



การบำบัด As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม เชื่อมต่อดังปฏิกรณ์แบบกรอง

Removal of As(III), Mn(II) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ from synthetic groundwater using biofilm reactor connecting with filtration reactor

สมหวัง ฤทธิ์ทวงศ์¹ ประสงค์สม ปุณยอุปพัทธ์¹ และ ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล^{1*}

¹สาขาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิทยาศาสตร์ชีวภาพ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

*Corresponding Author, E-mail: scpranpa@gmail.com

Received: 15 June 2017 | Revised: 13 March 2018 | Accepted: 28 September 2018

บทคัดย่อ

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ พบว่าในวันที่ 25 ของการทดลอง แบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 ตรีงรูปในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มเชื่อมต่อนับถังปฏิกรณ์แบบกรองถูกนำมาบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซีไนท์ [As(III)] แมงกานีสคลอไรด์ [Mn(II)] และแอมโมเนียมคลอไรด์ ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ที่ระดับความเข้มข้น 40, 100 และ 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ทดลอง ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ เท่ากับ 85.1 และ 56.5 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยพบว่ามีปริมาณไนเตรตเท่ากับ 509.4 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัด As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ มีค่าเท่ากับ 90.3 และ 65.6 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ มีปริมาณไนเตรตเท่ากับ 485.48 ไมโครกรัมต่อลิตร ในวันที่ 26 ของการทดลอง เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนทั้ง As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลเข้าสู่ระบบ พบว่าถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ สูงสุดเท่ากับ 86.6, 41.4 และ 48.5 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยมีปริมาณไนเตรตเท่ากับ 301.5 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนทั้ง As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัด As(III) มีค่าเท่ากับ 90.5, 59.0 และ 30.5 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับและมีปริมาณไนเตรตเท่ากับ 382.7 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อสิ้นสุดการทดลองในวันที่ 42 ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ เท่ากับ 5.2, 83.5 และ 85.7 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และปริมาณความเข้มข้นของไนเตรตเท่ากับ 18.1 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัด As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ มีค่าเท่ากับ 54.5, 93.7 และ 89.0 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และปริมาณไนเตรตเท่ากับ 28.6 ไมโครกรัมต่อลิตร ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าการบำบัด As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ด้วยถังปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์มเชื่อมต่อดังปฏิกรณ์แบบกรองมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ จึงสามารถนำไปประยุกต์ใช้และขยายขนาดเพื่อการบำบัดในภาคสนามต่อไป

ABSTRACT

This research studied the effectiveness of immobilized *Bacillus megaterium* PNKP-S2 in biofilm reactor connecting with filtration reactor was investigated for removal of sodium-arsenite [(As(III) ($40 \mu\text{g L}^{-1}$)); manganese chloride [Mn(II) ($100 \mu\text{g L}^{-1}$)] and ammonium chloride [($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ($1000 \mu\text{g L}^{-1}$)] in synthetic groundwater. The results showed that at 25th day of the operation, the biofilm reactor could removed 85.1 % of As(III) and 56.5 % of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and a concentration of nitrate was maximum at $509.4 \mu\text{g L}^{-1}$. Moreover, As(III) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ were removed 90.3 % and 65.6 %, respectively and concentration of nitrate was $485.5 \mu\text{g L}^{-1}$. The biofilm reactor could removed 86.6 % of As(III), 41.4 % of Mn(II) and 48.5 % of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ at 26th day of operation and the concentration of nitrate was $301.5 \mu\text{g L}^{-1}$. However, 90.5 % of As(III), 59.0 % of Mn(II) and 30.5 % of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ were removed when the filtration column was connected and the concentration of nitrate was $382.7 \mu\text{g L}^{-1}$. In the end of the experiment (42th day), the biofilm reactor effectively removed 5.2 % of As(III), 83.5 % of Mn(II) and 85.7 % of $\text{NH}_4^+\text{-N}$. The concentration of nitrate declined to $18.1 \mu\text{g L}^{-1}$. While the filtration reactor totally removed 54.5 % of As(III), 93.6 % of Mn(II) and 89.0 % of $\text{NH}_4^+\text{-N}$. The concentration of nitrate declined to $28.6 \mu\text{g L}^{-1}$. The results indicated that effective removal As(III), Mn(II) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in synthetic groundwater by biofilm reactor connecting with filtration reactor could be achieved and increased in scale for use in the fieldwork for treatment of wastewater in the environment.

คำสำคัญ: การบำบัด As(III) การบำบัด Mn(II) การบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ถึงปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม ถึงปฏิกรณ์แบบกรอง

Keywords: As(III) removal, Mn(II) removal, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal, Biofilm reactor, Filtration reactor

บทนำ

น้ำใต้ดินเป็นแหล่งน้ำทางเลือกหนึ่งในเขตชนบทที่ขาดแคลนหรือยังไม่มีระบบน้ำประปา จึงถูกนำมาใช้เพื่อการบริโภคอุปโภคและทางเกษตรอุตสาหกรรมต่างๆ น้ำใต้ดินส่วนใหญ่จะใสสะอาดและปลอดภัยจากการปนเปื้อนมากกว่าน้ำผิวดิน ดังนั้นสารปนเปื้อนในน้ำใต้ดินส่วนใหญ่จะเกิดจากสภาพทางธรณีวิทยาและกิจกรรมของมนุษย์ในบริเวณนั้น (Pattanapitpaisal and Suraruk, 2012) น้ำใต้ดินที่มีปริมาณแร่ธาตุ สารอินทรีย์ สารอนินทรีย์และธาตุโลหะที่มากเกินไปกว่าค่าปริมาณมาตรฐานที่ควรจะมีจะก่อให้เกิดปัญหาสุขภาพต่อผู้ใช้ได้และเป็นปัญหาหนึ่งที่ได้รับ ความสนใจในทุกพื้นที่ทั่วโลก

อาร์ซีนิก (As) เป็นหนึ่งในสารพิษที่ก่อปัญหาสำคัญในน้ำใต้ดินและน้ำดื่มทั่วโลก โดยเฉพาะในแถบลุ่มแม่น้ำเบงกอล ประเทศปากีสถานและอินเดียซึ่งเป็นตัวอย่างหนึ่งที่สำคัญเพราะประชากรประมาณ 35 ล้านคนบริโภคน้ำใต้ดินที่มีการปนเปื้อนของอาร์ซีนิกที่ระดับความเข้มข้นมากกว่า $50 \text{ ไมโครกรัมต่อลิตร}$ เป็นเวลานาน 20-30 ปี และพบว่าประชากร 1 ล้านคนป่วยเนื่องจากความเป็นพิษเรื้อรังของอาร์ซีนิก นอกจากนี้ยังพบการ

ปนเปื้อนของอาร์ซีนิกในน้ำใต้ดินในประเทศแถบเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ เช่น เวียดนาม ไทย และกัมพูชา (Smith et al., 2000; Berg, 2006; Pattanapitpaisal and Suraruk, 2012; ปราณีและพิยาดา, 2554) อาร์ซีนิก ที่ระดับความเข้มข้น $50 \text{ ไมโครกรัมต่อลิตร}$ จะทำให้เกิดปัญหาต่อสุขภาพของมนุษย์หลังการสะสมในร่างกายมากกว่า 10-15 ปี ซึ่งความรุนแรงของความเป็นพิษเรื้อรังหรือโรคพิษอาร์ซีนิกเรื้อรังหรืออาร์ซีนิกโคซิส (arsenicosis) จะแตกต่างกันขึ้นอยู่กับระยะเวลาการได้รับและสะสมสารในร่างกาย อาการของโรคนี้เริ่มตั้งแต่ลักษณะผิวหนังเป็นผื่นแดงและคัน เกิดเม็ดตุ่มแล้วมีอาการคล้ายโรคหืด ตกสะเก็ด ผิวน้ำจะลอกและมีสีคล้ำ ความเป็นพิษเรื้อรังยังมีผลต่อระบบหลอดเลือดหัวใจ ระบบประสาท ปอด ไต และทำให้เกิดมะเร็งผิวหนังและมะเร็งกระเพาะปัสสาวะ (Berg, 2006) อาร์ซีนิกในน้ำใต้ดินมักพบในรูปไตรวาเลนซ์อาร์ซีนิก [H₃AsO₃; As(III)] และเพนตาวาเลนซ์อาร์ซีนิก [HAsO₄²⁻; As(V)] (Smedley and Kinniburgh, 2002). As(III) มีความเป็นพิษมากกว่า As(V) ละลายน้ำได้ดีจึงยากต่อการกำจัดจากแหล่งน้ำ As(V) ละลายน้ำได้น้อย มักจับกับแร่ธาตุเพื่ออยู่ในรูปของของแข็ง จึงตรวจพบได้น้อย (Pattanapitpaisal et al., 2015)

แมงกานีส (Mn) เป็นแร่ธาตุที่จำเป็นในปริมาณน้อยที่ร่างกายขาดไม่ได้ หากได้รับในปริมาณมากเกินไปจะมีเป็นพิษต่อระบบประสาทโดยทำให้สมองและประสาทพิการ ผู้ป่วยไม่สามารถพูดได้ชัดเจนเหมือนปกติ มีอาการคล้ายคนบ้า ชักกระตุก และอัมพาต มีอาการสั่นคล้ายคนเป็นโรคพาร์กินสัน (ยูคาพันธ์, 2552) การปนเปื้อนแมงกานีสในระบบท่อของการขนส่งน้ำเพื่อการบริโภค จะมีผลให้ท่ออุดตันได้เนื่องจากการออกซิไดซ์ Mn(II) จะก่อให้เกิดแมงกานีสออกไซด์ [Mn(VI)] ที่เป็นตะกอนสีดำ (Tekerekopoulou and Vayenas, 2007)

แอมโมเนียในแหล่งน้ำมี 2 รูปแบบ คือ แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และแอมโมเนีย (NH_3) ซึ่งแอมโมเนียจะมีความเป็นพิษมากกว่าแอมโมเนียมไอออนถึง 50 เท่า จึงเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ ส่งผลกระทบต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม (สุชาติ, 2546) การปนเปื้อนแอมโมเนียในน้ำใต้ดินเป็นปัญหาที่สำคัญเนื่องจากทำให้น้ำมีกลิ่นเหม็นและรสชาติไม่น่าบริโภค และยังมีผลต่อกระบวนการฆ่าเชื้อในน้ำด้วยคลอรีน เพราะแอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับคลอรีนได้คลอรามิน (chloramines) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง จึงเป็นผลกระทบต่อสุขภาพชุมชนและภาวะแวดล้อม (Metcalf et al, 2002) การออกซิไดซ์แอมโมเนียม (NH_4^+-N) เป็นการเปลี่ยนแปลงไดไนโตร (NO_2^--N) และไนเตรต (NO_3^--N) ตามลำดับโดยผ่านปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องคือ ไนตริไฟอิงแบคทีเรีย (nitrifying bacteria) และพวกเฮเทอโรโทรฟ (heterotroph) การปนเปื้อนไนเตรตในแหล่งน้ำจะก่อให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน หากปนเปื้อนในน้ำดื่มจะมีผลต่อเด็กทารก ทำให้มีอาการตัวเขียวเนื่องจากไนเตรตไปทำให้ฮีโมโกลบินเป็นเมทฮีโมโกลบิน ซึ่งทำให้เม็ดเลือดแดงไม่สามารถนำออกซิเจนไปเลี้ยงส่วนต่างๆของร่างกายได้

การปนเปื้อนโลหะ อโลหะและสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำใต้ดินเกินค่ามาตรฐานที่กำหนด (ตารางที่ 1) เป็นปัญหาที่สำคัญต่อสุขภาพ ดังนั้นจึงต้องทำการบำบัดก่อนนำไปใช้ การบำบัดสารปนเปื้อนในน้ำใต้ดินสามารถทำได้โดยกระบวนการบำบัดทาง

กายภาพ กระบวนการบำบัดทางเคมี กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ และกระบวนการบำบัดทางเคมี-กายภาพ และกระบวนการบำบัดทางเคมี-ชีวภาพ เช่น การตกตะกอน การดูดซับ การออกซิเดชัน การกรอง การใช้เยื่อเมมเบรน การรีเวอร์ส-ออสโมซิส การแลกเปลี่ยนไอออนและการกรองนาโน ซึ่งวิธีเหล่านี้ต้องใช้อุปกรณ์เครื่องมือที่จำเพาะ ใช้สารเคมี เสียค่าใช้จ่ายสูงและต้องการผู้เชี่ยวชาญเฉพาะ (พิยาตาและปราณี, 2559) การบำบัดโดยกระบวนการออกซิเดชันทางชีวภาพ (biological oxidation) จึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่จะใช้ทดแทน เนื่องจากเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพ ราคาถูก ดูแลรักษาง่าย ลดการใช้สารเคมี ไม่มีผลข้างเคียงต่อสิ่งแวดล้อม และไม่ต้องอาศัยผู้เชี่ยวชาญ รายงานหลายฉบับกล่าวถึงแบคทีเรียที่สามารถออกซิไดซ์ลดความเป็นพิษของอาร์ซิไนท์ ได้แก่ *Alcaligenes faecalis* (Phillips and Taylor, 1976); *Agrobacterium albertimagni* AOL15 (Salmassi et al, 2002); *Thermus aquaticus* และ *Thermus thermophilus* (Gihring and Banfield, 2001); *Hydrogenophaga* sp. str. NT-14 (Hoven and Santini, 2004); *Achromobacter* sp. SPB-31 (Bachate et al., 2012); *Variovorax* sp. MM-1 (Bahar et al., 2012) และ *Bacillus* sp. PNKP-S2 (Pattanapitpaisal et al., 2015)

งานวิจัยนี้จึงมีวัตถุประสงค์ในการนำเชื้อแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการออกซิไดซ์อาร์ซิไนท์ (Pattanapitpaisal et al., 2015; พยาตาและปราณี, 2559) มาตรึงรูปบนเม็ดพลาสติกและหินกรวดละเอียดเพื่อให้เกิดเป็นไบโอฟิล์มหรือแผ่นฟิล์มชีวภาพ ซึ่งบรรจุอยู่ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มที่เชื่อมต่อดังปฏิกรณ์แบบกรองที่บรรจุแอนทราไซด์และทรายละเอียด เพื่อทดสอบประสิทธิภาพในการบำบัดอาร์ซิไนท์ แมงกานีส และแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำใต้ดินสังเคราะห์ อันจะเป็นแนวทางในการพัฒนาระบบบำบัดทางชีวภาพ-กายภาพเพื่อการบำบัดสารปนเปื้อนที่เป็นพิษในน้ำใต้ดินต่อไป

ตารางที่ 1 ค่ามาตรฐานของน้ำใต้ดินเพื่อการบริโภคตามการกำหนดของ WHO, EC directive และกรมควบคุมมลพิษ ประเทศไทย

Parameters	Units	WHO Standards	EC limit	Thailand National Standards
			Parametric values	
Arsenic	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	10.0	10.0	50.0
Manganese	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.4-0.5	0.05	0.3-0.5
Ammonium-nitrogen	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.5-1.5	0.5	0.5
Nitrate	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	10.0-50.0	50.0	45.0

วิธีการดำเนินการวิจัย

1. การเตรียมหัวเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2

นำเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 เพาะเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อ LB broth ปริมาตร 10 มิลลิลิตร และบ่มเขย่า 150 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิห้อง 30 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 18 ชั่วโมง จากนั้นถ่ายเชื้อปริมาตร 7.5 มิลลิลิตร ลงในอาหารเลี้ยงเชื้อ LB broth ปริมาตร 150 มิลลิลิตร บ่มเขย่าที่อัตรา 150 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 36 ชั่วโมง ($\text{OD}_{600} = 1.0-1.2$) เพื่อนำไปใช้เพาะเลี้ยงในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มต่อไป

2. การเตรียมถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรอง

นำเม็ดพลาสติก polyethylene beads ปลอดเชื้อ (ปริมาณ 61 กรัม) บรรจุลงในคอลัมน์แก้วปลอดเชื้อ (ปริมาตร 150 ลูกบาศก์เซนติเมตร) และทับด้วยก้อนกรวด (ปริมาณ 27.67 กรัม) จากนั้นทำการถ่ายเชื้อ *B. megaterium* PNKP-S2 ด้วยการไหลผ่านเข้าคอลัมน์ด้วยอัตราการไหลเข้าเท่ากับ 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที ปล่อยให้ทิ้งเป็นเวลา 48 ชั่วโมง เพื่อให้เกิดการเกาะติดของแบคทีเรียบนวัสดุพอง จากนั้นถ่ายอาหารเลี้ยงเชื้อใหม่ไหลผ่านคอลัมน์อย่างต่อเนื่องด้วยอัตราการไหล 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที ทุกๆ 48 ชั่วโมง เป็นเวลา 30 วันหรือจนกระทั่งสังเกตเห็นไบโอฟิล์มบนวัสดุพอง ส่วนถังปฏิกรณ์แบบกรองเตรียมได้โดยนำแอนทราไซด์ (ปริมาณ 62.12 กรัม) และทรายละเอียด (ปริมาณ 108.62 กรัม) บรรจุลงในคอลัมน์แก้วปลอดเชื้อ (ปริมาตร 150 ลูกบาศก์เซนติเมตร)

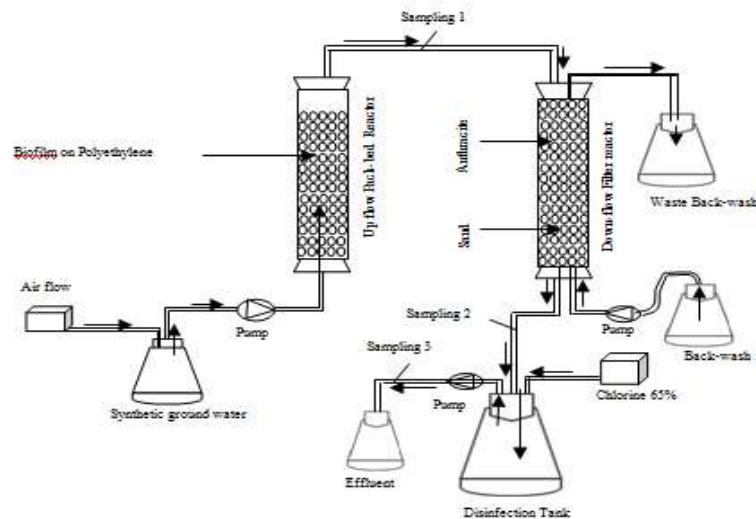
3. การเตรียมน้ำใต้ดินสังเคราะห์

เตรียมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่มีส่วนประกอบดังนี้ $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.23 กรัมต่อลิตร NaSO_4 1.20 กรัมต่อลิตร NaHCO_3 0.37 กรัมต่อลิตร $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1.35 กรัมต่อลิตร

CH_3COONa 1.23 ไมโครกรัมต่อลิตร AsNaO_2 40 ไมโครกรัมต่อลิตร MnCl_2 100 ไมโครกรัมต่อลิตร NH_4Cl 1000 ไมโครกรัมต่อลิตร น้ำกลั่น 1,000 มิลลิลิตร ปรับพีเอชเท่ากับ 7.0 นำไปทำให้ปลอดเชื้อด้วยการนึ่งฆ่าเชื้อที่อุณหภูมิที่ 121 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที

4. การทำงานของระบบถังปฏิกรณ์

นำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ไหลผ่านเข้าถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรองที่มีระบบทำงานแบบต่อเนื่องโดยการไหลขึ้นแบบ up flow ด้วยอัตราการไหลเข้า 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที โดยมีระบบการทำงานต่อไปนี้ (รูปที่ 1) คือในวันที่ 1-25 ของการทดลอง น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซิไนท์และแอมโมเนียมคลอไรด์ไหลเข้าถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มที่มีเชื้อแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ที่เกาะติดเป็นไบโอฟิล์ม จากนั้นน้ำใต้ดินสังเคราะห์จะไหลลงแบบ down flow เข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง นอกจากนี้ยังเพิ่มระบบการล้างตะกอน (back-wash) ทุกๆ 3 วัน เพื่อการชะล้างแมงกานีสออกไซด์ที่เกิดจากการออกซิเดชันของ Mn(II) และป้องกันการอุดตันของตะกอนจุลินทรีย์ ส่วนในวันที่ 26-42 ของการทดลอง จะมีการเพิ่มแมงกานีสคลอไรด์ลงในน้ำใต้ดินสังเคราะห์และไหลเข้าสู่ระบบเช่นเดียวกับในช่วงแรก จากนั้นน้ำใต้ดินสังเคราะห์จะไหลเข้าถังฆ่าเชื้อ disinfection ซึ่งมีคลอรีนไฮโปคลอไรต์ 65 เปอร์เซ็นต์ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำทุกๆ 24 ชั่วโมง เป็นระยะเวลา 42 วัน ทำการเก็บตัวอย่างทั้งหมด 2 จุดคือจุดที่ 1 ส่วนที่ไหลออกจากถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม จุดที่ 2 ส่วนที่ไหลต่อเนื่องผ่านถังปฏิกรณ์แบบกรอง นำตัวอย่างทั้งหมดมาวิเคราะห์ปริมาณความเข้มข้นของโซเดียมอาร์ซิไนท์ แอมโมเนียมคลอไรด์ แมงกานีสคลอไรด์และไนเตรตโดยวิธีการวิเคราะห์มาตรฐาน (APHA, AWWA, WEF, 1999)



รูปที่ 1 แผนภูมิการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนโซเดียมอาร์ซีไนท์ แมงกานีสคลอไรด์ และแอมโมเนียคลอไรด์ด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มเชื่อมต่อนื่องกับถังปฏิกรณ์แบบกรอง โดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มแบบไหลขึ้นด้วยอัตราการไหลเข้า 0.5 มิลลิลิตรต่อนาที และไหลลงแบบ down flow เข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง

ผลการวิจัย

1. ประสิทธิภาพการบำบัดอาร์ซีไนท์ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรอง

เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ NH_4^+-N ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัด As(III) จะสูงขึ้นเรื่อยๆ และมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดในวันที่ 11 ของการทดลองคือเท่ากับ 89.1 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในช่วงวันที่ 12-25 ของการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดค่อนข้างคงที่คือเฉลี่ยเท่ากับ 88.9 เปอร์เซ็นต์ อย่างไรก็ตามในวันที่ 26 ของการทดลองได้นำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ NH_4^+-N ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์ม ผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) เท่ากับ 86.6 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 26 ของการทดลอง และมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดเท่ากับ 87.3 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 30 ของการทดลอง หลังจากนั้นประสิทธิภาพการบำบัด As(III) จะลดลงอย่างต่อเนื่อง โดยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด As(III) เท่ากับ 5.2 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง (รูปที่ 2 ตารางที่ 2 และ 3) โดยพบแมงกานีสออกไซด์ตกตะกอนอยู่ภายในถังปฏิกรณ์

หลังจากนั้นนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ NH_4^+-N ซึ่งผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มแล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง โดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่าน

การบำบัดในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มซึ่งมีความเข้มข้นของ As(III) เหลืออยู่เท่ากับ 25.2 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรองพบว่าถังปฏิกรณ์แบบกรองช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดให้ความเข้มข้นของ As(III) ลดลงเหลือเท่ากับ 3.8 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 90.4 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 13 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด และมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเฉลี่ยเท่ากับ 86.8 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 14-25 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด ในวันที่ 26 ของการทดลอง เมื่อนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ NH_4^+-N ซึ่งผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มแล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง ผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์แบบกรองมีประสิทธิภาพในการบำบัด As(III) เพิ่มขึ้นโดยมีผลให้ความเข้มข้นของ As(III) ลดลงเหลือเท่ากับ 3.80 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 90.5 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลอง เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมลดลงเหลือเท่ากับ 88.8 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 27-35 ของการทดลอง และมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมลดลงเหลือเท่ากับ 69.6 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 36-41 ของการทดลอง โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 54.5 เปอร์เซ็นต์เมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด (รูปที่ 3 ตารางที่ 2 และ 3)

2. ประสิทธิภาพการบำบัดแมงกานีสคลอไรด์ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรอง

น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มในวันที่ 26 ของการทดลอง ผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) เท่ากับ 41.4 เปอร์เซ็นต์และความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์มีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่องในวันที่ 27-42 ของการทดลอง โดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) เท่ากับ 83.4 เปอร์เซ็นต์ ในวันที่ 42 ของการทดลอง (รูปที่ 2 ตารางที่ 2 และ 3)

น้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มในวันที่ 26 ของการทดลองแล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง โดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มซึ่งมีความเข้มข้นของ Mn(II) เหลืออยู่เท่ากับ 56.6 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) โดยรวมเท่ากับ 59.0 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด และพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัด Mn(II) เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง โดยในวันที่ 42 ของการทดลอง ประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมมีค่าเท่ากับ 93.7 เปอร์เซ็นต์หรือความเข้มข้นของแมงกานีสคลอไรด์ต่ำสุด 6.1 ไมโครกรัมต่อลิตรเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด (รูปที่ 3 ตารางที่ 2 และ 3)

3. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมคลอไรด์ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรอง

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ จะสูงขึ้นเรื่อยๆ และมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดในวันที่ 16 ของการทดลองคือเท่ากับ 76.0 เปอร์เซ็นต์ จากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดจะลดลงเหลือ 56.5 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 25 ของการทดลอง อย่างไรก็ตามในวันที่ 26 ของการทดลองได้นำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบไบโอฟิล์ม ผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ โดยเฉลี่ยเท่ากับ 53.7 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26-32 ของการทดลอง หลังจากนั้นประสิทธิภาพในการบำบัดจะสูงขึ้นเรื่อยๆ โดยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ เท่ากับ 85.7 เปอร์เซ็นต์

ในวันที่ 42 ของการทดลอง (รูปที่ 4 ตารางที่ 2 และ 3) หลังจากนั้นน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ซึ่งผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มแล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง โดยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มซึ่งมีความเข้มข้นของ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ เหลืออยู่เท่ากับ 670.8 ไมโครกรัมต่อลิตร เมื่อไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรองพบว่าถังปฏิกรณ์แบบกรองช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดให้ความเข้มข้นของ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ลดลงเหลือเท่ากับ 364.5 ไมโครกรัมต่อลิตร นั่นคือมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 63.6 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 25 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด

ในวันที่ 26 ของการทดลอง ได้เติมน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ซึ่งผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มแล้วจะไหลต่อเนื่องเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรองพบว่าถังปฏิกรณ์แบบกรองมีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 30.5 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 26 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด จากนั้นประสิทธิภาพการบำบัดสูงขึ้นเรื่อยๆ เท่ากับ 88.90 เปอร์เซ็นต์ในวันที่ 42 ของการทดลองเมื่อผ่านการบำบัดโดยถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด (รูปที่ 5 ตารางที่ 2 และ 3)

4. ปริมาณไนเตรตของการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรอง

การออกซิไดซ์ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ จะทำให้ได้ไนไตรต์และไนเตรตตามลำดับ ดังนั้น เมื่อน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม พบว่ามีปริมาณไนเตรตเท่ากับ 221.9 ไมโครกรัมต่อลิตรในวันที่ 1 ของการทดลอง และปริมาณจะเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ เท่ากับ 509.4 ไมโครกรัมต่อลิตรในวันที่ 25 ของการทดลอง อย่างไรก็ตามในวันที่ 26 ของการทดลอง เมื่อนำน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม พบว่าปริมาณไนเตรตมีค่าเท่ากับ 301.5 ไมโครกรัมต่อลิตร จากนั้นปริมาณไนเตรตมีการลดลงอย่างต่อเนื่องสอดคล้องตามกับประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ที่เพิ่มขึ้นในถังปฏิกรณ์ โดยในวันที่ 42 ของการทดลองพบว่าปริมาณไนเตรตมีค่าเท่ากับ 18.11 ไมโครกรัมต่อลิตร (รูปที่ 4, ตารางที่ 2) หลังจากนั้นน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ผ่านการบำบัดในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มแล้วจะไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง พบว่ามีปริมาณไนเตรตเท่ากับ 280.7

ไมโครกรัมต่อลิตรในวันที่ 1 ของการทดลอง จากนั้นปริมาณไนเตรตเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องเท่ากับ 485.48 ไมโครกรัมต่อลิตร ในวันที่ 25 ของการทดลอง อย่างไรก็ตาม ในวันที่ 26 ของการทดลอง เมื่อนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง พบว่าปริมาณไนเตรต

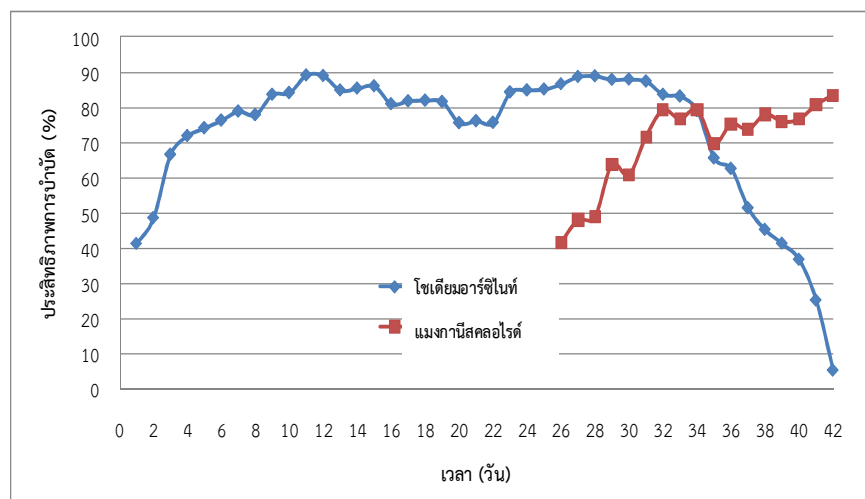
เหลืออยู่เท่ากับ 382.66 ไมโครกรัมต่อลิตร จากนั้นปริมาณไนเตรตจะลดลงอย่างต่อเนื่องเหลืออยู่เท่ากับ 28.63 ไมโครกรัมต่อลิตรวันที่ 42 ของการทดลอง ซึ่งแปรผกผันประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ในถังปฏิกรณ์ (รูปที่ 5, ตารางที่ 2)

ตารางที่ 2 ปริมาณ As(III), Mn(II), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ และ NO_3^- เมื่อผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรอง

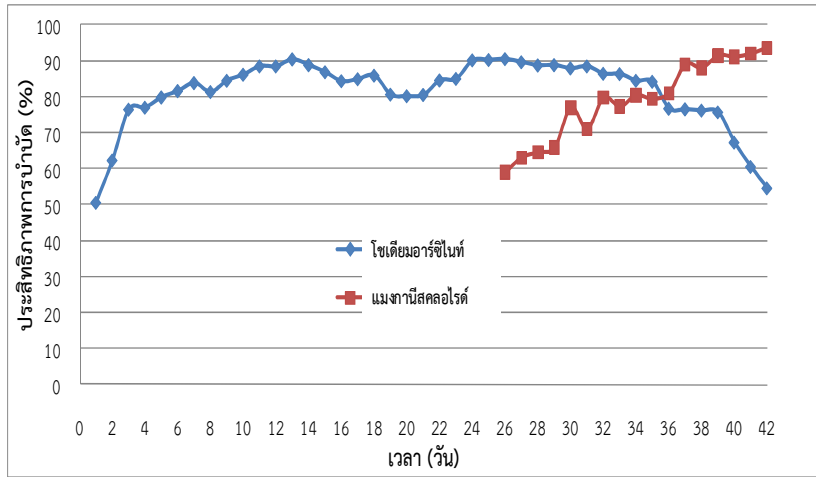
วันที่	ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)				ถังปฏิกรณ์แบบกรอง ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)			
	As(III)	Mn(II)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	NO_3^-	As(III)	Mn(II)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	NO_3^-
1	40.0	-	1000	221.9	25.0	-	670.8	280.7
25	6.0	100	434.8	509.4	3.9	56.6	364.5	485.5
26	5.4	56.6	515.2	301.5	3.8	39.6	694.7	382.7
42	37.9	16.0	143.4	18.11	18.20	6.2	111.0	28.6

ตารางที่ 3 เปอร์เซนต์ประสิทธิภาพการบำบัด As(III), Mn(II), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ และปริมาณไนเตรตด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและถังปฏิกรณ์แบบกรอง

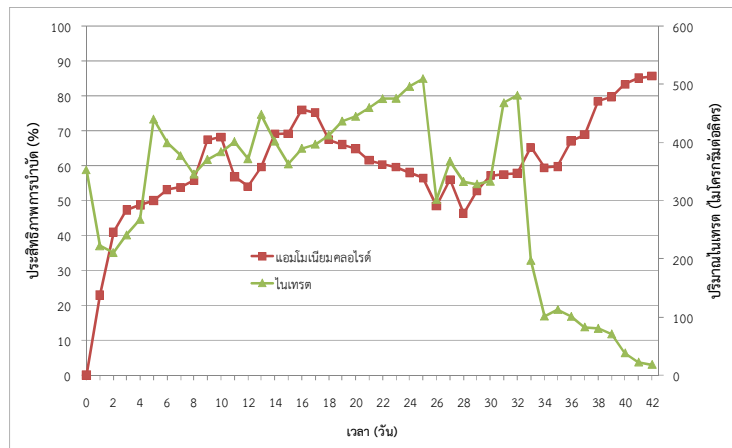
วันที่	ถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม (%)			ถังปฏิกรณ์แบบกรอง (%)		
	As(III)	Mn(II)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	As(III)	Mn(II)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$
25	85.1	ND	56.5	90.3	ND	65.6
26	86.6	41.4	48.5	90.5	59.0	30.5
42	5.2	83.5	85.7	54.5	93.7	89.0



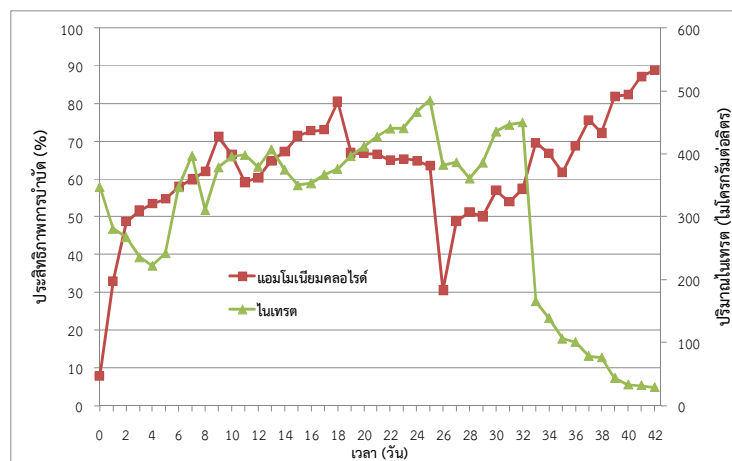
รูปที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัด As(III) และ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม



รูปที่ 3 ประสิทธิภาพการบำบัด As(III) และ Mn(II) ด้วยถังปฏิกรณ์แบบกรอง



รูปที่ 4 ประสิทธิภาพการบำบัด NH₄⁺-N และปริมาณไนเตรดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม



รูปที่ 5 ประสิทธิภาพการบำบัด NH₄⁺-N และปริมาณไนเตรดด้วยถังปฏิกรณ์แบบกรอง

วิจารณ์ผลการวิจัย

1. ประสิทธิภาพการบำบัดโซเดียมอาร์ซีไนท์

งานวิจัยนี้แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ตรึงรูปในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มเชื่อมต่อน้ำดื่มกับถังปฏิกรณ์แบบกรองสามารถบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ มีประสิทธิภาพในการบำบัด As(III) ที่ระดับความเข้มข้น 40 ไมโครกรัมต่อลิตร ให้ลดลงต่ำกว่า 10 ไมโครกรัมต่อลิตรเมื่อผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มในวันที่ 34 ของการทดลองและถังปฏิกรณ์แบบกรองในวันที่ 39 ของการทดลอง หลังจากนั้นประสิทธิภาพการบำบัด As(III) จะลดลงเรื่อยๆ โดยในวันสุดท้ายของการทดลอง (วันที่ 42) ปริมาณ As(III) ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มลดลงเหลือเท่ากับ 37.9 ไมโครกรัมต่อลิตรหรือประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 5.2 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการบำบัด As(III) ลดลง อาจเป็นผลเนื่องจากการหลุดลอกของไบโอฟิล์มและเกิดการอุดตัน (clogging) ซึ่งเป็นข้อเสียประการหนึ่งของถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม โดยทั่วไป ดังนั้นคณะผู้วิจัยจึงเพิ่มถังปฏิกรณ์แบบกรอง เพื่อช่วยในการบำบัดและกรองไบโอฟิล์มที่หลุดลอก รวมทั้งมีการเพิ่มระบบล้างตะกอน (back wash) ภายในถังปฏิกรณ์แบบกรองทุกๆ 3 วัน และเมื่อผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์แบบกรอง ปริมาณ As(III) ลดลงเหลือเท่ากับ 18.2 ไมโครกรัมต่อลิตรหรือประสิทธิภาพการบำบัดเท่ากับ 54.5 เปอร์เซ็นต์ แสดงให้เห็นว่าการบำบัด As(III) ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มเกิดจากไบโอฟิล์มของ *B. megaterium* PNKP-S2 สามารถออกซิไดซ์อาร์ซีไนท์ได้โดยแบคทีเรียจะสร้างเอนไซม์ arsenite oxidase มาออกซิไดซ์อาร์ซีไนท์ที่มีความเป็นพิษสูงให้อยู่ในรูปของอาร์ซีไนท์ที่มีความเป็นพิษน้อยกว่า (Michel et al., 2007; Pranee et al., 2015; Philips and Taylor, 1976) สอดคล้องกับงานวิจัยของพิทยา และปราณี (2556) รายงานว่าแบคทีเรียออกซิไดซ์อาร์ซีไนท์ PNKP-S2 ตรึงรูปบนก้อนหินกรวดบรรจุในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) ได้เท่ากับ 97.5 เปอร์เซ็นต์ ในระยะเวลา 21 วันของการทดลองแบบต่อเนื่อง นอกจากนี้ Ito และคณะ (2012) ได้รายงานว่แบคทีเรียออกซิไดซ์อาร์ซีไนท์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสารประกอบอาร์ซีไนท์ได้โดยอาศัยกิจกรรมของแบคทีเรียในการ

เกิดปฏิกิริยาการออกซิไดซ์อาร์ซีไนท์เพื่อลดความเป็นพิษของอาร์ซีไนท์

นอกจากนี้ยังพบว่า Mn(II) ที่เติมลงไปในวันที่ 26 ของการทดลองไม่มีผลต่อการออกซิไดซ์ As(II) แต่อย่างไรก็ตาม ประสิทธิภาพการบำบัดที่ลดลงหลังจากวันที่ 34 ของการทดลอง ทั้งนี้เนื่องจากมีแมงกานีสออกไซด์เกิดขึ้นจากการปฏิกิริยาการออกซิไดซ์ Mn(II) และเกิดการสะสมตะกอนเพิ่มมากขึ้น โดยไม่มีการล้างย้อนกลับ (backwash) ภายในถังปฏิกรณ์นี้ ซึ่งอาจก่อให้เกิดการอุดตันภายใน การขนส่งสารอาหารและการถ่ายเทอากาศลดลง จึงมีผลให้แบคทีเรียออกซิไดซ์ As(III) ลดลง ดังนั้นจึงควรมีล้างย้อนกลับอย่างน้อยทุกๆ 48 ชั่วโมง และปรับสภาพการเจริญของแบคทีเรีย โดยการให้สารอาหารเพิ่มเติมเป็นช่วงๆ เช่นทุกๆ 5-10 วันเพื่อให้เซลล์มีการเจริญเพิ่มจำนวนเซลล์ใหม่มากขึ้นและทำให้เซลล์เก่าหรือเซลล์ที่ตายหลุดลอกออกจากสารพุง เพื่อกระตุ้นให้เซลล์มีกิจกรรมการบำบัดเพิ่มมากขึ้น ผลการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่า As(III) ถูกออกซิไดซ์ได้เกือบสมบูรณ์ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มและประสิทธิภาพในการบำบัดจะเพิ่มขึ้นเมื่อนำมาผ่านถังปฏิกรณ์แบบกรอง นอกจากนี้ยังพบว่าการออกซิไดซ์ As(III) สามารถเกิดขึ้นได้พร้อมๆ กับการออกซิไดซ์ Mn(II) ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Katsoyiannis และ Zouboulis (2006) และ Katsoyiannis และคณะ (2008) จากปฏิกิริยาการออกซิไดซ์ As(III) จะได้ As(VI) เกิดขึ้น [งานวิจัยนี้ไม่ได้ทำการวิเคราะห์ As(V)] ซึ่งมีความเป็นพิษน้อยกว่า As(III) การกำจัด As(V) สามารถทำได้โดยเพิ่มถึงตะกอนด้วย FeClSO_4 ในระบบ โดย As(V) จะดูดซับกับคอลลอยด์ของ hydrous ferric oxides (HFO) และอยู่ในสถานะแขวนลอยและสามารถกำจัดออกได้โดยการกรองต่อไป

องค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) และคณะกรรมการที่เกี่ยวข้องได้ปรับลดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนอาร์ซีไนท์ในน้ำดื่มจากเดิมที่ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร เป็น 10 ไมโครกรัมต่อลิตร เพราะตระหนักถึงความเป็นพิษของอาร์ซีไนท์ที่เป็นสารก่อมะเร็ง (ปราณีและพิทยา, 2554) สำหรับประเทศไทยได้กำหนดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนอาร์ซีไนท์ในผลิตภัณฑ์น้ำดื่ม น้ำดื่มบรรจุขวดและน้ำบาดาลที่ให้บริการเท่ากับ 50 ไมโครกรัมต่อลิตร (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2521) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มเชื่อมต่อกับถัง

ปฏิกรณ์แบบกรอง มีประสิทธิภาพในการบำบัดปริมาณอาร์ซีนิกจากระดับความเข้มข้นเท่ากับ 40 ไมโครกรัมต่อลิตร ลดลงต่ำกว่า 10 ไมโครกรัมต่อลิตรในระยะเวลาการบำบัดอย่างต่อเนื่องในระยะเวลา 39 วัน ซึ่งต่ำกว่าค่ามาตรฐานกำหนด

2. ประสิทธิภาพการบำบัดแมงกานีสคลอไรด์

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม พบว่าถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด Mn(II) เท่ากับ 83.4 เปอร์เซ็นต์ (คิดเป็นปริมาณ Mn(II) ที่เหลือ 16.0 ไมโครกรัมต่อลิตร) และเมื่อนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 93.7 เปอร์เซ็นต์ (คิดเป็นปริมาณ Mn(II) ที่เหลือ 6.2 ไมโครกรัมต่อลิตร) ซึ่งต่ำกว่ามาตรฐานที่กำหนดโดยกระทรวงอุตสาหกรรมที่กำหนดค่ามาตรฐานของแมงกานีสเพื่อการผลิตน้ำประปาไว้เท่ากับ 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร (300 ไมโครกรัมต่อลิตร) และองค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) กำหนดไว้เท่ากับ 0.1 - 1.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (100-1,500 ไมโครกรัมต่อลิตร) จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 สามารถออกซิไดซ์ As(III) และ Mn(II) โดยเกิดขึ้นพร้อมๆ กันดังอธิบายข้างต้น นอกจากนี้ยังพบว่าปฏิกิริยาออกซิไดซ์ Mn(II) โดยแบคทีเรีย *B. megaterium* PNKP-S2 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพจะเกิดขึ้นพร้อมๆ กับการกำจัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ในน้ำเสียสังเคราะห์ สอดคล้องกับงานวิจัยของ Gouzinis และคณะ (1998), Stembal และคณะ (2005), Hasan และคณะ (2013) อย่างไรก็ตามจากรายงานของ Vandenaabeele และคณะ (1995) และ Harris และคณะ (1996) กล่าวว่า การออกซิไดซ์ Mn(II) จะเกิดขึ้นได้ก็ต่อเมื่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นสมบูรณ์แล้ว

3. ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมคลอไรด์และปริมาณไนเตรต

การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III), Mn(II) และ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม พบว่าถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มมีประสิทธิภาพการบำบัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ เท่ากับ 85.7 เปอร์เซ็นต์ (คิดเป็นปริมาณ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ที่เหลือ 143.4 ไมโครกรัมต่อลิตร) และเมื่อนำน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง พบว่ามีประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมเท่ากับ 89.0 เปอร์เซ็นต์ (คิดเป็นปริมาณ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ที่

เหลือ 111.0 ไมโครกรัมต่อลิตร) ซึ่งต่ำกว่ามาตรฐานคุณภาพน้ำประเทศไทย กำหนดให้น้ำบริโภคประเภทแหล่งน้ำผิวดินมีปริมาณของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ($\text{NH}_3 - \text{N}$) ไม่เกิน 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (500 ไมโครกรัมต่อลิตร) (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2551, เทพวิฑูรย์, 2555) และองค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) กำหนดไว้เท่ากับ 0.5-1.5 มิลลิกรัมต่อลิตร (500-1,500 ไมโครกรัมต่อลิตร) นอกจากนี้ยังพบปริมาณไนเตรตเพิ่มขึ้นในถังปฏิกรณ์ทั้งสองชนิด ช่วงแรกของการทดลอง (221.9-280.7 ไมโครกรัมต่อลิตร) ทั้งนี้เพราะปฏิกิริยาออกซิไดซ์จะเปลี่ยน $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ เป็นไนไตรต์และไนเตรตโดยผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชัน จึงสามารถตรวจพบไนเตรตได้ในระหว่างการบำบัด อย่างไรก็ตามในช่วงสุดท้ายของการทดลองปริมาณไนเตรตลดลงจะเหลือเท่ากับ 18.11-28.6 ไมโครกรัมต่อลิตร แสดงให้เห็นว่ามีการเปลี่ยนแปลงไนเตรตโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเกิดขึ้นควบคู่ไปกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน สอดคล้องกับรายงานของ Hasan และคณะ (2012) ซึ่งพบว่ามีการกำจัด $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ และปริมาณ $\text{NO}_x^- - \text{N}$ (total $\text{NO}_2^- - \text{N}$ และ $\text{NO}_3^- - \text{N}$) ที่ลดลงเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์แบบ biological aerated filter แม้ว่าจะมีการให้ปริมาณ DO ในปริมาณสูง ซึ่งชี้ให้เห็นว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้พร้อมๆ กัน

สรุปผลการวิจัย

จากการทดสอบประสิทธิภาพของแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 โครงสร้างในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มเชื่อมโยงเนื่องกับถังปฏิกรณ์แบบกรองในการบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อน As(III) Mn(II) และ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ สรุปผลการทดลองได้ดังนี้ (1) การออกซิไดซ์ As(III) โดยแบคทีเรีย *Bacillus megaterium* PNKP-S2 เกิดขึ้นได้โดยไม่มีผลกระทบจาก Mn(II) และสามารถเกิดขึ้นได้พร้อมกับการออกซิไดซ์ (2) แบคทีเรียมีประสิทธิภาพในการออกซิไดซ์ Mn(II) และ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ และสามารถเกิดขึ้นได้พร้อมๆ กันโดยไม่ต้องรอให้การออกซิไดซ์เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ (3) ในระหว่างการออกซิไดซ์ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ โดยอาศัยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมี NO_3^- เกิดขึ้น จากนั้น NO_3^- จะถูกกำจัดโดยอาศัยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (5) ความเข้มข้นของ As(III) Mn(II) $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ และ NO_3^- ที่ผ่านการบำบัดมีค่าน้อยกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนด ดังนั้น งานวิจัยนี้ชี้ให้เห็นถึงศักยภาพในการพัฒนาระบบ

ถึงปฏิกิริยาในการบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อน As(III) Mn(II) NH_4^+ -N และ NO_3^- เพื่อประยุกต์ใช้ในภาคสนามต่อไป

เอกสารอ้างอิง

- กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม. (2551). ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม ฉบับที่ 332 (พ.ศ.2521) ออกตามความในพระราชบัญญัติมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม พ.ศ.2511 เรื่องกำหนดมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมน้ำบริโภค ดิพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่ม 95 ตอนที่ 68 ลงวันที่ 4 กรกฎาคม 2551.
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม. (2545). ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. กระทรวงอุตสาหกรรมและสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. กรุงเทพมหานคร.
- เทพวิฑูรย์ ทองศรี. (2555). ผลกระทบของไนโตรเจนต่อสิ่งแวดล้อม. กรมวิทยาศาสตร์บริการ. วารสารกรมวิทยาศาสตร์บริการ 60(190): 12-14.
- ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล และพียาดา สุรารักษ์. (2554). การปนเปื้อนอาร์ซีนิกและคุณภาพน้ำใต้ดินในอำเภอเขมราฐและอำเภอโขงเจียม จังหวัดอุบลราชธานี. วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี 13: 48-56.
- ปราณี พัฒนพิพิธไพศาล. 2551. การปนเปื้อนสารหนูในน้ำใต้ดินเขตลุ่มแม่น้ำโขงตอนล่าง. วารสารวิชาการ ม.อบ. 10: 27-39.
- พิทยา วามะขันต์และปราณี พัฒนพิพิธไพศาล. 2556. การบำบัดน้ำใต้ดินสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสารประกอบอาร์ซีนิกด้วยถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์ม. ในรายงานประชุมวิชาการ The 7th UBU research Conference. Ubon Ratchathani University. จังหวัดอุบลราชธานี. หน้า 82-89.
- พียาดา ไชยสินธุ์ และปราณี พัฒนพิพิธไพศาล. (2559). สภาวะที่เหมาะสมต่อการออกซิเดชันอาร์ซีนิกโดย *Bacillus* sp. PNKP-S2. วารสารวิทยาศาสตร์ลาดกระบัง .25: 14-26.
- ยูภาพันท์ ทองไทย. (2552). การกำจัดเหล็กและแมงกานีสออกจากน้ำผิวดินโดยวิธีจาร์เทศในห้องปฏิบัติการด้วยปูนขาวและแมกนีเซียมคาร์บอเนต. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต: มหาวิทยาลัยราชภัฏพระนคร.
- สุชาติดา ยางเอน. (2546). การกำจัดแอมโมเนียในน้ำเสียจากตู้เลี้ยงปลาโดยการกรองด้วยหินภูเขาไฟ. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.
- APHA, AWWA, WEF. (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Berg, M., Giger, W., Con, T.H., Viet, P.H., Trang, P.T.K., and Schertenleib, R. (2006). Extent and severity of arsenic pollution in Vietnam and Cambodia In managing arsenic in the environment: From soil to human health. Melbourne: CSIRO Publishing.
- Bachate, S.P., Khapare, R.M., and Kodam, K.M. (2012). Oxidation of arsenite by two β -proteobacteria isolated from soil. Applied Microbiology and Biotechnology 93: 2135-2145.
- Bahar, M.M., Mallavarapu, M., and Naidu, R. (2012). Arsenic bioremediation potential of a new arsenite-oxidizing bacterium *Stenotrophomonas* sp. MM-7 isolated from soil. Biodegradation 23: 803-812.
- Gihring, T.M. and Banfield, J.F. (2001). Arsenite oxidation and arsenate respiration by a new *Thermus* isolate. FEMS Microbiology Letters 204: 335-340.
- Gouzinis, A., Kosmidis, N., Vayenas, D.V., Lyberatos, G. (1998). Removal of Mn and simultaneous removal of NH_3 , Fe, and Mn from potable water using a trickling filter. Water Research 32: 2442-2450.
- Harris, S.L., Stephenson, T., and Pearce, P. (1996). Aeration investigation of biological aerated filters using off-gas analysis. Water Science Technology 34: 307-314.
- Hasan, H.A., Abdulah, S.R.S., Fli, N.T.K. and Kamarudin, S.K. (2012). Effective microbes for simultaneous bio-oxidation of ammonia and manganese in biological aerated filter system. Bioresearch Technology 124: 355-363.
- Hasan, H.A., Abdullah, S.R.S., Kamarudin, S.K., Kofli, N.T. and Anuar, N. (2013). Simultaneous NH_4^+ -N and Mn^{2+} removal from drinking water using a biological aerated filter system: effects of different aeration rates. Separation and Purification Technology 118: 547-556.
- Hoven, R.N.V. and Santini, J.M. (2004). Arsenite oxidation by the heterotroph *Hydrogenophaga* sp. str. NT-14: the arsenite oxidase and its physiological electron acceptor. Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics 1656: 148-155.
- Ito, A., Miura, J-I., Ishikawa, N. and Umita, T. (2012). Biological oxidation of arsenite in synthetic groundwater using immobilized bacteria. Water Research 1: 1-7.
- Katsoyiannis, I.A. and Zouboulis, A.I. (2006). Use of iron and manganese oxidizing bacteria for the combined removal of iron, manganese and arsenic from contaminated groundwaters. Water Quality Research Journal of Canada 41: 117-121.

- Katsoyiannis, I.A., Zikoudi, A. and Hug, S.J. (2008). Arsenic removal from groundwater containing iron, ammonium, manganese and phosphate: A case study from a treatment unit in northern Greece. *Desalination* 224: 330-339.
- Metcalf E., Tchobanoglous, G., Burton, F. and Stensel, H.D. (2002). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. New York: McGraw-Hill Education.
- Michel, C., Jean, M., Coulon, S., Dictor, M-C. Delorme, F., Morin, D. and Garrido, F. (2007). Biofilms of As(III)-oxidising bacteria: formation and activity studies for bioremediation process development. *Applied Microbiology Biotechnology* 77: 457-467.
- Pattanapitpaisal P., and Suraruk, P. (2012). Groundwater quality and arsenic contamination in Amphoe Khemmarat, Ubon Ratchathani, Thailand. *Journal of Environmental Science and Engineering* 1: 133-141.
- Pattanapitpaisal, P. , Yodsing, N. , Santhaweesuk, R. and Wamakhan, P. (2015). Arsenite oxidation and arsenite resistance by *Bacillus* sp. PNKPS2. *EnvironmentAsia* 8: 9-15.
- Philips, S.E. and Taylor, M.L. (1976). Oxidation of arsenite to arsenate by *Alcaligenes faecalis*. *Applied Environmental and Microbiology* 32: 392-399.
- Pokhrel, D. and Viraraghavan, T. (2009). Biological filtration for removal of arsenic from drinking water. *Journal of Environmental and Management* 90: 1956-1961.
- Salmassi, T., Venkateswaren, K., Satomi, M., Neelson, K., Newman, D., and Hering, J. (2002). Oxidation of arsenite by *Agrobacterium albertimagni* AOL15, sp. Nov., isolated from hot creek. California. *Geomicrobiology Journal* 19: 53-66.
- Smedley, P. L., Kinniburgh, D.G. (2002). A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 17: 517-568.
- Smith, A. H., Lingas, E. O., and Rahman, M. (2000). Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. *Bullutin WHO* 78: 1093-1103.
- Stembal, T., Markic, M., Ribicic, N., Briski, F., and Sipos, L. (2005). Removal of ammonia, iron, and manganese from ground waters from northern Croatia- pilot plants studies. *Process Biochemistry* 40: 327-335.
- Tekerlekopoulou, A.G., and Vayenas, D.V. (2007). Ammonia, iron and manganese removal from potable water using trickling filters. *Desalination* 210: 225-235.
- Vandenabeele, J., Woestyne, M.V., Houwen, F., Geronrpe, R., and Vandesande, V.W. (1995). Role of autotrophic nitrifiers in biological manganese removal from groundwater containing manganese and ammonium. *Microbiological Ecology* 29: 83-98.

