บทที่ 2

การตรวจสอบเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำเสียชุมชนและธาตุอาหารในน้ำเสีย

2.1.1 น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชน (municipal wastewater) หมายถึง น้ำเสียจากที่พักอาศัย อาคารบ้านเรือน ตลาด โรงมหรสพ โรงแรม เป็นต้น น้ำเสียเหล่านี้เกิดจากกิจกรรมต่าง ๆ ในการดำรงชีวิตของมนุษย์ เช่น การชำระล้างร่างกาย การซักเสื้อผ้า ประกอบอาหาร และการขับถ่าย สิ่งสกปรกต่าง ๆ ในน้ำเสียส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ เช่น เศษอาหาร เศษสบู่ ผงซักฟอก อุจจาระ ปัสสาวะ ฯลฯ (อภิชัย เชียร์ศิริกุล, 2533)

น้ำเสียชุมชนโดยทั่วไปจะมีความเป็นกรด-ด่าง (pH) ค่อนข้างเป็นกลาง สิ่งปนเปื้อนในน้ำเสียมีทั้งสารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์ ซึ่งอาจอยู่ในรูปของแข็งหรือสารละลาย นอกจากนี้ยังมีเชื้อโรคและพยาธิปนอยู่ด้วย แต่สิ่งปนเปื้อนที่สำคัญ คือ สารอินทรีย์ที่แบคทีเรียย่อยสลายได้ ซึ่งนิยมวัดรวมกันเป็นค่าความสกปรกในรูปของบีโอดี (biochemical oxygen demand : BOD) นอกจากนี้ธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย นับว่าเป็นมลสารสำคัญที่อาจจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อแหล่งน้ำที่รองรับน้ำเสียได้ (อภิชัย เชียร์ศิริกุล, 2533)

ปริมาณน้ำเสียจากแหล่งชุมชนจะแตกต่างออกไป ขึ้นกับความต้องการในการใช้น้ำ สำหรับประชาชนในชนบทมีความต้องการประมาณ 200-400 ลิตรต่อคนต่อวัน แต่ในชุมชนที่เป็นเมืองใหญ่อาจเพิ่มขึ้นกว่านี้โดยเฉพาะเมืองอุตสาหกรรมใหญ่ ความต้องการใช้น้ำของประชาชนอาจสูงถึง 400-600 ลิตรต่อคนต่อวัน ปริมาณน้ำใช้ในครัวเรือนของชุมชนในเมืองใหญ่ คิดเป็นประมาณร้อยละ 50 ของน้ำใช้ทั้งหมดในเขตชุมชนเมือง ในจำนวนนี้ถือว่าร้อยละ 90 ของผู้ที่ใช้น้ำ คือ ผู้ที่พักอาศัยอยู่ในเมือง ทั้งนี้การเปลี่ยนแปลงของสัดส่วนการใช้น้ำหรือปริมาณน้ำใช้ ขึ้นอยู่กับตัวแปรหลายประการด้วยกัน ได้แก่ สภาพภูมิอากาศ ฐานะการครองชีพ ระบบการจ่ายน้ำให้แก่ชุมชน ประเภทของธุรกิจ การค้าและอุตสาหกรรม ราคาน้ำ คุณภาพน้ำ รวมทั้งระบบการจัดการเรื่องน้ำใช้ในชุมชน เป็นต้น โดยปริมาณน้ำเสียสามารถคำนวณจากข้อมูลการใช้น้ำได้ กล่าวคือ ประมาณร้อยละ 70-90 ของน้ำประปาจะกลายเป็นน้ำเสีย (อภิชัย เชียร์ศิริกุล, 2533)

2.1.2 ไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน

2.1.2.1 ที่มาของไนโตรเจน

United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA] (2000) รายงานว่าในแหล่งน้ำและน้ำเสีย สารประกอบไนโตรเจนจะอยู่ในรูปของไนเตรท (nitrate) ไนไตรท์ (nitrite) แอมโมเนีย (ammonia) และอินทรีย์ไนโตรเจน (organic nitrogen) ซึ่งสามารถเกิดปฏิริยาออกซิเดชัน (oxidation) หรือรีดักชัน (reduction) เปลี่ยนรูปไปมาตามวัฏจักรของไนโตรเจนในน้ำ และไนโตรเจนอาจถูกปลดปล่อยออกสู่บรรยากาศในรูปของก๊าซ ซึ่งได้แก่ ก๊าซไนโตรเจน (nitrogen gas) และก๊าซไนตรัสออกไซด์ (nitrous oxide) อินทรีย์ไนโตรเจนในน้ำเสียอาจพบในรูปที่ละลายน้ำหรือเป็นของแข็งแขวนลอย ซึ่งอาจอยู่ในรูปของโปรตีน เพปไทด์ (peptides) กรดนิวคลีอิก (nucleic acids) และยูเรีย (urea) ส่วนมากแล้วมาจากกระบวนการขับถ่ายของเสียของมนุษย์และสัตว์ ซึ่งเกิดจากกระบวนการเมตาบอลิซึมโปรตีนในร่างกาย ตัวอย่างเช่น ปัสสาวะจะประกอบไปด้วยยูเรียเป็นส่วนใหญ่ ส่วนในอุจจาระไนโตรเจนจะถูกขับถ่ายออกมาพร้อมกับอินทรีย์คาร์บอนในรูปแบบต่าง ๆ กัน และนอกจากนี้แล้วแหล่งที่มาของไนโตรเจนในน้ำเสียอาจเกิดจากการที่สิ่งมีชีวิตตายลงทำให้โปรตีนในกล้ามเนื้อถูกย่อยสลายกลายเป็นของเสียที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ (ชัยพร ภู่ประเสริฐ, 2538 อ้างตาม U.S. EPA, 1975)

2.1.2.2 รูปแบบของไนโตรเจนในน้ำเสีย

สารประกอบไนโตรเจนจะมีอยู่หลายรูปแบบ แต่สำหรับในน้ำเสียชุมชนสารประกอบไนโตรเจนจะมีอยู่ 3 รูปแบบ คือ (1) สารอินทรีย์ไนโตรเจน ได้แก่ โปรตีน และยูเรีย (2) แอมโมเนีย ทั้งแอมโมเนียอิสระ (NH_3) และแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และ (3) ไนไตรท์ (NO_2^-) และไนเตรท (NO_3^-)

น้ำเสียชุมชนที่เพิ่งถูกปล่อยทิ้ง จะมีสารอินทรีย์ไนโตรเจนมากที่สุด และมีไนไตรท์หรือไนเตรทน้อยที่สุด แต่เมื่อเวลาผ่านไปสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนีย ไนไตรท์และไนเตรท ตามลำดับ (ชัยพร ภู่ประเสริฐ, 2538 อ้างตาม US.EPA, 1975)

ไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนในรูปของไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen) มีค่าอยู่ระหว่าง 20–85 มิลลิกรัมต่อลิตร (ตารางที่ 2-1) โดยไนโตรเจนจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียร้อยละ 60 และอินทรีย์ไนโตรเจนร้อยละ 40 ส่วนไนโตรเจนที่อยู่ในรูปออกซิไดซ์ เช่น ไนไตรท์ และไนเตรทจะมีอยู่น้อยมากไม่ถึงร้อยละ 1 ของไนโตรเจนทั้งหมด

ตารางที่ 2-1 องค์ประกอบของไนโตรเจนในน้ำเสียจากแหล่งชุมชนทั่วไป

องค์ประกอบ	มิลลิกรัมต่อลิตร	กรัมต่อคนต่อวัน
ไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen ; TN , as N)	20 – 85	6 – 12
- อินทรีย์ไนโตรเจน (organic nitrogen)	0.4 x TN	0.4 x TN
- แอมโมเนีย (ammonia)	0.6 x TN	0.6 x TN
- ไนเตรท (nitrate)	(0.00–0.05) x TN	(0.00–0.05) x TN

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2542)

2.1.2.3 ผลกระทบของไนโตรเจนในน้ำเสียต่อสิ่งแวดล้อม

1) ปัญหายูโทรฟิเคชัน (eutrophication)

หากแหล่งน้ำมีธาตุอาหารไนโตรเจนมากเกินไป จะทำให้เกิดปัญหายูโทรฟิเคชันขึ้นได้ โดยเฉพาะในแหล่งน้ำนิ่งเพราะไนโตรเจนในรูปไนเตรทและแอมโมเนียมไอออนจะเร่งการเจริญเติบโตของพืชน้ำ เช่น พวกสาหร่าย ทำให้สาหร่ายมีการเจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็ว (algae bloom) ก่อให้เกิดปัญหาน้ำกลายเป็นสีเขียว เมื่อสาหร่ายตายลง และจมลงสู่เบื้องล่าง ทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ เป็นผลให้ออกซิเจนละลาย (dissolved oxygen : DO) ในแหล่งน้ำลดลง มีผลกระทบต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542; ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2) เป็นพิษต่อปลาและสัตว์น้ำ

ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียอิสระ เป็นพิษต่อปลาและสัตว์น้ำ โดยการแตกตัวของแอมโมเนียจะขึ้นอยู่กับค่าความเป็นกรด-ด่างและอุณหภูมิของน้ำ ส่วนไนไตรท์ โดยปกติมีพิษเช่นเดียวกับแอมโมเนียแต่ในแหล่งน้ำมีปริมาณไนไตรท์น้อยจึงไม่เกิดปัญหามากนัก (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

3) โรคเด็กตัวเขียว

หากไนโตรเจนในแหล่งน้ำถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนเตรทจำนวนมาก และปนเปื้อนสู่แหล่งน้ำที่ใช้เป็นน้ำดื่ม เช่น บ่อน้ำตื้น บ่อบาดาลแล้ว จะเกิดปัญหาทางด้านสาธารณสุข คือ โรคเด็กตัวเขียว (blue baby) ซึ่งเกิดจากเด็กอ่อนบริโภคน้ำที่มีไนเตรทสูงเกินไป ทำให้ไนเตรทลดรูปไปเป็นไนไตรท์ในตัวเด็ก และจับตัวกับเม็ดเลือดแดงแทนออกซิเจน ทำให้เลือดขาดออกซิเจน เด็กจะมีอาการตัวเขียว หายใจไม่ออก และอาจเสียชีวิตได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

4) ลดระดับออกซิเจนในแหล่งน้ำ

การทิ้งน้ำเสียที่มีองค์ประกอบแอมโมเนียปริมาณมากลงสู่แหล่งน้ำ อาจเป็นผลให้ค่าออกซิเจนละลายลดลงได้ เนื่องจากกระบวนการไนตริฟิเคชันมีการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท ทำให้มีการใช้ออกซิเจนละลายในน้ำจำนวนมาก ทำให้แหล่งน้ำมีออกซิเจนละลายลดลง (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

2.1.3 ฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชน

2.1.3.1 ที่มาของฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสในน้ำเสียส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดมาจากของเสียจากมนุษย์และสัตว์ เช่น ในน้ำทิ้งจากห้องน้ำ จากผงซักฟอกซึ่งมีฟอสเฟตเป็นส่วนประกอบสำคัญ นอกจากนี้ยังพบในรูปของเศษอาหารด้วย (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2543)

2.1.3.2 รูปแบบของฟอสฟอรัสในน้ำเสีย

ฟอสฟอรัสในน้ำเสียแบ่งออกเป็น 2 รูปแบบ ทั้งที่ละลายน้ำ (soluble) และไม่ละลายน้ำ (insoluble) ซึ่งสามารถแบ่งตามลักษณะโครงสร้างโมเลกุล ได้ 3 รูปแบบ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542; U.S. EPA, 2000) คือ (1) ออร์โธฟอสเฟต (orthophosphates) ได้แก่ โมโนเบซิคออร์โธฟอสเฟต (monobasic orthophosphate; $H_2PO_4^-$) ไดเบซิคออร์โธฟอสเฟต (dibasic orthophosphate; HPO_4^{2-}) ไตรเบซิคออร์โธฟอสเฟต (tribasic orthophosphate; PO_4^{3-}) และออร์โธฟอสฟอริก (H_3PO_4) (2) โพลีฟอสเฟต (polyphosphates) เป็นการรวมตัวของฟอสฟอรัสตั้งแต่สองโมเลกุลขึ้นไปกับอะตอมของออกซิเจนหรือไฮโดรเจน และ (3) ฟอสฟอรัสอินทรีย์ (organics phosphorus) ส่วนมากพบในน้ำเสียดิบ (raw wastewater) ซึ่งอยู่ในรูปของ เศษอาหาร ของเสียจากมนุษย์และสัตว์ในเซลล์ของจุลชีพทั้งที่มีชีวิตและที่ตายแล้ว

สารประกอบฟอสฟอรัสสองรูปแบบแรกจัดเป็นอนินทรียสารที่ละลายน้ำเป็นส่วนใหญ่ ออร์โธฟอสเฟตเป็นฟอสฟอรัสรูปที่จุลชีพดูดซึมไปใช้ในกระบวนการเมตาบอลิซึมได้ส่วนโพลีฟอสเฟตสามารถเกิดไฮโดรไลซิสแล้วเปลี่ยนรูปไปเป็นออร์โธฟอสเฟตได้ แต่ปฏิกิริยาไฮโดรไลซีสนี้ค่อนข้างช้า และสำหรับฟอสเฟตอินทรีย์นั้นอาจเป็นพวกที่ละลายหรือแขวนลอยในน้ำก็ได้ ซึ่งรวมแล้วฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำเสียชุมชนจะมีค่าอยู่ระหว่าง 4-15 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเป็นฟอสฟอรัสอนินทรีย์ถึงร้อยละ 70 (ตารางที่ 2-2)

ตารางที่ 2-2 องค์ประกอบของฟอสฟอรัสในน้ำเสียจากแหล่งชุมชนทั่วไป

องค์ประกอบ	มิลลิกรัมต่อลิตร	กรัมต่อคนต่อวัน
ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total phosphorus; TP, as P)	4 – 15	0.6 – 4.5
- ฟอสฟอรัสอินทรีย์ (organic phosphorus)	0.3 x TP	0.3 x TP
- ฟอสฟอรัสอนินทรีย์ (inorganic phosphorus)	0.7 x TP	0.7 x TP

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2542)

2.1.3.3 ผลกระทบของฟอสฟอรัสในน้ำเสียต่อสิ่งแวดล้อม

ถ้าฟอสฟอรัสในน้ำเสียมีปริมาณมาก อาจก่อให้เกิดปัญหายูโทรฟิเคชันต่อแหล่งน้ำ โดยเฉพาะในแหล่งน้ำนิ่ง สาหร่ายจะใช้ฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหาร ทำให้มีการเจริญเติบโตและเพิ่มปริมาณอย่างรวดเร็ว ทำให้แหล่งน้ำมีสีเขียว เป็นผลให้การใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำลดลง และเมื่อสาหร่ายเหล่านี้ตายลง ทำให้การใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์มากขึ้น เป็นผลให้ออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำลดลง มีผลกระทบต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ และแหล่งน้ำอาจเน่าเสียได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.2 การบำบัดน้ำเสียโดยพื้นที่ชุ่มน้ำ

ตามอนุสัญญาแรมซาร์ พื้นที่ชุ่มน้ำ หมายถึง พื้นที่ราบลุ่ม พื้นที่ลุ่มชื้นแฉะ พื้นที่ฉ่ำน้ำ มีน้ำท่วม มีน้ำขัง พื้นที่พรุ พื้นที่แหล่งน้ำทั้งที่เกิดขึ้นเองตามธรรมชาติและที่มนุษย์สร้างขึ้น ทั้งที่มีน้ำขังหรือท่วมอยู่ถาวรและชั่วคราว ทั้งที่เป็นแหล่งน้ำนิ่งและน้ำไหล ทั้งที่เป็นน้ำจืด น้ำกร่อย และน้ำเค็ม รวมไปถึงพื้นที่ชายฝั่งทะเลและพื้นที่ของทะเลในบริเวณที่น้ำลดลงต่ำสุดมีความลึกของระดับน้ำไม่เกิน 6 เมตร

Gray (1989) กล่าวว่าพื้นที่ชุ่มน้ำเป็นแหล่งรองรับน้ำเสียมาหลายศตวรรษแล้ว ซึ่งเปรียบเสมือนกับระบบบำบัดน้ำเสียทางธรรมชาติ (natural treatment system) ตำแหน่งของพื้นที่มักอยู่ต่ำกว่าพื้นที่ทั่วไปทำให้น้ำจากบริเวณโดยรอบไหลลงมาสู่บริเวณพื้นที่ชุ่มน้ำ ทำให้พื้นที่ชุ่มน้ำเป็นแหล่งสะสม เปลี่ยนแปลงธาตุอาหารและสารเคมีปนเปื้อน ที่มีผลต่อคุณภาพน้ำและผลผลิตของระบบนิเวศ (ธราเทพ กุลพานิช, 2542 อ้างตาม Reddy and Partrick, 1993) นอกจากนี้พื้นที่ชุ่มน้ำเป็นแหล่งที่มีความหลากหลายของพันธุ์ไม้ ซึ่งสามารถนำธาตุอาหารจากน้ำเสียไปใช้ได้มาก จึงลดปัญหายูโทรฟิเคชันที่เกิดขึ้นในแหล่งน้ำ (Novotny and Olem, 1994) ทำให้พื้นที่ชุ่มน้ำถูกพิจารณามาใช้เป็นระบบบำบัดน้ำเสียขั้นที่สองหรือขั้นที่สาม (Gray, 1989)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียของพื้นที่ชุ่มน้ำนั้นซับซ้อนและมักเกิดขึ้นจากสิ่งมีชีวิตที่อยู่ในระบบ เช่น พืช และจุลชีพพวกแบคทีเรีย นอกจากนี้ยังมีกระบวนการทางกายภาพ และเคมีที่เกิดในดินร่วมด้วย (Gray, 1989) ซึ่งมลสารในน้ำเสียที่พื้นที่ชุ่มน้ำสามารถบำบัดได้ ได้แก่ ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solid) บีโอดี ฟอสฟอรัส ไนโตรเจน โลหะหนัก และสารเคมีที่เกิดขึ้นจากการกระทำของมนุษย์ (anthropogenic chemical) (Kadlec, 1995)

2.2.1 บทบาทของดิน พืช และจุลชีพในการบำบัดน้ำเสียโดยพื้นที่ชุ่มน้ำ

กระบวนการลดมลสารที่เกิดขึ้นในพื้นที่ชุ่มน้ำจะอาศัยดิน พืช และจุลชีพ เป็นสำคัญ ซึ่งความสามารถในการบำบัดของระบบจะแตกต่างกันขึ้นกับ ชนิดของพืช ตัวกลาง ซึ่งก็คือดิน และปฏิสัมพันธ์ระหว่างดิน พืช และน้ำ (Wong et al., 1995)

2.2.1.1 ดิน

Mitsch and Gosselink (2000) อ้างตาม U.S. Department of Agriculture's Natural Resources Conservation Service [NRCS] (1998) กล่าวว่า ดินในพื้นที่ชุ่มน้ำ เป็นดินที่มีความอิ่มตัวไปด้วยน้ำหรือถูกน้ำท่วมขังเป็นเวลานานทำให้เกิดสภาวะไร้อากาศบนผิวหน้าดิน U.S. EPA (2000) กล่าวว่า ดินในพื้นที่ชุ่มน้ำมีลักษณะทางกายภาพและเคมีเปลี่ยนแปลงไปตามระยะเวลาการท่วมขังของน้ำ อัตราการย่อยสลายของดิน และการเกิดออกซิเดชันในดิน ทั้งนี้เพราะการเกิดออกซิเดชันต้องใช้ออกซิเจนในการทำปฏิกิริยา ซึ่งอาจเป็นผลให้ดินขาดออกซิเจนและกลายเป็นดินที่อยู่ในสภาวะไร้อากาศในที่สุด

ลักษณะทางกายภาพของดินมีความสำคัญต่อการบำบัดน้ำเสียเนื่องจากดินแต่ละชนิดจะมีความสามารถในการบำบัดหรือลดสารปนเปื้อนในน้ำเสียได้แตกต่างกัน เช่น ดินทราย หรือดินที่มีขนาดอนุภาคใหญ่ น้ำจะไหลผ่านได้เร็ว และพื้นที่ผิวสัมผัสระหว่างน้ำกับดินมีน้อยกว่าดินที่มีอนุภาคขนาดเล็ก เช่น ดินเหนียว ทำให้การดูดซับลดลง (ลักษณี คณานิธินันท์, 2539 อ้างตาม Adcock et al., 1995)

ลักษณะทางเคมีของดิน ตัวอย่างเช่น ความสามารถในการบำบัดหรือการเคลื่อนย้ายสารต่าง ๆ ขึ้นอยู่กับประจุของอนุภาคดิน และพื้นที่ผิวของอนุภาค โดยส่วนมากอนุภาคของดินจะมีประจุลบ ทำให้ประจุบวกสามารถมายึดเกาะได้ ซึ่งกระบวนทางเคมีของดินที่สำคัญ ได้แก่ การแลกเปลี่ยนประจุ (ion exchange) การดูดซับ (adsorption) การก่อตะกอนผลึก (precipitaion) และการเกิดสารเชิงซ้อน (complexation) (เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541)

Tam and Wong (1995) อ้างตาม Jonhson (1991) กล่าวว่า ดินในพื้นที่ชุ่มน้ำจะช่วยลดและสะสมธาตุอาหารไว้ได้ โดย Cronk and Fennessy (2001) รายงานว่าฟอสฟอรัสอนินทรีย์ของแข็งที่เป็นตะกอนแขวนลอยในน้ำ สามารถดูดซับไว้ได้โดยดินในพื้นที่ชุ่มน้ำ และ ปิยวรรณ สายมโนพันธ์ (2543) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้พันธุ์ไม้ป่าชายเลนที่ปลูกในดินเลนและดินเลนผสมทรายในอัตราส่วนต่างกัน คือ ดินเลน ดินเลน:ทราย ที่มีอัตราส่วน 3:1 2:2 และ 1:3 พบว่าภายหลังการบำบัดน้ำเสียดินทุกชนิดมีฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งดินเลนซึ่งมีอนุภาคดินเหนียวสูงที่สุดมีฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นมากที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับดินเลนที่มีการผสมทราย แสดงให้เห็นว่าดินที่โครงสร้างต่างกันมีผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับฟอสฟอรัสจากน้ำเสีย

2.2.1.2 พืช

Gray (1998) กล่าวว่า พืชในพื้นที่ชุ่มน้ำถูกนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียอย่างกว้างขวาง โดยพืชสามารถลดธาตุอาหารในน้ำเสียได้ เนื่องจากธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารหลักของพืช พืชจึงนำไปใช้ในการเจริญเติบโตและสะสมไว้ในเนื้อเยื่อได้ นอกจากนี้พืชในพื้นที่ชุ่มน้ำยังมีส่วนช่วยในการตกตะกอนของแข็งที่แขวนลอยในน้ำได้ กล่าวคือ ส่วนต่าง ๆ ของพืชจะช่วยลดความเร็วของกระแสน้ำได้ทำให้ของแข็งที่แขวนลอยในน้ำตกตะกอนออกจากน้ำเสียได้ (Cronk and Fennessy, 2001) อีกทั้งเป็นที่ยึดเกาะของจุลชีพในน้ำด้วย

พืชในพื้นที่ชุ่มน้ำมี 4 ประเภท คือ (1) emergent plant เป็นพืชที่มีรากหยั่งลงดิน แต่มีส่วนของ ลำต้น ใบ และอวัยวะสืบพันธุ์โผล่พ้นเหนือน้ำ เช่น พืชในวงศ์ Poaceae, Cyperaceae, Typhaceae เป็นต้น (2) floating plant เป็นพืชที่มีใบ ลำต้น ลอยอยู่เหนือน้ำ และรากจมอยู่ใต้น้ำ เช่น พืชในวงศ์ Lemnaceae สกุล *Lemna, Spirodela, Eichhornia* (ผักตบชวา), *Wolffiella* และ *Pistia* (จอก) เป็นต้น (3) floating-leaved plant หรือ floating attached เป็นพืชที่มีส่วนของใบลอยอยู่บนผิวน้ำ แต่รากอาจยึดอยู่กับซับสเตรต (substrate) ได้แก่ พืชในวงศ์บัว Nymphaeaceae, Nelumbonaceae และ Potamogetonaceae เป็นต้น และ (4) submerged plant เป็นพืชที่ส่วนของลำต้นและรากจะจมอยู่ใต้น้ำ เช่น *Hydrilla* และ *Ceratophyllum* เป็นต้น (Poh-eng and Polprasert, 1998; Cronk and Fennessy, 2001)

นอกจากพืชล้มลุกดังกล่าวแล้ว พบว่าพืชยืนต้นสามารถขึ้นในพื้นที่ชุ่มน้ำได้เช่นกัน โดย Cronk and Fennessy (2001) ได้จำแนกพืชเหล่านี้ไว้ในประเภท emergent plant ที่เป็นไม้ยืนต้นหรือไม้พุ่มที่มีเนื้อไม้ (woody plant) ซึ่งจะพบในป่าชุ่มน้ำ (forest wetlands) คือ (1) inland forested wetlands เป็นป่าชุ่มน้ำที่ได้รับอิทธิพลจากน้ำจืด เช่น ป่าที่อยู่ในพื้นที่ราบน้ำท่วมถึง (floodplain) และป่าริมน้ำ (riparian) และ (2) coastal forested wetlands หรือ mangrove swamps เป็นป่าชุ่มน้ำที่พบในบริเวณชายฝั่งทะเล หรือ ป่าชายเลน (Cronk and Fennessy, 2001)

2.2.1.3 จุลชีพ

จุลชีพในพื้นที่ชุ่มน้ำมีทั้งประเภทที่เกาะอยู่กับตัวกลาง เช่น ดิน พืช หรือ รากพืช และประเภทที่แขวนลอยอิสระในน้ำ ทั้งในสภาวะมีอากาศและไม่มี จุลชีพเป็นปัจจัยสำคัญในกระบวนการต่าง ๆ ที่เกิดขึ้นในระบบ เช่น กระบวนการย่อยสลายโดยใช้และไม่ใช้ออกซิเจน (aerobic/anaerobic decomposition) อาทิเช่น การย่อยสลายสารอินทรีย์ กระบวนการไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน และแอมโมนิฟิเคชัน เป็นต้น การเปลี่ยนรูป และการหมุนเวียนธาตุอาหารในระบบ เช่น การหมุนเวียนธาตุอาหารในวัฏจักรไนโตรเจนและฟอสฟอรัส เป็นต้น นอกจากนี้จุลชีพสามารถแอสซิมิเลต (assimilate) ธาตุอาหารทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปเสริมสร้างเนื้อเยื่อได้อีกด้วย (เจนจิรา แก้วรัตน์, 2541; Mitsch and Gosselink, 2000; Cronk and Fennessy, 2001)

2.2.2 กระบวนการที่เกี่ยวข้องกับการบำบัดน้ำเสียในพื้นที่ชุ่มน้ำ

การบำบัดน้ำเสียของพื้นที่ชุ่มน้ำจะอาศัย ดิน พืช และจุลชีพร่วมกัน โดยมีกระบวนการทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ดังนี้

2.2.2.1 กระบวนการทางกายภาพ

1) การตกตะกอน (sedimentation) เป็นการจมตัวของของแข็งแขวนลอยในน้ำโดยแรงโน้มถ่วงของโลก (Mitsch and Gosselink, 2000)

2) การจับกลุ่ม (flocculation) เป็นกระบวนการที่อนุภาคเล็ก ๆ ที่แขวนลอยในน้ำรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อน เมื่อมีขนาดใหญ่และมวลมากขึ้นก็จะตกตะกอนลงสู่เบื้องล่างด้วยการตกตะกอน (U.S. EPA, 2000)

3) การกรอง (filtration) เป็นกระบวนการกรองของแข็งแขวนลอยที่มากับน้ำเสียโดยลำต้นพืช ใบพืช และการกรองผ่านชั้นดิน เป็นต้น (U.S. EPA, 2000)

4) การดูดซับ (adsorption) การดูดซับที่เป็นกระบวนการกายภาพ อนุภาคมลสารจะเกาะยึดกันด้วยพันธะทางกายภาพ เช่น แรงวันเดอร์วาลล์ (van der waals force) การดูดซับของมลสารอาจเกิดขึ้นกับพืช ดิน และสารอินทรีย์ในน้ำ (Novotny and Olem, 1994)

5) การระเหย (volatilization) การระเหยเกิดขึ้นเมื่อมีการย่อยสลายมลสารในน้ำให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของก๊าซทำให้ก๊าซระเหยออกสู่บรรยากาศได้ เช่น ก๊าซแอมโมเนีย ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจน (Mitsch and Gosselink, 2000)

2.2.2.2 กระบวนการทางเคมี

1) การดูดซับ (adsorption) การดูดซับทางเคมี จะเกี่ยวข้องกับพันธะทางเคมีซึ่งมักขึ้นอยู่กับชนิดของประจุ (ion) เช่น พวกโลหะหนัก เป็นต้น ซึ่งเรียกว่าการแลกเปลี่ยนประจุ เกิดขึ้นในดิน ในน้ำ หรือส่วนของลำต้นพืช (Novotny and Olem, 1994)

2) การก่อตะกอนผลึก (precipitation) เป็นกระบวนการทางเคมีที่อาศัยการก่อตะกอนผลึกร่วมกันขององค์ประกอบที่ละลายน้ำเป็นองค์ประกอบที่ไม่ละลายน้ำ เช่น การเกิดสารเชิงซ้อน (complexation) ซึ่งเป็นสารประกอบที่มีโมเลกุลหรือไอออนที่เรียกว่าลิแกนด์เกิดพันธะโคออร์ดิเนตโควาเลนต์ (coordinate covalent) กับไอออนหรืออะตอมของโลหะ โดยลิแกนด์อาจเป็นโมเลกุล เช่น น้ำ แอมโมเนีย หรือไอออนลบ ส่วนโลหะที่เกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนมักเป็นโลหะทรานซิชัน (ลัดดา มีสุข, 2533)

2.2.2.3 กระบวนการทางชีวภาพ

1) การย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจน (aerobic decomposition) จุลชีพพวกแบคทีเรียในน้ำเสีย หรือที่เกาะอยู่กับพืช รากพืช บนผิวตะกอนดิน และเหง้า (rhizome) ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยใช้ออกซิเจนที่ละลายในน้ำ ปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นในน้ำเสียหรือตะกอนดินที่มีออกซิเจนเพียงพอ เช่น กระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยพวกไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (nitrifying bacteria) ซึ่งพบบริเวณลำต้นพืช บนผิวตะกอนดิน และรากพืช (Novotny and Olem, 1994; Mitsch and Gosselink, 2000)

2) กระบวนการย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic decomposition) เกิดขึ้นโดยแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนทั้งในบริเวณตะกอนดินและในน้ำที่มีสภาวะไร้ออกซิเจน เช่น กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) (Novotny and Olem, 1994; Mitsch and Gosselink, 2000)

3) การดูดดึงโดยพืช (uptake by plants) พืชจะนำธาตุอาหารและองค์ประกอบในน้ำเสีย เช่น โลหะหนัก เข้าไปในเนื้อเยื่อพืช โดยการดูดดึง (uptake) ธาตุอาหารจะถูกดูดดึงไปใช้เพื่อสร้างมวลชีวภาพ ส่วนองค์ประกอบที่พืชไม่สามารถนำไปใช้ได้จะถูกสะสมไว้ในเนื้อเยื่อพืช (Mitsch and Gosselink, 2000; Cronk and Fennessy, 2001)

4) แอสซิมิเลชัน (assimilation) คือ การที่จุลชีพแอสซิมิเลตธาตุอาหารทั้งในน้ำและดินไปเสริมสร้างเนื้อเยื่อ (Mitsch and Gosselink, 2000; Cronk and Fennessy, 2001)

2.2.3 มลสารในน้ำเสียและการบำบัดโดยพื้นที่ชุ่มน้ำ

การบำบัดน้ำเสียโดยพื้นที่ชุ่มน้ำ เกี่ยวข้องกับทั้งกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ซึ่งเกิดขึ้นในดินและน้ำ มลสารต่าง ๆ ที่สามารถบำบัดได้โดยพื้นที่ชุ่มน้ำ ได้แก่ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส ของแข็งแขวนลอย และสารอินทรีย์

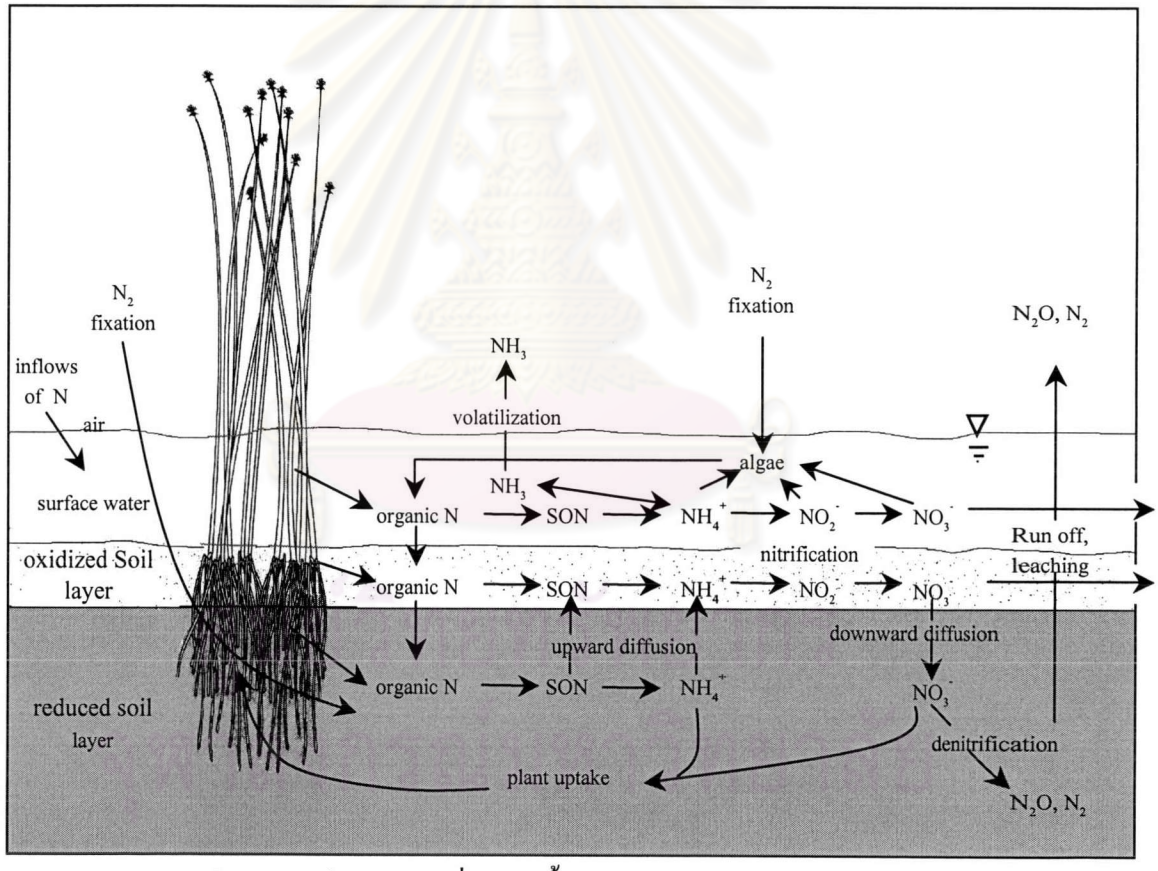
2.2.3.1 ไนโตรเจน

ไนโตรเจนในน้ำเสียจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียและไนโตรเจนอินทรีย์เป็นส่วนมาก การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในพื้นที่ชุ่มน้ำเกิดขึ้นทั้งในน้ำ ชั้นดินทั้งที่มีออกซิเจน (oxidized soil) และไม่มีออกซิเจน (reduced soil) (ภาพที่ 2-2) สำหรับขั้นตอนแรกในการบำบัด คือ อินทรีย์ไนโตรเจนในน้ำเสียถูกเปลี่ยนรูปให้เป็นแอมโมเนีย และแอมโมเนียมไอออน ตามลำดับ โดยกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน เช่น การเปลี่ยน ยูเรีย (NH_2CONH_2) ซึ่งเป็นอินทรีย์ไนโตรเจนที่ละลายน้ำ ให้เป็นแอมโมเนียมไอออน ดังสมการที่ 2-1 และ 2-2 (Mitsch and Gosselink, 2000)

$$NH_2CONH_2 + H_2O \longrightarrow 2NH_3 + CO_2 \quad (2\text{-}1)$$

$$NH_3 + H_2O \longrightarrow NH_4^+ + OH^- \quad (2\text{-}2)$$

เมื่อไนโตรเจนอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนพืชสามารถดูดดึงไปใช้ได้โดยผ่านทางระบบราก นอกจากพืชแล้วจุลชีพที่ย่อยสลายโดยไม่ใช้ออกซิเจนสามารถแอสซิมิเลตไปใช้เป็นสารตั้งต้นในการสร้างสารอินทรีย์ได้ ซึ่งถ้าหากในน้ำมีแอมโมเนียมไอออนปริมาณมากและค่าความเป็นกรด-ด่างในน้ำมีค่าสูง (pH > 8) จะทำให้สาหร่ายเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็ว และอาจส่งผลให้เกิดยูโทรฟิเคชันได้ นอกจากนี้แอมโมเนียมไอออนยังอาจถูกอนุภาคดินเหนียวดูดซับไว้โดยการแลกเปลี่ยนประจุ และอาจเปลี่ยนรูปกลับไปเป็นแอมโมเนีย และระเหยออกสู่บรรยากาศด้วยกระบวนการระเหย (Mitsch and Gosselink, 2000)



หมายเหตุ SON คือ อินทรีย์ไนโตรเจนที่ละลายน้ำ (soluble organic nitrogen)

รูปที่ 2-2 การเปลี่ยนแปลงรูปของไนโตรเจนในพื้นที่ชุ่มน้ำ

ที่มา : Mitsch and Gosselink (2000)

แอมโมเนียมไอออนในบริเวณที่มีออกซิเจน จะถูกออกซิไดซ์โดยจุลชีพพวกไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (nitrifying bacteria) ด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน 2 ขั้นตอน โดยขั้นตอนแรก *Nitrosomonas* sp. จะเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไอออนไปเป็นไนไตรท์ ดังสมการที่ 2-3 และขั้นตอนที่สอง *Nitrobacter* sp. จะเปลี่ยนไนไตรท์ให้ไปเป็นไนเตรท ดังสมการที่ 2-4 (Mitsch and Gosselink, 2000)

ไนตริฟิเคชันโดย *Nitrosomonas* sp.

$$2\ NH_4^+ + 3\ O_2 \longrightarrow 2\ NO_2^- + 2\ H_2O + 4\ H^+ + \text{energy} \qquad (2\text{-}3)$$

ไนตริฟิเคชันโดย *Nitrobacter* sp.

$$2\ NO_2^- + O_2 \longrightarrow 2\ NO_3^- + \text{energy} \qquad (2\text{-}4)$$

ไนโตรเจนในรูปของไนเตรทจะมีประจุเป็นลบ พืชสามารถดูดดึงไนเตรทไปใช้เป็นธาตุอาหารได้ แต่ไม่สามารถยึดจับกับอนุภาคดินได้เหมือนกับแอมโมเนียมไอออน ถ้าไนเตรทไม่ถูกพืชดูดดึงไปใช้ทันทีและอยู่ในสภาวะไร้อากาศแล้ว ไนเตรทอาจเปลี่ยนรูปโดยการรีดักชันไปเป็นแอมโมเนียและเป็นก๊าซไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจน ในที่สุดโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และระเหยออกสู่บรรยากาศ (Mitsch and Gosselink, 2000) ดังสมการที่ 2-5

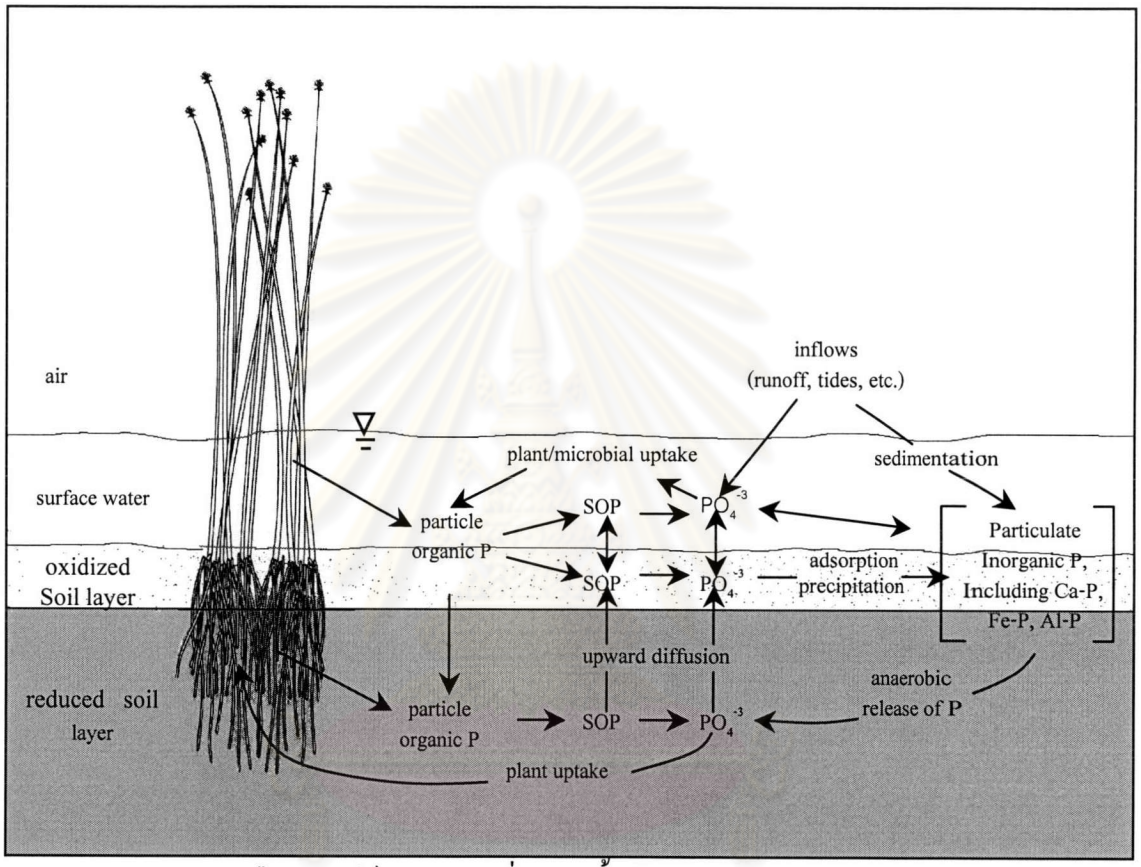
$$C_6H_{12}O_6 + 4\ NO_3^- \longrightarrow 6\ CO_2 + 6\ H_2O + 2\ N_2 \qquad (2\text{-}5)$$

2.2.3.2 ฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสทั้งในรูปที่ละลายน้ำ (soluble) และไม่ละลายน้ำ (insoluble) มักเกิดการเปลี่ยนรูปในดินเป็นส่วนใหญ่ (รูปที่ 2-3) โดยการบำบัดฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำนั้น ฟอสเฟตจะสะสมอยู่ในตะกอนดินโดยการดูดซับกับอนุภาคดินเหนียว หรือสารอินทรีย์ หรือ เกิดจากการก่อตะกอนผลึก เช่น ฟอสฟอรัสก่อตะกอนผลึกร่วมกับเหล็ก (Fe^{3+}) แคลเซียม (Ca^{2+}) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) แมงกานีส (Mn^{2+}) อะลูมิเนียม (Al^{3+}) ในสภาวะที่มีออกซิเจน และตกตะกอนสะสมอยู่ในดินของระบบ ซึ่งการดูดซับและการก่อตะกอนผลึกของฟอสฟอรัสในระบบเป็นกระบวนการหลักในการบำบัดฟอสฟอรัสของพื้นที่ชุ่มน้ำ โดยขึ้นอยู่กับระยะเวลากักพักชลศาสตร์และความละเอียดของเนื้อดินด้วย (Poh-eng and Polprasert, 1998)

นอกจากการดูดซับและการก่อตะกอนผลึกซึ่งเป็นกระบวนการหลักในการบำบัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียแล้ว พืช แพลงก์ตอนพืช และจุลชีพพวกแบคทีเรีย สามารถนำสารประกอบ

ฟอสฟอรัสในรูปฟอสฟอรัสอนินทรีย์ที่ละลายน้ำ (soluble inorganic forms) ไปใช้ได้ ส่วนอินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ละลายน้ำ อนินทรีย์และอินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ไม่ละลายน้ำนั้น พืชและสิ่งมีชีวิตไม่สามารถนำไปใช้ได้ แต่สามารถเปลี่ยนรูปให้อยู่ในรูปที่พืชนำไปใช้ได้โดยกระบวนการทางเคมีและชีวภาพซึ่งเกิดขึ้นทั้งในน้ำ ส่วนของพืชที่อยู่ใต้น้ำ และในตะกอนดิน และเมื่อสิ่งมีชีวิตเหล่านี้ตายลง ฟอสฟอรัสจะถูกปลดปล่อยออกมาในระบบ (Mitsch and Gosselink, 2000)



หมายเหตุ SOP คือ อินทรีย์ฟอสฟอรัสที่ละลายน้ำ (soluble organic phosphorus)

รูปที่ 2-3 การเปลี่ยนแปลงรูปของฟอสฟอรัสในพื้นที่ชุ่มน้ำ

ที่มา : Mitsch and Gosselink (2000)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.2.3.3 ของแข็งแขวนลอย

ของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียสามารถถูกบำบัดได้ไม่ยากนัก กระบวนการที่พื้นที่ชุ่มน้ำใช้บำบัดของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำเสีย ได้แก่ การตกตะกอน การจับกลุ่ม การดูดซับ การกรอง การย่อยสลายทางชีวภาพโดยจุลชีพทั้งที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน ทั้งที่เกาะกับตัวกลางและแขวนลอยในน้ำ (Brix, 1993; Poh-eng and Polprasert, 1998; Novotny and Olem, 1994; U.S. EPA, 2000)

2.2.3.4 สารอินทรีย์

สารอินทรีย์ในน้ำเสียมักวัดในรูปของบีโอดี (biochemical oxygen demand : BOD) สารอินทรีย์ที่ละลายในน้ำสามารถบำบัดได้โดยกระบวนการย่อยสลายด้วยวิธีการทางชีวภาพโดยจุลชีพทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน แต่ถ้าเป็นตะกอนอินทรีย์จะอาศัย การตกตะกอน การกรอง และการย่อยสลายโดยจุลชีพทั้งแบบใช้ออกซิเจนซึ่งเกิดขึ้นในน้ำและผิวดิน และแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งจะเกิดขึ้นในบางส่วนของชั้นดินและน้ำที่ขาดออกซิเจน (Brix, 1993; Novotny and Olem, 1994; เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

Mitsch and Gosselink (2000) กล่าวว่า ในพื้นที่ชุ่มน้ำชายฝั่ง อินทรียสารในน้ำครึ่งหนึ่งจะถูกย่อยสลายและสะสมในพื้นที่ชุ่มน้ำ ส่วนอีกครึ่งหนึ่งจะถูกนำพา (transport) ไปในทะเลหรือชวากทะเล (estuary)

2.3 พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมเพื่อการบำบัดน้ำเสีย

พื้นที่ชุ่มน้ำตามธรรมชาติเป็นระบบนิเวศซึ่งมีความหลากหลายของสิ่งมีชีวิตทั้งพืชและสัตว์ หากนำพื้นที่ชุ่มน้ำมาบำบัดน้ำเสียอาจเกิดผลกระทบขึ้น ทั้งจากธาตุอาหารและโลหะหนัก ดังนั้น จึงต้องมีการสร้างพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมขึ้นเพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสีย (Greenway and Simson, 1996)

พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมเป็นระบบพื้นที่ชุ่มน้ำที่มนุษย์สร้างขึ้น โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย (Mitsch and Gosselink, 2000) และออกแบบขึ้นมาเพื่อเอาชนะข้อด้อยของพื้นที่ชุ่มน้ำตามธรรมชาติ (Koottathep and Polprasert, 1997) พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมมีหลักการเบื้องต้นในการบำบัดน้ำเสียเหมือนกับพื้นที่ชุ่มน้ำตามธรรมชาติ แต่แตกต่างกันที่สามารถควบคุมสภาพแวดล้อมได้มากขึ้น ดังนั้นข้อได้เปรียบของการใช้พื้นที่ชุ่มน้ำเทียมคือสถานที่ตั้ง ซึ่งมีความยืดหยุ่นสูง เพราะสามารถออกแบบโครงสร้างของระบบให้เหมาะสมกับสภาพพื้นที่ ซึ่งอาจประกอบไปด้วยหนึ่งหรือหลายแปลง (cell) มีการควบคุมสภาพแวดล้อมให้เหมาะกับการบำบัดน้ำเสีย ควบคุมระยะเวลากักพักชลศาสตร์ (hydraulic detention time) คัดเลือกชนิดของตัวกลาง รวมทั้งชนิดพืชที่จะใช้ปลูกในระบบ ให้เหมาะสมกับการรองรับมลสารในน้ำเสีย เช่น บีโอดี ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด ธาตุอาหาร และโลหะหนัก เป็นต้น (Poh-eng and Polprasert, 1998)

ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมแบบระบบน้ำไหลอิสระเหนือผิวตัวกลาง (free water surface systems; FWS) เป็นระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่มีลักษณะ และบทบาทในการบำบัดน้ำเสียคล้ายกับพื้นที่ชุ่มน้ำธรรมชาติ (U.S. EPA, 2000) ตัวกลางและพืชในระบบมีหลายประเภท ซึ่งการนำมาใช้ขึ้นกับสภาพของพื้นที่ องค์ประกอบของน้ำเสีย ความลึกของน้ำ และลักษณะของน้ำเสีย (Cronk and Fennessy, 2001) โดยส่วนมากแล้วมักใช้พืชที่เป็น emergent plant ทั้งที่เป็นพืชล้มลุก และพืชยืนต้น เพราะพืชประเภทนี้มีศักยภาพในการบำบัดน้ำเสียมากกว่า floating plant, floating-leaved plant และ submerged plant เพราะมีส่วนทั้งที่อยู่ในดิน ในน้ำ และโผล่พ้นเหนือน้ำ ทำให้มีพื้นที่ผิวส่วนที่จุลชีพ

สามารถอาศัยอยู่ได้มากกว่าพืชชนิดอื่น อีกทั้งส่วนใต้น้ำยังช่วยเป็นตัวกรองน้ำเสียอีกด้วย (Poh-eng and Polprasert, 1998 อ้างตาม Reed et al., 1988) นอกจากนี้ยังช่วยในการตกตะกอนของของแข็งที่แขวนลอยในน้ำ และสามารถส่งถ่ายออกซิเจนจากอากาศโดยกระบวนการแพร่จากปลายยอดลงสู่ราก ทำให้เกิดสภาวะที่มีออกซิเจนเป็นแผ่นฟิล์มบาง ๆ ในบริเวณโดยรอบรากพืช (rhizosphere) ทำให้จุลชีพมีแหล่งออกซิเจนในการทำปฏิกิริยาต่าง ๆ เช่น การย่อยสลายสารอินทรีย์ การเปลี่ยนรูปของสารประกอบอนินทรีย์ ไอออนโลหะ และสารประกอบอื่น ๆ ได้อย่างมีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น (Brix,1993; Gray, 1989; Kadlec and Knight, 1996) พืชที่นิยมส่วนมากเป็นพืชน้ำจืดพวกหญ้าหรือวัชพืชน้ำ (aquatic weeds) ได้แก่ ธูปฤาษี (*Typha*) กก ทรงกระเทียม (*Scirpus*) และ อ้อ (*Phragmites*) (Polprasert, 1997; Greenway and Woolley, 2001; Juwarkar et al., 1995; Koottatep and Polprasert, 1997; Mandi et al., 1998; Gray et al., 2000; Meuleman, 2002; Juwarkar et al., 1995) นอกจากนี้ยังสามารถใช้ กก (*Cyperus*), แห้วทรงกระเทียม (*Eleocharis), Baumea* และ *Scheonoplectus* ในการบำบัดน้ำเสียได้ (Greenway and Simson, 1996; Tanner, 2001; Greenway and Simson, 1996) และยังพบว่ามีการใช้พืชยืนต้นที่เป็นพันธุ์ไม้ป่าชายเลนมาใช้บำบัดน้ำเสียในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมด้วย เช่น เสม็ด (*Melaleuca*) โกงกาง (*Rhizophora*) แสม (*Avicennia*) รังกะแท้ (*Kandelia*) เล็บมือนาง (*Aegiceras*) (ชัยพัฒนา, 2543; Greenway and Simson, 1996; Chu et al., 1998; Chu et al., 1999; Wong et al., 1993; Wong et al., 1995)

ส่วนตัวกลาง (media) ในระบบจะมีหน้าที่สำคัญ คือ เป็นซับสเตรตของพืชที่ปลูกในระบบ เป็นแหล่งสะสมตะกอนดิน ตะกอนอินทรีย์ และเป็นแหล่งอาศัยของจุลชีพ ซึ่งตัวกลางที่ใช้ในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมมีหลายประเภท เช่น ดิน ทรายหยาบ และกรวด เป็นต้น (Sansanayuth et al, 1996; Mandi, 1998; Meuleman, 2002) และอาจมีการใช้ตัวกลางหลายชนิดในระบบ เช่น การศึกษาของ Koottatep and Polprasert (1997) ใช้ทั้งหิน กรวด และทราย ซึ่งวางต่างระดับชั้น เป็นต้น แต่สำหรับระบบป่าชายเลนส่วนใหญ่จะใช้ดินเลนเป็นตัวกลางในระบบ (Tam, 1998; Tam and Wong, 1995; Tam and Wong, 1999)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.4 สังคมพืช ดิน และน้ำในป่าชายเลน

ป่าชายเลน (mangrove forest) เป็นสังคมพืชในเขตกึ่งร้อน (subtropical) และเขตร้อน (tropical) พบขึ้นอยู่ตามบริเวณชายฝั่งทะเล ปากแม่น้ำ หรืออ่าว ในบริเวณที่มีกระแสน้ำขึ้นลงอยู่เสมอ ป่าชายเลนเป็นที่รวมของพันธุ์พืช และพันธุ์สัตว์นานาชนิด (สนิท อักษรแก้ว และคณะ, 2535; สนิท อักษรแก้ว, 2542) (Mitsch and Gosselink, 2000)

ป่าชายเลนเปรียบเสมือนแนวกันชน (buffer zone) และเป็นเขตเปลี่ยนระบบนิเวศ (ecotone) ระหว่างระบบนิเวศบนบก (terrestrial ecosystem) ระบบนิเวศทางน้ำ (aquatic ecosystem) และระบบนิเวศทะเล (marine ecosystem) ป่าชายเลนประกอบไปด้วยสังคมพืชที่มีเอกลักษณ์เฉพาะตัว ดินในป่าชายเลนมีสภาพแตกต่างออกไปจากพื้นที่ที่เป็นระบบนิเวศบก อีกทั้งเป็นระบบนิเวศที่ได้รับอิทธิพลทั้งจากน้ำจืดและน้ำทะเล ทำให้การหมุนเวียนของน้ำในป่าชายเลนมีความสำคัญต่อการเปลี่ยนแปลงในระบบนิเวศ

2.4.1 สังคมพืชในป่าชายเลน

เทียมใจ คมกฤส (2536) กล่าวว่า ป่าชายเลนเป็นป่าไม้ไม่ผลัดใบ (evergreen forest) พันธุ์ไม้จัดอยู่ในจำพวกทนแล้ง (xerophytes) เพราะไม่สามารถใช้น้ำเค็มให้เป็นประโยชน์ได้ แต่สามารถเจริญเติบโตได้ในสภาพแวดล้อมที่มีความเค็มสูง จึงจัดเป็นพันธุ์ไม้จำพวกทนเค็ม (facultative halophytes) ด้วย (Mitsch and Gosselink, 2000)

นอกจากนี้พื้นที่ป่าชายเลนยังเป็นบริเวณที่มีลมพัดแรงและแดดค่อนข้างจัดอีกด้วย ดังนั้นเพื่อการเจริญเติบโต ความอยู่รอด และการกระจายพันธุ์ พืชในป่าชายเลนจึงมีการปรับตัวทั้งระบบราก ลำต้น ใบ ดอก และผล (สนิท อักษรแก้ว, 2542)

พืชในป่าชายเลนปรับตัวให้เข้ากับสภาวะที่มีระดับของเกลือโซเดียมคลอไรด์ (NaCl) ทั้งในน้ำและในดินสูง โดยการป้องกันไม่ให้น้ำที่มีความเข้มข้นของเกลือสูงเข้าสู่ภายในและควบคุมความเข้มข้นของเกลือภายในเนื้อเยื่อ อีกทั้งสามารถกำจัดความเค็มออกได้ทั้งทางรากและใบ (Mitsch and Gosselink, 2000; สนิท อักษรแก้ว, 2542) ซึ่งมีต่อมขับเกลือ (salt grand) ที่ใบ สำหรับควบคุมความเข้มข้นของเกลือภายในและจะขับเกลือออกทางต่อมนี้ การมีใบที่อวบน้ำ ผนังหนา และเป็นแผ่นมันเพื่อป้องกันการสูญเสียน้ำ มีระบบรากหายใจ ซึ่งได้แก่ รากหายใจที่โผล่จากใต้ดิน (pnematophores) รากลักษณะคล้ายเข่า (knee roots) รากค้ำจุน (prop or stilt roots) และพูพอน (buttress roots) ขึ้นกับชนิดของพืช (สนิท อักษรแก้ว, 2542) และชนิดของดินที่ขึ้นอยู่ นอกจากนี้ Mitsch and Gosselink (2000) อ้างตาม Thibodeau and Nickerson (1986) ว่ารากพืชมีอวัยวะพิเศษช่วยส่งผ่านออกซิเจนในสภาวะน้ำขัง คือ ช่องอากาศ (lenticel) ช่วยเพิ่มออกซิเจนสู่ดินบริเวณโดยรอบรากพืชได้ ทำให้ดินมีสภาวะไม่ขาดออกซิเจน ส่วนผลของพืชในป่าชายเลน มีการปรับตัวของผลให้สามารถ

สืบพันธุ์ในดินเลนที่มีลักษณะอ่อนนุ่ม โดยผลจะงอกขณะที่อยู่บนต้น (vivipary) หรืออาจเรียกว่าฝัก และเมื่อหล่นจากต้นจะสามารถเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็ว (สนิท อักษรแก้ว, 2542)

พันธุ์ไม้ป่าชายเลนจะขึ้นเป็นแนวเขต (zonation) ค่อนข้างแน่นอน คือ จากบริเวณชายฝั่งน้ำจนลึกเข้าไปถึงป่าด้านใน (สนิท อักษรแก้ว, 2542) ขึ้นกับสภาพทางกายภาพของพื้นที่และสภาพแวดล้อม ทั้งปัจจัยทางกายภาพและเคมีของดิน ความถี่ และช่วงเวลาที่น้ำทะเลท่วมถึง (Mitsch and Gosselink, 2000; Boonsong et al., 2003 อ้างตาม Aksornkoae 1993)

ป่าชายเลนประกอบด้วยพืชหลายชนิดซึ่งรวมถึงไม้ยืนต้น พืชอิงอาศัย (epiphytes) เถาวัลย์ และสาหร่าย ในประเทศไทยมีรายงานว่ามีอยู่ถึง 35 วงศ์ 53 สกุล 74 ชนิด (สนิท อักษรแก้ว, 2542 อ้างตาม Santisuk, 1983) พันธุ์ไม้สำคัญในป่าชายเลนส่วนใหญ่จะอยู่ในวงศ์ Rhizophoraceae โดยเฉพาะสกุลโกงกาง (*Rhizophora*) โปรง (*Ceriops*) และถั่ว (*Bruguiera*) พันธุ์ไม้ในวงศ์ Sonneratiaceae ได้แก่ ไม้สกุลลำพู ลำแพน (*Sonneratia*) พันธุ์ไม้ในวงศ์ Verbenaceae ได้แก่ ไม้สกุลแสม (*Avicennia*) และพันธุ์ไม้ในวงศ์ Meliaceae ได้แก่ ไม้ตะบูน ตะบัน (*Xylocarpus*) (สนิท อักษรแก้ว, 2542)

2.4.1.1 โกงกางใบใหญ่ (*Rhizophora mucronata*)

โกงกางใบใหญ่ มีชื่อสามัญว่า Red mangrove เป็นพันธุ์ไม้ป่าชายเลนที่อยู่ในวงศ์ Rhizophoraceae ลักษณะทั่วไป เป็นไม้ยืนต้นที่มีขนาดใหญ่ สูงถึง 30–40 เมตร มีรากค้ำจุนโดยรอบลำต้น เหนือโคนต้นประมาณ 2–7 เมตร รากแตกจากโคนต้นและโค้งจรดดิน ไม่หักเป็นมุม เรือนยอดเป็นรูปกรวยคว่ำแคบ ๆ (ธวัชชัย สันติสุข, 2538)

โกงกางใบใหญ่มีเขตการกระจายพันธุ์ในประเทศไทยทางภาคกลาง ภาคตะวันออก และภาคใต้ ขึ้นในป่าชายเลนตามชายฝั่งทะเลทั่วไป (ธวัชชัย สันติสุข, 2538) พันธุ์ไม้สกุลโกงกางมักขึ้นในดินที่เป็นโคลนนิ่มบริเวณเขตนอกสุดที่ติดริมฝั่งแม่น้ำที่เป็นดินเลน หรือบริเวณลำคลองด้านนอกที่ติดกับทะเลที่มีตะกอนของสารอินทรีย์สะสมค่อนข้างมาก (สนิท อักษรแก้ว, 2542; ธวัชชัย สันติสุข, 2538) ดินบริเวณที่อยู่ในเขตไม้โกงกางมีค่าความเป็นกรด-ด่างเท่ากับ 6.6 เมื่ออยู่ในสภาพที่อิ่มตัวไปด้วยน้ำ แต่ถ้าเป็นดินแห้งและอยู่ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนแล้ว ความเป็นกรดต่างจะลดลงเหลือ 4.6 (สนิท อักษรแก้ว, 2542 อ้างตาม Hesse, 1961) โกงกางใบใหญ่เป็นพืชที่ต้องการความเค็มสูง (stenohaline) จึงสามารถขึ้นอยู่ในบริเวณที่มีความเค็มของน้ำในดินสูงได้ (สนิท อักษรแก้ว, 2542 อ้างตาม Schimper, 1903) และถ้าหากกระแสน้ำถูกปิดกั้นอาจทำให้ความเค็มและความเป็นกรด-ด่างของน้ำในดินเปลี่ยนไป (สนิท อักษรแก้ว, 2542 อ้างตาม Giglioli and Thornton, 1965 และ Giglioli and King, 1966) ซึ่งอาจทำให้ไม้โกงกางใบใหญ่ตายได้ (สนิท อักษรแก้ว, 2542 อ้างตาม Steenis, 1958) โกงกางใบใหญ่สามารถขึ้นได้ทั้งในบริเวณพื้นที่น้ำท่วมถึงทุกครั้ง พื้นที่น้ำขึ้นสูงปานกลาง แต่จะเจริญเติบโตได้ดีและขึ้นหนาแน่นมากในบริเวณพื้นที่น้ำขึ้นสูงตามปกติ (สนิท อักษรแก้ว, 2542 อ้างตาม Hesse, 1961)

โกงกางใบใหญ่เป็นพันธุ์ไม้ที่สามารถนำฝักมาเพาะพันธุ์ได้ และพบว่ามีการเจริญเติบโตดี ทนต่อโรคและแมลง เมื่อเปรียบเทียบกับโกงกางใบเล็ก โปรงแดง ถั่วดำ ถั่วขาว และพังกาหัวสุม (โสภณ หะวานนท์ และ ไพศาล ธนะเพิ่มพูน, 2534) และพบว่า กล้าไม้โกงกางใบใหญ่มีอัตราการรอดตายสูงถึง 100 % เมื่อนำไปทดลองปลูกในหาดเลนงอกใหม่ (ไพศาล ธนะเพิ่มพูน, 2538) และเมื่อเปรียบเทียบมวลชีวภาพของโกงกางใบใหญ่กับโกงกางใบเล็ก ถั่วขาว และโปรงแดง ที่ปลูกในพื้นที่นากุ้งร้าง พบว่า โกงกางใบเล็ก มีมวลชีวภาพรวม (ลำต้น กิ่ง ใบ และราก) สูงที่สุด และรองลงมาคือ โกงกางใบใหญ่ (พูลศรี เมืองส่ง และ สนิท อักษรแก้ว, 2540)

ด้วยสมบัติของโกงกางใบใหญ่ อาทิเช่น สามารถทนต่อสภาวะน้ำท่วมขังได้เพราะเป็นพืชที่ขึ้นในแนวเขตที่มักมีน้ำท่วม มีระบบรากที่เปรียบเสมือนตะแกรงกรองของเสีย ขึ้นอยู่ในดินเลนซึ่งเป็นตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวของอนุภาคสูงดูดซับมลสารได้ดี สามารถเพาะพันธุ์ในโรงเรือนได้ทำให้กล้าไม้หาได้ไม่ยากนัก อีกทั้งยังเป็นไม้ที่มีคุณค่าทางเศรษฐกิจ ทำให้โกงกางใบใหญ่เป็นพันธุ์ไม้ป่าชายเลนที่เหมาะสมในการพิจารณามาใช้เพื่อการบำบัดน้ำเสียในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่รองรับน้ำเสียชุมชนบริเวณชายฝั่งทะเล และพื้นที่ใกล้เคียง

2.4.2 ดินในป่าชายเลน

ดินในป่าชายเลนเกิดจากการทับถมของตะกอน ทั้งจากการกัดเซาะตามชายฝั่ง จากแม่น้ำ หรือที่ไหลมาตามแม่น้ำลำคลอง และการตกตะกอนของของแข็งแขวนลอยในน้ำ ลักษณะของดินในป่าชายเลนจะแตกต่างกันขึ้นกับต้นกำเนิดของตะกอนและระยะเวลาที่ทับถม (สนิท อักษรแก้ว, 2542) ดินเลนมักมีสภาพเป็นกรด (Mitsch and Gosselink, 2000) มีความเค็มสูง และมีพิสัย (range) กว้าง (Mitsch and Gosselink, 2000 อ้างตาม Davis, 1940) ความเค็มของดินจะแปรเปลี่ยนตามฤดูกาลและอิทธิพลของน้ำทะเล ในบริเวณใกล้ชายฝั่งจะมีความเค็มสูงกว่าบริเวณที่ไกลออกมา (Mitsch and Gosselink, 2000)

ในดินป่าชายเลนมักเกิดสภาพขาดออกซิเจนในช่วงที่มีน้ำท่วมขัง ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในดินจะเป็นรีดักชัน (reduction) หรือออกซิเดชัน (oxidation) นั้นขึ้นอยู่กับการท่วมขังของน้ำหรือการสัมผัสอากาศของหน้าดิน ในช่วงที่หน้าดินสัมผัสกับอากาศจะเป็นการเติมออกซิเจนให้กับดิน และดินยังสามารถรับออกซิเจนจากพืช โดยพืชจะส่งถ่ายออกซิเจนจากอากาศมาทางช่องอากาศในลำต้นมาสู่รากโดยการแพร่ ทำให้ดินบริเวณโดยรอบรากพืชมีออกซิเจนเพียงพอสำหรับการออกซิเดชัน (Mitsch and Gosselink, 2000; Cronk and Fennessy, 2001)

2.4.3 น้ำในป่าชายเลน

ช่วงเวลาน้ำขึ้นน้ำลงและอิทธิพลจากน้ำจืด จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงความเค็มของน้ำในป่าชายเลน (สนิท อักษรแก้ว, 2542; Tam, 1998 อ้างตาม Corredor and Morell, 1994) กล่าวคือ ขณะที่น้ำทะเลขึ้นหรือน้ำทะเลหนุน ความเค็มของน้ำห่างจากชายฝั่งหรือตลอดลำแม่น้ำจะสูงขึ้น และในทางตรงกันข้ามเมื่อน้ำทะเลลดความเค็มตลอดลำแม่น้ำก็จะลดลงด้วย นอกจากนี้ช่วงน้ำเกิดและน้ำตายก็จะมีผลต่อความเค็มในพื้นที่ป่าชายเลนด้วย กล่าวคือ ช่วงน้ำเกิดน้ำทะเลจะไหลเข้าสู่พื้นที่ป่าได้เป็นระยะทางไกลกว่าช่วงน้ำตาย นอกจากนี้คลื่นและกระแสน้ำยังเกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนแปลงลักษณะโครงสร้างและกิจกรรมในป่าชายเลนด้วย เช่น การแพร่กระจายพันธุ์ไม้ โดยเฉพาะการพัดพาฝักของไม้ในวงศ์ Rhizophoraceae ไปสู่แหล่งต่าง ๆ อีกทั้งกระแสน้ำมีบทบาทสำคัญทำให้มีการตกตะกอนบริเวณชายฝั่ง และขยายพื้นที่ป่าลงไปสู่ทะเลได้ อีกทั้งยังมีส่วนในการพัดพาธาตุอาหารจากป่าชายเลนออกสู่ชายฝั่งทะเลด้วย (สนิท อักษรแก้ว, 2542)

ความเค็มของน้ำและน้ำในดินที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพืชมีค่าอยู่ในช่วง 10-30 psu (สนิท อักษรแก้ว, 2542 อ้างตาม De Haan, 1993 และ Aksornkoae et al., 1989) โดยความเค็มของน้ำในดินมีความแปรผันมากกว่าน้ำที่อยู่ผิวดิน (Mitsch and Gosselink, 2000) ซึ่งความเค็มมีผลต่อการกักเก็บมลสารและกิจกรรมของจุลชีพในระบบ (Tam, 1998) Tam and Wong (2001b) รายงานว่าสภาพความเค็มมีผลต่อการเพิ่มขึ้นของปริมาณไนโตรเจนในใบพืช กล่าวคือ พืชในป่าชายเลนที่ได้รับน้ำที่มีความเค็มสูงกว่าจะพบไนโตรเจนในใบพืชต่ำกว่าในพืชที่ได้รับน้ำจืด ซึ่ง Tam and Wong (2001b) อ้างตาม Stewart et al. (1979) ว่าพืชทนเค็ม (halophytes) จะมีองค์ประกอบไนโตรเจนลดลงเมื่อความเข้มข้นของเกลือในสภาวะแวดล้อมภายนอกเพิ่มขึ้น ซึ่งอาจเป็นเพราะความเค็มเป็นปัจจัยที่ทำให้พืชนำไนโตรเจนไปใช้ได้อย่างจำกัด

2.4.4 ป่าชายเลนกับการบำบัดน้ำเสีย

ป่าชายเลนมีบทบาทในการรองรับน้ำท่า (run off) ที่ไหลมาจากระบบนิเวศบนบกและเปรียบเสมือนแหล่งปรับปรุงคุณภาพน้ำชายฝั่งและเป็นแหล่งรองรับของเสีย (waste sink) เครื่องกรอง (filter) หรือเครื่องเปลี่ยนรูป (transformer) (Bunt, 1984) ทั้งยังสามารถบำบัดน้ำเสียและกลั่นกรองสิ่งปฏิกูลไม่ให้ไหลลงทะเลด้วย บทบาทในการบำบัดน้ำเสียของป่าชายเลนมีลักษณะคล้ายกับพื้นที่ชุ่มน้ำทั่วไป กล่าวคือ มีปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดน้ำเสีย คือ ดิน พืช และจุลชีพ ซึ่งมีกลไกและกระบวนการที่มีหลักการเดียวกัน (Tam and Wong, 1999)

พันธุ์ไม้ในป่าชายเลนเป็นพันธุ์ไม้ที่มีความสามารถในการปรับตัวให้เข้ากับสภาวะแวดล้อมที่มีความผันแปรและรุนแรง เช่น อุณหภูมิ ความเค็มที่เปลี่ยนแปลงอยู่ตลอด การเปลี่ยนแปลงของสภาพที่มีและไม่มีอากาศในดิน ทนต่อความเข้มข้นของมลสารในน้ำเสียได้ดี และมีความสามารถ

ในการเก็บกักและเปลี่ยนรูปมลสาร เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโลหะหนักได้ (Boonsong et al., 2002 อ้างตาม Chen and Wong, 1995; Chen et al, 1995; Chu et al., 1999; Tam et al., 2001) ดินในป่าชายเลนสามารถกักเก็บอินทรียวัตถุ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสได้ แต่สมบัติในการกักเก็บธาตุอาหารและมลสารจากน้ำเสียนั้นขึ้นอยู่กับชนิดของดินและสภาพพื้นที่ด้วย (Tam et al., 1995) นอกจากนี้การที่ป่าชายเลนมีพื้นที่ขนาดใหญ่ ทำให้ป่าชายเลนมีความสามารถในการรองรับน้ำเสียที่มีปริมาณมากได้ (Tam and Wong, 1999) เช่น น้ำเสียจากชุมชนและน้ำเสียจากนากุ้ง (Boonsong et al., 2002; Tam et al., 2001a อ้างตาม Robertson and Phillips, 1995; Monroy et al., 1999)

ในประเทศไทยมีการนำพันธุ์ไม้ป่าชายเลนมาปลูกในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมเพื่อการบำบัดน้ำเสียจากชุมชนในบริเวณชายฝั่งทะเลและบริเวณใกล้เคียง ตัวอย่างเช่น พื้นที่ของโครงการศึกษาวิจัยและพัฒนาสิ่งแวดล้อมแหลมผักเบี้ยอันเนื่องมาจากพระราชดำริ ตำบลแหลมผักเบี้ย อำเภอบ้านแหลม จังหวัดเพชรบุรี มูลนิธิชัยพัฒนาร่วมกับสำนักงานคณะกรรมการพิเศษเพื่อประสานงาน ในโครงการอันเนื่องมาจากพระราชดำริ (กปร.) และกรมชลประทานได้ทำการศึกษาออกแบบโครงการที่จะนำน้ำเสียจากเขตเทศบาลเมืองเพชรบุรีและพื้นที่ใกล้เคียง มาบำบัดโดยวิธีทางธรรมชาติ คือ ใช้ป่าชายเลนที่ปลูกในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมมาบำบัดน้ำเสีย โดยน้ำเสียจะเข้าสู่แปลงป่าชายเลน ก่อนที่จะปล่อยน้ำทิ้งลงสู่ทะเล ทำให้น้ำมีคุณภาพดีขึ้น ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศชายฝั่งน้อยที่สุด (ชัยพัฒนา, 1996) นอกจากนี้ Boonsong et al. (2002) ได้ศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้ป่าชายเลนปลูกบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยศึกษาในป่าชายเลนธรรมชาติที่มีแสมทะเล (*Avicennia marina*) เป็นพันธุ์ไม้เด่น และในป่าชายเลนปลูกใหม่ซึ่งมีแสมทะเล ไม้โกงกาง ถั่วขาว (*Bruguiera cylindrica*) และโปรงแดง (*Ceriops tagal*) แต่ละพื้นที่มีขนาด 100 x 150 ตารางเมตร น้ำเสียที่นำมาบำบัด ได้แก่ น้ำเสียจากชุมชนเทศบาลเมืองเพชรบุรีและพื้นที่ใกล้เคียง ผลการศึกษาพบว่าป่าชายเลนปลูกใหม่มีความสามารถในการบำบัดธาตุอาหาร NO_3-N, NH_4-N, TN, PO_4-P และ TP ได้เท่ากับ 37.6-47.5, 81.1-85.9, 44.8-54.4, 24.7-76.8 และ 22.6-65.3 % ตามลำดับ ส่วนป่าชายเลนธรรมชาติมีความสามารถในการบำบัดพารามิเตอร์ดังกล่าวได้เท่ากับ 44.0-60.9, 51.1-83.5, 43.4-50.4, 28.7-58.9 และ 28.3-48.0 % ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดธาตุอาหารในน้ำเสียของทั้งสองระบบไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งผลการทดลองสรุปว่ามีความเป็นไปได้ในการใช้ป่าชายเลนปลูกในการบำบัดน้ำเสียชุมชนก่อนปล่อยออกสู่ทะเล

นอกจากนี้ในพื้นที่บริเวณอ่าวคุ้งกระเบน ตำบลสนามไชย อำเภอท่าใหม่ จังหวัดจันทบุรี ยังมีการศึกษาวิจัยการใช้ป่าชายเลนในการบำบัดน้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำเพื่อลดผลกระทบจากการทำนากุ้งด้วย เนื่องจากนากุ้งประกอบไปด้วยธาตุอาหาร ทั้งไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และสารเคมีปริมาณสูงกว่าปกติ โดย กนกพร บุญส่ง และ อภิสิทธิ์ เอี่ยมหน่อ (2538) ได้ศึกษาการอนุรักษ์ป่าชายเลนควบคู่กับการเลี้ยงกุ้งกุลาดำบริเวณอ่าวคุ้งกระเบน โดยคาดประมาณปริมาณธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่พืชในป่าชายเลนสามารถดูดดึงไปใช้ได้ พบว่าสังคมพืชในป่าชายเลนสามารถดูดดึงไนโตรเจนไปใช้ประมาณ 34.848 กิโลกรัม $ไร่^{-1}$ $ปี^{-1}$ และฟอสฟอรัส 4.650 กิโลกรัม $ไร่^{-1}$ $ปี^{-1}$

ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับสัดส่วนปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากนากุ้ง คือ 162.624 กิโลกรัม ไร่$^{-1}$ ปี$^{-1}$ และ 30.4 กิโลกรัม ไร่$^{-1}$ ปี$^{-1}$ ตามลำดับ พบว่าพื้นที่ป่าชายเลนในอ่าวคุ้งกระเบนซึ่งมีพื้นที่ประมาณ 1,000 ไร่ ไม่เพียงพอที่จะบำบัดน้ำเสียจากนากุ้งขนาด 582.32 ไร่ นอกจากนี้ ศิริพร วรกุลดำรงชัย (2540) อ้างตาม ชนินทร์ อัมพรสถิร (2536) รายงานว่า ป่าชายเลนสามารถกักเก็บไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ไนเตรท และฟอสฟอรัสในรูปของออร์โธฟอสเฟตไว้ได้ ก่อนที่จะระบายน้ำออกสู่ชายฝั่งทะเล

ส่วนในต่างประเทศพบว่ามีรายงานการใช้ป่าชายเลนในการบำบัดน้ำเสียเช่นเดียวกัน อาทิ Bolton and Greenway (1997) ศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้พันธุ์ไม้ป่าชายเลนสกุลเสม็ด (*Melaleuca*) ในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียม รัฐควีนส์แลนด์ ประเทศออสเตรเลีย โดยทดลองในแปลงขนาด 9 x 70 ตารางเมตร โดยใช้พืช 3 ชนิด ได้แก่ *M. leucadendra, M. alternifolia* และ *M. quinquenervia* โดยให้น้ำเสียที่มีธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแตกต่างกัน 2 ระดับความเข้มข้น คือ น้ำเสียความเข้มข้นปกติ มีไนโตรเจนในน้ำเสียเฉลี่ยเท่ากับ 8 mg l^{-1} และฟอสฟอรัสเฉลี่ยเท่ากับ 5 mg l^{-1} และน้ำเสียที่มีความเข้มข้นเป็นครึ่งหนึ่งของน้ำเสียชุมชนปกติ โดยมีระยะเวลาการศึกษา 2 ปี พบว่า พืชทั้ง 3 ชนิด ที่ได้รับน้ำเสียความเข้มข้นปกติ ซึ่งมีความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูงกว่า มีการเจริญเติบโตทางด้านความสูง เส้นผ่าศูนย์กลาง การแตกกิ่ง และการแตกยอด มากกว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของธาตุอาหารต่ำกว่า ต่อมา Bolton and Greenway (1999) ได้นำพืชสกุลเสม็ด ซึ่งได้แก่ *M. alternifolia* และ *M. quinquenervia* มาปลูกในพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมเพื่อศึกษาการสะสมของธาตุอาหารในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำเทียมที่มีขนาด 130 ตารางเมตร และได้รับน้ำเสียที่มีปริมาณไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เท่ากับ 7 และ 5 mg l^{-1} ตามลำดับ ปริมาตร 0.5 เมกะลิตร เฮกแตร์$^{-1}$ วัน$^{-1}$ เป็นระยะเวลา 21 เดือน พบว่าธาตุอาหารดังกล่าวถูกกักเก็บและสะสมในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำถึง 46% และ 21% ตามลำดับ

Wong et al. (1995) ได้ประเมินผลกระทบจากการปล่อยน้ำเสียลงสู่ป่าชายเลนใน Futian National Nature Reserve ประเทศสาธารณรัฐประชาชนจีน โดยศึกษาในป่าชายเลนขนาด 180 x 10 ตารางเมตร ซึ่งรับน้ำเสียจากแหล่งชุมชนที่มีบีโอดีเฉลี่ย 55.9 mg l^{-1} ไนโตรเจนเฉลี่ย 24.58 mg l^{-1} และฟอสฟอรัสเฉลี่ย 1.23 mg l^{-1} ปริมาตรรวม 2,600 ลูกบาศก์เมตร ในระยะเวลา 1 ปี และมีพื้นที่บริเวณใกล้เคียงเป็นพื้นที่ควบคุมซึ่งไม่ได้รับน้ำเสีย ผลการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอน ธาตุอาหารไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ทั้งในดินและพืช รวมทั้งการเจริญเติบโตและมวลชีวภาพของพืช ซึ่งได้แก่ รังกะแท้ (*Kandelia candel*) และเล็บมือนาง (*Aegiceras corniculatum*) ของทั้งสองพื้นที่ไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ จึงสรุปได้ว่าการปล่อยน้ำเสียชุมชนลงสู่ป่าชายเลนไม่มีผลกระทบต่อการเจริญเติบโตของพืช และไม่มีการปนเปื้อนองค์ประกอบธาตุอาหารในดินและพืชในป่าชายเลน ทั้งนี้อาจเป็นเพราะน้ำเสียชุมชนมีปริมาณและความเข้มข้นของมลสารน้อย และระยะเวลาการศึกษาค่อนข้างสั้น

การนำป่าชายเลนมาใช้เพื่อการบำบัดน้ำเสียชุมชน ส่วนใหญ่ไม่พบว่ามีผลกระทบต่อดินและพืชในป่าชายเลน แต่การให้น้ำเสียอาจส่งผลกระทบต่อสัตว์ที่อาศัยอยู่ในป่าชายเลนได้ อาทิ การศึกษาของ ลำใย หงส์สิงห์ และ สนิท อักษรแก้ว (2547) ศึกษาการกระจายของสัตว์หน้าดินขนาดใหญ่ในป่าชายเลนหลังการใช้บำบัดน้ำเสีย บริเวณแหลมผักเบี้ย จังหวัดเพชรบุรี พบว่า การใช้ป่าชายเลนบำบัดน้ำเสียชุมชนซึ่งมีค่าเฉลี่ย บีโอดี ออร์โธฟอสเฟต และแอมโมเนีย เท่ากับ 142.2, 4.0 และ 23.0 mg l^{-1} มีผลกระทบต่อสัตว์หน้าดินขนาดใหญ่เล็กน้อย โดยภายหลังการใช้บำบัดน้ำเสีย ความหนาแน่นของสัตว์หน้าดินขนาดใหญ่ในไฟลัม Annelida, Mollusca และ Arthropoda บริเวณป่าชายเลนปลูกในสภาพน้ำขังมีค่าเท่ากับ 47.71, 595.05 และ 101.14 ตัวต่อตารางเมตร ตามลำดับ ขณะที่สภาพน้ำแห้งมีความหนาแน่นเท่ากับ 15.27, 791.98 และ 202.28 ตัวต่อตารางเมตร ตามลำดับ ซึ่งเปอร์เซ็นต์ของการพบสัตว์หน้าดินขนาดใหญ่ไฟลัม Annelida และ Arthropoda ภายหลังการใช้ป่าชายเลนบำบัดน้ำเสีย มีค่าต่ำกว่าก่อนการใช้บำบัดที่ ปริศนา เจียรกูล ศึกษาไว้เมื่อ พ.ศ.2543 ขณะที่พบว่า สัตว์หน้าดินขนาดใหญ่ในไฟลัม Mollusca มีเปอร์เซ็นต์การพบสูงขึ้น อาจเป็นเพราะสัตว์ในไฟลัม Mollusca มีความทนทานต่อสภาพแวดล้อมที่จำกัดได้ดีกว่าสัตว์หน้าดินขนาดใหญ่ในไฟลัมอื่น ๆ (ลำใย หงส์สิงห์ และ สนิท อักษรแก้ว, 2547 อ้างตาม ปริศนา เจียรกูล, 2543)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย