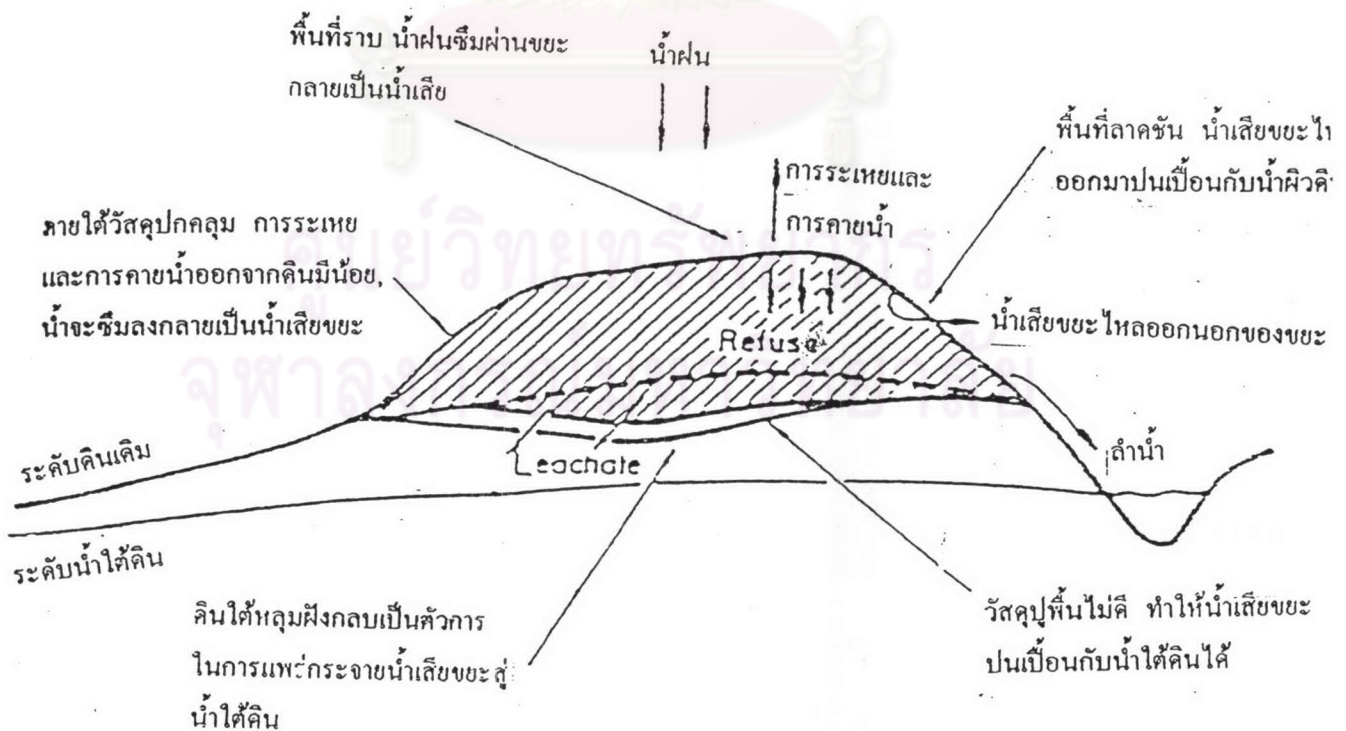


ทฤษฎีและแนวคิด

2.1 น้ำชะมูลฝอย

ปัจจุบันวิธีการกำจัดมูลฝอยในประเทศไทยที่นิยมใช้กันมากที่สุดคือ การฝังกลบ เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการถูก รวมทั้งสามารถกำจัดขยะมูลฝอยได้เกือบทุกชนิด (ไม่ควรใช้กับขยะมูลฝอยที่มีขนาดใหญ่ เช่น ขอนไม้ ตอไม้ และขยะมูลฝอยที่เป็นอันตราย) แต่ปัญหาที่ตามมาก็คือ น้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นอาจส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพของประชาชนในบริเวณนั้น โดยการเกิดและการแพร่กระจายของน้ำเสียเป็นดังรูปที่ 2.1

น้ำชะมูลฝอย หมายถึง น้ำที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ซึมผ่านชั้นมูลฝอยโดยละลาย หรือชะเอาสารตะกอน สารแขวนลอย สารละลาย และพวกจุลชีพต่าง ๆ รวมตัวมาด้วย นอกจากนี้ปริมาณของเหลวภายนอกที่ผ่านเข้ามาในชั้นมูลฝอย เช่น น้ำใต้ดิน น้ำฝน ก็รวมเป็นส่วนหนึ่งของน้ำชะมูลฝอยด้วยเช่นกัน (จรัสพงศ์ สร้อยระย้า 2531; พัชรี หอวิจิตร, 2531; Duvel, 1980 อ้างถึงใน อุทัย สิ้นเพ็ง, 2538)



รูปที่ 2.1 การเกิดและแพร่กระจายของน้ำชะมูลฝอย

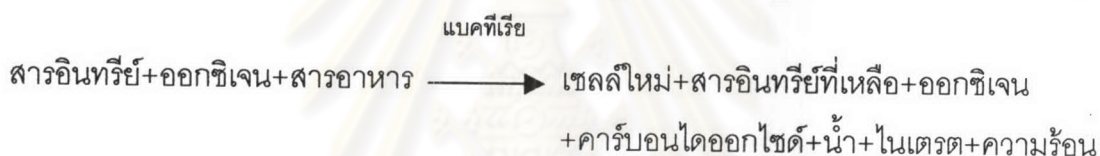
2.1.1 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย

ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยเป็นอย่างไรนั้นขึ้นกับปัจจัยหลัก 2 ประการคือ ปัจจัยภายนอกหลุมฝังกลบและปัจจัยภายในหลุมฝังกลบ โดยปัจจัยภายนอกได้แก่ สภาพแวดล้อมบริเวณหลุมฝังกลบ เช่น สภาพทางอุทกวิทยาและสภาพทางอุตุนิยมวิทยา เป็นต้น ส่วนปัจจัยภายในหลุมฝังกลบหมายถึงสภาพการเปลี่ยนแปลงภายในหลุมฝังกลบหรือภายในกองขยะ นับแต่เมื่อมีการนำขยะมากองรวมกัน

การเปลี่ยนแปลงภายในหลุมฝังกลบแบ่งออกเป็น 5 ระยะคือ

ระยะที่ 1 การปรับเริ่มต้น (Initial Adjustment)

เป็นระยะที่ขยะมูลฝอยเกิดขบวนการย่อยโดยใช้ออกซิเจน (aerobic decomposition) โดยออกซิเจนที่ได้มาจากอากาศที่อยู่ในช่องว่างของขยะมูลฝอย โดยปฏิกิริยาเป็นไปตามสมการนี้



ระยะที่ 2 ระยะเปลี่ยนแปลง (Transition Phase)

เป็นระยะที่ออกซิเจนถูกใช้หมด ไนเตรตและซัลเฟตเกิดปฏิกิริยาเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนและไฮโดรเจนซัลไฟด์

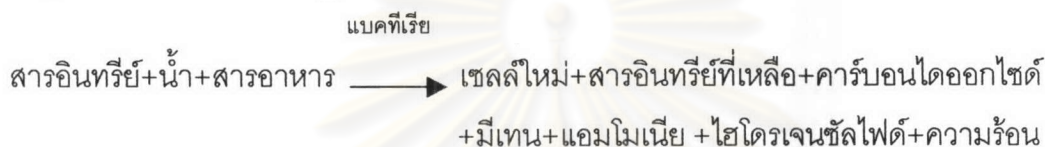
ระยะที่ 3 ระยะที่มีการเกิดกรด (Acid Phase)

เป็นระยะที่เกิดกรดอินทรีย์มากและปริมาณของก๊าซไฮโดรเจนลดลง โดยขั้นแรกจะเกิดไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ของสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เป็นพวก แป้ง ไขมัน โปรตีน และกรดนิวคลีอิก เป็นอนุภาคที่เล็กพอที่พวกจุลินทรีย์ใช้เป็นพลังงานและแหล่งคาร์บอนได้ ขั้นที่สองคือการสร้างกรด (acidogenesis) เกิดกรด acetic, fulvic และเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ จุลินทรีย์ที่อยู่ในขบวนการขั้นนี้เรียกว่า "nonmethanogenic" ซึ่งจะเป็นพวก facultative และ obligate anaerobic bacteria หรืออาจเรียกว่าเป็นพวก "acid former" และทำให้พีเอชของน้ำชะมูลฝอยลดลงถึง 5 หรือต่ำกว่า เนื่องจากมีกรดอินทรีย์และความเข้มข้นของคาร์บอนไดออกไซด์มากขึ้น ค่า BOD COD และ conductivity จะสูงขึ้นในระยะนี้ เนื่องจากสารละลายของ organic acid สาร

อินทรีย์ และโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอย ถ้าสถานที่ฝังกลบไม่เกิดน้ำชะมูลฝอย สารต่าง ๆ ที่เกิดขึ้นในระยะที่ 3 นี้จะยังคงถูกดูดซับอยู่ในขยะมูลฝอย โดยไม่ก่อให้เกิดน้ำชะมูลฝอย

ระยะที่ 4 ระยะที่มีการเกิดมีเทน (Methane Fermentation Phase)

ในระยะนี้พวกจุลินทรีย์กลุ่มที่ 2 หรือที่เรียกว่า "Methanogens" หรือ "Methane Former" เปลี่ยน acetic acid และก๊าซไฮโดรเจน เป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ทำให้พีเอชในระยะนี้สูงขึ้น โดยอยู่ที่ประมาณ 6.8-8.0 ค่า BOD COD conductivity ของน้ำชะมูลฝอยจะลดลงเมื่อพีเอชสูงขึ้น ทำให้สารอินทรีย์อยู่ในรูปสารละลายได้น้อยลงและทำให้ความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอยลดลงด้วย โดยปฏิกิริยาในขั้นตอนนี้เป็นสมการนี้



ระยะที่ 5 ระยะคงตัว (Maturation Phase)

เป็นระยะที่หลังจากสารพวก biodegradable organic เปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทนเรียบร้อยแล้วและอัตราการเกิดก๊าซเริ่มลดลง แต่จะพบปริมาณก๊าซไนโตรเจนและออกซิเจนเล็กน้อยในระยะนี้ น้ำชะมูลฝอยจะมีพวก humic และ fulvic acid ซึ่งยากต่อการย่อยสลายทางชีวภาพต่อไป ลักษณะสมบัติน้ำเสียเมื่ออายุการฝังกลบเพิ่มขึ้นแสดงในตารางที่ 2.1

Chain และ DeWalle (1977) ได้ศึกษาสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยพบว่า สารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในน้ำชะมูลฝอยประกอบด้วยกรดไขมันระเหยอิสระ (Free volatile fatty acids) ซึ่งมีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 500 ส่วนสารอินทรีย์อื่น ๆ ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมาก ได้แก่ กรดฮิวมิกและกรดฟัลวิก นอกจากนี้ยังมีสารอินทรีย์ที่มีกลุ่มของ carboxyl และ aromatic hydrocarbon จำนวนมากอยู่ในโครงสร้างโมเลกุล

ในน้ำเสียบางแห่งอาจมีสารอินทรีย์ที่ย่อยยากหรือเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ เช่น สารประกอบ Chlorinated organics, AOX (Adsorbable organic halogen) และ PAH (Polycyclic aromatic hydrocarbon) (Chang and Alvares-Cohen, 1997; Sung and Lee, 1997)

ตารางที่ 2.1 ลักษณะสมบัติน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบใหม่และเก่า (Tchobanoglous และคณะ, 1993)

ลักษณะสมบัติ	หน่วย	อายุการฝังกลบ	
		น้อยกว่า 2 ปี	มากกว่า 10 ปี
BOD ₅	มก./ล.	2,000-30,000	100-200
TOC	มก./ล.	1,000-20,000	80-160
COD	มก./ล.	3,000-60,000	100-500
Total suspended solids	มก./ล.	200-2,000	100-400
Organic nitrogen	มก./ล.	10-800	80-120
Ammonia nitrogen	มก./ล.	10-800	20-40
Nitrate	มก./ล.	5-40	5-10
Total phosphorus	มก./ล.	5-100	5-10
Alkalinity as CaCO ₃	มก./ล.	1,000-10,000	200-1,000
pH		4.5-7.5	6.6-7.5
Calcium	มก./ล.	200-3,000	100-400
Magnesium	มก./ล.	50-1,500	50-200
Sodium	มก./ล.	200-2,500	100-200
Chloride	มก./ล.	200-3,000	100-400
Sulfate	มก./ล.	50-100	20-50
Total iron	มก./ล.	50-1,200	20-200

ฟอสฟอรัสในน้ำชะมูลฝอยมีปริมาณน้อย เนื่องจากดินตะกอนในบ่อพักน้ำเสียสามารถดูดซับฟอสฟอรัสไว้ได้มาก ส่วนจุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยก็มีปริมาณเพิ่มขึ้นเพราะว่ามีการนำสัลดิจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียมาทิ้งรวมกับขยะชุมชน นอกจากนี้ยังมีการตรวจพบโคลิฟอร์มแบคทีเรียมากขึ้นเนื่องจากมีการใช้ผ้าอ้อมสำเร็จรูปกันมากขึ้น (ศิริรัตน์ ชาญไววิทย์, 2536)

ธรรณิศวรร ทรพนันท์ (2535) ได้ศึกษาการปนเปื้อนของปรอท แคดเมียม และแมงกานีสในน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่กำจัดมูลฝอยของกรุงเทพมหานคร การศึกษาได้เก็บตัวอย่างจากบ่อรับน้ำชะมูลฝอย และแหล่งน้ำสาธารณะโดยรอบสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยอ่อนนุชและหนองแขม โดยเก็บในเดือน พฤษภาคม พ.ศ. 2534 พบว่าน้ำชะมูลฝอยจากอ่อนนุชมีปรอท 2.47-39.13

มก./ล. แคลเมียมน้อยกว่า 0.03 มก./ล. และแมงกานีส 0.01-2.88 มก./ล. ส่วนน้ำชะมูลฝอยจากหนองแขมมีปรอท 1.13-3.74 มก./ล. แคลเมียมน้อยกว่า 0.03 มก./ล. และแมงกานีส 0.27-5.56 มก./ล. ลักษณะน้ำเสียจากอ่อนนุขแสดงในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่สถานกำจัดขยะอ่อนนุขปี พ.ศ. 2535 (ธรรณิศวรร ทรพนันท์, 2535)

ลักษณะสมบัติ	หน่วย	ค่า
อุณหภูมิ	เซลเซียส	29.7
พีเอช	-	8
DO	มก./ล.	0.27
ความนำไฟฟ้า	$\mu\text{mhos/cm}$	25,509
Salinity	ppt	13.7
Alkalinity	มก./ล.	587
BOD	มก./ล.	268
COD	มก./ล.	6,380
SS	มก./ล.	174
DS	มก./ล.	12,425
TS	มก./ล.	12,583
ปรอท	ppb	20.71
แคลเมียม	ppm	ไม่พบ
แมงกานีส	ppm	0.68

วรพงศ์ บิลลี (2542) ศึกษาการกำจัดน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีการระเหย โดยน้ำชะมูลฝอยที่นำมาทำการวิเคราะห์นำมาจากหลุมฝังกลบขยะที่ลาดกระบัง ซึ่งเปิดรับดำเนินการฝังกลบขยะตั้งแต่ปี พ.ศ. 2537 ถึงเดือนมกราคม พ.ศ. 2543 ขยะที่นำมาฝังกลบเป็นขยะที่มาจากสถานีรวบรวมและขนถ่ายขยะอ่อนนุขในอัตราเฉลี่ย 3,200 ตันต่อวัน รวมปริมาณขยะทั้งหมดที่ทำการฝังกลบ 7 ล้านตัน โดยมีบ่อน้ำชะมูลฝอย 3 บ่อ คือ ขนาดประมาณ 20x20x2.5 ลูกบาศก์เมตร 2 บ่อ และบ่อขนาด 40x20x2.5 ลูกบาศก์เมตร 1 บ่อ รวมปริมาณน้ำชะมูลฝอยในบ่อประมาณ 4,000 ลูกบาศก์เมตร และได้ปิดการรับขยะไปฝังกลบตั้งแต่เดือนมกราคม พ.ศ. 2543 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่ลาดกระบังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 แสดงคุณภาพน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบขยะลาดกระบังในช่วงเดือน พฤศจิกายน 2542 (รพพศ., 2542)

รายการวิเคราะห์	หน่วย	ผลการวิเคราะห์
pH	-	7.9
Turbidity	NTU	363
BOD	mg/l	2,640
COD	mg/l	3,962
SS	mg/l	206
TKN	mg/l	1,299
NH ₃ N	mg/l	414
Chloride	mg/l	2,159
Sulfide	mg/l	11.8
Total Coliform	MPN/100ml	>240,000

2.1.2 ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณและลักษณะสมบัติของน้ำเสีย

-ชนิดมูลฝอย มีผลต่อลักษณะสมบัติของน้ำเสีย โดยขยะที่เป็นสารอินทรีย์เช่น ชากพืช ชากสัตว์ ทำให้น้ำชะมูลฝอยมีปริมาณสารอินทรีย์อยู่เป็นปริมาณมาก ส่วนขยะจากโรงงานอุตสาหกรรมก็จะมีทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์รวมทั้งโลหะหนักปนเปื้อนอยู่ด้วย นอกจากนี้ยังอาจมีสารพิษที่ปนเปื้อนมาจากสารเคมี ได้แก่ ยาฆ่าแมลง ยาปราบศัตรูพืช รวมทั้งเชื้อโรคต่าง ๆ เช่น แบคทีเรียและไวรัส

-สภาพสถานที่ฝังกลบ มีผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอยโดยตรง คือ การบดอัดดิน การใช้วัสดุปูพื้น การระบายอากาศ ลักษณะการฝังกลบ การปกคลุมหลุมฝังกลบ การระบายน้ำจากภายนอก และการรวบรวมน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเองเพราะหากรวบรวมได้ไม่ดีอาจมีการปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมได้ เช่น มีการรั่วไหลของวัสดุปูพื้นทำให้น้ำชะมูลฝอยไหลปนเปื้อนกับแหล่งน้ำใต้ดิน

-สภาพภูมิอากาศบริเวณหลุมฝังกลบ เป็นปัจจัยที่สำคัญต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย ซึ่งสัมพันธ์กับปริมาณน้ำฝนตลอดปี ปริมาณน้ำผิวดินที่ซึมเข้ากองขยะ อุณหภูมิ ในพื้นที่ที่มีฝนตก

มากก็จะมีปริมาณน้ำชะมูลฝอยมาก สำหรับความชื้นก็จะมีผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย โดยจะขึ้นกับความสามารถในการดูดซับความชื้นจากบรรยากาศของขยะ โดยการออกแบบระบบบำบัดควรใช้ปริมาณฝนที่ตกรายวันที่มีปริมาณสูงสุดเป็นเกณฑ์ โดยในต่างประเทศมีการศึกษาพบว่า ปริมาณน้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นมีค่าประมาณร้อยละ 10-20 ของปริมาณน้ำฝน (ปรีดา แยมเจริญวงศ์, 2531 อ้างถึงใน อุทัย สิ้นเพ็ง, 2538)

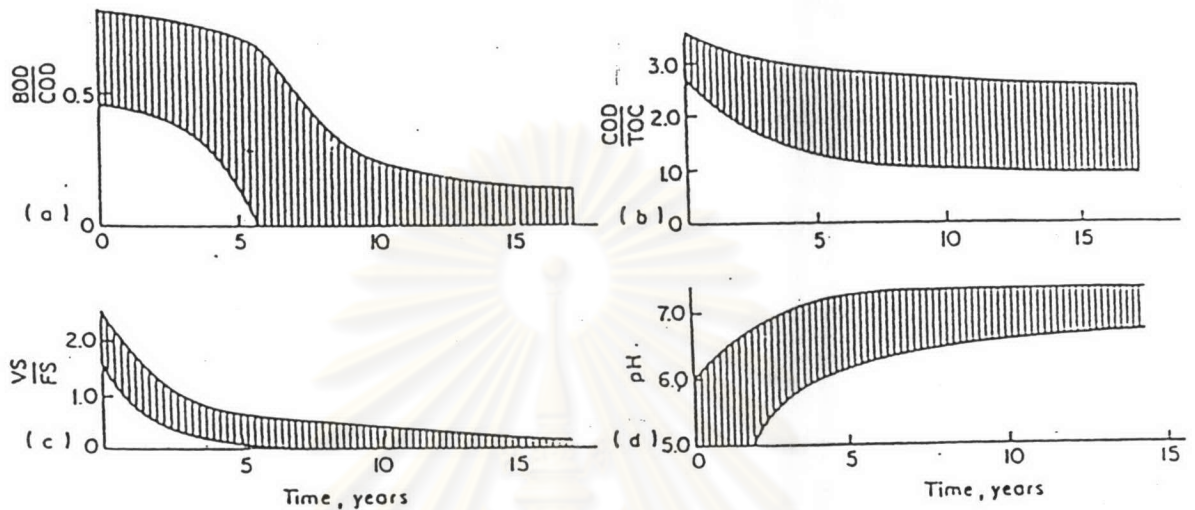
-ชนิดของดินมีผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย ซึ่งจะมีมากในบริเวณที่ดินมีสมบัติความชื้นน้ำได้สูง รูปแบบของดินตามความสามารถในการซึมน้ำจากมากไปน้อยได้แก่ Sand, Fine sand, Fine sandy loam, Silt loam, Light clay loam, Heavy clay loam และ Clay

-อายุการฝังกลบ สำหรับสถานที่ฝังกลบที่อายุน้อย น้ำชะมูลฝอยที่ออกมาจะมีความเข้มข้นสูง มีสีดำมากและมีกลิ่นเหม็น เนื่องจากการทำงานของจุลินทรีย์ที่ยังทำงานได้ไม่เต็มที่และจำนวนจุลินทรีย์ยังมีน้อย ส่วนสถานที่ฝังกลบที่อายุมากความเข้มข้นของน้ำชะจะลดลงเพราะปริมาณสารอินทรีย์ต่าง ๆ ถูกย่อยไปมากแล้ว แต่น้ำเสียนี้จะมีความคงตัวสูงทำให้อยู่สลายทางชีวภาพได้ยาก (non-biodegradable)

น้ำชะมูลฝอยจะมีลักษณะสมบัติเปลี่ยนแปลงไปเมื่ออายุการฝังกลบเพิ่มมากขึ้นซึ่งแสดงให้เห็นได้ด้วยอัตราส่วนของพารามิเตอร์ต่าง ๆ ได้แก่ค่า COD/TOC, BOD/COD, VS/FS และ SO_4/Cl อัตราส่วนเหล่านี้แสดงถึงส่วนประกอบของสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย และแสดงถึงความสัมพันธ์กับอายุของสถานที่ฝังกลบ แสดงในรูปที่ 2.2 โดยอัตราส่วน COD/TOC มีแนวโน้มที่จะลดลง เมื่ออายุของสถานที่ฝังกลบเพิ่มขึ้น และอัตราส่วนนี้แปรผันจาก 3.3 สำหรับสถานที่ฝังกลบใหม่ และลดลงถึง 1.6 สำหรับสถานที่ฝังกลบเก่า ค่าสูงสุดที่เป็นไปได้ของ COD/TOC คือ 4 นั้นหมายถึงถึงว่า ในน้ำชะมูลฝอยนั้นประกอบด้วยสารอินทรีย์มาก และค่าต่ำสุดคือ 1.3 การลดลงของอัตราส่วน COD/TOC แสดงว่า เมื่อเวลาผ่านไปคาร์บอนอินทรีย์จะถูกออกซิไดซ์จนเหลือน้อยลงเนื่องจากถูกใช้เป็นแหล่งพลังงานในการเติบโตของจุลินทรีย์

การลดลงของอัตราส่วน BOD/COD มีผลจากการค่อย ๆ ลดลงของส่วนประกอบของสารอินทรีย์ที่วัดในรูป BOD ซึ่งจะเหมือนกับอัตราส่วน COD/TOC โดยมีค่าลดลงตามอายุของสถานที่ฝังกลบ ค่าอัตราส่วน BOD/COD ลดลงจาก 0.47-0.07 ภายในระยะเวลา 23 ปี เนื่องจากการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์ตามธรรมชาติมีค่าเร็วกว่าการกำจัดสารอินทรีย์ การลดลงของสารอินทรีย์เกิดจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ ส่วนการลดลงของสารอินทรีย์เนื่องจากการชะ

ล้างโดยน้ำฝนที่ซึมผ่าน ส่วนอัตราส่วนของ VS/FS ลดลงตามอายุสถานที่ฝังกลบเช่นกัน โดยลดลงจาก 2.2 สำหรับสถานที่ฝังกลบใหม่และเท่ากับ 0.2-0.25 สำหรับสถานที่ฝังกลบเก่า นอกจากนี้เมื่ออายุของสถานที่ฝังกลบเพิ่มขึ้น ค่าพีเอชจะเพิ่มขึ้นจนกระทั่งมีค่าประมาณ 6.5-7.0 เนื่องจากความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยลดลงเพราะถูกแบคทีเรียเปลี่ยนรูปเป็นมีเทน



รูปที่ 2.2 ความสัมพันธ์ของอัตราส่วนของ BOD/COD, COD/TOC, VS/FS และ pH ของน้ำชะมูลฝอยกับอายุของสถานที่ฝังกลบ

2.2 การบำบัดน้ำชะมูลฝอย

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยทั่วไปมี 4 วิธีดังนี้คือ

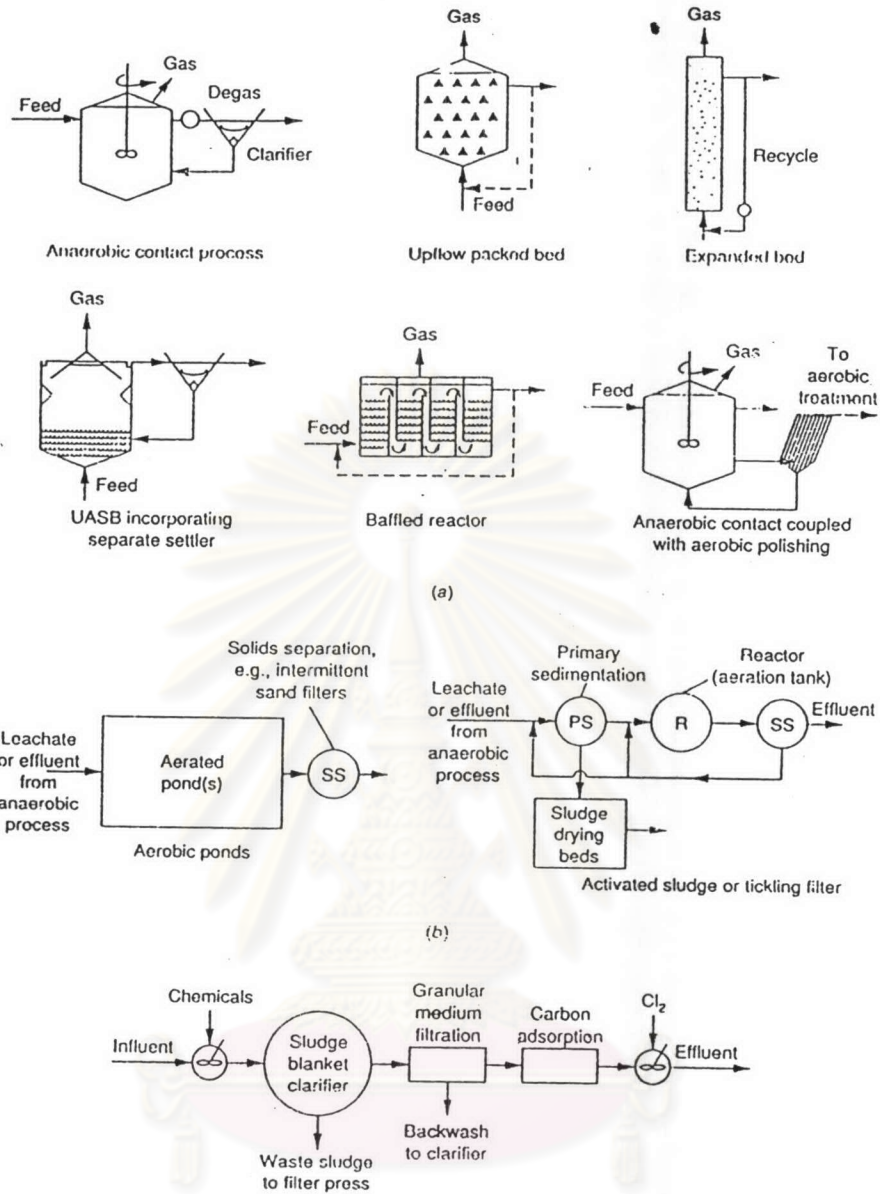
- (1) การหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอย
- (2) การระเหย
- (3) การบำบัด
- (4) นำไปบำบัดรวมกับระบบบำบัดน้ำเสียรวม

ในงานวิจัยชิ้นนี้จะกล่าวถึงเฉพาะวิธีการจัดการน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีบำบัดเท่านั้น

การเลือกวิธีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจะขึ้นอยู่กับองค์ประกอบหลัก หรือสารมลทินในน้ำชะมูลฝอยที่ต้องการกำจัดออก (Tchobanoglous และคณะ, 1983) ซึ่งวิธีที่ใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอยแบบต่าง ๆ แสดงในตารางที่ 2.4 ตัวอย่างของกระบวนการบำบัดทางชีวภาพทั้งใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจนแสดงในรูปที่ 2.3

ตารางที่ 2.4 กระบวนการต่าง ๆ ที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย (Tchobanoglous และคณะ, 1983)

วิธีการบำบัด	จุดประสงค์การใช้งาน	หมายเหตุ
<u>กระบวนการทางชีววิทยา</u>		
ระบบเอสเอส	กำจัดสารอินทรีย์	อาจเกิดปัญหาฟอง, ต้องการตั้งตกตะกอน
ระบบเอสบีอาร์	กำจัดสารอินทรีย์	เหมาะกับอัตราไหลต่ำ
บ่อเติมอากาศ	กำจัดสารอินทรีย์	ต้องใช้พื้นที่มาก
กระบวนการฟิล์มตรึง	กำจัดสารอินทรีย์	
บ่อไร้อากาศและถังไร้อากาศ	กำจัดสารอินทรีย์	ประหยัดพลังงาน
ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน	กำจัดไนโตรเจน	อาจใช้ร่วมกับการกำจัดสารอินทรีย์
<u>กระบวนการทางเคมี</u>		
การสะเทิน	ควบคุมพีเอช	ใช้ได้กับน้ำเสียบางอย่าง
การรวมผลึก	กำจัดโลหะและไอออนลบ	เกิดปัญหาสลัดจ์
ออกซิเดชัน	กำจัดสารอินทรีย์และลดความเป็นพิษจากสารอินทรีย์	เหมาะกับน้ำเสียที่เจือจาง ค่าใช้จ่ายสูงไม่เหมาะกับสารอินทรีย์ย่อยยาก
<u>กระบวนการทางกายภาพ</u>		
การตกตะกอน	กำจัดสารแขวนลอย	ต้องใช้วิธีอื่นร่วมด้วย
การกรอง	กำจัดสารแขวนลอย	ต้องการการบำบัดต่อ
การดักจับด้วยอากาศ	กำจัดแอมโมเนียหรือสารอินทรีย์ระเหย	ต้องมีอุปกรณ์ควบคุมมลพิษอากาศ
การดูดติดผิว	กำจัดสารอินทรีย์	
การแลกเปลี่ยน	กำจัดสารอนินทรีย์ละลาย	ต้องการการบำบัดต่อ
การใช้ขุลงดำฟอสเฟต	กำจัดแบคทีเรียและสารอินทรีย์ มวลโมเลกุลสูง	เกิดปัญหา fouling
ออสโมซิสย้อนกลับ	เป็นการเจือจางน้ำเสีย	
การระเหย	กำจัดน้ำชะมูลฝอยในพื้นที่ห้ามทิ้งน้ำเสีย	ค่าใช้จ่ายสูง, อาจเกิดปัญหาสลัดจ์อันตราย



รูปที่ 2.3 ตัวอย่างกระบวนการบำบัดน้ำชะมูลฝอย (Tchobanoglous และคณะ, 1983)

Keenanและคณะ(1984) กล่าวว่า น้ำชะมูลฝอยจัดเป็นน้ำเสียที่มีความคงตัวสูงและมีลักษณะสมบัติแตกต่างกันในแต่ละสถานที่ ดังนั้นในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีทางชีวภาพหรือวิธีทางเคมีวิธีใดวิธีหนึ่งจะได้ผลไม่เป็นที่น่าพอใจนัก โดยมีสาเหตุที่สำคัญ 2 ประการคือ น้ำชะมูลฝอยมีสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลสูงอยู่เป็นปริมาณมากซึ่งยากต่อการกำจัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพและอาจมีโลหะหนักที่สามารถยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ ประการที่ 2 คือ การใช้วิธีทางเคมีเพื่อกำจัดโลหะหนักออกไปจากน้ำชะมูลฝอยนั้นไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้เพียงพอ

Diamadopoulos และคณะ (1994) กล่าวว่าวิธีในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้อย่างมีประสิทธิภาพคือวิธีทางชีวภาพ และวิธีทางกายภาพ-เคมี กล่าวคือ หากน้ำชะมูลฝอยที่เกิดจากสถานที่ฝังกลบที่มีอายุน้อยการบำบัดโดยจุลชีพสามารถทำได้ดีเนื่องจากจุลชีพสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายได้ ส่วนวิธีทางกายภาพ-เคมีเหมาะกับน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบที่มีอายุมากหรือน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพมาแล้ว

Dollerer และ Wilderer (1996) กล่าวว่า การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยวิธีทางชีววิทยาอย่างเดียวอาจไม่ได้มาตรฐาน เพียงแต่เป็นการช่วยลดซีโอดีเท่านั้น ควรต้องมีการบำบัดด้วยระบบอื่นเพิ่มเติม เช่น ระบบทางเคมี กระบวนการเมมเบรน การระเหยหรือการกำจัดกลิ่นโดยใช้ถ่านกัมมันต์ เพื่อดักจับสารอินทรีย์

2.3 การบำบัดน้ำเสียที่ย่อยยากและเป็นพิษ

2.3.1 ลักษณะของน้ำเสียที่ย่อยยากและเป็นพิษ

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมบางประเภทมีสารสังเคราะห์ (Xenobiotic organic chemical) ปนเปื้อนอยู่ ซึ่งสารเหล่านี้อาจเป็นพิษและยับยั้งการทำงานของจุลชีพหรือแม้ว่าสารบางอย่างไม่เป็นพิษแต่ก็ไม่สามารถถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ หรือแม้ว่าย่อยสลายได้แต่ก็ต้องใช้เวลานานมาก

โครงสร้างทั่วไปของสารเหล่านี้มักประกอบด้วยคาร์บอนที่ต่อกันเป็นโซ่ยาว หรือมีความซับซ้อนมาก รวมทั้งสารประกอบอโรมาติก (Aromatic compound) เช่น สารประกอบอินทรีย์ที่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อมจำนวนมากได้แก่ ไนโตรอะโรมาติก (Nitroaromatic) และสารประกอบโพลีคลอรีเนต (Polychlorinated compound) เป็นต้น รวมทั้งสารประกอบที่ย่อยยากเช่น สารประกอบอะโรมาติกคลอรีน (Chlorinated aromatic compound) และสารประกอบอะลิฟาติก (Aliphatic compound)

การบำบัดน้ำเสียที่มีลักษณะเช่นนี้อาจใช้วิธีทางเคมี เช่น การดูดซับด้วยคาร์บอนกัมมันต์ จากนั้นนำคาร์บอนที่ใช้แล้วไปบำบัดต่อไป การใช้แสงยูวี โอโซน หรือเปอร์ออกไซด์ เพื่อทำลายสารประกอบคลอรีเนตไฮโดรคาร์บอน (Chlorinated Hydrocarbon) วิธีทางเคมีเหล่านี้ต้องเสียค่าใช้จ่ายมากและไม่มีประสิทธิภาพดีเท่าที่ควร ส่วนการใช้กระบวนการทางชีววิทยาเข้าบำบัดน้ำจะเป็นวิธีที่ประหยัดกว่า แต่ก็มีข้อจำกัดจำนวนมากได้แก่การทำให้แบคทีเรียคุ้นเคยกับน้ำเสีย การรักษา

ปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ให้มีจำนวนมาก ทั้งต้องให้ระยะเวลาในการบำบัดนานกว่าน้ำเสียทั่วไป (Chang, 1997)

สมมุติฐานที่สารประเภท Xocs (Xenobiotic organic chemical) ที่เกิดจากการผลิตโดยมนุษย์สามารถถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียได้ มีอยู่ 2 ข้อคือ

1. สารประเภท Xocs มีโครงสร้างบางส่วนคล้ายคลึงกับสาร Biogenic
2. เอนไซม์นั้นไม่จำเป็นต้องมีความเฉพาะเจาะจงทำให้สามารถย่อยสารได้หลายชนิด

2.3.2 ระบบที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสาร Xocs ควรจะมีลักษณะดังต่อไปนี้

1. ในระบบควรมีจุลินทรีย์หลาย ๆ ชนิดอาศัยอยู่ร่วมกัน เนื่องจากสาร Xocs อาจต้องการเอนไซม์หลายชนิดในการทำ Mineralization เช่น แบคทีเรียชนิดแรกใช้เอนไซม์ชนิดหนึ่งเปลี่ยนสาร Xocs ไปเป็นสารประกอบชนิดหนึ่ง จากนั้นแบคทีเรียอีกชนิดหนึ่งจะปล่อยเอนไซม์ออกมาย่อยสารประกอบนั้นให้กลายเป็นสารอาหารเป็นต้น
2. ต้องรักษาสภาพแวดล้อมในระบบให้เหมาะสมต่อแบคทีเรียที่สามารถผลิตเอนไซม์ย่อยสาร Xocs ได้ เช่น ให้สารอาหารและตัวรับอิเล็กตรอนเพียงพอ เวลาในการกักเซลล์ (SRT) ต้องยาวเพียงพอเพราะ Xocs บางชนิดย่อยสลายช้ามาก
3. ต้องมีการป้อนสาร Xocs เข้าไปในระบบอย่างต่อเนื่องและสม่ำเสมอเนื่องจากถ้าหยุดการป้อน Xocs แล้ว แบคทีเรียที่มีความสามารถในการย่อยสาร Xocs อาจตายลง โดยทั่วไปแล้วถ้าไม่ป้อนสาร Xocs นานเกิน 3 เท่าของ SRT พบว่าแบคทีเรียเหล่านี้จะตายถึง 95% แต่ถึงแม้บางทีแบคทีเรียไม่ตายแต่ก็จะสูญเสียความสามารถในการผลิตเอนไซม์ที่ใช้ย่อยสาร Xocs (Grady และคณะ, 1999)

2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายสาร Xocs

1. ลักษณะโครงสร้างโมเลกุลของสาร Xocs
2. ความสามารถในการละลายน้ำของสาร Xocs เนื่องจากแบคทีเรียสามารถย่อยสารที่ละลายน้ำได้ดีมากกว่าสารที่ไม่ละลายน้ำ

3. สภาพแวดล้อมในระบบเช่น พีเอช อุณหภูมิ ปริมาณตัวรับอิเล็กตรอน ปริมาณธาตุอาหาร

2.4 การกำจัด Xocs ที่เกิดขึ้นในกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ

การกำจัดที่เกิดขึ้นแบ่งออกเป็น 2 ประเภทใหญ่ ๆ คือ การกำจัดที่เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biotic degradation)กับการกำจัดที่ไม่ใช่เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพ (Abiotic removal mechanism)

การกำจัดที่เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพ (Biotic degradation) แบ่งย่อยออกเป็น 2 ประเภทคือ Growth-Linked biodegradation และ Cometabolism

2.4.1 Growth-Linked biodegradation

Growth-Linked biodegradation เป็นการย่อยสลายโดยที่จุลินทรีย์จะได้รับแหล่งคาร์บอนและพลังงานจากสาร Xocs ที่ถูกย่อยสลาย โดยคาร์บอนบางส่วนจะถูกนำมาสังเคราะห์เซลล์ บางส่วนก็จะกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนสาร Xocs ก็จะถูก Mineralization กลายเป็นสารที่ไม่เป็นพิษ เนื่องจากระบบที่ใช้ในงานวิจัยนี้เป็นระบบไร้ออกซิเจนดังนั้นจึงขอก้าวถึงกระบวนการไร้ออกซิเจนเท่านั้น

กระบวนการไร้ออกซิเจนแบ่งออกเป็น 4 ขั้นตอนคือ

ขั้นที่ 1 Hydrolysis

ขั้นที่ 2 Acidogenesis

ขั้นที่ 3 Acetogenesis

ขั้นที่ 4 Methanogenesis

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีน ไขมัน และคาร์โบไฮเดรต เป็นต้น ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็ก เช่น น้ำตาล และกรดอะมิโน เป็นต้น โดยการย่อยสลายเกิดจากแบคทีเรียหลายจำพวก แต่ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียประเภทสร้างกรด (acidogenic)

โดยปล่อยเอนไซม์ออกมาภายนอกเซลล์ (extracellular enzyme) เพื่อปลดปล่อยพลังงานกระตุ้นทำให้เกิดปฏิกิริยาได้เร็วขึ้น เรียกเอนไซม์เหล่านี้ว่า Hydrolytic enzyme หรือ Hydrolases เนื่องจากเอนไซม์เป็นโปรตีนที่มีความเฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยาและสารที่ทำปฏิกิริยา ดังนั้นเอนไซม์ที่แบคทีเรียปล่อยออกมาภายนอกเซลล์จึงขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เช่น แป้งและไกลโคเจน ต้องใช้เอนไซม์ Amylase ไขมันและไลปิด (Lipids) ต้องใช้เอนไซม์ Lipase และ Esterases โปรตีน ต้องใช้เอนไซม์ Protease ส่วนกรดอะมิโนและไลซีน (Lysine) ต้องใช้เอนไซม์ Trypsin เป็นต้น การทำงานของเอนไซม์ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายชนิด เช่น ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิ พื้นที่ผิวสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ ดังนั้นในการย่อยสลายสารแต่ละชนิดจึงใช้เวลาต่างกัน

ขั้นที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

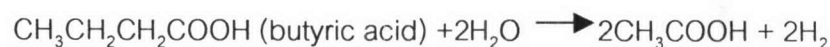
ขั้นตอนนี้จะมีแบคทีเรียพวก Acidogens เปลี่ยนน้ำตาล กรดไขมันและกรดอะมิโนเป็นกรดอินทรีย์ (เช่น กรดอะซิติก กรดไพรูโวนิก ฟอรั่มิก บิวทีริก เป็นต้น) แอลกอฮอล์และคีโตน (เช่น เอทานอล เมทานอล อะซีโตน) อะซีเตต คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน โดยอะซีเตตเป็นผลิตภัณฑ์ส่วนใหญ่ที่เกิดจากการหมักคาร์โบไฮเดรต ผลผลิตที่ได้จะเป็นสารอะไร่ขึ้นชนิดของสารอินทรีย์และสภาพแวดล้อมเช่น อุณหภูมิ พีเอช ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกและกรดไขมันระเหยอื่น ๆ (Acetogenesis)

ในขั้นตอนนี้ Acetogenic bacteria เช่น Syntrobacter wolnii และ Syntrophomonas wolfei จะเปลี่ยนกรดไขมัน (เช่น กรดไพรูโวนิก กรดบิวทีริก) และแอลกอฮอล์ เป็นอะซีเตต ก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยสารเหล่านี้สามารถถูกนำมาใช้โดยพวก Methanogen

Acetogenic bacteria ต้องการสภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เชียลต่ำในการเปลี่ยนกรดไขมัน ถ้าความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง การเกิดอะซีเตตจะลดลงและสารอาหารจะถูกเปลี่ยนเป็นกรดไพรูโวนิก กรดบิวทีริก และเอทานอลมากกว่าก๊าซมีเทน

เอทานอล กรดไพรูโวนิกและกรดบิวทีริกจะถูก Acetogenic bacteria เปลี่ยนเป็นกรดอะซิติกดังสมการข้างล่างนี้



โดยกระบวนการนี้จะเกิดภายใต้สภาวะความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนที่ต่ำเท่านั้น กรดไขมันระเหยไม่สามารถย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติกภายใต้สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์

เชื้อสูงและแบคทีเรียประเภทนี้จะมีส่วนช่วยไม่ให้เกิดการสะสมตัวของกรดบิวทีริก กรดไพรูโวนิก ในถังปฏิกรณ์ ซึ่งอาจทำให้พีเอชลดลงจนยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทนได้

ขั้นที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจะใช้กรดอะซิติกและก๊าซไฮโดรเจนในการสร้างมีเทน ในขั้นตอนนี้ แบคทีเรียสร้างมีเทนจำแนกได้เป็น 3 ชนิดดังนี้

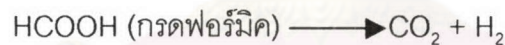
- ก) Obligate acetoclastic methanogen เป็นแบคทีเรียที่ใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งพลังงาน โดยแบคทีเรียชนิดนี้จะผลิตมีเทนในระบบถึงร้อยละ 70 ของมีเทนทั้งหมด โดยการเปลี่ยนอะซิติกเป็นมีเทนเป็นดังสมการ



- ข) Obligate hydrogenotrophic methanogen เป็นแบคทีเรียที่ใช้ก๊าซไฮโดรเจนในการผลิตก๊าซมีเทน โดยใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน ดังสมการ



- และแบคทีเรียชนิดนี้ยังสามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารอย่างเดียวได้ เพราะกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ได้ ดังสมการ



- ค) Hydrogenotrophic/acetoclastic methanogen คือแบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้ทั้งจากกรดอะซิติก หรือก๊าซไฮโดรเจน แต่ชอบก๊าซไฮโดรเจนมากกว่า

2.4.2 Comatabolism biodegradation

โคเมตาบอลิซึม(Cometabolism)เป็นการแปลงสารอาหารทุติยภูมิ(Secondary substrate) โดยที่จุลชีพไม่สามารถใช้สารอาหารทุติยภูมินั้นนำมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานได้ และบางครั้งการแปลงอาจทำให้เซลล์เสื่อมโทรมลง ดังนั้นจุลชีพจึงต้องการสารอาหารปฐมภูมิ (Primary substrate) เพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงานและช่วยในการเจริญเติบโต ดังนั้นอาจเรียกสารอาหารปฐมภูมินี้ว่าเป็นสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต (growth substrate) แต่ถ้าในระบบไม่มีสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต จุลชีพจะใช้แหล่งคาร์บอนและพลังงานจากมวลจุลชีพ ในระบบที่มี

จุลชีพอยู่ร่วมกันหลายชนิด (mixed culture) ผลิตภัณฑ์ที่ถูกแปลงแล้วอาจเป็นสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโตสำหรับจุลชีพอีกชนิดหนึ่ง

โคเมตาบอลิซึมเกิดจากการขาดเอนไซม์และโคแฟกเตอร์ที่เฉพาะเจาะจง ในปี 1972 Hovarth ได้จำแนกจุลชีพที่ใช้โคเมตาบอลิซึมมากกว่า 20 สายพันธุ์ ซึ่งมีทั้งจุลชีพที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน ตัวอย่างเช่น จุลชีพที่ออกซิไดซ์มีเทน (Methanotroph) เป็นจุลชีพที่ออกซิไดซ์มีเทนให้เป็นเมทานอล ในขณะที่เดียวกันก็ทำหน้าที่ร่วมออกซิไดซ์ (co-oxidize) สารประกอบ halogenated aliphatic hydrocarbon, alkane และสารประกอบ aromatic ได้หลายชนิด

แม้ว่าโคเมตาบอลิซึมแต่เดิมใช้กับปฏิกิริยาออกซิเดชัน แต่ก็มีปฏิกิริยารีดักชันหลายชนิดถือว่าเป็นโคเมตาบอลิซึม ตัวอย่างการแปลงแบบรีดักทีฟ (reductive transformation) ได้แก่ สารประกอบ halogenated ที่มีคาร์บอน 1 ถึง 2 โมเลกุลถูก co-reduce โดย Sulfate-reducer, Methanogens, Facultative anaerobes, Acetobacteria และ Clostridia (Criddle, 1993)

2.4.2.1 แบบจำลองของโคเมตาบอลิซึม (The Modeling of Cometabolism)

แต่เดิมสมการ Monod หรือ Michaelis-Menten เป็นสมการที่ใช้ในการอธิบายอัตราการย่อยสลายสารอาหารดังสมการ

$$\text{Rate} = (K \times S)/(K_s + S)$$

เมื่อ K คือ อัตราสูงสุดในการใช้สารอาหาร

K_s คือ ค่าคงที่ที่มีความเร็วครึ่งหนึ่ง (half velocity constant)

แต่สมการ Monod ไม่ได้คำนึงถึงการยับยั้ง (Inhibition) เนื่องจากสารอาหารในกรณีที่สารอาหารบางชนิดเป็นพิษต่อจุลชีพเมื่อมีความเข้มข้นสูง ดังนั้นสมการของ Haldane จึงถูกเสนอออกมาเพื่ออธิบายการลดลงของอัตราการใช้สารอาหารเนื่องจากเกิดการยับยั้งขึ้น โดยสมการของ Haldane เป็นดังนี้

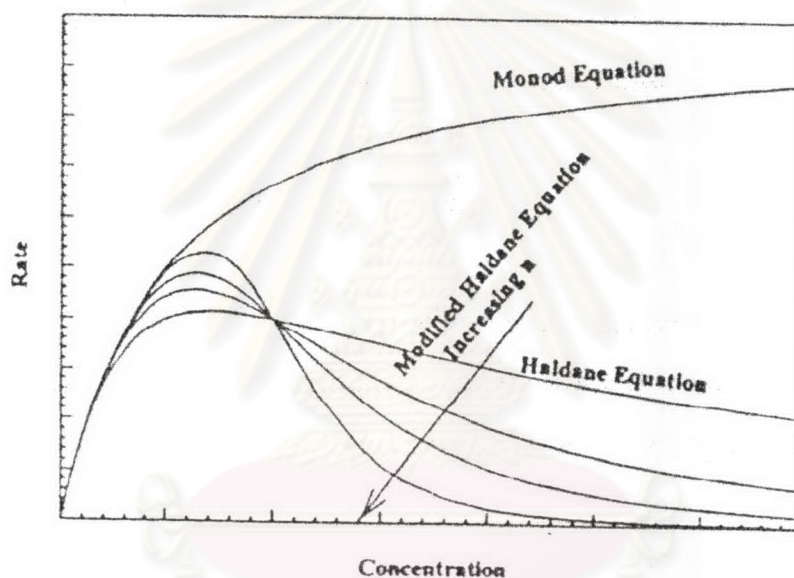
$$\text{Rate} = [K \times S]/[K_s + S + (S^2/K_i)]$$

เมื่อ K_i คือ ค่าคงที่ของการยับยั้ง

มีนักวิจัยหลายคนพบว่าสมการ Haldane มีความเหมาะสมเพียงพอในการใช้อธิบาย จลนพลศาสตร์ (Kinetics) ของการย่อยสลายอาหารที่เกิดการยับยั้ง (Yang และ Okos, 1987 : อ้างถึงใน Gupta และคณะ, 1996) ต่อมา Neufeld และคณะ (1980) ได้เสนอสมการ Modified Haldane ขึ้นโดยสมการเป็นดังนี้

$$\text{Rate} = [K \times S] / \{K_s + S + [S \times (S/K_i)^n]\}$$

เมื่อ n คือลำดับของการยับยั้ง (order of inhibition) ถ้า n ยิ่งมากการยับยั้งก็จะมากขึ้นและ อัตราการย่อยสลายก็จะลดลงอย่างรวดเร็วดังรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.4 เปรียบเทียบสมการ Monod กับสมการ Haldane (Gupta และคณะ, 1996)

Criddle, (1993) พบว่าอัตราการโคเมตาบอลิซึมขึ้นกับการใช้สารอาหารปฐมภูมิ ในกรณีที่ไม่มีสารอาหารปฐมภูมิอัตราการโคเมตาบอลิซึมขึ้นกับการใช้มวลจุลชีพ แต่ว่าอัตราการโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการใช้สารอาหารปฐมภูมิมีสูงกว่าอัตราการโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการใช้การย่อยสลายเซลล์ (cell decay) ดังนั้นโดยปกติแล้วโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการย่อยสลายเซลล์จึงสามารถตัดทิ้งได้ถ้ามีสารอาหารปฐมภูมิ แต่ถ้าสารอาหารทุติยภูมิเป็นพิษเช่น คลอโรฟอร์ม ซึ่งยับยั้งการใช้สารอาหารปฐมภูมิต้องพิจารณาอัตราการโคเมตาบอลิซึมจากทั้งสองกรณี ดังสมการที่ Gupta และคณะ เสนอดังนี้

$$\text{Rate} = [K \times S]/\{K_s + S + [S \times (S/K_i)^n]\} + [(K' \times S)/(K_s + S)]$$

โดยพจน์แรกเป็นอัตราการโคเมตาบอลิซึมที่เกิดจากการใช้สารอาหารปฐมภูมิโดยใช้สมการ Modified Haldane ส่วนพจน์ที่สองเป็นอัตราการโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการย่อยสลายเซลล์ใช้สมการ Monod จากสมการทั้งสองพจน์มีอัตราการใช้สารอาหารสูงสุด (K และ K') แตกต่างกัน แต่มี K_s ตัวเดียวกัน แต่ถ้าสารอาหารทุติยภูมิไม่มีการยับยั้งการใช้สารอาหารปฐมภูมิ พจน์ที่สองสามารถตัดทิ้งได้ ดังนั้นอัตราการโคเมตาบอลิซึมจึงอยู่ในรูปสมการ Modified Haldane เท่านั้น

ค่า K_s ในสมการ Modified Haldane ไม่ได้เท่ากับค่าความเข้มข้นซึ่งอัตราเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราสูงสุด (K) แต่อัตราการโคเมตาบอลิซึมสูงสุดจะเกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารอาหารเท่ากับ S^* โดย

$$S^* = [(K_s \times K_i^n)/n]^{1/(n+1)}$$

ค่า S^* นี้เรียกว่าความเข้มข้นวิกฤติของสารอาหาร (critical substrate concentration) ซึ่งจะทำให้อัตราการโคเมตาบอลิซึมสูงสุด แต่ถ้าความเข้มข้นของสารอาหารมากกว่าค่า S^* อัตราการโคเมตาบอลิซึมก็จะเริ่มลดลง

การยับยั้งนอกจากเกิดจากสารอาหารทุติยภูมิมีความเป็นพิษต่อจุลชีพดังที่กล่าวมาแล้ว การยับยั้งอีกอย่างเกิดจากการที่สารอาหารปฐมภูมิและสารอาหารทุติยภูมิมีการใช้เอนไซม์ตัวเดียวกันในการย่อยสลาย ดังนั้นจึงเกิดการแข่งขันกันขึ้น Chang และคณะ (อ้างถึงใน Cheng และคณะ, 1997) ได้พัฒนาแบบจำลองเพื่ออธิบายการยับยั้งแบบแข่งขัน (Competitive inhibition) โดยพิจารณาจากอัตราการใช้สารอาหารปฐมภูมิในระบบที่มีสารอาหาร 2 ชนิด แบบจำลองการยับยั้งแบบแข่งขันเป็นดังนี้

$$-\frac{dS_1}{Xdt} = \frac{kS_1}{K_s(1+S_2/K_c) + S_1}$$

เมื่อ S_1 และ S_2 เป็นความเข้มข้นของสารอาหารชนิดที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ส่วน K_c เป็นสัมประสิทธิ์การยับยั้งแบบแข่งขันในระบบที่มีสารอาหาร 2 ชนิด สารอาหารชนิดที่ 2 จะแข่งขันกับสารอาหารชนิดที่ 1 เพื่อแย่งเอนไซม์และยับยั้งการย่อยสลายสารอาหารชนิดที่ 1 อีกด้วย

Chang และคณะ (1993) ได้ทดลองใช้โคเมตาบอลิซึมในการย่อยสลายเบนซีน โทลูอีน และ *p*-xylene โดย *Pseudomonas* พบว่าเมื่อลดโทลูอีนออกจากระบบจะทำให้ความเข้มข้นของ *p*-xylene เพิ่มขึ้น เนื่องจากระบบอยู่ในสภาพขาดแหล่งคาร์บอนคือโทลูอีน ทำให้เกิดการจำกัดการแปลง (transformation) ของ *p*-xylene ในทางตรงข้ามถ้ามีการเพิ่มโทลูอีนให้มากเกินไป โทลูอีนก็จะยับยั้งการแปลงของ *p*-xylene เช่นกัน สาเหตุที่เป็นเช่นนี้เนื่องจากสาร *p*-xylene ไม่ได้เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ แต่การแปลง *p*-xylene จะเกิดได้ก็ต่อเมื่อมีการเติมโทลูอีนเข้ามาในระบบ แต่เนื่องจากโทลูอีนนั้นใช้เอนไซม์ตัวเดียวกันกับ *p*-xylene และ *p*-xylene นั้นมีความสามารถในการใช้เอนไซม์น้อยกว่าโทลูอีน ดังนั้นเมื่อโทลูอีนมีความเข้มข้นมากขึ้นจึงเกิดการยับยั้งแบบแข่งขันขึ้น จากการทดลองสรุปได้ว่า การแปลงรูปสารอาหารทุติยภูมิเกิดจากเอนไซม์ที่ผลิตได้เนื่องมาจากสารอาหารปฐมภูมิ โดยการผลิตเอนไซม์แสดงได้ด้วยสมการของ Michaelis-Menten ส่วนการย่อยสลายสารอาหารทุติยภูมิอธิบายได้ด้วยสมการ

$$-\frac{dS_2}{Xdt} = \frac{k_2 S_2}{K_{s2}(1+S_1/K_{c1})+S_1} \times \frac{S_1}{(S_1+K_{s1})}$$

ตัวห้อย 1 และ 2 หมายถึงสารอาหารปฐมภูมิและสารอาหารทุติยภูมิตามลำดับ สมการนี้เป็นการรวมผลของการยับยั้งแบบแข่งขันและผลของการเร่งจากสารอาหารปฐมภูมิ แบบจำลองนี้สร้างขึ้นโดย Arcangeli และ Arvin (1994) (อ้างถึงใน Arcangeli, 1995)

2.4.2.2 ชนิดและปริมาณสารอาหารปฐมภูมิที่ต้องการในโคเมตาบอลิซึม

การเลือกใช้แหล่งคาร์บอนที่จะใช้บำบัดน้ำเสียด้วยโคเมตาบอลิซึมนั้นต้องพิจารณาจากปัจจัยต่าง ๆ ต่อไปนี้

1. ชนิดและปริมาณสารอาหารทุติยภูมิ
2. ชนิดจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบบำบัด
3. ชนิดสารอาหารปฐมภูมิ

ปัจจัยทั้ง 3 ประการนี้ความสัมพันธ์กันกล่าวคือ สารอาหารทุติยภูมิจะกำหนดชนิดจุลินทรีย์ที่ความสามารถในการย่อยสลาย ส่วนชนิดของสารอาหารปฐมภูมิก็จะขึ้นอยู่กับความสามารถของจุลินทรีย์ในการนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน

ส่วนปริมาณอาหารทั้งสองกลุ่มมีผลโดยตรงต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ดังที่ได้กล่าวไปแล้ว สารอาหารทุติยภูมิมีแนวโน้มที่จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ในการใช้สารอาหารปฐมภูมิ แต่โดยทั่วไปแล้วนั้น ปริมาณสารอาหารทุติยภูมิที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสียมีน้อยกว่าสารอาหารปฐมภูมิ เป็นปริมาณหลายเท่า

Reij และคณะ (1995) ได้รวบรวมปริมาณความต้องการสารอาหารปฐมภูมิที่จะใช้ในการสลาย TCE แสดงดังตารางที่ 2.5

Kim (อ้างถึงใน Hamamura และคณะ, 1997) ศึกษาผลของการใช้บิวเทนและไพโรเพน เป็นสารอาหารปฐมภูมิในการแปลงรูปคลอโรฟอร์ม พบว่าในการใช้สารอาหาร 1 มก. จะสามารถแปลงรูปคลอโรฟอร์มได้ 0.01 มก. นั้นหมายความว่า ในระบบจะต้องใช้ปริมาณสารอาหารปฐมภูมิมากกว่าถึง 100 เท่า

ตารางที่ 2.5 ปริมาณสารอาหารปฐมภูมิที่ใช้ในการสลาย TCE (Reij และคณะ, 1995)

ชนิดจุลินทรีย์	ชนิดสารอาหารปฐมภูมิ	ปริมาณ (ก.สารอาหารที่ใช้ / ก.TCE ที่สลาย)
Mixed culture	มีเทน	23-1,200
Mixed culture	มีเทน	77
Mixed culture	มีเทน+ไพโรเพน	11-30
Methylosinus trichosporium OB3b	มีเทน	320-1,200
Mixed culture	ฟีนอล	9
P.cepacia G4	โทลูอีน	14-71
Xanthobacter sp.strain Py2	ไพโรฟิน	4-23

Cheng และคณะ(1997) ได้ทดลองเปลี่ยนรูป 2,4-dinitrotoluene (2,4-DNT) โดยใช้เอทานอลเป็นสารอาหารปฐมภูมิ โดยการผสมเอทานอลในสัดส่วนที่มากกว่า 2,4-DNT ตั้งแต่ 24 - 380 เท่าพบว่า เมื่อใช้เอทานอลในสัดส่วนน้อยหรือในระบบมี 2,4-DNT มาก 2,4-DNT จะถูก

2-amino-4-nitrofluorene (2-A-4-NT) ซึ่งยังคงเป็นสารประกอบไนโตรอะโรมาติก สารประกอบเหล่านี้มีการยับยั้งการใช้ อะซิเตตเพื่อเปลี่ยนเป็นมีเทน

สรุปแล้วโคเมตาบอลิซึมคือการแปลงรูปสารที่ย่อยยากและเป็นพิษ (Secondary substrate) ให้อยู่ในรูปที่ย่อยง่ายหรือมีความเป็นพิษน้อยลง โดยที่จุลชีพไม่ได้พลังงานหรือแหล่งคาร์บอนจากการแปลงนี้ ดังนั้นจึงต้องการสารอาหารจากแหล่งอื่น (Primary substrate) เพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอน

2.5 กลไกการกำจัดที่ไม่ใช่เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพ (Abiotic removal mechanism)

สารที่ย่อยยากหรือสารพิษ เช่น โลหะหนัก อาจถูกกำจัดด้วยกลไกอื่น ๆ ที่ไม่ใช่เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพ โดยกลไกเหล่านั้นได้แก่

2.5.1 การระเหย (Volatilization)

การระเหยเป็นการเคลื่อนย้ายมวลสาร (mass transfer) จากสถานะของเหลว (liquid phase) ไปยังสถานะของก๊าซ (gas phase) ตัวอย่างของสารพิษที่ระเหยออกจากระบบได้แก่ โลหะหนัก เช่น Hg^{2+} ถูกแบคทีเรียใช้เอนไซม์ Mercuric reductase เปลี่ยนรูปไปเป็น Hg^0 ซึ่งเป็นรูปที่ระเหยได้

2.5.2 การดูดติด (Sorption)

สารย่อยยากหรือสารพิษอาจถูกดูดติดกับมวลจุลชีพหรือของแข็งอื่น ๆ ในถังปฏิกรณ์แล้วถูกถ่ายออกพร้อมกับสลัดจ์ (sludge) โดยที่สารย่อยยากหรือสารพิษนั้นไม่มีการเปลี่ยนรูปทางเคมี และอาจหลุด (desorption) ออกจากสลัดจ์เข้าสู่สิ่งแวดล้อมได้อีก

การดูดติด (sorption) ของสารพิษและสารย่อยยากมีทั้งเกิดการดูดติดผิว (adsorption) ของแข็งและการดูดซึม (absorption) เข้าไปในเซลล์โดยเฉพาะส่วนที่เป็นไขมัน (lipids) การดูดติดโดยมวลจุลชีพส่วนใหญ่ใช้เวลาไม่กี่นาทีที่มีส่วนน้อยเท่านั้นที่ต้องใช้เวลาในการดูดติดเป็นชั่วโมง เช่น Wang (1993) (อ้างถึงใน Grady, 1999) พบว่าการดูดติดของ di-n-butyl ใช้เวลาในการดูดติด

เพียง 2 นาที โดยการดูดติดกับมวลจุลชีพส่วนใหญ่สอดคล้องกับ Freundlich isotherm (Mullen และคณะ, 1989; อ้างถึงใน Gabriel, 1994)

2.5.3 การตกตะกอน (Precipitation)

แบคทีเรียบางชนิดสามารถเพิ่มการตกตะกอนของโลหะโดยการผลิตแอมโมเนีย, H_2S ซึ่งสามารถตกตะกอนโลหะในรูปไฮดรอกไซด์หรือซัลไฟด์ เช่น Sulfate-reducing bacteria เปลี่ยน SO_4^{2-} เป็น H_2S ซึ่งช่วยให้เกิดการตกตะกอนของโลหะหนัก

2.6 การกำจัด Xocs โดยกระบวนการทางเคมี

กระบวนการทางเคมีในการกำจัด Xocs ที่ได้รับความสนใจมากในปัจจุบันวิธีหนึ่งก็คือ กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advance Oxidation Processes : AOPs) เนื่องจากมีความสามารถในการออกซิไดซ์สารเคมีสูง ทำให้มีการนำมาใช้ประโยชน์ในหลายด้าน ดังนี้

- การบำบัดสารพิษหรือสารอินทรีย์ที่ย่อยยากในน้ำเสียอุตสาหกรรม
- การกำจัดสารอินทรีย์ที่เป็นพิษที่มีความเข้มข้นต่ำในน้ำบาดาล
- ช่วยลดความเป็นพิษของน้ำเสียก่อนที่จะเข้ารับการบำบัดทางชีวภาพ
- ช่วยในการบำบัดน้ำเสียที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ให้สามารถถูกย่อยสลายได้ง่ายขึ้น
- ช่วยลดเวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

กระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (AOPs) ตามนิยามของ Glaze และคณะ (1987) หมายถึง กระบวนการที่ทำให้เกิด อนุมูลไฮดรอกซิล (Hydroxyl Radicals) ในปริมาณที่เพียงพอที่จะบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากอนุมูลไฮดรอกซิล (OH°) มีความสามารถในการออกซิไดซ์สูงมาก โดยมีค่า ศักย์ออกซิเดชัน (Oxidation Potential) สูงน้อยกว่าอนุมูลฟลูออรีนเท่านั้น (Fluorine Radical) แต่สูงกว่าคลอรีนถึง 200 % และสูงกว่าโอโซน (O_3) ถึง 25 % โดยการแสดงค่าลำดับศักย์ออกซิเดชันเป็นดังตารางที่ 3.6 เพราะความสามารถในการออกซิไดซ์ที่สูงของอนุมูลไฮดรอกซิล (OH°) นี้เอง ทำให้กระบวนการ AOPs ได้รับความสนใจในการนำมาใช้บำบัดน้ำเสียมากขึ้น โดยกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงที่ได้รับความนิยมใช้กันทั่วไปได้แก่ การเติม O_3 ที่พีเอชสูง, การใช้ O_3 ร่วมกับ H_2O_2 , ปฏิกิริยาเฟนตัน (H_2O_2 ร่วมกับ Fe^{2+}), การใช้ O_3 ร่วมกับ แสง UV และ การใช้ H_2O_2 ร่วมกับ แสง UV

ในงานวิจัยนี้จะเลือกกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (AOPs) แบบการเติม O_3 ที่พีเอชสูง, การใช้ O_3 ร่วมกับ H_2O_2 และปฏิกิริยาเฟนตัน (H_2O_2 ร่วมกับ Fe^{2+}) มาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ส่วนสาเหตุที่ไม่เลือกใช้ AOPs แบบการใช้ O_3 ร่วมกับ แสง UV และ การใช้ H_2O_2 ร่วมกับแสง UV เนื่องจากน้ำชะขยะมีสีและความขุ่นสูง ซึ่งไม่เหมาะกับการใช้แสง UV

ตารางที่ 2.6 ศักย์ออกซิเดชันของสารชนิดต่าง ๆ

Oxidizing Reagent	Oxidation Potential
Fluorine	3.06
Hydroxyl Radical	2.80
Ozone	2.07
Hydrogen Peroxide	1.77
Permanganate	1.67
Chlorine Dioxide	1.57
Hypochlorous Acid	1.49
Chlorine Gas	1.36
Oxygen	1.23

Source : WWW.osmonics.com/products/Page728.htm

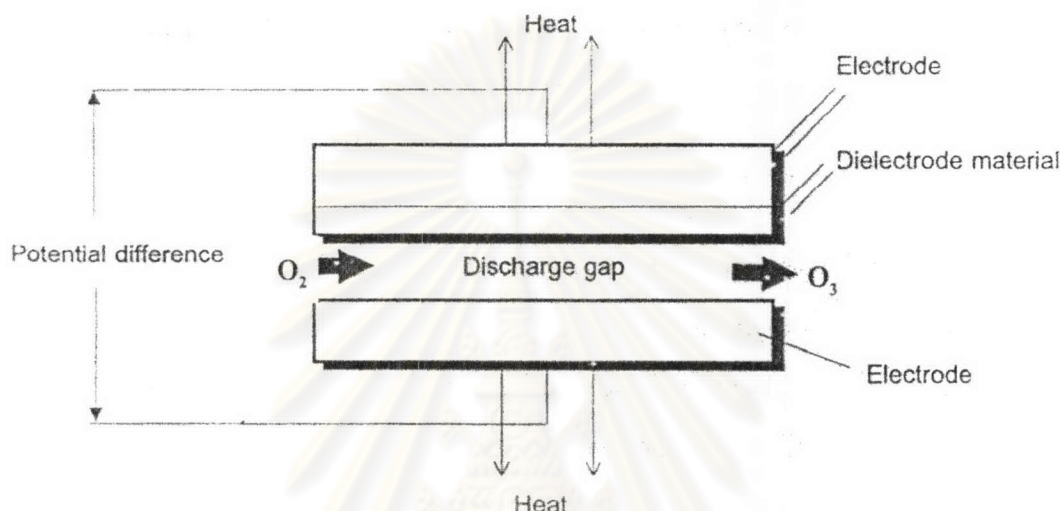
2.6.1 การใช้โอโซนในการบำบัดน้ำเสีย

2.6.1.1 คุณสมบัติของโอโซน

โอโซน(O_3) เป็นแก๊สที่มีสีค่อนข้างน้ำเงิน มีกลิ่นที่ความเข้มข้นต่ำกว่า 2 ppm เป็นของเหลวที่ $-112\text{ }^{\circ}\text{C}$ และเป็นของแข็งที่ $-193\text{ }^{\circ}\text{C}$ มีคุณสมบัติเป็นตัวออกซิไดซ์ที่แรงมาก นอกจากนี้ยังเป็นพิษ โดยการสัมผัสที่ระดับความเข้มข้น 100 ppm เป็นเวลาหนึ่งชั่วโมง สามารถทำให้ตายได้ และที่ระดับ 1ppm จะส่งผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจ ในสภาวะแก๊ส โอโซนมีครึ่งชีวิตประมาณ 12 ชั่วโมงที่ความดันบรรยากาศ แต่ในสภาวะสารละลาย ครึ่งชีวิตของโอโซนจะสั้นลงมาก โดยปกติครึ่งชีวิตของโอโซนจะค่อนข้างสั้นในสภาพน้ำที่เป็นด่าง โดยที่ pH 10 ครึ่งชีวิตของโอโซนในน้ำบริสุทธิ์จะประมาณ 30 นาที

2.6.1.2 การผลิตโอโซน

การผลิตโอโซนมีหลายวิธี เช่น ใช้แสงยูวี การใช้สนามไฟฟ้า และการใช้รังสีเป็นต้น แต่วิธีที่นิยมใช้กันมากที่สุดคือ การใช้สนามไฟฟ้า โดยจะผ่านอากาศหรือออกซิเจนเข้าไปในสนามไฟฟ้าแรงสูง (Dielectric barrier discharge หรือเรียกว่า Silent electrical discharge) ดังรูปที่ 2.5 โดยความต่างศักย์ที่ใช้ผลิตโอโซนอยู่ในช่วง 9 – 19 kV



รูปที่ 2.5 การผลิตโอโซนโดยใช้สนามไฟฟ้าแรงสูง

2.6.1.3 การทำปฏิกิริยาของโอโซนกับสารอินทรีย์

โอโซนสามารถทำปฏิกิริยากับสารต่าง ๆ ได้ 2 วิธี คือ การทำปฏิกิริยาโดยตรงกับโดยทางอ้อม

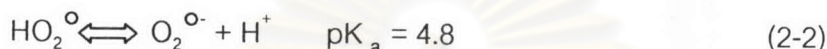
- ก.) การทำปฏิกิริยาโดยตรง (Direct reaction) เป็นปฏิกิริยาที่ค่อนข้างเฉพาะเจาะจง (selective reaction) มีอัตราการทำปฏิกิริยาช้า โดยโมเลกุลของ O_3 ซึ่งมีโครงสร้างแบบ Dipolar จะเข้าไปทำปฏิกิริยากับพันธะที่ไม่อิ่มตัวของสารอินทรีย์ ทำให้เกิดการแตกของพันธะขึ้น ส่วนใหญ่ที่พีเอชต่ำกว่า 4 การทำปฏิกิริยาของโอโซนส่วนใหญ่จะเป็นวิธีนี้
- ข.) การทำปฏิกิริยาโดยอ้อม (Indirect radical reaction) ในการทำปฏิกิริยาแบบนี้โอโซนจะสลายตัวให้อนุมูลไฮดรอกซิล (OH^\bullet) ซึ่งอนุมูลไฮดรอกซิลนี้เป็นตัวออกซิไดซ์ที่แรงมากและทำปฏิกิริยาแบบไม่เฉพาะเจาะจงทำให้มีอัตราการทำปฏิกิริยาได้รวดเร็ว โดยกลไกในการทำปฏิกิริยาโดยอ้อมแบ่งเป็น 3 ส่วนดังนี้

ขั้นเริ่มต้น(Initiation Step)

โอโซนจะทำปฏิกิริยากับไฮดรอกไซด์ไอออน ทำให้เกิดอนุมูลซูเปอร์ออกไซด์แอนไอออน ($O_2^{\circ-}$) และอนุมูลไฮโดรเปอร์ออกซิล (HO_2°) ขึ้นดังสมการ

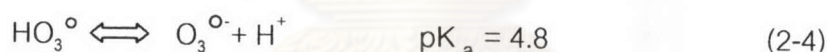


โดยอนุมูลไฮโดรเปอร์ออกซิล(HO_2°) อยู่ในสมดุลกรด-เบสดังสมการ



ขั้นเกิดปฏิกิริยาลูกโซ่ (Radical Chain)

อนุมูลโอโซนไนด์ แอนไอออน ($O_3^{\circ-}$) เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาระหว่างโอโซนกับอนุมูลซูเปอร์ออกไซด์แอนไอออน ($O_2^{\circ-}$) ซึ่งจะเกิดการสลายตัวทันทีกลายเป็นอนุมูลไฮดรอกซิล(OH°) ดังสมการ



โดย OH° ที่เกิดขึ้นสามารถทำปฏิกิริยากับโอโซนตามสมการข้างล่างนี้(Hoigne', 1982)



เมื่อ HO_4° สลายตัวไปเป็น O_2 และ HO_2° ปฏิกิริยาลูกโซ่ก็จะกลับไปเริ่มใหม่ตามสมการที่ (2-1) โดยสารที่สามารถเปลี่ยน OH° ไปเป็น $HO_2^{\circ}/O_2^{\circ-}$ ช่วยในการเพิ่มปฏิกิริยาลูกโซ่ เราจึงเรียกละสารเหล่านี้ว่า โปรโมเตอร์(promoters)

โมเลกุลของสารอินทรีย์บางชนิด(R) มีคุณสมบัติเป็นตัวโปรโมเตอร์ (promoters) โดยสารอินทรีย์เหล่านี้อาจมีกลุ่มฟังก์ชัน (Functional Groups) ซึ่งสามารถทำปฏิกิริยากับ OH° ทำให้เกิดอนุมูลสารอินทรีย์ได้(Organic radicals ; R°) ดังสมการ

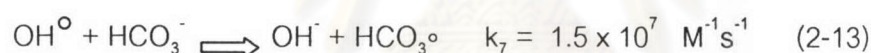
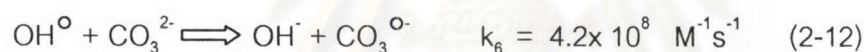


ถ้ามีออกซิเจนมาทำปฏิกิริยากับ HR° จะทำให้เกิด อนุมูลสารอินทรีย์เปอร์ออกซี (Organic Peroxy Radicals: ROO°) ซึ่งจะสลายตัวกลายเป็น HO_2°/O_2° และจะเข้าสู่ปฏิกิริยาลูกโซ่อีกครั้ง

เพื่อตรวจสอบว่า ปฏิกิริยาที่เสนอโดย Hoigne' ถูกต้องหรือไม่ จึงมีการทดลองหาว่า HO_4° มีอยู่จริงหรือไม่ ซึ่งจากการทดลองปรากฏว่าไม่พบ HO_4° ซึ่งต่อมามีการเสนอแบบจำลองใหม่โดย Tomiyasu และคณะ(1985) ซึ่งไม่มี HO_4° ในปฏิกิริยาลูกโซ่ของแบบจำลอง แต่อย่างไรก็ตาม ผลที่ได้จากทั้งแบบจำลองของ Hoigne' และ Tomiyasu ไม่ต่างกัน

ขั้นสุดท้าย (Termination Step)

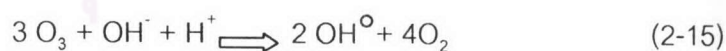
สารอินทรีย์และสารอินทรีย์บางชนิดทำปฏิกิริยากับ OH° กลายเป็น secondary radicals ซึ่งไม่ทำให้เกิด HO_2°/O_2° สารเหล่านี้จะเรียกว่า Inhibitors หรือ Scavengers ซึ่งจะขัดขวางการเกิดปฏิกิริยาลูกโซ่และยับยั้งการสลายตัวของโอโซน ตัวอย่างของสารเหล่านี้ได้แก่ CO_3^{2-} และ HCO_3^- เป็นต้น



มีความเป็นไปได้ที่ OH° และ HO_2° จะทำปฏิกิริยากันเองทำให้ปฏิกิริยาลูกโซ่สิ้นสุดลงดังสมการข้างล่างนี้



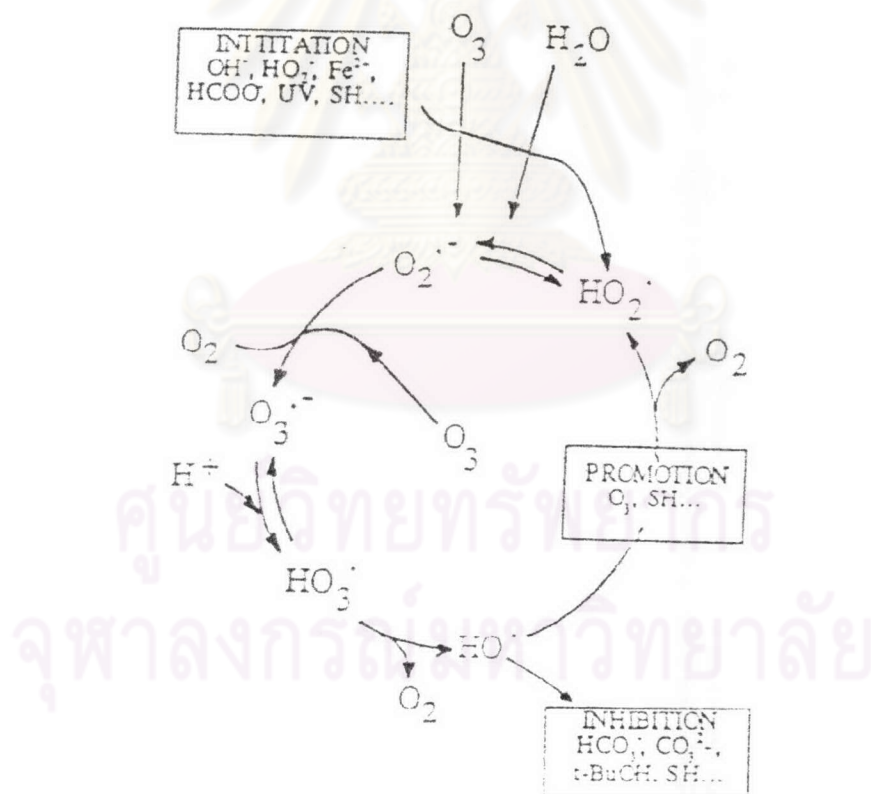
เมื่อนำสมการที่ (3-1) ถึง (3-7) จะพบว่า O_3 สามโมเลกุลทำให้เกิด OH° 2 โมเลกุลดังสมการ



มีสารมากมายหลายชนิดบางตัวจำเป็นต้องมีในขั้นเริ่ม บางตัวต้องใช้ในการส่งเสริมหรือบางตัวเป็นตัวยับยั้งปฏิกิริยาลูกโซ่ ซึ่งตัวอย่างของสารเหล่านี้แสดงในตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 ตัวอย่างของสารที่เป็นตัวเริ่ม (Initiators) ตัวส่งเสริม (Promoters) และตัวยับยั้ง (Scavengers) การสลายตัวของโอโซน (Staehelin และ Hoigne', 1983: อ้างถึงใน Xiong และ Graham, 1992)

Initiator	Promoters	Scavengers
OH^-	Humic acid	$\text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$
$\text{H}_2\text{O}_2 / \text{HO}_2^-$	Aryl-R	PO_3^{4-}
Fe^{2+}	Primary and secondary alcohols	Humic acid
		Alkyl-R
		Tert-butyl alcohol (TBA)



รูปที่ 2.6 แสดงกลไกการสลายตัวของโอโซนทั้งแบบทางตรงและทางอ้อม

2.6.2 การใช้ไฮโซนร่วมกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในการบำบัดน้ำเสีย

ไฮโซนจะทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ซึ่งแตกตัวเป็น แอนไอออน, HO_2^- ดังสมการข้างล่าง โดยอัตราเร็วของปฏิกิริยาขึ้นกับความเข้มข้นเริ่มต้นของสารทั้งสอง

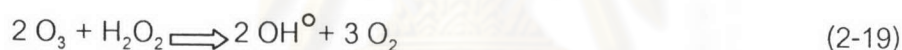


ปฏิกิริยาระหว่างไฮโซนกับไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่ไม่แตกตัวไม่จำเป็นต้องคำนึงถึง



ปฏิกิริยาจะดำเนินต่อไปตามสมการที่ (2-2) ลงมา ซึ่งทำให้เกิด OH° ขึ้น เมื่อเปรียบเทียบการเริ่มต้นปฏิกิริยาระหว่าง HO_2^- ($k_8 = 2.2 \times 10^6 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$) และ OH^- ($k_170 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$) ด้วยจะพบว่าในการใช้ระบบ $\text{O}_3 / \text{H}_2\text{O}_2$ ขั้นตอนการเริ่มต้นจาก OH^- ไม่จำเป็นต้องคำนึงถึงเมื่อใช้ความเข้มข้นของ H_2O_2 มากกว่า 10^{-7} M และค่า pH น้อยกว่า 12 ซึ่งจะทำให้ HO_2^- มีผลต่ออัตราการสลายตัวของไฮโซนในน้ำมากกว่า OH^- มาก

ถ้ารวมสมการที่ 2-2 ถึง 2-7 และสมการที่ 2-17 และ 2-18 จะพบว่าไฮโซน 2 โมเลกุลจะทำให้ได้ OH° 2 โมเลกุล ดังสมการ



2.6.2.1 ปัจจัยที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาของการใช้ O_3 ร่วมกับ H_2O_2

1. ความเข้มข้นของสารออกซิแดนซ์

ถ้าไม่มีข้อจำกัดในการถ่ายเทมวลของ O_3 ลงในน้ำ (Gottschalk, 1997) พบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของ O_3 ทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดย OH° ในกระบวนการ AOPs เพิ่มขึ้น และเมื่อแปรผันอัตราส่วนระหว่างอัตราส่วนของ $\text{H}_2\text{O}_2 : \text{O}_3$ พบว่าอัตราส่วนที่เหมาะสมที่ทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาเร็วที่สุดอยู่ระหว่าง 0.5 ถึง 1.4 ซึ่งอัตราส่วนที่เหมาะสมนี้สามารถอธิบายได้โดยพิจารณาสมการจลนพลศาสตร์ (Stoichiometry) ของการเกิด OH° โดย H_2O_2 และ O_3 ตามสมการข้างล่างนี้



จากสมการนี้จะเห็นว่าอัตราส่วนของ $\text{H}_2\text{O}_2 : \text{O}_3$ เหตุใดจึงต้องเริ่มจาก 0.5 ซึ่งสมการข้างล่างนี้เป็นสมการที่เกิดขึ้นในระบบที่สะอาด (clean system) เช่นน้ำที่มีความเข้มข้นของบัพเฟอร์ต่ำ แต่ถ้าเป็นน้ำที่มีความเข้มข้นของตัวยับยั้ง (scavenger) สูง เช่น ในน้ำใต้ดิน อัตราส่วนระหว่าง $\text{H}_2\text{O}_2 : \text{O}_3$ ก็จะต้องสูงขึ้น

มีปัจจัยมากมายที่มีผลกระทบต่อจลนพลศาสตร์ (Stoichiometry) เช่น

- H_2O_2 สามารถเป็นตัวขจัด (scavenger) ตัวมันเองเมื่อมีความเข้มข้นมากเกินไป
- O_3 สามารถทำปฏิกิริยากับ OH° โดยตรง ทำให้เกิดการสูญเสียของ O_3 และ OH°
- O_3 และ OH° สามารถถูกใช้โดยตัวขจัด (scavenger) ต่าง ๆ

2. อุณหภูมิ

เมื่อเพิ่มอุณหภูมิขึ้น อัตราการเกิดปฏิกิริยาก็จะเร็วขึ้น แต่อัตราการละลายของ O_3 ในน้ำก็จะลดลงด้วย ดังนั้นในการเปรียบเทียบอัตราการเกิดปฏิกิริยาของ O_3 ที่อุณหภูมิต่าง ๆ ต้องอย่าลืมว่าต้องควบคุมให้ความเข้มข้นของไฮดรอกซิลในน้ำให้เท่ากันเสมอ โคนปกติความสัมพันธ์ระหว่างอุณหภูมิกับอัตราการเกิดปฏิกิริยาจะเป็นไปตามกฎของอาร์เรเนียส (Arrhenius 's Law)

3. พีเอช

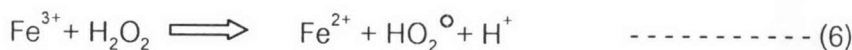
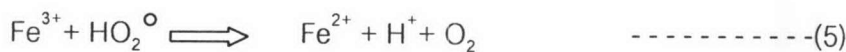
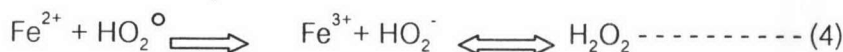
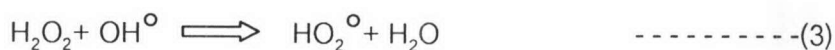
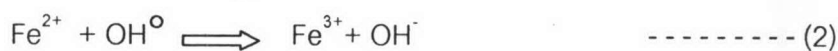
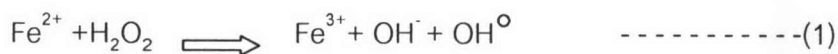
ที่พีเอชสูง ๆ ไฮดรอกซิลมีแนวโน้มจะแตกตัวเป็น OH° มากขึ้น เนื่องจากมี OH^- ซึ่งเป็นตัว initiators มากขึ้น แต่บางครั้งถ้าในระบบมีสารอนินทรีย์พวก HCO_3^- และ CO_3^{2-} อยู่ ที่พีเอชสูง ๆ สารอนินทรีย์เหล่านี้ส่วนใหญ่จะอยู่ในรูป CO_3^{2-} ซึ่งเป็นตัวขจัดที่แรงกว่า HCO_3^-

4. ตัวขจัด (Scavengers) และ ตัวส่งเสริม (Promoters)

อัตราเร็วของปฏิกิริยาขึ้นกับความเข้มข้นของตัวขจัด (Scavengers) และตัวส่งเสริม (Promoters) ถ้าในระบบมีตัวขจัดมาก เช่น HCO_3^- และ CO_3^{2-} อัตราการเกิดปฏิกิริยาก็จะช้าลง แต่ถ้ามีตัวส่งเสริมมากก็จะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาเพิ่มขึ้น สารบางชนิดเช่น กรดฮิวมิกสามารถทำหน้าที่เป็นทั้งตัวขจัดและตัวส่งเสริม ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของตัวมันเองในน้ำ โดย Xiong และ Graham (1992) พบว่าที่ความเข้มข้นต่ำกว่า 1 มก./ล. กรดฮิวมิกจะทำหน้าที่เป็นตัวส่งเสริม แต่เมื่อความเข้มข้นมากขึ้นจะทำให้อัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาลดลง

2.6.3 ปฏิกิริยาเฟนตัน

ปฏิกิริยาเฟนตันเป็นปฏิกิริยาที่เกิดจากการทำปฏิกิริยาระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) กับเหล็ก (Fe^{2+} , Fe^{3+}) โดยเหล็กทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา (catalyst) ทำให้เกิดอนุมูลไฮดรอกซิล (OH°) ขึ้น โดยปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นใน pure system ซึ่งก็คือปฏิกิริยาเคมีที่แสดงเฉพาะปฏิกิริยาที่จะเกิดสำหรับสารเคมีเฟนตันเท่านั้น ซึ่งได้พิสูจน์และได้รับการยอมรับ (Flaherty, 1992 : อ้างถึงใน วุฒิ, 2540)



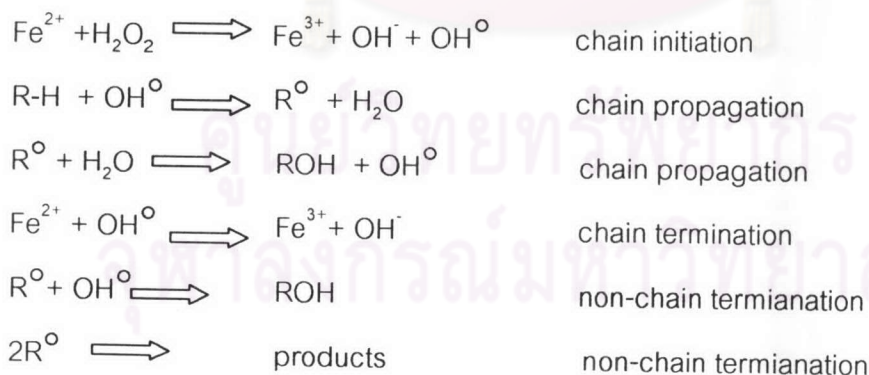
สมการที่แสดงเหล่านี้จะไม่ได้เกิดขึ้นทุกสมการ แต่ปฏิกิริยาจะเกิดตามสมการไหนนั้นขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของเหล็ก(Fe^{2+}) และ ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) โดย

- ถ้าปริมาณเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) มีมากเกินไป การเกิดปฏิกิริยาจะเป็นไปตามสมการที่ 1 และ 2

- ถ้าปริมาณไฮโดรเจน มีมากเกินไปในสภาวะที่เป็นกรด การเกิดปฏิกิริยาตามสมการ 5 และ 6 จะไม่เกิดขึ้น แต่จะเกิดปฏิกิริยาตามสมการที่ 1, 3 และ 4 แทน

2.6.3.1 การเกิดปฏิกิริยาของสารเคมีเฟนตันกับสารอินทรีย์

การทำปฏิกิริยาระหว่างสารเคมีเฟนตันกับสารอินทรีย์นั้น อาจเกิดกลไกการทำปฏิกิริยาแบบลูกโซ่ (chain) หรือแบบไม่ใช่ลูกโซ่ (Nonchain) โดยสมการของปฏิกิริยาต่าง ๆ เป็นดังนี้ (Flaherty, 1992)



2.6.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาของเฟนตัน

1. พีเอช

จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า ปฏิกิริยาระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับเหล็กเพื่อให้ได้อนุมูลไฮดรอกซิล จะเกิดได้ดีที่พีเอชต่ำประมาณ 3 (Gregor, 1992 อ้างถึงใน วุฒิม, 2542)

2. อุณหภูมิ

Flaherty และ Huang(1992) (อ้างถึงในวุฒิ,2542) ได้ศึกษาการกำจัดซีโอดี โดยใช้สารเคมีเฟนตัน พบว่าเมื่อเพิ่มอุณหภูมิให้สูงขึ้น ผลปรากฏว่าปฏิกิริยาเฟนตันสามารถกำจัดซีโอดีในน้ำเสียได้มากขึ้น และลดเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาลง

Lipezynska-Kochany(1994) (อ้างถึงในวุฒิ,2542) การเพิ่มอุณหภูมิให้สูงขึ้นจะช่วยเร่งปฏิกิริยาออกซิเดชันได้ดียิ่งขึ้น

3. เวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยา

Flaherty และ Huang(1992) (อ้างถึงในวุฒิ,2542) ได้ศึกษาถึงการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ที่ก่อให้เกิดสีคือ Reactive Blue#15 ซึ่งมีค่าซีโอดีประมาณ 2140 มก./ล. โดยใช้ระยะเวลาในการกวน 1-2 ชั่วโมง

Gregor(1992) (อ้างถึงในวุฒิ,2542) ได้ทดลองลดสีของน้ำเสียจากโรงฟอกย้อม ซึ่งเป็นน้ำเสียที่ประกอบด้วยสีย้อมต่าง ๆ โดยในการทดลองใช้เวลาในการทำปฏิกิริยา 30 นาที ก็สามารถเกิดปฏิกิริยาเพื่อลดสีได้

M.L. Tarver และคณะ (2000) ได้ใช้ปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัด TOC ในน้ำที่ใช้ในกระบวนการปิโตรเลียม ซึ่งสามารถลด TOC ในน้ำจาก 50-60 มก./ล. เหลือเพียง 7 มก./ล. เมื่อใช้เวลาในการทำปฏิกิริยาอย่างน้อย 2 ชั่วโมง

Raymond C. Linneman และ T.Houston Fliippin(2000) ได้ทำการศึกษากการใช้ปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดขั้นต้นสำหรับน้ำเสียจริงซึ่งยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียในระบบ AS โดยทำการทดลองที่โรงบำบัดของบริษัท BF Goodrich ในเมือง Henry รัฐ Illinois พบว่าการใช้ปฏิกิริยาเฟนตันสามารถเพิ่มความสามารถในการบำบัดของระบบจากบำบัดได้ด้วยอัตรา 5 gpm มาเป็น 55 gpm โดยเวลาที่ใช้ในการทำปฏิกิริยาเฟนตันคือ 30 นาทีถึง 2 ชั่วโมง

4. อัตราส่วนระหว่างไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์กับเหล็ก

Powell และคณะ(อ้างถึงในวุฒิ,2542) ได้ทำการศึกษากการใช้สารเคมีเฟนตัน ในการลดสีและค่า TOCของน้ำเสียจริงจากขั้นตอนต่าง ๆ ของโรงงานฟอกย้อม ผลปรากฏว่าการเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนที่ทดลองเปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วง 10:1 ถึง 110:1 โดยโมล ทั้งนี้แนะนำให้ใช้ที่อัตราส่วน 10 : 1 ถึง 20 : 1 โดยโมล

M.L. Tarver และคณะ (2000) ได้ใช้ปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัด TOC ในน้ำที่ใช้ในกระบวนการปิโตรเลียม ซึ่งสามารถลด TOC ในน้ำจาก 50-60 มก./ล. เหลือเพียง 7 มก./ล. โดยที่ใช้ H_2O_2 125 มก./ล. และใช้ Fe^{2+} 105 มก./ล.

Raymond C. Linneman และ T.Houston Fliippin(2000) ได้ทำการศึกษากการใช้ปฏิกิริยาเฟนตันในการบำบัดขั้นต้นสำหรับน้ำเสียจริงซึ่งยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียในระบบ AS พบว่าเมื่อใช้ H_2O_2 5,000 มก./ล. และ Fe^{2+} 915 มก./ล. จะให้ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีที่สุด

5. ความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และเหล็ก

Powell และคณะ(1992) (อ้างถึงในวุฒิ,2542) ได้ทำการศึกษากการใช้สารเคมีเฟนตัน ในการลดสี และค่า TOC ของน้ำเสียจริงจากขั้นตอนต่าง ๆ ของโรงฟอกย้อม ผลปรากฏว่า การเพิ่มความเข้มข้นของไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ จะทำให้สามารถสีได้เพิ่มขึ้น แต่จะเพิ่มขึ้นในอัตราที่ลดลง

6. ชนิดของน้ำเสียที่ถูกบำบัด

Powell และคณะ(1992) (อ้างถึงในวุฒิ,2542) ได้ทำการศึกษากการใช้สารเคมีเฟนตัน ในการลดสี และค่า TOC ของน้ำเสียจริงจากขั้นตอนต่าง ๆ ของโรงฟอกย้อม พบว่าสำหรับน้ำเสียแต่ละชนิดนั้นมีความต้องการปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ที่แตกต่างกัน และอัตราส่วนระหว่าง $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ ที่ใช้แตกต่างกันด้วย

Gregor(1992) (อ้างถึงในวุฒิ,2542) ได้ทำการศึกษากการลดสีจากน้ำเสียด้วยกระบวนการออกซิเดชัน โดยน้ำเสียนั้นประกอบด้วยสีชนิดต่าง ๆ จากโรงฟอกย้อมพบว่าชนิดของสีย้อมมีผลต่อประสิทธิภาพการใช้งานของสารเคมีเฟนตัน โดยสีย้อมที่แนะนำไม่ให้ออกซิเดชันด้วยสารเคมีเฟนตันคือ สีย้อมแวต(VAT) สีย้อมดีสเพอร์ส(DISPERSE) เป็นต้น

การศึกษาที่กล่าวมาข้างต้นจะเห็นได้ว่า เมื่อนำปฏิกิริยาเฟนตันมาใช้บำบัดน้ำเสียที่ต่างชนิดกันหรือมีความเข้มข้นต่างกัน จะใช้ปริมาณไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์และอัตราส่วนของ $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ ที่แตกต่างกัน ดังนั้นก่อนที่จะนำปฏิกิริยาเฟนตันมาใช้บำบัดน้ำเสียชนิดต่าง ๆ นั้น จึงต้องมีการทดลองก่อนเสมอ เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพที่ดีที่สุด

2.7 ระบบยูเอเอสบี

2.7.1 ที่มาของระบบยูเอเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนหลาย ๆ แบบ เช่น บ่อหมัก ถังย่อยไร้ออกซิเจน หรือ ถังกรองไร้ออกซิเจน เป็นต้น ได้ถูกนำมาใช้เพื่อลดอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีค่าบีโอดีสูง ๆ ซึ่งแต่ละระบบมีข้อดีและข้อด้อยอยู่ในตัว เช่น บ่อหมักและถังย่อยไร้ออกซิเจนมักต้องมี

ขนาดใหญ่เพราะเก็บเซลล์จุลินทรีย์ได้ในระบบได้ไม่มากนัก และมีประสิทธิภาพต่ำ เนื่องจากอาจเกิดการไหลลัดทางและจุลินทรีย์ไม่สัมผัสกับน้ำเสียอย่างทั่วถึง ส่วนถังกรองไร้ออกซิเจนต้องมีตัวกลางให้จุลินทรีย์เกาะ ซึ่งสิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในเรื่องของตัวกลางเกิดปัญหาการอุดตันและปัญหาการออกแบบให้น้ำเสียสัมผัสกับจุลินทรีย์อย่างทั่วถึง เป็นต้น

ระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้ออกซิเจนแบบยูเอเอสบีได้รับการพัฒนาขึ้นโดย Lettinga และคณะในช่วงปลายทศวรรษที่ 70 โดยมีจุดมุ่งหมายที่จะเอาชนะปัญหาที่มักพบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนซึ่งมีอยู่หลายประการ เช่น

- ประสบความยากลำบากในการเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ ตะกอนจุลินทรีย์มักจะหลุดออกไปกับน้ำที่ออกจากระบบทำให้น้ำทิ้งมีบีโอดีและซีโอดีสูงและระบบมี SRT (Solids Retention Time) ต่ำ ประสิทธิภาพของระบบจึงต่ำ

- ใช้เวลากักน้ำมาก ทำให้ระบบมีขนาดใหญ่ เช่น บ่อหมัก เป็นต้น

- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนหลายแบบควบคุมได้ยาก และไม่มีเสถียรภาพในการทำงานในขณะที่ระบบยูเอเอสบีสามารถเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้มาก จึงมีข้อได้เปรียบระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่นเนื่องจากระบบมีขนาดเล็กกว่า การนำเอาระบบยูเอเอสบีมาใช้เป็นระบบบำบัดน้ำเสียขั้นต้นเพื่อลดภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้กับระบบใช้ออกซิเจนอื่น ๆ ที่อยู่ตามมาก็เป็นทางเลือกที่ได้รับความสนใจและยอมรับกันอย่างกว้างขวาง ดังจะเห็นได้ว่าในปัจจุบันมีการติดตั้งระบบยูเอเอสบีเพิ่มจำนวนขึ้นเรื่อย ๆ ทั่วโลก ได้มีรายงานว่ามี การนำระบบยูเอเอสบีไปประยุกต์ใช้บำบัดน้ำเสียหลากหลายประเภท ทั้งที่เหมาะสมกับระบบไร้ออกซิเจน เช่น น้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากอุตสาหกรรมการเกษตร ไปจนถึงน้ำเสียที่ย่อยยากและมีสารพิษ เช่น น้ำเสียจากโรงงานเยื่อกระดาษและโรงงานกระดาษอัด

2.7.2 ลักษณะของระบบยูเอเอสบี

- 1) สำหรับส่วนที่เป็นถังปฏิกรณ์ การป้อนน้ำเสียจะเข้าทางด้านล่างผ่านระบบการกระจายน้ำเสียเข้าอย่างทั่วถึง การไหลของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์เป็นการไหลจากด้านล่างขึ้นด้านบน

- 2) มีการเลี้ยงเชื้อแบบไร้ออกซิเจนให้เกิดสไลด์ที่มีความหนาแน่น โดยเชื้อในชั้นสไลด์จะรวมกันเป็นเม็ดหรือเป็นเกล็ด (granule หรือ pellet)
- 3) เชื้อที่มีความหนาแน่นสูงจะจมตัวอยู่ด้านล่าง โดยมีการเรียงตัวจากขนาดใหญ่ขึ้นไปหาเล็กเหมือนชั้นทรายกรองเป็นชั้นสไลด์ ส่วนกลุ่มที่มีความหนาแน่นต่ำและมีความเร็วในการจมตัวต่ำกว่าจะถูกฟองก๊าซที่ผุดขึ้นมาและการไหลของน้ำที่เข้ามาจากทางด้านล่างของถังกวนขึ้นมาเป็นชั้นตะกอนแขวนลอย (Sludge Blanket)
- 4) เพื่อควบคุมให้เซลล์หลุดออกไปกับน้ำที่ออกจากระบบน้อยลง และสามารถเก็บก๊าซมีเทนไปใช้ได้ จึงมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และเชื้อจุลินทรีย์ในรูปตะกอนแขวนลอยไว้ด้านบนของถังเรียกว่า GSS (Gas-Solid Separator) อุปกรณ์แยกสามสถานะนี้มีการออกแบบหลายลักษณะตามขนาด และรูปร่างของถังปฏิกรณ์ แต่ใช้หลักการเดียวกัน คือ
 - เก็บก๊าซไว้โดยการแทนที่น้ำ
 - แยกน้ำกับก๊าซไม่ให้ไหลออกทางเดียวกัน โดยอาศัยหลักการที่ว่าน้ำสามารถไหลเลี้ยวไปมาได้ แต่ก๊าซลอยตัวจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนเป็นเส้นตรงเท่านั้น ยกเว้นถ้ามีสิ่งกีดขวางหรือแผ่นปะทะใดมาเปลี่ยนทิศทางการลอยตัวขึ้น หลังจากผ่านพ้นสิ่งกีดขวางนั้นแล้วก็จะลอยตัวเป็นเส้นตรงดังเดิม
 - แยกตะกอนออกจากน้ำโดยการตกตะกอน ดังนั้นในส่วนของ GSS จึงต้องมีเนื้อที่ส่วนที่เป็นน้ำนิ่งเพียงพอที่ตะกอนจะตกกลับลงมายังปฏิกรณ์ได้

ดังได้กล่าวมาก่อนหน้านี้ว่าจุดเด่นของระบบยูเอเอสบีคือ มีความสามารถในการเก็บเซลล์ไว้ในระบบได้ดี ระบบจึงต้องมีส่วนประกอบ 2 ส่วนด้วยกัน คือ

- 1.) การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เป็นเกล็ดหรือเม็ดที่มีความหนาแน่นสูงและตกตะกอนได้ดี
- 2.) การออกแบบอุปกรณ์ GSS ให้ทำงานได้ดี ตะกอนจุลินทรีย์ที่ตกตะกอนแยกตัวลงมาแล้วต้องไม่สามารถตกกลับเข้าถังปฏิกรณ์ได้ง่าย ไม่มีการสะสมตัวอยู่ในส่วนตกตะกอน และมีตะกอนหลุดออกไปกับน้ำที่น้อยที่สุด

2.7.3 ข้อดีของระบบยูเอเอสบี

- การก่อสร้างและควบคุมระบบสามารถทำได้ง่ายและมีราคาถูก
- มักไม่ต้องการใช้ไฟฟ้าและไม่ต้องใช้เครื่องจักรกล
- ไม่ต้องใช้ตัวกลางเก็บเชื้อไว้ในระบบได้มากทำให้ระบบมีขนาดเล็ก
- สามารถนำไปปรับปรุงใช้ได้ทั้งในระบบบำบัดขนาดเล็กมากไปจนถึงขนาดใหญ่มากจึงไม่จำเป็นต้องใช้ระบบขนาดใหญ่เพียงแห่งเดียว
- เมื่อไม่จำเป็นต้องใช้โรงบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่เพียงแห่งเดียว จะทำให้ลดค่าใช้จ่ายในส่วนของระบบดักรวบรวมและขนส่งน้ำเสียลงไปได้
- เกิดสลัดจ์ในปริมาณที่น้อย โดยในระบบไม่ใช้ออกซิเจน สารอินทรีย์จะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์จุลินทรีย์ประมาณ 10 % ในขณะที่ระบบใช้ออกซิเจน สารอินทรีย์จะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์ถึง 50 %
- สลัดจ์ที่เกิดขึ้นมีความคงตัวสูงและสามารถทำดีวอเตอร์ริง (Dewatering) ได้ง่าย
- ได้มีเทนเป็นผลสุดท้ายของปฏิกิริยาซึ่งใช้เป็นพลังงานได้
- ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบใช้ออกซิเจน
- สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลานานโดยไม่เป็นปัญหา และการเริ่มเดินระบบใหม่ก็กระทำได้ง่าย ระบบสามารถฟื้นตัวได้รวดเร็วจึงเหมาะกับอุตสาหกรรมที่ทำงานเป็นฤดู เช่น โรงงานน้ำตาล
- สามารถรับภาระสารอินทรีย์ (Organic load) และช็อกโหลด (Shock load) ได้สูง
- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษบางอย่างได้ เช่น พวกสารละลายฮาโลเจน (Halogenated solvents)

2.7.4 ข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนไม่สามารถใช้เป็นระบบบำบัดที่สมบูรณ์ในตัวเองได้ เนื่องจากยังคงมีสารอินทรีย์มีเดียต่าง ๆ หลงเหลืออยู่ทำให้น้ำทิ้งมักมีบีโอดีสูง
- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมักมีปัญหาคูณภูมิต่ำ
- ความรู้และประสบการณ์ในชั้นการทำงานจริงยังมีอยู่ไม่มากนัก

2.7.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี

1.) อุณหภูมิ (Temperature)

ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในกระบวนการไร้ออกซิเจนมี 2

ช่วงคือ

- Mesophilic ช่วงอุณหภูมิ 30-40 °C

-Thermophilic ช่วงอุณหภูมิ 45-55 °C

2.) พีเอช (pH)

ค่าพีเอชที่เหมาะสมกับกระบวนการไร้ออกซิเจนควรอยู่ระหว่าง 6.8-7.2 (มันสิน, 2542) ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน ถ้าพีเอชน้อยกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว ส่วนแบคทีเรียที่สร้างกรดจะสามารถปรับตัวได้ในช่วงพีเอชที่กว้างกว่า ดังนั้นการควบคุมพีเอชของระบบจึงเน้นไปที่ค่าที่เหมาะสมกับกลุ่มสร้างมีเทนมากกว่า

3.) กรดไขมันระเหย (Volatile fatty acid) และสภาพด่าง (Alkalinity)

กรดไขมันระเหยที่ผลิตโดยแบคทีเรียที่สร้างกรด ปกติควรมีค่าประมาณ 200-400 มก./ล. ของกรดอะซีติก กรดไขมันระเหยที่เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจะเป็นสัญญาณแสดงว่าระบบกำลังเสียสมดุลเพราะทำให้พีเอชลดลงจนไม่อยู่ในช่วงที่เหมาะสมของแบคทีเรีย และถ้าความเข้มข้นของกรดไพรไพโอนิกสูงกว่า 1,000 มก./ล. ก็จะมีปัญหาเรื่องความเป็นพิษเกิดขึ้น อย่างไรก็ตามถ้าพีเอชมีค่าเป็นกลาง ปัญหาต่าง ๆ จะเกิดขึ้นน้อย ดังนั้นในระบบจึงควรมีกำลังบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) สูงพอที่จะทำให้ระบบสามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงของกรดอินทรีย์ระเหยได้โดยไม่ส่งผลกระทบต่อพีเอชในระบบมากนัก โดยกำลังของบัฟเฟอร์นั้นขึ้นกับสภาพด่าง โดยทั่วไประบบไร้ออกซิเจน (ที่ปิดฝา) ควรมีสภาพด่างประมาณ 1,500-2,000 มก./ล. แต่ปัจจัยที่สำคัญกว่าระดับของสภาพด่างคือ อัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหย(มก./ล. ของกรดอะซีติก) ต่อระดับของสภาพด่างไบคาร์บอเนต (มก./ล. CaCO_3) ถ้าอัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 แสดงว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์สูง ระบบทำงานได้ดี แต่ถ้าอัตราส่วนนี้สูงกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์ต่ำ พีเอชกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็วทำให้ระบบมีประสิทธิภาพลดลงหรือล้มเหลวได้

4.) อาหารเสริม (Nutrient)

ถึงแม้ว่าปริมาณเซลล์แบคทีเรียที่สร้างขึ้นมากในกระบวนการไร้ออกซิเจนจะน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน แต่จากอัตราส่วน C:N:P:S ในเซลล์มีค่าประมาณ 100:10:1:1 ดังนั้นจึงควรรักษาสัด-

ส่วนนี้ไว้ไม่น้อยกว่านี้ จุลินทรีย์จึงต้องการอาหารเสริมนอกจากคาร์บอนแล้ว เช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยค่า BOD:N:P ควรมีอัตราส่วนอย่างน้อย 100:1.1:0.2 สำหรับกระบวนการไร้ออกซิเจน (McCarty, 1964 อ้างถึงใน โสภา, 2540) นอกจากนี้ยังมีธาตุบางอย่างที่แบคทีเรียสร้างมีเทนต้องการปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ เช่น เหล็ก โคบอลท์ นิกเกิล และซัลเฟอร์

5.) สารพิษ (Toxic)

การยับยั้งเนื่องจากสารพิษโดยทั่วไปดูจากการลดลงของอัตราการผลิตก๊าซมีเทนและความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยที่เพิ่มขึ้น ตัวอย่างสารที่เป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบไร้ออกซิเจนมีดังนี้

แอมโมเนีย (Ammonia) รูปแบบของแอมโมเนียขึ้นกับพีเอช ถ้าพีเอชสูง ๆ แอมโมเนียจะอยู่ในรูป NH_3 ซึ่งเป็นพิษต่อ Methanogen แต่ถ้าพีเอชเป็นกลางแอมโมเนียจะอยู่ในรูป NH_4^+ ซึ่งเป็นพิษเล็กน้อย โดยจะยับยั้งการทำงานของ Methanogen เมื่อมีความเข้มข้นประมาณ 1,500-3,000 มก./ล. ความเป็นพิษจากการเติมแอมโมเนียอย่างต่อเนื่องจะลดลงเมื่อ SRT นานขึ้น (Bhattacharya and Parkin, 1989 ; อ้างถึงใน Gabriel, 1994)

Chlorinated Hydrocarbons สาร Chlorinated Aliphatic มีความเป็นพิษต่อ Methanogen มากกว่าพวก Aerobic Heterotrophic (Blum and Speece, 1992 ; อ้างถึงใน Gabriel, 1994) นอกจากนี้คลอโรฟอร์มเป็นพิษอย่างมากต่อ Methanogen และจะเกิดการยับยั้งอย่างสมบูรณ์เมื่อความเข้มข้นมากกว่า 1 มก./ล. (Hickey และคณะ, 1987 ; อ้างถึงใน Gabriel, 1994) แต่ถ้า Methanogen ที่เคยชินกับคลอโรฟอร์มสามารถทนความเข้มข้นได้ถึง 15 มก./ล. (Yang and Speece., 1986; อ้างถึงใน Gabriel, 1994)

Formaldehyde ถ้ามีมากกว่า 100 มก./ล. จะยับยั้งการทำงานของ Methanogen (Hickey และคณะ, 1988; อ้างถึงใน Gabriel, 1994)

2.8 ระบบยูเอเอสบีแบบมีถังสร้างกรด (เนตรนภา, 2539)

2.8.1 ลักษณะทั่วไปของถังสร้างกรด

ในระบบไร้ออกซิเจน แบคทีเรียที่มีความสำคัญต่อระบบแบ่งเป็น 2 พวกคือ แบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทน แต่เนื่องจากแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มมีความต้องการแตกต่างกันในเรื่อง สภาพทางกายภาพ อาหาร อัตราการเจริญเติบโต และความสามารถในการทนต่อสภาพแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงต่างกัน โดยแบคทีเรียสร้างกรดเป็นชนิดที่ไว้ออกซิเจน เจริญเติบโตรวดเร็ว ทน

ต่อสภาพแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงได้ดีกว่าแบคทีเรียสร้างมีเทน ส่วนแบคทีเรียสร้างมีเทน เป็นชนิด ไร้ออกซิเจนอย่างเด็ดขาด และเจริญเติบโตช้า ดังนั้นในทางทฤษฎีแล้วการแยกระบบออกเป็น 2 ขั้นตอน จะทำให้ระบบแต่ละขั้นตอนมีประสิทธิภาพสูงสุด เนื่องจากมีสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม ต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียแต่ละชนิด

เมื่อแยกระบบไร้ออกซิเจนออกเป็น 2 ถัง โดยในถังใบแรกซึ่งเป็นถังสร้างกรดจะเกิดขั้นตอน ไฮโดรไลซิสและขั้นตอนการสร้างกรด โดยขั้นตอนทั้งสองนี้เกิดจากแบคทีเรียพวกเดียวกันคือ แบคทีเรียสร้างกรด ส่วนถังใบที่ 2 จะเกิดขั้นตอนการสร้างอะซิเตตและขั้นตอนการสร้างมีเทน โดย แบคทีเรียสร้างอะซิติกและแบคทีเรียสร้างมีเทนต้องอยู่ร่วมกันแบบพึ่งพาอาศัยกัน

2.8.2 ข้อดีของการมีถังสร้างกรด

- 1.) ถังสร้างกรดป้องกันถังสร้างมีเทนจากสภาวะที่จะก่อให้เกิดอันตรายต่อแบคทีเรียสร้าง มีเทน เช่น การมีสารพิษเข้าสู่ระบบ การเพิ่มภาระของระบบอย่างกะทันหัน เพราะ แบคทีเรียสร้างกรดสามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อมได้ดีกว่า
- 2.) ถังสร้างกรดช่วยให้การบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณซัลเฟตสูงมีประสิทธิภาพมากขึ้น สาเหตุ เนื่องจากซัลเฟตหลุดออกจากถังสร้างกรดในรูปก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ค่าพีเอชในถัง สร้างกรดประมาณ 6.5
- 3.) ถังสร้างกรดช่วยกำจัดซัลไฟด์และโปรตีนในน้ำเสีย โดยซัลไฟด์เป็นพิษต่อแบคทีเรียใน ระบบ ส่วนโปรตีนทำให้เกิดการลอยตัวของตะกอนจุลินทรีย์
- 4.) ถังสร้างกรดช่วยป้องกันการเกิดปัญหาตะกอนไม่จมตัวของระบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic Bulking) ในถังสร้างมีเทน เนื่องจากแบคทีเรียสร้างกรดเจริญเติบโตเร็วเกินไปและผลิตสารโพลีเมอร์ออกมาเป็นจำนวนมาก จากการศึกษาพบว่าถังสร้างกรดจำเป็นสำหรับระบบที่ภาระสูง ๆ เพื่อป้องกันการหลุดออกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากมีแบคทีเรียสร้างกรดแบบเส้นใยจำนวนมากเกิดขึ้นในระบบ

- 5.) ถังสร้างกรดช่วยย่อยสลายอนุภาคแขวนลอยก่อนที่อนุภาคแขวนลอยนั้นจะเข้าไปสะสมในถังสร้างมีเทน โดยถังสร้างกรดช่วยเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำกลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำและย่อยสลายง่าย
- 6.) ถังสร้างกรดสามารถนำไปใช้ร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพอื่น ๆ ทำให้ประหยัดเนื่องจากถังสร้างกรดจะเปลี่ยนน้ำเสียที่ซับซ้อนจากโรงงานอุตสาหกรรมให้เป็นกรดไขมันระเหยอย่างง่ายสำหรับเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับจุลินทรีย์ในระบบ เช่น ระบบ Biological Nutrient Removal
- 7.) ถังสร้างกรดช่วยย่อยสลายอนุภาคแป้งด้วยการไฮโดรไลซิสก่อนเข้าสู่ระบบยูเอเอสบี เนื่องจากอนุภาคแป้งอาจจะตกตะกอนและดูดติดผิวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์และขัดขวางการรวมเป็นเม็ดและขัดขวางการส่งถ่ายสารอาหารเข้าไปในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

2.8.3 เกณฑ์การออกแบบถังสร้างกรด

1.) อุณหภูมิและพีเอช

อุณหภูมิที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วงมีโซฟิลิคหรือเทอร์โมฟิลิค โดยช่วงมีโซฟิลิคจะมีส่วนประกอบของกรดคงที่กว่า โดยส่วนประกอบของกรดจะขึ้นกับอุณหภูมิและอัตราส่วนการเจือจาง ค่าพีเอชที่เหมาะสมของถังสร้างกรดอยู่ระหว่าง 5.8-6.2 โดยอัตราการสร้างกรดจะลดลงเมื่อพีเอชต่ำกว่า 5

2.) ระยะเวลาพักน้ำ

Lettinga และ Hulshoff(1991) (อ้างถึงใน เนตรนภา,2539) แนะนำว่าระยะเวลาพักน้ำในถังสร้างกรดควรอยู่ระหว่าง 6-24 ชั่วโมง ขึ้นกับความเข้มข้นของน้ำเสีย

2.9 การศึกษาที่ผ่านมา

2.9.1 การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจน

Chain และ DeWalle (1977) ได้ทำการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ที่มีซีไอดี 11,000 – 58,400 มก./ล. ด้วยระบบถังกรองไร้ออกซิเจน พบว่าต้องมีอัตราส่วน COD:N:P เท่ากับ 100:2:0.2 จึงเพียงพอสำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่มีน้ำหนักโมเลกุลประมาณ 2,000 โดยใช้เวลาเก็บกักน้ำ 1.25-7.67 วัน ให้ระบบรับภาระสารอินทรีย์ 1.43-21.97 กก.ซีไอดี/ม³/วัน น้ำชะมูลฝอยมีซัลเฟต 1,830 มก./ล. พบว่าระบบกำจัดเหล็กได้มากกว่า 93 % โดยมีเหล็กในน้ำเข้า 570 มก./ล. และพบว่าไม่เกิดปัญหาความเป็นพิษจากสังกะสีและตะกั่ว นอกจากนั้นผลของแบคทีเรียลดซัลเฟตทำให้การผลิตก๊าซมีเทนลดลง

Henry และคณะ (1987) ได้ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยถังกรองไร้ออกซิเจนจำนวน 2 ถัง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 8 ซม. สูง 60 ซม. ปริมาตร 3 ลิตร มีหินเป็นตัวกรอง น้ำชะมูลฝอยที่ใช้ในการทดลองได้จากพื้นที่ฝังกลบใหม่มีค่าซีไอดี 14,000 มก./ล. และได้จากพื้นที่ฝังกลบเก่ามีซีไอดี 3,750 มก./ล. ใช้เวลาเก็บกัก 24-96 ชั่วโมง อัตราส่วนการรับสารอินทรีย์ 1.26-1.45 กก.ซีไอดี/ม³/วัน พบว่าระบบสามารถลดซีไอดีได้ 90 % มีก๊าซเกิดขึ้นระหว่าง 400-500 ลิตร /กก.ซีไอดี มีก๊าซมีเทนเกิดขึ้นประมาณ 78.85 %

Kennedy และคณะ (1988) ได้รายงานผลการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบ Fixed Film และระบบ Sludge Bed โดยกล่าวว่า น้ำชะมูลฝอยจากพื้นที่ฝังกลบที่มีการบำบัดขั้นต้นจะประสบความสำเร็จในการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนทั้งแบบ Upflow Blanket Filter (UBF) และแบบ Downflow Stationary Film (DSF) โดยระบบ DSF ลดซีไอดีได้ 94 % ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 14.7 กก.ซีไอดี/ม³/วัน ใช้ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 1.5 วัน ส่วนระบบ UBF กำจัดซีไอดีได้มากกว่า 88 % มีอัตราการรับสารอินทรีย์สูงถึง 44 กก./ม³/วัน ที่เวลาเก็บกัก 10 ชั่วโมง นอกจากนั้นยังพบอีกว่าในระบบมีการสะสมตัวของตะกอนโลหะหนัก

Chang (1989) ใช้ระบบ SBF (Sludge Bed Filter) บำบัดน้ำชะมูลฝอย พบว่ากำจัดซีไอดีได้ 92 % ที่อัตราสารอินทรีย์ 13 กก.ซีไอดี/ม³/วัน และลดลงเป็น 70 % ที่อัตราสารอินทรีย์ 21.77 กก.ซีไอดี/ม³/วัน นอกจากนั้นระบบยังกำจัดซัลเฟตและเหล็กได้สูงถึง 90 % และ 96.9 %

ตามลำดับ แต่มีการสะสมของเหล็กในระบบทำให้น้ำออกพบเหล็กระหว่าง 160-515 มก./ล. อัตรา
รับซัลเฟตมีผลต่อพลังงานที่ได้รับจากระบบ กล่าวคือเมื่อเพิ่มอัตรารับซัลเฟตจาก 102 ถึง 683
มก./ล.-วัน พลังงานที่ได้ลดลงจาก 90%- 52% และได้ก๊าซมีเทน 0.341 ลิตรต่อกรัม ซีโอดีที่ถูก
กำจัด

Mendez และคณะ (1989) ใช้ระบบสลัดจ์แขวนลอยบำบัดน้ำชะมูลฝอย พบว่ามีสารที่ย่อย
ได้ยาก 40 % ถูกย่อยในถังไร้ออกซิเจน และกำจัดซีโอดีได้ 65 % ด้วยถังกรองไร้ออกซิเจนที่เวลา
เก็บกักน้อยกว่า 2 วัน โดยระบบมีความเสถียรมากและไม่มีการยับยั้งจากสารพิษ นอกจากนั้นยัง
ได้ทดลองหมุนเวียนน้ำเสียด้วยอัตราการเวียนกลับ 9:1 และทดลองให้เกิดภาวะบรทุกเกินด้วย
การลดเวลาเก็บกักน้ำลงเหลือ 0.9 วัน พบว่าก๊าซที่ผลิตขึ้นได้เพิ่มขึ้นอย่างมากในทันทีและกลับสู่
สภาวะปกติในเวลาต่อมา แต่ของแข็งแขวนลอยในน้ำออกไม่ได้เพิ่มขึ้น แสดงว่าระบบมีการเก็บ
ของแข็งได้เป็นอย่างดี เมื่อทดลองให้มีการเติมเกลือโซเดียมคลอไรด์ 20 ก./ล. พบว่าระบบมีประ
สิทธิภาพลดลงและเข้าสู่ภาวะปกติในเวลา 9 วัน

Keenan และคณะ(1993) ได้ศึกษาประสิทธิภาพของระบบ Upflow Anaerobic Sludge
Bed Filter (UASBF) ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยซึ่งมีค่าซีโอดีระหว่าง 800-1,000 มก./ล. พบว่า
ระบบสามารถลดซีโอดีได้มากกว่า 85 % ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 10 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน ระยะเวลา
เก็บกัก 3.5 วัน

Garcia และคณะ (1996) ได้ใช้ระบบยูเอเอสบีกำจัดน้ำชะมูลฝอยจากเมือง Muruelo
ประเทศ สเปน โดยทำการศึกษาที่อุณหภูมิ 35 °C และที่อุณหภูมิในช่วง 15-20 °C เพื่อดูผลของ
อุณหภูมิที่มีต่อประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ ผลการทดลองพบว่าที่ 35 °C อัตราการระสาร
อินทรีย์สามารถเพิ่มได้ถึง 30 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน ส่วนที่อุณหภูมิ 15-20 °C รับอัตราการระสารอินทรีย์
ได้ไม่เกิน 15 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน โดยประสิทธิภาพของระบบโดยเฉลี่ยมากกว่า 82 % ทั้งสองกรณี
เวลากักน้ำที่ใช้้น้อยกว่า 1 วัน และไม่มีการเติมอาหารเสริม (Nutrient) เข้าไปในน้ำชะมูลฝอย

Nedwall และ Reynolds (1996) ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยถังบำบัดแบบ SBF โดย
ใช้ระบบแบบสร้างมีเทน (Methanogenic digestion) และ แบบลดซัลเฟต (Sulphate-reducing
digestion) เมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่าระบบสร้างมีเทนกำจัดซีโอดีได้ 81-97 % ขึ้นอยู่กับอัตรา
สารอินทรีย์ 3.75 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน ในระบบแบบลดซัลเฟตกำจัดซีโอดีได้ 62 % 80% และ 84 %
ที่ความเข้มข้นของ SO_4^{2-} เป็น 35 mM 105 mM และ 175 mM ตามลำดับ อัตราส่วนซีโอดีต่อ

ซัลเฟตที่ 35 mM SO_4^{2-} เป็น 0.67 นอกจากนี้ยังพบซัลไฟด์ในรูปของโพธิโอเนตออกมาจากระบบสร้างมีเทนและในระบบลดซัลเฟตก็พบอะซิเตตในน้ำออก การกำจัดซัลไฟด์ออกจากระบบทำได้โดยการเติมเหล็กและการไล่ก๊าซซัลไฟด์ แต่ไม่ได้เป็นการเพิ่มการกำจัดซัลไฟด์หลังจากที่กำจัดซัลไฟด์ออกแล้ว แสดงให้เห็นว่าไม่มีผลกระทบจากพิษของซัลไฟด์ทั้งระบบสร้างมีเทนและลดซัลเฟตสามารถกำจัดโลหะหนักได้มากถึง 100 มก./ล. ได้แก่ ทองแดง แมงกานีส นิกเกิล และสังกะสี ทดลองด้วยการเติมโลหะเหล่านี้ในน้ำเข้า แสดงให้เห็นว่าในระบบแบบสร้างมีเทนมีการผลิตซัลไฟด์ที่เพียงพอสำหรับการรวมตัวเป็นผลึกของโลหะหนักเหล่านี้

Sung และคณะ (1997) ศึกษาผลของเวลาเก็บกักและอุณหภูมิในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบไร้อากาศ โดยใช้น้ำเสียที่มีสัดส่วนของซัลไฟด์ที่ละลายได้ทางชีวภาพ 36 % การบำบัดระบบไร้อากาศที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิคประมาณ 35 องศาเซลเซียส ใช้เวลาเก็บกัก 2-10 วัน ภาระซัลไฟด์ 0.78-4.2 กก.ซัลไฟด์/ม.³/วัน และต้องทำให้ระบบคืนเคยประมาณ 1 เดือน พบว่าระบบไร้อากาศมีการควบคุมอุณหภูมิสามารถกำจัดซัลไฟด์ได้มากกว่าการบำบัดที่อุณหภูมิปกติประมาณ 1.2-1.4 เท่า และระบบมีความคงตัวดี การใช้ระบบไร้อากาศที่เวลาเก็บกัก 4-6 วัน โดยไม่มีการควบคุมอุณหภูมิพบว่าระบบกำจัดสารอินทรีย์ได้ต่ำมากอยู่ในช่วง 0-16 % และไม่คงตัว น้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยระบบไร้อากาศแล้วจะผ่านไปสู่อ่างเติมอากาศ พบว่าระบบเอเอสเป็นระบบหลักในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย (ประมาณ 70 %) แต่ผลจากการแปรผันของน้ำเสียทำให้ระบบรวมมีประสิทธิภาพไม่คงตัวอยู่ในช่วง 40-80 % การเพิ่มอุณหภูมิและเวลาเก็บกักเป็นทางเลือกในการเพิ่มประสิทธิภาพให้แก่ระบบเดิม แต่การเพิ่มอุณหภูมิโดยการให้ความร้อนแก่น้ำเสียซึ่งทำได้โดยใช้ความร้อนจากเตาเผาขยะที่มีอยู่จะเสียค่าใช้จ่ายน้อยกว่า

Timur และ Ozturk (1997) บำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบไร้อากาศ โดยไม่มีการปรับพีเอชและไม่ใช้การบำบัดก่อน น้ำเสียที่ใช้มีค่าคาร์บอนอินทรีย์รวมประมาณ 5,000 มก./ล. ถึงปฏิกรณ์ที่ใช้คือ ASBR (Anaerobic Sequencing Batch Reactor) ที่มีค่า SRT 9-40 วัน เวลาเก็บกักน้ำ 1.0-1.5 วัน และ AHBF (Anaerobic Hybrid Bed Filter) ที่เวลาเก็บกักน้ำ 0.9-5.1 วัน พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดคาร์บอนอินทรีย์รวมได้เท่ากับ 81.4 % ที่เวลาเก็บกักน้ำ 2.4 วัน และระบบแบบแบตช์มีประสิทธิภาพดีกว่าระบบแบบต่อเนื่อง

Nakayama Enari (1997) ใช้ระบบไร้อากาศในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ความเข้มข้นสูงมีค่า TOC ประมาณ 7,000 มก./ล. โดยใช้คอลัมน์บรรจุทรายสูง 50 ซม. น้ำเสียจะถูกป้อนเข้าทางด้านบนของคอลัมน์ จากการทดลองพบว่าคาร์บอนอินทรีย์รวมส่วนใหญ่ประมาณ 90 % จะถูก

กำจัดเกิดขึ้นตอนบนของชั้นทรายที่ 20-30 ซม. และระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสรวมได้ 80 % แต่กำจัดไนโตรเจนรวมได้ต่ำมากเมื่อมีการเติมปรอทเข้าไปในระบบไม่พบความเป็นพิษของปรอท เนื่องจากปรอทอาจถูกดูดซับด้วยอนุภาคทรายและอาจเกิดเป็นปรอทซัลไฟด์

Lin และคณะ (1999) ศึกษาถึงพารามิเตอร์ต่าง ๆ และประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยการเติมปฏิภูล (Septage) การทดลองทำโดยนำปฏิภูลและน้ำชะมูลฝอยผสมกันในถัง CSTR ที่ตั้งด้วยอัตราส่วนซีโอดี 1:0 1:1 2:1 และ 3:1 โดยควบคุมอุณหภูมิให้เท่ากับ 35 องศาเซลเซียส ในการทดลองแต่ละถังจะมี SRT เท่ากับ 20 10 และ 5.3 วัน ค่าภาระสารอินทรีย์ (organic loading) และค่าภาระของแข็งระเหย (volatile solid loading) อยู่ในช่วง 0.3-1.4 กก.ซีโอดี/ม.³/วันและ 0.79-3.7 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน ตามลำดับ เมื่อ SRT เท่ากัน อัตราส่วนของปฏิภูลที่เพิ่มขึ้นจะเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีรวม แอมโมเนียไนโตรเจนและฟอสฟอรัสรวม (Total P) การเติมปฏิภูลลงในน้ำชะมูลฝอยสามารถลดความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำชะมูลฝอยลงถึง 40 % เมื่อค่าภาระสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นจนเท่ากับ 0.315 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน (septage/leachate=3:1) โดย SRT เท่ากับ 20 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีรวม แอมโมเนียไนโตรเจน ฟอสฟอรัสรวม ของแข็งระเหย คาร์โบไฮเดรต และโปรตีนเท่ากับ 86 69 86 28 82 และ 80% ตามลำดับ และอัตราการผลิตก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราส่วนของปฏิภูลเพิ่มขึ้น

2.9.2 การบำบัดด้วยกระบวนการโคเมตาบอลิซึม

Arcangeli และ Arvin (1995) กล่าวว่าแม้ว่าโกลูอินจะเป็นอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนแต่ก็สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ และยังช่วยในการเจริญเติบโตของเซลล์จุลินทรีย์ โดยเฉพาะกลุ่มของแบคทีเรียลดไนเตรต (Nitrate-reducing culture) อย่างไรก็ตามยังมีอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนอื่น ๆ ที่ย่อยสลายได้ เช่น *o*-xylene, *m/p*-xylene เอทิลเบนซีน สารเหล่านี้จะถูกกำจัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพได้เพียงเล็กน้อย ส่วนเบนซีนและแนพทาลินยังคงกำจัดไม่ได้

Gupta และคณะ (1996) ศึกษาจุลนาศาสตร์ในการโคเมตาบอลิซึมโดยแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogenic bacteria) และแบคทีเรียลดซัลเฟต (Sulfate-reducing bacteria) เพื่อสร้างแบบจำลองขึ้น เนื่องจากคลอโรฟอร์มจะยับยั้งการใช้อะซีเตตของพวกแบคทีเรียสร้างมีเทน ดังนั้นแบบจำลองของอัตราการโคเมตาบอลิซึมจึงต้องมี 2 พจน์คือ โคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการใช้สารอาหารปฐมภูมิและโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการย่อยสลายเซลล์ โปรแกรม

ที่ใช้หาค่าพารามิเตอร์คือ โปรแกรม SigmaPlot (Jandel Scientific Software) โดยแบบจำลองที่ได้สอดคล้องกับผลการทดลองเป็นอย่างดี จากการทดลองพบว่าแบคทีเรียลดซัลเฟตมีความสามารถในการโคเมตาบอลิซึมคลอโรฟอร์มมากกว่าพวกแบคทีเรียสร้างมีเทนมาก โดยแบคทีเรียลดซัลเฟตจะไม่ถูกยับยั้งการใช้อะซิเตต แม้ว่าความเข้มข้นของคลอโรฟอร์มจะสูง ส่วนพวกแบคทีเรียสร้างมีเทนที่เจริญเติบโตในเมทานอลจะมีความทนทานต่อการยับยั้งเนื่องจากคลอโรฟอร์มมากกว่าพวกแบคทีเรียสร้างมีเทนที่เจริญเติบโตในอะซิเตต

Meinander และ Barbel (1997) ได้ศึกษาการเปลี่ยนรูปแบบของ xylose เป็น xylitol โดยใช้สารอาหารปฐุมภูมิที่แตกต่างกันในปริมาณที่ต่างกัน โดยศึกษาทั้งสภาพของสารอาหารที่มีอยู่อย่างจำกัดและสภาพสารอาหารเหลือเฟือ พบว่าโคเมตาบอลิซึมของ xylose จะเกิดได้ดีในสภาพสารอาหารจำกัด ส่วนสารอาหารต่างชนิดกันจะมีผลต่อการยับยั้งโคเมตาบอลิซึมไม่เหมือนกัน กล่าวคือ กลูโคสจะมีการยับยั้งมากที่สุดถึง 99% น้ำตาลตัวอื่นได้แก่ แมนโนส (Mannose) และ ฟรุกโทส (Fructose) มีการยับยั้ง 77% และ 78 % ตามลำดับ เมื่อเติมกาแลคโทส (Galactose) ในปริมาณที่มากเกินไปจะเกิดการยับยั้ง 51% เมื่อเติมเอทานอลจะเกิดการยับยั้งเพียง 15 % ส่วนน้ำตาลมอลโทส (Maltose) ไม่มีการยับยั้ง

Lu และคณะ (1998) ศึกษาเปรียบเทียบการกำจัด TCE ด้วยวิธีการโคเมตาบอลิซึม โดยใช้มีเทน ไทลูอิน และฟีนอล เป็นสารอาหารปฐุมภูมิ การทดลองทำในถังปฏิกรณ์แบบแบทช์ ปริมาณความเข้มข้นเบื้องต้นของเซลล์คือ 10^7 cfu./ml. จากผลการทดลองพบว่า การใช้ฟีนอลเป็นสารอาหารปฐุมภูมิ ให้ผลในการโคเมตาบอลิซึมเพื่อกำจัด TCE ได้ดีที่สุด โดยที่ความเข้มข้น 3 mg-C/L อัตราการกำจัด TCE โดยใช้ มีเทน ไทลูอิน และฟีนอลเป็นสารอาหารปฐุมภูมิเท่ากับ 1.5 30 และ 100 μg /L-hr. ตามลำดับ ในช่วงการทดลองถึงชั่วโมงที่ 80 ประสิทธิภาพการกำจัด TCE เท่ากับ 26% สำหรับมีเทน และเท่ากับ 96% สำหรับไทลูอิน ส่วนฟีนอลสามารถกำจัด TCE ได้หมดภายในเวลา 20 ชั่วโมง เมื่อทดลองใช้ฟีนอลเข้มข้น 1.35 2.7 และ 4.5 mg./L. พบว่าอัตราการกำจัด TCE พอ ๆ กัน แสดงว่าการกำจัด TCE ไม่ได้แปรผันตรงกับความเข้มข้นของฟีนอล แต่เมื่อความเข้มข้นของฟีนอลมากกว่า 4.5 mg./L. การกำจัด TCE จะถูกขัดขวางเนื่องจากการที่ออกซิเจนละลายได้หมดลงอย่างรวดเร็ว ส่วนการทดลองที่ใช้ไทลูอินเป็นสารอาหารปฐุมภูมิ โดยใช้ความเข้มข้น 3 และ 5 mg./L. อัตราการกำจัด TCE เท่ากับ 95 μg /L-hr. แต่ถ้าใช้ความเข้มข้น 1 mg./L. อัตราการกำจัด TCE เท่ากับ 20 μg /L-hr. สาเหตุที่เป็นเช่นนี้เพราะที่ความเข้มข้นต่ำการทำงานของ Oxygenase จะน้อยไม่เพียงพอต่อการโคเมตาบอลิซึม TCE

เบกพล ก้านสังวร(2542) ใช้ระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียขยะโดยมีระยะเวลาพักเก็บน้ำ 1 วัน ใช้น้ำชะมูลฝอยเข้มข้น 500 มก.ซีไอดี/ล.เติมน้ำตาลทรายเป็นสารอาหารปฐมภูมิโดยมีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของน้ำตาลทรายที่เติมให้ระบบ 5 ค่าดังนี้ 0, 500, 1000, และ 2000 มก.ซีไอดี/ล. ปรากฏว่าระบบไม่สามารถบำบัดซีไอดีจากน้ำขยะได้อย่างมีนัยสำคัญ น้ำออกยังมีปริมาณซีไอดีและสีสูงอยู่

2.9.3 การบำบัดด้วยกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง

Chian และ Dewalle(1976) เติมโอโซนเข้มข้น 400 มก./ล.ในน้ำออกจาก aerated lagoon เป็นเวลา 3 ชั่วโมง ซึ่งมี COD 627 มก./ล.พบว่า สามารถบำบัด COD ได้ประมาณ 48 %

Chang(1988) บำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยโอโซนเข้มข้น 331.2 มก./ล. พบว่าสามารถลดสีได้ 17 % และลด COD ได้ 6 % แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของโอโซนเป็น 1,342.8 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพการลดสีเพิ่มเป็น 54 % และลด COD ได้ 12 %

Hosomi และคณะ (1989) พบว่าเมื่อใช้โอโซนเป็น Pretreatment ก่อนเข้าระบบ SBR สามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากโอโซนเปลี่ยนสารที่มีโมเลกุลใหญ่ให้มีโมเลกุลเล็กลงทำให้ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพเกิดได้ดีขึ้น โดยสามารถลด COD และ TOC ของของน้ำชะมูลฝอยได้ 50.8 % และ 43.9 % ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับระบบ SBR ที่ไม่มีการบำบัดขั้นต้นด้วยโอโซนซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และ TOC เท่ากับ 37.6 % และ 25.7 % ตามลำดับ

Trancart(1992) ทำการศึกษาการใช้ AOPs แบบเติม O_3 ร่วมกับ H_2O_2 ในการบำบัด Triazines ในน้ำ พบว่าสามารถลด Triazines ได้ 90 % ซึ่งมากกว่าการใช้ O_3 เพียงอย่างเดียวที่ลดได้เพียง 20-40% โดย pH ที่เหมาะสมคือ 7 และระยะเวลาสัมผัสต้องนานกว่า 4 นาที โดยอัตราส่วนที่เหมาะสมระหว่าง H_2O_2/O_3 ที่ใช้อยู่ระหว่าง 0.35 – 0.45 โดยมวล

Flaherty และ Huang (1992) ได้ทำการทดลองโดยใช้สารเคมีเฟนตันในการออกซิไดซ์ Copper Complex Dye Waste Water โดยประกอบด้วย reactive blue #15 ได้ศึกษาถึงความสามารถในการลด COD ของสารเคมีเฟนตัน โดยได้ทดลองใช้ทั้ง Catalyst ทั้ง $FeSO_4$ และ $FeCl_3$ ผลปรากฏว่าให้ประสิทธิภาพในการออกซิไดซ์พอ ๆ กัน โดยใช้เวลาในการทำปฏิกิริยา 2 ชั่วโมงที่

อัตราส่วน $H_2O_2 : Fe^{2+}$ ประมาณ 1:1 ถึง 30:1 โดยสามารถลด COD ได้ตั้งแต่ 60% ถึง 95 % ที่ $25\text{ }^{\circ}C$

Powell และคณะ(1992) ได้ทำการทดลองโดยใช้สารเคมีเฟนตัน และโอโซนในการลดสีและ TOC จากน้ำเสียจริงจากกระบวนการต่าง ๆ ของโรงงานฟอกย้อม ซึ่งน้ำเสียจากแต่ละขั้นตอนนั้น จะมีส่วนประกอบของสีย้อมทั้งชนิดและปริมาณที่แตกต่างกัน โดยจากผลการทดลองพบว่าในการใช้สารเคมีเฟนตันเพื่อลดสีและ TOC นั้น อัตราส่วน $H_2O_2 : Fe^{2+}$ โดยโมลที่ใช้ และความเข้มข้นของ H_2O_2 ต้องเปลี่ยนไปตามชนิดของน้ำเสียเป็นสำคัญ

Sandhya Babel (1993) ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากอ่อนนุช โดยใช้ PAC หรือ Alum เป็น Pretreatment ก่อนเข้า Microfiltration แบบ CFMF จากนั้นใช้โอโซนเป็น Post Treatment พบว่าการใช้โอโซนให้ผลในการกำจัด COD ได้ต่ำเพียง 35 %

Stockinger Herman และคณะ (1995) ทำการศึกษาการใช้โอโซนร่วมกับระบบชีวภาพเพื่อลดสาร Chloro aromatic และ Nitro Aromatic ในน้ำเสียสังเคราะห์ โดยพบว่าที่ pH 2 และ pH 12 น้ำเสียที่ผ่านการ Pretreat ด้วยโอโซนสามารถถูกย่อยสลายได้ดี และมีการใช้ออกซิเจนสูง ปัจจัยสำคัญในการเพิ่มประสิทธิภาพคือ การควบคุมความเข้มข้นของโอโซนให้อยู่ในระดับที่เหมาะสม

Karimi และคณะ (1997) ได้ใช้ AOPs แบบเติม O_3 ร่วมกับ H_2O_2 ในการบำบัด TCE และ PCE จากน้ำใต้ดินด้วยอัตราการไหล 126 ลิตร/วินาที การไหลเป็นแบบ Plug Flow พบว่า สามารถบำบัด TCE $447\text{ }\mu\text{g/L}$ และ PCE $163\text{ }\mu\text{g/L}$ ให้ลดลงอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานที่ $5\text{ }\mu\text{g/L}$ ได้ โดยอัตราส่วนของ H_2O_2 / O_3 ที่ใช้คือ 0.5-0.6 ที่ระดับความสูงของถังปฏิกรณ์ที่ 0.6 m. พบว่าสามารถลด TCE ได้ 75 % และ PCE ได้ 60 % ส่วนที่ความสูง 2.44 m. สามารถลด TCE ได้ 95 % และ PCE ได้ 81%

วุฒิ วิพันธ์พงษ์ (2540) ศึกษาการใช้สารเคมีเฟนตันร่วมกับการใช้ระบบ SBR ในการกำจัดสีและสารอินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อม โดยพบว่าเมื่อใช้ H_2O_2 ปริมาณ 200 มก./ล. ที่อัตราส่วน $H_2O_2 : Fe^{2+}$ ในการบำบัดน้ำเสียโทนสีดำ, โทนสีแดง, โทนสีน้ำตาลอ่อน และที่อัตราส่วน จะสามารถกำจัดสีได้สูงกว่า 80 % และสามารถในการกำจัด COD ได้ 12-42% ที่เวลาในการทำ

ปฏิกิริยา 1 ชั่วโมง ส่วนระบบ SBR ที่นำมาใช้นั้นไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้อย่างมีนัยสำคัญ

ดวงดาว สุขจิตต์ และ จินตนา จันทศิริวิไลกุล(2539)ได้ทำการศึกษาการทำลายสารประกอบอินทรีย์ที่คงทนในน้ำกากส่าโดยใช้โอโซน พบว่าสามารถบำบัด COD ได้ 57% และกำจัดสีได้ 34 % ที่เวลาสัมผัส 8 นาที ความเข้มข้นของโอโซนที่ใช้คือ 33 มก. O_3 ต่อลิตรต่อชั่วโมง



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย