

บทที่ 2

ทฤษฎีและสรุปสาระสำคัญจากเอกสารที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำชะมูลฝอย

น้ำชะมูลฝอยหมายถึงของเหลวใดๆ ที่ไหลซึมผ่านชั้นมูลฝอยและได้ละลายหรือชะเอาสารต่างๆ จากมูลฝอยไปด้วย ซึ่งโดยทั่วไปน้ำชะมูลฝอยที่มาจากพื้นที่ฝังกลบมูลฝอยจะมาจากการไหลซึมของน้ำผิวดิน น้ำฝน น้ำใต้ดิน น้ำพุใต้ดิน และของเหลวที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาการย่อยสลายของมูลฝอย

2.1.1 องค์ประกอบของน้ำชะมูลฝอย

เมื่อน้ำหรือของเหลวได้ไหลซึมผ่านชั้นมูลฝอย ซึ่งในชั้นมูลฝอยนั้นจะเกิดการย่อยสลายทางชีววิทยาและทางเคมี ของเหลวจะทำการชะเอาสารต่างๆ จากการย่อยสลายมูลฝอยไปด้วย น้ำชะมูลฝอยจะประกอบด้วยสองส่วนที่สำคัญ คือ เกลืออนินทรีย์ ซึ่งได้จากการย่อยสลายทางชีววิทยาของมูลฝอย และส่วนที่สองคือ สารอินทรีย์ที่อยู่ในมูลฝอย องค์ประกอบของน้ำชะมูลฝอยจะแสดงดังตารางที่ 2.1

องค์ประกอบทางเคมีของน้ำชะมูลฝอยจะมีค่าที่แตกต่างกันมาก ซึ่งจะขึ้นอยู่กับอายุของพื้นที่ฝังกลบมูลฝอย และช่วงเวลาของการเก็บตัวอย่าง เช่น ถ้าเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยในช่วงที่มีการย่อยสลายเป็นแบบแอซิคเฟส (Acid Phase) ค่าพีเอชจะมีค่าต่ำและความเข้มข้นของบีโอดีต่ำ

ทีโอซี ซีโอดี สารอาหารและโลหะหนักจะมีค่าสูง และถ้าเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยในช่วงที่มีการย่อยสลายเป็นแบบมีเทนเฟส (Methane Phase) ค่าพีเอชจะมีค่าอยู่ในช่วงระหว่าง 6.5-7.5 และความเข้มข้นของ บีโอดี ทีโอซี ซีโอดี และสารอาหาร จะมีค่าต่ำลง และค่าความเข้มข้นของโลหะหนักจะมีค่าต่ำลงเหมือนกัน เนื่องจากว่าโลหะส่วนมากจะละลายได้น้อยที่ค่าพีเอชเป็นกลาง

ส่วนองค์ประกอบทางชีววิทยาของน้ำชะมูลฝอยจะแตกต่างกันไปตามเวลา ซึ่งการเปลี่ยนแปลงในการย่อยสลายทางชีววิทยาของน้ำชะมูลฝอยนั้นสามารถตรวจสอบได้จากอัตราส่วนของบีโอดีต่อซีโอดี (BOD_5/COD) ซึ่งในตอนเริ่มต้นค่าอัตราส่วนของบีโอดีต่อซีโอดีจะมีค่าอยู่ในช่วง 0.5 หรือมากกว่า อัตราส่วนของบีโอดีต่อซีโอดี ในช่วงระหว่าง 0.4-0.6 จะแสดงว่าสารอินทรีย์ในมูลฝอยนั้นสามารถถูกย่อยสลายทางชีววิทยาได้อย่างรวดเร็ว และเมื่อทำการฝังกลบมูลฝอยได้ที่แล้วค่าอัตราส่วนของบีโอดีต่อซีโอดีจะมีค่าลดลงมาอยู่ในช่วง 0.05-0.2 การที่อัตราส่วนของบีโอดีต่อซีโอดี มีค่าลดลงนั้นเนื่องมาจากในระยะนี้มูลฝอยที่อยู่ในพื้นที่ฝังกลบจะประกอบไป

ด้วยกรดฮิวมิก (Humic Acid) และกรดฟัลวิก (Fulvic Acid) ซึ่งไม่สามารถถูกย่อยสลายทางชีววิทยาได้ต่อ

ตารางที่ 2.1 องค์ประกอบทางเคมีของน้ำชะมูลฝอย

องค์ประกอบทางเคมี	หน่วย, มก./ล.			
	พื้นที่ฝังกลบใหม่ (อายุน้อยกว่า 2 ปี)			พื้นที่ฝังกลบเก่า (อายุมากกว่า 10 ปี)
	ช่วงค่า	ค่าตัวอย่าง	หลุมฝังกลบ เชียงใหม่*	
BOD ₅	2,000-30,000	10,000	8,860-16,090	100-200
TOC	1,500-20,000	6,000		80-160
COD	3,000-60,000	18,000	12,820-22,950	100-500
Total suspended solids	200-2,000	500	7,360-38,540	100-400
Organic nitrogen	10-800	200		80-120
Ammonia nitrogen	10-800	200		20-40
Nitrate	5-40	25		5-10
Total phosphorus	5-100	30	1.95-26.25	5-10
Ortho phosphorus	5-80	20		4-8
Alkalinity as CaCO ₃	1,000-10,000	3,000		200-1,000
pH	4.5-7.5	6	5.15-7.25	6.6-7.5
Total hardness as CaCO ₃	300-10,000	3,500		200-500
Calcium	200-3,000	1,000		100-400
Magnesium	50-1,500	250		50-200
Potassium	200-1,000	300		50-400
Sodium	200-2,500	500		100-200
Chloride	200-3,000	500		100-400
Sulfate	50-1,000	300		20-50
Total iron	50-1,200	60		20-200

หมายเหตุ * รัชชัย ศรีสวาท และนิมิตร อาหารประชาติ

ที่มา : Tchobanoglous, G., et al., 1993

จากเหตุผลที่กล่าวมาจะเห็นได้ว่าลักษณะของน้ำชะมูลฝอยจะมีความแตกต่างกัน ดังนั้นในการออกแบบระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยจะมีความยุ่งยากและลำบากยิ่งขึ้น เช่น ระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของพื้นที่ฝังกลบใหม่จะแตกต่างจากระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยของพื้นที่ฝังกลบเก่า และ

ปัญหาที่พบอีกอย่างหนึ่งคือ น้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นที่จุดใดๆ ในเวลาหนึ่งจะเป็นส่วนผสมของน้ำชะมูลฝอยที่เกิดจากมูลฝอยที่มีอายุต่างๆ กัน

2.1.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดน้ำชะมูลฝอย

ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณการเกิดน้ำชะมูลฝอยในพื้นที่ฝังกลบมูลฝอย มีดังนี้

ก. น้ำจากภายนอกที่ไหลซึมลงสู่พื้นที่ฝังกลบ น้ำจากภายนอกได้แก่ น้ำฝน น้ำไหลบนผิวดิน น้ำใต้ดิน ซึ่งสามารถไหลซึมผ่านชั้นมูลฝอยแล้วกลายเป็นน้ำชะมูลฝอย เช่น น้ำฝนที่ตกลงบนพื้นที่ที่ทำการฝังกลบมูลฝอย หรือ ในบริเวณใกล้เคียงกับพื้นที่ฝังกลบมูลฝอยสามารถไหลเข้าสู่พื้นที่ฝังกลบได้ ถ้าพื้นที่ฝังกลบมูลฝอยอยู่เหนือทางเดินน้ำ

ข. สภาพพื้นผิวของพื้นที่ฝังกลบ เช่น ลักษณะของดิน ได้แก่ ขนาดของอนุภาค ความชื้น ความหนาแน่น และความสามารถที่ยอมให้น้ำซึมผ่านได้ เป็นต้น นอกจากนี้ยังขึ้นอยู่กับพืชคลุมดิน และความลาดเอียงของผิวหน้าพื้นที่ฝังกลบ

ค. ลักษณะและองค์ประกอบของมูลฝอยที่นำมาฝังกลบ เช่น มูลฝอยเปียก ได้แก่ มูลฝอยที่ประกอบด้วยเศษอาหาร ผัก ผลไม้ เป็นต้น ซึ่งมูลฝอยเหล่านี้จะทำให้ปริมาณน้ำชะมูลฝอยมีค่าเพิ่มมากขึ้นและจะมีค่ามากกว่ามูลฝอยแห้ง เช่น กระดาษ พลาสติก

ง. ความสูงของชั้นมูลฝอย ปริมาณของน้ำชะมูลฝอยจะแปรผันตามความสูงของชั้นมูลฝอย

ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณของน้ำชะมูลฝอยได้แสดงดังตารางที่ 2.2

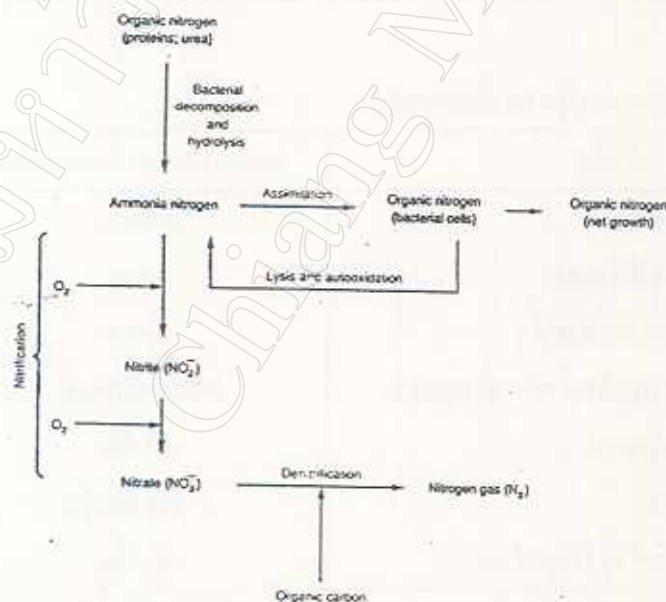
ตารางที่ 2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย

ปัจจัย	ผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย
น้ำฝนที่ตกสู่พื้นที่ฝังกลบ	เพิ่มขึ้น
น้ำไหลล้นที่เข้าสู่พื้นที่ฝังกลบ	ลดลง
การระเหยของน้ำและการคายน้ำ	ลดลง
ความสามารถในการดูดซับน้ำของชั้นมูลฝอย	ลดลงหรือคงที่
น้ำฝนที่ตกสู่บริเวณทำงาน	เพิ่มขึ้น
ความชื้นของมูลฝอย	อาจจะเพิ่มขึ้น
การซึมของน้ำใต้ดินเข้าสู่ชั้นมูลฝอย	เพิ่มขึ้น

2.2 การกำจัดไนโตรเจน

2.2.1 ไนโตรเจน

สารประกอบไนโตรเจนในธรรมชาติมีอยู่หลายรูปแบบ สารประกอบไนโตรเจนได้เข้ามาเกี่ยวข้องกับงานด้านน้ำและน้ำเสียเพราะความสำคัญของไนโตรเจนในวงจรชีวิตของพืชและสัตว์ สารประกอบไนโตรเจนที่เกี่ยวข้องกับน้ำเสียจะแบ่งได้เป็น 2 ประเภท คือ สารไนโตรเจนอนินทรีย์ ซึ่งได้แก่ แอมโมเนีย (NH_3) ไนไตรท์ (NO_2^-) ไนเตรท (NO_3^-) ซึ่งสารพวกนี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ย หรือเกลือในปัสสาวะ ส่วนอีกประเภทหนึ่งคือ สารไนโตรเจนอินทรีย์ ได้แก่ โปรตีน กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก ซึ่งสารประเภทนี้จะเป็นส่วนประกอบของร่างกายพืชและสัตว์ ในอุจจาระ ในปุ๋ยคอก เป็นต้น สาเหตุที่สารเหล่านี้เข้ามามีบทบาทในน้ำทั้งน้ำสะอาดและน้ำเสีย ก็เพราะการที่สารประกอบไนโตรเจนสามารถเปลี่ยนจากรูปสารอินทรีย์นี้ไปเป็นสารอนินทรีย์ได้ โดยแบคทีเรียจะเป็นตัวสำคัญในการทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลง นอกจากนี้สารอนินทรีย์ในรูปต่างๆ ก็อาจเปลี่ยนกลับไปได้โดยแบคทีเรียเช่นกัน ขบวนการในการเกิดมีชื่อเรียกต่างๆ กัน เช่น กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) สำหรับกระบวนการเปลี่ยนรูปของสารไนโตรเจนอินทรีย์ไปเป็นสารไนโตรเจนอนินทรีย์นั้นแสดงดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 การเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนในระบบบำบัดทางชีววิทยา

ที่มา : Tchobanoglous, G. and Burton, F.L., 1991

ก. แอมโมเนียไนโตรเจน

หมายถึงไนโตรเจนทั้งหมดที่อยู่ในรูป NH_4^+ หรือในรูป NH_3 โดยจะขึ้นอยู่กับค่าพีเอชของน้ำเสีย พบว่าที่ค่าพีเอชน้อยกว่า 7.2 จะอยู่ในรูปของ NH_4^+ และเมื่อค่าพีเอชมากกว่า 7.2 จะอยู่ในรูปของ NH_3 ดังสมการที่ 1



ตามธรรมชาติจะพบแอมโมเนียในน้ำผิวดิน น้ำใต้ดิน และในน้ำเสีย แอมโมเนียจำนวนมากจะเกิดจากขบวนการดีแอมมิเนชัน(Deamination) ของสารไนโตรเจนอินทรีย์ และจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส(Hydrolysis)ของยูเรีย นอกจากนี้ยังอาจเกิดตามธรรมชาติโดยปฏิกิริยารีดักชัน(Reduction)ของไนเตรทภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน สำหรับในแหล่งน้ำใดที่มีปริมาณของแอมโมเนียมากเกินไปจะทำให้พืชน้ำเกิดการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว หรือที่เรียกว่ายูโทรฟิเคชัน ซึ่งจะทำให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีค่าลดลง เป็นผลทำให้เกิดปัญหาน้ำเน่าเสีย

ข. ไนโตรที่ไนโตรเจน

ไนโตรที่เป็นสภาวะกึ่งกลางของวัฏจักร ไนโตรเจนทั้งในการออกซิเดชันของแอมโมเนียและการรีดักชันของไนเตรท โดยปกติแล้วจะพบไนโตรที่ในน้ำทิ้งที่ออกมาจากระบบบำบัดน้ำเสีย แต่จะไม่พบไนโตรที่ในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ

ค. ไนเตรทไนโตรเจน

คือไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแบบของ NO_3^- โดยทั่วไปแล้วในแหล่งน้ำตามธรรมชาติจะมีไนเตรทปริมาณน้อยมาก แต่จะพบไนเตรทปริมาณมากในน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา เนื่องจากจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบบำบัดน้ำเสียจะเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่างๆ ให้เป็นไนเตรท นอกจากนี้ไนเตรทจะมีผลต่อการเจริญเติบโตของพืชน้ำเช่นเดียวกับแอมโมเนีย และถ้าหากเด็กทารกได้รับน้ำที่มีไนเตรทเจือปนอยู่ในปริมาณที่สูงเข้าสู่ร่างกายจะทำให้เป็นอันตรายต่อเด็กทารก เนื่องจากจะทำให้เกิดโรคเมทาโมโกลบินีเมีย (Methemoglobinemia) ทำให้ธาตุเหล็กที่เป็นองค์ประกอบที่สำคัญของสารฮีโมโกลบินในเม็ดเลือดแดงที่ปกติจะอยู่ในรูปของ Fe^{2+} ถูกออกซิไดส์กลายเป็น Fe^{3+} เม็ดเลือดแดงจึงไม่สามารถนำออกซิเจนไปเลี้ยงร่างกายได้ ทำให้ร่างกายมีสีน้ำเงินหรือสีม่วง นอกจากนี้ยังอาจทำให้ทารกหมดสติเพราะขาดออกซิเจนและอาจถึงตายได้

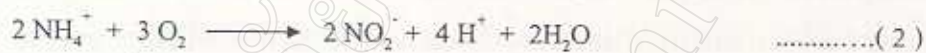
สำหรับการกำจัดไนโตรเจนจะประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ในขั้นตอนแรก แอมโมเนียและสารไนโตรเจนอินทรีย์จะถูกออกซิไดส์กลายเป็นไนเตรท ในสภาวะที่มีออกซิเจน ซึ่งเรียกว่า

กระบวนการไนตริฟิเคชัน และในขั้นตอนที่สอง คือไนเตรทจะถูกรีดิวซ์กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนในสถานะที่ไร้ออกซิเจน ซึ่งเรียกว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

2.2.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

กระบวนการไนตริฟิเคชัน เป็นกระบวนการออกซิเดชันที่เกิดขึ้นทางชีววิทยา เพื่อทำการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรท ซึ่งปฏิกิริยานี้เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิงค์ (Nitrifying) โดยจะประกอบด้วยสองขั้นตอนคือ ขั้นตอนแรกจะเป็นการเปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปของไนไตรท์โดยอาศัยจุลินทรีย์ไนโตรโซโมแนส (Nitrosomonas) ส่วนขั้นตอนที่สองเป็นการเปลี่ยนไนไตรท์ไปเป็นไนเตรท โดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ดังสมการ 2 ถึง 4

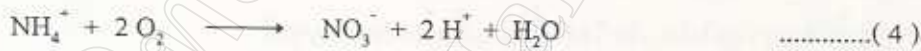
ไนโตรโซโมแนส:



ไนโตรแบคเตอร์:



ปฏิกิริยารวม :

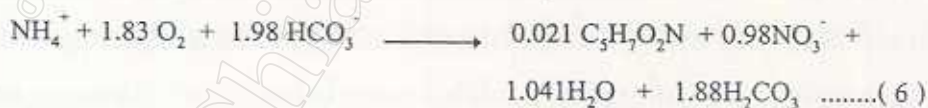


แต่แอมโมเนียอีกบางส่วนจะถูกนำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ ดังสมการที่ 5

ปฏิกิริยาการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชันและการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรทในสมการที่ (6) เท่ากับ 4.3 มก. O_2 /มก. NH_4^+-N ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่า 4.57 ที่ได้จากการคำนวณ โดยค่า 4.57 นี้ได้จากสมการ (4) โดยจะไม่พิจารณาถึงการสร้างเซลล์จุลินทรีย์

2.2.3 พารามิเตอร์ที่มีอิทธิพลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

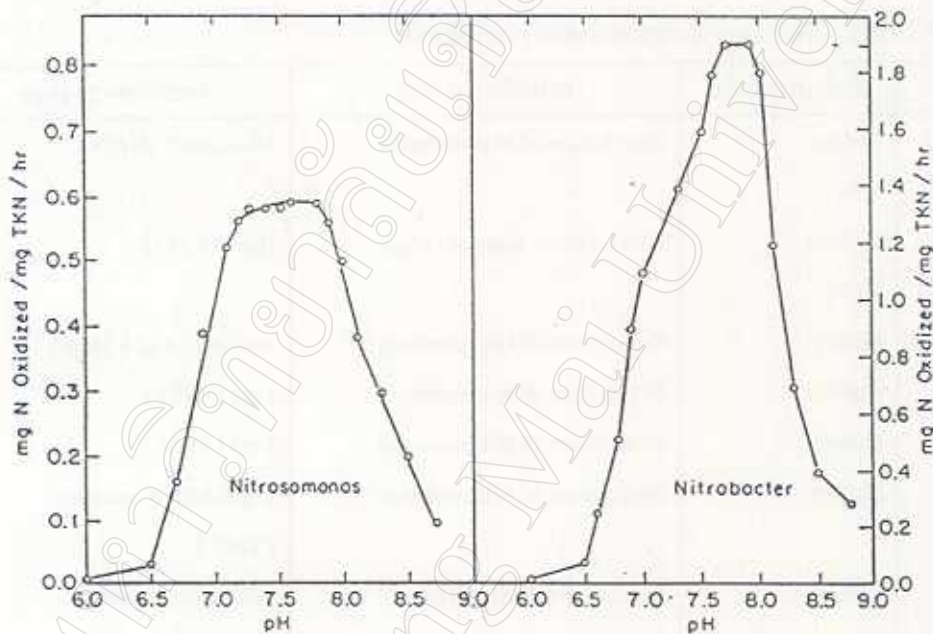
ก. พีเอช จะมีผลกระทบต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ พบว่าค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์นั้นจะอยู่ในช่วง 7.2-8.0 ดังรูปที่ 2.2

สำหรับผลกระทบของค่าพีเอชต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์นั้น สามารถแสดงความสัมพันธ์ได้ตามสมการ 7

$$\mu = \mu_m [1 - 0.833(7.2 - \text{pH})] \quad \dots\dots\dots(7)$$

เมื่อ μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (เวลา⁻¹)

μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา⁻¹)

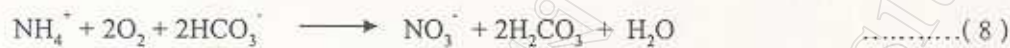


รูปที่ 2.2 ผลของพีเอชต่อการเจริญเติบโตและการทำงานของไนโตรโซโมแนส และไนโตรแบคเตอร์
ที่มา : Srinath, E.G., 1976

ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน พบว่าในขั้นตอนแรกการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรท์ โดยจุลินทรีย์ไนโตรโซโมแนสนั้นค่าพีเอชจะลดลง เนื่องจากปฏิกิริยาจะเกิดไฮโดรเจนไอออนทำให้ส่งผลกระทบต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ไนโตรแบคเตอร์ คือทำให้การเจริญเติบโตของไนโตรแบคเตอร์ลดลง มีผลให้กระบวนการเกิดไนตริฟิเคชันลดลง ดังนั้นจำเป็นที่จะต้องทำการควบคุมระดับค่าพีเอชให้มีค่าเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ ผลของพีเอชต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน แสดงดังตารางที่ 2.3

Russell, L.C., et al. (1978) พบว่าเนื่องจากพีเอชมีผลกระทบเป็นอย่างมากต่ออัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังรูปที่ 2.3 แสดงถึงค่าพีเอชที่มีผลกระทบต่อเปอร์เซ็นต์การเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งที่อุณหภูมิ 20.0 องศาเซลเซียส พบว่าเมื่อพีเอชอยู่ในช่วงความเป็นกรด อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันจะลดลง ปฏิกิริยาของไนตริฟิเคชันแสดงดังสมการที่ (8)

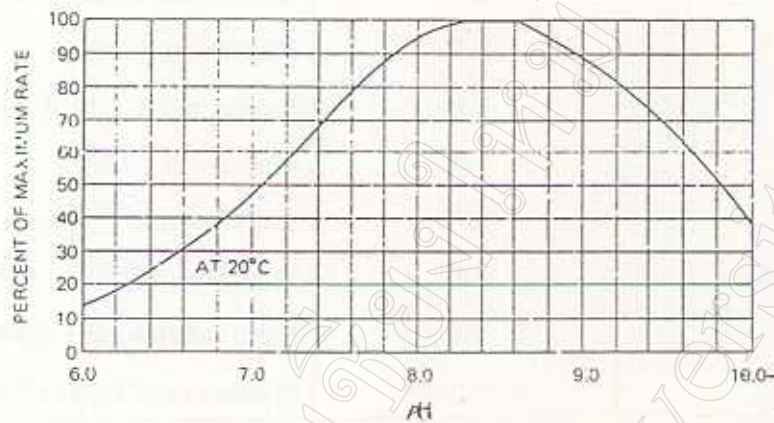
ปฏิกิริยารวมของกระบวนการเกิดไนตริฟิเคชัน



ตารางที่ 2.3 ผลของพีเอชต่อกระบวนการเกิดไนตริฟิเคชัน

พีเอช	ลำดับการยับยั้ง	สภาพที่ตรวจสอบ	จากการทดลองของ
6.5-8.5	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Meyerhof (1971)
9.3	50%		
6.7-8.0	Optima	Pure culture ; Test-tube scale	Barritt (1933)
5.5	100%		
8.0-8.5	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Buswell, et al. (1954)
8.3-8.6	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Lees (1954)
7.2-8.2	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Lees (1954)
7.2-9.2	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Engel และ Alexander (1965)
7.3-8.4	Optima	Pure culture of Nitrobacter	Boon และ Laudelout (1962)
7.5-8.0	Optima	Pure culture of Nitrobacter	Loveless และ Painter (1968)
7.0-8.0	Optima	Submerged filter	Prakasam และ Ldchr (1972)
6.1	50%	Predominant Nitrifying bacteria	Rimer และ Woodward (1972)
8.4-8.5	Optima	Two-stage, Activated sludge	Barritt (1933)
7.45	Optima	Marine Nitrifying filter system	Lees (1954)

ดัดแปลงมาจาก : Sharma, B. and Ahlert, R.C. , 1977



รูปที่ 2.3 ผลกระทบของค่าพีเอชต่อเปอร์เซ็นต์การเกิดกระบวนการ ในครีฟิเคชัน

ที่มา : Russell, L.C., et al., 1978

ความเป็นด่างจะถูกทำลายโดยปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียและคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้น (ในรูป H_2CO_3 ในสารละลาย) เมื่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาในครีฟิเคชันมีค่าลดลง ค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนตและคาร์บอเนตจะมีค่าเพิ่มมากขึ้น ดังนั้นจำเป็นต้องลดพีเอชโดยการเติมกรด เพื่อให้พีเอชอยู่ในช่วงค่าที่เหมาะสมต่อการเกิดกระบวนการในครีฟิเคชัน

ข. ค่าออกซิเจนละลายน้ำ สำหรับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่มีผลต่อกระบวนการเกิดในครีฟิเคชัน อธิบายได้ดังสมการที่ 9 โดยอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของไนโตรฟายอิงก์จุลินทรีย์จะเป็นฟังก์ชันของแอมโมเนียไนโตรเจน และความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ

$$\mu = \mu_m * DO / (K_o + DO) \quad \dots\dots\dots(9)$$

เมื่อ μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (เวลา⁻¹)

μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา⁻¹)

DO = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (มก./ล.)

K_o = สัมประสิทธิ์อิ่มตัวของออกซิเจนละลายน้ำ (มก./ล.) โดยที่ค่า

K_o ได้แสดงไว้ในตารางที่ 2.4

ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่มีผลต่ออัตราการเกิดกระบวนการในครีฟิเคชัน แสดงดัง

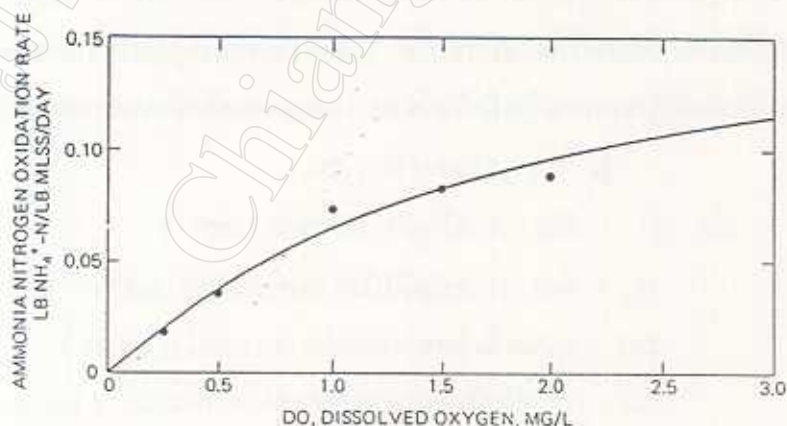
ตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.4 ค่าสัมประสิทธิ์อิ่มตัวของออกซิเจนละลายน้ำ

ชนิดของจุลินทรีย์	K_0 (มก./ล.)	จากการทดลองของ
Nitrosomonas	0.30	Loveless and Painter (1968)
	0.25	Peeters et al. (1969)
	0.50	Laudelout et al. (1974)
Nitrobacter	1.84	Peeters et al. (1969)
	0.72	Laudelout et al. (1976)
Activated sludge	0.43	Stankevich (1972)
	2.0	Nagel and Heworth (1969)
	0.45 , 0.56	Stenatrom and Song (1991)

คัดแปลงมาจาก : Randall, C.W., et al., 1992

เนื่องจากความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำจะมีผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในครีฟราเยอร์และยังส่งผลถึงอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาดังรูปที่ 2.4 แสดงถึงผลกระทบของค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน พบว่า กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเริ่มเกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำมีค่า 0.5 มก./ล. และอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเพิ่มมากขึ้นเมื่อค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีค่าเพิ่มมากขึ้น



รูปที่ 2.4 ผลกระทบของค่าออกซิเจนละลายน้ำต่ออัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ที่มา : Rusell, L.C., et al., 1977

ตารางที่ 2.5 ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่มีผลกระทบต่ออัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ออกซิเจนละลายน้ำ (มก./ล.)	สภาพที่พบ	สภาพที่ตรวจสอบ	จากการทดลองของ
0.08	Critical	Pure culture of Nitrosocystis oceanus	Gunderson (1966)
<0.5	O ₂ uptake by Nitrifiers occurs	Dropping Hg-electrode method used to measure O ₂ uptake	Painter และ Jones (1963)
<1-1.5	Limiting	Activated sludge	Wuhrmann (1968)
<2	Limiting for Nitrosomonas growth	Thames estuary, England	Downing และ Barret (1965)
	Limiting	Activated sludge	- -
<3		Activated sludge	Downing และ Knowlton (1966)
<4	Limiting for Nitrobacter growth	Submerged sludge receiving preoxygenated feed	Wuhrmann (1968)
Up to 6	No increase rate of NH ₄ -N oxidation		Haug และ McCarty (1972)

ดัดแปลงมาจาก : Sharma, B. and Ahlert, R.C., 1977

ค. อุณหภูมิ เป็นองค์ประกอบที่มีผลต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงค์จุลินทรีย์ พบว่า อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะแปรผันตรงกับอุณหภูมิ แต่ถ้าอุณหภูมิมีค่าสูงกว่า 35.0 องศาเซลเซียส อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลง เนื่องจากโปรตีนที่เป็นส่วนประกอบหลักในน้ำย่อยของจุลินทรีย์จะเปลี่ยนสภาพ และเนื่องจากที่อุณหภูมิสูงออกซิเจนละลายน้ำจะมีปริมาณลดลง

Tchobanoglous, G. and Burton, F.L. (1991) พบว่าอุณหภูมิจะมีผลต่อค่าคงที่ของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน โดยรวมจะมีค่าลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลง ผลกระทบของอุณหภูมิต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงค์จุลินทรีย์ และค่าคงที่ของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสามารถอธิบายได้ตามสมการ 10 และ 11 ตามลำดับ

$$\mu = \mu_m e^{0.098(T-15)} \quad \dots\dots\dots (10)$$

$$K_n = 10^{0.051(T-15.8)} \quad \dots\dots\dots (11)$$

เมื่อ μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (เวลา⁻¹)

μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา⁻¹)

T = อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)

K_n = ค่าคงที่ของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (มก./ล.)

ผลกระทบของอุณหภูมิต่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์แสดงดัง

ตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ผลกระทบของอุณหภูมิต่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์

จากการทดลองของ	อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด กับ อุณหภูมิ (°C)	อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (วัน ⁻¹)		
		10°	15°	20°
Downing (1964a)	$(0.47)e^{0.099(T-15)}$	0.29	0.47	0.77
Downing (1964b)	$(0.18)e^{0.114(T-17)}$	0.10	0.18	0.32
Hultman (1971)	$(0.50)10^{0.007(T-20)}$	0.23	0.34	0.50
Barnard (1975)	$0.33(1.127)^{T-20}$	0.10	0.18	0.37
Painter (1983)	$(0.18)e^{0.072(T-15)}$	0.12	0.18	0.26
Beccari (1979)				0.27
Bidstrup (1988)				0.65
Hall (1980)				0.46
Lawrence (1976)				0.50

คัดแปลงมาจาก : Randall, C.W., et al. , 1992

จ. จุลินทรีย์ไนตริฟายอิงค์ ตารางที่ 2.7 แสดงถึงความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์ไนตริฟายอิงค์ในถังปฏิกรณ์ของกระบวนการไนตริฟิเคชันกับอัตราส่วนของบีโอดีห้าต่อทีเคเอ็น

ตารางที่ 2.7 อัตราส่วนของบีโอดีห้าต่อทีเคเอ็นกับสัดส่วนของจุลินทรีย์ไนตริฟายอิงค์

BOD ₅ /TKN	Nitrifying fraction
0.5	0.35
1.0	0.21
2.0	0.12
3.0	0.083
4.0	0.064
5.0	0.054
6.0	0.043
7.0	0.037
8.0	0.033
9.0	0.029

ที่มา : Tchobanoglous, G. and Burton, F.L., 1991

จ. ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรท์ มีผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของจุลินทรีย์ไนโตรโซโมแนส และไนโตรแบคเตอร์ ซึ่งอธิบายดังสมการ 12

$$\mu = \mu_m S / (K_s + S) \quad \dots\dots\dots(12)$$

เมื่อ μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (เวลา⁻¹)

μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา⁻¹)

K_s = ค่าคงที่ของอัตราเร็วครึ่งปฏิกิริยา (มก./ล.)

S = ความเข้มข้นของแอมโมเนีย (มก./ล.)

เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของไนโตรแบคเตอร์จะมีค่ามากกว่าของไนโตรโซโมแนส ดังนั้นโดยทั่วไปแล้วอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันในขั้นของการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรท์จะเป็นขั้นจำกัดของปฏิกิริยาการเกิดไนตริฟิเคชัน

2.2.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นขั้นตอนที่ 2 ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีววิทยา ซึ่งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเป็นการเปลี่ยนไนเตรทเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยจะเกิดขึ้นในสภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งอาศัยจุลินทรีย์ชนิดดีไนตริฟายอิงค์ โดยจุลินทรีย์ชนิดนี้จะดึงออกซิเจนที่อยู่ในรูปของไนเตรทมาใช้เป็นพลังงานในการสร้างเซลล์ เป็นผลให้ไนเตรทสูญเสียออกซิเจน กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนลอยขึ้นสู่บรรยากาศ ดังสมการ 13



2.2.5 พารามิเตอร์ที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ก. ความเข้มข้นของออกซิเจน กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ดีที่ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำมีค่าประมาณ 0.1-0.2 มก./ล. และเมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำมีค่ามากกว่า 0.5 มก./ล. จะยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

ข. พีเอช ผลกระทบของพีเอชต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะแสดงดังรูปที่ 2.5 ซึ่งจะเห็นได้ว่า กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ดีที่พีเอชในช่วงระหว่าง 7.0-8.0 และอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะลดลงอย่างเป็นเส้นตรงเมื่อพีเอชเปลี่ยนจาก 8.0 เป็น 9.5 และจาก 7.0 เป็น 4.0

ค. อุณหภูมิ อุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะอยู่ในช่วง 40.0 องศาเซลเซียส สามารถแสดงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันกับอุณหภูมิได้ดังสมการ 14

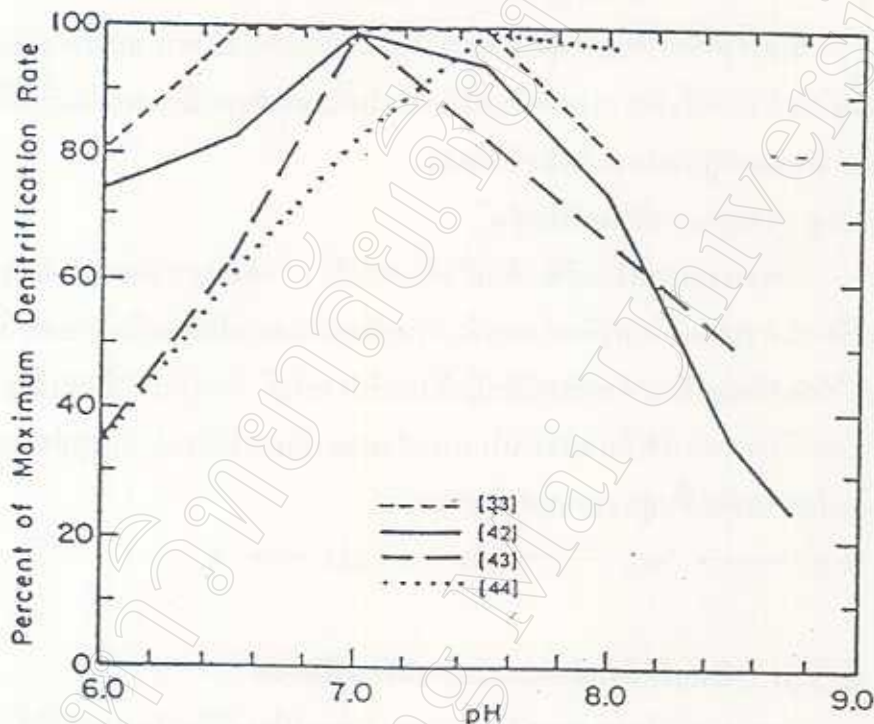
$$P = 0.25 T^2 \quad \dots\dots\dots(14)$$

เมื่อ P = เปอร์เซ็นต์ของอัตราการเจริญเติบโตของดีไนตริฟิเคชันที่ อุณหภูมิ

20.0 องศาเซลเซียส

T = อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)

ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ ดังแสดงในรูปที่ 2.6 ซึ่งพบว่าที่อุณหภูมิต่ำกว่า 15 องศาเซลเซียส อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ต่ำกว่าที่อุณหภูมิสูง



รูปที่ 2.5 ผลของพีเอชที่มีต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

ที่มา : Grady, C.P. and Lim, H.C., 1980

หมายเหตุ [33] จากการทดลองของ Mulbarger, M.C. (1971),

[42] จากการทดลองของ Dawson, R.N. and Murphy, K.L. (1973)

[43] จากการทดลองของ Renner, E.D. and Becker, G.E. (1970)

[44] จากการทดลองของ Clayfield, G.W. (1974)

ข. ความเข้มข้นของไนเตรท จะมีผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของจุลินทรีย์
ดีไนตริฟายอิงค์ สามารถแสดงได้ดังสมการ 15

$$\mu_D = \mu_{mD} M / (K_{SN} + C_N) \quad \dots\dots\dots (15)$$

- เมื่อ μ_D = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (เวลา⁻¹)
 μ_{mD} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา⁻¹)
 K_{SN} = ค่าคงที่ของอัตราเร็วครึ่งปฏิกิริยา (มก./ล.)
 C_N = ความเข้มข้นของไนเตรท (มก./ล.)
 M = ความเข้มข้นของเมทานอล (มก./ล.)

จ. ความเข้มข้นของคาร์บอน คาร์บอนที่ใช้เพื่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ในบางครั้งมีความจำเป็นต้องเติมคาร์บอนจากภายนอกเข้าสู่ระบบบำบัด เนื่องจากปริมาณคาร์บอนในน้ำเสียมีไม่เพียงพอกับความต้องการ คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ระบบ โดยส่วนใหญ่เป็น เมทานอล มีเทน หรือกรดอะซิติก เนื่องจากเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย ผลของความเข้มข้นของคาร์บอนต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน สามารถอธิบายได้โดยสมการ 16

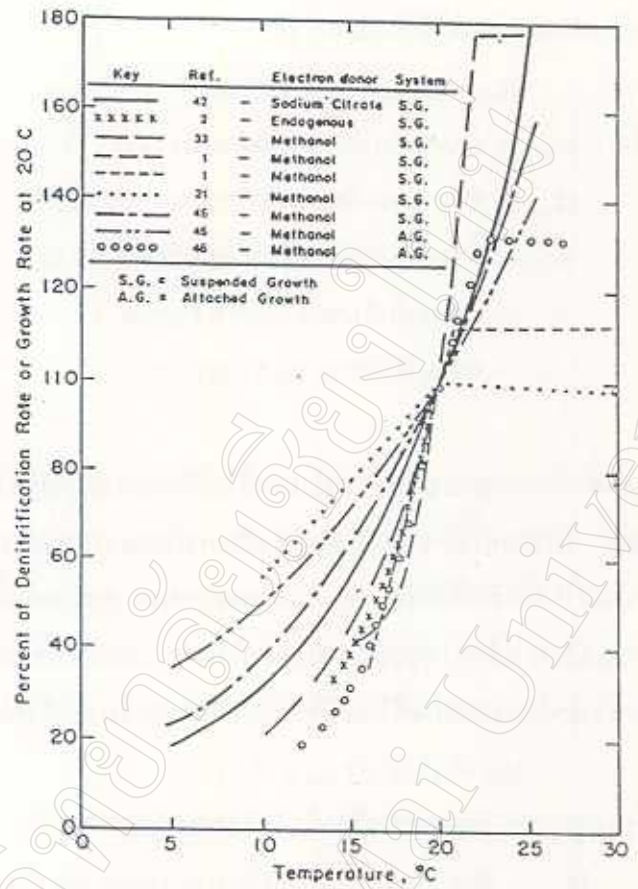
$$\mu_D = \mu_{mD} M / (K_M + M) \quad \dots\dots\dots (16)$$

- เมื่อ μ_D = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (เวลา⁻¹)
 μ_{mD} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (เวลา⁻¹)
 K_M = ค่าคงที่อัตราเร็วครึ่งปฏิกิริยาของคาร์บอน (มก./ล.)
 M = ความเข้มข้นของเมทานอล (มก./ล.)

แต่อย่างไรก็ตามในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา ปริมาณเมทานอลจะมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของ ไนเตรท ในไนโตรท และออกซิเจนละลาย ดังสมการ 17

$$C_m = 2.47N_o + 1.53N_i + 0.87DO \quad \dots\dots\dots (17)$$

- เมื่อ C_m = ปริมาณเมทานอลที่ต้องการ (มก./ล.)
 N_o = ความเข้มข้นของไนเตรท-ไนโตรเจนเริ่มต้น (มก./ล.)
 N_i = ความเข้มข้นของไนโตรท-ไนโตรเจนเริ่มต้น (มก./ล.)
 DO = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายเริ่มต้น (มก./ล.)



รูปที่ 2.6 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

ที่มา : Grady, C.P. and Lim, H.C., 1980

หมายเหตุ [1] จากการทดลองของ Parker, D.S., et al. (1975),

[2] จากการทดลองของ Christensen, M.J. and Harremoes, P. (1977)

[21] จากการทดลองของ Stensel, H.D., et al (1975),

[33] จากการทดลองของ Mulbarger, M.C. (1971)

[42] จากการทดลองของ Dawson, R.N. and Murphy, K.L. (1973)

[45] จากการทดลองของ Murphy, K.L. and Sutton, P.M. (1975).

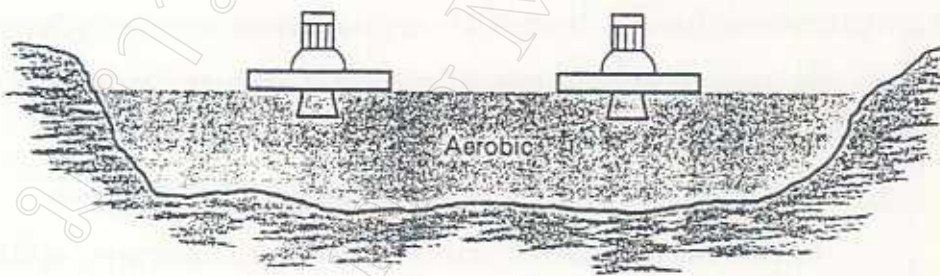
[46] จากการทดลองของ Ecotrol. (1974)

2.3 หลักการและกลไกการบำบัดน้ำเสียของบ่อเติมอากาศ

กลไกทำงานของบ่อเติมอากาศจะอาศัยการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์หลายชนิด โดยมีแบคทีเรียเป็นตัวหลัก ซึ่งจะปล่อยให้มีการเจริญเติบโตอยู่ในถังปฏิกิริยาอย่างอิสระพร้อมทั้งมีการเติมออกซิเจนในถังปฏิกิริยา เพื่อให้จุลินทรีย์ใช้เป็นพลังงานในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และใช้ในการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ การทำงานของระบบบ่อเติมอากาศจะเป็นแบบไม่มีการหมุนเวียนตะกอนแบคทีเรีย ดังนั้นบ่อดังกล่าวต้องมีขนาดใหญ่พอที่จะเก็บน้ำได้นานกว่าระยะเวลาการแบ่งเซลล์ของแบคทีเรีย มิฉะนั้นแล้วในบ่อจะมีปริมาณแบคทีเรียไม่เพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

2.3.1 ประเภทของระบบบ่อเติมอากาศ

ก. บ่อเติมอากาศแบบสมบูรณ์ บ่อประเภทนี้จะต้องการเติมอากาศในอัตราที่สูงเพียงพอที่ออกซิเจนสามารถกระจายได้ทั่วบ่อ และเพียงพอที่จะกวนน้ำในบ่อให้มีการผสมกันเป็นเนื้อเดียวกัน จึงทำให้เซลล์แบคทีเรียไม่เกิดการตกตะกอน ดังนั้นจึงปนติดไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด ทำให้น้ำทิ้งมีค่าบีโอดีและค่าของแข็งแขวนลอยมีค่าสูงกว่าปกติ ดังนั้นบ่อประเภทนี้จำเป็นต้องมีบ่อดักตะกอนต่อ เพื่อลดความขุ่นและค่าบีโอดีก่อนที่จะปล่อยน้ำทิ้งลงแหล่งน้ำตามธรรมชาติ แสดงดังรูปที่ 2.7

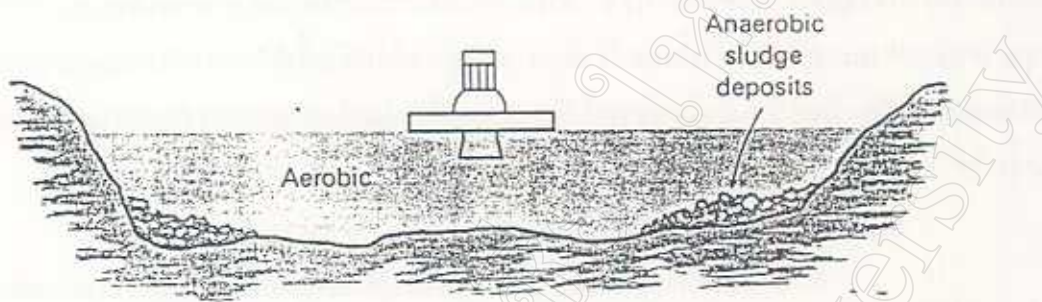


รูปที่ 2.7 บ่อเติมอากาศแบบสมบูรณ์

ที่มา : Tchobanoglous, G. and Burton, F.L., 1991

ข. บ่อเติมอากาศแบบฟัลต์เทิฟ เป็นบ่อเติมอากาศที่มีการเติมอากาศให้เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์เท่านั้น อากาศที่เติมลงในบ่อจะมีปริมาณไม่มากพอสำหรับการกวนน้ำ

ในบ่อให้ผสมเป็นเนื้อเดียวกัน ทำให้ตะกอนที่เกิดจากเซลล์จุลินทรีย์และสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นสามารถจมลงทับถมกันที่ก้นบ่อ แล้วเกิดการย่อยสลายในสภาวะไร้ออกซิเจน แสดงดังรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.8 บ่อเติมอากาศแบบฟัคลัลเททีฟ

ที่มา : Tchobanoglous, G. and Burton, F.L., 1991

ค.บ่อเติมอากาศที่มีการหมุนเวียนตะกอน ในบ่อแบบนี้จะมีลักษณะคล้ายกับระบบบำบัดแบบตะกอนเร่งพลังงานที่ป้อนเข้าสู่ระบบเพียงพอสำหรับความต้องการออกซิเจนและให้ตะกอนสามารถแขวนลอยอยู่ในน้ำได้ ในขณะที่ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายในบ่อเติมอากาศจะมีค่าค่อนข้างสูง เนื่องจากระบบจะป้องกันการสูญเสียของแข็งแขวนลอยจากถังปฏิกิริยา โดยการตกตะกอนและการหมุนเวียนตะกอน

2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่ออัตราเร็วในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในบ่อเติมอากาศ

อัตราเร็วในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งของบ่อเติมอากาศ จะขึ้นอยู่กับอิทธิพลของสิ่งแวดล้อมหลายประการ ที่สำคัญได้แก่

ก. อาหารเสริมสร้าง แบคทีเรียจะต้องได้รับปริมาณอาหารเสริมสร้างเพียงพอจึงจะสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งได้อย่างมีประสิทธิภาพ อาหารเสริมสร้างที่แบคทีเรียต้องการมีอยู่หลายชนิดในปริมาณที่แตกต่างกัน ซึ่งส่วนใหญ่มีอยู่ในน้ำตามธรรมชาติอย่างเพียงพอ เช่น โปแตสเซียม แคลเซียม เหล็ก โซเดียม และแมกนีเซียม ยกเว้นไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเท่านั้นที่จะมีไม่เพียงพอต่อความต้องการของแบคทีเรีย ถ้าน้ำเสียมีอัตราส่วนของ BOD : N : P ไม่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะทำให้แบคทีเรียเจริญเติบโตได้ไม่ดีเท่าที่ควร และจะทำให้เชื้อราเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรีย เพราะเซลล์ของเชื้อราต้องการไนโตรเจนใน

ปริมาณที่น้อยกว่าเซลล์แบคทีเรีย จึงทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียมีค่าลดลง ดังนั้นจึงต้องมีการเติมไนโตรเจนซึ่งนิยมใช้ปุ๋ยยูเรีย หรือฟอสฟอรัสในรูปกรดออร์โทฟอสเฟต ตามแต่กรณี เพื่อให้มีอัตราส่วนของ BOD : N : P เป็น 100 : 5 : 1 แต่ถ้าน้ำเสียมียุติการส่วนของไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสสูงกว่าค่าดังกล่าวก็ไม่มีปัญหาแต่อย่างใด แต่ถ้าอัตราส่วนของไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสมีค่าต่ำกว่าก็ต้องทำการเติมไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสเพิ่ม อนึ่งถึงแม้ว่าจะไม่มีการเติมไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสเพิ่มเลย ระบบก็ทำงานได้เพียงแต่ประสิทธิภาพจะต่ำกว่าปรกติ โดยเฉพาะถ้ามีคุณสมบัติที่เปลี่ยนแปลงอยู่เสมอก็ต้องวิเคราะห์ค่าไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และบีโอดีในน้ำเสียเป็นครั้งคราว และควรปรับเปลี่ยนอัตราการเติมไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสตามสภาพที่เป็นจริง เพื่อให้เกิดประสิทธิภาพและประหยัดค่าใช้จ่ายมากที่สุด

ข.พีเอช ค่าพีเอชจะมีอิทธิพลมากต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัด เนื่องจากแบคทีเรียต้องการค่าพีเอชที่เหมาะสมค่าหนึ่งในการที่จะปล่อยน้ำย่อยออกมาภายนอกเซลล์ เพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ให้มีโมเลกุลเล็กลง เพื่อสะดวกในการดูดซึมเข้าไปย่อยภายในเซลล์ โดยทั่วไปแล้วระบบบำบัดแบบชีววิทยานั้นมีค่าพีเอชที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วงค่าระหว่าง 6.5 ถึง 9.0

ค.อุณหภูมิ อุณหภูมิเป็นองค์ประกอบที่สำคัญประการหนึ่งต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรีย เนื่องจากแบคทีเรียสามารถทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพที่อุณหภูมิช่วงหนึ่งเท่านั้น อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิ โดยทั่วไปอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการบำบัดไม่ควรเกิน 40.0 องศาเซลเซียส และไม่ควรมีค่าต่ำจนเกินไป

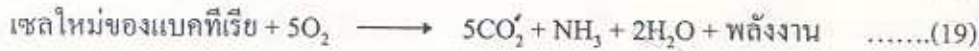
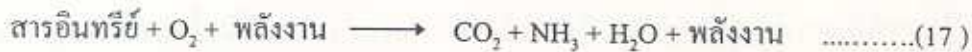
ง.อัตราการกวนน้ำในบ่อในสถานะที่คงที่ อัตราการกวนน้ำในบ่อ จะมีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพของระบบ คือ ถ้าอัตราการกวนน้ำในบ่อมีค่าสูง อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดได้ดี ดังนั้นประสิทธิภาพในการบำบัดจะดี

23.3 จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องในระบบบ่อเติมอากาศ

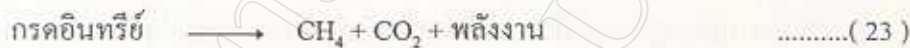
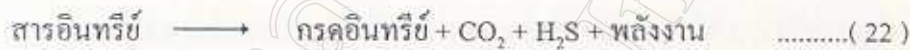
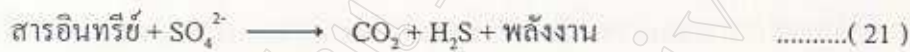
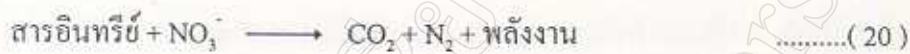
จุลินทรีย์ที่มีบทบาทมากที่สุดในบ่อเติมอากาศมีอยู่ 2 ประเภทคือ เฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย (Heterotrophic Bacteria) และออโตโทรฟิคแบคทีเรีย (Autotrophic Bacteria) ซึ่งจะขึ้นอยู่กับชนิดหรือแหล่งของอาหารที่ใช้โดยจุลินทรีย์

ก. เฮเทอโรโทรฟิคแบคทีเรีย เป็นจุลินทรีย์ที่ใช้สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นแหล่งของพลังงานและแหล่งของธาตุคาร์บอน ซึ่งสามารถแบ่งย่อยได้เป็น 3 ประเภท ดังนี้

- แอโรบิกแบคทีเรีย (Aerobic Bacteria) เป็นจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนอิสระหรือออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำเป็นพลังงานในการย่อยสลายสารอินทรีย์ เพื่อให้ได้พลังงานซึ่งใช้ในการเจริญเติบโตและการขยายพันธุ์ ปฏิกิริยาชีวเคมีของการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียในสถานะที่มีออกซิเจนได้แสดงไว้ในสมการ 17 ถึง 19



- แอโนโรบิกแบคทีเรีย (Anaerobic Bacteria) เป็นจุลินทรีย์ที่สามารถออกซิไดส์สารอินทรีย์ได้โดยไม่ต้องอาศัยออกซิเจนอิสระหรือออกซิเจนละลายน้ำ แต่จะใช้ออกซิเจนที่อยู่ในรูปของสารประกอบอื่นๆ เช่น ไนเตรท และซัลเฟต ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะเป็นไปตามสมการ 20 ถึง 23

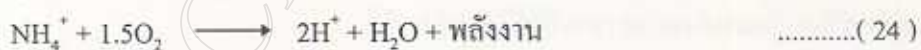


ข. ออร์โดโทโรฟิกแบคทีเรีย จุลินทรีย์ประเภทนี้จะทำหน้าที่ออกซิไดส์สารอนินทรีย์เพื่อเป็นแหล่งพลังงานและใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอนเพื่อใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ จุลินทรีย์ประเภทนี้แบ่งออกได้เป็นหลายชนิดดังนี้

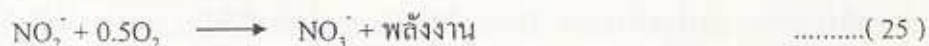
- จุลินทรีย์ไนโตรฟรายอิงค์ เป็นจุลินทรีย์ที่สามารถออกซิไดส์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรท ปฏิกิริยาจะแบ่งออกเป็น

ปฏิกิริยาการเกิดพลังงาน เป็นปฏิกิริยาที่เปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนเตรท ซึ่งจะประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ดังสมการ 24 ถึง 26

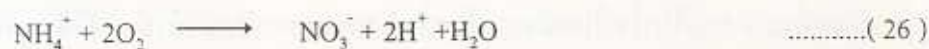
จุลินทรีย์ไนโตรโซโมแนส :



จุลินทรีย์ไนโตรแบคเตอร์ :



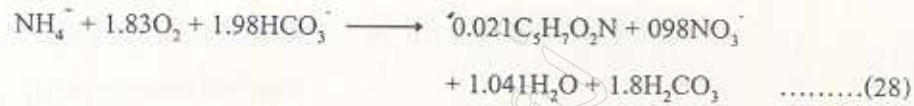
ปฏิกิริยารวม



ปฏิกิริยาการสังเคราะห์เซลล์ เป็นปฏิกิริยาการสร้างเซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ ดัง



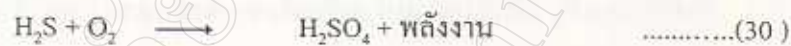
ปฏิกิริยารวม



-ไอรอนแบคทีเรีย (Iron Bacteria) แบคทีเรียชนิดนี้จะออกซิไดซ์ Fe^{2+} ในน้ำเสียไปเป็นสารประกอบของ ferric (Fe^{3+}) ซึ่งไม่ละลายน้ำ ดังสมการ 29

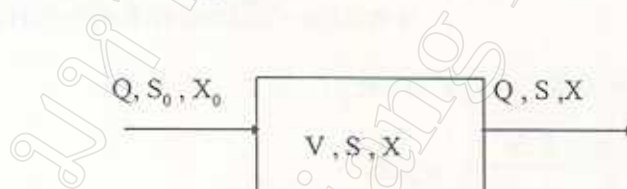


-ซัลเฟตแบคทีเรีย (Sulfate Bacteria) แบคทีเรียจะออกซิไดซ์ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่ปะปนมากับน้ำเสียไปเป็นกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) ดังสมการ 30



2.3.4 ชลศาสตร์ในบ่อเติมอากาศ

ภายในถังปฏิกรณ์บ่อเติมอากาศ น้ำเสียที่ไหลเข้าและน้ำทิ้งที่ไหลออกจากบ่อจะมีลักษณะการไหลเป็นแบบต่อเนื่อง และจะมีการเติมอากาศให้พอเพียงต่อการทำให้เกิดการผสมกันอย่างทั่วถึงภายในถังปฏิกรณ์ คุณลักษณะของน้ำเสียจะเหมือนกันทั่วทั้งบ่อเติมอากาศ แผนผังของบ่อเติมอากาศแสดงได้ดังรูปที่ 2.9



รูปที่ 2.9 แผนผังของบ่อเติมอากาศ

เมื่อ

Q = ปริมาณน้ำทิ้ง (ลบ./ม.)

V = ปริมาตรของบ่อเติมอากาศ (ลบ.ม.)

t = เวลาในการเติมอากาศ (วัน)

S_0 = ค่าบีโอดีของน้ำทิ้งที่เข้าสู่บ่อบำบัด (มก./ล.)

S = ค่าบีโอดีของน้ำทิ้งที่ออกจากบ่อบำบัด (มก./ล.)

X_0 = ความเข้มข้นของแบคทีเรียในน้ำทิ้งที่เข้าสู่บ่อบำบัด (มก./ล.)

X = ความเข้มข้นของแบคทีเรียในน้ำทิ้งที่ออกจากบ่อบำบัด (มก./ล.)

ก. การกำจัดบีโอดี สมมติให้ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในบ่อบำบัดเป็นปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ดังนั้นสามารถเขียนสมการสมดุลบีโอดี ได้ดังนี้

ปริมาณสารอินทรีย์ที่สะสม = ปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบ-ปริมาณสารอินทรีย์ที่ออกจากระบบ + ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไป

$$\text{หรือ} \quad V \frac{dS}{dt} = QS_o - QS - Vks \quad \dots\dots\dots(31)$$

$$\begin{aligned} \text{ที่สภาวะสมดุล} \quad V \frac{dS}{dt} &= 0 \\ \frac{S}{S_o} &= \frac{1}{1 + kt} \quad \dots\dots\dots(32) \end{aligned}$$

อัตราส่วน S/S_o เป็นบีโอดีในส่วนที่เหลืออยู่ ดังนั้นสามารถหาค่าเปอร์เซ็นต์การกำจัดบีโอดีได้จากสมการ 33

$$\% \text{Removal} = \frac{100(S_o - S)}{S_o} \quad \dots\dots\dots(33)$$

เมื่อ k = ค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับหนึ่งสำหรับบีโอดี (วัน⁻¹)

ข. การเจริญเติบโตของแบคทีเรีย สามารถเขียนแสดงสมดุลของเซลล์แบคทีเรีย ได้ดังนี้

ปริมาณเซลล์ที่สะสมในถังปฏิกิริยา = ปริมาณเซลล์ที่เข้าระบบ - ปริมาณเซลล์ที่ออกจากระบบ + ปริมาณเซลล์ที่เจริญเติบโตสุทธิ

$$\text{หรือ} \quad V \frac{dX}{dt} = QX_o - QX + Vr_g' \quad \dots\dots\dots(34)$$

$$\text{โดยที่} \quad r_g' = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X$$

โดยปกติเราจะถือว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบจะมีเซลล์อยู่น้อยจนถือว่าเป็นศูนย์ ดังนั้น $X = 0$ และ

$$\text{ที่สภาวะสมดุล} \quad \frac{dX}{dt} = 0$$

$$\frac{1}{\theta} = \frac{Q}{V} = \frac{\mu_m S}{K_s + S} - k_d \quad \dots\dots\dots(35)$$

และจากสมดุลของสารอินทรีย์

$$0 = S_o - S - \frac{\theta(kXS)}{K_s + S} \quad \dots\dots\dots(36)$$

นำสมการ 36 แทนลงในสมการ 35 จะได้

$$X = \frac{\mu_m (S_0 - S)}{k(1 + k_d \theta)} \quad \dots\dots\dots(37)$$

หรือ $X = \frac{Y(S_0 - S)}{1 + k_d \theta} \quad \dots\dots\dots(38)$

เมื่อ k_d = สัมประสิทธิ์การตายของแบคทีเรีย (เวลา⁻¹)

Y = สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของแบคทีเรีย มีค่าเท่ากับ อัตราส่วนน้ำหนักของแบคทีเรียที่เพิ่มขึ้นต่อน้ำหนักอาหารที่ใช้ไป

θ = เวลาเก็บกักน้ำ (วัน⁻¹)

ค. ปริมาณความต้องการออกซิเจน ปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องการเพื่อใช้เป็นพลังงานในการเจริญเติบโตและขยายพันธุ์รวมทั้งการย่อยสลายจุลินทรีย์ที่ตายแล้ว สามารถเขียนได้ตามสมการ 39

$$O_2 = \frac{Q(S_0 - S)}{BOD_5 / BOD_L} - 1.42 P_x \quad \dots\dots\dots(39)$$

เมื่อ O_2 = ปริมาณออกซิเจนที่ต้องการ (กก./วัน)

P_x = ตะกอนของจุลินทรีย์ (กก.VSS/วัน)

และเนื่องจากว่ายังต้องการออกซิเจนในการส่งถ่ายให้ทั่วทั้งถังปฏิกรณ์ ดังนั้นปริมาณออกซิเจนที่ใช้จะต้องคำนึงถึงสถานะแวดล้อมนี้ด้วย การส่งถ่ายออกซิเจนไปยังถังปฏิกรณ์จะแบ่งเป็น 2 ประเภทคือ

-ใช้เครื่องเติมอากาศ อัตราการส่งถ่ายออกซิเจน สามารถแสดงได้ดังสมการ 40

$$N = N_0 [(\beta C_w - C_L) / 9.17] 1.024^{T-20} \alpha \quad \dots\dots\dots(40)$$

เมื่อ N = อัตราการส่งถ่ายออกซิเจนที่สภาพใช้งานจริงที่อุณหภูมิ T °C
(กก.O₂/กว.-ชม.)

N_0 = อัตราการส่งถ่ายออกซิเจนที่สถานะมาตรฐานที่อุณหภูมิ 20.0 °C

C_w = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในน้ำที่อุณหภูมิ T °C (มก./ล.)

C_L = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในถังเติมอากาศ (มก./ล.)

T = อุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศที่สภาพใช้งานจริง (°C)

α = ค่าแฟกเตอร์ของการส่งถ่ายออกซิเจนของน้ำเสียจะมีค่าเท่ากับ 0.8-0.85

β = ค่าคงที่ ซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.95-1.00

-ถ้าใช้ลม สามารถคำนวณปริมาณอากาศได้จากสมการ 41

$$Q_{af} = Q_{ao} / [(\beta C_w - C_L) / 9.17] 1.024^{T-20} \alpha \quad \text{.....(41)}$$

เมื่อ Q_{af} = ปริมาณอากาศที่สภาวะใช้งานจริงที่อุณหภูมิ T °C (ลบ.ม./วัน)

Q_{ao} = ปริมาณอากาศที่สภาวะมาตรฐาน (ลบ.ม./วัน)

ง. ความต้องการพลังงานเพื่อการกวน เพื่อให้ภายในถังปฏิกิริยาของบ่อเติมอากาศมีการกวนหรือผสมกันอย่างทั่วถึง ดังนั้นปริมาณอากาศที่เติมจะต้องเพียงพอสำหรับการกวน ในการเลือกเครื่องเติมอากาศจะต้องมีกำลังเพื่อการกวนสมบูรณ์ในช่วง 15-30 กิโลวัตต์ต่อปริมาตรถึง 1000 ลูกบาศก์เมตร และในกรณีที่ใช้ลมจะต้องมีค่าในช่วง 20-30 ลูกบาศก์เมตรของอากาศต่อนาทีต่อปริมาตรถึง 1000 ลูกบาศก์เมตร ถ้าค่าจากการคำนวณเพื่อการเติมออกซิเจนสูงกว่าค่าเพื่อการกวน ก็ใช้ค่าจากการเติมออกซิเจน แต่ถ้ามีค่าต่ำกว่าต้องใช้ค่าการคำนวณเพื่อการกวนเป็นเกณฑ์ในการเลือกอุปกรณ์การเติมอากาศ

จ. ผลของอุณหภูมิ การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิของบรรยากาศ จะมีผลต่อการทำงานของเซลล์แบคทีเรียและประสิทธิภาพของระบบบำบัด ซึ่งจะมีความสัมพันธ์ดังนี้

$$T_i - T_w = \frac{(T_w - T_a) f A}{Q} \quad \text{.....(42)}$$

$$\text{หรือ } T_w = \frac{AfT_a - QT_i}{Af + Q} \quad \text{.....(43)}$$

เมื่อ T_i = อุณหภูมิของน้ำทิ้งที่เข้าสู่บ่อบำบัด

T_w = อุณหภูมิของน้ำทิ้งในบ่อบำบัด

T_a = อุณหภูมิบรรยากาศ

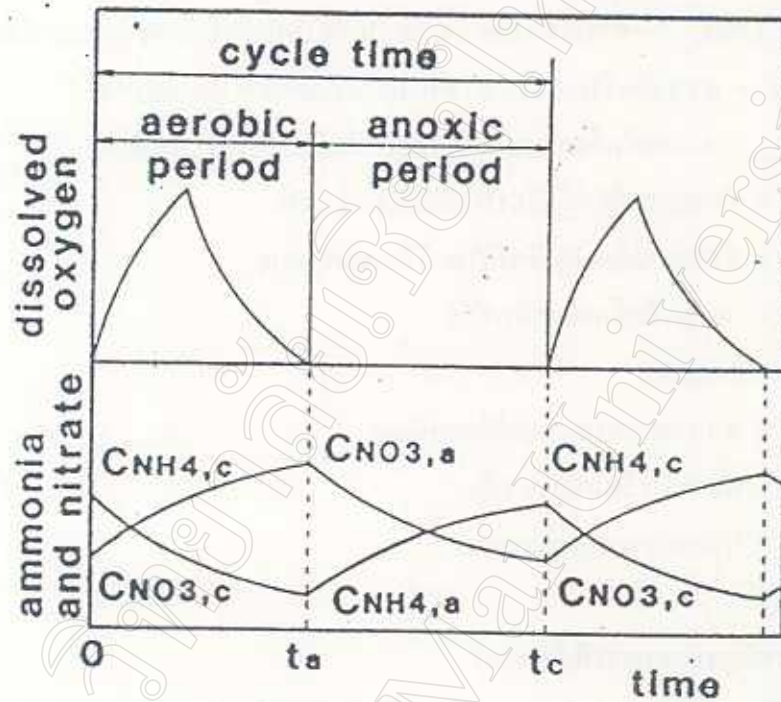
A = พื้นที่ผิวของบ่อบำบัด

f = สัดส่วนของแฟคเตอร์ จะมีค่าเปลี่ยนแปลงไปขึ้นกับสัมประสิทธิ์การถ่ายเทความร้อน

2.4 การลดไนโตรเจนโดยบ่อเติมอากาศแบบเติมอากาศเป็นจังหวะ

ในระบบบำบัดแบบบ่อเติมอากาศสามารถทำการปรับปรุงให้มีการลดไนโตรเจนได้ โดยอาศัยความรู้พื้นฐานของการกำจัดไนโตรเจน จากทฤษฎีในการกำจัดไนโตรเจนจะต้องประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ขั้นตอนแรก คือทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในสภาวะที่มีออกซิเจน โดยแอมโมเนียจะเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท ส่วนขั้นตอนที่สองนั้นจะเป็นการทำให้เกิดกระบวนการดีไน

ครีฟิเคชันในสภาวะที่มีออกซิเจน โดยไนเตรทจะเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน จากความรู้พื้นฐานนี้ สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดแบบบ่อเติมอากาศโดยการสร้างสภาวะภายในบ่อเติมอากาศให้เกิดสภาพที่มีออกซิเจน และสภาพไร้ออกซิเจนสลับกันไป ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนครีฟิเคชันและดีไนครีฟิเคชันสลับกันไป จึงสามารถลดไนโตรเจนได้ ดังแสดงในรูปที่ 2.10



รูปที่ 2.10 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงของ DO, NH_4^+ และ NO_3^- กับเวลา

ที่มา : Araki, H., et al., 1990

สมมูลย์มวลสารในสภาวะที่มีออกซิเจนและสภาวะไร้ออกซิเจน สามารถแสดงได้ดัง
สมการ 44 ถึง 47

ในสภาวะที่มีออกซิเจน:

$$\frac{dC_{\text{NH}_4}}{dt} = \frac{Q(C_{\text{NH}_4,0} - C_{\text{NH}_4})}{V} - k_n X \quad \dots\dots\dots(44)$$

$$\frac{dC_{\text{NO}_3}}{dt} = \frac{-Q C_{\text{NO}_3}}{V} + k_n X \quad \dots\dots\dots(45)$$

ในสถานะที่ไร้ออกซิเจน:

$$\frac{dC_{NH_4}}{dt} = \frac{Q(C_{NH_{4,0}} - C_{NH_4})}{V} \quad \dots\dots\dots(46)$$

$$\frac{dC_{NO_3}}{dt} = \frac{-QC_{NO_3}}{V} - k_d X \quad \dots\dots\dots(47)$$

เมื่อ C_{NH_4} = ความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด

C_{NO_3} = ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด

$C_{NH_{4,0}}$ = ความเข้มข้นของแอมโมเนียในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด

k_n = อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจำเพาะ

k_d = อัตราการเกิดปฏิกิริยาคีไนตริฟิเคชันจำเพาะ

X = ความเข้มข้นของจุลินทรีย์

t_c = รอบเวลา

t_r = ช่วงเวลาของสถานะที่มีออกซิเจน

Q = อัตราการไหลของน้ำเสีย

V = ปริมาตรของบ่อเติมอากาศ

2.5 สรุปสาระสำคัญจากเอกสารที่เกี่ยวข้อง

Hayakawa, N. et al. (1986) ศึกษาถึงการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสพร้อมๆกัน โดยกระบวนการเติมอากาศเป็นจังหวะ โดยน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาคือน้ำเสียชุมชน ซึ่งจะทำการบำบัดด้วยอัตรา 18 ลบ.ม./วัน และจะทำการบำบัด 4 ไชเกล็ดต่อวัน โดยในแต่ละไชเกล็ดจะประกอบด้วย ช่วงในการเติมอากาศเป็นจังหวะ 1 ชั่วโมง ตกตะกอน 1 ชั่วโมง และช่วงเวลาในการปล่อยน้ำทิ้งออกจากระบบ 1 ชั่วโมง ซึ่งจะทำให้การทดลองนาน 7 เดือน จากการศึกษาพบว่า สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ในปริมาณสูง คือ ความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดจะลดลงจาก 32 เป็น 5.3 มก./ล. ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนโดยเฉลี่ยจะเท่ากับ 86% และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสูงสุดจะเท่ากับ 96% ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยเฉลี่ยจะเท่ากับ 83% และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงสุดเท่ากับ 93% การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีววิทยาโดยจะทำพร้อมๆกัน จะต้องมีการควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำในสถานะที่มีออกซิเจน ซึ่งจะเป็นปัจจัยที่สำคัญที่สุด

Robinson, H.D. and Grantham, G. (1988) ศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ระบบบำบัดแบบบ่อเติมอากาศ ซึ่งในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่มีปริมาณสารอินทรีย์ที่สูงนิยมใช้การบำบัด

แบบทางชีววิทยาแบบบ่อเติมอากาศ สำหรับในการทดลองขนาดเล็ก เมื่อทำการบำบัดน้ำชะมูลฝอย สามารถกำจัด Soluble BOD ได้มากกว่า 99% และในการออกแบบระบบบ่อเติมอากาศสำหรับน้ำชะมูลฝอยนั้นจะแตกต่างจากระบบตะกอนแร่ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งในระบบบำบัดบ่อเติมอากาศสำหรับน้ำชะมูลฝอยจะต้องการเวลาในการกักเก็บน้ำที่ยาวนานกว่า และในการออกแบบระบบเติมอากาศไม่เพียงแต่ต้องการออกซิเจนที่พอเพียงต่อการกวนของระบบแล้วแต่ยังต้องเพียงพอต่อการตกตะกอนของแข็งแขวนลอยด้วย จากการทดลองที่พื้นที่ฟังกาบที่ Bryn Posteg โดยพื้นที่ฟังกาบนี้ จะทำการรองชั้นด้วยดินเหนียวเพื่อป้องกันการซึมของน้ำชะมูลฝอยลงสู่แหล่งน้ำใต้ดิน ซึ่งจะเป็นการประหยัดราคาในการลงทุนมาก มูลฝอยโดยส่วนใหญ่จะมาจากชุมชน น้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นจะนำมาบำบัดโดยใช้บ่อเติมอากาศซึ่งมีปริมาตร 1000 ลบ.ม. และทำการปูด้วยแผ่นพลาสติกโพลีเอทิลีนที่มีความหนาแน่นสูง และมีเครื่องเติมอากาศ 2 ตัว เพื่อใช้ในการให้ออกซิเจนแก่ระบบ ในการทำงานใช้สวิตช์ควบคุมเวลา โดยสูบน้ำชะมูลฝอยด้วยอัตราการไหลสูงสุด 100 ลบ.ม./วัน และเติมกรดฟอสฟอริก เพื่อใช้เป็นสารอาหาร เวลาเก็บกักน้ำค้ำสุดที่ใช้ในการทดลองจะมีค่าเท่ากับ 10 วัน ระบบบำบัดจะเริ่มทำงานตั้งแต่ช่วงเดือนพฤษภาคมและมีถุนายน ปี 1983 โดยเริ่มจากการเติมน้ำชะมูลฝอยที่ทำการเจือจางให้มีความเข้มข้น 3,000 มก./ล. และเติมกรดฟอสฟอริกเพื่อรักษาสัดส่วนของฟอสฟอริกต่อซีโอไซด์ เป็น 1 ต่อ 100 มีการเติมอากาศตลอดเวลา จากการศึกษพบว่า ค่าซีโอไซด์ของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบหลังจากตั้งทิ้งไว้เพื่อให้ตกตะกอนจะมีค่าไม่เกิน 350 มก./ล. ค่าบีโอได้น้อยกว่า 100 มก./ล. ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอได้น้อยกว่า 99.4% และสำหรับซีโอไซด์จะมีค่ามากกว่า 97% อุณหภูมิของน้ำชะมูลฝอยที่เข้าสู่ระบบจะไม่มีผลต่อการบำบัด สำหรับการลดสารโลหะพบว่าสามารถกำจัดเหล็กและสังกะสีได้ดีมาก คือ สามารถลดจาก 295 เป็น 9.9 มก./ล. และจาก 11.5 เป็น 0.5 มก./ล. ตามลำดับ สำหรับโลหะชนิดอื่นก็สามารถกำจัดได้ดีเหมือนกัน แต่การบำบัดไนโตรเจนยังไม่ดีพอ ยังจะพบแอมโมเนียในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด แต่สำหรับการศึกษาในครั้งนี้ไม่ได้คิดว่าเป็นปัญหาสำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของ Bryn Posteg เพราะไม่ได้ทำให้ค่าใช้จ่ายของระบบมีค่ามากขึ้น แต่ปัญหาของแอมโมเนียจะมีความสำคัญต่อระบบบำบัดอื่นๆ ซึ่งจุดประสงค์ในการศึกษาครั้งนี้เพื่อให้ได้น้ำทิ้งที่มีคุณภาพที่ดีก่อนที่จะทำการปล่อยลงสู่ระบบบำบัดรวมโดยที่จะต้องมีการจ่ายในการบำบัดที่ถูกต้องที่สุด

Araki, H. et al. (1990) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน ที่มีการเติมอากาศเป็นจังหวะ จากการศึกษพบว่า ปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนประกอบด้วย ไซเคิลเวลา สัดส่วนระยะเวลาเติมอากาศต่อไซเคิลเวลา อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และอัตราการเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน ซึ่งประสิทธิภาพการลดไนโตรเจนจะสูงสุดเมื่อสัดส่วนไซเคิลเวลาต่อวันมีค่าน้อยกว่า 0.1 และจะสามารถกำจัดไนโตรเจนรวมทั้งหมด

ของระบบได้มากกว่า 90% เมื่อสัดส่วนระยะเวลาการเติมอากาศต่อไซเคิลเวลาอยู่ระหว่าง 0.35-0.6 และสัดส่วนไซเคิลเวลาต่อหนึ่งวันเท่ากับ 0.02 นอกจากนี้ยังพบว่าระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศเป็นจังหวะจะไม่มีผลต่อการกำจัดปริมาณสารอินทรีย์

Nakajima, J. and Kaneko, M. (1991) ทำการศึกษาการกำจัดไนโตรเจนของน้ำเสียชุมชน โดยใช้ระบบบำบัดแบบยัดเวลา โดยมีการเติมอากาศเป็นจังหวะ และได้ทำการเปรียบเทียบระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง จากการทดลองพบว่า ความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้งของระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องมีค่าเท่ากับ 30 มก./ล. แต่ในระบบบำบัดที่เติมอากาศเป็นจังหวะจะมีค่าเป็น 6.08-11.5 มก./ล. ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดเป็น 73% และพบว่าเมื่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้น ความเข้มข้นของไนเตรท-ไนโตรเจนจะลดลง แต่ค่าความเป็นด่างจะเพิ่มมากขึ้นทำให้พีเอชมีค่าเพิ่มมากขึ้นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะลดลงเมื่ออุณหภูมิของน้ำมีค่าต่ำกว่าปรกติ ซึ่งจะส่งผลให้ค่าความเป็นด่างลดลง พีเอชลดลง และความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดมีค่าเพิ่มมากขึ้น ซึ่งแสดงได้ว่าการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะลดลง และสามารถทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดเพิ่มมากขึ้นอีกได้ โดยการเพิ่มเวลาในการเติมอากาศเป็นจังหวะให้นานมากขึ้น ซึ่งจากการทดลองพบว่าเมื่ออุณหภูมิของน้ำเปลี่ยนแปลงโดยมีค่าลดลงหรือเพิ่มมากขึ้น 1 องศาเซลเซียส จำเป็นที่จะต้องเพิ่มหรือลดเวลาในการเติมอากาศเป็นจังหวะอีก 15 นาที

Osada, T. et al. (1991) ทำการศึกษาการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเสียจากฟาร์มสุกร โดยใช้ระบบบำบัดแบบตะกอนเร่งที่มีการเติมอากาศเป็นจังหวะ และทำการเปรียบเทียบกับระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง จากการศึกษาพบว่า เมื่อระบบมีความเข้มข้นของจุลินทรีย์สูง ประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดี และปริมาณสารอินทรีย์ทั้งหมดจะมีค่าเท่ากับ 89-99.5% ซึ่งระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศเป็นจังหวะและระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องจะให้ผลที่คล้ายกัน แต่ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของทั้งสองระบบจะมีค่าที่แตกต่างกัน โดยที่อัตราส่วนของไนโตรเจนต่อบีโอดีห้าของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดจะมีค่า 0.18 ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดในระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศเป็นจังหวะและระบบบำบัดที่มีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องมีค่าเป็น 96.9 และ 58.6% ตามลำดับ และสำหรับประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะมีค่าเป็น 80.8 และ 47.8% ตามลำดับ แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจะมีค่าลดลงเมื่ออัตราส่วนของไนโตรเจนต่อบีโอดีห้ามีค่าเพิ่มมากขึ้น

Koottatep, S. et al. (1993) ศึกษาถึงการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนโดยใช้ระบบบำบัดแบบบ่อเติมอากาศที่มีการเติมอากาศเป็นจังหวะ ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลองประกอบด้วย

ถึงเดิมอากาศที่มีปริมาตร 20 ลบ.ม. ก่อนที่น้ำเสียจะเข้าสู่เดิมอากาศจะผ่านถังตกตะกอนอันดับหนึ่งก่อนหลังจากนั้นจึงจะผ่านไปถังเดิมอากาศ และก่อนที่จะปล่อยน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วจะผ่านถังตกตะกอนอันดับสองก่อน ในถังเดิมอากาศจะทำการเปิด-ปิดเครื่องเดิมอากาศทุกๆ 12 ชั่วโมง เพื่อให้เกิดสภาพที่มีออกซิเจนและสภาพไร้ออกซิเจน จากการศึกษาพบว่าน้ำเสียที่เข้าระบบจะมีค่าบีโอดี 65.6 มก./ล. ค่า TKN 14.29 มก./ล. ค่าความเข้มข้นของไนโตรเจน 0.003 มก./ล. ค่าความเข้มข้นของไนเตรท 1.843 มก./ล. พบว่าเมื่อมีการเดิมอากาศเป็นจังหวะ สามารถลดค่าความเข้มข้น TKN ได้ถึง 88-94% แม้ว่าระบบบำบัดจะมีเวลาเก็บกักน้ำที่แตกต่างกัน และเมื่อทำการเปรียบเทียบกับระบบบำบัดแบบบ่อเดิมอากาศที่มีการเดิมอากาศตลอด 24 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการลดค่าไนโตรเจนเจลดาค่านั้นก็ไม่แตกต่างกัน แต่เมื่อทำการศึกษาถึงการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน พบว่าที่เวลาเก็บกักน้ำมีค่ามากกว่า 4 วัน ประสิทธิภาพการลดไนโตรเจนจะมีค่า 42.91- และ 45.22% สำหรับระบบบำบัดบ่อเดิมอากาศอย่างต่อเนื่องและบ่อเดิมอากาศที่เดิมอากาศเป็นจังหวะ และเมื่อทำการหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบบ่อเดิมอากาศที่เดิมอากาศเป็นจังหวะ จะทำให้ประสิทธิภาพในการลดไนโตรเจนมีค่าเพิ่มมากขึ้น