



ปุมรินทร์ คำเดชศักดิ์^{1,2,*} และ ศรัณย์ ยวงจันทร์³

- ¹ สถาบันวิจัยสภาวะแวดล้อม
- ² โปรแกรมวิจัยการจัดการสารพิษในอุตสาหกรรมเหมืองแร่ ศูนย์ความเป็นเลิศด้านการจัดการสารและของเสียอันตราย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
- ³ ศูนย์นาโนเทคโนโลยีแห่งชาติ สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ
- * E-mail: pummarin.k@chula.ac.th

1. บทนำ

ปรอท (Hg) เป็นโลหะหนักที่เป็นพิษ และเป็นสาเหตุของการเกิดโรคที่รู้จักกันดีในชื่อมินามาตะ (Minamata) ความน่ากลัวของโลหะหนักชนิดนี้แตกต่างจากโลหะหนักชนิดอื่นๆ คือการระเหยเป็นไอได้ที่อุณหภูมิห้อง แม้ว่าความเข้มข้นในสภาพของไอจะมีค่าต่ำ แต่ก็สามารถถูกดูดซึมผ่านระบบหายใจ ระบบทางเดินอาหาร และซึมผ่านทางผิวหนังถ้ามีแผลหรือรอยแตก เนื่องจากปรอทเป็นธาตุที่ระเหยได้และสามารถอึดมตัวในอากาศ หากหายใจสูดไอปรอทเข้าไปในร่างกายอย่างเฉียบพลัน จะทำให้เกิดอาการไอ หอบเหนื่อย แน่นหน้าอก หนาวสั่น ไข้ อ่อนเพลีย การหลั่งน้ำลายเพิ่มขึ้น ปวดท้อง ท้องเสีย ลิ้นได้รับรสรโลหะ กรณีรุนแรงเกิดเนื้อเยื่อปอดอักเสบ อาจมีอาการปวดศีรษะ และการมองเห็นผิดปกติ (กองประเมินผลกระทบต่อสุขภาพ, 2556)

ไอปรอทมาได้จากหลายแหล่งกำเนิดซึ่งส่วนใหญ่เป็นแหล่งกำเนิดที่มาจากกิจกรรมของมนุษย์ โดยเฉพาะการทำเหมือง การเผาถ่านหิน การกลั่นและการใช้น้ำมันและก๊าซธรรมชาติ แหล่งกำเนิดเหล่านี้เป็นสาเหตุการเพิ่มขึ้นของการเคลื่อนย้ายปรอทไปสู่สิ่งแวดล้อม โดยมีการสะสมในบรรยากาศ ดิน แหล่งน้ำจืด และมหาสมุทร การปลดปล่อยปรอทจากกิจกรรมของมนุษย์นี้เริ่มมาตั้งแต่ปี 1800 ในยุคปฏิวัติอุตสาหกรรมซึ่งใช้ถ่านหินเป็นเชื้อเพลิงหลัก ปรอทจึงแพร่กระจายไปสู่สิ่งแวดล้อมนับตั้งแต่ตอนนั้น United Nations Environment Programme (UNEP) ได้รายงานการสำรวจการปลดปล่อยปรอทสู่บรรยากาศในระดับโลกว่ามีปริมาณรวมสูงถึง 1,960 ตันในปี 2010 โดยปรอทได้ถูกปลดปล่อยออกมามากที่สุดจากการทำเหมืองทองขนาดเล็ก 727 ตัน และรองลงมาคือการทำเหมืองถ่านหิน 474 ตัน ซึ่งภูมิภาคที่มีการปลดปล่อยปรอทสูงที่สุดคือ เอเชียตะวันออกและตะวันออกเฉียงใต้ 777 ตัน ซึ่งมีประเทศไทยรวมอยู่ในการปลดปล่อยนี้ด้วย (UNEP, 2013)

การใช้ถ่านกัมมันต์ (Activated carbon; AC) เพื่อดูดซับไอปรอทและมลพิษทางอากาศชนิดอื่นๆ เช่น สารอินทรีย์ระเหยง่าย ไดออกซิน และฟิวแรน ในอุตสาหกรรมที่มีการใช้เชื้อเพลิงถ่านหิน น้ำมัน และก๊าซธรรมชาติเป็นที่นิยมอย่างมาก (Liu และคณะ, 2010) เนื่องจากมีราคาถูก ง่ายต่อการใช้งาน และให้ประสิทธิภาพการดูดซับค่อนข้างดี อย่างไรก็ตาม เทคโนโลยีที่ใช้ในการควบคุมไอปรอทนั้นมีหลากหลาย ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์และรูปแบบการใช้งาน บทความนี้จะจึงได้รวบรวมข้อมูลแหล่งกำเนิดไอปรอทและวิธีควบคุมไอปรอทด้วยถ่านกัมมันต์ทั้งในระดับที่ยังเป็นงานวิจัยและระดับการใช้งานจริงไว้ให้ทราบพอสังเขป

2. แหล่งกำเนิดของปรอทที่ปนเปื้อนในอากาศ

การปลดปล่อยปรอทสู่บรรยากาศจากกิจกรรมของมนุษย์ ได้แก่ การเผาไหม้ถ่านหิน การทำเหมือง ตลอดจนจนถึงขั้นตอนการผลิตโลหะ การผลิตซีเมนต์ การกลั่นน้ำมัน การทำเหมืองแบบพื้นบ้านและเหมืองทองขนาดเล็ก ของเสียจากผลิตภัณฑ์อุปโภคบริโภค วัสดุอุดฟันอมัลกัม อุตสาหกรรมการผลิตคลอรีนด้วยกระบวนการคลออัลคาไลซึ่งใช้เทคโนโลยีเซลล์ปรอท และการผลิตไวนิลคลอไรด์โมโนเมอร์ซึ่งใช้ปรอทเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา (UNEP, 2013)

ปรอทในของเสียจากผลิตภัณฑ์อุปโภคบริโภค

ผลิตภัณฑ์ที่เราใช้ในชีวิตประจำวันหลายชนิดมีปรอทเป็นส่วนประกอบ เนื่องจากปรอทมีคุณสมบัติที่สามารถใช้งานได้ดี เช่น คุณสมบัติในการนำไฟฟ้า การรวมตัวกับโลหะ การขยายตัวเมื่อมีการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิและความดัน สารประกอบปรอทบางชนิดถูกใช้เป็นสารกันเสียในยา วัคซีน และผลิตภัณฑ์อื่นๆ ถึงแม้ว่าภาคอุตสาหกรรมจะพยายามลดหรือหยุดการใช้ปรอทในกระบวนการผลิต แต่ในท้องตลาดก็ยังคงเหลือผลิตภัณฑ์ที่มีปรอทเป็นส่วนผสมอยู่ เช่น แบตเตอรี่ นาฬิกา กระจกเงา เครื่องประดับ สีทาบ้าน ครีมนวดผม บารัรอมิเตอร์ วัสดุอุดฟัน สวิตช์และวงจรเปิด-ปิดไฟฟ้า หลอดไฟ วาล์วควบคุมการไหลและความดันของเหลวและก๊าซ เทอร์โมมิเตอร์ และเทอร์โมสแตทตัดไฟฟ้าอัตโนมัติที่อยู่ในเครื่องปรับอากาศ ตู้เย็น เตารีด หม้อหุงข้าว เตารอบ และเครื่องปิ้ง-ย่างไฟฟ้า เป็นต้น (US.EPA., 2014) ดังแสดงตัวอย่างในรูปที่ 1 เมื่อหมดอายุการใช้งาน หากไม่มีระบบการคัดแยกขยะ ผลิตภัณฑ์เหล่านี้จะถูกทิ้งรวมกับขยะมูลฝอย และเมื่อขยะ

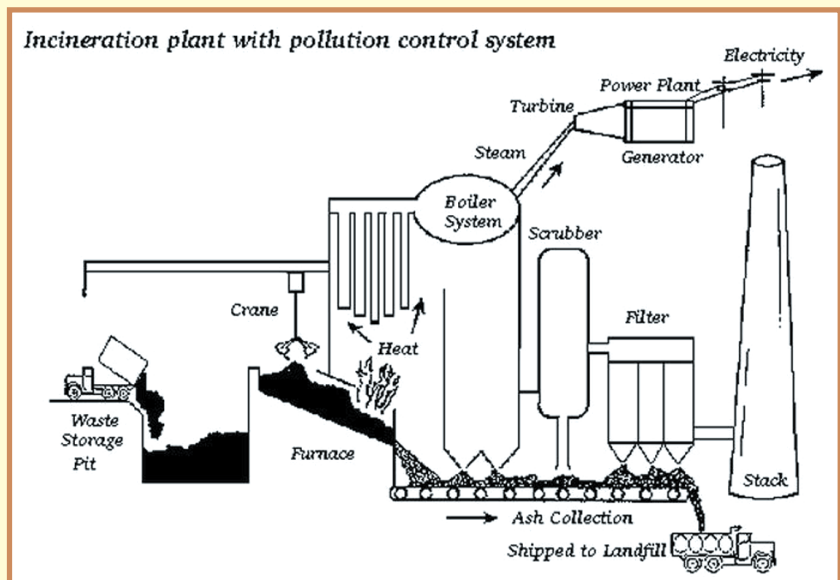
เหล่านี้ถูกกำจัดโดยการเผาในเตาเผาขยะ ในรูปที่ 2 และ 3 ปรอทที่อยู่ในผลิตภัณฑ์จึงแพร่กระจายออกไปกับ ก๊าซทิ้งเพราะสมบัติของปรอทที่สามารถกลายเป็นไอได้ง่าย ดังนั้น ปรอทส่วนมากในก๊าซทิ้งที่ไม่สามารถถูก กำจัดได้ด้วยอุปกรณ์ควบคุมมลพิษทางอากาศได้จึงถูกปลดปล่อยสู่บรรยากาศ (Wilcox และคณะ, 2012)



รูปที่ 1 ตัวอย่างขยะที่มีปรอทเป็นส่วนประกอบ (ที่มา: ecowastecoalition.blogspot.com; quinterecycling.org)



รูปที่ 2 ขยะมูลฝอยที่มีขยะหลากหลายชนิดทิ้งรวมกัน (ที่มา: <http://app.nccs.gov.sg>)



รูปที่ 3 กระบวนการเผาไหม้ในเตาเผาขยะ (ที่มา: www.earthsci.org)

ปรอทจากการเผาไหม้ถ่านหิน

ปรอทจากการเผาไหม้ถ่านหินเกิดขึ้นใน 3 ลักษณะ คือ

- 1) อนุภาคปรอท (Hg_p) เช่น $HgCl_2$ HgO $HgSO_4$ HgS ซึ่งถูกดูดซับได้ง่ายด้วย อุปกรณ์ควบคุมมลพิษทางอากาศชนิดต่างๆ เช่น เครื่องดักฝุ่นแบบไฟฟ้าสถิต (Electrostatic precipitator) และเครื่องเก็บฝุ่นแบบถุงกรอง (Fabric filter)
- 2) ไอปรอทที่ถูกออกซิไดซ์ (Hg^{2+}) มีปริมาณค่อนข้างมาก ปรอทลักษณะนี้จะละลายน้ำได้ดีจึงถูกดูดซับได้ง่ายเช่นกันด้วย เครื่องกำจัดก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์แบบเปียก (Wet scrubber flue gas desulfurization) ทำให้ไม่ออกมาพร้อมกับก๊าซทิ้ง
- 3) ไอปรอท (Hg^0) มีปริมาณมากที่สุดที่สุดในก๊าซทิ้ง เนื่องจากไม่สามารถถูกดักจับด้วยอุปกรณ์ควบคุมมลพิษ (Luo และคณะ, 2013) ปรอทในลักษณะนี้จึงสามารถแพร่กระจายในบรรยากาศไปได้โดยง่าย และคงอยู่นาน

ถึง 0.5-2 ปี (Galbreath และ Zygarlicke, 2000)

ทั้งนี้ สัดส่วนปรอทในก๊าซทั้งจากการเผาไหม้ถ่านหินจะมีมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับ ชนิดของถ่านหิน ความเข้มข้นของปรอทในถ่านหินวัตถุดิบ สภาพการเผาไหม้ และอุปกรณ์กำจัดมลพิษทางอากาศที่ใช้

3. แนวทางการบำบัดไอปรอทที่ปนเปื้อนในอากาศด้วยถ่านกัมมันต์

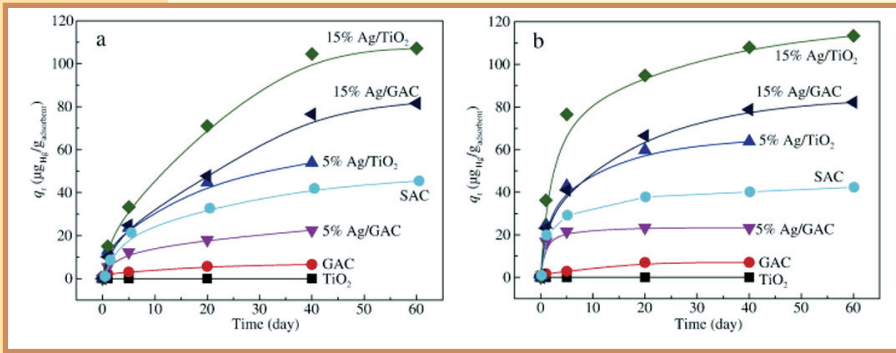
กิจกรรมที่มีความพยายามในการควบคุมการปลดปล่อยปรอท ได้แก่ กระบวนการกลั่นน้ำมัน การเผาของเสียจากผลิตภัณฑ์อุปโภคบริโภคที่มีปรอทเป็นส่วนประกอบ และการเผาถ่านหินในอุตสาหกรรมและการผลิตไฟฟ้าซึ่งส่วนมากใช้เทคโนโลยีการดูดซับเข้ามาช่วยในการควบคุมไอปรอทที่จะเข้าไปปนเปื้อนในบรรยากาศ

ถ่านกัมมันต์ (Activated carbon) เป็นตัวดูดซับประเภทหนึ่งที่ถูกทดสอบในระดับห้องปฏิบัติการและพิสูจน์ในระดับการใช้งานเชิงพาณิชย์แล้วว่าสามารถกำจัดไอปรอทในก๊าซที่มีการปนเปื้อนได้ โดยเฉพาะอย่างยิ่งก๊าซจากการเผาไหม้เชื้อเพลิงถ่านหินและก๊าซธรรมชาติในโรงงานอุตสาหกรรมและโรงไฟฟ้า โดยทั่วไปแล้วอุณหภูมิและความเข้มข้นของไอปรอทภายในระบบมีผลต่อความสามารถในการดูดซับของถ่านกัมมันต์เป็นอย่างมาก นอกจากนี้ลักษณะโครงสร้าง พื้นที่ผิว และขนาดอนุภาคของถ่านกัมมันต์ก็มีอิทธิพลต่อการดูดซับไอปรอทเช่นกัน น้ำหนักของถ่านกัมมันต์ต่อไอปรอทประมาณ 2,000-15,000 ในการทดสอบภาคสนามสามารถกำจัดปรอทได้ 25-95% (Liu และคณะ, 2010) ระหว่างการเกิดกระบวนการดูดซับไอปรอท การแพร่ของไอปรอทจากก๊าซทิ้งไปสู่ผิวของของแข็งของถ่านกัมมันต์ถูกขัดขวางโดยกระบวนการออกซิเดชันของไอปรอทและลดความสามารถในการดูดซับไอปรอทของถ่านกัมมันต์ลง ซึ่งสามารถแก้ไขได้โดยการลดขนาดอนุภาคของถ่านกัมมันต์ลงเพื่อเพิ่มการกระจายตัวของถ่านกัมมันต์เอง สิ่งนี้จะช่วยเพิ่ม Mass transfer และเพิ่มการดูดซับไอปรอทได้ในที่สุด

การทดสอบการดูดซับไอปรอทเปรียบเทียบระหว่างถ่านกัมมันต์ขนาดอนุภาค 10 μm และ 4 μm เพื่อให้สามารถกำจัดไอปรอทได้ 90% ในก๊าซขาเข้าที่มีความเข้มข้นไอปรอท 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ พบว่าต้องใช้ปริมาณถ่านกัมมันต์ต่อไอปรอทถึง 18,000:1 เมื่อใช้ถ่านกัมมันต์ขนาด 10 μm ในขณะที่ใช้ปริมาณถ่านกัมมันต์ต่อไอปรอทเพียง 3,000:1 สำหรับใช้ถ่านกัมมันต์ขนาด 4 μm (Liu และคณะ, 2010)

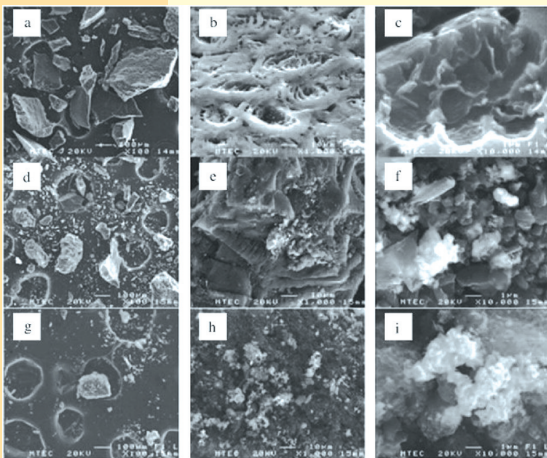
ปัจจัยด้านพื้นที่ผิวของถ่านอาจมีผลต่อการดูดซับไอปรอทไม่มากเมื่อเทียบกับปัจจัยของขนาดของอนุภาคถ่านกัมมันต์ การศึกษาการดูดซับไอปรอทของถ่านกัมมันต์เชิงพาณิชย์#1 ซึ่งมีพื้นที่ผิว 900 m^2/g และถ่านกัมมันต์เชิงพาณิชย์#2 ซึ่งมีพื้นที่ผิว 550 m^2/g พบว่าถ่านกัมมันต์เชิงพาณิชย์#2 สามารถดูดซับไอปรอทได้ 115 $\mu\text{g}/\text{g}$ ในขณะที่ ถ่านกัมมันต์เชิงพาณิชย์#1 สามารถดูดซับไอปรอทได้น้อยกว่าคือ 20 $\mu\text{g}/\text{g}$ (Johnson และคณะ, 2008) นอกจากนี้ยังพบว่า เมื่อมีการเติมซัลเฟอร์ลงไปในพื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์ ไอปรอทจะถูกดูดซับได้เพิ่มขึ้น 20 กว่าเท่า

ถึงแม้ถ่านกัมมันต์จะสามารถให้ผลการกำจัดไอปรอทที่น่าพอใจ แต่สิ่งสำคัญที่ควรคำนึงถึงด้วยคือค่าใช้จ่ายของการใช้ถ่านกัมมันต์และผลกระทบที่มีต่อสิ่งแวดล้อม ถึงแม้ถ่านกัมมันต์จะมีราคาไม่แพงเมื่อเทียบกับตัวดูดซับชนิดอื่นๆ แต่ถ่านกัมมันต์สามารถใช้ในการบำบัดไอปรอทได้เพียงแค่ครั้งเดียว ไม่สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ โดยเพื่อกำจัดไอปรอทให้ได้ 82% จะมีค่าใช้จ่ายประมาณ 3,300,000-4,500,000 บาทต่อ 1 kg



รูปที่ 4 ความสามารถในการดูดซับไอปรอทของ GAC และ TiO₂ ที่เติมด้วย Ag (Khunphonoi และคณะ, 2015)

ของปรอท (Liu และคณะ, 2010) ซึ่งวิธีที่จะลดต้นทุนในส่วนนี้ได้คือการพัฒนาถ่านกัมมันต์ให้มีความสามารถในการดูดซับไอปรอทได้ดีขึ้น และการลดต้นทุนในการผลิตถ่านกัมมันต์



รูปที่ 5 Field emission scanning electron microscopy (FESEM) (a-c) GAC, (d-f) 5%Ag/GAC และ (g-i) 15%Ag/GAC กำลังขยาย 10,000 50,000 และ 70,000 (จากซ้ายไปขวา) (Khunphonoi และคณะ, 2015)

ถ่านกัมมันต์ที่ผลิตจากวัสดุ

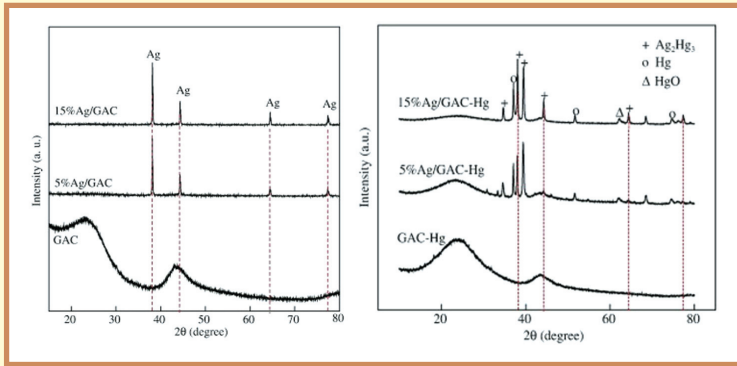
เหลือใช้ทางการเกษตรมีความนิยมอย่างมาก โดยถ่านกัมมันต์ที่ได้ส่วนใหญ่ถูกนำไปประยุกต์ใช้กับการดูดซับสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำและในอากาศ Skodras และคณะ (2007) ศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการดูดซับไอปรอทด้วยถ่านกัมมันต์จากยางรถยนต์ใช้แล้วและชีวมวลเช่น ไม้สน ไม้โอ๊ก กากเมล็ดมะกอก ในสภาวะต่างๆ จากนั้นนำถ่านกัมมันต์ที่ได้ไปทดสอบการดูดซับไอปรอทซึ่งพบว่า ถ่านกัมมันต์ที่เตรียมจากกากเมล็ดมะกอก และปรับปรุงสภาพผิวด้วย KOH ให้ความจุการดูดซับไอปรอทได้มากที่สุด รองลงมาคือ ถ่านกัมมันต์ที่เตรียมจากไม้สน ไม้โอ๊ก และยางรถยนต์ใช้แล้วตามลำดับ

Khunphonoi และคณะ (2015) ทดสอบการดูดซับไอปรอทในระบบสถิตที่อุณหภูมิ 40 และ 60°C โดยใช้ตัวดูดซับถ่าน

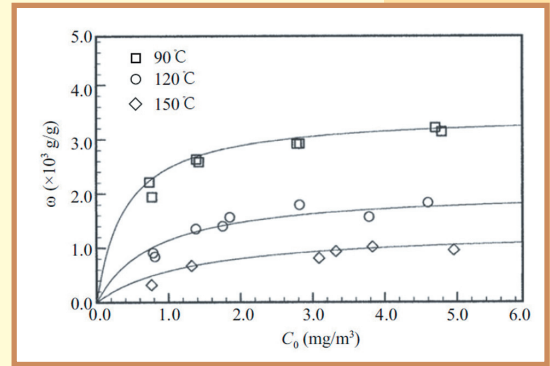
กัมมันต์แบบเกล็ดเติมด้วยอนุภาคเงิน (Ag/GAC) ที่พัฒนาขึ้นด้วยวิธีเอ็บซุ่ม พบว่าความสามารถในการดูดซับไอปรอทเรียงลำดับจากมากไปน้อยคือ 15%Ag/GAC > 5%Ag/GAC > GAC ดังแสดงในรูปที่ 4 โดยสมบัติทางกายภาพของตัวดูดซับจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราดชนิดฟิลด์อิมิชชัน(Field Emission Scanning Electron Microscope; FESEM) (รูปที่ 5) ของ 5%Ag/GAC แสดงลักษณะอนุภาคของ Ag ขนาด 1-2 μm บนผิวของ GAC และพบว่ารูพรุนลดลง ในขณะที่ 15%Ag/GAC มีขนาดอนุภาค Ag เท่ากับ 0.5-1 μm และมีลักษณะโครงสร้างคล้ายเป็นแผ่น นอกจากนี้ภาพ FESEM ยังแสดงลักษณะของโลหะของ Ag ซึ่งมีความสว่างกว่า อยู่บนพื้นผิวของ GAC ผลการศึกษาพื้นที่ผิวเปรียบเทียบตัวดูดซับทั้ง 3 ชนิด พบว่าพื้นที่ผิวลดลงเมื่อเติม Ag มากขึ้นในขณะที่ผลการดูดซับไอปรอทกลับดีขึ้น แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ผิวมีผลต่อการดูดซับไอปรอทน้อยกว่าตัวโลหะที่เติมลงไปบน GAC

ผลวิเคราะห์โครงสร้างผลึก (X-ray Diffractometer, XRD) ของ Ag/GAC ก่อนและหลังการดูดซับแสดงในรูปที่ 6 ยืนยันความเป็นโลหะของ Ag ที่เกิดขึ้น และพบปรอทในรูป Ag₂Hg₃Hg และ HgO บนตัวดูดซับ โดยแสดงลักษณะที่เด่นชัดใน 15%Ag/GAC

Karatza และคณะ (2011) ยืนยันความสามารถในการดูดซับไอปรอทของถ่านกัมมันต์ (Darco G60) ที่เติมด้วย AgNO₃ ดังแสดงในรูปที่ 7 ผลการศึกษาพื้นที่ผิวสอดคล้องกับผลของ Khunphonoi และคณะ (2015) กล่าวคือ เมื่อเติม Ag ลงไปบนถ่านกัมมันต์ พื้นที่ผิวจะลดลง แต่ความสามารถในการดูดซับปรอทเพิ่มขึ้น



รูปที่ 6 XRD patterns ของ GAC ที่เติมด้วย Ag เปรียบเทียบก่อนและหลังดูดซับไอปรอท (Khunphonoi และคณะ, 2015)



รูปที่ 7 ผลการดูดซับไอปรอทของ Activated carbon (Darco G60) ที่เติมด้วย AgNO₃ (Karatza และคณะ, 2011)

Johnson และคณะ (2008) ได้ศึกษาผลของตัวดูดซับนาโนชนิดต่างๆ และพื้นที่ผิวที่มีต่อการดูดซับไอปรอท แสดงไว้ดังตารางที่ 1 Sulfur เป็นสารที่ถูกเติมลงไปในตัวดูดซับซึ่งเป็นวิธีที่นิยมอย่างแพร่หลายเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไอปรอท Sulfur nanotubes ซึ่งมีพื้นที่ผิวมากกว่าผลึก Sulfur 10 เท่า สามารถดูดซับไอปรอทได้สูงถึง 24 เท่าของผลึก Sulfur แต่เมื่อเป็น Metal sulfides ตัวดูดซับ Nano-WS₂ ซึ่งมีพื้นที่ผิวไม่แตกต่างจาก Sulfur nanotubes สามารถดูดซับไอปรอทได้สูงกว่า 43 เท่า ส่วนถ่านกัมมันต์ที่เจือด้วย S อย่าง Sulfur-impregnated activated carbon สามารถดูดซับไอปรอทได้สูงกว่า Sulfur nanotubes

ตารางเปรียบเทียบความสามารถในการดูดซับไอปรอท บนตัวดูดซับต่างๆ ที่อุณหภูมิ 20°C ความเข้มข้น 60 µg/m³ Hg

Sorbent description	Surface area (particle size)	Hg capture capacity (µg/g)
sulfur		
micro-sulfur (Sigma Aldrich)	0.3 m ² /g (~10 µm)	0.026
sulfur nanotubes	30 m ² /g (~200 nm)	0.62
metals and metal oxides		
micro-zinc (Sigma Aldrich)	0.2 m ² /g (4.2 µm)	0.005
nano-zinc (Sigma Aldrich)	3.7 m ² /g (230 nm)	0.08
micro-nickel (Sigma Aldrich)	0.5 m ² /g (1.5 µm)	0.04
nano-nickel (Alfa Aesar)	15.9 m ² /g (43 nm)	1.5
micro-copper (Sigma Aldrich)	0.4 m ² /g (1.7 µm)	2.5
nano-copper (Alfa Aesar)	13.5 m ² /g (50 nm)	31.8
aged nano-copper	see nano-Cu	71.3
nano-copper-oxide	see nano-Cu	4.3
nano-silver (Inframat Advanced Materials)	(50-100 nm by TEM)	8510
nano-silver, 500°C vacuum annealed	(100-500 nm)	2280
metal sulfides		
micro-MoS ₂ (Sigma-Aldrich)	(<2 µm)	7
micro-WS ₂ (Sigma-Aldrich)	(<2 µm)	25
nano-WS ₂ (Nanostructured & Amorphous Materials Inc.)	30 m ² /g?(100-500 nm)	27
carbon		
carbon black (Cabot M120)	38 m ² /g (75 nm)	0.45
mesoporous carbon	144 m ² /g (24 nm? pore size)	1.25
activated carbon 1, undopedc	900 m ² /g	20
activated carbon 2, undopedc	550 m ² /g	115
activated carbon 3, S-impregnated (HgR, Calgon Carbon Corp.)	1000-1100 m ² /g	2600
selenium		
micro-Se (commercial, ground, amorphous)	0.03 m ² /g (10-200 µm)	>5000
BSA-stabilized amorph. nano-Se	65 m ² /g (6-59 nm)	616
BSA (alone)		6.3
glutathione, GSH (alone)		1.3
glutathione, oxidized, (alone)		0.3
unstabilized amorph. nano-Se	9 m ² /g (12-615 nm)	188000
commercial products for Hg vapor capture		
product 1	(10-200 µm)	7
product 2	(10-200 µm)	1250

รูปที่ 8 ปริมาณการดูดซับไอปรอทด้วยวัสดุนาโนดูดซับชนิดต่างๆ (Johnson และคณะ, 2008)

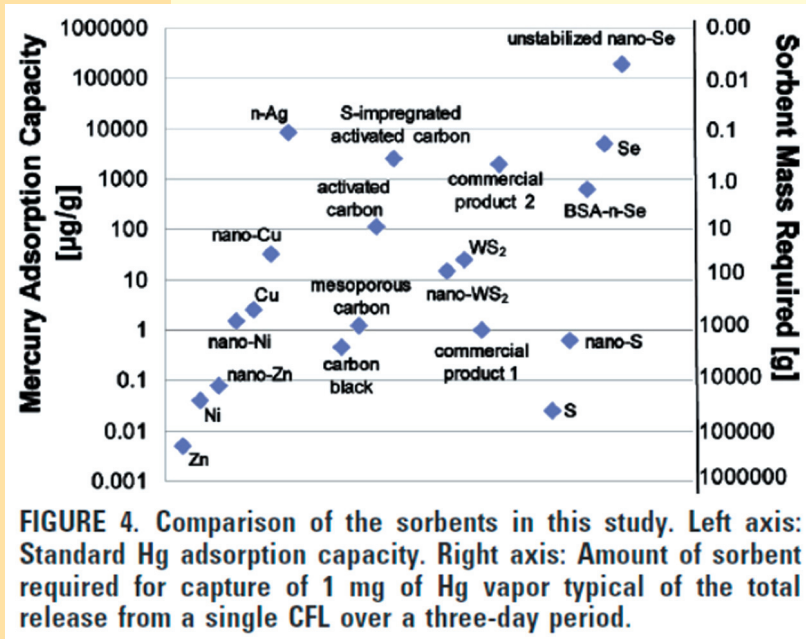


FIGURE 4. Comparison of the sorbents in this study. Left axis: Standard Hg adsorption capacity. Right axis: Amount of sorbent required for capture of 1 mg of Hg vapor typical of the total release from a single CFL over a three-day period.

รูปที่ 9 ปริมาณการดูดซับไอปรอทต่อปริมาณวัสดุดูดซับ (Johnson และคณะ, 2008)

2005) นั้นมีประสิทธิภาพสูงเช่นกัน สามารถดูดซับไอปรอทในก๊าซทิ้งได้ 98% เกิดเป็น HgSe และมีอายุการใช้งานนาน 4-5 ปี รูปที่ 9 (Johnson และคณะ, 2008) ในกลุ่มของโลหะ Unstabilized nano-Se มีค่าปริมาณการดูดซับไอปรอทต่อปริมาณวัสดุดูดซับที่ต้องใช้ที่สูงที่สุด รองลงมาคือ Nano-Ag Se BSA-n-Se และ Nano-Cu ตามลำดับ ในกลุ่มของ ถ่านกัมมันต์ วัสดุดูดซับที่ให้ปริมาณการดูดซับไอปรอทต่อปริมาณวัสดุดูดซับได้ดีที่สุดคือ Sulfur-impregnated activated carbon

ถึง 100,000 เท่า และสูงกว่า Activated carbon ที่ไม่เจือด้วย Sulfur 23 เท่า ในกลุ่มของ Metals และ Metal oxides พบว่า Nano-silver นั้นดูดซับไอปรอทได้สูงที่สุดในกลุ่ม และสูงกว่า Sulfur-impregnated activated carbon 3 เท่า และในกลุ่ม Selenium นั้น Unstabilized amorph nano-Se สามารถดูดซับไอปรอทได้สูงที่สุด และสูงกว่า Nano-silver 22 เท่า ในขณะที่มีพื้นที่ผิวเพียง 9 m²/g ตัวดูดซับไอปรอทที่กำลังพัฒนาเพื่อเป็นตัวดูดซับเชิงพาณิชย์ที่เรียกว่า Selenium filter (Yudovich และ Ketris,

4. ข้อจำกัดในการใช้งานถ่านกัมมันต์

ถึงแม้ถ่านกัมมันต์จะมีการศึกษาวิจัยและการใช้งานจริงเชิงพาณิชย์ (Feeley และคณะ, 2005; Nelson และคณะ, 2011; UNEP, 2010) แต่ความสามารถในการดูดซับไอปรอทนั้นสามารถทำได้แค่ 90% ที่อัตราการฉีดพ่นถ่านกัมมันต์มากกว่า 50 kg/Million actual m³ และบางกรณี การดูดซับไอปรอทก็ทำได้ไม่ถึง 90% (UNEP, 2010) โดยสำหรับโรงผลิตไฟฟ้าถ่านหินพบว่าต้นทุนของระบบอยู่ในช่วง 5-126 USD/KW ซึ่งประกอบด้วยค่าใช้จ่ายการติดตั้งโซไลต์ที่ใช้จับถ่านกัมมันต์ ระบบฉีดถ่านกัมมันต์ (Activated carbon injection; ACI) และเครื่องเก็บฝุ่นแบบถุงกรอง สำหรับดักจับถ่านกัมมันต์ อย่างไรก็ตาม ค่าใช้จ่ายหลักของระบบฉีดถ่านกัมมันต์อยู่ที่ค่าถ่านกัมมันต์และค่ากำจัดถ่านกัมมันต์ที่ใช้งานแล้ว (Nelson และคณะ, 2011) โดยน้ำหนักถ่านกัมมันต์ที่ใช้อัตราส่วนไอปรอทที่ดักจับได้จะอยู่ในช่วงอย่างน้อย 2,000-15,000:1 ซึ่งได้ประสิทธิภาพการดูดซับ 25-95% (Liu และคณะ, 2010) 3,000-20,000:1 เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการดูดซับ 90% (Wilcox และคณะ, 2012) และในอีกการศึกษาหนึ่งคืออย่างน้อย 1,000:1 (Yudovich และ Ketris, 2005b) แสดงถึงการใช้ถ่านกัมมันต์ในปริมาณมาก ซึ่งส่งผลต่อการจัดหาถ่านกัมมันต์ สถานที่จัดเก็บ และค่าใช้จ่ายในการกำจัดถ่านกัมมันต์ที่ใช้งานแล้ว

ในด้านของค่าใช้จ่ายในการบำบัดปรอทด้วยระบบฉีดถ่านกัมมันต์ พบว่า การกำจัดไอปรอทด้วยถ่าน

กัมมันต์ซึ่งได้ประสิทธิภาพเพียง 85% ในโรงไฟฟ้า 500 MW มีค่าใช้จ่ายอยู่ในช่วง 100,000-150,000 USD/kg Hg (Liu และคณะ, 2010) ส่วนในระบบที่ใช้ระบบฉีดถ่านกัมมันต์ ร่วมกับระบบอื่นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพพบว่า ค่าใช้จ่ายในการกำจัดไอปรอทให้ได้ 90% ในโรงไฟฟ้า 500 MW ด้วยระบบฉีดถ่านกัมมันต์+เครื่องเก็บฝุ่นแบบถุงกรองอยู่ในช่วง 2,000,000 USD/year ระบบฉีดถ่านกัมมันต์+เครื่องดักฝุ่นแบบไฟฟ้าสถิต อยู่ในช่วง 10,000,000 USD/year และ ระบบที่มีการจำหน่ายในเชิงพาณิชย์ชื่อ TOXECONTM อยู่ในช่วง 15,000,000 USD/year ซึ่งค่าใช้จ่ายนี้เป็นมูลค่าที่ไม่ได้นำถ่านล่อยไปขาย (Chang และคณะ, 2008)

5. บทสรุป

การควบคุมและกำจัดไอปรอทด้วยถ่านกัมมันต์นั้นเป็นเทคนิคที่สามารถนำไปใช้ได้จริง โดยการปรับสภาพผิวและสารตัวเติมบนถ่านกัมมันต์สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการดักจับไอปรอทได้มาก แต่ก็ยังมีข้อจำกัดหลายประการโดยเฉพาะเรื่องงบประมาณในการลงทุน ดังนั้นการพัฒนาเทคโนโลยีที่มีเป้าหมายเพื่อกำจัดไอปรอทพร้อมกับการลดต้นทุนมีความจำเป็นอย่างยิ่ง และควรมีการศึกษาแนวทางในการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีดังกล่าวร่วมกับเทคโนโลยีควบคุมมลพิษที่ใช้งานอยู่ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไอปรอท ลดปริมาณของเสีย และแก้ไขปัญหามลพิษจากการปลดปล่อยปรอทสู่บรรยากาศอย่างยั่งยืน

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) สำหรับทุนอุดหนุนโครงการวิจัยเรื่องการเตรียมถ่านกัมมันต์จากวัสดุเหลือใช้ทางการเกษตรสำหรับการดูดซับไอปรอท และการไฟฟ้าฝ่ายผลิตแห่งประเทศไทย (กฟผ.) สำหรับทุนอุดหนุนโครงการวิจัยเรื่องการพัฒนาวัสดุนาโนเพื่อดูดซับไอปรอทจากโรงไฟฟ้าถ่านหิน ขอขอบคุณสำนักงานคณะกรรมการการอุดมศึกษา (สกอ.) และสำนักพัฒนาบัณฑิตศึกษาและวิจัยด้านวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี (สว.) สำหรับทุนอุดหนุนโปรแกรมวิจัยเรื่องการจัดการสารพิษในอุตสาหกรรมเหมืองแร่



ที่มาภาพประกอบ

<http://ecowastecoalition.blogspot.com> <http://quinterecycling.org> <http://app.nccs.gov.sg> www.earthsci.org

เอกสารอ้างอิง

- กองประเมินผลกระทบต่อสุขภาพ กรมอนามัย. 2556. ผลกระทบต่อสุขภาพจากสารปรอท. (ระบบออนไลน์). แหล่งข้อมูล: http://hia.anamai.moph.go.th/ewt_dl_link.php?nid=247&filename=HIA_main (29 กันยายน 2556)
- Chang, R., Dombrowski, K., Senior, C. 2008. Near and long term options for controlling mercury emissions from power plants. Power Plant Air Pollutant Mega Symposium, NETL, EPRI, EPA. Baltimore, MD.
- Feeley, T.J., Brickett, L.A., O'Palko, B.A., Murphy, J.T. 2005. Field testing of mercury control technologies for coal-fired power plants. DOE/NETL Mercury R&D Program Review. (online). <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.151.2622&rep=rep1&type=pdf>

- Galbreath, K.C., and C.J. Zygarlicke. 2000. Mercury transformation in coal combustion flue gas. *Fuel Process. Technol.* 65-66: 289-310.
- Johnson, N.C., S. Manchester, L. Sarin, Y. Gao, I. Kulaots, and R.H. Hurt. 2008. Mercury vapor release from broken compact fluorescent lamps and In Situ capture by new nanomaterial sorbents. *Environ. Sci. Tech.* 42: 5772-5778.
- Karatza, D., M. Prisciandaro, A. Lancia, and D. Musmarra. 2011. Silver Impregnated Carbon for Adsorption and Desorption of Elemental Mercury Vapors. *J. Environ. Sci.* 23: 1578-84.
- Khunphonoi, R., P. Khamdahsag, S. Chiarakorn, N.Grisdanurak, A. Paerungruang, and S.Predapitakkun. 2015. Enhancement of Elemental Mercury Adsorption by Silver Supported Material. *J. Environ. Sci.* 32: 207-16.
- Liu, Y., T.M. Bisson, H. Yang, and Z. Xu. 2010. Recent developments in novel sorbents for flue gas clean up. *Fuel Process. Tech.* 91: 1175-1197.
- Luo, G., J. Ma, J. Han, H. Yao, M. Xu, C. Zhang, G. Chen, R. Gupta, and Z. Xu. 2013. Hg occurrence in coal and its removal before coal utilization. *Fuel* 104: 70-76.
- Nelson, P.F., Nguyen, H., Morrison A.L., Malfroy H., Cope, M.E., Hibberd, M.F., Lee, S., McGregor, J.L., Meyer, M.C.P. 2011. Mercury sources, transportation and fate in Australia. (online). https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11592/AUSTRALIA_Hg_inventory_FINAL_REVISIED_April_2011.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Skodras, G., Ir. Diamantopoulou, A. Zabaniotoou, G. Stavropoulos, and G.P. Sakellaropoulos. 2007. Enhanced mercury adsorption in activated carbons from biomass materials and waste tires. *Fuel Process. Tech.* 88: 749-758.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2010. Process optimization guidance for reducing mercury emissions from coal combustion in power plants. (online). <http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/coal/UNEP%20Mercury%20POG%20FINAL%202010...pdf>
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2013. Global mercury assessment 2013 sources, emissions, releases and environmental transport. (online). <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>
- United States Environmental Protection Agency (US.EPA.) 2014. Mercury: Consumer and Commercial Products. (online). <http://www.epa.gov/mercury/consumer.htm>
- Wilcox, J., E. Rupp, S.C. Ying, D.H. Lim, A.S. Negreira, A. Kirchofer, F. Feng, and K. Lee. 2012. Mercury adsorption and oxidation in coal combustion and gasification processes. *Int. J. Coal Geol.* 90-91: 4-20.
- Yudovich, Y.E., Ketris, M.P. 2005a. Mercury in coal: a review Part 1. *Geochemistry. Int. J. Coal Geol.* 62: 107-134.
- Yudovich, Y.E., Ketris, M.P. 2005b. Mercury in coal: a review Part 2. Coal use and environmental problem. *Int. J. Coal Geol.* 62: 135-165.