

ประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนตะกั่วและสังกะสี



นางสาวพรสุดา ฆานูการณ์

สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

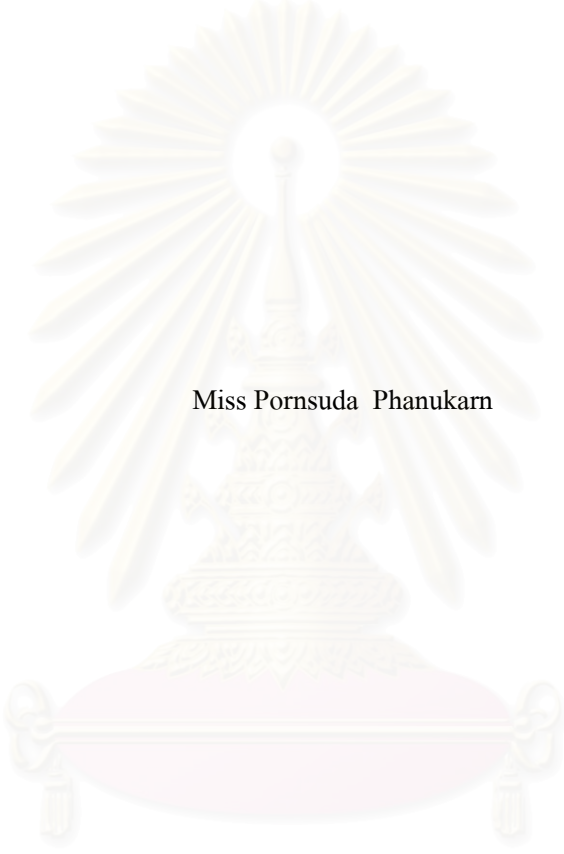
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2549

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

TREATMENT EFFICIENCY OF *Rhizophora mucronata* CONSTRUCTED WETLAND ON
WASTEWATER CONTAMINATED WITH LEAD AND ZINC



Miss Pornsuda Phanukarn

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science Program in Environmental Science

(Interdisciplinary Program)

Graduate School

Chulalongkorn University

Academic Year 2006

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์ ประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่
ปนเปื้อนตะกั่วและสังกะสี
โดย นางสาวพรสุดา ฆานูการณ์
สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษา ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. กนกพร บุญส่ง

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษาดตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

..... กณบดีบัณฑิตวิทยาลัย
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ม.ร.ว. คัลยา ดิงศภัทย์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชาญวิทย์ โฉมิตานนท์)

..... อาจารย์ที่ปรึกษา
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. กนกพร บุญส่ง)

..... กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. สมเกียรติ ปิยะธีรฉัตรกุล)

..... กรรมการ
(ศาสตราจารย์ ดร. สนิท อักษรแก้ว)

พรสุดา ฆานุกรณ์: ประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนตะกั่วและสังกะสี (TREATMENT EFFICIENCY OF *Rhizophora mucronata* CONSTRUCTED WETLAND ON WASTEWATER CONTAMINATED WITH LEAD AND ZINC) อาจารย์ที่ปรึกษา: ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. กนกพร บุญส่ง, 157 หน้า.

การศึกษาประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนตะกั่วและสังกะสี มีปัจจัยที่ทำการศึกษาคือ น้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l และน้ำเสียที่ไม่มีตะกั่วและสังกะสีเป็นชุดควบคุม โดยมีระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 3.5 วัน ปล่อยให้แห้ง 3.5 วัน ทำการทดลองรวม 20 ครั้ง (20 สัปดาห์) ผลการทดลอง พบว่า ชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 5 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดสูงสุด คือ 92.57% และชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนทั้งหมดต่ำสุด คือ 90.83% และชุดควบคุมมีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดสูงสุด คือ 66.33% และชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดต่ำสุด คือ 37.22% ในขณะที่ชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่วและสังกะสีสูง คือ 94.65 และ 93.95% ตามลำดับ การศึกษาสมบัติของดินภายหลังการบำบัดน้ำเสีย พบแนวโน้มว่าดินในชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีการสะสมอินทรีย์วัตถุและธาตุอาหาร (ในโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมด) ต่ำกว่าดินในชุดทดลองอื่น ในขณะที่การสะสมตะกั่วและสังกะสีสูงกว่าดินในชุดทดลองอื่น และดินชั้นบนมีการสะสมธาตุอาหารและโลหะหนักสูงกว่าดินชั้นล่าง สำหรับการสะสมธาตุอาหาร ตะกั่วและสังกะสีในกล้าไม้ ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย พบแนวโน้มว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l ปริมาณในโตรเจนทั้งหมดในใบต่ำกว่ากล้าไม้ในชุดทดลองอื่น และกล้าไม้มีอัตราการเจริญเติบโตทางด้านความสูงและมวลชีวภาพส่วนใบและลำต้นต่ำสุด สำหรับปริมาณตะกั่วและสังกะสี พบแนวโน้มว่ากล้าไม้สะสมตะกั่วและสังกะสีในรากสูงสุด เมื่อกล้าไม้ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น จากผลการศึกษาชี้ให้เห็นว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีสูงสุดที่ 20 mg/l พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่สามารถรองรับตะกั่วและสังกะสีได้สูง ในขณะที่ประสิทธิภาพการบำบัดธาตุอาหารต่ำลง อีกทั้งทำให้กล้าไม้มีอัตราการเจริญเติบโตด้านความสูงและมวลชีวภาพต่ำสุด บ่งชี้ได้ว่า ตะกั่วและสังกะสีมีผลไปยับยั้งการดูดดึงธาตุอาหารไปใช้โดยพืช ส่งผลให้การเจริญเติบโตของกล้าไม้ลดต่ำลง ดังนั้นหากเลือกใช้ป่าชายเลนปลูกในการบำบัดน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสี ควรมีระบบบำบัดน้ำเสียขั้นต้นก่อนปล่อยน้ำเสียลงสู่ป่าชายเลน เพื่อสามารถควบคุมสมบัติของน้ำเสียและป้องกันผลกระทบของตะกั่วและสังกะสีต่อสิ่งมีชีวิตในป่าชายเลนได้

สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม.....ลายมือชื่อนิสิต พงศ์ ภา.....งานการศก.....

ปีการศึกษา 2549.....ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา.....*พจนกร ๕-๘*

#4689117220: MAJOR OF ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEY WORD: WASTEWATER/CONSTRUCTED WETLAND/MANGROVE/HEAVY METAL

PORNSUDA PHANUKARN: TREATMENT EFFICIENCY OF *Rhizophora mucronata* CONSTRUCTED WETLAND ON WASTEWATER CONTAMINATED WITH LEAD AND ZINC. THESIS ADVISOR: ASST. PROF. KANOKPORN BOONSONG, Ph.D., 157 pp.

This study evaluated the treatment efficiency of *Rhizophora mucronata* constructed wetland on wastewater contaminated with Pb and Zn. The synthetic wastewater was dosed with 3 concentration of Pb and Zn, i.e., 5, 10 and 20 mg/l each. The synthetic wastewater without Pb and Zn was used as control (control). Wastewater was retained within the system for 3.5 days and left to dry for 3.5 days. The experiment was repeated for 20 times (20 weeks). The results indicated that the highest removal percentage of total nitrogen of wastewater with Pb and Zn 5 mg/l each was 92.57%. The lowest removal percentage of total nitrogen of wastewater with Pb and Zn 20 mg/l each was 90.83%. While, the highest removal percentage of total phosphorus of wastewater without Pb and Zn was 66.33%. The lowest removal percentage of total phosphorus of wastewater with Pb and Zn 20 mg/l each was 37.22%. Whereas, the removal percentages of Pb and Zn of wastewater with Pb and Zn 20 mg/l each were 94.65 and 93.95%, respectively. After the treatment experiment, soil in experiment sets received wastewater with Pb and Zn 20 mg/l each had the lowest organic matter and nutrients (total nitrogen and total phosphorus) accumulation rate, whereas it had the highest Pb and Zn accumulation rate. The Pb, Zn and nutrients were accumulated higher on surface soil layer (0-5 cm) than the sub soil layer (5-10 cm). At the end of the treatment experiment, nutrient accumulation in leaf tissues received wastewater with Pb and Zn 20 mg/l each had lower total nitrogen than other experiment sets. Furthermore, the results indicated the growth parameter, i.e., stem height and biomass increment rate tended to decreased. The Pb and Zn concentrations in root tissues increased with the increase in wastewater Pb and Zn concentrations. Therefore, the results suggested that the constructed wetland received wastewater with Pb and Zn 20 mg/l each was high effective for removing Pb and Zn from wastewater, whereas the removal percentage of nutrients decreased. Moreover, *R. mucronata* showed the stem height and biomass increment rate decreased. The results indicated that Pb and Zn exhibit some inhibitory effect on nutrients uptake by *R. mucronata*. Thus, the optimal condition of constructed wetland planted with mangrove species for treatment of wastewater contaminated with Pb and Zn should be pre-treated before discharging into mangroves in order to prevent the impacts on living organisms.

Field of study ..Environmental Science..... Student's signature Pornsuda Phanukarn.
Academic year ..2006..... Advisor's signature Kanokporn Boonsong.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี เนื่องด้วยความกรุณาของผู้เกี่ยวข้องทุกฝ่าย ผู้เขียนขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. กนกพร บุญส่ง อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ ตลอดจนข้อคิดเห็นต่างๆ ที่เป็นประโยชน์อย่างยิ่งต่อวิทยานิพนธ์ รวมทั้งคอยให้ความเอาใจใส่ ห่วงใย และให้กำลังใจมาโดยตลอด ขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชาญวิทย์ โฉมิตานนท์ ที่กรุณาสละเวลาเพื่อมาเป็นประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ขอกราบขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร. สมเกียรติ ปิยะธีรชิตวิรุณ และ ศาสตราจารย์ ดร. สนิท อักษรแก้ว ที่กรุณาสละเวลาเพื่อมาเป็นกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และได้ให้คำแนะนำซึ่งเป็นประโยชน์อย่างยิ่ง รวมทั้งแก้ไขข้อบกพร่องให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น ขอกราบขอบพระคุณ ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทั่วไป ที่กรุณาอนุญาตให้ใช้พื้นที่ในการศึกษาทดลอง

ขอขอบพระคุณ โครงการศูนย์วิจัยแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย ที่สนับสนุน seed money และบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่สนับสนุนเงินวิจัย

ขอขอบพระคุณ กรุงเทพมหานคร ที่สนับสนุนทุนการศึกษา

ขอขอบพระคุณ โครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ จังหวัดเพชรบุรี ที่ให้ความอนุเคราะห์ดินเลนที่ใช้ในการทดลอง

ขอขอบพระคุณ สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม หน่วยปฏิบัติการเทคโนโลยีชีวภาพทางทะเล ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล และภาควิชาวิทยาศาสตร์ทั่วไป ที่อนุเคราะห์ห้องปฏิบัติการพร้อมทั้งเครื่องมือวิเคราะห์

ขอขอบพระคุณ คุณเพ็ญศรี ชูบรรจง นักวิทยาศาสตร์ ระดับ 6 ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทั่วไป ที่ให้ความช่วยเหลือ คำแนะนำ และอำนวยความสะดวกในการใช้เครื่องมือวิเคราะห์ และขอบคุณ คุณศัญญา ทุมตะขบ นักวิชาการสิ่งแวดล้อม 6ว. สำนักงานทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมจังหวัดเชียงใหม่ และเพื่อนๆ ทุกคนที่ให้ความช่วยเหลือและกำลังใจตลอดการทำวิทยานิพนธ์

สุดท้ายขอขอบพระคุณ คุณพ่อ คุณแม่ น้องชาย หัวหน้าและเพื่อนร่วมงานจาก กองสุขาภิบาลอาหาร สำนักอนามัย กรุงเทพมหานคร ที่กรุณาให้การอุปการะทั้งในด้านทุนการศึกษา ความรัก กำลังใจ และความห่วงใยตลอดมา

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ฅ
สารบัญภาพ.....	ฉ
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	2
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
2.1 พื้นที่ชุ่มน้ำ.....	4
2.2 สมบัติของน้ำเสีย.....	6
2.3 ป่าชายเลน.....	13
2.4 กลไกการบำบัดน้ำเสีย.....	16
2.5 การประยุกต์ใช้ป่าชายเลนเพื่อการบำบัดน้ำเสีย.....	24
3 วิธีการดำเนินการศึกษา.....	27
3.1 สถานที่ทำการทดลอง.....	27
3.2 น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม.....	27
3.3 ดินที่ใช้ในการทดลอง.....	28
3.4 วิธีการทดลอง.....	28
3.5 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ.....	34
4 ผลการศึกษาและอภิปรายผล.....	36
4.1 ผลการศึกษาคุณภาพน้ำ.....	36
4.2 ผลการศึกษาสมบัติของดิน.....	74
4.3 ผลการศึกษากาการเจริญเติบโตและองค์ประกอบธาตุอาหารและโลหะหนักของกล้าไม้.....	109

บทที่	หน้า
5	สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ..... 136
5.1	สรุปผลการศึกษา..... 136
5.2	ข้อเสนอแนะ..... 141
รายการอ้างอิง 143
ภาคผนวก 149
ภาคผนวก ก 150
ภาคผนวก ข 151
ภาคผนวก ค 154
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์ 157



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
2.1	ลักษณะของน้ำเสียชุมชน.....	8
3.1	ปริมาณธาตุอาหารและโลหะหนักที่กำหนดในน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง.....	27
3.2	ปริมาณสารเคมีที่ใช้ปรับความเข้มข้นของธาตุอาหารและโลหะหนักในน้ำเสียสังเคราะห์.....	28
3.3	พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ.....	31
3.4	พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์คุณภาพดิน.....	32
3.5	พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ตัวอย่างพืช.....	34
4.1	ค่าเฉลี่ยคุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ 3 ระดับความเข้มข้น และน้ำเสียที่ไม่มีการเติมโลหะหนัก.....	38
4.2	ความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	40
4.3	ความเค็มของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	44
4.4	การนำไฟฟ้าของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	48
4.5	อุณหภูมิของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	52
4.6	ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด และประสิทธิภาพ การบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	57
4.7	ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด และประสิทธิภาพ การบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	62
4.8	ปริมาณตะกั่วของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด และประสิทธิภาพการบำบัด ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	67
4.9	ปริมาณสังกะสีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด และประสิทธิภาพการบำบัด ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	71
4.10	ค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โก่งกางใบใหญ่.....	76

ตารางที่	หน้า
4.11 ค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	76
4.12 ค่าเฉลี่ยความเค็มของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	79
4.13 ค่าเฉลี่ยความเค็มของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	79
4.14 ค่าเฉลี่ยการนำไฟฟ้าของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	82
4.15 ค่าเฉลี่ยการนำไฟฟ้าของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	82
4.16 ค่ารีดออกซ์โพเทนเชียล (Eh) ของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	85
4.17 ค่ารีดออกซ์โพเทนเชียล (Eh) ของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	86
4.18 ปริมาณขนาดอนุภาคดินและเนื้อดินของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	88
4.19 ปริมาณขนาดอนุภาคดินและเนื้อดินของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	88
4.20 ค่าเฉลี่ยความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวกของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	90
4.21 ค่าเฉลี่ยความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวกของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	90
4.22 ค่าเฉลี่ยอินทรีย์วัตถุในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	92
4.23 ค่าเฉลี่ยอินทรีย์วัตถุในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	92
4.24 ค่าเฉลี่ยปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	96
4.25 ค่าเฉลี่ยปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	96

ตารางที่	หน้า
4.26 ค่าเฉลี่ยปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	100
4.27 ค่าเฉลี่ยปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	100
4.28 ค่าเฉลี่ยปริมาณตะกั่วในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	104
4.29 ค่าเฉลี่ยปริมาณตะกั่วในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	105
4.30 ค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	107
4.31 ค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	107
4.32 ค่าเฉลี่ยความสูงของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	110
4.33 ค่าเฉลี่ยการเพิ่มพูนความสูงของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	113
4.34 ค่าเฉลี่ยเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	113
4.35 ค่าเฉลี่ยการเพิ่มพูนเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	113
4.36 สมการ allometric relation สำหรับคำนวณมวลชีวภาพของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่.....	115
4.37 ค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพส่วนใบของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	118
4.38 ค่าเฉลี่ยอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนใบของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	118
4.39 ค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพส่วนลำต้นของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	119
4.40 ค่าเฉลี่ยอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนลำต้นของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	119
4.41 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในใบของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	123
4.42 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในลำต้นของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่.....	123

ตารางที่	หน้า
4.43 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในรากของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	123
4.44 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	127
4.45 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้นของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	127
4.46 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในรากของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	127
4.47 ค่าเฉลี่ยตะกั่วในใบของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	131
4.48 ค่าเฉลี่ยตะกั่วในลำต้นของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	131
4.49 ค่าเฉลี่ยตะกั่วในรากของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	131
4.50 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในใบของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	134
4.51 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในลำต้นของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	134
4.52 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในรากของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	134

สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
2.1 ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมแบบน้ำไหลบนผิวดิน	5
2.2 ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมแบบน้ำไหลใต้ผิวดิน	6
2.3 ระบบรากหายใจของไม้โกงกาง	15
2.4 การส่งผ่านออกซิเจนบริเวณรากพืช	18
3.1 แสดงการจัดวางชุดทดลอง	29
4.1 ความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	42
4.2 ความเค็มของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	46
4.3 การนำไฟฟ้าของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	50
4.4 อุณหภูมิของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	54
4.5 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพ การบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	59
4.6 ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพ การบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	64
4.7 ปริมาณตะกั่วของน้ำเสียก่อนการบำบัด	69
4.8 ปริมาณสังกะสีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพ การบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	73
4.9 ความเป็นกรด-ด่างของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	77
4.10 ความเค็มของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	80
4.11 การนำไฟฟ้าของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	83
4.12 อินทรีย์วัตถุในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	93
4.13 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	97
4.14 ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	101
4.15 ปริมาณสังกะสีในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่	108

ภาพที่	หน้า
4.16 การเจริญเติบโตด้านความสูงของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกกงางใบใหญ่.....	111
4.17 การเจริญเติบโตด้านเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้.....	114
4.18 สมการมวลชีวภาพของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่.....	116
4.19 การเจริญเติบโตด้านมวลชีวภาพส่วนใบของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่.....	120
4.20 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในส่วนต่างๆ ของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่.....	124
4.21 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในส่วนต่างๆ ของกล้าไม้ของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่.....	128
4.22 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในส่วนต่างๆ ของกล้าไม้ของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่.....	135
ค. 1 ชุดทดลองพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่ ณ พื้นที่บริเวณระเบียง ชั้น 4 อาคารวิทยาศาสตร์ทั่วไป จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ก่อนเริ่มทำการทดลอง.....	155
ค. 2 ชุดทดลองพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่ ณ พื้นที่บริเวณระเบียง ชั้น 4 อาคารวิทยาศาสตร์ทั่วไป จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เมื่อสิ้นสุดการทดลอง รวมทั้งการเก็บตัวอย่างน้ำและดิน.....	156

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ปัจจุบันชุมชนเมืองกำลังขยายตัวเพิ่มขึ้นตามภาวะเศรษฐกิจของประเทศ ส่งผลให้มีการใช้น้ำเพื่อกิจกรรมต่างๆในการดำรงชีวิตสูงขึ้น ทำให้มีการปล่อยน้ำเสียลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะมาก จนเกินความสามารถของแหล่งน้ำที่จะฟอกตัวเองได้ (self purification) ก่อให้เกิดปัญหามลภาวะทางน้ำตามมา ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียที่ปล่อยออกมามีสิ่งเจือปนอยู่เป็นอันมาก เช่น สิ่งปฏิกูล สารประกอบไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโลหะหนัก เป็นต้น การปนเปื้อนของโลหะหนักลงสู่แหล่งน้ำไม่ว่าจะโดยธรรมชาติหรือการกระทำของมนุษย์ล้วนแล้วแต่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและมนุษย์ทั้งสิ้น ทำให้เกิดการสะสมในดินตะกอนและในสิ่งมีชีวิตต่างๆในแหล่งน้ำ โดยในระยะยาวมนุษย์อาจได้รับพิษจากโลหะหนักทั้งโดยตรงและผ่านทางห่วงโซ่อาหารของโลหะหนักในห่วงโซ่อาหาร (เกษม สีดอกบวบ, 2543; เปี่ยมศักดิ์ เมณะเสวต, 2543) ดังนั้นจึงควรมีการบำบัดน้ำเสียก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียที่ใช้กันทั่วไปมีหลายวิธี ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม (constructed wetland system) เป็นวิธีการหนึ่งที่สามารถนำไปใช้บำบัดน้ำเสียได้ เพราะมีความสามารถในการรองรับและบำบัดมลสารต่างๆ เช่น ธาตุอาหารและโลหะหนัก ได้อย่างมีประสิทธิภาพ อีกทั้งเป็นระบบที่มีต้นทุนในการก่อสร้างต่ำและมีการจัดการระบบที่ไม่ยุ่งยาก (Lim และคณะ, 2003; Tam และ Wong, 1999; Yu และคณะ, 2001) ปัจจุบันมีการนำป่าชายเลนมาประยุกต์ใช้เป็นพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมกันอย่างกว้างขวาง ทั้งนี้เนื่องจากป่าชายเลนมีบทบาทสำคัญที่เป็นส่วนเชื่อมของระบบนิเวศบนบกและระบบนิเวศทางทะเล ทำหน้าที่เป็นแหล่งสะสม เปลี่ยนรูปธาตุอาหาร และดักกรองสารมลพิษต่างๆ เช่น โลหะหนัก จากบนบกไม่ให้ลงสู่ทะเล อีกทั้งพันธุ์ไม้ชายเลนมีอัตราการเจริญเติบโตและผลผลิตมวลชีวภาพสูง มีระบบรากหายใจซึ่งช่วยในการบำบัดน้ำเสียได้ และสามารถปรับตัวให้ทนต่อสภาพแวดล้อมที่แปรปรวนได้ (สนิท อักษรแก้ว, 2532; ปิยวรรณ สายมโนพันธุ์, 2543) อย่างไรก็ตามหากป่าชายเลนได้รับน้ำเสียที่มีโลหะหนักในปริมาณสูงและมีการสะสมของโลหะหนักมากเกินไปจนเกินขีดความสามารถที่จะรองรับได้แล้ว อาจก่อให้เกิดผลกระทบด้านลบต่อระบบนิเวศป่าชายเลนและระบบนิเวศใกล้เคียงได้

ดังนั้นการศึกษารังนี้จึงทำการศึกษาประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนตะกั่วและสังกะสี เนื่องจากโลหะหนักดังกล่าวเป็นธาตุที่สามารถพบได้ทั่วไปในน้ำเสีย (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2542; Cheevaporn และ Menasveta, 2003) ทั้งนี้เพื่อหาแนวทางที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักให้มีประสิทธิภาพสูงและไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศป่าชายเลนและระบบนิเวศใกล้เคียงได้

1.2 วัตถุประสงค์

- 1) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ในการบำบัดตะกั่ว สังกะสี และธาตุอาหาร ในน้ำเสียที่ระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีต่างกัน
- 2) เพื่อศึกษาผลของความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีที่มีต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่
- 3) เพื่อศึกษาการสะสมตะกั่ว สังกะสี และธาตุอาหารในดินและพืชของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม เมื่อได้รับน้ำเสียที่ระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีต่างกัน

1.3 ขอบเขตการศึกษา

- 1) ชุดการทดลองจัดสร้างในพื้นที่บริเวณระเบียบ ชั้น 4 อาคารวิทยาศาสตร์ทั่วไป จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ภายใต้โรงเรือนที่มีหลังคาพลาสติกใสคลุม
- 2) น้ำเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ ที่มีสมบัติของน้ำเสีย ดังนี้ บีโอดี 40 mg/l (เตรียมจากน้ำตาลทราย) ไนโตรเจนทั้งหมด 20 mg/l (เตรียมจากปุ๋ยยูเรีย) และฟอสฟอรัสทั้งหมด 4 mg/l (เตรียมจากโพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต) ตามลำดับ
- 3) ตัวแปรและปัจจัยที่ต้องการศึกษาคือ
 - 3.1) ตัวแปรต้น
 - 3.1.1) ระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสียสังเคราะห์ 3 ระดับ คือชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l ตามลำดับ
 - 3.2) ตัวแปรตาม
 - 3.2.1) ประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่ว สังกะสี ไนโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำเสีย
 - 3.2.2) การเจริญเติบโตของกล้าไม้ ได้แก่ ความสูง เส้นผ่าศูนย์กลาง และมวลชีวภาพของลำต้นและใบ

3.2.3) ปริมาณตะกั่ว สังกะสี ในโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมด ในใบ ลำต้น และรากของกล้าไม้

3.2.4) ปริมาณตะกั่ว สังกะสี ในโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมด ในดินที่ระดับความลึก 5 และ 10 เซนติเมตร

3.2.5) คุณภาพน้ำด้านอื่นๆ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ การนำไฟฟ้า

3.2.6) คุณภาพดินด้านอื่นๆ ได้แก่ ความเป็นกรด-ด่าง การนำไฟฟ้า ความเค็ม ริดอกซ์โพเทนเชียล อินทรีย์วัตถุ ความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวก

3.3) ปัจจัยควบคุม

3.3.1) ดินเลนนำมาจากโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ โดยขุดดินผิวน้ำลึกประมาณ 30 เซนติเมตร จากบริเวณที่มีชะครามขึ้นอยู่

3.3.2) ชนิดของกล้าไม้ คือ กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ อายุประมาณ 2 ปี 7 เดือน

3.3.3) ความหนาแน่นของกล้าไม้ ปลูกล้าไม้ 12 ต้นต่อชุดทดลอง ด้วยระยะการปลูก 15x15 เซนติเมตร

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1) ทราบถึงประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ในการบำบัด ตะกั่ว สังกะสี และธาตุอาหาร ในน้ำเสียที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีต่างกัน
- 2) ทราบถึงผลของความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีที่มีต่อการเจริญเติบโต ของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่
- 3) ทราบถึงการสะสมตะกั่ว สังกะสี และธาตุอาหาร ในดินของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม เมื่อได้รับน้ำเสียที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีต่างกัน
- 4) สามารถนำข้อมูลที่ได้ไปประยุกต์เพื่อหาทางเลือกที่เหมาะสมในการใช้ ป่าชายเลนปลูกในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะหนัก

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 พื้นที่ชุ่มน้ำ

2.1.1 ความหมายและความสำคัญ

พื้นที่ชุ่มน้ำ (wetlands) เป็นคำรวมที่ใช้เรียกแหล่งที่อยู่หรือแหล่งที่มีสภาพแวดล้อมเหมาะสมสำหรับเป็นที่อยู่อาศัยของพืชและสัตว์ (habitats) ทั้งที่อยู่บนบก ชายฝั่งทะเล และในทะเล (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2545) พื้นที่ชุ่มน้ำตามคำจำกัดความในอนุสัญญาแรมซาร์ (Ramsar Convention) หมายถึง พื้นที่ลุ่ม พื้นที่ราบลุ่ม มีน้ำขัง พื้นที่พรุ พื้นที่แหล่งน้ำ ทั้งที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติและที่มนุษย์สร้างขึ้นทั้งที่มีน้ำขังหรือน้ำท่วมอยู่ถาวรและชั่วคราว ทั้งที่เป็นแหล่งน้ำนิ่งและน้ำไหล ทั้งที่เป็นน้ำจืด น้ำกร่อยและน้ำเค็ม รวมไปถึงพื้นที่ชายฝั่งทะเลและพื้นที่ทะเล ในบริเวณซึ่งเมื่อน้ำลดลงต่ำสุด มีความลึกของระดับน้ำไม่เกิน 6 เมตร (สำนักงานนโยบายและแผนทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2546)

พื้นที่ชุ่มน้ำมักตั้งอยู่ระหว่างแผ่นดินและแหล่งน้ำ (Mitsch และ Gosselink, 2000) ประโยชน์ที่สำคัญของพื้นที่ชุ่มน้ำ คือ (1) ป้องกันน้ำท่วม โดยเป็นแหล่งกักเก็บและส่งผ่านน้ำจากบนบกลงสู่แหล่งน้ำ นอกจากนี้ยังเป็นแหล่งกักเก็บน้ำไว้สำหรับฤดูที่ขาดแคลน (2) ช่วยป้องกันการชะล้างพังทลายของดิน จากกระแสน้ำและคลื่นจากทะเล (3) เป็นแหล่งสะสมธาตุอาหารและอนุบาลสัตว์น้ำ (4) เป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนทางน้ำและนันทนาการการท่องเที่ยว และ (5) ช่วยบำบัดมลสารต่างๆ เพราะ พื้นที่ชุ่มน้ำเป็นที่กักเก็บและเปลี่ยนรูปธาตุอาหาร รวมทั้งสารปนเปื้อนต่างๆ (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2545)

2.1.2 ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม

ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม (constructed wetland system) หมายถึง ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำที่มนุษย์สร้างขึ้น เพื่อการบำบัดน้ำเสียจากแหล่งชุมชน เหมือนแร่ บ่อฝังกบขยะ เกษตรกรรม และอุตสาหกรรม โดยเลียนแบบกลไกการบำบัดของเสียตามธรรมชาติ คือ อาศัยดิน พืช และจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสีย (Mays และ Edwards, 2001; Sheoran และ Sheoran, 2005)

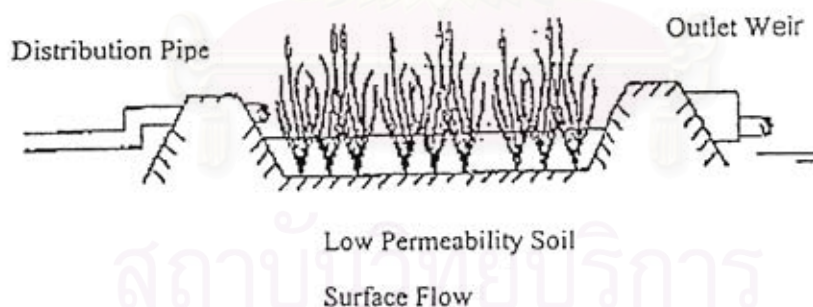
ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมเริ่มเป็นที่แพร่หลายในการใช้บำบัดน้ำเสีย ตั้งแต่ทศวรรษที่ 1960 โดยงานวิจัยหลายชิ้นสนับสนุนว่ามีความเหมาะสมสำหรับบำบัดน้ำเสียจากชุมชน เกษตรกรรม และอุตสาหกรรมประเภทต่างๆ (Stottmeister และคณะ, 2003) เนื่องจากการลงทุนค่าก่อสร้างต่ำ

การดูแลระบบไม่ต้องอาศัยเทคโนโลยีสูงนัก (Dunbabin และ Bowmer, 1992; Matagi และคณะ, 1998) อีกทั้งมีประสิทธิภาพในการรองรับภาระบรรทุกต่างๆ รวมทั้งโลหะหนักสูง (Mays และ Edwards, 2001)

โดยทั่วไปจะแบ่งระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมออกเป็น 2 ประเภท คือ

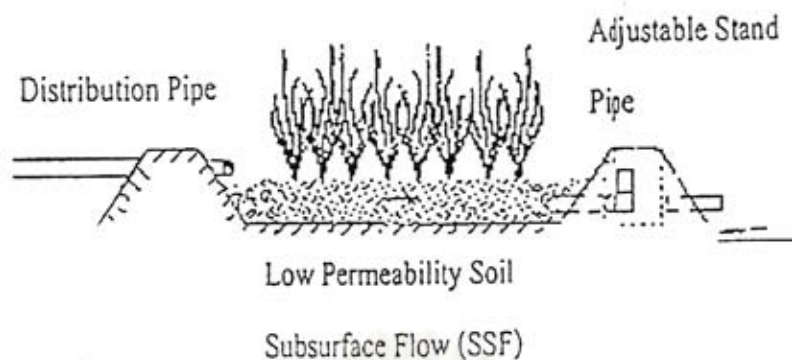
1) ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมแบบน้ำไหลบนผิวดิน (free water surface; FWS) เป็นระบบที่น้ำส่วนใหญ่ไหลผ่านผิวหน้าตัวกลาง ภายในระบบปลูกพืชกลุ่มที่มีรากและลำต้นโผล่พ้นน้ำ (emergent plant) โดยมีระดับน้ำไม่ลึกมากนัก ประมาณ 10-60 เซนติเมตร (กลอยกาญจน์ เก้าเนตรสุวรรณ, 2544) และควรมีระยะเวลาเก็บน้ำประมาณ 4-15 วัน และมีค่าภาระทางชลศาสตร์ (hydraulic loading) เท่ากับ 0.01-0.05 ลบ.ม./(ตร.ม.วัน) (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2542) (ภาพที่ 2.1)

2) ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมแบบน้ำไหลใต้ผิวดิน (subsurface flow system; SFS) เป็นระบบที่ออกแบบให้น้ำไหลผ่านชั้นตัวกลางของระบบ เพื่อสัมผัสกับรากพืช ชั้นตัวกลางจะมีสภาพไร้ออกซิเจน (anaerobic) แต่ออกซิเจนจากรากพืชจะช่วยให้การดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ชนิดที่ใช้ออกซิเจน ความหนาของชั้นตัวกลาง (bed depth) น้อยกว่า 60 เซนติเมตร (กลอยกาญจน์ เก้าเนตรสุวรรณ, 2544) ระบบนี้ต้องปรับส่วนก้นบ่อให้มีความลาดชันประมาณ 1% เพื่อไม่ให้เกิดการขังของน้ำในบ่อ และมีค่าภาระชลศาสตร์ประมาณ 0.01-0.05 ลบ.ม./(ตร.ม.วัน) (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2542) (ภาพที่ 2.2)



ภาพที่ 2.1 ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมแบบน้ำไหลบนผิวดิน

ที่มา: Kadlec และ Knight (1996)



ภาพที่ 2.2 ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมแบบน้ำไหลใต้ผิวดิน

ที่มา: Kadlec และ Knight (1996)

2.2 สมบัติของน้ำเสีย

2.2.1 ประเภทและลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสีย หมายถึง น้ำที่ผ่านการใช้ประโยชน์ในกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์แล้ว เช่น การชำระล้างร่างกาย การประกอบอาหาร การขับถ่ายของเสีย การล้างวัตถุดิบในโรงงานอุตสาหกรรม การล้างเครื่องจักร ซึ่งน้ำเสียเหล่านี้จะมีสมบัติเปลี่ยนไปจากเดิม อาจมีสิ่งอื่นเช่น สารอินทรีย์ สารอนินทรีย์ หรือสารพิษต่างๆ ปะปนอยู่ ขึ้นอยู่กับวิธีการและลักษณะการนำน้ำนั้นไปใช้ประโยชน์ตามแต่วัตถุประสงค์ต่างๆ ดังนั้นน้ำเสียจากแต่ละแหล่งจึงมีลักษณะไม่เหมือนกัน โดยสามารถแบ่งน้ำเสียตามแหล่งกำเนิดได้เป็น 3 แหล่งใหญ่ๆ คือ น้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และน้ำเสียจากเกษตรกรรม (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2545)

2.1.1.1 น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชน (domestic wastewater) หมายถึง น้ำเสียต่างๆ ที่เกิดจากกิจกรรมประจำวันของประชากรที่อาศัยอยู่ในชุมชน รวมทั้งกิจกรรมที่เป็นการประกอบอาชีพด้วย โดยลักษณะของน้ำเสียชุมชนจะแตกต่างกันไปตามลักษณะของชุมชน เช่น จำนวนประชากร สภาพเศรษฐกิจของชุมชน มีผลทำให้ลักษณะของน้ำเสียแตกต่างกันไป (ตารางที่ 2.1) โดยน้ำเสียชุมชนมีสมบัติทางเคมีเป็นกลาง มีค่า pH ประมาณ 7 สารปนเปื้อนมีทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ทั้งที่เป็นของแข็งและสารละลาย และยังมีเชื้อโรคและพยาธิปนอยู่ด้วย (ปกรณ์ ประดิษฐ์ทอง, 2540) นอกจากนี้ในน้ำเสียชุมชนยังมีโลหะหนักปนเปื้อนอยู่ด้วย เช่น ตะกั่ว แคดเมียม โครเมียมปรอท นิกเกิล โคบอลต์ สังกะสี ทองแดง เหล็ก แมงกานีส ซึ่งโลหะหนักเหล่านี้มักเป็นส่วนประกอบของผลิตภัณฑ์ที่

อำนวยความสะดวกแก่มนุษย์ เช่น แบตเตอรี่และสารเคมีที่ใช้ในชีวิตประจำวันซึ่งอยู่ในรูปแบบต่างๆ (ไมตรี สุทธิจิตต์, 2531)

2.1.1.2 น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม

น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ได้แก่ น้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมต่างๆ ของโรงงานอุตสาหกรรมทุกประเภท ส่วนใหญ่มักเป็นน้ำล้างเครื่องจักรอุปกรณ์จากระบวนการผลิตต่างๆ เช่น การล้างถังหรือภาชนะที่ใช้ในกระบวนการผลิต ทำให้น้ำเสียมีสิ่งเจือปนจากวัตถุดิบที่ใช้ในการผลิตด้วยเสมอ

2.1.1.3 น้ำเสียจากเกษตรกรรม

น้ำเสียจากเกษตรกรรม ได้แก่ น้ำเสียที่มาจากการทำเกษตรกรรม ซึ่งอาจแบ่งเป็น 2 ประเภท คือ ประเภทเกษตรกรรมชนิดที่อยู่กับที่ เช่น จากฟาร์มเลี้ยงสัตว์ต่างๆ และประเภทไม่มีแหล่งกำเนิดแน่นอน เช่น การเพาะปลูกในหลายๆ พื้นที่ซึ่งมีการใช้ปุ๋ยและสารเคมีทางการเกษตร

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.1 ลักษณะของน้ำเสียชุมชน

พารามิเตอร์	หน่วย	ความเข้มข้น		
		ต่ำ	ปานกลาง	สูง
1. ของแข็งทั้งหมด (total solids)	mg/l	350	720	1200
ของแข็งละลายน้ำ (dissolved solids)	mg/l	250	500	850
ของแข็งแขวนลอย (suspended solids)	mg/l	100	220	350
2. ปริมาณตะกอนหนัก (settleable solids)	mg/l	5	10	20
3. ค่าบีโอดี (biochemical oxygen demand; BOD)	mg/l	110	220	400
4. ค่าซีโอดี (chemical oxygen demand; COD)	mg/l	250	500	1000
5. ไนโตรเจนทั้งหมด (total as N)	mg/l	20	40	85
อินทรีย์ไนโตรเจน (organic)	mg/l	8	15	35
แอมโมเนีย (free ammonia)	mg/l	12	25	50
ไนไตรท์ (nitrite)	mg/l	0	0	0
ไนเตรท (nitrate)	mg/l	0	0	0
6. ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total as P)	mg/l	4	8	15
อินทรีย์ฟอสฟอรัส (organic)	mg/l	1	3	5
อนินทรีย์ฟอสฟอรัส (inorganic)	mg/l	3	5	10
7. คลอไรด์ (chloride) ⁽¹⁾	mg/l	30	50	100
8. ซัลเฟต (sulfate) ⁽¹⁾	mg/l	20	30	50
9. สภาพด่าง (alkalinity as CaCO ₃)	mg/l	50	100	200
10. ไขมัน (grease)	mg/l	50	100	150
11. โคลิฟอร์มแบคทีเรีย (total coliform)	MPN/100ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁸ -10 ⁹

หมายเหตุ : (1) เป็นค่าที่เพิ่มจากค่าที่ตรวจพบในน้ำใช้ปกติ

ที่มา: Metcalf และ Eddy (1991) อ้างถึงในกรมควบคุมมลพิษ (2546)

2.2.2 ธาตุอาหารในน้ำเสีย

ธาตุอาหารในน้ำเสียส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของสารประกอบไนโตรเจน (nitrogen compounds) และสารประกอบฟอสฟอรัส (phosphorus compounds)

2.2.2.1 สารประกอบไนโตรเจน

สารประกอบไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียแบ่งเป็น 2 ประเภท คือ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (organic nitrogen) เช่น โปรตีน กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก สารดังกล่าวเป็นสารประกอบของพืชและสัตว์ ปุ๋ยที่ได้จากมูลสัตว์ เป็นต้น ส่วนอีกประเภทหนึ่งคือ สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน (inorganic nitrogen) เช่น แอมโมเนีย (ammonia) ไนไตรท์ (nitrite) และไนเตรท (nitrate) สารเหล่านี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ยหรือเกลือในปัสสาวะ (ศุวสา กานตวนิชกูร, 2544)

ไนโตรเจนในน้ำเสียในรูปของไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen) มีค่าอยู่ระหว่าง 20-85 mg/l โดยไนโตรเจนจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียร้อยละ 60 และอินทรีย์ไนโตรเจนร้อยละ 40 ส่วนไนโตรเจนที่อยู่ในรูปออกซิไดซ์ เช่น ไนไตรท์และไนเตรท จะมีอยู่น้อยมากไม่ถึงร้อยละ 1 ของไนโตรเจนทั้งหมด (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542) ซึ่งน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจนปะปนอยู่อาจก่อให้เกิดผลเสียต่อสภาพแวดล้อมหลายประการ ได้แก่

1) ปัญหายูโทรฟิเคชัน (eutrophication) สารประกอบไนโตรเจน โดยเฉพาะไนเตรทและแอมโมเนียมีไอออน เมื่อระบายลงสู่แหล่งน้ำนิ่ง เช่น ทะเลสาบ หนอง บึง จะทำให้พืชน้ำจำพวกสาหร่ายเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว (algae bloom) เกิดปัญหาแหล่งน้ำมีสีเขียวคล้ำ เมื่อสาหร่ายตายลง ออกซิเจนละลาย (dissolved oxygen) จะถูกใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งหมด ก่อให้เกิดปัญหาน้ำเน่าเสียและไม่อาจใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำได้อย่างเหมาะสม (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2) การลดลงของปริมาณออกซิเจนละลาย (dissolved oxygen) เนื่องจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน มีการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

3) เป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำ โดยไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียอิสระ เมื่อระดับความเป็นกรด-ด่าง สูงกว่า 7 จะแสดงความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ โดยระดับแอมโมเนียที่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำ คือ 0.01-2.00 mg/l (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

4) เป็นอันตรายต่อสุขภาพและอนามัยของเด็กและทารก โดยแหล่งน้ำที่ใช้เป็นน้ำดื่มมีการปนเปื้อนไนไตรท์และไนเตรทสูงเกินไป จะทำให้เกิดปัญหาทางด้านสาธารณสุข คือ โรคเด็กตัวเขียว (blue-baby syndrome) โดยไนไตรท์จะทำปฏิกิริยากับ

ฮีโมโกลบินในเลือดเกิด methemoglobin ทำให้เลือดไม่สามารถรับออกซิเจนได้ เด็กจะมีอาการตัวเขียว หายใจไม่ออก และอาจเสียชีวิตได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.2.2.2 สารประกอบฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสในน้ำเสียส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดมาจากของเสียจากมนุษย์และสัตว์ เช่น ในน้ำที่มาจากห้องน้ำ จากผงซักฟอกที่มีฟอสเฟตเป็นส่วนประกอบสำคัญ และนอกจากนี้ยังพบในรูปของเศษอาหาร (มันลิน ตันฑุลเวศม์, 2545) ฟอสฟอรัสในน้ำเสีย ส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปฟอสเฟต (phosphate) รวมถึง ออร์โธฟอสเฟต (orthophosphate) และ คอนเดนฟอสเฟต (condensed phosphate) ทั้งละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ ทั้งในรูปสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ (อภิชัย เขียวศิริกุล, 2533 อ้างถึงใน ชีวรัตน์ ศิลปรัตน์, 2548)

ฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารที่สำคัญอย่างยิ่งต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิตต่างๆ และเป็นปัจจัยจำกัดที่ควบคุมผลผลิตของมวลชีวภาพในแหล่งน้ำ (กฤติกา ทองสมบัติ, 2547) หากในแหล่งน้ำมีฟอสฟอรัสสูงเกินไป จะทำให้มีการเจริญเติบโตของสาหร่ายมาก ทำให้แหล่งน้ำเกิดการเน่าเสียได้ โดยระดับฟอสฟอรัสทั้งหมดในแหล่งน้ำสูงกว่า 0.1 mg/l หรือมีปริมาณออร์โธฟอสเฟต 0.005 mg/l แหล่งน้ำนั้นอาจเกิดปัญหายูโทรฟิเคชัน (มันลิน ตันฑุลเวศม์, 2545)

2.2.3 โลหะหนักในน้ำเสีย

โลหะหนัก หมายถึง ธาตุที่มีความถ่วงจำเพาะตั้งแต่ 5 ขึ้นไป โดยไม่รวมโลหะที่เป็นโลหะแอลคาไล (alkali) และโลหะแอลคาไลน์เอิร์ธ (alkaline earth) ซึ่งเป็นธาตุในตารางที่มี atomic number ในช่วง 23-92 อยู่ในคาบที่ 4-7 ของตารางธาตุ คุณสมบัติทางด้านเคมีที่สำคัญของโลหะหนักคือ มีค่าออกซิเดชันได้หลายค่า ดังนั้นจึงสามารถที่จะรวมตัวกับสารอื่นๆ เป็นสารประกอบเชิงซ้อน (complex-compound) ได้หลายภาพที่เสถียรกว่าโลหะหนักอิสระ โดยเฉพาะอย่างยิ่งเมื่อรวมตัวกับสารประกอบอินทรีย์ (organometallic compound) สามารถที่จะถ่ายทอดสู่สิ่งมีชีวิตได้โดยผ่านไปตามห่วงโซ่อาหาร (food chain) และการสะสมความเป็นพิษของโลหะหนักจะเพิ่มขึ้นตามลำดับ (biological magnification) ของระบบห่วงโซ่อาหาร (Logan และ Feltz, 1985) โลหะหนักหลายชนิดมีคุณสมบัติเป็นอันตรายร้ายแรง เมื่อเข้าไปสะสมอยู่ในเนื้อเยื่อของสิ่งมีชีวิตซึ่งอาจมีผลทำให้สิ่งมีชีวิตพิการหรือตายได้ (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2541)

2.2.3.1 ตะกั่ว

ตะกั่ว (lead) เป็นธาตุหมู่ 4A ของตารางธาตุ มีเลขอะตอม 82 น้ำหนักอะตอม 207.19 มีจุดเดือด 1,620 °C จุดหลอมเหลว 327.4 °C มีเลขออกซิเดชันได้หลายค่า ได้แก่ +1, +2, +4

แต่ตะกั่วส่วนใหญ่อยู่ในสถานะ +2 ซึ่งจัดว่าเสถียรที่สุด ตะกั่วบริสุทธิ์จะมีสีขาวอมฟ้า ลักษณะวาว เป็นประกาย การนำไปไฟฟ้าดี (Rochow และ Abel, 1973) ตะกั่วที่พบโดยทั่วไปแบ่งเป็น 2 ชนิด ใหญ่ๆ คือ ตะกั่วอนินทรีย์ (inorganic lead) เช่น พวกออกไซด์ของตะกั่วที่พบในสีทาโลหะเพื่อ กันสนิม สีทาบาน ซึ่งอยู่ในรูป lead monoxide รวมทั้งสารตะกั่วที่ผสมอยู่ในแบตเตอรี่รถยนต์ ซึ่งอยู่ในรูป lead dioxide และตะกั่วอินทรีย์ (organic lead) เช่น สารตะกั่วที่ใช้ผสมน้ำมันเบนซิน เพื่อป้องกันอาการกระตุกของเครื่องยนต์ (ศุภมาส พณิชศักดิ์พัฒนา, 2539) โดยทั่วไปตะกั่วที่พบใน แหล่งน้ำบริเวณปากแม่น้ำและทะเล มีปริมาณตะกั่วรูปแบบต่างๆ ดังนี้ สารประกอบเชิงซ้อนกับ คอลลอยด์อนินทรีย์ 40-80% สารประกอบเชิงซ้อนกับคอลลอยด์อินทรีย์ 10-35% อีออนอิสระ 0-20% และสารประกอบเชิงซ้อนกับลิแกนด์อินทรีย์อื่นๆ 0-30% ตะกั่วในรูปอีออนอิสระมีความ ว่องไวในการทำปฏิกิริยาสูง จึงทำให้เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต (สุวรรณิ แสงเพชรศิริพันธ์, 2546)

ตะกั่วเป็นอันตรายต่อมนุษย์และสัตว์โดยการแพร่กระจายที่สำคัญ 2 ทาง คือ ทางห่วงโซ่อาหารและการหายใจ ตะกั่วที่เข้าสู่ร่างกายจะไปอยู่ที่อวัยวะต่างๆ เช่น สมอง ดับ ม้าม ปอด และสะสมมากที่สุดที่กระดูก (เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต, 2543) อาการเป็นพิษแบบเฉียบพลันเนื่องจากตะกั่ว มีหลายแบบ เช่น อ่อนเพลีย คลื่นไส้ วิงเวียน กล้ามเนื้อกระตุก เป็นต้น หากได้รับตะกั่วต่อเนื่องกันเป็นเวลานาน จะทำให้เกิดโรคพิษตะกั่วต่ออวัยวะและระบบต่างๆ ของร่างกาย โดยตะกั่วจะขัดขวางการสร้างฮีโมโกลบิน (hemoglobin) ทำให้เกิดอาการโลหิตจาง อัมพาต หลอดไตทำงานผิดปกติ นอกจากนี้พิษของสารประกอบตะกั่วอาจทำให้เกิดการแท้ง เพราะตะกั่ว สามารถซึมผ่านทางรกเข้าไปถึงเด็กทารกในครรภ์ได้โดยเริ่มตั้งแต่สัปดาห์ที่ 12 ของการ ตั้งครรภ์ ปริมาณตะกั่วจะเพิ่มขึ้นในทารกตลอดระยะเวลาตั้งครรถ์จนครบกำหนด ตัวอ่อนของ สัตว์บางชนิดเมื่อได้รับตะกั่วเข้าไปแล้วอาจพิการ เช่น ลูกไก่หลังฟักจะมีหัวใจผิดปกติ เป็นต้น โดยทั่วไปปริมาณตะกั่วที่ร่างกายมนุษย์สามารถสะสมได้โดยไม่เกิดอันตราย มีค่า เท่ากับ 120 มิลลิกรัมต่อน้ำหนักตัว 70 กิโลกรัม (นิธิยา รัตนปนนท์ และวิบูลย์ รัตนปนนท์, 2543; เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต, 2543; ศุภมาส พณิชศักดิ์พัฒนา, 2539)

ตะกั่วเข้าสู่พืชโดยทางรากและใบ เมื่อเข้าสู่พืชแล้วจะสะสมอยู่ที่เยื่อหุ้มเซลล์ (cell membrane) ไมโทคอนเดรีย (mitochondria) และคลอโรพลาสต์ซึม ตะกั่วที่เข้าทางรากส่วนใหญ่ จะสะสมอยู่ที่รากฝอยและรากขนาดเล็ก พิษของตะกั่วในพืชเกิดขึ้นโดยการยับยั้งการเปลี่ยนแปลง ของพลาสมิด ยับยั้งการออกซิโดรีดักชันในกระบวนการหายใจไมโทคอนเดรีย (Keeppe และ Miller, 1970) อ้างถึงในศุภมาส พณิชศักดิ์พัฒนา, 2539) มีผลต่อกระบวนการสังเคราะห์แสง ยับยั้ง การเจริญของรากและใบ และยืดเวลาการงอกจากเมล็ด โดยระดับปกติของตะกั่วที่พบในพืชมีค่าอยู่ใน ช่วง 0.5-3 ppm ส่วนระดับเป็นพิษในพืชนั้นขึ้นอยู่กับพืชแต่ละชนิดที่ทนต่อสารตะกั่วได้ ไม่เท่ากัน และระดับความเป็นพิษของตะกั่วในพืชชนิดหนึ่งๆ ยังขึ้นอยู่กับความอุดมสมบูรณ์ของดิน โดยที่

พืชที่ขึ้นในดินที่มีธาตุอาหารครบสามารถทนต่อระดับตะกั่วในปริมาณที่สูงกว่าเมื่อปลูกในดินที่ขาดธาตุอาหาร (Goodbold และ Huttermann, 1986 อ้างถึงในในศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2539) เมื่อพืชได้รับตะกั่วเข้าไปบางครั้งจะไม่แสดงอาการเป็นพิษแม้จะมีตะกั่วในเนื้อเยื่อสูงถึง 50 ppm ของน้ำหนักแห้ง เพราะระดับเริ่มเป็นพิษของตะกั่วในพืชสูง จึงนับเป็นอันตรายต่อมนุษย์และสัตว์เป็นอย่างมาก ตะกั่วที่พืชดูดกินเข้าไปจะสะสมในส่วนรากและจะเคลื่อนย้ายมายังส่วนเหนือดินในปริมาณน้อย (ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2539)

2.2.3.2 สังกะสี

สังกะสี (zinc) เป็นโลหะที่อยู่ในหมู่ 2B ของตารางธาตุ มีเลขอะตอม 30 น้ำหนักอะตอม 65.37 จุดเดือด 906 °C จุดหลอมเหลว 419.5 °C มีค่าความถ่วงจำเพาะ 7.14 เลขออกซิเดชัน +2 สามารถทนทานต่อการผุกร่อนได้ดี (Aylett, 1973) สังกะสีเป็นจุลธาตุอาหาร (micronutrient) ที่พืชต้องการใช้ในการเจริญเติบโต (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2541) สังกะสีถูกนำไปใช้ประโยชน์อย่างแพร่หลาย เช่น ใช้ทำโลหะผสม ทำถ่านไฟฉาย ท่อน้ำ เครื่องใช้ต่างๆ และใช้ประโยชน์ในอุตสาหกรรม เช่น อุตสาหกรรมเกี่ยวกับยาง สี เครื่องสำอาง ผ้า กระดาษ การปรุงยา การกลั่นน้ำมัน การทำเส้นใยสังเคราะห์ และสารปราบศัตรูพืช (Sitting, 1976; Stokinger, 1963; Reilly, 1980) สังกะสีสามารถแพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อมโดยกระบวนการธรรมชาติและจากการกระทำของมนุษย์ โดยปนเปื้อนมาจากน้ำโสโครก ขยะอุตสาหกรรม ปุ๋ย และสารฆ่าศัตรูพืช สังกะสีในรูปสารประกอบเป็นพิษมากกว่าในรูปธาตุหรือไอออนอิสระ (Hegstrom และ Stephen, 1989) สังกะสีละลายได้ดีกว่าจุลธาตุอื่นๆ ทำให้มีโอกาสปนเปื้อนสู่สภาพแวดล้อมได้สูง จึงพบสังกะสีในแหล่งน้ำ โดยเฉพาะในดินตะกอนที่มีทรายละเอียดและดินเหนียวมาก การสะสมสังกะสีในพืชจะสูงตามปริมาณที่มีในน้ำและดินตะกอน เมื่อเกิดการปนเปื้อนสังกะสีในดิน ครึ่งชีวิตแรก (first half life) ของสังกะสีจะใช้เวลานานกว่า 70-81 ปี จึงจะลดปริมาณในดินลงได้ครึ่งหนึ่ง (ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2539)

สังกะสีเป็นธาตุที่จำเป็นต่อร่างกาย แต่ร่างกายต้องการในปริมาณน้อยมาก สังกะสีสามารถเข้าสู่ร่างกายโดยการปนเปื้อนในอาหารที่รับประทานและทางการหายใจ โดยส่วนใหญ่ถูกสะสมไว้ที่ตับและไต ถ้าร่างกายได้รับสังกะสีในปริมาณมากจะมีอาการผิดปกติ เช่น ปวดท้อง อาเจียน คลื่นไส้ ช็อก ความต้านทานโรคต่ำกว่าปกติ บาดแผลปิดยาก และอาจถึงตายได้ (Berman, 1980) พิษของสังกะสีเกิดเนื่องจากอิทธิพลของโลหะอื่นที่มีอยู่ด้วย เช่น แคดเมียม ตะกั่ว แอนติโมนี และอาร์เซนิก (Hegstrom และ Stephen, 1989; Robert, 1989; Shoji, 1989)

สังกะสีเป็นจุลธาตุอาหารที่สำคัญในการเจริญเติบโตของพืช โดยมีหน้าที่เกี่ยวข้องกับฮอร์โมนพืช มีบทบาททางอ้อมในการสร้างคลอโรฟิลล์ และเป็นตัวปลูกฤทธิ์

ของเอนไซม์หลายชนิด โดยทั่วไปพบว่าพืชจะมีอาการขาดสังกะสี โดยพืชที่ขาดสังกะสีจะมีอาการยืดต้น (stem elongation) ช้าและมีใบเล็กแคบ ไม่ออกผล ในขณะที่โอกาสที่จะเกิดอาการสังกะสีเป็นพิษในพืชนั้นน้อย โดยสังกะสีเริ่มเป็นพิษต่อพืชก่อนที่มนุษย์และสัตว์จะกินเข้าไป

2.3 ป่าชายเลน

2.3.1 ความหมายและความสำคัญ

ป่าชายเลน (mangrove forest) หมายถึง สังคมพืชที่ประกอบด้วยพันธุ์ไม้หลายชนิดหลายสกุล และส่วนใหญ่เป็นพันธุ์ไม้ไม่ผลัดใบ ซึ่งมีลักษณะทางสรีรวิทยาและความต้องการสิ่งแวดล้อมที่คล้ายกัน และหมายถึงกลุ่มของสังคมพืชที่ขึ้นอยู่บริเวณปากอ่าว ชายฝั่งทะเลเขตร้อน ซึ่งส่วนใหญ่ประกอบด้วยพันธุ์ไม้สกุลโกงกางเป็นไม้สำคัญและมีไม้สกุลอื่นปะปนอยู่บ้าง (วันชัย อิงปัญญาลาภ, 2542)

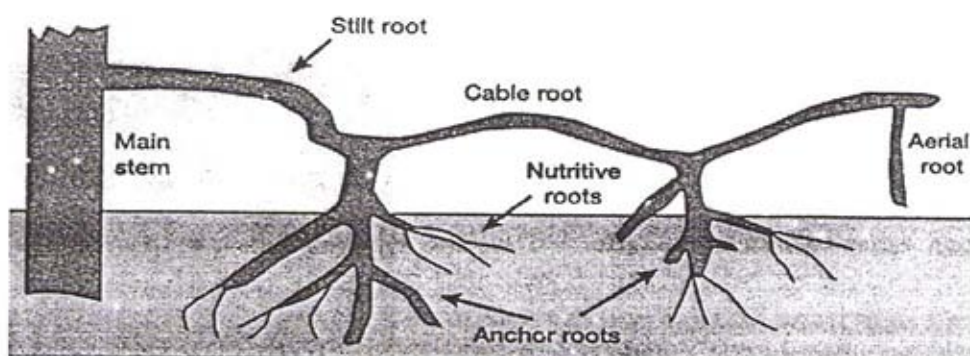
ป่าชายเลนเป็นแหล่งผลิตอาหารและพลังงานที่สำคัญสำหรับมนุษย์ เช่น ประโยชน์ทางด้านป่าไม้ มีการนำไม้จากป่าชายเลนมาทำไม้ค้ำยัน ฟืน และถ่าน ซึ่งถ่านจากไม้โกงกางเป็นถ่านคุณภาพดี ให้ค่าความร้อนสูง ปริมาณจี๊ดต่ำ เปลือกไม้จากป่าชายเลนบางชนิด เช่น โกงกาง พังกาหัวสุม และโปรง เป็นแหล่งของแทนนิน ซึ่งนำมาใช้ในอุตสาหกรรมสี การย้อมอวน และการฟอกหนัง สำหรับด้านการประมง ป่าชายเลนเป็นที่เพาะพันธุ์ แหล่งหลบภัย แหล่งอาหารและแหล่งอนุบาลสัตว์น้ำหลายชนิดในระยะตัวอ่อน และยังมีบทบาทในการป้องกันการกัดเซาะชายฝั่งจากกระแสน้ำและคลื่นจากทะเล (สนิท อักษรแก้ว, 2542) นอกจากนี้ป่าชายเลนยังรักษาสมดุลของระบบนิเวศ โดยทำหน้าที่เป็นแหล่งสะสม (accumulation) และเปลี่ยนแปลงรูป (transformation) ธาตุอาหารและสารเคมีที่ปนเปื้อน ซึ่งมีผลต่อคุณภาพน้ำ และผลผลิตของระบบนิเวศ (Reddy และ Patrick, 1993)

ระบบนิเวศป่าชายเลนประกอบด้วย ดิน พืช และน้ำที่อยู่ในสภาพ aerobic/anaerobic มีความทนทานต่อการสะสมของธาตุอาหาร โลหะหนัก และมลสารอื่นๆ ในน้ำเสียมากกว่าระบบนิเวศชายฝั่งอื่นๆ เช่น ระบบนิเวศปะการัง (Nedwell, 1974; Tam และ Wong, 1995) จึงมีการศึกษาศักยภาพของป่าชายเลนในการบำบัดน้ำเสีย (สุภาพรณ์ เพ็ญธิสาร, 2544; Boonsong และคณะ, 2002; Tam และ Wong, 1995) เนื่องจากน้ำเสียมักจะมีธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของพืชอยู่ด้วย นอกจากนี้ยังมีโลหะหนักซึ่งปะปนมากับขยะมูลฝอย สารเคมีต่างๆ หากปล่อยน้ำเสียเหล่านี้ลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติโดยไม่ผ่านการบำบัด อาจก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำได้

พันธุ์ไม้ชายเลนของประเทศไทยชนิดที่สำคัญนั้นส่วนใหญ่อยู่ในวงศ์ Rhizophoraceae โดยเฉพาะสกุลไม้โกงกาง (*Rhizophora*) สกุลไม้โปรง (*Ceriops*) และสกุลไม้ถั่ว (*Bruguiera*) พันธุ์ไม้ในวงศ์ Sonneratiaceae ได้แก่ ไม้ในสกุลไม้ลำพูและลำแพน (*Sonneratia*) พันธุ์ไม้ในวงศ์ Verbenaceae ซึ่งประกอบด้วยไม้ในสกุลไม้แสม (*Avicennia*) หลายชนิด และพันธุ์ไม้ในวงศ์ Meliaceae ซึ่งประกอบด้วยไม้ในสกุลตะบูน ตะบัน (*Xylocarpus*) (Santisuk, 1983 อ้างถึงใน สนิท อักษรแก้ว, 2542)

2.3.2 โกงกางใบใหญ่ (*Rhizophora mucronata*)

โกงกางใบใหญ่เป็นพันธุ์ไม้ที่ขึ้นได้ดีในดินที่มีสภาพเป็นเลน บริเวณนอกสุดจากชายฝั่ง (Steenis, 1958 อ้างถึงใน สนิท อักษรแก้ว, 2542) เป็นไม้ยืนต้นขนาดกลางถึงขนาดใหญ่ มีรากค้ำจุน (stilt root) โดยมีลักษณะโค้งจรดดินไม่หักเป็นรูปมูมฉาก เพื่อช่วยให้สามารถทรงตัวอยู่ได้ในดินเลน และสามารถต้านลมพายุและคลื่นได้ (สนิท อักษรแก้ว และ สมชาย พานิชสุขุโ, 2530) โครงสร้างของรากใต้ดินจะมีช่องอากาศใหญ่อยู่ทางด้านใน และมี lenticel ช่วยในการแลกเปลี่ยนก๊าซ ทำให้เกิด rhizosphere รอบๆราก (Guntenspergen และคณะ, 1989 อ้างถึงใน เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541) ระบบรากของไม้โกงกางเป็นระบบรากค้ำจุน ส่วนใหญ่จะกระจายอยู่หนาแน่นที่ระดับความลึก 50-100 เซนติเมตรจากผิวดิน ซึ่งจะทำให้การแพร่ของก๊าซต่างๆ เช่น ออกซิเจน ดีกว่าระบบรากลึก (Gill และ Tomlinson, 1977 อ้างถึงใน เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541) (ภาพที่ 2.3) นอกจากนี้ โกงกางใบใหญ่มีการปรับตัวให้เหมาะสมกับสิ่งแวดล้อมที่ต้องอยู่ในน้ำเค็มตลอดเวลา โดยมีระบบรากที่มีการคัดเลือกการดูดเกลือ มีใบที่มีลักษณะอวบน้ำและเป็นมันวาวเคลือบที่ผิวใบ เพื่อป้องกันการคายน้ำ และมีความทนทานต่อสภาวะแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงไปได้ดี เช่น อุณหภูมิสูง ความเค็มที่เปลี่ยนแปลงตลอดเวลา การเปลี่ยนแปลงระหว่าง aerobic/anaerobic ของดิน ซึ่งลักษณะต่างๆ ที่สำคัญเหล่านี้ทำให้พืชป่าชายเลนมีความสามารถในการดูดซับน้ำเสียได้ดีกว่าพืชอื่นๆ (Por, 1984) ผลของโกงกางเป็นแบบ berry มีเมล็ดแบบ viviparous คือ ขณะที่ยังติดอยู่บนต้น ส่วน radicle ของเมล็ดจะงอกออกมาทางปลายผล ตามด้วยส่วนของ hypocotyl ซึ่งเจริญยาวออกเรื่อยๆ มีลักษณะปลายแหลมยาว เรียกว่า seedling (ชาวบ้านเรียกว่าฝัก) เมื่อ seedling แก่เต็มที่จะหล่นปักเลนหรือลอยไปตามกระแสน้ำ แล้วเจริญเติบโตเป็นต้นใหม่ต่อไป (พูนศรี เมืองสง และ สนิท อักษรแก้ว, 2540)



ภาพที่ 2.3 ระบบรากหายใจของไม้โกงกาง

ที่มา: Lewis และ Vu (2000)

2.3.3 ดินในป่าชายเลน

ดินในป่าชายเลนเป็นดินที่เกิดจากการทับถมของตะกอนที่ไหลมากับน้ำจากแหล่งน้ำต่างๆ และการตกตะกอนของสารแขวนลอยในมวลน้ำ ตลอดจนการสลายตัวของอินทรีย์สารตามช่วงระยะเวลาที่ทับถมต่างกกัน (สนธิ อักษรแก้ว, 2542)

ลักษณะของดินในป่าชายเลนของพื้นที่อำเภอบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี ภายใต้สังคมพืช 7 ประเภท ได้แก่ สังคมไม้แสมขาว แสมดำ แสมทะเล โกงกางใบใหญ่ โกงกางใบเล็ก พังกาหัวสุมดอกแดง และสังคมพืชรวม (แสมขาว แสมทะเล และโกงกางใบใหญ่) มีเนื้อดินเป็นดินร่วนเหนียว (clay loam) ปริมาณ โดยเฉลี่ยของ sand, silt และ clay เท่ากับร้อยละ 27, 35 และ 38 ตามลำดับ มีปริมาณอินทรีย์วัตถุค่อนข้างสูง อยู่ในช่วง 2.8-6.6% มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวก (C.E.C) อยู่ในช่วง 12.17-19.57 meq/100g และปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสที่สามารถแลกเปลี่ยนได้ค่อนข้างต่ำ อยู่ในช่วง 1.30-2.05 และ 0.101-0.153 mg/g dry weight ตามลำดับ (เฉลิมชัย โชติกมาศ, 2532) และจากการศึกษาของ Boonsong และคณะ (2002) ได้ทำการศึกษาสมบัติดินในป่าชายเลนธรรมชาติและป่าชายเลนปลูกใหม่ ในโครงการวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ พบว่ามีปริมาณอินทรีย์วัตถุอยู่ในช่วง 6.67-6.81% และ 2.34-2.53% ตามลำดับ มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด อยู่ในช่วง 3.31-3.43 และ 0.61-2.61 mg/g dry weight ตามลำดับ ในขณะที่ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินป่าชายเลนธรรมชาติและป่าชายเลนปลูกใหม่ มีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในช่วง 0.087-0.104 mg/g dry weight

ปริมาณธาตุอาหารในดินป่าชายเลนมีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศป่าชายเลน ธาตุอาหารในดินป่าชายเลนสามารถแบ่งได้เป็น 2 ประเภทใหญ่ๆ คือ

1) ธาตุอาหารประเภทอนินทรีย์สาร ได้แก่ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม แคลเซียม แมกนีเซียม และโซเดียม โดยทั่วไปธาตุอาหารประเภทนี้ในป่าชายเลนมีปริมาณสูงพอ ยกเว้นไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่มีปริมาณค่อนข้างต่ำ จึงเป็นปัจจัยจำกัดการเจริญเติบโตของพืชป่าชายเลน แหล่งที่มาของธาตุอาหารประเภทอนินทรีย์สารที่สำคัญได้แก่ น้ำฝน น้ำที่ไหลผ่านแผ่นดิน ดินตะกอน น้ำทะเล และการย่อยสลายของอินทรีย์วัตถุในป่าชายเลน (สนธิ อักษรแก้ว, 2542) การถ่ายเทแลกเปลี่ยนธาตุอาหารระหว่างป่าชายเลนและน้ำทะเลชายฝั่งเป็นไปตามวัฏจักรการขึ้นลงของน้ำทะเล โดยทั่วไปจะมีการขนถ่ายธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจาก ป่าชายเลนสู่น้ำทะเลชายฝั่ง (กัลยา วัฒนากร และ สนธิ อักษรแก้ว, 2538 อ้างถึงใน เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541)

2) ธาตุอาหารประเภทอินทรีย์สาร (organic detritus) เป็นธาตุอาหารที่อยู่ในรูปสารอินทรีย์ที่มีต้นกำเนิดมาจากสิ่งมีชีวิต โดยผ่านขั้นตอนต่างๆในการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ ธาตุอาหารประเภทนี้แบ่งได้เป็น 2 รูป คือ สารแขวนลอยที่มีขนาดประมาณ 1 ไมครอนหรือมากกว่า (particulate form) และสารแขวนลอยที่มีขนาดเล็กกว่า 1 ไมครอน (subparticulate form) แหล่งที่มาของอินทรีย์สารในป่าชายเลนที่สำคัญแบ่งได้เป็น 2 แหล่ง คือ แหล่งที่มาจากป่าชายเลนเอง (autochthonous sources) ได้แก่ แพลงต่อน้ำพืช ไคอะตอม แบคทีเรีย สาหร่ายที่เกาะตามต้นไม้ รากไม้ และพืชชนิดอื่นๆในป่าชายเลน และแหล่งที่มาจากภายนอกป่าชายเลน (allochthonous sources) ได้แก่ สารแขวนลอยในน้ำที่ไหลมาจากแหล่งน้ำลำธาร ตะกอนดินจากการกัดเซาะชายฝั่งและบนภูเขา ซากพืชและสัตว์ที่อยู่บนชายฝั่งหรือในทะเล (สนธิ อักษรแก้ว, 2542)

2.4 กลไกการบำบัดน้ำเสีย

2.4.1 บทบาทของดิน พืช และจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสีย

1) บทบาทของดิน

ดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเป็นดินที่มีความอึดตัวของน้ำหรือถูกน้ำท่วมขัง จนเกิดสภาวะไร้อากาศขึ้น ดินในพื้นที่ชุ่มน้ำจึงมีความแตกต่างจากดินทั่วไปบนพื้นโลก คือ เป็นดินที่อึดตัวด้วยน้ำและมีการสะสมของสารอินทรีย์ในดิน (ลักษณีย์ คณานธิรัตน์, 2539) โดยมีบทบาทเป็นที่อยู่อาศัยของจุลินทรีย์ และเป็นตัวกลางให้พืชเจริญเติบโต รวมทั้งช่วยในการบำบัดน้ำเสีย โดยกระบวนการทางกายภาพและทางเคมี (ชัยลักษณ์ แต่บรรพกุล, 2539)

กระบวนการที่สำคัญในการบำบัดน้ำเสียของดินในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ คือ กระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange) การตกตะกอนทางเคมี (precipitation) การดูดซับ (adsorption) และการเกิดสารเชิงซ้อน (complexation) (Kadlec และ Knight, 1996 อ้างถึงใน

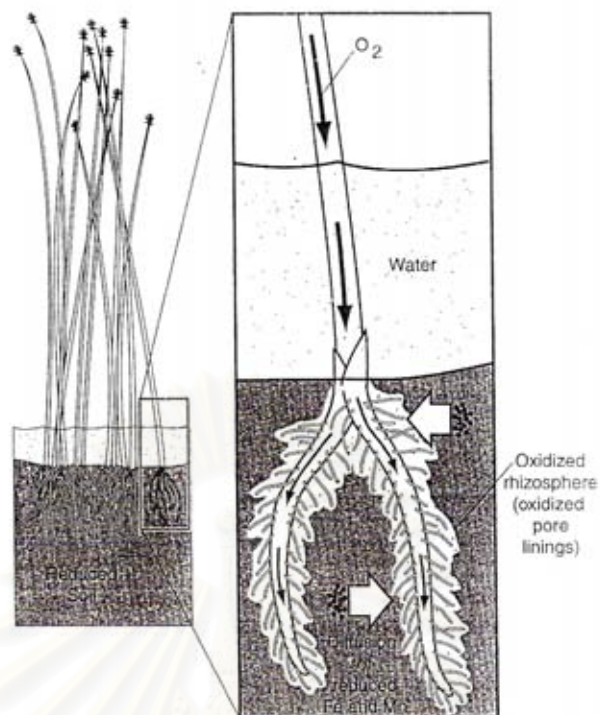
เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541) ความสามารถในการบำบัดมลสารของดินขึ้นอยู่กับลักษณะทางกายภาพ และทางเคมีของดิน เช่น เนื้อดิน ปริมาณสารอินทรีย์ ค่าความเป็นกรด-ด่าง ความสามารถในการ แลกเปลี่ยนไอออนบวก ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล เป็นต้น (Guo และคณะ, 1997; Matagi และคณะ, 1998; Tam และ Wong, 2000) ประเภทของดินที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดมลสาร คือ ดินร่วนเหนียวปนทราย (sandy clay loam) ดินร่วนเหนียว (clay loam) ดินร่วนเหนียวปนทรายแป้ง (silty clay loam) ดินเหนียวปนทราย (sandy clay) และดินเหนียวปนทรายแป้ง (silty clay) (Cooper, 1990 อ้างถึงใน เจนจิรา แก้วรัตน์, 2543) นอกจากนี้การที่พื้นที่ชุ่มน้ำมีทั้งช่วงที่มีน้ำขัง สลับกับไม่มีน้ำขัง ทำให้เกิดเป็นช่วงที่มีออกซิเจน (aerobic) และช่วงที่ไร้ออกซิเจน (anaerobic) ซึ่งทำให้เกิดกระบวนการเปลี่ยนรูปของสารประกอบต่างๆในพื้นที่ชุ่มน้ำได้ เช่น กระบวนการ ไนตริฟิเคชัน (nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) ซึ่งเป็นการบำบัดไนโตรเจน

2) บทบาทของพืช

พืชที่ขึ้นคลุมอยู่ในพื้นที่ชุ่มน้ำทำหน้าที่เหมือน biofilm หน้าที่อยู่ระหว่าง บรรยากาศและดินหรือผิวน้ำ โดยพืชจะเป็นตัวกรองอนุภาคต่างๆในน้ำเสีย อีกทั้งช่วยในการ ลดความเร็วของกระแสน้ำ ทำให้เกิดการตกตะกอนของของแข็งที่แขวนลอยได้ดีขึ้น ลดอัตราการเสี่ยง ต่อการพังทลายของหน้าดิน และเพิ่มระยะเวลาสัมผัสระหว่างน้ำกับพื้นที่ผิวของพืช (Cronk และ Fennessy, 2001)

การบำบัดน้ำเสียของพืชขึ้นอยู่กับความสามารถของรากที่จะดูดซึม (adsorption) ธาตุอาหารต่างๆ และเกิดกระบวนการทางชีวเคมีภายในพืช รากพืชทำหน้าที่เป็นที่ยึดเกาะจุลินทรีย์ ที่อาศัยอยู่ในดิน ซึ่งทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารต่างๆ ระบบรากของพืชยังทำหน้าที่ในการ เคลื่อนย้ายก๊าซต่างๆ รวมทั้งออกซิเจนจากยอดสู่ราก ทำให้เกิดสภาพออกซิเจนเป็นฟิล์มบางๆ เรียกว่า rhizosphere รอบๆราก (ภาพที่ 2.4) ทำให้จุลินทรีย์สามารถเปลี่ยนรูปธาตุอาหาร ไอออน ของโลหะ และสารประกอบอื่นๆได้ จึงทำให้คุณภาพน้ำดีขึ้น (Kadlec และ Knight, 1996) และราก พืชสามารถดูดดึงเอาธาตุอาหารของพืชในรูปไอออนต่างๆ เช่น ไนเตรต แอมโมเนียม และฟอสเฟต ไปใช้ในการเจริญเติบโตและการเพิ่มมวลชีวภาพของพืช (สิทธิชัย ดันธนะสฤษดิ์, 2538)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 2.4 การส่งผ่านออกซิเจนบริเวณรากพืช

ที่มา: Mitsch และ Gosselink (2000)

3) บทบาทของจุลินทรีย์

จุลินทรีย์ในพื้นที่ชุ่มน้ำมีทั้งประเภทที่เกาะอยู่บนตัวกลาง เช่น ดิน พืช หรือรากพืช และประเภทที่แขวนลอยอิสระในน้ำ จุลินทรีย์จะทำหน้าที่เปลี่ยนมลสารในน้ำเสียให้เป็นธาตุอาหารที่เป็นประโยชน์ต่อพืชและพลังงานสำหรับการดำรงชีวิต โดยเกิดกระบวนการทั้งในสภาวะที่มีออกซิเจน (aerobic) และสภาวะไร้ออกซิเจน (anaerobic) ทำให้เกิดกระบวนการต่างๆ คือ กระบวนการดูดซึม (assimilation) การเปลี่ยนรูป (transformation) และการหมุนเวียนของสาร (circulation) ในน้ำเสีย ซึ่งจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ในน้ำเสียได้ (Kadlec และ Knight, 1996)

2.4.2 การบำบัดธาตุอาหารในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ

การบำบัดธาตุอาหารในพื้นที่ชุ่มน้ำเกิดขึ้นได้ 3 รูปแบบ คือ (1) ธาตุอาหารจะเกิดการเปลี่ยนรูปไปอยู่ในสภาวะก๊าซและระเหยออกไปในบรรยากาศ (2) การระบายน้ำของพื้นที่ชุ่มน้ำ (3) การสะสมไว้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำโดยการสะสมในดิน การตกตะกอน และการนำไปใช้ในการเจริญเติบโตของพืช (Bolton and Greenway, 1999) โดยกระบวนการบำบัดธาตุอาหารและสารอินทรีย์ในพื้นที่ชุ่มน้ำ มีดังนี้

2.4.2.1 ไนโตรเจน

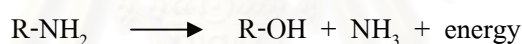
ไนโตรเจนในน้ำเสียจะพบในรูปแบบต่างๆ 4 รูป คือ (1) อินทรีย์ไนโตรเจน ซึ่งประกอบด้วยสารต่างๆ เช่น กรดอะมิโน ยูเรีย (2) ไนไตรท์ ($\text{NO}_2\text{-N}$) (3) ไนเตรท ($\text{NO}_3\text{-N}$) และ (4) แอมโมเนีย ($\text{NH}_4\text{-N}$) โดยทั่วไปจะพบไนโตรเจนในรูปแบบแอมโมเนียมากที่สุด (Kadlec และ Knight, 1996)

ไนโตรเจนเป็นสารที่มีวัฏจักรทางธรณีชีวเคมี (biogeochemical cycle) ที่ซับซ้อนในดินและน้ำ โดยในขั้นแรกอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกย่อยสลายโดยกระบวนการทางชีวภาพ เรียกว่า กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) เปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย แอมโมเนียจะถูกบำบัดโดยการระเหย (ammonia) กระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) และการดูดซับของพืช (plant uptake) (Brix, 1993 อ้างถึงใน Yang และคณะ, 2001)

1) แอมโมนิฟิเคชัน (ammonification)

เป็นกระบวนการทางชีวภาพที่เปลี่ยนสารประกอบพวกอะมีนหรือกรดอะมิโน (R-NH_2) ให้เป็นแอมโมเนีย (NH_3) แอลกอฮอล์ (R-OH) และมีการปล่อยพลังงานออกมา

Enzymatic



Hydrolysis

กระบวนการนี้เกิดขึ้นได้เนื่องจากกิจกรรมของจุลินทรีย์พวกที่สร้างอาหารเองไม่ได้ (heterotroph) ดังนั้นในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่มีออกซิเจนต่ำจะมีแอมโมเนียปริมาณมาก (คณาจารย์ ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2541)

2) ไนตริฟิเคชัน (nitrification)

เป็นกระบวนการออกซิเดชันทางชีวภาพ ซึ่งเกิดขึ้นได้โดยแบคทีเรียในดิน ซึ่งเป็นแบคทีเรียชนิดที่ต้องการก๊าซออกซิเจน กระบวนการนี้ประกอบด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชัน 2 ขั้นตอน ได้แก่

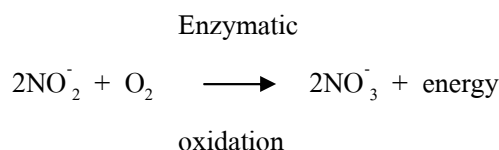
ขั้นแรก คือ การออกซิเดชันแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์โดยแบคทีเรีย *Nitrosomonas* sp. ดังสมการ

Enzymatic



oxidation

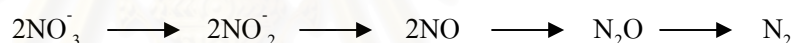
ขั้นที่สอง คือ การออกซิเดชันของไนไตรท์ไปเป็นไนเตรท โดยแบคทีเรีย *Nitrobacter* sp. ดังสมการ



กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดในชั้นน้ำตรงบริเวณรอยต่อระหว่างดินและน้ำ (soil water interface) และในบริเวณรอบๆรากพืช ซึ่งมีออกซิเจนเป็นฟิล์มบางๆ (Brix, 1997 อ้างถึงใน Gray และคณะ, 2000) โดยอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของแอมโมเนีย ปริมาณออกซิเจน ความเป็นกรด-ด่าง และอุณหภูมิ (ศุวศา กานตวนิชกูร, 2544)

3) ดีไนตริฟิเคชัน (denitrification)

เป็นกระบวนการเปลี่ยนไนไตรท์และไนเตรทไปเป็นก๊าซไนโตรเจน กระบวนการนี้มักเกิดขึ้นในสภาพไร้ออกซิเจนโดยแบคทีเรีย *Pseudomonas* sp. และ *Micrococcus* sp. ดังสมการ



อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับปริมาณไนเตรท จุลินทรีย์ และอุณหภูมิ (Gray และคณะ, 2000)

4) การระเหยของแอมโมเนีย (ammonia volatilization)

เป็นกระบวนการที่แอมโมเนียถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซและปลดปล่อยสู่บรรยากาศ โดยกระบวนการนี้จะเกิดขึ้นเมื่อดินอยู่ในสภาพที่มีการถ่ายเทอากาศไม่ดี เช่น ในสภาพที่น้ำขัง กระบวนการนี้อาจเป็นการบำบัดไนโตรเจนที่สำคัญในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โดยปริมาณของแอมโมเนียที่ระเหยไป จะมีความสัมพันธ์โดยตรงกับความเข้มข้นของไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแอมโมเนียมในดิน และในน้ำมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 7 และอุณหภูมิของน้ำสูง (Mikkelsen และคณะ, 1978 อ้างถึงใน มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

5) การดูดซับของพืช (plant uptake)

พืชในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำสามารถดูดซับไนโตรเจนไปใช้เป็นธาตุอาหารได้ โดยมีไนโตรเจน 2 รูป คือ แอมโมเนียมไอออนและไนเตรท โดยเปลี่ยนเป็นสารอินทรีย์ในเซลล์และเนื้อเยื่อพืช โดยปกติพืชจะดูดซึมแอมโมเนียมไอออนได้ดีกว่าไนเตรท เนื่องจากแอมโมเนียมไอออนอยู่ในสภาพรีดิวซ์มากกว่าไนเตรท ยกเว้นในกรณีที่ความเข้มข้นของไนเตรทสูงกว่าแอมโมเนียมไอออน พืชจะดูดซึมไนเตรทได้ดีกว่า (Reddy และ D'Angelo, 1997; ศุวศา กานตวนิชกูร, 2544)

2.4.2.2 ฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นในการเจริญเติบโตของพืช และเป็นปัจจัยจำกัดของผลผลิตของพืช โดยทั่วไปฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำมักอยู่ในรูปสารละลายแร่ฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ฟอสฟอรัสในรูปของแข็ง (จีวรัตน์ ศิลปรัตน์, 2548)

การบำบัดฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำเกี่ยวข้องกับกระบวนการทางชีวภาพ เคมี และทางกายภาพ ดังนี้

1) การนำไปใช้โดยพืช (plant uptake)

เป็นกระบวนการบำบัดฟอสฟอรัสที่ไม่ใช่กระบวนการหลักและพบได้น้อยมาก โดยพืชจะดูดซึมฟอสฟอรัสจากดินผ่านทางรากและส่งไปยังเนื้อเยื่อ เพื่อนำไปใช้สร้างเซลล์ เมื่อพืชตายจะถูกย่อยสลายทำให้ฟอสฟอรัสถูกปลดปล่อยออกมาบางส่วนและส่วนที่เหลือจะจมอยู่ที่ซากพืช พืชสามารถนำสารประกอบฟอสฟอรัสในรูปฟอสฟอรัสอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (soluble inorganic forms) ไปใช้ประโยชน์ได้ คือ ไดไฮโดรเจนฟอสเฟต ($H_2PO_4^-$) โมโนไฮโดรเจนฟอสเฟต (HPO_4^{2-}) และฟอสเฟต (PO_4^{3-}) (ศุภกิตต์ เจียรสุวรรณ, 2548) รากพืชเป็นแหล่งสะสมฟอสฟอรัสที่สำคัญของพืช โดยการดูดซับฟอสฟอรัสจากดินโดยเฉพาะดินชั้นบน พืชได้รับฟอสฟอรัสจากกระบวนการดูดซึม (absorption) การรวมตัวทางเคมี (complexation) หรือการแพร่ผ่านน้ำในช่องว่างระหว่างเม็ดดิน (ศุวสา กานตวนิชกูร, 2544)

2) การดูดซับโดยดิน (adsorption by soil)

ดินเป็นปัจจัยที่สำคัญในการบำบัดฟอสฟอรัสในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โดยกลไกการดูดซับของดินขึ้นอยู่กับ

ก) ปริมาณธาตุเหล็ก (Fe) อะลูมิเนียม (Al) แคลเซียม (Ca) กับค่าความเป็นกรด-ด่างของดิน คือเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างในดินต่ำ ฟอสฟอรัสจะทำปฏิกิริยาคัดตะกอนกับเหล็กและอะลูมิเนียม และหากดินมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูง ฟอสฟอรัสจะทำปฏิกิริยากับแคลเซียม เกิดเป็นแคลเซียมฟอสเฟตที่มีการละลายน้ำได้ยาก (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

ข) ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (redox potential) ในสภาวะที่ระบบมีน้ำท่วมขัง ทำให้ปริมาณออกซิเจนในดินต่ำ ทำให้ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียลลดต่ำลง ทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างของดินต่ำลง

ค) ชนิดของดิน โดยดินเนื้อละเอียดหรือดินที่มีอนุภาคแร่ดินเหนียวสูงจะทำให้ความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสของดินสูง เนื่องจากอนุภาคแร่ดินเหนียวมีพื้นที่ผิวในการดูดซับฟอสฟอรัสมาก และมีค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกสูง (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2541; Clough และคณะ อ้างถึงใน เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541)

2.4.2.3 สารอินทรีย์

สารประกอบอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของแข็ง จะวัดในรูปของปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solid; TSS) โดยพื้นที่ชุ่มน้ำเป็นแหล่งกักเก็บตะกอนที่มีประสิทธิภาพ โดยกระบวนการที่สำคัญในการบำบัดสารแขวนลอยในพื้นที่ชุ่มน้ำ คือ การจมตัวอย่างช้าๆ (settling) ประสิทธิภาพในการบำบัดสารแขวนลอยขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ แต่พืชและสัตว์ขนาดเล็กในระบบอาจทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำลง เนื่องจากมวลชีวภาพที่แขวนลอยอยู่ (Kadlec และ Knight, 1996 อ้างถึงใน ชีวรัตน์ ศิลปรัตน์, 2548) ในขณะที่สารอินทรีย์ที่เป็นสารละลายน้ำ จะวัดในรูปของบีโอดี (biological oxygen demand; BOD) ซึ่งจะอยู่ในน้ำเสียในรูปของแป้ง น้ำตาล หรือเซลลูโลส โมเลกุลเล็กๆ จากซากพืชจะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ทั้งที่ใช้และไม่ใช้ออกซิเจน โดยจุลินทรีย์ต้องการแหล่งคาร์บอนและแร่ธาตุบางชนิดในการสร้างเซลล์ นอกจากนี้อาจเก็บไว้ในมวลชีวภาพของพืช (Kadlec, 1995)

2.4.3 การบำบัดโลหะหนักในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ

โลหะหนักในน้ำเสียมมีทั้งชนิดที่เป็นจุลธาตุอาหารที่พืชต้องการใช้ในการเจริญเติบโต เช่น ทองแดง สังกะสี เป็นต้น และชนิดที่ไม่มีประโยชน์และมีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตได้ เช่น ตะกั่ว แคดเมียม เป็นต้น ดังนั้นจึงต้องบำบัดโลหะหนักในน้ำเสียก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ เพื่อป้องกันมิให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำ แต่การใช้ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำในการบำบัดโลหะหนักในน้ำเสียจะต้องลดความเข้มข้นของโลหะในน้ำเข้า เพื่อไม่ให้อยู่ในระดับวิกฤต โดยการบำบัดเบื้องต้นก่อนปล่อยน้ำเสียเข้าระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ (รัตนา ตรีรัตนภรณ์, 2542) ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการบำบัดโลหะหนักในพื้นที่ชุ่มน้ำ คือ สมบัติของดินหรือตัวกลางอื่นๆ ซึ่งได้แก่ ค่าความเป็นกรด-ด่าง ปริมาณอินทรีย์วัตถุ และค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล รวมทั้งชนิดของพืช (Matagi และคณะ, 1998; Sheoran และ Sheoran, 2005) กระบวนการในการบำบัดโลหะหนักในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ มีดังนี้

1) การตกตะกอนและการรวมตะกอน (sedimentation and flocculation)

เป็นกระบวนการทางกายภาพที่สำคัญในการบำบัดโลหะหนักจากน้ำเสีย โดยในสถานะที่มีน้ำนิ่ง อนุภาคโลหะหนักที่มีขนาดเล็กจะรวมตัวกันเป็นอนุภาคขนาดใหญ่ที่มีน้ำหนักมากพอที่จะทำให้เกิดการตกตะกอนได้ดี กระบวนการที่เกิดขึ้นทำให้น้ำมีค่าความเป็นกรด-ด่าง ปริมาณสารแขวนลอย อนุภาคแร่ดินเหนียวและอินทรีย์วัตถุสูงขึ้น (Matagi และคณะ, 1998; Sheoran และ Sheoran, 2005)

2) การดูดซับ (adsorption)

กระบวนการนี้เกิดขึ้นโดยอนุภาคโลหะหนักจะถูกดูดซับบนอนุภาคแร่ดินเหนียว และอินทรีย์วัตถุ โดยแรงดึงดูดไฟฟ้าสถิต (Patrick และ Verloo, 1998 อ้างถึงใน Sheoran และ Sheoran, 2005) กระบวนการนี้มักเกิดขึ้นก่อนการตกตะกอน (sedimentation) (Muller, 1998 อ้างถึงใน Sheoran และ Sheoran, 2005) จากการศึกษาของ Alloway (1990) พบว่า อนุภาคแร่ดินเหนียว และโลหะไฮดรอกไซด์ในระบอบพื้นที่ชุ่มน้ำจะเลือกดูดซับโลหะหนักชนิดไดวาเลนต์ (divalent) ตามลำดับดังนี้ $Pb > Cu > Zn > Ni > Cd$ โดยค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเป็นปัจจัยในการเลือกดูดซับโลหะหนักของอนุภาคแร่ดินเหนียว

3) การตกตะกอนเคมี (precipitation)

การตกตะกอนเคมีเป็นกระบวนการที่สำคัญในการบำบัดโลหะหนักในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ โดยเก็บสะสมอยู่ในรูปของชั้นตะกอนดิน การตกตะกอนเคมีขึ้นกับค่าคงที่ของการละลาย (K_{sp}) ของโลหะแต่ละชนิด ความเป็นกรด-ด่างในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม และความเข้มข้นของโลหะแคตไอออนกับแอนไอออนที่เกี่ยวข้อง นอกจากนี้โลหะหนักยังสามารถตกตะกอนเคมีได้เองเมื่อมีความเข้มข้นอยู่ในระดับอิ่มตัวโดยอยู่ในรูปของเกลือของโลหะ

ในสภาวะไร้ออกซิเจนโลหะหนักจะอยู่ในรูปของคาร์บอเนต (CO_3^{2-}) ไฮดรอกไซด์ (OH) และซัลไฟด์ (SO_3^{2-}) ซึ่งสามารถตกตะกอนเคมีได้ แต่โลหะซัลไฟด์จะไม่ละลายน้ำ เมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างในระบบเป็นกลาง ส่วนโลหะคาร์บอเนตละลายน้ำได้ดีขึ้นเมื่อภายในระบบมีปริมาณคาร์บอนไดออกไซด์สูงขึ้น (Matagi และคณะ, 1998)

4) การแลกเปลี่ยนประจุ (ion exchange)

กระบวนการนี้เกิดขึ้นระหว่างพื้นที่ผิวของตะกอนคอลลอยด์หรืออินทรีย์วัตถุ ซึ่งมีประจุลบกับไอออนของโลหะหนักซึ่งมีประจุบวกที่อยู่ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ เมื่อมีการแลกเปลี่ยนประจุเกิดขึ้นตะกอนคอลลอยด์หรืออินทรีย์วัตถุจะดูดซับไอออนของโลหะหนักไว้พร้อมกับปลดปล่อยไฮโดรเจนไอออน (H^+) ออกมา ซึ่งกระบวนการดังกล่าวจะเกิดขึ้นได้ดีเมื่อตะกอนคอลลอยด์หรืออินทรีย์วัตถุมีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกสูง โดยประจุลบบนตะกอนคอลลอยด์มี 2 ชนิด คือ (1) ประจุลบที่อยู่ถาวรบนอนุภาคแร่ดินเหนียว และ (2) ประจุลบ เช่น HPO_4^{2-} และ $H_2PO_4^-$ ที่จับกับออกไซด์ของเหล็ก อะลูมิเนียม แมงกานีส และซิลิกอน (Matagi และคณะ, 1998)

5) ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (oxidation-reduction reaction)

ปฏิกิริยานี้มีอิทธิพลต่อความเป็นพิษและการเคลื่อนย้ายของโลหะหนัก ซึ่งขึ้นอยู่กับสภาวะที่มีออกซิเจนและสภาวะไร้ออกซิเจนในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนโลหะหนักจะตกตะกอนในรูปโลหะซัลไฟด์ เช่น PbS , ZnS และ $CuFeS_2$ และเมื่อระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ

อยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจน แบคทีเรีย เช่น *Thiobacillus* spp. จะทำหน้าที่ออกซิไดซ์โลหะซัลไฟด์ ทำให้ไอออนของโลหะถูกปลดปล่อยออกสู่ระบบ (Matagi และคณะ, 1998)

6) การดูดซับโดยพืช (uptake by plants)

โดยทั่วไปพืชจะมีส่วนเพียงเล็กน้อยในการบำบัดโลหะหนักออกจากระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ เมื่อเปรียบเทียบกับ การเก็บกักในตะกอนดิน อย่างไรก็ตามพืชมีส่วนช่วยในการเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนักทางอ้อม (รัตน ตรีรัตนภรณ์, 2542) โดยโลหะหนักจะเข้าสู่พืชทางรากของพืชและถูกส่งไปสะสมในส่วนต่างๆ ของพืช ความเข้มข้นของโลหะหนักในส่วนต่างๆของพืชจัดลำดับได้ดังนี้ คือ ราก > ลำต้น > ใบอ่อน > ใบแก่ ตามลำดับ (Mbeiza, 1993 อ้างถึงใน Matagi และคณะ, 1998)

2.5 การประยุกต์ใช้ป่าชายเลนเพื่อการบำบัดน้ำเสีย

ป่าชายเลนเป็นกลุ่มสังคมพืชที่ขึ้นอยู่บนดินเลนริมทะเลและตามปากแม่น้ำ ซึ่งเป็นบริเวณที่มีระดับน้ำทะเลท่วมถึงในช่วงที่มีน้ำทะเลขึ้นสูงสุด โดยพันธุ์ไม้เด่นในป่าชายเลนคือ โกงกางใบใหญ่ ซึ่งมักพบขึ้นอยู่นอกสุดของชายฝั่ง จากบทบาทสำคัญของป่าชายเลนทำหน้าที่เป็นแหล่งสะสม เปลี่ยนรูปธาตุอาหาร และดักกรองสารมลพิษต่างๆ เช่น โลหะหนัก จากบนบกไม่ให้ลงสู่ทะเล จึงได้มีการศึกษาแนวทางเพื่อใช้ป่าชายเลนเป็นแหล่งบำบัดน้ำเสียจากชุมชน โดยจากการศึกษาของปิยวรรณ สายมโนพันธุ์ (2543) ซึ่งได้ทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยใช้กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ (*Rhizophora mucronata*) ซึ่งปลูกขึ้นในบ่อซีเมนต์ทดลองที่ใช้ดินเลน และดินเลนผสมทรายในอัตราส่วน 3:1, 2:2 และ 1:3 ตามลำดับ พบว่ากล้าไม้โกงกางใบใหญ่จะมีการเจริญเติบโตและเพิ่มพูนมวลชีวภาพสูงที่สุดในดินเลน และรองลงมา คือ ดินเลน:ทราย (3:1) ดินเลน:ทราย (2:2) และดินเลน:ทราย (1:3) ตามลำดับ และพบว่ามีปริมาณอินทรีย์วัตถุและฟอสฟอรัสทั้งหมดสูงที่สุด ซึ่งจากการศึกษาดังกล่าว พบว่าสมบัติของดินมีผลต่อการบำบัดน้ำเสีย นอกจากนี้ สภาพการขึ้นลงของน้ำทะเลทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางเคมีและชีวภาพของป่าชายเลนคือในช่วงเวลาน้ำขึ้นจะเกิดการท่วมขังของน้ำเกิดสภาพรีดักชัน (reduction) และในช่วงเวลาน้ำลงจะเกิดสภาพออกซิเดชัน (oxidation) ซึ่งลักษณะดังกล่าวมีผลต่อการบำบัดน้ำเสีย โดยจากการศึกษาของกฤติกา ทองสมบัติ (2546) ซึ่งทำการศึกษาผลของระยะเวลา กักเก็บและระยะปล่อยให้แห้งภายหลังการปล่อยน้ำทิ้งออกจากระบบต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำที่ปลูกโกงกางใบใหญ่ในกะบะพลาสติกซึ่งบรรจุดินเลน โดยทำการทดลองกักเก็บน้ำ 5, 7 และ 10 วัน และปล่อยให้แห้ง 3, 5 และ 7 วัน พบว่าเมื่อใช้ระยะเวลา กักเก็บ 7 วัน และปล่อยให้แห้ง 5 วัน ทำให้การบำบัดบีโอดี (biochemical oxygen demand; BOD) มีค่าสูงสุด คือ 97.85% ในขณะที่

ระยะเวลาที่กักเก็บ 10 วัน และปล่อยให้แห้ง 7 วัน ทำให้การบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดสูงสุด คือ 97.00 และ 80.41% ตามลำดับ และได้ศึกษาการเปลี่ยนแปลงค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) ในดินที่มีระยะเวลาการกักเก็บน้ำและปล่อยให้แห้งต่างกัน พบว่าเมื่อระยะเวลาที่กักเก็บน้ำนานขึ้น ค่า Eh มีค่าลดลง โดยมีค่าต่ำสุด คือ -168.6 mV และค่า Eh จะเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาในการปล่อยให้แห้งนานขึ้น โดยมีค่าสูงสุด คือ 435.7 mV และอัตราการเจริญเติบโตของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่จะลดลง เมื่อระยะเวลาการกักเก็บน้ำเพิ่มขึ้น

สำหรับการศึกษาผลของความเข้มข้นของน้ำเสียต่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ ปวีณา วัฒนสุทธิพงศ์ (2547) ได้ศึกษาโดยใช้กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ปลูกในกระบะพลาสติกซึ่งบรรจุดินเลน โดยทำการศึกษาเป็น 2 ระยะ คือระยะที่ 1 ศึกษาความสามารถในการบำบัดน้ำเสียชุมชนและการสะสมธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยให้น้ำเสียสังเคราะห์มีระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่างกัน 3 ระดับ คือ น้ำเสียความเข้มข้นปกติ (NW) (ซึ่งมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 15 mg/l และฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 5 mg/l) ระดับ 5 เท่าของน้ำเสียชุมชน (5NW) และระดับ 25 เท่าของน้ำเสียชุมชน (25NW) มีระยะกักเก็บน้ำ 7 วันและปล่อยให้แห้ง 3 วัน พบว่าที่ระดับ 5NW ประสิทธิภาพการบำบัดค่าบีโอดีและทีเคเอ็นสูงสุด คือ 97.35 และ 88.97% ตามลำดับ ในขณะที่การบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดสูงสุดที่ระดับ 25NW และในระยะที่ 2 ได้ทำการชะระบบที่ผ่านการบำบัดน้ำเสียในระยะที่ 1 ด้วยน้ำจืดเปรียบเทียบกับน้ำทะเลที่มีความเค็ม 15 psu พบว่าในชุดการทดลองที่ได้รับน้ำเสีย 25NW สามารถปลดปล่อยธาตุอาหารออกมาสูงสุด โดยน้ำจืดสามารถชะละลายสารอินทรีย์และธาตุอาหารฟอสฟอรัสได้ดี ขณะที่น้ำทะเลชะละลายธาตุอาหารไนโตรเจนได้ดี

ในต่างประเทศได้มีการศึกษาการใช้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมรังกะแท้ที่ใช้ดินเลน ในการกักเก็บสังกะสี โดย Chu และคณะ (1998) ทำการศึกษาความสามารถในการบำบัดสังกะสีในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกรังกะแท้ (*Kandelia candel*) โดยทดลองใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นแตกต่างกัน 3 ระดับ คือ น้ำเสียชุมชนปกติที่มีสังกะสี 5 mg/l (NW) น้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของสังกะสีเป็น 5 และ 25 เท่าของน้ำเสียชุมชนปกติ (5NW และ 25NW) พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสังกะสีของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ได้รับน้ำเสีย NW และ 5NW คือ 98 และ 96% ตามลำดับ ในขณะที่ระบบที่ได้รับน้ำเสีย 25NW มีค่า 88% นอกจากนี้ Chu และคณะ (1999) ทำการทดลองโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสมบัติเหมือนน้ำเสียชุมชนปกติ และมีสังกะสี 5 mg/l และน้ำเสียที่มีความเข้มข้นเป็น 5 และ 25 เท่าของน้ำเสียชุมชนปกติ ทำการเติมน้ำเสียสังเคราะห์ 3 ครั้งต่อสัปดาห์ เป็นเวลา 16 สัปดาห์ พบว่าความเข้มข้นของสังกะสีในดินที่ระดับความลึก 0 ถึง 5 เซนติเมตรจากผิวน้ำ มีค่าสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ หลังจากนั้นทำการล้างระบบด้วยน้ำทะเลเป็นเวลา 38 สัปดาห์ เมื่อทำการตรวจวัดน้ำเสียที่ออกจากระบบ พบว่าระบบที่ได้รับน้ำเสียความเข้มข้น

NW และ 5NW ไม่พบโลหะหนักในน้ำ ในขณะที่ระบบที่ได้รับน้ำเสียความเข้มข้น 25 NW ตรวจพบโลหะหนักในช่วง 6 สัปดาห์แรกของการล้างระบบ และพบว่าความเข้มข้นของโลหะหนักในดินที่ระดับความลึก 0 ถึง 5 เซนติเมตรจากผิวหน้าลดลงอย่างมีนัยสำคัญ นอกจากนี้ พบว่าในการทดลองทั้ง 2 ระยะ กล้าไม้รังกะแท้มมีการเจริญเติบโตทั้งด้านความสูง และเส้นผ่าศูนย์กลางของลำต้นสูงที่สุดที่ความเข้มข้น 25 NW รองลงมาคือ 5 NW และ NW ตามลำดับ และ Yim และ Tam (1999) ทำการศึกษาผลกระทบของน้ำเสียที่มีสังกะสีต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้พังกาหัวสุมดอกแดง (*Bruguiera gymnorrhiza*) โดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสมบัติเหมือนน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมชุบโลหะ มีความเข้มข้นของสังกะสี 5 mg/l และน้ำเสียที่มีความเข้มข้นเป็น 5 และ 10 เท่าของน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมชุบโลหะ ทำการเติมน้ำเสียสังเคราะห์ 3 ครั้งต่อสัปดาห์ เป็นเวลา 26 สัปดาห์ พบว่าเมื่อน้ำเสียสังเคราะห์มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้น กล้าไม้พังกาหัวสุมดอกแดงสามารถดูดซับสังกะสีได้สูงขึ้น โดยมีการสะสมสูงสุดที่ราก รองลงมาคือลำต้นและใบตามลำดับ และที่ความเข้มข้น 10 เท่า จะส่งผลให้กล้าไม้พังกาหัวสุมดอกแดงมีมวลชีวภาพรวมลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ดังนั้นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีในปริมาณที่สูงมีความเป็นพิษต่อพืช โดยขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของพืช จำนวนใบ และมวลชีวภาพของพืชลดลงเมื่อความเข้มข้นของน้ำเสียสูงขึ้น

นอกจากนี้ มีงานวิจัยหลายชิ้นที่ศึกษาถึงผลกระทบของโลหะหนักต่อพืชป่าชายเลน ดังเช่น MacFarlane และ Burchett (2002) พบว่าแสมทะเลมีความทนทานต่อโลหะหนักได้สูงและสามารถดูดซับโลหะหนักได้ โดยจะสะสมสูงที่สุดในราก รองลงมาคือลำต้นและใบตามลำดับ และที่ความเข้มข้นของสังกะสีในดินที่ 1,000 ไมโครกรัมต่อกรัม มีผลให้พืชตายทั้งหมด ในขณะที่ความเข้มข้นของตะกั่วในดินที่ 800 ไมโครกรัมต่อกรัม มีผลยับยั้งการเจริญเติบโตรากพืช และ MacFarlane และคณะ (2003) ได้ทำการศึกษาการสะสมและการกระจายตัวของโลหะหนักในแสมทะเล (*Avicennia marina*) พบว่าการสะสมของตะกั่วในรากพืชสูงกว่าความเข้มข้นของตะกั่วที่มีในดินตะกอน ในขณะที่ระดับสังกะสีในพืชมีความสัมพันธ์ไปในทางเดียวกันกับความเข้มข้นของสังกะสีในดินตะกอน การศึกษาดังกล่าวยังพบว่าเมื่อความเป็นกรด-ด่างของดินลดลง มีผลให้การสะสมสังกะสีในรากพืชเพิ่มขึ้น และเมื่อความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในดินเพิ่มขึ้น ทำให้มีการสะสมของตะกั่วในรากและใบพืชเพิ่มขึ้นด้วย จากการศึกษาอาจสรุปได้ว่ารากของแสมทะเลสามารถทำหน้าที่เป็นตัวชี้วัดทางชีวภาพ (biological indicator) หากบริเวณสิ่งแวดล้อมมีตะกั่วและสังกะสีปนเปื้อน

บทที่ 3

วิธีการดำเนินการศึกษา

3.1 สถานที่ทำการทดลอง

สถานที่ทำการทดลองจัดสร้างในพื้นที่บริเวณระเบียง ชั้น 4 อาคารวิทยาศาสตร์ทั่วไป จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ภายใต้โรงเรือนที่มีหลังคาพลาสติกใสคลุม เพื่อป้องกันไม่ให้ชุดทดลองได้รับอิทธิพลจากน้ำฝน

3.2 น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียที่สังเคราะห์ขึ้นให้มีปริมาณธาตุอาหาร คือ ไนโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมด ใกล้เคียงกับน้ำเสียชุมชนที่เข้าสู่ระบบป่าชายเลนบำบัดน้ำเสียในโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ ซึ่งมีค่าไนโตรเจนทั้งหมด ประมาณ 20 mg/l และค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดประมาณ 4 mg/l (Boonsong และคณะ, 2002) จากนั้นเติมตะกั่วและสังกะสีลงในน้ำเสียสังเคราะห์ให้มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี 3 ระดับ คือ ชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l (5N, 10N และ 20N) ส่วนชุดควบคุมใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมตะกั่วและสังกะสี ปริมาณธาตุอาหารและโลหะหนักในน้ำเสียสังเคราะห์ที่กำหนดแสดงในตารางที่ 3.1 ส่วนสารเคมีที่ใช้ในการเตรียมแสดงในตารางที่ 3.2

ตารางที่ 3.1 ปริมาณธาตุอาหารและโลหะหนักที่กำหนดในน้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (mg/l)			
	5N	10N	20N	C
ไนโตรเจนทั้งหมด	20	20	20	20
ฟอสฟอรัสทั้งหมด	4	4	4	4
ตะกั่ว	5	10	20	-
สังกะสี	5	10	20	-

หมายเหตุ 5N, 10N และ 20N คือ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l
C คือ น้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมตะกั่วและสังกะสี (ชุดควบคุม)

ตารางที่ 3.2 ปริมาณสารเคมีที่ใช้ปรับความเข้มข้นของธาตุอาหารและโลหะหนักในน้ำเสี้ยวสังเคราะห์

สารเคมีที่ใช้	ปริมาณที่ใช้ (มิลลิกรัมต่อน้ำ 15 ลิตร)			
	5N	10N	20N	C
น้ำตาลทราย	1425	1425	1425	1425
ยูเรีย (NH_2CONH_2)	643	643	643	643
โพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต (KH_2PO_4)	263	263	263	263
เลดคลอไรด์ (PbCl_2)	0.101	0.201	0.403	-
ซิงค์คลอไรด์ (ZnCl_2)	0.156	0.312	0.625	-

หมายเหตุ 5N, 10N และ 20N คือ น้ำเสี้ยวสังเคราะห์ที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l
C คือ น้ำเสี้ยวสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมตะกั่วและสังกะสี (ชุดควบคุม)

3.3 ดินที่ใช้ในการทดลอง

ดินที่ใช้ในการทดลองเป็นดินเลนจากโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ย อันเนื่องมาจากพระราชดำริ โดยขุดดินผิวหน้าลึกประมาณ 30 เซนติเมตร จากบริเวณที่มีต้นชะคราม (*Sueda maritima*) ขึ้นปกคลุมอยู่

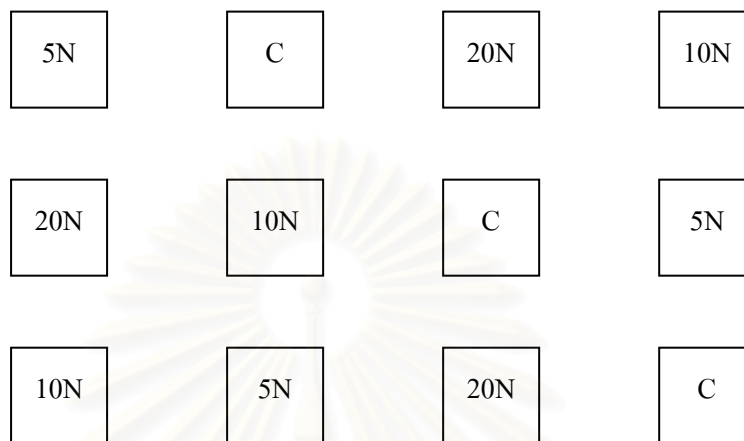
3.4 วิธีการทดลอง

3.4.1 วางแผนการทดลอง

วางแผนการทดลองเป็นแบบ completely randomized design (CRD) โดยมีปัจจัยที่ทำการศึกษา ได้แก่ระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสี้ยว ซึ่งมี 4 ชุดทดลอง คือ

- 1) ชุดทดลอง 5N ใช้ น้ำเสี้ยวสังเคราะห์ที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 5 mg/l
- 2) ชุดทดลอง 10N ใช้ น้ำเสี้ยวสังเคราะห์ที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 10 mg/l
- 3) ชุดทดลอง 20N ใช้ น้ำเสี้ยวสังเคราะห์ที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l
- 4) ชุดควบคุม (control) ใช้ น้ำเสี้ยวสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมตะกั่วและสังกะสี

โดยแต่ละชุดทดลองมี 3 ซ้ำ รวมเป็น 12 ชุดทดลอง (รูปที่ 3.1) ทำการทดลอง 20 ครั้ง โดยใช้ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย 3.5 วัน และปล่อยให้แห้ง 3.5 วัน ทั้งนี้เพื่อให้ใกล้เคียงกับสภาพธรรมชาติในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำป่าชายเลน ซึ่งมีทั้งช่วงน้ำขึ้นและน้ำลง รวมระยะเวลาทำการทดลองทั้งหมด 140 วัน



หมายเหตุ 5N, 10N และ 20N คือ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l
C คือ น้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมโลหะหนัก (ชุดควบคุม)

ภาพที่ 3.1 แสดงการจัดวางชุดทดลอง

3.4.2 การเตรียมระบบทดลอง

1. เตรียมระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมจำลอง โดยใช้กะบะพลาสติกขนาดกว้าง 46 เซนติเมตร ยาว 60 เซนติเมตร สูง 30 เซนติเมตร วางท่อพีวีซีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร ซึ่งเจาะรูโดยรอบและหุ้มด้วยผ้ากรองที่กึ่งกลางกะบะ โดยต่อกับท่อน้ำออกขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 เซนติเมตร ซึ่งอยู่ด้านล่างของกะบะ

2. ปลูกกล้าไม้ 12 ต้นต่อกะบะ ด้วยระยะการปลูก 15 x 15 เซนติเมตร ความหนาแน่นต่อพื้นที่เท่ากับ 12 ต้นต่อ 0.276 ตารางเมตร (ประมาณ 43 ต้นต่อตารางเมตร) โดยกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ อายุประมาณ 2 ปี 7 เดือน

ชุดทดลองที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ได้ผ่านการใช้ศึกษาผลของความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมมาแล้ว ดังนั้นก่อนการทดลองจึงได้ทำการล้างชุดทดลอง โดยกักเก็บน้ำประปาไว้ในชุดทดลองเป็นเวลา 7 วัน แล้วระบายน้ำออกปล่อยให้แห้งเป็นเวลา 3 วัน ทำซ้ำรวมทั้งสิ้น 15 ครั้ง เพื่อชะล้างธาตุอาหารและสารปนเปื้อนที่ตกค้างอยู่ในระบบให้เจือจางไปมากที่สุด จากนั้นทำการปรับระดับดินโดยเติมดินเลนลงในทุกกะบะสูงจากก้นกะบะ 18 เซนติเมตร ปรับระดับให้เรียบ แล้วทำการล้างชุดทดลองด้วยน้ำประปา

โดยใช้วิธีการเดิมซ้ำอีก 3 ครั้ง จากนั้นทำการล้างชุดทดลองด้วยน้ำที่มีความเค็ม 15 psu ซึ่งเตรียมจากน้ำประปาผสมกับเกลือโซเดียมคลอไรด์ (NaCl) โดยใช้วิธีเดิมซ้ำอีก 3 ครั้ง ก่อนนำมาใช้ในการทดลองครั้งนี้

3.4.3 การศึกษาคุณภาพน้ำ

1. ทำการปล่อยน้ำเสียสังเคราะห์เข้าสู่ชุดทดลองทั้ง 12 ชุด แบบกะ (batch flow) โดยแต่ละชุดทดลองจะได้รับน้ำเสียปริมาณ 15 ลิตร ซึ่งทำให้ระดับน้ำอยู่เหนือผิวดิน 5 ซม. และรักษาระดับน้ำไว้ที่ 5 ซม. ตลอดระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสีย โดยการเติมน้ำกลั่น

2. เก็บตัวอย่างน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเข้าสู่ชุดทดลองจากถังสำรองน้ำปริมาตร 60 ลิตร ที่ระดับผิวน้ำ และระดับกึ่งกลางถัง เพื่อหาค่าเฉลี่ยคุณภาพน้ำที่เข้าสู่ชุดทดลอง โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียครั้งเว้นครั้ง (ครั้งที่ 2, 4, 6, ... , 20) จากนั้นทำการกักเก็บน้ำเสียไว้ในชุดทดลองเป็นระยะเวลา 3.5 วัน

3. เมื่อกักเก็บน้ำเสียครบ 3.5 วัน ปล่อยน้ำออกและทำการเก็บตัวอย่างน้ำที่ผ่านการบำบัดโดยเก็บจากท่อปล่อยของชุดทดลองทุกชุด ซึ่งอยู่ด้านล่างของชุดทดลอง โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียครั้งเว้นครั้ง (ครั้งที่ 2, 4, 6, ... , 20) จากนั้นปล่อยน้ำออกจากชุดทดลองแล้วปล่อยให้แห้งเป็นเวลา 3.5 วัน ทำการทดลองซ้ำรวม 20 ครั้ง รวมระยะเวลาในการทดลอง 20 สัปดาห์

4. ตัวอย่างน้ำจะเก็บใส่ขวดพลาสติก PET (polyethylene terephthalate) ขนาด 500 ลูกบาศก์เซนติเมตร จำนวน 2 ขวด เพื่อนำไปวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการ และทำการศึกษาคุณภาพน้ำเสียก่อนเข้าสู่ชุดทดลองและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด ภายหลังการกักเก็บ 3.5 วัน โดยทำการวิเคราะห์ความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ การนำไฟฟ้า ความเค็ม ในภาคสนามทันที สำหรับพารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์คุณภาพน้ำแสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
1. ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	ตรวจวัดภาคสนาม โดย pH meter
2. อุณหภูมิ (temperature)	ตรวจวัดภาคสนาม โดย YSI Instrument Model 30
3. การนำไฟฟ้า (conductivity)	ตรวจวัดภาคสนาม โดย YSI Instrument Model 30
4. ความเค็ม (salinity)	ตรวจวัดภาคสนาม โดย YSI Instrument Model 30
5. ไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen)	Semi-micro-kjeldahl method (AWWA, 1998)
6. ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total phosphorus)	Persulphate digestion and followed by ascorbic acid method (Strickland และ Parson, 1972)
7. ตะกั่ว (lead)	Extracted by conc. HNO ₃ (AWWA, 1998)
8. สังกะสี (zinc)	Extracted by conc. HNO ₃ (AWWA, 1998)

3.4.4 การศึกษาสมบัติของดิน

ทำการวัดค่ารีดออกซ์โพเทนเชียล (Eh) ในภาคสนามในช่วงระหว่างการทดลองครั้งที่ 1, 5, 10, 15 และ 20 รวมทั้งสิ้น 5 ครั้ง โดยวัดที่ระดับความลึก 5 เซนติเมตร และ 10 เซนติเมตรจากผิวดิน โดยทำการวัดทุกวัน ทั้งในระยที่มีกรกักเก็บน้ำและปล่อยให้แห้ง ตัวอย่างดินจะทำการเก็บ 3 ครั้ง ในช่วงก่อนการทดลอง ภายหลังกการบ้ำบ้นน้ำเสี่ยครั้งที่ 10 และภายหลังกการบ้ำบ้นน้ำเสี่ยครั้งที่ 20 โดยสุ่มเก็บจากชุดทดลองละ 5 บริเวณ แบบทแยงมุม แล้วรวมเป็น 1 ตัวอย่าง (composite) โดยใช้ท่อพีวีซีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 4 ซม. แล้วแบ่งตัวอย่างดินเป็น 2 ชั้น คือ ดินชั้นบน (ลึก 0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (ลึก 5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) จากนั้นนำตัวอย่างดินผึ่งให้แห้งในที่ร่ม (air-dry) บดแล้วร่อนผ่านตะแกรงขนาด 2 มิลลิเมตร เพื่อนำไปวิเคราะห์ค่าความเป็นกรด-ด่าง การนำไฟฟ้า และขนาดอนุภาคดิน อีกส่วนหนึ่งร่อนผ่านตะแกรงขนาด 0.5 มิลลิเมตร เพื่อใช้วิเคราะห์ปริมาณอินทรีย์วัตถุ ธาตุอาหาร และปริมาณโลหะหนักในดิน พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ดินแสดงในตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์คุณภาพดิน

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
1. ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	1:5 soil : water extract, pH meter
2. การนำไฟฟ้า (conductivity)	1:5 soil : water extract, glass electrode
3. ความเค็ม (salinity)	1:5 soil : water extract, glass electrode
4. รีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh)	ตรวจวัดภาคสนามโดย pH meter รุ่น EC 20 portable pH/ISE Meth Hach
5. ปริมาณขนาดอนุภาคดิน (% sand, %silt, %clay)	Hydrometer method (Smith and Atkinson, 1975)
6. เนื้อดิน (texture)	เปรียบเทียบเปอร์เซ็นต์ของขนาดอนุภาคดินกับตารางชั้นเนื้อดิน
7. อินทรีย์วัตถุ (organic matter)	Walkley and Black rapid titration (Tan, 1996)
8. ความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวก (cation exchange capacity; C.E.C)	Displacement and distillation for adsorbed ammonium (Tan, 1996)
9. ไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen)	Kjeldahl method (Tan, 1996)
10. ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total phosphorus)	Bray II (Jackson, 1960)
11. ตะกั่ว (lead)	Extracted by conc. HNO ₃ and conc. HClO ₄ (AOAC, 2003)
12. สังกะสี (zinc)	Extracted by conc. HNO ₃ and conc. HClO ₄ (AOAC, 2003)

3.4.5 การศึกษาองค์ประกอบธาตุอาหารและโลหะหนักในกล้าไม้

1. ศึกษาการเจริญเติบโตของกล้าไม้ โดยทำการวัดความสูงและเส้นผ่าศูนย์กลางของลำต้นที่ระดับ 15 เซนติเมตรจากระดับผิวดิน โดยทำการบันทึกการเจริญเติบโตของกล้าไม้ทุกต้นก่อนการทดลอง และก่อนการเติมน้ำเสียเข้าสู่ชุดทดลองในสัปดาห์ที่ 5, 10, 15 และ 20 รวมทั้งสิ้น 5 ครั้ง

2. ศึกษามวลชีวภาพส่วนเหนือดิน (above ground biomass) ของกล้าไม้ โดยวิธีการสร้างสมการ allometric (เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541; ชีวรัตน์ ศิลปรัตน์, 2548) แบ่งการทดลองเป็น 3 ช่วงดังนี้

ช่วงที่ 1 ก่อนการทดลอง เลือกตัวแทนของกล้าไม้จากเรือนเพาะชำของโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ย อันเนื่องมาจากพระราชดำริ จำนวน 14 ต้น โดยเลือกต้นที่มีขนาดต่างๆกัน วัดเส้นผ่าศูนย์กลางและความสูงของทุกต้น จากนั้นแยกกล้าไม้เป็นส่วนใบและลำต้น ชั่งน้ำหนักสด (wet weight) และนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 72 ชั่วโมง หรือกระทั่งน้ำหนักคงที่ เพื่อบันทึกน้ำหนักแห้ง (dry weight) ของใบและลำต้นดังกล่าว

ช่วงที่ 2 ภายหลังจากบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 ทำการศึกษาซ้ำอีกครั้ง โดยทำการสุ่มตัวแทนของกล้าไม้จากชุดทดลอง ชุดทดลองละ 1 ต้น รวม 12 ต้น จากนั้นทำการศึกษาเช่นเดียวกับช่วงที่ 1

ช่วงที่ 3 ภายหลังจากทดลอง ทำการศึกษาซ้ำอีกครั้งหนึ่ง โดยมีวิธีการศึกษาเช่นเดียวกับช่วงที่ 2

การประมาณหามวลชีวภาพส่วนต่างๆของกล้าไม้ โดยการหาความสัมพันธ์ระหว่างความสูงและเส้นผ่าศูนย์กลาง กับน้ำหนักแห้ง โดยใช้สมการความสัมพันธ์ในรูป allometric relation ดังนี้

$$W = a(D^2H)^b$$

เมื่อ W คือ น้ำหนักแห้งของใบ กิ่ง และลำต้น (กรัม)

D คือ เส้นผ่าศูนย์กลางของลำต้น (ซม.)

H คือ ความสูงของลำต้น (ซม.)

a คือ ค่าคงที่ (จุดตัดของกราฟ)

b คือ ค่าคงที่ (ความชันของกราฟ)

นำสมการที่สร้างขึ้นมาคำนวณการเพิ่มพูนมวลชีวภาพของใบและลำต้นของกล้าไม้ในแต่ละครั้งที่ทำการวัดความสูงและเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้

3. ศึกษาองค์ประกอบธาตุอาหารและโลหะหนักของส่วนใบ ลำต้นและรากของกล้าไม้ โดยเก็บตัวอย่างกล้าไม้ในช่วงเดียวกับเก็บตัวอย่างดิน รวม 3 ครั้ง คือก่อนการทดลอง ภายหลังจากบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และภายหลังจากบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 โดยตัวอย่างลำต้นและรากของกล้าไม้ได้จากตัวอย่างกล้าไม้ที่สุ่มเพื่อนำไปศึกษามวลชีวภาพ ในขณะที่ตัวอย่างใบได้จากการเก็บตัวอย่างใบคู่ที่ถัดจากปลายยอดลงมาและอยู่ในกิ่งที่ออกจากลำต้นโดยตรงของกล้าไม้ จากนั้นนำมาผึ่งให้แห้งในที่ร่ม (air dry) และนำมาบดให้ละเอียดด้วยเครื่องปั่น ร่อนผ่านตะแกรงขนาด 0.5 มิลลิเมตร และอบที่อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียส ก่อนนำไปวิเคราะห์ที่ห้องปฏิบัติการตามพารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ที่แสดงในตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์ตัวอย่างพืช

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
การเจริญเติบโตของพืช 1. ความสูง (height) 2. เส้นผ่าศูนย์กลางกลาง (diameter) 3. มวลชีวภาพของลำต้นและใบ (biomass)	วัดโดยไม้เมตร วัดโดยคาลิเปอร์ (caliper) Allometric relationship method
ปริมาณธาตุอาหารในพืช 1. ไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen) 2. ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total phosphorus)	Kjeldahl method (Jackson, 1975) Ammonium metavanadate (ประ โสศ ธรรมเขต, 2540)
ปริมาณโลหะหนักในพืช 1. ตะกั่ว (lead) 2. สังกะสี (zinc)	Extracted by conc. HNO ₃ and conc. HClO ₄ (AOAC, 2003) Extracted by conc. HNO ₃ and conc. HClO ₄ (AOAC, 2003)

3.5 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

3.5.1 เปรียบเทียบความแตกต่างของคุณภาพน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลองแต่ละครั้ง โดยการหาค่าเฉลี่ยและวิเคราะห์ความแปรปรวนโดยวิธี one-way ANOVA ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 ถ้าหากมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ จะทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยวิธี Duncan's new multiple range test

3.5.2 เปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างคุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของชุดทดลอง โดยการวิเคราะห์ค่าเฉลี่ยและความแปรปรวน โดยวิธี one-way ANOVA ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หากมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยวิธี Duncan's new multiple range test

3.5.3 เปรียบเทียบความแตกต่างของลักษณะทางกายภาพและการสะสมธาตุอาหารและโลหะหนักของดินในทุกชุดทดลอง โดยการวิเคราะห์ค่าเฉลี่ยและความแปรปรวนโดยวิธี two-way ANOVA ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หากมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยวิธี Duncan's new multiple range test

3.5.4 เปรียบเทียบการเจริญเติบโตทางด้านเส้นผ่าศูนย์กลาง ความสูง และการเพิ่มพูนมวลชีวภาพของกล้าไม้ในทุกชุดทดลอง โดยการวิเคราะห์ค่าเฉลี่ยและความแปรปรวนโดยวิธี two-way ANOVA ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หากมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยวิธี Duncan's new multiple range test

3.5.5 เปรียบเทียบความแตกต่างของธาตุอาหารและโลหะหนักของกล้าไม้ในทุกชุดทดลอง โดยการวิเคราะห์ค่าเฉลี่ยและความแปรปรวนโดยวิธี two-way ANOVA ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หากมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยวิธี Duncan's new multiple range test



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 4

ผลการศึกษาและอภิปรายผล

การศึกษาประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโคงกางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนตะกั่วและสังกะสี โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมด 20 mg/l และ 4 mg/l ตามลำดับ และมีปริมาณตะกั่วและสังกะสีต่างกัน 3 ระดับ คือ ความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 5mg/l (5N), 10 mg/l (10N) และ 20 mg/l (20N) ตามลำดับ และชุดควบคุม (control) ใช้้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมตะกั่วและสังกะสี ใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำ 3.5 วัน และปล่อยให้แห้ง 3.5 วัน ทำการทดลองทั้งหมด 20 ครั้ง (ตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์-มิถุนายน) ผลการศึกษาคุณภาพน้ำ สมบัติของดิน การเจริญเติบโตและองค์ประกอบของตะกั่วและสังกะสีและธาตุอาหารในพืช มีดังนี้

4.1 ผลการศึกษาคุณภาพน้ำ

การศึกษาคุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าสู่ชุดทดลอง ที่ออกจากชุดทดลอง และประสิทธิภาพการบำบัดโลหะหนัก (ตะกั่วและสังกะสี) และธาตุอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) สามารถสรุปผลได้ดังนี้

4.1.1 คุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์

จากการศึกษาคุณภาพน้ำเสียก่อนการบำบัด โดยทำการวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียครั้งเว้นครั้ง (ครั้งที่ 2, 4, 6, ..., 20) รวม 10 ครั้ง สามารถสรุปได้ดังตารางที่ 4.1 คือ น้ำเสียก่อนการบำบัดที่เข้าสู่ชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่าง (pH) เท่ากับ 6.68, 6.52, 6.41 และ 6.27 ตามลำดับ ความเค็ม เท่ากับ 0.01, 0.10, 0.10 และ 0.20 psu ตามลำดับ การนำไฟฟ้า เท่ากับ 0.02, 0.26, 0.28 และ 0.30 mS/cm ตามลำดับ อุณหภูมิ เท่ากับ 30.69, 31.07, 31.03 และ 31.06 °C ตามลำดับ ไนโตรเจนทั้งหมด (TN) เท่ากับ 19.294, 20.767, 20.725 และ 20.244 mg/l ตามลำดับ ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP) เท่ากับ 5.276, 4.167, 3.445 และ 2.559 mg/l ตามลำดับ ตะกั่ว (Pb) เท่ากับ <0.005, 4.239, 9.197 และ 19.557 mg/l ตามลำดับ และสังกะสี (Zn) เท่ากับ <0.100, 4.987, 9.862 และ 19.958 mg/l ตามลำดับ

จากการเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยคุณภาพน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลองในแต่ละครั้ง โดยใช้ one-way ANOVA ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 และทดสอบความแตกต่างโดยใช้วิธี Duncan's

new multiple range test พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ยกเว้นค่าอุณหภูมิ และไนโตรเจนทั้งหมดที่ไม่มีมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย

เมื่อเปรียบเทียบปริมาณธาตุอาหารและโลหะหนักในน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนการบำบัด กับปริมาณธาตุอาหารและโลหะหนักที่กำหนดในการสังเคราะห์ พบว่าน้ำเสียมีปริมาณธาตุอาหารและโลหะหนักใกล้เคียงกับปริมาณที่กำหนด และเมื่อเปรียบเทียบคุณภาพน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองนี้กับคุณภาพน้ำเสียจากแหล่งชุมชนทั่วไป พบว่า น้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมได้ มีค่าปริมาณธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนและฟอสฟอรัสใกล้เคียงแหล่งน้ำเสียชุมชนทั่วไปที่ความเข้มข้นระดับต่ำ ซึ่งมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดประมาณ 20 mg/l และฟอสฟอรัสทั้งหมดประมาณ 4 mg/l (กรมควบคุมมลพิษ, 2546) อย่างไรก็ตาม ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดที่เตรียมได้มีค่าลดต่ำลง เมื่อความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากตะกั่วและสังกะสีสามารถตกตะกอนในรูปของตะกั่วฟอสเฟตและสังกะสีฟอสเฟตได้ (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) ดังนั้นเมื่อความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ฟอสฟอรัสทั้งหมดจึงรวมตัวกับตะกั่วและสังกะสีเกิดเป็นสารประกอบฟอสเฟตที่ไม่ละลายน้ำ ทำให้น้ำเสียก่อนการบำบัดมีฟอสฟอรัสทั้งหมดลดต่ำลง เมื่อน้ำเสียมีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.1 ค่าเฉลี่ยคุณภาพน้ำเสียดังเคราะห์ 3 ระดับความเข้มข้นและน้ำเสียที่ไม่มีการเติมโลหะหนัก

พารามิเตอร์	control	5N	10N	20N
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	6.68±0.16 ^d	6.52±0.14 ^c	6.41±0.12 ^b	6.27±0.07 ^a
ความเค็ม (salinity) (psu)	0.01±0.01 ^a	0.10±0.01 ^b	0.10±0.01 ^b	0.20±0.01 ^c
การนำไฟฟ้า (conductivity) (mS/cm)	0.02±0.01 ^a	0.26±0.01 ^b	0.28±0.01 ^c	0.30±0.01 ^d
อุณหภูมิ (temperature) (°C)	30.69±1.40	31.07±1.52	31.03±1.44	31.06±1.52
ไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen) (mg/l)	19.294±1.524	20.767±2.430	20.725±2.222	20.244±1.803
ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total phosphorus) (mg/l)	5.276±0.353 ^d	4.167±0.779 ^c	3.445±0.714 ^b	2.559±0.511 ^a
ตะกั่ว (lead) (mg/l)	<0.500	4.239±0.883 ^a	9.197±1.577 ^b	19.557±2.527 ^c
สังกะสี (zinc) (mg/l)	<0.100	4.987±0.740 ^a	9.862±1.202 ^b	19.958±1.416 ^c

หมายเหตุ ค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน ของตัวอย่างที่วิเคราะห์ 10 ซ้ำ

ตัวอักษรมุมขวามือ(แนวนอน)ที่แตกต่างกันแสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสียอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95% 5N, 10N, 20N คือ น้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 5, 10, 20 mg/l ตามลำดับ control คือ น้ำเสียที่ไม่มีการเติมตะกั่วและสังกะสี

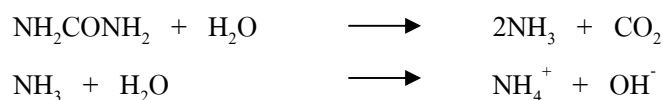
4.1.2 คุณภาพน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกลกางใบใหญ่

1) ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

ผลการศึกษาความเป็นกรด-ด่าง (pH) ของน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลอง (ตารางที่ 4.2 และภาพที่ 4.1) มีค่าความเป็นกรด-ด่าง เป็นกรดเล็กน้อยถึงเป็นกลาง โดยมีค่าผันแปรระหว่าง 6.40-6.68 ในขณะที่น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดทุกชุดทดลองมีค่าความเป็นกรด-ด่าง สูงขึ้น โดยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าความเป็นกรด-ด่างเฉลี่ยอยู่ในช่วง 6.70-7.05, 6.78-7.08, 6.88-7.45 และ 6.80-7.26 ตามลำดับ ซึ่งค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของชุดทดลองมีค่าเป็นกลางถึงด่างเล็กน้อย

การที่ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียสูงขึ้น อาจเนื่องมาจากการเตรียมน้ำเสียดังเคราะห์ ใช้ปุ๋ยยูเรีย (NH_2CONH_2) เป็นส่วนประกอบ เมื่อยูเรียละลายน้ำจะเกิดการเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนีย

(NH₃) และแอมโมเนียมไอออน (NH₄⁺) โดยจะมีหมู่ไฮดรอกซิล (OH) ทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างสูงขึ้น ซึ่งปฏิกิริยาแสดงดังสมการ (Mistch และ Gosselink, 2000)



นอกจากนี้การเติมน้ำเสียที่มีธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของพืชเข้าสู่ชุดทดลอง จะทำให้แปลงกักตอนพืชและสาหร่ายเจริญเติบโตได้ดี จึงมีอัตราการสังเคราะห์แสงสูง และมีผลให้อัตราการหายใจเพิ่มขึ้น ทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) เป็นผลให้สมดุลของคาร์บอเนต (CO₃²⁻) เปลี่ยนไป ทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำสูงขึ้น (กนิต ไชยคำ และพุทธร ส่องแสงจินดา, 2535; ยงยุทธ โอสถสภา, 2543)

เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยชุดทดลอง 10N มีค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างสูงสุด เท่ากับ 7.25 ในขณะที่ชุด control มีค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างต่ำสุด เท่ากับ 6.87 อย่างไรก็ตามค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมีค่าใกล้เคียงกัน

ความเป็นกรด-ด่างมีบทบาทต่อความสามารถในการละลายได้ของธาตุอาหารและความเป็นประโยชน์ของธาตุอาหารพืชด้วย ดังเช่นธาตุฟอสฟอรัสจะอยู่ในรูปที่พืชนำไปใช้ประโยชน์ได้น้อยทั้งในสภาพที่เป็นกรดหรือเป็นด่าง (กณจรรย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโคงกางใบใหญ่มีความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียเป็นกลางถึงด่างเล็กน้อย จึงทำให้ธาตุอาหารอยู่ในรูปที่เป็นประโยชน์ต่อการเจริญเติบโตของพืช

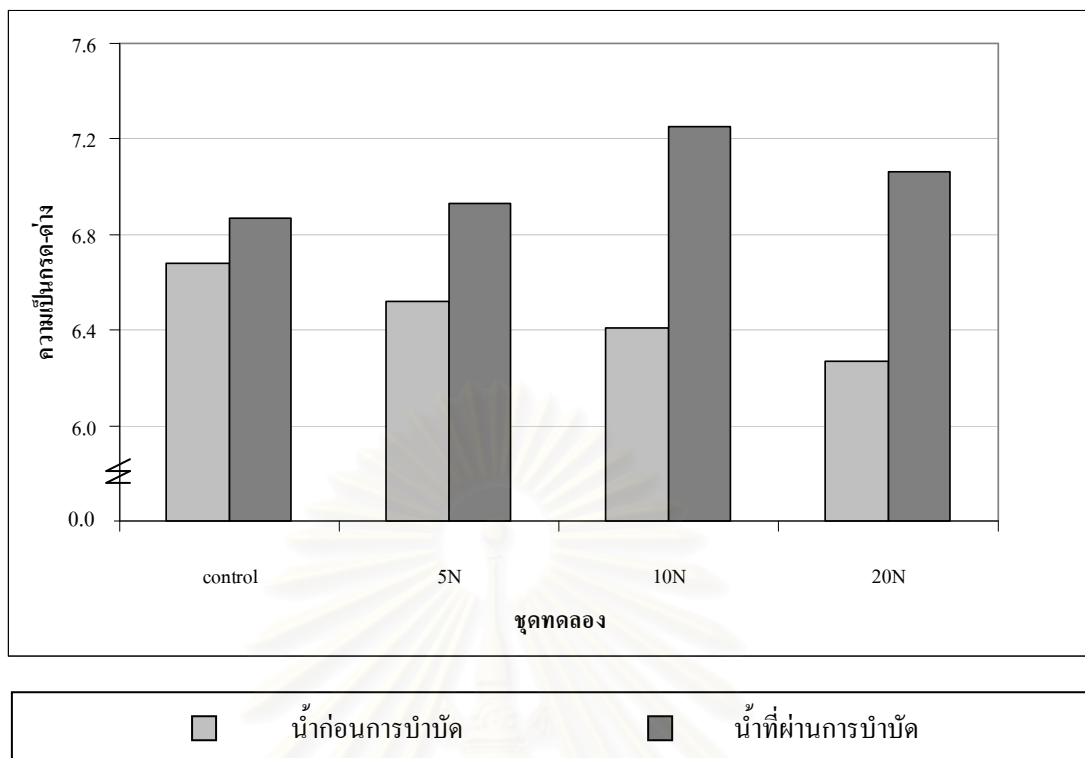
ตารางที่ 4.2 ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ค่าความเป็นกรด-ด่าง	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
1	control	6.87±0.04 ^d	6.77±0.08
	5N	6.67±0.09 ^c	6.85±0.12
	10N	6.47±0.08 ^b	6.88±0.17
	20N	6.25±0.04 ^a	6.80±0.12
2	control	6.50±0.01 ^b	6.82±0.13
	5N	6.30±0.06 ^a	7.08±0.15
	10N	6.24±0.08 ^a	7.29±0.52
	20N	6.22±0.00 ^a	7.26±0.66
3	control	6.68±0.05 ^c	6.84±0.16
	5N	6.62±0.11 ^{bc}	6.92±0.19
	10N	6.51±0.01 ^b	7.17±0.54
	20N	6.25±0.02 ^a	7.10±0.50
4	control	6.42±0.12	6.85±0.05
	5N	6.38±0.03	6.92±0.17
	10N	6.33±0.06	7.38±0.59
	20N	6.25±0.02	6.96±0.07
5	control	6.69±0.01 ^d	6.95±0.06
	5N	6.60±0.04 ^c	7.07±0.15
	10N	6.51±0.00 ^b	7.30±0.46
	20N	6.38±0.01 ^a	7.22±0.28
6	control	6.88±0.10 ^c	6.93±0.12
	5N	6.71±0.04 ^b	6.92±0.13
	10N	6.60±0.01 ^b	7.45±0.61
	20N	6.42±0.03 ^a	7.03±0.11

ตารางที่ 4.2 (ต่อ) ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางโมใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ค่าความเป็นกรด-ด่าง	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
7	control	6.71±0.08 ^c	7.05±0.17
	5N	6.48±0.06 ^b	7.05±0.20
	10N	6.39±0.01 ^{ab}	7.35±0.43
	20N	6.29±0.02 ^a	7.08±0.23
8	control	6.56±0.09 ^b	6.94±0.05 ^a
	5N	6.41±0.08 ^{ab}	6.91±0.17 ^a
	10N	6.33±0.13 ^{ab}	7.28±0.23 ^b
	20N	6.22±0.02 ^a	7.08±0.09 ^{ab}
9	control	6.71±0.10 ^c	6.90±0.11 ^{ab}
	5N	6.50±0.09 ^{bc}	6.79±0.13 ^a
	10N	6.28±0.11 ^{ab}	7.25±0.31 ^b
	20N	6.22±0.05 ^a	7.03±0.08 ^{ab}
10	control	6.77±0.14 ^c	6.70±0.19
	5N	6.56±0.06 ^{bc}	6.78±0.12
	10N	6.42±0.04 ^{ab}	7.14±0.48
	20N	6.26±0.03 ^a	7.07±0.13
เฉลี่ย	control	6.68±0.16 ^d	6.87±0.14 ^a
	5N	6.52±0.14 ^c	6.93±0.17 ^{ab}
	10N	6.41±0.12 ^b	7.25±0.41 ^c
	20N	6.27±0.07 ^a	7.06±0.28 ^b

หมายเหตุ ตัวอักษรบนขวมือ(แนวตั้ง)ที่แตกต่างกันแสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสียอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



ภาพที่ 4.1 ความเป็นกรด-ด่าง ของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

2) ความเค็ม (Salinity)

ผลการศึกษาความเค็มเฉลี่ยของน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลองมีค่าค่อนข้างต่ำ คือ อยู่ในช่วง 0.01-0.20 psu ในขณะที่น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดในทุกชุดทดลองมีค่าความเค็มสูงขึ้น คือ ชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าความเค็มเฉลี่ยอยู่ในช่วง 1.50-15.83, 3.03-17.60, 1.97-14.65 และ 1.87-19.20 psu ตามลำดับ (ตารางที่ 4.3 และภาพที่ 4.2) โดยการทดลองในช่วงแรกน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด มีค่าความเค็มค่อนข้างสูงประมาณ 15.83-19.20 psu ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากก่อนเริ่มการทดลอง ได้มีการเติมดินเลนลงในทุกชุดทดลองและทำการเติมน้ำที่มีความเค็ม 15 psu และกักเก็บในชุดทดลองเป็นเวลา 7 วัน แล้วระบายน้ำออก ปล่อยให้แห้งนาน 3 วัน จากนั้นทำซ้ำอีก 2 ครั้ง ทำให้ดินเลนในชุดทดลองมีเกลือสะสมอยู่ จากนั้นจึงเริ่มทำการทดลอง โดยเติมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเค็มต่ำแก่ชุดทดลอง โดยให้ระดับน้ำอยู่เหนือผิวดิน 5 เซนติเมตร และรักษาระดับน้ำไว้ที่ 5 เซนติเมตร ตลอดระยะเวลาการกักเก็บน้ำเสียโดยการเติมน้ำกลั่น เพื่อชดเชยการสูญเสียน้ำออกจากระบบโดยการระเหยของน้ำ ซึ่งมีผลต่อคุณภาพน้ำ รวมทั้งค่าความเค็มของน้ำด้วย จากการศึกษาของ Sansanayuth และคณะ (1996) พบว่าความแตกต่างของค่าความเค็มระหว่างน้ำเข้าและออกจากระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเกิดจากการระเหยของน้ำ และเมื่อระยะเวลาการกักเก็บน้ำนานขึ้นจะทำให้การระเหยของน้ำเพิ่มขึ้นด้วย ดังนั้น จากผลการศึกษาพบว่า เมื่อเริ่มทำการทดลองโดยให้น้ำเสียที่มีความเค็มต่ำแก่ชุดทดลอง ทำให้สารประกอบเกลือในดินละลายออกมากับน้ำเสีย และเมื่อทำการทดลองไป 2-3 ครั้ง ในการทดลองครั้งต่อมา ค่าความเค็มจะค่อยๆลดลง เพราะได้มีการชะละลายเกลือในดินออกไปกับน้ำเสียแล้ว โดยในรอบสุดท้ายของการทดลอง พบว่าความเค็มเฉลี่ยอยู่ในช่วง 1.50-3.03 psu

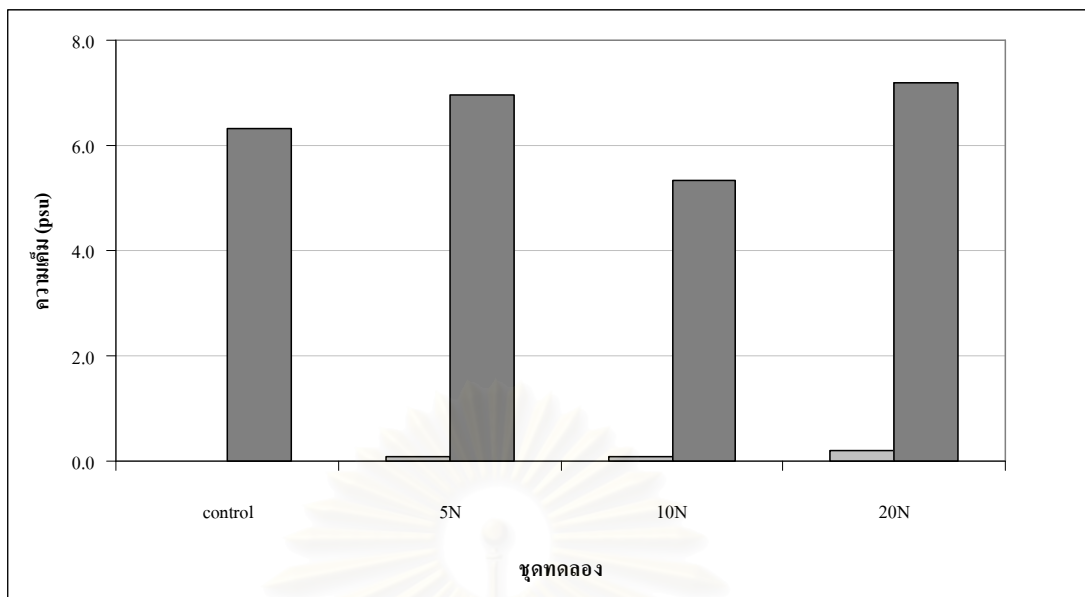
ตารางที่ 4.3 ความเค็มของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ความเค็ม (psu)	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
1	control	0.01±0.01 ^a	15.83±4.90
	5N	0.10±0.01 ^b	17.60±3.24
	10N	0.10±0.01 ^b	14.65±7.82
	20N	0.20±0.01 ^c	19.20±3.01
2	control	0.01±0.01 ^a	7.43±1.72
	5N	0.10±0.01 ^b	6.63±0.55
	10N	0.10±0.01 ^b	5.23±2.89
	20N	0.20±0.01 ^c	6.03±1.10
3	control	0.01±0.01 ^a	12.30±7.82
	5N	0.10±0.01 ^b	12.37±3.90
	10N	0.10±0.01 ^b	9.93±6.31
	20N	0.20±0.01 ^c	13.30±9.68
4	control	0.01±0.01 ^a	8.37±5.59
	5N	0.10±0.01 ^b	6.77±2.08
	10N	0.10±0.01 ^b	5.70±3.40
	20N	0.20±0.01 ^c	12.33±5.85
5	control	0.01±0.01 ^a	5.80±2.95
	5N	0.10±0.01 ^b	4.87±1.57
	10N	0.10±0.01 ^b	4.13±2.27
	20N	0.20±0.01 ^c	4.70±1.71
6	control	0.01±0.01 ^a	4.37±1.92
	5N	0.10±0.01 ^b	6.37±2.00
	10N	0.10±0.01 ^b	3.70±0.50
	20N	0.20±0.01 ^c	5.23±0.71

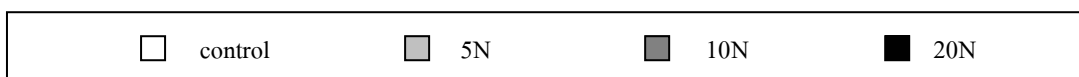
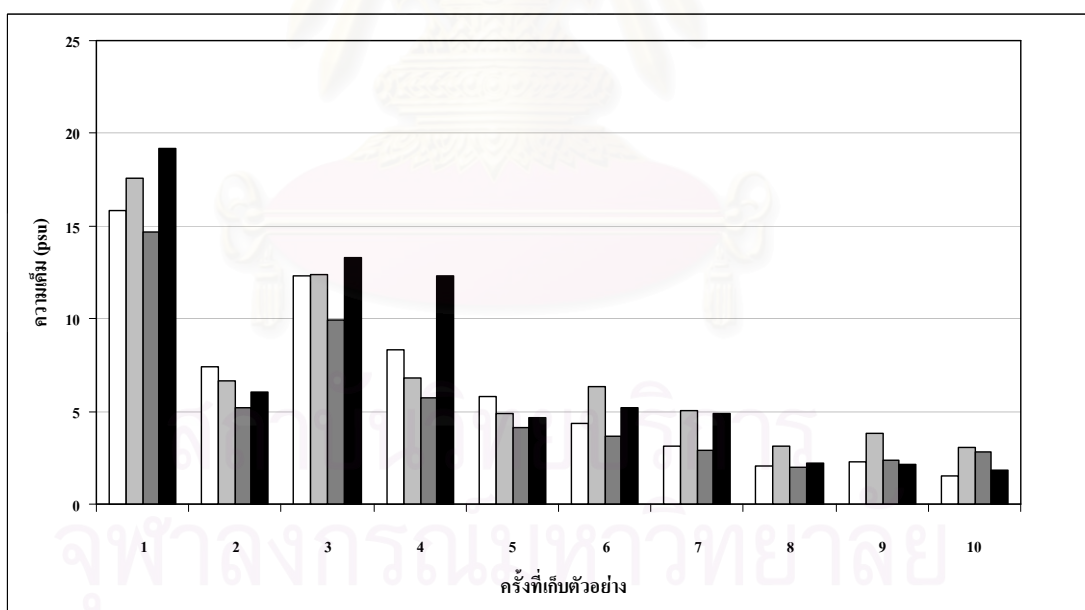
ตารางที่ 4.3 (ต่อ) ความเค็มของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกวางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ความเค็ม (psu)	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
7	control	0.01±0.01 ^a	3.13±1.32
	5N	0.10±0.01 ^b	5.03±1.59
	10N	0.10±0.01 ^b	2.93±1.00
	20N	0.20±0.01 ^c	4.90±0.20
8	control	0.01±0.01 ^a	2.03±0.93
	5N	0.10±0.01 ^b	3.17±1.36
	10N	0.10±0.01 ^b	1.97±0.49
	20N	0.20±0.01 ^c	2.23±0.15
9	control	0.01±0.01 ^a	2.30±2.08
	5N	0.10±0.01 ^b	3.80±2.34
	10N	0.10±0.01 ^b	2.37±0.67
	20N	0.20±0.01 ^c	2.13±0.81
10	control	0.01±0.01 ^a	1.50±1.47
	5N	0.10±0.01 ^b	3.03±2.00
	10N	0.10±0.01 ^b	2.80±1.42
	20N	0.20±0.01 ^c	1.87±0.80
เฉลี่ย	control	0.01±0.01 ^a	6.31±5.55
	5N	0.10±0.01 ^b	6.96±4.82
	10N	0.10±0.01 ^b	5.34±4.89
	20N	0.20±0.01 ^c	7.19±6.42

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ความเค็มเฉลี่ยของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด



(ข) ความเค็มของน้ำเสียหลังการบำบัดในแต่ละครั้งของการเก็บตัวอย่าง

ภาพที่ 4.2 ความเค็มของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางใบใหญ่

3) ค่าการนำไฟฟ้า (Conductivity)

การนำไฟฟ้าของน้ำ หมายถึง ความสามารถของน้ำในการสื่อนำกระแสไฟฟ้า โดยตัวการที่เป็นสื่อนำกระแสไฟฟ้าในน้ำ คือ ไอออน (ion) ของสารประกอบอนินทรีย์ต่างๆ เช่น กรดอนินทรีย์ ต่างและเกลือ สารเหล่านี้เมื่ออยู่ในน้ำจะแตกตัวให้อิออนได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ดังนั้นการนำไฟฟ้าของน้ำจะขึ้นอยู่กับปริมาณความหนาแน่นของสารประกอบอนินทรีย์ ซึ่งสารสำคัญที่ละลายอยู่ในแหล่งน้ำ ได้แก่ แคลเซียม (Ca^{2+}) โซเดียม (Na^+) โพแทสเซียม (K^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) หรือรูปสารประกอบ เช่น คาร์บอเนต (CO_3^{2-}) ซัลเฟต (SO_4^{2-}) ออร์โธฟอสเฟต (PO_4^{3-}) และไนเตรท (NO_3^-) เป็นต้น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544; มั่นสิน ตันทุลเวศม์, 2543)

ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลองมีค่าอยู่ระหว่าง 0.02-0.30 mS/cm และน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดในแต่ละชุดมีค่าค่อนข้างผันแปรสูง โดยชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าการนำไฟฟ้าอยู่ในช่วง 1.05-27.49, 5.54-30.22, 3.72-30.55 และ 3.58-32.59 mS/cm ตามลำดับ (ตารางที่ 4.4 และภาพที่ 4.3)

จากผลการศึกษา พบว่า ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำมีความสัมพันธ์กับค่าความเค็มของน้ำ โดยมีค่าไปในทิศทางเดียวกัน เมื่อน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของชุดทดลองมีค่าความเค็มสูง ทำให้มีพวกสารประกอบเกลืออยู่ในน้ำมาก จึงแตกตัวเป็นไอออนได้มาก ทำให้ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำสูงขึ้นด้วย นอกจากนี้ค่าการนำไฟฟ้ายังขึ้นอยู่กับปริมาณสารละลายในน้ำ ค่าความเป็นกรด-ด่าง และอุณหภูมิของน้ำด้วย ทั้งนี้เพราะค่าความเป็นกรด-ด่าง และอุณหภูมิจะเป็นตัวควบคุมการแตกตัวของสารประกอบ ถ้าค่าความเป็นกรด-ด่าง และอุณหภูมิสูงจะส่งผลให้ค่าการนำไฟฟ้าสูงขึ้นด้วย (ปิยวรรณ สายมโนพันธุ์, 2543)

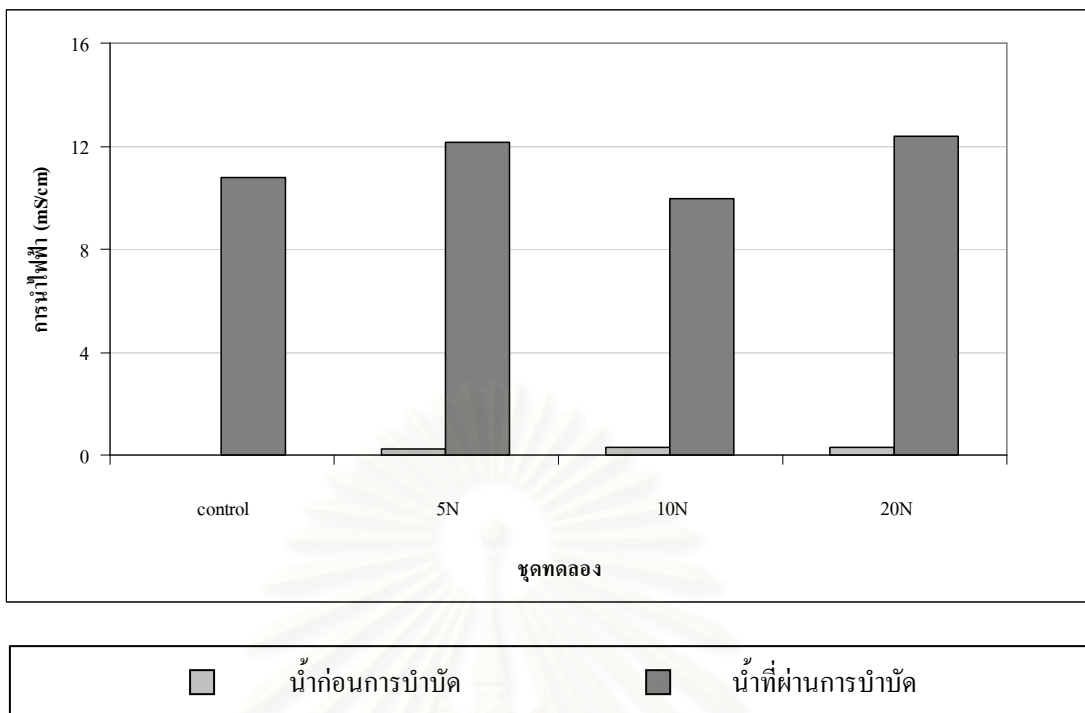
ตารางที่ 4.4 ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกวางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	การนำไฟฟ้า (mS/cm)	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
1	control	0.02±0.01 ^a	27.49±7.79
	5N	0.26±0.01 ^b	30.22±5.15
	10N	0.28±0.01 ^c	30.55±6.67
	20N	0.30±0.01 ^d	32.59±4.54
2	control	0.02±0.01 ^a	12.90±2.83
	5N	0.26±0.01 ^b	11.65±0.96
	10N	0.28±0.01 ^c	9.26±4.87
	20N	0.30±0.01 ^d	10.68±1.80
3	control	0.02±0.01 ^a	20.23±11.79
	5N	0.26±0.01 ^b	20.55±5.87
	10N	0.28±0.01 ^c	16.65±10.02
	20N	0.30±0.01 ^d	21.72±14.48
4	control	0.02±0.01 ^a	14.14±8.64
	5N	0.26±0.01 ^b	11.84±3.32
	10N	0.28±0.01 ^c	10.04±5.65
	20N	0.30±0.01 ^d	20.43±8.95
5	control	0.02±0.01 ^a	10.18±4.93
	5N	0.26±0.01 ^b	8.73±2.66
	10N	0.28±0.01 ^c	7.45±3.91
	20N	0.30±0.01 ^d	8.44±2.83
6	control	0.02±0.01 ^a	7.87±3.23
	5N	0.26±0.01 ^b	11.20±3.30
	10N	0.28±0.01 ^c	6.80±0.91
	20N	0.30±0.01 ^d	9.26±1.21

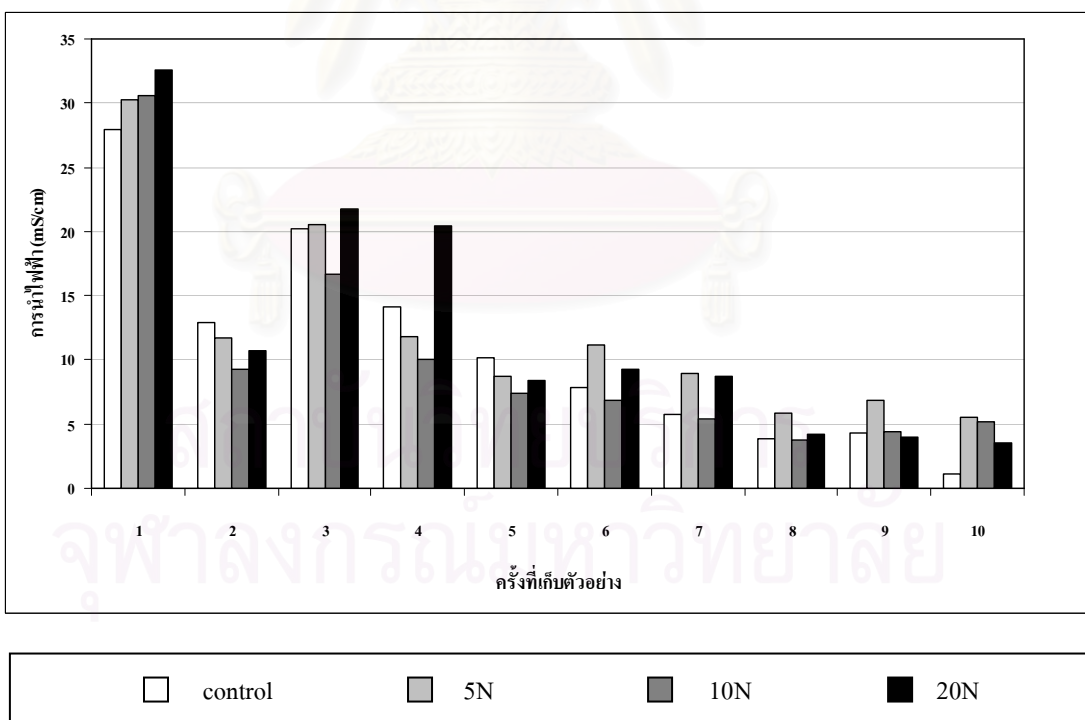
ตารางที่ 4.4 (ต่อ) การนำไฟฟ้าของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	การนำไฟฟ้า (mS/cm)	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
7	control	0.02±0.01 ^a	5.74±2.18
	5N	0.26±0.01 ^b	8.98±2.70
	10N	0.28±0.01 ^c	5.41±1.72
	20N	0.30±0.01 ^d	8.75±0.32
8	control	0.02±0.01 ^a	3.86±1.61
	5N	0.26±0.01 ^b	5.87±2.40
	10N	0.28±0.01 ^c	3.72±0.88
	20N	0.30±0.01 ^d	4.21±0.38
9	control	0.02±0.01 ^a	4.30±3.57
	5N	0.26±0.01 ^b	6.83±4.10
	10N	0.28±0.01 ^c	4.45±1.26
	20N	0.30±0.01 ^d	4.00±1.38
10	control	0.02±0.01 ^a	1.05±0.45
	5N	0.26±0.01 ^b	5.54±3.46
	10N	0.28±0.01 ^c	5.14±2.43
	20N	0.30±0.01 ^d	3.58±1.42
เฉลี่ย	control	0.02±0.01 ^a	10.78±9.25
	5N	0.26±0.01 ^b	12.14±8.01
	10N	0.28±0.01 ^c	9.95±8.81
	20N	0.30±0.01 ^d	12.37±10.34

หมายเหตุ ตัวอักษรตามขามือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) การนำไฟฟ้าเฉลี่ยของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด



(ข) การนำไฟฟ้าของน้ำเสียหลังการบำบัดในแต่ละครั้งของการเก็บตัวอย่าง

ภาพที่ 4.3 การนำไฟฟ้าของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางโบใหญ่

4) อุณหภูมิ (Temperature)

ผลการศึกษาอุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลองแต่ละครั้งมีค่าใกล้เคียงกัน มีค่าเฉลี่ยอยู่ระหว่าง 30.69-31.07 °C ในขณะที่อุณหภูมิของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าอุณหภูมิเฉลี่ยอยู่ในช่วง 27.70-31.40, 27.57-31.50, 27.43-31.57 และ 27.53-31.40 °C ตามลำดับ (ตารางที่ 4.5 และภาพที่ 4.4)

เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยอุณหภูมิของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ อย่างไรก็ตามอุณหภูมิของน้ำเสียมีค่าผันแปรตามสภาพอากาศและช่วงเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่าง การทดลองครั้งนี้ได้ทำการเติมน้ำเสียเข้าสู่ชุดทดลองในช่วงบ่ายของวัน และทำการเก็บน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดในช่วงเช้าของวัน ทำให้อุณหภูมิของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมีค่าต่ำกว่าก่อนบำบัด

อุณหภูมิมีผลต่อการบำบัดในโตรเจนในพื้นที่ชุ่มน้ำ อุณหภูมิที่สูงขึ้นจะมีผลโดยตรงต่อการเพิ่มขึ้นของการสูญเสียแอมโมเนียมโดยการระเหย โดยจะเพิ่มขึ้นประมาณ 0.25% ต่ออุณหภูมิที่เพิ่มขึ้น 1 °C (Vlek และ Stumpe, 1978) นอกจากนี้ยังช่วยส่งเสริมให้กิจกรรมการสังเคราะห์แสงของสาหร่ายเพิ่มขึ้น ทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างในน้ำที่ท่วมขังผิวดินเพิ่มขึ้นซึ่งมีส่วนช่วยสนับสนุนให้การระเหยของก๊าซแอมโมเนียมเพิ่มขึ้นมากกว่าปกติอีกด้วย โดยอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเปลี่ยนยูเรียให้กลายเป็นแอมโมเนียมอยู่ในช่วงระหว่าง 30-40 °C (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

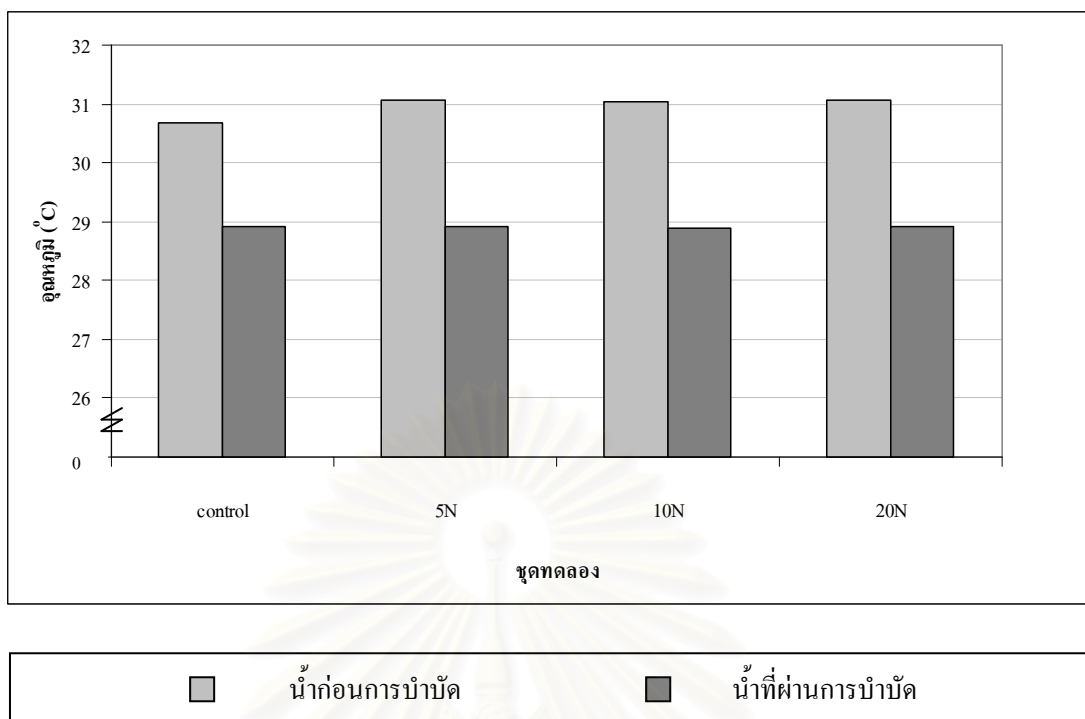
ตารางที่ 4.5 อุณหภูมิของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	อุณหภูมิ (°C)	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
1	control	30.00±0.00	28.17±0.06 ^c
	5N	29.95±0.07	28.03±0.06 ^b
	10N	29.75±0.21	28.00±0.10 ^b
	20N	29.75±0.07	27.83±0.06 ^a
2	control	29.25±0.07 ^a	27.70±0.44
	5N	30.60±0.00 ^c	27.57±0.15
	10N	30.30±0.00 ^b	27.53±0.31
	20N	30.25±0.07 ^b	27.53±0.15
3	control	31.25±0.21 ^a	27.70±0.44
	5N	32.30±0.00 ^b	27.57±0.15
	10N	32.35±0.07 ^b	27.53±0.31
	20N	32.50±0.00 ^b	27.53±0.15
4	control	31.75±0.07 ^b	27.73±1.94
	5N	31.60±0.00 ^a	28.37±0.31
	10N	31.55±0.07 ^a	28.27±0.21
	20N	31.50±0.00 ^a	28.50±0.20
5	control	28.10±0.00 ^c	29.63±0.15
	5N	27.60±0.14 ^a	29.33±0.31
	10N	27.90±0.00 ^b	29.47±0.38
	20N	27.80±0.00 ^b	29.37±0.25
6	control	31.25±0.21 ^a	30.63±0.21
	5N	32.30±0.00 ^b	30.50±0.26
	10N	32.35±0.07 ^b	30.90±0.69
	20N	32.50±0.00 ^b	30.80±0.17

ตารางที่ 4.5 (ต่อ) อุณหภูมิของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	อุณหภูมิ (°C)	
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด
7	control	32.35±0.21 ^a	31.40±0.00
	5N	32.85±0.07 ^b	31.50±0.17
	10N	32.50±0.00 ^a	31.57±0.50
	20N	32.90±0.00 ^b	31.40±0.10
8	control	32.70±0.00 ^c	27.87±0.06
	5N	32.30±0.14 ^{ab}	27.87±0.06
	10N	32.25±0.07 ^{ab}	27.43±1.07
	20N	32.00±0.28 ^a	27.80±0.36
9	control	29.85±0.07 ^a	29.00±0.26
	5N	30.50±0.14 ^b	29.07±0.31
	10N	30.60±0.00 ^b	28.93±0.06
	20N	30.55±0.07 ^b	28.87±0.06
10	control	30.40±0.00 ^a	29.23±0.31
	5N	30.70±0.14 ^b	29.40±0.36
	10N	30.70±0.00 ^b	29.33±0.25
	20N	30.80±0.00 ^b	29.50±0.10
เฉลี่ย	control	30.69±1.40	28.91±1.39
	5N	31.07±1.52	28.92±1.28
	10N	31.03±1.44	28.90±1.45
	20N	31.06±1.52	28.91±1.32

หมายเหตุ ตัวอักษรตามขามือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



ภาพที่ 4.4 อุณหภูมิของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

5) ไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen; TN)

ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลองมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 19.294-20.767 mg/l ซึ่งใกล้เคียงกับค่าที่กำหนดไว้ในการสังเคราะห์ให้มีค่าเท่ากับ 20 mg/l ในขณะที่น้ำที่ผ่านการบำบัดของชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเฉลี่ยอยู่ในช่วง 1.200-1.850, 1.533-1.933, 1.133-2.400 และ 1.000-4.200 mg/l ตามลำดับ (ตารางที่ 4.6 และภาพที่ 4.5) ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดในชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าเฉลี่ย อยู่ในช่วง 87.46-93.63, 90.96-94.25, 88.95-95.66 และ 77.60-94.95 % ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับ ชิวรัตน์ ศิลปรัตน์ (2548) ได้ทำการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดอยู่ในช่วง 18.418-26.196 mg/l โดยใช้ระบบพื้นที่ ชุมน้ำเทียมที่ปลูกกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ พบว่าระบบดังกล่าวมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 93.75%

เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ คือพื้นที่ชุมน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมโลหะหนักมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วต่ำกว่าพื้นที่ชุมน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสี

เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ อย่างไรก็ตาม มีแนวโน้มว่าพื้นที่ชุมน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 5 mg/l มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดสูงสุด มีค่าเท่ากับ 92.57% ในขณะที่พื้นที่ชุมน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดต่ำสุด มีค่าเท่ากับ 90.83% ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Lim และคณะ (2003) ทำการศึกษาผลของโลหะหนัก (ตะกั่ว สังกะสี และแคดเมียม) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน โดยทำการทดลองในพื้นที่ชุมน้ำเทียมที่ปลูกธูปฤๅษี (*Typha latifolia*) เป็นเวลานาน 9 เดือน พบว่า เมื่อปริมาณตะกั่ว สังกะสี และแคดเมียมในน้ำเสีย มีค่าเท่ากับ 1.8, 7.2 และ 0.4 g ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเท่ากับ 93% และเมื่อปริมาณตะกั่ว สังกะสี และแคดเมียมในน้ำเสีย เพิ่มขึ้นเป็น 16, 66 และ 3.3 g ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนลดลง มีค่าเท่ากับ 72% ทั้งนี้ การบำบัดไนโตรเจนในพื้นที่ชุมน้ำมีความเกี่ยวข้องกับกระบวนการทางธรณีชีวเคมี (biogeochemical process) ในดินและน้ำ โดยอาศัยปัจจัยร่วมกันระหว่างดิน พืช และจุลินทรีย์ เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification) ดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) การกลายเป็นไอของแอมโมเนีย (ammonia volatilization) และการนำไปใช้โดยพืชและจุลินทรีย์ (Lim และคณะ, 2004; Mitsch และ Gosselink, 2000) โดยเฉพาะการนำไนโตรเจนไปใช้โดยพืชเป็นกลไกที่สำคัญในการบำบัดไนโตรเจนของพื้นที่ชุมน้ำ โดยพืชจะดึงดูไนโตรเจนจากดิน

และน้ำเสียเพื่อใช้ในการเจริญเติบโตของใบอ่อน ยอด และกิ่งก้านของพืช ซึ่งจากผลการศึกษา บ่งชี้ได้ว่า ความเป็นพิษของตะกั่วและสังกะสีมีผลไปยังการดูดซับไนโตรเจนไปใช้ในการเจริญเติบโตของกล้าไม้โกก่างใบใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับอัตราการเพิ่มพูนความสูงและมวลชีวภาพของกล้าไม้โกก่างใบใหญ่ที่มีค่าลดลง เมื่อกล้าไม้ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น

นอกจากนี้ จากผลการศึกษาพบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกก่างใบใหญ่สามารถบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดได้สูงกว่า 90% อาจเป็นเพราะค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสีย โดยค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าเป็นกลางถึงด่างเล็กน้อย ซึ่งในสภาวะเช่นนี้แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะทำงานมีประสิทธิภาพสูงสุด (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544) จึงอาจมีการระเหยของแอมโมเนียได้ ซึ่งมีส่วนช่วยในการบำบัดไนโตรเจนออกจากพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมได้อีกทางหนึ่ง และอุณหภูมิก็เป็นอีกปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดไนโตรเจนในพื้นที่ชุ่มน้ำ โดยอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเปลี่ยนยูเรียให้กลายเป็นแอมโมเนียอยู่ในช่วงระหว่าง 30-40 °C (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544) ซึ่งอุณหภูมิของน้ำเสียในการทดลองครั้งนี้ก็มีค่าประมาณ 30 °C จากปัจจัยต่างๆที่กล่าวมาข้างต้น ทำให้ความสามารถในการบำบัดไนโตรเจนของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกก่างใบใหญ่มีประสิทธิภาพสูง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

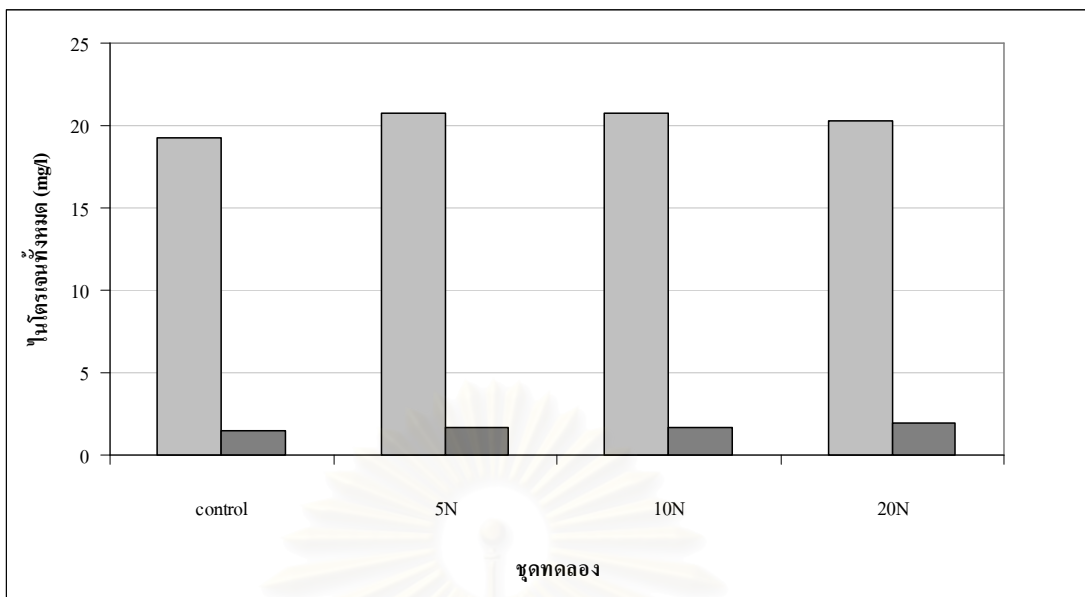
ตารางที่ 4.6 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ไนโตรเจนทั้งหมด (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
1	control	20.400±0.000 ^a	1.667±0.153	87.46±0.50 ^a
	5N	26.700±0.000 ^d	1.633±0.379	91.81±1.89 ^{ab}
	10N	25.700±0.000 ^c	1.133±0.153	93.19±0.92 ^b
	20N	21.200±0.000 ^b	1.600±0.000	92.51±3.57 ^b
2	control	19.650±1.202 ^a	1.850±0.778	88.30±12.24
	5N	25.900±0.000 ^b	1.767±0.115	90.96±0.59
	10N	18.500±0.000 ^a	1.050±0.071	95.66±0.29
	20N	18.750±1.626 ^a	4.200±0.000	77.60±0.00
3	control	19.450±1.061	1.550±0.212	92.30±6.18
	5N	22.050±0.495	1.533±0.404	94.25±0.27
	10N	21.700±2.970	2.400±0.849	88.95±3.91
	20N	19.700±1.556	2.600±0.424	86.80±2.15
4	control	19.700±0.000 ^b	1.700±0.000	89.91±0.00
	5N	20.550±0.212 ^c	1.700±0.458	93.51±2.02
	10N	18.900±0.000 ^a	1.650±0.354	90.66±2.00
	20N	25.300±0.000 ^d	2.200±0.721	92.13±2.58
5	control	18.850±0.071 ^a	1.200±0.000	93.63±0.00
	5N	21.600±0.849 ^{bc}	1.933±0.493	92.59±0.47
	10N	22.300±0.707 ^c	2.150±1.344	90.36±6.02
	20N	20.250±0.354 ^{ab}	1.333±0.351	93.41±1.74
6	control	20.600±0.990	1.533±0.321	92.26±0.16
	5N	19.500±0.283	1.567±0.569	92.31±2.35
	10N	21.150±1.768	2.300±0.000	89.13±0.00
	20N	19.800±0.141	1.000±0.000	94.95±0.00

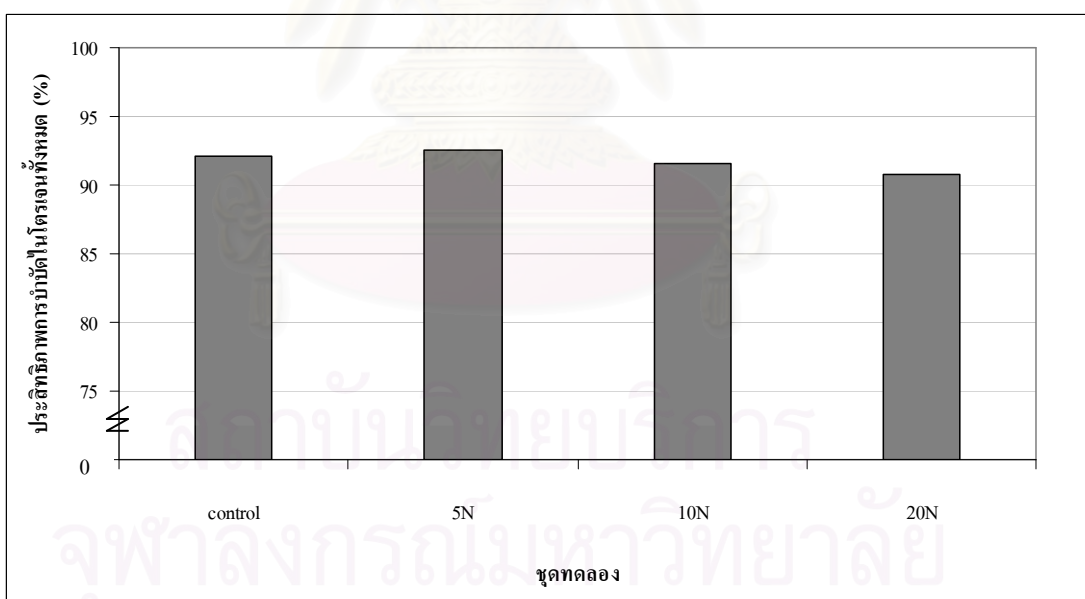
ตารางที่ 4.6 (ต่อ) ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกลกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ไนโตรเจนทั้งหมด (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
7	control	19.300±0.849 ^a	1.500±0.200	92.23±1.04
	5N	20.750±0.071 ^{ab}	1.667±0.551	93.57±0.28
	10N	21.550±0.354 ^{bc}	1.800±0.964	91.65±4.48
	20N	22.350±0.636 ^c	1.933±1.193	91.35±5.34
8	control	15.750±0.212 ^a	1.600±0.100	89.84±0.64
	5N	18.450±1.344 ^b	1.633±0.416	92.41±0.54
	10N	19.400±0.000 ^b	1.700±0.693	90.58±3.84
	20N	19.650±0.495 ^b	1.967±0.833	89.99±4.24
9	control	19.650±0.778	1.633±0.208	91.69±1.06
	5N	19.050±0.354	1.700±0.436	92.82±0.80
	10N	18.650±1.202	1.600±0.624	91.42±3.35
	20N	19.600±0.990	1.733±0.451	91.16±2.30
10	control	20.350±1.202	1.267±0.153	92.46±1.58
	5N	18.650±1.485	1.600±0.100	91.42±0.54
	10N	19.200±1.838	1.433±0.416	92.53±2.17
	20N	18.850±1.485	1.700±0.173	90.98±0.92
เฉลี่ย	control	19.294±1.524	1.527±0.284 ^a	92.11±4.34
	5N	20.767±2.430	1.673±0.367 ^{ab}	92.57±1.42
	10N	20.725±2.222	1.658±0.674 ^{ab}	91.60±3.16
	20N	20.244±1.803	1.939±0.819 ^b	90.83±4.16

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด



(ข) ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสีย

ภาพที่ 4.5 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

6) ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total phosphorus; TP)

จากผลการศึกษา ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสียที่เข้าสู่หุุดทดลองมีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 2.559-5.276 mg/l น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของหุุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดเฉลี่ยอยู่ในช่วง 0.633-2.673, 1.058-3.016, 0.830-2.572 และ 0.865-2.500 mg/l ตามลำดับ และประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดในหุุดทดลองที่ได้รับน้ำเสีย control, 5N, 10N และ 20N มีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง 50.12-88.95, 35.30-71.74, 30.96-73.86 และ 7.90-64.96 % ตามลำดับ (ตารางที่ 4.7 และภาพที่ 4.6) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ ปิยวรรณ สายมโนพันธ์ (2543) พบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ สามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนซึ่งมีฟอสฟอรัสทั้งหมดเฉลี่ย 4.874 mg/l ได้ดี โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมด 61.67% และ Sansanayuth และคณะ (1996) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียจากนาุ้งโดยใช้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกปรงทะเล (*Acrostchum aureum*) พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมด เมื่อใช้ระยะเวลาพักเก็บ 1, 2 และ 3 วัน มีค่าเท่ากับ 43.8, 76.5 และ 66.7% ตามลำดับ

เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และเมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น มีประสิทธิภาพในการบำบัดฟอสฟอรัสต่ำลง ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกับการบำบัดในโตรเจนทั้งหมด โดยเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 5 mg/l มีประสิทธิภาพในการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 56.05% ในขณะที่พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 37.22% ทั้งนี้เนื่องจากกลไกสำคัญในการบำบัดฟอสฟอรัสของพื้นที่ชุ่มน้ำ คือการดูดซับไว้บนดินและการนำไปใช้โดยพืช โดยพืชสามารถนำฟอสฟอรัสในรูปออร์โธฟอสเฟตไปใช้ในการเจริญเติบโต โดยกระบวนการดูดซึมหรือการแพร่ผ่านน้ำในช่องว่างระหว่างเม็ดดิน (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) ซึ่งจากผลการศึกษา บ่งชี้ได้ว่าความเป็นพิษของตะกั่วและสังกะสีมีผลไปยับยั้งการดูดซึมฟอสฟอรัสไปใช้ในการเจริญเติบโตของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับอัตราการเพิ่มพูนความสูงและมวลชีวภาพของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ที่มีค่าลดลง เมื่อกล้าไม้ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น

นอกจากนี้ พบว่าในช่วงแรกพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่มีประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดสูง และมีแนวโน้มลดลงตามลำดับในการช่วงหลังของการทดลอง ทั้งนี้เนื่องมาจากกระบวนการสำคัญในการบำบัดฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำจะเกิดขึ้น ในดินหรือชั้นสเตรท (Gray และคณะ, 2000) โดยดินเนื้อละเอียดหรือดินที่มีอนุภาคของดินเหนียวสูง

เช่น ดินเลน จะสามารถตรึงไอออนฟอสเฟตได้ในปริมาณที่สูงกว่าดินเนื้อหยาบที่มีอนุภาคดินเหนียวต่ำกว่า (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544) นอกจากนี้ ฟอสฟอรัสยังสามารถตกตะกอนได้ดีในดินที่มีความเป็นเกลือของโลหะ โดยเฉพาะดินที่มีความเข้มข้นของเหล็ก (Fe) อลูมิเนียม (Al) หรือแคลเซียม (Ca) สูง ซึ่งจะเพิ่มประสิทธิภาพในการดูดซับฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำ เกิดการตกตะกอนของโลหะในรูปฟอสเฟต เกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนที่มีความเสถียรค่อนข้างมาก (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544; ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) และสารประกอบดังกล่าวจะถูกดูดซับโดยดินได้สูงขึ้น เป็นผลให้ดินถึงจุดอิ่มตัวและไม่สามารถดูดซับฟอสฟอรัสได้อีก (Kedlec, 1995) ประกอบกับชุดทดลองที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้มีขนาดเล็ก และมีปริมาณดินเลนเพียงประมาณ 49 ลูกบาศก์เซนติเมตร เมื่อให้น้ำเสียแก่ชุดทดลองเป็นเวลานาน จึงอาจทำให้ฟอสฟอรัสที่สะสมอยู่ในดินในช่วงแรกของการทดลองบำบัดน้ำเสียถูกชะละลายออกมากับน้ำเสียได้ ทำให้ในช่วงหลังของการทดลองอาจมีฟอสฟอรัสถูกชะละลายออกมา นอกจากนี้ ค่าความเป็นกรด-ด่าง ก็มีผลต่อการบำบัดฟอสฟอรัสด้วย โดย Gosselink และ Mitsch (2000) กล่าวว่า ในสถานะที่เป็นด่าง ฟอสเฟตที่เกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนกับเหล็ก อลูมิเนียม และแคลเซียมในดินจะละลายออกมาได้ ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองครั้งนี้ที่พบว่าบางครั้งน้ำเสียมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 7 และค่าความเป็นกรด-ด่างของดินเป็นด่างปานกลางมีค่าประมาณ 8.3-8.4 จึงทำให้สารประกอบฟอสเฟตที่ถูกดูดซับบนดินอาจละลายออกมากับน้ำเสีย ทำให้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่มีประสิทธิภาพในการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดลดลง

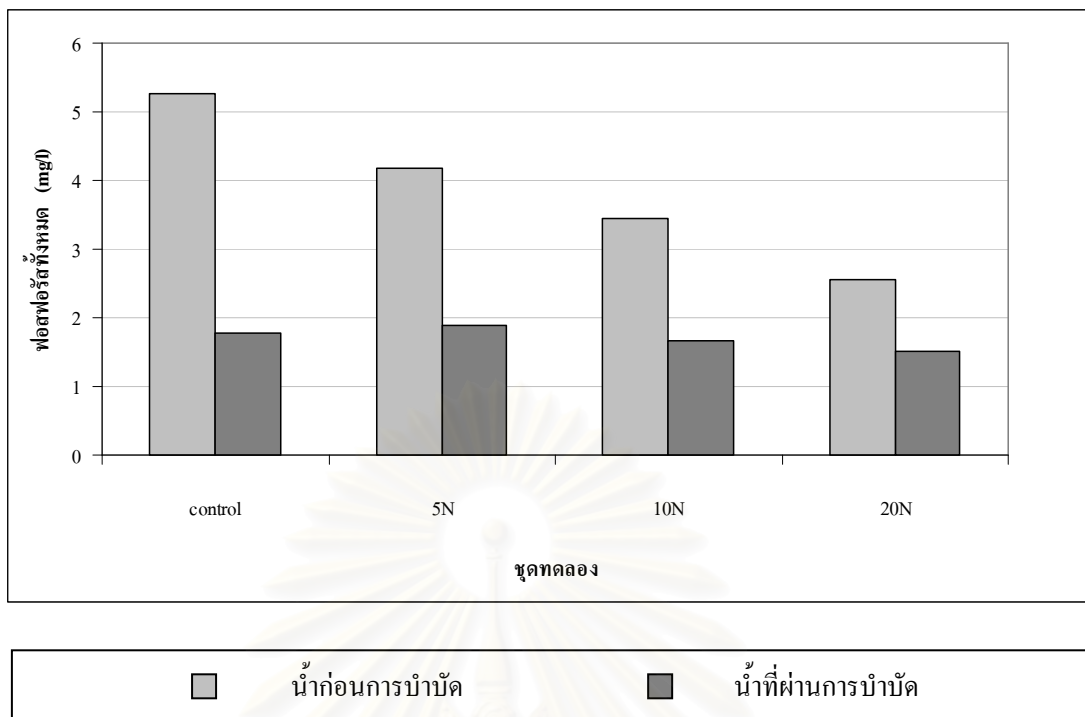
ตารางที่ 4.7 ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
1	control	5.640±0.000 ^b	0.633±0.133 ^a	88.95±2.32 ^b
	5N	3.745±0.573 ^a	1.058±0.193 ^b	71.74±5.16 ^a
	10N	3.680±0.636 ^a	1.298±0.126 ^b	64.74±3.42 ^a
	20N	2.955±0.177 ^a	1.036±0.105 ^b	64.96±3.53 ^a
2	control	4.665±0.615 ^b	1.707±1.143	63.41±24.50
	5N	4.325±1.704 ^{ab}	1.352±0.423	68.75±9.78
	10N	2.360±0.000 ^{ab}	0.830±0.210	61.05±9.87
	20N	2.060±0.071 ^a	0.865±0.090	57.99±4.35
3	control	5.680±0.000 ^c	1.407±0.420	75.56±7.30 ^c
	5N	3.745±0.502 ^b	1.553±0.336	58.52±8.96 ^b
	10N	2.820±0.000 ^a	1.116±0.112	73.86±2.63 ^c
	20N	2.840±0.000 ^a	1.150±0.046	45.88±2.16 ^a
4	control	5.390±0.184 ^c	1.383±0.482	74.33±8.94 ^b
	5N	4.290±0.537 ^b	1.769±0.689	58.76±16.06 ^b
	10N	2.775±0.417 ^a	1.204±0.128	56.60±4.60 ^{ab}
	20N	2.020±0.000 ^a	1.307±0.301	35.57±10.30 ^a
5	control	5.115±0.389 ^b	1.943±0.432	62.01±8.45 ^b
	5N	5.750±0.000 ^{bc}	2.633±1.129	55.07±19.27 ^b
	10N	3.900±0.792 ^{ab}	2.132±0.437	45.33±11.20 ^{ab}
	20N	2.735±0.021 ^a	1.895±0.184	30.73±6.73 ^a
6	control	5.495±0.007 ^b	1.510±0.356 ^a	72.52±6.47 ^c
	5N	3.820±0.113 ^{ab}	2.322±1.324 ^a	59.07±5.79 ^b
	10N	4.300±0.438 ^{ab}	2.330±0.165 ^b	47.09±4.44 ^b
	20N	3.105±1.124 ^a	2.044±0.174 ^{ab}	34.16±5.61 ^a

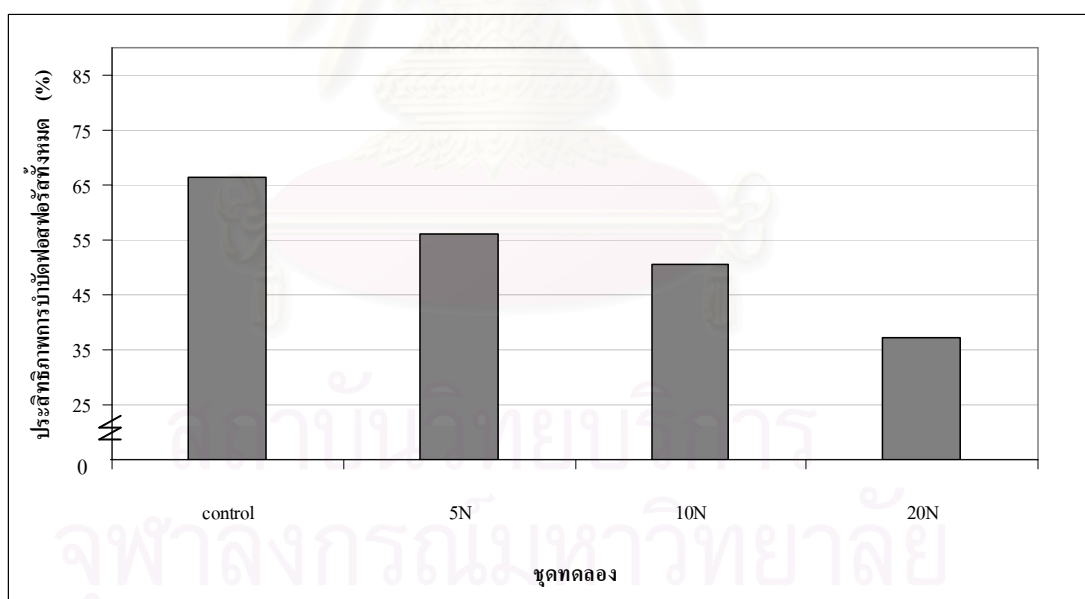
ตารางที่ 4.7 (ต่อ) ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงงไบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
7	control	5.570±0.113 ^d	2.390±0.352 ^b	57.09±6.31 ^b
	5N	3.065±0.007 ^c	1.705±0.177 ^a	44.37±5.77 ^{ab}
	10N	2.130±0.000 ^a	1.057±0.029 ^a	42.74±1.57 ^{ab}
	20N	2.360±0.000 ^b	1.761±0.988 ^a	23.75±17.15 ^a
8	control	5.140±0.000 ^d	2.313±0.960	54.99±18.69 ^b
	5N	4.780±0.057 ^c	3.016±0.939	48.23±1.11 ^b
	10N	3.855±0.078 ^b	2.042±0.290	44.27±8.24 ^b
	20N	2.525±0.049 ^a	2.500±0.516	12.69±4.00 ^a
9	control	5.360±0.057 ^d	2.673±1.522	50.12±28.39
	5N	4.435±0.120 ^c	2.870±0.756	35.30±17.05
	10N	3.725±0.035 ^b	2.572±0.653	30.96±17.54
	20N	2.165±0.163 ^a	2.099±0.190	7.90±3.46
10	control	5.090±0.170 ^c	1.817±0.523	64.31±10.28
	5N	4.510±0.113 ^b	2.022±0.969	55.17±21.48
	10N	3.395±0.276 ^{ab}	2.239±0.760	34.04±33.40
	20N	2.600±0.806 ^a	1.676±0.685	35.54±26.36
เฉลี่ย	control	5.276±0.353 ^d	1.778±0.849	66.33±16.53 ^c
	5N	4.167±0.779 ^c	1.898±0.788	56.05±15.45 ^b
	10N	3.445±0.714 ^b	1.672±0.702	50.67±16.62 ^b
	20N	2.559±0.511 ^a	1.504±0.522	37.22±19.31 ^a

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด



(ข) ประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสีย

ภาพที่ 4.6 ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

7) ปริมาณตะกั่ว (Lead; Pb)

จากการศึกษา ปริมาณตะกั่วของน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าอยู่ในช่วง <math><0.500, 3.170-5.080, 7.540-12.280</math> และ $15.840-23.800$ mg/l ตามลำดับ (ค่า detection limit ของตะกั่ว <math><0.500</math> mg/l) ซึ่งน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลอง 5N, 10N และ 20N มีค่าใกล้เคียงกับที่กำหนดไว้ให้มีค่าเท่ากับ 5, 10 และ 20 mg/l ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของชุดทดลอง มีค่าเฉลี่ยตะกั่วลดต่ำลงอยู่ในช่วง <math><0.500, <0.500-0.627</math> และ $0.883-1.106$ mg/l ตามลำดับ และประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่วในชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสีย 5N, 10N และ 20N มีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง $>84.23, >92.96$ และ $93.12-95.67\%$ ตามลำดับ (ตารางที่ 4.8 และภาพที่ 4.7)

จากการทดลองพบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ มีประสิทธิภาพในการบำบัดตะกั่วได้สูง ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากน้ำเสียมีปริมาณความเข้มข้นของตะกั่วไม่สูงมากนัก ทำให้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่สามารถรองรับปริมาณตะกั่วได้ อย่างไรก็ตาม พบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วเท่ากับ 5 และ 10 mg/l มีปริมาณตะกั่วในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วต่ำกว่า detection limit จึงทำให้ไม่สามารถระบุได้ชัดเจนว่าประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่วมีค่าเท่าใด ซึ่งจากผลการทดลองอธิบายได้ว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วเท่ากับ 5 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่วได้ประมาณ 84.23% ขึ้นไป ในขณะที่พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วเท่ากับ 10 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่วได้ประมาณ 92.96% ขึ้นไป และพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วเท่ากับ 20 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่วอยู่ในช่วง $93.12-95.67\%$

กระบวนการที่สำคัญที่เกิดขึ้นในการบำบัดโลหะหนักในพื้นที่ชุ่มน้ำ คือ กระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน (cation exchange) และการเกิด chelation กับอนุภาคของดินตะกอน การจับกับอนุภาคอื่นๆ และสารอินทรีย์ การตกตะกอน (precipitation) ในรูปของเกลือที่ไม่ละลายน้ำ ในรูปของซัลไฟด์ (sulfides) คาร์บอเนต (carbonate) และออกซิไฮดรอกไซด์ (oxyhydroxides) และการดูดซึมของพืช สาหร่าย และแบคทีเรีย (Kadlec และ Knight, 1996) ซึ่งกระบวนการส่วนใหญ่จะเกิดขึ้นในดิน โดยทั่วไปตะกั่วจะอยู่ในรูป Pb^{2+} และมีสมบัติคล้ายกลุ่มโลหะ แอลคาไลน์เอิร์ท (alkaline earth) ดังนั้นจึงสามารถเข้าแทนที่ K, Ba, Sr และแม้แต่ Ca ในแร่ และในตำแหน่งที่ไอออนของธาตุเหล่านี้ถูกดูดซับ และในดินที่มีค่าความเป็นกรด-ด่างสูง ตะกั่วจะตกตะกอนในรูปไฮดรอกไซด์ ฟอสเฟต หรือ คาร์บอเนต หรือเกิดสารประกอบเชิงซ้อนกับสารอินทรีย์และมีความเสถียรค่อนข้างสูง (ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) และจากการศึกษาของ Clark และคณะ (1998) พบว่า เมื่อดินป่าชายเลนมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 7 และค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล <math><-150</math> mV โลหะส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของซัลไฟด์ และเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำกว่า 7 และค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล $>+100$ mV โลหะส่วนใหญ่จะอยู่ในสภาพที่สามารถเปลี่ยนรูปได้หรือรูปของ

ออกไซด์ ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองครั้งนี้เนื่องจากดินในชุดทดลองมีค่าความเป็นกรด-ด่าง ประมาณ 8.3-8.4 และมีค่ารีดอกซ์โพเทนเชียลต่ำสุด เท่ากับ -118 mV จึงทำให้ตะกั่วถูกดูดซับไว้บนดินและอยู่ในภาพที่เสถียร จึงไม่ถูกชะละลายออกมากับน้ำเสีย

นอกจากนี้ พีชก็มีบทบาทสำคัญในการบำบัดตะกั่วของพื้นที่ชุ่มน้ำ โดยการดูดซึมตะกั่วเข้าไปสะสมในส่วนรากและเคลื่อนย้ายไปยังส่วนเหนือดินในปริมาณน้อย (สุภมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) โดยทั่วไประดับปกติของตะกั่วในพีช อยู่ในช่วง 0.5-3 ppm อย่างไรก็ตามพีชจะมีระดับเริ่มเป็นพิษของตะกั่วที่ความเข้มข้นสูง ทำให้ไม่มีอาการเป็นพิษตะกั่วแสดงออกมา จึงทำให้เกิดการสะสมพิษในมนุษย์และสัตว์ได้ (สุภมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) ดังนั้นหากมีการนำพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนตะกั่ว น้ำเสียควรผ่านการบำบัดขั้นต้นมาก่อน เพื่อให้ น้ำเสีย มีความเข้มข้นของปริมาณตะกั่วอยู่ในเกณฑ์ที่ไม่ก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในพื้นที่ชุ่มน้ำและบริเวณใกล้เคียง



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.8 ปริมาณตะกั่วของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ตะกั่ว (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
1	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	5.080±0.000 ^a	<0.500	>90.16
	10N	7.680±0.509 ^b	<0.500	>93.50
	20N	15.840±0.000 ^c	0.883±0.088	94.42±0.558
2	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	4.710±0.212 ^a	<0.500	>89.98
	10N	7.540±0.566 ^b	<0.500	>93.37
	20N	20.560±0.000 ^c	0.951±0.044	95.37±0.21
3	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	3.370±1.909 ^a	<0.500	>85.16
	10N	9.730±2.871 ^b	<0.500	>94.86
	20N	16.200±0.000 ^c	1.011±0.061	93.75±0.37
4	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	3.170±0.000 ^a	<0.500	>84.23
	10N	8.636±0.000 ^b	<0.500	>94.21
	20N	15.850±0.000 ^c	1.089±0.018	93.12±0.11
5	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	3.864±1.493 ^a	<0.500	>87.06
	10N	12.280±1.245 ^b	<0.500	>95.93
	20N	23.800±1.697 ^c	1.106±0.082	95.35±0.34
6	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	4.192±0.000 ^a	<0.500	>87.98
	10N	9.331±0.171 ^b	<0.500	>94.64
	20N	21.940±0.000 ^c	0.950±0.006	95.67±0.02

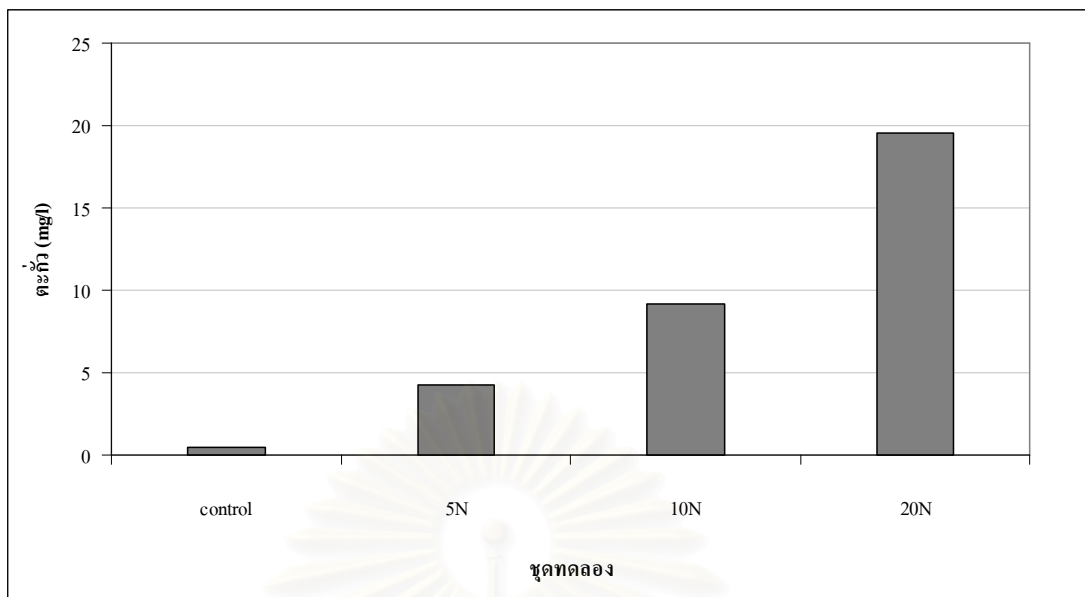
ตารางที่ 4.8 (ต่อ) ปริมาณตะกั่วของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	ตะกั่ว (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
7	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	4.463±0.375 ^a	<0.500	>88.80
	10N	8.913±0.813 ^b	<0.500	>94.39
	20N	19.193±1.105 ^c	0.994±0.089	94.82±0.46
8	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	4.787±0.027 ^a	<0.500	>89.56
	10N	8.906±1.508 ^b	0.627±0.090	92.96±1.00
	20N	19.817±1.517 ^c	1.076±0.101	94.57±0.50
9	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	4.241±0.941 ^a	<0.500	>88.21
	10N	9.392±0.877 ^b	0.592±0.043	93.69±0.45
	20N	19.067±0.172 ^c	1.050±0.128	94.49±0.67
10	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	4.376±0.837 ^a	<0.500	>88.57
	10N	9.284±0.496 ^b	0.575±0.101	93.81±1.08
	20N	19.604±0.728 ^c	1.008±0.091	94.85±0.46
เฉลี่ย	control	<0.500	<0.500	NC
	5N	4.239±0.883 ^a	<0.500	>88.20
	10N	9.197±1.577 ^b	<0.500	>94.14
	20N	19.557±2.527 ^c	1.015±0.094	94.65±0.77

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

detection limit ของตะกั่วมีค่าเท่ากับ 0.500 mg/l

NC = not calculated



ภาพที่ 4.7 ปริมาณตะกั่วของน้ำเสียก่อนการบำบัด

8) ปริมาณสังกะสี (Zinc; Zn)

จากผลการศึกษา ปริมาณสังกะสีของน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลอง control, 5N, 10N, และ 20N มีค่าอยู่ในช่วง <math><0.100, 4.453-5.808, 7.700-12.424</math> และ $18.956-23.420$ mg/l ตามลำดับ (ค่า detection limit ของสังกะสี <math><0.100</math> mg/l) ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดของชุดทดลอง 5N, 10N และ 20N มีค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีลดลงอยู่ในช่วง $0.297-1.210, 0.490-2.038$ และ $0.738-2.250$ mg/l ตามลำดับ (ตารางที่ 4.9 และภาพที่ 4.8) จากผลการทดลอง พบว่า พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ สามารถบำบัดสังกะสีให้มีปริมาณอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งกำหนดไว้ไม่เกิน 5 mg/l (สำนักงานนโยบายและแผนสิ่งแวดล้อม, 2543) ส่วนประสิทธิภาพการบำบัดสังกะสีในชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสีย 5N, 10N และ 20N มีค่าเฉลี่ยอยู่ในช่วง $78.96-94.57, 80.91-93.59$ และ $88.66-96.17\%$ ตามลำดับ ซึ่ง Chu และคณะ (1998) ได้ทำการศึกษาการบำบัดสังกะสีในน้ำเสียโดยใช้ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำป่าชายเลนที่ปลูกกล้าไม้รังกะแท้ (*Kandelia candel*) โดยบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีสังกะสี $5, 25$ และ 125 mg/l ตามลำดับ โดยทำการทดลองนาน 3 เดือน พบว่าระบบที่ได้รับน้ำเสียที่มีสังกะสีความเข้มข้น 5 และ 25 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดสังกะสีได้ประมาณ 96% ในขณะที่ระบบที่ได้รับน้ำเสียที่มีสังกะสีความเข้มข้น 125 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดสังกะสีได้ต่ำลง มีค่าประมาณ 88%

เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ จึงทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสังกะสีระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมี

นัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกลกวางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีสูงขึ้น มีประสิทธิภาพการบำบัดสังกะสีเพิ่มสูงขึ้นด้วย ทั้งนี้เนื่องจากสังกะสีจัดว่าเป็นจุลธาตุอาหาร (micronutrient elements) ซึ่งพืชมีความต้องการธาตุเหล่านี้ในปริมาณที่น้อยมาก แต่มีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของพืชไม่น้อยกว่าพวกธาตุอาหารหลักหรือธาตุอาหารรอง (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) โดยทั่วไปพืชมีปริมาณสังกะสีอยู่ในช่วง 5-38 ppm และปริมาณสังกะสีที่ทำให้พืชแสดงอาการเป็นพิษได้ อยู่ในช่วง 20-30 ppm โดยพืชเริ่มแสดงอาการเป็นพิษจากสังกะสีก่อนที่มนุษย์และสัตว์จะกินเข้าไป (สุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) นอกจากนี้กระบวนการที่เกิดขึ้นในดินก็เป็นกลไกที่สำคัญในการบำบัดสังกะสีของพื้นที่ชุ่มน้ำ โดยสังกะสีจะถูกดูดซับโดยแร่และสารอินทรีย์ไว้ในดิน และการดูดซับสังกะสีจะลดลงอย่างมากเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างของดินต่ำกว่า 7 (สุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) จากการศึกษาของ Clark และคณะ (1998) พบว่า เมื่อดินป่าชายเลนมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 7 และค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล <-150 mV โลหะส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของซัลไฟด์ และเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำกว่า 7 และค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล >+100 mV โลหะส่วนใหญ่จะอยู่ในสภาพที่สามารถเปลี่ยนรูปได้หรือรูปของออกไซด์ สอดคล้องกับการศึกษาของ Yu และคณะ (2001) พบว่า เมื่อค่ารีดอกซ์โพเทนเชียลมีค่า (-50)-(-130) mV สังกะสีจะอยู่ในรูปของเหล็กออกไซด์ ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองครั้งนี้มีการกักเก็บน้ำไว้ในชุดทดลองเป็นเวลา 3.5 วัน จะทำให้ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียลของดินลดลง โดยค่ารีดอกซ์โพเทนเชียลต่ำสุด เท่ากับ -118 mV และค่าความเป็นกรด-ด่างของดินมีค่าประมาณ 8.3-8.4 เป็นผลให้สังกะสีอยู่ในรูปสารประกอบเชิงซ้อนที่ไม่ละลายน้ำและถูกดูดซับไว้ในดิน (Guo และคณะ, 1997) อย่างไรก็ตามหากดินดูดซับสังกะสีไว้มากจนถึงจุดอิ่มตัวของดิน จนไม่สามารถดูดซับสังกะสีได้อีก อาจทำให้สังกะสีส่วนหนึ่งถูกชะละลายออกจากชุดทดลองได้

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.9 ปริมาณสังกะสีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	สังกะสี (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
1	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	5.544±0.000 ^a	1.136±0.108	79.51±1.96 ^a
	10N	9.902±0.000 ^b	1.890±0.454	80.91±4.58 ^a
	20N	19.846±0.000 ^c	2.250±0.836	88.66±4.21 ^b
2	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	5.752±0.000 ^a	1.210±0.139 ^a	78.96±2.41 ^a
	10N	11.418±0.000 ^b	2.038±0.189 ^b	82.15±1.65 ^a
	20N	23.420±0.000 ^c	1.433±0.109 ^a	93.88±0.46 ^b
3	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	5.472±0.000 ^a	0.297±0.010 ^a	94.57±0.18 ^b
	10N	9.199±0.471 ^b	0.918±0.085 ^b	90.02±0.92 ^a
	20N	21.250±0.000 ^c	1.524±0.308 ^c	92.82±1.45 ^{ab}
4	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	5.808±0.000 ^a	0.386±0.052 ^a	93.35±0.90
	10N	7.700±0.000 ^b	0.493±0.078 ^a	93.59±1.01
	20N	22.348±0.000 ^c	1.139±0.279 ^b	94.90±1.25
5	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	4.453±1.778 ^a	0.339±0.064 ^a	92.39±1.43 ^a
	10N	12.424±0.000 ^b	0.808±0.212 ^b	93.49±1.70 ^{ab}
	20N	19.310±0.127 ^c	0.738±0.177 ^b	96.17±0.91 ^b
6	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	5.006±1.052 ^a	0.439±0.083 ^a	91.23±1.65 ^a
	10N	9.522±0.577 ^b	0.802±0.132 ^b	91.58±1.39 ^a
	20N	19.626±1.024 ^c	1.030±0.243 ^b	94.75±1.24 ^b

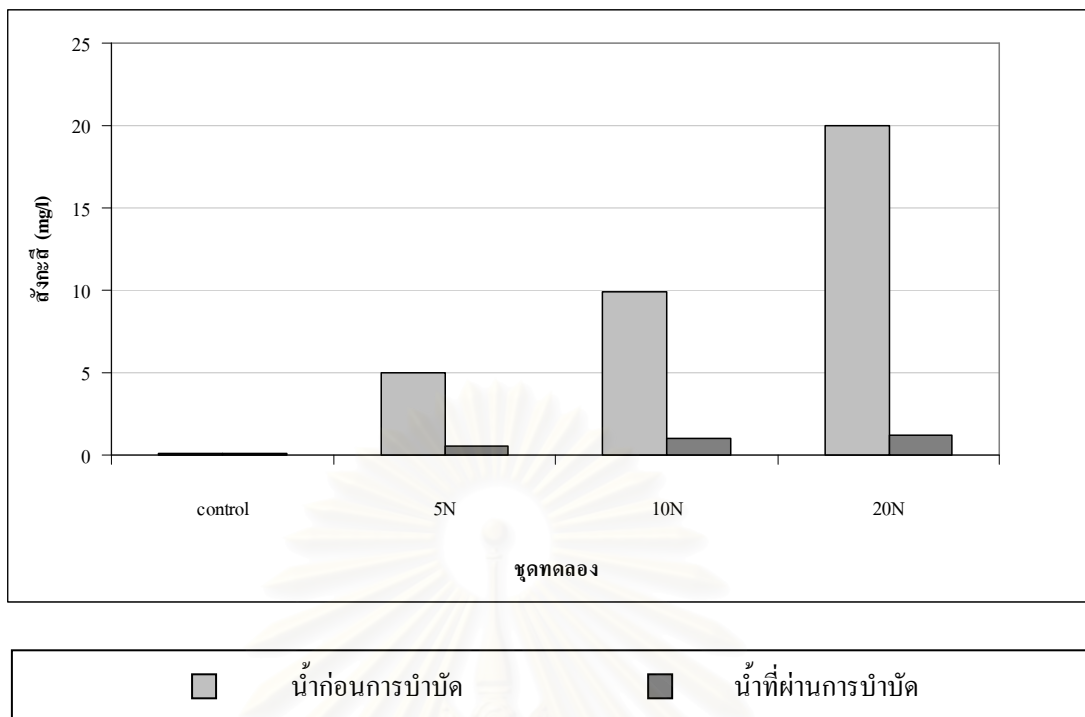
ตารางที่ 4.9 (ต่อ) ปริมาณสังกะสีของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ครั้งที่	ชุดทดลอง	สังกะสี (mg/l)		
		น้ำก่อนการบำบัด	น้ำที่ผ่านการบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)
7	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	4.556±1.013 ^a	0.434±0.081 ^a	90.48±1.77 ^a
	10N	9.029±0.567 ^b	0.626±0.151 ^a	93.06±1.67 ^{ab}
	20N	19.273±1.721 ^c	0.932±0.132 ^b	95.16±0.68 ^b
8	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	4.826±0.116 ^a	0.374±0.059 ^a	92.24±1.23
	10N	11.147±0.720 ^b	0.825±0.214 ^{ab}	92.60±1.91
	20N	19.461±1.130 ^c	1.087±0.330 ^b	94.41±1.69
9	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	4.841±0.230 ^a	0.345±0.049 ^a	92.88±1.02
	10N	9.834±0.112 ^b	0.823±0.175 ^b	91.63±1.77
	20N	18.956±0.411 ^c	1.108±0.131 ^c	94.15±0.69
10	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	4.927±0.071 ^a	0.475±0.089 ^a	90.36±1.81 ^a
	10N	9.440±0.660 ^b	0.741±0.188 ^{ab}	92.14±1.99 ^{ab}
	20N	19.603±0.692 ^c	1.129±0.170 ^b	94.24±0.86 ^b
เฉลี่ย	control	<0.100	<0.100	NC
	5N	4.987±0.740 ^a	0.530±0.319 ^a	89.78±5.37 ^a
	10N	9.862±1.202 ^b	0.999±0.545 ^b	90.12±4.90 ^a
	20N	19.958±1.416 ^c	1.227±0.496 ^b	93.95±2.43 ^b

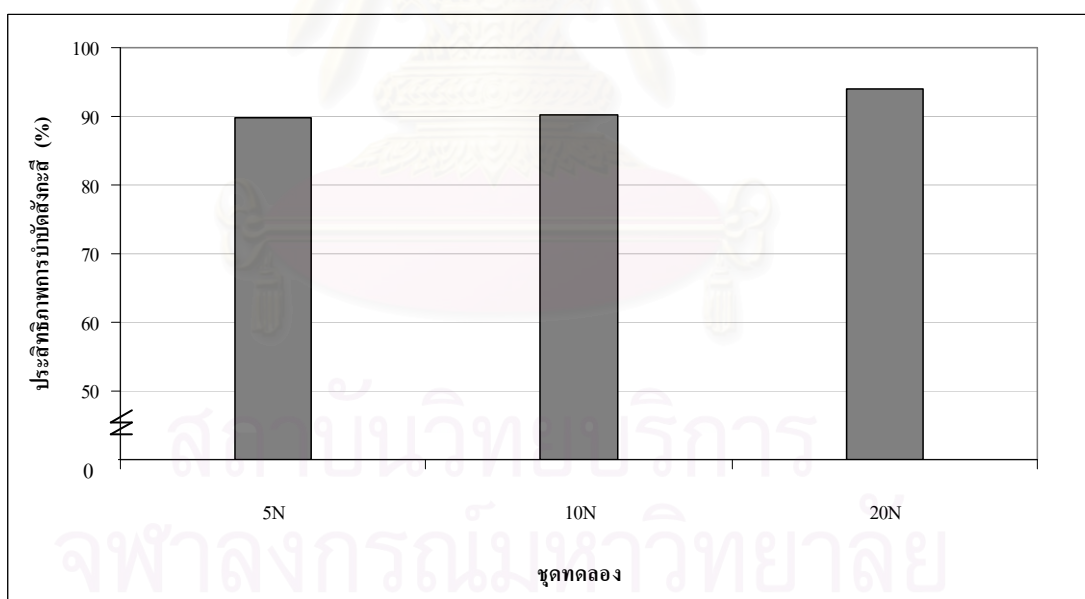
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

detection limit ของสังกะสีมีค่าเท่ากับ 0.100 mg/l

NC = not calculated



(ก) ปริมาณสิ่งสกปรกของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัด



(ข) ประสิทธิภาพการบำบัดสิ่งสกปรกของน้ำเสีย

ภาพที่ 4.8 ปริมาณสิ่งสกปรกของน้ำเสียก่อนและหลังการบำบัดและประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

4.2 ผลการศึกษาสมบัติของดิน

การศึกษาสมบัติของดิน จากการเก็บตัวอย่างดิน 3 ครั้ง คือ ก่อนดำเนินการทดลอง ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 (สัปดาห์ที่ 10) และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 (สัปดาห์ที่ 20) ทำการสุ่มเก็บจากชุดทดลอง 3 จุดแล้ว รวมเป็น 1 ตัวอย่าง แบบ composite โดยแบ่งตัวอย่างดินเป็น 2 ชั้น คือ ดินชั้นบน (ลึก 0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (ลึก 5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)

1) ความเป็นกรด-ด่างของดิน (pH)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางไบใหญ่ทุกชุดทดลอง มีสภาพเป็นด่างปานกลาง (moderately alkaline) มีค่าใกล้เคียงกันอยู่ในระหว่าง 8.3-8.4 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของเฉลิมชัย โชติกมาศ (2539) พบว่าค่าความเป็นกรด-ด่างของดินป่าชายเลนบริเวณอำเภอบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี มีค่าผันแปรอยู่ระหว่าง 8.1-8.4 และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 พบว่า ความเป็นกรด-ด่างในดินชั้นบนของชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าสูงขึ้นเป็น 8.6, 8.6, 8.6 และ 8.5 ตามลำดับ และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ความเป็นกรด-ด่างในดินชั้นบนมีค่า 8.6, 8.6, 8.5 และ 8.5 ตามลำดับ ส่วนดินชั้นล่าง ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 พบว่า ความเป็นกรด-ด่างในดินชั้นล่าง มีค่า 8.4, 8.4, 8.3 และ 8.4 ตามลำดับ และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ความเป็นกรด-ด่างในดินชั้นบนมีค่า 8.8, 8.7, 8.8 และ 8.9 ตามลำดับ (ตารางที่ 4.10-4.11 และภาพที่ 4.9) จากผลการทดลอง พบว่า ภายหลังการทดลอง ค่าความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นบนมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก ในขณะที่ดินชั้นล่างมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงขึ้น และมีแนวโน้มว่าดินชั้นล่างมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่าดินชั้นบน ทั้งนี้เนื่องจากการกักเก็บน้ำเสียและระบายน้ำเสียออกแล้วปล่อยให้แห้ง 3.5 วัน จะทำให้เกิดการสูญเสียไฮโดรเจนไอออน (H^+) ในดินชั้นล่างมากกว่าดินชั้นบน โดยในขณะที่พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางไบใหญ่มีน้ำท่วมขัง เหล็กจะเปลี่ยนจากเฟอร์ริกไปเป็นเฟอร์รัส มีผลทำให้ H^+ ในระบบลดลง และเมื่อปล่อยให้ชุดทดลองแห้ง มีผลให้ซัลเฟตถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ ซึ่งจะทำให้ H^+ ลดลง (Mitsch และ Gosselink, 2000) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) ในดินในชุดทดลอง พบว่าค่า Eh ของดินชั้นล่างต่ำที่สุด มีค่า -118 mV และค่า Eh สูงสุด คือ 147 mV (เฟอร์ริกถูกรีดิวซ์เป็นเฟอร์รัสที่ Eh (+100) ถึง (-210) mV และซัลเฟตจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ที่ Eh (-100) ถึง (-200) mV) (Mitsch และ Gosselink, 2000) ในขณะที่ค่า Eh ของดินชั้นบนมีค่าต่ำสุดคือ -74 mV ซึ่งยังไม่เพียงพอที่จะทำให้ซัลเฟตถูกรีดิวซ์เป็นซัลไฟด์ได้

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง

พบว่า โดยส่วนใหญ่ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ คือพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างในดินชั้นบนต่ำลง ในขณะที่ค่าความเป็นกรด-ด่างเฉลี่ยของดินชั้นล่าง ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และมีค่าค่อนข้างผันแปร และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ค่าความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นล่างเพิ่มสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

การที่ความเป็นกรด-ด่างของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่มีค่าสูงขึ้น เพราะการเติมน้ำเสียที่มีธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแก่พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ มีผลให้แพลงก์ตอนพืชและสาหร่ายเพิ่มจำนวนมากขึ้น อัตราการหายใจและการปลดปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จึงสูง ทำให้สมดุลคาร์บอนในน้ำเปลี่ยนไป ความเป็นกรด-ด่างของน้ำจึงสูงขึ้น ส่งผลให้ดินมีความเป็นกรด-ด่างสูงขึ้นด้วย (กนิต ไชยาคำและพุทธ ส่องแสงจินดา, 2535) อีกทั้งมีการกักเก็บน้ำเสียและระบายน้ำเสียออกแล้วปล่อยให้แห้ง 3.5 วัน ทำให้ดินมีการระเหยอากาศดี มีออกซิเจนเพียงพอให้จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ให้อยู่ในรูปสารประกอบอนินทรีย์ ซึ่งพืชสามารถดูดซึมไปใช้ประโยชน์ได้ (ปีทมา วิตยากร, 2533) ทำให้ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินลดลง ค่าความเป็นกรด-ด่างของดินจึงสูงขึ้น อย่างไรก็ตาม ความเป็นกรด-ด่างของดินมีผลต่อสภาพละลายได้ของธาตุอาหารด้วย ซึ่งจากการศึกษาครั้งนี้ พบว่าความเป็นกรด-ด่างของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่มีสภาพเป็นด่างปานกลาง ทำให้ธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนและฟอสฟอรัสอยู่ในรูปของสารประกอบที่พืชใช้ประโยชน์ได้ยาก ทำให้พืชไม่สามารถดูดดึงธาตุอาหารดังกล่าวไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโตได้ (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.10 ค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

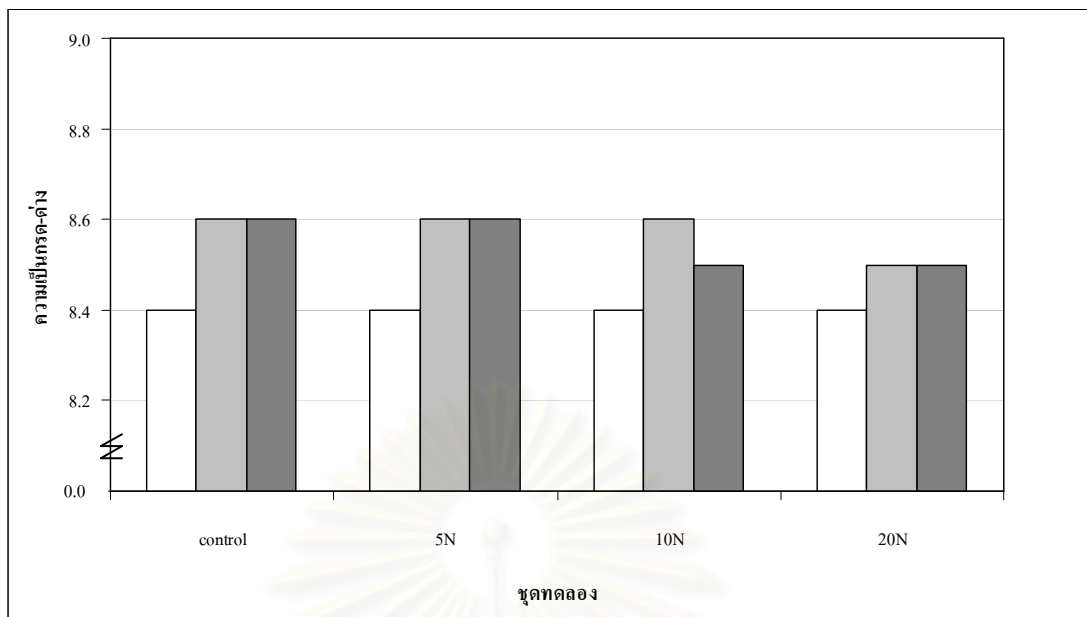
ชุดทดลอง	ความเป็นกรด-ด่าง		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	8.4±0.0 ^a	8.6±0.2 ^b	8.6±0.1 ^b
5N	8.4±0.2	8.6±0.2	8.6±0.1
10N	8.4±0.1	8.6±0.1	8.5±0.3
20N	8.4±0.0	8.5±0.1	8.5±0.2

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

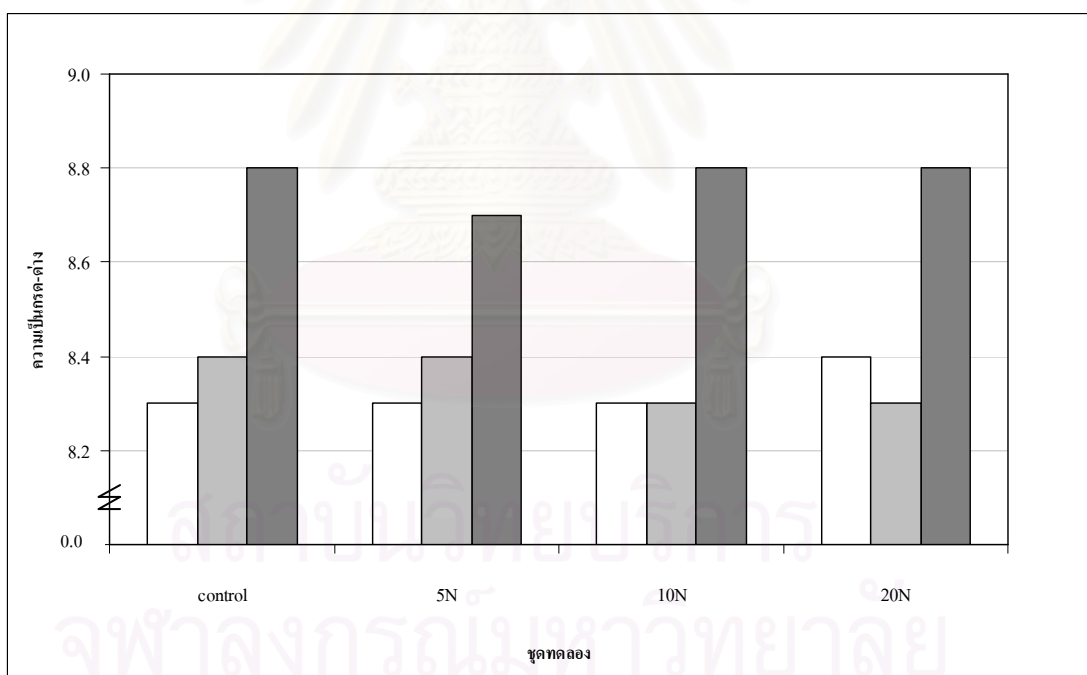
ตารางที่ 4.11 ค่าเฉลี่ยความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ความเป็นกรด-ด่าง		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	8.3±0.0 ^a	8.4±0.0 ^b	8.8±0.0 ^c
5N	8.3±0.1 ^a	8.4±0.1 ^a	8.7±0.1 ^b
10N	8.3±0.1 ^a	8.3±0.2 ^a	8.8±0.3 ^b
20N	8.4±0.1 ^a	8.4±0.1 ^a	8.9±0.3 ^b

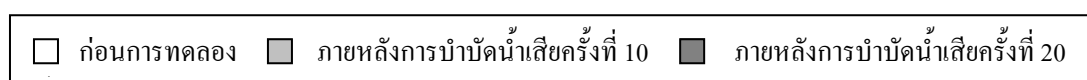
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน)



(ข) ความเป็นกรด-ด่างของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)



ภาพที่ 4.9 ความเป็นกรด-ด่างของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่

2) ความเค็มของดิน (salinity)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ความเค็มของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ มีค่าอยู่ระหว่าง 1.3-1.7 และ 1.4-1.8 psu ตามลำดับ และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ความเค็มของดินมีค่าลดลง คือ ชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสีย control, 5N, 10N และ 20N ความเค็มของดินชั้นบนมีค่า 0.3, 0.4, 0.4 และ 0.4 psu ตามลำดับ ส่วนความเค็มของดินชั้นล่างมีค่า 0.6, 1.1, 0.9 และ 0.8 psu ตามลำดับ (ตารางที่ 4.12-4.13 และภาพที่ 4.10)

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยความเค็มระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ค่าความเค็มของดินชั้นบนมีแนวโน้มลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ส่วนดินชั้นล่างเมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยความเค็มระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่มีแนวโน้มในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน ทั้งนี้เนื่องมาจากการเติมน้ำเสียที่มีความเค็มต่ำแก่ชุดทดลองจะทำให้เกลือที่สะสมในดินชะละลายออกมา โดยน้ำจะชะเกลือจากดินชั้นบนลงสู่ดินชั้นล่างและออกจากพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมในรูปเกลือที่ละลายน้ำ ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองที่พบว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าความเค็มสูงกว่าน้ำก่อนการบำบัดที่เข้าสู่พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม และส่งผลให้ความเค็มของดินลดลงเมื่อสิ้นสุดการทดลอง

ตารางที่ 4.12 ค่าเฉลี่ยความเค็มของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

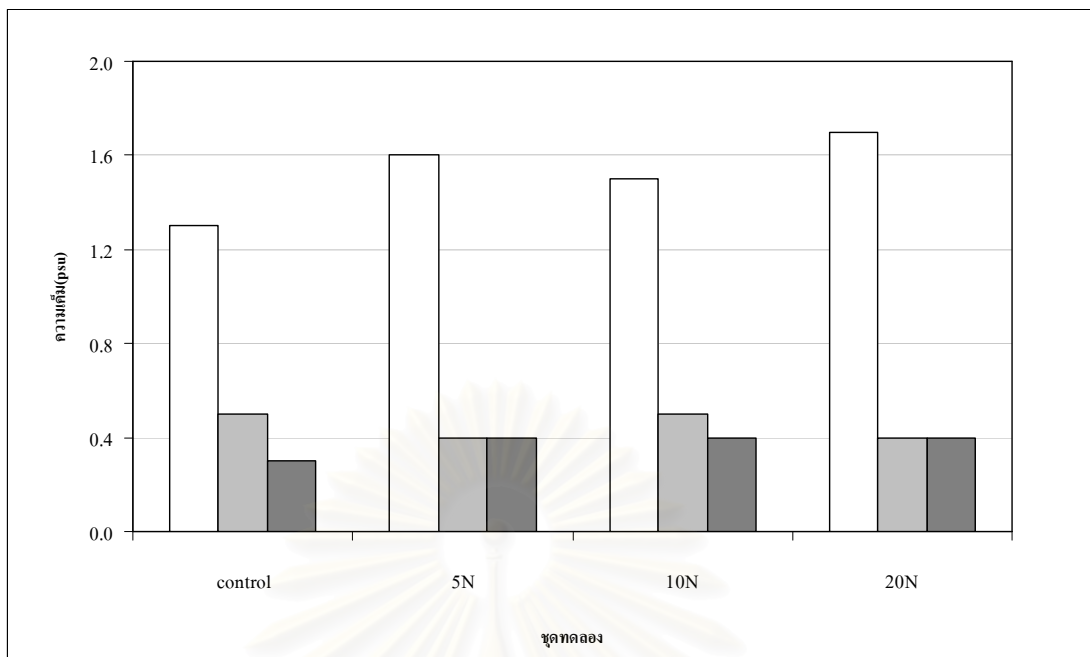
ชุดทดลอง	ความเค็ม (psu)		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	1.3±0.3 ^b	0.5±0.1 ^a	0.3±0.1 ^a
5N	1.6±0.1 ^b	0.4±0.1 ^a	0.4±0.1 ^a
10N	1.5±0.2 ^b	0.5±0.1 ^a	0.4±0.2 ^a
20N	1.7±0.3 ^b	0.4±0.2 ^a	0.4±0.2 ^a

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

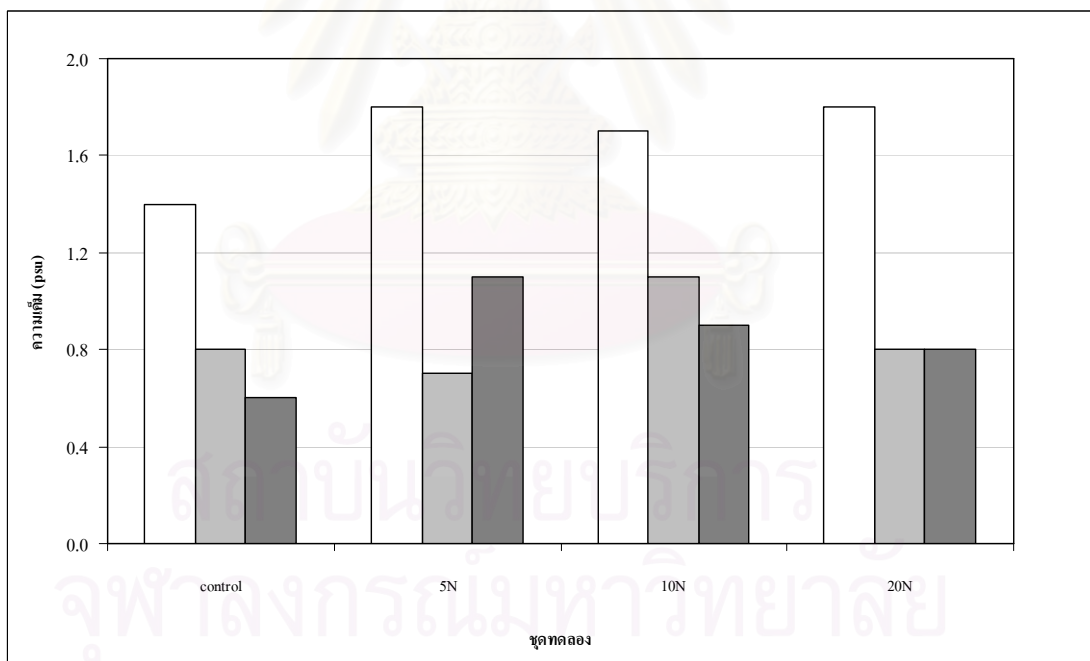
ตารางที่ 4.13 ค่าเฉลี่ยความเค็มของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ความเค็ม (psu)		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	1.4±0.3 ^b	1.1±0.6 ^{ab}	0.6±0.2 ^a
5N	1.8±0.1 ^b	0.7±0.4 ^a	1.1±0.5 ^{ab}
10N	1.7±0.5 ^b	1.1±0.3 ^{ab}	0.9±0.3 ^a
20N	1.8±0.3 ^b	0.8±0.4 ^a	0.8±0.5 ^a

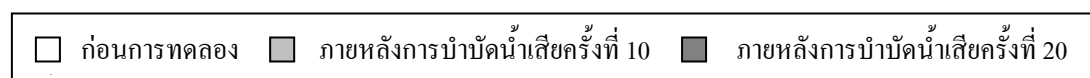
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ความชื้นของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน)



(ข) ความชื้นของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)



ภาพที่ 4.10 ความชื้นของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

3) การนำไฟฟ้าของดิน (conductivity)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย การนำไฟฟ้าของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่ มีค่าอยู่ระหว่าง 2.9-3.4 และ 2.9-3.9 mS/cm ตามลำดับ และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่าชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสีย control, 5N, 10N และ 20N การนำไฟฟ้าของดินชั้นบนมีค่า 0.7, 0.9, 1.0 และ 1.0 mS/cm ตามลำดับ ส่วนการนำไฟฟ้าของดินชั้นล่างมีค่า 1.2, 2.3, 1.8 และ 1.8 mS/cm ตามลำดับ (ตารางที่ 4.14-4.15 และภาพที่ 4.11)

จากผลการทดลอง พบว่า การนำไฟฟ้าของดินชั้นบนมีค่าต่ำกว่าดินชั้นล่าง ซึ่งจากผลการศึกษาความเค็มของน้ำเสีย จะเห็นว่าในช่วงแรกของการบำบัดน้ำเสีย ความเค็มของน้ำมีค่าสูงขึ้น และในการบำบัดน้ำเสียครั้งถัดไป ความเค็มของน้ำเริ่มมีค่าลดลงเรื่อยๆ แสดงว่าเกลือที่ละลายได้ในดินละลายปนออกมากับน้ำเสีย มีผลทำให้ค่าการนำไฟฟ้าของดินลดลงด้วย เนื่องจากการนำไฟฟ้าขึ้นอยู่กับค่าการแตกตัวเป็นประจุบวกของเกลือที่ละลายได้ในดิน ถ้ามีปริมาณเกลือละลายอยู่ในดินมาก ค่าการนำไฟฟ้าของดินจะสูง (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954 อ้างถึงใน กฤติกา ทองสมบัติ, 2546) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาครั้งนี้ที่พบว่าความเค็มของดินมีแนวโน้มลดลง ส่งผลให้การนำไฟฟ้าในดินลดลง และดินชั้นล่างมีการนำไฟฟ้าสูงกว่าดินชั้นบนด้วย

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยการนำไฟฟ้าในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่า เมื่อสิ้นสุดการทดลอง ดินชั้นบนในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่มีค่าการนำไฟฟ้าต่ำลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ส่วนดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยการนำไฟฟ้าในดินชั้นล่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าค่าการนำไฟฟ้าของดินชั้นล่างมีค่าผันแปร แต่ส่วนใหญ่มีแนวโน้มในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน

ตารางที่ 4.14 ค่าเฉลี่ยการนำไฟฟ้าของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

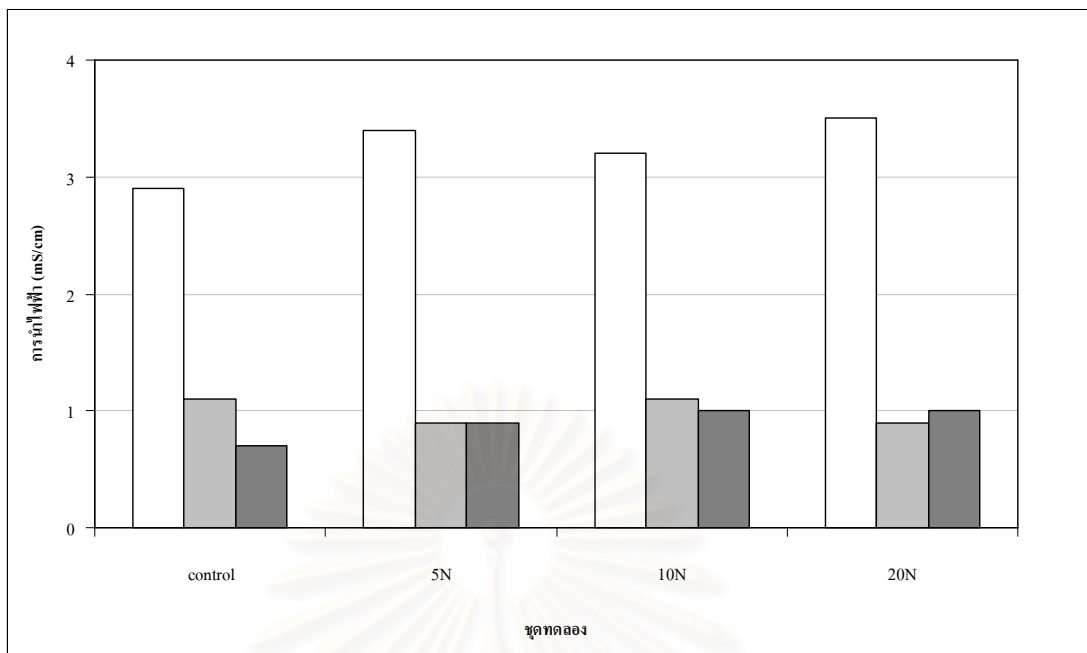
ชุดทดลอง	การนำไฟฟ้า (mS/cm)		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	2.9±0.6 ^b	1.1±0.1 ^a	0.7±0.2 ^a
5N	3.4±0.2 ^b	0.9±0.3 ^a	0.9±0.2 ^a
10N	3.2±0.4 ^b	1.1±0.1 ^a	1.0±0.5 ^a
20N	3.5±0.6 ^b	0.9±0.5 ^a	1.0±0.3 ^a

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

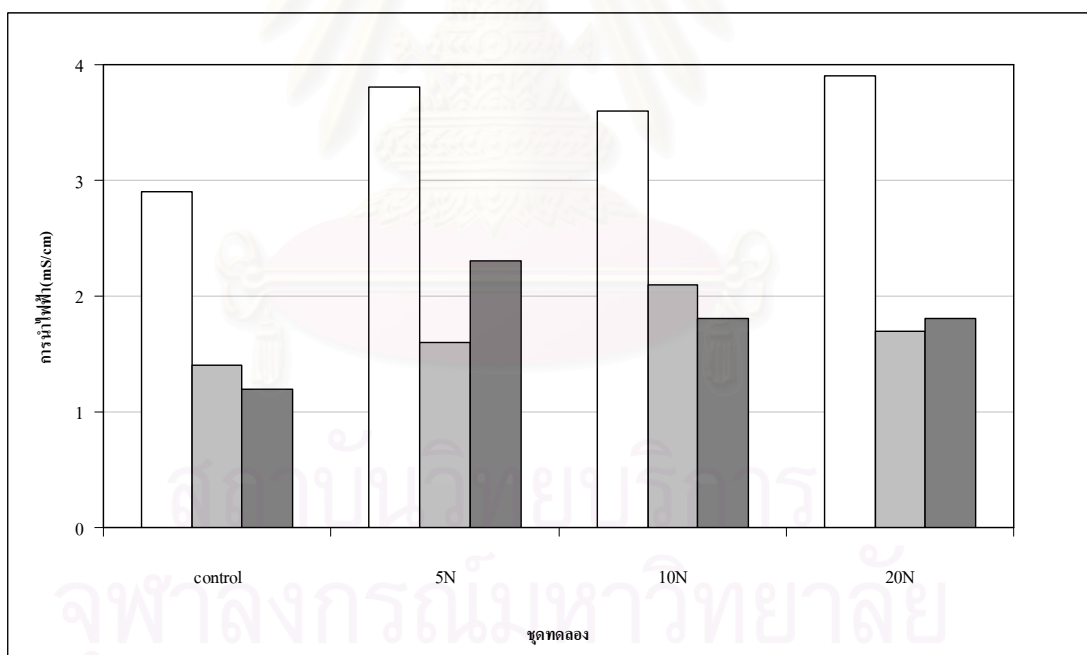
ตารางที่ 4.15 ค่าเฉลี่ยการนำไฟฟ้าของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	การนำไฟฟ้า (mS/cm)		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	2.9±0.7 ^b	1.4±0.6 ^a	1.2±0.4 ^a
5N	3.8±0.3 ^b	1.6±1.0 ^a	2.3±1.0 ^{ab}
10N	3.6±1.0 ^b	2.1±0.6 ^{ab}	1.8±0.6 ^a
20N	3.9±0.6 ^b	1.7±0.9 ^a	1.8±1.1 ^a

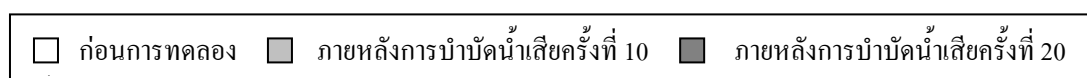
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) การนำไฟฟ้าของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน)



(ข) การนำไฟฟ้าของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)



ภาพที่ 4.11 การนำไฟฟ้าของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

4) ค่ารีดอกซ์ โปเทนเชียล (redox potential) ในดิน

ค่ารีดอกซ์ โปเทนเชียล (redox potential) หรือ Eh แสดงถึงแนวโน้มในการให้หรือรับอิเล็กตรอน และเป็นการบอกถึงสภาพทางไฟฟ้าเคมีของดิน การศึกษา Eh ในดิน ทำการวัด Eh โดยใช้ platinum electrode ที่ระดับความลึก 5 และ 10 เซนติเมตรจากผิวดิน ทั้งในสถานะที่ระบบมีการกักเก็บน้ำและช่วงปล่อยให้แห้ง โดยช่วงที่มีการกักเก็บน้ำ ดินชั้นบนมีค่า Eh ระหว่าง (-74) ถึง 120 mV และในช่วงที่มีการปล่อยให้แห้ง มีค่า Eh ระหว่าง 44 ถึง 188 mV ในขณะที่ช่วงที่มีการกักเก็บน้ำ ดินชั้นล่าง มีค่า Eh ระหว่าง (-118) ถึง 76 mV และในช่วงที่มีการปล่อยให้แห้ง มีค่า Eh ระหว่าง (-5) ถึง 147 mV (ตารางที่ 4.16-4.17)

จากผลการศึกษา พบว่า ที่ระดับความลึกของดินเพิ่มขึ้น โดยดินชั้นล่างมีค่า Eh ต่ำกว่าดินชั้นบน และเมื่อระยะเวลาการกักเก็บน้ำนานขึ้น ค่า Eh ลดลงด้วย โดยดินชั้นล่างมีค่า Eh ต่ำสุด คือ -118 mV ในขณะที่เมื่อปล่อยให้แห้งนานขึ้น ค่า Eh จะเพิ่มขึ้นด้วย โดยมีค่า Eh สูงสุด คือ 147 mV ทั้งนี้เนื่องมาจากเมื่อกักเก็บน้ำไว้ในระบบทำให้ดินอิ่มตัวด้วยน้ำ ทำให้ออกซิเจนในบรรยากาศแพร่ลงสู่ดินได้น้อยลง ส่งผลให้กิจกรรมของจุลินทรีย์ดินเปลี่ยนไปด้วย โดยจุลินทรีย์จะใช้สารอินทรีย์ในกระบวนการหายใจแทนก๊าซออกซิเจน ดังนั้นค่า Eh ของดินจึงเป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดบทบาทกระบวนการทางชีวเคมีในดิน (ศุภมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของกฤติกา ทองสมบัติ (2546) ได้ทำการกักเก็บน้ำเลียนาน 5, 7 และ 10 วัน และปล่อยให้แห้ง 3, 5 และ 7 วัน ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่ พบว่าเมื่อระยะเวลาการกักเก็บน้ำนานขึ้น ค่า Eh มีค่าลดต่ำลง โดยมีค่าต่ำสุด คือ -168.6 mV และค่า Eh จะสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาในการปล่อยให้แห้งนานขึ้น โดยมีค่าสูงสุด คือ 435.7 mV และ Ye และคณะ (2003) ทำการศึกษาการเจริญเติบโตของพืชป่าชายเลน 2 ชนิด คือ พังกาหัวสุมดอกแดง (*Bruguiera gymnorhiza*) และรังกะแท้ (*Kandelia candel*) เมื่อใช้ระยะเวลาการกักเก็บน้ำ 8 สัปดาห์ และปล่อยให้แห้ง 4 สัปดาห์ และระยะเวลาการกักเก็บน้ำ 4 สัปดาห์ และปล่อยให้แห้ง 8 สัปดาห์ และทำการวัดค่า Eh ของดินที่ความลึก 5 เซนติเมตรจากผิวดิน พบว่า ชุดทดลองที่ปลูกกล้าไม้พังกาหัวสุมดอกแดงและ รังกะแท้มีค่า Eh เท่ากับ 230 และ 236 mV ตามลำดับ เมื่อมีการกักเก็บน้ำในชุดทดลอง พบว่าค่า Eh ลดลงอย่างน้อยสำคัญทางสถิติ เมื่อระยะเวลาในการกักเก็บน้ำนานขึ้น

ตารางที่ 4.16 ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) ของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

เดือนที่	ชุดทดลอง	ค่า Eh ในดิน (mV)					
		ช่วงกักเก็บน้ำ			ช่วงปล่อยให้แห้ง		
		วันที่ 1	วันที่ 2	วันที่ 3	วันที่ 1	วันที่ 2	วันที่ 3
1	control	106	88	63	79	76	100
	5N	107	80	41	77	99	147
	10N	96	87	48	62	82	125
	20N	75	49	54	66	92	110
2	control	88	74	29	63	114	156
	5N	120	89	41	109	130	171
	10N	96	87	48	113	139	184
	20N	75	49	25	74	100	161
3	control	63	-25	-64	44	70	108
	5N	58	44	-6	84	110	159
	10N	66	1	-37	66	92	130
	20N	79	1	-33	98	119	164
4	control	16	-27	-74	60	126	173
	5N	44	21	-36	59	100	171
	10N	75	15	-45	74	110	158
	20N	60	4	-36	92	142	182
5	control	88	45	2	75	121	159
	5N	90	46	9	93	141	188
	10N	93	49	11	109	144	178
	20N	80	47	6	87	109	165

ตารางที่ 4.17 ค่ารีดอกซ์ โพเทนเชียล (Eh) ของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

เดือนที่	ชุดทดลอง	ค่า Eh ในดิน (mV)					
		ช่วงกักเก็บน้ำ			ช่วงปล่อยให้แห้ง		
		วันที่ 1	วันที่ 2	วันที่ 3	วันที่ 1	วันที่ 2	วันที่ 3
1	control	67	23	-2	56	49	58
	5N	76	50	-19	29	52	110
	10N	54	54	-38	14	44	100
	20N	54	7	-1	52	64	74
2	control	58	29	-4	50	77	96
	5N	76	53	-19	93	113	146
	10N	60	48	-38	49	86	123
	20N	54	9	-3	57	81	118
3	control	47	-28	-104	-55	-5	72
	5N	55	30	-42	35	67	112
	10N	53	-5	-65	20	49	97
	20N	70	-7	-106	49	80	126
4	control	7	-45	-118	-13	78	116
	5N	24	6	-57	29	66	114
	10N	50	-5	-106	29	62	106
	20N	35	-17	-103	47	81	130
5	control	49	11	-44	41	81	94
	5N	50	21	-19	47	109	147
	10N	44	15	-31	33	81	121
	20N	60	9	-45	54	83	118

5) ปริมาณขนาดอนุภาคดินและประเภทเนื้อดิน (Particle size distribution and soil texture)

ก่อนการบำบัดน้ำเสีย ดินชั้นบนในชุดทดลอง 5N และ 10N มีลักษณะเนื้อดินเป็นดินเหนียว (clay) มีปริมาณอนุภาคทราย (sand) ทรายแป้ง (silt) และดินเหนียว (clay) อยู่ระหว่าง 15-27, 32-40 และ 36-44% ตามลำดับ และชุดทดลอง 20N และ control มีลักษณะเนื้อดินเป็นดินร่วนเหนียว (clay loam) มีปริมาณอนุภาคทราย (sand) ทรายแป้ง (silt) และดินเหนียว (clay) อยู่ระหว่าง 17-26, 34-40 และ 36-42% ตามลำดับ ในขณะที่ดินชั้นล่างมีลักษณะเนื้อดินเป็นดินร่วนเหนียว (clay loam) โดยมีปริมาณอนุภาคทราย (sand) ทรายแป้ง (silt) และดินเหนียว (clay) อยู่ระหว่าง 19-37, 32-42 และ 30-40% ตามลำดับ

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 พบว่า ลักษณะของเนื้อดินของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ทุกชุดเป็นดินร่วนเหนียว (clay loam) โดยดินชั้นบนมีปริมาณอนุภาคทราย (sand) ทรายแป้ง (silt) และดินเหนียว (clay) อยู่ระหว่าง 23-40, 27-35 และ 28-41% ตามลำดับ และดินชั้นล่างมีปริมาณอนุภาคทราย (sand) ทรายแป้ง (silt) และดินเหนียว (clay) อยู่ระหว่าง 26-39, 29-38 และ 29-36% ตามลำดับ (ตารางที่ 4.18-4.19) ทั้งนี้เนื่องมาจากน้ำเสียที่เข้าสู่ชุดทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์จึงไม่มีตะกอนแขวนลอยและสารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งปนเข้าสู่ชุดทดลองด้วย จึงทำให้มีการเปลี่ยนแปลงปริมาณขนาดอนุภาคดินในชุดทดลองเกิดขึ้นได้น้อย และจากผลการศึกษา พบว่าดินในชุดทดลองมีปริมาณอนุภาคทรายแป้งและดินเหนียวสูงกว่าอนุภาคทราย ทำให้สามารถดูดซับโลหะได้ดี โดยความสามารถในการดูดซับโลหะบนอนุภาคดินเรียงตามลำดับดังนี้ อนุภาคดินเหนียว>อนุภาคทรายแป้ง>อนุภาคทราย (Haque และ Subramanian, 1982; Tam และ Wong, 2000)

ตารางที่ 4.18 ปริมาณขนาดอนุภาคดินและเนื้อดินของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกวางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ก่อนการทดลอง			ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10			ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20		
	%sand	%silt	%clay	%sand	%silt	%clay	%sand	%silt	%clay
	เนื้อดิน			เนื้อดิน			เนื้อดิน		
control	27	36	37	29	37	34	33	31	36
	ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		
5N	23	35	42	28	33	38	30	32	38
	ดินเหนียว (clay)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		
10N	23	37	41	25	39	36	28	32	40
	ดินเหนียว (clay)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		
20N	26	35	39	28	35	37	29	31	40
	ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		

ตารางที่ 4.19 ปริมาณขนาดอนุภาคดินและเนื้อดินของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกวางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ก่อนการทดลอง			ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10			ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20		
	%sand	%silt	%clay	%sand	%silt	%clay	%sand	%silt	%clay
	เนื้อดิน			เนื้อดิน			เนื้อดิน		
control	30	36	34	30	41	28	34	33	33
	ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		
5N	28	35	36	29	40	31	32	34	34
	ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		
10N	27	37	36	29	39	32	33	34	33
	ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		
20N	30	34	36	30	38	32	31	34	35
	ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)			ดินร่วนเหนียว (clay loam)		

6) ความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดิน (cation exchange capacity)

ความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดิน (cation exchange capacity หรือ C.E.C) หมายถึง ปริมาณไอออนบวกทั้งหมดที่ดินนั้นสามารถจะดูดซับไว้ได้ ดังนั้น ดินที่มีค่า C.E.C สูง จะมีคุณสมบัติทำให้พวกไอออนบวก เช่น NH_4^+ Ca^{2+} Pb^{2+} และ Zn^{2+} เป็นต้น ดูดซับอยู่ที่ผิวของ clay micelle (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) ค่า C.E.C ของดินจะสูงหรือต่ำขึ้นอยู่กับชนิดของคอลลอยด์ดิน ปริมาณของดินเหนียวที่มีอยู่ในดินและปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่มีค่าอยู่ระหว่าง 22.98-24.99 และ 23.21-25.45 me/100g ตามลำดับ และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินชั้นบนของในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสีย control, 5N, 10N และ 20N มีค่า 23.88, 23.52, 25.57 และ 25.35 me/100g ตามลำดับ ส่วนความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินชั้นล่าง มีค่า 23.90, 24.21, 23.51 และ 25.00 me/100g ตามลำดับ (ตารางที่ 4.20-4.21)

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในขณะที่ค่าเฉลี่ยของความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินชั้นล่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย และช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติเช่นเดียวกัน

จากผลการศึกษา เมื่อเปรียบเทียบค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ กับการประเมินระดับความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดิน พบว่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินมีค่าอยู่ในระดับสูง ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 20-30 me/100g (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) แสดงไว้ในตารางภาคผนวกที่ ข.2 โดยในดินทั่วไปจะมีค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของหน้าดินมีค่าระหว่าง 0.5 me/100g (Keeney และ Wilding, 1977 อ้างถึงใน สุกมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) การที่ดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ มีค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินสูง เนื่องจากดินที่ใช้ในการทดลองเป็นดินเลน ซึ่งมีปริมาณอนุภาคดินเหนียวสูง ทำให้ค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวกของดินสูง จึงมีกำลังบัฟเฟอร์ (buffer power) สูงด้วย ทำให้การเปลี่ยนแปลงในดิน เช่น การยกระดับความเป็นกรด-ด่าง การแทนที่ Na^+ ออกจากดิน จึงมีการเปลี่ยนแปลงอย่างค่อยเป็นค่อยไป (สุกมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) นอกจากนี้ธาตุอาหารพืชในดินส่วนใหญ่ซึ่งเป็นพวกไอออนบวกจะอยู่ในดินโดยไม่ถูกชะล้างให้สูญหายไปจากดินได้ง่ายๆ เนื่องจากไอออนบวกพวกนี้ดูดซับอยู่ที่ผิวของ clay micelle และรากพืชสามารถจะดูดดึงไอออนบวกที่เป็นธาตุอาหารได้โดยตรงจากพื้นผิวของ clay micelle

ตารางที่ 4.20 ค่าเฉลี่ยความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวกของดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตร จากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวก (me/100g)		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	22.98±2.32	22.71±1.79	23.88±2.14
5N	24.60±1.52	23.43±0.54	23.52±2.34
10N	24.99±1.69	23.50±2.17	25.57±1.25
20N	24.76±1.30	23.76±0.75	25.35±1.93

ตารางที่ 4.21 ค่าเฉลี่ยความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวกของดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจาก ผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ความสามารถในการแลกเปลี่ยนอออนบวก (me/100g)		
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสีย ครั้งที่ 20
control	23.21±1.21	21.06±2.18	23.90±1.08
5N	24.67±2.00	22.27±0.78	24.21±0.97
10N	23.68±0.85	22.21±2.21	23.51±1.76
20N	25.45±1.49	23.49±0.50	25.00±1.21

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

7) อินทรีย์วัตถุในดิน (organic matter)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และ ดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกกาไบใหญ่ มีค่าอยู่ในช่วง 1.846-2.520 และ 2.856-3.711% ตามลำดับ และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกกาไบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสีย control, 5N, 10N และ 20N ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินชั้นบนมีค่า 2.966, 2.319, 2.782 และ 2.795% ตามลำดับ ในขณะที่ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินชั้นล่างมีค่า 3.585, 2.587, 3.418 และ 3.864% ตามลำดับ (ตารางที่ 4.22-4.23 และภาพที่ 4.12) ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยความแตกต่างของปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าในดินชั้นบนไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินเพิ่มสูงขึ้น ในขณะที่ดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยความแตกต่างของปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่า อินทรีย์วัตถุในดินชั้นล่างในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกกาไบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 10 และ 20 mg/l มีปริมาณอินทรีย์วัตถุเพิ่มสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ดังนั้น จึงทำการศึกษาการสะสมอินทรีย์วัตถุในดิน โดยทำการเปรียบเทียบการสะสมอินทรีย์วัตถุในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปร และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง พบว่าโดยส่วนใหญ่ดินชั้นบนมีการสะสมอินทรีย์วัตถุต่ำลง ยกเว้นดินชั้นบนในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกกาไบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l ที่มีการสะสมอินทรีย์วัตถุเพิ่มสูงขึ้น บ่งชี้ได้ว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ลดลง ทำให้ธาตุอาหารที่เป็นองค์ประกอบของสารอินทรีย์ เช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ถูกปลดปล่อยออกมาให้พืชสามารถนำไปใช้ได้ต่ำลง ส่งผลให้มีการสะสมอินทรีย์วัตถุในดินเพิ่มสูงขึ้น (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) ในขณะที่เมื่อทำการเปรียบเทียบการสะสมอินทรีย์วัตถุในดินชั้นล่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า ดินชั้นล่างมีค่าค่อนข้างผันแปรและไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งจากการศึกษาของ Tam (1998) ทำการศึกษาผลของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสี 20 mg/l ต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในดิน ทำการทดลองเป็นระยะเวลา 12 สัปดาห์ พบว่า ในช่วง 6 สัปดาห์ ปริมาณแบคทีเรียเพิ่มจำนวนขึ้นอย่างต่อเนื่อง และในสัปดาห์ที่ 10 มีปริมาณแบคทีเรียสูงสุด คือ 6×10^6 MPN/g และหลังจากสัปดาห์ที่ 10 พบว่าปริมาณแบคทีเรียมีแนวโน้มลดลง แสดงว่าการสะสมของสังกะสีในดินมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ ทำให้แบคทีเรียย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ลดลง เป็นผลให้มีการสะสมอินทรีย์วัตถุ

สูงขึ้น นอกจากนี้ น้ำเสียก่อนการบำบัดเป็นน้ำเสียสังเคราะห์จึงไม่มีสารอินทรีย์และสารแขวนลอยในน้ำ และดินที่อยู่ในสภาพขาดออกซิเจนหรือมีน้ำท่วมขัง ทำให้อัตราการสลายตัวของสารอินทรีย์ลดลงและเกิดได้ไม่สมบูรณ์ (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) ทำให้มีการสะสมอินทรีย์วัตถุในดินไม่สูงมากนัก สอดคล้องกับผลการศึกษาความเป็นกรด-ด่างของดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ ซึ่งมีค่าเป็นค่าปานกลาง โดยมีค่าอยู่ระหว่าง 8.3-8.4 ทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นไปอย่างช้าๆ ทำให้ปริมาณอินทรีย์วัตถุที่สะสมในดินไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

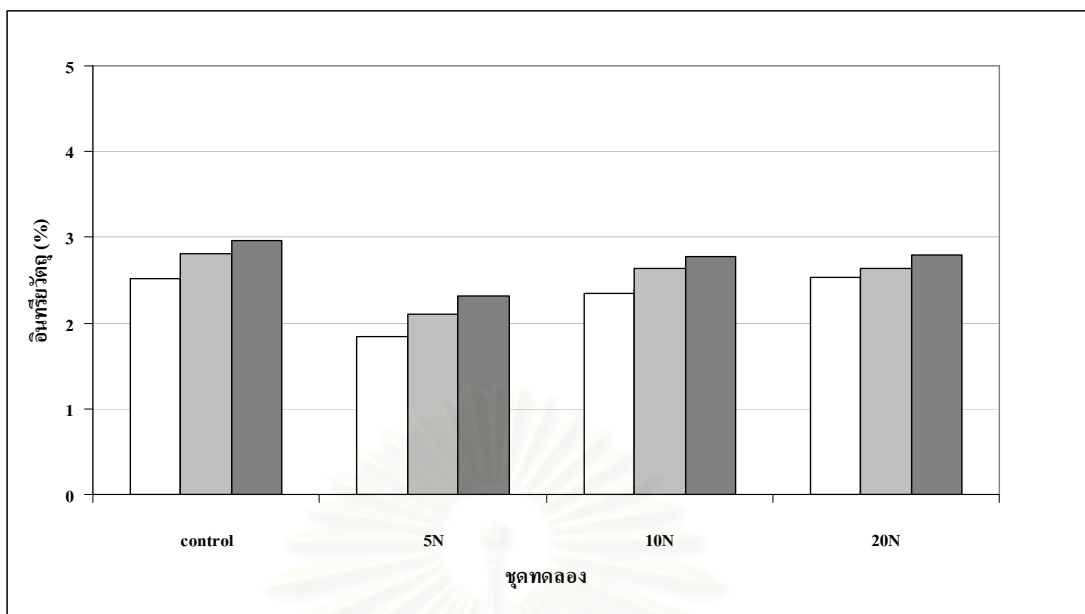
ตารางที่ 4.22 ค่าเฉลี่ยอินทรีย์วัตถุในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ปริมาณอินทรีย์วัตถุ (%)			การสะสมอินทรีย์วัตถุ (%)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	2.520±0.516	2.807±0.379	2.966±0.481	0.286±0.141	0.160±0.102
5N	1.846±0.278	2.103±0.268	2.319±0.250	0.257±0.045	0.216±0.099
10N	2.341±0.294	2.642±0.444	2.782±0.530	0.301±0.195	0.140±0.087
20N	2.533±0.314	2.632±0.374	2.795±0.371	0.099±0.123	0.163±0.073

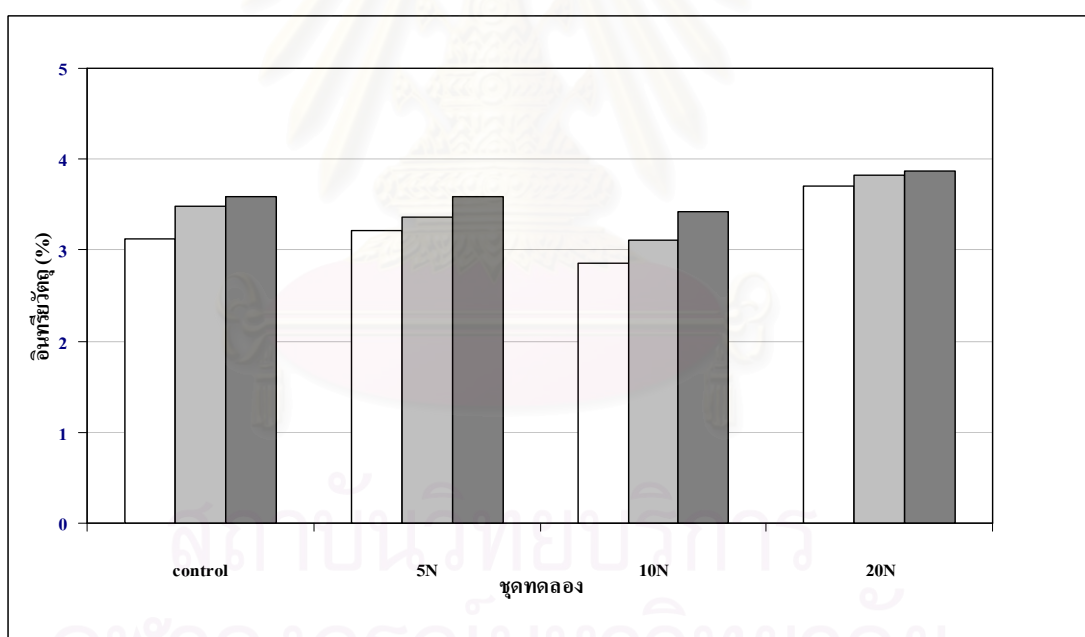
ตารางที่ 4.23 ค่าเฉลี่ยอินทรีย์วัตถุในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ปริมาณอินทรีย์วัตถุ (%)			การสะสมอินทรีย์วัตถุ (%)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	^{ab} 3.119±0.623	^{ab} 3.482±0.536	3.585±0.467	0.363±0.314	0.103±0.103
5N	^{ab} 3.214±0.182	^{ab} 3.357±0.215	3.587±0.384	0.144±0.076	0.230±0.214
10N	^a 2.856±0.358 ^a	^a 3.116±0.140 ^{ab}	3.418±0.141 ^b	0.260±0.222	0.302±0.274
20N	^b 3.711±0.063 ^a	^b 3.830±0.064 ^b	3.864±0.046 ^b	0.119±0.126	0.033±0.021

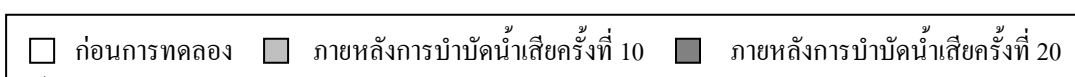
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) อินทรีย์วัตถุในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน)



(ข) อินทรีย์วัตถุในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)



ภาพที่ 4.12 อินทรีย์วัตถุในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

8) ไนโตรเจนทั้งหมดในดิน (total nitrogen)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตร จากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางใบใหญ่ มีค่าอยู่ระหว่าง 1.361-1.506 และ 1.451-1.559 mg/g dry weight ตามลำดับ และภายหลังจากบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบนเท่ากับ 1.660, 1.503, 1.557 และ 1.617 mg/g dry weight ตามลำดับ และปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นล่างเท่ากับ 1.593, 1.553, 1.537 และ 1.587 mg/g dry weight ตามลำดับ (ตารางที่ 4.24-4.25 และภาพที่ 4.13) ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่า เมื่อเริ่มทำการทดลอง ดินในพื้นที่ชุ่มน้ำมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดใกล้เคียงกัน และเมื่อสิ้นสุดการทดลองมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น จึงเปรียบเทียบความแตกต่างปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำโกกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบนสูงขึ้น เมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบแนวโน้มว่าปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบน ส่วนดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของดินชั้นล่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีความใกล้เคียงกัน แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเพิ่มสูงขึ้น

ดังนั้นจึงทำการเปรียบเทียบการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น การสะสมของไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบนต่ำลง ทั้งนี้เนื่องจากการบำบัดธาตุอาหารในพื้นที่ชุ่มน้ำเกิดจากกระบวนการทางกายภาพ/เคมี รวมทั้งการดูดซับไปใช้โดยพืช ซึ่งจากการศึกษาครั้งนี้บ่งชี้ได้ว่าถ้าไม่โกกางใบใหญ่ดูดซับไนโตรเจนไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโตได้ลดลง ทำให้ดินชั้นบนในพื้นที่ชุ่มน้ำโกกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดต่ำสุด โดยมีค่าเท่ากับ 0.003 mg/g ทำให้มีไนโตรเจนปะปนออกมากับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วสูงขึ้น จึงมีไนโตรเจนทั้งหมดสะสมในดินชั้นบนต่ำสุด ทั้งนี้เพราะโลหะหนักบางชนิด เช่น ตะกั่ว มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) (WPCF, 1977) นอกจากนี้ Doelman (1986) พบว่าที่ระดับความเข้มข้นของสังกะสีและตะกั่ว มีค่า 1000 และ 100-500 mg/kg ตามลำดับ มีผลยับยั้งการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในดินได้ และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่การสะสมไนโตรเจนในดินชั้นบนไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก มีเพียงดินในพื้นที่ชุ่มน้ำโกกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l ที่ต่ำลง สำหรับดินชั้นล่าง

เมื่อเปรียบเทียบการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นล่างสูงขึ้น ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน และจากการศึกษา พบว่าโดยส่วนใหญ่ดินชั้นบนมีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดสูงกว่าดินชั้นล่าง สอดคล้องกับ Tam (1998) ได้ทำการศึกษากการสะสมของไนโตรเจนในดิน ซึ่งแบ่งเป็น 4 ชั้น คือ ชั้นที่ 1, 2, 3 และ 4 มีความลึก 0-1.5, 1.5-3, 3-4.5 และ >4.5 เซนติเมตรจากผิวดิน ตามลำดับ โดยทำการเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมด 40 mg/l ลงในดินป่าชายเลนที่บรรจุน้ำในถาด (มีความยาว 22 เซนติเมตร กว้าง 8 เซนติเมตร และสูง 30 เซนติเมตร) เป็นระยะเวลา 12 สัปดาห์ พบว่า ดินชั้นที่ 1 (0-1.5 เซนติเมตรจากผิวดิน) มีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดสูงกว่าดินชั้นอื่นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Chu และคณะ (1999) ได้ทำการศึกษากการกักเก็บไนโตรเจนของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกกล้าไม้รังกะเท้ (*Kandelia candel*) โดยเติมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมด 3 ระดับ คือ 40, 200 และ 1000 mg/l เป็นเวลา 16 สัปดาห์ และทำการศึกษากการสะสมของไนโตรเจนทั้งหมดในดิน ซึ่งแบ่งเป็น 3 ชั้น คือ ชั้นที่ 1, 2 และ 3 มีความลึก 0-5, 5-10 และ >10 เซนติเมตรจากผิวดิน ตามลำดับ พบว่า ดินในชุดทดลองที่ได้รับน้ำเสียที่มีไนโตรเจนทั้งหมด 1000 mg/l มีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในดินสูงสุด และดินชั้นที่ 1 (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) มีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดสูงกว่าดินชั้นอื่นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ซึ่งแสดงว่าดินที่มีอนุภาคดินเหนียวสูง เช่น ดินป่าชายเลน สามารถดูดซับไนโตรเจนสะสมในดินชั้นบนมากกว่าดินชั้นล่าง และการทดลองครั้งนี้มีการปล่อยดินให้แห้ง ทำให้ออกซิเจนสามารถแพร่ลงสู่ผิวดินได้ และการเกิด rhizosphere รอบๆ รากของโกงกางใบใหญ่ ช่วยเพิ่มออกซิเจนแพร่ลงสู่ดินชั้นล่างได้ด้วย ซึ่งทำให้ไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (nitrifying bacteria) ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่ต้องการออกซิเจนในการเจริญเติบโต สามารถดำรงชีวิตและเปลี่ยนรูปอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปสารอนินทรีย์ เช่น แอมโมเนียมไอออนและไนเตรท และจากการศึกษาค่า Eh ของดิน พบว่าเมื่อระยะกักเก็บน้ำ ค่า Eh ของดินต่ำสุดเท่ากับ -118 mV และเมื่อปล่อยดินให้แห้ง มีค่า Eh สูงสุดเท่ากับ 147 mV ซึ่งแสดงว่าระบบเริ่มใช้แมงกานีสและเหล็กในการรับอิเล็กตรอน (เหล็กเปลี่ยนจากเฟอร์ริกไปเป็นเฟอร์รัส ที่ Eh 100 ถึง (-100) mV) (Mitsch และ Gosselink, 2000) บ่งชี้ว่าระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมมีการใช้ออกซิเจนและไนเตรทในการรับอิเล็กตรอนจนหมดแล้วจึงใช้สารตัวอื่นในการรับอิเล็กตรอนต่อไป (สุวศา กานตวนิชกูร, 2544; Wong และคณะ, 1995; Mitsch และ Gosselink, 2000) ทำให้การสะสมไนโตรเจนในดินปริมาณไม่สูงมากนัก นอกจากนี้ดินในชุดทดลองครั้งนี้มีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 7 จึงทำให้เกิดการสูญเสียไนโตรเจนในรูปก๊าซไนโตรเจนอีกด้วย (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

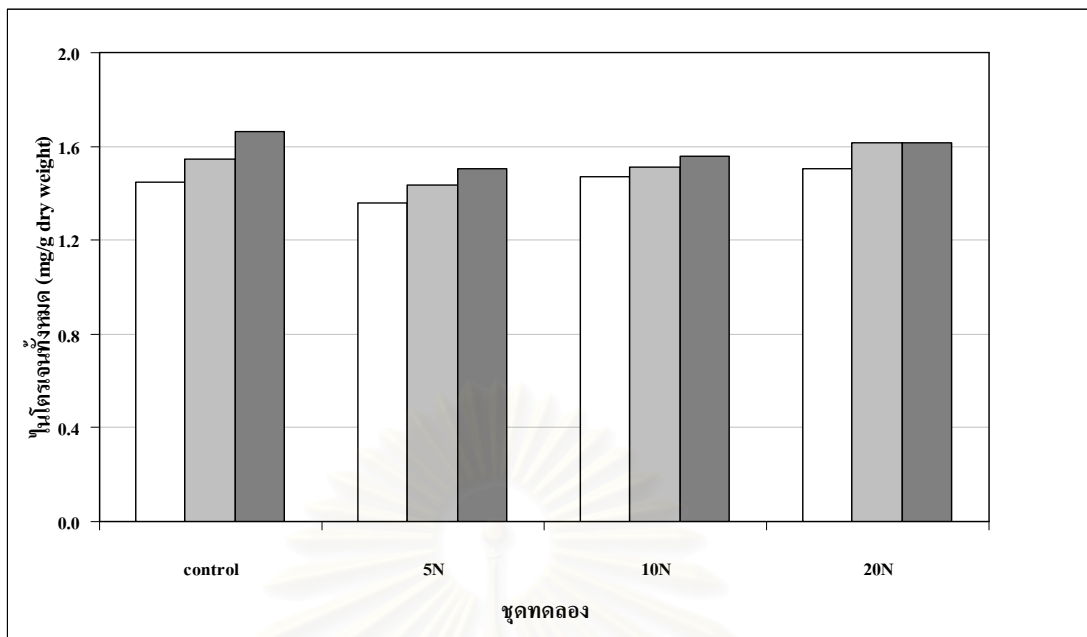
ตารางที่ 4.24 ค่าเฉลี่ยปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g)			การสะสมไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	1.446±0.109 ^a	^{ab} 1.543±0.025 ^{ab}	^c 1.660±0.056 ^b	0.098±0.100	0.117±0.032
5N	1.361±0.054 ^a	^a 1.433±0.040 ^{ab}	^a 1.503±0.051 ^b	0.072±0.073	0.070±0.056
10N	1.470±0.104	^{ab} 1.513±0.155	^{ab} 1.557±0.038	0.043±0.051	0.043±0.117
20N	1.506±0.109	^b 1.613±0.045	^{bc} 1.617±0.051	0.107±0.107	0.003±0.015

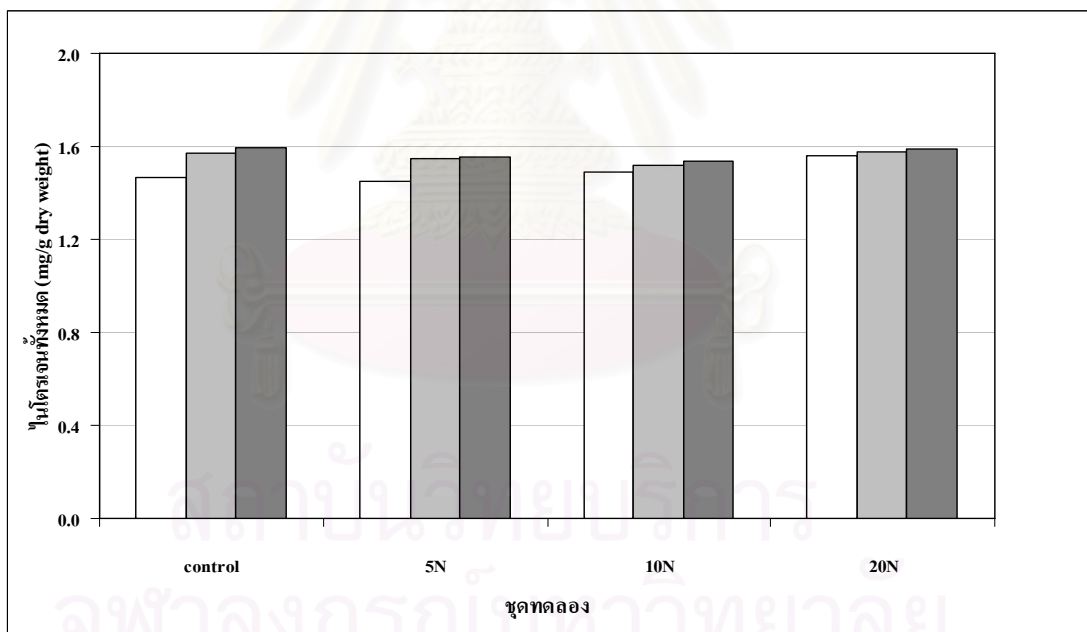
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

ตารางที่ 4.25 ค่าเฉลี่ยปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโก่งกางใบใหญ่

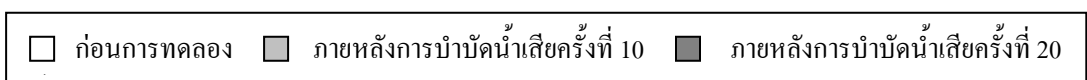
ชุดทดลอง	ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g)			การสะสมไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	1.467±0.124	1.570±0.099	1.593±0.083	0.103±0.076	0.023±0.015
5N	1.451±0.091	1.547±0.070	1.553±0.065	0.095±0.145	0.007±0.006
10N	1.488±0.068	1.520±0.046	1.537±0.040	0.032±0.047	0.017±0.006
20N	1.559±0.090	1.577±0.068	1.587±0.067	0.018±0.023	0.010±0.010



(ก) ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน)



(ข) ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)



ภาพที่ 4.13 ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

9) ฟอสฟอรัสทั้งหมดในดิน (total phosphorus)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตร จากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางไบใหญ่ มีค่าอยู่ระหว่าง 0.145-0.213 และ 0.154-0.231 mg/g dry weight ตามลำดับ และภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่าชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบนเท่ากับ 0.247, 0.244, 0.258 และ 0.267 mg/g dry weight ตามลำดับ ส่วนปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นล่างเท่ากับ 0.334, 0.270, 0.245 และ 0.279 mg/g dry weight ตามลำดับ (ตารางที่ 4.26-4.27 และภาพที่ 4.14) ซึ่งจากผลการศึกษา พบว่า เมื่อสิ้นสุดการทดลองปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบนและดินชั้นล่างมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากปริมาณฟอสฟอรัสส่วนใหญ่ในน้ำเสียถูกดูดซับไว้โดยอนุภาคดิน

เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดที่พบในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่า โดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ โดยเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางไบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบนสูงขึ้น เมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น ดังนั้นจึงทำการเปรียบเทียบการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสียในดินชั้นบน พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางไบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณการสะสมฟอสฟอรัสในดินชั้นบนมีแนวโน้มต่ำลง ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางไบใหญ่ พบว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางไบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น ประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดลดต่ำลง บ่งชี้ว่าดินและกล้าไม้โกกางไบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมไม่สามารถดูดซับฟอสฟอรัสไว้ได้ ทำให้มีฟอสฟอรัสทั้งหมดปะปนออกมากับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด ซึ่งแสดงว่า ตะกั่วและสังกะสีมีผลทำให้กล้าไม้โกกางไบใหญ่ดูดดึงฟอสฟอรัสไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโตได้ลดลง และเมื่อเปรียบเทียบการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง การสะสมของฟอสฟอรัสลดลง ทั้งนี้เนื่องจากกลไกในการบำบัดฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำที่สำคัญ คือ การตกตะกอนและการดูดซับ โดยฟอสเฟตที่ละลายน้ำจะรวมตัวกับเหล็ก แคลเซียม และอลูมิเนียม อยู่ในรูปฟอสเฟตที่ไม่ละลายน้ำ หรือถูกดูดซับบนอนุภาคดินเหนียว สารอินทรีย์ และอยู่ในรูปของเหล็กและอลูมิเนียมออกไซด์และไฮดรอกไซด์ (Klomjek และ Nitisoravut, 2005) และค่าความเป็นกรด-ด่างของดินก็มีผลต่อปริมาณฟอสฟอรัสในดินด้วย โดยดินที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้มีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 7 ทำให้ฟอสฟอรัสในรูปฟอสเฟตถูกตรึงไว้ในดินได้สูงขึ้น อย่างไรก็ตามฟอสฟอรัสที่ดูดซับบนดินจะอยู่ในรูปสารประกอบที่เป็นประโยชน์ต่อพืชได้ยาก ทำให้พืชไม่สามารถนำฟอสฟอรัส

ไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโตได้ (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2544) จากการศึกษาของคณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา (2544) พบว่าเมื่อใส่ปุ๋ยฟอสเฟตที่ละลายได้ลงไปในดิน พืชจะสามารถนำไปใช้ได้ประมาณ 10-25% ของฟอสเฟตที่ละลายได้ ส่วนอีก 75-90% จะถูกตรึงอยู่ในดินในสภาพที่ไม่ละลายน้ำ ซึ่งพืชนำไปใช้ประโยชน์ได้ยาก อย่างไรก็ตาม เนื่องจากดินที่ใช้ในแต่ละชุดทดลองมีปริมาณเพียง 49 ลูกบาศก์เซนติเมตร ทำให้ดินดูดซับฟอสฟอรัสและเกิดการเข้าแทนที่ประจุบวก ทำให้ดินอิ่มตัวเร็วขึ้นจนไม่สามารถดูดซับฟอสฟอรัสได้อีก จึงทำให้ช่วงหลังของการทดลองมีฟอสฟอรัสทั้งหมดถูกชะละลายออกมกับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว ส่งผลให้เมื่อสิ้นสุดการทดลอง มีฟอสฟอรัสทั้งหมดสะสมในดินชั้นบนต่ำลงด้วย และเมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดที่พบในดินชั้นล่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และมีค่าค่อนข้างผันแปร และเป็นไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน และเมื่อทำการเปรียบเทียบความแตกต่างของการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นล่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย พบว่าโดยส่วนใหญ่ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และเป็นไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน โดยมีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกวางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น ปริมาณการสะสมฟอสฟอรัสในดินชั้นล่างมีแนวโน้มต่ำลง และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นล่างมีค่าค่อนข้างผันแปร จากผลการทดลองมีแนวโน้มว่าดินชั้นบนในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกวางใบใหญ่มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดสะสมสูงกว่าดินชั้นล่าง เนื่องจากดินที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้เป็นดินเลน ซึ่งมีปริมาณอนุภาคดินเหนียวสูงจึงสามารถตรึงฟอสฟอรัสไว้ในดินชั้นบน บ่งชี้ว่าดินมีความสามารถในการกักเก็บฟอสฟอรัสได้สูง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.26 ค่าเฉลี่ยปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่

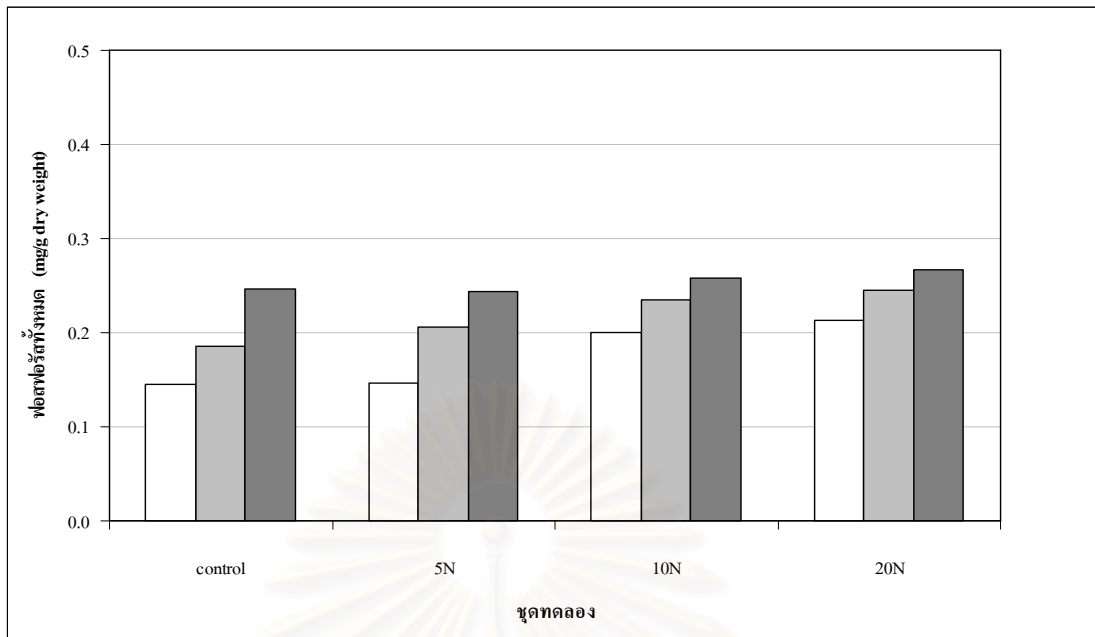
ชุดทดลอง	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g)			การสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	^a 0.145±0.021 ^a	0.186±0.056 ^{ab}	0.247±0.056 ^b	0.041±0.042	0.061±0.042
5N	^a 0.146±0.022 ^a	0.206±0.058 ^{ab}	0.244±0.043 ^b	0.060±0.063	0.038±0.044
10N	^b 0.200±0.024 ^a	0.235±0.008 ^{ab}	0.258±0.024 ^b	0.035±0.026	0.023±0.016
20N	^b 0.213±0.014	0.245±0.030	0.267±0.033	0.032±0.020	0.022±0.003

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

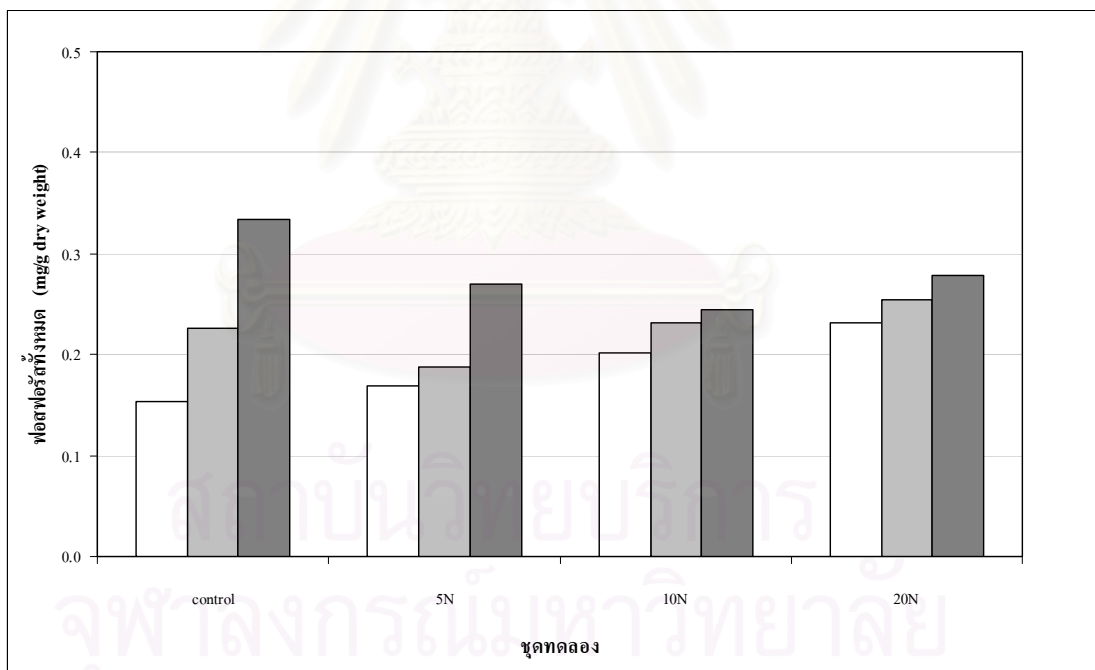
ตารางที่ 4.27 ค่าเฉลี่ยปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g)			การสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	^a 0.154±0.008 ^a	^{ab} 0.226±0.039 ^{ab}	0.334±0.138 ^b	^b 0.072±0.032	0.108±0.154
5N	^a 0.169±0.040	^a 0.187±0.040	0.270±0.080	^a 0.018±0.001	0.083±0.044
10N	^{ab} 0.202±0.026 ^a	^{ab} 0.232±0.011 ^{ab}	0.245±0.008 ^b	^a 0.030±0.017	0.013±0.006
20N	^b 0.231±0.013 ^a	^b 0.254±0.015 ^{ab}	0.279±0.017 ^b	^a 0.023±0.013	0.025±0.002

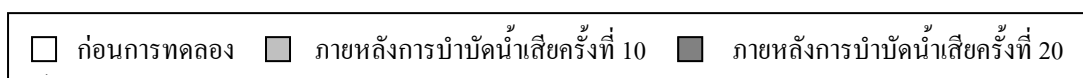
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน)



(ข) ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)



ภาพที่ 4.14 ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

10) ตะกั่ว (Lead; Pb)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ปริมาณตะกั่วในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ มีค่าอยู่ระหว่าง $<0.025-0.028$ และ $<0.025-0.031$ mg/g dry weight ตามลำดับ (detection limit ของตะกั่ว < 0.025 mg/g dry weight) และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณตะกั่วในดินชั้นบน มีค่า <0.025 , 0.038, 0.052 และ 0.103 mg/g dry weight ตามลำดับ ส่วนปริมาณตะกั่วในดินชั้นล่าง มีค่า <0.025 , 0.037, 0.054 และ <0.025 mg/g dry weight ตามลำดับ (ตารางที่ 4.28-4.29) ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่า เมื่อสิ้นสุดการทดลองมีปริมาณตะกั่วในดินชั้นบน และดินชั้นล่างมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น และดินชั้นบนมีปริมาณตะกั่วสูงกว่าดินชั้นล่าง เนื่องจากตะกั่วเป็นธาตุโลหะหนักที่มีสภาพเคลื่อนที่ได้น้อยที่สุด ตะกั่วส่วนใหญ่จึงสะสมอยู่ในดินชั้นบน และมีการเคลื่อนย้ายลงสู่ดินชั้นล่างน้อยมาก (ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540)

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยตะกั่วที่พบในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วสูงขึ้น ทำให้ปริมาณตะกั่วในดินชั้นบนสูงขึ้นด้วย ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของอริชฐาน ทิมแย้มประเสริฐ (2544) ทำการศึกษาปริมาณตะกั่วในดินตะกอนบริเวณป่าชายเลนที่รองรับน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียของโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ ตำบลแหลมผักเบี้ย อำเภอบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี พบว่า ดินตะกอนบริเวณจุดแรกที่ได้รับน้ำทิ้ง ด้านหน้าระบบบำบัดก่อนเข้าป่าชายเลน มีปริมาณตะกั่วสูงกว่าบริเวณที่ไม่ได้รับน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสีย คือ 40.6 mg/kg ในขณะที่ปริมาณตะกั่วในดินตะกอนบริเวณพื้นที่ที่ไม่ได้รับผลกระทบจากน้ำทิ้ง มีค่าเท่ากับ 32.1 mg/kg และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่า มีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณตะกั่วในดินชั้นบนเพิ่มสูงขึ้น ดังนั้นจึงทำการเปรียบเทียบการสะสมตะกั่วระหว่างความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วสูงขึ้น ทำให้ปริมาณตะกั่วในดินสูงขึ้น โดยภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 การสะสมตะกั่วในดินชั้นบนของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l มีค่าเท่ากับ 0.010, 0.001 และ 0.023 mg/g dry weight ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบการสะสมตะกั่วระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่า ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจน แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองปริมาณตะกั่วเพิ่มสูงขึ้น ในขณะที่ดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยตะกั่วที่พบในดินชั้นล่างระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจน เนื่องจากโดยส่วนใหญ่ปริมาณตะกั่วมีค่า <0.025 mg/g dry weight แต่มีแนวโน้มเป็นไปในทิศทาง

เดียวกับดินชั้นบน และเมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยตะกั่วในดินชั้นล่างระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่ดินชั้นล่างมีตะกั่ว <0.025 mg/g dry weight และมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน ดังนั้นจึงทำการเปรียบเทียบการสะสมตะกั่วระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสียและช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่ามีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลอง มีแนวโน้มการสะสมตะกั่วในดินชั้นล่างเพิ่มสูงขึ้น เมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วสูงขึ้น

ปัจจัยที่กำหนดการเปลี่ยนแปลงธาตุโลหะหนักในดินได้แก่ การดูดซับบนอนุภาคดินเหนียวและฮิวมัส การเกิดสารเชิงซ้อนกับฮิวมัส การถูกดูดซับและตกตะกอนโดยไฮดรอกไซด์ของเหล็ก อลูมิเนียม และแมงกานีส เป็นต้น และการตกตะกอนกับคาร์บอเนต ฟอสเฟต และไฮดรอกซิด เป็นต้น (ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540; Matagi และคณะ, 1998) โดยในการทดลองครั้งนี้ได้ตะกั่วจาก $PbCl_2$ ซึ่งเมื่อแตกตัวในน้ำเสียจะอยู่ในรูป Pb^{2+} จึงสามารถเข้าแทนที่ K, Ba, Sr และ Ca ในแร่ดินเหนียวในตำแหน่งที่ไอออนของธาตุเหล่านี้ถูกดูดซับได้ นอกจากนี้ดินที่ใช้ในการทดลองนี้มีค่าความเป็นกรด-ด่างประมาณ 8.3-8.4 ทำให้ตะกั่วตกตะกอนในรูปไฮดรอกไซด์ ฟอสเฟต หรือคาร์บอเนต หรือเกิดสารประกอบเชิงซ้อนกับสารอินทรีย์ ซึ่งมีความเสถียรค่อนข้างมาก ทำให้ปริมาณตะกั่วถูกดูดซับบนดินชั้นบนได้สูงกว่าดินชั้นล่าง และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อสิ้นสุดการทดลอง อย่างไรก็ตามการทดลองนี้ได้มีการกักเก็บน้ำและปล่อยให้ดินแห้ง และการเกิด rhizosphere รอบๆรากของพืช ส่งผลให้ค่า Eh ของดินมีการเปลี่ยนแปลง ซึ่งมีผลต่อการดูดซับตะกั่วบนอนุภาคดินเหนียวและฮิวมัส และอาจทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเดชันของตะกั่วได้ (Clark และคณะ, 1998; Yu และคณะ, 2001) จากการศึกษาของ Spencer (2002) ได้ทำการศึกษาตะกั่วในดิน บริเวณปากแม่น้ำ Medway ประเทศสหราชอาณาจักร โดยทำการเก็บตัวอย่างดินที่ระดับความลึก 2 เซนติเมตรจากผิวดิน พบว่า เมื่อค่า Eh ของดินเท่ากับ 100, -108 และ -195 mV ตามลำดับ มีผลให้ปริมาณตะกั่วในดิน เท่ากับ 296, 167 และ 77 $\mu\text{g/g}$ dry weight ตามลำดับ แสดงว่าค่า Eh มีผลต่อการเพิ่มปริมาณตะกั่วในดิน เมื่อค่า Eh ลดลง ทำให้ปริมาณตะกั่วในดินลดลงด้วย และ Clark และคณะ (1998) ทำการศึกษา พบว่า เมื่อดินป่าชายเลนมีค่าความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 7 และค่า Eh <-150 mV โลหะส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของซัลไฟด์ และเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำกว่า 7 และค่า Eh $>+100$ mV โลหะส่วนใหญ่จะอยู่ในสภาพที่สามารถเปลี่ยนรูปได้หรือรูปของออกไซด์ ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองครั้งนี้เนื่องจากดินในชุดทดลองมีค่าความเป็นกรด-ด่างประมาณ 8.3-8.4 และมีค่า Eh ต่ำสุดและสูงสุด เท่ากับ -118 และ 147 mV ตามลำดับ จึงทำให้ตะกั่วถูกดูดซับไว้บนดินหรือรูปของออกไซด์ อย่างไรก็ตามเมื่อมีการกักเก็บน้ำจนทำให้ดินมีสภาวะไร้ออกซิเจน โลหะหนักในรูปออกไซด์อาจละลายออกมากับน้ำเสียได้

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ค่าเฉลี่ยปริมาณตะกั่วในดินชั้นบนในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางโบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l

มีค่าสูงสุดเท่ากับ 0.103 mg/g dry weight เมื่อเทียบกับ Pendias และ Pendias (1992) อ้างถึงในศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา (2540) ได้กำหนดให้ค่าปริมาณตะกั่วในดินที่เริ่มเป็นพิษในพืชทั่วไป อยู่ระหว่าง 100-400 mg/kg ซึ่งจากผลการทดลอง พบว่า กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่ว 5 mg/l มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงเท่ากับ 3.30 เซนติเมตร และเมื่อกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่ว 20 mg/l มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงต่ำกว่า มีค่าเท่ากับ 2.63 เซนติเมตร ในขณะที่ Macfarlane และ Burchett (2002) ได้ทำการศึกษาความเป็นพิษของตะกั่วในดินที่มีต่อกล้าไม้แสมทะเล (*Avicennia marina*) ทำการทดลองในเรือนกระจกเป็นระยะเวลา 6 เดือน โดยระดับความเข้มข้นของตะกั่ว 3 ระดับ คือ 0, 400 และ 800 $\mu\text{g/g}$ ทำให้กล้าไม้มีการเจริญเติบโตทางด้านความสูงเท่ากับ 167, 172 และ 187 เซนติเมตร ตามลำดับ และมวลชีวภาพเท่ากับ 2.57, 2.52 และ 2.68 g ตามลำดับ ในขณะที่ root/shoot ratio เท่ากับ 0.83, 0.74 และ 0.66 ตามลำดับ บ่งชี้ว่าเมื่อระดับความเข้มข้นของตะกั่วในดินสูงขึ้น มีผลต่อการเจริญเติบโตทางด้านความสูงและมวลชีวภาพของกล้าไม้ไม่มาก แต่ทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของรากพืชได้

ตารางที่ 4.28 ค่าเฉลี่ยปริมาณตะกั่วในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ปริมาณตะกั่ว (mg/g)			การสะสมตะกั่ว (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20
control	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
5N	0.028±0.002 ^a	^a 0.028±0.006 ^a	^a 0.038±0.005 ^b	0.000±0.006	^{ab} 0.010±0.005
10N	<0.025	^b 0.051±0.002	^a 0.052±0.010	NC	^a 0.001±0.009
20N	<0.025	^c 0.080±0.012	^b 0.103±0.021	NC	^b 0.023±0.013

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ตัวอักษรซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95% detection limit ของตะกั่วมีค่าเท่ากับ 0.025 mg/g dry weight

NC = not calculated

ตารางที่ 4.29 ค่าเฉลี่ยปริมาณตะกั่วในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ปริมาณตะกั่ว (mg/g)			การสะสมตะกั่ว (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
5N	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
10N	<0.025	<0.025	0.037±0.017	NC	0.013±0.003
20N	0.031±0.012	0.031±0.006	0.054±0.018	0.000±0.012	0.023±0.021

หมายเหตุ detection limit ของตะกั่วมีค่าเท่ากับ 0.025 mg/g dry weight

NC = not calculated

11) สังกะสี(Zinc; Zn)

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ปริมาณสังกะสีในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) และดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ มีค่าอยู่ระหว่าง 0.056-0.067 และ 0.053-0.056 mg/g dry weight ตามลำดับ (detection limit ของสังกะสี <0.005 mg/g dry weight) และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 พบว่า ชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณสังกะสีในดินชั้นบน มีค่า 0.074, 0.082, 0.100 และ 0.152 mg/g dry weight ตามลำดับ และปริมาณสังกะสีในดินชั้นล่างมีค่า 0.049, 0.057, 0.060 และ 0.075 mg/g dry weight ตามลำดับ (ตารางที่ 4.30-4.31 และภาพที่ 4.15) ซึ่งจากผลการศึกษพบว่า มีปริมาณสังกะสีในดินชั้นบนและดินชั้นล่างมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น และดินชั้นบนมีปริมาณสังกะสีสูงกว่าดินชั้นล่าง

เมื่อทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยสังกะสีที่พบในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีสูงขึ้น ปริมาณสังกะสีในดินชั้นบนเพิ่มสูงขึ้นด้วย และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ดังนั้นจึงทำการเปรียบเทียบการสะสมสังกะสีในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีสูงขึ้น ปริมาณสังกะสีในดินเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Chu และคณะ (1999) ได้ทำการศึกษการบำบัดสังกะสีในน้ำเสียโดยใช้ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำป่าชายเลนที่ปลูกกล้าไม้รังกะเท้ (*Kandelia candel*)

บำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีสังกะสี 5, 25 และ 125 mg/l ตามลำดับ โดยทำการทดลองนาน 16 สัปดาห์ และทำการศึกษาการสะสมของสังกะสีในดิน ซึ่งแบ่งเป็น 3 ชั้น คือ มีความลึก 0-5, 5-10 และ >10 เซนติเมตรจากผิวดิน ตามลำดับ พบว่า เมื่อชุดทดลองได้รับน้ำเสียที่มีสังกะสีสูงขึ้น ทำให้การสะสมสังกะสีในดินเพิ่มสูงขึ้น และปริมาณสังกะสีในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดินจากผิวดิน) สูงกว่าดินชั้นอื่นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในขณะที่ดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยสังกะสีที่พบในดินชั้นล่างระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบน ดังนั้นจึงทำการเปรียบเทียบการสะสมสังกะสีในดินชั้นล่าง พบว่ามีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกับดินชั้นบนเช่นเดียวกัน

ซึ่งจากการทดลองครั้งนี้ พบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกวางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l มีประสิทธิภาพการบำบัดสังกะสีในน้ำเสียสูงกว่าชุดทดลองอื่นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.05$) ทั้งนี้เพราะการบำบัดสังกะสีเกิดขึ้นในดินเป็นส่วนใหญ่ ถูกดูดซับโดยแร่และสารอินทรีย์ และบางส่วนถูกดูดดึงไปใช้โดยพืช ซึ่งสังกะสีเป็นธาตุอาหารประเภทจุลธาตุอาหาร พืชมีความจำเป็นต้องใช้สังกะสีในการเจริญเติบโตในปริมาณน้อย (ยงยุทธ โอสธสภ, 2543; ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) ทำให้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกวางใบใหญ่สามารถรองรับระดับความเข้มข้นของสังกะสีในปริมาณสูงได้ อย่างไรก็ตามเมื่อสิ้นสุดการทดลองพบว่าค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในดินชั้นบนของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกวางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l มีค่าสูงสุดเท่ากับ 0.152 mg/g dry weight ซึ่งต่ำกว่าที่ Pendias และ Pendias (1992) อ้างถึงใน ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา (2540) ได้กำหนดให้ปริมาณสังกะสีในดินที่เริ่มเป็นพิษในพืชทั่วไป อยู่ระหว่าง 250-400 mg/kg ในขณะที่ Macfarlane และ Burchett (2002) ได้ทำการศึกษาความเป็นพิษของสังกะสีในดินที่มีต่อกล้าไม้แสมทะเล (*Avicennia marina*) โดยทำการทดลองในเรือนกระจก เป็นระยะเวลา 6 เดือน ใช้ระดับความเข้มข้นของสังกะสี 3 ระดับ คือ 0, 250 และ 500 $\mu\text{g/g}$ ทำให้การเจริญเติบโตทางด้านความสูงเท่ากับ 167, 172 และ 69 เซนติเมตร ตามลำดับ และมวลชีวภาพของกล้าไม้เท่ากับ 2.57, 2.41 และ 0.57 g ตามลำดับ บ่งชี้ว่าเมื่อระดับความเข้มข้นของสังกะสีในดินเพิ่มสูงขึ้น มีผลทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของพืชได้

ตารางที่ 4.30 ค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

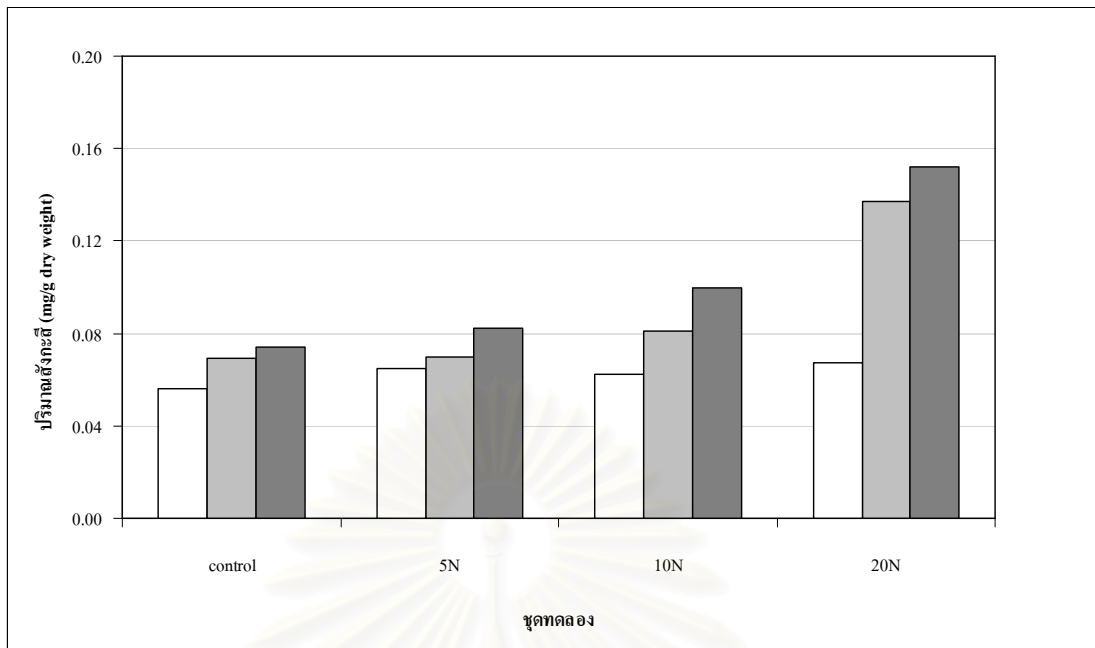
ชุดทดลอง	ปริมาณสังกะสี (mg/g)			การสะสมสังกะสี (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.056±0.008	^a 0.069±0.005	^a 0.074±0.022	^a 0.013±0.012	0.006±0.018
5N	0.065±0.003	^a 0.070±0.005	^a 0.082±0.014	^a 0.006±0.003	0.011±0.009
10N	0.062±0.009 ^a	^a 0.081±0.002 ^b	^a 0.100±0.009 ^c	^a 0.020±0.008	0.019±0.010
20N	0.067±0.006 ^a	^b 0.137±0.013 ^b	^b 0.152±0.019 ^b	^b 0.070±0.012	0.016±0.014

หมายเหตุ ตัวอักษรหมวยมือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรหมวยมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
detection limit ของสังกะสีมีค่าเท่ากับ 0.005 mg/g dry weight

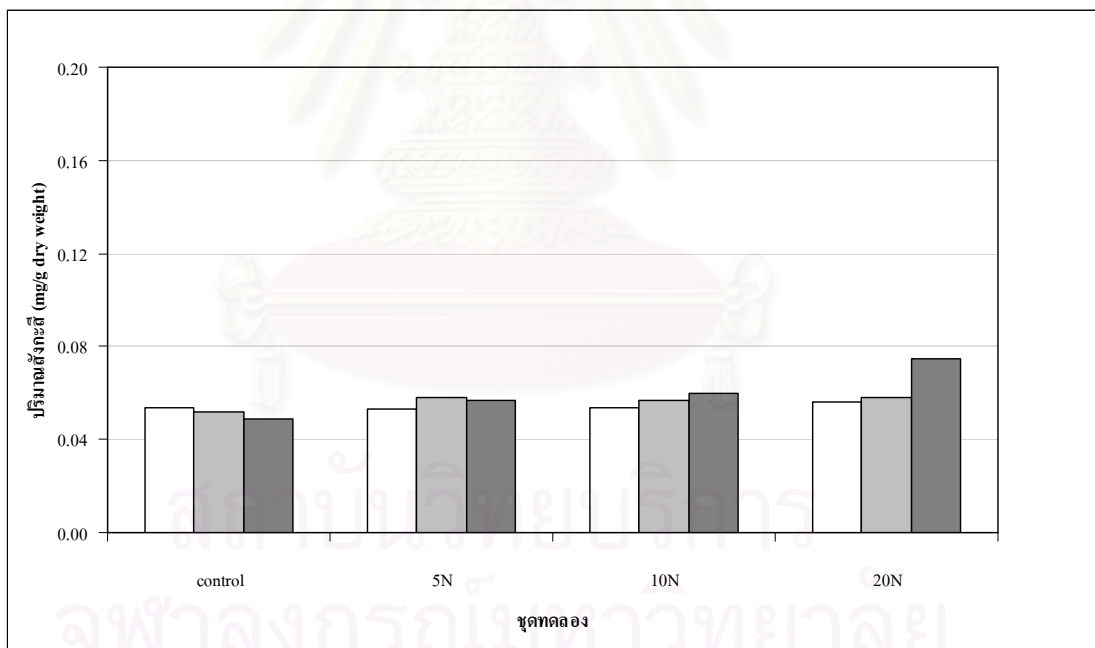
ตารางที่ 4.31 ค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน) ของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ปริมาณสังกะสี (mg/g)			การสะสมสังกะสี (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.054±0.004	0.052±0.012	^a 0.049±0.000	-0.002±0.008	^a -0.003±0.012
5N	0.053±0.002	0.058±0.005	^{ab} 0.057±0.003	0.005±0.004	^a -0.002±0.002
10N	0.054±0.010	0.057±0.016	^{ab} 0.060±0.016	0.003±0.009	^{ab} 0.004±0.002
20N	0.056±0.012	0.058±0.004	^b 0.075±0.015	0.002±0.015	^b 0.017±0.011

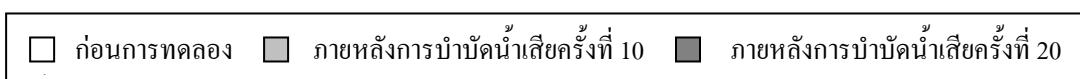
หมายเหตุ ตัวอักษรหมวยมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
detection limit ของสังกะสีมีค่าเท่ากับ 0.005 mg/g dry weight



(ก) ปริมาณสังกะสีในดินชั้นบน (0-5 เซนติเมตรจากผิวดิน)



(ข) ปริมาณสังกะสีในดินชั้นล่าง (5-10 เซนติเมตรจากผิวดิน)



ภาพที่ 4.15 ปริมาณสังกะสีในดินในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

4.3 ผลการศึกษาการเจริญเติบโตและองค์ประกอบธาตุอาหารและโลหะหนักของกล้าไม้

4.3.1 ผลการศึกษาการเจริญเติบโต

การศึกษาการเจริญเติบโตของกล้าไม้ ได้ทำการบันทึกข้อมูลการเจริญเติบโตของกล้าไม้ โดยวัดความสูงและเส้นผ่าศูนย์กลางก่อนดำเนินการทดลองและวัดทุกเดือนเป็นเวลา 4 เดือน รวมทั้งสิ้น 5 ครั้ง ทำการวัดเส้นผ่าศูนย์กลางของลำต้นที่ระดับ 15 เซนติเมตรจากผิวดิน ด้วยเวอร์เนียแคลิเปอร์ และวัดความสูงของกล้าไม้จากระดับผิวดินถึงระดับปลายยอดโดยใช้ไม้เมตร

1) การเจริญเติบโตด้านความสูง

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย กล้าไม้โกกงกางใบใหญ่ที่ปลูกในชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีความสูงเฉลี่ย 126.64, 119.80, 134.38 และ 116.72 เซนติเมตร ตามลำดับ และเมื่อภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 กล้าไม้มีการเจริญเติบโตด้านความสูงเพิ่มขึ้น โดยมีค่าความสูงเฉลี่ย 141.20, 134.69, 144.60 และ 132.92 เซนติเมตร ตามลำดับ (ตารางที่ 4.32 และภาพที่ 4.16) และมีอัตราการเพิ่มพูนความสูงเฉลี่ยเท่ากับ 3.90, 3.30, 3.53 และ 2.63 เซนติเมตร ตามลำดับ (ตารางที่ 4.33) เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของอัตราการเพิ่มพูนความสูงต่อเดือนของกล้าไม้ระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าก่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น กล้าไม้โกกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงต่ำลง ซึ่งบ่งชี้ได้ว่าความเป็นพิษของตะกั่วและสังกะสีมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของกล้าไม้โกกงกางใบใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yim และ Tam (1999) ได้ทำการศึกษาผลของน้ำเสียที่มีสังกะสีต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้พังกาหัวสุ่มดอกแดง (*Bruguiera gymnorrhiza*) เป็นระยะเวลา 26 สัปดาห์ โดยระดับความเข้มข้นของสังกะสี 3 ระดับ คือ 5, 25 และ 50 mg/l พบว่า ภายหลังการทดลอง เมื่อระดับความเข้มข้นของสังกะสีในน้ำเสียเท่ากับ 50 mg/l ทำผลให้กล้าไม้มีจำนวนใบและขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในขณะที่ความสูงของกล้าไม้เพิ่มขึ้นอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ และ Macfarlane และ Burchett (2002) ได้ทำการศึกษาความเป็นพิษของสังกะสีในดินที่มีต่อกล้าไม้เสมทะเล (*Avicennia marina*) ทำการทดลองในเรือนกระจก เป็นระยะเวลา 6 เดือน โดยระดับความเข้มข้นของสังกะสี 3 ระดับ คือ 0, 250 และ 500 $\mu\text{g/g}$ ทำให้การเจริญเติบโตทางด้านความสูงเท่ากับ 167, 172 และ 69 เซนติเมตร ตามลำดับ และมวลชีวภาพของกล้าไม้เท่ากับ 2.57, 2.41 และ 0.57 g ตามลำดับ บ่งชี้ว่าเมื่อระดับความเข้มข้นของสังกะสีในดินเพิ่มสูงขึ้น มีผลทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของพืชได้

เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของอัตราการเพิ่มพูนความสูงของกล้าไม้โกกงกางใบใหญ่ระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (ตารางที่ 4.33)

อย่างไรก็ตาม กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่าในช่วง 70 วันแรกของการทดลอง กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงเพิ่มสูงขึ้น และหลังจากนั้นกล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงลดลง ทั้งนี้อาจเนื่องจากช่วง 70 วันแรกของการทดลอง ความเค็มของน้ำมีค่าสูงกว่า 10 psu ซึ่งโดยปกติพันธุ์ไม้ป่าชายเลนสามารถเจริญเติบโตได้ดีในน้ำกร่อยที่มีความเค็ม 10-30 psu (Aksomkoae และคณะ, 1989) และโกงกางใบใหญ่เป็นพวก stenohaline ซึ่งต้องการความเค็มสูง (Schimper, 1903 อ้างถึงใน สนิท อักษรแก้ว, 2542) และจากการศึกษาของ ศิริพร วรกุลดำรงชัย (2540) ได้ทำการศึกษาอิทธิพลของน้ำและดินตะกอนจากน้ำทิ้งจากนาุ้งต่อโครงสร้างและการเจริญเติบโตของไม้ป่าชายเลน บริเวณอ่าวคุ้งกระเบน จังหวัดจันทบุรี พบว่า ความเค็มของน้ำในบางช่วงในฤดูฝนมีค่าต่ำกว่า 10 psu และในฤดูร้อนมีค่าสูงกว่า 30 psu ซึ่งมีผลทำให้การเจริญเติบโตของไม้ชายเลนลดลงและอาจมีผลต่อการรอดตายและการแบ่งเขตพันธุ์ไม้ป่าชายเลนได้ ดังนั้นเมื่อทำการทดลองต่อเนื่องในระยะหลังความเค็มลดลงเป็นผลให้ดินมีสภาพไม่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ได้

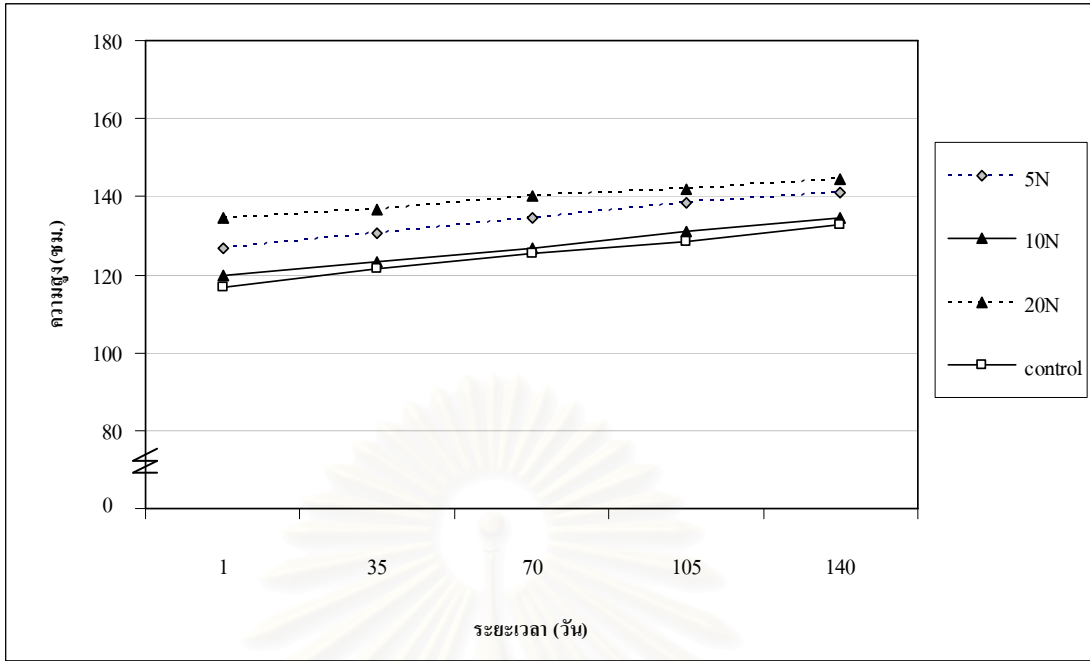
ตารางที่ 4.32 ค่าเฉลี่ยความสูงของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ความสูง (เซนติเมตร)				
	ก่อนการทดลอง	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4
control	116.72±17.63	121.68±16.36	125.44±16.73	128.66±15.91	132.92±15.89
5N	126.64±23.79	130.49±22.93	134.32±23.99	138.22±22.90	141.20±23.23
10N	119.80±18.16	123.16±18.02	126.63±18.71	130.87±19.77	134.69±20.17
20N	134.38±16.47	136.62±16.62	140.08±17.39	141.92±18.39	144.60±18.57

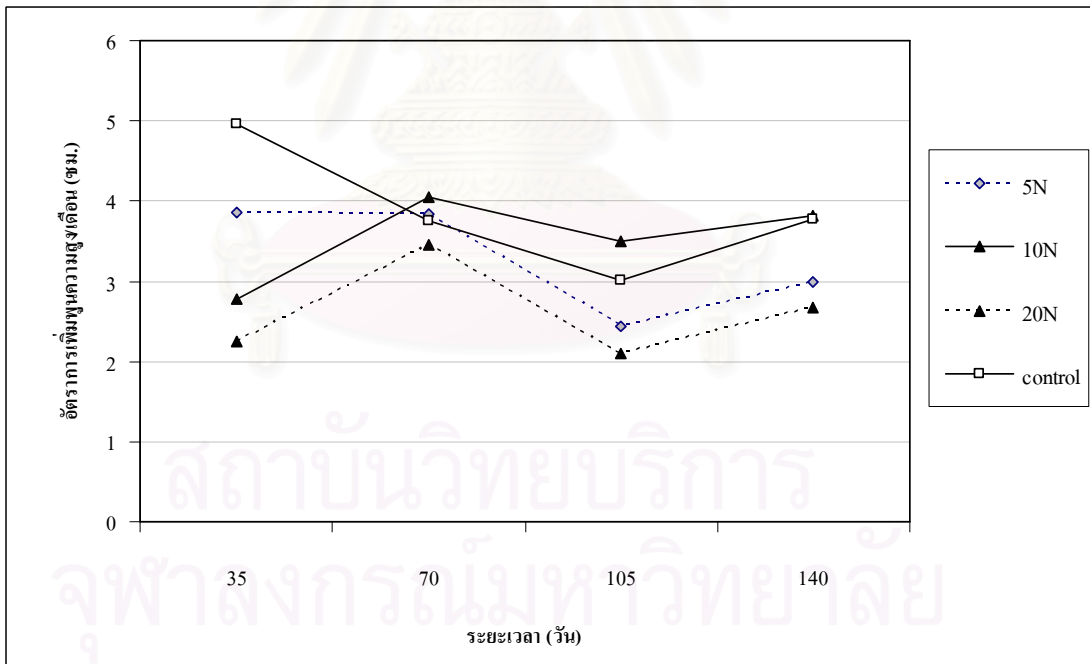
ตารางที่ 4.33 ค่าเฉลี่ยการเพิ่มพูนความสูงของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	อัตราการเพิ่มพูนความสูง/เดือน (เซนติเมตร)				
	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4	ค่าเฉลี่ยต่อเดือน
control	^b 4.96±7.11	3.76±1.93	^{ab} 3.02±2.73	^b 3.77±2.08	^b 3.90±4.14
5N	^{ab} 3.85±4.40	3.83±2.96	^{ab} 2.44±2.11	^{ab} 2.98±1.95	^{ab} 3.30±3.07
10N	^a 2.78±2.00 ^a	4.05±2.93 ^b	^b 3.49±2.38 ^{ab}	^b 3.82±2.24 ^{ab}	^b 3.53±2.43
20N	^a 2.24±1.35 ^a	3.46±2.56 ^b	^a 2.10±1.77 ^a	^a 2.68±1.75 ^{ab}	^a 2.63±1.96

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างเวลาที่เก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ความสูงของกล้าไม้



(ข) อัตราการเพิ่มพูนความสูงต่อเดือน

ภาพที่ 4.16 การเจริญเติบโตด้านความสูงของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

2) การเจริญเติบโตทางด้านเส้นผ่าศูนย์กลาง

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ที่ปลูกในชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับ 15 เซนติเมตรเฉลี่ยเท่ากับ 1.61, 1.53, 1.55 และ 1.60 เซนติเมตร ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีการเจริญเติบโตทางด้านเส้นผ่าศูนย์กลางเพิ่มขึ้น โดยมีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ยเท่ากับ 1.82, 1.80, 1.81 และ 1.90 เซนติเมตร ตามลำดับ (ตารางที่ 4.34 และ ภาพที่ 4.17) และมีอัตราการเพิ่มพูนเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ยเท่ากับ 0.05, 0.06, 0.06 และ 0.07 เซนติเมตร ตามลำดับ (ตารางที่ 4.35) เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของอัตราการเพิ่มพูนเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้ระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าโดยส่วนใหญ่ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าก่อนข้างต้นแปร แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนเส้นผ่าศูนย์กลางสูงสุด และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยในช่วง 70 วันแรก กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนเส้นผ่าศูนย์กลางเพิ่มสูงขึ้น และเมื่อสิ้นสุดการทดลองมีแนวโน้มลดลง ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกับอัตราการเพิ่มพูนความสูงของกล้าไม้

จากผลการศึกษา พบว่ากล้าไม้ในทุกชุดทดลองมีการเจริญเติบโตและมีค่าใกล้เคียงกัน ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากชุดทดลองมีขนาดเล็กทำให้มีความหนาแน่นต่อพื้นที่สูงคือ 12 ต้นต่อ 0.276 ตารางเมตร (ประมาณ 43 ต้นต่อตารางเมตร) ทำให้กล้าไม้เร่งการเจริญเติบโตทางด้านความสูง เพื่อแย่งรับแสงแดดไปใช้ในการสังเคราะห์แสง ทำให้กล้าไม้มีการเจริญเติบโตด้านความสูงเพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็ว ในขณะที่อัตราการเจริญเติบโตทางด้านเส้นผ่าศูนย์กลางต่ำ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Ye และคณะ (2003) พบว่าเมื่อมีการกักเก็บน้ำเสียไว้ในระบบนานขึ้นส่งผลให้การเจริญเติบโตของพันธุ์ไม้ป่าชายเลนลดลง เมื่อทำการเปรียบเทียบอัตราการเพิ่มพูนขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้ระหว่างระยะเวลากักเก็บน้ำ พบว่ามีความแตกต่างอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ทั้งนี้เนื่องมาจากชุดทดลองมีความหนาแน่นของกล้าไม้สูง (36 ต้นต่อตารางเมตร) และ Yim และ Tam (1999) ได้ทำการศึกษาผลของน้ำเสียที่มีสังกะสีต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้พงกาหัวสุมดอกแดง (*Bruguiera gymnorrhiza*) เป็นระยะเวลา 26 สัปดาห์ โดยระดับความเข้มข้นของสังกะสี 3 ระดับ คือ 5, 25 และ 50 mg/l พบว่า ภายหลังจากทดลอง เมื่อระดับความเข้มข้นของสังกะสีในน้ำเสียเท่ากับ 50 mg/l ส่งผลให้กล้าไม้มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางลดลงจาก 4 มิลลิเมตร เป็น 3.3 มิลลิเมตร

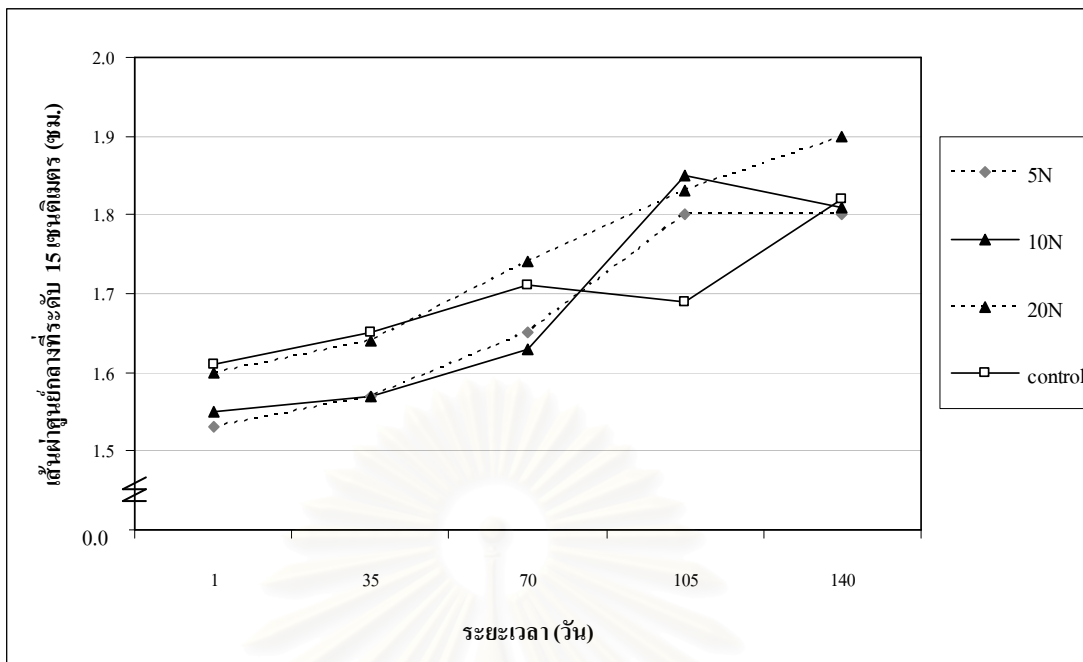
ตารางที่ 4.34 ค่าเฉลี่ยเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	เส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับ 15 เซนติเมตร (เซนติเมตร)				
	ก่อนการทดลอง	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4
control	1.61±0.15	1.65±0.16	1.71±0.17	1.69±0.11	1.82±0.17
5N	1.53±0.21	1.57±0.20	1.65±0.23	1.80±0.15	1.80±0.29
10N	1.55±0.18	1.57±0.18	1.63±0.20	1.85±0.14	1.81±0.25
20N	1.60±0.18	1.64±0.20	1.74±0.22	1.83±0.19	1.90±0.23

ตารางที่ 4.35 ค่าเฉลี่ยการเพิ่มพูนเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	อัตราการเพิ่มพูนเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับ 15 เซนติเมตร/เดือน (เซนติเมตร)				
	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4	ค่าเฉลี่ยต่อเดือน
control	0.04±0.05	0.07±0.08	0.05±0.05	^a 0.04±0.04	^a 0.05±0.05
5N	0.04±0.05 ^a	0.08±0.06 ^b	0.07±0.08 ^{ab}	^{ab} 0.07±0.08 ^{ab}	^{ab} 0.06±0.06
10N	0.03±0.03 ^a	0.06±0.06 ^b	0.08±0.06 ^b	^b 0.08±0.06 ^b	^{ab} 0.06±0.06
20N	0.04±0.05 ^a	0.09±0.09 ^b	0.09±0.11 ^b	^{ab} 0.07±0.09 ^{ab}	^b 0.07±0.08

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



ภาพที่ 4.17 การเจริญเติบโตด้านเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม
โกงกางใบใหญ่

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3) การเจริญเติบโตทางด้านมวลชีวภาพ

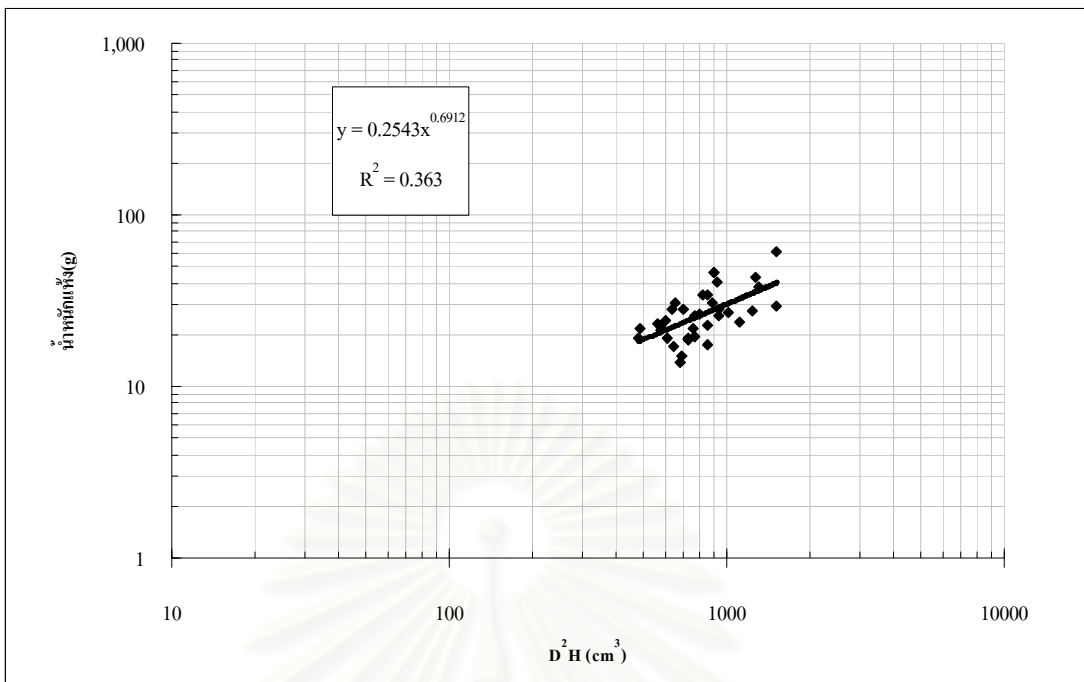
การศึกษาการเจริญเติบโตทางด้านมวลชีวภาพ ได้ทำการศึกษามวลชีวภาพส่วนเหนือดิน (above ground biomass) ของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ โดยการหาความสัมพันธ์ระหว่างความสูงและเส้นผ่าศูนย์กลางกับน้ำหนักแห้ง โดยใช้สมการความสัมพันธ์ในรูป allometric relation โดยมีสมการความสัมพันธ์ดังนี้

ตารางที่ 4.36 สมการ allometric relation สำหรับคำนวณมวลชีวภาพของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่

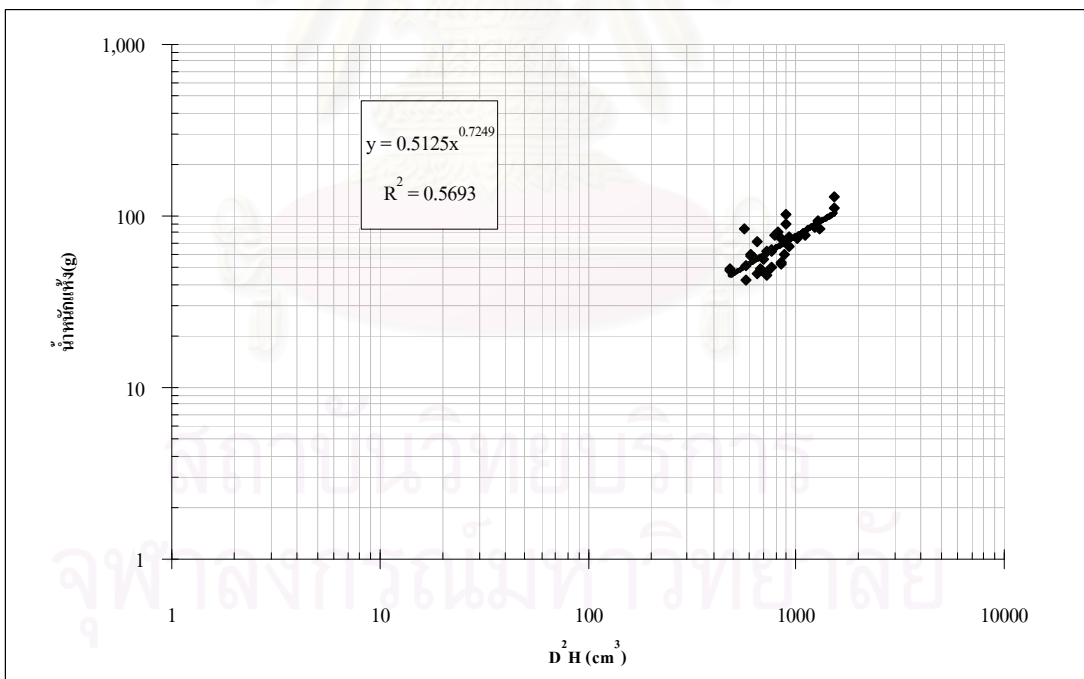
มวลชีวภาพ	สมการ allometric relation
ลำต้น	$y = 0.5125x^{0.7249}$
ใบ	$y = 0.2543x^{0.6912}$

หมายเหตุ x = ผลลัพธ์ของ (เส้นผ่าศูนย์กลาง)² x ความสูง (เซนติเมตร)³

y = น้ำหนักแห้ง (กรัม)



(ก) สมการมวลชีวภาพใบ โกงกางใบใหญ่



(ข) สมการมวลชีวภาพลำต้น โกงกางใบใหญ่

ภาพที่ 4.18 สมการมวลชีวภาพของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่

นำสมการที่สร้างขึ้นมากำหนดมวลชีวภาพของใบและลำต้นของกล้าไม้ ในแต่ละครั้งที่วัดความสูงและเส้นผ่าศูนย์กลางของกล้าไม้

ผลการศึกษา พบว่าก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ที่ปลูกในชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพส่วนใบเท่ากับ 81.09, 79.90, 78.88 และ 91.84 กรัม/ตารางเมตร ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง กล้าไม้มีการเจริญเติบโตด้านมวลชีวภาพส่วนใบเพิ่มขึ้นเป็น 107.91, 111.23, 108.14 และ 122.31 กรัม/ตารางเมตร ตามลำดับ โดยมีค่าเฉลี่ยอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนใบเท่ากับ 6.65, 7.64, 7.39 และ 7.34 กรัม/ตารางเมตร ตามลำดับ (ตารางที่ 4.37-4.38 และภาพที่ 4.19) และกล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพส่วนลำต้นเท่ากับ 203.49, 200.60, 197.82 และ 231.84 กรัม/ตารางเมตร ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง กล้าไม้มีการเจริญเติบโตด้านมวลชีวภาพส่วนลำต้นเพิ่มขึ้นเป็น 274.59, 283.56, 275.37 และ 313.04 กรัม/ตารางเมตร ตามลำดับโดยมีค่าเฉลี่ยอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนลำต้นเท่ากับ 17.63, 20.16, 19.58 และ 19.56 กรัม/ตารางเมตร ตามลำดับ (ตารางที่ 4.39-4.40 และภาพที่ 4.19) เมื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนใบและลำต้นของกล้าไม้ระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าโดยส่วนใหญ่ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าก่อนข้างต้นแปร แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนใบและลำต้นต่ำลง บ่งชี้ว่าความเป็นพิษของตะกั่วและสังกะสีมีผลต่อการเจริญเติบโตทางด้านมวลชีวภาพของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยในช่วง 70 วันแรกของการทดลอง พบว่ากล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนใบและลำต้นเพิ่มสูงขึ้น และหลังจากนั้นมีแนวโน้มลดลง ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกับการเจริญเติบโตทางด้านความสูงกล้าไม้ สอดคล้องกับการศึกษาของ Yim และ Tam (1999) ทำการศึกษาผลของน้ำเสียที่มีสังกะสีต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้พังกาหัวสุ่มดอกแดง (*Bruguiera gymnorrhiza*) โดยทำการเติมน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีต่างกัน เป็นระยะเวลา 26 สัปดาห์ พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองมวลชีวภาพของกล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีเท่ากับ 0, 5, 25 และ 50 mg/l ทำให้กล้าไม้มีมวลชีวภาพเท่ากับ 28, 25, 20 และ 10 กรัม/ตารางเมตร ตามลำดับ แสดงว่าเมื่อระดับความเข้มข้นของสังกะสีในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ทำให้มวลชีวภาพของกล้าไม้ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ และ Macfarlane และ Burchett (2002) ได้ทำการศึกษาความเป็นพิษของตะกั่วและสังกะสีในดินที่มีต่อกล้าไม้เสมทะเล (*Avicennia marina*) ทำการทดลองในเรือนกระจก เป็นระยะเวลา 6 เดือน โดยมีชุดทดลอง 3 ชุด ให้ดินมีความเข้มข้นของสังกะสีต่างกัน ในทุกชุดทดลอง คือ 500 $\mu\text{g/g}$ และมีความเข้มข้นของตะกั่วต่างกัน คือ 0, 100 และ 800 $\mu\text{g/g}$ พบว่ามวลชีวภาพของกล้าไม้ในแต่ละชุดทดลองมีค่าเท่ากับ 0.57, 0.21 และ 0.11 กรัมต่อตารางเมตร

ตามลำดับ แสดงว่าเมื่อระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในดินเพิ่มสูงขึ้น มีผลทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของพืชได้

ตารางที่ 4.37 ค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพส่วนใบของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่

ชุดทดลอง	มวลชีวภาพใบ (กรัม/ตารางเมตร)				
	ก่อนการทดลอง	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4
control	81.09±15.61	87.31±15.31	95.96±17.75	100.86±18.01	107.91±21.00
5N	79.90±23.26	87.77±23.70	96.78±25.18	103.34±23.29	111.23±25.54
10N	78.88±20.27	84.21±21.52	92.18±23.77	99.16±25.18	108.14±27.21
20N	91.84±17.38	97.58±19.24	104.29±18.67	114.16±18.89	122.31±19.58

ตารางที่ 4.38 ค่าเฉลี่ยอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนใบของกล้าไม้โกกงางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่

ชุดทดลอง	อัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพใบ/เดือน (เซนติเมตร)				
	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4	ค่าเฉลี่ยต่อเดือน
control	6.21±5.87 ^{ab}	8.66±5.50 ^b	^a 5.13±4.76 ^a	6.46±6.02 ^{ab}	6.65±5.65
5N	7.86±6.78 ^{ab}	9.01±6.74 ^b	^a 5.65±4.07 ^a	7.89±6.25 ^{ab}	7.64±6.15
10N	5.32±4.64 ^a	7.97±5.69 ^{ab}	^{ab} 7.42±5.76 ^{ab}	8.98±5.94 ^b	7.39±5.62
20N	5.74±5.00	6.71±5.38	^b 8.96±7.48	8.15±7.64	7.34±6.48

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.39 ค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพส่วนลำต้นของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

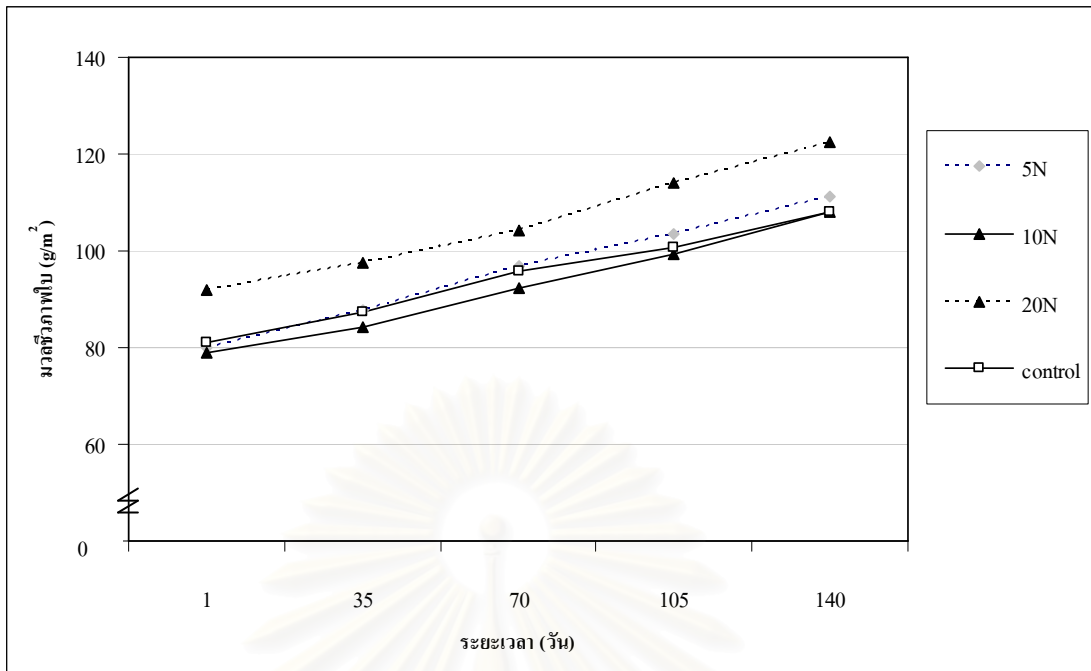
ชุดทดลอง	มวลชีวภาพลำต้น (กรัม/ตารางเมตร)				
	ก่อนการทดลอง	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4
control	203.49±41.04	219.83±40.44	242.77±47.07	255.77±47.80	274.59±55.94
5N	200.60±61.13	221.30±62.43	245.15±66.61	262.50±61.93	283.56±68.18
10N	197.82±53.30	211.84±56.75	232.93±62.92	251.45±66.91	275.37±72.65
20N	231.84±45.95	247.09±51.00	264.90±49.65	291.22±50.38	313.04±52.39

ตารางที่ 4.40 ค่าเฉลี่ยอัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพส่วนลำต้นของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

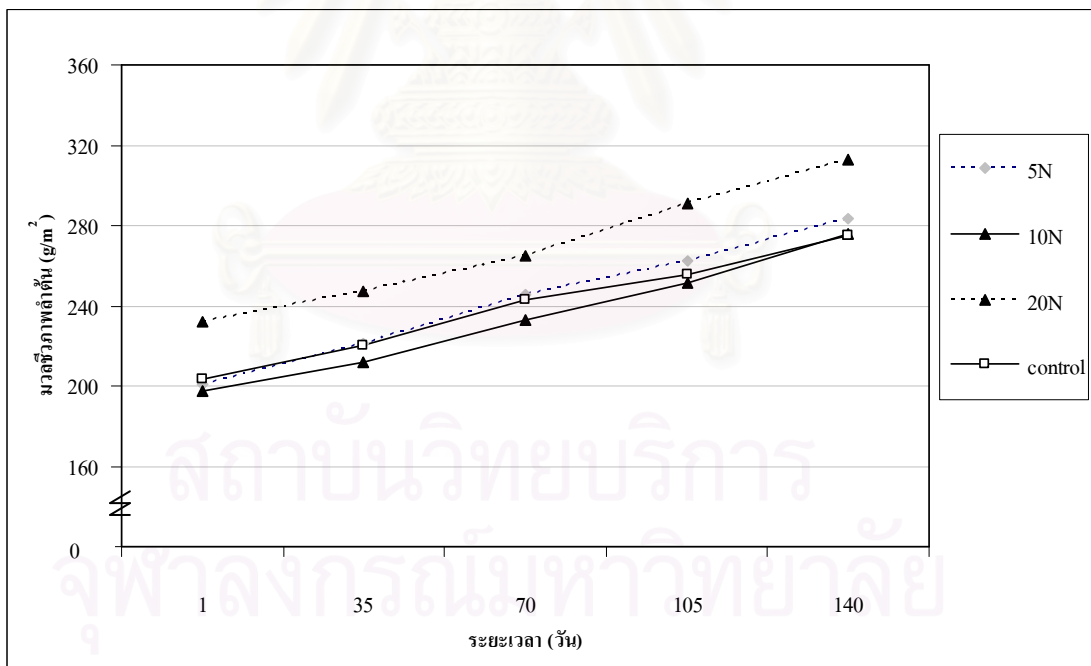
ชุดทดลอง	อัตราการเพิ่มพูนมวลชีวภาพลำต้น/เดือน (เซนติเมตร)				
	เดือนที่ 1	เดือนที่ 2	เดือนที่ 3	เดือนที่ 4	ค่าเฉลี่ยต่อเดือน
control	16.34±15.48 ^{ab}	22.93±14.66 ^b	^a 13.63±12.68 ^a	17.25±16.15 ^{ab}	17.63±15.04
5N	20.70±17.85 ^{ab}	23.85±17.95 ^b	^a 14.62±10.79 ^a	20.93±17.04 ^{ab}	20.16±16.45
10N	14.02±12.34 ^a	21.09±15.16 ^{ab}	^{ab} 19.67±15.35 ^{ab}	23.92±15.94 ^b	19.58±15.01
20N	15.25±13.33	17.81±14.23	^b 23.89±19.94	21.82±20.52	19.56±17.31

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาที่ยึดตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



(ก) มวตชีวิภาพส่วนใบของกล้าไม้



(ข) มวตชีวิภาพส่วนลำต้นของกล้าไม้

ภาพที่ 4.19 การเจริญเติบโตด้านมวตชีวิภาพของกล้าไม้โก่งกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม
โก่งกางใบใหญ่

4.3.2 ผลการศึกษาองค์ประกอบของธาตุอาหารและโลหะหนักในกล้าไม้

การศึกษาองค์ประกอบของธาตุอาหารและโลหะหนักของกล้าไม้โกก่างใบใหญ่ ทำโดยการเก็บตัวอย่างใบ ลำต้น และรากของกล้าไม้ ในช่วงก่อนดำเนินการทดลอง และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 รวม 3 ครั้ง

1) ไนโตรเจนทั้งหมด

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย กล้าไม้โกก่างใบใหญ่มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในใบ ลำต้น และราก คือ 7.455, 2.497 และ 2.360 mg/g dry weight ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลองปริมาณไนโตรเจนในส่วนต่างๆของกล้าไม้ในชุดทดลองมีแนวโน้มสูงขึ้น โดยกล้าไม้ที่ปลูกในชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในใบเพิ่มขึ้นเป็น 17.982, 12.104, 13.625 และ 11.457 mg/g dry weight ตามลำดับ และในลำต้นเพิ่มขึ้นเป็น 2.673, 3.588, 3.684 และ 2.800 mg/g dry weight ตามลำดับ และในรากเพิ่มขึ้นเป็น 3.010, 3.239, 3.062 และ 3.088 mg/g dry weight ตามลำดับ (ตารางที่ 4.41-4.43 และภาพที่ 4.20) ทั้งนี้เพราะในน้ำเสียที่ให้กับชุดทดลองมีธาตุอาหารซึ่งจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้ โดยเฉพาะไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบสำคัญของกรดอะมิโน โปรตีน คลอโรฟิลล์ กรดนิวคลีอิก เอนไซม์ในพืช และช่วยส่งเสริมการเจริญเติบโตของยอดอ่อน กิ่งก้านและใบ (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2543; ยงยุทธ โอสถสภ, 2543) โดยมีประมาณ 13% ของไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำที่พืชสามารถดูดดึงไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโตได้ (Oostrom, 1995) อย่างไรก็ตามพบว่าก่อนการทดลองและช่วงภายหลังการทดลองบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 กล้าไม้โกก่างใบใหญ่มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในใบไม่แตกต่างกัน ในขณะที่เมื่อสิ้นสุดการทดลองกล้าไม้มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในใบแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยกล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในใบลดต่ำลง ซึ่งให้เห็นถึงความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีซึ่งมีผลต่อการดูดดึงไนโตรเจนไปใช้ในการเจริญเติบโตของใบของกล้าไม้โกก่างใบใหญ่

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบการสะสมไนโตรเจนที่พบในใบระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยเมื่อกล้าไม้โกก่างใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่ไม่มีการเติมโลหะหนัก มีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในใบสูงสุดเท่ากับ 7.700 mg/g dry weight ในขณะที่เมื่อกล้าไม้ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l มีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในใบต่ำสุดเท่ากับ 0.932 mg/g dry weight ซึ่งสอดคล้องกับ Lim และคณะ (2003) พบว่าอัตราการดูดดึงไนโตรเจนโดยพืชเมื่อได้รับน้ำเสียที่มีโลหะหนัก เท่ากับ 2.1-2.6 kg/ha/day ในขณะที่พืชในพื้นที่ชุ่มน้ำทั่วไปที่บำบัดน้ำเสียชุมชน มีอัตราการดูดดึงไนโตรเจนเท่ากับ 4.5-4.9 kg/ha/day และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลา

เก็บตัวอย่าง พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ที่ได้น้ำเสียที่ไม่มีการเติม โลหะหนัก มีแนวโน้มการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในใบเพิ่มสูงขึ้น ในขณะที่กล้าไม้โกงกางใบใหญ่ ที่ได้น้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี มีแนวโน้มการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในใบ ลดลง ทั้งนี้เพราะโลหะหนักบางชนิด เช่น ตะกั่ว มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (nitrification) และ ดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) (WPCF, 1977) และจากการศึกษาของ Doelman (1986) พบว่าที่ ระดับความเข้มข้นของสังกะสีและตะกั่วเท่ากับ 1000 และ 100-500 mg/kg ตามลำดับ มีผลยับยั้งการ เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในดินได้

การศึกษาระดับปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในลำต้น เมื่อเปรียบเทียบการสะสมไนโตรเจนทั้งหมด ที่พบในลำต้นระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าไม่มีความแตกต่าง อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปร และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าส่วนใหญ่ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และการศึกษาระดับปริมาณไนโตรเจน ทั้งหมดในราก เมื่อเปรียบเทียบการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดที่พบในรากระหว่างระดับความเข้มข้น ของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และเมื่อ เปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ เช่นเดียวกัน อย่างไรก็ตามเมื่อสิ้นสุดการทดลอง การสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในรากมีแนวโน้ม เพิ่มขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากไนโตรเจนในดินจะถูกพืชดูดดึงไปใช้ประโยชน์โดยส่งจากรากไป สูดออก เพื่อใช้ในการเจริญเติบโตของยอดอ่อนและกิ่งก้าน (ยงยุทธ โอสดสภา, 2543) ทำให้พบว่าปริมาณ ไนโตรเจนพบในใบมากกว่าส่วนลำต้นและราก ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Ye และคณะ (2001) ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีไนโตรเจนทั้งหมด 36.1 mg/l จากฟาร์มสุกร โดยใช้ระบบพื้นที่ ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกกล้าไม้พังกาหัวสุ่มดอกแดง (*Bruguiera gymnorhiza*) ใช้ระยะเวลาพักเก็บ 3 วัน เป็นเวลา 48 สัปดาห์ พบว่า กล้าไม้ในชุดทดลองที่ได้น้ำประปา มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดใน ส่วนใบ ลำต้น และราก คือ 1.0, 0.4 และ 0.5 mg/g dry weight ตามลำดับ และเมื่อกล้าไม้ได้น้ำ เสียทำให้ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเพิ่มขึ้นเป็น 1.7, 0.8 และ 0.6 mg/g dry weight ตามลำดับ โดยเฉพาะใบมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเพิ่มสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในขณะที่รากมี ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดเพิ่มสูงขึ้นเล็กน้อย บ่งชี้ว่าพันธุ์ไม้ชายเลนสามารถดูดซับไนโตรเจนจาก น้ำเสียได้และส่วนใหญ่ไนโตรเจนถูกเก็บสะสมไว้บริเวณส่วนเหนือดินของพืช

ตารางที่ 4.41 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในใบของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g dry weight)			การสะสมไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	7.455±0.156 ^a	10.282±0.217 ^b	^c 17.982±0.314 ^c	2.827±0.314	^b 7.700±0.470
5N	7.455±0.156 ^a	10.328±1.724 ^b	^a 12.104±1.071 ^b	2.874±0.823	^a 1.775±1.245
10N	7.455±0.156 ^a	10.807±1.588 ^b	^b 13.625±0.195 ^c	3.353±1.443	^a 2.817±1.485
20N	7.455±0.156 ^a	10.525±0.134 ^b	^a 11.457±0.325 ^c	3.070±0.035	^a 0.932±0.322

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

ตารางที่ 4.42 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในลำต้นของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

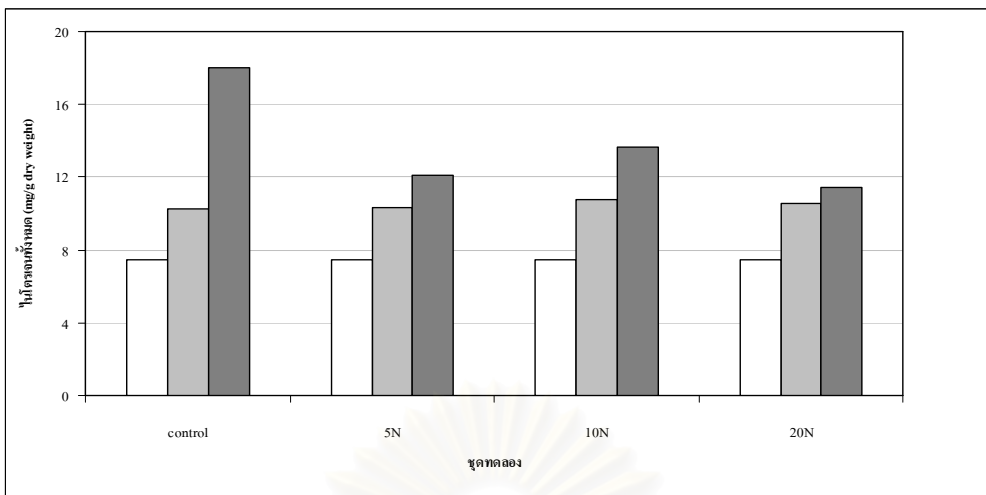
ชุดทดลอง	ไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g dry weight)			การสะสมไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	2.497±0.036	2.514±0.221	^a 2.673±0.257	0.017±0.256	0.159±0.162
5N	2.497±0.036 ^a	2.591±0.066 ^a	^{bc} 3.588±0.115 ^b	0.094±0.101 ⁿ	0.998±0.146 ^h
10N	2.497±0.036 ^a	2.687±0.327 ^{ab}	^c 3.684±0.809 ^b	0.190±0.300	0.997±1.135
20N	2.497±0.036	2.738±0.296	^{ab} 2.800±0.065	0.241±0.326	0.061±0.338

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

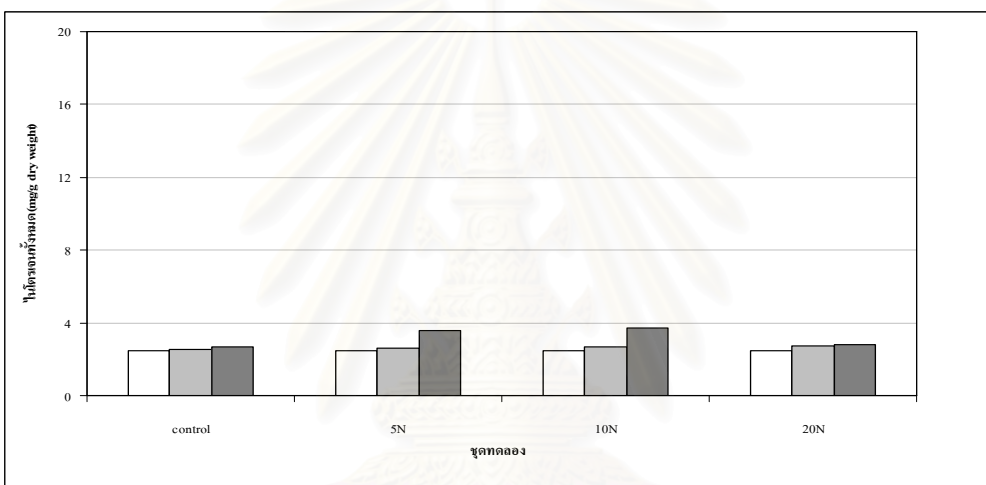
ตารางที่ 4.43 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในรากของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g dry weight)			การสะสมไนโตรเจนทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	2.360±0.218	2.441±0.285	3.010±0.559	0.081±0.148	0.569±0.283
5N	2.360±0.218	2.373±0.063	3.239±0.841	0.013±0.278	0.866±0.904
10N	2.360±0.218 ^a	2.392±0.071 ^a	3.062±0.076 ^b	0.032±0.289	0.684±0.139
20N	2.360±0.218 ^a	2.464±0.138 ^a	3.088±0.034 ^b	0.104±0.317	0.624±0.144

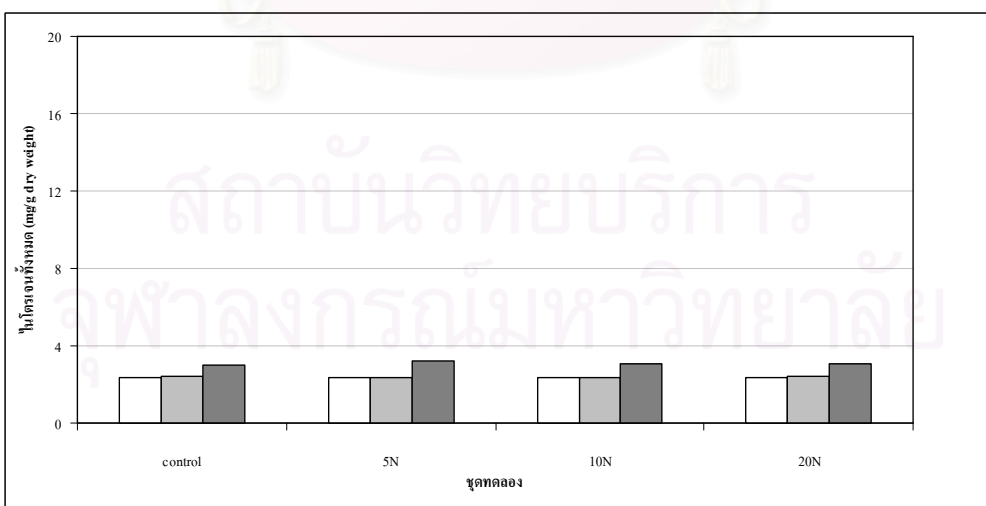
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



(ก) ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในใบ



(ข) ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในลำต้น



(ค) ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในราก

□ ก่อนการทดลอง ■ ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 ■ ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20

ภาพที่ 4.20 ค่าเฉลี่ยไนโตรเจนทั้งหมดในส่วนต่างๆของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่

2) ฟอสฟอรัสทั้งหมด

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบ ลำต้น และราก คือ 0.413, 0.239 และ 0.187 mg/g dry weight ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลองปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบของกล้าไม้มีค่าค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น โดยกล้าไม้ที่ปลูกในชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบเพิ่มขึ้นเป็น 0.572, 0.533, 0.502 และ 0.474 mg/g dry weight ตามลำดับ ในขณะที่ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้นของกล้าไม้มีค่าค่อนข้างผันแปร และมีแนวโน้มลดลงเป็น 0.165, 0.191, 0.209 และ 0.198 mg/g dry weight ตามลำดับ และปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในรากเท่ากับ 0.390, 0.393, 0.260 และ 0.233 mg/g dry weight ตามลำดับ (ตารางที่ 4.44-4.46 และภาพที่ 4.21) อย่างไรก็ตาม พบว่ากล้าไม้มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบสูงกว่าส่วนลำต้นและรากของกล้าไม้ เช่นเดียวกับปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในกล้าไม้ และจากการศึกษาพบว่าเมื่อกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบและรากมีแนวโน้มลดลง โดยกล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบและรากต่ำสุด บ่งชี้ได้ว่าความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีมีผลต่อการดูดดึงฟอสฟอรัสไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโตของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าโดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่าที่ระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีใดที่ทำให้มีการสะสมปริมาณฟอสฟอรัสในใบสูงที่สุด ทั้งนี้เป็นเพราะการดูดดึงฟอสฟอรัสไปใช้ประโยชน์โดยพืชถูกจำกัดโดยค่าความเป็นกรด-ด่างของดิน ซึ่งในการทดลองครั้งนี้ดินในชุดทดลองมีค่าความเป็นกรด-ด่างประมาณ 8.3-8.4 ทำให้ออร์โธฟอสเฟตอยู่ในรูป PO_4^{3-} เป็นส่วนใหญ่ โดยถูกตรึงไว้กับแคลเซียมและแมกนีเซียมในดิน ทำให้พืชดูดดึงฟอสฟอรัสไปใช้ในการเจริญเติบโตได้ต่ำ (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2543; มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544) และ Clough และคณะ (1983) ได้ทำการศึกษพบว่าปริมาณฟอสฟอรัสที่สะสมอยู่ในดินมีเพียงประมาณ 10-20 kg P/ha/ปี ถูกพืชดูดดึงไปใช้ในการเจริญเติบโตของพืช

การศึกษาปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้น เมื่อเปรียบเทียบการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้นระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่าที่ระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีใด ทำให้มีการสะสมปริมาณฟอสฟอรัสในลำต้นสูงที่สุด และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลอง มีแนวโน้มการสะสมปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้นลดลง และการศึกษาปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในราก เมื่อเปรียบเทียบการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดในรากระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี

ในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลอง มีแนวโน้มการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดในรากลดลง เป็นไปในทิศทางเดียวกับปริมาณฟอสฟอรัสในลำต้น ทั้งนี้เพราะฟอสฟอรัสทั้งหมดถูกส่งไปยังยอดอ่อนและรากมากกว่าส่วนอื่นๆของพืช (คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา, 2543) โดย Bolton และ Greenway (1997) ที่ทำการศึกษาการเจริญเติบโตของพืชสกุลเสม็ด (*Melaleuca*) เมื่อได้รับน้ำเสียที่มีธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนและฟอสฟอรัส พบว่าสัดส่วนของฟอสฟอรัสสะสมที่รากมากกว่าส่วนของพืชที่อยู่เหนือดิน ในขณะที่ Ye และคณะ (2001) ทำการศึกษารับบำบัดน้ำเสียที่มีฟอสฟอรัสทั้งหมด 53.7 mg/l จากฟาร์มสุกร โดยใช้ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกกล้าไม้พังกาหัวสุมดอกแดง (*Bruguiera gymnorrhiza*) ใช้ระยะเวลาเก็บเก็บ 3 วัน เป็นเวลา 48 สัปดาห์ พบว่า กล้าไม้ในชุดทดลองที่ได้รับน้ำประปา มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในส่วนใบ ลำต้น และราก คือ 0.04, 0.04 และ 0.03 mg/g dry weight ตามลำดับ และเมื่อกล้าไม้ได้รับน้ำเสียทำให้ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดเพิ่มขึ้นเป็น 0.07, 0.12 และ 0.08 mg/g dry weight ตามลำดับ บ่งชี้ว่าพืชมีบทบาทสำคัญในการดูดซับฟอสฟอรัสจากน้ำเสีย และกล้าไม้ไม่มีปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบและลำต้นเพิ่มสูงขึ้นอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ดังนั้นชนิดของพืชจึงมีบทบาทสำคัญต่อผลการบำบัดฟอสฟอรัสออกจากระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเช่นกัน

ตารางที่ 4.44 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g dry weight)			การสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.413±0.047 ^a	^b 0.480±0.028 ^a	^c 0.572±0.030 ^b	^b 0.067±0.072	^{bc} 0.092±0.009
5N	0.413±0.047 ^a	^a 0.385±0.036 ^a	^b 0.533±0.018 ^b	^a -0.029±0.014	^c 0.148±0.050
10N	0.413±0.047 ^a	^b 0.476±0.021 ^b	^{ab} 0.502±0.013 ^b	^b 0.062±0.026	^a 0.026±0.027
20N	0.413±0.047	^b 0.440±0.023	^a 0.474±0.009	^{ab} 0.020±0.032	^{ab} 0.035±0.025

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

ตารางที่ 4.45 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้นของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

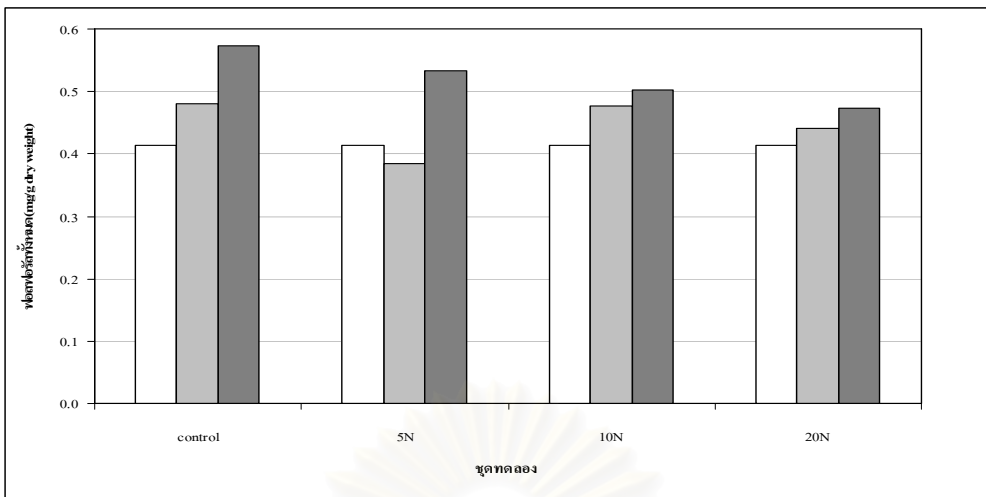
ชุดทดลอง	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g dry weight)			การสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.239±0.015 ^b	^b 0.262±0.018 ^b	^a 0.165±0.028 ^a	^b 0.023±0.025	^a -0.097±0.045
5N	0.239±0.015 ^b	^a 0.207±0.022 ^a	^{ab} 0.191±0.020 ^a	^a -0.036±0.019	^b -0.005±0.014
10N	0.239±0.015 ^b	^a 0.206±0.007 ^a	^b 0.209±0.015 ^a	^a -0.033±0.010	^b 0.003±0.013
20N	0.239±0.015 ^b	^a 0.178±0.035 ^a	^{ab} 0.198±0.024 ^{ab}	^a -0.061±0.029	^b 0.020±0.034

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

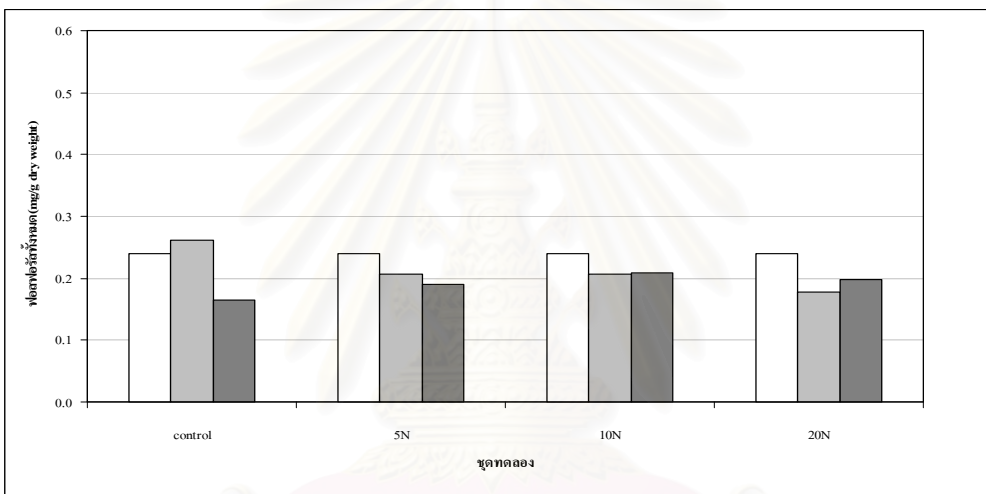
ตารางที่ 4.46 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในรากของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g dry weight)			การสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมด (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.187±0.007 ^a	0.425±0.038 ^b	^c 0.390±0.006 ^b	0.238±0.036	^b -0.035±0.043
5N	0.187±0.007 ^a	0.425±0.033 ^b	^c 0.393±0.010 ^b	0.238±0.040	^b -0.032±0.026
10N	0.187±0.007 ^a	0.417±0.009 ^c	^b 0.265±0.007 ^b	0.230±0.006	^a -0.152±0.012
20N	0.187±0.007 ^a	0.406±0.009 ^c	^a 0.233±0.016 ^b	0.219±0.010	^a -0.173±0.009

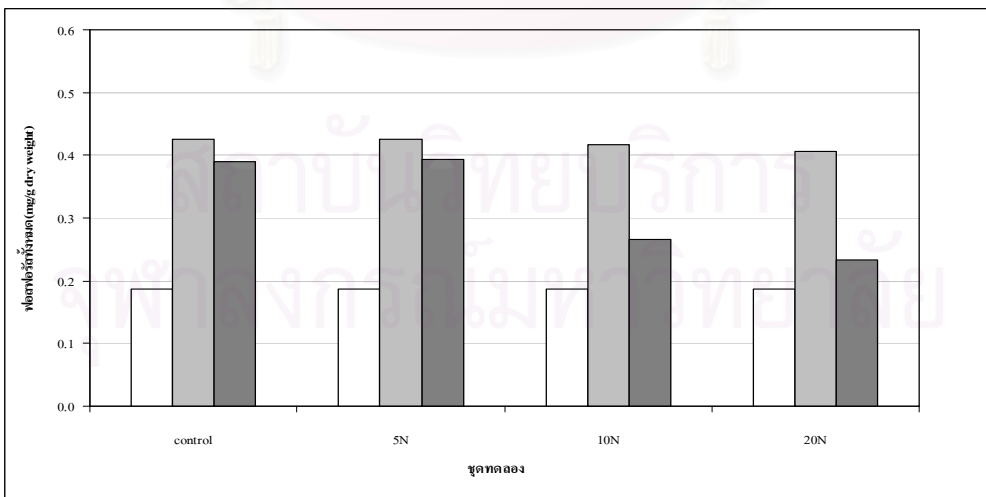
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%



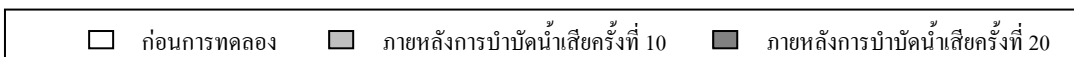
(ก) ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบ



(ข) ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้น



(ค) ค่าเฉลี่ยปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในราก



ภาพที่ 4.21 ค่าเฉลี่ยฟอสฟอรัสทั้งหมดในส่วนต่างๆของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

3) ปริมาณตะกั่ว

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีปริมาณตะกั่วในใบ ลำต้น และราก <math><0.025\text{ mg/g dry weight}</math> ในทุกชุดทดลอง (ค่า detection limit ของตะกั่ว <math><0.025\text{ mg/g}</math>) และภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 20 ปริมาณตะกั่วในส่วนต่างๆของกล้าไม้ในชุดทดลองส่วนใหญ่ มีค่าไม่เปลี่ยนแปลง คือ <math><0.025\text{ mg/g dry weight}</math> โดยกล้าไม้ที่ปลูกในชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณตะกั่วเฉลี่ยในใบมีค่าเท่ากับ <math><0.025, <0.025, 0.025</math> และ <math><0.025\text{ mg/g dry weight}</math> ตามลำดับ และในลำต้นเท่ากับ <math><0.025, <0.025, <0.025</math> และ $0.049\text{ mg/g dry weight}$ ตามลำดับ และในรากเท่ากับ <math><0.025, <0.025, 0.055</math> และ $0.127\text{ mg/g dry weight}$ ตามลำดับ (ตารางที่ 4.47-4.49) ทั้งนี้เนื่องจากตะกั่วเป็นธาตุที่ไม่จำเป็นต่อพืช (non-essential elements) (Macfarlane และ Burchett, 2002) โดยส่วนใหญ่ตะกั่วในดินชั้นบนอยู่ในรูปที่พืชดูดดึงไปสะสมได้ต่ำ ซึ่งมีตะกั่วประมาณ 0.003-0.005% ของปริมาณตะกั่วทั้งหมดในดินที่พืชดูดดึงได้ นอกจากนี้ การย้ายตำแหน่ง (translocation) ของตะกั่วจากรากไปยังส่วนบนของพืชเกิดขึ้นได้น้อยมาก โดยมีการย้ายตำแหน่งประมาณ 3% ของปริมาณตะกั่วที่ถูกดูดดึงเข้าไปสะสมไว้ในพืช (สุกมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) และโดยส่วนใหญ่ตะกั่วถูกสะสมที่รากประมาณ 89.2% ของตะกั่วที่มีในพืช (Salim และคณะ, 1992)

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อพิจารณาปริมาณตะกั่วในใบ ระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าโดยส่วนใหญ่มีปริมาณตะกั่ว <math><0.025\text{ mg/g dry weight}</math> จึงไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่าระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีใดที่ทำให้มีปริมาณตะกั่วในใบสูงที่สุด และการศึกษาปริมาณตะกั่วในลำต้น เมื่อพิจารณาปริมาณตะกั่วในลำต้นระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าโดยส่วนใหญ่มีปริมาณตะกั่ว <math><0.025\text{ mg/g dry weight}</math> แต่มีแนวโน้มว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีปริมาณตะกั่วในลำต้นสูงที่สุด ในขณะที่การศึกษาปริมาณตะกั่วในราก เมื่อพิจารณาปริมาณตะกั่วในรากระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีปริมาณตะกั่วในรากสูงที่สุด

จากผลการศึกษา พบว่ากล้าไม้โกงกางใบใหญ่สะสมปริมาณตะกั่วในรากมากที่สุด รองลงมาคือลำต้นและใบตามลำดับ และเมื่อความเข้มข้นของตะกั่วในดินเพิ่มสูงขึ้น ส่งผลให้การสะสมตะกั่วในรากสูงขึ้นด้วย ซึ่งสอดคล้องกับ Macfarlane และคณะ (2003) ได้ทำการศึกษาการสะสมและการกระจายตัวของตะกั่วและสังกะสีในแสมทะเล (*Avicennia marina*) พบว่า ตะกั่วสะสมอยู่ที่รากสูงที่สุด และตะกั่วสะสมอยู่ที่ใบประมาณ 3% ของปริมาณตะกั่วที่พบในราก โดยทั่วไประดับปกติของตะกั่วในพืชอยู่ระหว่าง 0.5-3 mg/kg dry weight (สุกมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) และปริมาณตะกั่วในดินที่เริ่มเป็นพิษในพืชทั่วไป อยู่ระหว่าง 100-400 mg/kg (Pendias และ

Pendias, 1992 อ้างถึงใน สุขุมาศ พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยปริมาณตะกั่วในดินชั้นบนของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางไบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l พบว่ามีค่าสูงสุดเท่ากับ 0.103 mg/g dry weight และกล้าไม้โกกงางไบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนทางด้านความสูงและมวลชีวภาพต่ำสุดด้วย แสดงว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางไบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสี ชนิดละ 20 mg/l กล้าไม้เริ่มแสดงอาการเป็นพิษเนื่องจากตะกั่วและสังกะสีแล้ว โดยกล้าไม้โกกงางไบใหญ่สะสมตะกั่วไว้ที่รากสูงสุด เนื่องจากรากพืชทำหน้าที่กักเก็บโลหะหนักไว้และช่วยลดการย้ายตำแหน่งสู่ส่วนอื่นๆของพืช (Macfarlane และคณะ, 2003; Yim และ Tam, 1999) ดังเช่นการทดลองของ Macfarlane และ Burchett (2002) ได้ทำการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างตะกั่วและสังกะสีกับความเป็นพิษการเจริญเติบโตและการสะสมโลหะหนักดังกล่าวในกล้าไม้เสมทะเล (*Avicennia marina*) พบว่า กล้าไม้ที่ปลูกในดินที่มีความเข้มข้นของตะกั่ว 800 $\mu\text{g/g}$ ทำให้อัตราส่วน root/shoot ลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ บ่งชี้ได้ว่าที่ระดับความเข้มข้นดังกล่าว ตะกั่วมีผลไปยับยั้งการเจริญเติบโตของรากพืช นอกจากนี้เมื่อปลูกกล้าไม้ในดินที่มีทั้งตะกั่วและสังกะสี มีผลให้อัตราการตายของกล้าไม้เพิ่มขึ้น คือเมื่อปลูกกล้าไม้ในดินที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีที่ 200 และ 250 $\mu\text{g/g}$ มีค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพของกล้าไม้เท่ากับ 2.26 กรัม ในขณะที่ความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีที่ 800 และ 250 $\mu\text{g/g}$ มีค่าเฉลี่ยมวลชีวภาพของกล้าไม้ลดลงเป็น 0.68 กรัม

ตารางที่ 4.47 ค่าเฉลี่ยตะกั่วในใบของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ตะกั่ว (mg/g dry weight)			การสะสมตะกั่ว (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
5N	<0.025	0.027±0.002	<0.025	NC	NC
10N	<0.025	0.027±0.002	0.025±0.001	NC	-0.003±0.003
20N	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC

หมายเหตุ detection limit ของตะกั่วมีค่าเท่ากับ 0.025 mg/g dry weight

NC = not calculate

ตารางที่ 4.48 ค่าเฉลี่ยตะกั่วในลำต้นของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ตะกั่ว (mg/g dry weight)			การสะสมตะกั่ว (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
5N	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
10N	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
20N	<0.025	<0.025	0.049±0.005	NC	NC

หมายเหตุ detection limit ของตะกั่วมีค่าเท่ากับ 0.025 mg/g dry weight

NC = not calculate

ตารางที่ 4.49 ค่าเฉลี่ยตะกั่วในรากของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	ตะกั่ว (mg/g dry weight)			การสะสมตะกั่ว (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
5N	<0.025	<0.025	<0.025	NC	NC
10N	<0.025	0.025±0.006	0.055±0.005	NC	0.029±0.005
20N	<0.025	0.041±0.017	0.127±0.017	NC	0.085±0.023

หมายเหตุ detection limit ของตะกั่วมีค่าเท่ากับ 0.025 mg/g dry weight

NC = not calculate

4) ปริมาณสังกะสี

ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีปริมาณสังกะสีในใบ ลำต้น และราก คือ 0.043, 0.015 และ 0.029 mg/g dry weight ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง ปริมาณสังกะสีในส่วนต่างๆของกล้าไม้ในชุดทดลองมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น โดยกล้าไม้ที่ปลูกใน ชุดทดลอง control, 5N, 10N และ 20N มีปริมาณสังกะสีในใบเท่ากับ 0.024, 0.031, 0.025 และ 0.030 mg/g dry weight ตามลำดับ และในลำต้นเท่ากับ 0.027, 0.058, 0.087, 0.087 mg/g dry weight ตามลำดับ และในรากเท่ากับ 0.042, 0.130, 0.165, 0.315 mg/g dry weight ตามลำดับ (ตารางที่ 4.50-4.52 และภาพที่ 4.22) ทั้งนี้เนื่องจากสังกะสีเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นต่อพืช (essential micro-nutrient) ซึ่งเป็นธาตุอาหารที่พืชต้องการในปริมาณน้อย (trace element) โดยหน้าที่สำคัญของสังกะสีในพืช ได้แก่ ช่วยในการทำงานของเอนไซม์บางชนิด กระตุ้นการทำงานของระบบการหายใจ และช่วยในการสังเคราะห์ฮอร์โมนที่เกี่ยวข้องกับการเจริญเติบโตของพืช (Ernst และคณะ, 1992) หากพืชได้รับสังกะสีมากเกินไปจะมีผลต่อการทำงานของเซลล์ ทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตและการตายของพืชจะสูงขึ้นได้ (Vangrousveld และ Clijsters, 1994)

ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบการสะสมของสังกะสีในใบระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปรและไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่าระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีใดที่ทำให้มีปริมาณสังกะสีในใบสูงที่สุด และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติและมีค่าค่อนข้างผันแปร และการศึกษาปริมาณสังกะสีในลำต้น เมื่อเปรียบเทียบการสะสมของสังกะสีในลำต้นระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่าเมื่อกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น กล้าไม้มีการสะสมปริมาณสังกะสีในลำต้นเพิ่มสูงขึ้นด้วย และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองมีการสะสมสังกะสีในลำต้นลดลง ทั้งนี้เนื่องจากสังกะสีเป็นธาตุอาหารที่จำเป็น จึงถูกส่งไปใช้ในการทำงานของเอนไซม์และการเจริญเติบโตของพืช (ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) ทำให้พบว่าการสะสมสังกะสีในลำต้นลดลง ในขณะที่การศึกษาปริมาณสังกะสีในราก เมื่อเปรียบเทียบการสะสมของสังกะสีในรากระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่าเมื่อกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น กล้าไม้มีการสะสมปริมาณสังกะสีในรากเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งเป็นไปในทิศทางเดียวกับการสะสมของสังกะสีในลำต้น และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่าโดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และมีแนวโน้มว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลอง การสะสมสังกะสีในรากเพิ่มสูงขึ้น ทั้งนี้เพราะรากพืชทำหน้าที่เป็นตัวดูดซับและกักเก็บ

โลหะหนักส่วนใหญ่ไว้และช่วยลดการย้ายตำแหน่งของโลหะหนักสู่ส่วนอื่นๆของพืช (Yim และ Tam, 1999)

จากผลการศึกษา พบว่ากล้าไม้โกกงางใบใหญ่มีการสะสมปริมาณสังกะสีในรากมากที่สุด รองลงมาคือลำต้นและใบ ตามลำดับ โดยเป็นไปในทิศทางเดียวกับการสะสมของตะกั่วในกล้าไม้ (Yim และ Tam, 1999; Macfarlane และคณะ, 2003) และเมื่อกล้าไม้ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ส่งผลให้กล้าไม้มีปริมาณสังกะสีในส่วนต่างๆของพืชเพิ่มสูงขึ้นด้วย ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yim และ Tam (1999) ได้ทำการศึกษาการเจริญเติบโตของพังกาหัวสุ่มดอกแดง (*Bruguiera gymnorrhiza*) โดยทำการเติมสังกะสี 3 ระดับความเข้มข้น คือ 5, 25 และ 50 mg/l เป็นระยะเวลา 26 สัปดาห์ พบว่ากล้าไม้มีการสะสมสังกะสีในราก คือ 10, 500 และ 5500 $\mu\text{g/g}$ dry weight ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง กล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีสังกะสี 50 mg/l มีการสะสมสังกะสีในใบ ลำต้น และราก คือ 1200, 3000 และ 5500 $\mu\text{g/g}$ dry weight ตามลำดับ

อย่างไรก็ตาม โดยทั่วไปสังกะสีในพืชมีปริมาณ 5-38 mg/kg dry weight และสังกะสีในปริมาณ 20-30 mg/kg dry weight ทำให้พืชที่ไวต่อสังกะสีแสดงอาการเป็นพิษได้ และปริมาณสังกะสีในดินที่เริ่มอาการเป็นพิษในพืช อยู่ในช่วง 250-400 mg/kg dry weight (สุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) เมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษาครั้งนี้พบว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l ปริมาณสังกะสีในดินชั้นบนของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่มีค่าสูงสุด 0.152 mg/g dry weight และกล้าไม้โกกงางใบใหญ่มีปริมาณสังกะสีในส่วนใบ ลำต้น และราก มีค่าเท่ากับ 0.030, 0.087 และ 0.395 mg/g dry weight ตามลำดับ โดยค่าที่ได้อยู่ในระดับที่พืชแสดงอาการเป็นพิษได้ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาการเจริญเติบโตของกล้าไม้ที่มีอัตราการเพิ่มพูนด้านความสูงและมวลชีวภาพต่ำสุดด้วย ทั้งนี้เนื่องจากสังกะสีจะเริ่มแสดงอาการเป็นพิษต่อพืชก่อนที่มนุษย์และสัตว์จะกินเข้าไป (สุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา, 2540) และจากการศึกษาของ Macfarlane และ Burchett (2002) พบว่าระดับความเข้มข้นของสังกะสีในดินที่ 1000 $\mu\text{g/g}$ ทำให้กล้าไม้แสมทะเลตายทั้งหมด ในขณะที่ระดับความเข้มข้นของสังกะสีในดินที่ 500 $\mu\text{g/g}$ ทำให้จำนวนใบและมวลชีวภาพของ กล้าไม้ลดลงอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

ตารางที่ 4.50 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในใบของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	สังกะสี (mg/g dry weight)			การสะสมสังกะสี (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.043±0.015 ^b	0.044±0.014 ^b	0.024±0.003 ^a	0.000±0.014	^a -0.020±0.003
5N	0.043±0.015	0.037±0.011	0.031±0.008	-0.006±0.011	^b -0.007±0.008
10N	0.043±0.015 ^b	0.047±0.012 ^b	0.025±0.001 ^a	0.004±0.012	^a -0.022±0.001
20N	0.043±0.015	0.024±0.017	0.030±0.007	-0.019±0.017	^c 0.006±0.007

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
detection limit ของสังกะสีมีค่าเท่ากับ 0.005 mg/g dry weight

ตารางที่ 4.51 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในลำต้นของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

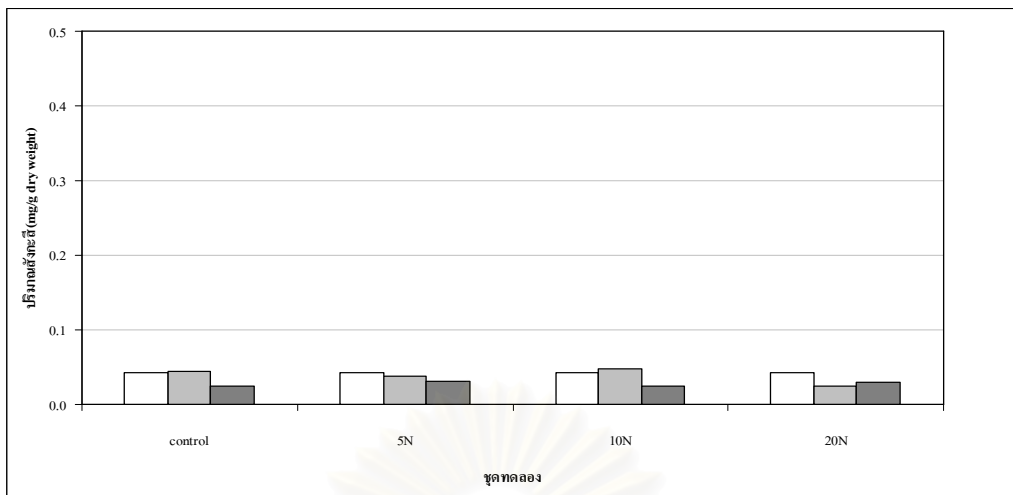
ชุดทดลอง	สังกะสี (mg/g dry weight)			การสะสมสังกะสี (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.015±0.004	^a 0.020±0.011	^a 0.027±0.003	^a 0.005±0.011	0.007±0.003
5N	0.015±0.004 ^a	^{ab} 0.049±0.012 ^b	^b 0.058±0.013 ^b	^{ab} 0.034±0.012	0.009±0.013
10N	0.015±0.004 ^a	^b 0.075±0.025 ^b	^c 0.087±0.015 ^b	^b 0.060±0.025	0.012±0.015
20N	0.015±0.004 ^a	^b 0.075±0.015 ^b	^c 0.087±0.012 ^b	^b 0.059±0.015	0.012±0.012

หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
detection limit ของสังกะสีมีค่าเท่ากับ 0.005 mg/g dry weight

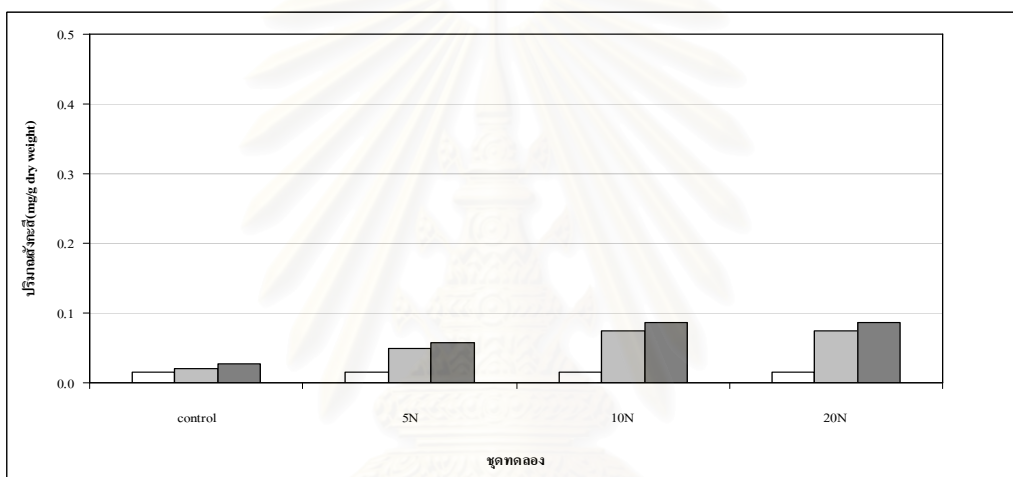
ตารางที่ 4.52 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในรากของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่

ชุดทดลอง	สังกะสี (mg/g dry weight)			การสะสมสังกะสี (mg/g)	
	ก่อนการทดลอง	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 10	ภายหลังการบำบัด น้ำเสียครั้งที่ 20
control	0.029±0.006 ^a	^a 0.014±0.009 ^a	^a 0.042±0.005 ^b	^a -0.015±0.009	^a 0.028±0.005
5N	0.029±0.006 ^a	^b 0.043±0.019 ^a	^b 0.130±0.038 ^b	^b 0.014±0.019	^b 0.087±0.038
10N	0.029±0.006 ^a	^c 0.073±0.015 ^b	^b 0.165±0.017 ^c	^c 0.044±0.015	^b 0.091±0.017
20N	0.029±0.006 ^a	^d 0.123±0.016 ^b	^c 0.395±0.001 ^c	^d 0.094±0.016	^c 0.272±0.014

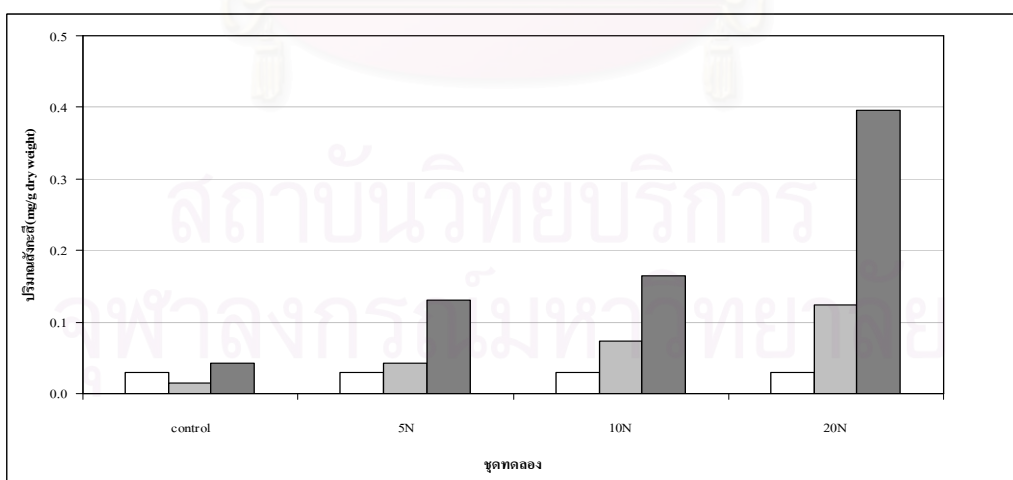
หมายเหตุ ตัวอักษรมุมขวามือ (แนวนอน) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาที่เก็บตัวอย่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
ตัวอักษรมุมซ้ายมือ (แนวตั้ง) ที่แตกต่างกัน แสดงความแตกต่างระหว่างระดับความเข้มข้นของน้ำเสีย อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
detection limit ของสังกะสีมีค่าเท่ากับ 0.005 mg/g dry weight



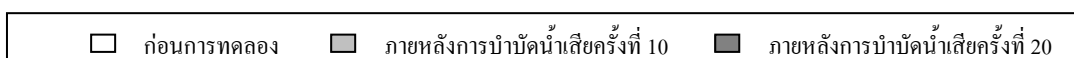
(ก) ค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในใบ



(ข) ค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในลำต้น



(ค) ค่าเฉลี่ยปริมาณสังกะสีในรวง



ภาพที่ 4.22 ค่าเฉลี่ยสังกะสีในส่วนต่างๆของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ในพื้นที่ชุ่มน้ำที่ขุมโกงกางใบใหญ่

บทที่ 5

สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการศึกษา

การศึกษาประสิทธิภาพของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะหนัก โดยวางแผนการทดลองแบบ complete randomized design (CRD) โดยมีปัจจัยที่ทำการศึกษาคือ ความเข้มข้นของโลหะหนัก (ตะกั่วและสังกะสี) ในน้ำเสีย 3 ระดับ คือ โลหะหนักชนิดละ 5, 10 และ 20 mg/l และชุดควบคุม (control) คือ น้ำเสียที่ไม่มีการเติมโลหะหนัก โดยใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 3.5 วัน และปล่อยให้แห้ง 3.5 วัน ทำการทดลองซ้ำ 20 ครั้ง รวมระยะเวลาในการศึกษาทั้งสิ้น 140 วัน สามารถสรุปผลการศึกษาได้ดังนี้

5.1.1 คุณภาพน้ำ

จากการศึกษา พบว่า เมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่บำบัดน้ำเสียที่มีระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดต่ำสุด คือ 90.83 และ 37.22 % ตามลำดับ บ่งชี้ได้ว่าประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ลดลง เมื่อบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาคความสูงของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงลดลง เมื่อระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากกลไกที่สำคัญในการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส คือการดูดซับธาตุอาหารไปใช้โดยพืช โดยพืชจะดูดซับธาตุอาหารจากดินและน้ำเสียไปใช้ในการเจริญเติบโต บ่งชี้ได้ว่า ความเป็นพิษของตะกั่วและสังกะสีมีผลต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ โดยมีผลไปยับยั้งการนำไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปใช้ในการเจริญเติบโตของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่

ประสิทธิภาพการบำบัดตะกั่วและสังกะสีของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ พบว่าไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่มีประสิทธิภาพในการบำบัดตะกั่วได้เท่าใด เนื่องจากส่วนใหญ่ปริมาณตะกั่วในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าต่ำกว่าค่า detection limit (<0.5 mg/l) ซึ่งบ่งชี้ได้เพียงว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่สามารถบำบัดตะกั่วได้สูง โดยเมื่อน้ำเสียมีตะกั่วเท่ากับ 20 mg/l พบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่สามารถบำบัดตะกั่วได้สูงถึง 94.65 %

ในขณะที่ พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางใบใหญ่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสังกะสีได้สูงเช่นเดียวกัน โดยเมื่อน้ำเสียมีความเข้มข้นของสังกะสีสูงสุดที่ 20 mg/l พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางใบใหญ่สามารถบำบัดสังกะสีให้ปริมาณต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งกำหนดให้มีค่าสังกะสีไม่เกิน 5 mg/l (สำนักงานนโยบายและแผนสิ่งแวดล้อม, 2543) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดสังกะสีเท่ากับ 93.95 % อย่างไรก็ตาม ถึงแม้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกางใบใหญ่มีประสิทธิภาพในการบำบัดตะกั่วและสังกะสีได้สูง แต่ตะกั่วและสังกะสีก็เป็นโลหะหนักที่มีความเป็นพิษ ซึ่งจากการศึกษาการเจริญเติบโตของกล้าไม้โกกางใบใหญ่ พบว่าเมื่อสิ้นสุดการทดลองกล้าไม้โกกางใบใหญ่มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงลดลง เมื่อกกล้าไม้โกกางใบใหญ่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น บ่งชี้ได้ว่า ที่ระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l กล้าไม้โกกางใบใหญ่เริ่มแสดงอาการเป็นพิษเนื่องจากตะกั่วและสังกะสี โดยตะกั่วและสังกะสีมีผลไปยับยั้งการเจริญเติบโตด้านความสูงของกล้าไม้โกกางใบใหญ่ ดังนั้นจึงควรมีการการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนตะกั่วและสังกะสีขึ้นต้นก่อน เพื่อให้ให้น้ำเสียมีความเข้มข้นของปริมาณตะกั่วและสังกะสีอยู่ในเกณฑ์ที่ไม่ก่อให้เกิดความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในพื้นที่ชุ่มน้ำ

5.1.2 สมบัติของดิน

(1) การศึกษาสมบัติของดินก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของอินทรีย์วัตถุ ในโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมด ที่พบในดินระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า มีแนวโน้มสูงขึ้นตามช่วงเวลา และจากการศึกษามีแนวโน้มว่าดินชั้นบนมีค่าเฉลี่ยการสะสมของอินทรีย์วัตถุ ในโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดที่พบสูงกว่าดินชั้นล่าง

(2) การศึกษาสมบัติของดินก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมอินทรีย์วัตถุที่พบในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และมีค่าค่อนข้างผันแปร ในขณะที่ดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมอินทรีย์วัตถุที่พบระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติในลักษณะเดียวกันกับดินชั้นบน ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียก่อนการบำบัดเป็นน้ำเสียสังเคราะห์จึงไม่มีสารอินทรีย์และสารแขวนลอยในน้ำ และดินที่อยู่ในสภาพขาดออกซิเจนหรือมีน้ำท่วมขัง มีผลให้อัตราการสลายตัวของสารอินทรีย์ลดลงและเกิดได้ไม่สมบูรณ์ ทำให้มีปริมาณอินทรีย์วัตถุที่สะสมในดินไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก

(3) การศึกษาสมบัติของดินก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมในโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดที่พบในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมี

นัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าก่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีการสะสมของไนโตรเจนทั้งหมด และฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบนต่ำที่สุด ทั้งนี้เนื่องจากการบำบัดธาตุอาหารในพื้นที่ชุ่มน้ำเกิด จากกระบวนการทางกายภาพ/ เคมี รวมทั้งการดูดซับไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโตของพืช ซึ่งจากการศึกษาบ่งชี้ได้ว่ากล้าไม้โกงกางใบใหญ่ดูดซับไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปใช้ประโยชน์ใน การเจริญเติบโตได้ลดลง เมื่อได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น ทำให้มี ไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดออกมากับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดสูงขึ้น ส่งผลให้มีการ สะสมไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดในดินชั้นบนต่ำ ในขณะที่ดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบ ค่าเฉลี่ยการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติเช่นเดียวกับดินชั้นบน

(4) การศึกษาสมบัติของดินก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของตะกั่วและสังกะสีที่พบในดินระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า มีแนวโน้มสูงขึ้นตามช่วงเวลา และจากการศึกษามีแนวโน้มว่าดินชั้นบนมีค่าเฉลี่ยการ สะสมของตะกั่วและสังกะสีที่พบสูงกว่าดินชั้นล่าง

(5) การศึกษาสมบัติของดินก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมตะกั่วที่พบในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้น ของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่บำบัดน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น เป็นผลให้ปริมาณตะกั่วในดินสูงขึ้น ในขณะที่ดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสม ตะกั่วที่พบระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจน เนื่องจากโดยส่วนใหญ่ปริมาณตะกั่วมีค่าต่ำกว่าค่า detection limit (< 0.025 mg/g) แต่มีแนวโน้ม ว่าภายหลังจากทดลองดินชั้นล่างมีปริมาณตะกั่วเพิ่มสูงขึ้น เมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีสูงขึ้น

(6) การศึกษาสมบัติของดินก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมสังกะสีที่พบในดินชั้นบนระหว่างระดับความเข้มข้น ของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่า ก่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่าเมื่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่บำบัดน้ำเสียที่มีตะกั่ว และสังกะสีสูงขึ้น เป็นผลให้ปริมาณสังกะสีในดินสูงขึ้น ในขณะที่ดินชั้นล่าง เมื่อเปรียบเทียบ ค่าเฉลี่ยสังกะสีที่พบระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่าง อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าใกล้เคียงกัน และมีแนวโน้มเช่นเดียวกับดินชั้นบน

5.1.3 อัตราการเจริญเติบโตและการเพิ่มพูนมวลชีวภาพของกล้าไม้

(1) ภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียในเดือนที่ 1, 2, 3 และ 4 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยอัตราการเจริญเติบโตทางด้านความสูง เส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับ 15 เซนติเมตร และมวลชีวภาพของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ อย่างไรก็ตาม อัตราการเจริญเติบโตมีค่าค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่าในช่วง 70 วันแรกของการทดลอง กล้าไม้มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงต่อเดือนสูงที่สุด และเมื่อสิ้นสุดการทดลอง อัตราการเพิ่มพูนความสูงลดลง ทั้งนี้อาจเนื่องจากช่วง 70 วันแรกของการทดลอง ความเค็มของน้ำมีค่าสูงกว่า 10 psu จากนั้นค่าความเค็มของน้ำลดลงเรื่อยๆ และภายหลังจากการทดลองค่าความเค็มของน้ำมีค่าอยู่ระหว่าง 1.50-3.03 psu โดยปกติพันธุ์ไม้ป่าชายเลนสามารถเจริญเติบโตได้ดีในน้ำกร่อยที่มีความเค็ม 10-30 psu (Aksornkoae และคณะ, 1989) และโกงกางใบใหญ่เป็นพวก stenohaline ซึ่งต้องการความเค็มสูง (Schimper, 1903 อ้างถึงใน สนิท อักษรแก้ว, 2542) ดังนั้นเมื่อทำการทดลองต่อเนื่องในระยะหลังความเค็มลดลง เป็นผลให้ดินมีสภาพไม่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ได้

(2) ภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียในเดือนที่ 1, 2, 3 และ 4 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยอัตราการเจริญเติบโตทางด้านความสูงของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่ากล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงต่ำสุด ในขณะที่กล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่ไม่มีตะกั่วและสังกะสี มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงสูงสุด เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยอัตราการเจริญเติบโตด้านเส้นผ่าศูนย์กลางที่ระดับ 15 เซนติเมตร และการเพิ่มพูนมวลชีวภาพของกล้าไม้ระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่าส่วนใหญ่ ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และมีค่าค่อนข้างผันแปร

5.1.4 ปริมาณธาตุอาหารและโลหะหนักในส่วนต่างๆของกล้าไม้

(1) การศึกษาปริมาณธาตุอาหาร (ไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมด) ในส่วนต่างๆของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ (ใบ ลำต้น และราก) ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของไนโตรเจนทั้งหมดที่พบในกล้าไม้ระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า มีแนวโน้มสูงขึ้นตามช่วงเวลา และเมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของฟอสฟอรัสทั้งหมดที่พบในกล้าไม้ระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในใบของกล้าไม้มีค่าค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น ในขณะที่ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้นและรากของกล้าไม้ มีค่าค่อนข้างผันแปร และมีแนวโน้มลดลง

(2) การศึกษาปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในส่วนต่างๆของกล้าไม้ โกงกางใบใหญ่ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังจากการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสม

ในโตรเจนทั้งหมดที่พบในใบพีระระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่ไม่มีตะกั่วและสังกะสี มีการสะสมปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในใบสูงสุด และกล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดในใบต่ำสุด ทั้งนี้เนื่องจากธาตุอาหารจะถูกพืชดูดดึงไปใช้ประโยชน์ในการเจริญเติบโต โดยถูกส่งจากรากสู่ใบและยอดของพืช เมื่อพืชได้รับโลหะหนัก โดยการดูดซึมและสะสมไว้ จะทำให้ระบบท่อลำเลียงอุดตัน การขนส่งน้ำและธาตุอาหารข้างล่าง และยังมีผลต่อการทำงานของคลอโรพลาสต์ในใบด้วย (Wong และคณะ, 1988) เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดที่พบในลำต้นพีระระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปร แต่มีแนวโน้มว่ากล้าไม้มีการสะสมปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในลำต้นลดลง เมื่อระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น และเมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมไนโตรเจนทั้งหมดที่พบในรากพีระระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

(3) การศึกษาปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมดในส่วนต่างๆของกล้าไม้โกกงใบใหญ่ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดที่พบในใบพีระระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า โดยส่วนใหญ่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีระดับความเข้มข้นใดทำให้มีการสะสมปริมาณฟอสฟอรัสในใบสูงที่สุด เมื่อเปรียบเทียบการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดในลำต้นระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีระดับความเข้มข้นใดทำให้มีการสะสมฟอสฟอรัสในลำต้นสูงที่สุด และเมื่อเปรียบเทียบการสะสมฟอสฟอรัสทั้งหมดในรากระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

(4) การศึกษาปริมาณโลหะหนัก (ตะกั่วและสังกะสี) ในส่วนต่างๆของกล้าไม้โกกงใบใหญ่ (ใบ ลำต้น และราก) ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของตะกั่วที่พบในส่วนต่างๆของกล้าไม้ระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า โดยส่วนใหญ่มีค่าต่ำกว่าค่า detection limit (< 0.025 mg/g) และเมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของสังกะสีที่พบในส่วนต่างๆของกล้าไม้ระหว่างช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง พบว่า มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น

(5) การศึกษาปริมาณตะกั่วในส่วนต่างๆของกล้าไม้โกกงใบใหญ่ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมตะกั่วที่พบในใบและลำต้นพีระระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า ไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีระดับความเข้มข้นใดทำให้มีตะกั่วใน

ใบและลำต้นสูงที่สุด ในขณะที่เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมตะกั่วที่พบในรากพืชระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีแนวโน้มว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีปริมาณตะกั่วในรากสูงที่สุด เนื่องจากรากพืชทำหน้าที่กักเก็บโลหะหนักไว้และช่วยลดการย้ายตำแหน่งสู่ส่วนอื่นๆของพืช (Macfarlane และคณะ, 2003; Yim และ Tam, 1999) อย่างไรก็ตาม กล้าไม้โกกงางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงต่ำสุด แสดงว่ากล้าไม้เริ่มแสดงอาการเป็นพิษจากตะกั่วที่ได้ดูดซึมเข้าไปแล้ว

(6) การศึกษาปริมาณสังกะสีในส่วนต่างๆของกล้าไม้ก่อนการทดลองบำบัดน้ำเสีย ภายหลังการบำบัดน้ำเสียครั้งที่ 10 และ 20 เมื่อเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยการสะสมสังกะสีที่พบในใบพืชระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีค่าค่อนข้างผันแปร และไม่สามารถบ่งชี้ได้ชัดเจนว่ากล้าไม้ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีใดที่ทำให้มีสังกะสีในใบสูงที่สุด เมื่อเปรียบเทียบการสะสมของสังกะสีที่พบในลำต้นระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีแนวโน้มว่าการสะสมสังกะสีในลำต้นเพิ่มสูงขึ้นเมื่อกล้าไม้ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีเพิ่มสูงขึ้น เมื่อเปรียบเทียบการสะสมของสังกะสีที่พบในรากระหว่างระดับความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสีย พบว่า มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ อย่างไรก็ตาม กล้าไม้โกกงางใบใหญ่ที่ได้รับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีชนิดละ 20 mg/l มีอัตราการเพิ่มพูนความสูงต่ำสุด แสดงว่ากล้าไม้เริ่มแสดงอาการเป็นพิษจากตะกั่วและสังกะสีที่ได้ดูดซึมเข้าไปแล้ว

5.2 ข้อเสนอแนะ

การศึกษาประสิทธิภาพของระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะหนัก เป็นการศึกษาเบื้องต้น เพื่อให้ได้ข้อมูลซึ่งสามารถประยุกต์ใช้ในการสร้างพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนชายฝั่งทะเลและบริเวณใกล้เคียง ซึ่งผลการศึกษา พบว่าการใช้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่สามารถบำบัดตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสียได้สูง อย่างไรก็ตามพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกกงางใบใหญ่มีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัสทั้งหมดลดลง เมื่อความเข้มข้นของตะกั่วและสังกะสีในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น

ระบบนิเวศป่าชายเลนเป็นระบบที่มีความซับซ้อนเปราะบาง เนื่องจากเป็นระบบนิเวศที่เป็นส่วนเชื่อมต่อระหว่างระบบนิเวศบนบกและระบบนิเวศทางทะเล เป็นแหล่งดักตะกอน สารมลพิษและสิ่งปฏิกูลต่างๆที่ถูกพัดพามากับน้ำจืดให้ลงสู่ทะเลน้อยลง เป็นแหล่งวางไข่และเลี้ยงสัตว์น้ำวัยอ่อน และทำหน้าที่ในการส่งถ่ายธาตุอาหารและอินทรีย์สารจากบริเวณป่าชายเลนออกสู่

น้ำทะเลชายฝั่งบริเวณใกล้เคียง ซึ่งจะเป็นการเพิ่มความอุดมสมบูรณ์ให้แก่บริเวณชายฝั่งด้วย หากป่าชายเลนมีการปนเปื้อนของโลหะหนักจนทำลายความสมดุลของระบบนิเวศ ย่อมนำมาซึ่งความเสียหายทั้งต่อระบบสิ่งแวดล้อม เศรษฐกิจ และสังคม ดังนั้นการนำข้อมูลที่ได้จากการศึกษาไปประยุกต์ใช้ จึงต้องคำนึงถึงปัจจัยอื่นๆที่ได้รับผลกระทบด้วย เช่น ผลกระทบต่อสัตว์ในป่าชายเลน ทั้งโดยตรงและโดยห่วงโซ่อาหาร ทั้งนี้เพราะการสะสมของสารมลพิษ เช่น โลหะหนัก จะเพิ่มขึ้นตามขั้นตอนของการถ่ายทอดพลังงานและอาหาร และมีโอกาสเกิดความเป็นพิษในคนหรือสัตว์ โดยไม่แสดงความเป็นพิษในพืชได้ ดังนั้นควรมีการสร้างบ่อรวมน้ำเสียเพื่อตกตะกอนและบำบัดน้ำเสียในขั้นต้น ซึ่งจะสามารถควบคุมปัจจัยต่างๆ เช่น ปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ระยะเวลาเก็บกักเก็บน้ำเสีย เป็นต้น โดยทำการกักเก็บน้ำเสียไว้ในบ่อก่อนปล่อยออกสู่พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม ทำให้สามารถควบคุมปริมาณน้ำเสียและลดระดับความเข้มข้นของสารมลพิษที่ปนเปื้อนในน้ำเสียให้อยู่ในระดับที่ไม่เป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในป่าชายเลนได้ และควรมีการติดตามตรวจสอบอย่างใกล้ชิดและต่อเนื่อง

จากการศึกษาครั้งนี้ทำให้มีข้อเสนอแนะเพื่อเพิ่มแนวทางและประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกพันธุ์ไม้ชายเลน ดังนี้

- 1) ควรมีการศึกษาต่อเนื่องในระยะยาวถึงผลกระทบที่มีต่อการเจริญเติบโตของพันธุ์ไม้ชายเลน
- 2) ควรมีการศึกษาช่วงอายุต่างๆของพันธุ์ไม้ชายเลน เนื่องจากมีผลต่อการบำบัดน้ำเสียในพื้นที่ชุ่มน้ำ
- 3) ควรมีการศึกษาถึงผลของโลหะหนักที่มีต่อกระบวนการบำบัดธาตุอาหารของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม
- 4) ควรมีการศึกษาปัจจัยอื่นๆ ที่มีผลต่อการบำบัดน้ำเสียในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ เช่น ระดับความลึกของน้ำเสียที่ท่วมขังอยู่บนผิวน้ำดิน ชนิดและปริมาณของแพลงก์ตอนพืช สาหร่าย และจุลินทรีย์
- 5) ควรมีการศึกษาถึงการเปลี่ยนแปลงของสัตว์หน้าดินในป่าชายเลน เมื่อมีการระบายน้ำเสียที่มีโลหะหนักลงสู่ป่าชายเลน
- 6) การนำข้อมูลการศึกษาไปใช้จริงควรสร้างเป็นระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม เพื่อที่จะสามารถควบคุมปริมาณน้ำเสียและสมบัติของน้ำเสียที่เข้าและออกจากระบบ และลดผลกระทบที่อาจเกิดกับพืชและสัตว์ในป่าชายเลนธรรมชาติ

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- กลอยกาญจน์ เก่าเนตรสุวรรณ. 2544. การบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้บึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลใต้ผิวดิน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- กฤติกา ทองสมบัติ. 2546. ผลของสภาพน้ำขังสลับแห้งต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนขั้นที่สาม โดยพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ *Rhizophora mucronata* Lamk. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2542. การบำบัดน้ำเสีย (Wastewater Treatment). พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: สยามสเตชันเนอรีซ์พบลายส์.
- เกษม สีดอกบวบ. 2543. การกำจัดอื้ออนโลหะหนักในน้ำเสียโดยโคโคแซน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. ภาควิชาเคมีเทคนิค คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- คณาจารย์ภาควิชาปฐพีวิทยา มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. 2544. ปฐพีวิทยาเบื้องต้น. พิมพ์ครั้งที่ 4. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- คณิต ไชยคำและ พุทธ ส่องแสงจินดา. 2535. คุณสมบัติและปริมาณน้ำทิ้งจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาอำเภอระโนด จังหวัดสงขลา. เอกสารวิชาการฉบับที่ 5/2538. กรุงเทพมหานคร: กรมประมง.
- ควบคุมมลพิษ, กรม. 2546. น้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย. กรุงเทพมหานคร: คู่มือสภาพครัว.
- ควบคุมมลพิษ, กรม. 2547. รายงานสถานการณ์มลพิษทางน้ำปี 2546. กรุงเทพมหานคร: วิจารณ์เพรส.
- เจนจิรา แก้วรัตน์. 2541. ความสามารถของโกงกางใบเล็ก *Rhizophora apiculata* เพื่อการบำบัดน้ำทิ้งจากการเลี้ยงกุ้ง. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ชีวรัตน์ ศิลรัตน์. 2548. ผลของความเข้มข้นของน้ำเสียต่อประสิทธิภาพการบำบัดของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกพันธุ์ไม้ชายเลนเมื่อใช้ระบบกะ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เฉลิมชัย โชติกมาศ. 2539. ลักษณะโครงสร้างป่าชายเลน และลักษณะดิน ท้องที่อำเภอบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ. วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- เทียมใจ คมกฤต. 2536. โครงสร้างของไม้ชายเลน. กรุงเทพมหานคร: ฉลองรัตน์.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

- ชัยลักษณ์ แต่บรรพกุล. 2539. ประสิทธิภาพของคิปส์น้ำ *Potamogeton malaianus* และ สาหร่าย
หางกระรอก *Hydrilla verticillata* ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต.
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สถานะแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- นโยบายและแผนสิ่งแวดล้อม, สำนักงาน. 2543. คู่มือปฏิบัติสำหรับการวิเคราะห์ผลกระทบสิ่งแวดล้อม
และติดตามตรวจสอบคุณภาพสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพมหานคร: เทคนิคสิ่งแวดล้อมไทย.
- นโยบายและแผนสิ่งแวดล้อม, สำนักงาน. 2546. สถานภาพพื้นที่ชุ่มน้ำของประเทศไทย ปี 2545.
กรุงเทพมหานคร: อินทิเกรตเต็ด โปรโมชัน เทคโนโลยี.
- นิธิยา รัตนานนท์ และ วิบูลย์ รัตนานนท์. 2543. สารพิษในอาหาร. กรุงเทพมหานคร: โอเดียนสโตร์.
- ปกรณ์ ประดิษฐ์ทอง. 2540. การเปลี่ยนแปลงธาตุอาหารพืชและโลหะหนักในระบบบำบัดน้ำเสีย
จังหวัดเพชรบุรี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์
มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ประโศด ธรรมเขต. 2540. การวิเคราะห์ทางเคมี พืช ปุ๋ย และวัสดุปรับปรุงดิน. กองวิเคราะห์ดิน
กรมพัฒนาที่ดิน.
- ปวีณา วัฒนสุทธิวงศ์. 2547. ผลของความเข้มข้นของน้ำเสียชุมชนส่งผลกระทบต่อพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม
โก่งกวางใหญ่. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สถานะแวดล้อม
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ปิยวรรณ สายมโนพันธุ์. 2543. ความสามารถของโก่งกวางใหญ่ *Rhizophora mucronata* Lamk
และแสมทะเล *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนในดินป่าชายเลน
ที่มีโครงสร้างต่างกัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สถานะแวดล้อม
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เปี่ยมศักดิ์ ณะเสวต. 2543. แหล่งน้ำกักปัญหามลพิษ. พิมพ์ครั้งที่ 8. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์แห่ง
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- พูนศรี เมืองสง และ สนิท อักษรแก้ว. 2540. การเจริญเติบโตของพันธุ์ไม้ชายเลนที่ปลูกบนพื้นที่
นาทุ่งร้าง อำเภอเมือง จังหวัดระนอง. ใน สัมมนากระบวนการนิเวศป่าชายเลนแห่งชาติ ครั้งที่ 7,
หน้า V9 (1-5). 22 กรกฎาคม 2534 ณ โรงแรมธรรมรินทร์ จังหวัดตรัง.
- พรรณราย สิทธิวงศ์. 2543. ปริมาณโลหะหนัก แคดเมียม ทองแดง ตะกั่ว และสังกะสี ในดินตะกอน
ชายฝั่งทะเลแหลมผักเบี้ย จังหวัดเพชรบุรี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต. สาขาวิทยาศาสตร์
การประมง คณะประมง มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- มันสิน ตันจุลเวศม์. 2543. คู่มือการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ. พิมพ์ครั้งที่ 4. กรุงเทพมหานคร: แชน อี. 68 แลป.
- ไมตรี ดวงสวัสดิ์ และ จารุวรรณ สมศิริ. 2528. คุณสมบัติของน้ำและวิธีวิเคราะห์สำหรับการวิจัยทางประมง.
กรุงเทพมหานคร: กรมประมง.
- มุกดา สุขสวัสดิ์. 2544. ความอุดมสมบูรณ์ของดิน. กรุงเทพมหานคร: โอ. เอส. พรินติ้งเฮ้าส์.

- วันชัย อิงปัญจลาภ. 2542. ป่าชายเลน. กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์ไทยวัฒนาพานิช
- ขงยุทธ โอสถสกา. 2543. ธาตุอาหารพืช. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- ลักขณีย์ คณานิชินันท์. 2539. ประสิทธิภาพของกกกลม *Cyperus corymbosus* ฐูป่าชายเลน *Typha angustifolia* อ้อ *Phragmites australis* และแห้วทรงกระเทียม *Eleocharis dulcis* ในพื้นที่ชุ่มน้ำที่สร้างขึ้นเพื่อการบำบัดโครเมียมในน้ำเสียจากอุตสาหกรรมชุบโลหะ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ศิริพร วรกุลดำรงชัย. 2540. อิทธิพลของน้ำและดินตะกอนของน้ำทิ้งจากการเลี้ยงกุ้งต่อโครงสร้างและการเจริญเติบโตของไม้ป่าชายเลน บริเวณอ่าวคุ้งกระเบน จังหวัดจันทบุรี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีการบริหารสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหิดล.
- ศุภกิตต์ เจียรสุวรรณ. 2548. ผลของความเค็มต่อการบำบัดธาตุอาหารและโลหะหนักในน้ำเสียชุมชนของพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ปลูกพันธุ์ไม้ป่าชายเลน เมื่อใช้ระบบบ่. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ศุภมาส พนิชศักดิ์พัฒนา. 2540. ภาวะมลพิษของดินจากการใช้สารเคมี. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: เท็กซ์ แอนด์ เจอร์นัล พับลิเคชัน.
- ศุภาศ กานตวนิชกูร. 2544. การกำจัดไนโตรเจนโดยระบบ Combined constructed wetland ในเขตอากาศร้อน. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.
- สนิท อักษรแก้ว. 2542. ป่าชายเลน นิเวศวิทยาและการจัดการ. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- สนิท อักษรแก้ว และ สมชาย พานิชสุโข. 2530. พันธุ์ไม้ในป่าชายเลนเมืองไทย. กรุงเทพมหานคร: คอมพิวเตอร์แอดเวอร์ไทซิง.
- สนิท อักษรแก้ว, สนใจ หะวานนท์ และ ชาตรี มากนวล. 2539. คู่มือการปลูกไม้ป่าชายเลน. โครงการวิจัยป่าชายเลน ITTO/JAM/Thai NATMANCOM Development and dissemination of re-afforestation techniques of mangrove forest.
- ส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, กรม. 2545. ทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพมหานคร: กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม.
- สุภาภรณ์ เพ็ญธิสาร. 2544. ศักยภาพของป่าชายเลนต่อการรองรับโลหะหนักในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลเมืองเพชรบุรี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- อภิชัย เขียวศิริกุล. 2533. การบำบัดน้ำเสียจากที่פקอาศัยด้วยผักตบชวา. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ภาษาอังกฤษ

- AOAC. 2003. Official Methods of Analysis of AOAC International 17th. Virginia: Association of Official Analytical Chemists.
- AWWA, WEF, and APHA. 1998. Standard method for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington DC: American public health association.
- Bolton, K. G. E., and Greenway, M. 1999. Nutrient sinks in a constructed wetland *Melaleuca* wetland receiving secondary treated effluent. Water Science and Technology. 40: 341-347.
- Boonsong, K., Piyatiratitivorakul, S., and Patanaponpaiboon, P. 2002a. Effect of wastewater discharge on mangrove soils. Symposium on WCSS 17th 14-21 August 2002. Thailand: 1901 (1-10).
- Boonsong, K., Piyatiratitivorakul, S., and Patanaponpaiboon, P. 2002b. The use of mangrove plantation as a constructed wetland for municipal wastewater treatment. The Journal Scientific Research Chulalongkorn University. 27: 43-58.
- Cheevaporn, V., and Menasveta, P. 2003. Water pollution and habitat degradation in the Gulf of Thailand. Marine Pollution Bulletin. 47: 43-51.
- Chu, H. Y., Chen, N. C., Yeung, M. C., Tam, N. F. Y., and Wong, Y. S. 1998. Tide-tank system simulating mangrove wetland for remove of nutrient and heavy metals from wastewater. Water Science and Technology. 38: 361-368.
- Chu, H. Y., Tam, N. F. Y., Lam, S. K. S., and Wong, Y. S. 1999. Retention of pollutions by mangrove soil and the effects of pollutants on *Kandelia candel*. Environmental Technology. 21: 755-764.
- Crock, J. K., and Fennessy, M. S. 2001. Wetland plants: biology and ecology. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Forstner, U. 1981. Metal pollution in the aquatic environment. 2nd ed. Berlin: Springer-Verlag.
- Guo, T., DeLaune, R. D., and Patrick, W. H. 1997. The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. Environment International. 23: 305-316.
- Gray, S., Kinross, J., Read, P., and Marland, A. 2000. The nutrient assimilative capacity of maerl as substrate in constructed wetland system for wastewater treatment. Water Resource. 34: 2183-2190.
- Jackson, M. L. 1960. Phosphorus determination for soil. Soil chemical analysis. New Jersey: Prentice-Hall.

- Jackson, M. L. 1975. Soil chemical analysis. New Delhi: Prentice-Hall of India Private.
- Kadlec, R. H., and Knight, R. L. 1996. Treatment wetlands. USA.: Lewis Publishers.
- Kathiresan, K., and Bingham, B. L. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. Advances in Marine Biology. 40: 81-251.
- Kim H. Tan. 1996. Soil Sampling, Preparation and Analysis. New York: Marcel Dekker, Inc.
- Klomjek, P. and Nitorisavut, S. 2005. Constructed wetland: a study of eight plant species under saline condition. Chemosphere. 58: 585-593.
- Lim, P. E., Tay, M. G., Mak, K. Y., and Mohamed, N. 2003. The effect of heavy metals on nitrogen and oxygen demand removal in constructed wetlands. The Science of Total Environment. 301: 13-21.
- Macfarlane, G. R. 2002. Leaf biochemical parameters in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems. Marine Pollution Bulletin. 44: 244-256.
- MacFarlane, G. R., and Burchett, M. D. 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove. Marine Environmental Research. 54: 65-84.
- MacFarlane, G. R., Pulkownik, A., and Burchett, M. D. 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh: biological indication potential. Environmental Pollution. 123: 139-151.
- Matagi, S. V., Swai, D., and Mugabe, R. 1998. A review of heavy metal removal mechanism in wetlands. African Journal Hydrobiology Fish. 8: 23-35.
- Mitsch, W. J., and Gosselink, J. G. 2000. Wetlands. 3rd ed. New York: John Wiley&Sons.
- Novotny, V., and Olem, H. 1994. Water quality: prevention, identification, and management diffuse pollution. New York: Van nostrand reinhold.
- Picard, C. R., Fraser, L. H., and Steer, D. 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. Bioresource Technology. 96: 1039-1047.
- Reddy, K. R., and D' Angelo, E. M. 1997. Biogeochemical indicators to evaluate pollution removal efficiency in constructed wetlands. Water Science and Technology. 35: 1-10.
- Strickland, J. D. H., and Parsons, T. R. 1972. A Practical handbook of seawater analysis. Ottawa: Fisheries research board of Canada.
- Samuel C. Snedakar and Jane G. Snedakar. 1984. The Mangrove Ecosystem: Research Methods. Bungay: Richard Clay (The Chaucer Press) Ltd.

- Sheoran, A. S., and Sheoran, V. 2005. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. Minerals Engineering.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., and Kappelmeyer, U. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnology Advances. 22: 93-117.
- Tam, N. F. Y. 1998. Effects of wastewater discharge on microbial populations and enzyme activities in mangrove soils. Environmental Pollution. 102: 233-242.
- Tam, N. F. Y., and Wong, Y. S. 1995. Mangrove soil and sinks for wastewater-borne pollutants. Hydrobiologia. 295: 231-241.
- Tam, N. F. Y., and Wong, Y. S. 1996. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. Environmental Pollution. 94: 283-291.
- Ye, Y., Nora, F., Tam, Y., and Wong, Y. S. 2001. Livestock wastewater treatment by a mangrove pot-cultivation system and the effect of salinity on the nutrient removal efficiency. Marine Pollution Bulletin. 42: 513-521.
- Yim, M. W., and Tam, N. F. Y. 1999. Effects of wastewater-borne heavy metals on mangrove plants and soil microbial activities. Marine Pollution Bulletin. 39: 179-186.
- Ye, Y., Tam, N. F. Y., Wong, Y. S., and Lu, c. Y. 2003. Growth and physiological responses of two mangrove species (*Bruguiera gymnorrhiza* and *Kandelia candel*) to waterlogging. Environmental and experimental botany. 49: 209-221.
- Yu, K. C., Tsai, L. J., and Chen, S. H. 2001. Chemical binding of heavy metals in anoxic river sediments. Water Resource. 35: 4086-4094.



ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก

คำย่อที่ใช้ในวิทยานิพนธ์ฉบับนี้

°C	หมายถึง	องศาเซลเซียส
mS/cm	หมายถึง	มิลลิซีเมนต่อเซนติเมตร
psu	หมายถึง	practical salinity unit
mg/l	หมายถึง	มิลลิกรัมต่อลิตร
mg/kg	หมายถึง	มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม
mg/g soil	หมายถึง	มิลลิกรัมต่อกรัมของดิน
mg/g dry weight	หมายถึง	มิลลิกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง
µg/g dry weight	หมายถึง	ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง
g/m ²	หมายถึง	กรัมต่อตารางเมตร
mV	หมายถึง	มิลลิโวลต์

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ข

เกณฑ์มาตรฐานที่ใช้ในการประเมินสมบัติของดินทางกายภาพและเคมี



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

1. ความเป็นกรด-ด่างของดิน (pH)

pH	สภาพกรดหรือสภาพด่างของดิน
<3.5	กรดรุนแรงมากที่สุด (ultra acid)
3.5-4.5	กรดรุนแรงมาก (extremely acid)
4.6-5.0	กรดจัดมาก (very strongly acid)
5.1-5.5	กรดจัด (strongly acid)
5.6-6.0	กรดจัดปานกลาง (moderately acid)
6.1-6.5	กรดเล็กน้อย (slightly acid)
6.6-7.3	กลาง (neutral)
7.4-7.8	ด่างเล็กน้อย (slightly alkaline)
7.9-8.4	ด่างปานกลาง (moderately alkaline)
8.5-9.0	ด่างจัด (strongly alkaline)
>9.0	ด่างจัดมาก (very strongly alkaline)

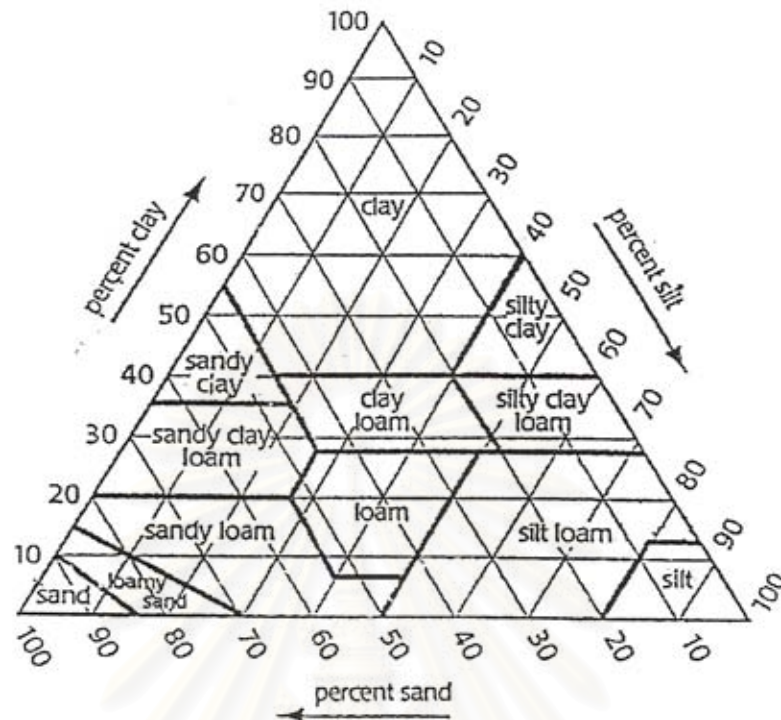
ที่มา: คณาจารย์ภาควิชา (2544)

2. ระดับความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนบวก (cation exchange capacity; C.E.C) ของดิน

ระดับ	ค่า C.E.C (me/100g)
ต่ำมาก	<3
ต่ำ	3-5
ต่ำปานกลาง	5-10
ปานกลาง	10-15
สูงปานกลาง	15-20
สูง	20-30
สูงมาก	>30

ที่มา: คณาจารย์ภาควิชา (2544)

3. การจัดระบบเนื้อดินตามตารางสามเหลี่ยมเนื้อดินสากลของการวิเคราะห์ดินทางกายภาพ



ที่มา: คณาจารย์ภาคปฐพีวิทยา (2544)

สัญลักษณ์	Textural class	ชนิดของเนื้อดิน
C	clay	ดินเหนียว
SiC	silty clay	ดินเหนียวปนทรายแป้ง
SiCL	silty clay loam	ดินร่วนเหนียวปนทรายแป้ง
CL	clay loam	ดินร่วนเหนียว
SC	sandy clay	ดินเหนียวปนทราย
SCL	sandy clay loam	ดินร่วนเหนียวปนทราย
Si	silt	ดินทรายแป้ง
SiL	silt loam	ดินร่วนปนทรายแป้ง
L	loam	ดินร่วน
SL	sandy loam	ดินร่วนปนทราย
LS	loamy sand	ดินร่วนปนดินเหนียว
S	sand	ดินทราย

ภาคผนวก ค

ภาพที่เกี่ยวข้องการศึกษา



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ ค.1 ชุดทดลองพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโกงกางใบใหญ่ ณ พื้นที่บริเวณระเบียบ ชั้น 4 อาคารวิทยาศาสตร์ทั่วไป จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ก่อนเริ่มการทดลอง



ภาพที่ ค.2 ชุดทดลองพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม โกงกางใบใหญ่ ณ พื้นที่บริเวณระเบียง ชั้น 4 อาคารวิทยาศาสตร์ทั่วไป จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เมื่อสิ้นสุดการทดลอง รวมทั้งการเก็บตัวอย่างน้ำและดิน

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวพรสุดา ผานุกาณ์ เกิดเมื่อวันที่ 22 ตุลาคม พ.ศ. 2519 ที่จังหวัดลำปาง สำเร็จการศึกษาวิทยาศาสตรบัณฑิต (เกียรตินิยมอันดับ 1) จากภาควิชาวิทยาศาสตร์อนามัยสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล เมื่อปี พ.ศ. 2542 และเข้าศึกษาต่อที่สหสาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เมื่อปี พ.ศ. 2546 ปัจจุบันดำรงตำแหน่ง นักวิชาการสุขาภิบาล 5 กองสุขาภิบาลอาหาร สำนักอนามัย กรุงเทพมหานคร



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย