บทที่ 5

ผลของการวิจัย

5.1. คุณลักษณะของน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง

น้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง ที่นำมาทำการวิจัยใช้น้ำทิ้งจากโรงงานรุ่งเจริญอุตสาหกรรม กรุงเทพมหานคร โดยตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอนแล้วจึงนำส่วนที่ใส (Raw wastewater after settled) มาทำการทดลอง ผลของการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำทิ้งปรากฏดังตารางที่ 12 นอกจากนี้แล้วยังได้นำน้ำทิ้งจากโรงงานสินชัย กรุงเทพมหานคร มาทำการวิเคราะห์เพื่อเปรียบเทียบคุณลักษณะของน้ำทิ้งจากโรงงานประเภทนี้

น้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องมีคุณลักษณะที่สำคัญ ๆ ดังนี้.-

1. สีของน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องมีสีเหลืองแกมเขียวเนื่องจากมีการใส่สีสังเคราะห์ลงในถังแช่ผักเพื่อปรุงแต่งให้ผักมีสีเขียวเหมือนธรรมชาติ

2. น้ำทิ้งมีอุณหภูมิตั้งแต่ 26-44 °เซ็นเซียส ซึ่งเหมาะสำหรับการทำงานของ Mesophilic Bacteria

3. น้ำทิ้งมี pH ตั้งแต่ 4.8-5.8 และมีสภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) 440-990 มก./ล. as $CaCO_3$

4. ตะกอนแขวนลอย (Suspended solids) ของน้ำทิ้งมีปริมาณ 180-380 มก./ล. ส่วนปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total solids) จะมีอยู่สูงถึง 26,900 มก./ล., เนื่องจากมีเกลือทะเล (Sea Salt) ละลายปนอยู่ แสดงว่าของแข็ง (solids) ในน้ำทิ้งส่วนใหญ่เป็นของแข็งที่ละลาย เป็นเนื้อเดียวกับน้ำทิ้ง (Dissolved solids)

ตารางที่ 12 คุณลักษณะของน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง

Item	โรงงานรุ่งเจริญอุตสาหกรรม		โรงงานสินชัย
	ถังแช่ผัก	น้ำทิ้งรวม	น้ำทิ้งรวม
Temperature °C	26-35	26-44	28-36
pH	4.6-5.8	4.8-5.8	5.0-5.8
Acidity(mg/l as $CaCO_3$)	250-600	350-550	250-600
Alkalinity(mg/l as $CaCO_3$)	210-570	240-990	360-870
Suspended solids(mg/l)	208-390	180-380	162-260
Total solids(mg/l)	22,352-42,180	8,000-26,900	7,065-21,021
Volatile solids(mg/l)	2,048- 5,886	3,764-6,020	3,216-5,181
BOD_5(mg/l)	2,120- 4,100	1,618-4,200	1,800-3,680
COD (mg/l)	6,800-11,000	2,417-5,350	2,520-4,800
Volatile acids(mg/l as CH_3COOH)	630- 1,350	510-1,410	450-975
Ammonia-N(mg/l)	58-128	60-142	54-87
Organic-N(mg/l)	88-140	42-138	38-69
Phosphorus(mg/l as $PO_4^{=}$)	3-10.5	4-10	3-8
Na^+ (mg/l)	10,000-20,000	2,500-7,000	2,000-6,500
K^+ (mg/l)	90-120	40-80	38-60
Ca^{++} (mg/l)	118-210	80-120	90
Mg^{++} (mg/l)	250-328	144-168	130
Cl^- (mg/l)	12,352-32,180	5,065-13,140	3,864-11,718
$SO_4^{=}$ (mg/l)	-	296-420	386

5. น้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องมีปริมาณสารอินทรีย์อยู่เป็นปริมาณสูง โดยมีค่า COD ตั้งแต่ 2,417-5,350 มก./ล. และ BOD_5 ตั้งแต่ 1,618-4,200 มก./ล. และมีอัตราส่วนของ BOD_5 : COD เท่ากับ 0.74

6. อัตราส่วนของ COD : N : P ในน้ำทิ้งเท่ากับ 100 : 5 : 0.4 ซึ่ง McCarty (1964) ได้แนะนำว่าอัตราส่วนที่น้อยที่สุดในการย่อยสลายอินทรีย์โดยแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนคือ 100 : 1.1 : 0.2 แสดงว่าน้ำทิ้งจากโรงงานมีอาหารเสริมที่พอเพียงสำหรับแบคทีเรีย

7. น้ำทิ้งจากโรงงานที่ทำผักดองบรรจุกระป๋องมีปริมาณของ Cations อยู่สูง โดยเฉพาะ Na^+ ซึ่งมีอยู่ถึง 7,000 มก./ล. ส่วน Cations อื่น ๆ เช่น Ca^{++}, Mg^{++} และ K^+ มีอยู่ไม่มากนักโดย Cations เหล่านี้จะมาจากเกลือทะเล (Sea Salt) ที่ใช้สำหรับการผลิตผักดอง

8. เมื่อในน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องมีปริมาณของ Cations อยู่สูงจึงมีปริมาณของ Anions สูงตามไปด้วย คือปริมาณ Cl^- (Chloride) ประมาณ 13,140 มก./ล. ส่วน Anion ชนิดอื่นคือ $SO_4^=$ (Sulfate) มีอยู่ไม่มากนัก

5.2. <u>การเริ่มเลี้ยงแบคทีเรีย</u> (Start-up)

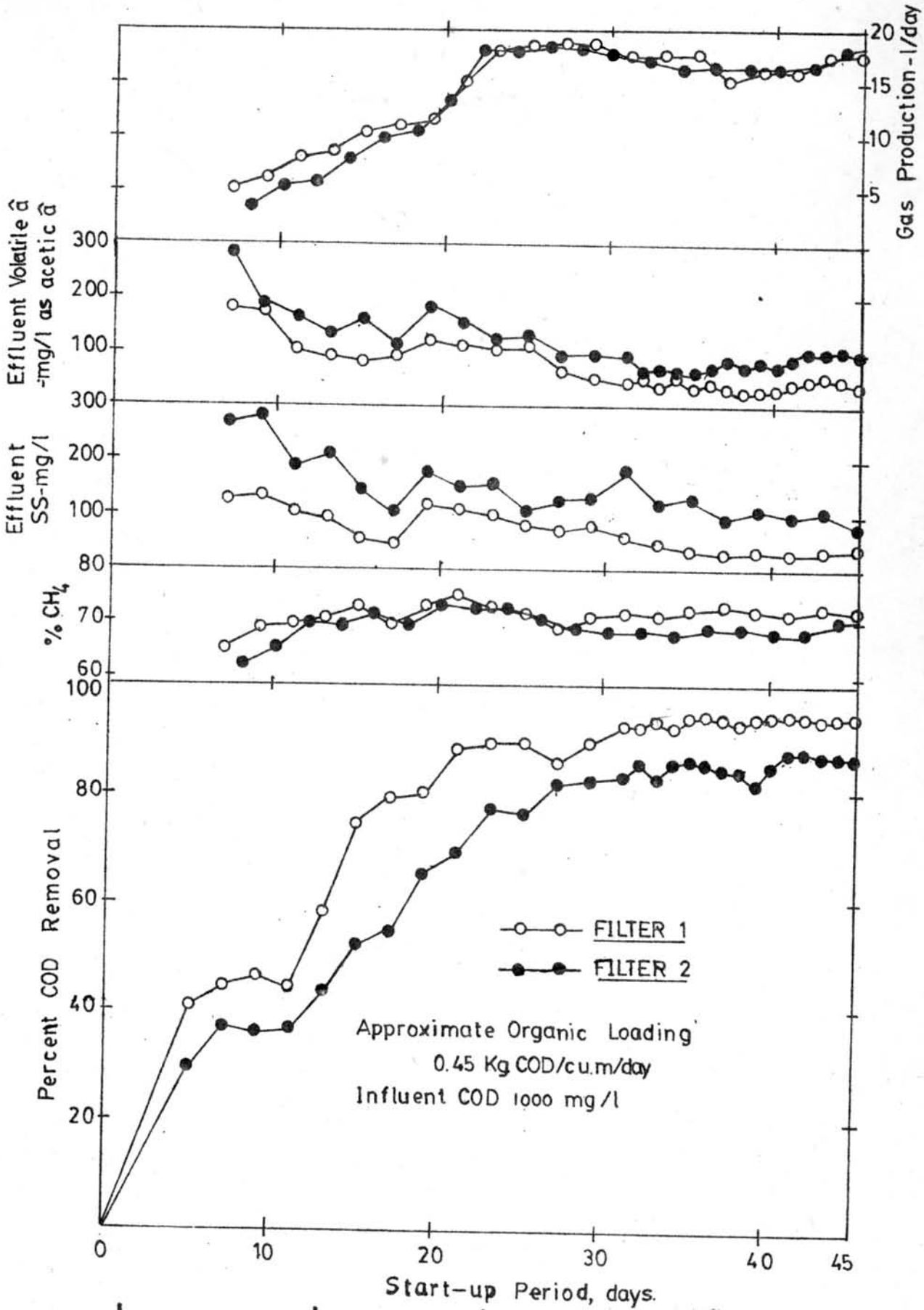
การเริ่มเลี้ยงแบคทีเรียสำหรับระบบกำจัดน้ำทิ้งแบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคจะต้องใช้ระยะเวลานาน เนื่องจากการสร้างเซลล์ใหม่ของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอัตราส่วนต่อปริมาณการย่อยสลายสารอินทรีย์มีจำนวนน้อย ส่วนใหญ่จะได้เป็นพลังงานเช่นแก๊สมีเทน (CH_4), Young และ McCarty (1969) แนะนำว่าควรจะใส่ตะกอนของแบคทีเรียชนิดที่แข็งแรง (Active sludge) เพื่อลดระยะเวลาในการเริ่มเลี้ยงแบคทีเรีย (Start-up period)

ในการวิจัยครั้งนี้ใช้ตะกอนของแบคทีเรีย (sludge) จากถังหมัก (Digester tank) ของโรงงานกำจัดน้ำทิ้งจากชุมชนที่อยู่อาศัยของการเคหะแห่งชาติ โดยใส่ตะกอนของแบคทีเรียที่มีความเข้มข้น 2,000 มก./ล. มีตะกอนแขวนลอยที่

โวแลไทล์ (VSS.) เท่ากับ 1.900 มก./ล. หรือมีตะกอนแขวนลอยที่โวแลไทล์ (VSS.) เท่ากับร้อยละ 95 ของตะกอนแขวนลอย (SS.) (VSS. = 0.95 SS.) เข้าสู่ถังกรองแบบแอนแอโรบิค ทั้ง 2 ถัง ๆ ละ 10 ลิตร โดยใส่ที่ระดับ 15 เซ็นติเมตรจากส่วนล่างของถัง หลังจากนั้นจะใส่น้ำทิ้งจากบ่อเกรอะ (Septic tank) เพื่อทำให้ภายในถังกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 ถังไม่มีออกซิเจนอิสระ (Anaerobic condition) หลังจากนั้นใส่น้ำทิ้งเทียม (Synthetic waste) ซึ่งมีค่า COD 1,000 มก./ล. (ดังตารางที่ 10) ในถังที่ 1 (Filter 1) เท่ากับ 36 ลิตร/วันและในถังที่ 2 (Filter 2) เท่ากับ 37 ลิตร/วัน

ระยะเวลาที่ใช้สำหรับการเริ่มเลี้ยงแบคทีเรียจนกระทั่งมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD คงที่ เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคถังที่ 1 ใช้ระยะเวลา 33 วัน ถังที่ 2 ใช้ระยะเวลา 35 วัน ในขณะที่ทำการเลี้ยงแบคทีเรียจะมีการควบคุม pH และสภาพความเป็นด่างโดยการเติมยูเรีย (Urea) ให้มากเกินพอต่อความจำเป็นของแบคทีเรียเล็กน้อย เพื่อให้แอมโมเนียในยูเรียรวมตัวกับคาร์บอนไดออกไซด์เกิดเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต (NH_4HCO_3) ขึ้นเป็นตัวควบคุม (buffer) ไม่ให้ pH ต่ำกว่า 6.8

ในระยะแรกจะทำการวิเคราะห์น้ำตัวอย่างน้ำทิ้งจากเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค 2 เครื่อง เพื่อหาค่า COD สภาพความเป็นด่าง, volatile acids, ตะกอนแขวนลอยจากเครื่องกรองวันเว้นวัน จนถึงวันที่ 31 ของการเริ่มเลี้ยงแบคทีเรีย จึงทำการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำทิ้งจากเครื่องกรองทุกวัน สำหรับการวัดปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นจะกระทำวันเว้นวันเนื่องจากถังเก็บแก๊สยังจัดทำไม่เรียบร้อย ผลของการวิเคราะห์ดังแสดงในรูปที่ 19 ซึ่งแสดงถึงความเปลี่ยนแปลงต่าง ๆ ในขณะที่ทำการเริ่มเลี้ยงแบคทีเรียโดยเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 1 มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ถึงร้อยละ 93 ในวันที่ 33 และจะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD คงที่ต่อไป สำหรับเครื่องกรองที่ 2 จะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ร้อยละ 86 ในวันที่ 35 แล้วจะมีค่าใกล้เคียงกันไปเรื่อย ๆ ซึ่งแสดงว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 1 มีประสิทธิภาพการกำจัด COD มากกว่าเครื่องที่ 2 และนอกจาก



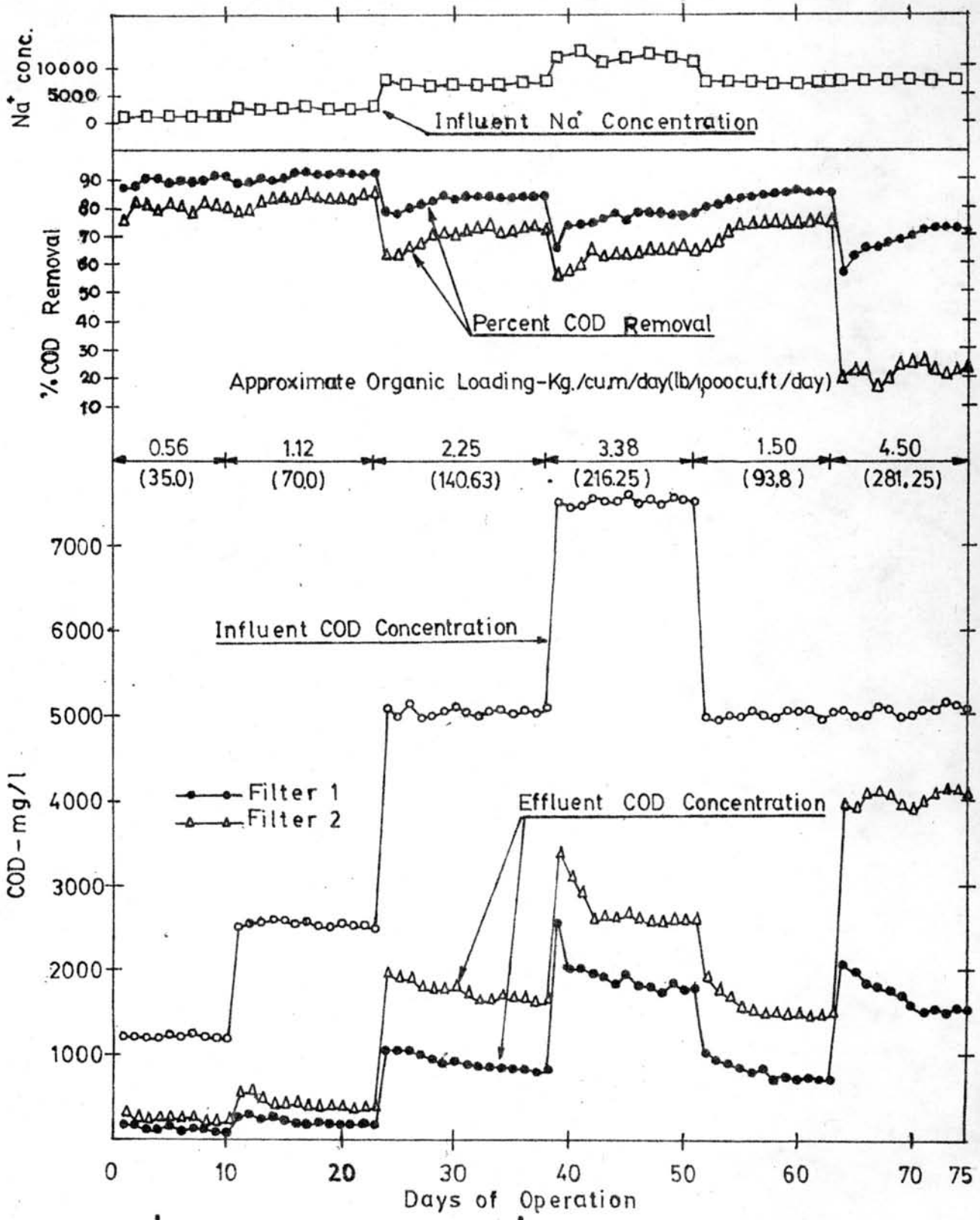
รูปที่ 19 แสดงการเปลี่ยนแปลงสภาวะต่างๆขณะที่เริ่มทำการเลี้ยงแบคทีเรีย (START-UP) ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง

นี้แล้ว เครื่องกรองที่ 1 ใช้ระยะเวลาสำหรับเริ่มการทำงานที่คงที่ (Steady-state) สั้นกว่าเครื่องกรองที่ 2 อีกทั้งน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองที่ 1 มีตะกอนแขวนลอยน้อยกว่าน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองที่ 2

5.3. ประสิทธิภาพการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง โดยเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค

หลังจากทำการเลี้ยงแบคทีเรียในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคจนอยู่ในสภาวะที่มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD คงที่ซึ่งใช้ระยะเวลารวม 45 วัน จากนั้นได้ทำให้แบคทีเรียในเครื่องกรองเคยชิน (Acclimatization) ต่อเกลือทะเล (Sea salt) ซึ่งผสมอยู่ในน้ำทิ้งเทียม ใช้ระยะเวลาทั้งสิ้น 15 วันเมื่อแบคทีเรียเคยชินต่อเกลือทะเลแล้ว ก็ทำการทดลองระยะที่ 1 โดยใช้น้ำทิ้งจริงจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง (Pickles waste) ใช้ระยะเวลาในการทดลองทั้งสิ้น 75 วัน ปรากฏว่าประสิทธิภาพของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องได้ผลดีดังแสดงในรูปที่ 20 เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 1 สามารถกำจัด COD (Soluble COD) ได้ตั้งแต่ร้อยละ 71 ถึงร้อยละ 92 และกำจัด BOD_5 ได้ตั้งแต่ร้อยละ 87 ถึงร้อยละ 96 ภายใต้ Organic loading 0.56-4.50 กก. COD /$ม^3$/วัน สำหรับเครื่องกรองเครื่องที่ 2 สามารถกำจัด COD ได้ตั้งแต่ร้อยละ 20 ถึงร้อยละ 84 และกำจัด BOD_5 ตั้งแต่ร้อยละ 42 ถึงร้อยละ 92 ภายใต้ Organic loading เท่ากับเครื่องกรองที่ 1 ดังแสดงไว้ในตารางที่ 13

แสดงว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง มีประสิทธิภาพในการ



รูปที่ 20 การบันทึกการทำงานของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ทั้ง 2 เครื่อง, (FILTER 1 และ FILTER 2)ในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักกองบรรจุกระป๋อง.

ตารางที่ 13 ลักษณะของน้ำทิ้งและประสิทธิภาพของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง (ในขณะที่มีการทำงานอย่างคงที่)

Influent COD mg/l	Hydraulic Retention Time(HRT)-hrs.	Organic loading Kg.COD/m^3/day	Time of steady-state operation days		Effluent Quality								Precent COD Removal		Percent BOD_5 Removal	
					Suspended solids mg/l		Volatile acids mg/l as acetic acid		Soluble COD mg/l		BOD_5 mg/l					
			F. 1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2
1,242	24	0.56	7	9	70	156	40	60	111	218	28	65	19.06	91.97	96.20	91.43
2,504	24	1.12	7	11	98	180	80	100	184	392	51	110	92.65	84.30	96.64	92.73
4,997	24	2.25	9	14	82	284	480	600	790	1,376	263	498	84.20	72.5	92.91	86.58
7,589	24	3.38	10	12	194	314	615	1,100	1,799	2,512	654	1,201	77.3	66.9	87.18	76.02
4,986	36	1.50	9	9	50	192	180	420	648	1,304	237	498	87.0	73.8	93.69	86.76
5,102	12	4.50	7	11	154	446	600	1,465	1,487	4,069	484	2,301	71.0	20.2	87.83	41.99

หมายเหตุ F.1 = Filter 1

F.2 = Filter 2

กำจัด BOD_5 ได้ดีมากกว่าการกำจัด COD ดังนั้นจะเป็นเครื่องชี้ให้เห็นว่าน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องสามารถกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพด้วยวิธีทางชีววิทยา (Biological treatment) (Lovan et.al., 1971)

5.4. อิทธิพลต่าง ๆ ที่มีผลต่อการทำงานของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคภายใต้สภาวะการทำงานที่คงที่ (Steady-state)

5.4.1. อิทธิพลของ Organic loading

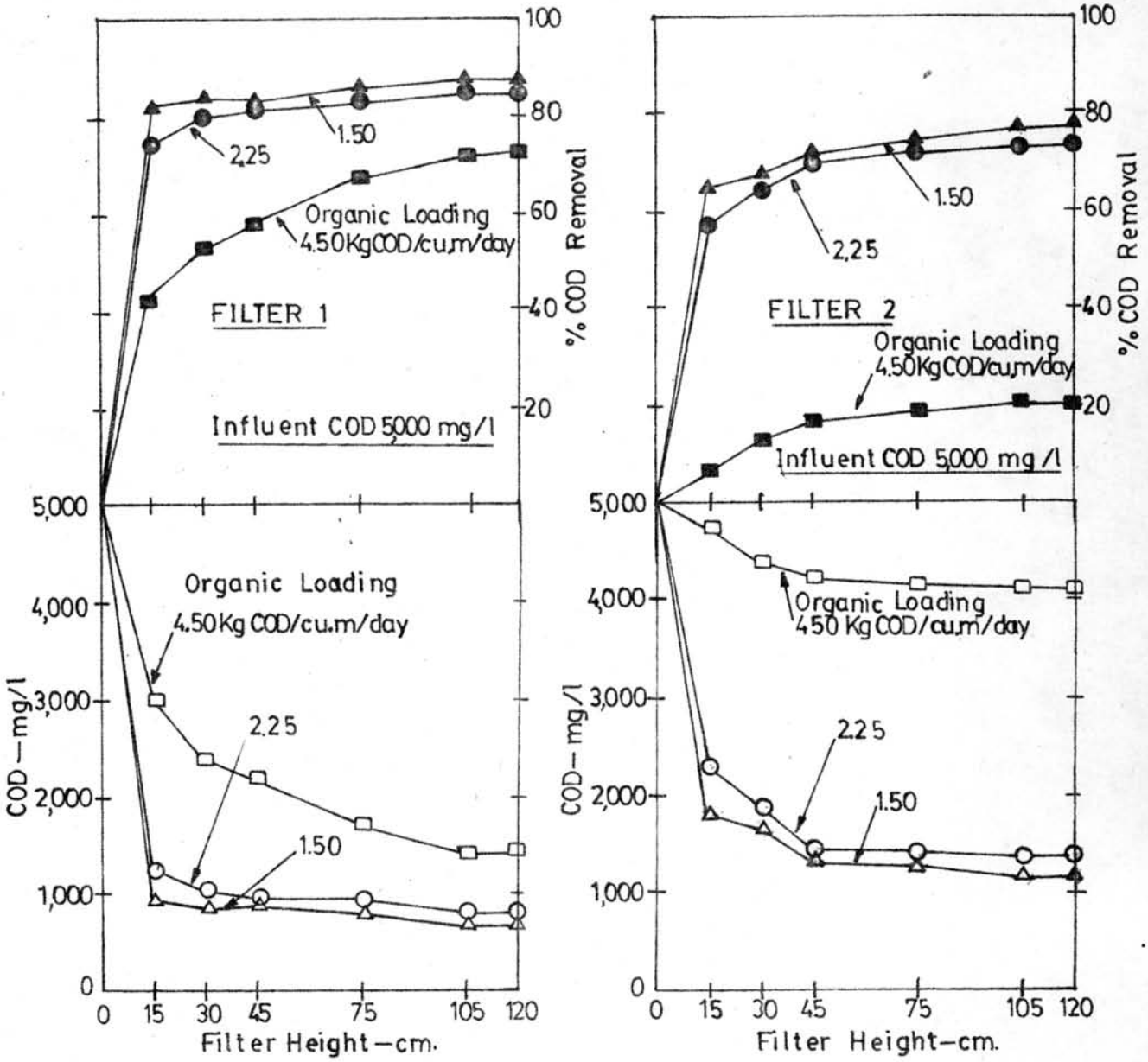
5.4.1.1. ต่อการกำจัด COD Organic loading จะมีอิทธิพลต่อการกำจัด COD ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง ในการทดลองครั้งนี้มีการเปลี่ยนแปลง Organic loading 2 วิธีด้วยกันคือการเปลี่ยนแปลงโดยการเพิ่มความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้งที่เข้าสู่เครื่องกรองฯ และการเปลี่ยนแปลงโดยการลดระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้งไว้ในเครื่องกรอง (HRT)

Saiphanich (1975) ได้ทำการวิจัยพบว่า Organic loading ที่เข้าสู่เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเพิ่มจาก 0.6 กก. COD /$ม^3$/วัน ถึง 4.0 กก. COD/$ม^3$/วัน ด้วยวิธีการเพิ่มความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้งจะไม่มีผลกระทบกระเทือนต่อการกำจัด COD ของเครื่องกรองฯ เลย แต่การทดลองครั้งนี้เมื่อมีการเพิ่ม Organic loading จาก 0.56 กก. COD/$ม^3$/วัน ถึง 3.38 กก.COD /$ม^3$/วัน จะมีผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 1 ลดลงจากร้อยละ 92 เหลือร้อยละ 77 สำหรับเครื่องกรองฯ ที่ 2 จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ลดลงจากร้อยละ 94 เหลือร้อยละ 70.7 ทั้งนี้เนื่องมาจากว่าเมื่อมีการเพิ่ม Organic loading โดยการเพิ่มความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้งจะมีผลทำให้ความเข้มข้น Na^+ ในน้ำทิ้งสูงขึ้น จาก 1,200 มก./ล. ไปเป็น 12,000 มก./ล. ซึ่ง McCarty (1964) พบว่า Na^+ ความเข้มข้น 8,000 มก./ล. จะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอย่างรุนแรง

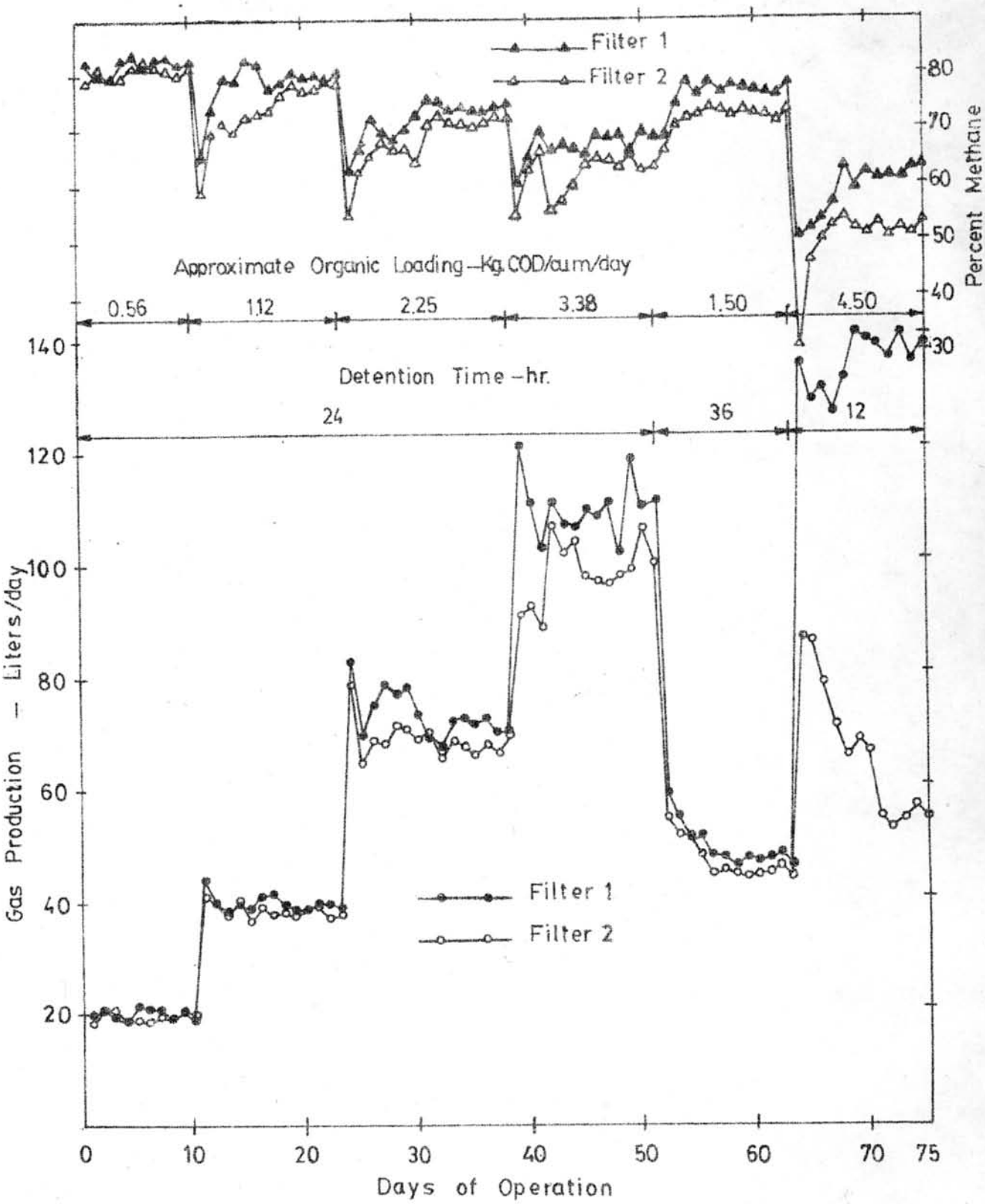
ส่วนการทดลองมีการเปลี่ยนแปลง Organic loading โดยการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) จะมีผลต่อการกำจัด COD ในน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง ด้วยเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่องคือ เมื่อมีการเพิ่ม Organic loading จาก 1.5 กก. COD/$ม^3$/วัน ไปเป็น 4.50 กก. COD/$ม^3$/วัน โดยระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) ลดลงจาก 36 ชั่วโมงเหลือ 12 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัด COD จะลดลงจากร้อยละ 74 เหลือร้อยละ 71 สำหรับเครื่องกรองฯ ที่ 1 และลดลงจากร้อยละ 72 เหลือร้อยละ 20 สำหรับเครื่องกรองฯ ที่ 2 ดังตารางที่ 13 และดังรูปที่ 21

5.4.1.2. อิทธิพลของ Organic loading ต่อการเกิดแก๊ส (Gas Production)

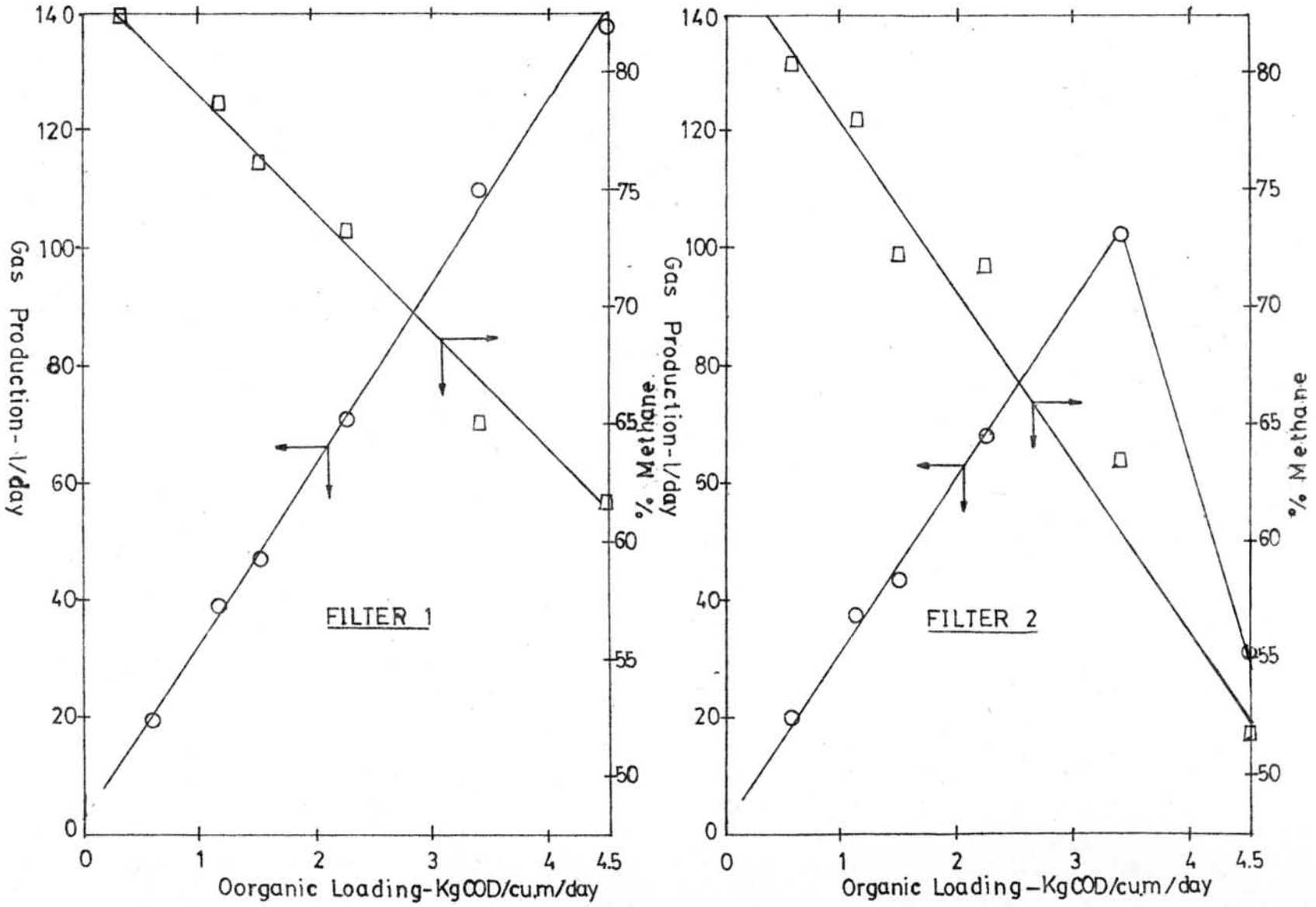
Organic loading จะมีผลต่อปริมาตรของแก๊สที่เกิดขึ้นและปริมาณของแก๊สมีเธน เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 1 มีปริมาตรแก๊สที่เกิดขึ้น 18.3 ลิตรถึง 138 ลิตร สำหรับ Organic loading ตั้งแต่ 0.56-4.50 กก. COD/$ม^3$/วัน ส่วนเครื่องกรองที่ 2 มีแก๊สเกิดขึ้น 18 ลิตร-98 ลิตร ภายใต้ Organic loading เท่ากับเครื่องกรองที่ 1 ซึ่งจะเห็นได้ว่าปริมาตรแก๊สจากเครื่องกรองที่ 2 มีปริมาตรน้อยกว่าจากเครื่องกรองที่ 1 ดังแสดงในรูปที่ 22 ทั้งนี้เป็นเพราะปริมาตรแก๊สที่เกิดขึ้นจะแปรผันตามปริมาตรของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย โดยเครื่องกรองที่ 1 ย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าเครื่องกรองที่ 2 (กำจัด COD ได้ดีกว่าดังที่กล่าวมาแล้ว) หรือกล่าวได้ว่าปริมาตรแก๊สที่เกิดขึ้นจะแปรผันโดยตรงกับ Organic loading คือถ้า Organic loading ยิ่งสูง ปริมาตรของแก๊สที่เกิดก็จะสูงตามไปด้วย ดังรูปที่ 23 แต่อย่างไรก็ตามเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 2 จะไม่เป็นไปตามลักษณะที่กล่าวมาแล้วเพราะเมื่อ Organic loading เพิ่มจาก 3.36 ไปเป็น 4.50 กก. COD/$ม^3$/วัน ปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นกลับลดลงจาก 98 ลิตรเหลือ 54 ลิตร (เปลี่ยน Organic loading โดยการลด HRT จาก 24 ชั่วโมงเหลือ 12 ชั่วโมง) ทั้งนี้เพราะเกิดสภาวะที่ไม่สมดุลย์ขึ้นภายในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 2 จากการที่แบคทีเรียทำให้เกิดแก๊ส



รูปที่ 21 อิทธิพลของ Organic Loading **(ที่เกิดจากการเปลี่ยนแปลง** HRT **)**
ต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD **ของเครื่องกรองทั้ง 2 เครื่อง**



รูปที่ 22 แสดงการเปลี่ยนแปลงปริมาณแก๊สและเปอร์เซ็นต์ของแก๊สมีเธน ที่เกิดจากเครื่องกรองที่ 1 และเครื่องกรองที่ 2 ขณะที่ทำการทดลองใช้กำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง



รูปที่ 23 แสดงความสัมพันธ์ของปริมาณแก๊สและเปอร์เซ็นต์แก๊สมีเธน
ที่เกิดขึ้นของ เครื่องกรองที่ 1 และเครื่องกรองที่ 2

มีเธน ไม่สามารถทำงานได้เท่าเดิม

ปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นจะมีปริมาณแก๊สมีเธนอยู่เท่าใดนั้นก็จะแปรผันตาม Organic loading คือถ้า Organic loading เพิ่มขึ้นร้อยละของมีเธนในแก๊สที่เกิดจากเครื่องกรองทั้ง 2 เครื่องน้อยลงคือมีปริมาตรแก๊สมีเธนลดลงจากร้อยละ 82 เหลือร้อยละ 63 เมื่อ Organic loading เพิ่มจาก 0.56 ไปเป็น 4.50 กก. COD/$ม^3$/วัน สำหรับเครื่องกรองที่ 1 และจากร้อยละ 79 เหลือร้อยละ 52 สำหรับเครื่องกรองที่ 2 โดยมีการเพิ่ม Organic loading เท่า ๆ กับเครื่องกรองที่ 1 ซึ่งก็เป็นไปตามการวิจัยของ Saiphanich (1976) ทั้งนี้เป็นเพราะ Organic loading ยิ่งสูงขึ้นการทำงานของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์และเพิ่มจำนวนได้เร็ว จึงผลิตกรดและแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาโดยแบคทีเรียพวกที่ทำให้เกิดแก๊สมีเธนไม่สามารถที่จะเพิ่มจำนวนและย่อยสลายกรดอินทรีย์และแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ได้ทันจึงทำให้ปริมาณคิดเป็นร้อยละของแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์สูงขึ้นดังนั้นปริมาณร้อยละของแก๊สมีเธนจึงลดลง

จากปริมาตรแก๊สที่เกิดขึ้นและปริมาณแก๊สมีเธนที่มีอยู่ในแก๊สทั้งหมด เมื่อเปรียบเทียบกับสูตรการคำนวณ McCarty (1964) ที่ว่าปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นเท่ากับ 0.351 ลิตรต่อ COD ที่ถูกทำลายไป 1 กรัมปรากฏว่าได้ค่าที่ใกล้เคียงกันจะมีความแตกต่างกันไม่เกิน 10% ผลการเปรียบเทียบแสดงในตารางที่ 14 เหตุที่มีความแตกต่างอาจจะเนื่องมาจากการเก็บแก๊สอาจจะมีแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ละลายออกมากับน้ำทิ้งบางซึ่งจะทำให้ปริมาตรแก๊สที่เก็บได้ผิดไปหรืออาจจะมาจากสาเหตุที่มีการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิและความดัน (Pressure)

5.4.1.3. <u>อิทธิพลของ Organic loading ต่อสภาพความเป็นกรดเป็นด่าง</u> การเพิ่ม Organic loading จะมีผลกระทบกระเทือนต่อสภาพความเป็นกรดของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง ทั้งนี้เพราะว่าแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเธนได้รับผลกระทบกระเทือนจากความเข้มข้นของ Na^+ ที่มีอยู่ในน้ำทิ้งซึ่งจะเพิ่มขึ้น

ตารางที่ 14 ความสัมพันธ์ของปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นกับปริมาณของ COD ในน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดอง บรรจุกระป๋อง ที่ถูกกำจัดไปโดยเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค

Influent COD mg/l	Soluble COD Removed mg/l		Influent waste flow Liters/day	Average Gas Production						Methane Equivalent of COD Removed-Liters/day		Difference from Theoretical CH_4 Production (%)	
				Total-liters /day		CH_4 Content-%		CH_4 Production-Liters/day					
	F.1	F.2		F.1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2	F.1	F.2
1,242	1,131	1,024	36	18.3	18.0	82.0	79.0	15.00	14.22	14.29	13.47	+4.73	+5.27
2,504	2,320	2,112	36	39.5	37.0	79.5	78.0	31.40	28.86	29.32	27.54	+6.62	+4.95
4,986	4,196	3,610	36	69.5	66.0	73.5	72.0	51.0	47.52	53.02	46.88	-3.81	+1.35
7,501	5,799	4,989	36	110.0	97.0	68.0	65.0	74.80	63.70	73.28	64.79	+0.96	-1.68
4,986	4,338	3,682	24	45.6	43.2	78.0	73.0	35.57	31.54	36.54	31.02	-2.65	+1,64
5,102	3,615	1,033	72	138.0	54.0	63.0	52.5	81.94	28.35	91.35	26.10	-4.83	+7.90

หมายเหตุ F.1 = Filter 1

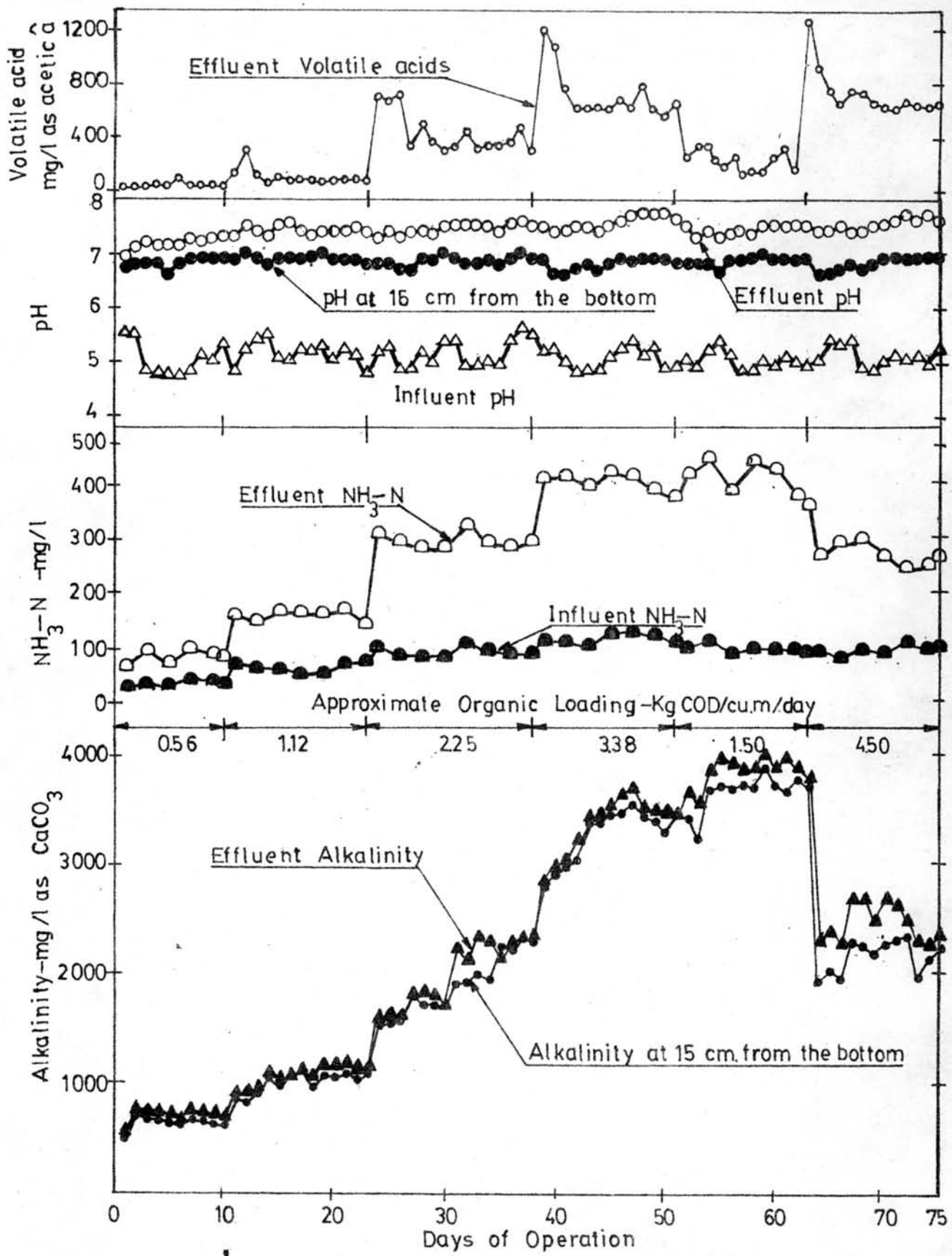
F.2 = Filter 2

ตาม Organic loading เป็นผลทำให้ Volatile acids ในน้ำทิ้งสูงขึ้น ดังรูปที่ 24 และรูปที่ 25

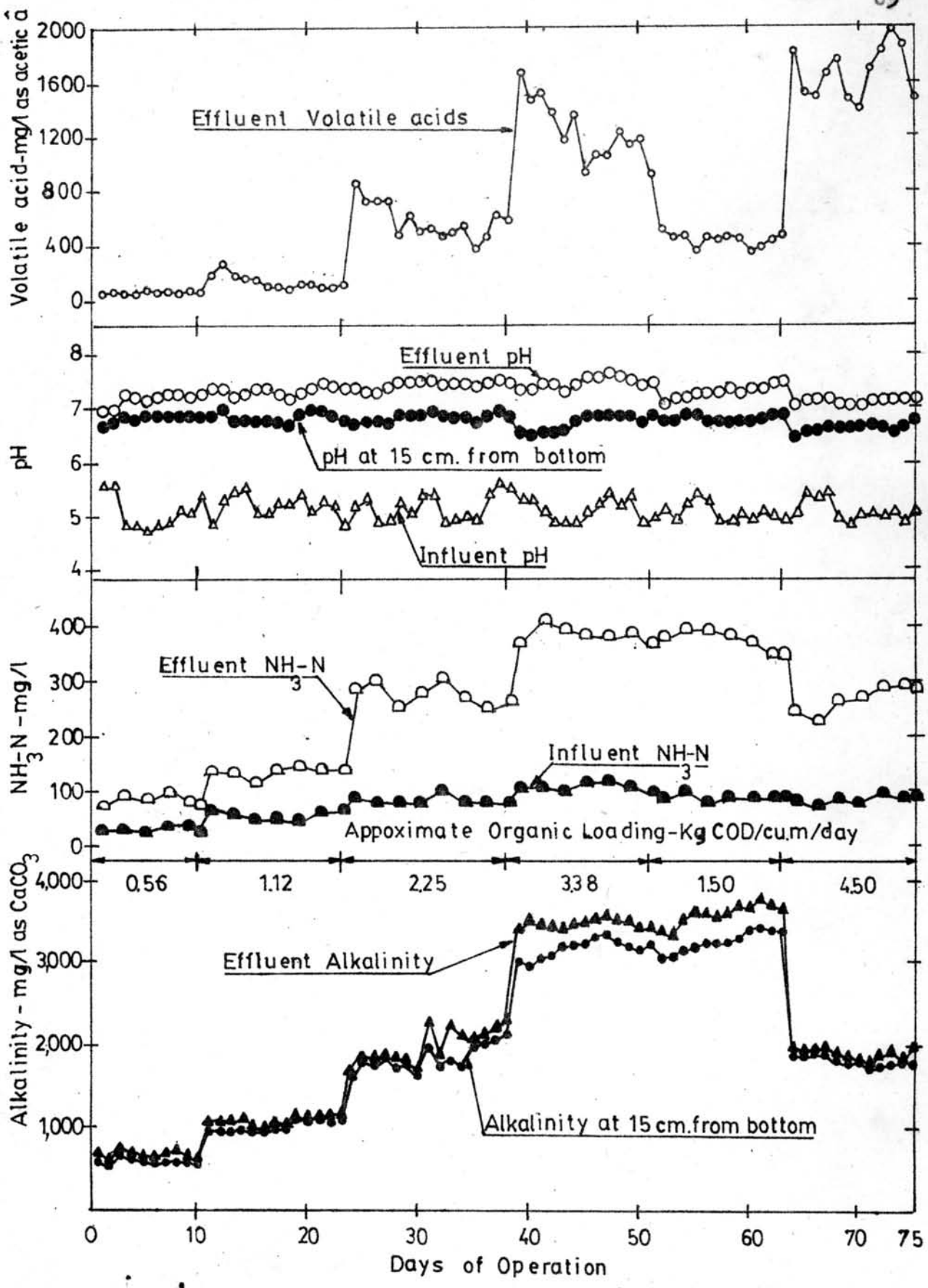
สภาพความเป็นด่างภายในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่องจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีการเพิ่ม Organic loading เป็นเพราะว่ามีปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำทิ้งที่เข้าสู่เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเพิ่มขึ้น เมื่อมีการเพิ่มค่า COD ในน้ำทิ้งดังรูปที่ 24 และรูปที่ 25 ทำให้การวิจัยครั้งนี้ไม่มีปัญหาเกี่ยวกับความไม่สมดุลย์ของสภาพความเป็นกรดเป็นด่าง โดยมีอัตราส่วนของ Volatile acids ต่อสภาพความเป็นด่างไม่เกินกว่า 0.8 (McCarty, 1964) ทำให้ไม่เกิดการเป็นพิษเนื่องจาก Volatile acids ยกเว้นเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเครื่องที่ 2 เมื่อใช้ Organic loading 4.50 กก./$ม^3$/วัน และลด HRT ลงเหลือ 12 ชั่วโมง จะทำให้อัตราส่วนของ Volatile acids ต่อสภาพความเป็นด่างมากกว่า 0.8 แต่ยังไม่มีผลทำให้ pH ในเครื่องกรองลดลง แสดงว่าเครื่องกรองที่ 1 มีการทำงานที่สมดุลย์กว่าเครื่องกรองที่ 2

สำหรับการเปลี่ยนแปลงของ pH ภายในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่องจะไม่เป็นปัญหาถึงแม้ว่าจะมีการเพิ่ม Organic loading มากขึ้นก็ตามทั้งนี้เพราะน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องมี pH 4.8 ซึ่งนับว่าไม่ต่ำเกินไปเมื่อเข้าสู่เครื่องกรองจะถูกสภาพความเป็นด่างในเครื่องกรองทำให้ pH สูงขึ้นประมาณ pH 7 ไม่เคยปรากฏว่าต่ำกว่า 6.4 เลย และน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองทั้ง 2 เครื่องจะมีค่า pH อยู่ในช่วง pH 7-8 ตลอดระยะเวลาการทดลอง

5.4.1.4. <u>อิทธิพลของ Organic loading ต่อตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง</u> การเพิ่ม Organic loading จะมีผลต่อตะกอนแขวนลอยที่หลุดออกมากับน้ำทิ้ง ถ้ามีการเพิ่ม Organic loading สูงปริมาณของตะกอนแขวนลอยก็จะสูงตามไปด้วย ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับว่าปริมาณ Organic loading ที่เพิ่มขึ้นนั้นเพิ่มด้วยการเพิ่มความเข้มข้นของน้ำทิ้งหรือโดยการลดระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) ถ้าการเพิ่ม



รูปที่ 24 แสดงอิทธิพลของ Organic Loading **ต่อสภาพของ** Alkalinity, pH, NH_3–N **และ** Volatile acids **ของเครื่องกรองที่ 1**



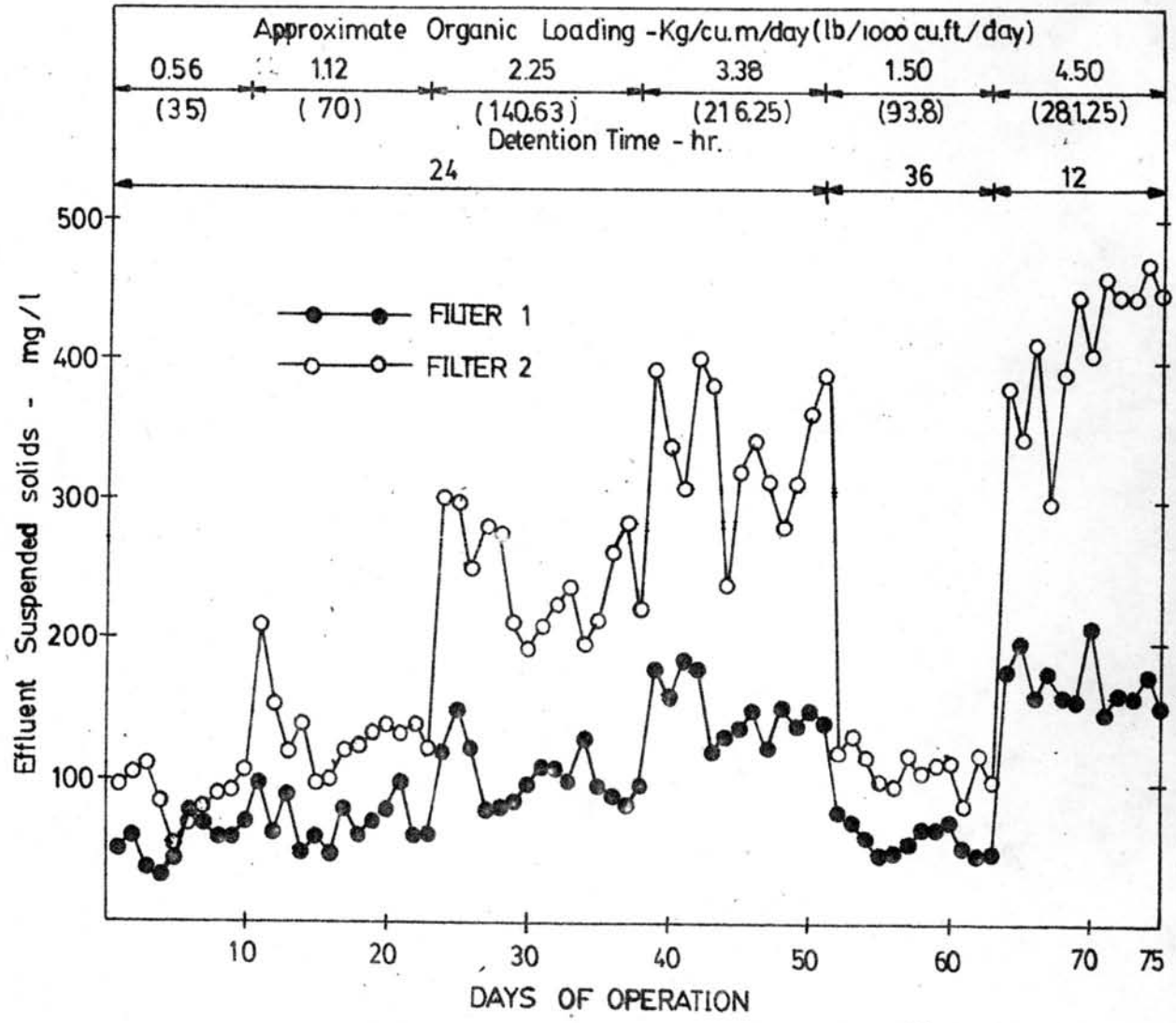
รูปที่ 25 แสดงอิทธิพลของ Organic Loading **ต่อสภาพของ** Alkalinity, pH, NH_3-N **และ** Volatile acids **ของเครื่องกรองที่ 2**

Organic loading โดยการเพิ่มความเข้มข้นของน้ำทิ้งจะทำให้ปริมาณตะกอนแขวนลอยที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองมีปริมาณที่ใกล้เคียงกันตลอด สำหรับเครื่องกรองที่ 1 โดยจะมีค่าเฉลี่ยของตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง 85 มก./ล. ส่วนเครื่องกรองที่ 2 จะมีปริมาณตะกอนแขวนลอยที่ออกมากับน้ำทิ้งเฉลี่ย 189 มก./ล. ซึ่งเห็นได้ว่าเครื่องกรองที่ 2 มีตะกอนแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งมากกว่าเครื่องกรองที่ 1 ถึง 2 เท่า ทั้งนี้เพราะขนาดหินในเครื่องกรองที่ 2 มีขนาดใหญ่กว่าขนาดหินในเครื่องกรองที่ 1 ทำให้มีขนาดของช่องว่าง (Void) โตกว่าจึงกัก (trapped) ตะกอนเอาไว้ได้ไม่เท่ากับเครื่องกรองที่ 1

เมื่อมีการเพิ่ม Organic loading ให้สูงถึง 4.5 กก. COD/ม^3/วัน โดยการลดระยะเวลาการกักน้ำทิ้ง (HRT) เหลือเพียง 12 ชั่วโมง จะทำให้ปริมาณของตะกอนแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งจากเครื่องกรองที่ 2 มากที่สุด ดังรูปที่ 26 ทั้งนี้ Jennett (1975) พบว่าสาเหตุที่ตะกอนแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองคือ **ปริมาณ**การรับน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบกำจัด (Hydraulic loading) ซึ่งถ้าเพิ่มมากขึ้น จะทำให้ตะกอนหลุดลอยออกมากับน้ำทิ้งเป็นจำนวนมาก

5.4.2. <u>อิทธิพลความสูงของถังกรองของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค</u> ในขณะที่ทำการเก็บตัวอย่างน้ำจากระดับความสูงต่าง ๆ ของถังกรอง มาทำการวิเคราะห์ซึ่งปรากฏว่าระดับความสูงที่ต่างกัน การกำจัด COD ในน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดอง-บรรจุกระป๋อง จะแตกต่างกันไป ดังตารางที่ 15

เครื่องกรองที่ 1 มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ที่ระดับความสูงของถัง 15 เซ็นติเมตร อยู่ระหว่างร้อยละ 62.4-83.4 และมีความสูง 120 เซ็นติเมตร มีประสิทธิภาพการกำจัด COD อยู่ระหว่างร้อยละ 71.0-92.0 ภายใต้ Organic loading ระหว่าง 0.56-4.50 กก. COD/ม^3/วัน ซึ่งจะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ระดับความสูงของถังกรอง 15 เซ็นติเมตรจะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD แตกต่างจากที่ระดับความสูงของ 120 เซ็นติเมตรประมาณร้อยละ 10 เท่านั้น



รูปที่ 26 แสดงปริมาณของตะกอนแขวนลอย (Suspended Solids)
ในน้ำทิ้งของเครื่องกรองที่ 1 และเครื่องกรองที่ 2

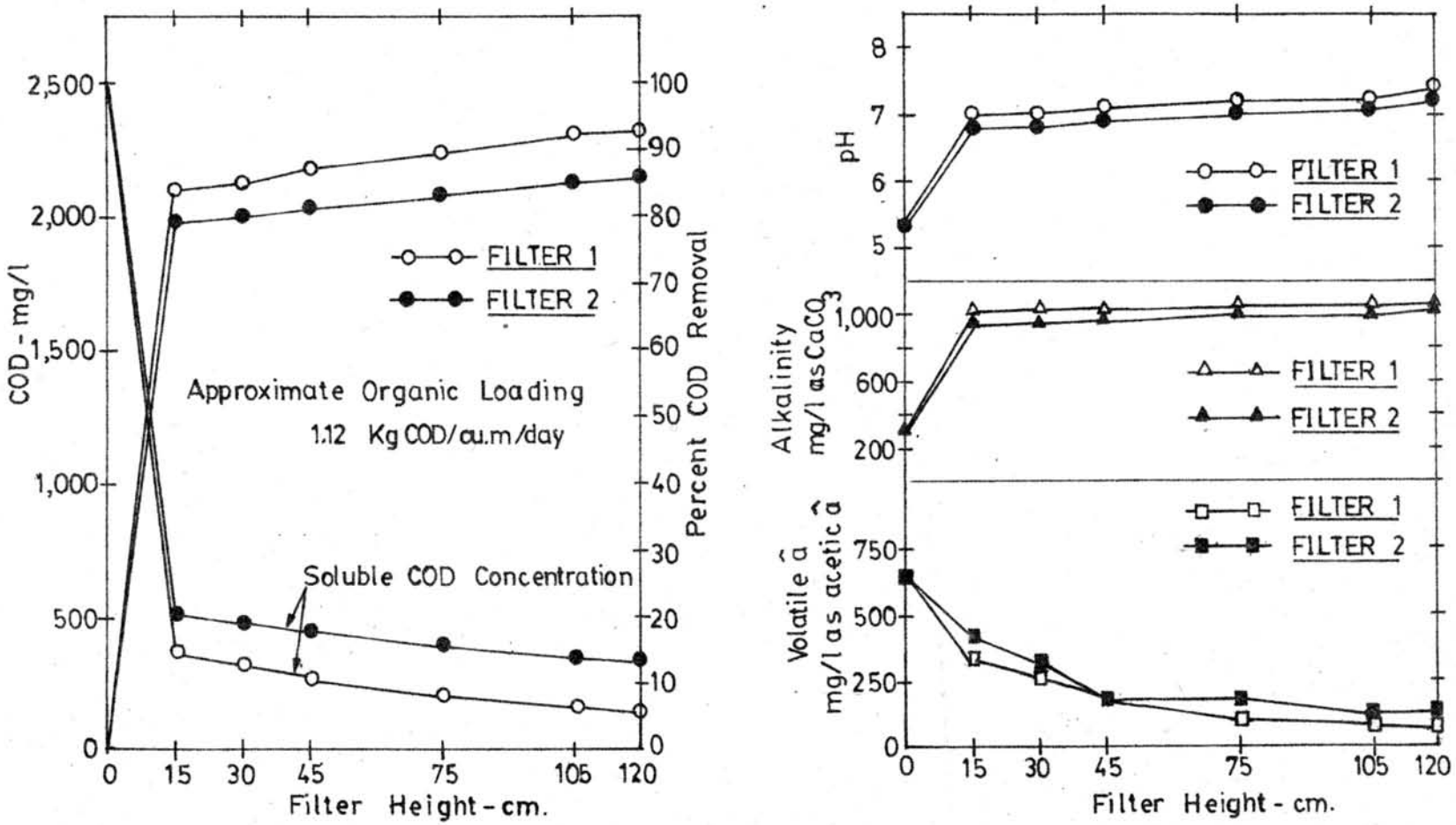
ตารางที่ 15 สรุปผลการกำจัด COD ที่ระดับความสูงต่าง ๆ ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ภายใต้สภาวะการใช้งาน

ระดับความสูง (ซม.) / Organic loading	ร้อยละการกำจัด COD ที่จุดเก็บน้ำตัวอย่างต่าง ๆ วัดจากก้นถัง											
	เครื่องกรองที่ 1 (Filter 1)						เครื่องกรองที่ 2 (Filter 2)					
	15	30	45	75	105	120	15	30	45	75	105	120
0.56	82.6	86.6	86.6	86.8	88.4	88.9	78.1	78.4	80.5	81.5	82.0	82.0
1.12	83.1	84.0	86.8	88.8	91.2	92.5	77.5	77.7	79.3	81.3	81.8	82.6
2.25	76.1	80.3	80.6	82.4	83.9	84.0	56.6	65.1	70.1	70.9	72.3	72.5
3.38	68.0	70.1	73.8	75.1	77.0	77.7	51.2	53.8	56.1	59.7	62.7	65.9
1.50	84.2	84.4	85.9	86.1	86.3	87.0	68.4	70.6	72.3	73.6	73.8	74.0
4.50	62.4	65.1	68.3	69.2	70.8	71.0	10.4	12.3	15.1	18.2	19.7	20.2

เครื่องกรองที่ 2 มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ระหว่างร้อยละ 51.2-78.1 ที่ระดับความสูง 15 เซ็นติเมตร และที่ความสูง 120 เซ็นติเมตร มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ระหว่างร้อยละ 65.9-82.6 ภายใต้ Organic loading เท่ากับเครื่องกรองที่ 1 ก็เห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ระดับความสูง 15 เซ็นติเมตร แตกต่างจากที่ระดับความสูงของถังกรอง 120 เซ็นติเมตรประมาณร้อยละ 15 ยกเว้นในกรณีที่เครื่องกรองที่ 2 ได้รับ Organic loading4.50 กก.COD/$ม^3$/วัน (ระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้งเพียง 12 ชั่วโมง) ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ระดับความสูงของถัง 15 เซ็นติเมตรลดลงเหลือเพียงร้อยละ 10.4 ทั้งนี้เนื่องมาจากตะกอนของแบคทีเรียหลุดออกมากับน้ำทิ้งเป็นจำนวนมาก ทำให้จำนวนแบคทีเรียในถังกรองลดลง

จากผลของการทดลองดังกล่าวพอสรุปได้ว่าความสูงของถังกรองของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเพียง 15 เซ็นติเมตร สามารถที่จะกำจัด COD ระหว่างร้อยละ 50 ถึงร้อยละ 86 ได้ ส่วนระดับความสูงของถังกรองที่สูงกว่า 15 เซ็นติเมตรจะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD น้อยลงตามลำดับ ซึ่งจะมีประสิทธิภาพกำจัด COD เพิ่มขึ้นไม่เกินร้อยละ 15 เหตุที่มีการกำจัด COD ได้มากกว่าร้อยละ 50 ที่ความสูงของถังกรอง 15 เซ็นติเมตร เนื่องจากการไหลของน้ำทิ้งภายในถังกรองเป็นแบบการไหลทางเดียว (plug-flow) และเป็นการไหลแบบ Up-flow ด้วยประกอบกับมีปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์อยู่เป็นจำนวนมากที่สุด (ดังตารางที่ 16) ทำให้มีอัตราส่วนของปริมาณสารอินทรีย์ต่อปริมาณของจุลินทรีย์ (F/M) สูงที่ส่วนล่างของถังกรอง ดังนั้นในส่วนล่างของถังกรองจึงมีปฏิกริยาการทำลายสารอินทรีย์มากที่สุด (กำจัด COD ได้มากที่สุด)

Volatile acids จะมีความเข้มข้นสูงสุดเมื่อเปรียบเทียบกับความสูงอื่น ๆ ที่มากกว่า 15 เซ็นติเมตร ดังรูปที่ 27 ทั้งนี้เพราะในส่วนล่างของถังกรองจะมีปฏิกริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์มากที่สุดดังที่กล่าวมาแล้ว โดยแบคทีเรียพวกที่ทำให้เกิดแก๊สมีเธนจะทำการย่อยสลาย Volatile acids ที่เกิดจากแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด แต่



รูปที่ 27 แสดงสภาวะต่างๆของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ขณะที่มีการทำงานอย่างคงที่

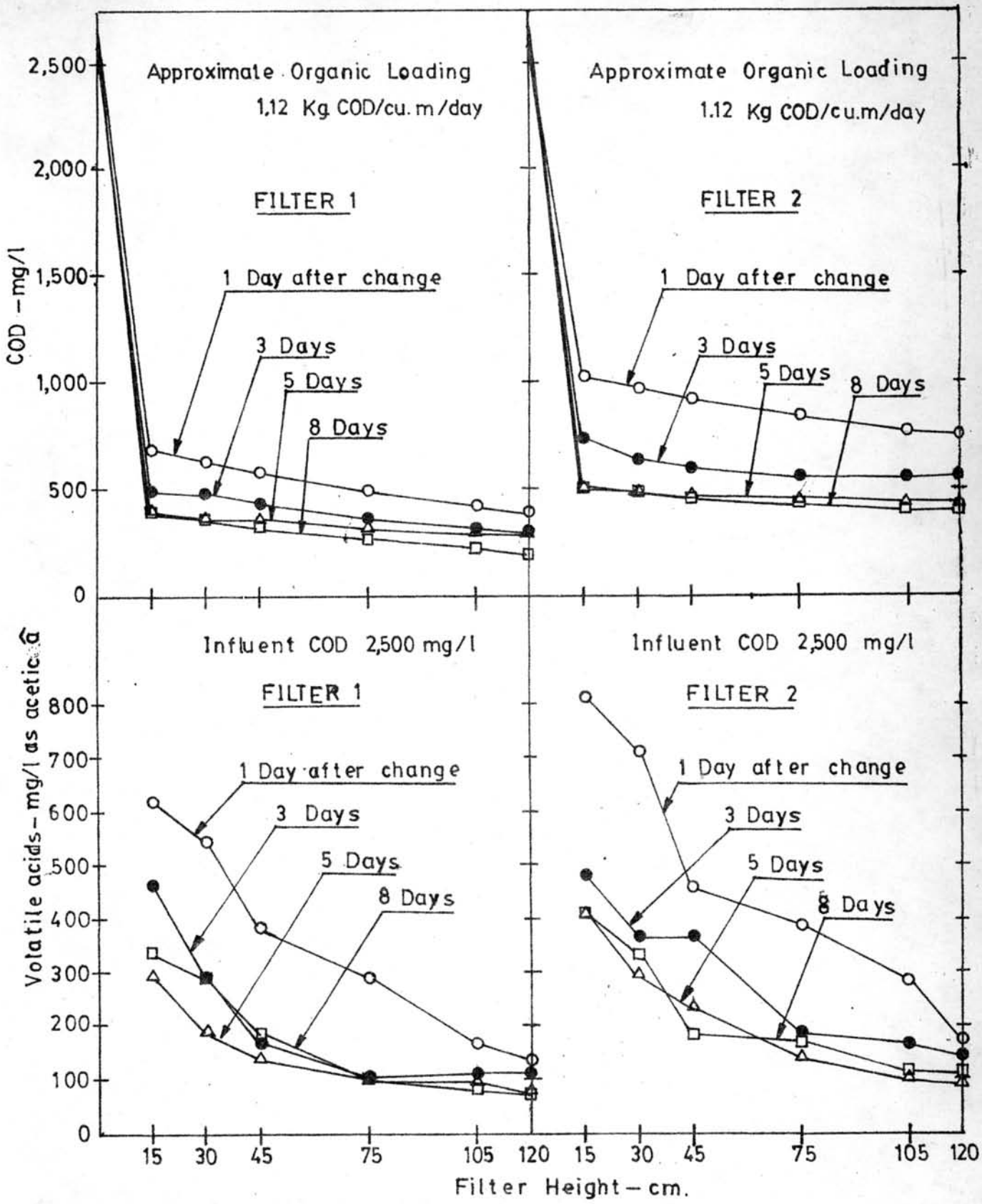
มีการทำปฏิกริยาได้ช้ากว่าแบคทีเรียที่ที่ทำให้เกิดกรด จึงทำให้เหลือปริมาณ Volatile acids อยู่เป็นจำนวนมาก

ปริมาณความเป็นด่าง (Alkalinity) ที่ระดับความสูงไม่เกิน 15 เซ็นติเมตร จะมีปริมาณต่ำสุด เนื่องจากทำปฏิกริยากับ Volatile acids ที่มีอยู่มากดังที่กล่าวมาแล้ว

การเปลี่ยนแปลงของ pH ในระดับความสูงต่าง ๆ ของถังกรองแบบแอนแอโรบิค มีน้อยมากทั้ง ๆ ที่ pH ของน้ำทิ้งที่เข้าสู่เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเพียง 5.2 เมื่อเข้าไปอยู่ในถังกรองแล้วที่ระยะความสูงเพียง 15 เซ็นติเมตร pH จะเพิ่มขึ้นใกล้เคียงกับ 7 ได้ด้วยตัวของมันเอง เนื่องจากเกิดความสมดุลย์ในการทำงานของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดและแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเธน

5.5. <u>การปรับสภาพให้อยู่ในสภาวะสมดุลย์ เมื่อมีการเปลี่ยนแปลง Organic loading</u>

5.5.1. <u>การกำจัด COD</u> จากผลของการทดลองแสดงว่าเมื่อมีการเปลี่ยนแปลง Organic loading ให้แก่เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD เปลี่ยนแปลงมากในวันแรก ของการเพิ่ม Organic loading ดังรูปที่ 28 แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงการกำจัด COD เมื่อเพิ่ม Organic loading จาก 0.56 กก. COD/ม^3/วัน ไปเป็น 1.12 กก. COD/ม^3/วัน ในวันแรกของการเปลี่ยนแปลง Organic loading จะทำให้เครื่องกรองที่ 1 มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ระดับความสูง 15 เซ็นติเมตร น้อยกว่าการกำจัด COD ประมาณร้อยละ 8 หลังจากเพิ่ม Orgnic loading แล้ว 8 วัน ส่วนเครื่องกรองที่ 2 จะมีการกำจัด COD ที่ระดับความสูง 15 เซ็นติเมตร ในวันที่ 1 ของการเพิ่ม Organic loading น้อยกว่าการกำจัด COD หลังจากการเพิ่ม Organic loading แล้ว 8 วัน ประมาณร้อยละ 20



รูปที่ 28 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงของการกำจัด COD และ Volatile acid เมื่อมีการเปลี่ยน Organic Loading จาก 0.56 Kg COD/cum/day ไปเป็น 1.12 Kg COD/cu.m/day ของเครื่องกรองทั้ง 2 เครื่อง

แสดงว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค เครื่องกรองที่ 1 สามารถรับการเพิ่ม Organic loading โดยกระทันหัน (Shock load) ได้ดีกว่าเครื่องกรองที่ 2 แต่อย่างไรก็ตามเครื่องกรองทั้ง 2 เครื่องก็สามารถปรับตัวเองให้มีประสิทธิภาพการทำงานในสภาพที่คงที่เมื่อได้รับ Organic loading เพิ่มเป็น 2 เท่าใน 8 วัน โดยไม่ต้องมีการปรับปรุงหรือแก้ไขสิ่งใดทั้งสิ้น

ส่วนการกำจัด COD ที่ระดับความสูงของถังกรอง 120 เซ็นติเมตรทั้ง 2 เครื่องกรองจะได้รับผลกระทบกระเทือนเนื่องจากการเพิ่ม Organic loadingน้อยกว่าที่ระดับความสูงของถังกรอง 15 เซ็นติเมตร ประมาณร้อยละ 2 สำหรับเครื่องกรองที่ 1 และประมาณร้อยละ 5 สำหรับเครื่องกรองที่ 2 ซึ่งจะเห็นได้ว่าเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่องมีการเปลี่ยนแปลงประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ระดับความสูง 120 เซ็นติเมตรน้อย เมื่อเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ระดับความสูง 15 เซ็นติเมตร ด้วยเหตุนี้ถ้าเครื่องกรองมีความสูงของถังกรองมากกว่า 120 เซ็นติเมตรแล้ว อาจจะช่วยให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ในน้ำทิ้งคงเดิมได้ถึงแม้จะมีการเพิ่ม Organic loading อย่างกระทันหัน (Shock load) และเพิ่มเป็น 2 เท่าก็ตาม

5.5.2. Volatile acids จากรูปที่ 28 แสดงให้เห็นว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ Volatile acids ในถังกรองของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคที่ระดับต่าง ๆ เมื่อมีการเพิ่ม Organic loadingจาก 0.56 เป็น 1.12 กก. COD /$ม^3$/วัน การเปลี่ยนแปลง Volatile acids จะมีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นในวันแรกของการเปลี่ยนแปลง Organic loading แล้วจะค่อย ๆ ลดลงอยู่ในสภาพปกติหลังจากวันที่ 5 ไปแล้ว ทั้งนี้เพราะแบคทีเรียที่ทำให้เกิดแก๊สมีเธนมีการเพิ่มจำนวนได้ช้ากว่าแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด จึงทำให้มี Volatile acids เหลืออยู่ ปริมาณมากกว่าปกติ คือที่ระดับความสูงของถังกรอง 15 เซ็นติเมตร จะมี Volatile acids อยู่ 615 มก./ล. as acetic acid ในเครื่องกรองที่ 1 และ 810 มก./ล. as acetic acid ในเครื่องกรองที่ 2 เมื่อเกิดสภาวะการทำงานที่สมดุลย์ของ

แบคทีเรียทั้ง 2 ชนิดแล้ว ความเข้มข้นของ Volatile acids จะลดลงเหลือ 330 มก./ล. as acetic acid สำหรับเครื่องกรองที่ 1 และเหลือ 405 มก./ล. as acetic acid สำหรับเครื่องที่ 2

5.5.3. <u>การเกิดแก๊ส</u> (Gas production) จากรูปที่ 22 จะเห็นได้ว่าเมื่อมีการเพิ่ม Organic loading ทำให้ปริมาตรแก๊สที่เกิดมีปริมาตรเพิ่มขึ้นแต่อัตราส่วนผสมของแก๊สมีเธน (CH_4) กลับลดลง (ร้อยละของ CH_4 น้อยลง) ทั้งนี้มีสาเหตุมาจากการทำงานที่ไม่สมดุลย์ของแบคทีเรียทั้งสองชนิดดังที่เคยกล่าวมาแล้ว หลังจากนั้นปริมาณของแก๊สก็จะไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก และมีอัตราส่วนของแก๊สมีเธนเพิ่มขึ้น (ร้อยละของ CH_4 เพิ่มขึ้น) จนอยู่ในสภาวะที่ปกติเมื่อแบคทีเรียทั้งสองชนิดทำงานอย่างสมดุลย์

5.5.4. <u>ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง</u> (Effluent suspended solids) จากรูปที่ 26 เมื่อมีการเพิ่ม Organic loading สูงขึ้นจะมีผลต่อตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งจากเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค โดยเฉพาะในวันแรก ๆ ของการเพิ่ม Organic loading ทั้งนี้เนื่องจากการเพิ่ม Organic loading จะทำให้ปริมาณแก๊สเพิ่มขึ้นซึ่งแก๊สที่เกิดขึ้นมากกว่าปกตินั้นจะไปรบกวนและพัดพาให้ตะกอนของจุลินทรีย์พวกที่มีน้ำหนักเบาและมีขนาดตะกอนเล็กลอยขึ้น ส่วนบนของถังหลุดออกมากับน้ำทิ้งได้ ทำให้ปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งสูงขึ้น หลังจากนั้นเมื่อปริมาณแก๊สที่เกิดอยู่ในสภาพที่คงที่แล้ว ตะกอนแขวนลอยที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งก็จะลดปริมาณลงอยู่ในสภาพที่คงที่ต่อไป

5.6. <u>การสร้างและการสะสมตะกอนจุลินทรีย์</u> (Biological Solids Production and Accumulation)

ตะกอนจุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในน้ำทิ้งโดยเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ส่วนใหญ่จะถูกชั้นหินกักกันอยู่ในถังกรอง จะมีส่วนน้อยที่หลุดไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรอง จากการทดลองได้ทำการเก็บตัวอย่างของตะกอนที่ระดับความสูงต่าง ๆ ในช่วงที่เปลี่ยน Organic loading พบว่ามีปริมาณ

ของตะกอนจุลินทรีย์ที่ระดับความสูงของถังกรอง 15 เซ็นติเมตรมากกว่าที่ระดับความสูงอื่น ๆ ที่สูงกว่า 15 เซ็นติเมตรของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง ดังแสดงในตารางที่ 16 ปริมาณของตะกอนที่สะสมอยู่ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคจะเพิ่มมากขึ้นตามระยะเวลาที่ใช้งาน แต่อย่างไรก็ตามปริมาณของตะกอนที่สะสมอยู่ในเครื่องกรองยังขึ้นอยู่กับระยะเวลาการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) เช่นเมื่อมีการลดระยะเวลาเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) จาก 36 ชั่วโมงเหลือ 12 ชั่วโมง จะทำให้ปริมาณของตะกอนที่ระดับความสูงถังกรองทั้ง 2 เครื่องลดลงไปจากเดิม และมีปริมาณของตะกอนหลุดออกมากับน้ำทิ้งมากขึ้นจากเดิม 50 มก./ล. เป็น 194 มก./ล. สำหรับเครื่องกรองที่ 1 และจาก 156 มก./ล. เป็น 446 มก./ล. สำหรับเครื่องกรองที่ 2

เมื่อเปรียบเทียบระหว่างปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกกักไว้ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง จะเห็นว่าปริมาณตะกอนในเครื่องกรองที่ 1 ที่ระดับความสูงต่าง ๆ มากกว่าตะกอนในเครื่องกรองที่ 2 ทั้งนี้เป็นเพราะเครื่องกรองที่ 1 ใช้หินที่มีขนาดเล็กกว่าเครื่องกรองที่ 2 ทำให้มีประสิทธิภาพในการกักตะกอนจุลินทรีย์ได้ดีกว่า

หลังจากจบสิ้นการทดลองได้ทำการหาปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีอยู่ทั้งหมดในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง ดังแสดงในตารางที่ 17 จะเห็นได้ว่าเครื่องกรองทั้ง 2 มีระยะเวลาการเก็บกักตะกอน (SRT) ที่แตกต่างกันมากคือ เครื่องกรองที่ 1 มี SRT ประมาณ 6 เท่า การสร้างตะกอนของจุลินทรีย์เครื่องที่ 1 มีอัตราการสร้างตะกอนจุลินทรีย์ 0.108 กรัมต่อ 1 กรัม COD ที่ถูกกำจัดไปในระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค (0.108 กรัม VSS. /1กรัม COD Removed) ส่วนเครื่องกรองที่ 2 มีอัตราการสร้างตะกอนจุลินทรีย์ 0.133 กรัมต่อ 1 กรัมของ COD ที่ถูกกำจัดไปในระบบเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค (0.133 กรัม VSS. /1 กรัม COD Removed) ซึ่งได้ผลใกล้เคียงกับการทดลองของ Young และ McCarty (1969) คือ 0.115-0.121 กรัม VSS. /1 กรัม COD Removed

ตารางที่ 16 ปริมาณของตะกอนแขวนลอย (Suspended solids) ที่ระดับความสูงของถังกรองภายใต้ Organic loading ต่าง ๆ ในขณะที่เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคมีการทำงานอย่างคงที่ (Steady-state)

Filter No.	Filter Height (cm)	Suspended Solids (mg/l) for Given Organic Loading and Influent COD Concentration						
		0.45 Kg./m^3 /day	0.56 Kg./m^3 /day	1.12Kg./m^3 /day	2.25 Kg./m^3 /day	3.38 Kg./m^3 /day	1.50 Kg./m^3 /day	4.50 Kg./m^3 /day
		1,000 มก/ล.	1,250 มก./ล.	2,500 มก/ล.	5,000 มก/ล.	7,500 มก/ล.	5,000 มก/ล.	5,000 มก/ล.
1.	15	284	934	1,348	3,470	3,612	4,000	3,060
	30	152	240	662	1,080	1,714	1,624	1,814
	45	84	146	224	654	698	632	908
	75	20	84	156	284	380	232	408
	105	22	42	52	102	182	98	186
	120	38	36	48	100	182	84	172
2.	15	210	546	848	1,422	1,674	1,594	1,286
	30	102	232	442	886	992	970	824
	45	88	150	206	580	764	810	640
	75	44	90	158	272	332	486	426
	105	56	80	128	194	224	238	400
	120	62	64	120	174	204	348	398
Days of Operation		60	65	80	95	110	120	135

ตารางที่ 17 ตะกอนจุลินทรีย์ (Biological solids) ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค

Item	Filter 1	Filter 2
Time of operation, days	150	135
Average waste flow, Liters/day	37.92	39.72
Average Suspended solids in Effluent, mg/l	85	189
mg/day	3,223	7,507
Average Volatile Suspended solids in effluent, mg/day (VSS. .85 SS.)	2,740	6,681
Total Volatile suspended solids in effluent, mg	411,000	901,935
Total Suspended solids accumulation, mg	1,368,000	487,500
Total Volatiles solids accumulation, mg	1,162,800	414,375
Initial feed solids, mg	200,000	200,000
Initial feed VSS., mg (VSS. .95 SS.)	190,000	190,000
Total Volatile solids Produced, mg	1,383,800	1,199,435
COD removed, mg	12,738,019	9,031,838

ตารางที่ 17 (ต่อ)

Item	Filter 1	Filter 2
Average Solids Retention Time (SRT), days	424	65
Net synthesis;		
Solids basis		
g.VSS./g. COD removed	0.108	0.133
Net accumulation		
g.VSS./g. COD removed	0.091	0.046
g. SS./g. COD removed	0.107	0.054

ปริมาณการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์ภายในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่องแตกต่างกันมาก กล่าวคือ เครื่องกรองที่ 1 จะมีอัตราการสะสมตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 0.091 กรัม VSS. ต่อ 1 กรัม COD ที่ถูกกำจัดไป เครื่องกรองที่ 2 มีอัตราส่วนของการสะสมตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 0.041 กรัม VSS. ต่อ 1 กรัมของ COD ที่ถูกกำจัดไป แสดงให้เห็นว่าปริมาณการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์ในเครื่องกรองที่ 1 จะมีค่ามากกว่าในเครื่องกรองที่ 2 เนื่องจากอิทธิพลของขนาดหินที่ใช้ตัวกรองทำให้ตะกอนของจุลินทรีย์สะสมอยู่ในเครื่องกรองแต่ละเครื่องไม่เท่ากัน

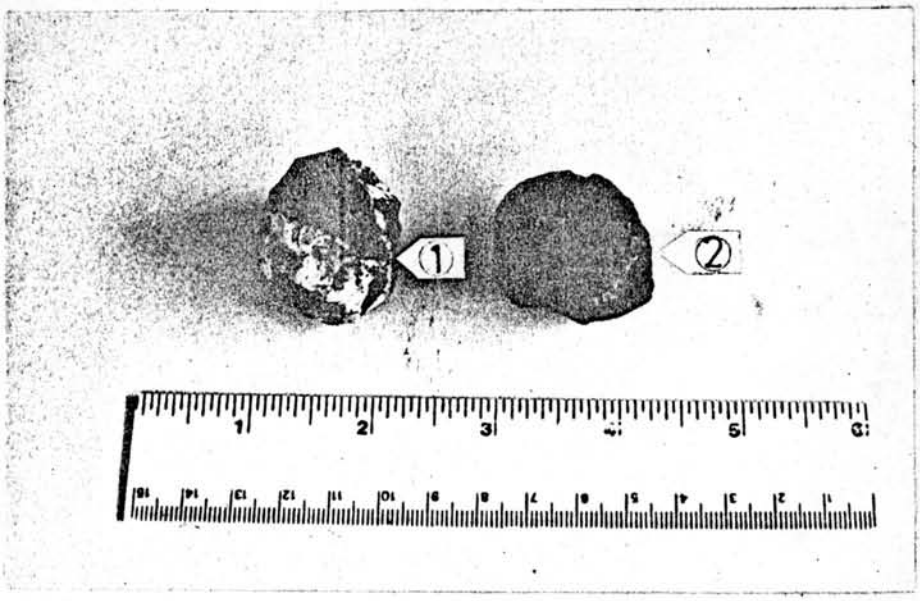
สำหรับการทดลองและการวิจัยครั้งนี้ใช้เวลาทั้งสิ้น 150 วันโดยไม่ต้องมีการกำจัดตะกอนจุลินทรีย์ออกจากเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้งสองเลย

5.7. <u>ความเป็นอยู่และลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์</u> (Biological solids) <u>ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค</u>

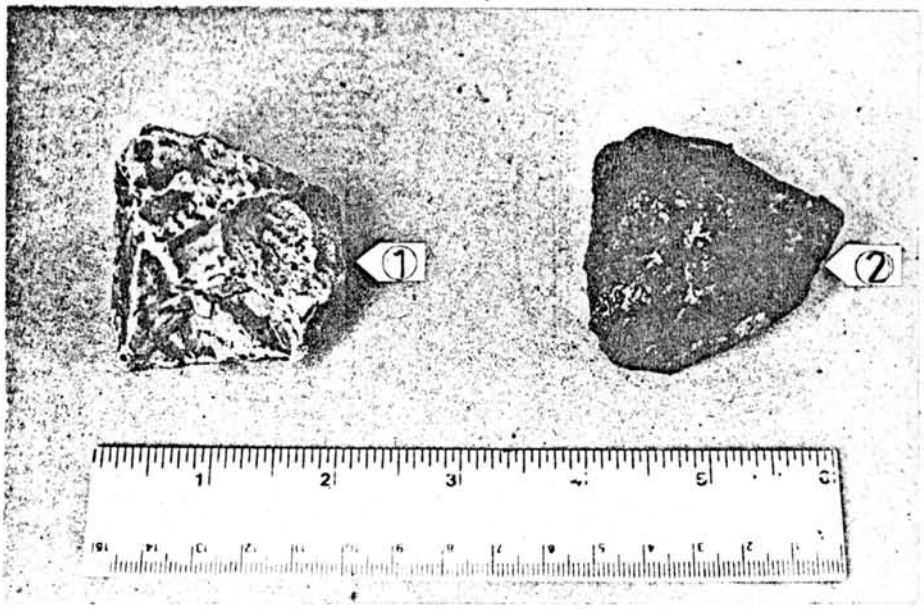
จากการสังเกตในขณะทำการทดลอง พบว่าตะกอนของจุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะรวมตัวกันอยู่ตามช่องว่างของหิน จะมีตะกอนของจุลินทรีย์ส่วนน้อยที่เกาะอยู่เป็นแผ่นบาง ๆ ตามผิวของหิน ดังรูปที่ 29 และรูปที่ 30

ขณะที่จุลินทรีย์ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ จะเกิดแก๊สขึ้นตามผิวของตะกอนจุลินทรีย์ จะทำให้ตะกอนมีน้ำหนักตัวเบาลอยขึ้นข้างบน แต่เมื่อกระทบกับก้อนหินที่ก้นอยู่ตอนบนจะทำให้ฟองแก๊สหลุดลอยขึ้นไป และตะกอนก็จะตกลงมายังที่เดิม เป็นผลทำให้เกิดการผสมกันระหว่างจุลินทรีย์และสารอินทรีย์โดยอัตโนมัติ ขนาดของตะกอนจะมีเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 2-3 มิลลิเมตร ทำให้ตะกอนเหล่านี้หลุดออกไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองได้ยาก เว้นแต่ตะกอนที่มีขนาดเล็กและมีน้ำหนักเบาเท่านั้น

หลักจากจบสิ้นการทดลองแล้ว ได้ทำการวิเคราะห์ปริมาณตะกอนทั้งหมดภายในถังกรองของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่อง ปรากฏว่าตะกอนทั้งหมดมีส่วนที่ถือว่าเป็นตะกอนของจุลินทรีย์ (Volatile suspended solids) เท่ากับ



รูปที่ 29 การเกาะของตะกอน(Biological solid)บนผิวของหิน
① ก่อนการทดลอง ,② ภายหลังการทดลอง



รูปที่ 30 การเกาะของตะกอน(Biological solid)บนผิวของหิน
① ก่อนทำการทดลอง ,② ภายหลังการทดลอง

ร้อยละ 85 มีค่า SVI (Sludge Volume Index) เท่ากับ 21.6 สำหรับเครื่องกรองที่ 1 (ตะกอนแขวนลอยเท่ากับ 38,000 มก./ล.) ส่วนเครื่องกรองที่ 2 มีค่า SVI เท่ากับ 30 (ตะกอนแขวนลอย เท่ากับ 13,000 มก./ล.) แสดงว่าตะกอนจุลินทรีย์ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่องสามารถที่จะตกตะกอนได้ดีมากถ้าไม่มีฟองแก๊สเกาะอยู่ตามผิวของตะกอนเหล่านั้น

5.8. ชนิดของจุลินทรีย์ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค

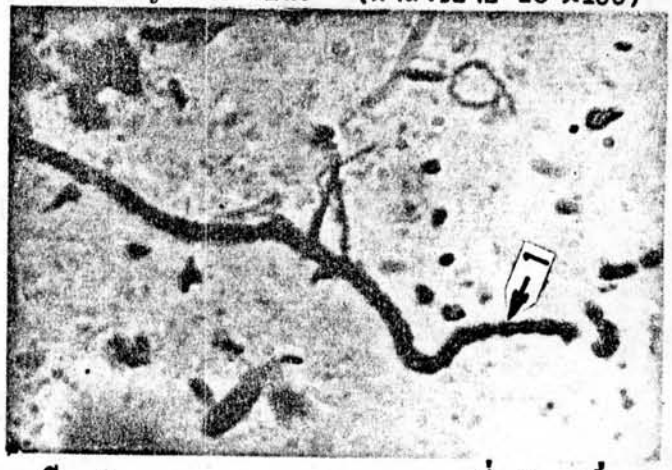
จุลินทรีย์ที่พบในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค เมื่อตรวจดูด้วยกล้องจุลทัศน์จะพบจุลินทรีย์หลายชนิด ส่วนใหญ่จะเป็นพวกแบคทีเรีย และมีโปรโตซัวอยู่บาง (Ciliated Protozoa) แบคทีเรียที่พบมากที่สุดจะมีรูปร่างเป็นท่อนยาว (Long-rod) คือพวก Bacillus ซึ่งมักจะต่อกันเป็นท่อน ๆ ละ 2-3 เซลล์ด้วยกัน ดังรูปที่ 31 อีกพวกหนึ่งที่พบมีจำนวนรองลงมาคือพวกที่มีรูปร่างเป็นท่อนสั้น (Short-rod) และต่อกันเป็นเส้นยาว (Long-chains) คือพวก Cocco-bacillus ดังรูปที่ 32 นอกจากนี้ก็พบพวกที่มีรูปร่างกลม (Coccus) ซึ่งรวมกันอยู่เป็นกลุ่มหรือเป็นเซลล์เดียวดังรูปที่ 33 พวกสุดท้ายคือพวกที่มีรูปร่างคล้ายเกลียวสว่าน (Spirilla) มีการเคลื่อนไหวเห็นได้ชัดมากและรวดเร็วดังรูปที่ 33

สำหรับเส้น (Chains) ยาว ๆ ของพวก Cocco-bacillus จะอยู่รวมกันอย่างหนาแน่นสานกันคล้ายรางแห (filaments) ซึ่ง Zeikus et.al., (1959) ได้พบพวก Filamentous เป็นจำนวนมากในถังหมักแบบ Anaerobic Contact Process สำหรับในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค Young และ McCarty (1969) Saiphanich (1975) ก็ได้พบพวก Filamentous เป็นจำนวนมากและเชื่อว่าพวก Filamentous bacteria เหล่านี้อาจจะเป็น Methanobacterium sohngenii

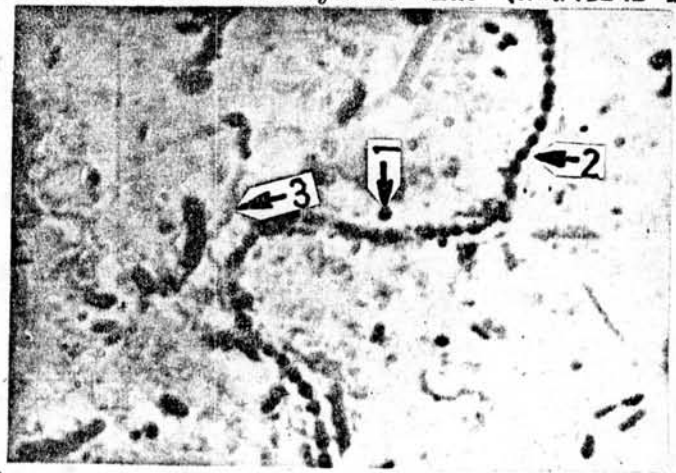
5.9. อิทธิพลของขนาดหินที่บรรจุอยู่ในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคต่อประสิทธิภาพการทำงานของเครื่องกรองฯ

จากการทดลองพบว่าขนาดของหินที่เป็นตัวกรอง (Filter media) มีอิทธิพล

รูปที่ 31 ลักษณะของ Bacillus.(1) ที่พบในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ย้อมด้วย Methylene blue (กำลังขยาย 16 ×100)



รูปที่ 32 การเรียงตัวของ Cocco-bacillus.(1) ที่พบในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ย้อมด้วย Methylene blue (กำลังขยาย 16×100)



รูปที่ 33 ลักษณะของ Coccus.(1), Cocco-bacillus.(2) และ Spirillum.(3) ที่พบในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค ย้อมด้วย Methylene blue (กำลังขยาย 16 × 100)

ต่อการทำงานของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคทั้ง 2 เครื่องมาก โดยจะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD สำหรับเครื่องกรองที่ 1 ซึ่งภายในบรรจุหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1-$1\frac{1}{4}$ นิ้ว มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ประมาณร้อยละ 71 ถึงร้อยละ 92 ซึ่งสูงกว่าเครื่องกรองแบบที่ 2 ที่บรรจุหินขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง $1\frac{3}{4}$ - $2\frac{1}{4}$ นิ้ว โดยมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ประมาณร้อยละ 20-84 นอกจากนี้แล้วปริมาณของตะกอนที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งที่ออกมาจากเครื่องกรองที่ 1 ประมาณ 85 มก./ล. จะน้อยกว่าเครื่องกรองที่ 2 ซึ่งมีตะกอนประมาณ 189 มก./ล. ปริมาณตะกอนที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งจะมีผลต่อค่าของระยะเวลาเก็บกักตะกอน (SRT) และประสิทธิภาพการกำจัด COD โดยเครื่องกรองที่ 1 จะมีค่าSRT เฉลี่ย 424 วัน ส่วนเครื่องกรองที่ 2 จะมีค่า SRT เฉลี่ย 65 วันเท่านั้น

การที่ค่า SRT ของเครื่องกรองทั้ง 2 เครื่องแตกต่างกันประมาณ 6 เท่าแสดงว่าการใช้ตัวกรองที่มีขนาดเล็กสามารถที่จะกักกันตะกอนจุลินทรีย์ไว้ได้มากกว่าการใช้ตัวกรองที่มีขนาดใหญ่เป็นผลให้มีค่าSRT และประสิทธิภาพในการกำจัด COD ที่สูงกว่าด้วย

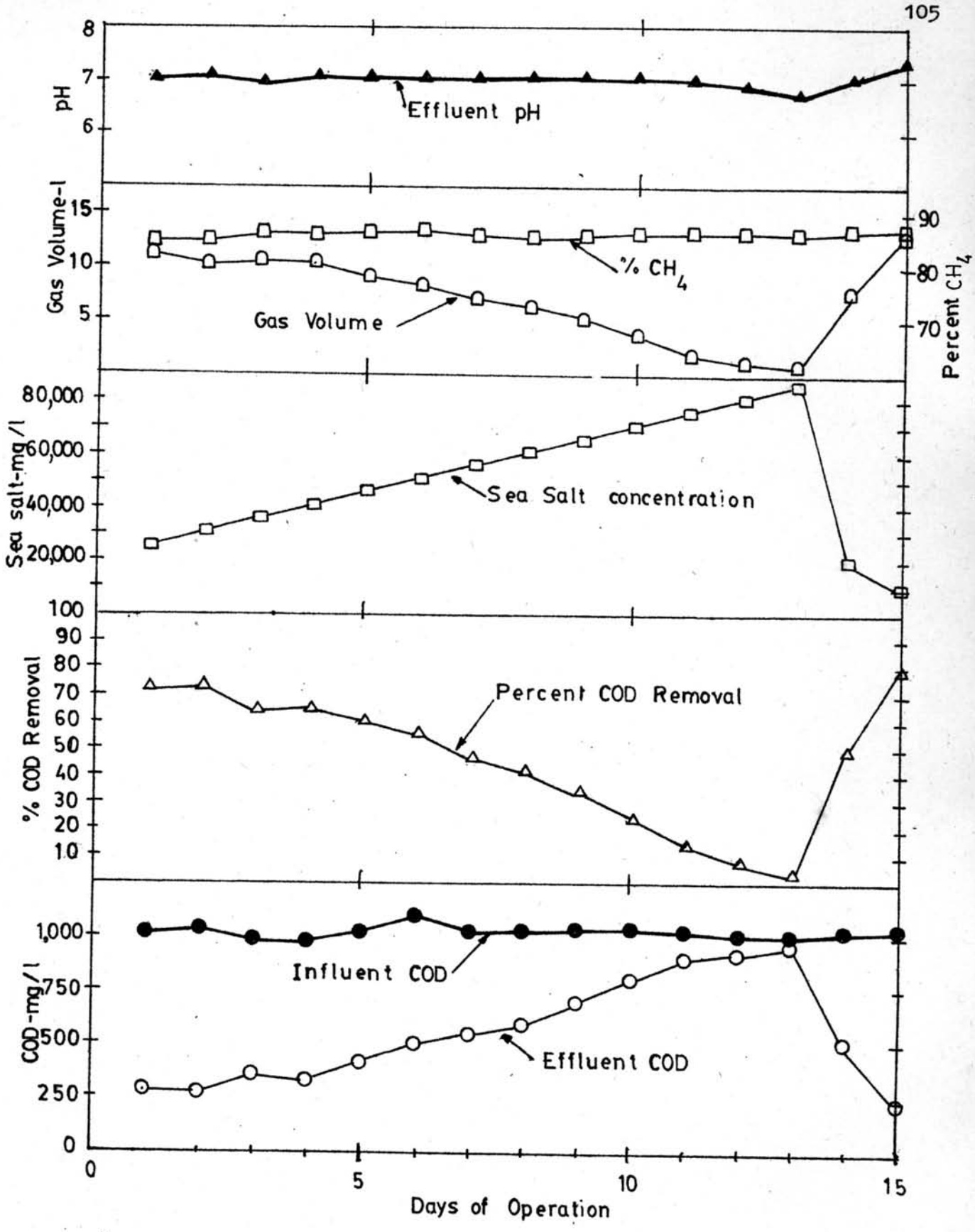
5.10. <u>อิทธิพลของเกลือทะเล (Sea salt) ต่อการทำงานของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิค</u>

เนื่องจากน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋องมีปริมาณของเกลือทะเล (Sea salt) อยู่สูง ถึงขั้นอาจจะเป็นพิษ ต่อจุลินทรีย์ในระบบกำจัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน จึงได้ทำการทดลองโดยใช้น้ำทิ้งเทียม (Synthetic waste) ที่มีส่วนประกอบแสดงในตารางที่ 10 โดยการผสมเกลือทะเล (คุณสมบัติของเกลือทะเลดังตารางที่ 11) ลงไปในน้ำทิ้งเทียมด้วยขนาดความเข้มข้นตั้งแต่ 25,000 มก./ล. จนถึง 85,000 มก./ล. (มี Na^+ 10,000 มก./ล.-34,000 มก./ล.) ทั้งนี้ความเข้มข้นของเกลือทะเลในน้ำทิ้งเทียมประมาณ 50,000-55,000 มก./ล. (Na^+ 20,000-22,000 มก./ล.) จะทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคเหลือเพียงร้อยละ 50 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของเกลือทะเลในน้ำทิ้งเทียมให้มีความเข้มข้น 85,000 มก./ล. (Na^+ เท่ากับ 34,000 มก./ล.) จะทำให้

ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ลดเหลือเพียงร้อยละ 4.7 หลังจากนั้นได้ลดปริมาณของเกลือทะเลในน้ำทิ้งเทียมเหลือ 20,000 มก./ล. (Na^+ เท่ากับ 8,000 มก./ล.) ปรากฏว่าประสิทธิภาพของการกำจัด COD ของเครื่องกรองเพิ่มเป็นร้อยละ 50 ภายใน 1 วัน ซึ่งแสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียในเครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคสามารถที่จะทนต่อพิษของเกลือทะเลได้ถึง 85,000 มก./ล. หรือทนต่อพิษของ Na^+ ได้ถึง 34,000 มก./ล. โดยไม่ตายเป็นแต่เพียงยับยั้งการทำงาน (Inhibited) เท่านั้นสำหรับเกลือทะเลที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ยังมี Cations อื่น ๆ เช่น Ca^{++}, Mg^{++} ผสมอยู่ด้วยแต่มีปริมาณน้อย ซึ่งอาจจะช่วยให้เกิดการลดพิษของ Na^+ ได้ดังรูปที่ 34

จากผลของการทดลองครั้งนี้ได้ผลที่แตกต่างจากที่ McCarty (1964) กล่าวว่า Na^+ ความเข้มข้น 8,000 มก./ล. จะมีการยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระอย่างรุนแรง (Strongly inhibited) แต่อย่างไรก็ตาม McCarty ยังได้ให้ข้อสังเกตว่าพิษของสารที่มีต่อแบคทีเรียในระบบกำจัดน้ำทิ้งจะมีมากน้อยเพียงใดนั้นขึ้นอยู่กับระยะเวลาการเก็บกักตะกอน (SRT) และการทำให้แบคทีเรียเคยชิน (Acclimatization) กับสารเป็นพิษเหล่านั้น

การทดลองครั้งนี้แสดงให้เห็นว่าการใช้เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง ตลอดระยะเวลาการทดลองทั้งสิ้น 150 วัน ติดต่อกัน เครื่องกรองแบบแอนแอโรบิคมีระยะเวลาการเก็บกักตะกอน (SRT) สูงถึง 424 วัน ซึ่งจะสามารถทำให้แบคทีเรียดำรงชีพอยู่ได้ภายใต้สภาวะที่มี Na^+ อยู่สูงกว่าระบบกำจัดน้ำทิ้งอื่น ๆ ซึ่งได้มีผู้ทำการทดลองเอาไว้



รูปที่ 34 แสดงอิทธิพลของเกลือทะเล (Sea salt) ต่อการทำงานของเครื่องกรอง-แบบแอนแอโรบิค