บทนำ

ยางพาราจัดเป็นพืชเศรษฐกิจของประเทศ โดยเฉพาะภาคใต้ที่มีกำลังการผลิตประมาณ 90% ของประเทศ ด้วยสภาพดังกล่าวจึงทำให้เกิดภาคอุตสาหกรรมมากมายเกี่ยวกับยางพารา โดยเฉพาะอย่างยิ่งโรงงานผลิตภัณฑ์ยางพารา เช่น โรงงานอุตสาหกรรมยางพาราผลิตน้ำยางข้น ยางแท่ง ยางแผ่น ยางรมควันและยางสกิมเครพ (skim crave) เป็นต้น (กองทุนสงเคราะห์การทำสวนยาง, 2538) อุตสาหกรรมยางก่อให้เกิดผลดีต่อเศรษฐกิจ แต่ขณะเดียวกันปัญหาสิ่งแวดล้อมที่เกิดจากกระบวนการผลิตภัณฑ์ยางพาราก็เพิ่มสูงขึ้นด้วย ซึ่งปัญหาหลักที่เกิดจากอุตสาหกรรมยางพารา คือปัญหาน้ำทิ้งที่เกิดจากกระบวนการผลิต โดยขั้นตอนการผลิตที่ทำให้น้ำยางสดกลายเป็นยางดิบในลักษณะต่างๆ จำเป็นต้องใช้สารเคมีเพื่อการแปรรูปและพบว่าน้ำทิ้งจากโรงงานยาง โดยเฉพาะโรงงานที่มีการผลิตน้ำยางข้น ซึ่งมีแถบทุกโรงงานพบว่ามีปริมาณสารอินทรีย์ สารประกอบของไนโตรเจน ซัลไฟด์และซัลเฟต สูง ซึ่งมาจากสารเคมีที่เติมเพื่อช่วยในกระบวนการผลิต รวมทั้งโปรตีนที่มีอยู่ในน้ำยางดิบเองอีกด้วย (แกมกาญจน์, 2539; Wittayakul, 2000)

ระบบบำบัดน้ำทิ้งที่ใช้กับโรงงานยางพารา มักเป็นระบบแบบไม่ใช้อากาศเพราะเสียค่าใช้จ่ายต่ำ แต่ระบบนี้มีปัญหาที่กลิ่น เพราะในสภาพไร้อากาศแบคทีเรียใช้ซัลเฟต (SO_4^{2-}) แทนออกซิเจนในการหายใจ (sulfate reducing bacteria) จึงเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีกลิ่นเหม็น รวมถึงกลิ่นเหม็นอื่นๆที่เกิดจากการสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาร้องเรียนจากชุมชนที่อยู่ใกล้โรงงานอุตสาหกรรมยางพารา นอกจากนี้โรงงานยังมีการผลิตยางโดยใช้หางน้ำยาง (skim crave) ที่เป็นผลพลอยได้จากการผลิตน้ำยางข้นนำมาเติมกรดซัลฟูริก ซึ่งเป็นสารเคมีที่ทำให้น้ำยางจับตัว แล้วทำการตัด ล้าง อบ และอัดเป็นแท่ง ดังนั้นน้ำทิ้งจากกระบวนการนี้ก่อให้เกิดปัญหามากยิ่งขึ้นเนื่องจากปริมาณซัลเฟตสูงซึ่งจะถูกเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ โดยแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟตในการบำบัดแบบไร้อากาศ

เนื่องจากเป็นสภาพไร้อากาศในถังหมักจะพบเชื้อ 2 กลุ่มใหญ่ คือพวก แบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (sulfate reducing bacteria: sulfidogenic bacteria) และแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (methanogenic bacteria) การแข่งขันระหว่างแบคทีเรียทั้งสองจะขึ้นกับสภาวะแวดล้อมเป็นสำคัญ พบว่าน้ำทิ้งที่ค่า COD (chemical oxygen demand) ต่อซัลเฟตอยู่ในช่วง1.7-2.7 จะพบการแข่งขันสูงมาก โดยเมื่ออัตราส่วนสูงขึ้นแบคทีเรียที่สร้างมีเทนจะมีบทบาทสำคัญกว่าแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต แต่เมื่ออัตราส่วนต่ำลงแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟตจะมีบทบาทมากกว่า (Choi and Rim, 1990) ซึ่งเป็นเพราะการแข่งขันเพื่อแย่งชิงไฮโดรเจน และตัวให้อิเล็กตรอนอื่นๆ เช่น อะซิเตท เมทานอล ฟอร์เมท และโพรพิโอเนทเป็นต้น ในกรณีที่มีปริมาณซัลเฟตสูงแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟตจะเจริญได้ดีกว่าพวกแบคทีเรียที่สร้างมีเทนทำให้การสร้างมีเทนลดลงอย่างมีนัยสำคัญ และในสภาวะดังกล่าวยังทำให้เกิดการเปลี่ยนซัลเฟตเป็นซัลไฟด์ ซึ่งเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (Novaes, 1986) อย่างไรก็

ตามแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟตก็มีความจำเป็นต่อระบบการสร้างแก๊สชีวภาพเพราะเป็นแบคทีเรียที่สร้างกรดอะซิติก (acetogenic bacteria) ซึ่งแบคทีเรียที่สร้างมีเทนต้องนำไปใช้เพื่อสร้างแก๊สมีเทน (Novaes, 1986)

ด้วยเหตุผลดังกล่าวการบำบัดน้ำทิ้งด้วยวิธีไร้อากาศ และให้ผลตอบแทนคือแก๊สชีวภาพจะมีประสิทธิภาพสูงขึ้นได้ (สัดส่วนของมีเทนสูงมากและมีไฮโดรเจนซัลไฟด์ปนเปื้อนเพียงเล็กน้อย) จำเป็นจะต้องมีการแยกถังบำบัด โดยถังแรกเป็นถังที่สภาวะเหมาะสมต่อการเจริญของแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (sulfate reduction reactor: SRR) น้ำทิ้งที่ออกจากถัง SRR จะมีปริมาณซัลไฟด์สูง ซึ่งถ้าหากนำเข้าสู่ถังหมัก เพื่อหมักแก๊สชีวภาพโดยตรงก็จะทำให้ได้แก๊สมีเทนต่ำกว่าที่ควรเพราะไปกดการเจริญของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน และมีไฮโดรเจนซัลไฟด์ปนเปื้อนมากขึ้นจากการที่ยังมีซัลเฟตหลงเหลืออยู่หรือจากการออกซิไดซ์ซัลไฟด์อย่างสมบูรณ์โดยแบคทีเรียที่ออกซิไดซ์ซัลไฟด์ (sulfide oxidizing bacteria) ทำให้เกิดซัลเฟตขึ้น จากผลดังกล่าวทำให้ศักยภาพการนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานลดน้อยลง และจำเป็นต้องปล่อยแก๊สชีวภาพออกสู่บรรยากาศ (หมายถึงไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วย) หรือไม่ก็ต้องเผาแก๊สชีวภาพทิ้ง สิ่งที่กล่าวมาก่อให้เกิดมลพิษทางอากาศขึ้น เช่น ปัญหาแก๊สเรือนกระจก (green house effect) จากแก๊สมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ รวมถึงปัญหาแก๊สพิษจากไฮโดรเจนซัลไฟด์อีกด้วย

ดังนั้นเพื่อจะแก้ไข้ปัญหาดังกล่าว การลดปริมาณซัลไฟด์ที่มีในน้ำที่ออกมาจากถัง SRR เป็นสิ่งจำเป็นก่อนที่น้ำทิ้งนี้จะถูกบำบัดต่อเพื่อสร้างแก๊สชีวภาพ และลดค่า BOD (biochemical oxygen demand) หรือ COD (chemical oxygen demand) ของน้ำทิ้ง แนวทางการกำจัดซัลไฟด์ออกจากน้ำทิ้งด้วยการใช้แบคทีเรียตามทฤษฎีเป็นไปได้โดยการออกซิไดซ์ซัลไฟด์ (S^{2-}) ให้เป็นธาตุซัลเฟอร์ (S^0) โดยแบคทีเรีย 3 กลุ่ม คือ แบคทีเรียที่ออกซิไดซ์ซัลเฟอร์ส่วนใหญ่เจริญในสภาพที่ต้องการอากาศ กลุ่มที่สองคือพวกแบคทีเรียสังเคราะห์แสงที่ใช้ไฮโดรซัลไฟด์เป็นตัวให้อิเล็กตรอนแทนน้ำในการสังเคราะห์แสงเกิดในสภาพไร้อากาศมีแสง และอีกกลุ่มคือพวกดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (denitrifiers) ซึ่งใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน สำหรับกระบวนการ denitrification และเจริญได้ในสภาพ facultative anaerobe ซึ่งจะช่วยลดบทบาทของ sulfate reducing bacteria ในกรณีที่ซัลเฟตยังหลงเหลืออยู่ในปริมาณที่จะกระทบต่อสัดส่วนการเกิดแก๊ส ดังนั้นการมีระบบบำบัดน้ำทิ้งที่รับจาก SRR ก่อนเข้าสู่ถังหมักชีวภาพเป็นสิ่งจำเป็นและเรียกขั้นตอนนี้ว่าการกำจัดซัลไฟด์โดยแบคทีเรีย (biodesulfurization) และต้องพยายามให้เกิดการออกซิไดซ์ซัลไฟด์แบบไม่สมบูรณ์ (partial oxidation) เพื่อให้ได้ซัลเฟอร์แทนซัลเฟต โดยการจำกัดปริมาณออกซิเจน (http://library.wur.nl/wda/abstracts/ab3780.html)

ทฤษฎีหรือกรอบแนวความคิดและการวิจัยที่เกี่ยวข้องและคล้ายคลึงกับงานวิจัยที่ทำ

จากหลักการที่แบคทีเรียบางกลุ่มในธรรมชาติสามารถออกซิไดซ์ซัลไฟด์เป็นซัลเฟอร์ ได้แก่แบคทีเรียที่ออกซิไดซ์ซัลไฟด์เพื่อเป็นแหล่งพลังงาน และเจริญในสภาพที่ต้องการอากาศ (sulfur oxidizing bacteria or colorless sulfur bacteria) เช่น *Thiobacillus* spp. (Kuenen, 1989) ขณะที่แบคทีเรียสังเคราะห์แสงออกซิไดซ์ซัลไฟด์โดยใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนในการสังเคราะห์แสงแทนน้ำ ดังนั้นจึงต้องการสภาพการเจริญแบบไร้อากาศมีแสง (anaerobic light conditions) (Pfenning and Triiper, 1989) และอีกกลุ่มคือพวกดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (denitrifiers) ที่สามารถใช้ซัลไฟด์เป็นตัวให้อีเล็กตอนสำหรับกระบวนการ denitrification กล่าวคือ สามารถรีดิวซ์ไนเตรท (NO^-_3) โดยใช้ S^- (sulfide) S^0 (elemental sulfur) และ $S_2O_3^-$ (thiosulfate) (Dalsgaard and Bak, 1992; Gommers et al. 1988) ซึ่งกระบวนการนี้เกิดขึ้นได้ดีในสภาพไร้อากาศ และโดยทั่วไปต้องการสภาพไร้อากาศน้อยกว่า (redox potential สูงกว่า) พวกแบคทีเรียที่สร้างแก๊สมีเทนและแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต

ด้วยสภาพธรรมชาติเงื่อนไขการเจริญของแบคทีเรียทั้ง 3 กลุ่มต้องการสภาวะที่เหมาะสมแตกต่างจากแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน เช่น *Thiobacillus* spp. ต้องการสภาพมีอากาศ ส่วนพวกแบคทีเรียสังเคราะห์แสงถึงแม้ว่าเจริญในสภาพไร้อากาศแต่ก็ต้องการแสงเพื่อการกำจัดซัลไฟด์ และดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย แม้ว่าการเจริญเป็นสภาพไร้อากาศ แต่ต้องการสภาพไร้อากาศน้อยกว่า และที่สำคัญคือเมื่อเกิดกระบวนการ denitrification ก็จะยับยั้งการสร้างแก๊สมีเทน สืบเนื่องจากการแข่งขันเพื่อให้ได้มาซึ่งไฮโดรเจน และสารอินทรีย์ตลอดจนไนเตรทก็ยับยั้งการเจริญของแบคทีเรียที่สร้างแก๊สมีเทน (Percheron et al. 1999) ดังนั้นการมีอีก 1 กระบวนการเพิ่มเติมคือการกำจัดซัลไฟด์ด้วยแบคทีเรีย (biodesulfurization) เป็นสิ่งจำเป็นที่จะเพิ่มประสิทธิภาพการสร้างมีเทนในถังหมักแก๊สชีวภาพ นั้นคือ น้ำทิ้งที่ออกจากถังรีดิวซ์ซัลเฟต (SRR) ซึ่งมีปริมาณซัลไฟด์สูงต้องถูกกำจัดออกก่อนโดยการใช้แบคทีเรีย

กรณีการใช้แบคทีเรียที่ออกซิไดซ์ซัลไฟด์เพื่อกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ออกจากแก๊สชีวภาพมีการผลิตเป็นเทคโนโลยีที่เรียกว่า "Biopuric" โดยหลักการให้แก๊สชีวภาพที่ต้องการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ออกผ่านหอคอยที่ตรึงแบคทีเรียที่ออกซิไดซ์ซัลไฟด์ ขณะเดียวกันก็มีระบบจ่ายน้ำและสารอาหารให้เชื้อเจริญโดยควบคุมสภาวะ pH ให้ต่ำเพื่อเชื้อเจริญได้ดี การเจริญของเชื้อทำให้ซัลไฟด์ถูกเปลี่ยนเป็นซัลเฟอร์ ซึ่งถือว่าเป็นผลพลอยได้ (by product) ของวิธีนี้ (http://www.biothane.com/sulfur.remove.html.2002. Sulfur Removal) แต่จากความจริงที่ว่าการมีซัลไฟด์ในปริมาณที่สูงยับยั้งการผลิตมีเทนเพราะมีผลต่อแบคทีเรียที่สร้างมีเทนตามที่กล่าวมาแล้ว ดังนั้นผู้วิจัยพิจารณาว่าควรจะกำจัดซัลไฟด์ออกก่อนที่จะทำให้เกิดแก๊สชีวภาพ โดยกลุ่มแบคทีเรียออกซิไดซ์ซัลเฟอร์หรือซัลไฟด์มีจุดที่น่าสนใจคือมันออกซิไดซ์ซัลไฟด์เพื่อเป็นแหล่งพลังงานโดยที่ตัวรับอิเล็คตรอนตัวสุดท้ายอาจเป็นออกซิเจนหรือไนเตรท ขึ้นกับชนิดของเชื้อและสภาวะ

แวดล้อม ขณะที่แหล่งคาร์บอนของมันคือ แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์จึงไม่มีผลต่อการลดแหล่งคาร์บอนซึ่งเป็นที่ต้องการของแบคทีเรียที่สร้างแก๊สมีเทน แต่มีข้อเสียคือบางชนิดเจริญได้ดีในสภาพที่เป็นกรด และการเจริญทำให้เกิดสภาวะที่เป็นกรด (Kuenen, 1989) ขณะที่แบคทีเรียสร้างแก๊สมีเทนชอบสภาวะที่เป็นกลาง (Boone and Mah, 1989) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการคัดเลือกเชื้อแบคทีเรียออกซิไดซ์ซัลเฟอร์หรือซัลไฟด์ที่เจริญในสภาวะเป็นกลางและหาแนวทางให้เกิดกรดน้อย (ซัลเฟตน้อย) โดยจำกัดปริมาณออกซิเจนเพื่อไม่ให้เกิดการออกซิไดซ์ที่สมบูรณ์ ดังสมการ

$2HS^- + O_2 \longrightarrow 2S^0 + 2OH^-$; $2S^0 + 3O_2 \longrightarrow 2SO_4^{2-} + 2H^+$

แบคทีเรียสังเคราะห์แสงถูกนำมาใช้ในการบำบัดน้ำทิ้งประเภทต่าง ๆ มาเป็นเวลานานแล้ว โดยเฉพาะพวก purple nonsulfur bacteria (Sasikala and Ramana, 1995) การใช้แบคทีเรียกลุ่มนี้มีข้อดีคือสามารถเจริญได้ดีทั้งในสภาพ photolithotroph หรือ photoheterotroph และ heterotroph (aerobic-dark) ดังนั้นจึงมีศักยภาพที่น่าเลือกใช้เพราะประเทศไทยมีสภาพภูมิศาสตร์อยู่ในเขตร้อนมีพลังงานแสงอาทิตย์เพียงพอ การเจริญในน้ำทิ้งที่ออกจากถัง SRR สัดส่วนที่เชื้อจะเจริญแบบ photolithotroph หรือ photohetertroph เป็นสิ่งที่ต้องศึกษา เพราะถ้าเชื้อมีการเจริญแบบ photoheterotroph ก็จะมีผลต่อสับสเตรทที่จะเหลือใช้สำหรับแบคทีเรียที่สร้างแก๊สมีเทน

ในน้ำทิ้งที่อุดมด้วยซัลเฟตในถังหมักระบบไร้อากาศพบว่าซัลไฟด์ถูกใช้ระหว่างกระบวนการ denitrification โดยการรีดิวซ์ไนเตรทตามที่กล่าวมาแล้ว (Percheron et al. 1999) ดังนั้นการเติมไนเตรทลงไปจะช่วยลดปริมาณซัลไฟด์ได้ ในน้ำทิ้งเองก็มีปริมาณไนเตรทอยู่ในระดับหนึ่ง (Wittayakul, 2000) แต่มีหลายงานวิจัยที่พบว่าไนเตรทเป็นตัวยับยั้งการสร้างแก๊สมีเทน (Altison and Macfarlane, 1988; Chen and Lin, 1993; Westermann and Ahring, 1987) ซึ่งผลการยับยั้งไม่เป็นที่ชัดเจนและไม่สามารถอธิบายได้โดยพิจารณาว่าเป็นเรื่องของการเปลี่ยนค่า redox potential (Altison and Macfarlane, 1988; Westermann and Ahring, 1987) อย่างไรก็ตามก็ได้มีการรวมทั้ง 2 กระบวนการเข้าด้วยกันอย่างเช่น การใช้ up-flow anaerobic sludge blanket (UASB reactor) (Hendriksen and Ahring, 1996) ซึ่งในกรณีนี้เป็น denitrifiers กลุ่มที่ไม่จำเป็นต้องใช้ซัลไฟด์เป็นแหล่งพลังงานแต่ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งพลังงานได้

ด้วยสภาพปัญหาที่โรงงานบำบัดน้ำทิ้งยางพาราหลายแห่งประสบอยู่ แม้ว่าจะใช้ถังหมักแก๊สชีวภาพแบบ UASB ก็ไม่ช่วยลดปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ในแก๊สชีวภาพที่เกิดขึ้นได้ ซึ่งอาจเป็นเพราะว่าปริมาณไนเตรทซึ่งมีอยู่ในน้ำทิ้งไม่ได้สัดส่วนกับปริมาณซัลไฟด์ที่มีอยู่ หรือกระบวนการ denitrification อาจเกิดได้ไม่ดีเท่าที่ควรในถัง UASB ด้วยเงื่อนไขที่ต้องการสารอาหารแบบเดียวกับแบคทีเรียที่สร้างแก๊สมีเทนแต่ต้องการสภาพที่เป็นไร้อากาศน้อยกว่า

การตกตะกอนไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยใช้ $FeCl_2$ เป็นที่แนะนำในการบำบัดน้ำทิ้งที่มีปริมาณซัลเฟตสูงด้วยระบบไร้อากาศเพื่อลดพิษของซัลไฟด์ (Meyer-Jens et al. 1995) เนื่องจากน้ำทิ้งที่ออกจากถัง SRR มีปริมาณซัลไฟด์สูงมาก อันเกิดจากน้ำทิ้งที่มาจากกระบวนการทำยางแท่งจากเศษ

ยางซึ่งจำเป็นต้องมีการเติมกรดซัลฟูริก ซึ่งปริมาณซัลไฟด์ที่สูงเกินไปอาจมีผลต่อแบคทีเรียกลุ่มเป้าหมายทั้ง 3 กลุ่มได้ ดังนั้นการบำบัดน้ำทิ้งด้วย $FeCl_2$ ก่อนเพื่อให้มีซัลไฟด์อยู่ในระดับที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดต่อด้วยแบคทีเรีย จึงเป็นสิ่งที่จำเป็นที่อาจจะต้องศึกษาถ้าหากปริมาณซัลไฟด์มีค่าสูงมากจนไปยับยั้งการเจริญของเชื้อที่จะใช้ซัลไฟด์เป็นแหล่งพลังงาน ซึ่งมีการรายงานโดย Sublette et al. (1998)

ด้วยเหตุผลตามที่กล่าวมาแล้ว การศึกษาเฉพาะขั้นตอน biodesulfurization กับน้ำทิ้งที่ออกจาก SRR ด้วยแบคทีเรีย 3 กลุ่ม เป็นสิ่งที่จำเป็นเพื่อให้ทราบถึงความเป็นไปได้ในการกำจัดซัลไฟด์ที่เกิดจากแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟตของถัง SRR ด้วยข้อมูลที่ได้จากการวิจัยอาจนำมาสู่การประยุกต์ใช้ที่จะรวม biodesulfurization เข้ากับกระบวนการในถัง SRR หรือ biodesulfurization กับถัง UASB หรือควรแยก biodesulfurization ออกมาโดยมีเป้าหมายที่สำคัญคือการบำบัดน้ำทิ้งที่มีประสิทธิภาพสูง ต้นทุนต่ำ ให้ผลตอบแทนคือแก๊สชีวภาพ

ซัลไฟด์เมื่ออยู่ในสถานะที่เป็นแก๊ส (ไฮโดรเจนซัลไฟด์) เป็นแก๊สที่ไม่มีสี แต่มีกลิ่นเหม็นเหมือนไข่เน่าจึงเรียกว่าแก๊สไข่เน่า ละลายน้ำได้หนักกว่าอากาศ เป็นพิษต่อระบบทางเดินหายใจทำให้เยื่อบุจมูกและตาเกิดการระคายเคือง ในสถานะที่เป็นแก๊สมีค่าจุดติดไฟ (ignition point) 260°C ค่าการแพร่กระจายได้ในบรรยากาศ (exposure limit) 4.3-46% ปริมาณสารที่มีได้สูงสุดในบรรยากาศ (TLV) 10 mg/l (15 mg/m^3) (Crawford, 1976) แก๊สชนิดนี้เป็นแก๊สที่ละลายน้ำได้ รูปแบบของซัลไฟด์ที่ละลายน้ำได้ในสภาวะสิ่งแวดล้อมขึ้นกับค่าพีเอช เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงตามสมดุลเคมีโดยมีการแตกตัวดังนี้

$$H_2S \longrightarrow H^+ + HS^-$$
$$HS^- \longrightarrow H^+ + S^{2-}$$

ในสภาพพีเอชสูงส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของซัลไฟด์ (S^{2-}) ขณะที่ในสภาพพีเอชที่เป็นกลางส่วนมากจะอยู่ในรูป HS^- และสภาวะที่เป็นกรดอยู่ในรูป H_2S ดังรูปที่ 1 แก๊สชนิดนี้เมื่ออยู่ในสภาวะที่แตกตัวเช่น HS^- และ S^{2-} จะไม่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต (Sawer and McCarty, 1978) การบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูงแบบไร้อากาศก่อให้เกิดแก๊สไฮโดรเจนซัลไฟด์ซึ่งมีผลยับยั้งแบคทีเรียที่สร้างแก๊สมีเทน (Chen and Liao, 1990) และกรณีที่แก๊สไฮโดรเจนซัลไฟด์ 50 มก/ล จะยับยั้งแบคทีเรียที่สร้างแก๊สมีเทนได้มากกว่า 40% และถ้าหากมีในปริมาณที่สูงถึง 250 มก/ล จะยับยั้งอย่างสมบูรณ์ และก่อให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่น และการกัดกร่อน (Kroiss and Plahl-Webnegg, 1983)

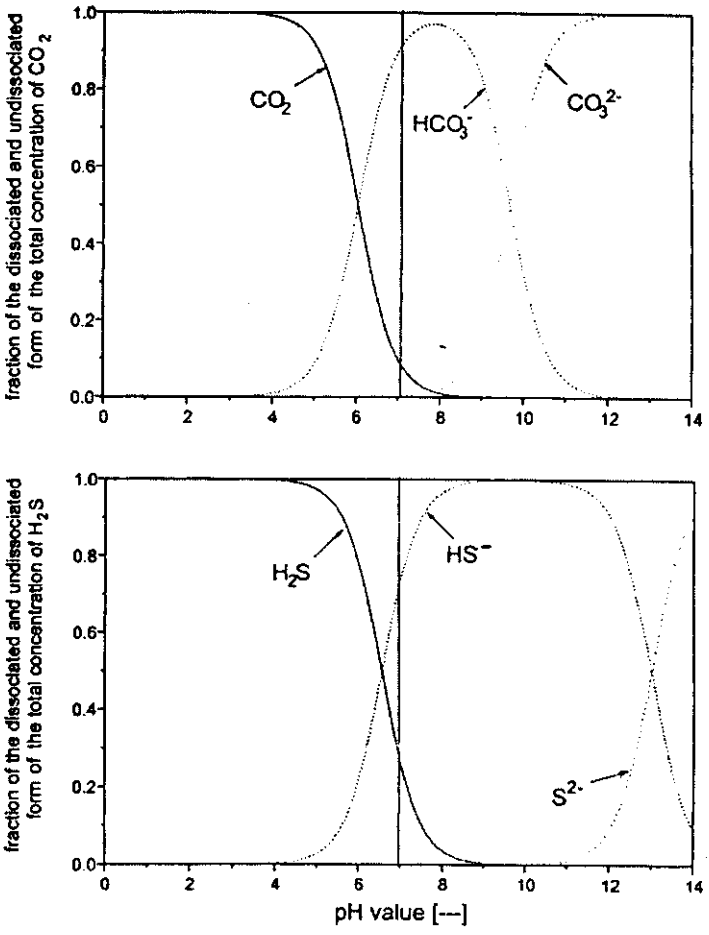

Fig. 11. Dissociation of CO_2 and H_2S as a function of pH.

รูปที่ 1 การแตกตัวของ CO_2 และ H_2S โดยเป็นผลของ pH

ที่มา Markl, 1999 หน้า 539

วัตถุประสงค์

ด้วยข้อมูลที่กล่าวมาดังนั้นวัตถุประสงค์ของโครงการวิจัยนี้คือ

1. แยกและคัดเลือกแบคทีเรียออกซิไดซ์ซัลเฟอร์ แบคทีเรียสังเคราะห์แสงและดีไนตริฟายอิง แบคทีเรีย จากน้ำทิ้งยางพารา เพื่อดูศักยภาพการนำไปใช้กำจัดซัลไฟด์

2. ปรับสภาวะของน้ำทิ้งที่ออกจากถังรีดิวซ์ซัลเฟตเพื่อส่งเสริมการเจริญของแบคทีเรีย แต่ละกลุ่ม (3 กลุ่ม) ที่ออกซิไดซ์ซัลไฟด์เป็นซัลเฟอร์

3. การบำบัดน้ำทิ้งที่ออกจากถังรีดิวซ์ซัลเฟตด้วยวิธีการทางเคมีก่อนเพื่อส่งเสริมการกำจัดซัลไฟด์ของแบคทีเรียแต่ละกลุ่มรวมทั้งหมด 3 กลุ่ม

4.เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซัลไฟด์ระหว่างวิธีการปรับสภาพของน้ำทิ้งให้เหมาะสมกับแบคทีเรียแต่ละกลุ่ม (สภาวะเหมาะสมจากการปรับ) ทั้ง 3 กลุ่ม การบำบัดด้วยวิธีการทางเคมีร่วมกับสภาวะเหมาะสมจากการปรับและ/หรือการใช้กล้าเชื้อที่คัดเลือกได้จากข้อ 1

5. ประสิทธิภาพการเกิดแก๊สมีเทนหลังจากการกำจัดซัลไฟด์โดยแบคทีเรียแต่ละกลุ่มด้วยวิธีการที่เหมาะสม (ผลจากข้อ 4)

เอกสารอ้างอิง

1. กองทุนสงเคราะห์การทำสวนยาง. 2538. ยางพาราในสายตานักวิเคราะห์. *ข่าวกองทุนสงเคราะห์การทำสวนยาง.* **128**, 32, 29-32.
2. แกมกาญจน์ รักษาพราหมณ์. 2539. การประเมินสภาพปัญหาไฮโดรเจนซัลไฟด์ในบ่อหมักไร้อากาศของระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานยาง. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต. มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
3. Altison, C. and Macfarlane, G.T. 1988. Effect of nitrate on methane production and fermentation by slurries of human faecal bacteria, *J. Gen. Microbial.* **134**, 1397-1405.
4. Boone, D.R. and Mah, R.A. 1989. Methanogenic archaeobacteria In Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Vol. 3, pp. 2173-2216. Staley, J.T. (Ed.) Williams & Wilkins, Baltimore.
5. Chen, K.V. and Liao, P.H. 1990. Anaerobic treatment of baker's yeast wastewater: II. Sulfate removal. Biomass. 23, 25-37.
6. Chen, K.C. and Lin, Y.F. (1993) The relationship between denitrifying bacteria and methanogenic bacteria in a mixed culture system of acclimated sludge. *Water Res.* **27**, 1749-1759.
7. Choi, E.V. and Rim, M.J. 1990. Competition and inhibition of sulfate reducers and methane producers in anaerobic treatment. *Water Sci. Tech.* **23**, 1259-1264.
8. Crawford, M. 1976. Air Pollution Control Theory. New Delhi. McGraw-Hill.
9. Dalsgaard, T. and Bak, F. 1992. Effect of acetylene on nitrous oxide reduction and sulfide oxidation in batch and gradient cultures of *Thiobacillus denitrificans*. *Appl. Environ. Microbial.* **58**, 1601-1608.
10. Gommers, P.J.F., Bijleveld, W. and Kuenen, J.G. 1988. Simultaneous sulfide and acetate oxidation in a denitrifying fluidized bed reactor-I. Start-up and reactor performance. *Water Res.* **22**, 1075-1083.
11. Hendriksen, H.V. and Ahring, B.K. 1996. Integrated removal of nitrate and carbon in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor: operating performance. *Water Res.* **30**, 1451-1458.
12. http://www.biothane.com/sulfur.remove.html.2002 Sulfur Removal, 2pp.

13. Kroiss, H. and Plahl-Webnegg, F. 1983. Sulfide toxicity with anaerobic wastewater treatment. In Proceeding of the European Symposium on Anaerobic Wastewater Treatment. 72-85.

14. Kuenen, J.G. 1989. Colorless sulfur bacteria. In Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Vol. 3, pp. 1834-1971. Staley, J.T. (Ed.) Williams & Wilkins, Baltimore.

15. Markl, H. 1999. Modeling of biogas reactors. In Biotechnology 2nd ed., vol. 11a. ed. J. Winter, A Wiley Company, pp. 527-560.

16. Meyer-Jens, T., Matz, G. and Markl, H. 1995. On-line measurement of dissolved and gaseous hydrogen sulfide in anaerobic biogas reactors *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **43**, 341-345.

17. Novaes, R.F.W. 1986. Microbiology of anaerobic digestion. *Water Science Tech.* **18**, 1-12.

18. Percheron, G., Bernet, N. and Moletta, R. 1999. Interactions between methanogenic and nitrate reducing bacteria during the anaerobic digestion of an industrial sulfate rich wastewater. *FEMS Microbiology Ecology.* **29**, 341-350.

19. Pfenning, N. and Triiper, H.G. 1989. Anoxygenic phototrophic bacteria. In Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Vol. 3, pp. 1635-1657. Staley, J.T. (Ed.) Williams & Wilkins, Baltimore.

20. Sasikala, G.H. and Ramana, C.H.V. 1995. Biotechnological potentials of anoxygenic phototrophic bacteria. I. Production of single-cell protein, vitamins, ubiquinones, hormones, and enzymes and use in waste treatment. *Advances in Applied Microbiology*, **41**, 173-226.

21. Sawer and Mc Carty. 1978. Chemistry for Environmental Engineers 3rd ed. McGraw-Hill, New York.

22. Sublette, K.L., Kolhatkar, R. and Raterman, K. 1998. Technological aspects of the microbial treatment of sulfide-rich wastewater: A case study. *Biodegradation.* **9**, 259-271.

23. Westermann, P. and Ahring, B.K. 1987. Dynamics of methane production, sulfate reduction, and denitrification in a permanently waterlogged older swamp. *Applied Environmental Microbioogy.* **53**, 2554-2559.

24. Wittayakul, P., Danteravanich, S., Uakrithdathikarn, S., Siriwong, C. and Puetpaiboon, U. 2000. The sulfate removal performance of wastewater treatments of concentrated latex factories. The International Symposium of the COE, Center of Excellence, Project on Establishment and Evaluation of Advanced Water Treatment Technology Systems Using Functions of Complex Microbial Community. The University of Tokyo, Japan.