalam tubuh *P. ampullacea* berkisar antara 65 – 92 % pada jaringan lunak dan 8 – 23 % pada cangkang. Sedangkan pada variasi pH Faktor Biokonsentrasi (BCF) ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* berkisar antara 95.99 – 215.96 L. Kg⁻¹, dan distribusi radionuklida didalam tubuh *P. ampullacea* berkisar antara 82 – 86 % pada jaringan lunak dan 13 – 16 % pada cangkang. Radionuklida ^{137}Cs diakumulasi oleh *P. ampullacea* di pengaruhi oleh beberapa faktor diantara adalah ukuran dari biota dan kondisi lingkungan hidupnya.

Kata kunci: Bioakumulasi, *P. ampullacea*, radionuklida, ^{137}Cs

ABSTRACT

*Ability of snail (P. ampullacea) accumulate ^{137}Cs by using a single compartment method. Operational nuclear facility allows the release of radionuclides into the environment and into the food network. Radionuclides ^{137}Cs were released into the environment can be accumulated by aquatic organisms such as fish, molluscs, crustaceans, aquatic plants, etc. Research bioaccumulation ^{137}Cs by *P. ampullacea* performed using fresh water under laboratory conditions. The results showed Bioconcentration Factor (BCF) ^{137}Cs by *P. ampullacea* by size is between 13.50-111.01 L.Kg⁻¹, and the distribution of radionuclides in the body *P. ampullacea* ranged between 65-92% of the soft tissue and 8-23% in the shell. While at variation pH Bioconcentration Factor (BCF) ^{137}Cs by *P. ampullacea* ranged from 95.99-215.96 L.Kg⁻¹, and the distribution of radionuclides in the body *P. ampullacea* ranged between 82-86% of the soft tissue and 13-16% in the shell. Radionuclide ^{137}Cs accumulated by *P. ampullacea* is influenced by several factors among is the size of the biota and the environment conditions.*

Keywords: Bioaccumulation, *P. canaliculata*, ^{137}Cs

PENDAHULUAN

Operasional fasilitas nuklir memungkinkan lepasnya radionuklida ke lingkungan dan masuk ke dalam jejaring makanan. Meskipun radionuklida yang umumnya dianggap sebagai mikropolutan di laut tetapi elemen ini dapat terakumulasi pada organisme laut⁽¹⁾. Radionuklida ^{137}Cs merupakan salah satu produk aktivasi neutron yang berasal dari operasi reaktor nuklir dan dapat masuk ke alam melalui lingkungan akuatik⁽²⁾.

Radionuklida buatan termasuk ^{137}Cs yang berumur panjang dapat menyebar ke seluruh dunia terutama atmosfer melalui kecelakaan dan tes senjata nuklir. Selain itu, radionuklida hadir

dalam limbah reaktor nuklir, fabrikasi bahan bakar, pengolahan dan fasilitator produksi radioisotop dan kegiatan lain seperti penggunaan radioisotop dalam bidang kedokteran, industri dan pertanian. Radiocesium, produk fisi antropogenik, berwaktu paruh panjang, dan terakumulasi⁽³⁾.

Berbagai studi bioakumulasi radionuklida antropogenik sudah dilakukan. Diantaranya moluska dan ikan *chanos chanos* untuk radionuklida merkuri, ^{60}Co dan ^{137}Cs oleh kerang hijau^(4,5). Bioakumulasi radionuklida ^{137}Cs oleh *zebra fish*⁽⁶⁾ dan bioakumulasi radionuklida ^{137}Cs oleh *cat fish*⁽⁷⁾. Studi bioakumulasi ^{137}Cs di lingkungan sekitar lokasi reaktor nuklir di Serpong diperlukan untuk mengantisipasi dampak lingkungan yang ditimbulkannya.

Keong sawah dalam ekosistem akuatik mempunyai posisi paling bawah pada jejaring makanan. Keong sawah telah banyak dikonsumsi oleh manusia sebagai makanan tambahan seperti: sate keong sawah dan lain – lainnya, sehingga menjadi sumber utama paparan radionuklida pada manusia. *P. ampullacea* banyak dibudidayakan dan banyak dikonsumsi oleh masyarakat karena harganya cukup terjangkau. Sehingga mempunyai potensi mengakumulasi ^{137}Cs yang terlarut dalam perairan. Adapun perilaku bioakumulasi ^{137}Cs dalam tubuh *P. ampullacea* belum banyak diketahui.

Pada penelitian ini dilakukan studi bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* melalui jalur air dengan menggunakan metoda biokinetik kompartemen tunggal. Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui daya akumulasi ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* dan menganalisis pengaruh pH media terhadap bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. ampullacea*.

TATA KERJA

Bahan dan Alat

Bahan yang digunakan adalah air tawar yang berasal dari depot isi ulang yang difiltrasi dilaboratorium Bidang Radioekologi Kelautan PTLR BATAN, radionuklida ^{137}Cs , Keong Sawah (*Pila ampullacea*). Peralatan yang digunakan adalah peralatan gelas, bak akuarium, batu aerasi, pompa bak akuarium, spektroskopi gamma dengan detektor NaI(Tl), potensiometer (EDAQ).

Aklimatisasi

Pertama – tama dipilih *P. ampullacea* dengan variasi berat dan ukuran yang berbeda – beda dipilih beberapa ekor. Biota air tawar yang digunakan sebagai hewan uji adalah *P. ampullacea* yang diperoleh dari sawah sekitar PUSPIPTEK, lalu ditransportasikan ke laboratorium untuk dilakukan aklimatisasi. Aklimatisasi bertujuan untuk menghilangkan stress *P. ampullacea* dalam kondisi akuarium sehingga bisa digunakan dalam percobaan bioakumulasi. Aklimatisasi dilakukan dengan menempatkan beberapa *P. ampullacea* yang diambil dari sawah kedalam akuarium berkapasitas 100 L yang dilengkapi dengan sistem penyaringan bertingkat, penghilang buih dan aerator. Seluruh proses aklimatisasi dilakukan 1 – 2 minggu tanpa pemberian kontaminan.

Bioakumulasi Variasi Ukuran

Penandaan air tawar dengan radionuklida ^{137}Cs dilakukan dengan menambahkan kontaminan sebanyak 4 ml didalam wadah sebesar 2000 ml kedalam akuarium berukuran kecil. Setelah dihomogenisasi selama 24 jam. Kemudian beberapa ekor *P. ampullacea* dimasukkan kedalam akuarium tersebut dan dibiarkan hidup normal dan diberi makan 1 kali sehari. Kandungan ^{137}Cs didalam *P. ampullacea* dianalisis menggunakan spektrometer gamma dengan menggunakan detektor sintilasi NaI(Tl) pada interval waktu tertentu. Analisis dilakukan dengan mencacah daging *P. ampullacea* tersebut selama 5 menit, kesalahan (*error*) pencacahan tidak boleh lebih dari 10%. *P. ampullacea* yang telah dianalisis ditempatkan dalam medium baru yang mengandung ^{137}Cs dan setelah terkontaminasi selama 24 jam berikutnya kembali dianalisis dengan spektrometer gamma dengan menggunakan detektor sintilasi NaI(Tl). Kemampuan bioakumulasi dinyatakan dengan nilai faktor konsentrasi (CF) dengan persamaan 1:

$$CF = \frac{C_b}{C_a} \quad (1)$$

Dimana: CF adalah faktor konsentrasi (mL.g^{-1}), C_b adalah konsentrasi ^{137}Cs dalam tubuh *P. ampullacea* (Bq.g^{-1}) dan C_a adalah konsentrasi ^{137}Cs dalam air (Bq.mL^{-1})

Depurasi Variasi Ukuran

Setelah menjalani proses bioakumulasi, beberapa ekor keong ditempatkan kedalam akuarium yang berisi air tawar bebas kontaminan dalam kondisi mengalir (debit 10 L/jam), kemudian dilakukan pemberian pakan 1 kali sehari. Secara periodik, keong dianalisis kandungan ^{137}Cs menggunakan spektrometer gamma dengan menggunakan detektor sintilasi NaI(Tl). Untuk memperoleh data pelepasan kontaminan. Konstanta laju pelepasan (k_e) diperoleh dari *slope* grafik waktu (t) terhadap konsentrasi (C). retensi kontaminan dari masing-masing jalur dinyatakan dalam waktu paruh biologi ($t_{1/2b}$) yang dihitung dengan persamaan

$$t_{1/2b} = \frac{\ln(2)}{k_e} \quad (2)$$

Bioakumulasi Variasi pH Media

Media air yang digunakan untuk eksperimen bioakumulasi diatur pada pH 6.5 ; 7 ; 7.5 ; dan 8. Kontrol kondisi eksperimen sebanyak 2 L media yang digunakan untuk eksperimen diukur perubahan pH setiap 5 menit dan direkam menggunakan alat *recorder*. Jika tidak terjadi fluktuasi pH maka media tersebut dapat digunakan untuk eksperimen. Media tersebut ditandai oleh ^{137}Cs dan dihomogenasi selama 24 jam setelah proses homogenasi biota dimasukkan ke dalam media. Kandungan ^{137}Cs didalam *P. ampullacea* dianalisis menggunakan spektrometer gamma dengan menggunakan detektor sintilasi NaI(Tl) pada interval waktu tertentu. Analisis dilakukan dengan mencacah daging *P. ampullacea* tersebut selama 5 menit, kesalahan (*error*) pencacahan tidak boleh lebih dari 10%. Percobaan yang sama dilakukan pada pH 7 ; 7.5 ; dan 8.

Depurasi Variasi pH Media

Setelah menjalani proses bioakumulasi, seluruh *Pila ampullacea* ditempatkan kedalam akuarium yang berisi air tawar bebas kontaminan dalam kondisi mengalir (debit 10 L/jam), kemudian dilakukan pemberian pakan 1 kali sehari. Secara periodik, keong dianalisis kandungan ^{137}Cs menggunakan spektrometer gamma dengan menggunakan detektor sintilasi NaI(Tl). Untuk memperoleh data pelepasan kontaminan. Konstanta laju pelepasan (k_e) diperoleh dari *slope* grafik waktu (t) terhadap konsentrasi (C). retensi kontaminan dari masing-masing jalur dinyatakan dalam waktu paruh biologi ($t_{1/2b}$) yang dihitung dengan persamaan

$$t_{1/2b} = \frac{\ln(2)}{k_e} \quad (3)$$

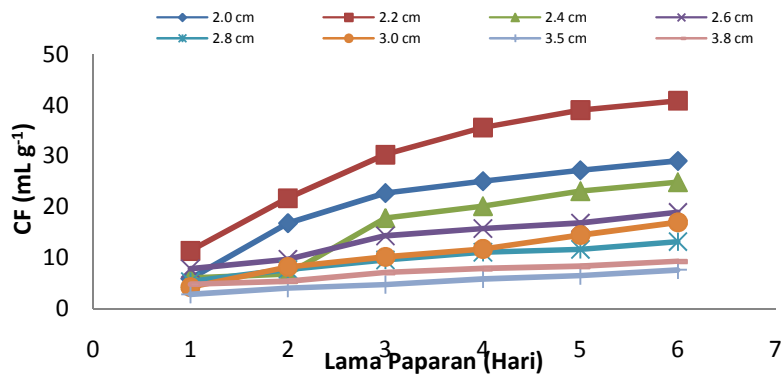
HASIL DAN PEMBAHASAN

Bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. ampullacea*

Pengambilan dan retensi pencemar oleh makhluk hidup mengakibatkan peningkatan kepekatan yang dapat memiliki pengaruh yang merusak. Proses ini dapat terjadi oleh penyerapan langsung dari lingkungan sekeliling atau oleh penyerapan suatu pencemar melalui jalur makanan. Bioakumulasi dalam organisme yang hidup diperairan adalah langkah pertama sebelum organisme tersebut menunjukkan responnya terhadap pencemaran dalam siklus biogeokimia⁽¹¹⁾. Untuk menafsirkan efek kerusakan terhadap lingkungan dari beberapa polutan yang terdistribusi ke lingkungan dapat diuji dengan menggunakan spesies yang mewakili lingkungan yang ada di perairan tersebut. Spesies yang diuji harus dipilih atas dasar kesamaan biokimia dan fisiologis dari spesies yang digunakan pada percobaan.

Pengaruh Ukuran *P. canaliculata* Terhadap Bioakumulasi ^{137}Cs

Kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *P. canaliculata* oleh berbagai ukuran dapat dilihat pada Gambar 1.

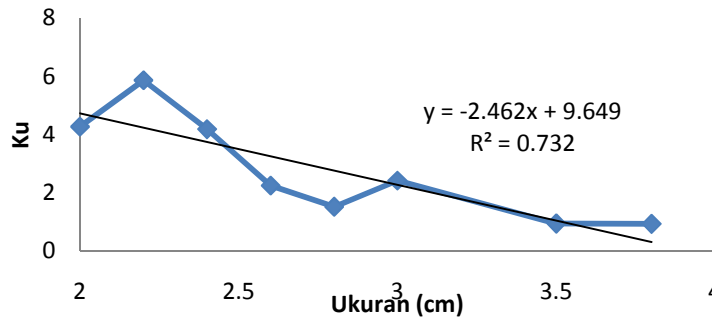


Gambar 1. Kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* dari jalur air yaitu menggunakan air tawar.

Mengacu Gambar 1 nilai Faktor Konsentrasi ^{137}Cs setelah 1 hari terpapar berkisar antara 2.86 sampai dengan 11.41 mL g^{-1} , dan setelah 6 hari terpapar nilai Faktor Konsentrasi tersebut berkisar antara 7.65 sampai dengan 40.94 mL g^{-1} . Nilai tersebut mengindikasikan bahwa jika dalam kondisi lingkungan air tawar yang terkontaminasi oleh ^{137}Cs , setelah 1 hari *P. ampullacea* mampu mengakumulasi 2.86 sampai dengan 11.41 mL g^{-1} kali konsentrasi ^{137}Cs yang terdapat dalam air tawar. Setelah hari ke – 6 terpapar ^{137}Cs , proses bioakumulasi mencapai kondisi tunak (*steady state*) pada kondisi ini laju pengambilan ^{137}Cs sama dengan laju pelepasannya.

Nilai slope yang diperoleh dari Gambar 1 merupakan nilai yang mempresentasikan laju pengambilan kontaminan ^{137}Cs oleh *P. ampullacea*. Berdasarkan nilai slope untuk masing – masing biota diperoleh bahwa laju pengambilan (ku) ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* dengan berukuran 3.8 cm lebih rendah dari pada yang *P. ampullacea* berukuran lebih kecil. Nilai laju pengambilan (ku) ^{137}Cs oleh *P. Ampullacea* yang berukuran 2.0 ; 2.2 ; 2.4 ; 4. ; 2.8 ; 3.0 ; 3.5 ; 3.8 cm berurut – berturut adalah 4.264 ; 5.857 ; 4.172 ; 2.233 ; 1.506 ; 2.409 ; 0,925 ; dan 0.913 mL g^{-1} .

Pengaruh ukuran biota terhadap kecepatan pengambilan ^{137}Cs tersaji pada Gambar 2.



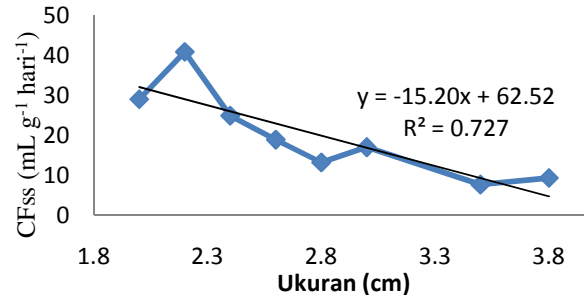
Gambar 2.. Hubungan antara ukuran dengan kecepatan pengambilan ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* dari jalur air yaitu menggunakan air tawar.

Ukuran biota mempengaruhi kecepatan pengambilan ^{137}Cs . Diperoleh hubungan kecepatan pengambilan berdasarkan persamaan:

$$y = -2.462x + 9.649 \quad R^2 = 0.732 \quad (4)$$

mengacu pada persamaan menunjukkan setiap penambahan ukuran biota per cm maka kecepatan pengambilan turun sebesar 2.462 kali

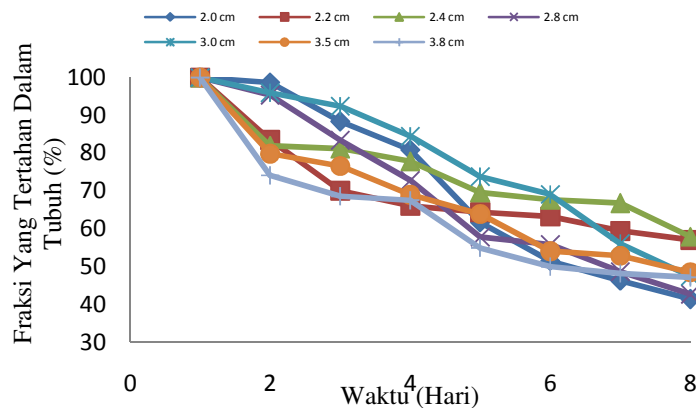
Adapun pengaruh ukuran *P. ampullacea* terhadap Faktor Konsentrasi pada saat *steady state uptake* ^{137}Cs ditunjukkan pada Gambar 3.



Gambar 3. Pengaruh ukuran *P. ampullacea* terhadap nilai Faktor Konsentrasi pada saat *steady state* dicapai.

Pada saat proses bioakumulasi, besar kecilnya ukuran dari tubuh biota yang akan kita gunakan (*P. ampullacea*) berpengaruh, hal ini dimungkinkan karena pada ukuran yang lebih kecil, memiliki luas permukaan kontak antara kontaminan dengan *P. ampullacea* lebih luas dibandingkan ukuran *P. ampullacea* yang lebih besar. Proses bioakumulasi pada reaksi biokimia antara ^{137}Cs dengan sel target pada biota. Dalam reaksi kimia dipengaruhi oleh luas permukaan (Brunner, 1994).

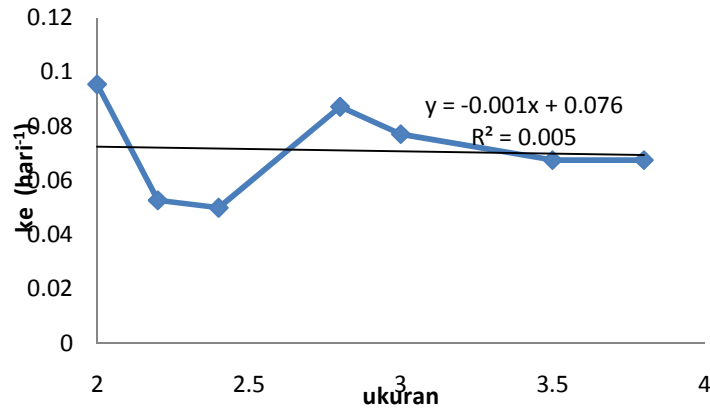
Proses bioakumulasi selalu dihitung berdasarkan pada biokinetika pengambilan dan pelepasan. Berpijak pada hal tersebut maka mekanisme pelepasan ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* yang dipresentasikan melalui persen retensi merupakan kajian yang juga perlu diperhatikan. Pada proses pelepasan ini dapat diketahui sampai berapa lama kontaminan dapat bertahan dalam tubuh *P. ampullacea* setelah masukan kontaminan berhenti. Hasil percobaan pelepasan ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* yang dipresentasikan melalui persen retensi dalam tubuh hewan percobaan ditunjukkan pada Gambar 4.



Gambar 4. Kemampuan eliminasi ^{137}Cs oleh *P. ampullacea*

Berdasarkan eksperimen biokinetika pelepasan ^{137}Cs dari air tawar oleh *P. ampullacea* dapat ditentukan waktu paruh biologis. Perhitungan waktu paruh biologis menggunakan persamaan $t_{1/2} = \ln 2 / ke$ dengan terlebih dahulu menentukan nilai *slope* (*Ke*) yang diperoleh dari koefisien korelasi pelepasan ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* yang berukuran 2.0 ; 2.2 ; 2.4 ; 2.8 ; 3.0 ; 3.5 ; dan 3.8 cm berurut – berturut sebesar 0.09547 ; 0.05276 ; 0.04995 ; 0.08718 ; 0.07714 ; 0.06760 ; dan 0.06762 hari⁻¹ diperoleh waktu tinggal biologis secara berturut – turut adalah sebesar 7.26 ; 13.14 ; 13.88 ; 7.95 ; 8.99 ; 10.25 ; dan 10.25 hari⁻¹.

Adapun pengaruh ukuran *P. ampullacea* terhadap laju pelepasan ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* ditunjukkan pada Gambar 5.



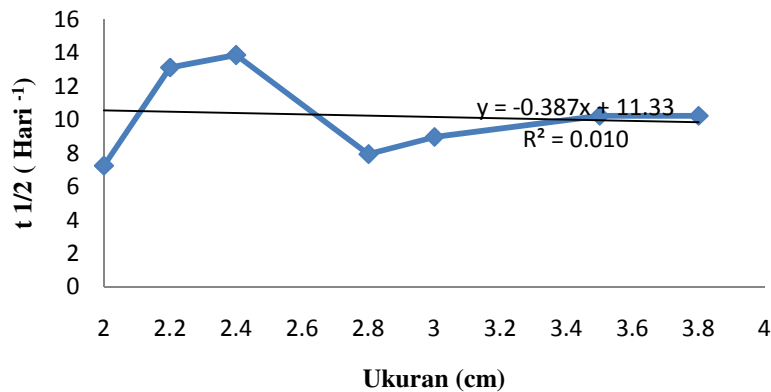
Gambar 5. Hubungan antara laju pelepasan dengan ukuran *P. ampullacea*.

Dari nilai laju pelepasan tersebut dapat diketahui bahwa ukuran *P. ampullacea* tidak mempengaruhi secara signifikan proses pelepasan ^{137}Cs dari *P. ampullacea*. Diperoleh hubungan kecepatan pelepasan berdasarkan persamaan:

$$y = -0.001x + 0.076 \quad R^2 = 0.005 \quad (5)$$

Berdasarkan pada persamaan diatas menunjukkan setiap penambahan ukuran biota tidak mempengaruhi laju pelepasan ^{137}Cs dari *P. ampullacea*.

Adapun pengaruh ukuran *P. ampullacea* terhadap waktu tinggal biologis ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* ditunjukkan pada Gambar 6.



Gambar 6. Hubungan antara waktu tinggal biologis ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* dan ukuran *P. ampullacea*.

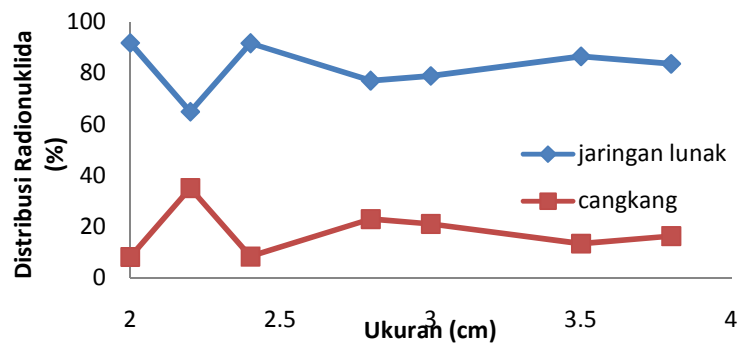
Berdasarkan hasil eksperimen nilai $t_{1/2}$ tersebut dapat dilihat bahwa pada *P. ampullacea* dengan ukuran 2.0 cm lebih cepat dibandingkan *P. ampullacea* dengan ukuran yang lebih besar. Artinya dari nilai ini adalah ^{137}Cs yang terkandung dalam jaringan *P. ampullacea* berkurang setengahnya setelah 7.26 sampai 13.88 hari. Dengan demikian dapat diprediksikan dampak kontaminasi pencemar terhadap biota yang dapat hilang setelah jangka waktu tertentu, hal ini juga dapat digunakan dalam mewujudkan program ketahanan pangan dalam upaya mengurangi dampak kontaminasi terhadap manusia.

Perkiraan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs dari jalur air dihitung dengan menggunakan persamaan:

$$BCF = \frac{ku}{ke} \quad (6)$$

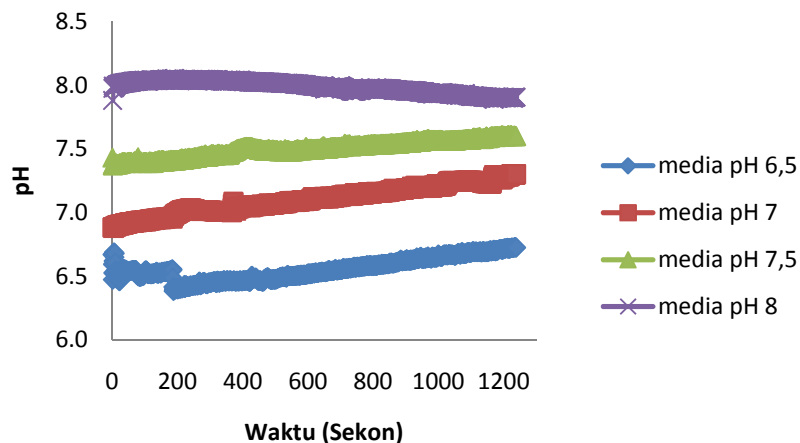
Hasil perhitungan BCF ^{137}Cs dari *P. ampullacea* berbagai ukuran secara berturut-turut adalah 44.66 ; 111.01 ; 83.52 ; 17.27 ; 31.23 ; 13.68 ; dan 13.50 L . Kg⁻¹.

Organisme memiliki kecenderungan dan pola tertentu dalam hal akumulasi dan eliminasi logam dari dalam tubuhnya. Beberapa organisme mengakumulasi secara cepat akan tetapi akan mengeliminasi kembali secara lambat dari dalam tubuhnya. Proses kesetimbangan antara pengambilan dan pelepasan logam disebut dengan regulasi akumulasi. Regulasi ini dilakukan pada tingkatan organ tertentu. Regulasi ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* ditunjukkan oleh Gambar 7.



Gambar 7. Distribusi radionuklida didalam tubuh *P. ampullacea* pada variasi ukuran.

Mengacu pada Gambar 8. *P. ampullacea* lebih banyak terkandung pada jaringan lunak yaitu sekitar 60 – 90 %. Hal yang sama ditunjukkan oleh eksperimen yang dilakukan oleh Ke *et al*⁽⁹⁾, dimana fraksi terbesar ^{137}Cs berada pada jaringan lunak dan kebanyakan berada pada cairan pencernaan. Akumulasi ^{137}Cs pada bagian daging ikan *Silurus Asotus Linnaeus* 75% lebih besar dari pada 25% pada bagian kulit/sisik ikan.⁽³⁾

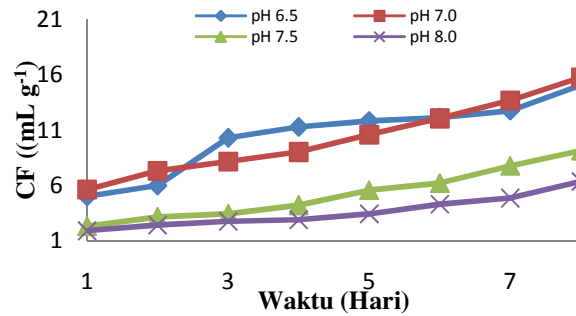


Gambar 8. Scanning pH media selama ± 24 jam menggunakan alat Potensiometer.

Variasi pH media

Pada variasi pH lingkungan atau media *P. ampullacea* di lakukan beberapa variasi pH diantaranya pH 6,5 ; 7,0 ; 7,5 ; dan 8. Untuk masing – masing media dilakukan pengecekan kondisi pH menggunakan alat potensiometer selama ± 24 jam. Setelah dilakukan pengecekan selama ± 24 jam dari Gambar 8 dapat dilihat tidak adanya kenaikan pH yang berarti, bisa dikatakan pH media yang nantinya akan digunakan cukup stabil.

Bioakumulasi ^{137}Cs pada variasi pH media, kenaikan konsentrasi terhadap lamanya kontak dengan ^{137}Cs dalam air tawar yang dipresentasikan melalui Faktor Konsentrasi pada *P. ampullacea* yang ditunjukkan pada Gambar 9 dibawah ini :

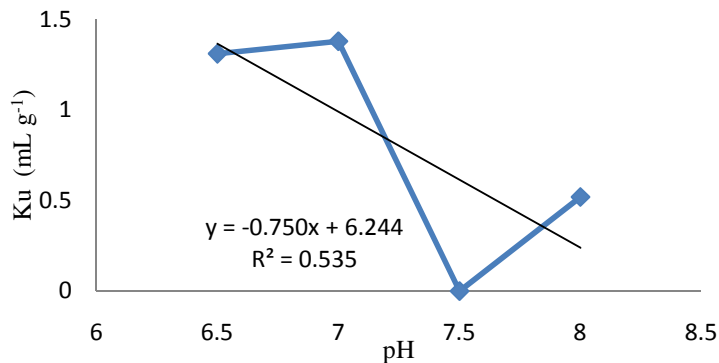


Gambar 9. Kemampuan *P.ampullace* mengakumulasi ^{137}Cs pada variasi pH 6.5; 7; 7.5 dan 8.

Mengacu Gambar 9 nilai Faktor Konsentrasi ^{137}Cs setelah 1 hari terpapar berkisar antara 1.90 sampai dengan 5.64mL g⁻¹, dan setelah 8 hari terpapar nilai Faktor Konsentrasi tersebut berkisar antara 6.37 sampai dengan 15.78mL g⁻¹. Nilai tersebut mengindikasikan bahwa jika dalam kondisi lingkungan air tawar yang terkontaminasi oleh ^{137}Cs , setelah 1 hari *P. ampullacea* mampu mengakumulasi 1.90sampai dengan 5.64mL g⁻¹ kali konsentrasi ^{137}Cs yang terdapat dalam air tawar. Setelah hari ke – 8 terpapar ^{137}Cs , proses bioakumulasi mencapai kondisi tunak (*steady state*) pada kondisi ini laju pengambilan ^{137}Cs sama dengan laju pelepasannya.

Nilai slope yang diperoleh dari Gambar 9 merupakan nilai yang mempresentasikan laju pengambilan kontaminan ^{137}Cs oleh *P. ampullace*. Berdasarkan nilai slope untuk masing – masing variasi pH diperoleh bahwa laju pengambilan (*ku*) ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* pada pH 7 lebih tinggi dari pada yang *P. ampullacea* pada variasi pH yang sedikit lebih basa maupun sedikit asam. Nilai laju pengambilan (*ku*) ^{137}Cs oleh *P.Ampullaceal* pada variasi pH 6.5 ; 7.0 ; 7.5 ; dan 8.0 berurut – berturut adalah 1.311; 1.380 ; 0.963 ; dan 0.520mL g⁻¹.

Pengaruh pH lingkungan *P. ampullacea* terhadap kecepatan pengambilan ^{137}Cs tersaji pada Gambar 10.



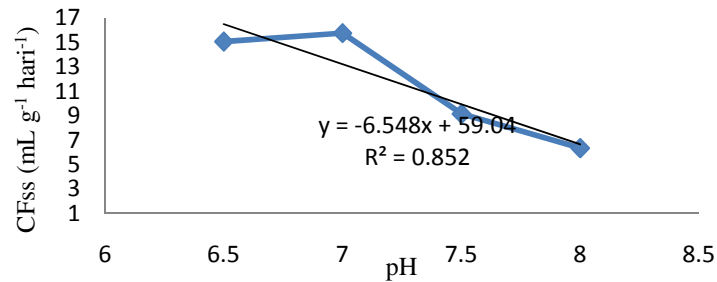
Gambar 10. Hubungan antara pH lingkungan *P. ampullacea* dengan kecepatan pengambilan ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* dari jalur air yaitu menggunakan air tawar

Kondisi pH lingkungan *P. ampullacea* mempengaruhi kecepatan pengambilan ^{137}Cs . Diperoleh hubungan kecepatan pengambilan berdasarkan persamaan:

$$y = -0.750x + 6.244 \quad R^2 = 0.535 \quad (7)$$

mengacu pada persamaan menunjukkan setiap kenaikan pH lingkungan *P. ampullacea* maka kecepatan pengambilan turun sebesar 0.750 kali.

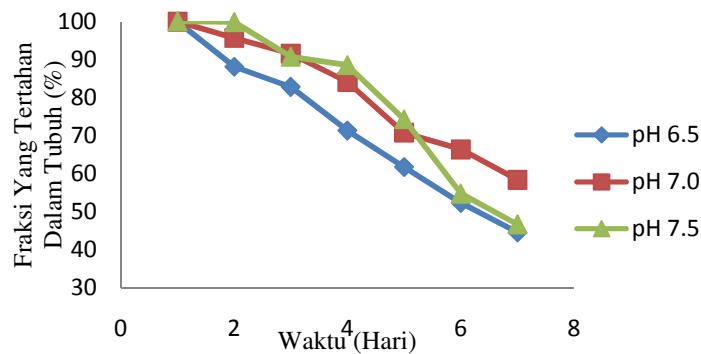
Adapun pengaruh variasi pH lingkungan *P. Ampullacea* terhadap nilai Faktor Konsentrasi pada saat *steady state* yang ditunjukkan pada Gambar 11.



Gambar 11. Pengaruh pH lingkungan *P. ampullacea* terhadap nilai Faktor Konsentrasi pada saat *steady state* dicapai.

Hal ini terjadi diakibatkan oleh kondisi pH lingkungan yaitu pH 8 (sedikit basa) *P. ampullacea* dapat mempengaruhi daya kerja enzim dan sistem pencernaan *P. ampullacea*. Adapun hal yang sangat berpengaruh dalam proses bioakumulasi adalah luas permukaan, rasio volume dan juga enzim yang berperan penting dalam proses bioakumulasi⁽¹¹⁾.

Proses bioakumulasi selalu dihitung berdasarkan pada biokinetika pengambilan dan pelepasan. Berpijak pada hal tersebut maka mekanisme pelepasan ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* yang dipresentasikan melalui persen retensi merupakan kajian yang juga perlu diperhatikan. Pada proses pelepasan ini dapat diketahui sampai berapa lama kontaminan dapat bertahan dalam tubuh *P. ampullacea* setelah masukan kontaminan berhenti. Pada proses *depuration* *P. ampullacea* tinggal 3 variasi pH, sedangkan *P. ampullacea* media pH 8 mati. Dimana Hasil percobaan pelepasan ^{137}Cs oleh *P. ampullacea* yang dipresentasikan melalui persen retensi dalam tubuh *P. ampullacea* ditunjukkan pada Gambar 12.

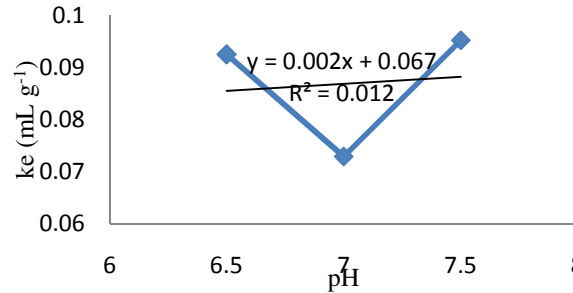


Gambar 12. Biokinetika pelepasan ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* pada masing – masing variasi pH 6,5 ; 7 ; dan 7.5

Berdasarkan eksperimen biokinetika pelepasan ^{137}Cs dari air tawar oleh *P. ampullacea* dapat ditentukan waktu paruh biologis. Perhitungan waktu paruh biologis menggunakan persamaan $t_{1/2} = \text{Ln } 2 / ke$ dengan terlebih dahulu menentukan nilai *slope* (*Ke*) yang diperoleh dari

koefisien korelasi pelepasan ¹³⁷Cs oleh *P. ampullacea* pada masing – masing pH 6.5 ; 7.0 ; dan 7.5 berurut – berturut sebesar 0.09250 ; 0.07293 ; dan 0.09522 hari⁻¹ sehingga diperoleh waktu tinggal biologis secara berturut – turut adalah sebesar 7.49 ; 9.50 dan 7.28 hari¹.

Adapun pengaruh pH lingkungan *P. ampullacea* terhadap laju pelepasan ¹³⁷Cs dari dalam tubuh *P.ampullacea* ditunjukkan pada Gambar 13.



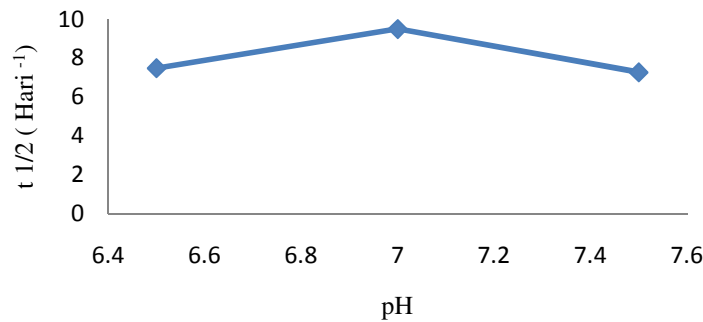
Gambar 13. Hubungan antara laju pelepasan ¹³⁷Cs dari dalam tubuh *P.ampullacea* dengan variasi pH lingkungan *P. ampullacea*.

Dari nilai laju pelepasan tersebut dapat diketahui bahwa variasi pH lingkungan *P. ampullacea* tidak mempengaruhi secara signifikan proses pelepasan ¹³⁷Cs dari *P. ampullacea*. Diperoleh hubungan kecepatan pelepasan berdasarkan persamaan :

$$y = 0.002x + 0.067 \quad R^2 = 0.012 \quad (8)$$

Berdasarkan pada persamaan diatas menunjukkan variasi pH lingkungan tidak mempengaruhi laju pelepasan ¹³⁷Cs dari *P. ampullacea*.

Adapun pengaruh pH lingkungan *P. ampullacea* terhadap waktu tinggal biologis ¹³⁷Cs dari dalam tubuh *P.ampullacea* ditunjukkan pada Gambar 14.



Gambar 14. Hubungan antara waktu paruh dan pH lingkungan *P. ampullacea* pada saat *deputation* ¹³⁷Cs.

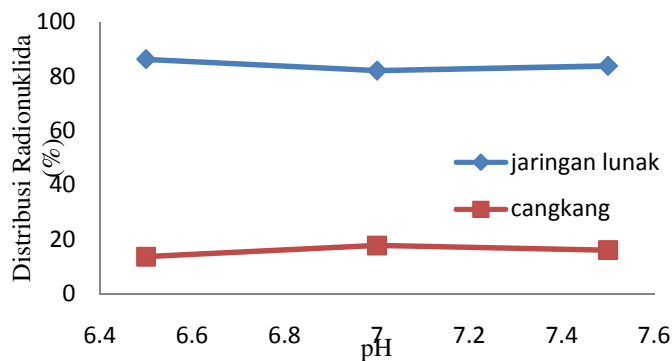
Berdasarkan hasil experimen nilai t_{1/2} tersebut dapat dilihat bahwa *P. ampullacea* pada pH lingkungan 7.5 lebih cepat dibandingkan *P. ampullacea* pH lingkungan 6.5 dan 7.0 . Artinya dari nilai ini adalah ¹³⁷Cs yang terkandung dalam jaringan *P. ampullacea* berkurang setengahnya setelah 7.28 sampai 9.50 hari. Dengan demikian dapat dipredisikan dampak kontaminasi pencemar terhadap biota yang dapat hilang setelah jangka waktu tertentu, hal ini juga dapat digunakan dalam mewujudkan program ketahanan pangan dalam upaya mengurangi dampak kontaminasi terhadap manusia.

Perkiraan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs dari jalur air dihitung dengan menggunakan persamaan:

$$BCF = \frac{ku}{ke} \quad (9)$$

Hasil perhitungan BCF ^{137}Cs dari *P. ampullacea* berbagai pH lingkungan secara berturut-turut adalah 162.70; 215.96 ; dan 95.99 L . Kg⁻¹.

Organisme memiliki kecenderungan dan pola tertentu dalam hal akumulasi dan eliminasi logam dari dalam tubuhnya. Beberapa organisme mengakumulasi secara cepat akan tetapi akan mengeliminasi kembali secara lambat dari dalam tubuhnya. Proses kesetimbangan antara pengambilan dan pelepasan logam disebut dengan regulasi akumulasi. Regulasi ini dilakukan pada tingkatan organ tertentu. Regulasi ^{137}Cs dari dalam tubuh *P. ampullacea* ditunjukkan oleh Gambar 15.



Gambar 15. Distribusi radionuklida didalam tubuh *P. ampullacea* pada variasi pH lingkungan.

Berdasarkan Gambar 15. Sebahagian besar radionuklida didalam tubuh *P. ampullacea* berada pada jaringan lunak yaitu sekitar 80 – 90 %. Hal yang sama ditunjukkan oleh eksperimen yang dilakukan oleh Ke *et al*⁽⁹⁾, dimana fraksi terbesar ^{137}Cs berada pada jaringan lunak dan kebanyakan berada pada cairan pencernaan. M.A Malek, menyatakan bahwa akumulasi ^{137}Cs pada bagian daging ikan *Silurus Asotus Linnaeus* 75% lebih besar dari pada 25% pada bagian kulit/sisik ikan.

KESIMPULAN

Berdasarkan hasil eksperimen dan pembahasan dalam penelitian ini maka dapat diambil kesimpulan sebagai berikut : Radionuklida ^{137}Cs diakumulasi oleh *P. ampullacea* di pengaruhi oleh beberapa faktor diantara adalah ukuran dari biota dan kondisi lingkungan hidupnya. Distribusi ^{137}Cs dalam tubuh *P. ampullacea* paling banyak terdapat pada jaringan lunak jika dibandingkan dengan bagian cangkang.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Lacoue-Labarthe, T., Michel. W., Francois. O., JeanLouis T., Paco. B., Contrasting accumulation biokinetics and distribution of ^{241}Am , Co, Cs, Mn and Zn during the whole development time of the eggs of the common cuttlefish, *Sepia officinalis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 382(2): 131-138.(2010).
- [2]. Watabe, T., Ishii, T., Hirano, S., Yokosuka, S., Kurosawa, A. Application of the marine organisms as a — biological monitor to evaluation of the background levels of radioactivity in the coastal environment Laboratory for Marine Radioecology, *National Institute of Radiological Sciences*, Japan (2007).

- [3]. Malek, M. A., Naraka. M., Nakamura. R., Uptake, retention and organ/tissue distribution of ^{137}Cs by Japanese catfish (*Silurus asotus* Linnaeus). *Journal of Environmental Radioactivity*. 77. 191–204. (2004).
- [4]. Luoma, S.N., Philip. S. R., Why Is Metal Bioaccumulation So Variable Biodynamics as a Unifying Concept Critical Review. *Environmental Science & Technology*. 39 (7):1921-1931.(2005).
- [5]. Heni, S. Kemampuan kerang hijau (*Perna viridis*) mengakumulasi dan mendistribusi ^{60}Co dan ^{137}Cs . *J. Teknologi Pengelolaan Limbah*. Volume 14 Nomor 1. Pusat Teknologi Limbah Radioaktif. (2011).
- [6]. Helena, C. R., Jean, L. T., Ross A. J., David, C., Theodore B. H., Awadhesh N. J., Uptake, depuration, and radiation dose estimation in zebrafish exposed to radionuclides via aqueous or dietary routes. *Science of the Total Environment*. 409. 3771 – 3779. (2011).
- [7]. Kojadinovic, J., Potier , M., Corr, M. L., Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian. *Ocean Science of the Total Environment* 366, 688–700 (2006).
- [8]. Wang, W-X., Caihuan. K., Yu Paul. K., Lam. S. Modeling radiocesium bioaccumulation in a marine food chain *Mar Ecol Prog Ser* 208: 41–50. (2000).
- [9]. Ke, C., Yu, K.N., Lam, P.K.S. Uptake and Depuration Cesium in Green Mussel *Perna viridis*. *Marine Biologi* 137:567-575 (2000)
- [10]. Whicker. F. Ward.and Vincent. Schultz. *Radioecology nuclear energy and the environment*,.CRC PRESS, Boca Raton, Fla, USA. II: 67-68
- [11]. Fisher, N. *Executive Summary “Cesium Workshop Monographs 19, Metal and Radionuclide Bioaccumulation in Marine Organism*, Hal 7-25 Monaco. (2002).

EVALUASI DATA METEOROLOGI KAWASAN NUKLIR SERPONG

Arif Yuniarto, Untara, Budi Hari H.
Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, BATAN

ABSTRAK

EVALUASI DATA METEOROLOGI KAWASAN NUKLIR SERPONG. Aspek pengamatan cuaca memiliki peranan penting dalam membantu memperkirakan kemampuan udara untuk menyebarkan zat pencemar. Pengoperasian Reaktor Serba Guna dan instalasi nuklir penunjang di Kawasan Nuklir Serpong (KNS) menimbulkan potensi lepasan zat radioaktif ke lingkungan dan penduduk. Pada tahun 2009 telah dilakukan revitalisasi sistem pemantau cuaca dengan melakukan penggantian sensor cuaca pada ketinggian 4, 15 dan 60 meter. Pada tahun 2011 dilakukan pengembangan pengolahan data meteorologi dengan tampilan di website yang digabungkan dengan pemantauan laju dosis udara ambien. Pada tahun 2012 dilakukan pengembangan sistem pemantauan cuaca yang meliputi penambahan sensor cuaca pada ketinggian 30 m, penambahan kapasitas hard disk, penggantian format database dari Microsoft Access menjadi Microsoft SQL, serta pengembangan perangkat lunak pengolahan data arah dan kecepatan angin untuk tampilan cakrawala angin. Sistem yang telah mengalami pengembangan perlu dievaluasi kinerjanya. Dalam kegiatan ini, evaluasi sistem meteorologi menitikberatkan pada tiga hal, yaitu kontinuitas ketersediaan data, validasi data dengan metode kriteria penyaringan (*screening criteria*) dan komparasi kecenderungan data antar sensor pada ketinggian yang berbeda. Jumlah data untuk parameter cuaca pada sensor dengan ketinggian 4, 15 dan 30 meter memiliki ketersediaan jumlah data yang sama, yaitu 7542 buah atau 86,10% dari jumlah data yang seharusnya. Sedangkan untuk parameter cuaca pada sensor dengan ketinggian 60 meter memiliki ketersediaan data sejumlah 7037 buah atau 80,33% dari jumlah data yang seharusnya. Permasalahan kehilangan data cuaca pada sistem meteorologi KNS disebabkan oleh suplai listrik yang tidak kontinu serta adanya masa kalibrasi sensor. Ada beberapa alternatif untuk mengatasi permasalahan kontinuitas data, misalnya dengan mencari suplai listrik lain yang lebih sustainabel, menggunakan UPS untuk suplai listrik cadangan, menggunakan *data logger* untuk menyimpan data ketika listrik padam, memodifikasi perangkat lunak sehingga sistem pengumpulan data dapat otomatis bekerja ketika komputer server kembali menyala, menambahkan fitur notifikasi melalui SMS kepada operator untuk pengambilan solusi yang lebih cepat, kalibrasi in-situ, serta memasang sensor cadangan ketika ada sensor yang dikalibrasi. Dari aspek validitas data dengan kriteria penyaringan dan komparasi kecenderungan perilaku data untuk parameter pada ketinggian berbeda, semua data yang diamati dapat dikatakan valid.

Kata kunci: evaluasi sistem meteorologi, kontinuitas data, kriteria penyaringan, komparasi kecenderungan parameter

ABSTRACT

EVALUATION ON METEOROLOGICAL DATA OF SERPONG NUCLEAR AREA. Meteorological monitoring aspect has an important role in predicting the ability of air to disperse contaminants. The operation of Multipurpose Reactor and nuclear installations support in Serpong Nuclear area (KNS) generate a potential release of radioactive substances into the environment and public. In 2009, meteorological monitoring system has been revitalized by replacing weather sensors at a height of 4, 15 and 60 meters. In 2011, it has been developed on meteorological data processing by publishing on the website coupled with the monitoring of ambient air dose rate. In 2012, it has been developed by some changes includes addition of weather sensors at a height of 30 m, addition of hard disk capacity, replacement of Microsoft Access database format into Microsoft SQL, and improvement on data processing software of wind direction and wind speed for wind rose display. The developed system need to evaluate for assessing the performance. In this paper, the evaluation of meteorological system focussed on data continuity, data validation using screening criteria, and comparison on parameter tendency of sensor with different altitude. Data availability of sensor at a height of 4, 15 and 30 meters about 7542 data or 86.10%. Data availability of sensor at a height

of 60 meters about 7037 data or 80.33%. The problem of data continuity is caused by discontinuity of power supply and calibration period of the sensors. There are several ways to solve the problem, i.e.: using another power supply that is more sustainable, using UPS as a backup, using data logger for saving the data when power is blackout, modifying data collection software so it can automatically run when computer is working on, adding SMS notification feature for operators, in-situ calibration, and using sensor back up when installed sensor must be calibrated. Generally, based on the validity test, meteorological data of KNS can be categorized as valid data.

Keywords: evaluation of meteorological system, data continuity, screening criteria, parameter tendency comparison

PENDAHULUAN

Kawasan Nuklir Serpong (KNS) merupakan suatu area yang meliputi beberapa instalasi nuklir, yaitu Reaktor Serba Guna dan instalasi nuklir penunjang lainnya. Dalam pengoperasiannya, instalasi-instalasi tersebut menimbulkan potensi lepasan zat radioaktif ke kompartemen lingkungan dan juga penduduk. Dispersi material radioaktif di udara sangat dipengaruhi oleh kondisi cuaca (meteorologi) dari waktu ke waktu. Oleh karena itu diperlukan suatu sistem pemantau cuaca untuk memantau perubahan cuaca setiap saat secara terus menerus.

Data meteorologi memiliki peranan penting dalam membantu memperkirakan kemampuan udara untuk menyebarkan zat pencemar. Peranan atmosfer pada pencemaran udara antara lain sebagai pengencer konsentrasi pencemar atau bertindak sebagai penghalau pencemar udara, serta sebagai sumber pendaauran kembali pencemar tersebut. Arah dan kecepatan angin dapat menunjukkan arah penyebaran dan fluktuasi konsentrasi pencemar di atmosfer. Angin kencang memiliki distorsi yang kuat sehingga konsentrasi pencemar menjadi encer. Angin pelan memiliki distorsi yang lemah sehingga konsentrasi pencemar menjadi pekat. Perubahan suhu terhadap ketinggian dapat mengindikasikan tingkat stabilitas atmosfer dan lapisan inversi suhu yang berpengaruh pada kualitas udara. Curah hujan dapat berperan dalam pencucian atmosfer dan mengurangi penyebaran pencemar [1].

Stasiun meteorologi KNS merupakan sarana untuk menginvestigasi pergerakan material radioaktif yang dilepaskan oleh cerobong instalasi-instalasi nuklir yang berada di Kawasan KNS. Dalam perjalanannya, sistem meteorologi KNS telah mengalami beberapa pengembangan, baik dari aspek instrumentasi maupun sistem pengolahan data.

Pada tahun 2009 telah dilakukan revitalisasi sistem meteorologi dengan mengganti sensor cuaca pada ketinggian 4, 15 dan 60 meter serta perangkat lunaknya. Pada ketinggian 4 m terpasang sensor curah hujan dan radiasi matahari. Pada ketinggian 15 m dan 60 m terpasang sensor untuk mengamati arah dan kecepatan angin, suhu udara, kelembaban relatif serta tekanan udara. Data meteorologi dikirim dari sensor ke server melalui modem nirkabel secara kontinu. Sistem meteorologi mulai mengumpulkan data pada tanggal 15 Oktober 2009. Data cuaca dapat dianalisis secara statistik untuk mendapatkan data minimum, maksimum dan rata-rata harian. Data arah dan kecepatan angin juga dapat dibuat cakra angin (*windrose*) dengan perangkat lunak yang terpisah dari sistem meteorologi yang ada. Data gabungan kecepatan angin dan solar radiasi dapat ditentukan kelas kestabilan udaranya.

Pada tahun 2011 dilakukan pengembangan pengolahan data meteorologi dengan tampilan di *website* yang digabungkan dengan pemantauan laju dosis udara ambien. Tautan *website* pemantauan cuaca dan laju dosis udara ambien dapat dilihat di www.batan.go.id dengan nama tautan *Env. Radiation Monitoring*. Untuk pengguna yang mengakses dengan jaringan intranet BATAN dapat menggunakan pilihan tautan *via intranet (Local BATAN)*, sedangkan untuk pengguna yang mengakses dengan jaringan di luar intranet BATAN dapat menggunakan pilihan tautan *via internet*. Pada tahun ini juga dibuat suatu perangkat lunak yang dapat mengolah data meteorologi secara statistik, menentukan stabilitas atmosferik dengan metode *Sigma Theta* dan *Solar Radiation Delta Temperature*, serta menentukan *triple joint frequency* yang merupakan gabungan arah angin, kecepatan angin dan stabilitas atmosferik.

Kegiatan pengembangan sistem meteorologi dilanjutkan pada tahun 2012 dengan tujuan meningkatkan kualitas pengamatan meteorologi di sekitar KNS. Pengembangan sistem ini meliputi penambahan sensor cuaca pada ketinggian 30 m, penambahan kapasitas hardisk server, penggantian format database dari *Microsoft Access* menjadi *Microsoft SQL*, serta pengembangan

perangkat lunak pengolah data arah dan kecepatan angin untuk menampilkan *windrose* secara terintegrasi.

Hasil pengembangan sistem meteorologi yang berkelanjutan perlu dievaluasi untuk mengidentifikasi kelebihan dan kekurangannya. Dalam kegiatan ini, evaluasi sistem meteorologi menitikberatkan pada tiga hal, yaitu kontinuitas ketersediaan data, validasi data dengan metode kriteria penyaringan (*screening criteria*) dan komparasi kecenderungan data antar sensor pada ketinggian yang berbeda.

DASAR TEORI

Meteorologi merupakan ilmu yang mempelajari tentang atmosfer. Kondisi atmosfer pada suatu saat disebut cuaca, sedangkan rata-rata dari cuaca dalam periode yang panjang disebut iklim. Unsur utama pembentuk cuaca dan iklim adalah suhu udara, tekanan udara, kelembaban udara, curah hujan, angin dan durasi pancaran sinar matahari [1].

Suhu Udara

Secara fisis, suhu dapat didefinisikan sebagai tingkat gerakan molekul benda. Makin cepat gerakan molekul, makin tinggi suhunya. Suhu juga dapat didefinisikan sebagai tingkat panas suatu benda. Untuk menyatakan suhu udara digunakan beberapa satuan, diantaranya yang lazim dipakai adalah satuan Fahrenheit dan satuan Celcius. Sebagian besar negara di dunia termasuk Indonesia menggunakan satuan Celcius terutama untuk pelaporan dan analisis data cuaca dan iklim.

Suhu udara memiliki keragaman menurut tempat dan waktu, karena pemanasan udara di permukaan bumi. Karena udara bercampur secara dinamis maka semakin tinggi tempat dari permukaan laut, maka suhunya akan semakin rendah. Variasi suhu harian menjelaskan kondisi cuaca pada hari dan tempat tertentu. Di daerah tropis suhu udara maksimum terjadi sesudah tengah hari, biasanya antara jam 12.00 dan jam 14.00 waktu setempat, yakni sekitar 1 hingga 2 jam setelah kulminasi matahari tertinggi pada tengah hari, sedang suhu udara minimum terjadi pada waktu fajar menjelang matahari terbit, sekitar jam 06.00 waktu setempat. Variasi suhu musiman lebih menggambarkan keadaan iklim suatu daerah, yang digambarkan oleh suhu harian rata-rata yang berbeda dari hari ke hari.

Perubahan suhu terhadap ketinggian dapat menyatakan tingkat stabilitas atmosfer dan lapisan inversi suhu yang berpengaruh pada kualitas udara. Inversi berbahaya adalah lapisan dengan konsentrasi pencemar di permukaan tanah sangat tinggi.

Kelembaban Udara

Kelembaban udara adalah besarnya kadar uap air yang dikandung oleh udara, biasanya disebut kelembaban nisbi atau kelembaban relatif (*relatif humidity* atau disingkat RH). Satuan RH dinyatakan dalam persen (%) karena RH merupakan perbandingan antara kelembaban aktual dengan kapasitas udara untuk menampung uap air. Kelembaban udara sangat erat kaitannya dengan suhu udara, dengan korelasi yang berlawanan sehingga mengakibatkan RH akan lebih rendah pada siang hari. Variasi bulanan RH umumnya seirama dengan variasi curah hujan bulanan.

Angin

Secara umum, angin merupakan gerakan udara horizontal atau sejajar dengan permukaan bumi dari daerah bertekanan tinggi ke daerah bertekanan rendah dengan asumsi bahwa seluruh gerakan udara vertikal dapat diabaikan karena kecepatannya relatif kecil akibat direduksi oleh gaya gravitasi bumi. Angin diberi nama sesuai dengan arah mana angin datang, misalnya angin barat adalah angin yang datang dari arah barat, dan angin laut adalah angin yang bertiup dari laut ke darat.

Secara klimatologis, arah angin dapat diamati dalam 8 penjuru atau 16 penjuru. Dalam pengamatan di KNS, arah mata angin dibagi menjadi 16 penjuru. Angin adalah besaran vektor yang mempunyai arah dan kecepatan. Arah dinyatakan dalam derajat ($^{\circ}$) dan kecepatannya dinyatakan dalam satuan meter per detik, kilometer per jam, dan knot (1 knot = 1,8 km/jam).

Curah Hujan

Curah hujan adalah bentuk presipitasi basah yang sering dijumpai. Curah hujan merupakan unsur iklim yang sangat penting bagi kehidupan di bumi. Jumlah curah hujan dicatat dalam

milimeter atau inci. Jumlah curah hujan 1 mm, menunjukkan tinggi air hujan yang menutupi permukaan 1 mm, jika air tersebut tidak meresap ke dalam tanah atau menguap ke atmosfer.

Evaluasi terhadap parameter-parameter meteorologi memerlukan adanya pedoman yang dijadikan acuan. Dalam hal ini, pedoman yang dirujuk adalah dokumen pedoman pemantauan meteorologi yang diterbitkan oleh U.S. EPA [2]. Pedoman ini digunakan karena secara spesifik dapat digunakan untuk menerapkan data meteorologi dalam pemodelan zat pencemar. Di dalam dokumen ini, terdapat rekomendasi kriteria penyaringan yang dapat digunakan untuk memvalidasi parameter-parameter cuaca. Kegiatan validasi parameter cuaca ini diperlukan untuk menjamin kualitas data. Jika ditemukan data yang tidak valid, maka dapat diidentifikasi tindakan-tindakan lebih lanjut (misal kalibrasi sensor, penggantian sensor, dll) untuk menjaga kualitas data.

Selain validitas, indikator penting lainnya terkait dengan kualitas data adalah kontinuitas data. Data yang hilang atau tidak valid harus ditandai atau dapat diganti tergantung pada model yang akan digunakan. Beberapa pemodelan dispersi pencemar tidak akan menerima data yang hilang atau tidak valid. Untuk dapat digunakan dalam pemodelan pencemar, data yang hilang perlu diisi dengan perkiraan berdasarkan interpolasi linier menggunakan prosedur tertentu. Substitusi untuk data yang hilang hanya dapat dilakukan untuk melengkapi data yang ditetapkan untuk aplikasi pemodelan. Namun demikian, persyaratan ketersediaan data sebesar 90% untuk aplikasi pemodelan harus tetap dipenuhi oleh sistem meteorologi.

TATA KERJA

Bahan, Peralatan, dan Waktu Kegiatan

Dalam kegiatan ini, evaluasi data meteorologi dilakukan terhadap tujuh parameter cuaca, yaitu arah angin, kecepatan angin, suhu udara, tekanan udara, dan kelembaban relatif, radiasi matahari dan curah hujan. Parameter arah angin, kecepatan angin, suhu udara, tekanan udara, dan kelembaban relatif diukur pada ketinggian 15, 30 dan 60 meter dari permukaan tanah. Parameter radiasi matahari dan curah hujan diukur pada ketinggian 4 meter dari permukaan tanah.

Data yang dievaluasi akan dibatasi pada kurun waktu satu tahun. Dalam kegiatan ini, evaluasi mencakup data per jam (*hourly data*) yang terekam oleh sistem meteorologi mulai bulan September 2012 hingga Agustus 2013.

Metode Evaluasi

Kegiatan evaluasi data evaluasi sistem meteorologi menitikberatkan pada tiga hal, yaitu kontinuitas ketersediaan data, validasi data dengan metode kriteria penyaringan (*screening criteria*) dan komparasi kecenderungan data antar sensor pada ketinggian yang berbeda.

Evaluasi kontinuitas data dilakukan dengan mengurutkan data cuaca per jam dari Agustus 2012 hingga September 2013. Urutan data tersebut dibandingkan dengan urutan waktu per jam yang seharusnya selama kurun waktu satu tahun. Perbedaan jumlah data seharusnya dengan data yang ada akan menunjukkan jumlah data yang hilang.

Untuk validasi data dengan metode kriteria penyaringan, data yang telah diurutkan diuji dengan kriteria yang direkomendasikan oleh dokumen pedoman pemantauan meteorologi yang diterbitkan oleh U.S. EPA. Data yang memenuhi kriteria penolak akan ditandai sebagai data yang tidak valid.

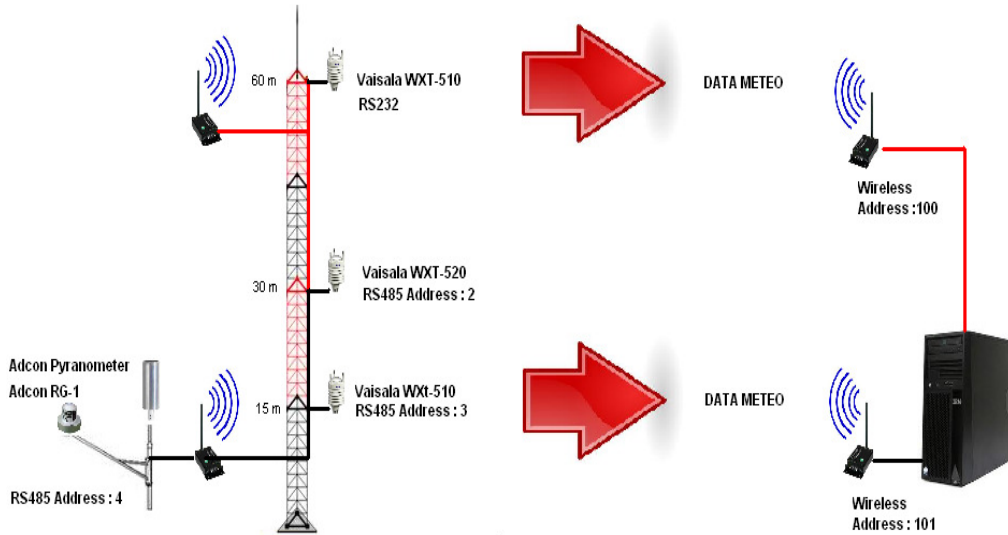
Komparasi kecenderungan data antar sensor pada ketinggian berbeda hanya diterapkan pada sensor yang mengukur parameter yang sama. Parameter yang dibandingkan adalah arah angin, kecepatan angin, suhu udara, tekanan udara, dan kelembaban relatif yang diukur pada ketinggian 15, 30 dan 60 meter dari permukaan tanah.

HASIL DAN PEMBAHASAN

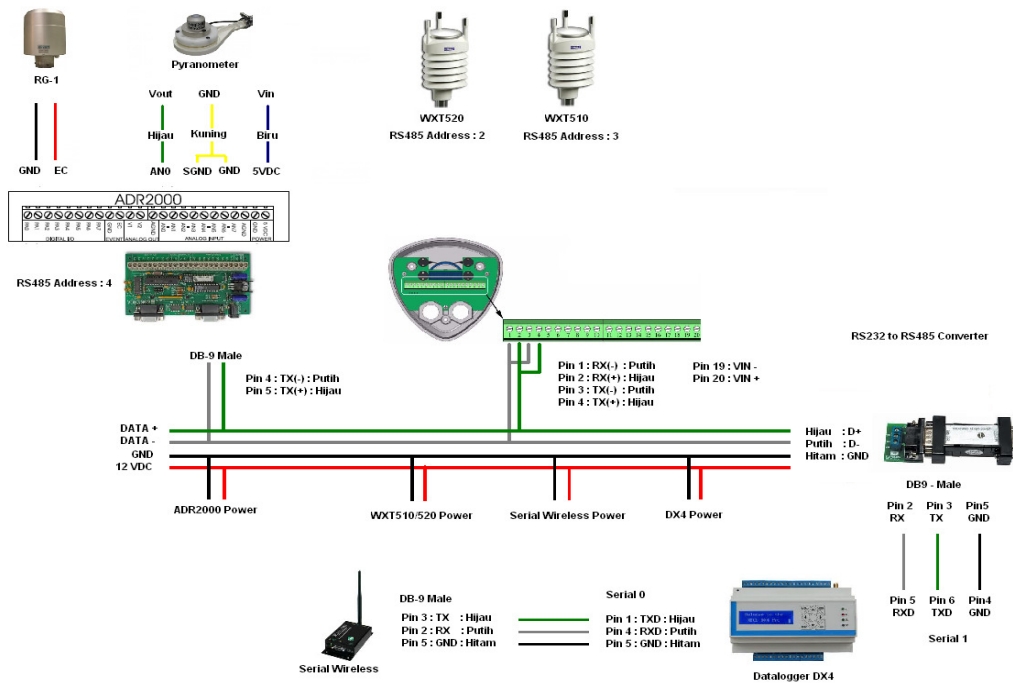
Proses revitalisasi sistem meteorologi KNS telah berlangsung sejak tahun 2009. Sejak saat itu telah terjadi beberapa perubahan baik meliputi konfigurasi sistem maupun kualitas datanya. Setelah proses pengembangan tahun 2012, jaringan sistem meteorologi mengalami perubahan, seperti ditunjukkan pada Gambar 1 dan Gambar 2 [2,3].

Perubahan sistem pemantau cuaca bertujuan untuk mengoptimalkan sistem dan meningkatkan kualitas data. Pada dasarnya, proses pengembangan yang utama adalah penambahan sensor cuaca pada ketinggian 30 meter. Hal ini dimaksudkan untuk melengkapi pengamatan cuaca pada variasi ketinggian berbeda serta meningkatkan kualitas dan validitas data

cuaca. Pada awal instalasi, telah dipasang sensor cuaca pada ketinggian 15 dan 60 meter untuk mengamati parameter arah angin, kecepatan angin, suhu udara, tekanan udara dan kelembaban relatif.



Gambar 1. Diagram sistem pemantau cuaca KNS setelah pengembangan



Gambar 2. Koneksi pengkabelan sensor pada ketinggian 4, 15 dan 30 meter.

Ketinggian 60 meter dipilih dengan alasan kesesuaian dengan elevasi cerobong tertinggi di KNS. Sedangkan ketinggian 15 meter dipilih untuk mengamati kondisi cuaca bawah dekat permukaan tanah. Pada perkembangannya, perlu adanya ketinggian pembanding yang dapat digunakan untuk memvalidasi ketinggian sensor yang telah ada sehingga meningkatkan kualitas data cuaca. Selain itu, pemasangan sensor pada ketinggian 30 meter perlu dilakukan untuk melengkapi data cuaca di antara ketinggian 15 dan 60 meter. Dalam rentang 45 meter tersebut, dimungkinkan adanya perbedaan kondisi cuaca sehingga perilaku dispersi polutan juga berbeda. Selain penambahan sensor cuaca pada ketinggian 30 meter, ada beberapa pengembangan lain yang dilakukan pada tahun 2012. Komponen maupun sistem yang mengalami perubahan secara detail ditunjukkan pada Tabel 1.

Tabel 1. Pengembangan Sistem Pemantau Cuaca KNS [5]

Sistem sebelum pengembangan	Sistem setelah pengembangan	Tujuan pengembangan sistem
Sensor cuaca pada ketinggian 4, 15 dan 60 meter	Sensor cuaca ditambah pada ketinggian 30 meter	Melengkapi pengamatan cuaca pada variasi ketinggian yang berbeda
Data cuaca pada masing-masing ketinggian ditransmisikan ke satu modem penerima	Sensor cuaca pada ketinggian 60 memiliki sepasang modem pengirim dan penerima, sedangkan gabungan sensor cuaca pada ketinggian 4, 15 dan 30 meter memiliki sepasang modem pengirim dan penerima	Mengurangi beban penerimaan data pada modem penerima Data pada ketinggian 60 meter diperuntukkan sebagai data pendekatan cerobong instalasi KNS, sehingga datanya lebih harus lebih rigid
Data cuaca dikirim dari modem penerima ke server menggunakan <i>telemetry gateway</i>	Data cuaca dikirim dari modem penerima ke server secara langsung tanpa <i>gateway</i>	Memungkinkan pengumpulan data dalam rentang waktu yang lebih pendek untuk memenuhi standar sistem meteorologi
Kapasitas hardisk server 512GB	Kapasitas hardisk server 1 TB	Mengoptimalkan kinerja server dan memungkinkan masa penyimpanan data yang lebih panjang
Database dalam format Microsoft Access	Database dalam format Microsoft SQL	Memerlukan kapasitas penyimpanan yang lebih sedikit
Tampilan cakra angin dibuat dengan <i>Windrose Promis</i>	Tampilan cakra angin dibuat dengan <i>Windrose Plot</i>	Mengakomodasi perubahan format database, memungkinkan pembuatan cakra angin dengan data dari luar server, serta tampilan lebih sesuai standar

Analisis Kontinuitas Data

Jumlah data tiap parameter per jam yang seharusnya terkumpul dalam kurun waktu satu tahun adalah 8760 buah (24 jam/hari x 365 hari/tahun). Dari evaluasi data meteorologi KNS dalam kurun waktu September 2012 hingga Agustus 2013, ketersediaan data ditunjukkan pada Tabel 2.

Jumlah data untuk parameter cuaca pada sensor dengan ketinggian 4, 15 dan 30 meter memiliki ketersediaan jumlah data yang sama, yaitu 7542 buah atau 86,10% dari jumlah data yang seharusnya. Hal ini disebabkan karena untuk data pada sensor dengan ketinggian tersebut, komunikasi datanya dikirim melalui satu pasang radio modem (*transmitter-receiver*), seperti ditunjukkan pada Gambar 1. Sedangkan untuk parameter cuaca pada sensor dengan ketinggian 60 meter memiliki ketersediaan data sejumlah 7037 buah atau 80,33% dari jumlah data yang seharusnya.

Permasalahan kehilangan data cuaca pada sistem meteorologi KNS disebabkan oleh suplai listrik yang tidak kontinu. Suplai listrik ini diperuntukkan bagi beberapa komponen vital, misalnya radio modem penerima data dan komputer server. Ketika suplai listrik tidak ada, komponen-komponen tersebut tidak dapat mengumpulkan data sehingga terjadi kehilangan data. Pada saat suplai listrik normal kembali, perangkat lunak pengumpul data tidak otomatis bekerja walaupun komputer server kembali menyala sehingga memungkinkan kehilangan data dalam waktu yang lama. Selain itu, permasalahan suplai listrik ini hanya dapat diidentifikasi ketika operator melakukan pemantauan sistem secara rutin, sehingga dimungkinkan adanya keterlambatan penanganan yang dapat memperbanyak jumlah kehilangan data.

Tabel 2. Ketersediaan Data per Jam untuk Tiap Parameter Cuaca di KNS

Parameter	Ketinggian Sensor							
	4 m		15 m		30 m		60 m	
	Jumlah data	Persentase Ketersediaan	Jumlah data	Persentase Ketersediaan	Jumlah data	Persentase Ketersediaan	Jumlah data	Persentase Ketersediaan
Curah Hujan	7542	86.10%						
Radiasi Matahari	7542	86.10%						
Arah Angin			7542	86.10%	7542	86.10%	7037	80.33%
Kecepatan Angin			7542	86.10%	7542	86.10%	7037	80.33%
Suhu Udara			7542	86.10%	7542	86.10%	7037	80.33%
Kelembaban Relatif			7542	86.10%	7542	86.10%	7037	80.33%
Tekanan Udara			7542	86.10%	7542	86.10%	7037	80.33%

Jumlah kehilangan data untuk parameter cuaca pada sensor dengan ketinggian 60 meter pada kurun waktu Agustus 2012 hingga September 2013 lebih besar daripada parameter pada ketiga ketinggian yang lain. Hal ini disebabkan oleh adanya masa kalibrasi sensor cuaca 60 meter yang memakan waktu cukup lama oleh BMKG.

Ketersediaan data yang layak untuk kajian dispersi zat pencemar menurut standar EPA adalah 90%. Oleh karena itu, ketersediaan data sistem meteorologi KNS perlu ditingkatkan lagi dengan melakukan beberapa pengembangan. Terkait dengan permasalahan suplai listrik, ada beberapa alternatif untuk mengatasinya, misalnya dengan mencari suplai listrik lain yang lebih sustainabel, menggunakan UPS untuk suplai listrik cadangan, menggunakan *data logger* untuk menyimpan data ketika listrik padam, memodifikasi perangkat lunak sehingga sistem pengumpulan data dapat otomatis bekerja ketika komputer server kembali menyala, serta perlu menambahkan fitur notifikasi melalui SMS kepada operator untuk pengambilan solusi yang lebih cepat. Terkait dengan kehilangan data akibat proses kalibrasi, diperlukan alternatif metode yang lebih cepat, misalnya dengan kalibrasi in-situ atau memasang sensor cadangan ketika ada sensor yang dikalibrasi.

Validasi dengan Kriteria Penyaringan

Evaluasi validitas data meteorologi KNS dilakukan dengan kriteria penyaringan yang direkomendasikan oleh EPA. Identifikasi terhadap validitas data dilakukan dengan melihat memberikan tanda untuk tiap parameter cuaca yang tidak valid.

Kriteria penolak yang digunakan untuk parameter arah angin antara lain kurang dari nol atau lebih besar dari 360 derajat, tidak mengalami perubahan lebih dari 1 derajat selama lebih dari 3 jam, dan tidak mengalami perubahan lebih dari 10 derajat selama lebih dari 18 jam. Selain itu, data

arah angin juga sangat dinamis dalam rentang waktu tidak lebih dari 1 jam, bahkan 18 jam, yang ditunjukkan adanya *slope* atau kemiringan grafik dari waktu ke waktu. Berdasarkan penyaringan data pada dokumen EPA, parameter arah angin menunjukkan pemenuhan terhadap kriteria yang disarankan.

Untuk parameter kecepatan angin, kriteria penolak yang digunakan antara lain kurang dari nol atau lebih besar dari 25 m/s, tidak mengalami perubahan lebih dari 0,1 m/s selama 3 jam, dan tidak mengalami perubahan lebih dari 0,5 m/s selama 12 jam. Kecepatan angin maksimum berkisar pada 5 hingga 6 m/s, tidak lebih besar dari 25 m/s. Selain itu, data arah angin juga sangat dinamis dalam rentang waktu tidak lebih dari 1 jam, atau bahkan 12 jam, yang ditunjukkan oleh naik turunnya grafik dari waktu ke waktu. Berdasarkan penyaringan data, parameter kecepatan angin menunjukkan pemenuhan terhadap kriteria yang disarankan.

Kriteria penolak yang digunakan untuk parameter suhu udara antara lain lebih besar dari batas atas suhu setempat yang pernah tercatat, kurang dari batas bawah suhu setempat yang pernah tercatat, mengalami perubahan sebesar 5°C selama 1 jam, dan tidak mengalami perubahan lebih dari 0,5°C selama 12 jam. Data suhu udara berkisar antara 24 hingga 34°C yang berarti berada pada kondisi wajar untuk daerah tropis seperti Indonesia, terutama daerah urban. Selain itu, fluktuasi data suhu udara tidak lebih dari 5°C per jam. Data suhu udara juga tidak pernah statis selama 12 jam. Dengan demikian parameter suhu udara menunjukkan pemenuhan terhadap kriteria yang disarankan.

Untuk parameter tekanan udara, kriteria penolak yang digunakan antara lain lebih besar dari 1060 mbar, kurang dari 940 mbar, dan mengalami perubahan lebih dari 6 mbar selama 3 jam. Data tekanan udara cukup statis pada 990 mbar dalam kurun waktu 24 jam, yang berarti parameter ini memenuhi kriteria yang disarankan.

Untuk parameter kelembaban relatif, tidak ada kriteria khusus untuk menilai validitas data karena parameter ini memiliki korelasi dengan suhu dan tekanan udara. Namun secara sederhana, dapat dikatakan bahwa kelembaban udara tidak mungkin lebih besar dari 100%. Kelembaban udara berkisar antara 50 dan 90%. Jika diperhatikan lebih detail, kecenderungan kelembaban relatif berbanding terbalik dengan kecenderungan suhu udara pada Gambar 6 karena tekanan udara relatif stabil. Semakin tinggi suhu udara, maka kelembaban relatifnya semakin rendah. Dengan demikian parameter ini dapat dikatakan memenuhi kriteria validitas.

Komparasi Data pada Beda Ketinggian

Verifikasi terhadap sensor cuaca juga dapat dilakukan dengan membandingkan kecenderungan perilaku data untuk parameter yang sama pada masing-masing ketinggian (15, 30 dan 60 meter). Pada Gambar 3 hingga Gambar 7 dapat dilihat bahwa setiap parameter dari masing-masing ketinggian memiliki kecenderungan perilaku yang sama atau hampir sama. Hal ini ditunjukkan dengan hampir samanya kecenderungan naik turun ketiga garis yang mewakili tiga ketinggian pada setiap grafiknya. Komparasi kecenderungan perubahan perilaku pada ketinggian sensor yang berbeda ini merupakan salah satu bentuk evaluasi dan validasi data secara internal.

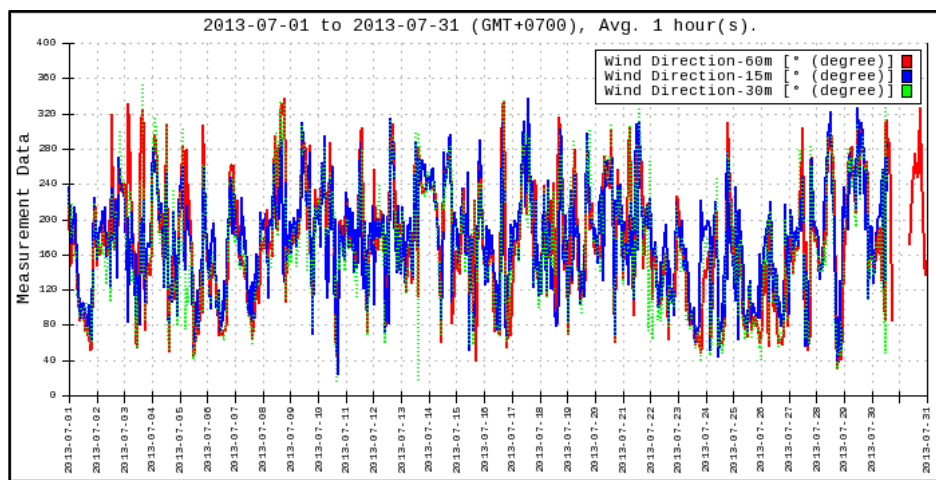
KESIMPULAN

Berdasarkan hasil pembahasan yang telah diuraikan di atas, dapat disimpulkan bahwa pengembangan sistem pemantau cuaca KNS diperlukan untuk meningkatkan kualitas pengamatan meteorologi. Pengembangan sistem pemantau cuaca KNS meliputi penambahan sensor cuaca pada ketinggian 30 m, penambahan kapasitas hardisk server, penggantian format database dari Microsoft Access menjadi Microsoft SQL, serta pengembangan perangkat lunak pengolah data arah dan kecepatan angin untuk tampilan cakra angin.

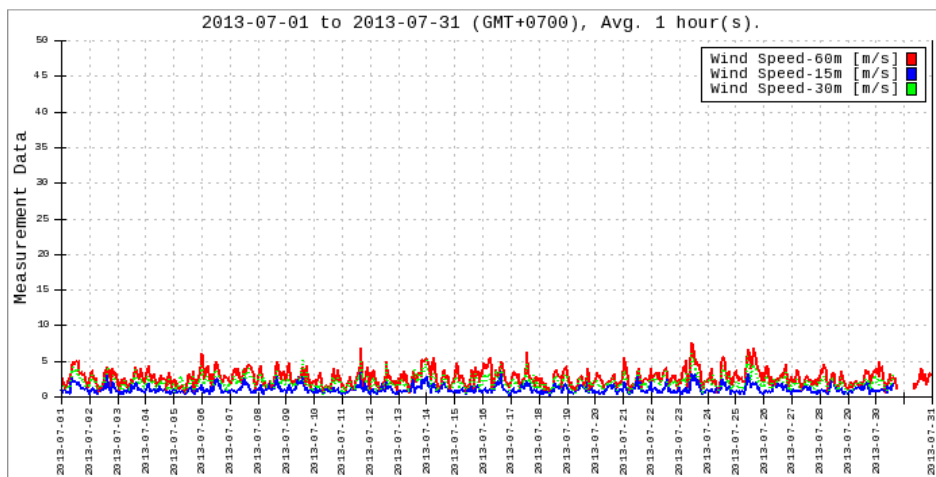
Hasil evaluasi terhadap pengembangan sistem pemantau cuaca KNS menunjukkan bahwa seluruh komponen yang dikembangkan telah bekerja sesuai dengan yang diharapkan. Data cuaca tersebut dapat digunakan untuk penentuan kelas kestabilan udara dan dalam perkiraan dosis terhadap penduduk untuk operasi normal maupun bila terjadi kedaruratan nuklir..

DAFTAR PUSTAKA

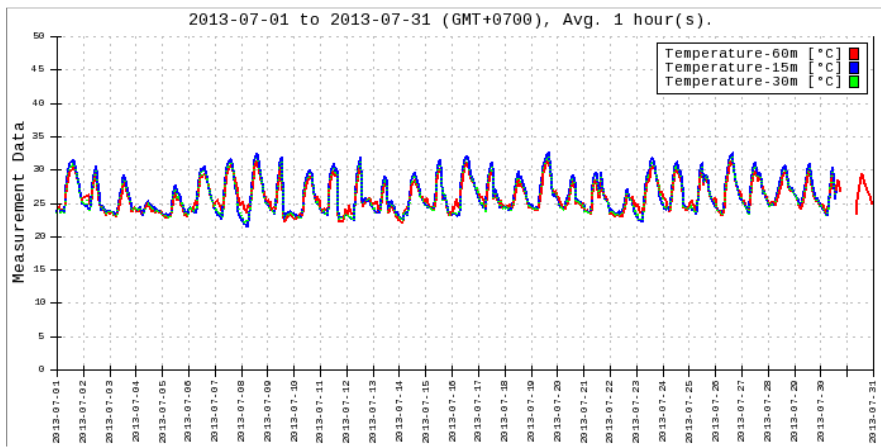
- [1]. ANONIM, "Pemutakhiran Data Meteorologi Kawasan Nuklir Serpong", *Bagian A: Analisis Meteorologi*, BMKG Wilayah II Ciputat, 2007.
- [2]. ANONIM, "Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications", *EPA-454/R-99-005, Environmental Protection Agency, U.S.*, 2000.
- [3]. ANONIM, "Laporan Instalasi Pekerjaan Pengadaan Kapitalisasi Sistem Pemantauan Lingkungan (Sistem Meteorologi)", CV. Alphamas Mandiri, Jakarta, 2012.
- [4]. ANONIM, "User Guide Vaisala Weather Transmitter", WXT520, Helsinki-Finland, 2010.
- [5]. A. Yuniarto, "Pengembangan Sistem Pemantau Cuaca Kawasan Nuklir Serpong", Seminar Hasil Penelitian dan Kegiatan PTLR Tahun 2012, Serpong, 2013.
- [6]. ANONIM, "Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation", World Meteorological Organization No.8 Seventh edition, ISBN 978-92-63-10008-5, Geneva, 2008.



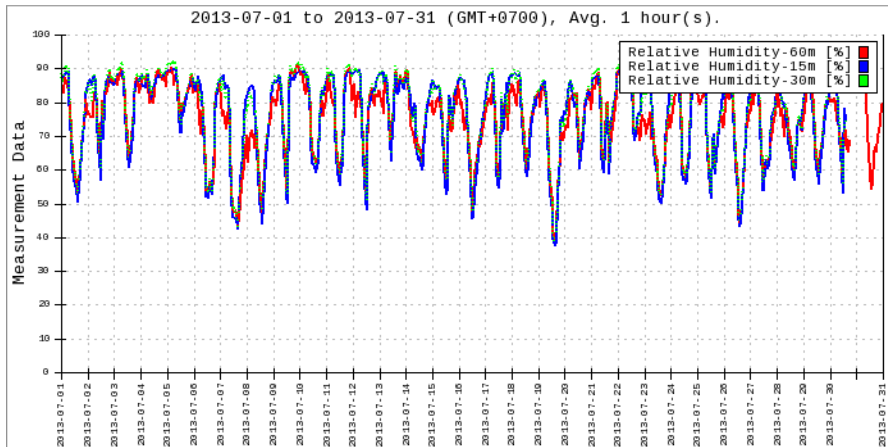
Gambar 3. Kecenderungan data arah angin pada ketinggian yang berbeda



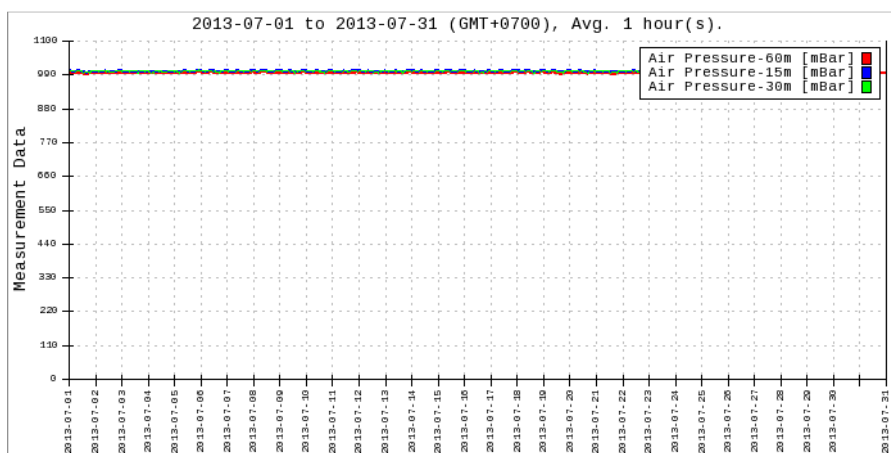
Gambar 4. Kecenderungan data kecepatan angin pada ketinggian yang berbeda



Gambar 5. Kecenderungan data suhu udara pada ketinggian yang berbeda



Gambar 6. Kecenderungan data kelembaban relatif pada ketinggian yang berbeda



Gambar 7. Kecenderungan data tekanan udara pada ketinggian yang berbeda

KARAKTERISASI SORPSI RADIOCESIUM OLEH PASIR KUARSA DAN SHELL BETON

Shely Meidhika¹, Budi Setiawan^{2*}, Zilfa¹

¹Jurusan Kimia-Pasca Sarjana, FMIPA-Universitas Andalas, Limau Manis-Padang 25163

²Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN, Serpong-Tangerang 15310

*) *correspondence author, bravo@batan.go.id*

ABSTRAK

KARAKTERISASI SORPSI RADIOCESIUM OLEH PASIR KUARSA DAN SHELL BETON. Untuk memberi rasa aman karena ada rencana pembangunan fasilitas disposal limbah radioaktif (DLRA) di Indonesia maka keandalan sistem DLRA perlu dikaji, salah satunya adalah karakter sorpsi dari bahan isian dan konstruksi yang akan digunakan seperti pasir kuarsa dan *shell* beton terhadap salah satu radionuklida acuan yaitu Cs-137. Pasir kuarsa dari Propinsi Bangka-Belitung dan Sumatra Barat serta bagian tutup dari *shell* beton digunakan sebagai sampel dalam penelitian ini. Data yang akan diambil adalah karakter sorpsi radiocesium sebagai fungsi waktu, konsentrasi CsCl dan kekuatan ion larutan dan percobaan dilakukan secara *batch*/catu. Tujuan dari penelitian ini adalah mendapatkan data spesifik karakteristik sorpsi radiocesium oleh bahan isian dan konstruksi fasilitas DLRA. Konsentrasi awal CsCl yang digunakan adalah 10^{-8} M, 0,1-0,5 M NaCl serta 10^{-8} - 10^{-4} M CsCl masing-masing untuk percobaan sorpsi-desorpsi, pengaruh kekuatan ionik larutan dan pengaruh konsentrasi CsCl terhadap sorpsi Cs-137 oleh sampel. Kuantifikasi serapannya dihitung dengan nilai koefisien distribusinya (Kd). Hasilnya menunjukkan bahwa waktu kontak untuk mencapai kesetimbangan diperoleh setelah 24 jam dan 7 hari dengan nilai Kd 25-125 ml/g dan 4000 ml/g masing-masing untuk pasir kuarsa dan *shell* beton. Waktu kesetimbangan desorpsi dicapai lebih panjang setelah pengocokan sekitar 5-8 hari dengan nilai Kd baru menjadi 2-100 ml/g dan 2700 ml/g. Peningkatan konsentrasi NaCl di larutan membuat nilai Kd menurun karena adanya kompetisi antara ion Na dan Cs-137 berinteraksi dengan sampel. Rendahnya konsentrasi CsCl dilarutkan menghasilkan nilai Kd yang tinggi, demikian pula sebaliknya, hal ini disebabkan terbatasnya kapasitas serap sampel terhadap Cs-137.

Kata kunci: Disposal limbah radioaktif, Cs-137, sorpsi, pasir kuarsa, semen

ABSTRACT

SORPTION CHARACTERIZATION OF RADIOCESIUM INTO QUARTZ SAND AND CONCRETE SHELL. To give a safety sense to the public due to plans a radioactive waste disposal facility in Indonesia the reliability of the radwaste disposal system need to be assessed, one of which is the sorption character of backfill and construction materials will be used such as quartz sand and concrete shell to one of the reference radionuclide Cs-137. Quartz sand from West Sumatra and Bangka-Belitung Provinces and lid part of a concrete shell was used as sample in this study. Data to be taken out from the experiments was a sorption character of radiocesium as functions of time, concentration of CsCl and ionic strength solution, and the experiments were carried out in batch method. Objective of the experiment is to find out radiocesium sorption characteristic by backfill and construction materials of disposal facility. Initial concentration of CsCl used were 10^{-8} M, 0.1-0.5 M NaCl and 10^{-8} - 10^{-4} M CsCl for sorption-desorption, effect of ionic strength dan effect of CsCl concentration experiments to Cs-137 sorption into samples, respectively. Sorption quantification was calculated by their values of distribution coefficient (Kd). Results showed that equilibrium contact times were reached after 24 hours and 7 days with Kd values 25-125 ml/g and 4000 ml/g for quartz sand and concrete shell, respectively. Desorption times were reached more longer after shaking about 5-8 days with new Kd values were 2-100 ml/g and 2700 ml/g. Increasing in NaCl concentration in solution made Kd value decreasing due to competition among Na and cs ions interacted into sample. Low concentration of CsCl in solution produced a high Kd value, vis a vis, due to the limitation of sorption capacity of samples to Cs-137.

Keywords: Radioactive waste disposal, Cs-137, sorption, quartz sand, cement

PENDAHULUAN

Adanya rencana pembangunan pembangkit listrik tenaga nuklir di Indonesia di waktu yang akan datang menyebabkan perlu diadakannya suatu fasilitas pengelolaan limbah yang komprehensif, tidak hanya fasilitas pengolahan dan penyimpanan sementara tetapi juga perlu adanya suatu pemikiran yang jauh ke depan termasuk penyiapan fasilitas penyimpanan akhir atau disposal limbah radioaktif (DLRA) [1]. Untuk mengantisipasi kemungkinan itu terjadi di masa depan maka pengkajian tentang keselamatan DLRA yang diharapkan memberikan rasa aman pada masyarakat terhadap aspek keselamatan pengelolaan limbah radioaktif (LRA) perlu dilakukan penelitian. Keandalan sistem DLRA salah satunya dapat diperoleh dari sifat serap radionuklida dari bahan isian dan konstruksi yang digunakan [2]. Berdasarkan hal tersebut perlu dilakukan kegiatan studi potensi serap radionuklida oleh bahan isian dan konstruksi seperti pasir kuarsa dan beton pengungkung. Inventarisasi potensi dilakukan dengan mempelajari sorpsi radionuklida oleh bahan isian dan konstruksi. Bahan isian berupa mineral alam lokal dari Pulau Bangka-Belitung dan Sumatra Barat seperti pasir kuarsa serta bahan konstruksi adalah beton pengungkung dari bahan semen *Portland* merupakan salah satu bagian penting dalam sistem DLRA yang berperan sebagai bahan yang digunakan pada sistem *drainase* pada bagian *vault* fasilitas DLRA serta sebagai konstruksi sistem penghalang fisik untuk menghambat kemungkinan penyebaran kontaminan radioaktif dari fasilitas ke lingkungan. Kemampuan semen sebagai bahan konstruksi dan bahan isian pada jenis DLRA tertentu akan berperan penting sebagai pengontrol laju air tanah, serta kemungkinan untuk menyerap radionuklida yang larut di air tanah sehingga diharapkan memberikan keuntungan untuk menghambat migrasi radionuklida dari fasilitas DLRA ke lingkungan. Sedangkan pasir kuarsa digunakan sebagai stabilisator paket limbah pada fasilitas disposal [3]. Bahan-bahan ini digunakan karena murah dan mudah untuk diperoleh.

Data karakter sorpsi diperoleh dari serangkaian percobaan sorpsi-desorpsi sampel sebagai salah satu bagian dari fasilitas DLRA sebagai fungsi waktu kontak, pengaruh kekuatan ionik larutan yang diwakilkan oleh adanya perubahan konsentrasi NaCl dan pengaruh konsentrasi CsCl terhadap sorpsi Cs-137 ke sampel. Percobaan lama waktu kontak dimaksudkan untuk mendapatkan waktu yang diperlukan untuk mencapai kondisi equilibrium dari Cs-137 ke sampel. Waktu kontak yang ingin didapatkan adalah waktu kontak yang berkaitan dengan proses sorpsi-desorpsi, dimana waktu kontak yang diperoleh akan diaplikasi sebagai waktu untuk pengontakan antara sampel dengan larutan yang mengandung Cs-137 pada percobaan-percobaan selanjutnya. Kekuatan ionik larutan pada beberapa penelitian diperkirakan dapat mempengaruhi besarnya Cs-137 yang akan terserap ke sampel, demikian pula dengan variasi konsentrasi CsCl terhadap sorpsi Cs-137 oleh sampel [4-6]

Radiocesium digunakan karena sebagai representasi radionuklida yang dominan pada paket limbah radioaktif aktivitas rendah-sedang [7]. Disamping itu data potensi sorpsi radionuklida oleh bahan isian dan konstruksi serta mineral lokal asli Indonesia sampai saat ini masih sangat minim. Untuk alasan itulah maka karakterisasi sorpsi bahan isian dan konstruksi dari mineral alam perlu untuk dilakukan. Sampel bahan isian dan konstruksi dibuat di laboratorium dan pasir kuarsa berasal dari Pulau Bangka-Belitung dan Sumatra Barat. Tujuan dari penelitian ini adalah mendapatkan data spesifik karakteristik sorpsi radiocesium oleh bahan isian dan konstruksi seperti pasir kuarsa dari Pulau Bangka-Belitung dan Sumatra Barat yang akan memperkaya *datbank* karakteristik sorpsi radionuklida terhadap beberapa batuan, mineral dan bahan konstruksi. Karakterisasi sorpsi radiocesium akan dilakukan secara *batch/catu*. Tahap pengerjaan penelitian ini meliputi penyediaan sampel, preparasi sampel dan percobaan sorpsi.

Hasil penelitian ini merupakan data penting yang dapat dipakai sebagai masukan pada kegiatan disain disposal limbah radioaktif di kemudian hari. Diperolehnya informasi teknis terhadap kemampuan sorpsi radiocesium oleh bahan isian dan konstruksi seperti pasir kuarsa dari Pulau Bangka-Belitung dan Sumatra Barat untuk menghambat radionuklida yang ada dalam larutan/air tanah dapat memperkaya inventori data sorpsi.

TATA KERJA

Bahan

Sampel pasir kuarsa yang digunakan berasal dari daerah Tanjung Ular, Muntok-Bangka, Sebagin-Bangka dan Sulit Air, Solok-Sumatra Barat. Sedangkan sampel bahan konstruksi diperoleh dari bagian penutup *shell* beton yang ada di Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, Serpong-Tangerang yang juga terbuat dari beton. Sampel-sampel tersebut terlebih dahulu

dibersihkan dan dipisahkan dari kotoran dan kerikil, dikeringkan dalam oven selama 4 jam pada suhu 100°C, kemudian digerus dan diayak sehingga diperoleh ukuran butir 100 mesh. Butiran sampel tersebut kemudian disimpan sebagai stok pada wadah plastik dan siap untuk dipergunakan.

Larutan CsCl dan NaCl yang digunakan merupakan produk dari *E. Merck* yang dilarutkan dalam air demineral, sedangkan larutan radioaktifnya berasal dari produk *Eckert & Ziegler* mempunyai aktivitas jenis sebesar 100 µCi atau 3,7 MBq/5 mL digunakan sebagai pengemban (*carrier*) dalam penelitian ini.

Peralatan

Untuk menggerus sampel digunakan mortar dari besi, sedangkan untuk mengayak sampel menjadi ukuran butir 100 mesh telah digunakan pengayak buatan *Fritsch GmbH Brd-6580 Idar-Oberstein*. Neraca analitik *Mettler serie AE200* digunakan untuk menimbang sampel dengan berat kering berkisar antara 0,9997 – 0,1003 g. Alat *roller* geologi digunakan untuk mencampur sampel dengan larutan radiocesium. Untuk memisahkan fase padat dan cairan telah dipakai alat pemusing *Heraeus Labofuge 400 centrifuge* dan unit *multichannel analyzer (MCA)-Canberra* yang dilengkapi dengan detektor HPGe digunakan untuk mengukur aktivitas- γ dari larutan yang mengandung radioaktif. Alat gelas yang digunakan seperti yang biasa digunakan pada percobaan kimia lainnya.

Prosedur

Sampel ditimbang dan dimasukkan ke dalam *vial* volume 20 mL dan dicampur dengan larutan 10^{-8} CsCl. Untuk pengembannya (*carrier*) dilabel dengan larutan radioaktif Cs-137 sehingga ratio padat:cairnya menjadi 10^{-2} g/ml. Pengocokan dilakukan secara *rolling* selama 12 hari, dimana setiap harinya dilakukan *sampling* hasil kontak padat-cair. Pemisahan fase padat-cair dilakukan secara pemusingan dengan alat *centrifuge* (2500 rpm, 10 min.). Fase cair yang dihasilkan kemudian dilakukan pengukuran aktivitas- γ dengan alat MCA, hasil kuantifikasi serapannya dihitung dengan persamaan koefisien distribusinya (K_d) dimana ratio aktivitas radiocesium terserap di padatan dibandingkan dengan jumlah aktivitas radiocesium tersisa di larutan pada kondisi kesetimbangan.

$$K_d = \frac{C_{padat}}{C_{cairan}} = \frac{C_0 - C_t}{C_t} \times \frac{V}{m} \quad (1)$$

dimana C_0 dan C_t masing-masing adalah konsentrasi awal Cs dan konsentrasi akhir Cs di larutan, V adalah volume total larutan (ml), m adalah massa sampel (g) dan K_d adalah distribusi koefisien Cs-137 di sampel dan di larutan saat kesetimbangan. Tahapan penyerapan radiocesium oleh sampel dari keadaan awal sampai kondisi yang setimbang disebut sebagai kinetika sorpsi radiocesium oleh sampel. Waktu kesetimbangan yang diperoleh selanjutnya akan digunakan pada percobaan-percobaan lainnya.

Kinetika desorpsi diperoleh dari adanya radiocesium yang terserap di sampel pada percobaan sebelumnya kemudian larutan yang mengandung larutan radioaktif tersebut diganti dengan larutan air demineral yang *fresh*. Pengocokan dilanjutkan lagi dan pencuplikan sampel dilakukan selama 12 hari, setelah pemisahan fase padat dan cairnya dilakukan pengukuran aktivitas- γ seperti prosedur sebelumnya. Nilai kesetimbangan baru diperoleh dengan persamaan nilai K_d seperti [8],

$$K_d = \frac{V \cdot C_0 - C_t (V + \Delta V)}{C_t \cdot W} \quad (2)$$

dan ΔV adalah volume yang tertinggal setelah dekantasi (m).

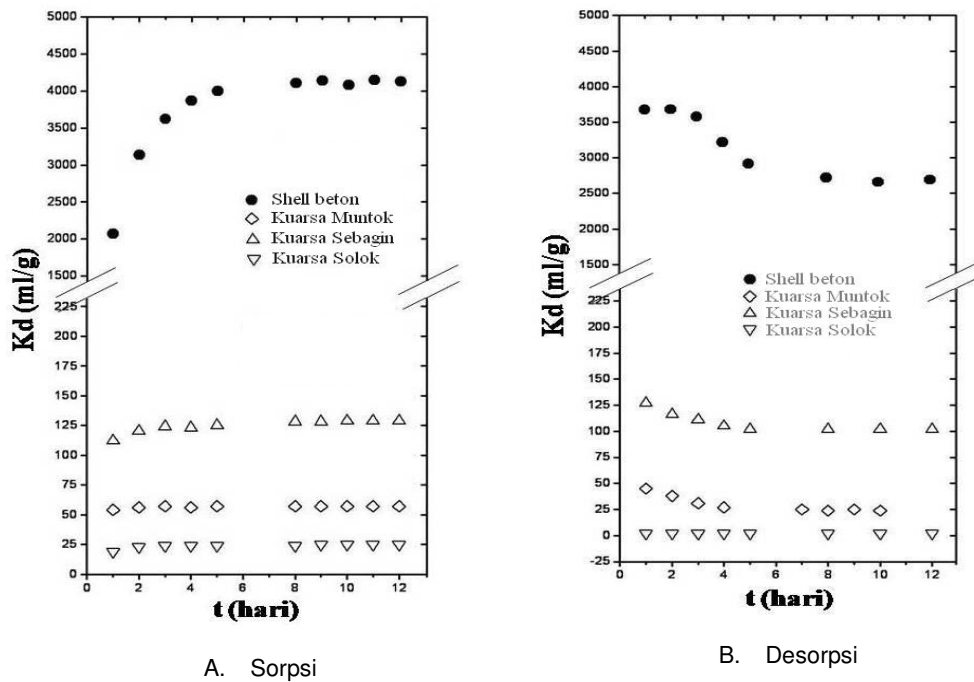
Adanya konsentrasi NaCl sebagai representasi kekuatan ionic di air tanah diperkirakan akan mempengaruhi kemampuan serap dari bahan isian dan konstruksi fasilitas DLRA sehingga pengaruh garam latar NaCl terhadap sorpsi Cs-137 perlu dilakukan. Sampel bahan isian dan konstruksi dikontakkan dengan larutan yang mengandung 0,1; 0,5; 1,0 M NaCl dan 10^{-8} M CsCl kemudian diberi pengemban Cs-137 dan dikocok dengan alat *roller*. Prosedur pelaksanaan seperti pada prosedur sebelumnya, dan nilai K_d diperoleh dengan menggunakan persamaan (1).

Pengaruh konsentrasi CsCl terhadap sorpsi Cs-137 oleh sampel dilakukan dengan mengontakkan sampel dengan larutan CsCl yang konsentrasi awalnya di variasi dari 10^{-8} sampai

10^{-4} M CsCl, setelah proses *labeling* campuran tersebut dikocok dengan alat *roller*. Prosedur pelaksanaan seperti pada prosedur sebelumnya, dan nilai Kd diperoleh dengan menggunakan persamaan (1). Kegiatan penelitian ini dilaksanakan di laboratorium kimia Bidang Teknologi Penyimpanan Lestari, PTLR-BATAN, Serpong-Tangerang pada tahun fiskal 2013.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Tipikal kinetika sorpsi Cs-137 oleh sampel pasir kuarsa dan *shell* beton yang diperoleh dari percobaan dapat ditunjukkan pada Gambar 1. Pada percobaan-percobaan terdahulu sorpsi Cs oleh sampel tanah akan berlangsung dengan cepat, yang selanjutnya akan diikuti dengan sorpsi Cs-137 yang lebih lambat [9]. Hasil nilai Kd yang diperoleh dari percobaan ini adalah sekitar 25-125 ml/g yang dicapai setelah kontak sekitar 24 jam untuk pasir kuarsa, bahkan pada percobaan lain ada yg berlangsung hanya dalam waktu 4 jam saja telah dicapai waktu kesetimbangan [10]. Sedangkan untuk sampel *shell* beton kesetimbangan sorpsi diperoleh setelah dilakukan kontak selama 7 hari dengan nilai Kd sekitar 4000 ml/g sehingga secara umum terlihat dengan cukup jelas bahwa kemampuan sorpsi radiocesium oleh sampel pasir kuarsa sangat kecil sekali.

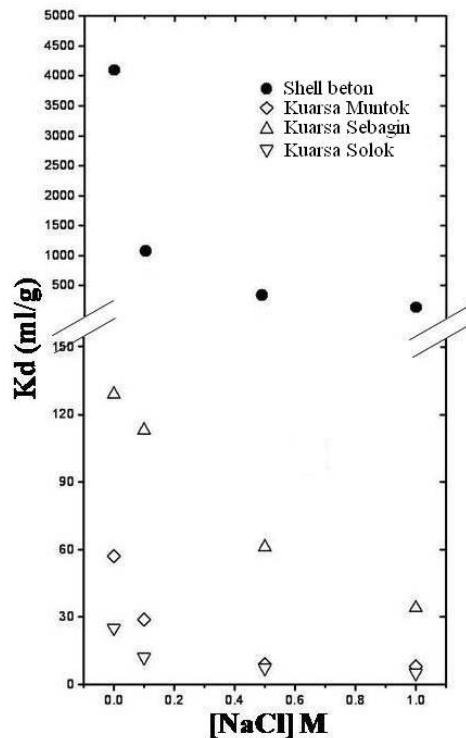


Gambar 1. Tipikal kinetika sorpsi –desorpsi radiocesium

Demikian pula pada saat percobaan desorpsi, dalam waktu yang relatif singkat telah terjadi pelepasan CsCl dari sampel pasir kuarsa akibat terjadinya perubahan konsentrasi di larutan. Ion Cs yang tadinya terserap oleh sampel selama percobaan sorpsi akan melakukan pelepasan dengan kecepatan yang relatif cepat akibat pergantian pelarut dalam *vial*. Hal ini dapat terjadi karena kemungkinan besar bila sorpsi ion logam oleh pasir kuarsa hanya terjadi berupa sorpsi permukaan saja tidak sampai masuk ke dalam butiran sampel, sehingga dengan adanya gangguan sedikit saja maka ion logam yang menempel pada permukaan sampel akan segera terlepas dari sampel dan kembali ke larutan. Pada sampel *shell* beton waktu kesetimbangan yang terjadi relatif lebih panjang karena ion Cs terserap lebih dalam pada struktur butiran semen dibandingkan pada pasir kuarsa yang hanya terjadi pada permukaan butirnya saja, sehingga proses pelepasannya membutuhkan energi yang lebih besar. Hal tersebut terekspresikan pada

nilai K_d yang diperoleh pada kondisi kesetimbangan yang baru dimana nilai K_d menurun dari sekitar 4000 ml/g menjadi sekitar 2700 ml/g untuk *shell* beton dan sekitar 25-125 ml/g menjadi sekitar 2-100 ml/g untuk pasir kuarsa.

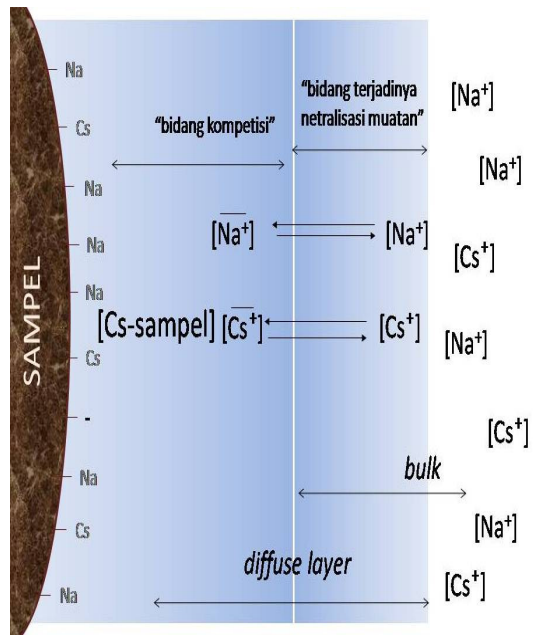
Pengaruh kekuatan ionik di larutan dapat pula mempengaruhi nilai K_d Cs-137 oleh sampel seperti yang ditunjukkan pada Gambar 2. Meningkatnya kekuatan ionik di larutan yang diindikasikan dengan meningkatnya konsentrasi NaCl di larutan (0,1; 0,5 dan 1,0 M NaCl) telah menyebabkan menurunnya nilai K_d . Disini telah diperlihatkan bahwa salah satu mekanisme pengontrol sorpsi Cs-137 ke sampel adalah kompetisi antara ion-ion logam garam latar dengan ion Cs terhadap sampel [11].



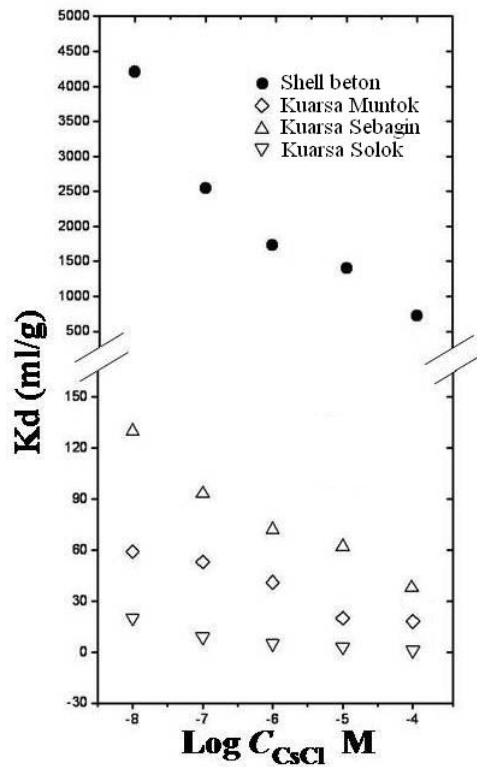
Gambar 2. Pengaruh kekuatan ionik larutan terhadap sorpsi Cs-137 oleh sampel

Hal ini dapat diterangkan dengan mem pertimbangkan teori struktur elektrik lapisan ganda di permukaan antar muka antara sampel dan larutan sekelilingnya seperti yang ditunjukkan pada Gambar 3 [12].

Site aktif dari sampel memberikan muatan negatif dan ini akan dinetralsir oleh ion-ion Na yang berasal dari garam latar di larutan atau konsentrasi kekuatan ionik larutan. Adanya ion logam seperti ion-ion Cs disekitar sampel akan dikontrol dengan proses kompetisi dengan ion-ion Na saat akan berinteraksi dengan sampel, selain itu ada juga kejadian bahwa sebagian ion Cs berinteraksi dengan sampel melalui proses pertukaran ion antara ion Na yang ada di sampel dengan ion Cs di larutan. Meningkatnya ion Na di larutan akan merubah besarnya konsentrasi garam latar sekaligus juga meningkatkan terjadinya kompetisi antara ion Na dan ion Cs bereaksi dengan sampel.



Gambar 3. Skema struktur elektrik lapisan ganda



Gambar 4. Pengaruh variasi konsentrasi CsCl terhadap sorpsi Cs-137 oleh sampel

Pengontakkan dengan cara memberikan larutan CsCl dengan konsentrasi awal yang bervariasi ke sampel telah memberikan perubahan nilai Kd, dimana secara umum nilai Kd Cs-137 akan menurun bersamaan dengan meningkatnya konsentrasi CsCl di larutan. Hal ini memperlihatkan bila besarnya nilai Kd Cs-137 oleh sampel sangat dipengaruhi oleh kapasitas serap dari sampel, dimana meningkatnya konsentrasi CsCl akan memberikan sisa konsentrasi CsCl di larutan menjadi meningkat karena adanya keterbatasan kapasitas serap dari sampel sehingga hal ini akan menyebabkan menurunnya nilai Kd Cs-137 oleh sampel [13]. Pasir kuarsa umumnya terbentuk dari Kristal SiO₂ yang cukup stabil dengan *site* pertukaran yang minimal sehingga hasil sorpsi yang ditunjukkan juga memberikan hasil yang minimal pula, sedangkan sampel *shell* beton juga memperlihatkan adanya keterbatasan kapasitas serap yang terlihat dari drastisnya penurunan nilai Kd yang diperoleh akibat meningkatnya konsentrasi ion Cs di larutan.

KESIMPULAN

Hasil yang diperoleh dari kegiatan ini adalah sebagai berikut,

- Waktu kontak yang diperlukan untuk mencapai kesetimbangan didapat setelah 24 jam dan 7 hari pengontakan dengan nilai Kd 25-125 ml dan 4000 ml/g masing-masing untuk sampel pasir kuarsa dan *shell* beton.
- Waktu kesetimbangan desorpsi dicapai lebih panjang yaitu setelah sekitar 1-7 hari pengocokan dengan nilai Kd yang baru, 2-100 ml/g dan 2700 ml/g masing-masing untuk sampel pasir kuarsa dan *shell* beton.
- Peningkatan konsentrasi NaCl di larutan membuat nilai Kd menurun karena adanya kompetisi antara ion Na dan Cs-137 berinteraksi dengan sampel.
- Rendahnya konsentrasi CsCl dilarutkan menghasilkan nilai Kd yang tinggi, demikian pula sebaliknya. Hal ini disebabkan terbatasnya kapasitas serap sampel terhadap Cs-137.

UCAPAN TERIMA KASIH

Diucapkan terima kasih kepada Bapak Teddy Sumantry BSc., dan Ibu Nurul Efri Ekaningrum SST., dari PTLR-BATAN atas bantuannya dalam preparasi bahan radioaktif, penyiapan alat laboratorium dan pemakaian alat MCA untuk kegiatan penelitian ini.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Setiawan, B., Sumantry, T., Sriwahyuni, H., Pratama, HA., Ekaningrum, NE., Syarmufni, A., Pratomo, BS., Suganda, D., Waluyo, S., Pudyo, A., Susilowati, D., Marwoto, Penyiapan Tapak Penyimpanan Lestari Limbah Radioaktif di Pulau Jawa dan Sekitarnya, Prosiding Hasil Penelitian PTLR tahun 2007, PTLR-BATAN, (2008).
- [2]. Brookins, DG.. *Geochem. Aspects of Rad. Waste Disposal*, Springer-Verlag, N.Y. (1986).
- [3]. Japan Nuclear Cycle Development Institute, *H-12, Repository Design and Engineering Technology*, JNC, Japan, (2000).
- [4]. Um, WY, and Papelis, C., Sorption Mechanisms of Sr and Pb on Zeolitized Tuffs From The Nevada Test Site as a Function of pH and Ionic Strength, *American Mineralogist*, Vol. 88, 2028-2039 (2003).
- [5]. Di Toro, DM.,et.al., Effect of Nonreversibility, Particle Concentration and Ion Heavy Metal Sorption, *Env. Scie. Technol.* **20**, 55-61 (1986).
- [6]. Bangash, MA., *Adsorption of Fission Products and Other Radionuclides on Inorganic Exchangers*, Ph.D Thesis, University of The Punjab Lahore (1991).
- [7]. Suryanto. Radionuklida Acuan Pada Analisis Keselamatan Penyimpanan Limbah Radioaktif, Prosid. Pertemuan dan Presentasi Ilmiah, PTPLR-BATAN, Serpong, 138-142. (1997).
- [8]. Erten, HN, et. el. Sorption of Cesium and Stronsium on Montmorillonite and Kaolinite, *Radiochim. acta* 44/45, 147. (1988).
- [9]. Mila, O., *Karakterisasi Sorpsi-desorpsi Tanah Lokasi SP-4 Terhadap Radiocesium dan Radiostronsium Sebagai Lokasi Demo Penyimpanan Akhir Limbah Radioaktif di Kawasan Nuklir Serpong*, Tesis S-2, Program Studi Kimia, Pascasarjana Universitas Andalas, Padang (2013).

- [10]. Ohnuki, T. and Tanaka, T., Migration of Radionuclides Controlled by Several Different Migration Mechanisms Through a Sandy Soil Layer, *Health Physic* **56**, 47-53 (1989).
- [11]. Kirishima, A., Tanaka, K., Niibori, Tochiyama, O.: Complex Formation of Ca(II) with Humic Acid and Polyacrylic Acid. *Radiochim. Acta* **90**, 555-561 (2002).
- [12]. Rao, L., Choppin, G.R.: Thermodynamic Study of The Complexation of Neptunium(V) with Humic Acids. *Radiochim. Acta* **69**, 87-95 (1995)
- [13]. Staunton, S and Roubaud, M., Adsorption ¹³⁷Cs on Montmorillonite and Illite, *Clay & Clay Minerals* Vol.45, No.2, 251-260 (1997).

PENGUKURAN DOSIS RADIASI LATAR DI BANGKA SELATAN

Sri Widayati, Elfida, Yanni Andriani
Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, BATAN

ABSTRAK

PENGUKURAN DOSIS LATAR RADIASI DI BANGKA SELATAN. Pengukuran dosis radiasi latar di Bangka Selatan telah dilakukan. Kegiatan ini bertujuan untuk mengetahui besarnya dosis radiasi latar di kabupaten Bangka Selatan. Alat ukur radiasi latar yang digunakan adalah dosimeter termoluminesens (TLD) tipe TLD-200. TLD dipasang di stasiun-stasiun TLD selama sekitar 3 bulan dengan 4 kali pemasangan selama tahun 2012. Stasiun TLD berjumlah 18 buah tersebar pada radius 5 km sampai dengan 15 km dari titik calon tapak PLTN Bangka Selatan yaitu di Kecamatan Simpang Rimba yang meliputi desa Sebagian, Rajik, Permis, Gudang, Jember dan Jelutung. TLD yang telah dipasang di stasiun dibaca dengan alat baca TLD reader model 6600 dan dievaluasi dengan bantuan perangkat lunak WinsRem untuk mengetahui besarnya dosis radiasi latar yang dideteksi oleh TLD. Hasil pengukuran dosis radiasi latar berkisar dari 0,64 mSv/tahun sampai dengan 2,25 mSv/tahun. Laju dosis radiasi latar terendah diperoleh di desa Sebagian yang lokasinya terletak di tepi pantai dan tertinggi di peroleh di desa Sebagian dataran tinggi. Data laju dosis radiasi latar di daerah Bangka Selatan lebih rendah jika dibandingkan dengan laju dosis radiasi latar di daerah Bangka Barat. Hasil pengukuran laju radiasi dosis latar ini dapat dijadikan data dasar untuk menganalisis dampak lingkungan pada operasi normal dan abnormal pada pengoperasian PLTN di Bangka Belitung khususnya di Bangka Selatan.

Kata kunci: dosis radiasi latar, Bangka Selatan

ABSTRACT

BACKGROUND RADIATION DOSE MEASUREMENT IN SOUTH BANGKA. Measurement of background radiation South Bangka dose has been done. This activity aims to determine the amount of background radiation dose in South Bangka. Background radiation measuring instruments used were termoluminesens dosimeter (TLD) type of TLD-200. TLD installed at the stations for about 3 months with 4 times during 2012. Amount of TLD stations is 18 scattered in a radius of 5 km to 15 km from South Bangka prospective nuclear power plant site is in the Simpang Rimba district which includes the village of Sebagian, Rajik, Permis, Gudang, Jember and Jelutung. TLD that has been mounted read by TLD reader models 6600 and evaluated with the help of software WinsRem to know the dose of background radiation detected by the TLD. The results of measurements of background radiation doses ranged from 0.64 mSv / year to 2.25 mSv / year. Lowest background radiation dose rate obtained in the seaside village of Desa Sebagian and obtained the highest plateau in the village Sebagian. Data background radiation dose rate in South Bangka district is lower than the background radiation dose rate in West Bangka district. The results of background radiation dose rate measurements can be used as basic data for analyzing the environmental impact of normal and abnormal operation of nuclear power plants in Bangka Belitung Islands, especially in the South Bangka.

Keywords: background radiation dose, South Bangka

PENDAHULUAN

Kebutuhan energi listrik semakin meningkat seiring dengan kemajuan ilmu dan teknologi di berbagai bidang, namun cadangan energi tak terbarukan seperti minyak bumi dan batu bara semakin menipis. Salah satu alternatif dalam mencari solusi masalah kebutuhan energi adalah melalui Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir (PLTN). Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir di Indonesia

masih dalam taraf rencana dan sudah dilakukan survey dan kajian yang mendalam yang dilakukan oleh Badan Tenaga Nuklir Nasional (BATAN). Hasil survey yang dilakukan oleh BATAN dalam mencari tapak calon PLTN di Indonesia telah dipilih Kepulauan Bangka Belitung tepatnya di kabupaten Bangka Barat dan Bangka Selatan. Dengan demikian salah satu kegiatan yang penting dilakukan sehubungan dengan ditetapkan Bangka Selatan sebagai calon tapak PLTN adalah melakukan pengukuran laju dosis radiasi latar. Data dosis radiasi latar ini berguna sebagai data acuan untuk menganalisis dampak lingkungan pada pengoperasian PTLN.

Kabupaten Bangka Selatan terletak di 105° 55' Bujur Timur dan 2° 36' Lintang Selatan dengan kepadatan penduduk 45,05 jiwa/km², luas 3 607,08 km², Ibu kota Kabupten Bangka selatan adalah Toboali, kabupaten ini terdiri dari 7 kecamatan yaitu : Payung, Simpang Rimba, Air Gegas, Toboali, Lepar Pongok, Tukak Sadai dan Pulau Besar. Kegiatan ini dilakukan di kecamatan Simpang Rimba sesuai dengan letak geografis yang terdekat dekat dengan titik calon tapak PLTN di Bangka Selatan.

TEORI

Pada umumnya orang berpendapat bahwa radiasi pengion hanya terkait dengan reaktor atau bom nuklir, namun sesungguhnya alam juga merupakan pemancar radiasi yang terus menerus memapari makhluk dan alam sekitarnya. Alam merupakan satu-satunya sumber radiasi bagi orang yang tidak bekerja di instalasi nuklir/fasilitas radiasi atau yang tidak terkena radiasi dari tindakan medis.

Radiasi yang dipancarkan alam berasal dari 3 (tiga) sumber yaitu radiasi kosmik, radiasi terestial dan radiasi internal. Radiasi kosmik berasal dari radiasi benda langit dalam tata surya dalam bentuk partikel berenergi tinggi. Radiasi terestial berasal dari unsur radioaktif di dalam kerak bumi yang terbentuk sejak terjadinya bumi. Radiasi internal adalah radiasi yang diterima manusia dari dalam tubuhnya melalui makanan, minuman dan udara yang masuk ke dalam tubuh manusia. Radiasi alam yang berasal dari ruang angkasa dan dari dalam kerak bumi memberikan sumbangan terbesar pada penerimaan dosis radiasi oleh manusia.

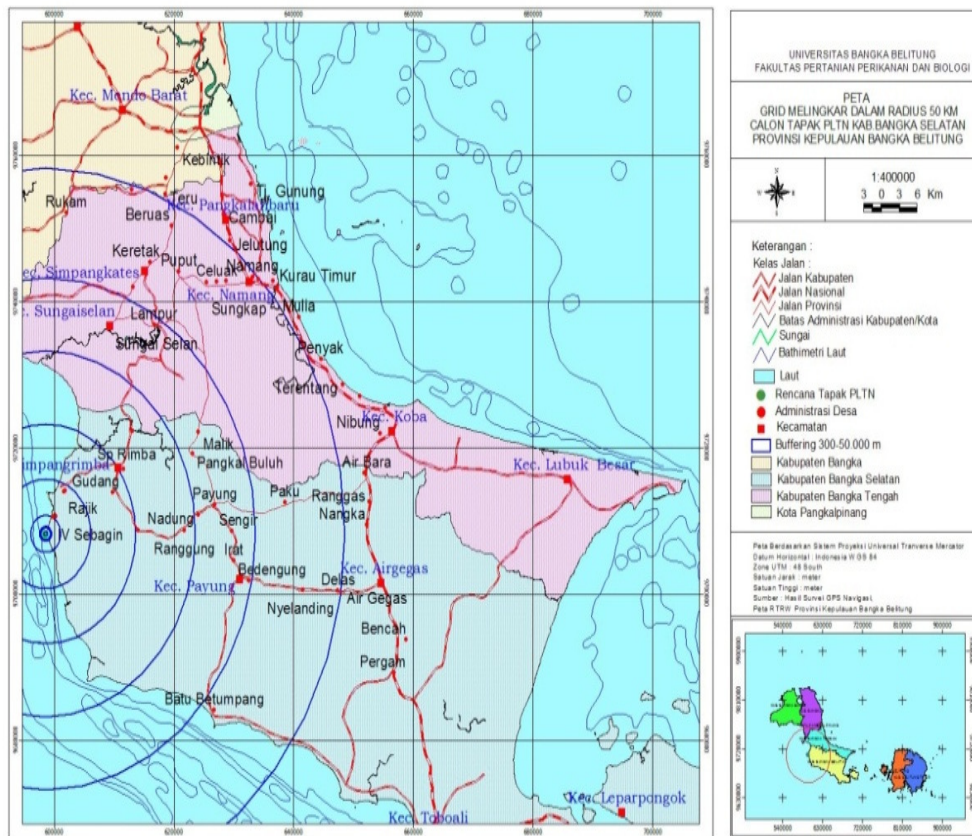
Radiasi kosmik yang berupa partikel akan bereaksi dengan atmosfer bumi menghasilkan tritium, berilium dan karbon yang radioaktif, jumlahnya berbeda-beda berdasarkan lokasi dan ketinggian. Pada Tabel 1 dapat dilihat data dari UNSCEAR mengenai laju dosis berdasarkan ketinggian lokasi.

Tabel 1. Laju dosis pada beberapa ketinggian lokasi [3]

No	Ketinggian (m)	Laju dosis ($\mu\text{Sv}/\text{jam}$)
1.	0 (permukaan laut)	0,03
2.	2.000	0,10
3.	4.000	0,20
4.	12.000	5
5.	20.000	13

Radionuklida utama yang ada dalam kerak bumi adalah Kalium 40, Rubidium 87, unsur turunan dari Uranium 238 dan turunan Thorium 232. Besarnya radiasi dari kerak bumi ini berbeda-beda karena konsentrasi unsur-unsur di setiap lokasi berbeda. Ada beberapa tempat di dunia yang memiliki laju dosis radiasi alam yang lebih tinggi dibandingkan dengan tempat lain yaitu Ramsar (Iran), Garapari (Brazil), Kerala (India), Flinder Ranges (Australia) dan Yingjiang (Cina). Penduduk di Ramsar memperoleh dosis rata-rata pertahun mencapai 260 mSv [1]

UNSCEAR melaporkan bahwa penerimaan dosis radiasi oleh manusia yang berasal dari alam sebesar 76,58 %, penyinaran medik sekitar 19,51 % dari percobaan bom nuklir sebesar 3,53%, beroperasinya PLTN sebesar 0,24 % dan bekerja dengan radiasi sebesar 0,07 %. [Buletin IAEA, Vol 35, nomor 4, Vienna, 1993].



Gambar 1. Peta Kabupaten Bangka Selatan

Pengukuran dosis radiasi latar dapat dilakukan dengan menggunakan dosimeter termoluminesens (TLD) yang terbuat dari bahan Kalsium Florida ($\text{CaF}_2:\text{Dy}$) yang lebih dikenal sebagai TLD-200. Aplikasi TLD -200 adalah sebagai TLD lingkungan, TLD ini dapat berbentuk bubuk, kristal, *chip*, batang atau kartu. TLD-200 mempunyai kepekaan 30 x lebih besar dibanding dengan kepekaan TLD -100 yang biasa digunakan sebagai TLD perorangan (TLD yang dipakai pekerja radiasi), dapat mengukur dosis radiasi γ pada rentang $10 \mu\text{R}$ s/d 10^6 R dan mempunyai *fading* (pengurangan dosis) 10 % pada suhu 24°C jam pertama dan 16 % selama penyimpanan 2 minggu.

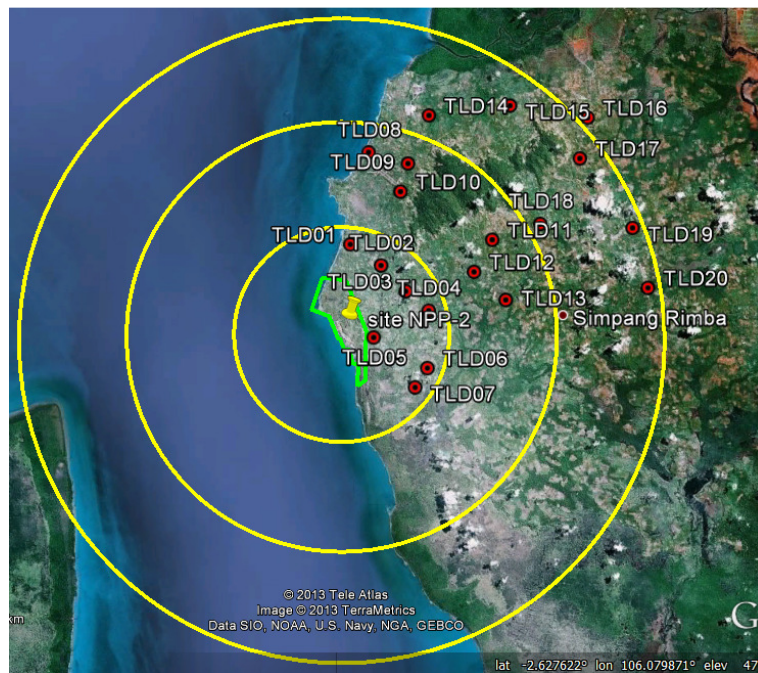
TATA KERJA

Bahan dan peralatan

Tiang PVC (paralon) , tutup tiang PVC, kartu TLD BG-0220 , holder TLD BG-0220 dan gas nitrogen, Global Position System (GPS), TLD reader model 6600.

Penentuan stasiun penempatan TLD

Dilakukan survei ke daerah Bangka Selatan untuk menentukan stasiun penempatan TLD yang berjumlah 18 stasiun TLD. Stasiun TLD ditentukan pada radius 5 km s/d 15 km dari Pantai Sebagian (titik calon tapak PLTN). 18 stasiun pemasangan TLD tersebar di Kabupaten Bangka Selatan . Pada radius 5 km dari titik calon tapak PLTN terdapat 5 stasiun TLD , pada radius 10 km terdapat 6 stasiun TLD dan radius 15 km terdapat 7 stasiun TLD.



Gambar 2. Peta lokasi stasiun TLD di Bangka Selatan

Pembuatan tempat/rumah TLD

Tiang PVC sebagai tempat pemasangan TLD yang ditanam di stasiun TLD terbuat dari paralon berdiameter sekitar 15 cm panjang 1,5 m. Tiang PVC tersebut diberi tutup dan ditanam di dalam tanah dengan semen sedemikian rupa sehingga tinggi dari permukaan sekitar 1,25 m. Pada tutup tiang PVC diberi gantungan untuk menggantung TLD.

Persiapan Badge TLD

Setiap TLD yang akan dipasang di stasiun TLD di *annealing* (dipanaskan) terlebih dahulu pada suhu 300 C selama 13 1/3 detik pada setiap elemen TLD dengan menggunakan TLD reader model 6600. Kartu TLD diiradiasi dengan sumber internal Sr-90 yang ada di dalam alat baca TLD reader model 6600, kemudian ditentukan Elemen Coefficient Correction (ECC). Setelah setiap kartu TLD mempunyai ECC, dilakukan kalibrasi untuk memperoleh faktor kalibrasi TLD. Kalibrasi dilakukan dengan mengiradiasi sejumlah kartu TLD BG-0220 dengan sumber standar Cs-137 di Pusat Teknologi Kalibrasi Metrologi Radiasi. Penentuan faktor kalibrasi yang disebut *Reader Calibration Factor* (RCF) dan penentuan ECC dilakukan dengan menggunakan perangkat lunak WinsRem.

Pemasangan TLD

TLD diletakkan di dalam tempat/rumah TLD pada ketinggian sekitar 1,25 meter dari permukaan tanah. Pemasangan TLD dilakukan secara periodik dengan lama pemasangan pertriwulan, awal pemasangan dilakukan pada bulan Januari 2012 dan berakhir pada bulan Desember 2012.



Gambar 3. Kegiatan pemasangan TLD di Bangka Selatan



Gambar 4. Kegiatan pengambilan TLD di Bangka Selatan

Evaluasi dosis kumulatif dari TLD

TLD yang telah dipasang dibaca dengan menggunakan TLD reader model 6600, data hasil pembacaan TLD tersebut dievaluasi dengan menggunakan perangkat lunak WinsRem untuk mendapatkan dosis radiasi latar yang diukur oleh TLD selama dipasang di stasiun – stasiun TLD.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Pada Tabel 2 ditunjukkan koordinat lokasi pemasangan TLD di Kabupaten Selatan yang meliputi Desa Sebagian, Desa Rajik, Desa Permis, Desa Gudang, Desa Jember dan Desa Jelutung. Gambar 1. Menunjukkan letak peta Kepulauan Bangka Belitung dengan daerah yang diarsir gelap adalah kabupaten Bangka Selatan. Gambar 2. menunjukkan peta lokasi stasiun TLD di Bangka Selatan. Gambar 3 dan gambar 4 menunjukkan kegiatan pemasangan dan pengambilan TLD di stasiun TLD. Gambar 5. merupakan grafik hasil pengukuran dosis radiasi latar selama tahun 2012 di Bangka Selatan.

Tabel 2. Koordinat lokasi pemasangan TLD di Bangka Selatan tahun 2012

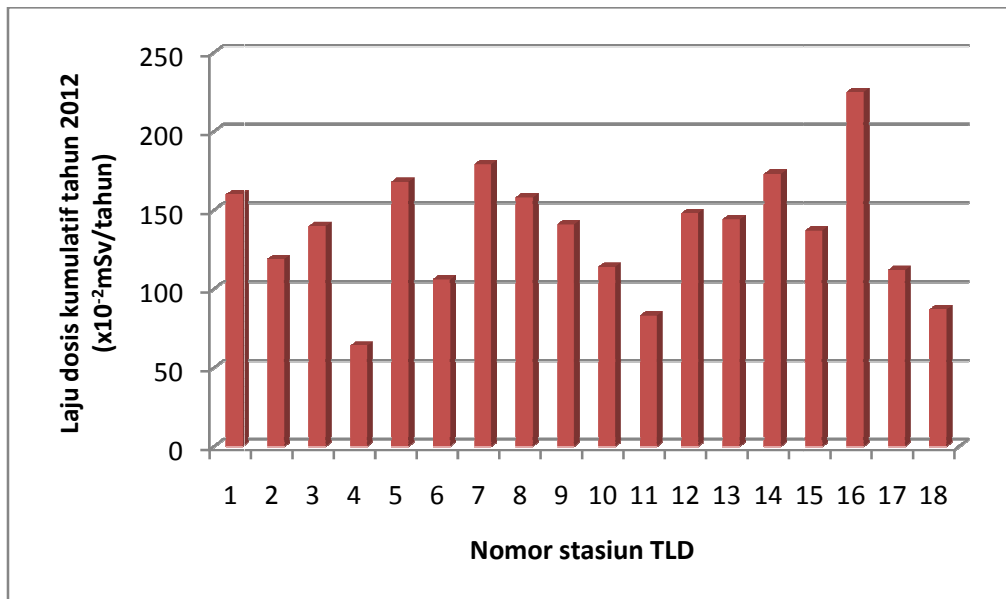
No	Nomor Stasiun TLD	Koordinat Geografis		Radius (km)	Nama Daerah (Desa)
		Bujur Timur	Lintang Selatan		
1.	01	105°54'04.21"E	2°36'59.29"S	5	Sebagin
2.	02	105°55'27.95"E	2°38'10.36"S	5	Sebagin
3.	03	105°56'02.15"E	2°38'39.77"S	5	Sebagin
4.	04	105°54'50.58"E	2°37'31.37"S	5	Sebagin
5.	05	105°56'02.15"E	2°38'39.77"S	5	Sebagin
6.	06	105°54'32.30"E	2°34'38.20"S	10	Rajik
7.	07	105°55'32.12"E	2°34'55.60"S	10	Permis
8.	08	105°55'20.50"E	2°35'38.87"S	10	Rajik
9.	09	105°57'38.88"E	2°36'52.38"S	10	Sebagin
10.	10	105°57'10.91"E	2°37'41.20"S	10	Sebagin
11.	11	105°57'38.88"E	2°36'52.38"S	10	Sebagin
12.	12	105°58'08.40"E	2°33'26.10"S	15	Permis
13.	13	105°56'04.40"E	2°33'41.20"S	15	Permis
14.	14	106°00'06.66"E	2°33'44.60"S	15	Permis
15.	15	105°59'53.60"E	2°34'47.70"S	15	Gudang
16.	16	105°58'51.96"E	2°36'28.26"S	15	Sebagin
17.	17	106°01'11.70"E	2°36'34.20"S	15	Jember
18.	18	106°01'33.10"E	2°38'05.30"S	15	Jelutung

Pengukuran dosis radiasi latar selama setahun yang merupakan penjumlahan dosis radiasi latar triwulan I, triwulan II, triwulan III dan triwulan IV menunjukkan hasil yang bervariasi, berkisar pada nilai dosis radiasi latar terendah yaitu 0,64 mSv sampai dengan yang tertinggi yaitu 2,25 mSv. Laju dosis radiasi latar terbesar ditunjukkan pada stasiun TLD nomor 16 yaitu di Desa Sebagin pada radius 15 Km dari titik calon tapak PLTN Bangka Selatan, sedangkan nilai dosis radiasi latar terendah ditunjukkan pada stasiun TLD nomor 4 yang terletak di tepi pantai Sebagin yang termasuk radius 5 km dari titik calon tapak PLTN Bangka Selatan.

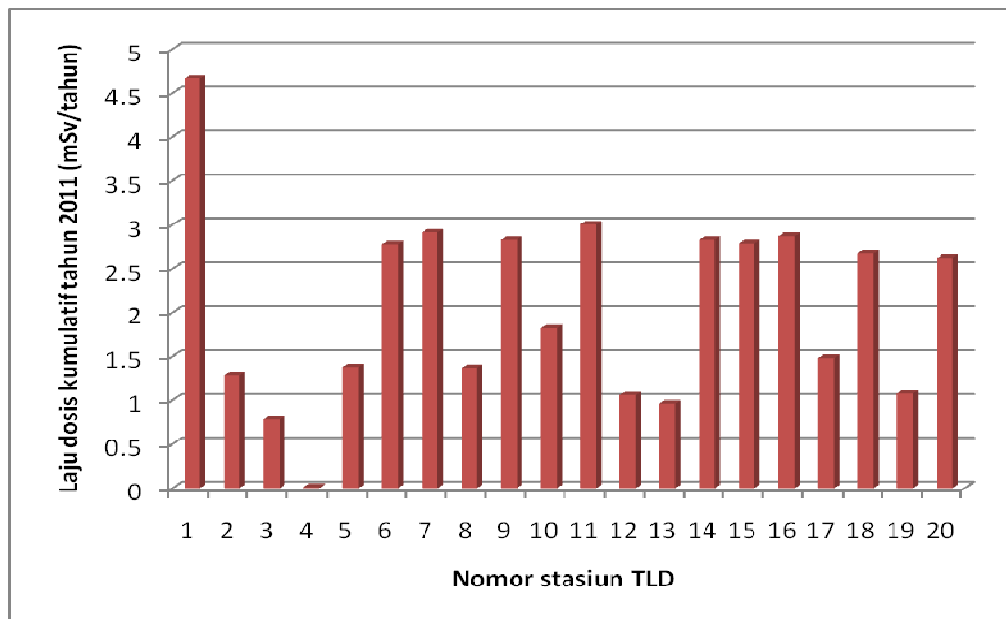
Besarnya dosis radiasi latar selama setahun untuk stasiun TLD nomor 1,2,3,4 dan 5 yang terletak di radius 5 km adalah 1,60 mSv; 1,19; 1,40 mSv; 0,64 mSv dan 1,58 mSv. Untuk stasiun TLD dengan nomor 6,7,8,9,10 dan 11 yang terletak pada radius 10 Km adalah : 1,06 mSv; 1,79 mSv; 1,58 mSv; 1,41 mSv, 1,14 mSv dan 0,83 mSv. Untuk stasiun TLD dengan nomor 12,13, 14, 15, 16, 17 dan 18 yang terletak pada radius 15 Km adalah: 1,48 mSv; 1,44 mSv; 1,73 mSv; 1,37 mSv; 2,25 mSv; 1,12 mSv dan 0,87 mSv. Besarnya dosis radiasi latar pertahun rata-rata sebesar sebesar 1,36 mSv.

Besarnya dosis radiasi latar pada stasiun TLD nomor 4 yang merupakan dosis radiasi latar terendah yaitu 0,64 mSv, letak stasiun TLD tersebut paling rendah (tepi pantai) dibandingkan letak stasiun TLD yang lain. Hal ini menunjukkan bahwa besarnya dosis radiasi latar suatu tempat dipengaruhi oleh tinggi rendahnya dari permukaan air laut, selain itu kontribusi dari laut rendah.

Besarnya dosis radiasi latar pada stasiun TLD nomor 16 yang merupakan dosis radiasi latar terbesar yaitu 2,25 mSv, hal ini terjadi karena struktur tanah di stasiun TLD nomor 16 merupakan campuran tanah biasa, pasir dan bebatuan kecil. Unsur tanah yang mengandung pasir dan bebatuan kecil yang menyebabkan laju dosis radiasi latar di tempat ini lebih tinggi dibandingkan dengan tempat yang lain. Di stasiun TLD yang lain pada umumnya terletak di perkebunan karet, kelapa sawit dan merica yang mempunyai struktur tanah hanya sedikit mengandung pasir.



Gambar 5. Grafik laju dosis radiasi Latar (γ) Tahun 2012 di Bangka Selatan



Gambar 6. Laju Dosis Radiasi Latar (γ) Tahun 2011 di Bangka Barat [11].

Secara umum dosis radiasi latar di Bangka Selatan lebih rendah dibandingkan dengan dosis radiasi latar di Bangka Barat. Dosis radiasi latar di Bangka Selatan berkisar dari 0,64 mSv s/d 2,25 mSv pertahun sedangkan di Bangka Barat mempunyai dosis radiasi latar berkisar antara 0,96 mSv s/d 4,67 mSv yang ditunjukkan pada Gambar 6. Hal ini disebabkan kondisi alam di Bangka Selatan berbeda dengan kondisi alam di Bangka Barat. Wilayah Bangka Selatan (Kecamatan Simpang Rimba) sebagian besar terdiri dari perkebunan karet, kelapa sawit dan merica, jarang

sekali ditemukan adanya penambangan timah. Berbeda dengan kondisi di Bangka Barat yang banyak dijumpai bekas-bekas penambangan timah (kolong). Struktur tanah dan ketinggian tanah dari permukaan laut merupakan unsur yang penting dalam menunjukkan tinggi rendahnya dosis radiasi latar di suatu tempat.

Dosis radiasi latar Bangka Selatan lebih besar sedikit jika dibandingkan dengan dosis radiasi latar Ujung Lemah Abang dan sekitar Semenanjung Muria dan Kawasan Nuklir Serpong. Dosis radiasi latar pertahun di Ujung Lemah Abang dan sekitar Semenanjung Muria berkisar 0,18 mSv s/d 1,70 mSv dan di Kawasan Nuklir Serpong berkisar antara 0,55 mSv s/d 0,85 mSv. [6,10] .

KESIMPULAN

Hasil pengukuran laju dosis radiasi latar pertahun di daerah Bangka Selatan berkisar antara 0,64 mSv s/d 2,25 mSv yang meliputi radius 5 km s/d 15 km dari titik calon tapak PLTN Bangka Selatan. Data hasil pengukuran laju dosis radiasi latar ini dapat digunakan sebagai data dasar untuk menganalisa dampak lingkungan pada kondisi normal maupun jika terjadi kondisi abnormal pada pengoperasian PLTN di Bangka Selatan.

UCAPAN TERIMA KASIH

Ucapan terima kasih yang sebesar-besarnya kepada ykh:

1. Ka. Dinas Pertambangan dan Energi Provinsi Bangka Belitung.
2. Bpk. Bupati Bangka Selatan.
3. Ka. Dinas Energi dan Sumber Daya Mineral Kab Bangka Selatan
4. Bpk Pri Handoko, ST (EDSM Bangka Selatan), Bpk Arifin dan Ibu Fera Wahyuningsih, ST (ESDM Provinsi Bangka Belitung), yang telah memberikan bantuan dan dukungannya sehingga kegiatan pengukuran dosis latar di Kabupaten Bangka Selatan dapat dilaksanakan dan diselesaikan dengan baik.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. M.GHIASSI NEJED et al, Very High Backgrounds Radiation Areas of Ramsar,Iran: Preliminary Biological Studies, Health Physics, Vol 82 January, 2002.
- [2]. BULLETIN IAEA, Vol 35, No. 4 , Vienna, 1993.
- [3]. Background Radiation, Wikipedia, diakses 02 Maret 2011.
- [4]. OBERHOFER.M, SUCHARMAN MA,"Personnel Thermoluminescence Dosimetry Techniques and Management of Personnel Thermoluminescence Dosimetry Services,Held in Madrid, 21-24 Nov, 1994, Report EUR 1677 EN, Madrid (1995).
- [5]. ZAHEDIFAR. AND SORABI.M, Trapping Parameter of CaF²Dy (TLD-200) Used for Environmental Dosimetry, International Conference on High Level of Natural Radiation, Ramsar 3- 7 Nov 1990, Islamic rep, Iran, Teheran (1990).
- [6]. SUTARMAN, YURFIDA, Pemantauan Radiasi Gamma Lingkungan Menggunakan TLD-200 Di Daerah Ujung Lemah Abang dan Sekitarnya –Semenanjung Muria, Prosiding Presentasi Ilmiah Keselamatan Radiasi dan Lingkungan VI, 2 -3 September 1998, Jakarta (1998).
- [7]. M. BENKRID ET AL, Environmental Gamma Radiation Monitoring by Means of TLD and Ionization Chamber, Radiation Protection Dosimetry Vol 43, Nuclear Technology Publishing (1992)
- [8]. P.DEWORM ET AL, Survey Of The Natural Radiation Of Belgian Territory As Determined By Different Methods, Radiation Protection Dosimetry Vol 24, Nuclear Technology Publishing (1988).
- [9]. L.BATTER JENSEN AND I.M.G. THOMPSON, An International Intercomparison Of Passive Dosimeters, Electronic Dosimeters And Dose Rate Meter Used For Environmental Radiation Measurements, Radiation Protection Dosimetry Vol 3, Nuclear Technology Publishing (1995).
- [10]. UNTARA DKK, Pemantauan Radioaktivitas Lingkungan Di Sekitar Kawasan Nuklir Serpong, Hasil Penelitian dan Kegiatan PTLR Tahun 2009 ISSN 0852-2979, Serpong (2009).
- [11]. RUMINTA DKK, Pengukuran Dosis Latar Pada Calon Tapak PLTN di Bangka Belitung (Bangka Barat), Prosiding Hasil Penelitian dan Kegiatan PTLR Tahun 2011, ISSN 0852-2979, Serpong (2011).

PRODUKSI DAN KARAKTERISASI ENZIM SELULASE DARI LIMBAH PENGOLAHAN RUMPUT LAUT

Ifah Munifah

Balai Besar Penelitian dan Pengembangan Pengolahan Produk
dan Bioteknologi Kelautan dan Perikanan
Jl. KS Tubun – Petanburan VI, Slipi, Jakarta Pusat, 10260
ifah_munifah@yahoo.com.au

ABSTRAK

PRODUKSI DAN KARAKTERISASI ENZIM SELULASE DARI LIMBAH PENGOLAHAN RUMPUT LAUT. Telah dilakukan produksi dan karakterisasi enzim selulase dari isolat yang berasal dari limbah pengolahan industri agar-agar kertas di Pamempeuk yang berbahan baku *Gracilaria sp.* dan limbah padat pembuatan alginat berbahan baku rumput laut *Sargassum sp.* Berdasarkan hasil penelitian diperoleh waktu yang optimum untuk produksi enzim selulase dari isolat bakteri PMP-0126Y dan SGS-2609, masing-masing adalah 116 jam (~5 hari) dan 82 jam (~3,5 hari). Enzim selulase dari isolate bakteri PMP 0126Y dan SGS 2609 bekerja optimum pada pH 7 dan 6, sedangkan suhu optimum enzim selulase dari isolate SGS 2609 dicapai pada suhu 50°C. Beberapa ion logam bersifat sebagai activator bagi enzim selulase. Ion Mg^{2+} , Zn^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ dan Fe^{3+} sebagai activator bagi selulase dari isolate PMP 0126Y, sedangkan pada selulase dari isolat SGS 2609 hanya ion Mg^{2+} dan Fe^{3+} sebagai aktivator. Hasil identifikasi berdasarkan 16s rRNA menunjukkan bahwa isolate SGS 2609 dari limbah alginat berbahan baku rumput laut *Sargassum* asal Binuangeun merupakan bakteri *Caulobacter sp.* dengan kemiripan 99%, sedangkan isolat PMP 0126Y teridentifikasi sebagai *Caulobacter sp.* dengan kemiripan 80% atau *uncultured bacterium* (kemiripan 80%).

Kata kunci: Selulase, rumput laut, limbah, aktivator, 16s rRNA

ABSTRACT

PRODUCTION AND CHARACTERIZATION OF ENZYME CELLULASE FROM BACTERIA DERIVED FROM SEAWEED WASTE PROCESSING. The production and characterization of cellulase enzymes from isolates derived from seaweed waste processing from of industrial agar from raw material *Gracilaria* in Pamempeuk and alginat from raw material *Sargassum sp* has been done. The result showed that the optimum time for the production of cellulase enzymes from bacterial isolates PMP-0126Y and SGS-2609 respectively is 116 hours (~5 days) and 82 hours (~3,5 days). Cellulase enzymes from bacterial isolates PMP-0126Y and SGS-2609 worked optimum at pH 7 and 6, reached the optimum temperature at 50°C. Some metal ion act as an activator for the enzyme cellulase. Ion Mg^{2+} , Zn^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ dan Fe^{3+} as an activator for cellulase from PMP-0126Y isolates whereas cellulase from SGS-2609 isolates only Mg^{2+} dan Fe^{3+} ions as activators. Identification results based on 16s rRNA showed that isolates SGS-2609 from waste alginat made from seaweed *Sargassum Binuangeun* as *Caulobacter sp.* similarity index 99 %, while the PMP-0126Y isolates identified as *Caulobacter sp* or as *uncultured bacterium* similiriaty index as 80%.

Keywords: Cellulase, seaweed, waste, activator, 16s rRNA

PENDAHULUAN

Enzim merupakan salah satu produk alami yang paling diminati dalam dunia industri baik dalam industri kimia, farmasi maupun makanan. Beberapa contoh enzim yang banyak dimanfaatkan adalah enzim-enzim hidrolase seperti protease, selulase, xilanase, amilase dan lain-lain. Enzim-enzim tersebut telah banyak diaplikasikan pada dunia industri, baik pangan maupun non pangan, yang selama ini hampir semua kebutuhan Indonesia akan enzim didapatkan dari impor.

Selulosa merupakan salah satu polisakarida yang keberadaannya melimpah di alam dimana merupakan salah satu komponen penyusun dinding sel tumbuhan dan alga bersama dengan lignin dan polisakarida yang lain. Oleh karena itu mikroba pendegradasi selulosa mempunyai potensi ekonomi yang besar untuk mengkonversi biomasa tumbuhan dan alga menjadi fuel dan komponen kimia yang lain. Sedangkan selulase merupakan enzim yang menghidrolisa selulosa menjadi gula yang dapat larut atau enzim yang dapat menghidrolisis selulosa menjadi oligosakarida. Ada beberapa tipe selulase diantaranya : endoglukanase (1,4- β -D-glukan-4-glukanohidrolase; EC 3.2.1.4), eksoselobiohidrolase (1,4- β -D-glukan glukohidrolase; EC 3.2.1.74) dan β -glukosidase (β -D-glukoside glukohidrolase; EC 3.2.1.21) [1,2].

Beberapa tahun belakangan ini, telah dilakukan pengembangan biomassa selulosik (selulosa dan hemiselulosa) seperti limbah pertanian dan pengolahan hutan, kertas bekas, dan limbah industri pengolahan rumput laut sebagai sumber gula, untuk selanjutnya difermentasi menjadi etanol. Penelitian ini bertujuan untuk mendapatkan informasi mengenai karakter enzim yang dihasilkan dari isolat SGS 2609 dan PMP 0126Y.

Dalam proses industri, enzim membantu meningkatkan efisiensi, spesifikasi dan kerja yang selektif [3]. Salah satu contoh golongan enzim hidrolase adalah selulase. Selulase merupakan enzim yang menghidrolisa selulosa menjadi gula yang dapat larut atau enzim yang dapat menghidrolisis selulosa menjadi oligosakarida dimana memutus ikatan glikosidik β -1,4 pada selulosa, selodeksin, selubiosa. Fungsi selulase yang lain adalah menguraikan serat sayuran, memecah pentosa dan hemiselulosa menjadi pentosa dan fraksi hemiselulosa yang mudah larut dalam air selain itu juga dapat digunakan untuk menghidrolisis kertas bekas dan limbah sampah [8].

Selulase banyak dihasilkan oleh mikroorganisme mulai dari kelompok prokariot maupun eukariot. Dari kelompok prokariot bakteri-bakteri penghasil selulosa antara lain : *Acidothermus cellulolyticus* [4], *Bacillus pumilis* [5], *Pseudomonas fluorescens* [6], *Rhodothermus marinus* [7, 4], *Thermotoga neapolitana* [4]. Sedangkan dari eukariot antara lain *Bulgaria*, *Chaetomium*, dan *Helotium* (Ascomycetes); *Coriolus*, *Phanerochaete*, *Poria*, *Schizophyllum* dan *Serpula* (Basidiomycetes); dan *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Geotrichum*, *Myrothecium*, *Paecilomyces*, *Penicillium*, dan *Trichoderma* (Deuteromycetes) [2].

METODOLOGI

Kegiatan ini terdiri dari beberapa tahapan yaitu penentuan kurva pertumbuhan dan optimasi waktu produksi enzim, produksi enzim dan karakterisasi enzim serta identifikasi isolat bakteri penghasil enzim yang dilakukan secara molekuler.

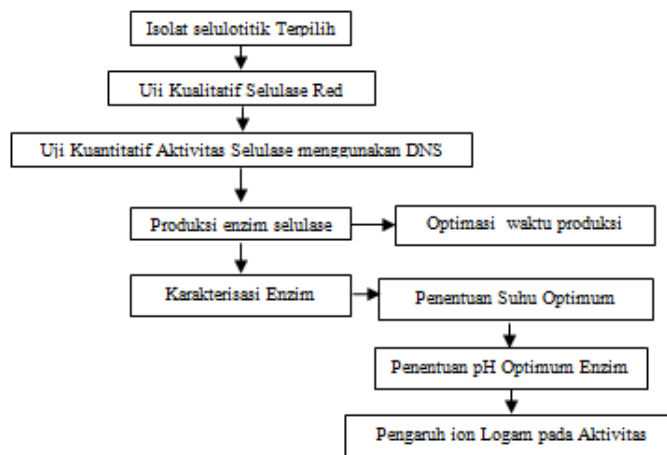
Penentuan kurva pertumbuhan dan optimasi waktu produksi enzim dilakukan dengan menumbuhkan kultur pada media CMC cair yang mengandung 1 g CMC; 0,02 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$; 0,075 g KNO_3 ; 0,05 g K_2HPO_4 ; 0,002 g $FeSO_4 \cdot 7H_2O$; 0,004 g $CaCl_2 \cdot 2H_2O$; 0,2 g ekstrak khamir dan 0,1 g glukosa dalam 1L akuades [9], kemudian setiap interval waktu tertentu dilakukan sampling dan diukur OD_{600} dan aktivitas enzimnya. Enzim selulase kasar didapat dengan melakukan sentrifugasi larutan fermentasi pada kecepatan 8400 g selama 10 menit pada suhu 4°C. Aktivitas selulase diukur menggunakan metode Miller (1956) di dalam [9]. Satu unit aktivitas selulase didefinisikan sebagai jumlah enzim yang menghasilkan 1 μ mol glukosa dalam satu menit. Kadar protein diukur menggunakan metode Lowry dengan *bovine serum albumin* (BSA) sebagai standar protein.

Produksi enzim dilakukan dengan cara yang sama dengan penentuan kurva pertumbuhan dan optimasi waktu produksi enzim, hanya saja produksi enzim dihentikan (panen dilakukan) berdasarkan optimasi waktu produksinya. Supernatan sebagai enzim kasar kemudian dilakukan pemekatan menggunakan alat ultrafiltrasi, dan masing-masing enzim ditentukan aktivitasnya.

Karakterisasi enzim yang dilakukan adalah penentuan suhu optimum, pH optimum, ketahanan terhadap panas, dan pengaruh ion logam terhadap aktivitas enzim selulase. Pengujian pada berbagai pH dilakukan pada pH 3 sampai dengan pH 9 dengan selang 1 unit. Suhu yang digunakan adalah 30°C sampai dengan 80°C dengan selang 10°C dan inkubasi selama 30 menit. Selanjutnya dilakukan uji aktivitas enzim. Pengaruh ion logam terhadap aktivitas enzim selulase diukur dengan mereaksikan enzim dengan 1 mM ion logam. Aktivitas diukur pada kondisi optimum enzim, dan dibandingkan dengan kontrol. Pada kondisi yang sama, dibuat kontrol yang tidak ditambahkan dengan ion logam. Ion logam yang diujikan meliputi kation Na^+ , K^+ , Li^+ , Cu^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Zn^{2+} dan Fe^{3+} dalam bentuk larutan khlorida.

Uji aktivitas enzim CMCase dilakukan berdasarkan metode [10, 11, 12, 13]. Satu mL larutan enzim CMC-ase hasil sentrifus dimasukkan ke dalam tabung reaksi bertutup, lalu di tambah 1 mL substrat CMC 1%. Untuk pengukuran gula reduksi, 1 mL supernatan ditambah dengan 1 mL substrat dan diinkubasi selama 1 jam kemudian ditambah 1 mL pereaksi DNS, lalu dipanaskan. Setiap larutan pada tabung diukur absorbansinya dengan spektrofotometer pada panjang gelombang 540 nm. Perlakuan untuk blanko sama dengan gula reduksi, namun sampel diganti dengan akuades. Satu unit aktivitas enzim adalah jumlah mikromol glukosa yang dihasilkan oleh 1 mL enzim CMC-ase setiap menit.

Kurva standar dibuat dengan menggunakan larutan glukosa pada konsentrasi 0-1000 ppm. Setiap konsentrasi diambil 1 ml dan dimasukkan ke dalam tabung reaksi bertutup, ditambah 1mL akuades dan 1mL DNS, dipanaskan dalam air mendidih selama 7 menit, selanjutnya diukur absorbansinya dengan spektrofotometer pada panjang gelombang 540 nm. Secara garis besar kegiatan ini digambarkan pada diagram alir di bawah.

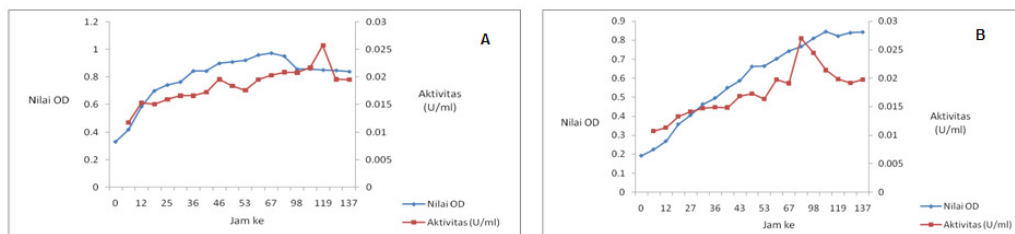


Gambar 1. Diagram alir penelitian Produksi dan Karakterisasi Enzim Selulase dari Mikroba asal Rumput Laut atau Lingkungan Laut lainnya

HASIL DAN PEMBAHASAN

Kurva pertumbuhan dan optimasi waktu produksi enzim selulase dari isolat PMP 0126Y dan SGS 2609

Berdasarkan hasil pengukuran *optical density* pada 600nm dan aktivitas enzim, maka dapat ditentukan bahwa pertumbuhan optimal dari isolat PMP 0126Y terjadi pada jam ke 64 kemudian mengalami fase stationer. Sedangkan waktu optimum produksi enzim dari isolat ini adalah 116 jam dimana aktivitas enzim mencapai tertinggi yaitu 0,025 U/ml (gambar 2). Sementara itu untuk isolat SGS 2609, pertumbuhan optimal terjadi pada jam ke 114 dan waktu optimum produksi enzimnya adalah 82 jam dengan aktivitas enzim yaitu 0,027 U/ml (Gambar 2).



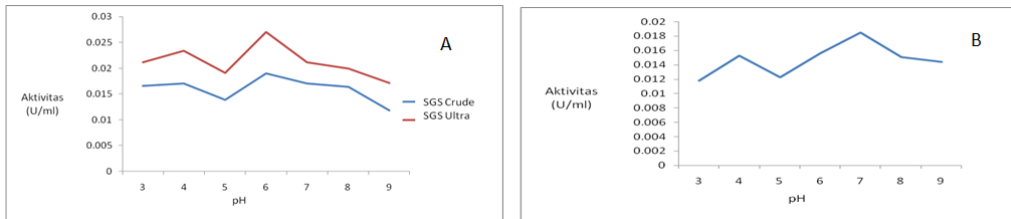
Gambar 2. Kurva pertumbuhan dan optimasi waktu produksi enzim selulase dari isolat PMP 0126Y (a) dan SGS 2609 (b)

Produksi dan karakterisasi enzim

Berdasarkan optimasi waktu produksi kedua enzim selulase di atas, dilakukan produksi enzim selulase. Enzim yang diperoleh kemudian dilakukan karakterisasi untuk mengetahui suhu dan pH optimum enzim dan pengaruh ion logam terhadap aktivitas enzim.

1. Pengaruh pH

Optimasi pH enzim dari kedua isolat di atas menunjukkan bahwa pH optimum selulase dari isolat SGS 2609 adalah 6, sedangkan PMP 0126Y adalah 7 (gambar 3).



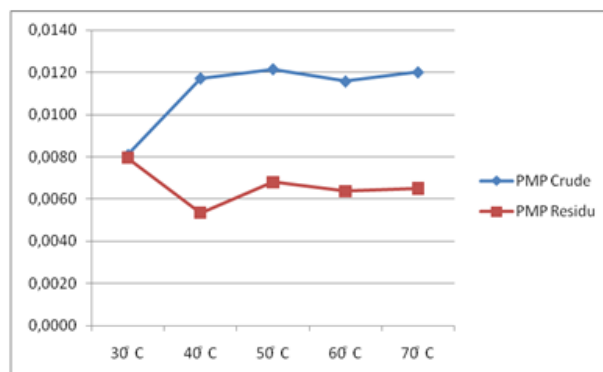
Gambar 3. Hasil uji karakterisasi pH enzim selulase isolat SGS 2609 (A) dan PMP 0126Y (B)

2. Penentuan temperatur optimum enzim selulase

Dilakukan pengujian aktivitas enzim pada pH optimumnya dengan memvariasikan suhu inkubasi yang digunakan, yaitu 30-70°C. Suhu optimum aktivitas enzim selulase ditunjukkan oleh aktivitas enzim tertinggi. Pada tabel berikut baik untuk PMP crude maupun PMP residu (hasil ultrafiltrasi) menunjukkan bahwa pada suhu 50°C dan 80°C menunjukkan aktivitas yang lebih tinggi walaupun sebenarnya perbedaan nilai aktivitas ini nampaknya sangat tidak signifikan dengan nilai aktivitas enzim selulase pada suhu lainnya seperti yang terlihat pada gambar 4.

Tabel 1. Penentuan suhu optimum enzim selulase pada isolat PMP 0126

Suhu	Aktivitas selulase (IU/mL/menit)	
	PMP Crude	PMP Residu
30 ⁰ C	0,0081	0,0080
40 ⁰ C	0,0117	0,0054
50 ⁰ C	0,0122	0,0068
60 ⁰ C	0,0116	0,0064
70 ⁰ C	0,0120	0,0065



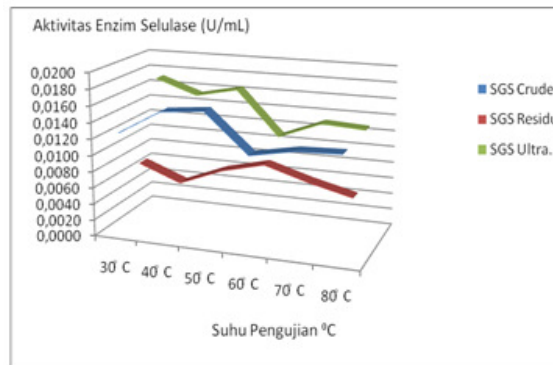
Gambar 4. Optimasi suhu enzim selulase pada isolat PMP 0126Y

Dengan meningkatnya suhu maka energi kinetik molekul juga akan meningkat. Hal ini menyebabkan peningkatan energi tumbukan sehingga mempercepat laju aktivitas enzim. Enzim akan mencapai aktivitas tertinggi pada suhu optimumnya. Di atas suhu optimum tersebut, protein enzim akan mengalami perubahan konformasi sehingga substrat mengalami kesulitan untuk berikatan pada sisi aktif enzim. Akibatnya aktivitas enzim akan menurun. Selain memiliki suhu aktivitas optimum, enzim juga memiliki kestabilan pada suhu optimumnya selama waktu tertentu. Hal ini berkaitan dengan sensitifitas enzim terhadap lingkungannya. Semakin lama waktu inkubasi suatu enzim pada suhu tertentu maka semakin banyak pula jumlah panas yang diterimanya. Hal ini menyebabkan perubahan konformasi enzim yang berefek pada stabilitasnya. Oleh karena itu, pengujian stabilitas terhadap panas dilakukan untuk mengetahui berapa lama enzim ini dapat bertahan pada suhu optimumnya.

Adapun kajian optimasi suhu optimum untuk isolat SGS 2609, seperti yang terlihat pada tabel 2 dan gambar 5 bahwasanya untuk enzim selulase dari SGS crude, SGS ultrafiltrasi maupun SGS residu menunjukkan aktivitas yang lebih tinggi pada suhu 50°C dan selanjutnya menurun sampai suhu 80°C menunjukkan kestabilan aktivitas.

Tabel 2. Penentuan suhu optimum enzim selulase pada isolat SGS 2609

Suhu	Aktivitas selulase (IU/mL/menit)		
	SGS Crude	SGS Residu	SGS Ultra
30 ⁰ C	0,0126	0,0074	0,0171
40 ⁰ C	0,0156	0,0054	0,0153
50 ⁰ C	0,0161	0,0075	0,0164
60 ⁰ C	0,0114	0,0088	0,0109
70 ⁰ C	0,0124	0,0072	0,0130
80 ⁰ C	0,0126	0,0059	0,0127



Gambar 5. Penentuan temperatur optimum enzim selulase pada isolat SGS 2609

3. Pengaruh penambahan logam terhadap aktivitas enzim

Pengaruh ion logam monovalen, divalen dan trivalen terhadap aktivitas selulase dilakukan pada pH dan suhu optimumnya dengan cara menambahkan larutan ion logam divalen (Li^+ , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , dan Zn^{2+} dan Fe^{3+}) ke dalam campuran reaksi enzim sebelum inkubasi pertama, dengan konsentrasi akhir 1 mmol/ml sampai 5 mmol/ml.

Sebagian besar enzim membutuhkan komponen lain agar dapat berfungsi sebagai katalis. Komponen ini disebut kofaktor, yakni bagian non protein pada enzim yang memungkinkan enzim bekerja terhadap substrat. Kofaktor terdiri dari tiga macam, yaitu: Gugus prostetik yang terikat kuat pada protein enzim, koenzim yang merupakan molekul organik yang tahan panas, dan aktivator yang berupa ion logam yang mudah lepas dari protein enzim. Ion logam tertentu diperlukan enzim

untuk memantapkan struktur proteinnya. Hal ini dikarenakan ion logam mampu berikatan dengan gugus-gugus yang berhubungan dengan struktur protein atau non protein enzim. Pengaruh penambahan ion logam pada enzim disajikan pada Tabel 3.

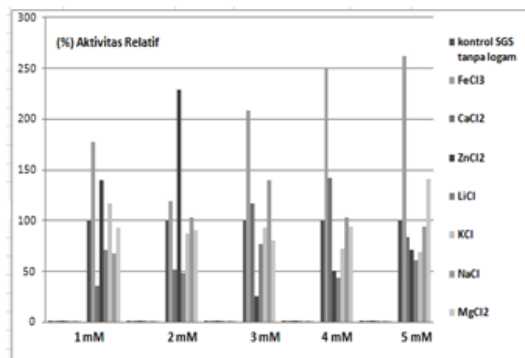
Tabel 3. Pengaruh penambahan logam monovalen,divalen dan trivalen terhadap aktivitas enzim selulase dari isolat SGS 2609

Aktivitas selulase (U/mL)	1mM	Aktivitas relatif (%)	2 mM	Aktivitas relatif (%)	3 mM	Aktivitas relatif (%)	4 mM	Aktivitas relatif (%)	5 mM	Aktivitas relatif (%)
kontrol SGS tanpa logam	0,008	100	0,008	100	0,008	100	0,008	100	0,008	100
LiCl	0,0051	71,43	0,0055	48,72	0,0039	77,14	0,0064	44,00	0,0075	60,47
KCl	0,0059	117,14	0,0048	86,84	0,0036	92,59	0,0046	72,73	0,0052	69,23
NaCl	0,0041	68,29	0,0049	103,03	0,0051	140,00	0,0048	103,13	0,0049	94,44
CaCl ₂	0,0051	35,71	0,0049	51,52	0,0195	117,39	0,0285	142,75	0,0175	83,45
MgCl ₂	0,0038	92,86	0,0045	91,18	0,0041	80,00	0,0045	93,94	0,0069	141,18
ZnCl ₂	0,0071	140,00	0,0113	229,41	0,0051	25,93	0,0145	50,76	0,0124	71,07
FeCl ₃	0,0142	177,26	0,0096	119,38	0,0166	208,01	0,0200	249,61	0,0210	262,27

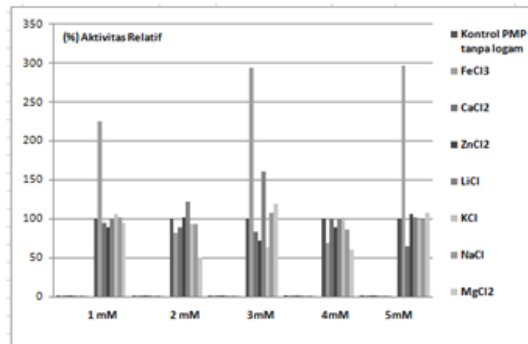
Penambahan ion logam monovalen berupa LiCl pada enzim selulase isolat SGS 2609 menyebabkan penurunan aktivitas relatif hingga mencapai aktivitas relatif 44% yang berarti bahwa LiCl ini berperan sebagai inhibitor terhadap enzim selulase. Penambahan ion logam 1⁺ berupa KCl hanya akan menaikkan aktivitas relatif sebesar 117,14% pada konsentrasi 1mM, di atas 1mM akan menyebabkan penurunan aktivitas relatif. Adapun penambahan ion logam berupa NaCl hanya akan menaikkan aktivitas relatif pada kisaran konsentrasi 2mM-4mM.

Penambahan ion logam Ca²⁺ pada enzim selulase isolat SGS 2609 akan menaikkan aktivitas relatif enzim hanya pada konsentrasi 3mM dan 4 mM yakni sebesar 117,39% dan 142,75%. Penambahan kation divalen lainnya yaitu Mg²⁺ dan Zn²⁺. Penambahan kation Mg²⁺ hanya akan menaikkan konsentrasi relatif enzim pada konsentrasi 5mM yaitu mencapai 141,18, sedangkan penambahan kation logam Zn²⁺ menaikkan aktivitas relatif pada konsentrasi 1mM dan 2mM setelah itu aktivitas relatif enzim cenderung menurun.

Lain halnya pada penambahan ion logam FeCl₃, dari konsentrasi 1mM hingga 5mM pada enzim selulase isolat SGS 2609 menyebabkan kenaikan aktivitas relatif sebesar 119,38% hingga 262,27%. Ini berarti bahwa penambahan ion FeCl₃ berperan sebagai aktivator terhadap aktivitas enzim selulase.



Gambar 6. Pengaruh penambahan logam terhadap aktivitas enzim isolat SGS 0269



Gambar 7. Pengaruh penambahan logam terhadap aktivitas enzim isolat PMP 0126Y

Tabel 4. Pengaruh penambahan logam monovalen, divalen dan trivalen terhadap aktivitas enzim selulase dari isolat PMP 0126Y

Ion Logam	1mM	Aktivitas relatif (%)	2 mM	Aktivitas relatif (%)	3 mM	Aktivitas relatif (%)	4 mM	Aktivitas relatif (%)	5 mM	Aktivitas relatif (%)
Kontrol PMP tanpa logam	0,0061	100	0,0061	100	0,0061	100	0,0061	100	0,0061	100
FeCl ₃	0,0137	225,35	0,0124	204,00	0,0179	294,14	0,0130	213,49	0,0181	296,52
CaCl ₂	0,0130	213,49	0,0111	182,65	0,0150	246,70	0,0130	213,49	0,0117	192,14
ZnCl ₂	0,0116	189,77	0,0113	185,03	0,0107	175,54	0,0116	189,77	0,0124	204,00
LiCl	0,0116	189,77	0,0137	225,35	0,0172	282,28	0,0114	187,40	0,0127	102,33
KCl	0,0123	201,63	0,0129	211,12	0,0110	180,28	0,0117	192,14	0,0126	206,38
NaCl	0,0126	206,38	0,0120	196,89	0,0119	194,51	0,0101	166,05	0,0124	204,00
MgCl ₂	0,0119	194,51	0,0061	100,00	0,0142	232,47	0,0061	100,00	0,0133	218,24

Penambahan ion logam baik monovalen, divalen maupun trivalen pada selulase dari isolat PMP 0126Y seperti yang terlihat pada tabel 4 diatas menyebabkan kenaikan aktivitas relatif. Ion logam tertentu diperlukan enzim untuk memantapkan struktur proteinnya. Hal ini dikarenakan ion logam mampu berikatan dengan gugusgugus yang berhubungan dengan struktur protein atau non protein enzim.

Hasil identifikasi bakteri PMP 0126Y dari limbah rumput laut asal Pameungpeuk menunjukkan bahwa bakteri ini berkerabat dekat dengan *Caulobacter* sp. dengan kemiripan 80% atau *uncultured bacterium* (kemiripan 80%). Sedangkan isolat SGS 2609 dari limbah rumput laut *Sargassum* asal Binuangeun, teridentifikasi sebagai *Caulobacter* sp. dengan kemiripan 99%.

KESIMPULAN

1. Waktu yang optimum untuk produksi enzim selulase dari isolat bakteri PMP 0126Y dan SGS-2609, masing-masing adalah 116 jam (~5 hari) dan 82 jam (~3,5 hari).
2. Enzim selulase dari isolate bakteri PMP 0126Y dan SGS 2609 bekerja optimum pada pH 7 dan 6, sedangkan suhu optimum enzim selulase dari isolate SGS 2609 dicapai pada suhu 50°C. Beberapa ion logam bersifat sebagai activator bagi enzim selulase, yaitu ion Mg²⁺, Zn²⁺, Ca²⁺, Na⁺, K⁺ dan Fe³⁺ sebagai aktivator bagi selulase dari isolate PMP 0126Y dan ion Mg⁺⁺ dan Fe⁺⁺⁺ sebagai aktivator dari selulase SGS 2609.
3. Hasil identifikasi berdasarkan 16s RNA menunjukkan bahwa isolate SGS 2609 dari limbah rumput laut *Sargassum* asal Binuangeun merupakan bakteri *Caulobacter* sp. dengan kemiripan 99%, sedangkan isolat PMP 0126Y teridentifikasi sebagai *Caulobacter* sp. dengan kemiripan 80% atau *uncultured bacterium* (kemiripan 80%).

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Ariffin, H.. *Bacterial Cellulase from a Local Isolate, bacillus Pumilus EB3*. Dissertation.University Putra Malaysia. 2006.
- [2]. Carlile, M. J., and S. C. Watkinson. *The fungi*, p. 269–275. Academic Press, New York, N.Y. 1997.
- [3]. Suhartono, M. T. *Enzim dan Bioteknologi*. DIKTAT-PAU Bioteknologi IPB. 1989.
- [4]. Bergquist, P. L., Gibbs, M. D. Morris, D. D., Te'o, V. S. J., Saul, D. J. and W. Morgan, H. Molecular diversity of thermophilic cellulolytic and hemicellulolytic bacteria. *FEMS Microbiol. Ecol.* 28:99–110. 1999.
- [5]. Gordon, R. E., Haynes, W. C. and Hor-Nay Pang, C. *The genus Bacillus. Agriculture handbook 427*. Agricultural Research Service, US. Department of Agriculture, Washington, D.C. 1973.
- [6]. Kim, B. H. Carbohydrate catabolism in cellulolytic strains of *Cellulomonas*, *Pseudomonas*, and *Nocardia*. *Korean J. Microbiol.* 25:28–33. 1987.
- [7]. Alfredsson, G. A., Kristjánsson, J. K., Hjorleifsdóttir, S. and Stetter, K. O. *Rhodothermus marinus*, new genus new species, a thermophilic, halophilic bacterium from submarine hot springs in Iceland. *Microbiology* 134: 299–306. 1988.
- [8]. Kulp, K. 1975. *Carbohydrases. Enzym in Food Processing*. Academic Press, New York.
- [9]. Meryandini, A., Widosari, W., Maranatha, B., Sunarti, C. T., Rachmania, N., Satria, H. Isolasi Bakteri Selulolitik Dan Karakterisasi Enzimnya. *Makara, Sains*, Vol. 13, No. 1, : 33-38. 2009.
- [10]. Dwiati, M., Lestari, P., dan Prayoga, L. Uji aktivitas ekstrak selulase dari *Cassytha filiformis* yang berparasit pada tanaman *Duranta repens*. *Majalah Ilmiah Universitas Jendral Soedirman* 25 (2): 105. 1999.
- [11]. Coral, G., Arikan, B., Unaldi, M.N. and Guvenmez, H. Some properties of crude carboxymethyl cellulase of *Aspergillus niger* Z10 wild type strain. *Turk/ J. Biol.* 26:209-213. 2002.
- [12]. Dai, S.K. *Characterization and phylogeny of thermostable cellolytic bacterial isolates*, PhD thesis, national Sun Yat-sen University, Taiwan. 2004.
- [13]. Bakare, M.K., Adawale, I.O., Ajayi, A. And Shonukan, O.O. Purification and Characterization of Cellulase from Wild Type and two improved mutants of *Pseudomonas fluorescens*. *African Journal of Biotechnology*, 4(9):898-904. 2005.

PENGAJIAN UNJUK KERJA KOMPONEN NEAR SURFACE DISPOSAL: LINING PADA DEMOPLANT DISPOSAL

Dadang Suganda

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN

ABSTRAK

PENGAJIAN UNJUK KERJA KOMPONEN NEAR SURFACE DISPOSAL: LINING PADA DEMOPLANT DISPOSAL. Telah dilakukan pengkajian unjuk kerja Near Surface Disposal (NSD) untuk komponen *Lining* (lapisan) pada fasilitas *Demoplant* (DP) Disposal. Analisis unjuk kerja komponen lining pada fasilitas demoplant NSD berdasarkan perangkat lunak PRESTO versi 4.2. Kawasan Nuklir Serpong merupakan daerah yang memiliki curah hujan yang cukup tinggi dan lokasi calon DP-NSD terletak di SP4 dengan luas area 4250 m² dan memiliki kemiringan lereng di bagian Barat. Pengkajian kali ini adalah mengenai *lining* tanah/bumi/disposal yang terkontaminasi pada calon DP-NSD tersebut. Jenis radionuklida yang diamati dalam Fasilitas DP-NSD adalah radionuklida dengan waktu paruh pendek (sekitar 5,3 tahun dan di bawahnya) yaitu: Ca-45, Cr-51, Mn-54, Mn-56, Co-60, Zn-65, Se-75, Sr-85, Sr-89, Mo-99, Cd-109, I-125, I-131, Ce-144, dan Ra-225. Model *lining* pada perangkat lunak PRESTO versi 4.2 membagi *lining* disposal yang terkontaminasi ke dalam tiga lapisan: i) lapisan aktif, ii) lapisan atas, dan iii) lapisan bawah. Lapisan aktif sendiri dibagi menjadi: lapisan atas, dan lapisan sisa yang ketebalannya sama di seluruh periode analisa, sementara itu ketebalan sisa lapisan atas menurun dengan adanya erosi pada lapisan. Hasil pengkajian menunjukkan bahwa tingkat kehandalan/keselamatan calon DP-NSD di Kawasan Nuklir Serpong (KNS) memenuhi standar keselamatan nasional maupun internasional.

Kata kunci: *Near Surface Disposal, lining, perangkat lunak PRESTO versi 4.2.*

ABSTRACT

PERFORMANCE ASSESSMENT OF NEAR SURFACE COMPONENTS DISPOSAL: LINING FOR DEMOPLANT DISPOSAL. Performance assessment of Near Surface Disposal (NSD) for component Lining (lining) on the facility Demo plant (DP) Disposal has been conducted. Analysis of the performance of the components lining the NSD demoplant facility be based by PRESTO software version 4.2. Serpong Nuclear Region is an area that has a fairly high rainfall and DP-NSD candidate sites located in SP4 and an area of 4250 m² and has a slope to the west. A review of the assessment time is about lining the ground / earth / disposal of contaminated the candidate the DP-NSD. Types of radionuclides observed in DP-NSD facilities are radionuclides with short half-lives (about 5.3 years old and below) are: Ca-45, Cr-51, Mn-54, Mn-56, Co-60, Zn-65, A-75, Sr-85, Sr-89, Mo-99, Cd-109, I-125, I-131, Ce-144, and Ra-225. Models lining the PRESTO software version 4.2 share disposal of contaminated lining into three layers: i) the active layer, ii) the top layer, and iii) the bottom layer. The active layer itself is divided into: the top layer, and the layer thickness is the same throughout the rest of the analysis period,, while the rest of the top layer thickness decreases with the erosion of the lining. The results of the study showed that the level of reliability / safety of DP-NSD candidate in Serpong Nuclear Region (KNS) to meet national and international safety standards.

Keywords: *Near Surface Disposal, lining, PRESTO versi 4.2.*

PENDAHULUAN

Dalam rangka mendukung pembangunan fasilitas NSD yang memenuhi standar keselamatan nasional maupun internasional, dan dapat diketahui oleh masyarakat luas secara mudah, maka pada tahun 2012 dilakukan pengkajian unjuk kerja NSD untuk komponen *lining* (lapisan) untuk calon tapak DP-NSD di KNS. Karena kandungan radionuklida pada limbah radioaktif yang akan diamati pada calon fasilitas DP-NSD di KNS adalah radionuklida yang mempunyai waktu paruh pendek (waktu paruh sekitar 5 tahun dan di bawahnya) maka model vault dipilih untuk DP-NSD. Sebagai justifikasi, dengan merujuk pada pengalaman negara-negara lain, bahwa calon tapak NSD tersebut adalah aman dan selamat menurut standar keselamatan nasional maupun internasional, oleh karena itu dilakukan suatu pengkajian unjuk kerja komponen *lining Near Surface Disposal* untuk calon tapak DP-NSD di KNS tersebut. Dalam rangka pengkajian ini digunakan perangkat lunak PRESTO versi 4.2 untuk menghitung dan menganalisis *lining* calon DP-NSD di KNS.

METODOLOGI

Secara umum perangkat lunak PRESTO versi 4.2 memandang dua macam jalur paparan yaitu untuk jalur transport lingkungan dan atmosfer. Model jalur paparan untuk transport lingkungan melibatkan air yang berasal dari permukaan tanah (air permukaan) dan air tanah. Dengan adanya intrusi air yang berasal dari permukaan ke dalam fasilitas DP-NSD dapat menyebabkan kerusakan kontainer limbah sehingga radionuklida dapat lepas. Radionuklida dapat lepas dari bagian bawah fasilitas DP-NSD atau melalui luapan dari penutup fasilitas DP-NSD yang telah rusak. Radionuklida yang tumpah pada daerah permukaan ditransportasi ke air permukaan atau ke lapisan air tanah melalui rembesan.

Dalam pengkajian unjuk kerja fasilitas DP-NSD di KNS, fasilitas DP-NSD sebagai area yang terkontaminasi dimodelkan menjadi tiga lapisan, yaitu lapisan aktif, atas dan bawah. Lapisan aktif dibagi lagi menjadi lapisan atas dan sisanya ketebalannya sama diseluruh periode analisa. sementara itu ketebalan sisa lapisan atas menurun dengan adanya erosi pada lapisan.

Model Matematika untuk Lining yang Terkontaminasi

Untuk perhitungan model lepasan tiga lapis, pertama-tama dilakukan dengan memakai persamaan lepasan ke lapisan aktif untuk mendapatkan konsentrasi *leachate*. Jumlah radionuklida yang ditransfer dari lapisan aktif ke lapisan atas atau dari lapisan atas ke lapisan bawah adalah hasil dari konsentrasi *leachate* dalam lapisan dan volume air yang terinfiltrasi [4], (ilustrasi gambar aliran lepasan dari lapisan aktif hingga lapisan bawah dapat dilihat pada Gambar 1) yaitu:

$$P_{A1} = C_{WA} \cdot V_b \quad (1)$$

$$P_{I2} = C_{WI} \cdot V_b$$

dengan:

- P_{A1} = transfer radionuklida dari lapisan aktif ke lapisan atas (Bq)
- P_{I2} = transfer radionuklida dari lapisan atas ke lapisan bawah (Bq)
- C_{WA} = konsentrasi *leachate* pada lapisan aktif (Bq/m³)
- C_{WI} = konsentrasi *leachate* pada lapisan atas (Bq/m³)
- V_b = volume air yang keluar dari bawah limbah (m³)



Gambar 1. Aliran lepasan dari lapisan aktif hingga lapisan bawah.

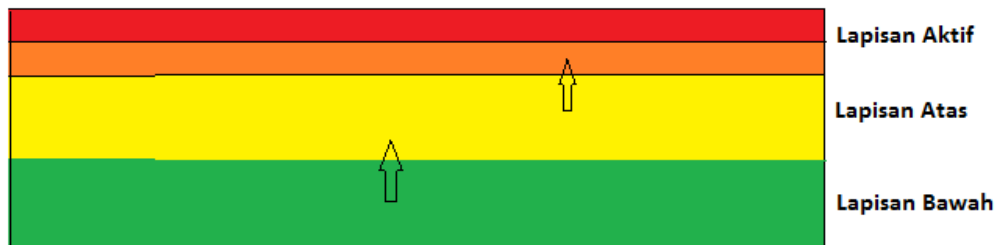
Dalam beberapa kasus, kondisi pada tapak tidak ada aliran air ke bawah yang melalui limbah. Dalam hal ini, limbah menjadi jenuh dan air meluap dari tapak. Ini menyebabkan aliran radionuklida ke atas dari lapisan bawah ke lapisan atas dan dari lapisan atas ke lapisan aktif (ilustrasi gambar aliran lepasan dalam kondisi limbah jenuh air, aliran dari lapisan bawah hingga lapisan aktif dapat di lihat pada Gambar 2). Jumlah radionuklida yang ditransfer ke lapisan atas dan lapisan aktif adalah hasil dari konsentrasi *leachate* dalam lapisan dan volume air yang meluap dari tapak. Secara matematis keadaan ini dinyatakan dengan persamaan berikut:

$$P_{IA} = C_{w1} \cdot V_0 \quad (2)$$

$$P_{2I} = C_{w2} \cdot V_0$$

dimana

- P_{IA} = transfer radionuklida dari lapisan atas ke lapisan aktif (Bq)
- P_{2I} = transfer radionuklida dari lapisan bawah ke lapisan atas (Bq)
- C_{w1} = konsentrasi *leachate* pada lapisan atas (Bq/m³)
- C_{w2} = konsentrasi *leachate* pada lapisan bawah (Bq/m³)
- V_0 = volume air yang meluap dari tapak (m³)



Gambar 2. Aliran lepasan dari lapisan bawah hingga lapisan aktif.

Setelah bagian bawah fasilitas DP-NSD mengalami degradasi (kerusakan) maka air dapat menembus keluar dari fasilitas DP-NSD secara vertikal . Aliran air dalam capaian vertikal diasumsikan menjadi jenuh atau jenuh perbagian. Derajat kejenuhan digunakan untuk menghitung kecepatan air, V_v , dan faktor retardasi vertikal, R_v , Derajat kejenuhan, SSAT, dibaca sebagai parameter masukan atau dihitung dengan persamaan:

$$SSAT = RESAT + (1-RESAT) \left[\frac{ATINFL}{PERMV} \right]^{0.25} \quad (3)$$

dimana

SSAT = derajat kejenuhan (unitless),
RESAT = fraksi kandungan kelembaban residu (sisa) relatif dengan kandungan kelembaban jenuh (unitless)
ATINFL = laju keluaran aliran rata-rata (m/th)
PERMV = konduktivitas hidrolik jenuh dalam capaian vertikal (m/th)

Kecepatan air vertical, V_v (m/th), dan factor retardasi vertikal, R_v (unitless), dihitung sebagai berikut:

$$V_v = ATINFL / (PORV \cdot SSAT) \quad (4)$$

$$R_v = 1 + (BDENS \cdot XKD3) / (PORV \cdot SSAT)$$

dimana

ATINFL = laju keluaran aliran rata-rata (m/th)
PORV = porositas bawah permukaan (unitless)
SSAT = derajat kejenuhan (unitless)
BDENS = densitas total formasi batuan induk (*host formation bulk density*) (g/cm³)
XKD3 = koefisien distribusi formasi batuan induk (*host formation*) (ml/g)

Analisa untuk menghitung capaian horizontal transport radionuklida dalam lapisan air tanah diadopsi dari persamaan dasar yang diajukan oleh Hung [4], yaitu:

$$Q = \eta Q_o (t - RL/V + t_L) \text{Exp}(-\lambda_d RL/V + t_L) \quad (5)$$

dimana

Q = laju transport radionuklida pada titik tertentu, dalam hal ini pada sebuah sumur (Ci/th)
 Q_o = laju lepasan radionuklida pada capaian hulu (*upstream*), dalam hal ini pada batas hilir (*downstream*) tapak disposal (Ci/th)
 η = factor koreksi Hung, untuk mengkompensasi efek dispersi
 t = waktu simulasi (th)
 R = factor retardasi
 L = panjang aliran, D_v atau D_H (m)
 V = kecepatan alir air, V_v atau V_H (m/th)
 λ_d = konstanta peluruhan radiologi (th⁻¹)
 t_L = waktu leachate (th)

Data Masukkan

Data masukkan yang digunakan dalam perangkat lunak PRESTO versi 4.2 adalah data yang diperoleh dari data primer yaitu dari hasil studi lapangan mengenai penyelidikan geologi teknik dan hidrogeologi tapak fasilitas DP-NSD di KNS [1,2,3], data curah hujan, cuaca serta data beberapa asumsi data sekunder mengenai kondisi tapak fasilitas DP-NSD, dan data radionuklida (Ca-45, Cr-51, Mn-54, Mn-56, Co-60, Zn-65, Se-75, Sr-85, Sr-89, Mo-99, Cd-109, I-125, I-131, Ce-144, dan Ra-225) dengan waktu paruh yang berumur pendek (sekitar lima tahun dan di bawahnya) [4,5,6]. Data masukkan fasilitas DP-NSD di KNS dapat dilihat pada Tabel 1 dan Tabel 2

Tabel 1. Data Fasilitas DP-NSD di KNS [1,5]

No.	Komponen Data	Parameter	Besaran	Satuan
1.	Data Karakteristik Tapak DP-NSD	1) Curah hujan total tahunan	2.677	mm/th
		2) Kecepatan alir stream (sungai kecil)	3,57E+5	m ³ /th
		3) Jarak DP-NSD ke Sumur	50	m
		4) Jarak DP-NSD ke Sungai	150	m
		5) Panjang Fasilitas DP-NSD	40	m
		6) Lebar Fasilitas DP-NSD	30	m
2.	Data penutup dan kontainer limbah di dalam Fasilitas DP-NSD	1) Ketebalan Penutup Fasilitas DP- NSD	3,5E-1	m
		2) Densitas Penutup Fasilitas DP- NSD	1,6	gr/cm ³
		3) Porositas Penutup Fasilitas DP- NSD	0,38	-
		4) Permeabilitas Penutup Fasilitas DP- NSD	2,0E-2	m/jam
		5) Ketebalan limbah di dalam Fas. DP- NSD	2,0E+0	m
		6) Densitas limbah di dalam Fas. DP- NSD	1,3	gr/cm ³
		7) Porositas limbah di dalam Fas. DP- NSD	0,4	-
		8) Permeabilitas limbah di dalam Fas. DP- NSD	2,2	m/th
3	Data Zona Jenuh dan tidak Jenuh Air	1) Ketebalan zona tidak jenuh air	5,0	m
		2) Porositas zona tidak jenuh air	0,35	-
		3) Densitas zona tidak jenuh air	1,6	gr/cm ³
		4) Permeabilitas zona tidak jenuh air	2,476	m/th
		5) Ketebalan zona jenuh air (akuifer)	11,5	m
		6) Porositas zona jenuh air (akuifer)	0,39	-
		7) Kecepatan alir air tanah	0,57	m/th
4.	Data Atmosfir	1) Kecepatan angin rata-rata tahunan	1,7	m/det
		2) Ketinggian lapisan Invers	2,0	m

Tabel 2. Data Basement Fasilitas DP-NSD di KNS [4]

Komponen Data	Parameter	Besaran	Satuan
Data Basement	1) Kedalaman basement dibawah permukaan	2	m
	2) Ketebalan lantai beton basement	0,1	m
	3) Porositas lantai beton basement	0,18	-
	4) Luas lantai basement	100	m ²
	5) Keliling basement	40	m

HASIL DAN PEMBAHASAN

Dengan menggunakan perangkat lunak PRESTO versi 4.2 diperoleh hasil-hasil sebagai berikut:

- Kondisi tahunan fasilitas DP-NSD di KNS yang terlihat pada Tabel 3.
- Transport radionuklida pada DP-NSD di KNS yang terlihat pada Tabel 4.

Pada Tabel 3, Gambar 3, 4 dan 5 terlihat bahwa pada lapisan aktif ketebalannya sama di seluruh periode analisa (0,1 m), sementara itu ketebalan sisa lapisan atas menurun dengan adanya erosi pada lapisan dari ketebalan 0,25 m pada tahun pertama sampai dengan 0,16 m di tahun ke-555. Sedangkan kedalaman lapisan bawah ketebalannya juga sama di seluruh periode analisa. Kerusakan pada lapisan penutup (%) mencapai puncaknya hanya 27,71% dari keadaan utuh, tetapi radionuklida sudah tidak ada yang ditransport (0 Bq) dari daerah terkontaminasi (DP-NSD). Kedalaman air maksimum dalam lapisan terkontaminasi menaik dari 2,53 m (tahun ke-1) sampai puncaknya (tahun ke-555) setinggi 3,74 m. Besar volume infiltrasi air yang menuju akuifer semakin membesar dari 1.22E+03 m³ sampai dengan 1.80E+03 m³ seiring dengan kerusakan pada lapisan penutup yang menyebabkan semakin tingginya kedalaman air maksimum di dalam fasilitas DP-NSD di KNS. Sedangkan luapan air pada fasilitas DP-NSD di KNS tidak pernah terjadi sampai dengan tahun ke 555.

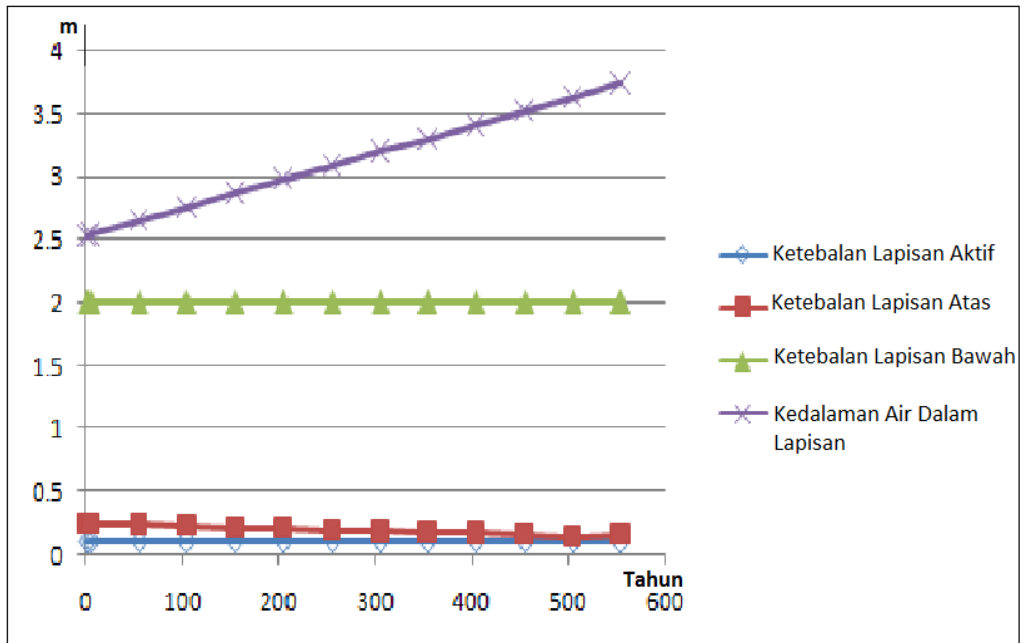
Tabel 4 (dalam lampiran). Memperlihatkan keadaan jumlah transport radionuklida pada DP – NSD di KNS sebagai berikut:

- Untuk radionuklida I-131, Mn-56, dan Mo-99 jumlah transport radionuklida (dalam Bq) pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase pada tapak menurun dari tahun ke-1 sampai tidak ada yang di transport (0 Bq) pada tahun ke -5.
- Radionuklida Ca-45, Cr-51, I-125, Ra-225, Se-75, Sr-85, dan Sr-89 jumlah transport radionuklida (dalam Bq) pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase pada tapak menurun dari tahun ke-1 sampai tidak ada yang di transport (0 Bq) pada tahun ke -55.
- Radionuklida Ce-144, dan Mn-54 jumlah transport radionuklida (dalam Bq) pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase pada tapak menurun dari tahun ke-1 sampai tidak ada yang di transport (0 Bq) pada tahun ke -105.
- Radionuklida Cd-109, dan Zn-65 jumlah transport radionuklida (dalam Bq) pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase pada tapak menurun dari tahun ke-1 sampai tidak ada yang di transport (0 Bq) pada tahun ke -155.
- Radionuklida Co-60 jumlah transport radionuklida (dalam Bq) pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase pada tapak menurun dari tahun ke-1 sampai tidak ada yang di transport (0 Bq) pada tahun ke -555.
- Sedangkan transport radionuklida untuk semua (15) radionuklida yang dihasilkan dari paket limbah di dalam fasilitas DP-NSD tidak sampai ke sumur terdekat sejak tahun pertama (0 Bq).

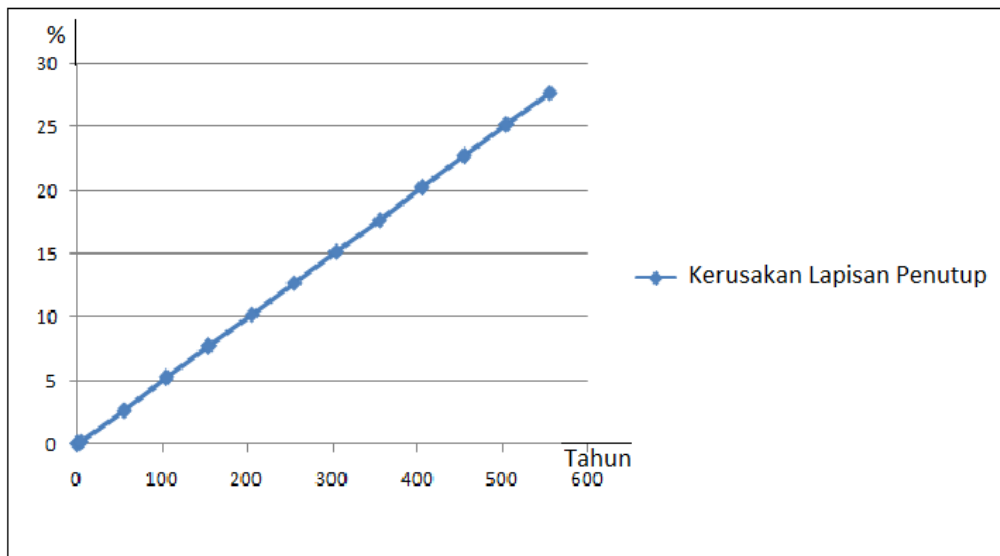
Dengan mempertimbangkan bahwa kemampuan penahan buatan (*engineer barrier*) untuk DP-NSD di KNS yang diperkirakan pada tahun yang ke- 50-an telah mengalami kerusakan, maka dengan melihat table 4, untuk radionuklida Ca-45, Cr-51, I-125, Ra-225, Se-75, Sr-85, Sr-89, I-131, Mn-56, dan Mo-99 terlihat bahwa pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase sudah tidak ada yang di transport (0 Bq) pada tahun ke -55. Sedangkan empat radionuklida lainnya (Ce-144, Mn-54, Cd-109, dan Zn-65) perlu diamati karena migrasi radionuklida pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase masih terjadi diatas tahun ke – 55, tapi besarnya sudah kecil sekali dengan orde paling besar 10^{-10} Bq. Untuk migrasi radionuklida Co-60, pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase masih harus dilakukan pengamatan yang lebih karena diatas tahun yang ke 55 besarnya masih berorde 10^7 Bq.

Tabel 3. Kondisi tahunan fasilitas DP-NSD di KNS

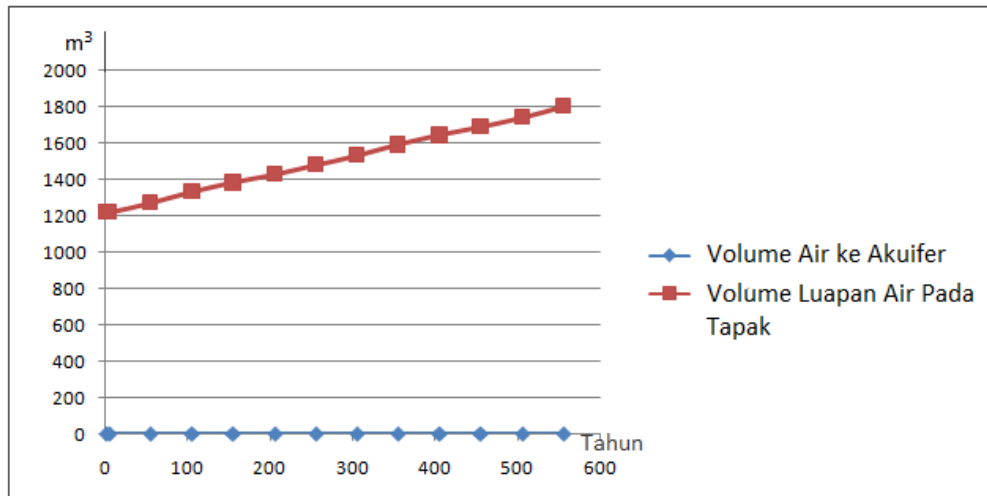
Tahun	Ketebalan Lapisan Aktif (m)	Ketebalan Lapisan Atas (m)	Ketebalan Lapisan Bawah (m)	Kerusakan pada Lapisan Penutup (%)	Kedalaman Air, Dalam Lapisan (m)	Volume Infiltrasi Air Ke Akuifer (m ³)	Volume Luapan Air Pada Tapak (m ³)
1	0,1	0,25	2	0	2,53	1.22E+03	0.00E+00
5	0,1	0,25	2	0,2	2,54	1.22E+03	0.00E+00
55	0,1	0,24	2	2,7	2,65	1.27E+03	0.00E+00
105	0,1	0,23	2	5,20	2,76	1.33E+03	0.00E+00
155	0,1	0,22	2	7,70	2,87	1.38E+03	0.00E+00
205	0,1	0,21	2	10,21	2,98	1.43E+03	0.00E+00
255	0,1	0,20	2	12,71	3,09	1.48E+03	0.00E+00
305	0,1	0,19	2	15,21	3,20	1.53E+03	0.00E+00
355	0,1	0,18	2	17,71	3,30	1.59E+03	0.00E+00
405	0,1	0,17	2	20,21	3,41	1.64E+03	0.00E+00
455	0,1	0,16	2	22,71	3,52	1.69E+03	0.00E+00
505	0,1	0,15	2	25,21	3,63	1.74E+03	0.00E+00
555	0,1	0,16	2	27,71	3,74	1.80E+03	0.00E+00



Gambar 3. Kondisi tahunan lapisan fasilitas DP-NSD di KNS



Gambar 4. Kondisi tahunan kerusakan lapisan penutup fasilitas DP-NSD di KNS



Gambar 5. Kondisi tahunan volume air dalam fasilitas DP-NSD di KNS

KESIMPULAN

Dari hasil dan pembahasan di atas maka dapat ditarik kesimpulan sebagai berikut:

1. Pada lapisan aktif di daerah yang terkontaminasi (DP-NSD) ketebalannya sama diseluruh periode analisa (0,1 m), sementara itu ketebalan sisa lapisan atas menurun dengan adanya erosi pada lapisan dari ketebalan 0,25 m pada tahun pertama sampai dengan 0,16 m di tahun ke-555. Sedangkan kedalaman lapisan bawah ketebalannya juga sama di seluruh periode analisa.
2. Kerusakan pada lapisan penutup (%) mencapai puncaknya hanya 27,71% dari keadaan utuh, tetapi radionuklida sudah tidak ada yang ditransport (0 Bq) dari daerah terkontaminasi (DP-NSD). Kedalaman air maksimum dalam lapisan terkontaminasi menaik dari 2,53 m (tahun ke-1) sampai puncaknya (tahun ke-555) setinggi 3,74 m, keadaan ini menyebabkan fasilitas DP-NSD tidak pernah mengalami luapan air karena ketinggian fasilitas DP-NSD sebesar 5 m. Besar volume infiltrasi air yang menuju akuifer semakin membesar seiring dengan kerusakan pada lapisan penutup yang menyebabkan semakin tingginya kedalaman air maksimum di dalam fasilitas DP-NSD.
3. Hanya migrasi radionuklida Co-60 pada lapisan aktif, atas, dan bawah serta luapan, limpasan dan drainase, yang harus dilakukan pengamatan yang lebih karena diatas tahun yang ke-55 besarnya masih berorde 10^7 Bq.
4. Radionuklida Co-60 mempunyai kontribusi terbesar dalam transport radionuklida dari dalam fasilitas DP-NSD di KNS ke lingkungan hingga tahun ke-505.
5. Transport radionuklida untuk semua (15) radionuklida yang dihasilkan dari paket limbah di dalam fasilitas DP-NSD tidak sampai ke sumur terdekat sejak tahun pertama (0 Bq).
6. Dari semua kondisi di atas menunjukkan bahwa fasilitas DP-NSD di KNS mempunyai tingkat kehandalan/keselamatan yang memenuhi standar keselamatan nasional maupun internasional.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. ANONIM, Laporan Akhir Studi Hidrogeologi Dan Karakterisasi Akuifer, PPGN, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif BATAN, 2010
- [2]. ANONIM, Laporan Akhir Pemboran Inti Dan Diagrafi Nuklir, PPGN, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif BATAN, 2010.
- [3]. ANONIM, Laporan Akhir Studi Bahaya Gerakan Tanah dan Erosi, PPGN, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif BATAN, 2010.

- [4]. **CHENG YENG HUNG**, *User's Guide For PRESTO-EPA-CPG/POP Operation System Version 4.2, U.S. Environmental Protection Agency Office of Radiation and Indoor Air, Washington, DC 20460, August 2000.*
- [5]. **SUCIPTA**, *Konsep Teknologi Penyimpanan Lestari Limbah Radioaktif Dekat Permukaan (Near Surface Disposal) di PPTN Serpong, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif BATAN, 2003.*
- [6]. **C. YU, et. Al.**, *Data Collection Handbook To Support Modeling Impacts Of Radioactive Material In Soil, Environmental Assessment and Information Sciences Division Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois, April 1993.*

LAMPIRAN

Tabel 4. Transport Radionuklida pada DP-NSD di KNS

Jumlah Transport Nuklida (Bq)								
Nuklida	Tahun	Lapisan Aktif	Lapisan Atas	Lapisan Bawah	Tapak (Luapan)	Tapak (Drainase)	Sumur	Tapak (Limpanan)
Ca-45	1	8.12E+09	2.13E+10	3.02E+10	1.52E+07	7.58E+07	0.00E+00	8.27E+06
	5	1.26E+07	4.13E+07	6.34E+07	7.19E+04	3.26E+05	0.00E+00	3.64E+04
	55	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Cd-109	1	8.58E+09	2.14E+10	3.00E+10	3.35E-02	2.15E+02	0.00E+00	1.31E+04
	5	1.26E+07	4.13E+07	6.34E+07	7.19E+04	3.26E+05	0.00E+00	3.64E+04
	55	1.41E-03	3.35E-03	4.91E-03	4.63E-10	2.05E-09	0.00E+00	2.53E-07
	105	2.05E-15	4.66E-15	7.11E-15	1.29E-21	5.68E-21	0.00E+00	7.08E-19
	155	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ce-144	1	8.58E+09	2.14E+10	3.00E+10	5.09E+02	2.89E+04	0.00E+00	1.57E+04
	5	2.45E+08	6.08E+08	8.54E+08	5.19E+02	3.31E+03	0.00E+00	3.02E+03
	55	1.14E-11	2.80E-11	4.11E-11	5.18E-16	2.29E-15	0.00E+00	2.55E-15
	105	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Co-60	1	8.58E+09	2.14E+10	3.00E+10	2.67E+02	2.04E+04	0.00E+00	1.49E+04
	5	5.08E+09	1.26E+10	1.77E+10	7.29E+03	4.80E+04	0.00E+00	5.87E+04
	55	6.86E+06	1.66E+07	2.44E+07	2.18E+02	9.67E+02	0.00E+00	1.44E+03
	105	9.18E+03	2.19E+04	3.37E+04	5.48E-01	2.40E+00	0.00E+00	3.62E+00
	155	1.23E+01	2.88E+01	4.65E+01	1.02E-03	4.49E-03	0.00E+00	6.78E-03
	205	1.65E-02	3.78E-02	6.42E-02	1.69E-06	7.46E-06	0.00E+00	1.13E-05
	255	2.22E-05	4.95E-05	8.87E-05	2.62E-09	1.17E-08	0.00E+00	1.76E-08
	305	2.99E-08	6.46E-08	1.22E-07	3.91E-12	1.75E-11	0.00E+00	2.65E-11
	355	4.02E-11	8.41E-11	1.69E-10	5.68E-15	2.57E-14	0.00E+00	3.89E-14
	405	5.41E-14	1.09E-13	2.34E-13	8.10E-18	3.70E-17	0.00E+00	5.59E-17
	455	7.28E-17	1.41E-16	3.24E-16	1.14E-20	5.26E-20	0.00E+00	7.94E-20
	505	9.80E-20	1.81E-19	4.48E-19	1.59E-23	7.40E-23	0.00E+00	1.11E-22
	555	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Cr-51	1	8.12E+09	2.13E+10	3.03E+10	1.53E+07	7.58E+07	0.00E+00	8.27E+06
	5	8.72E-07	2.85E-06	4.38E-06	4.97E-09	2.25E-08	0.00E+00	2.52E-09
	55	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

Tabel 4. (Lanjutan) Transport Radionuklida pada DP-NSD di KNS

Nuklida	Tahun	Lapisan Aktif	Lapisan Atas	Lapisan Bawah	Tapak (Luapan)	Tapak (Drainase)	Sumur	Tapak (Limpasan)
I-125	1	7.49E+09	2.09E+10	3.10E+10	7.13E+07	3.66E+08	0.00E+00	3.76E+07
	5	5.21E+02	1.99E+03	3.98E+03	4.49E+00	2.83E+01	0.00E+00	5.27E-04
	55	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
I-131	1	7.49E+09	2.09E+10	3.10E+10	7.13E+07	3.66E+08	0.00E+00	3.76E+07
	5	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Mn-54	1	8.56E+09	2.14E+10	3.00E+10	5.70E+04	5.44E+05	0.00E+00	6.67E+04
	5	3.32E+08	8.38E+08	1.18E+09	1.97E+04	1.00E+05	0.00E+00	1.83E+04
	55	6.30E-10	2.11E-09	3.30E-09	4.98E-13	2.19E-12	0.00E+00	4.49E-13
	105	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Mn-56	1	8.56E+09	2.14E+10	3.00E+10	5.70E+04	5.44E+05	0.00E+00	6.67E+04
	5	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Mo-99	1	8.44E+09	2.14E+10	2.01E+10	1.66E+06	7.77E+06	0.00E+00	1.00E+06
	5	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Ra-225	1	8.58E+09	2.14E+10	3.00E+10	2.59E+01	6.11E+03	0.00E+00	1.37E+04
	5	1.05E-20	2.61E-20	6.05E-20	7.01E-27	4.79E-26	0.00E+00	1.78E-25
	55	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Se-75	1	8.54E+09	2.14E+10	3.00E+10	1.25E+05	9.95E+05	0.00E+00	1.14E+05
	5	1.81E+06	4.59E+06	6.48E+06	2.09E+02	1.02E+03	0.00E+00	1.62E+02
	55	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Sr-85	1	8.58E+09	2.14E+10	3.00E+10	3.20E-01	6.67E+02	0.00E+00	1.32E+04
	5	1.43E+03	3.55E+03	4.99E+03	6.16E-05	4.28E-04	0.00E+00	1.39E-02
	55	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Sr-89	1	8.58E+09	2.14E+10	3.00E+10	3.19E-01	6.67E+02	0.00E+00	1.32E+04
	5	1.71E+01	4.23E+01	5.94E+01	7.33E-07	5.09E-06	0.00E+00	1.66E-04
	55	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
Zn-65	1	8.53E+09	2.14E+10	3.00E+10	2.30E+05	1.62E+06	0.00E+00	1.80E+05
	5	5.73E+08	1.47E+09	2.08E+09	1.12E+05	5.34E+05	0.00E+00	7.81E+04
	55	9.00E-07	4.17E-06	7.12E-06	1.62E-09	7.24E-09	0.00E+00	1.12E-09
	105	0.00E+00	1.09E-20	2.42E-20	0.00E+00	1.41E-24	0.00E+00	0.00E+00
	155	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

PERANCANGAN SISTEM PENGKABUT AIR UNTUK PENGKONDISIAN PROSES PENGOLAHAN GAS BUANG SO₂ DAN NO_x DENGAN MESIN BERKAS ELEKTRON

Sanda

Pusat Rekayasa Perangkat Nuklir –BATAN

ABSTRAK

PERANCANGAN SISTEM PENGKABUT AIR UNTUK PENGKONDISIAN PROSES PENGOLAHAN GAS BUANG SO₂ DAN NO_x DENGAN MESIN BERKAS ELEKTRON. Telah dilakukan perancangan untuk menentukan dimensi bejana spray cooler pengolah gas buang SO₂ dan NO_x. Tujuan dalam perancangan sistem pengkabut air untuk pengkondisian proses pengolahan gas buang adalah menghitung teknik pengkabutan air untuk mendapatkan kondisi kelembaban yang diinginkan yaitu dari 7% menjadi 12% dengan temperatur yang diolah sebesar 65°C yang selanjutnya gas buang tersebut bisa ditreatment didalam bejana proses. Dalam perancangan ini akan dikondisikan gas buang SO₂ dan NO_x dengan debit 20.000 Nm³/jam pada temperatur 135°C dan metoda perancangan ini menggunakan perhitungan mekanika fluida dan perpindahan panas. Adapun hasil perhitungan untuk mencapai kondisi diatas harus disemprotkan tiga (3) butir uap air, diantaranya berdiameter 1 mm, 0,5 mm dan 0,1 mm dengan kecepatan butir uap air 776,82 cm/detik, 1098,6 cm/detik dan 2456,5 cm/detik, jumlah uap air yang keluar dari nosel 0,137.10⁻⁶ kgm/m²detik, 0,82.10⁻⁶ kgm/m²detik dan 2,15.10⁻⁵ kgm/m²detik, untuk luas permukaan nosel 2,93 mm², 2,07 mm² dan 0,925 mm², diameter dan tinggi vesel 1,13 m dan 7,26 m, 1,13 m dan 1,818 m dan 1,13 m dan 0,1014 m dan waktu penguapan butir uap air 3,8 detik, 0,24 detik dan 7,3.10⁻⁵ detik dengan beda tekanan didalam bejana spray cooler sebesar 0,3864 bar, 0,55 bar dan 1,22 bar. Sebagai kesimpulan dalam rancangan ini yang dipilih adalah dimensi bejana spray cooler diameter 1,13 m dengan tinggi 7,26 m dan butir uap airnya sebesar diameter 1 mm.

Kata kunci: perancangan, pengkabut, nozel, Mesin Berkas Elektron, gas buang.

ABSTRACT

THE WATER FOGGING DESIGN SYSTEMS FOR PROCESS CONDITIONING THE FLUE GAS TREATMENT SO₂ AND NO_x BY ELECTRON BEAM MACHINE. The design of vessel spray cooler to treat SO₂ and NO_x has been carried out. The design objective is to get the dimension of vessel spray cooler by using the parameters of moisture conditions, from 7% to 12%, temperature of 65°C are further treated processed flue gas can be treated in process vessel. In this design will be conditioned flue gas SO₂ and NO_x by 20,000 Nm³/hr discharge at temperatures 135°C and the design method using calculations fluid mechanics and heat transfer. The results of calculations to achieve the above conditions should be sprayed three (3) grain moisture, such as diameter of 1 mm, 0.5 mm and 0.1 mm with a speed of 776.82 grains of moisture cm / sec, 1098.6 cm / sec and 2456.5 cm / sec, the amount of water vapor that comes out of the nozzle 0,137.10⁻⁶ kgm/m²detik, 0,82.10⁻⁶ kgm/m²detik and 2,15.10⁻⁵ kgm/m²detik, to the nozzle surface area of 2.93 mm², 2, 07 mm² and 0.925 mm², vessel diameter and height of 1.13 m and 7.26 m, 1.13 m and 1,818 m and 1.13 m and 0.1014 m and grain moisture evaporation time of 3.8 seconds, 0, 24 seconds and the second 7,3.10-5 difference in pressure vessel at 0.3864 cooler spray bar, 0.55 bar and 1.22 bar. As a conclusion in this design is chosen vessel dimensions spray cooler with a diameter of 1.13 m and high of 7.26 m of water vapor grain diameter of 1 mm.

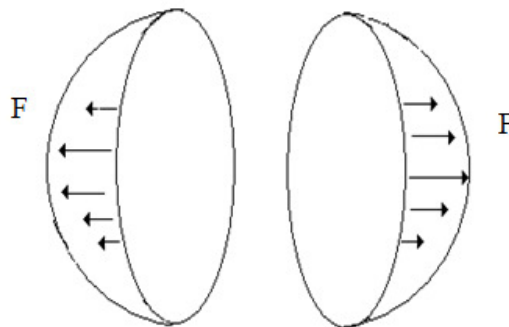
Keywords: The Desing, fogging, Nozzle, Electron Beam Machine, flue gas.

PENDAHULUAN

Sistem pengkabut air untuk pengkondisian proses pengolahan gas buang SO₂ dan NO_x dengan Mesin Berkas Elektron diperoleh dari pencabangan pipa utama gas buang pembangkit listrik tenaga uap (PLTU) Suralaya^[1]. Gas buang SO₂ dan NO_x dari pipa utama sebagian disalurkan ke bejana *spray cooler* untuk di-*treatment* agar bisa diolah didalam MBE^[1]. Debit gas buang SO₂ dan NO_x yang diolah sebanyak 20.000 Nm³/jam harus memenuhi standar baku mutu emisi tahun 2000, yaitu SO₂ = 750 mg/m³ dan NO_x = 850 mg/m³^[2]. Gas buang yang diolah di dalam Mesin Berkas Elektron (MBE) temperaturnya harus diturunkan dari 135°C menjadi 65°C dan kelembabannya dinaikkan dari 7% menjadi 12% agar bisa diproses di dalam MBE^[2]. Sebelum gas buang diproses di MBE, gas buang harus melalui proses pendinginan dan menaikkan kelembaban di dalam bejana *spray cooler*^[1]. Untuk itu perlu dilakukan perhitungan mekanik fluida dan teknologi mekanik lainnya, diantaranya dengan menggunakan teknik pengkabut dengan air, sehingga perlu dilakukan analisa perhitungan pada nosel sistem pengkabut. Dalam perhitungan ini diharapkan dapat menghasilkan suatu butiran uap air dan dimensi bejana *spray cooler*.

TEORI

Simulasi kabut atau butir-butir uap air yang disemprotkan oleh nosel, ketika gas buang mengalir didalam bejana *spray cooler* merupakan suatu peristiwa terjadinya difusi antara butir uap air dengan gas. Pada proses ini, butir uap air yang disemprotkan nosel dalam waktu tertentu dapat berubah menjadi gas, namun bukan berarti butir uap air larut didalam gas buang tanpa memberikan pengaruh temperatur maupun kelembaban, justru dengan adanya proses difusi ini menunjukkan, bahwa berubahnya butir uap air menjadi gas menunjukkan bahwa proses pendinginan dan kelembaban terjadi secara sempurna, karena proses ini tidak menimbulkan limbah air didalam bejana *spray cooler*. Setelah gas buang SO₂ dan NO_x diproses didalam bejana *spray cooler* dalam kondisi temperatur dan kelembaban yang diharapkan selanjutnya gas buang tersebut dialirkan kedalam bejana proses, untuk diproses dengan mesin berkas elektron, sehingga bisa dihasilkan gas buang yang ramah lingkungan. Adanya proses difusi pada pembentukan kabut atau butir-butir uap air dapat menimbulkan gaya akibat tegangan permukaan dan gaya akibat aliran, yang menyebabkan butir uap air bentuk bola terpisah menjadi bentuk setengah bola, sebagaimana ditunjukkan pada Gambar 1.



Gambar 1. Butir uap air yang terpisah menjadi bentuk ½ bola^[4].

Adapun gaya yang timbul akibat tegangan permukaan^[3], yaitu:

$$F_a = \pi \cdot d \cdot \sigma \quad (1)$$

dengan :

F_a : gaya akibat tegangan permukaan, kg

σ : tegangan permukaan, kg/mm²

dan gaya yang timbul akibat aliran^[4], yaitu :

$$F_R = f \frac{\pi d^2}{4} \gamma \frac{v^2}{2g} \quad (2)$$

dengan :

- F_R : gaya akibat aliran, kg
- f : faktor hambatan bola (drag koefisien) (0,8 – 0,9)^[4]
- γ : berat jenis air, kg/m³
- v : kecepatan butir uap air, cm/detik
- g : gravitasi bumi, m/detik²

Dari persamaan (1) dan persamaan (2), bila $F_a = F_R$, didapat harga kecepatan butir uap air yang keluar dari nozel (v)^[3], yaitu :

$$v = \sqrt{\frac{4 \cdot \sigma \cdot 2 \cdot g}{f \cdot d \cdot \gamma}} \quad (3)$$

Harga v ini merupakan harga kecepatan butir uap air yang keluar dari nosel yang akan digunakan sebagai suatu material yang dapat menurunkan temperatur dan kelembaban.

Perhitungan selanjutnya, yaitu menentukan beda tekanan, dengan menggunakan persamaan Bernaull^[4], yaitu :

$$p_1 + \gamma \frac{v_1^2}{2g} = p_2 + \gamma \frac{v_2^2}{2g}$$

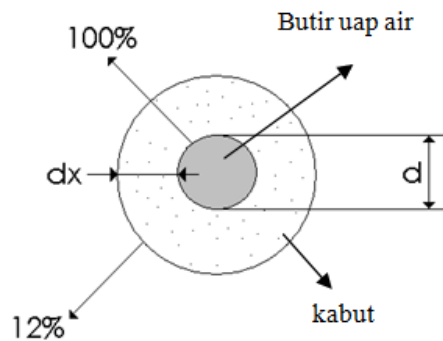
$$p_1 - p_2 = \frac{\gamma}{2g} (v_2^2 - v_1^2)$$

$$\Delta p = \frac{\gamma}{2g} v_1^2 \quad \text{dimana } A_1 \ll A_2 \quad (4)$$

dengan :

- Δp : beda tekanan, bar

Sedangkan banyaknya kandungan butir uap air dan pengkabutan dapat dimodelkan pada Gambar 2, notasi (d) merupakan diameter butir uap air yang disemprotkan oleh nosel kedalam bejana *spray cooler*, dimana pada saat butir uap air disemprotkan disekelilingnya terdapat kabut (dx) yang senantiasa melekat pada setiap butir-butir uap air.



Gambar 2. Model butir air dan pengkabutan^[4]

Keterangan :

dx : tebal layer kabut, um
d : diameter butir uap air, mm

Dari Gambar 2. menunjukkan, bahwa kandungan uap air yang mendekati inti butir uap air semakin besar, bisa mencapai 100%, sebaliknya bila semakin jauh dari inti butir uap air, kandungan uap airnya semakin kecil, mencapai 12%. Sedangkan jumlah uap air yang keluar (\dot{m}) sebagai difusi uap/gas dari nosel dapat dihitung dari persamaan berikut^[5] :

$$\dot{m} = k \frac{dc}{dx} \quad (5)$$

dengan :

\dot{m} : jumlah uap air yang keluar dari nosel, kgm/m²dt
k : koefisien difusivitas, m²/dt
dc: massa jenis konsentrasi, kgm/m³

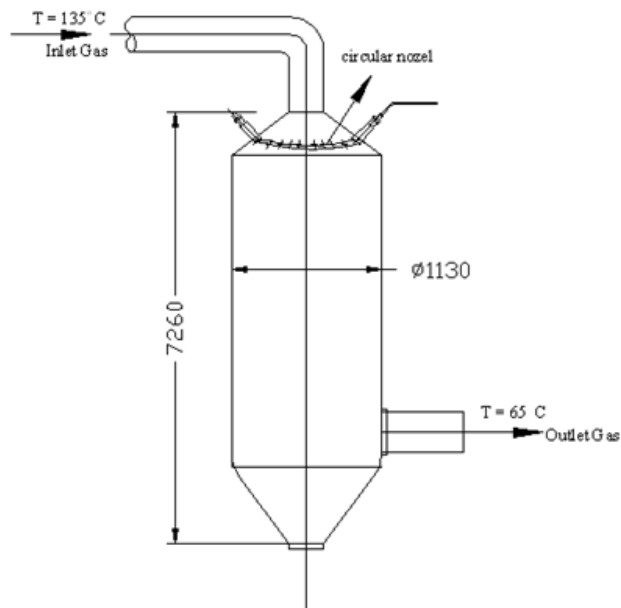
LANGKAH PERHITUNGAN

Langkah perhitungan perancangan sistem pengkabut air untuk pengkondisian proses pengolahan gas buang terdiri atas beberapa tahap, diantaranya :

1. Menghitung koefisien konveksi perpindahan panas.
2. Menghitung kecepatan butir uap air.
3. Menghitung tebal *layer* kabut.
4. Menghitung jumlah uap yang keluar dari nosel.
5. Menghitung jumlah uap yang keluar dari nosel tanpa satuan luas
6. Menghitung beda tekanan yang terjadi pada nosel.
7. Menghitung luas lubang nosel.
8. Menghitung waktu penguapan uap air.
9. Menghitung tinggi bejana *spray cooler*.
10. Menghitung diameter bejana *spray cooler*.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Dari perancangan sistem pengkabut air untuk pengkondisian proses pengolahan gas buang SO₂ dan NO_x dengan MBE dihasilkan gambar rancangan bejana *spray cooler* yang ditunjukkan pada Gambar 3.



Gambar 3. Sistem pengkabut pada bejana *spray cooler*^[1]

Gambar 3., menunjukkan model bejana *spray cooler* pengkabut uap air berbentuk melingkar (*circular nozzle*), konstruksinya menempel pada bagian dalam bejana *spray cooler* dengan arah nosel miring 30° dari posisi horisontal. Hal tersebut dimaksudkan agar proses penyemprotan dapat berlangsung secara *rigid* dan tidak menimbulkan getaran, yang dapat mengakibatkan pendeknya umur alat. Adapun data perhitungan ditunjukkan pada Tabel 1^[1].

Tabel 1. Data perhitungan.

NO	ISTILAH	DIMENSI
1.	Gas SO ₂ dan NO _x yang diolah, Nm ³ /jam	20.000
2.	Temperatur flue gas, °C	135
3.	Kelembaban gas, %	7
4.	Temperatur air, °C	30
5.	Densitas gas buang, kg/jam ³	1,372

Selanjutnya dilakukan perhitungan dengan rincian sebagai berikut :

1. Menghitung koefisien konveksi perpindahan panas (h).

Dalam suatu rancangan, koefisien perpindahan panas berhubungan dengan gradien suhu pada material dinding bejana, seperti persamaan dibawah^[3,5,6] :

$$Q = h.A.\Delta T \quad (6)$$

Q : laju perpindahan panas dengan konveksi, BTU/jam

h : koefisien konveksi, kkal/dt

A : luas permukaan perpindahan panas, m²

ΔT : beda antara suhu permukaan dinding dengan fluida °K

Gabungan antara koefisien perpindahan panas konveksi h , panjang L dan konduktivitas termal fluida k , dihasilkan bilangan Nusselt^[3,4]:

$$Nu = \frac{h.L}{\lambda} \quad (7)$$

Dari persamaan (9 dan 10) menunjukkan, bahwa bilangan Nusselt dapat ditafsirkan secara fisik sebagai perbandingan gradien suhu yang langsung bersinggungan dengan permukaan terhadap gradien suhu acuan $(T_s - T)/L$. Dalam prakteknya bilangan Nusselt merupakan ukuran perpindahan panas konveksi, bila harganya telah diketahui, maka diperoleh koefisien perpindahan panas konveksi^[3,4,5]:

$$h = \frac{Nu.\lambda}{d} \quad (8)$$

dengan :

h : koefisien konveksi, kkal/dt

Nu : Nusselt number

λ : konduktivitas panas, dari tabel = 606 watt/m °K⁽⁶⁾

Kemudian perlu dicari bilangan Reynold (Re). Dimana bila Re untuk aliran pipa kurang dari bilangan Reynold kritis yang rendah, maka alirannya akan laminar, sebaliknya bila Re untuk aliran pipa melalui bilangan Reynold kritis yang tinggi, maka alirannya akan turbulen. Bilangan Reynold kritis yang rendah untuk aliran pipa didefinisikan oleh beberapa ahli sebagai suatu besaran yang terletak antara 2000 sampai dengan 2500. Bilangan Reynold kritis tinggi tidak didefinisikan setepat itu, karena aliran yang semula laminar akan tetap laminar, ketika bilangan Reynold naik dan melampaui harga kritis rendah, kecuali sampai terbentuk turbulensi oleh beberapa pengaruh dari luar, seperti kejutan kecil atau getaran, sedikit terdapat kekasaran permukaan atau ada pertemuan dua material yang saring bertumbukan dan harga Nusselt number (Nu) untuk gas^[4,5,6,7] :

$$Re = \frac{v.d}{\nu} \quad (9)$$

dengan :

Re : bilangan Reynold

ν = viskositas kinematika, m²/dt

$$Nu = 0.018 Re^{0.8} \quad (10)$$

Dengan perhitungan sebagai berikut :

$$h = \frac{Nu.\lambda}{d}$$

Dengan :

$d = 0,001$ m

$Nu = 27,67$

$\lambda = 606$ watt/m°K

$$\lambda = \frac{27,67.606}{0,001}$$

$h = 16768$ kW/m²°K

$h = 4011,48$ kkal detik

2. Menghitung kecepatan butir uap air.

Diameter uap air (d) diambil = 1 mm. Kecepatan butir uap air yang keluar dari nosel (v , cm/detik) dihitung dengan persamaan, berikut :

$$v = \sqrt{\frac{4 \cdot \sigma \cdot 2 \cdot g}{f \cdot d \cdot \gamma}}$$

$$v = \sqrt{\frac{8.0,00612.9,81.100}{0,1.0,8.994,9}}$$

$$v = 776,82 \text{ cm/detik}$$

3. Menghitung tebal *layer* kabut.

Tebal *layer* kabut uap air (dx , μm) yang keluar dari lubang nosel ditentukan dari persamaan berikut :

$$dx = \frac{\lambda}{h} \quad (11)$$

$$dx = \frac{606}{16.768.000}$$

$$dx = 36,1 \mu\text{m}$$

4. Menghitung jumlah uap yang keluar dari nosel.

Jumlah uap air (\dot{m} , $\text{kgm}/\text{mm}^2\text{detik}$) dapat dihitung menggunakan persamaan berikut:

$$\dot{m} = k \frac{dc}{dx}$$

$$\dot{m} = 3,06 \cdot 10^{-5} \frac{0,1613}{36,1 \cdot 10^{-6}}$$

$$\dot{m} = 0,137 \text{ kgm}/\text{mm}^2\text{detik}$$

5. Menghitung jumlah uap yang keluar dari nosel tanpa satuan luas (\dot{m} , kgm/detik) menggunakan persamaan berikut:

$$\dot{m} = \dot{m} A \quad (12)$$

$$\dot{m} = 0,137 \cdot 10^{-6} \times \pi 10^{-3}$$

$$\dot{m} = 0,43 \cdot 10^{-6} \text{ kgm}/\text{detik}$$

6. Menghitung beda tekanan yang terjadi pada nosel (Δp , bar) dengan persamaan berikut:

$$\Delta p = \frac{\gamma \cdot v^2}{2g}$$

$$\Delta p = \frac{994,9.776,82.0.01}{2.9,81}$$

$$\Delta p = \frac{994,9.776,8^2 \cdot 0,01}{2.9,81}$$

$$\Delta p = 397,91 \text{ kg}/\text{m}^2$$

$$\Delta p = 0,3864 \text{ bar}$$

7. Menghitung luas lubang nosel (a , mm²) dihitung dengan persamaan berikut :

$$a = \frac{G}{v \cdot \gamma} \quad (13)$$

dengan :

G : laju air, kg/jam

$$a = \frac{2,26 \times 10^{-3}}{776,82 \times 10^{-3} \cdot 994,9}$$

$$a = 2,93 \text{ mm}^2$$

8. Menghitung waktu penguapan uap air dengan satuan luas (t , detik) dengan persamaan berikut :

$$t = \frac{m}{\dots} \quad (14)$$

$$t = \frac{5,21 \times 10^{-7}}{0,137 \times 10^{-6}}$$

$$t = 3,8 \text{ detik}$$

Waktu penguapan uap air (t) tanpa satuan luas dengan persamaan berikut :

$$t = \frac{m}{\dots} \quad (15)$$

$$t = \frac{5,21 \times 10^{-7}}{0,43 \times 10^{-6}}$$

$$t = 1,21 \text{ detik}$$

9. Menghitung tinggi bejana *spray cooler* (H , meter). Setelah dihitung waktu penguapan tanpa satuan luas, dapat dihitung ukuran bejana sprau cooler, yaitu tinggi bejana *spray cooler* (H , meter) dengan persamaan berikut :

$$H = t \cdot v \quad (16)$$

$$H = 1,21 \cdot 6$$

$$H = 7,26 \text{ m}$$

10. Menghitung diameter bejana *spray Cooler* (D , meter) dengan persamaan berikut :

$$A = \frac{Q}{v} \quad (17)$$

dengan :

Q : debit air, m³/jam

$$A = \frac{6}{6}$$

$$A = 1 \text{ m}^2$$

$$D = 1,13 \text{ m}$$

Perhitungan diatas dilakukan terhadap 3 buah diameter uap air, yaitu $\varnothing = 1 \text{ mm}$, $\varnothing = 0,5 \text{ mm}$ dan $\varnothing = 0,1 \text{ mm}$, namun yang ditampilkan dalam contoh perhitungan ini hanya untuk butir uap air dengan $\varnothing = 1 \text{ mm}$, sedangkan untuk butir uap air dengan $\varnothing = 0,5 \text{ mm}$ dan $\varnothing = 0,1 \text{ mm}$ hasilnya ditunjukkan pada tabel 2.

Tabel 2. Hasil perhitungan

d, mm	1	0,5	0,1
v, cm/dt	776,82	1098,6	2456,5
h, kkal/dt	4011,48	240963,81	637067,7
dx, um	36,1	6,02	0,23
m". Kgm/m ² dt	0,137.10 ⁻⁶	0,82.10 ⁻⁶	2,15.10 ⁻⁵
m', kgm/dt	0,43.10 ⁻⁶	6,44.10 ⁻⁷	6,8.10 ⁻⁷
a nozel, mm ²	2,93	2,07	0,925
D vesel, m	1,13	1,13	1,13
H vesel, m	7,26	1,818	0,10138
t penguapan, dt	3,8/1,21	0,24/0,303	7,3.10 ⁻⁵ /2,3.10 ⁻³
Δp, bar	0,3864	0,55	1,22

Dari hasil perhitungan, dengan diameter uap air (\emptyset) = 1 mm, \emptyset = 0,5mm dan \emptyset = 0,1 mm diperoleh dimensi diameter dan tinggi bejana *spray cooler* secara berturut-turut \emptyset = 1,13 m dan h = 7,26 m, \emptyset 1,13 m dan h = 1,818 mm, \emptyset = 1,13 m dan h = 0,10138 m, sedangkan harga kecepatan kabut yang keluar dari nozel juga secara berturut-turut dari rendah menjadi semakin tinggi ((v) 776,82 cm/detik, 1098,6 cm/detik dan 2456,5 cm/detik), harga tersebut menunjukkan suatu hubungan bahwa semakin kecil ukuran diameter uap air akan menghasilkan ketinggian bejana *spray cooler* yang lebih pendek, begitu juga sebaliknya semakin kecil ukuran diameter uap air, maka kecepatan uap airnya menjadi semakin tinggi (v) = 776,82 cm/detik, 1098,6 cm/detik dan 2456,5 cm/detik). Sedangkan untuk waktu penguapan (t) yang terjadi adalah dengan diameter uap air makin kecil, maka waktu penguapan (t) juga semakin rendah (3,8 detik, 0,24 detik dan 7,3.10⁻⁵ detik). Lain halnya dengan beda tekanan, semakin kecil diameter butir uap air, maka semakin besar beda tekanan yang terjadi didalam bejana *spray cooler*, (0,3864 bar, 0,55 bar dan 1,22 bar), serta ketebalan kabut butir uap air yang terjadi, semakin kecil diameter butir uap air, maka kabutnya semakin tipis, yaitu 36,1 μ m, 6,02 μ m, 0,23 μ m, sebagaimana ditunjukkan pada Tabel 2.

KESIMPULAN

Berdasarkan hasil perancangan sistem pengkabut air untuk pengkondisian gas buang SO₂ dan NO_x disimpulkan bahwa dari 3 (tiga) diameter butir uap air, yaitu \emptyset = 1 mm, \emptyset = 0,5 mm dan \emptyset = 0,1 mm, yang dipilih, yaitu \emptyset = 1 mm dengan diameter nozel 2,93 mm², kondisi ini menunjukkan ukuran yang optimal. Karena bila menggunakan ukuran butir uap air lebih kecil lagi, misalnya \emptyset = 0,1 mm bisa berdampak negatif pada dinding bejana *spray cooler*, akibat kecepatan keluar uap air dari nosel sangat cepat, yaitu sebesar 2456,5 cm/detik, hal tersebut bisa menyebabkan dinding bejana *spray cooler* bergetar dan berumur pendek karena bolong akibat tumbukan, sedangkan dimensi bejana *spray cooler* yang dipilih adalah diameter (\emptyset) = 1,13 m dan tinggi (h) = 7,26 m.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Rukiyatmo dkk, "LAPORAN STUDI KELAYAKAN MBE UNTUK PENGOLAHAN GAS BUANG PLTU SURALAYA", 2002.
- [2]. Keputusan Menteri Negara Lingkungan Hidup No. 13 tahun 1995, tentang Baku Mutu Emisi Sumber tidak Bergerak.
- [3]. Archie W, Culp. Ir. PhD., "PRINSIP-PRINSIP KONVERSI ENERGI", Erlangga, Jakarta, 1991.
- [4]. Dugdale R.H., "MEKANIKA FLUIDA", Eralangga, Jakrta, 1986.
- [5]. Robert H. Perry, Don Green, "PERRY'S CHEMICAL ENGINEERS' HANDBOOK", McGraw-Hill Book Company, New York, 1984.

Sanda: Perancangan Sistem Pengkabut Air untuk Pengkondisian Proses Pengolahan Gas Buang SO₂ dan NO_x dengan Mesin Berkas Elektron

- [6]. WerlinS.Nainggolan,"THERMODINAMI KA, TEORI, SOAL, PENYELESAIAN", Armico, Bandung, 1978.
- [7]. FrankKreith,"PRINSIP-PRINSIP PERPINDAHAN PANAS", Erlangga, Jakarta, 1991.
- [8]. J.P.Holman,"PERPINDAHAN KALOR", Erlangag, Jakarta, 1997.
- [9]. Robert H. Perry/Cecil H. Chilton,"CHEMICAL ENGINEERS HANDBOOK", McGraw-Hill Book Company, Japan, 1983

PENGEMBANGAN TEKNOLOGI PENGOLAHAN LIMBAH CAIR DARI INDUSTRI: IMOBILISASI LIMBAH RADIOAKTIF URANIUM MENGGUNAKAN BAHAN MATRIKS SYNROC SUPERCALCINE FOSFAT

Gunandjar, Titik Sundari

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN

ABSTRAK

PENGEMBANGAN TEKNOLOGI PENGOLAHAN LIMBAH RADIOAKTIF CAIR INDUSTRI: IMOBILISASI LIMBAH RADIOAKTIF URANIUM MENGGUNAKAN BAHAN MATRIKS SYNROC SUPERCALCINE FOSFAT. Kegiatan dekomisioning fasilitas Pemurnian Asam Fosfat Petrokimia Gresik (PAF-PKG) menimbulkan limbah radioaktif cair yang mengandung uranium. Limbah tersebut diolah dengan proses biooksidasi menggunakan bakteri untuk reduksi volume limbah menjadi limbah sludge radioaktif. Limbah sludge tersebut mengandung uranium termasuk dalam klasifikasi limbah alfa umur panjang yang harus diimobilisasi melalui proses pemadatan. Pada penelitian ini bertujuan untuk imobilisasi limbah sludge radioaktif melalui proses pemadatan menggunakan synroc supercalcine fosfat sebagai bahan matriks. Proses imobilisasi dilakukan dengan cara mencampurkan limbah sludge radioaktif dengan prekursor oksida, kemudian campuran tersebut dikeringkan, dipres dalam cetakan. Proses berikutnya adalah kalsinasi pada 750 °C dan sintering pada suhu 1100 - 1300 °C selama 1 – 5 jam untuk membentuk suatu keramik multi-fase yang padat. Komposisi prekursor oksida (dalam % berat) adalah : Al₂O₃ (5,4); BaO (5,6); CaO (11,0); Ca₃(PO₄)₂ (71,4) dan ZrO₂ (6,6). Tingkat muat limbah dalam blok synroc limbah divariasi antara 10 – 60 % berat. Kualitas blok synroc limbah hasil imobilisasi ditentukan dengan pengujian densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan. Hasil pengujian menunjukkan bahwa kualitas terbaik blok synroc supercalcines fosfat limbah hasil imobilisasi diperoleh pada tingkat muat limbah 50 % berat, proses sintering pada suhu 1300 °C selama 3 jam, dengan harga densitas 2,48 g/cm³, kuat tekan 27,99 kN/cm², laju pelindihan total dan laju pelindihan uranium adalah 5,25x10⁻⁴ g.cm⁻².hari⁻¹ dan 1,05x10⁻⁶ g.cm⁻².hari⁻¹. Kualitas blok synroc supercalcine fosfat limbah hasil imobilisasi tersebut sesuai dengan synroc supercalcine titanat standar.

Kata kunci: imobilisasi limbah, limbah radioaktif uranium, limbah alfa umur panjang, synroc.

ABSTRACT

TECHNOLOGY DEVELOPMENT OF INDUSTRIAL LIQUID RADIOACTIVE WASTE TREATMENT: THE IMMOBILIZATION OF URANIUM RADIOACTIVE WASTE USING SYNROC MATRIX MATERIAL OF SUPERCALCINES PHOSPHATE. The decommissioning of Phosphoric Acid Purification – Petro Chemical of Gresik (PAP-PCG) facility generates radioactive liquid waste containing uranium. The waste was treated by bio-oxidation process using bacteria for volume reduction of the waste to become radioactive sludge waste. The sludge waste contains uranium including long-life alpha waste classification, must be immobilized by solidification process. In this research aim to immobilization of the radioactive sludge waste by solidification using synroc matrix material of supercalcines phosphate. The immobilization process of the waste using synroc matrix was carried-out by mix the radioactive sludge waste with precursor oxides, this mixture was dried then it was pressed in the molder, further process are calcination at temperature 750 °C and sintering at the temperature of 1100-1300 °C for 1-5 hours to form the solid multiphases of monolite ceramic. Immobilization process by synroc matrix using precursor oxides with composition (in % weight) i.e : Al₂O₃ (5.4); BaO (5.6); CaO (11.0); Ca₃(PO₄)₂ (71.4) and ZrO₂ (6.6). Waste loading in the synroc block is 10 – 60 wt %. The quality of the synroc block produced from immobilization was determined by testing of density, compressive strength, and leach-rate. The best quality of the synroc supercalcines phosphate block waste was obtained at the waste loading 50 wt%, sintering process at 1300 °C for 3 hours with values of density 2.48 g/cm³, compressive strength 27.99 kN/cm², total leach-rate and leach-rate of uranium are 5.25x10⁻⁴

$g.cm^{-2}.day^{-1}$ and $1.05 \times 10^{-6} g.cm^{-2}.day^{-1}$ respectively. The quality of phosphate supercalcines synroc relatively same with quality of standard titanate supercalcines synroc.

Keywords: immobilization of waste, uranium radioactive waste, long life alpha waste, synroc.

PENDAHULUAN

Fasilitas Pemurnian Asam Fosfat-Petrokimia Gresik (PAF-PKG) dihentikan operasinya sejak 12 Agustus 1989, selanjutnya dilakukan dekomisioning dengan izin dari BAPETEN (Badan Pengawas Tenaga Nuklir) yang tertuang dalam Surat Izin Dekomisioning No. 286/ID/DPI/ 14-X/2004 tanggal 14 Oktober 2004 yang berlaku selama 5 tahun sampai dengan 13 Oktober 2009^[1]. Kegiatan dekomisioning fasilitas PAF-PKG tersebut menimbulkan limbah radioaktif cair organik yang mengandung uranium, campuran pelarut (solven) D2EHPA [*di(2-ethyl hexyl phosphoric acid)*] ($C_{16}H_{35}O_4PO$), TOPO (*trioctylphosphine oxide*) ($C_{24}H_{51}OP$), dan kerosen (pada rasio 4:1:16) serta air (rasio pelarut terhadap air 1:3), yang mempunyai volume 371 m³, pH 3,48, *Chemical Oxygen Demand* (COD) 31.500 ppm, dan *Biological Oxygen Demand* (BOD) 2.200 ppm, serta aktivitas alfa (α) dan beta (β) berturut-turut 1200 dan 2600 Bq/liter, ditampung dalam bak penampung berukuran 14x15x3 m³ di lokasi fasilitas PAF-PKG. Limbah tersebut merupakan limbah bahan berbahaya dan beracun (B3) yang radioaktif, mengandung radionuklida uranium (U-238) dan 14 anak luruhnya yaitu U-234, Th-234, Th-230, Pa-234, Ra-226, Rn-222, Po-218, Po-214, Po-210, Bi-214, Bi-210, Pb-214, Pb-210, dan Pb-206^[2]. Uranium dan beberapa anak luruhnya merupakan radionuklida pemancar alfa sebagaimana sifat partikel alfa yang mempunyai daya rusak besar maka jika masuk ke dalam tubuh akan menimbulkan kerusakan pada jaringan biologis. Disamping mempunyai daya rusak terhadap jaringan biologis, anak luruh U-238 seperti U-234, Th-234, Th-230, Ra-226, Po-210, dan Pb-210 mempunyai sifat radiotoksitas yang sangat tinggi^[2,3]. Guna menghindari resiko pencemaran lingkungan, limbah tersebut telah diolah dengan proses biooksidasi (oksidasi biokimia) untuk menurunkan nilai COD, BOD dan pH serta radioaktivitasnya menjadi nilai yang memenuhi baku mutu limbah cair industri pada nilai COD \leq 100 ppm, BOD \leq 50 ppm, dan pH 5-9^[4], serta baku mutu tingkat radioaktivitas di lingkungan untuk uranium dalam air sebesar 1000 Bq/liter^[5].

Proses biooksidasi dilakukan setelah penetralan larutan dengan NaOH, digunakan campuran bakteri aerob yang digunakan meliputi *bacillus sp*, *aeromonas sp*, *pseudomonas sp*, dan *arthobacter sp*. Pengolahan limbah dengan proses biooksidasi diperoleh *sludge* (lumpur) radioaktif dan beningan. Beningan yang dihasilkan telah memenuhi baku mutu dengan nilai COD dan BOD berturut-turut sebesar 51 ppm dan 22 ppm, dan aktivitas < 1000 Bq/liter. Hasil *sludge* merupakan limbah radioaktif beraktivitas alfa pada harga 0,4 - 40,2 Bq/liter, dan beta pada nilai 1173 - 4100 Bq/liter, kadar padatan total 40-50 % berat^[1].

Limbah *sludge* radioaktif tersebut harus diisolasi guna melindungi masyarakat dan lingkungan dari dampak radiasi yang berbahaya. Isolasi limbah radioaktif dilakukan dengan cara imobilisasi melalui proses solidifikasi (pemadatan) limbah dengan suatu bahan matriks, sehingga diperoleh blok hasil solidifikasi dimana limbah radioaktifnya terkungkung dan terisolasi di dalamnya. Bahan matriks yang biasa digunakan dalam proses solidifikasi limbah radioaktif antara lain semen, aspal (bitumen), plastik polimer, dan gelas. Pengembangan terakhir telah digunakan bahan matriks *synroc*. Pemilihan bahan matriks tersebut tergantung pada tinggi rendahnya aktivitas, panjang-pendeknya waktu paruh, dan sifat fisik dan kimia dari limbah.

Limbah *Sludge* radioaktif dari dekomisioning fasilitas PAF-PKG mengandung uranium dan anak luruhnya termasuk dalam kriteria limbah pemancar alfa berumur panjang aktivitas rendah atau sedang. Limbah ini dapat disolidifikasi menggunakan bahan matrik plastik polimer atau aspal. Pengembangan terakhir telah digunakan bahan matriks *synroc*. *Synroc* adalah bentuk kristalin padat yang tersusun dari gabungan fase-fase titanat atau fosfat yang stabil dan dipilih karena kestabilan geokimia dan kemampuan kolektif untuk imobilisasi semua unsur radioaktif hasil belah dan aktinida umur panjang dalam limbah radioaktif. Dalam makalah ini dilakukan penelitian penggunaan *synroc supercalcines phosphate* (*Synroc SC*-fosfat) sebagai alternatif matriks untuk solidifikasi limbah *sludge* radioaktif dari dekomisioning fasilitas PAF-PKG. Kualitas blok *synroc SC*-fosfat hasil imobilisasi ini akan dibandingkan dengan blok *Synroc* titanat.

Metode pembentukan *synroc* dengan proses pres-panas pada suhu tinggi telah dikembangkan di beberapa negara seperti Australia, Amerika Serikat, Inggris dan Jepang. Berdasarkan hasil kajian yang telah dilakukan, metode *synroc* dengan pres-panas perlu

tersedianya alat pres-panas. Pada penelitian ini, karena tidak tersedianya alat pres-panas, maka dilakukan imobilisasi limbah radioaktif yang mengandung uranium menggunakan matriks *synroc* SC-fosfat dengan proses sintering pada suhu tinggi (1000-1300 °C). Kualitas blok *synroc* limbah dan kondisi proses imobilisasi yang terbaik ditentukan dengan pengujian karakteristik blok *synroc* limbah yang meliputi densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan.

Penelitian ini bertujuan untuk mendapatkan teknologi proses imobilisasi limbah *sludge* yang mengandung uranium yang ditimbulkan dari dekomisioning fasilitas PAF-PKG menggunakan bahan matriks *synroc* SC-fosfat dengan proses sintering suhu tinggi. Penelitian ini juga sebagai upaya untuk mendapatkan teknologi proses imobilisasi limbah radioaktif yang mengandung uranium yang ditimbulkan dari proses penyediaan bahan bakar nuklir baik melalui jalur penambangan maupun dari proses pemurnian asam fosfat, sehingga dapat mendukung program PLTN yang akan datang di Indonesia.

DASAR TEORI

Pengembangan bahan matriks *synroc* pertama kali dikemukakan sebagai alternatif pengganti gelas borosilikat untuk imobilisasi limbah cair aktivitas tinggi (LCAT), dengan ide dasar memasukkan limbah hasil belah dan aktinida ke dalam kisi-kisi kristal mineral sintesis yang telah diketahui mempunyai umur yang sangat panjang (beberapa juta tahun) di alam. Sebagai ilustrasi ditemukan matriks *chemical zoning* dari mineral *zirconite* alam dalam umur 40 juta tahun yang ditemukan di Adamello Itali Utara, kristal tersebut mengandung : 2,7 – 17,1 % berat ThO₂ dan 0,7 – 6,0 % berat UO₂ dan telah dihitung dosis peluruhan α adalah $0,2 - 1,0 \times 10^{16} \alpha / \text{mg}$ yang ekuivalen dengan umur suatu *synroc* yang disimpan selama $10^5 - 10^6$ tahun^[6]. Mineral-mineral yang dipilih terutama adalah mineral silikat (*pollucite* CsAlSi₂O₆, Strosium feldspar SrAl₂Si₂O₈), fosfat (monasit, CePO₄, *apatite* Ca₅(PO₄)₃F) dan oksida (*fluorite-structured* UO₂) dan campuran fase-fase tersebut yang dibentuk melalui proses sintering pada suhu sekitar 1100 °C setelah alumina, fosfat, dan silika ditambahkan pada limbah hasil fisi. Tingkat muat limbah dalam *Supercalcines* ini bisa mencapai 70 % berat.

Imobilisasi Dengan Bahan Matriks *Synroc* Titanat

Pada tahun 1978, RINGWOOD^[7] menemukan *synroc* titanat yang merupakan gabungan mineral titanat yang jauh lebih tahan terhadap air dibanding dengan sederetan mineral-mineral *supercalcine*. Proses pembentukan *synroc* dilakukan melalui pencampuran LCAT dengan bahan prekursor oksida sehingga menjadi *slurry*, dilanjutkan dengan pengeringan *slurry* pada suhu 130 °C (sehingga menjadi serbuk), dikalsinasi pada suhu 750°C dengan media Ar-44% H₂, kemudian dituang ke dalam baja tahan karat dan dilakukan proses pres-panas pada suhu 1150-1200 °C dan tekanan 500-1000 bar sehingga terbentuk keramik monolit *synroc* multi fase yang sangat padat dan kompak^[8]. Proses ini adalah proses dengan pres-panas isostastik yang telah dikembangkan di Australia, Inggris, Amerika dan Jepang. Komposisi prekursor oksida (dalam % berat) adalah : Al₂O₃ (5,4); BaO (5,6); CaO (11,0); TiO₂ (71,4) dan ZrO₂ (6,6). Fase-fase mineral utama dalam *synroc* adalah: *Hollandite* [Ba(AlTi)₂Ti₆O₁₆], *Zirconolite* (CaZrTi₂O₇), dan *Perovskite* (CaTiO₃), selain itu terdapat fase titan-oksida dan fase paduan dalam jumlah lebih kecil. Pembentukan fase-fase utama mineral *synroc* tersebut terjadi pada suhu tinggi sekitar 1150 - 1200 °C.

Sebagaimana tujuan awal pengembangan *synroc*, maka telah dikembangkan *synroc-C* yaitu jenis *synroc* titanat yang dikembangkan untuk imobilisasi LCAT yang ditimbulkan dari proses olah-ulang bahan bakar nuklir bekas. Fase-fase penyusun *synroc -C* (*synroc* standar) titanat yang mengandung 20 % berat limbah aktivitas tinggi dan radionuklida yang masuk ke dalam kisi-kisi berbagai fase mineral yang ada ditunjukkan pada Tabel 1.

Pada pengembangan *synroc* titanat terbentuk fase turunan dari fase utama dengan unsur-unsur yang terkandung dalam limbah, yaitu : *pyrochlore* (CaATi₂O₇, A = Gd, Hf, Pu, dan U) yang merupakan turunan *zirconolite* dengan penambahan unsur penyerap neutron (Hf dan Gd) untuk mencegah terjadinya kritikalitas, *brannerite* (AnTi₂O₆, An = aktinida), dan *freudenbergite* (Na₂Fe₂Ti₆O₁₆). Fase-fase turunan mineral *synroc* titanat dan radionuklida penyusunnya ditunjukkan pada Tabel 2.

Hasil pengujian karakteristik blok *synroc* titanat limbah yang dilakukan oleh ANSTO (Australia) yang menggunakan proses pres-panas isostastik pada suhu tinggi (1200 °C) memberikan densitas sekitar 2,1-3,4 g/cm³, yaitu tergantung jenis limbah (kandungan radionuklida) dan tingkat muat limbah (*waste loading*)^[10]. *Synroc* titanat mampu mengungkung

lebih kuat untuk unsur radioaktif dengan nomor massa yang lebih tinggi (seperti uranium) dibanding dengan unsur-unsur ringan. Laju pelindihan untuk uranium pada hari pertama sekitar $5,0 \times 10^{-4} \text{ g.cm}^{-2}.\text{hari}^{-1}$, kemudian dengan cepat turun dalam beberapa hari (10-30 hari) pertama dan secara *asymptotic* turun menuju suatu harga minimum sekitar $5,0 \times 10^{-6} \text{ g.cm}^{-2}.\text{hari}^{-1}$ [11]. Berdasar kemampuan tersebut maka pada perkembangan terakhir *synroc* titanat sangat baik digunakan untuk imobilisasi limbah yang mengandung uranium seperti yang akan dilakukan dalam penelitian ini. Berdasar Tabel 1 dan Tabel 2, uranium yang terkandung dalam limbah akan terperangkap dalam fase *zirconolite*, *perovskite*, *pyrochlore* dan *brannerite*.

Tabel 1. Komposisi dan mineralogi *synroc-C* (*synroc* standar) titanat yang mengandung 20 % berat limbah aktivitas tinggi [6].

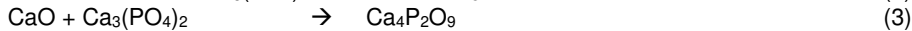
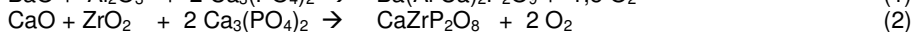
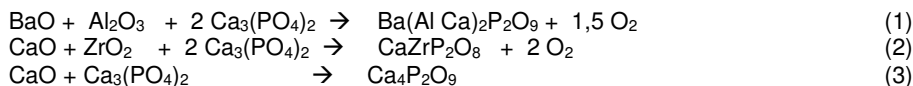
Fase mineral	% berat	Radionuklida dalam kisi fase mineral
a.Fase Utama :		
<i>Hollandite</i> , $\text{Ba}(\text{Al},\text{Ti})_2\text{Ti}_6\text{O}_{16}$	30	- Cs dan Rb.
<i>Zirconolite</i> , $\text{CaZrTi}_2\text{O}_7$	30	- Logam tanah jarang dan aktinida.
<i>Perovskite</i> , CaTiO_3	20	- Sr, logam tanah Jarang, dan aktinida.
b.Fase Minor :		- Tc, Pd, Rh, Ru, dll.
Titan Oksida	10	
Fase paduan	5	
Fase Oksida logam lain	5	

Tabel 2. Fase-fase turunan dalam mineral *synroc-C* (standar) titanat dan radionuklida yang menjadi penyusun fase mineral [6, 9].

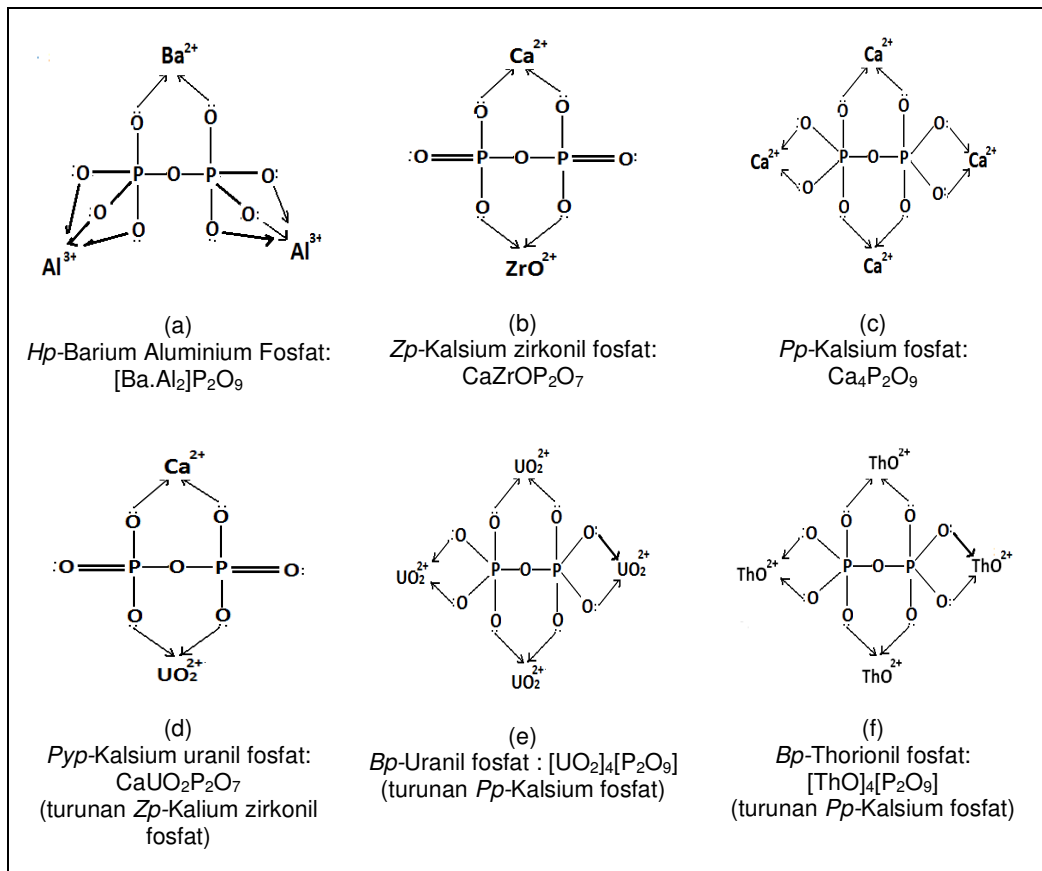
Fase Turunan	Rumus Kimia	Radionuklida Penyusun Fase Turunan
<i>Pyrochlore</i> ^{a)} <i>Brannerite</i> ^{b)} <i>Freudenbergitite</i> ^{c)}	CaATi_2O_7 $\text{An Ti}_2\text{O}_6$ $\text{Na}_2\text{Fe}_2\text{Ti}_6\text{O}_{16}$	- Ca dan A (Gd, Hf, Pu, U) - Aktinida (An) - Na, Fe
^{a)} Turunan <i>zirconolite</i> dengan penggantian Zr oleh A (Gd, Hf, Pu, U). ^{b)} Turunan <i>perovskite</i> dengan penggantian Ca oleh An (Aktinida). ^{c)} Turunan <i>hollandite</i> dengan penggantian Ba, (Al,Ti) oleh Na dan Fe.		

Imobilisasi Dengan Bahan Matriks *Synroc Supercalcines* Fosfat

Imobilisasi dengan matriks *synroc SC*-fosfat belum dikembangkan. Pada penelitian ini akan dikembangkan dengan matriks *synroc SC*-fosfat dengan tidak menggunakan titan oksida sebagai salah satu komponen precursor yang diharapkan lebih murah. Komposisi standar yang akan dicoba adalah (dalam % berat) adalah : Al_2O_3 (5,4); BaO (5,6); CaO (11,0); $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ (71,4) dan ZrO_2 (6,6). Beberapa pembentukan fase-fase utama mineral *synroc SC*-fosfat yang diperkirakan terjadi pada suhu tinggi sekitar 1200°C dengan reaksi sebagai berikut:



Kemudian juga terbentuk fase-fase turunan yaitu antara lain CaAP_2O_8 (A=Pu, U, Gd, Hf), AnP_2O_9 (An=aktinida), dan $\text{Na}_2\text{Fe}_2\text{P}_2\text{O}_9$. Radionuklida dalam limbah akan terperangkap dalam kisi-kisi fase mineral dan bahkan ada beberapa radionuklida sebagai penyusun fase pada fase turunan. Struktur kimia fase-fase mineral *synroc SC*-fosfat ditunjukkan pada Gambar 1.



Gambar 1. Struktur kimia fase-fase utama dan fase turunan mineral *synroc* *supercalsine* fosfat (*Synroc SC*-fosfat) [6].

Pada Gambar 1 menunjukkan ada 3 fase utama dari mineral *synroc* yaitu : (a) *Hp*-barium aluminium fosfat, (b) *Zp*-kalium zirkonil fosfat, dan (c) *Pp*-kalsium fosfat. Unsur radioaktif aktinida seperti uranium dan thorium tidak merupakan sebagai penyusun fase utama, tetapi sebagai unsur-unsur yang terperangkap dalam kisi-kisi fase tersebut. Sedang dengan terbentuknya fase-fase turunan yaitu : (d) *Pyp*-kalsium uranil fosfat, (e) *Bp*-uranil fosfat, dan (f) *Bp*-thorionil fosfat, menunjukkan bahwa unsur radioaktif uranium dan thorium dalam bentuk uranil (UO_2)²⁺ dan thorionil (ThO)²⁺ adalah sebagai penyusun fase turunan sehingga terikat lebih kuat dibanding jika hanya terperangkap dalam kisi-kisi pada fase utama *zirconolite* atau *Perovskite*. Fase-fase turunan ini terbentuk apabila dalam limbah mengandung uranium atau thorium sebagai kandungan radionuklida utama dan pada tingkat muat limbah tinggi. Fase *Fp*-NaFe fosfat : $[Na_2Fe_2]P_2O_9$ adalah fase turunan yang terbentuk apabila dalam limbah mengandung Na dan Fe dalam jumlah besar. Adanya fase-fase tersebut perlu diidentifikasi dengan analisis mikrostruktur.

Teknologi pembentukan blok *synroc* limbah yang telah dikembangkan di Australia, USA, Inggris, dan Jepang adalah dengan pres-panas isostatik atau *hot isostatic pressing* (HIP). Proses HIP ini memerlukan alat pres-panas suhu tinggi. Salah satu alternatif proses lain adalah melalui proses sintering suhu tinggi tanpa pres dan proses ini telah dipelajari di Lawrence Livermore National Laboratory [10,12]. Pada penelitian ini akan dipelajari imobilisasi limbah *sludge* yang mengandung uranium dengan matriks *synroc SC*-fosfat tanpa melalui proses pres-panas, tetapi melalui proses sintering pada suhu tinggi yang cukup memerlukan tungku pemanas. Pada penelitian ini dicoba proses sintering pada suhu 1100-1300 °C selama waktu 1 - 5 jam. Kualitas hasil imobilisasi (dengan tingkat muat 10 - 70 % berat) ditentukan dengan melakukan uji karakteristik yang meliputi uji densitas, uji kuat tekan, dan laju pelindihan.

TATA KERJA

Bahan, Peralatan dan Waktu Penelitian

Bahan yang digunakan: bahan prekursor oksida (Al_2O_3 , BaO , CaO , $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, dan ZrO_2), uranil nitrat heksahidrat (UNH), aquades atau air bebas mineral, dan limbah *sludge* yang mengandung uranium yang ditimbulkan dari dekomisioning fasilitas Pemurnian Asam Fosfat – Petrokimia Gresik (PAF-PKG). Peralatan yang digunakan : kompor listrik (*Hot Plate*), tungku pemanas (*Furnace*), alat uji tekan *Bullocks*, *Soxhlet* (alat uji laju pelindihan), pH meter, Spektrofotometer UV-VIS, Voltameter, timbangan elektrik, jangka sorong, cetakan pipa dan alat-alat gelas laboratorium. Penelitian ini dilakukan di Laboratorium Bidang Teknologi Pengolahan Limbah Radioaktif Dekontaminasi dan Dekomisioning, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, BATAN pada tahun 2012.

Metode Penelitian

Pembuatan blok *synroc* limbah

Bahan prekursor oksida yang terdiri dari 5,4 g Al_2O_3 ; 5,6 g BaO ; 11 g CaO ; 71,4 g $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$; 6,6 g ZrO_2 dicampur sebagai bahan matriks *synroc*. Untuk tingkat muat limbah 30 %, dicampur 3,5 g bahan matriks *synroc* dengan 1,5 g limbah dan diaduk hingga homogen. Campuran tersebut dikeringkan pada suhu 100 °C, kemudian dikalsinasi dalam *furnace* pada suhu 750 °C selama 30 menit. Serbuk hasil kalsinasi lalu dicetak dan dipres dalam cetakan berbentuk pipa, hasil cetakan dilepas dari cetakan kemudian dilakukan proses sintering dengan variasi suhu (1100 -1300 °C) dan variasi waktu sintering (1-5 jam). Percobaan diulang untuk variasi tingkat muat limbah 10 – 60 % berat. Masing-masing blok limbah hasil proses imobilisasi dilakukan pengujian densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan, sehingga diperoleh proses sintering yang optimum untuk mendapatkan kualitas blok *synroc* limbah yang terbaik.

Pengujian blok *synroc* limbah

Pengujian densitas blok *synroc* limbah dilakukan dengan menentukan berat (dengan penimbangan) dan volume (dengan mengukur tinggi dan diameter) sampel blok limbah. Pengujian kuat tekan dilakukan dengan alat tekan *Bullocks*.

Pengujian laju pelindihan blok limbah dilakukan menurut *Japan Industrial Standard (JIS)*, yaitu laju pelindihan dipercepat dalam medium air^[13]. Metode penentuan laju pelindihan ini sama seperti yang dikembangkan oleh IAEA^[14]. Blok limbah dimasukkan dalam basket dan dipasang pada alat *soxhlet* untuk direfluks dengan air suling pada suhu 100 °C dan tekanan 1 atmosfer selama 6 jam. Pengurangan berat sampel blok *synroc* limbah sebelum dan sesudah pelindihan ditentukan untuk menentukan laju pelindihan total. Selanjutnya konsentrasi uranium dalam air pelindih ditentukan dengan metode voltametri untuk mengetahui jumlah uranium yang terlindih. Laju pelindihan total dan laju pelindihan uranium dalam blok *synroc* limbah dihitung dengan persamaan^[13, 14] :

$$L = \frac{W_o - W_t}{At} \quad (4)$$

L adalah laju pelindihan ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{hari}^{-1}$), W_o = berat sampel mula-mula (g), W_t = berat sampel setelah dilindih selama t hari (g), A = luas permukaan sampel (cm^2), dan t = waktu pelindihan (hari). Untuk laju pelindihan uranium, $W_o - W_t$ = jumlah uranium yang terlindih dalam air pelindih selama waktu pelindihan (g). Sedang untuk pelindihan total, $W_o - W_t$ = selisih atau pengurangan berat sampel blok *synroc* limbah sebelum dan sesudah pelindihan (g).

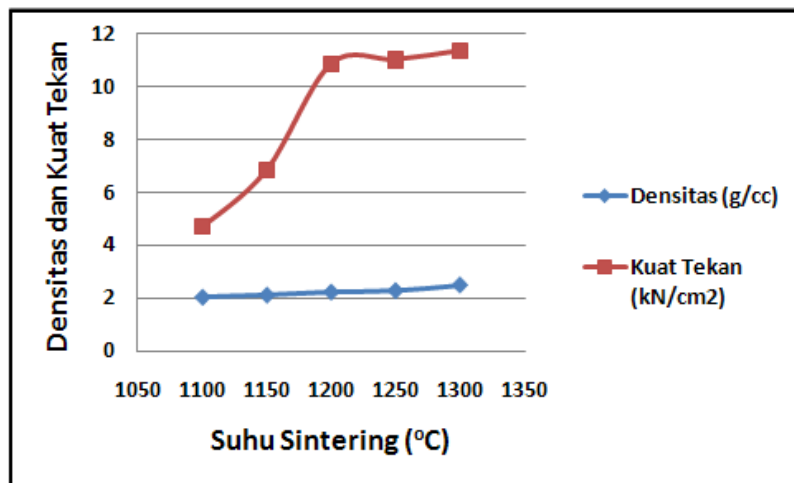
HASIL DAN PEMBAHASAN

Optimasi Suhu Sintering Blok *Synroc SC-Zirkonia* Fosfat

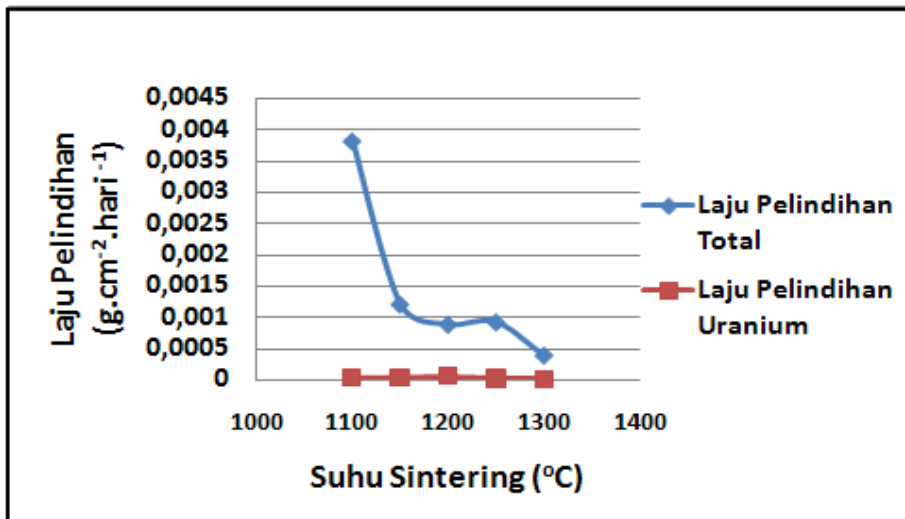
Hasil pengukuran densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan pada sampel blok *synroc SC*-fosfat limbah dengan tingkat muat limbah 30 % berat dan waktu sintering 3 jam untuk variasi suhu 1100-1300 °C ditunjukkan pada Gambar 2 dan 3.

Pada Gambar 2 menunjukkan bahwa semakin tinggi suhu sintering nilai densitas dan kuat tekan blok *synroc SC*-fosfat limbah makin meningkat. Hal ini karena semakin tinggi suhu berarti energi panas yang diberikan selama proses sintering semakin besar. Pemberian energi yang semakin besar menyebabkan terjadinya difusi dan pembentukan fase-fase mineral *synroc SC*-

fosfat, serta pertumbuhan dan pengaturan butir fase-fase mineral *synroc* juga semakin cepat dan makin sempurna, sehingga pori-pori antar butir semakin berkurang. Setelah proses sintering blok *synroc* SC-fosfat limbah terjadi penyusutan volume karena terbentuk suatu keramik multi-fase yang padat dan kompak sehingga nilai densitasnya semakin meningkat dengan makin tingginya suhu sintering. Percobaan dihentikan sampai suhu 1300 °C, karena pada suhu ≥ 1400 °C blok *synroc* meleleh dan lengket dengan cawan. Selain itu menurut STEWART dinyatakan bahwa proses pembentukan optimal untuk *synroc* titanat dapat dicapai pada suhu ~ 1200 °C^[12]. Pada Gambar 2 menunjukkan bahwa densitas terbesar diperoleh pada suhu sintering 1300 °C waktu sintering 3 jam yaitu sebesar 2,48 g/cm³, sedang kuat tekan optimum diperoleh pada suhu sintering 1200 °C yaitu 11,36 kN/cm² kemudian relatif tetap pada kenaikan suhu sintering sampai 1300 °C.



Gambar 2 . Pengaruh suhu sintering terhadap densitas dan kuat tekan blok *synroc* SC-fosfat limbah (tingkat muat limbah 30 % dan waktu sintering 3 jam)

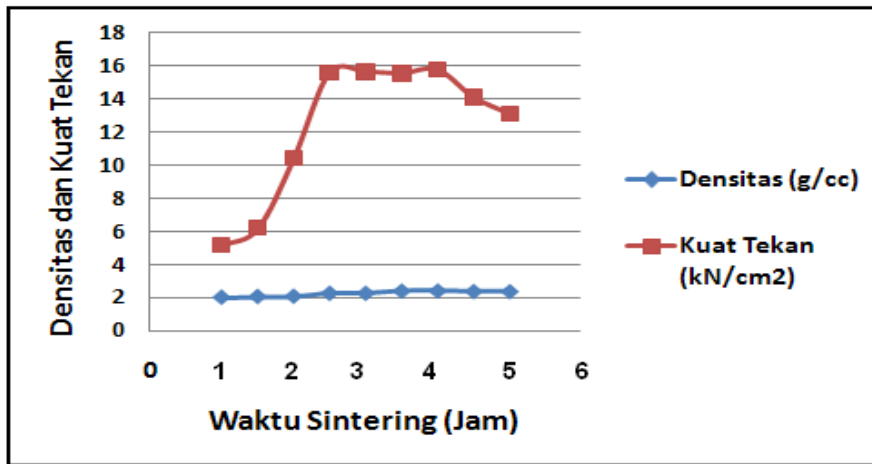


Gambar 3. Pengaruh suhu sintering terhadap laju pelindihan total dan laju pelindihan uranium dari blok *synroc* SC-fosfat limbah (tingkat muat limbah 30 %, waktu sintering 3 jam)

Pada Gambar 3 menunjukkan bahwa makin tinggi suhu sintering maka laju pelindihan total blok *synroc* limbah semakin menurun. Hal ini seiring dengan meningkatnya densitas dan kuat tekan blok *synroc* limbah karena pembentukan fase-fase mineral *synroc* semakin sempurna dan terbentuk suatu keramik multi-fase yang padat dan kompak sehingga unsur-unsur dalam limbah semakin terkungkung lebih kuat dan tidak mudah terlindih oleh air. Harga laju pelindihan total antara $3,82 \times 10^{-3}$ sampai $3,93 \times 10^{-4} \text{ g.cm}^{-2}.\text{hari}^{-1}$, sedang laju pelindihan uranium untuk blok *synroc SC-fosfat* limbah menunjukkan harga yang sangat rendah yaitu antara $5,46 \times 10^{-5} - 2,70 \times 10^{-6} \text{ g.cm}^{-2}.\text{hari}^{-1}$. Hal ini menunjukkan bahwa *synroc SC-fosfat* sangat baik untuk imobilisasi uranium. Berdasar pengukuran densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan tersebut di atas menunjukkan bahwa fase-fase penyusun *synroc SC-fosfat* telah dapat membentuk struktur kristal yang stabil pada suhu sintering 1200 -1300 °C.

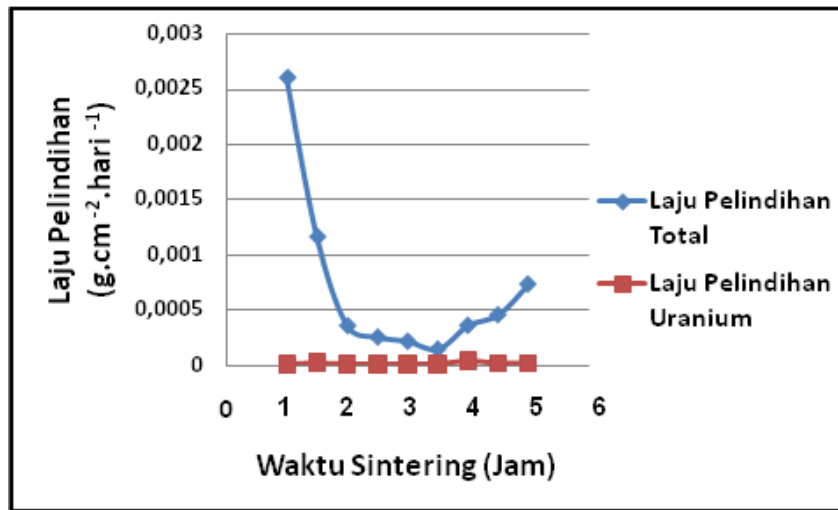
Optimasi Waktu Sintering Blok *Synroc SC-Fosfat*

Hasil pengukuran pengaruh waktu sintering terhadap densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan pada blok *synroc* limbah dengan tingkat muat limbah 30 % berat dan suhu sintering 1300 °C ditunjukkan pada Gambar 4 dan 5.



Gambar 4. Pengaruh waktu sintering terhadap densitas dan kuat tekan blok *synroc SC-fosfat* limbah (tingkat muat limbah 30 % dan suhu sintering 1200 °C).

Fenomena yang terjadi pada parameter waktu sintering adalah sama seperti pada parameter suhu sintering seperti ditunjukkan pada Gambar 2 dan Gambar 3. Proses terjadinya ikatan antar butir yang semakin kuat dan terbentuk suatu keramik multi-fase yang padat dan kompak disertai pengurangan pori-pori dan penyusutan volume diperlukan energi yang besarnya tergantung pada suhu dan waktu sintering, sehingga densitas dan kuat tekan blok *synroc SC-fosfat* limbah cenderung meningkat dengan bertambahnya suhu dan waktu sintering. Pada Gambar 4 ditunjukkan bahwa densitas dan kuat tekan blok *synroc* limbah yang tertinggi dicapai pada waktu sintering 3 jam (pada suhu sintering 1300 °C) yaitu dengan densitas $2,48 \text{ g/cm}^3$ dan kuat tekan $15,77 \text{ kN/cm}^2$. Setelah waktu sintering lebih dari 3 jam sampai 4 jam menunjukkan densitas dan kuat tekan blok *synroc SC-fosfat* relatif tetap.



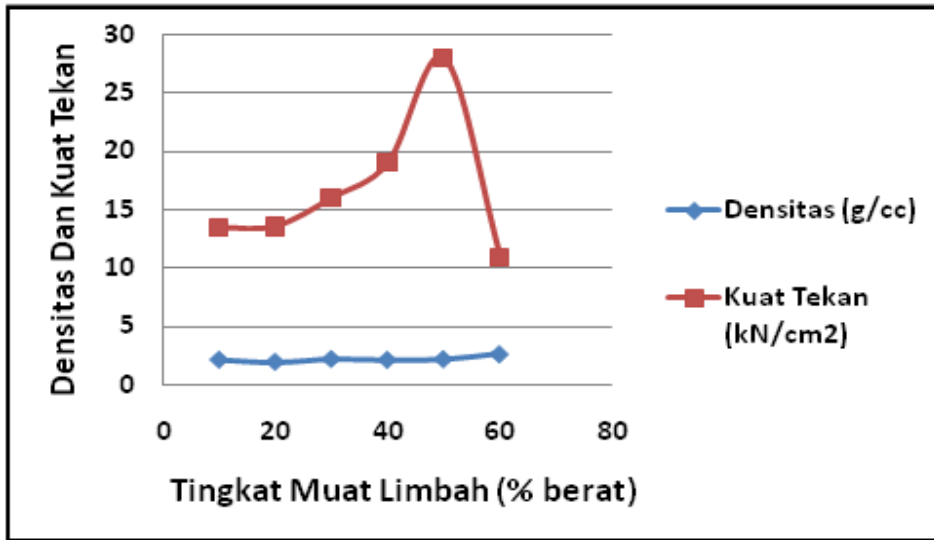
Gambar 5. Pengaruh waktu sintering terhadap laju pelindihan total dan laju pelindihan uranium pada blok *synroc* SC-fosfat limbah (tingkat muat limbah 30 % dan suhu sintering 1300 °C)

Fenomena tersebut di atas juga memberikan pengaruh terhadap laju pelindihan (Gambar 5). Penambahan waktu sintering akan memberi kesempatan proses pembentukan fase-fase mineral *synroc* yang diikuti penangkapan unsur-unsur dalam limbah masuk ke dalam kisi-kisi fase mineral *synroc*, ikatan antar butir semakin kuat dan terbentuk suatu keramik multi-fase yang padat dan kompak sehingga laju pelindihan menurun. Hal ini dapat dilihat pada laju pelindihan total menurun tajam sampai waktu sintering 2 jam, kemudian menurun mencapai nilai terendah setelah waktu sintering 3 jam yaitu sebesar $2,64 \times 10^{-4}$ g.cm⁻².hari⁻¹. Sedangkan untuk laju pelindihan uranium bernilai sangat rendah, bertambahnya waktu sintering terjadi penurunan yang kurang signifikan dan nilai terendah dicapai setelah waktu sintering 3 jam yaitu sebesar $1,05 \times 10^{-6}$ g.cm⁻².hari⁻¹.

Optimasi Tingkat Muat Limbah (*Waste loading*)

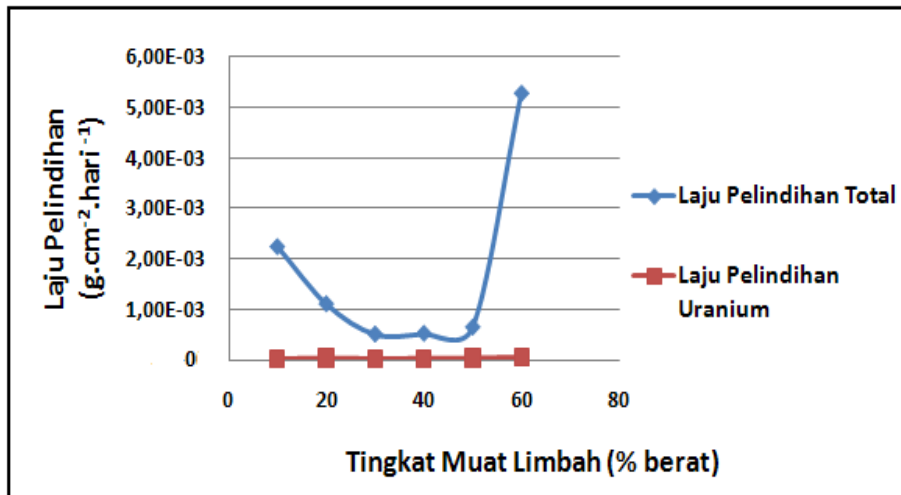
Hasil pengukuran pengaruh tingkat muat limbah (*waste loading*) terhadap densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan blok *synroc* limbah pada suhu dan waktu sintering terbaik yaitu 1300 °C selama 3 jam ditunjukkan pada Gambar 6 dan 7. Blok *synroc* SC-fosfat limbah secara fisik terbaik pada tingkat muat limbah 50 % yang mempunyai warna hitam dan kuat. Blok *synroc* SC-fosfat pada tingkat muat ≤ 30 % berat berwarna lebih muda karena jumlah uranium rendah, sedang pada tingkat muat limbah 70-80 % berat mudah pecah. Hal ini sesuai dengan hasil pengukuran uji kuat tekan (Gambar 6).

Pada Gambar 6 menunjukkan bahwa nilai densitas dan kuat tekan meningkat dengan meningkatnya tingkat muat limbah sampai titik optimum pada tingkat muat limbah 50 %. Kenaikan tingkat muat limbah tersebut berarti jumlah uranium meningkat dan membentuk fase-fase turunan dimana uranium sebagai penyusun fase turunan (lihat Gambar 1), sehingga terikat makin kuat. Kemudian densitas dan kuat tekan menurun pada tingkat muat limbah 60 %, hal tersebut terjadi karena perbandingan jumlah limbah lebih besar daripada jumlah prekursor (matriks *synroc*) sehingga kelebihan uranium dan unsur-unsur dalam limbah tidak terperangkap dalam kisi-kisi mineral *synroc* atau tidak membentuk fase-fase turunan dan kemudian terdistribusi ke dalam fase paduan yang bersifat lebih bebas. Fase paduan yang bersifat lebih bebas tersebut mengurangi terbentuknya suatu keramik multi-fase yang padat dan kompak sehingga densitas dan kuat tekannya menjadi menurun. Kondisi optimum blok *synroc* limbah diperoleh pada tingkat muat limbah 50 % berat dengan nilai densitas blok *synroc* limbah 2,48 g/cm³ dan kuat tekan 27,99 kN/cm².



Gambar 6. Pengaruh tingkat muat limbah terhadap densitas dan kuat tekan blok *synroc* SC-fosfat limbah (sintering pada 1300 °C selama 3 jam).

Fenomena yang sama juga terjadi pada pengukuran laju pelindihan blok *synroc* SC-fosfat limbah (Gambar 7), laju pelindihan total blok *synroc* limbah mencapai titik terendah pada tingkat muat limbah 30 – 50 % berat, kemudian naik lagi untuk tingkat muat 60 % berat. Laju pelindihan uranium hampir tidak dipengaruhi oleh besarnya tingkat muat limbah dan nilainya sangat rendah yaitu antara $2,03 \times 10^{-5}$ – $1,05 \times 10^{-6}$ g.cm⁻².hari⁻¹ (data ini pada Gambar 7 tidak dapat dibedakan sehingga terlihat menjadi garis lurus), ini artinya fase-fase mineral *synroc* mampu mengungkung uranium sampai tingkat muat limbah sampai 60 % berat atau terbaik pada tingkat muat limbah 30-60 % berat yang harganya sekitar $1,05 \times 10^{-6}$ g.cm⁻².hari⁻¹.



Gambar 7. Pengaruh tingkat muat limbah terhadap laju pelindihan total dan laju pelindihan uranium dari blok *synroc* SC-fosfat limbah (sintering pada 1300 °C selama 3 jam).

Berdasarkan hasil uji karakteristik blok *synroc* SC-fosfat limbah yaitu uji densitas, kuat tekan, dan laju pelindihan diperoleh kondisi proses sintering terbaik pada suhu 1300 °C selama 3 jam, dan tingkat muat optimum pada 50 % berat limbah yang mengandung uranium. Pada kondisi tersebut hasil uji karakteristik menunjukkan nilai densitas blok *synroc* limbah 2,48 g/cm³, kuat tekan 27,99 kN/cm², laju pelindihan total dan laju pelindihan uranium adalah 5,25x10⁻⁴ g.cm⁻².hari⁻¹ dan 1,05x10⁻⁶ g.cm⁻².hari⁻¹. Kualitas blok *synroc* SC-fosfat relatif sama dengan blok *synroc* titanat yang mempunyai harga laju pelindihan total 2,64x10⁻⁴ g.cm⁻².hari⁻¹ dan laju pelindihan uranium 3,26x10⁻⁶ g.cm⁻².hari⁻¹ [15]. Kualitas terbaik blok *synroc* titanat limbah hasil imobilisasi diperoleh pada tingkat muat limbah 30% berat, proses sintering pada suhu 1200 °C selama 3 jam, dengan harga densitas 2,85 g/cm³, dan kuat tekan 10,98 kN/cm² [15].

Kualitas hasil blok *synroc* limbah dengan proses sintering ini sesuai dengan kualitas hasil blok *synroc* limbah dengan proses pres-panas isostatik yang mempunyai densitas 2,1 – 3,4 g/cm³ [10] dan laju pelindihan uranium antara 5,0x10⁻⁴ – 6,0x10⁻⁶ g.cm⁻².hari⁻¹ [14]. Kualitas hasil blok *synroc* limbah tersebut juga memenuhi kualitas blok limbah yang direkomendasikan oleh IAEA yaitu kuat tekan 2-5 kN/cm² dan laju pelindihan 1,7x10⁻¹ - 2,5x10⁻⁴ g.cm⁻².hari⁻¹ [16].

KESIMPULAN

Proses imobilisasi limbah *sludge* yang mengandung uranium menggunakan matriks *synroc* SC-fosfat diperoleh suhu dan waktu terbaik untuk proses sintering adalah 1300 °C selama 3 jam. Pada kondisi tersebut diperoleh tingkat muat limbah (*waste loading*) optimum adalah 50 % berat, dengan nilai densitas blok *synroc* limbah 2,48 g/cm³, kuat tekan 27,99 kN/cm², laju pelindihan total 5,25x10⁻⁴ g.cm⁻². hari⁻¹ dan laju pelindihan uranium 1,05x10⁻⁶ g.cm⁻².hari⁻¹. Kualitas blok *synroc* SC-fosfat relatif sama dengan blok *synroc* titanat yang mempunyai harga laju pelindihan total 2,64x10⁻⁴ g.cm⁻².hari⁻¹ dan laju pelindihan uranium 3,26x10⁻⁶ g.cm⁻².hari⁻¹ [15]. Kualitas hasil blok *synroc* SC-fosfat limbah dengan proses sintering ini juga sesuai dengan kualitas hasil blok limbah *synroc* titanat dengan proses pres-panas isostatik dan memenuhi kualitas blok limbah yang direkomendasikan oleh IAEA yaitu kuat tekan 2-5 kN/cm² dan laju pelindihan 1,7x10⁻¹ - 2,5x10⁻⁴ g.cm⁻².hari⁻¹ [16].

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. ZAINUS SALIMIN, GUNANDJAR, DAN ACHMAD ZAID, Pengolahan Limbah Radioaktif Cair Organik Dari Kegiatan Dekomisioning Fasilitas Pemurnian Asam Fosfat Petrokimia Gresik Melalui Proses Oksidasi Biokimia, Seminar Nasional Teknologi Lingkungan VI, ITS, Surabaya, 2009.
- [2]. MANSON BENEDICT et.al, Nuclear Chemical Engineering, Second Edition, McGraw-Hill Book Company, New York, 1981.
- [3]. Keputusan Kepala Bapeten No. 01/Ka-BAPETEN/V-99 tentang Ketentuan Keselamatan Kerja Terhadap Radiasi, Jakarta, 1999.
- [4]. Keputusan Menteri Lingkungan Hidup No. Kep.02/MENLH/1988 Tentang Pedoman Penetapan Baku Mutu Lingkungan, 1998.
- [5]. Keputusan Kepala Badan Pengawas Tenaga Nuklir No. 02/Ka.Bapeten/V-99 Tentang Baku Tingkat Radioaktivitas Di Lingkungan, 1999.
- [6]. E.R. VANCE, "Status of *Synroc* Ceramics for HLW", *Proceedings of The 2nd Bianual Int. Workshop on HLRW Management*, Dep. of Nuclear Engineering, Fac. of Engeneering, Gadjah Mada Univ., Yogyakarta, 1999.
- [7]. A.E. RINGWOOD, S.E.KESSON, N.G.WARE, W.HIBBERSON, and A.MAYOR, *Immobilization of High Level Nuclear Reactor Wastes in Synroc*, *Nature*, 278 (219-233), 1979.
- [8]. A.E.RINGWOOD, S.E.KESSON, K.D.REEVE,D.M.LEVINS, and E.J.RAMM, *Radioactive Wasteforms for the future*(Eds W.Lutze and R.C.Ewing), Elsevier, Amsterdam, 233-334, 1988.
- [9]. RINGWOOD A.E, et.al, *In Radioactive Waste Form for the Future*, Elsevier, (Eds W.Lutze and R.C.Ewing),North Holland, 233-334, 1988.
- [10]. DM. LEVINS and A. JOSTSONS, *R&D in Radioactive Waste Management at ANSTO*, Regional Corporation in Asia, The 2nd Seminar on Radioactive Waste Management, Kuala Lumpur, Malaysia, October 14-18, 1996.

- [11]. RINGWOOD A.E, OVERBY, V.M., KESSON, S.E., “*Synroc : Leaching Performance and Process Technology,*” Proceedings of the International Seminar on Chemistry and Process Engineering for High Level Liquid Waste Solidification, Julich, 1981.
- [12]. STEWART M.W.A., *Sintering of Synroc*, Proc. Int. Ceramic Conference Austceram 94, Sydney, July 25-27, 1, p 301, 1994.
- [13]. MARTONO H., *Characterization of Waste Glass and Treatment of High Level Liquid Waste*, Training Report on Treatment of HLLW and Characterization of Waste Glass at Tokai Works, PNC, Japan, 1988.
- [14]. HESPE, E.D., *Leach Testing of Immobilized Waste Solids, A Proposal for a Standar Method.*, Atomic Energy Review, 9, 1-12, 1971.
- [15]. GUNANDJAR, Imobilisasi Limbah Radioaktif Mengandung Uranium Menggunakan Bahan Matriks *Synroc* Titanat Dengan Proses Sintering Suhu Tinggi, Prosiding PPI-PDIPTN, PTAPB-BATAN Yogyakarta, 2011.
- [16]. IAEA, *Characterization of Radioactive Waste Form and Packages*, Technical Report Series No. 383, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1997.

PREPARASI DAN ANALISIS PLUTONIUM TRACE LEVEL PADA AIR LAUT MENGGUNAKAN α -SPEKTROMETER

Okviyoandra Akhyar

Program Studi Pendidikan Kimia, FKIP

Universitas Islam Kalimantan MAAB

Email: okviyoandra@gmail.com

ABSTRAK

PREPARASI DAN ANALISIS PLUTONIUM TRACE LEVEL PADA AIR LAUT MENGGUNAKAN α -SPEKTROMETER. Telah dilakukan analisis ^{239}Pu yang terkandung dalam sampel air laut menggunakan metoda α -spektrometri. Prosedur analisis melibatkan tahap analisis yang kompleks. Prekonsentrasi sampel bervolume besar dan tahap pemurnian analit menggunakan resin penukar ion dilakukan sebagai perlakuan awal sebelum analit dipersiapkan untuk dianalisis. Hasil analisis menunjukkan bahwa pada sampel air laut terdeteksi ^{239}Pu 1.87 $\mu\text{Bq/L}$, 3.75 $\mu\text{Bq/L}$, 7.5 $\mu\text{Bq/L}$. Data tersebut membuktikan bahwa metoda α -spektrometri cocok digunakan untuk analisis ^{239}Pu pada sampel lingkungan

Kata kunci: α -spektrometri, ^{239}Pu , prekonsentrasi, pemurnian

ABSTRACT

PREPARATION AND ANALYSIS OF TRACE LEVEL PLUTONIUM IN SEA WATER USING α -SPECTROMETER. Analyze of ^{239}Pu contained sea water using α -spectrometry method have been investigated. Analysis procedures involved complex step of analytical technique. Preconcentration from great volume sample and purification of analyte using ion-exchange agent is needed as samples pretreatment before analyzed. Analyzed using α -spectrometry resulted ^{239}Pu from sea water samples: ^{239}Pu 1.87 $\mu\text{Bq/L}$, 3.75 $\mu\text{Bq/L}$, 7.5 $\mu\text{Bq/L}$. Small amount analyte detected proving that α -spectrometry method is suitable to analyze ^{239}Pu from environment samples.

Keywords: α -spectrometry, ^{239}Pu , preconcentration, purification

PENDAHULUAN

Plutonium adalah unsur kimia radioaktif transuranium dan tergolong dalam logam aktinida. Isotop terpenting plutonium adalah plutonium-239 (^{239}Pu) memiliki waktu paruh 24.100 tahun. Radioplutonium-239 bersifat sangat reaktif, jika dibombardir dengan neutron maka akan memecah dan memancarkan energi, radiasi gamma dan hamburan neutron. Sifat tersebut memungkinkan ^{239}Pu dapat mempertahankan reaksi rantai nuklir setelah mencapai massa kritis.

Pada beberapa dekade sebelumnya plutonium digunakan sebagai bahan dasar pembuatan bom nuklir, akan tetapi setelah proliferasi nuklir, isotop plutonium lebih banyak dihasilkan sebagai bahan bakar bekas dalam reaktor nuklir. Sekitar 58% radioisotop ^{239}Pu dihasilkan melalui proses transmutasi ^{238}U untuk menghasilkan energi termal pada batangan nuklir dalam reaktor.

Secara ekonomi, pemanfaatan radioaktif sebagai pembangkit listrik tenaga nuklir mampu menekan biaya produksi karena batangan nuklir sisa pemakaian dapat digunakan kembali setelah semua radioisotop Uranium dan Plutonium dipisahkan sebagai limbah sisa. Hal tersebut tentu berdampak pada berkurangnya eksploitasi sumber alam seperti minyak bumi dan batu bara yang pada saat ini menjadi sumber energi utama untuk menghasilkan listrik. Akan tetapi, kesalahan dalam penanganan limbah akan berdampak serius bagi lingkungan. Kandungan Radioisotop ^{239}Pu dalam limbah menyebabkan cemaran radioisotop terhadap lingkungan akan berlangsung sangat

lama. Selain itu, karakteristik ^{239}Pu sebagai pemancar partikel α menyebabkan efek toksisitas terhadap biota.

Berdasarkan data sekunder, total lepasan ^{239}Pu di Samudera Pasifik sebagai akibat dari kecelakaan fasilitas nuklir dan uji coba senjata nuklir dunia adalah sebesar 6,3 PBq [1]. Distribusi ^{239}Pu pada laut dunia cenderung dimediasi oleh arus. Sifat unsur golongan aktinida yang merupakan partikel berat menyebabkannya cenderung lebih cepat mengendap pada sedimen laut sehingga kemungkinan untuk terdistribusi jauh dari sumber lepasan sangat kecil, akan tetapi uji coba senjata nuklir secara terbuka pada beberapa dekade yang lalu mengakibatkan terlepasnya sejumlah ^{239}Pu ke atmosfer yang kemudian di distribusi oleh angin menjauhi sumber lepasan. Oleh karena itu, kemungkinan terdeteksinya kandungan ^{239}Pu pada daerah yang jauh dari sumber lepasan masih ada.

Studi mengenai ^{239}Pu perlu dilakukan untuk mengetahui jumlah terdeposit pada lingkungan. Akan tetapi, proses analisis ^{239}Pu dari sampel lingkungan lebih rumit dibandingkan dengan radioaktif produk fisi lainnya. Hal tersebut disebabkan karena sifatnya sebagai pemancar partikel α yang memiliki daya tembus rendah dan kandungannya di lingkungan berada pada level *trace*. Oleh karena itu dibutuhkan tahap prekonsentrasi dan pemurnian analit sebelum dilakukan pengukuran. Pada Penelitian ini dilakukan analisis ^{239}Pu dari sampel air laut menggunakan metoda α -spektrometri yang didahului dengan proses prekonsentrasi sampel bervolume besar dan proses elektrodeposisi. Penelitian ini lebih ditujukan pada pengamatan terhadap reaksi-reaksi yang terjadi selama proses analisis.

TATA KERJA

Penelitian dilaksanakan di Bidang Radioekologi Kelautan (BRK), Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, BATAN pada tanggal 1 Februari – 31 Agustus 2012.

Radionuklida ^{239}Pu pada air laut dianalisis dengan metoda α -spektrometri. Sampel air laut bervolume besar (>40 L) dipisahkan menggunakan pelarut kimia dan dimurnikan dengan resin penukar ion Dowex-50. Radiasi partikel α yang dipancarkan analit ^{239}Pu dideteksi menggunakan detektor semi konduktor *silicon surface barrier*. Pengukuran dengan α -spektrometer memerlukan sumber cacah yang tipis dan rata untuk menghilangkan efek "*self absorption*". Oleh karena itu digunakan teknik elektrodeposisi untuk preparasi sampel sebelum dianalisis.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Prekonsentrasi dan Pemurnian Sampel

Konsentrasi radioplutonium yang terkandung dalam air laut sangat rendah, pemekatan konsentrasi dari sampel bervolume besar (>40L) perlu dilakukan agar konsentrasi analit plutonium dalam sampel melewati limit deteksi alat. Dalam air laut, secara alami Plutonium membentuk kation multivalensi; Pu(III)^{+3} , Pu(IV)^{+4} , $\text{Pu(V)}\text{O}_2^+$, $\text{Pu(VI)}\text{O}_2^{2+}$, $\text{Pu(VII)}\text{O}_4^-$ [2][3]. Kation $\text{Pu(VII)}\text{O}_4^-$ sangat tidak stabil sehingga tereduksi sedangkan Pu(III)^{+3} langsung teroksidasi menjadi Pu(IV)^{+4} , hal tersebut menyebabkan radioisotop plutonium dalam air laut didominasi oleh bentuk Pu(IV)^{+4} , $\text{Pu(V)}\text{O}_2^+$, $\text{Pu(VI)}\text{O}_2^{2+}$ [4]. Pemekatan dilakukan dengan metoda pengendapan menggunakan oksida mangan yang terbentuk dari hasil oksidasi MnCl_2 oleh oksidator kuat KMnO_4 . Secara tidak langsung pelarutan KMnO_4 dalam sampel air laut juga mengoksidasi semua bentuk Plutonium multivalen menjadi bentuk oksidasi Pu yang sangat positif. MnO_2 dan $\text{Pu(VI)}\text{O}_2^{2+}$ memiliki kelarutan yang sangat rendah dalam air, sifat tersebut kemudian dimanfaatkan untuk proses pemisahan. Pengaturan suasana menjadi basa mengaktifkan permukaan MnO_2 . Seluruh permukaan MnO_2 berubah menjadi sangat negatif sehingga merupakan kation absorber yang efisien untuk menarik semua $\text{Pu(VI)}\text{O}_2^{2+}$ membentuk endapan $\text{MnO}_2(\text{Pu(VI)}\text{O}_2^{2+})$ yang berwarna coklat tua.

Pada tahap selanjutnya, ikatan plutonium (VI) dan oksida mangan harus kembali dipisahkan. Penambahan asam kuat HCl pada endapan mampu menghilangkan sifat negatif dari permukaan MnO_2 . Di sisi lain, penambahan asam kuat berfungsi untuk membantu reduksi semua Mn(IV) menjadi Mn(II) yang bersifat larut dalam air menggunakan reduktor lemah $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$. Meskipun semua $\text{Pu(VI)}\text{O}_2^{2+}$ telah memisah dari permukaan garam mangan, akan tetapi semua senyawa berada dalam fasa cair. Salah satu konstituen harus diendapkan, oleh sebab itu FeCl_3 harus ditambahkan kedalam larutan untuk mengendapkan $\text{Pu(VI)}\text{O}_2^{2+}$. Proses pereduksian garam

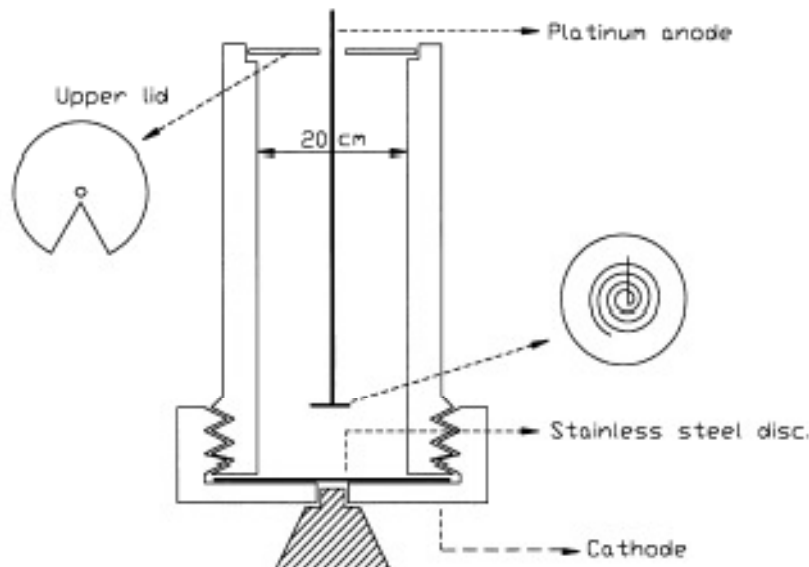
mangan menjadi $MnCl_2$ masih menyisakan reduktor $NH_2OH.HCl$ dalam larutan, hal tersebut memungkinkan terjadinya reduksi $FeCl_3$ membentuk $FeCl_2$ [5]. Senyawa $FeCl_2$ yang bersifat reduktor akan mereduksi semua $Pu(VI)O_2^{2+}$ menjadi $Pu(III)^{+3}$ yang tidak stabil. Untuk mengantisipasi hal tersebut, dilakukan penambahan oksidator lemah $NaNO_2$ agar $Fe(II)$ dan $Pu(III)^{+3}$ teroksidasi menjadi $Fe(III)$ dan $Pu(IV)^{+4}$.

Larutan yang mengandung $Fe(III)$, $Pu(IV)^{+4}$ dan $Mn(II)$ kemudian dibasakan menggunakan NH_4OH untuk membentuk endapan $Fe(OH)_3$ yang ber *co-precipitation* dengan $Pu(IV)^{+4}$. Penggunaan oksidator kuat $KMnO_4$ secara berlebih pada proses preparasi awal akan memungkinkan terjadinya oksidasi kembali $Mn(II)$ hasil reduksi garam mangan membentuk MnO_2 meski dalam jumlah yang relatif kecil, oleh karena itu perlu dilakukan penurunan pH menjadi 6-7. Pada pH netral semua mangan multivalen akan terlarut dalam larutan, sedangkan $Fe(OH)_3$ tetap berada dalam bentuk endapan $Fe(OH)_3 - Pu(IV)O_2^{2+}$.

Analit $Pu(IV)O_2^{2+}$ harus dipisahkan kembali dari endapan $Fe(OH)_3$. Penambahan asam kuat HNO_3 akan memutus ikatan antara analit $Pu(IV)O_2^{2+}$ dengan $Fe(OH)_3$. Kondisi ini ditandai dengan terbentuknya endapan berwarna putih kekuningan dari $Fe(OH)_3$ sedangkan larutan mengandung $Pu(NO_3)_6^{2-}$. Keberadaan kation-kation pengganggu seperti Fe , Al , Ca dan K tidak dapat dihilangkan seluruhnya dengan reaksi kimia biasa. Oleh karena itu pemisahan harus dilakukan dengan metoda *anion-exchange*. Metoda penukar anion (*anion-exchange*) telah digunakan secara luas untuk memurnikan Plutonium dari kation-kation pengganggu dalam larutan. Resin Dowex-50 digunakan sebagai resin penukar anion untuk memurnikan plutonium. Radioisotop $Pu(IV)$ yang merupakan bentuk paling stabil berada dalam larutan nitrat sebagai $Pu(NO_3)_6^{2-}$ akan terikat lebih kuat pada permukaan resin penukar anion dibandingkan dengan kation pengganggu lainnya. Sifat tersebut dimanfaatkan untuk memurnikan analit Pu^{+4} .

Elektrodeposisi

Elektrodeposisi adalah proses pelapisan material oleh analit tertentu dalam larutan elektrolit dengan pemberian arus listrik eksternal. Elektroplating untuk mendeposisi plutonium pada plat stainless steel diadopsi dari peristiwa elektrolisis yang telah dilakukan oleh Faraday, dimana bobot zat yang dipindahkan atau yang tereduksi setara dengan 1 elektron sehingga massa yang dipindahkan merupakan gram equivalen dan sama dengan mol elektron. Faraday menyimpulkan bahwa satu Faraday adalah jumlah listrik yang diperlukan untuk menghasilkan satu equivalen (1 mol) zat pada elektroda (Gambar 1).



Gambar 1. Skema sel elektrodeposisi [6]

Analit plutonium yang berada dalam larutan elektrolit $H_2SO_4-NH_4OH$ melekat pada elektroda dengan bantuan arus listrik. Proses elektrodeposisi dilakukan selama 2 jam dengan arus 1 Ampere. Pada saat arus yang mengalir dalam larutan sebesar 1 Ampere, sebagian besar ion H^+ yang berasal dari H_2SO_4 lepas dan digantikan oleh NH_4^+ membentuk garam asam lemah Ammonium Sulfat, hal tersebut menyebabkan pH larutan menjadi naik dan bersifat asam lemah. Pada keadaan tersebut, deposisi plutonium pada plat besi mulai terjadi yang ditandai dengan hilangnya warna merah muda pada larutan dan warna plat besi berubah menjadi gelap. Setelah proses deposisi berjalan selama 1 jam, pH larutan elektrolit kembali menurun menjadi pH 3 dan saat elektrodeposisi mencapai 2 jam, pH kembali turun menjadi 2.5 dan stabil membentuk karakter buffer [6]. Setelah proses deposisi melebihi waktu 2 jam, H^+ akan memutuskan ikatan Ammonium Sulfat dan pH akan berubah menjadi sangat asam. Jika elektrodeposisi tidak dihentikan maka plutonium yang melekat pada plat besi akan terlarut kembali. Untuk menghindari hal tersebut, saat elektrodeposisi akan dihentikan, maka di larutkan 1 mL basa lemah NH_4OH .

Hasil elektrodeposisi plutonium diukur dengan α -spektrometer. Plutonium akan memberikan *signal* yang sangat lemah pada detektor, untuk itu pengukuran membutuhkan waktu yang cukup lama, yaitu sekitar 500.000 detik. Konsentrasi ^{239}Pu yang didapatkan dari hasil pengukuran adalah sebesar 1.87 $\mu Bq/L$, 3.75 $\mu Bq/L$, 7.5 $\mu Bq/L$. Hal tersebut membuktikan bahwa metoda yang dipakai dalam penelitian ini dapat digunakan untuk menganalisis kandungan ^{239}Pu pada sampel lingkungan.

KESIMPULAN

Berdasarkan penelitian yang telah dilakukan, maka dapat disimpulkan bahwa:

1. Analisis ^{239}Pu menggunakan metoda α -spektrometri membutuhkan tahap analisis yang rumit dan tingkat ketelitian yang tinggi.
2. Proses sampling dilakukan dengan prekonsentrasi sampel bervolume besar karena analit yang diukur berada dalam level *trace*.
3. Metoda α -spektrometri dapat digunakan untuk menganalisis plutonium pada sampel lingkungan.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis mengucapkan terima kasih kepada BATAN khususnya Bidang Radioekologi Kelautan yang telah mendanai dan memfasilitasi penelitian hingga penelitian ini dipublikasikan. Ucapan terima kasih yang sebesar-besarnya kepada semua peneliti di Bidang Radioekologi Kelautan, terutama Bapak Dr. Heny Suseno yang telah bersedia membimbing dan melibatkan penulis dalam penelitian ini, Ibu Dr. Murdahayu Makmur, Ibu Wahyu Retno Prihatingsih, M.Si, Bapak Chevy Cahyana, M.Si dan Bapak Muhammad Nur Yahya, ST. Penulis juga mengucapkan terima kasih yang sebesar-besarnya kepada Ibu prof. Dr. Safni, M.Eng atas bimbingan dan arahan selama penelitian ini berlangsung.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. IAEA-TECDOC-1429: *Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS) Radionuclide levels in oceans and sea*, Final Report of a Coordinated Research Project, International Atomic Energy Agency (IAEA), (2005)
- [2]. Cantrell, K.J., Felmy A. R.: *Plutonium and Americium Geochemistry at Hanford: a Site-Wide Review*. Pacific Northwest National Laboratory, US Department of Energy, (2012)
- [3]. Powell, A. P., Fjeld, A.R., Coates, C.T., Kaplan, I. D., Serkiz, M. S.: *Plutonium Oxidation State Geochemistry in the SRS Subsurface Environment (U)*, WSRC-TR-2003-00035, REV. 0. Clemson University. U.S Department of Energy, (2002)
- [4]. Becker, J. S. et al.: *Environmental Monitoring Of Plutonium at Ultratrace Level in Natural Water (Sea of Galilee—Israel) by ICP-SFMS and MC-ICP-MS*. J. An. At. Spectrom., 19, 1257-1261. Royal Society of Chemistry, (2004)

- [5]. Amonette, J. E., Templeton J. C.: Improvements to the Quantitative Assay of Nonrefractory Minerals for (Fe(II) and Total Fe using 1,10-Phenanthroline, *Clay and Clay minerals*. Vol 46, No. 1, 51-62, (1998)
- [6]. Lee, M. H., Lee, C. W.: Preparation of Alpha Emitting Nuclides by Elektrodeposition. *Nuclear Instrument and Methods in Physics Research A*. Hal. 593 – 600, (1999)
- [7]. Carpenter, C., Tinker R.: *Assesment of The Impact on Australia from Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant Accident*, Technical Report Series No. 162, Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, Australian Government, (2012)
- [8]. Friedlander, R.B., Gochfeld, M.: Radionuclides in The Marine Environment. A CRESO Science review. Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder participation, (2005)
- [9]. ATSDR: *Toxicological Profile for Plutonium*. Division of Toxicology/Toxicology Information Branch. Hal 79-105, (2005)
- [10]. Buck, H. E.; Folger, P., Upton, F. H.: *Effects of Radiation from Fukushima Daiichi on the U.S. Marine Environment*. Congress Research Service (CRS) Report for Congress, 7-5700, (2011)
- [11]. Busseler, K. O., Jayne, R. S., Fisher S. N.: Fukushima Derived Radionuclide in The Ocean and Biota Off Japan. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2012 April 17; 109(16): 5984–5988. *Environmental Science*, (2012)
- [12]. Dewan Kelautan Indonesia.: *Evaluasi Kebijakan dalam rangka Implementasi Konvensi Hukum Laut Internasional (UNCLOS 1982) di Indonesia*. Departemen kelautan dan perikanan, (2008)
- [13]. Fast, J.E., Kouzes, R.T, Milbard, B.D.: *Comparison of LaBr3:Ce and NaI(Tl) Scintillators for Radio-Isotope Identification Devices*. Pacific Northwest National Laboratory. United State Department of Energy, (2006)
- [14]. Ilahude, A., Nontji. A.: *Oceanografi Indonesia dan Perubahan Iklim Global (El Nino dan La Nina)*. Lokakarya “Kita dan perubahan Iklim Global: Kasus El Nino dan La Nina. Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia, (1999)
- [15]. IAEA-TECDOC-1575: *Guidance for the Application of an Assessment Methodology for Innovative Nuclear Energy Systems*. INPRO Manual Environmental. International Atomic Energy Agency (IAEA), (2008)
- [16]. Prihatiningsih, R. W., Suseno, H.: Pemantauan Radionuklida Antropogenik di Perairan Selat Makasar. *J. Teknologi Pengelolaan Limbah*. Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN, Vol. 10, No. 2, (2007)
- [17]. Sinkov, S.: *Plutonium Speciation in Support of Oxidative-Leaching Demonstration Test*. Pacific Northwest National Laboratory. United State Department of Energy, (2007)
- [18]. Strand, P.: *Radioecology and Environmental Exposure Pathways: IRPA Congress*. Helsinki, Finland, (2010)

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH

Volume 16 Edisi Suplemen 2013

Pedoman Penulisan Naskah

Redaksi Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah menerima naskah/makalah karya tulis ilmiah dari kegiatan penelitian dan pengembangan di bidang pengelolaan limbah yang meliputi aspek-aspek pengolahan limbah, penyimpanan limbah, dekontaminasi-dekomisioning, keselamatan lingkungan dan radioekologi kelautan untuk penerbitan pada bulan Juni dan Desember setiap tahun.

Ketentuan penulisan naskah :

1. Naskah asli yang belum pernah dipublikasikan berupa karya tulis ilmiah dari hasil penelitian, survei, pengkajian atau studi literatur.
2. Naskah ditulis dalam bahasa Indonesia atau bahasa Inggris dengan sistematika penulisan seperti pada naskah dalam terbitan ini, dengan margin atas, bawah, kiri dan kanan masing-masing 3 cm (1,18"). Gunakan jenis huruf "Arial" ukuran 9. Total jumlah halaman naskah termasuk gambar dan tabel antara 10 – 20 halaman.
3. Redaksi berhak mengedit naskah tanpa mengurangi makna.
4. Isi tulisan sepenuhnya merupakan tanggung jawab penulis.
5. Naskah diserahkan dalam bentuk cetakan 2 rangkap disertai *compact disk* (CD) berisi file naskah dalam format MS Word.