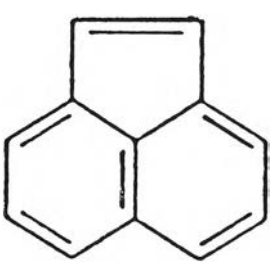
บทที่ 2

วารสารปริทัศน์

อะซีแนพธิลีน (acenaphthylene)

อะซีแนพธิลีน เป็นสารประกอบอินทรีย์ชนิดหนึ่งในกลุ่มพอลิไซคลิกอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน ที่มีโครงสร้างโมเลกุลประกอบด้วยวงเบนซีน 2 วง และวงไซโคลเพนทีน 1 วง เชื่อมต่อกันมีการเรียงตัวเป็นกลุ่ม (cluster arrangement) ดังแสดงในรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 โครงสร้างโมเลกุลของอะซีแนพธิลีน

สมบัติของอะซีแนพธิลีน

สูตรโมเลกุล	$C_{12}H_8$
น้ำหนักโมเลกุล	152.20
ชื่อสามัญ (synnonym)	ไซโคลเพนตะ[*ดี,อี*]แนพธาลีน
	(cyclopenta[*d,e*]naphthalene)
ความถ่วงจำเพาะ	0.899
อุณหภูมิหลอมเหลว	80-83 ^{o}ซ.
อุณหภูมิกลายเป็นไอ	280 ^{o}ซ.
ความหนาแน่น	ไม่สามารถหาค่าได้

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

การละลาย	3.93 มก.ต่อลิตร ที่อุณหภูมิ 25 °ซ. ในน้ำกลั่น ละลายได้ดีใน 95 % เอทธานอล, อีเธอร์, เบนซีน ไม่สามารถหาค่าได้ใน ไดเมทธิลซัลฟอกไซด์ (dimethylsulfoxide, DMSO), เมทธานอล, อะซีโตน, โทลูอีน

แหล่งกำเนิดของอะซีแนพธิลีน

อะซีแนพธิลีนพบเป็นส่วนประกอบในน้ำมันดิบ น้ำมันดำจากถ่านหิน (coal tar) และควันบุหรี่ และพบเป็นสารอินทรีย์ปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน (Neurath, 1972)

อะซีแนพธิลีนมีแหล่งกำเนิดจากการกระทำของมนุษย์ โดยพบในเขม่าดำที่เกิดจากการเผาไหม้เชื้อเพลิงอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอน ร่วมกับไพริดีน (pyridine) (Verschueren,1996)

นอกจากนี้อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น ที่มีอยู่ทั่วไปในสิ่งแวดล้อมยังมีแหล่งกำเนิดจากอุตสาหกรรมการกลั่นน้ำมันปิโตรเลียม การเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์ของเชื้อเพลิงฟอสซิล และอุตสาหกรรมผลิตภัณฑ์ถนอมและรักษาเนื้อไม้ เป็นต้น (Wilson และ Jones, 1993) อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น อาจเกิดขึ้นได้เองโดยธรรมชาติ เช่น เกิดจากการเผาไหม้ของพืชในป่า การเกิดไฟป่า และเกิดจากกิจกรรมของพืชและจุลินทรีย์บางชนิด (Blumer, 1976) ซึ่งแหล่งกำเนิดและวิธีการเข้าสู่สิ่งแวดล้อมของอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น ดังสรุปไว้ในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 แหล่งกำเนิดและวิธีการเข้าสู่สิ่งแวดล้อมของอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น

กระบวนการแยกและแปรสภาพก๊าซธรรมชาติจากเชื้อเพลิงฟอสซิล
การใช้แหล่งพลังงานและความร้อนจากเชื้อเพลิงฟอสซิล
กระบวนการกลั่นน้ำมันดิบ และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากน้ำมันดิบ
กระบวนการผลิตถ่านโค้ก (coke production)
การผลิตและการใช้แอสฟัลท์ (asphalt)
การผลิตและการใช้น้ำมันดำจากถ่านหิน
การกลั่นน้ำมันดิบและผลิตภัณฑ์ที่เป็นอนุพันธ์ของน้ำมันดิบ
กระบวนการรักษาเนื้อไม้ (wood-treatment process)

ตารางที่ 2.1 (ต่อ)

การผลิตผลิตภัณฑ์ถนอมเนื้อไม้ที่ใช้ครีโอโสทเป็นองค์ประกอบหลัก
การเก็บ การขนส่ง กระบวนการผลิต การใช้และการกำจัดน้ำมันเชื้อเพลิง
การกำจัดสิ่งปฏิกูลโดยการฝัง (landfill)
การเผาไหม้ของยาง ขยะ และถ่านหินในระบบเปิด
การเผาสิ่งปฏิกูล (incineration)
การรั่วซึมของน้ำมันดิบในธรรมชาติ
การรั่วไหลที่เกิดจากอุบัติเหตุจากเรือบรรทุกน้ำมันและเรือชนิดอื่น
การแพร่กระจายของน้ำเสียชุมชนและอุตสาหกรรมปิโตรเคมี
การแพร่กระจายของอนุภาคเถ้าถ่าน และฝุ่นละอองในบรรยากาศ
ควันจากถ่านหุงต้ม และอาหารประเภทปิ้งและย่าง
ควันจากบุหรี่และยาสูบ
ควันจากไอเสียรถยนต์
ไฟป่า และการเผาหญ้า

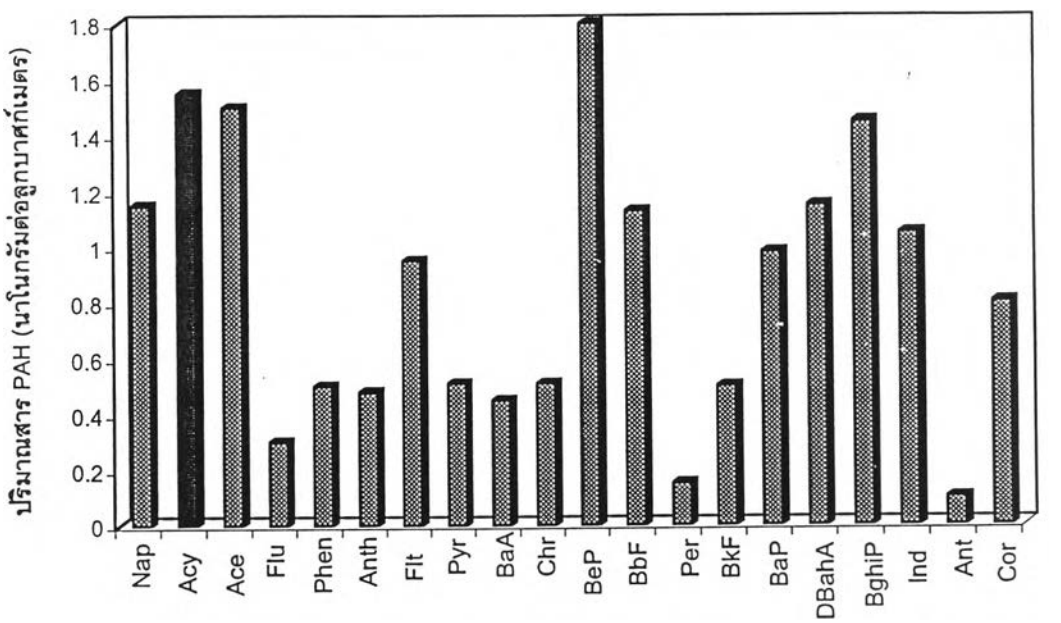
ที่มา (Cerniglia, 1992; Wilsons และ Jones, 1993)

การแพร่กระจายของอะซีแนพธิลีน

- ทางอากาศ (Verschueren, 1996)

เกิดจากการกระทำของมนุษย์ โดยการเผาเศษยางรถยนต์ในระบบเปิด ซึ่งจะมีปริมาณสาร 562-861 มก.ต่อกก.ของยางรถยนต์ สารนี้สามารถแตกสลายด้วยแสง (photodecomposition) ทำให้สามารถดูดกลืนแสงได้อย่างเต็มที่

ประเทศไทยมีรายงานปริมาณอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น ในกรุงเทพมหานคร ระหว่างปี ค.ศ. 1993-1994 พบว่ามีปริมาณอะซีแนพธิลีนในอากาศเฉลี่ย 1.55 นาโนกรัมต่อลูกบาศก์เมตร ส่วนปริมาณสาร PAHs ชนิดอื่น ดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ปริมาณอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น เฉลี่ยตลอดทั้งปี ในกรุงเทพมหานคร

ที่มา (Panther และคณะ, 1996)

หมายเหตุ

แนพธาลีน (Nap), อะซีแนพธิลีน (Acy), อะซีแนพธีน (Ace), ฟลูออรีน (Flu), ฟีแนนทรีน (Phen), แอนทราซีน (Anth), ฟลูออแรนธีน (Flt), ไพรีน (Pyr), เบนซ์[*เอ*]แอนทราซีน (BaA), ไครซีน (Chr), เบนโซ[*อี*]ไพรีน (BeP), เบนโซ[*บี*]ฟลูออแรนธีน (BbF), เพอริลีน (Per), เบนซ์[*เค*]ฟลูออแรนธีน (BkF), เบนโซ[*เอ*]ไพรีน (BaP), ไดเบนซ์[*เอ,เอช*]แอนทราซีน (DBahA), เบนโซ[*จี,เอช,ไอ*]เพอริลีน (BghiP), อินดิโน[1,2,3-*ซีดี*]ไพรีน (Ind), แอนแธนทรีน (Ant) และโคโรนีน (Cor)

- ทางน้ำและดิน (Verschueren, 1996)

เกิดผลกระทบต่อกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ

เกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ โดยมีค่าการยับยั้งการหายใจของ 50 % ของจุลินทรีย์มากกว่า 1000 มก.ต่อลิตร

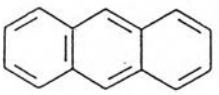
คุณภาพน้ำ (water quality) จากการตรวจสอบทางภาคตะวันออกของเมือง Ontario ระหว่างเดือนมิถุนายนถึงตุลาคม ปี ค.ศ. 1978 พบปริมาณสารในน้ำดื่มเป็น 0.1-0.2 นาโนกรัมต่อลิตร และในน้ำธรรมชาติเป็น 0.1-0.5 นาโนกรัมต่อลิตร

คุณภาพดิน (soil quality) จากการตรวจที่ระดับผิวหน้าดินในเมือง Welsh (สหราชอาณาจักร) ลึกประมาณ 0-0.5 ซม. จำนวน 20 ตัวอย่าง พบปริมาณสารเฉลี่ย 3.0 ไมโครกรัมต่อกก.น้ำหนักแห้ง ในช่วงน้อยกว่า 1.0-23.0 ไมโครกรัมต่อกก.น้ำหนักแห้ง

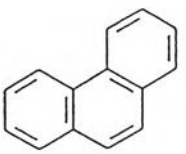
อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่นในระบบนิเวศน์วิทยา

อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น เป็นสารพิษที่มีความคงทนในสิ่งแวดล้อมได้เป็นเวลานาน เนื่องจากมีโครงสร้างโมเลกุลที่เสถียร และละลายน้ำได้น้อยมาก และยังสามารถเกาะตัวอย่างรวดเร็วกับตะกอนที่มีการทับถมตัวตลอดเวลา ทำให้สารนี้ถูกฝังอยู่ภายในตะกอนยากต่อการที่จุลินทรีย์จะเข้าไปสัมผัสและนำมาใช้ สาร PAHs จึงตกค้างอยู่ได้นานในสิ่งแวดล้อม (Hites และคณะ,1977, 1980; Means และคณะ,1980; Gschwend และ Hites,1981) อะซีแนพธิลีนมีครึ่งชีวิต (half-life) ต่อการถูกย่อยสลายในดินน้อยกว่า 1 เดือน ส่วน PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง เช่น เบนซ์[เอ]ไพรีน และไครซีน มีครึ่งชีวิตในดินมากกว่า 200 วัน จะเห็นว่าอะซีแนพธิลีนและสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ จะถูกย่อยสลายในดินได้เร็วกว่าสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง ดังแสดงในรูปที่ 2.3 อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น ในสิ่งแวดล้อมสามารถเข้าสู่วงจรอาหารได้ โดยการสะสมอยู่ในพืชที่ขึ้นบนดินและน้ำที่ปนเปื้อน และเข้าสู่สัตว์ผ่านทางห่วงโซ่อาหาร และเข้าสู่มนุษย์ได้ในที่สุด (Means และคณะ, 1980)

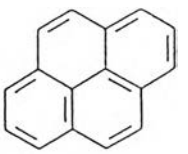
PAHs ที่ถูกย่อยสลายได้เร็วที่สุด (most rapidly degraded)



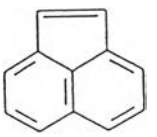
แอนทราซีน



ฟีแนนทรีน

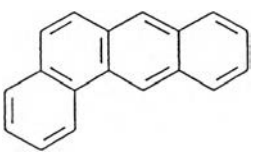


ไพรีน

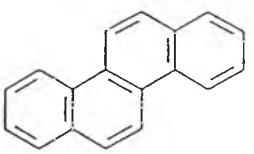


อะซีแนพธิลีน

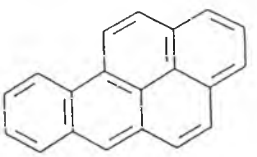
PAHs ที่ถูกย่อยสลายได้ช้า (more slowly degraded)



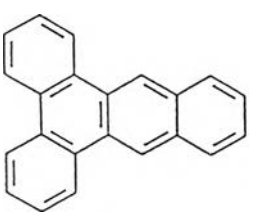
1,2-เบนซ์แอนทราซีน
(1,2-benzanthracene)



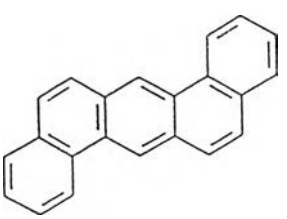
ไครซีน
(chrysene)



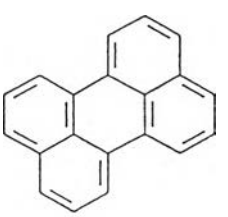
1,2-เบนซ์ไพรีน
(1,2-benzpyrene)



1,2,3,4-ไดเบนซ์แอนทราซีน
(1,2,3,4-dibenzanthracene)



1,2,5,6-ไดเบนซ์แอนทราซีน
(1,2,5,6-dibenzanthracene)



เพอริลีน
(perylene)

รูปที่ 2.3 **ความสัมพันธ์ของอัตราการย่อยสลายของ** PAHs **ในดิน** (Alexander, 1994)

ความเป็นพิษ (toxicity) **ของอะซีแนพธิลีน**

ความเป็นพิษของอะซีแนพธิลีน (Lederer, 1985) สามารถดูได้จาก

พิษต่อสัตว์น้ำจืด (freshwater aquatic life)

ความเป็นพิษของอะซีแนพธิลีนต่อสัตว์น้ำจืดในการทำให้เกิดพิษแบบเฉียบพลัน มีค่าต่ำสุดเท่ากับ 1700 ไมโครกรัมต่อลิตร และจะมีค่าต่ำกว่านี้ในสัตว์ที่มีความไว (sensitive) กว่า และไม่มีรายงานว่าสัตว์น้ำจืดที่มีความไวจะเกิดพิษแบบเรื้อรังเนื่องจากอะซีแนพธิลีน ความเป็นพิษของอะซีแนพธิลีนต่อสาหร่ายน้ำจืด มีค่าต่ำสุดเท่ากับ 520 ไมโครกรัมต่อลิตร

พิษต่อสัตว์น้ำเค็ม (saltwater aquatic life)

ความเป็นพิษของอะซีแนพธิลีนต่อสัตว์น้ำเค็มในการทำให้เกิดพิษแบบเฉียบพลันและแบบเรื้อรัง มีค่าต่ำสุดเท่ากับ 970 และ 710 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และจะมีค่าต่ำกว่านี้ในสัตว์บางชนิดที่มีความไวกว่า ความเป็นพิษของอะซีแนพธิลีนต่อสาหร่าย มีค่าต่ำสุดเท่ากับ 500 ไมโครกรัมต่อลิตร

พิษต่อสุขภาพของมนุษย์ (human health)

ความเป็นพิษของอะซีแนพธิลีนต่อมนุษย์ยังไม่มีข้อมูลที่เพียงพอ แต่อาจทำให้เกิดการระคายเคืองต่อผิวหนัง และระบบหายใจ

ความสามารถในการเป็นสารก่อมะเร็ง (carcinogenicity) **ของอะซีแนพธิลีน** (LaVoie และ Rice, 1988)

ในปัจจุบันรายงานการก่อมะเร็งโดยอะซีแนพธิลีนในสัตว์และมนุษย์ยังไม่ทราบรายละเอียดมากนัก

ความสามารถในการก่อการกลายพันธุ์ (mutagenicity) **ของอะซีแนพธิลีน**

จากการศึกษา Ames test ในระดับการทดลอง พบว่าอะซีแนพธิลีนไม่สามารถก่อให้เกิดการกลายพันธุ์ใน *Salmonella typhimurium* TM677 (LaVoie และ Rice, 1988)

จากข้อจำกัดในการศึกษากิจกรรมทางด้านชีวภาพของอะซีแนพธิลีน ทำให้รายละเอียดเกี่ยวกับสารนี้มีน้อย แต่มีรายงานพบว่าอนุพันธ์ของอะซีแนพธิลีนที่มีหมู่ไนโตร (nitro) ตรงคาร์บอนตำแหน่งที่ 5 สามารถก่อให้เกิดมะเร็งและก่อการกลายพันธุ์ได้ นอกจากนี้ยังพบว่า 3-เมทธิลอะซีแนพธิลีน (3-methylacenaphthylene) และ 3-เมทธิลอะซีแนพธีน (3-methylacenaphthene) เป็นสารก่อการกลายพันธุ์ได้อีกด้วย

ทางที่อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs **เข้าสู่ร่างกายสิ่งมีชีวิต**

1. การหายใจเอาฝุ่น ก๊าซ เขม่า ขี้เถ้า ที่มีการปนเปื้อน และควันจากบุหรี่และใบยาสูบเข้าไปในระบบทางเดินหายใจ

2. การบริโภคอาหารและน้ำที่ปนเปื้อนเข้าไปในระบบทางเดินอาหาร เช่น การบริโภคอาหารประเภททอดหรือปิ้ง

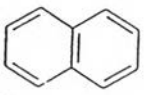
3. การสัมผัสโดยตรงทางผิวหนัง

บุคคลที่มีโอกาสได้รับสารเหล่านี้เข้าไปสะสมในร่างกาย ได้แก่ คนที่ต้องสัมผัสกับสารเหล่านั้นเป็นประจำ เช่น คนในโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ที่เกี่ยวข้องกับการปล่อยของเสียที่มีพิษ ได้แก่ โรงงานอุตสาหกรรมผลิตผลิตภัณฑ์ปิโตรเลียม โรงงานผลิตถ่านโค้ก โรงงานผลิตเหล็กกล้า เป็นต้น รวมทั้งบุคคลที่อยู่อาศัยอยู่ในบริเวณโรงงานเหล่านั้น ก็มีความเสี่ยงต่อการเจ็บป่วยได้มากกว่าคนที่ไม่ได้สัมผัสสารเหล่านั้นอยู่ตลอดเวลา (องค์การอนามัยโลก, 1992)

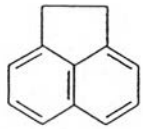
รายงานของสำนักงานคุ้มครองสิ่งแวดล้อมของสหรัฐอเมริกา (The U.S. Environmental Protection Agency, EPA) ได้กำหนดให้อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่นรวมทั้งหมด 16 ชนิด เป็นสารพิษอันตรายที่ควรให้ความสำคัญในอันดับต้นดังแสดงโครงสร้างโมเลกุลในรูปที่ 2.4 สาร PAHs ทั้ง 16 ชนิดได้แก่

ตารางที่ 2.2 สมบัติของสาร PAHs

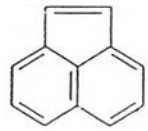
สาร PAHs	สูตรโมเลกุล	น้ำหนักโมเลกุล
แนพธาลีน (naphthalene)	$C_{10}H_8$	128.18
อะซีแนพธิลีน (acenaphthylene)	$C_{12}H_8$	152.20
อะซีแนพธีน (acenaphthene)	$C_{12}H_{10}$	154.22
ฟลูออรีน (fluorene)	$C_{13}H_{10}$	166.23
ฟีแนนทรีน (phenanthrene)	$C_{14}H_{10}$	178.24
แอนทราซีน (anthracene)	$C_{14}H_{10}$	178.24
ฟลูออแรนธีน (fluoranthene)	$C_{14}H_{10}$	178.24
ไพรีน (pyrene)	$C_{16}H_{10}$	202.26
ไครซีน (chrysene)	$C_{18}H_{12}$	228.30
เบนซ์[เอ]แอนทราซีน (benz[*a*]anthracene)	$C_{18}H_{12}$	228.30
เบนโซ[บี]ฟลูออแรนธีน (benzo[*b*]fluoranthene)	$C_{20}H_{12}$	252.32
เบนซ์[เค]ฟลูออแรนธีน (benz[*k*]fluoranthene)	$C_{20}H_{12}$	252.32
เบนโซ[เอ]ไพรีน (benzo[*a*]pyrene)	$C_{20}H_{12}$	252.32
เบนโซ[จี,เอช,ไอ]เพอริลีน (benzo[*g,h,i*]perylene)	$C_{22}H_{12}$	276.34
อินดิโน[1,2,3-ซีดี]ไพรีน (indeno[1,2,3-*cd*]pyrene)	$C_{22}H_{12}$	276.34
ไดเบนซ์[เอ,เอช]แอนทราซีน (dibenz[*a,h*]anthracene)	$C_{22}H_{14}$	278.36



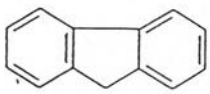
แนพธาลีน



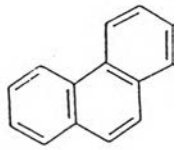
อะซีแนพธีน



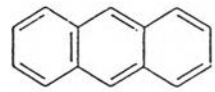
อะซีแนพธิลีน



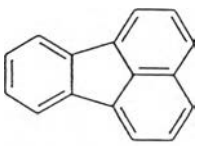
ฟลูออรีน



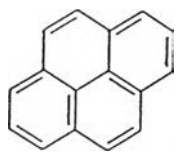
ฟีแนนทรีน



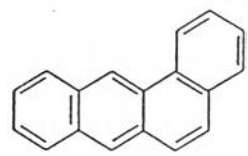
แอนทราซีน



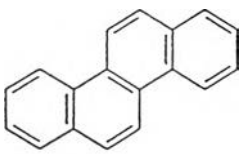
ฟลูออแรนธีน



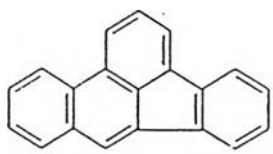
ไพรีน



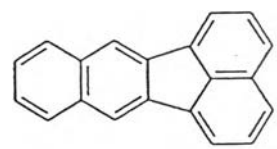
เบนซ์[*เอ*]แอนทราซีน



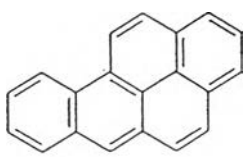
ไครซีน



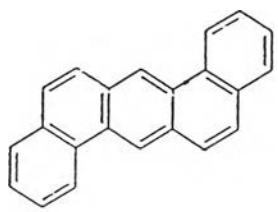
เบนโซ[*บี*]ฟลูออแรนธีน



เบนซ์[*เค*]ฟลูออแรนธีน

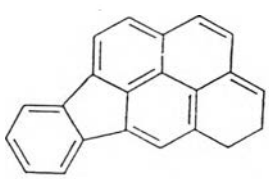


เบนโซ[*เอ*]ไพรีน



ไดเบนซ์[*เอ,เอช*]แอนทราซีน

เบนโซ[*จี,เอช,ไอ*]เพอริลีน



อินดิโน[1,2,3-*ซีดี*]ไพรีน

รูปที่ 2.4 โครงสร้างโมเลกุลของสาร PAHs

สถานภาพในการควบคุมอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่นในแต่ละประเทศ (Wilson และ Jones, 1993)

สหรัฐอเมริกา

ภายใต้การทำงานของ The Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA) หรือ "Superfund" ได้มอบหมายให้สำนักงานคุ้มครองสิ่งแวดล้อมของสหรัฐอเมริกา (EPA) รับผิดชอบฟื้นฟูบริเวณที่มีการปนเปื้อนจากสารพิษที่มีรายชื่ออยู่ใน The National Priority List (NPL) และภายใต้ The Superfund Amendments and Reauthorisation Act 1986 (SARA) กล่าวถึงการกำหนดมาตรฐานในการฟื้นฟูและกฎเกณฑ์ที่มีความจำเพาะในการบำบัดบริเวณที่มีการปนเปื้อนจากสารพิษอันตราย โดยมีการจัดการในแต่ละบริเวณที่มีการปนเปื้อนสารพิษแตกต่างกันในแต่ละรัฐ (Balba, 1991) สาร PAHs ถูกระบุว่าเป็นสารพิษอันตรายในระดับสาธารณรัฐ โดยมีชื่ออยู่ในบัญชีรายชื่อของสารพิษอันตรายของ CERCLA, SARA และ RCRA (McCoy และ Associates, Inc., 1988) โดยที่อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs อื่นอีก 15 ชนิด เป็นสารพิษอันตรายร้ายแรงที่ต้องให้ความสำคัญในการควบคุมในระดับต้น (priority pollutants) และได้มีการตั้งเกณฑ์และมาตรฐานในการจำกัดหรือป้องกันไม่ให้สารเหล่านี้รั่วไหลเข้าสู่สิ่งแวดล้อม (Keith และ Telliard, 1979)

แคนาดา

กระทรวงสิ่งแวดล้อมของแคนาดา (The Canadian Council of Ministers of the Environment) มีนโยบายในการฟื้นฟูบริเวณที่มีการปนเปื้อนจากสารพิษในปริมาณสูง โดยมีเกณฑ์กำหนดใช้ในจังหวัดต่างๆ ของแคนาดา และเป็นเกณฑ์กำหนดคุณภาพของน้ำและน้ำดื่มด้วย นโยบายดังกล่าวแยกเป็น 2 ส่วนคือ เกณฑ์ในการประเมินสถานภาพในการปนเปื้อน และเกณฑ์ในการฟื้นฟูบริเวณที่มีการปนเปื้อนให้มีสารพิษเหลืออยู่ในระดับที่ปลอดภัยต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม

สหภาพยุโรป (EC)

สหภาพยุโรปได้ออกคำสั่ง (Council Directive) ที่ 80/68/EEC ในปี ค.ศ. 1980 ซึ่งกล่าวถึงการป้องกันไม่ให้สารพิษอันตรายปนเปื้อนในแหล่งน้ำใต้ดิน (Haigh, 1990) และคำสั่งที่ 76/464/ EEC ในปี ค.ศ. 1976 ซึ่งกล่าวถึง มลภาวะที่เกิดจากการปนเปื้อนจากสารพิษอันตรายที่

ถูกทิ้งลงไปในแหล่งน้ำธรรมชาติ โดยที่อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่นถูกจัดอยู่ในบัญชีรายชื่อสารพิษที่จำเป็นต้องกำจัดและลดปริมาณที่จะปนเปื้อนในน้ำผิวดินและน้ำใต้ดิน (Wilson และ Jones, 1993) โดยที่แต่ละประเทศก็มีการกำหนดมาตรฐานในการควบคุมสาร PAHs แตกต่างกันออกไป

สถานการณ์ และมาตรการในการควบคุมอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่นในประเทศไทย

ประเทศไทยมีการกำหนดพระราชบัญญัติวัตถุอันตราย พ.ศ. 2535 โดยจัดประเภทของวัตถุอันตรายในประเทศออกเป็น 10 ประเภท โดยที่อะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น มีสมบัติจัดอยู่ในวัตถุอันตรายประเภทที่ 7 คือ วัตถุที่ก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางพันธุกรรม (พระราชบัญญัติวัตถุอันตราย, 2535)

พระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อม พ.ศ. 2535 ในส่วนที่ 6 มาตรา 78 กล่าวถึงการเก็บรวบรวม การขนส่ง และการจัดการด้วยประการใดๆ เพื่อบำบัดและขจัดขยะมูลฝอยและของเสียอื่นที่อยู่ในสภาพเป็นของแข็ง และการป้องกันและควบคุมมลพิษที่เกิดจากหรือมีที่มาจากการทำเหมืองแร่ การสำรวจและการขุดเจาะน้ำมัน ก๊าซธรรมชาติ และสารไฮโดรคาร์บอนทุกชนิดทั้งบนบกและในทะเล หรือการป้องกันและควบคุมมลพิษที่เกิดจากหรือมีที่มาจากการปล่อยทิ้งน้ำมันและการทิ้งของเสียและวัตถุอื่นๆ จากเรือเดินทะเล เรือบรรทุกน้ำมัน และเรือประเภทอื่น ในมาตราที่ 79 กล่าวถึงการกำหนดหลักเกณฑ์ มาตรการ และวิธีการเพื่อควบคุมการเก็บ รวบรวม การรักษาความปลอดภัย การขนส่งเคลื่อนย้าย การนำเข้าและส่งออก และการจัดการบำบัดและกำจัดของเสียอันตรายดังกล่าวด้วยวิธีการที่เหมาะสมและถูกต้องตามหลักวิชาการที่เกี่ยวข้อง (พระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2535)

การบำบัดสิ่งแวดล้อมที่ปนเปื้อนด้วยอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น

การกำจัดอะซีแนพธิสีนและสาร PAHs ชนิดอื่น มีกรรมวิธีเหมือนกับการกำจัดสารพิษอันตรายทั่วไป ซึ่งจำแนกได้ดังนี้ (Manahan, 1993)

1. วิธีการทางกายภาพ (physical methods)

การบำบัดสารพิษอันตรายวิธีการนี้ขึ้นอยู่กับ สมบัติทางกายภาพของวัตถุที่จะทำการบำบัด สถานะของสาร ความสามารถในการละลายน้ำและตัวทำละลายอินทรีย์ ความหนาแน่น การระเหยกลายเป็นไอ จุดเดือดและจุดหลอมเหลว เป็นต้น วิธีที่ใช้เช่นการกรอง (filtration) การทำให้แห้ง (drying) เพื่อกำจัดสารที่ระเหยได้ง่าย การสกัดด้วยตัวทำละลาย (solvent extraction)

หรือการใช้ผงถ่านกัมมันต์ (activated carbon) เป็นตัวดูดซับ เพื่อแยกออกมาจากแหล่งปนเปื้อน ผงถ่านกัมมันต์ใช้ได้ดีกับสารที่มีคุณสมบัติละลายน้ำได้น้อย และมีมวลโมเลกุลสูง เช่น แนพธาลีน อะซีแนพธิลีน และสาร PAHs ชนิดอื่น

2. วิธีการทางเคมี (chemical methods)

การบำบัดสารพิษอันตรายด้วยวิธีการนี้ขึ้นอยู่กับสมบัติทางเคมี ความเป็นกรด-ด่าง ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน ความสามารถในการติดไฟและความสามารถในการเผาไหม้ เป็นต้น วิธีที่ใช้เช่น การทำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันโดยการใช้โอโซน (O_3) หรือการสกัดด้วยสารเคมี เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาเคมีกับสารเคมี เกิดการกำจัดสารพิษอย่างสมบูรณ์

3. วิธีการใช้ความร้อน (thermal methods)

เช่นการเผาที่อุณหภูมิสูงมาก (incineration) ปกติจะใช้อุณหภูมิสูงกว่า 900 ^{o}ซ. เพื่อให้สารเหล่านี้แตกตัวเป็นส่วนๆ (fragments) ซึ่งแต่ละส่วนจะมีความปลอดภัยไม่เป็นมลพิษ แล้วนำไปกำจัดต่อไป

4. การบำบัดทางชีวภาพ (bioremediation)

การบำบัดโดยวิธีนี้เป็นการกำจัดสารพิษอันตรายโดยสิ่งมีชีวิต เช่น จุลินทรีย์ต่างๆ ที่สามารถย่อยสลายอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น ให้มีอันตรายลดลงหรือไม่มีอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม ข้อได้เปรียบของวิธีการนี้ต่อการกำจัดด้วยวิธีการอื่นคือ ใช้ค่าใช้จ่ายในการดำเนินการต่ำ ดังแสดงในตารางที่ 2.3 ทำได้สะดวกและไม่ก่อให้เกิดปัญหามลพิษตามมาเนื่องจากการตกค้างของสารชนิดอื่น รวมทั้งสามารถนำไปใช้ในการบำบัดบริเวณที่เกิดมลภาวะเนื่องจากการปนเปื้อนจากสารเหล่านี้เป็นบริเวณกว้าง เช่น แหล่งดิน หรือแหล่งน้ำในธรรมชาติโดยตรง และไม่ต้องทำการขนย้ายไปกำจัดที่อื่นเหมือนวิธีการอื่นๆ ทำให้มีค่าใช้จ่ายลดลงและสารพิษจะไม่ไปปนเปื้อนที่อื่นมากขึ้นด้วย (Lee และ Cutright, 1996) และดินซึ่งใช้เป็นแหล่งสำหรับปลูกพืชจะไม่ถูกทำลาย เนื่องจากความร้อนหรือสารเคมีอีกด้วย (Wilson และ Jones, 1993)

ตารางที่ 2.3 ค่าใช้จ่ายของวิธีการบำบัดทางชีวภาพ (Cookson, 1995)

วิธี	ปีที่ 1	ปีที่ 2	ปีที่ 3
1. การเผาที่อุณหภูมิสูงมาก	$ 530	ไม่มี	ไม่มี
2. การทำให้เป็นของแข็ง (solidification)	$ 115	ไม่มี	ไม่มี
3. การฝังกลบ (landfill)	$ 670	ไม่มี	ไม่มี
4. การดูดซับโดยความร้อน (thermal desorption)	$ 200	ไม่มี	ไม่มี
5. การบำบัดทางชีวภาพ	$175	$ 27	$ 20

การย่อยสลายสาร PAHs โดยจุลินทรีย์

การย่อยสลายสาร PAHs โดยจุลินทรีย์ ได้มีการศึกษามาเป็นเวลานาน มีรายงานมากมายทั้งใน แบคทีเรีย ราและยีสต์ และสาหร่าย (Cerniglia, 1992) ดังแสดงในตารางที่ 2.4

การย่อยสลายอะซีแนพธิลีนโดยจุลินทรีย์

การย่อยสลายอะซีแนพธิลีนโดยจุลินทรีย์มีการศึกษามาเป็นเวลานาน แต่รายงานเกี่ยวกับจุลินทรีย์ที่สามารถย่อยสลาย หรือเปลี่ยนแปลงโครงสร้างโมเลกุล (transformation) ของอะซีแนพธิลีนได้มีน้อย โดยจุลินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายอะซีแนพธิลีนได้แก่ แบคทีเรียและราไวท์รอท (white rot fungi) ดังสรุปไว้ในตารางที่ 2.5

วิธีเมตาบอลิสมที่จุลินทรีย์ใช้ในกระบวนการย่อยสลายอะซีแนพธิลีน

กระบวนการย่อยสลายอะซีแนพธิลีนและสาร PAHs ชนิดอื่น ของทั้งโปรคารีโอต (procaryote) และยูคารีโอต (eucaryote) ส่วนมากเริ่มด้วยการเติมออกซิเจนเข้าที่วงอะโรมาติกของอะซีแนพธิลีน โดยอาศัยกิจกรรมของเอนไซม์ที่แตกต่างกันออกไปในจุลินทรีย์แต่ละกลุ่ม ต่อจากนั้นจะให้ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายเหมือนกัน (Selifonov และคณะ, 1996; Johannes และคณะ, 1998)

กระบวนการย่อยสลายอะซีแนพธิลีนโดยแบคทีเรีย

แบคทีเรียส่วนมากจะออกซิไดส์วงอะโรมาติกของอะซีแนพธิลีน โดยอาศัยกิจกรรมของเอนไซม์ไดออกซีจีเนส (dioxygenase) โดยการเปลี่ยนอะซีแนพธิลีนไปเป็น ซิส-อะซีแนพธีน-1,2-ไดออล (*cis*-acenaphthene-1,2-diol) และผลิตภัณฑ์นี้จะถูกเปลี่ยนต่อไปเป็น 1,2-ไดไฮดรอกซีอะซีแนพธิลีน และ 1-ไฮดรอกซี-2-คีโตอะซีแนพธีน (1-dihydroxy-2-ketoacenaphthene) โดยเอนไซม์ไดออลดีไฮโดรจีเนส (diol dehydrogenase) จากนั้นผลิตภัณฑ์ทั้งสองจะถูกเปลี่ยนไปเป็น อะซีแนพโธ-1,2-ควิโนน (acenaphtho-1,2-quinone) ซึ่งผลิตภัณฑ์ตัวนี้จะแตกตัวได้เองทำให้วงอะโรมาติกแตกออกและเปลี่ยนไปเป็นกรด 1,8-แนพธาลีนไดคาร์บอกซิลิก (1,8-naphthalene dicarboxylic acid) ดังแสดงในรูปที่ 2.5

ตารางที่ 2.4 การย่อยสลายสาร PAHs ชนิดต่างๆ โดยจุลินทรีย์

PAHs	จุลินทรีย์	เอกสารอ้างอิง
	<u>แบคทีเรีย</u>	
แนพธาลีน	*Acinetobacter calcoaceticus*, *Alcaligenes denitrificans*, *Mycobacterium* sp., *Pseudomonas* sp., *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas paucimobilis*, *Pseudomonas vesicularis*, *Pseudomonas cepacia*, *Pseudomonas testosteroni*, *Rhodococcus* sp., *Corynebacterium renale*, *Moraxella* sp., *Streptomyces* sp., *Bacillus cereus*	Davies และ Evans, 1964; Dunn และ Gunsalus, 1973; Jeffrey และคณะ, 1975; Dua และ Meera, 1981; Barnsley, 1983; Cerniglia และคณะ, 1984; Foght และ Westlake, 1988; Garcia-Valdes และคณะ, 1988; Trower และคณะ, 1988; Ryu และคณะ, 1989; Mueller และคณะ, 1990; Tagger และคณะ, 1990; Weissenfels และคณะ, 1990, 1991; Kelley และคณะ, 1991; Kuhm และคณะ, 1991; Walter และคณะ, 1991; Grund และคณะ, 1992
อะซีแนพธีน	*Beijerinckia* sp., *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas cepacia*, *Pseudomonas* sp.	Chapman, 1979; Schocken และ Gibson, 1984; Ellis และคณะ, 1991
แอนทราซีน	*Beijerinckia* sp., *Mycobacterium* sp., *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas paucimobilis*, *Pseudomonas cepacia*, *Rhodococcus* sp., *Flavobacterium* sp., *Arthrobacter* sp.	Colla และคณะ, 1959; Evans และคณะ, 1965; Akhtar และคณะ, 1975; Jerina และคณะ, 1976; Savino และ Lollini, 1977; Westlake, 1988; Mueller และคณะ, 1990; Ellis และคณะ, 1991; Foght และ Walter และคณะ, 1991; Weissenfels และคณะ, 1991

ตารางที่ 2.4 (ต่อ)

PAHs	จุลินทรีย์	เอกสารอ้างอิง
ฟีแนนทรีน	*Aeromonas* sp., *Alcaligenes faecalis*, *Alcaligenes denitrificans*, *Arthrobacter polychromogenes*, *Beijerinckia* sp., *Micrococcus* sp., *Mycobacterium* sp., *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas paucimobilis*, *Rhodococcus* sp., *Vibrio* sp., *Nocardia* sp., *Flavobacterium* sp., *Streptomyces griseus*, *Acinetobacter* sp.	Treccani และคณะ, 1954; Colla และคณะ, 1959; Evans และคณะ, 1965; Jerina และคณะ, 1976; Kiyohara และคณะ, 1976, 1982, 1990; Savino และ Lollini, 1977; Kiyohara และ Nagao, 1978; Barnsley, 1983; Ghosh และ Mishra, 1983; West และคณะ, 1984; Foght และ Westlake, 1988; Guerin และ Jones, 1988, 1989; Heitkamp และ Cerniglia, 1988; Trower และคณะ, 1988; Mueller และคณะ, 1990; Sutherland และคณะ, 1990; Weissenfels และคณะ, 1990, 1991; Keuth และ Rehm, 1991
ฟลูออแรนธีน	*Alcaligenes denitrificans*, *Mycobacterium* sp., *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas paucimobilis*, *Pseudomonas cepacia*, *Rhodococcus* sp., *Pseudomonas* sp.	Foght และ Westlake, 1988; Mueller และคณะ, 1989, 1990; Kelley และ Cerniglia, 1991; Walter และคณะ, 1991; Weissenfels และคณะ, 1991
ไพรีน	*Alcaligenes denitrificans*, *Mycobacterium* sp., *Rhodococcus* sp.	Heitkamp และคณะ, 1988; Grosser และคณะ, 1991; Walter และคณะ, 1991; Weissenfels และคณะ, 1991

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.4 (ต่อ)

PAHs	จุลินทรีย์	เอกสารอ้างอิง
ไครซีน	*Rhodococcus* sp.	Walter และคณะ, 1991
เบนซ์[เอ]แอนทราซีน	*Alcaligenes denitrificans*, *Beijerinckia* sp., *Pseudomonas putida*	Gibson และคณะ, 1975; Mahaffey และคณะ, 1988; Weissenfels และคณะ, 1991
เบนโซ[เอ]ไพรีน	*Beijerinckia* sp., *Mycobacterium* sp.	Gibson และคณะ, 1975; Heitkamp และ Cerniglia, 1988; Grosser และคณะ, 1991
	<u>ราและยีสต์</u>	
แนพธาลีน	*Absidia glauca*, *Aspergillus niger*, *Basidiobolus ranarum*, *Candida utilis*, *Choanephora campincta*, *Circinella* sp., *Claviceps paspali*, *Cokeromyces poitrassi*, *Conidiobolus gonimodes*, *Cunninghamella bainieri*, *Cunninghamella elegans*, *Cunninghamella japonica*, *Emericellopsis* sp., *Epicoccum nigrum*, *Gilbertella persicaria*, *Gliocladium* sp., *Helicostylum piriforme*, *Hyphochytrium catenoides*, *Linderina pennispora*, *Mucor heimalis*, *Neurospora crassa*, *Panaeolus cambodginensis*, *Panaeolus subbalteatus*, *Penicillium chrysogenum*, *Pestalotia* sp., *Phlyctochytrium reinboldtae*, *Phycomyces blakesleeanus*, *Phytophthora cinnamomi*, *Psilocybe cubensis*, *Psilocybe strictipes*, *Psilocybe stuntzii*, *Psilocybe subaeruginascens*, *Rhizophlyctis harderi*, *Rhizophlyctis rosea*, *Rhizopus oryzae*, *Rhizopus stolonifer*, *Saccharomyces cerevisiae*, *Saprolegnia parasiticus*, *Smittium culicis*, *Smittium culisetae*,	Ferris และคณะ, 1973; Smith และ Rosazza, 1974; Cerniglia และ Ginson, 1977; Cerniglia และคณะ, 1978; Cerniglia และ Crow, 1981

ตารางที่ 2.4 (ต่อ)

PAHs	จุลินทรีย์	เอกสารอ้างอิง
แนพธาลีน	*Smittium simulii*, *Sordaria fimicola*, *Syncephalastrum racemosum*, *Thamnidium anomalum*, *Zygorhynchus moelleri*	
แอนทราซีน	*Bjerkandera* sp., *Cunninghamella elegans*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Ramaria* sp., *Rhizoctonia solani*, *Trametes versicolor*	Cerniglia, 1982; Cerniglia และ Yang, 1984; Hammel และคณะ, 1991; Field และคณะ, 1992; Pothuluri และคณะ, 1992b; Sutherland และคณะ, 1992
อะซีแนพธีน	*Cunninghamella elegans*	Pothuluri และคณะ, 1992b
ฟีแนนทรีน	*Cunninghamella elegans*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Trametes versicolor*	Cerniglia และ Yang, 1984; Bampus, 1989; Cerniglia และคณะ, 1989; Morgan และคณะ, 1991; Sutherland และคณะ, 1991; Hammel และคณะ, 1992
ฟลูออแรนธีน	*Cunninghamella elegans*	Pothuluri และคณะ, 1990, 1992a
ไพรีน	*Cunninghamella elegans*, *Phanerochaete chrysosporium*	Cerniglia และคณะ, 1986; Hammel และคณะ, 1986
เบนซ์[เอ]แอนทราซีน	*Cunninghamella elegans*	Cerniglia และคณะ, 1980d

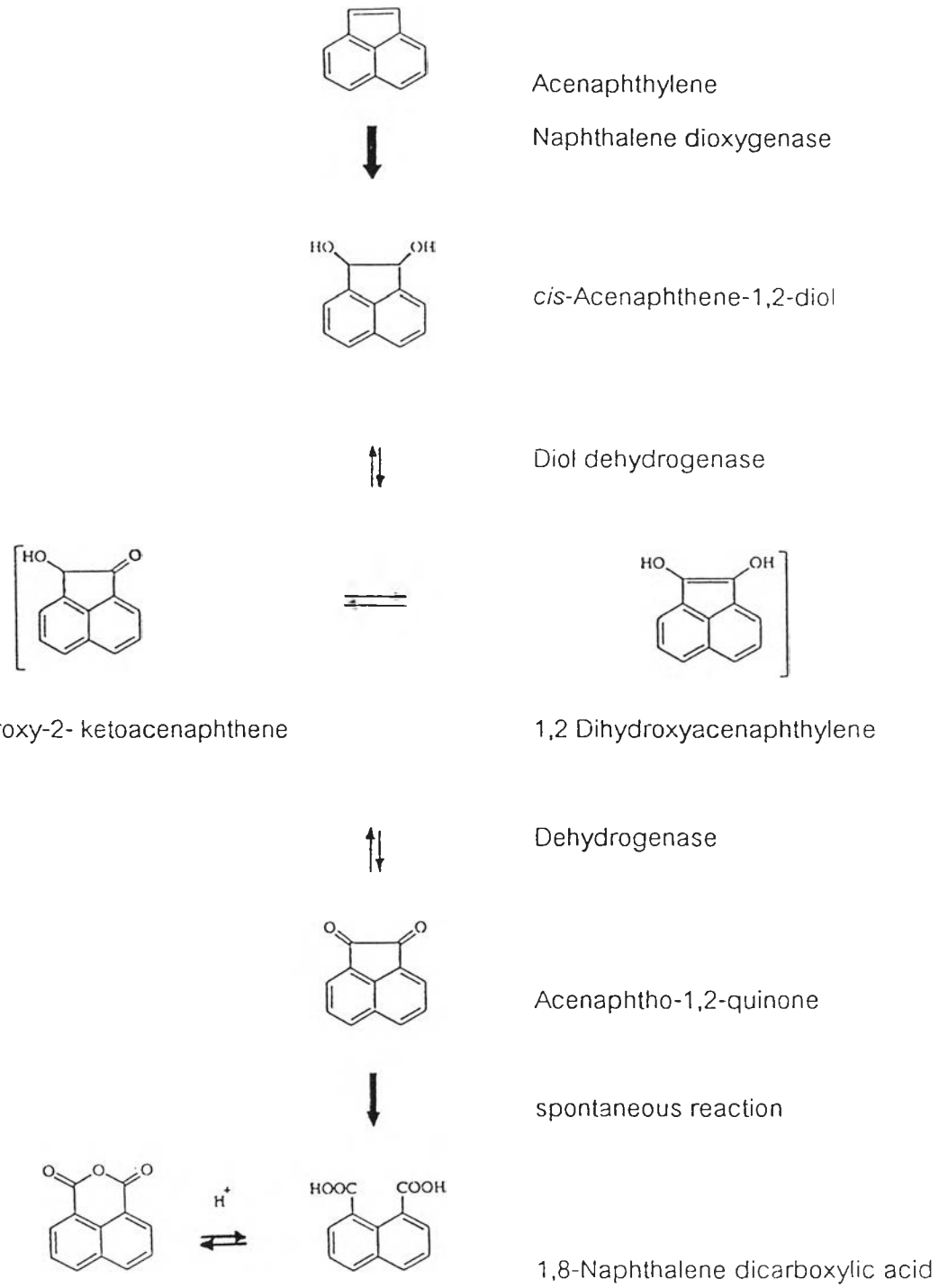
ตารางที่ 2.4 (ต่อ)

PAHs	จุลินทรีย์	เอกสารอ้างอิง
เบนโซ[เอ]ไพรีน	*Aspergillus ochraceus*, *Bjerkandera adusta*, *Bjerkandera* sp., *Candida maltosa*, *Candida tropicalis*, *Cunninghamella elegans*, *Mortierella verrucosa*, *Neurospora crassa*, *Penicillium* sp., *Phanerochaete chrysosporium*, *Ramaria* sp., *Saccharomyces cerevisiae*, *Trametes versicolor*, *Trichoderma viride*	Cerniglia และ Gibson, 1979, 1980a, 1980b; Lin และ Kapoor, 1979; Wiseman และ Woods,1979; Cerniglia และ Crow, 1981; Ghosh และคณะ, 1983; Bumpus และคณะ, 1985; Field และคณะ, 1992
	<u>สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงินและสาหร่าย</u>	
แนพธาลีน	*Oscillatoria* sp., *Microcoleus chthonoplastes*, *Nostoc* sp., *Anabaena* sp., *Agmenellum quadruplicatum*, *Coccochloris elabens*, *Aphanocapsa* sp., *Chlorella sorokiniana*, *Chlorella autotrophica*, *Cylindrotheca* sp., *Amphora* sp., *Nitzschia* sp., *Synedra* sp., *Navicula* sp., *Porphyridium cruentum*	Cerniglia และคณะ, 1979, 1980a, 1980b, 1982; Narro และคณะ, 1992a
ฟีแนนทรีน	*Oscillatoria* sp., *Agmenellum quadruplicatum*	Narro และคณะ, 1992b
เบนโซ[เอ]ไพรีน	*Selenastrum capricornutum*	Warshawsky และคณะ, 1988, 1990

ที่มา (Cerniglia, 1992)

ตารางที่ 2.5 ชนิดของจุลินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายอะซีแนพธิลีนได้

สายพันธุ์	เอกสารอ้างอิง
<u>แบคทีเรีย</u>	
Pseudomonas sp.	Chapman, 1979
Beijerinckia sp.และ *Beijerinckia* sp. สายพันธุ์ 8/36	Schocken และ Gibson, 1984
Pseudomonas sp. สายพันธุ์ A4	Komatsu และคณะ, 1993
Pseudomonas cepacia F297	Grifoll และคณะ, 1995
Pseudomonas aeruginosa สายพันธุ์ PAO1 (pRE695)	Selifonov และคณะ, 1996
<u>ราไวท์รอท</u>	
Trametes versicolor	Johannes และคณะ, 1998
	Majcherczyk และคณะ, 1998



รูปที่ 2.5 วิถีเมตาบอลิสมที่แบคทีเรีย *Pseudomonas aeruginosa* **สายพันธุ์** PAO1 **ใช้ในการย่อยสลายอะซีแนพธิลีน** (Selifonov **และคณะ**, 1996)

Schocken และ Gibson (1984) รายงานว่าในปี ค.ศ. 1975 Dean-Raymond และ Bartha พบว่าแบคทีเรียที่แยกได้จากน้ำทะเลที่มีการปนเปื้อนน้ำมัน เมื่อนำมาเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อที่มีแนพธาลีนและอะซีแนพธิลีนเป็นแหล่งคาร์บอน สามารถโคออกซิไดส์อะซีแนพธิลีนไปเป็นสารประกอบควิโนนชนิดหนึ่ง

Chapman (1979) รายงานว่า *Pseudomonas* sp. ที่สามารถใช้แนพธาลีนในการเพิ่มจำนวน สามารถออกซิไดส์อะซีแนพธิลีนไปเป็น *ซิส*-1,2- อะซีแนพธีนไดออล แต่ยังไม่มีการศึกษารายละเอียดโครงสร้างของสารมัธยันต์ (intermediates) ชนิดอื่น

Schocken และ Gibson (1984) พบว่ามีการเกิดโคออกซิเดชัน (cooxidation) ของอะซีแนพธิลีน เมื่อเลี้ยงในอาหารที่มีไบฟีนิล (biphenyl) เป็นแหล่งคาร์บอน ไปเป็นอะซีแนพธีนควิโนน (acenaphthenequinone) และ 1,2-ไดไฮดรอกซีอะซีแนพธิลีน โดย *Beijerinckia* sp. และพบผลิตภัณฑ์ทั้งสองนี้เกิดขึ้นเมื่อเลี้ยงกับ *ซิส*-1,2-อะซีแนพธีนไดออล โดย *Beijerinckia* sp. สายพันธุ์ B8/36 และได้เสนอวิถีเมตาบอลิสมในการย่อยสลายตามรูปที่ 2.5 จนถึงผลิตภัณฑ์สุดท้ายคือ อะซีแนพธีนควิโนน

Grifoll และคณะ (1995) พบว่า *Pseudomonas cepacia* F297 สามารถออกซิไดส์อะซีแนพธิลีนไปเป็นสารมัธยันต์และผลิตภัณฑ์สุดท้ายได้แก่ อะซีแนพธีโนน (acenaphthenone) อะซีแนพธีนควิโนน แนพธาลิกแอนไฮไดร์ (naphthalic anhydride) และกรด 1,8-แนพธาลีนไดคาร์บอกซิลิก

Selifonov และคณะ (1996) รายงานว่า *Pseudomonas aeruginosa* PAO1 ที่มีพลาสมิด pRE695 ซึ่งมียีน *nahA* ที่เป็นรหัสการสังเคราะห์แนพธาลีนไดออกซีจีเนส สามารถออกซิไดส์อะซีแนพธิลีนและได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายของการออกซิเดชันคือ กรด 1,8-แนพธาลีนไดคาร์บอกซิลิก ดังแสดงในรูปที่ 2.5

นอกจากนี้ยังมีรายงานการศึกษาวิถีเมตาบอลิสมของอะซีแนพธิลีน ในสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม พบสารมัธยันต์ที่เกิดจากการย่อยสลายอะซีแนพธิลีนคือ *ซิส*- และ*ทรานส์*-1,2-อะซีแนพธีนไดออล (*cis*- และ *trans*-1,2-acenaphthenediol) อะซีแนพธีนควิโนน และกรดแนพธาลิก (naphthalic acid) หรือกรด 1,8-แนพธาลีนไดคาร์บอกซิลิก (Hopkins และคณะ,1962) ซึ่งมีวิถีเมตาบอลิสมเหมือนกับในแบคทีเรีย

และจากการศึกษาวิถีเมตาบอลิสมโดยใช้เอนไซม์แลคเคส ของเชื้อราไวท์รอท *Trametes versicolor* พบผลิตภัณฑ์หลัก 2 ตัว คือ 1,2-อะซีแนพธีนไดโอน และกรด 1,8-แนพธาลิกแอนไฮไดรด์ ซึ่งวิถีเมตาบอลิสมของเอนไซม์แลคเคสของเชื้อนี้ คล้ายกับที่มีรายงานในแบคทีเรียและในสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนม (Johannes และคณะ, 1998)

ปัจจัยที่ทำให้การย่อยสลายทางชีวภาพประสบความสำเร็จ ขึ้นอยู่กับ

1. สมบัติของสาร PAHs ในดิน

สาร PAHs แต่ละชนิดมีสมบัติทางกายภาพและทางเคมีแตกต่างกันออกไป เช่น ความคงตัวของสาร PAHs จะขึ้นอยู่กับการจัดเรียงตัวของวงเบนซีน โดยที่การจัดเรียงตัวเป็นเส้นตรงจะมีความคงตัวน้อยที่สุด ส่วนสารที่มีการจัดเรียงตัวเป็นมุมงอจะมีความคงตัวมากที่สุด (Blumer, 1976) สาร PAHs ละลายน้ำได้น้อย และละลายได้ดีในสารอินทรีย์ (Means และคณะ, 1980) ความสามารถในการละลายน้ำของสาร PAHs อยู่ในช่วงกว้างโดยละลายน้ำได้น้อยลงเมื่อวงเบนซีนเพิ่มขึ้น (Sims และ Overcash, 1983) และการระเหิดกลายเป็นไอของสาร PAHs จะน้อยลงเมื่อจำนวนวงเบนซีนเพิ่มขึ้น เป็นต้น

2. ปริมาณสาร PAHs ในดิน

กระบวนการกำจัดสาร PAHs ออกจากภายในดินและการย่อยสลายสาร PAHs อาจเกิดจากการระเหิดกลายเป็นไอของสาร การสูญหายทางกายภาพ เช่น การชะ (leaching) และการย่อยสลายทางชีวภาพ (Sims และคณะ, 1990)

Park และคณะ (1990) พบว่าการระเหิดกลายเป็นไอของสาร PAHs เกิดขึ้นน้อยมาก ยกเว้น แนพธาลีน และหมู่แทนที่ของแนพธาลีน กลไกการสูญหายทางกายภาพเกิดขึ้นได้มากสำหรับสาร PAHs ที่มีวงเบนซีน 2 หรือ 3 วง และพบเป็นส่วนน้อยสำหรับสาร PAHs ที่มีวงเบนซีนมากกว่า 3 วง ความสามารถในการย่อยสลายสาร PAHs ที่มีวงเบนซีน 2 หรือ 3 วง มีการศึกษากันอย่างกว้างขวาง ขณะที่สาร PAHs ที่มีวงเบนซีน 4, 5 หรือ 6 วง มีการศึกษาน้อยมาก (Herbes และ Schwall, 1978; Tabak และคณะ, 1981)

Sims และคณะ (1988) รายงานการศึกษาในระดับการทดลอง การย่อยสลายสาร PAHs ที่มีวงเบนซีน 2 วง ที่มีอยู่มากในดินทราย มีค่าครึ่งชีวิตประมาณ 2 วัน ขณะที่สาร PAHs ที่มีวงเบนซีน 3 วง เช่น แอนทราซีน และฟีแนนทรีน มีค่าครึ่งชีวิตเป็น 16 และ 134 วัน ตามลำดับ และสาร PAHs ที่มีวงเบนซีน 4, 5 หรือ 6 วง มีค่าครึ่งชีวิตมากกว่า 200 วัน การศึกษาข้อจำกัดต่างๆ ในระดับการทดลองมีความสำคัญอย่างมาก เนื่องจากจะเป็นข้อมูลที่มีประโยชน์ในการทำนายแนวทางของการย่อยสลายทางชีวภาพที่จะนำไปใช้ได้จริงในสิ่งแวดล้อม

3. การย่อยสลายสาร PAHs โดยจุลินทรีย์

การย่อยสลายสาร PAHs โดยจุลินทรีย์ ควรศึกษากระบวนการต่างๆ ของจุลินทรีย์ที่จะใช้สำหรับการบำบัดของเสีย ทั้งจากโรงงานอุตสาหกรรม การเกษตร และบ้านเรือน ให้มีความเข้าใจแจ่มชัด ก่อนจะนำไปใช้จริงในสิ่งแวดล้อม

3.1 การสร้างความคุ้นเคย (acclimatisation) และการปรับตัว (adaptation)

ได้มีการศึกษาการพบและการสร้างความคุ้นเคยของจุลชีพที่อยู่ผิวดินและใต้ผิวดิน หรือตะกอน ต่อสาร PAHs หรือสารไฮโดรคาร์บอนชนิดอื่น ในการเพิ่มอัตราการย่อยสลายสารเหล่านี้ (Bauer และ Capone, 1985, 1988; Heitkamp และ Cerniglia, 1987; Heitkamp และคณะ, 1987, Thomas และคณะ, 1989)

แม้ว่าการศึกษาเกี่ยวกับปัจจัยจำกัดต่อการสร้างความคุ้นเคยจะยังไม่มีความเข้าใจอย่างดีนัก แต่ว่าความเข้มข้นของสาร PAHs เริ่มต้น หรือเวลาจำเพาะที่สารปนเปื้อนก่อนการย่อยสลาย ก็เป็นสิ่งจำเป็น ในหลายกรณีจุลินทรีย์อาจจะปรับตัวให้เข้ากับสภาวะที่จำเพาะ เพื่อที่จะลดเวลาในการสร้างความคุ้นเคยและเพิ่มอัตราการย่อยสลายสาร PAHs จุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการบำบัดทางชีวภาพ ส่วนใหญ่จะแยกจากแหล่งที่สารเหล่านี้ปนเปื้อน ซึ่งพบว่าจะทำให้อัตราการย่อยสลายเร็วที่สุด และสามารถนำเชื้อไปใช้ประโยชน์ในดินที่ต้องการการบำบัดทางชีวภาพ

การนำจุลินทรีย์จากแหล่งหนึ่งไปใช้กับแหล่งอื่น อาจทำให้เกิดการปรับตัวได้ยากต่อสภาวะนิเวศวิทยาที่จำเพาะของดิน สิ่งนี้ก็เป็นสิ่งจำเป็นสำหรับการบำบัดทางชีวภาพด้วยเช่นกัน (Wilson และ Jones, 1993)

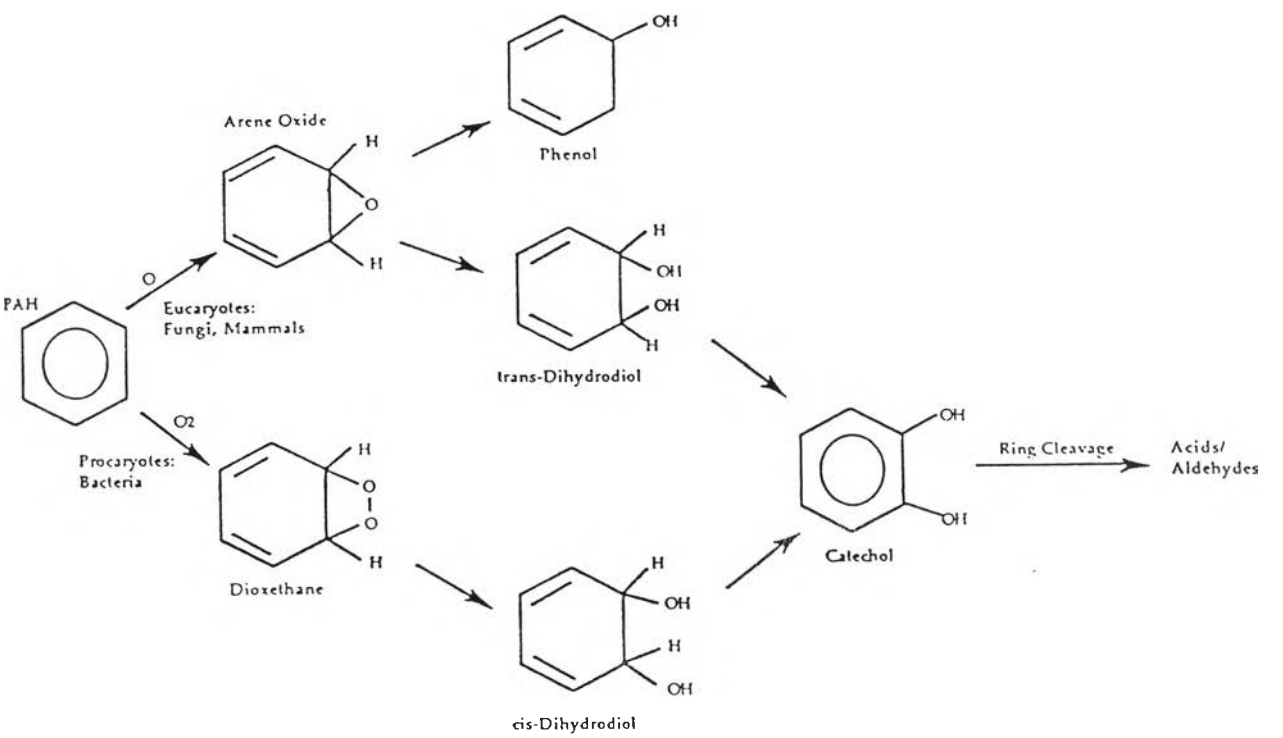
3.2 การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในพื้นที่ปนเปื้อน

จุลินทรีย์ในพื้นที่ปนเปื้อนจะเป็นประโยชน์มากที่สุด ในการนำมาใช้ย่อยสลายสาร PAHs การฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อนขึ้นอยู่กับการอยู่รอด และสมบัติความหลากหลายที่อยู่ในระบบนิเวศวิทยา การเจริญอาจถูกจำกัดเนื่องจาก การแข่งขันกับจุลินทรีย์อื่น การมีสารตั้งต้นชนิดอื่นที่จุลินทรีย์ย่อยสลายได้ง่ายกว่าสาร PAHs และสภาวะของแหล่งนั้น

3.3 วิถีทางชีวเคมี

วัตถุประสงค์หลักในการบำบัดทางชีวภาพ คือการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนให้กลายเป็นสารที่มีความเป็นอันตรายน้อยที่สุด เช่น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ โดยมีสารมัธยันต์ที่เกิดเป็นไดไฮโดรไดออล (dihydrodiols) ฟีนอล (phenols) และสารประกอบออกไซด์ สารมัธยันต์เหล่านี้จะมีการละลายน้ำได้ดีกว่าสารประกอบตั้งต้น สารดังกล่าวบางชนิดอาจจำแนกว่าเป็นสารก่อมะเร็ง ก่อการกลายพันธุ์ และทำให้ทารกในครรภ์มีรูปร่างผิดปกติ ซึ่งมีความเป็นพิษ (Park และคณะ,1988)

การย่อยสลายสาร PAHs โดยจุลินทรีย์ได้มีรายงานมากมาย ทั้งโดยแบคทีเรียและรา ซึ่งสามารถสร้างเอนไซม์ที่เร่งปฏิกิริยาการเติมออกซิเจนเข้าไปในโครงสร้างของวงเบนซีนซึ่งเป็นโครงสร้างพื้นฐานของสาร PAHs และจากนั้นจะออกซิไดส์ต่อไป ดังแสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 การย่อยสลายสาร PAHs โดยจุลินทรีย์

3.4 จุลินทรีย์

สาร PAHs ถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ได้ 2 วิธี คือ จุลินทรีย์สามารถใช้สารเหล่านี้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน เป็นการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ หรือการเกิดโคเมตาบอลิสม โดยเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารที่จุลินทรีย์นำไปใช้ในการเจริญ สามารถเปลี่ยนโครงสร้างของสารตั้งต้นตัวอื่นได้

4. ปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมที่มีผลต่อการย่อยสลายสาร PAHs

การปรับปรุงการย่อยสลายให้มีประสิทธิภาพสูงสุด ทำได้โดยการควบคุมปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมภายในดิน (Lapinskas, 1989; Morgan และ Watkinson, 1989; Sims, 1990; Sims และคณะ, 1990; Song และคณะ, 1990) ปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมที่มีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนภายในดิน ได้แก่ ความชื้นของดิน ความเป็นกรด-ด่างของดิน ความต่างศักย์รีดอกซ์ (redox potential) ปริมาณออกซิเจน ปริมาณสารอาหาร และอุณหภูมิ เป็นต้น

5. การเติมสารลดแรงตึงผิว (surfactants)

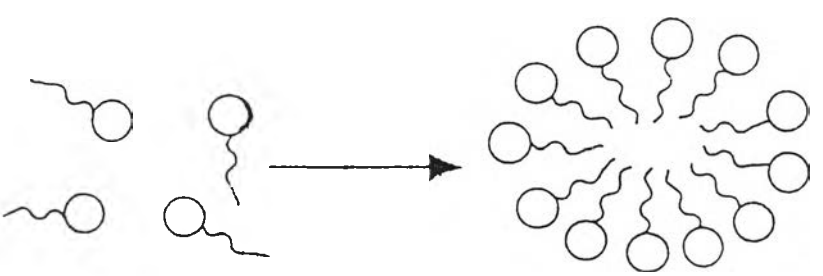
จากสมบัติของสาร PAHs ที่มีความสามารถในการละลายน้ำต่ำ และเกาะตัวอย่างรวดเร็วกับตะกอนที่มีการทับถมตลอดเวลา ทำให้สารนี้ถูกฝังอยู่ภายในตะกอนยากต่อการที่จุลินทรีย์จะเข้าไปสัมผัสและนำมาใช้ สาร PAHs จึงตกค้างได้นานในสิ่งแวดล้อม อาจเป็นข้อจำกัดในการเพิ่มจำนวนของเชื้อจุลินทรีย์ เมื่อเลี้ยงเชื้อในอาหารที่ใช้สารนี้เป็นแหล่งคาร์บอน และจากการศึกษาพบว่า สารลดแรงตึงผิวสามารถเพิ่มการละลายของสาร PAHs ในน้ำ ทำให้อัตราการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ และอัตราการย่อยสลายเพิ่มขึ้น (Guerin และ Jones, 1988a, 1988b; Arostein และ Alexander, 1993; Tiehm, 1994; Jimenez และ Bartha, 1996; Cuny และคณะ,1999; Van Hamme และ Ward, 1999)

สารลดแรงตึงผิว หมายถึง สารที่มีโครงสร้างเป็นแบบแอมฟิฟิลิก (amphiphilic) ซึ่งประกอบด้วยส่วนที่ชอบไขมัน (lipophilic portion) และส่วนที่ชอบน้ำ (hydrophilic portion) ที่ผลิตจากวิธีทางเคมี และจากสิ่งมีชีวิตโดยจุลินทรีย์ ดังแสดงในรูปที่ 2.7

ส่วนที่ชอบไขมัน (hydrophobic)　　ส่วนที่ชอบน้ำ (hydrophilic)

รูปที่ 2.7 ลักษณะโครงสร้างโดยทั่วไปของสารลดแรงตึงผิว

สารลดแรงตึงผิวเมื่ออยู่ในตัวทำละลาย เช่น น้ำ จะเกิดการรวมตัวกันเกิดเป็นโครงสร้างที่เรียกว่าไมเซลล์ (micelle) โดยจะหันเอาส่วนที่ชอบน้ำไว้ด้านนอก และส่วนที่ชอบไขมันไว้ด้านใน ดังแสดงในรูปที่ 2.8 ความเข้มข้นที่เหมาะสมที่ทำให้สารลดแรงตึงผิวเกิดการรวมตัวเป็นไมเซลล์ เรียกว่าความเข้มข้นของการเกิดไมเซลล์ (critical micelle concentration, CMC) ซึ่งจะมีค่าจำเพาะสำหรับสารลดแรงตึงผิวแต่ละชนิด การเกิดโครงสร้างในรูปไมเซลล์ทำให้สารลดแรงตึงผิวละลายน้ำได้ และสามารถลดแรงตึงผิวระหว่างชั้นของสารที่มีขั้วแตกต่างกัน เช่น น้ำกับน้ำมัน เป็นต้น



รูปที่ 2.8 การเกิดไมเซลล์ของสารลดแรงตึงผิว เมื่อความเข้มข้นสูงถึงค่า CMC (West และ Harwell, 1992)

Cuny และคณะ (1999) รายงานว่าทวีน 80 (tween 80) ซึ่งเป็นสารลดแรงตึงผิวประเภทไม่มีประจุ ความเข้มข้น 0.5 กรัมต่อลิตร สามารถเพิ่มอัตราการย่อยสลายฟีแนนทรีน โดยแบคทีเรียสกุล *Sphingomonas* sp. 2MPII (DSMZ 11572) ความเข้มข้นของสารลดแรงตึงผิวที่ใช้

ก็มีความสำคัญเหมือนกัน จากการศึกษาของ Arostein และ Alexander (1993) พบว่าการเติมสารลดแรงตึงผิวประเภทไม่มีประจุ (Novel II 1412-56) ความเข้มข้น 10 ไมโครกรัมต่อมล. ที่ผิวหน้าของดินตะกอน Lima สามารถเพิ่มการย่อยสลายฟีแนนทรีนและไบฟีนิลภายในดิน ขณะที่สารลดแรงตึงผิวความเข้มข้น 100 ไมโครกรัมต่อลิตร จะเพิ่มการย่อยสลายเพียงเล็กน้อยเท่านั้น นอกจากนี้ Fu และ Alexander (1995) รายงานว่า ไตรตอน X-100 (triton X-100) อัลโฟนิก 810-60 (alfonic 810-60) และเทอจิทอล 15-S-9 (tergitol 15-S-9) ที่ความเข้มข้นต่ำกว่าค่า CMC ทำให้อัตราและปริมาณการย่อยสลายฟีแนนทรีนในดินที่มีการกวนและเติม 2,2,4,4,6,8,8-เฮพทะเมทธิลโนเนน (2,2,4,4,6,8,8-heptamethylnonane) เพิ่มขึ้น

ได้มีรายงานว่า การใช้สารลดแรงตึงผิวที่ความเข้มข้นสูง อาจจะยับยั้งกิจกรรมของจุลินทรีย์หรือสารลดแรงตึงผิวอาจถูกนำไปใช้เป็นสารตั้งต้นในการเจริญ ยิ่งกว่านั้นการใช้สารลดแรงตึงผิวที่ความเข้มข้นสูง ทำให้มีเสียค่าใช้จ่ายสูง โดย Tiehm (1994) รายงานว่า โซเดียมโดเดซิลซัลเฟต (sodium dodecyl sulphate) สามารถเพิ่มความเข้มข้นของสาร PAHs ในน้ำ เพราะการละลายดีขึ้น แต่อัตราการย่อยสลายสาร PAHs จะถูกยับยั้ง เนื่องจากเชื้อใช้สารนี้เป็นสารตั้งต้นสำหรับการเจริญ นอกจากนี้การใช้สารลดแรงตึงผิวที่ความเข้มข้นสูงกว่าค่า CMC จะยับยั้งการย่อยสลายไพรีน โดยเชื้อ *Mycobacterium* sp. (Jimenez และ Bartha, 1996)

การที่สารลดแรงตึงผิวสามารถส่งเสริมหรือยับยั้งการย่อยสลายสาร PAHs นั้นเนื่องมาจากปัจจัยหลายประการ เช่น ตัวจุลินทรีย์ ชนิดและความเข้มข้นของสารลดแรงตึงผิว และชนิดของสาร PAHs ดังนั้นการที่จะนำสารลดแรงตึงผิวไปใช้จริงในสิ่งแวดล้อม จึงควรมีการศึกษาให้มีความเข้าใจเกี่ยวกับกลไกที่เกี่ยวข้องให้ชัดเจน ก่อนที่จะนำไปใช้จริงในสิ่งแวดล้อม เพื่อให้เกิดประโยชน์สูงสุด

การย่อยสลายสาร PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง เช่น ฟลูออแรนธีน เบนซ์[*เอ*]แอนทราซีน เบนโซ[*เอ*]ไพรีน ไดเบนซ์[*เอ,เอช*]แอนทราซีน และโคโรนีน ซึ่งมีระดับความเป็นพิษสูง และความสามารถในการละลายน้ำต่ำ นั้นเป็นไปได้ยาก (Cerniglia, 1992) และข้อมูลเกี่ยวกับการย่อยสลายสารเหล่านี้โดยเชื้อแบคทีเรียยังมีการศึกษาน้อยมาก (Weissenfels และคณะ, 1990)

การย่อยสลายสาร PAHs โดยกระบวนการโคเมตาบอลิสม (cometabolism) เป็นกลไกสำคัญที่ช่วยเร่งอัตราการย่อยสลายสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง Juhasz และคณะ (1997) รายงานการเกิดโคเมตาบอลิสมของฟีแนนทรีนกับสาร PAHs ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงกว่า เช่น เบนโซ[*เอ*]ไพรีน และไดเบนซ์[*เอ,เอช*]แอนทราซีน จะเกิดการย่อยสลายได้เมื่อมีฟีแนนทรีนร่วมอยู่ด้วย ซึ่งฟีแนนทรีนจะกระตุ้นระบบเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลาย โดยเอนไซม์ที่เกิดขึ้นในการย่อยสลายฟีแนนทรีนสามารถย่อยสลายสาร PAHs และทำให้อัตราการย่อยสลายเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วหลังจากใช้ฟีแนนทรีนหมด

Tongpim และ Pickard (1999) รายงานการเกิดโคเมตาบอลิสมของแอนทราซีนกับฟีแนนทรีน โดยเชื้อ *Mycobacterium* สายพันธุ์ S1 โดยตรวจพบสารมัธยันต์ที่เกิดจากการย่อยสลายฟีแนนทรีนเป็น ฟีแนนทรีน *ทรานส์*-9,10-ไดไฮโดรไดออล (phenanthrene *trans*-9,10-dihydrodiol) แต่ไม่พบสารมัธยันต์ที่เกิดจากการย่อยสลายแอนทราซีน ขณะที่เมื่อใช้ฟีแนนทรีนเป็นแหล่งคาร์บอนเพียงอย่างเดียว เชื้อจะไม่เจริญและไม่สามารถตรวจพบสารมัธยันต์จากการย่อยสลายฟีแนนทรีน

ดังนั้นการศึกษาโคเมตาบอลิสมของอะซีแนพธิลีนกับสาร PAHs ชนิดอื่นจึงมีทางเป็นไปได้และมีความจำเป็นอย่างยิ่งในการช่วยบำบัดการปนเปื้อนของสารดังกล่าว

ปัจจุบันมีการนำวิธีการบำบัดทางชีวภาพมาใช้ในการกำจัดสารพิษต่างๆ ในสิ่งแวดล้อมและโรงงานอุตสาหกรรมกันอย่างแพร่หลายในหลายประเทศ แต่การที่จะนำวิธีการบำบัดทางชีวภาพมาใช้ในประเทศไทย ซึ่งกำลังประสบปัญหาการปนเปื้อนของสารพิษในสิ่งแวดล้อมในปริมาณสูงและมีความรุนแรงมากขึ้น จึงจำเป็นต้องมีการศึกษาความเป็นไปได้และหาแนวทางในการดำเนินการอย่างรอบคอบ สิ่งสำคัญที่ต้องคำนึงถึงคือ ประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ที่จะนำมาใช้ในระบบการบำบัดทางชีวภาพภายในประเทศ เนื่องจากความแตกต่างระหว่างภูมิอากาศและภูมิประเทศกับต่างประเทศ อาจทำให้วิธีการดำเนินการและจุลินทรีย์ที่มีประสิทธิภาพสูงในต่างประเทศ เมื่อนำมาใช้ในประเทศไทยอาจไม่ได้ผลหรือมีประสิทธิภาพต่ำ ดังนั้นการนำจุลินทรีย์ภายในประเทศที่มีประสิทธิภาพมาใช้ในการย่อยสลายสารพิษอันตราย น่าจะเป็นแนวทางหนึ่งในการควบคุมสารพิษอันตรายที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมและกำลังเป็นปัญหาในประเทศได้