การแพร่กระจายและความเป็นพิษต่อพืชของโพลีไซคลิก อะโรมาติก ไฮโดรคาร์บอน
Distribution and Phytotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

วราภรณ์ ฉุยฉาย[1]*

[1]อาจารย์ สาขาวิชาชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏนครสวรรค์ จังหวัดนครสวรรค์ 60000

บทคัดย่อ

สารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (PAHs) จัดเป็นสารมลพิษอินทรีย์ที่เป็นปัญหาสำคัญในสิ่งแวดล้อม แหล่งที่มาที่สำคัญ ได้แก่ การปนเปื้อนน้ำมันปิโตรเลียมและการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของสารอินทรีย์ ความคงตัวในสิ่งแวดล้อมของสารกลุ่มนี้ขึ้นกับการจัดเรียงตัวของวงเบนซีนและมวลโมเลกุล นอกจากความเป็นพิษในด้านการเป็นสารก่อกลายพันธุ์และสารก่อมะเร็งในสัตว์แล้ว PAHs ยังมีความเป็นพิษต่อพืชหลายประการ ได้แก่ ยับยั้งการเจริญเติบโตของยอดและราก การสังเคราะห์ด้วยแสง ความเป็นพิษในระดับยีนและโมเลกุล เกี่ยวข้องกับการเพิ่มความกดดันที่เกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน เช่น การสะสม H_2O_2 และลดการแสดงออกของยีนของโปรตีนที่เกี่ยวข้องกับการขยายตัวของผนังเซลล์ PAHs ที่ถูกออกซิไดส์ด้วยแสงจะเป็นพิษมากขึ้น ความเป็นพิษของ PAHs ต่อพืชยังขึ้นกับชนิดของพืชและปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ เช่น pH ของดิน ดังนั้น ความเป็นพิษของโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนต่อพืชเศรษฐกิจที่ปลูกในบริเวณที่ปนเปื้อนสารประกอบกลุ่มนี้เป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่ต้องให้ความสำคัญ

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons are a group of important organic pollutants and should be concerned. General sources of PAHs are contamination of petroleum hydrocarbons and incomplete combusion of organic compounds. The recalcitrance of these compounds depends on the arrangment of benzene rings and their molecular weight. Besides, they are carcinogenic and mutagenic to animals, PAHs show several toxicity to plant, such as decreasing shoot and root growth and photosynthetic rate. PAHs are toxic to plant at molecular level, such as increasing oxidation pressure and decreasing gene expression of cell wall-loosening protein expansion. Photooxidized PAHs showed higher toxicity to plant than parent compounds. Plant species and some environmental factors, such as soil pH, affect to PAHs phytotoxicity. Phytotoxiciy of Polycyclic aromatic hydrocarbons to crop plant growing in Polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated soil is an important environmental concern.

คำสำคัญ : การสะสมในพืช ความเป็นพิษต่อพืช โพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน

Keywords : Phytoaccumulation, Phytotoxicity, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

* *ผู้นิพนธ์ประสานงานไปรษณีย์อิเล็กทรอนิกส์ chouychai@yahoo.com โทร. 089-218-4478*

1. บทนำ

สารประกอบโพลีไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; PAHs) จัดเป็นกลุ่มของสารมลพิษในสิ่งแวดล้อมที่ควรให้ความสำคัญ เนื่องจากเป็นสารมลพิษที่มีความคงตัวในสิ่งแวดล้อมสูง สามารถสะสมในสิ่งมีชีวิตได้ง่าย มีฤทธิ์เป็นสารก่อกลายพันธุ์และสารก่อมะเร็ง PAHs จัดเป็นสารมลพิษที่ย่อยสลายได้ยากที่สุดในสภาพแวดล้อมปนเปื้อนน้ำมันปิโตรเลียม เนื่องจาก PAHs เป็นกลุ่มของสารเคมีหลายชนิดและไม่เป็นที่รู้จักทางการค้า ทำให้ปัญหาการปนเปื้อน PAHs ดูเหมือนจะเป็นปัญหาไกลตัวของคนไทย ทั้งที่ในสหรัฐอเมริกา PAHs 16 ชนิด ถูกกำหนดให้เป็นสารพิษอันตรายที่ต้องรีบกำจัดออกจากสิ่งแวดล้อม (Harvey et al., 2002)

แม้ว่าปัญหาการปนเปื้อน PAHs ไม่เป็นที่รู้จักกันดีในสังคมไทย แต่ก็มีงานวิจัยรายงานการปนเปื้อน PAHs ในดินและน้ำของประเทศไทยออกมาเป็นระยะ ๆ (Amagai et al., 1999; Boonyatumanond et al., 2006; Wilcke et al., 1999) อีกทั้งในประเทศไทยยังมีอุตสาหกรรมปิโตรเคมี และการใช้น้ำมันปิโตรเลียมอย่างกว้างขวาง ทำให้หลีกเลี่ยงปัญหาการปนเปื้อน PAHs ได้ยาก และอาจจะกลายเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่สำคัญได้ในอนาคต

ความเป็นพิษของ PAHs ต่อพืชมีที่กล่าวถึงน้อย ความจริงแล้ว สารกลุ่มนี้มีความเป็นพิษต่อพืชได้หลายระดับ และมีความผันแปรไปตามชนิดของพืช ในบทความฉบับนี้จึงรวบรวมข้อมูลเกี่ยวกับคุณสมบัติทางเคมี การแพร่กระจายในสิ่งแวดล้อม และความเป็นพิษต่อพืชของ PAHs เพื่อเป็นการกระตุ้นให้เห็นความสำคัญของปัญหาการปนเปื้อน PAHs ในสิ่งแวดล้อม และมีการศึกษาค้นคว้าเกี่ยวกับปัญหานี้ในวงกว้างต่อไป

2. ผลการศึกษา

2.1 คุณสมบัติทางเคมี

PAHs เป็นกลุ่มของสารประกอบไฮโดรคาร์บอนที่ประกอบด้วยวงเบนซีนเรียงต่อกันตั้งแต่สองวงขึ้นไป อาจจัดเรียงแบบเส้นตรง เป็นมุม หรือเป็นกลุ่มก็ได้ ส่วนใหญ่ไม่ละลายในน้ำ มีค่า log K_{ow} ระหว่าง 3-7 จุดเดือดอยู่ระหว่าง 150-525 ^{o}C และจุดหลอมเหลวอยู่ระหว่าง 101-438 ^{o}C (Edwards, 1983) ด้วยคุณสมบัติเหล่านี้ PAHs จึงมีแนวโน้มที่จะจับกับส่วนที่เป็นฮิวมิกในดินและสะสมในสิ่งมีชีวิตได้ดี PAHs ที่มีค่า log K_{ow} เป็น 4 หรือต่ำกว่าจะผ่านเยื่อหุ้มเซลล์เข้าสู่ภายในเซลล์ได้ โดยทั่วไปการเพิ่มขนาดและเพิ่มความเป็นเหลี่ยมมุมของโครงสร้าง จะทำให้ค่าความไม่ชอบน้ำ (hydrophobicity) และคงตัวทางเคมีมากขึ้น PAHs 16 ชนิด ที่ถูกกำหนดให้เป็นสารพิษอันตรายที่ต้องรีบกำจัดออกจากสิ่งแวดล้อม แสดงในตารางที่ 1

ตารางที่ 1 สารประกอบโพลีไซคลิก อะโรมาติก ไฮโดรคาร์บอน 16 ชนิดที่เป็นสารพิษอันตราย ต้องรีบกำจัดออกจากสิ่งแวดล้อม

ชนิดของ PAHs	จำนวนวงเบนซีน	สูตรโมเลกุล	มวลโมเลกุล	Log K_{ow}
แนปทาลีน (Napthalene)	2	$C_{10}H_8$	128	3.4
อะซีแนปทิลลีน (Acenaphtylene)	3	$C_{12}H_8$	152	4.1
อะซีแนปทีน (Acenapthene)	3	$C_{12}H_{10}$	154	3.9
ฟลูออรีน (Fluorene)	3	$C_{13}H_{10}$	166	4.2
แอนทราซีน (Anthracene)	3	$C_{14}H_{10}$	178	4.45
ฟีแนนทรีน (Phenanthrene)	3	$C_{14}H_{10}$	178	4.46
ฟลูออแรนทรีน (Fluoranthrene)	4	$C_{16}H_{10}$	202	5.33
ไพรีน (Pyrene)	4	$C_{16}H_{10}$	202	5.32
เบนโซเอแอนทราซีน (Benzo[a]anthracene)	4	$C_{18}H12$	228	5.6
ไครซีน (Chrysene)	4	$C_{18}H_{12}$	228	5.61
เบนโซบีฟลูออแรนทรีน (Benzo[b]fluoranthrene)	5	$C_{20}H_{12}$	252	6.1
เบนโซเคฟลูออแรนทรีน (Benzo[k]fluoranthrene)	5	$C_{20}H_{12}$	252	6.8
เบนโซเอไพรีน (Benzo[a]pyrene)	5	$C_{20}H_{12}$	252	6.04
ไดเบนโซเอเอชแอนทราซีน (Dibenzo[ah]anthracene)	5	$C_{22}H_{14}$	278	6.5
เบนโซจีเอชไอเพอริลีน (Benzo[ghi]perylene)	6	$C_{22}H_{12}$	276	7.1
อินดีโน(1,2,3-ซีดี)ไพรีน (Indeno[1,2,3-cd]pyrene)	6	$C_{22}H_{12}$	276	6.6

ที่มา : Witting et al., 2003; Eom et al., 2007; Harvey et al., 2002

แหล่งที่มาของ PAHs ที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมส่วนใหญ่มาจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น น้ำมันปิโตรเลียม อุตสาหกรรมไม้ และการเผาไหม้สารอินทรีย์ที่ไม่สมบูรณ์ ครีโอซอต (Creosote) และน้ำมันแอนทราซีนที่นิยมใช้เป็นน้ำยารักษาเนื้อไม้มี PAHs เป็นองค์ประกอบหลัก (ประมาณ 85% w/w) (Wilson and Jones, 1993) ความเข้มข้นของ PAHs ในน้ำมันปิโตรเลียมขึ้นกับชนิดของน้ำมัน เช่น ฟีแนนทรีนและไพรีนที่พบในน้ำมันชนิดต่าง ๆ 22 ชนิด อยู่ระหว่าง 17.0-1,100 mg/kg และ 0.6-97 mg/kg ตามลำดับ (Wernersson, 2003) PAHs บางชนิด เช่น แนปทาลีน ฟีแนนทรีน และแอนทราซีนพบในควันบุหรี่และปัสสาวะของผู้สูบบุหรี่ โดยพบแนปทาลีนในควันบุหรี่ 4.38-53.23 μg ต่อมวน (Culea et al., 2005)

2.2 การแพร่กระจาย

ความคงทนในสิ่งแวดล้อมของ PAHs เพิ่มขึ้นเมื่อขนาดโมเลกุลและจำนวนวงเบนซีนเพิ่มขึ้น ตัวอย่างเช่น ครึ่งชีวิตในดินของฟีแนนทรีนอยู่ระหว่าง 16-126 วัน ในขณะที่ครึ่งชีวิตในดินของเบนโซเอไพรีนอยู่ระหว่าง 229-มากกว่า 1,400 วัน (Kanaly and Harayama, 2000) เมื่อระยะเวลาในการปนเปื้อนนานขึ้นจะทำให้คงทนในดินมากขึ้น และทำให้จุลินทรีย์ในดินนำไปใช้ได้น้อยลง ตัวอย่างเช่น การย่อยสลายให้เป็นสารอนินทรีย์ (mineralization) ของฟีแนนทรีนในดินโดย *Pseudomonas* sp. ลดลงจาก 26.5% ในดินที่ปนเปื้อนไม่นานเป็น 6.5% หลังจากปนเปื้อนนาน 155 วัน ในทำนองเดียวกัน การเข้าสู่ไส้เดือนของฟีแนนทรีน ลดลงจาก 3.6% ในดินที่ปนเปื้อนไม่

นานเป็น 0.7% หลังจากปนเปื้อนนาน 155 วัน (Reid et al., 2000) ความเข้มข้นของ PAHs ในสิ่งแวดล้อมมีความแปรผันสูงมากขึ้นกับความห่างไกลจากแหล่งกำเนิด ระดับของอุตสาหกรรม และการแพร่กระจายของ PAHs (Harvey et al., 2002; Kanaly and Harayama, 2000)

2.3 การสะสมและเมตาบอลิซึมของ PAHs ในพืช

โดยทั่วไปความเข้มข้นของ PAHs ในพืชต่ำกว่าในดินที่อยู่ใกล้เคียง PAHs ในพืชส่วนใหญ่จะยึดเกาะกับผิวราก (Edwards, 1983) การเคลื่อนย้ายของเบนโซเอไพรีนที่ติดฉลากด้วย 14C จากรากสู่ยอดของหญ้าไรน์ ถั่วชิกพี ถั่วอัลฟัลฟา แตงกวา และ *Vicia* sp. พบน้อยมาก แครอทที่เจริญในดินปนเปื้อน PAHs PAHs ที่รากดูดเข้าไปส่วนใหญ่จะจับอยู่กับผิวของรากและการเคลื่อนย้ายเข้าสู่ใจกลางรากมีน้อย อัตราการดูดซึมขึ้นกับความเข้มข้นของ PAHs ความสามารถในการละลาย ขนาดโมเลกุล วัสดุปลูกและชนิดพืช (Edwards, 1983; Wild and Jones, 1992) Gao และ Zhu (2004) ศึกษาการสะสม PAHs ในพืช 12 ชนิด ได้แก่ แรดิช ผักบุ้ง ถั่วเหลือง ผักกวางตุ้ง บร็อกโคลี พริกหยวก มะเขือยาว หญ้าไรน์ *Spinacea oleracea Amaranthus tricolor Brassica parachinensis* และ *Phaseolus vulgaris* ที่ปลูกในดินมีฟีแนนทรีน 133 mg/kg หรือไพรีน 172 mg/kg ค่าความเข้มข้นในราก (Root concentration factors: RCFs) ของฟีแนนทรีนและไพรีนเป็น 0.05-0.67 และ 0.23-0.44 ตามลำดับในขณะที่ค่าความเข้มข้นในยอด (shoot concentration factors: SCFs) เป็น 0.006-0.12 และ 0.004-0.12 ตามลำดับ RCFs ของฟีแนนทรีนและไพรีนผันแปรตามปริมาณไขมันในราก

การสะสมของ PAHs ในยอดพืชโดยทั่วไปมาจาก PAHs ในอากาศ ถูกดูดซึมผ่านทางชั้นคิวติเคิลของใบและสะสมในยอด (Lin et al., 2007) PAHs เข้าสู่พืชทางยอดได้โดยผ่านชั้นคิวติเคิลซึ่งเป็นส่วนไม่มีขั้วเคลือบอยู่ด้านนอกสุดของพืช และเข้าสู่เยื่อหุ้มเซลล์ที่ยอดพืชได้ง่าย ดังนั้นส่วนของยอดพืชที่ถูกปกคลุมด้วยน้ำมันปิโตรเลียม PAHs ในน้ำมันจึงเข้าสู่ยอดพืชได้โดยตรง (Meudec et al., 2007) พืชที่เจริญในน้ำ เช่น ข้าว มีระบบรากสำหรับหายใจเพื่อแลกเปลี่ยนก๊าซกับอากาศรอบ ๆ และการสะสมของ PAHs ในรากข้าวสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ PAHs ในอากาศและในน้ำมากกว่าในดิน (Jiao et al., 2007) อย่างไรก็ตาม Gao และ Zhu (2004) เห็นว่าการสะสมฟีแนนทรีนและไพรีนในยอดพืช 12 ชนิดนั้น PAHs ที่สะสมในยอดส่วนใหญ่มาจากการเคลื่อนย้าย PAHs จากรากไปยอด แม้ว่าจะมี PAHs ในบรรยากาศ เพราะพบฟีแนนทรีน (0.05-0.26 mg/kg soil) และไพรีน (0.06-0.88 mg/kg soil) ในยอดของพืชเจริญในดินไม่มี PAHs

Meudec et al. (2006) พบว่า PAHs จากดินถูกขนส่งขึ้นไปสะสมบนยอดของ *Salicornia fragilis* ซึ่งเป็นพืชทนเค็มที่เจริญในดินตะกอนปนเปื้อนน้ำมัน ฟีแนนทรีนและไพรีนสะสมมากในเนื้อเยื่อยอดของพืชที่เจริญในดินตะกอน ปนเปื้อนน้ำมันหลังจากปลูกเพียงสัปดาห์เดียว เช่น มีฟีแนนทรีน 13.38 mg/kg และไพรีน 8.43 mg/kg ในยอดพืชที่ปลูกในดินตะกอนมีน้ำมัน 20% ไม่พบ PAHs ในยอดของพืชที่เจริญในดินตะกอนไม่มีน้ำมัน กลไกการขนส่ง PAHs จากดินเข้าสู่รากแล้วไปสู่ยอดยังไม่เป็นที่ทราบกันโดยทั่วไป คาดว่า

เส้นทางการขนส่งจากรากไปยอดเกิดจากการแพร่ผ่านเยื่อหุ้มเซลล์ของเซลล์ต่อเซลล์ หรือเคลื่อนผ่านไซเลมโดยใช้แรงดึงจากการคายน้ำ ในรากข้าวโพด พบว่า ฟีแนนทรีนและแอนทราซีนสามารถขนส่งผ่านทางอะโปพลาสต์พร้อมกับการลำเลียงน้ำได้ และขนส่งขึ้นสู่ยอดโดยการขนส่งผ่านเซลล์ไปตามลำดับ (Meudec et al., 2007)

เมตาบอลิซึมของ PAHs ในพืชแตกต่างกันไปขึ้นกับชนิดของพืช ตัวอย่างเช่น ในเซลล์แขวนลอยของถั่วเหลืองเลี้ยงในอาหารที่เติมเบนโซเอไพรีนที่ติดฉลากด้วย ^{14}C ตรวจพบ ^{14}C ในเมตาบอไลท์ละลายน้ำ 49.7% ในเซลล์ 16.2% และในอาหารเลี้ยงเซลล์อีก 35% (Harvey et al., 2002) ในขณะที่เซลล์แขวนลอยของข้าวสาลีเลี้ยงในสภาวะเดียวกันจะพบ ^{14}C ในเบนโซเอไพรีนที่ไม่ถูกเปลี่ยนแปลงใด ๆ และอยู่ภายในเซลล์ถึง 48.6% (Harvey et al., 2002) ส่วนใหญ่แล้ว การเติม PAHs ติดฉลากด้วย ^{14}C ลงในอาหารเลี้ยงเซลล์พืช พบว่า เมื่อมวลโมเลกุลของ PAHs สูงขึ้น โอกาสที่จะจับกับองค์ประกอบต่าง ๆ ในเซลล์มีมากขึ้น เช่น พบการจับกับองค์ประกอบต่าง ๆ ในเซลล์ถั่วเหลืองของฟลูโอแรนทรีน เพอริลีน และเบนโซเอไพรีนเป็น 4.5, 8.5, และ 15.6%, ตามลำดับ ในขณะที่การจับกับองค์ประกอบต่าง ๆ ของสารชนิดเดียวกันในเซลล์ข้าวสาลีเป็น 1.7, 3.0, และ 9.0%, ตามลำดับ (Harvey et al., 2002) การจับกับส่วนประกอบต่าง ๆ ของเซลล์นี้ถือเป็นกระบวนการลดพิษที่สำคัญในเซลล์พืช โดยส่วนที่จับกับสารพิษ ได้แก่ คาร์โบไฮเดรตเชิงซ้อนที่ย่อยสลายได้ เช่น เพกติน หรือเซลลูโลส และโครงสร้างที่ย่อยสลายได้ยาก เช่น ลิกนิน

เมตาบอไลท์จากการย่อยสลาย PAH ในเซลล์พืชมีความแตกต่างกัน ในเซลล์แขวนลอยของ *Chenopodium* เบนโซเอไพรีนถูกเปลี่ยนเป็นควิโนนและอนุพันธ์ที่มีออกซิเจนอื่น ๆ ซึ่งละลายน้ำได้ดีขึ้น (Harvay et al., 2002) ฟลูโอแรนทรีนถูกย่อยสลายโดยพืชที่เลี้ยงในระบบไฮโดรโพนิกส์และสัมผัสกับฟลูออแรนทรีนในสารละลาย ธาตุอาหารได้ต่างกันเมตาบอไลท์หลักของฟลูออแรนทรีนที่พบในเซลล์ผักกาดหอมและมะเขือเทศเป็น 1-hydroxyfluoranthene เมตาบอไลท์ อื่น ๆ ได้แก่ 8-hydroxyfluoranthene และ 3-hydroxyfluoranthene 3-hydroxyfluoranthene (พบเฉพาะในเซลล์มะเขือเทศ) การแพร่กระจายของ ^{14}C ในต้นมะเขือเทศที่สัมผัสกับฟลูออแรนทรีนติดฉลากด้วย ^{14}C พบส่วนใหญ่อยู่ในราก (61.7%) ส่วนที่พบในยอดมะเขือเทศสกัดออกมาจากยอดด้วยตัวทำละลายที่มีขั้วได้มากกว่าในยอด แสดงว่าฟลูออแรนทรีนถูกเปลี่ยนเป็นเมตาบอไลท์ที่ละลายน้ำได้ดีขึ้นในรากก่อนแล้วจึงขนส่งไปที่ยอด (Kolb and Harms, 2000)

2.4 ความเป็นพิษต่อพืช

PAHs เป็นพิษต่อพืชทั้งในด้านการยับยั้งการเจริญเติบโตและส่งผลต่อกระบวนการทางสรีรวิทยา เช่น การสังเคราะห์ด้วยแสงหรือการดูดซึมแร่ธาตุ ตัวอย่างเช่น เบนโซเอไพรีนส่งผลต่อการสังเคราะห์ด้วยแสงและการหายใจของพืช โดยทำลายคลอโรฟิลล์และยับยั้งการทำงานของเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการขนส่งอิเล็กตรอน ทำให้พืชที่สัมผัส PAHs เกิดสีเหลือง (Chlorosis) ขึ้น ทำให้พืชเหี่ยวเฉาโดยลดแรงดันเต่งภายในเซลล์พืช ซึ่งเป็นผลมาจากการรบกวนการเลือกผ่านของเยื่อหุ้มเซลล์และทำให้สมดุลของไอออนใน

เซลล์เสียไป PAHs สามารถละลายเข้าสู่ส่วนที่เป็นกรดไขมันของเยื่อหุ้มเซลล์ได้ และไปรบกวนการทำงานเป็นเยื่อเลือกผ่านของเยื่อหุ้มเซลล์ (Meudec et al., 2007)

PAHs หลายชนิดเป็นพิษต่อการเจริญเติบโตของพืชโดยเฉพาะการเจริญเติบโตของรากและเป็นพิษต่อการเจริญของต้นอ่อนมากกว่าการงอก ความเป็นพิษของ PAHs นี้แตกต่างกันไปขึ้นกับชนิดของพืช ความสามารถในการระเหยของ PAHs และสภาพแวดล้อมของการทดสอบ (Smith et al., 2006) ตัวอย่างเช่น Ren et al., (1996) รายงานว่า แอนทราซีน เบนโซเอไพรีน และฟลูโอแรนทรีน มีผลต่อน้ำหนักสดของต้น *Brassica napus* L. น้อย แต่ยับยั้งน้ำหนักสดของรากมากกว่า Sverdrup และคณะ (2003) พบว่า ดินปนเปื้อนฟลูโอแรนทรีน ไพรีน ฟีแนนทรีน หรือฟลูออรีน มีผลต่อน้ำหนักสดและน้ำหนักแห้งของต้นอ่อนของหญ้าไรน์ *Trifolium pretense* และ *Sinapsis alba* โดยค่าการแสดงผลกระทบ 20% (EC20) ของน้ำหนักสดของสารชนิดต่าง ๆ เป็น ฟลูโอแรนทรีน 140-650 mg/kg, ฟลูออรีน 55-380 mg/kg ฟีแนนทรีน 37-300 mg/kg และ ไพรีน 49-1300 mg/kg และไม่มีผลต่อการงอกยกเว้น *T. pretense* เพาะในดินปนเปื้อนฟลูออรีน 950 mg/kg ค่าความเป็นพิษพิจารณาจากน้ำหนักแห้งต่ำกว่าค่าที่พิจารณาจากน้ำหนักสด แสดงว่า PAHs ส่งผลกระทบต่อน้ำหนักสดมากกว่า Eom และคณะ (2007) รายงานว่าดินปนเปื้อน PAHs หลายชนิดรวมกัน 2,634 mg/kg ยับยั้งเฉพาะการเจริญระยะแรกของต้นอ่อนผักกาดหอม และ ผักกวางตุ้ง (17 วัน) โดยพิจารณาทั้งจากน้ำหนักสดและน้ำหนักแห้ง แต่ไม่มีผลต่อการงอก

ความเป็นพิษของ PAHs ขึ้นกับมวลโมเลกุล ด้วย PAHs มวลโมเลกุลสูง เช่น เบนโซเอไพรีน เบนโซเอแอนทราซีน ไครซีน ฟลูโอแรนทรีน ไม่เป็นพิษต่อการงอกของ ข้าวโพด หญ้าไรน์ และ *Festusca rubra* (Henner et al., 1999) PAHs มวลโมเลกุลสูงบางชนิด เช่น เบนโซเอไพรีนแสดงความเป็นพิษต่อการงอกและการเจริญของต้นอ่อนในระดับต่ำ (Sverdrup et al., 2007) ค่าความเข้มข้นที่สังเกตพิษไม่ได้ (No-observable-effect concentration; NOEC) ในน้ำหนักแห้งของ mustard, red clover, และหญ้าไรน์ที่เจริญในดินที่เติมเบนโซเอไพรีนเป็นเวลา 19 วัน คือ 86, > 470, และ > 470 mg/kg ตามลำดับ

ความเป็นพิษของ PAHs ต่อการเจริญเติบโตของพืชนั้นรวมถึงการชักนำให้พืชเกิดสภาวะกดดันและเป็นพิษในระดับยีนได้ด้วย ฟีแนนทรีนที่ความเข้มข้นสูงกว่า 0.05 mM ส่งผลกระทบต่อการเจริญเติบโตของ *Arabidopsis thaliana* ในสภาพปลอดเชื้อ แสดงอาการ ลดการเจริญของยอดและราก ไตรโคมเปลี่ยนรูปร่าง ขนรากลดลง เหลือง ออกดอกช้า และเกิดจุดสีขาวบนใบ ในระดับเซลล์พบความกดดันที่เกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน เช่น การสะสม H_2O_2 และตรวจพบเซลล์ตายโดยการย้อมด้วย 3,3- diaminobenzidine และ trypan blue พิษระดับโมเลกุล การสัมผัสกับฟีแนนทรีนลดการแสดงออกของยีนที่เกี่ยวข้องกับการสร้างโปรตีนสำหรับการขยายตัวของผนังเซลล์ และชักนำการแสดงออกของยีนของโปรตีนตอบสนองต่อเชื้อก่อโรค เช่น PR1 (Alkio et al., 2005)

แนปทาลีนและเบนโซเอไพรีนสามารถชักนำการเกิด DNA polymorphism ในยอดและราก

ของ *Trifolium repense* เจริญในดินปนเปื้อนเป็นเวลา 15 วัน พบเบนโซเอไพรีนมีความเป็นพิษมากกว่าแนปทาลีน โดย เบนโซเอไพรีน 0.02 μmol/g ชักนำให้เกิด polymorphism 35% ในขณะที่ แนปทาลีน 0.3 μmol/g ชักนำ polymorphism 17% (Aina et al., 2006)

PAHs ที่ถูกออกซิไดส์ด้วยแสง มักเป็นพิษต่อพืชมากกว่าสารตั้งต้น ฟลูโอแรนทรีนที่ถูกออกซิไดส์ด้วยแสงยับยั้งการงอกและลดความยาวยอดและรากของผักกาดหอม หัวหอม และมะเขือเทศ ที่เจริญในดินปนเปื้อนเป็นเวลา 12 วัน โดยแสดงความเป็นพิษมากกว่า ฟลูโอแรนทรีนที่ความเข้มข้นเดียวกัน (Kummerov & Kmentov, 2004) Mallakin และคณะ (2002) ศึกษาความเป็นพิษของแอนทราซีนและอนุพันธ์ที่ได้จากการการถูกออกซิไดส์ด้วยแสงต่อการสังเคราะห์ด้วยแสงของแหนเป็ด พบว่า ความเป็นพิษของสารนี้เกี่ยวข้องกับการขวางกั้นการขนส่งอิเล็กตรอนจากระบบแสง 2 (PSII) และลดระดับพลาสโตควิโนน (plastoquinone) ในเซลล์ สารที่เป็นพิษมากที่สุด คือ 2-hydroxyanthraquinone (2-hATQ) โดยการสังเคราะห์ด้วยแสงของแหนเป็ดลดลง 50% เมื่อสัมผัสกับ 2-hATQ 2.0 μg/ml เป็นเวลา 6 ชั่วโมง

ความเป็นพิษต่อพืชของดินปนเปื้อน PAHs ขึ้นกับชนิดของพืชและปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมเช่น pH ของดิน อินทรียสารในดิน ตัวอย่างเช่น ความยาวรากของทานตะวันเจริญในดินทรายที่มีอินทรียสาร 1.25% และมี PAHs 100 mg/kg เป็น 5.7 cm ส่วนความยาวรากของทานตะวันเจริญในดินเหนียวที่มีอินทรียสาร 5.54% และมี PAHs 100 mg/kg เป็น 10.4 cm อินทรียสารที่เพิ่มขึ้นทำให้การดูดซับ PAHs เพิ่มขึ้น ทำให้ความเป็นพิษต่อพืชลดลง (Maliszewska-Kordybach and Smreczak, 2000) การเปรียบเทียบความเป็นพิษของ PAH ต่อพืชที่เจริญในดินที่มี pH ต่างกันแสดงในตารางที่ 2

ตารางที่ 2 เปรียบเทียบความเป็นพิษของ PAH ต่อพืชชนิดต่าง ๆ ที่ปลูกในดินที่มีความเป็นกรด-ด่างต่างกัน

PAHs (mg/kg)	พืช	pH	ผล	อ้างอิง
ส่วนผสมของแนปทาลีน 500 แอนทราซีน 50 อะซีแนปทีน 50 ฟลูออรีน 50 ไพรีน 50 ฟีแนนทรีน 200 และฟลูออแรนทรีน 100	หญ้าไรน์ *Dactylis glomerata, Festuca robra, F. arondinaceae, Lotus corniculatus, Trifolium pretense, T. repens*	7.0	ไม่มีผลต่อการงอก ลดน้ำหนักแห้งของใบของ *F. robra, F. corniculatus* และ *T. pretense*	Smith et al., 2006
ดินปนเปื้อนที่มี PAHs ทั้ง 16 ตัวเป็น 2194	ข้าวโพด ข้าวโอ๊ต หญ้าไรน์, ถั่วอัลฟัลฟา ถั่วลันเตา ผักชีฝรั่ง *Sinapsis alba, Raphanus sativus, Lupinus luteus, Cannabis* sp. และ. *Viola tricolor*	7.6 – 7.3	ลดอัตราการงอก การรอดชีวิตและน้ำหนักแห้งของยอดในพืชทุกชนิด	Liste and Prutz, 2006
ฟีแนนทรีน 87.56 และไพรีน 98.62	*Panicum bisulcatum Echinochlora crus-galli Astragalus membranaceus Aeschynomene indica*	6.7	เมื่อมี PAHs น้ำหนักแห้งของยอดและรากของพืชทุกชนิดลดลง	Lee, et al., 2007
ฟีแนนทรีน 0 - 200 และไพรีน 0 -100	ข้าวโพด ถั่วลิสง ถั่วเขียว ถั่วพุ่ม	3.3	ความยาวรากของข้าวโพดลดลงน้อยที่สุด ส่วนของถั่วเขียวลดลงมากที่สุด	Chouychai et al., 2007
ฟีแนนทรีน และ ไพรีน อย่างละ 0 - 80 แยกกัน	ข้าวโพด และ ถั่วลิสง	3.3	ไพรีนลดความยาวยอดและรากของข้าวโพดหลังระยะต้นกล้า ส่วนฟีแนนทรีนและไพรีนลดความยาวรากของถั่วลิสง	Chouychai et al., 2008
ครีโอซอต 500 – 3000	หญ้าไรน์ *F. arundinacea, Poa pratensis*	7.6	*F. arundinacea* เป็นพืชที่ทนทานที่สุด (งอกได้ 100% ในทุกความเข้มข้น ชีวมวลลดลงน้อยที่สุด) หญ้าไรน์ เป็นพืชที่อ่อนแอที่สุด (งอกได้ 10% ใน ครีโอซอต 1000 mg/kg ชีวมวลลดลงมากที่สุด)	Haung et al., 2004
น้ำมันปิโตรเลียม 2000 – 200000	*Salicornia fragilis*	ไม่ระบุ	น้ำมันปิโตรเลียมลดการเจริญเติบโตของ *S. Fragilis*	Meudec et al., 2007
ดินปนเปื้อนน้ำมันเครื่อง	ผักร็อกเก็ต (*Eruca sativa*)	ไม่ระบุ	น้ำมันเครื่องยับยั้งการงอกของผักร็อกเก็ต น้ำมันเครื่องที่ใช้แล้วเป็นพิษมากขึ้น ความเป็นพิษส่วนหนึ่งมาจาก PAHs	Lopes et al., 2010
เบนโซเอไพรีน 12.5 – 50	หญ้าไรน์	5.0	เบนโซเอไพรีนส่งเสริมการเจริญเติบโตของหญ้าไรน์ ไม่แสดงความเป็นพิษ	Xing et al., 2006
เบนโซเอไพรีน ไครซีน ฟีแนนทรีน แอนทราซีน ไพรีน ฟลูโอแรนทรีน อย่างละ 0.1-200 แยกกัน	*Populus nigra*	ไม่ระบุ	PAHs มีผลต่อการคายน้ำ การดูดซึมแร่ธาตุ ฟลูออแรนทรีนเป็นพิษมากที่สุด เบนโซเอไพรีนและไครซีนเป็นพิษน้อยที่สุด	Witting et al., 2003

3. สรุป

3.1 สรุปและข้อเสนอแนะ

จากที่รวบรวมมาทั้งหมดนี้จะเห็นได้ว่า PAHs เป็นสารที่มีความเป็นพิษหลายประการ โดยความเป็นพิษของ PAHs นั้นขึ้นกับมวลโมเลกุลของ PAHs และชนิดของพืช PAHs มวลโมเลกุลต่ำเป็นพิษสูง ในขณะที่พืชตระกูลถั่วและพืชตระกูลหญ้ามีแนวโน้มทนทานต่อ PAHs ได้ดี ซึ่งพืชสองกลุ่มนี้เป็นพืชกลุ่มที่มีศักยภาพในการใช้ฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อนด้วย PAHs (Kirk et al., 2002) อย่างไรก็ตาม ปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมเป็นอีกสิ่งหนึ่งที่มีผลต่อความเป็นพิษของ PAHs โดยเฉพาะปริมาณสารอินทรีย์และ pH ของดิน ตัวอย่างเช่น ข้าวโพดและถั่วมีความทนทานต่อดินปนเปื้อน PAHs ที่มี pH 5.5-7.0 ไม่ต่างกัน (Maliszewska-Kordybach and Smreczak, 2000) แต่ในดินที่มี pH 3.3 ข้าวโพดแสดงความทนทานต่อ PAHs มากกว่าพืชตระกูลถั่วอย่างชัดเจน (Chouychai et al., 2007) ซึ่งส่วนหนึ่งเนื่องจากข้าวโพดทนทานต่อความเป็นกรดมากกว่าพืชตระกูลถั่วด้วย (Yan et al., 1992)

แม้ว่าสถานการณ์การปนเปื้อนของ PAHs ในประเทศไทยยังไม่ก่อให้เกิดปัญหาที่รุนแรงในปัจจุบัน แต่การที่ประเทศไทยเป็นประเทศเกษตรกรรม มีการเพาะปลูกพืชเศรษฐกิจจำนวนมาก ความเป็นพิษของ PAHs ต่อพืชเศรษฐกิจเป็นสิ่งที่ควรคำนึงถึง โดยเฉพาะการเพาะปลูกใกล้กับบริเวณที่เป็นแหล่งอุตสาหกรรมปิโตรเคมี หรือแหล่งทิ้งหรือฝังกลบขยะอุตสาหกรรมเหล่านี้ แม้แต่การเพาะปลูกในบริเวณใกล้กับเส้นทางคมนาคม ที่มีการสัญจรคับคั่ง ความเป็นพิษของ PAHs ที่เกิดจากการเผาไหม้ไม่สมบูรณ์ของเครื่องยนต์และแพร่กระจายในบรรยากาศก็สามารถเกิดขึ้นได้ นอกจากนั้น PAHs ที่สะสมในพืชอาจส่งผลกระทบต่อสุขภาพของผู้บริโภคได้เช่นกัน ดังนั้น ปัญหาการปนเปื้อน PAHs ในสิ่งแวดล้อมจึงไม่ใช่เรื่องไกลตัว แต่เป็นสิ่งที่ควรให้ความสำคัญและศึกษาถึงผลกระทบ โดยเฉพาะอย่างยิ่งในบริบทของสภาพแวดล้อมในประเทศไทย เพื่อป้องกันปัญหาที่มีโอกาสเกิดขึ้นได้ในอนาคตต่อไป

4. เอกสารอ้างอิง

Aina, R., Palin, L., & Citterio, S. 2006. **Molecular evidence for benzo[a] pyrene and naphthalene genotoxicity in *Trifolium repens* L.** Chemosphere, 65, 666-673.

Alkio, M., Tabuchi, T.M., Wang, X., & Colon-Carmona, A. 2005. **Stress response to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms.** Journal of Experimental Botany, 56, 2983-2994.

Amagai, T., Takahashi, Y., Matsushita, H., Morknoy, D., Sukasem, P., Tabucanon, M. 1999. **A survey on polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in soil in Chiang-Mai, Thailand.** Environmental International, 25 (5), 563-572.

Boonyatumanond, R., Wattayakorn, G., Togo, A., Takada, H. 2006. **Distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine, and marine sediments in Thailand.** Marine Pollution Bulletin, 52, 942-956.

Culea, M., Cozai, O., & Culea, E. 2005. **PAHs in cigarette smoke by gas chromayography-Mass spectrometry.** Indoor and Built Environment, 14 (3-4), 289-292.

Chouychai, W., Tongkukiatkul, A., Upatham, S., Lee, H., Pokethitiyook, P., and Kruatrachue, M. 2007. **Phytotoxicity of crop plant to phenanthrene and pyrene contaminants in acidic soil.** Environmental Toxicology. 22(6), 597-604.

Chouychai, W., Tongkukiatkul, A., Upatham, S., Lee, H., Pokethitiyook, P., and Kruatrachue, M. 2008. **Phenanthrene and pyrene toxicity on shoot and root elongation of corn and groundnut growing in acidic soil.** 9th National Graduated Research Conference. March 14-15, 2008. Burapha University.

Edwards, N. T. 1983. **Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environmental-a review.** Journal of Environmental Quality, 12, 427-441.

Eom, I.C., Rast, C., Veber, A.M., & Vasseur, P. 2007. **Ecotoxicology of a polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated soil.** Ecotoxicology and Environmental Safety, 67, 190-205.

Gao, Y., & Zhu, L. 2004. **Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soil.** Chemosphere, 55, 1169-1178.

Harvey, R.I., Campanella, B.F., Castro, P.M.L., Harms, H., Lichtfouse, E., Schaffner, A.R., Smrcek, S., and Werck-Reichhart, D. 2002. **Phytoremediation of Polyaromatic Hydrocarbons, aniline, and phenol.** Environmental Science and Pollution Research, 9, 29-47.

Henner, P., Schiavon, M., Druelle, V., & Lichtfouse, E. 1999. **Phytotoxicity of ancient gaswork soils: Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on plant germination.** Organic Geochemistry, 30, 963-969.

Huang, X., El-Alawi, Y., Penrose, D.M., Glick, B.R., and Greenberg, B.M. 2004. **Respond of three grass species to creosote during phytoremediation.** Environmental Pollution, 130, 453-463.

Jiao, X.C., Xu, F.L., Dawson, R., Chen, S.H., and Tao, S. 2007. **Adsorption**

and absorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to rice roots. Environmental Pollution, 148, 230-235.

Kanaly, R.A., and Harayama, S. 2000. **Bioremediation of high-molecular weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by bacteria.** Journal of Bacteriology, 182, 2059-2067.

Kirk, J.L., Klironomos, J.N., Lee, H., Trevors, J.T. 2002. **Phytotoxicity assay to assess plant species for phytoremediation of petroleum-contaminated soil.** Bioremediation Journal, 6, 57-63.

Kolb, M., and Harms, H. 2000. **Metabolism of fluoranthene in different plant cell clture and intact plants.** Environmental Toxicology and Chemistry, 19, 1304-1310.

Kummerová, M., & Kmentová, E., 2004. **Photoinduced toxicity of fluoranthene on germination and early development of plant seedling.** Chemosphere, 56, 387-393.

Lee, S., Lee, W., Lee, C., & Kim, J. 2007. **Degradation of phenanthrene and pyrene in rhizosphere of grasses and legumes.** Journal of Hazardous Materials, in press.

Lin, H., Tao, S., Zuo, Q., & Coveney, R.M. 2007. **Uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons by maize plants.** Environmental Pollution, 148, 614-619.

Liste, H., Prutz, I. 2006. **Plant performance, dioxygenase-expressing rhizosphere bacteria, and biodegradation of weathered hydrocarbons in contaminated soil.** Chemosphere, 62, 1411-1420.

Lopes, P.R.M., Montagnolli, R.N., Domingues, R.F., Bidoia, E.D. 2010. **Toxicity and Biodegradation in sandy soil contaminated by lubricant oil.** Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, in press.

Maliszewska-Kordybach, B., & Smreczak, B. 2000. **Ecotoxicological acitivity of soils polluted with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)-effect on plants.** Environmental Technology, 21, 1099-1110.

Malalkin, A., Babu, T.S., Dixon, D.G., & Greenberg, B.M. 2002. **Sites of toxicity of specific photooxidation products of anthracene to higher plants: Inhibition of photosynthetic activity and electron transport in *Lemma gibba* L. G-3 (duckweed).** Environmental Toxicology, 17, 462-471.

Meudec, A., Dussauze, J., Deslandes, E., & Poupart, N. 2006. **Evidence for bioaccumulation of PAHs within**

internal shoot tissues by a halophytic plant artificially exposed to petroleum-polluted sediments. Chemosphere, 65, 474-481.

Meudec, A., Poupart, N., Dussauze, J., and Deslandes, E. 2007. **Relationship between heavy fuel oil phytotoxicity and polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in *Salicornia fragilis.*** Science of the Total Environment. 381, 146-156.

Reid, B.J., Jones, K.C., & Sample, K.T. 2000. **Bioavailability of persistant organic pollutants in soil and sediment a perspective on mechanism, consequences, and assessment.** Environmental Pollution, 180, 103-112.

Ren L., Zeiler L.F., Dixon D.G., Greengerg BM. 1996. **Photoinduced effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on *Brassica napus* (canola) during germination and early seedling development.** Ecotoxicology and Environmental Safety 33: 73-80.

Smith, M.J., Flowers, T.H., Duncan, H.J., & Alder, J. 2006. **Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on germination and subsequent growth of grasses and legumes in freshly contaminated soil and soil with aged PAHs residues.** Environmental Pollution, 141, 519-525.

Sverdrup, L.E., Hagen, S.B., Krogh, P.H., & van Gestel, C.A.M. 2007. **Benzo[a]pyrene shows low toxicity to three species of terrestrial plants, two soil invertebrates, and soil-nitrifying bacteria.** Ecotoxicology Environmental Safety, 66, 362-368.

Sverdrup, L.E., Krogh, P.H., Nielsen, T., Kjaer, C., & Stenessen, J. 2003. **Toxicity of eight polycyclic aromatic hydrocarbons to red clover *(Trifolium pretense)* ryegrass *(Lolium perenne)* and mustard *(Sinapsis alba).*** Chemosphere, 53, 993-1003.

Wernersson, A., 2003. **Predicting petroleum phototoxicity.** Ecotoxicology and Environmental Safety, 54, 355-365.

Wilcke, W., Muller, S., Kanchanakool, N., Niamskul, C., Zech, W. 1999. **Polycyclic aromatic hydrocarbons in hydromorphic soils of the tropical metropolis Bangkok.** Geoderma, 91, 297-309.

Wild, S.R., & Jones, K.C. 1992. **Polynuclear Aromatic Hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil.** Journal of Environmental Quality, 21, 217-225.

Wilson, S.C., & Jones, K.C. 1993. **Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A review.** Environmental Pollution, 81, 229-249.

Witting, R., Ballach, H., and Kuhn, A. 2003. **Exposure of the root of *Populus nigra* L. cv. Loenen to PAHs and its effect on growth and water balance.** Environmental Science and Pollution Research, 10(4), 235-244.

Xing, W., Luo, Y., Wu, L., Song, J., and Christie, P. 2006. **Accumulation and phytoavailability of benzo[a] pyrene in an acidic sandy soil.** Environmental Geochemistry and Health. 28, 153-158.

Yan, F., Schubert, S., and Mengel, K. 1992. **Effect of low root pH medium on net proton release, root respiration, and root growth of corn (*Zea may* L.) and broad bean (*Vicia faba* L.).** Plant physiology, 99, 415-421.