บทที่ 1
บทนำ

ในสภาวะปัจจุบัน มีการศึกษาพบสารมีพิษหลายประเภทตกค้าง และสะสมอยู่ในสิ่งแวดล้อมมากขึ้น ซึ่งในบางบริเวณมีปริมาณสูงจนถึงขั้นเป็นอันตรายต่อชีวิตสัตว์ และผู้คนที่อาศัยอยู่ในบริเวณนั้น เช่น กรณีที่เกิดโรคมินามาตะ อันเป็นผลจากพิษของสารปรอทหรือโรคอิไต–อิไต อันเนื่องมาจากพิษของโลหะแคดเมี่ยมในประเทศญี่ปุ่น และในประเทศอุตสาหกรรมส่วนใหญ่ ต่างก็ได้รับผลกระทบจากสารพิษเหล่านี้เช่นกัน สำหรับประเทศไทยนั้นเป็นประเทศกสิกรรม มีการใช้ยาฆ่าแมลงต่าง ๆ เช่น ดีดีที ในการป้องกันและกำจัดศัตรูพืชอย่างแพร่หลาย เป็นเหตุให้มีปริมาณสารจำพวกยาฆ่าแมลงเหล่านี้ตกค้างอยู่ในสิ่งแวดล้อมมากขึ้น ในขณะเดียวกันก็เป็นประเทศที่กำลังพัฒนาเกี่ยวกับการอุตสาหกรรมหลายประเภท และโรงงานอุตสาหกรรมหลายแห่งได้มีการปล่อยน้ำทิ้งที่มีปริมาณของโลหะต่าง ๆ เช่น ปรอท ตะกั่ว สังกะสี และแคดเมี่ยม เป็นต้น ลงสู่แหล่งน้ำ ทำให้ปริมาณสารพิษเหล่านี้ในสิ่งแวดล้อมหลายบริเวณของประเทศไทยมีแนวโน้มสูงขึ้น ดังเห็นได้จากการศึกษาถึงการแพร่กระจายของโลหะหนักในแม่น้ำเจ้าพระยาตอนล่าง พบว่าปริมาณของโลหะหนักที่สะสมอยู่ในดินตะกอนและในน้ำบริเวณใกล้แหล่งอุตสาหกรรม มีปริมาณสูงกว่าบริเวณที่ห่างไกลออกไป (Menasveta and Sawangwong, 1977) และจากการศึกษาของ Hungspreugs and Wattayakorn (1978a) พบว่าดินตะกอนในบริเวณใกล้ปากแม่น้ำ มีปริมาณดีดีที่สูงกว่าบริเวณอื่น ๆ นอกจากนั้นยังพบว่า มีสารดีดีที่ตกค้างอยู่ในตัวอย่างสัตว์ทะเลในอ่าวไทยที่นำมาทำการวิเคราะห์ทุกตัวอย่าง แสดงให้เห็นว่ามียาฆ่าแมลงและโลหะหนักแพร่กระจายตกค้างสะสมอยู่ตามบริเวณต่าง ๆ ดังนั้นหากเราไม่มีมาตรการควบคุมและป้องกันที่ดี อาจจะได้รับอันตรายจากสารพิษเหล่านี้ได้ในอนาคต ทั้งนี้ เพราะยาฆ่าแมลงและโลหะหนักที่ตกค้างอยู่ตามบริเวณต่าง ๆ จะถูกชะล้างโดยฝนและลมพัดพาลงสู่แหล่งน้ำและทะเลในที่สุด ถึงแม้ว่า โดยปกติจะพบปริมาณสารเหล่านี้เจือปนอยู่ในน้ำเป็นปริมาณน้อยก็ตาม แต่เนื่องจากสารเหล่านี้ส่วนใหญ่เป็นสารที่สลายตัวได้ช้ามาก และสามารถที่จะสะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ

ได้ ทั้งยังสามารถเพิ่มปริมาณสูงขึ้นตามลูกโซ่อาหารได้ จากปริมาณของสารพิษเหล่านี้ที่พบสะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิต สามารถที่จะใช้เป็นสิ่งชี้บอกถึงมลภาวะของแหล่งน้ำได้ ในปัจจุบันมีการศึกษาถึงปริมาณของสารพิษต่าง ๆ ที่สะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิตหลายชนิดด้วยกัน เช่น แพลงค์-ตอน สาหร่าย ปลา และหอย เป็นต้น โดยเฉพาะหอยนั้นเป็นสัตว์ที่นิยมใช้ในการศึกษาด้านนี้มาก (Bryan, 1973 ; Anderson, 1977 ; Palmer and Rand, 1977 ; Okazaki, 1976 ; Segar, 1971 ; Bryan et al., 1977 and Boyden, 1977) และหอยนางรมเป็นหอยชนิดหนึ่งที่ใช้ศึกษาเป็นดรรชนีมลภาวะของแหล่งน้ำได้เป็นอย่างดี (Butler et al., 1977) ทั้งนี้เพราะหอยนางรมเป็นสัตว์ที่อาศัยติดอยู่กับหินโดยไม่มีการเคลื่อนที่ และเป็นสัตว์พวก filter - feeder สามารถกรองเอาสิ่งต่าง ๆ ที่แขวนลอยจากน้ำในบริเวณรอบ ๆ ตัวของมันได้ ซึ่งหากมีสารพิษเจือปนอยู่ก็จะถูกสะสมอยู่ในตัวมัน ดังนั้น ปริมาณที่สะสมอยู่ในหอยจึงสามารถใช้เป็นตัวชี้บอกถึงสภาพของน้ำในบริเวณนั้นได้

การศึกษาปริมาณสะสมของ ดีดีที พีซีบี และโลหะหนักบางชนิดในหอยตะโกรมและหอยนางรมในอ่าวไทยนั้น มีวัตถุประสงค์ดังนี้ คือ

1. เพื่อศึกษาปริมาณของ ดีดีที พีซีบี โลหะแคดเมี่ยม ทองแดง ตะกั่ว สังกะสี และแมงกานีส ที่สะสมอยู่ในหอยตะโกรมและหอยนางรมในอ่าวไทยในปัจจุบัน

2. เพื่อเปรียบเทียบปริมาณการสะสมของสารดังกล่าวในหอยตะโกรมและหอยนางรม และความแตกต่างในแต่ละบริเวณในฤดูกาลต่าง ๆ กัน ในเวลา 1 ปี

3. ศึกษาเปรียบเทียบปริมาณของสารดังกล่าวในหอยตะโกรมและหอยนางรมกับน้ำในบริเวณที่มันอาศัยอยู่

ความสำคัญหรือประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับจากการวิจัยนี้

จากการศึกษาวิจัยนี้ จะทราบถึงปริมาณของดีดีที พีซีบี และโลหะหนักบางชนิดที่สะสมในหอยนางรมนี้ ซึ่งเป็นหอยที่มีผู้นิยมบริโภคมาก หากมีสารพิษดังกล่าวสะสมอยู่ในปริมาณมากอาจเป็นอันตรายต่อผู้บริโภคได้ นอกจากนั้นผลที่ได้จากการศึกษานี้นำไปใช้เป็นข้อมูลในการวิชาการเพื่อวางมาตรการป้องกัน และควบคุมมลภาวะเกี่ยวกับสารดังกล่าวในอ่าวไทยต่อไป

การศึกษาจากเอกสาร

ชีววิทยาบางประการและการแพร่กระจายของหอยนางรมในประเทศไทย

หอยนางรมเป็นหอยสองฝาชนิดหนึ่ง ฝาข้างหนึ่งอยู่ติดกับวัตถุแข็ง เช่น ก้อนหิน หรือหลักไม้ ตลอดจนเปลือกหอยที่จมอยู่ในน้ำทะเล ฝาด้านล่างมีรูปร่างโค้งเว้าคล้ายถ้วย หรือจาน ฝาด้านบนแบนราบ ส่วนปลายสุดด้านบานพับมีลักษณะค่อนข้างแหลม ด้านริมหรือขอบเป็นรอยหยักหรือเป็นเกล็ด บางตัวอาจมีขอบเรียบ ทั้งนี้รูปร่างของมันจะขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อม ขนาด และอายุของหอยด้วย

หอยชนิดนี้ดำรงชีวิตเกาะติดกับวัตถุแข็งโดยไม่มีการเคลื่อนที่ตลอดชีวิต มีการเคลื่อนไหวเพียงการเปิดและปิดฝาเพื่อหายใจ กินอาหาร ถ่ายของเสีย และสืบพันธุ์เท่านั้น การสืบพันธุ์ของหอยชนิดนี้ มีเพศผู้และเพศเมียแยกกันคนละตัว โดยหอยนางรมตัวผู้จะฉีดน้ำเชื้อและตัวเมียจะปล่อยไข่ที่สุกเต็มที่พร้อมจะผสมพันธุ์ออกไปผสมกันภายนอกร่างกาย เมื่อไข่และน้ำเชื้อผสมกันแล้ว จะมีการวิวัฒนาการเปลี่ยนรูปร่างเจริญวัยตามขั้นต่าง ๆ ซึ่งแบ่งออกเป็น 3 ขั้น คือ ขั้นคัพภะ (Embryonic stage) ขั้นตัวอ่อน (Laval stage or Embryonic Plankton stage) และขั้นเกล็ด (Spat stage) (ไพโรจน์, 2505) ซึ่งขั้นเกล็ดนี้เป็นระยะที่หอยเริ่มเกาะติดอยู่กับที่ และไม่มีการเคลื่อนย้ายอีก

สำหรับในประเทศไทยนั้นมีหอยนางรมอยู่หลายชนิดด้วยกัน คือ หอยนางรมพันธุ์เล็ก เช่น หอยเจาะ ; Crassostrea vitrefacata Showerbé (ไพโรจน์, 2505) หอยปากจีบ ; C. commercialis Iredale & Roughly (บรรจง, 2515) และหอยนางรมพันธุ์ใหญ่ หรือที่รู้จักกันอีกชื่อหนึ่งว่า หอยตะโกรม มีอยู่ 3 ชนิด ได้แก่ C. lugubris Sowerby, C. belcheri Sowerby และ C. cucullata Born (บรรจง, 2515) ซึ่งแหล่งเพาะเลี้ยงหอยนางรมมีอยู่ทั่วไปตามจังหวัดชายฝั่งทะเลทั้งด้านอ่าวไทยและฝั่งทะเลอันดามัน ดังแสดงไว้ในตารางที่ 1 ของภาคผนวก ก. (วัฒนา, 2521) หอยนางรมจัดเป็นหอยที่มีคุณค่าทางอาหารสูง และมีความสำคัญทางเศรษฐกิจมาก โดยเฉพาะหอยนางรมพันธุ์เล็ก ; C. commercialis Iredale & Roughly ซึ่งมีชุกชุมในบริเวณ

จังหวัดชลบุรีและจังหวัดจันทบุรี หอยนางรมพันธุ์ใหญ่หรือหอยตะโกรม ; C. lugubris Sowerby มีชุกชุมในจังหวัดจันทบุรีและจังหวัดสุราษฎร์ธานี เป็นต้น ในปัจจุบันหอยนางรมนับว่าเป็นอาหารทะเลที่มีผู้นิยมบริโภคมาก ดังพิจารณาได้จากผลผลิตหอยนางรมที่มีจำนวนเพิ่มขึ้นทุกปี ดังแสดงในตารางที่ 2 ของภาคผนวก ก.

ปัญหาเกี่ยวกับโลหะหนัก

การแพร่กระจายของโลหะหนักในแหล่งน้ำ

โลหะหนักที่เจือปนอยู่ในแหล่งน้ำตามธรรมชาตินั้น ส่วนใหญ่มาจากขบวนการการกัดเซาะของหินเปลือกโลกบนทวีป โดยทั่วไปแล้วมีอยู่ในปริมาณเพียงเล็กน้อยเท่านั้น แต่ในปัจจุบันพบว่าปริมาณของโลหะหนักเหล่านี้ในแหล่งน้ำ มีปริมาณสูงขึ้นอย่างเห็นได้ชัดว่ามีสาเหตุมาจากการกระทำของมนุษย์ โดยเฉพาะสารปรอทและตะกั่วจัดเป็นสารที่มีความเป็นพิษมากที่สุด (Dyrssen et al., 1970) ซึ่งโลหะหนักเหล่านี้จะถูกนำผ่านบรรยากาศและระบบแม่น้ำลงสู่ทะเลในที่สุด

Klein and Goldberg (1970) ประมาณว่าปริมาณของปรอทที่ปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมโดยมนุษย์นั้นมีค่าเทียบเท่ากับปริมาณของส่วนที่ถูกกัดกร่อนจากแหล่งธรรมชาติ และ Chow et al. (1973) รายงานถึงปริมาณตะกั่วในแหล่งน้ำบริเวณแคลิฟอร์เนียตอนใต้ว่า มีปริมาณมากกว่าค่าเฉลี่ยของปริมาณตะกั่วที่เกิดโดยธรรมชาติถึง 4 เท่า

Goldberg (1975) เปรียบเทียบจำนวนปรอทในสารแขวนลอย (suspended solid) จากบริเวณปากแม่น้ำของแม่น้ำ Rhine และทะเล Wadden ในปี 1970 พบว่ามีค่าสูงกว่าค่าเฉลี่ยของปี 1958 – 1960 ถึง 28 % ซึ่งชี้ให้เห็นว่าเป็นอิทธิพลของโลหะหนักที่เกิดจากการกระทำของมนุษย์

โดยทั่วไปแล้วการแพร่กระจายของโลหะหนักในน้ำทะเลส่วนใหญ่จะมีความเข้มข้นสูงที่บริเวณผิวของน้ำทะเล (Liss, 1975) โดยเฉพาะตะกั่วนั้น Chow and Patterson

(1966) รายงานว่าปริมาณของตะกั่วมีความเข้มข้นสูงในบริเวณผิวน้ำของทุกมหาสมุทร ทั้งนี้เนื่องจากการใช้สารตะกั่วเป็นส่วนผสมในน้ำมันเบนซิน ทำให้เกิดการแพร่กระจายอยู่ในบรรยากาศ โดยพบว่าค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของตะกั่วที่ผิวน้ำในบริเวณชายฝั่งทะเลซีกโลกเหนือมีค่าประมาณ 0.07 µg/kg ซึ่งเปรียบเทียบกับในสมัยก่อนที่จะมีการใช้ lead alkyls ผสมในน้ำมันเบนซินนั้น มีปริมาณเพียง 0.01 – 0.02 µg/kg เท่านั้น และจากการศึกษาของ Chester and Stoner (1974) แสดงให้เห็นว่า ปริมาณของโลหะหนักที่ผิวน้ำบริเวณใกล้ชายฝั่งนั้นมีปริมาณมากกว่าที่ผิวน้ำในบริเวณมหาสมุทรเปิด ทั้งนี้ เนื่องจากปริมาณของโลหะส่วนใหญ่ถูกชะล้างมาจากแผ่นดิน

การศึกษาเกี่ยวกับปริมาณและการแพร่กระจายของโลหะหนักในน้ำบริเวณต่าง ๆ นั้น มีผู้ศึกษากันมาก เช่น Riley and Taylor (1972) ; Chester and Stoner (1974) ; Albests et al. (1975) ; Frache et al. (1976) ; Bernhard (1978) เป็นต้น อย่างไรก็ตามปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักเหล่านี้ในน้ำโดยทั่วไปยังมีปริมาณน้อย และแตกต่างกันออกไปในแต่ละบริเวณและช่วงเวลา นอกจากนั้น ในการศึกษาของแต่ละคนก็ยากที่จะนำมาเปรียบเทียบกันได้ ทั้งนี้เพราะส่วนมากใช้วิธีและเทคนิคในการวิเคราะห์ต่างกัน (Frache, 1976 ; Bernhard, 1978) ซึ่งค่าปริมาณเฉลี่ยของโลหะหนักในน้ำทะเลโดยทั่วไป ดังแสดงไว้ในตารางที่ 4 และ 5 ของภาคผนวก ก.

สำหรับปริมาณของโลหะหนักในน่านน้ำไทยนั้น จากรายงานของ Hungspreugs and Wattayakorn (1978b) พบว่าค่าเฉลี่ยในช่วงเวลา 3 ปีของโลหะแคดเมี่ยม ตะกั่ว สังกะสี ในอ่าวไทยตอนบนบริเวณใกล้ปากแม่น้ำยังอยู่ในระดับปกติ ยกเว้นโลหะทองแดงเท่านั้น ที่มีค่าสูงกว่าปกติเล็กน้อย แต่ยังไม่ถึงขั้นเป็นอันตราย

Menasveta and Sawangwong (1977) ศึกษาการแพร่กระจายของโลหะหนักในแม่น้ำเจ้าพระยาตอนล่าง พบว่าความเข้มข้นของโลหะแคดเมี่ยม ตะกั่ว และปรอทที่ละลายอยู่ในน้ำนั้นมีค่าสูง ซึ่งแสดงว่าปริมาณของโลหะเหล่านี้มาจากอิทธิพลของโรงงานอุตสาหกรรมในบริเวณนั้นอย่างเด่นชัด

ลักษณะทางเคมีของโลหะหนักในน้ำทะเล

โลหะหนักที่พบในแหล่งน้ำนั้นแยกออกเป็น โลหะหนักที่ยึดเกาะกับอนุภาคแขวนลอยในน้ำ และโลหะหนักที่ละลายน้ำ ซึ่งอาจจะอยู่ในลักษณะของโลหะ อิออนของโลหะ และสารประกอบของโลหะหนัก เช่น hydroxide, sulfate, chloride และ nitrate เป็นต้น (Donald, 1972) โดยโลหะหนักเหล่านี้ส่วนใหญ่จะรวมอยู่กับสิ่งที่แขวนลอยในแหล่งน้ำ ซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวจับสำหรับโลหะหนักในน้ำ

Batley and Florence (1976) ทำการศึกษาลักษณะทางเคมีของแคดเมี่ยม ตะกั่ว และทองแดงในน้ำทะเล โดยการกรองน้ำทะเลด้วยยางผาน membrane filter ขนาด 0.45 um เพื่อแยกเอาส่วนของโลหะหนักที่ยึดเกาะกับอนุภาคที่แขวนลอยในน้ำ และโลหะหนักที่ละลายในน้ำออกจากกัน (ดังแสดงในรูปที่ 1 ของภาคผนวก ก.) นอกจากนี้ยังสรุปชนิดของโลหะหนักที่สำคัญในน้ำไว้ดังนี้ คือ แคดเมี่ยมในรูปสารอนินทรีย์ที่สำคัญที่สุด ได้แก่ Chloro complex ตะกั่ว พบในรูป Chloro และ Carbonate complex เป็นส่วนใหญ่ และทองแดง พบในรูป dihydroxy complex อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาถึงปริมาณทั้งหมดของโลหะตะกั่ว พบว่าตะกั่วส่วนใหญ่อยู่ในรูปของตะกั่วอินทรีย์ ส่วนตะกั่วอนินทรีย์นั้นมีปริมาณน้อย เพียง 24 % เท่านั้น สำหรับทองแดงนั้นอยู่ในรูปของทองแดงอินทรีย์ระหว่าง 6 – 40 % ของทองแดงทั้งหมด (Foster and Morris, 1971)

Johnson (1964) สรุปว่าสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่มีอยู่ในทะเลมีบทบาทสำคัญในการ chelation กับโลหะหนัก และมีความสำคัญในการแลกเปลี่ยนโลหะหนักกับ hydrous metal oxide และอนุภาคเดี่ยว ๆ ได้ ซึ่ง hydrous metal oxide นี้มีบทบาทสำคัญในการส่งผ่านโลหะหนักในสิ่งแวดล้อมด้วย (Lee, 1975) นอกจากนี้แล้ว pH ของน้ำมีอิทธิพลต่อชนิดทางเคมีของโลหะหนักด้วย Anderson and Brower (1978) พบว่าเนื่องจากน้ำในแม่น้ำ Fox มีสภาพเป็นด่าง มีค่า pH 8.2 จึงทำให้โลหะส่วนใหญ่ตกตะกอนลงอย่างรวดเร็ว โดยรวมกับซากเน่าเปื่อยของสิ่งมีชีวิตในดินตะกอน สำหรับในกรณีของทองแดงนั้น Burton (1976) อธิบายว่าเมื่อ pH สูงขึ้น และมีปริมาณ HCO_3^- ในน้ำจืดสูง Cu^{2+} จะลดลง เนื่องจากเกิดเป็น ion pair $CuCO_3^0$ แต่เมื่อความเข้มข้นของ HCO_3^- และ Cl^-

สูงขึ้นจนมีระดับใกล้เคียงกับน้ำทะเล ทองแดงประมาณ 60 % จะอยู่ในรูป Cu^{2+} โดยส่วนใหญ่เป็น $CuCl^{+}$ ทั้งนี้เมื่อไม่คิดผลกระทบจาก SO_4^{2-} และ OH^{-} สำหรับในน้ำทะเลซึ่งมีค่า pH ปกตินั้นพบว่าทองแดงส่วนใหญ่อยู่ในรูปของ $Cu(OH)_2^0$ และรองไปได้แก่ $CuCO_3^0$ แต่ถ้าหาก pH ลดต่ำลง Cu^{2+} (ที่ไม่เกิดเป็น complex) และ $CuCO_3^0$ จะมีความสำคัญมากขึ้น ส่วน $Cu(OH)_2^0$ จะหมดไป สำหรับทองแดงและปรอทที่ยึดเกาะกับ humic material นั้น Mantoura, Dickson and Riley (1978) พบว่าทองแดงและปรอทในน้ำจืดมากกว่า 90 % อยู่ในรูป complex กับ humic material ในขณะที่โลหะอื่น ๆ เกิด complex กับ humic material เพียง 10 % เท่านั้น อย่างไรก็ดี complex ดังกล่าวจะลดปริมาณลงอย่างรวดเร็วเมื่อความเค็มเพิ่มขึ้น และในน้ำทะเลนั้น humic material ประมาณ 90 % จะเกิด complex กับ Ca^{2+} และ Mg^{2+} อันเป็นองค์ประกอบส่วนใหญ่ของน้ำทะเลซึ่งมีความเข้มข้นสูงกว่าโลหะชนิดอื่น และทองแดงในน้ำทะเลนั้นจะมีเพียง 10% ของทองแดงทั้งหมดเท่านั้นที่ยังอยู่ในรูป complex กับ humic material ที่ความเค็ม 35 %

สำหรับความจำเป็นที่ต้องศึกษาถึงลักษณะทางเคมีของโลหะหนักแต่ละชนิดในน้ำ ก็เพื่อให้เข้าใจถึงขบวนการพา และขบวนการทางชีวภาพของโลหะเหล่านั้นในแหล่งน้ำ (Batley, 1976) นอกจากนั้น ลักษณะทางเคมีที่แตกต่างกันออกไปก็มีบทบาทและความสำคัญแตกต่างกันออกไป ซึ่ง Steeman - Nielson and Wium - Anderson (1970) รายงานว่า โลหะทองแดงในรูปของทองแดงอิออนนั้น มีความเป็นพิษต่อการสังเคราะห์แสงและการเจริญเติบโตของสาหร่ายเซลล์เดียว แต่ทองแดงที่เป็นอนุภาคแขวนลอยนั้นมีความเป็นพิษต่อปลามากกว่าทองแดงส่วนที่ละลายน้ำ ส่วนปรอทนั้นพบว่าลักษณะที่มีความเป็นพิษมากที่สุดคือ Methyl mercury (Dyrssen et al., 1970) เป็นต้น

การแพร่กระจายของโลหะหนักในดินตะกอน

โลหะหนักส่วนใหญ่ที่อยู่รวมกับสารแขวนลอยในน้ำนั้น เมื่ออัตราการไหลเวียนของน้ำช้าลง อนุภาคที่มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากจะตกตะกอนก่อน ซึ่งขบวนการเช่นนี้เกิดมากในบริเวณปากแม่น้ำ ส่วนสารแขวนลอยที่มีขนาดเล็กและเบากว่านั้น จะมีอัตราการตกตะกอน

ช้าสามารถที่จะ[illegible]สารแขวนลอยได้เป็นเวลานาน และถูกพัดพาไปได้เป็นระยะทางไกล ดังนั้น ตะกอน[illegible]จึงสามารถสะท้อนถึงสภาวะความแปดเปื้อนของแหล่งน้ำในบริเวณนั้นได้ เดยทั่ว ๆ ไปแล้วพบว่าสารแขวนลอยในน้ำจะมีความเข้มข้นของโลหะหนักอยู่สูงกว่าในส่วนของตะกอนที่ตกลงสู่พื้นแล้ว (De Groot et al., 1976)

การศึกษาปริมาณของโลหะหนักที่สะสมอยู่ในดินตะกอนนั้น นอกจากจะทำให้ทราบถึงสภาวะแวดล้อมแล้ว ยังสามารถที่จะทราบถึงประวัติของโลหะหนักในบริเวณชายฝั่ง ซึ่งจะถูกบันทึกไว้ในดินตะกอนด้วย โดยเฉพาะชนิดที่สามารถเคลื่อนที่ออกจากน้ำสู่ดินตะกอนได้อย่างรวดเร็ว (Goldberg, 1975) ซึ่งในการศึกษานั้นถือเอาส่วนที่ลึกกว่าเป็นมาตรฐานสำหรับการวัดชนิดของสารเคมีของชั้นที่ทำการศึกษา

Chow et al. (1973) รายงานถึงปริมาณของโลหะที่สะสมในดินตะกอนในอ่าวตอนในหลายแห่งของชายฝั่งแคลิฟอร์เนียว่ามีปริมาณสูงขึ้น และจากการศึกษาเปรียบเทียบปริมาณของโลหะหนักที่สะสมอยู่ในดินตะกอนหลายแห่ง จากบริเวณแหล่งอุตสาหกรรมที่ต่างกัน สามารถที่จะบอกได้ว่าโลหะตะกั่ว สังกะสี ทองแดง เหล็ก และแมงกานีสนั้น มีกำเนิดมาจากการกระทำของมนุษย์ ในทางตรงกันข้าม พบว่าโลหะนิเกิลนั้นอาจจะมาจากขบวนการกัดกร่อนจากธรรมชาติมากกว่า ส่วนเหล็กและแมงกานีสในบางแห่งพบว่าปริมาณส่วนใหญ่มาจากแหล่งธรรมชาติมากกว่าส่วนที่เกิดจากผลของอุตสาหกรรม (Goldberg, 1975) ซึ่ง Takematsu (1978) ได้ศึกษาถึงที่มาของโลหะในดินตะกอนจากทะเลลึก พบว่าแมงกานีสส่วนใหญ่มีกำเนิดภายในแหล่งน้ำ ส่วนทองแดงนั้น 34 – 68 % ของจำนวนทั้งหมดเป็นส่วนที่มีกำเนิดภายในแหล่งน้ำ และสังกะสีส่วนที่มีกำเนิดภายในแหล่งน้ำมีประมาณ 30 % ที่เหลือเป็นส่วนที่มาจากบนพื้นดิน และในดินตะกอนบริเวณใกล้ชายฝั่งนั้น ปริมาณของโลหะหนักที่มาจากส่วนที่มีแหล่งกำเนิดภายในแหล่งน้ำมีจำนวนน้อยกว่าในดินตะกอนของทะเลลึกมาก ยกเว้นโลหะสังกะสี

จากการศึกษาด้วยไอโซโทปกัมมันตรังสีของ Pb – 210 ทำให้ทราบว่าตะกั่วเป็นโลหะที่สามารถเคลื่อนออกจากชั้นน้ำลงสู่ดินตะกอนได้เร็วมาก ซึ่งบางทีอาจจะถูกพาไปกับซากเน่าเปื่อยของสิ่งมีชีวิต Chow et al. (1973) ทำการศึกษาอัตราการสะสมตัวของ

ตะกั่วในดินตะกอน ในบริเวณชายฝั่งตอนใต้ของรัฐแคลิฟอร์เนีย โดยใช้วิธีทางกัมมันตรังสี พบว่าอัตราการสะสมตัวของตะกั่วในดินตะกอนเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัดในปลายทศวรรษ 1940 ซึ่งเป็นเวลาประมาณ 25 ปีหลังจากที่มีการเริ่มใช้ lead alkyls เป็นส่วนผสมในน้ำมันเชื้อเพลิง

โลหะหนักที่สะสมอยู่ในดินตะกอนหลังจากถูกชะล้างลงสู่แหล่งน้ำแล้ว ปริมาณของโลหะในดินตะกอนจะขึ้นอยู่กับองค์ประกอบทางเคมีและแร่ธาตุต่าง ๆ ของดินตะกอนนั้น ฉะนั้นดินตะกอนที่มาจากบริเวณเดียวกันแต่มีขนาดของตะกอนต่างกัน มีปริมาณอินทรีย์สารต่างกัน ปริมาณของโลหะที่สะสมอยู่จะต่างกัน นอกจากนี้ยังพบว่าดินตะกอนส่วนใหญ่ในบริเวณปากแม่น้ำจะมีปริมาณของโลหะสะสมอยู่ในระดับสูง ดังเคยมีรายงานพบปริมาณของโลหะโครเมี่ยม ทองแดง ตะกั่ว และสังกะสีสูงถึง 1,000, 300, 900 และ 3,000 $\mu g/g$ ตามลำดับ (Mackey and Leatherland, 1976) และปริมาณของโลหะเหล่านี้จะลดลงเช่นเดียวกับปริมาณสารอินทรีย์เมื่อระยะทางออกสู่ทะเลเพิ่มขึ้น ซึ่งคาดว่าการลดลงของปริมาณโลหะดังกล่าว ส่วนหนึ่งเกิดขึ้นจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์ อันมีต้นกำเนิดมาจากแผ่นดิน ทำให้เกิดการปลดปล่อยโลหะหนักที่ติดมากับสารอินทรีย์ออกสู่น้ำทะเล นอกจากนี้แล้วโลหะหนักที่มีต้นกำเนิดมาจากแผ่นดิน และถูกนำพามาโดยแม่น้ำผ่านบริเวณน้ำกร่อยลงสู่ทะเลนั้น จะมีการเปลี่ยนแปลงภาวะทางเคมีบางประการ เช่น เปลี่ยนแปลงภาวะการจาก oxidizing environment ไปสู่ภาวะ reducing environment ซึ่งการเปลี่ยนแปลงภาวะการณ์ทางเคมีดังกล่าว ทำให้โลหะบางชนิดที่เคยอยู่ตัวในภาวะ oxidizing environment เกิดการเปลี่ยนแปลงรูปทางเคมีให้สามารถอยู่ตัวได้ภายใต้ภาวะ reducing environment เช่นเกิดเป็นโลหะซัลไฟด์ขึ้น และโลหะหนักบางชนิดที่เกิดพันธะทางเคมีกับดินตะกอน อาจถูกปล่อยออกสู่ชั้นน้ำที่อยู่เหนือดินตะกอนและน้ำที่อยู่ระหว่างดินตะกอน (interstitial water) ได้ (De Groot, Salomons and Allersma, 1976)

การสะสมของโลหะหนักในสิ่งมีชีวิต

สัตว์ทะเลมีความสามารถในการสะสมธาตุโลหะหลายชนิดไว้ในร่างกาย จนมีความเข้มข้นสูงกว่าปริมาณที่มีอยู่ในน้ำทะเลหลายเท่า และการสะสมนี้มิได้จำกัดอยู่แต่เฉพาะธาตุ

ที่มีความสำคัญต่อขบวนการทางชีวเคมีเท่านั้น หากแต่รวมไปถึงโลหะอื่น ๆ ซึ่งยังไม่พบว่ามีความสำคัญใด ๆ ในขบวนการต่าง ๆ ของสิ่งมีชีวิตนั้นด้วย (Riley and Segar, 1970) จากการศึกษาพบว่าสัตว์ทะเลบางชนิดสามารถที่จะสะสมโลหะทองแดงไว้มากกว่าปริมาณที่มีอยู่ในน้ำถึง 7500 เท่า บางชนิดสามารถสะสมโลหะแคดเมี่ยมจากน้ำทะเลไว้สูงกว่า 4500 เท่า และสามารถสะสมโลหะตะกั่วจากน้ำได้ถึง 1400 เท่า เป็นต้น (Noddack and Noddack, 1940) นอกจากนี้ปริมาณโลหะเหล่านี้ยังสามารถเพิ่มปริมาณขึ้นตามลูกโซ่อาหารด้วย

โลหะหนักสามารถที่จะเข้าสู่ร่างกายของสิ่งมีชีวิตได้หลายทางด้วยกัน สิ่งมีชีวิตบางชนิดสามารถที่จะดูดซึมจากน้ำได้โดยตรง เช่น diatom ; Phoeodactylum tricornutum สามารถที่จะดูดซึมโลหะสังกะสีเข้าสู่ผนังเซลล์ได้อย่างรวดเร็ว (Davis, 1977) polychaete ; Nereis diversicolor สามารถที่จะดูดซึมโลหะจากน้ำได้เช่นกัน โดย Bryan and Hummerstone (1973) พบว่าอัตราการดูดซึมโลหะของ Polychaete นั้นเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของโลหะที่มีอยู่ในน้ำ เนื่องจากโลหะหนักที่อยู่ในน้ำนั้นมีอยู่ 2 ลักษณะ ดังกล่าวมาแล้ว คือ ลักษณะที่ละลายน้ำและลักษณะที่เกาะติดกับอนุภาคเล็ก ๆ โดยส่วนที่เป็นอนุภาคของโลหะนั้นจะรวมอยู่กับสารอินทรีย์ ซึ่งเป็นอาหารของสิ่งมีชีวิตขนาดเล็ก และเมื่อเข้าสู่ร่างกายก็จะสะสมไว้ในส่วนต่าง ๆ ของร่างกาย ดังนั้นเมื่อสัตว์ขนาดใหญ่กว่ากินสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กนี้เป็นอาหาร โลหะหนักเหล่านี้ก็จะถูกถ่ายทอดตามลูกโซ่อาหารและสามารถเพิ่มขึ้นตามลำดับขั้นทางชีวภาพต่อไป สำหรับในพวกหอยฝาเดี่ยวนั้น พบว่าโลหะส่วนใหญ่ที่สะสมอยู่ในร่างกายของมันนั้นได้มาจากอาหารที่มันกินเข้าไปมากกว่าส่วนที่ละลายอยู่ในน้ำ (Bryan, Potts and Forster, 1977) Young (1975) รายงานว่าโลหะสังกะสีและเหล็กที่สะสมใน Litlorina obtubata นั้น ส่วนใหญ่มาจาก seaweed ; Fucus serratus ที่เป็นอาหารของมัน Stewart and Schulz - Baldes (1967) แสดงให้เห็นว่าเมื่อ Haliotis กินสาหร่ายที่มีโลหะตะกั่วเจือปนอยู่เป็นอาหาร ปริมาณความเข้มข้นของโลหะตะกั่วในอวัยวะสำหรับย่อยอาหารของมันจะเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัด

โลหะหนักเมื่อเข้าสู่ร่างกายของสิ่งมีชีวิตนั้น จะสะสมอยู่ในส่วนต่าง ๆ ของร่างกายไม่เท่ากัน เช่น ในหอย พบว่าโลหะส่วนใหญ่จะสะสมอยู่ในอวัยวะภายในมากกว่ากล้ามเนื้อ

(Palmer and Rand, 1977) และพบว่าปริมาณของโลหะสะสมอยู่สูงในไต หรืออวัยวะสำหรับย่อยอาหารมากกว่าส่วนอื่น ๆ (Bryan, 1973 : Bryan, Potts and Foster, 1977) โดยเฉพาะในหอย Haliotis นั้น พบว่าโลหะแมงกานีส สังกะสี และทองแดงมีมากในไต ส่วนโลหะแคดเมี่ยม เงิน เหล็ก และโครเมี่ยมนั้น พบมากในอวัยวะสำหรับย่อยอาหาร Segar, Collins and Riley (1971) ศึกษาถึงปริมาณโลหะในหอย Pecten maximus และ Modiolus modiolus พบว่ามีโลหะสะสมอยู่สูงในอวัยวะย่อยอาหารและเหงือก ส่วนปริมาณต่ำสุดพบในส่วนเปลือกของมัน Anderson (1977) ศึกษาในหอยกาบน้ำจืด พบว่าปริมาณโลหะที่สะสมอยู่ในอวัยวะส่วนต่าง ๆ นั้นจัดลำดับได้ดังนี้ เปลือก < กล้ามเนื้อ < อวัยวะภายใน < เหงือก และลำดับของโลหะที่สะสมในร่างกายนั้น พบว่า Cd < Cu < Pb < Zn นอกจากนั้นยังกล่าวว่าปริมาณของโลหะในตัวหอยนั้น สะท้อนถึงปริมาณที่สะสมในดินตะกอนบริเวณนั้นด้วย

Anderson and Brower (1978) ศึกษาในกุ้ง (Cray fish) พบว่าโลหะส่วนใหญ่สะสมในเหงือก และอวัยวะภายในมากกว่าในเปลือกและกล้ามเนื้อ ยกเว้นโลหะตะกั่ว ซึ่งพบสะสมอยู่ในเปลือกมากกว่าในเหงือกและอวัยวะภายใน สำหรับในปลานั้น Brook and Rumsey (1973) พบว่าปริมาณของโลหะจะสะสมอยู่ในตับมากกว่าในเนื้อเยื่อส่วนอื่น ๆ และโลหะบางชนิด เช่น สังกะสี พบว่าสะสมอยู่ในอวัยวะสืบพันธุ์มากกว่าในตับ

การสะสมของโลหะในร่างกายของสิ่งมีชีวิตนั้น นอกจากสะสมอยู่ในอวัยวะส่วนต่าง ๆ ไม่เท่ากันแล้ว ปริมาณการสะสมของโลหะนั้นยังขึ้นอยู่กับขนาด อายุ เพศ ชนิดและสิ่งแวดล้อมของมันด้วย Boyden (1974) รายงานถึงปริมาณของโลหะที่สะสมในหอย โดยพบว่าโลหะแคดเมี่ยมใน limpet ; Patella valgata นั้น มีปริมาณเพิ่มขึ้นตามน้ำหนักของมันที่เพิ่มขึ้น ส่วนใน Haliotis พบว่าปริมาณของโลหะหนักที่สะสมในกล้ามเนื้อส่วนที่กินได้นั้น จะลดลงเมื่อขนาดใหญ่ขึ้น แต่ในอวัยวะภายในส่วนที่กินไม่ได้นั้น จะมีปริมาณของโลหะแคดเมี่ยม เงิน และทองแดงเพิ่มขึ้นเมื่อขนาดเพิ่มขึ้น Boyden (1977) พบว่าปริมาณของโลหะสังกะสีใน Mytilus edulis มีปริมาณมากในหอยที่มีขนาดเล็ก ส่วนปริมาณของโลหะแคดเมี่ยมใน M. edulis นั้น พบว่าไม่ขึ้นกับขนาด และในบางครั้งพบว่าปริมาณ

ของโลหะแคดเมี่ยมใน limpet ; Patella valgata บางตัวมีค่าสูงเมื่อขนาดใหญ่ขึ้น สำหรับในปลาโดยทั่ว ๆ ไป ปลาขนาดใหญ่จะมีปริมาณโลหะสะสมอยู่สูงกว่าในปลาที่มีขนาดเล็ก (Koli et al., 1978) ส่วนในกุ้ง (Cray fish) นั้น ไม่พบความแตกต่างของปริมาณโลหะในระหว่างเพศและขนาด (Anderson and Brower, 1978)

อย่างไรก็ตามแม้จะพบว่าปริมาณของโลหะที่สะสมในสิ่งมีชีวิต สามารถที่จะสะท้อนถึงสิ่งแวดล้อมที่มันอาศัยอยู่ แต่ก็ไม่แน่เสมอไป ทั้งนี้เพราะว่าสิ่งมีชีวิตบางชนิดสามารถขับโลหะที่เข้าสู่ร่างกายออกไปได้ในอัตราสูง แม้ว่าจะอยู่ภายใต้สภาวะที่มีปริมาณของโลหะเจือปนอยู่มากก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากมันสามารถที่จะปรับความเข้มข้นของโลหะได้ แต่สำหรับสาหร่ายไม่เห็นเด่นชัดนัก แต่ก็อาจสูญเสียไปได้เนื่องจากการแพร่ (diffusion) เป็นส่วนใหญ่ ส่วนในสัตว์บางชนิด เช่น Scallops นั้น สามารถที่จะขับโลหะออกจากไตได้ (Bryan, 1973) และ Galtsoff (1964) รายงานว่าหอยนางรมสามารถที่จะขับอนุภาคของโลหะเหล็กออกจากขอบแมนเทิลได้ Pentreath (1973) ได้แสดงให้เห็นว่า Mytilus edulis ก็สามารถขับโลหะเหล็กออกจากร่างกายได้เช่นกัน นอกจากนั้นพวกหอยสองฝายังสามารถป้องกันการซึมผ่านของโลหะเข้าสู่ร่างกายได้ โดยการปิดเปลือกของมันแต่ก็ได้เพียงชั่วคราวเท่านั้น ส่วนปลานั้นสามารถที่จะว่ายหลบหนีไปจากบริเวณ หรือแหล่งที่มีการเจือปนของโลหะหนักในปริมาณที่ผิดปกติได้ ดังนั้นในการศึกษาปริมาณของโลหะที่สะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิต จำเป็นต้องศึกษาถึงองค์ประกอบด้านอื่น ๆ ที่เกี่ยวข้องด้วย ซึ่งมีองค์ประกอบหลายอย่างที่สามารถเปลี่ยนแปลงอัตราการสะสมของโลหะได้ เช่นการเปลี่ยนแปลงความเค็ม หรือค่า pH ของน้ำ การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ ความแตกต่างของลักษณะของโลหะอื่น ๆ รวมทั้ง Complexing agent อื่น ๆ ตลอดจนความแตกต่างของขนาด และลักษณะการกินอาหารของสิ่งมีชีวิตนั้น ๆ ด้วย ซึ่งสิ่งเหล่านี้ล้วนมีความสัมพันธ์ต่อการสะสมของโลหะในสิ่งมีชีวิต

ผลกระทบของโลหะหนักต่อสิ่งมีชีวิต

สำหรับผลกระทบของโลหะหนักต่อสิ่งมีชีวิตในทะเลนั้น นับเป็นปัญหาที่สำคัญยิ่งในปัจจุบัน ทั้งนี้เพราะสารพิษเหล่านี้มีผลกระทบต่อผลผลิตทางทะเล ซึ่งไม่ว่าจะเกิดใน

รูปแบบใดก็ตาม ย่อมมีผลกระทบต่อสุขภาพอนามัย และภาวะทางเศรษฐกิจของมนุษย์ในที่สุด และความเป็นพิษของโลหะต่อสิ่งมีชีวิตนั้น ขึ้นอยู่กับปริมาณและชนิดของสิ่งมีชีวิตกับสภาพแวดล้อมของมันที่แตกต่างกันออกไปด้วย

ความเป็นพิษของโลหะแคดเมี่ยม

ความเป็นพิษของโลหะแคดเมี่ยมต่อสัตว์ทะเลนั้น แตกต่างกันไป โดยขึ้นอยู่กับสารประกอบของมันรวมทั้งชนิด และขั้นตอนการพัฒนาของสิ่งมีชีวิต โดยเฉพาะตัวอ่อนของสัตว์จะมีความรู้สึกไวต่อความเป็นพิษมาก ซึ่งปริมาณค่าที่เป็นอันตรายต่อสัตว์ทะเลนั้นอยู่ในช่วง 0.1 – 100 µg/l (Nomiyama, 1976) สำหรับมนุษย์หากได้รับแคดเมี่ยมปริมาณ 35 mg เข้าสู่ร่างกายทางปาก อาจทำให้เกิดความเป็นพิษอย่างรุนแรงขึ้นได้ (Looket, 1957) ซึ่งโลหะแคดเมี่ยมนั้นเป็นสาเหตุทำให้เกิดโรคอิไต–อิไต (Itai – itai) และตั้งแต่ปี ค.ศ.1967 ถึงปี ค.ศ.1973 พบผู้ป่วยด้วยโรคนี้ในประเทศญี่ปุ่นเป็นจำนวนถึง 125 คน และในจำนวนนี้ 44 คน ได้เสียชีวิตแล้ว (Environment Agency, Japan, 1974)

ความเป็นพิษของโลหะทองแดง

โลหะทองแดงแม้ว่าจะเป็นธาตุที่จำเป็นต่อสิ่งมีชีวิต เช่น ใน Crustacea และ Mollusca นั้น เป็นส่วนสำคัญใน Haemocyanin ในเลือด ซึ่งจะทำหน้าที่เป็นตัวส่งผ่านออกซิเจน (Scott and Major, 1972) แต่ถ้ามีปริมาณของทองแดงสูงเกินกว่าระดับที่สิ่งมีชีวิตต้องการแม้เพียงเล็กน้อยก็อาจเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตนั้นได้ ในสัตว์ทะเลหลายชนิดสามารถสะสมโลหะทองแดงไว้ในร่างกายได้สูง เช่น หอยนางรม ซึ่งเมื่อสะสมโลหะทองแดงไว้มากจะทำให้มีสีเขียวผิดปกติ ในแมนเทิลและเหงือก ทำให้เนื้อหอยมีรสที่ผิดปกติ อันเป็นสาเหตุให้หอยนางรมดังกล่าวมีราคาตกต่ำลง (Sollman, 1949) ความเป็นพิษของทองแดงในสัตว์ทะเลนั้น Harvey (1960) ได้กำหนดว่าความเข้มข้นของโลหะทองแดงประมาณ 1.00 µg/g นั้น โดยทั่ว ๆ ไปแล้วมีความเป็นพิษต่อสัตว์ทะเล

และจากการศึกษาของ Okazaki (1976) พบว่าค่า TLm 96.hr. ของทองแดงในหอยนางรมในมหาสมุทรแปซิฟิค ; Crassostrea gigas มีความเข้มข้นประมาณ 0.56 µg/g สำหรับค่าความเข้มข้นที่ต่ำกว่านี้ อาจจะเป็นระดับที่มีอันตรายต่อไข่และระยะวัยอ่อนของมันได้ ซึ่ง Okubo and Okubo (1962) พบว่า Cu^{2+} ความเข้มข้น 0.10 และ 0.13 µg/g มีผลกระทบต่อการพัฒนาของไข่หอยนางรม C. gigas ส่วนในมนุษย์นั้นหากได้รับโลหะทองแดงเข้าไปในร่างกายประมาณ 100 mg จะทำให้เกิดความเป็นพิษขึ้นได้ (Hueper, 1969) แต่สำหรับความเป็นพิษของทองแดงต่อมนุษย์ ที่เกิดจากการบริโภคสัตว์ทะเลที่มีทองแดงสะสมอยู่ในปริมาณนั้น ไม่น่าจะเกิดขึ้นได้ทั้งนี้เนื่องจากสัตว์ทะเลที่มีทองแดงสะสมอยู่สูงนั้นจะมีรสไม่อร่อยด้วย ซึ่งระดับของทองแดงในสิ่งมีชีวิตทั่ว ๆ ไป โดยที่จะไม่ทำให้รสผิดปกติจนไม่สามารถรับประทานได้นั้น อยู่ในช่วง 5 – 7 µg/g (Portmann, 1970)

<u>ความเป็นพิษของโลหะตะกั่ว</u>

ความเป็นพิษของโลหะตะกั่วต่อสัตว์ทะเลนั้น มีรายงานว่าอยู่ในช่วง 1 ถึง 10 µg/g (Ruivo, 1970) ในปลานั้นตะกั่วจะจับตัวกับเมือกและสะสมอยู่บริเวณเหงือก ทำให้ความสามารถในการรับออกซิเจนลดลง ซึ่งหากมีระยะเวลานานก็เป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้ปลาตายได้ (Anderson and Brower, 1978) และจากการทดลองของ Crandall and Goodnight (1962) พบว่าโลหะตะกั่วความเข้มข้น 0.15 µg/l นั้น ทำให้ปลา common guppy มีการเจริญเติบโตช้าลง และทำให้การเจริญของอวัยวะสืบพันธุ์ลดลงหรือไม่มีการเจริญเลย ในตัวอ่อนของหอยนางรม (American Oyster) ; C. virginica นั้น พบว่าค่า LC 50 อยู่ในช่วง 2.20 – 3.60 µg/l (Calabress et al., 1973) นอกจากนั้นพบว่าความเป็นพิษของตะกั่วจะเพิ่มขึ้น เมื่อมีสังกะสีและปรอทรวมอยู่ด้วย สำหรับความเป็นพิษอย่างเฉียบพลันของตะกั่วต่อมนุษย์นั้นมีน้อย แต่หากได้รับโลหะตะกั่วเข้าสู่ร่างกายอย่างต่อเนื่องในอัตราที่มากกว่าร่างกายจะสามารถขับออกไปได้แล้ว มันจะสะสมอยู่ในเนื้อเยื่อ และในที่สุดก็ก่อให้เกิดอาการเจ็บป่วยได้

(Senai et al., 1975) นอกจากนี้แล้วตะกั่วยังเป็นสารที่ทำให้เกิดโรคมะเร็งในระบบทางเดินปัสสาวะของมนุษย์ด้วย (Hueper, 1969)

ความเป็นพิษของโลหะสังกะสี

โดยทั่วไปความเป็นพิษของโลหะสังกะสีอยู่ในระดับ 1 – 10 mg/l แต่ความเข้มข้นที่น้อยกว่านี้ เช่น 0.4 mg/l ในบริเวณปากแม่น้ำบางแห่งพบว่าสามารถฆ่าตัวอ่อนของหอยได้ ซึ่งระดับความเป็นพิษสำหรับปลาและหอยสองฝาน้ำมีค่าประมาณ 10 µg/g (Portmann, 1968) และค่า LC 50 ของสังกะสีคลอไรด์ต่อตัวอ่อนของหอยนางรม (American Oyster) ; C. virginica มีค่าประมาณ 0.31 mg/l (Calabress et al., 1973) โดยความเป็นพิษของสังกะสีจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีตะกั่วของปรอทรวมอยู่ด้วย จากการศึกษาของ Lloyd (1960) พบว่าปลาเทราท์ ; Salmo gairdneri จะมีความทนทานต่อความเข้มข้นของสังกะสีในระดับที่เป็นอันตรายต่อชีวิตได้ หากได้รับการรับสังกะสีในปริมาณที่ไม่ทำให้เกิดอันตรายต่อชีวิต (Subletha1) มาก่อน สำหรับความเป็นพิษของโลหะสังกะสีต่อมนุษย์นั้น จะเกิดขึ้นก็ต่อเมื่อรับเข้าไปเป็นปริมาณมาก ๆ เท่านั้น และสังกะสีก็มีแนวโน้มทำให้เกิดสีเขียวแกมน้ำเงินในหอยและปลาได้เช่นกัน ดังนั้นความเป็นพิษอย่างเฉียบพลันของสังกะสีต่อมนุษย์จึงไม่มีปัญหานัก แต่สังกะสีจะมีพิษต่อตัวอ่อนของปลาและหอยมาก (Portmann, 1970)

ความเป็นพิษของโลหะแมงกานีส

สำหรับความเป็นพิษของโลหะแมงกานีสนั้นไม่ปรากฏรุนแรงนัก หากมีความเข้มข้นไม่สูงจนเกินไป ในปลานั้นพบว่าโลหะแมงกานีสสามารถทำลายเนื้อเยื่อของเหงือก และเกิดเมือกจับเป็นก้อนจนไม่สามารถหายใจได้ จากการศึกษาของ Jones (1964) ด้วยปลา Stickle back ในความเข้มข้นของโลหะแมงกานีส 40 µg/g พบว่าปลาสามารถมีชีวิตรอดอยู่ได้เพียง 10 วันเท่านั้น สำหรับมนุษย์หากได้รับโลหะแมงกานีสเข้าสู่ร่างกายด้วยการกินหรือหายใจเอาฝุ่นผงของโลหะนี้เข้าไป จะทำให้เกิดมีอาการผิดปกติทางจิตประสาท งวงเหงาหาวนอนในเวลากลางวัน กล้ามเนื้อแข็งเกร็ง มือเท้าสั่น อารมณ์เปลี่ยนคุ้มดีคุ้มร้าย

I 17917487

เป็นต้น (วิทย, 2520)

ดีดีทีและสารประกอบของดีดีที

DDT (1,1, - Trichloro - 2, 2 - bis [p - chlorophenyl] - ethane หรือ dichlorodiphenyl trichloroethane) เป็นสารประกอบประเภท Chlorinated hydrocarbon ซึ่งสังเคราะห์ได้เป็นครั้งแรก ในปี ค.ศ. 1874 โดย Othmar Zeidler แต่ยังไม่ทราบคุณสมบัติของมัน จนกระทั่งปี ค.ศ. 1939 Paul Muller จึงพบว่าดีดีทีเป็นสารที่มีคุณสมบัติในการใช้เป็นยาฆ่าแมลงได้ (O' Brien, 1967) จึงนำเอาดีดีทีมาใช้ในการปราบแมลงอย่างแพร่หลาย ทั้งนี้เนื่องจากเป็นสารที่มีความรุนแรง ออกฤทธิ์นานและราคาถูก ซึ่งสถิติการผลิตดีดีทีของโลกในปี ค.ศ. 1970 มีประมาณ 72,000 ตัน (Higgins and Burns, 1975)

ดีดีทีเป็นสารที่มีคุณสมบัติทนทานต่อการย่อยสลายโดยสิ่งมีชีวิตเช่นเดียวกับ Chlorinated hydrocarbon ชนิดอื่น ๆ แต่มิได้หมายความว่ามันไม่อาจย่อยสลายได้ และการย่อยสลายของดีดีทีอาจเกิดขึ้นได้โดยขบวนการของจุลินทรีย์ (microbial processes) ซึ่งแบ่งออกเป็น

1. Microbial Dechlorination เป็นขบวนการที่ Chlorine อะตอมหลุดออกจาก trichloromethyl group และเกิดเป็นดีดีที (ที่ดีอี) โดยขบวนการต่าง ๆ ของ microorganism หลายชนิด (Risebrough et al., 1970) ลักษณะที่เกิดขึ้นนี้ ดังแสดงในรูปที่ 2 ของภาคผนวก ก.

2. Co - metabolism เป็นขบวนการที่จุลินทรีย์ทำการย่อยสลายยาปราบศัตรูพืชบางชนิด ซึ่งโดยปกติไม่อาจย่อยสลายได้ เนื่องจากไม่สามารถได้รับคาร์บอนและพลังงานอันเพียงพอต่อการดำรงชีพ แต่ถ้าหากยาปราบศัตรูพืชนั้นอยู่รวมกับแหล่งสารอินทรีย์อื่นที่สามารถให้คาร์บอนและพลังงานเพียงพอต่อการดำรงชีพของจุลินทรีย์แล้ว จุลินทรีย์นั้นก็สามารถย่อยสลายยาปราบศัตรูพืชไปรวมกับสารอินทรีย์อื่นนั้นได้ และจากการทดลองโดยจุลินทรีย์ 2 ชนิด คือ Aerobacter aerogens และ Hydrogenomonas sp. เมื่ออยู่รวมกัน สามารถเปลี่ยน

ดีดีที ให้เป็น p - chlorophenylacetic acid ใน fluid media ได้โดยขบวนการ Co - metabolism (Higgins and Burns, 1975) ดังรูปที่ 3 ของภาคผนวก ก.

สำหรับ half - life ของ p,p' - DDT นั้นขึ้นอยู่กับ medium โดยในเขตหนาวบริเวณที่มีปริมาณซากอาหารน้อยนั้น p,p' - DDT สามารถคงตัวอยู่ได้เป็นระยะเวลานาน ดังนั้นในบริเวณนี้ p,p' - DDT จึงเป็นตัวที่สำคัญที่สุดในบรรดาสารประกอบของดีดีทีทั้งหมดที่พบในปลา ในขณะที่บริเวณเขตอบอุ่นนั้น ในปลาจะมีเฉพาะดีดีทีและดีดีอี สำหรับในดิน residence half - life ของ p,p' - DDT เคยมีรายงานว่ามีช่วงเวลานานถึง 10 ปี และดีดีอีมีความคงทนมากกว่า p,p - DDT (Risebrough et al., 1970)

ในการใช้ดีดีทีเป็นยาฆ่าแมลงนั้นได้ดำเนินมาจนถึง ค.ศ. 1960 มนุษย์ชาติจึงเริ่มตื่นตัว และสำนึกถึงอันตรายที่ได้รับจากยาปราบศัตรูพืชที่ตกค้างอยู่ในธรรมชาติ และในช่วงปี ค.ศ. 1960 Rachel Garson ได้เขียนหนังสือชื่อ Silent Spring อันเป็นหนังสือที่อธิบายผลกระทบอันร้ายแรงของยาปราบศัตรูพืชเหล่านี้ต่อสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ อันเกิดจากการใช้ยาปราบศัตรูพืชโดยขาดการศึกษาและพิจารณาอย่างรอบคอบ ซึ่งระยะต่อมา ในปี ค.ศ. 1969 ได้มีการประกาศห้ามใช้ดีดีทีในประเทศสหรัฐอเมริกา สวีเดน และในบางประเทศ (Boughey, 1975)

สำหรับประเทศไทยนั้นเริ่มใช้ดีดีทีในโครงการกำจัดไข้มาเลเรีย ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2493 ซึ่งช่วยทำให้อัตราการตายของผู้ป่วยเนื่องจากไข้มาเลเรียลดลง (สถิติสาธารณสุข 2515) แต่อย่างไรก็ดีโครงการดังกล่าวและการนำเอาดีดีทีมาใช้ในการปราบศัตรูพืชอย่างแพร่หลาย ทำให้เกิดการแพร่กระจายของดีดีทีในสิ่งแวดล้อมของไทยมากขึ้นเช่นเดียวกัน

* พีซีบี (PCB)

พีซีบี เป็นชื่อย่อของสารเคมีสังเคราะห์จำพวก Chlorinated hydrocarbon ซึ่งมีชื่อทางเคมีว่า polychlorinated biphenyl สำหรับในทางการค้านั้นมีชื่อแตกต่างกัน

ออกไปแล้วแต่บริษัทผู้ผลิต เช่น "Aroclor" เป็นพีซีบีที่ผลิตโดยบริษัท Monsanto Chemical Corporation พีซีบีโดยทั่วไปที่มีจำหน่ายในตลาดโลกนั้น มีปริมาณคลอรีนระหว่าง 40 – 60 % ซึ่งปริมาณของคลอรีนนี้ทราบได้จากรหัสเลข 4 ตัว โดยเลขรหัส 2 ตัวแรกแสดงว่าเป็น polychlorinated biphenyl คือรหัส 12 ส่วนเลขรหัส 2 ตัวหลังใช้บอกปริมาณของคลอรีนที่มีอยู่ในส่วนผสมนั้น เช่น Aroclor 1254 หมายถึง polychlorinated biphenyl ซึ่งมีปริมาณคลอรีน 54 % โดยน้ำหนัก

พีซีบีเป็นสารสังเคราะห์ที่เริ่มนำมาใช้ในอุตสาหกรรมต่าง ๆ ตั้งแต่ปี ค.ศ. 1930 ทั้งนี้เนื่องจากพีซีบีเป็นสารสังเคราะห์ที่มีสมบัติพิเศษ กล่าวคือ มีความคงตัวสูง ไม่ติดไฟ ละลายน้ำได้น้อย ระเหยช้า มีค่า dielectric constant สูง และมีสมบัติเป็นพลาสติค (plasticizing ability) ดังนั้นจึงมีการใช้พีซีบีเป็น dielectric fluid ในการผลิตตัวเก็บประจุไฟฟ้า (capacitor) และหม้อแปลงไฟฟ้า (transformer) ใช้เป็น hydraulic fluid ในระบบ hydraulic โดยเฉพาะระบบที่ทำงานในอุณหภูมิสูง และใช้เป็นสารระบายความร้อนสำหรับอากาศยาน นอกจากนี้แล้วยังใช้พีซีบีในการทำพลาสติค การทำกาว สารกันรั่ว (scalant) ส่วนผสมของสีและหมึกพิมพ์ (Goldberg, 1975) เป็นต้น โดยเฉพาะในประเทศสหรัฐอเมริกา เมื่อปี ค.ศ. 1970 มีปริมาณการผลิตสูงถึง 38,000 ตัน ซึ่ง Commoner (1973) ประมาณว่าในแต่ละปีมีพีซีบีรั่วไหลออกสู่สิ่งแวดล้อมทั่วโลกประมาณ 75,000 ตัน

จากการที่ใช้พีซีบีอย่างแพร่หลายในงานอุตสาหกรรม จึงมีพีซีบีรั่วไหลออกสู่สิ่งแวดล้อมมาก และมนุษย์ได้เริ่มตระหนักถึงภัยร้ายของพีซีบีเป็นครั้งแรก โดยตรวจพบตกค้างอยู่ในปลาที่จับได้จากทะเลบอลติก ในปี ค.ศ. 1966 (Olsson et al., 1972) หลังจากนั้นเป็นต้นมาก็มีการศึกษาถึงปริมาณตกค้างและผลกระทบของพีซีบีต่อสิ่งแวดล้อมอย่างกว้างขวาง และพบว่าพีซีบีมีผลทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงการทำงานของฮอร์โมนเพศ รบกวนการทำงานของ enzyme จากตับ และเป็นสารที่ก่อให้เกิดมะเร็งในสิ่งมีชีวิตได้ (Boughey, 1975) ผลกระทบของพีซีบีที่ได้ต่อมนุษย์อย่างเห็นได้ชัดนั้นเกิดขึ้นในประเทศญี่ปุ่น ในราวปี ค.ศ. 1968 โดยประชากรชาวญี่ปุ่นที่บริโภคน้ำมันรำข้าวซึ่งเจือปนด้วยพีซีบีที่รั่วไหลออกจากระบบระบายความ

ร้อน ประมาณว่าผู้บริโภคได้รับพีซีบีเข้าไประหว่าง 0.5 – 2 กรัม ยังผลให้ประชากรราว 5,000 คน เกิดการเจ็บป่วยโดยเกิดเป็นผื่นที่ผิวหนัง บางรายมีอาการอ่อนเพลียและอาเจียนเป็นระยะ ๆ ทำให้ผู้ใหญ่ 2 คนและเด็ก 2 คนเสียชีวิต นอกจากนี้ทารกที่เกิดใหม่จากมารดาที่ได้รับพีซีบีจะมีสีผิวหนังผิดปกติด้วย (Goldberg, 1975)

สำหรับในประเทศไทย เริ่มมีความสนใจเกี่ยวกับปริมาณตกค้างของพีซีบีในสิ่งแวดล้อม โดย Huschenbeth and Harms ได้ทำการสำรวจปริมาณพีซีบีในน่านน้ำของประเทศไทยเมื่อปี ค.ศ. 1974 นอกจากนั้นก็มี ชลีรัตน์ (2519) และ Menasveta and Cheevaparanapiwat (1979) เป็นต้น ซึ่งยังมีผู้ศึกษากันน้อย แต่อย่างไรก็ดีปริมาณที่ตรวจพบยังมีปริมาณไม่มาก

การแพร่กระจายของดีดีทีและพีซีบีสู่สิ่งแวดล้อม

ดีดีทีและพีซีบีหลังจากถูกใช้แล้วสามารถที่จะแพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อมได้หลายทางด้วยกัน โดยเฉพาะการแพร่กระจายสู่บรรยากาศและน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมนั้น นับเป็นขบวนการสำคัญที่ทำให้สารเหล่านี้แพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อมได้มากที่สุด และเมื่อสารเหล่านี้ฟุ้งกระจายอยู่ในบรรยากาศนั้น สามารถที่จะจับตัวอยู่กับฝุ่นผงในบรรยากาศได้ (Risebrough et al., 1968) โดยบางส่วนจะถูกชะล้างเมื่อฝนตก ซึ่งจากการศึกษาพบว่าปริมาณดีดีทีในน้ำฝนที่ตกใน Ohio ปี ค.ศ. 1965 นั้น มีความเข้มข้นเฉลี่ยประมาณ 187 ng/l น้ำฝนจากบริเวณ Great Britain ในปี ค.ศ. 1966 – 1967 มีความเข้มข้นเฉลี่ยประมาณ 80 ng/l และน้ำฝนจาก Hawaii ในปี ค.ศ. 1970 – 1971 นั้น มีความเข้มข้น 5 ng/l เป็นต้น (Goldberg, 1975)

สาร Chlorinated hydrocarbon เหล่านี้ เมื่อถูกชะล้างลงสู่แหล่งน้ำนั้นส่วนใหญ่จะรวมอยู่กับสารแขวนลอยต่าง ๆ ในน้ำมากกว่าที่จะอยู่ในรูปของการละลาย ทั้งนี้เนื่องจากมันละลายน้ำได้น้อยมาก ดังนั้นจึงมีแนวโน้มที่จะตกตะกอน และสะสมตัวอยู่ในดินตะกอน (Kham et al., 1976) ความเข้มข้นของสารเหล่านี้ที่มีอยู่ในน้ำตามปกติโดยทั่วไปนั้นมี

ความเข้มข้นต่ำ (Osterroht, 1977) ยกเว้นบางบริเวณ เช่นปากแม่น้ำหรือบริเวณที่ได้รับการเจือปนจากแหล่งอื่น ๆ และถึงแม้ว่าในน้ำบริเวณที่มีความเข้มข้นของสารเหล่านี้ต่ำจนไม่สามารถที่จะตรวจพบได้ก็ตาม แต่สิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในบริเวณนั้นก็สามารถที่จะสะสมสารเหล่านี้ไว้ในร่างกายได้ (Higgins and Burns, 1975)

การสะสมของดีดีทีและพีซีบีในสิ่งมีชีวิต

ดีดีทีและพีซีบีที่รั่วไหลอยู่ตามบริเวณต่าง ๆ ในที่สุดก็จะลงสู่แหล่งน้ำและอาจก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตได้ จากรายงานของ IDOE (1972) ซึ่งทำการศึกษาถึงปริมาณดีดีทีและพีซีบีที่สะสมในปลานั้น ปรากฏว่าพบในปลาเกือบทุกชนิดที่นำมาทำการตรวจสอบจากบริเวณต่าง ๆ เช่น บริเวณตอนเหนือและตอนใต้ของมหาสมุทรแอตแลนติค ของแคนาดา อ่าวเมกซิโก ทะเลแคริบเบียน บริเวณตะวันออกเฉียงเหนือของมหาสมุทรแปซิฟิค ชายฝั่งตะวันตกของสกอต และทะเลบอลติค เป็นต้น และเมื่อปลานั้นรับเอาดีดีทีและพีซีบีเข้าไปจะสะสมไว้ในตับและตามแหล่งสะสมไขมันของร่างกาย (Reinert, 1970 ; Kpekata, 1975) นอกจากนั้น ยังพบว่าสัตว์ที่มีอายุมากนั้น จะมีปริมาณการสะสมของดีดีทีเพิ่มขึ้นด้วย (Addison et al., 1973) ซึ่งดีดีทีและพีซีบีนั้นไม่เพียงจะสะสมอยู่ในสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศน์เท่านั้น ยังสามารถที่จะถ่ายทอดไปตามลูกโซ่อาหารและมีปริมาณเพิ่มขึ้นตามลำดับขั้นทางชีวภาพด้วย (Nadeau and Davis, 1976 ; Addison, 1976) โดยในทะเลสาบมิชิแกนนั้นพบว่าค่าความเข้มข้นของดีดีทีในดินตะกอนมีประมาณ 0.0085 $\mu g/g$ ในสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังที่เป็นอาหารของปลาเบื้องต้น มีความเข้มข้นประมาณ 0.41 $\mu g/g$ ปลาปิดความเข้มข้น 3 - 8 $\mu g/g$ และในเนื้อเยื่อไขมันของนก herring gull ซึ่งกินปลาเป็นอาหารนั้นมีปริมาณดีดีทีสะสมอยู่ในอัตราที่สูงกว่า 3,177 $\mu g/g$ (Boughey, 1975) สำหรับพีซีบีนั้นพบว่าชนิดที่มีคลอรีนอะตอมมากจะสะสมได้มากกว่าพีซีบีชนิดที่มีคลอรีนอะตอมน้อยกว่า (Wong and Kaiser, 1975)

อย่างไรก็ตามดีดีทีและพีซีบีเมื่อเข้าสู่ร่างกายของสิ่งมีชีวิตแล้วก็สามารถที่จะถูกขับออกมาได้ แต่โดยทั่วไปแล้วเป็นอัตราที่ช้ากว่าอัตราของการสะสมของมัน นอกจากนั้นดีดีที

และพีซีบียังสามารถถูกย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์หลายชนิด ซึ่งจะทำให้ดีดีทีเปลี่ยนไปเป็นดีดีอีได้ (Higgins and Burns, 1975) และดีดีทีที่อยู่ในน้ำเกือบทั้งหมดจะถูกเปลี่ยนไปอยู่ในรูปของดีดีอี (Osterroht, 1977) ส่วนพีซีบีนั้นก็สามารถที่จะถูกย่อยสลายโดยสิ่งมีชีวิตได้เช่นกัน โดยตัวที่มีคลอรีนอะตอมในโมเลกุลน้อยกว่าจะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียได้เร็วกว่าพีซีบีที่มีคลอรีนอะตอมในโมเลกุลสูงกว่า (Wong and Kaiser, 1975) แต่อย่างไรก็ตามขบวนการเหล่านี้เกิดได้ช้ามาก

สำหรับการศึกษาถึงปริมาณสะสมของดีดีทีและพีซีบีในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยนั้น Huschenbeth and Harms (1974) พบว่าปริมาณดีดีทีที่สะสมในสัตว์ชนิดต่าง ๆ ในอ่าวไทยมีปริมาณอยู่ในช่วง 0.006 – 0.407 µg/g และพีซีบีมีปริมาณอยู่ในช่วง 0.01 – 0.103 µg/g ชลีรัตน์ (2519) ทำการศึกษาในบริเวณแม่น้ำเจ้าพระยาตอนล่างพบว่ามีปริมาณดีดีทีสะสมในปลาอยู่ในช่วง 0.001 – 0.205 µg/g และพีซีบีอยู่ในช่วง 0.005 – 0.205 µg/g Hungspreugs and Wattayakorn (1978a) รายงานปริมาณดีดีทีของสัตว์ทะเลในอ่าวไทยตอนบน มีค่าอยู่ในช่วง 0.019 – 0.112 µg/g และจากรายงานของ Menasveta and Cheevaparanapiwat (1979) ซึ่งทำการศึกษาในบริเวณปากแม่น้ำสำคัญสี่แห่งของประเทศไทย พบปริมาณดีดีทีในปลากระบอกมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 0.022 – 0.089 µg/g ดีดีทีในหอยแมลงภู่มีค่าเฉลี่ยในช่วง 0.032 – 0.042 µg/g และปริมาณพีซีบีในปลากระบอกมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 0.002 – 0.019 µg/g ในหอยแมลงภู่มีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 0.002 – 0.040 µg/g

ผลกระทบของ[illegible]ต่อสิ่งมีชีวิต

จากการศึกษาพบว่าพีซีบีมีผลยับยั้งการสังเคราะห์แสงของแพลงก์ตอนพืชในทะเล (Harding, 1976) และมีผลกระทบต่อการเจริญเติบโตของแพลงก์ตอนพืชในการเพาะเลี้ยง (Keil et al., 1971 ; Fisher et al., 1973) และ Mosser et al., (1972) พบว่าพีซีบี 25 µg/l สามารถที่จะยับยั้งการเจริญเติบโตของ diatom ; Thalassiosira pseudonana ในการเพาะเลี้ยง แต่ไม่เกิดผลกระทบในความเข้มข้น 10 µg/l ส่วนดีดีทีนั้นจะเกิดผลยับยั้งต่อการเจริญเติบโตที่ความเข้มข้น 100 µg/l แต่ไม่มีผลกระทบเลยที่ความ

เข้มข้น 25 µg/l และพบว่าพีซีบีมีผลยับยั้งการสืบพันธุ์ของ Daphnia magna Strauss และทำให้การสืบพันธุ์ของมันลดลง 50 % เมื่อมีความเข้มข้น 19.0 µg/l นอกจากนั้นยังพบว่าดีดีทีและพีซีบีสามารถที่จะเสริมฤทธิ์ซึ่งกันและกันได้ เช่น ดีดีที 0.30 และ 0.50 µg/l จะทำให้พีซีบีมีความเป็นพิษเพิ่มขึ้นประมาณ 2 เท่า (Maki and Johnson, 1975)