

วิจารณ์ผลการทดลอง

6.1 คุณภาพน้ำบริเวณเอสทุรีของแม่น้ำท่าจีน

บริเวณเอสทุรีของแม่น้ำท่าจีนที่ทำการศึกษาในครั้งนี้ (ตั้งแต่สะพานโพธิ์แก้ว อำเภอสามพราน จังหวัดนครปฐม ไปจนถึงปากแม่น้ำท่าจีน อำเภอเมือง จังหวัดสมุทรสาคร) ซึ่งอยู่ในช่วงของแม่น้ำท่าจีนตอนล่าง (ตั้งแต่ที่ว่าการอำเภอนครชัยศรี จังหวัดนครปฐม (กิโลเมตรที่ 82) จนถึงปากแม่น้ำท่าจีน อำเภอเมือง จังหวัดสมุทรสาคร (กิโลเมตรที่ 0)) ซึ่งทางสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ได้กำหนดให้เป็นแหล่งน้ำประเภทที่ 4 ซึ่งใช้ในการอุปโภคและ บริโภค โดยต้องผ่านการปรับปรุงคุณภาพน้ำพิเศษก่อน และ ยังใช้ประโยชน์ในทางอุตสาหกรรม

บริเวณเอสทุรีของแม่น้ำท่าจีน เป็นบริเวณที่มีโรงงานอุตสาหกรรมตั้งอยู่อย่างหนาแน่น โดยเฉพาะที่อำเภอกระทุ่มแบน จังหวัดสมุทรสาคร (ภาคผนวก ง) และ นอกจากนี้ยังมีการเลี้ยงหมึกกันมากที่อำเภอสามพราน จังหวัดนครปฐม น้ำทั้งจากโรงงานอุตสาหกรรม และ จากบ้านเรือน รวมทั้งแหล่งชุมชนต่างๆ จะมีผลทำให้ปริมาณออกซิเจนในแหล่งน้ำลดลง ซึ่งจากการศึกษา พบว่า ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ ทั้งในฤดูน้ำน้อยและน้ำหลาก ส่วนใหญ่มีค่าต่ำกว่าระดับมาตรฐานคุณภาพน้ำของสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (2 มิลลิกรัมต่อลิตร) โดยค่าต่ำสุดที่ตรวจพบ คือ 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อำเภอสามพราน จังหวัดนครปฐม (เช่นเดียวกับการสำรวจของสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2527-2530) นอกจากนี้อาจเนื่องมาจากผักตบชวาที่เจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว และมีปริมาณหนาแน่น (โดยเฉพาะในฤดูน้ำน้อย) ซึ่งผักตบชวาเหล่านี้ เกิดการเน่าเปื่อยและทับถมกันมากๆ ทำให้ออกซิเจนในน้ำลดลง มีผลทำให้คุณภาพน้ำเสื่อมลง

การแพร่กระจายของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ทั้งในฤดูน้ำน้อยและน้ำหลาก มีแนวโน้มสูงขึ้นบริเวณปากแม่น้ำ เนื่องจากบริเวณนี้มีกิจกรรมทางการประมง และมีตลาดตั้งกันอยู่อย่างหนาแน่น จึงมีการทิ้งของเสียบริเวณปากแม่น้ำ และ การที่แอมโมเนียในปริมาณที่สูงทำให้

คาดเดาได้ว่า น้ำที่เพิ่งได้รับการปนเปื้อนมาใหม่ ๆ แต่อย่างไรก็ตามปริมาณแอมโมเนีย - ไนโตรเจน ทั้งสองฤดูกาลยังมีค่าต่ำกว่าระดับมาตรฐานที่กำหนดโดยสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (0.5 mg/l)

ตามปกติ น้ำในบริเวณเอสทุรีจะมีความเข้มข้นของไนโตรเจน - ไนโตรเจน ต่ำมาก เนื่องจากเป็นสารที่เป็นตัวกลางของการเกิดรีดักชัน (โดยพวกแบคทีเรีย) ของไนเตรต หรือ การเกิดออกซิเดชันของแอมโมเนีย (Head, 1985) แต่จากการตรวจวัดปริมาณไนโตรเจนในการศึกษาครั้งนี้ พบว่า มีปริมาณที่ค่อนข้างสูง คือ 0.14 - 23.43 $\mu\text{mole/l}$ (0.002 - 0.33 mg/l) เมื่อเปรียบเทียบกับแม่น้ำสายอื่น เช่น บางปะกง และ แม็กลอง (ตารางที่ 6.1) และในแม่น้ำ Tamar (ประเทศอังกฤษ) (Morris et al., 1985) และ แม่น้ำ Swartkops (ประเทศแอฟริกาใต้) (Emmerson, 1985) จากสภาพแวดล้อมที่มีออกซิเจนละลายอยู่น้อย แต่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูง Helder และ De Vries (1983, 1986) อธิบายว่า เกิดจากการที่ออกซิเดชันของแอมโมเนีย (โดย nitrosomonas) มีความไวต่อความเข้มข้นของออกซิเจนที่ต่ำกว่าการออกซิเดชันของไนโตรเจนไปเป็นไนเตรต (โดย nitrobactor) จึงทำให้เกิดการสะสมของไนโตรเจนในสภาพที่มีออกซิเจนละลายต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Laudelout et al. (1976) (อ้างถึงใน Webb, 1981) และ จากข้อมูลอ้างอิงโดย Painter (1970)

ไนเตรต - ไนโตรเจน ในฤดูน้ำน้อย (ค่าเฉลี่ย = 59.71 $\mu\text{mole/l}$ หรือ 0.84 mg/l) มีปริมาณสูงกว่าในฤดูน้ำหลาก (ค่าเฉลี่ย = 9.57, 12.43 $\mu\text{mole/l}$ หรือ 0.13, 0.17 mg/l ที่น้ำระดับผิว และ ระดับล่าง ตามลำดับ) และในเอสทุรีของแม่น้ำ Swartkops (ค่าเฉลี่ย = 36.81 $\mu\text{mole/l}$ หรือ 0.52 mg/l) (Emmerson, 1985) แต่อย่างไรก็ตาม ยังมีค่าต่ำกว่ามาตรฐานที่กำหนดโดยสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (5 mg/l) เมื่อพิจารณาตลอดเอสทุรี พบว่า ไนเตรต-ไนโตรเจน ทั้งสองฤดูกาล มีแนวโน้มลดลงเมื่อเข้าใกล้ปากแม่น้ำ เนื่องจาก nitrifying bacteria ถูกเจือจางในน้ำเค็มได้เร็วกว่าที่มันจะสามารถเพิ่มจำนวนโดยการแบ่งตัว จึงทำให้จำนวนแบคทีเรียลดลงในบริเวณที่เกิดกระบวนการ nitrification ซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้ไนเตรตลดลงบริเวณตอนปลายเอสทุรี แม้ว่า จะมีความเข้มข้นของแอมโมเนียอยู่สูงมากพอ (Billen, 1975) โดยสอดคล้องกับการศึกษาในครั้งนี้ ซึ่งปริมาณแอมโมเนียมีแนวโน้มสูงขึ้นในช่วงปากแม่น้ำแต่ไนเตรตมีแนวโน้มลดลง

ตารางที่ 6.1 เปรียบเทียบปริมาณธาตุอาหารในแม่น้ำ (สายหลัก) ในประเทศไทย

แม่น้ำ	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	ผู้ทำการศึกษา
เจ้าพระยา	0.05 - 1.00	0.01 - 0.20	0.01 - 0.50	-	สำนักงานคณะกรรมการ สิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (2526)
	0.10 - 5.69	0.01 - 0.18	0.01 - 0.45	-	"-----" (2527)
	-	-	0.10 - 0.36	0.20 - 0.36	กองอนามัยสิ่งแวดล้อม (2524 - 2526)
ท่าจีน	0.10 - 1.80	0.04 - 0.23	0.05 - 0.40	-	สำนักงานคณะกรรมการ สิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (2527 - 2530)
แม่กลอง	-	-	0.08 - 0.20	0.10 - 0.15	กองอนามัยสิ่งแวดล้อม (2524 - 2526)
	0.11 - 3.33	<0.01-0.20	0.08 - 0.68	-	สำนักงานคณะกรรมการ สิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (2527 - 2528)
	-	< 0.002	0.84 - 1.00	0.06	สุวรณี เจริญบำรุง (2529)
บางปะกง	ND - 1.47	ND - 0.09	0.02 - 1.09	-	สำนักงานคณะกรรมการ สิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (2529)
	ND - 0.20	ND - 0.01	ND - 1.35	-	"-----" (2530)
ท่าจีน (ฤดูน้ำน้อย)	0.02 - 0.35	0.002 - 0.33	0.03 - 1.50	0.43 - 0.66	การศึกษาในครั้งนี้
	(ฤดูน้ำหลาก)	0.09 - 0.39	0.02 - 0.10	0.06 - 0.26	0.10 - 0.18

โดยปกติแล้ว สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนจะมีอยู่ประมาณมากกว่า 50 % ของปริมาณสารประกอบไนโตรเจนทั้งหมดที่ละลายอยู่ในน้ำ (เปียมศักดิ์ , 2529) ส่วนในเอสทรีของแม่น้ำท่าจีน พบว่า อินทรีย์ไนโตรเจนที่ละลายอยู่ในน้ำในฤดูน้ำน้อยมีประมาณ 51 % ของไนโตรเจนรวมทั้งหมดที่ละลายน้ำ นั่นคือ ปริมาณอินทรีย์ไนโตรเจนมีค่าเกือบเท่ากับอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่นเดียวกับการศึกษาในเอสทรีของแม่น้ำ Pamlico (Hobbie et al., 1975) ส่วนในฤดูน้ำหลากมีปริมาณอินทรีย์ไนโตรเจนสูงถึง 88 % ของไนโตรเจนรวมทั้งหมดที่ละลายน้ำ อาจเนื่องมาจาก น้ำได้รับการปนเปื้อนมาใหม่ๆ หรือ อาจมีย่อยสลายโดยแบคทีเรีน้อยมาก ประกอบกับสภาพแวดล้อมที่มีออกซิเจนต่ำ

ความสัมพันธ์ระหว่างอินทรีย์ไนโตรเจน และ อนินทรีย์ไนโตรเจน ในช่วงฤดูน้ำน้อย (รูปที่ 5.4) โดยเฉพาะในช่วงกิโลเมตรที่ 25 คือ บริเวณท่าเรืออ่างทอง เป็นจุดที่ออกซิเจนละลายมีค่าสูงสุด คือ 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร (รูปที่ 5.1) เนื่องจากมีการใช้เรือหางยาวเป็นยานพาหนะในบริเวณเอสทรีแม่น้ำท่าจีน ใบพัดของเรือที่หมุนอยู่ในน้ำทำให้มีการ aeration จึงทำให้มีออกซิเจนละลายอยู่ในปริมาณที่สูงกว่าจุดอื่นๆ ซึ่งในบริเวณนี้ความเข้มข้นของอินทรีย์ไนโตรเจน และ แอมโมเนียมีค่าต่ำ ขณะที่ไนไตรท์ และ ไนเตรตมีค่าสูง แสดงถึงการเกิดปฏิกิริยา nitrification คือ กระบวนการเปลี่ยนอินทรีย์ไนโตรเจน \longrightarrow แอมโมเนีย \longrightarrow ไนไตรท์ \longrightarrow ไนเตรต ส่วนในฤดูน้ำหลากกระบวนการนี้เห็นไม่ชัดเจน

อนินทรีย์ฟอสฟอรัส (ฟอสเฟต) ในฤดูน้ำน้อยมีค่าเฉลี่ย 17.80 $\mu\text{mole/l}$ (0.55 mg/l ส่วนในฤดูน้ำหลาก มีค่าเฉลี่ย 4.55, 4.13 $\mu\text{mole/l}$ (0.14 , 0.13 mg/l ที่น้ำระดับผิว และ ระดับล่าง ตามลำดับ) ซึ่งมีปริมาณสูงกว่าแม่น้ำสายอื่นๆ ดังตารางที่ 6.1 แสดงถึง น้ำจากบ้านเรือนและโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ที่ทิ้งลงสู่บริเวณเอสทรีนี้มีฟอสเฟตในปริมาณที่สูง ซึ่งถือว่าเป็น point source ส่วน non-point source นั้น อาจมาจากการใช้ปุ๋ยที่มีฟอสเฟตเป็นองค์ประกอบในการเกษตรกรรม

ฟอสเฟต ในฤดูน้ำน้อย มีแนวโน้มสูงขึ้นเล็กน้อยในช่วงปากแม่น้ำ ซึ่งเป็นบริเวณที่มีบ้านเรือน และ โรงงานอุตสาหกรรม ค่อนข้างหนาแน่น ส่วนฟอสเฟตในฤดูน้ำหลากมีปริมาณที่ต่ำกว่าในฤดูน้ำน้อย เนื่องมาจากการเจือจางโดยน้ำฝน หรืออาจมาจากการแลกเปลี่ยนฟอสเฟตระหว่างน้ำกับดินตะกอนแขวนลอย Pomeroy และ คณะ (1965) ศึกษาพบว่า การแลกเปลี่ยนจะมีในดินตะกอนที่ถูกรบกวนมากกว่าดินตะกอนที่ไม่ถูกรบกวน ซึ่งบริเวณปากแม่น้ำท่าจีนมีตะกอนแขวนลอยมากกว่าบริเวณต้นเอสทรี และ ในฤดูน้ำหลาก

อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ละลายในน้ำทั้งสองฤดูกาล มีค่าสูงกว่าฟอสเฟตมาก ซึ่งตามปกติแล้ว ฟอสเฟตจะเป็นรูปแบบของฟอสฟอรัสที่มีมากที่สุดในแหล่งน้ำ (Liss, 1976 ; เปี่ยมศักดิ์, 2529) อย่างไรก็ตาม Ketchum (1969) (อ้างถึงใน Hobbie et al. (1975)) กล่าวว่า $2.8 \mu\text{mole/l}$ (0.09 mgP/l) เป็นระดับความเข้มข้นที่สูงของฟอสฟอรัสในน้ำบริเวณชายฝั่งที่มีมลภาวะ ซึ่งระดับความเข้มข้นของฟอสฟอรัสที่กำหนดไว้จะมีระดับสูงขึ้นในบริเวณเอสตูร์ของแม่น้ำท่าจีน และ เช่นเดียวกับการศึกษาของ Hobbie et al. (1975) ในบริเวณเอสตูร์ของแม่น้ำ Pamlico

ในวัฏจักรของฟอสฟอรัส ฟอสเฟตจะถูกใช้ไปโดยจุลินทรีย์ทั้งพวก autotrophs และ heterotrophs และมีการสร้างไวท์ภายในเซลล์ เมื่อพวกสิ่งมีชีวิตเหล่านี้ถูกบริโภค ฟอสฟอรัสจะถูก mineralize ไปเป็นฟอสเฟต และ บางวัฏจักรก็เป็นอินทรีย์ฟอสฟอรัส และ พวกซากพืชและ สัตว์ที่มีฟอสฟอรัสเป็นองค์ประกอบ เมื่อตายลงจะถูกทับถมในดินตะกอน (Webb, 1981) ฟอสเฟต เป็นรูปแบบของฟอสฟอรัสที่มีความสำคัญมากในแหล่งน้ำ เนื่องจากสาหร่าย และ แพลงค์ตอนพืชใช้ในการเจริญเติบโต ซึ่งนอกจากจะมาจากภายนอกเอสตูร์แล้ว ยังถูกสร้าง (ปลดปล่อย) ออกจากดินตะกอนภายในเอสตูร์อีกด้วย (Day, 1989 ; Liss, 1976 ; Kunishi et al., 1985 ; Rehm, 1985)

ซิลิเกต เป็นธาตุอาหารที่ถูกใช้โดยพวกไดอะตอม เรดิโอลาเรีย และ ฟองน้ำ (Aston, 1980) และจะถูกสร้าง (หรือถูกปลดปล่อย) โดยการ dissolution ของสัตว์ที่มีโครงร่างแข็งเหล่านี้มากกว่าการย่อยสลายโดยแบคทีเรีย (Day, 1989)

ซิลิเกต ที่ตรวจพบในเอสตูร์ของแม่น้ำท่าจีนในฤดูน้ำน้อย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.18 mmole/l (5.16 mgSi/l) ส่วนในฤดูน้ำหลากมีค่าเฉลี่ย 0.27 , 0.22 mmole/l (7.52 , 6.07 mgSi/l) โดยจะมีปริมาณสูงกว่าเล็กน้อยเมื่อเทียบกับเอสตูร์ของแม่น้ำ Mandovi ในประเทศอินเดีย (ค่าเฉลี่ย = 0.13 , 0.09 mmole/l หรือ 3.59 , 2.52 mgSi/l) (De Sousa, 1983) แม่น้ำ Peace ใน Florida (ค่าเฉลี่ย = 0.14 mmole/l หรือ 4.04 mgSi/l) (Froelich et al., 1985) แม่น้ำ Swartkops ในประเทศแอฟริกาใต้ (ค่าเฉลี่ย = 0.07 mmole/l หรือ 1.84 mgSi/l) (Emmerson, 1985) ส่วนบริเวณเอสตูร์ของอ่าวโตเกียว มีความเข้มข้นเฉลี่ยของซิลิเกตเท่ากับ 0.3 mmole/l (8.4 mgSi/l) (Kamatani & Takano, 1984) และ ในเอสตูร์ของแม่น้ำ Loire ในประเทศฝรั่งเศส มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.35 mmole/l (9.8 mgSi/l) (Meybeck, 1988)

พิจารณาในแง่ของการกระจายของซิลิเคตในเอสทูรีของแม่น้ำท่าจีน พบว่า มีความเข้มข้นสูงในช่วงต้นเอสทูรี และ มีแนวโน้มลดลงเมื่อเข้าใกล้ปากแม่น้ำ ซึ่งสอดคล้องกับ ผลการศึกษา ในแม่น้ำ Peace (Froelich, 1985) และ ในแม่น้ำ Swartkops (Emmerson, 1985) ซึ่งอาจเนื่องมาจาก ความแตกต่างของจำนวนไดอะตอมในบริเวณเอสทูรี โดยที่บริเวณปลายเอสทูรีมีพวกไดอะตอม และ สิ่งมีชีวิตที่มีโครงร่างแข็งเป็นองค์ประกอบอยู่ มากกว่า

เมื่อเปรียบเทียบค่า atomic ratio ระหว่าง N : P (ตาราง ก.2 และ ก.5 ในภาคผนวก) พบว่า ในฤดูน้ำน้อยมีค่าเฉลี่ยของ N : P เท่ากับ 5 : 1 ส่วนในฤดูน้ำหลาก N : P เท่ากับ 7 : 1 (ที่น้ำระดับผิว) และ 8 : 1 (ที่น้ำระดับล่าง) ซึ่งคล้ายกับการศึกษา ในเอสทูรีแม่น้ำ Pamlico (Hobbie et al., 1975) คือ N : P เท่ากับ 4 หรือ 5 : 1 Boynton et al. (1982) และ Kuenzler et al. (1979) (อ้างถึงใน Day, 1989) พบว่า N : P มีค่าลดลงในช่วงฤดูร้อน และ อัตราส่วนระหว่าง N : P สูงใน บริเวณต้นเอสทูรี ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาในครั้งนี้ และ เมื่อเปรียบเทียบกับค่า Redfield ratio (อ้างถึงใน Day, 1989) คือ มีอัตราส่วนระหว่าง N : P เท่ากับ 16 : 1 ซึ่งเป็น อัตราส่วนที่เหมาะสมที่พืชใช้ในการเจริญเติบโต ทำให้ทราบว่า บริเวณเอสทูรีของแม่น้ำท่าจีน ทั้งในฤดูน้ำน้อย และ น้ำหลาก มีไนโตรเจน เป็นปัจจัยจำกัด เช่นเดียวกับการศึกษาในเอสทูรี ของแม่น้ำ Swartkops (Emmerson, 1985) เอสทูรีของอ่าว Charlotte (Froelich et al., 1985) และ เอสทูรีของแม่น้ำ Pamlico (Hobbie et al., 1975)

เมื่อพิจารณาดังคุณภาพน้ำในบริเวณเอสทูรีของแม่น้ำท่าจีน โดยทั่วไปแล้ว อาจกล่าว ได้ว่า ได้รับผลกระทบจากกิจกรรมของมนุษย์ในการปล่อยของเสียลงสู่แหล่งน้ำมาก (โดยเฉพาะ น้ำทิ้งที่มีฟอสฟอรัสเป็นองค์ประกอบ) จนทำให้คุณภาพน้ำอยู่ในสภาพเสื่อมโทรมตลอดทั้งสองฤดูกาล ที่ทำการสำรวจ และ จากการที่อัตราส่วนระหว่าง N : P บริเวณเอสทูรีแม่น้ำท่าจีนมีค่าน้อย กว่า 16 : 1 แสดงให้เห็นว่า ไม่เหมาะสมกับการที่แพลงค์ตอนพืชซึ่งเป็นผู้ผลิตขั้นปฐมภูมิจะนำไป ใช้ในการเจริญเติบโต อาจส่งผลกระทบต่อผู้บริโภคลำดับต่างๆ ในการถ่ายทอดพลังงานซึ่งจะทำให้ส่งผลกระทบต่อกระเทือนถึงจำนวน และ ปริมาณของสัตว์น้ำ เนื่องจากว่า บริเวณนี้เป็นแหล่งที่มีการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่มีความสำคัญทางเศรษฐกิจของประเทศ

6.2 การกระจายของธาตุอาหารส่วนที่แชนลอสบริเวณเอสทรีมน้ำทำจัน

จากการเปรียบเทียบการกระจายของธาตุอาหารส่วนที่แชนลอส พบว่า ธาตุอาหารส่วนที่แชนลอสส่วนใหญ่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นในช่วงบริเวณปากแม่น้ำ ซึ่งเนื่องจากว่าบริเวณปากแม่น้ำมีสารแชนลอสอยู่ในปริมาณที่มากกว่าบริเวณอื่น ๆ ทั้งสองฤดูกาล

6.3 เปรียบเทียบปริมาณร้อยละของธาตุอาหารประเภทไนโตรเจน และ ฟอสฟอรัส ที่อยู่ในน้ำ

จากการเปรียบเทียบปริมาณร้อยละของไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำ และ ส่วนที่แชนลอสกับไนโตรเจนรวมทั้งหมดในน้ำ (ไนโตรเจนรวมทั้งหมดที่ละลายน้ำ + ไนโตรเจนรวมทั้งหมดที่แชนลอส) พบว่า ในฤดูน้ำน้อย และ น้ำหลาก มีอินทรีย์ไนโตรเจนอยู่ในรูปที่แชนลอสมากที่สุด (62 และ 73 % ตามลำดับ) อาจเนื่องมาจากการรบกวนดินตะกอน (ซึ่งมีอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบมากที่สุด) โดยอิทธิพลของน้ำขึ้น และ น้ำลง ส่วนอนินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่แชนลอสมีน้อยที่สุด (0.3 และ 0.1 % ตามลำดับ) อนินทรีย์ไนโตรเจน และ อินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำในฤดูน้ำน้อยมีปริมาณใกล้เคียงกัน (18 %) ส่วนในฤดูน้ำหลาก อินทรีย์ไนโตรเจน ส่วนที่ละลายน้ำมีมากกว่า (26 %) อนินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำ (3.5 %) แสดงให้เห็นถึงว่า ความสัมพันธ์ของการเกิดปฏิกิริยาระหว่างอนินทรีย์ไนโตรเจนที่ละลายน้ำ และ ส่วนที่แชนลอสมีน้อยมาก หรืออาจกล่าวได้ว่า ไม่มีปฏิกิริยาทางเคมีเกิดขึ้นระหว่างส่วนที่ละลายน้ำ และ ส่วนที่แชนลอส

จากการเปรียบเทียบปริมาณร้อยละของฟอสฟอรัสที่ละลายน้ำ และ ส่วนที่แชนลอสกับฟอสฟอรัสรวมทั้งหมดในน้ำ (ฟอสฟอรัสรวมทั้งหมดที่ละลายน้ำ + ฟอสฟอรัสรวมทั้งหมดที่แชนลอส) พบว่า ในฤดูน้ำน้อย มีอินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่แชนลอสในปริมาณมากที่สุด (84.6 %) รองลงมาคือ อินทรีย์ฟอสฟอรัส (9.6 %) และ อนินทรีย์ฟอสฟอรัส (ฟอสเฟต) ส่วนที่ละลายน้ำ (5.6 %) ตามลำดับ ส่วนฟอสเฟตที่แชนลอสมีน้อยที่สุด (0.1 %) ในฤดูน้ำหลาก พบว่า อินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่ละลายน้ำมีมากที่สุด (46 %) รองลงมา คือ อินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่แชนลอส (39 %) และ ฟอสเฟตส่วนที่แชนลอสมีปริมาณน้อยที่สุด (0.4 %) อาจกล่าวโดยสรุปได้ว่า ฟอสเฟตส่วนใหญ่อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ และ อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่มีปริมาณมากอาจอยู่ในได้ทั้งในรูปที่ละลายน้ำ และ ส่วนที่แชนลอส ซึ่งขึ้นอยู่กับของเสี่ยอินทรีย์ที่ระบาสลงสู่แหล่งน้ำ

6.4 พฤติกรรมของธาตุอาหารในน้ำ

6.4.1 พฤติกรรมของธาตุอาหารในน้ำในฤดูน้ำน้อย

แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ส่วนที่ละลายน้ำ มีความสัมพันธ์เกือบเป็นเส้นตรงกับความเค็มที่เพิ่มขึ้น หรือ มีพฤติกรรมแบบอนุรักษ์ Pennock (1987) ศึกษาในเอสตูรีของแม่น้ำ Delaware พบว่า แอมโมเนีย-ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำ (ในฤดูร้อน) มีพฤติกรรมแบบอนุรักษ์เช่นเดียวกัน โดยอธิบายว่า อัตราการใช้แอมโมเนีย (โดยแพลงค์ตอนพืช) ในสภาวะคงที่ (steady-state) สอดคล้องกับอัตราการ remineralization ในน้ำ

แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ส่วนที่แขวนลอย มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ โดยมีแนวโน้มสูญหายที่ความเค็มสูงๆ ซึ่งอาจเกิดจากการคาย แอมโมเนีย - ไนโตรเจน ส่วนนี้ก็เป็นได้ ไนโตรก-ไนโตรเจน ที่ละลายน้ำ มีแนวโน้มของพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ ดูเหมือนว่า จะมีการเติมไนโตรกอย่างมากในช่วงความเค็มต่ำๆ (0.1 - 4.5 ส่วนในพันส่วน) เมื่อเปรียบเทียบกับ แอมโมเนียที่ลดลงแล้ว อาจเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ไนเตรต-ไนโตรเจน ส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ และ มีแนวโน้มลดลงเมื่อเข้าใกล้ปากแม่น้ำ อาจเนื่องมาจากการนำไปใช้โดยแพลงค์ตอนพืช (Sharp et al., 1986) ส่วนไนเตรต - ไนโตรเจน ส่วนที่แขวนลอย มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เมื่อความเค็มสูงขึ้น

อินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ โดยมีแนวโน้มของการเติมอินทรีย์ไนโตรเจนเกือบตลอดเอสตูรี ทั้งนี้เนื่องจากการได้รับน้ำเสียจากแผ่นดิน (ภายนอกเอสตูรี) และ/หรือ อาจจะมีการสร้างขึ้นภายในเอสตูรีเองด้วย ส่วนอินทรีย์ไนโตรเจนที่แขวนลอยมีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ และ ไม่มีความสัมพันธ์กับส่วนที่ละลายน้ำ

อินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่แขวนลอย มีแนวโน้มที่มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ และ เมื่อเปรียบเทียบกับอินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำ ซึ่งมีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์เช่นกันแสดงว่ามีปฏิกริยาเคมีเกิดขึ้นระหว่างอินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำ กับ ส่วนที่แขวนลอย โดยที่กระบวนการดูดซับอินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำไว้บนผิวของตะกอนแขวนลอย

ฟอสเฟตส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบอนุรักษ์ และ เกือบจะไม่มี การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของฟอสเฟต คล้ายกับการศึกษาในเอสตูรีของแม่น้ำ Mandovi (Sousa, 1983) แม่น้ำ Tamar (Butler & Tibbitts, 1972) แม่น้ำ Columbia

(Steffanson & Richards, 1963) เนื่องจากการเกิด buffering ของฟอสเฟตโดย การดูดซับ และ การคายออกจากผิวของดินตะกอน ซึ่งเป็นการควบคุมปริมาณของฟอสเฟตในน้ำ บริเวณเอสทูรี

ฟอสเฟตส่วนที่แขวนลอยมีพฤติกรรมแบบไมออนูริกซ์ ซึ่งรูปแบบของการแพร่ กระจายเห็นไม่ชัดเจน และ ไม่มีความสัมพันธ์กับฟอสเฟตส่วนที่ละลายน้ำ

อินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบไมออนูริกซ์โดยรูปแบบของ พฤติกรรมเห็นไม่ชัดเจนแต่มีแนวโน้มลดลงเมื่อความเค็มเพิ่มขึ้น ซึ่งตรงกันข้ามกับฟอสเฟตส่วนที่ ละลายน้ำ แสดงถึงการเปลี่ยนรูปอินทรีย์ฟอสฟอรัสไปเป็นอนินทรีย์ฟอสฟอรัส และ อินทรีย์ ฟอสฟอรัสส่วนที่แขวนลอยมีพฤติกรรมแบบไมออนูริกซ์เช่นเดียวกัน

ซิลิเกตส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบอนูริกซ์เช่นเดียวกับการศึกษาของ กัลยา วัฒนากร (2530), ลัดดา แก้วศรีประกาย (2528), กัลยา อำนาจ (2527), Anderson (1986), Kamatani & Takano (1984), Mackay & Leatherland (1976), Peterson et al. (1975) แสดงว่า เกิดจากการเจือจางโดยน้ำทะเลเพียง อย่างเดียวไม่มีกระบวนการทางเคมี หรือ ทางชีวภาพเข้ามาเกี่ยวข้อง (Liss, 1976)

6.4.2 พฤติกรรมของธาตุอาหารในฤดูน้ำหลาก

แอมโมเนีย - ไนโตรเจนส่วนที่ละลายน้ำทั้งสองระดับ มีพฤติกรรมแบบไมออนูริกซ์ โดยมีการเพิ่มของแอมโมเนีย - ไนโตรเจนในช่วงต้น และ กลางเอสทูรี เช่นเดียวกับการศึกษาในเอสทูรีของแม่น้ำ Tamar (Morris et al., 1985) ซึ่งอาจเนื่องมาจากการปลดปล่อยของแอมโมเนียจากดินตะกอนที่ถูกรบกวน

แอมโมเนีย - ไนโตรเจนส่วนที่แขวนลอยในน้ำทั้งสองระดับ แม้ว่ารูปแบบของพฤติกรรมเห็นได้ไม่ชัดเจนแต่ก็มีแนวโน้มที่มีพฤติกรรมแบบไมออนูริกซ์

ไนไตรท์ - ไนโตรเจน ส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบอนูริกซ์ในน้ำทั้งสองระดับโดยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อความเค็มสูงขึ้น แสดงว่า ในน้ำทะเลมีไนไตรท์มากกว่าในน้ำจืด และ ไนไตรท์ในเอสทูรีของแม่น้ำ Tamar ก็มีพฤติกรรมแบบอนูริกซ์เช่นเดียวกันในช่วงฤดูหนาว (Morris et al., 1985)

ไนเตรด-ไนโตรเจน ส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ในน้ำทั้งสองระดับ มีแนวโน้มลดลงเมื่อความเค็มเพิ่มขึ้น อาจเนื่องมาจากถูกแปลงค่อนพืชน้ำไปใช้ (Pennock, 1987) หรือ อาจมีสาเหตุมาจากการเปลี่ยนแปลงของวัฏจักรใน freshwater discharge และ ความเข้มข้นของไนเตรดในบริเวณน้ำจืดของเอสทูรี (Sharp et al., 1986)

ไนเตรดส่วนที่แขวนลอย มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ทั้งที่น้ำระดับผิว และ น้ำระดับล่าง โดยมีการกระจายกระจายของไนเตรด - ส่วนที่แขวนลอย เกือบตลอดเอสทูรี

อินทรีย์ไนโตรเจน ส่วนที่ละลายน้ำ มีพฤติกรรมแบบอนุรักษ์ในน้ำทั้งสองระดับ (คล้ายกับการศึกษาในบริเวณเอสทูรีของแม่น้ำ Delaware ของ Pennock, 1987) อาจเนื่องมาจากการเจือจางโดยน้ำทะเล หรือ อัตราการสร้างอินทรีย์ไนโตรเจน เกือบเท่ากับการเปลี่ยนอินทรีย์ไนโตรเจน เป็น อนินทรีย์ไนโตรเจน (โดยแบคทีเรีย)

อินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่แขวนลอย ที่น้ำระดับผิว และ ระดับล่าง มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ แสดงให้เห็นว่า อาจเกิดเนื่องจากการระบวนการย่อยสลายโดยแบคทีเรียเพื่อเปลี่ยนรูปอินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่แขวนลอย เป็นอนินทรีย์ไนโตรเจนส่วนที่แขวนลอย

ฟอสเฟตส่วนที่ละลายน้ำ ที่ระดับผิว และ ระดับล่าง มีพฤติกรรมแบบอนุรักษ์ แสดงว่า เกิดจากการเจือจางโดยน้ำทะเล ไม่มีปฏิกิริยาทางเคมี หรือ ทางชีวภาพมาเกี่ยวข้อง ส่วนฟอสเฟตที่แขวนลอยในน้ำทั้งสองระดับมีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์

อินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่ละลายน้ำที่น้ำระดับผิว และ ระดับล่าง มีพฤติกรรมแบบอนุรักษ์ อาจเนื่องมาจาก อัตราการสร้างอินทรีย์ฟอสฟอรัสเกือบเท่ากับการเปลี่ยนอินทรีย์ฟอสฟอรัสไปเป็นอนินทรีย์ฟอสฟอรัส (ฟอสเฟต)

อินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่แขวนลอยในน้ำทั้งสองระดับ มีพฤติกรรมแบบไม่อนุรักษ์ โดยมีแนวโน้มของการเติมอินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่แขวนลอยเกือบตลอดเอสทูรี แสดงถึงการทิ้งของเสียในรูปของอินทรีย์ลงสู่แหล่งน้ำอย่างมาก

ซิลิเกต ส่วนที่ละลายน้ำที่ระดับผิว และ ระดับล่าง มีพฤติกรรมเป็นแบบอนุรักษ์ เช่นเดียวกับการศึกษาในฤดูน้ำน้อย แสดงว่า เกิดจากกระบวนการทางกายภาพ คือ การเจือจางโดยน้ำทะเลเพียงอย่างเดียว

6.5 การกระจายของธาตุอาหารในดินตะกอน

ดินตะกอนบริเวณเอสทรีแม่น้ำท่าจีนส่วนใหญ่ มีลักษณะเป็นดินโคลน และ โคลนเลน บางสถานที่บริเวณต้นเอสทรี คือ สถานที่ 2 (หน้าวัดบางช้างเหนือ) และ สถานที่ 4 (หน้าวัดอ้อมใหญ่) มีทรายและซากพืชปะปนอยู่มาก จากการวิเคราะห์หาขนาดของดินตะกอน (grain size) พบว่า ดินตะกอนบริเวณปลายเอสทรี เป็นพวก Clay ซึ่งอนุภาคของดินตะกอนพวกนี้จะมีขนาดเล็กที่สุด (น้อยกว่า 0.002 มิลลิเมตร) จึงถูกพัดพาและตกตะกอนยังบริเวณปลายเอสทรี หรือ ปากแม่น้ำ ส่วนบริเวณต้นเอสทรีมีดินตะกอนเป็นพวก Clay ที่มีส่วนผสมของทรายอยู่ โดยที่อนุภาคพวกนี้มีขนาดอยู่ในช่วง 0.002 - 2 มิลลิเมตร ซึ่งใหญ่กว่าอนุภาคของพวก Clay

การกระจายของธาตุอาหารประเภทไนโตรเจนในดินตะกอนบริเวณเอสทรี พบว่า อินทรีย์ไนโตรเจน และ แอมโมเนีย - ไนโตรเจน ซึ่งเป็นอินทรีย์ไนโตรเจนที่มีมากที่สุด (สอดคล้องกับการศึกษาของ Simon (1989) ; Simon & Kennedy (1987) ; Smith et al. (1985) ; Koike & Hattori (1978) ; Patrick & Reddy (1976)) โดยอินทรีย์ไนโตรเจนมีค่าเฉลี่ยประมาณ 75 % และ 99 % ของไนโตรเจนรวมทั้งหมดในดินตะกอน ในฤดูน้ำน้อย และ น้ำหลาก ตามลำดับ และ แอมโมเนีย - ไนโตรเจน มีค่าเฉลี่ยประมาณ 25 % และ 3 % ของไนโตรเจนรวมทั้งหมดในดินตะกอน ในฤดูน้ำน้อย และ น้ำหลาก ตามลำดับ ซึ่งใกล้เคียงกับดินตะกอนบริเวณเอสทรีของแม่น้ำ Potomac ซึ่งมีอินทรีย์ไนโตรเจน และ แอมโมเนีย - ไนโตรเจน ประมาณ 90 % และ 8 % ของไนโตรเจนรวมทั้งหมดในดินตะกอน ตามลำดับ ซึ่ง Koike และ Hattori (1978) กล่าวว่า อินทรีย์ไนโตรเจนถูกสร้างจากแอมโมเนียภายในเซลล์ของพวกจุลชีพ อาจถูกขับถ่าย หรือ ถูกปลดปล่อยออกจากเซลล์หลังจากที่มันตายแล้ว

จากการทดสอบค่าทางสถิติ พบว่า แอมโมเนียทั้งสองฤดูกาลแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยที่แอมโมเนียในฤดูน้ำน้อยมีปริมาณมากกว่าในฤดูน้ำหลาก และ เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบความสัมพันธ์กับไนเตรตแล้ว พบว่า ไนเตรตมีแนวโน้มลดลงขณะที่แอมโมเนียมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น Koike & Hattori (1978) ได้ทำการศึกษา ในดินตะกอนบริเวณชายฝั่งของอ่าวโตเกียว อ่าว Mangoku-Ura และ อ่าว Simoda พบว่า มีการสะสมของแอมโมเนียในปริมาณที่สูง คือ 17.86, 5.07, 2.00 mmole/kg ตามลำดับ การสะสมของแอมโมเนียในปริมาณที่สูงเช่นนี้ เขาอธิบายว่า แอมโมเนียถูกสร้างผ่านทาง dissimilatory reduction โดยกระบวนการ denitrification

ความสัมพันธ์ของไนโตรเจนที่สะสมในดินตะกอนในฤดูน้ำหลาก พบว่า แอมโมเนีย และ ไนเตรตมีแนวโน้มลดลงในช่วงปลายเอสทูรี หรือ ปากแม่น้ำ ขณะที่ไนโตรเจนอยู่ในระดับที่ค่อนข้างสูง และจากการเก็บตัวอย่างดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรีนี้ (สถานีที่ 9 - 15) มีลักษณะเป็นดินโคลนเลน มีสีดำคล้ำ และมีกลิ่น H_2S (g) ซึ่งแสดงถึงว่าดินตะกอนนี้มีสภาพเป็น anoxic sediment (Koike & Hattori, 1978) ซึ่งสภาพแวดล้อมเช่นนี้ทำให้เกิดกระบวนการ respiratory reduction (nitrate respiration) คือ การเปลี่ยนไนเตรตไปเป็นไนไตรท์โดยพวก microorganism

ฟอสฟอรัสที่ถูกดูดซับบนผิวของดินตะกอน มีทั้งรูปอินทรีย์ฟอสฟอรัส และ อนินทรีย์ฟอสฟอรัส (ฟอสเฟต) ซึ่งอินทรีย์ฟอสฟอรัสจะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียและปลดปล่อยอนินทรีย์ฟอสฟอรัสออกมาเช่นเดียวกับในน้ำ ความสัมพันธ์ของแบคทีเรียในการสร้างอินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ละลายน้ำ (ฟอสเฟต) ในดินตะกอนมีความสำคัญมากกว่าในน้ำ (Day, 1989) การแพร่กระจายของฟอสเฟตในดินตะกอนทั้งสองฤดูกาลไม่มีความแตกต่างกัน (จากการทดสอบค่าทางสถิติ) และ จากการเปรียบเทียบระหว่างต้นเอสทูรี และ ปลายเอสทูรี พบว่า ฟอสเฟตในดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรีมีมากกว่าบริเวณต้นเอสทูรี เนื่องจากบริเวณปลายเอสทูรี หรือ ปากแม่น้ำค่อนข้างตื้น และมีกิจกรรมการประมงอยู่อย่างหนาแน่น จึงทำให้น้ำ และ ดินตะกอนบริเวณนี้ถูกรบกวนได้มากกว่า ซึ่งทำให้เกิดกระบวนการแลกเปลี่ยนของฟอสเฟตระหว่างน้ำ และ ดินตะกอนได้ดีกว่าบริเวณต้นเอสทูรี หรืออาจเนื่องมาจากลักษณะของดินตะกอนบริเวณนี้เป็น anoxic จึงมีการเปลี่ยนแปลงรีดอกซ์โพเทนเชียล ทำให้ฟอสฟอรัสที่ติดเกาะกับโลหะบางชนิด เช่น (เหล็ก และ แมงกานีส) ถูกปลดปล่อยออกมา นอกจากนี้ฟอสเฟตที่เพิ่มขึ้นมีความสัมพันธ์กับอินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ลดลง แสดงถึงความสำคัญของแบคทีเรียในการย่อยสลายอินทรีย์ฟอสฟอรัสเป็นอนินทรีย์ฟอสฟอรัส

6.6 การกระจายของฟอสฟอรัสรูปแบบต่างๆในดินตะกอน

ฟอสฟอรัสที่อยู่ในดินตะกอนมีบทบาทสำคัญอย่างมากต่อวัฏจักรของฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำ โดยที่ฟอสฟอรัสที่ติดติดกับดินตะกอน ประกอบไปด้วยแหล่งของธาตุอาหารที่สำคัญสำหรับพวก phytoplankton, macrophyte และ bentic algae ซึ่งองค์ประกอบที่ติดติดกับฟอสฟอรัสในดินตะกอน ได้แก่ เหล็ก อลูมิเนียม แคลเซียม แร่ดินเหนียว และ อินทรีย์วัตถุ และการนำฟอสฟอรัสจากดินตะกอนไปใช้โดยพวกสิ่งมีชีวิตเหล่านั้น ขึ้นกับความสามารถของดินตะกอน

ในการกักเก็บ และ การปลดปล่อย ฟอสฟอรัสภายใต้สภาวะแวดล้อมต่างๆ (Pettersson, 1984)

ในการศึกษาฟอสฟอรัสรูปแบบต่างๆ ในดินตะกอนบริเวณเอสทูรีของแม่น้ำท่าจีนนี้ ได้ทำการศึกษาตามวิธีของ Furumai & Ohgaki (1982) สามารถแบ่งรูปแบบของฟอสฟอรัสได้ดังนี้ คือ อนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดเกาะ กับ ดินตะกอนอย่างหลวมๆ สกัดโดยใช้แอมโมเนียมคลอไรด์ 0.5 โมลาร์ อนินทรีย์และอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน สกัดโดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ 1.0 โมลาร์ อนินทรีย์ และ อนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับแคลเซียมในดินตะกอน สกัดโดยใช้ไฮโดรคลอริก 1.0 โมลาร์ ส่วนอนินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่เหลือรวมทั้งฟอสฟอรัสที่เกิดจากการสกัดที่ไม่สมบูรณ์ ทำโดยวิธีการเผาดินตะกอนที่ผ่านขั้นตอนการทำการสกัดโดยตัวทำละลายต่างๆ

จากการเปรียบเทียบฟอสฟอรัสรูปแบบต่างๆ ในดินตะกอนบริเวณเอสทูรีแม่น้ำท่าจีน ในฤดูน้ำน้อย กับ น้ำหลาก และ เปรียบเทียบระหว่างบริเวณต้นเอสทูรี กับ ปลายเอสทูรี พบว่าอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ดูดซับบนผิวดินตะกอน อนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียม อนินทรีย์ และ อนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับแคลเซียม และ อนินทรีย์ฟอสฟอรัสส่วนที่เหลือ ไม่มีความแตกต่างกันตามฤดูกาล และ สถานที่ เนื่องจากว่า ฤดูกาลในประเทศไทยนั้นไม่มีความแตกต่างกันมากนัก และ ดินตะกอนในทั้งสองบริเวณมีลักษณะคล้ายๆ กัน ซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นพวก clay และ ปริมาณอนินทรีย์วัตถุในดินตะกอนทั้งสองบริเวณไม่มีความแตกต่างกัน (เกษินี สรรวานิช, 2534) จึงทำให้ไม่มีอิทธิพลต่อการสะสมของฟอสฟอรัสรูปแบบต่างๆ

ส่วนอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน ไม่มีความแตกต่างกันตามฤดูกาล แต่เมื่อเปรียบเทียบระหว่างต้นเอสทูรี และ ปลายเอสทูรี พบว่า อนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอนบริเวณต้นเอสทูรีมีมากกว่าบริเวณปลายเอสทูรี ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากว่า การเกิดฟลอคคูลेशनของเหล็กระหว่างการผสมผสานกันของน้ำจืด และ น้ำทะเลบริเวณต้นเอสทูรี (ที่ความเค็มต่ำๆ) และ เกิดการดึงฟอสเฟตให้ตกตะกอนร่วมลงไปด้วย (Sholkovitz, 1976 ; Bale & Morris, 1981) จึงทำให้เกิดการทับถมของดินตะกอนบริเวณนั้น และ จากการออกสำรวจพบว่า บริเวณต้นเอสทูรีมีโรงงานชุบโลหะ ตั้งอยู่ริมฝั่งแม่น้ำท่าจีน บริเวณสะพานโพธิ์แก้ว อำเภอสามพราน จังหวัดนครปฐม ซึ่งน้ำทิ้งจากโรงงานแห่งนี้จะต้องมีโลหะปะปนออกมาโดยเฉพาะเหล็ก ซึ่งสังกะสีแดงของเหล็กออกไซด์ในดินตะกอนที่เก็บมาทำการศึกษา

จากการสกัดฟอสฟอรัสรูปแบบต่างๆในดินตะกอนบริเวณแอสทรีของแม่น้ำท่าจีนในทั้งสองฤดูกาล พบว่า ฟอสฟอรัสที่ถูกสกัดออกมาในปริมาณที่มากที่สุด คือ อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมโดยใช้ โซเดียมไฮดรอกไซด์ (1.0 โมลาร์) เป็นตัวสกัด โดยมีประมาณ 48 % ของฟอสฟอรัสรวมทั้งหมด รองลงมาคือ อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียม (21 % ของปริมาณฟอสฟอรัสรวมทั้งหมด) อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับแคลเซียม (16 % ของปริมาณฟอสฟอรัสรวมทั้งหมด) ฟอสฟอรัสที่เหลือนิรูปอินทรีย์และการสกัดไม่สมบูรณ์ (10 % ของปริมาณฟอสฟอรัสรวมทั้งหมด) อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับแคลเซียมในดินตะกอน (6 % ของปริมาณฟอสฟอรัสรวมทั้งหมด) และ อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ดูดซับบนผิวของดินตะกอน (0.5 % ของปริมาณฟอสฟอรัสรวมทั้งหมด) แสดงให้เห็นว่า ฟอสเฟตที่อยู่ในดินตะกอนบริเวณแอสทรีของแม่น้ำท่าจีน อยู่ในรูปเหล็กและอลูมิเนียมฟอสเฟตเป็นส่วนใหญ่ ฟอสเฟต รูปแบบนี้จะถูกปลดปล่อยออกจากดินตะกอนเมื่อมีสภาพไร้อากาศ (anaerobic condition) (Pettersson, 1984; Furumai & Ohgaki, 1982 ; Hosomi et al., 1982) เนื่องจากเหล็กในรูป Fe^{3+} ที่อยู่ในดินตะกอนจะถูกรีดิวซ์เป็น Fe^{2+} ซึ่งสามารถละลายน้ำ และ จะปลดปล่อยฟอสเฟตออกมาสาเหตุที่ดินตะกอนในบริเวณแอสทรีแม่น้ำท่าจีนมีฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียม เป็นองค์ประกอบหลัก เนื่องจากมีโรงงานชุบโลหะซึ่งตั้งอยู่ริมฝั่งแม่น้ำท่าจีน บริเวณสะพานโพธิ์แก้ว อำเภอสามพราน จังหวัดนครปฐม ดังที่กล่าวมาแล้ว

6.7 การปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณแอสทรีแม่น้ำท่าจีนในสภาพไร้อากาศ

6.7.1 การปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณแอสทรีแม่น้ำท่าจีนในสภาพไร้อากาศ (ครั้งที่ 1) (8 กันยายน - 19 กันยายน 2533)

จากการศึกษาการปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณต้นแอสทรีทั้งที่เดิม และ ไม่เดิมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย พบว่า มีแนวโน้มการปลดปล่อยออกมาเรื่อยๆ จนถึงสุดการทดลอง ซึ่งสัมพันธ์กับปริมาณของออกซิเจนละลาย และ ไรด็อกซ์โพเทนเชียล โดยเมื่อออกซิเจนละลาย และ ไรด็อกซ์โพเทนเชียลมีแนวโน้มลดลง การปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจะเพิ่มขึ้น (เห็นได้อย่างชัดเจนในวันที่ 1 - 5 และ 7 - 12 ของการทดลอง)

การปลดปล่อยของอินทรีย์ฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณต้นแอสทรี ที่ไม่ได้เดิมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียมีมากกว่าการปลดปล่อยจากดินตะกอนบริเวณต้นแอสทรี

ที่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย แสดงให้เห็นถึงว่า การปลดปล่อยของอนินทรีย์ ฟอสฟอรัสจากดินตะกอนมีกระบวนการทางชีวภาพเข้ามาเกี่ยวข้องกับ

ดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรีที่ไม่ได้เติม $HgCl_2$ ลงไปเพื่อยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียมีการปลดปล่อยของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสออกมาประมาณ 0.02 % เมื่อเปรียบเทียบกับ ปริมาณของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน ส่วนดินตะกอนที่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย มีการปลดปล่อยของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสออกมาประมาณ 0.01 % เมื่อเทียบกับปริมาณของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน

อัตราการ remineralization (chemical recycling) ของฟอสเฟต บริเวณต้นเอสทุรี คือ $35.77 \mu mol/m^2.d$ ส่วนอัตราของ biological recycling คือ $62.88 \mu mol/m^2.d$ (ตารางที่ 6.2) แสดงว่า ดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรี มี biological recycling สูงกว่า chemical recycling

ส่วนการปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรี ทั้งที่เติมและไม่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียมีรูปแบบที่คล้ายกับ บริเวณต้นเอสทุรี คือ มีการปลดปล่อยของฟอสฟอรัสออกมาเรื่อย ๆ จนถึงที่สุดการทดลอง โดยที่มีการปลดปล่อยของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสออกมาประมาณ 0.3 % เมื่อเทียบกับปริมาณของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน

อัตราการ remineralization เท่ากับ $395.74 \mu mol/m^2.d$ และ biological recycling เท่ากับ $16.75 \mu mol/m^2.d$ (ตารางที่ 6.2) แสดงว่า ดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรีมี chemical recycling สูงกว่า biological recycling

การที่ดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรีมี chemical recycling สูงกว่า biological recycling การที่ดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรี อาจเนื่องมาจากปัจจัยบางประการ เช่น สภาพแวดล้อมของดินตะกอน (อินทรีย์วัตถุ หรือ ปริมาณของฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็กในดินตะกอน) หรือสภาพแวดล้อมของน้ำที่อยู่เหนือดินตะกอน (ออกซิเจนละลาย ไรด็อกซ์โพเทนเชียล พีเอช และ อุณหภูมิ) แต่จากการศึกษาการสกัดฟอสฟอรัสรูปแบบต่างๆในดินตะกอนบริเวณเอสทุรีของแม่น้ำท่าจีน พบว่า ดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรี มีปริมาณของฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียม มากกว่า บริเวณปลายเอสทุรี และ อินทรีย์วัตถุที่อยู่ในดินตะกอนทั้งสองบริเวณนี้มีเปอร์เซ็นต์ใกล้เคียงกัน (เกศินี สรรวานิช, 2534) ดังนั้นการที่อัตราการปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรีมีมากกว่าบริเวณต้นเอสทุรี อาจเนื่องมาจาก น้ำที่อยู่เหนือดินตะกอนในบริเวณปลายเอสทุรีมีสภาพเป็น reducing environment มากกว่าน้ำที่อยู่เหนือดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรี

ตารางที่ 6.2 แสดงอัตราการ remineralization (chemical recycling) และ biological recycling ในดินตะกอนบริเวณเอสทุรีของแม่น้ำท่าจีน

การทดลอง ครั้งที่	ระยะเวลา การทดลอง (วัน)	ดินตะกอน	chemical recycling ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)	biological recycling ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)
1	1 - 12	ดินเอสทุรี	35.77	62.88
		ปลาเอสทุรี	395.74	16.75
2	1 - 35	ดินเอสทุรี	4.62	3.26
		ปลาเอสทุรี	55.05	50.45

หมายเหตุ $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ = ไมโครโมลต่อตารางเมตรต่อวัน

(ไม่ได้ทำการวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ในน้ำที่อยู่เหนือดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรี เนื่องจากเครื่องมือมีเพียงชุดเดียว)

ส่วนดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรีมี biological recycling สูงกว่าดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรี อาจเนื่องมาจากดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรีมีทั้งชนิด และ ปริมาณของแบคทีเรียสูงกว่าดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรี

6.7.2 การปลดปล่อยฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณเอสทุรีของแม่น้ำท่าจีนในสภาพไร้อากาศ (ครั้งที่ 2) (23 พฤศจิกายน 2533 - 22 กุมภาพันธ์ 2534)

จากการศึกษา การปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรี ทั้งที่เติม และ ไม่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย มีแนวโน้มคล้ายกัน คือ เพิ่มขึ้นในช่วงวันที่ 1 - 35 ของการทดลอง และ มีแนวโน้มลดลงในช่วงวันที่ 35 - 70 ของการทดลอง ต่อจากนั้นการปลดปล่อยเริ่มคงที่จนถึงสิ้นสุดการทดลอง โดยที่การปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนเพิ่มขึ้น (ในช่วงวันที่ 1 - 35 ของการทดลอง) มีความสัมพันธ์กับออกซิเจนละลาย และ ไรดอกซ์โพเทนเชียลที่ลดลง

อนินทรีย์ฟอสฟอรัส ที่ถูกปลดปล่อยออกจากดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรีที่ไม่ได้เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียมีประมาณ 0.002 % เมื่อเทียบกับปริมาณของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน ส่วนการปลดปล่อยของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสจากดินตะกอนที่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียมีประมาณ 0.001 % เมื่อเทียบกับปริมาณของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน

อัตราการ remineralization ของฟอสเฟตเท่ากับ $4.62 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ส่วน biological recycling เท่ากับ $3.26 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (ตารางที่ 6.2) แสดงว่าดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรีมี chemical recycling ใกล้เคียงกับ biological recycling

การปลดปล่อยของอนินทรีย์ฟอสฟอรัส จากดินตะกอนบริเวณปลายเอสทุรีที่ไม่ได้เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย มีลักษณะคล้ายกับดินตะกอนบริเวณต้นเอสทุรี คือ การปลดปล่อยของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นในช่วงวันที่ 1 - 35 ของการทดลอง ต่อจากนั้น มีแนวโน้มลดลง ซึ่งการเพิ่มขึ้นของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสมีความสัมพันธ์กับออกซิเจนละลาย และ ไรดอกซ์โพเทนเชียล ที่ลดลง และอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ปลดปล่อยออกมามีประมาณ 0.2 % เมื่อเทียบกับปริมาณของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน

ส่วนการปลดปล่อยของอนินทรีย์ฟอสฟอรัส จากดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรี ที่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ จนสิ้นสุดการทดลอง โดยที่อนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ปลดปล่อยออกมามีประมาณ 0.1 % เมื่อเทียบกับปริมาณอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ติดติดกับเหล็ก และ อลูมิเนียมในดินตะกอน

อัตราการ remineralization ของฟอสเฟตในดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรี เท่ากับ $55.05 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ส่วน biological recycling เท่ากับ $50.42 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (ตารางที่ 6.2) แสดงว่า ดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรีมี chemical recycling สูงกว่า biological recycling เพียงเล็กน้อย

เมื่อเปรียบเทียบระหว่างดินตะกอนบริเวณต้น และ ปลายเอสทูรี พบว่า ฟอสเฟตในดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรีมี chemical recycling และ biological recycling สูงกว่าดินตะกอนบริเวณต้นเอสทูรี ซึ่งอาจเนื่องมาจากปัจจัยบางประการ เช่น จำนวนแบคทีเรียในดินตะกอน สภาพแวดล้อมของน้ำเหนือดินตะกอน เช่น พีเอช Seitzinger (1991) และ Boers (1991) พบว่า ในน้ำที่มีพีเอชสูงๆ (ประมาณ 9 - 10) ทำให้มีการปลดปล่อยของฟอสเฟตจากดินตะกอนเพิ่มขึ้น เนื่องจากที่พีเอชสูงจะช่วยให้การคายฟอสเฟต ออกจากเหล็กไฮดรอกไซด์ ถึงแม้ว่าในการศึกษารั้งนี้ น้ำที่อยู่เหนือดินตะกอนตลอดการทดลอง มีพีเอชไม่ถึง 9 - 10 แต่เมื่อเปรียบเทียบระหว่างน้ำที่อยู่เหนือดินตะกอนบริเวณต้นเอสทูรี และ ปลายเอสทูรี พบว่า น้ำที่อยู่เหนือดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรี มีพีเอชค่อนข้างสูงกว่าบริเวณต้นเอสทูรี ซึ่งปัจจัยทางด้านพีเอช อาจมีส่วนเกี่ยวข้องในการทำให้ดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรี มีการปลดปล่อยของฟอสเฟตออกมามากกว่าดินตะกอนบริเวณต้นเอสทูรี

จากการศึกษาการปลดปล่อยของฟอสเฟต จากดินตะกอนบริเวณเอสทูรีของแม่น้ำท่าจีนในสภาพไร้อากาศทั้งสองครั้งนี้ พบว่า การปลดปล่อยของฟอสเฟตเพิ่มขึ้นสัมพันธ์ กับ ออกซิเจนละลาย และ รีดอกซ์โพเทนเชียลที่ลดลง เพราะว่า ปกติฟอสเฟตที่อยู่ในดินตะกอนจะยึดเกาะกับเหล็กในรูปของ Fe^{3+} เป็นส่วนใหญ่ (Furumai & Ohgaki, 1982) เมื่อเกิดสภาพ reducing environment (ออกซิเจนละลาย และ รีดอกซ์โพเทนเชียลลดลง) Fe^{3+} จะถูกรีดิวซ์เป็น Fe^{2+} ซึ่งละลายน้ำ และ ปล่อยฟอสเฟตออกมาด้วย

ส่วนในการทดลองครั้งที่ 2 นั้น การปลดปล่อยของฟอสเฟตจากดินตะกอนเพิ่มขึ้นในระยะแรกของการทดลอง (วันที่ 1 - 35 ของการทดลอง) ต่อจากนั้นการปลดปล่อยของฟอสเฟตเริ่มลดลงจนคงที่ (ยกเว้นในดินตะกอนบริเวณปลายเอสทูรีที่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย ที่มีการปลดปล่อยของฟอสเฟตเพิ่มขึ้นเรื่อย ๆ ตลอดการทดลอง)

ซึ่งอาจเนื่องมาจาก ฟอสเฟตที่ถูกปลดปล่อยออกมาปริมาณมากพอจะเกิดการดูดซับ (adsorption) ของฟอสเฟตบนผิวของดินตะกอนทำให้มีปริมาณลดลง (Patrick & Khalid, 1974) ซึ่งเป็นกระบวนการหนึ่งในการรักษาระดับฟอสเฟตในน้ำให้คงที่ (Lawrence & Steven, 1980 ; Lopez - Hernandez et al., 1980 ; De Sousa, 1983)

จากการเปรียบเทียบอัตราของ chemical recycling และ biological recycling พบว่า chemical recycling ของฟอสเฟตในดินตะกอนบริเวณปลายเอสตูร์ที่สูงกว่าดินตะกอนบริเวณต้นเอสตูร์ทั้งสองครั้งของการทดลอง โดยการปลดปล่อยของฟอสเฟตเฉลี่ยประมาณ 80 % เมื่อเทียบกับปริมาณของฟอสฟอรัสรวมทั้งหมดที่ถูกปลดปล่อยออกมา ทั้งนี้เนื่องมาจากว่า ดินตะกอนบริเวณปลายเอสตูร์มีลักษณะเป็น anaerobic มากกว่าดินตะกอนบริเวณต้นเอสตูร์ โดยสังเกตจากดินตะกอนที่นำมาทำการศึกษ พบว่า ดินตะกอนบริเวณปลายเอสตูร์มีลักษณะสีดำคล้ำ และ ส่งกลิ่นเหม็นของก๊าซ H_2S ในขณะที่ดินตะกอนบริเวณต้นเอสตูร์มีสีเทา และ ไม่ส่งกลิ่นของก๊าซ H_2S

ส่วน biological recycling ของดินตะกอนบริเวณไหนมีมากกว่ากัน นั้นขึ้นอยู่กับปริมาณของแบคทีเรียที่มีอยู่ในดินตะกอนบริเวณนั้น ๆ (ไม่ได้ทำการศึกษา)

เมื่อเปรียบเทียบปริมาณของฟอสเฟตที่ถูกปลดปล่อยออกมากับปริมาณของฟอสเฟตที่ยึดติดกับเหล็กในดินตะกอน พบว่า ดินตะกอนบริเวณปลายเอสตูร์มีการปลดปล่อยของฟอสเฟต (0.1 - 0.3 %) ออกมามากกว่า ดินตะกอนบริเวณต้นเอสตูร์ (0.001 - 0.03 %) แต่จากการศึกษาของ Hosomi และ คณะ (1982) พบว่า ในสภาพ anaerobic ฟอสฟอรัสที่ถูกปลดปล่อยออกมาดินตะกอนในทะเลสาบ Biwa มีประมาณ 90 % เมื่อเทียบกับปริมาณฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็กในดินตะกอน จะเห็นว่า ฟอสเฟตที่ถูกปลดปล่อยออกจากดินตะกอนบริเวณเอสตูร์แม่น้ำท่าจีนเมื่อเทียบกับฟอสเฟตที่ยึดติดกับเหล็กในดินตะกอน มีน้อยกว่าในทะเลสาบ Biwa มากๆ ทั้งนี้เนื่องมาจากว่าวิธีการทำศึกษาแตกต่างกัน โดยในการศึกษา Hosomi และ คณะ ได้ใช้ดินตะกอนแห้ง 1 กรัม ผสมผสานกับน้ำในทะเลสาบ และ ในการนำตัวอย่างน้ำออกมาวิเคราะห์ จะทำการผสมผสานระหว่างน้ำ และ ดินตะกอนก่อน ซึ่งในลักษณะเช่นนี้ระบบจะถูกควบคุมตลอดเวลา ในขณะที่การศึกษาดินตะกอนในบริเวณเอสตูร์แม่น้ำท่าจีนครั้งนี้ ใช้ดินตะกอนใส่ลงในท่อทดลองให้ได้ระดับความสูง 30 เซนติเมตร และ ไม่มีการควบคุมดินตะกอนเลย ซึ่งจากการที่ดินตะกอนในทะเลสาบ Biwa มีการถูกรบกวน จะทำให้มีการปลดปล่อยของฟอสเฟตที่ยึดติดกับเหล็กในดินตะกอนมากกว่าดินตะกอนบริเวณเอสตูร์แม่น้ำท่าจีน

Pomeroy และ คณะ (1980) พบว่า การรบกวนดินตะกอนจะทำให้เกิดการแลกเปลี่ยนของฟอสเฟตจากดินตะกอนที่ถูกรบกวนมากกว่าดินตะกอนที่ไม่ถูกรบกวน

นอกจากนี้ Furumai และ Ohgaki (1987) ศึกษาพบว่า การปลดปล่อยของฟอสเฟตเกิดขึ้นได้ง่ายที่ระดับผิวดินตะกอน

ในการศึกษาถึงอัตราการปลดปล่อยของฟอสเฟตจากดินตะกอนบริเวณเอสทูรีของแม่น้ำท่าจีนในสภาพไร้อากาศ เมื่อเปรียบเทียบกับผู้ที่ทำการศึกษาดินตะกอนบริเวณต่างๆ เช่น แม่น้ำ และ ทะเลสาบ (ตารางที่ 6.3) พบว่า อัตราการปลดปล่อยของฟอสเฟตจากดินตะกอนบริเวณเอสทูรีของแม่น้ำท่าจีนมีน้อยกว่า ซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ปริมาณของฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็กในดินตะกอน และ ระดับของพีเอชของน้ำเหนือดินตะกอน โดย Petterson (1984) พบว่า ฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็กเป็นรูปแบบที่มีการปลดปล่อยออกมามากที่สุดเมื่ออยู่ในสภาพแวดล้อมที่ขาดออกซิเจน และ ที่ระดับพีเอชสูงๆ ซึ่งจะช่วยให้เพิ่มการคายฟอสเฟตให้ออกมาจากเหล็กไฮดรอกไซด์

นอกจากนี้ยังมีปัจจัยอื่น เช่น ความเข้มข้นของไนเตรตในน้ำ Jansson (1984) พบว่า ไนเตรตมีผลต่อการปลดปล่อยฟอสฟอรัสที่ยึดติดกับเหล็กในสภาพไร้อากาศ โดยที่ฟอสฟอรัสจะถูกปล่อยทันทีหลังจากไนเตรตถูกใช้ไปในกระบวนการ dissimilative reduction เช่นเดียวกับการศึกษาของ Anderson (1982)

อินทรีย์วัตถุที่อยู่ในดินตะกอนก็มีผลต่อการปลดปล่อยของฟอสฟอรัส โดย Sah และ Mikkelsen (1986) พบว่า การย่อยสลายของอินทรีย์วัตถุในดินตะกอนในสภาพไร้อากาศเป็นปัจจัยสำคัญในการเพิ่มการดูดซับของฟอสฟอรัส (P sorption) กับดินตะกอน

เมื่อเปรียบเทียบการปลดปล่อยของฟอสเฟตออกจากดินตะกอนในสภาพ anaerobic กับ aerobic พบว่า ในสภาพ anaerobic มีการปลดปล่อยของฟอสเฟตออกมามากกว่า (ตารางที่ 6.3)

Patrick และ Khalid (1974) พบว่า ปริมาณของฟอสเฟตที่อยู่ในดินตะกอน ขึ้นกับความสามารถของดินตะกอนในการปลดปล่อยฟอสเฟตสู่สารละลายที่มีความเข้มข้นของฟอสเฟตต่ำและดูดซับฟอสเฟตจากสารละลายที่มีความเข้มข้นของฟอสเฟตสูง แต่ Norvell (1974) เสนอว่า ปฏิริยาการตกตะกอนก็มีส่วนในการจำกัดการละลายของอินทรีย์ฟอสฟอรัสจากดินตะกอนที่มีสภาพ anoxic โดยศึกษาในภาคสนามของทะเลสาบ Zoar และ Lillinonah แต่อย่างไรก็ตาม สามารถกล่าวโดยสรุปว่า ดินตะกอนมีแนวโน้มที่จะเป็นบัฟเฟอร์ในการเกิดฟอสฟอรัสยูโทรฟิเคชันในบริเวณเอสทูรี (Lopez-Hernandez et al., 1980-81)

ตารางที่ 6.3 เปรียบเทียบอัตราการปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณต่างๆ

ผู้ทำการศึกษา	สถานที่	อัตราการปลดปล่อยของฟอสฟอรัส ($\text{mmol}/\text{m}^2.\text{d}$)	
		สภาพ anaerobic	สภาพ aerobic
Fillos & Swansons (1975)	* Muddy River (ประเทศอเมริกา)	0.68 - 1.01	0.08 - 0.76
	** Lake Warner (ประเทศอเมริกา)	0.13 - 0.28	0 - 0.10
Bautista (1983)	Lake Laguana (ประเทศฟิลิปปินส์)	-	0.02 - 0.03
การศึกษารังสี	เอสตูร์แม่น้ำท่าจีน	0.04 - 0.40	-

หมายเหตุ $\text{mmol}/\text{m}^2.\text{d}$ = มิลลิโมลต่อตารางเมตรต่อวัน

* อยู่ในเมืองบอสตัน มลรัฐแมสซาชูเซตส์

** อยู่ใกล้กับเมืองแอมเฮิสต์ มลรัฐแมสซาชูเซตส์

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากการศึกษาการปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนบริเวณเอสทูรี ในสภาพไร้อากาศทั้งสองครั้ง โดยเฉพาะฟอสเฟต (ซึ่งเป็นรูปแบบที่มีความสำคัญอย่างมากต่อระบบนิเวศน์ทางน้ำในแง่ของการเจริญเติบโตของแพลงค์ตอนพืช) พบว่า การปลดปล่อยของฟอสเฟตเกิดได้ดีในสภาพไร้อากาศ เนื่องจากการเปลี่ยนรูปแบบของเหล็กในดินตะกอนทำให้ฟอสเฟตถูกปลดปล่อยออกมาได้ กรณีที่เติมสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย (HgCl_2) ลงในดินตะกอน จะมีฟอสเฟตถูกปลดปล่อยออกมาน้อยกว่าสภาวะปกติ แสดงให้เห็นถึงความสำคัญของแบคทีเรียในการ recycling ธาตุอาหารฟอสฟอรัสให้กลับคืนสู่แหล่งน้ำนอกเหนือจากกระบวนการทางเคมี

ผลจากการศึกษาการปลดปล่อยของฟอสฟอรัสจากดินตะกอนในสภาพไร้อากาศในครั้งนี้ ทำให้ทราบได้ว่า การเพิ่มของฟอสเฟตในน้ำบริเวณเอสทูรีแม่น้ำท่าจีน นอกจากจะมาจาก external loading แล้ว ยังได้รับฟอสเฟตจากภายในเอสทูรี (internal loading) เองอีกด้วย โดยเฉพาะอย่างยิ่งในสภาพแวดล้อมที่มีออกซิเจนอยู่น้อย



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย