

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

การขยายตัวอย่างรวดเร็วของอุตสาหกรรมทำให้เกิดปัญหาน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเพิ่มขึ้น ปัญหาการนำเสียของแหล่งน้ำซึ่งเกิดจากการปล่อยน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำปริมาณมาก ทำให้ค่าความต้องการออกซิเจนของแหล่งน้ำเพิ่มมากขึ้น และเป็นผลทำให้ออกซิเจนที่ละลายน้ำลดลง ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อสัตว์น้ำและคุณภาพน้ำของแหล่งน้ำ จึงมีการกำหนดมาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีความเข้มงวดมากขึ้น เช่นมีการกำหนดสารมลพิษเพิ่มขึ้นในประกาศ เช่น ค่าไนโตรเจนทั้งหมด (TKN) เพื่อลดปัญหาดังกล่าวจึงต้องมีระบบบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพที่ดีขึ้นกว่าเดิมจึงจะทำการลดความสกปรกจนได้คุณภาพน้ำทิ้งตามมาตรฐานน้ำทิ้งที่กำหนดก่อนการปล่อยลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ ระบบบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมนั้น มีอยู่หลายชนิดและหลายรูปแบบ แต่ละชนิดและรูปแบบมีข้อดีข้อเสียแตกต่างกันไป และมีความเหมาะสมสำหรับแต่ละอุตสาหกรรม ซึ่งโดยหลักการแล้วเกณฑ์การเลือกใช้ระบบบำบัดน้ำเสียในเบื้องต้น จะพิจารณากันที่ความเหมาะสมของระบบต่อลักษณะสมบัติของน้ำเสีย ค่าสร้างระบบ ที่สิ้นเปลืองน้อยที่สุด การก่อสร้าง การควบคุมการทำงานของระบบและเทคโนโลยีที่ไม่สลับซับซ้อน ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารมลพิษในรูปสารอินทรีย์ที่ใช้ระบบบำบัดทางชีวภาพเป็นระบบหลักนั้นเน้นการเดินระบบที่ให้ความสำคัญกับการลดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมากกว่าตัวสารมลพิษอื่นๆ โดยระบบบ่อเติมอากาศนับเป็นระบบหนึ่งที่มีการใช้งานกันมาก เพราะลงทุนไม่มาก และการดูแลระบบไม่ยุ่งยากมาก

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมมีความหลากหลายมากโดยขึ้นกับชนิดอุตสาหกรรม ซึ่งแตกต่างจากน้ำเสียชุมชนที่มาจากอาคารบ้านเรือนที่ส่วนใหญ่จะประกอบด้วยสารอินทรีย์ สารอาหารในรูปของไนโตรเจน ซึ่งจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนีย ซึ่งเป็นของเสียที่เกิดจากการ Metabolism โปรตีนในร่างกายของมนุษย์ ในน้ำเสียชุมชนจะมีไนโตรเจนอยู่ในช่วง 17-100 mg/l นั้นประมาณ 60% ของไนโตรเจนในน้ำเสียใหม่จะอยู่ในรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนและอีก 40% จะอยู่ในรูปของแอมโมเนีย การย่อยสลายโปรตีนของพวกจุลินทรีย์และการ Hydrolysis ยูเรีย จะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นแอมโมเนีย โดยทั่วไปในน้ำเสียใหม่จะมีไนโตรเจนที่อยู่ในรูปไนเตรตและไนไตรต์เพียงเล็กน้อยเท่านั้น (ประมาณ 1%)

แหล่งน้ำเสียจากอุตสาหกรรมหลายประเภทที่นอกเหนือจากการมีสารอินทรีย์แล้วยังมีสารมลพิษอื่นๆที่อาจก่อให้เกิดปัญหาต่อสิ่งแวดล้อมได้ เช่นไนโตรเจนปริมาณมากในน้ำทิ้งที่พบในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภท เช่น โรงงานผลิตปุ๋ยยูเรีย โรงงานผลิตกัมมันตภาพรังสี อุตสาหกรรม

กรรมหลักๆ ในภาคใต้เช่นอุตสาหกรรมยางพารา และอุตสาหกรรมอาหารทะเลที่มีวัตถุดิบในการผลิตที่มีสารประกอบไนโตรเจนที่ส่งผลให้ค่าTKN (Total Kjeldahl Nitrogen) สูงมาก ที่เป็นปัญหาเพราะระบบบำบัดน้ำเสียบางระบบเช่นระบบบ่อเติมอากาศนั้น แม้จะสามารถกำจัดบีโอดีได้อย่างมีประสิทธิภาพแต่ก็มักจะขาดความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนออกไป เป็นผลให้น้ำทิ้งที่ถูกระบายออกจากระบบนั้นมีไนโตรเจนในรูปแบบต่าง ๆ เช่นไนเตรต เหลืออยู่ ซึ่งจะยังคงสามารถก่อให้เกิดปัญหาต่อสิ่งแวดล้อมได้เช่นการทำให้เกิดภาวะการเจริญเติบโตของพืชน้ำมากเกินไป การศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียที่สามารถลดบีโอดีและไนโตรเจนไปพร้อมๆกันได้จึงเป็นสิ่งที่น่าสนใจ เช่นปัจจุบันนี้มีการนำเทคนิคในการกำจัดไนโตรเจนออกจากรน้ำเสียนี้นี้มาใช้กันมากขึ้นอาทิ เช่น การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ตะกอนเร่ง(activated sludge) ที่มีกลไกในการลดไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

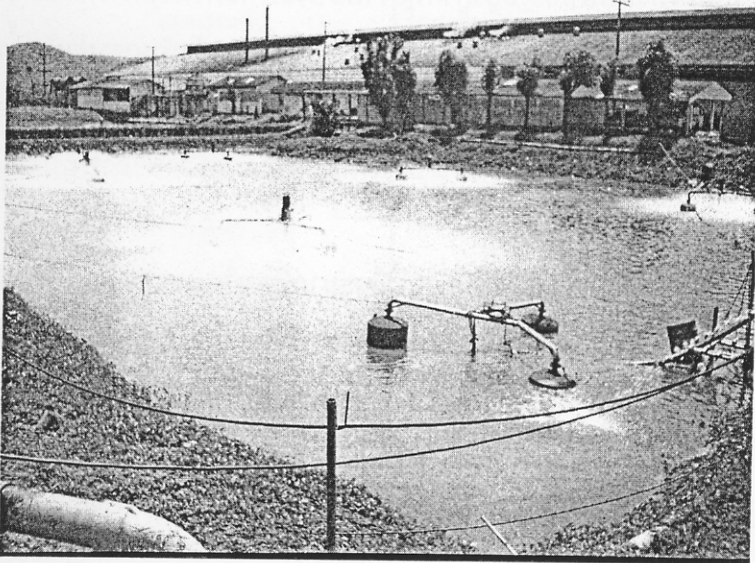
1.2 ตรวจสอบเอกสาร

การบำบัดน้ำเสีย เพื่อการกำจัดสิ่งปนเปื้อนที่ปนมากับน้ำเสียด้วยเทคโนโลยีต่างๆให้หมดไปหรือให้เหลือน้อยที่สุด ทำได้หลายวิธีแตกต่างกันไป โดย เช่น กระบวนการทางกายภาพ (Physical Process)เป็นการบำบัดขั้นต้นที่ไม่ยุ่งยากซับซ้อนส่วนมากเป็นกระบวนการทางกายภาพได้แก่ การตกตะกอน การกรอง การดักไขมัน เพื่อแยกวัตถุซึ่งเป็นสารแขวนลอยที่สามารถตกตะกอนเองได้หรือที่สามารถลอยแยกออกจากน้ำเช่นเศษอาหาร ไขมัน อีกกระบวนการหนึ่งเป็นกระบวนการทางเคมี (Chemical Process) ใช้กำจัดสารแขวนลอยที่มีขนาดเล็กที่ไม่สามารถตกตะกอนเอง และสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสียให้กลายเป็นเกลือตกตะกอนออกมาด้วยการเติมสารเคมีที่เหมาะสมลงไป เพื่อให้สารคอลลอยด์ที่ไม่ตกจมเกิดการรวมตัวและตกจม ส่วนกระบวนการทางชีวภาพ (Biological Process) นั้นใช้กำจัดสารอินทรีย์ และสารอาหารที่ละลายอยู่ในน้ำเสียเช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ออก วิธีนี้อาศัยการทำงานของ แบคทีเรีย ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Biological Treatment Processes) นับเป็นกระบวนการที่นิยมใช้กันมากที่สุดในงานบำบัดน้ำเสียเพราะเป็นวิธีที่สามารถกำจัดหรือลดสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาน้ำเน่าเสีย เปลี่ยนสภาพไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ถ้าใช้ระบบเติมอากาศ หรือไปเป็นก๊าซมีเทน (CH₄) ถ้าใช้ระบบไม่เติมอากาศ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ แบบใช้อากาศ (Aerobic Processes) เป็นระบบที่เติมออกซิเจนลงในน้ำเสีย เพื่อให้จุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียดลง (เมธีวงศ์ผาสุกโชติ, 2546) ระบบนี้มี 2 แบบ คือ แบบแรกแบบที่เรียกอยู่ในลักษณะแขวนลอย (Suspension) ได้แก่ ระบบ Oxidation Pond ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoons System) ระบบเอเอส (Activated Sludge System) และ อีกแบบแบบที่เรียกยึกเกาะตัวกลาง ซึ่งอาจอยู่กับที่ ได้แก่

ระบบโปรยกรอง (Trickling Filter) หรือ เคลื่อนที่ ได้แก่ ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Disk)

บ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon หรือ AL) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียต้องมีการเพิ่มออกซิเจนให้กับระบบให้มีปริมาณเพียงพอสำหรับจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยการใช้เครื่องเติมอากาศ (Aerator) เครื่องเติมอากาศอาจเป็นแบบเครื่องเติมอากาศที่ผิวน้ำ (Surface Aerator) ที่มีทั้งแบบทุ่นลอยหรือแบบยึดติดกับที่ หรือเครื่องเติมอากาศที่ใช้การแพร่ของอากาศในน้ำ (Diffused Aerator) ระบบบ่อเติมอากาศจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้ดีกว่าการปล่อยให้ย่อยสลายตามธรรมชาติในระบบบ่อธรรมชาติ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ สามารถลดปริมาณความสกปรกของน้ำเสียในรูปของค่าบีโอดีได้ร้อยละ 70-85% โดยอาศัยหลักการทำงานของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน (Aerobic) โดยมีเครื่องเติมอากาศซึ่งนอกจากจะทำหน้าที่เพิ่มออกซิเจนในน้ำแล้วยังทำให้เกิดการกวนผสมของน้ำในบ่อด้วย ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างทั่วถึงภายในบ่อ



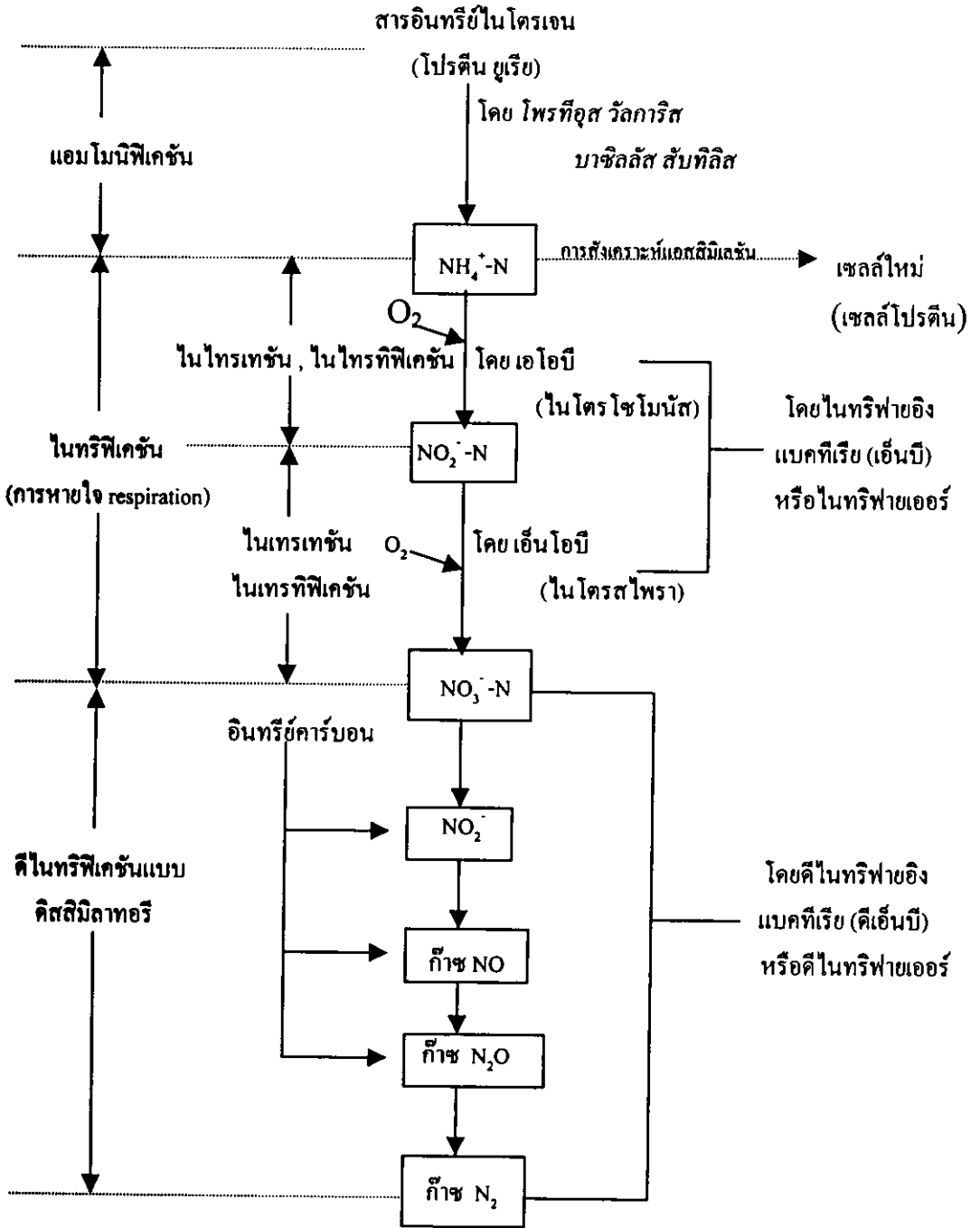
ภาพประกอบ 1.1 บ่อเติมอากาศ

ภาพประกอบ 1.1 เป็นระบบบ่อเติมอากาศที่มีเครื่องเติมอากาศที่ผิวน้ำชนิดทุ่นลอย ระบบนี้ถึงแม้ประสิทธิภาพในการกำจัดความสกปรกของน้ำเสียในรูปบีโอดี (Biological Oxygen Demand : BOD) ได้ดี แต่โดยทั่วไปแล้วประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนยังต่ำเมื่อเทียบกับระบบแบบมีอากาศประเภทอื่น เช่นระบบตะกอนเร่ง เนื่องจากในระบบนี้ของสารประกอบไนโตรเจนส่วนมากไม่ได้ถูกกำจัดออกไปจากระบบ เพียงแต่เปลี่ยนไปเป็นไนเตรด ที่ยังคงละลายในน้ำ ที่เมื่อปล่อยลงสู่ลำน้ำสาธารณะแล้ว ก่อให้เกิดปัญหาต่อสิ่งแวดล้อมในหลายๆด้านดังจะได้กล่าวในลำดับต่อไป ถึง

แม้ว่ากระบวนการกำจัดไนโตรเจนจะมีได้หลายวิธี แต่วิธีการทางชีวภาพจัดเป็นวิธีที่ค่อนข้างเหมาะสมเพราะนอกจากจะสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดีแล้วยังเป็นระบบที่ประหยัดค่าใช้จ่าย อีกอย่างหนึ่งคือเป็นระบบที่เป็นการทำงานของจุลินทรีย์ที่มีอยู่แล้วในกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เป็นระบบหลักของการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งในบางระบบมีกลไกนี้อยู่แล้ว เช่นระบบที่มีปริมาณจุลินทรีย์อย่างระบบตะกอนเร่ง ระบบ SBR และอาจมีบางระบบที่อาจจะต้องมีการปรับปรุงเปลี่ยนแปลงในบางขั้นตอนเพื่อให้มีกระบวนการที่จะกำจัดไนโตรเจนด้วยเช่นในระบบที่มีปริมาณจุลินทรีย์น้อยอย่าง ระบบบ่อเติมอากาศ กระบวนการทางชีวภาพที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนประกอบด้วยทั้งกระบวนการทางชีวภาพแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ ที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปแบบของไนโตรเจนใน 2 ขั้นตอน และถูกกำจัดจากระบบได้ โดยมีชื่อเรียกว่ากระบวนการไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีไนทริฟิเคชันตามลำดับ โดยมีขั้นตอนดังแสดงในแสดงในภาพประกอบ 1.2 ในภาคใต้ที่มีอุตสาหกรรมหลักเป็นอุตสาหกรรมเกษตรเช่น อุตสาหกรรมยางพารา อุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม อุตสาหกรรมอาหารทะเล ล้วนแต่มีปัญหา น้ำทิ้งที่มีสารประกอบไนโตรเจนสูง และมีระบบการบำบัดน้ำเสียเป็นแบบระบบบ่อเติมอากาศที่ยังไม่มีประสิทธิภาพในการกำจัด ไนโตรเจน และมีปัญหามากในช่วงหน้าร้อนที่มีปัญหาสาหร่ายเจริญเติบโตมาก ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบ่อเติมอากาศที่ประยุกต์ให้มีทั้งขั้นตอนการย่อยสลายแบบมีอากาศ และ แบบไร้อากาศในสถานะที่เหมาะสมก็เป็นทางเลือกใหม่ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีทางชีวภาพที่น่าสนใจและนำมาสู่งานวิจัยนี้

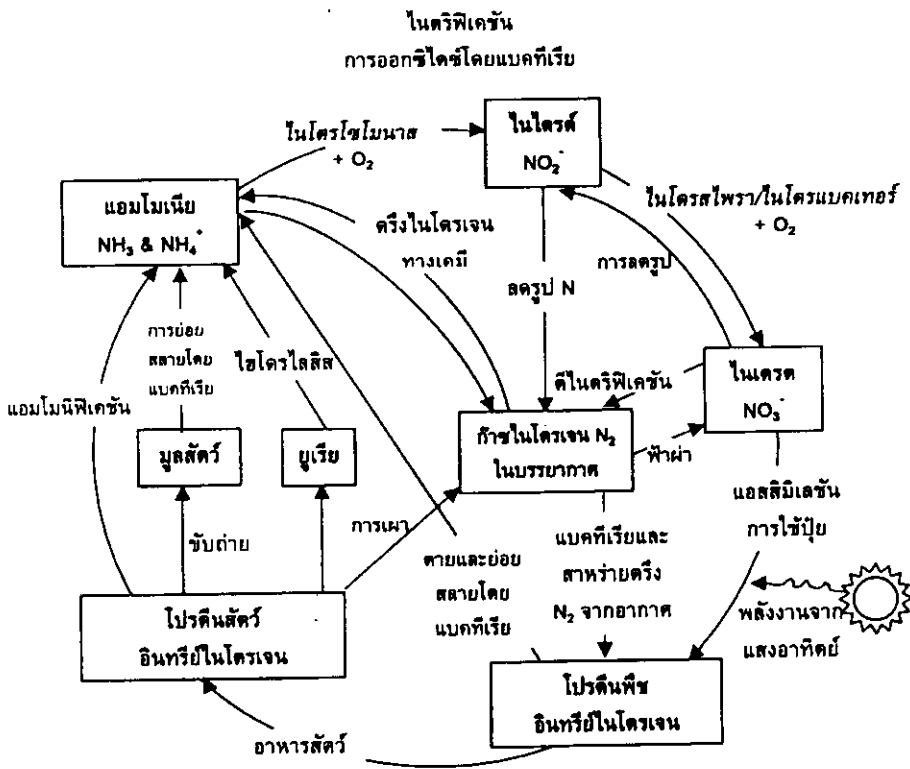
แม้ว่าไนโตรเจนในรูปก๊าซจะเป็นธาตุที่มีอยู่มากที่สุดในบรรยากาศ แต่ไม่มีบทบาทมากนักในทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สารไนโตรเจนที่มีความสำคัญต่อสถานะแวดล้อมจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ (organic-N) แอมโมเนีย (NH_3) ไนเตรต (Nitrate) และไนไตรต์ (Nitrite) การกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียจึงมีความจำเป็น เนื่องจากสารประกอบไนโตรเจนต่างๆสามารถที่จะก่อให้เกิดปัญหา กับสิ่งแวดล้อมได้หลายประการ โดยเฉพาะในอุตสาหกรรมหลักในภาคใต้ที่มีการปล่อยน้ำทิ้งที่มีค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนสูง กระบวนการที่ทำให้สารประกอบแอมโมเนียอยู่ในรูปแบบต่างๆ แสดงเป็นวัฏจักรไนโตรเจนใน ภาพประกอบ 1.2 ไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์จะถูกจุลินทรีย์เปลี่ยนให้เป็นไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ได้แก่ แอมโมเนีย ด้วยกระบวนการที่เรียกว่า ammonification ซึ่งเป็นปฏิกิริยาเดียวกับที่เกิดขึ้นเมื่อพืชและสัตว์ตายลงแอมโมเนียที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งจะถูกพืชและจุลินทรีย์ใช้เป็นอาหาร เกิดเป็นสารอินทรีย์ใหม่อีกครั้ง แอมโมเนียอีกส่วนหนึ่งจะถูกออกซิไดส์โดยแบคทีเรียพวก Nitrosomonas และ Nitrobacter ได้เป็น ไนไตรต์และไนเตรต ตามลำดับ ซึ่งเรียกว่ากระบวนการ nitrification ภายใต้สภาพไร้ออกซิเจน (anaerobic) แบคทีเรียหลายชนิด สามารถรีดิวส์ไนเตรตได้เป็นไนไตรต์ และก๊าซไนโตรเจนตามลำดับเป็นกระบวนการ denitrification

วัฏจักรของไนโตรเจน



ภาพประกอบ 1.2 ขั้นตอนต่างๆในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2540 : 60



ภาพประกอบ 1.3 วัฏจักรของไนโตรเจน

ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544: 52

ผลกระทบของสารประกอบไนโตรเจนที่มีต่อสิ่งแวดล้อม

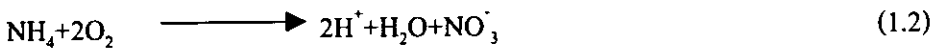
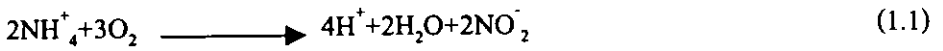
1. ก่อให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication)

เนื่องจากสารประกอบไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ เป็นอาหารของสาหร่ายสีเขียว การที่น้ำมีสารประกอบไนโตรเจนอยู่เป็นปริมาณมาก จะทำให้สาหร่ายเจริญเติบโตเร็วและมากเกินไป ทำให้เกิดความไม่สมดุลและสาหร่ายที่ตายแล้วก็จะก่อให้เกิดสภาพเน่าเหม็นในที่สุด โดย ฟอสฟอรัสเป็นปัจจัยจำกัด (Limiting-Factor) ที่สำคัญตัวหนึ่งของการเกิด ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ในแหล่งน้ำ

2. ทำให้สิ้นเปลืองคลอรีนในการฆ่าเชื้อโรคในน้ำ

เนื่องจากคลอรีนมีปฏิกิริยากับแอมโมเนียในน้ำ การฆ่าเชื้อโรคจึงต้องใช้คลอรีนมากขึ้น เพื่อให้คลอรีนไปทำลายแอมโมเนียให้หมดเสียก่อน
ลดระดับออกซิเจนละลายน้ำ

การระบายน้ำที่มีแอมโมเนียไนโตรเจนสูงแหล่งน้ำมีผลทำให้ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ลดต่ำลงเนื่องจากเกิดปฏิกิริยา Nitrification ขึ้นตามสมการ



3. เป็นพิษต่อปลาและสัตว์น้ำ

ในน้ำที่มี pH เป็นกลาง แอมโมเนียไนโตรเจนโดยส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปแอมโมเนียไอออน (NH_4^+) ซึ่งไม่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำ แต่เมื่อ pH เพิ่มขึ้นแอมโมเนียไอออนจะเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย (NH_3) ซึ่งเป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำดังสมการ



4. เป็นอันตรายต่อสุขภาพของเด็กทารก

เด็กทารกที่มีอายุน้อยกว่า 3 เดือน อาจเสียชีวิตเนื่องจากการดื่มน้ำที่มีไนโตรเจนสูงได้ เนื่องจากไนเตรตจะถูกรีดิวส์เป็นไนไตรต์ในกระเพาะอาหารปฏิกิริยาของไนไตรต์และฮีโมโกลบินในเลือดจะสร้าง methemoglobin ซึ่งไม่สามารถรับส่งออกซิเจน ทำให้เด็กทารกตัวเขียวเนื่องจากขาดออกซิเจน หายใจไม่ออกและตายในที่สุด

หลักการกำจัดไนโตรเจน

วิธีการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย นั้น ขึ้นอยู่กับชนิดของสารประกอบไนโตรเจน และจุดมุ่งหมายในการกำจัด ดังตารางที่ 1.1

ตาราง 1.1 วิธีการกำจัดไนโตรเจนรูปต่างๆ (มันสิน คัมภูลเวศม์ 2530)

ประเภทของไนโตรเจน	จุดมุ่งหมายและวิธีการกำจัดไนโตรเจน		
	เปลี่ยนรูปแบบของไนโตรเจน	กำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย	สร้างเซลล์
สารอินทรีย์ไนโตรเจน	Ammonification (เปลี่ยนเป็นแอมโมเนีย)	-	-
แอมโมเนีย	ไนทริฟิเคชัน (เปลี่ยนเป็นไนเตรต)	-	Assimilation (เปลี่ยนเป็นโปรตีน)
ไนไตรต์	ไนทริฟิเคชัน (เปลี่ยนเป็นไนเตรต)	ดีไนทริฟิเคชัน	-
ไนเตรต	-	ดีไนทริฟิเคชัน (เปลี่ยนเป็นก๊าซ N_2)	Assimilation (เปลี่ยนเป็นโปรตีน)

ในปัจจุบันจะมีความพยายามที่จะกำจัดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ และไนโตรเจนในน้ำทิ้งบางประเภทเช่นน้ำทิ้งจากอาคารก่อนที่จะปล่อยลงสู่แหล่งน้ำโดยค่ามาตรฐานของสารอินทรีย์ และค่าของไนโตรเจนที่ยอมให้ปล่อยลงสู่แหล่งน้ำได้มีค่า 20 และ 40 mg/l ตามลำดับ (ข้อบัญญัติกรุงเทพมหานคร 2534) และน้ำทิ้งจากอุตสาหกรรมที่กำหนดค่าของไนโตรเจนที่ยอมให้ปล่อยลงสู่แหล่งน้ำได้มีค่า 100 mg/l

ปัญหาที่เกิดต่อแหล่งน้ำที่มีผลเนื่องจากการมีไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียมาก คือ ยูโทรฟิเคชันซึ่งเป็นกระบวนการที่เกิดจากสภาพของแหล่งน้ำที่มีปริมาณสารอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) มากเกินไปประกอบด้วยความเข้มข้นของแสงสว่างเพียงพอ ทำให้เกิดการเจริญเติบโตของพืชน้ำจำนวนมาก โดยเป็นการเจริญเติบโตที่เกิดขึ้นในชั้นที่เรียกว่า ยูโทรฟิค (Eutrophic Zone) ซึ่งเป็นชั้นที่มีแสงสว่างเพียงพอสำหรับการสังเคราะห์แสง การเจริญเติบโตของพืชถูกควบคุมโดยความเข้มข้นของสารอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นสารอาหารที่มีอยู่ปริมาณน้อยในแหล่งน้ำธรรมชาติและเป็นสารอาหารที่สาหร่ายต้องการ ดังนั้นไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจึงเป็นอาหารที่ถูกจำกัดของสาหร่าย

ความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่เพิ่มขึ้นในชั้น ยูโทรฟิคจะเป็นสาเหตุใหญ่ของการเพิ่มจำนวนพืชน้ำอย่างรวดเร็วและในปริมาณสูงเมื่อพืชน้ำเหล่านี้ตายก็จะตกตะกอนสะสมในแหล่งน้ำ ผลที่ตามมาคืออาจทำให้แหล่งน้ำเกิดการตื้นเขินและจะกลายเป็นสารอินทรีย์ จึงทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งมีผลทำให้จุลินทรีย์ในแหล่งน้ำเพิ่มจำนวนมากขึ้นตามไปด้วย จึงเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้แหล่งน้ำขาดออกซิเจน ก่อเกิดเป็นปัญหามลพิษทางน้ำและส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตและระบบนิเวศน์

ในปัจจุบันได้มีการศึกษาและวิจัยพบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวะที่ปรับสภาพในระบบบำบัดให้เป็นสภาวะไร้อากาศและเติมอากาศสลับกันจะสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดี และกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีโดยไม่ต้องเติมสารเคมี เช่น ระบบ Anaerobic / Oxic (A/O), Phostrip, Anaerobic-Anoxic-Aerobic (A²/O), University of Cape Town / Virginia Initiative Plant (UCT/VIP) เป็นต้น

แต่เนื่องด้วยข้อจำกัดของพื้นที่ก่อสร้างและค่าใช้จ่าย ตลอดจนความยากง่ายในการควบคุมระบบ ทำให้เป็นการยากที่จะนำระบบเหล่านี้มาใช้ในทางปฏิบัติได้ ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้พื้นที่ก่อสร้างน้อย มีขนาดเล็กกะทัดรัดควบคุมง่าย เสียค่าใช้จ่ายน้อยเหมาะกับน้ำเสียปริมาณไม่มาก และสามารถปรับสภาพของระบบให้เป็นสภาวะไร้อากาศและมีอากาศได้ดีในระดับหนึ่งคือ ระบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) การศึกษาถึงประสิทธิภาพของระบบ SBR ในการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียไปพร้อมๆกัน และหาวิธีการควบคุมและเดินระบบที่เหมาะสม เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียให้สูงขึ้นนั้นเป็นแนวคิดที่น่าสนใจ และคาดหวังว่าระบบดังกล่าวจะเป็นระบบที่เหมาะสม และสามารถประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียของอุตสาหกรรม

สหกรณ์เล็กๆ ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และประการสำคัญคือจะเป็นระบบที่มีความสามารถสูงในการลดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นตัวสำคัญที่ก่อให้เกิดปัญหายูโทรฟิเคชันที่จะเกิดจากน้ำทิ้ง ฟ้า ซึ่งเป็นการช่วยรักษาคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำธรรมชาติ และอาจเป็นการกระตุ้นให้มีการกำหนดมาตรฐานของไนโตรเจนในน้ำทิ้งให้เข้มงวดขึ้นต่อไป

การกำจัดสารอินทรีย์ในไนโตรเจนโดยระบบการบำบัดทางชีวภาพ

ระบบการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนพร้อมๆ กับการกำจัดสารอินทรีย์ ด้วยการทำงานอย่างปกติของระบบมักเป็นระบบที่มีปริมาณจุลินทรีย์จำนวนมาก เช่นระบบตะกอนเร่ง หรือระบบซึ่งมีหลักการทำงานแบบเดียวกับระบบตะกอนเร่ง เพียงแต่เดินระบบแบบทีละเท เช่นระบบ SBR

ระบบ SBR เป็นระบบการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการพื้นที่ไม่มาก เพราะส่วนของ Equalization tank บ่อเติมอากาศ และบ่อตกตะกอนอยู่ในบ่อ SBR เพียงบ่อเดียว ดังแสดงเปรียบเทียบกับระบบตะกอนเร่งในภาพประกอบ 1.4 โดยกำหนดให้การทำงานเป็นแบบ Sequence ทำงานอย่างต่อเนื่องเป็นรอบๆ โดยควบคุมด้วยระบบคอมพิวเตอร์ เพื่อลดความยุ่งยากในการควบคุมการทำงานของระบบ นอกจากนี้ ยังสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของระบบ SBR โดยจัดให้มี Reactor หลายชุดทำงานสลับกันอย่างต่อเนื่อง เพื่อให้ได้คุณภาพของน้ำทิ้งตามมาตรฐานที่กำหนด จากการเก็บข้อมูลพบว่าระบบ SBR สามารถลดค่า BOD₅ ได้สูงถึง 98% เท่าๆ กับระบบตะกอนเร่งที่มีการเดินระบบอย่างต่อเนื่อง

อุปกรณ์หลักที่สำคัญในระบบ SBR ประกอบด้วย

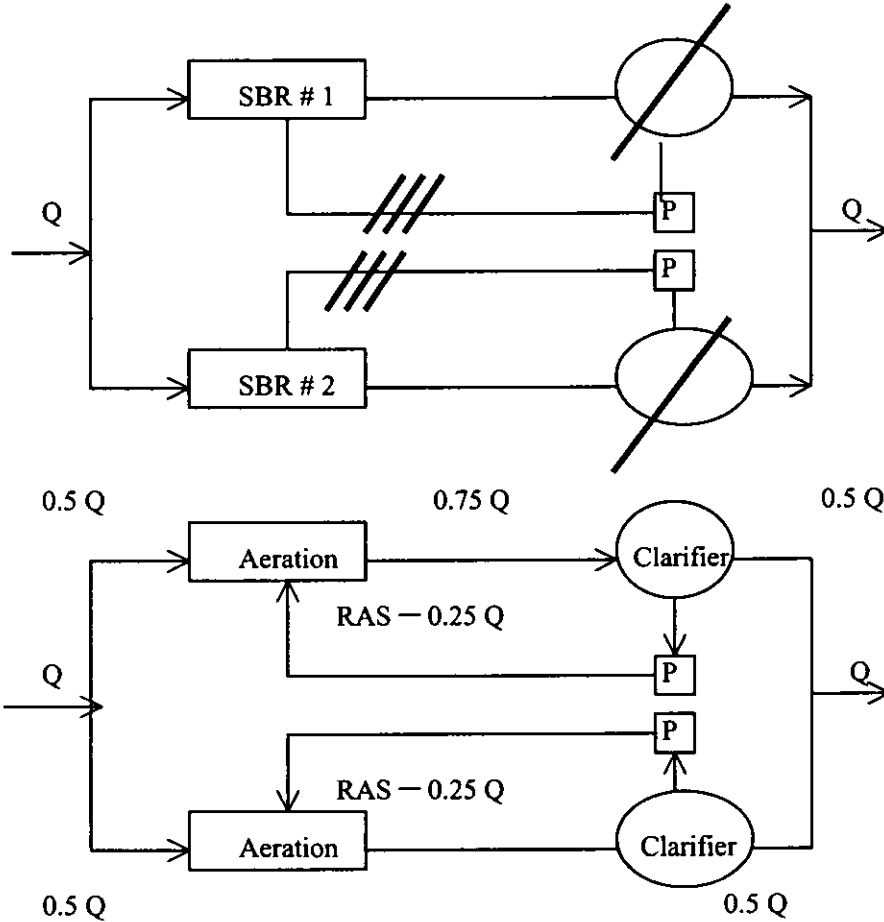
1. อุปกรณ์ในการเติมอากาศซึ่งอาจเลือกใช้เครื่องเติมอากาศแบบรอบเร็ว (High Speed Surface Aerator) หรือหัวกระจายอากาศ (Diffuser) ร่วมกับเครื่องเป่าอากาศ (Air Blower)
2. อุปกรณ์ในการรวม (Mixer) น้ำเสีย และตะกอน (Activated Sludge) ให้ค่า MLSS เหมือนๆ กันทั้งระบบ
3. Decanter เป็นอุปกรณ์แยกน้ำที่บำบัดแล้ว ให้แยกจากส่วนตะกอนในบ่อบำบัด SBR

จุดเด่นอื่นๆ ของการบำบัดน้ำเสียโดย SBR ได้แก่

- ความสามารถในการรับปริมาณน้ำทิ้งที่เปลี่ยนแปลง โดยการแยกจ่ายไปยัง Reactor แต่ละชุดใน Phase ต่างๆ
- สามารถรับการเปลี่ยนแปลง Organic-Loading โดยน้ำทิ้งที่เข้าระบบจะถูกเจือจางลงโดยน้ำใน Reactor ซึ่งทำการบำบัดแล้วในรอบการทำงานที่ผ่านมา
- ควบคุมการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์ โดยการทำให้เกิดสภาพ Anoxic ระหว่าง Fill Phase
- สามารถแยกตะกอนออกได้มาก เนื่องจากไม่มีอุปกรณ์เชิงกล เช่น Clarifier หรือ

Thickner หมุนกวนให้ตะกอนฟุ้งกระจาย

- มีการแยกอุปกรณ์เติมอากาศและ Mixer ทำให้สามารถควบคุมสภาพ Aerobic และสภาพ Anoxic เพื่อควบคุม Nutrient Removal ได้ตามต้องการ
- สามารถลดค่าใช้จ่ายในการติดตั้งระบบ เช่น Clarifier, Sludge Return Pumps, Effluent Pumps รวมทั้งลดปริมาณงานก่อสร้าง
- ลดพื้นที่และพลังงานในการเดินระบบ
- ควบคุมการทำงานด้วยระบบคอมพิวเตอร์ (Programmable Computer Controller : PCC) ทำให้คุณภาพน้ำที่บำบัดในแต่ละ Cycle คงที่ ลดขั้นตอนซับซ้อนในการควบคุมด้วยคน



ภาพประกอบ 1.4 แสดงการเปรียบเทียบระบบ SBR และระบบ Activated Sludge แสดงถึงอุปกรณ์ที่สามารถลดลงเพื่อประหยัดพื้นที่และพลังงานในการเดินระบบ

ซึ่งอาจเกิดการผิดพลาดได้ทั้งยังสามารถเปลี่ยนแปลงโปรแกรมภายในคอมพิวเตอร์ได้ง่าย หรือเชื่อมต่อกับเครื่องมือวัด เช่น TOC, COD หรือ BOD Meter เพื่อให้ระบบทำงานอย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด

การกำจัดสารอินทรีย์ ใน ไตรเจน และฟอสฟอรัสของระบบ SBR

ระบบ SBR สามารถปรับให้มีการกำจัดบีโอดี ใน ไตรเจน และฟอสฟอรัสได้โดยการปรับเปลี่ยนกลไกการทำงานของระบบให้เหมาะสม การกำจัดสารอินทรีย์เกิดขึ้นจากการที่จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงานในการเติบโตและดำรงชีพ เมื่อจำนวนจุลินทรีย์เพิ่มมากขึ้น ความต้องการย่อยสลายสารอินทรีย์ก็เพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย การกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นได้ในขั้นตอนนี้โดยการเปลี่ยนแปลงในปฏิกิริยา Nitrification และ Denitrification

ปฏิกิริยา Nitrification จะเกิดขึ้นได้โดยจะต้องมีระยะเวลาเก็บกักตะกอนที่นานพอ เพื่อให้ Nitrifying Organism เจริญได้ดี และต้องมีการเติมอากาศอย่างเพียงพอในถังปฏิกิริยาเพื่อให้ระดับความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายน้ำเพียงพอสำหรับปฏิกิริยา Nitrification ในขณะที่ปฏิกิริยา Denitrification จะเกิดขึ้นได้นั้น ระบบจำเป็นต้องอยู่สภาวะ Anoxic (มี NO_3 แต่ไม่มี DO) เกิดขึ้นในระบบ

การกำจัดสารอินทรีย์ (BOD) ในการบำบัดน้ำเสีย โดยมากจะใช้การบำบัดทางชีววิทยาเป็นส่วนใหญ่ ทั้งนี้เนื่องจากกระบวนการทางชีววิทยาจะใช้สารอินทรีย์ที่ละลายซึ่งสามารถย่อยสลายง่ายโดยอาศัยสิ่งมีชีวิตอันได้แก่ พวกจุลินทรีย์ในการดูดซับ ย่อยสลาย หรือเปลี่ยนรูปของมวลสารต่างๆ ที่มีอยู่ในน้ำเสียให้มีค่าความสกปรกน้อยลงด้วยปฏิกิริยาชีวเคมี จุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียปฏิกิริยาชีวเคมีที่ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียมิทั้งแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจนเพื่อได้พลังงานในการดำรงชีวิต ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์นั้น จุลินทรีย์บางชนิดจะสลายสารอินทรีย์ที่ซับซ้อน (Complex Organic) ก่อนต่อจากนั้นจะมีจุลินทรีย์ชนิดอื่นทำการย่อยสลายส่วนที่เหลือ และบางชนิดก็จะนำสิ่งที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ชนิดอื่นมาทำการย่อยสลายต่อ

ถ้าสภาวะแวดล้อมต่างๆ เหมาะสม การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะขึ้นกับปริมาณอาหารที่ใช้ การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์วัดได้จากจำนวนของจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น หรือน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นวิธีที่ง่ายที่สุด (เสริมพลและ ไชยยุทธ, 2518)

ในระยะเริ่มการเจริญเติบโต ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะมีค่าสูง ส่วนจุลินทรีย์มีความเข้มข้นต่ำและมีการใช้ออกซิเจนต่ำ ต่อจากนั้นเมื่อจุลินทรีย์เริ่มทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ก็จะเริ่มใช้ออกซิเจนมากขึ้นและจุลินทรีย์ก็มีการเติบโตเพิ่มจำนวนมากขึ้นอย่างรวดเร็ว ต่อมาเมื่ออาหารเริ่มขาดแคลนและมีของเสียที่เป็นพิษกับจุลินทรีย์เพิ่มมากขึ้น จะทำให้จุลินทรีย์เริ่มตายลงเป็นผลให้จุลินทรีย์ลดจำนวนลง

ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียโดยชีววิทยานั้น จำเป็นต้องควบคุมสภาพแวดล้อมและปริมาณประชากรของจุลินทรีย์ การควบคุมสภาพแวดล้อม เช่น pH อุณหภูมิ ออกซิเจน และอื่นๆ

เพื่อให้จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ และระยะเวลาที่อยู่ในระบบจะต้องนานพอเพื่อให้เกิดการกำจัดสารอินทรีย์ การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ต้องใช้สารอาหาร (สารอินทรีย์) ดังนั้น เมื่อสภาพแวดล้อมมีความคงตัว การย่อยสลายของเสียจะถูกควบคุมโดยอัตราการเติบโตของจุลินทรีย์

การกำจัดไนโตรเจน

การกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียสามารถทำได้หลายวิธี ทั้งวิธีทางฟิสิกส์-เคมี และวิธีทางชีวภาพ เนื่องจากไนโตรเจนในน้ำเสียจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียหรืออินทรีย์ไนโตรเจนทั้งในรูปของสารละลายและอนุภาค (Metcalf & Eddy, 1991) ดังนั้นการกำจัดทางชีวภาพจึงมีความประหยัดและนิยมใช้กันมาก เพราะในระหว่างการบำบัด อนุภาคของอินทรีย์ไนโตรเจนจะเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียและอินทรีย์รูปอื่นๆ ในส่วนของแอมโมเนียจะถูกสลายในเซลล์ Biomass และไนโตรเจนในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้ว จะอยู่ในรูปของแอมโมเนีย ดังนั้นกลไกหลักในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียคือ การสลาย (Assimilation) และ Nitrification Denitrification

ในบรรดาไนโตรเจนทั้ง 4 ชนิด ไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์จัดเป็นชนิดที่เรียกว่าดิบ (เป็นรูปรีดิวซ์มากที่สุด) ในทางตรงกันข้ามไนเตรตเป็นชนิดที่ สุก สารอินทรีย์ไนโตรเจนถูกย่อยสลายให้กลายเป็นแอมโมเนียได้ง่าย โดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ต่าง ๆ ปฏิกริยาเช่นนี้เรียกว่า Ammonification

แอมโมเนียอาจถูกกำจัดได้ 2 ทางคือ ถูกจุลินทรีย์ดึงไปใช้เป็นสารอาหารและใช้ในการสร้างเซลล์ หรือถูกแบคทีเรียออกโตโทรฟเปลี่ยนเป็นไนไตรต์และไนเตรต การกำจัดแบบหลังเรียกว่าไนทริฟิเคชัน ไนไตรต์และไนเตรตอาจถูกกำจัดออกจากรน้ำเสียได้ด้วยปฏิกริยาที่เรียกว่าดิไนทริฟิเคชัน ซึ่งเปลี่ยนไนไตรต์และไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน

1. การกำจัดแอมโมเนียด้วยวิธีชีวสังเคราะห์

วิธีนี้อาศัยปฏิกริยาที่เกิดขึ้นตามปกติของสิ่งมีชีวิต เพราะแอมโมเนียเป็นสารอาหารและแหล่งไนโตรเจนที่จำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตของเซลล์ อย่างไรก็ตาม วิธีนี้กำจัดแอมโมเนียได้จำกัด และขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย โดยปกติเซลล์สามารถกำจัดแอมโมเนียได้เพียงประมาณ 3% ของซีโอดีที่อยู่ในน้ำเสียเท่านั้น ดังนั้น จึงไม่สามารถพึ่งพาอาศัยวิธีนี้ในการกำจัดแอมโมเนียได้อย่างสมบูรณ์

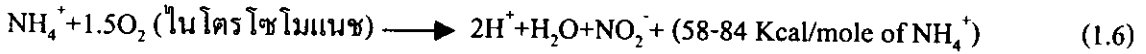
2. การกำจัดแอมโมเนียด้วยปฏิกริยาไนไตรต์ฟิเคชัน

ไนไตรต์ฟิเคชันเป็นปฏิกริยาออกซิเดชันทางชีวภาพที่ทำให้แอมโมเนียกลายเป็นไนไตรต์ก่อน แล้วจึงกลายเป็นไนเตรต

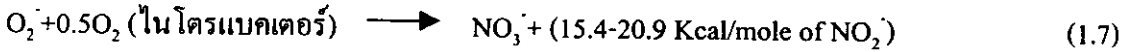


แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในปฏิกริยาทั้งสองคือแบคทีเรียออกโตโทรฟ 2 ชนิดร่วมมือกันทำงานในไตร-โซโมแนซ (Nitrosomonas) จะออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนไตรต์ และไนโตรแบคเตอร์

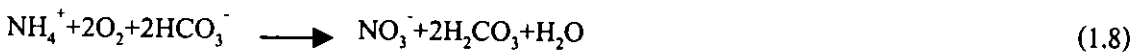
(Nitrobacter) จะออกซิไดซ์ไนโตรดัดต่อไปจนกลายเป็นไนเตรด ตามลำดับ โดยในการออกซิเดชันของแอมโมเนีย 1 มก/ล ต้องการออกซิเจน 4.6 มก/ล (3.4 และ 1.2 มก/ล ตามลำดับ) ดังรายละเอียดคือ



ความต้องการออกซิเจนในการออกซิไดซ์เชิงชีวเคมีของแอมโมเนียให้ได้ผลิตภัณฑ์เป็น ไนโตรที่เท่ากับ 3.43 กรัมต่อกรัมของแอมโมเนียที่ถูกออกซิไดซ์

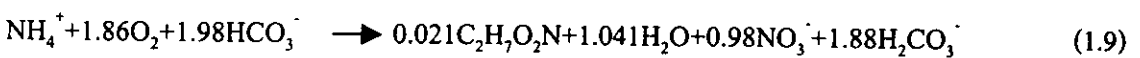


ความต้องการออกซิเจนในการออกซิไดซ์เชิงชีวเคมีของ ไนโตรที่เท่ากับ 1.14 กรัมต่อกรัมของไนโตรที่ถูกออกซิไดซ์ รวมแล้วความต้องการออกซิเจนในการออกซิไดซ์เชิงชีวเคมีของกระบวนการไนโทรฟิเคชันเท่ากับ 4.57 กรัมต่อกรัมของแอมโมเนียที่ถูกออกซิไดซ์ แต่ในทางปฏิบัติที่ทำการทดลองกับ ตัวอย่างบีโอดี 120 ตัวอย่าง พบว่า ความต้องการออกซิเจนในการออกซิไดซ์เชิงชีวเคมีของแอมโมเนียให้ได้ผลิตภัณฑ์เป็น ไนโตรที่เท่ากับ 3.22 กรัมต่อกรัมของแอมโมเนียที่ถูกออกซิไดซ์ และความต้องการออกซิเจนในการออกซิไดซ์เชิงชีวเคมีของ ไนโตรที่เท่ากับ 1.11 กรัมต่อกรัมของไนโตรที่ถูกออกซิไดซ์ รวมแล้วน้อยกว่าค่าทางทฤษฎี ทั้งนี้เพราะมี ไนโตรเจน (แอมโมเนีย) ที่ถูกใช้โดยจุลินทรีย์ โดยปฏิกิริยา assimilation และใช้สารอนินทรีย์คาร์บอน คือ คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นแหล่งคาร์บอน สมการเคมีที่ใช้แทนปฏิกิริยาไนโทรฟิเคชันที่สมบูรณ์คือ



ถ้าให้ Yield ของ ไนโตร โซ โมแนซ และ ไนโตรแบคเตอร์มีค่าประมาณ 0.15 มก./มก.

$\text{NH}_4\text{-N}$ และ 0.02 มก./มก. $\text{NO}_2\text{-N}$ ตามลำดับ (1.1) ปฏิกิริยาไนโทรฟิเคชันนี้รวมการเจริญเติบโตด้วยเป็นดังนี้



สมการ (1.9) แสดงว่า ในการกำจัดแอมโมเนีย 1 มก./ล. (วัดในรูปไนโตรเจน) จะมีความต้องการออกซิเจนและความเป็นด่าง 4.19 และ 7.14 มก./ล. ตามลำดับ แต่ถ้าไม่นับว่ามีการใช้แอมโมเนียในการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ซึ่งเป็นปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์ ออกซิเจนและความเป็นด่างที่ต้องการจะมีค่าประมาณ 4.6 และ 7.07 มก./ล.ตามลำดับจะเห็นได้ว่า ปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์ไม่มีผลกระทบเป็นนัยสำคัญต่อการกำจัดไนโตรเจนประเภทนี้ การเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนเตรดจึงเป็นการลดความต้องการออกซิเจนของน้ำเสีย ทั้งนี้เพราะถ้าระบายน้ำเสียที่มีแอมโมเนียลงไปในลำน้ำออกซิเดชันจะเกิดขึ้น ทำให้สิ้นเปลืองออกซิเจนที่มีอยู่ตามธรรมชาติไปในลำน้ำ แต่ถ้าสร้างปฏิกิริยาไนโทรฟิเคชันก่อน ความต้องการออกซิเจนเนื่องจากแอมโมเนียก็จะไม่เกิดขึ้น

อย่างไรก็ตาม ในกรณีที่สร้างขึ้นจากอ็อกซิเจนแทนแหล่งน้ำ เนื่องจากพืชสีเขียวสามารถนำไปใช้ในการดำรงชีวิต เช่น สร้างโปรตีน การเจริญเติบโตของสาหร่ายเซลล์เดียวที่มากเกินไป (Algae Bloom) ก็เนื่องจากมีไนเตรตเหลือเพื่อนั่นเอง

จลนพลศาสตร์ของไนทริฟิเคชัน

สมการ โมโนด์ (Monod's equation)

$$\mu = \frac{\mu_m S}{K_s + S} \quad (1.10)$$

โดย

μ = ค่าคงที่อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (Specific growth rate constant : day⁻¹)

μ_m = ค่าคงที่อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (day⁻¹)

S = ความเข้มข้นของสารอาหาร (g/m³)

K_s = ค่าคงที่การอิ่มตัว (Saturation constant : g/m³)

ใช้ได้ดีสำหรับทำนายการทำงานของกระบวนการไนทริฟิเคชัน เพียงแต่ว่าสารอาหาร (Substrate) ที่เกี่ยวข้องจะไม่จำกัดอยู่แต่เพียงอินทรีย์คาร์บอนอย่างเดียวแบบในระบบเอเอสธรรมชาติ แต่จะเกี่ยวข้องกับสารอาหารอื่นๆที่มีผลต่อการทำงานของออกซิโดทรอปหรือไนทริฟายอิงแบคทีเรียอีกด้วยอย่างน้อยสามอย่าง ได้แก่ แอมโมเนียม (ซึ่งจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์) ไนไตรต์ (ซึ่งจะถูกออกซิไดซ์ต่อไปเป็นไนเตรต) และออกซิเจน (ซึ่งจะทำหน้าที่เป็นตัวออกซิไดซ์หรือเป็นตัวรับอิเล็กตรอน) แต่เนื่องจากว่าไนโตรโซโมนัสมีอัตราโตช้ากว่าไนโตรแบคทีเรีย หรือ ไนโตรสปิรา ความเข้มข้นของไนไตรต์ปกติจึงมีน้อยมาก คือเท่ากับหรือน้อยกว่า 0.1 mg/L ดังนั้นไนไตรต์จึงไม่ถือว่าเป็นสารอาหารที่มีผลต่ออัตราการของปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน และอัตรานี้ควรขึ้นอยู่กับเฉพาะขั้นตอนไนทริฟิเคชันหรือไนโทรเทนชันเท่านั้น หรือไม่ก็ถือรวมว่าอัตราการของปฏิกิริยาเป็นเพียงขั้นตอนเดียว คือออกซิเดชันจากแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรต ดังนั้นสารอาหารทั้งสองที่เหลือ (คือแอมโมเนียมและออกซิเจน) จึงสามารถเป็นตัวจำกัดอัตราการของปฏิกิริยาได้ทั้งคู่ ดังนั้นสมการการกำจัดหรือ ออกซิไดซ์แอมโมเนียมจึงเป็นดังนี้

$$\mu_A = \mu_{m,A} \left(\frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right) \left(\frac{DO}{DO + K_{DO}} \right) \quad (1.11)$$

โดย

- μ_A = อัตราการเติบโตจำเพาะของออคโทรฟหรือไนทริฟายเออร์ มีหน่วยเป็นกรัมมวลชีวภาพที่ผลิตได้ต่อวันต่อกรัมของมวลชีวภาพไนทริฟายเออร์ (/day)
- $\mu_{m,A}$ = อัตราการโตจำเพาะสูงสุดของออคโทรฟหรือไนทริฟายเออร์ (/day)
- S_{NH_4} = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน (mg/L)
- K_{NH_4} = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุด (mg/L)
- DO = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (mg/L)
- K_{DO} = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุด (mg/L)

ตารางที่ 1.2 แสดงค่าสัมประสิทธิ์ทางโคเนคติกส์ของไนทริฟายเออร์ มีข้อสังเกตว่าหากค่าแอมโมเนียมไนโตรเจนมีมากพอ ($S_{NH_4} \gg K_{NH_4}$) ระบบก็จะถูกควบคุมโดยค่าดีไอ (Dissolved oxygen, DO) เพียงอย่างเดียว ซึ่งสามารถปรับคุมค่าดีไอนี้ได้โดยการเติมอากาศให้มากหรือน้อยตามต้องการ และในกรณีที่ค่าดีไอสูงพอ อัตราการโตของออคโทรฟ (μ_A) จะเท่ากับอัตราโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{max,A}$) ทั้งนี้ค่า $K_{DO,A}$ จะขึ้นอยู่กับ ระดับการผสม การทดลองว่าทำแบบเบตช์ (Batch) หรือ แบบต่อเนื่อง และ ค่าดีไอขณะทดลอง ซึ่ง Henze et al. (1986) ได้ระบุว่าในกรณีที่ไม่น่าสนใจให้ใช้ค่า $K_{DO,A}$ เท่ากับ 1.0 mg/L

ตาราง 1.2 สัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์ของไนทริฟายอิงแบคทีเรีย

สัมประสิทธิ์	ค่า	สัญลักษณ์
อัตราเติบโตจำเพาะสูงสุด	1.0 day ⁻¹	$\mu_{N,m}$
ค่า K_s ของสารอาหาร	1.4 mg.NH ₄ -N/L 1.3 mg.O ₂ /L	$K_{NH_4,A}$ $K_{DO,A}$
สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตเซลล์	0.2 mg.MLVSS/mg.N	Y_N
สัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อย	0.05 day ⁻¹	$k_{d,N}$

หมายเหตุ : ที่ 20 °C ที่มา : ดัดแปลงมาจาก ธงชัย พรหมสวัสดิ์, 2544 : 79

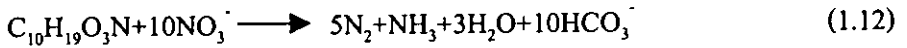
3. การกำจัดไนเตรดและไนไตรต์ด้วยปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

ไนเตรดสามารถเปลี่ยนเป็นไนไตรต์และก๊าซไนโตรเจน (ตามลำดับ) ได้ด้วยปฏิกิริยาที่เรียกว่า ดีไนทริฟิเคชัน ในกรณีเช่นนี้ ไนเตรดจะเป็นสารรับอิเล็กตรอน (มีบทบาทเหมือนออกซิเจนในปฏิกิริยาแอโรบิก) โดยมีสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันอาจแบ่ง

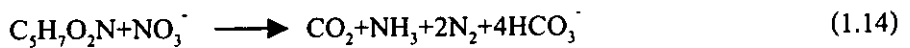
เป็น 2 ประเภท ได้ตามชนิดของสารคาร์บอน แหล่งคาร์บอนสำหรับปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน อาจแบ่งได้เป็น 3 ประเภท คือ

1. แหล่งคาร์บอนจากสารเคมีที่เติมให้กับระบบ การใช้คาร์บอนจากแหล่งนี้ทำให้ต้องเสียค่าใช้จ่ายเพิ่มขึ้นในการควบคุมระบบ
2. แหล่งคาร์บอนในน้ำเสีย หมายถึง คาร์บอนที่อยู่ในสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในน้ำเสียต่าง ๆ
3. แหล่งคาร์บอนในสลัดจ์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย หมายถึง คาร์บอนที่ได้จากการย่อยสลายตัวเอง (Endogeneous Respiration) ของแบคทีเรียหรือสลัดจ์ที่เกิดขึ้นในระบบ

(1). Substrate Nitrate Denitrification ดีไนทริฟิเคชันแบบนี้ ใช้เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนจากแหล่งใดก็ได้ที่ไม่ใช่คาร์บอนในเซลล์จุลินทรีย์ สารอินทรีย์คาร์บอนอาจเป็นปิไอดีที่อยู่ในน้ำเสีย (สมการ 9) หรือเป็นเคมีที่เติมลงไปก็ได้ ในต่างประเทศแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่นิยมเติมให้กับน้ำได้แก่ เมทานอล (สมการ 10)



(2). Endogeneous Nitrate Denitrification ในกรณีที่ไม่มีแหล่งคาร์บอนภายนอก ดีไนทริฟิเคชันอาจยังเกิดขึ้นได้ ทั้งนี้โดยใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของจุลินทรีย์ ปฏิกิริยาที่เกิดจากการใช้คาร์บอนในสลัดจ์เรียกว่า Endogenous Nitrate Respiration

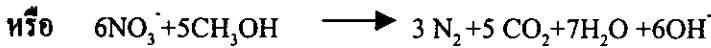
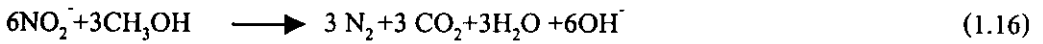
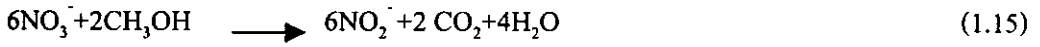


ปฏิกิริยาทั้งสองประเภท เกิดขึ้นภายใต้สภาวะที่มีไนเตรตเป็นแหล่งรับอิเล็กตรอน (คล้ายกับกรณีของปฏิกิริยาแอโรบิกที่ออกซิเจนเป็นแหล่งรับอิเล็กตรอน)

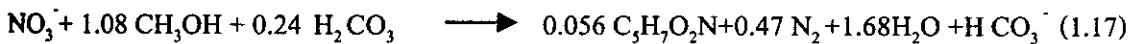
ชนิดของแหล่งคาร์บอนมีความสำคัญต่อระบบดีไนทริฟิเคชัน นักวิจัยพบว่า อัตราของปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันขึ้นอยู่กับ ความยากง่ายในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนอัตราเร็วของดีไนทริฟิเคชันจะมีค่าสูงประมาณ 0.05-0.07 วัน⁻¹ สำหรับสารอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยได้ง่าย และจะมีค่าต่ำประมาณ 0.02 วัน⁻¹ สำหรับสารอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยสลายยาก

แหล่งคาร์บอนจากสารเคมีและในน้ำเสียถือว่าเป็นคาร์บอนที่ย่อยสลายได้ง่าย ส่วนแหล่งคาร์บอนในสลัดจ์ถือว่าเป็นคาร์บอนที่ย่อยสลายได้ยาก ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจากการใช้คาร์บอนของสารเคมีและในน้ำเสียเรียกว่า Substrate Nitrate Respiration

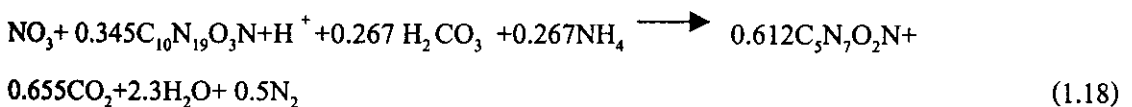
นักวิจัยและวิศวกรหลายท่านเชื่อว่าเมื่อแบคทีเรียดีไนทริฟายเออร์เจริญเติบโตได้อย่างเต็มที่ภายใต้สภาวะที่เหมาะสมทุกอย่าง (รวมทั้งมีคาร์บอนไม่จำกัดด้วย) อัตราเร็วของดีไนทริฟิเคชันจะมีค่าคงที่สูงสุด แต่ถ้ามมีการกำจัดแหล่งคาร์บอนภายนอกแล้ว เช่น เมื่อแหล่งภายนอกหรือน้ำเสียมีคาร์บอนให้ไม่พอเพียง แบคทีเรียจะใช้คาร์บอนจากตัวของมันเอง (โดยใช้กระบวนการที่เรียกว่า Endogeneous Respiration) เป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับการเกิดดีไนทริฟิเคชัน อัตราเร็วของดีไนทริฟิเคชันจะมีค่าต่ำ



ในทางทฤษฎี จะต้องใช้เมทานอล 1.9 มก. ในการเปลี่ยนไนเตรต (ไนโตรเจน) 1 มก. ให้เป็นไนโตรเจนเนื่องจากในระหว่างที่เกิดดีไนทริฟิเคชัน แบคทีเรียต้องใช้เมทานอลในการเจริญเติบโตด้วย ดังนั้นเมื่อรวมชีวสังเคราะห์ด้วยแบคทีเรียต้องใช้เมทานอล 2.47 มก. เพื่อเปลี่ยนไนเตรต (ไนโตรเจน) 1 มก. ให้เป็นไนโตรเจน



ถ้าใช้น้ำเสียที่มีสูตร $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ เป็นแหล่งคาร์บอนปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน อาจเขียนเป็นสมการเคมีได้ดังนี้



ในการสร้างดีไนทริฟิเคชันให้กับไนเตรต 1 มก. ต้องใช้น้ำเสีย ($\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{H}$) 1.436 มก. หรือซีโอดี 2.86 มก. ถ้ารวมสารอินทรีย์ที่ใช้ไปในปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์ด้วยจะต้องใช้ซีโอดี 4.4 มก. ในการเปลี่ยนแปลงไนเตรต 1 มก. ให้เป็นก๊าซไนโตรเจน ในกรณีที่ไม่มีแหล่งคาร์บอนภายนอกแบคทีเรียอาจย่อยสลายตัวเอง (Endogeneous Respiration) โดยใช้ไนเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนได้

จากสมการปฏิกิริยาชีวเคมี (1.14) สามารถคำนวณหาความต้องการใช้ของเมทานอลโดยสาร เมทานอลจะต้องใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ซึ่งถ้าใช้น้ำเสียมีสารไนเตรต สารไนไตรต์ และออกซิเจนละลายในน้ำ จะต้องการใช้เมทานอลเพื่อทำปฏิกิริยากับสารข้างต้นทั้ง

สาม โดยได้มีการเสนอค่าความต้องการใช้สารเมทานอลในการบำบัดน้ำเสีย เพื่อให้เกิดดีไนทริฟิเคชันดังแสดงในสมการ (1.19)

$$C_m = 2.47(\text{NO}_3^- - N) + 1.53(\text{NO}_2^- - N) + 0.87(\text{DO}) \quad (1.19)$$

เมื่อ	C_m	=	ความเข้มข้นของเมทานอลที่ต้องการใช้ (mg/L)
	$\text{NO}_3^- - N$	=	ความเข้มข้นของไนเตรดไนโตรเจน (mg/L)
	$\text{NO}_2^- - N$	=	ความเข้มข้นของไนไตรต์ไนโตรเจน (mg/L)
	DO	=	ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (mg/L)

ในทางปฏิบัติยังได้พบว่าประมาณร้อยละ 25 ถึง 30 ของปริมาณเมทานอลที่ต้องการใช้ทั้งหมดสำหรับพลังงานจะต้องการใช้สำหรับการสังเคราะห์เซลล์

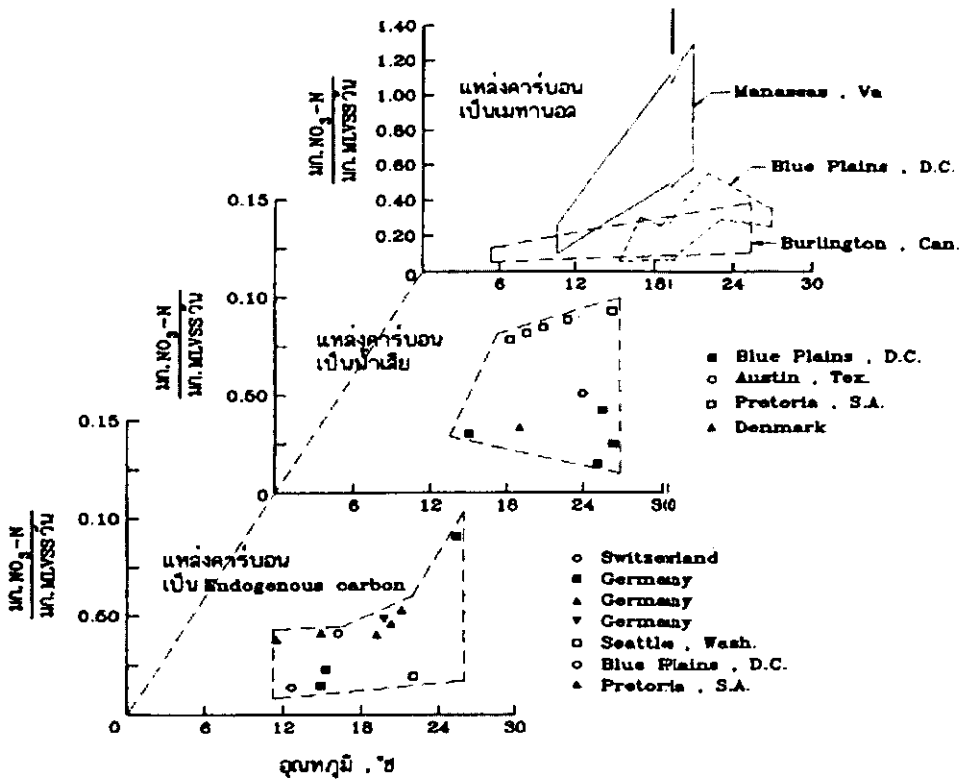
การที่จะเกิดไนทริฟิเคชันคือ แอมโมเนียเปลี่ยนเป็นไนเตรดไม่ยุ่งยากมากนักเพราะมีปัจจัยหรือเงื่อนไขไม่มาก แต่การที่จะเกิดดีไนทริฟิเคชันจะมีปัจจัยหรือเงื่อนไขมากกว่า ต้องขึ้นอยู่กับว่าเกิดไนทริฟิเคชันมากหรือน้อยด้วย และต้องอาศัยแหล่งคาร์บอนที่ย่อยสลายได้เป็นสำคัญด้วย แหล่งคาร์บอนที่สามารถนำมาใช้กับปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีอยู่ 3 แหล่งดังนี้

1. เติมใส่พวกแหล่งคาร์บอนจากภายนอกระบบเข้าสู่ถึงปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยตรงเช่น เมทานอล อะซิเตท
2. นำน้ำเสียเข้าสู่ถึงปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันด้วยการสูบน้ำที่ผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันแล้วกลับเข้าสู่ดีไนทริฟิเคชัน หรือสูบน้ำเสียดิบบางส่วนลงไปทิ้งดีไนทริฟิเคชันให้พอเพียงพอดี
3. ใช้พวกคาร์บอนอินทรีย์ที่มีอยู่ในมวลเซลล์ หรือมวลจุลินทรีย์เข้าสู่ถึงดีไนทริฟิเคชัน

โดยทั้งสามแหล่งได้พิสูจน์การย่อยสลายพวกไนโตรเจนสัมพันธ์กันกับอุณหภูมิในระบบดังแสดงในภาพประกอบ 1.5 ซึ่งได้รับจากโรงบำบัดน้ำเสียหลายแห่ง พบว่าโรงบำบัดน้ำเสียที่ใช้แหล่งคาร์บอนเป็นเมทานอลจะมีประสิทธิภาพ หรือความสามารถในการเกิดดีไนทริฟิเคชันได้สูงกว่าแหล่งคาร์บอนจากน้ำเสีย และแหล่งคาร์บอนจากคาร์บอนอินทรีย์ถึงประมาณ 10 เท่า (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) เพราะ เมทานอลย่อยได้ง่ายและมีแบคทีเรียที่ชอบเมทานอลเป็นพิเศษ ส่วนในกรณีหลังอัตราการไฮโดรไลซิสของสารอาหารและเซลล์จะเป็นตัวกำหนดอัตราดีไนทริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

จลนพลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชัน

ดีไนทริฟายเออร์ส่วนใหญ่เป็นจุลินทรีย์แบบแฟคัลเททีฟเฮเทอโรโทรฟ ดังนั้นถ้ามีออกซิเจนอยู่ในระบบ จุลินทรีย์ก็จะใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนสุดท้าย ถ้าไม่มีออกซิเจนอิสระแต่มีไนเตรดอยู่จุลินทรีย์ก็ใช้ในเตรดเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทน ซึ่งจะเกิดการลดรูปของไนเตรดเป็นไนโตรเจน หรือเป็นกระบวนการที่เรียกว่า “ดีไนทริฟิเคชัน” ในภาวะแอน็อกซิกนั่นเอง



ภาพประกอบ 1.5 อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันจำเพาะในระบบแขวนลอยของแหล่งคาร์บอนต่าง สัมพันธ์กันกับอุณหภูมิ

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2543 : 487

และเนื่องจากพลังงานที่ได้จากการหายใจแบบแอโรบิกเมื่อเทียบต่อมวลสารอาหารที่เท่ากัน แล้ว มีค่ามากกว่าพลังงานที่ได้จากการหายใจแบบแอนีอ็อกซิก จึงพึงระวังไม่ให้มีออกซิเจนมารบกวนในถังปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชัน มิฉะนั้น จุลินทรีย์เฮเทอโรโทรฟจะใช้ออกซิเจนมาสันดาปสารอาหารก่อน และ ดีไนทริฟิเคชันจะลดลงหรือไม่เกิดขึ้นเลย อนึ่ง จลนพลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชัน คล้ายกับของการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนและการออกซิไดซ์แอมโมเนียในขั้นตอนไนทริฟิเคชัน คือสามารถใช้สมการโมโนต์มาทำนายประสิทธิภาพของระบบได้เช่นกัน และเมื่อไนเตรดเป็นสารที่ต้องการเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจน จึงมุ่งไปในกรณีที่พยายามให้สารอาหารไม่เป็นตัวจำกัด (หรือ $S \gg K_s$) หรือพยายามทำให้สมการดีไนทริฟิเคชันเป็นสมการอันดับศูนย์ ดังนี้

$$\mu = \mu_m$$

**ฝ่ายหอสมุด
คุณหญิงหลง อรรถกระวีสุนทร**

หากใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก เช่น เมทานอล หรือ กรดอะซิติก มาเติมเข้าระบบก็จะป้องกันไม่ให้เกิดการจำกัดของสารอาหารได้ แต่ถ้าใช้น้ำเสียมาเป็นแหล่งคาร์บอนก็อาจมีผลหรือขีดจำกัดต่ออัตรากำจัดไนเตรตได้ ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะมีสารอาหารอยู่สองชนิด คือ ไนเตรตและอินทรีย์คาร์บอนซึ่งจำเป็นสำหรับกลุ่มโอเอชโอ (Ordinary Heterotrophic Organism : OHO หมายถึง สิ่งมีชีวิตที่มีบทบาทในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน ภายใต้ภาวะแอโรบิกให้ กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์กับน้ำ แล้วได้พลังงานมาใช้สำหรับสร้างเซลล์และใช้งานอื่นๆ) ที่ทำหน้าที่เป็นตัวดีไนทริฟายสารไนเตรตให้เป็นไนโตรเจน ดังนั้นสมการโมโนด์รวมของดีไนทริฟิเคชัน คือ

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \left(\frac{S}{K_S + S} \right) \left(\frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \right) \quad (1.20)$$

- เมื่อ μ_{DN} = อัตราการโตจำเพาะของดีไนทริฟายเออร์ มีหน่วยเป็นกรัมมวลชีวภาพที่ผลิตได้ต่อวันต่อกรัมมวลชีวภาพของดีไนทริฟายเออร์ (day^{-1})
- S = ความเข้มข้นของสับสเตรตอินทรีย์คาร์บอน เช่น ซีไออดี หรือ บีไออดี (mg/L)
- S_{NO_3} = ความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรต ($\text{mg.NO}_3\text{-N/L}$)
- K_{NO_3} = ความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรตที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุด ($\text{mg.NO}_3\text{-N/L}$)

แต่เนื่องจาก K_{NO_3} มีค่าต่ำมาก คือ $0.16 \text{ mg.NO}_3\text{-N/L}$ สำหรับระบบฟิล์มตรึง (Fixed film) อัตราของปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจึงไม่ขึ้นกับความเข้มข้นของไนเตรตนักถ้าค่าไนเตรต-ไนโตรเจนในระบบเท่ากับหรือมากกว่า $1\text{-}2 \text{ mg/L}$ ดังได้กล่าวมาแล้วในช่วงต้นของหัวข้อนี้ ดังนั้นอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของดีไนทริฟายเออร์จึงอาจลดรูปลงเป็นเพียง

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \{S / (K_S + S)\} \quad (1.21)$$

และถ้ามีอินทรีย์สารมากพอ ($S \gg K_S$) สมการก็จะลดรูปเพิ่มเติมอีกเป็น

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \quad (1.22)$$

ถ้าเป็นระบบสลัดจ์ไวงานหรือเอเอส และใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าค่า K_S มีค่าไม่มากนักและเนื่องจากออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ดีกว่าในเทรต พลังงานที่ได้ออกมาจากการหายใจแบบแอโรบิกจึงสูงกว่าแบบแอนีอ็อกซิก ค่ายิลด์แท้ (True yield) หรือ Y_{DN} จึงน้อยกว่า Y_{AER} ในระบบแอโรบิกและหากใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอนพบว่า Y_{DN} จะเท่ากับ 0.16 mg/mg.COD ที่ถูกกำจัดไป และจะได้อัตราการใช้สารอาหารไนเทรตโดยดีไนทริฟายเออร์ เป็นตามสมการ (1.23) ดังนี้

$$\begin{aligned} \{d(S_{NO_3})/dt\}/X &= (1/Y_{DN})\{(\mu_{m,DN}S)/(K_S + S)\}\{S_{NO_3}/(K_{NO_3} + S_{NO_3})\} \\ &= \mu_{DN}/Y_{DN} \end{aligned} \quad (1.23)$$

เมื่อ $d(S_{NO_3})/dt$ = อัตราการลดไนเทรต (mg.NO₃-N/L.day)

Y_{DN} = ยิลด์ของเฮเทอโรโทรฟที่เป็นดีเอ็นบี (g.VSS/g.NO₃-N)

หนึ่ง อัตราการลดไนเทรตนี้ส่วนใหญ่จะเรียกกันในเรื่องอัตราดีไนทริฟิเคชัน (DNR) ซึ่งถ้าเทียบกับมวลวิเอสเอสก็เรียกเป็นอัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ หรือ SDNR หรือ U_{DN} ดังจะได้กล่าวต่อไป และบางทีก็เรียกกันในเรื่องอัตราการใช้ในเทรตจำเพาะ หรือ Specific nitrate utilization rate (SNUR) ด้วย ทั้งนี้พีเอชของถังปฏิกริยาควรอยู่ในช่วง 7.0-7.5 มิฉะนั้นแล้วอัตราจะลดลงไปตามลำดับ หนึ่ง ในการหาขนาดถังปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชัน อาจหาได้จากสมการ

$$U_{DN} = \{(NO_{3,inf} - NO_{3,eff})Q\}/V \cdot X_v \quad (1.24)$$

$$\text{หรือ } V = \{(NO_{3,inf} - NO_{3,eff})Q\}/U_{DN} \cdot X_v$$

เมื่อ U_{DN} = อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ มีหน่วยเป็นมิลลิกรัมไนเทรต-ไนโตรเจนที่ถูกกำจัดต่อชั่วโมงต่อกรัมของมวลชีวของเฮเทอโรโทรฟ (hr⁻¹)

$$\text{โดย } U_{DN} = \{d(S_{NO_3})/dt\}/X_v$$

$NO_{3,inf}$ = ความเข้มข้นของไนเทรต-ไนโตรเจนในน้ำเข้า (mg.NO₃-N/L)

$NO_{3,eff}$ = ความเข้มข้นของไนเทรต-ไนโตรเจนในน้ำออก (mg.NO₃-N/L)

X_v = ความเข้มข้นของมวลของเฮเทอโรโทรฟ (mg.VSS/L)

V = ปริมาตรของถังปฏิกริยาแอนีอ็อกซิก (m³)

โดยค่า U_{DN} จะมีผลกระทบจากอุณหภูมิ ค่าออกซิเจน พีเอช และรูปทรงของถังปฏิกรณ์ ซึ่งทำให้ผลรวมของสมการ (1.24) กลายเป็นสมการ (1.25)

$$U_{DN,T} = U_{DN,20}(\theta)^{T-20} \cdot (1 - DO) \quad (1.25)$$

เมื่อ $DO =$ ความเข้มข้นออกซิเจนละลาย ($mg.O_2/L$)

$\theta =$ ค่าคงที่สำหรับปรับแก้ผลของอุณหภูมิ $\equiv 1.05-1.16$

กล่าวคือ ถ้าค่าดีไอสูงเกิน 1.0 แล้วจะไม่เกิดดีไนทริฟิเคชัน และอัตราดีไนทริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้นเมื่อค่า ดีไอลดลงและอุณหภูมิเพิ่มขึ้น

ตาราง 1.3 ผลของสารคาร์บอนชนิดต่างๆ ที่มีต่ออัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชัน

แหล่งคาร์บอน	อุณหภูมิของน้ำในระบบ (°C)	อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชัน ($mg.NO_3-N/(mg.MLVSS \cdot day)$)
เมทานอล	25	0.21-0.32
เมทานอล	20	0.12-0.90
น้ำเสีย	15-27	0.03-0.11
คาร์บอนเอ็นโดจีนัส	12-20	0.017-0.048

ที่มา : เครื่องศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543 : 488

ตาราง 1.4 ค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชัน

สัมประสิทธิ์	สัญลักษณ์	หน่วย	ช่วง	ค่าเสนอแนะ
อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด	$\mu_{m,DN}$	day^{-1}	5-10 (เมทานอล) 3-6 (น้ำเสีย)	-
ค่า K_s ของสารอาหาร	K_{NO_3}	$mg.NO_3-N/L$	0.06-0.20	0.1
	K_{DO}	$mg.O_2/L$	0.1-0.5	-
	$K_{เมทานอล}$	$mg.COD/L$	5-10	-
	K_{COD}	$mg.COD/L$	10-20	10-20
ค่าyield	Y_{DN}	$mg.COD/mg.NO_3-N \cdot L$	1.6-1.8	-
ค่าสัมประสิทธิ์การนำเปื้อน	$k_{d,DN}$	day^{-1}	0.05-0.10	-

ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544 : 8

การใช้ระบบตะกอนเร่งกำจัดสารไนโตรเจนรูปต่างๆ ในน้ำเสีย ได้แก่ การใช้แบคทีเรียแบบแขวนลอยในการเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียให้เป็นไนเตรต และหรือเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน ระบบตะกอนเร่งแบบทั่วไปซึ่งใช้กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนได้

ระบบตะกอนเร่งที่ดัดแปลงให้ใช้กำจัดไนโตรเจนมี 2 ประเภท คือ

- ระบบแยกเชื้อ (Separate Culture System หรือ Two Sludge System)

- ระบบเชื้อผสม (Combined Culture System หรือ Single Sludge System)

1 ระบบแยกเชื้อ เป็นระบบที่มีการเลี้ยงตะกอนเร่ง 2 ชุด ให้ทำหน้าที่ไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชันชุดละอย่าง ดังปฏิกิริยาจะมี 2 ชุด เป็นอย่างน้อย (ภาพประกอบ 1.6) แต่ละชุดจะมีถังตกตะกอนเป็นของตนเอง นั่นคือระบบแยกเชื้อประกอบด้วยระบบตะกอนเร่งอย่างน้อย 2 ชุด ต่อกันอย่างอนุกรมชุดแรกมีปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันและแอโรบิกออกซิเคชันเกิดขึ้น ทำให้สามารถกำจัดบีโอดีได้พร้อมๆ กับการกำจัด TKN (เปลี่ยนเป็นไนเตรต) สารรับอิเล็กตรอนของถังปฏิกิริยาชุดแรก ได้แก่ ออกซิเจน

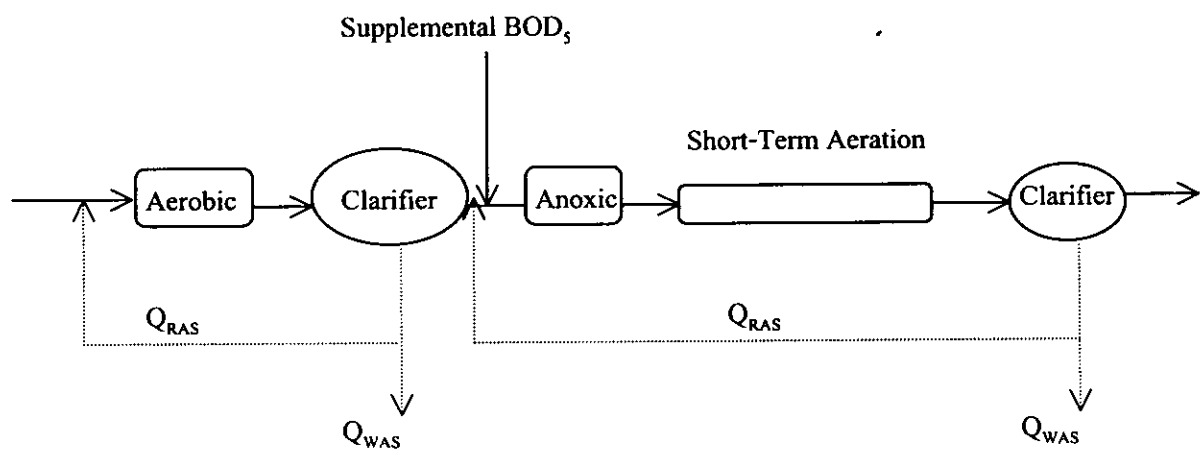
ชุดที่สองมีปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้น เป็นกระบวนการที่ใช้ในการกำจัดไนเตรตที่เกิดขึ้นในถังปฏิกิริยาชุดแรก ไนเตรตเป็นสารรับอิเล็กตรอนของถังปฏิกิริยาชุดนี้ ดังนั้นในขั้นตอนนี้จึงไม่จำเป็นต้องมีการเติมออกซิเจน การกวนน้ำกระทำเพื่อให้สลัดจ์แขวนลอยอยู่ในถังปฏิกิริยาเท่านั้น

แบคทีเรียในถังปฏิกิริยาชุดแรก ได้แก่ Heterotrophic Bacteria ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียทั่วไป และ Autotrophic Bacteria ซึ่งมีบทบาทในปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันแบคทีเรียทั้งสองประเภทดังกล่าว สามารถอาศัยอยู่ร่วมกันในถังปฏิกิริยาชุดแรก (เรียกว่าถังแอโรบิก) ได้อย่างกลมเกลียวเพราะไม่ขัดผลประโยชน์ต่อกัน ทั้งนี้เนื่องจาก Heterotrophic Bacteria ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอนส่วน Autotrophic ใช้คาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอนจึงไม่แย่งอาหารกัน

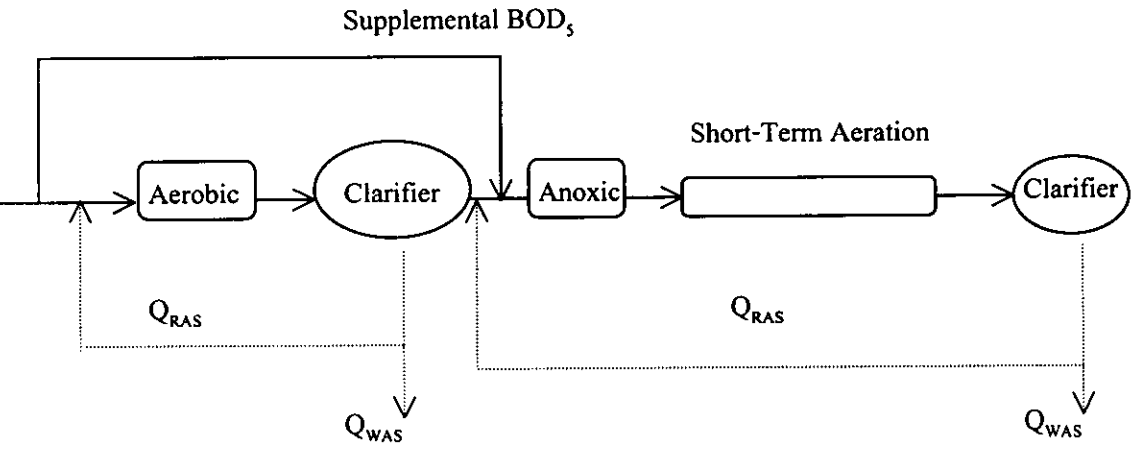
อย่างไรก็ตาม ปริมาณดีโอ (DO) ต้องมีพอเพียงให้กับแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภท เนื่องจากทั้งคู่ใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

แบคทีเรียที่อาศัยอยู่ในถังปฏิกิริยาชุดที่ 2 (เรียกว่าถัง Anoxic) เป็นประเภท Heterotrophic ที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเช่นเดียวกับที่อยู่ในถังชุดแรกอย่างไรก็ตามเนื่องจากแบคทีเรียอาศัยอยู่ในแม้ว่าไนโตรเจนจะเป็นธาตุที่มีอยู่มากที่สุดในบรรยากาศ แต่ก๊าซไนโตรเจนนั้นมีบทบาทไม่มากนักในทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ไนโตรเจนที่มีความสำคัญต่อสภาวะแวดล้อมจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ (organic-N) แอมโมเนีย (NH_3) ไนเตรต (Nitrate) และไนไตรต์ (Nitrite) การกำจัดไนโตรเจนออกจากรน้ำเสียมีความจำเป็น เนื่องจากสารประกอบไนโตรเจนต่างๆสามารถที่จะก่อให้เกิดปัญหากับสิ่งแวดล้อมได้หลายประการ โดยเฉพาะในอุตสาหกรรมหลักในภาคใต้ที่มีการปล่อยน้ำทิ้งที่มีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูง

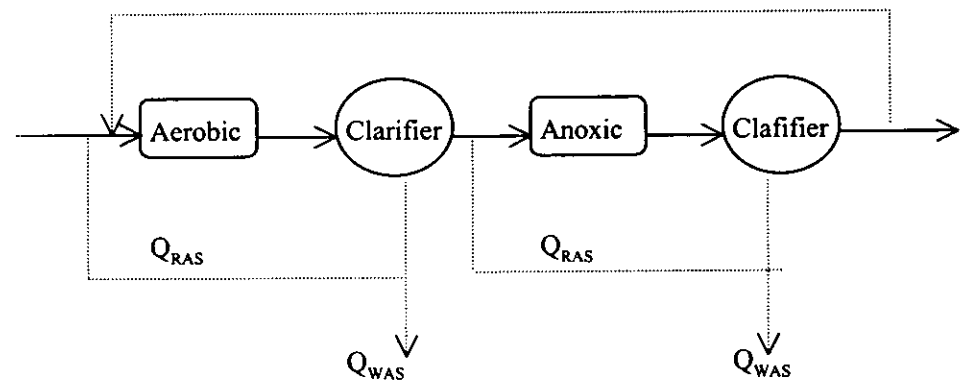
กระบวนการที่ทำให้สารประกอบแอมโมเนียอยู่ในรูปแบบต่างๆ แสดงในภาพประกอบ 1.3 สภาวะไร้ออกซิเจน จึงใช้ในเตรต (ซึ่งเกิดจากถังชุดแรก) เป็นสารรับอิเล็กตรอน แต่แหล่งคาร์บอนและพลังงานยังคงต้องเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนเช่นเดิม



(A)



(B)



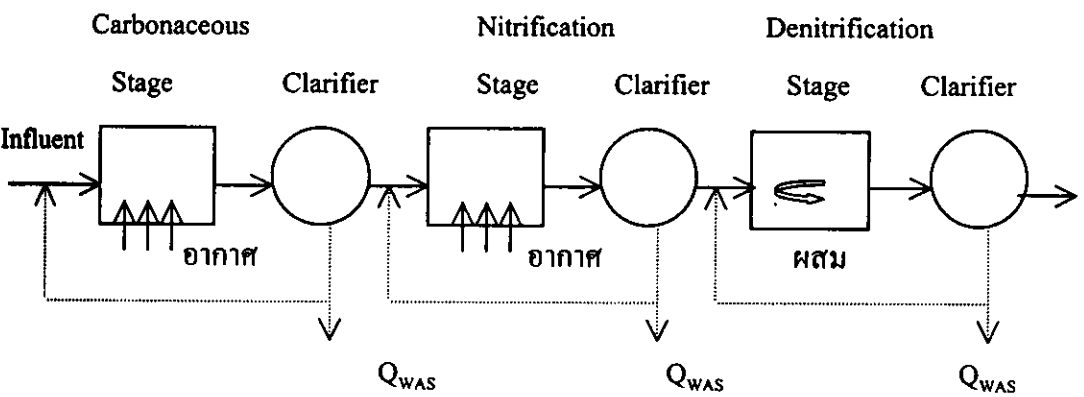
(C)

ภาพประกอบ 1.6 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบแยกเชื้อ

ระบบนี้ประกอบไปด้วยระบบแยกที่เวตต์สลัดจ์ 2 จุด แต่ละจุดจะแยกหน้าที่ในการทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยแต่ละจุดจะต่อกันอย่างอนุกรมและมีถังตกตะกอนเป็นของตนเองในถังแอโรบิกนั้นจุลินทรีย์ที่อยู่ถังจะได้แก่พวก เอเทอโรโทรฟิก และออโทโทรฟิก (ใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอนและได้พลังงานจากปฏิกิริยา)ซึ่งมีบทบาทในการเกิด

ปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน จุลินทรีย์ทั้งสองชนิดสามารถอยู่รวมในถังเดียวกันได้ เนื่องจากจุลินทรีย์พวกแพคัลเททีฟใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอน ส่วนพวกออโทโทรฟิกใช้คาร์บอนจากคาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำเสีย ฉะนั้นจึงไม่แย่งอาหารกัน ส่วนในถังแอนีออกซิกนั้นจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่จะเป็นพวกแพคัลเททีฟที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเหมือนในถังแเอโรบิก ต่างกันตรงที่ในถังนี้ไนเตรตจะเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจนเท่านั้น

ตัวอย่างรูปแบบของระบบสองสแตจ์แสดงไว้ในภาพประกอบ 1.6 โดยรูปที่ 1.6(A) ถึงแเอโรบิกจะทำหน้าที่กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และเกิดกระบวนการไนทริฟิเคชันจากนั้นน้ำที่ออกจากถังตกตะกอนของระบบแเอโรบิกซึ่งมีไนเตรตอยู่ด้วยนั้น จะได้รับการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนก่อนจะเข้าสู่ถังแอนีออกซิกต่อไป ส่วนในรูปที่ 1.6 (B) นั้นระบบนี้ใช้หลักการแบบเดียวกับในรูปที่ 6 (A) จะต่างกันตรงที่มีน้ำเสียเข้าบางส่วนที่ถูกแบ่งไปสู่ชุดที่ 2 เพื่อเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน ถึงแม้สารอินทรีย์คาร์บอนภายในระบบจะเพียงพอ โดยไม่ต้องหาจากแหล่งภายนอกมาเพิ่มในช่วงก่อนเข้าถังแอนีออกซิกก็ตามแต่จะมีสารประกอบไนโตรเจนจำนวนหนึ่งที่จะหลุดออกไปจากระบบ เนื่องจากในถังแอนีออกซิกไม่สามารถออกซิไดส์แอมโมเนียได้ และในกรณีของรูปที่ 1.6 (C) จะมีการหมุนเวียนน้ำจากถังตกตะกอนที่ 2 สู่อังนีออกซิก เพื่อเป็นการนำไนเตรตที่ยังคงมีเหลืออยู่ในน้ำมาทำปฏิกิริยาในถังแอนีออกซิกอีกครั้ง ทำให้น้ำทั้งมีไนโตรเจนลดลงและยังเป็นการช่วยลดปริมาณความต้องการออกซิเจนในถังแเอโรบิกด้วย เนื่องจากมีออกซิเจนจากไนเตรตมาเป็นตัวเสริมในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในถังแอนีออกซิกได้มากขึ้น



ภาพประกอบ 1.7 กระบวนการสามสแตจ์ สำหรับกำจัดไนโตรเจน (WEF manual of practice, 1992)

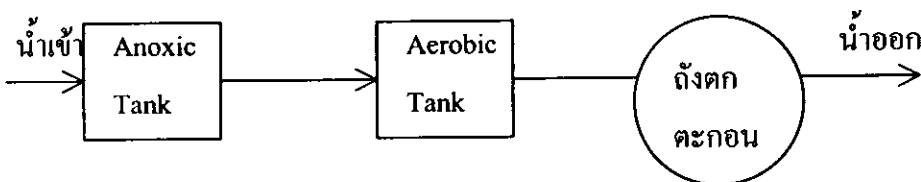
ระบบแยกเชื้อแบบระบบสามสแตจ์เป็นการแยกกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนไนทริฟิเคชัน และดีไนทริฟิเคชันออกจากกันดังแสดงในภาพประกอบ 1.7 โดยระบบจะประกอบด้วยแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ 3 ชุดด้วยกัน ระบบนี้เป็นระบบที่มีผลเสียจากการที่ต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเพิ่มเติมให้แก่ระบบ และเสียค่าใช้จ่ายสูงในการที่จะต้องแยกถังตกตะกอนออกจากกันในแต่ละชุดของแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

2. ระบบเชื่อมผสม เป็นระบบที่มีการเลี้ยงแอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ชุดเดียวทำหน้าที่ทั้ง 3 อย่าง คือ

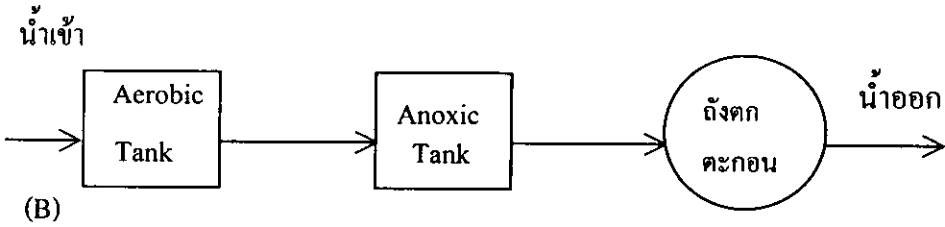
แอโรบิกออกซิเดชัน (กำจัดบีโอดี) ไนทริฟิเคชัน (กำจัดแอมโมเนีย) และดีไนทริฟิเคชัน (กำจัดไนเตรด) ระบบเชื่อมผสมนี้ประกอบด้วยถังปฏิกริยา 2 ชนิด คือ ถังแอน็อกซิก (Anoxic) (ภาพประกอบ 1.8) เช่นเดียวกับของระบบแยกเชื้อ แต่มีสิ่งที่แตกต่างกันคือ ระบบแยกเชื้อมีถังตะกอน 2 ชุด ส่วนระบบเชื่อมผสมมีถังตะกอนชุดเดียว ลักษณะดังกล่าวทำให้แอ็คติเวเต็ดสลัดจ์ในถังปฏิกริยาทั้งสองชุดของระบบเชื่อมผสมเป็นแบคทีเรียกลุ่มเดียวกัน

สำหรับในระบบเชื่อมผสม ถังตะกอนมักจะอยู่ในตำแหน่งสุดท้ายของอนุกรมเสมอสลัดจ์จะหมุนเวียนจากกันถึงตกตะกอนมาเข้าถังปฏิกริยาชุดแรก ซึ่งอาจเป็น Anoxic (ภาพประกอบ 1.8A) หรือเป็นถังแอโรบิก (ภาพประกอบ 1.8B) ก็ได้ สลัดจ์ในถังปฏิกริยาชุดแรกจะไหลเข้าถังชุดที่ 2 โดยไม่ต้องมีถังตกตะกอน แม้ว่าในระบบแยกเชื้อถังแอโรบิกจะอยู่หน้าถังแอน็อกซิกเสมอก็ตาม แต่สำหรับระบบเชื่อมผสมอาจกำหนดให้ถังใดอยู่หน้าก็ได้ตามความเหมาะสม

ตำแหน่งของถังแอน็อกซิกและถังแอโรบิกสามารถวางสลับตำแหน่งได้ หากถัง anoxic อยู่หน้าดังภาพประกอบ 1.8 (A) ก็จะเกิดปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันก่อน จึงเรียกว่าแบบ Predenitrification และหากถัง aerobic อยู่หน้าดังภาพประกอบ 1.8 (B) ปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันก็จะเกิดทีหลัง จึงเรียกว่า Postdenitrification การกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียโดยใช้ระบบตะกอนเร่งโดยใช้กระบวนการ Oxic-Anoxic สามารถแบ่งได้เป็น 2 วิธีคือ ระบบแยกเชื้อ และระบบเชื่อมผสมโดยปกติระบบแบบ Predenitrification มักอยู่ในสภาวะที่มีคาร์บอนไม่จำกัด (Non Carbon Limiting Conditions) ส่วนระบบแบบ Postdenitrification มักอยู่ในสภาวะที่มีคาร์บอนจำกัด (Carbon Limiting Conditions) ปัจจัยที่มีความสำคัญมากอีกประการหนึ่งในการกำหนดอัตราเร็วของดีไนทริฟิเคชันในระบบตะกอนเร่งแบบ Predenitrification จะมีคาร์บอนสำหรับใช้ในปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันมากกว่าระบบแบบ Postdenitrification ดังนั้นลำดับของปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันมีความสำคัญต่ออัตราเร็วของการกำจัดไนเตรด ทั้งนี้เพราะถ้าปล่อยให้ปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นทีหลัง ทำให้ปฏิกริยาเป็นแบบ Endogeneous nitrate denitrification อัตราการกำจัดไนเตรดจึงเกิดได้ช้า แต่ถ้าให้ปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นก่อน อัตราการกำจัดไนเตรดจะเกิดได้เร็วเพราะมีปฏิกริยาแบบ Substrate nitrate denitrification



(A)



ภาพประกอบ 1.8 กระบวนการ Predenitrification(A) และ Postdenitrification(B)

อนึ่ง ระบบการกำจัดไนโตรเจนแบบเชื้อผสมอาจเกิดขึ้นได้ในระบบคววนเวียน (Oxidation Ditch) ลักษณะการไหลในคววนเวียนทำให้มีการเคลื่อนที่ของเชื้อผสมตลอดเวลา กำจัดไนโตรเจนใช้ระบบคววนเวียนนี้สามารถอธิบายได้จากทฤษฎีพื้นฐานเช่นเดียวกับระบบอื่นๆ โดยการเกิดกระบวนการไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชัน การควบคุมปริมาณออกซิเจนภายในคววนเวียน จะทำให้เกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันในบริเวณที่มีออกซิเจนละลายสูง และเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันในบริเวณที่มีออกซิเจนต่ำมาก

1.3 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Middlebrooks, E. J., et al.(1983) ได้ศึกษาการใช้แบบจำลองการไหลแบบต่าง ๆ ในการหาค่าการกำจัดไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ โดยมีทั้งแบบจำลองการไหลแบบ plug flow แบบการกวนผสมสมบูรณ์แบบ และแบบ dispersed flow ร่วมกับสมการจลนพลศาสตร์ของ Mohod พบว่าแบบจำลองแบบ plug flow และจลนพลศาสตร์แบบลำดับที่หนึ่งจะได้ค่าที่สอดคล้องกับการทดลอง

Chui, P. C. et al. (1996) ได้ศึกษาผลของการเติมอากาศ อัตราการระบรทุก และ อัตราส่วน COD : N ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และสารอินทรีย์ในระบบปฏิกรณ์กรอง เบนิ่งที่มีทั้งส่วนมีอากาศ และไร้อากาศ ชนิดป้อนแบบไหลขึ้น พบว่า ที่ความเข้มข้นไนโตรเจนที่เข้าระบบ 250 mg N/L และ อัตราการระบรทุกไนโตรเจนสูงถึง 1 kg N/m³.d. จะได้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน 41 – 86% โดยไม่ต้องมีการป้อนกลับน้ำที่ออกจากระบบ โดยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้เองที่ชั้นในของตัวกลางกรองที่มีสภาวะ ขาดออกซิเจน ประสิทธิภาพการลด COD ได้มากกว่า 95% ถึงแม้จะมีค่าภาวะบรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 5 kg COD/m³.d. และค่าความเข้มข้นเฉลี่ยของ DO จะต่ำ โดยอยู่ที่ระดับ 1.1 mg/L

Tseng, W.A.J., et al. (1997) ศึกษาผลของอัตราส่วน COD/N ในน้ำเข้าที่มีต่อกระบวนการไนทริฟิเคชันเพียงบางส่วนและกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ (PD/CD) พบว่าที่อัตราส่วน COD/N ในน้ำเข้าช่วง 3.7-9.8 จะมีความเข้มข้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำออกอยู่ในช่วง 6.5-8.4

mg/L โดยที่ความเข้มข้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำเข้าจะมีผลกระทบต่อระดับแอมโมเนียในน้ำออกเพียงเล็กน้อย และถ้าในน้ำเข้ามีอัตราส่วน COD/NH₄-N อยู่ในช่วง 2-11 ก็จะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD และที่อัตราส่วน COD/N เป็น 5.3 หรือสูงกว่าจะทำให้เกิดดีไนทริฟิเคชันเกือบสมบูรณ์ ไม่มีการสะสมของไนเตรตและไนไตรต์

Benthum, C.C., et al. (1998) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนโดย Biofilm Airlift Reactor ซึ่งเติมอากาศแบบเป็นจังหวะ พบว่า เมื่อมีการเพิ่มระยะเวลาในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ทำให้เกิดการกำจัดไนโตรเจนได้มากขึ้น ซึ่งในช่วง anoxic ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน จะมีการเติมอะซิเตทเพื่อทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน (electron donor) และในช่วงนี้ต้องการ HRT (hydraulic retention time) ที่นานเพียงพอเพื่อให้ denitrifying heterotrophs เจริญเติบโต

Yoo, H., et al. (1999) ได้ศึกษากระบวนการกำจัดไนโตรเจน โดยกระบวนการไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชันในระบบ SND ซึ่งเป็นระบบที่มีกระบวนการทั้ง 2 ในปฏิกรณ์เดียว โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสารอะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าที่อัตราส่วน COD : N เท่ากับ 5 : 1 และ 10 : 1 และสภาวะที่เหมาะสม จะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD มากกว่า 95% และมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน มากกว่า 90% กระบวนการดังกล่าวประกอบด้วยขั้นตอนการเติมอากาศ 72 นาที การตกจม 48 นาที และการรีนน้ำทิ้ง 24 นาที โดยพบว่าประสิทธิภาพระบบขึ้นกับอัตราการเพิ่มขึ้นของ O₂ และ ค่าออกซิเจนสูงสุด ต่ำสุดในขั้นตอนการเติมอากาศ ระยะเวลาการเติมอากาศ และการสัมผัสระหว่างน้ำเสียที่เข้าระบบ ทางด้านล่าง กับตะกอนจุลินทรีย์ในขั้นตอนทำเป็นสภาวะไร้อากาศ (MLVSS = 2000 – 5000 ppm)

Nowak, O., et al (1999) ได้ทดลองศึกษากระบวนการกำจัดไนโตรเจนใน กระบวนการไนทริฟิเคชัน และดีไนทริฟิเคชัน ของการกำจัดน้ำเสียชุมชนโดยระบบตะกอนเร่ง พบว่ากรณีที่ ให้มีเขตไร้อากาศ ในระบบประมาณ 20% จะให้ประสิทธิภาพการเกิดไนไตรต์ได้ดีกว่ากรณีที่มีการเติมอากาศสมบูรณ์แบบ และข้อเสนอแนะสำหรับระบบที่จะให้ได้การเกิดไนทริฟิเคชันสมบูรณ์ ต้องมีการเติมอากาศสมบูรณ์แบบ ส่วนในขั้นตอนต่อไปคือขั้นตอนการเปลี่ยนไนไตรต์เป็นก๊าซไนโตรเจน ต้องปรับสภาวะให้จุลินทรีย์ เข้าสู่ระบบสภาวะไร้อากาศ

Bernet, N., et al. (2000) ศึกษาการใช้ระบบ SBR ในการบำบัดน้ำเสียในฟาร์มหมู โดยที่มีการรวม anaerobic-aerobic ในปฏิกรณ์เดียวกัน ในขั้นตอน anaerobic จะมีการนำน้ำเสียเข้ามาจากน้ำเสียเริ่มต้นและน้ำเสียส่วนที่ได้จากขั้นตอน aerobic ส่วนขั้นตอน aerobic จะเป็นขั้นตอนการกำจัดสารอินทรีย์ และแอมโมเนียถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์ หลังจากนั้นระหว่างช่วงการเติม (filling) เริ่มมี denitrification เมื่อ DO มีค่าต่ำมาก และมีการทดสอบอัตราส่วน recycle/influent จาก 1 ถึง 3 พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด TOC เท่ากับ 81-89 % ประสิทธิภาพการกำจัด TKN เท่ากับ 85-91 %

และที่อัตราส่วน recycle/influent ต่ำ TKN เริ่มต้น 10-28% ถูกเปลี่ยนเป็น NO_x แต่ถ้าอัตราส่วน recycle/influent สูง จะทำให้ใน effluent มีความเข้มข้น NO_x ต่ำ

สุวิมล และ สุพร (2000) ได้ศึกษาการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารไนโตรเจนของน้ำชะมูลฝอยในระบบบ่อเติมอากาศ 2 แบบ แบบเติมอากาศเป็นจังหวะโดยการเปิด-ปิดเครื่องเติมอากาศ และแบบเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง พบว่า ระบบบำบัดที่เติมอากาศเป็นจังหวะ มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนดีกว่าระบบบำบัดที่เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง โดยที่ไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดของสารอินทรีย์ และประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบที่เติมอากาศเป็นจังหวะ ขึ้นอยู่กับระยะเวลาเก็บกักน้ำไหลเวียน และ ระยะเวลาในการเปิด-ปิดเครื่องเติมอากาศ

Cheng, J., et al. (2001) พบว่า ในกระบวนการเติมอากาศแบบเป็นจังหวะสำหรับการบำบัดน้ำเสีย มีกระบวนการ nitrification และ denitrification ที่เป็นขั้นตอนที่สามารถกำจัดไนโตรเจนจากน้ำเสียเกิดขึ้นด้วย โดย ช่วงเติมอากาศทำให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมสำหรับ nitrifying bacteria และ ช่วงไม่มีการเติมอากาศจะเหมาะสมสำหรับ denitrifying bacteria

Ghusain, I.A., et al.(2002) ศึกษาการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนระหว่างการย่อยสลัดจ์แบบ aerobic/anoxic และการย่อยแบบ aerobic พบว่าอัตรา nitrification/denitrification ของการย่อยแบบแรกจะสูงกว่ากระบวนการย่อยแบบ aerobic และอุณหภูมิในการลด VSS และไนโตรเจนที่เหมาะสมคือ $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ และในการย่อยแบบ aerobic/anoxic ที่มี aerobic 50% และ anoxic 50% จะเหมาะสมสำหรับการลดของแข็งและการเปลี่ยนรูปไนโตรเจน

Kargi, F., et al.(2002) ศึกษาการกำจัดสารอาหารจากน้ำเสียสังเคราะห์ ในระบบ SBR ที่ประกอบด้วย ขั้นตอน anaerobic/anoxic/oxic /anoxic/oxic ที่ HRT 2/1/4.5/1.5/1.5 ชั่วโมงตามลำดับ ในการศึกษาที่อายุสลัดจ์ SRT จาก 5-30 วัน พบว่า SRT ที่เหมาะสม คือ 10 วัน ซึ่งจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารได้สูงสุดคือ COD 94 % $\text{NH}_4\text{-N}$ 84 % และ $\text{PO}_4\text{-P}$ 70%

Kargi, F., et al. (2002) ศึกษาการกำจัดสารอาหารในระบบ SBR ที่ประกอบไปด้วย anaerobic/anoxic/ oxic/anoxic/oxic มี HRT 2/1/4.5/1.5/1.5 ชั่วโมง โดยมีการตกจม 0.5 ชั่วโมง มี SRT 10 วัน และมี COD 1200 mg/L ซึ่งขึ้นอยู่กับส่วนประกอบของน้ำเสีย ซึ่งกระบวนการกำจัดสารอาหาร ซึ่งพิจารณา COD/ $\text{NH}_4\text{-N}$ และ COD/ $\text{PO}_4\text{-P}$ โดยใช้ Box Wilson statistical experimental พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด COD มากกว่า 95 % ประสิทธิภาพการกำจัด $\text{NH}_4\text{-N}$ เท่ากับ 94 % ที่ COD/ $\text{NH}_4\text{-N}$ เท่ากับ 40 และ COD/ $\text{PO}_4\text{-P}$ เท่ากับ 250 ประสิทธิภาพการกำจัด $\text{PO}_4\text{-P}$ เท่ากับ 99% ที่ COD/ $\text{NH}_4\text{-N}$ เท่ากับ 50 และ COD/ $\text{PO}_4\text{-P}$ เท่ากับ 200 (อัตราส่วน COD/ $\text{NH}_4\text{-N}$ / $\text{PO}_4\text{-P}$ เท่ากับ 100/2/0.5) ซึ่งเป็นประสิทธิภาพการกำจัดสูงสุด

Pollice, A., et al. (2002) ศึกษาอิทธิพลของการเติมอากาศและ sludge retention time ที่มีต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรต์และไนเตรต พบว่าเมื่อมีการเติมอากาศตลอดเวลา ที่อุณหภูมิ

32 °C และ pH 7.2 อายุสลัดจ์จะเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับกระบวนการไนทริฟิเคชันเพียงบางส่วน โดยจะมีการออกซิไดซ์แอมโมเนียมเป็นไนไตรต์เมื่อ SRT 10 วัน และจะไม่เสถียรโดยจะมีการเปลี่ยนเป็นไนเตรตเมื่อมีอายุสลัดจ์เพิ่มขึ้น ส่วนภายใต้การเติมอากาศแบบเป็นจังหวะอายุสลัดจ์ ไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแอมโมเนียมเป็นไนไตรต์ที่จะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์และเสถียร ซึ่งจะชี้ให้เห็นว่า DO เป็นพารามิเตอร์สำหรับควบคุมกระบวนการไนทริฟิเคชันเพื่อให้กลายเป็นไนไตรต์ สรุปได้ว่าการกำจัดแอมโมเนียมและ ไนไตรต์ พร้อมกับการเติมอากาศแบบเป็นจังหวะจะเป็นกระบวนการที่เหมาะสม

1.4 วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษากลไกการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียในกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีทางชีวภาพ
2. เพื่อศึกษาผลของตัวแปรต่างๆเช่น ความเข้มข้นจุลินทรีย์ ความเข้มข้น BOD₅ ความเข้มข้น TKN และ pH ที่มีต่อประสิทธิภาพของการเกิดไนเตรตในกระบวนการไนทริฟิเคชันของ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ
3. เพื่อศึกษาผลของตัวแปรต่างๆ เช่น ชนิดของแหล่งคาร์บอน และ ค่า COD/NO₃⁻-N ที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการ ดีไนทริฟิเคชันต่อจากกระบวนการไนทริฟิเคชันของ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศ
4. เพื่อกำหนดสภาวะขั้นตอนที่เหมาะสมที่มีต่อการกำจัดไนโตรเจนในการเดินระบบบำบัดทางชีวภาพที่มีระบบผสมของบ่อเติมอากาศและบ่อไร้อากาศ
5. เพื่อหาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ สำหรับการคำนวณการกำจัดไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณจุลินทรีย์ต่ำ โดยทำการตรวจสอบค่าที่ได้จากการคำนวณกับค่าที่ได้จากการทดลอง

1.5 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย

- ได้ทราบถึงปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการเกิดไนเตรตในกระบวนการไนทริฟิเคชันและที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เพื่อนำข้อมูลที่ได้ไปปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสีย ให้มีการลดปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น
- ให้ได้ค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ที่จำเป็นต้องใช้ในการคำนวณออกแบบระบบการกำจัดไนโตรเจนในกรณีที่เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นจุลินทรีย์ต่ำ เช่นระบบบ่อเติมอากาศ เพื่อให้สามารถนำไปใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียของอุตสาหกรรมต่างๆ