

ระบบปารธรรมชาติในการทดลองในเดือนตุลาคม 2542 จะพบว่าในเดือนดังกล่าวน้ำเสียในวันที่ 7 มีปริมาณ DO ลดลง BOD เพิ่มขึ้น และการกำจัด $\text{NH}_4\text{-N}$ ต่ำ อาจเป็นเพราะถึงแม้ $\text{NH}_4\text{-N}$ จะสามารถถูกกำจัดโดย Volatilization และ Uptake โดย Biota แต่ $\text{NH}_4\text{-N}$ ก็อาจเพิ่มขึ้นได้จากกระบวนการ Ammonification ของ Organic N และการที่มี DO ภายในระบบจำกัดทำให้กระบวนการ Nitrification ที่จะช่วยลด $\text{NH}_4\text{-N}$ เกิดขึ้นได้ไม่มากนัก

ไนไตรท์และไนเตรท - ไนโตรเจน (Nitrite and Nitrate Nitrogen : $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$)

$\text{NO}_2\text{-N}$ เป็น form ของไนโตรเจนที่ไม่คงตัว (Unstable) ทั้ง $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ถูกกำจัดได้โดยกระบวนการ Denitrification ในสภาพที่ไม่มีอากาศ $\text{NO}_3\text{-N}$ จะถูกใช้เป็น Electron Acceptor เพื่อให้ Oxidize สารอินทรีย์ โดยจะถูกเปลี่ยนไปเป็น N_2 (gas) นอกจากนี้ $\text{NO}_3\text{-N}$ ยังสามารถถูกพืชนำไปใช้ ปัจจัยที่ควบคุมกระบวนการ Denitrification ได้แก่ ปริมาณอินทรีย์วัตถุ, ความเข้มข้นของ $\text{NO}_3\text{-N}$, Redox Potential, อุณหภูมิของน้ำ, สมบัติของตะกอนดิน และปริมาณของ Active Surface (Hill and Sanmugadas, 1985 ; Nielsen et al., 1989 ตามที่อ้างถึงใน Jenssen et al., 1994) Denitrification อาจถูกจำกัด เนื่องจาก Organic Carbon มีไม่เพียงพอ (van Oostrom and Russell, 1994)

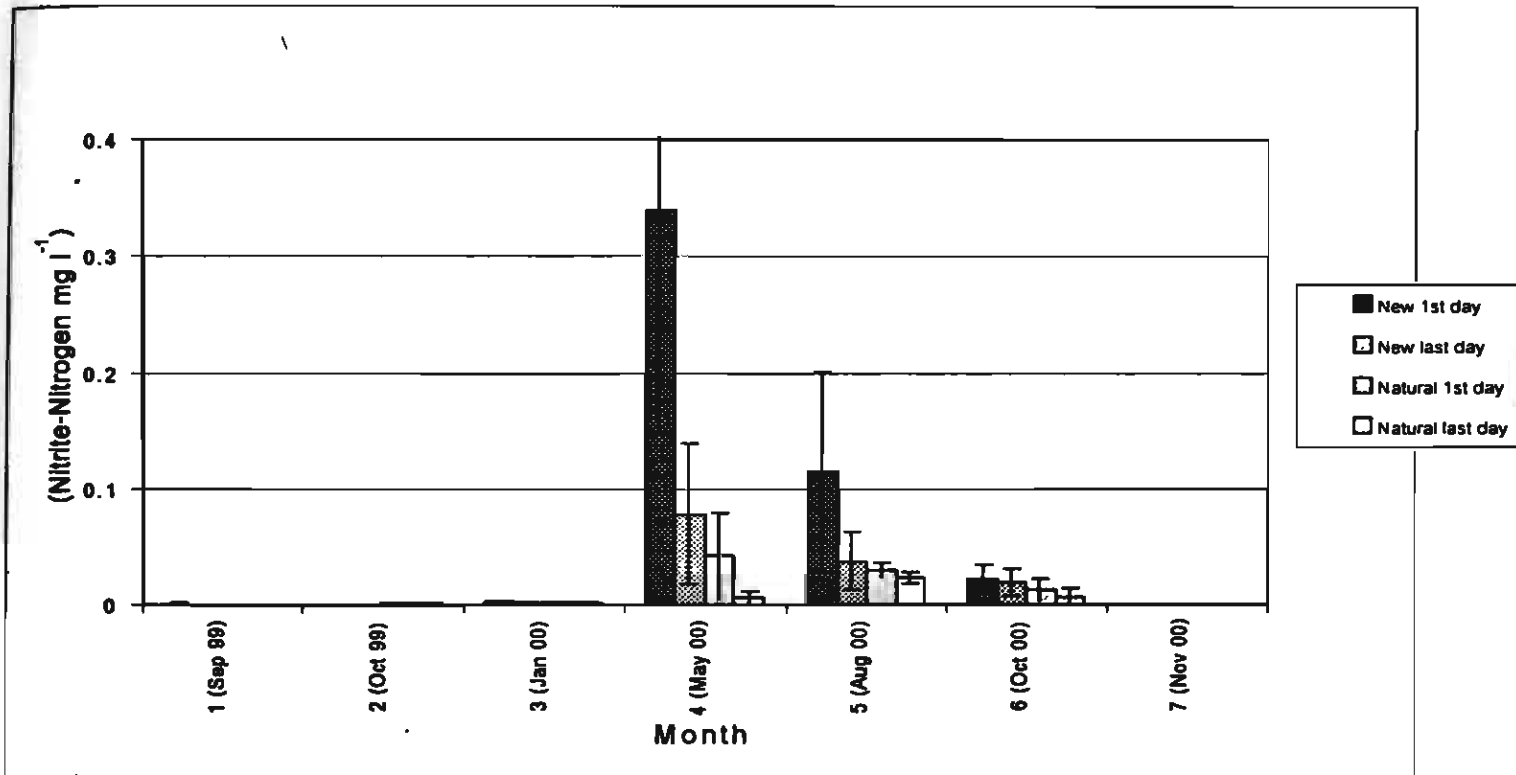
เปอร์เซ็นต์การกำจัด $\text{NO}_2\text{-N}$ ในป่าปลูกใหม่มีค่าระหว่าง 16.25 - 76.26 ขณะที่ป่าธรรมชาติมีค่าตั้งแต่ 23.43 - 82.00 (รูปที่ 4-11 - 4-12) (ในการทดลองครั้งที่ 1-3 ในป่าธรรมชาติพบค่า $\text{NO}_2\text{-N}$ ในวันสุดท้ายสูงกว่าในวันแรก ซึ่งเป็นเพราะค่า $\text{NO}_2\text{-N}$ ที่วิเคราะห์ได้มีค่าต่ำมาก มีค่าระหว่าง 0.0001-0.0018 mg l^{-1} จึงไม่นำค่าที่ได้จากการทดลองดังกล่าวมาคำนวณหาเปอร์เซ็นต์การกำจัด เพราะจะทำให้ได้ค่าผิดพลาดได้มาก)

เปอร์เซ็นต์การกำจัด $\text{NO}_3\text{-N}$ ในป่าปลูกใหม่มีค่าระหว่าง 14.43 - 82.87 ขณะที่ป่าธรรมชาติมีค่า 14.12 - 85.48 (รูปที่ 4-13 - 4-14) โดยทั่วไปเปอร์เซ็นต์การกำจัด $\text{NO}_3\text{-N}$ ในป่าธรรมชาติมีค่าสูงกว่าในป่าปลูกใหม่ยกเว้นเพียง 1 การทดลองในครั้งที่ 5 (สิงหาคม 2543) ซึ่งมีลักษณะตรงข้าม การที่การบำบัด $\text{NO}_3\text{-N}$ ในป่าธรรมชาติได้ผลดีกว่าในป่าปลูกใหม่น่าจะเป็นผลจากการที่พืชนำไปใช้ (Plant Uptake) โดยที่ป่าธรรมชาติมีพันธุ์ไม้ขึ้นอยู่อย่างหนาแน่น จึงทำให้ปริมาณ Uptake สูงกว่าในป่าธรรมชาติ

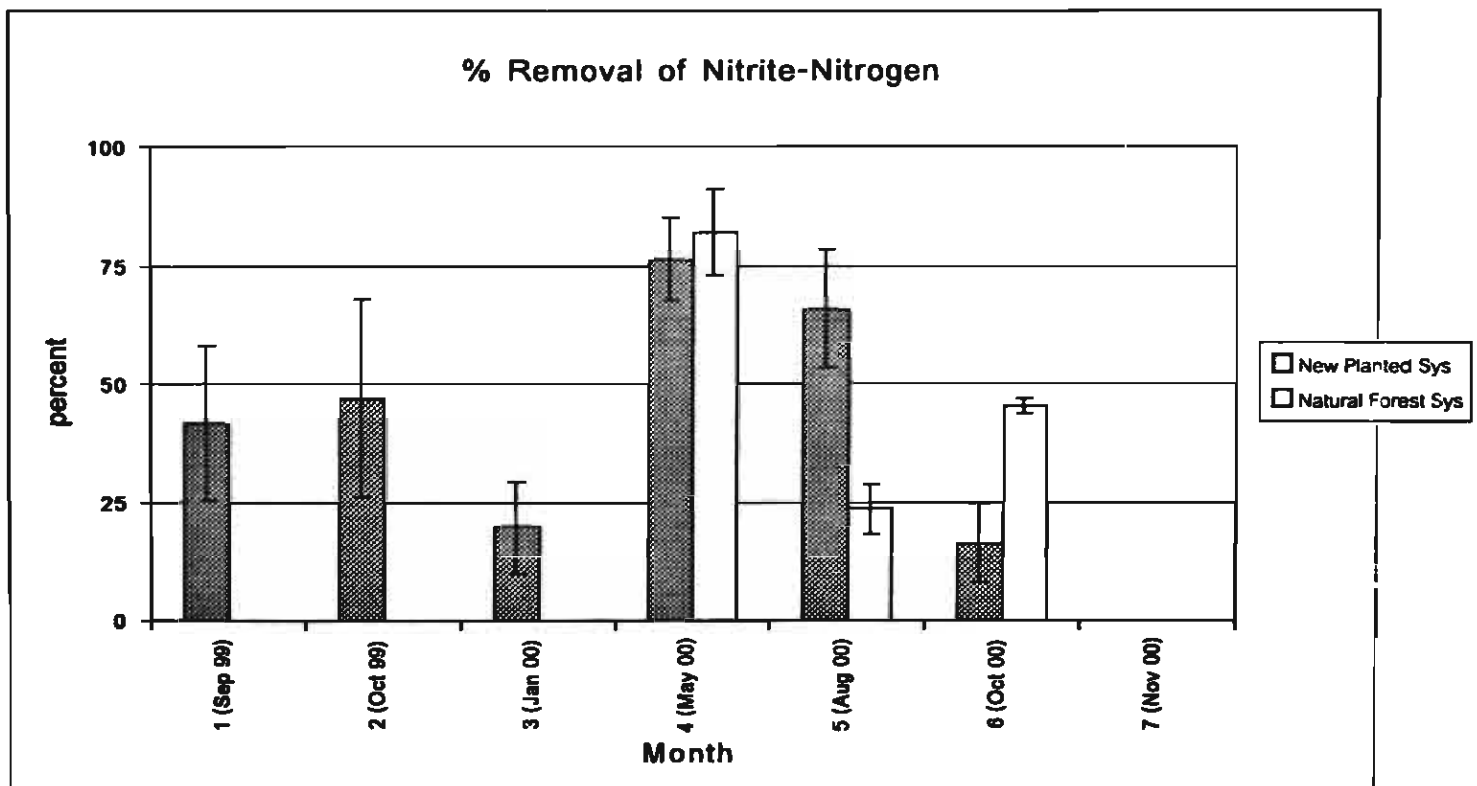
ไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen : TN)

เปอร์เซ็นต์การกำจัด TN ในระบบป่าปลูกใหม่มีค่าระหว่าง 16.65 - 64.71 ขณะที่ในระบบป่าธรรมชาติมีค่า 18.97 - 61.73 (รูปที่ 4-15 - 4-16) เปอร์เซ็นต์การกำจัดในป่าธรรมชาติและป่าปลูกมีค่าที่ไม่แตกต่างกันมากนัก มีการทดลอง 4 ใน 7 ครั้งที่การกำจัด TN ในระบบป่าธรรมชาติมีค่าต่ำกว่าการกำจัดโดยระบบป่าปลูกใหม่ ซึ่งน่าจะเป็นเพราะถึงแม้การ Uptake $\text{NO}_3\text{-N}$ โดยพืชในระบบป่าธรรมชาติจะมีมากกว่า แต่การกำจัด TN โดยรวมที่ต่ำกว่าน่าจะมีสาเหตุจากกระบวนการ Nitrification ถูกจำกัดโดยออกซิเจนซึ่งมีอยู่อย่างจำกัด และในบางการทดลองมีค่า 0.00 mg l^{-1} ขณะที่ในระบบป่าปลูกใหม่มีค่า DO สูง

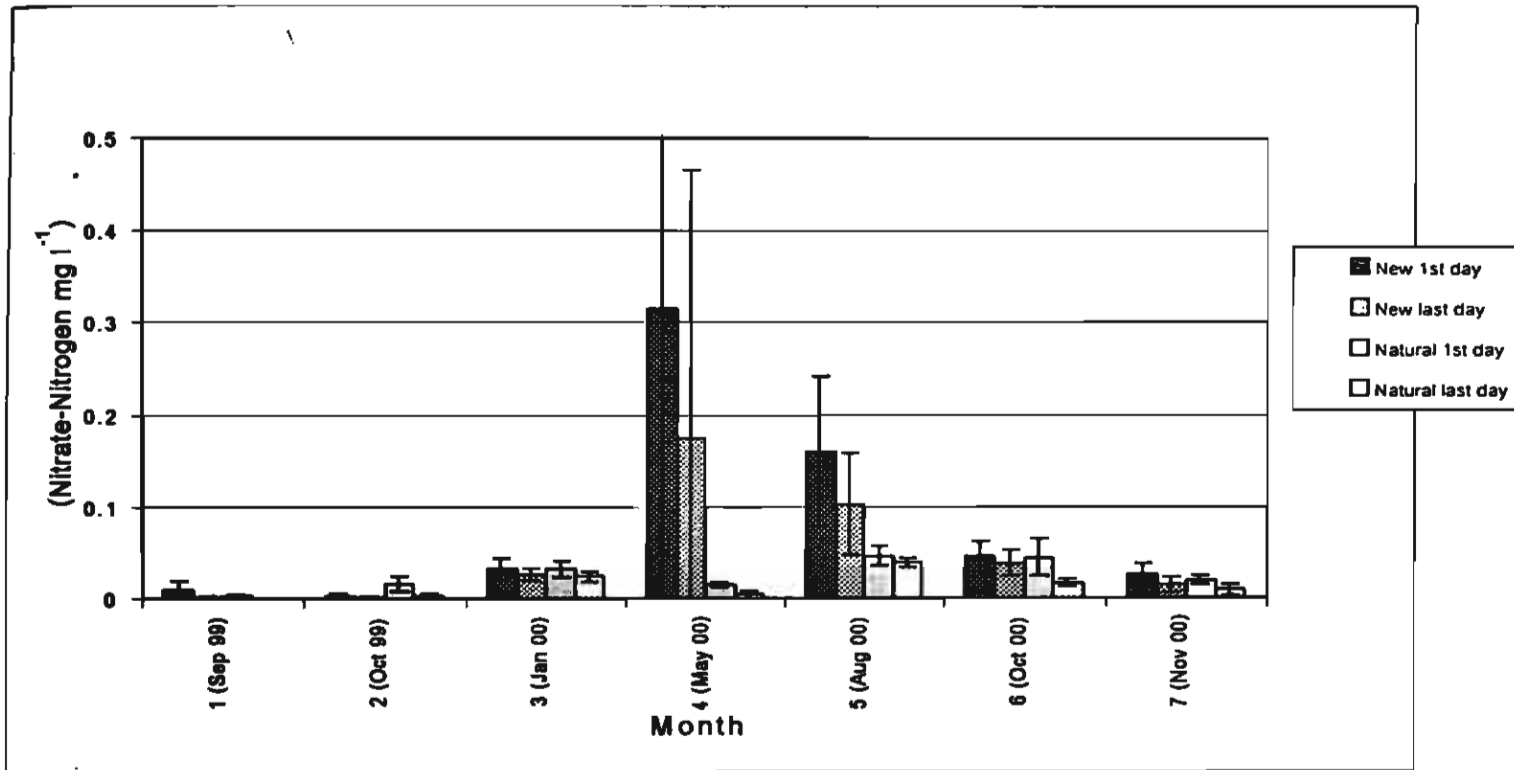
Rogers et al. (1991) ตามที่อ้างถึงใน Chen and Wong (1995) รายงานว่า การ Uptake ของพืชมีส่วนช่วยในการลด TN ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมได้ถึง 85% นอกจากนี้พืชยังมีบทบาทในการปลดปล่อย O_2 บริเวณราก (Rhizosphere) ทำให้มีกิจกรรมของจุลินทรีย์สูง และผิวรากยังเป็น Surface Area ให้จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ด้วย



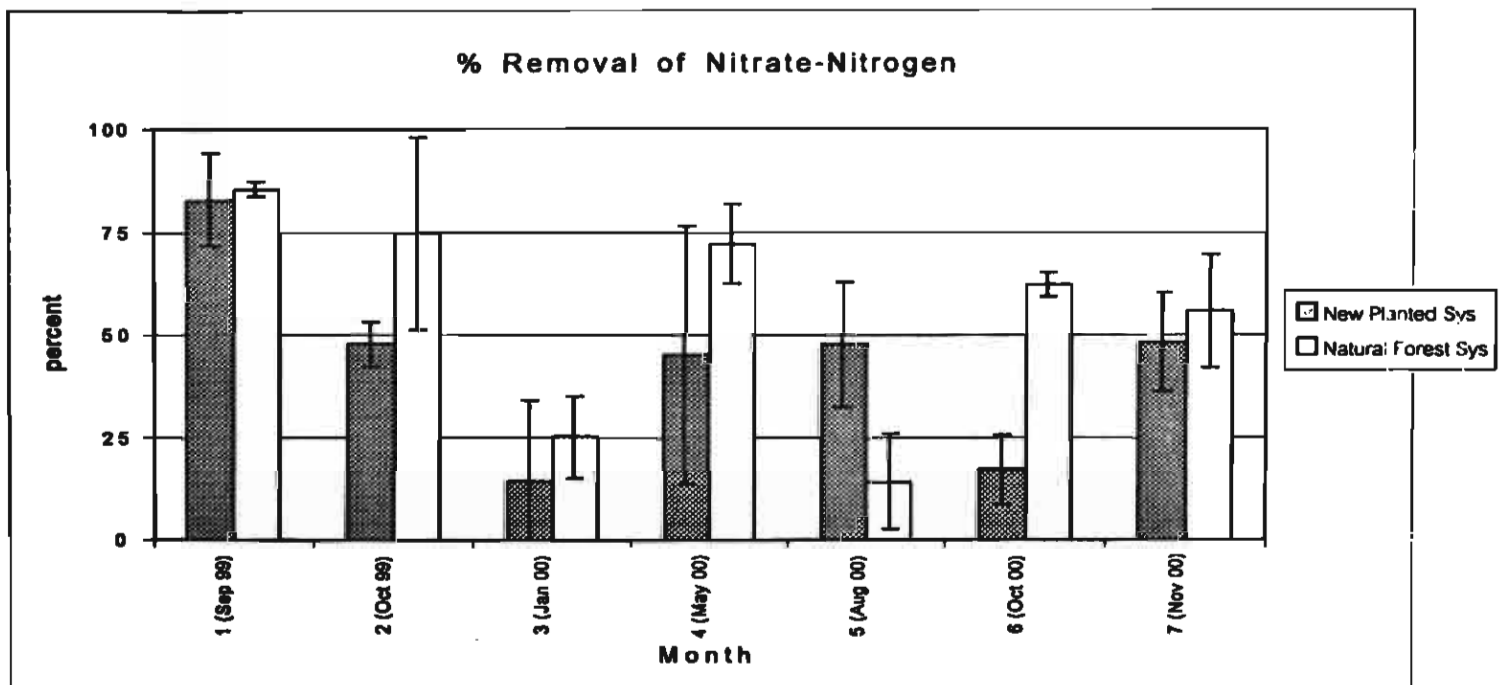
รูปที่ 4-11 $\text{NO}_2\text{-N}$ ของน้ำเสียในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติในวันที่ 1 และวันสุดท้ายของการบำบัด



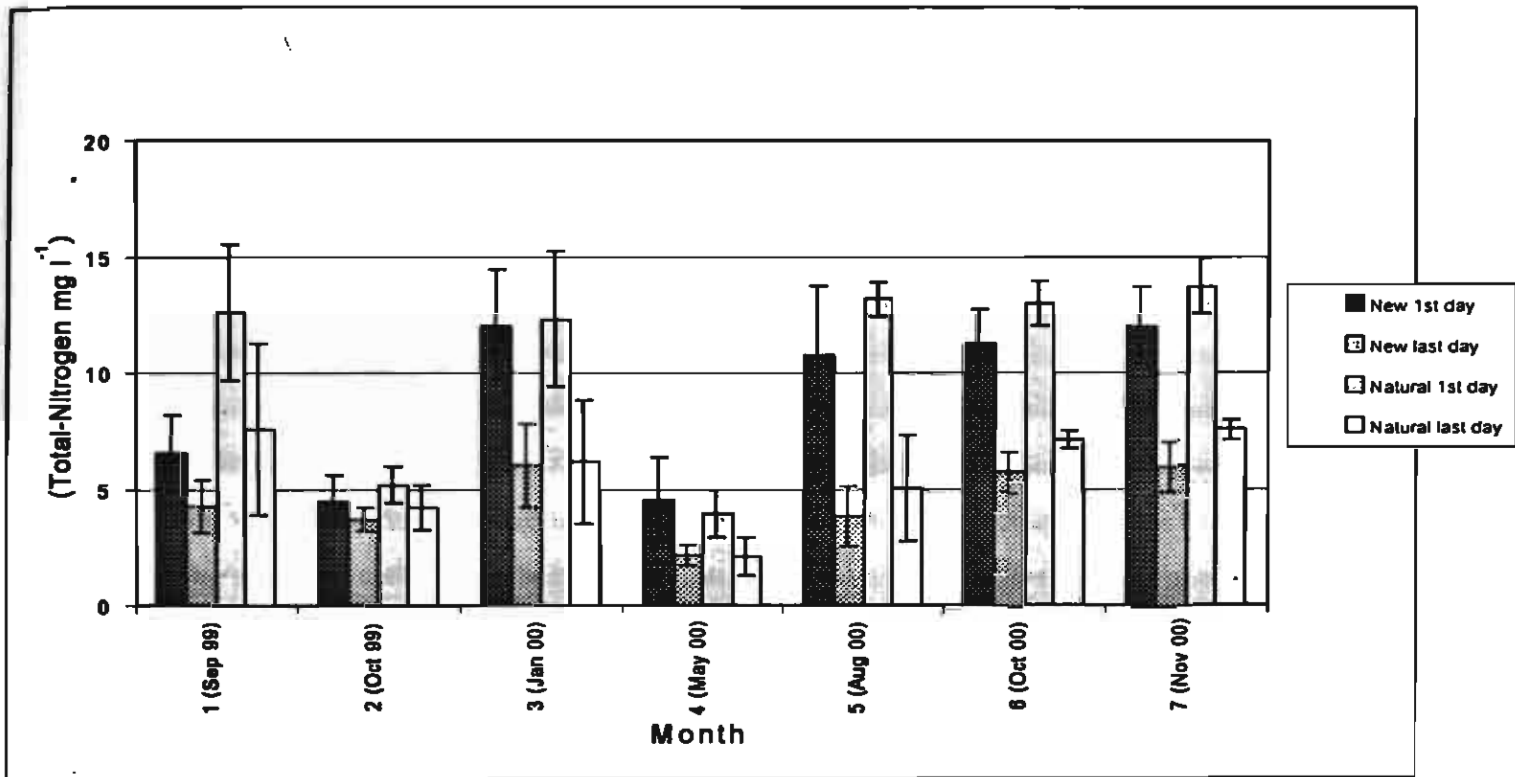
รูปที่ 4-12 เปอร์เซ็นต์การกำจัด $\text{NO}_2\text{-N}$ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



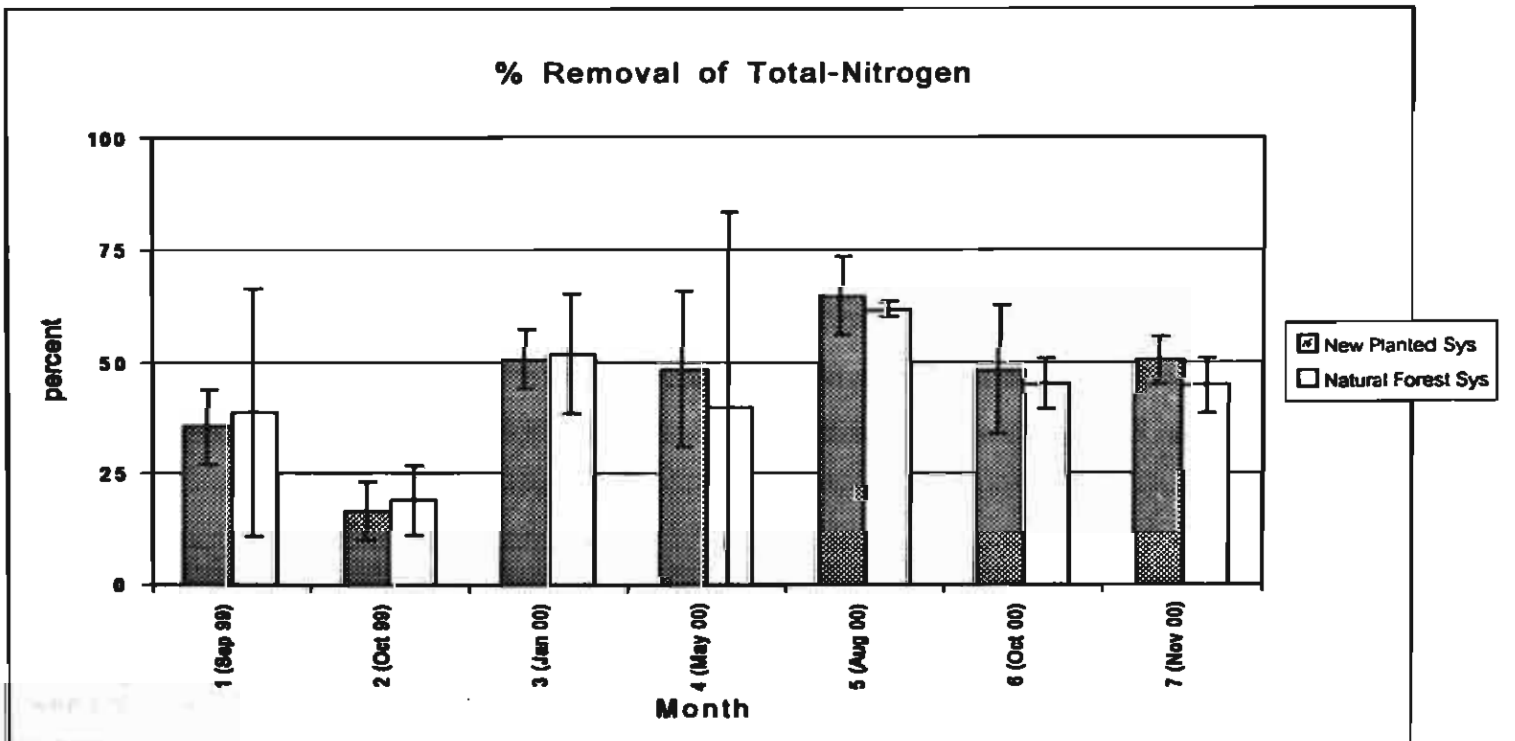
รูปที่ 4-13 $\text{NO}_3\text{-N}$ ของน้ำเสียในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติในวันที่ 1 และวันสุดท้ายของการนำบด



รูปที่ 4-14 เปอร์เซ็นต์การกำจัด $\text{NO}_3\text{-N}$ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-15 TN ของน้ำเสียในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติในวันที่ 1 และวันสุดท้ายของการบำบัด



รูปที่ 4-16 เปอร์เซ็นต์การกำจัด TN ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ

ฟอสเฟต-ฟอสฟอรัส และฟอสฟอรัสทั้งหมด (Phosphate - Phosphorus : PO_4 -P and Total Phosphorus : TP)

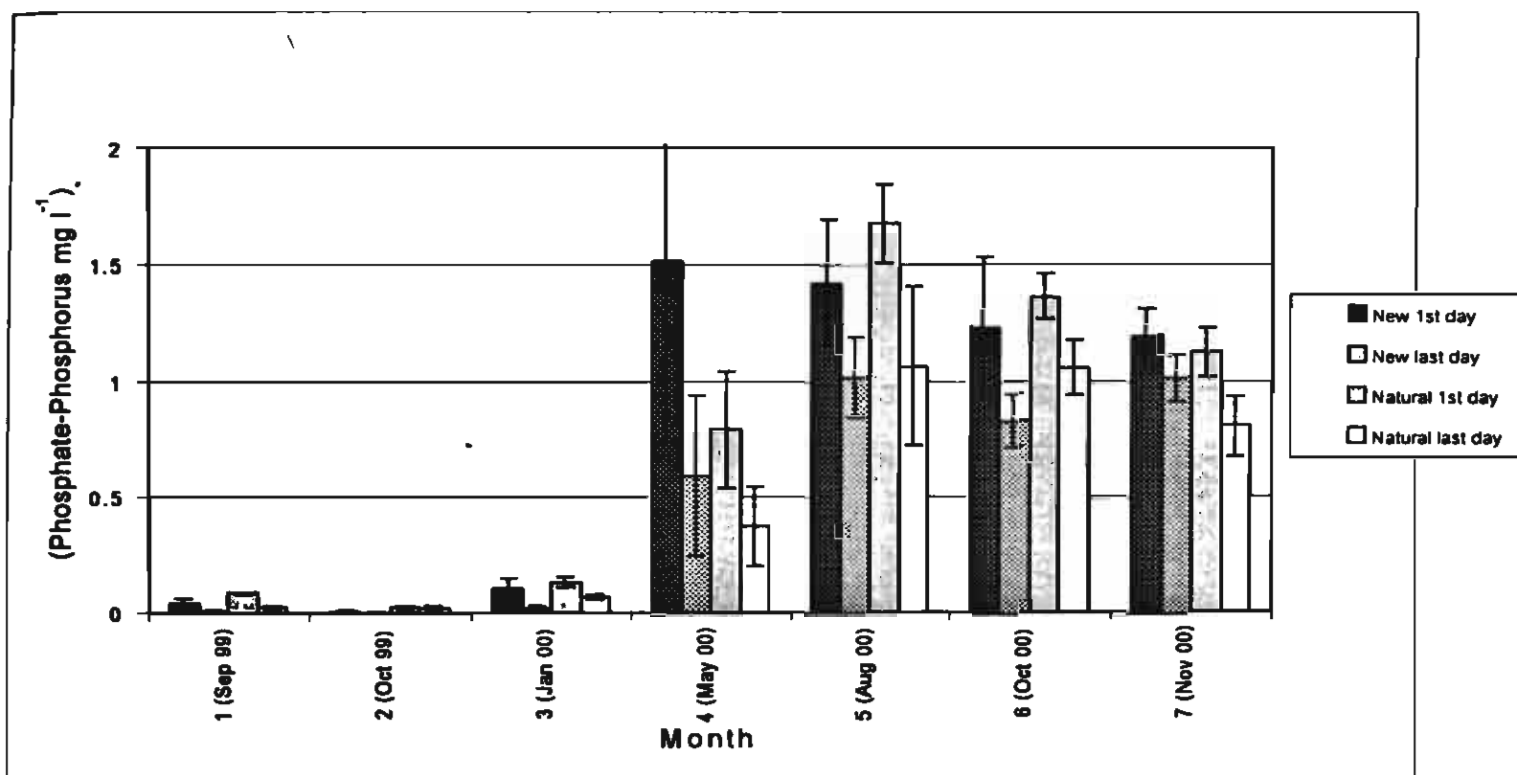
Biotic Process จะกำจัด P โดย (1) การ Uptake โดยพืชและจุลินทรีย์ และ (2) Mineralization จากกิ่งไม้ ใบไม้และ Organic P (Reddy and D' Angelo, 1997) Clough et.al., (1983) ตามที่อ้างถึงใน Chu et al., (2000) ได้คาดประมาณว่าพืชป่าชายเลนสามารถนำ P เข้าสู่ Plant Tissue ได้ $10 - 20 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ แต่อย่างไรก็ตาม โดยทั่วไป Biota ส่วนใหญ่ไม่สามารถกำจัด P ในปริมาณที่มีนัยสำคัญได้ (Gray et.al., 2000) Abiotic Process ซึ่งมีส่วนสำคัญในการกำจัด P ประกอบด้วย (1) Sedimentation (2) Adsorption และ Precipitation; และ (3) Exchange Process ระหว่างดิน และ Water Column ที่สัมผัสกับดิน (Reddy and D' Angelo, 1997) P-Adsorption Capacity ของ Wetlands จะขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ (1) สัดส่วนของจำนวน Adsorption Sites : พื้นที่ผิวของ Substrate Particle และ (2) pH ซึ่ง P-Adsorption Capacity จะมีค่าสูงสุดใน Alkaline Wetlands (ซึ่งมี Ca^{2+} ปริมาณมาก) และ Acidic Wetlands (ซึ่งมี Al^{3+} และ Fe^{2+} ความเข้มข้นสูง) โดย P จะ Precipitate กับ Element เหล่านี้ ดังนั้น Substrate ของ Wetlands ที่ต่างกันไปจะทำให้ความสามารถในการกำจัด P ต่างกันออกไป (Gray et al., 2000)

ในระบบป่าปลูกใหม่มีเปอร์เซ็นต์การกำจัด PO_4 -P อยู่ระหว่าง 14.87 ถึง 90.80 และ TP อยู่ระหว่าง 16.69 ถึง 87.15 ส่วนในระบบป่าธรรมชาติมีเปอร์เซ็นต์การกำจัด PO_4 -P อยู่ระหว่าง 22.24 ถึง 73.86 และ TP อยู่ระหว่าง 21.49 ถึง 67.49 (รูปที่ 4-17 - 4-20)

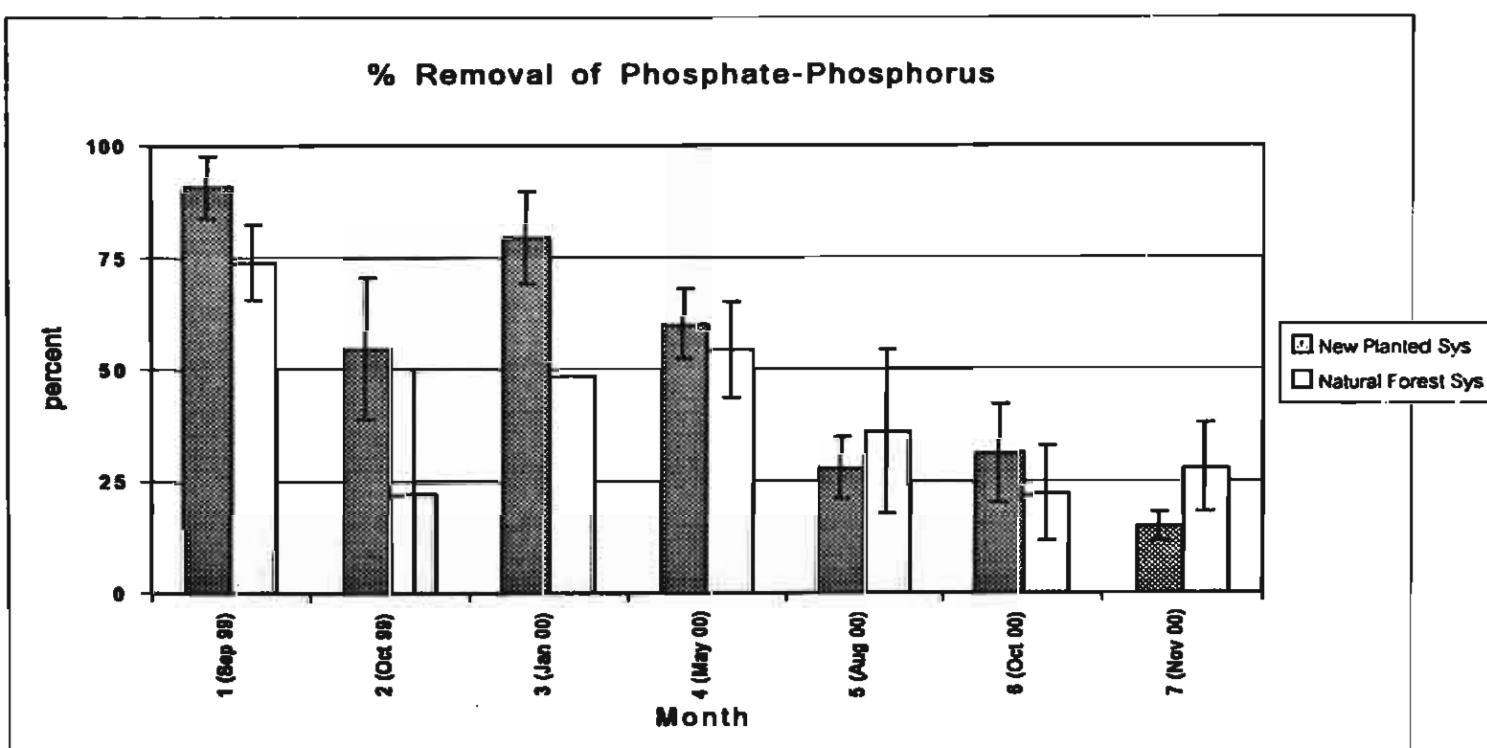
ลักษณะการกำจัด PO_4 -P และ TP มีแนวโน้มคล้ายคลึงกันคือในป่าปลูกใหม่จะมีเปอร์เซ็นต์การกำจัดสูงกว่าป่าธรรมชาติ ยกเว้นในการทดลองที่ 5 (สิงหาคม 2543) และการทดลองที่ 7 (พฤศจิกายน 2543) ซึ่งน่าจะเป็นเพราะดินในระบบป่าชายเลนทั้ง 2 ประเภทแตกต่างกัน กล่าวคือ ในระบบป่าปลูกใหม่มี % Clay สูงกว่าในระบบป่าธรรมชาติ (ค่าเฉลี่ยก่อนการใช้น้ำบาดาลเสีย 28.35 % ขณะที่ในระบบป่าธรรมชาติมีค่าเฉลี่ยในช่วงเวลาเดียวกัน 14.61%) จึงน่าจะเกิด Adsorption และ Precipitation ซึ่งช่วยกำจัด P จากน้ำเสียได้ดีกว่า

เปอร์เซ็นต์การกำจัด PO_4 -P และ TP ในการทดลองที่ 5 - 7 ซึ่งใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสีย 3 วัน มีค่าต่ำกว่าการทดลองครั้งที่ 1 - 4 ซึ่งใช้ระยะเวลากักเก็บ 7 วัน ซึ่งน่าจะเป็นเพราะระยะเวลาดังกล่าวสั้นเกินไป ตามที่ Crites (1994) กล่าวถึง Design Criteria ในการกำจัด BOD และธาตุอาหารว่า ระยะเวลาพักเก็บเพื่อลด BOD และ TSS ควรอยู่ระหว่าง 5 - 10 วัน สำหรับการกำจัด N ควรใช้เวลากักเก็บ 8 - 14 วัน หรือมากกว่า ขณะที่การกำจัด P ควรใช้เวลา 10 - 25 วัน ดังนั้นในการทดลองซึ่งใช้ระยะเวลากักเก็บเพียง 3 วัน อาจสั้นเกินไปที่จะทำให้กระบวนการที่ช่วยกำจัด P เกิดขึ้นได้อย่างมีประสิทธิภาพ

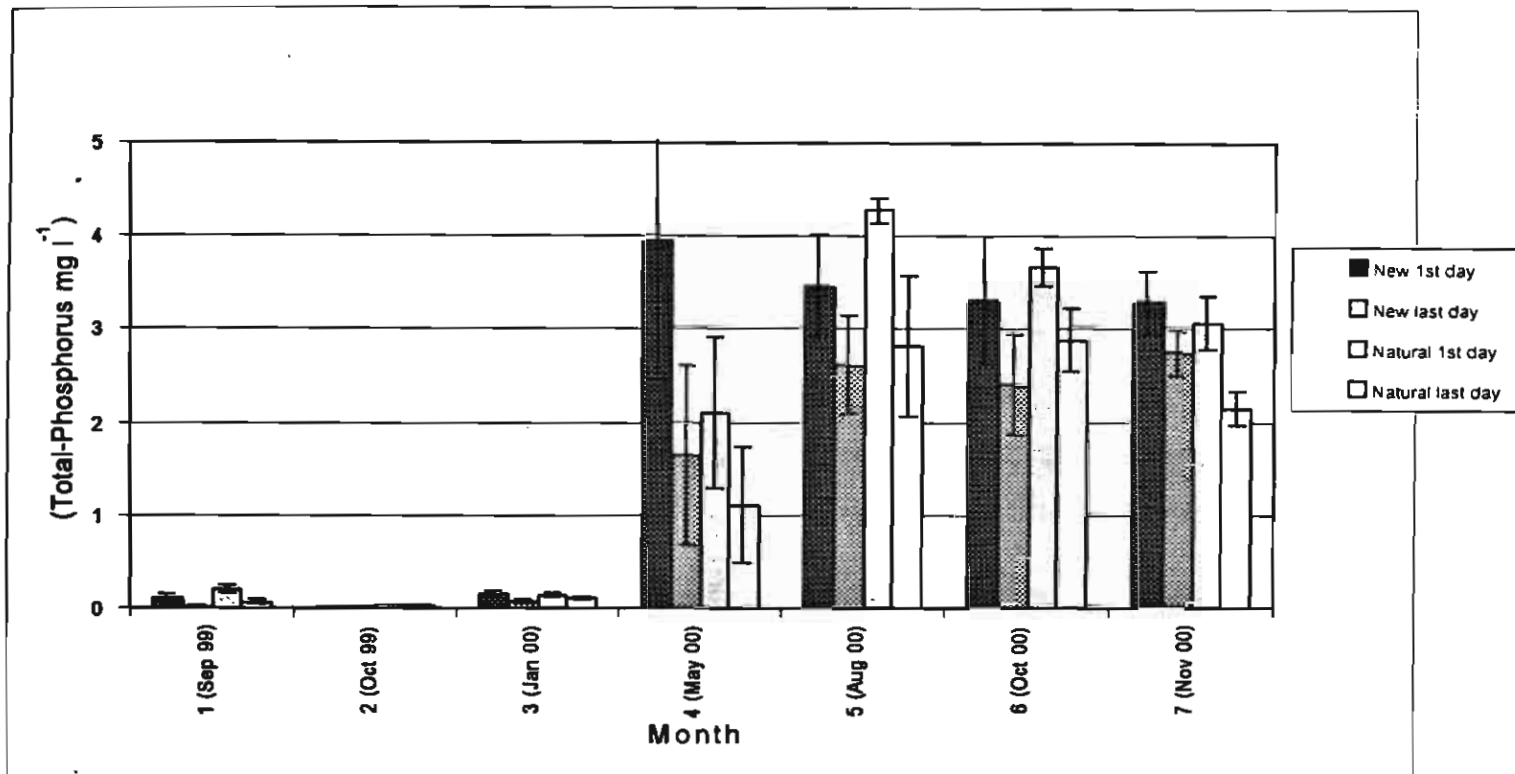
นอกจากนี้ยังมีข้อสังเกตว่าในการทดลองที่ 1 ซึ่งใช้น้ำทะเลผสมในอัตราส่วน 1 : 1 โดยประมาณและเป็นการทดลองที่ไม่ได้รับอิทธิพลจากฝนในระหว่างการทดลอง มีเปอร์เซ็นต์การกำจัดทั้ง PO_4 -P และ TP สูงที่สุดในการทดลองทั้ง 7 ครั้ง คือสามารถกำจัด PO_4 -P ได้ถึง 90.80 และ 73.86% ในระบบป่าปลูกใหม่และป่าธรรมชาติตามลำดับ ขณะที่กำจัด TP ได้ 87.15 และ 67.49% ในระบบป่าปลูกใหม่และป่าธรรมชาติตามลำดับ ซึ่งน่าจะเป็นเพราะในน้ำทะเลมี Element ต่างๆ เช่น Ca^{2+} และมี pH เป็นด่างซึ่งช่วยทำให้กระบวนการบำบัด P เกิดขึ้นได้ดีขึ้น



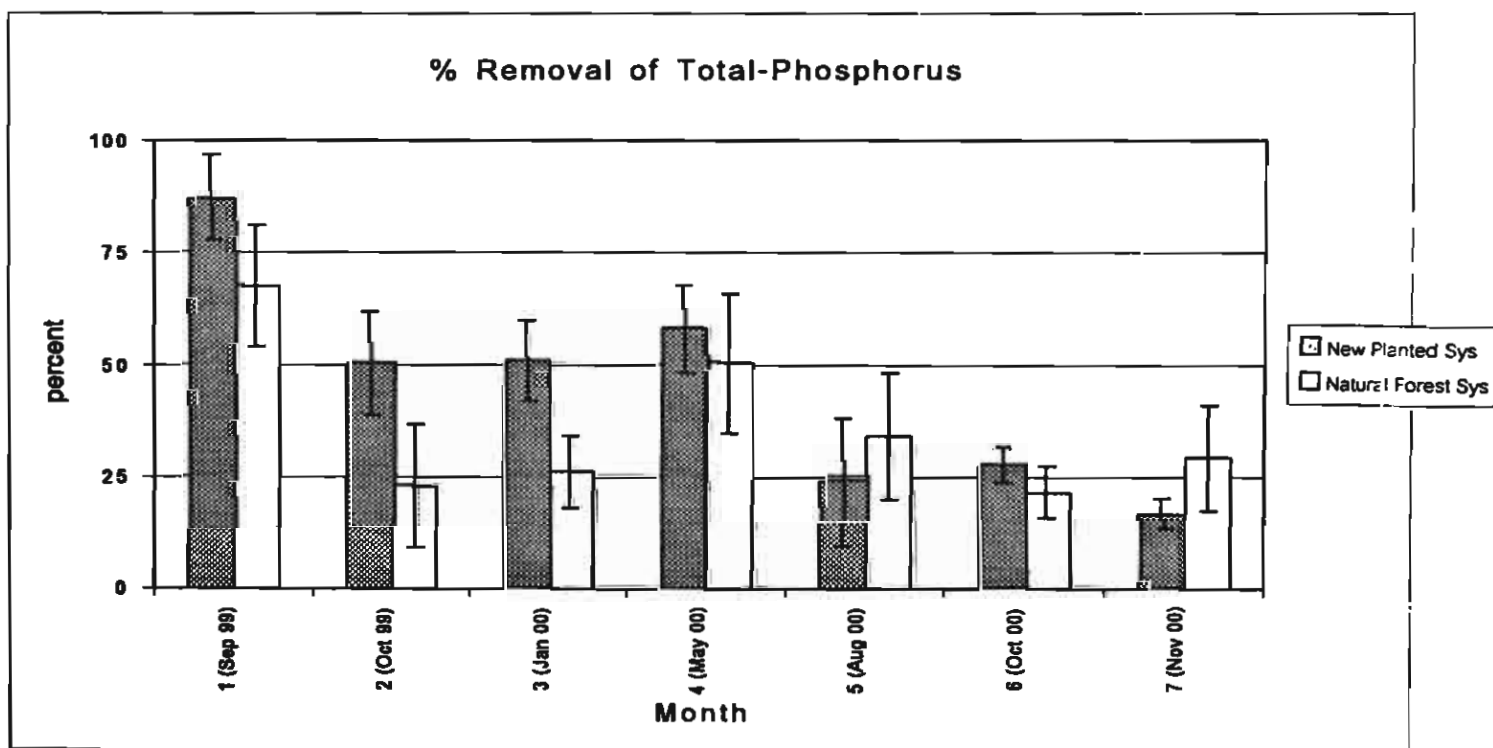
รูปที่ 4-17 PO₄-P ของน้ำเสียในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติในวันที่ 1 และวันสุดท้ายของการบำบัด



รูปที่ 4-18 เปอร์เซ็นต์การกำจัด PO₄-P ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-19 TP ของน้ำเสียในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติในวันที่ 1 และวันสุดท้ายของการบำบัด



รูปที่ 4-20 เปอร์เซ็นต์การกำจัด TP ในระบบป่าปลูกและระบบป่าธรรมชาติ

4.3 งานศึกษาผลกระทบของการบำบัดน้ำเสียต่อสมบัติของดิน

ได้ทำการเก็บตัวอย่างดินผิวน้ำตั้งแต่ช่วงก่อนการทดลองระบบบำบัดน้ำเสีย 1 ครั้ง (มิถุนายน 2542) และภายหลังจากที่ทำการทดลองระบบซึ่งเริ่มในเดือนกันยายน 2542 ทั้งภายในพื้นที่ระบบบำบัดน้ำเสียและพื้นที่ควบคุมซึ่งไม่ได้ใช้บำบัดน้ำเสียรวม 3 ครั้ง (ตุลาคม 2542, กุมภาพันธ์ 2543 และกรกฎาคม 2543)

ผลการศึกษาการเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติของดินภายใต้พันธุ์ไม้แต่ละโซน (โปรง ถั่ว แสม และโกงกาง) ภายในระบบป่าปลูกใหม่ และที่ระยะ 50 เมตร และ 100 เมตรจากจุดปล่อยน้ำเสียภายในระบบป่าธรรมชาติ รวมทั้งผลการวิเคราะห์สถิติเพื่อทดสอบความแตกต่างระหว่างดินภายใต้พันธุ์ไม้ต่างๆ ดังกล่าวภายในแต่ละช่วงเวลาของการเก็บตัวอย่าง แสดงไว้ในตารางที่ 4-13 ส่วนสมบัติของดินในแปลงควบคุมและผลการวิเคราะห์ทางสถิติ แสดงไว้ในตารางที่ 4-14 สำหรับค่าเฉลี่ยของสมบัติของดินภายในระบบป่าปลูกใหม่และป่าธรรมชาติ และผลการเปรียบเทียบความแตกต่างของค่าเฉลี่ยระหว่างช่วงเวลาของการเก็บตัวอย่าง และระหว่างดินภายในระบบและในแปลงควบคุมได้แสดงไว้ในตารางที่ 4-15

ความเป็นกรด-ด่าง (pH) และการนำไฟฟ้า (Conductivity)

ภายในระบบป่าปลูกใหม่ พบว่า ในโซนที่ปลูกโปรงซึ่งอยู่ใกล้กับจุดปล่อยน้ำเสียเข้าสู่ระบบมากที่สุด (แต่อยู่ห่างจากชายฝั่งมากที่สุด) มีค่า pH ค่อนข้างต่ำกว่าในโซนอื่นๆ ซึ่งอาจเป็นเพราะได้สัมผัสกับน้ำทะเลน้อยที่สุด ส่วนแปลงควบคุมของป่าปลูกใหม่ไม่พบลักษณะดังกล่าว ซึ่งสาเหตุหนึ่งอาจเป็นเพราะที่ตั้งของแปลงควบคุมได้อยู่เหนือลมออกไป และมีการขึ้นลงของน้ำทะเลที่แตกต่างไปซึ่งอาจทำให้การเปรียบเทียบผลอาจไม่ได้ผลนัก ส่วนความแตกต่างของ pH ภายใต้พันธุ์ไม้อื่นๆ มีไม่มากนัก (รูปที่ 4-21)

Subbiah and Ramula (1979) ตามที่อ้างถึงใน Ru and Wong (1995) กล่าวว่า การปล่อยน้ำเสียลงสู่ระบบจะทำให้ pH ของดิน มีค่าลดลง ซึ่งอาจเป็นผลเนื่องมาจากการเกิด Nitrification เนื่องจากการเพิ่ม $\text{NH}_4\text{-N}$ และ Organic N เข้าสู่ระบบ และจากการ Oxidation ของสารอินทรีย์คาร์บอน แต่ในการทดลองนี้ น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีความสกปรกและธาตุอาหารต่ำ นอกจากนี้การเปลี่ยนแปลงไปมาระหว่าง Anaerobic-Aerobic Condition ในป่าชายเลนอาจทำให้ Nitrification เกิดขึ้นได้ไม่ดึก และยังได้รับอิทธิพลจากน้ำทะเล ทำให้ pH ที่ตรวจวิเคราะห์ได้โดยทั่วไปมีค่าเป็นด่างอ่อน นอกจากนี้ยังพบว่า pH มีค่าผันแปรตามฤดูกาล กล่าวคือ ค่าที่ตรวจวิเคราะห์ได้ในแต่ละช่วงเวลามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ นอกจากนี้จะพบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่าง pH ภายในระบบป่าธรรมชาติและระบบป่าปลูกใหม่ กล่าวคือ โดยทั่วไป pH ในป่าธรรมชาติมีค่าต่ำกว่าในป่าปลูกใหม่ซึ่งน่าจะเป็นเพราะถึงแม้ที่ตั้งของป่าธรรมชาติจะได้รับอิทธิพลของน้ำทะเลมากกว่า แต่ป่าธรรมชาติมี OM สูงกว่าซึ่งการย่อยสลาย OM ทำให้ดินมี pH ต่ำลง

ภายหลังจากที่ใช้ระบบป่าชายเลนในการทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชนประมาณ 1 ปี ยังไม่พบแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงใด

Conductivity มีความผันแปรตามช่วงเวลาที่ใช้เก็บตัวอย่าง (รูปที่ 4-22) ทั้งนี้อาจเป็นเพราะในสภาพธรรมชาติดินในป่าชายเลนจะถูกน้ำทะเลท่วมถึงอยู่เสมอทำให้มีเกลืออยู่มาก ดังนั้นการใส่น้ำเสียซึ่งมี Cation และ Anion ปริมาณน้อยไม่ทำให้เกิดการเพิ่มขึ้นของ Conductivity อย่างมีนัยสำคัญ นอกจากนี้ความแตกต่างของ Conductivity ระหว่างโซนต่างๆ ของพื้นที่น้อยมากทั้งภายในระบบและแปลงควบคุม อย่างไรก็ตามพบว่าในป่าธรรมชาติมีค่า Conductivity สูงกว่าป่าปลูกใหม่

ตารางที่ 4-13 สมบัติทางกายภาพและเคมีของดินภายใต้พันธุ์ไม้แต่ละโซนในระบบบำบัดน้ำเสีย

Parameters	Time	New Planted System				Natural Forest System	
		<i>Cerriops</i>	<i>Bruguiera</i>	<i>Avicennia</i>	<i>Rhizophora</i>	at 50 m.	at 100 m.
pH	Jun 99	^c 7.53 ± 0.04	^c 7.54 ± 0.08	^{bc} 7.40 ± 0.13	^c 7.58 ± 0.01	^{ab} 7.27 ± 0.05	^a 7.14 ± 0.07
	Oct 99	^b 7.70 ± 0.12	^b 7.73 ± 0.06	^b 7.72 ± 0.05	^b 7.85 ± 0.03	^a 7.42 ± 0.02	^a 7.44 ± 0.02
	Feb 00	^{abc} 7.88 ± 0.03	^{bc} 7.96 ± 0.21	^{bc} 7.98 ± 0.05	^c 8.09 ± 0.02	^{ab} 7.81 ± 0.05	^a 7.66 ± 0.11
	Jul 00	^a 6.62 ± 0.37	^a 6.71 ± 0.27	^{ab} 6.91 ± 0.37	^{ab} 7.07 ± 0.26	^{ab} 6.91 ± 0.21	^b 7.28 ± 0.12
Conductivity (mS cm ⁻¹)	Jun 99	^a 5.97 ± 0.05	^a 5.27 ± 1.31	^a 6.74 ± 0.13	^a 6.31 ± 0.58	^b 9.45 ± 0.78	^b 9.64 ± 0.70
	Oct 99	^a 3.54 ± 0.21	^a 3.22 ± 0.21	^a 3.40 ± 0.08	^a 3.36 ± 0.17	^b 6.43 ± 0.60	^c 7.45 ± 0.21
	Feb 00	^b 6.22 ± 0.49	^a 4.68 ± 1.05	^{ab} 5.49 ± 0.38	^a 4.64 ± 0.04	^b 6.70 ± 0.48	^c 8.38 ± 0.17
	Jul 00	^a 2.02 ± 0.44	^b 2.91 ± 0.41	^c 4.00 ± 0.37	^b 3.13 ± 0.44	^d 5.76 ± 0.49	^c 6.74 ± 0.55
OM (%)	Jun 99	^a 2.53 ± 0.61	^a 2.34 ± 0.43	^a 2.53 ± 0.20	^a 2.38 ± 0.09	^b 6.81 ± 1.41	^b 6.67 ± 0.04
	Oct 99	^a 1.41 ± 0.43	^a 1.87 ± 0.41	^a 1.73 ± 0.02	^a 1.87 ± 0.38	^b 4.95 ± 0.15	^b 5.59 ± 0.22
	Feb 00	^a 1.72 ± 0.08	^a 2.25 ± 0.43	^a 1.91 ± 0.33	^a 2.24 ± 0.19	^b 5.65 ± 0.49	^b 5.72 ± 0.64
	Jul 00	^a 1.70 ± 0.66	^a 2.02 ± 0.31	^a 2.26 ± 0.87	^a 2.03 ± 0.45	^b 6.19 ± 0.87	^b 5.84 ± 0.75
TN (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	^a 2.0655 ± 0.5128	^a 1.6213 ± 0.7872	^a 2.6126 ± 0.5999	^a 0.6142 ± 0.1601	^{ab} 3.3104 ± 1.9207	^{ab} 3.4250 ± 0.1966
	Oct 99	^a 0.8780 ± 0.1223	^a 1.0079 ± 0.3520	^a 0.9369 ± 0.0117	^a 0.9274 ± 0.3534	^b 2.7956 ± 0.0462	^b 2.9753 ± 0.0433
	Feb 00	^a 0.9756 ± 0.0113	^a 1.0842 ± 0.4313	^a 1.1121 ± 0.0005	^a 1.0687 ± 0.2595	^b 2.8452 ± 0.0168	^b 3.1281 ± 0.0994
	Jul 00	^a 0.7533 ± 0.0685	^{ab} 1.2730 ± 0.4531	^{ab} 1.1447 ± 0.0781	^{ab} 1.3847 ± 0.1134	^b 1.9143 ± 0.2250	^c 3.6457 ± 0.8998
TP (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	^a 0.0869 ± 0.0039	^a 0.0866 ± 0.0082	^a 0.1043 ± 0.0188	^a 0.0947 ± 0.0003	^a 0.1039 ± 0.0022	^a 0.0978 ± 0.0002
	Oct 99	^{ab} 0.1296 ± 0.0067	^{ab} 0.1276 ± 0.0021	^b 0.1405 ± 0.0034	^a 0.1261 ± 0.0021	^{ab} 0.1360 ± 0.0096	^{ab} 0.1282 ± 0.0003
	Feb 00	^a 0.1424 ± 0.0121	^a 0.1393 ± 0.0043	^a 0.1499 ± 0.0029	^a 0.1496 ± 0.0265	^a 0.1397 ± 0.0036	^a 0.1383 ± 0.0034
	Jul 00	^b 0.3027 ± 0.0006	^{ab} 0.2597 ± 0.0328	^b 0.2700 ± 0.0763	^b 0.2560 ± 0.0578	^a 0.1690 ± 0.0367	^b 0.2837 ± 0.0326
% Sand	Jun 99	^a 55.66 ± 0.14	^a 56.85 ± 4.08	^a 56.85 ± 0.72	^{ab} 59.17 ± 3.67	^c 64.88 ± 1.25	^c 66.68 ± 0.73
	Oct 99	^a 56.76 ± 1.28	^a 56.97 ± 2.84	^a 58.76 ± 1.54	^a 54.70 ± 1.20	^b 66.91 ± 1.52	^b 70.61 ± 1.73
	Feb 00	^a 55.32 ± 0.49	^a 56.32 ± 0.66	^a 57.70 ± 1.86	^a 54.76 ± 1.54	^b 70.79 ± 1.42	^b 68.70 ± 1.23
	Jul 00	^b 56.98 ± 2.00	^b 56.40 ± 1.28	^b 56.55 ± 1.62	^a 53.41 ± 0.76	^c 64.93 ± 2.22	^c 66.74 ± 0.59
% Silt	Jun 99	^a 14.42 ± 0.24	^a 14.57 ± 0.45	^a 14.14 ± 0.45	^{ab} 14.94 ± 1.95	^c 20.01 ± 0.91	^c 19.22 ± 3.36
	Oct 99	^{ab} 15.99 ± 1.54	^{bc} 17.79 ± 0.27	^{bc} 18.10 ± 1.30	^a 14.93 ± 0.31	^d 20.85 ± 0.11	^c 18.65 ± 0.40
	Feb 00	^a 20.03 ± 1.48	^a 19.53 ± 0.61	^a 18.05 ± 0.17	^a 17.11 ± 3.62	^a 16.82 ± 0.09	^a 17.91 ± 1.43
	Jul 00	^a 15.57 ± 3.06	^a 16.96 ± 3.27	^a 17.83 ± 0.40	^a 18.49 ± 0.61	^a 17.13 ± 1.54	^a 15.61 ± 0.54
% Clay	Jun 99	^b 29.91 ± 0.10	^b 28.58 ± 4.54	^b 29.01 ± 1.17	^b 25.88 ± 5.62	^a 15.11 ± 2.16	^a 14.10 ± 2.64
	Oct 99	^{bc} 27.25 ± 2.82	^{bc} 25.24 ± 3.11	^b 23.13 ± 0.25	^c 30.37 ± 1.51	^a 12.25 ± 1.41	^a 10.75 ± 2.13
	Feb 00	^b 24.64 ± 1.98	^b 24.15 ± 1.27	^b 24.25 ± 1.69	^b 28.13 ± 5.16	^a 12.39 ± 1.33	^a 13.39 ± 2.67
	Jul 00	^c 27.45 ± 1.60	^b 24.63 ± 0.99	^{bc} 25.62 ± 1.98	^c 28.10 ± 1.27	^a 17.95 ± 1.96	^a 17.66 ± 0.85
Texture	Jun 99	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Oct 99	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Feb 00	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Jul 00	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam

Note : Mean and standard deviation of two replicates are shown.

Superscript letters denote the significant difference among plant zone at each sampling time at p = 0.05.

ตารางที่ 4-14 สมบัติทางกายภาพและเคมีของดินภายใต้พื้นที่ไม้แต่ละโซนในแปลงควบคุม

Parameters	Time	New Planted System				Natural Forest System	
		<i>Ceriops</i>	<i>Bruguiera</i>	<i>Avicennia</i>	<i>Rhizophora</i>	at 50 m.	at 100 m.
pH	Jun 99	^a 7.53 ± 0.04	^b 7.59 ± 0.08	^b 7.59 ± 0.04	^b 7.60 ± 0.01	^{ab} 7.35 ± 0.30	^{ab} 7.21 ± 0.09
	Oct 99	^b 7.71 ± 0.18	^b 7.63 ± 0.03	^b 7.49 ± 0.08	^b 7.64 ± 0.13	^a 7.15 ± 0.01	^a 7.07* ± 0.12
	Feb 00	^b 7.98 ± 0.06	^b 7.97 ± 0.05	^b 7.90 ± 0.01	^b 7.94 ± 0.11	^a 7.70 ± 0.09	^a 7.56 ± 0.12
	Jul 00	^b 7.66* ± 0.09	^b 7.66* ± 0.08	^b 7.65 ± 0.10	^b 7.60 ± 0.22	^a 7.31* ± 0.07	^a 7.27* ± 0.06
Conductivity (mS cm ⁻¹)	Jun 99	^a 6.74 ± 0.76	^a 5.10* ± 0.04	^a 4.55 ± 0.07	^a 5.34 ± 2.28	^a 7.56 ± 0.60	^a 8.79 ± 5.56
	Oct 99	^a 4.30* ± 0.27	^a 4.92 ± 0.26	^a 4.30 ± 0.51	^a 3.60* ± 0.55	^b 8.84 ± 0.96	^b 8.89 ± 1.32
	Feb 00	^a 4.83 ± 0.62	^a 5.85 ± 0.04	^a 5.45 ± 0.47	^a 6.32 ± 0.65	^b 12.26 ± 2.11	^b 13.56 ± 2.21
	Jul 00	^{bc} 6.48* ± 0.75	^c 7.40* ± 0.46	^{ab} 5.73* ± 0.29	^a 4.67 ± 0.65	^d 10.10* ± 0.61	^c 11.58* ± 1.05
OM (%)	Jun 99	^a 2.45 ± 0.61	^a 2.71 ± 0.01	^a 2.42 ± 0.13	^a 2.41 ± 0.16	^b 5.37* ± 0.06	^b 5.78 ± 0.40
	Oct 99	^a 2.55 ± 0.02	^a 2.68* ± 0.16	^a 2.60 ± 0.04	^a 2.50 ± 0.20	^b 6.65 ± 0.02	^b 6.63* ± 0.22
	Feb 00	^a 2.97 ± 0.74	^a 3.07 ± 0.84	^a 3.15 ± 0.53	^a 2.84 ± 0.71	^b 6.61 ± 0.04	^b 6.64 ± 0.01
	Jul 00	^a 2.43 ± 0.11	^a 3.70 ± 1.12	^a 3.36 ± 0.63	^a 2.73 ± 0.30	^b 7.27 ± 0.79	^b 8.50 ± 1.66
TN (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	^a 1.3895 ± 0.1002	^a 1.4273 ± 0.0433	^a 1.5220 ± 0.0042	^a 1.3750 ± 0.0601	^b 2.8034 ± 0.1380	^c 3.8680 ± 0.3378
	Oct 99	^a 1.3034 ± 0.3917	^a 0.6002 ± 0.4947	^a 0.9930 ± 0.0198	^a 0.8290 ± 0.0659	^b 3.8068* ± 0.5039	^b 4.6400 ± 0.9517
	Feb 00	^a 1.5186 ± 0.1051	^a 1.5129 ± 0.0256	^a 1.6250 ± 0.0630	^a 1.4612 ± 0.0888	^b 3.8945 ± 0.5663	^c 4.8554 ± 0.6103
	Jul 00	^a 1.5893 ± 0.0885	^a 1.5517* ± 0.0860	^a 1.5773 ± 0.0336	^a 1.6873 ± 0.1509	^b 4.2400* ± 0.3538	^b 4.5997* ± 0.6142
TP (mg g ⁻¹ dry wt.)	Jun 99	^a 0.0949 ± 0.0062	^a 0.0908 ± 0.0029	^a 0.0868 ± 0.0139	^a 0.0970 ± 0.0018	^a 0.0965 ± 0.0007	^a 0.0973 ± 0.0009
	Oct 99	^b 0.1747 ± 0.0051	^a 0.1480 ± 0.0069	^a 0.1513 ± 0.0131	^a 0.1344 ± 0.0025	^a 0.1414* ± 0.0045	^a 0.1424 ± 0.0056
	Feb 00	^b 0.1661 ± 0.0034	^{ab} 0.1533 ± 0.0109	^{ab} 0.1548 ± 0.0167	^{ab} 0.1437 ± 0.0148	^{ab} 0.1438 ± 0.0039	^a 0.1370 ± 0.0069
	Jul 00	^b 0.2243 ± 0.0674	^b 0.2223 ± 0.0458	^b 0.1843 ± 0.0086	^a 0.1503 ± 0.0127	^a 0.1220* ± 0.0214	^b 0.2113 ± 0.0407
% Sand	Jun 99	^{ab} 59.16 ± 1.26	^{abc} 62.55 ± 0.35	^{abc} 63.65 ± 7.85	^a 55.41 ± 1.58	^c 70.82 ± 3.95	^{bc} 67.58 ± 4.64
	Oct 99	^a 57.27 ± 0.36	^a 56.65 ± 1.13	^a 58.59 ± 3.11	^a 60.96 ± 3.01	^b 71.76 ± 2.70	^b 70.66 ± 1.37
	Feb 00	^a 56.40 ± 0.77	^a 57.75 ± 1.30	^a 61.24 ± 6.57	^a 56.23 ± 0.79	^b 69.85 ± 2.83	^b 70.93 ± 1.33
	Jul 00	^a 58.08 ± 2.56	^a 60.05 ± 2.25	^a 60.35* ± 2.89	^a 57.39 ± 0.28	^b 68.68 ± 4.16	^b 69.40 ± 0.96
% Silt	Jun 99	^{ab} 17.14 ± 1.06	^{ab} 16.01 ± 0.40	^a 13.67 ± 1.84	^b 19.53 ± 2.11	^{ab} 16.19 ± 1.36	^b 18.19 ± 1.83
	Oct 99	^a 18.41 ± 1.64	^a 18.02 ± 3.83	^a 17.30 ± 1.50	^a 16.47 ± 1.13	^a 17.53 ± 1.94	^a 17.67 ± 1.89
	Feb 00	^a 19.43 ± 2.00	^a 16.11 ± 0.04	^a 18.31 ± 0.22	^a 19.22 ± 2.89	^a 19.04 ± 2.55	^a 17.04 ± 0.02
	Jul 00	^a 17.90 ± 2.54	^a 17.58 ± 1.34	^a 16.98 ± 1.60	^a 16.92 ± 2.09	^a 14.65 ± 2.81	^a 15.00 ± 2.25
% Clay	Jun 99	^{bc} 23.70 ± 0.20	^{abc} 21.44 ± 0.05	^{abc} 22.69 ± 9.68	^c 25.06 ± 0.54	^a 12.92* ± 2.59	^{ab} 14.23 ± 2.52
	Oct 99	^b 24.32 ± 1.28	^b 25.33 ± 2.70	^b 24.11* ± 1.61	^b 22.57 ± 1.88	^a 10.71 ± 0.76	^a 11.67 ± 0.52
	Feb 00	^b 24.17 ± 1.23	^b 26.14 ± 1.26	^b 20.45 ± 6.80	^b 24.56 ± 2.10	^a 11.11 ± 0.28	^a 12.03 ± 1.32
	Jul 00	^b 24.03 ± 0.08	^b 22.37 ± 1.57	^b 22.61 ± 1.42	^b 25.68 ± 1.82	^a 17.34* ± 2.92	^a 15.60 ± 2.52
Texture	Jun 99	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Oct 99	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Feb 00	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Jul 00	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam

Note: Mean and standard deviation of two replicates are shown.

Superscript letters denote the significant difference among plant zone at each sampling time at $p = 0.05$.

* indicates significant difference between treatment and control plot at each plant zone at $p = 0.05$ (data of treatment plot are shown in Table 4-13).

ตารางที่ 4-15 ค่าเฉลี่ยสมบัติทางกายภาพและเคมีของดินในระบบฯ และแปลงควบคุม

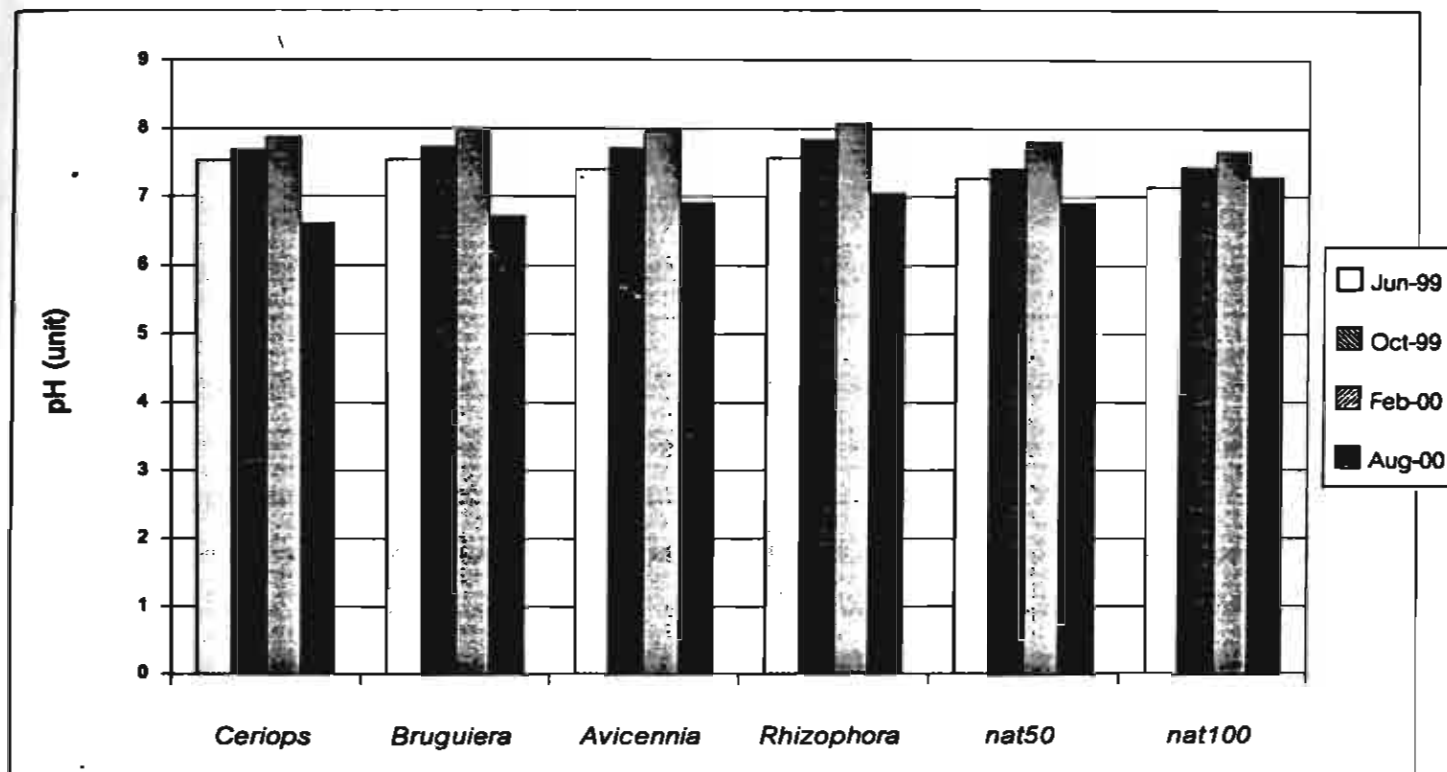
Parameters	Time	New Planted System ¹		Natural Forest System ²	
		Treatment Plot	Control Plot	Treatment Plot	Control Plot
pH	Jun 99	7.51 ^b ± 0.09	7.57 ^a ± 0.05	7.20 ^{ab} ± 0.09	7.28 ^a ± 0.20
	Oct 99	7.75 ^c ± 0.08	*7.61 ^a ± 0.12	7.43 ^b ± 0.02	*7.11 ^a ± 0.09
	Feb 00	7.98 ^d ± 0.11	7.95 ^b ± 0.06	7.73 ^c ± 0.11	7.63 ^b ± 0.12
	Jul 00	6.83 ^a ± 0.33	*7.65 ^a ± 0.12	7.10 ^a ± 0.26	7.29 ^a ± 0.06
Conductivity (mS cm ⁻¹)	Jun 99	6.07 ^c ± 0.79	5.43 ^b ± 1.25	9.54 ^c ± 0.62	8.18 ^a ± 3.30
	Oct 99	3.38 ^a ± 0.18	*4.28 ^a ± 0.59	6.94 ^{ab} ± 0.70	*8.86 ^a ± 0.94
	Feb 00	5.26 ^b ± 0.83	5.61 ^b ± 0.70	7.54 ^b ± 1.01	*12.89 ^b ± 1.93
	Jul 00	3.02 ^a ± 0.82	*6.07 ^b ± 1.15	6.25 ^a ± 0.71	*10.84 ^{ab} ± 1.12
OM (%)	Jun 99	2.45 ^b ± 0.31	2.50 ^a ± 0.28	6.74 ^b ± 0.82	*5.57 ^a ± 0.33
	Oct 99	1.72 ^a ± 0.34	*2.58 ^a ± 0.12	5.27 ^a ± 0.40	*6.64 ^a ± 0.02
	Feb 00	2.03 ^{ab} ± 0.32	*3.01 ^a ± 0.55	5.68 ^a ± 0.47	*6.62 ^a ± 0.03
	Jul 00	2.00 ^{ab} ± 0.56	*3.05 ^a ± 0.77	6.01 ^{ab} ± 0.75	*7.89 ^b ± 1.34
TN (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	1.7284 ^b ± 0.8916	*1.4285 ^b ± 0.0774	3.2824 ^b ± 1.1378	3.3357 ^a ± 0.6497
	Oct 99	0.9376 ^a ± 0.2004	0.9313 ^a ± 0.3640	2.8854 ^a ± 0.1100	*4.2234 ^{ab} ± 0.7861
	Feb 00	1.0602 ^a ± 0.1980	*1.5294 ^b ± 0.0861	2.9867 ^a ± 0.1734	*4.3749 ^b ± 0.7341
	Jul 00	1.1389 ^a ± 0.3218	*1.6014 ^b ± 0.1000	2.7800 ^a ± 1.1150	*4.4198 ^b ± 0.4897
TP (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	0.0931 ^a ± 0.0111	0.0924 ^a ± 0.0072	0.1009 ^a ± 0.0037	0.0969 ^a ± 0.0008
	Oct 99	0.1310 ^b ± 0.0068	*0.1521 ^b ± 0.0166	0.1321 ^a ± 0.0072	0.1419 ^{ab} ± 0.0042
	Feb 00	0.1453 ^b ± 0.0122	0.1545 ^b ± 0.0127	0.1390 ^a ± 0.0030	0.1404 ^{ab} ± 0.0060
	Jul 00	0.2721 ^c ± 0.0472	*0.1953 ^c ± 0.0476	0.2263 ^b ± 0.0701	0.1667 ^b ± 0.0569
% Sand	Jun 99	57.14 ^a ± 2.50	60.19 ^a ± 4.61	65.78 ^a ± 1.33	69.23 ^a ± 4.00
	Oct 99	56.80 ^a ± 2.07	58.37 ^a ± 2.45	68.76 ^b ± 2.52	71.21 ^a ± 1.86
	Feb 00	56.03 ^a ± 1.53	57.90 ^a ± 3.35	69.75 ^b ± 1.62	70.39 ^a ± 1.91
	Jul 00	55.84 ^a ± 1.95	*58.97 ^a ± 2.32	65.83 ^a ± 1.76	*69.04 ^a ± 2.73
% Silt	Jun 99	14.52 ^a ± 0.84	*16.59 ^a ± 2.53	19.61 ^b ± 2.06	17.19 ^{ab} ± 1.75
	Oct 99	16.70 ^b ± 1.60	17.55 ^a ± 1.90	19.75 ^b ± 1.29	17.60 ^{ab} ± 1.57
	Feb 00	18.68 ^c ± 1.95	18.27 ^a ± 1.94	17.37 ^a ± 1.04	18.04 ^b ± 1.87
	Jul 00	17.21 ^{bc} ± 2.25	17.35 ^a ± 1.72	16.37 ^a ± 1.32	14.82 ^a ± 2.28
% Clay	Jun 99	28.35 ^b ± 3.20	*23.22 ^a ± 3.93	14.61 ^b ± 2.05	13.58 ^a ± 2.33
	Oct 99	26.50 ^{ab} ± 3.31	24.08 ^a ± 1.81	11.50 ^a ± 1.71	11.19 ^a ± 0.77
	Feb 00	25.29 ^a ± 2.85	23.83 ^a ± 3.56	12.89 ^{ab} ± 1.81	11.57 ^a ± 0.94
	Jul 00	26.45 ^{ab} ± 1.94	*23.67 ^a ± 1.82	17.80 ^c ± 1.36	16.47 ^b ± 2.62
Texture	Jun 99	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Oct 99	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Feb 00	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam
	Jul 00	sandy clay loam	sandy clay loam	sandy loam	sandy loam

Note : 1 = Mean and standard deviation of eight replicates are shown.

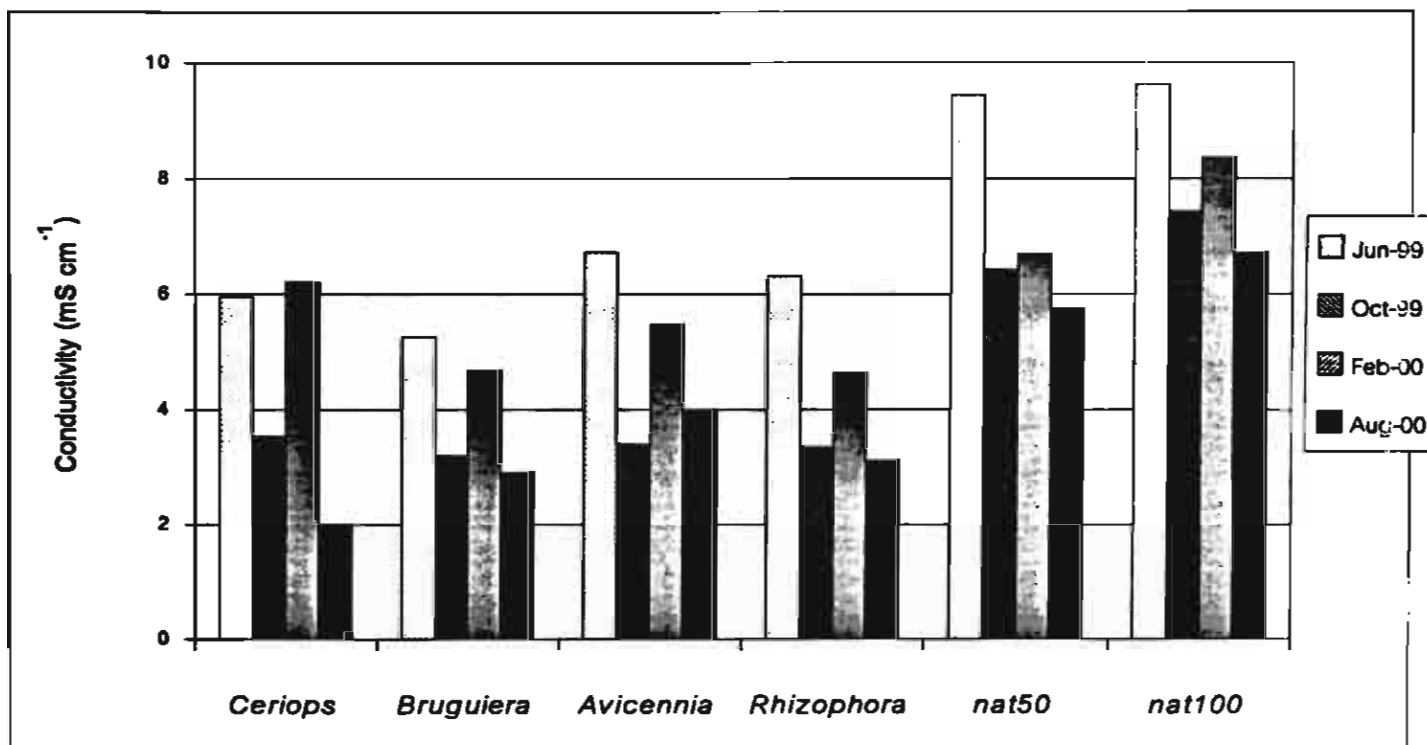
2 = Mean and standard deviation of four replicates are shown.

Superscript letters denote the significant difference among plant zone at each sampling time at p = 0.05.

* indicates significant difference between treatment and control plot at each site at p = 0.05.



รูปที่ 4-21 pH ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-22 Conductivity ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ

อินทรีย์วัตถุในดิน (Soil Organic Matter : OM)

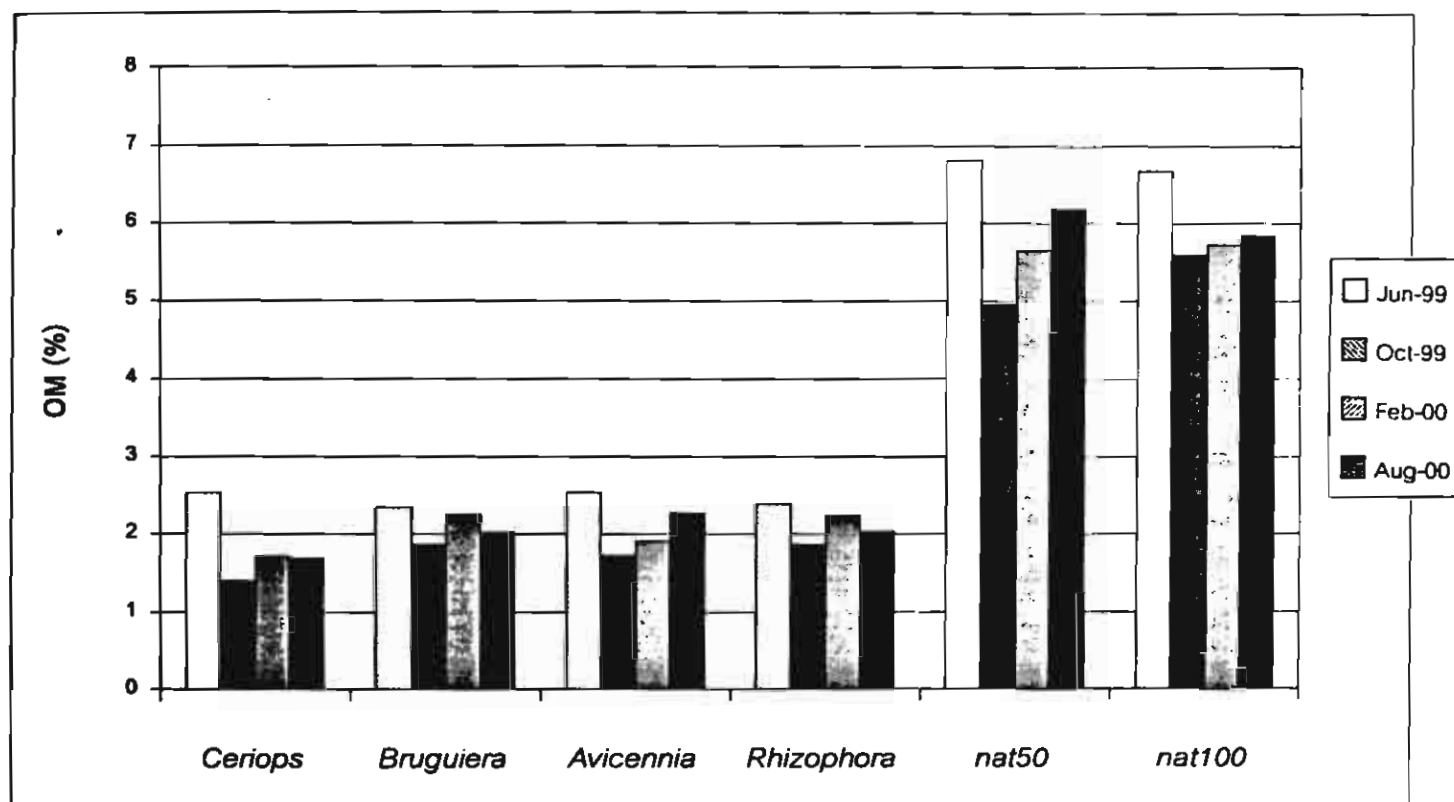
ปริมาณอินทรีย์วัตถุในป่าชายเลนส่วนใหญ่ได้มาจากการร่วงหล่นของใบไม้และเศษใบไม้ในป่าชายเลนเอง นอกจากนี้ระบบรากของพันธุ์ไม้ป่าชายเลนจะช่วยสะสม OM ไว้ด้วย

ในบริเวณป่าปลูกใหม่มีค่า OM ต่ำกว่าป่าธรรมชาติอย่างมีนัยสำคัญ ทั้งนี้เนื่องจากบริเวณพื้นป่าธรรมชาติมีการสะสมของเศษกิ่งไม้ใบไม้ซึ่งมีการย่อยสลายมากกว่า นอกจากนี้ยังไม่พบความแตกต่างระหว่างโซนต่างๆ ของพีชโปรง ถั่ว แสม และโกงกาง อย่างมีนัยสำคัญ แต่โดยทั่วไปพบว่าโซนของโปรงจะมีค่า OM ต่ำกว่าเล็กน้อย ทั้งนี้เพราะเป็นบริเวณที่ดอน ที่อยู่ห่างจากชายฝั่งมากที่สุด ซึ่งโดยทั่วไป OM จะมีค่าสูงบริเวณใกล้ชายฝั่ง ในช่วงก่อนที่จะมีการทดลองบำบัดน้ำเสีย OM ในระบบและแปลงควบคุมไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ แต่ภายหลังจากการใช้ป่าปลูกใหม่บำบัดน้ำเสีย พบว่า ช่วงเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่างในเดือนตุลาคม 2542 กุมภาพันธ์ 2543 และกรกฎาคม 2543 ภายในระบบมีค่า OM ต่ำกว่าแปลงควบคุม สาเหตุน่าจะเป็นเพราะ OM ในดินถูกจุลินทรีย์ย่อยสลายและนำไปใช้เป็นแหล่งของพลังงานหรือสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต อย่างไรก็ตาม อัตราการสลายตัวของสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วเมื่อมีการระบายอากาศในดินดี ทำให้มีระดับ OM เหลืออยู่ในดินค่อนข้างต่ำ และอัตราการสลายตัวจะลดลงอย่างมากและเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์ในสภาพที่มีน้ำท่วมขัง และสารที่ได้มักจะเป็นกรดอินทรีย์ แอลกอฮอล์ และสารอื่นๆ ซึ่งในระบบบำบัดน้ำเสียนี้น้ำหลังจากที่ได้กักเก็บน้ำเสียไว้ในระบบตามระยะเวลาที่กำหนดก็จะระบายน้ำออกจากพื้นที่ ทำให้พื้นที่มีโอกาสสัมผัสกับอากาศ และในบางครั้งพื้นที่ในระบบบำบัดถูกปล่อยทิ้งให้แห้ง ในขณะที่แปลงควบคุมมีน้ำทะเลท่วมถึงอย่างสม่ำเสมอ อาจเป็นสาเหตุให้ในระบบบำบัดน้ำเสียมี OM ต่ำกว่าแปลงควบคุม นอกจากนี้จากที่ตั้งของแปลงควบคุมซึ่งไม่เหมาะสมนักอาจทำให้มีลักษณะการสะสม OM แตกต่างไปจากภายในพื้นที่ในระบบ อย่างไรก็ตามหากพิจารณาเฉพาะภายในระบบ พบว่า ทั้งระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติจะมีแนวโน้มของการเปลี่ยนแปลง OM ไม่ชัดเจน ไม่ได้มีแนวโน้มที่ลดลงโดยตลอด ดังนั้นเพื่อการสรุปผลที่ถูกต้องจึงควรที่จะมีการติดตามศึกษาต่อไป

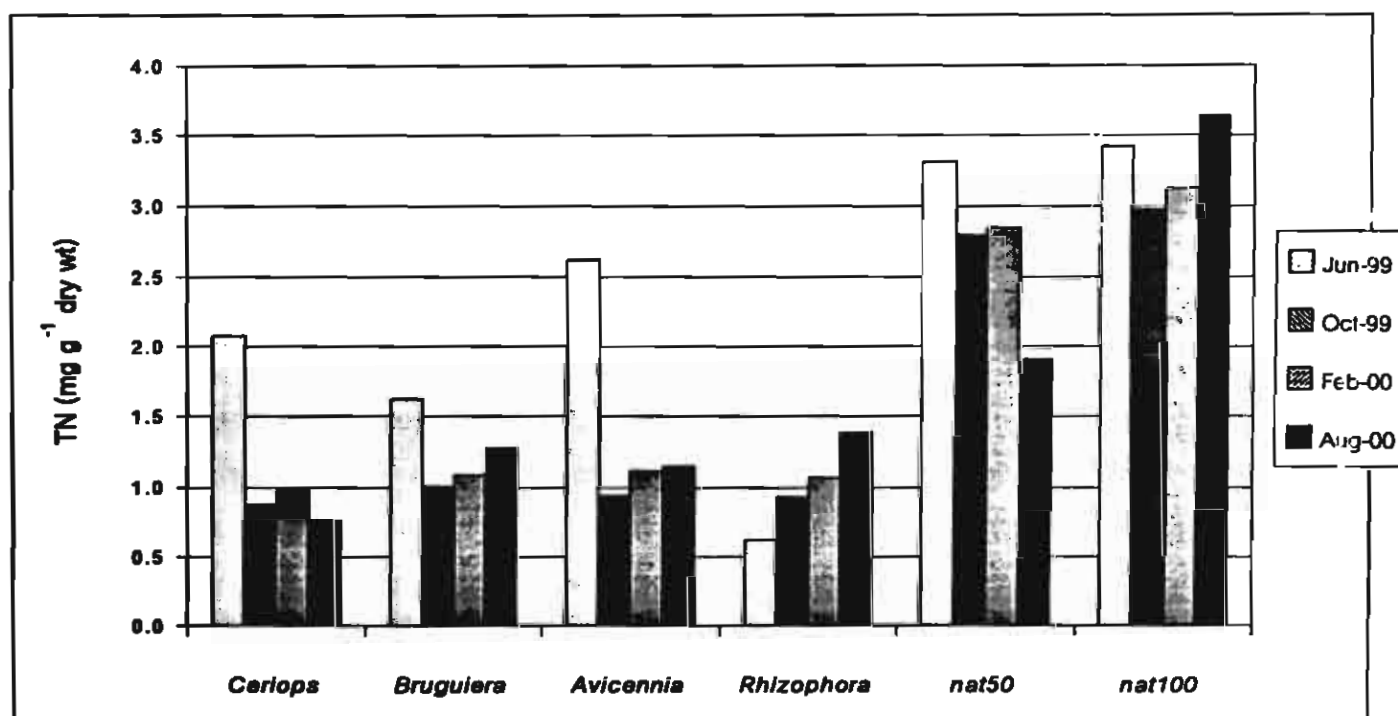
ในบริเวณป่าชายเลนธรรมชาติ ค่า OM จะสูงกว่าป่าปลูกใหม่อย่างมีนัยสำคัญ แต่ไม่พบความแตกต่างของค่า OM ของบริเวณที่อยู่ห่างจากจุดปล่อยน้ำ 50 เมตร และ 100 เมตร อย่างมีนัยสำคัญ นอกจากนี้ยังพบความแตกต่างตามช่วงเวลาของการเก็บตัวอย่างภายในแต่ละบริเวณน้อย อย่างไรก็ตาม ค่า OM ก่อนที่จะมีการใช้บำบัดน้ำเสียภายในระบบป่าธรรมชาติดีค่าสูงกว่าในแปลงควบคุมของป่าธรรมชาติอย่างมีนัยสำคัญ แต่ภายหลังจากใช้บำบัดน้ำเสียพบว่า ช่วงเวลาที่ทำการเก็บตัวอย่างในเดือนตุลาคม 2542 กุมภาพันธ์ 2543 และกรกฎาคม 2543 ภายในระบบกลับมีค่า OM ต่ำกว่าแปลงควบคุมอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งเป็นแนวโน้มคล้ายคลึงกันกับที่พบในระบบป่าปลูกใหม่ (รูปที่ 4-23)

ไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen : TN)

ดินในป่าชายเลนธรรมชาติจะมีค่า TN สูงกว่าในป่าปลูกใหม่อย่างมีนัยสำคัญ แต่ภายในป่าธรรมชาติที่ระยะ 50 เมตร และ 100 เมตร จากจุดปล่อยน้ำเสีย โดยทั่วไปพบว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ เมื่อเปรียบเทียบกับค่า TN ในระบบตามช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างทั้งก่อนและภายหลังจากทดลองพบว่า ก่อนการใช้บำบัดน้ำเสียดินในระบบมีค่า TN สูงกว่าแปลงควบคุม แต่เมื่อได้ใช้บำบัดน้ำเสียแล้ว ในทั้ง 3 ครั้งของการเก็บตัวอย่าง คือ ในเดือนตุลาคม 2543 กุมภาพันธ์ 2543 และกรกฎาคม 2543 พบว่า ค่า TN ในระบบมีค่าต่ำกว่าในแปลงควบคุม และมีค่าที่ลดต่ำลงกว่าก่อนที่จะใช้บำบัดน้ำเสีย ขณะที่แปลงควบคุมกลับมีค่าที่เพิ่มสูงขึ้นกว่าเดิม (รูปที่ 4-24) สาเหตุที่เป็นเช่นนี้น่าจะเป็นเพราะค่า Hydraulic Loading ทั้งหมดของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีค่า



รูปที่ 4-23 Organic Matter ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-24 TN ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ

ต่ำมาก และความเข้มข้นของ TN ในน้ำเสียมีค่าต่ำ กอปรกับดินในป่าชายเลนมี Capacity ที่จะ Assimilate ธาตุอาหารจากน้ำเสียได้สูง ทำให้ไม่พบว่าดินในบริเวณระบบบำบัดน้ำเสียมีค่า TN สูงขึ้น ในขณะที่แปลงควบคุมได้รับอิทธิพลน้ำทะเลที่ผ่านเข้ามาตามคลอง ซึ่งเป็นคลองที่รองรับการระบายน้ำทั้งจากแปลงทดลองต่างๆ อาจทำให้ได้รับ Loading ของ TN ที่สูงกว่าแปลงทดลอง ซึ่งควรจะต้องมีการมีการศึกษาและติดตามผลในรายละเอียดต่อไป

จากการศึกษาของ Ru and Wong (1995) พบว่า ป่าชายเลนที่รองรับน้ำเสียชุมชนเป็นเวลา 1 ปี ไม่มีการเพิ่มขึ้นของ TN

นอกจากนี้ Chu et. al., (2000) ได้ทำการทดลองใช้ดินป่าชายเลน Treat น้ำเสียสังเคราะห์ 3 ความเข้มข้น คือ ความเข้มข้นปกติ ความเข้มข้นสูง 5 เท่า และความเข้มข้นสูง 25 เท่าของความเข้มข้นปกติ โดยผ่านน้ำเสียลงสู่ Tank เป็นเวลา 16 สัปดาห์ สัปดาห์ละ 3 ครั้ง พบว่า ในดินที่ใช้ Treat น้ำเสียความเข้มข้นปกติและความเข้มข้นสูง 5 เท่าไม่มีการสะสม TN ขณะที่ดินที่ใช้ Treat น้ำเสียความเข้มข้นสูง 25 เท่ามีการสะสม TN ที่ดินผิวน้ำ (ซึ่งในการทดลองขั้นถัดไปเขาพบว่า TN บางส่วนนี้จะสามารถถูกชะล้างออกไปด้วย Tidal Flushing) เขาให้ข้อสรุปว่า Pathway หลักในการกำจัด TN คือ Plant Uptake ซึ่งปริมาณการ Uptake ขึ้นอยู่กับชนิดของพืชและสถานะภาพของธาตุอาหารในดิน

Boto (1983) ตามที่อ้างใน Chu et. al., (2000) รายงานว่า ในโตรเจนที่เพิ่มสู่ระบบ (ประมาณ 150 - 250 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) จะถูก Incorporate ในเนื้อเยื่อของพืชป่าชายเลน และบ่อยครั้งที่พบว่าการเจริญเติบโตของพืชป่าชายเลนถูกจำกัดโดย TN ในดิน

Boto (1992) ตามที่อ้างถึงใน Tam and Wong (1996) กล่าวว่า Inorganic N เช่น NH₄⁺ ในป่าชายเลนค่อนข้างจะเคลื่อนที่ได้ (Mobile) เนื่องจากตะกอนดินป่าชายเลนมีความเข้มข้นของ Na⁺ สูง ทำให้เกิดการแลกเปลี่ยนที่ Cation Exchange Site ได้ง่าย และสามารถสูญหายไปโดย Tidal Exchange

ในป่าปลูกใหม่แนวโน้มการเปลี่ยนแปลงของ TN มีลักษณะคล้ายคลึงกับในป่าธรรมชาติดังกล่าวแล้ว และไม่พบความแตกต่างของค่า TN ที่วิเคราะห์ได้ภายใต้โซนต่างๆ ของพืช นอกจากนี้ค่า TN ภายในระบบภายหลังจากที่ใช้น้ำบำบัดน้ำเสียต่ำกว่าก่อนการใช้น้ำบำบัด ซึ่งผลที่ได้จากการศึกษครั้งนี้แตกต่างไปจากที่ Ru and Wong (1995) ได้รายงานไว้ อย่างไรก็ตามเพื่อการสรุปผลที่ถูกต้อง ควรจะต้องมีการติดตามศึกษาในรายละเอียดต่อไป

ฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total Phosphorus : TP)

โดยทั่วไปไม่พบความแตกต่างของ TP อย่างมีนัยสำคัญระหว่างป่าชายเลนธรรมชาติและป่าชายเลนปลูกใหม่ และระหว่างโซนต่างๆ ของพันธุ์ไม้ (รูปที่ 4-25) หากเปรียบเทียบค่า TP ตามช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างทั้งก่อนและภายหลังการใช้น้ำบำบัดน้ำเสียพบว่า ก่อนใช้น้ำบำบัดน้ำเสียในระบบมีค่า TP ใกล้เคียงกับแปลงควบคุม และภายหลังการใช้น้ำบำบัดน้ำเสียแล้ว ค่าที่ตรวจวิเคราะห์ได้ในแต่ละช่วงเวลาของภายในระบบและแปลงควบคุมโดยทั่วไปไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ แต่มีแนวโน้มการเพิ่มสูงขึ้นของ TP ตามที่ Boto (1982) อ้างถึงใน Tam and Wong (1996) กล่าวว่า การเพิ่ม PO₄-P สู่ป่าชายเลน จะทำให้เกิดกระบวนการ Immobilization อย่างรวดเร็วโดยปฏิกิริยา Adsorption ซึ่งขึ้นอยู่กับปริมาณอนุภาค Clay, Iron, ปริมาณอินทรีย์วัตถุ และ Redox Status ดินในป่าชายเลนที่มีสภาพ Reduced จะมีความสามารถในการ Adsorb P ลดลงอย่างมากเนื่องจากมี Fe²⁺ ในสารละลายดินสูง อย่างไรก็ตามดินในป่าชายเลนบริเวณนี้มีอนุภาค Clay ต่ำ ปริมาณอินทรีย์วัตถุค่อนข้างสูง Conductivity สูง และ Background Concentration ของ TP มีค่าต่ำ จึงทำให้มีกา Adsorp P และมีแนวโน้มการเพิ่มสูงขึ้นของ TP ในระดับหนึ่ง

Chu et al., (2000) ในการทดลองดังกล่าวแล้วข้างต้น พบว่า ไม่มีการสะสมของ TP อย่างมีนัยสำคัญ แม้แต่ดินใน Tank ที่ถูก Treat ด้วยน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 25 เท่าของน้ำเสียปกติ เขาสรุปว่าเป็นเพราะช่วงเวลาที่ Treat อาจสั้นเกินไป และ Input ของ P ที่ต่ำ และเมื่อทดลองต่อโดย Treat ด้วยน้ำทะเลสังเคราะห์ พบ $\text{PO}_4\text{-P}$ ปริมาณเพียงเล็กน้อยใน Effluent จาก Tank ที่เคยถูก Treat ด้วยน้ำเสียความเข้มข้น 25 เท่า ดังนั้นเขาจึงสรุปว่า ระบบนิเวศป่าชายเลนมี Capacity สูงในการ Assimilate P และ $\text{PO}_4\text{-P}$ จะไม่ถูกปลดปล่อยกับสู่สิ่งแวดล้อมทางน้ำ

Kadlec (1995) และ Cooke et al., (1992) ตามที่อ้างถึงใน Bolton and Greenway (1997) กล่าวว่า ตะกอนดินและดินที่ทับถมใหม่ (Soil Accretion) เป็น Long-term P Sink ที่สำคัญที่สุด

Boto (1982) ตามที่อ้างถึงใน Tam and Wong (1996) รายงานว่า การเพิ่ม 400 kg P ha^{-1} ในช่วงเวลา 12 เดือน สู่ป่าชายเลน ทำให้ดินมี Extractable P เพิ่มขึ้นจาก 5 เป็น $65 \mu\text{g g}^{-1}$

เนื้อดิน (Soil Texture)

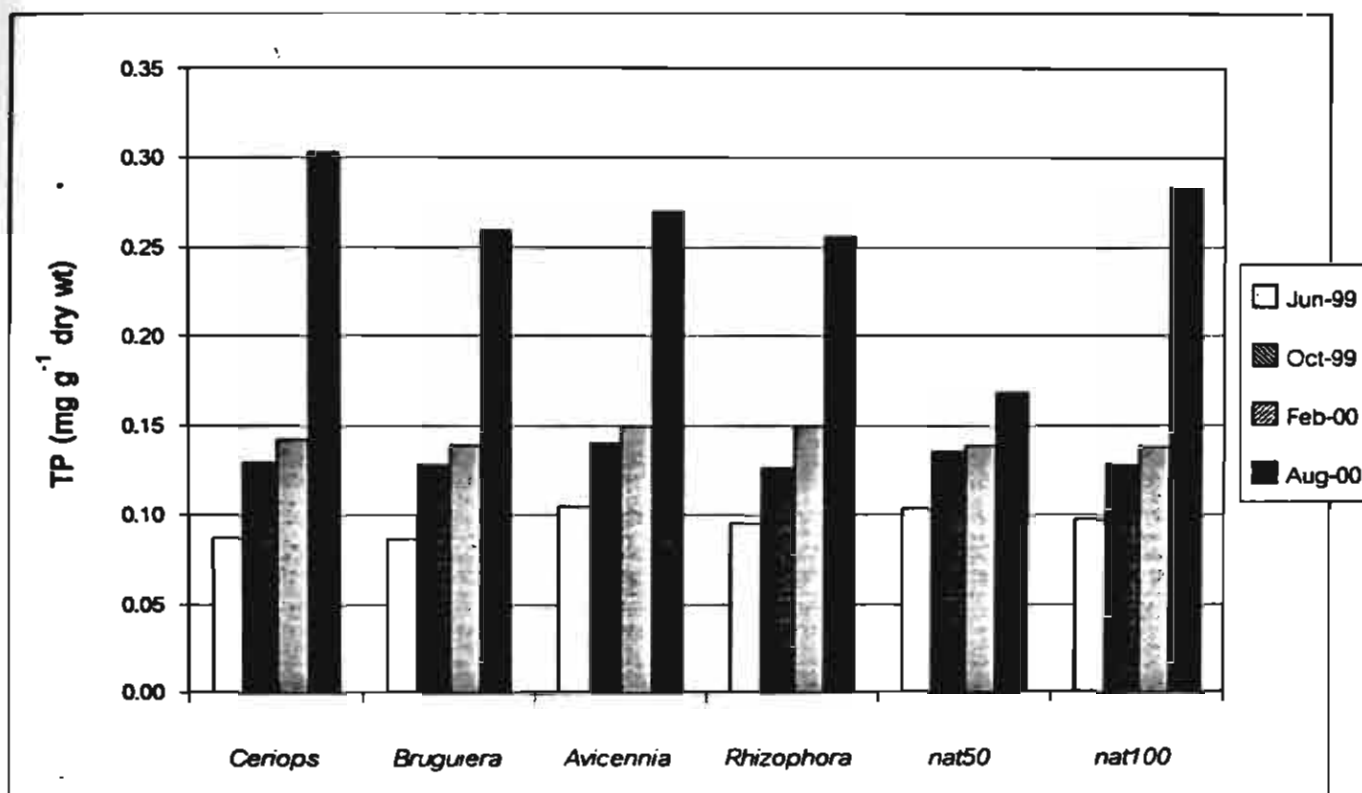
ดินในบริเวณป่าชายเลนธรรมชาติเป็น Sandy loam ขณะที่ดินในป่าชายเลนปลูกใหม่เป็น Sandy clay loam บริเวณป่าชายเลนธรรมชาติซึ่งอยู่ใกล้ชายฝั่งมากกว่าจะมี % Sand สูงกว่าบริเวณป่าปลูกใหม่ซึ่งเป็นบริเวณที่อยู่ลึกเข้าไปจากชายฝั่ง และในป่าปลูกใหม่จะมี % Clay สูงกว่าในป่าธรรมชาติ ทั้งนี้เพราะอนุภาค Sand ซึ่งมีขนาดใหญ่จะมีน้ำหนักมากและตกทับถมบริเวณใกล้ชายฝั่ง ขณะที่ % Clay และ Silt ซึ่งมีขนาดเล็กและน้ำหนักเบาจะตกทับถมบริเวณไกลจากชายฝั่ง

หากเปรียบเทียบค่า % Sand, % Silt และ % Clay ระหว่างแปลงทดลองและแปลงควบคุมจะพบว่า โดยทั่วไปไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ % Sand, % Silt และ % Clay มีความผันแปรตามช่วงเวลาการเก็บตัวอย่าง (รูปที่ 4-26 - 4-28)

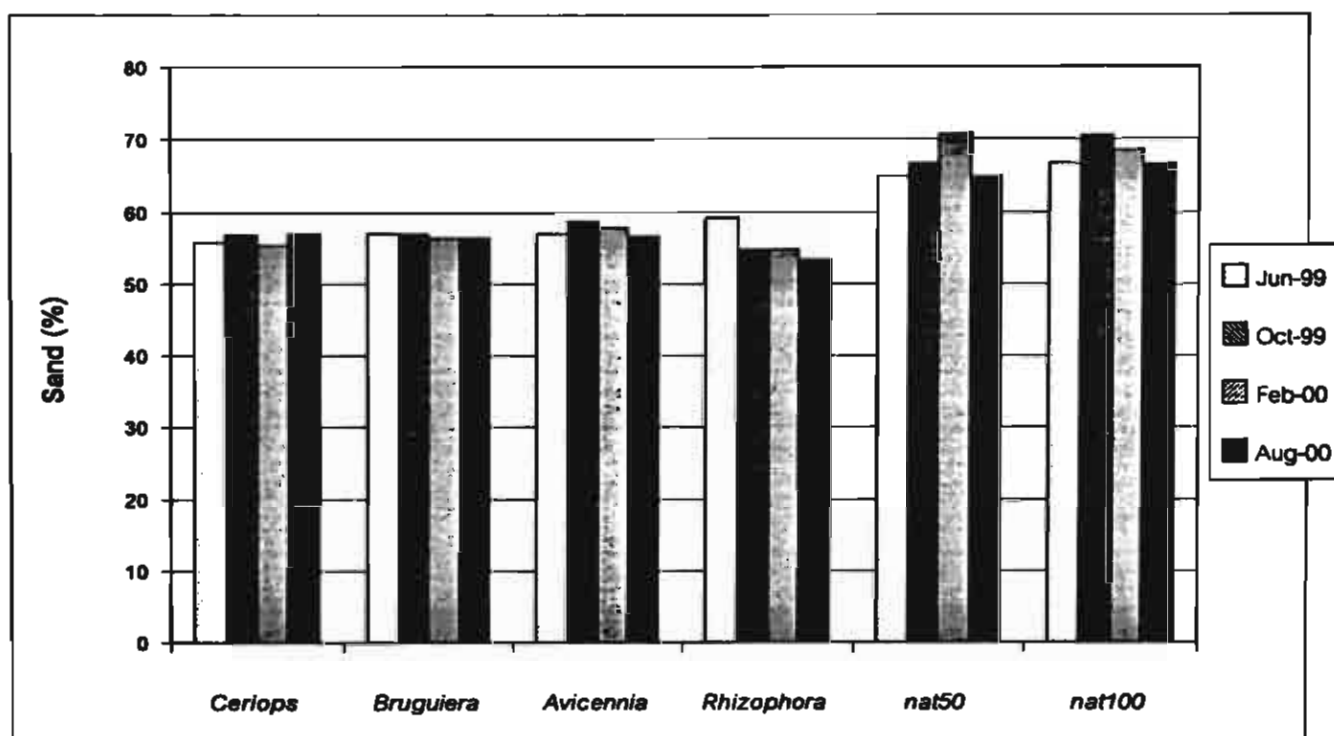
4.4 งานศึกษาองค์ประกอบธาตุอาหารในใบพืช

ได้ทำการเก็บตัวอย่างในตั้งแต่ช่วงก่อนการทดลองระบบบำบัดน้ำเสีย 1 ครั้ง (มิถุนายน 2542) และภายหลังจากที่ทำการทดลองระบบอีก 3 ครั้ง (ตุลาคม 2542 กุมภาพันธ์ 2543 และกรกฎาคม 2543) ทั้งภายในพื้นที่ระบบบำบัดน้ำเสียและแปลงควบคุมซึ่งไม่ได้ใช้บำบัดน้ำเสีย

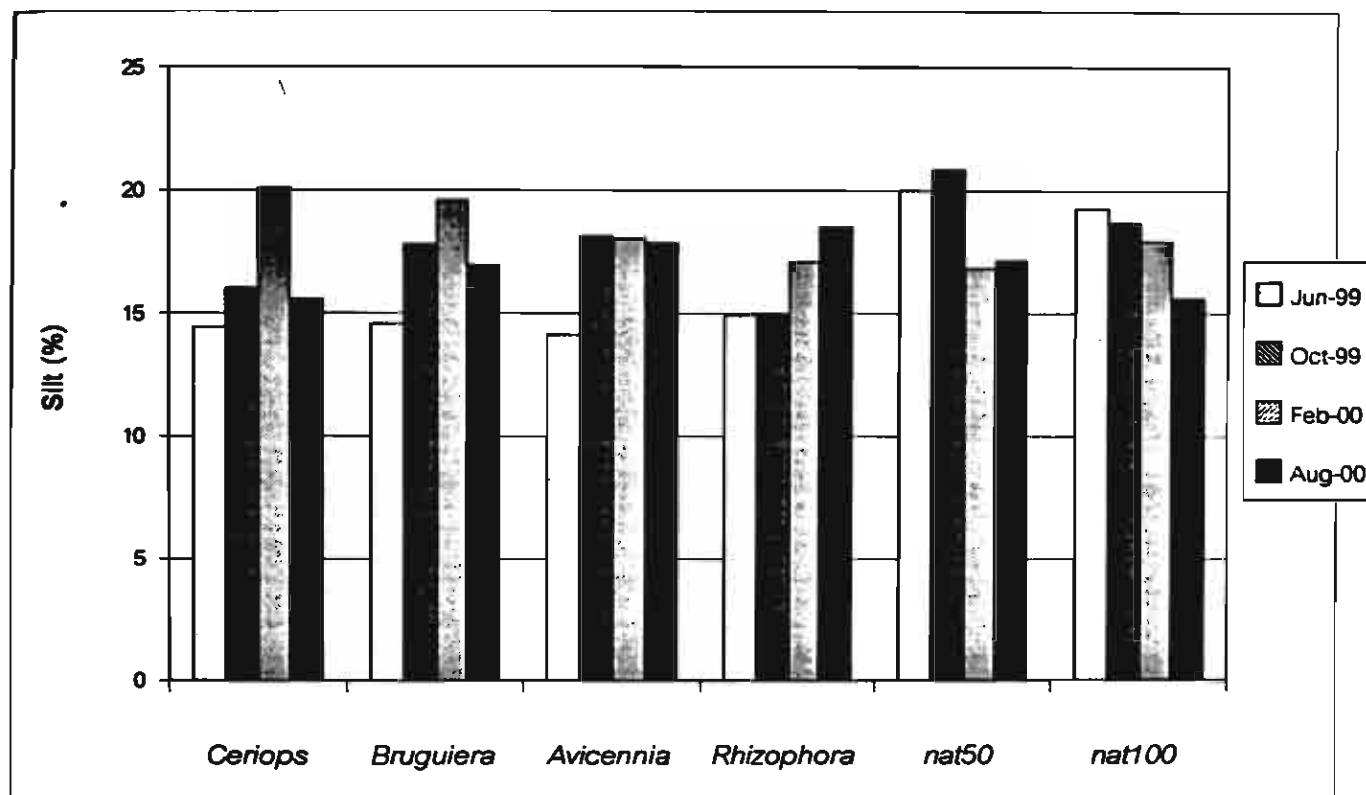
ผลการศึกษาการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบธาตุอาหารในใบพืชแต่ละชนิดภายในระบบป่าปลูกใหม่ (โปรง ถั่ว แสม และโกงกาง) และ แสมในระบบป่าธรรมชาติที่ระยะ 50 เมตร และ 100 เมตรจากจุดปล่อยน้ำเสีย รวมทั้งผลวิเคราะห์ทางสถิติเพื่อทดสอบความแตกต่างระหว่างองค์ประกอบธาตุอาหารในใบพันธุ์ไม้ต่างๆ ภายในแต่ละช่วงเวลาของการเก็บตัวอย่าง และความแตกต่างระหว่างช่วงเวลาการเก็บตัวอย่างต่างๆ แสดงไว้ในตารางที่ 4-16 ส่วนองค์ประกอบธาตุอาหารในใบในแปลงควบคุม และผลการวิเคราะห์ทางสถิติแสดงไว้ในตารางที่ 4-17 นอกจากนี้ยังได้แสดงผลการใช้สถิติเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างธาตุอาหารของใบภายในระบบและในแปลงควบคุมไว้ด้วย



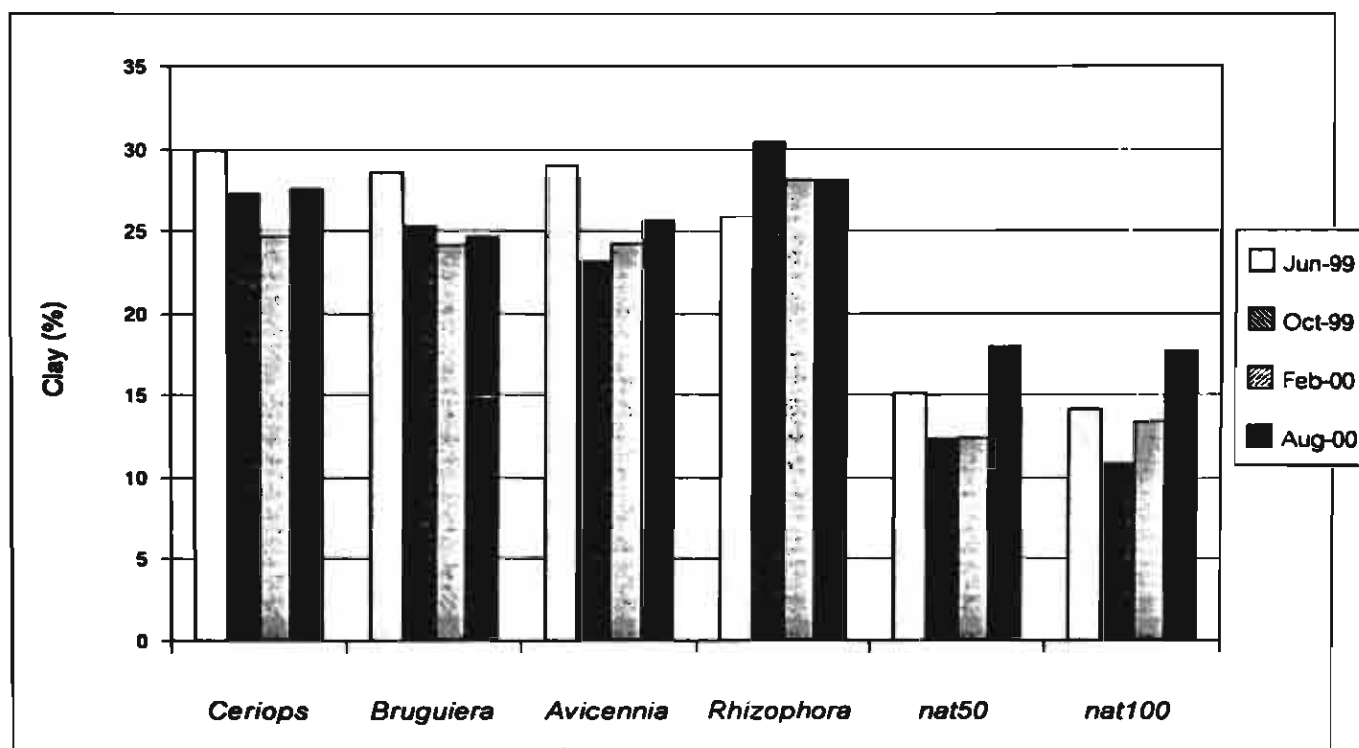
รูปที่ 4-25 TP ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-26 % Sand ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-27 % Silt ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-28 % Clay ของดินในโซนต่างๆ ในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ

ตารางที่ 4-16 องค์ประกอบ N และ P ในใบพืชแต่ละโซนในระบบบำบัดน้ำเสีย

Parameters	Time	New Planted System				Natural Forest System	
		<i>Ceriops</i>	<i>Bruguiera</i>	<i>Avicennia</i>	<i>Rhizophora</i>	at 50 m	at 100 m
TN (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	^a 12.8890 ^a ± 0.1655	^a 13.2075 ^a ± 0.3642	^b 15.5735 ^a ± 0.6541	^{ab} 13.7600 ^a ± 1.0748	^c 18.7435 ^{ab} ± 0.7559	^{ab} 13.7775 ^a ± 1.1406
	Oct 99	^a 10.3655 ^a ± 0.3557	^c 19.9360 ^b ± 0.4865	^c 20.9710 ^{bc} ± 0.8330	^b 15.8695 ^a ± 1.8434	^c 19.9060 ^b ± 0.4101	^c 21.4965 ^b ± 0.4773
	Feb 00	^a 11.4800 ^a ± 1.7720	^c 24.6595 ^c ± 0.0827	^c 23.0230 ^c ± 3.2499	^b 17.9140 ^a ± 2.6616	^{bc} 20.6370 ^b ± 0.4582	^{bc} 22.2870 ^b ± 0.1598
	Jul 00	^a 10.8485 ^a ± 1.0430	^b 12.9700 ^a ± 0.2447	^d 16.7395 ^{ab} ± 0.2765	^c 14.7915 ^a ± 0.6003	^d 17.2470 ^a ± 1.1328	^{bc} 13.9675 ^a ± 0.0757
TP (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	^a 0.2045 ^a ± 0.0021	^b 0.2195 ^b ± 0.0134	^a 0.2045 ^a ± 0.0007	^{ab} 0.2085 ^a ± 0.0021	^a 0.2030 ^a ± 0.0000	^a 0.2020 ^a ± 0.0000
	Oct 99	^b 0.1875 ^a ± 0.0106	^a 0.1445 ^a ± 0.0007	^b 0.2020 ^a ± 0.0014	^b 0.2100 ^a ± 0.0325	^b 0.2005 ^a ± 0.0106	^b 0.2140 ^a ± 0.0099
	Feb 00	^{bcd} 0.2490 ^b ± 0.0184	^a 0.1595 ^a ± 0.0007	^{bc} 0.2240 ^a ± 0.0057	^d 0.2705 ^b ± 0.0007	^b 0.2115 ^a ± 0.0318	^{cd} 0.2510 ^b ± 0.0028
	Jul 00	^{cd} 0.2590 ^b ± 0.0085	^{bc} 0.2405 ^b ± 0.0148	^{ab} 0.2165 ^a ± 0.0233	^a 0.1950 ^a ± 0.0212	^{cd} 0.2770 ^b ± 0.0042	^d 0.2865 ^c ± 0.0064

Note : Mean and standard deviation of two replicates are shown.

Superscript letters on left hand side indicate significant difference among plant zone at each sampling time at p = 0.05.

Superscript letters on right hand side indicate significant difference among sampling time at each plant zone at p = 0.05.

ตารางที่ 4-17 องค์ประกอบ N และ P ในใบพืชแต่ละโซนในแปลงควบคุม

Parameters	Time	New Planted System				Natural Forest System	
		<i>Cerriops</i>	<i>Bruguiera</i>	<i>Avicennia</i>	<i>Rhizophora</i>	at 50 m	at 100 m
TN (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	^a 11.1520 ^a ± 1.0027	^b 15.5135 ^a ± 0.2553	^d 20.9420 ^a ± 0.7014	^b 15.3603 ^b ± 0.6510	^{bc} 16.6545 ^a ± 0.2977	^c 17.4880 ^{ab} ± 0.1386
	Oct 99	^a 12.0675 ^{ab} ± 0.1676	^b 19.7815 ^b ± 0.6201	^b 20.7235 ^a ± 0.7234	^a 13.9455 ^a ± 0.3274	^b 18.7645 ^b ± 1.1519	^b 20.0650 ^b ± 2.1355
	Feb 00	^a 13.2350 ^{bc} ± 0.3422	^{cd} 21.7185 ^b ± 1.0020	^d 22.1470 ^a ± 0.2022	^b 17.9245 ^c ± 0.3811	^c 20.2625 ^b ± 0.7234	^c 20.2145 ^b ± 0.6795
	Jul 00	^a 13.8760 ^c ± 0.1952	^{ab} 14.9190 ^a ± 2.5131	^b 18.0885 ^a ± 2.6608	^b 18.5915 ^c ± 0.2807	^{ab} 15.3985 ^a ± 0.5197	^b 15.4280 ^a ± 0.1216
TP (mg g ⁻¹ dry wt)	Jun 99	^{ab} 0.2045 ^{ab} ± 0.0049	^b 0.2090 ^a ± 0.0042	^b 0.2090 ^a ± 0.0042	^b 0.2085 ^b ± 0.0035	^a 0.1980 ^a ± 0.0014	^{ab} 0.2045 ^{ab} ± 0.0007
	Oct 99	^d 0.2380 ^b ± 0.0028	^c 0.2030 ^a ± 0.0042	^c 0.2130 ^a ± 0.0000	^a 0.1385 ^a ± 0.0064	^b 0.1665 ^a ± 0.0064	^{ab} 0.1510 ^a ± 0.0184
	Feb 00	^c 0.2820 ^c ± 0.0141	^c 0.2940 ^a ± 0.0057	^b 0.2385 ^b ± 0.0120	^b 0.2335 ^c ± 0.0035	^a 0.1925 ^a ± 0.0007	^a 0.2050 ^{ab} ± 0.0014
	Jul 00	^a 0.1940 ^a ± 0.0240	^a 0.2480 ^a ± 0.0806	^a 0.2330 ^b ± 0.0042	^a 0.2465 ^c ± 0.0106	^a 0.2045 ^a ± 0.0643	^a 0.2200 ^b ± 0.0368

Note : Mean and standard deviation of two replicates are shown.

Superscript letters on left hand side indicate significant difference among plant zone at each sampling time at p = 0.05.

Superscript letters on right hand side indicate significant difference among sampling time at each plant zone at p = 0.05.

* indicate significant different between treatment and control plot at each plant zone at p = 0.05 (data of treatment plot are shown in Table 4-17).

ไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen : TN)

ในระบบป่าปลูกใหม่ ค่า TN ในใบไม่มีความแตกต่างจากแปลงควบคุมอย่างมีนัยสำคัญ ค่าที่ตรวจวิเคราะห์ได้มีความผันแปรตามช่วงฤดูกาล นอกจากนี้ยังพบว่า ใบแสมและใบถั่วมีการสะสม TN สูงกว่าโปรงและโกงกาง

TN ที่ตรวจวิเคราะห์ได้ในใบแสมในระบบบำบัดน้ำเสีย มีค่า 15.574 - 23.023 mg g⁻¹ dry wt. และในใบถั่วมีค่า 12.970 - 24.660 mg g⁻¹ dry wt. ขณะที่ใบโปรงและโกงกางมีค่าระหว่าง 10.366 - 12.889 และ 13.760 - 14.791 mg g⁻¹ dry wt. ตามลำดับ

Bolton and Greenway (1997) ได้ศึกษาองค์ประกอบธาตุอาหารของพืชในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่ใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนในออสเตรเลีย พบว่า โดยทั่วไปพืชประเภท Tree จะมีความเข้มข้นของธาตุอาหารในใบและกิ่งต่ำกว่าไม้ล้มลุก (Herbaceous Macrophytes) ทั้งประเภท Emergent, Submerged และ Free Floating Plant และอ้างถึง Bolton and Greenway (1995 และ 1996) ว่า ใบแสมจะมี N ต่ำ เพราะมีการ Recycle N จากใบแก่กลับสู่พืชก่อนที่ใบจะร่วงหล่น

อย่างไรก็ตามบทบาทของพืชในการกำจัดธาตุอาหารในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมโดยการสะสมอยู่ในเนื้อเยื่อของพืช เป็นฟังก์ชันของทั้งความเข้มข้นของธาตุอาหารในพืชและการเพิ่มพูน Biomass ซึ่งพืชประเภท Tree จะมีการเพิ่มพูน Biomass สูงกว่าพืชล้มลุกมาก ดังนั้นถึงแม้จะมีความเข้มข้นของธาตุอาหารในเนื้อเยื่อต่ำกว่า แต่ปริมาณการสะสมธาตุอาหารโดยรวมจะสูงกว่า

ดังนั้นหากพิจารณาจากค่า TN ในใบพืชจะพบว่า แสมมีศักยภาพสูงในการใช้ในพื้นที่ชุ่มน้ำเพื่อการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากมีค่า TN ในใบสูง นอกจากนี้ยังเป็นที่ทราบกันดีว่าเป็นพืชที่มีการเพิ่มพูน Biomass สูง มีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว

ในระบบป่าชายเลนธรรมชาติซึ่งพันธุ์ไม้ที่ขึ้นอยู่คือแสม ค่า TN ที่วิเคราะห์ได้ส่วนใหญ่ไม่มีความแตกต่างจากแปลงควบคุมอย่างมีนัยสำคัญ และค่า TN มีความผันแปรตามช่วงฤดูกาลเช่นเดียวกันกับในระบบป่าชายเลนปลูกใหม่ มีค่าระหว่าง 13.778 - 22.287 mg g⁻¹ dry wt. ซึ่งต่ำกว่าที่ตรวจวิเคราะห์ได้ในป่าปลูกใหม่เล็กน้อย หากเปรียบเทียบค่า TN ที่วิเคราะห์ได้กับ TN ในใบของพืชในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่เป็นน้ำจืดที่รายงานโดย Greenway (1997) เช่น จอก (*Pistia*) มี TN ในใบ 17 - 40 mg g⁻¹ dry wt. ธูปฤาษี (*Typha*) 5 - 31.6 mg g⁻¹ dry wt. และ กก (*Cyperus*) 18 - 43 mg g⁻¹ dry wt. จะพบว่า ในการศึกษาใบพืชป่าชายเลนน้ำเค็มในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมมีค่า TN ต่ำกว่า

ฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total Phosphorus : TP)

ในระบบป่าปลูกใหม่ ค่า TP ที่วิเคราะห์ได้เกือบทั้งหมดไม่มีความแตกต่างจากแปลงควบคุมอย่างมีนัยสำคัญ และค่า TP มีความผันแปรตามช่วงฤดูกาลและตามชนิดของพืช

TP ที่ตรวจวิเคราะห์ได้ในใบโปรงในระบบบำบัดน้ำเสีย มีค่า 0.188 - 0.259 mg g⁻¹ dry wt. ใบถั่ว 0.145 - 0.241 mg g⁻¹ dry wt. ใบแสม มีค่า 0.217 - 0.224 mg g⁻¹ dry wt. และใบโกงกาง 0.195 - 0.271 mg g⁻¹ dry wt.

ในระบบป่าธรรมชาติ ค่า TP ที่วิเคราะห์ได้ไม่มีความแตกต่างจากแปลงควบคุมอย่างมีนัยสำคัญและความผันแปรตามช่วงฤดูกาลเช่นเดียวกันกับในระบบป่าชายเลนปลูกใหม่ มีค่าระหว่าง 0.202 - 0.287 mg g⁻¹

Bolton and Greenway (1995) ตามที่อ้างถึงใน Bolton and Greenway (1997) กล่าวว่า การสะสม P ในใบของเสม็ด (*Melaleuca*) จะเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของ P ภายนอกสูงขึ้น และในกรณีที่ความเข้มข้นของ P

ภายนอกอยู่ในระดับ Toxic จะพบความเข้มข้นของ P สูงสุดในใบแก่ ซึ่งพืชพร้อมที่จะทิ้งใบเพื่อกำจัด P ออกไป ทำให้ P ในสิ่งแวดล้อมภายนอกสูงขึ้นและตะกอนดินจะทำหน้าที่เป็น Long-term P Sink ต่อไป

หากเปรียบเทียบค่า TP ที่วิเคราะห์ได้กับ TP ในใบของพืชในพืชในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่เป็นน้ำจืดที่รายงานโดย Greenway (1997) จะพบว่า TP ในระบบป่าชายเลนมีค่าที่ต่ำกว่ามาก เช่น Greenway (1997) รายงานค่า TP ใน จอก (*Pistia*) 4.6 - 10.5 mg g⁻¹ dry wt. ธูปฤาษี (*Typha*) 0.6 - 4.5 mg g⁻¹ dry wt. และ กก (*Cyperus*) 1.7 - 4.2 mg g⁻¹ dry wt.

โดยสรุปในการศึกษาความเข้มข้นของ TN และ TP ในใบพืชในระบบบำบัดน้ำเสียควบคุม พบว่า ภายหลังจากใช้ระบบบำบัดน้ำเสียประมาณ 1 ปี โดยทั่วไปไม่พบความแตกต่างจากแปลงควบคุมอย่างมีนัยสำคัญ

4.5 งานศึกษาการเจริญเติบโตของพืช

ได้ทำการศึกษาการเจริญเติบโตทางเส้นผ่าศูนย์กลางและส่วนสูง และศึกษามวลชีวภาพของพันธุ์ไม้ทั้งในระบบป่าปลูกใหม่และระบบป่าธรรมชาติ ผลการศึกษารูปได้ดังนี้

4.5.1 ป่าปลูกใหม่

(1) เส้นผ่าศูนย์กลางและความสูง

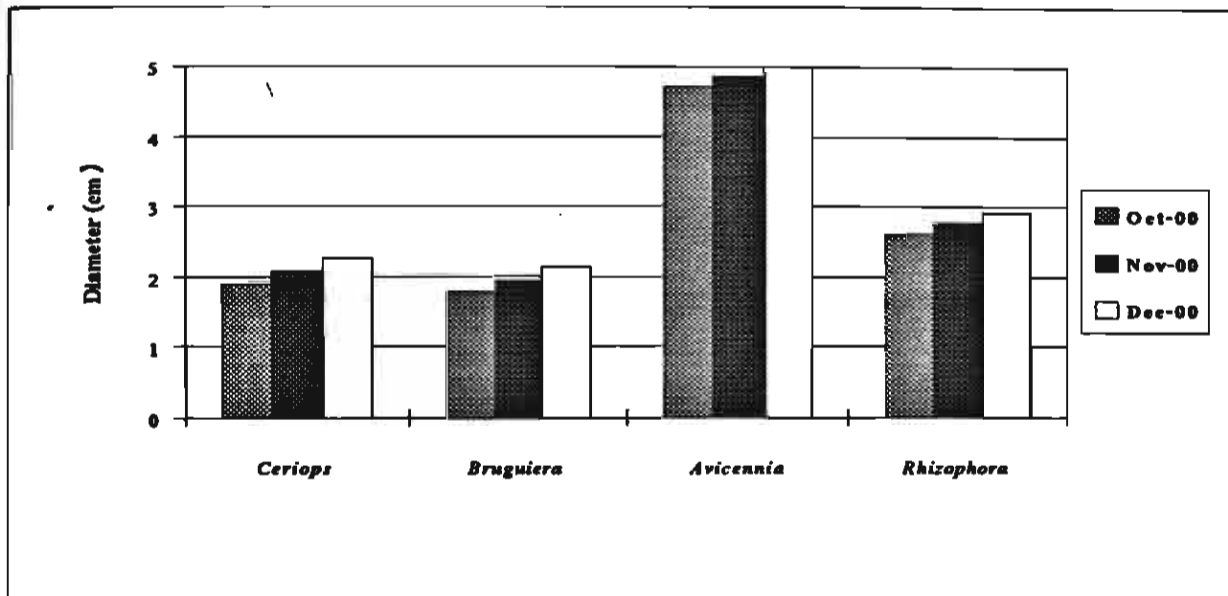
ทางโครงการฯ ได้ทำการปลูกกล้าไม้ทั้ง 4 ชนิด คือ โปรง ถั่ว แสมทะเล และโกงกาง ในระบบตั้งแต่เดือนเมษายน 2541 โดยใช้ระยะปลูก 1.5 x 1.5 m² จำนวนชนิดละ 1600 ต้น เป็นแนวนานกับป่าชายเลนธรรมชาติ

เมื่อทำการติดตามผลในเดือนตุลาคม - ธันวาคม 2543 ขณะที่พันธุ์ไม้มีอายุประมาณ 2 ปี 6 เดือน โดยการสุ่มตัวอย่างพันธุ์ไม้ชนิดละ 30 - 35 ต้น พบว่า แสมมีการเจริญเติบโตดีที่สุด มีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ยในเดือนธันวาคม 2543 5.0 ซม. ความสูงเฉลี่ย 375.2 ซม. ขณะที่โกงกางมีการเจริญเติบโตได้ดีเป็นอันดับ 2 มีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ย 2.9 ซม. ความสูงเฉลี่ย 140.0 ซม. ส่วนโปรงและถั่วมีการเจริญเติบโตใกล้เคียงกันมากคือมีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ยระหว่าง 2.3 ซม. และ 2.1 ซม. และความสูงเฉลี่ยระหว่าง 93.4 ซม. และ 103.0 ซม. ตามลำดับ (รูปที่ 4-29 - 4-30)

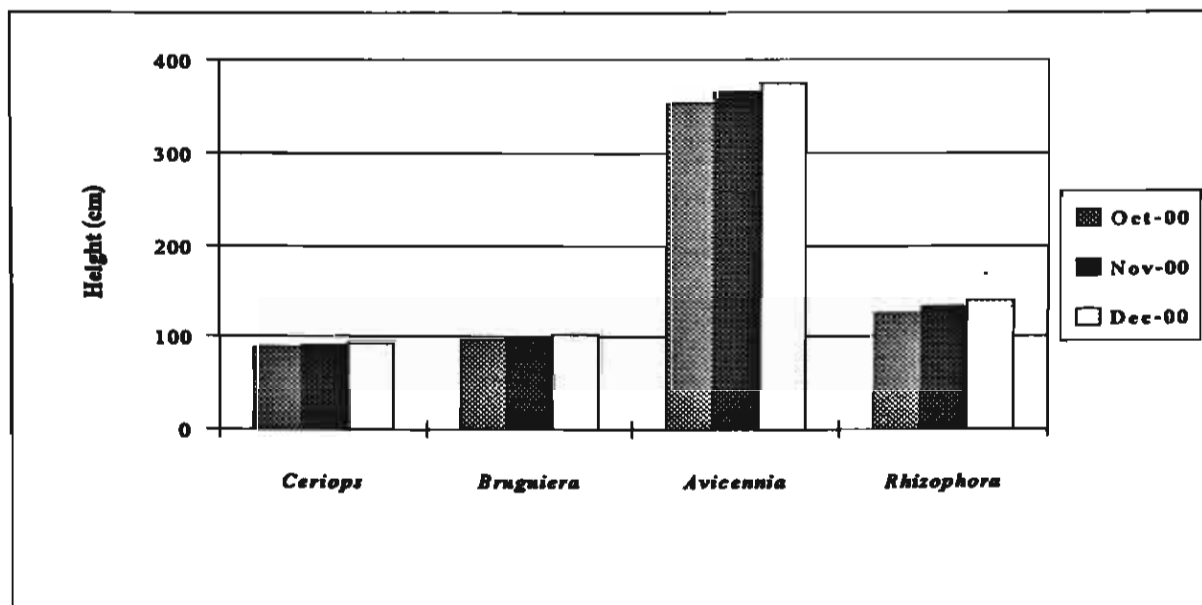
ส่วนในแปลงควบคุมนั้น การปลูกพันธุ์ไม้ลำช้าออกไปประมาณ 9 เดือน โดยได้ทำการปลูกในเดือนมกราคม 2542 ดังนั้นในช่วงเวลาเดียวกับที่ติดตามผลในระบบ พันธุ์ไม้ทั้ง 4 มีอายุประมาณ 1 ปี 9 เดือน ผลการศึกษาแสดงไว้ในรูปที่ 4-31 - 4-32 แสมมีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ยในเดือนธันวาคม 2543 3.9 ซม. ความสูงเฉลี่ย 213.7 ซม. โกงกางมีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ย 1.7 ซม. และความสูงเฉลี่ย 86.2 ซม. ถั่วมีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ย 2.3 ซม. ความสูงเฉลี่ย 73.8 ซม. และโปรงมีเส้นผ่าศูนย์กลางเฉลี่ยต่ำสุดคือมีค่า 1.5 ซม. และความสูงเฉลี่ย 54.9 ซม.

(2) มวลชีวภาพ

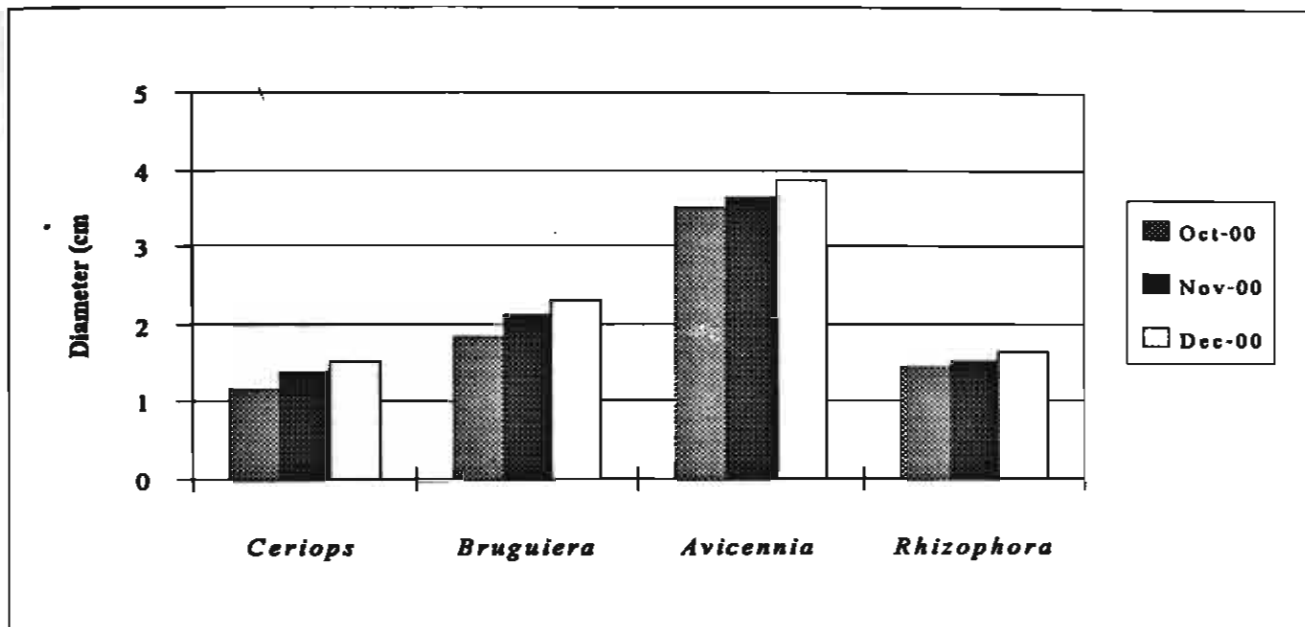
ได้ทำการศึกษามวลชีวภาพส่วนเหนือดิน โดยทำการสุ่มตัวอย่างพันธุ์ไม้ชนิดละ 3 ต้น เพื่อเป็นตัวแทน เนื่องจากพันธุ์ไม้มีขนาดเท่าๆ กัน พบว่า แสมมีมวลชีวภาพสูงที่สุด คือ ในระบบมีค่ามวลชีวภาพรวม 5497 g/tree ขณะที่ในแปลงควบคุมมีค่า 1179 g/tree ส่วนโปรงมีมวลชีวภาพรวมต่ำที่สุดคือในระบบมีค่า 938 g/tree ขณะที่ในแปลงควบคุมมีค่า 448 g/tree (ตารางที่ 4-18 - 4-19)



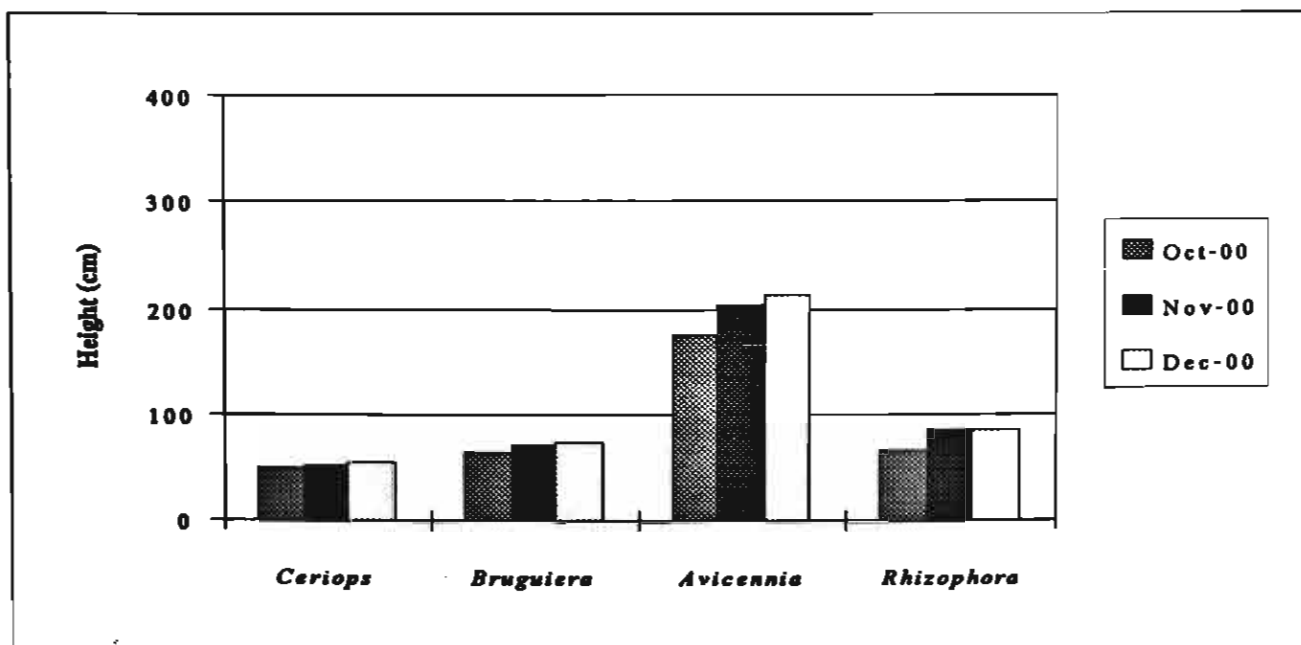
รูปที่ 4-29 เส้นผ่าศูนย์กลางของพันธุ์ไม้ 4 ชนิดในระบบป่าปลูกใหม่



รูปที่ 4-30 ความสูงของพันธุ์ไม้ 4 ชนิดในระบบป่าปลูกใหม่



รูปที่ 4-31 เส้นผ่านศูนย์กลางของพันธุ์ไม้ 4 ชนิดในแปลงควบคุมป่าปลูกใหม่



รูปที่ 4-32 ความสูงของพันธุ์ไม้ 4 ชนิดในแปลงควบคุมป่าปลูกใหม่

ตารางที่ 4-18 มวลชีวภาพส่วนเหนือดินของพันธุ์ไม้แต่ละชนิดในระบบบำบัดน้ำเสีย

Plant	Biomass (gm/tree)			
	Stem	Branch	Leaf	Total
<i>Cerriops</i>	260.45 $\pm$ 0.22	307.07 $\pm$ 18.53	370.18 $\pm$ 79.18	937.67 $\pm$ 97.49
<i>Bruguiera</i>	514.13 $\pm$ 50.97	635.92 $\pm$ 45.43	677.01 $\pm$ 64.17	1827.06 $\pm$ 160.56
<i>Avicennia</i>	2117.34 $\pm$ 210.74	1667.87 $\pm$ 605.29	1711.80 $\pm$ 447.73	5497.00 $\pm$ 606.06
<i>Rhizophora</i>	544.57 $\pm$ 159.29	391.10 $\pm$ 59.92	926.10 $\pm$ 358.53	1861.76 $\pm$ 570.74

ตารางที่ 4-19 มวลชีวภาพส่วนเหนือดินของพันธุ์ไม้แต่ละชนิดในแปลงควบคุม

Plant	Biomass (gm/tree)			
	Stem	Branch	Leaf	Total
<i>Cerriops</i>	100.21 $\pm$ 35.99	85.98 $\pm$ 14.23	262.07 $\pm$ 42.43	448.26 $\pm$ 85.80
<i>Bruguiera</i>	144.60 $\pm$ 25.54	138.17 $\pm$ 16.65	346.94 $\pm$ 19.19	629.71 $\pm$ 56.05
<i>Avicennia</i>	344.95 $\pm$ 68.33	299.99 $\pm$ 254.49	544.24 $\pm$ 235.28	1179.18 $\pm$ 527.79
<i>Rhizophora</i>	142.56 $\pm$ 13.01	103.64 $\pm$ 8.67	390.68 $\pm$ 15.24	636.88 $\pm$ 26.36

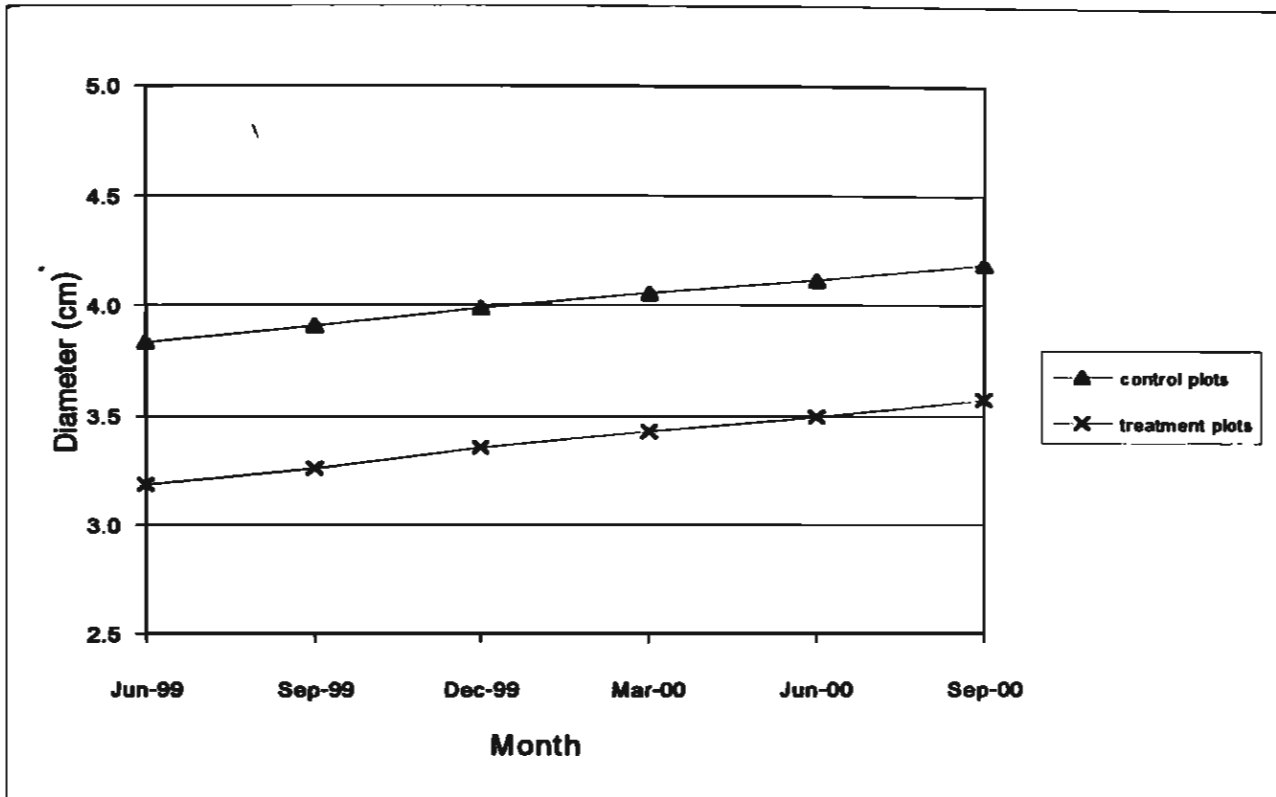
4.5.2 ป่าธรรมชาติ

(1) เส้นผ่าศูนย์กลางและความสูง

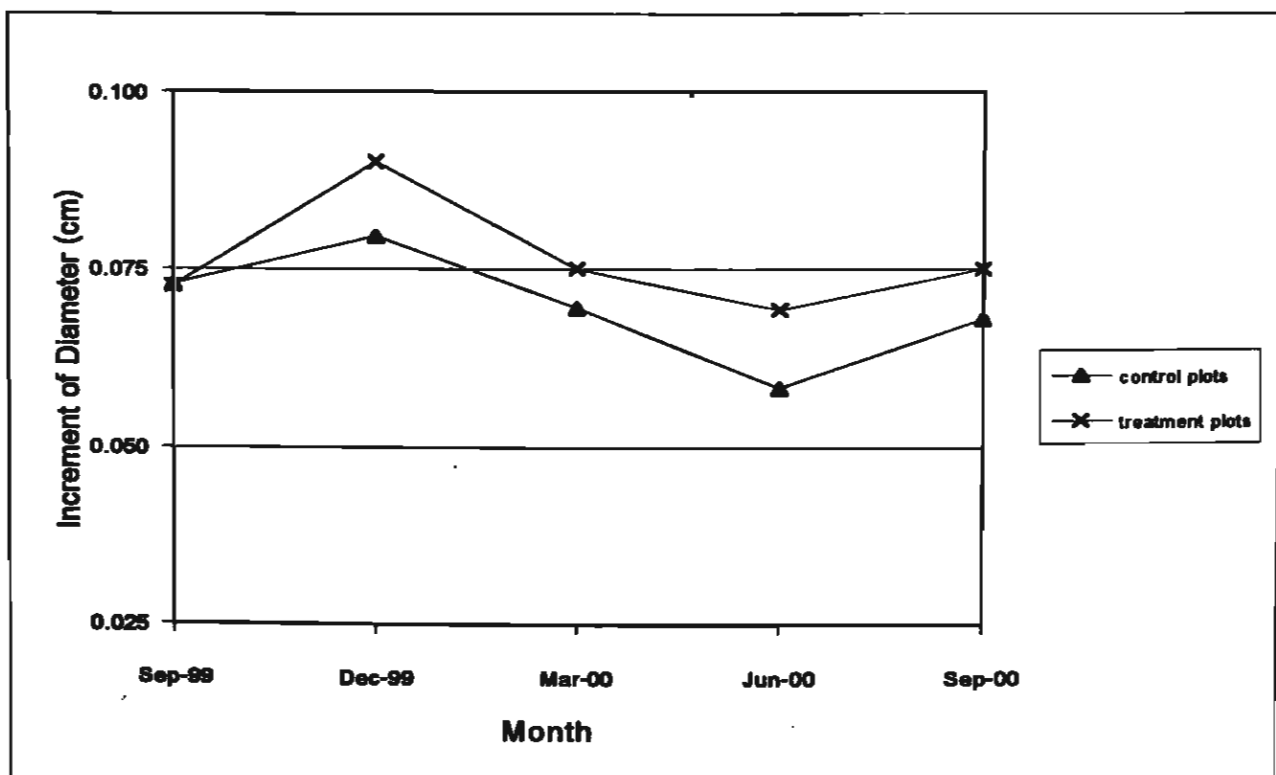
ได้ทำการติดตามการเจริญเติบโตทางด้านเส้นผ่าศูนย์กลางของพันธุ์ไม้ทั้งในระบบและแปลงควบคุม ทุก 3 เดือน ตั้งแต่เดือนมิถุนายน 2542 จนถึงกันยายน 2543 รวม 6 ครั้ง โดยการสุ่มตัวอย่างโดยวาง Plot ขนาด 10 x 10 ม² รวมทั้งสิ้น 8 Plot และสุ่มติดตามพันธุ์ไม้ที่เลือกเป็นตัวแทน Plot ละ 30 ต้น โดยการวัดเส้นผ่าศูนย์กลางที่ความสูงเพียงอก (Diameter at Breast Height : DBH) ผลการศึกษาแสดงในรูปที่ 4-33 - 4-34 พบว่า การเจริญเติบโตด้านเส้นผ่าศูนย์กลางของพันธุ์ไม้ในระบบและในแปลงควบคุมมีแนวโน้มเป็นลักษณะเดียวกัน การเพิ่มขึ้นของเส้นผ่าศูนย์กลางมีความผันแปรตามช่วงฤดูกาล และมีข้อน่าสังเกตว่าพันธุ์ไม้ในระบบมีอัตราการเพิ่มขึ้นของเส้นผ่าศูนย์กลางสูงกว่าในแปลงควบคุมเล็กน้อย

ส่วนความสูงได้ทำการวัดเพียง 2 ครั้ง คือ มิถุนายน 2542 และกันยายน 2543 พบว่า พันธุ์ไม้ในระบบมีค่าเฉลี่ยความสูงเพิ่มขึ้นจาก 396 ซม. เป็น 418 ซม. และแปลงควบคุมมีค่าเฉลี่ยความสูงเพิ่มขึ้นจาก 419 ซม. เป็น 441 ซม. กล่าวคือมีการเพิ่มขึ้นของความสูงเฉลี่ย 22 ซม. เท่ากัน

จะเห็นว่าพันธุ์ไม้ในระบบมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางและความสูงต่ำกว่าพันธุ์ไม้ในแปลงควบคุม ทั้งนี้เนื่องจากที่ตั้งของแปลงควบคุมที่อยู่เหนือมออกปอดังกล่าวแล้ว



รูปที่ 4-33 เส้นผ่านศูนย์กลางของพันธุ์ไม้ในระบบป่าธรรมชาติ



รูปที่ 4-33 การเพิ่มพูนเส้นผ่านศูนย์กลางของพันธุ์ไม้ในระบบป่าธรรมชาติ

5. สรุปและวิจารณ์ผลการวิจัย

ในการทดลองบำบัดน้ำเสียด้วยปาลายเลนธรรมชาติ ซึ่งมีแสมทะเลเป็นพันธุ์ไม้เด่น และปาลายเลนปลูกใหม่โดยใช้พันธุ์ไม้ 4 ชนิด คือ โปรง ถั่ว แสมทะเล และโกงกาง โดยใช้การทดลอง 3 รูปแบบ คือ

แบบที่ 1 ใช้น้ำทะเลผสมน้ำเสียในอัตราส่วน 1 : 1 มีระยะเวลาเก็บ 7 วัน (ทดลอง 2 ครั้ง)

แบบที่ 2 ใช้น้ำเสีย มีระยะเวลาเก็บ 7 วัน (ทดลอง 2 ครั้ง)

แบบที่ 3 ใช้น้ำเสีย มีระยะเวลาเก็บ 3 วัน (ทดลอง 3 ครั้ง)

พบว่าเปอร์เซ็นต์การกำจัด TSS, BOD และ ธาตุอาหารจะมีค่าผันแปรสูงและมีค่าในการทดลองแตกต่างกัน อาจกล่าวได้ว่าอิทธิพลของฤดูกาลมีผลอย่างยิ่งต่อการทดลองบำบัดน้ำเสีย

โดยทั่วไปพบว่า ในการทดลองที่ใช้น้ำทะเลผสมน้ำเสียในอัตราส่วน 1 : 1 โดยเฉพาะในการทดลองที่ไม่มี การรบกวนจากฝนตก (การทดลองที่ 1) จะมีเปอร์เซ็นต์การกำจัด PO_4 -P และ TP สูงกว่าการทดลองอื่นๆ แต่อาจเป็นไปได้ว่า ช่วงที่ทำการทดลองดังกล่าวเป็นช่วงแรกของการใช้ระบบบำบัดจึงทำให้ดินซึ่งเป็น Sink ที่สำคัญในการ กำจัด P ยังสามารถ Adsorb P ไว้ได้มาก ขณะที่การทดลองซึ่งใช้เวลาเก็บ 3 วัน มีเปอร์เซ็นต์การกำจัดทั้ง PO_4 -P และ TP ต่ำกว่าการทดลองที่ใช้ระยะเวลาเก็บ 7 วัน (ทั้งที่ผสมและไม่ผสมน้ำทะเล) อย่างมาก อย่างไรก็ตาม ช่วงการทดลองดังกล่าวเป็นช่วงที่ใช้ระบบในการทดลองไปแล้วระยะหนึ่ง รวมทั้งผลจากการติดตามคุณภาพดินนี้ชี้ให้เห็นว่ามีการเพิ่มขึ้นของ TP ในดิน จึงอาจมีส่วนทำให้ประสิทธิภาพของการกำจัด P โดยการ Retain ในดินลดลง ส่วนการบำบัด N นั้นมีความผันแปรสูง และไม่สามารถชี้แนวโน้มที่แตกต่างกันของการทดลองทั้ง 3 แบบได้

สำหรับความแตกต่างของการบำบัดน้ำเสียด้วยปาลายเลนธรรมชาติและปาลายเลนปลูกใหม่ พบว่าในระบบป่าปลูกใหม่พื้นป่าซึ่งมีอินทรีย์วัตถุและการสะสมของ Litter น้อยกว่าป่าธรรมชาติ รวมทั้งพันธุ์ไม้มีขนาดเล็ก ทำให้เรือนยอดอยู่ห่างๆ กัน ทำให้มีแสงส่องถึงพื้นน้ำ มีการ Bloom ของสาหร่ายจำนวนมาก และมีการเติมอากาศโดยลมได้ดี จึงเป็นผลรวมกันที่ทำให้น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมี DO เพิ่มขึ้นมาก ขณะที่ป่าธรรมชาติพื้นป่าค่อนข้างมีสภาพเป็น Anaerobic and Reduced Condition ทำให้การเพิ่มขึ้นของ DO น้อยมาก ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียในระบบป่าธรรมชาติจึงน่าจะเป็นผลจาก Anaerobic Reaction เป็นหลัก และจากผลการติดตามการเปลี่ยนแปลงคุณภาพดินชี้ให้เห็นว่า pH และ %Clay ของป่าธรรมชาติต่ำกว่าป่าปลูกใหม่อย่างมีนัยสำคัญ ขณะที่ค่า Conductivity, OM และ TN ของป่าธรรมชาติสูงกว่าป่าปลูกใหม่อย่างมีนัยสำคัญ ส่วนค่า TP ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งตามที่ Tam and Wong (1996) กล่าวไว้ว่า P-Adsorption ซึ่งขึ้นอยู่กับปริมาณอนุภาค Clay, Iron, ปริมาณอินทรีย์วัตถุ และ Redox Status โดยที่ดินในปาลายเลนที่มีสภาพ Reduced จะมี P-Adsorption ลดลงอย่างมากเนื่องจากมี Fe^{2+} ในสารละลายดินสูง จึงน่าจะเป็นสภาพที่ทำให้การดูดซับ P ในปาลายเลนต่ำกว่าป่าปลูกใหม่ และจากการทดลองบำบัดน้ำเสียทั้ง 7 ครั้งพบว่า มี 5 ครั้งที่เปอร์เซ็นต์การกำจัด PO_4 -P และ TP ในป่าปลูกใหม่สูงกว่าป่าธรรมชาติ ซึ่งชี้ให้เห็นว่าการกำจัด P ในพื้นที่ชุ่มน้ำปาลายเลนน่าจะขึ้นกับดินเป็นสำคัญ

ส่วนการกำจัด N พบว่า เปอร์เซ็นต์การกำจัด NO_3 -N จากการทดลองบำบัดน้ำเสียทั้ง 7 ครั้ง พบว่ามี 6 ครั้งที่เปอร์เซ็นต์การกำจัดในป่าธรรมชาติสูงกว่าป่าปลูกใหม่ ซึ่งน่าจะเป็นเพราะมวลชีวภาพของพืชในป่าธรรมชาติสูงกว่าป่าปลูกใหม่ ชี้ให้เห็นว่าการกำจัด NO_3 -N ในพื้นที่ชุ่มน้ำปาลายเลนน่าจะขึ้นกับมวลชีวภาพของพืชเป็นสำคัญ

ส่วน TN นั้นยังไม่สามารถสรุปได้ชัดเจนว่าป่าปลูกใหม่หรือป่าธรรมชาติสามารถบำบัดได้ดีกว่า เพราะเปอร์เซ็นต์การบำบัด TN ในระบบทั้ง 2 ประเภทมีค่าใกล้เคียงมาก ซึ่งน่าจะเป็นเพราะในป่าปลูกใหม่มี DO สูงกว่า ทำให้กระบวนการ Ammonification ซึ่งช่วยเปลี่ยน Organic Nitrogen ให้เป็น $\text{NH}_4\text{-N}$ และ กระบวนการ Nitrification ซึ่งเปลี่ยน $\text{NH}_4\text{-N}$ ให้เป็น $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ น่าจะเกิดได้ดีกว่า แต่อย่างไรก็ตามนอกจากจุลินทรีย์แล้ว พืชยังสามารถ Uptake $\text{NO}_3\text{-N}$ และ $\text{NH}_4\text{-N}$ ไปใช้ได้ด้วย ซึ่งการ Uptake โดยพืชนี้จะเกิดขึ้นได้ดีกว่าในป่าธรรมชาติ และ $\text{NH}_4\text{-N}$ ยังสามารถเกิด Volatilization ได้ด้วย

สำหรับการบำบัด BOD ก่อนข้างมีแนวโน้มว่าป่าปลูกใหม่จะสามารถบำบัดได้ดีกว่าป่าธรรมชาติ ทั้งนี้ น่าจะเป็นเพราะพื้นที่ป่าปลูกใหม่ไม่เป็น Anaerobic and Reduced Condition เหมือนป่าธรรมชาติ และการเพิ่ม BOD จากแหล่งภายใน Wetlands เองน้อยกว่าป่าธรรมชาติมาก

ในด้านข้อสรุปว่าควรเลือกใช้พันธุ์ไม้ประเภทใดในการบำบัดน้ำเสียนั้น หากพิจารณาจากคุณภาพน้ำภายใต้พันธุ์ไม้แต่ละโซน ไม่สามารถสรุปความแตกต่างได้เนื่องจากมีค่าผันแปรมากไม่เห็นแนวโน้มที่ชัดเจนใดๆ แต่มีข้อสังเกตว่า DO ในโซนที่ปลูกแสมและโกงกางต่ำกว่าในโซนที่ปลูกโปรงและถั่วอย่างชัดเจน เนื่องจากแสมและโกงกางมีการเจริญเติบโตรวดเร็วที่สุด ขณะที่โกงกางมีการเจริญเติบโตเป็นอันดับรองลงมา การปกคลุมพื้นที่ของพันธุ์ไม้ไม่ทำให้มีการเติมอากาศโดยลมน้อย และเรือนยอดที่แน่นทึบทำให้แสงสว่างส่องถึงพื้นน้อย ทำให้มีการ Bloom ของสาหร่ายน้อยกว่า แสดงว่าถึงแม้แสมและโกงกางจะเป็นพันธุ์ไม้ที่รากอากาศจำนวนมาก แต่การแลกเปลี่ยนอากาศบริเวณรากน่าจะจะมีปริมาณน้อย ซึ่งควรจะต้องมีการศึกษาในรายละเอียดต่อไป แต่จากการศึกษาการเจริญเติบโตและองค์ประกอบธาตุอาหารในใบของพันธุ์ไม้ปลูกใหม่ทั้ง 4 ชนิด ชี้ให้เห็นว่านอกจากแสมจะมีอัตราการเจริญเติบโตสูงสุดแล้ว ยังมีการสะสมธาตุอาหารในใบสูงที่สุดอีกด้วย จึงมีศักยภาพสูงในการใช้ในพื้นที่ชุ่มน้ำเพื่อบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากการสะสมธาตุอาหารในมวลชีวภาพสูง อย่างไรก็ตามควรที่จะได้มีการสะสมธาตุอาหารในส่วนอื่นๆ คือ ลำต้น กิ่ง และรากของแสมและโกงกาง เพื่อประกอบการตัดสินใจคัดเลือกพันธุ์ไม้ต่อไปโดยละเอียด

ในด้านการติดตามผลของการใช้ป่าชายเลนในการบำบัดน้ำเสียต่อคุณภาพดิน พบว่า อินทรีย์วัตถุมีค่าที่ลดต่ำลงกว่าก่อนการใช้น้ำบำบัดน้ำเสีย ขณะที่ TP มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น และ TN มีแนวโน้มลดลง อย่างไรก็ตามแนวโน้มของ TN ยังไม่ชัดเจนนัก ซึ่งสาเหตุหนึ่งอาจเป็นเพราะยังเป็นช่วงของการเริ่มต้นทดลองระบบฯ ของโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ จึงยังไม่ได้มีการปล่อยน้ำเสียลงสู่ระบบฯ อย่างสม่ำเสมอ จึงทำให้ Hydraulic Loading ที่เข้าสู่ระบบต่ำ กอปรกับน้ำเสียชุมชนมีความสกปรกและธาตุอาหารต่ำ ดังนั้นจึงควรมีช่วงเวลาติดตามผลกระทบต่อคุณภาพดินอีกระยะหนึ่งเพื่อป้องกันผลกระทบที่อาจเกิดขึ้น รวมทั้งเมื่อคุณภาพดินเปลี่ยนแปลงไปอาจมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของเสียของระบบฯ ด้วย ซึ่งการติดตามผลกระทบคุณภาพดินควรกระทำควบคู่ไปกับการศึกษาการสะสมธาตุอาหารในพืชเพื่อให้การอธิบายผลชัดเจนยิ่งขึ้น

ในด้านการเจริญเติบโตของพืช ผลการศึกษาชี้ให้เห็นชัดเจนว่าแสมทะเลมีการเจริญเติบโตทางด้านความสูง เส้นผ่าศูนย์กลาง และมวลชีวภาพสูงที่สุด แต่ควรมีการศึกษาในรายละเอียดของอัตราเพิ่มพูนมวลชีวภาพ และการสะสมธาตุอาหารในส่วนต่างๆ ของพืช ซึ่งจะทำให้การคาดประมาณธาตุอาหารที่พืชสามารถนำไปใช้ต่อหน่วยพื้นที่ต่อหน่วยเวลาชัดเจนยิ่งขึ้น

เอกสารอ้างอิง

- กนกพร บุญส่ง. 2528. การทดแทนสังคมพืชขึ้นปฐมภูมิของป่าชายเลนบริเวณอำเภอมือง จังหวัดนครศรีธรรมราช. วิทยานิพนธ์ระดับปริญญาโท สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2539. การบำบัดน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ : มิตรนราการพิมพ์.
- พิพัฒน์ พัฒนผลไพบุลย์, สมภาพ รุ่งสุภา และเปี่ยมศักดิ์ เมณะเขต. 2538. การประเมินผลกระทบของฟาร์มกุ้งที่มีต่อป่าชายเลนในบริเวณชายฝั่งทะเล จังหวัดตราด. ใน รายงานการสัมมนาระบบนิเวศป่าชายเลนแห่งชาติ ครั้งที่ 9 "การอนุรักษ์ป่าชายเลนเพื่อสังคมไทยในทศวรรษหน้า", 8 หน้า. 6-9 กันยายน 2538 ณ โรงแรมภูเก็ตเมอร์ลิน จังหวัดภูเก็ต.
- Aksornkoe, S. 1986. Productivity and mortality of mangrove plantation in an abandoned mining area for coastal zone development in Thailand. pp.1-14. UNDP/UNESCO Regional Project. *Research and Training Pilot Programme on Mangrove Ecosystems in Asia and the Pacific (RAS/79/002)*
- APHA, AWWA and WEF (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation). 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington DC.
- Best, G. R. 1987. Natural wetland-Southern Environment : Wastewater to wetland, where do we go from here ?. In Reddy and Smith (Eds.), *Proceeding of the Conference and Research and Applications of Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. pp. 99-120. 20-24 July 1986, Orlando, Florida.
- Bolton, G. E. and M. Greenway. 1997. A feasibility study of *Melaleuca* trees for use in constructed wetlands in Subtropical Australia. *Wat. Sci. Tech.* 35(5) : 247-254.
- Boonsong, K. 1997. *An integrated planning and management framework for the sustainable development of shrimp farming in Kung Krabaen Bay, Chanthaburi Province, Thailand*. Doctoral Dissertation. Asian Institute of Technology (AIT), Bangkok, Thailand.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Tech.* 35 (5) : 11-17.
- Bunt, J. S. 1984. Mangrove dependent ecosystems. pp.9-14. In *Report of the Workshop on Human Induced Stresses on Mangrove Ecosystems*. UNDP/UNESCO Research and Training Pilot Programme on Mangrove Ecosystems in Asia and the Pacific (RAS/79/002) 2-7 October 1984. Bogor, Indonesia.
- Chu H. Y., N. F. Tam, S. K. S. Lam and Y. S. Wong. 2000. Retention of pollutants by mangrove soil and the effects of pollutants on *Kandelia candel*. *Environ. Technol.* 21 : 755-764.
- Chen X. R. and Y. S. Wong. 1995. Effect of wastewater discharge on nutrient contamination on mangrove soils and plants. In Khemnark C., et al. (Eds), *Proceedings of the Ecotone IV : Ecology and Management of Mangrove Restoration and Regeneration in East and Southeast Asia*. pp.269-283. 18-22 January 1995. Wang Tai Hotel, Surat Thani, Thailand.
- Clough, B. F., K. G. Boto and P. M. Attiwill. 1983. Mangroves and sewage : A re-evaluation. In H.J. Teas (Ed), *Biology and Ecology of Mangroves. Tasks for Vegetation Science Series Vol.8*, pp.151-162. Dr. W. Junk Publishers: Lancaster.
- Crites, R. W. 1994. Design criteria and practice for constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 29 (4):1 - 6.
- Gray S., J. Kinross, P. Read and A. Marland. 2000. The nutrient assimilative capacity of maerl as a substrate in constructed wetland systems for waste treatment. *Wat. Res.* 34 (8): 2183-2190.

- Greenway, M. 1997. Nutrient content of wetland of plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in Tropical Australia. *Wat. Sci. Tech.* 35 (5): 135-142.
- Homeck, D. A., and R. O. Miller, 1998. Determination of Total Nitrogen in Plant Tissue. In Y. P. Kalra (ed.), *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*, pp. 75-80. The United States of America : CRC Press LIC.
- Jackson, M.L. 1958. Phosphorus Determinations for Soils. *Soil Chemical Analysis*, 134-203. Prentice - Hall, Inc.
- Parson, T. R., Y., Maita, and C. M., Lalli, 1989. *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. 3th ed. Oxford: Pergamon Press.
- Reddy K. R. and E. M. D' Angelo. 1997. Biogeochemical indicator to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 35 (5) : 1-10.
- Robertson, A. I. and M. J. Phillips. 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent : Predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia*. 295: 311-321.
- Sansanayuth P., Phadungchep A., Ngammontha, Ngdngam S., Sukasem P., Hoshino H. and Tabucanon M. S. 1996. Shrimp Pond Effluent : Pollution Problems and Treatment by Constructed Wetland. *Wat. Sci. Tech.* 34 (11): 93-98.
- Snedaker, S. C. and C. D. Getter. 1985. *Coastal Resources Management Guidelines*. Renewable Resources Information Series. Coastal Management Publication No.2. Research Planning Institute, Inc. in Cooperation with National Park Service, USDI and USAID. Washington D.C.
- Strickland, J. D. H., and T. R. Parsons, 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Ottawa : Fisheries Research Board of Canada.
- Tam, N. F. Y. and Y. S. Wong. 1996. Retention of wastewater-borne nitrogen and phosphorus in mangrove soils. *Environ. Technol.* 17 : 851 - 859.
- Tan, K. H., 1996. Determination of Macroelements. *Soil Sampling Preparation and Analysis*, pp. 135-187. Marcel Dekker, Inc.
- Tchbanoglous, G. 1987. Aquatic plant systems for wastewater treatment : Engineering considerations. In Reddy and Smith (Eds.), *Proceeding of the Conference and Research and Applications of Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. pp. 27-48. 20-24 July 1986, Orlando, Florida.
- van Oostrom, A.J. and J.M. Russel. 1994. Denitrification in constructed wastewater wetlands receiving high concentrations of nitrate. *Wat. Sci. Tech.* 29(4) : 7-14.
- Zamora, P.M. 1992. Mangrove resources of Brunei Darussalam : Management. In *Proceedings of the ASEAN/US CRMP Workshop on Coastal Resources Management in Brunei Darussalam*, pp.39-58. 30 April -1 May 1992, Bandar Seri Begawan, Brunei Darussalam.

ภาคผนวก

1. **ทุนวิจัยหลังปริญญาเอกนี้ ส่วนหนึ่งได้ใช้สนับสนุนโครงการวิจัย**
เรื่อง : ผลของโครงสร้างดินต่อการดูดซับธาตุอาหารจากน้ำเสียชุมชนของกล้าไม้โกงกางใบใหญ่
Rhizophora mucronata Lamk. และแสมทะเล *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.
(Effects of soil structure on municipal sewage nutrient absorbed by *Rhizophora mucronata* Lamk. and *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. seeding)
โดย น.ส. ปิยวรรณ สายมโนพันธ์
นิสิตสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งกำลังอยู่ในระหว่างการเตรียมวิทยานิพนธ์ฉบับร่าง คาดว่าจะแล้วเสร็จภายในพฤษภาคม 2544
2. ได้เผยแพร่ผลงานส่วนหนึ่งในรูปแบบโปสเตอร์ เรื่อง แนวทางการใช้ป่าชายเลนเพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากนากุ้ง ในการประชุมวิชาการประมง ครั้งที่ 1 เรื่อง "แนวทางการพัฒนาประมงในทศวรรษหน้า" วันที่ 28-30 ธันวาคม 2542 ณ มหาวิทยาลัยแม่โจ้ จังหวัดเชียงใหม่ ดังเอกสารประกอบที่แนบ
3. กำลังอยู่ในระหว่างการเตรียม Manuscript เพื่อส่งวารสาร Environmental Technology คาดว่าจะแล้วเสร็จภายในเดือนเมษายน 2544

แนวทางการใช้ป่าชายเลนเพื่อบำบัดน้ำทิ้งจากนาุ้ง

GUIDELINES FOR USAGE OF MANGROVES FOR TREATMENT OF SHRIMP FARM EFFLUENT

ดร. กนกพร บุญส่ง

Kanokpom Boonsong, Doctor of Technical Science

ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทั่วไป คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย กรุงเทพฯ 10330

Department of General Science, Faculty of Science, Chulalongkorn University, Bangkok 10330

บทคัดย่อ

เป็นที่ทราบกันดีว่าหน้าที่สำคัญอย่างหนึ่งของป่าชายเลน คือการช่วยคงสภาพและปรับปรุงคุณภาพน้ำบริเวณชายฝั่ง เนื่องจากพืชป่าชายเลนสามารถนำสารอาหารที่ละลายน้ำอยู่ไปใช้ ในขณะที่ตะกอนดินซึ่งมีจุลินทรีย์อาศัยอยู่สามารถช่วยให้สารมลพิษแตกตัวและ/หรือลดความเป็นพิษได้ ส่วนสารมลพิษที่เป็นสารอินทรีย์อาจถูกออกซิไดส์หรือย่อยสลายโดยกิจกรรมของแบคทีเรีย รายงานนี้ได้คาดประมาณอย่างคร่าวๆ ถึงสัดส่วนของพื้นที่นาุ้งต่อพื้นที่ป่าชายเลนที่ต้องการสำหรับช่วยลดปริมาณสารอาหารจำพวก Nitrogen และ Phosphorus โดยค่า Nitrogen Loading และ Phosphorus Loading จากนาุ้งใช้ข้อมูลทุติยภูมิ ส่วนค่าความสามารถในการลด Nitrogen และ Phosphorus ของป่าชายเลน ใช้ข้อมูลเบื้องต้นจากงานวิจัยที่กำลังดำเนินการในพื้นที่โครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ จังหวัดเพชรบุรี ซึ่งให้น้ำเสียจากเทศบาลเมือง การประเมินสัดส่วนของพื้นที่ดังกล่าวมีข้อจำกัดหลายประการ แต่ก็อาจเป็นแนวทางในการประยุกต์ใช้ประโยชน์จากป่าชายเลนอันอาจส่งผลให้มีการอนุรักษ์ป่าชายเลนเพิ่มขึ้น อย่างไรก็ตามสิ่งที่ขาดไม่ได้คือจะต้องมีการศึกษาถึงผลกระทบอันอาจเกิดขึ้นต่อระบบนิเวศป่าชายเลนควบคู่ไปด้วย

ABSTRACT

It is well documented that a main function of mangrove forest is to maintain and ameliorate coastal water quality. The plants can absorb soluble nutrients while microorganisms in sediment can sequester and/or detoxify common pollutants. Organic pollutants can be oxidized or decomposed by microbial activities. This report provides first order estimation of the ratio of shrimp farm areas to mangroves areas that is needed to treat nitrogen and phosphorus from shrimp farm effluent. For nitrogen and phosphorus loading from shrimp farms, the secondary data are used. For the absorption capacity of mangroves, the data from current preliminary study at the Royal Laem Phak Bia Project on Environmental Research and Development, Phetchaburi, which the sewage from municipal area are treated, are used. This first order estimation has several limitations. However, it can be used as a guideline for the exploitation of the mangroves. Finally, the mangrove conservation maybe promoted as the result. Concurrently, the study of the impact on mangrove ecosystem has to be conducted.

คำสำคัญ ป่าชายเลน น้ำทิ้งจากนาุ้ง การบำบัด พื้นที่ชุ่มน้ำเทียม

Keywords Mangroves, Shrimp Farm Effluent, Treatment, Constructed Wetland System

1. คำนำ

ในช่วงที่ผ่านมาการขยายตัวของพื้นที่การเลี้ยงกุ้งกุลาดำในประเทศไทยส่งผลให้พื้นที่ป่าชายเลนบางส่วนถูกเปลี่ยนเป็นพื้นที่นาุ้ง และเมื่อรูปแบบของการเลี้ยงเปลี่ยนไปเป็นการเลี้ยงแบบพัฒนาซึ่งมีการระบายน้ำทิ้งปริมาณมากในระหว่างการเลี้ยงและการจับกุ้ง ทำให้แหล่งน้ำบริเวณใกล้เคียงเสื่อมโทรมลงโดยลำดับเนื่องจากมีของเสียมากเกินไปกว่าที่กลไกตามธรรมชาติของแหล่งน้ำนั้นจะบำบัดได้ทัน รัฐจึงได้มีการหามาตรการต่างๆ ที่จะช่วยลดผลกระทบทางลบต่อความเสื่อมโทรมของแหล่งน้ำ อาทิ การออกข้อกำหนดให้เจ้าของนาุ้งต้องจัดทำบ่อดักตะกอน และห้ามไม่ให้ระบายดินเลนกันบ่อสู่แหล่งน้ำสาธารณะ การกำหนดมาตรฐานค่า BOD ในน้ำทิ้งจากนาุ้งไม่ให้เกิน 10 mg/L เป็นต้น รายงานนี้ได้เสนอแนะแนวทางที่จะใช้ป่าชายเลนช่วยลดผลกระทบจากการทำนาุ้งต่อคุณภาพน้ำชายฝั่ง โดยการระบายน้ำทิ้งจากนาุ้งลงสู่ป่าชายเลนซึ่งอาจจัดทำเป็นระบบ Constructed Wetland เพื่อให้กลไกตามธรรมชาติของระบบป่าชายเลนช่วยบำบัดน้ำทิ้งดังกล่าว อันจะส่งผลดีต่อการเลี้ยงกุ้งและยังอาจเป็นการช่วยส่งเสริมให้มีการอนุรักษ์และฟื้นฟูป่าชายเลน

2. ป่าชายเลนและบทบาทในการรักษาสมดุลของคุณภาพน้ำชายฝั่ง

ระบบนิเวศป่าชายเลนเป็น Wetland ตามธรรมชาติที่พบเฉพาะในเขตโซนร้อนเท่านั้น โดยจะพบในบริเวณดินเลนชายทะเล ปากแม่น้ำที่มีน้ำทะเลท่วมถึงหรือน้ำกร่อย พันธุ์ไม้ป่าชายเลนเป็นพืชที่มีอายุยืน (Perennial Plant) และเป็นพืชทนเค็ม (Facultative Halophyte) มีรากงอกที่ขึ้นมาเหนือพื้นดิน พันธุ์ไม้ป่าชายเลนที่สำคัญได้แก่ โกงกางใบเล็ก (*Rhizophora apiculata*), โกงกางใบใหญ่ (*R. mucronata*), แสมทะเล (*Avicennia marina*), พังกาหัวสุมดอกแดง (*Bruguiera gymnorhiza*), ถั่วขาว (*B. cylindrica*), ถั่วดำ (*B. parviflora*), พังกาหัวสุมดอกแดง (*B. sexangula*), โปรงขาว (*Ceriops decandra*) และโปรงแดง (*C. tagal*) พันธุ์ไม้เหล่านี้จะขึ้นอยู่เป็นแนวเขต (Zonation) ที่ขนานกับชายฝั่งตามปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่แตกต่างกัน (Aksornkoae, et al., 1986) ได้แก่ (1) ความถี่และช่วงเวลาของการถูกน้ำท่วม รวมทั้งระดับน้ำที่ท่วมบริเวณป่าชายเลน (2) ความเค็มหรือปริมาณเกลือในดินและน้ำ (3) การระบายน้ำหรือการขังของน้ำบริเวณผิวดิน และ (4) ลักษณะและองค์ประกอบของดิน

เนื่องจากป่าชายเลนเป็นเขตเปลี่ยนระบบนิเวศ (Ecotone) และแนวกันชน (Buffer) ระหว่างระบบนิเวศบนบกและระบบนิเวศทางทะเล จึงสามารถช่วยป้องกันการพังทลายของดิน โดยการต้านทานแรงคลื่นและลมที่กระทำต่อขอบฝั่ง รวมทั้งช่วยให้เกิดการงอกของแผ่นดินขยายไปสู่ทะเล และยังเป็นแหล่งอนุบาลสัตว์น้ำวัยอ่อน แหล่งที่อยู่อาศัย สืบพันธุ์ วางไข่ และหลบภัยของสัตว์น้ำเศรษฐกิจนานาชนิด นอกจากนี้ยังเป็นแหล่งธาตุอาหารและอินทรีย์วัตถุที่สำคัญ อย่างไรก็ตาม บทบาทของป่าชายเลนที่สำคัญยิ่งคือการช่วยบำบัดน้ำเสียและกักเก็บกรองสิ่งปฏิกูลไม่ให้ไหลลงทะเล โดยทำหน้าที่เหมือน "Sink" หรือ เครื่องกรอง (Filter) หรือ เครื่องเปลี่ยนรูป (Transformer) ของสารมลพิษทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสภาพทางกายภาพและเคมีของสารมลพิษ (Bunt, 1984) เพราะพันธุ์ไม้ป่าชายเลนสามารถนำสารอาหารบางส่วนที่ละลายน้ำมาใช้ นอกจากนี้แบคทีเรียที่อยู่ในตะกอนดินสามารถช่วยเปลี่ยนรูปและ/หรือลดความเป็นพิษของมลพิษบางชนิดลงได้ ส่วนมลพิษที่เป็นสารอินทรีย์จะถูกจุลินทรีย์ย่อยสลาย (Snedaker and Getter, 1985; Zamora, 1992) ดังนั้นถ้าปล่อยน้ำเสียลงไปในป่าชายเลน กิจกรรมบำบัดน้ำเสียโดยธรรมชาติดังกล่าวจะเกิดขึ้น แต่ประสิทธิภาพของกลไกดังกล่าวมีแนวโน้มลดลงเมื่อ Input สูง นอกจากนั้นถ้า Organic Loading ที่เข้าสู่ระบบป่าชายเลนมีค่าสูงอาจทำให้เสียสมดุลของ Aerobic/Anaerobic System

ของแบคทีเรีย และเปลี่ยนไปเป็น Anaerobic System อย่างสมบูรณ์ ซึ่งจะมีประสิทธิภาพในกระบวนการหมัก เวียนธาตุอาหารต่ำกว่า (Robertson and Phillips, 1995) การเปลี่ยนแปลงคุณภาพน้ำที่เข้าสู่ปารายเลนและผ่าน ออกจะมีบทบาทสำคัญต่อกระบวนการหมักเวียนธาตุอาหาร โดยทั่วไปน้ำทะเลที่เข้าสู่ปารายเลนจึงมีค่า Nitrogen และ Phosphorus ลดลงเนื่องจากภายในระบบนิเวศปารายเลน ที่ผิวของดินซึ่งสัมผัสกับน้ำจะทำหน้าที่ ดูดซับ (Absorb) Nitrogen และ Phosphorus อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้กิจกรรมของแบคทีเรียในตะกอน ดินยังช่วยออกซิไดส์สารอินทรีย์บางชนิดได้

ในรัฐฟลอริดามีการใช้ปารายเลนเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน ทั้งนี้เพราะปารายเลนเป็น Sink ในธรรมชาติ ของสารอาหาร ในประเทศออสเตรเลียมีการใช้ปารายเลนในการบำบัดน้ำเสียก่อนปล่อยลงสู่ชายฝั่งทะเล (Hamilton and Snedaker, 1984) ในประเทศไทย บริเวณอ่าวคุ้งกระเบน จังหวัดจันทบุรี มีการอนุรักษ์ปารายเลนให้เป็นแนว Buffer เพื่อช่วยลดผลกระทบต่อคุณภาพน้ำชายฝั่งที่อาจเกิดขึ้นจากการเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบ พัฒนา บริเวณจังหวัดสมุทรปราการมีการปลูกปารายเลนเพื่อดูดซับของเสียที่ปล่อยจากโรงงานอุตสาหกรรม ถึงแม้จะมีการใช้ปารายเลนธรรมชาติในการบำบัดน้ำเสีย ทั้งจากชุมชนและการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่งดังกล่าว แต่การศึกษาวิจัยอย่างจริงจังในด้านนี้ยังมีอยู่จำกัด

ถึงแม้ระบบนิเวศปารายเลนสามารถช่วยรักษาสมดุลของคุณภาพน้ำชายฝั่ง แต่ปารายเลนเองก็อาจได้รับผลกระทบจากของเสียปริมาณมากที่ปล่อยลงไป พิพัฒน์ พัฒนผลไพบุลย์และคณะ (2538) รายงานว่ากิจกรรม การทำนากุ้งในบริเวณจังหวัดตราด ทำให้สารอาหารในน้ำ อันได้แก่ $\text{NH}_3\text{-N}$ (Ammonia-Nitrogen) และ $\text{NO}_3\text{-N}$ (Nitrate-Nitrogen) ในบริเวณปารายเลนที่อยู่ใกล้พื้นที่ทำนากุ้งมีค่าสูงกว่าปารายเลนที่อยู่ไกลออกไป Aksomkoe (1994) รายงานว่าปารายเลนในเขตอำเภอกาญจนดิษฐ์ จังหวัดสงขลา ซึ่งอยู่ใกล้พื้นที่ทำนากุ้งมี องค์ประกอบของชนิดพันธุ์ไม้น้อยกว่า และมีพันธุ์ไม้เด่นคือ พันธุ์ไม้สกุลแสม (*Avicennia* sp.) ในขณะที่ปารายเลนที่ไม่ได้รับอิทธิพลจากการทำนากุ้งที่อ่าวพังงา จังหวัดพังงา มีองค์ประกอบของชนิดพันธุ์ไม้มากกว่าและมี พันธุ์ไม้สกุลโกงกาง (*Rhizophora* sp.) เป็นพันธุ์ไม้เด่น

Chen and Wong (1995) รายงานว่าสถานะภาพของสารอาหารในดินและในพืช ในรูปของ TN (Total Nitrogen), TP (Total Phosphorus), Available Nitrogen, Available Phosphorus และ Organic Carbon ใน ปารายเลนที่รับบำบัดน้ำเสียจากชุมชนและปารายเลนที่ไม่ได้ใช้ที่อยู่ใกล้กัน ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยยะ สำคัญ เปรียบเทียบกับการเจริญเติบโต (ด้านความสูงและเส้นผ่าศูนย์กลาง) และมวลชีวภาพ แต่ทั้งนี้เขาได้ให้ความ เห็นว่าน่าจะเป็นเพราะ Loading ของธาตุอาหารในน้ำเสียนี้น้อย และระยะเวลาที่ทำการศึกษาล้นเพียง 1 ปี และ เสนอว่าปารายเลนสามารถใช้เป็น Secondary Waste Treatment System สำหรับน้ำเสียจากชุมชนก่อนการ ปล่อยทิ้งลงสู่ทะเล

3. การเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาและน้ำทิ้งจากนากุ้ง

การเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาในประเทศไทยได้เริ่มแพร่หลายอย่างมากเมื่อประมาณ 10 ปีที่ผ่านมา การเลี้ยงแบบพัฒนาจะมีการนำลูกกุ้งมาจากโรงเพาะฟักโดยมีจำนวนลูกกุ้งที่ปล่อย 15 ตัวขึ้นไปต่อตารางเมตร มีการให้อาหารทุกวัน วันละ 3-5 มื้อ และในช่วงเดือนที่ 3-4 ของการเลี้ยงมีการใช้เครื่องตีน้ำ 1 เครื่องต่อพื้นที่ผิว น้ำ 1-2 ไร่ (สำนักงานสถิติแห่งชาติ, 2533) ผลผลิตเฉลี่ยโดยทั่วไปประมาณ 0.8-3.2 ตัน/ไร่/ปี (Kongkeo, 1990)

การเลี้ยงกุ้งแบบพัฒนาหากมีการจัดการเรื่องอาหารไม่เหมาะสม เศษอาหารที่เหลือและของเสียที่ถูกขับจากกุ้งจะสะสมอยู่ที่พื้นก้นบ่อ เมื่อสารอินทรีย์สะสมจำนวนมากก็จะทำให้เกิดผลกระทบต่อ การเลี้ยงกุ้ง รวมทั้งการระบายน้ำทิ้งสู่แหล่งน้ำธรรมชาติก็เป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้เกิดปัญหาการเสื่อมโทรมของคุณภาพน้ำชายฝั่ง

องค์ประกอบของของเสียจากนากุ้งประกอบด้วยของแข็ง (Solid Waste) และส่วนที่ละลายน้ำ (Soluble Waste) ส่วนที่เป็นของแข็งอาจอยู่ในรูปสารแขวนลอยหรือสะสมในตะกอน ซึ่งส่วนใหญ่เป็นเศษอาหารที่เหลือ ขี้กุ้ง แพลงค์ตอนพืชและแบคทีเรีย องค์ประกอบหลักจะเป็นคาร์บอนอินทรีย์ และสารประกอบไนโตรเจน ส่วนของเสียที่ละลายน้ำโดยทั่วไปมาจากเมตาบอลิซึมของกุ้ง หรือจากของเสียที่เป็นของแข็งซึ่งสารประกอบได้ผ่านการย่อยสลายและการชะละลาย (Leaching) เช่น แอมโมเนีย ยูเรีย คาร์บอนไดออกไซด์ และฟอสฟอรัส (Pillay, 1992 ; Macintosh and Phillips, 1992) สารเคมีอื่นที่เป็นองค์ประกอบ ได้แก่ กรดอะมิโน โปรตีน ไขมัน ไฟเบอร์ แร่ธาตุ และแบคทีเรีย (New, 1985 อ้างถึงใน Lin et al., 1991)

ของเสียดังกล่าวจะถูกปลดปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมได้ 3 ทาง คือ จากการเปลี่ยนถ่ายน้ำในระหว่างการเลี้ยง การระบายน้ำทิ้งหมดเพื่อจับกุ้ง และการจัดการกับตะกอนที่สะสมที่พื้นบ่อ (Funge-Smith and Briggs, 1994)

คุณภาพของน้ำทิ้งจากนากุ้งจะได้รับผลกระทบจากปัจจัยต่างๆ ได้แก่ บรรยากาศ ชนิดของบ่อ การจัดการบ่อ การให้อาหาร (อัตราการให้และความถี่) และความหนาแน่นของการปล่อยกุ้ง (Ziemann et al., 1992) อย่างไรก็ตามอาหารที่ให้จะเป็นปัจจัยที่สำคัญที่สุดที่มีผลต่อ Waste Loading (Macintosh and Phillips, 1992)

Phillips et al. (1993) และ Funge-Smith and Briggs (1994) กล่าวว่า โดยทั่วไปนากุ้งแบบพัฒนาของประเทศไทยมีค่าอัตราการแลกเนื้อ (FCR) ประมาณ 1.4-2.0 และเมื่อคิดโดยน้ำหนักแห้งจะพบว่า Nitrogen 63-78% และ Phosphorus 76-87% ในอาหารจะถูกนำออกสู่สิ่งแวดล้อม และไม่มีส่วนในการสร้างเนื้อกุ้ง

คุณภาพของน้ำทิ้งจากนากุ้งแบบพัฒนาในระหว่างการเพาะเลี้ยงโดยการเปลี่ยนถ่ายน้ำประมาณ 5-40 % ต่อวันจะมีค่าผันแปรในช่วงกว้าง (ตารางที่ 1) (Phillips et al., 1993)

ตารางที่ 1 คุณภาพของน้ำทิ้งจากนากุ้งแบบพัฒนา

ดัชนีคุณภาพ	ค่าเฉลี่ย
pH	7.5-8.9
Dissolved Oxygen (mg/L)	4.0-7.5
Salinity (ppt)	10-35
TSS (mg/L)	30-190
TN (mg/L)	0.5-3.4
NH ₃ -N (mg/L)	0.05-0.65
TP (mg/L)	0.05-0.40

Tookwinas (1990) รายงานว่า คุณภาพของน้ำทิ้งจากนากุ้งจะมีค่าเฉลี่ยของ NH₃-N 0.22 mg/L และ BOD 8-10 mg/L

Lin et al. (1991) กล่าวว่าน้ำทิ้งจากการผลิตกุ้ง 1 ตัน ที่มีค่า FCR 2.0 จะมีปริมาณของเสียในรูป Organic Matter, Nitrogen และ Phosphorus 1250, 87 และ 28 กิโลกรัม ตามลำดับ

ได้มีผู้ทำการศึกษา Waste Loading จากนาทุ่งแบบพัฒนาในหลายพื้นที่ ดังสรุปในตารางที่ 2

ซึ่งหากนำค่าเฉลี่ยของผู้ทำการศึกษาทั้งสามมาคำนวณต่อ จะคาดประมาณได้ว่า TN Loading ของน้ำที่จากนาทุ่ง มีค่าประมาณ 0.9373 กก/ไร่/สัปดาห์ และ TP Loading มีค่า 0.0207 กก/ไร่/สัปดาห์

ตารางที่ 2 ปริมาณ Waste Loading จากนาทุ่งแบบพัฒนา

ค่าเฉลี่ย Loading (กก/ไร่/วัน)	พุทธและดุสิต (2536) *	ดุสิตและคณะ (2536) **	ดุสิตและคณะ (2537) ***	ค่าเฉลี่ย
TN	0.0823	0.1538	0.1656	0.1339
TP	-0.0062	0.0045	0.0106	0.0030
BOD	0.97	0.2872	1.09	0.7824
พื้นที่ศึกษา	อ. ระโนด จ. สงขลา	สถาบันวิจัยการเพาะ เลี้ยงสัตว์น้ำชายฝั่ง	จ. ปัตตานี	-

- หมายเหตุ
- * ปริมาณมลสารสุทธิ = ปริมาณมลสารที่ปล่อยออกมา - ปริมาณมลสารที่นำเข้าไป
 - ** คำนวณจาก Loading ของบ่อทุ่งขนาด 2 ไร่ ในช่วงเวลาการเลี้ยง 16 สัปดาห์
 - *** คำนวณจากค่าเฉลี่ยของทุกฟาร์มที่ศึกษา

4. เทคโนโลยีพื้นที่ชุ่มน้ำ (Wetland Technology)

ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำที่ก่อสร้างขึ้น (Constructed Wetland System) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียแบบธรรมชาติที่อาศัยพืช ดิน และจุลินทรีย์ร่วมกันบำบัดน้ำเสีย ปัจจุบันได้มีการใช้ Wetland Technology เพื่อบำบัดน้ำเสียกันอย่างกว้างขวาง ทั้งในยุโรปและอเมริกา เช่น ใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน น้ำทิ้งจากการเกษตร และน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม เป็นต้น ทั้งนี้เนื่องจาก Wetland Technology มีค่าใช้จ่ายต่ำและมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง พืชไม้ที่นิยมใช้ในระบบ Wetland ได้แก่ ธูปฤาษี กก หญ้า และผักตบชวา ซึ่งจะต้องเก็บเกี่ยวพืชออกจากระบบเป็นระยะๆ

กลไกในการบำบัดน้ำเสียภายในระบบประกอบด้วย (1) กลไกทางกายภาพ ได้แก่ การตกตะกอน (Sedimentation), การกรอง (Filtration), การดูดซับ (Adsorption) และการระเหย (Volatilization) (2) กลไกทางเคมี ได้แก่ การตกตะกอน (Precipitation), การดูดซับ (Adsorption), ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) และ ออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction) (3) กลไกทางชีววิทยา ได้แก่ เมตาบอลิซึมของแบคทีเรีย (Bacterial Metabolism), เมตาบอลิซึมของพืช (Plant Metabolism), การดูดซับของพืช (Plant Adsorption) และ การตายโดยธรรมชาติ (Natural Die-off) (Tchobanoglous, 1987)

Constructed Wetland System จะมีประสิทธิภาพในการลดธาตุอาหารได้แตกต่างกันขึ้นกับ ชนิดของพืชและผลผลิตขั้นปฐมภูมิ สมบัติของดิน และปฏิสัมพันธ์ (Interaction) ระหว่าง พืช-ดิน-น้ำ (Chen and Wong, 1995)

ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของ Constructed Wetland System ประเภทต่างๆ ในรัฐฟลอริดา สหรัฐอเมริกา ตามที่รวบรวมไว้โดย Best (1987) พบว่า ความสามารถในการลด BOD มีค่าระหว่าง 70 - 90 % Nitrogen 75 - 98 % และ Phosphorus 87 - 99 %

ป่าชายเลนซึ่งเป็น Wetland น้ำเค็ม-น้ำกร่อยตามธรรมชาติ น่าจะเป็นอีกทางเลือกหนึ่งซึ่งมีศักยภาพสูงในการใช้ในการบำบัดน้ำทิ้งจากนาุ้ง ทั้งนี้เพราะพืชป่าชายเลนเป็นพืชทนเค็ม จึงเหมาะที่จะใช้บำบัดน้ำทิ้งจากนาุ้งซึ่งมีความเค็ม นอกจากนี้พืชป่าชายเลนยังมีการปรับตัวให้ทนต่อสภาพแวดล้อมที่มีความผันแปรและรุนแรง เช่น อุณหภูมิสูง ความเค็มที่เปลี่ยนแปลงอยู่ตลอดเวลา การเปลี่ยนแปลงระหว่าง Anaerobic / Anaerobic ของดิน เป็นต้น และมีระบบรากที่โผล่พ้นผิวดิน (ซึ่งช่วยให้เกิดการตกตะกอนได้ดี) มีอายุยืน ผลผลิตมวลชีวภาพสูงด้วยสมบัติดังกล่าวทำให้พันธุ์ไม้ในป่าชายเลนน่าจะมีประสิทธิภาพในการดูดซับสารอาหารจากน้ำเสียสูงกว่าพืชจำพวกกกและหญ้าที่ใช้อยู่ทั่วไปใน Constructed Wetland System นอกจากนี้ยังอาจได้รับประโยชน์ทางอ้อมอื่นๆ จากป่าชายเลน อาทิ การอนุรักษ์ชายฝั่ง และการนำเนื้อไม้ไปใช้ประโยชน์ เช่น ไม้ทำเฟอร์นิเจอร์ ไม้เสาเข็ม เป็นต้น ในทางตรงข้ามน้ำทิ้งซึ่งมีสารอาหารปะปนอยู่อาจมีประโยชน์โดยทำให้ผลผลิตของระบบนิเวศป่าชายเลนเพิ่มสูงขึ้นโดยเฉพาะอย่างยิ่งในบริเวณที่สถานะภาพธาตุอาหารในดินมีค่าต่ำ (Clough et al., 1983) อย่างไรก็ตามงานศึกษาวิจัยในการนำป่าชายเลนไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียมีอยู่จำกัด ทั้งที่ประเทศไทยมีศักยภาพสูงในการนำเอาป่าชายเลนที่มีอยู่ตามธรรมชาติมาใช้น้ำบำบัดน้ำเสีย โดยอาจมีจัดการเปลี่ยนแปลงหรือปลูกเพิ่มให้เหมาะสมร่วมกับการออกแบบทางวิศวกรรมที่เหมาะสมกับพื้นที่ที่จะทำให้สามารถจัดทำ Constructed Wetland System ได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น

Sansanayuth et al. (1996) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำทิ้งจากนาุ้งโดยสร้างคูดินขนาด 1.2×13 ม² ลึก 0.2 เมตร ปลูกด้วยพลาสติกและใช้หินกรวดเล็กๆ แทนดิน ปลูกพืชป่าชายเลนจำพวกเฟิร์น (*Acrostichum aureum*) ให้มี Detention Time 1-3 วัน พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัด TSS (Total Suspended Solid) มีค่า 79.6-88.6 %, BOD 91.0-96.6 %, Total Organic Carbon 46.4-64.4 %, TN 48.1-61.3 % และ TP 31.3-76.5 %

การทดลองเบื้องต้นในการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของป่าชายเลน ซึ่งกำลังดำเนินการที่โครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ จังหวัดเพชรบุรี ภายใต้อบเชตดังนี้

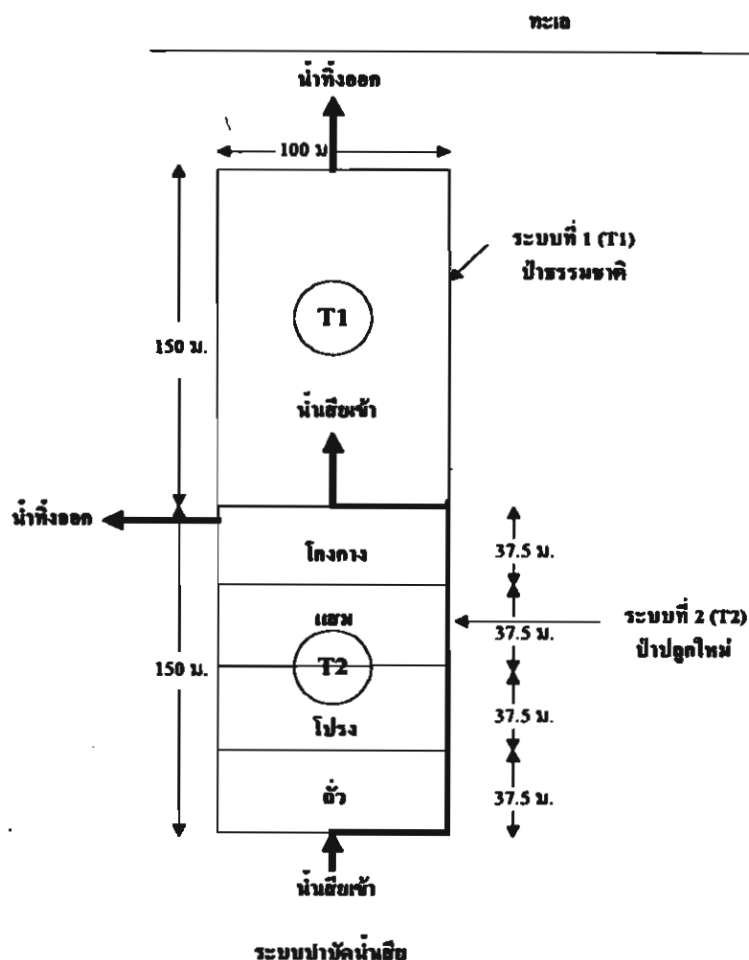
1. ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำที่ทำการวิจัยมี 2 ระบบ ขนาด 100×150 ม² เท่ากัน (รูปที่ 1)

ระบบที่ 1 ระบบป่าชายเลนธรรมชาติ ซึ่งมีพันธุ์ไม้เด่น คือ แสมทะเล (*Avicennia marina*)

ระบบที่ 2 ระบบป่าชายเลนปลูกใหม่ ซึ่งปลูกกล้าไม้ 4 ชนิด เป็นโซนตามแนวยาวของระบบ ได้แก่ โกงกาง (*Rhizophora* spp.) แสมทะเล (*Avicennia marina*) ถั่วขาว (*Bruguiera cylindrica*) และโปรงแดง (*Ceriops tagal*) ตามลำดับ

แต่ละระบบจะมีท่อนำน้ำเสียเข้าและน้ำที่ผ่านการบำบัดออก แยกเป็นอิสระจากกัน และมีประตูน้ำเพื่อกันไม่ให้น้ำทะเลไหลเข้าในระบบได้

2. น้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการวิจัยเป็นน้ำเสียจากเขตเทศบาลเมืองเพชรบุรี ซึ่งผ่านการตกตะกอนขั้นต้นแล้ว และส่งมาตามแนวท่อยังพื้นที่วิจัยด้วยระยะทาง 18.5 กิโลเมตร



รูปที่ 1 ระบบบำบัดน้ำเสียเลนธรรมชาติ (T1) และป้ายเลนปลูกใหม่ (T2) และระบบควบคุม (C1 และ C2)

3. งานศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบพื้นที่ชุ่มน้ำป้ายเลนทั้งสองระบบ ได้ทำการศึกษาดังนี้

- คุณภาพน้ำทะเล
- คุณภาพและปริมาณน้ำเสียก่อนเข้าระบบ
- คุณภาพน้ำที่ท่วมขังในระบบบำบัด ตามระยะทางต่าง ๆ ในช่วงเวลาต่าง ๆ
- คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว

โดยมีดัชนีคุณภาพที่สำคัญได้แก่ TSS, BOD, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, TN, $\text{PO}_4\text{-P}$ และ TP

ผลการศึกษาพบว่า คุณภาพน้ำเสีย และคุณภาพน้ำทะเลซึ่งผ่านเข้ามาตามลำคลอง ซึ่งได้นำมาใช้ในการเจือจางน้ำเสียด้วยอัตราส่วน 1 : 1 มีดัชนีคุณภาพน้ำที่สำคัญดังแสดงไว้ในตารางที่ 3

จะเห็นว่าน้ำเสียชุมชนที่นำมาใช้ในการทดลอง เป็นน้ำเสียที่มีความสกปรกต่ำ ค่า BOD อยู่ระหว่าง 15.42-36.17 mg/L TN 8.21-9.83 mg/L และ TP 0.1263-0.1822 mg/L ทั้งนี้จะเป็นเพราะน้ำเสียดังกล่าวได้ผ่านการตกตะกอนเบื้องต้นแล้ว และในขณะที่ลำเลียงตามแนวท่อมายังพื้นที่วิจัย ขบวนการย่อยสลายและออกซิไดส์ที่เกิดขึ้นทำให้คุณภาพน้ำดีขึ้น ซึ่งหากเปรียบเทียบกับค่าคุณภาพน้ำทั้งจากนาทุ่งในตารางที่ 1 จะเห็นว่าเป็นค่าที่ไม่แตกต่างกันมากนัก แต่น้ำทั้งจากนาทุ่งมีดัชนีคุณภาพ เช่น DO และ BOD ต่ำกว่า

ตารางที่ 3 คุณภาพน้ำเสียและคุณภาพน้ำในคลองที่เข้าสู่ระบบบำบัด

ดัชนีคุณภาพ	ครั้งที่ 1 (กันยายน 2542)		ครั้งที่ 2 (ตุลาคม 2542)	
	น้ำเสีย	น้ำทะเลในคลอง	น้ำเสีย	น้ำทะเลในคลอง
pH	7.12	8.2	7.2	8.0
Salinity (ppt)	0.4	29.9	0.4	9.5
DO (mg/L)	0.0	3.8	0.0	4.3
TSS (mg/L)	88.0	96.0	210.0	246.7
BOD (mg/L)	36.17	35.33	15.42	10.7
NH ₄ -N (mg/L)	0.1902	0.0141	1.2050	0.0703
NO ₃ -N (mg/L)	0.0005	0.0386	0.0140	0.0135
TN (mg/L)	8.21	2.43	9.83	0.48
PO ₄ -P (mg/L)	0.0730	0.0122	0.0669	0.0041
TP (mg/L)	0.1822	0.0278	0.1263	0.0460

เมื่อปล่อยน้ำเสียและน้ำทะเลเข้าสู่ระบบ Wetland โดยให้มีระยะเวลาพักเก็บนาน 7 วัน พบว่า ในระบบบำบัดธรรมชาติสามารถลดค่า BOD, TN และ TP ลง 79.50, 18.97-38.69 และ 22.86-67.49 % ตามลำดับ (ตารางที่ 4) ส่วนในระบบป่าปลูกใหม่ สามารถลดค่าดังกล่าวได้ 27.86-69.72, 16.65-35.52 และ 22.86-67.49 % ซึ่งมีข้อสังเกตว่าทั้งระบบบำบัดธรรมชาติและระบบป่าปลูกใหม่สามารถลดค่า TP ได้ดีกว่า TN และค่าเปอร์เซ็นต์ในการบำบัดในครั้งที่ 2 มีค่าต่ำกว่าในครั้งที่ 1 ในทุกดัชนีคุณภาพ ทั้งนี้อาจเป็นเพราะอิทธิพลของฝนที่ตกลงมาทำให้คุณภาพน้ำก่อนการเก็บตัวอย่างในวันแรกมีค่าโดยทั่วไปเจือจางลง และนอกจากนี้ BOD ในวันที่ 7 มีค่าสูงกว่าในวันแรก จึงไม่ได้คำนวณเปอร์เซ็นต์การบำบัดไว้ เพราะจะทำให้ค่าที่ได้โดยรวมคลาดเคลื่อนได้

โดยสรุปในระบบป่าชายเลนธรรมชาติพื้นที่ 15,000 ม² (100 x 150 ม²) หรือ 9.375 ไร่ เมื่อปล่อยน้ำเสียและน้ำทะเลเข้าระบบด้วยอัตราส่วน 1 : 1 ปริมาณรวม 3,000 ม³ และกักน้ำไว้นาน 7 วัน สามารถลดค่าความเข้มข้นของ TN ได้ 3.00 mg/L หรือ คิดเป็นปริมาณ TN 9.00 กก/ 9.375 ไร่/ สัปดาห์ หรือ 0.96 กก/ ไร่/ สัปดาห์ และในทำนองเดียวกันจะลดค่าความเข้มข้นของ TP ได้ 0.0760 mg/L หรือ คิดเป็นปริมาณ TP 0.2280 กก/ 9.375 ไร่/ สัปดาห์ หรือ 0.0243 กก/ ไร่/ สัปดาห์

ตารางที่ 4 การเปลี่ยนแปลงคุณภาพน้ำในระบบบำบัดน้ำปลูกใหม่และป่าธรรมชาติภายหลังการ
บำบัด 7 วัน และเปอร์เซ็นต์ การบำบัด

ดัชนีคุณภาพน้ำ	ระบบ Wetland	ครั้งที่ 1 (กันยายน 2542)			ครั้งที่ 2 (ตุลาคม 2542)		
		คุณภาพน้ำ วันที่ 1	คุณภาพน้ำ วันที่ 7	เปอร์เซ็นต์การ บำบัด	คุณภาพน้ำ วันที่ 1	คุณภาพน้ำ วันที่ 7	เปอร์เซ็นต์การ บำบัด
pH	ป่าปลูกใหม่	8.79	9.36	-	8.16	9.56	-
	ป่าธรรมชาติ	7.45	7.10	-	7.80	7.80	-
Salinity (ppt)	ป่าปลูกใหม่	6.65	13.64	-	5.18	3.16	-
	ป่าธรรมชาติ	1.20	34.18	-	9.65	10.25	-
TSS (mg/L)	ป่าปลูกใหม่	90.25	26.50	69.81	250.00	50.00	79.97
	ป่าธรรมชาติ	165.00	55.50	64.90	320.00	155.00	49.40
BOD (mg/L)	ป่าปลูกใหม่	45.06	13.63	69.72	8.50	6.00	27.86
	ป่าธรรมชาติ	49.38	10.00	79.50	10.25	11.63	nc
NO ₃ -N (mg/L)	ป่าปลูกใหม่	0.0097	0.0013	82.87	0.0036	0.0019	47.74
	ป่าธรรมชาติ	0.0035	0.0005	85.48	0.0164	0.0033	74.71
TN (mg/L)	ป่าปลูกใหม่	6.58	4.27	35.52	4.48	3.70	16.65
	ป่าธรรมชาติ	12.60	7.56	38.69	5.18	4.23	18.97
PO ₄ -P (mg/L)	ป่าปลูกใหม่	0.0430	0.0043	90.80	0.0069	0.0028	54.66
	ป่าธรรมชาติ	0.0859	0.0224	73.86	0.0243	0.0185	22.24
TP (mg/L)	ป่าปลูกใหม่	0.1101	0.0145	87.15	0.0212	0.0108	50.24
	ป่าธรรมชาติ	0.2101	0.0681	67.49	0.0435	0.0336	22.86

Note : nc = not calculated

5. การคาดประมาณสัดส่วนพื้นที่นาทุ่ง : พื้นที่ป่าชายเลน

เมื่อเปรียบเทียบ TN และ TP Loading จากนาทุ่ง กับความสามารถในการดูดซับสารอาหารดังกล่าวของป่าชายเลน จะพบว่านาทุ่ง 1 ไร่ จะต้องใช้พื้นที่ป่าชายเลนธรรมชาติที่จะก่อสร้างเป็น Constructed Wetland เพื่อดูดซับ Nitrogen และ Phosphorus ประมาณ 0.9-1.0 ไร่ (ตารางที่ 5) ซึ่งการคาดประมาณอย่างคร่าวๆ นี้ใช้สมมุติฐานว่า (1) TN และ TP จากน้ำทั้งจากนาทุ่ง ทั้งหมดจะถูกระบายสู่ป่าชายเลนโดยตรงโดยมีการกระจายสม่ำเสมอทั่วพื้นที่ (2) สารอาหารที่ปลดปล่อยจากนาทุ่งจะอยู่ในรูปที่พืชสามารถนำไปใช้ได้หมดและ (3) ไม่มีการระบายดินเลนกันบ่อสู่ชายฝั่งเลย นอกจากสมมุติฐานดังกล่าวแล้ว ข้อจำกัดของการประมาณการคือสภาพระบบนิเวศป่าชายเลนจะแตกต่างกันไปในแต่ละพื้นที่ ทั้งสภาพดิน และชนิดพันธุ์ไม้ ซึ่งจะทำให้ความสามารถในการดูดซับธาตุอาหารแตกต่างกันออกไป และความสามารถในการดูดซับสารอาหารของป่าชายเลน อาจแตกต่างกันไปเมื่อ Loading ที่ได้รับ แตกต่างไป

ตารางที่ 5 การเปรียบเทียบสัดส่วนพื้นที่นาทุ่ง : พื้นที่ป่าชายเลน

ดัชนี	Loading จากนาทุ่ง (กก / ไร่ / สปีดาร์)	ปริมาณการดูดซับโดยป่า ชายเลน (กก / ไร่ / สปีดาร์)	สัดส่วนพื้นที่นาทุ่ง : พื้นที่ป่า ชายเลน
TN	0.9373	0.9600	1 : 0.98
TP	0.0207	0.0243	1 : 0.85

6. สรุปและข้อเสนอแนะ

ในรายงานฉบับนี้ ข้อมูลความสามารถในการบำบัดน้ำเสียของป่าชายเลน ซึ่งได้จากการศึกษาในโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ เป็นเพียงการทดลองเบื้องต้น ซึ่งมีการทดลองเพียง 2 ชั่วโมง ในช่วงฤดูฝน ดังนั้นค่าดัชนีคุณภาพน้ำที่ทำการตรวจวิเคราะห์จึงมีค่าที่ผันแปรอยู่มาก การทดลองนี้มีระยะทำการศึกษาดูอีก 1 ปี ซึ่งคาดว่าจะสามารถสรุปผลและเห็นแนวโน้มที่ชัดเจนยิ่งขึ้น ดังนั้นการคาดประมาณสัดส่วนพื้นที่ป่าชายเลน : พื้นที่นาทุ่ง จึงถือเป็นการประมาณอย่างคร่าวๆ แต่ก็มีแนวโน้มที่ชัดเจนว่าการใช้ป่าชายเลนซึ่งเป็น Wetland น้ำเค็ม-น้ำกร่อยตามธรรมชาติน่าจะเป็นอีกทางเลือกหนึ่งซึ่งมีศักยภาพสูง โดยอาจมีการจัดการเปลี่ยนแปลงให้เหมาะสมก็จะทำให้สามารถจัดทำ Constructed Wetland เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำทิ้งจากนาทุ่ง และน้ำเสียประเภทอื่นๆ ได้อย่างมีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น

อย่างไรก็ตามการใช้ป่าชายเลนในการบำบัดน้ำทิ้งจากนาทุ่ง สิ่งที่ต้องระวังอย่างยิ่งคือ มิให้มีการระบายดินเลนกันบ่อจากนาทุ่งสู่ป่าชายเลน เพราะจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพดินในป่าชายเลน นอกจากนี้สารอินทรีย์ปริมาณสูงในดินเลนกันบ่ออาจมีผลทำให้ตะกอนดินในป่าชายเลนเปลี่ยนไปอยู่ในสภาพ Anaerobic อย่างสมบูรณ์ (Robertson and Phillips, 1995) ซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของป่าชายเลนลดลง

ตัวอย่างของการทำนาทุ่งแบบพัฒนาร่วมกับการอนุรักษ์ป่าชายเลน ได้แก่ บริเวณอ่าวคู้กระเบน จันทบุรี โดยบริเวณด้านนอกติดชายฝั่งมีการอนุรักษ์และปลูกป่าชายเลนเป็นแนว Buffer โดยรอบอ่าว ส่วนด้านในจัดสรรให้เป็นพื้นที่นาทุ่ง โดยมีสัดส่วนของพื้นที่นาทุ่งต่อพื้นที่ป่าชายเลน 1 : 1.25 และป่าชายเลนมีสภาพสมบูรณ์ดี (Boonsong, 1997) ซึ่งกรณีของอ่าวคู้กระเบนอาจเป็นตัวอย่างในการประยุกต์ใช้ในพื้นที่อื่น ก็จะเป็นการส่งเสริมให้มีการอนุรักษ์ป่าชายเลนควบคู่ไปกับการใช้ประโยชน์จากป่าชายเลน

เอกสารอ้างอิง

- พิพัฒน์ พัฒนผลไพบูลย์, สมภพ รุ่งสุภา และเปี่ยมศักดิ์ เมนะเศวต. 2538. การประเมินผลกระทบของฟาร์มกุ้งที่มีต่อป่าชายเลนในบริเวณชายฝั่งทะเล จังหวัดตราด. ใน รายงานการสัมมนากระบวนการนิเวศป่าชายเลนแห่งชาติ ครั้งที่ 9 "การอนุรักษ์ป่าชายเลนเพื่อสังคมไทยในทศวรรษหน้า". 8 หน้า. 6-9 กันยายน 2538 ณ โรงแรมภูเก็ตเมอร์ลิน จังหวัดภูเก็ต.
- พุทธ ส่องแสงจินดา และดุสิต ดันวิไลย. 2536. มลสารที่ปล่อยออกจากฟาร์มเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนา. ใน รายงานการสัมมนาวิชาการประจำปี 2536 กรมประมง. 15-17 กันยายน 2536 ณ สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจืด บางเขน.

- ดุสิต ดันวิไลย พุทธ ส่องแสงจินดา และคณิต ไชยาคำ. 2536. มลสารทั้งหมดที่ปลดปล่อยออกจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนา. ใน รายงานการสัมมนาวิชาการประจำปี 2536 กรมประมง. 15-17 กันยายน 2536 ณ. สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจืด บางเขน.
- ดุสิต ดันวิไลย คณิต ไชยาคำ ยงยุทธ ปริดาสัมพะบุตร และเชาว์ ศรีวิชัย. 2537. การตรวจและติดตามคุณภาพน้ำและดินจากฟาร์มเลี้ยงกุ้งกุลาดำ จังหวัดปัตตานี. ใน รายงานการสัมมนาวิชาการประจำปี 2536 กรมประมง. 19-21 กันยายน 2537 ณ. ห้องประชุมอานนท์ และ สถาบันวิจัยการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจืด.
- Aksomkoe, S., et al. 1986. Productivity and Mortality of Mangrove Plantation in An Abandoned Mining Area for Coastal Zone Development in Thailand. pp.1-14. UNDP/UNESCO Regional Project. Research and Training Pilot Programme on Mangrove Ecosystems in Asia and the Pacific (RAS/79/002)
- Best, G. R. 1987. Natural Wetland-Southern Environment : Wastewater to Wetland, Where do we go from here?. In Reddy and Smith (Eds.), Proceeding of the Conference and Research and Applications of Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. pp. 99-120. 20-24 July 1986, Orlando, Florida.
- Boonsong, K. 1997. An Integrated Planning and Management Framework for the Sustainable Development of Shrimp Farming in Kung Krabaen Bay, Chanthaburi Province, Thailand. Doctoral Dissertation Asian Institute of Technology (AIT), Bangkok, Thailand.
- Bunt, J. S. 1984. Mangrove Dependent Ecosystems. pp.9-14. In Report of the Workshop on Human Induced Stresses on Mangrove Ecosystems. UNDP/UNESCO Research and Training Pilot Programme on Mangrove Ecosystems in Asia and the Pacific (RAS/79/002) 2-7 October 1984. Bogor, Indonesia.
- Chen X. R. and Y. S. Wong. 1995. Effect of Wastewater Discharge on Nutrient Contamination on Mangrove Soils and Plants. In Khemnark C., et al. (Eds), Proceedings of the Ecotone IV : Ecology and Management of Mangrove Restoration and Regeneration in East and Southeast Asia. pp.269-283. 18-22 January 1995. Wang Tai Hotel, Surat Thani, Thailand.
- Clough, B. F., K. G. Boto and P. M. Attiwill. 1983. Mangroves and Sewage : A Re-evaluation. In H.J. Teas (Ed), Biology and Ecology of Mangroves. Tasks for Vegetation Science Series Vol.8. pp.151-162. Dr. W. Junk Publishers: Lancaster.
- Funge-Smith, S.J. and Matthew R. P. Briggs. 1994. Water Quality and Nutrient Discharge of Intensive Marine Shrimp Ponds in Thailand and Their Relationships to Pond Productivity. In Institute of Aquaculture, University of Stirling (IAUS). Development of Strategies for Sustainable Shrimp Farming: Final Report to the Overseas Development Administration. Research Project R4751. IAUS, Stirling, UK. (Unpaginated).
- Halmilton, L. S. and S. C. Snedsaker. 1984. Handbook for Mangrove Area Management. East West Center Publisher: Hawaii.

- Lin, C. K., P. Ruamthaveesub and P. Wanuchsoontorn. 1991. Wastewater of Intensive Shrimp Farming and Its Potential Biological Treatment. pp. 9. In Proceeding on Seminar/Workshop on Agro-industrial Based Wastewater Treatment and Recovery Systems. Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand. 15 November 1991.
- Macintosh, D. J. and M. J. Phillips. 1992. Environmental Issues in Shrimp Farming. p. 118-145. In Saram, H. and T. Singh (Eds). Proceedings of the Third Global Conference on the Shrimp Industry. Shrimp '92 Hong Kong. Hong Kong. 14-16 September 1992. INFOFISH.
- Phillips, M. J., C. K. Lin and M. C. M. Beveridge. 1993. Shrimp Culture and the Environment: Lessons from the World's Most Rapidly Expanding Warm Water Aquaculture Sector. In Pullin, R. S. V., H. Rothenthal and J. L. Maclean (Eds.). Environment and Aquaculture Development in Developing Countries. ICLARM Conference Proceeding 31. Bellagio, Italy. 17-22 September 1990.
- Pillay, T. V. R. 1992. Aquaculture and the Environment. Cambridge, Great Britain. pp. 189.
- Robertson, A. I. and M. J. Phillips. 1995. Mangroves As Filters of Shrimp Pond Effluent : Predictions and Biogeochemical Research Needs. Hydrobiologia. 295: 311-321.
- Sansanayuth P., Phadungchep A., Ngammontha, Ngdngam S., Sukasem P., Hoshino H. and Tabucanon M. S. 1996. Shrimp Pond Effluent : Pollution Problems and Treatment by Constructed Wetland. Wat. Sci. Tech. 34 (11): 93-98.
- Snedaker, S. C. and C. D. Getter. 1985. Coastal Resources Management Guidelines. Renewable Resources Information Series, Coastal Management Publication No.2. Research Planning Institute, Inc. in Cooperation with National Park Service, USDI and USAID. Washington D.C.
- Tchbanoglous, G. 1987. Aquatic Plant Systems for Wastewater Treatment : Engineering Considerations. In Reddy and Smith (Eds.), Proceeding of the Conference and Research and Applications of Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. pp. 27-48. 20-24 July 1986, Orlando, Florida.
- Zamora, P.M. 1992. Mangrove Resources of Brunei Darussalam : Management. In Proceedings of the ASEAN/US CRMP Workshop on Coastal Resources Management in Brunei Darussalam. pp.39-58. 30 April-1 May 1992, Bandar Seri Begawan, Brunei Darussalam.
- Ziemann, D. A., W. A. Walsh, E. G. Saphore and K. F. Bennett. 1992. A Survey of Water Quality Characteristics of Effluent from Hawaiian Aquaculture Facilities, Journal of the World Aquaculture Society. 23: 180-191