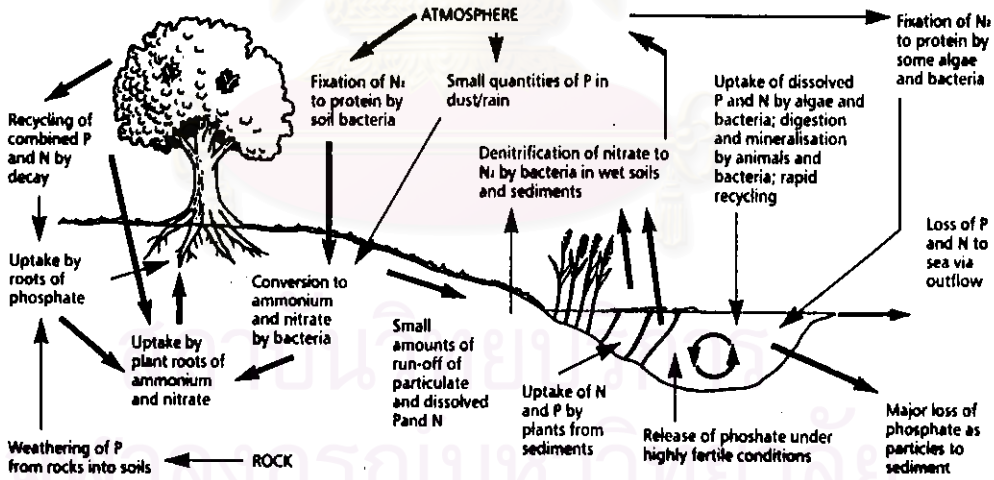
บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 กระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ (Biological Nutrient Removal Process , BNR)

กระบวนการกำจัดธาตุอาหารโดยวิธีทางชีวภาพหรือบีเอนอาร์เป็นกระบวนการที่มุ่งกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสีย เนื่องจากธาตุอาหารดังกล่าวจะก่อให้เกิดปัญหาสภาวะยูโทรฟิเคชัน(eutrofication)ในแหล่งน้ำได้หากถูกปล่อยทิ้งโดยไม่ผ่านการบำบัดก่อน สภาวะยูโทรฟิเคชันก็คือสภาวะที่สาหร่ายจะมีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วจนส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำ ทำให้ระดับออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำลดลง และเกิดการเปลี่ยนแปลงประชากรสัตว์น้ำในระบบนิเวศน์ด้วย



รูปที่ 2.1 วัฏจักรของฟอสฟอรัสและไนโตรเจนในระบบนิเวศน์ (Moss และคณะ , 1997)

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำจะกระตุ้นการเจริญเติบโตของสาหร่ายและมีผลต่อปริมาณออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำ โดยในสหรัฐอเมริกาน้ำเสียชุมชนจะมีค่าซีโอดีประมาณ 400 มก./ลิตร มีค่าไนโตรเจน 30 ถึง 40 มก./ลิตร และค่าฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 6 ถึง 10 มก./ลิตร ขึ้นกับพื้นที่นั้นๆว่ามีกฎหมายห้ามการใช้ผงซักฟอกที่มีฟอสฟอรัสส่วนประกอบหรือไม่ ซึ่ง

ฟอสฟอรัส 1 กก.จะกระตุ้นให้จุลชีพสร้างเซลล์ใหม่ 111 กก. เทียบเท่าผลที่เกิดโดยซีโอดี 138 กก. และไนโตรเจน 1 กก.มีผลต่อการสร้างเซลล์ใหม่ 16 กก. เทียบเท่าซีโอดี 20 กก. ซึ่งจะเห็นได้ว่าผลที่เกิดโดยไนโตรเจนจะน้อยกว่าผลที่เกิดโดยฟอสฟอรัส แต่ก็ยังคงมากกว่าผลของซีโอดีในน้ำเสีย (Randall และคณะ , 1992)

สำหรับน้ำเสียในประเทศไทยค่าซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสจะขึ้นกับแหล่งน้ำเสียด้วย เช่น น้ำเสียตลาดมีค่าซีโอดี 2,242 มก./ล. ค่าทีเคเอ็น 53.9 มก./ล. และฟอสฟอรัส 4.0 มก./ล. ในขณะที่น้ำเสียจากหมู่บ้านมีค่าซีโอดี 78 มก./ล. ทีเคเอ็น 18.1 มก./ล. และฟอสฟอรัส 2.8 มก./ล. น้ำเสียจากอาคารชุดที่พักมีค่าซีโอดี 220 - 285 มก./ล. ทีเคเอ็น 20 – 40 มก./ล. และฟอสฟอรัส 1.3- 2.1 มก./ล. เป็นต้น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 1987) ถ้าเทียบเป็นค่าซีโอดีเช่นเดียวกับต่างประเทศก็จะเห็นได้ว่า ปริมาณไนโตรเจน 20 มก./ล. และฟอสฟอรัส 4 มก./ล. จะเทียบเท่ากับค่าซีโอดี 400 และ 552 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่งมีค่ามากกว่าซีโอดีของน้ำเสียดิบที่ยังไม่ผ่านการบำบัดเสียอีก ดังนั้นการควบคุมปัญหาสภาวะยูโทรฟิเคชันที่ดีที่สุดทางหนึ่งก็คือการลดปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่แหล่งกำเนิดน้ำเสียนั้นๆ โดยกระบวนการบีเอนอาร์นั่นเอง

2.2 การกำจัดไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่พบได้ในน้ำเสียโดยทั่วไปในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน อินทรีย์ไนโตรเจน ไนไทรต์ไนโตรเจนและไนเทรตไนโตรเจน โดยไนโตรเจนในน้ำเสียมีแหล่งกำเนิดจากน้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงสัตว์ และน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆที่ใช้สารประกอบไนโตรเจนในกระบวนการผลิต อันได้แก่ อุตสาหกรรมอาหาร อุตสาหกรรมปุ๋ยเคมี อุตสาหกรรมผลิตสารเคมี เป็นต้น

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพจะเกี่ยวข้องกับกลไกหลักๆดังนี้

2.2.1 กระบวนการแอสสิมิเลชัน

เป็นกระบวนการที่จุลชีพใช้แอมโมเนียไนโตรเจนและสารอินทรีย์คาร์บอนในการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ใหม่ ซึ่งในเซลล์จะประกอบด้วยไนโตรเจนประมาณร้อยละ 12.5 ของ

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

น้ำหนักแห้ง โดยอัตราการกำจัดแอมโมเนียนี้จะขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งจะมีผลโดยตรงต่ออัตราการเติบโตจำเพาะ กล่าวคือถ้ามีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนเพิ่มขึ้น อัตราการเติบโตจำเพาะก็จะเพิ่มขึ้นด้วย แต่เนื่องจากกระบวนการนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียต่ำ และเซลล์ใหม่ที่ได้อาจแปลงไนโตรเจนกลับมาในรูปแอมโมเนียอีก ฉะนั้นกระบวนการนี้จึงไม่ใช่กระบวนการหลักที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย (Sedlak , 1991)

2.2.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

ประกอบด้วยการเปลี่ยนรูปอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนไทรต์ หรือที่เรียกว่า กระบวนการไนโตรโซฟิเคชัน(nitrosofication) โดยไนโตรโซฟายอิงแบกทีเรียที่ชื่อไนโตรโซโมนัส และการออกซิไดส์ไนไทรต์เป็นไนเทรตหรือที่เรียกว่า กระบวนการไนตริฟิเคชันแท้จริง (true nitrification) โดยไนตริฟายอิงแบกทีเรียที่ชื่อไนโตรแบกเทอร์

ไนโตรโซฟายอิงแบกทีเรียเป็นแบกทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดส์แอมโมเนียเป็นไนไทรต์ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดแสดงดังสมการที่ 1 และ 2 (Salle , 1967)

$$NH_3 + O_2 + NADH + H^+ \rightarrow NH_2OH + H_2O + NAD^+ \quad .....(1)$$

$$NH_2OH + O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + H^+ \quad .....(2)$$

ปฏิกิริยาโดยรวมที่เกิดขึ้นเป็นดังสมการที่ 3 (Salle , 1967)

$$NH_3 + 2O_2 + NADH \rightarrow NO_2^- + 2H_2O + NAD^+ \quad .....(3)$$

กลุ่มไนโตรโซฟายอิงแบกทีเรียประกอบด้วยแบกทีเรียหลายชนิดเช่น Nitrosomonas (พบในดินและน้ำเสีย) , Nitrosococcus (พบในดินและน้ำทะเล) , Nitrosospira (พบในดิน) , Nitrosolobus (พบในดิน) และ Nitrosovibrio (พบในดิน) อ้างโดย Salle (1967)

ส่วนไนตริฟายอิงแบกทีเรีย (true nitrifying bacteria) เป็นแบกทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดส์ไนไทรต์เป็นไนเทรต ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดแสดงดังสมการที่ 4 (Salle , 1967)

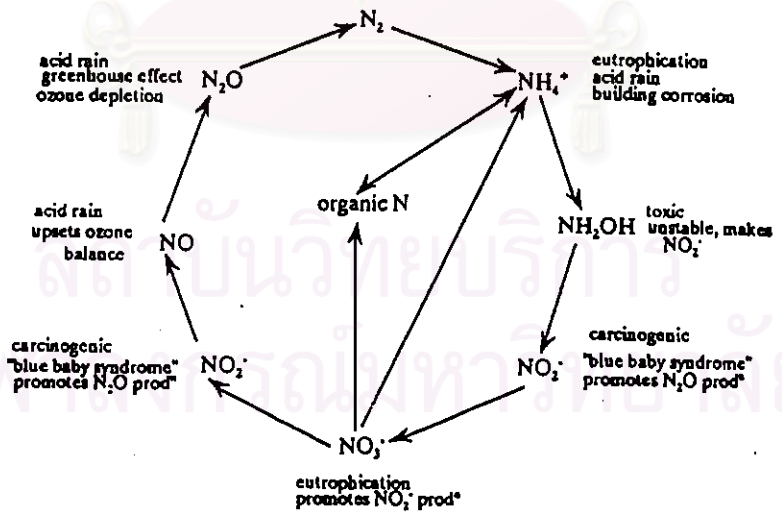
$NO_2^- + 1/2\ O_2 \rightarrow NO_3^-$ .....(4)

กลุ่มไนตริฟายอิงแบกทีเรียประกอบด้วยแบกทีเรียหลายชนิด เช่น Nitrobacter (พบในดิน แหล่งน้ำและน้ำทะเล) , Nitrospira (พบในน้ำทะเล) , Nitrospina (พบในน้ำทะเล) , Nitrococcus (พบในน้ำทะเล) อ้างโดย Salle (1967)

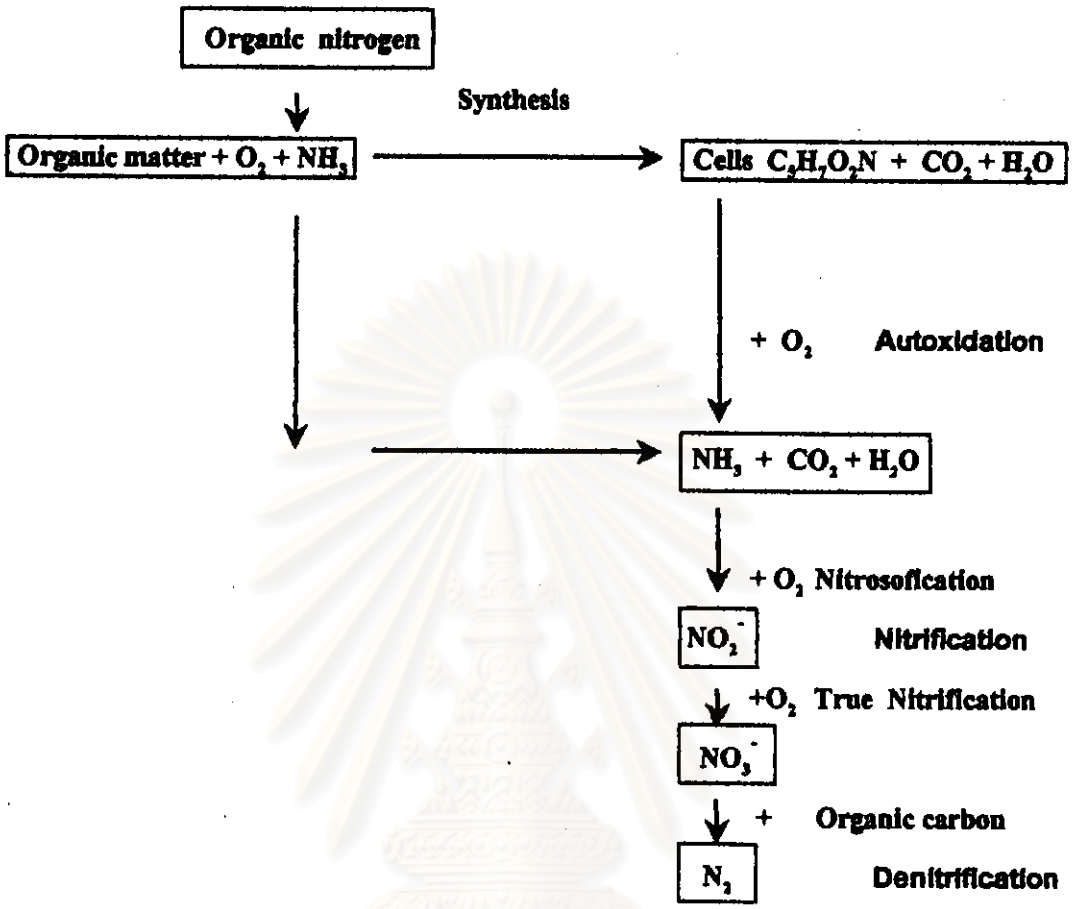
2.2.3 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

เกิดการรีดักชันไนเทรตเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย(Sedlak, 1991)

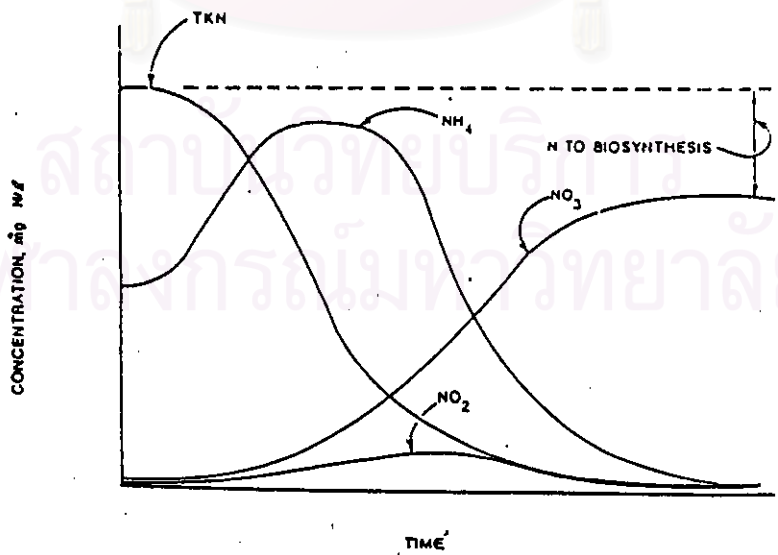
สรุปว่าหลักการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียก็คือการเปลี่ยนรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนนั่นเอง โดยวัฏจักรของไนโตรเจนและผลกระทบที่เกิดขึ้นแสดงในรูปที่ 2.2 กระบวนการในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเป็นดังรูปที่ 2.3 และกราฟความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปต่างๆกับระยะเวลาแสดงดังรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.2 วัฏจักรไนโตรเจนและผลกระทบที่เกิดขึ้น(Kuenen และ Robertson, 1994)



รูปที่ 2.3 กระบวนการในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจน(ดัดแปลงจาก Eckenfelder , 1989)



รูปที่ 2.4 ความสัมพันธ์ของไนโตรเจนรูปต่างๆกับระยะเวลาที่เปลี่ยนไป(Sedlak, 1991)

2.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

2.3.1 หลักการพื้นฐาน

ไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันทางชีวภาพที่มีการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนไทรต์และไนเทรตไนโตรเจนโดยออโทโทรฟแบกทีเรีย ซึ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันนี้จะประกอบด้วย 2 ขั้นตอนคือ การออกซิไดส์แอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นไนไทรต์หรือที่เรียกว่าไนโตรโซฟิเคชันโดยแบกทีเรียไนโตรโซโมนัส และการออกซิไดส์ไนไทรต์ให้อยู่ในรูปไนเทรตหรือที่เรียกว่าไนตริฟิเคชันจริงโดยแบกทีเรียไนโตรแบกเทอร์ ซึ่งขั้นตอนทั้งสองแสดงได้ดังสมการที่ 5 และ 6 (U.S. EPA , 1975)

Nitrosomonas

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow 2H^+ + H_2O + NO_2 \quad \text{.....(5)}$$

Nitrobactor

$$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^- \quad \text{.....(6)}$$

และแสดงเป็นสมการโดยรวมดังสมการที่ 7 (U.S. EPA ,1975)

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad \text{.....(7)}$$

จากสมการจะเห็นว่าในการออกซิไดส์แอมโมเนียจำนวน 1 กรัมให้เป็นไนเทรตจะต้องใช้ออกซิเจนทั้งหมด 4.57 กรัมโดยแบ่งเป็นปริมาณออกซิเจนในการเกิดไนไทรต์ 3.43 กรัม และเป็นปริมาณออกซิเจนในการเกิดไนเทรต 1.14 กรัม แต่หากพิจารณาการสังเคราะห์เซลล์รวมไปกับปฏิกิริยาออกซิเดชันแล้วปริมาณออกซิเจนที่ใช้จะน้อยกว่านี้เนื่องจากสามารถใช้ออกซิเจนที่อยู่ในคาร์บอนไดออกไซด์ได้ด้วย ปฏิกิริยารวมที่เกิดขึ้นเป็นดังสมการที่ 8 (U.S.EPA , 1975)

$$NH_4^+ + 1.83O_2 + 1.98HCO_3^- \rightarrow 0.98NO_3^- + 0.021C_5H_7O_2N + 1.88H_2CO_3 + 1.041H_2O \quad \text{.....(8)}$$

จากสมการที่ 8 แสดงให้เห็นว่าในการออกซิไดส์แอมโมเนียจำนวน 1 กรัม ต้องการออกซิเจนเพียง 4.33 กรัม โดยเป็นออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดส์แอมโมเนีย 3.22 กรัม และออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดส์ไนไทรต์ 1.11 กรัม ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบค่าความต้องการออกซิเจนทั้ง 2 ชุดพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันนัก จึงอาจกล่าวได้ว่าการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ไม่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการนี้มากนัก

2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ปัจจัยต่างๆที่มีผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยส่งผลต่อการเจริญเติบโตและการกำจัดสารอาหารของจุลชีพในระบบทั้งแบบออโทโทรฟและเฮเทอโรโทรฟ ซึ่งจะเป็นผลส่งเสริมหรือยับยั้งกระบวนการก็ได้ ปัจจัยต่างๆเหล่านี้ประกอบด้วย

ก. ค่าออกซิเจนละลาย

Nigel และ Harworth (1969) อ้างโดย Benefield และ Randall (1980) พบว่าการเพิ่มค่าออกซิเจนละลายมีผลให้อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นด้วย ดังรูปที่ 2.5

Wild และคณะ(1971) กล่าวว่าปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่ต่ำกว่า 1 มก./ลิตร จะมีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน ดังนั้นจึงควรควบคุมให้มีปริมาณออกซิเจนละลายมากพอโดยค่าออกซิเจนละลายไม่ควรต่ำกว่า 2 มก./ลิตร

Schober และ Engle(1964) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) พบว่าไนโตรโซโมนัสและไนโตรแบกเทอร์ต้องการปริมาณออกซิเจนในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมากกว่า 1 มก./ลิตร และ 2 มก./ลิตร ตามลำดับ

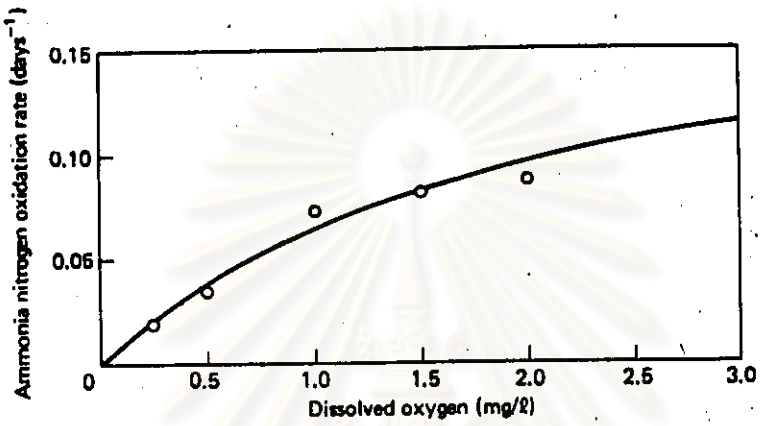
Sedlak(1991)สรุปว่าการเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลายจะมีผลให้การแทรกของออกซิเจนสู่ฟลือกเพิ่มขึ้น ซึ่งจะเป็นการเพิ่มอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันด้วย

นอกจากงานวิจัยที่ศึกษาผลของออกซิเจนละลายปริมาณต่ำต่อการยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันแล้ว ยังมีงานวิจัยอีกส่วนหนึ่งซึ่งทำการศึกษาผลของออกซิเจนละลายปริมาณสูงต่อการเกิดไนตริฟิเคชันด้วย ได้แก่

Okun (1978) รายงานว่าจากการให้ออกซิเจนบริสุทธิ์ความเข้มข้น 33 มก./ลิตรแก่ระบบไม่มีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน

Haug และ McCarty(1972) สรุปว่าค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลาย 60 มก./ลิตรไม่มีผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน

แต่ Jones และSabra(1980) กลับพบว่าปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันถูกยับยั้งที่ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลาย 20-25 มก./ลิตร



รูปที่ 2.5 ผลของค่าออกซิเจนละลายต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Nigel และ Harworth ,1969 อ้างโดย Benefield และ Randall ,1980)

ข. พีเอช

Orhon และ Artan (1994) กล่าวว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันมีความไวต่อค่าพีเอชมาก โดยมีเหตุผล 2 ประการคือ

1)กิริยาของไฮโดรเจนไอออน (H^+)และไฮดรอกไซด์ไอออน(OH^-) มีผลในการยับยั้งการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์

2)กระบวนการไนตริฟิเคชันจะใช้สภาพด่าง(alkalinity)จากน้ำเสีย ซึ่งทำให้ค่าพีเอชลดต่ำลง

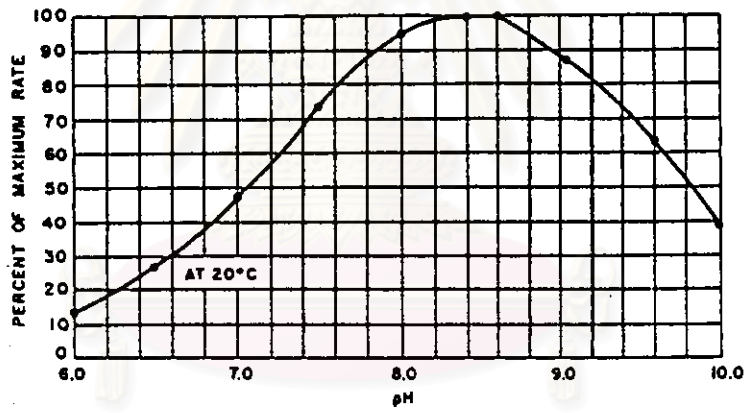
ดังนั้นจึงจำเป็นต้องควบคุมค่าพีเอชให้เหมาะสม โดยผลของค่าพีเอชต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์ ได้มีผู้ศึกษาไว้ดังต่อไปนี้

Painter และ Loveless (1983) สรุปว่าค่าพีเอชที่มีผลน้อยที่สุดต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันจะอยู่ในช่วง 7.5-8.5 และอัตราการเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรียจะมีค่าสูงสุดที่พีเอช 8.5

ส่วน Wild และคณะ(1971) พบว่า ค่าพีเอชที่เหมาะสมที่สุดในการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันมีค่าเท่ากับ 8.4 และ จากรูปที่ 2.6 แสดงถึงผลของพีเอชที่มีต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน โดยจะเห็นได้ว่าอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะสูงกว่าร้อยละ 90 เมื่อค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.8-8.9

Poduska และ Andrews (1974) พบว่าการเปลี่ยนค่าพีเอชจาก 4.2 เป็น 6.4 ไม่มีผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน แต่เมื่อเปลี่ยนค่าพีเอชจาก 7.2 เป็น 5.8 จะมีผลให้ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำออกขึ้นจาก 0 มก./ลิตร เป็น 11 มก./ลิตร และเมื่อปรับพีเอชเป็น 7.2 ดังเดิม ประสิทธิภาพของระบบก็จะกลับเป็นปกติด้วย แสดงให้เห็นว่าค่าพีเอชต่ำมีผลแค่ยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันแต่ไม่เกิดความเป็นพิษต่อระบบ

Sedlak (1991) กล่าวว่าในการออกซิไดส์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก. จะใช้สภาพด่าง 7.14 มก.ในรูปหินปูน ซึ่งจะมีผลให้ค่าพีเอชของระบบต่ำลง จึงจำเป็นต้องเติมสภาพด่างลงในระบบ เช่น การเติมปูนขาว เพื่อควบคุมค่าพีเอชให้เหมาะสม



รูปที่ 2.6 ผลของพีเอชต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน (Wild และคณะ ,1971)

ค. ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไทรต์

Anthonisen และคณะ (1976) พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ 10-150 มก./ลิตร จะมีผลยับยั้งการทำงานของแบกทีเรียไนโตรโซโมนัส และกรดไนตรัสอิสระที่ความเข้มข้นเพียง 0.22-2.8 มก./ลิตร จะยับยั้งการทำงานของแบกทีเรียไนโตรแบกเทอร์ซึ่งผลดังกล่าวจะขึ้นกับค่าพีเอชและอุณหภูมิของระบบด้วย

Alleman และ Irvine (1980) พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ 0.6 มก./ลิตร จะมีผลยับยั้งการทำงานของแบกทีเรียในไตรแบกเทอร์

Randall และคณะ (1992) แสดงช่วงความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไทรต์ที่เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ที่ค่าพีเอชต่างๆ ดังตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ช่วงความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไทรต์ที่เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ที่ค่าพีเอชต่างๆ(อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส) (Randall และคณะ ,1992)

pH	NH_3-N (mg/l)	NO_2-N (mg/l)
6.0	210-2100	30-330
6.5	70-700	88-1050
7.0	20-120	260-3320
7.5	7-70	
8.0	2-20	

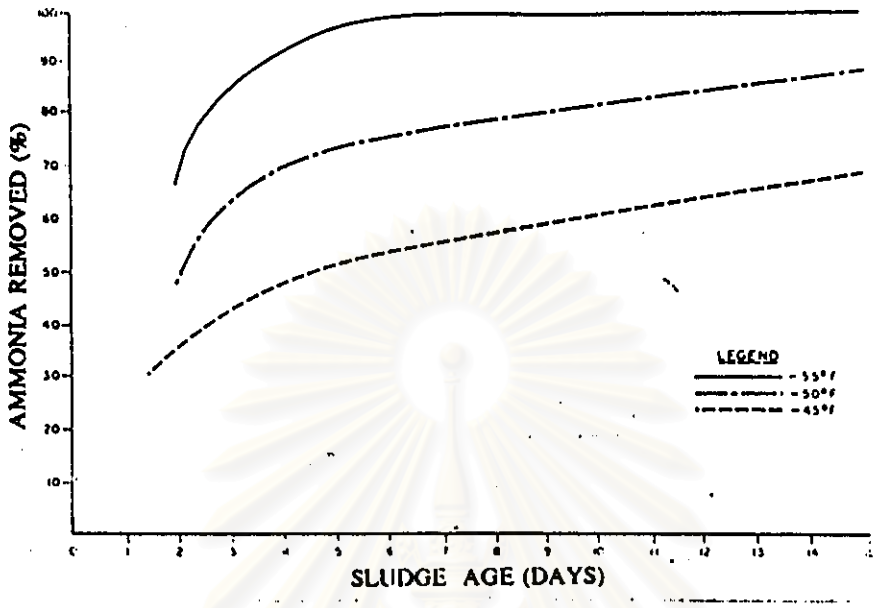
ง. เอสอาร์ทีหรืออายุสลัดจ์

Prakasam และ Loehr (1972) พบว่าเอสอาร์ทีที่น้อยที่สุดสำหรับการเกิดไนตริฟิเคชัน คือ 2 วัน ซึ่งใกล้เคียงกับงานวิจัยโดย

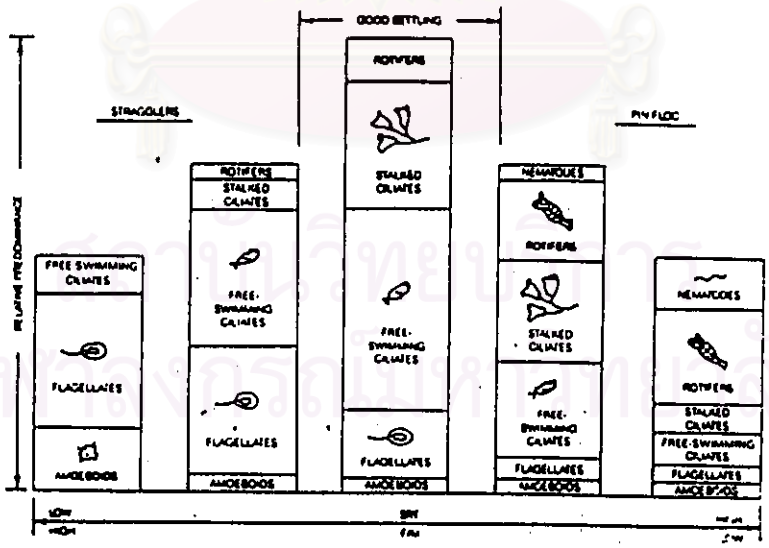
Argeman และ Brenner (1986) พบว่าค่าเอสอาร์ที(สภาวะแอโรบิก)ที่เหมาะสมต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน คือ เวลา 5 วัน (13 ถึง 18 องศาเซลเซียส) และ 2.5 วัน (25 ถึง 26 องศาเซลเซียส)

Jones และ Sabra (1980) พบว่าเอสอาร์ทีที่เหมาะสมกับระบบบำบัดแบบแอน็อกซิก-แอโรบิกนั้น จะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย โดยมีค่าเป็น 3, 6 และ 20 วัน ที่อุณหภูมิ 26, 15 และ 7 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ซึ่งความสัมพันธ์ของเอสอาร์ทีกับอุณหภูมิแสดงดังรูปที่ 2.7

WEF manual of practice No.11(1996) กล่าวว่าหากอากาศร้อน เอสอาร์ทีที่น้อยที่สุดควรมีค่ามากกว่า 3 วัน และหากอากาศเย็น ควรมีค่าเอสอาร์ทีมากกว่า 20 วัน เนื่องจากสภาพอากาศที่แตกต่างกันจะมีผลให้ลักษณะของจุลชีพในระบบแตกต่างกันดังแสดงในรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.7 ผลของเอสอาร์ทีหรืออายุสลัดจ์ที่มีต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Beckman และคณะ, 1972 อ้างโดย Jones และ Sabra , 1980)



รูปที่ 2.8 ลักษณะของจุลชีพในระบบที่ค่าเอสอาร์ทีและอัตราส่วนอาหารต่อมวลจุลชีพต่างกัน (WEF, 1996)

จ. สารยับยั้งอื่นๆ

สารที่มีผลยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันมีหลายชนิด เช่น สารจำพวกโลหะหนัก สารประกอบซัลเฟอร์ โซเดียมคลอไรด์ ซึ่งสารเหล่านี้จะมีผลในการยับยั้งการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรียและจะลดอัตราการออกซิไดส์ของแอมโมเนียด้วย

Skinner และ Walker (1961) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) ได้สรุปปริมาณโลหะหนักที่มีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรียไว้ดังนี้ นิเกิล 0.25 มก./ลิตร โครเมียม 25 มก./ ลิตร และทองแดง 0.1-0.5 มก./ลิตร

Beckman และคณะ (1972) สรุปว่า นิเกิลและสังกะสีในปริมาณ 3.0 มก./ลิตร จะมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรีย

Jones และ Hood (1980) ศึกษาไนโตรโซโมนัสแบกทีเรียในน้ำดิบและน้ำที่มีความเค็มบริเวณปากแม่น้ำพบว่า ไนโตรโซโมนัสแบกทีเรียในน้ำดิบจะเกิดกิจกรรมมากที่สุดที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส พีเอช 8.5 ค่าความเค็มร้อยละ 0.3 ถึง 0.5 โซเดียมและโปแตสเซียมไอออนร้อยละ 1.0 และความเข้มข้นแอมโมเนียสูงกว่า 0.5 กรัมต่อลิตร ส่วนในกรณีน้ำเค็มจะเกิดกิจกรรมมากที่สุดที่อุณหภูมิ 40 องศาเซลเซียส พีเอช 8.0 ค่าความเค็มร้อยละ 0.5 ถึง 1.0 โซเดียมและโปแตสเซียมไอออนร้อยละ 1.0 และความเข้มข้นแอมโมเนียสูงกว่า 0.2 กรัมต่อลิตร ซึ่งในน้ำเสียทั้ง 2 ชนิดพบว่าไนไทรต์ที่มากกว่า 5 มก./ล. จะมีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน ในขณะที่ไนเทรตไม่มีผลเลยในน้ำเสียทั้งสองชนิด

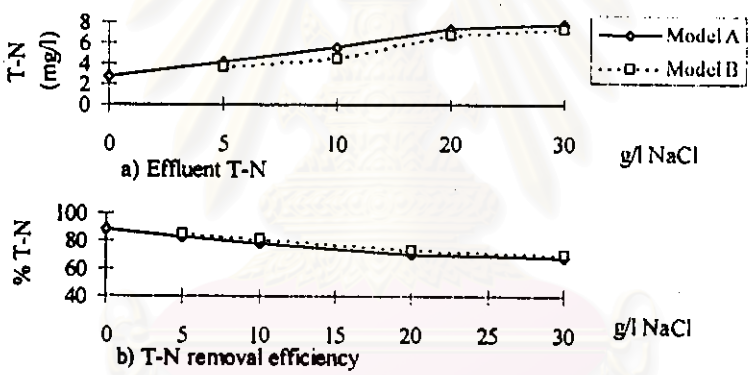
Loveless และ Painter (1968) สรุปว่าเกลือคลอไรด์มีผลต่อการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรีย โดยปริมาณโซเดียมร้อยละ 0.06 ถึง 0.15 จะยับยั้งอัตราการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรียร้อยละ 0.7 ส่วนทองแดงที่ความเข้มข้น 0.1 มก./ลิตรจะมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรียด้วย

Panswad และ Anan (1997) พบว่าปริมาณเกลือคลอไรด์ (NaCl) ในน้ำเสียมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน โดยปริมาณโซเดียมคลอไรด์ที่เพิ่มขึ้น(0 – 30 ก./ล.) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลง (เหลือร้อยละ 88 – 68) จะเห็นได้ว่าระบบที่จุลชีพถูกเลี้ยงให้คุ้นเคยกับความเค็ม(Model B)มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับระบบที่จุลชีพที่ไม่ถูกเลี้ยงให้คุ้นเคยกับความเค็มมาก่อน(Model A) เป็นเพราะความเข้มข้นไนโตรเจนในน้ำออกก่อนข้างต่ำอยู่แล้ว (2.8 – 7.8 มก./ล.) ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบสูงขึ้นเล็กน้อยเท่านั้น ดังแสดงในรูปที่ 2.9

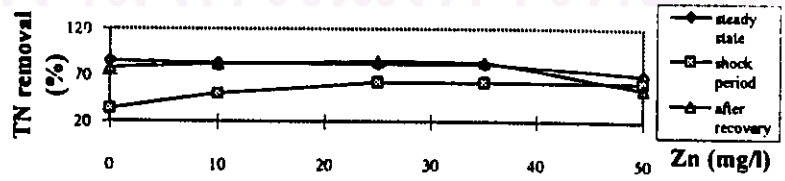
Panswad และ Polprucksa (1997) พบว่าที่ปริมาณสังกะสี 0 –35 มก./ล. ระบบแอนีอกซิก/ออกซิก แอกทิเวเต็ทสลัดจ์ยังสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ร้อยละ 82 – 85 แต่เมื่อปริมาณสังกะสีสูงขึ้นเป็น 50 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเป็นร้อยละ 70 โดยที่ปริมาณสังกะสีสูงๆจะส่งผลต่อไนโตรเจนแบกทีเรียมากกว่าคาร์บอนแบกทีเรีย แสดงดังรูปที่ 2.10

แต่จิรายุ (1997) กลับพบว่าทองแดงที่ความเข้มข้น 5 มก./ลิตร ไม่มีผลยับยั้งกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

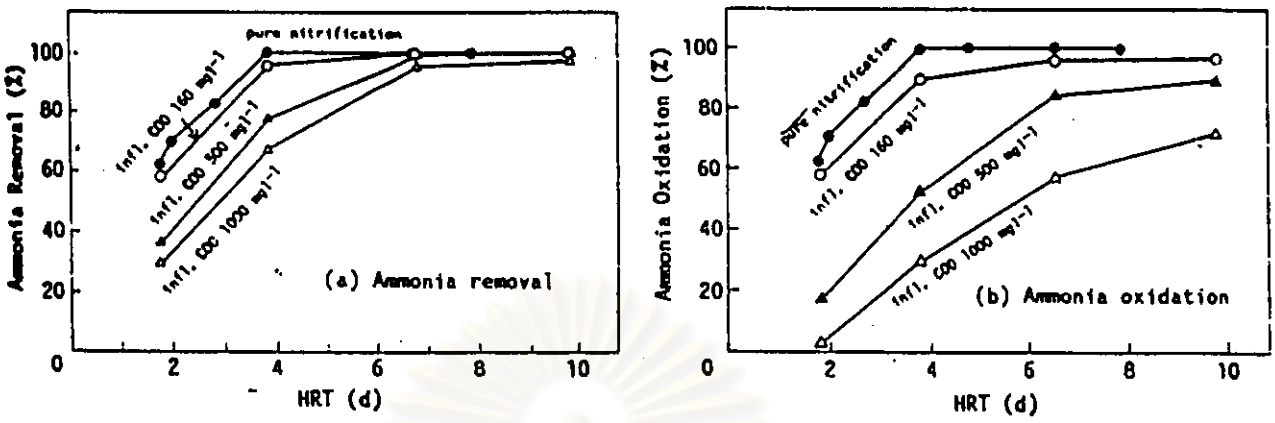
นอกจากผลกระทบของโลหะหนักและสารพิษแล้ว สารอินทรีย์ยังมีผลต่อระบบเช่นกัน โดย Hanaki และคณะ (1990) พบว่าเมื่อเพิ่มสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบ(คือการเพิ่มอัตราส่วนสารอาหารต่อมวลจุลชีพ หรือเป็นการลดอายุสลัดจ์นั่นเอง) อัตราการออกซิเดชันของแอมโมเนียจะลดลง แต่ในขณะเดียวกันกลับไม่มีผลต่อการออกซิเดชันของไนไทรต์ดังรูปที่ 2.11



รูปที่ 2.9 ผลของโซเดียมคลอไรด์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในระบบที่จุลชีพถูกเลี้ยงให้คุ้นกับความเค็ม(Model B) และไม่คุ้นกับความเค็มมาก่อน(Model A) (Panswad และAnan, 1997)



รูปที่ 2.10 ผลของสังกะสีต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน(Panswad และPolprucksa , 1997)



รูปที่ 2.11 ผลของซีโอดีต่อการออกซิไดส์แอมโมเนีย (Hanaki และคณะ, 1990)

2.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

2.4.1 หลักการพื้นฐาน

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจัดเป็นกระบวนการอันดับสุดท้ายในการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย โดยเกิดการเปลี่ยนรูปจากไนเทรตเป็นก๊าซไนโตรเจนที่สามารถแยกออกจากระบบได้ ทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีปริมาณไนโตรเจนลดลง

การรีดักชันของไนเทรตทางชีวภาพแบ่งได้เป็น 2 แบบ คือ

◆ แบบแอสสิมิเลชัน

เป็นการรีดักชันไนเทรตให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจนซึ่งจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ (Tchobanoglous และคณะ , 1991)

◆ แบบดิสสิมิเลชันหรือดีไนตริฟิเคชัน

เป็นการรีดักชันไนเทรตให้อยู่ในรูปของไนโตรเจนก๊าซ โดยเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) มากที่สุด และอาจเกิดในรูปแบบอื่นๆได้บ้าง เช่น ไนตริกออกไซด์(NO) และไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ขั้นตอนการรีดักชันของไนเทรตจะประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ซึ่งขั้นตอนแรกเป็นขั้นตอนที่ไนเทรตถูกลดรูปเป็นไนไทรต์ เกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอน 2 ตัว จากการออกซิเดชันของสารประกอบ

อินทรีย์ ซึ่งดีไนทริฟายอิงแบกทีเรียทุกตัวจะสร้างไนไทรต์เป็นผลผลิตในปฏิกิริยาขั้นแรก ในขั้นตอนที่สองไนไทรต์จะถูกลดไปอยู่ในรูปของผลผลิตสุดท้ายที่เป็นก๊าซ ซึ่งขั้นตอนการรีดักชันของไนเทรตแสดงดังสมการที่ 9 (Grabriel , 1994)

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \qquad \text{.....(9)}$$
$$(+5) \quad (+3) \quad (+2) \quad (+1) \quad (0)$$

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดที่สภาวะแอนอ็อกซิกซึ่งเป็นสภาวะที่ขาดออกซิเจนอิสระและต้องการตัวรับอิเล็กตรอนที่เป็นสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ โดยในกระบวนการนี้แบกทีเรียที่รับผิดชอบมีทั้งแบกทีเรียชนิดเฮเทอโรโทรฟและออโทโทรฟ แบกทีเรียเฮเทอโรโทรฟเป็นแบกทีเรียที่ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอน(heterotrophic bacteria) ซึ่งแบกทีเรียเหล่านี้สามารถใช้ไนเทรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจนได้ อีกทั้งสามารถทำให้เกิดการหมัก(fermentation) ในขณะที่ขาดออกซิเจนหรือไนเทรตได้ด้วย ส่วนแบกทีเรียชนิดออโทโทรฟเป็นแบกทีเรียที่ใช้สารอนินทรีย์เป็นแหล่งพลังงาน(autotrophic bacteria) ใช้คาร์บอนไดออกไซด์หรือไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอนแทนคาร์บอนอินทรีย์ (Orhan และ Artan, 1994) ตัวอย่างดีไนตริฟายอิงแบกทีเรีย ได้แก่ Achromobactor , Acinetobactor , Agrobacterium , Alculigenes , Arthobacter , Bacillus , Chromobacterium , Corynebacterium , Flavobacterium , Hypomicrobium , Moraxella , Neisseria , Paracoccus , Propionibacterium , Pseudomonas , Rhizobium , Rhodopseudomonas , Spirillum และ Vibrio (Payne , 1981 อ้างโดย Randall และคณะ, 1992)

ในที่นี้จะขอกล่าวถึงแบกทีเรียชนิดเฮเทอโรโทรฟแบกทีเรียเท่านั้น เพราะแบกทีเรียชนิดนี้จัดเป็นแบกทีเรียส่วนใหญ่ที่สามารถดำรงชีพอยู่ในระบบได้ แม้ว่าสภาพแวดล้อมจะเปลี่ยนแปลงไปก็ตาม

แบกทีเรียเฮเทอโรโทรฟมีหลายชนิด ตัวอย่างเช่น Achromobactor , Aerobactor , Alcaligenas และ Pseudomonas เป็นต้น ปฏิกิริยารีดักชันไนโตรเจนที่เกิดภายในเซลล์จุลินทรีย์เหล่านี้จะใช้คาร์บอนอินทรีย์รีดิวซ์ในเทรตเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งคาร์บอนอินทรีย์ที่แบกทีเรียเหล่านี้ใช้มาจาก 2 แหล่ง คือ แหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกเซลล์ และแหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากภายในเซลล์

● ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกเซลล์ เช่น จากน้ำเสีย(บีโอดี) , เมธานอล ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาดังนี้ (Sedlak, 1991)

$$6\,NO_3^- + 5\,CH_3OH \rightarrow 3\,N_2 + 5\,CO_2 + 7\,H_2O + 6\,OH^- \quad \text{.....(10)}$$

เมื่อรวมการสังเคราะห์เซลล์ สมการปฏิกิริยาจะเป็นดังนี้ (Sedlak, 1991)

$$NO_3^- + 1.08\,CH_3OH + 0.24\,H_2CO_3 \rightarrow 0.06\,C_5H_7NO_2 + 0.47\,N_2 + 1.68\,N_2O + HCO_3^- \quad \text{.....(11)}$$

จากสมการที่ 11 จะเห็นได้ว่าในการรีดักชันไนเทรตไนโตรเจน 1 กรัม ต้องการเมธานอล .47 กรัม (หรือซีโอดีประมาณ 3.7 กรัม) จะเกิดเซลล์ใหม่ 0.45 กรัมและเกิดสภาพด่าง 3.57 กรัม

● ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากภายในเซลล์

ปฏิกิริยานี้จะเกิดขึ้นเมื่อแบกทีเรียขาดแหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกเซลล์ และจะหันมาใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากภายในเซลล์แทน โดยจะใช้ไนเทรตแทนออกซิเจนในปฏิกิริยาการหายใจในขณะที่สารอาหารไม่เพียงพอ(endogenous respiration reaction) ซึ่งจะมีอัตราการกำจัดไนโตรเจนที่ต่ำมาก ปฏิกิริยาที่เกิดแสดงดังสมการ (Sedlak, 1991)

$$C_5H_7O_2N + 4.6\,NO_3^- \rightarrow 5\,CO_2 + 2.8\,N_2 + 4.6\,OH^- + 1.2\,H_2O \quad \text{.....(12)}$$

จากสมการที่ 12 จะเห็นได้ว่าในการรีดักชันไนเทรตไนโตรเจน 1 กรัม จุลินทรีย์จะต้องย่อยสลายเซลล์ไป 0.43 กรัม

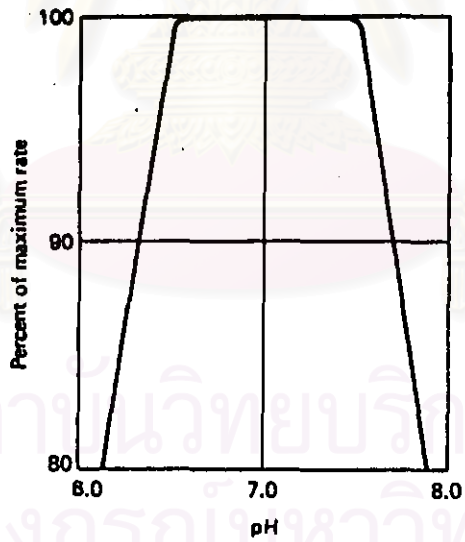
เป็นที่น่าสังเกตว่าในการกำจัดไนเทรตออกจากระบบจำเป็นต้องมีสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณมากพอ แต่จากจุดประสงค์หลักของการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนด้วย ดังนั้นจึงควรให้สารอินทรีย์คาร์บอนพอดีกับปริมาณที่จุลชีพต้องการใช้ในการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ เพื่อมิให้น้ำทิ้งจากระบบมีสารอินทรีย์คาร์บอนสูงเกินไป ทำให้น้ำทิ้งมีคุณภาพต่ำลงในแง่มุมของอินทรีย์คาร์บอน(หรือบีโอดี)

2.4.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ก. ค่าพีเอช

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะมีผลให้ความเป็นด่างในระบบสูงขึ้นทำให้ค่าพีเอชสูงขึ้นด้วย ซึ่งค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะขึ้นกับชนิดของจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่อยู่ แต่โดยทั่วไปพบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมคือค่าพีเอชเป็นกลางหรือเป็นกรดเล็กน้อย กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ในช่วงพีเอช 4 ถึง 9.5 โดยจะได้ผลผลิตจากการดิสสิมิเลชันต่างกันไปตามค่าพีเอช นั้นๆ เช่น ในสภาวะเป็นกรดจะเกิดไนตริกออกไซด์ (NO) เป็นผลผลิตหลัก และที่พีเอชสูงกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N_2O) เป็นส่วนใหญ่ แต่ก็จะถูกรีดิวซ์เป็นก๊าซไนโตรเจนในที่สุด (Delwiche และ Bryan , 1976 อ้างโดย Winkler, 1981)

Metcalf และ Eddy (1973) อ้างโดย Benefield และ Randall (1980) กล่าวว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเกิดดีไนตริฟิเคชันคือพีเอช ในช่วง 6.5 ถึง 7.5 ดังรูปที่ 2.12



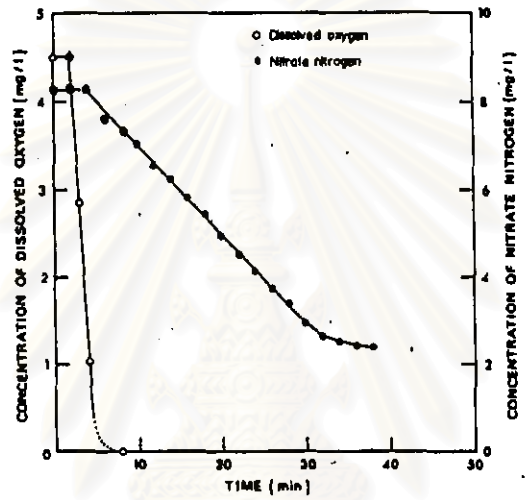
รูปที่ 2.12 ผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดดีไตริฟิเคชัน (Metcalf และ Eddy อ้างโดย Benefield และ Randall , 1980)

Randall และคณะ (1992) สรุปว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมในการเกิดดีไนตริฟิเคชันคือค่าพีเอช ในช่วง 7.0 ถึง 8.0

ข. ค่าออกซิเจนละลายน้ำ

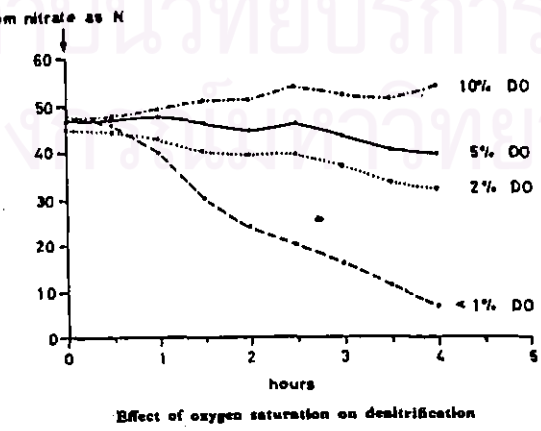
กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้เมื่อระบบอยู่สภาวะแอนอ็อกซิกซึ่งแบกทีเรียต้องใช้ออกซิเจนจากไนเทรต ค่าออกซิเจนละลายน้ำจึงมีผลทางลบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ผลวิจัยโดย Paskin และคณะ (1978) สรุปว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะไม่เกิดจนกว่าค่าออกซิเจนละลายในระบบจะมีค่าใกล้ศูนย์ แสดงในรูปที่ 2.13



รูปที่ 2.13 ผลของออกซิเจนละลายน้ำต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน(Paskin และคณะ , 1978)

Lie และ Wenlander (1994) รายงานว่าค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มากกว่า 0.2 มก./ลิตร จะมีผลยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยโดย Kiff (1972) ดังแสดงในรูปที่ 2.14



รูปที่ 2.14 ผลของออกซิเจนละลายน้ำต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (Kiff, 1972)

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ค. ปริมาณไนไทรต์

Abeling และ Seyfried (1992) พบว่ากรดไนตรัสอิสระ(HNO_2) ที่ความเข้มข้น 0.13 มก.ของกรดไนตรัสอิสระ/ลิตรมีผลยับยั้งปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน แต่เมื่อทดลองที่สภาพพีเอชเท่ากับ 6.8 ค่าจำกัดของความเข้มข้นนี้จะเปลี่ยนเป็น 100 มก. ไนไทรต์/ลิตร นอกจากนี้ผู้วิจัยยังได้อ้างถึงงานวิจัยของ Chen และคณะ (1991) ว่าที่ค่าพีเอช 8 ถึง 8.9 นั้น ความเข้มข้น 2,000 มก.ของไนไทรต์ไนโตรเจน/ลิตร(ซึ่งเทียบเท่า 0.16 ถึง 0.02 มก./ลิตร ของกรดไนตรัส/ลิตร) จะไม่มีผลกระทบต่อแบกทีเรียถ้าเติมภายหลังจากสลัดจ์ถูกทำให้เคยชินต่อไนไทรต์แล้ว แต่หากสลัดจ์ไม่เคยชิน

ส่วน Beccari และคณะ (1983) พบว่า แบกทีเรียยังสามารถทนการรบกวนโดยไนไทรต์ที่ความเข้มข้น 10 ถึง 150 มก.ของไนไทรต์ไนโตรเจน/ลิตรได้

(หมายเหตุ : จากข้อสรุปที่กล่าวมาข้างต้น ผู้วิจัยมีความเห็นว่าในสภาพที่พีเอชมีค่าสูงๆนั้น ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นดังสมการ

$$HNO_2 + NaOH \longrightarrow NaNO_2 + H_2O \quad \text{.....(13)}$$

จะเห็นได้ว่าที่ค่าพีเอชสูงๆ ซึ่งก็หมายความว่ามีโซเดียมไฮดรอกไซด์(NaOH) มาก ดังนั้นกรดไนตรัสก็ต้องทำปฏิกิริยากับโซเดียมไฮดรอกไซด์จำนวนนี้ให้หมดก่อน ส่วนที่เติมต่อไปหลังจากนั้นจึงจะเป็นกรดไนตรัสอิสระในน้ำที่มีผลโดยตรงต่อแบกทีเรีย)

ง. ภาระไนโตรเจน

Abeling และ Seyfried (1992) กล่าวว่าที่สภาวะที่แบกทีเรียขาดแคลนสารอาหาร กระบวนการดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้สมบูรณ์ โดยมีอัตราจำเพาะประมาณ 0.22 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/กรัม MLSS-ชม. และ 0.4 มก.ไนไทรต์ไนโตรเจน/กรัม MLSS-ชม. และถ้าระบบมีแหล่งคาร์บอนอย่างเพียงพอก็จะมีอัตราจำเพาะประมาณ 5.1 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/กรัม MLSS–ชม. และ 7.1 มก.ไนไทรต์ไนโตรเจน/กรัม MLSS-ชม.

Carucci และคณะ (1995) กล่าวว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันเมื่อใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์ที่เป็นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ง่ายทางชีวภาพนั้นจะมีอัตราเร็วเท่ากับ 0.25 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/มก. VSS –วัน นอกจากนี้ยังได้อ้างถึงผลวิจัยที่คล้ายคลึงกันของ Ekama และ Marais

(1984) ที่กล่าวว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะมีอัตราเร็วเท่ากับ 0.24 ถึง 0.48 มก.ไนเทรต ไนโตรเจน/มก. VSS –วัน เมื่อใช้แหล่งคาร์บอนแบบเดียวกัน

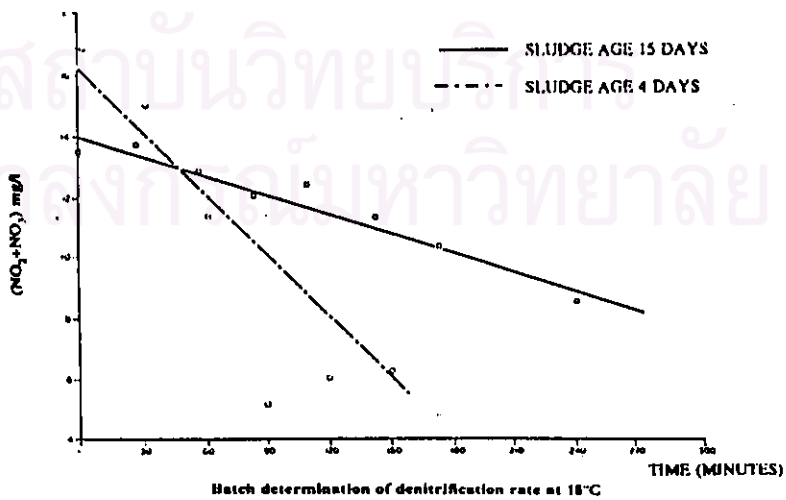
จ. ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน

อัตราการกำจัดไนโตรเจนจะทำได้ดีเมื่อปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ต่อไนโตรเจนออกไซด์มีมากพอ แต่หากค่าดังกล่าวสูงเกินไป ก็จะเกิดปัญหาในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในภายหลัง ดังนั้นต้องให้อัตราส่วนนี้พอดีสำหรับการกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและอินทรีย์คาร์บอน

Tam และคณะ (1994) สรุปว่าค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ระหว่าง 3:1 ถึง 6.6 : 1 จะให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันดีที่สุด โดยค่าอัตราส่วนนี้จะขึ้นกับชนิดและปริมาณสารอินทรีย์ที่เติมด้วย ซึ่งสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะเป็นเมธานอลและอาจมีสารอื่นๆบ้าง เช่น อะซิเทต , โพรไพโอเนต เป็นต้น สำหรับค่าอัตราส่วนต่ำสุดที่ยังเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ดีในกรณีที่ใช้เมธานอลมีค่าประมาณ 6.2 : 1

ฉ. เอสอาร์ที

จากการวิจัยของ Jones และ Sabra (1980) พบว่าเอสอาร์ทีในถังแอนอ็อกซิกเมื่อมีค่ามากขึ้นจะมีผลให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันลดลง ดังแสดงในรูปที่ 2.15 และตารางที่ 2. 2 และ 2.3 แต่เมื่อคิดเป็นเอสอาร์ทีรวมกับในถังออกซิกแล้วพบว่า เมื่อเอสอาร์ทีเพิ่มขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบเพิ่มขึ้นด้วย



รูปที่ 2.15 ผลของเอสอาร์ทีในถังแอนอ็อกซิกที่มีต่ออัตราดีไนตริฟิเคชัน (Jones และ Sabra, 1980)

ตารางที่ 2.2 ผลของเอสอาร์ทีต่ออัตราดีไนตริฟิเคชัน (Jones และ Sabra, 1980)

Temperature (°C)	Total SSRT (days)	Denitrification sludge age (days)	Unit denitrification rate (mgNO$_3$+NO$_2$-N/gVSSh)
7°C±1	3.4	1.0	1.14
	10.3	3.0	0.48
15°C±1	2.0	0.6	1.4
	4.0	1.1	2.39
25°C±1	1.8	0.5	5.39
	5.0	1.4	4.13

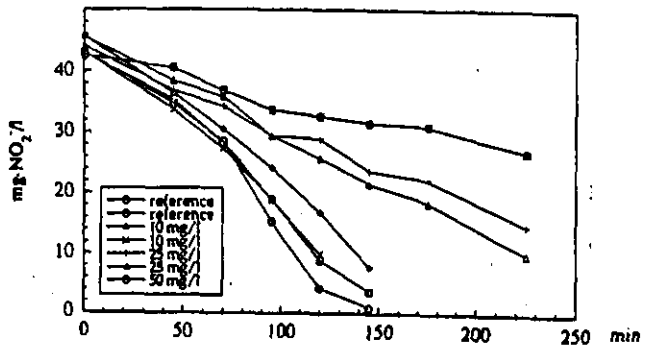
ตารางที่ 2.3 ผลของเอสอาร์ทีต่ออัตราดีไนตริฟิเคชัน (Sutton และคณะ,1980 อ้างถึงใน Jones และ Sabra, 1980)

Temperature (°C)	Total SSRT (days)	Denitrification sludge age (days)	Unit denitrification rate (mgNO$_3$+NO$_2$-N/gVSSh)
7°C	3	3	3.68
	6	6	1.95
15°C	3	3	5.22
	6	6	4.27
25°C	3	3	10.20
	6	6	8.44

ฉ.ปัจจัยอื่นๆ

Francis และ Hencher (1981) กล่าวว่าแอมโมเนียความเข้มข้นสูงและนิเกิลความเข้มข้น 0.5 มก./ ลิตร มีผลยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน และยังพบว่าแมงกานอสความเข้มข้น 15 มก./ลิตร ไม่มีผลต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

Gunaelius (1994) ได้ศึกษาผลของสังกะสีที่มีต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน พบว่าเมื่อความเข้มข้นสังกะสีสูงกว่า 10 มก./ล. อัตราการกำจัดไนไทรต์จะต่ำลง ดังแสดงในรูปที่ 2.14



รูปที่ 2.14 ผลของสังกะสีต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน(Gunaelius, 1994)

2.5 การกำจัดฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารชนิดหนึ่งที่จะก่อให้เกิดปัญหาน้ำเปลี่ยนสีหรือยูโทรฟิเคชันได้เมื่อถูกปล่อยลงสู่แหล่งรับน้ำในปริมาณมากโดยไม่ผ่านการบำบัดก่อน ฟอสฟอรัสในน้ำเสียส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดมาจากของเสียจากมนุษย์และสัตว์ จากอุตสาหกรรมที่ใช้กระบวนการทางชีวภาพ เช่น อุตสาหกรรมอาหาร และจากอุตสาหกรรมอื่นๆ เช่น อุตสาหกรรมปุ๋ย อุตสาหกรรมผงซักฟอก (ซึ่งมีการเติมฟอสเฟตเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของผลิตภัณฑ์) อุตสาหกรรมกรดฟอสฟอริก เป็นต้น นอกจากนี้ยังมีการใช้ฟอสฟอรัสในโรงงานอุตสาหกรรมเพื่อป้องกันการตกตะกอนในหม้อไอน้ำ เครื่องแลกเปลี่ยนความร้อนและใช้ป้องกันการกัดกร่อนในวงจรทำความเย็น (cooling circuit) อีกด้วย

ฟอสฟอรัสที่พบในน้ำเสียจะอยู่ใน 3 รูปแบบ คือ ออร์โธฟอสเฟต โพลีฟอสเฟต และฟอสฟอรัสอินทรีย์ สองรูปแบบแรกจัดเป็นอนินทรียสาร ซึ่งออร์โธฟอสเฟต ตัวอย่าง เช่น PO_4^{3-} HPO_4^{2-} H_2PO^{4-} และ H_3PO_4 เป็นฟอสฟอรัสรูปแบบที่ใช้ในกระบวนการเมตาบอลิซึม ส่วนโพลีฟอสเฟตเป็นการรวมฟอสฟอรัสตั้งแต่สองโมเลกุลหรือมากกว่ากับอะตอมของออกซิเจนหรือไฮโดรเจน โดยโพลีฟอสเฟตสามารถเกิดไฮโดรไลซิสแล้วเปลี่ยนรูปไปเป็นออร์โธฟอสเฟต แต่ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสนี้ค่อนข้างช้า และสำหรับฟอสเฟตอินทรีย์นั้นก็จะพบในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมหรือในสถัดจ์มากกว่าน้ำเสียจากชุมชน ทั้งนี้ฟอสฟอรัสในแต่ละแบบในน้ำเสียจากที่อยู่อาศัยมีปริมาณดังแสดงในตารางที่ 2.4 โดยจะเห็นว่าร้อยละ 70 ของฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำเสียจัดเป็นอนินทรียสาร

ตารางที่ 2.4 ฟอสฟอรัสในน้ำเสียจากแหล่งชุมชน

[illegible]	[illegible]	[illegible]
ฟอสฟอรัสทั้งหมด (as P)	4 – 15	0.6 – 4.5
-ฟอสเฟตอินทรีย์	0.3 x Total - P	0.3 x Total – P
-ฟอสเฟตอนินทรีย์	0.7 x Total - P	0.7 x Total – P
(ortho-P และ poly-P)		

อ้างอิง : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (1991)

วิธีในการกำจัดฟอสฟอรัสนั้นสามารถทำได้ 2 วิธี คือ วิธีทางเคมี และวิธีทางชีภาพ โดยวิธีทางเคมีแบ่งออกได้เป็น 3 แบบ คือ การโคแอกกูเลชัน(coagulation) การตกตะกอนผลึก (precipitation) และการดูดซับ (adsorption)ด้วยสารเคมี ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้น จะใช้วิธีเลี้ยงเชื้อแบบแอนแอโรบิก – แอโรบิก และใช้จุลชีพดังกล่าวช่วยในการจับใช้ฟอสฟอรัสเข้าสู่เซลล์และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้โดยการระบายสลัดจ์ส่วนเกินที่มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบออกจากระบบ (อ้างโดย Fukase และคณะ (1985) , Wentzel และคณะ(1985) , Okada และคณะ (1991) ,Tchobanoglous และคณะ(1991) และ Randall และคณะ(1992))

2.5.1 หลักการพื้นฐานในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพทำได้โดยการสร้างสภาพแวดล้อมให้เกิดการคัดพันธุ์ของแบกทีเรียชนิดพิเศษที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากซึ่งเรียกว่าแบกทีเรียกลุ่มพีเอโอ (phosphate accumulating organisms หรือ PAOs) โดยผ่านกระบวนการแอนแอโรบิก-ออกซิก จนเกิดการคัดพันธุ์แบกทีเรียชนิดนี้ขึ้น พีเอโอเป็นแบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสเฟตได้มากกว่าปริมาณที่เซลล์ต้องการใช้ในการเติบโตหรือที่เรียกว่า การจับใช้อย่างฟุ่มเฟือย (luxury phosphorus uptake) โดยตามปกติเซลล์แบกทีเรียจะต้องการฟอสฟอรัสประมาณร้อยละ 1.5 - 2 ของน้ำหนักตัวแห้งและสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เพียงร้อยละ 10 - 30 จากการระบายสลัดจ์ส่วนเกินออกจากระบบ ซึ่งจะขึ้นอยู่กับอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสในน้ำเข้า การเก็บรวบรวมสลัดจ์ และวิธีการบำบัดด้วยด้วย แต่ในกรณีของการจับใช้แบบฟุ่มเฟือยแบกทีเรียจะสามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 4 - 12 ของน้ำหนักตัวแห้ง และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าระบบธรรมดาถึง 2.5 - 4 เท่า (WEF manual of practice , 1992)

แบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษนั้นเดิมเชื่อว่ามีอยู่เพียงประเภทเดียว คือ Acinetobactor (Fuhs และ Chen , 1975 และ Malnou และคณะ, 1984) แต่จากการศึกษาต่อมา โดย Karin และคณะ(1983) พบว่า Acinetobactor ไม่ใช่แบกทีเรียเพียงชนิดเดียวที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้ ยังมีแบกทีเรียชนิดอื่นอีกคือ Aeromonas และ Pseudomonas ซึ่งมีจำนวนมากกว่าร้อยละ 50 ของแบกทีเรียชนิดแอโรบิกทั้งหมดในระบบ โดยแบกทีเรีย Acinetobactor จะมีจำนวนเพียงร้อยละ 15 เท่านั้น

Kavanaugh และ Randall (1994) ได้ทำการศึกษาชนิดของแบกทีเรียในกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ (BNR) พบว่ามีแบกทีเรีย 4 กลุ่มที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ คือ Aeromonas/Vibrio , Coliforms , Pseudomonas และ Acinetobactor โดยแบกทีเรีย 3 ชนิดแรกถูกพบในปริมาณมากกว่า และพบ Acinetobactor เพียงร้อยละ 5 ของจำนวนแบกทีเรียทั้งหมด

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสโดยการจับใช้อย่างฟุ่มเฟือยนั้นสามารถอธิบายได้ใน 2 สภาพแวดล้อม คือ ในสภาพแอนแอโรบิกกับสภาพแอโรบิก ดังแสดงในรูปที่ 2.17 , Suzuki และ Yoon, 1989)

1) สภาพแอนแอโรบิก

ถังปฏิกิริยาที่ใช้ในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพภายใต้สภาพแอนแอโรบิก เรียกว่า ถังคัดพันธุ์ (biological selector) โดยสภาพแวดล้อมในถังนี้จะทำการคัดเลือกแบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากเป็นพิเศษ ทั้งนี้สภาพในถังนี้จะมีประโยชน์ต่อการแข่งขันของแบกทีเรียกลุ่มพีเอไอ เพราะแบกทีเรียกลุ่มพีเอไอจะสามารถใช้ประโยชน์จากสารอาหารได้ก่อนแบกทีเรียชนิดอื่นๆในสภาพแอนแอโรบิก

ในสภาพแอนแอโรบิกนี้ จะเกิดกระบวนการหมัก(fermentation)เป็นขั้นตอนแรก โดยจุลชีพที่เป็นแฟคัลเททีฟจะเปลี่ยนบีไอดีละลายไปเป็นกรดระเหยง่าย (volatile fatty acids, VFAs) ชนิดที่มีจำนวนคาร์บอนน้อยๆ(short chained volatile fatty acids, SCVFAs) เช่น กรดน้ำส้ม (acetic acid, HAc) และต่อมาพีเอไอแบกทีเรียจะดูดซึมกรดระเหยง่ายดังกล่าวเข้าไปในเซลล์ โดยส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้ในกระบวนการเมตาโบลิซึมและอีกส่วนหนึ่งจะถูกสร้างเป็น 3-hydroxybutarate (3HB), 3-hydroxyvalerate (3HV), 3-hydroxy-2-methybutarate (3H2MB) และ 3-hydroxy-2-

methyvalerate(3H2MV) หรือที่เรียกกันในชื่อ พีเอชบี(PHB)และพีเอชวี(PHV) ซึ่งรวมเป็นพีเอชเอ (poly-hydroxyalkanoate, PHA) ในที่สุด และบางส่วนของกรดระเหยง่ายจะถูกสร้างเป็นไกลโคเจนเพื่อเป็นแหล่งพลังงานสะสมเช่นกัน

การทำงานของพีเอโอในการสร้างพีเอชเอ ได้มีผู้ศึกษาถึงกลไกที่แตกต่างในการสร้างพีเอชบีและพีเอชวีก่อนจะเปลี่ยนเป็นพีเอชเอไว้ดังนี้

Fukase และคณะ(1982) ศึกษาพบว่าภายใต้ระบบแอนแอโรบิก – แอโรบิกที่มีอะซิเทตเป็นสารอาหาร พีเอโอจะสามารถสะสมอาหารอยู่ในรูปของพีเอชบี (poly-β- hydroxybutyrate) ซึ่งภายหลัง Comeau และคณะ(1987) พบอีกว่าหากระบบนั้นมีการเติมอาหารในรูปของ propionate, valerate หรือ butyrate จะทำให้พีเอโอดูดซึมกรดระเหยง่ายเก็บไว้ในรูปของพีเอชวี(poly-β-hydroxyvalerate)แทน ซึ่งทั้งพีเอชบีและพีเอชวีจะรวมเป็นพีเอชเอในที่สุด

ต่อมาได้มีการศึกษาโดย Liu และคณะ(1994) พบว่าในกระบวนการที่มีขั้นตอนแอนแอโรบิก–แอโรบิกนั้น ไม่ว่าระบบนั้นจะมีหรือไม่มีพีเอโอก็ตาม ระบบจะสามารถสร้างพีเอชเอจากการจับใช้กรดระเหยง่ายในช่วงแอนแอโรบิกได้อยู่ดี โดยความแตกต่างของระบบที่มีและไม่มีพีเอโอก็คือแหล่งพลังงานที่ใช้เท่านั้น โดยระบบที่มีพีเอโอแบกทีเรียจะใช้โพลีฟอสเฟตในระบบ แต่อีกระบบที่ไม่มีพีเอโอจะใช้ไกลโคเจนภายในเซลล์เป็นแหล่งพลังงานแทน ซึ่งแบกทีเรียดังกล่าวจะเรียกว่า แบกทีเรียสะสมไกลโคเจน หรือแบกทีเรียกลุ่มจีเอโอ(glycogen accumulating organisms, GAOs)

ในการสะสมพีเอชเอของพีเอโอจะเกิดตามขั้นตอนที่แสดงดังสมการที่ 13 (Satoh และคณะ,1992)

fermenters Poly-P bacteria

Substrate → Acetate → 3HB →PHA .....(13)

3HV

3H2MB

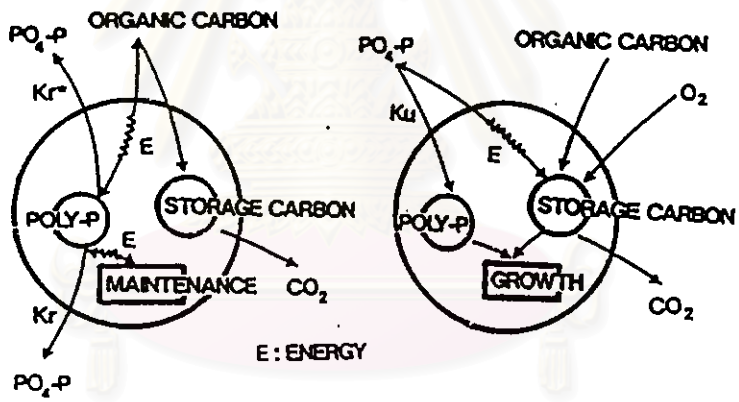
3H2MV

ทั้งนี้แบกทีเรียจะต้องใช้พลังงานจากการย่อยสลาย ATP (adenosinetriphosphate) มาใช้ในการสะสมพีเอชเอ ดังสมการที่ 14

$$ATP \rightarrow ADP + P + energy \quad .....(14)$$

เมื่อ ATP สลายตัวจะเกิดการปล่อยออร์โธฟอสเฟตออกนอกเซลล์ เกิดสารประกอบ ADP (adenosinediphosphate) และพลังงานส่วนหนึ่ง Wentzel (1985) พบว่ากลไกดังกล่าวจะเกิดขึ้นได้ดีเป็นพิเศษเมื่อใช้กรดไขมันโมเลกุลน้อยๆ เช่น อะซิเตต

จากการศึกษาของ Buchan(1983) พบว่า ในขณะที่เกิดการสะสมของพีเอชบี(ขณะนั้นยังไม่มีการค้นพบพีเอชเอ)ภายในเซลล์และมีการปลดปล่อยฟอสฟอรัสออกมาภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกนั้น อนุภาคของโพลีฟอตเฟตซึ่งประกอบด้วย ไขมัน โปรตีน อาร์เอ็นเอ และแมกนีเซียม จะเกิดการกระจายตัวและมีขนาดอนุภาคลดลงหรือหายไป ซึ่งก็เป็นการอธิบายได้ว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสนั้น โพลีฟอตเฟตจะเป็นแหล่งสะสมพลังงานและจะถูกปล่อยออกจากเซลล์เพื่อให้เกิดความสะดวกต่อการเก็บกักสารอาหารของแบกทีเรียกลุ่มพีเอโอ



(a) Anaerobic conditions (b) Aerobic conditions

รูปที่ 2.17 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกและแอโรบิก(Suzuki และ Yoon, 1989)

2) สภาพแอโรบิก

ออกซิเจน ทำให้เกิดเซลล์ใหม่ พลังงาน น้ำ และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ขึ้น ดังสมการที่ 15 (Grabriel , 1994)

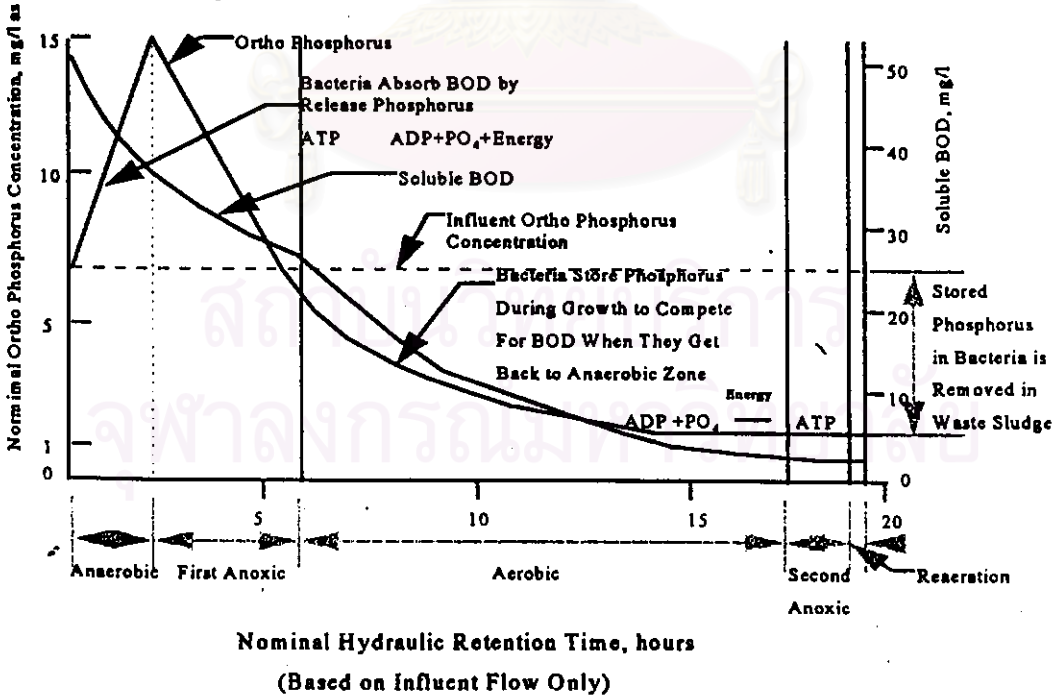
$$PHA + O_2 \rightarrow Energy + biomass + H_2O + CO_2 \quad .....(15)$$

โดยพลังงานใหม่นี้จะถูกใช้ในการจับออร์โธฟอสฟอรัสจากนอกเซลล์มารวมกับ ADP ภายในเซลล์ และเก็บสะสมพลังงานในรูป ATP ไว้ใช้ในโอกาสต่อไป ดังสมการที่ 16 (Satoh และคณะ , 1992)

$$ADP + P + energy \rightarrow ATP \qquad .....(16)$$

กระบวนการที่เกิดขึ้นนี้จะสวนทางกับกระบวนการที่เกิดภายใต้สภาพแอนแอโรบิก และในสภาพแอโรบิกนี้จะเกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสเพื่อสร้างพลังงานในปริมาณที่มากกว่าความต้องการใช้เพื่อสร้างเซลล์ใหม่ ภายในถังแอโรบิกนี้เองจะเกิดการสะสมโพลีฟอสเฟตในเซลล์ได้มากเป็นพิเศษ ซึ่งการกำจัดฟอสฟอรัสที่แท้จริงก็คือการนำสลัดจ์ส่วนเกินที่มีฟอสเฟตเป็นส่วนประกอบมากเป็นพิเศษนี้ทิ้งออกจากระบบนั่นเอง

ในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ถือเป็นการกำจัดทั้งบีโอดีละลาย(soluble BOD) และออร์โธฟอสฟอรัส(inorganic P, Pi) ไปพร้อมๆกัน รูปที่ 2.18 แสดงให้เห็นว่าบีโอดีสามารถถูกลงในถังแอนแอโรบิกได้ ถึงแม้จะไม่มีตัวรับอิเล็กตรอนในสภาพแอโรบิกหรือแอนอ็อกซิกเกิดขึ้นก็ตาม และในสภาพแอนแอโรบิกนี้เมื่อความเข้มข้นของ SBOD ลดลง ความเข้มข้นของ Pi จะเพิ่มขึ้นด้วย และจะถูกจับใช้ต่อไปภายหลังในสภาวะแอโรบิกจนเหลือความเข้มข้นเพียงเล็กน้อย



รูปที่ 2.18 ผลของบีโอดีละลาย (soluble BOD) และฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นในระบบ (WEF manual of practice, 1991)

Hong และคณะ (1982) อ้างโดย Sedlak (1991) กล่าวว่าค่าความเข้มข้นของ SBOD จะลดลงจาก 45 มก./ล. เหลือ 15 มก./ล. ส่วนความเข้มข้น Pi นั้นจะเพิ่มขึ้นจาก 6 มก./ล. ไปเป็น 24 มก./ล. ในช่วงแอโรบิก

2.5.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส

เมื่อการปลดปล่อยฟอสฟอรัสเกิดขึ้นในช่วงแอนแอโรบิกและการจับใช้ฟอสฟอรัสเกิดขึ้นในช่วงแอโรบิก ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่เปลี่ยนแปลงไปในแต่ละช่วงทุกตัวจะมีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัสโดยรวมของระบบ

ก.ความเข้มข้นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพ

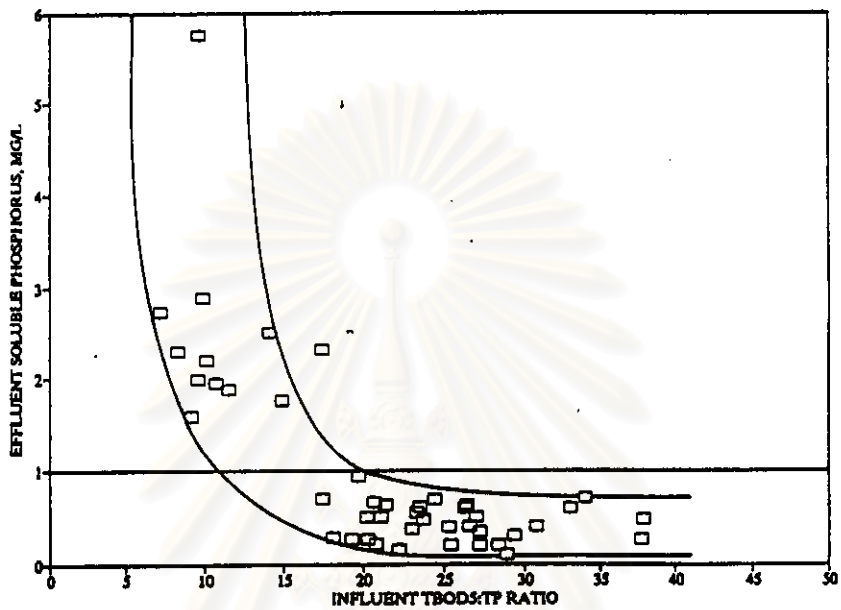
Siebritz และคณะ (1983) สรุปว่า การกำจัดฟอสฟอรัสส่วนเกินทางชีวภาพจะเกิดขึ้นได้เมื่อในน้ำเสียเข้ามีค่าความเข้มข้นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพ เช่น กลูโคส (หมายเหตุ : ไม่น่าจะถูกต้องเพราะการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจะขึ้นเกิดได้ก็ต่อเมื่อมีพีเอโอในระบบ การเติมกลูโคสในระบบที่ไม่มีพีเอโอย่อมไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแต่อย่างใด) หรือ อะซิเทตเกินกว่า 25 มก./ลิตร และเมื่อเพิ่มค่าซีโอดีจะมีผลให้การกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นด้วย

Ekama และ Marais (1984) อ้างโดย WEF(1998) พบว่าซีโอดีที่ถูกใช้ในกระบวนการบีพีอาร์มีค่าในช่วง 50 – 59 มก./ล. ซีโอดีต่อ มก./ล.ฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัดไป

ข.อัตราภาระบีโอดี

Fukase และคณะ (1985) พบว่าเพื่อการกำจัดฟอสฟอรัสที่ดีต้องควบคุมภาระบีโอดีและอัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสให้ต่ำกว่า 2.0 กก.บีโอดี/กก.MLSS-วัน และ 0.1 กก.บีโอดี/กก.MLSS ตามลำดับ เนื่องจากบีโอดีส่วนใหญ่จะถูกกำจัดในช่วงแอนแอโรบิกและบีโอดีบางส่วนก็จะถูกเก็บสะสมในรูปของพีเอชเอ ดังนั้นภาระบีโอดีที่เข้าระบบและอัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสจึงควรควบคุมไม่ให้มากเกินความสามารถของแบคทีเรียที่จะนำไปใช้ (หมายเหตุ : กก. MLSS ในถังแอนแอโรบิก สัมพันธ์โดยตรงกับกับค่า P ในเซลล์ของแบกทีเรียในถัง)

Randall และคณะ(1992) กล่าวว่าอัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสต้องมากกว่า 20:1 จึงจะได้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสดี และได้ค่าฟอสฟอรัสในน้ำออกน้อยกว่า 1 มก./ลิตร ดังรูปที่ 2.19



รูปที่ 2.19 ผลของอัตราส่วน $TBOD_5$: TP ต่อปริมาณฟอสฟอรัสละลายในน้ำออกของระบบบีพีอาร์ (Randall และคณะ, 1992)

ค.การเติมอะซิเทต

Malnou และคณะ(1984) สังเกตว่าเมื่อใช้อะซิเทตเป็นแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ อัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสจะสูงขึ้น แม้จะมีไนเตรทอยู่ในระบบด้วยก็ตาม

Comeau และคณะ(1986) พบว่าการเพิ่มปริมาณอะซิเทตจะทำให้การปลดปล่อยฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น โดยจะเพิ่มเป็นสัดส่วนกับปริมาณอะซิเทตที่เพิ่มและยังมีผลให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นด้วย

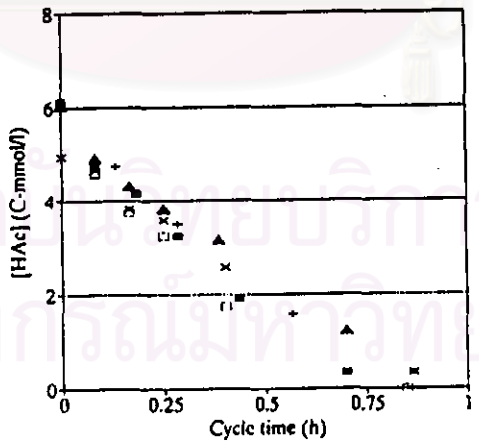
Winter (1989) สรุปว่าการเติมอะซิเทตจะช่วยเพิ่มอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัส โดยการเติมอะซิเทต 30 มก./ลิตร มีผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงขึ้นร้อยละ 200 เมื่อเทียบกับกรณีที่ไม่มีการเติมอะซิเทต

Abu-ghavarha และRandall(1991) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) พบว่ากรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนที่ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงสุดเมื่อเทียบกับกรดอินทรีย์ต่างๆ เช่น กรดโพรไพโอนิก กรดบิวทาริก

Randall และ Chapin (1994) พบว่าการเติมอะซิเทตในปริมาณไม่เกิน 110 มก./ ลิตรมีผลให้ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสดีขึ้นเรื่อยๆตามปริมาณที่เติมเพิ่มไป แต่เมื่อเพิ่มปริมาณอะซิเทตขึ้นอีก ระบบจะกำจัดฟอสฟอรัสได้น้อยลงและเมื่อปริมาณอะซิเทตมากกว่า 195 มก./ลิตร พบว่าจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพเลย

Randall (personal communication, August 1996) กล่าวว่าในน้ำเสียหากมีความเข้มข้นกรดอะซิติกสูงจะมีผลให้ระบบกำจัดฟอสฟอรัสล้มเหลว ซึ่งจะแก้ไขได้ด้วยการเติมแคลเซียมในน้ำเสีย แต่ยังไม่สามารถสรุปได้ว่าการแก้ไขดังกล่าวใช้ได้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของกรดอะซิติกสูงเท่าใด สำหรับการทดลองในครั้งนี้ใช้น้ำเสียที่มีกรดอะซิติกไม่เกิน 400 มก./ลิตร

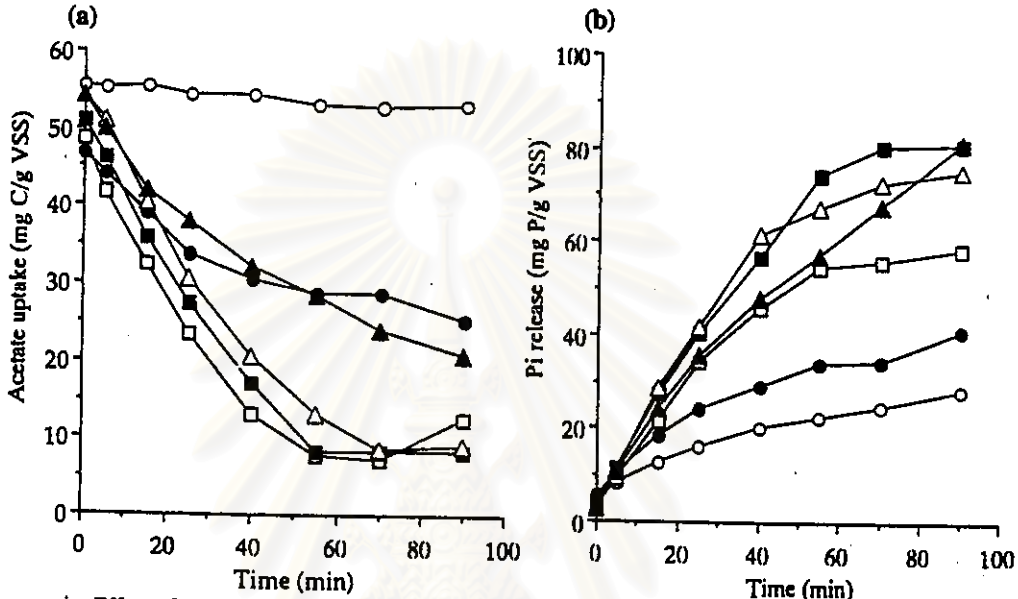
Smolders และคณะ (1994)กล่าวว่าการปลดปล่อยฟอสฟอรัสจะขึ้นกับค่าพีเอช กล่าวคือ พีเอชในช่วง 5.5 – 8.2 มีผลต่อการจับใช้อะซิเทตในช่วงแอนแอโรบิก โดยที่ค่าพีเอชต่ำการจับใช้อะซิเทตจะใช้พลังงานน้อยกว่าที่พีเอชสูง ทำให้มีการปลดปล่อยฟอสฟอรัสได้น้อยและการจับใช้ฟอสฟอรัสในช่วงแอโรบิกเกิดได้ไม่ดี ส่วนที่พีเอชสูงจะตรงข้ามกันคือการจับใช้อะซิเทตจะต้องการพลังงานมาก ทำให้ระบบต้องปลดปล่อยฟอสฟอรัสในปริมาณที่มากขึ้น โดยการจับใช้อะซิเทตที่พีเอชต่างๆดังแสดงในรูปที่ 2.20



Uptake of acetate at different pH values. Average initial acetate concentration 6 C-mmol/L, MLSS 3.2 g/L. pH 5.8 (×), pH 6.4 (▲), pH 7.0 (+), pH 7.8 (□), and pH 8.2 (■).

รูปที่ 2.20 การจับใช้อะซิเทตที่พีเอชต่างๆ (Smolders และคณะ, 1994)

ส่วน Liu และคณะ (1996) กลับเห็นต่างไปจาก Smolders โดยกล่าวว่าพีเอชสูงจะยับยั้งการใช้อะซิเทตและส่งผลกระตุ้นให้เกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสมากขึ้น โดยการลดลงของการสร้างพีเอชบีจากอะซิเทตเป็นผลโดยตรงจากพีเอช แต่ไม่เกี่ยวข้องกับการปลดปล่อยฟอสฟอรัส ดังแสดงในรูปที่ 2.21



Effect of pH on the acetate uptake (a) and phosphate release (b) under anaerobic conditions in sludge with a 12% Px. pH 5.0, ○; pH 5.7, ●; pH 6.5, □; pH 7.1, ■; pH 7.8, △; pH 8.6, ▲.

รูปที่ 2.21 การจับใช้อะซิเทตและการปลดปล่อยฟอสฟอรัสที่พีเอชต่างๆ(Liu และคณะ, 1996)

ง.เอสอาร์ทีหรืออายุสลัดจ์ (sludge retention time, SRT)

Kerdachi และRoberts (1983) ศึกษาการทำงานของโรงบำบัดน้ำเสียที่ใช้ค่าเวลากักพักของแข็งต่างๆกัน คือ 68, 38, 20 และ 8 วัน พบว่าเมื่อเพิ่มเวลากักพักของแข็ง ปริมาณฟอสฟอรัสในสลัดจ์จะเพิ่มขึ้น โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบเป็นร้อยละ 94 ที่ค่าเวลากักพักของแข็ง 68 วัน และเป็นร้อยละ 60 ที่ค่าเวลากักพักของแข็ง 8 วัน

แต่ Lin Li (1988) กลับพบว่าค่าเวลากักพักของแข็งที่เหมาะสมในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส คือ 15-25 วัน และที่เวลากักพักของแข็งสูง(40วัน) ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะลดลง ซึ่งขัดแย้งกับงานวิจัยข้างต้น

Wentzel และคณะ (1988) รายงานว่าแม้การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจะเกิดได้ในระบบที่มีค่าที่เอสอาร์ทีน้อยกว่า 3 วัน แต่พบว่าระบบจะไม่คงตัวและปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งยังสูงอยู่ เป็นเพราะของแข็งแขวนลอยที่ออกไปกับน้ำทิ้งจะมีฟอสฟอรัสสูง จึงจำเป็นต้องใช้การตกตะกอนเคมีหรือการกรองช่วยให้น้ำทิ้งมีค่าฟอสฟอรัสต่ำลง เมื่อใช้เอสอาร์ที 4 วันพบว่าระบบคงตัวมากขึ้น แต่เมื่อเพิ่มค่าเอสอาร์ทีเป็น 6 วัน (อุณหภูมิ 15°C) พบว่าเกิดไนตริฟิเคชันรบกวนระบบ ต้องใช้สภาพแอนอ็อกซิกเพิ่มในระบบเพื่อให้ระบบคงตัว

Okada และคณะ (1991) ทำการศึกษาผลของเวลากักพักของแข็งต่อจุลชีพพีเอโอ โดยใช้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบเอสบีอาร์พบว่าพีเอโอจะไม่เพิ่มจำนวนถ้าใช้เวลากักพักของแข็งน้อยกว่า 25 วัน

WEF manual of practice(1992) กำหนดค่าเวลากักพักของแข็งที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบเอทูโอ ในช่วง 4-27 วัน

จ.เวลากักน้ำ หรือ เอชอาร์ที (hydraulic retention time , HRT)

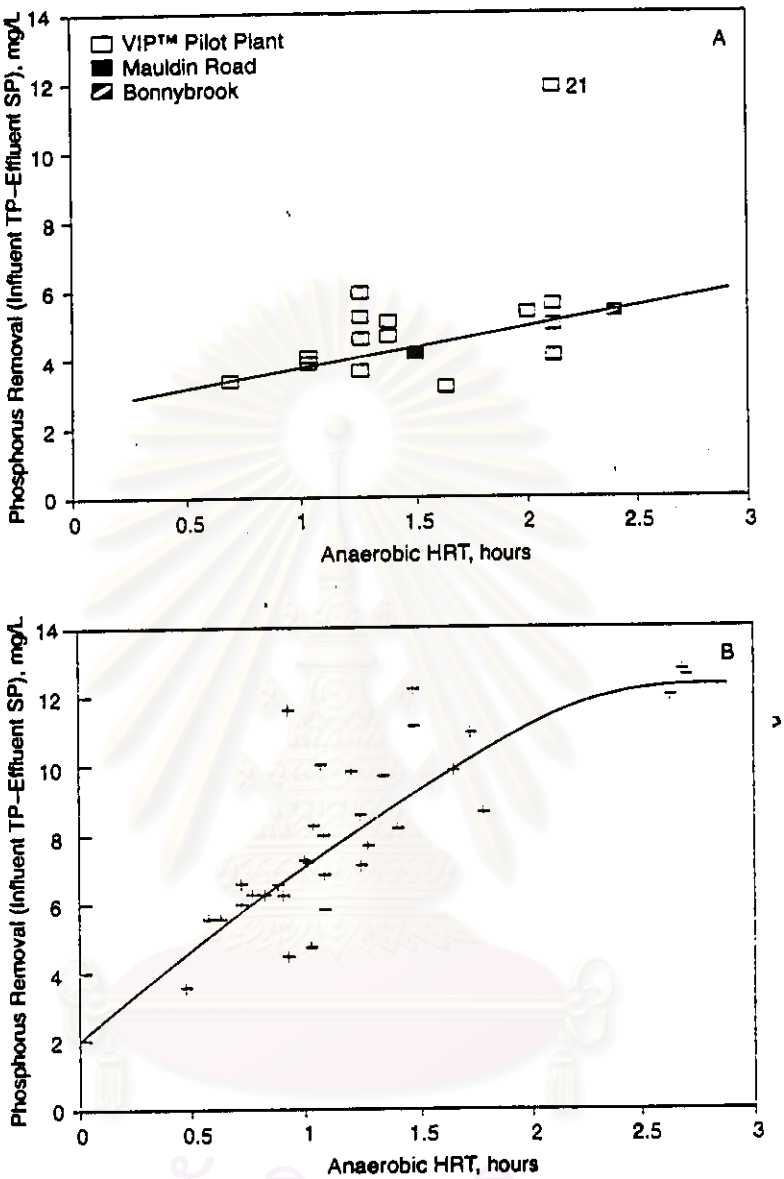
Best (1983) กล่าวว่า เวลากักน้ำที่ใช้ในการออกแบบของสภาพแอนแอโรบิกและแอโรบิกจะอยู่ในช่วง 0.5 ถึง 1.0 ชั่วโมง และ 3.5 ถึง 6.0 ชั่วโมง ตามลำดับ

Fukase และคณะ(1985) รายงานว่าในสภาพแอโรบิกประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะสูงเมื่อใช้เวลากักน้ำสั้น โดยค่าเวลากักน้ำที่เหมาะสมในสภาพแอโรบิกและแอนแอโรบิก เท่ากับ 3.0 ชั่วโมงและ 1.5 ชั่วโมง ตามลำดับ ที่ค่าบีโอดีในน้ำเข้าเท่ากับ 100 มก./ลิตร และเวลากักเซลล์เฉลี่ย เท่ากับ 6 วัน

Okada และคณะ (1991) กล่าวว่าควรมีเวลากักน้ำในสภาพแอนแอโรบิกเพียงพอ เพื่อผลดีต่อการสะสมตัวของพีเอโอ

Sedlak (1991) กล่าวว่าเวลากักน้ำในสภาพแอโรบิก 1 ถึง 2 ชั่วโมงก็เพียงพอต่อการจับใช้ฟอสฟอรัสของพีเอโอ

WEF (1998) กล่าวว่าการเปลี่ยนค่าเวลากักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกมีผลต่อระบบบีพีอาร์ โดยที่อัตราส่วนซีโอดีทั้งหมดต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดเป็น 42 – 68 (สภาพที่มีฟอสฟอรัสจำกัด) ผลที่เกิดจะน้อย ในขณะที่อัตราส่วนซีโอดีทั้งหมดต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดเป็น 20 – 43(สภาพที่มีซีโอดีจำกัด)การเปลี่ยนเวลากักน้ำในช่วง 0.5 – 2.7 ชม.จะส่งผลมากต่อระบบบีพีอาร์ ดังแสดงในรูปที่ 2.22



รูปที่ 2.22 ผลของเวลากักน้ำต่อระบบบีพีอาร์ที่อัตราส่วนซีโอดีทั้งหมดต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดเท่ากับ 42 – 68 (รูป A) และ 20 – 43 (รูป B) (WEF, 1998)

ฉ.ไนไทรต์

Yoshitaka และ Katsumi (1988) กล่าวว่าไนไทรต์ที่น้อยกว่า 5 มก./ลิตรในรูปไนโตรเจนไม่มีผลต่อการจับใช้ฟอสฟอรัส แต่ที่ปริมาณมากกว่า 58.7 มก./ลิตรในรูปไนโตรเจนจะ

เกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัส ความรุนแรงของการยับยั้งจะขึ้นกับพีเอชของระบบด้วยโดยที่พีเอชต่ำ (5.8) จะรุนแรงกว่าที่พีเอชสูง (8.5)

ช.ไนเทรต

Barnard และคณะ (1982) พบว่าในสภาพแอนแอโรบิกไนเทรตจะมีผลยับยั้งการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ดังนั้นจึงควรหลีกเลี่ยงการเกิดไนตริฟิเคชัน แต่หากจำเป็นต้องเกิดก็ควรลดปริมาณของไนเทรตลงเพื่อให้อัตราดีไนตริฟิเคชันต่ำ โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนทั้งหมดที่เหมาะสมคือไม่ต่ำกว่า 10:1

Siebritz และคณะ (1983) สรุปว่าความเข้มข้นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพในถังแอนแอโรบิกจะมีปริมาณลดลงถ้ามีการเวียนกลับไนเทรตเข้ามาในถัง โดยไนเทรตไนโตรเจน 1 มก. จะทำให้ค่าความเข้มข้นซีโอดีลดลง 8.6 มก./ลิตร (Van Haandel และคณะ, 1981 อ้างโดย Siebritz และคณะ, 1983) และจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสถ้ามีปริมาณไนเทรตมากในช่วงแอนแอโรบิก เนื่องจากจะเกิดสภาพแอนอ็อกซิกก่อนที่จะมีการปลดปล่อยฟอสฟอรัส

Comeau และคณะ (1986) กล่าวว่าการรีดิวซ์ไนโตรเจนในสภาพแอนอ็อกซิกจะมีผลต่อการปลดปล่อยฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นที่มาให้เกิดการพัฒนากระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสมากมายเพื่อมุ่งแก้ปัญหานี้ เช่น กระบวนการบาร์เดนโฟ กระบวนการเอโอ กระบวนการเอทูโอ เป็นต้น

Cech และHartman (1990) พบว่าความเข้มข้นของไนเทรตและไนไทรต์ในสภาพแอนแอโรบิกไม่ควรเกิน 2.5 มก./ลิตร และ 0.1 มก./ลิตร ตามลำดับ มิฉะนั้นจะทำให้อัตราการดูดกลืนสารอาหารของแบกทีเรียลดลง

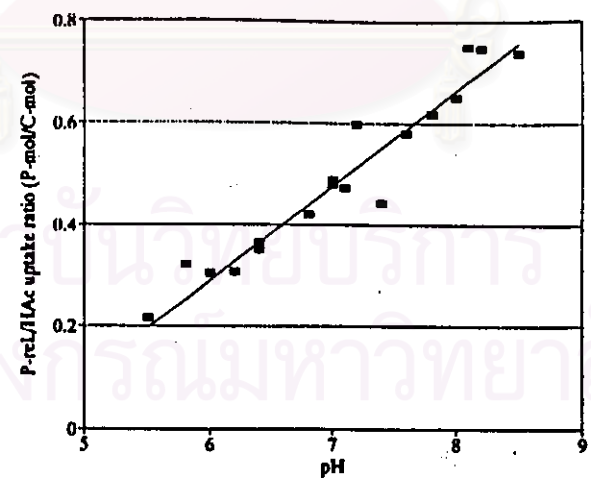
Randall และคณะ (1992) กล่าวว่า ถ้ามีไนเทรตเกิดขึ้นในสภาพแอนแอโรบิก ไนเทรตนั้นจะถูกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอน เพราะการใช้ไนเทรตจะให้พลังงานมากกว่า ทำให้ไม่เกิดกระบวนการหมัก นั่นคือบีโอดีละลายจะไม่ถูกเปลี่ยนเป็นกรดระเหยง่าย (VFAs) และจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสด้วย จึงควรควบคุมระดับไนเทรตในสภาพแอนแอโรบิกให้เท่ากับศูนย์

Kuba และคณะ(1994) สรุปว่าการปลดปล่อยฟอสฟอรัสจะลดลงถ้ามีไนเทรตอยู่ในระบบเนื่องจากดีไนตริฟายอิงแบกทีเรียจะใช้สารอาหาร เช่น อะซิเทต สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก่อนที่จะใช้สำหรับการปลดปล่อยฟอสฟอรัส

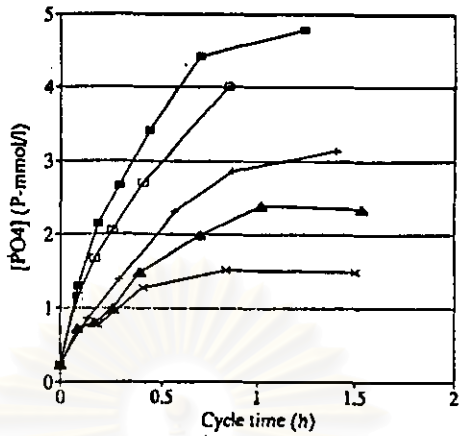
ช . พีเอช

Tracy และ Flamino (1985) อ้างโดย WEF, 1998 กล่าวว่ากลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจะไม่เกิดขึ้นหากค่าพีเอชของระบบต่ำกว่า 5.4 นอกจากนี้ WEF(1998) รายงานว่าแม้ยังไม่มีงานวิจัยใดศึกษากลไกของระบบบีพีอาร์ที่พีเอชสูงๆ แต่เป็นที่ทราบดีว่าระบบบีพีอาร์สามารถทำงานได้ที่พีเอช 8.5 – 9.0 ซึ่งในช่วงพีเอชดังกล่าวการตกตะกอนเคมีจะมีส่วนสำคัญมากในการกำจัดฟอสฟอรัสด้วย โดยหากค่าพีเอชสูงกว่านี้ยังเป็นที่สงสัยว่าฟอสฟอรัสละลายจะเหลือพอให้เกิดบีพีอาร์หรือไม่

Smolders และคณะ (1994) พบว่า การปลดปล่อยฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิกจะเป็น pH - dependent ต่อการจับใช้สับสเทรตภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก แต่ไม่ได้แนะนำค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการจับใช้อะซิเทต นอกจากนี้ยังพบว่าที่พีเอชต่ำ การจับใช้อะซิเทตจะใช้พลังงานน้อยกว่าที่พีเอชสูง และทำให้ในช่วงแอโรบิกจะใช้พลังงานน้อยในการเกิดจับใช้ฟอสฟอรัสเข้าสู่เซลล์ หรือหมายความว่าการจับใช้ฟอสฟอรัสจะเกิดได้น้อยที่พีเอชต่ำนั่นเอง ส่วนผลของพีเอชต่อมวลจุลชีพยังไม่มีการศึกษา ความสัมพันธ์ของพีเอชกับอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสต่อการจับใช้อะซิเทตแสดงดังรูปที่ 2.23 และการปลดปล่อยฟอสฟอรัสที่พีเอชต่างๆแสดงดังรูปที่ 2.24



รูปที่ 2.23 ความสัมพันธ์ของพีเอชกับอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสต่อการจับใช้อะซิเทต (Smolders และคณะ, 1994)

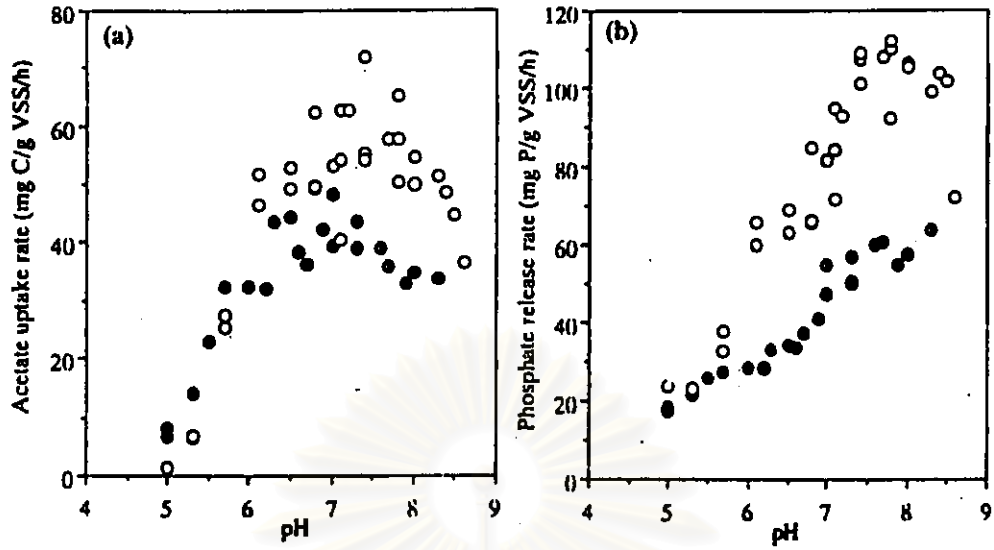


P-release at different pH values with a constant initial acetate concentration of 6 C-mmol/L, MLSS 3.2 g/L. pH 5.5 (×), pH 6.4 (▲), pH 7.0 (+), pH 7.8 (□), and pH 8.2 (■).

รูปที่ 2.24 การปลดปล่อยฟอสฟอรัสที่ค่าพีเอชต่างๆ (Smolders และคณะ, 1994)

Liu และคณะ (1996) พบว่าค่าพีเอชที่เป็นกรดให้ผลทางลบต่อทั้งการปลดปล่อยฟอสฟอรัสและการจับใช้อะซิเทต ส่วนค่าพีเอชที่เป็นด่างจะมีผลยับยั้งการจับใช้อะซิเทต แต่จะกระตุ้นการปลดปล่อยปลดปล่อยฟอสฟอรัสมากขึ้นกว่ากรณีพีเอชที่เป็นกรด และจากการทดลอง (โดยมีฟอสฟอรัสในสลัดจ์ร้อยละ 12) พบว่าที่พีเอช 7.3 $\pm$ 0.5 เป็นค่าพีเอชที่เหมาะสมที่สุดต่อการจับใช้อะซิเทต หรือการทำงานของจุลชีพกลุ่มพีเอไอ โดยที่ค่าพีเอชสูงกว่า 7.5 จะทำให้การจับใช้อะซิเทตต้องการพลังงานมากขึ้น

ผู้วิจัยยังได้แนะนำพีเอชที่เหมาะสมต่อการจับใช้อะซิเทตว่าอยู่ในช่วง 6.0 ถึง 8.2 โดยหากค่าพีเอชสูงหรือต่ำกว่านี้จะมีผลให้การจับใช้อะซิเทตและอัตราการจับใช้อะซิเทตลดลง ซึ่งการลดลงของการสังเคราะห์พีเอชบีจากอะซิเทตเป็นผลโดยตรงจากพีเอช ไม่เกี่ยวข้องกับผลของอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัส แม้ว่าการปลดปล่อยฟอสฟอรัสจะเกี่ยวข้องกับการจับใช้อะซิเทตก็ตาม โดยผลของพีเอชต่อการจับใช้อะซิเทตและการปลดปล่อยฟอสฟอรัสแสดงในรูปที่ 2.25



รูปที่ 2.25 ผลของพีเอชต่อการจับใช้อะซิเทตและการปลดปล่อยฟอสฟอรัส (ร้อยละของฟอสฟอรัสในเซลล์เป็น O – ร้อยละ12 และ ●-ร้อยละ 8) (Liu และคณะ, 1996)

ฌ. สารอาหาร

Cech และ Hartman (1990) และ Cech และคณะ (1993) พบว่าในระบบบีพีอาร์นั้นจะมีแบกทีเรีย 2 กลุ่ม คือ โดยกลุ่มแรกเป็นแบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากเป็นพิเศษ คือ พีเอโอแบกทีเรีย ซึ่งเป็นแบกทีเรียหลักในการกำจัดฟอสฟอรัส อีกกลุ่มหนึ่งซึ่งเรียกว่า จีแบกทีเรีย (G bacteria) นั้นจะเกิดในสภาพที่มีกลูโคสเป็นส่วนประกอบในน้ำเสีย ซึ่งจีแบกทีเรียนี้จะแย่งสารอาหารในถังแอนแอโรบิกโดยไม่ใช้หรือกำจัดโพลีฟอสเฟตเลย ดังนั้นในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจึงจำเป็นต้องมีอะซิเทตเป็นส่วนประกอบในน้ำเสียด้วย

(หมายเหตุ : จากการศึกษาต่อมาโดย Liu และคณะ ในปี 1994 พบว่าที่แบกทีเรียดังกล่าวไม่ใช้โพลีฟอสเฟต เนื่องจากมีไกลโคลเจนเป็นแหล่งพลังงานแทน และเรียกแบกทีเรียดังกล่าวว่า แบกทีเรียกลุ่มจีเอโอ รายละเอียดดังที่ได้กล่าวมาแล้วในหัวข้อที่ 2.5.1)

ญ. อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัส

Hong และคณะ(1984) กล่าวว่าในการออกแบบระบบเอโอควรควบคุมให้อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสของน้ำเสียเข้าระบบมีค่ามากกว่าหรือเท่ากับ 10 เพื่อจะได้ปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำออกน้อยกว่า 1 มก./ลิตร

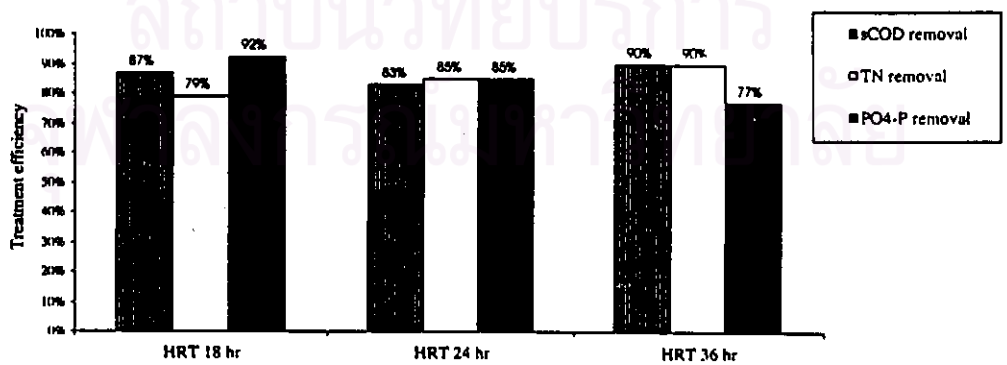
Randall และคณะ(1992) พบว่าอัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสควรมีค่ามากกว่าหรือเท่ากับ 20:1 เพื่อจะได้ปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำออกจากระบบน้อยกว่า 1 มก./ลิตร และอ้างถึงงานวิจัยของ Ekama และ Marais (1984) ซึ่งกล่าวว่าจะต้องใช้ซีโอดีย่อยสลายได้ 50 ถึง 58 มก./ลิตร ต่อการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก./ลิตร และตัวเลขที่แนะนำให้ใช้ในการคำนวณ คือ 50 มก./ลิตร ซีโอดีต่อการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก./ลิตร

ฎ. สารยับยั้งอื่นๆ

Yoshitaka และ Katsumi (1988) กล่าวว่าแมกนีเซียมและโปแตสเซียมเป็นสารจำเป็นต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยหากความเข้มข้นแมกนีเซียมต่ำกว่า 10 มก./ลิตร จะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัสในระบบ

Pattarkine (1991) กล่าวว่าแมกนีเซียมและโปแตสเซียมเป็นสารที่จำเป็นต่อระบบบีพีอาร์ ซึ่งในน้ำเสียชุมชนมักมีสารอาหารเหล่านี้เพียงพออยู่แล้ว แต่กรณีของน้ำเสียอุตสาหกรรมต้องพิจารณาสัดส่วนของสารอาหารเหล่านี้ประกอบด้วย ส่วนแคลเซียมก็ไม่จำเป็นต้องพิจารณาหากมีปริมาณเพียงพอต่อการเติบโตของจุลชีพแล้ว โดยอัตราส่วนที่แนะนำเป็นดังนี้ Mg : P เท่ากับ 0.25 : 1 ในหน่วยโมล และ K : P เท่ากับ 0.356 : 1 ในหน่วยโมล เช่นเดียวกับ Randall และคณะ (1992) ได้แนะนำอัตราส่วน P : Ca : Mg เท่ากับ 1 : 0.5 : 0.25 ในหน่วยโมล

Intrasungkha และคณะ (1997) สรุปว่าน้ำเสียที่มีปริมาณเกลือคลอไรด์ต่ำ(0.03 ถึง 0.2 % NaCl) จะไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส แต่เมื่อปริมาณเกลือคลอไรด์ในน้ำเสียเพิ่มขึ้นเป็น 0.5 % NaCl จะส่งผลกระทบต่อการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งแก้ไขได้โดยการเติมอะซิเทตเพื่อเพิ่มสัดส่วนของจุลชีพพีเอโอ ดังแสดงในรูปที่ 2.26 และ 2.27



รูปที่ 2.26 ประสิทธิภาพของระบบที่สถานะคงตัวที่ปริมาณโซเดียมคลอไรด์ 0.03 % (Intrasungkha และคณะ, 1997)

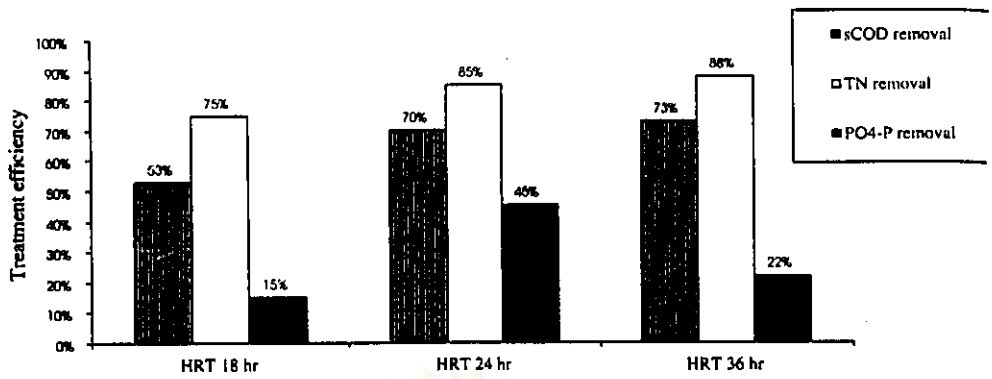


Fig. 1(B) Summary of treatment efficiency in HS SBR
(0.5% NaCl) when system operated steadily

รูปที่ 2.27 ประสิทธิภาพของระบบที่สถานะคงตัวที่ปริมาณโซเดียมคลอไรด์ 0.5 % (Intrasungkha และคณะ, 1997)

2.6 งานวิจัยที่ผ่านมาเกี่ยวกับผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการบีเอนอาร์

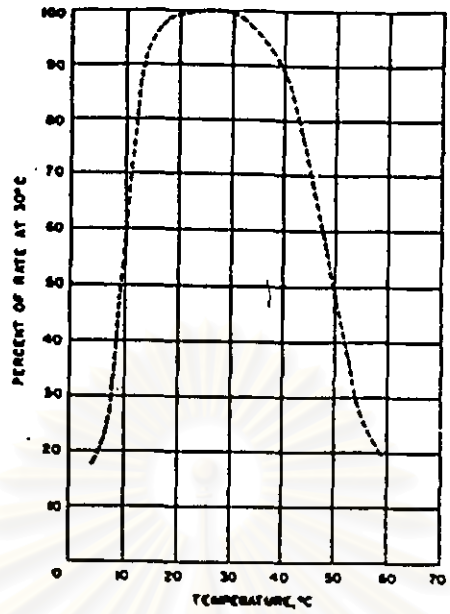
2.6.1 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราไนตริฟิเคชัน

อุณหภูมิมีผลอย่างมากต่ออัตราเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรีย จากการศึกษาที่ผ่านมาโดย Barritt (1933) อ้างโดย Sharma, 1977 พบว่าไนโตรโซโมนัสจะตายที่อุณหภูมิ 54 องศาเซลเซียส

ส่วน Downing และคณะ (1964) พบว่าในช่วงอุณหภูมิ 10 ถึง 30 องศาเซลเซียส เมื่อเพิ่มอุณหภูมิจะมีผลให้อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันและอัตราการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรียสูงขึ้น

Borchardt (1966) พบว่าเมื่ออุณหภูมิต่ำกว่า 15 องศาเซลเซียส อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะลดลงอย่างรวดเร็ว โดยจากอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันร้อยละ 100 ที่อุณหภูมิ 20 ถึง 30 องศาเซลเซียส เหลือเพียงร้อยละ 95 ที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส และร้อยละ 50 ที่อุณหภูมิ 12 องศาเซลเซียส

Wild และคณะ (1971) พบว่าเมื่อเพิ่มอุณหภูมิขึ้นในช่วงอุณหภูมิ 5 ถึง 30 องศาเซลเซียส อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะสูงขึ้น แต่เมื่ออุณหภูมิสูงกว่า 30 องศาเซลเซียส อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะลดลง ผลแสดงดังรูปที่ 2.28



รูปที่ 2.28 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราไนตริฟิเคชัน (wild และคณะ, 1971)

Painter (1977) สรุปว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรีย คืออุณหภูมิช่วง 28 ถึง 36 องศาเซลเซียส โดยเมื่ออุณหภูมิต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส แบกทีเรียจะหยุดการเจริญเติบโต ส่วนไนโตรแบกเทอร์เจริญเติบโตได้ดีที่สุดที่ 42 องศาเซลเซียส

เช่นเดียวกับ Painter ในปีเดียวกัน Sharma (1977) วิจัยพบว่าอุณหภูมิ 28 ถึง 36 องศาเซลเซียส ไนตริฟายเออร์จะเจริญเติบโตได้ดีที่สุด

Sutton (1978) รายงานว่าอัตราการเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรียจะลดลงร้อยละ 21 ที่ 7 องศาเซลเซียสและลดลงร้อยละ 50 ที่ 5 องศาเซลเซียสเมื่อเทียบกับอัตราการเติบโตที่ 26 องศาเซลเซียส

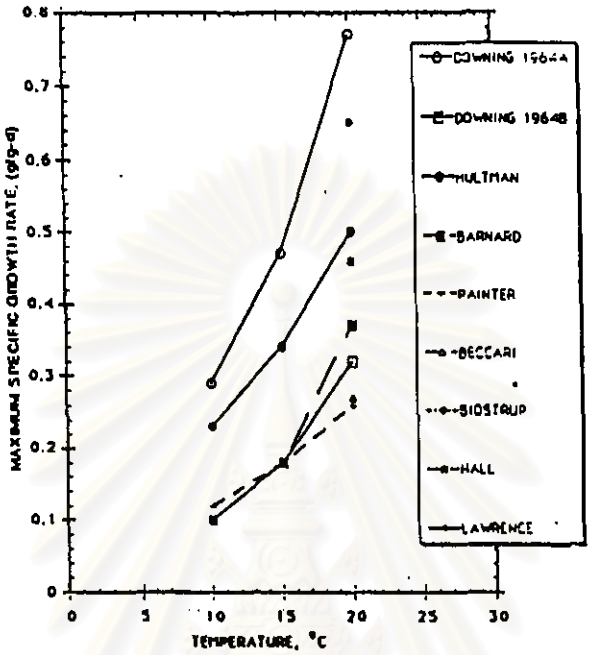
Charley และคณะ (1980) สรุปว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการออกซิไดส์แอมโมเนียคือที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส

Antoniou และคณะ (1990) พบว่าในช่วงอุณหภูมิ 15 ถึง 25 องศาเซลเซียส การเพิ่มอุณหภูมิจะมีผลให้อัตราการเติบโตของแบกทีเรียเพิ่มขึ้นด้วย

Abeling และ Seyfried (1992) พบว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันจะมีกรเปลี่ยนแปลงอย่างมาก เมื่อมีการแปรค่าอุณหภูมิในช่วง 10 ถึง 17 องศาเซลเซียส ซึ่งที่อุณหภูมิต่ำๆจะมีผลต่อไนโตรแบกเตอร์มากกว่าไนโตรโซโมนัส

Randall และคณะ (1992) ได้รวบรวมการวิจัยเกี่ยวกับอุณหภูมิต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดจำเพาะของไนตริฟายอิงแบกทีเรีย ดังแสดงในรูปที่ 2.29

Kurata และคณะ (1996) รายงานว่าที่โรงงานบำบัดน้ำเสีย Shinnanyo เมื่ออุณหภูมิของน้ำเสียลดลงจาก 15 องศาเซลเซียสเป็น 13 องศาเซลเซียส อัตราไนตริฟิเคชันจะลดลงด้วย



รูปที่ 2.29 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนตริฟายอิงแบกทีเรีย (Randall และคณะ, 1992)

2.6.2 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราดีไนตริฟิเคชัน

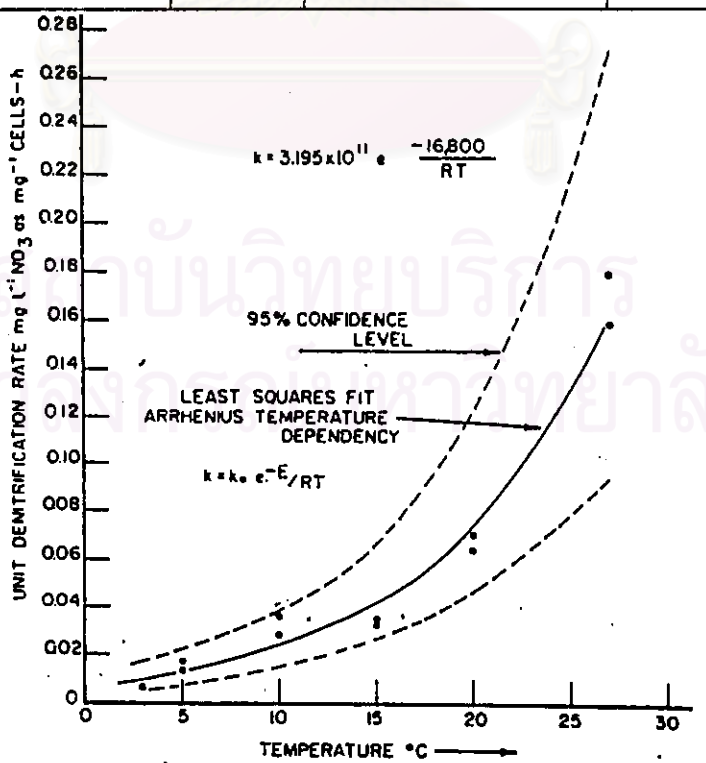
Dawson และ Murphy (1972) พบว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะแปรตามอุณหภูมิดังแสดงในตารางที่ 2.5 และรูปที่ 2.30

WEF manual of practice (1992) ได้รวบรวมผลการวิจัยเกี่ยวกับอุณหภูมิต่อดีไนตริฟิเคชันของ Parker และคณะ (1975) แล้วนำเสนอเป็นกราฟดังรูปที่ 2.31 ซึ่งจากกราฟจะเห็นได้ว่าในช่วงอุณหภูมิ 5 ถึง 25 องศาเซลเซียส การเพิ่มอุณหภูมิจะมีผลให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นด้วยและเมื่ออุณหภูมิต่ำกว่า 15 องศาเซลเซียส อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะลดลงอย่างรวดเร็ว

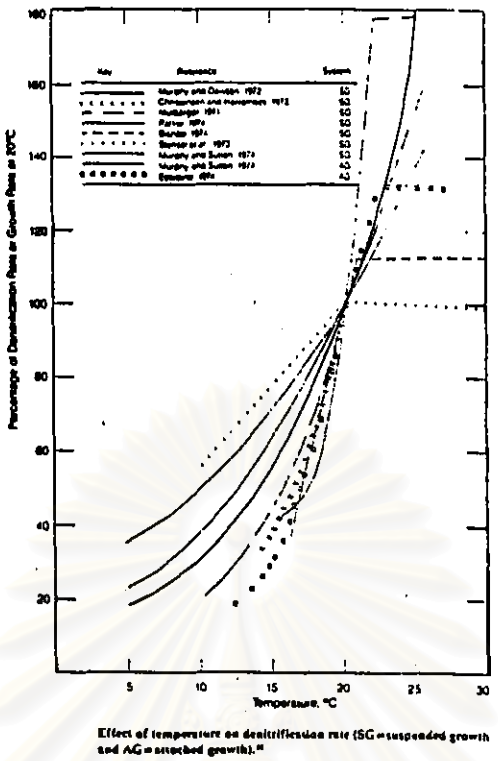
Grabriel (1994) กล่าวว่าดีไนตริฟิเคชันจะเกิดดีได้ในช่วงอุณหภูมิ 35 ถึง 5 องศาเซลเซียส และเกิดที่อุณหภูมิ (5 ถึง 10 องศาเซลเซียส)ด้วย แต่จะเกิดด้วยอัตราต่ำ

ตารางที่ 2.5 อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่างๆ (การทดลองแต่ละอุณหภูมิแบ่งเป็น 2 ชุด, A และ B โดยมีปริมาณจุลชีพและระยะเวลาในการทดลองต่างกัน) (Dawson และ Murphy, 1972)

Reaction	NO_3 as N (mg/l)	Time (h)	Avg.organism Concentration (mg/l)	Specific rate (mg NO_3 as N/mg-h)
5 °C–A	53.0	46.0	85	0.0135
5°C –B	54.0	22.0	40	0.0175
10°C –A	81.0	21.2	134	0.0285
10°C –B	79.4	21.2	132	0.0284
15°C –A	68.0	12.0	60	0.0354
15°C –B	61.0	12.0	146	0.0348
20°C –A	82.5	12.0	96	0.0716
20 °C –B	70.0	11.0	97	0.0656
27°C - A	71.6	2.1	190	0.1800
27 °C –B	81.1	3.1	165	0.1590



รูปที่ 2.30 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (Dawson และ Murphy, 1972)



รูปที่ 2.31 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (WEF manual of practice,1992)

2.6.3 ผลของอุณหภูมิต่อการกำจัดฟอสฟอรัส

งานวิจัยเกี่ยวกับผลของอุณหภูมิต่อการกำจัดฟอสฟอรัสสามารถแยกได้เป็น 2 กลุ่ม คือกลุ่มที่มีแนวความคิดว่าอุณหภูมิต่ำกว่าสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่า และกลุ่มที่มีแนวความคิดว่าอุณหภูมิสูงกว่าสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่า ดังนี้

1)กลุ่มที่มีแนวความคิดว่าอุณหภูมิต่ำกว่าสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่า ได้แก่งานวิจัยของ

Sell และคณะ(1981) สรุปว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียสไม่แตกต่างจากที่ 15 องศาเซลเซียส แต่ที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจะสูงกว่าที่ 15 องศาเซลเซียสถึงร้อยละ 40 การทดลองนี้ทำที่ F/M = 0.16 (หมายเหตุ : ข้อผิดพลาดของการทดลองนี้คือการทดลองทำในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกแบบปิด เป็นผลให้ที่อุณหภูมิต่ำ ระบบจะมีตัวรับอิเล็กตรอน อันได้แก่ ออกซิเจนละลายและไนเทรต หมุนเวียนและใช้

ไปในแอนแอโรบิกเอ็มแอล(anaerobic mixed liquor)น้อยกว่าที่อุณหภูมิสูง ซึ่งมีผลให้สับสเทรตหรือสารอาหารถูกเก็บสะสมในรูปพีเอชเอมากและประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงขึ้น ทำให้ผลที่ได้ผิดจากความเป็นจริง ซึ่งจากการทดลองนี้ชี้ให้เห็นว่าแบกทีเรียที่เกี่ยวเนื่องกับการเกิดบีพีอาร์เป็นแบกทีเรียกลุ่ม psychrophilic ส่วนที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียสเกิดการกำจัดได้น้อยลง เนื่องจากเกิดการแข่งขันระหว่าง non- EBPR mesophilic bacteria กับ psychrophilic bacteria (แย่งอาหารกัน) เป็นผลให้เมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจึงลดลง

Air Product and Chemicals, Inc. (1981) อ้างโดย Randall และคณะ (1992)สรุปว่าแบกทีเรียที่ช่วยในการกำจัดฟอสฟอรัส คือ psychrophiles ซึ่งสามารถเติบโตที่อุณหภูมิต่ำได้ดีกว่าแบกทีเรียที่กำจัดบีโอดีในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (แบกทีเรียที่กำจัดบีโอดีมีอัตราการเติบโตสูงสุดที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส)

Ekama และ Marais (1984) สรุปว่าที่อุณหภูมิ 14 องศาเซลเซียสสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าที่อุณหภูมิ 22 องศาเซลเซียส แต่งานวิจัยนี้ก็ทำในถังปฏิกิริยาแอนแอโรบิกแบบปิดเช่นกัน

McClintock (1991) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) พบว่าอัตราการกำจัดฟอสฟอรัสที่ 10 องศาเซลเซียสจะสูงกว่าที่ 15 องศาเซลเซียส (ทดลองในช่วงอุณหภูมิ 10 ถึง 20 องศาเซลเซียสที่เอสอาร์ที 5 และ 10 วัน) แม้ว่าเปอร์เซ็นต์ความเข้มข้นฟอสฟอรัสในเอ็มแอลวีเอสเอสที่ 15 องศาเซลเซียสจะมีค่าสูงกว่าก็ตาม และเมื่อลดอุณหภูมิต่ำลง ระบบกำจัดฟอสฟอรัสจะล้มเหลวเนื่องจากพีเอโอแบกทีเรียจะถูกล้างไล่ก่อนที่จะสับสเทรตจะถูกใช้ แต่ระบบนี้ก็ยังสามารถกำจัดซีโอดีได้ในระดับที่น่าพอใจ

Jones และ Stephenson (1996) อ้างโดย Beaetens และคณะ (1999) พบว่าอัตราการปลดปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสลดลงเมื่ออุณหภูมิเป็น 35 องศาเซลเซียสหรือสูงกว่านั้น รวมทั้งเกิดการยับยั้งการปลดปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสที่อุณหภูมิ 42.5 องศาเซลเซียส การปลดปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสจะไม่เกิดขึ้นเมื่ออุณหภูมิสูงถึง 45 องศาเซลเซียส ซึ่งชี้ให้เห็นว่าที่อุณหภูมิดังกล่าวจุลชีพกลุ่มพีเอโอจะตาย

Randall (personal communication, February 1997) พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่ 7.5 องศาเซลเซียส แต่ระบบกลับล้มเหลวเมื่อทดลองที่ 5.5 องศาเซลเซียส เนื่องจากการล้างไล่ (wash out) ของพีเอโอแบคทีเรียก่อนที่สับสเทรตจะถูกใช้

Helmer และ Kunst (1997) พบว่าการปลดปล่อยฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิกสัมพันธ์กับการจับใช้ฟอสฟอรัสในช่วงแอโรบิกที่อุณหภูมิ 15 และ 20 องศาเซลเซียส และเมื่อเพิ่มอุณหภูมิเป็น 10 องศาเซลเซียส การจับใช้ฟอสฟอรัสจะเพิ่มขึ้นอย่างอิสระจากการปลดปล่อยฟอสฟอรัส ส่วนที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียสพบว่าการปลดปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสไม่มีความสัมพันธ์กัน นอกจากนี้ยังพบว่าเมื่ออุณหภูมิลดจาก 15 องศาเซลเซียสเป็น 10 และ 5 องศาเซลเซียสไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และค่าการจับใช้ฟอสฟอรัสจำเพาะที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียสสูงกว่าค่าที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส

นอกจากนี้ยังมีรายงานความสำเร็จในการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบจริงที่สภาพอุณหภูมิต่ำ ดังต่อไปนี้

Barnard และคณะ(1985) และ Kang และคณะ(1985) รายงานว่าสามารถกำจัดฟอสฟอรัสที่อุณหภูมิ 9 องศาเซลเซียสด้วยประสิทธิภาพยอดเยี่ยม (ร้อยละ 90) ณ.โรงงานในมิชิแกนและแคนาดา

Vinconneau (1985) อ้างโดย Ouyang (1993)รายงานว่าระบบเอโอสามารถทำงานที่ค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ต่ำ (0.032 กก.COD/กก.MLSS-วัน) ในสภาพอากาศหนาวที่มีอุณหภูมิน้ำ 5 องศาเซลเซียสและได้ค่าฟอสฟอรัสในน้ำออกเท่ากับ 0.9 มก./ลิตร

2 .กลุ่มที่มีแนวความคิดว่าอุณหภูมิสูงกว่าสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่า ได้แก่งานวิจัยของ

Shapiro และคณะ(1967) สรุปว่าอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสในสภาพแอนแอโรบิกจะลดลง 2.1 ถึง 2.6 เท่า สำหรับอุณหภูมิที่ลดลงทุกๆ 10 องศาเซลเซียสในช่วงอุณหภูมิ 10 ถึง 30 องศาเซลเซียส

Boughton (1971) อ้างโดย Mamais และ Jenkins (1992) สรุปว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมในการจับใช้ฟอสฟอรัสอยู่ระหว่าง 24 ถึง 37 องศาเซลเซียส

Du Preez และ คณะ(1978) ทำการเพาะเลี้ยงเชื้อ Acinetobacter ในช่วงอุณหภูมิ 16 ถึง 40 องศาเซลเซียส พบว่าอัตราการเติบโตสูงสุดมีค่ามากที่สุดที่อุณหภูมิ 29 ถึง 35 องศาเซลเซียส และเมื่อเพิ่มอุณหภูมิค่าอัตราการเติบโตสูงสุดจะลดลงอย่างรวดเร็วและหยุดการเติบโตที่อุณหภูมิ 41 องศาเซลเซียส

Juni (1978) อ้างโดย Mamais และ Jenkins(1992) สรุปว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมในการเพาะเลี้ยงเชื้อ Acinetobacter คือช่วงอุณหภูมิ 34 ถึง 35 องศาเซลเซียส

Spatizierer และคณะ(1985) สังเกตพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสในโรงบำบัดน้ำเสียลอสแองเจลลิสจะลดลงที่อุณหภูมิต่ำกว่า 10 องศาเซลเซียส

Kavanaugh(1991) อ้างโดย Randall และคณะ(1992) สรุปว่าความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบจะสัมพันธ์กับความหลากหลายของชนิดแบกทีเรียด้วย ซึ่งแบกทีเรียที่กำจัดฟอสฟอรัสมีทั้งพวกที่เป็น psychrophiles , mesophiles หรือ thermophiles การที่แบกทีเรียกลุ่มใดจะสามารถทำงานได้จะขึ้นกับเชื้อตอนเริ่ม(initial culture) และสภาพแวดล้อมระบบด้วย

Waltrip(1991) อ้างโดย Randall และคณะ(1992) รายงานว่าที่ York River Plant การลดอุณหภูมิมีผลให้กำจัดฟอสฟอรัสได้ลดลง เนื่องจากการลดอุณหภูมิทำให้ตัวรับอิเล็กตรอนในช่วงแอนแอโรบิกเพิ่มขึ้น ซึ่งจะมีผลให้เกิดการใช้กรดระเหยง่ายในช่วงแอนแอโรบิกไปก่อนที่พีเอโอจะนำไปใช้ ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจึงลดลง (การทดลองนี้ทำในช่วงอุณหภูมิ 13 ถึง 20 องศาเซลเซียส)

Mamais และ Jenkins(1992) พบว่าในช่วงอุณหภูมิ 10 ถึง 30 องศาเซลเซียส การเพิ่มอุณหภูมิจะมีผลให้อัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสในสภาพแอโรบิกและอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสในสภาพแอนแอโรบิกสูงขึ้น โดยอุณหภูมิที่เหมาะสมการจับใช้ฟอสฟอรัสอยู่ในช่วงอุณหภูมิ 28 ถึง 33 องศาเซลเซียส และที่ 37 องศาเซลเซียสจะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัส

การทดลองทำที่อุณหภูมิ 6 ค่า (10 , 16 , 22 , 27.5, 32 และ 37 องศาเซลเซียส) และใช้สลัดจ์ที่ถูกทำให้คุ้นกับอุณหภูมิที่ 14 และ 20 องศาเซลเซียสก่อนทดลอง โดยน้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีประมาณ 430 มก./ลิตร มีการเติมอะซิเทตปริมาณ 50 มก./ลิตร ค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดประมาณ 8.5 มก./ลิตร และค่าไนโตรเจนทั้งหมดประมาณ 20 มก./ ลิตร แต่การทดลองครั้งนี้มีข้อผิดพลาดเนื่องจากผู้วิจัยไม่ได้เลี้ยงเชื้อให้คุ้นเคยกับทุกอุณหภูมิที่ทำการทดลอง ทำให้ผลการทดลองที่ได้ไม่สามารถนำมาเปรียบเทียบกันได้ นอกจากนี้ผู้วิจัยได้แนะนำให้ใช้ค่าเวลากักเซลล์เฉลี่ย (MCRT) มากกว่า 2.9 วัน เนื่องจากพีเอโอจะโตช้ากว่าแบกทีเรียทั่วไปในระบบ หากใช้เวลากักเซลล์น้อยเกินไปจะทำให้พีเอโอถูกล้างไล่ไปก่อนที่จะเกิดการกำจัดฟอสฟอรัสได้อย่างเต็มที่

Brdjanovic และคณะ (1997) ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการบีพีอาร์แบบ short term temperature ใน continuous SBR และใช้เชื้อที่ถูกเลี้ยงให้คุ้นเคยที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสมาทำการทดลองแบบแบตช์ที่อุณหภูมิ 5, 10, 20 และ 30 องศาเซลเซียส โดยจากการทดลองสรุปได้ดังนี้

อุณหภูมิมีผลอย่างมากต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิกมีค่าสูงสุดที่อุณหภูมิ 20 – 30 องศาเซลเซียส ส่วนในช่วงแอโรบิกอัตราจะเป็น conversion rate และผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการบีพีอาร์จะรุนแรงกว่าในกรณีจุลชีพทั่วไป(ordinary heterotrophic organism – OHO)

การจับใช้อะซิเทตที่อุณหภูมิ 10 และ 30 องศาเซลเซียสมีค่าใกล้เคียงกัน แต่การจับใช้อะซิเทตมีค่าสูงสุดที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสและต่ำสุดที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส

อัตราส่วนพีเอชเอต่อออกซิเจนที่ถูกใช้ในช่วงแอโรบิกพบว่าค่อนข้างคงที่ที่อุณหภูมิ 10 - 30 องศาเซลเซียส แต่ค่าอัตราส่วนดังกล่าวสูงขึ้นร้อยละ 45 ที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ที่อุณหภูมิ 20 และ 30 องศาเซลเซียส แต่ที่อุณหภูมิ 5 และ 10 องศาเซลเซียส จะเกิดการกำจัดไม่สมบูรณ์ (หมายเหตุ : ผู้เขียนวิเคราะห์ว่ากรณีที่อุณหภูมิต่ำไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้หมดเป็นเพราะจุลชีพพีเอโอเกิดการชือกจากการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิฉับพลัน โดยจุลชีพที่ใช้ในการทดลองถูกเลี้ยงให้คุ้นเคยกับอุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสเท่านั้น)

จากการทดลองกล่าวได้ว่า short term temperature ไม่ทำให้โครงสร้างประชากรจุลชีพเปลี่ยนแปลง แต่หากใช้เวลาทดลองมากกว่า 2 สัปดาห์ จุลชีพจะสามารถปรับตัวเข้ากับสภาพของกระบวนการได้และเกิดการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างประชากรได้

Brdjanovic และคณะ (1998) ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการบีพีอาร์แบบ long term temperature โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิ 20, 30, 20, 10 และ 15 องศาเซลเซียสตามลำดับ พบว่า

ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส อายุสลัดจ์ 8 วัน เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพอย่างสมบูรณ์ และอะซิเทตถูกจับใช้หมด เมื่อเพิ่มอุณหภูมิเป็น 30 องศาเซลเซียส อายุสลัดจ์ 8 วัน พบว่าได้ผลเช่นเดียวกับกรณี 20 องศาเซลเซียส

แต่เมื่อลดอุณหภูมิเป็น 20 องศาเซลเซียส อายุสลัดจ์ 8 วัน เห็นได้ว่าในช่วงแรกเกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพไม่สมบูรณ์ จนกระทั่งเดินระบบนานพอจนเกิดสถานะคงตัวจึงกำจัดฟอสฟอรัสได้หมดเช่นเดียวกับการทดลองที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสครั้งแรก

ส่วนที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส อายุสลัดจ์ 8 วัน พบว่าเกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพไม่สมบูรณ์ อะซิเทตถูกใช้ในช่วงแอนแอโรบิกเพียงร้อยละ 15 แต่เมื่อเพิ่มค่าอายุสลัดจ์เป็น 16 วัน ระบบก็สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้สมบูรณ์ เช่นเดียวกับที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียสซึ่งพบว่าการจับใช้อะซิเทตเกิดได้ช้า การกำจัดฟอสฟอรัสเกิดไม่สมบูรณ์ จนต้องเพิ่มค่าอายุสลัดจ์เป็น 32 วัน จึงสามารถเกิดการกำจัดฟอสฟอรัสได้หมด

จากการทดลองกล่าวได้ว่าโครงสร้างประชากรจุลชีพจะเปลี่ยนแปลงตามอุณหภูมิ โดยภายใต้สภาพ very selective condition ก็ยังสามารถพบจุลชีพที่แตกต่างกัน (อย่างน้อย 5 – 7 ชนิด)ในถังปฏิกรณ์

Baetens และคณะ (1999) ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 20, 15, 10 และ 5 องศาเซลเซียส โดยใช้อะซิเทตในรูปโซเดียมอะซิเทต 400 มก.ซีโอดี/ลิตรเป็นแหล่งอาหารในน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งจากการทดลองพบว่า

ที่อุณหภูมิ 20, 15 และ 10 องศาเซลเซียส จะเกิดการจับใช้อะซิเทตจนหมดในช่วงแอนแอโรบิก แต่ที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียสจะเหลืออะซิเทต breakthrough ไปในช่วงแอโรบิก โดยในช่วงแอโรบิกนี้จะเกิดการจับใช้อะซิเทตไปพร้อมกับการสร้างพีเอชบีด้วย ซึ่งในระหว่างที่เกิดการจับใช้อะซิเทตในช่วงแอโรบิกพบว่าฟอสฟอรัสจะมีค่าคงที่ (หมายเหตุ : ผลที่ได้นี้ขัดแย้งกับ Brdjanovic และคณะ (1998) ซึ่งสังเกตพบ net P release และการสร้างพีเอชบีเมื่ออะซิเทต breakthrough เข้าไปในช่วงแอโรบิก)

เมื่ออุณหภูมิลดลง ค่าพีเอชบีจะเพิ่มขึ้น โดยที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส พบว่าค่าพีเอชบีสูงขึ้นจนสูงสุด (final maximum value 30% based on MLSS หรือ 50% based on VSS)

ซึ่งเป็นไปได้ว่าที่อุณหภูมิต่ำนี้ ค่าสูงสุดที่พบจะเป็นค่าสูงสุดในการสะสมพีเอชบีของเซลล์ เป็นที่สังเกตว่าพีเอชบีที่วัดได้ที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียสนี้มีค่ากระจายกันมากกว่าค่าที่อุณหภูมิอื่นๆ

พบว่าการเกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสหรือค่าฟอสฟอรัสที่คงที่จากการเกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสในช่วงแอโรบิกจนทำให้การจับใช้ฟอสฟอรัสเกิดได้ไม่เต็มที่นั้น สามารถแก้ได้ด้วยการเพิ่ม aerobic retention time ซึ่งจะทำให้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้หมดที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส โดยค่าพีเอชบีจะลดลงมาที่ค่าปกติและเกิดการจับใช้อะซิเทตในช่วงแอนแอโรบิกได้หมด (หมายเหตุ : ต่างกับกรณี Brdjanovic และคณะ (1998) ที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้หมดที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส โดยการเพิ่มค่าอายุสลัดจ์จาก 16 วันเป็น 32 วัน) ซึ่งกรณีของ Baetens และคณะนี้ ใช้ค่าอายุสลัดจ์ 10 วัน และพบว่าที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียสมีแนวโน้มว่าฟอสฟอรัสจะถูกกำจัดหมดได้หากเพิ่มเวลาแอโรบิกอีก (ใช้ cycle time 6 ชม. : แอนแอโรบิก 1.5 ชม และแอโรบิก 3.5 ชม.) นอกจากนี้ยังพบว่าที่อุณหภูมิ 15 – 20 องศาเซลเซียส มีการจับใช้ฟอสฟอรัสในช่วงแอโรบิกสูงสุด

2.7 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ถูกคิดค้นโดย Ardern และ Lockett ในปี 1920 มีรูปแบบการเติมอากาศเป็นแบบ Fill and Draw กล่าวคือจะเริ่มต้นจากการปล่อยน้ำเสียเข้าถังจนเต็มก่อน แล้วปิดถังและเป่าอากาศจนความสกปรกถูกทำลายหมด จากนั้นจะทิ้งให้เกิดการตกตะกอนตามด้วยการปล่อยน้ำที่บำบัดแล้วออกแล้วเริ่มต้นการบำบัดครั้งต่อไป แต่เนื่องจากในสมัยนั้นการใช้ระบบถังเติมอากาศแบบนี้ไม่เหมาะที่จะใช้กับน้ำเสียไหลต่อเนื่อง ทำให้ระบบเอสบีอาร์รุ่นแรกถูกแทนที่ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่องเช่นที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบัน

จนกระทั่งในช่วงทศวรรษที่ 1970 ระบบเอสบีอาร์ก็กลับมาเป็นที่สนใจอีกครั้ง โดยได้รับการปรับปรุงรูปแบบระบบ มีการนำไมโครโปรเซสเซอร์มาใช้ในการควบคุมระบบ รวมถึงการใช้นิวมาติกวาล์ว โซลีนอยด์วาล์ว มอเตอร์วาล์ว เซนเซอร์ควบคุมระดับ เครื่องวัดอัตราการไหล และเครื่องตั้งเวลาอัตโนมัติด้วย (Randall และคณะ , 1992) ระบบเอสบีอาร์แบบเดิมถูกศึกษาและปรับปรุงใหม่โดย Irvine (1979) อ้างโดย Gardinia (1993) จนสามารถทำงานได้เป็นที่น่าพอใจ ซึ่งระบบใหม่นี้สามารถใช้งานกับน้ำเสียที่สมบัติแปรเปลี่ยนในระยะเวลาสั้นๆได้ดีกว่าระบบอื่นๆด้วย

2.7.1 หลักการทำงานของระบบเอสบีอาร์

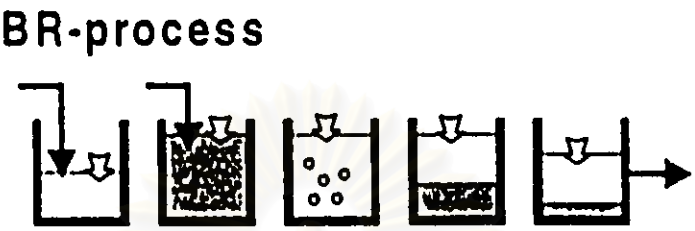
ระบบเติมอากาศแบบเอสบีอาร์เป็นระบบที่แตกต่างไปจากระบบทั่วไปที่ใช้กัน โดยระบบเอสบีอาร์นี้จะเป็นวิธีบำบัดน้ำเสียแบบแบตช์ ส่วนแบบอื่นทั่วไปจะเป็นวิธีบำบัดแบบต่อเนื่องกัน อย่างไรก็ดีไม่ได้หมายความว่าระบบเอสบีอาร์จะไม่สามารถใช้กับแหล่งน้ำเสียที่ไหลตลอดเวลา เพราะอันที่จริงหากออกแบบได้เหมาะสม ระบบจะสามารถบำบัดน้ำเสียได้เช่นเดียวกับระบบที่ทำงานติดต่อกันตลอดเวลา งานวิจัยโดย Irvine (1979) พบว่าการใช้ถังเติมอากาศจำนวน 3 ใบจะทำให้การควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียที่ไหลต่อเนื่องทำได้ง่ายขึ้น

ระบบเอสบีอาร์จะทำการบำบัดน้ำเสียทีละถังโดยไม่ต้องใช้ถังตกตะกอนแยก ถังเติมอากาศแต่ละใบจะทำหน้าที่ 5 อย่าง คือ รับน้ำเสีย(fill) เกิดปฏิกิริยา(react) ตกตะกอน (sedimentation) ระบายน้ำ(draw) และพัก(idle) ในกรณีที่ระบบใช้ถังมากกว่าหนึ่งใบ ณ เวลาหนึ่งถังแต่ละใบจะทำหน้าที่ไม่ตรงกัน ทั้งนี้เพื่อให้สามารถบำบัดน้ำเสียที่ไหลติดต่อกันได้โดยไม่ขาดตอน

ลักษณะการทำงานของระบบที่ประกอบถัง 3 ใบ จะเป็นดังนี้ เริ่มจากถังใบที่หนึ่งจะอยู่ในระยะรับน้ำเสีย โดยน้ำเสียทั้งหมดจะไหลเข้าถังใบนี้จนเต็ม จากนั้นน้ำเสียก็จะถูกเติมในถังใบที่สองต่อไป ในขณะที่น้ำเสียในถังใบแรกจะเข้าสู่ระยะเกิดปฏิกิริยา ในสองระยะนี้จะมีการเติมอากาศแก่น้ำเสียในถังตลอดเวลา จนเมื่อปฏิกิริยาสิ้นสุดลงก็จะเลิกเติมอากาศเพื่อให้น้ำนิ่งและเกิดการตกตะกอน จากนั้นน้ำใสที่อยู่ตอนบนของถังจะถูกระบายออกไป เหลือน้ำส่วนหนึ่งในระบบซึ่งเป็นส่วนที่มีการตกตะกอนจุลชีพลงสู่ก้นถัง จุลชีพนี้จะถูกพักไว้ในถังจนกว่าจะมีการเติมน้ำลงในถังใบนี้อีกครั้ง ถังใบที่สองและสามก็มีลักษณะการทำงานเช่นเดียวกับถังแรก ต่างกันก็เพียงความเหลื่อมกันของหน้าที่ในถังแต่ละใบ ดังแสดงในรูปที่ 2.32 ดังนั้นการจัดเวลาให้ถูกต้องด้วยระบบควบคุมอัตโนมัติแบบต่างๆจะทำให้ถังทั้งสามใบสามารถรับน้ำเสียที่ไหลต่อเนื่องตลอดเวลาได้ โดยถังแต่ละใบจะทำงานกันทีละครั้ง

จุลชีพจะอยู่ในถังแต่ละใบจนกว่าจะมีการระบายบางส่วนทิ้งไป ซึ่งความถี่และปริมาณการระบายจุลชีพทิ้งจะขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียและค่าเวลากักเซลล์เฉลี่ย(MCRT) ระบบใดได้รับสารอินทรีย์มากและผลิตจุลชีพได้มาก ก็ต้องระบายจุลชีพทิ้งบ่อย เช่น อาจต้อง

ระบายทิ้งทุกวงจรการทำงาน แต่ระบบที่ได้รับสารอินทรีย์ต่ำ ผลิตจุลชีพได้น้อย ก็ไม่จำเป็นต้องระบายทิ้งบ่อย เพียงเดือนละครั้งหรือสองครั้งก็พอ



รูปที่ 2.32 ขั้นตอนการทำงานของระบบเอสบีอาร์ (Randall และคณะ, 1992)

ส่วนระบบเอสบีอาร์ที่ใช้ถังใบเดียวจะเหมาะกับน้ำเสียที่ไม่ได้ไหลติดต่อกันตลอดเวลา เช่น น้ำเสียจากชุมชนขนาดเล็กหรือจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารกระป๋อง การควบคุมระบบนี้ทำได้ง่าย (แต่ถังจะมีขนาดใหญ่) โดยใช้ระบบตั้งเวลาอัตโนมัติสำหรับปิดเปิดมอเตอร์หรือวาล์ว ทำให้สามารถลดการใช้แรงคนได้

ส่วนระบบที่ใช้ถังหลายใบจะเหมาะกับน้ำเสียที่ไหลทั้งวัน ความยากง่ายในการควบคุมขึ้นกับสภาวะการไหลของน้ำเสีย ความสกปรกของน้ำเสีย รวมถึงมาตรฐานน้ำออกที่ต้องการ

2.7.2 ระบบเอสบีอาร์ในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

ในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสโดยระบบเอสบีอาร์ ขั้นตอนการทำงานของระบบจะประกอบด้วย การรับน้ำเสีย การเกิดปฏิกิริยา ใน 3 สภาพ คือสภาพแอนแอโรบิก สภาพแอโรบิก และสภาพแอนอ็อกซิก การตกตะกอน การระบายน้ำออก และการพัก การกำจัดไนโตรเจนจะเกิดโดยการเกิดไนตริฟิเคชันในสภาพแอโรบิก และการเกิดดีไนตริฟิเคชันในสภาพแอนอ็อกซิก ส่วนในการกำจัดฟอสฟอรัสจะเกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสในสภาพแอนแอโรบิก แล้วเกิดการจับใช้ต่อมาในสภาพแอโรบิก ดังรูปที่ 2.33 ส่วนงานวิจัยที่ผ่านมาเกี่ยวกับระบบเอสบีอาร์แสดงในตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 งานวิจัยที่ผ่านมาเกี่ยวกับระบบเอสบีอาร์ (Gardinia , 1993)

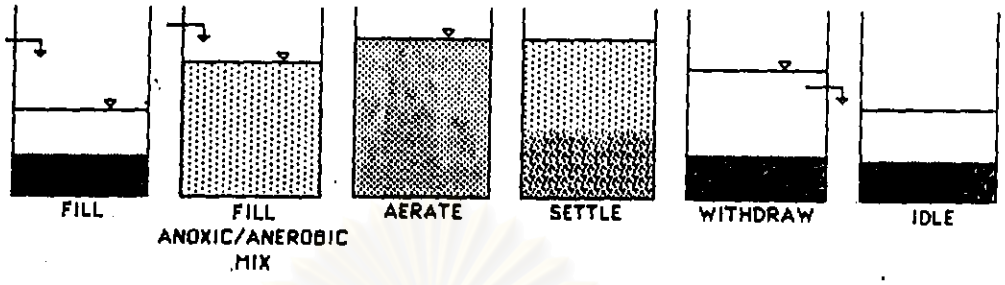
TITLE	AUTHOR	REFERENCES	TOPIC	OPERATION CONDITION	VARIABLE	RESULT
Sequencing Batch Treatment of Waste Water in Rural Areas	R.L. Irvine G. Miller S.B. Ajit	JWPCF , Vol.51 No.2 , Feb 79 P.224-254	Observe BOD, SS Removal, Nitrification, Denitrification	mixing Duration ,retention time, temperature and aeration period are changed	Temperature : 24-28 C and 14 C Rt:1.6 and 3.5 days	High BOD and SS removal in high temp. High NH_4 - N removal in low temp. and high retention time. Low NOx produced and high total N removal in high temp. and low retention time.
Effect of Fill:React Ratio on SBR Biological Reactor	R.W. Dennis R.L. Irvine	JWPCF,Vol.51 NO.2 , Feb 79 P.255-263	Effect of Fill:React Ratio to SS, BOD ,TOC Removal and SVI	6 hrs. for fill and react 1 hr. for settle 1 hr. for decant and idle	F/R ratio is varied :2/4 ,4/2 , 5/1	Greatest velocity to settle occur in 2/4 mode.SVI in 5/1 mode is 224 and in 2/4 mode is 78. TOC removal is not changing so much in 4/2 and 5/1 mode. Total effluent SS in 5/1 were poor.
Storage - Induced Denitrification Using SBR Operation	J.E. Alleman R.L. Irvine	W .Res.,Vol.14 P.1483-1488 1980	Study the denitrification process by using bacterial storage as necessary electron source	9.5 hrs. cycle Fill:2 hrs. React:3.33 hrs.,Settle:1 hr. and Drain:0.17 hr.		TOC removal: >99% N Removal :>92%
Nitrification in The SBR Reactor	J.E. Alleman R.L. Irvine	JWPCF , Vol.52 No.11 , Nov 80 P.2747-2754	Observe nitrogen removal through nitrification	Fill:2 hrs.(Mixed-Anoxic) React:4 hrs.(Mixed-Aerobic) Settle:1 hr.,Decant 0.5 hr. and Idle : 1 hr.		TOC decreased fastly during react. 90 % removal of organic carbon & N+N5 achieved in bench scale studies.
An Organic Loading Study of Full-Scale SBR	R.L..Irvine L.H. Ketchum M.L. Arora E.F. Barth	JWPCF , Vol.57 No.8 , Aug 85 P.847-853	Observation of SBR performance in full-scale			BOD removal :97% (effluent <6 mg/L) SS eff.< 9 mg/L , P eff.<1.1 mg/L NH_4 removal :54 % (effluent<14 mg/L) P in sludge :6.2%

ตารางที่ 1.3งานวิจัยที่ผ่านมาเกี่ยวกับระบบเอสบีอาร์ (ต่อ)

TITLE	AUTHOR	REFERENCES	TOPIC	OPERATION CONDITION	VARIABLE	RESULT
Biological Treatment of Hazardous Waste in SBR	P.A. Herzbrun R.L. Irvine C.M. Kenneth	JWPCF , Vol.57 No.12 , Dec 85 P.1163-1167	Treatment of hazardous wastes in SBR	9 reactors were used with the different retention time	HRT is varied with total cycle time. :24 &12 hrs.	Full scale of SBR give TOC removal of 76% degradation of 99 %
Simultaneous N and P removal by the intermittent cyclic process	N.Hayakawa J.Tsuji Y.Hamamoto	Wat.Sci.Tech , Vol.18,P.319-326 1986	Using intermittent cyclic process which repeats aerobic and anaerobic condition to treat domestic sewage	Use 2 reactors alternatively.		N removal :86-96 % P removal : 83-93 % To obtain a low effluent T-P conc. ,the operation must be conditioned to hold the effluent NOx conc. at a low level.
Performance of SBR as process for Simultaneus Removal of N,P and BOD as Applied to Small Community Sewage Treatment	Okada Sudo	Wat.Sci.Tech , Vol.18,P.363-370 1986	Observe simultaneous removal of N,P and BOD in the SBR	In some experiments the anaerobic /anoxic period is repeated.	Length and no. of anaerobic/ anoxic is changed.	Simultaneous removal of N,P and BOD is situation (98 %) anoxic condition were introduced during fill period.2 hrs. is the best of the length of mixed-anoxic fill period. Extention and reduction of it damaged P removal and sludge settleability.
Nitrogen Removal in Semi-Continuous Process	Yerachmiel Argaman	Wat.Res.,Vol.20 P.173-183 1986	N removal	3 reactors used with feed continuously . Use synthetic ww.	SRT are different :24 , 12 and 6 hrs.	BOD removal :99 % COD and SOC removal:> 90%(denitrification)
SBR as Activated Sludge Sludge Processes for Treatment of Muninicipal Landfill Leachate : Removal of N and Refractory Organic Compounds	M. Hosomi K.Matsusige Y.Inamori R.Sudo K.Yamada Z.Yoshino	Wat.Sci.Tech , Vol.21, P.1651-1654 1989	Using SBR in removal of landfill leachate,N and refractory organic compounds	Conduct lab scale experiments on aerobic and anoxic operation of SBR as process with addition of methanol as a hydrogen donor	The length of aeration and anoxic/aerobic period are varied.	Low temp. and SRT result in poor nitrification (51 %) Higher SRT gives 93 % nitrification. High temp. give completely nitrifying situation (98 %) Short aeration time aerobic SRT result in poor nitrification.

ตารางที่ 2.6 งานวิจัยที่ผ่านมาเกี่ยวกับระบบเอสบีอาร์ (ต่อ)

TITLE	AUTHOR	REFERENCES	TOPIC	OPERATION CONDITION	VARIABLE	RESULT
Treatment of Food Industry WW in SBR Reactor	A.O.Jan M.Stan J.E.Hutchison	Env.Tech , Vol.11,P.499-508 1990				COD removal :90-99 % NH_4 removal :100% P removal :17.6-95.2%
Enhanced Nutrient Removal in Porous Biomass Carrier SBR	S.S.Hang S.P.Hung	Wat.Sci.Tech , Vol.23, P.719-728 1991	Investigation for enhanced nutrient removal in the porous biomass carrier SBR	12 Hrs cycle	COD conc. is changed.	N removal >95 % Refractory organic compounds removal >50%
Sequencing Batch anaerobic Reactors forforTreatment of High Strength Organic Wastewater	S.Suthaker P.Chongrak R.L.Droste	Wat.Sci.Tech , Vol.23, P.1249-1257 1991	Study the performance of SBAR with respect to substrate removal and biogas production	T:25-34 C COD:35,000 mg/L	F/R ratio = 0:0 ,1:7,1:3, 1:1 and 3:1 Cycle time :16,12,8 and 4 Days	SCOD removal is low when F/R ratio Max SCOD removal :74% for 16 days period and 53% for 12 days. Max daily biogas production of L/D at cycle period 12 days and fill period 6 days. Shorter cycle period gives low biogas production.
Batch Treatment for Industrial Wastes	R.L.Irvine R.O. Richter P.F.Thomas		Treatment for industrial wastes	3 reactors in series.	6 Hrs. cycle period with different fill period :2 and 4 hrs.	33 % of the incoming BOD was to be removed in equalization tank then it is treated in the SBR.
33 Principles of Organisms Selection for the Degradation of Glyphosate in a SBR	D.V.S. Murthy L.E.Hallas R.O. Irvine	43rd PURDUE Industrial Waste Conference Proceedings	SBR was used to study the biodegradation of glyphosate			At very high substrate loading GDA is repressed by non-glyphosate COD and inhibitioned by excess ammonia production



รูปที่ 2.33 ระบบเอสบีอาร์ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (Randall และคณะ , 1992)

ข้อดีของระบบเอสบีอาร์

1.ไม่ต้องมีถังตกตะกอนและระบบเวียนสลัดจ์กลับ

2.สามารถดัดแปลงเพื่อใช้กำจัดสารคาร์บอนอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสได้

3.ระบบมีความยืดหยุ่นในการปรับอัตราส่วนของช่วงเวลาในการเกิดปฏิกิริยา

4.ลักษณะการทำงานของระบบจะขัดขวางการเจริญเติบโตของแบกทีเรียชนิดเส้นใยซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญของการไม่จมตัวของสลัดจ์

ข้อด้อยของระบบเอสบีอาร์

1.ถ้าน้ำเสียไหลต่อเนื่องตลอดเวลาในอัตราที่แปรเปลี่ยน ระบบเอสบีอาร์แบบหลายถังจะต้องการระบบอัตโนมัติหลายอย่าง ซึ่งไม่จำเป็นต้องใช้ในระบบอื่น

2.ต้องการถังพักน้ำก่อนเข้าระบบเพื่อให้การควบคุมทำได้ง่ายขึ้น

3.ในกรณีถังใบเดียว ต้องใช้ถังขนาดใหญ่มาก