

กิตติกรรมประกาศ

โครงการวิจัยนี้ได้รับทุนอุดหนุนจากคณะวิทยาศาสตร์ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง ผู้วิจัยขอขอบคุณหน่วยงานดังกล่าว ที่ให้การสนับสนุนทุนวิจัยตลอดโครงการวิจัยนี้ จนได้จัดเป็นรูปเล่มรายงานฉบับสมบูรณ์ของงานวิจัยนี้



RCH
TD
458.5
.045
08665

เลขหมู่.....
เลขทะเบียน **64419**
วัน,เดือน,ปี **11 ก.ย. 2549**

11648191
:บ.....
:ค.....

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทคัดย่อภาษาไทย

โครงการวิจัยนี้ทำการศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการใช้ประโยชน์ของตะกอนสลัดจ์ชุมชนในฐานะตัวดูดซับชีวภาพเพื่อบำบัดสารละลายฟีนอล โดยทำการศึกษาสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของสลัดจ์ ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล และกลไกของปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ ผลการศึกษาพบว่าตะกอนสลัดจ์ชุมชนที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้มีความชื้น 11.26% พีเอช 6.83 มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 44.52 m²/g มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด 25.60 mg C/g และมีความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (CEC) 38.18 meq/100g โดยสารละลายสลัดจ์ที่ใช้ในการทดลองยังมีเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิตอยู่ ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบทางเคมีของสลัดจ์ด้วยวิธีเอกซเรย์ฟลูออเรสเซนซ์พบว่าสลัดจ์มีออกไซด์ของซิลิกา อะลูมินา และเหล็ก เป็นองค์ประกอบหลัก โดยมีปริมาณออกไซด์ของธาตุทั้งสามชนิดนี้คิดรวมกันเป็นร้อยละ 62 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลคือพีเอช ระยะเวลาสัมผัส ปริมาณสลัดจ์ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลายฟีนอล นอกจากนี้ชนิดและความเข้มข้นของตัวถูกละลายร่วม โดยเฉพาะอย่างยิ่งโลหะหนักมีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ ปฏิกิริยาการกำจัดฟีนอล ณ สมดุลสามารถอธิบายได้ด้วยไอโซเทอร์มแบบฟรุนดลิช การคายซับของฟีนอลจากสลัดจ์ที่ผ่านการทำปฏิกิริยากับฟีนอลจนเข้าสู่สภาวะสมดุลมีค่าต่ำกว่าร้อยละ 2 อัตราปฏิกิริยาการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์สามารถอธิบายได้ด้วยสมการแบบอันดับหนึ่ง อย่างไรก็ตามพบว่าโลหะหนักอย่างเช่นทองแดงและสังกะสีมีอิทธิพลอย่างชัดเจนต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล ทั้งนี้ทองแดงมีผลขัดขวางการกำจัดสารละลายฟีนอลมากกว่าสังกะสี นอกจากนี้การศึกษากลไกของกระบวนการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์พบว่า สลัดจ์ที่ประกอบด้วยเซลล์มีชีวิตมีความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลมากกว่าสลัดจ์ที่มีเซลล์ตายแล้วเป็นส่วนประกอบ ในทุกความเข้มข้นของสารละลายฟีนอล

คำสำคัญ: ตัวดูดซับสารอินทรีย์ สลัดจ์ ตัวดูดซับชีวภาพ ฟีนอล

Abstract

This research studied the potential application of sewage sludge as a biosorbent for removing phenol from aqueous solution. The study was conducted to determine physical-chemical properties of sludge, factors affecting phenol treatment efficiency, and the mechanism of phenol treatment process by sludge. Results showed that sewage sludge used in this study contained moisture content of 11.26%, pH of 6.83, specific surface area of 44.52 m²/g, total organic carbon of 25.60 mgC/g, and the cation exchange capacity (CEC) of 38.18 meq/100g. In addition, sludge solution used in this study contained viable microorganisms. Analysis results of chemical composition by X-ray fluorescence analysis indicated that oxides of Si, Al, and Fe with a combined total of 62% were the three major inorganic constituents in this sludge. Factors affecting phenol treatment efficiency were pH, contact time, quantity of sludge, and initial phenol concentration. In addition, types and concentrations of cosolute especially heavy metals strongly influenced phenol treatment efficiency by sewage sludge. Phenol removal reaction at equilibrium was best described by Freundlich isotherm. Desorption of phenol from sludge being sorbed until reaching equilibrium was less than 2%. The kinetic of phenol removal reaction was well described by the first-order equation. However, copper and zinc had significant influence on phenol removal in which copper had a greater obstacle on removal of phenol than zinc. Furthermore, the study on mechanism of phenol removal process by sludge was found that sludge containing viable cells were able to remove phenol solution more than sludge containing dead cells in every phenol concentrations.

Keywords: Organic sorbents, Sludge, Biosorbent, Phenol

สารบัญเรื่อง

กิตติกรรมประกาศ.....	ก
บทคัดย่อภาษาไทย	ข
Abstract.....	ค
สารบัญเรื่อง	ง
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูป.....	ช
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อที่ใช้ในการวิจัย.....	ฌ
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย	2
1.3 ขอบเขตการวิจัย.....	2
1.4 วิธีดำเนินการวิจัย.....	3
1.5 กรอบแนวความคิดที่นำมาใช้ในการวิจัย.....	3
1.6 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
บทที่ 2 วิธีดำเนินการวิจัย	5
2.1 อุปกรณ์และสารเคมี.....	5
2.2 การเตรียมสารเคมี.....	6
2.3 แหล่งที่มาของสลัดจ์	7
2.4 การเตรียมสารละลายสลัดจ์.....	7
2.5 การศึกษาสมบัติของสลัดจ์.....	7
2.6 การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอล	8
2.6.1 ผลของระยะเวลาสัมผัส.....	8
2.6.2 ผลของความเร็วยวรอบ.....	9
2.6.3 ผลของค่าพีเอชของสารละลาย.....	9
2.6.4 ผลของปริมาณสารละลายสลัดจ์และความเข้มข้นเริ่มต้นของฟีนอล.....	9
2.6.5 ผลของโลหะชะละลาย.....	10
2.6.6 การเตรียมชุดทดลองควบคุม	10
2.7 การศึกษาไอโซเทอร์มของการบำบัดสารละลายฟีนอล	10
2.8 การศึกษาการคายซับ	10
2.9 การศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารละลายฟีนอลกับสลัดจ์.....	11
2.10 การศึกษากลไกการบำบัดฟีนอลด้วยตะกอนสลัดจ์.....	11

2.11 การวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลและอนุพันธ์โดยวิธีเทียบสี	11
บทที่ 3 ผลการทดลองและอภิปรายผล	13
3.1 ลักษณะและสมบัติของสัลดีจ์.....	13
3.1.1 สัดส่วนการกระจายตัวของอนุภาคสัลดีจ์	14
3.1.2 สมบัติทางกายภาพและทางเคมีของสัลดีจ์	15
3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสัลดีจ์ชุมชน.....	18
3.2.1 ระยะเวลาสัมผัส.....	18
3.2.2 ความเร็วรอบ.....	20
3.2.3 ค่าพีเอช	21
3.2.4 ความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลและปริมาณสัลดีจ์.....	23
3.2.5 ผลของโลหะหนักต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล.....	25
3.3 ไอโซเทอร์มของปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสัลดีจ์.....	26
3.4 การคายซับของสัลดีจ์ที่ผ่านการบำบัดฟีนอล.....	28
3.5 จลนพลศาสตร์ของการกำจัด.....	29
3.6 กลไกการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสัลดีจ์.....	30
บทที่ 4 สรุปและข้อเสนอแนะ	33
4.1 สรุปผลการทดลอง	33
4.2 ข้อเสนอแนะ.....	34
บรรณานุกรม.....	35
ภาคผนวก ก	38

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

สารบัญตาราง

ตารางที่ 2.1	วิธีการและเครื่องมือที่ใช้ในการศึกษาสมบัติต่างๆของสลัดจ์	8
ตารางที่ 3.1	ชนิดและปริมาณสารอินทรีย์ที่เป็นส่วนประกอบในสลัดจ์ชุมชน.....	16
ตารางที่ 3.2	ปริมาณโลหะทั้งหมดและโลหะที่ละลายในสลัดจ์	17
ตารางที่ 3.3	ปริมาณจุลินทรีย์ในสารละลายสลัดจ์	18



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

สารบัญรูป

รูปที่ 3.1	ลักษณะทั่วไปของสไลด์จุ่มชน	13
รูปที่ 3.2	ลักษณะของสไลด์ที่ใช้ในการศึกษา (ก) ภายหลังจากอบที่อุณหภูมิ 60 °C เป็นเวลา 24 ชั่วโมง และ (ข) ภายหลังจากการบดละเอียดก่อนนำไปเตรียมสารละลายสไลด์.....	14
รูปที่ 3.3	เปอร์เซ็นต์การกระจายตัวของอนุภาคขนาดต่างๆกันในตะกอนสไลด์ที่ใช้ในการศึกษา.....	14
รูปที่ 3.4	ลักษณะพื้นผิวของสไลด์ที่ได้จากเครื่อง Scanning Electron Microscope ณ กำลังขยาย 1,500 เท่า.....	15
รูปที่ 3.5	ผลของระยะเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลที่มีความเข้มข้นต่างๆกัน; (Δ), 50 มิลลิกรัมต่อลิตร, (□), 100 มิลลิกรัมต่อลิตร, (◆) 125 มิลลิกรัมต่อลิตร	19
รูปที่ 3.6	ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ความเร็วรอบต่างๆกันของเครื่องเขย่า	20
รูปที่ 3.7	ผลของค่าพีเอชต่อความสามารถในการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสไลด์	21
รูปที่ 3.8	ผลของความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลด้วยสไลด์ เมื่อใช้สไลด์ปริมาณต่างๆ (◇), 0.5 กรัมต่อลิตร; (□) 1.0 กรัมต่อลิตร; (Δ), 2.5 กรัมต่อลิตร; (X), 5.0 กรัมต่อลิตร; (o), 7.5 กรัมต่อลิตร; (●), 10 กรัมต่อลิตร.....	23
รูปที่ 3.9	ผลของโลหะทองแดง (□) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารละลายฟีนอล (●) ด้วยสไลด์	25
รูปที่ 3.10	ไอโซเทอร์มแบบฟรุนดลิชของปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสไลด์.....	27
รูปที่ 3.11	การคายซับของสไลด์ที่ผ่านการกำจัดสารละลายฟีนอลที่ระยะเวลาต่างๆกัน	28
รูปที่ 3.12	ปฏิกิริยาอันดับหนึ่งของการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสไลด์.....	30
รูปที่ 3.13	สัดส่วนของกลไกการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสไลด์ระหว่าง (Δ) สไลด์ที่เซลล์มีชีวิต และ (O) สไลด์ที่เซลล์ตายแล้ว	31

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อที่ใช้ในการวิจัย

- C_0 ความเข้มข้นเริ่มต้นของฟีนอล (มิลลิกรัมต่อลิตร)
- C_e ความเข้มข้นของฟีนอล ณ สมดุล (มิลลิกรัมต่อลิตร)
- q ปริมาณของสารที่ถูกดูดซับต่อหน่วยน้ำหนักของสไลด์ที่ใช้ (มิลลิกรัมต่อกรัม)
- K ค่าคงที่สมดุลการดูดซับ
- $1/n$ ค่าคงที่แสดงการขึ้นตรงของพื้นที่ผิวของตัวดูดซับกับความเข้มข้นของสารละลาย



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทที่ 1 บทนำ

1.1. ความสำคัญและที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย

ฟีนอลและอนุพันธ์ของฟีนอลจัดเป็นกลุ่มของสารอินทรีย์ที่สำคัญชนิดหนึ่งที่ปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติหรือน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรม สารในกลุ่มนี้เป็นสาเหตุสำคัญอย่างหนึ่งที่ทำให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นที่ไม่พึงประสงค์ในแหล่งน้ำ การปนเปื้อนในระดับความเข้มข้นเพียง 1 ไมโครกรัมต่อลิตร สามารถก่อให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่นที่ไม่พึงประสงค์ในน้ำได้ (Rao and Viraraghavan, 2002) วิธีที่นิยมใช้ในการบำบัดฟีนอลในปัจจุบันคือ การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ (Activated carbon) ซึ่งเป็นตัวดูดซับที่มีประสิทธิภาพสูง แต่มีข้อจำกัดด้านราคาและต้องเสียค่าใช้จ่ายสูงในกระบวนการนำกลับมาใช้ใหม่ (Regeneration process) จากข้อจำกัดนี้เองจึงเกิดแนวความคิดในการค้นหาตัวดูดซับชนิดอื่นที่สามารถบำบัดฟีนอลได้ แต่เป็นตัวดูดซับที่มีราคาถูกกว่าหาได้ง่าย และมีประสิทธิภาพในการกำจัดใกล้เคียงหรือเทียบเท่าถ่านกัมมันต์มาใช้ในการกำจัดฟีนอลที่ปนเปื้อนในน้ำ

สลัดจ์ (Sludge) เป็นชีวมวลส่วนเกินที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (activated sludge process) จัดเป็นกากของเสียที่ต้องนำไปบำบัดก่อนปล่อยทิ้งสู่สิ่งแวดล้อม โดยปริมาณสลัดจ์ที่ต้องนำไปทิ้งหรือกำจัดเพิ่มขึ้นตามปริมาณน้ำเสียที่มีมากขึ้นในแต่ละปี จากคาดการณ์ปริมาณสลัดจ์ที่จะเกิดขึ้นในประเทศไทย โดยกองจัดการคุณภาพน้ำ สำนักการระบายน้ำ กรุงเทพมหานคร พบว่าภายในปี พ.ศ. 2563 จะมีสลัดจ์ที่เกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียในปริมาณสูงถึง 1.83 ล้านตันต่อปีโดยน้ำหนักแห้ง หรือคิดเป็น 9.62 กรัมสลัดจ์แห้งต่อคนต่อวัน (ศูนย์จัดการคุณภาพน้ำ 3, ไม่ระบุปีที่จัดพิมพ์) ในปัจจุบันจึงได้มีความพยายามที่จะศึกษาถึงความเป็นไปได้ของการนำสลัดจ์หรือชีวมวลส่วนเกินนี้ไปใช้ประโยชน์ในด้านต่างๆ วิธีการหนึ่งที่ได้รับการสนใจ คือการใช้สลัดจ์เป็นตัวดูดซับทดแทนถ่านกัมมันต์ หากประสิทธิภาพของสลัดจ์ในการบำบัดสารเคมีต่างๆที่ปนเปื้อนในน้ำเป็นไปได้ดี การใช้ประโยชน์ของสลัดจ์ในฐานะตัวดูดซับสารเคมีมีข้อได้เปรียบกว่าถ่านกัมมันต์ในแง่ปริมาณและราคา

สลัดจ์มีศักยภาพในการดูดซับสารเคมีที่ปนเปื้อนในน้ำได้ เนื่องจากสลัดจ์ประกอบด้วยแบคทีเรียเป็นประชากรส่วนใหญ่ ซึ่งผนังเซลล์ของแบคทีเรียมีสารอินทรีย์ชนิดต่างๆ ได้แก่ ฟอสโฟลิปิด กรดอะมิโน และไคติน เป็นต้น สารเหล่านี้สามารถทำปฏิกิริยากับสารเคมีที่ปนเปื้อนในน้ำ ก่อให้เกิดการแพร่ผ่านของสารต่างๆเข้าสู่เซลล์ของแบคทีเรีย ส่งผลให้สารเคมีในน้ำมีปริมาณลดลง คณะวิจัยหลายคณะได้แสดงให้เห็นว่าสลัดจ์มีความสามารถในการบำบัดฟีนอลที่ปนเปื้อนในน้ำได้

(Aksu and Yerner, 1998; Aksu and Akpinar, 2000, 2001; Calace et al., 2002) อย่างไรก็ตาม แหล่งที่มาของสลัดจ์ที่ใช้ในงานวิจัยที่ผ่านมามีส่วนใหญ่ได้มาจากตะกอนสลัดจ์ที่เกิดจากการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานกระดาษและโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ ซึ่งฟีนอลถูกใช้ในกระบวนการผลิต รวมทั้งพบฟีนอลในน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากการผลิต ในขณะที่การใช้ประโยชน์ของตะกอนสลัดจ์ที่ได้จากการบำบัดน้ำเสียชุมชนหรือที่เรียกว่า สลัดจ์ชุมชน (sewage sludge) ในการบำบัดฟีนอลมีข้อมูลอยู่ค่อนข้างจำกัด นอกจากนี้งานวิจัยที่ผ่านมามีได้แสดงให้เห็นว่าสลัดจ์ที่มีแหล่งที่มาต่างกัน เช่น สลัดจ์ที่ได้มาจากกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจนกับสลัดจ์ที่ได้มาจากกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลที่แตกต่างกัน (Kennedy et al., 1992; Aksu, 2005) ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงได้ถูกจัดทำขึ้นเพื่อศึกษาความเป็นไปได้ของการใช้ประโยชน์ของสลัดจ์ชุมชนในการบำบัดฟีนอลในน้ำ รวมทั้งศึกษาปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อการบำบัดฟีนอล

1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

1. เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้ตะกอนสลัดจ์ชุมชนในการบำบัดสารละลายฟีนอล
2. เพื่อศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลด้วยตะกอนสลัดจ์
3. เพื่อศึกษาจลนพลศาสตร์และกลไกของปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยตะกอนสลัดจ์

1.3 ขอบเขตการวิจัย

1. ศึกษาโครงสร้าง สมบัติทางกายภาพและทางเคมีของสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษา โดยทำการวิเคราะห์ค่าพีเอช ปริมาณความชื้น พื้นที่ผิวจำเพาะ ความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (cation exchange capacity, CEC) ปริมาณอินทรีย์วัตถุ (organic matter) ปริมาณสารอนินทรีย์ ปริมาณโลหะชะละลาย ปริมาณและประเภทของจุลินทรีย์
2. ศึกษาความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ รวมทั้งศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล ปัจจัยที่ทำการศึกษาได้แก่ ระยะเวลาสัมผัส ความเร็วรอบ ค่าพีเอช ปริมาณสลัดจ์ ความเข้มข้นเริ่มต้นของฟีนอล ชนิดและปริมาณโลหะหนักที่ปนเปื้อนร่วมในสารละลายฟีนอล
3. ศึกษาอัตราปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ ที่ระดับความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลายฟีนอลต่างๆกัน โดยวัดความเข้มข้นของฟีนอลที่เหลือในสารละลาย ณ เวลาต่างๆ
4. ศึกษากลไกการบำบัดโดยการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลระหว่างสารละลายสลัดจ์ที่มีเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิตกับสารละลายสลัดจ์ที่มีเซลล์จุลินทรีย์แบบตายแล้ว

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

1.4 วิธีดำเนินการวิจัย

การวิจัยนี้ได้ทำการทดลองในห้องปฏิบัติการภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง กรุงเทพมหานคร โดยการดำเนินการวิจัยแบ่งได้เป็น 6 ขั้นตอนดังนี้คือ

1. การเก็บตัวอย่างและการเตรียมตัวอย่างสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษา โดยสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้เก็บรวบรวมมาจากบ่อบำบัดตะกอนขั้นสุดท้ายของโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนแห่งหนึ่งในเขตกรุงเทพมหานคร ซึ่งจะนำมาผ่านการล้างและอบแห้ง รวมทั้งบดให้มีขนาดตะกอนเล็กกว่า 0.1 mm
2. ศึกษาสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของสลัดจ์ พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ได้แก่ ค่าพีเอช ความชื้น พื้นที่ผิวจำเพาะ ความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (cation exchange capacity, CEC) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน ปริมาณสารอนินทรีย์ ปริมาณโลหะชะละลาย ประเภทและปริมาณของจุลินทรีย์ที่เป็นส่วนประกอบ
3. ศึกษาความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอล รวมทั้งศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล โดยปัจจัยที่ทำการศึกษาได้แก่ ระยะเวลา สัมผัส ความเร็วรอบ ค่าพีเอช ปริมาณสลัดจ์ ความเข้มข้นเริ่มต้นของฟีนอล ชนิดและปริมาณโลหะหนักที่ปนเปื้อนร่วมในสารละลายฟีนอล ทำการวัดประสิทธิภาพในการบำบัดโดยการวิเคราะห์ความเข้มข้นของฟีนอลที่เหลือในสารละลายเทียบกับความเข้มข้นเริ่มต้นของฟีนอล
4. ศึกษาอัตราปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลโดยสลัดจ์ โดยติดตามความเข้มข้นของฟีนอลที่เหลือในสารละลายหลังจากทำปฏิกิริยากับสลัดจ์ที่เวลาต่าง ๆ กัน
5. ศึกษากลไกในการบำบัดสารละลายฟีนอล โดยเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลระหว่างสลัดจ์ที่มีจุลินทรีย์ที่มีชีวิตเป็นส่วนประกอบกับสลัดจ์ที่ไม่มีจุลินทรีย์เป็นส่วนประกอบ
6. ประมวลผลการทดลอง สรุปผลการวิจัย เสนอแนะความเป็นไปได้ของการใช้ประโยชน์สลัดจ์ในการบำบัดฟีนอล จัดทำรายงานและนำเสนอผลงานทางวิชาการ

1.5 กรอบแนวความคิดที่นำมาใช้ในการวิจัย

กากสลัดจ์ซึ่งเป็นผลพลอยได้จากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย จัดเป็นวัสดุเหลือทิ้งที่หาได้ง่าย ราคาถูก และมีปริมาณมากขึ้นทุกวัน แม้ว่าวิธีการจัดการสลัดจ์ที่นิยมใช้ในปัจจุบันคือการฝังกลบ แต่วิธีการนี้มีข้อจำกัดที่สำคัญคือต้องใช้พื้นที่ในการก่อสร้างสถานที่ฝังกลบค่อนข้างมาก และที่ดินมีราคาแพงขึ้น ทำให้การศึกษาถึงวิธีการหรือทางเลือกในการจัดการสลัดจ์เป็นหัวข้อที่จำเป็น

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ต้องศึกษาเพิ่มเติม ความพยายามในการนำตะกอนสลัดจ์มาใช้ประโยชน์จัดเป็นอีกหนึ่งทางเลือกที่น่าสนใจ เนื่องจากแนวความคิดนี้จัดเป็นการเพิ่มมูลค่าของกากของเสีย การศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้ประโยชน์ของกากสลัดจ์ในฐานะตัวดูดซับสารอินทรีย์จึงเป็นอีกทางเลือกหนึ่งของการนำกากสลัดจ์ไปใช้ประโยชน์ งานวิจัยที่ผ่านมาแสดงให้เห็นถึงความเป็นไปได้ของการใช้ตะกอนสลัดจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมกระดาษและเยื่อกระดาษในการบำบัดสารเคมีที่ปนเปื้อนในน้ำ ในขณะที่ข้อมูลการศึกษาเกี่ยวกับการใช้ประโยชน์ของสลัดจ์ที่มาจากน้ำเสียชุมชนมีอยู่ค่อนข้างจำกัด ซึ่งจัดเป็นที่มาของโครงการวิจัยนี้ โครงการวิจัยนี้จึงได้ถูกจัดทำขึ้นเพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้สลัดจ์ชุมชนในการบำบัดสารละลายฟีนอล ผลที่คาดว่าจะได้รับคือทราบถึงทางเลือกหนึ่งของการใช้ประโยชน์ของตะกอนสลัดจ์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีฟีนอลปนเปื้อน รวมทั้งเป็นแนวทางลดต้นทุนการกำจัดกากสลัดจ์ และการบำบัดน้ำเสีย

1.6 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบความเป็นไปได้และแนวทางในการใช้ประโยชน์ของสลัดจ์ ซึ่งเป็นวัสดุที่เหลือทิ้งในปริมาณมาก ทำให้เกิดการใช้ทรัพยากรอย่างคุ้มค่า และไม่เพิ่มปัญหาให้สิ่งแวดล้อม
2. ทราบถึงทางเลือกของวิธีการบำบัดฟีนอลที่มีประสิทธิภาพและต้นทุนต่ำ ที่อาจนำไปประยุกต์ใช้กับการกำจัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม

บทที่ 2

วิธีดำเนินการวิจัย

2.1 อุปกรณ์และสารเคมี

2.1.1 อุปกรณ์

1. เครื่องยูวี-วิสิเบิล สเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (UV-Visible Spectrophotometer) รุ่น 6405 บริษัท Jenway
2. เครื่องอะตอมมิกแอบซอร์ปชัน สเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Atomic Absorption Spectrophotometer) รุ่น AA680 บริษัท Shimadzu
3. เครื่องเอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนซ์ (X-ray Fluorescence) รุ่น SRS 3400 บริษัท Bruker A.G.
4. เครื่องสแกนนิ่งอิเล็กตรอนไมโครสโคป (Scanning Electron Microscopy) รุ่น 1450VP บริษัท Leo
5. เครื่องวิเคราะห์สารอินทรีย์คาร์บอน (Total Organic Carbon Analyzer : TGA) รุ่น TOC-VCSH บริษัท SHIMADZU
6. เครื่องไมโครเวฟ (Microwave Laboratory System) บริษัท Milestone
7. เครื่องปั่นเหวี่ยง (Centrifuge) รุ่น MSB020 บริษัท Sanyo
8. เครื่องโฮโมจีไนเซอร์ (Homogenizer) รุ่น DIAX 900 บริษัท Heidolph
9. เครื่องเขย่า (Rotary Shaker) รุ่น SGM-300 บริษัท Gallenkamp
10. เครื่องวัดค่าพีเอช (pH Meter) รุ่น 215 บริษัท Denver Instrument Company
11. เครื่องชั่งละเอียด 4 ตำแหน่ง (Single Pan Balance) รุ่น TC-254 บริษัท Denver-Instrument Company
12. ตู้อบควบคุมอุณหภูมิ (High Performance Lab Oven) รุ่น ISOTEMP บริษัท Fisher scientific
13. ตู้เย็นควบคุมอุณหภูมิ (Refrigerator) รุ่น SF-48 บริษัท Sigma
14. ตะแกรงขนาด 200 เมช (Laboratory Test Sieve ASTM E11) บริษัท Endecotts
15. เครื่องแก้ว (Glassware)

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

2.1.2 สารเคมี

1. สลัดจ์ซุ่มชน (Sewage sludge) จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนแห่งหนึ่งในเขตกรุงเทพมหานคร
2. ฟีนอล (Phenol) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Carlo Erba
3. 4-อะมิโนแอนติไพรีน (4-Aminoantipyrin) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Fluka
4. โพแทสเซียมเฟอร์ริกไซยาไนด์ (Potassium ferricyanide) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Carlo Erba
5. ไดโพแทสเซียมไฮโดรเจนฟอสเฟต (Dipotassium hydrogen phosphate) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Carlo Erba
6. โพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต (Potassium dihydrogen phosphate) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Carlo Erba
7. เมทิลีนบลู (Methylene blue) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Carlo Erba
8. โซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium hydroxide : NaOH) เกรดวิเคราะห์บริษัท Carlo Erba
9. สารละลายแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ (Ammonium hydroxide) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Fisher Chemical
10. สารละลายกรดซัลฟิวริกเข้มข้น (Sulfuric acid) เกรดวิเคราะห์บริษัท Carlo Erba
11. สารละลายกรดไนตริกเข้มข้น (Nitric acid) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Labscan
12. สารละลายกรดไฮโดรคลอริก (Hydrochloric acid) เกรดวิเคราะห์ บริษัท Fisher Scientific

2.2 การเตรียมสารเคมี

2.2.1. สารละลายสต็อกฟีนอลเข้มข้น 1000 มิลลิกรัมต่อลิตร

เตรียมจากฟีนอล 1 กรัม ละลายด้วยน้ำกลั่นปรับปริมาตรครบ 1 ลิตร

2.2.2. สารละลายบัฟเฟอร์ฟอสเฟตพีเอช 6.8

เตรียมจากซังไดโพแทสเซียมไฮโดรเจนฟอสเฟต (K_2HPO_4) 104.5 กรัม ผสมกับโพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต (KH_2PO_4) 72.3 กรัม นำสารทั้งสองมาละลายด้วยน้ำกลั่น ปรับปริมาตรจนครบ 1 ลิตร

2.2.3. สารละลายโพแทสเซียมเฟอร์ริกไซยาไนด์ ($K_3Fe(CN)_6$)

สารละลายนี้ถูกเตรียมใหม่ทุกสัปดาห์ โดยซังโพแทสเซียมเฟอร์ริกไซยาไนด์ 4 กรัม ละลายด้วยน้ำกลั่น จากนั้นปรับปริมาตรจนครบ 50 มิลลิตรในขวดวัดปริมาตร

2.2.4. สารละลายแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ (NH_4OH)

เปิดสารละลายแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ 30% มา 65.5 มิลลิลิตร ปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นจนครบ 1 ลิตร

2.2.5. สารละลาย 4-อะมิโนแอนติไพรีน

สารละลายนี้ถูกเตรียมใหม่ทุกวันก่อนใช้ โดยชั่ง 4-อะมิโนแอนติไพรีน 1 กรัม ละลายน้ำกลั่น ปรับปริมาตรจนครบ 50 มิลลิลิตร

2.2.6. สารละลายสีเมทิลีนบลูเข้มข้น 1000 มิลลิกรัมต่อลิตร

ชั่งเมทิลีนบลูในปริมาณ 0.1 กรัม ละลายน้ำกลั่นปรับปริมาตรจนครบ 500 มิลลิลิตร

2.3 แหล่งที่มาของสลัดจ์

สลัดจ์ที่ใช้ในงานวิจัยครั้งนี้ได้ทำการเก็บรวบรวมจากบริเวณลานตากสลัดจ์ของระบบจัดการกากตะกอนชีวภาพ ณ โรงบำบัดน้ำเสียชุมชนแห่งหนึ่งในเขตกรุงเทพมหานคร ซึ่งระบบจัดการกากตะกอนชีวภาพของโรงบำบัดน้ำเสียแห่งนี้มีความสามารถในการบำบัดสลัดจ์ได้ 500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตะกอนสลัดจ์ที่เก็บรวบรวมได้มีปริมาณของแข็งร้อยละ 20

2.4 การเตรียมสารละลายสลัดจ์

นำสลัดจ์ชุมชนที่เก็บรวบรวมได้มาทำการล้างด้วยน้ำกลั่น และนำไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็ว 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 5 นาที เทส่วนที่เป็นน้ำด้านบนทิ้งไป นำตะกอนสลัดจ์ที่เหลือมาล้างด้วยน้ำกลั่นและทำการปั่นเหวี่ยงซ้ำอีก 2 ครั้ง จากนั้นนำสลัดจ์ที่ผ่านการล้างไปอบที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง แล้วนำมาบดด้วยเครื่องบดจนสลัดจ์มีขนาดอนุภาคน้อยกว่า 0.1 มิลลิเมตร

สารละลายสต็อกของสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษา จะถูกเตรียมขึ้นโดยชั่งสลัดจ์ที่ผ่านการบดมา 5 กรัม ใส่ในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มิลลิลิตร เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร และนำไปทำให้เป็นเนื้อเดียวกันโดยใช้เครื่องโฮโมจีไนเซอร์ที่ความเร็วรอบ 8,000 รอบต่อนาที เป็นเวลา 20 นาที สารละลายสลัดจ์ที่ได้จะมีปริมาณสลัดจ์อยู่ 5 กรัมต่อ 100 มิลลิลิตร ทำการเก็บรักษาสารละลายสลัดจ์ในตู้เย็นที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส

2.5 การศึกษาสมบัติของสลัดจ์

สมบัติทางกายภาพ-ทางเคมีของสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ทำการตรวจสอบโดยใช้วิธีและเครื่องมือต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.1

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ตารางที่ 2.1 วิธีการและเครื่องมือที่ใช้ในการศึกษาสมบัติต่างๆของสลัดจ์

พารามิเตอร์ที่ศึกษา	วิธีการ/เครื่องมือ
1 รูปร่างและโครงสร้าง	กล้องจุลทรรศน์สแกนนิ่งอิเล็กตรอนไมโครสโคป
2 พื้นที่ผิว	การดูดซับสีเมทิลีน (Smith and Coackley, 1983)
3 ความชื้น	อบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 °C
4 ค่าพีเอช	เครื่องวัดค่าพีเอช
5 ชนิดของสารอินทรีย์	เครื่องเอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนซ์
6 ปริมาณสารอินทรีย์	วิธีการเผาไหม้และวัดปริมาณแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์
7 ความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก	วิธีการแทนที่ด้วยแอมโมเนียมไอออน (Hendershot et al., 1993)
8 ปริมาณโลหะชะละลาย	วิธีการชะล้างอิงตามวิธี Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) (EPA, 1992)
9 ปริมาณโลหะทั้งหมด	วิธีการย่อยด้วยคลื่นไมโครเวฟ และวิเคราะห์ด้วยเครื่องอะตอมมิกแอบซอร์บชัน สเปกโตรโฟโตมิเตอร์

2.6 การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอล

การทดสอบหาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลทำได้โดยใช้วิธีการทดสอบแบบแบตช์ (batch) ปัจจัยที่ทำการศึกษาได้แก่ ระยะเวลาสัมผัส ความเร็วรอบ ค่าพีเอชของสารละลาย ปริมาณสารละลายสลัดจ์ ความเข้มข้นเริ่มต้นของฟีนอล และผลของโลหะชะละลาย

2.6.1 ผลของระยะเวลาสัมผัส

ในการศึกษาปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยตะกอนสลัดจ์ สิ่งที่สำคัญคือปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นต้องเป็นปฏิกิริยา ณ สภาวะสมดุล ดังนั้นในเบื้องต้นจึงได้ทำการศึกษาถึงระยะเวลาที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารละลายฟีนอลกับสลัดจ์ โดยเลือกความเข้มข้นของฟีนอลที่ทำการศึกษา 3 ค่าได้แก่ 50, 100, และ 125 มิลลิกรัมต่อลิตร และแปรค่าระยะเวลาสัมผัสระหว่างสารละลายฟีนอลและตะกอนสลัดจ์ตั้งแต่ 1 ชั่วโมง ถึง 48 ชั่วโมง ขั้นตอนในการศึกษาทำได้โดยเปิดสารละลายสลัดจ์ที่เตรียมขึ้นในหัวข้อ 2.4 จำนวน 10 มิลลิตร ใส่ในขวดแก้วที่มีฝาปิดขนาด 125 มิลลิตร เติมสารละลายฟีนอลจำนวน 90 ml ปิดฝาและนำไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลาตั้งแต่ 1 ชั่วโมง ถึง 48 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่น

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

เหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) ทำการทดลองอีก 2 ซ้ำ ทำแปลงค์โดยใช้สารละลายสลัดจ์ในปริมาณข้างต้น แต่เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตรแทนสารละลายฟีนอล พร้อมทั้งทำการทดลองชุดควบคุม

2.6.2 ผลของความเร็วยรอบ

ปิเปตสารละลายสลัดจ์ที่เตรียมขึ้นในหัวข้อ 2.4 จำนวน 10 มิลลิลิตร ใส่ในขวดแก้วที่มีฝาปิดขนาด 125 มิลลิลิตร เติมสารละลายฟีนอลจำนวน 90 ml ปรับค่า pH ของสารละลายเป็น 6 ด้วยสารละลายกรดซัลฟิวริกหรือสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์เข้มข้น 1 โมลาร์ จากนั้นปิดฝาและนำไปเขย่าที่ความเร็วรอบต่างๆกันดังนี้คือ 100, 125, 150, 200, 250, และ 300 รอบต่อนาทีที่รอบต่อนาที เป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) ทำการทดลองอีก 2 ซ้ำ ทำแปลงค์โดยใช้สารละลายสลัดจ์ในปริมาณข้างต้น แต่เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตรแทนสารละลายฟีนอล พร้อมทั้งทำการทดลองชุดควบคุม

2.6.3 ผลของค่าพีเอชของสารละลาย

ปิเปตสารละลายสลัดจ์ที่เตรียมขึ้นในหัวข้อ 2.4 จำนวน 10 มิลลิลิตร ใส่ในขวดแก้วที่มีฝาปิดขนาด 125 มิลลิลิตร เติมสารละลายฟีนอลจำนวน 90 ml ปรับค่า pH ของสารละลายเป็น 2, 4, 6, 8, 10, และ 12 ด้วยสารละลายกรดซัลฟิวริกหรือสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์เข้มข้น 1 โมลาร์ จากนั้นปิดฝาและนำไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) ทำการทดลองอีก 2 ซ้ำ ทำแปลงค์โดยใช้สารละลายสลัดจ์ในปริมาณข้างต้น แต่เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตรแทนสารละลายฟีนอล พร้อมทั้งทำการทดลองชุดควบคุม

2.6.4 ผลของปริมาณสารละลายสลัดจ์และความเข้มข้นเริ่มต้นของฟีนอล

ปิเปตสารละลายสลัดจ์ที่มีความเข้มข้น 0.5, 1.0, 2.5, 5.0, 7.5, หรือ 10.0 กรัมต่อลิตร จำนวน 10 มิลลิลิตรใส่ในขวดแก้วที่มีฝาปิดขนาด 125 มิลลิลิตร เติมสารละลายฟีนอลที่มีความเข้มข้นต่างๆกัน (10 มิลลิกรัมต่อลิตรถึง 500 มิลลิกรัมต่อลิตร) จำนวน 90 มิลลิลิตร ปรับค่าพีเอช ของสารละลายเป็น 6 จากนั้นปิดฝาและนำไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) ทำการ

ทดลองอีก 2 ซ้ำ ทำแปลงค์โดยใช้สารละลายสลัดจ์ในปริมาณข้างต้น แต่เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร แทนสารละลายฟีนอล พร้อมทั้งทำการทดลองชุดควบคุม

2.6.5 ผลของโลหะชะละลาย

ปิเปตสารละลายผสมระหว่างฟีนอลเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร และทองแดงที่มีความเข้มข้นต่าง ๆ จำนวน 90 มิลลิลิตร ใส่ในขวดแก้วที่มีฝาปิดขนาด 125 มิลลิลิตร เติมสารละลายสลัดจ์เข้มข้น 5 กรัมต่อลิตร ปริมาตร 10 มิลลิลิตร ปรับค่าพีเอชของสารละลายผสมเป็น 6 จากนั้นปิดฝาและนำไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) และนำไปวิเคราะห์ปริมาณทองแดงที่เหลือในสารละลายด้วยวิธีอะตอมมิกแอบซอร์บชันสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ ทำการทดลองอีก 2 ซ้ำ ทำแปลงค์โดยใช้สารละลายสลัดจ์ในปริมาณข้างต้น แต่เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตรแทนสารละลายฟีนอล พร้อมทั้งทำการทดลองชุดควบคุม

2.6.6 การเตรียมชุดทดลองควบคุม

การทดลองชุดควบคุมทำโดยเติมสารละลายฟีนอลให้มีความเข้มข้นและปริมาณเดียวกับสารละลายตัวอย่างในการศึกษาแต่ละปัจจัยในหัวข้อ 2.6.1-2.6.5 ลงในขวดแก้วที่มีฝาปิด แต่ไม่เติมสารละลายสลัดจ์ นำไปเขย่าที่สภาวะเดียวกับการศึกษาในแต่ละปัจจัยข้างต้น

2.7 การศึกษาไอโซเทอร์มของการบำบัดสารละลายฟีนอล

ปิเปตสารละลายฟีนอลความเข้มข้น 125 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 90 ml ใส่ในขวดแก้วที่มีฝาปิดขนาด 125 มิลลิลิตร เติมสารละลายสลัดจ์ที่มีความเข้มข้นต่าง ๆ 10 มิลลิลิตร ปรับค่าพีเอชของสารละลายเป็น 6 และนำสารละลายไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) ทำแปลงค์โดยใช้สารละลายสลัดจ์ในปริมาณข้างต้น แต่เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตรแทนสารละลายฟีนอล พร้อมทั้งทำการทดลองชุดควบคุม

2.8 การศึกษาการคายซับ

ปิเปตน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร ใส่ในขวดแก้วที่บรรจุตะกอนสลัดจ์ที่ผ่านการทำปฏิกิริยากับฟีนอลที่ระยะเวลาต่าง ๆ กันในหัวข้อที่ 2.6.1 นำสารละลายไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที

เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่ชะออกมาในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992)

2.9 การศึกษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารละลายฟีนอลกับสัลต์

ปีเปิดสารละลายฟีนอลความเข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาตร 90 มิลลิลิตร ใส่ในขวดแก้วที่มีฝาปิดขนาด 125 มิลลิลิตร เติมสารละลายสัลต์เข้มข้น 5 กรัมต่อลิตร ปริมาตร 10 มิลลิลิตร ปรับค่าพีเอชของสารละลายเป็น 6 และนำสารละลายไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) ทำแปลงค้โดยใช้สารละลายสัลต์ในปริมาณข้างต้น แต่เติมน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตรแทนสารละลายฟีนอล พร้อมทั้งทำการทดลองชุดควบคุม

2.10 การศึกษากลไกการบำบัดฟีนอลด้วยตะกอนสัลต์

จากการศึกษาเบื้องต้นพบว่า สารละลายที่เตรียมได้จากตะกอนสัลต์แห้งประกอบด้วยเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิต เพื่อให้เกิดความเข้าใจยิ่งขึ้นถึงกลไกการบำบัดฟีนอลด้วยสัลต์ จึงได้ทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอลระหว่างสารละลายสัลต์ที่มีเซลล์มีชีวิตและสารละลายสัลต์ที่เซลล์จุลินทรีย์ตายแล้ว ทำการทดลองได้โดยนำสารละลายสัลต์เข้มข้น 5 กรัมต่อ 100 มิลลิลิตร ไปทำการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งฆ่าเชื้อ (Autoclave) ที่อุณหภูมิ 121 องศาเซลเซียส ความดัน 15 ปอนด์ต่อตารางนิ้ว เป็นเวลา 20 นาที ทำซ้ำติดต่อกันเป็นเวลาทั้งหมด 3 วัน ปีเปิดสารละลายสัลต์ที่ผ่านการฆ่าเชื้อมา 10 มิลลิลิตรใส่ลงในขวดแก้วที่มีฝาปิด เติมสารละลายฟีนอลที่มีความเข้มข้นต่างๆกันดังนี้คือ 25, 50, 100, 125, 175, 225, 250, และ 300 มิลลิกรัมต่อลิตร จำนวน 90 มิลลิลิตร นำมาปรับค่าพีเอชของสารละลายเป็น 6 นำสารละลายไปเขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาทีเป็นเวลา 24 ชั่วโมง นำสารละลายที่ได้ไปปั่นเหวี่ยงด้วยความเร็วรอบ 3,800 รอบต่อนาที เป็นเวลา 3 นาที นำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลที่เหลือในสารละลายโดยวิธีเทียบสี (APHA, 1992) ทำการทดลองเช่นเดียวกันแต่เปลี่ยนสารละลายสัลต์จากชนิดที่ฆ่าเชื้อเป็นสารละลายสัลต์แบบที่ไม่ผ่านการฆ่าเชื้อ

2.11 การวิเคราะห์หาปริมาณฟีนอลและอนุพันธ์โดยวิธีเทียบสี

ปริมาณฟีนอลและอนุพันธ์ของฟีนอลทำการวิเคราะห์โดยใช้วิธีเทียบสีอ้างอิงจากวิธีมาตรฐาน (APHA, 1992) ทำได้โดยนำสารละลายที่กรองได้จำนวน 10 มิลลิลิตรมาเจือจางให้เป็น 100 มิลลิลิตร นำสารละลายที่เตรียมได้มาเติมสารละลายแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ในหัวข้อ 2.2.4 จำนวน 2.5 มิลลิลิตร เขย่าสารละลายให้เข้ากัน และปรับพีเอชทันทีด้วยสารละลายบัฟเฟอร์

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้าไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ฟอสเฟต (หัวข้อ 2.2.2) จนมีพีเอชเท่ากับ 7.9 ± 0.1 เติมสารละลาย 4-อะมิโนแอนติไพรีน (หัวข้อ 2.2.5) และสารละลายโพแทสเซียมเฟอร์ริกไซยาไนด์ (หัวข้อ 2.2.3) อย่างละ 1 มิลลิลิตร เขย่าสารละลายให้เข้ากันและตั้งทิ้งไว้ 15 นาทีเพื่อให้เกิดสี นำไปวัดค่าการแอบซอร์พแบนซ์ด้วยเครื่องยูวีวิสิเบิลสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ความยาวคลื่น 500 นาโนเมตร



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

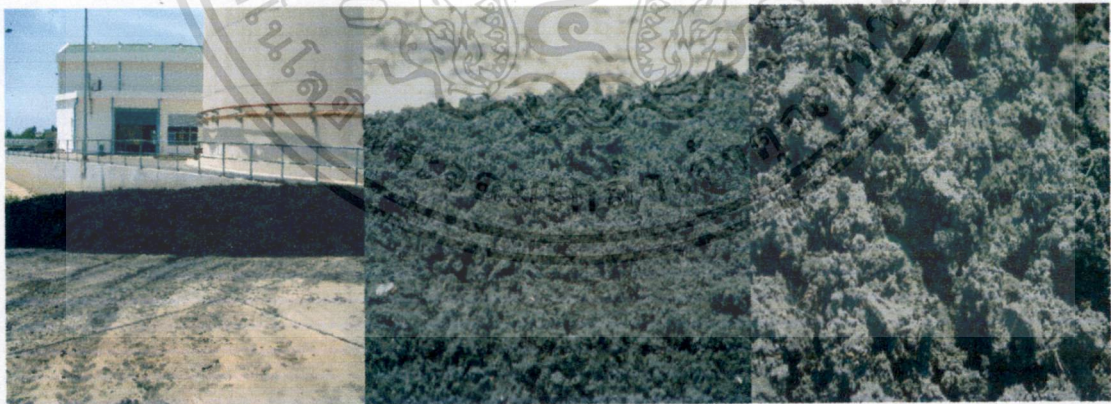
บทที่ 3

ผลการทดลองและอภิปรายผล

โครงการวิจัยนี้ทำการศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยตะกอนสลัดจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนในกรุงเทพมหานคร ในการศึกษาครั้งนี้จะขอเรียกตะกอนสลัดจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยชื่อสั้น ๆ ว่าสลัดจ์ชุมชน (sewage sludge) โดยแบ่งการศึกษาออกเป็น 5 ส่วนดังนี้คือ (1) ศึกษาลักษณะและสมบัติของสลัดจ์ชุมชน (2) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชน (3) ศึกษาการคายซัฟของสลัดจ์ที่ผ่านการบำบัดฟีนอล (4) ศึกษาจลนพลศาสตร์ของการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชน และ (5) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสารละลายฟีนอลระหว่างสลัดจ์ที่มีเซลล์จุลินทรีย์ที่มีชีวิตและสลัดจ์ที่ผ่านการฆ่าเชื้อ ผลการศึกษาที่ได้เป็นดังนี้

3.1 ลักษณะและสมบัติของสลัดจ์

สลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้ได้เก็บรวบรวมมาจากลานตากตะกอนของโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนแห่งหนึ่งในกรุงเทพมหานคร ซึ่งเป็นขั้นตอนสุดท้ายของการบำบัดตะกอนก่อนที่นำไปกำจัดหรือใช้ประโยชน์ต่อไป สลัดจ์ที่ใช้เป็นสลัดจ์ที่ผ่านระบบการรีดน้ำมาแล้ว มีสีดำ และมีปริมาณของแข็งอยู่ร้อยละ 20 ต่อน้ำหนักสลัดจ์แห้ง (รูปที่ 3.1) สลัดจ์ที่เก็บรวบรวมได้จะถูกนำมาล้างด้วยน้ำกลั่น จากนั้นนำไปอบที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง (รูปที่ 3.2ก) และบดให้ละเอียด (รูปที่ 3.2ข) ก่อนนำไปใช้ในการศึกษาลักษณะและสมบัติของสลัดจ์



รูปที่ 3.1 ลักษณะทั่วไปของสลัดจ์ชุมชน

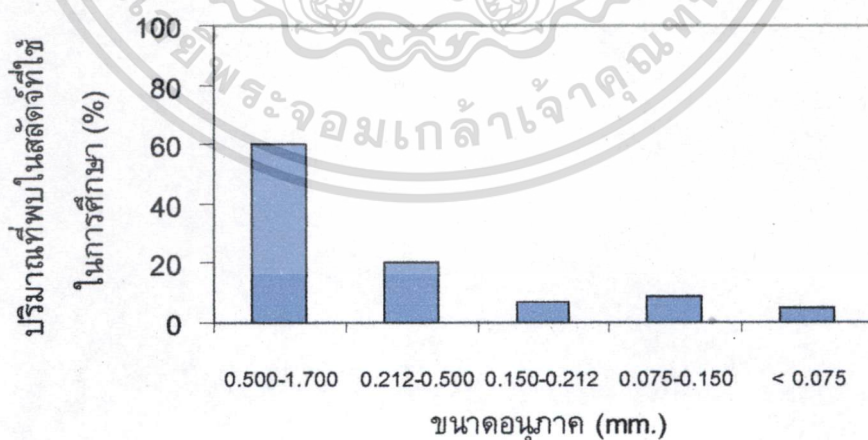
เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



รูปที่ 3.2 ลักษณะของสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษา (ก) ภายหลังจากการอบที่อุณหภูมิ 60 °C เป็นเวลา 24 ชั่วโมง และ (ข) ภายหลังจากการบดละเอียดก่อนนำไปเตรียมสารละลายสลัดจ์

3.1.1 สัดส่วนการกระจายตัวของอนุภาคสลัดจ์

เมื่อนำสลัดจ์ที่ผ่านกระบวนการอบที่อุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมง และผ่านการบดให้ละเอียดดังแสดงในรูปที่ 3.2 (ข) มาวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์การกระจายตัวของขนาดอนุภาคพบว่า สลัดจ์ที่ผ่านการบดมีอนุภาคขนาดต่าง ๆ กันเป็นส่วนประกอบ โดยมีสัดส่วนของอนุภาคที่มีขนาดระหว่าง 0.500-1.700 มิลลิเมตรในปริมาณมากที่สุด รองลงมาคืออนุภาคที่มีขนาดระหว่าง 0.212-0.500 มิลลิเมตร อนุภาคที่มีขนาดระหว่าง 0.075-0.150 มิลลิเมตร และอนุภาคที่มีขนาดระหว่าง 0.150-0.212 มิลลิเมตรตามลำดับ โดยสัดส่วนของขนาดอนุภาคที่มีปริมาณน้อยที่สุดคือ ขนาดเล็กกว่า 0.075 มิลลิเมตร (รูปที่ 3.3)

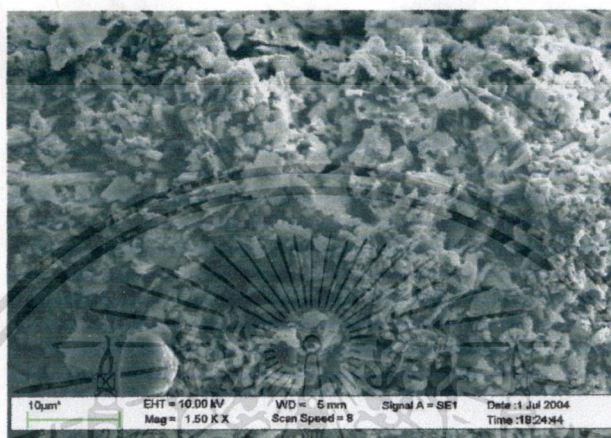


รูปที่ 3.3 เปอร์เซนต์การกระจายตัวของอนุภาคขนาดต่าง ๆ กันในตะกอนสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษา

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

3.1.2 สมบัติทางกายภาพและทางเคมีของสลัดจ์

เมื่อนำสลัดจ์ที่ผ่านการบดละเอียดมาทำการศึกษาลักษณะพื้นผิวและโครงสร้างความเป็นรูพรุนของสลัดจ์ด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope (SEM) ที่กำลังขยาย 1,500 เท่าพบว่า สลัดจ์มีลักษณะพื้นผิวค่อนข้างขรุขระมาก และมีหลุมช่องว่างระหว่างผลึก ที่อาจทำให้สลัดจ์มีสมบัติที่เหมาะสมต่อการยัดจับสารเคมีได้ดี (รูปที่ 3.4)



รูปที่ 3.4 ลักษณะพื้นผิวของสลัดจ์ที่ได้จากเครื่อง Scanning Electron Microscope กำลังขยาย 1,500 เท่า

เมื่อทำการวิเคราะห์หาพื้นที่ผิวจำเพาะของสลัดจ์ด้วยวิธีการดูดซับซีเมทริลินบลู พบว่า สลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้มีพื้นที่ผิวจำเพาะเท่ากับ 44.52 ตารางเมตรต่อกรัม ซึ่งจัดได้ว่าเป็นค่าพื้นที่ผิวจำเพาะที่พบได้ในสลัดจ์ทั่วไป ซึ่งมีพื้นที่ผิวจำเพาะระหว่าง 40-140 ตารางเมตรต่อกรัม (Smith and Coackley, 1983) อย่างไรก็ตามพบว่าสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้มีค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (cation exchange capacity, CEC) สูงกว่าสลัดจ์จากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ (Paper mill sludge) โดยสลัดจ์ที่ใช้มีค่า CEC เท่ากับ 38.18 มิลลิอีควิววาเลนส์ต่อ 100 กรัม ในขณะที่สลัดจ์จากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ (Paper mill sludge) มีค่า CEC เท่ากับ 7.0 มิลลิอีควิววาเลนส์ต่อ 100 กรัม (Callace et al., 2002)

เมื่อนำสลัดจ์ที่ผ่านการอบที่อุณหภูมิ 60 °C เป็นเวลา 24 ชั่วโมงไปตรวจวิเคราะห์หาความชื้น พบว่าสลัดจ์มีความชื้นเหลืออยู่ร้อยละ 11.26 โดยสลัดจ์ที่ผ่านการอบมีค่าพีเอชเท่ากับ 6.82 ซึ่งเป็นค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการมีชีวิตรอยู่ของจุลินทรีย์ในสลัดจ์ Metcalf and Eddy (2003) รายงานว่าจุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วงพีเอช 6.5-7.5 และเมื่อพิจารณาปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนของสลัดจ์ที่ใช้ในการทดลองพบว่า สลัดจ์มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด 25.60 มิลลิกรัมคาร์บอนต่อกรัม โดยสารอินทรีย์ที่พบในสลัดจ์อาจมีแหล่งกำเนิดมาจากตะกอน

ของจุลินทรีย์ส่วนเกินที่ถูกกำจัดออกจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่ง Metcalf and Eddy (2003) รายงานว่าจุลินทรีย์ที่อยู่ในสลัดจ์มีโปรตีนและไขมันเป็นองค์ประกอบหลัก และมีส่วนประกอบหลักเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนประมาณร้อยละ 53 ของเซลล์จุลินทรีย์

จากการศึกษาปริมาณสารอนินทรีย์ที่เป็นส่วนประกอบของสลัดจ์ด้วยเทคนิคเอ็กซ์เรย์ฟลูออเรสเซนซ์ พบว่าสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษามีออกไซด์ของซิลิกาสูงที่สุด รองลงมาคือสารประกอบออกไซด์ของเหล็ก และอะลูมิเนียม ตามลำดับ (ตารางที่ 3.1) เมื่อพิจารณาปริมาณโลหะอื่นๆที่พบในสลัดจ์พบว่า สลัดจ์ที่นำมาทดลองมีสารประกอบของทองแดงในปริมาณสูงที่สุด รองลงมาคือโครเมียม ไททาเนียม สังกะสี แมงกานีส และสารหนู ตามลำดับ โดยโลหะเหล่านี้อาจมีแหล่งที่มาจากน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัด จากการเปรียบเทียบผลการวิเคราะห์ที่ได้กับผลการวิเคราะห์ปริมาณสารอนินทรีย์ในสลัดจ์จากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ (Calace et al., 2003) พบว่า สลัดจ์ทั้งสองชนิดมีองค์ประกอบทางเคมีในแง่ของสารอนินทรีย์ใกล้เคียงกัน กล่าวคือมีออกไซด์ของซิลิกาเป็นองค์ประกอบสูงสุด แสดงถึงแนวโน้มของการดูดซับตัวถูกละลายที่มีขั้วได้ดี เนื่องจากภายในโครงสร้างของสารอนินทรีย์จำพวกซิลิกา (SiO_2) บริเวณพื้นระระหว่างซิลิคอนและออกซิเจน มีความแตกต่างของสภาพไฟฟ้าลบ (Electronegativity) สูง เป็นผลให้โครงสร้างกลายเป็นสารที่มีขั้ว (Ionic structure) สามารถดูดซับสารประกอบฟีนอลที่มีขั้วได้ (Aksu and Yerner, 2001)

ตารางที่ 3.1 ชนิดและปริมาณสารอนินทรีย์ที่เป็นส่วนประกอบในสลัดจ์ชุมชน

องค์ประกอบ	ค่าที่วัดได้ (%)	องค์ประกอบ	ค่าที่วัดได้ (%)
SiO_2	35.80	CuO	1.96
Fe_2O_3	13.00	Cr_2O_3	0.88
Al_2O_3	12.40	TiO_2	0.80
SO_3	10.10	ZnO	0.67
P_2O_5	9.78	MnO	0.50
CaO	9.36	As_2O_3	0.50
MgO	1.98	อื่นๆ	0.88
K_2O	1.69		

เมื่อทำการวิเคราะห์ปริมาณโลหะในสลัดจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนทั้งในรูปชะละลายและไม่สามารถชะละลายได้หมด พบว่าสลัดจ์ชุมชนที่ใช้ในการศึกษานี้มีโลหะหนักจำพวกทองแดงปนเปื้อนในปริมาณสูงที่สุด รองลงมาคือ โครเมียม สังกะสี และนิกเกิล ตามลำดับ (ตารางที่ 3.2) ปริมาณโลหะที่พบในสลัดจ์ที่ใช้ในการทดลองนี้มีค่าใกล้เคียงกับปริมาณโลหะที่พบในสลัดจ์

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ทั่วไป (Metcalf and Eddy, 2003) และเมื่อพิจารณาปริมาณโลหะชะละลายออกจากสลัดจ์ด้วย สารสกัด (Extraction fluid) ชนิดต่างๆ พบว่าสลัดจ์มีปริมาณโลหะชะละลายไม่เกินค่ามาตรฐาน ตามวิธีต่างๆ กล่าวคือสลัดจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนที่นำมาทดลองไม่จัดเป็นสารที่ถูกชะล้างได้ (Leachable substances) ตามประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 6 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2540) และหน่วยงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมของประเทศอเมริกา (US.EPA) (EPA, 1992) อีกทั้งยังพบว่า การปรับค่าพีเอชของสารละลายสลัดจ์ด้วยกรดซัลฟิวริกให้เป็น 6 มีเพียงโลหะทองแดง และ สังกะสีชะออกมาเท่านั้น โดยมีโลหะทองแดงชะออกมามากกว่าสังกะสีอยู่ 10 เท่า

ตารางที่ 3.2 ปริมาณโลหะทั้งหมดและโลหะชะละลายในสลัดจ์

ปริมาณ	ทองแดง	สังกะสี	โครเมียม	นิกเกิล
โลหะทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม)	5,809±205	1,774 ± 14	2,476 ± 68	324 ± 25
โลหะชะละลาย (มิลลิกรัมต่อลิตร)				
- จากการชะด้วยกรดซัลฟิวริก	26.9 ± 0.60	10.0 ± 0.01	0.1 ± 0.01	3.5 ± 0.01
- จากการชะด้วยกรดอะซิติก	4.9 ± 0.14	0.3 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.2 ± 0.02
- จากการชะด้วยน้ำกลั่น	1.4 ± 0.05	0.3 ± 0.00	0.08 ± 0.01	0.3 ± 0.07
- จากการชะด้วยกรดซัลฟิวริกที่พีเอช 6	0.3 ± 0.04	0.03 ± 0.00	-	-

จากการตรวจวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ในสารละลายสลัดจ์พบว่า สารละลายสลัดจ์ที่ใช้เป็นตัวดูดซับในการศึกษาครั้งนี้มีเซลล์จุลินทรีย์ที่ยังมีชีวิต (viable microorganisms) โดยมีปริมาณจุลินทรีย์ทั้งหมดถึง 2.8×10^7 CFU ต่อ 1 มิลลิลิตรของสารละลายสลัดจ์ จากตรวจวิเคราะห์ชนิดของจุลินทรีย์ที่เป็นส่วนประกอบในสารละลายสลัดจ์ 5% w/v พบว่ามีแบคทีเรีย และ รา เป็นองค์ประกอบหลัก (ตารางที่ 3.3) ซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้มีศักยภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลได้ (Aksu et al., 1999; Aksu, 2005; Jainlong et al., 2000)

ตารางที่ 3.3 ปริมาณจุลินทรีย์ในสารละลายสลัดจ์

ชนิด	Colony Forming Units (CFU/ml)
จุลินทรีย์ทั้งหมด	2.8×10^7
แบคทีเรีย	1.0×10^6
รา	3.3×10^5
ยีสต์	ไม่พบ

3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชน

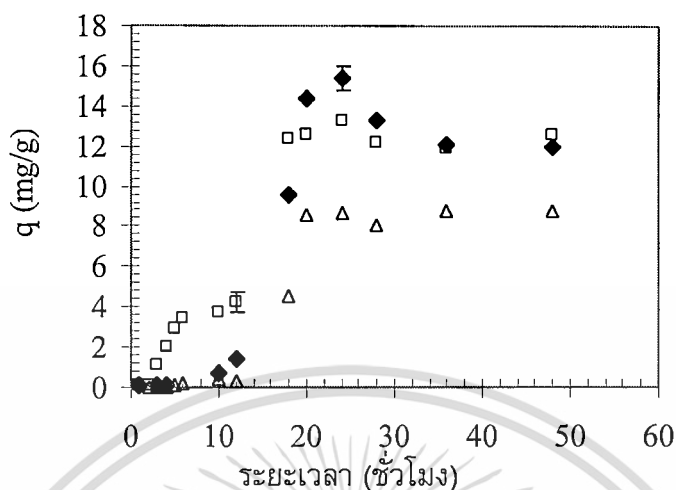
การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชน ทำการทดสอบโดยใช้วิธีการศึกษาแบบแบตช์ (Batch) ปัจจัยที่ทำการศึกษาได้แก่ ระยะเวลาสัมผัส ความเร็วรอบในการสัมผัส ค่าพีเอชของสารละลาย ความเข้มข้นของสลัดจ์ ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารละลายฟีนอล และผลของโลหะชะละลาย มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

3.2.1 ระยะเวลาสัมผัส

ในการศึกษาปัจจัยต่าง ๆ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ สิ่งที่สำคัญคือปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นต้องเป็นปฏิกิริยา ณ สภาวะสมดุล ดังนั้นในเบื้องต้นจึงได้ทำการศึกษาถึงระยะเวลาที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารละลายฟีนอลกับสลัดจ์ ณ สมดุล โดยเลือกความเข้มข้นของฟีนอลที่ทำการศึกษา 3 ค่าได้แก่ 50, 100, และ 125 มิลลิกรัมต่อลิตร และแปรค่าระยะเวลาสัมผัสระหว่างสารละลายฟีนอลและตะกอนสลัดจ์ตั้งแต่ 1 ชั่วโมง ถึง 48 ชั่วโมง พบว่าระยะเวลาสัมผัสมีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล ดังแสดงในรูปที่ 3.5

จากการศึกษาผลของระยะเวลาสัมผัสต่อความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ (รูปที่ 3.5) พบว่าภายหลังจาก 2 ชั่วโมงเป็นต้นไป ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น เมื่อเพิ่มระยะเวลาสัมผัสมากขึ้นจนกระทั่งถึง 20 ชั่วโมง เมื่อเวลาสัมผัสเพิ่มขึ้นตั้งแต่ 20 ชั่วโมงเป็นต้นไป ความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีแนวโน้มคงที่ในทุกๆ ความเข้มข้นที่ทำการทดสอบ ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องจากในช่วง 1-2 ชั่วโมงแรกจุลินทรีย์จะอยู่ในช่วงของการปรับตัวให้เข้ากับระบบใหม่ ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลค่อนข้างคงที่ และเมื่อเวลาผ่านไป 4 ชั่วโมง ปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลจึงจะเริ่มต้นอย่างชัดเจน ดังจะเห็นได้จากปฏิกิริยาการบำบัดจะดำเนินไปอย่างรวดเร็ว ซึ่งในช่วงนี้มีความสามารถในการกำจัดสารละลายฟีนอลสูงถึงประมาณร้อยละ 60 หลังจากนั้นปฏิกิริยาจะ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้



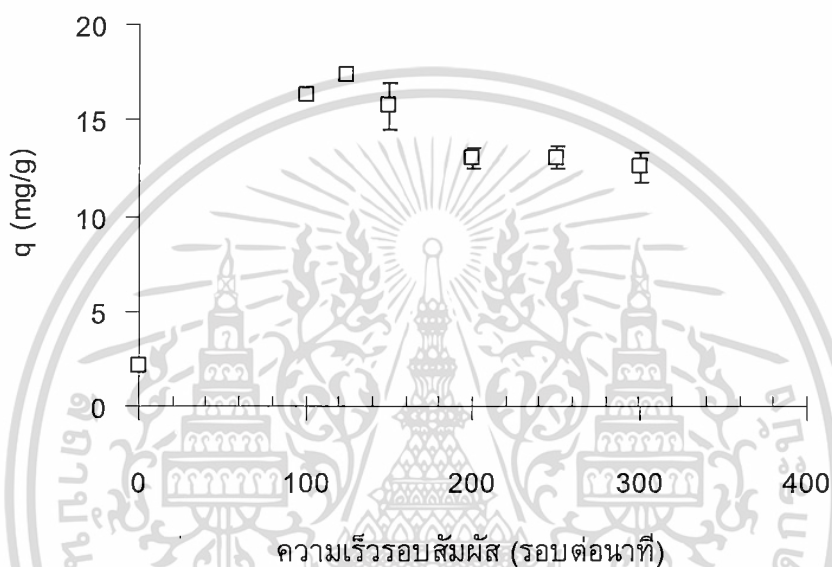
รูปที่ 3.5 ผลของระยะเวลาสัมผัสต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลที่มีความเข้มข้นต่างๆกัน; (Δ), 50 มิลลิกรัมต่อลิตร, (□), 100 มิลลิกรัมต่อลิตร, (◆) 125 มิลลิกรัมต่อลิตร แถบความผิดพลาด (error bar) แสดงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าเฉลี่ย หากไม่ปรากฏแสดงว่ามีค่าน้อยมาก

ดำเนินไปด้วยอัตราที่ช้าลง จนกระทั่งปฏิกิริยาเข้าสู่สภาวะสมดุลที่ 20 ชั่วโมง ดังนั้นเพื่อให้แน่ใจว่าทุกปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอลได้ถูกทดสอบ ณ สภาวะสมดุล ในการศึกษาครั้งนี้จึงเลือกใช้เวลาสัมผัส 24 ชั่วโมงเป็นระยะเวลาที่ใช้ในการทดสอบปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์

เมื่อเปรียบเทียบระยะเวลาการเข้าสู่สภาวะสมดุลของปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชนที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้กับระยะเวลาที่ใช้ในปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์จากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ (Aksu and Yener, 1998) พบว่าสลัดจ์ชุมชนที่ใช้ในการทดลองครั้งนี้ใช้ระยะเวลาเข้าสู่สมตลุนานกว่าสลัดจ์จากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ โดยปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์จากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษใช้ระยะเวลาเข้าสู่สมตลเพียง 4 ชั่วโมง (Aksu and Yener, 1998) ซึ่งความแตกต่างที่เกิดขึ้นอาจมีสาเหตุมาจากแหล่งที่มาของสลัดจ์ โดยสลัดจ์ที่ใช้ในการทดลองของ Aksu and Yener (1998) เป็นสลัดจ์ที่เก็บรวบรวมมาจากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ ซึ่งมีการใช้ฟีนอลเป็นสารฟอกเยื่อกระดาษ ทำให้จุลินทรีย์ในสลัดจ์มีความคุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีฟีนอลเป็นส่วนประกอบ ปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลจึงดำเนินต่อไปได้โดยที่จุลินทรีย์ไม่ต้องผ่านกระบวนการปรับตัวให้เข้ากับระบบใหม่

3.2.2 ความเร็วรอบ

การศึกษาผลของความเร็วยรอบสัมผัสต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ โดยปรับความเร็วยรอบสัมผัสของเครื่องเขย่าให้มีค่าแตกต่างกัน 7 ระดับคือ 0, 100, 125, 150, 200, 250, และ 300 รอบต่อนาที พบว่า ความเร็วยรอบสัมผัสมีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล ดังแสดงในรูปที่ 3.6



รูปที่ 3.6 ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ความเร็วยรอบต่างๆกันของเครื่องเขย่า แถบความผิดพลาด (error bar) แสดงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าเฉลี่ย หากไม่ปรากฏแสดงว่ามีค่าน้อยมาก

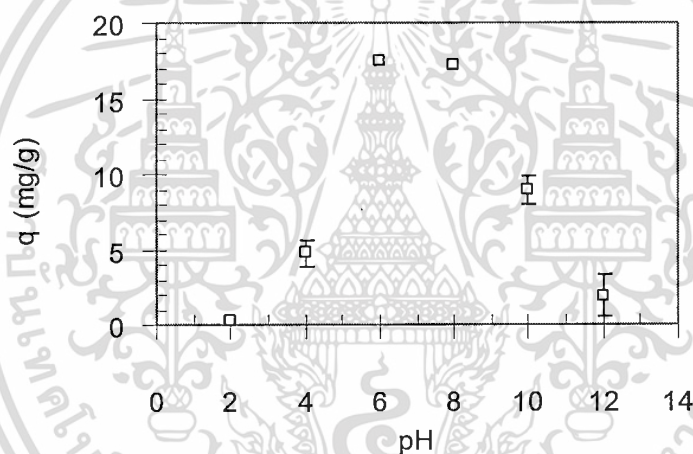
จากการศึกษาผลของความเร็วยรอบสัมผัสต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชน พบว่าเมื่อความเร็วยรอบสัมผัสเพิ่มขึ้น ทำให้ความสามารถในการกำจัดมีค่าสูงขึ้น สลัดจ์มีความสามารถในการกำจัดสารละลายฟีนอลสูงสุดที่ความเร็วยรอบสัมผัส 125 รอบต่อนาที โดยความสามารถในการกำจัดมีค่าเท่ากับ 17.3 ± 0.41 มิลลิกรัมต่อกรัม หรือคิดเป็นร้อยละ 95 (รูปที่ 3.6) ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องจากเมื่ออัตราการปั่นกววนเพิ่มขึ้น ทำให้พลังงานจลน์ในการเคลื่อนที่ของอนุภาคสลัดจ์สูงขึ้น ส่งผลให้โอกาสการสัมผัสกันระหว่างอนุภาคของสลัดจ์และโมเลกุลของฟีนอลมีมากขึ้น และเมื่อเพิ่มความเร็วยรอบในการเขย่าให้สูงกว่า 125 รอบต่อนาที ประสิทธิภาพในการบำบัดกลับมีค่าลดลง ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องจากความแรงของการเขย่ามีมากเกินไป ส่งผลให้อนุภาคของสลัดจ์และโมเลกุลของฟีนอลมีพลังงานในการเคลื่อนที่มากเกินไป จนโอกาสสัมผัสกันระหว่างอนุภาคทั้งสองมีค่าลดลง นอกจากนี้การเพิ่มอัตราการปั่นกววน อาจส่งผลต่อให้อุณหภูมิ

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ภายในระบบมีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งผลการทดลองของ Gulnaz et al. (2004) พบว่าการเพิ่มอุณหภูมิของระบบ ส่งผลให้สลัดจ์มีความสามารถในการบำบัดสีย้อมลดลง

3.2.3 ค่าพีเอช

การศึกษาผลของค่าพีเอชต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชน เมื่อใช้สารละลายสลัดจ์เข้มข้น 5 กรัมต่อลิตร สารละลายฟีนอลที่ความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยปรับค่าพีเอชของสารละลายเป็น 2, 4, 6, 8, 10, และ 12 ด้วยสารละลายกรดซัลฟิวริก หรือสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์เข้มข้น 1 โมลาร์ และทำการเขย่าด้วยความเร็วรอบสัมผัส 125 รอบต่อนาที เป็นเวลา 24 ชั่วโมง พบว่าพีเอชของสารละลายมีผลอย่างยิ่งต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ (รูปที่ 3.7)



รูปที่ 3.7 ผลของค่าพีเอชต่อความสามารถในการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ แถบความผิดพลาด (error bar) แสดงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าเฉลี่ย หากไม่ปรากฏแสดงว่ามีค่าน้อยมาก

จากรูปที่ 3.7 พบว่าพีเอชของสารละลายมีผลอย่างชัดเจนต่อความสามารถของสลัดจ์ในการบำบัดสารละลายฟีนอล ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีค่าสูงสุด เมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าอยู่ในช่วงระหว่าง 6-8 โดยความสามารถในการบำบัดสูงสุดมีค่าเท่ากับ 17.3 ± 0.17 มิลลิกรัมต่อกรัม เมื่อใช้สารละลายสลัดจ์เข้มข้น 5 กรัมต่อลิตร และสารละลายฟีนอลที่มีความเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่เมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าน้อยกว่า 6 หรือ สูงกว่า 8 ทำให้ความสามารถในการบำบัดมีแนวโน้มลดลง ทั้งนี้ผลการทดลองที่ได้มีลักษณะใกล้เคียงกับผลการทดลองของ Jianlong et al. (2000) ที่ใช้สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในการบำบัดสารละลายเพนตะคลอโรฟีนอลพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดสูงสุดที่พีเอช 6 โดยเมื่อลดค่าพีเอช

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

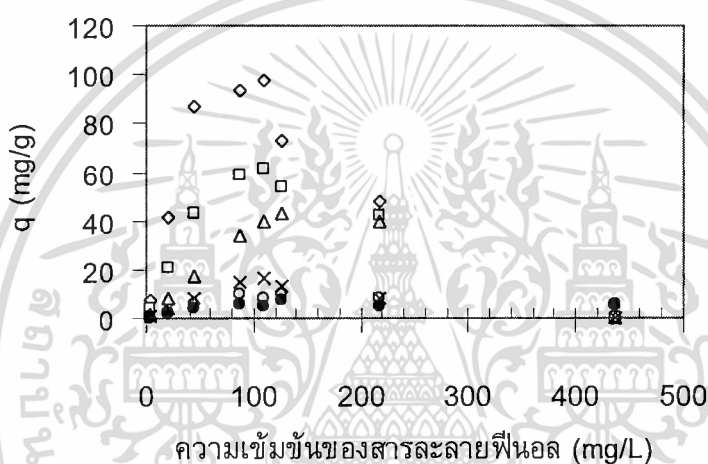
จาก 8 เป็น 6 ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารละลายฟีนอลเพิ่มขึ้นจาก 2.01 เป็น 3.04 มิลลิกรัมต่อลิตร

ผลของค่าพีเอชต่อความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ สามารถอธิบายได้เป็น 2 กรณีดังนี้คือ พีเอชมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์และมีผลต่อความมีประจุของสลัดจ์และฟีนอล กรณีแรกพีเอชมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เมื่อพิจารณาจากอิทธิพลของสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อการอาศัยและมีชีวิตอยู่ของจุลินทรีย์ในสลัดจ์ พบว่าจุลินทรีย์สามารถมีชีวิตอยู่ในช่วงพีเอช 4.0-9.5 และสามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วง พีเอช 6.5-7.5 (Metcalf and Eddy, 2003) ด้วยเหตุนี้เองจึงอาจเป็นสาเหตุที่ทำให้ความสามารถของสลัดจ์ในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีแนวโน้มลดลง เมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าต่ำกว่า 6 และสูงกว่า 8 ซึ่งเป็นผลเนื่องมาจากสภาวะดังกล่าวไม่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และในกรณีที่สองอาจเกิดเนื่องมาจากผลของพีเอชต่อความมีประจุของทั้งอนุภาคสลัดจ์และโมเลกุลฟีนอล พื้นผิวของสลัดจ์มีลักษณะประจุบวกเท่ากับประจุลบเมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าเท่ากับ 3 (Aksu and Yerner, 1998; 2001) ดังนั้นเมื่อสารละลายมีค่าพีเอชต่ำกว่า 3 บริเวณพื้นผิวหน้าของสลัดจ์มีแนวโน้มเป็นประจุบวก และมีลักษณะความเป็นประจุลบเป็นส่วนใหญ่ เมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าสูงกว่า 3 สำหรับสารละลายฟีนอลที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส พบว่าฟีนอลมีค่าการแตกตัวของกรดอ่อน (pK_a) 9.82 กล่าวคือฟีนอลจะอยู่ในรูปฟีนอลเลต ($C_6H_5COO^-$) เมื่อสารละลายมีค่าพีเอชมากกว่า 9.82 และอยู่ในรูปไม่มีประจุหรือเป็นกลาง (C_6H_5COOH) เมื่อสารละลายมีค่าพีเอชน้อยกว่า 9.82 ในกรณีที่พีเอชของสารละลายมีค่าเพิ่มขึ้นจาก 2 เป็น 8 ความสามารถในการบำบัดมีค่าเพิ่มขึ้น เป็นผลเนื่องมาจาก ณ พีเอชในช่วง 2-8 สารละลายประกอบด้วยฟีนอลเป็นส่วนใหญ่ ฟีนอลจัดเป็นโมเลกุลที่มีขั้วเนื่องจากความสามารถในการดึงดูดอิเล็กตรอนที่ไม่เท่ากันของคาร์บอนอะตอมและออกซิเจนอะตอม ทำให้ฟีนอลสามารถทำปฏิกิริยากับพื้นผิวหน้าของสลัดจ์มีความเป็นประจุลบด้วยแรงเหนี่ยวนำทางไฟฟ้า (Electrostatic attractions) นอกจากนี้เมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าเพิ่มขึ้นจาก 2 เป็น 8 สัดส่วนของฟีนอลเลตมีมากขึ้นในสารละลาย และสามารถเข้าทำปฏิกิริยากับผิวของสลัดจ์ได้ เนื่องจากในสภาวะที่เป็นกรดนี้จะมีไฮโดรเนียมไอออน (H_3O^+) ในสารละลายจะเข้าจับกับประจุลบของผิวสลัดจ์ด้วยแรงเหนี่ยวนำทางไฟฟ้า (Electrostatic attractions) ทำให้บริเวณพื้นผิวของอนุภาคสลัดจ์กลายเป็นประจุบวก สามารถทำปฏิกิริยากับฟีนอลเลตได้ ดังนั้นประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลจึงมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าเพิ่มขึ้นจาก 2 เป็น 8 เมื่อพิจารณาในกรณีสภาวะเบส (ช่วงพีเอช 8-12) ประจุลบของสลัดจ์จะผลักรับประจุลบของฟีนอลเลต อีกทั้งฟีนอลเลตเป็นโมเลกุลที่มีขั้วและมีประจุ จึงสามารถละลายน้ำได้ดี ทำให้ความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์จึงมีค่าลดลง เมื่อสารละลายมีค่าพีเอชเพิ่มขึ้นจาก 8 เป็น 12

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

3.2.4 ความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลและปริมาณสลัดจ์

การศึกษาผลของความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์ ทำได้โดยใช้แปรค่าความเข้มข้นของฟีนอลที่ใช้ในการ และกำหนดให้ค่าความเข้มข้นของสลัดจ์ที่ใช้มีค่าคงที่ ในทางกลับกันการศึกษาผลของปริมาณสารละลายสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอล ทำได้โดยใช้แปรค่าความเข้มข้นของสารละลายสลัดจ์ที่ใช้จาก 5 กรัมต่อลิตร จนถึง 10 กรัมต่อลิตร และกำหนดให้ความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลมีค่าคงที่ ผลการทดลองดังแสดงในรูปที่ 3.8



รูปที่ 3.8 ผลของความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์ เมื่อใช้สลัดจ์ปริมาณต่างๆ (\diamond), 0.5 กรัมต่อลิตร; (\square), 1.0 กรัมต่อลิตร; (Δ), 2.5 กรัมต่อลิตร; (\times), 5.0 กรัมต่อลิตร; (\circ), 7.5 กรัมต่อลิตร; (\bullet), 10 กรัมต่อลิตร.

จากรูปที่ 3.8 พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารละลายฟีนอล โดยผลของความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลต่อความสามารถในการบำบัดของสลัดจ์มีแนวโน้มการเปลี่ยนแปลงที่คล้ายคลึงกัน ในทุกๆ ปริมาณสารละลายสลัดจ์ที่ทำการทดสอบ นั่นคือประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์มีค่าสูงขึ้น เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลจาก 4 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 110 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยแนวโน้มการเพิ่มขึ้นสามารถเห็นได้ชัดเจนเมื่อใช้ปริมาณสลัดจ์ 0.5-2.5 กรัมต่อลิตร ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องมาจากการเพิ่มความเข้มข้นของฟีนอล ทำให้มีโมเลกุลของฟีนอลในระบบมากขึ้น ส่งผลให้โอกาสในการเกิดปฏิกิริยาระหว่างโมเลกุลฟีนอลกับอนุภาคสลัดจ์มีค่าสูงขึ้นตามไปด้วย อย่างไรก็ตามพบว่าเมื่อความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลมีค่าสูงกว่า 110 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์กลับมีค่าลดลง ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องมาจากความสามารถของสารละลายฟีนอลใน

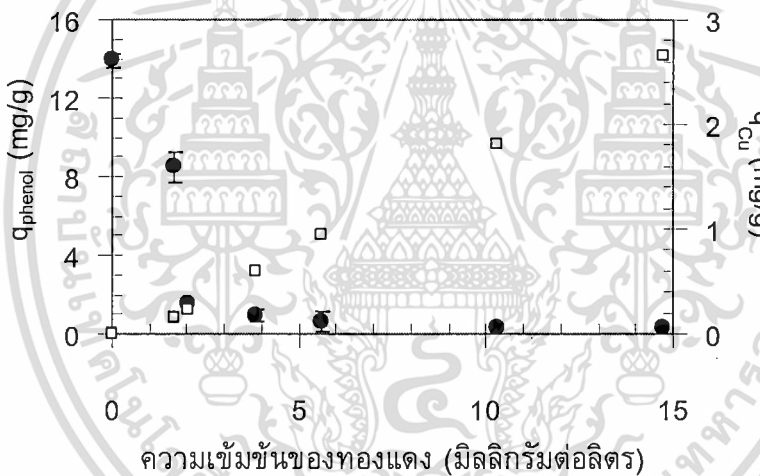
การยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ งานวิจัยที่ผ่านมาได้แสดงให้เห็นว่าสารละลายฟีนอลมีสมบัติในการยับยั้งการเจริญเติบโตและกิจกรรมต่างๆของจุลินทรีย์ได้ (Fang and Chan, 1997; Welp and Brümmer, 1999) Verschueren (1996) รายงานว่า สารละลายฟีนอลที่ความเข้มข้น 64 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียบางชนิดได้เมื่อได้รับระยะเวลาสัมผัสเพียง 16 ชั่วโมง

เมื่อเปรียบเทียบผลของความเข้มข้นของฟีนอลต่อประสิทธิภาพการบำบัดของสลัดจ์ที่ได้จากงานวิจัยนี้กับผลงานวิจัยของ Aksu and Akpinar (2000) และงานวิจัย Aksu and Yerner (2001) พบว่ามีความแตกต่างกัน โดยงานวิจัยของ Aksu and Akpinar (2000) และงานวิจัย Aksu and Yerner (2001) ไม่พบระดับความเข้มข้นฟีนอลที่ยับยั้งประสิทธิภาพการทำงานของสลัดจ์ โดยสลัดจ์ยังสามารถบำบัดสารละลายฟีนอลเข้มข้นได้สูงถึง 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ความแตกต่างที่เกิดขึ้นสันนิษฐานว่ามีสาเหตุมาจากแหล่งที่มาของสลัดจ์ โดยสลัดจ์ที่ใช้ในงานวิจัยของ Aksu และคณะ (Aksu and Akpinar, 2000; Aksu and Yerner, 2001) เป็นสลัดจ์ที่เก็บรวบรวมมาจากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ ซึ่งมีการใช้ฟีนอลเป็นสารฟอกเยื่อกระดาษ ทำให้จุลินทรีย์ในสลัดจ์มีการปรับตัวและความคุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีฟีนอลเป็นส่วนประกอบ ปฏิบัติการบำบัดสารละลายฟีนอลจึงดำเนินต่อไปได้แม้ว่าความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลในน้ำจะมีค่าสูงถึง 500 มิลลิกรัมต่อลิตร

เมื่อพิจารณาผลของปริมาณสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล (รูปที่ 3.8) พบว่าความสามารถในการบำบัดฟีนอลมีค่าลดลงจาก 94 มิลลิกรัมต่อกรัม เป็น 5 มิลลิกรัมต่อกรัม เมื่อเพิ่มปริมาณสารละลายสลัดจ์ในระบบจาก 0.5 กรัมต่อลิตรเป็น 10 กรัมต่อลิตร ลักษณะเช่นนี้ได้ตรวจพบในทุกๆ ความเข้มข้นของฟีนอลที่ทำการทดสอบ ปริมาณสารละลายสลัดจ์ที่เพิ่มขึ้นควรทำให้มีจำนวนเซลล์ที่มากขึ้น ดังนั้นในทางทฤษฎีแล้วควรต้องมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลสูงขึ้น แต่ผลที่ได้ตรงข้ามกับที่คาดการณ์ไว้ อย่างไรก็ตามผลการทดลองที่ได้มีลักษณะสอดคล้องกับงานวิจัยของ Brandt et al. (1997) และ Jianlong et al. (2000) ทั้งนี้อาจเป็นผลที่เกี่ยวกับโอกาสที่โมเลกุลของฟีนอลเข้าทำปฏิกิริยากับผิวหน้าของเซลล์ และผลของตัวถูกละลายอื่นๆในสารละลายที่สามารถแย่งจับกับฟีนอล สำหรับข้อสันนิษฐานแรกเกี่ยวกับโอกาสที่โมเลกุลของฟีนอลเข้าทำปฏิกิริยากับผิวหน้าของเซลล์ เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของปริมาณสลัดจ์ ย่อมหมายถึงความหนาแน่นที่เพิ่มขึ้นของเซลล์จุลินทรีย์ที่มีในระบบ ส่งผลให้เซลล์อยู่ชิดกันมาก จนทำให้โอกาสที่โมเลกุลของฟีนอลเข้าทำปฏิกิริยากับผิวหน้าของเซลล์ลดลง ข้อสันนิษฐานที่สองเกี่ยวเนื่องกับการเพิ่มปริมาณสารละลายสลัดจ์ที่ใช้ ส่งผลให้มีปริมาณโลหะหนักชะละลายในระบบเพิ่มขึ้นตามปริมาณสลัดจ์ที่เพิ่มขึ้น ทำให้ในระบบมีโลหะที่สามารถเข้าแย่งจับบริเวณพื้นผิวของสลัดจ์แทนโมเลกุลฟีนอล ส่งผลให้ความสามารถในการบำบัดฟีนอลมีค่าลดลง

3.2.5 ผลของโลหะหนักต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล

การศึกษาผลของโลหะหนักต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ (organic-metal ion mixtures) ทำได้โดยใช้สลัดจ์ปริมาณ 5 กรัมต่อลิตรในการบำบัดสารละลายฟีนอลเข้มข้น 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งในสารละลายฟีนอลจะผสมสารละลายทองแดงในระดับความเข้มข้นต่าง ๆ กันดังนี้คือ 0, 0.5, 1.0, 3.0, 5.0, 10.0, และ 15 มิลลิกรัมต่อลิตร ปรับค่าพีเอช 6 เขย่าที่ความเร็ว 125 รอบต่อนาที เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง เหตุผลในการเลือกทองแดงเป็นโลหะที่ทำการศึกษาในครั้งนี้ เนื่องจากเป็นโลหะที่มีการชะละลายออกมาจากสลัดจ์ที่ใช้ในการศึกษาในปริมาณสูงสุด (ตารางที่ 3.2) จากการศึกษาพบว่าโลหะทองแดงมีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารละลายฟีนอล ดังรูปที่ 3.9



รูปที่ 3.9 ผลของโลหะทองแดง (□) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดสารละลายฟีนอล (●) ด้วยสลัดจ์ แถบความผิดพลาด (error bar) แสดงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าเฉลี่ย หากไม่ปรากฏแสดงว่ามีค่าน้อยมาก

จากรูปที่ 3.9 พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ชุมชนมีค่าแตกต่างกันไป ขึ้นกับความเข้มข้นของโลหะทองแดงในสถานะตัวถูกละลายร่วมกับฟีนอลในสารละลาย โดยความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีค่าสูงสุดที่ 14 มิลลิกรัมต่อกรัม ในสภาวะที่ไม่มีทองแดงเป็นตัวถูกละลายร่วม ความสามารถในการบำบัดฟีนอลมีค่าลดลงเหลือเพียง 0.3 มิลลิกรัมต่อกรัม เมื่อความเข้มข้นของโลหะทองแดงในสารละลายฟีนอลมีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 15 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้ผลการทดลองที่ได้สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Aksu et al. (1999) และ Aksu and

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

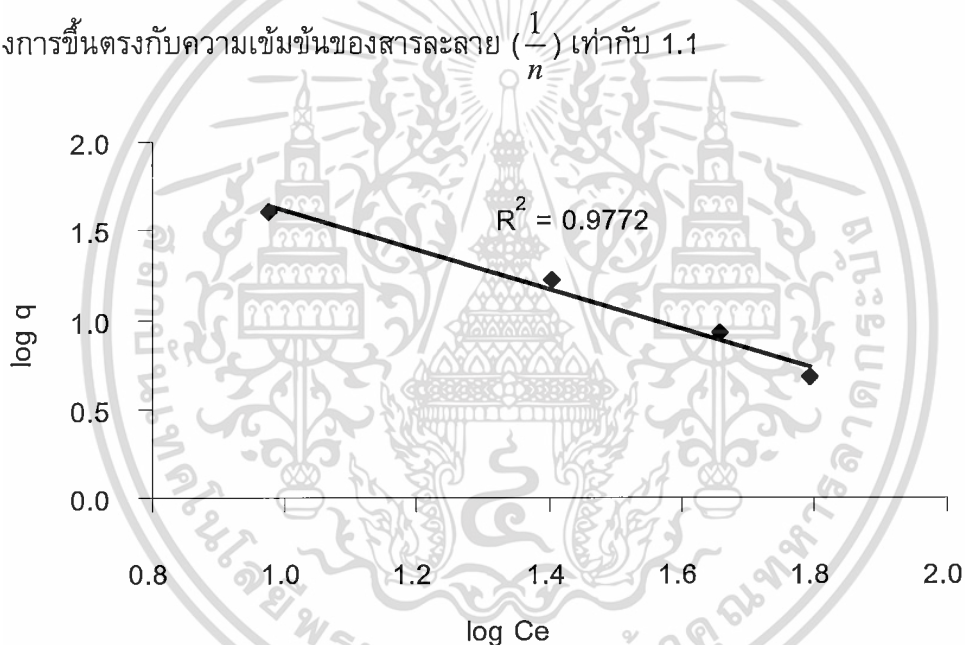
Akpinar (2001) โดยการทดลองของ Aksu et al. (1999) ได้ใช้สลัดจ์ในการบำบัดสารละลายผสมระหว่างฟีนอลกับโลหะนิกเกิลที่ความเข้มข้นต่างๆพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลลดลงเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของโลหะนิกเกิลในสารละลาย โดยเฉพาะในกรณีของการใช้สารละลายฟีนอล 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ผสมกับสารละลายนิกเกิล 0-500 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลายฟีนอลลดลงเหลือร้อยละ 24.7-12.6 ตามลำดับ เช่นเดียวกับผลการศึกษาของ Aksu and Akpinar (2001) ที่ใช้สลัดจ์จากระบบบำบัดแบบไร้อากาศในการบำบัดสารละลายผสมระหว่างฟีนอลกับโลหะโครเมียมที่ความเข้มข้นต่างๆ พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลลดลงเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของโลหะโครเมียม ในกรณีที่ใช้สารละลายฟีนอล 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ผสมกับสารละลายโครเมียม 0-500 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลายฟีนอลลดลงเหลือร้อยละ 36.6-17.0 ตามลำดับ

สาเหตุที่สลัดจ์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลได้น้อยลง เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของโลหะทองแดงในสารละลายฟีนอล อาจเป็นผลเนื่องมาจากความสามารถในการเข้าทำปฏิกิริยาของตัวถูกละลายกับพื้นผิวของสลัดจ์ สลัดจ์คือชีวมวลส่วนเกินที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นบริเวณที่เกิดการทำปฏิกิริยากับสารเคมีจะเป็นบริเวณผนังเซลล์ของจุลินทรีย์ที่ประกอบด้วยพอลิฟอสฟอไรต์ โปรตีน และโพลีแซคคาไรด์เป็นส่วนประกอบสำคัญ ซึ่งสารเหล่านี้จะมีหมู่พันธะอะมิโน คาร์บอกซิล ฟอสเฟต และซัลเฟต ที่สามารถเกิดพันธะกับโลหะจำพวกทองแดง นิกเกิล และโครเมียมได้ดี (Aksu et al., 1991) ซึ่งในขั้นตอนของปฏิกิริยาการใช้สลัดจ์ดูดซับโลหะหนักเป็นกลไกการดูดซับทางกายภาพ เพียงแค่โมเลกุลทองแดงสัมผัสกับอนุภาคสลัดจ์ก็จะเกิดการดูดซับทันที เนื่องจากโมเลกุลทองแดงมีขนาดเล็กกว่าโมเลกุลฟีนอล และทองแดงมีค่าอิเล็กโตรเนกาติวิตีสูง (Electronegativity) อีกทั้งอาจมีกลไกอื่นๆเข้ามาเกี่ยวข้องเช่น การเกิดสารประกอบเชิงซ้อน ปฏิกิริยารีดอกซ์ การตกตะกอน และการแลกเปลี่ยนไอออนบริเวณผิวของสลัดจ์ เป็นต้น ปฏิกิริยาการดูดซับจึงใช้ระยะเวลาสั้นซึ่งตรงข้ามกับกลไกการกำจัดสารละลายฟีนอล ที่ต้องใช้ระยะเวลาสัมผัสนานในการส่งผ่านเซลล์เข้าสู่กระบวนการเมตาบอลิซึมเพื่อกำจัด อีกทั้งอาจเป็นอิทธิพลของตัวถูกละลายเช่น น้ำหนัก ขนาดและโครงสร้างโมเลกุลกล่าวคือ ทองแดงมีขนาดโมเลกุลเล็กกว่าฟีนอล จึงเข้าดูดซับภายในรูพรุน หรือผิวขรุขระของสลัดจ์ได้ดีกว่าโมเลกุลของฟีนอล ประสิทธิภาพการกำจัดสารละลายฟีนอลจึงลดลงเมื่อความเข้มข้นของทองแดงเพิ่มขึ้น

3.3 ไอโซเทอร์มของปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์

สลัดจ์สามารถบำบัดสารเคมีที่ปนเปื้อนในน้ำด้วยกระบวนการที่เรียกว่าการดูดซับทางชีวภาพ (biosorption) (Aksu, 2005) นั่นคือการใช้ผนังเซลล์ของจุลินทรีย์เป็นตัวดูดซับสารเคมี ดังนั้นความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของฟีนอลที่ถูกดูดซับทางชีวภาพ (q) และความเข้มข้นของ

ฟีนอลที่เหลือในสารละลายจึงสามารถอธิบายความสัมพันธ์ได้ด้วยสมการไอโซเทอร์มของการดูดซับ ในการศึกษาไอโซเทอร์มของปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอล ทำได้โดยใช้สลัดจ์ในปริมาณต่างกันคือ 2.5, 5.0, 7.5 หรือ 10 กรัมต่อลิตร ในการบำบัดสารละลายฟีนอลความเข้มข้น 125 มิลลิกรัมต่อลิตร จากนั้นปรับค่าพีเอชเป็น 6 เขย่าที่ความเร็ว 125 รอบต่อนาที เป็นเวลา 24 ชั่วโมง เมื่อเข้าสู่สภาวะสมดุล นำผลที่ได้มาหาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณฟีนอลที่ถูกกำจัดต่อปริมาณสลัดจ์ (q , mg/g) และความเข้มข้นฟีนอลที่เหลืออยู่ (C_e , มิลลิกรัมต่อลิตร) พบว่าความสัมพันธ์ของการใช้สลัดจ์ในการบำบัดสารละลายฟีนอล สามารถอธิบายได้โดยใช้ไอโซเทอร์มแบบฟรุนดลิช ดังรูปที่ 3.10 โดยได้สมการเส้นตรง $\log q = (-1.0957) \log C_e + 2.7056$ ($R^2=0.9772$) ซึ่งสามารถคำนวณหาค่าคงที่สมดุลการดูดซับ (K_d) ได้เท่ากับ 0.4323 และค่าคงที่แสดงถึงการขึ้นตรงกับ ความเข้มข้นของสารละลาย ($\frac{1}{n}$) เท่ากับ 1.1



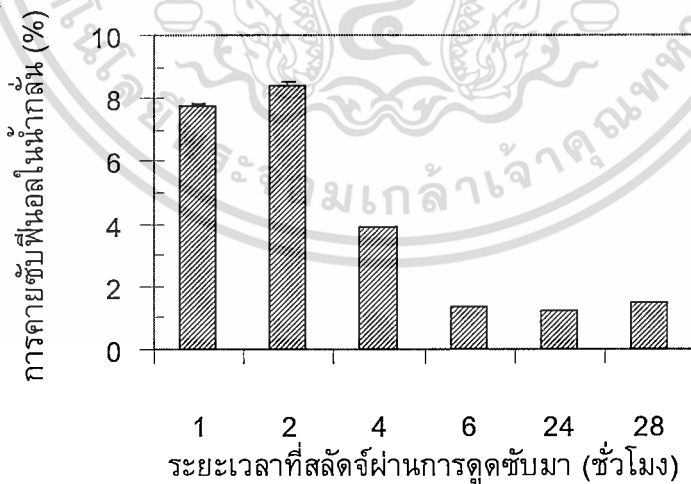
รูปที่ 3.10 ไอโซเทอร์มแบบฟรุนดลิชของปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์

เมื่อเปรียบเทียบค่าคงที่สมดุลการดูดซับ และค่าคงที่แสดงถึงการขึ้นตรงกับ ความเข้มข้นของสารละลาย ($\frac{1}{n}$) ที่ได้จากการศึกษาครั้งนี้กับผลการทดลองของ Aksu and Yener (1998) ที่ใช้สลัดจ์จากระบบบำบัดของโรงงานผลิตเยื่อกระดาษในการดูดซับฟีนอล พบว่าสมดุลการดูดซับสารละลายฟีนอลของสลัดจ์จากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษมีค่าคงที่การดูดซับ (K_d) เท่ากับ 15.1 และมีพื้นที่ผิวการดูดซับจำกัด ดังค่า $\frac{1}{n}$ เท่ากับ 0.45 แสดงให้เห็นว่าสลัดจ์จากระบบบำบัดของโรงงาน

ผลิตเยื่อกระดาษมีความสามารถในการกำจัดสารละลายฟีนอลมากกว่าสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ทำการศึกษา ซึ่งความแตกต่างที่เกิดขึ้นอาจมีสาเหตุมาจากแหล่งที่มาของสลัดจ์ โดยสลัดจ์ที่ใช้ในการทดลองของ Aksu and Yener (1998) เป็นสลัดจ์ที่เก็บรวบรวมมาจากโรงงานผลิตเยื่อกระดาษ ซึ่งมีการใช้ฟีนอลเป็นสารฟอกเยื่อกระดาษ ทำให้จุลินทรีย์ในสลัดจ์มีความคุ้นเคยกับน้ำเสียที่มีฟีนอลเป็นส่วนประกอบ

3.4 การคายซับของสลัดจ์ที่ผ่านการบำบัดฟีนอล

เนื่องจากสลัดจ์สามารถบำบัดสารเคมีที่ปนเปื้อนในน้ำด้วยกระบวนการที่เรียกว่าการดูดซับทางชีวภาพ (biosorption) (Aksu, 2005) นอกเหนือจากการตัดสินใจความเป็นไปได้ของการใช้สลัดจ์ในการบำบัดสารละลายฟีนอล แล้วสิ่งที่ควรพิจารณาประกอบรวมกันไปด้วยคือปฏิกิริยาการบำบัดนี้ควรจัดเป็นปฏิกิริยาแบบผันกลับได้หรือไม่ หรือฟีนอลสามารถคายซับออกมาจากสลัดจ์ได้หรือไม่ ความรู้เกี่ยวกับการคายซับของฟีนอลจากสลัดจ์ที่ผ่านการบำบัดมาแล้วมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการพิจารณาแนวทางที่ควรใช้ในการจัดการสลัดจ์ภายหลังการดูดซับ ในการทดสอบการคายซับของฟีนอลจากสลัดจ์ที่ผ่านการดูดซับมาแล้ว จะทำได้โดยนำสลัดจ์ที่ผ่านการบำบัดสารละลายฟีนอล ณ เวลาสัมผัสแตกต่างกันตั้งแต่ 1, 2, 4, 6, 24, และ 48 ชั่วโมง มาทำทดสอบการคายซับของฟีนอลในน้ำกลั่น โดยให้ระยะเวลาสัมผัสระหว่างสลัดจ์กับน้ำกลั่นเป็นเวลา 24 ชั่วโมง พบว่าฟีนอลที่ถูกดูดซับในสลัดจ์ยังสามารถปล่อยออกมาในสารละลายได้ แต่ปริมาณการคายซับน้อยกว่า 10% ดังแสดงในรูปที่ 3.11

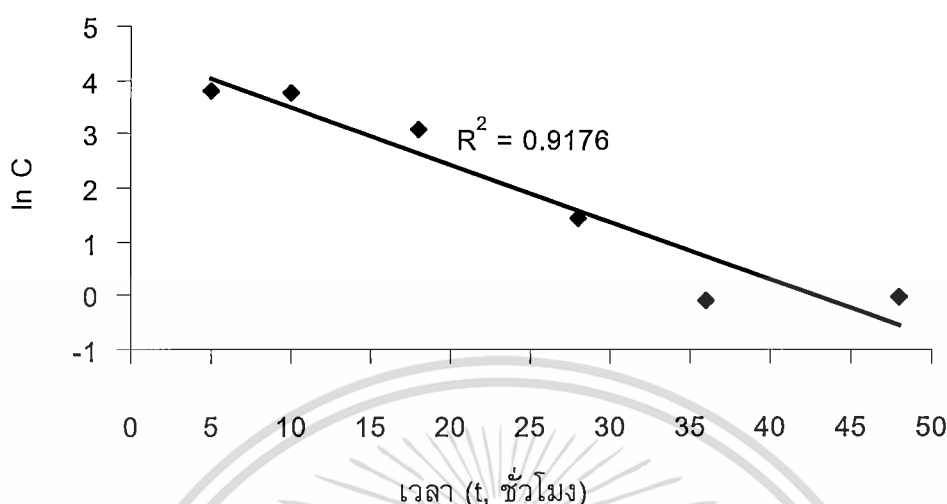


รูปที่ 3.11 การคายซับของสลัดจ์ที่ผ่านการกำจัดสารละลายฟีนอลที่ระยะเวลาต่าง ๆ กัน แถบความผิดพลาด (error bar) แสดงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าเฉลี่ย หากไม่ปรากฏแสดงว่ามีค่าน้อยมาก

จากรูปที่ 3.11 พบว่าสัลดิจ์ที่ผ่านการบำบัดฟีนอลมาแล้วยังสามารถคายซับฟีนอลได้ โดยปริมาณการคายซับฟีนอลในน้ำกลั่นแตกต่างกันไปขึ้นกับระยะเวลาที่สัลดิจ์เคยใช้ในการทำปฏิกิริยากับฟีนอล โดยสัลดิจ์ที่ผ่านการบำบัดฟีนอลเป็นเวลาสั้นๆ เช่น 1-2 ชั่วโมง สามารถคายซับฟีนอลออกมาในปริมาณมากที่สุด เนื่องจากปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลกับสัลดิจ์ยังไม่เข้าสู่สมดุล ทำให้แรงดึงดูดระหว่างฟีนอลกับสัลดิจ์ยังเป็นแรงที่อ่อนๆ ปริมาณการคายซับของฟีนอลออกมาในน้ำกลั่นจึงมีค่อนข้างมาก แต่เมื่อให้ระยะเวลาสัมผัสระหว่างฟีนอลกับสัลดิจ์นานขึ้น ปริมาณการคายซับมีปริมาณลดลง โดยเฉพาะอย่างยิ่งที่ระยะเวลา 24 ชั่วโมง ซึ่งเป็นระยะเวลาที่กระบวนการบำบัดสารละลายฟีนอลของสัลดิจ์เข้าสู่สมดุล ดังนั้นจึงมีการคายซับฟีนอลต่ำที่สุดเพียงร้อยละ 1.21 เมื่อเปรียบเทียบกับระยะเวลาการกำจัดอื่นๆ แสดงว่าในระยะเวลาอื่นๆ กลไกของกระบวนการกำจัดสารละลายฟีนอลอาจมีเพียงกลไกการดูดซับทางกายภาพ สัลดิจ์จึงมีการคายฟีนอลได้มากกว่าที่ระยะเวลา 24 ชั่วโมง ทั้งนี้ผลการทดลองที่ได้ใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ Rao and Viraraghavan (2002) ที่ทำการทดลองใช้เชื้อรา *Aspergillus niger* ในการดูดซับสารละลายฟีนอล และศึกษาการคายซับด้วยน้ำกลั่น เขย่าที่ความเร็วรอบ 125 รอบต่อนาที เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง พบว่า เชื้อราดูดซับสารละลายฟีนอลด้วยพันธะที่แข็งแรง และสารละลายฟีนอลถูกการคายซับออกมาสูงสุดเพียงร้อยละ 5 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าโมเลกุลฟีนอลถูกยึดติดบนพื้นผิวสัลดิจ์ด้วยแรงยึดเหนี่ยวที่แข็งแรง จนทำให้น้ำกลั่นสามารถเข้าไปแย่งการดูดซับของอนุภาคสัลดิจ์กับโมเลกุลฟีนอลได้เพียงเล็กน้อย

3.5 จลนพลศาสตร์ของการกำจัด

เมื่อศึกษาอัตราปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสัลดิจ์ ที่ทำการทดลองโดยใช้สารละลายสัลดิจ์เข้มข้น 5 กรัมต่อลิตร ในการบำบัดสารละลายฟีนอลความเข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ปรับค่าพีเอช 6 เขย่าที่ความเร็ว 125 รอบต่อนาที ที่ระยะเวลาต่างๆ นำผลที่ได้มาหาความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลที่เหลืออยู่ในระบบพบว่า ปฏิกิริยาการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสัลดิจ์จัดเป็นปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ดังรูปที่ 3.12

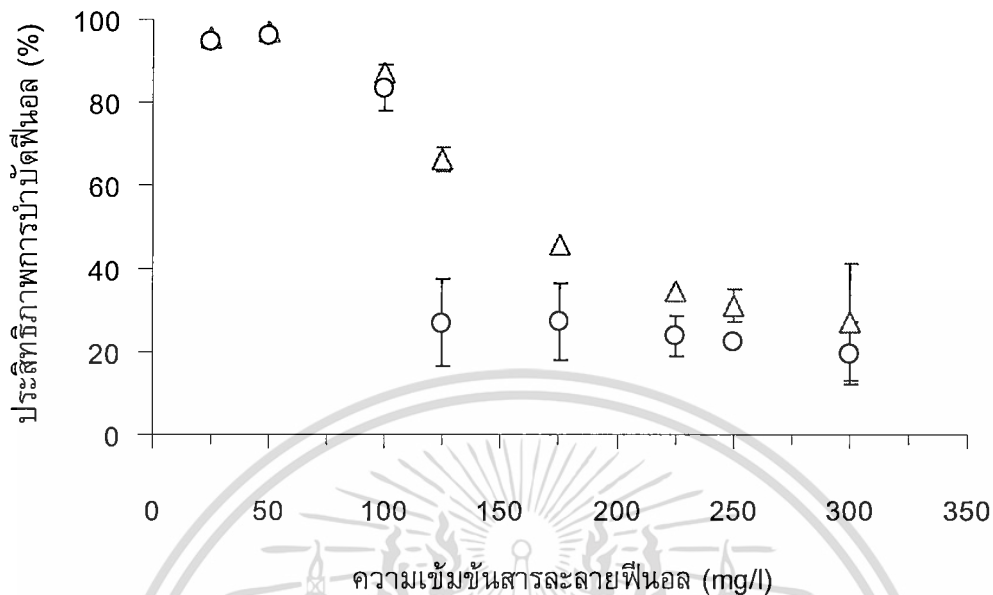


รูปที่ 3.12 ปฏิกริยาอันดับหนึ่งของการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์

จากการศึกษาความสัมพันธ์ของระยะเวลากับความเข้มข้นฟีนอลที่เหลืออยู่ในระบบ (รูปที่ 3.12) แสดงให้เห็นว่าอัตราปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์จัดเป็นปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง ในกรณีที่ฟีนอลความเข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้สมการเส้นตรง $\ln C = (-0.1059)t + 4.5506$ ($R^2=0.9176$) จากสมการสามารถคำนวณค่าคงที่ของอัตราปฏิกิริยา (k) ได้เท่ากับ $0.1059 \text{ hours}^{-1}$ และมีค่าครึ่งชีวิต ($t_{1/2}$) เท่ากับ 6.54 ชั่วโมง

3.6 กลไกการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์

การศึกษาสัดส่วนของกลไกการบำบัดสารละลายฟีนอลของสลัดจ์ชุมชน ซึ่งทำได้โดยเตรียมสารละลายสลัดจ์ 2 แบบคือ สลัดจ์แบบที่เซลล์ยังมีชีวิต (Active cells) และสลัดจ์แบบที่เซลล์ตายแล้ว (Inactive cells) โดยสารละลายสลัดจ์ที่เซลล์ยังมีชีวิตถูกเตรียมตามขั้นตอนในหัวข้อที่ 2.4 สำหรับสารละลายสลัดจ์ที่เซลล์ตายแล้ว เตรียมโดยนำสารละลายสลัดจ์ไปผ่านการฆ่าเชื้อด้วยหม้อหนึ่งแบบลดความดันที่อุณหภูมิ 121 องศาเซลเซียส ความดัน 15 Psi เป็นเวลา 20 นาที และทำการฆ่าเชื้อเป็นเวลา 3 วัน แล้วจึงนำไปทดสอบการบำบัดสารละลายฟีนอลความเข้มข้น 25-300 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการทดสอบดังแสดงในรูปที่ 3.13



รูปที่ 3.13 สัดส่วนของกลไกการกำจัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ระหว่าง (Δ) สลัดจ์ที่มีชีวิต และ (O) สลัดจ์ที่เซลล์ตายแล้ว แถบความผิดพลาด (error bar) แสดงค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของค่าเฉลี่ย หากไม่ปรากฏแสดงว่ามีค่าน้อยมาก

จากรูปที่ 3.13 พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลของสารละลายสลัดจ์ที่มีเซลล์จุลินทรีย์มีแนวโน้มลดลงตามความเข้มข้นของฟีนอลที่เพิ่มขึ้นในสารละลาย โดยสลัดจ์ที่มีชีวิตสามารถบำบัดฟีนอลเข้มข้น 25 มิลลิกรัมต่อลิตรได้สูงถึง 96 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงเหลือ 27 เปอร์เซ็นต์ เมื่อความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลเพิ่มขึ้นเป็น 300 มิลลิกรัมต่อลิตร การลดลงของประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลอาจเป็นผลเนื่องมาจากฟีนอลมีความสามารถในการยับยั้งการทำงานของกระบวนการเมแทบอลิซึมของจุลินทรีย์ และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลของสลัดจ์ที่เซลล์ตายแล้ว (Inactive cells) พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดมีแนวโน้มลดลงตามความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลที่เพิ่มขึ้นเช่นกัน โดยสลัดจ์ที่ผ่านการฆ่าเชื้อแล้วสามารถบำบัดฟีนอลเข้มข้น 25 มิลลิกรัมต่อลิตรได้สูงถึง 95 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงเหลือ 20 เปอร์เซ็นต์ เมื่อความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลเพิ่มขึ้นเป็น 300 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องมาจากความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลที่เพิ่มขึ้น ทำให้มีโมเลกุลฟีนอลหนาแน่นมากขึ้นในสารละลายเทียบกับสลัดจ์ที่มีพื้นที่ผิวจำกัด ส่งผลให้เกิดการแย่งจับกันระหว่างโมเลกุลของฟีนอล ณ บริเวณผิวหน้าของสลัดจ์ เกิดการชนกัน จนไม่สามารถเข้าไปภายในผิวที่ขรุขระของสลัดจ์ได้

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอลระหว่างสลัดจ์ที่เซลล์มีชีวิต และสลัดจ์ที่เซลล์ตายแล้ว พบว่าสำหรับสารละลายฟีนอลเข้มข้น 10-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลของสลัดจ์ที่เซลล์มีชีวิตและสลัดจ์ที่เซลล์ตายแล้วมีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกัน แสดงให้เห็นว่าที่ความเข้มข้นต่ำๆของสารละลายฟีนอล ขั้นตอนการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์อาจเกิดกลไกการดูดซับทางกายภาพ กล่าวคือโมเลกุลฟีนอลเพียงแค่สัมผัสกับผิวหน้าของอนุภาคสลัดจ์ ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลระหว่างเซลล์มีชีวิตและเซลล์ที่ตายแล้วมีค่าใกล้เคียงกัน และเมื่อความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลเพิ่มขึ้นเป็น 50-125 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลระหว่างเซลล์ที่มีชีวิตและเซลล์ที่ตายแล้วมีแนวโน้มแตกต่างกันอย่างชัดเจน โดยประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลของเซลล์ที่มีชีวิตมีค่าสูงกว่าเซลล์ที่ตายแล้ว ประมาณ 0.89-59.38 เปอร์เซ็นต์ โดยเปอร์เซ็นต์ความแตกต่างขึ้นกับความเข้มข้นของสารละลายฟีนอล ความแตกต่างระหว่างประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลระหว่างเซลล์ที่มีชีวิตและเซลล์ที่ตายแล้วแสดงให้เห็นว่าการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์ประกอบด้วยกลไกการบำบัดอื่นๆ นอกเหนือจากกลไกการดูดซับทางกายภาพหรือการดูดซับที่ผิวหน้าของสลัดจ์เพียงอย่างเดียว การเพิ่มความเข้มข้นของฟีนอล ทำให้มีโมเลกุลของฟีนอลที่มากพอที่จะทำให้เกิดการแพร่ของฟีนอลผ่านผนังเซลล์ของจุลินทรีย์ที่มีชีวิตได้และเกิดการสะสมของฟีนอลภายในเซลล์ ส่งผลให้สารละลายสลัดจ์ที่มีเซลล์ที่มีชีวิตจึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่สูงกว่า Lister and Line (2001) ได้เสนอว่ากลไกการบำบัดสารเคมีของสลัดจ์จัดเป็นการดูดซับทางชีวภาพ (biosorption) ที่ประกอบด้วยขั้นตอนต่างๆดังนี้คือการทำปฏิกิริยาของสารที่สนใจกับผนังเซลล์ (extracellular interactions) การเกิดปฏิกิริยาเชิงซ้อนและการสะสมของสารที่ผิวหน้าของเซลล์ (complexation and subsequent accumulation) การแพร่ของสารผ่านผนังเซลล์ (passive transport on the envelopes of cells) และการสะสมของสารภายในเซลล์ (intracellular accumulation) อย่างไรก็ตามพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของฟีนอลในช่วง 125-300 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดฟีนอลของสลัดจ์ที่เซลล์มีชีวิตมีค่าลดลงจนกระทั่งใกล้เคียงกับความสามารถในการบำบัดฟีนอลของสลัดจ์ที่เซลล์ตายแล้ว ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องจากสมบัติของฟีนอลที่มีฤทธิ์ยับยั้งการทำงานหรือฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ในสลัดจ์ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดลดลงจนกระทั่งใกล้เคียงกับประสิทธิภาพการกำจัดของสลัดจ์ที่เซลล์ตายแล้ว ผลการทดลองที่ได้สอดคล้องกับผลการทดลองของ Tsezos and Bell (1989) ที่เปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดเพนตะคลอโรฟีนอลระหว่างสลัดจ์ที่เซลล์มีชีวิตและเซลล์ตายแล้ว พบว่าภายใต้สภาวะเดียวกัน สลัดจ์ที่เซลล์มีชีวิตและเซลล์ตายแล้วมีความสามารถในการกำจัด 650 และ 180 $\mu\text{g/g}$ ตามลำดับ กล่าวคือเซลล์ที่ตายแล้วมีประสิทธิภาพในการกำจัดเพียงร้อยละ 28 ของเซลล์ที่มีชีวิต

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บทที่ 4

สรุปและข้อเสนอแนะ

4.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยได้ถูกจัดทำขึ้นเพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการใช้ประโยชน์ของสลัดจ์หรือชีวมวล ส่วนเกินจากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนในการบำบัดสารละลายฟีนอล โดยทำการศึกษาลักษณะและสมบัติทางกายภาพ-ทางเคมีของสลัดจ์ ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล อัตราปฏิกิริยา และศึกษากลไกการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์ สามารถสรุปผลได้ดังนี้

1. สลัดจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนที่นำมาใช้ในการศึกษาครั้งนี้มีค่าพีเอช 6.83 มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 44.52 ตารางเมตรต่อกรัม ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด 25.60 มิลลิกรัมคาร์บอนต่อกรัม และความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออน 38.18 มิลลิอีควิววาเลนตต่อ 100 กรัม โดยมีออกไซด์ของซิลิกา เหล็ก และอะลูมิเนียม เป็นองค์ประกอบหลัก นอกจากนี้มีโลหะจำพวกทองแดง สังกะสี โครเมียม และนิกเกิล เมื่อนำมาเตรียมเป็นสารละลายพบว่าสลัดจ์ที่นำมาใช้ในการศึกษาครั้งนี้ยังมีจุลินทรีย์ที่ยังแอกทีฟหรือมีชีวิตอยู่ โดยมีปริมาณจุลินทรีย์ทั้งหมดที่พบในสลัดจ์คิดเป็น 2.8×10^7 CFU/ml ในจำนวนนี้มีแบคทีเรียและเชื้อราเป็นส่วนประกอบในปริมาณ 1.0×10^6 และ 3.3×10^5 CFU/ml ตามลำดับ

2. สลัดจ์ชุมชนมีความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลได้ โดยประสิทธิภาพในการบำบัดขึ้นกับระยะเวลาสัมผัส ความเร็วรอบที่ใช้ ค่าพีเอช ปริมาณสลัดจ์ที่ใช้ ความเข้มข้นของสารละลายฟีนอล และปริมาณของโลหะอื่นๆที่พบในสารละลาย จากการศึกษาพบว่าปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์เข้าสู่สภาวะสมดุลภายในเวลา 20 ชั่วโมง ความเร็วรอบของเครื่องเขย่าที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาคือ 125 รอบต่อนาที พีเอชของสารละลายมีผลอย่างชัดเจนต่อความสามารถในการบำบัดฟีนอล โดยประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีค่าสูงสุด เมื่อพีเอชของสารละลายมีค่าระหว่าง 6-8 การปรับพีเอชของสารละลายให้มีค่าต่ำกว่า 6 หรือ สูงเกินกว่า 8 ทำให้ความสามารถในการกำจัดมีแนวโน้มลดลง ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลจาก 4 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 110 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยความเข้มข้นสูงสุดของสารละลายฟีนอลที่สามารถบำบัดด้วยสลัดจ์คือ 110 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดแปรผกผันกับปริมาณสลัดจ์ที่ใช้ในการบำบัด โดยสารละลายสลัดจ์เข้มข้น 5 กรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลได้ดีที่สุด ความเข้มข้นของสลัดจ์ที่เพิ่มขึ้น ทำให้ความสามารถในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีค่าลดลง นอกจากนี้พบว่าสลัดจ์มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลที่มีโลหะทองแดงเป็นตัวถูกละลายร่วมได้ดี

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่าจะกรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

กว่าสภาวะที่ไม่มีทองแดงเป็นตัวทำละลายรวม โดยพบว่าเมื่อเติมโลหะทองแดงปริมาณ 0.5 ถึง 15 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลมีค่าลดลงเหลือร้อยละ 47.27 ถึง 1.59 ตามลำดับ

3. ปฏิบัติการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์ ณ สภาวะสมดุล สามารถอธิบายไอโซเทอร์มแบบฟรุนดลิช ได้สมการเส้นตรง $\log q = (-1.0957) \log C_e - 2.7056$ ($R^2=0.9772$) และสามารถคำนวณหาค่าคงที่แสดงความสามารถของการดูดซับ (K_d) ได้เท่ากับ 0.4323 และค่าคงที่แสดงถึงการขึ้นตรงกับความสัมพันธ์ของสารละลาย ($\frac{1}{n}$) เท่ากับ 1.1 ปริมาณการคายซับของฟีนอลจากสลัดจ์ที่ผ่านการบำบัดฟีนอลขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่สลัดจ์ทำปฏิกิริยากับฟีนอล โดยสลัดจ์ที่ทำปฏิกิริยากับฟีนอลจนเข้าสู่สภาวะสมดุล (ตั้งแต่ 24 ชั่วโมงเป็นต้นไป) มีปริมาณการคายซับของฟีนอลในระดับที่น้อยกว่า 2 %

4. อัตราปฏิกิริยาการบำบัดฟีนอลด้วยสลัดจ์จัดเป็นปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง โดยมีค่าคงที่ของอัตราปฏิกิริยาเท่ากับ 0.1059 ต่อชั่วโมง

5. กลไกการบำบัดฟีนอลด้วยสารละลายสลัดจ์ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารละลายฟีนอล โดยที่ฟีนอลความเข้มข้นน้อยกว่า 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการบำบัดฟีนอลมีค่าใกล้เคียงกันระหว่างสารละลายสลัดจ์ที่มีเซลล์จุลินทรีย์แบบมีชีวิต และสารละลายสลัดจ์ที่ผ่านการฆ่าเชื้อ เมื่อความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลอยู่ในช่วงระหว่าง 50-125 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดของเซลล์ที่มีชีวิตมากกว่าเซลล์ที่ตายแล้วร้อยละ 59.38 และเมื่อความเข้มข้นของสารละลายฟีนอลมีค่ามากกว่า 125 มิลลิกรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอล มีค่าใกล้เคียงกันระหว่างสารละลายสลัดจ์ที่มีเซลล์จุลินทรีย์แบบมีชีวิต และสารละลายสลัดจ์ที่ผ่านการฆ่าเชื้อ

4.2 ข้อเสนอแนะ

1. ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดสารละลายฟีนอลด้วยสลัดจ์ที่มาจากแหล่งต่างๆกัน
2. ศึกษาปัจจัยอื่นที่เกี่ยวข้องกับประสิทธิภาพการใช้สลัดจ์กำจัดสารละลายฟีนอล เช่น อุณหภูมิ ความเข้มข้นของเกลือในสารละลาย และความเข้มข้นของตัวถูกละลายอื่นๆ เป็นต้น
3. ศึกษาความเป็นไปได้ของการนำไปประยุกต์ใช้กับการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีการปนเปื้อนสารละลายฟีนอล
4. ศึกษาแนวทางการใช้ประโยชน์หรือการจัดการสลัดจ์ที่ผ่านการบำบัดสารละลายฟีนอลแล้ว

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

บรรณานุกรม

กรมโรงงานอุตสาหกรรม 2540. ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 6 เรื่องการกำจัดสิ่ง
ปฏิภูลหรือวัสดุที่ไม่ใช้แล้ว. กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม
 ศูนย์จัดการคุณภาพน้ำ 3. (ไม่ระบุปีที่จัดพิมพ์) เอกสารเผยแพร่เกี่ยวกับโรงควบคุมคุณภาพ
 น้ำหนองแขม. กองจัดการคุณภาพน้ำ สำนักการระบายน้ำ กรุงเทพมหานคร.

American Public Health Association (APHA), 1995. **Standard Methods for the
 Examination of Water and Wastewater**. 19th edition. Eaton, E.D., Clesceri, L.S.,
 Greenberg, A.E. (Eds.) American Public Health Association, American Water
 Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC.

Aksu, Z., 2005. Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review.
Process Biochem. 40, 997-1026.

Aksu, Z., Akpinar, D., 2000. Modelling of simultaneous biosorption of phenol and nickel (II)
 onto dried aerobic activated sludge. **Sep. Purif. Technol.** 21, 87-99.

Aksu, Z., Akpinar, D., 2001. Competitive biosorption of phenol and chromium (VI) from
 binary mixtures onto dried anaerobic activated sludge. **Biochem. Eng.** 7, 183-193.

Aksu, Z., Akpinar, D., Kabasakal, E. and Kose, B. 1999. Simultaneous biosorption of
 phenol and nickel(II) from binary mixtures onto dried aerobic activated sludge.
Process Biochem. 35, 301-308.

Aksu, Z., Kutsal, T., Gun, S., Haciosmanoglu, N. and Gholaminejad, M. 1991.
 Investigation of biosorption of copper(ii), nickel(ii) and chromium(vi) ions to
 activated sludge bacteria. **Environ. Technol.** 12, 915-921.

Aksu, Z., Yerner, J., 1998. Investigation of the biosorption of phenol and mono-chlorinated
 phenols on the dried activated sludge. **Process Biochem.** 33, 49-65.

Aksu, Z., Yerner, J., 2001. A comparative adsorption/biosorption study of mono-chlorinated
 phenols onto various biosorbents. **Waste Management** 21, 695-702.

Brandt, S., Zeng, A.-P., Decker, W.-D. 1997. Adsorption and desorption of
 pentachlorophenol on cells of *Mycobacterium chlorophenolicum* PCP-1.
Biotechnol. Bioeng. 55, 480-489.

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
 ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

- Calace, N., Nardi E., Petronio B.M. Pietroletti M., 2002. Adsorption of phenols by papermill sludge. **Environ. Pollut.** 118, 315-319
- Calace, N., Nardi, E., Petronio, B.M., Pietroletti, M. and Tosti, G. 2003. Metal ion removal from waste by sorption on paper mill sludge. **Chemosphere.** 51, 797-803.
- Environmental Protection Agency (EPA). 1992. **Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP): Method 1311.** Washington D.C.: Environmental Protection Agency.
- Fang, H.H.P., Chan, O.-C., 1997. Toxicity of phenol towards anaerobic biogranules. **Water Res.** 31, 2229-2242.
- Gulnaz O., Kaya A., Matyar F. and Arikan B. 2004. Sorption of basic dyes from aqueous solution by activated sludge. **Journal of Hazardous Materials.** B108, 183-188.
- Hendershot, W.H., Lalonde, H., Duquette, M. 1993. Ion exchange and exchangeable cations, in: Carter, M.R. (Ed.), **Soil Sampling and Methods of Analysis.** Florida: Lewis Publishers, 167-175.
- Jianlong, W., Yi, Q., Horan, N., Stentiford, E. 2000. Bioadsorption of pentachlorophenol (PCP) from aqueous solution by activated sludge biomass. **Bioresource Technol.** 75, 157-161.
- Kennedy, K.J., Lu, L., Mohn, W.W., 1992. Biosorption of chlorophenols to anaerobic granular sludge. **Water Res.** 26, 1085-1092.
- Lister, S.K., Line, M.A. 2001. Potential utilization of sewage sludge and paper mill waste for biosorption of metals from polluted waterways. **Bioresource Technol.** 79, 35-39.
- Metcalf and Eddy. 2003. **Wastewater Engineering : Treatment and Reuse.** 4th Edition. Singapore : Mc Graw Hill.
- Rao, J.R., Viraraghavan, T. 2002. Biosorption of phenol from an aqueous solution by *Aspergillus niger* biomass. **Bioresource Technol.** 85, 165-171.
- Smith, P.G., Coackley, P., A, 1983. Method for determining specific surface area of activated sludge by dye adsorption. **Water Res.** 17, 595-598.
- Tsezos, M. and Bell, J.P. 1989. Comparison of the biosorption and desorption of hazardous organic pollutants by live and dead biomass. **Water Res.** 23, 561-568.

Verschuere K. 1996. **Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals**. 3rd Edition. USA: Van Nostrand Reinhold.

Welp, G., Brümmer, G.W. 1999. Effects of organic pollutants on soil microbial activity: the influence of sorption, solubility, and speciation. **Ecotoxicol. Environ. Safety**. 43, 83-90.



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

ภาคผนวก ก
จดหมายตอบรับการตีพิมพ์ผลงานวิจัยจากบรรณาธิการ พร้อมทั้งต้นฉบับผลงานวิจัยที่
ได้รับการตีพิมพ์ในวารสาร **Bioresource Technology**



เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

Bioresource Technology

Professor Ashok Pandey
Head, Biotechnology Division
Regional Research Laboratory, CSIR
Trivandrum-695 019, India

Tel +91-471-2515279

Fax +91-471-2491712

Telefax +91-471-2495949

Email pandey@csrrltd.ren.nic.in,
ashokpandey56@yahoo.co.in

5th November 2005

Ref: BITE 621

Title: Application of Dried Sewage Sludge as Phenol Biosorbent


Dr. Usarat Thawornchaisit
 Department of Chemistry,
 King Mongkut Institute of Technology Ladkrabang,
 Chalongkrung,
 Bangkok, 10520, Thailand
kpusarat@kmitl.ac.th

Dear Dr Thawornchaisit

I am pleased to inform you the above manuscript has been accepted for publication in ***Bioresource Technology***. PDF proofs will be sent out to you in due course and your paper will appear in the next available issue.

Thank you for choosing to publish your manuscript in ***Bioresource Technology***.

Sincerely



Ashok Pandey
 Editor, ***Bioresource Technology***

Application of dried sewage sludge as phenol biosorbent

Usarat Thawornchaisit *, Kesinee Pakulanon

Department of Chemistry, King Mongkut Institute of Technology Ladkrabang, Chalongkrung, Bangkok 10520, Thailand

Received 25 July 2005; received in revised form 4 November 2005; accepted 5 November 2005

Abstract

The aim of this work was to determine the potential application of dried sewage sludge as a biosorbent for removing phenol from aqueous solution. Results showed that biosorption capacity was strongly influenced by the pH of the aqueous solution with an observed maximum phenol removal at pH around 6–8. Biosorption capacity increased when initial phenol concentration was increased to 110 mg/L but beyond this concentration, biosorption capacity decreased suggesting an inhibitory effect of phenol on biomass activity. Biosorption capacity decreased from 94 to 5 mg/g when biosorbent concentration was increased from 0.5 to 10 g/L suggesting a possible competitive effect of leachable heavy metals from the sludge. The effect of Cu^{2+} on biosorption capacity was also observed and the results confirmed that the phenol biosorption capacity decreased when concentration of Cu^{2+} in the sorption medium was increased up to 15 mg/L. Desorption of phenol using distilled deionized water was less than 2% suggesting a strong biosorption by the biomass.

© 2005 Published by Elsevier Ltd.

Keywords: Biosolids; Metals; Sorption; Dried sewage sludge

1. Introduction

Sewage sludge is a biomass waste generated from the regular biological activities of municipal wastewater treatment plants. The volume being produced is likely increased with increasing municipal wastewater to be treated. Rather than simply disposing of the sludge, considered use of this waste material seems to be a promising way of turning it into a resource. One application that has received increasing attention is the utilization of sewage sludge as a low-cost alternative adsorbent for the removal of pollutants from wastewater. While the mechanism involves a phase transfer of chemicals from the aqueous to the solid phase like an adsorption process, the term “biosorption” is used instead to indicate the processes involving the uptake and accumulation of chemicals from aqueous solution to microbial cell walls (Aksu, 2005).

Biomass from wastewater treatment plant could be used as a biosorbent since it mainly consists of bacteria with cell

walls that essentially contain various organic compounds such as acidic polysaccharides, lipids, amino acids, chitins, and other cellular components. These materials interact with chemicals resulting in a passive uptake of chemicals from wastewater to the microbial cell. The main biosorption mechanisms appear to be extracellular interactions, complexation and subsequent accumulation, passive sorption at binding sites on the envelopes of cells, and intracellular accumulation (Lister and Line, 2001).

Phenol is harmful to organisms and brings about significant taste and odor problem in drinking water even at such low concentrations as $1\mu\text{g/L}$ (Rao and Viraraghavan, 2002). Therefore, there have been numerous studies which focused on the use of biomass as a biosorbent for phenol (Aksu and Yerner, 1998; Aksu and Akpınar, 2000, 2001; Calace et al., 2002). However, biomass used in the previous studies were mainly from industrial wastewater treatment plants such as pulp and paper industry where phenol is commonly used in the manufacturing process and already present in the wastewater stream (Aksu and Yerner, 1998; Aksu and Akpınar, 2000, 2001; Calace et al., 2002). Conversely, there is very limited information on the potential use of municipal sewage sludge as biosorbents for phenolic

35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57

* Corresponding author. Tel.: +66 02 326 4411x6249; fax: +66 02 326 4415.

E-mail address: kpusarat@kmit.ac.th (U. Thawornchaisit).

compounds. Because phenol is less likely to be present in municipal wastewater, this could then yield a difference in the biomass community as well as in the biosorption capacity between sewage sludge and biomass obtained from the pulp and paper industry. In addition, earlier studies have shown that various origins of biomass such as aerobic versus anaerobic processes yield different biosorption capacity (Kennedy et al., 1992; Aksu, 2005). Therefore, this study was conducted to investigate the potential utilization of sewage sludge as a biosorbent for phenol. The influence of various factors such as initial pH, initial pollutant concentration, biosorbent concentration, and presence of metal ion on the biosorption capacity was also investigated.

Methods

1. Preparation of the biosorbent

The sewage sludge used in this study came from a local sewage sludge collection system (Bangkok, Thailand) where approximately 500 m³ of sludge is treated on a daily basis. The sludge was collected from the belt-press stage (final sludge treatment process prior to sludge disposal). The sludge was washed thoroughly two times using distilled water to remove any coarse impurities, centrifuged at 800 rpm for 5 min, dried at 60 °C for 24 h, and then ground to less than 0.1 mm particle size.

For all biosorption studies, a stock solution of dried sludge solution used as the biosorbent was prepared as follows: ground sludge was suspended with distilled water yielding a 5% (w/v) solution. This slurry was then homogenized in a homogenizer (DIAX 900, Heidolph) at 8000 rpm for 20 min and stored in the refrigerator prior to its use. Initial phenol concentration in the slurry was also measured to determine its background level in the sludge before its use in any batch biosorption studies. It was found that phenol concentration present in the sludge was less than 0.05 mg/L.

2. Characterization of sewage sludge

Semi-quantitative X-ray fluorescence analyses (model SRS 3400, Bruker A.G. Co., Ltd.) were performed on the dried sewage sludge samples to determine its inorganic content. The cation exchange capacity (CEC) of the sludge was determined by the ammonium saturation method (Hendershot et al., 1993). The surface area of the sewage sludge was determined by the methylene blue adsorption method modified from Smith and Coackley (1983) in which equal volumes of 100 mL of methylene blue solutions at various concentrations were added to 0.1 g of sorbents. The bottles were agitated for 1 h and let stand for 24 h. The concentration of the solution after this time interval was determined using an UV-visible light spectrophotometer, reading at 660 nm. The adsorption data corresponds with the Langmuir model of monolayer adsorption. The surface area of the sample was then calculated from saturation adsorption

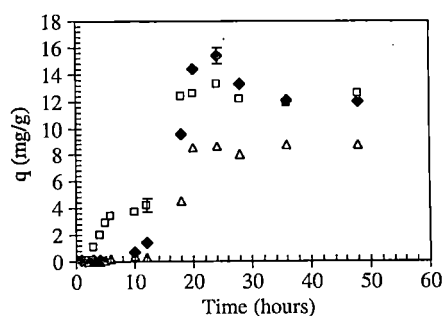


Fig. 1. Time course for biosorption of phenol at various concentrations on dried sewage sludge: (Δ) 50 ppm; (□) 100 ppm; (◆) 125 ppm. Error bars are standard deviation of triplicate, where not shown, the deviations were smaller than the size of the symbols.

by assuming a cross sectional area of the methylene blue molecule to be 108 Å².

2.3. Batch biosorption studies

In all batch experiments, except where the effect of biosorbent dosage was studied, 10 mL of a 5% (w/v) stock sludge solution was added to 90 mL of the phenol solution containing a known concentration of phenol in 125 mL Pyrex glass media bottles with stoppers. The pH of the solution was not adjusted and its value was between 6 and 7. When the effect of pH solution was studied, the pH of the solution being tested was adjusted using 1 M H₂SO₄ or 1 M NaOH. The bottles were placed on a rotary shaker (model SGM-300, Gallenkamp) set at 125 rpm constant shaking rate for 24 h. This shaking time is long enough to achieve sorption equilibrium in the entire system since the results from preliminary studies showed that sorption equilibrium was reached within 20 h under experimental conditions (Fig. 1). After equilibrium, the samples were centrifuged at 3800g for 3 min. The supernatant was then analyzed spectrophotometrically for the remaining phenol using a direct photometric method (Method 5530) as per the Standard Methods (APHA, 1995). Controls without the sludge solution were simultaneously included to ensure that loss occurred by sorption to the sewage sludge and not sorption to the wall of the container or by volatilization. All experiments were performed at 32 ± 2 °C and conducted in triplicate.

2.4. Desorption study

The desorption studies were conducted by adding 50 mL of distilled deionized water to 125 mL Pyrex glass media bottles containing phenol-sorbed sludge samples that were collected from biosorption studies at various contact times. The bottles were agitated for 24 h at 125 rpm on a rotary shaker. Samples were centrifuged at 3800 rpm for 3 min. The supernatant was then analyzed for the desorbed phenol concentration in the bulk solution.

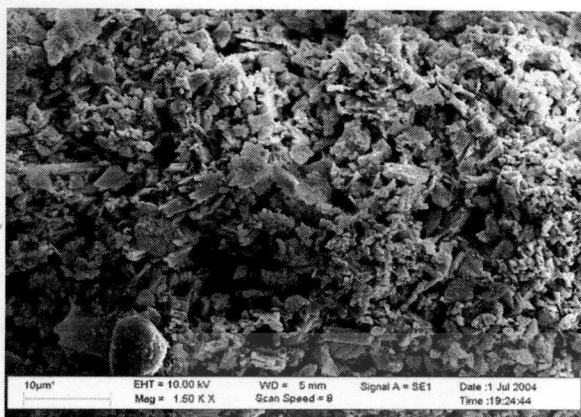


Fig. 2. Micromorphological characteristic of dried sewage sludge magnifying at 1500 \times .

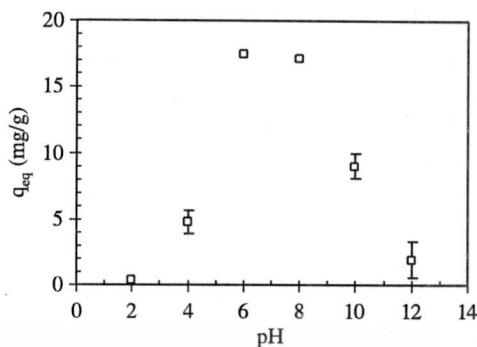


Fig. 3. The effect of pH on equilibrium sorption capacities of phenol on sewage sludge. Tested conditions; 100 mg/L initial phenol concentration, and 5 g/L biomass concentration. Error bars are standard deviation of triplicate; where not shown, the deviations were smaller than the size of the symbols.

3. Results and discussion

3.1. Characterization of the prepared biosorbents

Electron scanning microscopy (1450VP, Leo Co., Ltd.) showed that the sewage sludge possessed a very rough surface that could provide a very large chemical binding area (Fig. 2). X-ray fluorescence analysis of the dried sludge indicated that oxides of Si, Al, and Fe with a combined total of 62% were the three major inorganic constituents in this sludge. The sludge had a surface area of 44.52 m²/g, which was in the range normally reported in activated sludge (Smith and Coackley, 1983). The data also showed that the sewage sludge used in this work contained a much higher cation exchange capacity (38.2 \pm 0.5 meq/100 g) than what was measured in the sludge obtained from a wastewater treatment plant from the paper mill industry (Calace et al., 2002). In addition, microbiological examination of the sludge solution showed the presence of viable microorganisms with a total population of 2.8 \times 10⁷ CFU/mL in which bacteria and fungi were the two major components.

3.2. Effect of pH on phenol biosorption

Fig. 3 clearly shows that the pH of the sorption medium showed an obvious effect on biosorption capacity of the dried sewage sludge. Maximum biosorption capacity was observed at a pH of 6 and 8 with an average equilibrium sorption capacity of 17.3 \pm 0.17 mg/g when 5 g/L of sludge and 100 mg/L of phenol were tested. Fig. 3 showed that there was an observed reduction in phenol biosorption capacity when the pH was decreased or increased from the pH of 6 and 8. This was due to the effect of pH on both the surface charge of the sludge and the ionization of phenol. The isoelectric point of activated sludge was usually between pH 1 and 3 (Aksu and Yerner, 1998, 2001) which meant that the overall surface charge on the sludge was predominantly positive at a pH less than 3, and became nega-

tively charged when the pH was higher than 3. Because phenol was a weak acid with a pK_a of 9.99 at 25 $^{\circ}$ C, it ionized in the solution and became a predominantly negatively charged phenolate ion when pH of the solution was above 10. At a pH range of 3–6, the neutral form of phenol was attracted to the negatively charged sites on the sewage sludge due to the nature of phenol as a polar compound. In acidic range, H₃O⁺ was attracted to the negatively charged sites on the dried sludge generating positively charged sites on its surface. Subsequently, the surface of sludge interacted with the phenolate ions, which increased in concentration when pH was increased. This explained why there was an increase in sorption capacity from pH 2 to 6. At pH above 10, the solution contained predominantly phenolate ions while the surface of sludge was also negatively charged. This caused repulsion between the negatively charged phenolate ions and the negative surface of the sludge. This explained why there was a decrease in biosorption capacity when the initial pH was at the basic range, especially when the pH was higher than 10.

3.3. Effect of initial phenol concentration and biosorbent concentration

Results indicated that the equilibrium sorption capacity of the sewage sludge for phenol varied depending on the initial phenol concentration (Fig. 4). Moreover, the amount of biosorbent in the aqueous solution affected sorption capacity of sewage sludge. Fig. 4 showed that regardless of the sludge concentration used as biosorbent, biosorption capacity increased when phenol concentration was increased from 4 to 110 mg/L. This was due to an increase in phenol molecules, which subsequently increased the probability of collisions between phenol molecules and biosorbents that in turn enhanced the sorption process.

However, phenol concentration above 110 mg/L resulted in a reduction of biosorption capacity. The decrease in sorption capacity at phenol concentration higher than 110 mg/L suggested a possible inhibitory effect of phenol to

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ตัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้

the biomass whose cell walls and/or other cellular components were used as chemical binding sites. This could be a plausible reason since the inhibitory effect of phenol on microbial activity has been reported (Fang and Chan, 1997; Welp and Brümmer, 1999). Previous studies by Aksu and Öner (2001) as well as Aksu and Akpınar (2000) did not observe the inhibitory effect of phenol to sorption capacity, instead they found that a saturation of cell-binding sites occurred when phenol concentration was greater than 100 mg/L. The difference was attributed to the origin of sludge. While the sludge used in the current study was obtained from a municipal wastewater system, the sludge in the previous studies was collected from a wastewater system of pulp and paper industry. The paper industry is an industrial operation where phenolic compounds are commonly used in the manufacturing process (Rao and Viraraghavan, 2002). Therefore, the sludge from the paper industry could contain microbial community that is acclimated to phenol resulting in higher sorption capacity for this chemical.

Fig. 4 also showed that the equilibrium sorption capacity for phenol was influenced by the sludge concentrations. Contrary to what was expected, the biosorption capacity of phenol on dried sewage sludge decreased as biosorbent concentration was increased. The sorption capacity dropped from 94 to 5 mg/g when sludge solution was increased from 0.5 to 10 g/L. The decrease in biosorption capacity with an increase in biomass concentration was also observed by Brandt et al. (1997) and Jianlong et al. (2000). Two possible scenarios—the access to chemical binding sites and the competition between sorbates—might explain the decrease in sorption capacity when the sludge concentration was increased. The first scenario relates to the opportunity of the phenol molecule to interact with chemical binding sites on biomass. Since an increase in sludge concentration generally yields a higher biomass density, this causes the microbial cells to be closer to each other. Consequently, the accessibility of phenol to the active surface area on the sorbents decreases.

Secondly, the dried sludge consists of leachable heavy metals. Based on results from the Toxicity Characteristic

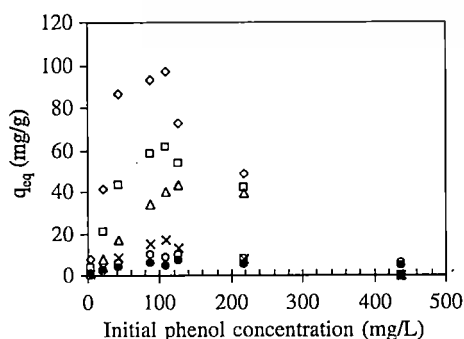


Fig. 4. The effect of initial phenol concentration on equilibrium biosorption capacities at various concentrations of the dried sludge: (\diamond) 0.5; (\square) 2.5; (\triangle) 5.0; (\times) 7.5; (\circ) 10 g/L.

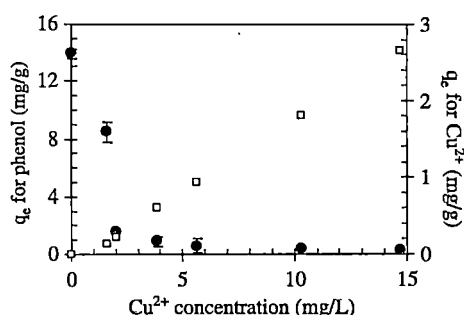


Fig. 5. Influence of Cu^{2+} concentrations on biosorption capacity for phenol (\bullet) and Cu^{2+} (\square) on the dried sewage sludge. Error bars are standard deviation of triplicate; where not shown, the deviations were smaller than the size of the symbols.

Leaching Procedure (TCLP) testing, it was found that some heavy metals such as copper, zinc, and nickel were leached from the sludge and their concentrations increased as the amounts of sludge solution were increased. The leachable heavy metals then competed with phenol for similar binding sites on the surface of cells resulting in a decrease in sorption capacity. A decrease in sorption capacity for phenol on dried activated sludge in the presence of heavy metals such as Ni^{2+} and Cr^{6+} was previously reported by Aksu and Akpınar (2000, 2001). An experiment with Cu^{2+} in this study showed a similar result.

3.4. Effect of Cu^{2+} on biosorption capacity

The influence of Cu^{2+} on the biosorption capacity of phenol was studied by varying the metal concentration in the sorption medium. Based on results from the TCLP testing, copper(II) ion was selected because it was leached at higher concentrations than the other metals measured for this sludge. As shown in Fig. 5, the presence of Cu^{2+} in the sorption medium affected the biosorption capacity of phenol on the dried sewage sludge. The equilibrium sorption capacity of phenol decreased from 14 to 0.3 mg/g when the concentration of Cu^{2+} in the sorption medium was increased up to 15 mg/L. The results suggested that Cu^{2+} had a higher affinity for binding sites on the surface of sludge compared to the phenol molecule. The higher affinity of Cu^{2+} was due to its smaller size resulting in greater Brownian movement that enhanced the collision frequency between the copper(II) ions and the binding sites on the surface of the sludge.

3.5. Desorption of phenol from the sludge

Release of phenol sorbed on the surface of sludge was also investigated to determine whether the biosorption process was reversible. It was found that the amount of phenol desorbed from the sludge varied depending on the biosorption time. The shorter the biosorption time, the higher the percentage of desorption. Once biosorption equilibrium was reached, desorption of phenol from the sludge was less

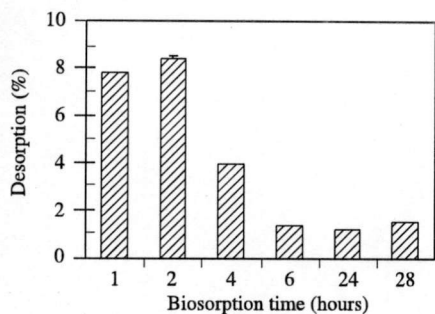


Fig. 6. Desorption of phenol from the sludge that had previously been contacted with phenol for various biosorption time. Error bars are standard deviation of triplicate; where not shown, the deviations were smaller than the size of the symbols.

than 2% suggesting a strong biosorption of phenol by the dried sludge (Fig. 6). Similar results were observed when a pretreated *Aspergillus niger* biomass was used as biosorbent for phenol (Rao and Viraraghavan, 2002).

4. Conclusions

Dried sewage sludge demonstrated its ability for use as a low-cost biosorbent for phenol from wastewater. The equilibrium sorption capacity varied depending on pH, initial phenol concentration, amounts of biosorbent, and presence of other metal ions. Maximum sorption capacity occurred at pH around 6–8. Sorption capacity increased when initial phenol concentration was increased up to 110 mg/L. It was also noted that the ability of biomass to bind phenol appeared to be dependent on the acclimatization of biomass to this compound as seen from lower sorption capacity in sewage sludge compared to the sludge from the pulp and paper industry. When the phenol concentration was higher than 110 mg/L, sorption capacity decreased. In addition, the inverse relationship between sorption capacity and amounts of biosorbent was observed. The presence of heavy metals such as Cu^{2+} also decreased biosorption of phenol on sewage sludge.

Acknowledgements

We gratefully acknowledge financial support from the Faculty of Science, King Mongkut Institute of Technology

Ladkrabang (KMITL), Thailand. We wish to express our thanks to Dr. Cindy M. Lee at Clemson University, South Carolina, USA for providing her valuable comments and suggestions. Special thanks to Ms. Bettizza at KMITL for improving the English of the paper.

References

- American Public Health Association (APHA), 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition. Eaton, E.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. (Eds.), American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC. 326–330
- Aksu, Z., 2005. Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process Biochem.* 40, 997–1026. 331–332
- Aksu, Z., Akpinar, D., 2000. Modelling of simultaneous biosorption of phenol and nickel (II) onto dried aerobic activated sludge. *Sep. Purif. Technol.* 21, 87–99. 333–335
- Aksu, Z., Akpinar, D., 2001. Competitive biosorption of phenol and chromium (VI) from binary mixtures onto dried anaerobic activated sludge. *Biochem. Eng. J.* 7, 183–193. 336–337
- Aksu, Z., Yerner, J., 1998. Investigation of the biosorption of phenol and mono-chlorinated phenols on the dried activated sludge. *Process Biochem.* 33, 49–65. 338–341
- Aksu, Z., Yerner, J., 2001. A comparative adsorption/biosorption study of mono-chlorinated phenols onto various biosorbents. *Waste Manage.* 21, 695–702. 342–344
- Brandt, S., Zeng, A.-P., Decker, W.-D., 1997. Adsorption and desorption of pentachlorophenol on cells of *Mycobacterium chlorophenolicum* PCP-1. *Biotechnol. Bioeng.* 55, 480–489. 345–347
- Calace, N., Nardi, E., Petronio, B.M., Pietroletti, M., 2002. Adsorption of phenols by papermill sludge. *Environ. Pollut.* 118, 315–319. 348–349
- Fang, H.H.P., Chan, O.-C., 1997. Toxicity of phenol towards anaerobic biogranules. *Water Res.* 31, 2229–2242. 350–351
- Hendershot, W.H., Lalonde, H., Duquette, M., 1993. Ion exchange and exchangeable cations. In: Carter, M.R. (Ed.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Lewis Publishers, Florida, pp. 167–175. 352–354
- Jianlong, W., Yi, Q., Horan, N., Stentiford, E., 2000. Bioadsorption of pentachlorophenol (PCP) from aqueous solution by activated sludge biomass. *Bioresour. Technol.* 75, 157–161. 355–357
- Kennedy, K.J., Lu, L., Mohn, W.W., 1992. Biosorption of chlorophenols to anaerobic granular sludge. *Water Res.* 26, 1085–1092. 358–359
- Lister, S.K., Line, M.A., 2001. Potential utilization of sewage sludge and paper mill waste for biosorption of metals from polluted waterways. *Bioresour. Technol.* 79, 35–39. 360–362
- Rao, J.R., Viraraghavan, T., 2002. Biosorption of phenol from an aqueous solution by *Aspergillus niger* biomass. *Bioresour. Technol.* 85, 165–171. 363–364
- Smith, P.G., Coackley, P.A., 1983. Method for determining specific surface area of activated sludge by dye adsorption. *Water Res.* 17, 595–598. 365–366
- Welp, G., Brümmer, G.W., 1999. Effects of organic pollutants on soil microbial activity: the influence of sorption, solubility, and speciation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 43, 83–90. 367–368–369

เอกสารนี้เป็นเอกสารที่สงวนไว้สำหรับการใช้งานเพื่อการศึกษาเท่านั้น ไม่อนุญาตให้นำไปใช้ประโยชน์ด้านการค้า
ไม่ว่ากรณีใดๆทั้งสิ้น อีกทั้งห้ามมิให้ดัดแปลงเนื้อหา และต้องอ้างอิงถึงเจ้าของเอกสารทุกครั้งที่มีการนำไปใช้