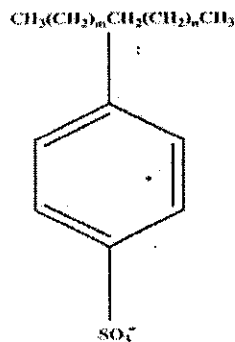


บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Linear Alkylbenzene Sulfonates (LAS)

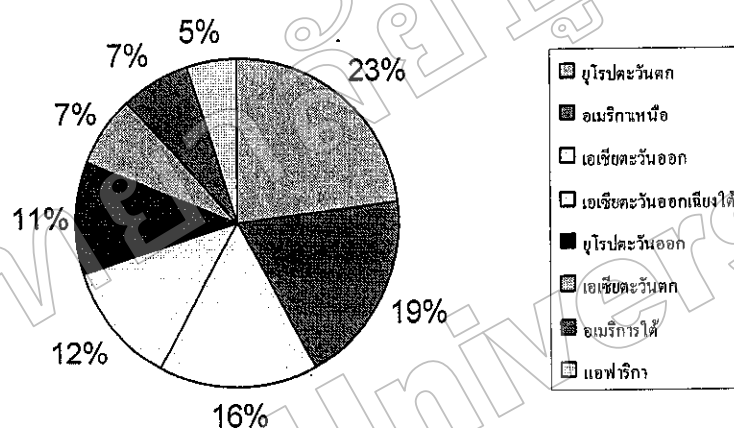
Linear Alkylbenzene Sulfonates (LAS) มีชื่อสามัญคือ Sodium Dodecyl Sulfate เป็นสารลดแรงตึงผิวประเภท Anionic Surfactant ซึ่งเป็นส่วนประกอบสำคัญในผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดประเภทต่าง ๆ ผลิตขึ้นครั้งแรกในปี ค.ศ. 1960 เพื่อใช้แทนที่ Branched Alkylbenzene Sulphonate (ABS) ซึ่งเป็นสารที่ย่อยสลายยาก และมีผลตกค้างในสิ่งแวดล้อมนาน (European Chemical) ประเทศที่เริ่มมีการใช้ LAS ตั้งแต่ปี ค.ศ. 1960 เป็นต้นมา ได้แก่ ประเทศสหรัฐอเมริกา ประเทศสหราชอาณาจักร ประเทศสหพันธ์รัฐเยอรมัน และประเทศญี่ปุ่น ในปัจจุบันยังคงมีการใช้ LAS กันอย่างแพร่หลาย โดยเฉพาะใช้เป็นส่วนประกอบสำคัญในกลุ่มของผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดต่าง ๆ เช่น ผงซักฟอก น้ำยาทำความสะอาด น้ำยาปรับผ้านุ่ม หรือแม้กระทั่งเป็นส่วนผสมในเครื่องสำอาง เป็นต้น โครงสร้างของ LAS ประกอบด้วยหมู่ของอัลคิล (Alkyl) มีลักษณะเป็นสาย ซึ่งติดกับวงเบนซีน (Benzene Ring) ตรงตำแหน่งพารา (Para) และต่อกับกลุ่มซัลโฟเนต (Sulfonate Group) ตามปกติแล้วสายของอัลคิล จะมีจำนวนคาร์บอนอะตอมตั้งแต่ C10-C14 แต่ที่นิยมใช้ทั่วไป คือ C12 ซึ่งมีน้ำหนักโมเลกุล 342 (Tamara, Carr, Webb, Versteeg, & Feijtel, 2001) ดังภาพที่ 1 LAS มีคุณสมบัติในการแลกเปลี่ยนไอออนลบในน้ำ โดยประกอบด้วยส่วนที่ไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic) ได้แก่ ส่วนของหมู่อัลคิล และส่วนที่ชอบน้ำ (Hydrophilic) ได้แก่ หมู่ซัลโฟเนต (Cserhati, Forgaes, & Oros, 2002)



ภาพที่ 1 โครงสร้างของ LAS (Gonzalez-Mazo, Honing, Barcelo, & Gomez-Parra, 1997)

1. ปริมาณการใช้ LAS

ในปี ค.ศ. 1989 ทั่วโลกมีการใช้ LAS ประมาณ 2.43 ล้านตันต่อปี โดยร้อยละ 50 ของปริมาณ LAS ที่ผลิตได้ ถูกใช้ในประเทศในแถบทวีปอเมริกาเหนือ ยุโรปตอนใต้ และประเทศญี่ปุ่น ต่อมาในปี ค.ศ. 1998 มีการใช้ LAS แพร่หลายเพิ่มขึ้น มีปริมาณการใช้เป็น 2.8 ล้านตันต่อปี (Verge, Moreno, Bravo, & Bema, 2001) ในประเทศต่าง ๆ ทั่วโลก เช่น ประเทศในแถบทวีปยุโรป ตะวันตก มีร้อยละการใช้ LAS สูงสุดที่ร้อยละ 23 รองลงมาได้แก่แถบทวีปอเมริกาเหนือ มีการใช้ LAS ที่ร้อยละ 19 (ภาพที่ 2)



ภาพที่ 2 เปอร์เซ็นต์การใช้ LAS ปี 1990 ในประเทศแถบต่าง ๆ

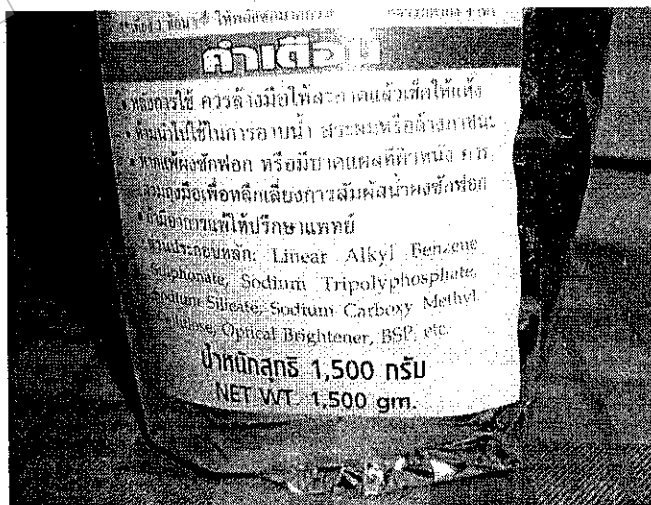
ในปัจจุบันทั่วโลกมีปริมาณการใช้ LAS เพิ่มขึ้นเป็น 4 ล้านตันต่อปี (Hampel, Moreno-Garrido, Sobrino, Luban, & Blasco, 2001) และคาดว่าในอนาคตปริมาณการใช้ LAS จะมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเรื่อยๆ คิดเป็นอัตราส่วนเพิ่มขึ้นร้อยละ 1.5-2.0 ต่อปี (Patel, 2004) ดังเช่น ในปี ค.ศ. 1991 ประเทศญี่ปุ่นมีปริมาณการใช้ LAS 138,000 ตัน ต่อมาในปี ค.ศ. 1994 มีปริมาณการใช้ LAS เพิ่มขึ้นเป็น 154,000 ตัน (Modeler & Blagoev, 2004) ในปี ค.ศ. 1996 สาธารณรัฐจีน (ไต้หวัน) มีปริมาณการใช้ LAS 130,000 ตัน (Ding et al., 1999) สำหรับในประเทศไทยนั้นมีการนำเข้าสารลดแรงตึงผิวคิดเป็นมูลค่าเพิ่มขึ้น เช่นในปี พ.ศ. 2545 มีการนำเข้าสารลดแรงตึงผิว 11,423 ล้านบาท มากกว่าในปี พ.ศ. 2543 ที่มีการนำเข้าสารลดแรงตึงผิวคิดเป็นมูลค่า 9831.5 ล้านบาท (กรมเจรจาการค้าระหว่างประเทศและกรมศุลกากร, 2546) นอกจากปริมาณการใช้ LAS และปริมาณการนำเข้าจะเพิ่มขึ้นแล้ว ยังจะเห็นได้ว่ามีอัตราการใช้ LAS ต่อประชากร ในปริมาณที่สูงด้วย เช่น ประเทศฟิลิปปินส์ มีปริมาณการใช้ LAS สูงถึง 8.1 กรัมต่อคนต่อวัน เป็นต้น ดังตารางที่ 1

2. ประโยชน์และการนำไปใช้

LAS สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้หลายประการ มีทั้งชนิดที่เป็นผงและชนิดที่เป็นของเหลว เช่น ใช้เป็นส่วนประกอบในผงซักฟอกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการทำความสะอาด หรือใช้เป็นส่วนผสมในน้ำยาปรับผ้านุ่ม ทำหน้าที่ดูแลใยผ้า นอกจากนี้ยังใช้เป็นองค์ประกอบหลักในน้ำยาทำความสะอาด หรือน้ำยาฆ่าเชื้อโรคที่ใช้ในครัวเรือนและในอุตสาหกรรมต่าง ๆ ดังตัวอย่างในภาพที่ 3 โดยทั่วไปแล้วผลิตภัณฑ์ทำความสะอาดจะมี LAS เป็นส่วนประกอบประมาณร้อยละ 5-25 ซึ่งปริมาณของ LAS นี้จะขึ้นอยู่กับประเภทของผลิตภัณฑ์ และส่วนประกอบของแต่ละผลิตภัณฑ์ ตลอดจนบริษัทที่ผลิต

ตารางที่ 1 ปริมาณการใช้ LAS ต่อคนต่อวัน ในแต่ละประเทศ

ประเทศ	ปริมาณการใช้ LAS กรัม/ คน/ วัน
เนเธอร์แลนด์	2.5
สหรัฐอเมริกา	2.6
สหราชอาณาจักร	3.5
เยอรมัน	3.8
ญี่ปุ่น	5.5
สเปน	5.6
ฟิลิปปินส์	8.1



ภาพที่ 3 การใช้ LAS เป็นส่วนประกอบของผงซักฟอก

3. LAS ในสิ่งแวดล้อม

3.1 การย่อยสลาย LAS โดยวิธีทางชีวภาพในสิ่งแวดล้อม

การย่อยสลาย LAS โดยอาศัยวิธีทางชีวภาพจะเกิดขึ้นภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน (Aerobic Biodegradation) โดยในการย่อยสลายขั้นต้นนั้น จะต้องอาศัยปฏิกิริยา ω -Oxidation และปฏิกิริยา β -Oxidation ทำให้สายของหมู่อัลคิลสั้นลง และเกิดเป็นสารตัวกลาง (Intermediate) ขึ้น ซึ่งได้แก่ Sulfophenyl Carboxylic Acid หรือ SPC (Sigoillot & Nguyen, 1992) ดังภาพที่ 4 แต่เนื่องจากการศึกษาการย่อยสลาย LAS อย่างสมบูรณ์ยังมีข้อมูลน้อยมาก ทำให้ไม่สามารถยืนยันถึงการย่อยสลายของ SPC ต่อไปในรูปอื่น จึงมีโอกาสที่จะพบ SPC ปนเปื้อนและสะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมจำนวนมาก นอกจากนั้นยังพบว่าในสภาวะที่ไร้ออกซิเจน (Anaerobic Condition) LAS จะถูกย่อยสลายได้ยากกว่าในสภาวะที่มีออกซิเจน (Ying, 2006)

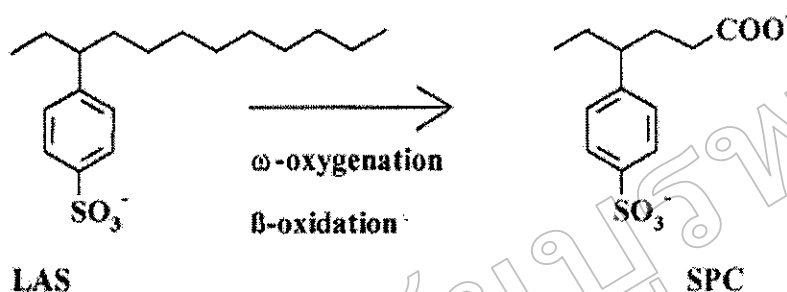
โดยทั่วไปแล้วระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพ จะมีอัตราการย่อยสลาย LAS ได้ดีกว่าในธรรมชาติ เนื่องจากจุลินทรีย์ที่ถูกคัดเลือกอยู่ในระบบบำบัดน้ำเสีย จะมีความสามารถในการย่อยสลาย LAS ได้มากกว่าในธรรมชาติ (Leon, Ponce, Gonzalez-Mazo, Forja, & Gomez-Parra, 1999) แต่อย่างไรก็ตามระบบบำบัดน้ำเสียไม่มีประสิทธิภาพ การย่อยสลายของ LAS จะไม่สามารถเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ จึงทำให้น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีปริมาณของ LAS และ SPC เจือปนสูง (Ying, 2006) นอกจากนั้นการย่อยสลาย LAS ในน้ำทะเลจะเกิดขึ้นในอัตราที่ช้ากว่าในน้ำจืด เนื่องจากจุลินทรีย์มีประสิทธิภาพในการทำงานลดลง และ LAS สามารถถูกดูดซับกับ Ca^{2+} และ Mg^{2+} ในน้ำทะเล ซึ่งจะทำให้อยู่ในรูปที่จุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายได้ จึงทำให้เกิดการย่อยสลายได้ยาก (Gonzalez-Mazo, Quiroga, et al., 1997) ดังเช่น Leon, Ponce, Gonzalez-Mazo, Forja, and Gomez-Parra (1999) พบว่าอัตราการย่อยสลายของ LAS ในน้ำทะเลเกิดขึ้นในอัตราที่ช้ากว่าอัตราการย่อยสลาย LAS ในน้ำจืด จึงมีผลทำให้เกิดการสะสมของ LAS และ SPC ในแหล่งน้ำทะเลเพิ่มมากขึ้น และส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในบริเวณนั้นตามมา

นอกจากนั้นยังพบว่ามีปัจจัยอื่น ๆ ที่มีผลต่อการย่อยสลาย LAS อีกด้วย อาทิเช่น

3.1.1 ปริมาณออกซิเจน โดยพบว่าบริเวณที่มีออกซิเจนต่ำ จะมีอัตราการย่อยสลาย LAS ได้น้อยกว่าบริเวณที่มีออกซิเจนสูง (Larson, Rothgeb, Shimp, Ward, & Ventullo, 1993)

3.1.2 อุณหภูมิ พบว่า บริเวณที่มีอุณหภูมิต่ำจะมีอัตราการย่อยสลาย LAS น้อยกว่าบริเวณที่มีอุณหภูมิสูง Inaba (1992) ศึกษาการย่อยสลาย LAS ในพื้นที่ Wetland พบว่า ที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส มีอัตราการย่อย LAS สูงกว่า ที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส ที่เกือบจะไม่พบการย่อยสลายเลย

3.1.3 ความเข้มข้น พบว่า บริเวณที่มีความเข้มข้นสูงจะมีอัตราการย่อยสลาย LAS ได้เร็วกว่าบริเวณที่มีความเข้มข้นต่ำ (Soles, Perales, Manzano, & Quiroga, 1999)



ภาพที่ 4 กระบวนการย่อยสลายของ LAS (Schleheck, Dong, Denger, Heinzie, & Cook, 2000)

3.2 การปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม

ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น จะเห็นได้ว่าในปัจจุบันมีการใช้ LAS กันอย่างแพร่หลาย จึงทำให้ LAS มีโอกาสปนเปื้อนลงสู่สิ่งแวดล้อมได้มากยิ่งขึ้น ซึ่งส่วนใหญ่มีที่มาจากน้ำเสียที่ปล่อยมาจากชุมชนและจากโรงงานอุตสาหกรรม โดยเฉพาะอย่างยิ่งในประเทศกำลังพัฒนา ซึ่งมีระบบบำบัดน้ำเสีย ไม่เพียงพอกับความต้องการ ดังเช่นเมืองหลวงของประเทศต่าง ๆ กรุงเทพฯ ประเทศไทย มะนิลา ประเทศฟิลิปปินส์ และจากาคาต้า ประเทศอินโดนีเซีย มีระบบบำบัดน้ำเสีย คิดเป็นร้อยละ 21.5, 11.0 และ 0.4 (Isobe et al., 2004) หรือระบบน้ำเสียที่มีอยู่ไม่มีประสิทธิภาพในการบำบัดพอ จึงทำให้เกิดการปล่อยน้ำเสียที่ไม่ผ่านการบำบัดออกสู่สิ่งแวดล้อม ซึ่งน้ำทิ้งที่ไม่ผ่านการบำบัดมีปริมาณ LAS เจือปนอยู่ประมาณ 1-15 มิลลิกรัมต่อลิตร (Alvarez-Munoz, Saez, Lara-Martin, Parra, & Mazo, 2004) นอกจากนั้นยังพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียของประเทศที่พัฒนาแล้วบางประเทศ ยังคงไม่มีประสิทธิภาพในการกำจัด LAS พอ จึงทำให้มี LAS ปนเปื้อนกับน้ำทิ้งที่ปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมต่อไป เช่น Gonzalez, Petrovie, and Barcelo (2004) พบว่า น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดในระบบบำบัดน้ำเสียของเมือง Catalonian ในประเทศสเปน ยังคงมีปริมาณของ LAS ตกค้างอยู่ 200 ไมโครกรัมต่อลิตร และดินตะกอนบริเวณใกล้จุดปล่อยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว มีปริมาณ LAS สูงถึง 86 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมดินตะกอน

LAS มีความสามารถในการละลายน้ำได้เป็นอย่างดี จึงพบว่าเป็นอีกปัจจัยที่ทำให้ LAS สามารถแพร่กระจายไปในธรรมชาติได้ในระยะทางไกล จึงพบ LAS ปนเปื้อนในบริเวณต่าง ๆ เช่น จากแม่น้ำ สู่บริเวณปากแม่น้ำ ออกสู่บริเวณชายฝั่งทะเล และทะเลตามลำดับ ในไต้หวัน มีการตรวจพบ LAS ปนอยู่ในแม่น้ำปริมาณ 11.7-135 ไมโครกรัมต่อลิตร (Ding et al., 1999)

นอกจากนั้น ยังพบว่า LAS สามารถปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำใต้ดินได้อีกทางหนึ่งด้วย ดังนั้น จะเห็นได้ว่า การปนเปื้อนของ LAS ในธรรมชาติจะส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำดิบ ทั้งน้ำผิวดินและน้ำใต้ดิน ที่นำมาใช้ในการอุปโภคและบริโภค รวมทั้งยังส่งผลถึงคุณภาพของน้ำประปาอีกด้วย

3.2.1 การปนเปื้อนของ LAS ในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย (Sludge)

LAS ที่พบปนเปื้อนในน้ำเสียส่วนหนึ่งจะถูกย่อยสลาย โดยกระบวนการทางชีวภาพ แต่ LAS ส่วนใหญ่จะถูกดูดซับกับตะกอนหรือของแข็งแขวนลอยในระบบบำบัดน้ำเสีย จึงทำให้สามารถตรวจพบ LAS ที่ปนเปื้อนอยู่ในสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียปริมาณสูง เช่น สลัดจ์จากบ่อบำบัดน้ำเสียขั้นต้น และ สลัดจ์จาก Anaerobic Digest มีปริมาณ LAS ปนอยู่ 2-12 กรัมต่อกิโลกรัมสลัดจ์ และ 4-10 กรัมต่อกิโลกรัมสลัดจ์ ตามลำดับ แต่ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน ปริมาณ LAS ที่พบในสลัดจ์จะลดลง ดังเช่น สลัดจ์จาก Aerobic Digestion และสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) มีปริมาณ LAS ปนอยู่ 2.1-4.3 กรัมต่อกิโลกรัมสลัดจ์ และ 0.09-0.86 กรัมต่อกิโลกรัมสลัดจ์ ตามลำดับ ดังเช่นในประเทศเดนมาร์ก (Denmark) มีปริมาณ LAS ปนเปื้อนอยู่ในสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียสูงถึง 0.01-6 กรัมต่อกิโลกรัมสลัดจ์ (World Health Organization, 1996) และประเทศสหรัฐอเมริกา มี LAS ตกค้างอยู่ในสลัดจ์จาก Aerobic Digestion 152 ± 119 ไมโครกรัมต่อกรัมสลัดจ์ และมีปริมาณ LAS ตกค้างอยู่ในสลัดจ์จาก Anaerobic Digestion สูงถึง $10,462 \pm 5170$ ไมโครกรัมต่อกรัมสลัดจ์ แสดงให้เห็นว่า ในสถานะที่ไม่มีออกซิเจน มีปริมาณ LAS ตกค้างอยู่ในปริมาณที่สูงกว่าสถานะที่มีออกซิเจน (McAvoy, Eckhoff, & Rapaport, 1993) นอกจากนี้ยังพบว่า การกำจัดสลัดจ์ด้วยวิธีฝังกลบ หรือการนำสลัดจ์มาใช้ประโยชน์โดยใช้เป็นส่วนผสมในดินสำหรับการเพาะปลูก จะเป็นอีกวิธีที่ทำให้ LAS สามารถปนเปื้อนออกสู่สิ่งแวดล้อมอีกทางหนึ่ง

3.2.2 การปนเปื้อนของ LAS ในดินตะกอน (Sediment)

LAS มีการปนเปื้อนและสะสมในดินตะกอน โดยเฉพาะอย่างยิ่งบริเวณที่ได้รับอิทธิพลจากกิจกรรมต่าง ๆ ของมนุษย์ เช่น การซักล้างทำความสะอาด เป็นต้น จะมีปริมาณ LAS ปนเปื้อนมาจากน้ำเสียสู่ดินตะกอนปริมาณมาก ดังเช่น Murray, Gibbs, and Karanagh (1987) ศึกษาการสะสมของ LAS ในดินตะกอนบริเวณอ่าวฟินลิป ประเทศออสเตรเลีย พบว่ามีปริมาณ LAS สะสมอยู่ประมาณ 0-19 ไมโครกรัมต่อกรัมดินตะกอน ส่วนบริเวณท่าเรือวิกเตอเรีย ประเทศฮ่องกง พบว่ามีปริมาณ LAS สะสมอยู่ 0.41-23.5 กรัมต่อดินตะกอน (Hong et al., 1995) บริเวณอ่าวโตเกียว ประเทศญี่ปุ่น พบว่ามีปริมาณ LAS สะสมอยู่ 0.2-69 ไมโครกรัมต่อกรัมดินตะกอน (Kikuchi, Tokai, & Yoshida, 1986) บริเวณปากแม่น้ำ Tamagawa อ่าวโตเกียว ประเทศญี่ปุ่น มีปริมาณ LAS สะสมอยู่ ประมาณ 2-20 ไมโครกรัมต่อกรัมดินตะกอน (Takada & Ogura, 1992)

บริเวณท่าเรือ Tarragona พบมีปริมาณ LAS สะสมอยู่ปริมาณ 174-763 ไมโครกรัมต่อกิโลกรัม ดินตะกอน (Gonzalez et al., 2004) ในแม่น้ำมิสซิชิปปี ประเทศสหรัฐอเมริกา มีปริมาณ LAS ปนเปื้อนมากับน้ำทิ้งประมาณ 3,500 กิโลกรัมต่อวัน เมื่อทำการตรวจสอบปริมาณความเข้มข้นของ LAS ที่ปนเปื้อนอยู่ในตะกอน พบว่ามีปริมาณ LAS 0.01-20 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมดินตะกอน (Charles & Larry, 2003) โดยทั่วไปดินตะกอนบริเวณชายฝั่งทะเล และบริเวณปากแม่น้ำ มี LAS สะสม ปริมาณต่ำกว่า 20 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมดินตะกอน แต่บริเวณที่อยู่ใกล้แหล่งชุมชน และ แหล่งอุตสาหกรรม อาจพบปริมาณ LAS สูงถึง 70 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม (Gonzalez-Mazo, Quiroga, et al., 1997)

3.2.3 การปนเปื้อนของ LAS ในแหล่งน้ำ

น้ำทิ้งที่ออกมาจากชุมชนหรืออุตสาหกรรม โดยส่วนมากจะพบ LAS ปนเปื้อนอยู่ในปริมาณที่สูง มีผลทำให้เกิดการปนเปื้อนในแหล่งน้ำธรรมชาติต่าง ๆ ที่รองรับน้ำทิ้งดังกล่าว อาทิ เช่น บริเวณทะเลสาบน้ำจืดเคย์เบย์ ประเทศฟิลิปปินส์ ซึ่งใช้เป็นแหล่งน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปา พบว่าบริเวณที่ได้รับน้ำทิ้งจากกิจกรรมต่าง ๆ ในเมือง มีปริมาณ LAS สูงถึง 2.2-102 ไมโครกรัมต่อลิตร ส่วนบริเวณที่อยู่ห่างจากแหล่งชุมชนพบปริมาณ LAS ตกค้างอยู่ 1.2-79 ไมโครกรัมต่อลิตร (Eichhorn, Flavie, Paje, & Knepper, 2001) ประเทศเดนมาร์ก น้ำที่ผ่านการบำบัดนั้นเสียแล้ว และปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม พบว่า มี LAS ปนอยู่ ประมาณ 0.02-0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร (Ole-Kusk & Petersen, 1997) และในแม่น้ำมิสซิชิปปี ประเทศสหรัฐอเมริกา เมื่อทำการตรวจสอบปริมาณความเข้มข้นของ LAS ที่ปนเปื้อนอยู่ในตัวอย่างน้ำจากแม่น้ำ พบว่ามีปริมาณ LAS เจือปนอยู่ 0.06-28.2 ไมโครกรัมต่อลิตร (Charles & Larry, 2003)

3.2.4 การปนเปื้อนของ SPC ในแหล่งน้ำ

นอกจากจะพิจารณาถึงปริมาณ LAS ในสิ่งแวดล้อมแล้ว ยังได้มีการศึกษาถึง ปริมาณของ SPC ซึ่งได้มาจากการย่อยสลายของ LAS ในธรรมชาติอีกด้วย เช่น ในแม่น้ำ Llobregat ของประเทศสเปน และแม่น้ำ Rhine ประเทศเยอรมัน พบว่ามีปริมาณ SPC ตกค้างอยู่ 5.0 และ 1.8 ไมโครกรัมต่อลิตรตามลำดับ แม่น้ำทั้งสองเป็นแหล่งน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปา โดยการประปา ในประเทศเยอรมันจะทำการกรองด้วยทรายละเอียดเพื่อช่วยลด SPC ได้มากกว่า 85% ของปริมาณ SPC ที่มีอยู่ในน้ำดิบ (Eichhorn, Flavie, Paje, & Knepper et al., 2002) และในบริเวณตอนใต้ ของสเปน มีการปนเปื้อนของ SPC ในน้ำเสียที่ไม่ได้รับการบำบัด 95-538 ไมโครกรัมต่อลิตร (Leon et al., 2000) ส่วนในประเทศบราซิล น้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปามี SPC ปนอยู่ 0.2-17 ไมโครกรัม ต่อลิตร (Eichhorn, Rodrigues, Baumann, & Knepper, 2002) สำหรับในประเทศไทย ได้มีการสุ่ม ตรวจสอบน้ำแข็งหลอดสำหรับบริโภค พบว่า มีสาร LAS และ SPC ปนอยู่ปริมาณสูงถึง 130 และ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร (Kruawal, Sacher, Werner, Muller, & Knepper, 2005)

4. ความเป็นพิษของ LAS ต่อสิ่งมีชีวิต

LAS ที่ปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อม จะส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในบริเวณนั้น ในส่วนของความเป็นพิษของ LAS ต่อระบบนิเวศ มีรายงานการศึกษาอย่างแพร่หลาย แต่ทว่าข้อมูลเกี่ยวกับความสัมพันธ์ระหว่าง LAS ต่อความเป็นพิษของสิ่งมีชีวิตในน้ำยังมีข้อมูลการศึกษาน้อย อาทิเช่น ข้อมูลเกี่ยวกับความเป็นพิษของ LAS ในสิ่งแวดล้อมร่วมกับสารเคมีอื่น ๆ ที่มีอยู่ในสิ่งแวดล้อม ความสัมพันธ์ระหว่างความเป็นพิษและสารที่ตกค้าง ผลกระทบของ LAS ที่ปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อม เช่น น้ำ ดินตะกอน และสารแขวนลอย เป็นต้น และที่สำคัญความเป็นพิษของ LAS ต่อสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในทะเล เช่น สาหร่าย หอย ปู และปลา เป็นต้น ซึ่ง LAS ไม่เพียงแต่มีพิษเท่านั้น แต่ยังช่วยให้สารพิษอื่น ๆ สามารถผ่านเข้าสู่สิ่งมีชีวิตในน้ำอีกด้วย (Numura et al., 1998) ผลของ LAS เช่น LAS สามารถจับตัวกับโมเลกุลขนาดใหญ่ของสิ่งมีชีวิต เช่น แป้ง โปรตีน เปปไทด์ และดีเอ็นเอ ทำให้สูญเสียโครงสร้างและหน้าที่ไป (Cserhati, Forgaes, & Oros, 2002)

4.1 ความเป็นพิษของ LAS ต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

4.1.1 สาหร่ายขนาดเล็ก

สาหร่ายขนาดเล็ก มีความสำคัญต่อระบบนิเวศอย่างมาก เนื่องจากเป็นผู้ผลิตขั้นต้น นอกจากนั้นสาหร่ายขนาดเล็กหลายชนิด จะมีความไวต่อการปนเปื้อนของสารพิษ ดังเช่น สาหร่ายสีเขียว *Selenastrum carpicornutum* มีค่า EC_{50} ของ LAS เท่ากับ 29 มิลลิกรัมต่อลิตร (96 ชม.) และสาหร่ายสีเขียว *Chlorella pyrenoidosa* มีค่า EC_{50} ที่ 7 วัน 0.9 มิลลิกรัมต่อลิตร (World Health Organization, 1996) ส่วนสาหร่ายสีน้ำเงิน *Microcystis aeruginosa* มีค่า EC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง 0.9 มิลลิกรัมต่อลิตร (World Health Organization, 1996) นอกจากนี้ผลของ LAS ยังทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างเซลล์ และยับยั้งการเจริญเติบโตของพืชน้ำด้วย (Knepper, Barcelo, & Voogt, 2003)

4.1.2 สัตว์น้ำ

LAS มีผลกระทบโดยตรงต่อสัตว์น้ำที่อาศัยอยู่ในบริเวณที่มีการปล่อยน้ำเสียที่มี LAS เจือปน ในโคพีพอด *Acartia tonsa* มีค่า LC_{50} ที่ 48 ชั่วโมง 8.8 มิลลิกรัมต่อลิตร (Ole-Kusk & Petersen, 1997) ไรน้ำจืด *Daphnas magna* มีค่า LC_{50} ที่ 48 ชั่วโมง 1.8-3.6 มิลลิกรัมต่อลิตร (Westall, Chen, Zhang, & Brownawell, 1999) ในสัตว์น้ำจำพวกหอย พบว่าหอยน้ำจืด *Anodonta cygnea* ในช่วงเวลาสืบพันธุ์จะมีความไวต่อ LAS มากกว่าช่วงที่ไม่สืบพันธุ์ มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง 50 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ (World Health Organization, 1996) ส่วนในหอยทะเล พบว่า หอยสองฝา *Mytilus edulis* มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตัวอ่อน

ของหอยแครง *Cardium edule* มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง 5 มิลลิกรัมต่อลิตร หอยกาบ *Mya arenaria* มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง 25 มิลลิกรัมต่อลิตร หอยพัด *Pecten maximus* มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง น้อยกว่า 5 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งตัวอ่อนหอยสองฝา *Mytilus galloprovincialis* มีค่า LC_{50} ที่ 76 ชั่วโมง 3.8 มิลลิกรัมต่อลิตรและที่ความเข้มข้น LAS ต่ำกว่าค่า LC_{50} นี้ จะมีผลต่อพฤติกรรม การว่ายน้ำของตัวอ่อน เช่น การว่ายน้ำเกาะกลุ่มอย่างหนาแน่น การเคลื่อนที่ช้าลง และกินอาหาร น้อยลง (Hansen, Fotel, Jensen, & Wittrup, 1997) นอกจากนี้ ในตัวอ่อนของหอยนางรม *Crassostrea virginica* พบว่า ในสภาวะที่มี LAS ปนอยู่จะมีอัตราการปฏิสนธิของไข่ลดต่ำลง เมื่อ เทียบกับสภาวะที่ไม่มี LAS (Knepper et al., 2003) ในกลุ่มหอยเม่น *Paracentrotus lividus* มี การลดลงของการพัฒนาโครงสร้างเปลือกที่ LAS มีความเข้มข้นเท่ากับ 0.30 มิลลิกรัมต่อลิตร (Knepper et al., 2003)

ในสัตว์กลุ่มครัสเตเชีย ในตัวอ่อนกึ่งกุลาค่า *Penaeus monodon* ค่า LC_{50} จะมีค่า สูงขึ้นเมื่อตัวอ่อนมีการพัฒนาระยะการเจริญเติบโตขึ้น โดยที่ LC_{50} ที่ 24 ชั่วโมง ในระยะซุเอีย 2 (Zoea 2nd) ระยะไมซิส 2 (Mysis 2nd) และระยะโพสลาวา 12 (Postlarva 12th) มีค่าเท่ากับ 0.06, 0.10 และ 3.11 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (Hwang, Chen, Yoshida, & Jeng, 1993) กุ้ง *Penaeus duorarum* มีค่า LC_{50} เท่ากับ 49 มิลลิกรัมต่อลิตร และ *Oryzias latipes* มีค่า LC_{50} เท่ากับ 13 มิลลิกรัม ต่อลิตร (Van De Plassche et al., 1999) ปูเสฉวน *Eupagurus bernhardus* ปูแมงมุม *Hyas araneus* และปูทะเล *Carcinus maens* มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง มากกว่า 100 มิลลิกรัมต่อลิตร และปูม้ามีค่า LC_{50} 29.9 มิลลิกรัมต่อลิตร (Knepper et al., 2003)

4.2 ความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตบนบก

4.2.1 พืชบก

มีค่า No Observed Effect Concentration NOEC (ค่าความเข้มข้นของสารที่ สิ่งมีชีวิตได้รับโดยไม่ปรากฏอาการ) ของ LAS ที่ผสมในสารละลายอาหาร มีปริมาณมากกว่า 10-20 มิลลิกรัมต่อลิตร และเมื่อทดสอบในดินโดยสังเกตจากการเจริญเติบโต มีปริมาณ LAS เท่ากับ 100 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม (World Health Organization, 1996)

4.2.2 สัตว์บก

ในสัตว์กลุ่มไส้เดือนดินชนิด *Eisenia foetida* มีค่า NOEC 250 มิลลิกรัมต่อ กิโลกรัมต่อน้ำหนัก และค่า Lowest Observed Effect Concentration LOEC (ระดับความเข้มข้น ต่ำสุดของสารที่ทำให้สิ่งมีชีวิตแสดงอาการตอบสนอง) มีค่า 500 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมต่อน้ำหนัก และหลังจากได้รับ LAS เป็นเวลา 14 วัน พบว่ามีอัตราการตายร้อยละ 2.7 (World Health Organization, 1996) และในไส้เดือนดินชนิด *Lumbricus ferrestris* มีค่า NOEC เท่ากับ 667

มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมต่อน้ำหนัก และค่า LOEC เท่ากับ 1333 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมต่อน้ำหนัก หลังจากได้รับ LAS เป็นเวลา 14 วัน พบว่ามีอัตราการตายร้อยละ 22.5

4.2.3 มนุษย์

มนุษย์อาจได้รับ LAS จากการปนเปื้อนในน้ำดื่ม ซึ่งพบว่าในประเทศเยอรมัน อังกฤษ และอิตาลี มีการปนเปื้อนของ LAS ในน้ำดื่ม ที่ 0.003 0.007 และ 0.0084 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ นอกจากนี้ได้รับ LAS จากน้ำดื่มแล้วยังพบว่ามี LAS ตกค้างอยู่บนเครื่องใช้ในครัวเรือน ที่ล้างไม่สะอาด เช่น จาน ชาม และภาชนะบรรจุอาหาร โดยปริมาณ LAS ที่มนุษย์ได้รับเข้าสู่ร่างกายทางการบริโภค ประมาณ 0.044-0.944 มิลลิกรัมต่อลิตร (World Health Organization, 1996) และพิษแบบเฉียบพลันจากการกินพบว่าปริมาณมากกว่า 3,000 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม โดยน้ำหนัก และพิษทางผิวหนังมีปริมาณมากกว่า 2,000 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม โดยน้ำหนัก นอกจากนี้ LAS ยังมีผลในการลดความมันบนผิวหนังทำให้ผิวหนังแห้ง เนื่องจากชั้นของ Epidermal Cells ถูกทำให้เสียหาย ทำให้การยอมให้ผ่านของสารเพิ่มขึ้นและเกิดการระคายเคืองต่อผิว

ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อความเป็นพิษของ LAS ต่อสิ่งมีชีวิต คือ จำนวนของคาร์บอนอะตอมของหมู่อัลคิล พบว่าความเป็นพิษของ LAS จะเพิ่มมากขึ้น เมื่อจำนวนคาร์บอนอะตอมเพิ่มขึ้น Hampel, Moreno-Garrido, Sobrino, Luban, & Blasco (2001) ศึกษาความเป็นพิษของ LAS ต่อสาหร่ายขนาดใหญ่ พบว่า LAS ที่มีคาร์บอน 13 อะตอม (C13) มีผลต่อการยับยั้งการเจริญเติบโตมากกว่า C11 Holman and Macek (1980) ศึกษาความเป็นพิษของ LAS ต่อปลา Fathead Minnows พบว่า จำนวนคาร์บอนอะตอมที่เพิ่มขึ้นจะมีผลต่อค่า NOEC เมื่อ C11.2, C11.7 และ C13.3 โดย NOEC มีค่า เท่ากับ 5.1-8.4, 0.48 และ 0.11-0.22 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ นอกจากนี้ยังมีปัจจัยอื่น ๆ ที่มีผลต่อความเป็นพิษของ LAS ได้แก่

4.2.3.1 อุณหภูมิ พบว่า บริเวณที่อุณหภูมิต่ำมีผลทำให้ความเป็นพิษของ LAS มากกว่าบริเวณที่อุณหภูมิสูง ที่อุณหภูมิต่างกันหอยสองฝา *Mytilus edulis* ที่อุณหภูมิ 6-8 องศาเซลเซียส มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง มากกว่า 100 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ที่อุณหภูมิ 15-17 มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง 50 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.2.3.2 ระยะเวลาที่สิ่งมีชีวิตได้รับ LAS ในหอยสองฝา *Mytilus galloprovincialis* มีค่า LC_{50} ที่ 48 ชั่วโมง และค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมง ต่างกันคือ 39.8 และ 1.66 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.2.3.3 ช่วงการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต โดยทั่วไปแล้วสิ่งมีชีวิตในวัยอ่อน จะมีความไวต่อ LAS มากกว่าตัวเต็มวัย เช่น ในปูแมงมุม *Hyas araneus* ในวัยอ่อน และตัวเต็มวัย มีค่า LC_{50} ที่ 96 ชั่วโมงเท่ากับ 9 มิลลิกรัมต่อลิตรและมากกว่า 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (World Health Organization, 1996)

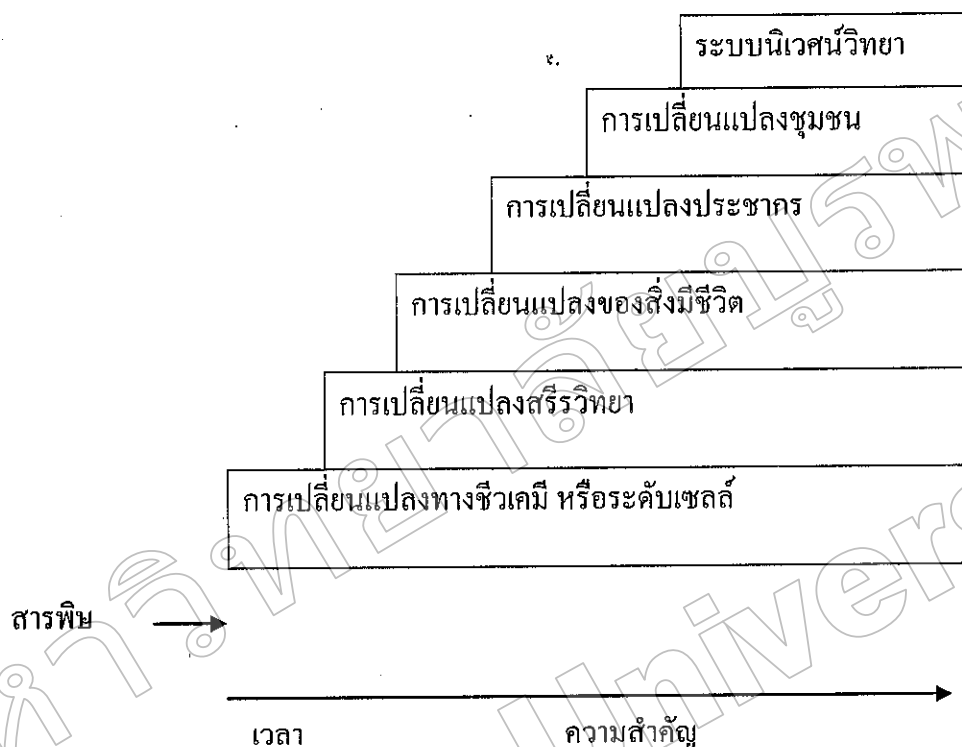
4.2.3.4 ความเค็ม พบว่าที่ความเค็มต่ำจะมีผลทำให้ความเป็นพิษของ LAS มากกว่าความเค็มสูง ดังเช่น *Acartia tansa* ที่ความเค็ม 18 และ 28 กรัมต่อลิตร มีค่า LC_{50} ที่ 48 ชั่วโมง ต่างกัน คือ 2.1 และ 8.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (Ole-Kusk & Petersen, 1997) นอกจากนี้ยังพบว่า LAS ยังมีผลร่วมกับแคดเมียม (Cd) ทำให้เกิดการสะสมตัวของแคดเมียม ในอวัยวะต่อมย่อยอาหารของ หอย *Mytilus sp.* เพิ่มสูงขึ้น กว่าหอยที่ได้รับแคดเมียมเพียงอย่างเดียว (Da Ros et al., 1995)

ดัชนีชี้วัดทางชีวภาพ (Biomarkers)

ดัชนีชี้วัดทางชีวภาพ เป็นวิธีที่ได้รับความนิยมในการใช้เป็นเครื่องมือติดตามคุณภาพของสิ่งแวดล้อม โดยอาศัยการเปลี่ยนแปลงของสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในสิ่งแวดล้อมนั้น ๆ ปกติแล้วผลกระทบของสารพิษต่อสิ่งมีชีวิตจะขึ้นอยู่กับปริมาณ ระยะเวลา และชนิดของสารพิษที่ได้รับ เมื่อสิ่งมีชีวิตได้รับสารพิษหรือสิ่งแปลกปลอม จะมีผลทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงในเซลล์หรือทางชีวเคมีขึ้นเป็นอันดับแรก จากนั้นจะส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงทางด้านสรีรวิทยาในการทำงานของอวัยวะหรือเนื้อเยื่อต่าง ๆ และส่งผลถึงทางด้านพฤติกรรมของสิ่งมีชีวิต และในที่สุดจะส่งผลกระทบต่อ การเปลี่ยนแปลงประชากร ชุมชน และระบบนิเวศตามมา ดังภาพที่ 5 ซึ่งในการตอบสนองของสิ่งมีชีวิตในระดับต่าง ๆ สามารถนำมาใช้เป็นดัชนีทางชีวภาพ ที่บ่งบอกถึงการปนเปื้อน หรือความเป็นพิษของสารพิษในสิ่งแวดล้อมได้

เมื่อสิ่งมีชีวิตได้รับสารพิษ กลไกในร่างกายจะเริ่มปรับตัวในระดับเซลล์ก่อน เพื่อเป็นการขจัดสารพิษนั้นออกจากเซลล์ เช่น การใช้เอนไซม์ในการต้านอนุมูลอิสระ หรือการเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติของเยื่อหุ้มไลโซโซม เป็นต้น ดังนั้นการตอบสนองระดับเซลล์จึงสามารถใช้เป็นดัชนีชี้วัดทางชีวภาพหรือเป็นเครื่องมือในการติดตามตรวจสอบสถานะของสิ่งแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงไป หรือเรียกว่า Biomarkers ซึ่งเป็นวิธีที่กำลังได้รับความนิยมอย่างมากในปัจจุบัน เพราะสามารถประเมินได้ทั้งการสำรวจ และจากการทดลองในห้องปฏิบัติการ อีกทั้งยังเป็นวิธีที่รวดเร็ว ประหยัด ค่าใช้จ่าย และมีประสิทธิภาพสูง เมื่อเทียบกับวิธีการวิเคราะห์ทางเคมีอื่น ๆ (Ricciardi, Binelli, & Provini, 2006) นอกจากนี้ที่สำคัญการวัดการตอบสนองระดับเซลล์ เป็นการวัดการตอบสนองในระยะเริ่มแรกของสิ่งมีชีวิตต่อสารพิษ (Early Warning) ซึ่งสามารถบ่งบอกถึงการเปลี่ยนแปลงหรือความผิดปกติของสิ่งมีชีวิต มีความรวดเร็ว และเฉพาะต่อการได้รับสารพิษ ง่ายต่อการตรวจวัด ความเปลี่ยนแปลงก่อนที่จะส่งผลกระทบในระดับอื่น ๆ ต่อไป ได้แก่ การเปลี่ยนแปลงทางสรีรวิทยา พฤติกรรม และอื่น ๆ ถึงแม้ว่าปริมาณสารพิษที่ได้รับนั้นจะมีปริมาณต่ำก็ตาม (Montserrat et al., 2006) ส่วนมากนิยมใช้ในการติดตามคุณภาพของสิ่งแวดล้อมบริเวณชายฝั่งทะเล โดยอาศัย

การตรวจวัดสภาพของสิ่งมีชีวิต เพื่อเป็นการบ่งบอกถึงการเปลี่ยนแปลงของสิ่งแวดล้อม (Da Ros et al., 2002)



ภาพที่ 5 การตอบสนองที่ระดับต่างกันของสิ่งมีชีวิตต่อสารพิษ (Manahan, 2003)

1. การตอบสนองของสิ่งมีชีวิตระดับเซลล์

เป็นการตอบสนองขั้นแรกเมื่อสิ่งมีชีวิตได้รับสารพิษหรือมีความเครียด โดยการตอบสนองจะเริ่มจากการเปลี่ยนแปลงต่าง ๆ ระดับเซลล์ เช่น การเปลี่ยนแปลงการทำงานของเอนไซม์ การเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติของเยื่อหุ้มไลโซโซม และการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของฮีโมไซยานินในเลือด เป็นต้น ซึ่งการตอบสนองดังกล่าวนี้สามารถใช้เป็นเครื่องมือในการติดตามตรวจสอบการเปลี่ยนแปลงของสิ่งแวดล้อมได้

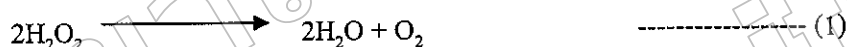
2. การทำงานของเอนไซม์ (Enzyme Activity Assays)

ในปัจจุบันได้มีการพัฒนาการนำวิธีการวัดการทำงานของเอนไซม์ นำมาใช้ประโยชน์เป็นดัชนีชี้วัดทางชีวภาพ อีกวิธีหนึ่ง ในการช่วยติดตามตรวจสอบสถานะของสิ่งแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงไป เนื่องจากการทำงานของเอนไซม์จะไวต่อสิ่งกระตุ้น หรือสารแปลกปลอม ทำให้สามารถวัดการตอบสนองของเอนไซม์ได้ทันที เอนไซม์ที่นิยมใช้เป็นดัชนีชี้วัดทางชีวภาพ มีความหลากหลายประเภท อาทิเช่น เอนไซม์อะลาคีเนส เป็นเอนไซม์ในการต้านอนุมูลอิสระ เอนไซม์

กลูตาไธโอนเอสทรานเฟอเรส เป็นเอนไซม์ในการช่วยขจัดสารพิษออกจากร่างกาย และเอนไซม์อะซีทิลโคไลน์เอสเทอเรส ซึ่งเป็นเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับสารพิษที่มีผลต่อระบบประสาท เป็นต้น

2.1 เอนไซม์คะตะเลส (Catalase, CAT)

เอนไซม์คะตะเลส จัดอยู่ในกลุ่มของเอนไซม์ต้านอนุมูลอิสระ มีหน้าที่เกี่ยวข้องกับระบบการทำงานต้านอนุมูลอิสระที่เกิดจากสารพิษหรือความเครียด คะตะเลสเป็นเอนไซม์ที่มีขนาดใหญ่ พบอยู่ใน Peroxisome ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาที่มีความสำคัญ พบทั้งในพืชและสัตว์ ซึ่งมีหน้าที่ในการเปลี่ยนไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ ให้กลายเป็นน้ำและออกซิเจน ดังสมการ 1 ซึ่งจากการเปลี่ยนแปลงการทำงานของเอนไซม์นี้ สามารถนำมาใช้บอกถึงการตอบสนองของระดับเซลล์ของสิ่งมีชีวิตต่อสารที่ก่อให้เกิดความเครียด (Oxidative Stress) (Lionetto et al., 2003)



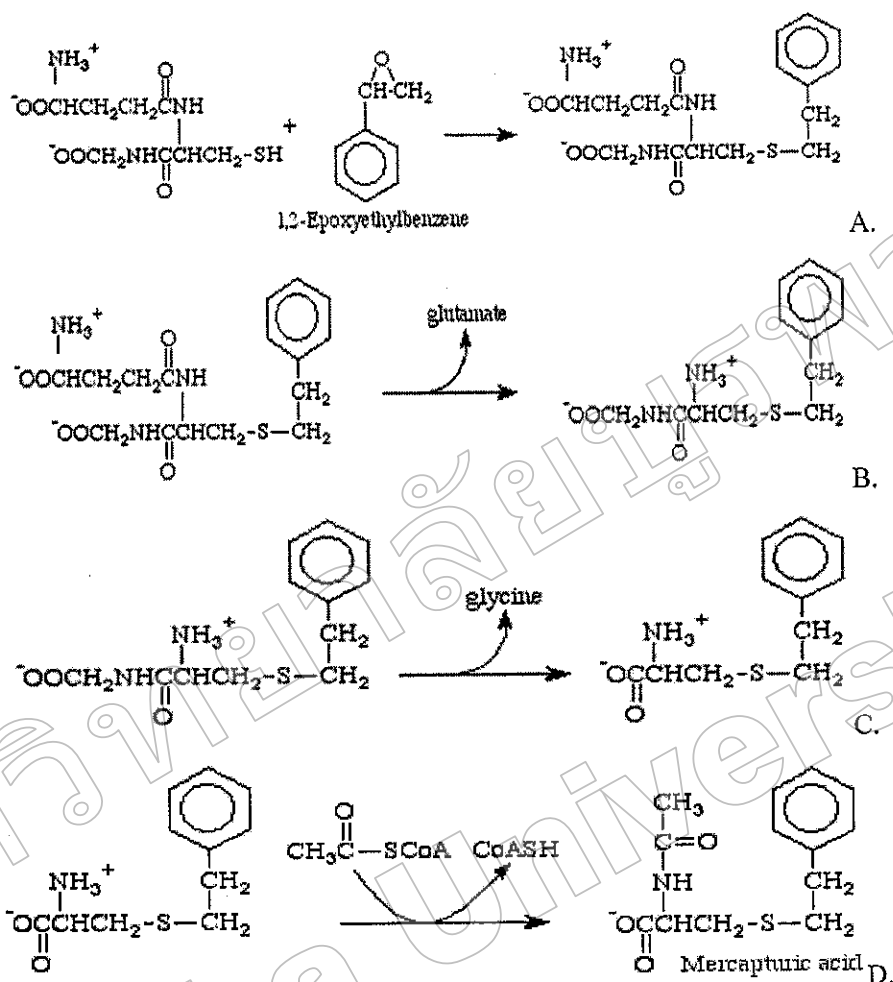
ในปี ค.ศ. 2005 Khessiba, Romeo และ Aissa ศึกษาในหอยปฏิบัติการถึงผลของลิดเดน (Lindane) ในหอยสองฝา ต่อการทำงานของเอนไซม์คะตะเลส พบว่า มีการทำงานของเอนไซม์คะตะเลส เพิ่มขึ้นเกือบ 2 เท่าของกลุ่มที่ไม่ได้รับสารลิดเดน แต่ในทางกลับกันในหอยสองฝา ที่ได้รับโลหะหนัก ทองแดง และปรอท จะมีการทำงานของคะตะเลส ลดลง เมื่อเทียบกับหอยที่ไม่ได้รับโลหะหนัก (Regoli et al., 1998) นอกจากการศึกษาในการทดสอบความเป็นพิษของสารในหอยปฏิบัติการแล้ว ยังนิยมใช้เอนไซม์คะตะเลส เพื่อบ่งบอกสถานะของสิ่งแวดล้อมอีกด้วย ดังเช่น Pampanin et al. (2005) ได้ศึกษาถึงสถานะแวดล้อมต่อ Oxidative Stress ในบริเวณ Venice Lagoon ประเทศอิตาลี โดยวัดการทำงานของเอนไซม์คะตะเลส ในหอย *Mytilus galloprovincialis* พบว่า บริเวณดังกล่าว การทำงานของเอนไซม์คะตะเลส ในหอยลดลง เมื่อเทียบกับบริเวณอ้างอิงซึ่งเป็นบริเวณที่ไม่มี Oxidative Stress ซึ่งแสดงว่าบริเวณดังกล่าวมี Oxidative Stress อยู่ซึ่งคล้ายกับ Sole, Porte, and Albaiges (1995) ศึกษาเปรียบเทียบการทำงานของเอนไซม์คะตะเลส ในหอย *M. galloprovincialis* ที่อาศัยบริเวณมีการปนเปื้อน ซึ่งได้แก่บริเวณ Barcelona Harbour ประเทศสเปน ที่มีการปนเปื้อนของสาร PAHs และ PCBs กับบริเวณอ้างอิง ได้แก่ บริเวณ Ebre Delta ผลที่ได้คือ หอยจากบริเวณ Barcelona Harbour มีการทำงานของเอนไซม์คะตะเลส เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับบริเวณ Ebre Delta

2.2 เอนไซม์กลูตาไธโอนเอสทรานเฟอเรส (Glutathione-S-Transferase, GST)

เอนไซม์กลูตาไธโอนเอสทรานเฟอเรสเป็นกลุ่มไอโซเอนไซม์ที่จัดอยู่ในกลุ่มของ Phase II คือเกี่ยวข้องกับการคอนจูเกชัน (Conjugation) ของรีดิวซ์กลูตาไธโอน (Reduce

Glutathione) โดยเริ่มปฏิกิริยาด้วยการเติมกลูตาไทโอนให้กับสารแปลกปลอมที่เป็นสารชอบอิเล็กตรอน (Electrophilic) โดยมีเอนไซม์กลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรสเป็นตัวกระตุ้น เกิดเป็น Complex ดังภาพที่ 6A หลังจากนั้นจะเกิดปฏิกิริยาที่มีเอนไซม์ γ -Glutamyltranspeptidase เพื่อปล่อยกลูตาเมตออกไป ดังภาพที่ 6B แล้วใช้เอนไซม์ Cysteinyl Glycinase เพื่อตัดไกลซีนออกไป ดังภาพที่ 6C สุดท้ายมีการเติมหมู่ซัลไฟให้กับกรดอะมิโนซิสเตอีน ด้วยเอนไซม์ N-Acetyl Transferase ทำให้ได้สารขั้นสุดท้ายคือกรดเมอร์แคปทริก (Mercapturic Acid) ดังภาพที่ 6D ที่มีคุณสมบัติในการละลายน้ำได้ดี จนไม่สามารถดูดกลับไปได้ และช่วยให้ง่ายต่อการขับถ่าย (Nunes, Carvalho, & Guilhermino, 2005)

นิยมใช้การทำงานของเอนไซม์กลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรส ในการตรวจสอบการปนเปื้อนของสารพิษต่อสิ่งมีชีวิต และสามารถใช้เป็นดัชนีชี้วัดทางชีวภาพ อีกวิธีหนึ่ง ดังเช่น Regoli and Principato (1995) ศึกษาการทำงานของเอนไซม์กลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรส ในหอยสองฝา *Adamussium colbecki* ที่ได้รับโลหะหนัก ได้แก่ ทองแดง และปรอท โดยผลที่ได้การทำงานของเอนไซม์กลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรส ลดลงอย่างชัดเจน ในหอยที่ได้รับทองแดง (2,190 นาโนโมลต่อนาที่ต่อมิลลิกรัมโปรตีน) ปรอท (2,138 นาโนโมลต่อนาที่ต่อมิลลิกรัมโปรตีน) เมื่อเทียบกับหอยควบคุมที่ไม่ได้รับโลหะทั้ง 2 ชนิด (4,190 นาโนโมลต่อนาที่ต่อมิลลิกรัมโปรตีน) ในการทดสอบในห้องปฏิบัติการ ปูที่รับสารแนฟทาลินจะมีการทำงานของเอนไซม์กลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรส ลดลงทั้งในตับอ่อน เลือด และรังไข่ เมื่อเทียบกับปูในหอยควบคุม (Vijagavel, Gomathi, Durgabhavani, & Balasubramanian, 2004) แต่ในปูที่อาศัยอยู่บริเวณปากแม่น้ำและได้รับสาร Microcystin ซึ่งเป็นสารที่ก่อความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต พบว่า มีการทำงานของเอนไซม์กลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรส เพิ่มสูงขึ้น เมื่อเทียบกับปูอาศัยบริเวณที่ไม่มี Microcystin (Pinho et al., 2003) นอกจากนี้ในสัตว์แล้วการทำงานของเอนไซม์กลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรสสามารถนำมาใช้เป็นดัชนีชี้วัดทางชีวภาพในพืชได้อีกด้วย โดยในสาหร่ายทะเลบางชนิด พบว่ามีปริมาณกลูตาไรโอนเอสทรานเฟอเรส ในสาหร่ายบางชนิด จะมีปริมาณสูงขึ้นในบริเวณที่มีการปนเปื้อนต่าง ๆ จากกิจกรรมการเดินเรือ (Cairrao, Couderchet, Soares, & Guilhermino 2004)



หมายเหตุ A) ปฏิกิริยาที่มีเอนไซม์กลูตาไธโอนเอสทรานเฟอเรส

B) ปฏิกิริยาที่มีเอนไซม์ Glutamyltranspeptidase

C) ปฏิกิริยาที่มีเอนไซม์ Cysteinyl Glycinase

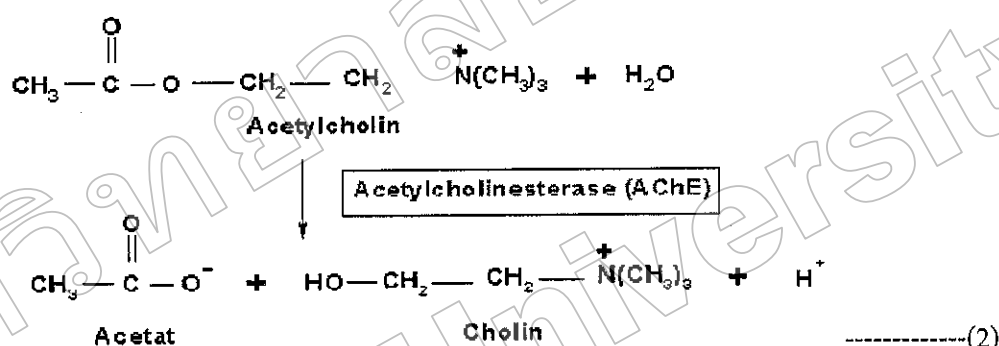
D) ปฏิกิริยาที่มีเอนไซม์ N-Acetyl Transferase

ภาพที่ 6 กลไกการขจัดสารพิษของกลูตาไธโอนเอสทรานเฟอเรส (Richard, 2006)

2.3 อะซิติลโคลีนเอสเทอร์ส มีหน้าที่เป็นสารสื่อสัญญาณประสาท (Neurotransmitter)

และมีความสำคัญต่อการนำกระแสประสาท (Nerve Impulses) จะพบในอวัยวะต่าง ๆ เช่น สมอง และกล้ามเนื้อต่าง ๆ เป็นต้น การถูกยับยั้งการทำงานของเอนไซม์อะซิติลโคลีนเอสเทอร์ส นั้นจะส่งผลกระทบต่อโดยตรงต่อการเปลี่ยนอะซิติลโคลีน ทำให้เกิดการสะสมอะซิติลโคลีน ปริมาณสูงเกิน และจะส่งผลกระทบต่อระบบประสาทส่วนกลาง มีผลทำให้เกิดการเกร็งตัวของกล้ามเนื้อ การชัก กระตุก เป็นต้น

การเปลี่ยนแปลงการทำงานของเอนไซม์อะซิติลโคลีนเอสเทอเรส ในสิ่งมีชีวิตที่ได้รับสารพิษ สามารถนำมาใช้เป็นตัวชี้วัดทางชีวภาพ ได้อีกวิธีหนึ่งเช่นเดียวกับเอนไซม์อื่น ๆ ที่สามารถนำมาใช้ตรวจสอบสภาวะแวดล้อมต่อการปนเปื้อนของสารพิษ ดังเช่น Ricciardi et al. (2006) ศึกษาการเปลี่ยนแปลงของเอนไซม์อะซิติลโคลีนเอสเทอเรส ในหอยสองฝา Zebra Mussel ซึ่งนำมาใช้ติดตามตรวจสอบคุณภาพสิ่งแวดล้อมของทะเลสาบ Maggiore ในประเทศอิตาลี พบว่าทะเลสาบ Maggiore มีการปนเปื้อนของสารพิษที่มีผลต่อความเป็นพิษต่อระบบประสาท ได้แก่ โลหะหนักต่าง ๆ จึงทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงการทำงานของเอนไซม์อะซิติลโคลีนเอสเทอเรส ลดน้อยลง เมื่อเทียบกับสภาวะที่ไม่มีสารปนเปื้อน



ภาพที่ 7 การเปลี่ยนแปลงการทำงานของเอนไซม์อะซิติลโคลีนเอสเทอเรส ในสิ่งมีชีวิตที่ได้รับสารพิษ (Zuruck, 2004)

ความเสถียรของเยื่อหุ้มไลโซโซม (Lysosomal Membrane Stability)

ไลโซโซม เป็นออร์แกเนลล์ที่มีเยื่อหุ้มชั้นเดียว ลักษณะเป็นเหมือนถุงเล็ก ๆ ภายในบรรจุด้วยเอนไซม์ต่าง ๆ เช่น เอนไซม์ไฮโดรเลส (Hydrolase) และ เอนไซม์โปรติโอไลติก (Proteolytic) เป็นต้น ซึ่งเอนไซม์ที่อยู่ในไลโซโซมจะทำงานได้ดีที่ pH เท่ากับ 5 โดยหน้าที่หลักของไลโซโซม คือ ทำหน้าที่สำคัญในการย่อยสลายโมเลกุลของสารภายในเซลล์ ย่อยเซลล์ที่ตายแล้ว หรือเซลล์ที่มีอายุมาก ย่อยสลายเชื้อโรคหรือสิ่งแปลกปลอมที่เข้าสู่เซลล์ และย่อยสลายโครงสร้างต่าง ๆ ของเซลล์ในระยะเวลาที่เซลล์มีการเปลี่ยนแปลง ไลโซโซมพบได้ทั้งในสัตว์ที่มีกระดูกสันหลังและสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลัง

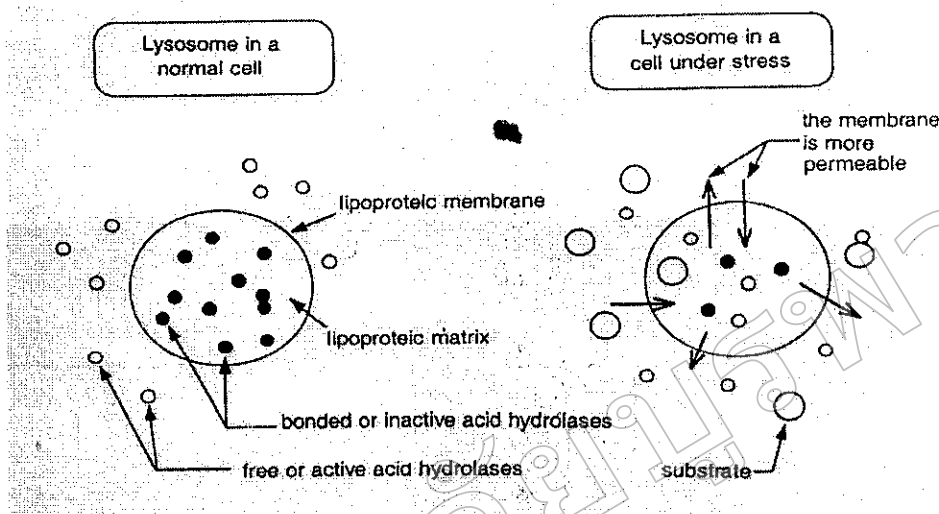
ไลโซโซมเป็นออร์แกเนลล์ที่สามารถตอบสนองต่อปัจจัยทางความเครียด และสารพิษ ในสิ่งแวดล้อม อาทิเช่น ความเค็ม ปริมาณออกซิเจน การปนเปื้อนของโลหะหนัก การปนเปื้อนของสารที่มีคุณสมบัติในการละลายได้ในไขมัน หรือสารแปลกปลอมต่าง ๆ โดยปัจจัยดังกล่าวนี้จะทำให้คุณสมบัติการเป็นเยื่อเลือกผ่านของไลโซโซมเสียไป ผลของความเครียด หรือสารพิษต่อการตอบสนองของไลโซโซม แบ่งได้เป็น 3 ลักษณะ คือ

1. องค์ประกอบภายในของไลโซโซมเปลี่ยนแปลงไป
2. เกิดการรวมตัวกันขององค์ประกอบภายในไลโซโซม
3. คุณสมบัติการเป็นเยื่อเลือกผ่านของไลโซโซมเปลี่ยนแปลงไป (Zhang & Li, 2006)

ในสภาวะปกติเยื่อหุ้มของไลโซโซมจะมีคุณสมบัติเป็นเยื่อเลือกผ่าน จึงไม่ยอมให้สารแปลกปลอมผ่านเข้าไปได้ และเอนไซม์ไฮโดรไลติก (Hydrolytic Enzyme) ที่อยู่ในไลโซโซมจะอยู่ในสภาวะ Inactive Form แต่เมื่อไลโซโซมอยู่ในสภาวะที่มีความเครียดหรือสภาวะที่มีสารแปลกปลอม จะทำให้เกิดการรบกวนคุณสมบัติการเป็นเยื่อเลือกผ่านของไลโซโซม ทำให้เยื่อหุ้มไลโซโซมเสียสภาพไป มีผลทำให้สิ่งแปลกปลอมสามารถผ่านเข้า และเอนไซม์ไฮโดรไลติกอยู่ในสภาวะ Active Form จึงเกิดการย่อยภายในผนังของไลโซโซม ทำให้ของเหลวที่อยู่ภายในไลโซโซมถูกปล่อยออกสู่ไซโตพลาสซึมในที่สุด (Lowe, Soverchia, & Moore, 1995) ดังภาพที่ 7

ผลของการรบกวนของเยื่อหุ้มไลโซโซม สามารถตรวจวัดได้โดยใช้วิธี Neutral Red Retention (NRR) โดยอาศัยหลักการผ่านเข้าออกของสี Neutral Red กับเยื่อหุ้มไลโซโซม โดยวัดจากระยะเวลาที่สีสามารถผ่านออกจากเยื่อหุ้มไลโซโซม ได้สี Neutral Red มีคุณสมบัติเป็นเบสอ่อน จึงทำให้โครงสร้างของไลโซโซมเปลี่ยนแปลงไป คือ เกิดการพองตัว และเกิดเป็น โพรซขนาดเล็กลง เป็นผลทำให้เกิดการ Autophagy และทำให้เยื่อหุ้มแตกออกในที่สุด จากผลดังกล่าวจึงมีการนำเอาวิธี NRR ช่วยในการบ่งชี้ถึงสภาวะการปนเปื้อนหรือความเครียดในสิ่งแวดล้อม นิยมใช้ในการติดตามตรวจสอบคุณภาพของสิ่งแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงไป อีกทั้งยังเป็นวิธีที่สะดวก รวดเร็ว และใช้วิธีตรวจวัดที่ไม่ยุ่งยาก สารเคมีที่ใช้ส่วนใหญ่เป็นสารเคมีพื้นฐานที่มีอยู่ในห้องปฏิบัติการ สามารถใช้ทดสอบทั้งในห้องปฏิบัติการ และติดตามตรวจสอบในสภาวะแวดล้อมจริง (Nicholson & Lam, 2004)

ดังเช่น Regoli et al. (1998) ศึกษาถึงผลของปรอท และทองแดง ต่อหอยสองฝา Antarctic Scallop โดยใช้วิธี NRR ซึ่งพบว่า NRR มีค่าลดลงอย่างชัดเจน ในสภาวะที่มีปรอทและทองแดงอยู่ Nicholson (2003) ทดสอบความเป็นพิษของทองแดง ต่อเสถียรภาพของไลโซโซมในหอยชนิด *Perna viridis* ผลที่ได้คือ ค่า NRR ในหอยที่ได้รับทองแดง มีแนวโน้มลดลง Cheung, Wedderburn, and Depledge (1998) ติดตามตรวจสอบคุณภาพสิ่งแวดล้อมบริเวณท่าเรือ Tolo ประเทศฮ่องกง โดยใช้การวัดค่า NRR ในหอยชนิด *Perna viridis* ผลคือ บริเวณใกล้ชายฝั่งมีค่า NRR ต่ำกว่าบริเวณนอกชายฝั่ง ซึ่งแสดงว่าบริเวณใกล้ชายฝั่งมีมลพิษมากกว่าบริเวณนอกชายฝั่ง ซึ่งคล้ายกับ Stien, Percic, Gnassia-Barelli, Romeo, and Lafaurie (1998) ใช้วิธี NRR ในหอยชนิด *Mytilus galloprovincialis* ตรวจสอบคุณภาพสิ่งแวดล้อมบริเวณทะเล Mediterranean ประเทศสเปน ผลที่ได้คือ มีค่า NRR สูง เมื่อเทียบกับบริเวณอ้างอิงซึ่งเป็นบริเวณสะอาด จึงสะท้อนถึงคุณภาพสิ่งแวดล้อมที่ดีในบริเวณทะเล Mediterranean



ภาพที่ 8 ผลกระทบของความเครียดต่อไลโซโซม (Pellerin-Massicotte & Tremblay, 2001)

ฮีโมไซยานิน (Hemocyanin)

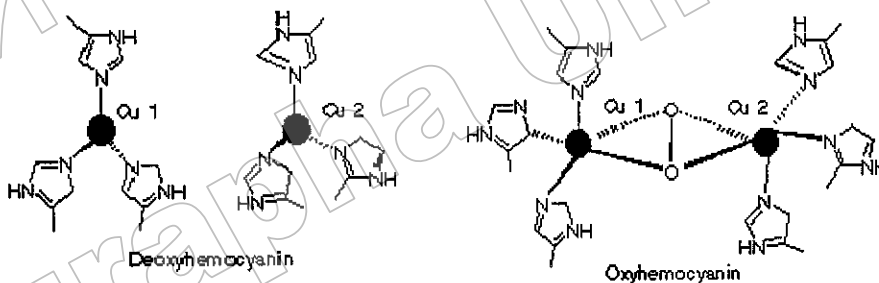
ฮีโมไซยานิน เป็นโปรตีนที่ทำหน้าที่นำออกซิเจนเพื่อใช้ในการหายใจ เป็นโปรตีนที่มีทองแดงเป็นองค์ประกอบ (Copper Containing Protein) พบในเลือดของสัตว์จำพวกอาร์โทรพอด (Arthropod) และ มอลลัสค (Molluscs) โดยจะไม่พบภายในเซลล์เม็ดเลือดแต่จะอยู่ในน้ำเลือด (Hemolymph) ซึ่งประกอบด้วยทองแดงร้อยละ 0.17 ไลปิด โปรตีน และคาร์โบไฮเดรตรวมกัน น้อยกว่าร้อยละ 4 เนื่องจากมีองค์ประกอบที่เป็นทองแดง จึงทำให้เลือดมีสีน้ำเงินหรือสีฟ้าเมื่อถูก คีไฮโดรจีเนต (Dehydrogenated) และไม่มีสีเมื่อถูกออกซิจีเนต (Oxygenated) นอกจากนี้ ฮีโมไซยานิน ยังทำหน้าที่ในการลำเลียงพวกสารเมตาโบไลต์ (Metabolites) และฮอร์โมนต่าง ๆ (นงนุช ตั้งเกริกโอพาร, 2542)

ถึงแม้ว่าหน้าที่ของฮีโมไซยานินจะเหมือนกับฮีโมโกลอบิน แต่มีโครงสร้างโมเลกุล และ กลไกที่ต่างกัน โดยฮีโมโกลอบินจะมีอะตอมของเหล็กในวงของพอร์ไพรีน (Porphyrin Ring) แต่ ฮีโมไซยานินจะมีอะตอมของทองแดงติดกับกลุ่มพรอสทีติก (Prosthetic Group) ซึ่งประกอบด้วย เปปไทด์ซิสตีดิน ฮีโมไซยานินเกิดจากหน่วยย่อยของโปรตีนประกอบด้วยทองแดง 2 อะตอมจับกับ โมเลกุลของออกซิเจน ดังภาพที่ 7 โดยแต่ละหน่วยย่อยมีน้ำหนักประมาณ 7 kD ในสายจะมีน้ำหนัก มากกว่า 1500 kD เพราะว่า ฮีโมไซยานินมีขนาดใหญ่จึงสามารถพบลอยอยู่ในเลือด

ความเข้มข้นของฮีโมไซยานินในเลือดจะขึ้นอยู่กับช่วงของวงจรการลอกคราบ และ ปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมต่าง ๆ กล่าวคือ ในช่วงหลังการลอกคราบ ปูมามีความเข้มข้นฮีโมไซยานิน ลดลง ซึ่งอาจมีผลจากการควบคุมความดันออกซิโมติกในเลือด รวมถึงปริมาณของ โปรตีนทั้งหมด

(Engel, Brouwer, & McKenna, 1993) สำหรับปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ ที่มีผลต่อความเข้มข้นของฮีโมไซยานิน ได้แก่

1. ปริมาณของโลหะ พบว่า ในกุ้ง Lobsters ที่อยู่ในบริเวณที่ได้รับทองแดง และสังกะสีปนเปื้อนจากแหล่งอุตสาหกรรม จะมีความเข้มข้นของฮีโมไซยานินสูงกว่าบริเวณที่ไม่มีการปนเปื้อน (Engel et al., 1993)
2. ปริมาณของออกซิเจนละลายในน้ำ พบว่าบริเวณที่มีปริมาณออกซิเจนต่ำ จะมีปริมาณความเข้มข้นของฮีโมไซยานินต่ำด้วย ปู Dungeness Crab ที่อาศัยอยู่ในบริเวณที่มีปริมาณออกซิเจนต่ำ จะมีความเข้มข้นของฮีโมไซยานินต่ำกว่า บริเวณที่มีปริมาณออกซิเจนปกติ
3. พฤติกรรมการกินอาหาร พบว่า กุ้ง Norway Lobster ความเข้มข้นของฮีโมไซยานินต่ำลง เมื่อกุ้งมีพฤติกรรมการกินอาหารลดลง (Hagerman & Baden, 1988)
4. ความเค็ม พบว่าบริเวณที่มีความเค็มต่ำ จะมีปริมาณฮีโมไซยานินเพิ่มสูงขึ้น เช่น ปู *Cacenus maenas* เมื่อความเค็มลดลง 50% ของน้ำทะเล ปริมาณฮีโมไซยานินจาก 15-20 มิลลิกรัมต่อมิลลิลิตร เพิ่มขึ้นเป็น 35 มิลลิกรัมต่อมิลลิลิตร (Hagerman, 1983)



ภาพที่ 9 โครงสร้างของฮีโมไซยานินซึ่งประกอบด้วยทองแดง (William, 2004)

ในการวัดความเข้มข้นของฮีโมไซยานิน โดยวิธีวัดความเข้มข้นของฮีโมไซยานิน ด้วยวิธีการวัดค่าการดูดกลืนแสงจะเป็นการวิธีวัดอย่างหยาบ แต่มีความสะดวก รวดเร็ว และเสียค่าใช้จ่ายต่ำ จึงนำมาประยุกต์เพื่อใช้เป็นดัชนีชี้วัดทางชีวภาพ อีกวิธีหนึ่ง ส่วนวิธีวิเคราะห์ปริมาณของฮีโมไซยานิน โดยวิธีทาง Immunoassay จะเป็นวิธีที่มีความแม่นยำ และเป็นวิธีที่นิยมใช้ในการวัดปริมาณของโมเลกุลของสาร เช่น ฮอร์โมน และ ยา เป็นต้น ที่มีอยู่ในซีรัม (Serum) หรือ ยูเรีย (Urine) จึงนำมาประยุกต์ใช้ในการเปรียบเทียบปริมาณของฮีโมไซยานินในเลือดของปูม้า ที่อยู่ในสถานะแตกต่างกัน หรืออาจนำมาใช้บ่งบอกถึงการตอบสนองต่อสภาวะที่มีการปนเปื้อน

ของสารพิษ โดยอาศัยหลักการที่ว่าแอนติบอดี (Antibody) แต่ละชนิดจะมีความจำเพาะเจาะจงต่อแอนติเจน (Antigen) ที่ต่างกัน ดังนั้นแอนติบอดีของฮีโมไซยานินจะจับกับแอนติเจนที่มีความจำเพาะต่อแอนติบอดีของฮีโมไซยานิน ทำให้ทราบถึงปริมาณของฮีโมไซยานินที่มีอยู่ แต่เนื่องจากไม่สามารถมองเห็นด้วยตาเปล่าได้ จึงจำเป็นต้องทำให้ติดสีด้วยการติดฉลากสาร (Labelled Reagents) ด้วยเอนไซม์ บริเวณแอนติเจน แล้วเติมสับสเตรตที่ทำให้เกิดสี ทำให้ทราบถึงปริมาณของฮีโมไซยานินที่แท้จริง

ปูม้า (Blue Swimming Crab)

อนุกรมวิธานของปูม้า

ปูม้าเป็นปูที่มีลักษณะเด่นเป็นเอกลักษณ์อย่างหนึ่งคือเป็นปูที่เคลื่อนไหวได้อย่างรวดเร็ว เนื่องจากเป็นปูที่สามารถว่ายน้ำได้เพราะรยางค์คู่สุดท้ายมีการพัฒนาเพื่อใช้ในการว่ายน้ำ (Swimming Leg) ด้วยเหตุนี้เอง ชื่อสามัญของปูม้าจึงมีชื่อว่า Blue Swimming Crab และมีชื่อวิทยาศาสตร์ว่า *Portunus pelagicus* (สุมเมธ ดันติกุล, 2527)

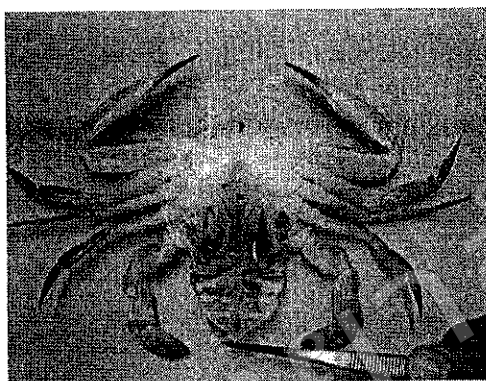
ชีววิทยาของปูม้า

ปูม้าพบแพร่กระจายอยู่ในทะเลเขตร้อนโคแปซิฟิก อาศัยอยู่ตามชายฝั่งและพื้นทะเลทั่วไป ในประเทศไทยพบปูม้าแพร่กระจายทั่วไปตั้งแต่ปากแม่น้ำชายฝั่งทะเลทั่วทั้งอ่าวไทย แบ่งเป็นถิ่นใหญ่ ๆ 3 ถิ่น คือ ชายฝั่งตะวันออก อ่าวไทยตอนใน และอ่าวไทยตอนใต้ ปูม้ามีพฤติกรรมกรากินอาหารหลายลักษณะ โดยจัดปูม้าเป็นสิ่งมีชีวิตที่สามารถกินได้ทั้งพืชและสัตว์ (Omnivorous) นิติกรากินซากของสิ่งมีชีวิต (Scavenger) และการกินพวกเดียวกันเอง (Cannibalism) ปูม้าจะวางไข่ในบริเวณที่มีความเค็มสูง และอุณหภูมิต่ำกว่าถิ่นที่มันอาศัยโดยจะมีการอพยพเพื่อไปวางไข่ในที่ ๆ เหมาะสม ปูม้าสามารถวางไข่ได้ตลอดทั้งปี แต่ช่วงที่มีความตกไข่สูงสุด คือ ช่วงเดือนพฤศจิกายน และธันวาคม เมื่อปูม้าฟักออกจากไข่แล้วจะมีการพัฒนาต่ออีก 2 ระยะ โดยเริ่มพัฒนาจากระยะซุเอีย ($Zoea_1$ - $Zoea_4$) ใช้เวลา 10-14 วัน จากนั้นจึงเข้าสู่ระยะเมกาโลปา (Megalopa) ใช้เวลา 2-6 วัน แล้วพัฒนาต่อเป็นลูกปูวัยอ่อนระยะแรก (1^{st} Crab) ซึ่งมีรูปร่างเหมือนปูตัวเต็มวัยรวมระยะประมาณ 12-20 วัน และจะว่ายน้ำกลับลงดินเข้าใกล้ชายฝั่งเพื่อหาอาหาร (สุมเมธ ดันติกุล, 2527)

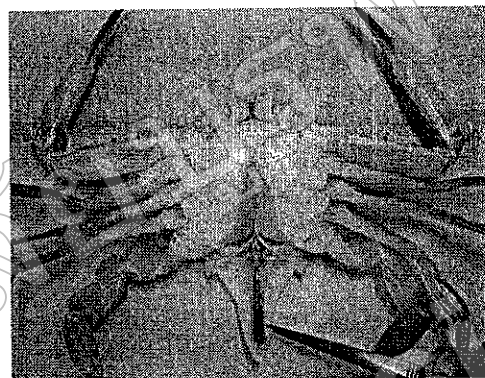
ลักษณะทั่วไป

รูปร่างของปูม้าแบ่งออกเป็นส่วนหัว (Head) ส่วนอก (Thorax) และส่วนท้อง (Abdomen) โดยส่วนหัว และส่วนอกจะอยู่ติดรวมกันเรียกว่า Cephalothorax โดยมีกระดอง (Carapace) คุ้มครองด้านบน ส่วนลักษณะภายนอกที่สังเกตเห็นได้อย่างชัดเจน คือ ลำตัวของปูได้วิวัฒนาการโดย

เปลี่ยนแปลงไปเป็นแผ่นบาง ๆ เรียกว่า จับปิ้ง พับงออยู่ใต้กระดอง จับปิ้งเป็นอวัยวะที่ใช้เป็นที่อุ้ม
 พยุงไข่ของแม่ปู (ในระยะที่มีไข่นอกกระดอง) นอกจากนี้ยังเป็นอวัยวะที่ใช้แยกเพศได้อีกด้วย
 กล่าวคือ ในเพศเมีย จับปิ้งจะมีลักษณะกว้างปลายมนกลมกว่าของเพศผู้ ซึ่งมีรูปร่างเรียวและแคบ
 (นงนุช ตั้งเกริก โอบอาร, 2542) ดังภาพที่ 10



(1)



(2)

หมายเหตุ (1) ลักษณะจับปิ้งของปูม้าเพศเมีย (2) ลักษณะจับปิ้งปูม้าเพศผู้

ภาพที่ 10 ลักษณะของปูม้า