

メコンデルタ堆積物におけるベリリウム-7, 鉛-210及び 放射性セシウム同位体の分布と堆積環境の季節変化

金 井 豊*・齋 藤 文 紀*・田 村 亨*・NGUYEN Van Lap**・
TA Thi Kim Oanh**・佐 藤 明 夫***

(2013年1月22日受付, 2013年4月27日受理)

Seasonal change of sedimentary environment in the Mekong Delta investigated by ^7Be , ^{210}Pb and radioactive Cs isotopes

Yutaka KANAI*, Yoshiki SAITO*, Toru TAMURA*, Nguyen Van Lap**,
Ta Thi Kim Oanh** and Akio SATO***

- * Geological Survey of Japan, National Institute of Advanced
Industrial Science and Technology (AIST)
Higashi 1-1-1, Tsukuba, Ibaraki 305-8567, Japan
- ** HCMC Institute of Resources Geography,
Vietnam Academy of Science and Technology (VAST)
1 Mac Dinh Chi St., 1 Dist., Ho Chi Minh City, Vietnam
- *** Department of Natural Environmental Studies,
Graduate School of Frontier Science, The University of Tokyo
Kashiwanoha 5-1-5, Kashiwa, Chiba 277-8563, Japan

Radioactivities of ^7Be as well as ^{210}Pb and radioactive Cs isotopes were measured in the core samples taken at the Mekong delta, Vietnam, in wet and dry seasons to understand the seasonal change of sedimentary environment. Activity of ^7Be was detected in the surface samples (up to ~30 cm in depth) of the core sediment taken 195 m off from the shore in the wet season (October 2011), while it was under detection limit even at the very surface of the core sediment taken in the next dry season (February 2012). Activity of excess ^{210}Pb was almost constant, suggesting the fast sedimentation. Furthermore activities of ^{134}Cs and ^{137}Cs that were released from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan, in March 2011 by the extraordinary earthquake and tsunami accident were detected only in the upper samples (5-15 cm in depth) taken in the wet season (October 2011). These facts imply that new surface sediment was deposited fast in the wet season and that it was removed in the next dry season (about 3 months later). The ^7Be , ^{210}Pb and radioactive Cs isotopes are proved to be good tools for the research on delta sediments.

Key words: Beryllium-7, Lead-210, Cesium-134, Cesium-137, Seasonal change of sedimentary environment, Mekong Delta, Vietnam

* 産業技術総合研究所地質調査総合センター
〒305-8567 茨城県つくば市東1-1-1

** ベトナム科学技術院ホーチミン市資源地理研究所
1 Mac Dinh Chi St., 1 Dist., Ho Chi Minh City,
Vietnam

*** 東京大学大学院新領域創成科学研究科
〒277-8563 千葉県柏市柏の葉5-1-5

1. はじめに

湖底や海底の堆積物の年代測定や堆積速度の解明には、天然放射性核種の鉛-210 (^{210}Pb) や人工放射性核種のセシウム-137 (^{137}Cs) がよく利用されている (Krishnaswamy *et al.*, 1971; Koide *et al.*, 1972; Appleby and Oldfield, 1978; 金井ほか, 1995; 1998; 2002; Cochran *et al.*, 1998)。これらの核種の半減期は、それぞれ22.3年、30.2年と数10年のオーダーなので、過去100年程度の堆積物の年代測定に有用である。

一方、環境中には大気上層部で宇宙線による酸素・窒素の核破砕反応によって生じるベリリウム-7 (^7Be) が、成層圏から降下して対流圏に存在しており、降雨などによって地表にもたらされている (Murray *et al.*, 1992; Wallbrink and Murray, 1994)。 ^7Be の半減期は53.3日であり、 ^{210}Pb や ^{137}Cs と比較すると格段に短いため、大気・海水のトレーサーや地表面における土壤浸食のトレーサーとして利用される研究例 (Blake *et al.*, 1999; Tanaka and Tsunogai, 1983; Yamagata *et al.*, 2010; Young and Silker, 1980) はあるものの、堆積物に適用した研究例としては、洪水堆積物や沿岸堆積物での挙動を研究した例が幾つか海外で報告されているに過ぎない (Fitzgerald *et al.*, 2001; Rose and Kuehl, 2010; Zhu and Olsen, 2009)。

著者らは、堆積変動の大きなデルタ堆積物で ^7Be の適用が可能であると考え、アジアのメガデルタであるメコン川デルタの堆積物に焦点を当て、 ^7Be を初めてとして従来の鉛-210や放射性セシウム同位体を用いて堆積環境の詳細な解析を試みた。なお、2011年3月に起こった福島第一原子力発電所の事故による放射性セシウム同位体核種も堆積物中に観測されており、それに関する報告は Kanai *et al.* (2013) で既になされている。

2. デルタ地域の概要と採取試料

メコン川は、中国のチベット高原から中国雲南省を経由して、ミャンマー、ラオス、タイ、カンボジアを経てベトナム南部で南シナ海に注ぐ大河川であり、河川長は4,400 km、流域は81万6千 km^2 、年間流量は505 km^3 、浮遊堆積物運搬量は1.6億トンといわれている。メコン川の流量は大きな季節変動があり、5～10月の降水量が年間の85%を占めることを反映し

て、8～9月をピークに6～11月の雨季が大半を占めている。メコン川の水位も雨季に上昇し、9月～10月には最高位に達している。このためベトナム南部のメコン川河口にある広大なメコンデルタでは、モンスーンの影響による堆積物の供給量変動も大きい。この他に近年では、ダム建設や山地の森林伐採による土壌流出による堆積環境変化の可能性なども指摘されている。また、メコン川の沿岸域では潮汐の他に、夏季に南から南西の、冬季は北から北東の波浪の影響を受けていることが知られている (斎藤ほか, 2012)。

試料採取は、ベトナムのメコン川河口近くのデルタ域の2地点で、雨季と乾季の季節変化に伴う堆積環境の変化をみるため2011年10月(雨季)と2012年2月(乾季)の2回行った。試料は Kanai *et al.* (2013) と同一コアで、その採取位置を Fig. 1に示す。砂州とトラフの発達した潮汐海浜のトラフに位置する A195 地点(海岸線から沖に向かって195 mのポイント)において、塩化ビニール管を手で押し込んで66 cmの柱状試料を2011年10月31日に採取した(A195コア)。また、潮汐海浜の沖合の低潮位に広がる潮汐低地の B415地点において、45 cmの柱状試料を10月29日に採取した(B415コア)。同様に、堆積環境の変化をみるため、乾季となる翌年2月にも同じ位置で堆積物を採取した。A195 (2012) コアは A195地点で2012年2月7日に採取された54 cmのコアで、B415 (2012) コアは B415地点で2月8日に採取された表層0～3 cmの試料である(調査地点の地形と調査測線の基準点については、Tamura *et al.* (2010) を参照)。

現地のホテルにおいて塩化ビニール管を半裁し、3～6 cmの厚さに試料を採取し、空気をできるだけ抜いてユニパックに密封して研究室に持ち帰った。実験室においては、50℃で乾燥させ湿潤状態と乾燥状態との重量差から含水率を求めた。乾燥した試料を自動めう乳鉢で微粉碎し、ナルゲン製遠沈管(3119-0010)に約6 gを封入し、放射能測定に供した。

3. 放射能測定

^{210}Pb , ^7Be , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{214}Pb , ^{40}K などの放射能測定は、米国ORTEC社製井戸型半導体検出器(GWL-120-16-LB-AWT-HJ-S)を用いて行った(金井・斎藤, 2011)。核種の定量には、ガンマ線エネルギーがそれぞれ46.5 keV (^{210}Pb)、352 keV (^{214}Pb)、478 keV (^7Be)、605 keV (^{134}Cs)、662 keV (^{137}Cs)、1461 keV (^{40}K)のピークを用いた。 ^{134}Cs 以外の検出効率、NBL

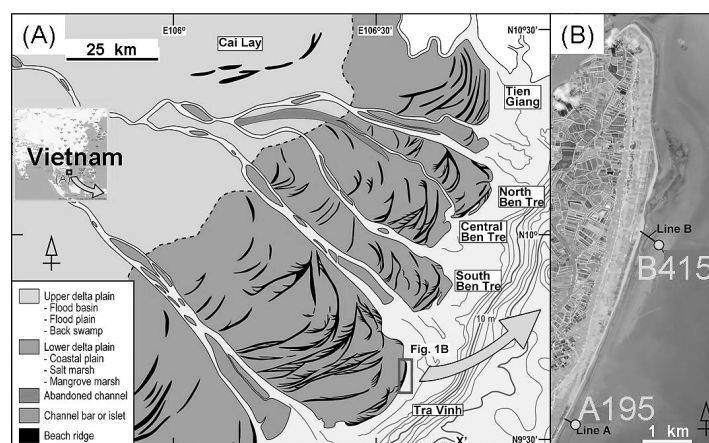


Fig. 1 Maps showing (A) geomorphology of the Mekong Delta and (B) sampling locations.

(New Brunswick Laboratory) 製の counter calibration sample (1% U) を珪砂及び5% Fe_2O_3 で希釈した自作標準線源, 塩化カリウム試薬 (和光純薬特級), NBS (National Bureau of Standards, 現在は NIST) 製の湖底堆積物4354及び河川堆積物4350 B等を使用して作成した検出効率とエネルギーとの関係式から求めた。

試料採取から前処理等を行い, A195コアの最初の試料測定開始までに約2週間を要した。一つの試料の測定時間は3~4日間である。このため, 続いて B415 コアを測定する時には ^7Be の半減期を超える約2ヶ月が経過していた。スペクトル解析には SEIKO EG&G 社製の解析ソフト Gamma Studio (DS-P 240/W 32) を利用し, 測定容器に入れた試料の高さによって検出効率に変化するため, その補正を行って放射能を算出した (金井・齋藤, 2011)。また, 放射能は, 減衰補正して試料採取日における放射能として求め, 過剰 ^{210}Pb は ^{210}Pb から放射平衡時の ^{214}Pb を差し引いて求めた。

4. 結果と考察

4.1 含水率の変化

目視によるコア観察では, 雨季に採取した A195の上位30 cm 当たりまでは黄褐色を呈する粘土質で, その下位42 cm までは暗黄褐色を呈する粘土と砂・シルトの互層からなり, その下位は暗灰色を呈する粘土質であった。一方, B415の外観は, 上位10 cm 当たりまでは粘土質で, その下位は30 cm 当たりに砂質粘土を挟むが, ほとんど砂質であった。

A195及び B415のコアにおける含水率の測定結果

を, Fig. 2に示す。堆積相の変化は含水率にも反映しており, A195コアでは上位の粘土質層で55~68%と高く, 42 cm より下位の粘土質層では32~45%と低下し, その中間部位は46~48%であった。B415コアでも, 上位の粘土質層で51~57%と高く, 10 cm 以深では30 cm あたりで25%と幾分高まるものの, 20%前後の含水率であった。このように, 2011年に採取したそれぞれのコアにおいては, 含水率の変化が堆積相の相違に対応しており, 堆積環境の変化がそれぞれで生じていたことが示唆されている。

乾季となる2012年2月に採取した A195 (2012) コアでは, 表層5 cm まで砂質粘土だが, 14 cm までは均質な, 40 cm までは薄い砂層を含む粘土層であった。43 cm から53 cm にかけて砂質粘土となり, それ以深では有機物・植物遺体の多い層となった。含水率は表層で34%と低いものの39~53%の範囲で変動しており, 雨季に採取した A195コアの上位層での値よりも低かった。一方, B415 (2012) の表層0~3 cm の試料は砂質で, 18%とかなり低い値を示し, この値は雨季に採取した B415コアの10 cm 以深での値に近い。このように, 乾季となる2012年2月に採取した表層—上部試料の結果は, 雨季の2011年10月に採取したコア試料の上位層の結果と比べると低く, その下位の試料での含水率に近い値を示していることから, 2012年の乾季には堆積環境が大きく変化したことを示唆している。

4.2 コアにおける ^7Be の分布

^7Be は降下物として地表に落ちると, 土壤等の粒子に強く結合する。吸着反応における分配係数は 10^4 ~ 10^6 (Hawley *et al.*, 1986; Steinmann *et al.*, 1999) と大

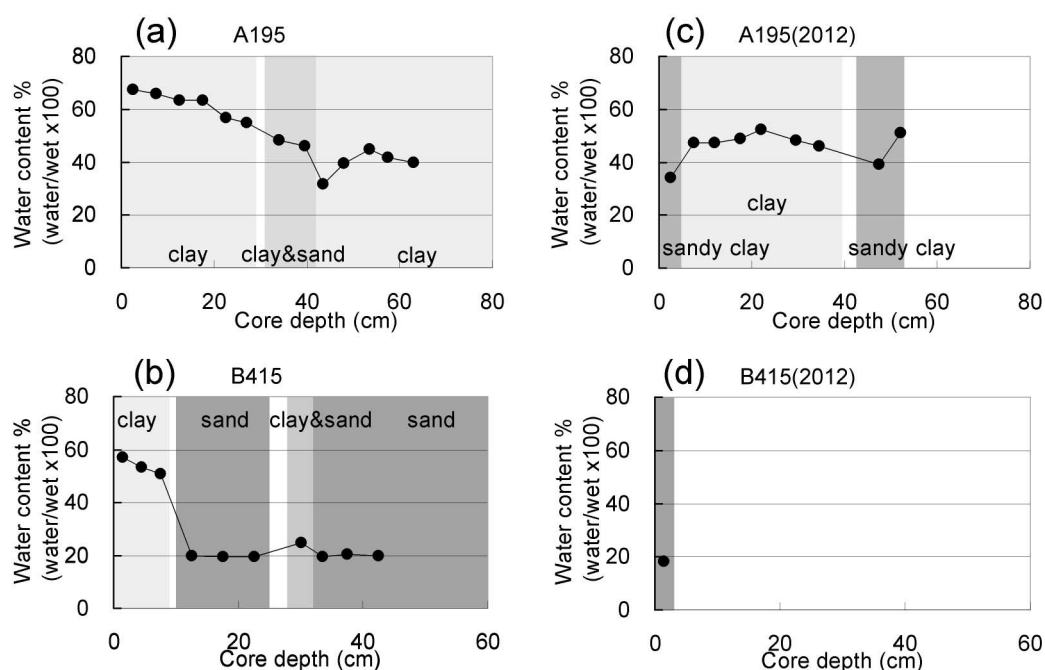


Fig. 2 Water contents of core samples taken at the Mekong Delta, Vietnam.

(a) Station A195, taken on 31 October 2011, 66 cm in length

(b) Station B415, taken on 29 October 2011, 44 cm in length

(c) Station A195, taken on 7 February 2012, 54 cm in length

(d) Station B415, taken on 8 February 2012, 3 cm in length

きく、地表の粒子の良いトレーサーとなっている。また、その半減期が短いため、約200日（4半減期に相当し、放射能は1/16に減衰する）も経過すると検出困難となる（Palinkas *et al.*, 2005）。従って、堆積物中に ^7Be が検出されるということは、200日以内に堆積した最新の堆積物である証拠になる。

2011年の雨季に採取した A195コアにおける ^7Be の測定結果を Table 1に、濃度分布を Fig. 3 (a) に示した。この図では、測定誤差を 1σ で、検出限界を 3σ の値で表示している。上位30 cm までは ^7Be が有意に検出されており、逆に30 cm 以深では検出限界以下であった。このことから、上位30 cm まではコアを採取した10月31日から約200日以内に堆積した堆積物であり、それ以深ではそれよりも古い時期に堆積したものであることが分かる。 ^7Be は存在量が微量で、かつ半減期が短く減衰の速い核種であるため、このような沿岸堆積物コア中における ^7Be 濃度変化を定量的に明らかにした研究例は、これまで国内においてはほとんど報告されていない。

B415コアに関しては、試料採取から測定時までかなり時間経過があり（2ヶ月以上）、それによる減

衰と検出限界の上昇とにより、上位10 cm までの3試料のうち1点しか有意の値とならず他は検出限界以下（ $<3\sigma$ ）ではあったが、それ以深の測定値とは明らかに異なる傾向を示しており（Fig. 3(b)参照）、上位10 cm までは新しい堆積物であった可能性がある。

熱帯—亜熱帯地域のデルタでは、雨季と乾季とが交互に訪れて堆積の多い時期と少ない時期とがあり、また、最近の大きな環境問題にもなっているモンスーンによる沿岸域での浸食・堆積物移動などもあり、デルタ域での堆積環境は複雑である。しかし、こうした核種分布の特徴から、堆積の卓越する雨季が終わる10月末に採取したコアにおける表層の部分には、堆積物供給の盛んな雨季に堆積した若い堆積物であると考えられることが、 ^7Be 濃度変化から明らかにされた。

一方、2012年2月の乾季に採取したコアでは、いずれの試料でも検出限界以下であり、表層の試料でも検出限界以下であった。このことから、表層に200日以内の新しい堆積物が供給されておらず、古い堆積物が存在していることが明らかとなった。仮に、2011年の10月に表層で観察された ^7Be がそのまま存在したとしても、2012年の2月には減衰して10月時点の28%の

Table 1 Activities of ^7Be , ^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{137}Cs and ^{40}K in samples taken in the Mekong Delta, Vietnam. Italic and “ $< 3\sigma$ ” (under detection limit) figures indicate the values between 1σ and 3σ and the values under 1σ , respectively.

A195

Depth (cm)	Activity (Bq/g) $\pm 1\sigma$				
	^7Be	^{210}Pb	^{214}Pb	^{137}Cs	^{40}K
0 - 5	0.0027 $\pm$ 0.0004	0.083 $\pm$ 0.004	0.039 $\pm$ 0.001	0.0019 $\pm$ 0.0004	0.73 $\pm$ 0.01
5 - 10	0.0023 $\pm$ 0.0004	0.086 $\pm$ 0.004	0.035 $\pm$ 0.001	0.0342 $\pm$ 0.0006	0.74 $\pm$ 0.01
10 - 15	0.0021 $\pm$ 0.0005	0.079 $\pm$ 0.005	0.033 $\pm$ 0.001	0.0294 $\pm$ 0.0006	0.71 $\pm$ 0.01
15 - 20	0.0025 $\pm$ 0.0006	0.086 $\pm$ 0.004	0.039 $\pm$ 0.001	0.0013 $\pm$ 0.0004	0.73 $\pm$ 0.01
20 - 25	0.0019 $\pm$ 0.0006	0.080 $\pm$ 0.005	0.035 $\pm$ 0.001	<i>0.0010 $\pm$ 0.0005</i>	0.72 $\pm$ 0.01
25 - 29	0.0017 $\pm$ 0.0005	0.074 $\pm$ 0.004	0.031 $\pm$ 0.001	0.0018 $\pm$ 0.0003	0.70 $\pm$ 0.01
31 - 37	<i>0.0005 $\pm$ 0.0006</i>	0.069 $\pm$ 0.004	0.031 $\pm$ 0.001	0.0014 $\pm$ 0.0004	0.69 $\pm$ 0.01
37 - 42	<i>0.0006 $\pm$ 0.0005</i>	0.060 $\pm$ 0.003	0.032 $\pm$ 0.001	0.0018 $\pm$ 0.0003	0.66 $\pm$ 0.01
42 - 45	< 0.0021	0.045 $\pm$ 0.004	0.027 $\pm$ 0.001	<i>0.0008 $\pm$ 0.0004</i>	0.49 $\pm$ 0.01
45 - 51	<i>0.0008 $\pm$ 0.0006</i>	0.052 $\pm$ 0.003	0.030 $\pm$ 0.001	<i>0.0009 $\pm$ 0.0003</i>	0.57 $\pm$ 0.01
52 - 55	<i>0.0006 $\pm$ 0.0008</i>	0.066 $\pm$ 0.004	0.031 $\pm$ 0.001	0.0016 $\pm$ 0.0004	0.69 $\pm$ 0.01
55 - 60	< 0.0027	0.053 $\pm$ 0.004	0.029 $\pm$ 0.001	0.0013 $\pm$ 0.0004	0.58 $\pm$ 0.01
60 - 66	<i>0.0006 $\pm$ 0.0009</i>	0.049 $\pm$ 0.003	0.030 $\pm$ 0.001	0.0013 $\pm$ 0.0003	0.51 $\pm$ 0.01

A195(2012)

Depth (cm)	Activity (Bq/g) $\pm 1\sigma$				
	^7Be	^{210}Pb	^{214}Pb	^{137}Cs	^{40}K
0 - 5	< 0.0014	0.049 $\pm$ 0.004	0.030 $\pm$ 0.001	<i>0.0010 $\pm$ 0.0003</i>	0.57 $\pm$ 0.01
5 - 10	< 0.0016	0.073 $\pm$ 0.004	0.034 $\pm$ 0.001	<i>0.0003 $\pm$ 0.0004</i>	0.70 $\pm$ 0.01
10 - 14	<i>0.0001 $\pm$ 0.0005</i>	0.078 $\pm$ 0.004	0.035 $\pm$ 0.001	0.0019 $\pm$ 0.0004	0.70 $\pm$ 0.01
15 - 20	<i>0.0006 $\pm$ 0.0006</i>	0.074 $\pm$ 0.004	0.033 $\pm$ 0.001	0.0014 $\pm$ 0.0004	0.67 $\pm$ 0.01
20 - 24	<i>0.0002 $\pm$ 0.0008</i>	0.081 $\pm$ 0.005	0.032 $\pm$ 0.001	0.0023 $\pm$ 0.0004	0.76 $\pm$ 0.01
27 - 32	< 0.0024	0.071 $\pm$ 0.004	0.035 $\pm$ 0.001	0.0019 $\pm$ 0.0004	0.70 $\pm$ 0.01
32 - 37	<i>0.0007 $\pm$ 0.0008</i>	0.069 $\pm$ 0.004	0.035 $\pm$ 0.001	0.0020 $\pm$ 0.0004	0.66 $\pm$ 0.01

B415

Depth (cm)	Activity (Bq/g) $\pm 1\sigma$				
	^7Be	^{210}Pb	^{214}Pb	^{137}Cs	^{40}K
0 - 3	<i>0.0020 $\pm$ 0.0008</i>	0.076 $\pm$ 0.004	0.045 $\pm$ 0.001	0.0012 $\pm$ 0.0003	0.68 $\pm$ 0.01
3 - 6	0.0033 $\pm$ 0.0010	0.079 $\pm$ 0.004	0.042 $\pm$ 0.001	0.0014 $\pm$ 0.0004	0.71 $\pm$ 0.01
6 - 9	<i>0.0022 $\pm$ 0.0012</i>	0.068 $\pm$ 0.004	0.039 $\pm$ 0.001	0.0014 $\pm$ 0.0004	0.71 $\pm$ 0.01
10 - 15	< 0.0032	0.026 $\pm$ 0.003	0.023 $\pm$ 0.001	<i>0.0002 $\pm$ 0.0003</i>	0.36 $\pm$ 0.01
15 - 20	<i>0.0002 $\pm$ 0.0011</i>	0.031 $\pm$ 0.003	0.026 $\pm$ 0.001	< 0.0010	0.35 $\pm$ 0.01
20 - 25	<i>0.0012 $\pm$ 0.0012</i>	0.019 $\pm$ 0.003	0.023 $\pm$ 0.001	< 0.0010	0.35 $\pm$ 0.01
28 - 32	< 0.0080	0.031 $\pm$ 0.006	0.023 $\pm$ 0.001	<i>0.0002 $\pm$ 0.0006</i>	0.49 $\pm$ 0.02
32 - 35	<i>0.0008 $\pm$ 0.0011</i>	0.022 $\pm$ 0.003	0.017 $\pm$ 0.001	<i>0.0004 $\pm$ 0.0003</i>	0.41 $\pm$ 0.01

B415(2012)

Depth (cm)	Activity (Bq/g) $\pm 1\sigma$				
	^7Be	^{210}Pb	^{214}Pb	^{137}Cs	^{40}K
0 - 3	< 0.0017	0.050 $\pm$ 0.004	0.042 $\pm$ 0.001	< 0.0012	0.38 $\pm$ 0.01

放射能となって測定の検出限界レベルを下回るため検出不可能となる。これらのことから、乾季となる2012年2月時点では、10月以降に新たな堆積物が付加されなかったか、もしくは浸食されてより古い堆積物が露出していたことを示唆している。

ところで、Fig. 3(a)では ^7Be 濃度が深度と共に漸減していくのが観察される。大気から降下する ^7Be 濃度は、太陽活動に伴う大気中での核破砕反応生成速度、成層圏—対流圏の大気交換、対流圏における循環、湿性／乾性降下物としての除去効率などに依存して変動

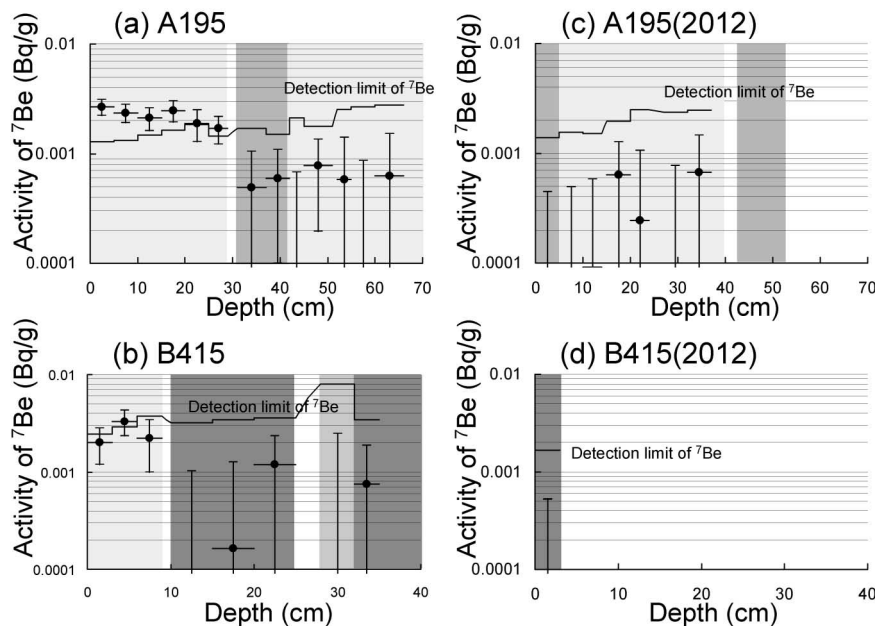


Fig. 3 Activities of ^7Be in the core samples taken at the Mekong Delta, Vietnam. Horizontal and vertical bars indicate sample length and statistic counting error (1σ), respectively. The detection limits are calculated as 3σ . Details of (a) - (d) are the same as in Fig. 2.

している。短期的なフラックスが一定で堆積物中の濃度が一定であるという仮定を置いて、 ^{210}Pb 堆積年代測定法（金井，2000）のCIC法と同様に，堆積の盛んな表層30 cmまでの値を用いて ^7Be 濃度の対数と深度との傾きから平均堆積速度を計算すると，大きな堆積速度が算出された。堆積物の混合によっても濃度分布は一様化されることもあるが，次節で述べる放射性Cs同位体濃度分布からは混合とは認められない。古くても5月以降の堆積物であろうし，雨季の9～10月に大量の懸濁物が供給されて堆積が進んだと考えると，短期間としても堆積の盛んな場所であることが裏付けられた。

4.3 コアにおける放射性セシウム同位体の分布

現在，環境中において観察される放射性セシウム同位体は， ^{137}Cs と ^{134}Cs である。 ^{137}Cs は，湖沼や海洋沿岸域の底質において，過去における大気降下量プロファイルに対応した濃度変化として観察される（金井ほか，1995）。 ^{134}Cs は， ^{137}Cs と比べると半減期が2.062年と短いために10年以上過去の影響は考えられず，また，核兵器の核分裂では生成せずに原子炉内での中性子放射化反応によって生じるため，環境中に存在する ^{134}Cs は原子炉の事故による放出か使用済み核燃料から漏れ出てきたものである。Chernobyl 原発

事故からは既に25年経過しているため，今回確認されれば，2011年3月11日に発生した宮城県沖を震源地とする東北地方太平洋沖地震とその後におそった大津波による東京電力(株)福島第一原子力発電所における大事故によって大気中に放出された放射性核種と同定できる（Huh *et al.*, 2012; Kanai, 2012; Long *et al.*, 2012）。

放射性セシウム同位体を用いたこれらのコアの解析結果は，既に Kanai *et al.* (2013) で報告しているので，ここでは概要を述べるに留める。それぞれのコアにおける放射性セシウム同位体の濃度分布を Fig. 4に示した（Kanai *et al.*, 2013）。A195コア（Fig. 4(a））では，コア深度5～15 cmの試料においてのみ他深度試料よりも高濃度の ^{137}Cs が検出された。その他の試料では検出限界（ 3σ ）を上回るものもあったがいずれも低濃度であった。 ^{134}Cs に関しても，上位5～15 cmの試料において他深度試料よりも高濃度で検出されたものの，他試料ではほとんどが検出限界以下（ $<3\sigma$ ）となった。これらのことから，福島第一原発事故によって放出された放射性セシウム同位体が，4月あたりに東南アジアにまで到達してメコン川流域の後背地に堆積し，雨季の洪水等で河口域に運搬され，それらがA195コアのあるデルタ域に堆積したと考えら

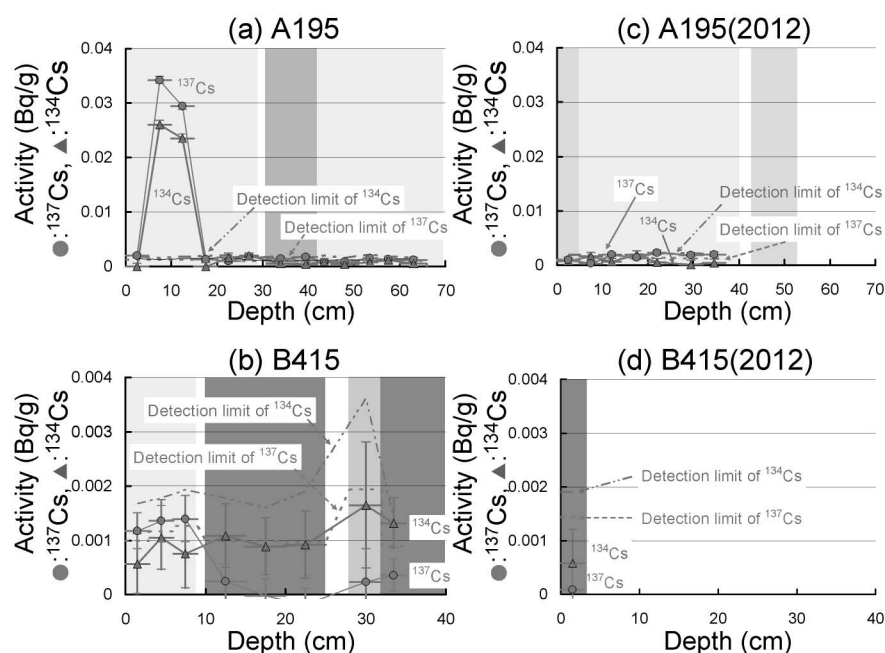


Fig. 4 Activities of ^{137}Cs and ^{134}Cs in the core samples taken at Mekong Delta, Vietnam (Kanai *et al.*, 2013). Horizontal and vertical bars indicate sample length and statistic counting error (1σ), respectively. The detection limits are calculated as 3σ . Details of (a) - (d) are the same as in Fig. 2.

れる (Kanai *et al.*, 2013)。ここで注意しなければならないことは、後背地に降下した4月と堆積物中で高濃度となった堆積時期との間に時間差があるということである。また、最表層部の試料は低濃度であり、Csの分配係数が塩分濃度に依存して減少することは良く知られているが (Turner, 1996), ^7Be や次章で述べる ^{210}Pb では最表層部での低下パターンがみられておらず塩分濃度の影響が認められないので、最表層部で放射性 Cs 同位体が低濃度となっている原因は塩分濃度の影響ではなく、供給堆積物の違いと考えられる。

福島第一原子力発電所の事故によって放出された放射性セシウム同位体の量比に関しては、放出源やプルームの違い等様々な因子によって異なるであろうが、原子力発電所の南方20 km に位置する J-Village での土壌の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は0.9であったとしている (Tagami *et al.*, 2011)。4月10日を中心にピークが観測されたベトナム大気中の報告値 (Long *et al.*, 2012) から $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比を計算すると、平均で 0.84 ± 0.15 となり、それが堆積物に吸着・固定され減衰したとすると、10月31日の試料採取日にはその放射能比は 0.71 ± 0.13 となる。今回比較的高濃度で検出された A195 コアの2試料の放射能比は 0.76 ± 0.03

で、誤差の範囲で一致しており、福島第一原子力発電所から放出された放射性セシウムであるとする 것과整合的である。

一方、B415 コアでは表層10 cm までは検出限界ぎりぎりまで ^{137}Cs が検出されたものの、それ以深では検出限界以下であった (Fig. 4(b))。 ^{134}Cs に関しては全てで検出限界以下であった。これらのことから、この地点での堆積物は A195 コアとは異なる堆積環境である可能性が推定される。

約3ヶ月後の2012年の乾季に採取した A195 (2012) コアでは、 ^{137}Cs は検出限界ぎりぎりまで ^{134}Cs は検出限界以下であった (Fig. 4(c))。半減期が長く減衰しにくい核種がこのような低濃度で検出されたことは、前年の雨季の堆積物が乾季の4ヶ月の間に浸食・除去されていたことを示している (Kanai *et al.*, 2013)。B415 (2012) の試料でも ^{137}Cs 及び ^{134}Cs は検出限界以下であり、同様に浸食・除去されていたと推察される。

4.4 コアにおける過剰 ^{210}Pb 等の分布

それぞれのコアにおける ^{210}Pb , ^{214}Pb , ^{40}K 等の放射性核種の濃度分布を Fig. 5に、それらから計算された過剰 ^{210}Pb 濃度分布を Fig. 6に示した。また、各層準

の平均濃度と標準偏差を Table 2 に示した。 ^{210}Pb は大気中から一定のフラックスで堆積物に供給されていると仮定して、それから堆積速度の算出に利用されてい

る(金井, 2000)。2011年の雨季に採取した A195 コアでは、表層の 30 cm まで過剰 ^{210}Pb の分布がほぼ一定となっており、このことはかなり速い堆積が起こっ

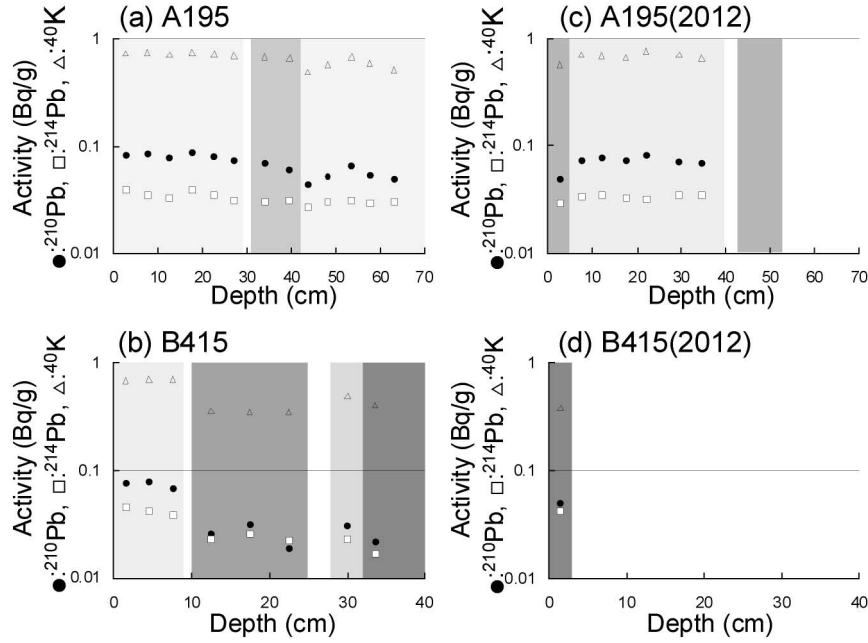


Fig. 5 Activities of ^{210}Pb , ^{214}Pb and ^{40}K in the core samples taken at the Mekong Delta, Vietnam. Details of (a) - (d) are the same as in Fig. 2.

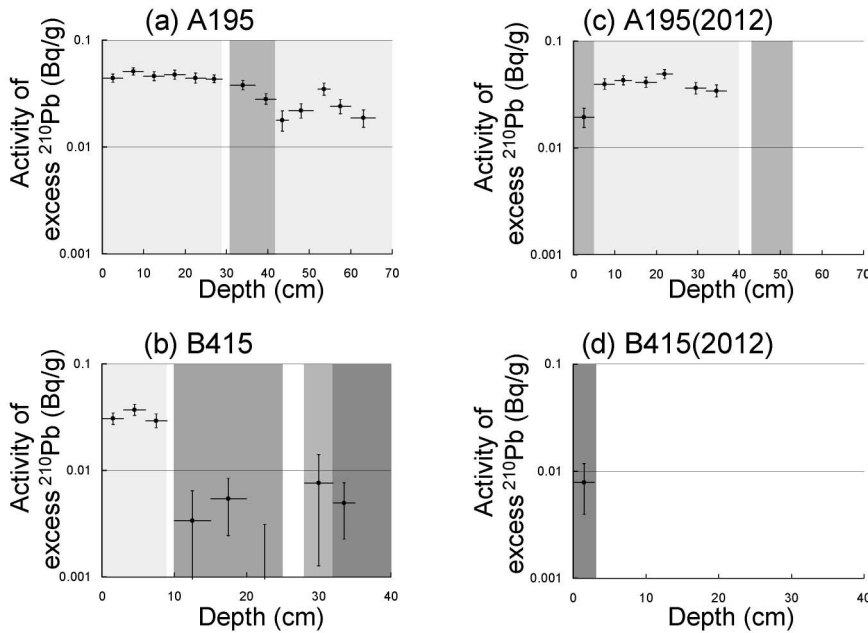


Fig. 6 Activities of excess ^{210}Pb in the core samples taken at the Mekong Delta, Vietnam. Horizontal and vertical bars indicate sample length and statistic counting error (1σ), respectively. Details of (a) - (d) are the same as in Fig. 2.

Table 2 Average activities of ^{210}Pb , ^{214}Pb , excess ^{210}Pb and ^{40}K in each core samples taken at the Mekong Delta, Vietnam.

Depth (cm)	(Number of samples)	Average activity (Bq/g) $\pm$ standard deviation (1σ)			
		^{210}Pb	^{214}Pb	excess ^{210}Pb	^{40}K
A195		counting error ± 0.005	counting error ± 0.001	counting error ± 0.005	counting error ± 0.011
0 - 29	(6)	0.081 $\pm$ 0.005	0.035 $\pm$ 0.003	0.046 $\pm$ 0.003	0.72 $\pm$ 0.01
31 - 42	(2)	0.064 $\pm$ 0.006	0.031 $\pm$ 0.001	0.033 $\pm$ 0.007	0.67 $\pm$ 0.02
42 - 66	(5)	0.053 $\pm$ 0.008	0.030 $\pm$ 0.002	0.024 $\pm$ 0.007	0.57 $\pm$ 0.08
0 - 66	(13)	0.068 $\pm$ 0.015	0.033 $\pm$ 0.004	0.035 $\pm$ 0.012	0.66 $\pm$ 0.09
A195(2012)		counting error ± 0.004	counting error ± 0.001	counting error ± 0.004	counting error ± 0.011
0 - 37	(7)	0.071 $\pm$ 0.010	0.033 $\pm$ 0.002	0.037 $\pm$ 0.009	0.68 $\pm$ 0.06
B415		counting error ± 0.006	counting error ± 0.001	counting error ± 0.006	counting error ± 0.015
0 - 9	(3)	0.075 $\pm$ 0.006	0.042 $\pm$ 0.003	0.032 $\pm$ 0.004	0.70 $\pm$ 0.02
10 - 25	(3)	0.025 $\pm$ 0.006	0.024 $\pm$ 0.002	0.003 $\pm$ 0.003	0.35 $\pm$ 0.01
28 - 32	(1)	0.031 $\pm$ 0.006	0.023 $\pm$ 0.001	0.008 $\pm$ 0.006	0.49 $\pm$ 0.02
32 - 35	(1)	0.022 $\pm$ 0.003	0.017 $\pm$ 0.001	0.005 $\pm$ 0.003	0.41 $\pm$ 0.01
0 - 35	(8)	0.044 $\pm$ 0.026	0.030 $\pm$ 0.011	0.015 $\pm$ 0.015	0.51 $\pm$ 0.17
B415(2012)					
0 - 3	(1)	0.050 $\pm$ 0.004	0.042 $\pm$ 0.001	0.008 $\pm$ 0.004	0.38 $\pm$ 0.01

ているか、もしくは ^{210}Pb の半減期22.3年と比べて相対的に速い混合が起こっていることを示している。しかし、放射性セシウム同位体の濃度分布がこの部分で一樣ではなかった事実から、混合はなかったと考えられるので、速い堆積であったと結論できる。上位30 cmまでの濃度変化から計算すると、 ^7Be を用いた場合と同様に見かけ上大きな平均堆積速度が得られたが、堆積速度は一定の濃度とフラックスで堆積物が供給されているという仮定に基づいており、当地では雨季と乾季とによって供給状況が刻一刻と変わると考えられるため、このような計算は定性的な確認に過ぎない。 ^{214}Pb 、 ^{40}K 等の核種は鉱物組成などを反映しており、30 cm以深においては下位で幾分変動しながら低下する傾向がみられているが、30 cm以浅と比べても極端に大きな変化はみられない (Table 2)。

一方、B415コアでは、表層10 cmまでとそれ以深とで ^{210}Pb 、 ^{214}Pb 、 ^{40}K 等の濃度にも明確な変化がみられ、堆積相の変化はあるものの、表層10 cmまでの濃度と比較するといずれも低濃度となっていた。このコアでも表層10 cmまでは過剰 ^{210}Pb の分布はほぼ一定でA195コアと同程度の濃度となっていた。また、下位の試料では ^{210}Pb と ^{214}Pb とが同等レベルであり、過剰 ^{210}Pb は0.01 Bq/gよりも低濃度で (Table 2を参照)、表層10 cmまでの堆積物やA195コアの上位試料よりも約1桁低かった。このことから、表層10 cmまでは比較的新しく、10 cm以深の部分は表層よりも

50年以上古い堆積物である可能性がある。

これに対し2012年2月の乾季に採取された試料では、A195 (2012) では2011年10月の雨季のコアでの濃度と大きな違いは明確ではなかった (Fig. 5の(a)と(c), Fig. 6の(a)と(c), Table 2を参照)。B415 (2012)のコアでは、表層でも過剰 ^{210}Pb は0.01 Bq/gよりも低濃度であり (Table 2を参照)、2011年雨季のコアの深度10 cmよりも下位の部分と類似する組成である。従って、上位10 cmに堆積していた雨季の堆積物が乾季には浸食によって除去されて10 cm以深の堆積物が表面に出ていると推定される。しかも古い堆積物であることから、乾季に新しい堆積物が残ることはなく、50年以上の間浸食が堆積よりも優勢であった可能性が推測される。

4.5 デルタにおける堆積環境

今回解析したメコンデルタのコアにおける放射性核種の分布、並びに雨季後と乾季における2回にわたる調査によって、調査地点数が少ないもののデルタ地域における堆積環境の季節変動が推定できる。

A195コアにおいては、深度30 cmを境に明らかな核種濃度分布の相違が確認されており、時間的間隔もしくはイベントが推定され、堆積環境の変化も伴っていたと考えられる。深度30 cmより上位の堆積物は古くても2011年5月よりも新しい堆積物である。30 cm以深の堆積物では、 ^7Be 濃度は検出限界以下で数値そのものの誤差が大きい、30 cm以深の最大値と深度

30 cm での ^7Be 濃度値から時間差を計算すると約2ヶ月となる。深度30 cm まで堆積した後に約2ヶ月以上の時間差をおいて、2011年5月以降にそこから堆積を開始したと推定される。

雨季の始まる前の4月に降下した福島原発事故由来の放射性セシウム同位体は、ほとんどが陸上の後背地に降下して、その表層土壤に ^7Be や ^{210}Pb と共に堆積したことだろう。これらの核種はいずれも土壤や粘土鉱物に対する吸着能が高いことから、土壤浸食や洪水などによる堆積物運搬に伴って挙動する。デルタ地域にはミャンマー、ラオス、タイ、カンボジア、ベトナム南部までの広い集水域の懸濁粒子が時間を掛けて運ばれ堆積するため、4月以降でもしばらくは原発事故以前に浸食・溶脱された土壤粒子などが僅かながらではあろうが運搬され堆積していたと考えられる。従って、このときの堆積物中には福島原発事故由来の放射性セシウム同位体は低濃度で、定常的な ^7Be や ^{210}Pb などが堆積していたと考えられる。

メコン川の上流でカンボジアとの国境に近い Tan Chau において2011年に観測された水位は、7月中旬まで2 m 以下であったが、8月には4 m 近くに漸増して9月末から10月初めに最大5 m 弱にまでなったことが観測されている (Fig. 7; Mekong River Commission, 2013.1.21)。従って、雨季となってメコン川の水位が上昇すると、それまでに河床に堆積していた堆

積物が運搬移動して堆積場にもたらされ、同時に流域の土壤浸食量も増大していき、表層に降下した原発事故由来の放射性セシウム同位体も溶脱されて、高濃度のセシウム同位体が堆積場にもたらされることとなった。こうした堆積はおそらく9月頃から盛んになったのであろう。しかし、福島原発事故由来の放射性セシウム同位体は4月だけの降下物であったために土壤のほんの表層のみの堆積であった。このため、雨季が10月まで継続しても、その後の浸食土壤は福島原発事故由来の放射性セシウム同位体を含まないより深い土壤粒子となってしまう、デルタではその上位に放射性セシウム同位体は高濃度に堆積していない。一方、 ^7Be や ^{210}Pb などは定常的に後背地や集水域の土壤に降下し続けるために、堆積場でもほぼ同様に速い堆積速度で堆積を続けたと推測される。このため、10月末に採取したコアでは、8月から9月以降に大量に堆積した様子が観察されることになったと考えられる。

乾季に入ってから、メコン川からの懸濁物の供給も減るために新たな堆積は起こらず、逆に沿岸海域における北東からの季節風とそれに伴う波浪が強くなり、堆積物の浸食が進むようになる (Tamura *et al.*, 2010)。このため、雨季に堆積していた堆積物はほとんどが波にさらわれて失われ、福島原発事故由来の放射性セシウム同位体は見られなくなってしまった。乾季に採取したコアは同一場所で採取しても雨季のもの

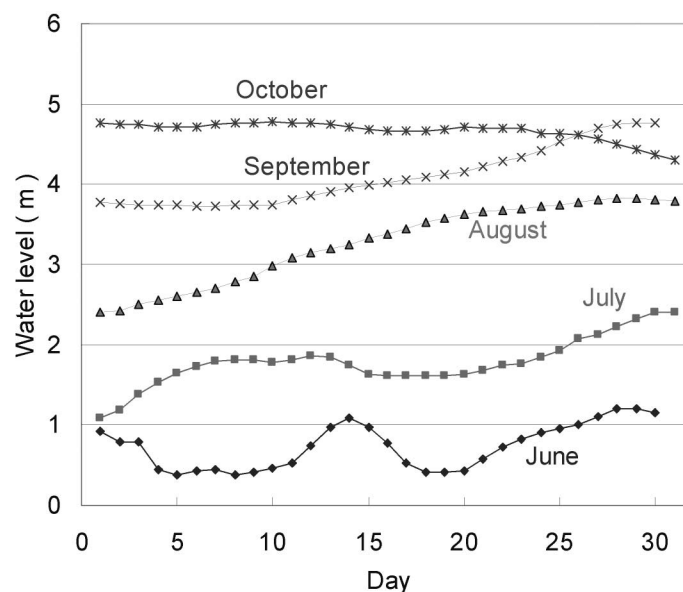


Fig. 7 Observed water level of the Mekong River in Tan Chau in 2011 (Mekong River Commission, 2013.1.21).

と全く同一ではないため、浸食された深さが深度20 cm 程度なのか、それとも30 cm 以深までいくのかなど、浸食深度に関しては核種濃度の分布パターンからは推定できない。しかし、雨季に堆積した堆積物の20 cm 以上が、乾季には浸食され消失したという季節変動が本研究により明らかになった。

一方、B415地点はA195よりも北東部で河口により近いが、潮汐海浜の沖合の潮汐低地にあたるため、潮汐海浜のトラフにあたる堆積場のA195地点とは地理的にも異なり、堆積環境もそれとは異なっている。雨季後に採取したコアの ^7Be 濃度分布や過剰鉛-210濃度分布から、新しい堆積層の厚みは10 cm 程度と推定されているが、A195コアと比較すると1/3程度であり、堆積作用が弱いことを示唆している。一方、45 cm までの深度では放射性セシウム同位体のピークを見いだすことは不可能であり、堆積がA195コアよりも遅いと同時に、50年以上古い堆積物が基底に存在するなど堆積・浸食メカニズムがA195地点と異なっている可能性がある。堆積物の新旧を広域に解明することができれば、3次元モデルを構築することも可能であろう。それは今後の課題の一つとなると考えられる。

5. ま と め

^7Be を堆積物に適用した研究は国際的にも少なく、国内の機関においてはこれまでほとんどなされておらず、著者らは堆積速度が大きく変動も大きいデルタ堆積物に適用して最初の結果を得た。ベトナムのメコンデルタの堆積物を調査し、 ^7Be をはじめ、 ^{210}Pb 及び放射性Cs同位体などの放射性核種を用いて、雨季の終わる10月末と乾季の2月という短期間における堆積環境の季節変動を明らかにした。

堆積の盛んな雨季に潮汐海浜のトラフにあたるA195地点において採取したコア試料では、表層の堆積物に ^7Be が検出され、約200日以内の若い堆積物であることが確認された。また短期的なフラックス、濃度が一定という仮定をおき ^7Be 、 ^{210}Pb を用いて堆積速度を算出すると、速い堆積速度であったことが示された。2011年3月の福島第一原子力発電所事故に由来する ^{134}Cs 及び ^{137}Cs も検出され、このことから2011年の堆積物であることが明らかにされた。

2012年の乾季に採取したコア試料では、表層試料においても ^7Be が検出されず、また、前年観測された福島第一原子力発電所事故に由来する ^{134}Cs 及び ^{137}Cs もほとんど検出されなかったことから、前年の雨季に

堆積した堆積物は、3ヶ月という短期間の間に浸食・除去されていたことが明らかとなった。しかも、このような堆積・浸食作用の程度は、デルタ沿岸域でも場所によって相違があることが判明した。

本研究により、デルタ堆積物の解析に ^7Be や ^{210}Pb などの天然放射性核種、放射性Cs同位体を利用することで有用な情報が得られることが明らかとなった。これらの手法を適用することにより、更に調査回数・調査地点を増やして堆積物の時間分解能や空間分解能を高めることができれば、デルタ地域の堆積環境変化、特に季節変動のみならず、ダム建設の影響や山地の森林伐採による土壌流出などの影響を加味した堆積環境変化をモデル化して、将来予測や影響評価を行うことができるものと期待される。

謝 辞

本稿をとりまとめる上で、2名の匿名の査読者から貴重なコメントをいただいた。ここに記して、厚く御礼申し上げる。

引用文献

- Appleby, P. G. and Oldfield, F. (1978) The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, **5**, 1-8.
- Blake, W. H., Walling, D. E. and He, Q. (1999) Fallout beryllium-7 as a tracer in soil erosion investigations. *Applied Radiation and Isotopes*, **51**, 599-605.
- Cochran, J. K., Frignani, M., Salamanca, M., Bellucci, L. G. and Guerzoni, S. (1998) Lead-210 as a tracer of atmospheric input of heavy metals in the northern Venice Lagoon. *Marine Chemistry*, **62**, 15-29.
- Fitzgerald, S. A., Klump, J. V., Swarzenski, P. W., Mackenzie, R. A. and Richards, K. D. (2001) Beryllium-7 as a tracer of short-term sediment deposition and resuspension in the Fox River, Wisconsin. *Environmental Science and Technology*, **35**, 300-305.
- Hawley, N., Robbins, J. A. and Eadie, B. J. (1986) The partitioning of ^7Be in fresh water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **50**, 1127-1131.
- Huh, C-A., Hsu, S-C. and Lin, C-Y. (2012) Fukushima-derived fission nuclides monitored around Taiwan: Free tropospheric versus boundary layer transport. *Earth and Planetary Science Letters*, **319-320**, 9-14.
- 金井豊 (2000) 鉛-210堆積年代測定法とその問題点. 地球化学, **34**, 23-39.
- Kanai, Y. (2012) Monitoring of aerosols in Tsukuba after Fukushima Nuclear Power Plant incident in 2011. *Journal of Environmental Radioactivity*, **111**, 33-37.
- 金井豊・齋藤文紀 (2011) 環境ガンマ放射線測定用井戸型ゲル

- マニウム検出器の特性と原発事故によるバックグラウンド汚染—地質調査総合センターに設置されたシステムを例に—。地質調査研究報告, **62**, 357–369.
- 金井豊・井内美郎・片山肇・斎藤文紀 (1995) ^{210}Pb , ^{137}Cs 法による長野県諏訪湖底質の堆積速度の見積り。地質調査所月報, **46**, 225–238.
- 金井豊・井内美郎・山室真澄・徳岡隆夫 (1998) 島根県宍道湖の底質における堆積速度と堆積環境。地球化学, **32**, 71–85.
- 金井豊・山室真澄・井内美郎・徳岡隆夫 (2002) 島根・鳥取県中海における堆積速度と堆積環境。地球化学, **36**, 161–178.
- Kanai, Y., Saito, Y., Tamura, T., Nguyen, V. L., Ta, T. K. O and Sato, A. (2013) Sediment erosion revealed by study of Cs isotopes derived from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Geochemical Journal*, **47**, 79–82.
- Koide, M., Soutar, A. and Goldberg, E. D. (1972) Marine geochronology with Pb-210. *Earth and Planetary Science Letters*, **14**, 442–446.
- Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J. M. and Mrybeck, M. (1971) Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, **11**, 407–414.
- Long, N. Q., Truong, Y., Hien, P. D., Binh, N. T., Sieu, L. N., Giap, T. V. and Phan, N. T. (2012) Atmospheric radionuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear reactor accident observed in Vietnam. *Journal of Environmental Radioactivity*, **111**, 53–58.
- Mekong River Commission (2013.1.21) Graph of Water Levels 2011. http://ffw.mrcmekong.org/historical_data/2011/his_data_11.htm.
- Murray, A. S., Olley, J. M. and Wallbrink, P. J. (1992) Natural radionuclide behavior in the fluvial environment. *Radiation Protection Dosimetry*, **45**, 285–288.
- Palinkas, C. M., Nittroter, C. A., Wheatcroft, R. A. and Langone, L. (2005) The use of ^7Be to identify event and seasonal sedimentation near the Po River delta, Adriatic Sea. *Marine Geology*, **222–223**, 95–112.
- Rose, L. E. and Kuehl, S. A. (2010) Recent sedimentation patterns and facies distribution on the Poverty Shelf, New Zealand. *Marine Geology*, **270**, 160–174.
- 斎藤文紀・田中明子・田村亨・西村清和・松本弾・西田尚央・金井豊・上原克人・楊作升・王厚杰・Lap, N. V.・Ta, T. K. O.・Dao, L. M.・山下翔大 (2012) 24. メガデルタ沿岸環境保全のための観測診断技術と管理手法の開発。平成22年度地球環境保全等試験研究費報告書, 環境省, 24.1–24.23.
- Steinmann, P., Billen, T., Loizeau, J. -L. and Dominik, J. (1999) Beryllium-7 as a tracer to study mechanisms and rates of metal scavenging from lake surface waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **63**, 1621–1633.
- Tagami, K., Uchida, S., Uchihori, Y., Ishii, N., Katamura, H. and Shirakawa, Y. (2011) Specific activity and activity ratios of radionuclides in soil collected about 20 km from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant: Radionuclide release to the south and southwest. *Science of the Total Environment*, **409**, 4885–4888.
- Tamura, T., Horaguchi, K., Saito, Y., Nguyen, V. L., Tateishi, M., Ta, T. K. O., Nanayama, F. and Watanabe, K. (2010) Monsoon-influenced variations in morphology and sediment of a mesotidal beach on the Mekong River delta coast. *Geomorphology*, **116**, 11–23.
- Tanaka, N. and Tsunogai, S. (1983) Behavior of Be-7 in Funka Bay, Japan with special reference to those of insoluble nuclides, Th-234, Po-210 and Pb-210. *Geochemical Journal*, **17**, 9–17.
- Turner, A. (1996) Trace-metal partitioning in estuaries: importance of salinity and particle concentration. *Marine Chemistry*, **54**, 27–39.
- Wallbrink, P. J. and Murray, A. S. (1994) Fallout of Be-7 in south Eastern Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, **25**, 213–228.
- Yamagata, T., Sugihara, S., Morinaga, I., Matsuzaki, H. and Nagai, H. (2010) Short term variations of ^7Be , ^{10}Be concentrations in atmospheric boundary layer. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, **268**, 1135–1138.
- Young, J. A. and Silker, W. B. (1980) Aerosol deposition velocities on the Pacific and Atlantic oceans calculated from ^7Be measurements. *Earth and Planetary Science Letters*, **50**, 92–104.
- Zhu, J. and Olsen, C. R. (2009) Beryllium-7 atmospheric deposition and sediment inventories in the Neponset River estuary, Massachusetts, USA. *Journal of Environmental Radioactivity*, **100**, 192–197.