การบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนฟีนอลโดยใช้แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติด

Treatment of Phenol-contaminated Wastewater Using Entrapped Activated Sludge

พงศธร ทวีธนวาณิชย์[1] สุมนา สิริพัฒนากุล[1,2]*

[1]คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี อ.วารินชำราบ จ.อุบลราชธานี 34190

[2]ศูนย์ความเป็นเลิศด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย (ศสอ.) กรุงเทพฯ 10330

Pongsatorn Taweetanawanit[1] Sumana Siriputtanakul[1,2]*

[1]Faculty of Engineering, Ubon Ratchathani University, Warinchamrap, Ubonratchathani 34190

Tel : 08-6258-9236 E-mail: ultra_k-a-n@hotmail.com

Tel : 0-4535-3333 E-mail: jeans_sumana@yahoo.com, ensumasi@ubu.ac.th

[2]Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management (EHWM), Bangkok 10330

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนฟีนอลโดยใช้แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (ที่มิได้ปรับสภาพ) ดักติดด้วยแบเรียมแอลจิเนต การทดลองเป็นแบบกะในระดับห้องปฏิบัติการนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีเริ่มต้น 200 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นของฟีนอลเริ่มต้น 5 50 และ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ถังปฏิกรณ์แต่ละชุดมีแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ความเข้มข้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปของแข็งแขวนลอย) และบ่มในตู้บ่มแบบเขย่าที่อุณหภูมิห้องความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาที และอุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 8 ชั่วโมง ผลการศึกษาพบว่าเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดบำบัดฟีนอลได้ดีกว่าเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระ (คิดเป็นร้อยละ 16) ซึ่งการบำบัดฟีนอลในกรณีนี้เกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพด้วยเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์เป็นหลักและมีการดูดซับด้วยวัสดุดักติดร่วมด้วย สำหรับผลการบำบัดน้ำเสียพบว่าการดักติดเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์สามารถลดการยับยั้งการบำบัดน้ำเสียจากการมีฟีนอลปนเปื้อนได้อย่างชัดเจน โดยสามารถลดการยับยั้งได้สูงสุดถึงร้อยละ 73 ผลการศึกษานี้ชี้ให้เห็นความเป็นไปได้ในการประยุกต์ใช้เซลล์ดักติดในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษปนเปื้อนในอนาคต

คำหลัก การดักติดเซลล์ การบำบัดน้ำเสีย แบเรียมแอลจิเนต ฟีนอล

Abstract

The objective of this research was investigated phenol-contaminated wastewater treatment by barium alginate entrapped non-acclimated activated sludge. The synthetic wastewater with initial COD of approximately 200 mg/L and initial phenol concentrations of 5, 50, and 500 mg/L was applied. Each reactor containing activated sludge of 1,000 milligram per liter (suspended solids) was incubated in shaking incubator at 150 rpm and 25°C for 8 hours. The result indicated that the entrapped activated sludge reduced phenol more than the free activated sludge (16%). The phenol treatment in this study was mainly from biological degradation by activated sludge with the adsorption by the entrapment matrices. For the wastewater treatment result, it was found that activated sludge cell entrapment could obviously reduce inhibition of wastewater treatment by phenol. The reduction of the inhibition was up to 73%. The study showed potential of cell entrapment application for toxic substance-contaminated wastewater treatment in the

future.

Keywords: Cell entrapment, wastewater treatment, barium alginate, phenol

1. บทนำ

ฟีนอล (phenol) เป็นสารอินทรีย์ชนิดหนึ่งที่ใช้เป็นสารตั้งต้นในอุตสาหกรรมเคมีหลายชนิด ฟีนอลสามารถใช้เป็นส่วนผสมในเคมีภัณฑ์ชนิดต่างๆ เช่น สี ยาดับกลิ่น และยาฆ่าแมลง เป็นต้น [1] เมื่อมีการนำเอาผลิตภัณฑ์เหล่านี้มาใช้ในชีวิตประจำวันอย่างแพร่หลายอาจส่งผลให้เกิดการปนเปื้อนของฟีนอลในสิ่งแวดล้อม ซึ่งหมายรวมถึง ดิน น้ำผิวดิน ตลอดจนน้ำใต้ดินได้ ทางด้านความเป็นพิษฟีนอลเป็นสารที่มีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตทุกชนิดในสิ่งแวดล้อม หากมนุษย์หรือสัตว์ได้รับฟีนอลอาจเกิดการระคายเคืองในบริเวณที่สัมผัสทั้งผิวหนังและเยื่อบุอวัยวะต่างๆ ได้ และถ้าได้รับในปริมาณสูงอาจเกิดการสะสมในร่างกาย ซึ่งส่งผลให้เกิดความผิดปกติที่ระบบหมุนเวียนโลหิต [2]

องค์การอนามัยโลก (WHO) ได้กำหนดให้ในน้ำดื่มมีฟีนอลปนเปื้อนไม่เกิน 1.0 ไมโครกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ยังพบว่า US Environmental Protection Agency ได้กำหนดให้มีปริมาณฟีนอลปนเปื้อนในน้ำได้สูงสุดไม่เกิน 1.0 ไมโครกรัมต่อลิตร เช่นกัน สำหรับประเทศไทยตามประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3 (พ.ศ. 2539) ได้กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม ให้มีฟีนอลไม่เกิน 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ก่อนปล่อยน้ำทิ้งออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ [3] ดังนั้นจึงมีการพัฒนาเทคโนโลยีสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีฟีนอลปนเปื้อน

ในอดีตการบำบัดน้ำเสียนิยมใช้เซลล์จุลินทรีย์แขวนลอย (suspended cells) [4] ซึ่งพบว่ามีรายงานระบุถึงความอ่อนไหวของเซลล์จุลินทรีย์แขวนลอยต่อสภาพแวดล้อมต่างๆ เช่น สภาวะที่เป็นกรดหรือเบสสูง สภาวะที่มีอุณหภูมิสูงหรือต่ำ รวมทั้งในสภาพที่น้ำเสียมีสารพิษปนเปื้อน ส่งผลทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียล้มเหลว [5-6]

ปัจจุบันการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพได้รับการพัฒนาให้บำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษปนเปื้อนได้ เช่น การเติมเซลล์ (bioaugmentation) และการกระตุ้นเซลล์ (biostimulation) [7-9] นอกจากนี้ยังพบว่ามีอีกเทคโนโลยีหนึ่งที่มีความเป็นไปได้ในการแก้ปัญหาข้างต้น ได้แก่ การดักติดเซลล์ (cell entrapment) ซึ่งการดักติดเซลล์เป็นการกักเซลล์ไว้ในพอลิเมอร์ ทำให้เซลล์นั้นมีอายุการใช้งานนานขึ้น และเป็นการปรับสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมแก่จุลินทรีย์มากยิ่งขึ้น รวมทั้งเซลล์ดักติดมีความคงทนและมีความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษปนเปื้อน เช่น ไซยาไนด์ (cyanide) อินูลิน (inulin) และออริโกแซกคาไรด์ (oligosaccharide) เป็นต้น [7-9] นอกจากนี้เซลล์ดักติดนั้นยังสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้อีกหลายครั้ง [6] ซึ่งหากในอนาคต มีการพัฒนาใช้จริงในโรงงานอุตสาหกรรมมีแนวโน้มเหมาะสมในเชิงเศรษฐศาสตร์ด้วย

จากงานวิจัยในอดีตเกี่ยวกับการประยุกต์ใช้เซลล์ดักติดในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนฟีนอลมุ่งเน้นการใช้จุลินทรีย์ที่มีการคัดสายพันธุ์เฉพาะที่มีความสามารถในการย่อยสลายฟีนอล (phenol-degrading pure culture) เช่น *Acinetobacter* sp. และ *Pseudomonas putida* เป็นต้น [6,10,11] ซึ่งในการใช้ในงานบำบัดน้ำเสียจริงจุลินทรีย์เฉพาะส่วนมากมีประสิทธิภาพในการทำงานต่ำกว่ากลุ่มจุลินทรีย์เนื่องจากกลุ่มจุลินทรีย์ ทนต่อสภาวะแวดล้อมต่าง ๆ ได้ดีกว่า [12]

จากเหตุผลข้างต้น งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารฟีนอลปนเปื้อนโดยเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (กลุ่มจุลินทรีย์) ดักติดด้วยแบเรียมแอลจิเนต เนื่องจากมีประสิทธิภาพและความคงทนสูง รวมทั้งสามารถจัดเตรียมได้ง่ายเหมาะสมสำหรับการประยุกต์ใช้จริงในอนาคต นอกจากนี้ในการศึกษานี้ยังมุ่งเน้นการลดผลของสารพิษ (ฟีนอล) ต่อแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยการใช้เทคนิคการดักติดเซลล์ด้วย

2. ระเบียบวิธีวิจัย

2.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์เตรียมจากสาร 3 ชนิด ได้แก่ น้ำตาลซูโครส ($C_{12}H_{22}O_{11}$) 0.2 กรัม ยูเรีย ($CO(NH_2)_2$) 0.02 กรัม และแคลเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต ($Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$) 0.01 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร โดยน้ำเสียมีสัดส่วนค่าซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัส (COD:N:P) เท่ากับ 100:5:1 น้ำเสียสังเคราะห์ค่าซีโอดีและพีเอชประมาณ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 6.5-7.0 ตามลำดับ [13] โดยน้ำเสียดังกล่าวสังเคราะห์ตามลักษณะน้ำเสียชุมชนทั่วไปและไม่มีฟีนอลปนเปื้อนเพื่อใช้พิจารณาการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์เมื่อสัมผัสฟีนอลฉับพลัน

2.2 การเลี้ยงและปรับสภาพจุลินทรีย์ตั้งต้น

จุลินทรีย์ตั้งต้นที่ใช้ในงานวิจัยนี้เป็นจุลินทรีย์สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยจุลินทรีย์ดังกล่าวเพาะเลี้ยงและปรับสภาพในห้องปฏิบัติการ เป็นระยะเวลาประมาณ 2 เดือน ก่อนเริ่มการทดลอง ถังปฏิกรณ์สำหรับเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์มีขนาด 30 ลิตร เดินระบบแบบเอสบีอาร์ (sequencing batch reactor; SBR) มีเวลากักน้ำ 1 วัน และเวลากักตะกอน 30 วัน

2.3 การเตรียมเซลล์อิสระและเซลล์ดักติด

จุลินทรีย์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้มี 2 ลักษณะ คือ เซลล์อิสระและเซลล์ดักติด มีรายละเอียดของการเตรียมเซลล์จุลินทรีย์ดังนี้

1) เซลล์อิสระ (เข้มข้น) เตรียมจากจุลินทรีย์ตั้งต้น 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปของแข็งแขวนลอย) โดยแยกจุลินทรีย์ปริมาตร 400 มิลลิลิตร ด้วยการปั่นเหวี่ยงความเร็วรอบ 8,000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 10 นาที จากนั้นรินอาหารเลี้ยงเชื้อออกจากตะกอนจุลินทรีย์ แล้วจึงเจือจางตะกอนจุลินทรีย์และปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นปราศจากไอออน เป็น 20 มิลลิลิตร

2) เซลล์ดักติดด้วยสารแบเรียมแอลจิเนต เริ่มต้นจากเตรียมสารละลายแอลจิเนตร้อยละ 2 โดยน้ำหนักต่อปริมาตร ผสมกับตะกอนจุลินทรีย์เข้มข้น (เตรียมด้วยวิธีการเดียวกับการเตรียมเซลล์อิสระ) ด้วยอัตราส่วนปริมาตรจุลินทรีย์ต่อปริมาตรสารละลายโซเดียมแอลจิเนตเท่ากับ 1:10 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่จุลินทรีย์ทำงานได้ดี [14] หลังจากนั้นหยดสารละลายดังกล่าวลงในสารละลายแบเรียมคลอไรด์ร้อยละ 3.5 โดยน้ำหนักต่อปริมาตร เมื่อส่วนผสมแข็งตัวมีลักษณะเป็นเม็ดเจลทรงกลมขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 3-5 มิลลิเมตร จากนั้นแช่เม็ดเซลล์ดักติดไว้ให้แข็งตัวในสารละลายแบเรียมคลอไรด์เป็นเวลา 30 นาที เม็ดมีลักษณะดังรูปที่ 1

รูปที่ 1 ลักษณะเซลล์ดักติดด้วยสารแบเรียมแอลจิเนต

2.4 การบำบัดน้ำเสียที่มีฟีนอลปนเปื้อน

การศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีฟีนอลปนเปื้อน ในการศึกษานี้บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่เติมฟีนอลความเข้มข้น 5 50 และ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยค่าความเข้มข้นของฟีนอลที่เลือกในการศึกษานี้เพื่อให้ครอบคลุมค่าการปนเปื้อนของฟีนอลจากน้ำเสียอุตสาหกรรม โรงพยาบาล ตลอดจนการปนเปื้อนจากน้ำเสียชุมชน

ในการศึกษานี้มีชุดทดลองหลักทั้งหมด 3 ชุด ได้แก่ ชุดทดลองเซลล์ดักติด ชุดทดลองแบเรียมแอลจิเนต (วัสดุดักติดที่ไม่มีเซลล์) และชุดทดลองเซลล์อิสระ ซึ่งแต่ละชุดมีชุดทดลองย่อยที่ทดลอง ณ ความเข้มข้นฟีนอลเริ่มต้นต่างกัน รวมทั้งสิ้นเป็น 9 ชุดทดลอง รายละเอียดชุดทดลองแสดงไว้ในตารางที่ 1 การทดลองทั้งหมดทดสอบในลักษณะเดียวกัน 3 ครั้ง เพื่อหาค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานในการบำบัดน้ำเสียดังกล่าว

สำหรับถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลองเป็นถังปฏิกรณ์ขนาด 400 มิลลิลิตร ที่มีการเติมเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระเข้มข้น เซลล์ดักติด และวัสดุดักติด โดยควบคุมให้ความเข้มข้นของเซลล์ในถังปฏิกรณ์เป็นไปตามตารางที่ 1 จากนั้นนำถังปฏิกรณ์ไปบ่มในตู้บ่มแบบเขย่าที่ความเร็วรอบ 150 รอบต่อนาที ณ อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 8 ชั่วโมง

ข้อสังเกตสำหรับการเติมอากาศ ในการทดลองนี้มิได้เติมออกซิเจนเพิ่มเติมจากการเป่าอากาศ (aeration) แต่จากการทดลองเบื้องต้นในกรณีที่ไม่มีการเติมสารฟีนอลพบว่าปริมาณออกซิเจนจากการเขย่านี้เพียงพอและส่งผลให้เซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์บำบัดน้ำเสียได้มากกว่าร้อยละ 85 [15]

สำหรับการวิเคราะห์น้ำตัวอย่างกระทำต่อเนื่องตลอดทั้ง 8 ชั่วโมง โดยนำน้ำตัวอย่างไปวิเคราะห์ค่าฟีนอลและค่าซีโอดีด้วยเทคนิคการเทียบสี (colorimetric method) และการย่อยด้วยสารละลายโปแตสเซียมไดโครเมตแบบรีฟลักซ์ปิด ตามลำดับ ซึ่งเป็นวิธีการมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์คุณภาพน้ำและน้ำเสีย [16] โดยค่าซีโอดีเป็นค่าซีโอดีของน้ำที่ผ่านการกรอง (filtered COD)

ตารางที่ 1 รายละเอียดชุดทดลอง

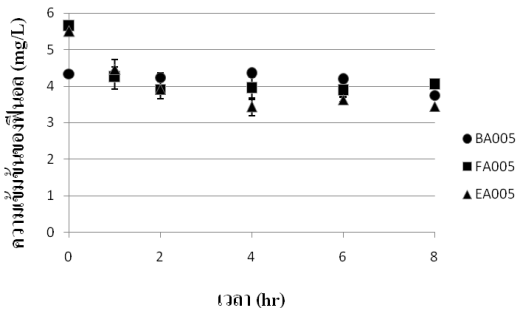
ลำดับ	ชื่อชุดทดลอง	รายละเอียดชุดทดลอง	ปริมาณจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ความเข้มข้นฟีนอล (มิลลิกรัมต่อลิตร)
1	EA005	แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติด (EA)	1,000	5
2	EA050			50
3	EA500			500
4	BA005	วัสดุดักติด (BA)	0	5
5	BA050			50
6	BA500			500
7	FA005	แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระ (FA)	1,000	5
8	FA050			50
9	FA500			500

3. ผลการวิจัยและอภิปรายผล

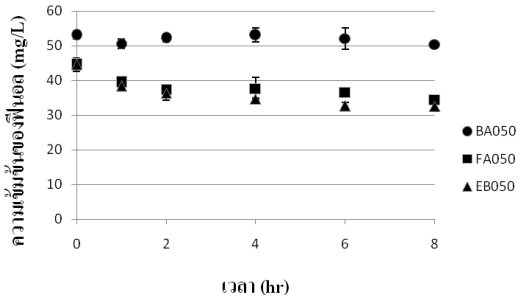
3.1 ประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอล

ผลการศึกษาการบำบัดฟีนอลในน้ำเสียด้วยเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติด ในการบำบัดน้ำเสียศึกษาที่ฟีนอลความเข้มข้น 5.16±0.48 47.39±5.68 และ 456.92±72.97 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าฟีนอลคงเหลือในแต่ละชุดการทดลองที่เกิดขึ้นแสดงดังรูปที่ 2 จากรูปดังกล่าวพบว่าในชุดทดลองต่าง ๆ ความเข้มข้นของฟีนอลมีแนวโน้มลดลงเล็กน้อยในระยะ 2-4 ชั่วโมง จากนั้นค่าฟีนอลมีแนวโน้มคงที่

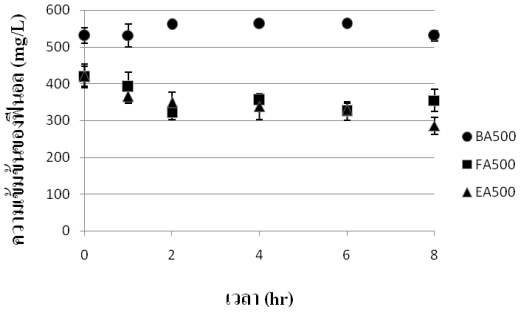
โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่เวลา 8 ชั่วโมง ชุดทดลอง EA มีประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอลประมาณร้อยละ 37 26 และ 31 (ฟีนอลคงเหลือเพียง 3.45±0.21 32.55±2.78 และ 328.76±15.32 มิลลิกรัมต่อลิตร) ในชุดทดลองเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติด EA005 EA050 และ EA500 ตามลำดับ



(ก)



(ข)



(ค)

รูปที่ 2 ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณความเข้มข้นฟีนอลและผลการบำบัดฟีนอลที่ความเข้มข้นเริ่มต้น (ก) 5 (ข) 50 และ (ค) 500 มิลลิกรัมต่อลิตร

ชุดทดลองแบเรียมแอลจิเนต ภายหลังการบำบัดเป็นเวลา 8 ชั่วโมง ชุดทดลอง BA005 BA050 และ BA500 มีประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอลประมาณร้อยละ13 5 และ 5 (ค่าฟีนอลลดลงเหลือ 3.74±0.18

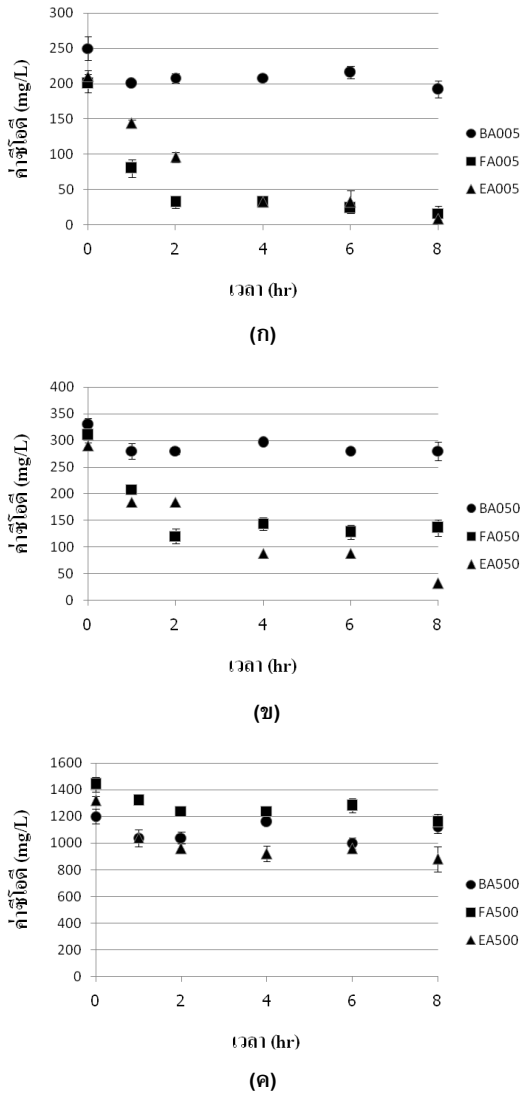
50.40±4.35 และ 529.88±37.63 มิลลิกรัมต่อลิตร) ตามลำดับ ส่วนในชุดทดลองเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระ ชุดทดลอง FA005 FA050 และ FA500 มีประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอลประมาณร้อยละ 28 22 และ 15 (ค่าฟีนอลลดลงเหลือเพียง 4.05±0.53 34.49±2.49 และ 353.80±23.32 มิลลิกรัมต่อลิตร) ตามลำดับ

จากผลการทดลอง BA ข้างต้น พบการดูดซับฟีนอลของวัสดุดักติด (ประมาณร้อยละ 5-13) สอดคล้องกับงานวิจัยในอดีตที่รายงานความสามารถในการดูดซับสารของวัสดุดักติดได้ [13] แต่จากผลการศึกษาในอดีตระบุไว้ว่าการดูดซับสารอินทรีย์ด้วยวัสดุดักติดเกิดขึ้นได้เพียงการทดลองในครั้งแรก ๆ เท่านั้น การใช้งานวัสดุดักติดในระยะยาวเป็นผลมาจากการทำงานของจุลินทรีย์ [14] นอกจากนี้ยังมีข้อสังเกตจากผลการทดลองในชุด BA500 พบว่าภายหลังการบำบัดน้ำเสียมีค่าฟีนอลสูงกว่า 500 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากค่าฟีนอลเริ่มต้นเฉลี่ยในการทดลองชุดดังกล่าวสูงกว่า 500 มิลลิกรัมต่อลิตร (คิดเป็นประมาณ 557 มิลลิกรัมต่อลิตร) ดังนั้นภายหลังการบำบัด (ซึ่งบำบัดได้เพียงเล็กน้อย) ค่าฟีนอลคงเหลือจึงยังสูงถึงประมาณ 530 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากผลข้างต้นเมื่อเปรียบเทียบการบำบัดในชุดทดลองเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดกับชุดทดลองแบเรียมแอลจิเนต (วัสดุดักติด) พบว่าเมื่อหักลบการดูดซับด้วยวัสดุดักติดแล้ว EA สามารถบำบัดฟีนอลได้ร้อยละ 21-26 ซึ่งใกล้เคียงกับ FA ที่มีประสิทธิภาพร้อยละ 15-28 ผลการทดลองบ่งชี้ได้ว่าแอกทิเวเต็ดสลัดจ์สามารถบำบัดฟีนอลได้แต่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้อย โดยทั่วไปแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีจุลินทรีย์หลายชนิด ซึ่งจากผลข้างต้นนี้สามารถบ่งชี้ได้ว่าแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษานี้อาจมีจุลินทรีย์ที่สามารถบำบัดฟีนอลได้อยู่ในกลุ่มจุลินทรีย์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ปริมาณไม่มากนักส่งผลให้ค่าฟีนอลลดลงได้น้อย สอดคล้องกับงานวิจัยในอดีตที่พบว่ากลุ่มจุลินทรีย์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีจุลินทรีย์มากกว่า 20 ชนิด แต่มีเพียงไม่กี่ชนิดที่สามารถบำบัดหรือคงทนในสภาพแวดล้อมที่มีฟีนอลปนเปื้อน เช่น *Tokophrya* sp. และ *Podophrya* sp. ซึ่งสามารถบำบัดฟีนอลได้ [17]

3.2 ประสิทธิภาพการบำบัดค่าซีโอดี

ผลการลดค่าซีโอดีของเซลล์ดักติดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์จากการทดลองบำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีเริ่มต้น 200±20 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อเติมฟีนอลความเข้มข้น 5.50±0.32 44.59±1.04 และ 420.03±32.65 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ค่าซีโอดีเริ่มต้นที่วัดได้เปลี่ยนแปลงไปเป็น 220±30 310±20 และ 1320±120 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ภายหลังการบำบัดเป็นเวลา 8 ชั่วโมง ค่าซีโอดีเปลี่ยนแปลงดังรูปที่ 3



รูปที่ 3 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีและผลการบำบัดซีโอดีที่ความเข้มข้นฟีนอลเริ่มต้น
(ก) 5 (ข) 50 และ (ค) 500 มิลลิกรัมต่อลิตร

การบำบัดซีโอดีจากน้ำเสียที่ปนเปื้อนด้วยฟีนอล ค่าซีโอดีมีแนวโน้มลดลงอย่างรวดเร็วภายในระยะ 4 ชั่วโมง จากนั้นค่าซีโอดีมีแนวโน้มคงที่ จากรูปดังกล่าวพบว่าในชุดทดลองแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติด (EA) โดยเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่เวลา 8 ชั่วโมง EA มีประสิทธิภาพบำบัดซีโอดีได้ ร้อยละ 96 88 และ 33 (บำบัดซีโอดีได้เหลือเพียง 8.93±5.33 32.67±10.15 และ 880.76±27.43 มิลลิกรัมต่อลิตร) ในชุดทดลองเซลล์ EA005 EA050 และ EA500 ตามลำดับ ซึ่งการบำบัด ซีโอดีที่พิจารณาตามปฏิกิริยาอันดับที่ 1 มีค่าคงที่ การเกิดปฏิกิริยาแสดงดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 ค่าจลนพลศาสตร์ค่าซีโอดีที่ลดลง

ชุดทดลอง	สมการของปฏิกิริยา	ค่าคงที่ (k) (hr^{-1})	R^2
EA005	y = -0.473X+5.415	0.473	0.991
EA050	y = -0.280X+5.635	0.280	0.942
EA500	y = -0.159X+7.159	0.159	0.923
BA005	y = -0.017X+5.414	0.017	0.861
BA050	y = -0.011X+5.711	0.011	0.934
BA500	y = -0.004X+7.010	0.004	0.737
FA005	y = -0.310X+4.765	0.310	0.912
FA050	y = -0.123X+5.458	0.123	0.902
FA500	y = -0.035X+7.237	0.035	0.865

หมายเหตุ : x คือ เวลา (ชั่วโมง) และ y คือ ln (ค่าซีโอดี)

ชุดทดลองแบเรียมแอลจิเนต (BA) หลังการบำบัดเป็นเวลา 8 ชั่วโมง ในชุดทดลอง BA005 BA050 และ BA500 สามารถลดซีโอดีได้ประมาณร้อยละ 23 15 และ 3 (ค่าซีโอดีลดลงเหลือ 192.44±34.42 280.36±38.02 และ 1120.78±205.34 มิลลิกรัมต่อลิตร) ตามลำดับ ซึ่งการบำบัดซีโอดีที่พิจารณาตามปฏิกิริยาอันดับที่ 1 มีค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยาแสดงดังตารางที่ 2 ส่วนในชุดทดลอง FA มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีประมาณร้อยละ 92 56 และ 19 (ค่าซีโอดีลดลงเหลือเพียง16±3.74 136±50.44 และ 1160.35±511.38 มิลลิกรัมต่อลิตร) ในชุดทดลองเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติด FA005 FA050 และ FA500 ตามลำดับ ซึ่งการบำบัดซีโอดีที่พิจารณาตามปฏิกิริยาอันดับที่ 1 มีค่าคงที่การเกิดปฏิกิริยาแสดงดังตารางที่ 2

จากผลการทดลองข้างต้นจะเห็นได้ว่าแอกทิเวเต็ดสลัดจ์สามารถบำบัดซีโอดีได้แม้มีฟีนอลปนเปื้อนในน้ำเสีย เมื่อมีฟีนอลปนเปื้อนในน้ำเสียปริมาณน้อย (5 มิลลิกรัมต่อลิตร) เซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระสามารถบำบัดน้ำเสียอย่างมีประสิทธิภาพ (ร้อยละ 92) แต่เมื่อมีสารปนเปื้อนปริมาณเพิ่มสูงขึ้นพบการยับยั้งการบำบัดน้ำเสียอย่างชัดเจน ดังเช่นเมื่อมีฟีนอลปนเปื้อน 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพของระบบเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทั่วไป (เซลล์อิสระ) มีประสิทธิภาพเหลือเพียงประมาณครึ่งหนึ่งเท่านั้น (รูปที่ 3)

เมื่อเปรียบเทียบการบำบัดซีโอดีในชุดทดลองเซลล์จุลินทรีย์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดกับชุดทดลองเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระแล้วพบว่า เซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดมีความสามารถในการบำบัดซีโอดีมากกว่าเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระอย่างชัดเจน (ประสิทธิภาพสูงกว่าคิดเป็นร้อยละ 32 และ 14 ในการทดลองที่น้ำเสียมีฟีนอลปนเปื้อน 50 และ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ) เมื่อพิจารณาค่าดังกล่าวแล้วพบว่าการดักติดเซลล์สามารถลดการยับยั้งได้ถึงร้อยละ 55 และ 73 ในการทดลองที่น้ำเสียมีฟีนอลปนเปื้อน 50 และ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

จากผลดังกล่าวสามารถชี้ชัดได้ว่าเซลล์จุลินทรีย์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดสามารถป้องกันฟีนอลต่อการยับยั้งการกำจัดซีโอดีได้ ซึ่งมีลักษณะดังงานวิจัยในอดีต [18] เซลล์ดักติดมีโครงสร้างสารดักติดที่ซับซ้อนสามารถปกป้องเซลล์จากสารพิษได้ รวมทั้งการดักติดเซลล์ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี สอดคล้องกับการศึกษาที่ผ่านมาในอดีต [15] จากการศึกษาพบว่าการดักติดเซลล์จุลินทรีย์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์สามารถป้องกันจุลินทรีย์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์จากโพวิโดน ไอโอดีนที่เป็นสารฆ่าเชื้อในโรงพยาบาลได้ โดยเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์จะอยู่ภายในโครงสร้างตาข่ายของเซลล์ดักติด ในการศึกษาดังกล่าวดำเนินการทดลองในลักษณะเดียวกันกับการศึกษานี้แต่ใช้เซลล์เซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดด้วยแคลเซียมแอลจิเนต ดังนั้นสามารถกล่าวได้อย่างชัดเจนว่าการดักติดเซลล์สามารถลดผลของสารพิษต่อเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ได้ส่งผลให้คงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียได้

สำหรับการดูดซับซีโอดีโดยวัสดุดักติด (BA) ผลการทดลองชุดแบเรียมแอลจิเนตแสดงให้เห็นว่ามีการ

ดูดซับซีโอดีโดยวัสดุดักติดเพียงเล็กน้อย (คิดเป็นร้อยละ 3 ถึง 25) สอดคล้องกับงานวิจัยในอดีต [13] ที่รายงานถึงความสามารถในการดูดซับสารของวัสดุดักติดในปริมาณไม่สูงนัก นอกจากนี้ผลการศึกษาในอดีตระบุไว้ว่าการดูดซับสารอินทรีย์ด้วยวัสดุดักติดเกิดขึ้นได้เพียงการทดลองในครั้งแรก ๆ เท่านั้น การใช้งานเซลล์ดักติดในระยะยาวเป็นผลมาจากการย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ [14] แต่อย่างไรก็ตามในกรณีที่มีมีฟีนอลซึ่งเป็นสารพิษยับยั้งความเข้มข้นสูง ๆ เช่น 500 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า FA สามารถลดค่าซีโอดีได้น้อยกว่าการดูดซับ

จากผลข้างต้นทั้งหมดสามารถกล่าวได้ว่าฟีนอลที่ปนเปื้อนในน้ำเสียส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้ ซึ่งการประยุกต์ใช้การดักติดเซลล์สามารถลดทอนปัญหานี้ได้อย่างชัดเจนจากการปกป้องสารพิษต่อเซลล์จุลินทรีย์และการดูดซับสารพิษ ตลอดจนการส่งเสริมสภาวะที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์

4. สรุป

การบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนฟีนอลของเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ทั้งที่เป็นเซลล์ดักติดหรือเซลล์อิสระสามารถบำบัดฟีนอลได้เล็กน้อย (ร้อยละ 37) ซึ่งเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดสามารถบำบัดฟีนอลได้ดีกว่าเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์อิสระ (คิดเป็นร้อยละ 16) ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายทางชีวภาพและการดูดซับของวัสดุดักติด นอกจากนี้ยังพบว่าเซลล์แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ดักติดสามารถป้องกันผลของฟีนอลในการยับยั้งการบำบัดน้ำเสียได้อย่างชัดเจน (สูงสุดสูงถึงร้อยละ 73) ผลการศึกษานี้ชี้ให้เห็นความเป็นไปได้ในการพัฒนาใช้เซลล์ดักติดในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษปนเปื้อน แต่อย่างไรก็ตามควรมีการศึกษาต่อเนื่องในการเติมเซลล์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารพิษ ตลอดจนการพัฒนารูปแบบการประยุกต์ใช้เซลล์ดักติดก่อนการใช้งานจริงในอนาคต

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณหลักสูตรบัณฑิตศึกษา สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ที่ได้ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ เครื่องมือและอุปกรณ์ต่าง ๆ ในการทดลองเป็นอย่างดี การศึกษานี้ได้รับทุนสนับสนุนบางส่วนจากกลุ่มวิจัย “ความเป็นไปและการกำจัดจุลมลสารชนิดใหม่ในสิ่งแวดล้อม (Fate and Removal of Emerging Micropollutants in Environment)” ภายใต้ศูนย์ความเป็นเลิศด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย แต่อย่างไรก็ตามความคิดเห็น ผลการศึกษา การสรุปผลและข้อเสนอแนะในเอกสารนี้ไม่เกี่ยวข้องกับผู้ให้ทุน

เอกสารอ้างอิง

[1] Pazarlioglu, N.K. and Telefoncu, A. 2005. Biodegradation of Phenol by *Pseudomonas putida* Immobilized on Activated Pumice Particles. Process Biochemistry, 40: 1807-1814.

[2] สุชาตา ชินะจิตร. 2006. ฟีนอลน้ำยาฆ่าเชื้อ [online]. แหล่งที่มา: http://www.chemtrack.org [2008/12/9].

[3] กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม. 2539. กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม.

[4] เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2539. การบำบัดน้ำเสีย. โรงพิมพ์มิตรนราการพิมพ์, กรุงเทพ ฯ.

[5] Siripatanakul, S. and Khan, E. 2010. Fundamentals and applications of entrapped cell bioaugmentation for contaminant removal. In: Shah, V. (ed.) Emerging Environmental Technologies, Volume 2. Springer, Germany.

[6] Wang, Y., Tian, Y., Han, B., Zhao, H.B., Bi, J.N., and Cai, B.I. 2007. Biodegradation of phenol by free and immobilized *Acinetobacter* sp. Strain PD12. Journal of Environmental Sciences, 19(2): 222–225.

[7] Caravelli, A., Contreras, EM., Giannuzzi, L. and Zaritzky, N., 2002. Modeling of chlorine effect on floc forming and filamentous micro-organisms of activated sludges. Water Research, 37(9): 2097-2105.

[8] Uysal, A. and Turkman, A. 2005. Effect of biosurfactant on 2,4-dichlorophenol biodegradation in an activated sludge

bioreactor. Process Biochemistry, 40: 2745–2749.

[9] Eiroa, M., Kennes, C. and Veiga, M.C. 2005. Simultaneous nitrification and formaldehyde biodegradation in an activated sludge unit. Bioresource Technology, 96: 1914–1918.

[10] Bettmann, H. and Rehm, HJ. 1984. Degradation of phenol by polymer entrapped microorganisms. Applied Microbiology and Biotechnology, 20: 285-90.

[11] Gonzalez, G., Herrera, G., Garcia, M.T. and Pena M. 2001. Biodegradation of phenolic industrial wastewater in a fluidized bed bioreactor with immobilized cells of *Pseudomonas putida*. Bioresource Technology, 80: 137-142.

[12] Siripattanakul, S., Wirojanagud, W., McEvoy, J., Limpiyakorn, T., Khan, E. 2009. Atrazine degradation by stable mixed cultures enriched from agricultural soil and their characterization Journal of Applied Microbiology, 106: 986-992.

[13] สุมนา สิริพัฒนากุล, ฐาปกรณ์ ปรีเรขา, สัน แอบกระโทก และฐิติพร ทองเกลี้ยง. 2553. การเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลแบบติดกับที่ด้วยระบบเซลล์ดักติดเซลล์อิสระและเซลล์ยึดเกาะ. วารสารวิชาการ วิศวกรรมศาสตร์ ม.อบ. 3(1): 52-59.

[14] Siripattanakul, S., Pochant, C.J., and Khan, E. 2008. Immobilized cell bioaugmentation for nitrate removal from agricultural infiltrate: a sand column study. IWA World Water Congress 2008, Vienna, Austria, Sep. 7-12.

[15] นภาจรี แสงสิงห์, พงศธร ทวีธนวาณิชย์ และวรายุทธ ปฏิโชติ. 2552. ผลของสารฆ่าเชื้อต่อระบบเซลล์ดักติดและเซลล์อิสระเพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาล. ปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต: มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี.

[16] American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., Washington DC, USA

[17] Papadimitriou, Ch., Palaska, G., Lazaridou, M., Samaras, P. and Sakellaropoulos, G.P. 2007. The effects of toxic substances on the activated sludge microfauna. Desalination, 211: 177–191.

[18] Zhang, E., Wang, B., Wang, Q., Zhang, S. and Zhao, B. 2008. Ammonia–nitrogen and orthophosphate removal by immobilized *Scenedesmus* sp. isolated from municipal wastewater for potential use in tertiary treatment. Bioresource Technology, 99: 3787-3793.