

ประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูในน้ำสังเคราะห์ด้วยตัวกลางเศษคอนกรีต

นางนันทนา ชูฉัตร



สถาบันวิทยบริการ

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2543

ISBN 974-346-594-4

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

THE EFFICIENCY OF ARSENIC REMOVAL IN SYNTHETIC WATER BY CONCRETE RUBBISH



Mrs. NANTANA CHOOCHUT

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science in Environmental Science

Inter-Departmental Program in Environmental Science

Graduate School

Chulalongkorn University

Academic Year 2000

ISBN 974-346-594-4

หัวข้อวิทยานิพนธ์

ประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูในน้ำสังเคราะห์ด้วยตัวกลางเศษ
คอนกรีต

โดย

นางนันทนา ชูฉัตร

สหสาขาวิชา

วิทยาศาสตร์สุขภาพและสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษา

รองศาสตราจารย์ ดร. ธเรศ ศรีสถิตย์

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต



..... คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย
(ศาสตราจารย์ ดร.สุชาดา กิระนันทน์)

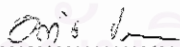
คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



..... ประธานกรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. พิชิตน์ พัฒนผลไพบุลย์)



..... อาจารย์ที่ปรึกษา
(รองศาสตราจารย์ ดร. ธเรศ ศรีสถิตย์)



..... กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ อรทัย ขวาลภาฤทธิ์)



..... กรรมการ
(อาจารย์ ดร. สุธา ชาวเอ็ชว)

นางนันทนา ชูจันทร์ : ประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูในน้ำสังเคราะห์ด้วยตัวกลางเศษคอนกรีต. (THE EFFICIENCY OF ARSENIC REMOVAL IN SYNTHETIC WATER BY CONCRETE RUBBISH)

อ. ที่ปรึกษา : รองศาสตราจารย์ ดร. ธเรศ ศรีสถิตย์, 117หน้า. ISBN 974-346-594-4

การวิจัยนี้เป็นการทดลองชั้นห้องปฏิบัติการ เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูในน้ำสังเคราะห์ด้วยตัวกลางเศษคอนกรีตขนาดต่างๆกัน ทำการทดลองแบบแบทช์โดยการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวเพื่อศึกษาความสามารถในการดูดติดผิว และการทดสอบแบบคอลัมน์อย่างต่อเนื่องเพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารหนู

การทดลองศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารหนูโดยใช้ตัวกลางเศษคอนกรีต ใช้คอลัมน์ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.025 เมตร ความสูงคอลัมน์ 1.70 เมตร ความสูงชั้นสารดูดติดผิว 1.50 เมตร ใช้น้ำสังเคราะห์ที่เตรียมจากสารประกอบโซเดียมอาร์เซเนตผสมกับน้ำประปา ที่ความเข้มข้นสารหนูในน้ำประมาณ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราการไหลของสารละลาย 3.7 BV/hr

จากการทดลองพบว่า เศษคอนกรีตสามารถกำจัดสารหนูในน้ำได้ ในการทดลองแบบคอลัมน์ที่มีอัตราการไหล 3.7 BV/hr ที่ชั้นความสูงตัวกลาง 1.50 เมตร ตัวกลางทุกขนาดที่ทำการทดลอง มีประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูสูงสุดร้อยละ 100 โดยเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. มีประสิทธิภาพการกำจัด 96.14 – 100 เปอร์เซ็นต์และให้ปริมาณน้ำที่ผ่านการกำจัด 1,028.6 BV เศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. มีประสิทธิภาพการกำจัด 95.57 – 100 เปอร์เซ็นต์และให้ปริมาณน้ำที่ผ่านการกำจัด 958.3 BV เศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. มีประสิทธิภาพการกำจัด 96.71 – 100 เปอร์เซ็นต์และให้ปริมาณน้ำที่ผ่านการกำจัด 728.9BV และเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. มีประสิทธิภาพการกำจัด 95.92 – 100 เปอร์เซ็นต์และให้ปริมาณน้ำที่ผ่านการกำจัด 691.9 BV ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเศษคอนกรีตที่มีขนาดเล็กให้ปริมาณน้ำที่ผ่านการกำจัดที่มากกว่าเศษคอนกรีตขนาดใหญ่ ดังนั้นแนวโน้มของการนำเศษคอนกรีตมากำจัดสารหนูออกจากน้ำจึงเป็นไปได้สูง

สหสาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม.....
สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม.....
ปีการศึกษา 2543.....

ลายมือชื่อนิสิต
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม

4072481123 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEY WORD: ADSORPTION / ARSENIC / CONCRETE RUBBISH / TAP WATER

NANTANA CHOOCHUT : THE EFFICIENCY OF ARSENIC REMOVAL IN SYNTHETIC WATER BY CONCRETE RUBBISH.THESIS ADVISOR : ASSOC.PROF. THARES SRISATIT, Ph.D.117 pp. ISBN 974-346-594-4

This research is concern by lab scale test to study the efficiency of arsenic(+5) removal in synthetic water by concrete rubbish. In order to study the adsorption of concrete rubbish was used by batch testing adsorption isotherm and to compare the efficiency of arsenic (+5) removal was used by continuous experiment.

Experimental devices for continuous study consist of column diameter 0.025 m. and 1.70m. height , filled with 1.50 m. of concrete rubbish. The synthetic water was prepared concentration about 1.0 mg/L by tap water at flow rate 3.7 BV/hr

The result found that concrete rubbish can remove arsenic (+5) in water. For continuous experimental at flow rate 3.7 BV/hr and 1.50 m. of media found that each of difference size of media reach to the maximun performance at 100 % removal, at 1.0 mm. of concrete rubbish has the efficiency of removal 96.14 -100 % to treated water volume1,028.6 BV and 1.75 mm. of concrete rubbish has the efficiency of removal 95.57 -100 % to treated water volume 958.3 BV and 2.0 mm. of concrete rubbish has the efficiency of removal 96.71 -100 % to treated water volume for 728.9 BV and at 2.36 mm. of concrete rubbish has the efficiency of removal 95.92 -100 % to treated water volume 691.9 BV respectively. It show that the small size of concrete rubbish has treated water volume more than larger size. Therefore the tendency of using concrete rubbish to remove arsenic (+5) in water is high possibility.

Inter-Department Environmental Science
Field of study Environmental Science
Acadamic year 2000

Student 's signature.....
Advisor's signature.....
Co-advisor's signature.....



กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้ ได้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยความช่วยเหลืออย่างยิ่งจาก รศ.ดร. สุทธิรักษ์ สุจริตตานนท์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ผู้ล่งลับ ซึ่งได้กรุณาให้คำแนะนำ แนวทางการทดลอง ตลอดจนข้อคิดเห็นต่างๆมาด้วยดีตลอดเวลาพร้อมทั้งสนับสนุนเงินทุนเพื่อการวิจัย

ขอบุญกุศลและคุณงามความดีที่ รศ.ดร. สุทธิรักษ์ สุจริตตานนท์ ได้ประกอบไว้กับตัวท่านเองและลูกศิษย์ทุกคนที่ได้สร้างสมมาตลอดชีวิต จงเป็นปัจจัยนำทางให้ดวงวิญญาณ ของ รศ.ดร. สุทธิรักษ์ สุจริตตานนท์ สู่สุคติสถิตในสรวงสวรรค์เทอญ

ขอขอบพระคุณ รศ.ดร. ฐเรศ ศรีสถิตย์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์เป็นอย่างสูง ที่ให้ความกรุณาต่อจาก รศ.ดร.สุทธิรักษ์ สุจริตตานนท์ ซึ่งได้กรุณาให้คำแนะนำ ตลอดจนเอาใจใส่ให้กำลังใจ ให้คำปรึกษาในการแก้ไขปัญหาต่างๆ พร้อมทั้งให้คำชี้แนะจนสำเร็จลุล่วงด้วยดี ตลอดจนช่วยกรุณาตรวจทานแก้ไขวิทยานิพนธ์จนเสร็จสมบูรณ์

ขอขอบพระคุณ คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ผศ.ดร. พิพัฒน์ พัฒนผลไพบุลย์ รศ.อรทัย ขวาลภาฤทธิ์ และ อ.ดร. สุธา ขาวเขียว ที่กรุณาตรวจสอบและให้คำแนะนำเพื่อเป็นแนวทางแก้ไขวิทยานิพนธ์จนสำเร็จลุล่วงด้วยดี

ขอขอบคุณ ศูนย์เครื่องมือวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี ที่ให้ความอนุเคราะห์มาเรียนและทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้จนสำเร็จ รวมทั้งให้ความอนุเคราะห์การวิเคราะห์ด้วยเครื่องอะตอมมิคแอบซอร์ปชัน

ขอขอบคุณ พี่ เพื่อน น้อง ศูนย์เครื่องมือวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีที่คอยให้ความช่วยเหลือในการวิเคราะห์มาด้วยดี

ขอขอบคุณสถาบันวิจัยสภาวะแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา ที่ให้ความอนุเคราะห์ให้พื้นที่การทดลองและใช้เครื่องมือบางส่วนในระหว่างการการทำวิจัย

งานวิจัยนี้ได้รับเงินอุดหนุนการวิจัยจากบัณฑิตวิทยาลัย ผู้วิจัยขอขอบคุณมา ณ ที่นี้

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยขอขอบคุณคำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้แก่ คุณนรสิงห์ ชูฉัตร สามี และ ดช. สรณัญช์ ชูฉัตร บุตรชาย สำหรับความรัก ความช่วยเหลือและความเข้าใจที่ดีเสมอมาต่อผู้วิจัย

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อภาษาไทย	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	จ
กิตติกรรมประกาศ	ฉ
สารบัญ	ช
สารบัญตาราง	ญ
สารบัญรูป	ฒ
บทที่ 1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย	1
1.3 ขอบเขตของการวิจัย	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	2
1.5 วิธีการดำเนินการวิจัย	3
บทที่ 2 ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	5
2.1 สารหนู	5
2.1.1 คุณสมบัติของสารหนู	7
2.1.2 คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมี	8
2.2 เคมีของสารหนูในน้ำธรรมชาติ	10
2.3 แหล่งสำคัญที่แพร่กระจายสารหนูออกสู่สิ่งแวดล้อม	15
2.4 ปริมาณความเข้มข้นในสิ่งแวดล้อม	17
2.5 มาตรการควบคุมของสารหนู	19
2.6 เทคโนโลยีการกำจัดสารหนูในน้ำ	21
2.6.1 การโคแอกกูเลชันด้วยเกลือของเหล็กและสารส้ม	21
2.6.2 การออกซิเดชันและการกรอง	22
2.6.3 การให้แอคติเวตเตดอลูมินา	22
2.6.4 การใช้โอโซนเอกเซนจ์	23
2.6.5 การใช้รีเวิร์สออสโมซิส	23

สารบัญ(ต่อ)

หน้า

2.7 การดูดซับ	25
2.7.1 การดูดซับโมเลกุลบริเวณผิวและกลไกการดูดซับ	25
2.7.2 อัตราการเคลื่อนย้ายโมเลกุล.....	29
2.8 คอนกรีต.....	30
2.8.1 ปูนซีเมนต์.....	31
2.8.2 ปฏิกริยาระหว่างปูนซีเมนต์กับน้ำ.....	33
2.9 การดูดซับที่ผิวจากสารละลาย.....	38
2.10 สมดุลการดูดติดผิว	39
2.11 ไอโซเทอมการดูดติดผิว.....	40
2.11.1 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์.....	41
2.11.2 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบเบท.....	43
2.11.3 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิช.....	45
2.12 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดูดติดผิว.....	46
2.12.1 ขนาดและพื้นที่ผิวของสารดูดติดผิว.....	46
2.12.2 ลักษณะของสารดูดติดผิว.....	47
2.12.3 พีเอช.....	48
2.11.4 อุณหภูมิ.....	49
2.11.5 ความปั่นป่วน.....	49
2.11.6 เวลาสัมผัส.....	49
2.13 ถึงดูดติดผิวแบบคอแลมน์.....	51
2.13.1 เขตการถ่ายเทมวล.....	51
2.13.2 ลักษณะเบรคทรูจ์.....	52
2.14 การศึกษาที่ผ่านมา.....	53
บทที่ 3 ขั้นตอนและการดำเนินการวิจัย.....	59
3.1 การดำเนินการทดลอง.....	59
บทที่ 4 ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง.....	65
4.1 ลักษณะทางกายภาพสารดูดติดผิว.....	65
4.2 ผลของพีเอชที่เหมาะสมที่มีต่อการดูดติดผิวอาร์เซนิก(+5)	66

สารบัญ(ต่อ)

หน้า

4.3 การทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวอาร์เซนิก(+5).....	72
4.3.1 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิช	72
4.3.2 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลันแกมมา.....	78
4.4 การทดลองแบบต่อเนื่องโดยใช้ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์	80
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ.....	85
5.1 สรุปผลการทดลอง	87
5.2 ข้อเสนอแนะ	88
รายการอ้างอิง	89
ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก	93
ภาคผนวก ข	97
ภาคผนวก ค	104
ภาคผนวก ง	108
ประวัติผู้เขียน	117

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญตาราง

หน้า

ตาราง 2.1	สารหนูและสารประกอบสารหนูที่สำคัญ.....	5
ตาราง 2.2	ลักษณะสมบัติทางกายภาพของสารหนู.....	7
ตาราง 2.3	แสดงสปีซีส์ของอาร์เซนิกในแหล่งน้ำตามธรรมชาติที่ระดับของพีเอชต่างๆกัน	11
ตาราง 2.4	ค่า Free energies ของอาร์เซนิกแต่ละสปีซีส์ที่อุณหภูมิ 25 ° C และความดัน 1 บรรยากาศ (ΔG_f° , kcal mol ⁻¹).....	14
ตาราง 2.5	ปริมาณความเข้มข้นของสารหนูในน้ำที่เกิดจากกิจกรรมประเภทต่างๆ.....	16
ตาราง 2.6	ปริมาณสารหนูที่ออกสู่บรรยากาศ.....	16
ตาราง 2.7	มาตรฐานปริมาณความเข้มข้นของสารหนูที่ยอมรับว่าให้มีได้ในสิ่งแวดล้อม	20
ตาราง 2.8	ตารางมาตรฐานน้ำดื่มที่กำหนดโดยประเทศหรือองค์กรต่างๆ	20
ตาราง 2.9	เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสีย.....	24
ตาราง 2.10	แสดงลักษณะของความแตกต่างระหว่างการดูดซับทางเคมีและทางกายภาพ.....	27
ตาราง 2.11	สัดส่วนออกไซด์ของธาตุต่างๆในปูนเม็ดของปูนซีเมนต์ปอร์ตแลนด์.....	32
ตาราง 2.12	สารประกอบที่สำคัญของปูนซีเมนต์ปอร์ตแลนด์	33
ตาราง 2.13	คุณสมบัติทางกายภาพและค่าความร้อนที่ได้จากปฏิกิริยา hydration ขององค์ประกอบหลักในปูนซีเมนต์.....	37
ตาราง 4.1	ลักษณะทางกายภาพของเศษคอนกรีต.....	65
ตาราง 4.2	ค่าคงที่การดูดติดผิวและค่าความจุการดูดติดผิวอาร์เซนิก (+5) ของเศษคอนกรีต จากการทดสอบไอโซเทอมแบบพูนดลิต.....	77
ตาราง 4.3	เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก(+5)ด้วยเศษคอนกรีตกับการกำจัดด้วยวิธี อื่น.....	86

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญญภาพ

หน้า

รูป 2.1	การกระจายของอาร์เซนิกเวเลนซี +3 และ +5 กับค่าพีเอชในแหล่งน้ำธรรมชาติ.....	12
รูป 2.2	Eh-ph ไดอะแกรมสำหรับแต่ละสปีชีส์ของอาร์เซนิกที่อุณหภูมิ 25 ° C	13
รูป 2.3	ภาพแสดงพลังงานผิวของของแข็งโคเวเลนท์.....	25
รูป 2.4	แสดงภาพพลังงานผิวของของแข็ง.....	26
รูป 2.5	การกระจายโมเลกุลระหว่างของเหลวและพื้นผิวของของแข็ง	28
รูป 2.6	ขั้นตอนการเคลื่อนย้ายโมเลกุลของการดูดซับที่ผิวด้วยแอกติเวทเต็ดคาร์บอน.....	30
รูป 2.7	วัตถุประสงค์ของปูนซีเมนต์.....	31
รูป 2.8	แสดงการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบในปูนซีเมนต์ระหว่างการเกิดปฏิกิริยา hydration..	34
รูป 2.9	แสดงการเกิด hydrolysis ระหว่าง ไตรซิลเซียมซัลไฟด์ (C ₃ S) กับน้ำ.....	35
รูป 2.10	แสดงการจัดเรียงตัวของประจุจากปฏิกิริยาระหว่างซีเมนต์กับน้ำ.....	37
รูป 2.11	แผนภาพแสดงความสัมพันธ์ของตัวถูกละลาย ตัวทำละลาย และสารดูดซับ.....	38
รูป 2.12	ไอโซเทอมการดูดติดผิวพื้นฐาน 5 แบบ	40
รูป 2.13	ไอโซเทอมการดูดติดผิวของสารประกอบฟิโนลิคบนถ่านกัมมันต์.....	41
รูป 2.14	ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์	43
รูป 2.15	ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบเบท.....	44
รูป 2.16	ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิช.....	46
รูป 2.17	ผลของน้ำหนักโมเลกุลในการดูดติดผิว	47
รูป 2.18	แสดงผลของความเป็นกรดต่อการดูดติดผิวในถังดูดติดผิวของถ่านกัมมันต์	48
รูป 2.19	ความสัมพันธ์ของเวลาสัมผัส กับประสิทธิภาพการดูดติดผิว	50
รูป 2.20	เขตการถ่ายเทมวลในถังดูดติดผิวแบบแท่ง	51
รูป 2.21	เขตการถ่ายเทมวลของอัตราการใช้ไหลที่แตกต่างกัน	52
รูป 2.22	แสดงเส้นโค้งเบรคทลูจีในถังดูดติดผิวแบบแท่ง	53
รูป 3.1	แสดงแผนภาพในการทดลองและการทำงานของระบบ.....	62
รูป 3.2	ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ในการทดลอง.....	63
รูป 3.3	ลักษณะทางกายภาพของเศษคอนกรีตและเศษคอนกรีตขนาดต่างๆ	64

สารบัญภาพ (ต่อ)

หน้า

รูป 4.1 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ด้วยเศษคอนกรีต ขนาด 1.0 มม.	67
รูป 4.2 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก (+5) ด้วยเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม.	67
รูป 4.3 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ด้วยเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม.	68
รูป 4.4 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ด้วยเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม.	68
รูป4.5 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำสังเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 1.0	70
รูป4.6 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำสังเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 1.75	70
รูป4.7 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำสังเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 2.0	70
รูป4.8 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำสังเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 2.3	70
รูป4.9 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบพูนดลิตซ์ของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม.	73
รูป4.10 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบพูนดลิตซ์ของเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม.....	73
รูป4.11 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบพูนดลิตซ์ของเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม.	74
รูป4.12 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบพูนดลิตซ์ของเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม.....	74
รูป4.13 เปรียบเทียบไอโซเทอมแบบพูนดลิตซ์ของเศษคอนกรีตขนาดต่างๆ	76
รูป4.14 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 1.0มม.....	78
รูป4.15 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 1.75มม.....	78
รูป4.16 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม.	79
รูป4.17 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม.	81
รูป4.18 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดที่ขนาดเศษ คอนกรีต 1.0 มม.	82
รูป4.19 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดที่ขนาดเศษ คอนกรีต 1.75 มม.	82
รูป4.20 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดที่ขนาดเศษ คอนกรีต 2.0มม.	83

สารบัญภาพ (ต่อ)

หน้า

รูป 4.21 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด ที่ขนาดเศษ
คอนกรีต 2.36 มม.83

รูป 4.22 การเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)ที่ขนาดตัวกลางเศษคอนกรีต
ขนาดต่างๆ85



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

น้ำเป็นสิ่งจำเป็นอย่างหนึ่งที่มีความสำคัญต่อการดำเนินชีวิตและในกิจกรรมต่างๆ เช่น การเกษตร อุตสาหกรรม การอุปโภคและการบริโภคเป็นต้น ดังนั้นน้ำที่จะนำมาใช้ในแต่ละกิจกรรมจะต้องมีคุณลักษณะอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานของแต่ละวัตถุประสงค์ของการใช้น้ำนั้น เนื่องจากน้ำเป็นตัวทำละลายที่ดี ดังนั้นจึงทำให้แหล่งน้ำในธรรมชาติมีสิ่งต่างๆละลายปนเปื้อนอยู่มาก โดยเฉพาะโลหะหนักที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้ดี โลหะหนักเหล่านี้ก่อให้เกิดความเป็นพิษได้ถ้าปริมาณการปนเปื้อนมีมาก อาจก่อให้เกิดอันตรายต่อมนุษย์และสิ่งมีชีวิตต่างๆ ที่ใช้น้ำที่ถูกปนเปื้อนด้วยโลหะหนักนั้นได้

อาร์เซนิกหรือสารหนูเป็นสารพิษมีฤทธิ์เฉียบพลันและเป็นต้นเหตุที่ทำให้เกิดโรคมะเร็ง เช่นมะเร็งในตับ ปอด และผิวหนังเป็นต้น ปัจจุบันการปนเปื้อนของสารหนูเข้าสู่สิ่งแวดล้อมมีแนวโน้มที่จะเพิ่มขึ้นจากกิจกรรมต่างๆทั้งจากอุตสาหกรรมและการเกษตร ชุมชนขนาดเล็กจำนวนมากในหลายประเทศต้องเผชิญกับปัญหาการปนเปื้อนของสารหนูในน้ำ ซึ่งสูงกว่ามาตรฐานน้ำดื่มมาก ได้แก่ ประเทศอาร์เจนตินา ไต้หวัน จีน อินเดีย รวมทั้งประเทศไทย ในประเทศไทยได้มีการตรวจพบอาการของโรคมะเร็งผิวหนังในราษฎรตำบลร้อนพิบูลย์ อำเภอร้อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช เนื่องจากได้รับพิษจากสารหนูอย่างเรื้อรัง และได้ตรวจพบการปนเปื้อนของสารหนูในน้ำและดิน เกินมาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดิน(0.01มก./ล. ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ,2537) การแพร่กระจายของสารหนูมีสาเหตุมาจากการร่อนแร่และการทำเหมืองแร่ดีบุก ทำให้เกิดการสลายตัวของแร่อาร์เซนไฟไรต์ที่เกิดร่วมกันกับแร่ดีบุกและส่งผลให้เกิดการแพร่กระจายปนเปื้อนไปสู่พื้นดินและแหล่งน้ำธรรมชาติ เป็นอันตรายต่อสุขภาพอนามัยของราษฎรและก่อให้เกิดความเสียหายด้านเศรษฐกิจ

วิธีการกำจัดสารหนูในน้ำผิวดินที่ผ่านมามีหลายวิธี ได้แก่ วิธีการโคแอกกูเลชัน โดยเลือกใช้โคแอกกูแลนต์เพื่อสร้างตะกอนและทำการกรองผ่านตัวกลาง แต่วิธีนี้เหมาะกับระบบประปาและชุมชนขนาดใหญ่ โดยปกติมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูง ในชุมชนขนาดเล็กของ

ประเทศที่กำลังพัฒนาวิธีการที่เหมาะสมในการกำจัดสารหนูยังต้องคำนึงถึง ความสะดวกและเหมาะสมรวมทั้งค่าใช้จ่ายในการเดินระบบบำบัด กระบวนการดูดติดผิวโดยเลือกใช้สารตัวกลางที่ราคาถูกหรือจากธรรมชาติและวัสดุที่เหลือใช้ที่มีอยู่หาได้ง่ายในพื้นที่ชุมชนนั้น เป็นอีกวิธีหนึ่งในการศึกษาวิจัยที่ถูกนำมาใช้เพื่อการกำจัดสารหนู ดังนั้นในการวิจัยนี้จึงทำการศึกษาสารดูดติดผิวโดยใช้เศษคอนกรีตเป็นวัสดุเหลือใช้จากการก่อสร้าง และหาได้ง่ายมาใช้ในการกำจัดสารหนูในน้ำ โดยน้ำที่นำมาใช้ในการบำบัดใช้น้ำสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นจากสารประกอบโซเดียมอาร์ซิเนต ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ละลายในน้ำประปา

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก (+5) ในน้ำสังเคราะห์โดยใช้ตัวกลางเศษคอนกรีตที่มีขนาดต่างๆกัน

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

การศึกษานี้เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการ ใช้วิธีการดูดติดผิว (Adsorption) ศึกษาถึงประสิทธิภาพและความสามารถเบื้องต้นของตัวกลางเศษคอนกรีตในการกำจัดอาร์เซนิก (+5) งานวิจัยทั้งหมดทำที่สถาบันวิจัยสภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย น้ำสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง ใช้น้ำสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นจากสารประกอบโซเดียมอาร์ซิเนต ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ละลายในน้ำประปาและทำการกรองผ่านตัวกลางเศษคอนกรีตที่เป็นวัสดุเหลือใช้โดยมีขนาดต่างๆกันที่อัตราการไหล 3.2 ลิตรต่อชั่วโมง

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.สามารถนำเศษคอนกรีตมาใช้เป็นสารตัวกลางในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)ได้ด้วยวิธีการดูดติดผิว (Adsorption)
- 2.เพื่อเป็นแนวทางในการประยุกต์ใช้ในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)ในน้ำเสียจริง

1.5 วิธีการดำเนินการวิจัย

1.5.1 ศึกษาลักษณะทางกายภาพที่สำคัญของสารดูดติดผิว

สารดูดติดผิวที่ใช้ในการทดลองคือ เศษคอนกรีต ซึ่งจะต้องทำการร่อนคัดขนาดโดยร่อนผ่านตะแกรงมาตรฐานเบอร์ 18,16,10 และ 8 ซึ่งจะได้ขนาดของเศษคอนกรีต 4 ขนาดด้วยกัน คือขนาด 0.50-1.00 มิลลิเมตร 1.00-1.75 มิลลิเมตร 1.75-2.00 มิลลิเมตร และ 2.00-2.36 มิลลิเมตร ตามลำดับ ทำการล้างด้วยน้ำกลั่น เพื่อกำจัดเศษผงและสิ่งปนเปื้อนต่าง ๆ ออกจากเศษคอนกรีต จากนั้นนำไปอบไล่ความชื้นให้แห้ง ทิ้งไว้ให้เย็น นำไปวิเคราะห์หาลักษณะทางกายภาพที่สำคัญ คือ พื้นที่ผิว ปริมาตรโพรง ความหนาแน่น

1.5.2 การเตรียมน้ำสังเคราะห์

นำสารละลายอาร์ซีนิกมาตรฐาน เตรียมจาก Reagent grade Sodium Arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ผสมในน้ำประปา โดยเตรียมที่ความเข้มข้น As(+5) 1 มิลลิกรัมต่อลิตร

1.5.3.ศึกษาระดับพีเอชที่เหมาะสมที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์ซีนิก(+5)ในน้ำสังเคราะห์ ที่มีความเข้มข้นของอาร์ซีนิก(+5) เท่ากับ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร

1. นำน้ำสังเคราะห์ปริมาตร 200 ลบ.ซม.ใส่ลงในขวดขนาด 250 ลบ.ซม จำนวน 6 ใบ ชุตการทดลองตามขนาดของคอนกรีตที่ได้ทำการคัดค่านขนาดแล้ว
2. นำขวดแต่ละใบไปปรับพีเอชให้มีค่าตั้งแต่ 3,4,5,6,7,8 และ 9 ตามลำดับด้วย 1.0N HCLหรือ 1.0N NaOH
3. เติมเศษคอนกรีตประมาณ 5.0 กรัม ลงในขวดทุกใบ
4. นำขวดทั้งหมดไปเขย่าบนเครื่องเขย่า เป็นเวลา 5 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้อง
5. แยกคอนกรีตออกโดยการกรองผ่านกระดาษกรอง GF/C
6. นำน้ำเสียไปวิเคราะห์ค่าพีเอช และปริมาณอาร์ซีนิก(+5)ที่เหลืออยู่ แล้วเลือก พีเอชที่เหมาะสมเพื่อใช้ในการทดลองแบบต่อเนื่องในถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์

1.5.4 ศึกษาความสามารถในการดูดติดผิวของคอนกรีต เพื่อศึกษาถึงปัจจัยต่าง ๆ ที่มีผลต่อการดูดติดผิว และหาปัจจัยที่เหมาะสมต่อการดูดติดผิว พร้อมทั้งทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิชและแบบลั้งมัวร์ เพื่อศึกษาความสามารถในการดูดติดผิวของคอนกรีตที่มีขนาดต่าง ๆ กัน ที่มีความเข้มข้นของอาร์ซีนิก (+5) เท่ากับ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร

1. นำน้ำเสียปริมาตร 200 ลบ.ซม ใส่ลงในขวดขนาด 250 ลบ.ซม จำนวน 8 ใบ 4 ชุดการทดลองตามขนาดของคอนกรีตที่ได้ทำการคัดขนาดแล้ว
2. ปรับพีเอชตามผลที่ได้จากการหาพีเอชที่เหมาะสม
3. เติมคอนกรีต 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 4.5 และ 5.0 กรัม ลงในขวดแต่ละใบ
4. นำขวดทั้งหมดไปเขย่าบนเครื่องเขย่า เป็นเวลา 5 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้อง
5. แยกคอนกรีตออกโดยการกรองผ่านกระดาษกรอง GF/C
6. นำน้ำเสียไปวิเคราะห์ ปริมาณอาร์ซีนิก(+5)ที่เหลืออยู่ (ทำซ้ำจากขั้นตอนที่ 4.1-4.6 จนครบทุกขนาดของคอนกรีต) แล้วนำไปเขียนกราฟสมการไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบ ฟรอนด์ลิช และแบบลั้งมัวร์ เพื่อเลือกสมการที่แสดงความสัมพันธ์การดูดติดผิวที่เหมาะสม

1.5.5 ศึกษาประสิทธิภาพในการดูดติดผิว โดยทำการทดสอบแบบต่อเนื่องในถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ (Adsorption column)

ในการทดลองใช้ถังดูดติดผิวแบบแท่ง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 1 นิ้ว ความสูง 1.70 เมตร มีเศษคอนกรีตอยู่สูง 1.50 เมตร กำหนดให้มีอัตราการไหลประมาณ 3.2 ลิตรต่อชั่วโมง และพีเอชของระบบจะใช้ค่าพีเอชที่เหมาะสมที่ได้จากการทดลองแบบแบทช์ น้ำที่ใช้ในการทดลองคือน้ำสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของ อาร์ซีนิก(+5) เท่ากับ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร การเก็บตัวอย่างน้ำจะเก็บที่ทางออกของคอลัมน์ โดยทำการเก็บน้ำทุก 7 ชั่วโมง แล้วทำการตรวจวัดค่า As(+5) ที่เหลืออยู่ในน้ำที่ทำการบำบัดผ่านคอลัมน์ เพื่อไปสู่การศึกษาประสิทธิภาพในการดูดติดผิว

บทที่ 2

ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 สารหนู

สารหนูเป็นสารที่มีคุณสมบัติเป็นทั้งโลหะและอโลหะ พบในรูปธาตุหรือโลหะ (element or metallic arsenic) และในรูปของสารประกอบ (arsenic compound) ทั้งสารประกอบอนินทรีย์ (inorganic arsenic) และสารประกอบอินทรีย์ (organic arsenic) ซึ่งมีอยู่หลายชนิด ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 สารหนูและสารประกอบสารหนูที่สำคัญ(กองมาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2530)

ชื่อสาร(name)	ชื่อพ้อง (synonyms)	สูตรของสาร (formula)
1. Arsenic	Metallic arsenic	As ₄
2.Arsenic(+3) oxide	Arsenic trioxide Arsenous oxide White arsenic	As ₂ O ₃ or(As ₄ O ₆)
3.Arsenous acid	-	H ₃ AsO ₃
4.Arsenous acid, arsenites, salt of arsenous acid	Arsenious acid	H AsO ₂
5. Arsenic(+3) chloride	Arsenic trichloride Arsenous trichloride	AsCl ₃
6. Arsenic(+3) sulfide	Arsenic trisulfide Orpiment Auripigment	As ₂ S ₃

ตารางที่ 2.1 (ต่อ)

ชื่อสาร(name)	ชื่อพ้อง (synonyms)	สูตรของสาร (formula)
7.Arsenic(+5) oxide	Arsenicpentoxide	As_2O_5
8. Arsenic acid	Orthoarsenic acid	H_3AsO_4
9. Arsenic acid ,Arsenate salt of arsenic acid(ortho)	Metaarsenic acid	$HAsO_3$ $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$, or AsO_4^{3-}
10.Methylarsonic acid	Methanearsonic acid	$CH_3AsO(OH)_2$
11. Dimethylarsinic acid	Cacodylic acid	$(CH_3)_2AsO(OH)_2$
12. Methylarsine	-	CH_3AsH_2
13. Dimethylarsine	-	$(CH_3)_2AsH$
14. Trimethylarsine	-	$(CH_3)_3AsH$

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.1.1 คุณสมบัติของสารหนู

สารหนูเป็นธาตุหมู่ 5 ในตารางธาตุ จัดเป็นธาตุกลุ่ม ทรานสิชัน (transition) มีน้ำหนักอะตอม 74.9216 เลขอะตอม 33 สัญลักษณ์ As สามารถแสดงค่าวาเลนซ์ได้หลายค่าคือ +3,+5,0 และ-3 มีลักษณะสมบัติทางกายภาพแสดงดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ลักษณะสมบัติทางกายภาพของสารหนู (Hampel,1968)

เลขอะตอม	33
น้ำหนักอะตอม	74.9216
โครงสร้างผลึก	Rhombohedral
สีผิว	เทา
ความถ่วงจำเพาะ	5.7 (crystalline) 2.0 (yellow cubic) 3.7 (black Amorphous)
จุดหลอมละลาย	817 ° C(28 atm)
จุดเดือด	613 ° C (V.P. 1 atm)
ความร้อนแฝงการหลอมละลาย	88.5 cal/g
ความร้อนแฝงของการเดือด	102 cal/g
ความร้อนจำเพาะ	0.082 cal/g/C (20 ° C)
สัมประสิทธิ์การขยายตัว	4.7X10 in/C (20 ° C)
ความต้านทานไฟฟ้า	33.3 microhm – cm (20 ° C)
ความแข็งมาตรา Brinell	147

2.1.1.1 คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมี

สารหนูในธรรมชาติพบได้ยากมากในรูปอิสระ ส่วนใหญ่พบเป็นส่วนประกอบของแร่ต่างๆในรูปอาร์เซนไนด์ของโลหะเช่น ทองแดง นิกเกิล เหล็ก และโคบอลต์ เป็นต้น และที่พบในรูปซัลไฟด์ได้แก่ realgar (tetraarsenic tetrasulfide, As_4S_4) และorpiment (Arsenic trisulfide, As_2S_3) หรืออาจพบในรูปออกไซด์ สำหรับในน้ำมักพบในรูป arsenate หรือ arsenite ส่วนสารประกอบ methylated arsenic ที่พบได้ทั่วไปในธรรมชาตินั้นเกิดจากการเปลี่ยนแปลงปฏิกิริยาทางชีววิทยา ลักษณะสมบัติทางกายภาพทั่วไปของสารหนูแบ่งออกเป็นประเภทต่างๆ มีดังนี้

ประเภทโลหะ มีลักษณะเป็นของแข็งหรือผงไม่ละลายน้ำมีทั้งหมด 3 ชนิด คือ

1. metallic arsenic เป็นรูปที่มีลักษณะคงทนที่สุดภายใต้สภาวะปกติ มีลักษณะสมบัติอื่นดังนี้

- มีสีเทา
- จุดหลอมละลาย $817^{\circ}C$ ที่ความดัน 36 บรรยากาศ
- เมื่อเผาจะให้เปลวไฟสีน้ำเงิน และควันสีขาวของ As_2O_3 มีกลิ่นคล้ายกระเทียม
- ไม่ละลายน้ำ ไม่ทำปฏิกิริยากับ H_2SO_4 หรือ HCl ที่เย็น แต่ทำปฏิกิริยากับ HNO_3 หรือ H_2SO_4 ที่ร้อน และเปลี่ยนไปเป็น arsenous acid หรือ arsenic acid

2. yellow arsenic ไม่เสถียรมีลักษณะเป็นผงสีเหลือง ความถ่วงจำเพาะ 1.97 เปลี่ยนรูปไปเป็น metallic arsenic ได้ง่ายเมื่อถูกแสงแดดหรือความร้อน

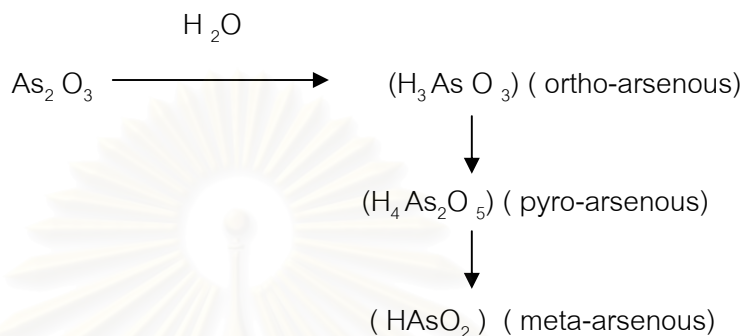
3. amorphous arsenic เป็นสารหนูที่มีรูปผลึกไม่แน่นอน มีสีดำ ความถ่วงจำเพาะ 3.7 และสามารถเปลี่ยนรูปไปเป็น metallic arsenic ได้ที่อุณหภูมิ $270^{\circ}C$

ประเภทสารประกอบอนินทรีย์ของสารหนู มีที่สำคัญคือ

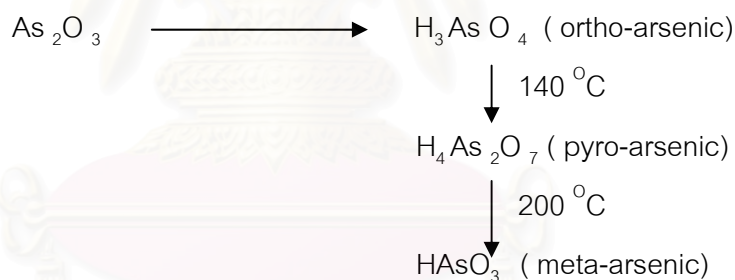
1. arsenic trioxide (As_2O_3) หรือ white arsenic มีน้ำหนักโมเลกุล 197.82 ความถ่วงจำเพาะ 3.74 - 4.15 จุดเดือด $465^{\circ}C$ ละลายน้ำได้น้อยมากประมาณ 2% ที่ $25^{\circ}C$ สารละลายที่ได้มีฤทธิ์เป็นกรดเล็กน้อยและประกอบด้วย arsenous acid (H_3AsO_3) นอกจากนี้ยังละลายได้ดีในกรด HCl และในด่าง ได้ arsenite

2. arsenic pentoxide (As_2O_5) เป็นผงสีขาวน้ำหนักโมเลกุล 229.82 ความถ่วงจำเพาะ 4.08 จุดหลอมละลาย 315°C ละลายน้ำได้ดีกว่า arsenic trioxide นอกจากนี้ยังละลายได้ดีในอัลกอฮอล์และรวมตัวกับน้ำเข้าไปเป็น arsenic acid(H_3AsO_4)

3. arsenous acid (H_3AsO_3) เกิดขึ้นจากสารละลายของ arsenic trioxide ดังสมการ



4. arsenic acid (H_3AsO_4) สังเคราะห์ได้จากการนำ arsenic trioxide มาละลายในกรด HNO_3 แล้วนำไประเหยจะได้ผลึกสีขาว ละลายได้ดีในน้ำ อัลกอฮอล์ และ glycerol



4. arsenites สูตรโมเลกุลของ arsenites คือ $\text{M H}_2\text{AsO}_3$, $\text{M}_2 \text{HAsO}_3$ และ $\text{M}_2 \text{AsO}_3$ โดยที่ M คือ อีออนของโลหะเวเลนซ์ 1 หรือกลุ่มอีออนที่มีเวเลนซ์ 1 ลักษณะการละลายน้ำของเกลือ arsenites จัดแบ่งได้เป็น alkali-metal arsenites ซึ่งละลายน้ำได้ดี alkali-earth arsenites ละลายน้ำได้เล็กน้อย และ heavy metal arsenites ซึ่งไม่ละลายน้ำ เกลือ arsenites ที่สำคัญได้แก่ cupric arsenite (CuHAsO_3) lead arsenite ($\text{Pb}(\text{AsO}_2)_2$) และ sodium arsenite (NaAsO_2) เป็นต้น

5. arsenate เป็นเกลือของ arsenic acid ที่สำคัญคือ calcium arsenate ($\text{Ca}_3 (\text{AsO}_4)_2$) และ lead arsenate ($\text{Pb}(\text{AsO}_4)$) เป็นต้น

6. halide of arsenic โดยทั่วไปไม่พบในธรรมชาติแต่จะพบในกาวิเคราะห์ทางเคมี สารประกอบที่สำคัญคือ $AsCl_3$, $AsBr_3$, AsF_3 เป็นต้น

7. arsenic sulfides มีสมบัติในการละลายน้ำต่ำ เมื่ออยู่ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนและตัวกลางที่มี hydrogen sulfide สารประกอบนี้จะตกตะกอนลงมา สารประกอบที่สำคัญของ arsenic sulfides ได้แก่ realgar, orpiment และ arsenic pentasulfide เป็นต้น

ประเภทสารประกอบอินทรีย์ของสารหนู ที่สำคัญและใช้กันแพร่หลายได้แก่ methanearsonic cacodylic acid, dimethylhydroxyarsine, trimethylarsine เป็นต้น

ประเภทก๊าซ สารหนูที่อยู่ในรูปก๊าซคือ arsine หรือ arsenic hydride (AsH_3) เป็นก๊าซที่เกิดขึ้นเมื่อสารประกอบสารหนูอนินทรีย์ทำปฏิกิริยากับ nascent hydrogen หรือเกิดขึ้นเมื่อ metallic arsenide ทำปฏิกิริยากับน้ำให้ก๊าซ arsine ออกมา ก๊าซนี้มีความเป็นพิษสูง ไม่มีสี เป็นก๊าซที่ไม่ก่อให้เกิดการระคายเคือง ละลายได้ในน้ำ ละลายได้เล็กน้อยในอัลกอฮอล์และต่าง

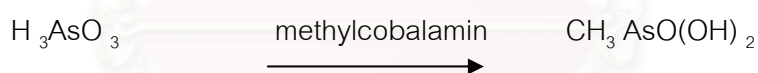
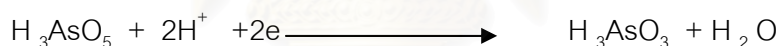
2.2 เคมีของสารหนูในน้ำธรรมชาติ

สารหนูส่วนใหญ่ที่มีอยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติ จะอยู่ในรูปของสารหนูอนินทรีย์ในสภาวะรีดอกซ์ต่างๆ ในสภาวะที่มีอากาศหรือออกซิเดชัน สารหนูจะคงความมีเสถียรภาพได้ 4 สภาวะ คือ +5, +3, -3 และ 0 อาร์เซนิกเวเลนซี +5 หรืออาร์เซเนตสปีชีส์ได้แก่ AsO_4^{3-} , $HAsO_4^{2-}$, และ $H_2AsO_4^-$ อาร์เซนิกเวเลนซี +3 หรือ อาร์เซไนต์สปีชีส์ได้แก่ $As(OH)_3$, $As(OH)_4^-$, AsO_2OH^- และ AsO_3^{3-} อาร์เซนิกเวเลนซี +5 จะคงรูปอยู่ได้ในสภาวะแวดล้อมที่มีออกซิเจนอยู่อย่างสมบูรณ์ ในขณะที่อาร์เซนิกเวเลนซี +3 จะคงรูปอยู่ในสภาวะรีดิวซ์หรือในสภาวะแวดล้อมแบบไร้ออกซิเจนเช่น ในแหล่งน้ำบาดาลนอกจากนี้ระดับของพีเอชยังมีผลต่อรูปสปีชีส์ของอาร์เซเนตหรืออาร์เซไนต์ สปีชีส์ของอาร์เซนิกที่คงอยู่ในแหล่งน้ำตามธรรมชาติที่ระดับของพีเอชต่างแสดงตามตารางที่ 2.3

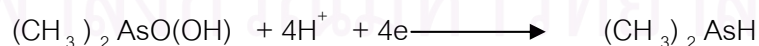
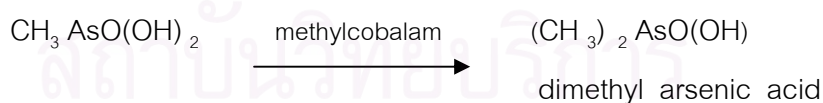
ตารางที่ 2.3 แสดงสปีชีส์ของอาร์เซนิกในแหล่งน้ำตามธรรมชาติที่ระดับของพีเอชต่างๆกัน
(Gupta , 1978)

pH	0 – 9	10 – 12	13	14
As(III)	H_3AsO_3	$H_2AsO_3^-$	$H_3AsO_3^{2-}$	AsO_3^{3-}
pH	0 – 2	3 – 6	7 – 11	12 - 14
As(V)	H_3AsO_4	$H_2AsO_4^-$	$HAsO_4^{2-}$	AsO_4^{3-}

ในแหล่งน้ำธรรมชาติจะพบอาร์เซนิกในรูปของอนินทรีย์ที่มีสปีชีส์ +3 และ +5 เป็นส่วนใหญ่ แต่อาจพบในรูปอินทรีย์ได้เช่นกัน ได้แก่ methylated arsenic ซึ่งมีปริมาณน้อยมาก กล่าวคือ มีปริมาณน้อยกว่า 1 µg/ L อาร์เซนิกที่เกิดขึ้นในธรรมชาตินั้นเกิดจากการสีกกร่อนของผิวโลกและถูกชะให้ละลายลงสู่แหล่งน้ำ โดยที่แบคทีเรียที่มีอยู่ในแหล่งน้ำหลายชนิดจะสามารถเปลี่ยนรูปของอาร์เซนิกไปเป็นอนุพันธ์ของเมทิลในรูปอินทรีย์ได้โดยผ่านขบวนการ methylation/ demethylation ดังปฏิกิริยาดังนี้



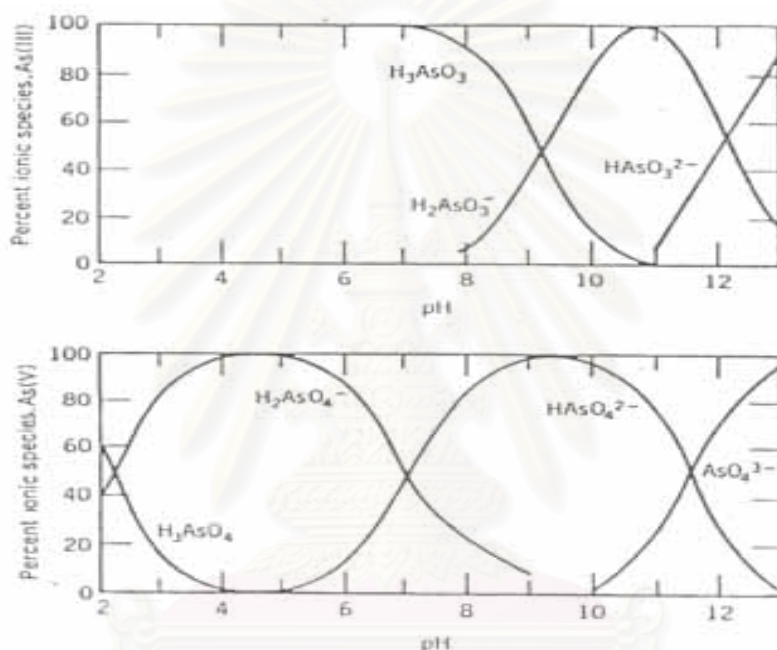
methyl arsenic acid



dimethylarsine

อาร์เซนิกในน้ำจะอยู่ในรูปสารอนินทรีย์ที่เป็นแอนไอออนและมีลักษณะเป็นกรด ซึ่งเป็นผลมาจากการละลายน้ำของสารประกอบอาร์เซนิกที่อยู่ในรูปของแข็ง เช่น arsenolite (As_2O_3) , arsenic anhydride (As_2O_5) และ realgar (AsS_2) เป็นต้น อาร์เซนิกในน้ำมีลักษณะซับซ้อนมากกว่าปกติ โดยมีความเกี่ยวข้องสัมพันธ์ด้านเคมีทั้งกับปฏิกิริยาการเกิดออกซิเดชันรีดักชัน การตกผลึก

การดูดซับ ligand exchange หรือทั้งหมดรวมกัน แม้ว่าอาร์เซนิกในใสมารถแสดงเวเลนซีได้ โดยมีเสถียรภาพทั้ง 4 ค่า คือ -3 , 0 , +3 , และ +5 แต่โดยทั่วไปจะพบอาร์เซนิกในน้ำเพียงเวเลนซี +3 และเวเลนซี +5 ในแหล่งน้ำธรรมชาติค่าเวเลนซีและสปีชีส์ของอาร์เซนิกจะขึ้นอยู่กับค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) และค่าพีเอชของแหล่งน้ำ อาร์เซนิกเวเลนซี +3 หรืออาร์เซนไนต์ส่วนใหญ่จะพบในแหล่งน้ำใต้ดินที่ไม่มีออกซิเจนละลายอยู่และอาร์เซนิกเวเลนซี+5 หรืออาร์เซเนตจะพบในแหล่งน้ำผิวดินที่มีออกซิเจนละลายน้ำอยู่ การกระจายของแต่ละสปีชีส์ของอาร์เซนิกในน้ำที่มีเวเลนซี +3 และ +5 กับค่าพีเอชแสดงดังรูปที่ 2.1 (Ferguson และ Gavis, 1972)

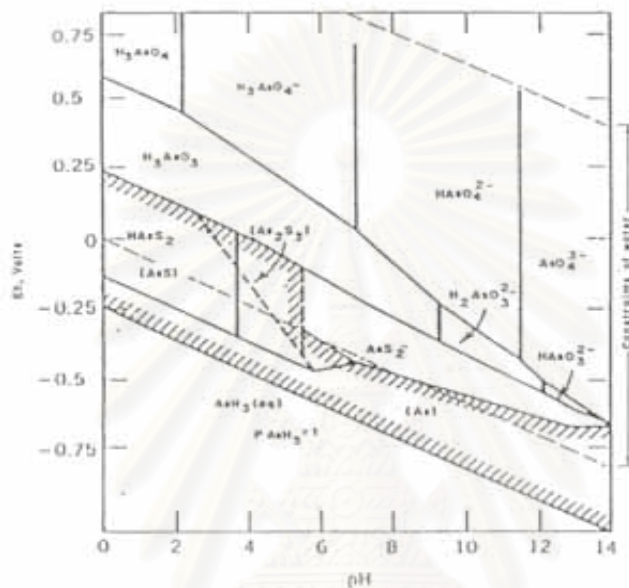


รูปที่ 2.1 การกระจายของอาร์เซนิกเวเลนซี +3 และ +5 กับค่าพีเอชในแหล่งน้ำธรรมชาติ

รูปที่ 2.1 การกระจายของอาร์เซนิกเวเลนซี +3 และ +5 กับค่าพีเอชในแหล่งน้ำธรรมชาติ

arsenous acid มีเวเลนซี +3 เป็นกรดอ่อนที่แตกตัวได้ต่ำ และจะพบ H_3AsO_3 ได้มากกว่าสปีชีส์อื่นในช่วงพีเอช 2-9 ในทางตรงกันข้าม arsenic acid ที่มีเวเลนซี +5 จะปรากฏในรูปกรดแก่และแตกตัวได้ดี และจะพบ $HAsO_4^{2-}$ ได้มากกว่าสปีชีส์อื่นๆในช่วงพีเอช 7-11.5 และ $H_2AsO_4^-$ พบได้มากกว่าสปีชีส์อื่นๆในช่วงพีเอชต่ำกว่า 7

Ferguson และ Gavis, 1972 ได้คำนวณหาความสัมพันธ์ของสมดุลย์ของสารหนูแต่ ละ สปีชีส์โดยใช้ข้อมูลทางเทอร์โมไดนามิกส์ ดังแสดงในตารางที่ 2.4 แล้วเขียนเป็นไดอะแกรม แสดงความสัมพันธ์ของค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) กับค่าพีเอชสำหรับอาร์เซนิกในระบบที่ ประกอบขึ้นด้วยน้ำ ออกซิเจน และซัลเฟอร์ ดังรูป 2.2



รูปที่ 2.2 Eh-pH ไดอะแกรมสำหรับแต่ละสปีชีส์ของอาร์เซนิกที่อุณหภูมิ 25 ° C และความดันบรรยากาศ 1 บรรยากาศ กับความเข้มข้นอาร์เซนิกทั้งหมด 10 M และความเข้มข้นของซัลเฟอร์ทั้งหมด 10 M สปีชีส์ของอาร์เซนิกที่เป็นของแข็งแสดงในวงเล็บในส่วนพื้นที่แรเงา และมีค่าคงที่ในการละลายน้ำต่ำกว่า 10 M เสถียรภาพของสปีชีส์อาร์เซนิกในน้ำแสดงโดยใช้เส้นประไขว้ปลา (Ferguson and Gavis, 1972)

รูปที่ 2.2 Eh-pH ไดอะแกรมสำหรับแต่ละสปีชีส์ของอาร์เซนิกที่อุณหภูมิ 25 ° C และความดันบรรยากาศ 1 บรรยากาศ กับความเข้มข้นอาร์เซนิกทั้งหมด 10 M และความเข้มข้นของซัลเฟอร์ทั้งหมด 10 M สปีชีส์ของอาร์เซนิกที่เป็นของแข็งแสดงในวงเล็บในส่วนพื้นที่แรเงา และมีค่าคงที่ในการละลายน้ำต่ำกว่า 10 M เสถียรภาพของสปีชีส์อาร์เซนิกในน้ำแสดงโดยใช้เส้นประไขว้ปลา (Ferguson and Gavis, 1972)

ตารางที่ 2.4 ค่า Free energies ของอาร์เซนิกแต่ละสปีชีส์ที่อุณหภูมิ 25 °C และความดัน 1 บรรยากาศ (ΔG_f° , kcal mol⁻¹) (Ferguson and Gavis, 1972)

สปีชีส์	สถานะ	ΔG_f°
H ₃ AsO ₄	ของเหลว	-184.0
H ₂ AsO ₄ ⁻	ของเหลว	-181.0
HAsO ₄ ²⁻	ของเหลว	-171.5
AsO ₄ ³⁻	ของเหลว	-155.8
H ₃ AsO ₃	ของเหลว	-154.4
H ₂ AsO ₃ ⁻	ของเหลว	-141.8
HAsO ₃ ²⁻	ของเหลว	-125.3
HAsS ₂	ของเหลว	-11.61
AsS ₂	ของเหลว	-6.56
AsS	ของแข็ง	-16.81
As ₂ S ₃	ของแข็ง	-40.25
As	ของแข็ง	0
AsH ₃	ของเหลว	23.8
⁻ AsH ₃	ก๊าซ	16.5
As ₂ O ₃	ของแข็ง	-140.8
As ₂ O ₅	ของแข็ง	-186.9

จากรูป 2.2 พบว่าในน้ำที่มีออกซิเจนละลายอยู่นั้นจะมีค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) สูง เช่นน้ำผิวดิน พบว่า arsenic acid ซึ่งได้แก่ H_3AsO_4 , H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} และ AsO_4^{3-} จะมีเสถียรภาพสูง arsenious acid ซึ่งได้แก่ H_3AsO_3 , H_2AsO_3^- และ HAsO_3^{2-} เริ่มเกิดมีเสถียรภาพ เมื่อถูกรีดิวซ์ให้ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) ลดลง ภายใต้สภาวะที่ซัลไฟด์ (S^{2-}) เกิดเสถียรภาพ realgar (AsS), orpiment (As_2S_3) ซึ่งมีค่าความสามารถในการละลายน้ำต่ำ จะปรากฏออกมาในรูปของแข็งที่มีเสถียรภาพที่ค่าพีเอชต่ำกว่า 5.5 และค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) ประมาณ 0 โวลต์ ประโยชน์บางส่วนที่ได้รับจากข้อมูลทางเทอร์โมไดนามิกส์ของอาร์เซนิกพบว่าที่ค่ารีดอกซ์โพเทนเชียล (Eh) มีค่าต่ำและมีซัลไฟด์รวมอยู่ด้วยอาร์เซนิกที่มีค่าเวเลนซ์ +3 ควรจะถูกกำจัดได้อย่างมีประสิทธิภาพอัตราเร็วของปฏิกิริยาออกซิเดชันของการเปลี่ยนอาร์เซไนต์ไปเป็นอาร์เซเนตโดยใช้ออกซิเจน มีรายงานว่าเกิดขึ้นช้ามากที่ค่าพีเอชมีค่าปกติ แต่ผลของปฏิกิริยาจะเกิดได้ดีขึ้นเมื่อเวลาผ่านไปหลายวัน และต้องอยู่ในสภาวะที่เป็นกรดแก่หรือต่างแก่

2.3 แหล่งสำคัญที่แพร่กระจายสารหนูออกสู่สิ่งแวดล้อม

1. แหล่งธรรมชาติ เกิดขึ้นจากการสีกกร่อนของผิวโลกหรือเปลือกโลก หรือจากก๊าซของ ภูเขาไฟ ซึ่งสารหนูจะถูกพัดพาเข้าสู่สิ่งแวดล้อม และจากการสีกกร่อนของผิวโลก คาดว่ามีสารหนูจากแหล่งธรรมชาติประมาณปีละ 72,000 ตันในรูปของอาร์เซนัสออกไซด์

2. จากการใช้สารพิษป้องกันกำจัดศัตรูพืชทางการเกษตร (pesticide) และจากการใช้ปุ๋ยซูเปอร์ฟอสเฟต (superphosphate) ซึ่งในปุ๋ยจะมีสารหนูประกอบอยู่ประมาณ 1.0% ส่วนการใช้ยาฆ่าแมลงที่สำคัญคือ ตะกั่วอาร์เซเนต และสารประกอบสารหนูชนิดอื่นๆ ทำให้สารหนูเข้าไปปนเปื้อนในดินโดยเฉพาะดินสวนผลไม้ที่มีการใช้ตะกั่วอาร์เซเนตมาก นอกจากนั้นสารหนูบางส่วนจะถูกพืชดูดซับเข้าไป บางส่วนเข้าไปปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน และในสัตว์ที่อาศัยอยู่ในบริเวณพื้นที่ที่ได้รับการปนเปื้อนจากสารหนู

3. จากกิจกรรมทางด้านอุตสาหกรรม ได้แก่ จากการเผาถ่านหิน โรงงานถลุงโลหะเป็นต้น ในตารางที่ 2.5 แสดงถึงปริมาณสารหนูในน้ำทิ้งจากกิจกรรมประเภทต่างๆ และ ในตารางที่ 2.6 แสดงถึงปริมาณสารหนูที่ออกสู่บรรยากาศจากแหล่งต่างๆ

ตารางที่ 2.5 ปริมาณความเข้มข้นของสารหนูในน้ำทิ้งจากกิจกรรมประเภทต่างๆ
(กองมาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อม ,2541)

ประเภทกิจกรรม	ความเข้มข้นของสารหนูในน้ำทิ้ง (มก./ล)
โรงงานฟอกหนังสัตว์	0-3000
โรงงานปุ๋ยไนโตรเจน	0.1-0.8
โรงงานโลหะผสมตะกั่ว- สังกะสี	0.15-0.22
โรงงานโลหะผสมทั้งสแตน-โมลิบดีนัม	0.9
โรงงานนิเกิล	0.04-1.4
เหมืองทั้งสแตน	0.21-1.35
โรงงานถลุงตะกั่ว	0.02-0.06
โรงงานดีบุก	0.5

ที่มา : National Academy of Science,1977

ตารางที่ 2.6 ปริมาณสารหนูที่ออกสู่บรรยากาศ (กองมาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อม ,2541)

แหล่งที่ปล่อยสารหนู	ปริมาณสารหนู
เหมืองแร่	0.45 ตันต่อแร่ทองแดง ตะกั่ว สังกะสี เงิน ทอง หรือยูเรเนียม 1 ล้านตัน
การถลุงโลหะ	955 ตันต่อทองแดงที่ผลิตได้ 1 ล้านตัน 591 ตันต่อสังกะสีที่ผลิตได้ 1 ล้านตัน 364 ตันต่อตะกั่วที่ผลิตได้ 1 ล้านตัน
ถ่านหิน	1.4 ตันต่อการเผาถ่านหิน 1 ล้านตัน
น้ำมัน	5.2 กิโลกรัมต่อน้ำมัน 1 ล้านบาเรล

ที่มา : National Academy of Science,1977

2.4 ปริมาณความเข้มข้นในสิ่งแวดล้อม

ในหิน ดิน และตะกอนดิน (rock soil and sediments)

สารหนูพบได้ทั่วไปในแร่หลายชนิด เช่น ในรูปอาร์เซไนต์ หรือซัลไฟด์ ของทองแดง, ตะกั่ว, เงิน , ทอง สารหนูส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปอาร์เซโนไฟไรต์ (FeAsS) , รีอัลการ์ (FeAsS) และออร์พิเมนต์ (AsS) ปริมาณสารหนูบริเวณพื้นผิวโลกหรือเปลือกโลกประมาณ 1.5-2 mg/kg ซึ่งนับว่ามีมากเป็นอันดับที่ 20 เมื่อเทียบกับธาตุอื่นๆ นอกจากนี้ยังพบมากในถ่านหิน ปริมาณสารหนูในถ่านหินในประเทศสหรัฐอเมริกาประมาณ 1,500 mg/kg และถ่านหินในบางเหมืองในประเทศเชคโกสโลวาเกียมีปริมาณสารหนูถึง 1,500 mg/kg

ในดินทั่วไปจะมีสารหนูประมาณ 0.2-0.40 mg/kg เช่น จากรายงานการสำรวจดินที่เมือง แอนทีโนฟาสตาร์ ประเทศชิลี พบว่ามีสารหนูประมาณ 3.2 mg/kg และรายงานการสำรวจดินที่เมือง โคमारกา ประเทศเม็กซิโก พบว่ามีปริมาณสารหนูในบริเวณผิวดินประมาณ 3-9 mg/kg และดินในระดับลึกลงไปมีปริมาณสารหนู > 20 mg/kg ส่วนดินบริเวณที่ได้รับการปนเปื้อนมีปริมาณสารหนูถึง 550 mg/kg

ปริมาณสารหนูในตะกอนดินโดยธรรมชาติที่เคยตรวจพบมีค่า < 10 mg/kg (น้ำหนักแห้ง) ส่วนตะกอนดินจากบริเวณที่ได้รับการปนเปื้อนจากสารหนู เช่นบริเวณใกล้แหล่งถลุงทองแดง ในเมืองวอชิงตัน ประเทศสหรัฐอเมริกา มีปริมาณความเข้มข้นของสารหนูถึง 10,000 mg/kg (น้ำหนักแห้ง)

ในอากาศ (ambient air)

อนุภาคของสารหนูในบรรยากาศมีทั้งในรูปสารประกอบอนินทรีย์และสารประกอบอินทรีย์ ปริมาณความเข้มข้นของสารหนูในบรรยากาศบริเวณที่ไม่มีการปนเปื้อน (nonpolluted area) มีค่าต่ำมากคือ < 1-2 ng/m ส่วนบริเวณที่ใกล้เคียงกับแหล่งถลุงแร่ทองแดง , ตะกั่ว ปริมาณสารหนูในบรรยากาศที่ตรวจวัดได้ > 1 ug/m เช่นที่ประเทศสหภาพแห่งสาธารณรัฐ - โซเวียตสังคมนิยม(ในบริเวร์คมี 4 กิโลเมตรจากโรงงานถลุงแร่ทองแดง) ตรวจวัดได้

0.7- 2.5 ug/m และที่เมือง วอชิงตัน ประเทศสหรัฐอเมริกา (ใกล้โรงงานถลุงแร่ทองแดง)
ตรวจวัดตลอดเดือนมีค่าเฉลี่ย 1.4 ug/m

ในน้ำ (water)

สารหนูในน้ำมีทั้งในรูปสารประกอบอนินทรีย์และสารประกอบอินทรีย์ในรูปของประกอบอนินทรีย์ได้แก่ อาร์เซนไนต์ และอาร์เซนเตต ส่วนในรูปของสารประกอบอินทรีย์พบได้น้อยกว่า สารประกอบอินทรีย์ที่สำคัญ ได้แก่ สารประกอบเมทิลอาร์เซนิก และ สารประกอบไกเมทิลอาร์เซนิก

ปริมาณสารหนูในแหล่งน้ำผิวดินโดยทั่วไปมีปริมาณต่ำ จากรายงานการสำรวจคุณภาพน้ำ แม่น้ำท่าจีน ปี 2525 ของสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พบว่าปริมาณสารหนูในแม่น้ำท่าจีนมีค่าโดยเฉลี่ยตลอดปี อยู่ในช่วง 1.2-6.8 ug/l

ในน้ำดื่ม (drinking water)

ปริมาณความเข้มข้นของสารหนูโดยธรรมชาติในน้ำดื่ม มีค่าแตกต่างกันไปตามแต่ละส่วนของโลก เช่นจากการสำรวจน้ำประปาจากชุมชนต่างๆ ในประเทศสหรัฐอเมริกา ประมาณ 18, 000 แห่ง พบว่าน้อยกว่า 1 % ที่มีปริมาณสารหนูในน้ำประปาเกิน 0.1 mg/l หรือจากการสำรวจน้ำบ่อในเมืองโนวาสกอตเทีย ประเทศแคนาดา ประมาณ 800 บ่อ พบว่า 13% มีปริมาณสารหนูเกิน 0.05 mg/l ซึ่งปรากฏว่าบ่อเหล่านี้บางบ่อเคยได้รับการปนเปื้อนเหมือนทองในอดีตรที่ผ่านมาก ส่วนในบางพื้นที่ที่มีปัญหาเกี่ยวกับโรคพิษสารหนูเรื้อรัง พบว่า ปริมาณสารหนูในน้ำบ่อบริเวณนี้มีค่าเกิน 1 mg/l หรือแถบเมืองคอร์โดโบ ประเทศอาร์เจนตินา ปริมาณสารหนูสูงสุดที่พบในน้ำมีค่าในช่วง 0.9-3.4 mg/l หรือน้ำบ่อบาดาลในเมืองไทหนันประเทศไต้หวัน มีปริมาณสารหนูถึง 1.8 mg/l ดังนั้นแหล่งน้ำดื่มใดที่มีปริมาณสารหนูค่อนข้างสูงก็ควรจะต้องมีการกำจัดสารหนูออกไปบ้าง โดยเทคนิคและวิธีที่เหมาะสมสำหรับแต่ละสภาพแวดล้อมและปริมาณการปนเปื้อน

ประเทศไทยโดยกรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2541 ได้รายงานปริมาณความเข้มข้นสารหนู พบว่าการปนเปื้อนของสารหนูในแหล่งน้ำบ่อน้ำตื้นพื้นที่ตำบลอ่อนพิบูลย์ อำเภอร่อนพิบูลย์ จังหวัดนครศรีธรรมราช โดยเฉพาะพื้นที่หมู่ที่ 2 และ

หมู่ที่ 12 มีการปนเปื้อนของสารหนูเกินมาตรฐานน้ำเพื่อการบริโภค โดยมีความเข้มข้นของสารหนูที่ตรวจพบสูงสุดมีค่าเท่ากับ 0.504 mg/l ที่บ่อวัดจิบประดิษฐ์

คุณภาพน้ำบาดาลมีความเข้มข้นของสารหนูเกินมาตรฐานเพื่อการบริโภคพบที่บ่อบาดาลหัวเมืองหมู่ที่ 2 เพียงแห่งเดียว มีค่าการปนเปื้อนสูงสุดเท่ากับ 0.77 mg/l

คุณภาพน้ำผิวดิน พบว่าการปนเปื้อนของสารหนูในแหล่งน้ำโดยเฉพาะพื้นที่หมู่ที่ 2 โดยมีความเข้มข้นของสารหนูที่ตรวจพบสูงสุดมีค่าเท่ากับ 0.44 mg/l ที่บ่อวัดจิบประดิษฐ์

และจากรายงานผลการวิเคราะห์ปริมาณสารหนูในน้ำประปาจากระบบประปาภูเขา ระบบประปาบาดาลหรือประปาหมู่บ้าน และระบบประปาขนาดใหญ่ในพื้นที่ตำบลร่อนพิบูลย์ พบการปนเปื้อนของสารหนูมีค่าตั้งแต่ตรวจวัดไม่พบและค่าสูงสุดที่ตรวจพบมีค่าเท่ากับค่ามาตรฐานน้ำดื่ม (0.05 mg/l)

ผลการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำที่เก็บมาจากแหล่งต่างๆ ในตำบลร่อนพิบูลย์ พบว่ามีค่าการปนเปื้อนของปริมาณสารหนูอยู่ทั่วไปและค่อนข้างสูงในบางแห่ง เทคโนโลยีที่เหมาะสมที่สุดในการกำจัดสารหนูจากน้ำคือการออกซิไดซ์และกรองผ่านทรายเคลือบแมงกานีสออกไซด์ ให้ประสิทธิภาพการกำจัดมากกว่าร้อยละ 90 สามารถบำบัดจากแหล่งน้ำดิบทุกประเภทให้ได้ตามมาตรฐานน้ำดื่ม

2.5 มาตรการควบคุมของสารหนู

มาตรฐานการปนเปื้อนของสารหนูที่ยอมให้มีได้ในสิ่งแวดล้อม ที่กำหนดโดยองค์กรต่างๆ แสดงตามตารางที่ 2.7 และมาตรฐานปริมาณความเข้มข้นของสารหนูที่ยอมให้มีได้ในน้ำดื่ม กำหนดโดยประเทศหรือองค์กรต่างๆ แสดงตามตารางที่ 2.8

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.7 มาตรฐานปริมาณความเข้มข้นของสารหนูที่ยอมรับว่าให้มีได้ในสิ่งแวดล้อม

มาตรฐาน	แหล่งที่มา	ค่ามาตรฐาน
1 มาตรฐานคุณภาพน้ำดื่มในภาชนะที่บรรจุปิดสนิท	ประกาศกระทรวงสาธารณสุขฉบับที่ 61 พ.ศ. 2524	ไม่เกิน 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร
2.มาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมน้ำบริโภค	ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรมฉบับที่ 332 พ.ศ. 2521	ไม่เกิน 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร
3.มาตรฐานคุณภาพน้ำบาดาลที่ใช้บริโภค	ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรมฉบับที่ 4 พ.ศ. 2521	ไม่เกิน 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร
4.มาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน	ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติฉบับที่ 8 พ.ศ. 2537	ไม่เกิน 0.01 มิลลิกรัม/ลิตร
5.มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งลงบ่อบาดาล	ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรมฉบับที่ 5 พ.ศ. 2521	ไม่เกิน 0.05 มิลลิกรัม/ลิตร
6.มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม	ประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ฉบับที่ 3 พ.ศ. 2539	ไม่เกิน 0.25มิลลิกรัม/ลิตร

ที่มา : (กองมาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อม , 2530)

ตารางที่ 2.8 มาตรฐานน้ำดื่มที่กำหนดโดยประเทศหรือองค์กรต่างๆ

ประเทศหรือองค์กรที่กำหนด	ปริมาณความเข้มข้นสารหนูที่ยอมรับให้มีได้ในน้ำดื่ม มิลลิกรัม/ลิตร
สหรัฐอเมริกา	0.05
สหภาพแห่งสาธารณรัฐโซเวียตสังคมนิยม	0.05
กลุ่มประชาคมยุโรป	0.05
องค์การอนามัยโลก	0.01

ที่มา : (กองมาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อม , 2530)

2.6 เทคโนโลยีการกำจัดสารหนูในน้ำ

ชุมชนขนาดเล็กจำนวนมากในหลายประเทศต้องเผชิญกับปัญหาการปนเปื้อนของสารหนูในน้ำใต้ดินซึ่งมีความเข้มข้นสูงกว่ามาตรฐานน้ำดื่ม ได้แก่ ประเทศอาร์เจนตินา เขตคอร์โดบา ประเทศไต้หวัน (ชายฝั่งด้านตะวันตกเฉียงใต้) สาธารณรัฐประชาชนจีน บังคลาเทศ และอินเดีย ชุมชนเหล่านี้ ได้มีการแก้ไขปัญหาใน 2 ลักษณะ คือ การหาแหล่งน้ำอุปโภคบริโภคใหม่ และการบำบัดสารหนูให้เหลือต่ำกว่ามาตรฐานน้ำดื่ม ซึ่งส่วนใหญ่แล้วมีการเลือกใช้วิธีหลังมากกว่าวิธีแรก

การกำจัดสารหนูออกจากน้ำได้มีการศึกษาทั้งในระดับห้องปฏิบัติการและภาคสนามดังแสดงในตารางที่ 2.9 โดยส่วนใหญ่แล้วจะใช้วิธีทางเคมีและฟิสิกส์ กล่าวคือ

2.6.1 การโคแอกกูเลชันด้วยเกลือของเหล็กและสารส้ม

องค์การพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (United State Environmental Protection Agency ,U.S. EPA) (1978) รายงานสรุปว่ากระบวนการบำบัดที่สามารถกำจัดสารหนูให้ได้ตามมาตรฐานน้ำดื่มอย่างมีประสิทธิภาพคือ กระบวนการตกตะกอน (Coagulation) ด้วยเกลือของเหล็กและอลูมิเนียม หรือการใช้ปูนขาว นอกจากนี้ U.S. EPA ยังสรุปภาวะที่เหมาะสมในการใช้สารโคแอกกูแลนต์แต่ละชนิดว่า การใช้สารส้มที่ความเป็นกรด-ด่างน้อยกว่า 7 หรือใช้เฟอร์ริกคลอไรด์ ($FeCl_3$) ที่ความเป็นกรด-ด่างมากกว่า 8.5 หรือใช้ปูนขาว ที่ความเป็นกรด-ด่างมากกว่า 10.5 จะสามารถกำจัดสารหนูจากน้ำได้มากกว่าร้อยละ 90 ตารางที่ 1 ภาคผนวก ก ได้แสดงผลการกำจัดสารหนูโดยใช้วิธีการตกตะกอนด้วยเกลือของโลหะต่างๆ และประสิทธิภาพการกำจัดสารหนู ซึ่งสามารถสรุปได้ว่า การโคแอกกูเลชันด้วยเกลือของเหล็กและสารส้มเป็นวิธีที่เหมาะสมทั้งด้านเทคโนโลยีและราคาสำหรับระบบขนาดกลางและขนาดใหญ่ นอกจากนี้ยังสามารถประยุกต์ใช้สำหรับระบบบำบัดขนาดเล็กในชนบทได้ อย่างไรก็ตามแม้ว่าวิธีการตกตะกอนจะเป็นวิธีการกำจัดสารหนูที่ใช้กันอย่างแพร่หลายที่สุดแต่ก็มีปัญหาในการกำจัดสลัดจ์ (sludge) และไม่สามารถใช้กับระบบที่มีอัตราการไหลต่ำหรือที่มีการเดินระบบเป็นช่วงได้

2.6.2 การออกซิเดชันและการกรอง

จากรายงานของ AWWA (1994) ที่ทำการศึกษาวิธีบำบัดที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดสารหนูในชุมชนขนาดเล็กและได้ใช้ทรายเคลือบแมงกานีส (Manganese Greensand) กรองตัวอย่างเพื่อกำจัดสารหนูและเหล็กที่รัฐออนตาริโอ ประเทศสหรัฐอเมริกา ผลจากการทดลองกำจัดสารหนูโดยวิธีการผ่านทรายเคลือบแมงกานีสได้ผลดี จากการศึกษาที่ผ่านมา ในตารางที่ 2 ภาคผนวก ก โดยจากการศึกษาในห้องปฏิบัติการยืนยันว่าสารหนูถูกกำจัดจากน้ำอย่างมีประสิทธิภาพเมื่อใช้โปแตสเซียมเปอร์แมงกาเนต ($K MnO_4$) ออกซิเดชัน แล้วกรองด้วยทรายเคลือบแมงกานีส (Greensand) สารหนูจะถูกดูดซับทางกายภาพและทางเคมีโดยออกไซด์ของเหล็กและแมงกานีส การเติมโปแตสเซียมเปอร์แมงกาเนตอย่างต่อเนื่องหรือเป็นช่วงๆ เพื่อคงประสิทธิภาพ (Regenerate) ของทรายเคลือบแมงกานีส และยังช่วยออกซิไดส์สารหนูอนุมูล +3 ไปเป็นอนุมูล +5 ก่อนกรอง ระยะเวลาที่ใช้กรองได้จะขึ้นอยู่กับอัตราการไหลของน้ำแต่ประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูจะไม่ขึ้นอยู่กับอัตราการไหล ปริมาณโปแตสเซียมเปอร์แมงกาเนตและความเป็นกรด-ด่างของน้ำไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด วิธีนี้เป็นวิธีที่ง่ายและประหยัด

2.6.3 การใช้แอกติเวตเตดอลูมินา (Activated Alumina)

การกำจัดสารหนูโดยการดูดซับด้วยอลูมินา พบว่ามีราคาเหมาะสมสำหรับระบบขนาดเล็กและมีประสิทธิภาพสูง แต่มีข้อเสียคือการฟื้นฟูสภาพแต่ครั้งจะมีผลทำให้สารดูดซับมีความสามารถในการดูดซับลดลง เทคโนโลยีนี้จึงไม่เหมาะสมสำหรับใช้งานและอาจถูกยกเลิกไปซึ่งจากผลการทดลองด้วยการใช้แอกติเวตเตดอลูมินาบรรจุถัง 1 ลูกบาศก์ฟุต ทดลองกำจัดสารหนูในชุมชนของอเมริกาพบว่าประสิทธิภาพค่อนข้างต่ำ (ร้อยละ 30-40) และการเดินระบบค่อนข้างยุ่งยากโดยต้องปรับความเป็นกรด-ด่างของน้ำดิบให้เท่ากับ 5.5 จึงจะมีประสิทธิภาพสูงซึ่งทำให้เสียค่าใช้จ่ายเพิ่มขึ้น ค่าก่อสร้างระบบขนาด 1 ล้านแกลลอนต่อวันเท่ากับ 558,000 เหรียญสหรัฐ (ENSIC, 1996)

2.6.4 การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange)

เทคโนโลยีการกำจัดสารหนูโดยวิธีไอออนเอกเชนจ์ พบว่ามีราคาเหมาะสมสำหรับระบบขนาดเล็กและมีประสิทธิภาพดีในตอนเริ่มต้น แต่เนื่องจากเรซินประจุลบนี้สามารถดูดซับ

สารไอออนประจุลบอื่นๆในน้ำได้ด้วย จึงทำให้อายุการใช้งานสั้นลงและประสิทธิภาพในการกำจัดจะสั้นลงด้วย ดังนั้นการนำมาใช้งานจึงมีข้อจำกัดในการดูแลรักษา นอกจากนี้การใช้แอนไอออนเอกเซนจ์ ไม่เหมาะสำหรับน้ำที่มีปริมาณของแข็งละลายน้ำทั้งหมด (TDS) มากกว่า 500 มิลลิกรัม/ลิตร หรือมีซัลเฟตมากกว่า 2.5 มิลลิกรัม/ลิตร และต้องออกซิไดซ์สารอนุมูลประจุ +3 เป็นสารอนุมูลประจุ +5 ก่อน แต่มีข้อดีของเทคโนโลยีนี้คือ ไม่ต้องปรับความเป็นกรด-ด่างของน้ำดิบและใช้สารละลายโซเดียมคลอไรด์ในการชะล้างสารหนูออกจากคอลัมน์ได้

2.6.5 การใช้รีเวิร์สออสโมซิส (Reverse Osmosis)

ได้มีการทดลองกำจัดสารหนูในภาคสนามที่ประเทศเม็กซิโกโดยรีเวิร์สออสโมซิสบำบัดน้ำก่อนนำไปใช้ พบว่าสามารถลดสารหนูเริ่มต้น 0.068 มิลลิกรัม/ลิตร ได้ ค่าใช้จ่ายในการซื้อรีเวิร์สออสโมซิสเท่ากับ 325 เหรียญสหรัฐและต้องเสียค่าบริการรายเดือนเท่ากับ 8.6 เหรียญสหรัฐ (AWWA , 1985)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.0 เทคโนโลยีที่ใช้กำจัดสารพิษและค่าใช้จ่ายในการบำบัด

ใช้การบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด	เทคโนโลยี		ค่าใช้จ่ายในการบำบัดต่อหน่วย 1000 ลิตร			หมายเหตุ
		As(III)	As(V)	20 ลิตร	1 ลิตร	50 ลิตร	
		บาทต่อลิตร			บาทต่อลิตร	บาทต่อลิตร	
Alum Coagulation/Filtration (pH 6-7)	>90	F-G	G-E	44	11	5	
Iron Coagulation/Filtration (pH 6-8)		F-G	G-E	44	11	5	
Activated alumina (pH 5-6)		G-E	E	32.5	15.5	13	
Ion Exchange (anion)		G-E	G-E	21	13	10.5	
Reverse Osmosis		F-G	F-G	83	41	32	
Adsorption		F-G	F-G	-	-	-	
Granular Activated Carbon (GAC)		F-G	P-G	-	-	-	
Power Activated Carbon (PAC)		P-G	-	-	-	-	เทคโนโลยีที่พบน้ำดื่มไม่ได้
Oxidation Follow by Filtration		G-E	-	-	-	-	

หมายเหตุ: E=ดีเลิศ G=ดี F=พอใช้ P=พอ

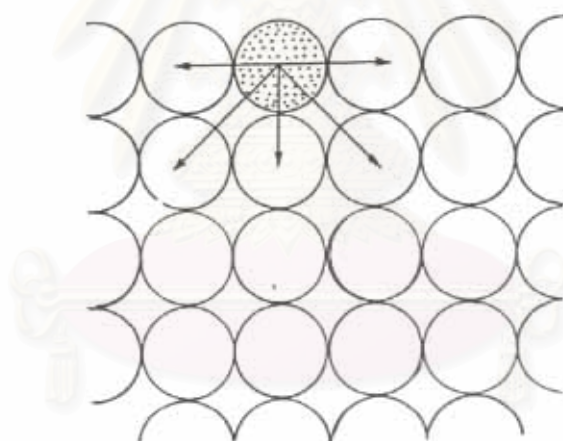
ที่มา: Varadhan, T. et al, 1996 Drinking water without arsenic: review of treatment Technology, ENSIC

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.7 การดูดซับ (Adsorption)

2.7.1 การดูดซับโมเลกุลบริเวณผิวและกลไกการดูดซับ (Adsorption of molecules at surfaces and adsorption process)

ผิวของของแข็งเกิดโดยการแยกตัว (fracture) ของผลึกของโควาเลนต์ (covalent solid) การแตกหักของพันธะโควาเลนต์ระหว่างอะตอม ทำให้อะตอมตรงบริเวณผิวเกิดช่องว่างอิเล็กทรอนิกส์ จำนวนของช่องว่างขึ้นกับการเกิดพันธะระหว่างอะตอมในผลึก (bulk solid) และมุมของการแยกตัวของผลึก ทำให้อะตอมบริเวณผิวอยู่ในตำแหน่งเคลื่อนไปจากตำแหน่งปกติ และจำนวนอะตอมที่อยู่ข้างเคียงมีจำนวนลดลง หรืออาจกล่าวได้ว่าจำนวนอะตอมข้างเคียงของอะตอมบริเวณผิวมีจำนวนน้อยกว่าอะตอมในผลึกดังแสดงในรูป 2.3

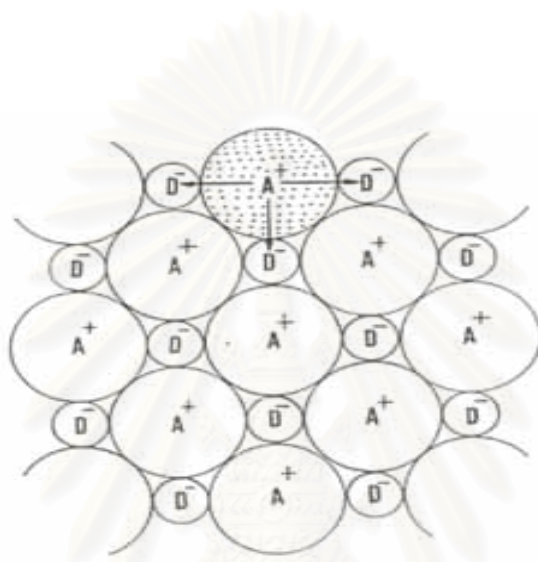


สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รูปที่ 2.3 ภาพแสดงพลังงานผิวของของแข็งโควาเลนต์ (วิทยา เวียงพรวัดุทธิ์, 2534)

จากรูปแสดงให้เห็นความไม่สมดุลของแรงที่บริเวณผิว แรงรวมที่เกิดขึ้นบนอะตอมบริเวณผิวจะมีทิศทางใดทิศทางหนึ่ง ซึ่งทำให้เกิดปรากฏการณ์ของพลังงานผิว (surface energy) หรือเรียกว่าเป็นแรงตึงผิว (surface tension) ในกรณีแรงที่เกิดขึ้นบนผิวของของเหลว ปฏิริยาที่เกิดขึ้นบนผิวของของแข็งไอออนิก (ionic solid) เป็นสถานการณ์เช่นเดียวกับการเกิดปฏิริยาที่เกิดขึ้นบนผิวของของแข็งโควาเลนต์ปฏิริยาที่เกิดขึ้นบนผิวของของแข็งไอออนิก

แสดงดังรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.4 แสดงภาพพลังงานผิวของของแข็งไอออนิก (วิชา เคมีทั่วไป, 2534)

รูปที่ 2.4 เป็นการแสดงให้เห็นความไม่สมดุลของแรงที่เกิดขึ้นบนผิวของของแข็งไอออนิก ซึ่งเกิดขึ้นเนื่องจากการที่ไอออนแต่ละตัวถูกล้อมรอบด้วยจำนวนไอออนที่มีประจุตรงกันข้ามที่มีจำนวนน้อยกว่าไอออนในผลึก ทำให้ผิวของของแข็งมีความเป็นขั้วสูง (polarization) ดังนั้นโมเลกุลที่อเล็กตรอนของมันซึ่งเกิดเป็นขั้วได้ยากจะถูกดูดซับบนผิวของของแข็งไอออนิกได้ยากด้วยเช่นกัน

การดูดซับอีกกรุปหนึ่งเกิดขึ้นบนผิวของของแข็งเนื่องจากแรงแวนเดอวาลส์ (Van der Waals force) แรงนี้ได้รวมถึงแรงดึงดูดระหว่างประจุ (electrostatic attraction) แรงดึงดูด

ระหว่างโมเลกุลเหล่านี้เกิดเนื่องจากแรงกระทำของความเป็นขั้วถาวร (dipole moment) ของโมเลกุลและรวมถึงแรงดึงดูด อันเนื่องมาจากการเหนี่ยวนำของโมเลกุลจนสามารถเกิดเป็นขั้ว อันเป็นผลจากการกระจายของความหนาแน่นของอิเล็กตรอน (electron density) ซึ่งเป็นแรงที่เกิดขึ้นระหว่างอะตอมหรือโมเลกุลที่ไม่มีขั้ว (non-polar atom or molecules) โดยแรงชนิดนี้ถูกเรียกว่าแรงดึงดูดของขั้วเหนี่ยวนำ (induced dipolar attraction) แรงเหล่านี้ที่เกิดขึ้นระหว่างอะตอมหรือโมเลกุลนั้นทำให้เกิดแรงดึงดูดทางกายภาพตรงบริเวณผิวที่โมเลกุลไม่มีการเปลี่ยนแปลงของโมเลกุล ซึ่งการดูดซับที่เกิดจากแรงเหล่านี้เรียกว่าเป็นการดูดซับทางกายภาพ (physical adsorption) ความแรงของการดูดซับทางกายภาพมีความสัมพันธ์กับคุณสมบัติทางกายภาพของอะตอมหรือโมเลกุลที่ถูกดูดซับ

การดูดซับทางเคมีและการดูดซับทางกายภาพนั้นมีความแตกต่างกันอย่างมากทั้งลักษณะความแข็งแรงของการดูดซับและจำนวนชั้นของการดูดซับ ข้อแตกต่างระหว่างการดูดซับทางเคมีและการดูดซับทางกายภาพแสดงตามตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 แสดงลักษณะของความแตกต่างระหว่างการดูดซับทางเคมีและทางกายภาพ

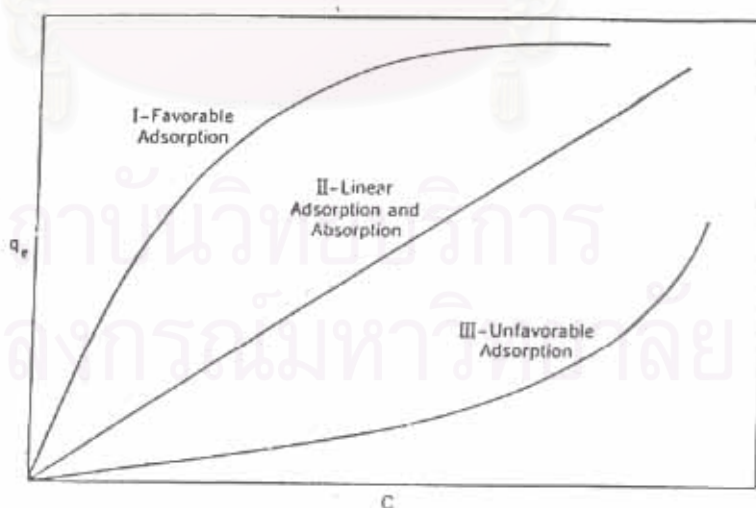
ลักษณะ	การดูดซับทางเคมี	การดูดซับทางกายภาพ
เอนทาลปีของการดูดซับ ($-\Delta H_{ads}$)	40-800 (กิโลจูล/โมล)	5-40 (กิโลจูล/โมล)
พลังงานกระตุ้น (E)	มีค่าน้อย	มีค่าเป็นศูนย์
อุณหภูมิเกิดการดูดซับ	ขึ้นกับค่า E โดยปกติจะต่ำ	ขึ้นกับจุดเดือดของสารโดย ปกติจะต่ำ
จำนวนชั้นของการดูดซับ	ไม่เกินหนึ่งชั้น	เกินหนึ่งชั้นได้

ที่มา (วิทยา เรืองพรวิสุทธิ,2534)

การดูดซับทางเคมีเกิดจากปฏิกิริยาระหว่างสารถูกดูดซับและสารดูดซับ ซึ่งโดยทั่วไปเป็นผลมาจากการเปลี่ยนรูปของสารถูกดูดซับทำให้เกิดเป็นสารประกอบทางเคมีขึ้น การดูดซับทางเคมีแตกต่างกับการดูดซับทางกายภาพ การดูดซับทางเคมีนี้มีความหนาแน่นของโมเลกุลเพียงชั้นเดียว (monolayer) และไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาผันกลับเองได้ (irreversible) ส่วนการดูดซับทางกายภาพสามารถผันกลับเองได้ (reversible) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับความแข็งแรงของแรงดึงดูดระหว่างสารดูดซับ และสารถูกดูดซับ การดูดซับทางเคมีจะมีความแข็งแรงมากกว่าการดูดซับทางกายภาพ เนื่องจากการจับตัวทางเคมีสร้างสารประกอบใหม่ที่ผิวของสารดูดซับ

Kiselev (1965 , Voice and Weber , 1983) กล่าวว่า ความแข็งแรงของแรงดึงดูดสามารถวัดได้จากผลต่างของความร้อนที่เกิดขึ้นจากการดูดซับ โดยที่การดูดซับทางเคมีมักเป็นปฏิกิริยาคายความร้อน และจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วที่อุณหภูมิสูงมากกว่าอุณหภูมิต่ำ โดยทั่วไปพลังงานในการดูดซับทางเคมีมีค่าสูงกว่าและอยู่ระหว่าง 40 ถึง 800 กิโลจูล/โมล และถ้าหากแรงดึงดูดนี้อ่อนลงจะเป็นผลให้เกิดการคายสารออกมา (desorption) ในขณะที่พลังงานของการดูดซับทางกายภาพปกติมีค่าน้อยกว่า 5 กิโลจูล/โมล อย่างไรก็ตามระบบที่มีสปีชีส์หรืออนุภาคที่เป็นโมเลกุลที่มีขั้วที่แข็งแรงมาก อันได้แก่โมเลกุลของน้ำซึ่งสามารถดูดซับบนของแข็งไอออนิกได้เป็นอย่างดี กรณีเช่นนี้ อาจทำให้เกิดความยากลำบากในการกำหนดชนิดของการดูดซับที่เกิดขึ้น

การดูดซับบนผิว เกี่ยวข้องกับการสะสมตัวของสารหรือความเข้มข้นของสารที่บริเวณพื้นผิว กับพื้นผิวสัมผัส กระบวนการนี้สามารถเกิดที่บริเวณผิวสัมผัสระหว่าง 2 สภาวะใดๆ เช่น ของเหลวกับของเหลว ก๊าซกับของเหลว ก๊าซกับของแข็ง หรือของเหลวกับของแข็ง โดยโมเลกุลหรือคอลลอยด์ที่ถูกดูดจับ เรียกว่า สารถูกดูดซับ (adsorbate) ส่วนของแข็งที่มีผิวเป็นที่เกาะจับของสารดูดซับ เรียกว่า สารดูดซับ (adsorbent) รูปที่ 2.5 แสดงการกระจายของโมเลกุลระหว่างของเหลวและพื้นผิวของของแข็ง โดยที่ C บนแกนตั้ง หมายถึง ความเข้มข้นของสารในของเหลวที่สัมผัสกับของแข็งบริเวณระหว่างหน้าของของเหลวกับของแข็ง และ q_e บนแกนนอน หมายถึง จำนวนของสารที่ผ่านข้ามผิวสัมผัส การดูดซับของสารละลายบนผิวของของแข็ง อันได้แก่ แอกติเวตเต็ดคาร์บอน , แอกติเวตเต็ดลูมินาได้ถูกนำมาใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดทั้งน้ำดีและน้ำเสีย



รูปที่ 2.5 การกระจายโมเลกุลระหว่างของเหลวและพื้นผิวของของแข็ง

(Eckenfelder, 1981)

จากรูปที่ 2.5 เส้นโค้ง I และ III แสดงถึงการดูดซับบนผิว โดยความเข้มข้นของสารที่อยู่บนผิวของของแข็งขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารในสารละลายในบริเวณพื้นผิวสัมผัส โดยมีความสัมพันธ์แบบเส้นโค้ง เส้นโค้งนี้แสดงถึงรูปแบบการดูดซับที่ดี และไม่ดี ส่วนเส้นโค้ง II แสดงรูปแบบของการดูดซับที่ผิวแบบเส้นตรง และจะเกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารบนผิวของของแข็ง เป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสารในสารละลาย

2.7.2 อัตราการเคลื่อนย้ายโมเลกุล (rate of molecular transfer)

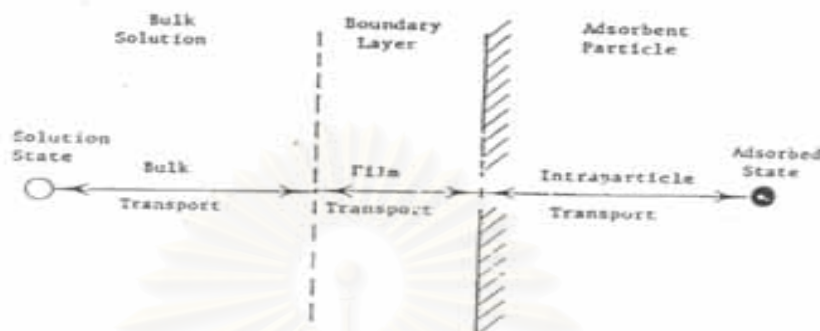
อัตราการดูดซับที่ผิวมีความสำคัญอย่างมาก อัตราการดูดซับที่รวดเร็วจะทำให้ระบบเข้าสู่สภาวะสมดุลเร็วขึ้น อัตราการดูดซับที่ผิวจะถูกควบคุมโดยขั้นตอนที่ใช้ความต้านทานมากที่สุดในการเคลื่อนย้ายโมเลกุล ซึ่งขั้นตอนที่ช้าที่สุดจะเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการเคลื่อนย้ายโมเลกุล โดยแบ่งกลไกที่สำคัญในการดูดซับที่ผิวเป็น 3 ขั้นตอน ดังนี้

1. การขนส่งทั้งก้อน (Bulk Transport) เป็นขั้นตอนที่เกิดขึ้นเร็วที่สุด โมเลกุลของตัวถูกละลายในสารละลาย จะถูกส่งไปยังที่ผิวหน้าของชั้นของเหลวบางๆ ที่ห่อหุ้มสารดูดซับ

2. การขนส่งชั้นฟิล์ม (Film Transfer) เป็นขั้นตอนที่โมเลกุลที่ผิวหน้าของชั้นของเหลวบางๆ แทรกตัวเข้าสู่ผิวหน้าของสารดูดซับ การขนส่งชั้นฟิล์มเป็นกระบวนการที่ทำให้เกิดการแพร่ผ่านฟิล์ม (Film Diffusion) จัดเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดซับที่ผิวขั้นตอนหนึ่ง

3. การขนส่งภายในอนุภาค (Intraparticle Transport) เป็นการแพร่ของโมเลกุลตัวถูกละลายเข้าสู่โพรงหรือรูพรุนของสารดูดซับ (Pore Diffusion) และทำให้เกิดการดูดซับที่ผิวขึ้นภายในขั้นตอนนี้จัดเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดซับที่ผิวเช่นเดียวกัน ขั้นตอนการเคลื่อนย้ายโมเลกุลของสารถูกดูดซับมายังสารดูดซับ แสดงดังรูปที่ 2.6

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.6 ขั้นตอนการเคลื่อนย้ายไอออนระหว่างการดูดซับที่ผิวด้วยแอกติเวตคาร์บอน
(Eckenfelder ., 1981)

2.8 คอนกรีต (Concrete)

คอนกรีตจัดเป็นวัสดุก่อสร้างเปรียบเสมือนหินที่มนุษย์ประดิษฐ์ขึ้นมาใช้งานเป็นโครงสร้าง เป็นของผสมที่เกิดขึ้นจากการผสมปูนซีเมนต์กับวัสดุผสมคละ อันได้แก่ ทราย หิน หรือ กรวด และน้ำเข้าด้วยกันตามสัดส่วนที่กำหนด โครงสร้างคอนกรีตที่เห็นกันอยู่ทั่วไป ได้แก่ พื้น คาน เสาของอาคาร พื้นถนน สะพาน เป็นต้น ในเนื้อคอนกรีตอาจแยกเป็น 2 ส่วนใหญ่ๆ คือ ซีเมนต์เพสต์ (cement paste) และวัสดุผสม (aggregates)

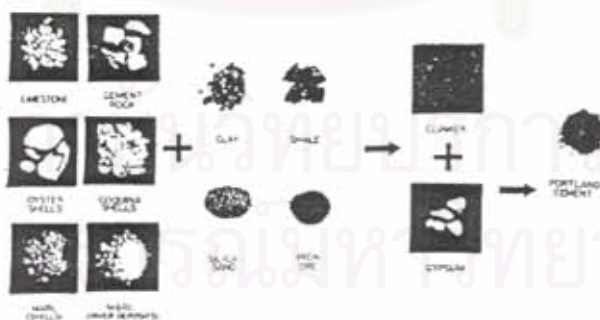
ซีเมนต์เพสต์ (cement paste) เป็นส่วนผสมระหว่างปูนซีเมนต์กับน้ำ ซึ่งเมื่อเกิดปฏิกิริยาเคมีที่เรียกว่า ไฮเดรชัน (hydration) ระหว่างกัน จะทำให้มีคุณสมบัติจับเกาะแน่นกับวัสดุผสม

- วัสดุผสม (aggregates) หรือบางที่เรียกว่ามวลรวม โดยทั่วไปได้แก่หินย่อย กรวด และทรายหยาบ วัสดุผสมแบ่งตามขนาดได้เป็น 2 ประเภท
 - วัสดุผสมละเอียด (fine aggregates) หมายถึงวัสดุผสมที่มีขนาดเล็กสามารถลอดผ่านตะแกรงมาตรฐาน เบอร์ 4 ได้ ซึ่งได้แก่ ทราย
 - วัสดุผสมหยาบ (coarse aggregates) หมายถึงวัสดุผสมที่มีก้อนโตไม่สามารถลอดผ่านตะแกรงมาตรฐาน เบอร์ 4 ได้ ซึ่งได้แก่ หินย่อยหรือกรวด

ในเนื้อคอนกรีตอาจมีสารผสมเพิ่ม (admixture) เช่น สารเคมีผสมเพิ่ม (chemical admixture) หรือสารผสมเพิ่มแบบแร่ธาตุ (mineral admixture) ที่ใช้เติมลงในส่วนผสมเพื่อปรับปรุงให้คอนกรีตสดหรือคอนกรีตที่แข็งตัวแล้วมีคุณสมบัติอื่นที่ต้องการ

2.8.1 ปูนซีเมนต์

เป็นวัสดุเชื่อมประสานที่ได้จากการบดปูนเม็ด ซึ่งเกิดจากการเผาส่วนผสมต่างๆ อันได้แก่ หินปูน (limestone) หรือ ดินปูนขาว (marl) กับดินเหนียว (clay) หรือหินดาน (shale) ปูนซีเมนต์เมื่อผสมกับวัสดุผสมคละจำพวกหินย่อยหรือกรวดกับทรายหยาบ และน้ำในสัดส่วนที่พอเหมาะก็จะกลายเป็นคอนกรีต วัตถุดิบที่สำคัญซึ่งใช้ในการผลิตปูนซีเมนต์อาจจำแนกออกเป็น 2 ประเภท คือ



รูปที่ 2.7 วัตถุดิบของปูนซีเมนต์

รูปที่ 2.7 วัตถุดิบของปูนซีเมนต์ (วินิต ช่อวิเชียร, 2539)

3.2.1.1 ประเภทที่ให้ธาตุแคลเซียมเป็นส่วนใหญ่ (calcareous materials) ซึ่งอยู่ในรูปของ CaCO_3 ได้แก่ หินปูน (limestone) ดินสอพองหรือชอล์ค (chalk) ดินปูนขาว (marl)

3.2.1.2 ประเภทที่ให้ออกไซด์ของธาตุซิลิกอน (SiO_2) และอลูมิเนียม (Al_2O_3) เป็นส่วนใหญ่ (argillaceous materials) ได้แก่ ดินดานหรือหินเชล (shale) ดินดำหรือดินเหนียว (clay) หินชนวน (slate)

วัตถุดิบที่ผสมรวมกันและถูกเผาที่อุณหภูมิสูงจะทำปฏิกิริยาทางเคมี เกิดการรวมตัวของออกไซด์ของธาตุต่างๆและจับกันเป็นเม็ดเล็กๆ เรียกว่าปูนเม็ด (clinker) ตารางที่ 2.11 แสดงปริมาณออกไซด์หลักของธาตุต่างๆที่มีในปูนเม็ด ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณรวมกันประมาณ 90% ของปริมาณทั้งหมด

ตารางที่ 2.11 สัดส่วนออกไซด์ของธาตุต่างๆในปูนเม็ดของปูนซีเมนต์ปอร์ตแลนด์

ออกไซด์ของธาตุต่างๆ	เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก
ปูนขาว (CaO)	60-65
ซิลิกา (SiO_2)	20-24
อลูมินา (Al_2O_3)	4-8
เหล็ก (Fe_2O_3)	2-5

ที่มา : วินิต ช่อวิเชียร, 2539

เมื่อเผาวัตถุดิบของปูนซีเมนต์ ซึ่งได้แก่ สารออกไซด์ของธาตุแคลเซียม ซิลิกอน อลูมิเนียม และเหล็ก สารเหล่านี้จะทำปฏิกิริยาทางเคมีและรวมตัวกันเป็นสารประกอบอยู่ในปูนเม็ดในรูปของผลึกที่ละเอียดมาก สารประกอบที่สำคัญ 4 อย่างที่มีอยู่ในปูนซีเมนต์ปอร์ตแลนด์หลังจากการเผาแล้วได้แก่ ไตรแคลเซียมซิลิเกต (tricalcium silicate) , ไดแคลเซียมซิลิเกต (dicalcium silicate) , ไตรแคลเซียมอลูมิเนต (tricalcium aluminate) และเตตราแคลเซียมอลูมิโนเฟอร์ไรท์ (tetracalcium aluminoferrite) ดังแสดงตามตารางที่ 2.12

ตารางที่ 2.12 สารประกอบที่สำคัญของปูนซีเมนต์ปอร์ตแลนด์ (w.Baumgart and G.C. Amstutz,1984)

Phase	Oxide Formular	Amount (wt %)
Portland cement		
Tricalcium silicate	$3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	46
Dicalcium silicate	$2\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	28
Tricalcium aluminate	$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$	11
Tetracalcium aluminoferrite	$4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$	8
Gypsum	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	3
Magnesia	MgO	3
Calcium oxide	CaO	0.5
Sodium,potassium oxide	$\text{Na}_2\text{O}, \text{K}_2\text{O}$	0.5
Calcium aluminate cement		
Tricalcium aluminate	$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$	0-minor
Monocalcium aluminate	$\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$	major
	$12\text{CaO} \cdot 7\text{Al}_2\text{O}_3$	major
Calcium dialuminate	$\text{CaO} \cdot 2\text{Al}_2\text{O}_3$	major

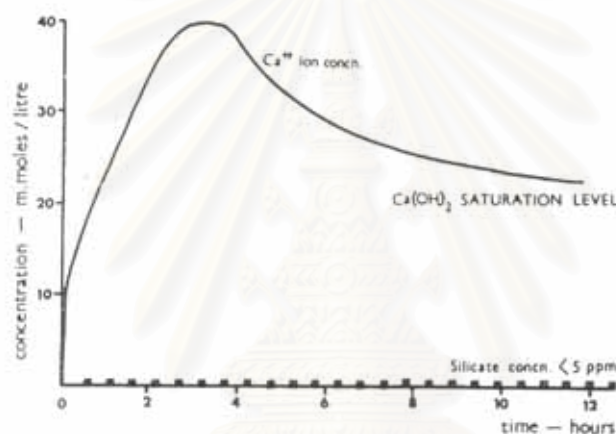
นอกจากนี้ ยังมีสารประกอบอื่นๆอีกที่ได้หลังจากการเผา เช่น MgO , TiO_2 , Mn_2O_3 , K_2O และ Na_2O ซึ่งปะปนอยู่เป็นจำนวนน้อยเมื่อเทียบกับน้ำหนักของปูนซีเมนต์ ขณะที่สารประกอบไตรซิลิเกต (C_3S) และไดซิลิเกต (C_2S) รวมกันเป็นปริมาณถึง 70-80 % ของปริมาณทั้งหมด

2.8.2 ปฏิกริยาระหว่างปูนซีเมนต์กับน้ำ (hydration of cement)

เมื่อผสมปูนซีเมนต์กับน้ำ ปฏิกริยาทางเคมีระหว่างสารประกอบในปูนซีเมนต์กับน้ำก็จะเริ่มขึ้นเรียกว่า ปฏิกริยาไฮเดรชัน (hydration) สารประกอบ ไตรซิลิเกต (C_3S) ที่อยู่ในผงปูนซีเมนต์จะทำปฏิกริยากับน้ำได้สารประกอบซิลิเกตไฮเดรต และซิลิเกตไฮดรอกไซด์ ดังสมการทางเคมีต่อไปนี้



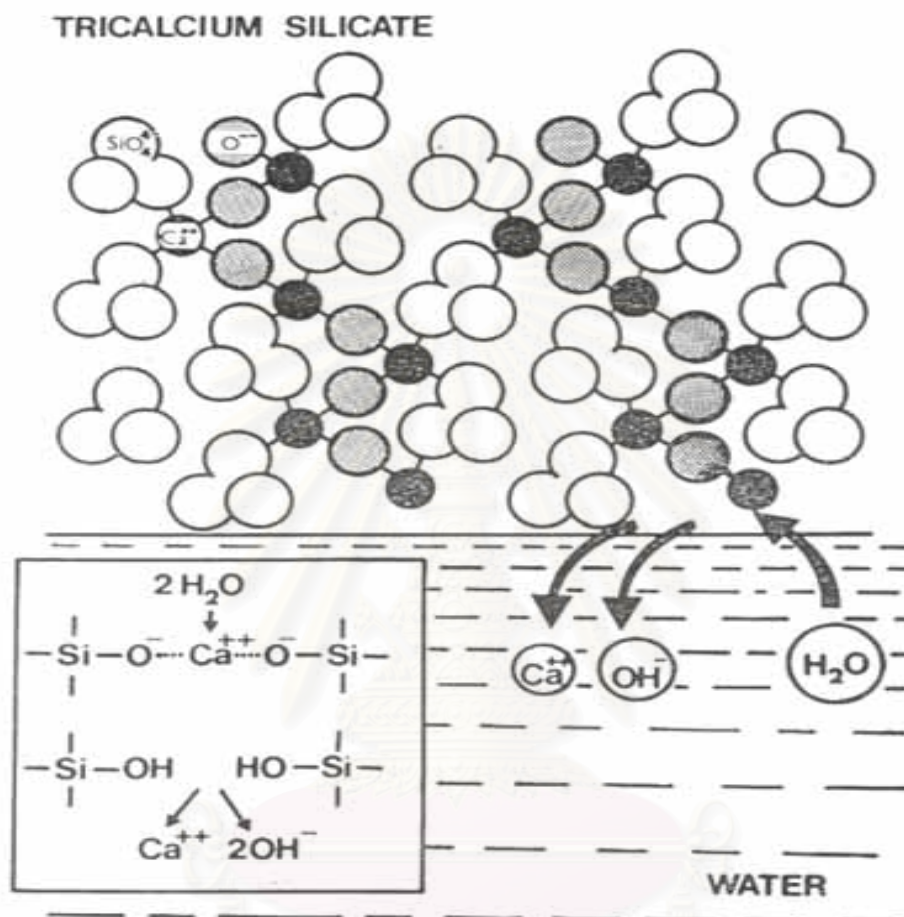
โครงสร้างโมเลกุลของสารประกอบไตรซิลิเกต (C₃S) จะประกอบไปด้วย
 กรุปของ ซิลิเกตและมีโครงสร้างเป็นแบบ tetrahedral ที่สร้างพันธะอยู่กับอะตอมของซิลิเกตใน
 รูปของ—O⁻-----Ca⁺²-----O⁻--- กลไกการเกิดปฏิกิริยา hydration ชั้นแรกเกิดขึ้นเมื่อโมเลกุลของ
 น้ำเข้าไปแทรกตัวอยู่ในผงปูนซีเมนต์ ทำให้เกิดการแตกออกของพันธะ—O⁻-----Ca⁺²-----O⁻---
 และปล่อยซิลิเกตไฮดรอกไซด์ไอออน (Ca⁺²) ไอออนและไฮดรอกไซด์ไอออน (OH⁻) ออกมาอย่างรวดเร็ว โดย
 มีการปล่อยซิลิเกตรูปขณะที่เกิดการรวมตัวกับน้ำออกมาเพียงเล็กน้อย คาดว่าน้อยกว่า 5 ppm
 ในสารละลาย การเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นในระหว่างปฏิกิริยา hydration ของสารประกอบไตร
 ซิลิเกต (C₃S) ที่ดำเนินไปนั้น แสดงดังรูป 2.8



รูปที่ 2.8 แสดงการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบในปูนซีเมนต์ระหว่างการเกิดปฏิกิริยา hydration
 (PC Kreijger, 1980)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากรูปที่ 3.8 แสดงให้เห็นว่าโมเลกุลส่วนใหญ่ของ ซิลิเกตกรุป ยังคงรวมกันอยู่ที่ผิวของปูนซีเมนต์ ในลักษณะเป็นก้อน (gel) แต่รวมกันอยู่ในรูปของ silanol กรุป หรือ hydrosilicate ($-SiOH$) ดังแสดงในรูปที่ 2.9

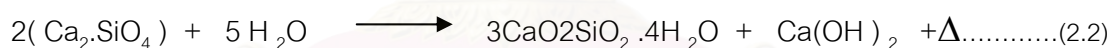


รูปที่ 2.9 แสดงการเกิด hydrolysis ระหว่าง ไตรแคลเซียมซิลิเกต (C_3S) กับน้ำ
(PG Kreijger, 1980)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

hydrolysis ของ ไตรซิลิเกต (C₃S) กับน้ำนอกจากจะได้ คัลเซียมไฮดรอกไซด์ ไอออน แล้วในปฏิกิริยายังจะให้พลังงานความร้อนที่เรียกว่า heat of hydration และพีเอชใน สารละลายจะมีการเปลี่ยนแปลงที่เพิ่มขึ้นถึงพีเอช 12 ทั้งนี้เนื่องจากการปล่อย ไฮดรอกไซด์ ไอออน (OH⁻) จากปฏิกิริยานั่นเอง ปฏิกิริยาในช่วงแรกเกิดอย่างรวดเร็วใน 2-3 นาทีหลังจากนั้น ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเริ่มลดลงโดยความร้อนที่ได้จากปฏิกิริยาจะมีค่าลดลง และปฏิกิริยายังคง ดำเนินไปอย่างช้าๆ พร้อมกับปล่อยคัลเซียมไฮดรอกไซด์ ไอออน จนกระทั่งระบบเข้าสู่ สมดุล ซึ่งจะก่อให้เกิดผลึกของสารประกอบคัลเซียมซิลิเกตไฮเดรตซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวยึดเหนี่ยว เนื้อคอนกรีตก่อให้เกิดลักษณะโครงสร้าง (Matrix Densification) และคัลเซียมไฮดรอกไซด์ แทรกอยู่ในช่องว่างของคอนกรีต

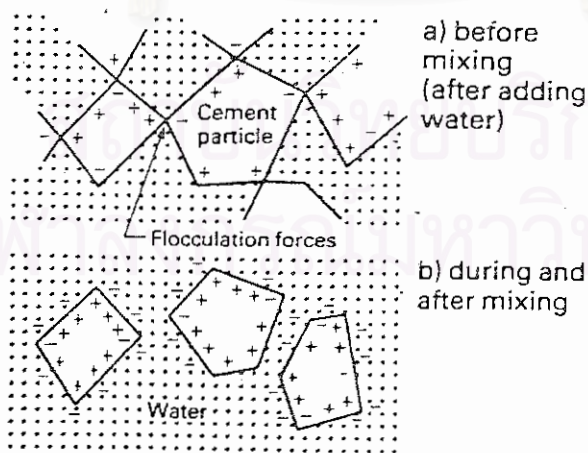
สารประกอบไดคัลเซียมซิลิเกต (C₂S) เมื่อทำปฏิกิริยากับน้ำจะเกิดปฏิกิริยาเช่นเดียวกับ สารประกอบไตรซิลิเกต แต่อัตราการเกิดปฏิกิริยาจะช้ากว่า และค่าพลังงานความร้อนที่ได้ จากปฏิกิริยาก็น้อยกว่าเช่นกัน เนื่องจากสารประกอบไดคัลเซียมซิลิเกตมีความไวต่อการ เกิดปฏิกิริยาไฮเดรชันน้อยกว่าสารประกอบไตรซิลิเกต ปฏิกิริยาการเกิดไฮเดรชันของ สารประกอบไดคัลเซียมซิลิเกต แสดงดังสมการ



สารประกอบไตรซิลิเกตอลูมินเนต เตตราคัลเซียมอลูมินโนเฟอเรต และยิบซัม สามารถ เกิดปฏิกิริยาไฮเดรชันได้เช่นเดียวกันแต่เคมีของการเกิดปฏิกิริยามีความซับซ้อนมากกว่า ใน ปูนซีเมนต์จะมีสารประกอบไตรซิลิเกต (C₃S) และไดคัลเซียมซิลิเกต (C₂S) รวมกันเป็นปริมาณถึง 70-80 % ของปริมาณทั้งหมด ซึ่งสารประกอบทั้งสองจะเป็นตัวควบคุมทำ ให้ มอดาร์หรือคอนกรีตมีกำลังรับแรงอัดในระยะแรกและระยะหลัง อัตราการเกิดปฏิกิริยาไฮ เดรชันของสารประกอบที่สำคัญของปูนซีเมนต์ที่ทำให้เกิดกำลังรับแรงอัดได้เร็วในระยะแรก เรียงลำดับความแรงจากมากไปน้อยดังนี้ C₃A > C₃S > C₄AF > C₂S โดยมีค่าความ ร้อนที่ได้จากปฏิกิริยาไฮเดรชันแสดงดังตารางที่ 2.13

ตารางที่ 2.13 คุณสมบัติทางกายภาพและค่าความร้อนที่ได้จากปฏิกิริยา hydration ขององค์ประกอบหลักในปูนซีเมนต์ (<http://ciks.cbt.nist.gov/~bentz/nistir5756/node15.html>)

Compound Name	Compound Formula	Density (Mg / m ³)	Molar volume (cm ³ / mole)	Heat of formation (kJ / mole)
Tricalcium silicate	C_3S	3.21	71.	-2927.82
Dicalcium silicate	C_2S	3.28	52.	-2311.6
Tricalcium aluminate	C_3A	3.03	89.1	-3587.8
Tetracalcium aluminoferrite	C_4AF	3.73	128	-5090.3
Gypsum	$C\bar{S}H_2$	2.32	74.2	-2022.6
Calcium silicate hydrate, C-S-H	$C_{1.7}SH_4$	2.12	108	-3283.
Calcium hydroxide	CH	2.24	33.1	-986.1
Ettringite	$C_6A\bar{S}_3H_{32}$	1.7	735.	-17539.
Monosulfate	$C_4A\bar{S}H_{12}$	1.99	313.	-8778.
Hydrogarnet	C_3AH_6	2.52	150.	-5548.
Iron hydroxide	FH_3	3.0	69.8	-823.9



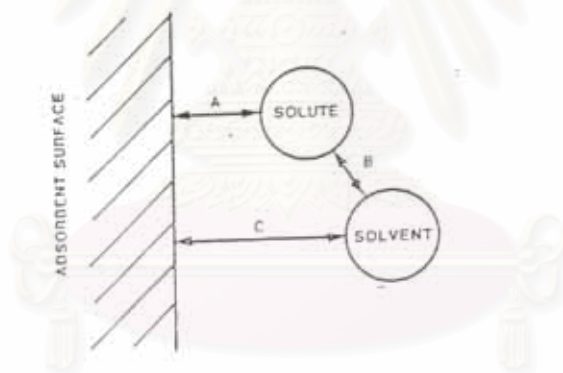
รูปที่ 2.10 การจัดเรียงตัวของประจุจากปฏิกิริยาระหว่างซีเมนต์กับน้ำ

(PC Kreijger, 1980)

การทำปฏิกิริยาระหว่างปูนซีเมนต์กับน้ำจะหยุดเมื่อน้ำระเหยหนีออกจากเพสต์หมดแล้ว อย่างไรก็ตามพบว่าแม้เมื่อคอนกรีตแห้งดีแล้วปูนซีเมนต์ยังคงทำปฏิกิริยากับน้ำต่อไปได้โดยอาศัยน้ำที่ซึมจากใต้ดินหรือจากความชื้นในขณะฝนตกหรือในขณะที่มีความชื้นในอากาศสูง ดังนั้นภายใต้สภาวะแวดล้อมธรรมดาการทำปฏิกิริยาของปูนซีเมนต์กับน้ำโดยกระบวนการดูดซับจะยังคงมีต่อไปอีกหลายปี นอกจากนี้ในคอนกรีตจะมีปริมาณฟองอากาศจำนวนหนึ่งอยู่ในช่องว่างอากาศด้วยเสมอ ฟองอากาศในคอนกรีตมีลักษณะเป็นช่องว่างกระจายอยู่ทั่วไป ช่องว่างเหล่านี้ประมาณเท่าขนาดเมล็ดทรายละเอียด

2.9 การดูดซับที่ผิวจากสารละลาย

ตัวถูกละลายและตัวทำละลายมีอิทธิพลต่อการดูดซับที่ผิวของตัวถูกละลายในสารละลาย แนวโน้มสำหรับการดูดซับตัวถูกละลายถูกกำหนดโดย ความแตกต่างของศักย์ภาพของการดูดซับที่ผิวระหว่างตัวถูกละลายและตัวทำละลาย



รูปที่ 2.11 แผนภาพแสดงความสัมพันธ์ของตัวถูกละลาย ตัวทำละลาย และสารดูดซับ

(Neely และ Isacoff, 1982)

จากรูป 2.11A หมายถึง ศักยภาพการดูดติดผิวของตัวถูกละลาย B หมายถึง ศักยภาพของปฏิกิริยาระหว่างตัวถูกละลาย และตัวทำละลาย หรือความสามารถในการทำละลาย (Solubility) C หมายถึง ศักยภาพการดูดติดผิวของตัวถูกละลาย ความสามารถของสารดูดติดผิวตัวถูกละลายจะถูกกำจัดโดยศักยภาพการดูดติดผิวของตัวถูกละลาย แต่โดยทั่วไปแล้วความสามารถในการดูดติดผิวระหว่างตัวทำละลาย กับสารดูดติดผิวจะมีค่าน้อยกว่าความสามารถในการดูดติดผิวระหว่างตัวถูกละลาย กับสารดูดติดผิว ถ้าน้ำมันที่มีความสามารถในการดูดติดในน้ำสูง เนื่องจากพลังงานศักยภาพการดูดติดผิวที่ต้องการในการแยกตัวถูกละลายออกจากน้ำมีค่าต่ำ Tebbutt และ Bahiah (1997) กล่าวว่า ในการละลายผสม ตัวถูกละลายที่เหลืองที่มีความสามารถดูดติดต่ำกว่าจะมีความจุต่ำกว่า

การที่ศักยภาพการดูดติดระหว่างตัวทำละลายการดูดติดผิวระหว่างตัวทำละลาย กับสารดูดติดผิวมีค่าต่ำกว่า ศักยภาพการดูดติดผิวระหว่างตัวถูกละลายกับสารดูดติดผิวนั้น ไม่สามารถรับรองได้ว่าจะมีความสามารถในการดูดติดผิวสูง ศักยภาพการดูดติดผิวระหว่างตัวถูกละลาย และสารดูดติดผิวจะต้องสูงกว่าศักยภาพระหว่างตัวถูกละลาย กับตัวทำละลายด้วยถึงจะเกิดการดูดติดผิวที่ดี นอกจากนี้ความสามารถในการละลายของตัวถูกละลายในตัวทำละลายมีอิทธิพลต่อความสามารถในการดูดติดผิว โดยตัวที่ถูกละลายที่ละลายได้น้อยกว่ามีแนวโน้มว่าถูกดูดติดผิวได้เร็วกว่าตัวถูกละลายที่ละลายได้มากกว่าเนื่องจากศักยภาพการดูดติดผิวที่สูงขึ้นระหว่างตัวถูกละลาย และตัวทำละลาย ดังนั้นธรรมชาติของการดูดติดผิว คือ สารดูดติดผิวที่มีขั้วจะดูดติดตัวถูกละลายที่มีขั้วได้ดี ในตัวทำละลายที่ไม่มีขั้วในทางตรงข้ามสารดูดติดผิวที่ไม่มีขั้วจะดูดติดตัวถูกละลายที่ไม่มีขั้วได้ดี ในตัวละลายที่มีขั้ว

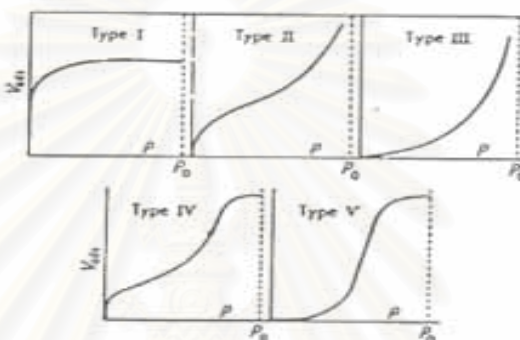
2.10 สมดุลการดูดติดผิว (Adsorption Equilibrium)

การดูดติดผิวจากสารละลาย มีผลต่อความเข้มข้นของตัวถูกละลายบนผิวของสารดูดติดผิวในกระบวนการดูดติดผิว ตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดบนผิวของสารดูดติดผิวมีแนวโน้มที่จะหลุดออกสู่สารละลาย เมื่อปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดผิว และที่หลุดออกจากผิวที่จำนวนเท่ากัน ดังนั้น อัตราของการดูดติดผิว และการหลุดออกจากผิวเข้าสู่สภาวะคงที่ (Equilibrium State) ซึ่งเรียกว่า สมดุลการดูดติดผิว (Adsorption Equilibria) ที่จุดสมดุลจะไม่มีเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของตัวถูกละลายบนพื้นผิวของสารดูดติดผิว สมดุลนี้เป็นลักษณะเฉพาะของระบบทั้งหมด ตัวถูกละลาย สารดูดติดผิว ตัวทำละลาย พีเอช อุณหภูมิ และอื่นๆ ปริมาณตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดที่จุดสมดุล โดยทั่วไปจะเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของตัวถูกละลาย การ

แสดงปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดผิวต่อหน่วยของสารดูดติดผิวซึ่งสัมพันธ์กับความเข้มข้นที่จุดสมดุลในสารละลายที่อุณหภูมิคงที่ เรียกว่า ไอโซเทอมการดูดติดผิว (Adsorption Isotherm)

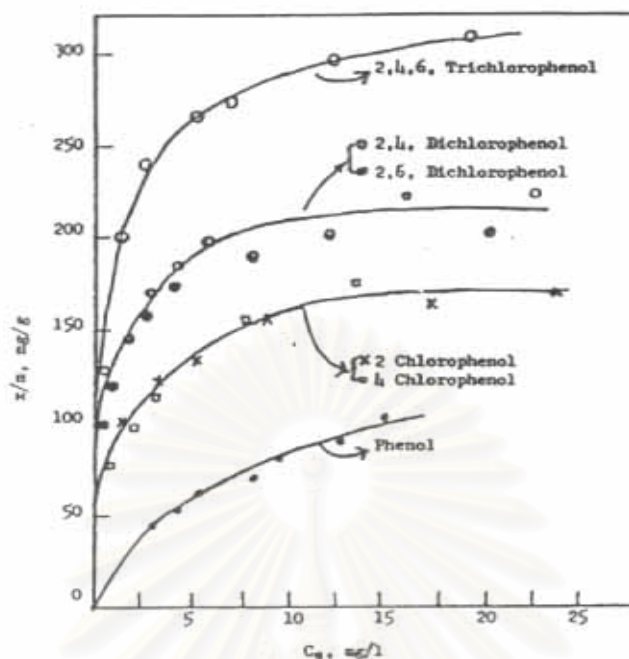
2.11 ไอโซเทอมการดูดติดผิว (Adsorption Isotherm)

รูปร่างของไอโซเทอมการดูดติดผิวแสดงถึงลักษณะเกี่ยวกับกระบวนการดูดติดผิว และลักษณะการดูดติดบนผิวของสารดูดติดผิว โดยแบบพื้นฐานของไอโซเทอมการดูดติดผิวแบ่งเป็น 5 แบบ แสดงดังรูป 2.12



รูป 2.12 ไอโซเทอมการดูดติดผิวพื้นฐาน 5 แบบ (Faust และ Aly , 1987)

ไอโซเทอมแบบที่ 1 เป็นการดูดติดผิวซึ่งมีโมเลกุลเพียงชั้นเดียวบนผิวสารดูดติดผิว แบบที่เหลือเป็นการดูดติดผิวโดยมีโมเลกุลหลายชั้นบนสารดูดติดผิวและรูป 2.13 แสดงตัวอย่างไอโซเทอมการดูดติดผิวของสารประกอบฟิโนลิกบนถ่านกัมมันต์ ซึ่งเป็นการดูดติดผิวแบบมีโมเลกุลเพียงชั้นเดียวบนพื้นผิวสารดูดติดผิว



รูปที่ 2.13 ไอโซเทอมการดูดซับของสารประกอบฟีนอลิกบนถ่านกัมมันต์ (Faust และ Aly, 1987)

รูปที่ 2.13 ไอโซเทอมการดูดซับของสารประกอบฟีนอลิกบนถ่านกัมมันต์ (Faust และ Aly, 1987)

ไอโซเทอมการดูดซับมีหลายรูปแบบเป็นผลมาจากการพัฒนาทางทฤษฎีและการสังเกตจากการทดลอง โดยมีรูปแบบดังนี้

2.11.1 ไอโซเทอมการดูดซับแบบแลงมัวร์ (Langmuir Adsorption Isotherm)

สมมติฐานพื้นฐานของแบบจำลองของแลงมัวร์ที่เรียกว่า Ideal Localized Monolayer Model คือ

1. โมเลกุลถูกดูดซับอยู่บริเวณที่แน่นอนบนพื้นผิวของสารดูดซับ
2. มีโมเลกุลเดียวในบริเวณดูดซับ
3. พื้นที่ของบริเวณดูดซับที่มีจำนวนแน่นอน ซึ่งกำหนดโดยลักษณะของพื้นผิว
4. พลังงานการดูดซับมีค่าเท่ากันทุกบริเวณ

การดูดติดผิวจากสารละลายโดยสารดูดติดผิวแสดงดังสมการ 2.3

$$X = (X_m b C_e) / (1 + b C_e) \quad \dots\dots\dots(2.3)$$

โดยที่

X = ปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดต่อหน่วยน้ำหนักของสารตัวกลาง ; mg/g หรือ mole/g

X_m = ปริมาณของตัวถูกละลายที่มากที่สุดที่ถูกดูดติดเพื่อสร้างแผ่นชั้นเดียว : mg/g หรือ moles/g

C_e = ความเข้มข้น ของตัวถูกละลายในสารละลายที่จุดสมดุล ; mg/g หรือ moles/l

b = ค่าคงที่ทางพลังงานของการดูดติด

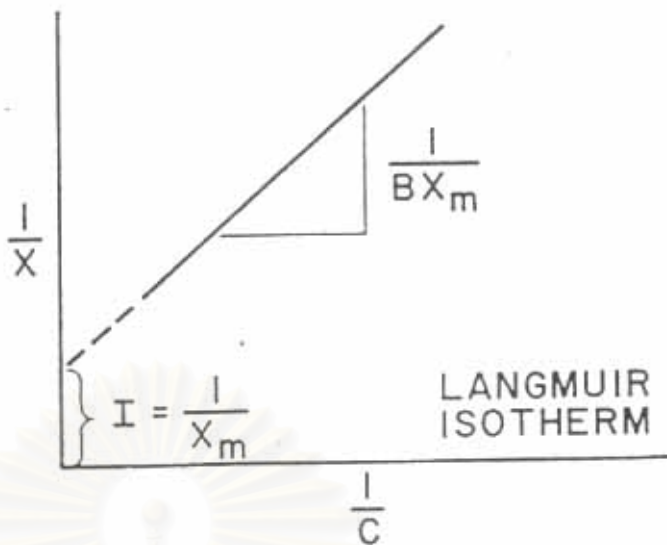
เมื่อ X เข้าสู่ X_m และ C_e เข้าสู่ α จากสมการ 2.3 สามารถเขียนได้เป็น

$$C_e / X = (1 / b X_m) + (C_e / X_m) \quad \dots\dots\dots(2.4)$$

เมื่อเขียนกราฟระหว่าง C_e / X กับ C_e จะได้สมการเส้นตรงมีความชัน $1 / X_m$ และจุดตัดแกน y เท่ากับ $1 / b X_m$ และเมื่อหารด้วย C_e จะได้สมการเส้นตรง

$$1 / X = (1 / X_m) + (1 / C_e) (1 / b X_m) \quad \dots\dots\dots(2.5)$$

เมื่อเขียนกราฟระหว่าง $1 // X$ กับ $1 / C_e$ จะได้สมการเส้นตรงมีความชัน $1 / b X_m$ และจุดตัดแกน y เท่ากับ $1 / X_m$ สมการที่ 2.5 แสดงดังรูป 2.14



รูปที่ 2.14 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์ (Vlencia และ Gloyna,1972)

2.11.2 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบเบท (BET , Brunauer Emmerett-Teller Adsorption Isotherm)

ไอโซเทอมแบบเบทพัฒนามาจากไอโซเทอมแบบลึงมัวร์ โดยจากการดูดติดแบบชั้นเดียว มาเป็นการดูดติดแบบหลายชั้น (Multilayer) ซึ่งแบบจำลองแบบเบทมีพื้นฐานอยู่บนสมมติฐานที่ว่า แต่ละโมเลกุลในชั้นดูดติดผิวชั้นแรก จะเป็นบริเวณที่ซึ่งโมเลกุลชั้นที่สองดูดติด เช่นเดียวกับชั้นต่อไป โดยแสดงดังสมการ 2.6

$$X = (X_m a C_e) / (C_s - C_e)[1+(a-1) C_e/C_s].....(2.6)$$

โดยที่

X = ปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดต่อหน่วยน้ำหนักของสารตัวกลาง ; mg/g หรือ mole/g

X_m = ปริมาณของตัวถูกละลายที่มากที่สุดที่ถูกดูดติดเพื่อสร้างแผ่นชั้นเดียว : mg/g หรือ moles/g

C_e = ความเข้มข้น ของตัวถูกละลายในสารละลายที่จุดสมดุล ; mg/l หรือ moles/l

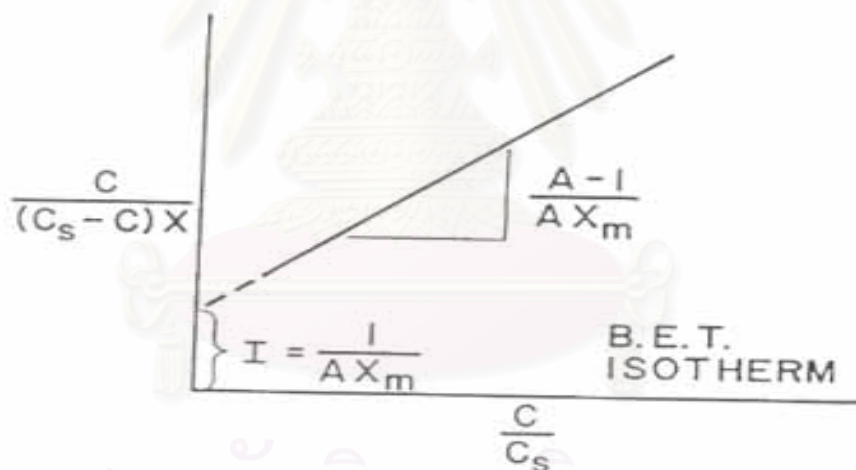
C_s = ความเข้มข้นอิ่มตัวของตัวถูกละลาย : mg/l หรือ moles/l

a = ค่าคงที่ทางพลังงานของการดูดติด

สมการ 2.6 สามารถเปลี่ยนได้เป็น

$$C_e/X(C_s - C_e) = (I/X_m a) + [(a - I)/X_m a](C_e/C_s) \dots \dots \dots (2.7)$$

เมื่อเขียนกราฟระหว่าง $C_e/X(C_s - C_e)$ กับ C_e/C_s ซึ่งเป็นเส้นตรงที่มีความชัน $(a - I)/X_m a$ และจุดตัดแกน y เท่ากับ $I/X_m a$ โดยสมการ (2.7) แสดงดังรูป 2.15



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รูป 2.15 ไอโซเทอมการดูดติดแบบเบท (Valencia และ Gloyna, 1972)

2.11.3 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิช (Freundlich Adsorption Isotherm)

สมการการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิช ใช้กันอย่างแพร่หลายที่สุดในการอธิบายการดูดติดผิวในระบบของเหลว โดยวิธีทางคณิตศาสตร์ ซึ่งมีสมการดังนี้

$$X/m = KC_e^{1/n} \dots\dots\dots(2.8)$$

โดยที่

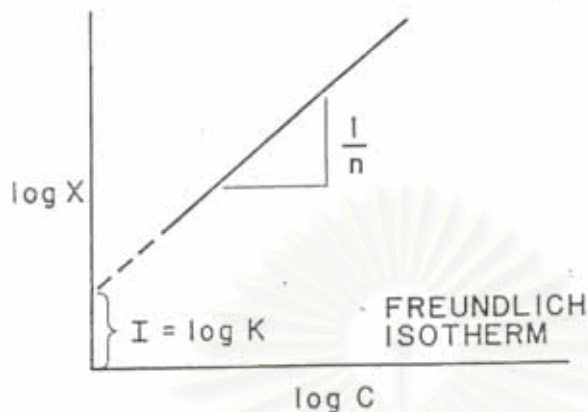
- X = ปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดติดผิวต่อหน่วยน้ำหนักของคาร์บอน ; mg / g หรือ moles/g
- C_e = ความเข้มข้นของตัวถูกละลายในสารละลายที่จุดสมดุล ; mg/l หรือ moles/l
- K = ค่าคงที่สัมพันธ์กับความสามารถในการดูดติดผิวของคาร์บอน
- $1/n$ = ค่าคงที่สัมพันธ์กับพลังงานของการดูดติดผิว

สมการ (2.8) สามารถเขียนในรูปแบบลอการิทึมได้เป็น

$$\log (X/m) = \log K + 1/n \log C_e \dots\dots\dots(2.9)$$

เมื่อเขียนกราฟระหว่าง $\log (X/m)$ กับ $\log C_e$ จะเป็นเส้นตรง ซึ่งมีความชัน $1/n$ และ $\log K$ เป็นจุดตัดแกน y ของ $\log (X/m)$ ที่ $\log C_e = 0$ ($C_e = 1$) โดยแสดงดังรูป 2.16 Tebbutt และ Bahiah (1977) อธิบายว่าสมการฟรอนด์ลิชไอโซเทอมแสดงถึงความสามารถในการดูดติดผิวโดยถ้าค่า $1/n < 1$ แสดงถึงการดูดติดผิวที่ไม่ดี (Unfavourable Adsorption) ถ้า $1/n = 1$ แสดงถึงการดูดติดผิวที่เป็นสมการเส้นตรง และถ้า $1/n > 1$ แสดงถึงการดูดติดผิวที่ดี (Favourable Adsorption)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูป 2.16 ไอโซเทอมการดูดซับแบบฟรอนด์ลิช (Valencia และ Gloyna , 1972)

2.12 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดูดซับ

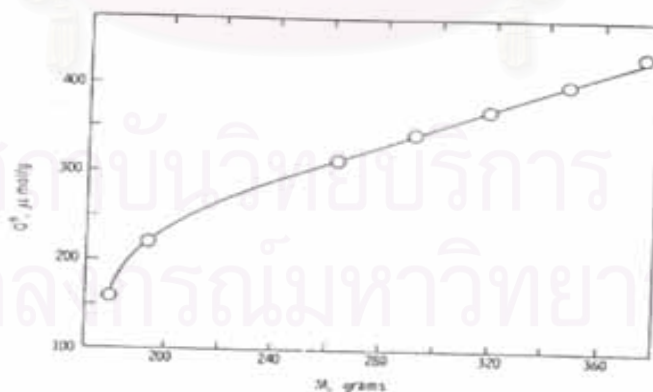
2.12.1 ขนาดและพื้นที่ผิวของสารดูดซับ

ความสามารถในการดูดซับมีความสัมพันธ์โดยตรงกับพื้นที่ผิวจำเพาะ และอัตราการดูดซับเป็นอัตราส่วนผกผันกับขนาดสารดูดซับ โดยกลไกของการดูดซับภายนอกของสารดูดซับที่ไม่มีโพรงนั้น อัตราการดูดซับจะเป็นอัตราส่วนผกผันกับเส้นผ่าศูนย์กลางของสารดูดซับ สำหรับสารดูดซับที่มีโพรง อัตราของการเคลื่อนที่เข้าสู่พื้นผิวภายในโพรงถูกควบคุมโดยความต้านทานภายนอกที่เรียกว่า Film Transport ดังนั้นอัตราการดูดซับจะมีความสัมพันธ์เป็นสัดส่วนกับเส้นผ่าศูนย์กลางของสารดูดซับ ในทางตรงกันข้าม ถ้าการเคลื่อนที่ภายในเป็นตัวควบคุมอัตราการดูดซับ การดูดซับจะเป็นอัตราส่วนผกผันกับเส้นผ่าศูนย์กลางของสารดูดซับ Mathews และ Zayas (1989) กล่าวว่า สัมประสิทธิ์การเคลื่อนย้ายของมวลภายนอก จะประมาณได้ว่าคงที่สำหรับขนาดอนุภาคคาร์บอนที่อยู่ในช่วง 300 - 900 (50 / 70 ขนาดตะแกรงมาตรฐาน ถึง 20 / 25 ขนาดตะแกรงมาตรฐาน) และจะลดลงเมื่อเพิ่มขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของอนุภาค

Neufeld และ Yodhane (1978) ได้ทดลองใช้ถ่านไบทิวมีนขนาดตะแกรงมาตรฐาน 20 / 40 และ 60 / 100 ในการลดทีโอซี พบว่าขนาดของถ่านกัมมันต์ไม่มีอิทธิพลสำคัญต่อการลดทีโอซี นอกจากนี้ Weber และ Thomas (1983) กล่าวว่า ปัจจัยที่มีผลกระทบการดูดติดผิวของกรดฮิวมิกโดยถ่านกัมมันต์คือ ชนิดของถ่าน โดยแนะนำว่า โพรงของถ่านควรมีขนาดมากกว่า 1,000 A⁰ ขนาดร่อนผ่านตะแกรง 40 / 60

2.12.2 ลักษณะของสารดูดติดผิว

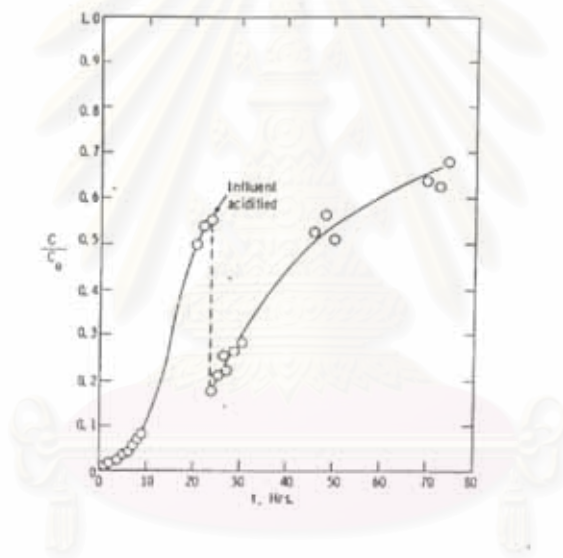
ความสามารถในการละลายน้ำของตัวถูกละลายเป็นปัจจัยสำคัญในการดูดติดผิว การดูดติดผิวจะเพิ่มขึ้น เมื่อความสามารถในการละลายน้ำของตัวถูกละลายในตัวทำละลายลดลง เนื่องจากในการดูดติดผิวตัวถูกละลายจะต้องถูกแยกออกจากตัวทำละลาย ซึ่งในที่นี้คือน้ำ โดยตัวถูกละลายน้ำที่ละลายน้ำได้ดี หรือแตกตัวเป็นไอออนที่ดีจะมีแรงยึดเหนี่ยวกับน้ำสูงจึงเป็นการยากในการดูดติดผิว ดังนั้นสารที่ไม่ละลายน้ำ หรือละลายน้ำได้น้อยจะสามารถดูดติดผิวได้ดี นอกจากความสามารถในการละลายแล้ว ขนาดโมเลกุลของตัวถูกละลายยังมีความสัมพันธ์กับการดูดติดผิว ซึ่งถ้าอัตราการเคลื่อนที่ภายในโพรงเป็นอัตราที่ควบคุมกลไกแล้ว ความสามารถในการดูดติดผิวจะแปรผกผันกับขนาดโมเลกุลของตัวถูกละลายแสดงดังรูป 2.17 อัตราการดูดติดผิวของ Sulfonate Alkylbenzenes ซึ่งมีขนาดโมเลกุลต่างๆกัน โดยเมื่อน้ำหนักโมเลกุลมีขนาดมากขึ้นความสามารถในการดูดติดผิวจะลดลง เมื่อการเคลื่อนที่ภายในโพรงเป็นตัวควบคุมอัตราการดูดติดผิว



รูปที่ 2.17 ผลของน้ำหนักโมเลกุลในการดูดติดผิว (Weber, 1972)

2.12.3 พีเอช(pH)

พีเอชมีอิทธิพลต่อการดูดติดผิว เนื่องจากไฮโดรเจนไอออน และไฮดรอกไซด์ไอออน สามารถถูกดูดติดอย่างค่อนข้างแข็งแรง การดูดติดไอออนอื่นๆ จึงมีผลกระทบมาจากพีเอชของสารละลาย นอกจากนี้พีเอชยังมีผลต่อการแตกตัวของไอออน และการละลายน้ำของสารต่างๆอีกด้วย รูปที่ 2.18 แสดงผลกระทบของพีเอชในการดูดติดผิวของถังดูดติดผิวแบบแท่ง โดยป้อนสารละลาย Sulfonate Alkylbenzene ที่พีเอชซึ่งเป็นกลาง เข้าสู่ระบบจนกระทั่งอัตราส่วนของน้ำออกและน้ำเข้ามีค่าเท่ากับ 0.55 ซึ่งที่จุดนี้ได้ทำการลดพีเอชน้ำเข้าจนเหลือ 2.5 โดยกรดฟอสฟอริก ผลจากการลดพีเอชทำให้เพิ่มความสามารถในการดูดติดผิว ซึ่งจากรูป 2.18 จะเห็นว่าความเข้มข้นของน้ำออกลดลงทันที

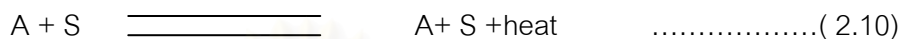


รูปที่ 2.18 แสดงผลของความเป็นกรดต่อการดูดติดผิวในถังดูดติดผิวของถ่านกัมมันต์

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.12.4 อุณหภูมิ

การดูดติดผิวโดยทั่วไปเป็นกระบวนการคายความร้อน (Exothermic) ดังนั้นความสามารถในการดูดติดผิวจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิลดลง แต่อัตราเร็วในการดูดติดผิวจะสูงขึ้น แสดงดังสมการ 2.10



ที่ซึ่ง A คือสารถูกดูดติดผิว และ S คือพื้นที่ผิว เมื่ออุณหภูมิเปลี่ยนจะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสมมูลของปฏิกิริยานอกจากนี้อุณหภูมิจจะมีผลต่อความสามารถในการดูดติดผิว โดยเปลี่ยนความสามารถในการละลาย เช่น เมื่อเพิ่มอุณหภูมิซึ่งโดยปกติจะทำให้ความสามารถในการละลายสูงขึ้น มีผลทำให้ความสามารถในการดูดติดผิวลดลง

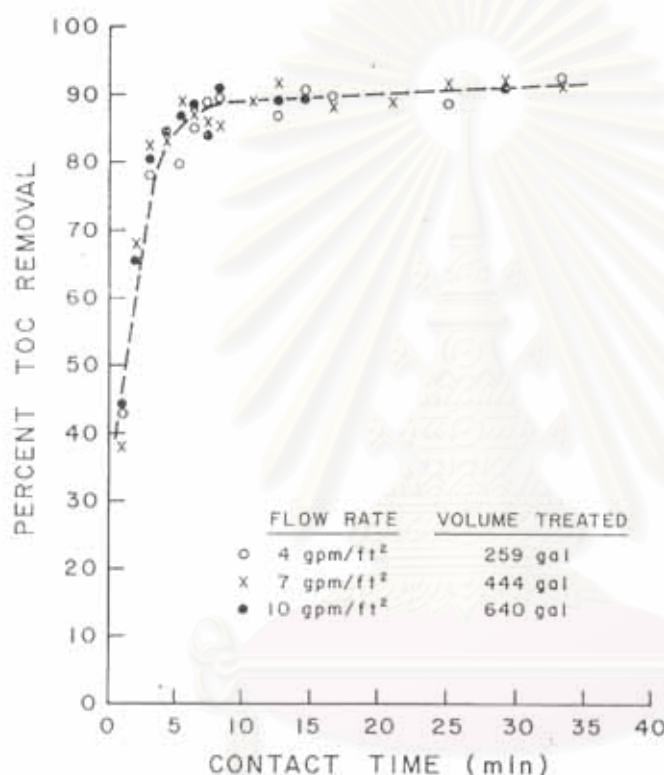
2.12.5 ความปั่นป่วน

อัตราเร็วในการดูดติดผิวขึ้นอยู่กับ การแพร่ภายนอก และการแพร่ภายใน ซึ่งแล้วแต่ความปั่นป่วนของระบบ ถ้าน้ำมีความปั่นป่วนต่ำ फिल्मน้ำซึ่งล้อมรอบสารดูดติดผิวจะมีความหนา และ เป็นอุปสรรคต่อการเคลื่อนที่ของโมเลกุลเข้าไปหาสารดูดติดผิว ดังนั้นการแพร่ภายนอกเป็นปัจจัยกำหนดอัตราเร็วของการดูดติดผิว ในทางตรงกันข้ามถ้าความปั่นป่วนสูงจะเกิดฟิล์มบางๆ ทำให้การแพร่ภายในเป็นปัจจัยกำหนดอัตราเร็วของการดูดติดผิว ความปั่นป่วนในถังดูดติดผิว คือความเร็วของน้ำที่ผ่านถึงต่อหน่วยพื้นที่หน้าตัด ซึ่งตามทฤษฎีถ้าเพิ่มความเร็วจะทำให้ อัตราเร็วในการดูดติดผิวสูงขึ้น เนื่องจากความปั่นป่วนสูงขึ้น

2.12.6 เวลาสัมผัส

เวลาสัมผัสเป็นพารามิเตอร์ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของการดูดติดผิว และอายุการใช้งานของถังดูดติดผิว Lee, Crittenden, Snoeying และ Ari (1983) กล่าวว่า เวลาสัมผัสถึงเปล่าของสารดูดติดผิว และความเข้มข้นของน้ำเข้าของสารชีวมีคเป็นปัจจัยสำคัญซึ่งมีอิทธิพลต่ออายุการใช้งานของชั้นคาร์บอน โดยถ้าเวลาสัมผัสถึงเปล่าเพิ่มขึ้น และความเข้มข้นของน้ำลดลงแล้วอายุการใช้งานของชั้นคาร์บอนจะนานขึ้น เวลาสัมผัสที่ใช้ในการลดสารอินทรีย์ในน้ำเสียขึ้นอยู่กับ

พารามิเตอร์อื่น เช่น พื้นที่ผิวในการดูดติดผิว ลักษณะขนาดของโพรง ชนิด และขนาดโมเลกุลของสารที่ถูกดูดติดในสารละลาย และชนิดของคาร์บอน Susumu (1991) กล่าวว่า เวลาสัมผัสถึงเปล่าของถ่านกัมมันต์ควรจะอยู่ในช่วง 7.5-30 นาที โดยเวลาน้อยจะใช้เมื่อกำจัดสารประกอบอินทรีย์สังเคราะห์ที่สามารถดูดติดผิวได้ง่าย และเวลานานจะใช้ในการกำจัดสารประกอบอินทรีย์ที่ละลายได้ดีและดูดติดผิวได้ยากซึ่งเวลาสัมผัสมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพการดูดติด-ผิวเพียงชั่วคราวเท่านั้น ซึ่งถ้าเวลาสัมผัสเลยจากช่วงนี้ไปแล้ว แทบจะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการดูดติดผิวเลย แสดงดังรูป 2.19



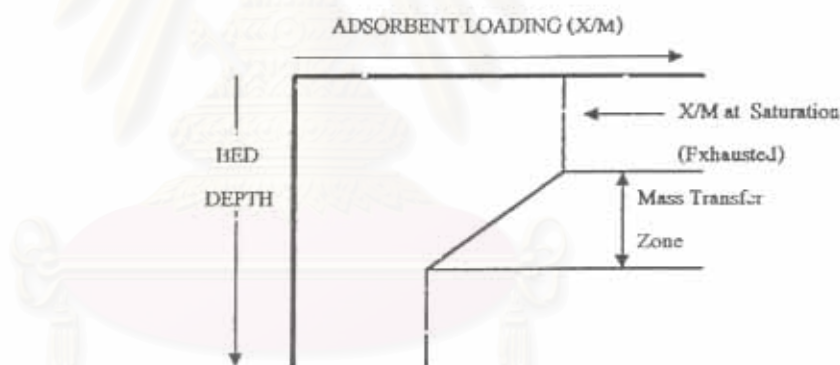
รูป 2.19 ความสัมพันธ์ของเวลาสัมผัส กับประสิทธิภาพการดูดติดผิว (Valencia และ Gloyna, 1972)

2.13 ถังดูดซับแบบคอลัมน์ (The Adsorption Column)

ในถังดูดซับแบบคอลัมน์ คาร์บอนจะถูกใส่ไว้ในปริมาณที่คงที่ โดยมีการป้อนของเหลวซึ่งมีสารดูดซับไหลผ่านชั้นของคาร์บอน โดยเป็นการป้อนอย่างต่อเนื่อง Weber, 1972 กล่าวว่า ถังดูดซับแบบแท่งมีข้อดีเหนือกว่าการใช้ถังดูดซับแบบแบทช์ (Batch) คือ อัตราการดูดซับจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของตัวถูกละลายในสารละลาย ซึ่งความเข้มข้นของตัวถูกละลายจะสัมผัสชั้นของคาร์บอนในถังดูดซับแบบแท่งอย่างต่อเนื่อง

2.13.1 เขตการถ่ายเทมวล (MTZ, Mass Transfer Zone)

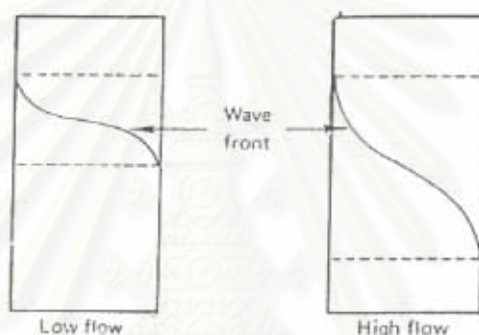
เมื่อน้ำที่มีสารปนเปื้อนไหลผ่านชั้นของสารดูดซับ เขตการถ่ายเทมวลก็เกิดขึ้นจากการดูดซับอย่างต่อเนื่องของตัวถูกละลายในชั้นคาร์บอน รูปที่ 2.20 แสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารที่ถูกดูดซับบนผิวของสารดูดซับกับความลึกของชั้นของคาร์บอน



รูปที่ 2.20 เขตการถ่ายเทมวลในถังดูดซับแบบแท่ง (Faust and Aly, 1987)

ตัวถูกละลายจะถูกดูดซับอย่างรวดเร็วในชั้นบนของชั้นคาร์บอน จนกระทั่งปริมาณการดูดซับเข้าสู่สมดุล ที่จุดนี้สารดูดซับที่ชั้นบนจะหมดสภาพการใช้งาน การดูดซับก็จะเกิดขึ้นต่อไปในชั้นคาร์บอนที่อยู่ต่ำลงมา ในเขตที่สารปนเปื้อนเปลี่ยนสภาพจากของเหลวมาอยู่

ในสภาวะที่ถูกดูดติดผิวนี้ เราเรียกว่า เขตการถ่ายเทมวล (Mass Transfer Zone) ซึ่งความลึกของขอบเขตการถ่ายเทมวลจะขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ คือ ชนิดของสารดูดซับ ลักษณะของสารดูดซับ และปัจจัยทางชลศาสตร์ Bernadrin (1976) กล่าวว่า เมื่อสารละลายเคลื่อนที่ผ่านชั้นคาร์บอนด้วยอัตราการไหลที่เร็ว จะทำให้เขตการถ่ายเทมวลกว้าง เป็นผลให้เกิดการหลุดรอดของสารปนเปื้อนในน้ำออกขึ้นอย่างรวดเร็ว ในทางตรงกันข้ามหากสารละลายเคลื่อนที่ผ่านชั้นคาร์บอนอย่างช้าๆ จะทำให้เกิดการสะสมตัวของสารปนเปื้อนที่ละน้อย จนกระทั่งเกิดการหลุดรอดของสารนั้นในน้ำออก ในกรณีนี้ คาร์บอนจะถูกใช้ประโยชน์อย่างเต็มที่

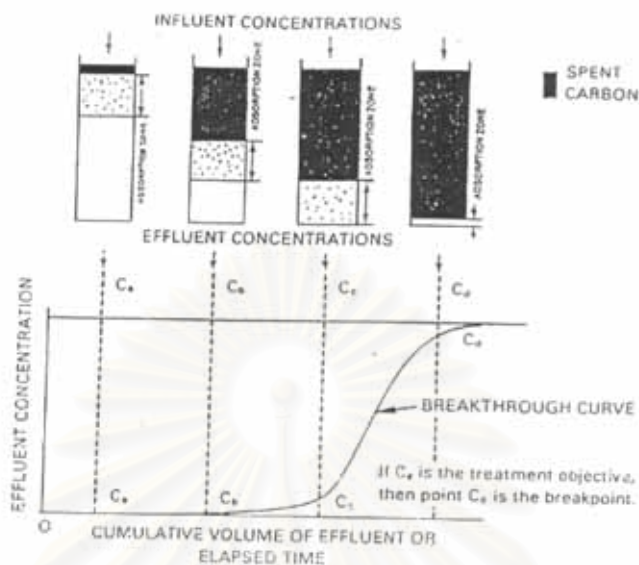


รูปที่ 2.21 เขตการถ่ายเทมวลของอัตราการไหลที่แตกต่างกัน (Bernadrin , 1976)

2.13.2 ลักษณะเบรคทวร์จ (Breakthrough Characteristics)

ลักษณะเบรคทวร์จเป็นความสัมพันธ์แบบต่อเนื่องของความเข้มข้นของสารในน้ำออกกับปริมาณน้ำที่บำบัดได้หรือเวลา ดังรูปที่ 2.22 แสดงรูปแบบทั่วไปของเส้นโค้งเบรคทวร์จ และแสดงความสัมพันธ์ของเส้นโค้งเบรคทวร์จกับปริมาณของชั้นถ่านที่หมดสภาพ ชั้นของถ่านที่ยังไวงานอยู่ (Active Zone) และชั้นของถ่านที่ปราศจากสารดูดซับ

จากรูป 2.22 ที่จุดเริ่มต้น น้ำที่ผ่านออกจากถังดูดติดผิวแบบแท่งจะมีปริมาณตัวถูกละลายต่ำ ตัวถูกละลายส่วนใหญ่จะถูกดูดติดผิวโดยคาร์บอนในชั้นต้นๆของถัง เมื่อของเหลวไหลผ่านถึงเป็นจำนวนมากขึ้น ความสามารถในการดูดติดผิวจะลดลงทำให้ปริมาณของตัวถูกละลายในน้ำออกเพิ่มมากขึ้นทีละน้อย จนกระทั่งชั้นของคาร์บอนในถังใกล้จะหมดสภาพ ปริมาณของตัวถูกละลายในน้ำออกจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนมีค่าเท่ากับปริมาณของตัวถูกละลายในน้ำเข้า



รูปที่ 2.22 แสดงเส้นโค้งเบรคทรูจ์ในถังดูดติดผิวแบบแท่ง (Clark and Lykins,1989)

2.14 การศึกษาที่ผ่านมา

กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและการพลังงาน ทดลองลดปริมาณความเข้มข้นสารหนูในน้ำโดยใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน และใช้สารส้มเป็นโคแอกกูแลนท์ ใช้น้ำจากตำบลร่อนพิบูลย์ที่มีปริมาณความเข้มข้นสารหนูตั้งต้น 5.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการทดลองสามารถลดปริมาณความเข้มข้นสารหนูลงเหลือ 0.68 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือ 87.6% และเมื่อกรองผ่านแอกติเวเตดคาร์บอน จะเหลือปริมาณสารหนู 0.41 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีประสิทธิภาพการกำจัดทั้งหมด 92.6%

ธรรม รัฐประกอบกิจ.,2539 ทดลองกำจัดอาร์เซนิก(+5) ในน้ำสังเคราะห์ด้วยตัวกลางทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ และแมงกานีสออกไซด์ พบว่าทรายเคลือบเหล็กออกไซด์มีประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)สูงกว่าทรายเคลือบแมงกานีสออกไซด์โดยมีพีเอชของน้ำ

สังเคราะห์ที่เหมาะสมในการแลกเปลี่ยนไอออนอาร์เซนิก(+5)เท่ากับ 7 ซึ่งที่พีเอชเท่ากับ 7 ทราเยเคลือบแมงกานีสออกไซด์มีประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ใกล้เคียงกับที่พีเอช 3 และอัตราการกรองที่เหมาะสมต่อการแลกเปลี่ยนไอออนอาร์เซนิก(+5)ของทราเยเคลือบเหล็กออกไซด์ อยู่ในช่วง 12-20 BV/hr ส่วนทราเยเคลือบแมงกานีสออกไซด์อยู่ในช่วง 2-30 BV/hr

สมศักดิ์ อินทรการณเวช.,2532 ทำการทดลองลดปริมาณสารหนูในน้ำด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันสำหรับชนบท จากการทดลองพบว่า พีเอชน้ำหลังการบำบัดด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันโดยใช้สารส้มและปูนขาวเป็นโคแอกกูแลนท์ เป็นปัจจัยสำคัญต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารหนู พีเอชที่เหมาะสมในกรณีใช้สารส้มเป็นโคแอกกูแลนท์เท่ากับ 6.5-7.0 และพีเอชที่เหมาะสมเมื่อใช้ปูนขาวเป็นโคแอกกูแลนท์เท่ากับ 11.0-11.2และนอกจากนี้ยังขึ้นกับปริมาณสารหนูเริ่มต้นด้วย โดยสารส้มให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารหนูได้มากกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ขึ้นไปที่ความเข้มข้นสารหนูเริ่มต้น 1.68 มก./ล.ในขณะที่ปูนขาวให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารหนูเพียง 80.2 เปอร์เซ็นต์

Bellack E , 1971 ได้ทำการศึกษาการกำจัดอาร์เซนิกที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำบาดาลปริมาณอาร์เซนิก 0.106 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยกรองผ่านคอลัมน์ที่บรรจุแอกติเวตอลูมินาขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางคอลัมน์ 18.5 มิลลิเมตร ความสูงตัวกลาง 25 เซนติเมตร ใช้อัตราการไหล 20 มิลลิลิตรต่อ/นาที ผลปรากฏว่า ความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิกในน้ำ 7,000 แกลลอน/ตารางฟุต ที่จุดยุติ มิลลิกรัมต่อลิตร อัตราการกรองที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 2.5-3.0 กรัม/นาที/ตารางฟุตและพีเอชน้ำดิบเปลี่ยนจาก 9.3 เป็น 7.1 ในน้ำออก

Gulledge O' Connor ,1973 ศึกษาผลของการดูดซับอาร์เซนิตกับประมาณและชนิดของ โคแอกกูแลนท์ และกันค่าพีเอชของน้ำที่ผ่านการบำบัดพบว่า การดูดซับอาร์เซนิตที่มีความเข้มข้นเริ่มต้น 0.05 มิลลิกรัมต่อลิตร บนผิวของฟลัดเฟอริคไฮดรอกไซด์จะมีค่าสูงกว่าฟลัดของอลูมินัมไฮดรอกไซด์ และในทั้งสองกรณีการเพิ่มปริมาณของสารโคแอกกูแลนท์ก็จะเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดให้มีค่าสูงขึ้นด้วย ผลของค่าพีเอชกับประสิทธิภาพการกำจัดเป็นดังนี้คือ ที่ค่าพีเอช 5-7 ทั้งสารส้มและเฟอริคซัลเฟตจะมีประสิทธิภาพการกำจัดถึง 90 เปอร์เซ็นต์ ที่ค่าพีเอชสูงกว่า 7ประสิทธิภาพการกำจัดของสารส้มจะมีค่าลดลงมากในทางตรงกันข้าม เฟอริค-ซัลเฟตยังมีประสิทธิภาพการกำจัดสูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์

Gupta, S.K. และ Chen ,K.Y, 1978 ศึกษาการดูดติดของอาร์เซนิกที่สภาวะต่าง ๆ โดยใช้แอกติเวตเตดอลูมินา,แอกติเวตบอกลูไรท์, และแอกติเวตเตดคาร์บอน ในน้ำสะอาด,น้ำทะเล, น้ำทะเลเจือจาง 10 เท่า และสารละลายเกลือ 0.67 โมลาร์โดยนำไปใส่เครื่องเขย่านาน 36 ชั่วโมง สำหรับเวตเตดอลูมินาและแอกติเวตเตดบอกลูไรท์ ส่วนแอกติเวตเตดคาร์บอนเขย่านาน 48 ชั่วโมง แล้วจึงนำมากรองผ่านกระดาษกรอง 0.45 ไมครอน ผลปรากฏว่าในเวลา 10 นาที สำหรับน้ำสะอาด As (+5) 26.4 ไมโครโมลาร์ถูกจำกัด 50% โดยแอกติเวตเตดอลูมินา,As(+5) 53.4ไมโครโมลาร์ถูกจำกัด40%โดยแอกติเวตเตดบอกลูไรท์ส่วนแอกติเวตเตดคาร์บอน สามารถจำกัด As(+5) 26.4 ไมโครโมลาร์ได้23% อัตราการดูดติดของ As (+3) บนแอกติเวตเตดอลูมินาและแอกติเวตเตดบอกลูไรท์จะต่ำกว่าAs(+5)เปอร์เซ็นต์การกำจัดจะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาที่เพิ่มขึ้น แต่จะลดลงเมื่อความเค็มเพิ่มขึ้นผลของพีเอชที่มีต่อการดูดติด As(+5) จะมีความสามารถดูดติดบนแผ่นแอกติเวตเตดอลูมินาและแอกติเวตเตดบอกลูไรท์ได้ดีที่สุดในช่วงพีเอช 4-7 ส่วนแอกติเวตเตดคาร์บอนจะดูดติด As(+5) ได้ดีที่พีเอชระหว่าง 3-5 ส่วน As(+3) ดูดติดบนแอกติเวตเตดอลูมินาร์และแอกติเวตเตดบอกลูไรท์ได้ดีที่สุดในช่วงพีเอช 4-9

Huang, C.P. และ Fu.P.L.,1984 ศึกษาการกำจัดอาร์เซนิกโดยใช้แอกติเวตเตดคาร์บอนจาก 3 บริษัทที่เป็นผู้ผลิตคาร์บอนนำมาทำความสะอาดด้วยต่างและล้างออกด้วยน้ำกลั่นอบให้แห้งแล้วจึงนำมาทดลอง พบว่าการกำจัดอาร์เซนิกขึ้นอยู่กับพีเอช, ชนิดของคาร์บอนและความเข้มข้นของอาร์เซนิก การกำจัดอาร์เซนิกสูงสุดอยู่ในช่วงพีเอช 4-5 การดึงดูดทางไฟฟ้าสถิตย์และการเกิดพันธะทางเคมีเป็นกลไกที่สำคัญของการดูดซับซึ่งประจุบนผิวกับอาร์เซนิกที่ถูกดูดติดเป็นประจุตรงกันข้ามและการบำบัดด้วยแอกติเวตเตดคาร์บอนเหล่านี้ให้คุณภาพตามมาตรฐานน้ำดื่ม (0.01 มก./ล.) การเติมสารอินทรีย์เช่น T ไบรอน ไม่มีผลต่อการกำจัดอาร์เซนิกแต่การเติม Fe สามารถเพิ่มอัตราการกำจัดและอายุการใช้งานของคาร์บอนเป็นอย่างมาก การบำบัดคาร์บอนที่ดูดติดอาร์เซนิกด้วยกรดแก่หรือต่างแก่ สามารถดึงอาร์เซนิกที่ดูดติดไว้ออกจากผิวคาร์บอนได้อย่างมีประสิทธิภาพ อย่างไรก็ตามอาร์เซนิกไม่สามารถดูดติดได้อีกครั้ง โดยการบำบัดด้วยกรดหรือต่าง ความสามารถในการดึงดูดติดของคาร์บอนที่ผ่านการบำบัดด้วยกรดหรือต่างสามารถปรับปรุงโดยการบำบัดด้วยเกลือของเฟอรัส แต่เกลือของ Fe ,Ca ,Al และ Mg ปรับปรุงความสามารถในการดึงดูดติดได้เพียงเล็กน้อย

Irkayama,K.,1971 ทดลองกำจัดสารหนูโดยใช้สารประกอบเฟอร์ริคคลอไรด์เป็นโคแอกกูแลนต์ สามารถลดปริมาณความเข้มข้นสารหนูจาก 3 มิลลิกรัมต่อลิตร ลงเหลือเพียง 0.05 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยเติมสารประกอบเฟอร์ริคคลอไรด์ภายหลังจากการปรับค่าพีเอชของน้ำให้

เท่ากับ 10.3 ด้วยแคลเซียมไฮดรอกไซด์ จะเกิดตะกอนของเฟอริคไฮดรอกไซด์ขึ้นและถูกกำจัดออกโดยการกรองผ่านชั้นทราย

Joshi, A. และ Chaudhuri, M.,1996 ศึกษาการกำจัดอาร์ซีนิกโดยใช้ทรายเคลือบออกไซด์ของเหล็ก 50 มิลลิเมตรบรรจุอยู่ในคอลัมน์ขนาด 11 มิลลิเมตร และปล่อยน้ำดิบสังเคราะห์ผ่านโดยใช้อัตราการกรอง 1 มิลลิเมตรต่อนาที และ NaOH 0.2 นอร์มัล ปริมาณ 2 ลิตร รีเจเนอเรท สามารถกำจัดอาร์ซีนิกปริมาณความเข้มข้น 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ในน้ำดิบสังเคราะห์ได้ประสิทธิภาพการกำจัดในช่วง 94-99 % ในวัฏจักรการทำงานทั้งหมด 10 รอบ

Logsdon ทำการทดลองเกี่ยวกับผลของค่าความเลนซี กับชนิดของโคแอกกูแลนต์ ต่อการกำจัดอาร์ซีนิกในน้ำบ่อที่มีความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตรพบว่าเฟอริคซัลเฟตจะมีประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ในช่วง 40-60 เปอร์เซ็นต์ และสารส้มจะมีประสิทธิภาพการกำจัดเพียง 5-15 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งถ้าเทียบกับผลการทดลองของ Gullidge O' Connor จะพบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดต่ำกว่ามาก Logsdon อธิบายว่า ค่าความเลนซีมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของโคแอกกูแลนต์ โดยเฉพาะอย่างยิ่งถ้าใช้สารส้มเป็นโคแอกกูแลนต์หลักนอกจากนี้ Logsdon ยังทำการทดลองถึงผลของการเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของโคแอกกูแลนต์ และผลของการเพิ่มปริมาณความเข้มข้นของสารหนูนึ่งต้น ที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดพบสรุปได้ดังนี้คือ ประสิทธิภาพการกำจัดจะเพิ่มมากขึ้นตามการเพิ่มปริมาณของโคแอกกูแลนต์ที่ใช้ และประสิทธิภาพการกำจัดที่คิดเป็นเปอร์เซ็นต์จะมีค่าลดลงเมื่อปริมาณความเข้มข้นของสารหนูนึ่งต้นมีค่าสูงขึ้น และเมื่อนำผลการทดลองจาร์เทสต์ของ Logsdon ไปใช้ในแบบจำลองกับน้ำที่ถูกเติมด้วยโซเดียมอาร์เซไนต์ และโซเดียมอาร์เซเนต พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูโดยใช้แบบจำลองนั้น ให้ผลลัพธ์ที่สอดคล้องกับการทดลองที่ทำด้วยจาร์เทสต์

Lund.,1971 รายงานว่า ในน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมที่มีสารหนูและโลหะหนักละลายอยู่นั้น สารหนูสามารถถูกกำจัดได้พร้อม ๆ กับการตกตะกอนของโลหะหนักออกจากน้ำเสียและมีประสิทธิภาพสูงถึง 90 เปอร์เซ็นต์ Lund แนะนำว่า หลักการที่ใช้ในการกำจัดสารหนูคือ สารหนูจะจับหรือรวมตัวเป็นสารคอมเพล็กซ์กับโลหะหนัก และถูกกำจัดออกเมื่อเกิดการตกตะกอนของโลหะหนัก

Magnusen.,1970 ใช้แคลเซียมไฮดรอกไซด์เป็นโคแอกกูแลนต์ และรายงานว่าจะสามารถลดปริมาณความเข้มข้นสารหนูจาก 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรลงเหลือประมาณ 0.03 มิลลิกรัมต่อลิตร

หรือเท่ากับ 85 เปอร์เซ็นต์ การกรองผ่านชั้นกรองที่ทำด้วยถ่านสามารถลดปริมาณความเข้มข้นสารหนูจาก 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรลงเหลือ 0.06 มิลลิกรัมต่อลิตร

Muruyama.,1975 ใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการลดปริมาณความเข้มข้นสารหนูในน้ำที่เตรียมขึ้นจากสารประกอบโซเดียมอาร์เซไนต์ และมีความเข้มข้นเริ่มต้นเท่ากับ 5.0 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยทำการทดลองในแบบจำลองและใช้โคแอกกูแลนต์ 3 ชนิดคือ ใช้เฟอร์ริคซัลเฟต 45 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่าพีเอชของน้ำหลังการบำบัดเท่ากับ 6.8 ใช้ปูนขาว 60 มิลลิกรัมต่อลิตร กับเฟอร์ริคซัลเฟต 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่าพีเอชของน้ำหลังการบำบัดเท่ากับ 10.0 และใช้ปูนขาวอย่างเดียว 600 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่าพีเอชของน้ำหลังการบำบัดเท่ากับ 11.5 ผลการทดลองพบว่า การใช้เฟอร์ริคซัลเฟตอย่างเดียวมีประสิทธิภาพการกำจัด 90 เปอร์เซ็นต์ การใช้ปูนขาวกับ เฟอร์ริคซัลเฟตมีประสิทธิภาพการกำจัด 80 เปอร์เซ็นต์ การใช้ปูนขาวอย่างเดียวมีประสิทธิภาพการกำจัด 76 เปอร์เซ็นต์

Nikolidis P,1999 ได้ทำการศึกษาการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ทำการทดลองแบบแบซท์และแบบคอลัมน์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพสารตัวกลางที่ใช้ในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)โดยใช้ผงเหล็กและทรายซิลิกาเป็นสารตัวกลาง ในการเกิดการตกตะกอนอาร์เซนด(+5)ในสารละลายซัลเฟตและกรองผ่านทรายซิลิกา การกำจัดอาร์เซนิก(+5)เกิดขึ้นโดยผ่านปฏิกิริยารีดอกซ์ การเกิดออกซิเดชันของผงเหล็ก และรีดักชันของซัลเฟตกรุป ในสารละลายทำให้เกิดการตกตะกอนของ $Fe(OH)_3$, $FeAsO_4$, และ $FeAsS$ ซึ่งทำให้อาร์เซนิก(+5) และ ซัลเฟตกรุปสามารถกำจัดออกไปได้ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัด 90 % ที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) เริ่มต้นเท่ากับ 1000 ppb ใช้อัตราการไหล 1.0 มล./นาที โดยมีขนาด pore volume มากกว่า 1000 pore volume

Shen.,1973 ใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน และใช้โคแอกกูแลนต์กับสารออกซิไดส์หลายชนิดกับน้ำบาดาลที่มีสารหนูปนเปื้อนอยู่สูง (0.6 -2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร) โดยทำการทดลองในห้องปฏิบัติการและในโรงผลิตน้ำประปาขนาดเล็กซึ่งมีกำลังการผลิต 150 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน Shen พบว่า การทำโคแอกกูเลชันด้วยสารส้ม แคลเซียมไฮดรอกไซด์ มีประสิทธิภาพการกำจัดเพียง 32 เปอร์เซ็นต์ และ 20 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ กับสารหนูที่มีปริมาณความเข้มข้นเริ่มต้น 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร และพีเอชของน้ำหลังการบำบัดมีค่าเท่ากับ 6.8 แต่ถ้าใช้สารประกอบเฟอร์ริคคลอไรด์ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร จะสามารถลดปริมาณความเข้มข้นสารหนูจาก 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ลงเหลือเพียง 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตรที่ค่าพีเอช 6.8 และการเติมสารออกซิไดส์ก่อนการทำโคแอกกูเลชันจะเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสูงถึง 95-98

เปอร์เซ็นต์แต่การเติมอากาศเพียงอย่างเดียวก่อนการทำโคแอกกูเลนนั้น ไม่มีผลต่อ
ประสิทธิภาพการกำจัด เมื่อนำผลการทดลองไปใช้ในโรงผลิตน้ำประปาที่มีสารหนูปนเปื้อนในช่วง
0.6-0.94 มิลลิกรัมต่อลิตรประสิทธิภาพการกำจัดจะอยู่ในช่วง 82-100 เปอร์เซ็นต์



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 3

ขั้นตอนและการดำเนินการวิจัย

การวิจัยครั้งนี้เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการ เพื่อศึกษาถึงประสิทธิภาพความสามารถ และสภาวะที่เหมาะสมเบื้องต้น ในการกำจัดโลหะหนัก งานวิจัยทั้งหมดทำที่สถาบันวิจัยสภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โลหะหนักที่ใช้ในการศึกษาวิจัย คือ อาร์เซนิก (+5) น้ำสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองเตรียมขึ้นจากสารประกอบโซเดียมอาร์ซิเนต($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ละลายในน้ำประปา และทำการกรองผ่านตัวกลางเศษคอนกรีตที่เป็นวัสดุเหลือใช้ โดยทำการตัดให้มีขนาดต่างๆกัน

3.1 การดำเนินการทดลอง

ในการวิจัยได้แบ่งการทดลองออกเป็น 5 ขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1. ศึกษาลักษณะทางกายภาพที่สำคัญของสารดูดติดผิว

สารดูดติดผิวที่ใช้ในการทดลองคือ เศษคอนกรีต ซึ่งจะต้องทำการร่อนคัดขนาดโดยร่อนผ่านตะแกรงมาตรฐานเบอร์ 18, 16, 10 และ 8 ซึ่งจะได้ขนาดของเศษคอนกรีต 4 ขนาดด้วยกัน คือขนาด 0.50-1.00 มิลลิเมตร 1.00-1.75 มิลลิเมตร 1.75-2.00 มิลลิเมตร และ 2.00-2.36 มิลลิเมตร ตามลำดับ ทำการล้างด้วยน้ำกลั่น เพื่อกำจัดเศษผงและสิ่งปนเปื้อนต่าง ๆ ออกจากเศษคอนกรีต จากนั้นนำไปอบไล่ความชื้นให้แห้ง ทิ้งไว้ให้เย็น นำไปวิเคราะห์หาลักษณะทางกายภาพที่สำคัญ คือ พื้นที่ผิว ปริมาตรโพรง ความหนาแน่น

ขั้นตอนที่ 2. การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

นำสารละลายอาร์เซนิกมาตรฐาน เตรียมจาก Reagent grade Sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ผสมในน้ำประปา โดยเตรียมที่ความเข้มข้น อาร์เซนิก(+5) 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร

ขั้นตอนที่ 3. ศึกษาระดับพีเอชที่เหมาะสมที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์ซีนิก(+5) ในน้ำสังเคราะห์ ที่มีความเข้มข้นของอาร์ซีนิกเท่ากับ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร

1. นำน้ำเสียปริมาตร 200 ลบ.ซม ใส่ลงในขวดขนาด 250 ลบ.ซม จำนวน 6 ใบ 4ชุดการทดลองตามขนาดของคอนกรีตที่ได้ทำการคัดขนาดแล้ว
2. นำขวดแต่ละใบไปปรับพีเอชให้มีค่าตั้งแต่ 3,4,5,6,7,8 และ 9 ด้วย 1.0N HCL หรือ 1.0N NaOH
3. เติมเศษคอนกรีตประมาณ 5.0 กรัม ลงในขวดทุกใบ
4. นำขวดทั้งหมดไปเขย่าบนเครื่องเขย่า เป็นเวลา 5 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้อง
5. แยกคอนกรีตออกโดยการกรองผ่านกระดาษกรอง GF/C
6. นำน้ำเสียไปวิเคราะห์ค่าพีเอช และปริมาณอาร์ซีนิก(+5)ที่เหลืออยู่ แล้วเลือก พีเอชที่เหมาะสมเพื่อใช้ในการทดลองแบบต่อเนื่องในถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์

ขั้นตอนที่4. ศึกษาความสามารถในการดูดติดผิวของคอนกรีต เพื่อศึกษาถึงปัจจัยต่าง ๆ ที่มีผลต่อการดูดติดผิว และหาปัจจัยที่เหมาะสมต่อการดูดติดผิว พร้อมทั้งทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิชและแบบล้งมัวร์ เพื่อศึกษาความสามารถในการดูดติดผิวของคอนกรีตที่มีขนาดต่าง ๆ กัน ที่มีความเข้มข้นของอาร์ซีนิก(+5) เท่ากับ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร

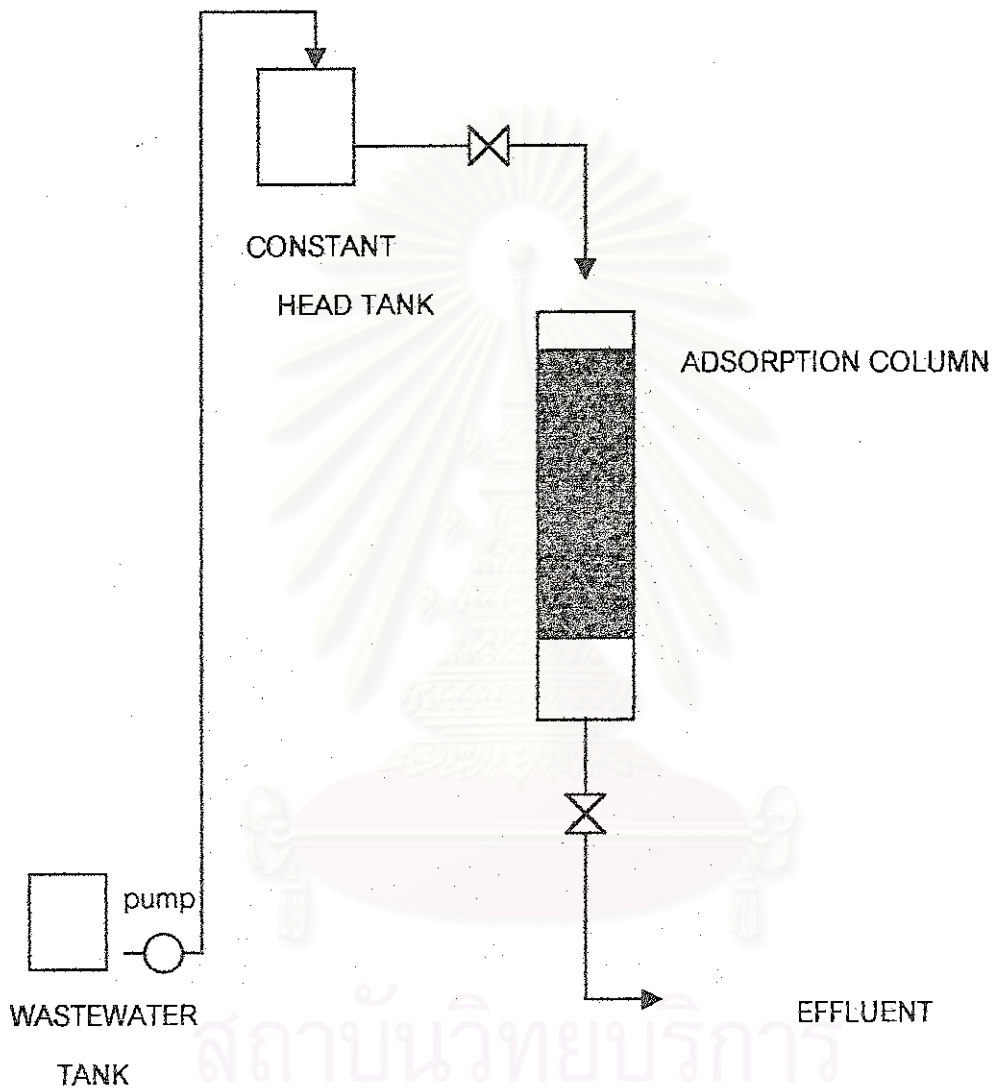
1. นำน้ำเสียปริมาตร 200 ลบ.ซม ใส่ลงในขวดขนาด 250 ลบ.ซม จำนวน 8 ใบ 4 ชุดการทดลองตามขนาดของคอนกรีตที่ได้ทำการคัดขนาดแล้ว
2. ปรับพีเอชตามผลที่ได้จากการหาพีเอชที่เหมาะสม
3. เติมคอนกรีตประมาณ 1.5,2.0,2.5,3.0,3.5,4.0 ,4.5 และ 5.0 กรัม ลงในขวดแต่ละใบ
4. นำขวดทั้งหมดไปเขย่าบนเครื่องเขย่า เป็นเวลา 5 ชั่วโมง ที่อุณหภูมิห้อง
5. แยกคอนกรีตออกโดยการกรองผ่านกระดาษกรอง GF/C
6. นำน้ำเสียไปวิเคราะห์ ปริมาณอาร์ซีนิก (+5) ที่เหลืออยู่ ทำซ้ำจากขั้นตอนที่4.1-4.6จนครบทุกขนาดของคอนกรีต) แล้วนำไปเขียนกราฟสมการไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบ ฟรอนด์ลิช และแบบล้งมัวร์เพื่อเลือกสมการที่แสดงความสัมพันธ์การดูดติดผิวที่เหมาะสม

ขั้นตอนที่ 5. ศึกษาประสิทธิภาพในการดูดติดผิว โดยทำการทดสอบแบบต่อเนื่อง ในถังดูดติดผิวแบบแท่ง (Adsorption column)

ในการทดลองใช้ถังดูดติดผิวแบบแท่ง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 1 นิ้ว ความสูง 1.70 เมตร แต่ละคอลัมน์บรรจุเศษคอนกรีตลึก 1.50 เมตร ที่ปริมาตรของคอลัมน์ 0.86 ลูกบาศก์เซนติเมตรเท่ากัน กำหนดให้มีอัตราการไหล 3.2 ลิตรต่อชั่วโมง น้ำที่ใช้ในการทดลอง คือน้ำสังเคราะห์เตรียมโดยนำสารละลายอาร์ซีนิกมาตรฐาน เตรียมจาก Reagent grade Sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ผสมในน้ำประปา โดยเตรียมที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5)เท่ากับ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร การเก็บตัวอย่างน้ำ จะทำการเก็บทุก 7 ชั่วโมง ที่บริเวณทางออกของคอลัมน์ แล้วทำการตรวจวัดค่า As(+5) ที่เหลืออยู่ในน้ำที่ผ่านการบำบัดจากคอลัมน์ เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

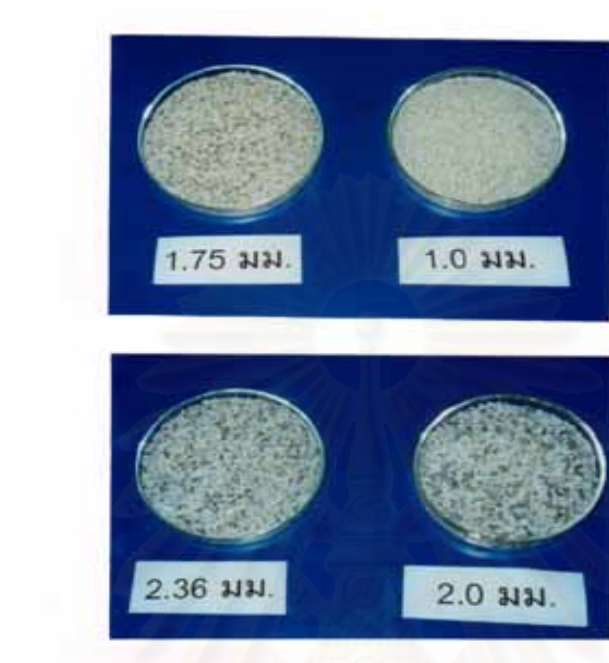


รูปที่ 3.1 แผนภาพในการทดลองและการทำงานของระบบ



รูปที่ 3.2 ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ในการทดลอง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 3.3 ลักษณะทางกายภาพของเศษคอนกรีตและเศษคอนกรีตขนาดต่างๆ ที่ใช้ในการทดลอง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง

การทดลองแบ่งเป็น 4 ขั้นตอน คือ การวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพที่สำคัญของสารดูดติดผิว การหาสภาวะของระดับพีเอชที่เหมาะสมที่มีต่อการดูดติดผิว การทดสอบไอโซเทอมแบบพุนดลิชและแบบดั่งมัวร์โดยการทดลองแบบแบทช์ และการทดสอบแบบต่อเนื่องโดยใช้ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ สารดูดติดผิวที่ใช้ในการทดลองคือ เศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. 1.75 มม. 2.0 มม. และ 2.36 มม. ตามลำดับ

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง เป็นน้ำสังเคราะห์ โดยนำสารละลายอาร์เซนิกมาตรฐาน เตรียมจาก Reagent grade Sodium arsenate ($\text{Na}_2 \text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ผสมในน้ำประปา โดยเตรียมที่ความเข้มข้น อาร์เซนิก (+5) 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.1 ลักษณะทางกายภาพของสารดูดติดผิว

ลักษณะทางกายภาพที่สำคัญของสารดูดติดผิวที่ทำการวิเคราะห์ คือ พื้นที่ผิว (surface area) ปริมาตรความพูน (pore volume) และค่าความหนาแน่น (density) ทำการวิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ Specific Surface Area Analyzer ใช้วิธี $\text{N}_2 - \text{BET}$ (Brunauer-Emmett-Teller ผลการทดลองแสดงดังตาราง 4.1 และลักษณะทางกายภาพของพื้นผิวแสดงดังรูปที่ ข-1 ถึง ข-5 ของภาคผนวก ข

ตารางที่ 4.1 ลักษณะทางกายภาพของสารเศษคอนกรีต

ลักษณะทางกายภาพที่สำคัญ	ขนาดของตัวกรอง (คอนกรีต)			
	1.0มิลลิเมตร	1.75มิลลิเมตร	2.0มิลลิเมตร	2.36มิลลิเมตร
Surface Area (m^2/g)	7.7640	6.3383	5.6796	4.9756
Pore Volume (มล./ก.)	2.1×10^{-2}	1.78×10^{-2}	1.6×10^{-2}	1.30×10^{-2}
Density (ก./ลบ.ซม.)	1.6491	1.9145	2.1206	2.2659

พื้นที่ผิวของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 1.0 มม. 1.75 มม. 2.0 มม. และ 2.36 มม. มีค่าเท่ากับ 7.7640 , 6.383 , 5.6796 , และ 4.9756 $\text{ม}^2/\text{ก}$. ตามลำดับ โดยเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. มีพื้นที่ผิวสูงกว่าชนิดอื่นประมาณ 1.2 เท่าของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 1.75 มม., 1.37 เท่าของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 2.0 มม. และ 1.56 เท่าของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 2.36 มม. ตามลำดับ

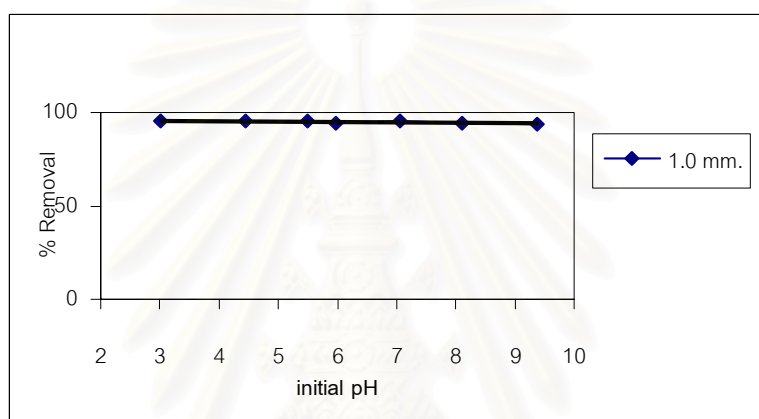
ปริมาตรความพรุน ของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 1.0 มม. , 1.75 มม. , 2.0 มม. และ 2.36 มม. มีค่าเท่ากับ 1.78×10^{-2} , 2.1×10^{-2} , 1.6×10^{-2} และ 1.30×10^{-2} ตามลำดับโดยเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. มีปริมาตรความพรุนสูงกว่าชนิดอื่นประมาณ 1.18 เท่าของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 1.75 มม., 1.31 เท่าของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 2.0 มม. และ 1.61 เท่าของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 2.36 มม. ตามลำดับ จากผลการวิเคราะห์พื้นที่ผิวและปริมาตรความพรุนของเศษคอนกรีต ซึ่งเป็นปัจจัยที่สำคัญที่สุดของกระบวนการดูดติดผิวผนัง โดยทั่วไปแล้วสารดูดติดผิวที่มีพื้นที่ผิวและปริมาตรความพรุนสูงจะมีความสามารถในการดูดติดผิวสูง ซึ่งในผลการวิเคราะห์นี้แสดงให้เห็นว่า เศษคอนกรีตที่มีขนาด 1.0 มม. ซึ่งมีพื้นที่ผิวและปริมาตรความพรุนสูงกว่าเศษคอนกรีตขนาดอื่น ซึ่งหมายถึงบริเวณสำหรับสารดูดติดผิวมาดูดติดบนพื้นผิวมีมากกว่า ดังนั้นจึงสามารถกล่าวได้ว่า เศษคอนกรีตที่มีขนาด 1.0 มม. ซึ่งมีพื้นที่ผิวและปริมาตรความพรุนสูงกว่าเศษคอนกรีตขนาดอื่นสามารถดูดติดผิวได้ดีที่สุดในกรณีนี้ ผลจากการวิเคราะห์พื้นที่ผิวและปริมาตรความพรุนอาจแสดงได้ถึงแนวโน้มความสามารถที่ดีกว่าในกระบวนการดูดติดผิว โดยในการวิจัย จะทำการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิว และทำการทดลองแบบแบทช์ต่อไป

ความหนาแน่นของเศษคอนกรีตที่มีขนาด 1.0 มม. , 1.75 มม. , 2.0 มม. และ 2.36 มม. มีค่าเท่ากับ 1.6491 , 1.9145, 2.1206 และ 2.2659 กรัม./ลบ.ซม. ลักษณะทางกายภาพเศษคอนกรีตแสดงดังรูป ข-5 ของภาคผนวก ข.

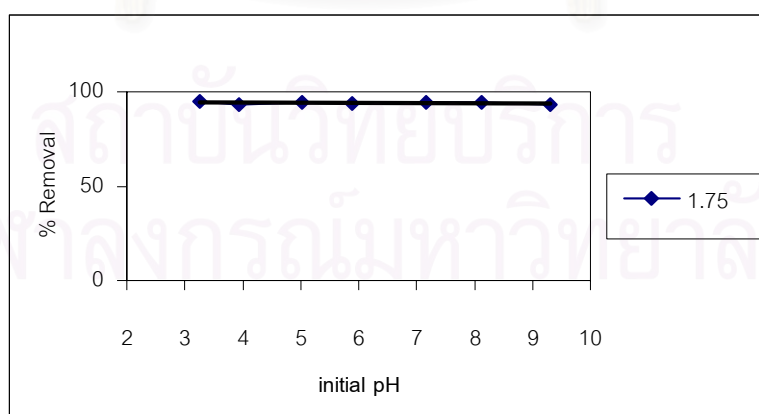
4.2 ผลของพีเอชของสารละลายเริ่มต้นที่มีผลต่อการดูดติดผิวอาร์เซนิก(+5)

ในการศึกษาผลของพีเอชของสารละลายเริ่มต้นที่มีผลต่อการดูดติดผิวผนัง จะใช้สารละลายที่มีความเข้มข้นอาร์เซนิก (+5) เริ่มต้น 1.0 มก/ล. ปริมาตรน้ำสังเคราะห์ที่นำมาทำการทดลองเท่ากับ 200 มล. ทำการปรับระดับพีเอชของน้ำสังเคราะห์ด้วย 1.0 N HCl และ 1.0 N NaOH ให้มีพีเอช 3 ถึงพีเอช 9 หลังจากนั้นเติมเศษคอนกรีตปริมาณเท่ากับ 5.0 กรัมลงในสารละลาย ใช้อัตราเร็วรอบการทำงานของเครื่องเขย่าที่ 150 รอบต่ออนาที จนระบบเข้าสู่สมดุล

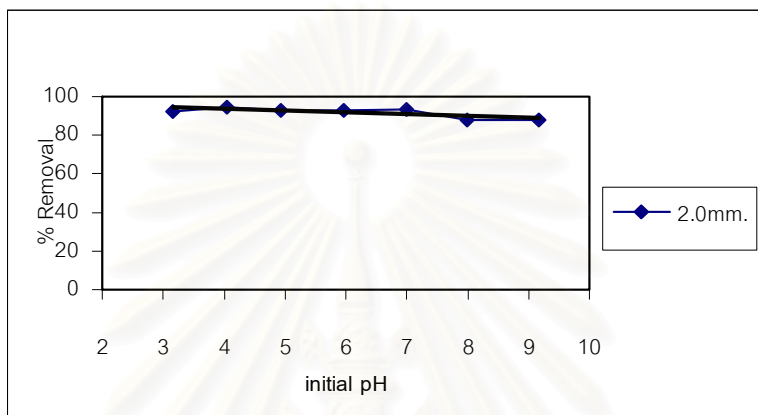
เป็นเวลา 5 ชั่วโมง (รูป ข – 8 ภาคผนวก ข แสดงเวลาสัมผัสที่มีความเหมาะสมในการเกิดสมดุลที่มีต่อการดูดติดผิวอาร์เซนิก (+5) และจะใช้เวลาสัมผัสที่จุดสมดุล (contact time equilibrium) เท่ากับ 5 ชั่วโมงในการทดลองแบบแบทช์) เมื่อครบกำหนดแล้วนำสารละลายไปกรองผ่านกระดาษกรองชนิด GF/C และนำไปวิเคราะห์หาปริมาณอาร์เซนิก(+5)ที่เหลืออยู่ภายหลังจากเติมเศษคอนกรีต ผลของพีเอชของสารละลายเริ่มต้นที่มีต่อการกำจัดอาร์เซนิก (+5) แสดงดังตารางที่ ข-1 ถึง ข-4 ของภาคผนวก ข และผลการทดลอง แสดงดังรูปที่ 4.1-4.4



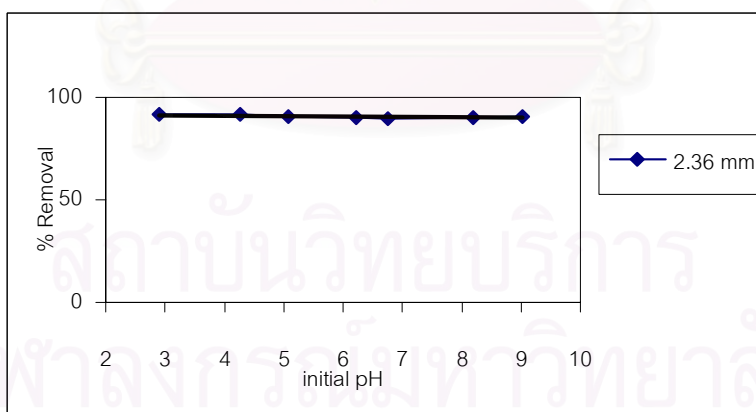
รูปที่ 4.1 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก (+5) ด้วยเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม.



รูปที่ 4.2 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก (+5) ด้วยเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม.

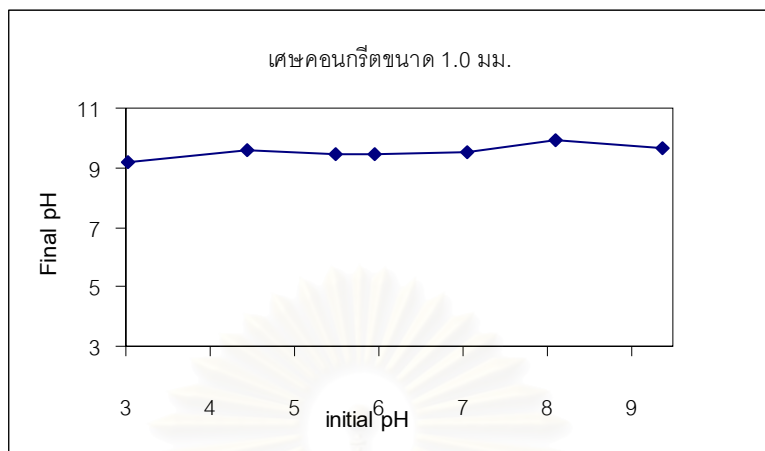


รูปที่ 4.3 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ด้วยเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม.

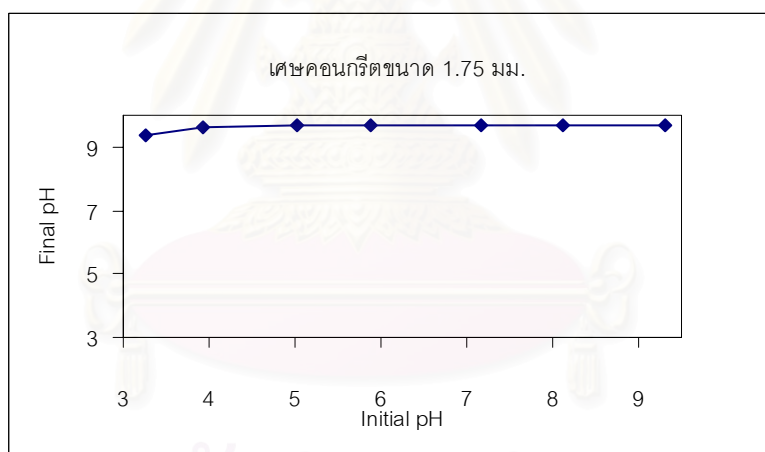


รูปที่ 4.4 ความสัมพันธ์ระหว่างพีเอชของสารละลายเริ่มต้นกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ด้วยเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม.

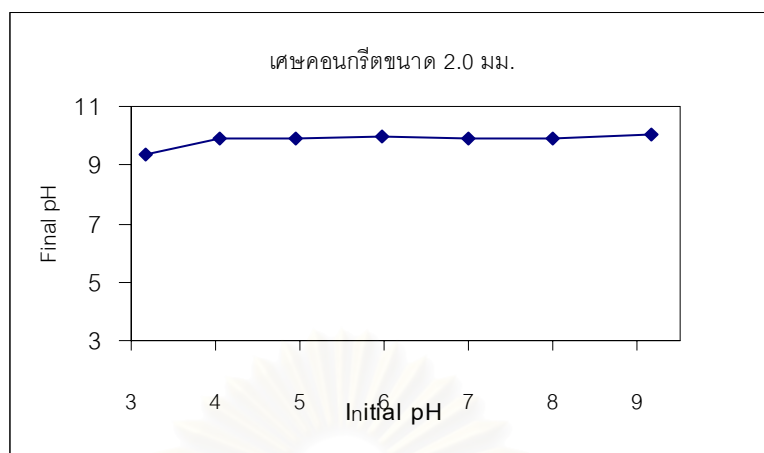
จากรูปที่ 4.1-4.4 พบว่าเศษคอนกรีตแต่ละขนาดมีความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ได้ใกล้เคียงกันทุกระดับพีเอชของสารละลายเริ่มต้น โดยดูได้จากเปอร์เซ็นต์การกำจัด เศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. สามารถกำจัดอาร์เซนิก(+5) ได้ระหว่าง 93.91 -95.49 % ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 1.472 ppm เศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. สามารถกำจัดอาร์เซนิก (+5) ได้ระหว่าง 93.24 - 94.71% ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 0.9618 ppm.เศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. สามารถกำจัดอาร์เซนิก(+5) ได้ระหว่าง 88.09 - 94.32 % ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 1.0046 ppm และเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. สามารถกำจัดอาร์เซนิก (+5) ได้ระหว่าง 89.38 - 91.7% ที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 0.858m ตามลำดับ ดังนั้นในการทดลองเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพของเศษคอนกรีตแบบคอลลิมน์จะใช้สารละลาย อาร์เซนิก(+5) มาตรฐาน เตรียมจาก Reagent grade Sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ผสมในน้ำประปา โดยไม่ต้องทำการปรับพีเอชของสารละลาย เริ่มต้นก่อนทำการทดลอง นอกจากนี้ยังพบว่าพีเอชของสารละลายหลังจากเติมเศษคอนกรีตขนาดต่างๆกันลงไปมีค่าเพิ่มขึ้นใกล้เคียงกัน ดังแสดงในรูปที่ 4.5-4.8 และพีเอชของสารละลายที่เพิ่มขึ้นให้ประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ใกล้เคียงกัน



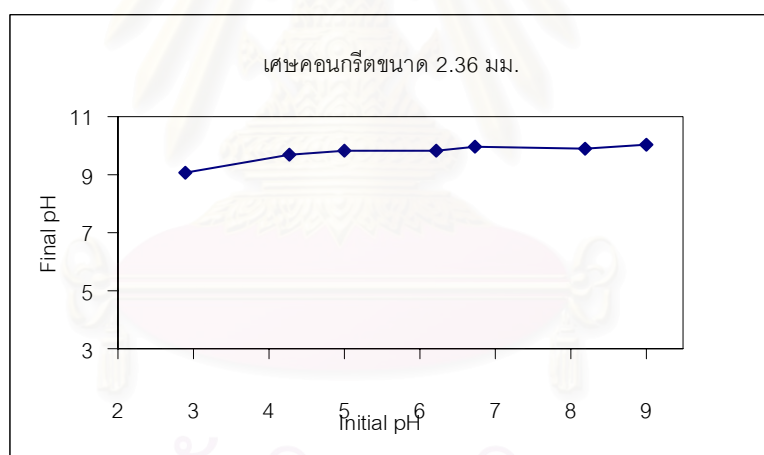
รูปที่ 4.5 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำสังเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม.



รูปที่ 4.6 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำสังเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม.



รูปที่ 4.7 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำล้างเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม.



รูปที่ 4.8 ความสัมพันธ์ของพีเอชน้ำล้างเคราะห์ก่อนและหลังเติมเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม.

จากรูปที่ 4.5-4.8 พบว่าเมื่อเติมเศษคอนกรีตลงไปในสารละลายแล้วทำให้พีเอชของสารละลายเปลี่ยนแปลงไปเมื่อเทียบกับพีเอชของสารละลายก่อนเติมเศษคอนกรีตที่ขนาดต่างๆกัน พีเอชที่เปลี่ยนแปลงเพิ่มขึ้นจะมีค่าใกล้เคียงกัน คืออยู่ในช่วง พีเอช 9-10 สาเหตุที่พีเอชของสารละลายเพิ่มขึ้นหลังจากเติมเศษคอนกรีตเนื่องจาก สารประกอบหลักของซีเมนต์ที่เกิดขึ้นหลังจากการ hydrolysis จะประกอบไปด้วย คัลเซียมซิลิเกตไฮเดรต และคัลเซียมไฮดรอกไซด์ ที่มีคุณสมบัติเป็นด่าง และมีอยู่เป็นปริมาณมากละลายลงสู่สารละลาย จึงทำให้พีเอชของสารละลายเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนถึงพีเอช 9- 10 ดังปฏิกิริยาในสมการ 4.1



เมื่อนำ Sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ผสมในน้ำประปา อาริซินิกจะอยู่ในรูปของอาริซิเนตแอนไอออน (HAsO_4^{2-}) และให้พีเอชในสารละลายประมาณ 7 - 8 เมื่อเติมเศษคอนกรีตลงไปในสารละลายแล้วทำให้พีเอชของสารละลายเพิ่มขึ้นโดยมีค่าพีเอช 9 - 10 ดังกล่าวข้างต้น อาริซินิกจะแสดงสปีชีส์ HAsO_4^{2-} ในสารละลายได้ที่ระดับของพีเอชตั้งแต่ 7 - 11

กลไกการกำจัด อาริซินิก(+5) หลังจากเติมเศษคอนกรีตลงไปในสารละลาย น่าจะเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาทางเคมี (Chemical reaction) ระหว่างคัลเซียมไอออน (Ca^{2+}) ที่เป็นองค์ประกอบที่พบมากที่สุดบนพื้นผิวของเศษคอนกรีตและอาริซิเนตไอออน (HAsO_4^{2-}) ในสารละลายภายใต้สภาวะของสารละลายที่มีพีเอชในช่วง 7- 11 แล้วตกตะกอนในรูปคัลเซียมอาริซิเนตอยู่บนผิวของเศษคอนกรีต (ค่าผลคูณการละลาย, K_{sp} ของคัลเซียมอาริซิเนตเท่ากับ 6.8×10^{-19}) ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นแสดงได้ดังสมการ 4.2



จากสมการ 4.2 แสดงให้เห็นว่าเมื่อเกิดปฏิกิริยาทางเคมีระหว่างคัลเซียมไอออนและอาริซิเนตไอออนบนผิวของเศษคอนกรีตในสภาวะต่างๆจะได้ คัลเซียมอาริซิเนตที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้น้อยเกาะติดอยู่บนผิวเศษคอนกรีต (ความสามารถในการละลายน้ำ $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ เท่ากับ 0.13 g/l ที่ 25°C) และให้สารละลายในน้ำมีพีเอชที่เป็นกลาง คุณสมบัติที่สำคัญของเศษคอนกรีต ในการดูดติดผิวอาริซินิกในรูปคัลเซียมอาริซิเนต คือ พื้นผิว ปริมาตรความพรุน และโครงสร้างทางเคมีของเศษคอนกรีต เศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. มีพื้นที่ผิวและปริมาตรความพรุน

มากกว่าเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม, 2.0 มม .และ2.36 มม. จึงทำให้มีความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)ได้มากกว่าเศษคอนกรีต ขนาด 1.75 มม, 2.0 มม .และ2.36 มม.ตามลำดับ ภาตู่ที่เป็นองค์ประกอบในเศษคอนกรีตแสดงดังรูป ข-6 ของภาคผนวก ข. และไฮดรอกไซด์ กรุป ในเศษคอนกรีตแสดงดังรูป ข-7 ของภาคผนวก ข.

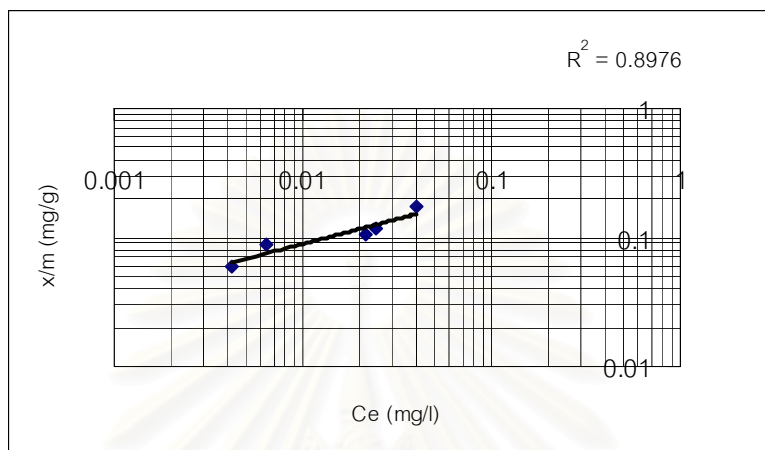
4.3 การทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวอาร์เซนิก (+5)

4.3.1 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิช

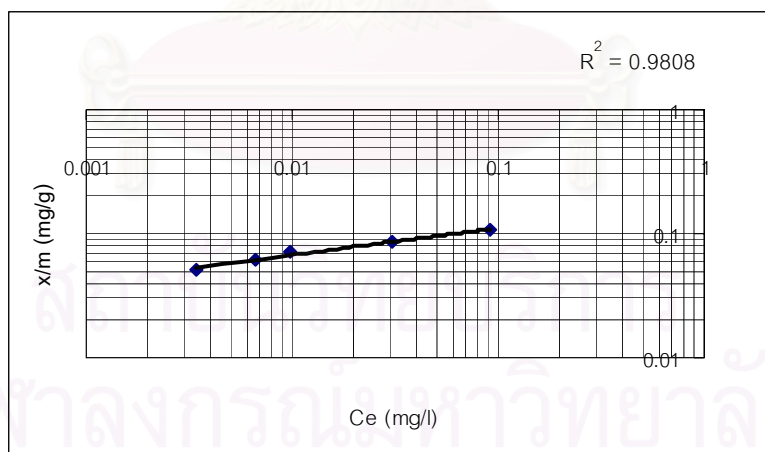
ในการทดลองนี้ศึกษาการทดสอบไอโซเทอมแบบฟรอนด์ลิช และไอโซเทอมแบบลั้งมัวร์ เพื่อเปรียบเทียบไอโซเทอมในแบบที่เหมาะสมที่สุด ที่จะนำไปใช้ในการทดสอบการกำจัดอาร์เซนิก (+5)ในน้ำ โดยทำการทดสอบไอโซเทอมแบบฟรอนด์ลิช และไอโซเทอมแบบลั้งมัวร์แบบแบทช์ ใช้สารดูดติดผิว คือ เศษคอนกรีตที่ขนาดต่างๆกัน และปริมาณเศษคอนกรีตที่ใช้มีค่าระหว่าง 1.5-5.0 กรัม โดยความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5)เริ่มต้นประมาณ 1.0 มก/ล.ใช้ปริมาตรน้ำสังเคราะห์ 200 มล. ใช้อัตราเร็วรอบการทำงานของเครื่องเขย่า 150 รอบต่อนาที เป็นเวลา 5 ชั่วโมง เมื่อครบกำหนดแล้วนำสารละลายไปกรองผ่านกระดาษกรอง GF/C และนำไปวิเคราะห์หาปริมาณอาร์เซนิก(+5)ที่เหลืออยู่ภายหลังจากเติมเศษคอนกรีต

ผลการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวของเศษคอนกรีตแสดงดังตารางที่ ค-1 ถึง ค-4 ของภาคผนวก ค และผลการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.9 - 4.12

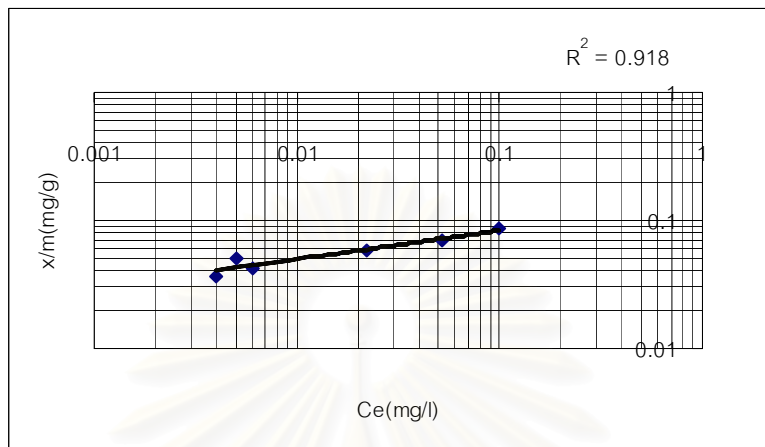
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



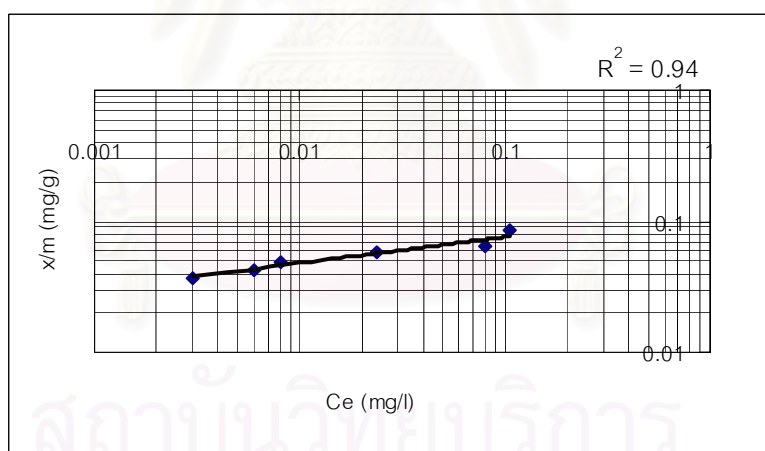
รูปที่ 4.9 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิชของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. ที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) 0.920 ppm.



รูปที่ 4.10 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิชของเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. ที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) 0.926 ppm.



รูปที่ 4.11 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนดลิชของเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. ที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) 0.958 ppm.



รูปที่ 4.12 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนดลิชของเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. ที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) 0.946 ppm

จากผลการทดลองดังรูปที่ 4.9-4.12 จะได้สมการแสดงความสัมพันธ์ของไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิชในการดูดติดผิวอาร์เซนิก (+5) และความจุการดูดติดผิว (C_o) ดังนี้

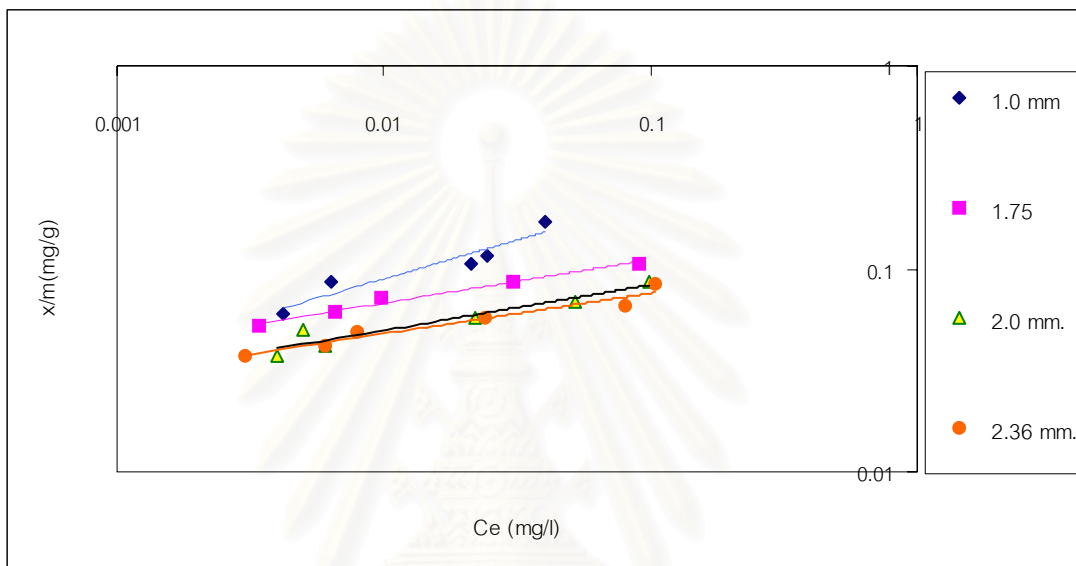
เศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) เริ่มต้น 0.920 มก/ล.
 $\text{Log}x/m = 0.3824 \text{ Log}C_e + 0.5197$
 $C_o = 3.21 \text{ มก. As(+5) /ก.เศษคอนกรีต}$

เศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) เริ่มต้น 0.926 มก/ล.
 $\text{Log}x/m = 0.215 \text{ Log}C_e + 0.1824$
 $C_o = 1.50 \text{ มก. As(+5) /ก.เศษคอนกรีต}$

เศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) เริ่มต้น 0.958 มก/ล.
 $\text{Log}x/m = 0.2261 \text{ Log}C_e + 0.1407$
 $C_o = 1.37 \text{ มก. As(+5) /ก.เศษคอนกรีต}$

เศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) เริ่มต้น 0.946 มก/ล.
 $\text{Log}x/m = 0.20 \text{ Log}C_e + 0.1203$
 $C_o = 1.30 \text{ มก. As(+5) /ก.เศษคอนกรีต}$

จากสมการความสัมพันธ์ไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชในการดูดติดผิวอาร์เซนิก (+5) ในน้ำสังเคราะห์โดยใช้เศษคอนกรีตขนาดต่างๆ เมื่อนำมาเขียนกราฟเพื่อเปรียบเทียบขีดความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก (+5) ผลการเปรียบเทียบแสดงได้ดังรูป 4.13 และตารางที่ 4.2 แสดงผลสรุปของค่าคงที่การดูดติดผิวแบบฟรุนดลิชและค่าความจุการดูดติดผิวที่ได้จากการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิช



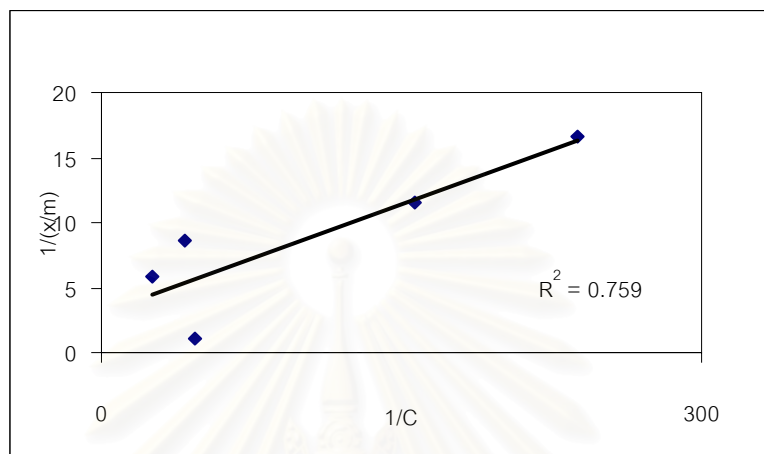
รูปที่ 4.13 เปรียบเทียบไอโซเทอมแบบพหุนคติขของเศษคอนกรีตขนาดต่างๆ ในการดูดติดผิวอาร์เซนิก (+5) ในน้ำสังเคราะห์

ตาราง 4.2 ค่าคงที่การดูดติดผิวและค่าความจุการดูดติดผิวอาร์เซนิก (+5) ของเศษคอนกรีตจากการทดสอบไอโซเทอมแบบพหุนคติข

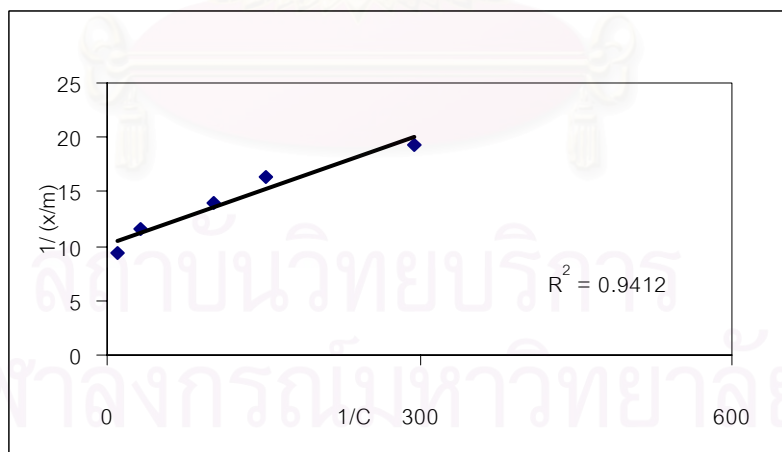
ขนาดเศษคอนกรีต	K	1/n	C ₀
1.0 มม.	0.5197	0.3824	3.21
1.75 มม.	0.1824	0.215	1.50
2.0 มม.	0.1407	0.2261	1.37
2.36 มม.	0.1203	0.2	1.30

เมื่อพิจารณารูปที่ 4.13 และตารางที่ 4.2 พบว่าเศษคอนกรีตมีความสามารถในการดูดติดผิวอาร์เซนิก(+5) โดยค่าความชัน $1/n$ ของไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิชของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. , 1.75 มม. , 2.0 มม. และ 2.36 มม. มีค่าเท่ากับ 0.3824, 0.215, 0.2261, และ 0.20 ตามลำดับ ซึ่งเส้นกราฟไอโซเทอมของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. จะมีความชันสูงสุด แสดงว่าที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) เริ่มต้น 1.0 มก./ล. ค่าความชัน $1/n$ ที่มากกว่า แสดงให้เห็นถึงความหนาแน่นของการดูดติดอาร์เซนิก (+5) บนผิวเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. มีมากกว่าเศษคอนกรีต 1.75 มม. , 2.0 มม. , 2.0 มม. , และ 2.36 มม. ตามลำดับ ส่วนค่าคงที่ K แสดงถึงความหนาแน่นการดูดติดผิวเมื่อ C_e มีค่าเท่ากับ 1 โดยที่ค่า K มีค่ามากจะส่งผลให้ความหนาแน่นของการดูดติดผิวมากขึ้นด้วยเช่นกัน เมื่อแทนค่าความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) เริ่มต้น ลงใน C_e ของสมการความสัมพันธ์แบบฟรุนดลิช $\log (X/m) = \log K + 1/n \log C_e$ จะได้ค่าความจุการดูดติดผิวสูงสุด (ultimate capacity) หรือ C_o ของอาร์เซนิก(+5) บนผิวเศษคอนกรีตขนาดต่างๆ มีค่าดังนี้คือ 3.21, 1.50, 1.37 และ 1.30 มิลลิกรัมอาร์เซนิก(+5) ต่อน้ำหนักของเศษคอนกรีต (กรัม) ตามลำดับ

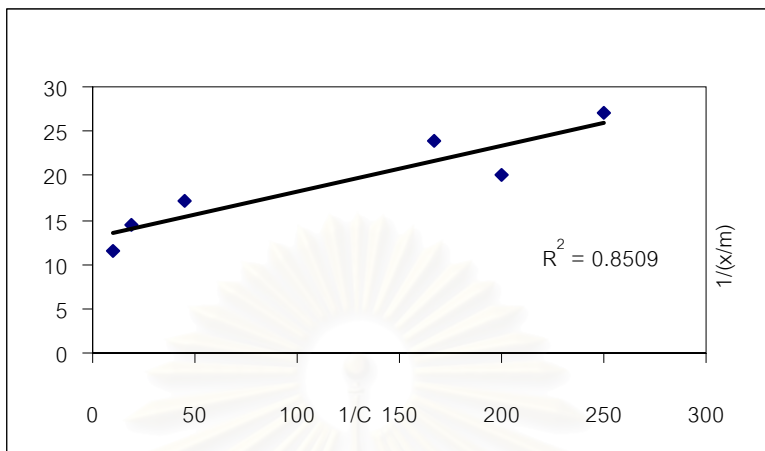
4.3.2 การทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลั้งมัวร์



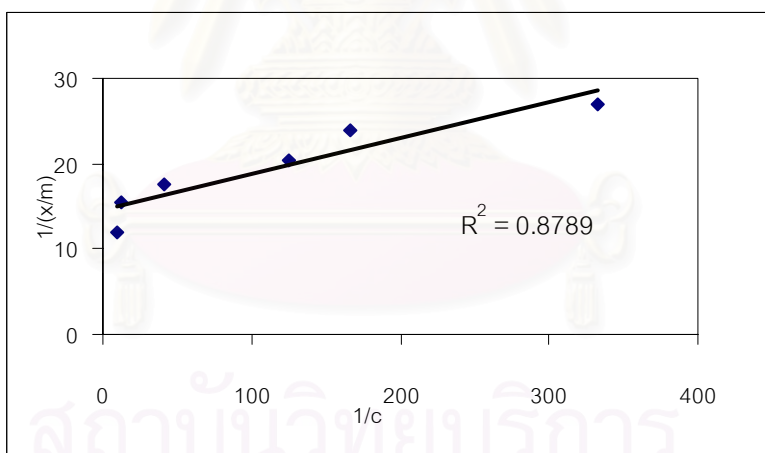
รูปที่ 4.14 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลั้งมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. ที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) 0.920 ppm.



รูปที่ 4.15 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลั้งมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. ที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) 0.926 ppm



รูปที่ 4.16 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. ที่ความเข้มข้น
อาร์เซนิก(+5) 0.958 ppm.

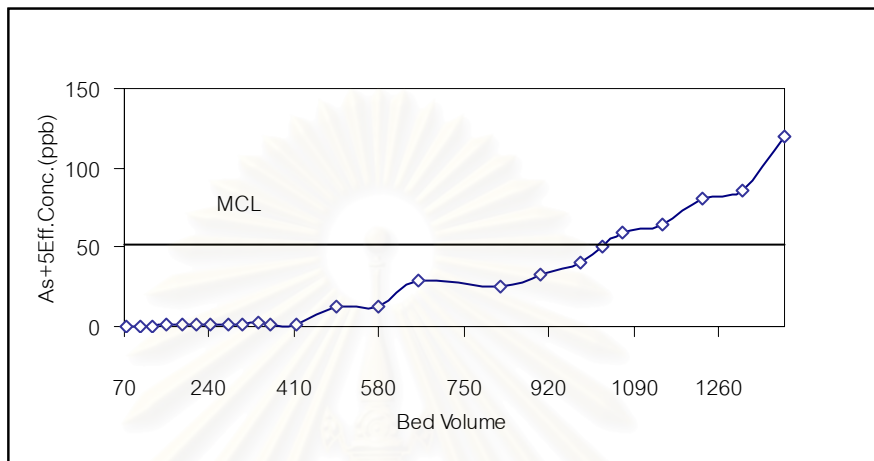


รูปที่ 4.17 ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลึงมัวร์ของเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. ที่ความเข้มข้น
อาร์เซนิก(+5) 0.946 ppm.

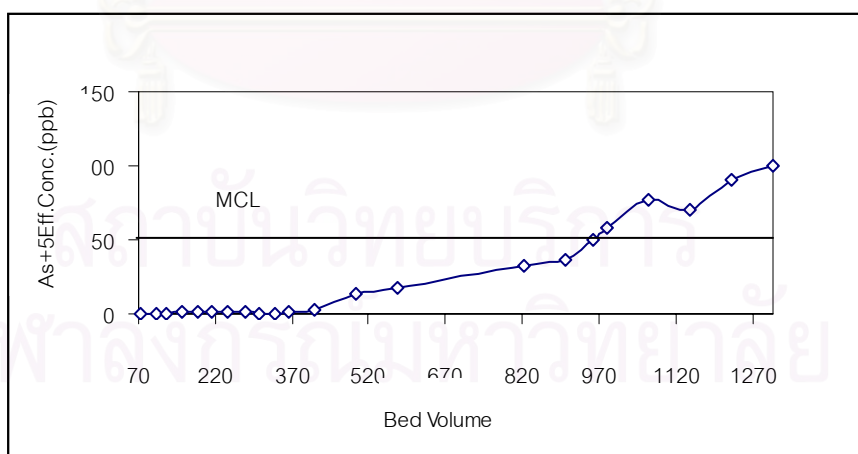
จากการทดลองเพื่อทำการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวที่เหมาะสมสำหรับน้ำเสียที่มีอาร์เซนิก(+5) ปนอยู่ด้วยการดูดติดผิวบนเศษคอนกรีต จากรูปที่ 4.10 – 4.13 ที่แสดงไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิช และรูปที่ 4.14 – 4.17 ที่แสดงไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบลัมบ์มาร์ ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้พบว่า ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิช เป็นไอโซเทอมที่เหมาะสมในการทดสอบน้ำเสียที่มีอาร์เซนิก (+5) ปนอยู่ เนื่องจากความสัมพันธ์ของสมการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิช แสดงความสัมพันธ์เป็นเส้นตรง ที่มีค่าความชัน $1/n$ และจุดตัดแกน $y = K$ และจากการทดสอบค่า R^2 ทางสถิติ พบว่า ไอโซเทอมแบบฟรอนด์ลิช แสดงความสัมพันธ์เป็นแบบเชิงเส้นตรงโดยค่า R^2 ที่ได้จากการดูดติดผิวบนเศษคอนกรีตมีค่าใกล้เคียง 1 มากกว่า R^2 ที่ได้จากการทดสอบทางสถิติแบบลัมบ์มาร์ โดยเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม., 1.75 มม., 2.0 มม. และ 2.36 มม. มีค่า R^2 เท่ากับ 0.8976, 0.9808, 0.9180 และ 0.940 ตามลำดับ ขณะที่สมการทดสอบไอโซเทอมแบบลัมบ์มาร์ ให้ความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงที่มีค่า R^2 น้อยกว่าการทดสอบค่า R^2 ของไอโซเทอมแบบฟรอนด์ลิช โดยค่า R^2 ที่ได้จากการดูดติดผิวบนเศษคอนกรีตแบบลัมบ์มาร์ขนาด 1.0 มม., 1.75 มม., 2.0 มม. และ 2.36 มม. มีค่า 0.7590, 0.9412, 0.8509 และ 0.8789 ตามลำดับ ดังนั้นในการศึกษาวิจัยครั้งนี้ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรอนด์ลิชจึงมีความเหมาะสมมากกว่าในการนำไปใช้ในการทดสอบน้ำเสีย โดยมีเศษคอนกรีตเป็นสารดูดติดผิว (การดูดติดผิวอาร์เซนิก(+5) ด้วยเศษคอนกรีตแสดงดังรูป ค-5 ของภาคผนวก ค.)

4.4 การทดลองแบบต่อเนื่องโดยใช้ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์

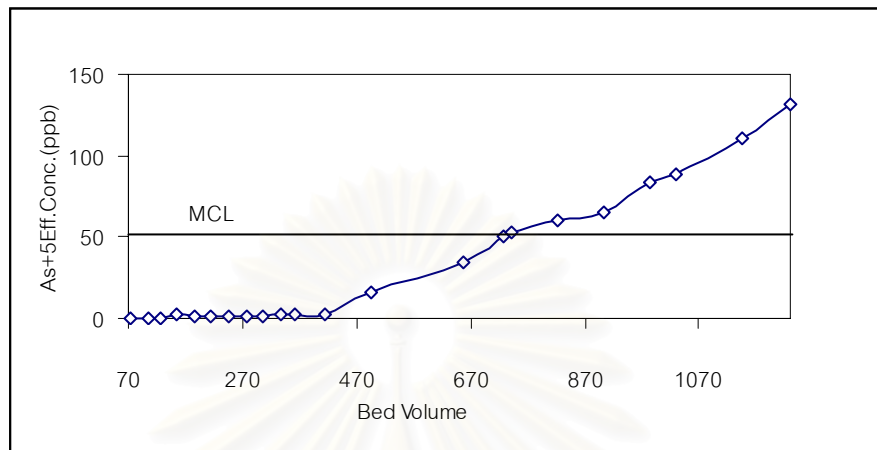
ในการทดลองนี้ใช้ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ โดยลักษณะการทดลองเป็นแบบต่อเนื่อง ป้อนน้ำสังเคราะห์แบบไหลลง (down flow) สารดูดติดผิวที่ใช้คือ เศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. , 1.75 มม. , 2.0 มม. , และ 2.36 มม. ตามลำดับ ใช้ถังดูดติดผิวที่ขนาดความสูง 1.70 ม. ที่อัตราการไหล 3.2 ลิตร /ชม บรรจุเศษคอนกรีตที่ขนาดของปริมาตรคอลัมน์เท่ากับคือ 0.8617 ลิตร โดยให้มีความสูงชั้นสารดูดติดผิว 1.50 ม. น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง คือน้ำสังเคราะห์เตรียมโดยนำสารละลายอาร์เซนิกมาตรฐาน เตรียมจาก Reagent grade Sodium arsenate ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ผสมในน้ำประปา โดยเตรียมที่ความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5)เท่ากับ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร การเก็บตัวอย่างน้ำ จะทำการเก็บทุก 7 ชั่วโมง ที่บริเวณทางออกของคอลัมน์ แล้วทำการตรวจวัดค่า As(+5) ที่เหลืออยู่ในน้ำที่ผ่านการบำบัดจากคอลัมน์ เพื่อไปสู่การศึกษาประสิทธิภาพในการดูดติดผิว การทดลองจะกำหนดจุดยุติที่จุด Breakthrough ที่ระดับความเข้มข้น อาร์เซนิก (+5) มากกว่า 50 ppb ตามค่ามาตรฐานน้ำเพื่อการอุปโภคบริโภคในประเทศไทย (50 ppb) ผลการทดลองแสดงในตารางที่ 3.1 ถึง 3.4 ของภาคผนวก ง และแสดงดังรูปที่ 4.18 – 4.21



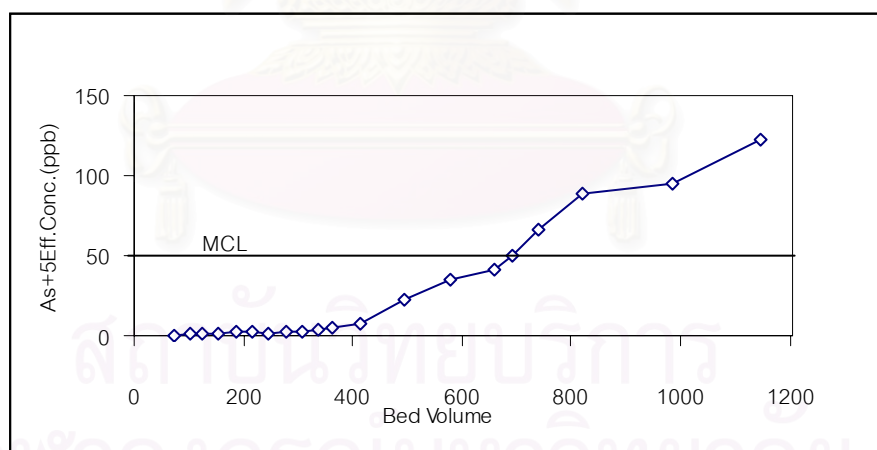
รูปที่ 4.18 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับเวลาที่ผ่านการบำบัด ที่ขนาดเศษคอนกรีต 1.0 มม.



รูปที่ 4.19 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับเวลาที่ผ่านการบำบัด ที่ขนาดเศษคอนกรีต 1.75 มม.



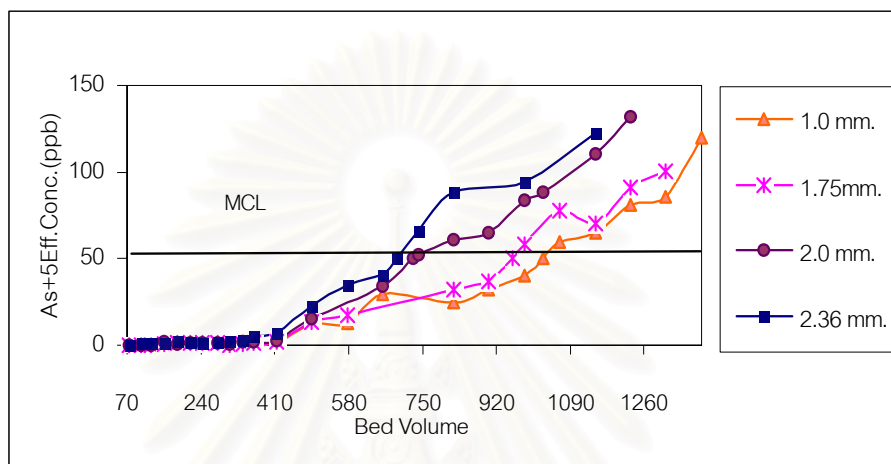
รูปที่ 4.20 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับเวลาที่ผ่านการบำบัด ที่ขนาดเศษคอนกรีต 2.0 มม.



รูปที่ 4.21 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของน้ำออกกับเวลาที่ผ่านการบำบัด ที่ขนาดเศษคอนกรีต 2.36 มม.

จากผลการทดลองศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ที่อัตราการไหล 3.2 ลิตร / ชม. โดยกำหนดจุด Breakthrough ที่ความเข้มข้นของน้ำออกมีปริมาณ อาร์เซนิก(+5) มากกว่า 50 ppb จากรูปที่ 4.18 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของอาร์เซนิก(+5)ที่ผ่านการบำบัด กับปริมาณน้ำที่กรองได้ ในตัวกลางเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 125.8 BV ปริมาณ อาร์เซนิก(+5)ในน้ำที่ออกจากถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ มีค่าเท่ากับ 0 หรือคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัด 100 % และพีเอชของน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าสูงขึ้นกว่าพีเอชของสารละลายเริ่มต้นเนื่องจาก OH^- grup จากสารประกอบ คัลเซียมไฮดรอกไซด์ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ที่มีอยู่เป็นจำนวนมากในปูนซีเมนต์สามารถละลายน้ำและทำให้สารละลายที่มีสภาพความเป็นด่าง เมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมากขึ้น ความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)จะลดลง โดยสามารถวัดปริมาณ อาร์เซนิก(+5)ในน้ำที่ผ่านการบำบัดได้มากขึ้น และประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)จะลดลงเหลือ 96.14 % เมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 1028.6 BV และพีเอชของน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าลดลง เนื่องจากการละลายของ OH^- grup ในช่วงแรก จะสังเกตได้ว่าน้ำสังเคราะห์ที่ผ่านการบำบัดในช่วงแรกในขณะที่สารละลายที่ผ่านตัวกลางมีสภาพความเป็นด่างสูง สามารถกำจัดอาร์เซนิก(+5)ได้ดีกว่าสภาพที่สารละลายที่ผ่านตัวกลางเป็นด่างน้อยลง เช่นเดียวกับตัวกลางเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 125.8 BV อาร์เซนิก(+5)ในน้ำที่ออกจากถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ มีค่าเท่ากับ 0 หรือคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัด 100 % เมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมากขึ้น ความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)จะลดลง โดยสามารถวัดปริมาณ อาร์เซนิก(+5)ในสารละลายที่ผ่านการบำบัดได้มากขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) จะลดลงเหลือ 95.57 % เมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 958.3 BV ที่ตัวกลางเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 125.8 BV ปริมาณ อาร์เซนิก(+5)ในน้ำที่ออกจากถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ มีค่าเท่ากับ 0 หรือคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัด 100 % เมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมากขึ้น ความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)จะลดลง โดยสามารถวัดปริมาณ อาร์เซนิก(+5) ในสารละลายที่ผ่านการบำบัดได้มากขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)จะลดลงเหลือ 96.71 % เมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 728.9 BV และตัวกลางเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. ที่ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 74.0 BV ปริมาณ อาร์เซนิก(+5)ในน้ำที่ออกจากถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ มีค่าเท่ากับ 0 หรือคิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัด 100 % และมีปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมากขึ้น ความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)จะลดลง โดยสามารถวัดปริมาณ อาร์เซนิก(+5) ในสารละลายที่ผ่านการบำบัดได้มากขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)จะลดลงเหลือ 95.92 % เมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 691.9 BV จากผลการทดลองนี้พอจะสรุป

ได้ว่าเศษคอนกรีตมีความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)ให้มีปริมาณอาร์เซนิก(+5)เหลืออยู่ในสารละลายน้อยกว่า 50 ppb ผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ที่ขนาดตัวกลางเศษคอนกรีตต่างๆ แสดงดังรูปที่ 4.22



จากรูปที่ 4.22 แสดงให้เห็นว่า เศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสูงสุดเมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 1028.6 BV เศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. ให้ประสิทธิภาพสูงสุดเมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 958.3 BV เศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. ให้ประสิทธิภาพสูงสุดเมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 728.9 BV และเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. ให้ประสิทธิภาพสูงสุดเมื่อปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าเท่ากับ 691.9 BV ตามลำดับ เมื่อพิจารณาถึงประสิทธิภาพการกำจัดและปริมาณที่กรองได้ตามมาตรฐานเปรียบเทียบกับ การกำจัดอาร์เซนิก(+5) โดยวิธีอื่นๆ สามารถสรุปได้ดังตารางที่ 4.3

ตารางที่ 4.3 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดอาร์ซีนิก(+5)ด้วยเศษคอนกรีตกับการกำจัดด้วยวิธีอื่น

Arsenic species	Treatment method	Initial conc. (mg/L)	Removal (%)	Reference
As(+5)	Activated alumina	5.0	>99	Gupta,S.K.,and Chen,Y.K.1978
As(+5)	Activated alumina	2.4	100	Gupta,S.K.,and Chen,Y.K.1978
As(+5)	Activated carbon	0.96	96.5	Gupta,S.K.,and Chen,Y.K.1978
As(+5)	Activated carbon	1.9	92.4	Gupta,S.K.,and Chen,Y.K.1978
As(+5)	Activated carbon	2.6	83.5	Gupta,S.K.,and Chen,Y.K.1978
As(+5)	Activated bauxite	4.5	99	Gupta,S.K.,and Chen,Y.K.1978
As(+5)	Activated bauxite	7.8	97	Gupta,S.K.,and Chen,Y.K.1978
As(+5)	Granular activated carbon	7.5	12-61	Haung,C.P.,and Fu,P.L.K.1984
As(+5)	Powdered activated carbon	3.7	5-84	Haung,C.P.,and Fu,P.L.K.1984
As(+5)	Iron fillings/ sand	1.0	90	Nikolaos,P.,Nikolaidis,Jeffery,L.
As(+5)	Manganese greensand and iron oxides	1.0	94-99	Joshi,A.,and Chaudhuri,M.1996

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

จากผลการทดลองและการวิเคราะห์การกำจัดอาร์เซนิก(+5) ในน้ำสังเคราะห์ด้วยตัวกลางเศษคอนกรีต ดังแสดงไว้ในบทที่ 4 สามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

1. จากการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวในการทดลองครั้งนี้พอจะสรุปได้ว่าไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชมีความเหมาะสมในการทดสอบน้ำเสียที่มีอาร์เซนิก(+5)ปนอยู่ด้วยตัวกลางเศษคอนกรีตมากกว่าไอโซเทอมแบบลันแกมมา เพราะให้ค่า R^2 ใกล้เคียง 1 มากกว่า โดยเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. มีขีดความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) ในน้ำสังเคราะห์มากที่สุด รองลงมาคือเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. , 2.0 มม. , และ 2.36 มม. ตามลำดับเมื่อใช้ปริมาณเศษคอนกรีตเท่ากัน

2. ผลจากการทดลองโดยใช้ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) พบว่าเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม. มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดที่ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 1028.6 BV โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด 96.14 – 100 เปอร์เซ็นต์ , เศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม. มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดที่ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 958.3 BV โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด 95.57 – 100 เปอร์เซ็นต์ , เศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม. มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดที่ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 728.9 BV โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด 96.71 - 100 เปอร์เซ็นต์ , และเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม. มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดที่ปริมาณน้ำที่ผ่านการบำบัด 691. BV โดยมีประสิทธิภาพการบำบัด 95.92 – 100 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

3. เศษคอนกรีตที่นำมาศึกษาวิจัยครั้งนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัด อาร์เซนิก(+5) ในน้ำสังเคราะห์ โดยสามารถกำจัดอาร์เซนิก(+5)ในน้ำ ให้มีปริมาณเหลืออยู่น้อยกว่า 50ppb ตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำเพื่อการบริโภคอุปโภคในประเทศไทยที่กำหนดให้มีอาร์เซนิกในน้ำเพื่อการบริโภคได้ไม่มากกว่า 50ppb แต่จากการทดลองพบว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดยังคงมีค่าพีเอชของสารละลายสูงอยู่โดยมีค่าประมาณ 10 – 6 ซึ่งไม่เหมาะที่จะนำไปใช้เพื่อการบริโภคอุปโภค ถึงแม้ว่าปริมาณอาร์เซนิก(+5)ในน้ำ จะเหลืออยู่น้อยกว่า 50ppbก็ตาม

5.2 ข้อเสนอแนะ

จากการทดลองโดยใช้ถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์ในการกำจัดอาร์เซนิก(+5)ในน้ำสังเคราะห์ด้วยเศษคอนกรีต ถึงแม้จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดดีแต่มีข้อเสียคือสารละลายที่ผ่านการกำจัดอาร์เซนิก(+5)มีค่าพีเอชสูงในช่วงแรกของการบำบัด เนื่องจากสารตัวกลางที่ใช้ในการทดลองมีสภาพเป็นด่างจึงทำให้ค่าพีเอชที่ได้ในน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าสูงตามไปด้วยและไม่เหมาะที่จะนำไปใช้เพื่อการบริโภคอุปโภคในขั้นต้น ควรจะได้ทำการปรับสภาพความเป็นกลางให้กับน้ำที่ผ่านการบำบัดก่อนที่จะนำไปใช้อุปโภคบริโภคต่อไป

ข้อเสนอแนะสำหรับการศึกษาครั้งต่อไป

1. ศึกษาผลของความเข้มข้นอาร์เซนิก(+5) ที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัด
2. ศึกษาอัตราการไหลที่เหมาะสมที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัด อาร์เซนิก(+5)
3. ศึกษาผลของความสูงชั้นตัวกลางที่มีต่อประสิทธิภาพในการกำจัด อาร์เซนิก(+5)
4. ศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการใช้วัสดุเหลือใช้อื่น ๆ ร่วมกับเศษคอนกรีตในการกำจัดอาร์เซนิก(+5) และสามารถลดพีเอชของสารละลายให้มีพีเอชที่เป็นกลางได้
5. ศึกษาสภาวะการทดลองและประสิทธิภาพกับน้ำเสียจริง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- กองมาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อม. กรณีสารหนูเป็นพิษในเขตพื้นที่ ต. ร่อนพิบูลย์ อ. ร่อนพิบูลย์ จ. นครศรีธรรมราช-รายงานการศึกษาสำรวจ. 2530.
- กองมาตรฐานคุณภาพสิ่งแวดล้อม. สารหนู สำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ . พิมพ์ครั้งที่ 2. 2541.
- กรมควบคุมมลพิษ. โครงการสำรวจและวิเคราะห์เพื่อจัดทำแผนปฏิบัติการฟื้นฟูสภาพการปนเปื้อนของสารหนูที่ อ. ร่อนพิบูลย์ จ. นครศรีธรรมราช. รายงานฉบับสมบูรณ์.2541.
- สำนักงานคณะกรรมการอาหารและยา. พิษวิทยาของสารหนูและประมวลสถานการณ์สารหนูเป็นพิษที่ อ. ร่อนพิบูลย์ จ. นครศรีธรรมราช. 2531.
- ธรรม ฐึ่ประกอบกิจ. การกำจัดสารหนูในน้ำสังเคราะห์ด้วยตัวกลางเหล็กออกไซด์และตัวกลางเคลือบแมงกานีสออกไซด์ . วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, คณะวิศวกรรมศาสตร์ บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย,2541.
- ประณต กุลประสูตร. เทคนิคงานปูน-คอนกรีต .พิมพ์ครั้งที่ 5. กรุงเทพฯ:บ.อมรินทร์พริ้นติ้งแอนด์พับลิชชิ่ง จก, 2541.
- วิทยา เรืองพรวิสุทธิ. คะตะไลซิสแบบเฮเทอโรจีเนียส หลักทฤษฎีและการประยุกต์ . โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย: 2534.
- วินิต ช่อวิเชียร. คอนกรีตเทคโนโลยี .พิมพ์ครั้งที่ 8. กรุงเทพฯ :2539.
- สมศักดิ์ อินทรการุณเวช. การลดสารหนูในน้ำด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันสำหรับชนบท . วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, คณะวิศวกรรมศาสตร์ บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย,2532.

ภาษาอังกฤษ

- Bellack,E. Arsenic Removal From Potable Water. J. AWWA (1971) :454-459.
- Bernadrin,F.E.,Jr. Selecting and Specifying activated – carbonadsorptionSystem. Chemical Engineering.(1976) : 77-82.

- Clerk ,R.M., and Lykins,B.W.,Jr. Granular Activated Carbon. Design operating and cost.Michigan:Lewis Publishers,1989.
- Eckenfelder,W.W.,Jr. Application of adsorption to wastewater treatment. Nashville, Tennessee: Enviropress,1981.
- Edward ,D. Water and Wastewater Treatment, New York : McGraw-Hill Book Co,1977.
- ENSIC. Drinking Water without Arsenic. A Review of Treatment Technolog 1996.
- ENSIC. The use of Inexpensive Adsorbents to Remove Pollutants From Wastewater. A Review of Treatment Technology. 1994.
- Faust,S.D., and Aly,O.M. Adsorption processes for water treatment. M.A.:Butterworth,1987.
- Ferguson,J.F. and Gavis,J. A Review of the Arsenic Cycle in Natural Water Resource (1972) : 1259-1274.
- George Tchobanoglous. Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse New York: Metclaf and Eddy Inc,1991.
- Gulledge O' Coner,. Removal of Arsenic(v) from water by adsorption on Aluminum and Ferric Hydroxide.J.AWWA (1973):65.
- G.L. Ghurye et al. Combined arsenic and nitrate removal by ion exchange. J. AWWA(1999):85-96.
- Gupta,S.K., and Chen. Arsenic Removal by Adsorption .J. WPCF(1978): 493-506.
- Hampel,C.A. The Encyclopedia of the Chemical Element.Van Nostrand Reinhold,New York:1968.
- Haug, C.P. et al. Treatment of arsenic(V)-Containing Water by the Activated Carbon Process. J. WPCF(1984): 233-241.
- H.W.Chen et al. Arsenic treatment considerations. J. AWWA(1999):74 – 84.
- Irkayama,K. Discussion-Relation between Black-foot Disease and the Pollution of Drinking Water by Arsenic in Taiwan in Proc 2nd. Internat. Conf. Wat. Poll.Research Tokyo Pergamon Press, New York (1971):173-190.
- John,F.Ferguson and Jerome Gavis.A Review of the Arsenic Cycle in Natural water. Water Resource.(1972)1259-1274.
- J.J.Waypa et al . Arsenic removal by RO and NF membranes. J. AWWA(1997)102 – 112.

- Joshi,A. et al. Removal of Arsenic From Ground Water by Iron Oxide-Coat Sand. J. of Environmental Engineering(1996): 769-771.
- Lee,M.C.,Crittenden,J.C.,Snoeying,V.L., and Ari,M. Design of carbon beds to remove humic substances.J. of Environmental Engineering .(1983):631-645.
- Logsdon, G.S et al. Removal of trace Inorganics by drinking Water Treatment Unit Processes,AICHE Symporium Series 70.
- Lund,Herbert,F. Industrial Pollution Control Handbook .New York : Mcgraw-Hill Book Co,1971.
- L.S. Mcneill .et al. Predicting As removal during metal hydroxide precipitation. J.AWWA,(1997):75 – 85
- Magnusen,L.M. Arsenic in Dertergents.Possible Danger and PollutionsHazards.Science(1970): 389-390.
- Martin G. Encyclopedia of Composite Material and Components New York: JohnWileyson,Inc,1977.
- Mathews,A.P., and Zayas,I. Particle size and shape effects on adsorption rate parameters. J. of Environmental Engineering .(1989):41-55.
- M.Edwards et al. Considerations in As analysis and speciation. Journal AWW(1998): 103 –112.
- Muruyama. Metal Removal by Physical and Chemical Treatment Process, J. WPCF(1975):5.
- Neufeld,J.W., and Yodane,P. Enhanced wastewater purification via the addition of granular coals and chars to activated sludge. J. WPCF(1978):559-568.
- Neely,J.W.,and Isacoff,E.G. Carbonaceous adsorbents for the treatment of ground and surface water. N.Y. and Basel: Marcel Dekker,1982.
- Susumu,K. Integrated design of water treatment facilities.USA.: John Wiley son,Inc,1991.
- PC Kreijger . Plasticisers and dispersing admixtures. International Congress on Admixture London:1980.
- Shen,Y.S. Study of Arsenic removal from drinking water, J. AWWA(1973): 543 –548.
- Tebbutt,T.H.Y.,and Bahiah,S.J. Studies on adsorption with activated carbon.Effluent and Water Treatment Journal.(1977)123-127.

Valencia,G.,and Gloyna,E.F. On the synthesis of activated carbon columndesign data.Technical report EHE-72-11CRWR 90.Civil of engineering department.The University of Texas at Austin,1972.

Weber,W.J.,Jr., and Thomas,C.V. The effect of Heterogeneity and system characteristics.JWWA.(1983):612-618.



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 1 ประสิทธิภาพการกำจัดสารหนูโดยวิธีการตกตะกอน

Arsenic species	Treatment method	Coagulant dosage (mg/L)	Initial Conc. (mg/L)	Removal (%)	pH
As (V)	FeCl ₃	5	0.050	100	7.0
As (III)	FeCl ₃	6	0.005	72	8.0
As (III)	FeCl ₃	18	0.005	84	8.0
*	Aeration, alum coagulation, settling and 6 days filtration	7	0.8	70	7.4
*	Aeration, FeCl ₃ coagulation, settling and 10 days filtration	18.5	0.69	60	7.4
*	Aeration, alum coagulation, settling and 12 days filtration	21	0.70	46	7.4
*	Chlorine (20 mg/l) oxidation, aeration FeCl ₃ coagulation, settling and 20 days filtration	21	0.83	100	7
*	FeCl ₃	30	1	92	6.8
As (V)	Ferric chloride	20	0.045	96	7.5
As (V)	Ferric chloride	40	0.045	95	7.5
As (V)	Ferric chloride	40	0.043	97	8
As (V)	Alum	60	0.043	97	8
As (V)	Alum coagulation	30	<1-2	≥90	6.4
As (V)	Ferric sulfate coagulation	30	<1/2	>90	7.5
As (III)	Ferric chloride	*	30-40	90-95	5.5
As (V)	Alum	>5	0.2	97.5	7

Arsenic species	Treatment method	Coagulant dosage (mg/L)	Initial Conc. (mg/L)	Removal (%)	pH
As (V)	Ferric sulfate	5	0.2	97.5	7
As (V)	Hydrous manganese oxide	20	0.2	76	7
As (III)	Ferric chloride	200	31	86	10
As (III)	Ferric chloride	500	31	92	10
As (III)	Ferric chloride	1000	31	93	10
As (V)	Electrochemical iron addition, hydrogen peroxide oxidation settling and filtration	*	55	99.8	6.5
As (III)	Ferric sulfate coagulation	10	0.2	52	7.5
As (III)	Ferric sulfate coagulation	10	0.2	75	7.5
As (III)	FeCl ₃	10	0.2	76	7.5
As (III)	Cupric sulfate coagulation	10	0.2	88	7.5
As (III)	Cuprous chloride coagulation	10	0.2	85	7.5
As (III)	Zinc chloride coagulation	10	0.2	84	7.5
As (III)	FeCl ₃ · 6H ₂ O	300	100	73	8
As (III)	As ₂ SO ₄	625	100	82	8
As (III)	CuSO ₄ · 5H ₂ O	300	100	85	8
As (III)	Al ₂ SO ₄ · 15H ₂ O	300	100	73	8
	KMnO ₄ (13.8 mg/l) Oxidation, ferric sulfate coagulation and filtration	28	0.7	86	7.4

ตารางที่ 2 การกำจัดสารหนูโดยการออกซิเดชันและการกรอง

Arsenic species	Treatment method	Initial conc. (mg/L)	Removal (%)	pH
*	KMnO ₄ oxidation and 7 hour filtration	0.29	78	7.3
*	KMnO ₄ oxidation and 15 hour filtration	0.21	78	7.3
*	Chlorine (4.5 mg/L) oxidation and filtration	0.26	>98	7
*	KMnO ₄ oxidation and manganese greensand filtration (170,000 L)	52	96	7.3
AS(III)	KMnO ₄ (1 mg/L) oxidation, 2 hour manganese greensand filtration	0.11	91	7.2
AS(III)	KMnO ₄ (1.5 mg/L) oxidation, 2 hour manganese greensand filtration	0.135	92	7.2
AS(III)	KMnO ₄ oxidation and manganese greensand filtration (400 bed volumes), Fe:As-20:1	0.2	>97.5	*
AS(III)	KMnO ₄ oxidation and manganese greensand filtration (400 bed volumes), Fe:As->20:1	0.025	>80	*
AS(III)	KMnO ₄ oxidation and	0.025	45.2	*



ภาคผนวก ข

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ข.1 ผลการทดลองความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิกของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 mm.
ที่ระดับพีเอช 3-9 ความเข้มข้น As(+5) 1.472 ppm

พีเอชเริ่มต้น	พีเอชสุดท้าย	ความเข้มข้นAs(+5)สุดท้าย(ppb)	% Removal
3.019	9.199	66.4	95.49
4.447	9.583	68.2	95.37
5.498	9.484	69.6	95.27
5.968	9.446	85	94.23
7.063	9.554	69.6	95.27
8.106	9.9	80.9	94.5
9.369	9.632	89.6	93.91

ตาราง ข.2 ผลการทดลองความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิกของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 mm.
ที่ระดับพีเอช 3-9 ความเข้มข้น As(+5) 0.9618 ppm

พีเอชเริ่มต้น	พีเอชสุดท้าย	ความเข้มข้นAs(+5)สุดท้าย(ppb)	% Removal
3.254	9.369	50.9	94.71
3.94	9.614	65.01	93.24
5.029	9.671	53.53	94.44
5.882	9.66	58.39	93.93
7.155	9.658	53.51	94.44
8.114	9.656	52.95	94.5
9.3	9.69	57.83	93.39

ตาราง ข.3 ผลการทดลองความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิกของเศษคอนกรีตขนาด 2.0 mm.

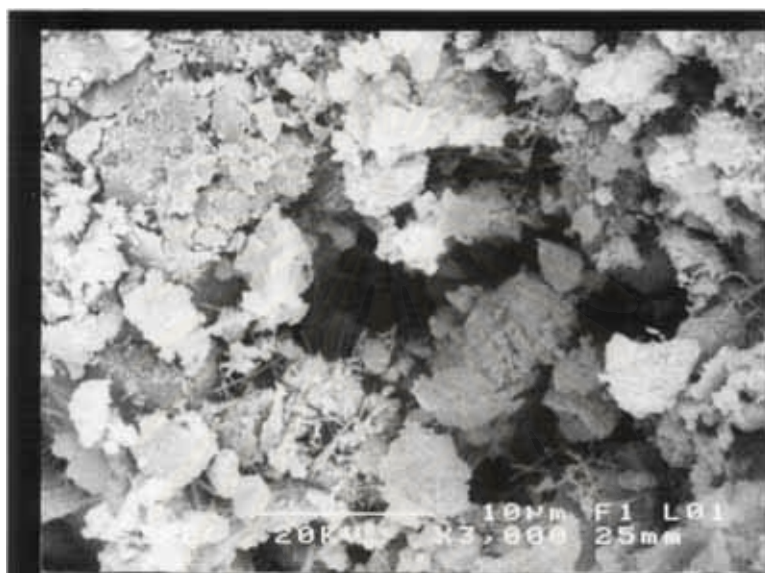
ที่ระดับพีเอช 3-9 ความเข้มข้น As(+5) 1.0046 ppm

พีเอชเริ่มต้น	พีเอชสุดท้าย	ความเข้มข้นAs(+5)สุดท้าย(ppb)	% Removal
3.16	9.337	75.33	92.5
4.037	9.935	57.02	94.32
4.938	9.927	70.83	92.95
5.97	9.973	74.16	92.62
7.004	9.89	66.56	93.37
7.998	9.921	123.8	87.68
9.166	10.02	119.6	88.09

ตาราง ข.4 ผลการทดลองความสามารถในการกำจัดอาร์เซนิกของเศษคอนกรีตขนาด 2.36 mm.

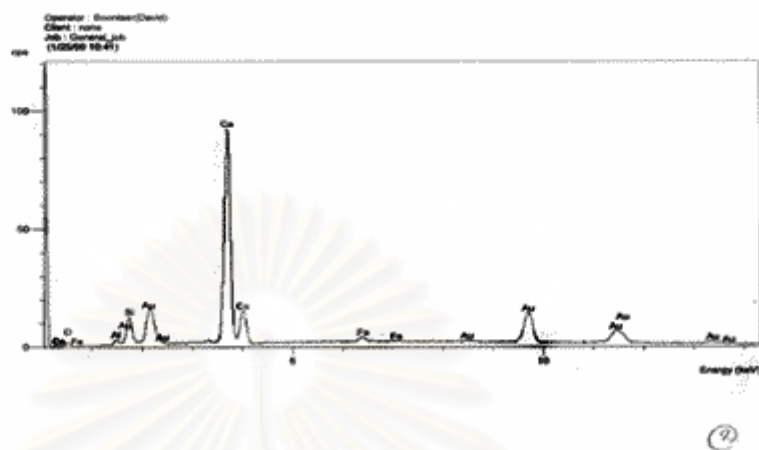
ที่ระดับพีเอช 3-9 ความเข้มข้น As(+5) 0.858ppm

พีเอชเริ่มต้น	พีเอชสุดท้าย	ความเข้มข้นAs(+5)สุดท้าย(ppb)	% Removal
2.906	9.066	71.2	91.7
4.268	9.683	91.4	91.7
5.071	9.798	81.3	90.52
6.221	9.81	82.7	90.36
6.764	9.94	91.1	89.38
8.192	9.902	84.9	90.1
9.026	10.024	78.5	90.85



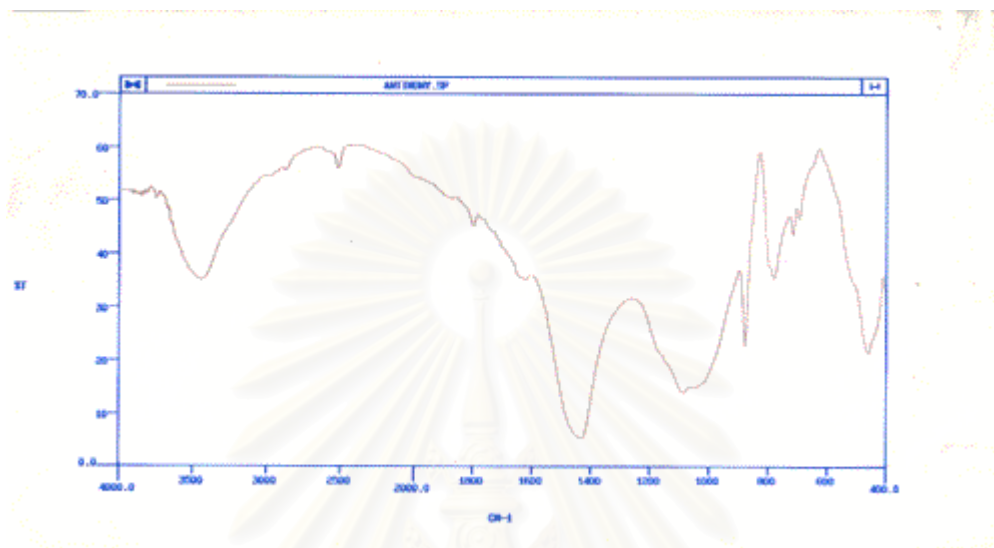
รูป ข-5 แสดงภาพถ่ายลักษณะทางกายภาพเศษคอนกรีต ด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



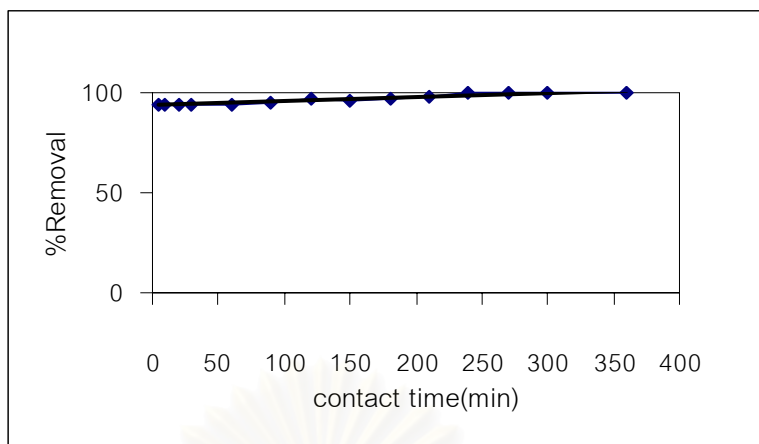
รูป ข-6 แสดงผลวิเคราะห์ธาตุที่เป็นองค์ประกอบในเศษคอนกรีตด้วยเครื่อง Scanning Electron Microscope

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูป ข-7 แสดงผลวิเคราะห์การหาไฮดรอกไซด์กลุ่มในเศษคอนกรีตด้วยเครื่อง Infrared Spectroscope

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูป ข-8 ความสัมพันธ์ระหว่างผลของเวลาสัมผัสกับประสิทธิภาพการกำจัดอาร์ซีนิก(+5) ที่ขนาด
เศษคอนกรีต 2.36 มม.

Time(min)	% Removal
5	93.96
10	94.13
20	94.34
30	94.33
60	94.36
90	95.2
120	96.6
150	96.15
180	96.9
210	97.7
240	99.66
270	99.69
300	99.88
360	99.83

ตาราง ข -5 ผลการทดลองเวลาสัมผัสที่เหมาะสมในการกำจัดอาร์ซีนิก(+5)ของเศษคอนกรีตขนาด
2.36 มม. ที่ความเข้มข้นของสารละลายเริ่มต้นเท่ากับ 1.21 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาคผนวก ค

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ค.1 ผลการทดลองการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวของเศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม.

flask no.	m Weight of	Volume of	final As(+5)	x Weight of	x/m Adsorbate
	Concrete(g)	Solution(ml)	(ppm)	Adsorbate	Adsorbed per Unit wt. of
				Adsorbed(mg)	concrete (mg/g)
1	1.03	200	0.04	0.176	0.171
2	1.53	200	0.0242	0.179	0.117
3	2.09	200	0.0064	0.183	0.087
4	2.52	200	0.0214	0.179	0.071
5	3.07	200	0.0042	0.183	0.06
6	3.53	200	0.0007	0.185	0.052
7	4.55	200	0.0008	0.185	0.041

ตาราง ค.2 ผลการทดลองการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวของเศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม.

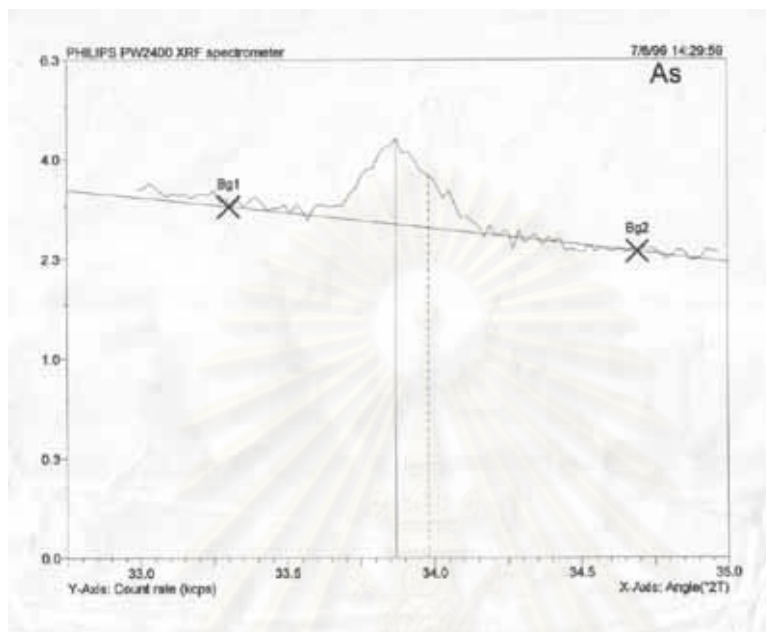
flask no.	m Weight of	Volume of	final As(+5)	x Weight of	x/m Adsorbate
	Concrete(g)	Solution(ml)	(ppm)	Adsorbate	Adsorbed per Unit wt. of
				Adsorbed(mg)	concrete (mg/g)
1	1.56	200	0.0908	0.167	0.107
2	2.08	200	0.0305	0.179	0.086
3	2.56	200	0.0097	0.183	0.072
4	3.02	200	0.0066	0.184	0.061
5	3.52	200	0.0034	0.185	0.052
6	4.08	200	0.0015	0.185	0.045
7	4.56	200	0.001	0.185	0.041

ตาราง ค.3 ผลการทดลองการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวของเศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม.

flask no.	m Weight of Concrete(g)	Volume of Solution(ml)	final As(+5) (ppm)	x Weight of Adsorbate Adsorbed(mg)	x/m Adsorbate Adsorbed per Unit wt. of concrete (mg/g)
1	1.52	200	0.099	0.132	0.087
2	2.04	200	0.052	0.141	0.069
3	2.52	200	0.022	0.147	0.058
4	3.02	200	0.005	0.151	0.05
5	3.56	200	0.006	0.15	0.042
6	4.06	200	0.004	0.151	0.037
7	4.52	200	0.001	0.151	0.033

ตาราง ค.4 ผลการทดลองการทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิวของเศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม.

flask no.	m Weight of Concrete(g)	Volume of Solution(ml)	final As(+5) (ppm)	x Weight of Adsorbate Adsorbed(mg)	x/m Adsorbate Adsorbed per Unit wt. of concrete (mg/g)
1	1.52	200	0.105	0.128	0.084
2	2.04	200	0.081	0.133	0.065
3	2.54	200	0.024	0.144	0.057
4	3.04	200	0.008	0.148	0.049
5	3.56	200	0.006	0.148	0.042
6	4.06	200	0.003	0.149	0.037
7	5.06	200	0.001	0.149	0.029



รูป ค-5 แสดงผลการวิเคราะห์การดูดติดผิวอาร์เซนิก(+5) ด้วยเทคนิคการเรืองแสงรังสีเอกซ์ (X-ray Fluorescence)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาคผนวก ง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตาราง ง.1 ผลการทดลองถังดูดติดผิวแบบแท่งโดยใช้เศษคอนกรีตขนาด 1.0 มม.เป็นสารดูดติดผิวที่อัตราการไหล 3.7BV/hr

ปริมาตรชั้น ตัวกลาง	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำออก(ppb)	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำเข้า(ppb)	ประสิทธิภาพ(%)
74.0	0	1230	100
103.6	0	1178	100
125.8	0	1138	100
155.4	0.87	1144	99.92
185.0	1.12	1125	99.9
214.6	0.82	1174	99.93
244.2	1.13	1201	99.91
277.5	0.88	1234	99.93
307.1	1.29	1065	99.88
336.7	2.11	1060	99.8
362.6	0.93	1696	99.95
414.4	1.44	1748	99.92
495.8	12.3	1204	99.98
577.2	12.4	1214	99.98
658.6	29.5	1244	97.63
821.4	24.8	1072	97.69
902.8	32.4	1222	97.35
984.2	40.1	1294	96.9
1028.6	50.0	1294	96.14
1065.6	59.3	1308	95.47
1147.0	64.8	1138	94.31
1228.4	80.9	1446	94.41
1309.8	85.4	1254	93.19
1391.2	120.2	1204	90.02

* detection limit ของเครื่องมือเท่ากับ 5.0 ppb

ตาราง ง.2 ผลการทดลองถึงจุดติดผิวแบบแห้งโดยใช้เศษคอนกรีตขนาด 1.75 มม.
เป็นสารดูดติดผิวที่อัตราการไหล 3.7BV/hr

ปริมาตรชั้น ตัวกลาง	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำออก(ppb)	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำเข้า(ppb)	ประสิทธิภาพ(%)
74	0	1230	100
103.6	0	1178	100
125.8	0	1138	100
155.4	0.92	1144	99.94
185.0	1.14	1125	99.91
214.6	1.02	1174	99.91
244.2	1.18	1201	99.9
277.5	1.27	1234	99.89
307.1	0.25	1065	99.98
336.7	0.54	1060	99.95
414.4	2.03	1748	99.89
495.8	13.24	1216	98.91
577.2	17.44	1430	98.78
821.4	32.1	1514	97.88
902.8	36.86	1128	96.73
958.3	50.0	1128	95.57
984.2	58.36	1181	95.06
1065.6	77.66	1302	94.02
1147.0	70.15	1116	93.72
1228.4	90.78	1215	92.53
1309.8	100.6	1048	90.4

* detection limit ของเครื่องมือเท่ากับ 5.0 ppb

ตาราง ง.3 ผลการทดลองถังดูดติดผิวแบบแห้งโดยใช้เศษคอนกรีตขนาด 2.0 มม.เป็นสารดูดติดผิวที่อัตราการไหล 3.2 BV/hr

ปริมาตรชั้น ตัวกลาง	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำออก(ppb)	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำเข้า(ppb)	ประสิทธิภาพ(%)
74.0	0	1230	100
103.6	0	1178	100
125.8	0	1138	100
155.4	1.95	1144	99.87
185.0	0.96	1125	99.93
214.6	1.18	1174	99.91
244.2	1.24	1201	99.9
277.5	1.5	1234	99.88
307.1	0.65	1065	99.94
336.7	1.87	1060	99.83
362.6	2.19	1696	99.87
414.4	2.78	1748	99.85
495.8	15.6	1054	98.5
658.6	34.2	1143	97.01
728.9	50.0	1521	96.71
740.0	52.41	1521	96.55
958.3	60.83	1402	95.66
821.4	64.95	1244	94.78
984.2	83.42	1365	93.89
1028.6	88.71	1278	93.06
1147.0	110.2	1364	91.94
1228.4	131.6	1328	90.14

* detection limit ของเครื่องมือเท่ากับ 5.0 ppb

ตาราง ง.4 ผลการทดลองถึงจุดติดผิวแบบแห้งโดยใช้เศษคอนกรีตขนาด 2.36 มม.เป็นสารจุดติดผิวที่อัตราการไหล 3.2 BV/hr

ปริมาตรชั้น ตัวกลาง	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำออก(ppb)	ความเข้มข้นAs(+5) ในน้ำเข้า(ppb)	ประสิทธิภาพ(%)
74.0	0	1230	100
103.6	1.2	1178	99.9
125.8	1.16	1138	99.9
155.4	1.54	1144	99.89
185.0	2.41	1125	99.81
214.6	1.96	1174	99.83
244.2	1.22	1201	99.9
277.5	2.03	1234	99.83
307.1	2.86	1065	99.73
336.7	3.61	1060	99.66
362.6	5.03	1696	99.71
414.4	7.41	1748	99.58
495.8	22.45	1347	98.34
577.2	34.68	1360	97.46
658.6	41.02	1228	96.66
691.9	50.0	1228	95.92
740.0	66.16	1432	95.36
821.4	88.45	1348	93.44
984.2	94.56	1281	92.62
1147.0	122.4	1324	91.84

* detection limit ของเครื่องมือเท่ากับ 5.0 ppb

ตาราง ง.5 ผลการทดลองถึงจุดติดผิวแบบคอลัมน์แสดงการเปลี่ยนแปลงพีเอชของสารละลายที่ขนาด
ตัวกลาง 1.0 มม.

เวลา(ชม.)	พีเอชน้ำเข้า	พีเอชน้ำออก
20	7.12	10.02
28	7.26	9.95
34	7.3	9.92
42	7.15	9.75
50	6.7	9.4
58	6.65	8.92
66	6.9	8.88
75	7.04	8.68
83	7.04	8.95
91	6.95	8.18
98	7.02	8.07
112	7.26	8.54
134	6.97	7.9
156	7.03	7.7
178	7	8.74
222	7.08	8.07
244	6.65	7.08
266	6.71	7.4
288	6.92	7.2
310	7.34	6.65
332	7.26	6.55
354	6.58	6.32
376	6.87	6.45

ตาราง ง.6 ผลการทดลองถึงจุดติดผิวแบบคอลัมน์แสดงการเปลี่ยนแปลงพีเอชของสารละลายที่ขนาด
ตัวกลาง 1.75 มม.

เวลา(ชม.)	พีเอชน้ำเข้า	พีเอชน้ำออก
20	6.5	9.96
28	6.82	9.55
34	7.2	9.78
42	6.6	9.65
50	6.65	9.41
58	6.91	8.98
66	7.1	8.75
75	7.41	8.26
83	7.02	8.22
91	7.05	8.03
98	6.75	7.96
112	7.26	7.78
134	7.15	7.63
156	6.97	7.6
222	7.3	7.24
244	7.25	7.02
259	6.89	6.98
266	6.92	6.54
288	7.31	6.55
310	7.2	6.38
332	6.89	6.22
354	7.04	6.37

ตาราง ง.7 ผลการทดลองถังดูดติดผิวแบบคอลัมน์แสดงการเปลี่ยนแปลงพีเอชของสารละลายที่ขนาด
ตัวกลาง 2.0 มม.

เวลา(ชม.)	พีเอชน้ำเข้า	พีเอชน้ำออก
20	7.04	10.3
28	7.08	10.25
34	6.85	10.05
42	6.99	9.84
50	7.36	10.2
58	6.79	9.35
66	6.53	9.25
75	7.14	8.87
83	7.34	8.81
91	7.01	8.67
98	7.03	8.63
112	7.2	8.56
134	6.77	8.2
178	7.15	7.78
200	6.86	7.56
197	6.83	7.43
222	7.06	6.98
244	7.32	6.55
266	7.1	6.34
288	6.92	5.95
310	7.21	5.31
332	7.15	5.37

ตาราง ง.8 ผลการทดลองถังดูดตีตผิวแบบคอลัมน์แสดงการเปลี่ยนแปลงพีเอชของสารละลายที่ขนาดตัวกลาง 2.36 มม.

เวลา(ชม.)	พีเอชน้ำเข้า	พีเอชน้ำออก
20	7.11	10.25
28	7.05	10.03
34	7.06	9.91
42	6.95	9.76
50	7.14	9.75
58	7.02	9.62
66	6.58	8.99
75	6.85	9.02
83	6.62	8.86
91	6.87	8.55
98	7.11	8.31
112	7.02	7.95
134	7.05	7.56
156	7.24	7.63
178	7.36	7.44
187	6.82	7.1
200	6.65	6.51
222	7.46	6.56
266	6.63	6.45
310	7.31	6.52

ประวัติผู้เขียน

นางนันทนา ชูฉัตร เกิดเมื่อวันที่ 26 มิถุนายน 2504 ที่กรุงเทพมหานคร สำเร็จ
การศึกษาระดับมัธยมศึกษาที่โรงเรียน สายน้ำผึ้ง จบการศึกษาระดับปริญญาตรี ภาควิชาเคมี
คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยรามคำแหง เข้าศึกษาต่อในภาควิชาสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์
สภาวะแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัยในปีพ.ศ. 2540



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย