

บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 การกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

2.1.1 บทนำ

ไนโตรเจนเป็นหนึ่งในธาตุอาหารที่มีอยู่ในน้ำเสีย และไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียโดยทั่วไปมีอยู่ 4 รูปคือ สารอินทรีย์ไนโตรเจน (organic nitrogen), แอมโมเนียไนโตรเจน (ammonia nitrogen), ไนไตรต์ไนโตรเจน (nitrite nitrogen) และไนเตรตไนโตรเจน (nitrate nitrogen) ถ้าหากน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วยังคงมีไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ ในปริมาณสูงก็จะก่อให้เกิดผลเสียต่อธรรมชาติ ตัวอย่างเช่น ถ้าในน้ำทิ้งมีไนโตรเจนในรูปแบบของไนเตรตในปริมาณมากก็จะก่อให้เกิดปัญหาน้ำเปลี่ยนสีที่เรียกว่า eutrophication หรือถ้าอยู่ในรูปแอมโมเนียไนโตรเจนก็จะส่งผลให้เกิดการลดระดับออกซิเจนละลายน้ำ เป็นต้น (Sedlak,1991)

หลักการกำจัดไนโตรเจนออกจากรน้ำเสียนั้นคือการแปลงรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจนหรือก๊าซประกอบของไนโตรเจนในรูปแบบอื่นๆ โดยกระบวนการสำคัญในการกำจัดไนโตรเจนในระบบบำบัดนั้นเป็นดังรูปที่ 2-1 ซึ่งประกอบด้วยกระบวนการต่างๆ ดังนี้ (Sedlak,1991)

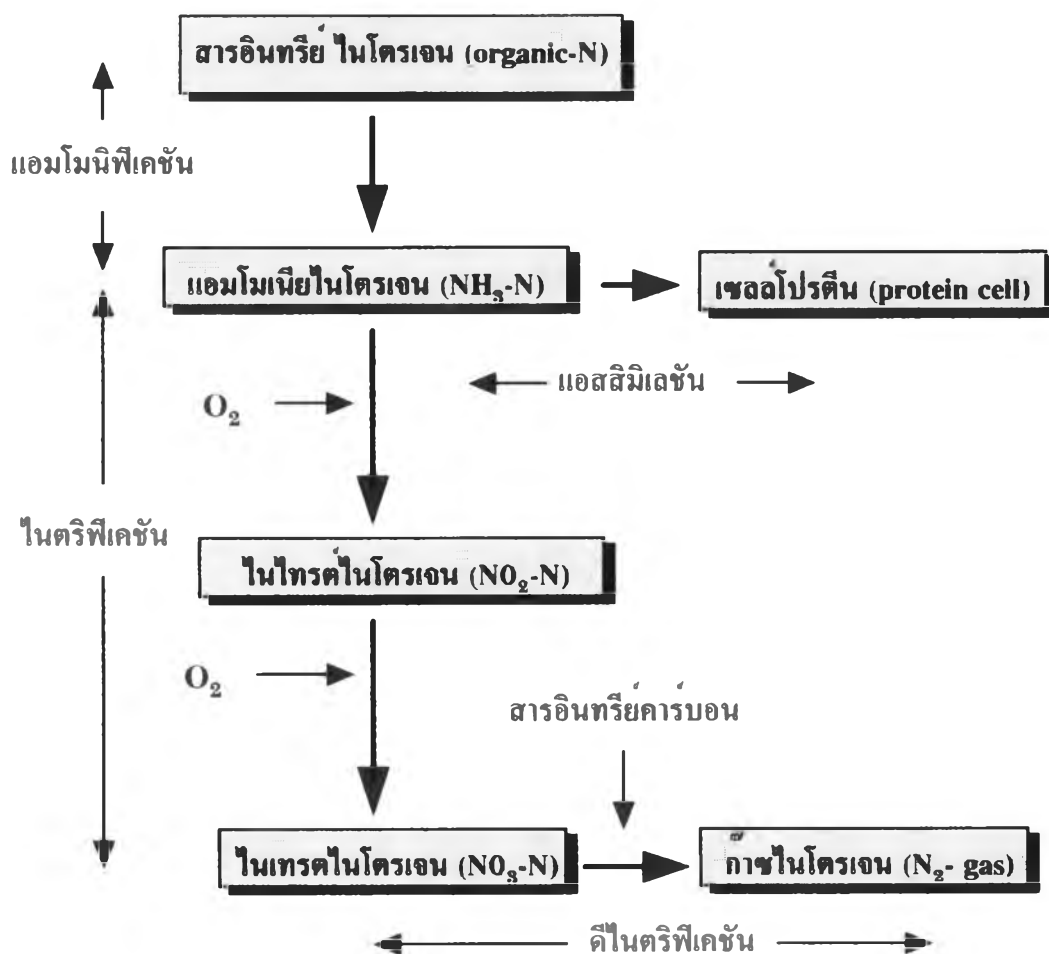
2.1.2 กระบวนการแอสซิมิเลชัน

แอสซิมิเลชันเป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนียในการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ใหม่ ซึ่งในเซลล์จะประกอบด้วยไนโตรเจนประมาณร้อยละ 12.5 ของน้ำหนักเซลล์แห้ง อัตราการกำจัดแอมโมเนียนี้จะขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีผลโดยตรงกับอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ กล่าวคือถ้ามีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนเพิ่มอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะก็จะมากขึ้นด้วย แต่กระบวนการนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียต่ำ และเซลล์ใหม่ที่ได้อาจสามารถแปลงไนโตรเจนกลับมาอยู่ในรูปของแอมโมเนียได้อีก ฉะนั้น

กระบวนการนี้จึงไม่ใช่กระบวนการหลักที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย (Sedlak,1991)

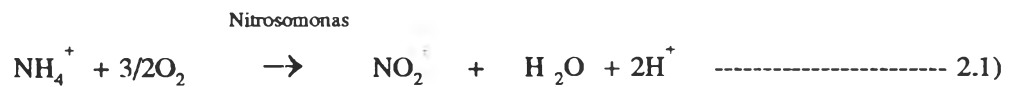
2.1.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

ไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันทางชีวะที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปจากแอมโมเนียไนโตรเจนไปสู่รูปไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ในการออกซิไดส์นั้นเป็นได้ทั้งแบบเฮเทอโรโทรฟและออโตโทรฟ แต่จุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทรฟนั้น จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่ายังไม่สามารถบ่งบอกถึงปริมาณของไนเตรตที่เกิดขึ้นได้ในอัตราที่แน่นอน(US.EPA., 1975) ในการศึกษากระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปจึงศึกษาเฉพาะจุลินทรีย์แบบออโตโทรฟซึ่งได้แก่ พวกไนโตรโซโมนัสและไนโตรแบกเตอร์

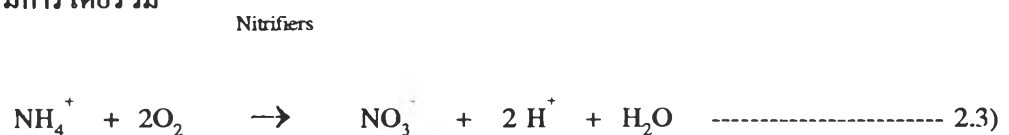


รูปที่ 2-1 ขั้นตอนการแปลงรูปไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (WEF.และ ASCE,1991)

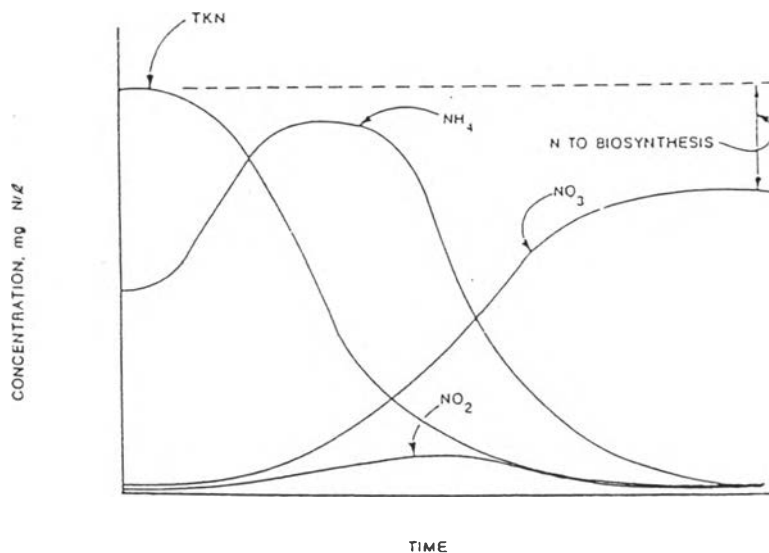
กระบวนการไนตริฟิเคชันนี้ประกอบไปด้วย 2 ขั้นตอนด้วยกันคือ การออกซิไดส์ของพวกไนโตรโซโมนัสจากแอมโมเนียไนโตรเจนไปสู่ไนไตรต์ไนโตรเจนซึ่งอาจเรียกกระบวนการนี้ว่า ไนไตรฟิเคชัน(Nitrification) (Prakasam และ Loehr, 1972) หรือ ไนไตรเทชัน(Nitritation) (Abeling และ Seyfrind, 1992) และขั้นตอนที่สองคือการที่ไนโตรแบคทีเรียทำการออกซิไดส์ไนไตรต์ไปอยู่ในรูปของไนเตรตซึ่งเรียกว่า ไนเตรฟิเคชัน(Nitrification) (Prakasam และ Loehr, 1972) หรือ ไนเตรเทชัน(Nitratation) (Abeling และ Seyfrind, 1992) จากขั้นตอนการทำงานดังกล่าวมาแล้วไนโตรโซโมนัสจึงถูกเรียกว่าเป็น AOB (Ammonia Oxidizing Bacteria) และ ไนโตรแบคทีเรียเป็น NOB (Nitrite Oxidizing Bacteria) (WEF, 1996) รูปที่ 2-2 เป็นกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปต่างๆเทียบกับเวลาของการออกซิไดส์โดยขั้นตอนทั้งสองแสดงได้ดังสมการที่ 2.1 และ 2.2 และมีสมการโดยรวมดังสมการที่ 2.3 (Metcalf & Eddy, 1991)



สมการโดยรวม



จากสมการดังกล่าวพบว่ามาตรฐานโดยทั่วไปของการปลดปล่อยพลังงานจากการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันของแอมโมเนียนั้นประมาณ 66 ถึง 84 กิโลแคลอรี/โมลของแอมโมเนีย และการออกซิไดส์ของไนไตรต์นั้นประมาณไว้ 17.5 กิโลแคลอรี/โมลของไนไตรต์ และการออกซิไดส์แอมโมเนียให้เป็นไนเตรตนั้นจะต้องใช้ออกซิเจนทั้งหมด 4.57 ก./ก.ไนโตรเจน โดยคิดเป็น 2.43 ก./ก.ไนโตรเจนในการเกิดไนไตรต์ และ 1.14 ก./ก.ไนโตรเจนในการเกิดไนเตรต เมื่อพิจารณาการสังเคราะห์เซลล์รวมไปกับปฏิกิริยาออกซิเดชัน ปริมาณออกซิเจนที่ต้องการจะน้อยกว่า 4.57 ก./ก.ไนโตรเจน เนื่องจากมีออกซิเจนที่อยู่ในคาร์บอนไดออกไซด์และไนโตรเจน (Painter และ Loveless, 1970) และโดยการศึกษาของ Wezernak และ Gannon (1967) (อ้างโดย Randall, 1992) พบว่าความต้องการของออกซิเจนจริงในปฏิกิริยาออกซิไดส์แอมโมเนียนั้นควร



รูปที่ 2-2 ความสัมพันธ์ของความเข้มข้นไนโตรเจนรูปแบบต่างๆกับระยะเวลาที่เปลี่ยนไป
(Sedlak, 1991)

เป็น 4.33 ก./ก.ไนโตรเจนโดยเป็น 2.22 ก./ก.ไนโตรเจนจากการออกซิไดส์แอมโมเนียและ 1.11 ก./ก. ไนโตรเจน ในการออกซิไดส์ไนไตรต์ เห็นได้ว่าค่าความต้องการออกซิเจนของทั้ง 2 จุด มีความแตกต่างไม่มาก ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ไม่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจน ในกระบวนการนี้มากนัก ในปี 1975 The U.S. EPA Nitrogen Control Manual เสนอสมการที่รวมทั้งการสังเคราะห์เซลล์ใหม่และการเกิดออกซิเดชัน โดยสมการนี้ได้ใช้ค่าyield ของไนโตรโซโมนัส 0.15 ก./ก.ของแอมโมเนีย และของไนโตรแบกเทอร์ 0.02 ก./ก.ไนไตรต์ ความต้องการของออกซิเจนในปฏิกิริยาเป็น 4.22 ก./ก.ไนโตรเจน ดังสมการที่ 2.4 ทั้งนี้การศึกษาที่ผ่านมา นั้นค่าyieldของไนโตรโซโมนัสนั้นมีค่าตั้งแต่ช่วง 0.05 - 0.29 ก./ก.แอมโมเนีย และของไนโตรแบกเทอร์มีค่า 0.02-0.08 ก./ก.ของไนไตรต์ โดยค่าของyieldของทั้งแบคทีเรียทั้ง 2 ตัวที่ได้ อ้างอิงจากแหล่งต่างๆ ได้แสดงไว้ดังในตารางที่ 2-1



ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้น นิยมใช้ค่าyieldของทั้งไนโตรโซโมนัสและไนโตรแบกเทอร์รวมเป็นค่าเดียว ซึ่งค่าที่นิยมใช้คือ 0.15 ก.เอ็มแอลวีเอสเอส/ก.แอมโมเนีย (Randall,1992) นอกจากค่าดังกล่าวยังมีค่าอื่นๆ จากแหล่งอ้างอิงที่ต่างกัน ดังแสดงในตารางที่ 2-2

ตารางที่ 2-1 ค่าขีดสุดของกระบวนการไนตริฟิเคชัน, ก.เอ็มแอลวีเอสเอส/ก.สารประกอบ
ไนโตรเจน (Poduska ,1973 อ้างถึงใน Randall, 1992)

ไนโตรโซโมนัส	อ้างอิง	ไนโตรแบกเทอร์	อ้างอิง
0.005	Johnson (1969)	0.04-0.07	Gould (1960)
0.01-0.03	Loveless (1968)	0.02	Dowing (1964)
0.29	Haug (1971)	0.084	Haug (1971)
0.05	Knowles (1965)	0.02	Knowles (1965)
0.05	Downing (1964)	0.02	Lees (1957)
0.06	Baas-Becking (1972)	0.02	Boon (1962)
0.13	Nelson (1931)		
0.06	Sicinner (1961)		

หมายเหตุ : สารประกอบไนโตรเจนที่ใช้สำหรับไนโตรโซโมนัส คือแอมโมเนียไนโตรเจน
สารประกอบไนโตรเจนที่ใช้สำหรับไนโตรแบกเทอร์ คือ ไนไตรต์

ตารางที่ 2-2 ค่าขีดสุดรวมของกระบวนการไนตริฟิเคชัน, ก. เอ็มแอลเอสเอส/ก.แอมโมเนีย
(Randall, 1992)

ค่าขีดสุด	อ้างอิง
0.15	U.S.EPA (1975)
0.15	WPCF MOP FD-7 (1983)
0.05	Benfield (1980)
0.22	Beccari (1979)
0.17	Bidstrup (1988)
0.13	Nenfield (1980)
0.12	Zozich (1986)

2.1.2.1 จลนพลศาสตร์ ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน

จลนพลศาสตร์ของการเติบโตและกำจัดสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์แบบออโทโทรฟและเฮเทอโรโทรฟ สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการอธิบายจลนพลศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถแสดงได้โดยสมการของโมนอค (Randall,1992) ดังสมการ 2.5

$$\mu_n = \frac{\mu_{(n,max)} N}{(K_n + N)} \quad \text{----- 2.5)}$$

โดยที่ μ_n	ค่าคงที่ของอัตราการเติบโตจำเพาะของไนตริฟายเออร์ (specific growth rate) , ก.เซลล์ใหม่/ก.เซลล์-วัน
$\mu_{(n,max)}$	ค่าคงที่ของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนตริฟายเออร์ (maximum specific growth rate) , ก.เซลล์ใหม่/ก.เซลล์- วัน
K_n	ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ μ_n จะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (half velocity constant) , มก./ล.
N	ความเข้มข้นของแอมโมเนีย , มก./ล.

อัตราเร็วจำเพาะสูงสุดของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสามารถคำนวณได้จากอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนตริฟายเออร์ ดังสมการ 2.6 (มันสิน ตัญจกุลเวศม์, 2537)

$$q_{max} = \frac{\mu_{(n,max)}}{Y_n} \quad \text{----- 2.6)}$$

โดยที่ q_{mn}	อัตราเร็วจำเพาะสูงสุดของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (ก.ของแอมโมเนีย/ก.ของวีเอสเอส/เวลา)
Y_n	ค่าyieldของไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (ก.วีเอสเอส / ก.แอมโมเนียที่ หายไป)

จากค่าของอัตราการเติบโตจำเพาะที่ได้ สามารถนำมาหาค่าเอสอาร์ทีของระบบได้ดังสมการที่ 2.7

$$SRT = \frac{1}{\mu_n - K_{nd}} \text{-----2.7)}$$

โดยที่ K_{nd}	อัตราการสลายตัวของไนตริฟายเออร์ , ก.เซลล์ที่สลาย/ก.เซลล์-วัน
-----------------	--

แต่ในการออกแบบควรคิดเอสอาร์ทีเพื่อสำหรับปริมาณแอมโมเนียสูงสุดด้วย (Poduska , 1973 อ้างถึงใน Randall, 1992) ดังสมการที่ 2.8 และค่าเอสอาร์ทีที่ใช้ในการออกแบบนี้จะสามารถนำไปออกแบบถึงปฏิกิริยาได้ต่อไป

$$SRT_d = S.F. (SRT) \text{----- 2.8)}$$

โดยที่ SRT_d	เอสอาร์ทีที่ใช้ในการออกแบบ
S.F.	ค่าสัมประสิทธิ์ความปลอดภัย คิดจากภาวะแอมโมเนียสูงสุด/ภาวะแอมโมเนียโดยเฉลี่ย

2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ปัจจัยต่างๆที่มีผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นก็คือผลกระทบที่มีต่อจลนพลศาสตร์ในกระบวนการนั่นเอง โดยในหัวข้อนี้จะได้กล่าวถึงผลกระทบต่างๆที่มีต่อ

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นการเพิ่มเติมจากข้อที่กล่าวมาแล้ว ซึ่งผลกระทบนี้อาจจะส่งเสริมหรือชดเชยผลกระทบของกระบวนการได้ ปัจจัยต่างๆเหล่านั้นมีดังนี้

ก) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ

ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีความสำคัญต่อจลนพลศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยการศึกษาของ Wild และ คณะ ในปี 1971 ได้เสนอว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันจะไม่มีผลกระทบจากค่าออกซิเจนละลายน้ำเมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนในน้ำมากกว่า 1 มก./ล. ปี 1964 การทดลองของ Schober และ Engle (อ้างถึงใน Randall, 1992) พบว่าในกระบวนการไนตริฟิเคชันอันเกิดจากไนโตรโซโมนัสนั้นต้องการความเข้มข้นของออกซิเจนที่มากกว่า 1 มก./ล. และสำหรับไนโตรแบคทีเรียที่ต้องการมากกว่า 2 มก./ล. ในปี 1975 จากงานวิจัยของ Kiff พบว่าค่าออกซิเจนละลายน้ำควรมากกว่า 2 มก./ล. เนื่องจากถ้าออกซิเจนมีค่าต่ำมากเกินไปสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะมีผลในการยับยั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ขณะทำงานวิจัยของ Stenstrom(1980) พบว่าค่าออกซิเจนที่น้อยที่สุดในระบบขึ้นอยู่กับเอสอาร์ที่ซึ่งถ้าเกิน 5 วัน ออกซิเจนละลายน้ำมีค่าต่ำได้ถึง 0.5 มก./ล. ปี 1996 WEF manual of practice No. 11 แนะนำว่าค่าออกซิเจนละลายน้ำควรมีค่าอยู่ในช่วง 2 ถึง 3 มก./ล. ซึ่งถ้ามากกว่า 3 มก./ล. แล้วอาจมีผลทำให้สลัดจ์ในระบบจมตัวได้ไม่ดีเท่าที่ควรและเป็นการสิ้นเปลืองพลังงาน จากการที่ออกซิเจนมีผลต่อจลนพลศาสตร์ สมการอัตราการเติบโตจำเพาะของไนตริฟายเออร์จึงเป็นดังสมการที่ 2.9 (Sedlak , 1991)

$$\mu_n = \mu_{(n,max)} \cdot \frac{N}{K_n + N} \cdot \frac{DO}{K_o + DO} \quad \text{----- 2.9)}$$

โดยที่ DO	ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ , มก./ล.
K_o	ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ ที่ทำให้ μ_n มีค่าเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ,มก./ล.

จากสมการที่ 2.9 จะเห็นว่าในสมการไม่มีเทอมของไนโตรคี่มาเกี่ยวข้องเนื่องมาจากอัตราการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสมีอัตราที่เร็วกว่าไนโตรแบคทีเรียมาก(Sharma และ

Ahler, 1977) ดังนั้นขั้นตอนการออกซิโดสแอมโมเนียจึงเป็นสำคัญในการกำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยา

อย่างไรก็ตามเนื่องจากค่า K_n ของไนโตรโซโมนัสมีค่าต่ำมาก สมการ 2.9 จึงสามารถแสดงได้ดังสมการที่ 2.10 และถ้าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์มีปริมาณสูงแล้วจะได้ว่า μ_n จะมีค่าเท่ากับ $\mu_{(n,max)}$ (มันสิน ตัญกุลเวศม์, 2537)

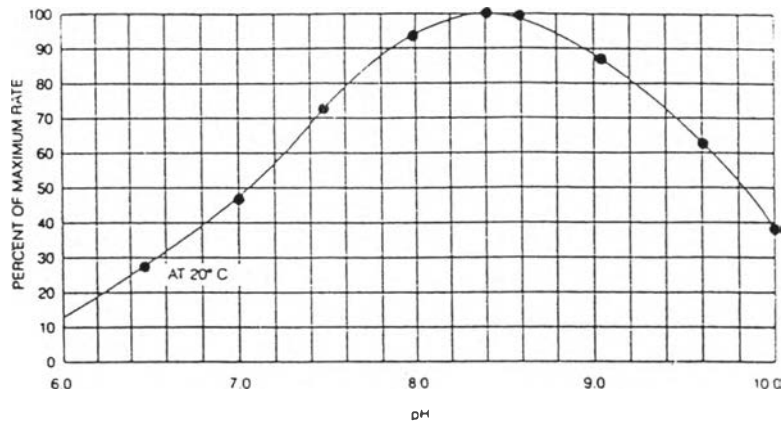
$$\mu_n = \mu_{(n,max)} \frac{DO}{(K_o + DO)} \text{-----2.10)}$$

ข) ค่าพีเอช

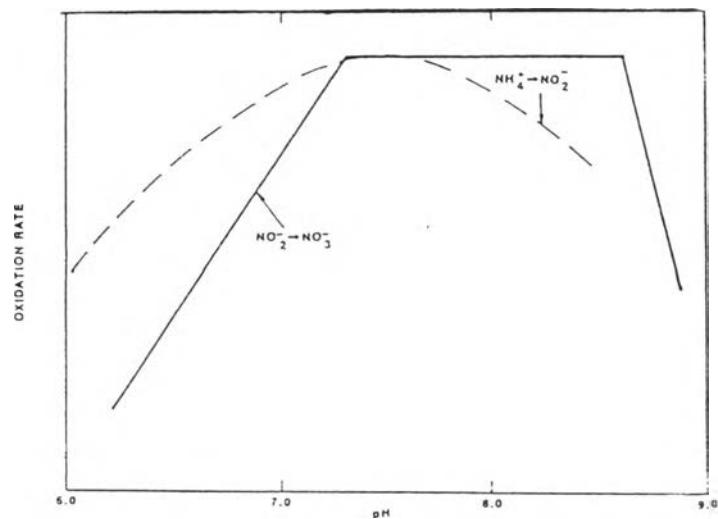
ผลของค่าพีเอชที่มีต่อจลนพลศาสตร์นั้นโดยทั่วไปมีข้อควรพิจารณา 2 ประการ คือในการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นจะทำให้สภาพต่างลดลงเนื่องจากการใช้ไบคาร์บอเนต ดังในสมการสโตยชิโอเมตริก (สมการ 2.4) ซึ่งส่งผลให้ค่าพีเอชลดลงถ้ามีบีฟเฟอร์ที่ไม่พอเพียง และประการสุดท้ายไนตริฟายอิงแบคทีเรียคือไนโตรโซโมนัสและไนโตรแบกเทอร์ไวต้องการเปลี่ยนพีเอชมาก แต่ก็สามารถปรับตัวได้เร็ว ช่วงของพีเอชที่เหมาะสมค่อนข้างกว้างจากการศึกษาที่ผ่านมาในปี 1971 Wild และคณะ พบว่าอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันดีที่สุดในเมื่อพีเอชมีค่า 8.4 ดังแสดงในกราฟรูปที่ 2-3 และปี 1975 Won-Chong และ Loechr ได้สรุปผลของพีเอชต่อการเกิดไนตริฟิเคชันไว้ว่าในช่วงพีเอช 7.0 ถึง 8.0 นั้น พีเอชมีผลต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันน้อยมาก ดังกราฟในรูปที่ 2-4 ในปี 1976 Srinath และคณะ(อ้างถึงในธีระ, 2537) ได้ทำการศึกษาเช่นกัน พบว่าพีเอชที่เหมาะสมกับการทำงานของไนโตรโซโมนัสอยู่ในช่วง 7.0-8.0 และไนโตรแบกเทอร์อยู่ในช่วง 7.5-8.0 ผลที่ได้แสดงในรูปที่ 2-5 ปี 1990 Antoniou และคณะ ทำการวิจัยพบว่าที่อุณหภูมิ 15-25 องศาเซลเซียส พีเอช 7.8 ทำให้อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของไนตริฟายเออร์สูงสุด และ WEF manual of practice No. 11 (1996) ได้สรุปไว้ว่าถ้าพีเอชต่ำกว่า 7 มีผลให้อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันลดลง ทั้งนี้นอกจากจะแสดงความสัมพันธ์โดยกราฟแล้ว ผลของพีเอชสามารถแสดงดังสมการ 2.11 ได้ โดย U.S.EPA (1975) ได้เสนอการแสดงผลค่าพีเอชที่มีต่อค่า μ_m สำหรับไนโตรโซโมนัส เมื่อพีเอชต่ำกว่า 7.2 ไว้ดังนี้

$$\mu_{m,pH} = \mu_{m,7.2} [1 - 0.833 (7.2 - pH)] \text{----- 2.11)}$$

โดยมี $\mu_{m,pH} = \mu_m$ สูงสุดซึ่งสมมติเป็นค่าคงที่ในช่วงพีเอช 7.2 ถึง 8.0



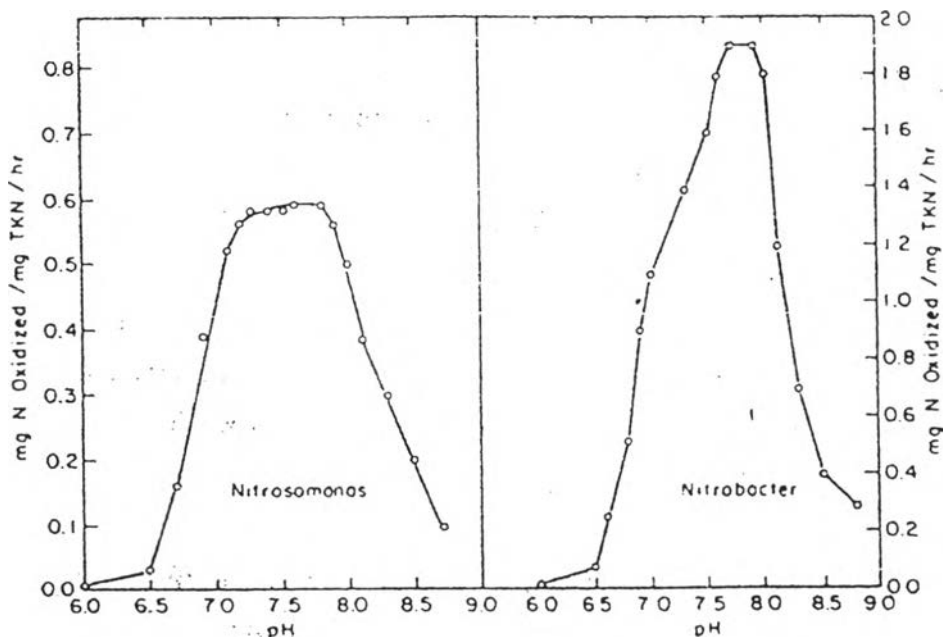
รูปที่ 2-3 ผลของพีเอชที่มีต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Wild และคณะ, 1971)



รูปที่ 2-4 ผลของพีเอชที่มีต่อการออกซิเดชันแอมโมเนีย (Wong-Chong และ Loechr , 1975)

ค) อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีผลอย่างมากต่ออัตราการเติบโตของไนตริฟายอิงแบคทีเรีย จากการศึกษที่ผ่านมาในปี 1933 Barritt (อ้างถึงใน Sharma, 1977) พบว่าไนโตรโซโมนัสจะตายที่อุณหภูมิ 54 องศาเซลเซียส ปี 1970 Painter สรุปไว้ว่าไนโตรแบกเทอร์เจริญเติบโตได้ดีที่สุดที่ 42 องศาเซลเซียสและต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส มีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันอย่างมาก ปี 1977 Sharma ได้วิจัยพบว่าอุณหภูมิ 28 ถึง 36 องศาเซลเซียส ไนตริฟายเออร์จะเจริญเติบโตได้ดีที่สุด ปี



รูปที่ 2-5 ผลของพีเอชที่มีต่อแบคทีเรียชนิดไนโตรโซโมแนสและไนโตรแบกเทอร์(Srinath และคณะ, 1976 อ้างถึงใน ชีวะ, 2537)

1984 Randallพบว่าอุณหภูมิมีผลต่อไนโตรแบกเทอร์มากกว่าไนโตรโซโมแนสซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Abeling และ Seyfried (1992) โดยพบว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันจะมีการเปลี่ยนแปลงอย่างมากเมื่อมีการแปรค่าอุณหภูมิในช่วง 10 ถึง 17 องศาเซลเซียส ซึ่งที่อุณหภูมิต่ำๆจะมีผลต่อไนโตรแบกเทอร์มากกว่าไนโตรโซโมแนส และเมื่อมีการรวบรวมการหาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเติบโตสูงสุดกับอุณหภูมิโดย Randall (1992) สามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2-3 และนำเสนอเป็นกราฟได้ดังในรูปที่ 2-6

นอกจากผลงานการศึกษาดังที่กล่าวมาแล้ว ในปี 1972 Stomkewich (อ้างถึงใน ชีวะ, 2537) ได้รวบรวมผลงานวิจัยต่างๆและสรุปผลได้ดังสมการที่ 2.12

$$\mu_{mt} = \mu_{m15} \exp^{[K(T - 15)]} \text{-----} 2.12$$

โดยที่ μ_{mt}	อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดที่อุณหภูมิ องศาเซลเซียส	T
μ_{m15}	อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดที่อุณหภูมิ	15

องศาเซลเซียส

K มีค่า 0.095 ถึง 0.12 สำหรับไนโตรโซโมนัส
มีค่า 0.056 ถึง 0.069 สำหรับไนโตรแบกเทอร์

ตารางที่ 2-3 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดในกระบวนการไนตริฟิเคชัน
(Randall, 1992)

อ้างอิง	$\mu_{n,max}$ กับอุณหภูมิ °C	$\mu_{n,max}$ (t ⁻¹)		
		10°	15°	20°
Downing (1964a)	$(0.47)e^{0.098(t-15)}$	0.29	0.47	0.77
Downing (1964b)	$(0.18)e^{0.116(t-15)}$	0.10	0.18	0.32
Hultman (1971)	$(0.50) 10^{0.033(t-20)}$	0.23	0.34	0.50
Barnard (1975)	$0.33 (1.127)^{t-20}$	0.10	0.18	0.37
Painter (1983)	$(0.18) e^{0.0729(t-15)}$	0.12	0.18	0.26
Beccari (1979)				0.27
Bidstrup (1988)				0.65
Hall (1980)				0.46
Lawrence (1976)				0.50

นอกจากอุณหภูมิจะมีผลต่อจลนพลศาสตร์ตามสมการที่ 2.12 แล้ว ในปี 1965 Knowle และคณะ (อ้างถึงในธีระ, 2537) ยังพบว่าอุณหภูมียังมีผลต่อค่า K_s อีกด้วย โดยมีความสัมพันธ์ดังสมการที่ 2.13 และ 2.14

สำหรับไนโตรโซโมนัส

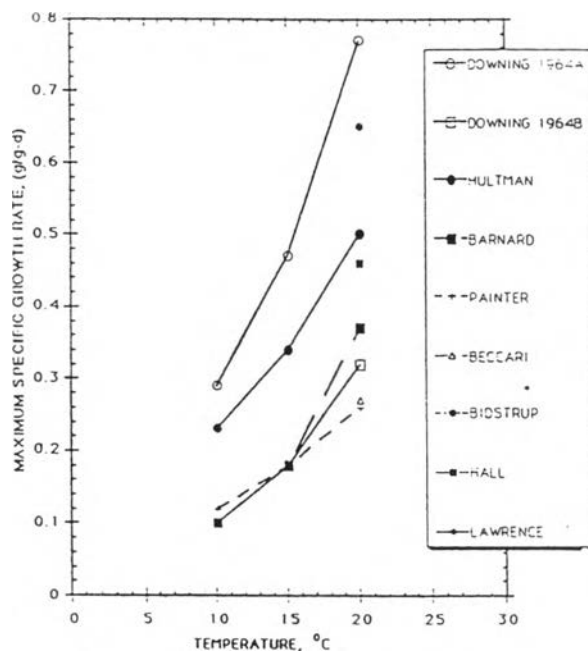
$$K_{sT} = K_{s15} \exp^{[0.118(T-15)]} \text{----- 2.13)}$$

โดย K_{T15} มีค่า 0.405

สำหรับไนโตรแบกเทอร์

$$K_{ST} = K_{S15} \exp^{[0.146 (T - 15)]} \dots\dots\dots 2.14)$$

โดย K_{T15} มีค่า 0.625



รูปที่ 2-6 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนโตรฟายอิงแบคทีเรีย (Randall , 1992)

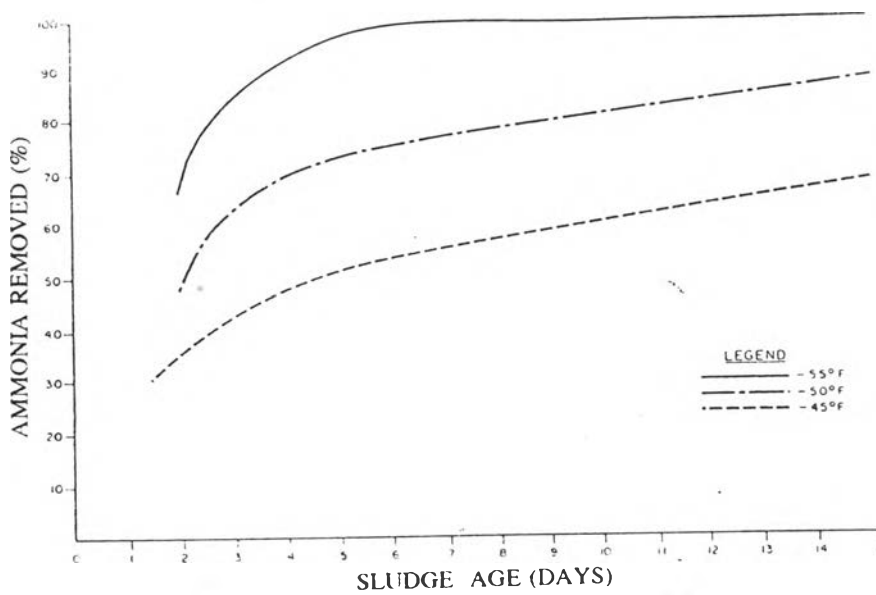
ง) เอสอาร์ที

จากงานวิจัยในปี 1972 Prakasam และ Loehr พบว่าเอสอาร์ทีที่น้อยที่สุดสำหรับการเกิดไนโตรฟิเคชันคือ 2 วัน ซึ่งใกล้เคียงกับงานวิจัยของ Argama และ Brenner (1972) พบว่าเอสอาร์ทีที่น้อยที่สุดสำหรับการเกิดไนโตรฟิเคชันคือ 2.5 วัน ปี 1980 โดย Jones และ Sabra พบว่าเอสอาร์ทีที่เหมาะสมกับระบบบำบัดแบบแอนีออกซิก-ออกซิก นั้นขึ้นอยู่กับอุณหภูมิของระบบด้วย โดยที่อุณหภูมิ 26 , 15 และ 7 องศาเซลเซียส เอสอาร์ทีที่น้อยที่สุดควรเป็น 3 , 6 และ 20 วัน ตามลำดับ โดยเอสอาร์ทีของระบบสัมพันธ์กับอุณหภูมิดังแสดงในสมการที่ 2.15 และเมื่อมีการทดลองเพิ่มเอสอาร์ทีของระบบอัตราการเกิดไนโตรฟิเคชันจะมากขึ้นด้วยดังแสดงในกราฟรูปที่ 2-7 และ WEF manual of practice No. 11 (1996) ได้สรุปไว้ว่าถ้าอากาศร้อนเอสอาร์ทีที่น้อยที่สุดควรมาก

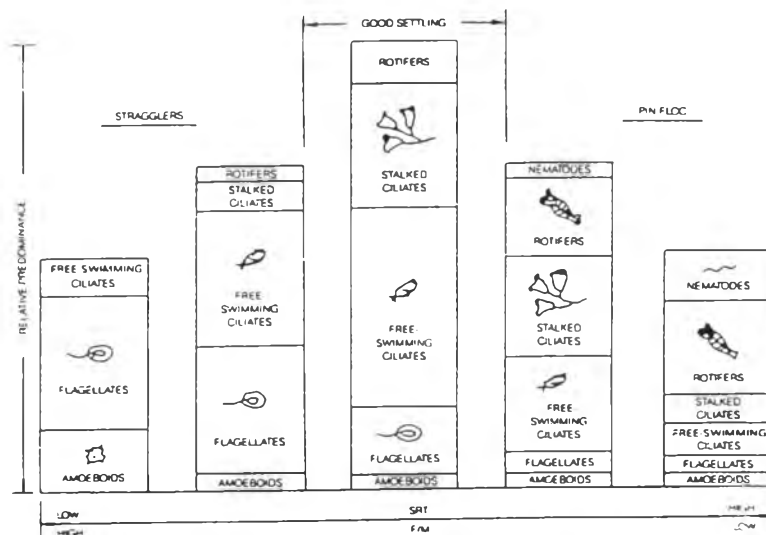
กว่า 3 วันและถ้าอากาศเย็นควรมากกว่า 20 วัน โดยค่าเอสอาร์ที่ต่างกันมีผลทำให้ลักษณะของจุลินทรีย์ในระบบต่างกันดังแสดงในรูปที่ 2-8

$$S_{a_{min}} = 3.05 \times (1.127)^{T-20} \text{ -----} 2.15$$

โดย $S_{a_{min}}$ ค่าเอสอาร์ที่น้อยที่สุดที่อุณหภูมินั้นๆ, องศาเซลเซียส



รูปที่ 2-7 ผลของเอสอาร์ที่หรืออายุสลัดจ์ที่มีต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Beckman และ คณะ, อ้างถึงใน Jones และ Sabra, 1980)

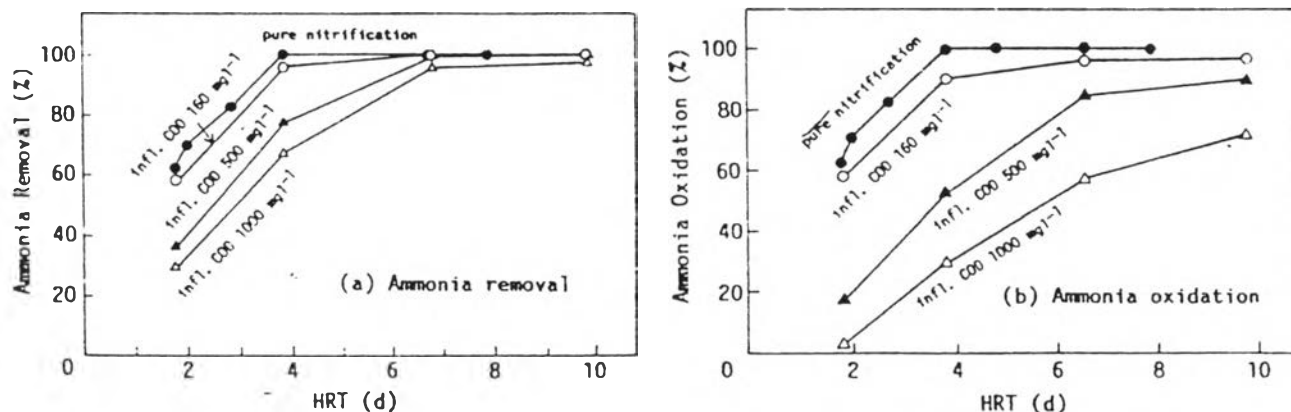


รูปที่ 2-8 ลักษณะของจุลินทรีย์ในระบบเมื่อเอสอาร์ที่และอัตราส่วนของอาหารต่อมวลจุลินทรีย์ที่ต่างกัน (WEF, 1996)

จ) ปัจจัยอื่นๆ

จากงานวิจัยหลายงาน(Barth และ คณะ, 1965, Neufeld และ Hermann, 1975, สุรพงษ์, 1983 ฯลฯ) ที่ผ่านมามีพบว่ามีสารพิษและโลหะหนักยังเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยอาจเกิดจากการปล่อยลงสู่น้ำทิ้งจากชุมชนหรือน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งมีผลกระทบต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียในหลายทางด้วยกัน กล่าวคือสารพิษและโลหะหนักเหล่านี้มีผลในการยับยั้งการเจริญเติบโตและลดอัตราการออกซิไดส์ของแอมโมเนีย ในการที่จะประมาณว่าจะต้องมีปริมาณสารพิษจำนวนเท่าไรถึงจะเป็นพิษต่อระบบบำบัดนั้น ในปัจจุบันไม่สามารถสรุปได้แน่ชัด เนื่องจากยังมีปัจจัยอื่นๆที่ต้องใช้ร่วมในการพิจารณาด้วยเช่น อุณหภูมิ พีเอช ออกซิเจนละลายน้ำ ปริมาณสารอินทรีย์ และปริมาณคอลลอยด์สารพิษสู่เซลล์ของจุลินทรีย์ ฯลฯ(Randall, 1992) ซึ่งผลของโลหะหนักในงานวิจัยนี้ได้เน้นเฉพาะผลของสังกะสี โดยการศึกษาผ่านมามีส่วนนี้จะได้กล่าวถึงในหัวข้อ 2.3 ซึ่งเป็นผลโดยรวมที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์

นอกจากผลกระทบที่เกิดจากสารพิษและโลหะหนักแล้ว สารอินทรีย์ยังมีผลต่อระบบด้วยเช่นกันโดยในปี 1990 Hanaki และคณะ ศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันพบว่าเมื่อมีการเพิ่มสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบแล้ว (คือการเพิ่มอัตราส่วนสารอาหารต่อมวลจุลชีพหรือเป็นการลดอายุสลัดจ์นั่นเอง) อัตราการออกซิเดชันของแอมโมเนียลดลง แต่ในขณะเดียวกันไม่มีผลต่อการออกซิเดชันของไนโตรดั่งแสดงในรูปที่ 2-9 และยังพบว่าสารประกอบของไนโตรเจนในบางรูปก็เป็นพิษต่อกระบวนการเช่นกัน ในปี1971 Wild และคณะพบว่า แอมโมเนียรูปอิสระที่น้อยกว่า 60 มก./ล. ไม่มีผลต่ออัตราไนตริฟิเคชัน ปี1976 Anthonisen และ คณะ พบว่า แอมโมเนียรูปอิสระความเข้มข้น 10 ถึง 150 มก./ล.จะเป็นพิษต่อไนโตรโซโมนัส และที่ 0.1ถึง1.0 มก./ล.เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ และ กรดไนตริกอิสระจะเป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ที่ความเข้มข้น 0.2 ถึง 2.8 มก./ล. ซึ่งปริมาณของสารประกอบไนโตรเจนดังกล่าวจะขึ้นอยู่กับปริมาณของแอมโมเนียและพีเอชของน้ำ ปี1980 Neufeld และคณะ พบว่า แอมโมเนียรูปอิสระความเข้มข้น 10 มก./ล. มีผลในการยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน และ ปี 1992 AbelingและSeyfried พบว่า แอมโมเนียรูปอิสระ 1 ถึง 5 มก./ล. มีผลยับยั้งกระบวนการไนเตรชันแต่ไม่มีผลต่อไนโทรเทนชัน และตารางที่ 2-4 ได้แสดงถึงปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนและไนโตรดไนโตรเจนที่เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ โดยค่าต่างๆนั้นจะแปรเปลี่ยนไปตามค่าพีเอช



รูปที่ 2-9 ผลของซีโอไซด์ที่มีต่อการออกซิไดซ์ของแอมโมเนีย (Hanaki และคณะ, 1990)

ตารางที่ 2.4 ช่วงความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนและไนไตรดไนโตรเจน ที่เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ โดยแปรตามลำดับของพีเอช(อุณหภูมิ 20°C)(Randall ,C.W.,1992)

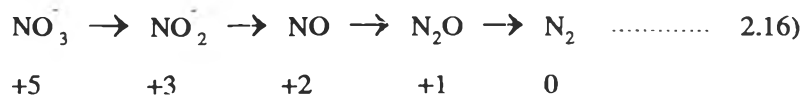
pH	NH ₄ -N Range, mg/l	NO ₂ -N Range, mg/l
6.0	210 - 2100	30 - 330
6.5	70 - 700	88 - 1050
7.0	20 - 210	260 - 3320
7.5	7 - 70	
8.0	2 - 20	

2.1.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะใช้ในการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย โดยที่กระบวนการนี้จะเกิดขึ้นเป็นอันดับสุดท้ายและมีการเปลี่ยนรูปจากไนเตรตไปสู่ก๊าซไนโตรเจน ซึ่งสามารถแยกออกจากน้ำเสียสู่บรรยากาศได้ทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดมีปริมาณไนโตรเจนลดลง

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ใช้อุณหภูมิแบบเฮเทอโรโทรฟนี่เป็นการที่จุลินทรีย์ทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งจะเป็นตัวให้อิเล็กตรอนออกมา และมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนทำให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนในที่สุด ขั้นตอนของการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนในกระ

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นแสดงได้ดังใน สมการที่ 2.16 (Randall, 1992)



โดยที่ NO, N₂O และ N₂ มีสถานะเป็นก๊าซสามารถแยกตัวออกจากน้ำได้

จุลินทรีย์ที่สามารถทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นเป็นได้ทั้งเฮเทอโรโทรฟและออโตโทรฟ แต่ส่วนมากที่กล่าวถึงในระบบบำบัดน้ำเสียจะเป็นแบบเฮเทอโรโทรฟ ซึ่งในปี 1981 Payne(อ้างถึงใน Randall ,1992) ได้บันทึกตัวอย่างของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันไว้ มีดังนี้ Achromobactor , Acinetobacter , Agrobacterium , Alcaligenes , Arothrobacter , Bacillus , Chromobacterium , Corynebacterium , Flavobacterium , Hypomicrobium , Moraxella , Neisseria , Paracoccus , Propionibacterium , Pseudomonas , Rhizobium , Rhodopseudomonas , Spirillum และ Vibrio

ระบบเอนไซม์ที่เกี่ยวกับการรีดักชันของไนเตรดมีอยู่ 2 แบบ คือ แอสสิมิลาทอรีและดิสสิมิลาทอรี การรีดักชันของไนเตรดแบบแอสสิมิลาทอรีเป็นการแปลงไนเตรดให้เป็นแอมโมเนียซึ่งจุลินทรีย์จะใช้ในการสร้างเนื้อเยื่อเซลล์ ส่วนการรีดักชันของไนเตรดแบบดิสสิมิลาทอรีนั้นเป็นการแปลงไนเตรดให้อยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจน ซึ่งการรีดักชันแบบนี้เป็นสิ่งที่ต้องการให้เกิดขึ้นในระบบน้ำเสียเพราะจะได้ไล่ไนโตรเจนออกจากระบบได้

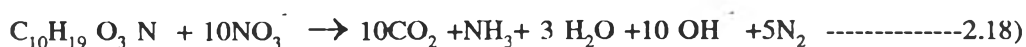
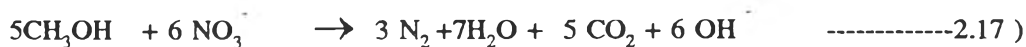
โดยทั่วไปปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอาจแบ่งได้เป็น 2 ประเภท ตามชนิดของสารคาร์บอน ดังนี้

ก) ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ใช้แหล่งคาร์บอนจากภายนอกเซลล์ของจุลินทรีย์

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเซลล์ของจุลินทรีย์ ซึ่งอาจเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย หรือเป็นสารเคมีที่เติมลงไปเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและใช้ไนเตรดเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

สารอินทรีย์คาร์บอนที่นิยมใช้ ได้แก่ เมธานอล เนื่องจากสามารถถูกกรดิวสได้สูงและมีค่าyieldต่ำ ซึ่งสมการของปฏิกิริยาของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ใช้เมธานอลและสารอินทรีย์

การบอนจากน้ำเสียแสดงได้ดังในสมการ 2.17 (McCarty และคณะ, 1969 อ้างถึงใน Randall, 1992) และ 2.18 (Beer และ Wang, 1978 อ้างถึงใน Randall, 1992)



จากสมการ 2.17 จะเห็นได้ว่าเมื่อต้องการที่จะเปลี่ยนไนโตรเจน 1 มก. ให้เป็นก๊าซไนโตรเจนนั้น จะต้องใช้เมทานอล 1.9 มก. และ สมการ 2.18 จะได้ว่าในการเปลี่ยนไนโตรเจน 1 มก. ให้เป็นก๊าซไนโตรเจนจะต้องใช้น้ำเสีย ($\text{C}_6\text{H}_9\text{O}_3\text{N}$) 1.463 มก. หรือ ซีโอดี 2.86 มก.

ข) ปฏิกริยาเคมีไนตริฟิเคชันที่ใช้แหล่งคาร์บอนจากภายในเซลล์ของจุลินทรีย์

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์ของจุลินทรีย์เอง ซึ่งภาวะนี้จะเกิดขึ้นเมื่อขาดแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก และการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์นี้มีอัตราการกำจัดไนโตรเจนต่ำมาก



(Sedlak, 1991)



จากสมการนี้จะได้ว่าในการเปลี่ยนไนเตรด 1 มก. จุลินทรีย์จะต้องย่อยสลายตัวเองให้หมดไป 0.43 มก. สิ่งที่น่าสังเกตสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้น การกำจัดไนเตรดออกจากระบบจะต้องมีสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่มากเกินไป แต่จากจุดประสงค์หลักของระบบบำบัดน้ำเสียแล้ว สารอินทรีย์คาร์บอนก็เป็นเป้าหมายหนึ่งในการกำจัด ฉะนั้นในการให้สารอินทรีย์คาร์บอนให้แก่วัสดุก็ต้องพิจารณาไม่ให้มีมากเกินไป ไม่เช่นนั้นน้ำทิ้งที่ออกจากระบบจะมีค่าของอินทรีย์คาร์บอนสูงเกินไป ทำให้น้ำทิ้งมีคุณภาพต่ำลงในแง่ของอินทรีย์คาร์บอน(หรือ บีโอดี)

2.1.4.1 จลนพลศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

หลักของจลนพลศาสตร์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันนั้นสามารถใช้ได้เช่นเดียวกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน ทั้งนี้เพราะตัวที่กำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยามีอยู่ 2 ตัวเช่นกัน คือ ปริมาณไนเตรดและปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน สมการโมโนคที่แสดงถึงจลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชันเป็นดังสมการที่ 2.20

$$\mu_D = \frac{\mu_{mD} (NO) (S)}{(K_{NO} + NO) (K_s + S)} \quad \text{----- 2.20}$$

โดยที่ μ_D	อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของดีไนทริฟายอิงแบคทีเรีย (วัน ⁻¹)
μ_{mD}	อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของดีไนทริฟายอิงแบคทีเรีย (วัน ⁻¹)
NO	ความเข้มข้นของไนเตรด (มก./ล.)
S	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอน (มก./ล.)
K_{NO}	ค่าความเข้มข้นของไนเตรดที่ทำให้ μ_D มีค่าเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของดีไนทริฟายอิงแบคทีเรียสูงสุด (มก./ล.)
K_s	ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ทำให้ μ_D มีค่าเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของดีไนทริฟายอิงแบคทีเรียสูงสุด (มก./ล.)

เนื่องจากว่า K_{NO} ของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ที่มีการเติบโตของจุลินทรีย์แบบแขวนลอย มีค่าประมาณ 0.16 มก./ล.ของไนเตรด (U.S.EPA, 1975 อ้างถึงใน มั่นสิน ตันจุลเวศม์, 2537) และในระบบการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเกาะติดของระบบจะมีค่าประมาณ 0.06 มก.ไนเตรด/ล.ซึ่งพบว่าต่ำมาก จลนพลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชันจึงไม่ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของไนเตรด

จากสมการจะพบว่าหากไนเตรดมีค่า 1 ถึง 2 มก./ล. ขึ้นไป อัตราส่วนของ $NO/(K_{NO}+NO)$ ก็ สามารถตัดทิ้งได้ สมการที่ 2. 20 จึงลดรูปเป็นดังสมการที่ 2.21

$$\mu_D = \frac{\mu_{mD} (S)}{(K_s + S)} \text{ -----2.21)}$$

ในการทำงานเดียวกันกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน อัตราเร็วของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสูงสุด สามารถคำนวณได้จากอัตราจำเพาะสูงสุดของดีไนตริฟายเออร์ ดังสมการ 2.22 (มันสัน คัมพูลเวสม , 2537)

$$q_{mD} = \frac{\mu_{mD}}{Y_D} \text{ ----- 2.22)}$$

โดยที่ Y_D	ค่าyieldของเฮเทอโรโทรฟแบคทีเรีย(ก.วีเอสเอส / ก.ของไนเตรดที่หายไป)
q_D	อัตราของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสูงสุด(ก.ไนเตรด /ก.วีเอสเอส - เวลา)

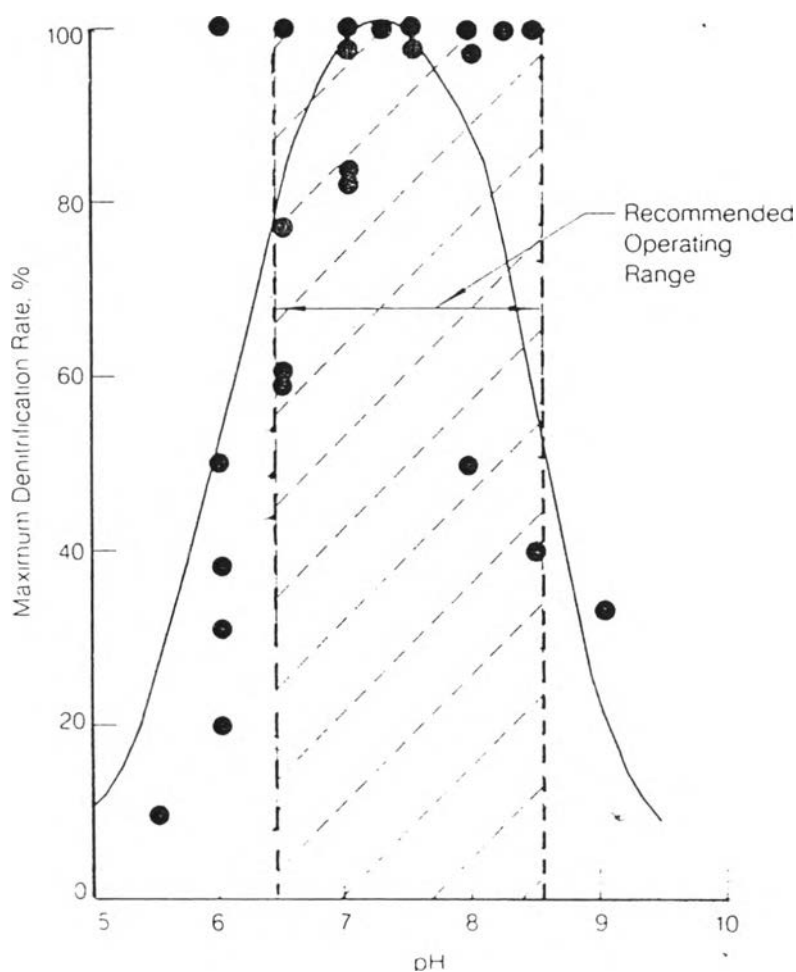
2.1.4.2 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นบางส่วนได้กล่าวถึงในหัวข้อของ จลนพลศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันไว้บ้างแล้ว ซึ่งได้แก่ ปริมาณของไนเตรดไนโตรเจนและปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน หัวข้อนี้จะกล่าวถึงปัจจัยอื่นบางประการที่มีผลกระทบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ปัจจัยต่างๆเหล่านั้นมีดังนี้

ก) ค่าพีเอช

การเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะทำให้ระบบมีค่าพีเอชสูงขึ้นเนื่องจากปฏิกิริยาจะทำให้เกิดสภาพด่าง โดย Randall(1992) ได้สรุปว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะเกิดเมื่อระบบมีพีเอชอยู่ในช่วง 7.0-8.0 ในปี 1992 WEF manual of practice ได้สรุปผลของพีเอชที่

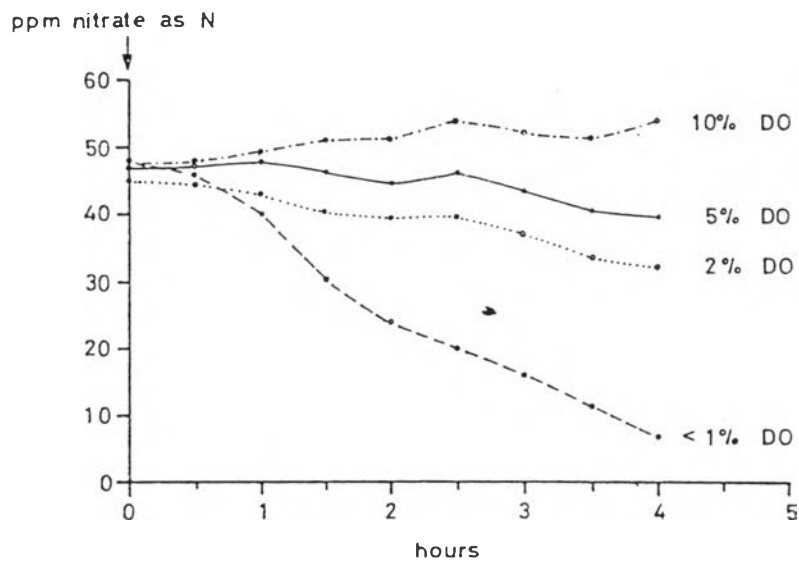
ศึกษาโดย Wukash และ Batchelor ซึ่งนำเสนอเป็นกราฟดังในรูปที่ 2-10 จากกราฟจะเห็นว่า อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันมากที่สุดเมื่อพีเอชมีค่า 6.5 ถึง 8.5



รูปที่ 2-10 ผลของพีเอชที่มีต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (WEF และ ASCE , 1992)

ข) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ

ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีผลทางคานลบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มีมากกว่า 0.2 มก./ล. จะมีผลในการยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Lie และ Welander, 1994) ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Kiff (1972) ดังในรูปที่ 2-11



Effect of oxygen saturation on denitrification

รูปที่ 2-11 ผลของออกซิเจนละลายน้ำที่มีต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (Kiff, 1972)

ค) อุณหภูมิ

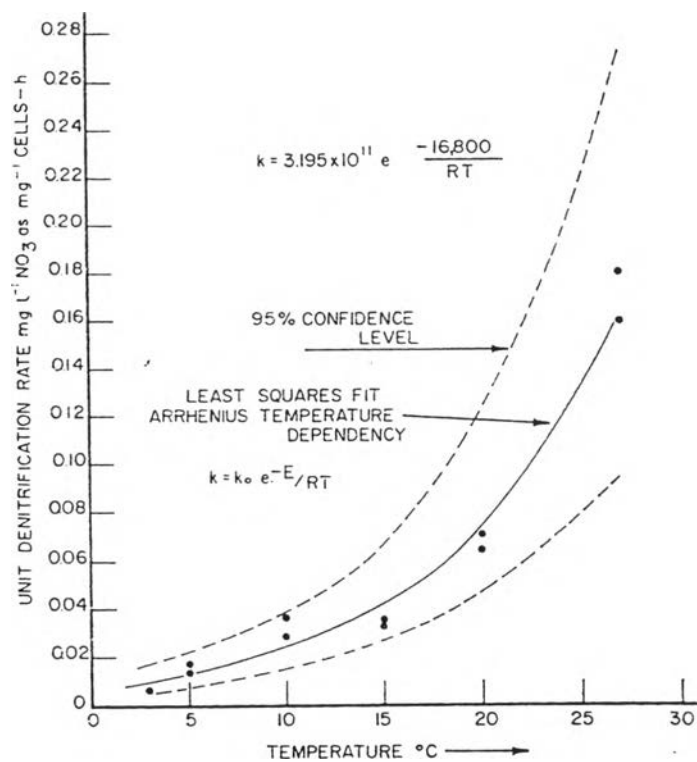
ในปี 1972 Dawson และ Murphy พบว่า อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันแปรตามอุณหภูมิดังแสดงในตารางที่ 2-5 และกราฟในรูปที่ 2-12 ปี 1992 WEF manual of practice ได้นำผลการรวบรวมข้อมูลของ Parker และคณะ (1975) ในเรื่องอุณหภูมิที่มีผลต่ออัตราการเติบโตของจุลินทรีย์ ได้โดยนำเสนอเป็นข้อมูลเป็นกราฟดังในรูปที่ 2-13 จากการพิจารณาพบว่าที่อุณหภูมิต่ำกว่า 15 องศาเซลเซียส ประสิทธิภาพของอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะมีค่าต่ำลง

ง) เอสอาร์ที

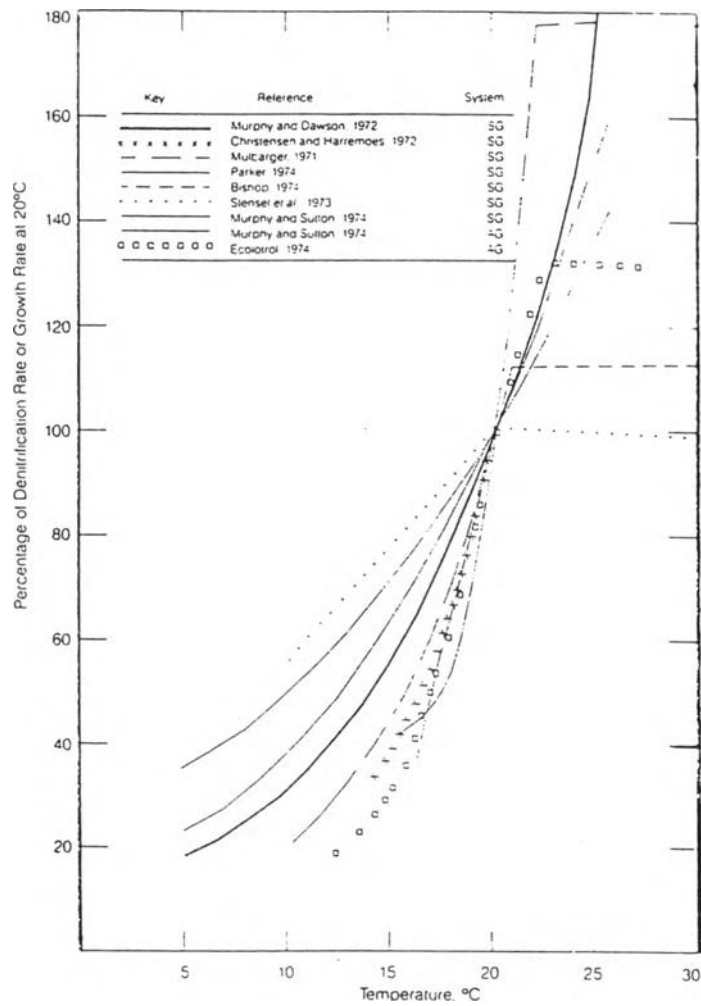
จากการวิจัยของ Jones และ Sabra (1980) พบว่าเอสอาร์ทีในถังแอร์เนอจิก เมื่อมีค่ามากขึ้นมีผลต่อการลดอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ดังกราฟในรูปที่ 2-14 และตารางที่ 2-6 และ 2-7 แต่เมื่อคิดเป็นเอสอาร์ทีรวมกับในถังออกซิกแล้วพบว่า เมื่อเพิ่มเอสอาร์ทีที่ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบจะเพิ่มขึ้นด้วย

ตารางที่ 2-5 อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่างๆ (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°A	53.0	46.0	85	0.0135
5°B	54.0	22.0	40	0.0175
10°A	81.0	21.2	134	0.0285
10°B	79.4	21.2	132	0.0284
15°A	68.0	12.0	60	0.0354
15°B	61.0	12.0	146	0.0348
20°A	82.5	12.0	96	0.0716
20°B	70.0	11.0	97	0.0656
27°A	71.6	2.1	190	0.1800
27°B	81.1	3.1	165	0.1590



รูปที่ 2-12 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน(Dawson และ Murphy ,1972)



Effect of temperature on denitrification rate (SG = suspended growth and AG = attached growth).¹¹

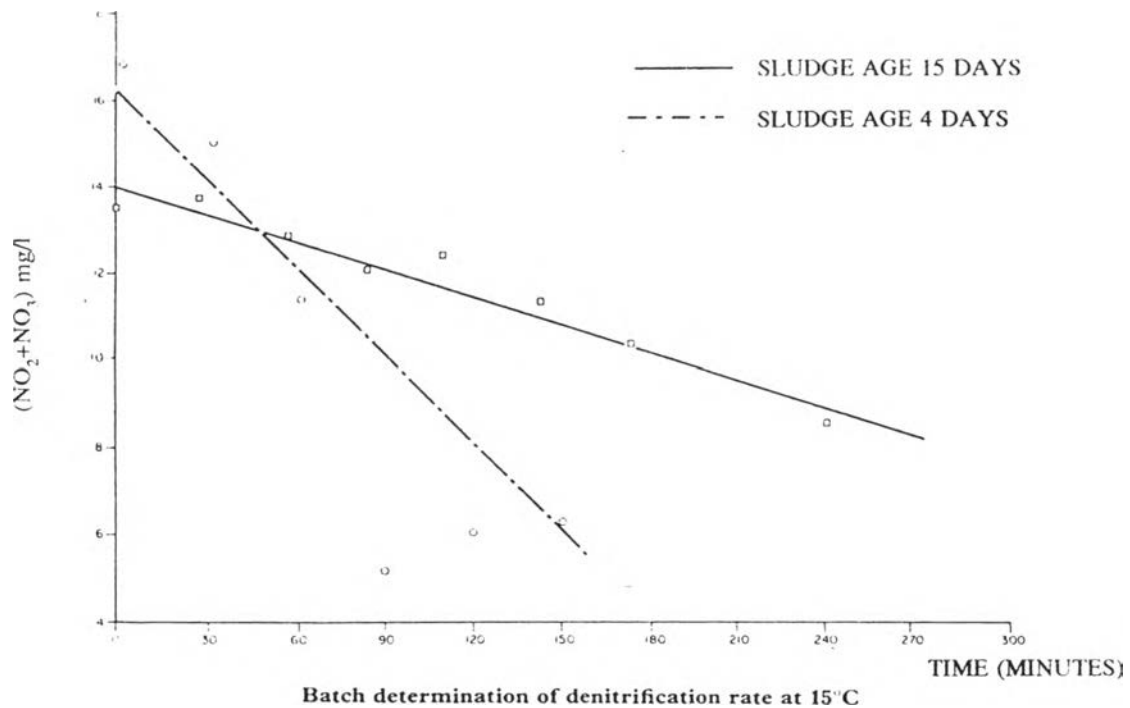
รูปที่ 2-13 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (WEF และ ASCE, 1992)

2.2 การกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ แบบแอน็อกซิก - ออกซิก

ในปัจจุบันกระบวนการแอกทิเวเตดสลัดจ์ซึ่งเป็นกระบวนการหนึ่งของระบบที่จุลินทรีย์เติบโตแบบแขวนลอย (suspended growth process) ได้ถูกนำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดไนโตรเจน

โดยออกแบบถึงปฏิกรณ์ในชั้นต่างๆให้มีสภาพแวดล้อมเหมาะสมต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 แบบด้วยกัน (WEF , 1992) คือ

- ระบบสลัดจ์เดี่ยว (single - sludge system)
- ระบบสองสลัดจ์ (dual - sludge system)
- ระบบสามสลัดจ์ (triple - sludge system)



รูปที่ 2-14 ผลของเอสอาร์ทีในถังแอน็อกซิกที่มีต่ออัตราดีไนตริฟิเคชัน (Jones และ Sabra, 1980)

ตารางที่ 2-6 ผลของเอสอาร์ทีที่มีต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (Jones และ คณะ, 1980)

Temperature (°C)	Total SSRT (d)	Denitrification sludge age (d)	Unit denitrification rate (mg NO ₃ +NO ₂ /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 2-7 ผลของเอสอาร์ทีที่มีต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ (Sutton และ คณะ, 1980)
(อ้างอิงใน Jones และ Sabra, 1980)

Temperature (°C)	Total SSRT (d)	Denitrification sludge age (d)	Unit denitrification rate (mg NO ₃ +NO ₂ /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

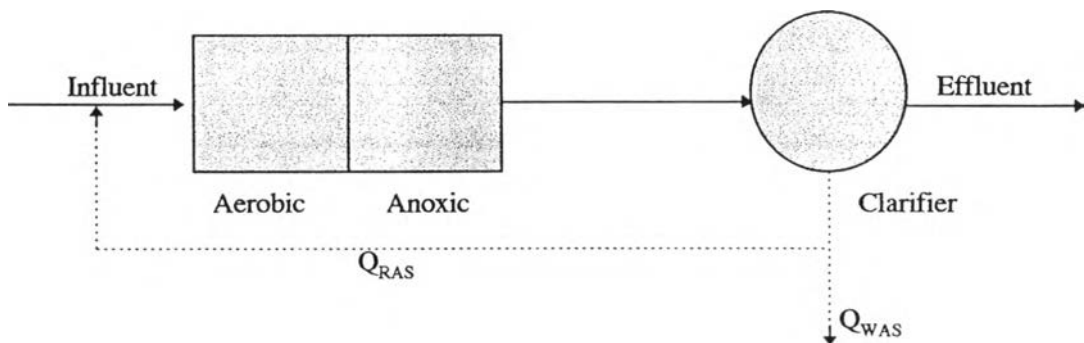
2.2.1 ระบบสลัดจ์เดี่ยว

ระบบสลัดจ์เดี่ยวอาจเรียกได้อีกอย่างหนึ่งว่า ‘ระบบเชื้อผสม’ ระบบนี้ประกอบด้วย แอวกทีเวเต็ดสลัดจ์เพียงชุดเดียว ลักษณะของระบบโดยทั่วไปจะประกอบด้วยถังแอนีออกซิก(ไม่มีออกซิเจนอิสระ) แต่มีออกซิเจนในรูปแบบอื่นๆ เช่น เป็นองค์ประกอบอยู่ในไนเตรด เป็นต้น) ถังแอโรบิกหรือออกซิก(มีออกซิเจนอิสระ) และถังตกตะกอน โดยถังแอนีออกซิกและถังออกซิกอาจมีมากกว่า 1 ถัง แต่ถังตกตะกอนจะมีเพียงใบเดียวเท่านั้น โดยวางอยู่ในตำแหน่งสุดท้ายของระบบ ส่วนตำแหน่งของถังแอนีออกซิกและถังแอโรบิกสามารถวางสลับตำแหน่งได้ ซึ่งเป็นสาเหตุให้ระบบสลัดจ์เดี่ยวมีกลไกในการกำจัดไนโตรเจนแบ่งย่อยออกอีกเป็น 2 แบบ คือ

ก) ระบบสลัดจ์เดี่ยวแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลัง (post denitrification)

เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบ ถังแรกที่รองรับน้ำเสียคือถังแอโรบิกหรือถังออกซิก รูปที่ 2-15 ในถังนี้หากมีเวลากักพักนานพอจะเกิดกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในภาวะที่มีออกซิเจนอิสระและเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่แปลงรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปสู่รูปของไนเตรด ปริมาณออกซิเจนที่เติมต้องเพียงพอต่อการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและการเกิดไนตริฟิเคชัน น้ำที่ออกจากถังนี้จะมีสารอินทรีย์คาร์บอน(หรือบีโอดี)ต่ำมากและมีไนเตรดสูง จากนั้น

จะไหลเข้าถังที่สองหรือถังแอโนกซิกที่ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้น โดยจุลินทรีย์จะดึงเอาออกซิเจนจากไนเตรตมาใช้ และเกิดการลดรูปหรือรีดักชันของไนเตรตขึ้น แต่มักพบว่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในถังแอโนกซิกนี้ต้องใช้คาร์บอนจากเซลล์ซึ่งไม่เพียงพอต่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์เนื่องจากสารอินทรีย์คาร์บอนส่วนใหญ่ในน้ำเสียถูกกำจัดออกไปในถังแอโรบิกก่อนหน้านี้อแล้ว ทำให้จุลินทรีย์เฮเทอโรโทรฟ(ซึ่งต้องใช้อินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งอาหารและพลังงาน)มีสารอาหารคาร์บอนไม่พอ จึงทำให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันมีค่าต่ำมาก ตัวอย่างของระบบ ได้แก่ Wuhermann process ดังแสดงรายละเอียดในรูปที่ 2-15 ระบบนี้เป็นระบบที่ Wuhermann ได้เสนอขึ้นในปี 1964 ซึ่งมีประสิทธิภาพต่ำและอัตราการกำจัดไนโตรเจนต่ำ

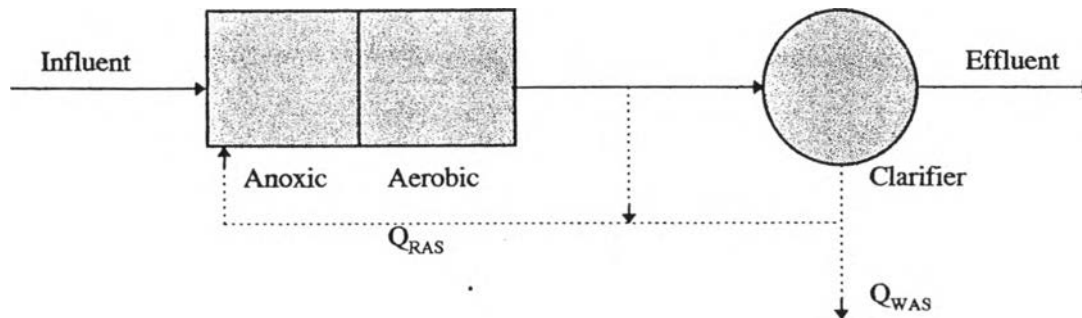


รูปที่ 2-15 กระบวนการ Wuhermann สำหรับการกำจัดไนโตรเจน(WEF และ ASCE, 1992)

ข) ระบบสลัดจ์เดี่ยวแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน (pre - denitrification)

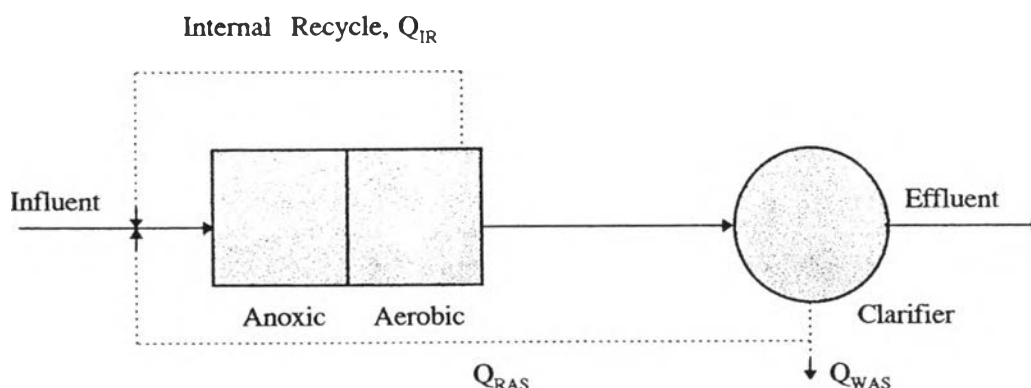
ระบบสลัดจ์เดี่ยวแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อนจะสลับกับแบบ ก. คือมีถังแอโนกซิกเป็นถังปฏิกรณ์ไบแรกและถังแอโรบิกเป็นถังปฏิกรณ์ไบหลัง (ดูรูปที่ 2-16) โดยที่จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเปลี่ยนรูปของไนเตรตซึ่งได้จากการเวินเอมแอลเอสเอสกลับจากถังแอโรบิกมาสู่ถังแอโนกซิกให้เป็นก๊าซไนโตรเจน ทั้งนี้โดยใช้อินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียที่เข้าสู่ถังแอโนกซิกเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน หลังจากผ่านถังแอโนกซิกแล้วสารอินทรีย์คาร์บอน(ที่เหลือจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน)และสารอินทรีย์ไนโตรเจน(จากน้ำเสียดิบและที่ถูกเจือจางลงแล้วด้วยการเวินเอมแอลเอสเอสกลับ)จะเข้าสู่ถังแอโรบิกซึ่งเป็นถังที่สอง ในถังนี้จะมีการเติมอากาศเพื่อให้เกิดกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนแบบใช้ออกซิเจนอิสระซึ่งเป็นภาวะที่กระบวนการไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ดี ในถังไบหลังนี้จะเกิดการแปลงรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปของไนเตรต เห็นได้ว่าในระบบนี้กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน(ถังไบแรก)

จะมีสารอินทรีย์คาร์บอนเพียงพอตลอดเวลา ทำให้การกำจัดไนโตรเจนออกจากระบบสามารถกระทำได้อย่างมีประสิทธิภาพ ตัวอย่างของระบบนี้ได้แก่ กระบวนการLudzack - Ettinger (ดูรูปที่ 2-16) ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบนี้ค่อนข้างสูง อัตราการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว



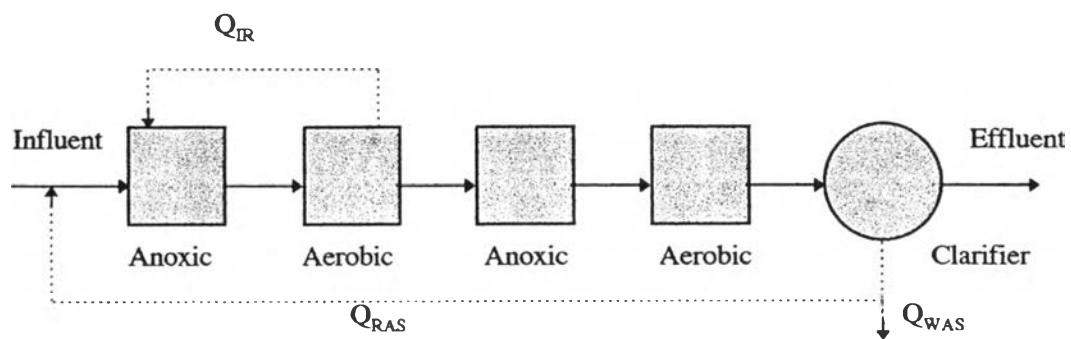
รูปที่ 2-16 กระบวนการ Ludzack - Ettinger สำหรับกำจัดไนโตรเจน (WEFและASCE,1992)

ต่อมา Barnard ได้พัฒนากระบวนการของ Ludzack - Ettinger มาเป็นกระบวนการใหม่ที่เรียกว่า Modified Ludzack - Ettinger process ระบบนี้จะมีการเวียนแอมโมเนียออกไซด์ (Q_{IR}) ภายในถังแอโรบิกตรงไปสู่ถังแอน็อกซิก ซึ่งทำให้มั่นใจมากยิ่งขึ้นว่าจะมีไนเตรดหลุดไปกับน้ำออกน้อยลง ลักษณะของระบบแสดงดังรูปที่ 2-17



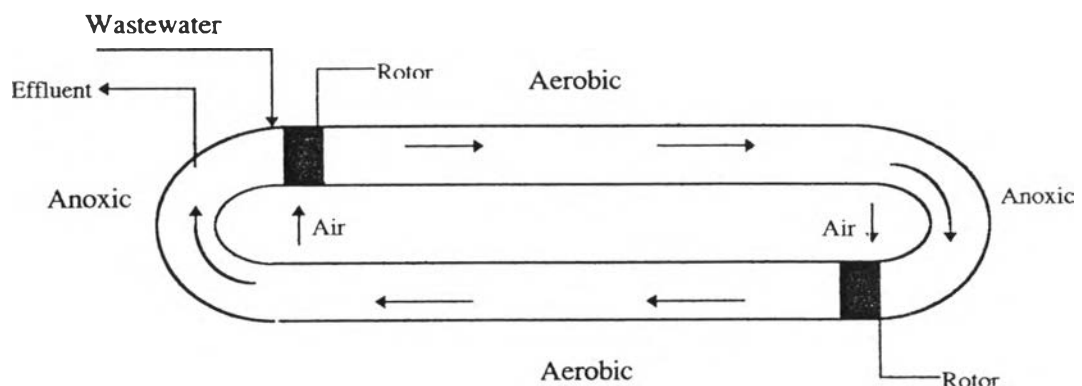
รูปที่ 2-17 กระบวนการ Modified Ludzack - Ettinger สำหรับกำจัดไนโตรเจน (WEF และ ASCE, 1992)

อีกกระบวนการหนึ่งในระบบนี้มีชื่อเรียกว่า Bardenpho process กระบวนการนี้ Barnard ได้พัฒนาขึ้นในปี 1973 (Randall, 1992) ลักษณะของระบบประกอบด้วยกระบวนการแบบ Modified Ludzack- Ettinger และ Wuhrmann โดยที่ระบบจะมีถังแอโนกซิกและถังแอโรบิก จำนวน 2 ชุด ดังแสดงในรูปที่ 2-18 โดยชุดแรกจะมีการเวียนแอมแอลเอสเอสกลับเช่นเดียวกับระบบ Modified Ludzack - Ettinger ถังแอโนกซิกในชุดที่สองจะมีหน้าที่ในการลดปริมาณไนเตรตที่ยังคงมีเหลืออยู่ในน้ำเสียซึ่งออกมาจากถังแอโรบิกของชุดแรก และถังแอโรบิกในชุดที่สองยังทำหน้าที่ในการเป่าไล่ก๊าซไนโตรเจนให้แยกตัวออกจากน้ำ เพื่อไม่ให้เกิดปัญหาการลอยตัวของสลัดจ์ในถังตกตะกอน



รูปที่ 2-18 กระบวนการ Bardenpho สำหรับกำจัดไนโตรเจน (WEF และ ASCE ,1992)

อนึ่ง ระบบคววนเวียน (oxidation ditch) ก็สามารถใช้สำหรับกำจัดไนโตรเจนได้ กลไกการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้ระบบคววนเวียนนี้สามารถอธิบายได้จากทฤษฎีพื้นฐานเช่นเดียวกับระบบอื่น ๆ โดยการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันจะเป็นไปตามรูปที่ 2-19



รูปที่ 2-19 กระบวนการคววนเวียน สำหรับกำจัดไนโตรเจน (Sedlak, 1991)

2.2.2 ระบบสองสลัดจ

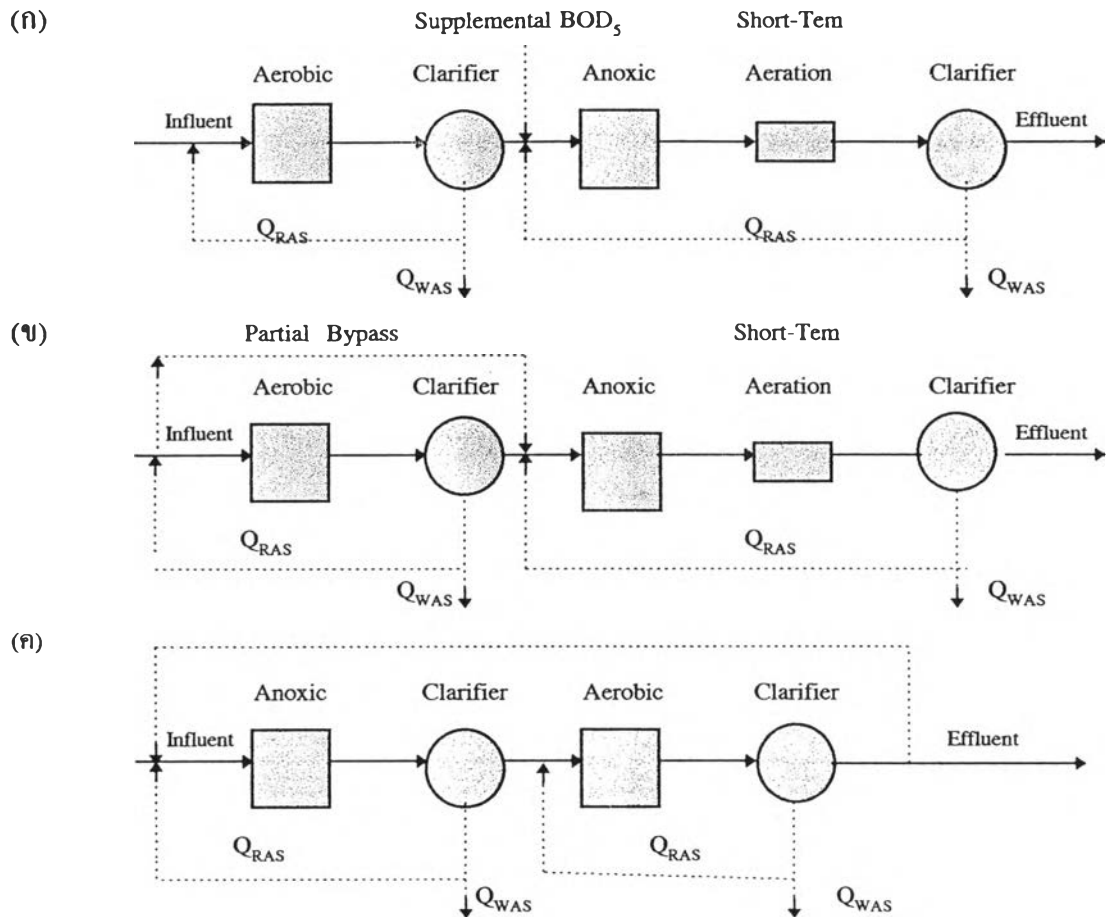
ระบบนี้ประกอบไปด้วยระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ 2 ชุด แต่ละชุดจะแยกหน้าที่ในการทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยแต่ละชุดจะต่อกันอย่างอนุกรมและมีถังตกตะกอนเป็นของตนเอง ในถังแอโรบิกนั้นจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังจะได้แก่พวกเฮเทอโรโทรฟิกและออโทโทรฟิก(ใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอนและได้พลังงานจากปฏิกิริยาเคมี)ซึ่งมีบทบาทในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน จุลินทรีย์ทั้งสองชนิดสามารถอยู่ร่วมกันได้เนื่องจากจุลินทรีย์พวกแฟคัลเททีฟใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอน ส่วนพวกออโทโทรฟิกใช้คาร์บอนจากคาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำเสีย ฉะนั้นจึงไม่แข่งอาหารกัน ส่วนในถังแอนีออกซิกนั้นจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่จะเป็นพวกแฟคัลเททีฟที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเหมือนในถังแอโรบิก ต่างกันตรงที่ในถังนี้ในเทรตจะเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจนเท่านั้น

ตัวอย่างรูปแบบของระบบสองสลัดจแสดงไว้ดังรูปที่ 2-20 จากรูปที่ 2-20 (ก) ถึงแอโรบิกจะทำหน้าที่กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน จากนั้นน้ำที่ออกจากถังตกตะกอนของระบบแอโรบิกซึ่งมีในเทรตอยู่ด้วยนั้นจะได้รับการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนก่อนจะเข้าสู่ถังแอนีออกซิกต่อไป ส่วนในรูปที่ 2-20 (ข) นั้นระบบนี้ใช้หลักการแบบเดียวกับในรูป 2-20 (ก) จะต่างกันตรงที่มีน้ำเสียเข้าบางส่วนที่ถูกแบ่งไปสู่ชุดที่ 2 เพื่อเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน ถึงแม้สารอินทรีย์คาร์บอนภายในระบบจะเพียงพอโดยไม่ต้องหาจากแหล่งภายนอกมาเพิ่มในช่วงก่อนเข้าถังแอนีออกซิกก็ตาม แต่จะมีสารประกอบไนโตรเจนจำนวนหนึ่งที่จะหลุดออกไปจากระบบเนื่องจากในถังแอนีออกซิกไม่สามารถออกซิไดส์แอมโมเนียได้ และในกรณีของรูปที่ 2-20 (ค) จะมีการหมุนเวียนน้ำจากถังตกตะกอนชุดที่ 2 สู่อันีออกซิกเพื่อเป็นการนำในเทรตที่ยังคงมีเหลืออยู่ในน้ำมาทำปฏิกิริยาในถังแอนีออกซิกอีกครั้ง ทำให้น้ำทั้งมีไนโตรเจนลดลงและยังเป็นการช่วยลดปริมาณความต้องการออกซิเจนในถังแอโรบิกด้วยเนื่องจากมีออกซิเจนจากในเทรตมาเป็นตัวเสริมในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในถังแอนีออกซิกได้มากขึ้น

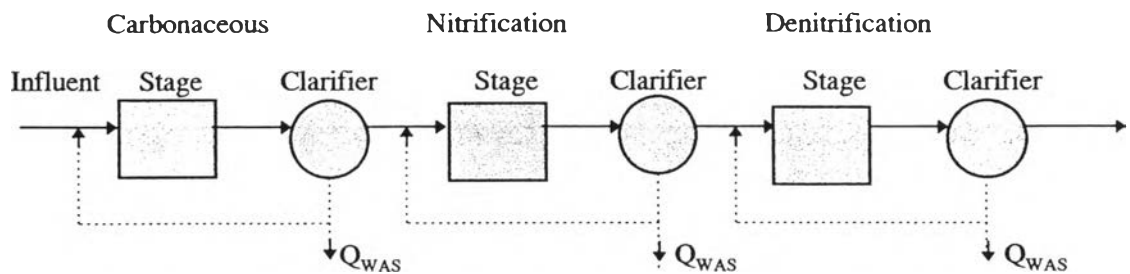
2.2.3 ระบบสามสลัดจ

ระบบนี้เป็นการแยกกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน ไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันออกจากกัน ดังแสดงในรูปที่ 2-21 โดยระบบจะประกอบด้วยแยกทิวเต็ดสลัดจ 3 ชุดด้วยกัน ระบบนี้เป็นระบบที่พัฒนาขึ้นในยุคแรกๆ ปัจจุบันไม่นิยมใช้แล้วเนื่องจากมีผลเสียจาก

การที่ต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเพิ่มเติมให้แก่วัสดุและเสียค่าใช้จ่ายสูงในการที่จะต้องแยกถังตกตะกอนออกจากกันในแต่ละชุดของแอกทิเวเต็ดสลัดจ์อีกด้วย



รูปที่ 2-20 กระบวนการสองสลัดจ์ สำหรับกำจัดไนโตรเจน (WEF และ ASCE,1992)



รูปที่ 2-21 กระบวนการสามสลัดจ์ สำหรับกำจัดไนโตรเจน (WEF และ ASCE,1992)

2.3 การศึกษาที่ผ่านมา

สังกะสีเป็นโลหะหนักอีกชนิดหนึ่งที่ใช้กันในหลายอุตสาหกรรม เช่นอุตสาหกรรมผลิตสี ผลิตพลาสติก ผลิตภัณฑ์ที่เกี่ยวข้องกับยาง การผลิตเครื่องสำอางและยา เป็นต้น กระบวนการผลิตบางขั้นตอนทำให้มีสังกะสีปะปนมากับน้ำเสีย โดยจะมีความเข้มข้นของสังกะสีแตกต่างกันไปตามชนิดของอุตสาหกรรม ตัวอย่างของปริมาณสังกะสีในน้ำเสียนั้นอาจดูได้ใน ตารางที่ 2-8

นอกจากสังกะสีจะเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียโดยผ่านมาจากกระบวนการทางอุตสาหกรรมแล้ว สังกะสียังเข้าสู่ระบบบำบัดได้จากกระบวนการทางธรรมชาติหรือการใช้ชีวิตประจำวันของมนุษย์ ความสัมพันธ์ระหว่างสิ่งดังกล่าวสามารถแสดงได้ดังในรูปที่ 2-22

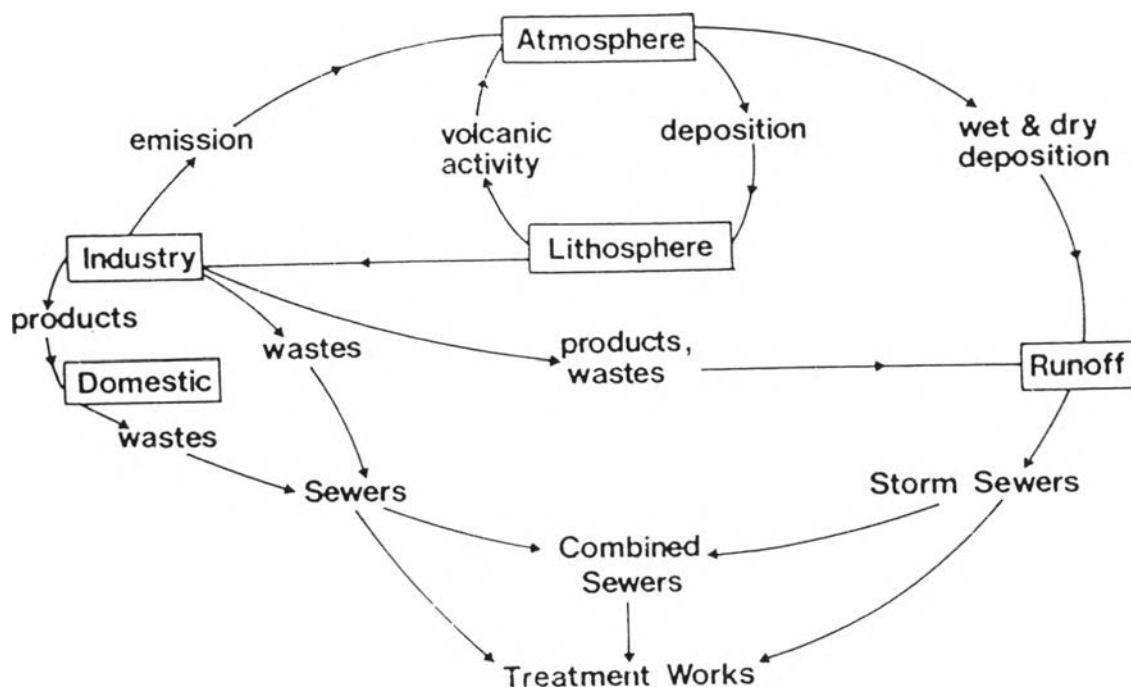
การศึกษาที่ผ่านมาของบางงานวิจัยในเรื่องผลของสังกะสีที่มีต่อกระบวนการแยกทิวเต็ด สลัดจ์ มีดังนี้คือ

ปี1975 Neufeld และ Hermann ได้ทำการศึกษาการกำจัดโลหะหนักโดยใช้ระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ ในการศึกษาครั้งนี้ได้เลือกใช้สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียของเมืองชิคาโกในประเทศสหรัฐอเมริกา มาเลี้ยงด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ในห้องปฏิบัติการเป็นเวลาสี่ปดาห์ครึ่ง จากนั้นจึงนำโลหะหนักหลายชนิดในรูปของสารละลายเกลือคลอไรด์ใส่ลงในระบบที่ความเข้มข้นตั้งแต่ 30, 100, 300 ถึง 1000 มก./ล. ในสองสัปดาห์ต่อมาพบว่าโลหะหนักได้เกิดการสะสมอยู่ในสลัดจ์จุลินทรีย์ และกระจายอยู่ในน้ำคั่ว การศึกษาครั้งนี้สังกะสีก็เป็นโลหะหนักชนิดหนึ่งที่ได้ถูกนำมาศึกษาพบว่าการสะสมของสังกะสีที่อยู่ในสลัดจ์จุลินทรีย์เป็นไปดังรูปที่ 2-23 ซึ่งจะเห็นว่าในกรณีของสังกะสีที่ความเข้มข้นสูงๆ(1000 มก./ล.) รอยละโดยน้ำหนักของสังกะสีที่สะสมในสลัดจ์จุลินทรีย์กลับลดลง ผู้วิจัยได้เสนอข้อคิดเห็นเกี่ยวกับสิ่งที่เกิดขึ้นว่า อาจเกิดจากการอิมตัวของสลัดจ์ที่ถูกล้อมด้วยสังกะสีหรือจากการตกตะกอนของสังกะสีในสารละลาย จากข้อมูลดังกล่าวผู้วิจัยได้สรุปว่าในการกำจัดสังกะสีออกจากน้ำเสียนั้น สิ่งที่มีความสำคัญน่าจะได้แก่กระบวนการฟลิกส์ เคมี หรือ พื้นที่ผิวของจุลินทรีย์ นอกจากนี้ยังพบว่าสังกะสีมีผลต่อเมตาโบลิซึมของจุลินทรีย์ด้วย และจากการวิจัยอีกส่วนหนึ่งพบว่าปริมาณสังกะสีมีผลต่อการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียที่คาดว่าจะมีสังกะสีปนเปื้อนมากับน้ำเสียด้วย โดยมีความสำคัญในเรื่องของเอสอาร์ที่ดังแสดงในรูปที่ 2-24 กล่าวคือถ้ามีสังกะสีปะปนอยู่จะต้องใช้เอสอาร์ที่เพิ่มขึ้นถ้าจะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับน้ำเสียที่ไม่มีสังกะสี จากรูปทำให้สามารถสรุปได้ว่าเอสอาร์ที่ใช้ในระบบควรมากกว่า 2 วัน

ตารางที่ 2-8 ความเข้มข้นของสังกะสีในน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภท (Patterson , 1977 อ้างถึงใน Lester, 1984)

Industrial Process	Zinc Concentration (mg/l)	
	Rang	Average
Metal Processing		
Bright dip Wastes	0.2 - 37.0	
Bright mill Wastes	40 - 1,463	
Brass mill Wastes	8 - 10	
Pickle bath	4.3 - 41.4	
Pickle bath	0.5 - 37	
Pickle bath	20 - 35	
Aqua fortis and CN dip	10 - 15	
Wire mill pickle	36 - 374	
Plating		
General	2.4 - 3.8	8.2
General	55 - 120	
General	15 - 20	15
General	5 - 10	
Zinc	20 - 30	
Zinc	70 - 150	
Zinc	70 - 350	
Brass	1 - 55	
Brass	10 - 60	
General	7.0 - 215	46.3
Plating on Zinc Castings	3 - 8	
Galvanizing of cold rolled steel	2 - 88	
Silver Plating		
Silver bearing wastes	0 - 25	9
Acid waste	5 - 220	65
Alkaline	0.5 - 5.1	2.2
Rayon Wastes		
General	250 - 1000	
General	20 ^a	
General	20 - 120	
Other		
Vulcanized fiber	100 - 300	
Cooling tower blowdown	6	

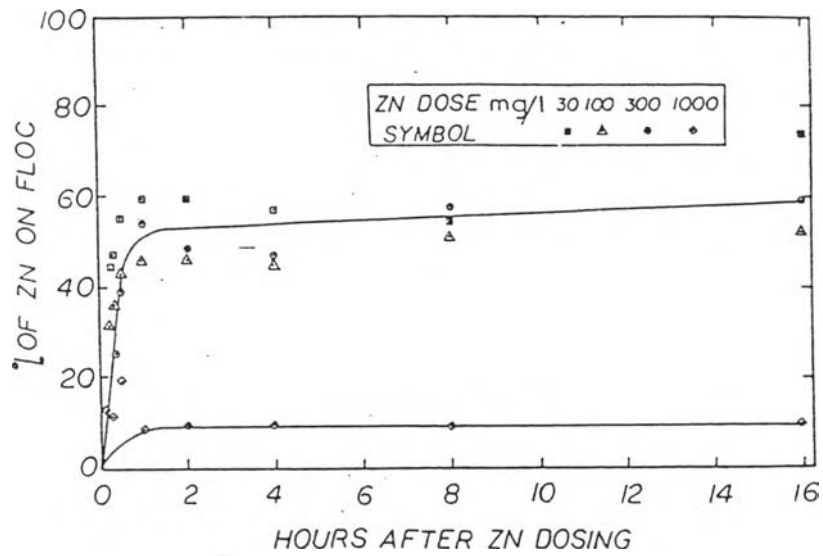
^a After process recovery of Zinc by ion exchange.



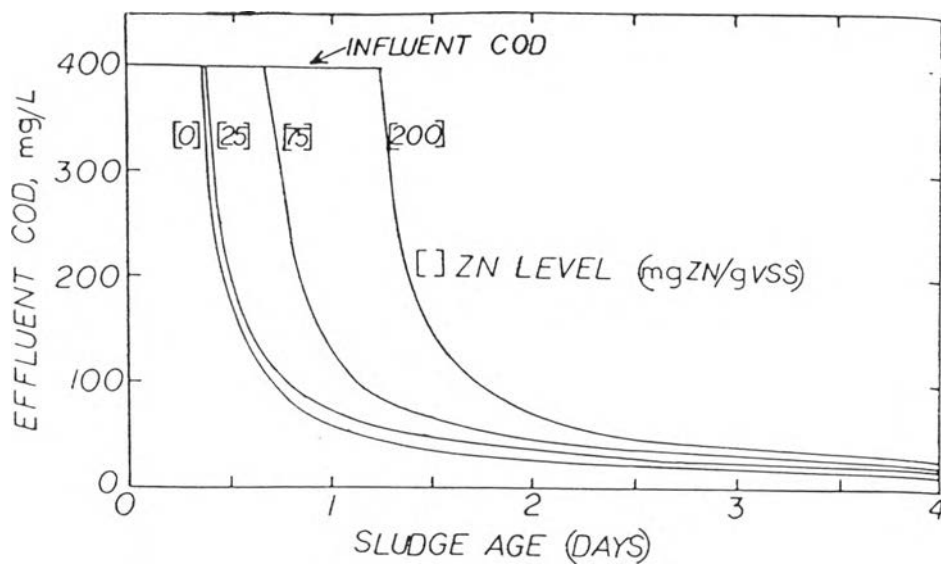
รูปที่ 2-22 แหล่งกำเนิดของโลหะหนัก และเส้นทางของโลหะที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย

(Lester, 1987)

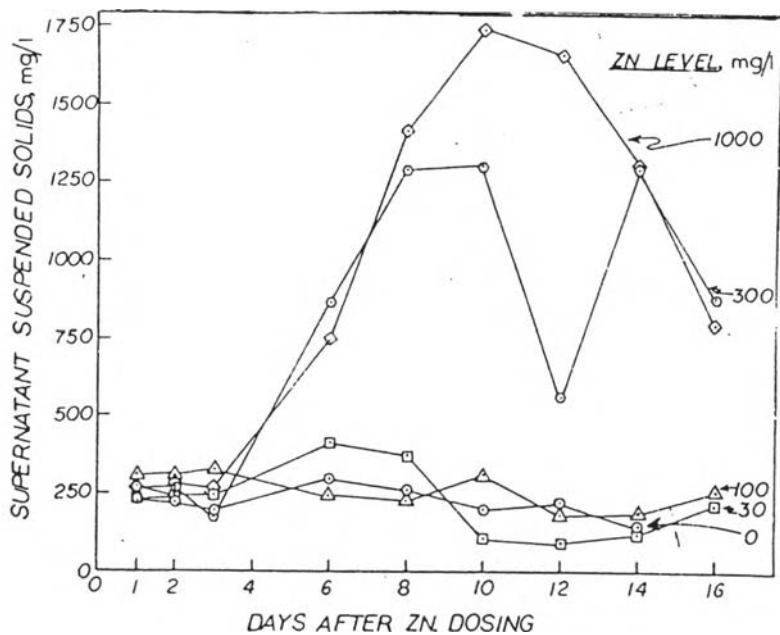
ปี 1976 Neufeld ทำการศึกษาเกี่ยวกับผลของโลหะหนักที่มีต่อการลดการสร้างฟล็อก (deflocculation) ของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยได้เลือกศึกษาผลของปรอท แคดเมียม และสังกะสี การทดลองทำโดยแยกใส่โลหะหนักแต่ละชนิดลงในระบบแบบภาวะช็อกด้วยความเข้มข้น 0, 30, 100, 300 และ 1000 มก./ล. ผลที่ได้จากการใส่สังกะสีนั้นพบว่า หลังจากการช็อกระบบด้วยสังกะสีแล้วเป็นเวลา 10 - 12 วัน ระบบเกิดการลดการสร้างฟล็อกอย่างชัดเจนเมื่อใส่สังกะสี 300 และ 1000 มก./ล. ซึ่งแสดงดังรูปที่ 2-25 จากข้อมูลดังกล่าว Neufeld ได้ทำกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณของแข็งแขวนลอยในของเหลวส่วนบน (supernatant suspended solids) กับความเข้มข้นของสังกะสี ดังรูปที่ 2-26 จากกราฟ Neufeld ได้สรุปว่า สังกะสีที่ความเข้มข้นต่ำกว่า 40 มก./ล. จะไม่มีผลในการลดการสร้างฟล็อก และเขาได้สรุปค่าของดัชนีปริมาตรสลัดจ์หรือเอสไอวี (sludge volume index) ของระบบในแต่ละความเข้มข้นของสังกะสีต่อระยะเวลาหลังจากช็อกระบบ ซึ่งกราฟของสังกะสีที่ความเข้มข้น 0, 30, 100 มก./ล. มีลักษณะคล้ายคลึงกัน ส่วนที่ 300 และ 1000 มก./ล. ให้ค่าดัชนีปริมาตรสลัดจ์ที่ลดลงจากกลุ่มแรกอย่างชัดเจน ดังรูปที่ 2-27



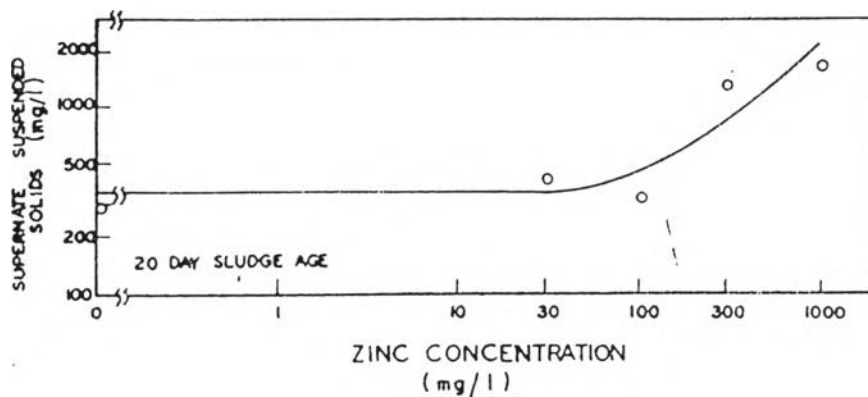
รูปที่ 2-23 การสะสมสังกะสีในสลัดจ์อินทรีย์ต่อระยะเวลา (Neufeld และ Hermann, 1975)



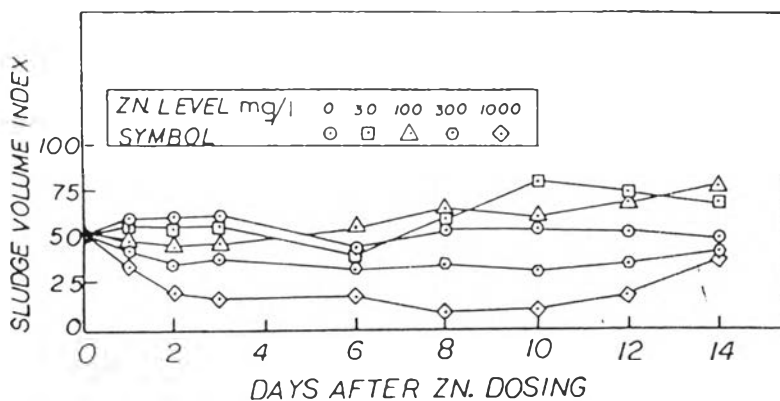
รูปที่ 2-24 ผลของระดับสังกะสีที่มีต่อเอสอาร์ทีในระบบการแยกที่เวเต้คสลัดจ์ (Neufeld และ Hermann, 1975)



รูปที่ 2-25 ผลของสังกะสีที่มีต่อการลดการสวางฟล็อกในกระบวนการแยกที่เวเต้ดงสลัดจ์ (เอสสารที่ 20 วัน)(Neufeld, 1976)

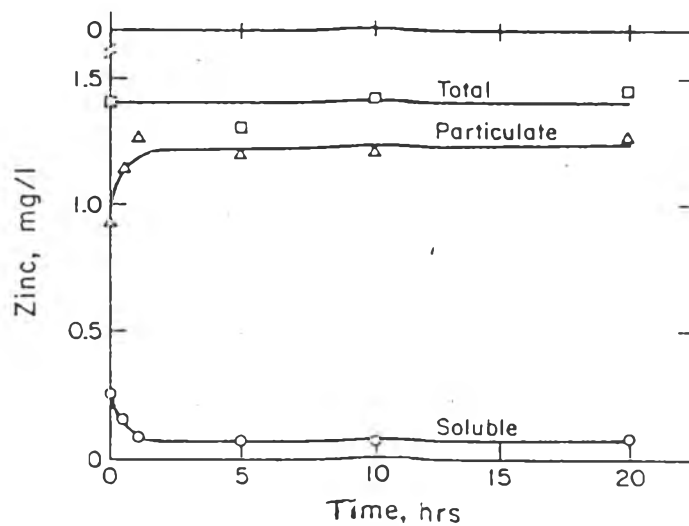


รูปที่ 2-26 ผลของการลดการสวางฟล็อกสูงสุดของแต่ละความเข้มข้นของสังกะสี(Neufeld, 1976)



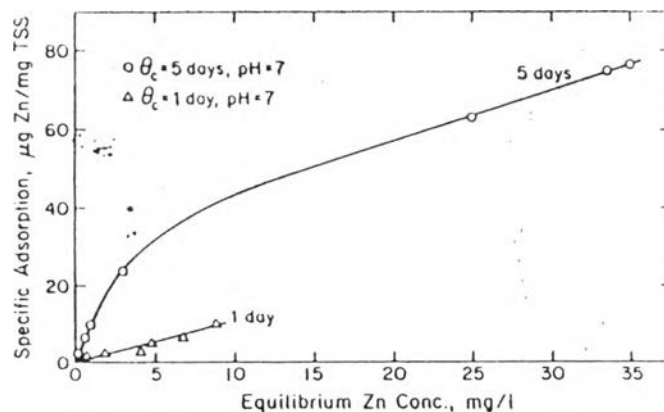
รูปที่ 2-27 ค่าดัชนีปริมาตรสลัดจ์ในระบบของแต่ละความเข้มข้นของสังกะสี(Neufeld, 1976)

ปี 1981 Nelson และคณะ ศึกษาผลของอัตราการดูดซึมโลหะหนักของจุลินทรีย์ในระบบ แอททิเวเตดสลัดจ์และผลของเอสอาร์ที่ที่ต่อการดูดซึมโลหะ จากการวิจัยพบว่า การดูดซึมสังกะสี เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วและสมบูรณ์ภายในชั่วโมงแรกของการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 2-28 และเมื่อ ทดลองแปรค่าเอสอาร์ที่ที่ 1 และ 5 วัน พบว่า เอสอาร์ที่ 5 วัน มีความสามารถในการดูดซึม สังกะสีได้ดีกว่า ดังแสดงในรูปที่ 2-29 ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Sterritt และ Lester (1981) ที่ มีการศึกษาการกำจัดสังกะสีโดยใช้กระบวนการแอททิเวเตดสลัดจ์โดยแปรค่าเอสอาร์ที่ที่ 3 ถึง 18 วัน พบว่า ระบบมีแนวโน้มที่จะกำจัดสังกะสีได้มากขึ้นเมื่อเอสอาร์ที่มากขึ้นดังแสดงในรูปที่ 2-30

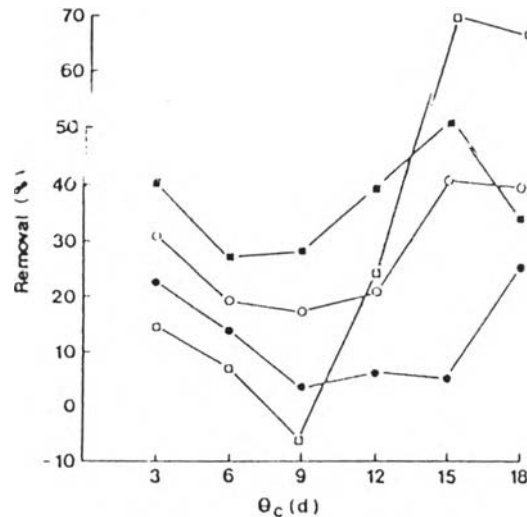


Kinetics of metal uptake by bacterial solids.

รูปที่ 2-28 กราฟแสดงการดูดซึมโลหะของสลัดจ์ต่อระยะเวลา (Nelson และคณะ, 1981)



รูปที่ 2-29 ผลของการแปรค่าเอสอาร์ที่มีต่อความสามารถในการดูดซึมโลหะของสลัดจ์ (Nelson และคณะ, 1981)

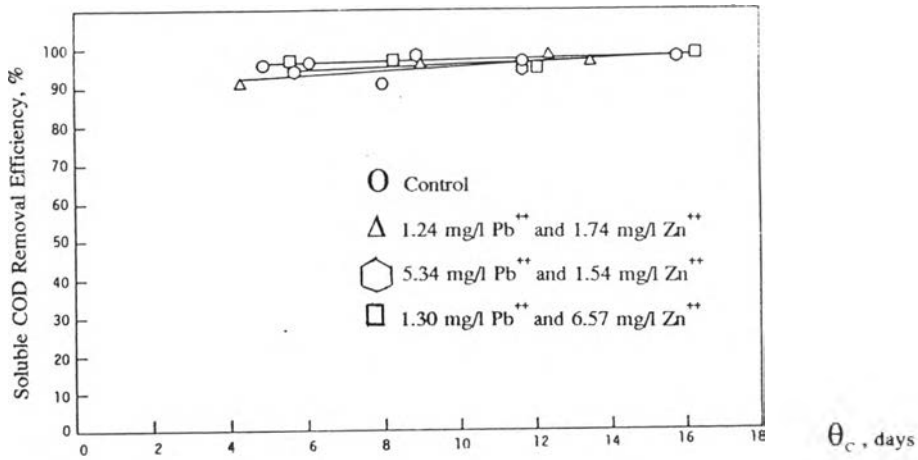


Influence of sludge age (θ_c) on percentage removal of copper (○---○), nickel (●---●), silver (□---□) and zinc (■---■) in an activated sludge simulation.

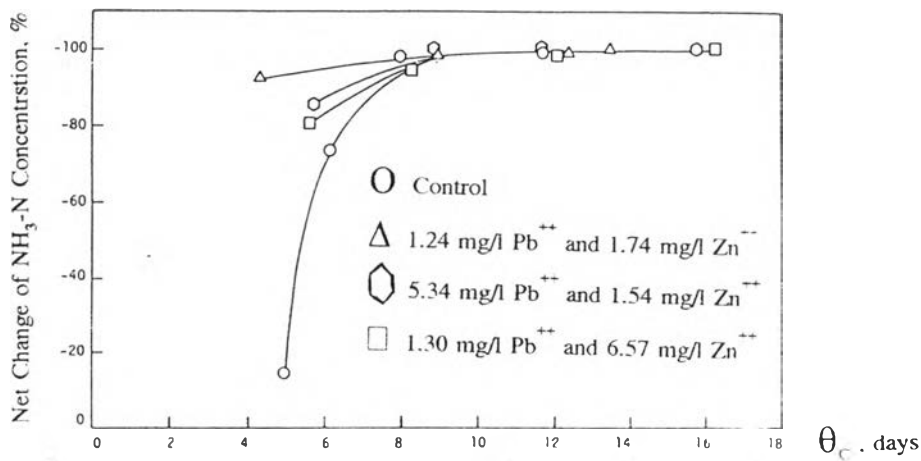
รูปที่ 2-30 ผลของการแปรค่าเอสอาร์ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะ (Sterritt และ Lester, 1981)

ในปี 1983 สุรพงษ์ วัฒนจักร ได้ทำการศึกษาวิจัยในเรื่องอิทธิพลร่วมของตะกั่วกับสังกะสีที่มีต่อกระบวนการแยกที่เวเตคสลับดังนี้ ตะกั่ว 1.24 ร่วมกับสังกะสี 1.74 มก./ล., ตะกั่ว 5.34 ร่วมกับสังกะสี 1.54 มก./ล. และตะกั่ว 1.30 ร่วมกับสังกะสี 6.57 มก./ล. จากการศึกษาพบว่าอิทธิพลร่วมของตะกั่วกับสังกะสีทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์ลดลงในช่วงเอสอาร์ที่น้อยๆ แต่หลังจากเอสอาร์ที่เกิน 12 วันแล้ว ตะกั่วและสังกะสีไม่มีผลในการลดประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์เลย ดังแสดงในรูปที่ 2-31 นอกจากนี้ยังมีผลการทดลองที่น่าสนใจอีกประการหนึ่งคือ การเกิดไนตริฟิเคชันในระบบ โดยสังเกตจากอัตราการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนเตรด ซึ่งพบว่าที่เอสอาร์ที่ 8 วัน การเปลี่ยนแอมโมเนียจะเกิดขึ้นโดยสมบูรณ์ แสดงดังรูปที่ 2-32 และความเข้มข้นของไนเตรดในน้ำออกจะเพิ่มขึ้นตามเอสอาร์ที่ดังรูปที่ 2-33 เมื่อพิจารณาโดยรวมทั้งระบบแล้วจะเห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ลดลงเล็กน้อย สัมประสิทธิ์ของการเจริญเติบโตสูงสุดของจุลินทรีย์ และสัมประสิทธิ์การสลายตัวของจุลินทรีย์ลดลง และประสิทธิภาพในการกำจัดตะกั่วและสังกะสีของระบบสูงกว่าร้อยละ 54 และ

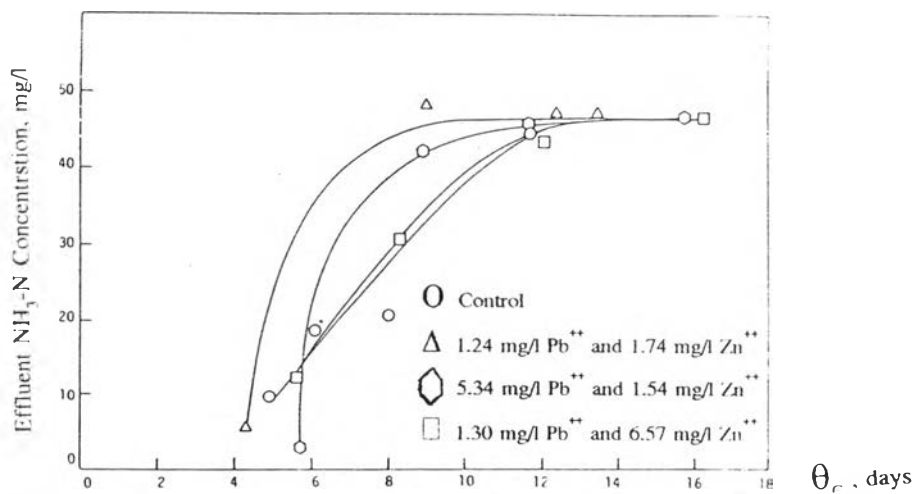
รอยละ 66



รูปที่ 2-31 อิทธิพลรวมของตะกั่วกับสังกะสีที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี (สุรพงษ์, 1983)



รูปที่ 2-32 รอยละของการแปรรูปแอมโมเนียของแผลอะเอสอาร์ที (สุรพงษ์, 1983)

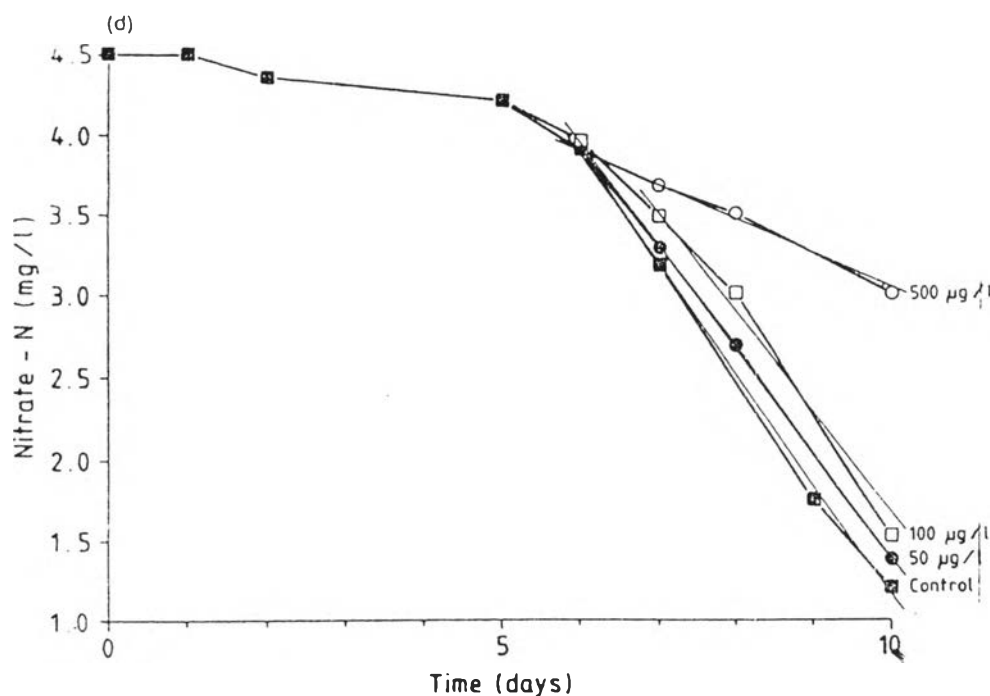


รูปที่ 2-33 ความเข้มข้นของไนเตรดในน้ำทิ้งของแผลอะเอสอาร์ที (สุรพงษ์, 1983)

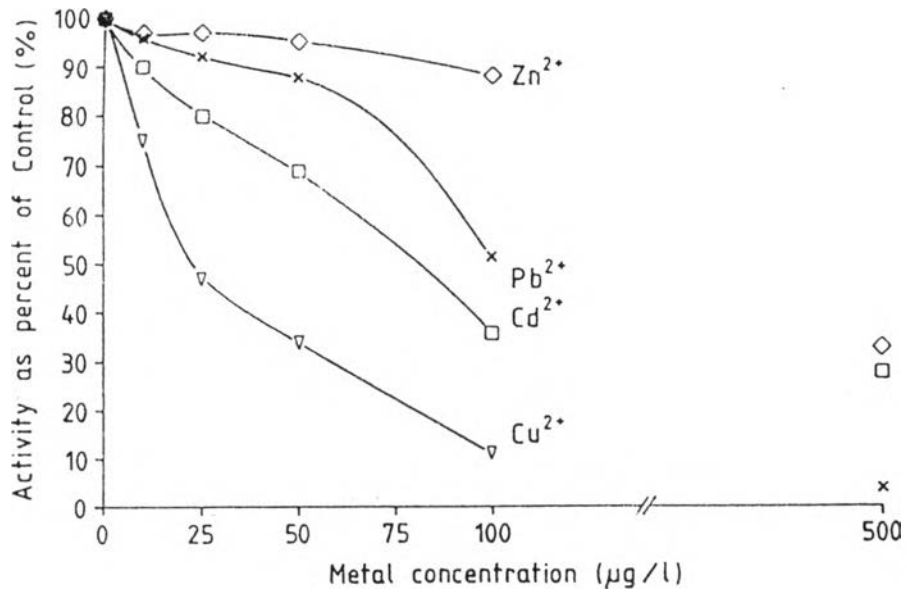
ปี 1990 Waara ศึกษาผลของทองแดง แคดเมียม ตะกั่ว และสังกะสีที่มีต่อการเกิดรีดักชันของไนเตรดในน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้นปานกลาง การทดลองได้แปรเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของโลหะหนักที่ 0, 50, 100 และ 500 ไมโครกรัม/ลิตร ลงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่อยู่ในภาวะแอน็อกซิกผลการศึกษพบว่า ความเข้มข้นของสังกะสีที่ต่ำกว่า 100

ไมโครกรัม/ลิตร ไม่มีผลในการลดการเกิดรีดักชันของไนเตรด โดยสามารถแสดงผลการทดลองในรูปของกราฟระหว่างความเข้มข้นของไนเตรดกับระยะเวลาที่ผ่านมาดังรูปที่ 2-34 ส่วนรูปที่ 2-35 เป็นการเปรียบเทียบร้อยละของการเกิดรีดักชันของไนเตรดกับความเข้มข้นของโลหะแต่ละชนิด จากกราฟพบว่าสังกะสีมีผลน้อยที่สุดในบรรดาโลหะหนักที่ศึกษา แต่ที่สังกะสีความเข้มข้น 500 ไมโครกรัม/ลิตร(หรือ 0.50 มก./ล.) มีการเกิดรีดักชันของไนเตรดลดลงถึงร้อยละ 67

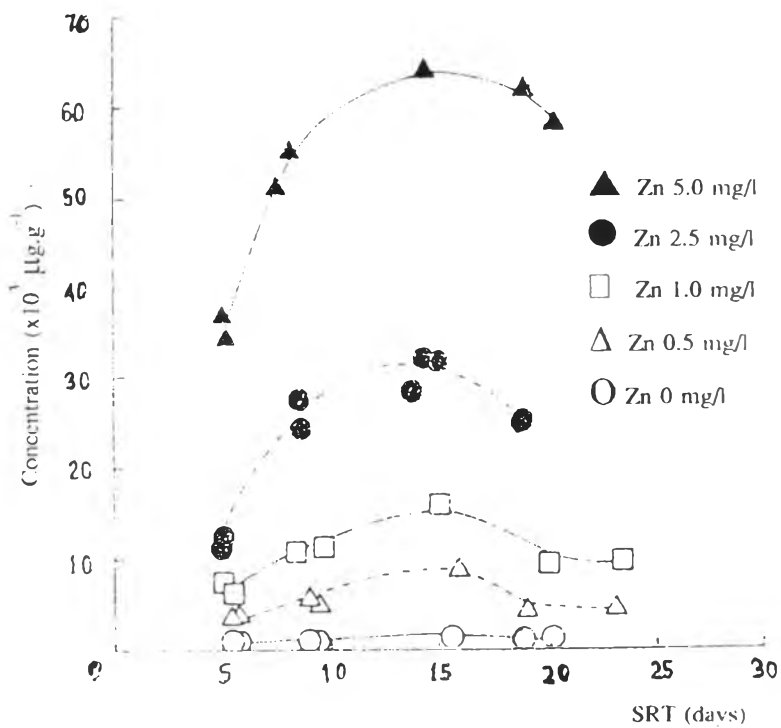
ในปี 1992 Moriyama และคณะได้ศึกษาการสะสมของสังกะสีในแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ และพบว่าการสะสมจะเพิ่มขึ้นเมื่อปริมาณสังกะสีในน้ำมีปริมาณเพิ่มมากขึ้น จากการทดลองพบว่าที่เอสอาร์ที่เท่ากับ 15 วันจะมีการสะสมของสังกะสีมากที่สุด ดังแสดงในรูปที่ 2-36 ซึ่งรูปนี้เป็นกราฟระหว่างอัตราส่วนของสังกะสีในสลัดจ์ต่อสังกะสีในน้ำที่ผ่านการตกตะกอนแล้ว(น้ำทิ้ง) กับเอสอาร์ที่ และจากกราฟสามารถสรุปได้อีกว่าสังกะสีมีความเข้มข้นในสลัดจ์มากที่สุดคือร้อยละ 6.28 โดยน้ำหนักเมื่อน้ำที่เข้าระบบมีความเข้มข้นของสังกะสี 5 มก./ล.



รูปที่ 2-34 ความเข้มข้นของไนเตรดต่อระยะเวลา (Waara , 1990)

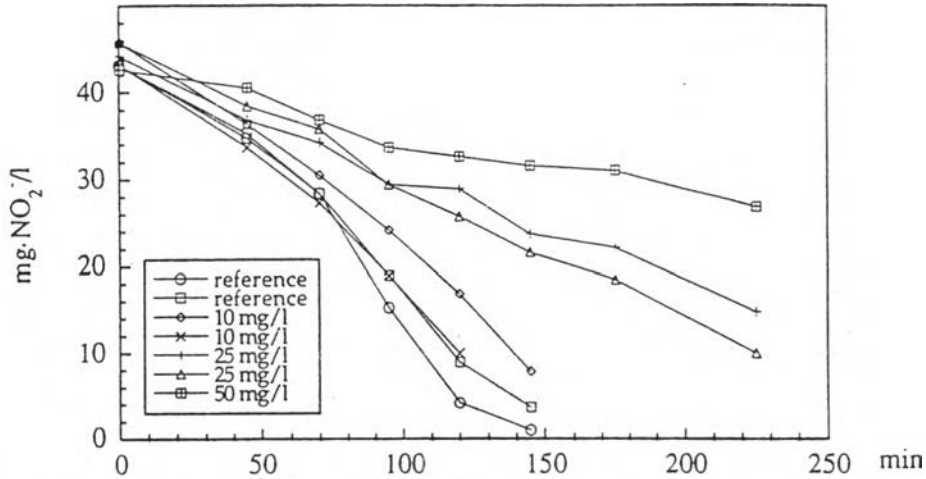


รูปที่ 2-35 รอยละของการเกิดรีดักชันของไนเตรดกับความเข้มข้นของโลหะบางชนิด (Waara, 1990)



รูปที่ 2-36 อัตราส่วนของปริมาณสังกะสีในสลัดจ์ต่อสังกะสีในน้ำทิ้งกับเอสอาร์ที (Moriyama และคณะ, 1992)

ในปี 1994 Gumaelius ได้ทดลองเกี่ยวกับผลของโลหะหนักที่มีต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการศึกษาได้ผลดังรูปที่ 2-37 ซึ่งเป็นการนำเสนอผลการทดลองในลักษณะความเข้มข้นของไนโตรตต่อระยะเวลา โดยพบว่าที่ความเข้มข้นของสังกะสีมากกว่าตั้งแต่ 10 มก./ล. อัตราการกำจัดของไนโตรตจะลดต่ำลง



รูปที่ 2-37 ผลของสังกะสีที่มีต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน(Gumaelius, 1994)

ปี 1995 Huang ได้ทดลองพบว่าสังกะสีมีผลต่ออัตราการออกซิไดซ์ของแอมโมเนีย ดังแสดงในตารางที่ 2-9 ซึ่งสังกะสี 0.1 มก./ล.มีผลทำให้ระบบมีอัตราการออกซิไดซ์ของแอมโมเนียลดลงเหลือร้อยละ 15 และลดลงมากขึ้นตามความเข้มข้นของสังกะสีที่เพิ่มขึ้น

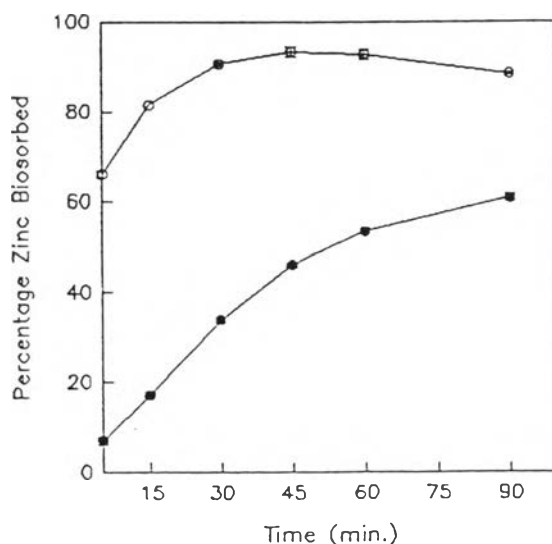
ตารางที่ 2-9 ผลของสังกะสีและความเข้มข้นของเอ็มแอลเอสเอสที่มีต่ออัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนีย(Huang, 1995)

MLSS (mg/l)	Zinc Concentration, Zn ²⁺ (mg/l)								
	0	0.046	0.092	0.115	0.23	0.46	0.69	1.15	1.61
2133	0.678			0.104 (15)	0.038 (6)		0.055 (8)	0.018 (3)	0.007 (1)
1333	0.394			0.050 (13)	0.046 (12)	0.023 (6)	0.007 (2)	0.015 (4)	

หมายเหตุ หน่วยอัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียเป็น คอชั่วโมง และ () แสดงอัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียเป็นร้อยละเมื่อเทียบกับสังกะสีที่ 0 มก./ล.

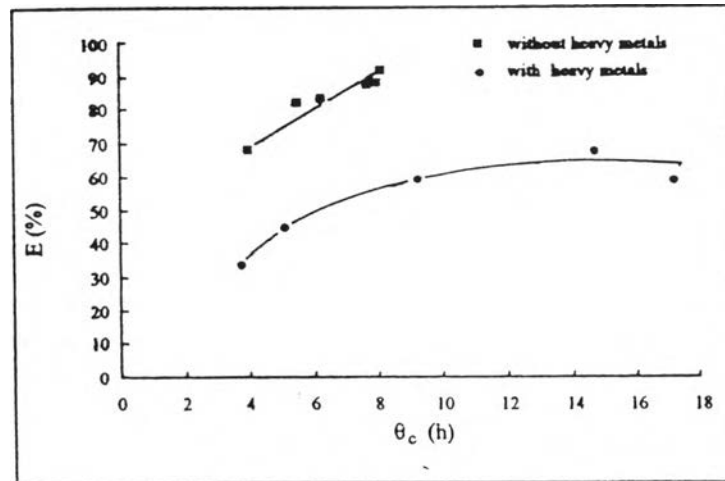
ปี 1996 Bux และ Kasan ได้ศึกษาการใช้สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่บำบัดน้ำเสียต่างชนิดกันมาทำการทดลองการดูดซับโลหะหนักพบว่า สลัดจ์ที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน สามารถดูดซับสังกะสีได้ดีกว่าสลัดจ์ที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม โดยเมื่อนำมาทดสอบที่เวลา 90 นาทีสลัดจ์ที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมสามารถดูดซับได้ร้อยละ 60 ส่วนสลัดจ์ที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนดูดซับได้ร้อยละ 97 เมื่อเวลาผ่านไปเพียง 45 นาที ดังแสดงในกราฟรูปที่ 2-38

และปี 1997 Beyenal และคณะ ได้วิจัยผลของทองแดงร่วมกับสังกะสี ที่มีต่อกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ จากการทดลองพบว่าเมื่อระบบไม่มีการเติมทองแดงและสังกะสี การเพิ่มเอสอาร์ที่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหาร(ซีโอดี)เพิ่มขึ้นแบบคงที่แปรตามเอสอาร์ที่ และการใส่ทองแดง 1.5 มก./ล.และสังกะสี 9.0 มก./ล.ประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหาร(ซีโอดี)จะลดลง และอัตราการเพิ่มของประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหารจะลดลงตามอายุสลัดจ์ที่มากขึ้นดังกราฟในรูปที่ 2-39 โดยค่าซีโอดีในน้ำทิ้งของแต่ละเอสอาร์ที่ในขงที่น้ำเสียไม่มีและมีโลหะหนักผสมอยู่แสดงดังกราฟในรูปที่ 2-40 และ 2-41 ตามลำดับ นอกจากนั้นทดลองหาอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะจะได้ดังกราฟในรูปที่ 2-42



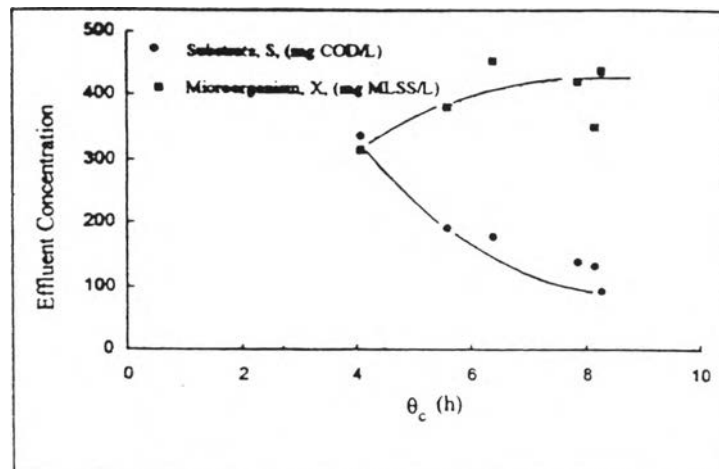
Percentage Zn^{2+} biosorbed by domestic (○) and industrial sludges (●) in a fully mixed bioreactor.

รูปที่ 2-38 กราฟแสดงการเปรียบเทียบการดูดซับโลหะของสลัดจ์ต่างชนิดที่เวลาต่างๆ(Bux และ Kasan ,1996)



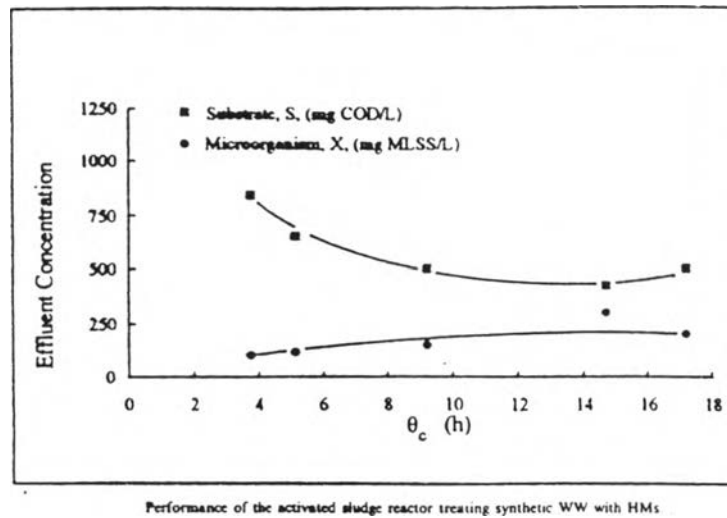
Substrate removal efficiencies of activated sludge reactor treating synthetic WW with and without HMs

รูปที่ 2-39 ผลของเอสอาร์ที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหารเปรียบเทียบระหว่างเมื่อมีการเติมและไม่เติมทองแดงและสังกะสี(Beyenal และ คณะ , 1997)

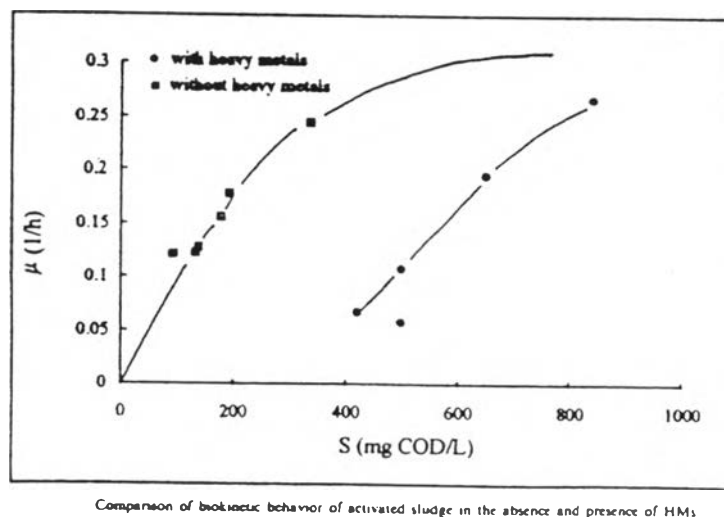


Performance of the activated sludge reactor operated with synthetic WW devoid of HMs

รูปที่ 2-40 ค่าซีโอดีในน้ำทิ้งของแต่ละเอสอาร์ที่ในขณะนี้น้ำเสียไม่มีทองแดงและสังกะสี(Beyenal และ คณะ, 1997)



รูปที่ 2-41 ค่าซีโอดีในน้ำทิ้งของแต่ละเอสอาร์ทีในขณะที่น้ำเสียมีทองแดงและสังกะสี(Beyenal และคณะ , 1997)



รูปที่ 2-42 กราฟแสดงค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะที่ซีโอดีค่าต่างๆเปรียบเทียบระหว่างเมื่อมีการเติมทองแดงและสังกะสีในน้ำเสียม(Beyenal และ คณะ, 1997)

2.4 ตัวอย่างโรงงานอุตสาหกรรมที่มีสังกะสีปนเปื้อนในน้ำเสียมปริมาณมาก (โรงงานผลิตยางยืด)

การผลิตยางยืด(rubber thread)ในปัจจุบันนี้กำลังเป็นที่ต้องการอย่างมาก เนื่องจากยางยืดเป็นวัตถุดิบที่สำคัญที่ใช้ในการผลิตสินค้าประเภทอื่น ตัวอย่างเช่น การผลิตสินค้าของกลุ่มอุตสาหกรรม

กรรมสิ่งทอ อุปกรณ์การกีฬา และรองเท้าสตรี เป็นต้น และจากการศึกษาลักษณะของน้ำเสียของโรงงานผลิตยางยืดพบว่า น้ำเสียที่เกิดขึ้นนั้นมีค่า ซีโอดี ไนโตรเจน และสังกะสีในปริมาณสูง ซึ่งเป็นผลสืบเนื่องจากขั้นตอนกระบวนการผลิตต่างๆ ดังที่จะกล่าวในหัวข้อต่อไป

2.4.1 วัตถุดิบที่ใช้ในการผลิต

ในการผลิตยางยืดนั้นวัตถุดิบที่สำคัญคือน้ำยางพาราดิบ นอกจากนี้แล้วยังมีสารเคมีอื่นๆ ที่ใช้ในการรักษาคุณภาพน้ำยางและใช้ประกอบในกระบวนการผลิต รายการสารเคมีชนิดต่างๆ แสดงดังตารางที่ 2-10 จะเห็นว่าสารเคมีที่มีผลต่อลักษณะน้ำเสียที่สำคัญได้แก่ สารเคมีที่มีส่วนประกอบของสังกะสีซึ่งมีอยู่หลายชนิด สารประกอบสังกะสีมีส่วนในการปรับปรุงคุณภาพของยางกล่าวคือทำให้ยางแข็งตัวดี หนายางสวย สีไม่เปลี่ยน และป้องกันยางถูกออกซิไดซ์ แต่ทำให้น้ำเสียมีสังกะสีปะปนซึ่งอาจมีผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดได้ นอกจากนั้นแล้วในการผลิตยังมีการใช้กรดอะซิติกจำนวนมากอันเป็นผลให้น้ำเสียมีค่าซีโอดีสูง และสารเคมีที่มีผลต่อลักษณะน้ำเสียที่สำคัญอีกชนิดหนึ่งคือแอมโมเนียที่ใช้ในการรักษาคุณภาพน้ำยางระหว่างการขนส่งและก่อนที่จะเข้าสู่กระบวนการผลิต แอมโมเนียนี้ช่วยให้น้ำยางไม่เกิดการเน่าบูดและทำให้ยางกรอบเหมาะแก่การเก็บรักษา แต่แอมโมเนียเป็นรูปหนึ่งของไนโตรเจนซึ่งปัจจุบันถือว่าเป็นสารมลพิษที่สำคัญอย่างหนึ่งด้วย(โรงงานฟิลาเท็กซ์,2538)

2.4.2 ขั้นตอนการผลิตยางยืด

การผลิตยางยืดหรือที่เรียกว่าค้ายางนั้น มีขั้นตอนเริ่มจากการขนส่งน้ำยางพาราดิบจากแหล่งผลิตสู่โรงงานซึ่งจะต้องมีการเติมแอมโมเนียผสมลงในน้ำยาง เพื่อไม่ให้น้ำยางเกิดการบูดเน่า เมื่อถึงโรงงานแล้วจะนำน้ำยางมาเก็บรักษาไว้ในถังเก็บน้ำยางและทำการควนน้ำยางในถังทุก 2 ชั่วโมง เพื่อไม่ให้น้ำยางจับตัวกันเป็นก้อน จากนั้นเมื่อเริ่มการผลิตยางยืดจะมีการนำน้ำยางดิบมาผสมกับสารเคมีที่ใช้ในการปรับปรุงคุณภาพยางภายในถังผสม แล้วผ่านน้ำยางสู่ถังอัดกรอง และถูกนำมอลดอุณหภูมิให้ได้ประมาณ 20 องศาเซลเซียสในถังควบคุมความเย็น ต่อจากนั้นน้ำยางจะถูกส่งไปยังหัวฉีดเพื่อทำเป็นเส้น เมื่อยางที่ถูกฉีดเป็นเส้นแล้วจะต้องนำเข้าสู่ถาดน้ำกรดอะซิติกเพื่อให้เส้นยางคงรูป ตามด้วยการนำเส้นยางมาล้างด้วยน้ำร้อนเพื่อทำความสะอาดสารเคมีซึ่งติดอยู่ที่ผิวหน้าของเส้นยาง จากกระบวนการนี้เองที่ทำให้เกิดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นใน

ตารางที่ 2-10 สารเคมีที่ใช้ในการผลิตยางยืด

ชื่อสารเคมี	ส่วนประกอบสารเคมี
Titanium dioxide	สารประกอบทางเคมี TiO_2
Ralox	สารประกอบของ Stericallyhydered polymeric phenol
Glomax-LL	สารประกอบจำพวกดินเคลย์ ประกอบด้วย SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3
Zinc oxide	สารประกอบทางเคมี ZnO
Potassium hydroxide	สารประกอบทางเคมี KOH
Sulphur	สารประกอบทางเคมี S_8
Rubber process oil	สารประกอบของ Heptaldehyde aniline conensate
ZDEC	Zinc diethyl dithiocarbamate
ZDBC	Zinc dibutyl dithiocarbamate
Dimethylamine	$(CH_3)_2N$
Triethylamine	$(C_2H_5)_3N$
ZMBT	Zinc salt of 2- mercaptobenzothiazole
Lactic casein	ประกอบด้วยโปรตีน ($N \times 6.38$) , ไขมัน , แล็กโตส
Ammonia	สารประกอบทางเคมี NH_3
Bentonite	สารประกอบจำพวกดินเคลย์ ประกอบด้วย SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , Na_2O , MgO , CaO , K_2O
Cellulose	สารประกอบของ Sodium lauryl sulphate
Stearic acid	สารประกอบทางเคมี $C_{17}H_{35}$
Oleic acid	สารประกอบจำพวก Carboxylic acid
Acetic acid	สารประกอบทางเคมี CH_3COOH
Preventtaloil	สารประกอบของ Sodium-o-phenyl phenolate
Formalin	สารประกอบทางเคมี $HCHO$
Talcum	สารประกอบผสมของ SiO_2 และ MgO
Cesadex	สารประกอบของ Sodium salt of carboxylate polyelectrolyte in aqueous solution
Anchiod	สารประกอบของ Zinc diethyl dithiocarbamate

ตารางที่ 2-10 สารเคมีที่ใช้ในการผลิตยางยืด(ต่อ)

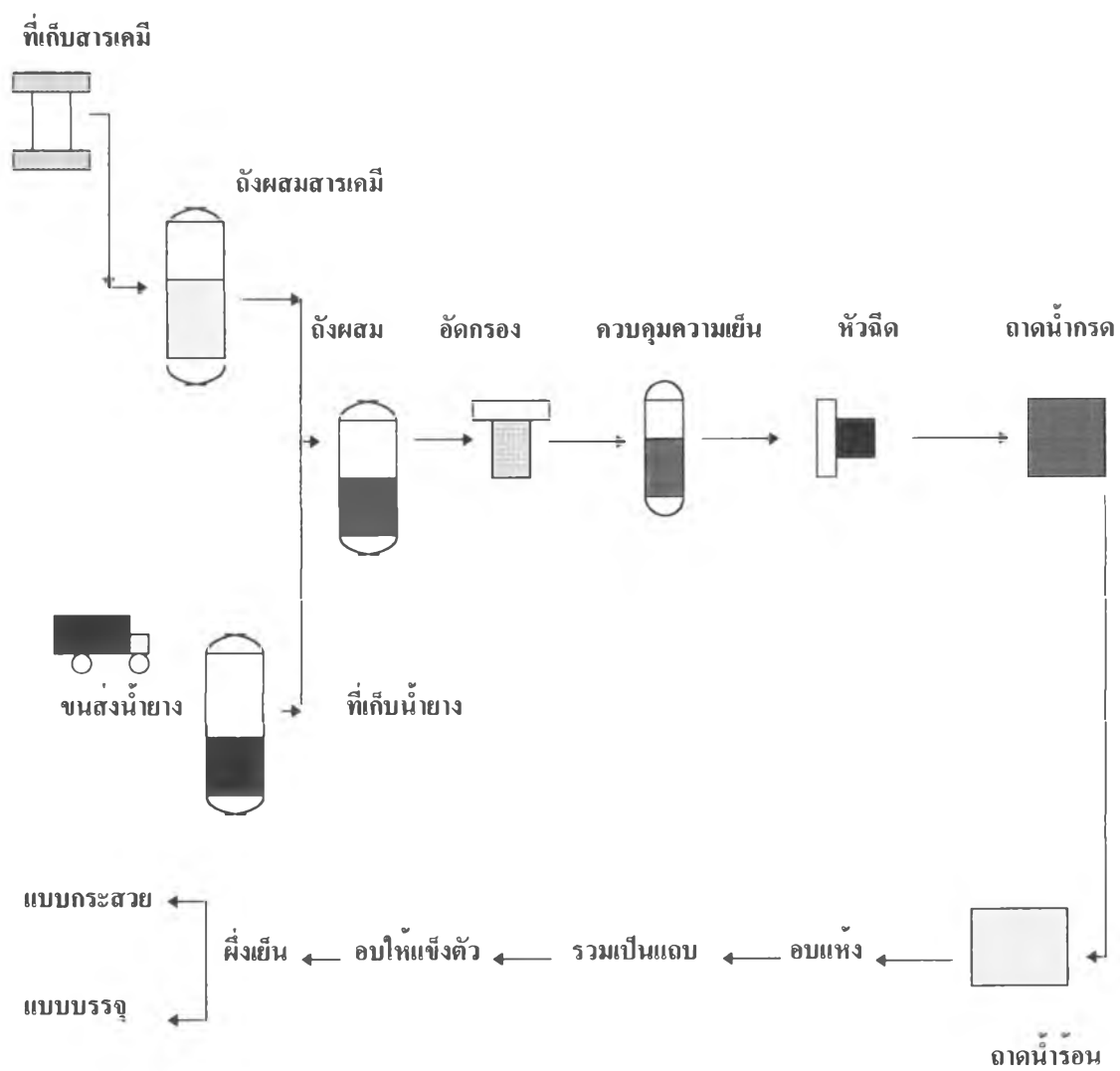
ชื่อสารเคมี	ส่วนประกอบสารเคมี
Microsol Violet B	สารประกอบจำพวก Aqueous dioxazine pigment
Microsol Violet B	สารประกอบจำพวก Aqueous dioxazine pigment
Microsol Carmine	สารประกอบจำพวก Aqueous dispersion of carbon black in present of non-ionic emusifier
Microsol Blue BN	สารประกอบจำพวก Alpha-Copper-Phthalocyanine
Microsol Violet B	สารประกอบจำพวก Aqueous dioxazine pigment
Microsol Carmine	สารประกอบจำพวก Aqueous dispersion of carbon black in present of non-ionic emusifier
Microsol Blue BN	สารประกอบจำพวก Alpha-copper-phthalocyanine
Microsol Black 2B	สารประกอบจำพวก Water Base Pigment ของ Carbon black

ที่มา : โรงงานฟีลาเท็กซ์ (2538)

ปริมาณที่สูงของซีโอดีที่เกิดจากกรดอะซิติก ในโตรเจนจากแอมโมเนีย และสังกะสีจากสารเคมีที่ใช้ในการปรับปรุงคุณภาพยาง หลังจากทำความสะอาดเส้นยางแล้วจะต้องนำไปอบแห้ง แล้วนำมารวมกันแถบ และอบให้แข็งตัว จากนั้นนำไปผึ่งเย็น ขั้นตอนสุดท้ายคือการบรรจุห่อหรืออาจทำเป็นกระสวย แล้วแต่วัตถุประสงค์ของการนำไปใช้งานต่อไป (โรงงานฟีลาเท็กซ์ , 2538)
ขั้นตอนการผลิตดังที่ได้กล่าวมาแล้วนั้นสามารถสรุปได้ดังรูปที่ 2-43

2.4.3 ลักษณะน้ำเสียของโรงงานผลิตยางยืด

จากการรวบรวมข้อมูลน้ำเสียของโรงงานฟีลาเท็กซ์ ซึ่งเป็นโรงงานที่ผลิตยางยืดแห่งหนึ่งในประเทศไทย และจากการที่ผู้วิจัยได้ทดลองนำน้ำเสียจากระบบบำบัดมาวิเคราะห์ด้วยนั้นทำให้สามารถสรุปข้อมูลได้ดังตารางที่ 2-11



รูปที่ 2-43 ขั้นตอนการผลิตขงยัดโดยวิธีฉีด (extrusion) ของโรงงานแห่งหนึ่งในประเทศไทย

ตารางที่ 2-11 ลักษณะน้ำเสียของโรงงานฟิลาเท็กซ์

ว/ค/ป	น้ำเสียที่เข้าระบบ			น้ำเสียที่ออกจากถังตกตะกอนเคมี				น้ำเสียที่ออกจากถังกรองไร้อากาศ				น้ำออกจากระบบบำบัด		
	บีโอดี mg/l	ซีโอดี mg/l	สังกะสี mg/l	บีโอดี mg/l	ซีโอดี mg/l	สังกะสี mg/l	แอม โมเนีย mg/l	บีโอดี mg/l	ซีโอดี mg/l	สังกะสี mg/l	แอม โมเนีย mg/l	บีโอดี mg/l	ซีโอดี mg/l	สังกะสี mg/l
29/9/38	-	-	-	4967	6533	8.8	-	-	-	-	-	-	-	-
9/10/38	-	-	-	8525	-	14.9	-	3262	4825	1.12	-	9.9	92	0.14
14/11/38	5796	6707	342	-	-	-	-	2606	3524	0.62	-	16	72	0.45
20/11/38	7122	8425	413	4256	6419	32.7	-	1456	1662	0.44	-	32	1148	0.64
22/11/38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	136	0.42
29/11/38	3712	3966	225	4105	5726	14.9	-	5208	6132	1.79	-	223	752	0.35
30/11/38	50.21	5123	295	-	-	-	-	-	-	-	-	93	371	0.57
1/12/38	14114	19226	427	-	-	-	-	-	-	-	-	111	459	0.54
12/12/38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1163	2202	0.33
15/12/38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1350	2402	0.55
5/2/39**	7125	9866	-	5250	6400	-	289.8	4200	4966	-	343	375	1453	-

ที่มา : โรงงานฟิลาเท็กซ์ (2538) (ระบบบำบัดน้ำเสียอยู่ระหว่างการปรับปรุง)

หมายเหตุ * * ผู้วิจัยนำน้ำเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียมาวิเคราะห์เอง