

บทที่ 3

ผลการทดลองและวิจารณ์

3. ผลการทดลองและวิจารณ์

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของแผนในการบำบัดน้ำเสียชุมชนจากมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ โดยใช้ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ จ.สงขลา ซึ่งระบบบ่อบำบัดน้ำเสียประกอบด้วยบ่อดินจำนวนสองบ่อ โดยบ่อบำบัดบ่อแรกทำหน้าที่เป็นบ่อบำบัดน้ำเสียที่เข้ามาจากที่ต่างๆ เช่น จากหอพักนักศึกษา โรงอาหาร บ้านพักบุคลากรและบ่อบำบัดที่สองเป็นบ่อที่ใช้ในการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของแผน ซึ่งมีภาระบรรทุกทางชลศาสตร์อยู่ในช่วง 0.20–0.44 ลบ.ม./ตร.ม.วัน และระยะเวลาเก็บกักตลอดการทดลองอยู่ที่ 2.67-5.89 วัน ในการทดลองครั้งนี้ไม่ได้มีการควบคุมอัตราการไหลของน้ำที่เข้าระบบ โดยปล่อยให้ปริมาณน้ำเสียที่เข้าและออกจากระบบนั้นแปรผันกับปริมาณการใช้น้ำและการทำกิจกรรมต่างๆ ภายในมหาวิทยาลัย ในการศึกษาครั้งนี้ใช้ระยะเวลาในการเก็บข้อมูลต่างๆ เป็นเวลา 1 ปี คือตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550

ผลการศึกษาตัวแปรต่างๆ ในการบำบัดน้ำเสีย

3.1 ลักษณะน้ำเสียก่อนเข้าระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย

ผลการศึกษาลักษณะน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบ่อบำบัดที่ใช้แผนในการบำบัดน้ำเสียพบว่าน้ำเสียก่อนเข้าระบบบ่อบำบัดมีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.2-7.8 เฉลี่ย 7.4 ค่าบีโอดีอยู่ในช่วง 9-56 มก./ล. เฉลี่ย 35 มก./ล. ค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 25-55 มก./ล. เฉลี่ย 35 มก./ล. ค่าเจลดาลท์ไนโตรเจนอยู่ในช่วง 8.2-38.1 มก./ล. เฉลี่ย 27.3 มก./ล. ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนอยู่ในช่วง 6.05-33.91 มก./ล. เฉลี่ย 22.38 มก./ล. ค่าฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 0.46-2.12 มก./ล. เฉลี่ย 1.03 มก./ล. ค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วง 1.74-6.54 มก./ล. เฉลี่ย 4.74 มก./ล. ผลการศึกษาตัวแปรต่าง ๆ แสดงดังตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.1 แสดงผลการวิเคราะห์น้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัดน้ำเสีย

ตัวแปร	ค่าเฉลี่ย
pH	7.4±0.1
Water Temp (°C)	32.6±1.5
DO (mg/L)	4.74±1.51
TSS (mg/L)	35±7
BOD ₅ (mg/L)	35±14
TP (mg/L)	1.03±0.47
TKN (mg/L)	27.27±8.98
NH ₃ -N (mg/L)	22.38±8.21
Fecal Coliform Bacteria (MPN/100 mL)	6.62X10 ⁸ ±1.10X10 ⁸

หมายเหตุ : $\bar{X} \pm S.D.$

3.2 การกำจัดไนโตรเจน

การกำจัดไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้พืชลอยน้ำมีกลไกหลายอย่าง เช่น การกลายเป็นก๊าซของแอมโมเนีย การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน การดูดซึมโดยพืช Zimmo (2003) ได้ยืนยันว่ากลไกหลักในการกำจัดไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนคือการสะสมในพืชและถูกกำจัดออกโดยการเก็บเกี่ยว ส่วนการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้โดยจุลินทรีย์ที่มีในระบบ ผลการทดลองพบว่าปริมาณเจลดาล์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนที่เข้าระบบมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 27.27 มก./ล. (9.97 กรัมเจลดาล์ไนโตรเจน/ตร.ม.วัน) และ 22.38 มก./ล. (8.25 กรัมแอมโมเนียไนโตรเจน/ตร.ม.วัน) ตามลำดับ หลังจากทำการทดลองได้ 12 เดือน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดเจลดาล์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไปตามตารางที่ 3.2 3.3 และ 3.4

ตารางที่ 3.2 ลักษณะน้ำเสียที่เข้าและออกระบบบำบัดที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ ตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงพฤษภาคม 2549

ตัวแปร	กุมภาพันธ์ 49		มีนาคม 49		เมษายน 49		พฤษภาคม 49	
	HRT=5.89 วัน		HRT=5.04 วัน		HRT=5.33 วัน		HRT=4.95 วัน	
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก
pH	7.7±0.3	7.8±0.1	7.6±0.3	8.2±0.9	7.1±0.3	7.3±0.3	7.3±0.4	7.2±0.4
WaterTemp (°C)	32.5±0.2	32.6±0.4	34.6±0.3	34.8±0.4	34.9±0.2	35±0.1	33.9±0.2	33.8±0.2
DO (mg/L)	4.7±0.3	4.9±0.4	6.5±3.3	6.7±2.6	3.8±0.7	5.1±0.9	5.6±1.6	7.3±2.5
TSS (mg/L)	38±15	30±16	53±38	21±31	28±5	19±4	35±16	21±12
BOD ₅ (mg/L)	35±33	32±50	38±32	31±31	8±5	7±4	18±6	15±5
TP (mg/L)	0.73±0.11	0.39±0.07	0.97±0.14	0.57±0.18	0.69±0.08	0.45±0.09	0.46±0.08	0.23±0.08
TKN (mg/L)	28.19±10.45	24.97±9.69	20.41±11.36	18.47±10.16	8.20±0.1.24	7.08±0.85	15.10±4.41	13.19±3.78
NH ₃ -N (mg/L)	20.70±8.17	18.59±8.49	14.18±7.11	12.73±3.68	6.05±0.77	5.92±0.55	13.52±3.02	12.04±3.08

ตารางที่ 3.3 ลักษณะน้ำเสียที่เข้าและออกระบบบำบัดที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ ตั้งแต่เดือนมิถุนายน 2549 ถึงกันยายน 2549

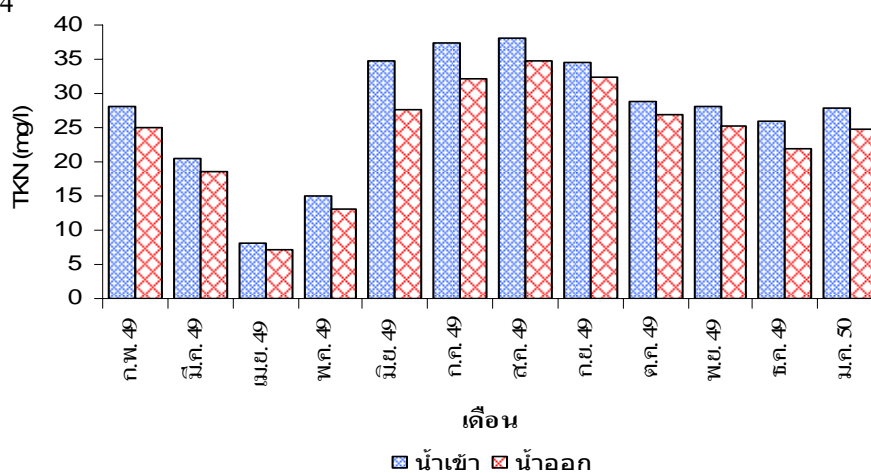
ตัวแปร	มิถุนายน 49		กรกฎาคม 49		สิงหาคม 49		กันยายน 49	
	HRT=2.70 วัน		HRT=3.25 วัน		HRT=2.78 วัน		HRT=2.67 วัน	
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก
pH	7.7±0.1	7.5±0.1	7.6±0.2	7.4±0.1	7.3±0.2	7.2±0.1	7.7±0.1	7.5±0.1
Water Temp (°C)	34.1±0.1	34.4±0.1	33.8±0.4	34±0.4	35.1±0.2	35.3±0.2	33.3±0.2	33.4±0.2
DO (mg/L)	5.1±1.8	6.5±2.3	6.0±1.0	6.2±0.7	5.7±1.1	6.5±1.0	4.9±0.9	6.3±0.9
TSS(mg/L)	34±7	27±6	30±16	20±7	30±8	19±5	39±9	24±1
BOD ₅ (mg/L)	22±20	17±16	38±13	28±11	32±12	27±11	48±8	34±15
TP (mg/L)	0.48±0.31	0.37±0.18	0.96±0.79	0.68±0.52	0.75±0.39	0.41±0.22	1.55±0.81	0.97±0.46
TKN (mg/L)	34.65±11.87	27.63±8.20	37.28±7.90	32.18±6.12	38.06±6.13	34.86±5.61	34.42±6.01	32.27±3.85
NH ₃ -N (mg/L)	30.80±11.30	27.52±8.93	30.28±6.78	29.97±5.68	33.91±6.66	31.54±6.74	29.2±4.56	27.18±4.43

ตารางที่ 3.4 ลักษณะน้ำเสียที่เข้าและออกระบบบำบัดที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่ระยะเวลาเก็บกักต่างๆ ตั้งแต่เดือนตุลาคม 2549 ถึงมกราคม 2550

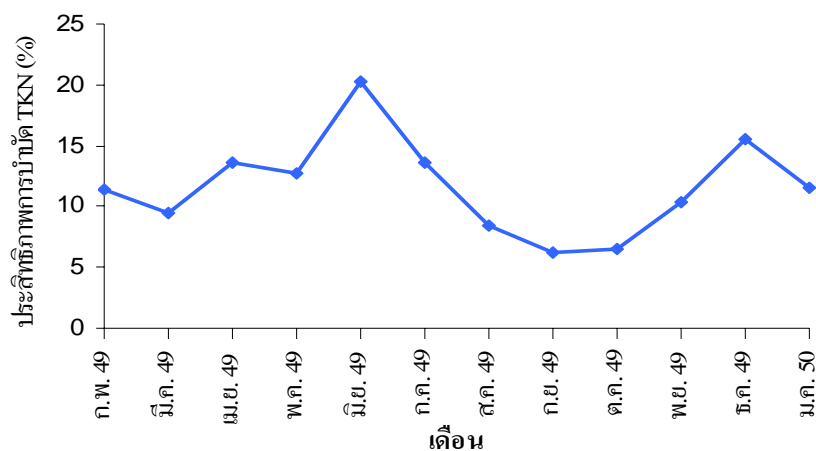
ตัวแปร	ตุลาคม 49		พฤศจิกายน 49		ธันวาคม 49		มกราคม 50	
	HRT=4.06 วัน		HRT=2.93 วัน		HRT=2.81 วัน		HRT=2.97 วัน	
	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก	น้ำเข้าระบบ	น้ำออก
pH	7.7±0.1	7.4±0.1	7.6±0.1	7.4±0.1	7.5±0.1	7.5±0.2	7.3±0.1	7.3±0.1
Water Temp (°C)	32.5±0.2	32.7±0.2	32.3±0.2	32.4±0.3	30.6±0.3	30.8±0.4	30.8±0.4	31.0±0.4
DO (mg/L)	5.47±1.34	6.46±0.59	5.43±2.21	6.12±2.03	1.96±1.20	3.97±2.16	1.75±0.75	2.67±0.90
TSS (mg/L)	25±10	18±7	38±9	33±11	31±20	25±8	29±3	22±4
BOD ₅ (mg/L)	39±6	26±7	34±7	26±8	56±13	39±10	51±11	39±5
TP (mg/L)	1.21±0.48	1.02±0.48	2.12±1.52	1.68±0.66	1.28±0.29	0.97±0.46	1.13±0.20	0.88±0.16
TKN (mg/L)	28.86±4.21	26.97±3.04	28.09±4.10	25.17±2.26	26.04±3.85	21.98±3.67	27.95±2.85	24.73±2.56
NH ₃ -N (mg/L)	25.59±4.03	24.83±2.67	21.49±2.69	20.53±3.08	20.39±2.85	17.31±3.08	22.53±2.33	19.74±2.04

หมายเหตุ : ค่าที่แสดงในตารางเป็นค่าเฉลี่ย ($\bar{X} \pm S.D.$) จากการทดลอง 24 ครั้ง ยกเว้นค่าพีเอช และอุณหภูมิมี $n = 8$

ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรและเจลดาล์ไนโตรเจนแสดงได้ดังภาพประกอบที่ 3.2 และ 3.4



ภาพประกอบที่ 3.1 การเปลี่ยนแปลงปริมาณของเจลดาล์ไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน



ภาพประกอบที่ 3.2 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดเจลาตลห้ไนโตรเจนของระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย ที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน

จากผลการทดลองที่อัตราภาระบรรทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม. วันระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ย 3.78 วัน และอัตราภาระบรรทุกเจลาตลห้ไนโตรเจนเฉลี่ย 9.97 กรัม เจลาตลห้ไนโตรเจน/ตร.ม.วัน พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดเจลาตลห้ไนโตรเจนอยู่ในช่วง 6-20% เฉลี่ย 12% จากภาพประกอบที่ 3.2 พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากเดือนมีนาคม (9.5%) ถึงเดือนมิถุนายน (20%) จากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดของระบบมีแนวโน้มลดลงในช่วงเดือนกรกฎาคม (14%) ถึงกันยายน (6%) และมีประสิทธิภาพต่ำที่สุดในเดือนกันยายน (6%) ทั้งนี้สามารถอธิบายได้ว่ากลไกหลักในการบำบัดเจลาตลห้ไนโตรเจนคือ การสะสมในพืชและถูกกำจัดออกโดยการเก็บเกี่ยว Alears et al. (1996) ได้รายงานว่าแทนสามารถสะสมไนโตรเจนได้ประมาณ 0.26 กรัม ไนโตรเจน/ตร.ม.วัน เนื่องจากแทนสามารถสะสมไนโตรเจนได้ในปริมาณที่จำกัด จากผลการทดลองพบว่าในช่วงเดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนมิถุนายน 2549 ประสิทธิภาพในการบำบัดมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจึงเป็นการยืนยันว่ากลไกหลักในการกำจัดไนโตรเจนคือการสะสมในพืชเพราะในช่วงเดือนดังกล่าวเป็นช่วงฤดูร้อนทำให้แทนสามารถเจริญเติบโตได้ดีหลังจากการเก็บเกี่ยวแต่ในช่วงเดือนกรกฎาคมถึงกันยายน 2549 ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดมีแนวโน้มลดลงสามารถอธิบายได้ว่าในช่วงเดือนกรกฎาคมถึงตุลาคม 2549 เป็นช่วงที่มีฝนตกมาก ดังภาพประกอบที่ 3.7 ปริมาณฝนจึงมีผลกับประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของระบบ พบว่าในเดือนกันยายน ปริมาณฝนที่สูงถึง 300 มิลลิเมตร ทำให้ประสิทธิภาพของระบบต่ำสุด การสะสมไนโตรเจนของแทนที่ลดลงจึงส่งผลกับอัตราการเจริญเติบโตของแทน เมื่ออัตราการเจริญเติบโตลดลงจึงทำให้จึงทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลง ในแง่ของมาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนเมื่อนำผลที่ได้จากการ

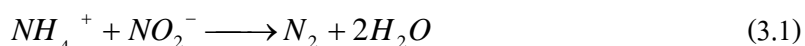
ทดลองไปเปรียบเทียบกับเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนที่กำหนดปริมาณเจลาตใน ไตรเจนไว้ไม่เกิน 35 มก./ล. พบว่าน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยเหินสามารถผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชน

Noemi et al. (2004) ได้รายงานว่ามีผลกับการสะสมไนโตรเจนในแวนคือ ปริมาณแอมโมเนียในระบบที่เพิ่มขึ้นทำให้การสะสมไนโตรเจนในพืชลดลง เนื่องจากแอมโมเนีย นั้นมีความเป็นพิษต่อพืชและเป็นตัวยับยั้งการนำเอาไนโตรเจนในน้ำมาใช้ นอกจากนี้ Zimmo (2003) ได้ยืนยันว่ากลไกหลักในการกำจัดไนโตรเจนของเหินคือการสะสมและการนำไปใช้โดย พืชรวมไปถึงการเก็บเกี่ยวซึ่งพบว่ากลไกดังกล่าวนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงถึง 35% ในช่วงฤดูร้อนที่ระยะเวลาเก็บเกี่ยวเท่ากับ 28 วัน เมื่อเปรียบเทียบกับผลการทดลองที่ได้พบว่าประสิทธิภาพ ในการบำบัดเจลาตใน ไตรเจนของระบบเฉลี่ยอยู่ที่ 12% เท่านั้นที่ระยะเวลาเก็บเกี่ยว 3.78 วัน ซึ่งความแตกต่างของประสิทธิภาพการบำบัดนั้นอาจเกิดจากหลายๆ ปัจจัย เช่น ปริมาณน้ำฝน อัตราการระบรทุกเจลาตใน ไตรเจน เป็นต้น นอกจากนี้ Silva (1982) ได้รายงานว่าการเพิ่มระยะเวลา เก็บเกี่ยวสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนของระบบได้แต่จากผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดไม่ได้ขึ้นอยู่กับระยะเวลาเก็บเกี่ยวในระบบ

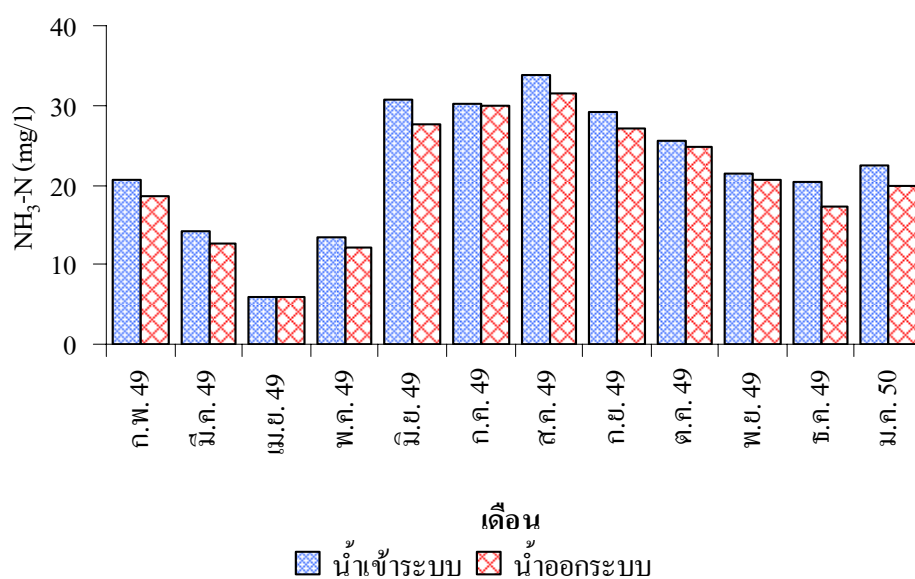
3.3 การบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน (NH₃-N)

จากผลการทดลองที่อัตราการระบรทุกทางศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน ระยะเวลาเก็บเกี่ยวเฉลี่ย 3.78 วัน และอัตราการระบรทุกแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย 8.25 กรัม แอมโมเนียไนโตรเจน/ตร.ม.วัน พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียอยู่ในช่วง 1-15% เฉลี่ย 8% โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนสูงสุดในเดือนธันวาคม (15%) และต่ำสุดในเดือนกรกฎาคม (1%) ซึ่งถือว่ามีความมีประสิทธิภาพน้อยมากในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน เนื่องจากกลไกหลักในการกำจัดแอมโมเนียของระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้เหินคือการตกตะกอน (sedimentation) และการระเหยของแอมโมเนียที่พีเอชในช่วง 8-10 และการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในชั้นของตะกอนดิน (Zimmo, 2000) แต่จากผลการทดลองพบว่าค่าพีเอชเฉลี่ยของระบบอยู่ที่ 7.5 และ 7.7 เท่านั้นสำหรับน้ำเข้าและออกจากระบบตามลำดับ ดังแสดงใน ภาพประกอบที่ 3.3 นอกจากนี้ Zimmo (2003) ได้รายงานว่าในช่วงที่มีอุณหภูมิต่ำ (ฤดูหนาว) ระบบสามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ดีกว่าฤดูร้อนเนื่องจากระบบสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ดี นอกจากนี้ Silva (1982) ได้รายงานว่าที่ระยะเวลาเก็บเกี่ยว 28 วัน ระบบมีความสามารถในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้สูงถึง 81% Hunt et al. (2000)

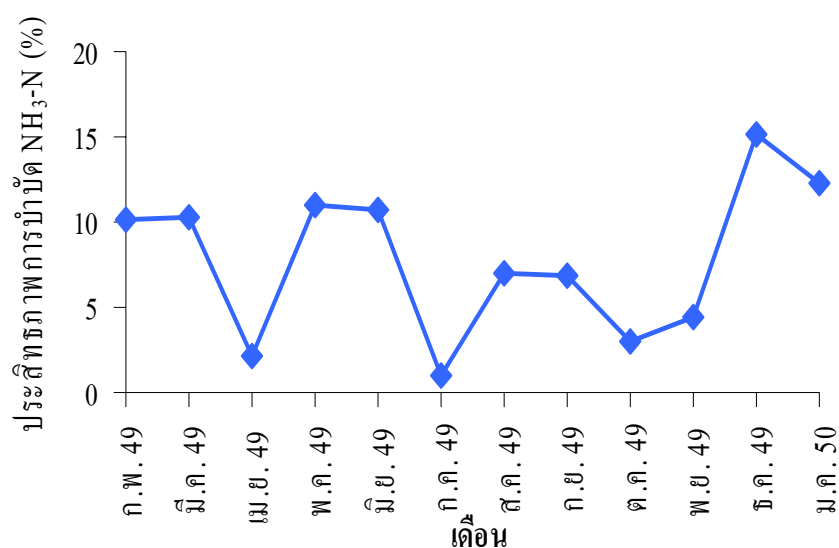
พบว่า การเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียไปอยู่ในสถานะก๊าซในสภาพที่ไม่เป็นด่างอาจเกิดจากอิทธิพลของลมและอุณหภูมิ Hunt และ Poach (2000) กล่าวว่า การระเหยของแอมโมเนียไม่ใช่กลไกในการสูญเสียไนโตรเจนอย่างมีนัยสำคัญซึ่งกลไกที่พบว่าสามารถลดแอมโมเนียในระบบได้เรียกว่า Ammonia Oxidation ซึ่งเกิดตามสมการที่ 3.1



ซึ่งมีการพบไม่นานมานี้ว่ากระบวนการนี้เกิดโดย Ammonia Oxidizing Bacteria และเป็นแบคทีเรียที่ค้นพบใหม่ (Jetten et al., 1999) ซึ่งในกระบวนการนี้ต้องการออกซิเจนเพียงครึ่งหนึ่งของออกซิเจนที่ต้องการในการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นก๊าซไนโตรเจนในกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน และเป็นกระบวนการที่สามารถเกิดได้ในสภาพแอน็อกซิก



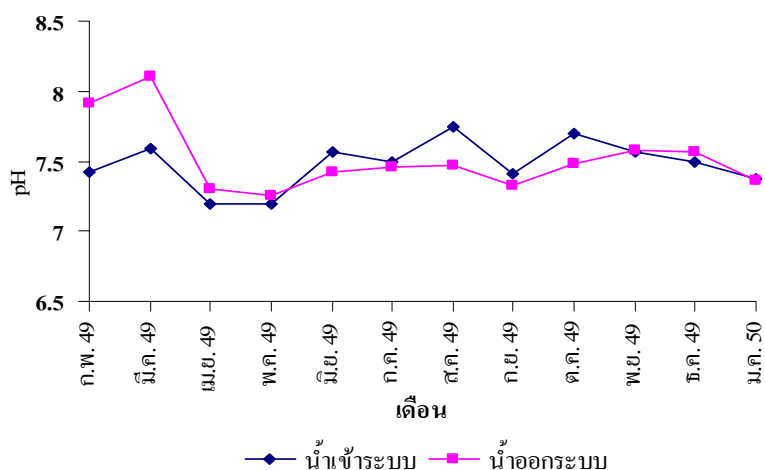
ภาพประกอบที่ 3.3 การเปลี่ยนแปลงของแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน



ภาพประกอบที่ 3.4 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้เหนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน

3.4 พีเอช

ภาพประกอบที่ 3.5 แสดงค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกระบบจากผลการทดลองพบว่าค่าพีเอชของน้ำเข้าและออกมีค่าอยู่ในช่วง 7.2-7.8 เฉลี่ย 7.5 และ 7.3-8.0 เฉลี่ย 7.7 ตามลำดับ การเปลี่ยนแปลงพีเอชในช่วงดังกล่าวพบว่ายังคงอยู่ในช่วงที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงสุด (6-7.5) (Dalu et al., 2003) เมื่อพิจารณาเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนได้กำหนดค่าพีเอชของน้ำทิ้งจะต้องอยู่ในช่วงพีเอช 5-9 ซึ่งเมื่อพิจารณาแล้วพบว่าระบบที่ใช้เหนในการบำบัดน้ำเสียนั้นผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชน นอกจากนี้ Dalu et al. (2003) กล่าวว่า การเปลี่ยนแปลงพีเอชของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียนั้นมีผลต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์และประสิทธิภาพในการบำบัด โดยเฉพาะอย่างยิ่งบ่อแบบผสมพบว่าเมื่อพีเอชมีค่าสูงกว่า 9 ทำให้เกิดกระทบกับประสิทธิภาพในการกำจัดฟิโคล โคลิฟอร์มแบคทีเรีย ซึ่งเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับผลการทดลองในการศึกษาครั้งนี้พบว่าค่าพีเอชตลอดการทดลองยังคงอยู่ในช่วงที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟิโคล โคลิฟอร์มแบคทีเรียสูงสุดคือสามารถกำจัดฟิโคล โคลิฟอร์มได้เฉลี่ยประมาณ 98%



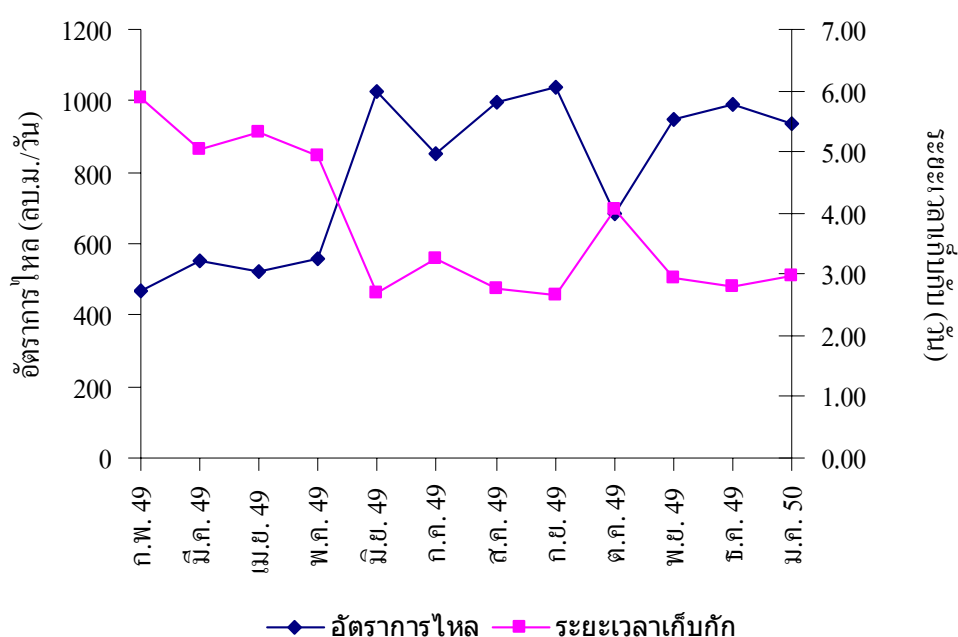
ภาพประกอบที่ 3.5 แสดงค่าพีเอชเฉลี่ยของน้ำเข้าและออกจากระบบบำบัดตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550

ตารางที่ 3.5 อุณหภูมิน้ำ ระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ยและอัตราการไหลของน้ำเสียเฉลี่ยตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550

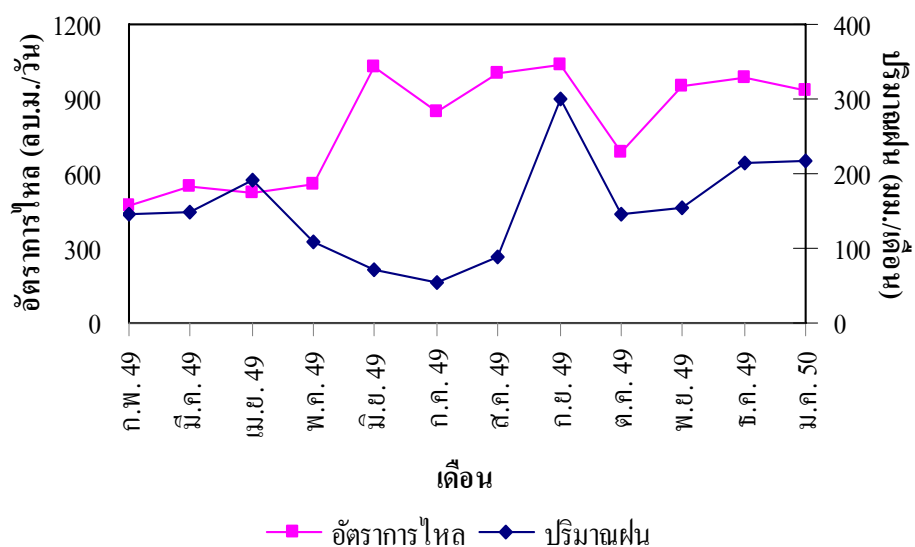
เดือน	อุณหภูมิน้ำเฉลี่ย ($^{\circ}\text{C}$)	ระยะเวลาเก็บกัก (วัน)	อัตราการไหล (ลบ.ม./วัน)
กุมภาพันธ์ 2549	32.6	5.89	470
มีนาคม 2549	34.8	5.04	550
เมษายน 2549	35.0	5.33	520
พฤษภาคม 2549	33.8	4.95	560
มิถุนายน 2549	34.4	2.7	1027
กรกฎาคม 2549	34.0	3.25	852
สิงหาคม 2549	35.3	2.78	998
กันยายน 2549	33.4	2.67	1038
ตุลาคม 2549	32.7	4.06	682
พฤศจิกายน 2549	32.4	2.93	947
ธันวาคม 2549	30.8	2.81	987
มกราคม 2550	31.0	2.97	933

3.5 ระยะเวลาเก็บกักและอัตราการไหลของน้ำ

ภาพประกอบที่ 3.6 แสดงอัตราการไหลและระยะเวลาเก็บกักตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550 จากผลการทดลองพบว่าอัตราการไหลของน้ำมีค่าสูงสุดในเดือนกันยายน (1038 ลบ.ม./วัน) และมีค่าต่ำสุดในเดือนกุมภาพันธ์ (470 ลบ.ม./วัน) ซึ่งพบว่าปริมาณฝนเป็นตัวแปรสำคัญของการเพิ่มขึ้นของอัตราการไหลดังภาพประกอบที่ 3.7 พบว่าในเดือนกันยายนปริมาณฝนสูงสุดทำให้อัตราการไหลมากที่สุด



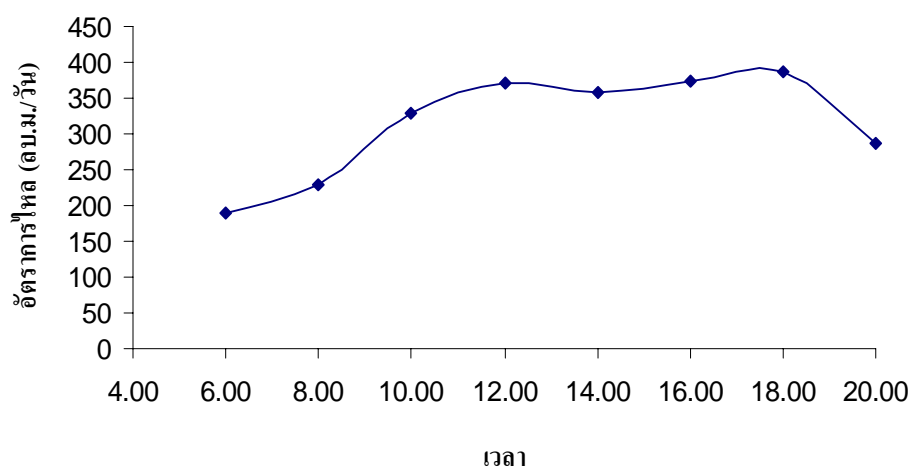
ภาพประกอบที่ 3.6 อัตราการไหลและระยะเวลาเก็บกักของระบบบ่อน้ำบาดน้ำเสียตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550



ภาพประกอบที่ 3.7 ปริมาณน้ำฝนและอัตราการไหลเฉลี่ยตั้งแต่เดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550

3.6 ปริมาณน้ำเสียจากมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่

ผลการศึกษาปริมาณน้ำเสียพบว่าปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียนั้นขึ้นกับกิจกรรมและปริมาณการใช้น้ำของนักศึกษาที่เวลาต่างๆ ดังภาพประกอบที่ 3.8

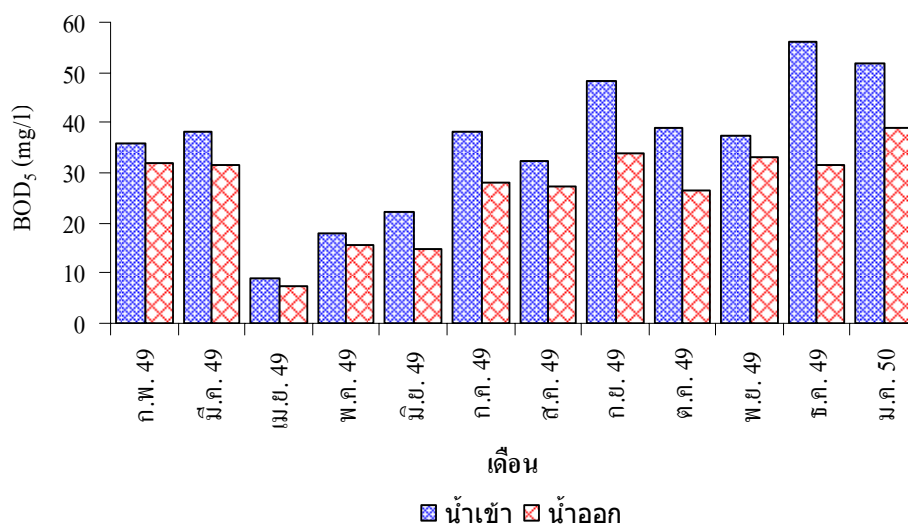


ภาพประกอบที่ 3.8 ปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียที่เวลาต่างๆ ในเดือนกุมภาพันธ์ 2549

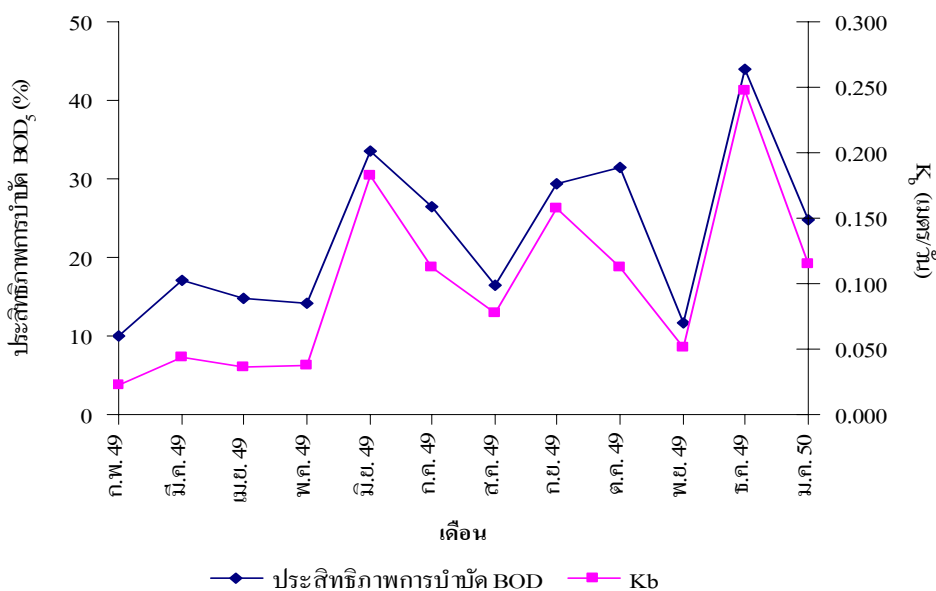
3.7 การกำจัดสารอินทรีย์

บีโอดี (BOD₅)

จากผลการทดลองที่อัตราการบำบัดทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน ระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ย 3.78 วันและอัตราการบำบัดทุกบีโอดีเฉลี่ย 12.83 กรัม บีโอดี/ตร.ม.วัน พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีอยู่ในช่วง 10-44 % เฉลี่ย 23% โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดในเดือนธันวาคม (44%) และต่ำสุดในเดือนกุมภาพันธ์ (10%) ดังภาพประกอบที่ 3.9 และ 3.10 กลไกในการบำบัดบีโอดีของแหน่นั้นยังไม่เป็นที่ทราบแน่ชัดแต่สามารถอธิบายได้ด้วยสมการปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง (สมการที่ 2.2) (Noemi et al., 2004) จากการทดลองพบว่าค่าคงที่อัตราการบำบัดบีโอดี (K_b) ของระบบมีค่าอยู่ในช่วง 0.04-0.32 เมตร/วัน เฉลี่ย 0.19 เมตร/วัน และพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีของระบบนั้นขึ้นกับค่าคงที่อัตราการบำบัด ระยะเวลาเก็บกักและอัตราการบำบัดทุกบีโอดี พบว่าเมื่อค่าคงที่อัตราการบำบัดและอัตราการบำบัดทุกบีโอดีเพิ่มขึ้นและระยะเวลาเก็บกักมีค่าลดลง ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีของระบบมีค่าเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ ($P < 0.05$) ดังภาพประกอบที่ 3.9 จากความสัมพันธ์ที่ได้สามารถยืนยันได้ว่ากลไกหลักในการบำบัดบีโอดีนั้นขึ้นอยู่กับกระบวนการที่เกิดขึ้นภายในน้ำมากกว่าการสะสมในพืช ได้มีนักวิจัยหลายท่านได้เสนอแนวคิดเกี่ยวกับกลไกการบำบัดบีโอดีของแหน ซึ่ง Landolt (1986) ได้เสนอว่าการลดลงของบีโอดีในบ่อบำบัดที่ใช้แหนนั้นเกิดจากกระบวนการนำเอากรดอะมิโนและสารอินทรีย์ในน้ำมาใช้ในการเจริญเติบโต ซึ่งแนวคิดดังกล่าวได้ถูกแย้งโดย Komer et al. (1998) ซึ่งได้ทำการศึกษาแบบจำลองในการบำบัดน้ำเสียของแหนในห้องทดลองได้อธิบายไว้ว่ากลไกการสะสมและการนำสารอินทรีย์ไปใช้โดยพืชนั้นเป็นเพียงส่วนน้อยเท่านั้น Cooper et al. (1996) ได้กล่าวว่ากลไกการบำบัดบีโอดีในระบบคือการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ Alaerts et al. (1996) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียโดยใช้แหนในการบำบัดน้ำเสียในประเทศบังคลาเทศ พบว่าแหนมีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีได้ 95-99% ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน นอกจากนี้ Noemi et al. (2004) ได้รายงานว่าคุณภาพในการกำจัดสารอินทรีย์นั้นขึ้นกับค่าคงที่อัตราการบำบัดน้ำเสียของแหน (K_b) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.28 ± 0.08 เมตรต่อวัน ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับผลการทดลองที่ได้คือ 0.19 ± 0.06 เมตรต่อวัน พบว่ามีค่าต่างกันเพียงเล็กน้อยเท่านั้น ในส่วนของเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนได้กำหนดไว้ว่าค่าบีโอดีจะต้องไม่เกิน 20 มก./ล. แต่จากผลการทดลองพบว่าน้ำที่ออกจากระบบบำบัดมีเพียงบางเดือนเท่านั้นที่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชน ดังนั้นจึงควรจะต้องมีการบำบัดต่อไปอีกขั้นตอนหนึ่งก่อนที่จะปล่อยลงสู่ทางน้ำสาธารณะ



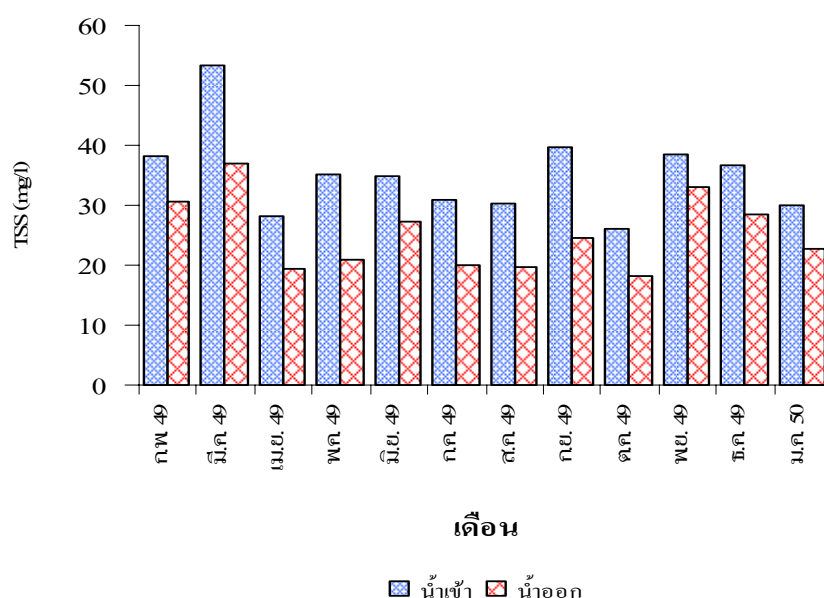
ภาพประกอบที่ 3.9 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณบีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ในช่วง 0.20-0.44 ลบ.ม./ตร.ม.วัน



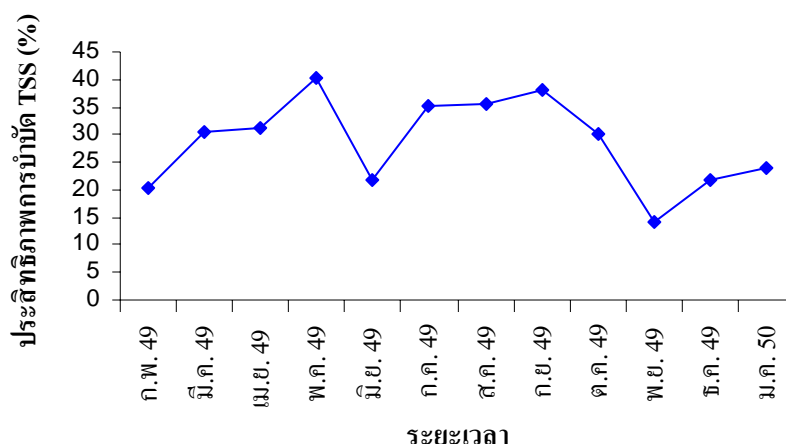
ภาพประกอบที่ 3.10 ประสิทธิภาพเฉลี่ยและค่าคงที่อัตราการบำบัดบีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน และอัตราภาระบรรทุกบีโอดีเฉลี่ย 12.83 กรัม บีโอดี/ตร.ม.วัน

3.8 การบำบัดของแข็งแขวนลอย (Total Suspended Solids\TSS)

จากผลการทดลองที่อัตราภาระบรรทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน ระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ย 3.78 วัน และอัตราภาระบรรทุกของแข็งแขวนลอย 12.05 กรัม/ตร.ม.วัน พบว่าค่าของแข็งแขวนลอยก่อนเข้าระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 35 มก./ล. และเมื่อผ่านระบบบำบัดมีค่าเหลือเพียง 25 มก./ล. ซึ่งคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัด 29% โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัด สูงสุดในเดือนพฤษภาคม (40%) และต่ำสุดในเดือนพฤศจิกายน (14%) ดังภาพประกอบที่ 3.11 และ 3.12 ซึ่งกลไกหลักในการกำจัดของแข็งแขวนลอยคือกระบวนการตกตะกอนและการกรองในระบบ ที่มีระยะเวลาเก็บกักเก็บนานจะสามารถช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดได้ นอกจากนี้สาเหตุหลักของการเพิ่มขึ้นของค่าของแข็งแขวนลอยคือปริมาณของสาหร่ายสีเขียวในน้ำ ซึ่งพบว่าระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้แหนในการบำบัดน้ำเสียนั้นสามารถควบคุมปริมาณการเจริญเติบโตของสาหร่ายได้โดยมีกลไกในการควบคุมคือการปกคลุมของแหนทำให้แสงอาทิตย์ไม่สามารถส่องถึงผิวน้ำได้ จึงทำให้สาหร่ายไม่สามารถสังเคราะห์แสงได้ ในส่วนของเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนได้กำหนดไว้ว่าค่าของแข็งแขวนลอยต้องมีค่าไม่เกิน 30 มก./ล. จากผลการทดลองพบว่ามีเพียงสองเดือนเท่านั้นที่ไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการบำบัดต่อไปอีกขั้นตอนหนึ่งก่อนที่จะปล่อยน้ำลงสู่คลองสาธารณะ



ภาพประกอบที่ 3.11 แสดงการเปลี่ยนแปลงของแข็งแขวนลอยรวมของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้แหนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน

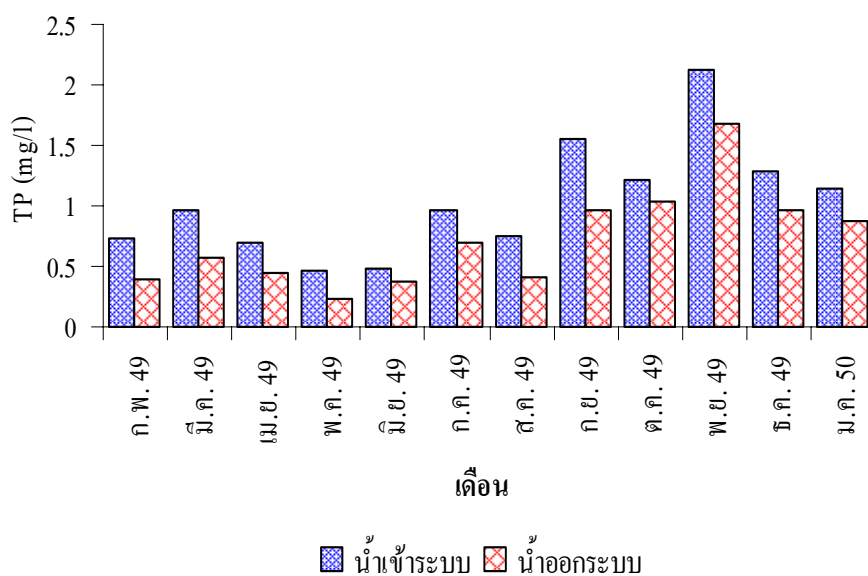


ภาพประกอบที่ 3.12 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดของแข็งแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสีย ที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราภาระบรรทุกทางศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน

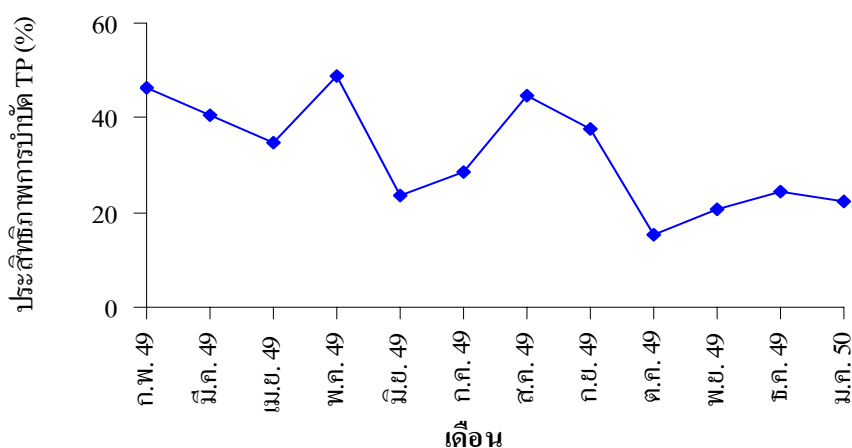
3.9 การบำบัดฟอสฟอรัส (Total Phosphorus\TP)

จากผลการทดลองที่อัตราภาระบรรทุกทางศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน ระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ย 3.78 วัน และอัตราภาระบรรทุกฟอสฟอรัสเฉลี่ย 0.37 กรัม ฟอสฟอรัส/ตร.ม.วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเฉลี่ยเท่ากับ 32% โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงสุดในเดือนพฤษภาคม (49%) และต่ำสุดในเดือนตุลาคม (15%) ดังภาพประกอบที่ 3.13 และ 3.14 โดยทั่วไปฟอสฟอรัสในน้ำเสียจะอยู่ในรูป Orthophosphate, Polyphosphate และ Organic Phosphate การออกซิเดชันโดยจุลินทรีย์จะเปลี่ยนฟอสเฟตทั้งหมดให้อยู่ในรูป Orthophosphate (Cooper et al., 1996) กลไกหลักในการกำจัดฟอสฟอรัสคือการสะสมในพืชและการเก็บเกี่ยว การดูดซับผิว (adsorption) และการตกตะกอน (precipitation) (Crites and Tchobanoglous, 1998) Alearts et al. (1996) ได้รายงานว่าแทนสามารถสะสมฟอสฟอรัสได้ประมาณ 0.05 กรัม/ตารางเมตร.วัน หรือเท่ากับ 0.5 กก.ฟอสฟอรัส/เฮกแตร์.วัน เนื่องจากแทนสามารถสะสมฟอสฟอรัสได้ในปริมาณที่จำกัดจากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพของระบบมีแนวโน้มลดลงตั้งแต่เดือนสิงหาคม 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550 ซึ่งสามารถอธิบายได้ว่าอัตราเจริญเติบโตของแทนลดลงในช่วงฤดูฝนทำให้การสะสมและการนำเอาฟอสฟอรัสไปใช้มีแนวโน้มลดลงจึงทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงตามไปด้วยดังภาพประกอบที่ 3.15 นอกจากนี้ Polprasert (1996) ได้รายงานว่าการกำจัดฟอสฟอรัสที่สำคัญคือการตกตะกอนและการดูดซับผิว (adsorption) ซึ่งสามารถอธิบายได้ดังนี้ จากตารางที่ 3.2, 3.3, 3.4, 3.5 และภาพประกอบที่ 3.14 พบว่าระยะเวลาเก็บกักที่

น่านสามารถช่วยในการเพิ่มประสิทธิภาพของการตกตะกอนทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มสูงขึ้นในช่วงเดือนกุมภาพันธ์ถึงพฤษภาคม 2549 (40-49%) และในเดือนที่ระบบมีระยะเวลาเก็บกักต้นกลไกหลักในการบำบัดยังคงเป็นการสะสมและการนำไปใช้โดยพืชรวมไปถึงการเก็บเกี่ยว



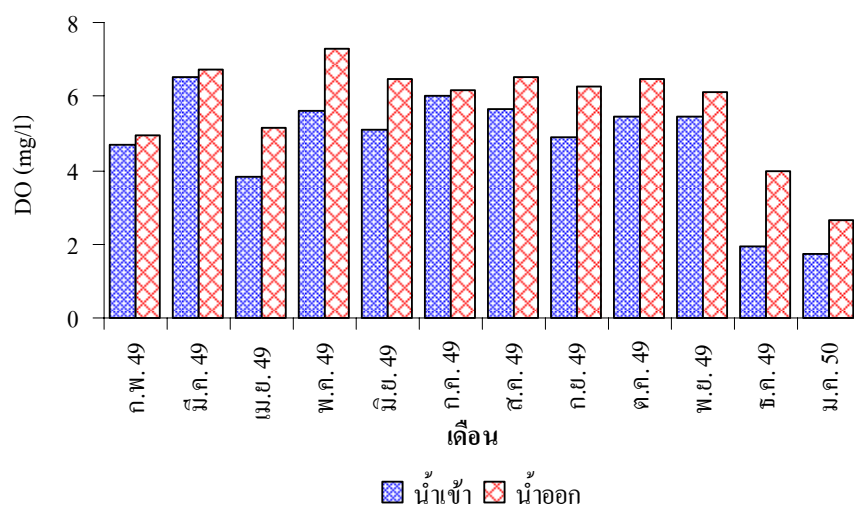
ภาพประกอบที่ 3.13 การเปลี่ยนแปลงฟอสฟอรัสของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราการระบายทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน



ภาพประกอบที่ 3.14 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดฟอสฟอรัสของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราการระบายทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน

3.10 ออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen\DO)

จากผลการทดลองที่อัตราการระบรทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน และระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ย 3.78 วัน พบว่าปริมาณออกซิเจนละลายหลังผ่านการบำบัดมีค่าอยู่ในช่วง 2.67-7.3 มก./ล. เฉลี่ย 5.72 มก./ล. เมื่อเทียบกับน้ำก่อนเข้าระบบซึ่งมีค่าออกซิเจนละลายในช่วง 1.74-6.54 มก./ล. เฉลี่ย 4.74 มก./ล. การเพิ่มขึ้นของปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำหลังผ่านการบำบัดเกิดจากกลไกการสังเคราะห์แสงและการส่งผ่านทางรากของพืช (Moorhead and Reddy, 1998) เนื่องจากประเทศไทยเป็นประเทศที่อยู่ในเขตร้อนจึงทำให้พืชสามารถเจริญเติบโตและสังเคราะห์แสงได้ดี จากภาพประกอบที่ 3.15 จะเห็นได้ว่าในเดือนธันวาคม 2549 และมกราคม 2550 ปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำมีค่าลดลงทั้งนี้มีส่วนมาจากในช่วงเดือนดังกล่าวเป็นช่วงฤดูฝนทำให้พืชสังเคราะห์แสงได้น้อยลง



ภาพประกอบที่ 3.15 การเปลี่ยนแปลงปริมาณออกซิเจนละลายของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียที่อัตราการระบรทุกทางชลศาสตร์ในช่วง 0.20-0.44 ลบ.ม./ตร.ม.วัน

3.11 การบำบัดฟิโคลโคลิฟอร์มแบคทีเรีย (Fecal Coliform Bacteria/FC)

การกำจัดฟิโคลโคลิฟอร์มเกิดได้จากหลายๆ กลไกเช่น การกรอง การตกตะกอน หรือปฏิกิริยาทางเคมีเช่นการออกซิเดชัน รังสีอัลตราไวโอเล็ตหรือการสัมผัสกับสารบางชนิดที่ล้างโดยพืชรวมทั้งการดูดติดผิวกับสารอินทรีย์วัตถุอื่นๆ เป็นต้น นอกจากนี้ยังเกิดจากการตายโดยธรรมชาติ (Vymazal, 1998) จากผลการทดลองพบว่าฟิโคลโคลิฟอร์มที่เข้าสู่ระบบมีค่าอยู่ในช่วง $4.0 \times 10^5 - 5.22 \times 10^9$ MPN/100 mL เฉลี่ย 6.61×10^8 MPN/100 mL และมีค่าในช่วง $1.55 \times 10^4 - 8.44 \times 10^6$ MPN/100 mL เฉลี่ย 2.46×10^6 MPN/100 mL ในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วซึ่งคิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดฟิโคลโคลิฟอร์มเฉลี่ยเท่ากับ 99% จากการทดลองพบว่าค่าคงที่อัตราการตายของฟิโคลโคลิฟอร์มแบคทีเรีย (rate constant of fecal coliform die-off, k_d) ของระบบมีค่า 0.38 วัน^{-1} ดังภาพประกอบ ก. 3 ซึ่งกลไกหลักในการกำจัดฟิโคลโคลิฟอร์มของระบบคือการตายโดยรังสีอัลตราไวโอเล็ตและการเพิ่มขึ้นของปริมาณออกซิเจนละลาย (Polprasert et al., 1983; Pearson et al., 1987; Saqqar and Pescod, 1992) Zimmo (2003) ได้รายงานว่ามีค่า k_d ของระบบที่ใช้แทนในการบำบัดน้ำเสียมีค่าอยู่ในช่วง $0.16-0.45 \text{ วัน}^{-1}$ ในช่วงฤดูร้อนและมีค่า $0.09-0.14 \text{ วัน}^{-1}$ ในช่วงฤดูหนาว เมื่อเปรียบเทียบกับผลการทดลองที่ได้พบว่ามีค่าต่างกันความแตกต่างกันของค่า k_d นั้นมีสาเหตุมาจากความแตกต่างของอุณหภูมิซึ่งฤดูร้อนในประเทศไทยมีอุณหภูมิเฉลี่ยอยู่ที่ 32°C ซึ่งสอดคล้องกับ Curtis et al. (1992a,b) ได้รายงานว่าคุณภาพการกำจัดฟิโคลโคลิฟอร์มแบคทีเรียในระบบบ่อบำบัดน้ำเสียขึ้นอยู่กับปริมาณออกซิเจนละลาย ปริมาณฮิวมิกซับเทรต (humic substance) และปริมาณแสงแดดซึ่งเป็นการยืนยันว่ากลไกหลักในการกำจัดฟิโคลโคลิฟอร์มแบคทีเรียคือการตายโดยรังสีอัลตราไวโอเล็ตในแสงอาทิตย์และการเพิ่มขึ้นของปริมาณออกซิเจนละลายของระบบ

ตารางที่ 3.6 แสดงปริมาณของฟีคอลลโคลิฟอร์มแบคทีเรียในช่วงเดือนกุมภาพันธ์ 2549 ถึงเดือนมกราคม 2550

เดือน	Fecal Coliform Bacteriai		ประสิทธิภาพการบำบัด (%)	k_d (วัน ⁻¹)	ระยะเวลาเก็บกัก (วัน)
	(MPN/100 mL)				
	น้ำเข้า	น้ำออก			
กุมภาพันธ์ 2549	4.00E+05	2.40E+04	94	0.71	5.89
มีนาคม 2549	8.45E+06	1.55E+04	99	0.84	5.04
เมษายน 2549	9.33E+06	3.17E+04	99	2.21	5.33
พฤษภาคม 2549	5.23E+09	3.14E+06	99	0.94	4.95
มิถุนายน 2549	4.24E+08	4.32E+06	98	14.40	2.7
กรกฎาคม 2549	3.46E+08	2.83E+06	99	4.21	3.25
สิงหาคม 2549	3.06E+08	2.53E+05	99	3.97	2.78
กันยายน 2549	3.58E+08	3.18E+06	99	2.15	2.67
ตุลาคม 2549	4.53E+08	3.41E+06	99	4.36	4.06
พฤศจิกายน 2549	2.31E+08	8.44E+06	96	2.06	2.93
ธันวาคม 2549	1.35E+08	7.82E+05	99	0.25	2.81
มกราคม 2550	4.39E+08	3.09E+06	99	1.91	2.97

3.12 ผลการศึกษาระยะเวลาการเก็บเกี่ยว (harvest) และอัตราการเจริญเติบโต (growth rate) ของแหน

จากผลการทดลองที่อัตราการบรรทุกทางชลศาสตร์เฉลี่ย 0.36 ลบ.ม./ตร.ม.วัน และระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ย 3.78 วัน การศึกษาอัตราการเจริญเติบโตของแหนใช้อุปกรณ์ดังภาพประกอบที่ 3.17 อัตราการเจริญเติบโตของแหนแสดงดังตารางที่ 3.7 และภาพประกอบที่ 3.16 จะเห็นได้ว่าแหนเป็นพืชลอยน้ำที่มีอัตราการเจริญเติบโตเร็วมากโดยพบว่าแหนสามารถเพิ่มน้ำหนักเปียก (wet weight) เป็นสองเท่าภายในระยะเวลา 5-10 วันเท่านั้น ทั้งนี้จากการทดลองพบว่าวัฏจักรการเจริญเติบโตของแหนค่อนข้างสั้นคือจะอยู่ที่ประมาณ 10 วัน เมื่อเจริญเติบโตเต็มที่แล้วจะเริ่มตายลงอย่างช้า ๆ จึงจำเป็นที่จะต้องมีการเก็บเกี่ยว (harvest) ออกจากระบบโดยทันทีที่

แทนเจริญเติบโตได้เต็มที่เพื่อป้องกันการเพิ่มขึ้นของปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่เกิดจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในซากพืชที่ตาย Zimmo (2003) ได้กล่าวว่าอัตราการผลิตชีวมวลของแทนสามารถคำนวณได้จากน้ำหนักที่เพิ่มขึ้นของแทนหารด้วยระยะเวลาเก็บเกี่ยวดังสมการ 3.2

$$\text{Duckweed production rate} = (D_f - D_i) / t \quad (3.2)$$

เมื่อ D_f คือ น้ำหนักสุดท้ายของแทน (กรัม/ตารางเมตร)

D_i คือ น้ำหนักเริ่มต้นของแทน (กรัม/ตารางเมตร)

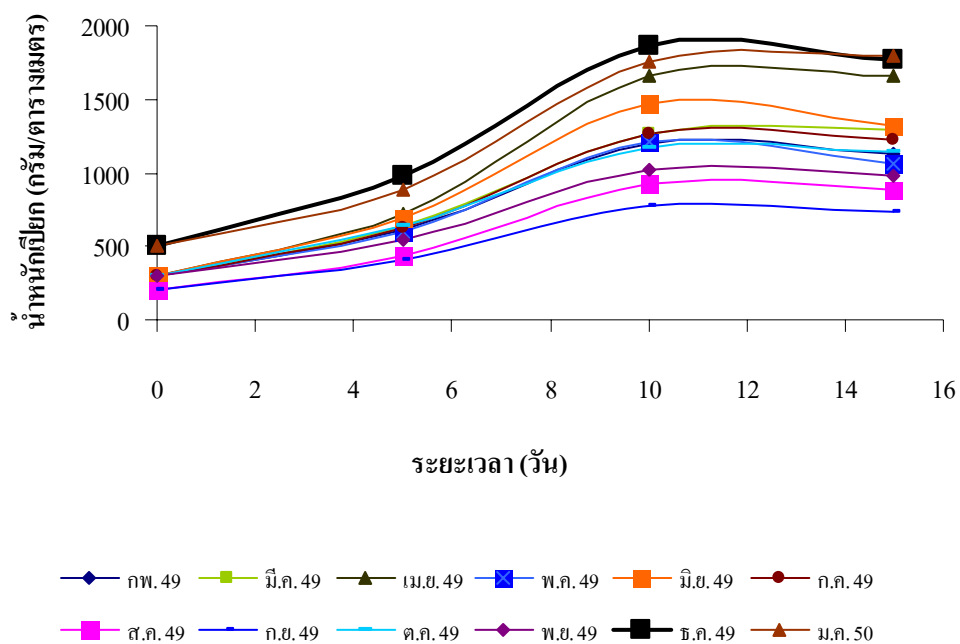
t คือ ระยะเวลาการเก็บเกี่ยว

จากผลการทดลองในช่วงเดือนกุมภาพันธ์ถึงเดือนมิถุนายน 2549 ซึ่งเป็นช่วงฤดูร้อนพบว่าแทนสามารถเจริญเติบโตได้ดีกว่าในช่วงเดือนกรกฎาคมถึงเดือนธันวาคม 2549 ซึ่งเป็นช่วงฤดูฝนดังภาพประกอบที่ 3.16 และอัตราการผลิตชีวมวลของแทนในการทดลองมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.098 กก. น้ำหนักเปียก/ตารางเมตร.วัน หรือเท่ากับ 980 กก.น้ำหนักเปียก/เฮกแตร์.วัน ที่ระยะเวลาเก็บเกี่ยวเท่ากับ 10 วัน

นอกจากแทนจะสามารถใช้ในการบำบัดน้ำเสียได้แล้วทางกรมวิชาการเกษตรยังได้เสนอว่าแทนสามารถนำไปใช้ประโยชน์ในทางการเกษตรได้อีกด้วย เช่น การใช้แทนในการทำปุ๋ยพืชสดสำหรับนาข้าวซึ่งปุ๋ยพืชสดเป็นปุ๋ยอินทรีย์ที่ได้จากการปลูกพืชเพื่อใช้เป็นปุ๋ยมีทั้งพืชตระกูลถั่วอายุสั้นตลอดจนพืชขนาดเล็กตระกูลเฟิร์นชนิดหนึ่งคือแทนลักษณะของพืชที่ใช้เป็นปุ๋ยพืชสดที่ดีควรเจริญเติบโตง่ายให้ผลผลิตหรือน้ำหนักสดได้สูงในระยะเวลาสั้น (กรมวิชาการเกษตร) ซึ่งจากผลการทดลองพบว่าแทนสามารถผลิตชีวมวลได้ประมาณ 980 กก.น้ำหนักเปียก/เฮกแตร์.วัน นอกจากนี้ Alearts et al., (1996) ได้รายงานว่าแทนสามารถสะสมไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ประมาณ 0.26 กรัม ไนโตรเจน/ตร.ม.วัน และ 0.05 กรัม ฟอสฟอรัส/ตร.ม.วัน ตามลำดับ ซึ่งนับได้ว่าแทนเป็นพืชที่มีความเหมาะสมสำหรับการทำปุ๋ยพืชสดเพื่อเพิ่มปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในนาข้าวในประเทศไทย

ตารางที่ 3.7 น้ำหนักเฉลี่ยของเห่นต่อตารางเมตรที่ระยะเวลา 5 10 และ 15 วันและอัตราการผลิตชีวมวลของเห่น

เดือน	น้ำหนักเริ่มต้นเฉลี่ย (g. wet weight/m ²)	น้ำหนักเปียกเฉลี่ย (กรัม/ตร.ม.)			อัตราการผลิตชีวมวล (กรัม./ตร.ม.วัน)
		5 วัน	10 วัน	15 วัน	
ก.พ. 49	300	606	1,200	1,120	90
มี.ค. 49	300	645	1,260	1,290	96
เม.ย. 49	300	725	1,655	1,660	135
พ.ค. 49	300	600	1,212	1,060	91
มี.ย. 49	300	692	1,470	1,320	117
ก.ค. 49	300	542	1,040	990	96
ส.ค. 49	200	440	920	890	72
ก.ย. 49	200	402	880	840	58
ต.ค. 49	300	645	1,260	1,250	86
พ.ย. 49	300	375	560	450	71
ธ.ค. 49	500	982	2,140	2,080	136
ม.ค. 50	500	890	1,860	1,790	126



ภาพประกอบที่ 3.16 อัตราการเจริญเติบโตของเห็บ (กรัม นน.เปียก/ตร.ม.) ในช่วงระยะเวลา 5 10 และ 15 วัน



ภาพประกอบที่ 3.17 แสดงอุปกรณ์ที่ใช้หาอัตราการเจริญเติบโตของเห็บ