บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 ความสำคัญของความเค็มในน้ำเสีย

2.1.1 สภาพความเค็ม

ปัญหาที่พิจารณาในการศึกษาวิจัยนี้เกี่ยวกับความเค็มในน้ำเสีย ทั้งน้ำเสียที่มาจากอาคารที่อยู่อาศัย (domestic wastewater) ของชุมชนที่อยู่ใกล้แหล่งน้ำเค็ม ซึ่งบางแห่งอาจใช้น้ำทะเลในการอุปโภค เช่นใช้ล้างทำความสะอาดบริเวณที่อยู่อาศัยหรือใช้ในการชักโครกร่วมกับน้ำจืด หรือน้ำทะเลที่รั่วซึมและไหลเข้ามาในระบบ(infiltration/inflow, I/I) และน้ำเสียที่มาจากโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภท เช่นโรงงานอุตสาหกรรมการฟอกหนังซึ่งใช้เกลือโซเดียมคลอไรด์ในการดองหนังเพื่อรักษาหนังไม่ให้เปื่อยเน่า โรงงานผักดอง และโรงงานปลากระป๋อง เป็นต้น โรงงานเหล่านี้ใช้เกลือในขั้นตอนการผลิตเป็นปัจจัยสำคัญอย่างหนึ่ง น้ำเสียที่ออกมาจึงมีค่าความเค็มสูงถึงสูงมาก ตัวอย่างของค่าความเค็มของแต่ละโรงงานแสดงไว้ในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ปริมาณเกลือในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม

แหล่งกำเนิด	ความเข้มข้น	อ้างอิง
โรงงานอุตสาหกรรมการฟอกหนัง	3,310 - 11,120 มก.NaCl/ลิตร	ปธาน บรรจงปรุ , 1993
โรงงานผักดอง	5,000 - 20,000 มก.NaCl/ลิตร	บุญส่ง ไข่เกษ,1976
โรงงานปลากระป๋อง	1,200 - 1,500 มก.Cl /ลิตร	บุญเลิศ ผดุงศุภไลย,1978

น้ำเสียที่มีความเค็มเหล่านี้หากทิ้งลงคลองรับน้ำโดยตรงก็จะก่อให้เกิดปัญหาต่อสิ่งแวดล้อมข้างเคียงไม่ว่าจะเป็นพืชหรือสัตว์ เพราะทั้งพืชและสัตว์นั้นใช้ของเหลวเป็นตัวนำธาตุอาหารจากเซลล์ไปยังอีกเซลล์ นอกจากนั้นยังมีผลต่ออวัยวะที่สำคัญต่อชีวิตของพืชและสัตว์ด้วย ซึ่งถ้าหากมีความเค็มเข้าไปมากเกินควรก็จะเกิดผลต่อเนื้อเยื่อและแรงดันภายในเซลล์ ซึ่งนอกจากพืชและสัตว์แล้วความเค็มยังมีผลกระทบต่อแหล่งดิน แหล่งน้ำ และระบบบำบัดน้ำเสียที่ตามมาด้วย กล่าวคือ ความเค็มมีผลต่อจุลชีพที่มีอยู่ในระบบบำบัดน้ำเสียและต้องใช้เวลาในการคัดพันธุ์จุลิน

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ทรีย์ที่สามารถดำรงชีพและเจริญเติบโตได้ในภาวะความเค็มสูง ก่อนที่จุลินทรีย์นั้นๆจะสามารถทำหน้าที่กำจัดสารมลพิษในน้ำเสียได้

2.1.2 ชนิดของความเค็ม

ความเค็มในน้ำเสียนั้นมีแหล่งกำเนิดจากหลายทาง เช่นจากน้ำทะเลที่อาจต้องถูกใช้ในการอุปโภคในชีวิตประจำวันหรือจากเกลือที่ใช้ในกระบวนการผลิตของโรงงานอุตสาหกรรมบางชนิด ซึ่งเกลืออนินทรีย์ที่ใช้มีหลายชนิด ตัวอย่างเช่น เกลือโซเดียมซัลเฟต (Na_2SO_4) เกลือโซเดียมคลอไรด์ (NaCl) หรือเกลืออื่นๆที่มีโซเดียมเป็นประจุบวกในสารประกอบเกลือนั้นๆ แต่โดยทั่วไปเมื่อกล่าวถึงความเค็ม (salinity) แล้วจะหมายถึง เกลือโซเดียมคลอไรด์ นั่นเอง

ส่วนประกอบของแร่ธาตุในน้ำทะเลมีอยู่ด้วยกันหลายชนิด แต่จะเห็นได้ว่าเกลือโซเดียมคลอไรด์เป็นส่วนประกอบที่มีความเข้มข้นสูงที่สุด โดยมีความเข้มข้นถึง 23,475 ส่วนในล้านส่วน ดังแสดงในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ส่วนประกอบของน้ำทะเล (Howe, E.D., 1974)

สารประกอบ	ความเข้มข้น	
	ส่วนในล้านส่วน	โมล/กิโลกรัม
NaCl	23,475	0.40100
$MgCl_2$	4,981	0.05230
Na_2SO_4	3,917	0.02760
$CaCl_2$	1,102	0.00994
KCl	664	0.00890
$NaHCO_3$	192	0.00228
KBr	96	0.00081
H_3BO_3	26	0.00042
$SrCl_2$	24	0.00015
NaF	3	0.00007
Total	34,481	0.50347

2.1.3 การศึกษาที่ผ่านมา

การศึกษาผลของความเค็มที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ผ่านมามีดังนี้

Lawton และ Eggert (1957) ได้ศึกษาถึงผลของความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์สูงๆ ที่มีต่อระบบโปรยกรอง โดยทำการศึกษาที่ความเข้มข้นสูงถึงร้อยละ 3.5 หรือ 35,000 มก./ล. พบว่าที่ความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์สูงกว่า 10,000 มก./ล.จะเริ่มมีผลต่อการกำจัดบีโอดี และความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์ที่เพิ่มขึ้นทำให้การเจริญเติบโตของเมือกจุลชีพช้าลงและความสามารถในการกำจัดบีโอดีก็ต่ำลงด้วย ทั้งนี้เมื่อรับความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์ที่ 20,000 มก./ล. การเจริญเติบโตของเมือกจุลชีพจะชะงักเพียงในช่วงแรกเท่านั้น แต่หลังจากนั้นเมือกจุลชีพจะเริ่มปรับตัวชินกับความเข้มข้นใหม่โดยใช้เวลาอันสั้นเพียงประมาณ 1 ถึง 5 วัน แต่อย่างไรก็ตามการเจริญเติบโตและความสามารถในการกำจัดบีโอดีก็จะลดลง และสำหรับความเข้มข้นของบีโอดีที่มีค่ามากกว่า 1,500 มก./ล. การเจริญเติบโตของเมือกจุลชีพจะไม่ขึ้นอยู่กับการปรากฏหรือหายไปของโซเดียมคลอไรด์ ทั้งนี้เพราะการทำงานของเมือกจุลชีพไม่สามารถกำจัดบีโอดีได้ดีพอเมื่อความเข้มข้นบีโอดีสูงเกินไปอยู่แล้ว

Steward และคณะ (1962) ได้ศึกษาถึงผลของการเปลี่ยนแปลงความเค็มที่มีต่อกระบวนการเติมอากาศแบบยืดเวลา (extended aeration ,EA) และการใช้กระบวนการนี้ในการบำบัดน้ำเสียจากเรือโดยสาร พบว่าน้ำเสียที่มีค่าภาระชลศาสตร์และปริมาณสารอินทรีย์สูง เมื่อเกิดการเปลี่ยนแปลงค่าความเค็มจะมีผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงชั่วคราว ซึ่งในการวิจัยนี้เมื่อผสมน้ำเสียด้วยน้ำทะเลมากกว่าร้อยละ 30 หรือมีคลอไรด์เป็นส่วนประกอบมากกว่า 5.8 ก./ล.แล้ว จะทำให้ความเข้มข้นของสลัดจ์ในถังเติมอากาศ (MLSS)ลดลง ซึ่งจะมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดที่ตามมานั่นเอง

Ludzack และ Noran (1965) ได้ทำการศึกษาผลของเกลือโดยใช้กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทั่วไป พบว่าผลของความเค็มที่มีต่อระบบจะเกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์สูงกว่า 20,000 มก./ล. และการเพิ่มขึ้นของเกลือจะทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้นด้วย นอกจากนั้นที่ความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์สูงๆ จะทำให้การรวมตะกอนเกิดได้ไม่ดีเป็นผลให้ของแข็งแขวนลอยหลุดออกไปกับน้ำเสียมีมาก สำหรับผลของความเค็มที่มีต่อการเกิดไนตริฟิเคชันนั้นเมื่อเปรียบเทียบที่ความเข้มข้นของคลอไรด์สูงกับต่ำ พบว่าที่ความเข้มข้น

สูงถึง 20,000 มก./ล.จะทำให้การเกิดไนตริฟิเคชันลดลงร้อยละ 10 แต่การยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันโดยเกลือโซเดียมคลอไรด์นั้นต้องใช้เวลาประมาณ 24 ชั่วโมง ในทำนองเดียวกันถ้าต้องการจะปรับให้เกิดไนตริฟิเคชันกลับมาได้ฟื้นสภาพได้ดังเดิมต้องใช้เวลาอีกหลายวันภายหลังจากที่ความเข้มข้นของคลอไรด์ลดลงแล้ว

Kincannon และ Gaudy (1966) ศึกษาพบว่าอัตราการกำจัดสารอาหารในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบแบตช์จะลดลงภายใน 4 ชั่วโมงเมื่อมีการเติมเกลือโซเดียมคลอไรด์อย่างทันที (slug doses) ด้วยความเข้มข้น 30,000 มก./ล. ของโซเดียมคลอไรด์ แต่ความเข้มข้นนี้ยังไม่มีผลรบกวนอย่างรุนแรงต่อระบบ ซึ่งถ้าหากความเข้มข้นของเกลือเพิ่มขึ้นถึง 45,000 มก./ล.จะมีผลให้สลัดจ์เกิดได้ยาก เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหารลดลง ในการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์จากความเข้มข้นต่ำไปความเข้มข้นสูงนั้น สลัดจ์จะค่อยๆปรับตัวให้ชินจนกระทั่งความเข้มข้นของเกลือมีผลน้อยต่อระบบ แต่ถ้าหากเกิดการเปลี่ยนแปลงจากความเข้มข้นสูงไปสู่ความเข้มข้นที่ต่ำ เซลล์ของจุลชีพจะเกิดการชะงักเนื่องจากการช็อกของแรงดันออสโมติก (osmotic shock)

Tokuz และ Eckenfelder (1979) ได้ศึกษาถึงผลของเกลืออนินทรีย์ ซึ่งได้แก่ เกลือโซเดียมคลอไรด์และโซเดียมซัลเฟตต่อการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ พบว่าเมื่อระบบเริ่มชินกับความเค็มแล้ว ค่าของแข็งแขวนลอยที่ออกไปกับน้ำเสียจะมีค่าต่ำมาก (น้อยกว่า 10 มก./ล.) กรณีนี้ความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ในน้ำเสียที่เข้ามาต้องน้อยกว่า 35,000 มก./ล. ซึ่งความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ที่เพิ่มขึ้นจะมีผลให้ค่าซีโอดีในน้ำออกเพิ่มขึ้นด้วย ในขณะที่ค่าบีโอดีที่เหลืออยู่มีค่าต่ำมาก (น้อยกว่า 5 มก./ล.) แสดงว่าค่าซีโอดีที่เพิ่มขึ้นนั้นขึ้นอยู่กับส่วนที่ไม่สามารถย่อยสลายได้โดยทางชีวภาพ

Matsuo และ Hosobora (1988) ได้ศึกษาปฏิกิริยาในช่วงแอโรบิกของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก-แอโรบิกที่มีสภาพแวดล้อมเปลี่ยนแปลงไป ซึ่งในการศึกษาถึงผลของความเค็มของเกลือโซเดียม เช่นเกลือโซเดียมซัลเฟต (Na_2SO_4) เกลือโซเดียมคลอไรด์ (NaCl) และเกลือโซเดียมไนเทรต ($NaNO_3$) นั้นพบว่าเกลือเหล่านี้จะมีผลยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัสเมื่อความเข้มข้นมีค่าสูงกว่า 20 มิลลิโมล หรือสูงกว่า 1,168 มก./ล. นอกจากนี้ได้พิจารณาต่อไปอีกถึงการยับยั้งของเกลือว่ามีสาเหตุมาจากไอออนลบหรือโซเดียมประจุบวก โดยการทดลองเติมโซเดียมไบคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) ปรากฏว่าภายใน 1 ชั่วโมงอัตราการจับใช้ฟอสเฟตลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อ

เทียบผลกับถังควบคุม แต่ผลที่เกิดขึ้นนี้ยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่าไอออนลบหรือโซเดียมที่เป็นสาเหตุในการยับยั้งมากกว่ากัน เนื่องจากสภาพแวดล้อมเมื่อเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตนั้นมีค่าพีเอชสูงเกินไปสำหรับเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียทั่วๆไป แต่นักวิจัยหลายคนก็เชื่อว่าไอออนลบมีผลในการยับยั้งมากกว่าไอออนบวก และถึงแม้ว่าการจับใช้ฟอสฟอรัสนั้นสามารถถูกรบกวนได้ด้วยสภาพเกลือ แต่ถ้าหากใช้เวลานานๆก็จะทำให้โพลี-พี แบคทีเรีย (poly-P bacteria) หรือแบคทีเรียที่สามารถสะสมฟอสเฟตได้เป็นพิเศษสามารถปรับตัวให้ชินกับสภาพเกลือนั้นได้ อีกทั้งยังขจัดปัญหาการยับยั้งเนื่องจากสภาพความเค็ม และระบบจะสามารถทำงานต่อไปได้

Li และ Guowei (1993) ได้ทำการศึกษาถึงการบำบัดน้ำเสียที่มีความเค็ม โดยใช้วิธีคอนแทกออกซิเดชัน 2 ขั้น พบว่าเมื่อความเค็มเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพระบบก็จะลดลง ซึ่งที่ความเค็มถึง 20,000 มก./ล.ก็จะได้ประสิทธิภาพการกำจัดดีกว่าที่ความเค็ม 35,000 มก./ล. แต่ผลต่อระบบก็ไม่มากนัก

Hamoda และ Al-Attar (1995) ก็ได้ศึกษาผลของความเข้มข้นโซเดียมคลอไรด์ที่มีต่อกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยทำการทดลองที่ความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์ 10 กรัม/ลิตร และ 30 กรัม/ลิตร และแปรค่าอายุสลัดจ์อยู่ในช่วง 3 ถึง 20 วัน พบว่าความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์ที่สูงถึง 30 กรัม/ลิตร ยังไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ถ้าหากเพิ่มเวลากักพักของแข็งนานขึ้น ซึ่งระบบจะยังคงสามารถกำจัดซีโอดีได้ถึงร้อยละ 93 ถึง 95 ในการทดลองเพิ่มความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์เห็นได้ว่าค่าความเข้มข้นของมวลชีวะในถังปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นด้วย แสดงว่าแบคทีเรียมีความสามารถที่จะดำรงชีพและเจริญเติบโตได้ถึงแม้จะมีการเปลี่ยนแปลงสภาพความเค็มในน้ำเสีย

Dalmacija และคณะ (1996) ทำการศึกษาถึงผลของความเค็มจากบ่อน้ำมันที่มีต่อกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ผลที่ได้พบว่าความเค็มจากบ่อน้ำมันบริสุทธิ์ซึ่งเท่ากับ 29 ก./ล. นั้นมีผลต่อกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ทำให้เกิดเซลล์ไหลออกจากระบบ การเติมผงแอกทิเวเต็ดคาร์บอน (powdered activated carbon, PAC)ถึง 200 มก./ล.ก็จะทำให้ระบบทำงานได้ดีขึ้นและมีอัตราการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้นด้วยแต่ถ้าเติม PAC เกินกว่านี้ก็ไม่มีผลดีขึ้นกว่าเดิมเท่าใดนัก ส่วนการเจือจางด้วยน้ำผิวดินถึงร้อยละ 70 ก็จะช่วยให้ระบบดีขึ้นเช่นกันแต่เมื่อเจือจางเกินกว่านี้ก็จะไม่มีผลต่อการย่อยสลายสารอาหาร

Intrasungkha และคณะ (1997) ได้ศึกษาผลของคลอไรด์ที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารโดยใช้กระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพแบบแบตช์ พบว่าระบบสามารถทำงานได้ดีถ้าความเค็มในน้ำเข้ามีความเข้มข้นต่ำ คือเพียงร้อยละ 0.03 ถึง 0.2 (300 ถึง 2000 มก./ล.) และประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบทำได้ยากขึ้นถ้าความเค็มสูงถึงร้อยละ 0.5 (5000 มก./ล.)

2.2 การกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ (Biological Nutrient Removal)

การกำจัดธาตุอาหารโดยวิธีทางชีวภาพ (Biological Nutrient Removal, BNR) มีจุดมุ่งหมายเพื่อการกำจัดฟอสฟอรัสและไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย เพราะไม่เช่นนั้นหากธาตุอาหารทั้งสองนี้ถูกปล่อยออกสู่แหล่งน้ำแล้วจะก่อให้เกิดปัญหาสำคัญคือ เกิดยูโทรฟิเคชันขึ้นในแหล่งรับน้ำนั้นๆ ทำให้แหล่งน้ำนั้นเกิดสภาพน้ำเปลี่ยนสี กลายเป็นสีเขียวหรือแดงเนื่องจากการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วของสาหร่าย ซึ่งเมื่อสาหร่ายเหล่านี้ตายไปก็จะทับถมทำให้เกิดสภาพเน่าเสียขึ้นได้อีก

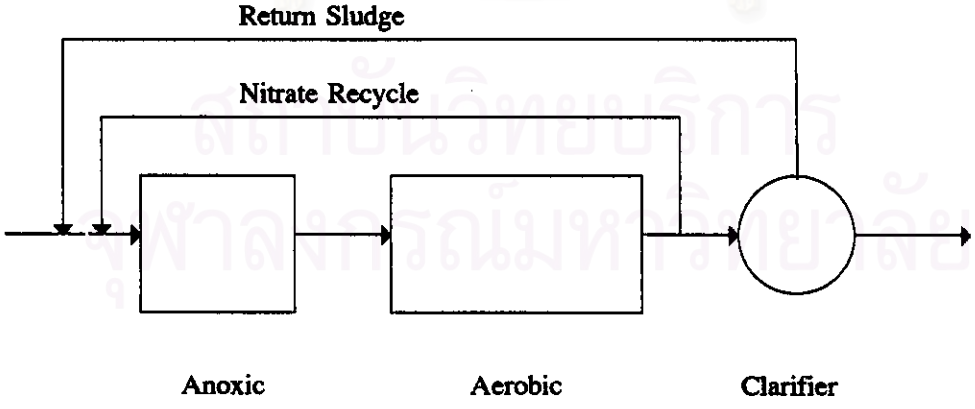
Randall และคณะ (1992) ได้กล่าวว่า ปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสนั้นเป็นตัวควบคุมการเจริญเติบโตของสาหร่าย โดยปริมาณของไนโตรเจน 1 กิโลกรัมนั้นสามารถกระตุ้นให้เกิดมวลชีวะของสาหร่าย 16 กิโลกรัม และปริมาณนี้เทียบเท่ากับซีโอดี 20 กิโลกรัม และเช่นเดียวกันฟอสฟอรัสปริมาณ 1 กิโลกรัมมีผลเทียบเท่ากับซีโอดี 138 กิโลกรัม ซึ่งจากข้อมูลลักษณะน้ำเสียชุมชนของประเทศอังกฤษที่กล่าวว่าน้ำเสียมีค่าซีโอดี 400 มก./ล. ในขณะที่มีส่วนประกอบฟอสฟอรัส 6 ถึง 10 มก./ล. และไนโตรเจน 30 ถึง 40 มก./ล. ซึ่งเมื่อเทียบแล้วจะเห็นได้ว่าไนโตรเจนที่ถูกระบายทิ้ง 30 มก./ล. นั้นที่มีผลเทียบเท่ากับค่าซีโอดี 600 มก./ล. ซึ่งมีปริมาณน้อยกว่าค่าซีโอดีที่เทียบเท่าจากฟอสฟอรัส 6 กรัมคือ 828 มก./ล. แต่ทั้งสองก็ยังสูงกว่าค่าซีโอดีของสารอินทรีย์ในน้ำเสียดิบที่ยังไม่ผ่านการบำบัด

สำหรับลักษณะน้ำเสียของประเทศไทยก็มีค่าซีโอดี 200 ถึง 700 มก./ล. ปริมาณไนโตรเจน 20 ถึง 85 มก./ล. และฟอสฟอรัส 4 ถึง 15 มก./ล. (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 1991) ถ้าเทียบเป็นค่าซีโอดีเช่นเดียวกับต่างประเทศก็จะเห็นได้ว่า ปริมาณไนโตรเจน 20 มก./ล. และฟอสฟอรัส 4 มก./ล. จะเทียบเท่ากับซีโอดี 400 และ 552 มก./ล.ตามลำดับ ซึ่งก็มากกว่าค่าซีโอดีของน้ำเสียดิบที่ยังไม่ผ่านการบำบัดเช่นกัน

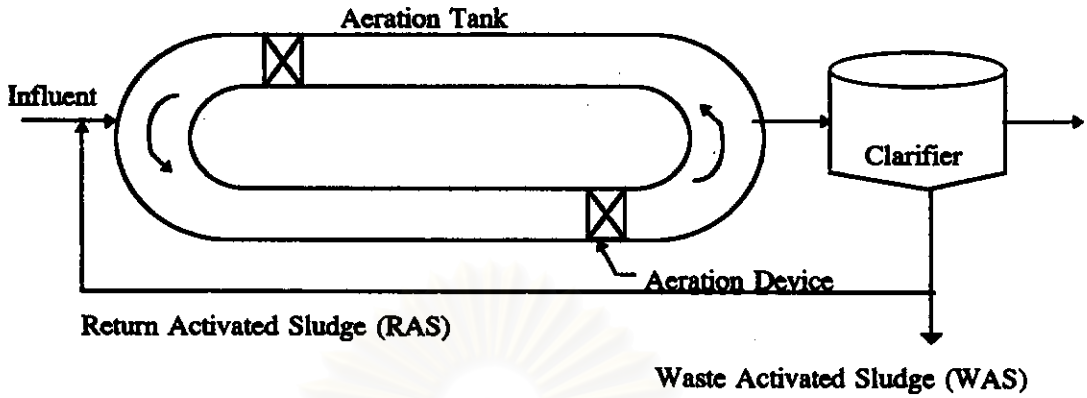
ดังนั้นการควบคุมการเกิดยูโทรฟิเคชันในแหล่งรับน้ำได้ดีที่สุดวิธีหนึ่งก็คือ การลดปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จะลงสู่แหล่งน้ำ ซึ่งทำได้โดยการใช้กระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ (BNR) ที่แหล่งกำเนิดเฉพาะที่ (point sources) นั้นๆ

Randall และคณะ(1992) ได้กล่าวไว้ว่า กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพพัฒนามาจากระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยการเพิ่มส่วนที่ไม่เติมอากาศ (อาจจะเป็นหนึ่งถังหรือมากกว่า) เข้ามาในระบบ รวมกันเป็นระบบสลัดจ์เดี่ยว (single sludge system) ซึ่งระบบสลัดจ์เดี่ยวนี้หมายถึงระบบที่มีถังตกตะกอนขั้นที่สองเพียงถังเดียวและมีการนำกลับมวลชีวะที่ตกตะกอนกลับมาในระบบทั้งหมด ดังรูปที่ 2.1 ซึ่งลักษณะนี้จะสร้างสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมทางชีวภาพให้แบคทีเรีย

ในกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพนั้นการกำจัดฟอสฟอรัสสามารถทำให้เกิดขึ้นได้โดยให้น้ำเสียผ่านเข้าสู่ส่วนที่เป็นแอนแอโรบิกก่อน ซึ่งแบคทีเรียที่ทำหน้าที่กำจัดฟอสฟอรัสจะมีโอกาสที่จะใช้ประโยชน์จากสารอาหารอินทรีย์ก่อน ด้วยเหตุนี้แบคทีเรียเหล่านี้จึงได้รับการกระตุ้นให้ทำงานก่อนแบคทีเรียตัวอื่นที่ไม่สามารถใช้ประโยชน์และเก็บกักสารอาหารภายใต้สภาพที่เป็นแอนแอโรบิกได้ สำหรับการกำจัดไนโตรเจนก็ทำได้โดยให้น้ำเสียเข้าสู่ส่วนที่เป็นแอน็อกซิกก่อน ซึ่งการกำจัดฟอสฟอรัสก็จะยังคงเกิดได้พร้อมๆกัน โดยให้ส่วนที่เป็นแอนแอโรบิกเกิดขึ้นตามด้วยส่วนที่เป็นแอน็อกซิก



(ก) Single - sludge (recycle) system



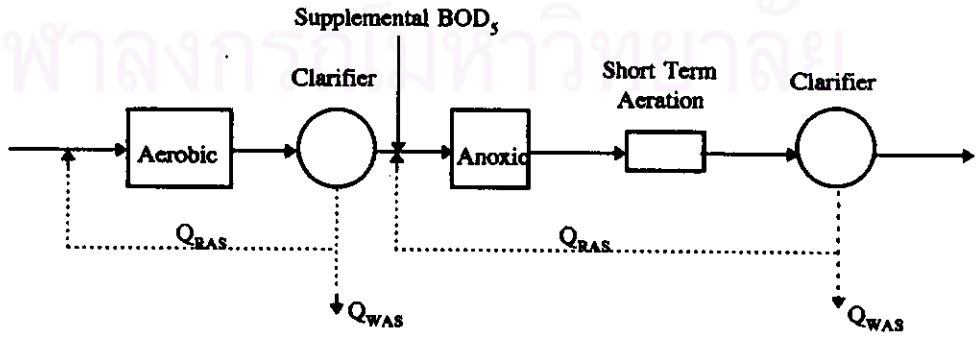
(ข) Oxidation ditch

รูปที่ 2.1 ระบบสลัดจ์เดี่ยวที่มีการเวียนตะกอนกลับ และคลองวนเวียน (Randall, C.W., 1992)

กระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพได้มีการพัฒนามาตามลำดับ ซึ่งมีอยู่หลายทางเลือกด้วยกัน คือ

1. กำจัดไนโตรเจนอย่างเดียว

Sedlak,R.I. (1991) ได้แบ่งกระบวนการกำจัดไนโตรเจนอย่างเดียวออกเป็น 3 รูปแบบพื้นฐานคือ ระบบสลัดจ์เดี่ยวที่มีการเวียนตะกอนกลับ (single sludge system with mixed liquor recycle) ระบบสลัดจ์คู่ (two sludge or separate stage system) และระบบคลองวนเวียน (oxidation ditch or channel) แสดงดังรูปที่ 2.1(ก) 2.1(ข) และ 2.2 ตามลำดับ

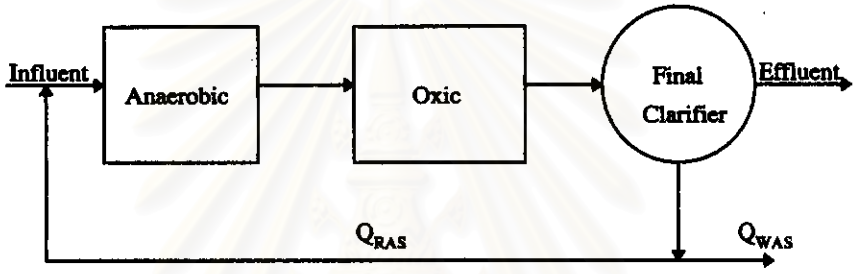


รูปที่ 2.2 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบสลัดจ์คู่ (WEF Manual and Practice,1991)

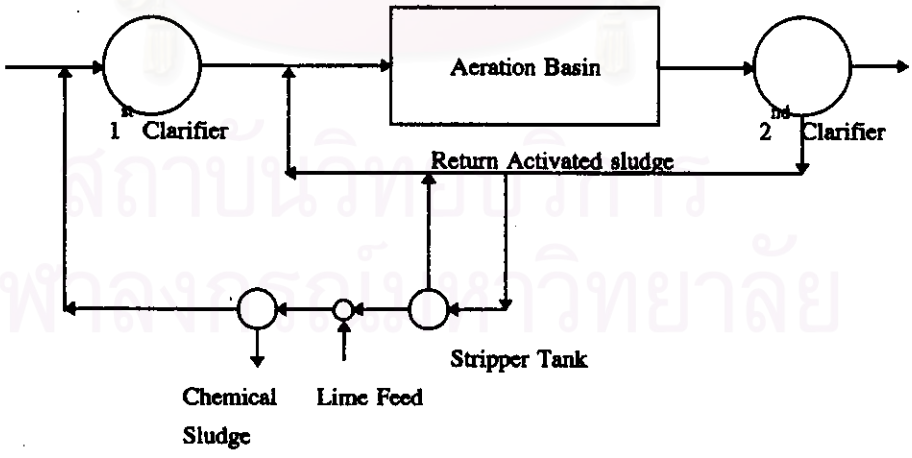
2. กระบวนการที่กำจัดฟอสฟอรัสอย่างเดียว

สำหรับกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเดียวนั้นสามารถแบ่งได้เป็น 2 ระบบด้วยกันคือ ระบบPhoredoxหรือแอนแอโรบิก/ออกซิก (A/O) และระบบ Phostrip ซึ่งทั้งสองระบบนี้ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ ลักษณะของระบบทั้งสองแสดงดังรูป 2.3 (ก) และ 2.3 (ข)

หมายเหตุ : กระบวนการ Phoredox และ A/O เหมือนกันทุกประการ ทั้งนี้กระบวนการ Phoredox ได้ถูกค้นพบขึ้นก่อนโดยนาย James L. Barnard แต่ไม่ได้จดเป็นสิทธิบัตร ต่อมาบริษัทแห่งหนึ่งในอเมริกาจึงได้นำกระบวนการPhoredoxนี้ไปจดสิทธิบัตรเป็นระบบ A/O



(ก) กระบวนการPhoredoxหรือแอนแอโรบิก-แอโรบิก (WEF Manual and Practice,1991)



(ข) กระบวนการ Phostrip (Randall,C.W.,1992)

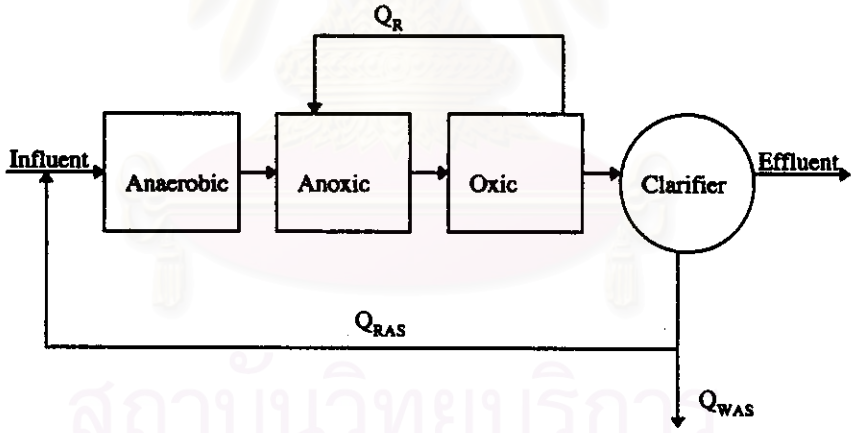
รูปที่ 2.3 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเดียว

3. กระบวนการที่กำจัดทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

กระบวนการที่สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแบ่งได้เป็น 4 ระบบด้วยกันคือ

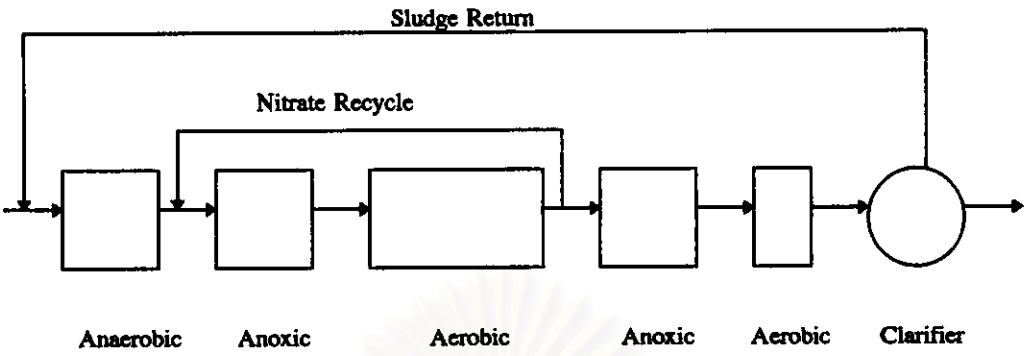
1) กระบวนการ 3-stage PHOREDOX หรือเอทู-โอ (A_2/O) ประกอบด้วยถังปฏิกิริยาแอนแอโรบิก แอนอ็อกซิก และแอโรบิก เรียงตามลำดับ แสดงดังรูป 2.4 ซึ่งในการศึกษาวิจัยนี้ระบบเอทู/โอจะถูกใช้ในการทดลองเพื่อศึกษาถึงผลของความเค็มที่มีต่อการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสโดยรายละเอียดจะได้กล่าวถึงต่อไป

หมายเหตุ : เช่นเดียวกับกระบวนการ Phoredox ที่นายJames L. Barnard ได้ค้นพบระบบ 3-stage Phoredox ขึ้นก่อนโดยไม่ได้จดแสดงสิทธิ และบริษัทแห่งหนึ่งในอเมริกาจึงได้นำไปจดสิทธิบัตรเป็นระบบ A_2/O ซึ่งเหมือนกับระบบ 3-stage Phoredox ทุกประการในภายหลัง



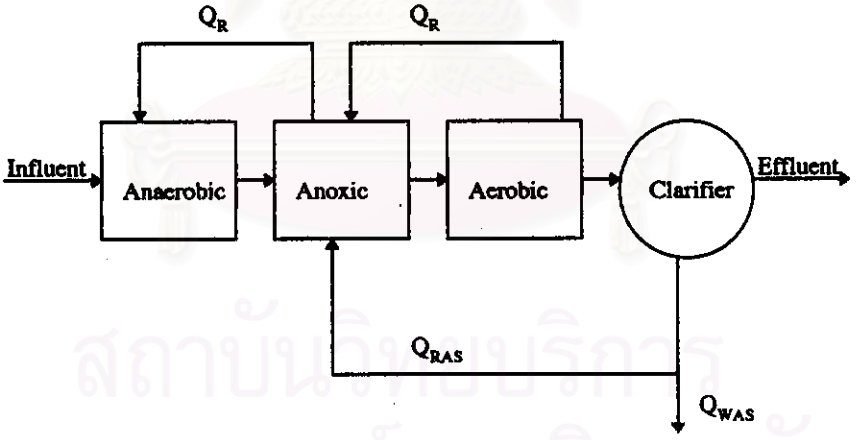
รูปที่ 2.4 กระบวนการ 3-stage PHOREDOXหรือเอทู-โอ (WEF Manual and Practice,1991)

2. กระบวนการ Modified หรือ five-stage Bardenpho ประกอบด้วยแอนแอโรบิก/แอนอ็อกซิก/แอโรบิก/แอนอ็อกซิก/แอโรบิก แสดงดังรูปที่ 2.5



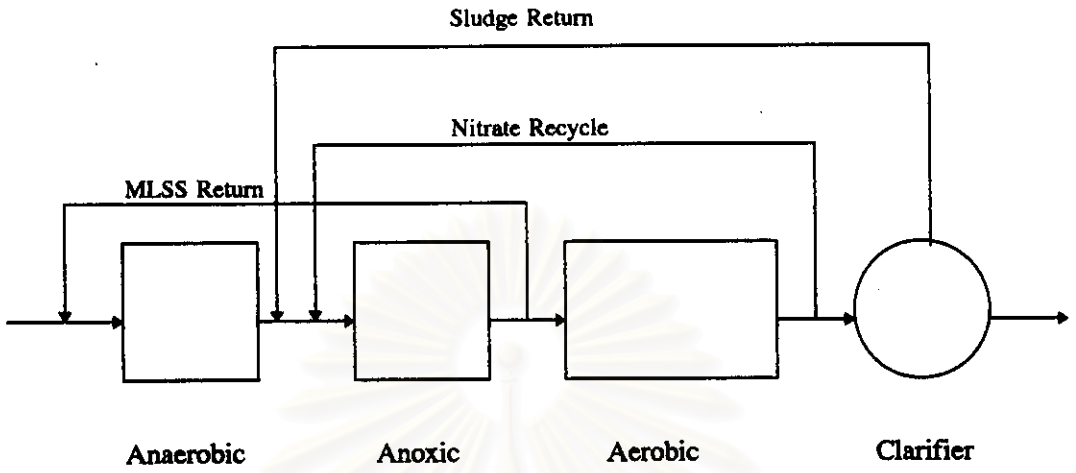
รูปที่ 2.5 กระบวนการ Five-Stage Bardenpho (Randall,C.W.,1992)

3. กระบวนการยูซีที (University of Capetown Process) ซึ่งเป็นกระบวนการที่ประกอบด้วยส่วนพื้นฐาน 3 ส่วน คือ แอนแอโรบิก/แอนอ็อกซิก/แอโรบิก ดังแสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 กระบวนการยูซีที (WEF Manual and Practice,1991)

4. กระบวนการวีไอพี (The Virginia Initiative Plant (VIP) Process) เป็นกระบวนการที่มีลักษณะคล้ายกับกระบวนการยูซีที แสดงดังรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.7 กระบวนการวีไอพี (Randall, C. W., 1992)

2.3 การกำจัดไนโตรเจน

2.3.1 แหล่งกำเนิดของไนโตรเจนในน้ำเสีย

Sedlak, R. I., (1991) กล่าวไว้ว่า ในน้ำเสียชุมชนนั้นไนโตรเจนเริ่มแรกจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์และแอมโมเนียที่เป็นของเสียอันเกิดจากกระบวนการเมทาบอลิซึมของโปรตีนในร่างกายมนุษย์ ทั้งนี้พบว่าในน้ำเสียดิบไนโตรเจนจะอยู่ในรูปสารอินทรีย์และแอมโมเนียประมาณร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ ซึ่งเมื่อทำการบำบัดโดยใช้วิธีชีวภาพแล้วไนโตรเจนอินทรีย์ละลายที่เหลือจะมีค่าไม่เกิน 1 มก.ไนโตรเจนต่อลิตร

2.3.2 การแปลงรูปของไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

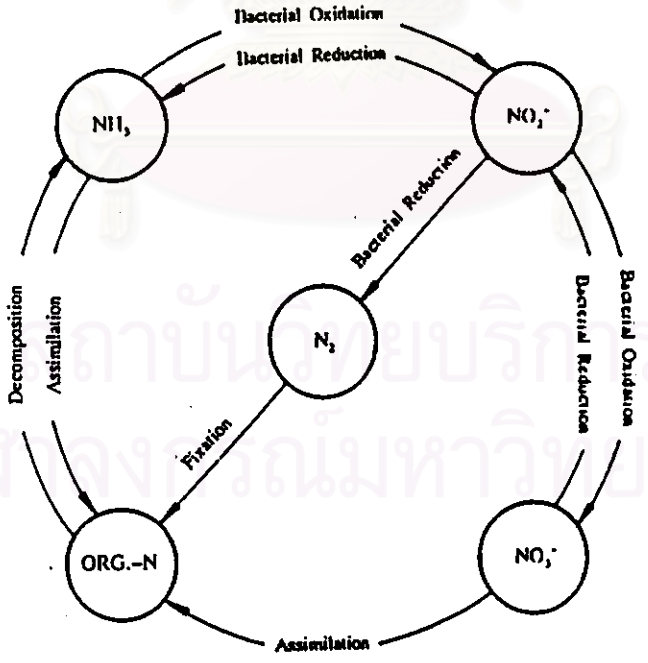
การกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีนี้เป็นการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนให้อยู่ในรูปที่ง่ายต่อการกำจัดออกจากน้ำเสีย กลไกหลักๆที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนมีอยู่ 2 อย่างด้วยกันคือ กระบวนการแอสสิมิเลชัน และกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในรูปที่ 2.8 ซึ่งกระบวนการแอสสิมิเลชันเป็นส่วนผลิตเนื้อเยื่อเซลล์จากแอมโมเนียไนโตรเจน สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันนั้นเป็นการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการ 2 ขั้นตอนด้วยกัน โดยในขั้น

ตอนแรกซึ่งคือไนตริฟิเคชันนั้นระบบจะเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนเทรต ส่วนขั้นตอนที่สองคือดีไนตริฟิเคชันซึ่งไนเทรตจะถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจนอันเป็นรูปแบบที่ถูกขับออกสู่บรรยากาศได้ง่าย ทั้งนี้กระบวนการแปลงรูปของแอมโมเนียและไนโตรเจนอินทรีย์ไปเป็นรูปไนเทรตที่ถูกออกซิไดส์แล้วโดยผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชัน แสดงดังรูปที่ 2.9

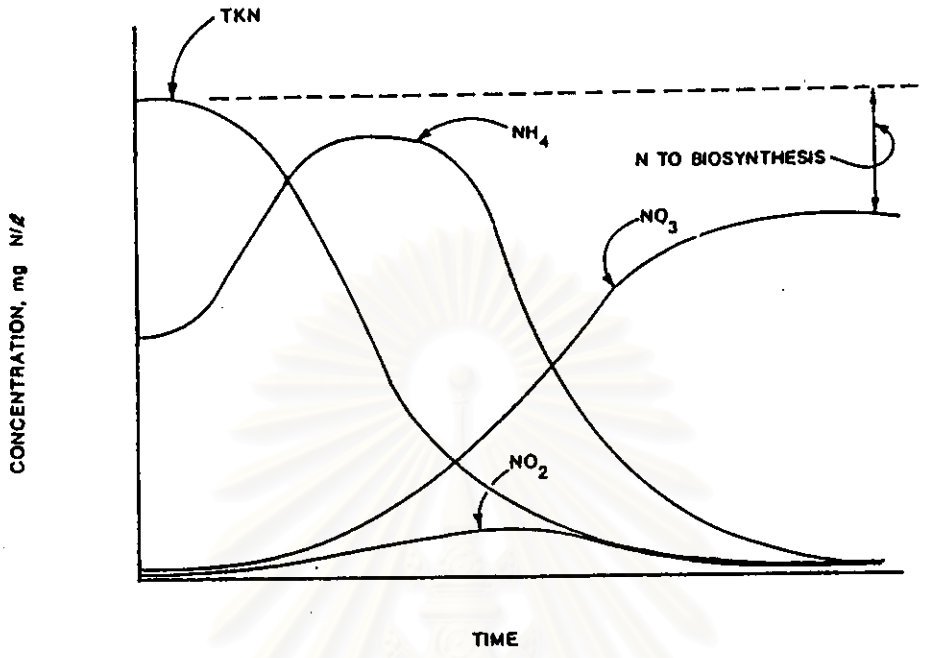
2.3.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) หลักการพื้นฐาน

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยาออกซิเดชันทางชีวภาพที่แอมโมเนียเกิดการสูญเสียอิเล็กตรอนแปลงรูปเป็นไนเทรต แบคทีเรียที่ทำหน้าที่นี้คือแบคทีเรียชนิดออโทโทรฟ ได้แก่แบคทีเรียไนโตรโซโมนัสและไนโตรแบกเทอร์เป็นหลัก โดยแบคทีเรียทั้งสองจะทำให้เกิดปฏิกิริยาขึ้นภายในเซลล์



รูปที่ 2.8 เส้นทางและกระบวนการแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจน (Orhan และArtan,1994)



รูปที่ 2.9 กระบวนการแปลงรูปไนโตรเจนทางชีวภาพ (Sedlak,R.I.,1991)

ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นภายในเซลล์แบ่งเป็น 2 ขั้นตอนด้วยกันคือ (Randall, C.W.,1992)

$$2NH_4^+ + 3O_2 \xrightarrow{\text{Nitrosomonas}} 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+ \quad \text{---------- (1)}$$

$$2NO_2^- + O_2 \xrightarrow{\text{Nitrobactor}} 2NO_3^- \quad \text{---------- (2)}$$

$$\text{Total reaction ; } NH_4^+ + 2O_2 \longrightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad \text{---------- (3)}$$

จากสมการจะเห็นได้ว่าไนโตรโซโมนัสเป็นตัวออกซิไดส์แอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไทรต์ จากนั้นไนโตรแบกเทอร์ก็จะออกซิไดส์ไนไทรต์ให้เป็นไนเทรต ซึ่งสมการที่ 3 แสดงให้เห็นว่า การออกซิเดชันแอมโมเนียจำนวน 1 กรัม ต้องใช้ออกซิเจนปริมาณ 4.57 กรัม โดยเป็นออกซิเจนสำหรับการออกซิไดส์แอมโมเนีย 3.43 กรัม และสำหรับการออกซิไดส์ไนไทรต์ 1.142 กรัม ปริมาณความต้องการออกซิเจนอาจจะน้อยกว่านี้ถ้าการสังเคราะห์เซลล์ (synthesis) เกิดขึ้นด้วยในขณะที่เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน เพราะในการสังเคราะห์เซลล์นี้จะใช้ออกซิเจนจากแหล่งคาร์บอน คือคาร์บอนไดออกไซด์ด้วย ทำให้ปฏิกิริยารวมที่เกิดขึ้นเป็นดังนี้ (Randall ,C.W., 1992)

$$NH_4^+ + 1.83O_2 + 1.98HCO_3^- \longrightarrow 0.98NO_3^- + 0.021C_5H_7NO_2 + 1.88H_2CO_3 + 1.041H_2O \text{---(4)}$$

สมการที่ 4 จะเห็นได้ว่าไนโตรเจนปริมาณ 1 กรัม ต้องการออกซิเจนเพียง 4.33 กรัม ซึ่งออกซิเจน 3.22 กรัมถูกใช้ในการออกซิไดส์แอมโมเนีย และออกซิเจนที่เหลือ 1.11 กรัม จะถูกใช้สำหรับการออกซิไดส์ไนไทรต์ แต่เมื่อเปรียบเทียบกับค่าความต้องการออกซิเจนในสมการที่ไม่รวมการสังเคราะห์เซลล์ใหม่แล้วก็จะเห็นว่าค่าไม่แตกต่างกันมากนัก จึงอาจจะกล่าวได้ว่าการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ไม่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการนี้มากนัก

2) ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

การออกซิไดส์แอมโมเนียและไนไทรต์นั้นเกิดขึ้นในช่วงที่มีสภาพแอโรบิก โดยมีออร์โธโทรฟิกไนทริฟายอิงแบคทีเรียที่รับผิดชอบหน้าที่นี้ 2 ชนิดด้วยกัน คือแบคทีเรียชนิดไนโตรโซโมนัสและไนโตรแบกเทอร์ซึ่งรับผิดชอบหน้าที่ในการแปลงรูปแอมโมเนียให้เป็นไนไทรต์และเปลี่ยนไนไทรต์ให้เป็นไนเทรต ตามลำดับ ซึ่งแบคทีเรียเหล่านี้มีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมต่างๆ เช่นพีเอช ค่าออกซิเจนละลายน้ำ อุณหภูมิ ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไทรต์ เป็นต้น และนอกจากสภาพแวดล้อมแล้วก็ยังมีสารประกอบอินทรีย์บางชนิดที่เป็นตัวยับยั้งการเกิดไนทริฟิเคชันได้ เช่น thiourea, 8-hydroxyquinoline, phenol, skatol และ thiosemicarbazide เป็นต้น (Hockenbury และLeslie Grady,1977) ทั้งนี้ความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์ก็เป็นสารประกอบตัวหนึ่งที่ถูกพบว่าสามารถยับยั้งอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันได้เช่นกัน (Chen และคณะ, 1975)

ก. พีเอช

Orhon และ Artan (1994) กล่าวว่า กระบวนการไนตริฟิเคชันมีความไวต่อพีเอชมากด้วยเหตุผล 2 ประการคือ

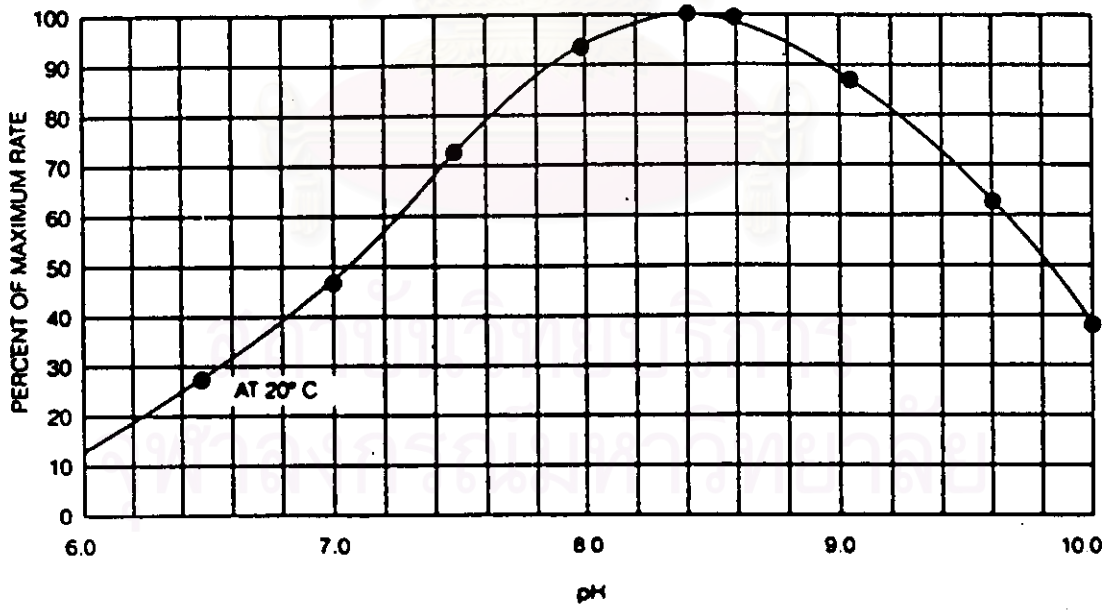
1) กิริยาของไฮโดรเจนไอออน(H^+)และไฮดรอกซิลไอออน (OH^-) มีผลในการยับยั้งการเจริญเติบโตของไนทริไฟเออร์

2) กระบวนการไนตริฟิเคชันจะใช้สภาพด่าง (alkalinity) จากน้ำเสีย ซึ่งมีผลให้ค่าพีเอชลดต่ำลง

ดังนั้นจึงต้องมีการควบคุมระดับพีเอชให้เหมาะสม ผลของพีเอชที่มีต่อการเจริญเติบโตของไนทริฟายเออร์นั้น Painter และ Loveless (1983) พบว่าค่าพีเอชที่มีผลน้อยที่สุดต่อ

กระบวนการไนตริฟิเคชันจะอยู่ในช่วง 7.5 - 8.5 และพบอีกว่าอัตราการเจริญเติบโตจะสูงสุดเมื่อพีเอชมีค่า 8.5 และจากการศึกษาของ Wild และคณะ (1971) ก็พบว่าค่าพีเอชที่ดีที่สุดสำหรับอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีค่าเท่ากับ 8.4 รูปที่ 2.10 บ่งชี้ว่าร้อยละของอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันสูงสุดเท่ากับ 90 เกิดขึ้นเมื่อค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.8 - 8.9

สำหรับผลของพีเอชที่เกิดจากการเปลี่ยนสภาพด่างในกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้น Sedlak,R.I.,(1991) กล่าวว่า ในการออกซิไดส์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 มิลลิกรัม จะใช้สภาพด่าง 7.14 มิลลิกรัมในรูปของหินปูน ซึ่งการใช้สภาพด่างนี้จะมีผลให้ค่าพีเอชลดต่ำลง เพื่อควบคุมค่าพีเอชให้เหมาะสมต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันจึงจำเป็นต้องมีการเติมสภาพด่างลงในระบบ ซึ่งได้แก่ปูนขาว หรือโซดาแอช เป็นต้น โดยต้องควบคุมให้ค่าสภาพด่างมีมากกว่า 50 มก./ล.ในรูปของหินปูน จึงจะให้ค่าพีเอชที่สูงพอสำหรับป้องกันพีเอชที่ลดไปจากการเกิดไนตริฟิเคชัน (WEF manual of practice,1991)



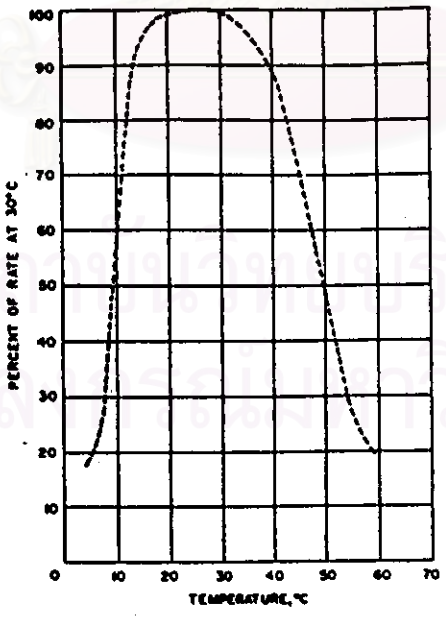
รูปที่ 2.10 ผลของพีเอชที่มีต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันสูงสุด (Wild และคณะ,1971)

ข. ค่าออกซิเจนละลาย

Sedlak,R.I.(1991) กล่าวว่าการเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมีผลให้การแทรกของออกซิเจนเข้าไปในฟล็อกมีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งก็เป็นการเพิ่มอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันด้วย และจากการศึกษาของ Wild และคณะ(1971) พบว่าถ้าค่าออกซิเจนละลายในมวลของน้ำมากกว่า 1.0 มก./ล. จะไม่มีผลในการยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน กระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นเกิดในช่วงที่เป็นสภาพแอโรบิกซึ่งต้องมีปริมาณออกซิเจนละลายมากพอ เพื่อให้ปริมาณแอมโมเนียเป็นตัวควบคุมการเกิดไนตริฟิเคชัน ดังนั้นค่าออกซิเจนละลายที่จำเป็นนั้นไม่ควรต่ำกว่า 2 มก./ล.

ค. อุณหภูมิ

Wild และคณะ (1971) ได้ศึกษาถึงผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันโดยทำการศึกษาที่อุณหภูมิ 5°ซ ถึง 30°ซ ได้ผลดังรูปที่ 2.11 เห็นได้ว่าอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิจนถึงอุณหภูมิ 30°ซ ที่เป็นอุณหภูมิที่สูงแต่ยังเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ในขณะที่อุณหภูมิในช่วง 15°ซ ถึง 30°ซ นั้นมีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันเพียงเล็กน้อย



รูปที่ 2.11 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Wild และคณะ,1971)

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ง. ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไทรต์

Anthonisen และคณะ (1976) ได้ทำการศึกษาถึงผลการยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันโดยแอมโมเนียและไนไทรต์ในรูปของกรดไนตรัส (NHO_2) พบว่าไนโตรแบกเทอร์จะถูกรบกวนที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ(NH_3)มีค่า 0.1 ถึง 1.0 มก./ล. และการเกิดไนตริฟิเคชันจะถูกยับยั้งที่ความเข้มข้นของกรดไนตรัส(HNO_2)มากกว่า 0.2 มก./ล.

จ. ภาระไนโตรเจน

Abeling และSeyfried (1992) กล่าวว่าการเกิดไนตริฟิเคชันจะเกิดได้สมบูรณ์ที่ภาระ 0.3 กก.NH_4-N/$ม^3$-วัน ซึ่งAbeling และSeyfried ได้กล่าวอ้างถึงผลงานของ Nyhuis (1985) ว่าที่แอมโมเนีย 10 ถึง 40 มก./ล.ก็มีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน และสำหรับผลงานของ Neufeld และ คณะ (1980) ก็ยืนยันเพิ่มอีกว่าการยับยั้งจะเกิดขึ้นตั้งแต่มีแอมโมเนียเข้มข้น 10 มก./ล.

ฉ. สารยับยั้งอื่น ๆ

สารที่สามารถยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้นั้นมีหลายตัว เช่น สารจากการคีเลท(chelate)โดยโลหะ และสารที่มีซัลเฟอร์เป็นองค์ประกอบ เป็นต้น นอกจากนี้โซเดียมคลอไรด์ก็เป็นสารตัวหนึ่งที่สามารถยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ (Chenและคณะ,1975) จากการศึกษาพบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะแปรผกผันกับความเข้มข้นของโซเดียมคลอไรด์

จากการศึกษาของ Jones และHood (1980) ถึงกิจกรรมของแบคทีเรียไนโตรโซโมนัสในน้ำดิบและน้ำที่มีความเค็มบริเวณปากแม่น้ำพบว่า แบคทีเรียไนโตรโซโมนัสจะเกิดกิจกรรมมากที่สุดในน้ำดิบที่มีอุณหภูมิ 35°ซ, พีเอช 8.5, ค่าความเค็มร้อยละ 0.3 ถึง 0.5, โซเดียมและโพแทสเซียมไอออนร้อยละ 0.5, และความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงกว่า 0.5 ก./ล. หรือถ้าเป็นน้ำที่มีความเค็มก็จะเกิดกิจกรรมมากที่สุดที่อุณหภูมิ 40°ซ, พีเอช 8.0, ค่าความเค็มร้อยละ 0.5 ถึง 1.0, โซเดียมและโพแตสเซียมไอออนร้อยละ 1.0, และความเข้มข้นของแอมโมเนียม 0.2 ก./ล. ซึ่งในน้ำเสียทั้งสองแบบนั้นความเข้มข้นของไนไทรต์ที่มากกว่า 5 มก./ล. จะมีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันได้ ในขณะที่ความเข้มข้นของไนเทรตไม่มีผลเลยในน้ำเสียทั้งสองแบบ

Loveless และ Painter (1968) ก็ได้ศึกษาถึงผลของเกลือโซเดียมคลอไรด์ที่มีต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนโตรโซโมนัส พบว่าปริมาณโซเดียมที่ร้อยละ 0.06 ถึง ร้อยละ 0.15 มีผลยับยั้งอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนโตรโซโมนัสร้อยละ 0.7

2.3.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) หลักการพื้นฐาน

การรีดักชันของไนเทรตในระบบทางชีวภาพ มี 2 แบบ คือ แบบแอสสิมิเลชัน และแบบดีสสิมิเลชัน โดยการรีดักชันของไนเทรตแบบแอสสิมิเลชันเป็นการรีดักชันไนเทรตให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจนเพื่อใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ซึ่งจะเกิดขึ้นได้โดยไม่ขึ้นกับออกซิเจน และเกิดขึ้นเมื่อไนเทรตเป็นไนโตรเจนเพียงรูปเดียวที่จะนำไปใช้ได้ (Randall,C.W.,1992) ส่วนการรีดักชันของไนเทรตแบบดีสสิมิเลชันหรือกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นเป็นการรีดักชันไนเทรตให้เป็นไนโตรเจนก๊าซ ซึ่งรูปแบบของไนโตรเจนก๊าซที่มีมากที่สุดคือก๊าซไนโตรเจน (N_2) รูปแบบอื่น ๆ ที่มีบ้าง เช่น ไนตรัสออกไซด์ (N_2O) และไนตริกออกไซด์(NO) ดังนั้นการรีดักชันของไนเทรตแบบดีสสิมิเลชันจะประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ซึ่งขั้นตอนแรกเป็นขั้นตอนที่ไนเทรตถูกลดไปเป็นไนไทรต์ เกิดการถ่ายเทอิเลกทรอน 2 ตัวจากการออกซิเดชันของสารประกอบอินทรีย์ ซึ่งดีไนทริฟายอิงแบคทีเรียทุกตัวจะสร้างไนไทรต์เป็นผลผลิตในปฏิกิริยาขั้นแรก ในขั้นตอนที่สองไนไทรต์จะถูกลดไปอยู่ในรูปของผลผลิตสุดท้ายที่เป็นก๊าซ ซึ่งขั้นตอนการรีดักชันของไนเทรตแสดงได้ดังนี้ (Orhon, D.,1994)

$$\overset{(+5)}{NO_3^-} \longrightarrow \overset{(+3)}{NO_2^-} \longrightarrow \overset{(+2)}{NO} \longrightarrow \overset{(+1)}{N_2O} \longrightarrow \overset{(0)}{N_2} \qquad \text{---------- (5)}$$

Orhan และArtan (1994) กล่าวว่า กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดในสภาพที่เป็นแอนอ็อกซิก ซึ่งเป็นสภาพที่ขาดออกซิเจนอิสระและต้องการตัวรับอิเลกตรอนที่เป็นสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบคทีเรียที่รับผิดชอบมีทั้งแบคทีเรียชนิดเฮเทอโรโทรฟและออโทโทรฟ แบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟเป็นแบคทีเรียที่ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอน ซึ่งแบคทีเรียเหล่านี้สามารถใช้ไนเทรตเป็นตัวรับอิเลกทรอนแทนออกซิเจนได้ อีกทั้งสามารถทำให้เกิดการหมัก(fermentation)ในขณะที่ขาดออกซิเจนหรือไนเทรตได้ด้วย สำหรับจุลชีพที่ใช้สารอนินทรีย์เป็นแหล่งพลังงาน(autotrophic bacteria)จะใช้คาร์บอนไดออกไซด์หรือไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอนแทนคาร์บอนอินทรีย์ ตัวอย่างแบคทีเรียดีไนทริฟายอิง เช่น Achromobacter, Bacillus, Aerobacter, Micrococcus, Alcaligenes, Flavobecterium และ Proteus ทั้งหมดนี้ล้วนแต่เป็นแฟคคัลเททีพแบคทีเรีย ในที่นี้จะกล่าวถึงกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ใช้

แบคทีเรียชนิดเฮเทอโรโทรฟเท่านั้น เพราะแบคทีเรียชนิดนี้จัดเป็นแบคทีเรียส่วนใหญ่ที่ดำรงชีพอยู่ในระบบได้ ถึงแม้สภาพแวดล้อมจะเปลี่ยนแปลงไป

แบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟมีหลายชนิด ตัวอย่างเช่น Achromobactor, Aerobactor , Alcaligenas, Pseudomonas เป็นต้น แบคทีเรียเหล่านี้จะใช้คาร์บอนอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กตรอน และใช้ออกซิเจนในไนเทรตเป็นตัวรับอิเลกทรอน ปฏิกิริยานี้จะเกิดภายในเซลล์ของจุลินทรีย์และเป็นปฏิกิริยารีดักชันที่ใช้คาร์บอนอินทรีย์รีดิวซ์ไนเทรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งคาร์บอนอินทรีย์ที่แบคทีเรียเหล่านี้ใช้มี 2 แหล่งด้วยกันคือ แหล่งคาร์บอนภายนอกและแหล่งคาร์บอนภายใน ซึ่งแหล่งคาร์บอนภายนอก เช่น บีโอดี (หรือสารเคมีที่เติมลงไป เช่น เมธานอล) จะทำให้เกิดปฏิกิริยาดังนี้ (Metcalf and Eddy, 1991)

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

ถ้ารวมการสังเคราะห์เซลล์แล้วปฏิกิริยาจะเป็นดังนี้

$$NO_3^- + 1.08CH_3OH + H^+ \longrightarrow 0.065C_5H_7NO_2 + 0.47N_2 + 0.76CO_2 + 2.44H_2O \text{ ------ (7)}$$

ปฏิกิริยานี้สามารถอธิบายได้ว่าสำหรับไนเทรตไนโตรเจน 1 กรัมที่ถูกดีไนทริฟายนั้นต้องใช้เมธานอล 2.47 กรัม (หรือ COD ประมาณ 3.7 กรัม) และก่อให้เกิดเซลล์ใหม่ 0.45 กรัม รวมทั้งสร้างสภาพด่าง 3.57 กรัม

แหล่งคาร์บอนอีกแหล่งคือแหล่งคาร์บอนภายในหรือจากภายในตัวเซลล์เอง กระบวนการนี้จะใช้ไนเทรตแทนออกซิเจนในปฏิกิริยาการหายใจในขณะที่สารอาหารมีไม่เพียงพอ(endogenous respiration reaction) ซึ่งเป็นไปดังสมการต่อไปนี้ (Sedlak, R. I., 1991)

$$C_5H_7O_2N + 4.6NO_3^- \longrightarrow 5CO_2 + 2.8N_2 + 4.6OH^- + 1.2H_2O \text{ ------ (8)}$$

สมการนี้จะแสดงว่า ในการรีดิวส์ไนเทรต 1 มก. แบคทีเรียต้องใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ให้หมดไป 0.396 มก.

2) ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเป็นปัจจัยด้านสิ่งแวดล้อม ซึ่งมีบทบาทสำคัญต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียดีไนทริฟายอิงและการกำจัดไนเทรต

ก. ปริมาณออกซิเจนละลาย

อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันนั้นจะสูงเมื่อระบบอยู่ในสภาพแอนอ็อกซิกที่ทำให้แบคทีเรียต้องใช้ออกซิเจนจากไนเทรต ดังนั้นจึงต้องควบคุมให้มีค่าออกซิเจนละลายในปริมาณน้อย จากการศึกษาของ Lie และ Welander (1994) กล่าวว่าค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มก./ล. จะมีผลในการยับยั้งปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

ข. ค่าพีเอช

ในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันนั้นจะทำให้เกิดสภาพด่าง ทำให้ค่าพีเอชสูงขึ้น ซึ่งตรงข้ามกับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน Randall และคณะ (1992)กล่าวว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมกับอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันอยู่ในช่วง 7.0 ถึง 8.0 ซึ่งค่าพีเอชที่เป็นกลางจะเหมาะที่สุดสำหรับการแปลงรูปไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2)

ค. ปริมาณไนไทรต์

จากการศึกษาของ Abeling และSeyfried (1992) พบว่าความเข้มข้นของกรดไนตรัส(HNO_2)อิสระ มีผลในการยับยั้งปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยมีค่าจำกัดในการยับยั้งที่ความเข้มข้น 0.13 มก.ของกรดไนตรัส/ลิตร แต่เมื่อทดลองที่สภาพพีเอชเท่ากับ 6.8 ค่าจำกัดค่านี้จะเทียบได้กับความเข้มข้น 100 มก.ของไนไทรต์/ลิตร นอกจากนี้ผู้วิจัยทั้งสองได้อ้างอิงผลการวิจัยของ Chen และคณะ (1991) ว่าที่พีเอช 8 ถึง 8.9 นั้นความเข้มข้น 2,000 มก.ของไนไทรต์ไนโตรเจน/ลิตร (ซึ่งเทียบตรงกับ 0.16 ถึง 0.02 มก.ของกรดไนตรัส/ลิตร)ที่มีภายหลังสลัดจ์เคยชินต่อไนไทรต์แล้วแบคทีเรียยังพอที่จะทนการรบกวนนี้ได้ และถ้าสลัดจ์ไม่เคยชิน Beccari และคณะ (1983) กล่าวว่าค่าจำกัดที่ความเข้มข้น 10 ถึง 150 มก.ของไนไทรต์ไนโตรเจน/ลิตรแบคทีเรียก็ยังสามารถทนได้

(หมายเหตุ : จากข้อสรุปที่กล่าวมา ผู้วิจัยมีความเห็นว่าในสภาพที่มีค่าพีเอชสูงๆ นั้น ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นดังสมการ

$$HNO_2 + NaOH \longrightarrow NaNO_2 + H_2O \qquad (9)$$

จะเห็นได้ว่าที่พีเอชสูงๆ ซึ่งหมายถึงมีค่าโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH)มาก ดังนั้นกรดไนตรัสก็ต้องทำปฏิกิริยากับโซเดียมไฮดรอกไซด์จำนวนนี้ให้หมดก่อน ส่วนที่เติมต่อไปหลังจากนั้นจึงจะเป็นกรดไนตรัสอิสระในน้ำที่มีผลโดยตรงต่อแบคทีเรีย)

ง. ภาระไนโตรเจน

Abeling และSeyfried (1992)กล่าวว่าที่สภาวะที่แบคทีเรียขาดแคลนสารอาหาร อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันถ้าระบบมีไนไทรต์จะเกิดได้ดีกว่ามีไนเทรต โดยมีอัตราจำเพาะประมาณ 0.22 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/กรัมMLSS-ชม. และ 0.4 มก.ของไนไทรต์ไนโตรเจน/กรัม MLSS-ชม. และถ้าระบบมีแหล่งคาร์บอนอย่างเพียงพอก็จะมีอัตราจำเพาะประมาณ 5.1 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/กรัมMLSS-ชม.และ 7.1 มก.ของไนไทรต์ไนโตรเจน/กรัมMLSS-ชม.

สำหรับ Carucci และคณะ(1995) กล่าวว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันเมื่อใช้แหล่งคาร์บอนที่เป็นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ง่ายทางชีวภาพนั้นจะมีอัตราเร็วเท่ากับ 0.25 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/มก.VSS-วัน นอกจากนี้ Carucci และคณะ(1995) ยังได้อ้างถึงผลงานที่คล้ายคลึงกันของ Ekama และMarais(1984)ที่กล่าวว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะมีอัตราเร็วเท่ากับ 0.24 ถึง 0.48 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/มก.VSS-วัน เมื่อใช้แหล่งคาร์บอนแบบเดียวกัน

จ. ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน

อัตราการกำจัดไนโตรเจนจะทำได้มากเมื่อปริมาณสารคาร์บอนอินทรีย์ต่อปริมาณไนโตรเจนออกไซด์มีมากพอ แต่ถ้ามากเกินไปก็จะเกิดปัญหาในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนอีกในภายหลัง ดังนั้นจึงต้องให้อัตราส่วนนี้พอดีสำหรับการกำจัดได้ทั้งสองค่า จากการศึกษาของ Tam และคณะ (1994) พบว่าการเกิดดีไนตริฟิเคชันที่ดีที่สุดนั้นค่าอัตราส่วนของ COD/NO_x-N ควรจะอยู่ระหว่าง 3:1 และ 6.6:1 ทั้งนี้อัตราส่วนที่ดีที่สุดก็ขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติม ซึ่งส่วนใหญ่มักจะหมายถึงเมธานอล ตัวอื่นๆซึ่งก็มีเช่นอะซิเทต, โพรพิโอเนท เป็นต้น สำหรับค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ที่ต่ำสุดที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันดีที่สุดของเมธานอลนั้นมีค่าประมาณ 6.2 : 1

2.4 การกำจัดฟอสฟอรัส

2.4.1 รูปแบบฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสที่อยู่ในน้ำเสียมี 3 รูปแบบคือออร์โธฟอสเฟต โพลีฟอสเฟต และฟอสฟอรัสอินทรีย์ สองรูปแบบแรกจัดเป็นอนินทรียสาร ซึ่งออร์โธฟอสเฟต ตัวอย่างเช่น PO_4^{-3}, HPO_4^{-2}, $H_2PO_4^{-}$ และ H_3PO_4 เป็นฟอสฟอรัสรูปแบบที่ใช้ในกระบวนการเมตาบอลิซึม ส่วนโพลีฟอสเฟตเป็นการรวมฟอสฟอรัสตั้งแต่สองโมเลกุลหรือมากกว่ากับอะตอมของออกซิเจนหรือไฮโดรเจน โดยโพลีฟอสเฟตสามารถเกิดไฮโดรไลซิสแล้วเปลี่ยนรูปไปเป็นออร์โธฟอสเฟตแต่ปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสนี้ค่อนข้างช้า และสำหรับฟอสเฟตอินทรีย์นั้นก็จะพบในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมหรือในสลัดจ์มากกว่าน้ำเสียจากชุมชน ทั้งนี้ฟอสฟอรัสแต่ละแบบในน้ำเสียจากที่อยู่อาศัยมีปริมาณดังแสดงในตารางที่ 2.3 เห็นได้ว่าร้อยละ 70 ของฟอสฟอรัสทั้งหมดเป็นอนินทรียสาร

ฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารชนิดหนึ่ง ซึ่งเมื่อทิ้งลงสู่แหล่งรับน้ำจะทำให้เกิดยูโทรฟิเคชัน ดังนั้นจึงต้องกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งนั้นก่อนที่จะปล่อยสู่แหล่งรับน้ำ วิธีในการกำจัดนั้นสามารถทำได้ 2 รูปแบบ คือวิธีเคมีและวิธีชีวภาพ วิธีทางเคมีนั้นแบ่งออกได้เป็น 3 แบบ คือการตกตะกอนผลึก(precipitation) การโคแอกกูเลชัน(coagulation) และการดูดซับ(adsorption)โดยใช้สารเคมี ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้นใช้วิธีการเลี้ยงเชื้อแบบไม่มีออกซิเจนและไนเทรตคือสภาพแอนแอโรบิกตามด้วยสภาพที่เป็นแอโรบิก และสุดท้ายกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบโดยการระบายสลัดจ์ส่วนเกินที่มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบจำนวนมากกว่าปกติออกจากระบบ

ตารางที่ 2.3 ฟอสฟอรัสในน้ำเสียจากแหล่งชุมชน

	มก./ล.	กรัม/คน/วัน
ฟอสฟอรัสทั้งหมด , as P	4-15	0.6-4.5
- ฟอสเฟตอินทรีย์	0.3 x Total - P	0.3 x Total - P
- ฟอสเฟตอนินทรีย์ (Ortho - P และ poly -P)	0.7 x Total - P	0.7 x Total - P

อ้างอิง: เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (1991)

2.4.2 หลักการพื้นฐาน

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพทำได้โดยการสร้างสภาพแวดล้อมให้เกิดการคัดพันธุ์ของแบคทีเรียที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษซึ่งต่อไปนี้ขอเรียกว่า โพลี-พี แบคทีเรีย (poly-P bacteria) (Cech, J.S.,1993) สภาพแวดล้อมนั้นก็คือการให้น้ำเสียผ่านเข้าสู่ถังแอนแอโรบิก ก่อนที่จะตามด้วยสภาพแอโรบิก

ตามปกติเซลล์จุลชีพจะมีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบร้อยละ 1.5 ถึง 2 ของน้ำหนักตัวแห้ง ดังนั้นการระบายสลัดจ์ส่วนเกินออกจากระบบธรรมดา สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เพียงร้อยละ 10 ถึง 30 ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสในน้ำเข้า การเก็บรวบรวมสลัดจ์ และวิธีการบำบัดด้วย สำหรับการบำบัดโดยใช้วิธีคัดพันธุ์แบคทีเรียที่สามารถสะสมฟอสเฟตได้มากกว่าที่เซลล์จะใช้ในการเจริญเติบโตตามปกติ เรียกว่า luxury phosphorus uptake ซึ่งโพลี-พีแบคทีเรียเหล่านี้สามารถจับฟอสฟอรัสไว้ได้ถึงร้อยละ 4 ถึง 12 ของน้ำหนักตัวแห้ง ทำให้การระบายสลัดจ์ออกจากระบบนี้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าระบบธรรมดาถึง 2.5-4 เท่า (WEF manual of practice, 1992)

โพลี-พีแบคทีเรียนั้นเดิมเชื่อว่ามีเพียงประเภทเดียว คือ Acinetobacter (Malnou, D.,และคณะ, 1984) แต่จากการศึกษาของ Kavanaugh และRandall(1994) ที่ได้ทำการแยกประเภทของแบคทีเรียจากกระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ พบว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพมีแบคทีเรีย 4 กลุ่มใหญ่ ๆ ที่รับผิดชอบคือ Aeromonas/Vibrio coliforms และ Psudomonas Sp. ที่มีจำนวนมากกว่า Acinetobacter Spp. ทั้งนี้ Acinetobactor Spp. มีเพียงร้อยละ 5 ของแบคทีเรียทั้งหมดเท่านั้น

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสโดยเกิด luxury phosphorus uptake นั้นสามารถอธิบายได้ใน 2 สภาพแวดล้อม คือในสภาพแอนแอโรบิกกับสภาพแอโรบิก ดังแสดงในรูปที่ 2.12 (Suzaki,และ Yoon, 1989)

1) สภาพแอนแอโรบิก

ถังปฏิกิริยาที่ใช้ในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสภายใต้สภาพแอนแอโรบิกเรียก

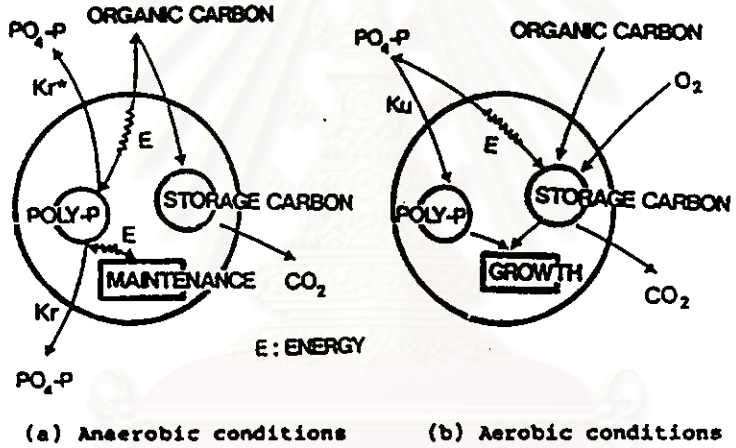
ว่าถังคัดพันธุ์(biological selector) โดยสภาพแวดล้อมในถังนี้จะทำการคัดเลือกแบคทีเรียที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษ ทั้งนี้สภาพในถังนี้จะมีประโยชน์ต่อการแข่งขันของแบคทีเรียที่สะสมฟอสเฟตได้เป็นพิเศษเพราะแบคทีเรียเหล่านี้สามารถใช้ประโยชน์จากสารอาหารได้ก่อนแบคทีเรียชนิดอื่น ๆ ในสภาพที่ไร้ออกซิเจน

Sedlak, R.I. (1991) กล่าวว่า ภายในถังเลี้ยงเชื้อแบบไร้ออกซิเจน ในขั้นแรกจะเกิดการหมัก(fermentation)โดยจุลชีพที่เป็นแฟคัลเททีฟจะเปลี่ยนบีโอดีละลายไปเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acids, VFAs) ชนิดที่มีจำนวนคาร์บอนน้อยๆ (short chained, SCVFA) เช่น กรดน้ำส้ม (acetic acid, HAc) ขั้นต่อมาแบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษจะดูดซึมแหล่งคาร์บอน(คือวีเอฟเอ)เหล่านี้เข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้ในกระบวนการเมตาโบลิซึม และส่วนหนึ่งจะถูกเก็บสะสมไว้เป็นอาหารสำรองในรูปของพีเอชเอ (poly-β-hydroxyalkanoate, PHA) หรือไกลโคเจน (Liu และคณะ, 1994) ซึ่งเดิมทีนั้นรู้จักแพร่หลายว่าการเก็บสะสมอาหารสำรองจะอยู่ในรูปของพีเอชบี (poly-β-hydroxybutyrate, PHB) จากที่ Fukase และคณะ (1982) กล่าวว่า เมื่อระบบแอนแอโรบิก-แอโรบิกได้รับอะซิเทตเป็นสารอาหาร ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกนั้นโพลี-พีแบคทีเรียจะเก็บสะสมอาหารอยู่ในรูปของพีเอชบี ซึ่ง Comeau และคณะ (1987)ก็ได้ศึกษาต่อไปพบว่าโพลี-พีแบคทีเรียจะสะสมดูดซึมวีเอฟเอเก็บไว้ในรูปของพีเอชวี (poly-β-hydroxyvalerate, PHV)ถ้าหากระบบนั้นเติมสารอาหารในรูปของ propionate, valerate หรือ butyrate ซึ่งทั้งพีเอชบีและพีเอชวีนั้นปัจจุบันก็รวมกันเรียกว่าพีเอชเอนั่นเอง ซึ่งต่อมาได้มีการศึกษาพบว่าในกระบวนการที่มีระบบแอนแอโรบิกตามด้วยแอโรบิกนั้นไม่ว่าระบบจะมีแบคทีเรียที่สนับสนุนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพหรือไม่มีแบคทีเรียนั้นก็ตาม ระบบทั้งสองจะสร้างพีเอชเอจากการจับใช้กรดในช่วงแอนแอโรบิก โดยที่ทั้งสองระบบที่มีแบคทีเรียแตกต่างกันนี้ก็จะแตกต่างกันเพียงแหล่งพลังงานที่ใช้เท่านั้น โดยระบบที่มีแบคทีเรียที่สนับสนุนการกำจัดฟอสฟอรัสก็จะใช้โพลีฟอสเฟตในระบบ แต่อีกระบบหนึ่งซึ่งไม่มีแบคทีเรียที่สนับสนุนการกำจัดฟอสฟอรัสจะใช้ไกลโคเจนภายในเซลล์ ดังนั้นจึงเรียกแบคทีเรียทั้งสองนั้นว่า แบคทีเรียสะสมฟอสฟอรัส (polyP-accumulating bacteria) และแบคทีเรียสะสมไกลโคเจน(glycogen accumulating bacteria) ตามลำดับ (Liu และคณะ, 1994)

ในการสะสมพีเอชเอของ polyP bact.จะต้องใช้พลังงานเข้ามาช่วย โดยพลังงานนี้ได้มาจากการย่อยสลาย ATP ได้เป็นพลังงานออกมาดังสมการที่ 10 พร้อมกันนี้ก็ปล่อยออร์โธฟอสเฟตออกมาภายนอกเซลล์ด้วย

$$ATP \longrightarrow ADP + P \qquad \text{---------- (10)}$$

จากการศึกษาของ Buchan,L.(1983) พบว่า ในขณะที่เกิดการสะสมของพีเอชบี (ขณะนั้นยังไม่ค้นพบพีเอชเอ)ภายในเซลล์และมีการปล่อยฟอสฟอรัสออกมาภายใต้สภาพแอนแอโรบิกนั้นอนุภาคของไพลีฟอสเฟตซึ่งประกอบด้วยไขมัน โปรทีน อาร์เอ็นเอ และแมกนีเซียมจะเกิดการกระจายตัวและมีขนาดอนุภาคลดลงหรือหายไป ซึ่งก็เป็นการอธิบายได้ว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสนั้น ไพลีฟอสเฟตจะเป็นแหล่งสะสมพลังงานและจะถูกปล่อยออกจากเซลล์เพื่อให้เกิดความสะดวกต่อการเก็บกักสารอาหารของแบคทีเรียที่สามารถเก็บกักฟอสฟอรัสได้มากเป็นพิเศษ



รูปที่ 2.12 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกและแอโรบิก (Suzuki และ Yoon,1989)

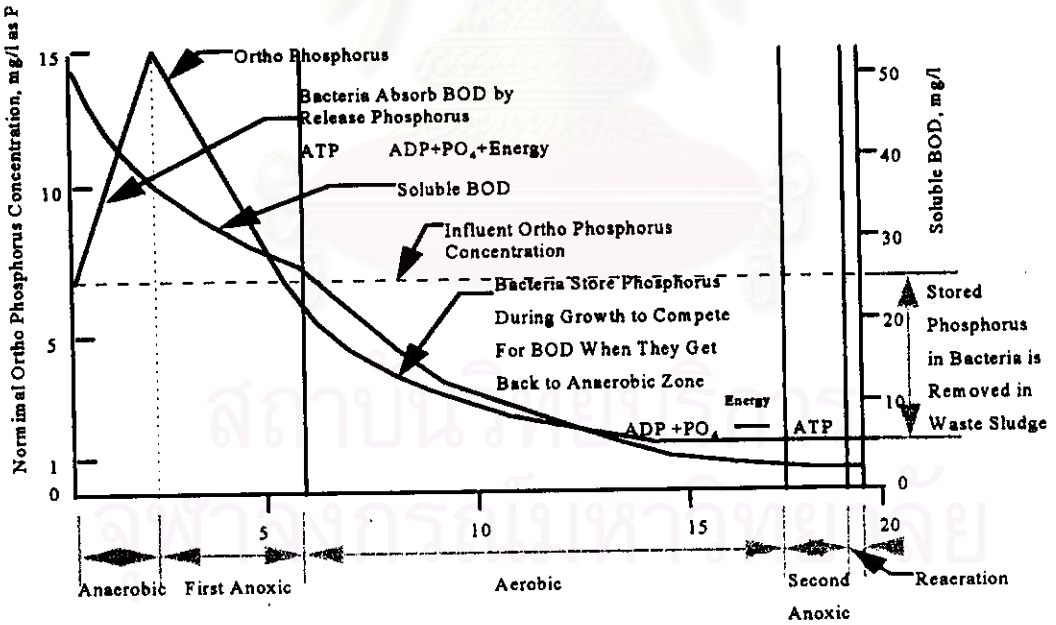
2) สภาพแอโรบิก

ภายใต้สภาพแอโรบิก พีเอชเอที่ได้ถูกเก็บไว้ภายในเซลล์ก่อนหน้านี้(ในขณะที่อยู่ในสภาพแอนแอโรบิก)จะถูกย่อยสลายโดยดึงออกซิเจนจากภายนอกมาใช้ ทำให้ได้เซลล์ใหม่และพลังงานเกิดขึ้นพร้อม ๆ กับปล่อยคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย พลังงานใหม่นี้จะถูกใช้ในการดึงออร์โธฟอสเฟตจากภายนอกเซลล์มารวมกับ ADP ภายในเซลล์และเก็บสะสมพลังงานในรูปของ ATP ไว้ใช้ในโอกาสต่อไป ดังสมการที่ 11

$$ADP + P + energy \longrightarrow ATP \qquad \text{---------- (11)}$$

ภายในถังแอโรบิกที่ต่อจากถังแอนแอโรบิกแบบนี้จะเกิดการเก็บกักโพลีฟอสเฟตภายในเซลล์มากขึ้นเป็นพิเศษ ซึ่งการกำจัดฟอสฟอรัสที่แท้จริงหรือในขั้นสุดท้ายก็คือการนำเอาสลัดจ์ส่วนเกินที่มีฟอสเฟตเป็นส่วนประกอบมากเป็นพิเศษนี้ทิ้งออกจากระบบนั่นเอง

ในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ถือเป็นการกำจัดทั้งบีโอดีละลาย (soluble BOD) และออร์โธฟอสฟอรัส (inorganic P, Pi) ไปพร้อม ๆกัน รูปที่ 2.13 แสดงให้เห็นว่าบีโอดีสามารถลดลงในถังแอนแอโรบิกได้ถึงแม้จะไม่มีตัวรับอิเล็กตรอนรอนในสภาพแอโรบิกหรือแอนอกซิกเกิดขึ้นก็ตาม และในสภาพแอนแอโรบิกนี้เมื่อความเข้มข้นของ SBOD ลดลงนั้นความเข้มข้นของ Pi จะเพิ่มขึ้นด้วย และจะถูกจับใช้ต่อไปในภายหลังในช่วงที่มีสภาพแบบแอโรบิกจนเหลือความเข้มข้นต่ำ



รูปที่ 2.13 ผลของบีโอดีละลาย (soluble BOD) และฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นในระบบ (WEF manual and Practice,1991)

Sedlak, R.(1991) กล่าวถึงการวิจัยของ Hong และคณะ(1982) ว่าค่าความเข้มข้นของ SBOD จะลดลงจาก 45 มก./ล. เหลือ 15 มก./ล. ส่วนความเข้มข้น Pi นั้นจะเพิ่มจาก 6 มก./ล.ไปเป็น 24 มก./ล. ในช่วงที่มีสภาพแอนแอโรบิก

2.4.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส

เมื่อการปล่อยฟอสฟอรัสเกิดขึ้นในช่วงแอนแอโรบิกและการจับใช้ฟอสฟอรัสเกิดในช่วงแอโรบิก ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่เปลี่ยนแปลงไปในแต่ละช่วงทุกตัวจะมีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัสโดยรวมของระบบ

1) อัตราภาระบีโอดี

Fukase และคณะ (1985) กล่าวว่าในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก-แอโรบิกนั้นปริมาณบีโอดีที่เข้าระบบส่วนใหญ่จะถูกกำจัดออกจากมวลของน้ำในส่วนที่เป็นแอนแอโรบิก ซึ่งบีโอดีบางส่วนถูกเก็บอยู่ในเซลล์ในรูปของพีเอชบี ค่าอัตราภาระบีโอดีและบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสมีความสำคัญเมื่อจุลชีพเริ่มทำงานและเก็บกักบีโอดีในช่วงแอนแอโรบิก หรืออาจกล่าวได้ว่าค่าอัตราภาระบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสต้องไม่มากกว่าความสามารถของจุลินทรีย์ที่จะจัดเก็บบีโอดี ดังนั้นเพื่อให้ได้การกำจัดฟอสฟอรัสที่ดีต้องควบคุมภาระบีโอดีและ/หรืออัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอส เอสในถังแอนแอโรบิกให้ต่ำกว่า 2.0 กก.บีโอดี/กก.MLSS-วัน และ 0.1 กก.บีโอดี/กก.MLSS

(หมายเหตุ: กก.MLSS ในถังแอนแอโรบิก สัมพันธ์โดยตรงกับค่า P ในเซลล์ของแบคทีเรียในถัง)

Randall และคณะ(1992)กล่าวว่าอัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสต้องมากกว่า 20:1 จึงจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสดี และฟอสฟอรัสที่ออกจากระบบจะมีค่าน้อยกว่า 1 มก./ล.

2) ค่าซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพ

ในการศึกษาของ Siebritz และคณะ (1983) พบว่าการกำจัดฟอสฟอรัสส่วนเกินทางชีวภาพจะเกิดขึ้นเมื่อน้ำเสียเข้ามีค่าความเข้มข้นของซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพอย่างรวด

เร็ว (RBCOD) มากกว่า 25 มก.ซีโอดีต่อลิตร และเมื่อค่าความเข้มข้นของซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพเช่นกลูโคสหรืออะซิเทต มีค่าเพิ่มขึ้นการกำจัดฟอสฟอรัสก็จะเพิ่มขึ้นด้วย

3) เอสอาร์ที (solids retention time , SRT)

Okada และคณะ (1991) ได้ศึกษาถึงผลของเวลากักพักของแข็งที่มีต่อแบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสโดยใช้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบเอสบีอาร์ พบว่าการสะสมตัวของแบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสจะไม่เพิ่มขึ้นอีกถ้าเวลากักพักของแข็งของแบคทีเรียมีค่ามากกว่า 25 วัน สำหรับกระบวนการแอททิเวเต็ดสลัดจ์แบบเอชู/โอนั้นค่าเวลากักพักของแข็งที่ใช้ในการออกแบบมีค่า 4-27 วัน(WEF manual of pratice,1992)

4) เวลากักน้ำหรือเอชอาร์ที (hydraulic retention time, HRT)

Sedlak,R.I. (1991) กล่าวว่า การเกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสในช่วงที่มีสภาพแอโรบิก นั้น ใช้เวลากักพักในช่วงแอโรบิกอยู่ระหว่าง 1 ถึง 2 ชม. ก็เพียงพอ ส่วน Fukase และคณะ (1985) ได้ศึกษาพบว่าค่าเวลากักพักในช่วงแอนแอโรบิกยิ่งนานก็จะยิ่งทำให้ฟอสฟอรัสถูกปล่อยออกมามาก ซึ่งค่าเวลากักพักในช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกที่เหมาะสมที่ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงคือ 1.5 ชั่วโมง และ 3 ชั่วโมงตามลำดับ ส่วน Best, A.G.(1983) กล่าวว่าเวลากักพักที่ใช้ในการออกแบบของช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกจะอยู่ในช่วง 0.5 - 1.0 ชั่วโมง และ 3.5 - 6.0 ชั่วโมง ตามลำดับ สำหรับ Okada และคณะ (1991)ก็ได้กล่าวว่าถ้าระบบมีเวลากักพักในช่วงแอนแอโรบิกเพียงพอก็จะเป็นผลดีต่อการสะสมตัวของแบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัส

5) อุณหภูมิ

Mamais และ Jenkins (1992) ได้ทำการศึกษาผลของอุณหภูมิที่มีต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมที่สุดที่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงสุดอยู่ในช่วง 28°ซ ถึง 33°ซ

6) ไนเทรต

Randall และคณะ (1992) กล่าวว่า ในสภาพแอนแอโรบิกนั้นถ้าหากมีไนเทรตอยู่ ไนเทรตจะถูกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอน ทำให้ระบบไม่เกิดการหมัก ดังนั้นบีโอดีก็จะไม่ถูกเปลี่ยนไปเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (VFAs) การกำจัดฟอสฟอรัสก็จะไม่เกิดขึ้น ดังนั้นในช่วงแอนแอโรบิกนี้ไนเทรตต้องถูกทำให้เป็นศูนย์

ในการศึกษาของ Kuba, T และคณะ (1993) โดยใช้ระบบเอสบีอาร์แบบแอนแอโรบิกแอน็อกซิกที่ใช้ไนเทรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนแทนออกซิเจนในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าเมื่อกรดอะซิติกถูกใช้ไปในช่วงที่เป็นแอนแอโรบิกจะเกิดการปล่อยฟอสฟอรัสออกมาภายนอกเซลล์ในปริมาณ 100 มก.ของฟอสฟอรัส/ลิตร ซึ่งฟอสฟอรัสที่ถูกปล่อยออกมาจะถูกกำจัดอย่างเรียบร้อยในช่วงที่มีสภาพแบบแอโรบิกหรือแอน็อกซิก ทั้งนี้การรั่วไหลของฟอสฟอรัสอาจจะเกิดขึ้นได้ในช่วงตอนปลายของแอน็อกซิก ซึ่งเป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดลดต่ำลง แต่จากการศึกษาพบว่าการรั่วไหลจะไม่เกิดขึ้นถ้ามีไนเทรตปรากฏ ด้วยเหตุนี้จึงต้องมีการเติมไนเทรตลงไป ซึ่งการเติมไนเทรตต้องได้รับการควบคุมอย่างระมัดระวัง

7) สารอาหาร

Cech และ Hartman (1990) และ Cech และคณะ (1993)ได้ศึกษาพบว่าในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้นจะมีแบคทีเรีย 2 กลุ่มด้วยกัน โดยกลุ่มแรกเป็นแบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษคือโพลี-พีแบคทีเรีย ซึ่งเป็นตัวหลักในการกำจัดฟอสฟอรัส ส่วนอีกกลุ่มหนึ่ง ซึ่งจะเรียกว่า 'G'แบคทีเรีย นั้นจะเกิดในสภาพที่มีกลูโคสเป็นส่วนประกอบในน้ำเสีย ซึ่ง 'G'แบคทีเรียนี้จะแย่งกำจัดสารอาหารในถังแอนแอโรบิก โดยไม่ใช้หรือกำจัดผลิตผลในรูปของโพลีฟอสเฟตเลย ดังนั้นในระบบที่จะกำจัดฟอสฟอรัสจึงจำเป็นต้องมีอะซิเทตเป็นส่วนประกอบในน้ำเสียด้วย