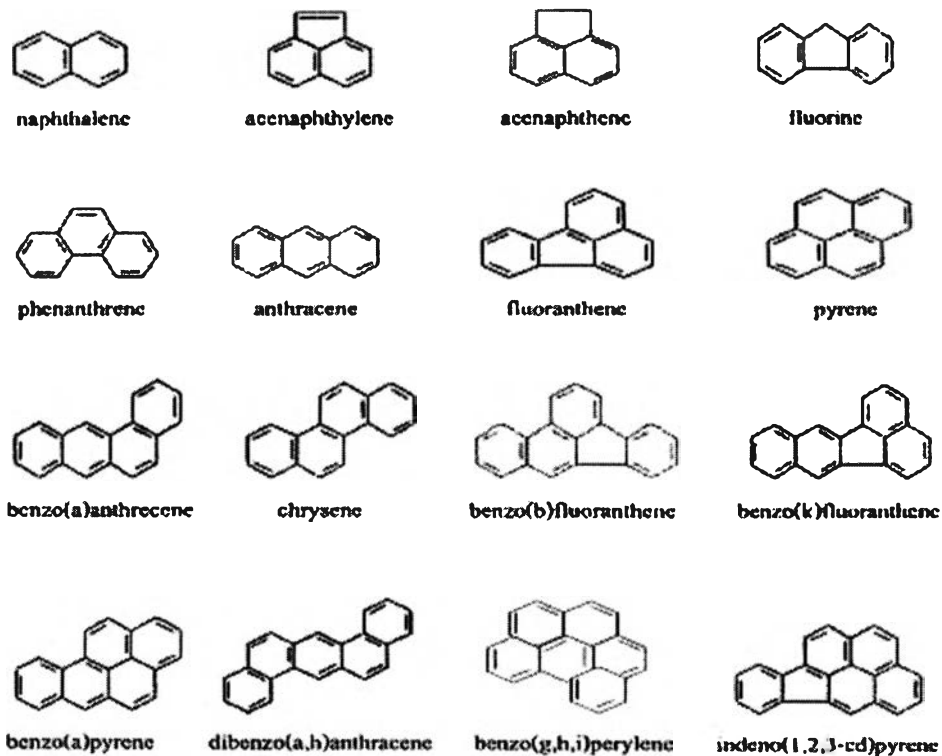




เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 สารประกอบพอลิไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน

สารประกอบพอลิไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนหรือพีเอเอช (polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs) เกิดได้เองตามธรรมชาติ เช่น น้ำมันดิบ ถ่านหิน รวมทั้งปรากฏอยู่ในควันจากภูเขาไฟระเบิด PAHs ยังเกิดจากการกระทำของมนุษย์ที่สำคัญคือการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ เช่น จากกระบวนการผลิตในโรงงานอุตสาหกรรม และการใช้ถ่านหินในการผลิตไฟฟ้า (กองจัดการสารอันตรายและกากของเสีย, 2544) แหล่งที่มาสำคัญของ PAHs ในพื้นที่เขตเมืองมาจากการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของเชื้อเพลิงที่ใช้ในรถยนต์ (จินตนา สายวรรณ, 2541) PAHs ปนเปื้อนอยู่ในอากาศทั่วโลก และบางชนิดก็เป็นสารก่อมะเร็งร้ายแรง ตามรายงานของสำนักงานคุ้มครองสิ่งแวดล้อมของสหรัฐอเมริกา (The U.S. Environmental Protection Agency; US.EPA) ได้กำหนดให้ PAHs 16 ชนิด เป็นสารมลพิษอันตรายที่ควรให้ความสำคัญในอันดับต้นๆ



ภาพที่ 2.1 โครงสร้างโมเลกุลของ PAHs 16 ชนิดตามรายงานของ US. EPA

ที่มา: U.S. Department of Health and Human Services, 1995

สารเหล่านี้ ได้แก่ แนพธาทีน (naphthalene) อะซีแนพทีน (acenaphthene) อะซีแนพทีลีน (acenaphthylene) ฟีนแอนทรีน (phenanthrene) แอนทราซีน (anthracene) ฟลูออรีน (fluorene) ฟลูออแรนทีน (fluoranthene) ไพรีน (pyrene) ไครซีน (crysene) เบนโซ[เอ]แอนทราซีน (benzo[a]anthracene) เบนโซ[บี]ฟลูออแรนทีน (benzo[b]fluoranthene) เบนโซ[เอ]ไพรีน (benzo[a]pyrene) เบนโซ[จี,เอช,ไอ]เพอริรีน (benzo[g,h,i]perylene) อินดีโน[1,2,3-ซีดี]ไพรีน (indeno[1,2,3-cd]pyrene) และไดเบนซ์[เอ,เอช]แอนทราซีน (dibenz[a,h]anthracene) ซึ่งส่งผลกระทบต่อสุขภาพของคนและสิ่งแวดล้อม และควรป้องกันการรั่วไหลหรือปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อม

2.1.1 สมบัติทางกายภาพและเคมี

โครงสร้างของ PAHs ประกอบด้วยวงแหวนอะโรมาติกเบนซีนตั้งแต่ 2 วงขึ้นไป เชื่อมต่อกันแบบเส้นตรง (linear) มุมงอ (angular) หรือแบบกลุ่ม (cluster) ทำให้มีสารต่างๆ อยู่ในกลุ่มนี้มากกว่า 660 ชนิด ซึ่งสารแต่ละชนิดจะมีสมบัติทางกายภาพและเคมีแตกต่างกัน ดังตัวอย่างที่แสดงในตารางที่ 2.1 PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำจะมีการระเหยและการละลายในน้ำได้มากกว่า สารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง ซึ่งสมบัติการละลายในน้ำที่ต่ำนี้ทำให้ PAHs มีความคงทนอยู่ในสิ่งแวดล้อม (Cemigia,1992) นอกจากนี้ค่า $\log K_{ow}$ แสดงถึงความสามารถในการสะสมของสารในสิ่งมีชีวิต ซึ่งจะมีค่าสูงตามน้ำหนักโมเลกุลของ PAHs แต่ละชนิดด้วย

ตารางที่ 2.1 สมบัติทางกายภาพและเคมีของ PAHs 16 ชนิด

PAHs	Molecular weight (g/mol)	Melting point	Boiling point (° C)	Water solubility (mg/L)	Log K_{ow}
naphthalene	128.16	80.2	217.9	30	3.30
acenaphthylene	152.20	92-93	265-275	3.93	3.70
acenaphthene	154.21	95	96.2	3.42	4.00
fluorine	166.22	116-117	295	1.69	4.18
phenanthrene	178.24	100	340	1.00	4.46
anthracene	178.24	218	342	4.50×10^{-2}	4.45
fluoranthrene	202.26	11	375	2.06×10^{-1}	4.48
benzo(a)anthracene	228.30	158-159	400	5.70×10^{-3}	5.60

ตารางที่ 2.1 สมบัติทางกายภาพและเคมีของ PAHs 16 ชนิด (ต่อ)

PAHs	Molecular weight (g/mol)	Melting point	Boiling point (° C)	Water solubility (mg/L)	Log K_{ow}
chrysene	228.3	255-256	448	1.80×10^{-3}	5.61
benzo(b)fluoranthene	252.32	168.3	-	1.40×10^{-2}	6.06
benzo(k)fluoranthene	252.32	215.7	480	4.30×10^{-3}	6.06
benzo(a)pyrene	252.32	179-179.3	310-312	3.80×10^{-3}	6.06
Dibenzo(a,h)anthracene	278.36	262	-	5.00×10^{-4}	6.8
benzo(g,h,i)perylene	276.34	273	550	2.6×10^{-4}	6.51
indeno(1,2,3-cd)pyrene	276.34	163.6	530	5.3×10^{-4}	6.5

ที่มา: U.S. Department of Health and Human Services, 1995; Chaipuriwong, 2001; LaGrega และคณะ, 2001

2.1.2 ความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต

PAHs มีความเป็นพิษเฉียบพลันต่ำในสัตว์ทดลอง การได้รับ PAHs ในระยะเวลาสั้นมักไม่ทำให้เกิดความผิดปกติของร่างกายอย่างเด่นชัดหรือรุนแรง ในหนูมีค่า LD_{50} โดยการให้ทางปากมากกว่า 1000 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักตัว ยกเว้นเบนทราลีนมีค่า LD_{50} 354 – 710 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักตัว จากรายงานความเป็นพิษเฉียบพลันของ PAHs ในคนและสัตว์ทดลอง มีดังนี้

เบนทราลีน มักก่อให้เกิดความเป็นพิษแบบเฉียบพลันและเรื้อรัง ทำให้เกิดภาวะโลหิตจาง เนื่องจากเม็ดเลือดแดงแตกและต่อกระดูก มีรายงานการตายของคนที่ยืนถูกเหม็นในขนาด 5 กรัม พบว่าที่ปอดมีการคั่งของโลหิตและบวม น้ำที่ตับมีการแทรกตัวของเม็ดเลือดขาว พร้อมทั้งมีการเปลี่ยนแปลงของไขมันในเซลล์ตับ นอกจากนี้ยังมีรายงานการตายของเด็กที่ยืนเบนทราลีน ในขนาด 2 กรัม จากการคำนวณพบว่า ปริมาณของเบนทราลีนเท่ากับ 71.4 – 2142.2 มิลลิกรัม/กิโลกรัมของน้ำหนักตัว โดยคิดจากคนที่มีน้ำหนักตัวโดยเฉลี่ย 70 กิโลกรัม (US.EPA, 1998)

แอนทราซีน มีฤทธิ์ในการกระตุ้นร่างกายให้มีความไวต่อแสงมากขึ้น (photosensitivity) ในคนมีรายงานว่าทำให้เกิดอาการผดผื่นของผิวหนัง คือ แสบร้อน คัน และมีอาการระคายเคืองของเยื่อตาและหลอดลมด้วย

พีแนนทริน ทำให้เกิดอาการแพ้แสง (photosensitivity) ได้ที่ผิวหนังของคน เป็นสารที่ทำให้เกิดโรคมะเร็งและสารก่อเกิดการกลายพันธุ์ (mutagenicity) พบในการทดลองด้วยแบคทีเรียในการศึกษาที่ผิวหนังของหนูมีอาการเนื้องอกระยะแรกแต่ยังไม่สามารถสรุปแน่ชัดได้ (Samanta และคณะ, 2002) พีแนนทรินมีพิษต่อนกคำปีกแดง (red-winged blackbird) ต่ำมากคือ มีค่า LD₅₀ มากกว่า 100 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักตัว และจากการศึกษาการขับออกของ PAHs 9 ชนิด ในปลา 4 สปีชีส์ พบว่าครึ่งชีวิตมีค่า < 1-9 วัน และพีแนนทรินเป็นสารที่มีค่าครึ่งชีวิตนานที่สุด 9 วัน ในปลาเรนโบว์เทราท์ (กองจัดการสารอันตรายและกากของเสีย, 2544)

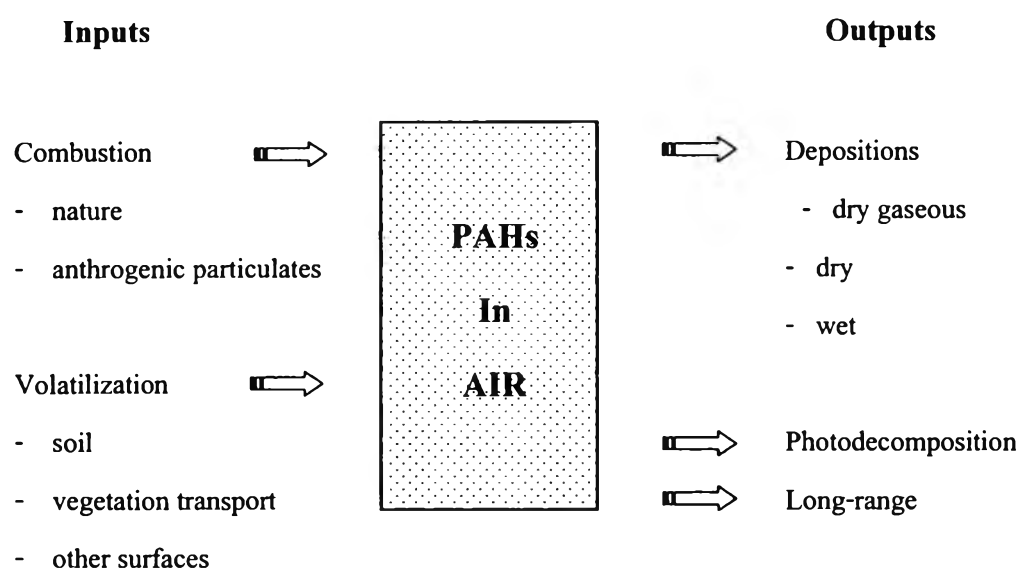
โครซีน จากการทดลองป่ายไคซินบนผิวหนังของหนูปริมาณ 0.0125 มิลลิกรัมต่อตารางเซนติเมตร 2 ครั้งต่อวัน เป็นเวลา 2 วัน ทำให้ผิวหนังมีจำนวนเซลล์ผิว (melanocyte) เพิ่มขึ้นเล็กน้อย (Iwata และคณะ, 1981)

ความเป็นพิษของ PAHs จะเพิ่มขึ้นตามขนาดโมเลกุล สำหรับสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงหลายชนิด เช่น เบนโซ[เอ]ไพรีนและไดเบนซ์[เอ,เอช]แอนทราซีน พบว่ามีสมบัติในการเป็นสารก่อมะเร็ง (carcinogens) และสารก่อการกลายพันธุ์ (mutagen) ในจุลินทรีย์และสิ่งมีชีวิตชั้นสูง (Wilson และ Jones, 1993)

งานวิจัยเกี่ยวกับการประเมินความเสี่ยงจากการหายใจสารก่อมะเร็งในกลุ่ม PAHs โดยประเมินจากค่าความเข้มข้นของสารบนใบไม้โดย เบญจลักษณ์ กาญจนเศรษฐ์ (2546) ในเขตกรุงเทพมหานคร พบว่าปริมาณของ PAHs ในอากาศมีความสัมพันธ์กับปริมาณที่ตรวจหาพบบนใบไม้ และจากการคำนวณจากสถานการณ์ของระยะเวลาที่ได้สัมผัสสาร รวมทั้งความเป็นพิษของ PAHs แต่ละชนิด และนำค่าความมีอยู่ในชีวภาพ มาพิจารณาด้วย พบว่าจำนวนการเกิดมะเร็งมากที่สุดเท่ากับ 2 ในล้านคน และเกิดกับผู้ที่ใช้เวลาอยู่บนถนนนาน 12 ชั่วโมงต่อวัน 5 วันต่อสัปดาห์ เป็นเวลา 30 ปี และขึ้นอยู่กับ ค่าตอบสนองต่อปริมาณ อัตราการหายใจ น้ำหนักตัว เป็นต้น

2.1.3 การปนเปื้อน PAHs ในสิ่งแวดล้อม

PAHs เข้าสู่สิ่งแวดล้อมได้หลายทางทั้งจากธรรมชาติ เช่น การซึมของน้ำมันดิบจากแหล่งน้ำมันใต้ดินทำให้ PAHs ปนเปื้อนในแหล่งน้ำธรรมชาติและดิน ไฟไหม้ป่า ภูเขาไฟระเบิด และจากการกระทำของมนุษย์ที่สำคัญ คือ การเผาไหม้แบบไม่สมบูรณ์ซึ่งก่อให้เกิด PAHs ได้แตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับชนิดของวัสดุที่เผาไหม้ รถยนต์เป็นแหล่งกำเนิด PAHs ที่ปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมที่สำคัญ เนื่องจากปัจจุบันมีการการใช้รถยนต์เพิ่มมากขึ้นทุกปี ปริมาณ PAHs ที่ถูกปล่อยออกมาขึ้นอยู่กับประสิทธิภาพการเผาไหม้เชื้อเพลิงของเครื่องยนต์ เครื่องยนต์ที่สามารถเผาไหม้เชื้อเพลิงได้สมบูรณ์จะปล่อย PAHs ออกมาน้อย (Vazques-Duhalt, 1989) จากการรวบรวมข้อมูลของ Maliszewska-Kordybach (1999) พบว่ากระบวนการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์และการระเหยเป็นสาเหตุสำคัญทำให้ PAHs ปนเปื้อนเข้าสู่บรรยากาศ ดังภาพที่ 2.2



ภาพที่ 2.2 การเข้าสู่บรรยากาศของ PAHs

ที่มา: Maliszewska-Kordybach (1999)

PAHs ในอากาศอาจจะอยู่ในรูปของก๊าซหรือเกาะติดกับอนุภาคฝุ่นละอองในอากาศก็ได้ โดย PAHs ที่อยู่ในรูปของก๊าซจะเปลี่ยนมาอยู่ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นได้นั้นขึ้นอยู่กับน้ำหนักโมเลกุลของสาร อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ และการตกตะกอน (precipitation) โดยทั่วไป PAHs ที่มีโครงสร้างที่ประกอบด้วยวงเบนซีน 2 – 3 วง จะเกิดการควบแน่นที่อุณหภูมิต่ำได้มากกว่าพวกที่ประกอบด้วยวงเบนซีนมากกว่า 5 วง ที่มีการระเหยต่ำจึงเกิดการควบแน่นได้ที่อุณหภูมิสูงและเกาะติดกับอนุภาคฝุ่นได้ดีกว่า (Van Jaarsveld และคณะ, 1997) ส่วน PAHs ที่มี

โครงสร้างที่ประกอบด้วยวงเบนซีน 4 วง เช่น ไพรินสามารถพบได้ทั้งในรูปของก๊าซและจับกับฝุ่นในอากาศ (Subramanyam และคณะ, 1994)

การปนเปื้อน PAHs ในสิ่งแวดล้อมขึ้นอยู่กับลักษณะเฉพาะของสารแต่ละชนิด สารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงจะเกาะติดกับอนุภาคฝุ่น (WHO, 1998) ทำให้เกิดการปนเปื้อนในอากาศได้ นอกจากนี้การตกค้างของ PAHs บนส่วนต่างๆ ของพืช เป็นจุดเริ่มต้นของห่วงโซ่อาหารที่จะถ่ายทอด PAHs จากพืชไปสู่สัตว์และคนได้ ในธรรมชาติพืชเป็นแหล่งที่สะสมสารมลพิษทางอากาศได้ในเวลาที่ยังมีชีวิตอยู่ เมื่อถึงฤดูใบไม้ร่วงหรือเกิดการหลุดลอกของชั้นแว็กซ์บนผิวใบไม้ ทำให้สารมลพิษตกลงสู่ดินเกิดการปนเปื้อนในดินและซึมลงสู่น้ำใต้ดินได้ในที่สุด (Bakker และคณะ, 2000)

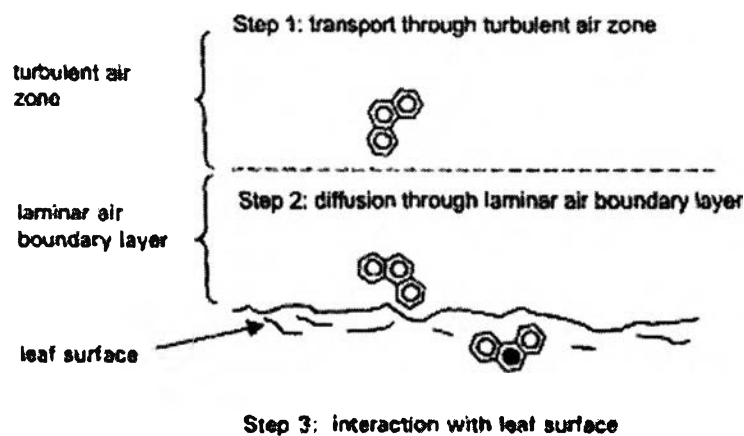
ปริมาณการปนเปื้อนของสารมลพิษในบรรยากาศ จากการศึกษาของ Fernández-Martínez และคณะ (2000) ที่ทำการศึกษาสารอินทรีย์ที่ระเหยง่าย 28 ชนิด ทำการตรวจติดตามเป็นเวลา 3 เดือน โดยเก็บตัวอย่างฝุ่นในจุดศูนย์กลางของชุมชนขนาดกลางในประเทศสเปนแถบทิศตะวันตกเฉียงเหนือ ซึ่งมีแหล่งที่มาของ PAHs จากการจราจรในเมือง และในอดีตเมื่อปีคริสต์ศักราช 1996 พื้นที่ใกล้เคียงเคยเป็นที่ฝังกลบขยะของชุมชน ในการเก็บตัวอย่างได้มีการวิเคราะห์หาค่าเฉลี่ยของปริมาณสารที่ศึกษาทั้ง 28 ชนิด พบสารประกอบอะโรมาติก (aromatic compound) 90 เปอร์เซ็นต์ อะลิฟาติก (aliphatic) สารไฮโดรคาร์บอนที่มีหมู่คลอรีน (chlorinated hydrocarbon) 5 เปอร์เซ็นต์ และสารประกอบที่มีหมู่คลอรีน (chlorinated compound) น้อยกว่า detection limit โดยมีเตทระคลอโรเอทธิลีน (tetrachloroethylene) และไดคลอโรเบนซีน (dichlorobenzene) อย่างมีนัยสำคัญ

การศึกษาปริมาณ PAHs ในกรุงเทพมหานครที่มีการจราจรเป็นแหล่งสำคัญที่ปล่อยสารมลพิษ พบว่าบริเวณถนนมีปริมาณ PAHs ที่อยู่ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นทั้งหมดในอากาศ 7.10 – 83.04 นาโนกรัมต่อตารางเมตรและปริมาณ PAHs ที่ตรวจวัดได้ในพื้นที่ของโรงเรียนที่ตั้งอยู่แถบถนน มีปริมาณ PAHs ที่อยู่ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นทั้งหมด 6.70 นาโนกรัมต่อตารางเมตร ซึ่งสูงมากกว่าปริมาณที่พบในพื้นที่ของโรงเรียนที่อยู่นอกเขตกรุงเทพมหานคร (Ruchirawat และคณะ, 2005) และจากการศึกษาของ Norramit และคณะ (2005) ในพื้นที่กรุงเทพมหานครเช่นเดียวกัน โดยศึกษาปริมาณ PAHs 16 ชนิดที่อยู่ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นขนาด 10 ไมโครเมตร ที่เก็บจากตัวอย่างอากาศที่ใกล้กับถนน พบว่า PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง (มีโครงสร้างประกอบด้วยวงเบนซีนต่อกันตั้งแต่ 4 วงขึ้นไป) พบมากถึง 91.7 เปอร์เซ็นต์ของ PAHs ทั้งหมด มากกว่าปริมาณของ PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ (มีโครงสร้างประกอบด้วยวงเบนซีนต่อกัน 2-3 วง) 71.4 เปอร์เซ็นต์ของ PAHs ทั้งหมดเป็นสารก่อมะเร็ง เช่น เบนโซเอไพรีน และพบว่า

ปริมาณ PAHs เปลี่ยนไปตามวัน เวลา และฤดูกาล อาจเนื่องมาจากการเปลี่ยนรูปแบบของการปล่อยสาร การเปลี่ยนแปลงทางอุตุนิยมวิทยา (เวลาที่แสงอาทิตย์ส่องและอุณหภูมิของฤดูกาล) การระเหยของสาร และการเปลี่ยนแปลงที่เกิดจากปฏิกิริยาเคมีที่เกิดจากแสง

2.2 การสะสมของ PAHs บนพืช

สารมลพิษทางอากาศเข้าไปในพืชได้ 3 วิธี คือ การตกสะสมในรูปของก๊าซแบบแห้ง (dry gaseous deposition) การตกสะสมในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคแบบแห้ง (dry particle-bound deposition) และการตกสะสมแบบเปียก (wet deposition) ซึ่งทั้ง 3 วิธีนี้ช่วยทำให้เกิดการตกสะสมบนพืชได้แตกต่างกัน โดยขึ้นอยู่กับสมบัติของสารและชนิดของพืช (Umlauf และ McLachlan, 1994; Böhme และคณะ, 1999) วิธีการเข้าสู่ใบและสะสมของ PAHs ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคแบบแห้ง ดังภาพที่ 2.3

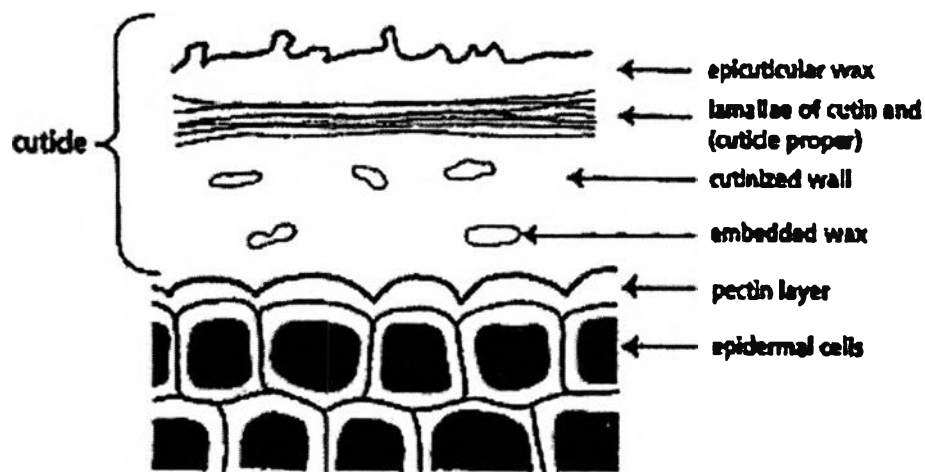


ภาพที่ 2.3 วิธีการสะสมของ PAHs ในรูปที่เกาะจับกับอนุภาคแบบแห้งบนใบไม้
ที่มา: Bakker และคณะ (2000)

วิธีการเข้าสู่ใบและสะสมของ PAHs ในรูปที่เกาะจับกับอนุภาคแบบแห้งมี 3 ขั้นตอน ดังนี้ ขั้นตอนแรก PAHs จะลอยผ่านชั้น turbulent air zone เข้าสู่ชั้น laminar air boundary ที่อยู่รอบๆ ใบพืชนั้น ขั้นตอนที่สอง PAHs ที่ผ่านเข้ามาจะถูกส่งผ่านชั้นนี้โดยอาศัยทิศทางการไหลของอากาศที่ขนานกับผิวใบและมีอัตราเร็วลมลดลงอย่างมาก หลังจากนั้นสารจะสัมผัสกับผิวใบแล้วเกิดการแพร่เข้าสู่ชั้นคิวติเคิลต่อไปในขั้นตอนที่สาม ในขณะที่สารทั้งหมดในมวลอากาศจะปั่นเปื้อนโดยผ่านกระแสลมวน (eddy) แต่สารในสถานะก๊าซและที่จับอยู่กับอนุภาคฝุ่นละอองขนาดเล็กกว่า 0.1

ไมโครเมตรจะผ่านชั้น laminar boundary ด้วยการเคลื่อนที่แบบบราวน์เนียน (Brownian) เท่านั้น ซึ่งช้ากว่า 3-7 เท่า

ในชั้นคิวติเคิล (cuticle) จะเกิดการแพร่แบบไม่ใช้พลังงาน (passive diffusion) ของ PAHs ในอากาศเข้าสู่ชั้นคิวติเคิลของพืช ซึ่งเป็นชั้นไขมันที่อยู่นอกเซลล์ที่ไม่มีชีวิต ดังภาพที่ 2.4 เป็นชั้นที่สร้างขึ้นระหว่างอากาศกับพืช เพื่อป้องกันพืชจากความแห้งแล้งและการทำลายจากราและแมลง คิวติเคิลมีความหนาต่างกันมากกว่าร้อยละไมโครเมตรถึงมากกว่าสิบไมโครเมตร ในขณะที่ชั้นไขมัน epicuticular หนาประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ของคิวติเคิล ดังนั้นส่วนประกอบและการเรียงตัวของชั้นคิวติเคิลเป็นปัจจัยสำคัญต่อการแพร่มากกว่าความหนาของคิวติเคิล โครงสร้างของคิวติเคิลแบ่งได้ 2 รูปแบบ คือ กลุ่มก้อน (amorphous) และแถบผลึก (crystalline) การแพร่จะเกิดในรูปแบบกลุ่มก้อนเท่านั้น ส่วนแถบผลึกลดการแพร่ได้ 2 ทาง คือ ลดช่องว่างและเกิดช่องทางที่คดเคี้ยววกวนขึ้น ดังนั้นความหนาแน่นและการเรียงตัวของผลึกบ่งชี้การเคลื่อนที่ผ่านไขมัน และเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นมากในภาวะอากาศร้อนจัด เป็นผลให้โครงสร้างแถบผลึกเสียไป ลดความเป็นผลึกลงทำให้สารขนาดใหญ่เคลื่อนที่ได้ดีขึ้น



ภาพที่ 2.4 ส่วนประกอบโครงสร้างของคิวติเคิลของใบพืช

ที่มา: Bakker และคณะ (2000)

ปัจจัยที่มีผลต่อการสะสม PAHs จากอากาศสู่พืช มีดังนี้

1. ค่า K_{oa} (octanol-air partition coefficient) มีผลต่อการสะสมของสาร โดยสารที่มีค่า K_{oa} ต่ำ พืชจะรับเข้าไปแบบแปรผันกับค่านี้ ส่วนสารที่มีค่า K_{oa} สูง จะมีผลต่อความสามารถในการเกาะติดกับอนุภาคฝุ่นละอองได้ดี แต่อย่างไรก็ขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมและชนิดของพืชด้วย (Böhm และคณะ, 1999)
2. อุณหภูมิ เมื่ออุณหภูมิลดลงจะทำให้สารแพร่เข้าสู่พืชเพิ่มขึ้น แต่จากผลการทดลองของ McLachlan และคณะ (1995) พบว่าอุณหภูมิมิผลต่อความเข้มข้นของสารกลุ่มนี้เพียงเล็กน้อย และยังพบว่าอุณหภูมิมิมีผลต่อค่า K_{oa} ที่สูง แต่ค่า K_{oa} ที่ต่ำจะเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วตามอุณหภูมิที่เปลี่ยนไป แต่บางการทดลอง พบว่า PAHs ในอากาศและในพืชที่ปลูกตามฤดูกาลมีความสัมพันธ์แบบแปรผันกับอุณหภูมิจำกัด บางการทดลองพบว่าไม่มีความสัมพันธ์กัน
3. ลักษณะของพืช ได้แก่

ปริมาณไขมัน ไขมันที่สกัดจากใบ ก้านใบ เมล็ดและเปลือกไม้ที่เก็บจากที่เดียวกัน มี PAHs แตกต่างกัน อย่างไรก็ตามปริมาณไขมันจะสำคัญในภาวะใกล้จุดสมดุลของการแพร่ เพราะว่าการสะสมแบบไคเนติกส์ (kinetics) นั้น ไม่ขึ้นอยู่กับปริมาณไขมันด้วย ซึ่งบางครั้งพืชไม่สะสมสารในชั้นไขมันที่ถูกสกัดออกมา แต่เก็บไว้ในส่วนที่ไม่ถูกสกัดออกมา เช่น คิวติน ใน *Plantago* มีไขมัน 0.03 มิลลิกรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร จาก 1 กิโลกรัมต่อลิตร ให้ใบไม้มีปริมาณ 30 ไมโครลูกบาศก์เซนติเมตรต่อลูกบาศก์เซนติเมตรของใบไม้

ส่วนประกอบของไขมัน เช่น พืชสมุนไพรชนิดหนึ่ง (yarow) และทานตะวันมีสารที่เข้มข้นสูงกว่าพืชอื่นที่นำมาทดลอง ซึ่งมาจากส่วนประกอบไขมันที่แตกต่างกัน เช่น monoterpenes ที่มีความสัมพันธ์กับสารที่ระเหยได้ในพืช ส่วนประกอบของไขมันของ *Plantago major* มี linear alkanes กับ triterpene acid ใน *Lactuca sativa* มี long chain alcohol กับ alkanes

อายุของพืช มีรายงานว่า ไลเคนส์สะสม PCBs มากกว่าในใบสน เพราะอากาศในทศวรรษที่ผ่านมามีการสะสมสูงกว่า เป็นรายงานจากประเทศนอร์เวย์

โครงสร้างพืช พื้นที่ผิวที่ซึ่งสัมผัสและเกิดการสะสมสารในพืช ดังนั้นพื้นที่ผิวทั้งหมดจึงมีผลต่ออัตราการสะสมของ PAHs ลักษณะของพื้นที่ผิวที่สัมผัสกับอากาศ ผิวหยาบจะช่วยให้เกิด turbulence สูงขึ้น ทำให้พืชได้รับและสะสมสารได้มากขึ้น การเรียงตัวของใบใบที่แผ่ในแนวราบสามารถรับสารได้มากกว่าแนวตั้ง และถ้ามีขนบนผิวใบจะช่วยทำให้เกิดการเกาะติดสูงขึ้นอีกและใบที่เรียงซ้อนกันจะมีการสะสมน้อยกว่าใบที่ไม่เรียงซ้อนกันชนิดของพืชซึ่งพืช *Plantago* 3 สายพันธุ์ มีการสะสม PAHs ต่างกัน

4. ระยะห่างจากแหล่งกำเนิดสารมลพิษ พืชที่อยู่ห่างจากแหล่งปล่อยสารจะมีการสะสมได้น้อยกว่า พืชในบริเวณเขตชุมชนเมืองแต่มีอัตราการสะสมสารแต่ละชนิดไม่คงที่ขึ้นอยู่กับชนิดและสายพันธุ์ของพืช (Bakker และคณะ, 2000)

PAHs ที่ปนเปื้อนอยู่ในอากาศสามารถตกค้างและสะสมอยู่บนพืชได้ โดยปริมาณของสารจะแตกต่างกันไปตามแต่ละชนิดของพืช การตกค้างบนพืชเกิดขึ้นได้หลายวิถี (pathway) ซึ่งการจับของ PAHs กับฝุ่นเป็นส่วนสำคัญที่ทำให้เกิดการสะสมของ PAHs บนพืชโดยเฉพาะส่วนที่เป็นใบ ที่มีพื้นที่รองรับสารมลพิษที่ปนเปื้อนอยู่ในอากาศได้ดีกว่าส่วนอื่นของพืช PAHs ที่จับกับฝุ่นในอากาศตกสะสมบนผิวใบได้ทั้งแบบแห้งและแบบเปียก เนื่องจาก PAHs มีสมบัติการละลายในน้ำต่ำมากในเม็ดฝนหรือการตกกลับ ทำให้การตกสะสมของ PAHs แบบเปียกจึงมีความสำคัญน้อยมาก และเนื่องจากลักษณะทางกายภาพของใบไม้ที่มีพื้นที่ผิวกว้างและเคลือบด้วยแว็กซ์หรือชั้นคิวติเคิลจึงเป็นที่สะสมสารมลพิษในอากาศชนิดต่างๆ PAHs ในรูปของก๊าซจะถูกดูดซับบนผิวใบและสะสมอยู่ในชั้นคิวติเคิล (Bacci และคณะ, 1990) และสมบัติการระเหยต่ำของ PAHs จึงถูกดูดซับไว้บนผิวใบไม้ที่ชั้นคิวติเคิลซึ่งเป็นองค์ประกอบส่วนที่ไม่ละลาย (Khun และคณะ, 1998) โครงสร้างทางเคมีของคิวติเคิลมีสมบัติเป็น strong lipophilic ซึ่งจะส่งผลต่อการสะสมของ PAHs บนใบไม้ ต่อจากนั้นจะเกิดการพา (uptake) สารมลพิษไปสะสมอยู่ที่เนื้อเยื่อภายในของใบพืชและจะถูกย่อยสลายโดยกระบวนการเมทาบอลิซึมของพืช (Wild และคณะ, 2004)

การศึกษาเกี่ยวกับปริมาณ PAHs ที่สะสมบนพืช พบได้ในการศึกษาของ Krauss และคณะ (2005) ถึงปริมาณของ PAHs ในป่าเขตร้อนของประเทศบราซิล พบ PAHs 21 ชนิดบนใบไม้ เปลือกไม้ กิ่งไม้อ่อน และลำต้นของต้นไม้ในป่าไม้ที่ตายแล้ว ดินชั้นบน ดินที่ปกคลุมด้วยเศษใบไม้ อากาศ และปลวก โดยพบแนพธาลินมีความเข้มข้นมากที่สุด 35 นาโนกรัมต่อตารางเมตรที่อยู่ในอากาศ ส่วนในพืชพบว่ามีความเข้มข้นมากถึง 1000 นาโนกรัมต่อตารางเมตร โดยพบมากที่สุดคือส่วนของใบ และมีความเข้มข้นลดลงตามลำดับจากส่วนของเปลือกไม้ กิ่งไม้อ่อน และลำต้นพบน้อยที่สุด ความเข้มข้นของ PAHs ที่พบบนใบนั้นส่วนใหญ่เป็นพวกที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ เช่น แนพธาลิน ฟิแนนทรีน และจากการประเมินค่า PAHs ในอากาศของประเทศสหรัฐอเมริกาทางตอนเหนือ พบว่าประมาณร้อยละ 60 ของ PAHs ทั้งหมดจะตกค้างสะสมโดยตรงบนดิน น้ำ และพืชที่เจริญในบริเวณนั้น ผลจากงานวิจัยได้แสดงให้เห็นว่าพืชกำจัด PAHs ที่อยู่ในอากาศได้ร้อยละ 44 ดังนั้นพืชจึงมีบทบาทสำคัญในการลดสารมลพิษในอากาศได้ (Simonich และ Hites, 1994) การตกสะสมของ PAHs ในรูปของก๊าซหรือที่เกาะติดอยู่กับฝุ่นบนใบพืชเกิดขึ้นได้โดยถูกลมพัดพามาตกลงบนผิวของใบไม้ และมีบางส่วนผ่านเข้าสู่ชั้นในของใบไม้ได้ ส่วนอนุภาคขนาดใหญ่จะตกสะสมอยู่บนผิวใบซึ่งขึ้นอยู่กับลักษณะของผิวใบด้วย (Bakker และคณะ, 2000) และจากการศึกษาของ Simonich และ

Hites (1994); Nakajima และคณะ (1995) พบว่าปริมาณการตกสะสมของ PAHs บนผิวใบของ *Acer saccharum* (sugar maple) *Pinus strobes* (white pine trees) และ *Rhododendron oomuraski* (azalea leaves) ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิและลม Hwang และคณะ (2003) ได้ศึกษาปริมาณและแหล่งที่ปล่อย PAHs ในประเทศเกาหลี เม็กซิโกและอเมริกา โดยใช้การเก็บตัวอย่างใบสน พบว่า ปริมาณ PAHs ทั้งหมดอยู่ในช่วง 31-563 นาโนกรัมต่อกรัมน้ำหนักสดของ ใบสนและเห็นความแตกต่างอย่างชัดเจนระหว่างเขตชนบทและเขตเมืองที่มีการทำอุตสาหกรรม โดยพบปริมาณ PAHs ทั้งหมดที่ต่ำมากที่สุดเขตชนบทของประเทศเกาหลี และพบปริมาณสูงสุดในเขตเมืองที่มีการทำอุตสาหกรรมในประเทศเม็กซิโกทางตอนเหนือ รูปแบบการกระจายตัวและอัตราส่วนระหว่างผลรวมของ PAHs ที่เกิดจากการเผาไหม้เชื้อเพลิงกับปริมาณ PAHs ทั้งหมดในตัวอย่างใบสนที่เก็บจากประเทศเกาหลีและอเมริกามีความเหมือนกันซึ่งแสดงเป็นนัยว่ามีแหล่งที่มาเหมือนกัน ในพื้นที่นี้พบ PAHs ที่โครงสร้างประกอบด้วยวงเบนซีน 3 วง มี 63-73 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณ PAHs ทั้งหมด และพีแชนทรินมีมากกว่าชนิดอื่น จากการศึกษาที่ยืนยันได้ว่า ใบสนสามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการตรวจติดตามปริมาณและแหล่งที่ปล่อยสารมลพิษในบรรยากาศได้ การศึกษาปริมาณ PAHs ทั้งหมด ของ Bakker และคณะ (2000) ในประเทศเบลเยียม จากตัวอย่างดิน ใบของ *Plantago* และหญ้าในพื้นที่โรงกลั่นน้ำมัน พบปริมาณ PAHs เท่ากับ 300, 8 และ 2 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้งของดิน ใบของ *Plantago* และหญ้า ตามลำดับ และเมื่อเก็บตัวอย่างในระยะ 4 กิโลเมตรจากโรงกลั่นน้ำมัน ยังคงพบปริมาณ PAHs อย่างมีนัยสำคัญ เนื่องจากการกระจายตัวของสารอาจจะเป็นเพราะลม การสะสมของปริมาณ PAHs ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นมีความสัมพันธ์มากในการทำให้เกิดการสะสมในดินมากกว่าพืช รวมถึงการล้างสารเคมีจากใบลงสู่ดินด้วย ส่วน PAHs ที่พบบนใบของ *Plantago* มีปริมาณมากกว่าหญ้า อาจเป็นไปได้ว่าพื้นผิวของใบมีความแตกต่างกัน ใบที่มีผิวหยาบทำให้เกิด aerodynamic บนใบ ตำแหน่งของใบและอายุของใบมีผลต่อปริมาณที่สะสมด้วยเช่นกัน ส่วนการศึกษาการกระจายตัวของสารมลพิษ โดย Pathirana และคณะ (1993) ที่ทำการศึกษการกระจายตัวของ PAHs บริเวณถนนในเขตเมืองบริสเบน ประเทศออสเตรเลีย โดยเก็บตัวอย่างใบไม้ที่อยู่หน้าดินในระยะ 1 เมตร และเก็บใบไม้จากต้นไม้ที่มีความสูงไม่เกิน 6 เมตรมาหาปริมาณ PAHs พบว่ามีสารกลุ่มที่ก่อมะเร็งหรือพวกที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงมี 43 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณ PAHs ทั้งหมด ส่วน PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำส่วนใหญ่พบอยู่ในรูปที่ระเหยกลายเป็นไอ และปริมาณ PAHs ทั้งหมดลดลงเมื่อความสูงเพิ่มขึ้น Librando และคณะ (2002) ได้ทำการตรวจติดตามปริมาณ PAHs ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นในบรรยากาศของเขตชุมชน ในประเทศอิตาลี โดยเก็บตัวอย่างจากใบพืช 3 ชนิด พบว่าปริมาณ PAHs ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นและปริมาณที่พบบนใบมีความสัมพันธ์กัน (ค่า $r^2 > 0.85$ ของสมการเชิงเส้น) ในทุกฤดูทั้งฤดูหนาว ใบไม้ผลิและร้อน โดยพบมากในช่วงที่อบอุ่น เช่นเดียวกันกับการศึกษาของ Nakajima และคณะ (1995) ในเมืองโตเกียว ประเทศญี่ปุ่น ทำการเก็บตัวอย่างใบ *azalea* เพื่อหาปริมาณ PAHs ในรูปที่ระเหยกลายเป็นไอและในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นในฤดูต่างๆ พบไพรีน เบนโซ[เอ]ไพรีน และไพรีนทั้งที่ใบและในบรรยากาศ โดยปริมาณ PAHs ในรูปที่เกาะติดกับอนุภาคฝุ่นลดลงในฤดู

ร้อนและเพิ่มขึ้นในฤดูหนาว ส่วนไพรีนซึ่งเป็น PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำพบรูปที่ระเหยกลายเป็นไอลดลงในฤดูใบไม้ร่วงจนถึงฤดูหนาวและเพิ่มขึ้นในฤดูใบไม้ผลิ ดังนั้นจะเห็นได้ว่า ปริมาณ PAHs บนใบไม้เปลี่ยนแปลงไปตามฤดูกาล

2.3 แบคทีเรียบนผิวใบ (phyllosphere bacteria)

ใบไม้เป็นที่อยู่อาศัยของกลุ่มจุลินทรีย์มากมาย ทั้งแบคทีเรีย ยีสต์ และรา (Moris และ Kinkel, 2002) ใบไม้ของพืชบกมีพื้นที่มากกว่า 500 ล้านตารางกิโลเมตรและมีจุลินทรีย์อยู่ประมาณ 6.4×10^8 เซลล์ต่อตารางกิโลเมตร ซึ่งจะมีปริมาณแตกต่างกันไปตามอุณหภูมิของแต่ละส่วนของโลก พื้นที่ในแถบเขตร้อนอาจมีแบคทีเรียบนผิวใบไม้มากถึง 10^{26} เซลล์ต่อตารางกิโลเมตร โดยจุลินทรีย์เหล่านี้มีการเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วซึ่งเป็นผลมาจากปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมที่มีสถานะและสถานะที่แตกต่างกันอย่างมากมาย เช่น อุณหภูมิ ความชื้นสัมพัทธ์ ความเร็วลม และรังสี นอกจากนี้ประชากรของแบคทีเรียที่มีความแตกต่างกันยังขึ้นอยู่กับเวลาและพื้นที่ในแต่ละแห่ง การศึกษาแบคทีเรียบนใบไม้ยุคแรกในปีคริสต์ศักราช 1959 โดย Crosse ได้ศึกษาใบของต้นเชอร์รี่ พบว่ามี *Pseudomonas syringae* pathovar *mors-prunorum* จำนวนตั้งแต่ตรวจไม่พบจนถึง 1.3×10^7 CFU ต่อใบ ปริมาณที่แตกต่างกันนี้อาจเกิดจากวิธีการศึกษาจึงทำให้เกิดแนวคิดที่จะประมาณขนาดของแบคทีเรียโดยใช้การวิเคราะห์ทางสถิติของการกระจายข้อมูลมาช่วย โดย Hirano และคณะ (1982) ใช้การประมาณแบบ lognormal distribution อธิบายปริมาณของแบคทีเรียที่รากพืชแต่ไม่สามารถใช้กับแบคทีเรียบนใบไม้ได้ ต่อมา Ishimaru และคณะ (1991) จึงใช้แบบ Weibull distribution แทน ในขณะที่ Limpert และคณะ (2001) แย้งว่าอย่างไรแล้วการกระจายตัวในธรรมชาติมักเป็นแบบแรกมากกว่า ทำให้ไม่สามารถหารูปแบบการประมาณที่เหมาะสมได้ ทำให้มีการพัฒนาการศึกษาเปรียบเทียบการประมาณทางสถิติของการกระจายตัวของประชากรแบคทีเรียบนใบไม้ โดยใช้การทดสอบ Kolmogorov-Smirnov (K-S) การกระจายตัวและใช้ Akaike information criterion (AIC) มาเปรียบเทียบรูปแบบทดสอบ คือ lognormal, gamma และ Weibull distribution ซึ่งผลที่ออกมาพบว่า รูปแบบการกระจายตัวที่เหมาะสมของประชากรแบคทีเรียของพืชที่เมดิเตอร์เรเนียนเป็นแบบ lognormal distribution สอดคล้องกับแบคทีเรียที่รากพืช (Yadav และคณะ, 2004)

ลักษณะของผิวใบไม้ส่วนใหญ่จะบดบัง เซลล์ชั้นนอกสุด (epidermal cell) จะสร้างส่วนสูงต่ำเกิดเป็นรูปร่างและมีขนาดพื้นที่ไม่มากนักบนผิวใบ และลักษณะเหล่านี้มีอิทธิพลต่อการกระจายตัวของน้ำบนพืช (Mechaber และคณะ, 1996) โดยทั่วไปส่วนแรกที่แบคทีเรียจะสัมผัสบนผิวใบเกิดขึ้นที่คิวติเคิลของพืชที่เป็นเวกซ์ซึ่งมีโครงสร้างเป็นคริสตัลแบบสามมิติที่แตกต่างกันไปตามแต่ละชนิดและเปลี่ยนไปตามอายุของใบ สันนิษฐานว่าเป็นส่วนที่มีการปรับตัวของจุลินทรีย์ (Knoll และ Schreiber, 1998; Knoll และ Schreiber, 2000; Mechaber และคณะ, 1996) จำกัดการแพร่ของสารอาหารและน้ำ

จากภายในพืชออกมาสู่ผิวใบ ทำให้เกิด hydrophobicity บนใบ Bettie (2002) พบว่าการเกาะติดของแบคทีเรียที่ชั้นคิวติเคิล ทำให้แบคทีเรียรักษาตัวเองบนใบได้ แต่แว็กซ์ไม่ไขที่ฟุ้งที่คี่ที่สุดสำหรับแบคทีเรียบนใบไม้

ปริมาณของแบคทีเรียที่อยู่บนใบไม้มีมากน้อยต่างกันขึ้นอยู่กับชนิดและสายพันธุ์ของพืช แม้จะอยู่ในตระกูลเดียวกันก็ตาม ถ้าพิจารณาเฉพาะสกุลคั้น โอ๊ก (*Oak, Quercus*) ซึ่งมีผู้ศึกษาไว้มากที่สุด พบว่าสายพันธุ์ *Q. coccifera* มีค่าเฉลี่ยตรงกลาง $4.44 (2.8 \times 10^4)$ log CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบเปียก (Yadav และคณะ, 2004) *Q. ilex* มีค่าเฉลี่ย 3.13×10^4 CFU ต่อตารางเซนติเมตรใบไม้ (Perissol และคณะ, 1993) *Q. virginiana* *Q. macrocarpa* และ *Q. rubra* เฉลี่ย $5.7 (5.0 \times 10^5)$, $3.8-6.4 (6.3 \times 10^3 - 2.5 \times 10^6)$ และ $3.8-4.7 (6.3 \times 10^3 - 5.0 \times 10^4)$ log CFU ต่อกรัมของใบไม้ (Lindow และคณะ, 1978) นอกจากนี้ยังมีการศึกษาในพืชสกุลอื่นพบปริมาณแบคทีเรียบนใบไม้ ดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ปริมาณแบคทีเรียบนผิวใบไม้ชนิดต่างๆ

ชื่อวิทยาศาสตร์	ประเภท	ปริมาณแบคทีเรียเฉลี่ย
<i>Arbutus uedo</i> L.	evergreen sclerophyllous species	1.3×10^4 CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้สด
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	evergreen sclerophyllous species	5.1×10^4 CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้สด
<i>Myrtus communis</i> L.	evergreen sclerophyllous species	9.3×10^3 CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้สด
<i>Lavandula stoechas</i> L.	drought semideciduous species	1.3×10^4 CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้สด
<i>Cistus incanus</i> L.	drought semideciduous species	1.7×10^4 CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้สด
<i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi	nonwoody pernnial species	1.3×10^5 CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้สด
<i>Melissa officinalis</i> L.	nonwoody pernnial species	1.3×10^5 CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้สด
<i>Olea europaea</i> L. corotina	subtropical evergreen species	$0.17 - 3.4 \times 10^5$ CFU ต่อตารางเซนติเมตร
Mediterranean aromatic plants	aromatic species	$2.5 \times 10^2 - 2.5 \times 10^5$ CFU ต่อกรัมน้ำหนักใบไม้

ที่มา: Yadav และคณะ, 2004; Ercolani, 1991; Karamanoli และคณะ, 2000

ปริมาณแบคทีเรียบนใบขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย เช่น ลักษณะทางกายภาพของใบไม้ การเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วของทั้งอุณหภูมิและความชื้นในรูปของน้ำฝนหรือหยดน้ำค้างหรือในบางสภาวะที่แห้งมากและมีอุณหภูมิสูงมาก รวมถึงสารอาหารที่มีอยู่อย่างจำกัดส่งผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนใบไม้นั้นและอาจมีอีกหลายปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในบริเวณนั้นด้วย (Lindow และ Brandl, 2003) น้ำเป็นอีกหนึ่งปัจจัยที่สำคัญ เนื่องจากน้ำมีความสำคัญต่อการเจริญของแบคทีเรียบนใบไม้เป็นอย่างมาก ปกติรอบๆ ใบจะมีชั้นของความชื้นเป็นเยื่อบางแผ่กระจายอยู่และน้ำสามารถเข้าไปในปากใบได้ด้วยจึงทำให้ปริมาณน้ำบนผิวใบลดลงส่งผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย พบว่าแบคทีเรียกลุ่มที่ก่อโรคพืชมีกลไกในการป้องกันตัวเองจากสภาพแวดล้อมที่ไม่เหมาะสมได้ บนผิวใบไม้มีประชากรแบคทีเรียอาศัยอยู่ โดยเฉพาะกลุ่มที่ก่อโรคพืชซึ่งจะอาศัยอยู่บนผิวใบได้ไม่นานแต่จะเข้าไปภายในใบได้เพียงเล็กน้อย ทำให้อยู่ห่างผิวด้านนอกของใบที่มีความกดดัน โดยจะเข้าไปอาศัยอยู่ในช่องว่างระหว่างปากใบ (substomatal chamber) หรือส่วนอื่นๆ ที่อยู่ภายใน (Mercier และ Lindow, 2000; Wilson และคณะ, 1999) ในด้านการศึกษาขนาดของประชากรแบคทีเรียบนใบไม้ในเมดิเตอร์เรเนียน พบว่าจำนวนของแบคทีเรียบนใบไม้ขึ้นอยู่กับปริมาณน้ำ ฟอสฟอรัสและความหนาของชั้นเอพิเดอร์มิสด้านล่าง (abaxial epidermis) ของใบเป็นสำคัญ (Yadav และคณะ, 2005)

คาร์บอนและไนโตรเจนเป็นสารอาหารหลักที่แบคทีเรียบนใบนำมาใช้ได้ จึงเป็นข้อจำกัดในการเจริญของกลุ่มแบคทีเรียบนใบไม้ นอกจากนั้นบนใบไม้มีบริเวณเล็กๆ ที่มีสารอาหารรั่วออกมาให้แบคทีเรีนำไปใช้ได้ เช่นที่บริเวณต่อมขนผิวใบ (glandular trichome) หรือบริเวณที่มีผลจะเป็นที่รวมของประชากรแบคทีเรียขนาดใหญ่ (Wilson และ Lindow, 1994) และจากการศึกษาของ Yadav และคณะ (2005) พบว่าจำนวนขนผิวใบทั้งแบบมีต่อม (glandular trichome) และไม่มีต่อม (nonglandular trichome) มีความสัมพันธ์กับจำนวนแบคทีเรียบนใบไม้ในแถบเมดิเตอร์เรเนียน นอกจากนั้น Krimm และคณะ (2005) พบว่าขนบนผิวใบด้านล่าง (abaxial epidermis) มีจำนวนจุลินทรีย์บนผิวใบมากกว่าผิวใบด้านบน (adaxial epidermis)

รังสีอัลตราไวโอเล็ต (ultraviolet) ที่โดนผิวใบทำให้แบคทีเรียต้องปรับตัวให้อยู่รอดได้ แบคทีเรียที่พบบนใบส่วนมากมีรงควัตถุ (pigment) ดังนั้นการสร้างรงควัตถุคาดว่าน่าจะใช้ในการป้องกันรังสีอัลตราไวโอเล็ตได้ Sundin และ Jacobs (1999) พบความสัมพันธ์ของสายพันธุ์ที่ทนต่อรังสีอัลตราไวโอเล็ตมีเพิ่มขึ้น เมื่อใบได้ถูกรังสีอัลตราไวโอเล็ต ในช่วงเวลากลางวัน สายพันธุ์ที่ทนรังสีได้ส่วนมากจะเป็นแบคทีเรียที่มีการสร้างรงควัตถุสีส้มหรือสีชมพู

Lindow และ Brandl (2003) ได้รวบรวมข้อมูลเกี่ยวกับการศึกษาจุลินทรีย์บนใบไม้พบว่า ส่วนใหญ่เป็นการศึกษาการสร้างโคโลนีของแบคทีเรียที่เป็นกลุ่มใช้ออกซิเจนและเพาะเลี้ยงได้บนอาหารเลี้ยงเชื้อ เป็นแบคทีเรียแกรมลบ (gram-negative) ที่ก่อโรคพืชและเป็นกลุ่มที่มีความสำคัญต่อระบบนิเวศเพราะมีผลต่อผลผลิตของพืชด้วย แต่อย่างไรก็ตามการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อมที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วของลักษณะทางกายภาพและเคมีที่เกิดขึ้นรอบๆ ใบไม้ในช่วงเวลาต่างๆ นั้นอาจจะคัดเลือกรูปร่างของแบคทีเรียที่ปรับตัวอยู่รอดได้ และสร้างโคโลนีบนผิวใบไม้ได้ ส่วนแบคทีเรียกลุ่มที่ไม่สามารถเพาะเลี้ยงให้เจริญบนอาหารเลี้ยงเชื้อได้นั้น ได้มีการศึกษาครั้งแรกโดย Yang และคณะ (2001) ได้แสดงให้เห็นว่าวิธี culture-independent พบความซับซ้อนของกลุ่ม จุลินทรีย์บนใบไม้ได้สูงกว่าการศึกษาด้วยวิธี conventional culture-based โดยใช้ลำดับของ 16 sRNA เป็นหลักในการค้นหา จุลินทรีย์จากน้ำล้างใบไม้ของพืชชนิดต่าง ๆ และได้พบแบคทีเรียที่ไม่เคยถูกพบมาก่อนบนใบไม้ด้วย

การศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์บนผิวใบไม้ Thompson และคณะ (1993) พบจำนวน 1236 สายพันธุ์ จากใบที่ยังไม่เจริญเต็มที่ เจริญเต็มที่และใบที่แก่ของต้นบีท (sugar beet) จำแนกได้เป็นแบคทีเรีย 78 สายพันธุ์ โดยระบุชนิดได้ 37 สายพันธุ์ และระบุชนิดไม่ได้ 12 สายพันธุ์ เช่นเดียวกับ การศึกษาของ Ercolani (1991) ที่พบรูปแบบการสร้างการสร้างโคโลนีของจุลินทรีย์จะมีความแตกต่างกันไปในแต่ละช่วงเวลาของปี โดยความหลากหลายของจุลินทรีย์จะต่ำที่สุดในระหว่างเดือนที่อบอุ่นถึงช่วงเดือนที่แห้งแล้งและจะมีความหลากหลายสูงที่สุดในระหว่างช่วงเดือนที่หนาวถึงเดือนที่ฝนตก ใบพืชที่มีอายุน้อยจะมีชนิดของจุลินทรีย์มากกว่าใบที่มีอายุมากด้วย

2.4 การกำจัด PAHs ในบรรยากาศ

วิธีที่ใช้ในการกำจัด PAHs ในบรรยากาศอาจทำได้ด้วยวิธีทางกายภาพ วิธีทางเคมี หรือวิธีทางชีวภาพ ดังตัวอย่างต่อไปนี้

2.4.1 วิธีทางกายภาพ

การกำจัดสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในอากาศทางกายภาพ โดยทั่วไปนิยมใช้การดูดซับ (sorption) ด้วยตัวดูดซับ (absorbent) เช่น ถ่านกัมมันต์ (active carbon) อะลูมิเนียมออกไซด์ (aluminium oxidation) ซิลิกาเจล (silica gel) และ ซีโอไลต์ (zeolite) จากงานวิจัยพบว่า ถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพมากในการจับสารอินทรีย์ที่ระเหย Mastal และคณะ (2002) ได้ประเมินประสิทธิภาพการกำจัด PAHs ด้วยถ่าน พบว่า ปริมาณของช่องว่างภายในถ่านเป็นปัจจัยสำคัญในการกำจัดสารและประสิทธิภาพของตัวดูดซับแปรผกผันกับค่าการระเหยกลายเป็นไอของ PAHs แต่ละชนิด ต่อมาได้มีการพัฒนา

รูปแบบของถ่านกัมมันต์ ให้สามารถควบคุมสารอินทรีย์ได้ดีขึ้นด้วยการทำให้อยู่ในรูปของเม็ดขนาดเล็กที่เรียกว่า granular activated carbons (GACs) Chiang และคณะ (2000) ได้ทดลองใช้วิธี fluidized-bed โดยนำ GACs มาใช้เป็นตัวจับ BTEX และ PAHs จากก๊าซที่ออกมาจากเตาเผาที่อุณหภูมิ 150-250 องศาเซลเซียส พบว่า วิธีนี้มีประสิทธิภาพสูงและกลไกหลักของการกำจัดสารใช้การควบแน่นและสารเคมีในการดูดซับ แต่อย่างไรก็ตาม GACs ยังมีข้อบกพร่อง ดังนี้ การเคลื่อนไหว ในการดูดซับซ้ำ การคัดเลือกลำ จำเป็นต้องใช้ระบบการบรรจุที่มีราคาแพงและยังมีประสิทธิภาพในการทำงานไม่เต็ม 100 เปอร์เซ็นต์ด้วย นอกจากนี้ยังมีอีกหลายปัจจัยที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของ GACs เช่น ขนาดช่องว่างในการกระจายตัว พื้นที่ผิวที่มีความจำเพาะต่อสารพิษและการทำงานที่ผิวระหว่าง GACs และขนาดของโมเลกุล น้ำหนักของโมเลกุลและความดันไอของสารอินทรีย์ (Yue และ Mangun, 2000) ต่อจากนั้น ได้การพัฒนารูปแบบของถ่านกัมมันต์จนได้เป็นเส้นใยถ่านกัมมันต์ (activated carbon fibers: ACFs) ที่มีความก้าวหน้ามากกว่า GACs รวมถึงการดูดซับได้เร็วกว่าและมีการเคลื่อนไหวในการจับซ้ำได้ พื้นที่ผิวสูงมากกว่ามีโครงสร้างเป็นรูเล็กที่มีรูปแบบเดียวและตกลงด้วยความดันต่ำ Liu (2006) ได้ศึกษาการใช้ ACFs ในการดูดซับ PAHs 16 ชนิด จากก๊าซที่ออกมาจากเตาเผา โดยทำการศึกษาอุณหภูมิที่เหมาะสมในการจับ PAHs ของ ACFs พบว่า ที่ 300 องศาเซลเซียส มีประสิทธิภาพดีที่สุดในกำจัด PAHs แต่ก็ขึ้นอยู่กับน้ำหนักของถ่านที่ใช้ด้วย

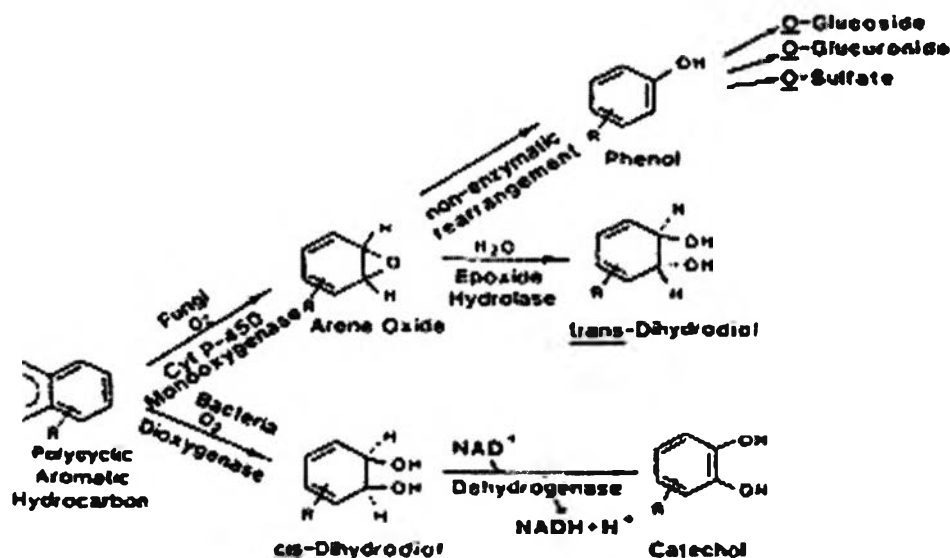
2.4.2 วิธีทางเคมี

การกำจัดสาร PAHs ทางเคมีที่สำคัญ คือ การเปลี่ยนรูปของ PAHs จากปฏิกิริยาออกซิเดชันของแสง (photochemical oxidation) ที่มีออกซิเจนเป็นตัวสำคัญในการทำให้เกิดปฏิกิริยา ปฏิกิริยานี้มีความสำคัญต่อการสลายตัวของ PAHs ทั้งในรูปของก๊าซและในรูปที่เกาะติดอยู่กับอนุภาค โดย PAHs สามารถดูดกลืนแสงในช่วงรังสีอัลตราไวโอเล็ต ที่ความยาวคลื่น 300 – 420 นาโนเมตร (Kamens และคณะ, 1989) กลไกการย่อยสลายจะขึ้นอยู่กับปริมาณออกซิเจน ความชื้นในบรรยากาศ อุณหภูมิ และปริมาณความเข้มข้นของแสง (Reyes และคณะ, 1998; Warner และคณะ, 2004) รวมถึงรังสีต่าง ๆ เช่น รังสีแกมมา (Melcher และคณะ, 2002) ปฏิกิริยาออกซิเดชันระหว่างแสงและ PAHs จะเกิดสารประกอบของออกซิเจน ซึ่งบางชนิดสามารถกลายเป็นสารก่อมะเร็งได้ในสิ่งมีชีวิต และการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันระหว่างแสงและ PAHs จะมีความแตกต่างกันไปตาม PAHs แต่ละชนิด การสลายตัวในบรรยากาศของอนุภาคควัน (soot particles) จะเพิ่มขึ้นในช่วงของวันที่มีอุณหภูมิต่ำ ปริมาณแสงต่ำและปริมาณความชื้นต่ำ (Kamens และคณะ, 1988) การลดลงของ PAHs ในบรรยากาศ อาจเกิดจากการระเหยให้กลายเป็นไอ (evaporation) หรือปฏิกิริยาออกซิเดชันกับก๊าซในบรรยากาศ ก๊าซเหล่านี้ได้แก่ ไนโตรเจนออกไซด์ (NO_x) ซัลเฟอร์ออกไซด์ (SO_x) โอโซน (O₃) และสารประกอบอื่นๆ ของหมอกควัน (smog) จากการวิจัยของ Lindskkog และคณะ (1985) ศึกษาปฏิกิริยาของสารประกอบ

PAHs ที่เกิดจากการเผาไหม้ได้อุณหภูมิสูง โดยทำปฏิกิริยากับก๊าซไนโตรเจนออกไซด์และโอโซน ในสถานะที่ไม่มีแสง พบว่าปริมาณของ PAHs ลดลง มีปัจจัยมาจากความเข้มข้นของก๊าซ เวลาในการทำปฏิกิริยาและความชื้นในบรรยากาศ เมื่อมีการเพิ่มกรดไฮโดรคลอริก (HCl) และก๊าซซัลเฟอร์ไดรอกไซด์ (SO₂) ในอนุภาคควัน พบว่าปฏิกิริยาของ PAHs เพิ่มมากขึ้นกว่าเดิมด้วย

2.4.3 วิธีทางชีวภาพ

การบำบัด PAHs ทางชีวภาพเป็นการใช้จุลินทรีย์ที่มีอยู่ในธรรมชาติหรือที่มีการคัดแต่งพันธุกรรมแล้ว เช่น ยีสต์ รา แบคทีเรีย เพื่อให้เปลี่ยนโครงสร้างสารอินทรีย์อันตรายที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมให้เป็นสารมีพิษน้อยลงหรือไม่เป็นพิษอีก โดยจุลินทรีย์จะใช้สารปนเปื้อนเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานเพื่อการเจริญเติบโตและการดำรงชีวิต (Dua และคณะ, 2002) การบำบัด PAHs ทางชีวภาพโดยใช้จุลินทรีย์เกิดได้ทั้งในสถานะที่มีและไม่มีออกซิเจน การย่อยสลายเนฟธาลินพีแนนทริน แอนทราซีนและไพรีน ในสถานะที่ไม่มีออกซิเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่ม denitrifying bacteria เช่น *Pseudomonas* และ *Vibrio* (Rockne และ Strand, 2001) การใช้วิธีทางชีวภาพควรต้องทราบโครงสร้างโมเลกุลและสมบัติทางเคมีของสาร เนื่องจาก PAHs แต่ละชนิดมีสมบัติทางกายภาพและเคมีที่แตกต่างกัน โดยที่จำนวนและการจัดเรียงตัวของวงเบนซีนมีผลต่อความคงทน การละลายและการระเหยของสาร รวมทั้งมีผลต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์ด้วยการย่อยสลายทางชีวภาพของ PAHs ขึ้นอยู่กับความสามารถในการผลิตเอนไซม์ของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปเอนไซม์จะมีความจำเพาะต่อสารตั้งต้น ซึ่งการบำบัดทางชีวภาพแบบย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจน (aerobic biodegradation) มีความสำคัญที่สุด ในขั้นแรกจะเกิดการออกซิเดชันของ PAHs โดยเอนไซม์ไดออกซิจีเนส (dioxygenase) ซึ่งเร่งปฏิกิริยาการตรึงออกซิเจน วิธีการย่อยสลายสารโดยจุลินทรีย์แต่ละชนิด แสดงดังภาพที่ 2.5



ภาพที่ 2.5 วิธีการย่อยสลาย PAHs โดยจุลินทรีย์กลุ่มต่างๆ

ที่มา: Cemiglia, 1992

แบคทีเรียจะผลิตเอนไซม์ไดออกซิเจเนสมาเร่งปฏิกิริยาการเติมออกซิเจน 2 อะตอมเข้าไปในชั้นสเตรทเพื่อสร้างไดออกซิเจนแทน แล้วถูกออกซิไดส์กลายเป็น ซิส-ไดไฮโดรไดออล (*cis*-dihydrodiol) และไดไฮดรอกซี (dihydroxy) ซึ่งการย่อยสลาย PAHs อาจมีหรือไม่มี การสะสมสารมัธยันต์ (intermediate) โดยตัวอย่างสารมัธยันต์ ได้แก่ คะทีคอล (catechol) โปรโทคาทิจูอิก แอซิด (protocatechuic acid) และเจนทิสิก แอซิด (gentisic acid) (Wilson และ Jones, 1993)

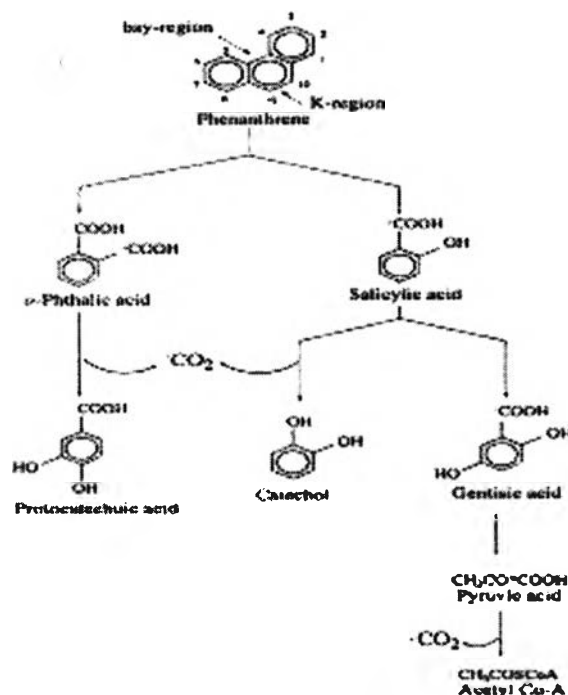
การย่อยสลาย PAHs โดยจุลินทรีย์เกิดขึ้นได้ 2 แบบ คือ จุลินทรีย์อาจย่อยสลาย PAHs เพียงแหล่งเดียวเพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน หรือจุลินทรีย์ย่อยสลายสารแบบโคเมตาบอลิซึม (cometabolism) เนื่องจากมีเอนไซม์ที่สลาย PAHs เพื่อใช้ในการเจริญและสามารถสลาย PAHs ที่ไม่ได้ใช้ในการเจริญร่วมด้วยการย่อยสลายแบบ โคเมตาบอลิซึมนี้มีผลต่อการเร่งสลาย PAHs ที่มีมวลโมเลกุลสูง เช่น ไพรีน ที่มีโครงสร้างประกอบด้วยวงเบนซีน 4 วง และสารที่มีวงเบนซีนมากกว่า 4 วงขึ้นไป (Kanaly และ Harayama, 2000; Wilson และ Jones, 1993)

ในการศึกษาครั้งนี้ได้นำพีแนนทรินมาเป็นตัวแทนในการศึกษาสารในกลุ่ม PAHs เนื่องจากโครงสร้างมีส่วนเว้า (bay) และส่วนที่เรียกว่า K-region ดังภาพที่ 2.6 เช่นเดียวกันกับที่พบในสารกลุ่มที่ก่อมะเร็ง เช่น เบนโซ[เอ]ไพรีน เบนโซ[เอ]แอนทราซีน และไครซิน และที่ผ่านมามีการรายงานว่าพบแบคทีเรียหลายชนิดในการย่อยสลายพีแนนทรินได้ด้วย (Samanta และคณะ, 1999) โดยมีรายละเอียดดังนี้

ฟีแนนทริน (phenanthrene) เป็นสารประกอบอินทรีย์ในกลุ่ม PAHs ที่มีโครงสร้างโมเลกุลประกอบด้วยวงเบนซีน 3 วงเชื่อมต่อกันเป็นมุม (angular arrangement) ดังแสดงในภาพที่ 2.1 สมบัติของฟีแนนทริน มีสูตรโมเลกุล $C_{14}H_{10}$ น้ำหนักโมเลกุล 178.24 ความถ่วงจำเพาะ 1.025 อุณหภูมิหลอมเหลว 100 องศาเซลเซียส อุณหภูมิกลายเป็นไอ 340 องศาเซลเซียส ความหนาแน่น 1.179 กรัมต่อลูกบาศก์เมตร (ที่ 25 องศาเซลเซียส) ความดันไอ 1 มิลลิเมตรปรอท (ที่ 118.3 องศาเซลเซียส) และละลายได้น้อยในน้ำ (น้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ 26 องศาเซลเซียส) ละลายได้ดีในตัวทำละลายอินทรีย์ เช่น เบนซีน คลอโรฟอร์ม โทลูอีน อีเทอร์ เฮกเซน กรดแกลเชียอะซีติกและคาร์บอนไดซัลไฟด์ (LaGrega และคณะ, 2001)

จากงานวิจัยพบว่ามีแบคทีเรียหลายชนิดที่ย่อยสลายฟีแนนทรินได้ ยกตัวอย่างเช่น *Arthrobacter sulphureus* RKJ4, *Acidovorax delafieldii* P4-1, *Brevibacterium* sp. HL4 *Pseudomonas* sp. DLC-P11, *Microbacterium* sp. PYR-1, *Alteromonas* sp. *Aromans* sp., *Alcaligenes faecalis*, *A. denitrificans*, *Arthrobacter polychromogenes*, *Beijerinckia* sp., *Micrococcus* sp., *Mycobacterium* sp., *Vibrio* sp, *Pseudomonas putida*, *P. paucimobilis*, *Rhodococcus* sp., *Nocardia* sp., *Flavobacterium* sp., *Bacillus* sp, และ *Streptomyces* sp., ที่สามารถใช้ฟีแนนทรินเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน (Samanta และคณะ, 1999; Zaidi และคณะ, 2003; Moody และคณะ, 2001)

วิธีการย่อยสลายฟีแนนทรินโดยแบคทีเรีย โดยทั่วไปไปปฏิบัติริยาเริ่มที่เอนไซม์ ไดออกซิจีเนส ตามด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชันได้อยู่ในรูปของ 3,4-ไดไฮดรอกซีฟีแนนทริน (3,4-dihydroxyphenanthrene) ต่อจากนั้นเกิดการสลายที่ตำแหน่งเมตา (*meta*-cleavage) เกิดเปลี่ยนแปลงเป็น 1-ไฮดรอกซี-2-แนฟโทอิกแอซิด (1-hydroxy-2-naphthoic acid) ซึ่งสารนี้สามารถย่อยสลายได้สองทาง คือ เกิดการแตกวงเบนซีนไปอยู่ในรูปของ *o*-พทาสิกแอซิด (*o*-phthalic acid) และ โปรโทคาทิจูอิกแอซิด ซึ่งสุดท้ายจะเกิดการสลายตัวได้มาอยู่ในรูปของกรดไพรูวิก (pyruvic acid) และเข้าสู่วัฏจักรเครปส์ (Kreb's cycle) ต่อไป ดังภาพที่ 2.6 (Ghosh และ Mishra, 1983; Houghton และ Shanley, 1994; Kiyohara และ Nagao, 1978; Kiyohara และคณะ, 1976) ในอีกทางหนึ่ง 1-ไฮดรอกซี-2-แนฟโทอิกแอซิด เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน ลดจำนวนคาร์บอนได้สารอยู่ในรูป 1,2-ไดไฮดรอกซีแนฟทาลีน (1,2-dihydroxynaphthalene) ซึ่งเกิดการแตกตัวที่ตำแหน่งเมตาได้เป็นสารซาลิไซลิกแอซิด (salicylic acid) ดังภาพที่ 2.6 (Evan และคณะ, 1965; Gibson และ Subramanian, 1984) สารนี้สามารถถูกย่อยสลายได้เป็นสารอะซีโกลหรือเจนทิลิกแอซิดก็ได้ ซึ่งสารทั้งสองชนิดนี้เปลี่ยนมาเป็นสารมัธยันต์ในวัฏจักรเครปส์ได้ (Houghton และ Shanley, 1994)



ภาพที่ 2.6 วิธีการย่อยสลายพีแนทรีน โดยแบคทีเรีย

ที่มา: Samanta และคณะ (1999)

2.5 การนำจุลินทรีย์บนผิวใบมาใช้ในการบำบัดสารมลพิษ

เนื่องจากลักษณะของใบไม้มีพื้นที่ที่สามารถรองรับสารมลพิษในบรรยากาศได้เป็นอย่างดี อีกทั้งบนใบไม้ยังเป็นแหล่งที่อยู่อาศัยของจุลินทรีย์ ทำให้บนใบไม้เป็นระบบนิเวศที่สำคัญและเกิดกระบวนการย่อยสลายสารมลพิษที่มีความสำคัญต่อการลดมลพิษจากสิ่งแวดล้อมได้ (Sandhu และคณะ, 2007) จึงทำให้เกิดการศึกษาเกี่ยวกับจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารมลพิษในอากาศโดยเน้นที่แบคทีเรีย เพราะเป็นกลุ่มที่มีประชากรมากที่สุดบนใบไม้ ข้อมูลที่ได้จากการศึกษาเกี่ยวกับความหลากหลายของแบคทีเรียที่ย่อยสลายสารพิษชนิดต่างๆ นั้นเป็นข้อมูลสำคัญในการพัฒนาประสิทธิภาพของกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (bioremediation) ที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม โดยอาศัยกิจกรรมของแบคทีเรียในการย่อยสลายสารอันตรายหรือสารพิษที่ย่อยสลายยาก (xenobiotics) ให้มีความเป็นพิษลดลงหรือไม่เป็นพิษอีกและทำให้สิ่งแวดล้อมดีขึ้น การศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์มีความสำคัญในการบำบัดสารมลพิษเนื่องจากจุลินทรีย์เป็นส่วนหนึ่งในวัฏจักรของสารตามธรรมชาติ มีหน้าที่เปลี่ยนสารอินทรีย์ที่เป็นพิษให้กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำซึ่งเป็นสารที่ไม่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตและสิ่งแวดล้อม ตั้งแต่มีการค้นพบ จุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการเปลี่ยนรูปและ/หรือย่อยสลายสารพิษที่ย่อยสลายยาก ซึ่งเป็นสารพิษที่มีความคงทนในสิ่งแวดล้อม ทำให้นักวิทยาศาสตร์เร่งสำรวจความหลากหลายของจุลินทรีย์กลุ่มนี้ โดยเฉพาะในพื้นที่ที่มีการปนเปื้อน จะพบจุลินทรีย์ที่ย่อยสลายสารพิษชนิดที่ปนเปื้อนได้ ซึ่งข้อมูลเหล่านี้เป็นประโยชน์อย่างยิ่ง ในการ

นำจุลินทรีย์ชนิดที่มีความสามารถในการย่อยสลายแต่ละชนิดนั้น นำมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดสารพิษเพื่อลดมลพิษในสิ่งแวดล้อมต่อไป (Jain และคณะ, 2005)

การศึกษาเกี่ยวกับการบำบัดสารมลพิษทางอากาศโดยใช้จุลินทรีย์และพืชร่วมกัน พบว่า Darington และคณะ(2001) ได้วิจัยเกี่ยวกับการใช้ biofilter ด้วยพืชเพื่อลดโทลูอิน เอทิลเบนซีนและไซลีน ที่พบในระดับ ppb ของอากาศภายในอาคาร การลดลงของสารเทียบกับเวลา พบว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอยู่ที่ 0.2 เมตรต่อวินาที โดยอัตราการลดลงขึ้นอยู่กับความแตกต่างของสารแต่ละชนิด อัตราการไหลเข้าของอากาศและอุณหภูมิ Orwell และคณะ (2004) สนใจศึกษาการกำจัดสารมลพิษทางอากาศภายในอาคาร เช่น สารอินทรีย์ที่ระเหยง่าย (volatile organic compounds: VOCs) โดยการใช้จุลินทรีย์ดินที่อยู่บนรากพืชที่มีความสำคัญในการกำจัดสารในรูปของก๊าซ โดยอัตราการกำจัดสารต่อกระถางต้นไม้ พบว่าอยู่ในช่วง 12-27 ppm ต่อวัน จากผลที่วัดได้ของพืชแต่ละชนิดทำให้ทราบว่า อัตราการกำจัดขึ้นอยู่กับทั้งชนิดของพืชและจุลินทรีย์ดินที่ทำงานร่วมกันและเป็นพื้นฐานในการนำไปทำ biofilter reactors สำหรับกำจัด VOCs ที่ปนเปื้อนในอากาศภายในอาคาร

สำหรับการวิจัยเพื่อนำจุลินทรีย์บนใบไม้มาใช้ในการบำบัดสารมลพิษพบว่ามีไม่มากนัก ตัวอย่างเช่น การทดลองของ จิรทีปษ์ แสนรัก (2547) ที่ทำการศึกษาการย่อยสลายไพรีนและ PAHs ชนิดอื่น โดยกลุ่มแบคทีเรียที่แยกได้จากใบพืชตระกูลถั่วที่ร่วงหล่นและผุพังบนผิวดิน โดยการเติมลงในดินที่ปนเปื้อนไพรีนและพีแนทรีน พบว่าสามารถลดสารทั้งสองชนิดที่ความเข้มข้นสูงได้ คาดว่าน่าจะเกิดจากการทำงานของแบคทีเรียที่อยู่บนเศษใบไม้ที่เติมเข้าไป จากงานวิจัยนี้ได้ศึกษาใบจามจุรี ใบมะขามและใบกระถินณรงค์ พบว่ากลุ่มแบคทีเรียบนใบจามจุรีมีประสิทธิภาพสูงสุดในการบำบัดสารมลพิษในดิน ส่วนการศึกษาเกี่ยวกับการนำจุลินทรีย์บนใบไม้มาใช้ในการบำบัดสารมลพิษในอากาศ พงงานวิจัยของ Kempeneer และคณะ (2004) ที่ต้องการลดมลพิษภายในอาคาร โดยการเติมเชื้อ *Pseudomonas putida* TVA8 ที่ย่อยสลายโทลูอินได้ลงบนใบ *Azalea indica* ที่ปลูกภายในอาคาร พบว่าเวลาในการย่อยสลายโทลูอินลดลงจาก 75 ชั่วโมง เหลือเพียง 27 ชั่วโมง และการศึกษาของ Sandhu และคณะ (2007) ที่ศึกษาการย่อยสลายฟีนอลบนใบไม้ โดยเปรียบเทียบความสามารถในการย่อยฟีนอลระหว่างแบคทีเรียที่ย่อยสารนี้ *Pseudomonas* sp. ได้ใส่ลงไปบนใบกับแบคทีเรียที่อาศัยอยู่บนใบตามธรรมชาติ หลังจากใส่เชื้อและก๊าซ ^{14}C -ฟีนอลลงบนใบ *Pseudomonas* sp. ปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์-14 ($^{14}\text{CO}_2$) ออกมามากกว่าการทดลองที่ไม่มีเชื้อนี้ แสดงให้เห็นว่าเชื้อนี้สามารถย่อยฟีนอลแบบสมบูรณ์ได้ (mineralization) เช่นเดียวกันกับการย่อยสลายฟีนอลโดยกลุ่มแบคทีเรียที่อยู่บนใบ green ash ตามธรรมชาติ พบว่ามีนัยสำคัญในการย่อยสลายแบบสมบูรณ์เมื่อเทียบกับใบที่ผ่านการทำลายเชื้อบนใบ จากผลการทดลองนี้ชี้ให้เห็นว่าการย่อยสลายสารมลพิษในอากาศเกิดขึ้นได้บนใบโดยแบคทีเรียที่อยู่ตามธรรมชาติ ดังนั้นแบคทีเรียบนใบจึงมี

ประสิทธิภาพในกระบวนการบำบัดสารมลพิษตามธรรมชาติ (natural attenuation) นอกจากนี้การศึกษาแบคทีเรียที่ย่อยสลายฟีนแอนทรินบนใบของไม้ประดับในพื้นที่กรุงเทพมหานคร พบจำนวนแบคทีเรียที่ย่อยสลายฟีนแอนทรินบนใบอยู่ระหว่าง 3.5×10^4 - 1.9×10^7 CFUต่อกรัมของใบไม้ และพบว่า ดันเจ็ม (*Ixora* sp.) มีจำนวนแบคทีเรียที่ย่อยสลายฟีนแอนทรินมากที่สุดโดยเฉลี่ย 9.7×10^6 CFUต่อกรัมของใบไม้ (Waight, 2005)

ข้อมูลที่ได้จากการสำรวจเอกสารจะเห็นได้ว่ามีผู้ที่ศึกษาเกี่ยวกับแบคทีเรียบนใบไม้ที่ย่อยสลายสารมลพิษในอากาศมีน้อยมาก จึงทำให้สนใจที่จะศึกษาเพิ่มเติมเกี่ยวกับความสัมพันธ์ระหว่างจำนวนและความหลากหลายของแบคทีเรียบนผิวใบที่ย่อยสลายฟีนแอนทรินกับลักษณะทางกายภาพและเคมีของไม้ประดับที่นิยมปลูกทั่วไป รวมถึงการสะสมของฟีนแอนทรินบนใบไม้ เพื่อให้ได้ข้อมูลที่จะนำไปใช้เป็นแนวทางในการจัดการลดปริมาณฟีนแอนทรินและ PAHs ชนิดอื่นๆ ที่เป็นมลพิษทางอากาศต่อไปในอนาคต