

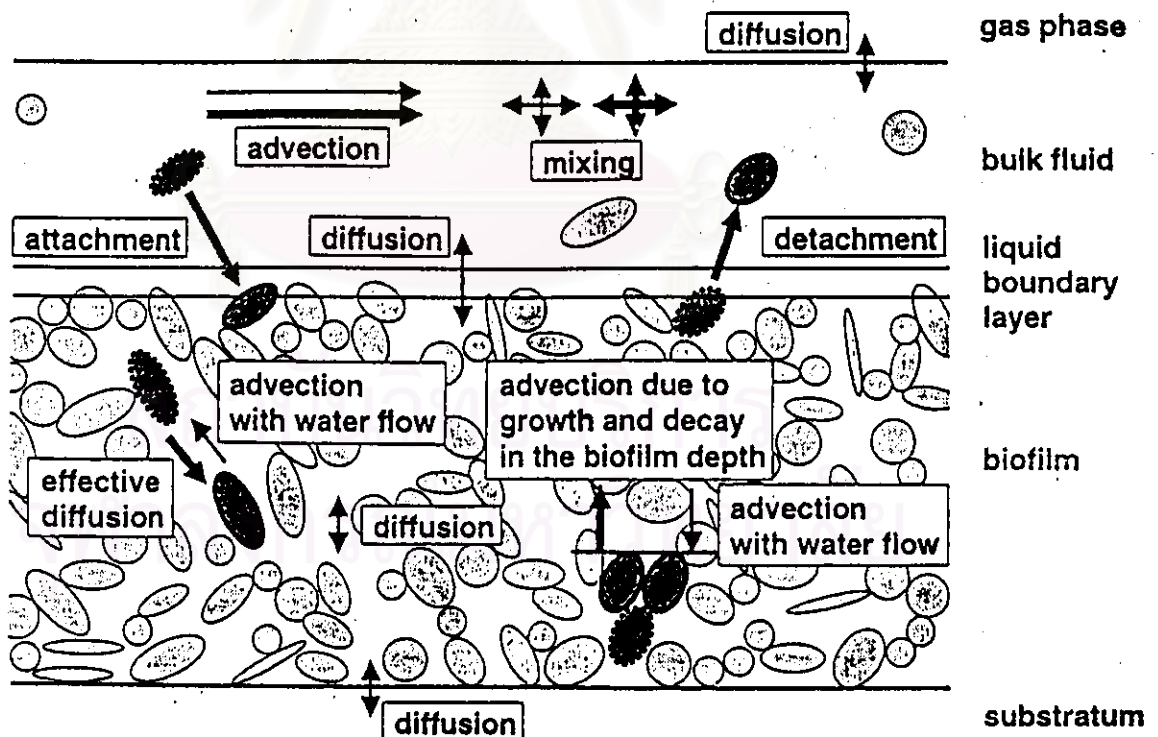
บทที่ 2

บททวนเอกสาร

2.1 กระบวนการบำบัดเสียแบบ จุลินทรีย์ยึดติดตัวกลาง (Attached-Growth Processes)

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ แบบจุลินทรีย์ยึดติดตัวกลาง (Fixed Film Process) เริ่มได้รับความนิยมในการใช้งานมากขึ้น เนื่องจากลักษณะของฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) ที่มีมวลชีวภาพความเข้มข้นสูง ทำให้สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มาก และมีคุณภาพน้ำทิ้งดีโดยไม่ต้องมีการแยกของแข็งออก (B.E. Rittmann, 1982)

ลักษณะการใช้สารอินทรีย์ในผิวของชั้นฟิล์มชีวภาพสามารถแสดงได้ในรูปที่ 2.1 (O.Wanner and P. Reichert, 1995)



รูปที่ 2.1 กระบวนการเคลื่อนย้ายภายในผิวชั้นฟิล์มชีวภาพแบบหลายพันธ์ โดยถูกครหนาแสดงถึงอนุภาค และถูกครบางแสดงถึงการละลายของสาร

ในกระบวนการแบบยึดติดตัวกลางนี้ สามารถแบ่งเป็นอีก 2 กระบวนการ ได้คือ

2.1.1 กระบวนการที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Aerobic Process)

เป็นการถ่ายเทมวลสารอินทรีย์กับออกซิเจน บนพื้นผิวที่แตกต่างกัน (Heterogenous Nature) ระหว่างผิวฟิล์มชีวภาพ ซึ่งเป็นมวลจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลาง กับผิวของเหลวโดยรอบ ดังแสดงในรูปที่ 2.2 โดยมีขั้นตอนดังนี้ (วีระพันธ์, 2539 อ้างจาก E. Arvin และ P.Harremoos, 1990)

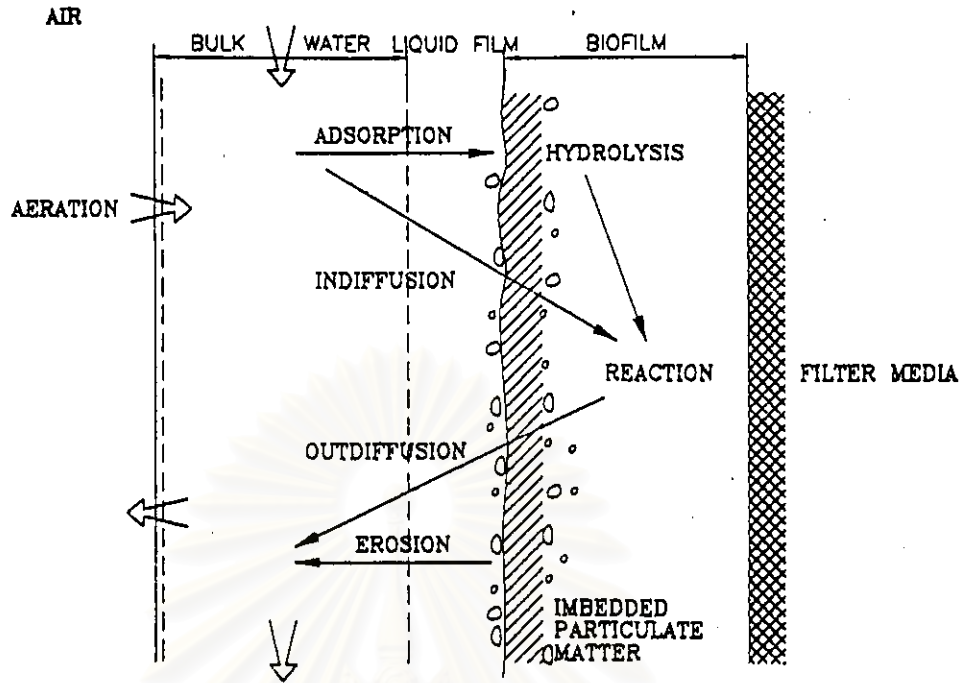
1. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังเขตร่วม (interface) ระหว่างชั้นของเหลวและฟิล์มชีวภาพ
2. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายผ่านเขตร่วมไปยังชั้นของฟิล์มชีวภาพ
3. จุลินทรีย์ในชั้นฟิล์มชีวภาพจะทำการใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนทำให้เกิดผลผลิต คือ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์, น้ำ, พลังงานและเซลล์ใหม่ดังสมการที่ 2.1

bacteria

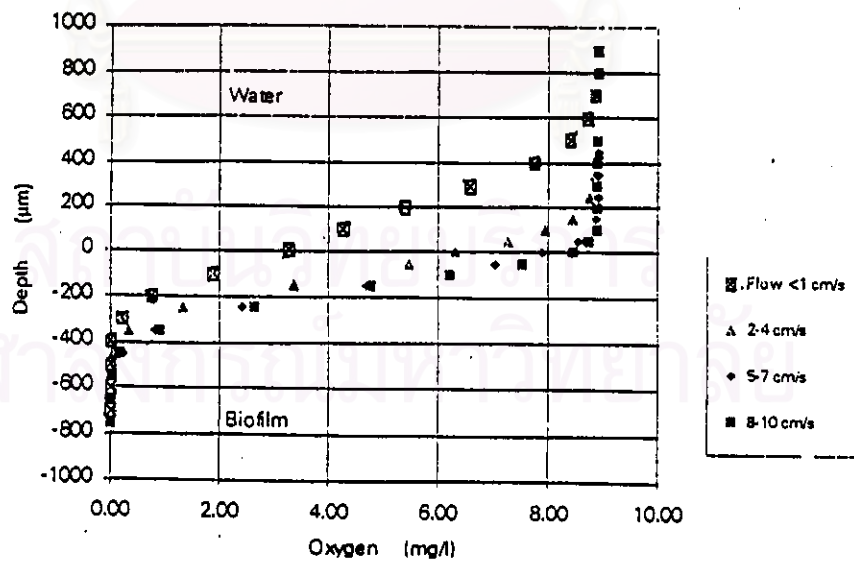


4. ผลผลิตที่ได้ (ยกเว้นเซลล์ใหม่ที่จะเกาะตัวหนาขึ้น) จะถูกถ่ายเทออกจากเขตร่วมไปยังชั้นของเหลว

ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในผิวฟิล์มชีวภาพ ชั้นนอกจะเป็นส่วนที่ออกซิเจนสามารถแพร่ผ่านชั้นผิวเข้าไป ก็จะเป็นจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลาย และส่วนชั้นที่อยู่ลึกเข้าไปในผิวฟิล์มที่ออกซิเจนแพร่ผ่านเข้าไปไม่ถึงจะเป็นจุลินทรีย์ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลาย ซึ่งแสดงความสามารถในการละลายของออกซิเจนแพร่ผ่านผิวฟิล์มชีวภาพได้ ในรูปที่ 2.3 (H.Hom, 1992) โดยปฏิกิริยาการย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจนจะเร็วกว่าแบบที่ไม่ใช้ออกซิเจน ทำให้อัตราย่อยสลายจะเป็นแบบใช้ออกซิเจน



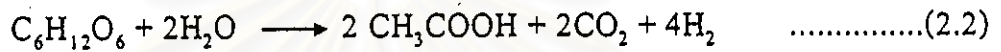
รูปที่ 2.2 แสดงปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นของการย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งในชั้นของเหลวและชั้นฟิล์มชีวภาพ (E.Arvin และ P.Harremoes, 1990)



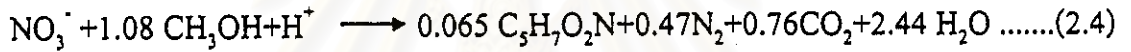
รูปที่ 2.3 แสดงค่าระดับออกซิเจนในชั้นของเหลวและชั้นฟิล์มชีวภาพแบบออกโตโทรบ-เฮเทอโรโทรบภายใต้ความเร็วไหลที่แตกต่างกัน (Horn, 1992)

2.1.2 กระบวนการที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Anaerobic process)

เป็นปฏิกิริยาที่เกิดจากสารอินทรีย์ทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน และมีสารอื่นเป็นตัวรับอิเล็กตรอน โดยในปฏิกิริยาที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลาย จะมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน แต่ในปฏิกิริยาที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะมีพวกสารประกอบของออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ในเตรท เป็นต้น ซึ่งถ้าคาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน เรียกปฏิกิริยาแอนแอโรบิก (Anaerobic) หรือถ้าในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนก็เรียกปฏิกิริยา ดีไน-ตริฟิเคชัน (Denitrification) ดังแสดงในรูปที่ 2.4 โดยสมการของกระบวนการแสดงในสมการที่ 2.2 ถึง 2.4

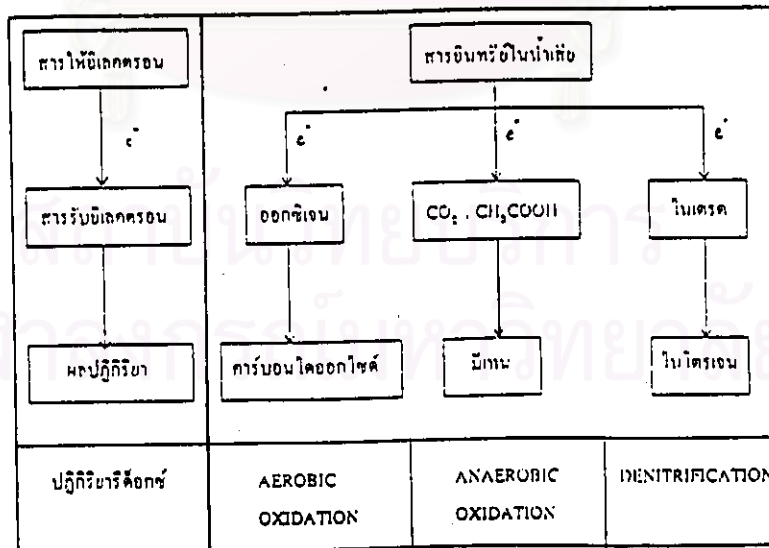


Anaerobic Processes



Denitrification Process

ซึ่งข้อดีของระบบไม่ใช้ออกซิเจน คือ การได้รับพลังงานจากปฏิกิริยาของกาซมีเทน ในขณะที่ระบบที่ใช้ออกซิเจนจะต้องให้พลังงาน และยังให้ของแข็งชีวภาพน้อยกว่า ทำให้ไม่ต้องมีถังตกตะกอน แต่ข้อเสียคือ อัตราเจริญเติบโตจะต่ำกว่าทำให้ต้องมีเวลาเก็บกักมากกว่า



รูปที่ 2.4 ปฏิกิริยาของกระบวนการแลกเปลี่ยนอิเล็กตรอนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ (มันสิน, 2536)

2.2 การกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย

ดังที่กล่าวถึงในบทนำ ในปัญหาที่เกิดจากน้ำเสียที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสุขอนามัยของสิ่งมีชีวิต ดังนั้นจึงจำเป็นที่จะต้องควบคุมหรือกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียให้ลดลง จนไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสภาพแวดล้อม

โดยทั่วไปแล้วไนโตรเจนที่ถูกปล่อยออกมาเป็นน้ำเสียชุมชน จะมีค่าที่เคเอ็น (TKN, Total Kjeldahl Nitrogen) ประมาณ 30-80 มก./ล. ร้อยละ 60 จะเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน ร้อยละ 40 เป็นสารอินทรีย์ไนโตรเจน และเป็นไนเตรทในปริมาณน้อยมาก ปกติแล้วไนโตรเจนเป็นสารอาหาร (Nutrient) ที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต แต่ในน้ำเสียที่ถูกปล่อยออกมาปริมาณไนโตรเจนมีมากจนเกิดผลกระทบ ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียวิธีปกติทั่วไป น้ำทิ้งจากการบำบัดยังมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 15-35 มก./ล. แต่ในการบำบัดด้วยวิธีไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน สามารถทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 2-10 มก./ล. ได้ ซึ่งจะได้กล่าวในหัวข้อต่อไป

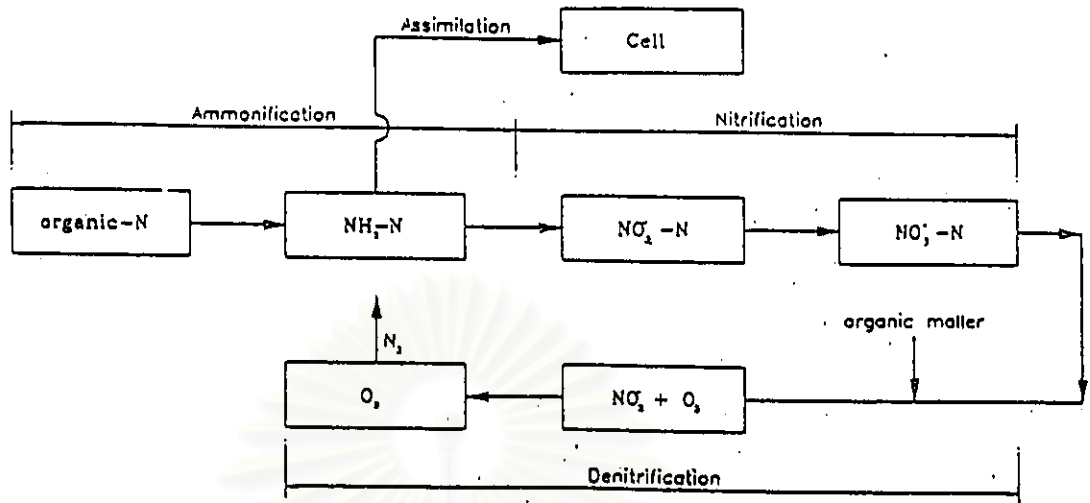
ในระบบบำบัดน้ำเสีย ไนโตรเจนที่เข้ามาในรูปของสารอินทรีย์หรือแอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นรูปอื่น ภายในสภาวะที่เหมาะสม การกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นจากแอมโมเนียไนโตรเจนจะถูกนำไปสร้างเป็นเซลล์ใหม่ และจะถูกออกซิไดซ์ 2 ขั้นตอนให้อยู่ในรูปของไนเตรต ซึ่งเป็นขั้นตอนของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังแสดงได้ในรูปที่ 2.5 และในที่สุดแล้วไนเตรตจะถูกแปลงรูปอีกครั้งให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนผ่านกระบวนการ ดีไนตริฟิเคชัน เข้าสู่บรรยากาศต่อไป โดยจะเหลือสารอินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่สามารถทำการย่อยสลายได้ประมาณ 1 มก./ล. ในน้ำทิ้ง

2.2.1 กระบวนการกำจัดไนโตรเจน

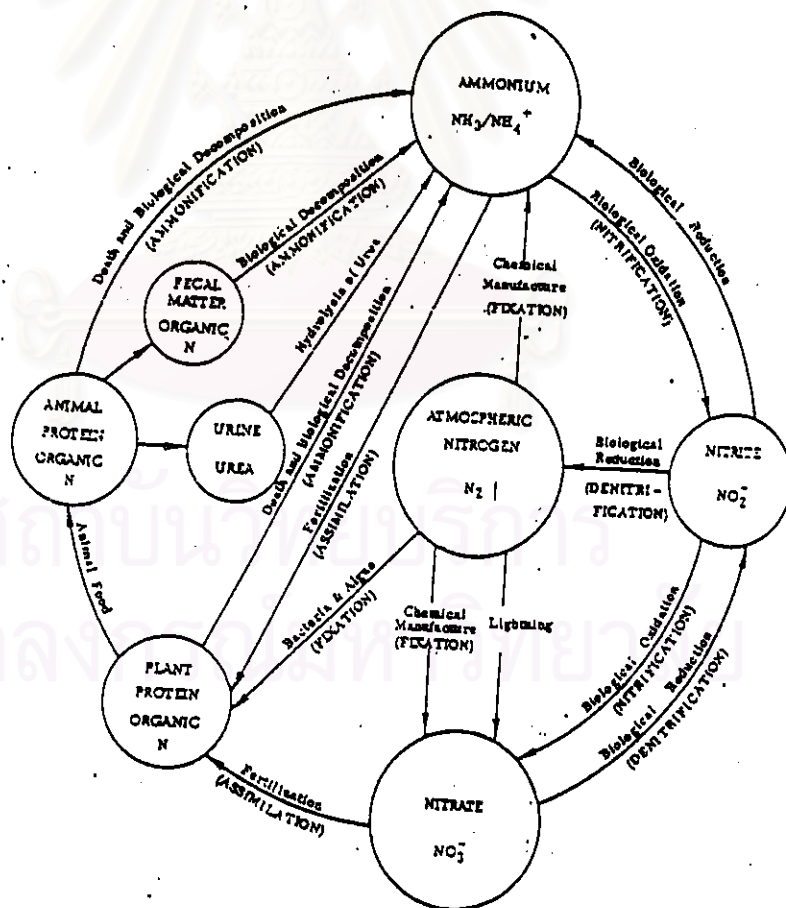
ในการกำจัดไนโตรเจน สามารถแบ่งกระบวนการออกเป็น 3 วิธีหลัก ดังนี้

2.2.1.1 กระบวนการทางชีวภาพ

เป็นการเปลี่ยนแปลงรูปของ สารอินทรีย์ไนโตรเจน ให้อยู่ในรูปสารประกอบไนโตรเจน โดยผ่านขั้นตอนต่าง ๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.6 โดยมีขั้นตอนดังนี้



รูปที่ 2.5 กระบวนการเปลี่ยนแปลงรูปของไนโตรเจนทางชีวภาพ (R. Sedlak, 1991)



รูปที่ 2.6 การเปลี่ยนแปลงรูปของไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ (US EPA, 1975)

- 1) Ammonification เป็นกระบวนการที่สารอินทรีย์ในโตรเจน (ในรูปของโปรตีน : ยูเรีย) โดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ต่าง ๆ ที่มีอยู่ทั่วไปในระบบรวบรวมน้ำเสีย ระบบบำบัดน้ำเสีย และแหล่งรับน้ำทั่วไป ทำการย่อยสลายและทำปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ให้กลายเป็นแอมโมเนียในโตรเจน
 - 2) Assimilation เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์นำแอมโมเนียในโตรเจนมาใช้เป็นองค์ประกอบในรูปของสารอาหาร ในการย่อยสลายสารประกอบประกอบคาร์บอนอินทรีย์ ดังนั้นจึงมีขีดจำกัดกำจัดในโตรเจนประมาณร้อยละ 8 ถึง 20 เท่านั้นในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ยกเว้นจะมีความสำคัญในกรณีที่ความเข้มข้นบีโอดี (BOD) มีค่าสูงมาก เช่นในน้ำเสียจากโรงงาน
 - 3) ไนตริฟิเคชัน (Nitrification) เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำการออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนเตรทกับรูปในโตรทที่ไม่เสถียร โดยมีจุลินทรีย์พวกออกโตโทรบชนิดไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas) และไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) เป็นตัวย่อยสลาย
 - 4) ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำการออกซิไดซ์ไนเตรทในโตรเจนให้เป็นรูปของก๊าซในโตรเจน (N_2) ไนตรัสออกไซด์ (NO_2) และไนตริกออกไซด์ (NO) โดยมีจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรบและออกโตโทรบใช้ในเตรทแทนออกซิเจนในการรับอิเล็กตรอน
- ตัวอย่างในการใช้กระบวนการทางชีวภาพในการกำจัดในโตรเจนได้แก่ ระบบบ่อเติมอากาศ การเลี้ยงสาหร่าย ไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน

2.2.1.2 กระบวนการทางเคมี เป็นการใช้ปฏิกิริยาทางเคมี ในการเปลี่ยนรูปของในโตรเจนให้อยู่ในรูปของก๊าซในโตรเจนหรือแอมโมเนีย เพื่อปล่อยสู่บรรยากาศโดยมีวิธีการต่าง ๆ ดังนี้

- 1) Breakpoint Chlorination เป็นการเติมคลอรีนในปริมาณที่ พอต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจน สามารถกำจัดแอมโมเนียได้ ร้อยละ 95 ถึง 99 แต่ยังมีไนเตรท และไนโตรเจนไตรคลอไรด์ (NCl_3) เหลืออยู่อีก
- 2) Ion Exchange เป็นการใช้น้ำสารแลกเปลี่ยนไอออนมาแลกเปลี่ยนกับแอมโมเนียมหรือไนเตรท กลายเป็นก๊าซแอมโมเนีย แต่ต้องเลือกสารแลกเปลี่ยนไอออนให้เหมาะสม เพราะสารแลกเปลี่ยนไอออนสามารถแลกเปลี่ยนได้เพียงชนิดใดชนิดหนึ่งเท่านั้น
- 3) Chemical Coagulation เป็นการใช้น้ำสารเคมีในการทำปฏิกิริยาให้สารอินทรีย์ใน ไตรเจนจับตัวกันแล้วตกตะกอนลงมา แต่ไม่สามารถกำจัดแอมโมเนียและไนเตรทได้
- 4) Carbon Adsorption เป็นการใช้น้ำถ่านกัมมันต์ (Activated carbon) เป็นตัวจับสารอินทรีย์ใน ไตรเจน แต่ไม่สามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจนรูปอื่นได้

2.2.1.3 กระบวนการทางกายภาพ มีวิธีการต่าง ๆ ดังนี้

- 1) Air Stripping เป็นการพ่นน้ำเสียที่ปรับพีเอชให้อยู่ในช่วง 10.5 ถึง 11.5 สัมผัสกับอากาศ เพื่อให้แอมโมเนียเปลี่ยนรูปจากสารละลายมาเป็นก๊าซหลุดออกไป โดยปกติแล้วมักใช้พื้นที่ที่มีอากาศร้อน เนื่องจากที่อุณหภูมิค่าประสิทธิภาพจะลดลงมาก
- 2) Filtration เป็นการกรองสารอินทรีย์ใน ไตรเจนแขวนลอยออก ทำให้ไม่ สามารถกำจัดแอมโมเนียและไนเตรทได้

- 3) Reverse Osmosis เป็นการกรองผ่านเยื่อ Semi permeable ภายใต้แรงดันที่สูงกว่าแรงดัน Osmotic ทำให้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในโตรเจนแอมโมเนียและไนเตรทได้อย่างมีประสิทธิภาพ
- 4) Electrodialysis เป็นการใช้ขั้วไฟฟ้ามาทำแยกสารประกอบ ที่ทำให้มีประจุไฟฟ้า สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในโตรเจนแอมโมเนียได้ทั้งหมด สามารถสรุปเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน ด้วยวิธีต่าง ๆ ในตารางที่ 2.1 (Metcalf และ Eddy, 1991)

ตารางที่ 2.1 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีต่าง ๆ

Effect of various treatment operations and processes on nitrogen compounds^a

Treatment operation or process	Nitrogen compound			Removal of total nitrogen entering process, % ^b
	Organic nitrogen	NH ₃ -NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	
Conventional treatment				
Primary	10-20% removed	No effect	No effect	5-10
Secondary	15-50% removed ^c urea → NH ₃ -NH ₄ ^d	< 10% removed	Slight effect	10-30
Biological processes				
Bacterial assimilation	No effect	40-70% removed	Slight	30-70
Denitrification	No effect	No effect	80-90% removed	70-95
Harvesting algae	Partial transformation to NH ₃ -NH ₄	→ Cells	→ Cells	50-80
Nitrification	Limited effect	→ NO ₃ ⁻	No effect	5-20
Oxidation ponds	Partial transformation to NH ₃ -NH ₄	Partial removal by stripping	Partial removal by nitrification/denitrification	20-90
Chemical processes				
Breakpoint chlorination	Uncertain	90-100% removed	No effect	80-95
Chemical coagulation	50-70% removed	Slight effect	Slight effect	20-30
Carbon adsorption	30-50% removed	Slight effect	Slight effect	10-20
Selective ion exchange for ammonium	Slight, uncertain	80-97% removed	No effect	70-95
Selective ion exchange for nitrate	Slight effect	Slight effect	75-90% removed	70-90
Physical operations				
Filtration	30-95% of suspended organic N removed	Slight effect	Slight effect	20-40
Air stripping	No effect	80-95% removed	No effect	50-90
Electrodialysis	100% of suspended organic N removed	30-50% removed	30-50% removed	40-50
Reverse osmosis	80-90% removed	80-90% removed	80-90% removed	80-90

^a Adapted from Ref. 33.

^b Depends on the fraction of influent nitrogen for which the process is effective and other processes in treatment plant

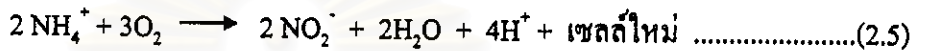
^c Soluble organic nitrogen, in the form of urea and amino acids, is reduced substantially by secondary treatment.

^d Arrow denotes "conversion to."

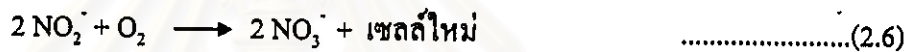
2.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification Process)

เป็นกระบวนการที่จุลชีพทำการออกซิไดซ์ แอมโมเนียให้เปลี่ยนเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับ โดยจะเป็นจุลินทรีย์ชนิดออกโตโทรบมีอยู่ 2 ชนิด คือ ไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas) และไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ซึ่งแต่ละชนิดจะทำหน้าที่ต่างกัน ดังสมการดังนี้

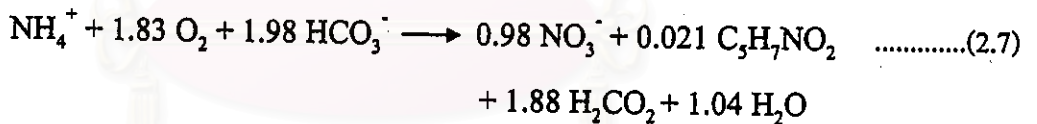
1) ปฏิกริยาจากไนโตรโซโมนาสจะออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนไตรท์



2) ปฏิกริยาจากไนโตรแบคเตอร์จะออกซิไดซ์ไนไตรท์ให้เป็นไนเตรท



เนื่องจากการเกิดไนไตรท์ได้ค่อนข้างยาก (รูปที่ 2.5) ทำให้สามารถสรุปว่าอัตราของการเกิดไนเตรท จะเป็นตัวควบคุมปฏิกริยาโดยรวม และเมื่อรวมถึงการใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ด้วยแล้ว จะได้สมการโดยรวมของกระบวนการไนตริฟิเคชัน คือ



จากสมการ 2.7 ในการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก./ล. จะใช้ออกซิเจน 4.33 มก./ล. ใช้ความเป็นด่าง 7.14 มก./ล. และเกิดเซลล์ใหม่ 0.15 มก./ล.

2.3.1 จลนศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification Kinetics)

เนื่องจากการศึกษานี้เป็นเรื่องที่เป็นการเจริญเติบโตแบบ Attached Growth จึงใช้ปรากฏการณ์ของปฏิกริยาแพร่ผ่านภายในผิวฟิล์มจุลชีพ *quasihomogeneous* มาอธิบายถึงจลนศาสตร์ของกระบวนการสมการที่ใช้คือ

$$dS/dt = D_s (d^2 S/dZ^2) + r_s \dots\dots\dots(2.8)$$

โดย: S = สารอาหารที่เกิดปฏิกิริยา	(ความเข้มข้น)
t = เวลา	(ต่อเวลา)
Z = ความหนาชั้นฟิล์มจุลชีพนับจากผิวนอกของฟิล์ม	(ความยาว)
r = อัตราการเกิดปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้อง	(ความเข้มข้น/เวลา)
D _s = สัมประสิทธิ์การแพร่ผ่าน	(ความยาว ² /เวลา)

และเมื่อพิจารณาถึงปฏิกิริยาในสารแต่ละชนิดจะได้สมการ คือ

$$\text{สำหรับ } \text{NH}_4^+ : d[\text{NH}_4^+]/dt = D_{\text{NH}_4} \{d^2[\text{NH}_4^+]/dZ^2\} - r_{\text{NH}_4} \quad \dots\dots\dots(2.9)$$

$$\text{สำหรับ } \text{NO}_2^- : d[\text{NO}_2^-]/dt = D_{\text{NO}_2} \{d^2[\text{NO}_2^-]/dZ^2\} + r_{\text{NH}_4} - r_{\text{NO}_2} \quad \dots\dots\dots(2.10)$$

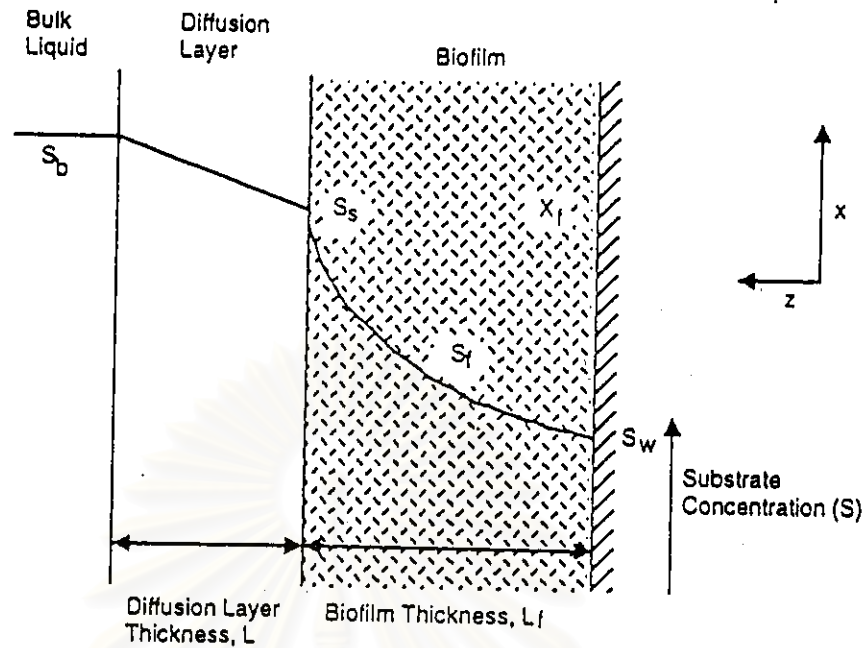
$$\text{สำหรับ } \text{NO}_3^- : d[\text{NO}_3^-]/dt = D_{\text{NO}_3} \{d^2[\text{NO}_3^-]/dZ^2\} - r_{\text{NO}_2} \quad \dots\dots\dots(2.11)$$

$$\text{และสำหรับ } \text{O}_2 : d[\text{O}_2]/dt = D_{\text{O}_2} \{d^2[\text{O}_2]/dZ^2\} - S_1 r_{\text{NH}_4} - S_2 r_{\text{NO}_2} \quad \dots\dots\dots(2.12)$$

ความต้านทานการแพร่ผ่านเป็นสิ่งที่เกี่ยวข้องหลักในการเจริญเติบโตแบบนี้ การออกแบบจึงมีความซับซ้อน ต้องการพิจารณาจากกระบวนการถ่ายเทมวลและพื้นที่ผิวจุลชีพ อีกทั้งอาศัยผลจากการทดลอง แต่ยังใช้หลักการของ stoichiometry กฎของ Fick และสมการจลนศาสตร์ของ Monod การแสดงลักษณะแบบจำลองของทฤษฎีฟิล์มจุลชีพได้ในรูปที่ 2.7 ซึ่งเมื่อมีการแพร่ผ่านความเข้มข้นของสารอาหารจะค่อย ๆ เปลี่ยนผ่านชั้นฟิล์มที่ผิวการเจริญเติบโต การไหลผ่านชั้นสามารถเขียนได้ในรูปของ

$$J = AD (\Delta S/\Delta L) \quad \dots\dots\dots(2.13)$$

โดย: J = การไหล	(มวล/เวลา)
A = ผิวของจุลชีพ	(ความยาว ²)
D = สัมประสิทธิ์การแพร่ผ่าน	(ความยาว ² /เวลา)
ΔS = ผลต่างของความเข้มข้นสารอาหารผ่านผิวจุลชีพ	(มวล/ความยาว ³)
ΔL = ความหนาของผิวฟิล์ม	(ความยาว)



Note: S_b , S_s , S_f , and S_w represent, respectively, the substrate concentration in the bulk liquid, at the outer surface of the biofilm, within the biofilm, and at the surface of attachment of the biofilm. X_f represents the microbial density in the biofilm.

รูปที่ 2.7 แบบจำลองทางทฤษฎีของชีวฟิล์มจุลชีพ (US EPA, 1994 อ้างถึง Health, M.S., S.A. Wirtel และ B.E.Rittman, 1990)

จากแบบจำลองของชีวฟิล์มจุลชีพ แสดงถึงอัตราออกซิไดซ์แอมโมเนียในระบบ Attached Growth จะไม่ลดลงมากเท่ากับระบบ Suspended Growth ในสถานะเดียวกัน ทำให้มีข้อดีกว่าในการทนต่อสภาพที่มีอุณหภูมิต่ำ (C. Paulson, 1989)

2.3.2 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) อุณหภูมิ (Temperature, T)

กระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดในช่วงอุณหภูมิ 4 ถึง 45 °C โดยที่อุณหภูมิ 35 °C เหมาะต่อจุลชีพไนโตรโซโมนาส และที่ 35 ถึง 42 °C เหมาะต่อจุลชีพไนโตรแบคเตอร์ (US EPA, 1994) แต่โดยทั่วไปแล้วอัตราของปฏิกิริยาจะเพิ่มตามอุณหภูมิที่สูงขึ้นตามสมการของ Arrhenius ที่อุณหภูมิ 5 ถึง 30 °C ดังนี้

$$\mu_m = 0.47 C^{0.098 (T-15)} \quad \text{.....(2.14)}$$

โดย μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (ต่อวัน)
 T = อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)

2) ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen, DO)

ค่าออกซิเจนละลายมีความสำคัญต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันเนื่องจากเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจากแอมโมเนียไนโตรเจนเพื่อเปลี่ยนไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับโดยทั่วไปมักให้มีค่าระหว่าง 0.5 ถึง 2.5 มก./ล. และมากขึ้นตามอุณหภูมิที่สูงขึ้น จึงจะไม่กระทบต่อกระบวนการ จากการศึกษาของ Schoberl และ Engel (1964) พบว่าไนโตรโซโมนาสและไนโตรแบคเตอร์ ต้องการค่าออกซิเจนละลายสูงกว่า 1 และ 2 มก./ล. ตามลำดับ

ผลกระทบจากค่าออกซิเจนละลาย สามารถใช้สมการจลนศาสตร์ซ็อนของ Monod ในรูปของทั้งไนโตรเจนและค่าออกซิเจนละลายได้คือ

$$\mu = [\mu_m N / (K_n + N)] [DO / (K_o + DO)] \quad \text{.....(2.15)}$$

โดย μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ

N = ค่าแอมโมเนียไนโตรเจน

K_n = ค่าสัมประสิทธิ์กึ่งอิ่มตัวของแอมโมเนียไนโตรเจน

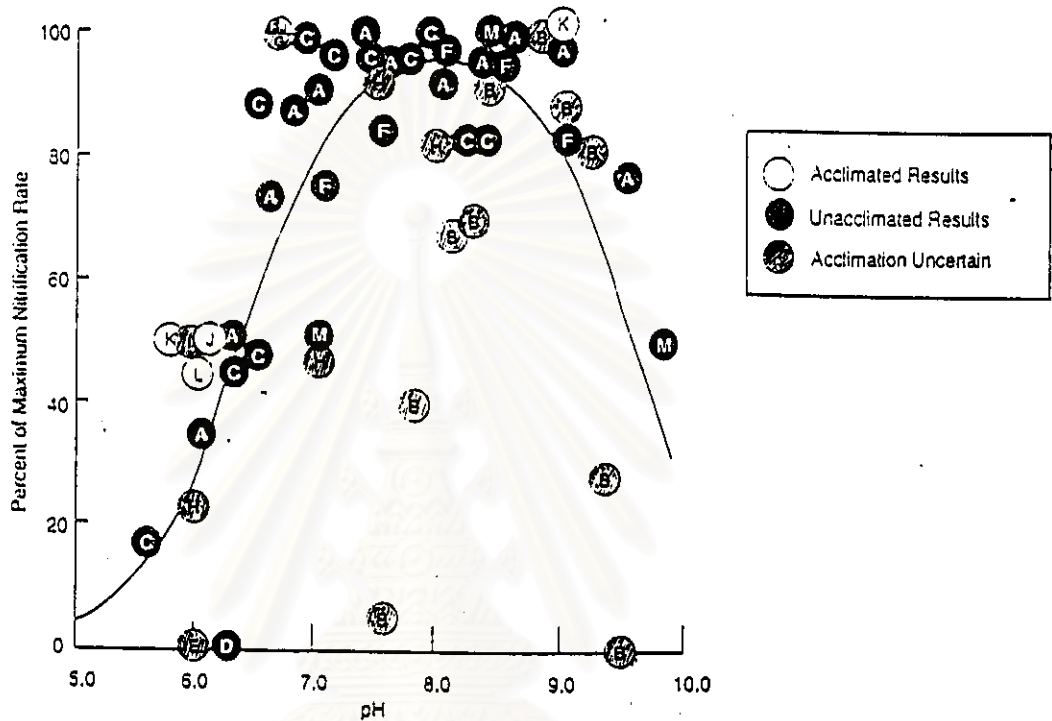
K_o = ค่าสัมประสิทธิ์กึ่งอิ่มตัวของออกซิเจนละลาย

DO = ค่าออกซิเจนละลาย

โดยทั่วไปแล้วมักใช้ค่าออกซิเจนละลายต่ำสุดที่ 2.0 มก./ล. เพื่อป้องกันภาวะสูงสุดของแอมโมเนียแพร่ผ่าน

3) ค่าความเป็นกรด ค่าง (pH)

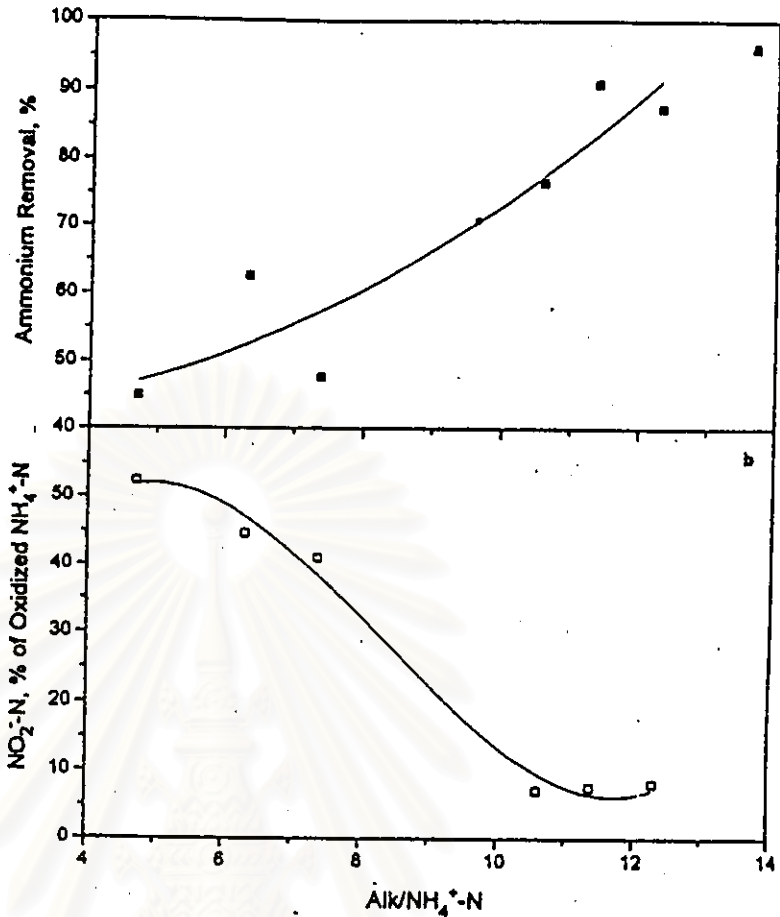
ค่า pH ที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 6.5 ถึง 8.0 ขึ้นอยู่กับสภาพความเป็นด่างและค่าคาร์บอนไดออกไซด์ในระบบ แต่ถ้าอยู่ในสภาวะกรด อัตราออกซิเดชันแอมโมเนียจะลดลง ดังแสดงในรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.8 ผลกระทบจากค่าความเป็นกรดต่างต่ออัตราไนตริฟิเคชัน
(US EPA, 1994 อ้างจากหลายการทดลอง)

4) ค่าความเป็นด่าง (Alkalinity)

จากทฤษฎีที่ค่าความเป็นด่างถูกใช้ไป 7.14 ก. ต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 ก. พบว่าในทางปฏิบัติจะมีค่าเท่ากันหรือน้อยกว่า การลดค่าอัตราส่วนความเป็นด่างต่อแอมโมเนียในโตรเจน มีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียมาก ดังรูปที่ 2.9 และจากการศึกษาของ O.J. Hao และ J.M. Chen (1994) ค่าความเป็นด่างที่เหลือน้อยที่สุด ที่จะเกิดกระบวนการนี้ คือ 30 มก./ล. ซึ่งจากการศึกษาของ Szwerinski (1986) พบว่า ในกรณีค่าความเป็นด่างที่เหลืออยู่ค่าประมาณ 50 มก./ล. พบว่าจุลินทรีย์ไนโตรไซโมนาสเติบโตดีกว่าไนโตรแบคเตอร์ ดังนั้นมักจะพบว่ามีไนโตรที่สูง ในขณะที่การกำจัดแอมโมเนียต่ำที่ค่าความเป็นด่างจำกัดอยู่



Effect of Influent Alkalinity on System Performance at 60 L/d

(a) Ammonium Removal ; and (b) Nitrite Level

รูปที่ 2.9 ผลกระทบจากค่าความเป็นด่างต่อกระบวนการ

(O.J. Hao และ J.M. Chen, 1994)

5) ค่าอัตราส่วนระหว่างค่า BOD กับค่า TKN

ค่าอัตราส่วนค่า BOD กับค่า TKN เป็นปัจจัยที่สำคัญมากอย่างหนึ่ง โดยปกติในระบบไนตริไฟเคชัน ที่มีสารอินทรีย์เพียงพอต่อการเติบโตของพวกเฮเทอโรโทรบ ซึ่งมีอัตราการสร้างเซลล์เร็วกว่าพวกไนตริไฟอิง (Nitrifying Bacteria) ทำให้เวลาออกแบบจะต้องคำนึงถึงพวกไนตริไฟอิง โดยให้มีค่าเวลาเก็บกักของแข็ง (Solid Retention Time) ให้เพียงพอเพื่อไม่ให้เกิดการชะล้างจุลินทรีย์ออกจากระบบของพวกไนตริไฟอิง

โดยอัตราส่วนของค่า BOD ต่อค่า TKN จะเป็นสัดส่วนต่อจำนวนของพวกจุลินทรีย์ไนตริไฟอิง ถ้าอัตราส่วนของ BOD:TKN เพิ่มขึ้น จำนวนของไนตริไฟอิงก็จะลดลงดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า BOD/TKN ต่อจำนวนของไนโตรไฟอิง (US EPA, 1975)

BOD/TKN	จำนวนไนโตรไฟอิง	BOD/TKN	จำนวนไนโตรไฟอิง
0.5	0.35	5	0.054
1	0.21	6	0.043
2	0.12	7	0.037
3	0.083	8	0.033
4	0.064	9	0.029

6) สารยับยั้งและสารพิษ

พวกไนโตรไฟอิงมีความอ่อนไหวต่อสารเคมีที่เป็นพิษที่มาจากน้ำเสีย ซึ่งทำให้เกิดการขัดขวางกระบวนการไนโตรฟิเคชัน ทำให้อัตราลดลง หรือมากพอที่จะทำให้จุลชีพชนิดนี้ตาย และหยุดกระบวนการจนกว่าความเป็นพิษจะหมด แล้วสร้างเซลล์ขึ้นมาใหม่

จากการศึกษาของ Anthonisen (1976) พบว่าสารยับยั้งเนื่องจากพวกไม่มีประจุของไนโตรเจน คือ แอมโมเนีย (NH_3) แอมโมเนียอิสระ (FA) กรดไนตริก (HNO_2) และกรดไนตริกอิสระ (FNA) โดย FA ยับยั้งไนโตรโซโมนาส ที่ความเข้มข้น 10-150 มก./ล. และไนโตรแบคเตอร์ที่ 0.1-1.0 มก./ล. FNA เริ่มยับยั้งไนโตรไฟอิงทั้งสองชนิดที่ 0.2-2.8 มก./ล. โดยตารางที่ 2.3 แสดงถึงปริมาณของ แอมโมเนียและไนโตรที่ไนโตรเจน ในการยับยั้งจุลชีพไนโตรแบคเตอร์ที่ pH ต่างๆ

ตารางที่ 2.3 ปริมาณแอมโมเนียและไนโตรที่ที่ยับยั้งจุลชีพไนโตรแบคเตอร์ที่ pH ต่างๆ (Anthonisen, 1976) ; หน่วย มก./ล.

pH	NH_4^+-N	NO_2^--N
6.0	210-2100	30-330
6.5	70-700	88-1050
7.0	20-210	260-3320
7.5	7-70	-
8.0	2-20	-

นอกจากนี้ยังมีสารยับยั้งตามที่ Hochenburg และ Grady (1977) ได้ศึกษาถึงชนิดสารประกอบอินทรีย์ และปริมาณที่ยับยั้งต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังแสดงไว้ในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ชนิดและปริมาณของสารประกอบอินทรีย์ที่สามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Hochenburg และ Grady, 1977)

Compound	Concentration (mg/L) at Approximately 75% Inhibition
Acetone	2000
Allyl alcohol	19.5
Allyl chloride	180
Allyl isothiocyanate	1.9
Benzothiazole disulfide	38
Carbon disulfide	35
Chloroform	18
o-Cresol	12.8
Di-allyl ether	100
Dicyandiamide	250
Diguanide	50
2,4-Dinitrophenol	460
Dithio-oxamide	1.1
Ethanol	2400
Guanidine carbonate	16.5
Hydrazine	58
8-Hydroxyquinoline	72.5
Mercaptobenzothiazole	3.0
Methylamine hydrochloride	1550
Methyl isothiocyanate	0.8
Methyl thuronium sulfate	6.5
Phenol	5.6
Potassium thiocyanate	300
Skatol	7
Sodium dimethyl dithiocarbamate	13.6
Sodium methyl dithiocarbamate	0.9
Tetramethyl thiuram disulfide	30
Thioacetamide	0.53
Thiosemicarbazide	0.18
Thiourea	0.076
Trimethylamine	118
Compound	Concentration (mg/L) at Approximately 50% Inhibition
Dodecylamine	< 1
Aniline	< 1
n-Methylaniline	< 1
Ethylenediamine	15
Naphthylethylenediamine diHCl	23
2,2'-Bipyridine	23
p-Nitroaniline	31
p-Aminopropiophenone	43
Benzidine diHCl	45
p-Phenylazoaniline	72
Hexamethylene diamine	85
p-Nitrobenzaldehyde	87

2.4 รายงานและผลการวิจัยที่เกี่ยวกับระบบไนตริฟิเคชันแบบดั่งกรองชีวภาพเติมอากาศ

1) Donald D. McHarness, Robert T. Haug และ Perry L. McCarty (1972) ได้พูดถึงข้อดีของกระบวนการไนตริฟิเคชันแบบตัวกรองจมน้ำว่า ระบบนี้ต้องการเวลาเก็บกักต่ำและมีเวลาเก็บกักของแข็งนานกว่าระบบตะกอนแขวนลอย อีกทั้งไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอนและการเวียนตะกอนกลับ สามารถทำงานในอุณหภูมิต่ำ ณ จุดเยือกแข็งของน้ำ และสามารถกลับคืนสภาพเดิมได้เร็ว (กรณีเกิดสภาวะขาดออกซิเจน) แต่ระบบนี้ก็มีข้อเสียคือ ปัญหาการอุดตันเนื่องจากค่าบีโอดีและตะกอนแขวนลอยสูง (มากกว่า 60 มก./ล.)

2) Alain D. Meunier และ Kenneth J. Williamson (1981) ได้ศึกษาเปรียบเทียบระบบฟิล์มชีวภาพแบบดั่งกรอง ได้ผลสรุปของอัตราการใช้สารอาหารสูงสุด (K_s) เปรียบเทียบกันระหว่างระบบต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ค่าอัตราการใช้สารอาหารสูงสุดของระบบชนิดต่าง ๆ

Variable (1)	MAXIMUM UTILIZATION RATE— k_u , in milligrams per milligram-day		
	Suspended growth processes ^a (2)	Estimated Values from Use of Biofilm Model	
		Submerged filter (3)	Expanded bed (4)
Aerobic respiration (BOD)	22 ^a (20° C)	—	10 ^b (24° C)
Nitrification (NH ₄ ⁺ -N)	9.1 ^c (20° C)	2.0 ^d (25° C) 0.005 ^e (25° C)	0.2 ^f (24° C)
Denitrification (methanol)	14 ^g (20° C)	0.05 ^h (20° C)	7.2 ⁱ (21° C) 5.5 ^h (26.5° C)
Anaerobic fermentation (COD)	6.67 ^j (20° C)	0.4 ^k (25° C)	—

^a Values from Ref. 1.

^b Primary treated sewage (5).

^c NH₄⁺-N in tap water (2).

^d Secondary treated sewage (5).

^e Secondary treated sewage (7).

^f Secondary treated sewage (11).

^g Secondary treated sewage (9), value independently measured.

^h Secondary treated sewage (4).

ⁱ Volatile acids (15).

จากตารางพบว่าค่า k_s ในระบบฟิล์มชีวภาพมีค่าต่ำกว่าระบบตะกอนแขวนลอย เนื่องจากเวลาเก็บกักของแข็ง (SRT) ที่มากกว่า, การเติบโตที่ใช้สารอาหารอื่น (จากกระบวนการไนตริฟิเคชัน) และการกรองของแข็งที่ทางเข้าระบบ

และเมื่อเปรียบเทียบระหว่างระบบตัวกรองแบบจมน้ำกับแบบชั้นกรองขยายตัวพบว่า อัตราการใช้สารอาหารสูงสุดที่ต่ำกว่าและอัตราการกำจัดที่ต่ำกว่าของระบบตัวกรองแบบจมน้ำเมื่อเทียบกับระบบชั้นกรองขยายตัว เนื่องจากค่าพื้นที่ผิวต่อปริมาตรที่น้อยกว่า

3) H.Kimura, S. Yasutake, N. Makita และ T. Kohno (1990) ได้ทดลองเปรียบเทียบระหว่างระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ (Biological Aerated Filters, BAF) ที่ใช้แอนทราไซต์เป็นตัวกลางกับระบบตัวกลางจมน้ำเติมอากาศ (Submerged Contact Aeration, SCA) ใช้ตัวกลางแบบท่อรังผึ้ง ได้ผลดังนี้

- ที่อุณหภูมิสูงกว่า 15°C . อัตราของไนตริฟิเคชัน จะขึ้นอยู่กับพื้นที่ผิวของตัวกลางโดยทั้งสองระบบ จะมีการกำจัดแอมโมเนียได้มากกว่าร้อยละ 80 เมื่อค่าภาระบรรทุกของแอมโมเนียไนโตรเจนน้อยกว่า $100 \text{ มก./ม.}^2\text{-วัน}$

- ที่อุณหภูมิต่ำกว่า 15°C . ระบบบีเอเอฟ จะมีผลกระทบน้อยมากในขณะที่ระบบเอสซีเอ อัตราไนตริฟิเคชันจะลดลง

- ปริมาณจุลินทรีย์เกาะติดผิวต่อพื้นที่ของบีเอเอฟมากกว่าเอสซีเอ ทำให้ระบบบีเอเอฟมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียมากกว่า

4) M. Payraudeau, F. Rogalla และ P. Penillard (1990) ศึกษาผลกระทบจากอุณหภูมิในช่วง 5°C ถึง 25°C ต่อการกำจัดไนโตรเจน ด้วยถังกรองชีวภาพเติมอากาศ สรุปได้คือ

- การกำจัดไนโตรเจน ค่าอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนต่อไนโตรเจน มีผลกระทบที่สำคัญกว่าการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ

- ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงสุดที่อุณหภูมิ 5°C เท่ากับ $0.2 \text{ กก./ใน ไตรเจน/ลบ.ม.-วัน}$ และที่อุณหภูมิ 25°C เท่ากับ $0.5 \text{ กก./ใน ไตรเจน/ลบ.ม.-วัน}$

5) F. Rogalla และ M. Bourigot (1990) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพเติมอากาศที่ใช้ BIOCABONE ที่เป็นตัวกลางผิวขรุขระเพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะและเป็นการกรองไปในตัว โดยใช้การไหลขึ้นเพื่อลดการอุดตันในชั้นกรองที่เกิดในแบบการไหลลง สามารถสรุปผลได้คือ

- ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน เนื่องจากพื้นที่ผิวมากและมีการให้อากาศผิวกรองที่ขรุขระซึ่งเหมาะสมต่อจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรบ ในการยึดเกาะอัตราไนตริฟิเคชันจึงขึ้นอยู่กับค่าอายุสลัดจ์ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน (COD:N) ที่ 10 แอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์จนหมด โดยมีเวลาสัมผัสแบบไม่มีชั้นกรองตั้งแต่ 1 ชม. ขึ้นไป

- ค่าภาระบรรทุกสูงอัตราการกำจัดจะเพิ่มตามแต่จะลดประสิทธิภาพลง

- ถึงปฏิกรณ์ขนาดพื้นที่ 0.07 ตร.ม. ความสูงชั้นกรอง 3 ม. ปริมาณการไหล 0.5 ลบ.ม./ชม. สามารถรองรับภาระบรรทุกทางอินทรีย์ได้ถึง 10 กก. ซีโอดี / ลบ.ม.-วัน

6) L.Figueroa และ J. Silverstein (1992) ได้ศึกษาผลกระทบของสารอินทรีย์ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันแบบฟิล์มจุลินทรีย์ โดยศึกษาในถังปฏิกรณ์แบบแผ่นจุลินทรีย์หมุน (RBC) ได้ผลสรุปว่า

- ความสัมพันธ์ค่าบีโอดี ต่อ ค่าแอมโมเนียเข้าและออก คือ

$$(N_o - N) = 24.8 - 0.223 \text{ BOD}_5 \quad \dots\dots\dots(2.16)$$

โดย N_o = แอมโมเนียเข้า (มก./ล.)

N = แอมโมเนียออก (มก./ล.)

BOD_5 = ค่าบีโอดีเข้า (มก./ล.)

- ไนตริฟิเคชันเกิดสมบูรณ์เมื่อค่าบีโอดีต่ำกว่า 20 มก./ล. ที่ภาระบรรทุกทางน้ำ 98 ลิตร/ม.²-วัน โดยมีค่าออกซิเจนละลายเพียงพอ

- เมื่อค่าบีโอดีเพิ่มขึ้นจะเริ่มขัดขวางการเกิดไนตริฟิเคชัน และเมื่อค่าบีโอดีมีค่าสูงมากจะยับยั้งกระบวนการโดยสิ้นเชิง

7) B. Vedry, C. Paffoni, M. gousailles และ C. Bernard (1994) ศึกษาการทำงานของถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลขึ้นแบบ Biofor ของ Degremont และแบบ Biostyr ของ OTV สรุปได้คือ

- ระบบทั้งคู่สามารถกำจัด ไนโตรเจนได้แม้ในฤดูหนาว
- ระบบทั้งคู่รับภาระบรรทุกทางน้ำปกติที่ 3 ม./ชม. และรับภาระบรรทุกทางน้ำสูงสุด 10 ม./ชม. โดยยังสามารถทำงานได้เป็นปกติ

8) G.Ryhiner, K. Sorensen, B. Birou และ H.Gros (1994) ศึกษาถึงปฏิกรณ์แบบฟิล์มจุลชีพสำหรับการกำจัดสารอาหาร โดยใช้ตัวกลางชนิด BIOPUR ชนิดการไหลลง มีกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก่อน ตามด้วยไนตริฟิเคชัน และมีดีไนตริฟิเคชันตามหลังอีกครั้ง โดยใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอน ได้ผลสรุปคือ

- ในส่วนของไนตริฟิเคชัน การกำจัดแอมโมเนียจะลดลงอย่างมากมีค่าภาระซีโอดีสูงกว่า 3 กก.ซีโอดี/ม³-วัน การเกิดไนตริฟิเคชันในภาระซีโอดีสูง ๆ จะถูกจำกัดการแพร่ผ่านของออกซิเจนมากกว่าการขัดขวางการเจริญเติบโต
- อัตราไนตริฟิเคชันอยู่ระหว่าง 0.25 ถึง 0.5 กก. NH₄⁺ - N/ ม.³-วัน โดยมีค่าแอมโมเนียออกต่ำกว่า 1 มก. NH₄⁺ - N / ลิตร
- การกำจัดสารแขวนลอยอยู่ระหว่างร้อยละ 30 ถึง 50 โดยมีค่าอยู่ระหว่าง 6 ถึง 20 มก. SS/ ลิตร

9) J.P. Canler และ J.M.Peret (1994) ศึกษาบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ จากระบบจริง 12 แห่ง สรุปได้คือ

- ถังกรองแบบไหลลง มีประสิทธิภาพในการกำจัด ซีโอดี, บีโอดี และของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าถังกรองแบบไหลขึ้น แต่ถังกรองแบบไหลขึ้นมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนจะดีกว่า

- อัตราการกำจัดไนโตรเจนขึ้นอยู่กับหลายองค์ประกอบ เช่น อุณหภูมิ, การเติมอากาศ, ภาระบรรทุกทางอินทรีย์คาร์บอน และการล้างย้อน สามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 80 สำหรับภาระบรรทุกไม่เกิน 0.45 กก. ไนโตรเจน/ ลบ.ม.-วัน หรือ 0.36 กก. NH₄⁺-N/ลบ.ม.-วัน เมื่ออัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนสูงประมาณ 10

10.) R. Rujol, M.Hammon, X.Kandel และ H.Lemmel (1994) ศึกษาถังกรองชีวภาพเดิมอากาศแบบไหลขึ้น ชนิดตัวกรอง BIOFOR สรุปได้คือ

- ในระบบไนตริฟิเคชัน รับภาระบรรทุกได้ 1.5 กก. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ / ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง 10 ม./ชม. โดยภาระบรรทุกทางอินทรีย์ได้ 10 กก. ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง 6 ม./ชม.
- ในส่วนระบบดีไนตริฟิเคชันรับภาระบรรทุกได้ถึง 4 กก. $\text{NO}_3^- - \text{N}$ /ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง 14 ม./ชม.

11.) M. Fruhen, K. Bocker, S. Edens, D. Haaf, M.Liebeskind และ F. Schmidt (1994) ศึกษาไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์จุลชีพแบบยัดติด ชนิดไหลขึ้น โดยใช้ตัวกลางดินพองขนาด 6 ถึง 8 มม. ถังมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 48.5 ซม. ความสูง 4 ม. ทำงานโดยไม่มีกรเวียนน้ำกลับเพื่อให้เป็นการไหลแบบ Plug flow ได้ผลสรุปคือ

- อัตราไนตริฟิเคชันจะสูงสุด ณ จุดเข้าและลดลงตามลำดับโดยมีค่า 535 ก. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ / m^3 - วัน จน ณ จุดออกมีค่า 120 ก. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ / m^3 - วัน
- ทำการล้างย้อนเมื่อน้ำออกมีค่าแอมโมเนียมาถึง 8 มก./ล. โดยภายหลังการล้างย้อนอัตราไนตริฟิเคชันยังคงเดิม ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเซลล์พวกไนตริไฟเออร์ยังคงเหลือแม้ทำการล้างย้อนกลับแล้วก็ตาม

12.) B.Nordeldet, B.Rusten และ H.Odegaard (1994) ศึกษาความต้องการฟอสฟอรัสในกระบวนการฟิล์มจุลชีพไนตริฟิเคชัน สรุปได้คือ

- ความต้องการฟอสฟอรัส (ในรูปฟอสเฟต) ในน้ำเข้าควรมีค่ามากกว่า 0.15 มก. $\text{PO}_4^- - \text{P}$ / ล. ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน และ 0.15-0.20 มก. $\text{PO}_4^- - \text{P}$ / ล. ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

13.) S.K. chen และ S.S. Cheng (1994) ศึกษากระบวนการไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบจมน้ำ ใช้ถังขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.25 ม. สูง 2.5 ม. ใช้ตัวกลางแบบแผ่นลอน (พ.ท. ผิวจำเพาะ 140 m^2/m^3) สูง 1.5 ม. จากการทดลองสรุปได้คือ

- ในการกำจัดแอมโมเนียให้ได้ถึงร้อยละ 95-98 ค่าออกซิเจนละลาย ต้องมากกว่า 4-5 มก./ล.

- ค่าภาระบรรทุกสูงสุดที่รับได้คือ 0.74 kg N/m³-วัน และค่าตะกอนแขวนลอยออกต่ำกว่า 4 มก./ล.

14.) M. Tschui, M. Boller, W.Gujer, J. Eugster, C.Mader และ C.Stengel (1994) ศึกษาถึงกรอบจุลชีพเติมอากาศในกระบวนการไนตริฟิเคชันเปรียบเทียบระหว่างตัวกลางต่างกัน 3 ชนิดคือ BIO CARBON, BIOSTYR และ BIOPUR โดยมีรายละเอียดดังตารางที่ 2.6 และ 2.7 โดย BIOSTYR เป็นแบบไหลขึ้นและอีก 2 แบบเป็นแบบไหลลง

ตารางที่ 2.6 ลักษณะของตัวกลางที่ใช้

Summary of the Acquired Pilot Biofilter Characteristics for Tertiary Nitrification

	BIOCARBON	BIOSTYR	BIOPUR	
Reactor Type	counter-current flow	co-current flow	counter-current flow	
Filter Media	granular expanded slate	granular polystyrene	corrugated plastic sheets	
Mean Grain Size	2.5 - 3.5 ¹⁾	3.0 - 3.5 ¹⁾		มม
Filter Bed Height	1.97	2.19	3.81	m
Aerated Filter Bed Height	1.625	2.19	3.81	m
Cross-Sectional Area	0.0665	0.0665	0.0674	m ²
Filter Bed Volume	0.131	0.146	0.257	m ³
Specific Surface	1450 ²⁾	1050 ²⁾	240	m ² /m ³
Porosity	0.40 ³⁾	0.39 ³⁾	0.89 ³⁾	

1) Grain size distribution of the filter material as measured in this study

2) Estimation based on the measured grain size distribution of the filter material.

3) Calculated from tracer experiments with clean material.

ตารางที่ 2.7 ความเร็วของน้ำและของอากาศ

	BIOCARBON	BIOSTYR	BIOPUR	หน่วย
ความเร็วน้ำ	3-4	6-7	>10	ม./ชม.
ความเร็วอากาศ	20	20	15	ม./ชม.

จากผลการทดลองสรุปได้ว่า

- อัตราไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิ 10°C ของตัวกลางชนิดต่าง ๆ คือ 700 ± 100 , 1500 ± 200 , 400 ± 50 ก.น/ม.³- วัน สำหรับตัวกลาง Biocarbon, Biostyr และ Biopur ตามลำดับ

15.) O.J. Hao (1994) ศึกษาผลกระทบต่อการเกิดไนโตรทในระบบถังกรองชนิดจมน้ำ ใช้ท่อปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5 cm สูง 1.5 ม. ตัวกลางชนิดวง Raschig ชนิด PVC พบว่า

- อัตราการระบรทุกทางน้ำ ยิ่งสูงจะทำให้การเกิดไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์
- อัตราไนตริฟิเคชัน อยู่ระหว่าง 0.4 ถึง 0.7 กก./ม.²- วัน เนื่องจากตัวกลาง PVC มีพื้นที่จำเพาะสูง

ที่จำเพาะสูง

16.) B. Rusten, L.J. Hem และ O degaard (1995) ศึกษากระบวนการไนตริฟิเคชันของถังปฏิกรณ์แบบฟิล์มจุลชีพ ชนิดชั้นกรองเคลื่อนที่จากน้ำเสียชุมชน ด้วยตัวกลางท่อพลาสติกสั้น แต่ละถังต่อกันเป็นอนุกรม ได้ผลสรุปคือ

- ไม่มีการเกิดไนตริฟิเคชัน ถ้าค่าการระบรทุกอินทรีย์มากกว่า 4.5 ก.ซีไอดี/ม.²- วัน

2.5 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Processes)

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีดีไนตริฟิเคชัน ผลิตภัณฑ์ที่ได้ยังมีสารประกอบไนโตรเจน คือ ไนไตรท์ที่มีปริมาณน้อยและไนเตรท ซึ่งต้องทำการกำจัดต่อ วิธีในการลดไนเตรทในระบบชีวภาพ มีอยู่ 2 รูปแบบคือ

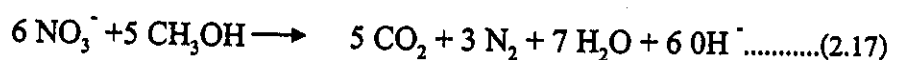
2.5.1 กระบวนการ Assimilation เป็นการเปลี่ยนไนเตรทไปเป็นแอมโมเนีย เพื่อใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ ซึ่งจะเกิดขึ้นในสภาพที่ไม่มีออกซิเจนและไม่มีแอมโมเนียในไนโตรเจนอยู่ในระบบ

2.5.2 กระบวนการ Dissimilation หรือ Denitrification เป็นการเปลี่ยนไนเตรทให้อยู่ในรูปไนไตรท์, ไนตริกออกไซด์, ไนตรัสออกไซด์และก๊าซไนโตรเจนตามลำดับโดยทั่วไปแล้วจุลชีพชนิดเฮเทอโรโทรบ สามารถลดไนเตรทโดยใช้เป็นผู้รับอิเล็กตรอน แม้ว่าจุลชีพชนิดออโตโทรบบางชนิดก็สามารถทำได้ ชนิดจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรบหลัก ๆ ได้แก่ Pseudomonas , Micrococcus , Achromobacter และ Bacillus

ในกระบวนการนี้จำเป็นต้องใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนในการเกิดปฏิกิริยา สามารถแบ่งเป็น 2 ชนิด คือ

1.) ชนิดใช้สารอาหารไนเตรท (Substrate Nitrate Denitrification) เป็นการใช้อินทรีย์คาร์บอนในปฏิกิริยา สามารถแบ่งย่อยแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมลงไปได้อีก คือ

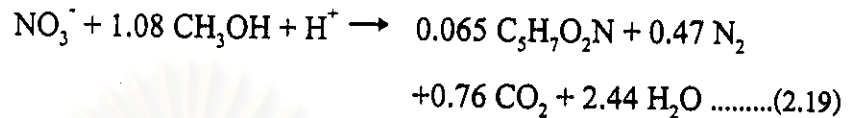
- จากเมทานอล (Methanol) โดยมีสมการเคมีของการใช้ในเตรทคือ



และไนเตรทบางส่วนประมาณร้อยละ 25 ถึง 30 จะถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ดังสมการที่ McCarty ได้วิเคราะห์ไว้คือ



เมื่อรวมสมการ 2.17 และ 2.18 เป็นสมการรวมในการใช้ในเตรทคือ

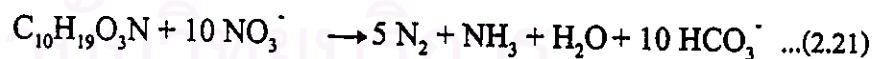


จากสมการ 2.19 ในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. ต้องใช้เมธานอล 2.47 มก./ล. นอกจากนี้ ในกรณีที่มีไนโตรเจนและออกซิเจนละลาย เหลืออยู่ที่จะต้องรีดิวซ์ ปริมาณเมธานอลจะเพิ่มขึ้นตามสมการ

$$M = 2.47 \text{N}_0 + 153 \text{N}_1 + 0.87 \text{DO} \quad \dots\dots\dots(2.20)$$

โดย M = ความต้องการเมธานอล (มก./ล.)
 N_0 = ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)
 N_1 = ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)
 DO = ค่าออกซิเจนละลาย (มก./ล.)

- จากแหล่งน้ำเสีย โดยใช้คาร์บอนอินทรีย์จากน้ำเสียคือ $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3$ ดังสมการ



จากสมการในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก. / ล. จะใช้ค่าซีโอดี 4.4 มก. / ล.

2.) ชนิดใช้สารอาหารภายในเซลล์ (Endogenous Nitrate Dentrification) เป็นการ
ใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์ จากการสลายตัวของเซลล์ โดยที่ไนเตรทเป็นผู้รับ
อิเล็กตรอน ดังสมการ



จากสมการในการวิจัยในตรง 1 มก./ถ. จุลินทรีย์จะถูกย่อยสลายไป 2.02 มก./ถ. ซึ่งโดยทั่วไปแล้ว กระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้จะมีอัตราการเกิดต่ำที่สุด

2.5.3 จลนศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ในการศึกษานี้เป็นการเจริญเติบโตแบบ Attached Growth โดยใช้วิธีฟลูอิดไดซ์เบด (Fluidized Bed) ดังนั้นสมการทางจลนศาสตร์ จึงใช้พฤติกรรมของจุลชีพในชั้นฟลูอิดไดซ์เบด ในสมการของ Richardson และ Zaki คือ

$$V = U / \varepsilon^n \quad \text{.....(2.23)}$$

โดย V = ความเร็วสุดท้ายที่ทำให้เกิดฟลูอิดไดซ์เบด (ความยาว/เวลา)

U = ความเร็วสูงสุดจำเพาะของของเหลว (ความยาว/เวลา)

ε = ความพรุนของชั้นตัวกลาง

n = ค่าดัชนีการขยายตัว

โดยที่ $n = 4.45 R_{ct}^{-0.1} \quad \text{.....(2.24)}$

R_{ct} = ค่าตัวเลขเรย์โนลด์ สุดท้าย ที่ทำให้เกิดฟลูอิดไดซ์เบดอยู่
อยู่ในช่วง 1 ถึง 500

และสมการใช้สารอาหารได้จาก W.K Shieh ดังนี้

$$S_e^{1/2} - S_i^{1/2} = 0.53 (1 - \varepsilon) (k_o D_e)^{1/2} (L / r_g) (L_e / U) \quad \text{.....(2.25)}$$

โดย S_o = ปริมาณไนโตรเจนออก (น้ำหนัก/ปริมาตร)

S_i = ปริมาณไนโตรเจนเข้า (น้ำหนัก/ปริมาตร)

K_o = อัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (ต่อเวลา)

D_e = ค่าการแพร่ผ่าน (ความยาว²/เวลา)

L = ความสูงของชั้นเริ่มต้น (ความยาว)

L_c = ความสูงของชั้นเมื่อขยายตัว (ความยาว)

r_u = รัศมีของอนุภาคที่มีจุลชีพ (ความยาว)

เมื่อจัดรูปใหม่ จะได้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันที่ประยุกต์จากสมการ โมโนด์ ได้
คือ

$$K_o = \{ (U + L_c b) [K_s \ln(S_e / S_i) + S_e - S_i] \} / L_c (S_e - S_i) \dots\dots\dots(2.26)$$

โดย b = อัตราการหายใจภายในเซลล์ (Endogenous Respiration Rate) (ต่อเวลา)

K_s = ค่าคงที่อิ่มตัว (น้ำหนัก/ปริมาตร)

โดย F. Cecen และ I.E. Gonenc (1994) ได้ศึกษาว่าไนโตรเจนที่ไนเตรทและไนเตรท์ ($\text{NO}_x\text{-N}$) ไม่เกิน 60 มก. / ล. อัตราดีไนตริฟิเคชัน จะอยู่ในลำดับครึ่งปฏิกิริยา (Half-Order) มีค่าประมาณ 0.23 ก. ($\text{NO}_x\text{-N}$) และ ไนโตรเจนไนเตรทและไนเตรท์มากกว่า 60 มก. / ล. อัตราดีไนตริฟิเคชัน จะอยู่ในลำดับศูนย์ปฏิกิริยา (Zero-order) มีค่าประมาณ 1.90 ก. $\text{NO}_x\text{-N} / \text{ม}^2 \cdot \text{วัน}$

2.5.4 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen, DO)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ในการใช้ไนเตรทนั้นจะต้องเกิดในสภาวะที่ขาดออกซิเจน (Anoxic) มิฉะนั้นแล้วจุลชีพจะยังคงใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอาหารแทนที่จะใช้ไนเตรท ดังนั้นจึงจำเป็นที่จะต้องควบคุมให้ระบบมีค่าออกซิเจนละลายให้น้อยที่สุด

โดยทั่วไปค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มก./ล. จะยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน Wheatland (1959) พบว่าที่ค่าออกซิเจนละลาย 0.20 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเหลือร้อยละ 50 ของที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์และที่ออกซิเจนละลาย 20 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเหลือร้อยละ 10 ที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์

2) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรทเป็นตัวกำหนดอัตราปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยจะต้องคำนึงปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนให้เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา จากสมการที่ 2.19

ในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 ก. จะใช้เมฆานอล 2.47 ก. โดย Ekama และ Marais (1984) พบว่า การกำจัดไนเตรท 1 มก./ล. ใช้ซีโอต์ 8.6 มก./ ล. และ Bath (1968) สรุปว่าอัตราส่วนของบีโอดี ต่อ ไน-เตรทที่เหมาะสมในการเกิดดีไนตริฟิเคชัน เท่ากับ 4 : 1

3) ค่าความเป็นกรด-ด่าง และค่าความเป็นด่าง (pH, Alkalinity)

ในกระบวนการนี้จะได้รับผลกระทบจากค่า pH น้อยกว่าในกระบวนการไนตริฟิเคชันและในขณะเดียวกัน ก็จะเพิ่มความเป็นด่างทำให้ค่า pH สูงขึ้นถ้าความเข้มข้นของไนเตรทที่ถูกกำจัดมีค่าสูง

Parker (1975) ได้สรุปผลกระทบของค่า pH ต่อกระบวนการดังแสดงในรูปที่ 2.9 ซึ่งผลการเกิดอัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดอยู่ในช่วง pH 7 ถึง 7.5

4) อุณหภูมิ (Temperature, T)

ผลจากอุณหภูมิจากการรวบรวมจากหลายการศึกษาสามารถแสดงได้ในรูปที่ 2.10 โดยปกติมักใช้อัตราของปฏิกิริยาที่อุณหภูมิ 20°C ซึ่งจากรูปเห็นได้ว่าที่อุณหภูมิต่ำกว่า 20°C มีผลกระทบมากกว่าที่อุณหภูมิสูงกว่า

ผลกระทบจากอุณหภูมิต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันสามารถแสดงความสัมพันธ์ได้
คือ

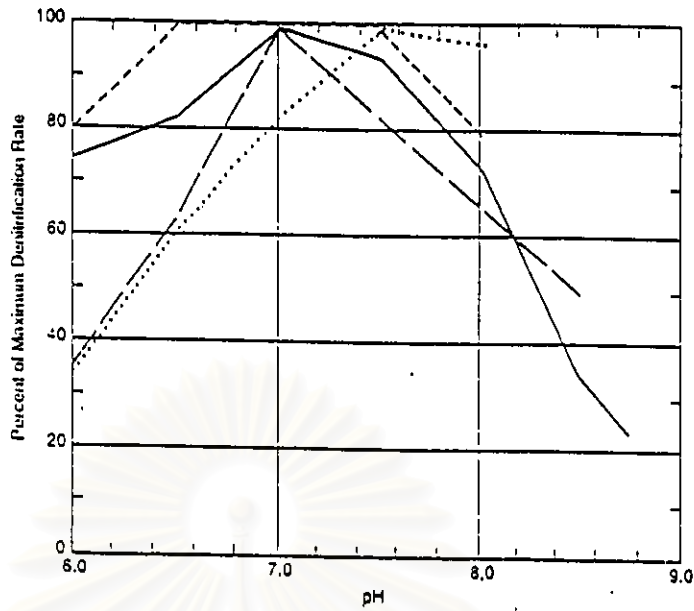
$$q_{D,T} = q_{D,20} \theta^{(T-20)} \quad \dots\dots\dots(2.27)$$

โดย $q_{D,T}$ = อัตราดีไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิ T °ซ (มก. NO₃⁻ - N/ก.VSS - วัน)

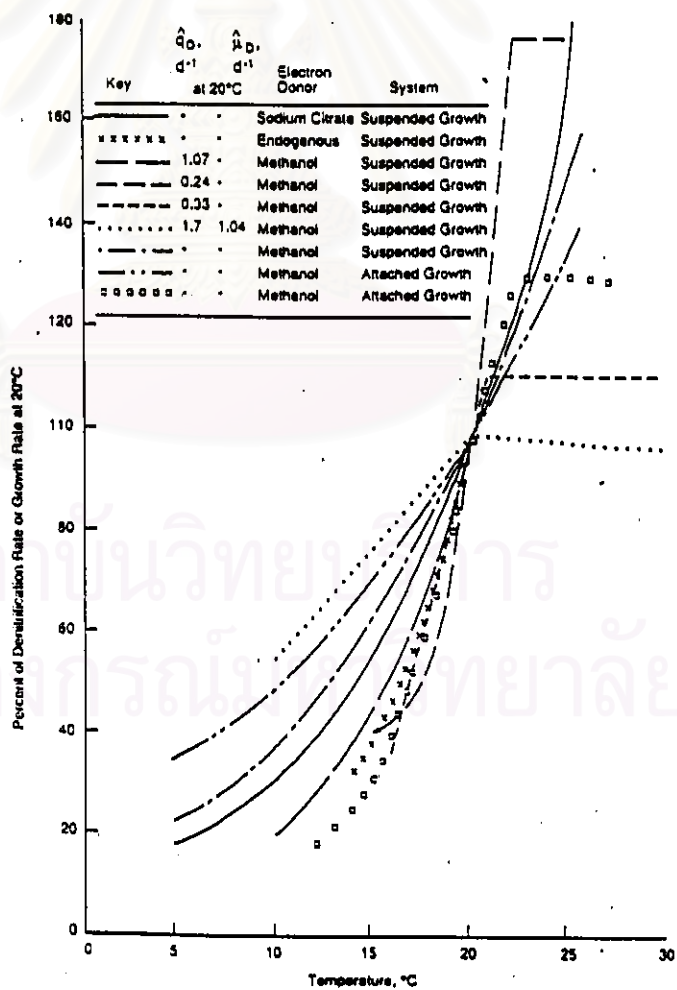
$q_{D,20}$ = อัตราดีไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิ 20 °ซ (มก. NO₃⁻ - N/ก.VSS - วัน)

θ = ค่าคงที่ของ Arrhenius

T = อุณหภูมิ (°ซ)



รูปที่ 2.9 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราดีไนตริฟิเคชันกับค่า pH



รูปที่ 2.10 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราดีไนตริฟิเคชันกับอุณหภูมิ

5) สารยับยั้งปฏิกิริยา

จุลินทรีย์ไนตริไฟเออร์ได้รับผลกระทบจากสารยับยั้งปฏิกิริยาน้อยกว่าพวกไนตริไฟเออร์ความสามารถในการปรับตัวต่อสารยับยั้งมีสูง ปริมาณความเข้มข้นของสารยับยั้งสามารถดูได้ในรายงานของ US EPA ปี 1987

6) ข้อจำกัดในการแพร่ผ่าน

จุลินทรีย์ชนิด Attached Growth มีข้อจำกัดในการแพร่ผ่าน ซึ่งได้จากผลทางการทดลองศึกษาทั้งในระดับทดลองและระบบจริง อัตราดีไนตริฟิเคชัน มักจะขึ้นอยู่กับพื้นที่ผิวหรือปริมาตรตัวกลาง

ในกรณีสภาวะปั่นป่วน เช่น ระบบฟลูอิดไดซ์เบด อัตราเคลื่อนที่ของมวลสูงจนทำให้การแพร่ผ่านไม่เป็นตัวยับยั้งปฏิกิริยา ทำให้การออกแบบจะใช้สมการเกี่ยวกับการเจริญเติบโตแบบแวนลอย

2.6 รายงานและผลการวิจัยที่เกี่ยวกับระบบดีไนตริฟิเคชันแบบฟลูอิดไดซ์เบด

1) J.S. Jeris และ J.A. Mueller (1974) ศึกษาเรื่องอัตราดีไนตริฟิเคชันโดยใช้ระบบฟลูอิดไดซ์เบด ขนาดถังปฏิกรณ์มีเส้นผ่าศูนย์กลาง 7.62 ซม. สูง 3.65 ม. ใช้ถ่านกัมมันต์และทรายเป็นตัวกลางขนาด 0.65 และ 0.85 มม. ตามลำดับโดยใช้เมธานอลเป็นแหล่งอินทรีย์คาร์บอน ความเข้มข้นไนเตรทเข้า 3.5 มก./ล. สามารถกำจัดได้ร้อยละ 90 ใน 15 วันแรก แต่ใน 15 ถึง 22 วันต่อมาประสิทธิภาพจะลดลงเหลือร้อยละ 80

2) P.F.Cooper และ D.H.V. Wheeldon (1981) ศึกษาแบบฟลูอิดไดซ์เบดในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ร่วมกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำเสียที่ตกตะกอน (Settled Sewage) ในรายงานอ้างถึงว่า ยังไม่มีการศึกษาเรื่องนี้มาก่อน ถังปฏิกรณ์มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.2 ม. สูง 3.8 ม. ตัวกลางเป็นทรายขนาดเฉลี่ย 0.61 มม. ทำการทดลองโดยใช้อัตราส่วน $C/NO_3^- - N$ และความเร็วในถังเป็นตัวแปร ได้ผลดังนี้

- ในกรณีใช้อัตราส่วนการเวียนน้ำทิ้งกลับ 1 : 1 และน้ำทิ้งมีไนเตรท 14-16 มก./ล. จะเกิดการทะลุผ่านของไนเตรทและไนเตรท ขณะที่ใช้อัตราส่วนการเวียนกลับที่ 3 : 1 และความเข้มข้นไนเตรท 8 มก./ล. ปฏิริยาติไนเตรฟิเคชันเกิดสมบูรณ์

- ในกรณีความเร็วต่าง ๆ กัน ในถึงปฏิริกรณ์พบว่าที่ความเร็ว 57.4 ม./ชม. การเกิดปฏิริยาติไนเตรฟิเคชันเกือบสมบูรณ์ ส่วนที่ความเร็ว 40.2 และ 32.9 ม./ชม. ปฏิริยาเกิดสมบูรณ์ตั้งแต่ความสูง 1.0 ม. จากความสูงชั้นตัวกลาง 3.2 ม. โดยเหนือความสูง 1.0 ม. จะเริ่มเกิดสภาวะไร้อากาศ (Anaerobic)

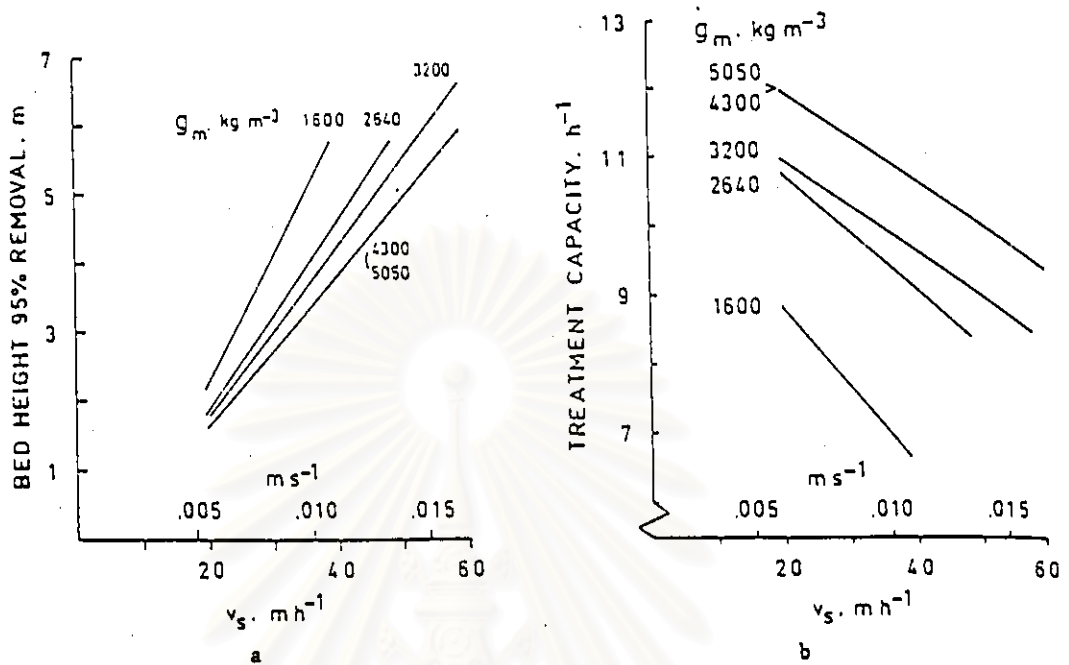
3) N.K. Narjari, K.C. Khilar และ S.P. Mahajan (1984) ศึกษาระดับกระบวนการติไนเตรฟิเคชันชนิดฟลูอิดไดซ์เบด ขนาดถึงปฏิริกรณ์เส้นผ่าศูนย์กลาง 22.5 ซม. สูง 1.8 ม. ใช้ตัวกลางเป็นทรายขนาด 0.77 มม. โดยใช้ความเร็ว 3 ค่าคือ 2.5 , 4.2 และ 5.4 ซม./วินาที พบว่าที่ความเร็ว 4.2 ซม./วินาที อัตราการกำจัดไนเตรทสูงสุด ในการทดลองความเข้มข้นไนเตรทที่ 20 มก./ล.

4) T.J. Nieuwstad (1984) ศึกษาแบบจำลอง จุดเหมาะสมและการออกแบบ ระบบฟลูอิดไดซ์เบดในกระบวนการติไนเตรฟิเคชัน ใช้ขนาดถึงปฏิริกรณ์กว้าง 0.81 ม. สูง 5.0 ม. ใช้กรวดรองกันถึงสูง 0.20 ม. ตัวกลางใช้ทรายขนาด 0.5 ถึง 1.0 มม. และใช้เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอน ปริมาณไนเตรทเข้า 50 มก./ล. ผลจากการทดลองในการกำจัดไนเตรทและไนเตรท มีประสิทธิภาพถึงร้อยละ 96

- ในการหาจุดเหมาะสมของระบบ ผู้ทดลองได้เลือกใช้ตัวกลางหลายชนิดเพื่อเป็นตัวแปรในการทดลอง โดยตัวกลางและความหนาแน่นมีดังนี้

แอนทราไซท์	ความหนาแน่น	1600	กก./ม. ³
ทราย	ความหนาแน่น	2640	กก./ม. ³
การ์เนท (Garnet) ชนิดที่ 1	ความหนาแน่น	3200	กก./ม. ³
การ์เนท ชนิดที่ 2	ความหนาแน่น	4300	กก./ม. ³
แมกนีไทท์ (Magnetite)	ความหนาแน่น	5050	กก./ม. ³

โดยมีขนาด 0.1 ถึง 0.6 มม. ใช้ความเร็ว 19.5 ถึง 58.0 ม./ชม. ปริมาณไนเตรท 30 มก./ล. ผลที่ได้แสดงในรูปที่ 2.11 ที่แสดงถึงความสูงของชั้นกับความเร็ว (v) ทำให้สรุปได้ว่าสามารถลดปริมาตรชั้นตัวกลางได้ โดยการเพิ่มความหนาแน่นของตัวกลาง และลดปริมาณการไหล



รูปที่ 2.11 การกำจัดไนเตรทที่ร้อยละ 95 โดยเปรียบเทียบระหว่างความสูงชั้นกับความเร็วในการไหล (a) และความสามารถในการบำบัดในรูปอัตราการไหลกับความเร็วในการไหล (b) ในตัวกลางแต่ละชนิด (Nieuwstad, 1984)

5) D.V. MacDonald (1990) ศึกษาถึงปฏิกรณ์ดีไนตริฟิเคชันชนิดฟลูอิดไดซ์ได้ปรับปรุงโรงบำบัดน้ำเสียเดิม ให้มีปริมาณไนเตรทที่ออกจากโรงบำบัดให้น้อยกว่า 2.5 มก./ล. ใช้ตัวกลางเป็นทรายขนาด 0.6 มม. ความเร็วไหลขึ้น 0.4 ม./วินาที, รับภาระบรรทุก 3.0 กก. NO₃ - N/ม.³ (ปริมาตรชั้นขยายตัว)-วัน, ใช้เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอน และมีปริมาณการไหล 7500 ลบ.ม./วัน ผลที่ได้ดังนี้

- จากปริมาณไนเตรทเข้า 15 ถึง 21 มก. / ล. สามารถลดลงเหลือ 0 ถึง 2.0 มก./ล.
- อัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดทำได้ถึง 3.5 กก. NO₃ - N/ม.³ - วัน
- เวลาเก็บกักในระบบดีไนตริฟิเคชันชนิดนี้เพียง 8 ถึง 10 นาที
- ปังจัยที่มีผลต่อการออกแบบได้แก่ ชนิด, ขนาด และปริมาตรตัวกลาง ความหนาแน่นของตัวกลาง พื้นที่หน้าตัดของถังปฏิกรณ์ ซึ่งเป็นปัจจัยในการออกแบบ และปัจจัยในการดำเนินงานจริง คือ ความหนาฟิล์มจุลชีพ และความสูงชั้นขยายตัว

6) I. Coelho, R. Boaventura และ A. Rodrigues (1992) ศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชันชนิดฟลูอิดไดซ์เบด โดยใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลาง ใช้ถึงปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 3.6 ซม. สูง 2.9 ม. ตัวกลางเป็นถ่านกัมมันต์ขนาด 1.69 มม. และใช้โมลาสเป็นแหล่งคาร์บอน สรุปผลได้ดังนี้

- อัตราดีไนตริฟิเคชัน อยู่ระหว่าง 5.3 ถึง 8.6 กก. NO_3^- - N/ม.³ - วัน
- สามารถเริ่มต้นเดินระบบ (Start-up) ได้เร็วภายในเวลา 6.7 ถึง 15.4 ชม.
- เปรียบเทียบตัวกลางระหว่างถ่านกัมมันต์กับทราย พบว่าลักษณะการกระจายของเชื้อจุลินทรีย์ในตัวกลางถ่านกัมมันต์มีความสม่ำเสมอกว่าทราย อีกทั้งรูปทรงและรูภายในถ่านกัมมันต์เหมาะต่อการถูกแรงเฉือนจากการไหล ทำให้เวลาเริ่มต้นระบบใหม่อีกครั้งจะเร็วกว่าการใช้ทราย

7) V.Z. Lazarora, B. Capdeville และ L.Nikolov (1992) ศึกษาถึงปฏิกรณ์ชนิดฟลูอิดไดซ์เบดในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน สำหรับน้ำคั้น โดยใช้ถึงปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 3 นิ้ว สูง 1.65 ม. ตัวกลางเป็นลูกบิดขนาด 2.6 ถึง 3.5 มม. ปริมาณไนเตรทเข้าระบบ 30 ± 5 มก. NO_3^- - N/ล. และใช้โซเดียมอะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอนที่อัตราส่วน C/N = 1.5 ตัวแปรในการทดลองคือ อัตราการเวียนน้ำกลับ โดยใช้จุลินทรีย์ 2 ชนิด คือ *Ps. Aeruginosa* และ *Ps. stutzeri* ผลที่ได้คือ

- ในการเดินระบบเพียง 2 วัน ปริมาณไนเตรทที่ถูกกำจัดจนหมดในทั้งสองชนิด
- อัตราดีไนตริฟิเคชันของ *Ps.stutzeri* เท่ากับ 3.3 ถึง 3.6 กก. NO_3^- - N/ม.³ วัน

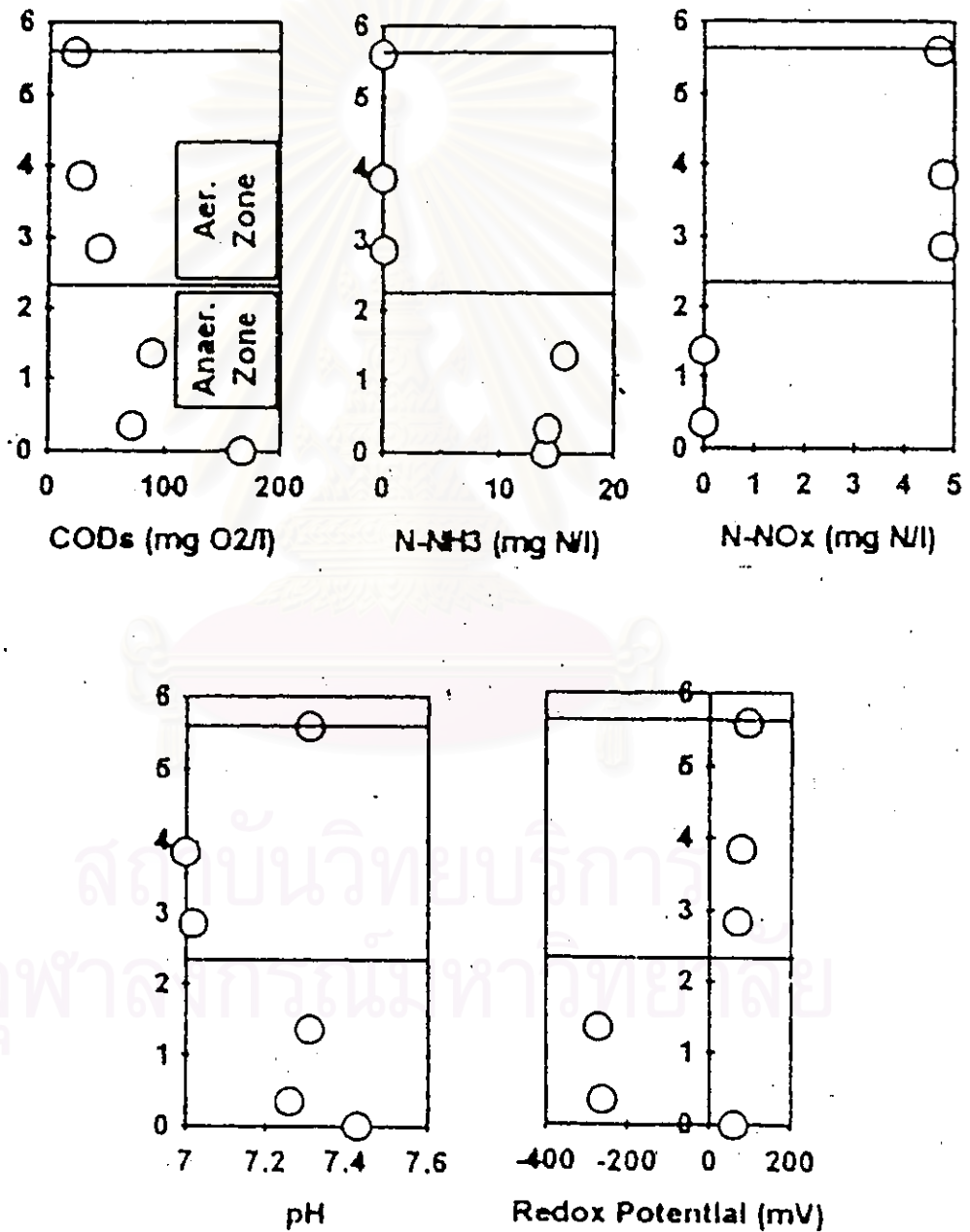
8) F. Fdez-Polanco, F.J.Real และ P.A. Garcia (1994) ศึกษาพฤติกรรมในการทดลองใช้ฟลูอิดไดซ์เบดในการกำจัดคาร์บอนและไนโตรเจน โดยใช้ถึงปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.1 ม. สูง 6.8 ม. แบ่งเป็น 2 ส่วน ส่วนล่างจะเป็นส่วนดีไนตริฟิเคชันและส่วนบนจะเป็นส่วนไนตริฟิเคชัน ตัวกลางเป็นหินพูมิซ (Pumice) ขนาด 0.35 ถึง 0.43 มม. และน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ มีค่าซีไอดี 350 มก./ล., ค่าแอมโมเนีย 30 มก./ล. และค่าทีเคเอ็น 55 มก./ล. อัตราการไหลน้ำเสีย 0.296 ลบ./ชม. และอัตราเวียนกลับ 6.863 ลบ.ม./ชม. ผลที่ได้คือ

- ค่าทีเคเอ็นและแอมโมเนียในน้ำออก มีค่าประมาณ 10 และ 0 มก./ล. ตามลำดับ ส่วนค่าไนเตรทและไนเตรทที่มีค่าต่ำกว่า 5 มก./ล.

- จากการทดลองสามารถสรุปได้ว่า ระบบนี้มีข้อดีในการเริ่มต้นระบบ, สามารถรับค่าแปรเปลี่ยนของทั้งคาร์บอนและไนโตรเจนได้ และสามารถเดินระบบใหม่ได้ดี

- ค่าที่วัดจากการทดลอง แสดงตามความสูงของถังปฏิกรณ์สามารถแสดงได้ในรูปที่

2.12



รูปที่ 2.12 แสดงค่าต่าง ๆ ตามความสูงของถังปฏิกรณ์ (F.Fdez-Polanco และคณะ, 1994)

2.7 การกำจัดไนโตรเจนด้วยถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่และถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

ในการวิจัยนี้ใช้กระบวนการทั้งแบบไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในการกำจัดไนโตรเจน โดยใช้กระบวนการเติบโตแบบเกาะยึดติดทั้งคู่ ซึ่งข้อดีของระบบนี้ได้แก่

- 1) การใช้พื้นที่ในการบำบัดต่ำกว่าแบบตะกอนเร่งถึง 10 เท่า (M.Boller, W.Gujer และ M. Tschui, 1994)
- 2) ความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนดีกว่าระบบอื่น (อ้างอิงเดียวกัน)
- 3) ความสามารถในการเริ่มเดินระบบทำได้รวดเร็ว และการเริ่มเดินระบบใหม่ก็รวดเร็วเช่นกัน
- 4) ระบบไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอน เนื่องจากตัวระบบเป็นถังกรองภายในตัวเองอยู่แล้ว
- 5) ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ใช้แหล่งคาร์บอนจากน้ำเสียโดยตรง ทำให้ไม่สิ้นเปลืองสารเคมีอื่นเช่น เมธานอล

และระบบนี้มีข้อเสียเช่นกัน ได้แก่

- 1) สิ้นเปลืองพลังงานสูงกว่าระบบอื่นทั้งในการเวียนน้ำกลับและในการล้างตะกอน
- 2) ในการล้างตะกอนต้องหยุดระบบทำให้ไม่สามารถดำเนินการได้ตลอดทำให้ต้องออกแบบให้มีถังหลายหน่วย

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย