ระดับรังสีซีเซียม-137 และความเสียหายของดีเอ็นเอในหอยแมลงภู่ Perna viridis บริเวณชายฝั่งทะเลของประเทศไทย ด้วย Comet Assay

ยุทธนากร สุขจันทรา[1], วันวิวาห์ ตุ้มน้อย[1*] และยุทธนา ตุ้มน้อย[2]

Caesium-137 Radiation Doses and DNA Damage in Asian Green Mussel (Perna viridis) from Coastal Areas of Thailand, using Comet Assay

Yuttanagon Sookjuntra[1], Wanwiwa Tumnoi[1*] and Yutthana Tumnoi[2]

[1]ภาควิชาชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยศิลปากร วิทยาเขตพระราชวังสนามจันทร์ จังหวัดนครปฐม 73000
[2]กลุ่มเฝ้าตรวจกัมมันตภาพรังสี สำนักสนับสนุนการกำกับดูแลความปลอดภัยจากพลังงานปรมาณู สำนักงานปรมาณูเพื่อสันติ กรุงเทพมหานคร 10900

[1]Department of Biology, Faculty of Science, Silpakorn University, Nakhon Pathom, 73000
[2]Radiation Monitoring Group, Bureau of Technical Support for Safety Regulation, Office of Atoms for Peace, Bangkok, 10900
*Corresponding author. E-mail: wiwa111@yahoo.com

บทคัดย่อ

ปัจจุบันภูมิภาคเอเชีย-แปซิฟิกมีโรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์อยู่มากกว่า 100 แห่ง ในหลายประเทศ ซึ่งมีการปล่อยสารกัมมันตรังสีทั้งระดับต่ำออกสู่ทะเลอย่างต่อเนื่องในการดำเนินงานปกติและและระดับสูงในสภาวะฉุกเฉินทางนิวเคลียร์และรังสี อ่าวไทยและทะเลอันดามันเป็นส่วนหนึ่งของอินโดแปซิฟิคซึ่งเป็นแหล่งที่ตั้งของโรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์จำนวนมาก ส่งผลให้สิ่งมีชีวิตทางทะเลของไทยอาจจะได้รับผลกระทบทางรังสีทั้งในสภาวะปกติและฉุกเฉินทางนิวเคลียร์และรังสีในอนาคต ดังนั้นข้อมูลการสะสมสารกัมมันตรังสีรวมถึงสภาพความเสียหายของดีเอ็นเอในสัตว์ทะเลของไทยในสภาวะปกติจึงมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการประเมินผลกระทบทางรังสีต่อสิ่งมีชีวิตทางทะเล และเป็นข้อมูลที่ใช้ในการกำหนดเกณฑ์ความปลอดภัยทางรังสีของสัตว์ทะเล การวิจัยเบื้องต้นนี้ทำการศึกษาระดับรังสีซีเซียม-137 (Cs-137) ในหอยแมลงภู่ (Perna viridis) ระหว่างเดือนธันวาคม 2558 และมกราคม 2559 จากจังหวัดชลบุรี สุราษฎร์ธานี และระนอง ควบคู่กับการตรวจสอบความเสียหายของดีเอ็นเอในเซลล์เม็ดเลือดด้วยเทคนิค Comet assay ผลการศึกษาพบว่า ระดับรังสีซีเซียม-137 ในหอยแมลงภู่จากทั้งสามบริเวณมีค่าอยู่ในระหว่าง 0.0063-0.0144 nGy/h ซึ่งต่ำกว่าเกณฑ์ความปลอดภัยทางรังสีของสิ่งมีชีวิตทางน้ำที่กำหนดไว้ที่ 10 μGy/h และสอดคล้องกับความเสียหายของดีเอ็นเอจากทั้ง 3 พื้นที่ ที่อยู่ในระดับต่ำมากเช่นเดียวกัน โดยมี % tail DNA อยู่ระหว่าง 1.52-2.56% การศึกษานี้แสดงให้เห็นว่า ปริมาณกัมมันตภาพรังสีของซีเซียม-137 ในน้ำทะเลและสิ่งมีชีวิตทางทะเลของไทย อยู่ในระดับที่ต่ำมากและไม่ก่อให้เกิดความเสียหายต่อดีเอ็นเอของเซลล์เม็ดเลือดหอยแมลงภู่

คำสำคัญ: ซีเซียม-137 ความเสียหายของดีเอ็นเอ หอยแมลงภู่

Abstract

Recently, there are more than 100 nuclear power plants (NPPs) in several countries in Asia-Pacific region. Low level radioactive wastes are continuously released into nearby sea during the routine operation while radioactive waste with high levels will be found in the environment after nuclear accidents. The Gulf of Thailand and the Andaman Sea are parts of in Indo-Pacific where a number of NPPs are located. This might lead to radiological effects on Thai marine organisms due to recent releases of radioactive waste and future nuclear accidents. Thus, baseline data on radioactivity and DNA damage in Thai marine biota in a normal radiological situation is

extremely vital for future radiological impact assessments. In addition, obtained data will be used to establish the national safety standard for marine organisms. This preliminary research investigated radiation doses from Caesium-137 (Cs-137) received by Asian green mussel Perna viridis between December 2015 and January 2016 from Chonburi, Suratthani and Ranong Provinces. In conjunction with Cs-137 radiation doses, DNA damage in mussel haemocyte using comet assay was also examined. Our results showed that Cs-137 radiation doses in the mussles collected from 3 study areas were between 0.0063-0.0144 nGy/h which is well below the safety level of 10 μ Gy/h. The recent finding is in agreement with minimum tail DNA varied between 1.52 and 2.56%. These results indicate that Cs-137 radio activities in Thai seawater and marine biota are very low and have no impact on DNA damage to the investigated green mussels' hemocytes.

Keywords: Cs-137, DNA damage, Green mussel

บทนำ

เทคโนโลยีทางด้านนิวเคลียร์ถูกนำมาใช้ประโยชน์ในหลากหลายด้าน อาทิเช่น การแพทย์ อุตสาหกรรม การเกษตร รวมถึงการใช้เพื่อผลิตกระแสไฟฟ้า ปัจจุบันทวีปเอเชีย-แปซิฟิกมีโรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์เดินเครื่องอยู่มากกว่า 123 โรง ยังไม่รวมถึงที่กำลังก่อสร้าง และมีแผนที่จะสร้างเพิ่มขึ้นในหลายประเทศ (World Nuclear Association (WNA), 2015) ทั้งนี้ ประเทศเวียดนามได้ยืนยันแผนการสร้างโรงฟ้าพลังงานนิวเคลียร์ระยะแรก จำนวน 4 โรง จะก่อสร้างเสร็จและสามารถเดินเครื่องผลิตกระแสไฟฟ้าได้ในปี 2563 โดยเริ่มก่อสร้างแห่งแรกที่จังหวัดนินห์ถ่วน (Ninh Thuan) บริเวณชายฝั่งทางตอนใต้ของประเทศติดกับทะเลจีนใต้ (ศศย, 2556) ซึ่งก่อให้เกิดความกังวลใจแก่ชาติสมาชิกอาเซียนที่อยู่ล้อมรอบ เพราะอาจส่งผลให้บริเวณชายฝั่งทะเลที่อยู่ใกล้กับโรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์มีปริมาณกัมมันตภาพรังสีสูงกว่าพื้นที่อื่น ๆ ทั้งในสภาวะปกติและเมื่อเกิดอุบัติเหตุ อย่างเช่นที่เกิดขึ้นกับโรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์ที่เชอร์โนบิล สหภาพโซเวียต (เดิม) ในปี 1986 และที่ฟูกุชิมาไดอิจิ ประเทศญี่ปุ่น ในปี 2011 ส่งผลให้สารกัมมันตรังสีจำนวนมากรั่วไหลออกสู่สิ่งแวดล้อม โดยเฉพาะซีเซียม-137 (Cs-137) ซึ่งเป็นสารกัมมันตรังสีตัวหลักที่พบจากการรั่วไหลและมีค่าครึ่งชีวิตยาวนานถึง 30 ปี (ดุลยพงศ์, 2556) ซีเซียม-137 สลายตัวโดยการแผ่รังสีบีตา และรังสีแกมมาออกมาและเป็นพิษต่อสารพันธุกรรมของสิ่งมีชีวิต เช่น ทำลายสายดีเอ็นเอ และเกิดการก่อมะเร็ง (carcinogenesis) (Jha et al., 2000a, b; Moore et al., 2004) อีกทั้ง ยังสามารถแพร่กระจายไปได้ไกลจากแหล่งกำเนิดมากกว่า 2,000 กิโลเมตร (Devell et al., 1986; Salbu et al., 1994) สุดท้ายมหาสมุทรจะเป็นตัวรองรับน้ำที่มีการปนเปื้อนสารกัมมันตรังสีที่ถูกชะล้างลงมา (Coleman et al., 2003) การเกิดอุบัติเหตุในลักษณะนี้ จะส่งผลกระทบในขอบเขตที่กว้างและกินระยะเวลายาวนาน มีผลร้ายแรงต่อคนและสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ จำนวนมาก และมักเกิดขึ้นอย่างฉับพลันโดยไม่สามารถป้องกันได้ทัน

การประเมินระดับรังสีและผลกระทบของรังสีจากสารกัมมันตรังสีที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติและที่มนุษย์สร้างขึ้นต่อสิ่งมีชีวิตนั้น ในต่างประเทศมีข้อมูลอยู่พอสมควร (IAEA, 1992; ICRP, 1991) แต่สำหรับประเทศไทยนั้นเน้นไปที่การตรวจวัดปริมาณกัมมันตภาพรังสีในน้ำทะเลและในสัตว์ทะเล เช่น หอยแมลงภู่ และหอยนางรม (Mahapanyawong et al., 1992; Phaopeng et al., 2012) และการประเมินระดับรังสีที่สิ่งมีชีวิตได้รับ เช่น โพโลเนียม-210 (ยุทธนา, 2551; Porntepkasemsan et al., 2015) และ

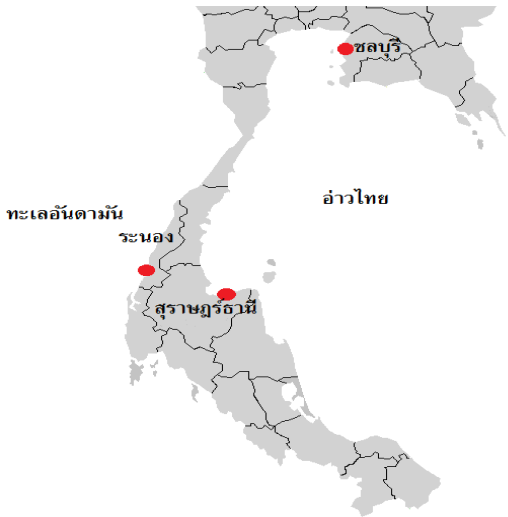
ซีเซียม-137 (ยุทธนา, 2555) แต่ยังไม่เคยมีการศึกษาผลกระทบของสารกัมมันตรังสีต่อพันธุกรรมของสิ่งมีชีวิตทางทะเลของไทยมาก่อน จากข้อจำกัดข้างต้นก่อให้เกิดความกังวลว่า หากเกิดการรั่วไหลของสารกัมมันตรังสีออกสู่สิ่งแวดล้อมในอนาคตจะทำให้ไม่สามารถประเมินผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในทะเลรวมถึงผู้บริโภคลำดับสูงสุดในระบบนิเวศโดยเฉพาะมนุษย์ได้ หรือการประเมินไม่มีความแม่นยำหรือมีความคลาดเคลื่อนสูง เนื่องจากต้องอ้างอิงข้อมูลของสิ่งมีชีวิตในต่างประเทศ

หอยแมลงภู่จัดเป็นสัตว์ทะเลที่นิยมนำมาศึกษาผลกระทบจากรังสี เนื่องจากพบได้ตามชายฝั่งทั่วไป ดำรงชีวิตแบบเกาะติดถาวร กรองกินอาหารจากมวลน้ำ โดยเฉพาะอินทรีย์สารซึ่งมักมีการปนเปื้อนของสารกัมมันตรังสีสูง อีกทั้งยังเป็นอาหารของสัตว์ทะเลอื่นๆ รวมถึงมนุษย์ด้วย (Macklin et al., 2014) จากข้อมูลข้างต้น งานวิจัยนี้จึงสนใจศึกษาปริมาณกัมมันตภาพรังสีซีเซียม-137 ในน้ำทะเลและหอยแมลงภู่เพื่อประเมินระดับรังสีที่หอยแมลงภู่ได้รับ รวมถึงความเสียหายของดีเอ็นเอของหอยในสภาวะปกติ เพื่อใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานในการประเมินผลกระทบทางรังสีต่อสิ่งมีชีวิตทางทะเลของประเทศไทยจากโรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์ในอนาคต ตลอดจนสามารถนำผลการศึกษาไปใช้ในการกำหนดเกณฑ์มาตรฐานความปลอดภัยทางรังสีของสิ่งมีชีวิตในทะเลได้

วัสดุอุปกรณ์และวิธีการ

1. พื้นที่เก็บตัวอย่างน้ำทะเลและหอยแมลงภู่ Perna viridis

เก็บตัวอย่างน้ำทะเลและหอยแมลงภู่ระหว่างเดือนธันวาคม 2558 และมกราคม 2559 จาก 3 บริเวณ เป็นตัวแทนพื้นที่ชายฝั่งทะเลของประเทศไทย (รูปที่ 1) ได้แก่ (1) ชายฝั่งทะเลอ่าวไทยฝั่งตะวันออก จากสถานีวิจัยประมงศรีราชา คณะประมง มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จังหวัดชลบุรี (2) ชายฝั่งทะเลอ่าวไทยฝั่งตะวันตก จากแหล่งเพาะเลี้ยงหอยแมลงภู่บริเวณปากคลองกะแดะ ตำบลกะแดะ อำเภอกาญจนดิษฐ์ จังหวัดสุราษฎร์ธานี (3) ชายฝั่งทะเลอันดามัน จากแหล่งเพาะเลี้ยงหอยแมลงภู่ชายฝั่ง อำเภอกะเปอร์ จังหวัดระนอง



รูปที่ 1 พื้นที่จุดเก็บตัวอย่างน้ำทะเลและหอยแมลงภู่ทั้ง 3 จังหวัด ได้แก่ ชลบุรี สุราษฎร์ธานี และระนอง

2. การวิเคราะห์ปริมาณกัมมันตรังสีซีเซียม-137 และประเมินระดับรังสี

2.1 การวิเคราะห์ปริมาณกัมมันตรังสีซีเซียม-137 ในน้ำทะเล

เก็บน้ำทะเลจากพื้นที่เลี้ยงหอยทั้ง 3 แหล่ง พื้นที่ละ 40 ลิตร เติมกรดไนตริก ลงไปเพื่อป้องกันไม่ให้ซีเซียม-137 ไปติดอยู่ที่ผิวของภาชนะบรรจุน้ำทะเล แล้วส่งไปยังห้องปฏิบัติการ กรองน้ำทะเลด้วยกระดาษกรองขนาด 0.45 μm หลังจากนั้นนำไปผ่านขั้นตอนการตกตะกอนร่วมกับ Ammonium molybdophosphate (AMP) แล้ววิเคราะห์ปริมาณกัมมันตภาพรังสีซีเซียม-137 ด้วยระบบวิเคราะห์แกมมาสเปคโตรเมตรี

2.2 การวิเคราะห์ปริมาณกัมมันตรังสีซีเซียม-137 และประเมินระดับรังสีสะสมในหอยแมลงภู่ Perna viridis

เก็บตัวอย่างหอยแมลงภู่ตัวเต็มวัย ซึ่งเป็นขนาดตลาด จากจังหวัดชลบุรี สุราษฎร์ธานี และระนอง มีความยาวเฉลี่ย 7.10± 0.47 8.35± 0.65 และ9.29+0.83 เซนติเมตร ตามลำดับ พื้นที่ละ 50 กิโลกรัม เผาตัวอย่างเนื้อหอยแมลงภู่ ที่อุณหภูมิไม่เกิน 450 องศาเซลเซียส แล้วจึงนำไปวิเคราะห์ปริมาณกัมมันตภาพรังสีซีเซียม-137 ด้วยระบบวิเคราะห์แกมมาสเปคโตรเมตรี

ประเมินระดับรังสีของซีเซียม-137 ในหอยแมลงภู่ โดยการนำข้อมูลปริมาณกัมมันตภาพรังสีซีเซียม-137 ในน้ำทะเลและที่สะสมอยู่ในหอยแมลงภู่มาคำนวณร่วมกับค่า Dose Conversion Coefficients (DCCs) (FASSET, 2003) เพื่อให้ได้เป็นระดับรังสีซีเซียม-137 ที่หอยแมลงภู่ได้รับจากสิ่งแวดล้อมภายนอกและที่ได้รับจากภายในตัวหอยเองจากการบริโภคอาหารตามลำดับ

3. การศึกษาระดับความเสียหายทางพันธุกรรมในหอยแมลงภู่

3.1 การเก็บตัวอย่างเลือด การตรวจนับจำนวนเม็ดเลือดและตรวจสอบเปอร์เซ็นต์เซลล์เม็ดเลือดที่มีชีวิตของหอยแมลงภู่

เก็บตัวอย่างหอยแมลงภู่เช่นเดียวกับข้อ 2.2 พื้นที่ละ 20 ตัว ดูดเลือดจากหอยแมลงภู่บริเวณเอ็นยึดเปลือกด้านท้าย (Posterior adductor muscle) ด้วยหลอดฉีดยาขนาด 1 มิลลิลิตร ขนาดเข็มเบอร์ 26G x 1/2 โดยรวมเลือดหอย 2 ตัว เพื่อให้ได้เลือดเพียงพอต่อการศึกษาและลด Inter-individual variability ตรวจนับจำนวนเม็ดเลือดทั้งหมดและตรวจสอบเปอร์เซ็นต์เซลล์เม็ดเลือดที่มีชีวิตด้วยเทคนิค trypan blue dye exclusion test โดยตัวอย่างเลือดที่นำมาศึกษาต้องมีจำนวนเม็ดเลือดไม่ต่ำกว่า 1x106 เซลล์/มิลลิลิตร และอัตราการรอดชีวิตของเซลล์ >75 เปอร์เซ็นต์

3.2 การตรวจสอบความเสียหายของดีเอ็นเอ (Comet assay)

วิธีการศึกษาดัดแปลงจาก Benhusein et al. (2010) เลือดหอยที่ผสม 2 เปอร์เซ็นต์ (w/v PBS) Low melting point agarose (LMA) (อัตราส่วน1:1) จะถูกหยดเป็นชั้นกลางระหว่าง 1 เปอร์เซ็นต์ LMA บนสไลด์ ทำการย่อยเยื่อหุ้มเซลล์และเยื่อหุ้มนิวเคลียสโดยแช่สไลด์ใน Lysis solution 1 ชั่วโมง โดยตั้งแต่ขั้นนี้เป็นต้นไปทำในที่มืดและเย็น (4 องศาเซลเซียส) เพื่อป้องกันความเสียหายหรือการซ่อมแซมดีเอ็นเอ คลายเกลียวดีเอ็นเอโดยแช่สไลด์ใน Electrophoresis buffer นาน 30 นาที หลังจากนั้น แยกชิ้นส่วนของดีเอ็นเอที่แตกหักด้วยกระแสไฟฟ้า 300 mA, 20V 30 นาที ปรับ pH ของตัวอย่างให้เป็นกลางด้วย Neutralization buffer 10 นาที รักษาสภาพของดีเอ็นเอด้วย Methanol เป็นเวลา 15 นาที ล้างสไลด์ด้วยน้ำกลั่น 1 ครั้ง ย้อมสีด้วย Ethidium bromide 15 นาที ล้างสีออกด้วยน้ำกลั่น แล้วจึงนำไปตรวจสอบความ

เสียหายของดีเอ็นเอ ด้วยกล้องจุลทรรศน์ฟลูออเรสเซนต์พร้อมถ่ายรูปดีเอ็นเอ และวิเคราะห์ % Tail DNA 100 เซลล์ ด้วยโปรแกรม LUCIA Comet Assay นอกจากนี้ยังมีการเตรียม Positive control โดยให้เม็ดเลือดสัมผัสกับ hydrogen peroxide (H2O2) ซึ่งเป็นสารอ้างอิงที่เป็นพิษต่อพันธุกรรม ที่ความเข้มข้น 100 μM เป็นเวลา 10 นาที

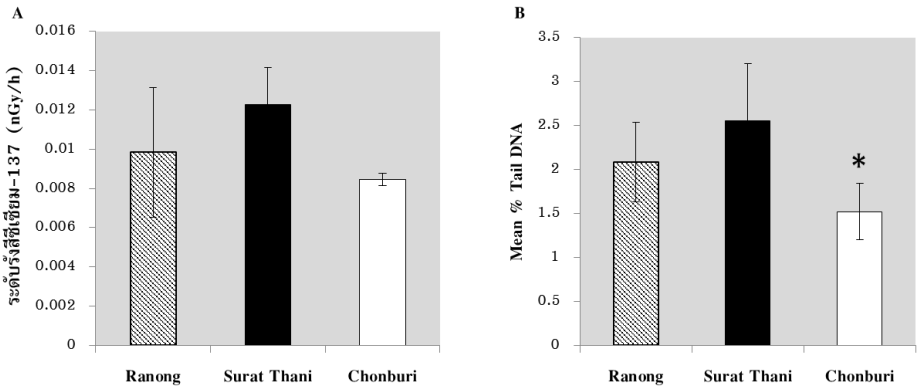
ผลการศึกษา

ระดับรังสีซีเซียม-137 สะสมในหอยแมลงภู่ Perna viridis

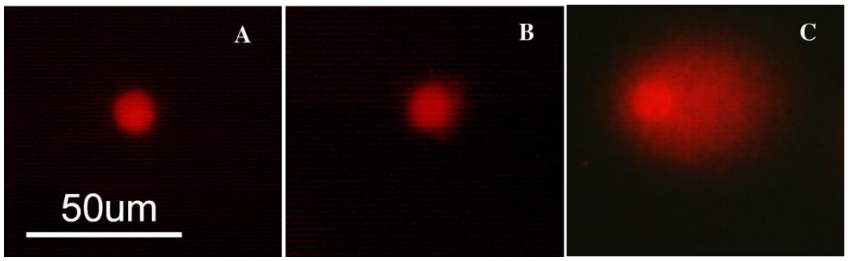
การประเมินระดับรังสีของซีเซียม-137 ในหอยแมลงภู่ พบว่าหอยที่จังหวัดชลบุรี สุราษฎร์ธานี และระนอง (รูปที่ 2A) มีระดับรังสีอยู่ที่ในช่วง 0.0082-0.0088 nGy/h (0.0085+0.0003 nGy/h), 0.0106-0.0144 nGy/h (0.0123+0.0019 nGy/h) และ 0.0063-0.0129 nGy/h(0.0098+0.0033 nGy/h) ตามลำดับ และระดับรังสีซีเซียม-137 ในหอยแมลงภู่จากทั้ง 3 บริเวณ ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ

ความเสียหายทางพันธุกรรมในหอยแมลงภู่ Perna viridis

การตรวจสอบความเสียหายของดีเอ็นเอในเม็ดเลือดหอยแมลงภู่ Perna viridis จากจังหวัดชลบุรี สุราษฎร์ธานี และระนอง ด้วยเทคนิค Comet assay (รูปที่ 2B และ 3) พบว่า % Tail DNA ของทั้งสามพื้นที่มีค่าต่ำอยู่ในช่วง 1.52± 0.320-2.56± 0.65% ความเสียหายของดีเอ็นเอในเม็ดเลือดหอยแมลงภู่จากจังหวัดระนองและสุราษฎร์ธานีไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ แต่ทั้งสองพื้นที่มี % Tail DNA สูงกว่าจังหวัดชลบุรีอย่างมีนัยสำคัญ (One-way ANOVA, $p<0.05$) นอกจากนี้ การตรวจสอบความเสียหายของดีเอ็นเอด้วยสารอ้างอิงที่เป็นพิษต่อพันธุกรรมพบ % Tail DNA สูงถึง 64.33 ± 5.11% ซึ่งแตกต่างจากพื้นที่ศึกษาอย่างมีนัยสำคัญ (One-way ANOVA, $p<0.05$) แสดงว่าเทคนิคที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้สามารถตรวจวัดการแตกหักของดีเอ็นเอได้



รูปที่ 2 ค่าที่วัดได้จากหอยแมลงภู่ Perna viridis จากจังหวัดระนอง สุราษฎร์ธานี และชลบุรี ระหว่างเดือนธันวาคม 2558 และมกราคม 2559 (Mean±SD) (*แสดงความมีนัยสำคัญทางสถิติ $p<0.05$) A) ระดับรังสีซีเซียม-137 B) ความเสียหายของดีเอ็นเอ (% Tail DNA) ในเม็ดเลือดหอยแมลงภู่



รูปที่ 3 ความเสียหายของดีเอ็นเอ (% Tail DNA) จากการตรวจวัดด้วยเทคนิค Comet assay ในเม็ดเลือดหอยแมลงภู่ Perna viridis A) ไม่เสียหาย (0%) B) เสียหายต่ำมาก (2.90%) C) เสียหายมาก (68.62%)

อภิปรายผลการศึกษา

จากผลการศึกษาพบระดับรังสีซีเซียม-137 ในหอยแมลงภู่ระหว่างเดือนธันวาคม 2558 และมกราคม 2559 ทั้งสามบริเวณมีค่าอยู่ระหว่าง 0.0063-0.0144 nGy/h (0.0102± 0.0025 nGy/h) เมื่อเปรียบเทียบกับเกณฑ์ความปลอดภัยทางรังสีของสิ่งมีชีวิตทางน้ำที่กำหนดไว้ที่ 10 μ Gy/h (CEC, 2005) พบว่า หอยแมลงภู่ของประเทศไทย ในการศึกษาครั้งนี้ ได้รับระดับรังสีของซีเซียม-137 ต่ำกว่าเกณฑ์ความปลอดภัย ซึ่งสอดคล้องกับข้อมูลของหอยแมลงภู่จากบริเวณอ่าวไทยและทะเลอันดามันในปี 2554 ซึ่งเป็นช่วงเวลาหลังเกิดอุบัติเหตุที่โรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์ฟุกูชิมาไดอิจิ ประเทศญี่ปุ่น โดยมีระดับรังสีของซีเซียม-137 เฉลี่ยที่ 0.005+0.002 μ Gy/h (ยุทธนา, 2555) นอกจากนี้ ยังสอดคล้องกับการรายงานระดับรังสีของซีเซียม-137 ในสัตว์ทะเลไม่มีกระดูกสันหลังชนิดอื่น ๆ เช่น หอยแครง (0.003+0.001 μ Gy/h) กุ้ง (0.010+0.005 μ Gy/h) และปลาหมึก (0.019+0.009 μ Gy/h) ในปี 2554 (ยุทธนา, 2555) และในปลาหมึก (0.012+0.005 nGy/h) จากอ่าวไทยและทะเลอันดามันระหว่างปี 2555-2556 (ยุทธนา, ติดต่อส่วนตัว)

จากเกณฑ์ความปลอดภัยทางรังสีของสิ่งมีชีวิตทางน้ำกำหนดที่ 10 μ Gy/h (CEC, 2005) ซึ่งเป็นระดับที่ต่ำมาก เมื่อเทียบกับเกณฑ์ความปลอดภัยทางรังสีที่กำหนดโดย UNSCEAR (1996) อยู่ที่ 400 μ Gy/h ซึ่งเหตุผลในการกำหนดปริมาณรังสีให้ต่ำ น่าจะเป็นเพราะต้องการจำกัดปริมาณรังสีที่สัตว์น้ำมีโอกาสได้รับให้ต่ำที่สุดเท่าที่จะเป็นไปได้และเพื่อเพิ่มความมั่นใจว่าสัตว์น้ำจะไม่ได้รับผลกระทบอันเนื่องมาจากปริมาณรังสี (ยุทธนา, 2555) อีกทั้ง ยังได้มีการรายงานว่า ระดับรังสีที่สัตว์ได้รับน้อยกว่า 400 μ Gy h-1 จะไม่ก่อให้เกิดผลกระทบในระดับประชากรของสิ่งมีชีวิตในน้ำ (IAEA, 1992) และระดับน้อยกว่า 200 μ Gy h-1 จะไม่ส่งผลกระทบต่อความสามารถในการสืบพันธุ์ (Copplestone et al., 2008; Garnier-Laplace et al., 2008) นอกจากนี้ ระดับที่ต่ำกว่า 10 μ Gy h-1 คาดว่าจะไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตทั้งบนบกในน้ำจืดและในทะเล (Andersson et al., 2009; Beresford et al., 2007; Garnier-Laplace et al., 2008)

ความเสียหายของดีเอ็นเอหอยแมลงภู่ Perna viridis (% Tail DNA) ในการศึกษาครั้งนี้ (1.52-2.56%) มีค่าใกล้เคียงกับที่พบในหอยบริเวณที่ไม่ใช่แหล่งอุตสาหกรรมจังหวัดชลบุรี ซึ่งเท่ากับ 2.69% (Sripromtong & Vejaratpimol, 2009) แต่ต่ำกว่าหอยจากหาดทรายทอง มาบตาพุด จังหวัดระยอง ซึ่งเป็นเขตอุตสาหกรรม มีค่า 5.95-7.49% (เรณู, 2553) เมื่อเปรียบเทียบกับหอยในครอบครัวเดียวกันที่มีรายงานในต่างประเทศพบว่ามีค่าใกล้เคียงกับหอยที่เก็บจากชายฝั่งที่ไม่มีการปนเปื้อน เช่น Mytilus

galloprovincialis อ่าว Trogir สาธารณรัฐโครเอเชีย (1.9% และ 2.1%; Klobucar et al., 2008) แต่ต่ำกว่าชายฝั่งที่มีมลพิษสูง ได้แก่ M. galloprovincialis จากชายฝั่งตอนใต้ของโปรตุเกสที่ปนเปื้อนโลหะหนัก (11–17%; Almeida et al., 2011) M. edulis จากท่าเรือ Reykjavik ไอซ์แลนด์ ที่ปนเปื้อน PAH สูง (20–40%; HalldÓ rsson et al., 2004) และ M. edulis จากท่าเรือ Goteborg สวีเดน ที่ปนเปื้อนโลหะหนัก PCBs และ PAHs (19–26%; Bellas et al., 2007) จากเกณฑ์การประเมินระดับความเสียหายของดีเอ็นเอของ Mitchelmore et al. (1998) พบว่า เม็ดเลือดหอยแมลงภู่ Perna viridis จากชายฝั่งทะเลไทยทั้งสามบริเวณถูกจัดว่าไม่มีความเสียหายของดีเอ็นเอหรือเสียหายต่ำมาก เนื่องจากมี Tail DNA ต่ำกว่า 10% ซึ่งแสดงว่า ทะเลไทยทั้งสามแหล่งไม่มีสารที่เป็นพิษต่อพันธุกรรม (Genotoxicant) หรือมีในระดับที่ต่ำมาก อีกทั้งยังบ่งชี้ให้เห็นว่าระดับรังสีซีเซียม-137 ในหอยทั้งสามบริเวณมีระดับที่ต่ำมากจนไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อดีเอ็นเอของหอยแมลงภู่ที่อาศัยอยู่ในบริเวณนั้น

สรุปผลการศึกษา

ระดับรังสีซีเซียม-137 ในหอยแมลงภู่ Perna viridis จากชายฝั่งทะเลจังหวัดระนอง สุราษฎร์ธานี และชลบุรี ระหว่างเดือนธันวาคม 2558 และมกราคม 2559 มีค่าต่ำกว่าเกณฑ์ความปลอดภัยทางรังสีของสิ่งมีชีวิตทางน้ำที่กำหนดไว้มาก ระดับความเสียหายของดีเอ็นเอในเม็ดเลือดหอยซึ่งตรวจวัดด้วยเทคนิค comet assay พบความเสียหายน้อยมาก แสดงให้เห็นว่า ชายฝั่งทะเลไทยทั้งสามบริเวณไม่มีหรือมีสารที่เป็นพิษต่อพันธุกรรม (genotoxicant) ต่ำมาก และระดับรังสีซีเซียม-137 ที่สะสมในหอยแมลงภู่ไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อดีเอ็นเอของหอยแมลงภู่ในแต่ละบริเวณ

กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากงบประมาณแผ่นดินประจำปี 2559 สถาบันวิจัยและพัฒนา มหาวิทยาลัยศิลปากร และขอบคุณสถานีวิจัยประมงศรีราชา คณะประมง มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จังหวัดชลบุรี ที่เอื้อเฟื้อในการเก็บตัวอย่าง

เอกสารอ้างอิง

ดุลยพงศ์ วงศ์แสวง. (2556). *ความรู้ทั่วไปทางด้านรังสีและพลังงานนิวเคลียร์*. ภาควิชานิวเคลียร์เทคโนโลยี คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. ค้นเมื่อ 17 พฤศจิกายน 2558, จาก https://www.ocf.berkeley.edu/~doonyapo/

ยุทธนา ตุ้มน้อย. (2551). ปริมาณรังสีจากโพโลเนียม-210 ในหอยแมลงภู่บริเวณชายฝั่งศรีราชา และบริเวณใกล้เคียงในจังหวัดชลบุรี. ค้นเมื่อ 17 พฤศจิกายน 2558, จาก http://sichang.freevar.com/?page_id=59

ยุทธนา ตุ้มน้อย. (2555). ผลกระทบทางรังสีต่อสิ่งแวดล้อมทางทะเลไทยจากโรงไฟฟ้าพลังงานนิวเคลียร์ฟุกูชิมาไดอิจิ. กรุงเทพมหานคร: สำนักงานปรมาณูเพื่อสันติ.

เรณู เวชรัชต์พิมล. (2553). การสำรวจความเสียหายของดีเอ็นเอในคน กบหนอง และหอยแมลงภู่ที่ได้รับมลพิษจากอุตสาหกรรมในจังหวัดระยอง การประชุมวิชาการและผลงานวิจัยสร้างสรรค์ “ศิลปากรวิจัยครั้งที่ 3”. นครปฐม: มหาวิทยาลัยศิลปากร.

ศูนย์ศึกษายุทธศาสตร์ สถาบันวิชาการป้องกันประเทศ (ศศย). (2556). กองภูมิภาคศึกษาฯ. บทความวิเคราะห์สถานการณ์ยุทธศาสตร์และความมั่นคงของอาเซียนรายสัปดาห์ ฉบับที่ 6/57, จาก http://www.sscthailand.org/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=218&Itemid=532&lang=en

Almeida, C., Pereira, C., Gomes, T., Bebianno, M.J., & Cravo, A. (2011). DNA damage as a biomarker of genotoxic contamination in mytilus galloprovincialis from the south coast of Portugal. *Journal of Environmental Monitoring, 13,* 2559-2567.

Andersson, P., Garnier-Laplace, J., Beresford, N. A., Copplestone, D., Howard, B. J., Howe, P. et al. (2009). Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical benchmark values. *Journal of Environmental Radioactivity, 100,* 1100-08.

Bellas, J., Ekelund, R., Halldó rsson, H. P., Berggren, M., & Granmo, A. (2007). Monitoring of organic compounds and trace metals during a dredging episode in the Gö ta Ä lv Estuary (SW Sweden) using caged mussels. *Water Air Soil Pollution, 181,* 265-279.

Benhusei, G. M., Mutch, E., Aburawi, S., & Williams, F. M. (2010). Genotoxic effect induced by hydrogen peroxide in human hepatoma cells using comet assay. *COACTION publishing, 6.*

Beresford, N. A., Brown, J. E., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B. J., Larsson, C. M., et al. (2007). D-ERICA: An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionizing radiation. A deliverable of the ERICA project FI6R-CT-2004-508847. [88 pp. Available from: https://wiki.ceh.ac.uk/download/attachments/115017395/D-Erica.pdf?version=1 [Accessed 29 June 2014]

CEC. (2005). Derivation of Predicted No Effect Dose Rate Values for Ecosystems (and Their Sub Organisational Levels) Exposed to Radioactive Substances. Deliverable D5. European Commission, 102.

Coleman, C. N., Blakely, W. F., Fike, J. R., MacVittie, T. J., Metting, N. F., Mitchell, J. B., et al. (2003). Molecular and cellular biology of moderate-dose (1-10 Gy) radiation and potential mechanisms of radiation protection report of workshop at Bethesda, Maryland December 17-18, 2001. *Radiation Research, 159,* 812-834.

Copplestone, D., Hingston, J., & Real, A. (2008). The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database. *Journal of Environmental Radioactivity, 99,* 1456-1463.

Devell, L., Tovedal, H., Bergstrom, U., Appelgren, A., Chyssler, J., & Andersson, L. (1986). Initial observations of fallout from the reactor accident at Chernobyl. *Nature, 321*, 192-3.

FASSET. (2003). Handbook for Assessment of the Exposure of Biota to ionizing Radiation from Radionuclides in the Environment. Deliverable 5. Swedish Radiation Protection Authority, Stockholm, 101.

Garnier-Laplace, J., Copplestone, D., Gilbin, R., Alonzo, F., Ciffroy, P., Gilek, M., et al. (2008). Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach. *Journal of Environmental Radioactivity, 99*, 1474-83.

Halldó rsson, H. P., Ericson, G., & Svavarsson, J. (2004). DNA strand breakage in mussels (Mytilus edulis L.) deployed in intertidal and subtidal zone in Reykjaví k harbour. *Marine Environmental Research, 58*, 763-767.

International Atomic Energy Agency (IAEA). (1992). Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards, Technical Reports Series, 332, Vienna.

ICRP. (1991). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Annals ICRP, 1-3.

Jha, A. N., Cheung, V. V., Foulkes, M. E., Hill, S. J., & Depledge, M. H. (2000a). Detection of genotoxins in the marine environment: adoption and evaluation of an integrated approach using the embryo-larval stages of the marine mussel, Mytilus edulis. *Mutation Research, 464*, 213-228.

Jha, A. N., Hagger, J. A., Hill, S. J., & Depledge, M. H. (2000b). Genotoxic, cytotoxic anddevelopmental effects of tributyltin oxide (TBTO): an integrated approach to the evaluation of the relative sensitivities of two marine species. *Marine Environmental Research, 50*, 565-573.

Klobucar, G. I. V., Pavlica, M., Stambuk, A., Hylland, K., & Pavlica, M. (2008). Detection of DNA damage in haemocytes of Mytilus galloprovincialis in the coastal ecosystems of Kastela and Trogir bays, Croatia. *Science of the Total Environment, 405*, 330-337.

Macklin Rani, L., Jeevanram, R. K., Kannan, V., & Govindaraju, M. (2014). Estimation of Polonium-210 activity in marine and terrestrial samples and computation of ingestion dose to the public in and around Kanyakumari coast, India. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences, 7*, 207-213.

Mahapanyawong, S., Sonsuk, M., Polphong, P., Milintawisamai, M., & Panyatipsakul, Y. (1992). LONG-LIVED RADIONUCLIDES IN THE MARINE ENVIRONMENT OF THAILAND. The Final Report of Research Contract THA/5408/RB. Office of Atomic Energy for Peace Thailand.

Mitchelmore, C. L., Birmelin, C., Livingstone, D. R., & Chipman, J. K. (1998). Detection of DNA strand breaks in isolated mussel (Mytilus edulis L.) digestive gland cells using the "comet" assay. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 41*, 51-58.

Moore, M. N., Depledge, M. H., Readman, J. W., & Paul Leonard, D. R. (2004). An integrated biomarker-based strategy for ecotoxicological evaluation of risk in environmental management. *Mutation Research, Fundamental and Molecular Mechanismsof Mutagenesis, 552* (1-2), 247-268.

Phaopeng, N., Pakkong, P., & Tumnoi, Y. (2012). The Measurement of Cesium-137 Radioactivity in Oyster Meat form the Lower Gulf of Thailand by Gamma Spectrometry. The 4th Science Research Conference, 12-13 March 2012, Phisanulok, Thailand. (in Thai)

Porntepkasemsan, B., Srisuksawad, K., & KulsawatVariations, W. (2015). Variations of ^{210}Po activity in mussel (Perna viridis) of Samut Sakhon and its contribution to dose assessment. *Journal of Physics. Conference Series, 611*, conference 1.

Salbu, B., Krekling, T., Oughton, D. H., Ostby, G., Kashparov, V. A., Brand, T. L., et al. (1994). Hot particles in accidental releases from Chernobyl and Windscale nuclear installations. Analyst, 119, 125-30.

Sripromtong, P. & Vejaratpimol, R. (2009) Observations of DNA damage in haemocytes of Green lipped mussels (Perna viridis) collected from Map Ta Phut, Rayong Province by micronucleus test and comet assay. 35th Congress on Science and Technology of Thailand (STT35), The Tide Resort (Bangsaen Beach) Chonburi, Thailand, October 15 - 17, 2009.

UNSCEAR. (1996). Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexe. United Nations. New York, 86.

World Nuclear Association. (2015). Asia's Nuclear Energy Growth. Southampton. London, United Kingdom. Available from: http://www.world-nuclear.org/info/country-profiles/others/asia-s-nuclear-energy-growth/gy-growth/