

# PROFIL KONSENTRASI $^{137}\text{Cs}$ DI PERAIRAN PESISIR INDONESIA YANG DITETAPKAN MENGGUNAKAN METODA PEMEKATAN SAMPEL MELALUI *CARTRIDGE FILTER* BERLAPIS TEMBAGA FEROSIANAT

**Heny Suseno**

Pusat Teknologi Limbah Radiaktif - BATAN  
Kawasan PUSPIPTEK Serpong Tangerang 15310

## ABSTRAK

PROFIL KONSENTRASI  $^{137}\text{Cs}$  DI PERAIRAN PESISIR INDONESIA YANG DITETAPKAN MENGGUNAKAN METODA PEMEKATAN SAMPEL MELALUI *CARTRIDGE FILTER* BERLAPIS TEMBAGA FEROSIANAT. Telah dilakukan pemantauan konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di 6 wilayah pesisir Indonesia meliputi: Sumatra Barat, Semarang, Madura, Balikpapan, Parepare dan Manado. Digunakan cartridge filter katun berlapis tembaga ferosianat sebagai metoda pemekatan sampel air laut. Pemantauan ini tidak hanya ditujukan untuk menjawab spekulasi dampak kecelakaan nuklir di Fukushima tetapi juga bertujuan untuk memperoleh data dasar  $^{137}\text{Cs}$  di lingkungan laut Indonesia. Data dasar ini diperlukan sebagai antisipasi dampak dari rencana pembangunan dan operasional PLTN di beberapa negara ASEAN (misalnya Malaysia dan Vietnam). Hasil pemantauan menunjukkan profil konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  dalam air laut di 5 lokasi pesisir di Indonesia berkisar antara dibawah limit deteksi sampai dengan  $0,23 \text{ mBq.l}^{-1}$ . Data tersebut lebih kecil dibandingkan dengan konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di perairan pesisir Malaysia, Thailand, Korea dan Vietnam, tetapi *comparable* terhadap perairan pesisir India. Mengacu pada data ASPAMARD di wilayah kotak 6 dan 15 lautan Pasifik yang telah dikoreksi peluruhannya, maka tidak terjadi kenaikan konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di perairan laut Indonesia setelah kecelakaan nuklir di Fukushima

**Kata Kunci:**  $^{137}\text{Cs}$ , ASPAMARD, pesisir Indonesia, tembaga ferosianat

## ABSTRACT

$^{137}\text{Cs}$  CONCENTRATION PROFILE IN COASTAL WATERS INDONESIA SET METHOD USING SAMPLE CONCENTRATION CARTRIDGE FILTER THROUGH FEROSIANAT PLATED COPPER.  *$^{137}\text{Cs}$  concentration monitoring has been carried out in 6 areas include coastal Indonesia: West Sumatra, Semarang, Madura, Balikpapan, Parepare and Manado. Used copper-coated cotton filter cartridge as a method of concentrating ferosianat seawater samples. Monitoring is not only intended to address the impact of speculation on the Fukushima nuclear accident but also aims to obtain basic data  $^{137}\text{Cs}$  in the marine environment of Indonesia. Baseline data is necessary to anticipate the impact of the development plan and operational nuclear power plants in several ASEAN countries (eg Malaysia and Vietnam). Monitoring results showed  $^{137}\text{Cs}$  concentration profile in seawater at 5 locations in Indonesia coastal ranges below the detection limit up to  $0.23 \text{ mBq.l}^{-1}$ . Data tersebut smaller than the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the coastal waters of Malaysia, Thailand, Korea and Vietnam, but comparable to the coastal waters of India. Referring to the data in the box ASPAMARD 6 and 15 Pacific Ocean that has been corrected decay, then there is an increase in the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in marine waters of Indonesia after the nuclear accident in Fukushima*

**Keywords:**  $^{137}\text{Cs}$ , ASPAMARD, Indonesian coastal, copper ferosianat

## PENDAHULUAN

Kecelakaan nuklir di Fukushima menimbulkan berbagai spekulasi dampak yang ditimbulkan di perairan Indonesia. Massa air laut dari Fukushima memasuki wilayah perairan Indonesia melalui samudra pasifik. Massa air tersebut selanjutnya dimungkinkan memasuki perairan Indonesia melalui arus lintas Indonesia (*Indonesia Flow Trough/ITF*). Arus lintas Indonesia ini membawa masa air lautan Pasifik ke lautan Hindia melalui Selat Makasar. Mengantisipasi dampak yang mungkin akan ditimbulkan, pemantauan  $^{137}\text{Cs}$  lingkungan perairan pesisir di beberapa telah dilakukan. Radionuklida  $^{137}\text{Cs}$  menjadi fokus pada pemantauan ini karena merupakan salah satu radionuklida yang terlepas pada saat kecelakaan nuklir, mempunyai waktu paro yang cukup lama dan larut dalam air sehingga terdispersi secara global [1,2].

Konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  dalam air laut diperkirakan sangat kecil yaitu  $2,9 - 6,6 \times 10^{-9}\text{M}$  atau berkisar antara dibawah  $10 \text{ Bq.m}^{-3}$ . Diperlukan sample dalam jumlah besar (>100 liter) yang selanjutnya dipekatkan sehingga siap dianalisis menggunakan spectrometer gamma beresolusi tinggi [3]. Pemekatan  $^{137}\text{Cs}$  dalam air laut biasanya menggunakan metoda ammonium molybdophosphate (AMP) tetapi biaya analisis persample menjadi sangat mahal[4]. Penggunaan garam logam transisi ferrocyanides sebagai pemekat  $^{137}\text{Cs}$  merupakan metoda alternatif yang dapat diaplikasikan dan murah. Metoda ini tidak memerlukan pengaturan pH air laut sebelum dipekatkan sehingga mudah diaplikasikan langsung di lapangan. Metoda ini selanjutnya berkembang dengan cara melapiskan lapisan garam tembaga ferosianida dalam media filter katun. Pengembangan metoda ini diperlukan untuk lebih memudahkan sampling di lapangan.

Pemantauan ini tidak hanya ditujukan untuk menjawab spekulasi dampak kecelakaan nuklir di Fukushima tetapi juga bertujuan untuk memperoleh data dasar  $^{137}\text{Cs}$  di lingkungan laut Indonesia. Data dasar ini diperlukan sebagai antisipasi dampak dari rencana pembangunan dan operasional PLTN di beberapa negara ASEAN (misalnya Malaysia dan Vietnam).

## METODA

### Bahan dan Alat

Bahan yang digunakan terdiri dari  $\text{FeCN}_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ , bahan gelas, bahan plastik, cartridge filter berukuran  $0,5 \mu\text{m}$  dan  $2 \mu\text{m}$ , pompa, flow meter, oven, gamma spectrometer beresolusi tinggi, detector HPGe masing-masing Canberra tipe GX2018, Canberra tipe GC2020 dan Ortec tipe GMX 25P4-76; spectrometer alpha Canberra tipe 7200-04

### Tata Kerja

#### Pembuatan lapisan cartridge

Cartridge dicelup 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 di oven pada suhu  $80^\circ\text{C}$  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  $\text{CuFeCN}_6$  yang berwarna coklat. Proses pencelupan ini dilakukan selama 1 hari Tahapan berikutnya adalah pencucian cartridge yang telah terlapis  $\text{CuFeCN}_6$  dengan air bebas mineral dan dikeringkan dalam oven pada suhu  $80^\circ\text{C}$  selama 2-3 hari. Cartridge diinstalasikan seperti ditunjukkan pada Gambar 1 dan siap digunakan untuk sampling di lapangan.

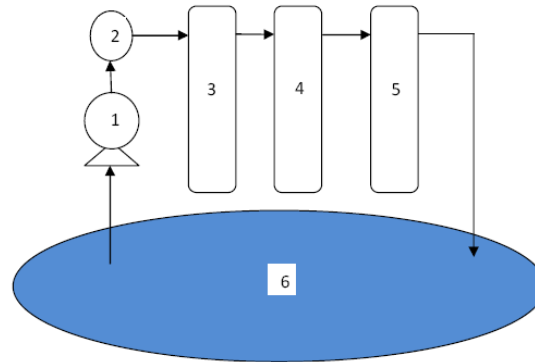
#### Sampling di Pesisir

Lokasi sampling di perairan pesisir Indonesia meliputi: Sulawesi Selatan, Sulawesi Utara, Sumatra Barat, Belitung, Jawa Tengah. Sebanyak 100 – 300 liter air laut dipompakan ke dalam cartridge dengan kecepatan 4 liter permenit. Cartridge kemudian dikeluarkan dari kelongsongannya dan dikeringkan selama 1 hari dilanjutkan dengan pengabuan pada suhu  $400^\circ\text{C}$  selama 4 hari. Abu yang dihasilkan dicacah menggunakan spectrometer gamma beresolusi tinggi selama 4 hari. Perhitungan konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  didalam air laut menggunakan persamaan (1) dan (2).

$$E = \left(1 - \frac{A_2}{A_1}\right) \times 100\% \quad (1)$$

$$C_{Cs} = \frac{A_B}{VE} \quad (2)$$

Dimana, E adalah efisiensi absorpsi cartridge,  $A_a$  adalah aktivitas  $^{137}\text{Cs}$  pada cartridge pertama (Bq),  $A_B$  adalah aktivitas  $^{137}\text{Cs}$  pada cartridge kedua (Bq),  $C_{Cs}$  adalah konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  dalam air laut (Bq/l), V adalah volume air laut yang dipompakan.



Keterangan: (1) pompa (2) flow meter (3) filter 0.5µm (4)(5) cartridge filter no 1 dan 2 (6) air laut

**Gambar 1.** Cartridge yang digunakan untuk sampling  $^{137}\text{Cs}$  dalam air laut

## HASIL DAN PEMBAHASAN

Diperlukan metoda yang tepat untuk preparasi sampel air laut dengan volume besar sebelum dilakukan analisis  $^{137}\text{Cs}$  di laboratorium. Garam logam heksasionoferat dapat digunakan untuk menyerap logam-logam alkali [5]. Garam ini mempunyai kemampuan mengabsorpsi  $^{137}\text{Cs}$  dan pertukaran ion yang cukup besar [6]. Dibandingkan dengan penukar ion sintetik lainnya heksasionoferat mempunyai kelebihan yaitu selektif terhadap cesium dan mudah dipreparasi. Tembaga heksasionoferat sangat stabil di dalam air laut dan keberadaan ion  $\text{K}^+$ , merupakan bentuk utama dari heksasionoferat dimana molar rasio Cu terhadap Fe sebesar 3 berbanding 2 [3,7]. Dibandingkan dengan ammonium fosfomolibdat (AMP),  $\text{K}_2\text{Cu}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]_2$  berbentuk suspensi dan mudah dilapiskan pada filter katun. Jaminan kualitas hasil pengukuran  $^{137}\text{Cs}$  ditempuh melalui keikutsertaan dalam uji profisiensi atau uji banding yang diselenggarakan oleh *International Atomic Energy Agency*. Hasil uji banding ini dapat digunakan sebagai koreksi dan acuan. Kriteria hasil pengukuran dapat diterima adalah [8,9]:

$$A_1 \leq A_2 \quad (3)$$

$$A_1 = [C_{T,AEA} - C_{lab}] \quad (4)$$

$$A_2 = 2,58 \sqrt{U_{target}^2 - U_{reported}^2} \quad (5)$$

$$P = \sqrt{\left(\frac{U_{target}}{Value_{target}}\right)^2 + \left(\frac{U_{reported}}{Value_{target}}\right)^2} \times 100\% \quad (6)$$

Dimana C adalah konsentrasi analit yang sebenarnya (IAEA) dan hasil pengukuran laboratorium (lab), P bergantung secara langsung pada ketidakpastiaan pengukuran yang ditetapkan oleh peserta profisiensi test. Batasan presisi yang diterima (LAP) ditetapkan oleh IAEA. Peserta profisiensi test hasilnya dapat diterima jika  $P \leq LAP$ . Hasil profisiensi test ditunjukkan pada Tabel 1.

**Tabel 1.** Hasil Profisiensi Test

Uji profisiensi/ Penyelenggara	Keterangan/Capaian
<i>IAEA-TEL-2011-03 Worldwide proficiency test (IAEA Siberdof Vienna)</i>	Radioisotop $^{60}\text{Co}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ di dalam air laut ( <i>Accepted</i> )
<i>RCA/RAS 7/021 Cesium determination in sea water (MEL IAEA, Monaco)</i>	Radioisotop $^{134}\text{Cs}$ di dalam air laut sesuai dengan nilai ( <i>Accepted</i> ).

Mengacu pada hasil profisiensi test, akurasi dan presisi data analisis  $^{137}\text{Cs}$  dalam lingkungan pesisir perairan Indonesia cukup memenuhi kriteria.

Profil konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di 6 wilayah perairan pesisir laut Indonesia ditunjukkan pada Tabel 2.

**Tabel 2.** Konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di beberapa perairan pesisir Indonesia dan data pembandingan

Lokasi Sampling	Konsentrasi $^{137}\text{Cs}$ (mBq.l <sup>-1</sup> )	Acuan
Padang 100° 25.590' BT 01° 14.529' LS - 100° 45.214' BT 01° 46.666' LS	< LD – 0,098	Penelitian ini
Semarang 110° 23.4' BT 06° 56.46' LS - 110° 23.56' BT 06° 56.65' LS	0,02 – 0,09	Penelitian ini
Madura 113° 39.75' BT 06° 53' LS 113° - 40.16' BT 06° 52.96' LS	< LD – 0,08	Penelitian ini
Balikpapan 116° 49.38' BT 01° 16.77' LS - 116° 58.88' BT 01° 12.74' LS	<LD	Penelitian ini
Parepare 119° 34.12'83" BT 04° 11.740' LS - 119° 34.330' BT 04° 08.310' LS	0.1262 - 0.214	Penelitian ini
Manado 124° 48.186' BT 01° 27.618' LS - 124° 50.371' BT 01° 29.986' LS	<LD- 0.23	Penelitian ini
Korea (Tahun 1997)	2,25 – 4,47	[10]
Pantai Pesisir Timur Malaysia (Tahun 2011)	4,02 – 6,96	[11]
Vietnam (Tahun 1996 – 2002)	0,68 – 3,67	[12]
Teluk Bengala, India (Tahun 2011)	0,27 – 1,25	[13]
Thailand (Tahun 1992)	3,00 – 4,00	[14]

Mengacu pada Tabel 2, kisaran konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  diperairan pesisir Indonesia lebih rendah dibandingkan dengan perairan pesisir Malaysia, Vietnam, Korea dan Thailand (setelah dikoreksi peluruhannya). Disisi lain konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di wilayah pesisir Sulawesi Utara dan Selatan cukup *comparable* dibandingkan dengan India dimana data tersebut diperoleh setelah kecelakaan nuklir di Fukushima.

Fukushima Dai-ichi terletak di pantai timur pulau Honshu, pantai berjalan menghadap ke Samudera Pasifik. Periode jangka pendek efek pasang dominan yang menggerakkan massa air dalam gerakan bolak-balik, utara dan selatan di sepanjang pantai [15]. Angin mempengaruhi sirkulasi air permukaan. Sirkulasi skala besar umumnya merupakan hasil dari interaksi antara arus laut yang kuat Kuroshio yang berasal dari selatan dan berjalan di sepanjang pantai Jepang, dan Oyashio yang berasal dari utara [15]. Pesisir perairan di sekitar Fukushima Dai-ichi yang terletak di zona di mana kedua arus berinteraksi dan menentukan dispersi jangka menengah dari pencemaran radioaktif. Migrasi jangka panjang dari air permukaan bisa selatan tetapi tidak akan melampaui lintang Tokyo. Arus Kuroshio akan bertindak sebagai perbatasan dan membawa kontaminan menuju pusat lautan Pasifik [15]. Radionuklida yang mempunyai waktu paro pendek akan meluruh dan terdeteksi hingga beberapa bulan, disisi lain radionuklida seperti  $^{106}\text{Ru}$  dan  $^{134}\text{Cs}$

akan bertahan di lingkungan laut untuk beberapa tahun dan akhirnya akan hilang oleh peluruhan radioaktif. Keberadaan  $^{137}\text{Cs}$  dipermukaan perairan Samudera Pasifik bervariasi antara 11 dan 30 tahun [15]. Kecelakaan nuklir di Fukushima merupakan inputan baru radionuklida antropogenik ke wilayah Asia Pasifik. Lepasannya dari Fukushima selanjutnya terbawa oleh massa air ke jarak yang sangat jauh mengikuti pola arus laut global. Air tidak mengenal batasan wilayah sehingga kontaminan termasuk zat radioaktif dapat ditransportasikan dari satu wilayah ke wilayah lainnya. Waktu transit antara Utara-Pasifik Barat dan zona khatulistiwa diperkirakan selama 10 sampai 15 tahun [15]. Bagian dari arus Pasifik Utara Samudera Perairan menuju Samudera Hindia melalui laut Indonesia dan kemudian dibawa ke arah selatan dari Samudra Atlantik. Transfer ini diperkirakan sekitar 30 sampai 40 tahun [15]. Sampai saat ini, para ilmuwan menganggap bahwa tidak ada pertukaran massa air laut antara Pasifik utara dan Pasifik selatan [15].

Untuk mengetahui apakah wilayah pesisir di Indonesia terkena dampak yang ditimbulkan dari kecelakaan nuklir tersebut dibutuhkan data pembandingan. Disisi lain ketersediaan data  $^{137}\text{Cs}$  di wilayah perairan laut Indonesia sangat minim. Salah satu pilihan data pembandingan adalah ASPAMARD. Data ASPAMARD diperoleh dari wilayah  $50^\circ$  lintang utara sampai dengan  $60^\circ$  lintang selatan dan  $60^\circ$  sampai  $180^\circ$  Bujur Timur yang diperoleh dari tahun 1975 sampai dengan tahun 2001 [16]. Untuk studi temporal radionuklida di lautan Pasifik dan Hindia distribusi *spatial* harus mendekati seragam, sumber radionuklida di daerah ini ditetapkan berdasarkan fenomena oceanografi dan pengangkutan vertical dan horizontal massa air laut. Studi distribusi radionuklida di perairan lautan pasifik dan laut-laut marginalnya, maka lautan Pasifik dibagi menjadi 14 sabuk lintang (kotak) yang berbasis pada system aliran lautan (Povinec). Indonesia terletak diantara  $6^\circ$  Lintang Utara -  $11^\circ$  Lintang Selatan dan  $95^\circ$ - $141^\circ$  Bujur Timur. Menurut pembagian sabuk lintang posisi Indonesia berada pada kotak 6 dan 15. Kotak 6 ( $5^\circ$  Lintang Utara -  $5^\circ$  Lintang Selatan) adalah wilayah *downstream* aliran utara ekuatorial. Kotak 15 meliputi wilayah-wilayah yang dipengaruhi oleh *monsoons* dimana seasonal current flow. Sebelum kecelakaan Fukushima rerata konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  dalam air permukaan di wilayah kotak 6 dan 15 berturut-turut  $2,7 \pm 0,1$  dan  $1,6 \pm 2,3 \text{ mBq.l}^{-1}$ . Mengacu pada data pembandingan tersebut, maka wilayah pesisir yang diamati pada pemantauan lingkungan ini tidak mengalami perubahan tingkatan konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di dalam air permukaan laut. Koreksi data konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di wilayah kotak 6 dan 15 ASPAMARD berdasarkan peluruhan radioisotope tersebut per Juni 2012 menunjukkan konsentrasi di atas hasil analisis kandungan  $^{137}\text{Cs}$  di dalam air laut yang berasal dari 6 wilayah pesisir di Indonesia.

## KESIMPULAN

Profil konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  dalam air laut di 5 lokasi pesisir di Indonesia berkisar antara dibawah limit deteksi sampai dengan  $0,23 \text{ mBq.l}^{-1}$ . Data tersebut lebih kecil dibandingkan dengan konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di perairan pesisir Malaysia, Thailand, Korea dan Vietnam, tetapi *comparable* terhadap perairan pesisir India. Mengacu pada data ASPAMARD di wilayah kotak 6 dan 15 lautan Pasifik yang telah dikoreksi peluruhannya, maka tidak terjadi kenaikan konsentrasi  $^{137}\text{Cs}$  di perairan laut Indonesia setelah kecelakaan nuklir di Fukushima.

## UCAPAN TERIMAKASIH

Terimakasih diucapkan kepada Tim Insentif Riset SINAS PTLR, Wahyu Retno, M.Si (Analisis Radionuklida pemancar Gamma), Chevy Cahyana, M.Si (Pengolahan data dan sampling lapangan), Mohamad Nur Yahya, A.Md (sampling lapangan dan preparasi sample). Terimakasih diucapkan kepada Sdr. Cholili mahasiswa S1 Kimia Universitas Islam Syarif Hidayatullah yang telah melakukan pengambilan sampel di Madura, Sdr. Yoan mahasiswa S2 Kimia Universitas Andalas Padang yang telah melakukan pengambilan sample di Padang dan Sdr. Kurniawati mahasiswa Program Studi Ilmu Kelautan Universitas Diponegoro yang telah melakukan pengambilan sampel di Semarang.

## DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Kritidis, P., Florou, H., Eleftheriadis, K., Evangelidou, N., Gini, M., Sotiropoulou, M., Diapouli, E., Vratolis, S.: Radioactive pollution in Athens Greece Due to the Fukushima Nuclear Accident, *J. Environ Rad*, doi:10.1016/j.jenvrad. 2011.12.006, (2012).
- [2]. Bailly du Bois, P., Laguionie, P., Boust, D., Korsakissok, I., Didier, D., Fiévet, B.: Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident, *Journal of Environmental Radioactivity*, doi:10.1016/j.jenvrad. 2011.11.015, (2011).
- [3]. Su, C-C., Huh, C-A., Chen, J-C.: Rapid Method for the Determination of  $^{137}\text{Cs}$  in Seawater, *TOC*, 11. 4: 753-746, (2000).
- [4]. Wo, Y.M., Ahmad, Z.: Determination of  $^{137}\text{Cs}$  In Seawater Surrounding Peninsular Malaysia - A Case Study, *J. Nuc and Related Tech*, 1, 2: 19-28, (2004).
- [5]. Naushad, Mu.: Inorganic and Composite Ion Exchange Materials and their Applications *Ion Exchange Letters* 2, 1-14, (2009).
- [6]. M. Gelis, Vladimir., V. Milyutin, Vitaly., A. Kozlitin, Evgeny.: Development Of The Sorption Filtration Technique For Decontamination Of Low Level Liquid Radioactive, Waste WM'01 Conference, Tucson, AZ, February 25-March 1, (2001).
- [7]. Na, Kurihara, M., Watanabe, M., Arisaka, M., Nankawa, T.: Selective removal of cesium ions from wastewater using copper hexacyanoferrate nanofilms in an electrochemical system, *Electrochimica Acta*, doi:10.1016/j.electacta.2012.08.124, (2010).
- [8]. IAEA.: Individual Evaluation Report for Laboratory No. 219, The IAEA-TEL-2011-03 World-wide open proficiency test, IAEA, Vienna, (2011).
- [9]. IAEA.: Individual Evaluation Report for Laboratory No. 9., RCA RAS/7/021 Proficiency Test for Caesium Determination in Sea Water, IAEA , Monaco, (2012).
- [10]. Kim, C.K., Kim, C.S., Yun, J.Y., Kim, K.H.: Distribution of  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  in the surface seawater around Korea, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 218 (1), 33-40, (1997).
- [11]. Zaharudin, A., Zal, U.W.M., Hidayah, S., Mei, W.Y., Ahmad, S.A.B.: Radioactivity in the exclusive economic zone of east coast Peninsular Malaysia: distribution trends of  $^{137}\text{Cs}$  in surface seawater, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 287, 329-334, (2011).
- [12]. Lujaniene, G., Silobritiene, B., Joksas, K., Morkuniene, R.: Behaviour of radioceasium in marine environmen., *Environ. Res. Eng. Manag.* 2 (28), 23, (2004).
- [13]. Jha, S.K ., Gothankar, SS., Sartandel, S., Pote, MB., Hemalatha, P., Rajan, M.P., Vidyasagar, D., Indumati, S.P., Shrivastava, R., Puranik, V.D.: Spatial distribution of fallout  $^{137}\text{Cs}$  in the coastal marine environment of India, *J. of Environ Rad* 113, 71-76, (2012).
- [14]. Mahapanyawong, S., Polphong, P., Sonsuk, M., Millintawismai, M., Panyatipsakul, Y.: Long Lived Radionuclides in the Marine Environment of Thailand, Final Report, IAEA Research Contract No. THA/5408/RB, 47 pp, (1992).
- [15]. Institut de Radioprotection et de surete Nucleaire.: Impact on marine environment of radioactive releases resulting from the Fukushima-Daiichi nuclear accident, IRSN, 4th April, (2011).
- [16]. Duran, E.B., Povinec, P.P., Fowler, S.W., Airey, P.L., Hong, G.H.:  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239/240}\text{Pu}$  Levels in the Asia-Pacific Regional Seas, *J. Environ. Rad.* 76, 139-160, (2004).
- [17]. Povinec, PP., Aarkrog, A., Buesseler, K.O., Delfanti, R., Hirose, K., Hong, G.H., Ito, T., Livingston, H.D., Nies, H., Noshkin, V.E., Shimai, S., Togawa, O.:  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  Concentration Surface Water Time Series in the Pacific and Indian Oceans, WOMARS Results, *J. Environ. Rad.* 81, 63-87, (2005).