

### บทที่ 3

## เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

### แนวคิดทฤษฎี

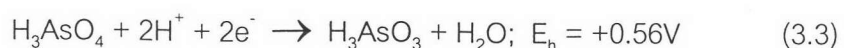
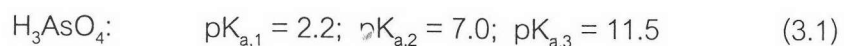
#### 3.1 อาร์เซนิก (Arsenic)

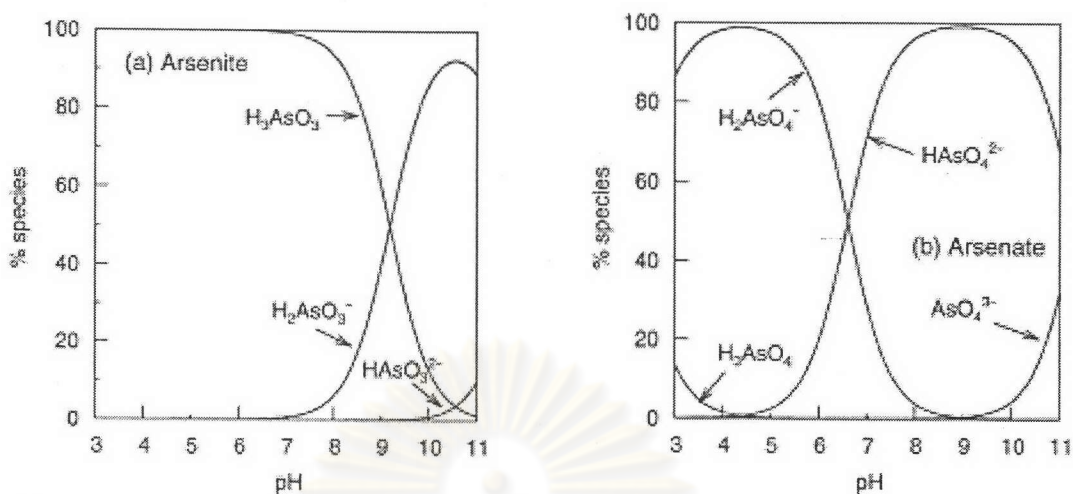
อาร์เซนิกหรือสารหนูเป็นธาตุที่มีเลขอะตอม 33 และน้ำหนักอะตอม 74.9216 ซึ่งเป็นสารที่มีคุณสมบัติเป็นทั้งโลหะและอโลหะ พบในรูปธาตุหรือโลหะ (element or metallic arsenic) และในรูปของสารประกอบ (arsenic compounds) ทั้งสารประกอบอนินทรีย์ (inorganic arsenic) และสารประกอบอินทรีย์ (organic arsenic) ซึ่งมีอยู่หลายชนิด มีลักษณะทางกายภาพดังแสดงในตารางที่ 3.1

อาร์เซนิกถูกนำมาใช้เป็นสารเคมีป้องกันกำจัดศัตรูพืช (herbicide) อุตสาหกรรมฟอกหนัง สารป้องกันและรักษาสภาพเนื้อไม้ ใช้เป็นวัสดุกึ่งตัวนำ (semi-conductor) ในเครื่องมือทางด้านอิเล็กทรอนิกส์ ใช้เป็นสารให้สีแดงหรือไม่มีสีในผลิตภัณฑ์แก้ว ใช้ในอุตสาหกรรมพลาสติก เป็นต้น

อาร์เซนิกมีค่าวาเลนซ์ได้หลายค่า คือ +5, +3, 0 และ -3 โดยอาร์เซนิกในรูปอิสระจะพบในธรรมชาติได้ยาก ส่วนใหญ่พบอยู่กับส่วนประกอบของแร่ต่าง ๆ ได้แก่ ในรูป arsenide ของโลหะ เช่น ทองแดง นิกเกิล และโคบอลต์ เป็นต้น และพบในรูป arsenic sulfide ได้แก่ realgar (tetraarsenic tetrasulfide,  $As_4S_4$ ) และ orpiment (arsenic trisulfide,  $As_2S_3$ ) หรืออาจพบในรูปออกไซด์ สำหรับในน้ำมักพบในรูป arsenate หรือ arsenite ส่วนสารประกอบ methylated arsenic ที่พบได้ทั่วไปในธรรมชาติเกิดจากปฏิกิริยาการเปลี่ยนแปลงทางชีวะ และสารประกอบของสารหนูที่สำคัญทางด้านอุตสาหกรรม คือ arsenic trioxide ซึ่งเป็นผลพลอยได้ (by-product) จากการถลุงแร่ทองแดงและตะกั่ว สำหรับสารประกอบของอาร์เซนิกแสดงในตารางที่ 3.2

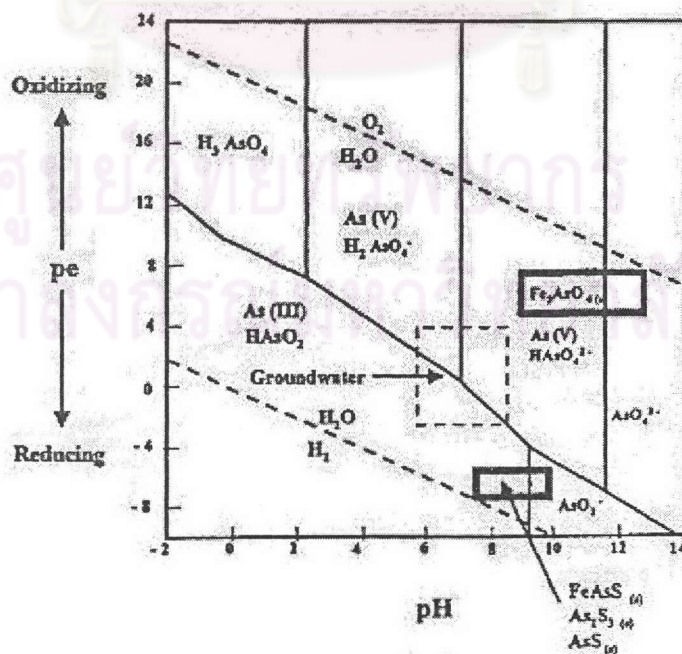
ปฏิกิริยาทางเคมีของอาร์เซนิกที่มีผลต่อการเคลื่อนที่ตามธรรมชาติอย่างหนึ่งคือ พีเอช โดยรูปแบบของปฏิกิริยาเป็นไปตามสมการดังนี้





รูปที่ 3.1 As(III) และ As(V) species ที่เป็นฟังก์ชันกับพีเอช  
(Smedley P.L. และ Kinniburgh. D.G., 2002)

จากรูปที่ 3.1 แสดงให้เห็นถึง As(V) และ As(III) species ที่เป็นฟังก์ชันกับพีเอช ซึ่งที่ค่าพีเอชของน้ำตามธรรมชาตินั้น สำหรับ As(V) จะอยู่ในรูป monovalent  $H_2AsO_4^-$  และ divalent  $HAsO_4^{2-}$  ส่วน As(III) จะอยู่ในรูปของ  $HAsO_2$  (หรือ hydrated  $H_3AsO_3$ ) ซึ่งเมื่อนำมาหาความสัมพันธ์ใน pe-pH diagram ของ As(V) และ As(III) species จะพบได้เป็นไปดังแสดงตามรูปที่ 3.2



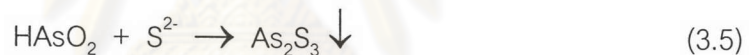
รูปที่ 3.2 pe-pH diagram ของ As(V) และ As(III) species.  
(Sengupta K.A. และ Greenleaf E.J., 2003)

### 3.1.1 อาร์เซนไนท์ (Arsenite) หรือไตรวาเลนต์อาร์เซนิก

สารละลายอาร์เซนิกที่พบในแหล่งน้ำธรรมชาติ มักพบสารหนูในรูปของอาร์ซีเนท (pentavalent salt) ในน้ำที่มีออกซิเจน ซึ่งจะอยู่ในรูป  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ,  $\text{HAsO}_4^{2-}$ , หรือ  $\text{AsO}_4^{3-}$  และมีช่วงพีเอช 5 – 12 ซึ่งเป็นช่วงพีเอชที่มีอยู่ในน้ำใต้ดินธรรมชาติ แต่ในภาวะที่มีออกซิเจนน้อย เช่น ในบ่อน้ำบาดาลที่ลึก มักพบสารหนูในรูปอาร์เซนไนท์ (trivalent salt) จะพบอยู่ในรูป nonionic ( $\text{H}_3\text{AsO}_3$ ) และ anionic ( $\text{H}_2\text{AsO}_3^-$ ) และมีช่วงพีเอชประมาณ 9.22 ส่วนการเปลี่ยนรูประหว่างอาร์เซนไนท์และอาร์เซนิกก็มีโอกาสเป็นไปได้ โดยอาร์ซีเนทจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นอาร์เซนไนท์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน (anaerobic) ดังแสดงในสมการที่ 3.4

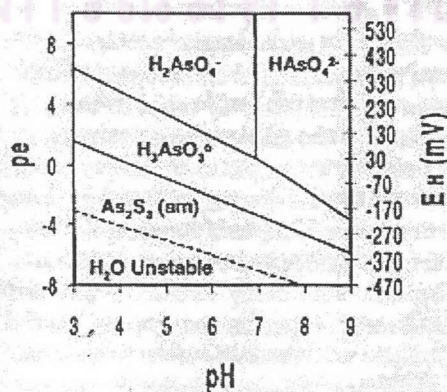


เมื่อเจอกับซัลไฟด์ไอออน (sulfide ions) จะเกิดการตกตะกอนเป็น  $\text{As}_2\text{S}_3$  (orpiment) ในสภาวะไร้ออกซิเจน ดังแสดงในสมการที่ 3.5



นอกจากนี้เกลืออาร์เซนไนท์จะจับหรือรวมตัวกับไฮดรอกไซด์ (hydroxide) ของเหล็ก (II & III), โครเมียม (III), และอะลูมิเนียม กลายเป็นสารที่ไม่ละลายน้ำตกตะกอนลงมา ซึ่งเป็นสมบัติสำคัญในการควบคุมปัญหามลพิษเนื่องจากสารหนู

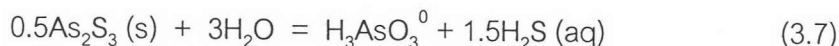
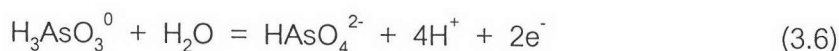
สำหรับการทำนายรูปของอาร์เซนิกโดยใช้ pe-pH diagram สำหรับระบบ As-S-H<sub>2</sub>O ที่ 25°C ภายใต้สมมติฐาน:  $\text{SO}_4 = 10^{-3}$  M,  $\text{H}_3\text{AsO}_3^0 = 10^{-5}$  M, และ  $\text{As}_2\text{S}_3 = \text{amorphous orpiment}$  ดังรูปที่ 3.3 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอาร์เซนไนท์จะอยู่ในรูป  $\text{H}_3\text{AsO}_3$  หรือรูปของแข็งคือ  $\text{As}_2\text{S}_3$



รูปที่ 3.3 กราฟการสังเคราะห์ pe-pH diagram (Inskeep, 2002)

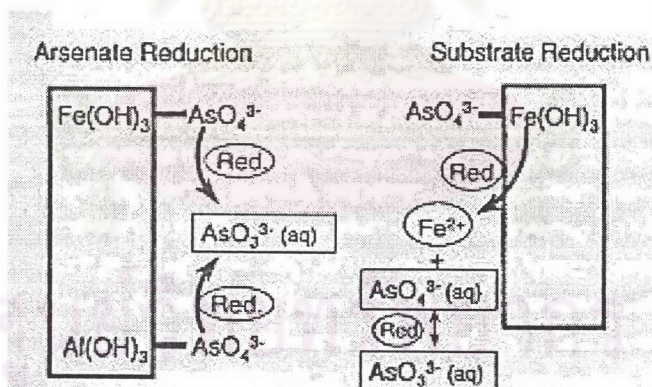


ปฏิกิริยาทางเคมีและเทอร์โมไดนามิกส์ของอาร์เซนิกที่เกิดขึ้นในดินและแหล่งน้ำธรรมชาติ ได้แก่



การรีดักชันของอาร์ซีนิกไปเป็นอาร์เซนิกในดินและน้ำตามธรรมชาติ ปกติจะเกิดภายใต้สภาวะมีออกซิเจนน้อย (microaerobic) หรือค่อนข้างขาดแคลนออกซิเจน (anoxic) เช่นพบในตะกอนดิน (sediments), น้ำท่วมดิน (flooded soils), และใต้ชั้นดิน (aquifers) เมื่อพิจารณาถึงผลของซัลไฟด์ที่มีต่อพฤติกรรมของอาร์ซีนิกและอาร์เซนิก พบว่าอาร์เซนิกจะเคลื่อนที่ได้มากกว่าและมีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตมากกว่าอาร์ซีนิก ความเข้มข้นที่เพิ่มขึ้นและการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกในตัวเองจะใช้เป็นตัวชี้วัดต่อสุขภาพ

หนึ่งในกลไกที่เป็นไปได้ในการใช้อธิบายการเพิ่มขึ้นของอาร์เซนิก และการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกภายใต้สภาวะที่เกิดขบวนการรีดักชันของออกไซด์ของเหล็ก 3+ แสดงดังรูปที่ 3.4 อาร์เซนิกจะปลดปล่อยจากของแข็งโดยการรีดักชันเป็นอาร์เซนิกที่เป็นไปตามทางด้านซ้ายของรูป ส่วนการสลายตัวของสารโดยขบวนการที่ทำให้เกิดการรีดักชันเป็นไปตามทางด้านขวาของรูป



รูปที่ 3.4 แผนผังแสดงขบวนการทำให้เกิดรีดักชัน (Inskeep, 2002)

การออกซิเดชันของอาร์เซนิกไปเป็นอาร์ซีนิกในดินและน้ำตามธรรมชาติ จะเป็นอย่างช้า ๆ เมื่อได้รับออกซิเจน โดยมีครึ่งชีวิต (half-life) ประมาณ 1 ปี ซึ่งจะเกิดได้เฉพาะที่พีเอชมากกว่า 9 แต่สำหรับน้ำที่มีเหล็ก 3+ อยู่จะช่วยให้อัตราการเกิดออกซิเดชันอยู่ที่พีเอชต่ำได้ เมื่อมีความเข้มข้นของเหล็ก 3+ ที่สูง แต่ไม่น่าจะเป็นไปได้กับน้ำตามธรรมชาติ อย่างไรก็ตามการออกซิเดชันของการดูดติดผิวอาร์เซนิกไปเป็นอาร์ซีนิกบนพื้นผิวของออกไซด์ของเหล็ก 3+ จะเกิดขึ้นอย่างจำกัดประมาณ 20% (Inskeep, 2002)

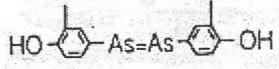
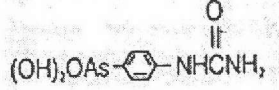


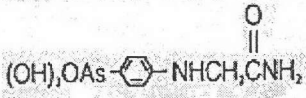
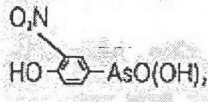

ตารางที่ 3.1 แสดงลักษณะสมบัติทางกายภาพของสารหนู (ธรรม, 2541)

เลขอะตอม	33
น้ำหนักอะตอม	74.9216
โครงสร้างผลึก	Rhombohedral
สีผิว	เหลือง ( $\alpha$ ) ดำ ( $\beta$ ) เทา ( $\gamma$ )
ความถ่วงจำเพาะ	5.7 (cystalline) 2.0 (yellow cubic) 3.7 (black Amorphous)
จุดหลอมละลาย	817°C (28 atm)
จุดเดือด	613°C (V.P. 1 atm)
ความร้อนแฝงของการหลอมละลาย	88.5 cal/g
ความร้อนแฝงของการเดือด	102 cal/g
ความร้อนจำเพาะ	0.082 cal/g/°C (20°C)
สัมประสิทธิ์การขยายตัว	$4.7 \times 10^{-6}$ in/°C (20°C)
Specific Conductivity	$2.56 \times 10^4$ mhos/cm (0°C)
ความต้านทานไฟฟ้า	33.3 microhm – cm (20°C)
ความแข็งมาตรา Brinell	147

ตารางที่ 3.2 สารหนูและสารประกอบของสารหนูที่สำคัญ (กรมควบคุมมลพิษ, 2541)

ชื่อสาร (name)	ชื่ออื่น (synonyms)	สูตรของสาร (formula)
1. arsenic	metallic arsenic	As <sub>4</sub>
2. arsenic (III) oxide	arsenic trioxide arsenous oxide white arsenic	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (or As <sub>4</sub> O <sub>6</sub> )
3. arsenous acid	-	H <sub>3</sub> AsO <sub>3</sub>

ชื่อสาร (name)	ชื่ออื่น (synonymes)	สูตรของสาร (formula)
4. arsenenous acid, arsenites, salt of arsenenous acid	arsenious acid	$\text{HAsO}_2$ , $\text{H}_2\text{AsO}_3^-$ , $\text{HAsO}_3^{-2}$ , or $\text{HAsO}_3^{-3}$
5. arsenic (III) chloride	arsenic trichloride arsenous trichloride	$\text{AsCl}_3$
6. arsenic (III) sulfide	arsenic trisulfide orpiment auripigment	$\text{As}_2\text{S}_3$
7. arsenic (V) oxide	arsenic pentoxide	$\text{As}_2\text{O}_5$
8. arsenic acid	orthoarsenic acid	$\text{H}_3\text{AsO}_4$
9. arsenenic acid arsenates, salt of arsenic acid (ortho)	metaarsenic acid	$\text{HAsO}_3$ $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ , $\text{HASO}_4^{-2}$ , or $\text{AsO}_4^{-3}$
10. methylarsonic acid	methanearsonic acid	$\text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2$
11. dimethylarsinic acid	cacodylic acid	$(\text{CH}_3)_2\text{AsO}(\text{OH})$
12. trimethylarsine oxide	-	$(\text{CH}_3)_3\text{AsO}$
13. methylarsine	-	$\text{CH}_3\text{AsH}_2$
14. dimethylarsine	-	$(\text{CH}_3)_2\text{AsH}$
15. trimethylarsine	-	$(\text{CH}_3)_3\text{As}$
16. arsanilic acid	p-aminobenzene-arsonic acid (4-aminophenyl)-arsonic acid	$\text{H}_2\text{N}-\text{C}_6\text{H}_4-\text{AsO}(\text{OH})_2$
17. arsphenamine	4,4-arsenobis (2-amino- phenol) dihydro-chloride Salvarsan	$\text{HClH}_2\text{N}$ $\text{NH}_2\text{HCl}$ 
18. carbarsone	[4-(aminocarbonyl-amino) phenyl] -arsonic acid: N-carbomoylarsanilic acid	

ชื่อสาร (name)	ชื่ออื่น (synonyms)	สูตรของสาร (formula)
19. tryparsamide	[4-[(2-amino-2-oxoethyl) amino]-phenyl] arsonic acid	
20. 3 – nitro – 4 – hydroxy – phenylarsonic acid	-	
21. 4 – nitrophenylarsonic acid	p-nitrophenylarsonic acid	
22. arsenobetaine	-	$(\text{CH}_3)_3\text{As}+\text{CH}_2\text{COOH}$
23. arsenocholine	-	$(\text{CH}_3)_3\text{As}+\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$
24. dialkylchloroarsine	-	$\text{R}_2\text{AsCl}$
25. alkylchloroarsine	-	$\text{RAsCl}_2$

### 3.1.2 ความเป็นพิษของอาร์เซนิก

สารหนูจัดอยู่ใน class 6.1 คือเป็นสารพิษ (poisonous substance) ตามระบบ UN (United Nations Classification System) ซึ่งส่วนใหญ่แล้วสารหนูอนินทรีย์จะมีความเป็นพิษมากกว่าสารหนูอินทรีย์ และสารหนูที่มีวาเลนซ์ 3 จะมีความเป็นพิษมากกว่าวาเลนซ์ 5 เพราะสารหนูที่มีวาเลนซ์ 3 จะมีโอกาสอยู่ในร่างกายได้นานกว่าวาเลนซ์ 5 เนื่องจากมีการขับถ่ายได้ช้ากว่า มีรายงานว่า As(III) มีพิษมากกว่า As(V) ประมาณ 25 – 60 เท่า และมีพิษมากกว่าสารหนูอินทรีย์ประมาณ 100 เท่า (Morrison et al, 1989 อ้างใน Kim M.J. et al, 2002) โดยถ้าอยู่ในรูปสารละลายจะมีความเป็นพิษมากกว่าในรูปของแข็ง

การแสดงออกเมื่อได้รับพิษของสารหนูมีอยู่ 2 ลักษณะ คือ ลักษณะเฉียบพลัน และลักษณะเรื้อรัง

1. พิษเฉียบพลัน เกิดจากการได้รับสารหนูในปริมาณมาก เมื่อได้รับทางปากจะทำลายระบบทางเดินอาหาร เช่น แสบร้อนในปาก ลำคอ คลื่นไส้ อาเจียน ความดันเลือดต่ำ หายใจลำบาก อาจมีอาการไตวาย ชัก หมดสติ และอาจถึงแก่ความตายได้ในเวลาไม่กี่ชั่วโมง



2. พิษเรื้อรัง ในกรณีที่ได้รับสารหนูในปริมาณน้อยเป็นระยะเวลาสั้น จะสังเกตเห็นสิ่งที่ปรากฏความผิดปกติได้จากผิวหนังและเล็บ ซึ่งได้แก่ ผิวมีสีแดงแล้วเปลี่ยนเป็นสีดำ ผิวชั้นบนสุดหนาขึ้นเป็นลักษณะสะเก็ด นอกจากนี้ยังส่งผลถึงระบบต่าง ๆ ของร่างกาย เช่น ระบบหายใจ ระบบประสาท ระบบไหลเวียนโลหิต ระบบสมอง เป็นต้น

ผู้ที่อาศัยอยู่ในเขตตำบลร่อนพิบูลย์มีอาการที่ปรากฏเห็นได้ชัดว่าได้รับความเป็นพิษเนื่องจากสารหนูแบบเรื้อรัง คือ ผิวหนังเข้มจนเป็นสีดำเป็นจุด ๆ บางรายเป็นมากจะมีผื่นสีดำเป็นบริเวณกว้าง ซึ่งเป็นสาเหตุของมะเร็งโรคมelanoma นอกจากนี้ยังพบว่ามีอาการอื่น ๆ เช่น น้ำหนักลด อ่อนเพลีย และเบื่ออาหาร

### 3.1.3 มาตรฐานในการควบคุมอาร์เซนิก

สารหนู (arsenic) จัดอยู่ในประเภทที่ 3 ได้แก่ วัตถุอันตรายที่การผลิต การส่งออก หรือการมีไว้ในครอบครองต้องได้รับใบอนุญาตจากกรมโรงงานอุตสาหกรรม และสารหนูยังจัดอยู่ในประเภทที่ 4 ได้แก่ วัตถุอันตรายที่ห้ามมิให้มีการผลิต การนำเข้า การส่งออก หรือการมีไว้ในครอบครอง โดยสำนักงานคณะกรรมการอาหารและยา (กรมควบคุมมลพิษ, 2541)

มาตรฐานน้ำทิ้งของกรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม ได้กำหนดค่าปริมาณโลหะหนักสารหนูในน้ำทิ้งที่ระบายออกจากโรงงานอุตสาหกรรมไว้ จะต้องไม่เกิน 0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนมาตรฐานคุณภาพแหล่งน้ำผิวดินที่ไม่ใช่ทะเลตามร่างประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยี และการพลังงาน เรื่องกำหนดมาตรฐานและวิธีการตรวจสอบคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดินที่ไม่ใช่ทะเล ซึ่งกำหนดให้ปริมาณสารหนูในแหล่งน้ำผิวดินต้องมีค่าไม่เกิน 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ยังมีค่ามาตรฐานน้ำดื่ม แสดงดังตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 มาตรฐานน้ำดื่มในส่วนที่เกี่ยวข้องกับสารหนูที่กำหนดโดยหน่วยงานต่าง ๆ (กรมควบคุมมลพิษ, 2541)

หน่วยงานที่กำหนด	ปริมาณที่ยอมให้มีได้ในน้ำดื่ม (ppm)
กระทรวงสาธารณสุข	0.05
สำนักงานมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม	0.05
กรมทรัพยากรธรณี	0.05
การประปานครหลวง	0.01 – 0.05
กรมโยธาธิการ	0.05

สำหรับมาตรฐานน้ำทิ้งที่มีสารหนูของต่างประเทศ ได้แก่ ประเทศญี่ปุ่น ไม่เกิน 0.5 mg/L ส่วนคุณภาพน้ำผิวดินของต่างประเทศ ได้กำหนดปริมาณความเข้มข้นของสารหนูในแหล่งน้ำ ได้แก่ ประเทศญี่ปุ่น ไม่เกิน 0.5 mg/L และมาตรฐานน้ำดื่มในการควบคุมของต่างประเทศ แสดงดังตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 มาตรฐานน้ำดื่มที่กำหนดโดยประเทศหรือองค์กรต่าง ๆ (Viraraghavan, 2002)

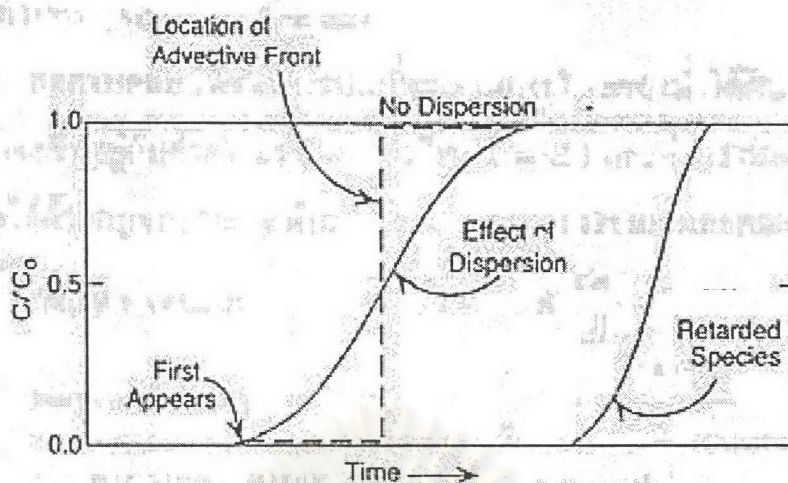
ประเทศหรือองค์กรที่กำหนด	ปริมาณสารหนูที่ยอมให้มีได้ในน้ำดื่ม (mg/L)
สหรัฐอเมริกา (U.S.EPA)	0.01
แคนาดา	0.025
ออสเตรเลีย	0.007
กลุ่มสหภาพยุโรป (EU)	0.01
องค์การอนามัยโลก (WHO)	0.01

### 3.2 กลไกการเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน (Contaminant transport mechanisms)

กระบวนการเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน ซึ่งประกอบไปด้วยกระบวนการหลัก ๆ ได้แก่

- (1) กระบวนการทางชลศาสตร์ (Hydrodynamic Process)
- (2) กระบวนการทางเคมี (Chemical Process)
- (3) กระบวนการทางชีววิทยา (Biotic Process)

กระบวนการต่าง ๆ เหล่านี้สามารถวิเคราะห์รายละเอียดได้จากห้องปฏิบัติการ โดยการสร้างคอลัมน์ดินที่บรรจุสารประกอบอินทรีย์คล้ายกับลักษณะบริเวณที่ทำการศึกษานั้น ค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัว (Dispersion coefficient) และอัตราการดูดติดผิว สามารถประเมินได้ตามรูปที่ 3.5 ซึ่งแสดงถึงตัวอย่างผลการวิเคราะห์ (Breakthrough curve) ของคอลัมน์ดินที่เติมสารตามรอย และทำการเก็บข้อมูลในรูปของฟังก์ชันเวลา



รูปที่ 3.5 Breakthrough Curve แสดงผลของการกระจายตัวและการดูดติดผิว (Philip, Hanadi, และ Charles, 1994)

### 3.2.1 กระบวนการทางชลศาสตร์ (Hydrodynamic Process)

เป็นการเคลื่อนที่ที่ได้รับอิทธิพลจากการเคลื่อนที่ของน้ำใต้ดิน ซึ่งประกอบด้วย การพา (advection), การแพร่ (diffusion), และการกระจายตัว (dispersion)

#### 3.2.1.1 การพา (Advaction Process)

การพา (advaction) เป็นการเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนไปตามการไหลของน้ำใต้ดินด้วยความเร็วของการไหลของน้ำใต้ดิน โดยความเร็วจะขึ้นอยู่กับความชันของการไหล (hydraulic gradient) ซึ่งอธิบายได้ด้วยกฎของดาร์ซี (Darcy's law) ดังสมการที่ 3.8

Darcy Velocity;

$$q = -KS = -K \frac{dh}{dl} \quad (3.8)$$

Seepage Velocity;

$$V_x = \frac{q}{n} = \frac{K}{n} \frac{dh}{dl} \quad (3.9)$$



โดยที่

$q$  คือ ความเร็วในน้ำใต้ดิน (Darcy velocity, L/t)

$K$  คือ ค่าความนำทางชลศาสตร์ (hydraulic conductivity, L/t)

$n$  คือ ค่าความพรุนประสิทธิผล (Effective porosity)

$V_x$  คือ ความเร็วน้ำใต้ดินผ่านตัวกลาง (Seepage of pore water velocity, L/t)

$S = \frac{dh}{dl}$  คือ ค่าความชันของการไหล (hydraulic gradient)

### 3.2.1.2 การแพร่และการกระจายตัว (Diffusion and Dispersion Processes)

การแพร่ (diffusion) คือกระบวนการถ่ายเทมวลในระดับโมเลกุลซึ่งสารละลายจะเคลื่อนที่จากบริเวณที่มีความเข้มข้นสูงไปสู่บริเวณที่มีความเข้มข้นต่ำ การกระจายตัว (dispersion) คือกระบวนการของการผสมที่เกิดจากความแปรปรวนของความเร็วการไหลในตัวกลางพรุน โดยการแพร่และการกระจายตัวของสารปนเปื้อนในระดับโมเลกุล มีลักษณะการเคลื่อนที่ตามปัจจัยต่าง ๆ ดังนี้

(1) การแพร่หรือการกระจายตัวทางโมเลกุล (molecular dispersion) ซึ่งเป็นผลจากความแตกต่างของความเข้มข้น (concentration gradient) โดยจะเคลื่อนที่จากที่ที่มีความเข้มข้นสูงไปสู่ที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยการเคลื่อนที่นี้จะขึ้นอยู่กับความเร็วในการไหลของน้ำใต้ดิน

(2) การกระจายตัวทางกล (mechanical dispersion) ซึ่งเป็นผลมาจากการกระจายตัวด้วยความเร็วของการไหลของน้ำใต้ดิน ซึ่งเกิดในช่องว่างของรูพรุนชั้นดิน (pore) โดยเกิดจากความแตกต่างระหว่างของขนาดช่องว่างของชั้นดิน โดยทิศทางการไหลคดเคี้ยวของน้ำใต้ดิน (tortuosity of path) สามารถหาค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัว จากกฎข้อแรกของฟิคส์ (Fick's first law) ดังสมการที่ 3.10

$$D_n = \alpha v + D_d \quad (3.10)$$

โดยที่

$D_n$  คือ ค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัว (dispersion coefficient, L<sup>2</sup>/t)

$\alpha$  คือ ค่าคงที่การกระจายตัว (dispersivity, L)

$v$  คือ ความเร็วน้ำใต้ดินผ่านตัวกลาง (pore water velocity, L/t)

$D_d$  คือ ค่าการแพร่ของโมเลกุล (molecular diffusion, L<sup>3</sup>/t)

จากการศึกษาแบบคอลัมน์ (Column Test) ในห้องปฏิบัติการพบว่า การกระจายตัวเป็นฟังก์ชันของความเร็วในการไหล เรียกว่า ค่าคงที่การกระจายตัว (dispersivity,  $\alpha$ ) โดยทั่วไปค่า  $D_d$  จะมีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับพจน์แรก ( $\alpha v$ ) เว้นแต่ในกรณีที่ค่าคงที่การกระจายตัวและค่าความนำชลศาสตร์มีค่าน้อย จึงจะพิจารณาค่าการแพร่ของโมเลกุลเป็นสำคัญ การแพร่มักจะมีผลแต่ในกรณีที่มีความเร็วในการไหลต่ำ

การเคลื่อนที่ของมวล (Mass Transport) ของการแพร่ได้ผิวดินในรูป 1 มิติ (One Dimension) สามารถอธิบายด้วยกฎของฟิคส์ (Fick's law states) ดังสมการที่ 3.11

$$F_x = -D_d \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.11)$$

โดยที่

$F_x$  คือ mass flux ( $M/L^2T$ )

$D_d$  คือ diffusion coefficient ( $L^2/T$ )

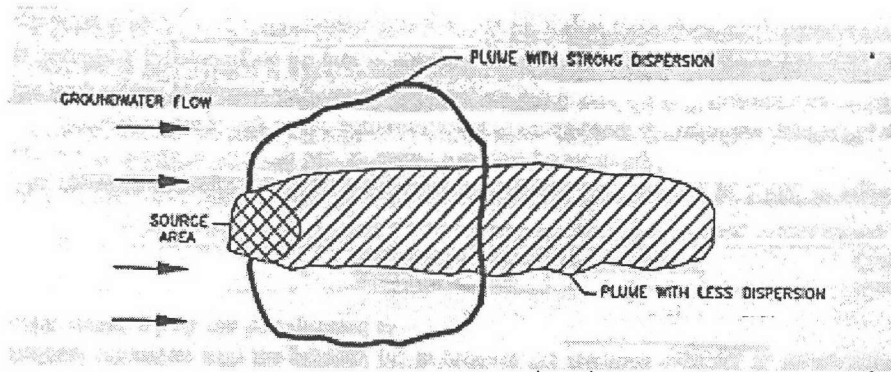
$\frac{\partial C}{\partial x}$  คือ concentration gradient ( $M/L^2-L$ )

ความสัมพันธ์ของการเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนตามกลไกต่าง ๆ ที่ได้รับอิทธิพลจากการเคลื่อนที่ของน้ำใต้ดินสามารถอธิบายได้ตามรูปที่ 3.6 ถึง 3.8

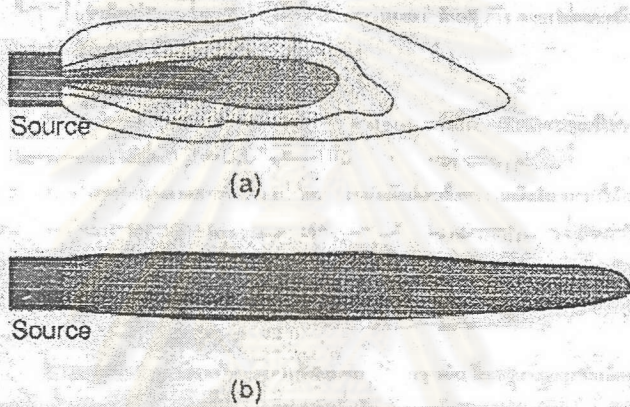
### 3.2.2 กระบวนการทางเคมี (Chemical Process)

กระบวนการทางเคมีที่เกิดขึ้นในชั้นน้ำใต้ดิน เป็นผลมาจากการทำปฏิกิริยาของสารปนเปื้อนกับวัสดุในชั้นน้ำใต้ดิน หรือการเปลี่ยนรูปของสารปนเปื้อน เช่น ปฏิกิริยาการดูดติดผิวดิน (sorption)

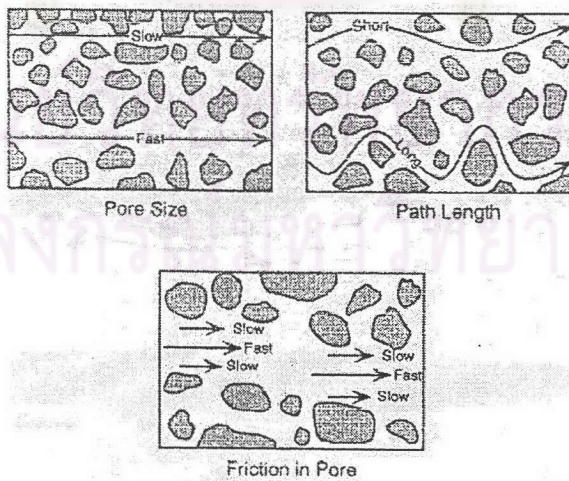
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 3.6 ลักษณะของการกระจายตัวตามการเคลื่อนที่ของทิศทางการไหลของน้ำใต้ดิน (Suthersan, 1996)



รูปที่ 3.7 การเคลื่อนที่ตามทิศทางการไหลของน้ำใต้ดิน (a) การแพร่และการกระจายตัว (b) การกระจายตัวเท่านั้น (Phillip, Hanadi, และ Charles, 1994)



รูปที่ 3.8 ปัจจัยที่มีผลต่อการกระจายตัวตามยาว (longitudinal dispersion) ของสารปนเปื้อนในตัวกลางที่มีรูพรุน (Phillip, Hanadi, และ Charles, 1994)



### 3.2.2.1 การดูดติดผิว (Sorption)

การดูดติดผิวเป็นกระบวนการที่เกี่ยวข้องกับการสะสมความเข้มข้นของอนุภาคที่ผิวหน้าหรือระหว่างผิวของสารสองสถานะ ไม่ว่าจะเป็นสถานะของของแข็งหรือของเหลว ก๊าซกับของเหลว ก๊าซกับของแข็ง หรือของเหลวกับของแข็ง โดยโมเลกุลหรือคอลลอยด์ที่ถูกดูดซับติดที่ผิวเรียกว่า สารถูกดูดซับ (Adsorbate) ส่วนของแข็งที่มีพื้นที่ผิวเป็นที่เกาะจับของสารถูกดูดซับติดผิวเรียกว่า สารดูดซับ (Adsorbent)

สารปนเปื้อนที่ละลายในน้ำใต้ดินหลาย ๆ ชนิด สามารถถูกแยกออกจากสารละลายโดยกระบวนการดูดติดผิว โดยสารปนเปื้อนในรูปของสารละลายนี้จะถูกกักในบริเวณช่องว่างรูพรุนของดิน (Aquifer) ทำให้สารปนเปื้อนที่ละลายในน้ำใต้ดินจะถูกแยกออกจากสารละลายบางส่วนเป็นผลให้การเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนถูกหน่วง (Retardation) ทำให้สารปนเปื้อนเคลื่อนที่ได้ช้าลง

### 3.2.2.2 กลไกการดูดติดผิว (Sorption Mechanism)

กระบวนการดูดติดผิว สามารถแบ่งได้เป็น 2 ประเภท ได้แก่ การดูดติดผิวทางกายภาพ (Physical Sorption) และการดูดติดผิวทางเคมี (Chemisorption) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับธรรมชาติของแรงที่มาเกี่ยวข้อง

การดูดติดผิวทางกายภาพบนของแข็งเชื่อว่าเป็นคุณสมบัติของแรงระหว่างผิวหน้าของของแข็งกับโมเลกุลของสารถูกดูดซับ ซึ่งเรียกว่า แรงวันเดอร์วาลส์ (Van der Waals Forces) และแรงกระจาย (Dispersion Forces) แรงกระจายมีอยู่ทั่วไปในวัตถุทุกชนิดและเป็นแรงดึงดูดระหว่างอะตอมหรือโมเลกุลที่อยู่ติดกัน การดูดติดผิวจะเกิดขึ้นแบบหลายชั้น (Multilayers) ซึ่งแต่ละชั้นของโมเลกุลจะติดอยู่กับชั้นของโมเลกุลที่อยู่ก่อนหน้า โดยจำนวนชั้นเป็นสัดส่วนกับความเข้มข้นของโมเลกุลของสารถูกดูดซับ หรือจำนวนชั้นของโมเลกุลจะเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารถูกดูดซับเพิ่มมากขึ้น

การดูดติดผิวทางเคมี (Chemisorption) เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาระหว่างสารดูดซับและสารถูกดูดซับเกิดเป็นสารประกอบทางเคมีขึ้น ซึ่งเป็นผลมาจากการถ่ายโอนอิเล็กตรอนและการเปลี่ยนรูปของพันธะเคมี มักจะเกิดขึ้นที่อุณหภูมิสูงและมีความสัมพันธ์กับพลังงานการกระตุ้น (Activation Energy) ดังนั้นจึงทำให้โมเลกุลที่ถูกดูดซับอยู่ที่ใดที่หนึ่งเฉพาะที่ และไม่สามารถเคลื่อนที่ไปมาได้บนพื้นผิวได้ จึงอาจกล่าวได้ว่าการดูดติดผิวทางเคมีเป็นปฏิกิริยาแบบไม่ย้อนกลับและเป็นการดูดติดผิวแบบชั้นเดียว

การดูดติดผิวทางกายภาพ (Physical Adsorption) สามารถแยกออกจากการดูดติดผิวทางเคมี (Chemisorption) เมื่อมีความเป็นไปได้ตามข้อใดข้อหนึ่งดังนี้

(1) การดูดติดผิวทางกายภาพ เป็นแรงที่เกี่ยวกับสารชนิดเดียวที่สามารถเกิดย้อนกลับได้นั้นคือ สามารถเกิดการคายออก (Desorption) ได้ที่อุณหภูมิเดียวกันแม้กระบวนการที่เกิดขึ้นจะเป็นไปอย่างช้า ๆ เนื่องจากกระบวนการแพร่ โดยไม่มีความเกี่ยวข้องกับการถ่ายโอนอิเล็กตรอน ซึ่งการดูดติดผิวทางเคมีจะเกี่ยวข้องกับพันธะเคมีและไม่สามารถเกิดการย้อนกลับ (Irreversible) ได้

(2) การดูดติดผิวทางกายภาพ ไม่เจาะจงบริเวณที่เกิดการดูดติดผิวของผิวโมเลกุลโดยสามารถเคลื่อนที่ได้อย่างอิสระตลอดทั้งพื้นผิว ส่วนการดูดติดผิวทางเคมีเป็นการดูดติดผิวเฉพาะที่โมเลกุลในบริเวณที่เจาะจงให้เกิดการดูดติดผิวเท่านั้น

(3) ความร้อนที่เกิดขึ้นของการดูดติดผิวทางกายภาพ จะมีอุณหภูมิต่ำกว่าที่เกิดขึ้นจากการดูดติดผิวทางเคมี ซึ่งขีดจำกัดของการดูดติดผิวทางกายภาพอาจสูงกว่า 20 kcal/mol สำหรับสารดูดซับที่มีรูพรุนเล็กมาก ส่วนความร้อนของการดูดติดผิวทางเคมีอยู่ในช่วงค่าที่สูงกว่า 100 kcal/mol และต่ำกว่า 20 kcal/mol

### 3.2.2.3 การเคลื่อนที่ของการดูดติดผิว (Sorption Kinetic)

การเคลื่อนที่ของการดูดติดผิวเกี่ยวข้องกับอัตราการเคลื่อนย้ายโมเลกุล (Rate of Molecular Transfer) ซึ่งมีความสำคัญต่อการดูดติดผิว การดูดติดผิวสารละลายโดยสารดูดซับที่มีรูพรุนสามารถอธิบายได้ดังนี้

1. การดูดติดผิวขั้นแรก (Bulk Transport) เป็นการเคลื่อนที่ในสารละลายมาที่ผิว โดยวิธีการแพร่ของโมเลกุลจากสารละลายไปยังพื้นผิวภายนอกของชั้นของเหลวบาง ๆ ที่หุ้มอยู่ที่ผิวของสารดูดซับ เรียกว่า การแพร่ภายนอก (External diffusion)

2. การดูดติดผิวขั้นที่สอง เป็นการแพร่ภายใน (Internal diffusion) เกี่ยวข้องกับการขนส่งผ่านชั้นฟิล์มสารดูดซับจากผิวหน้าของอนุภาคเข้าสู่พื้นผิวภายใน (Film Transport) โดยวิธีการแพร่เข้าไปในรูพรุนที่เต็มไปด้วยของเหลวเข้าถึงช่องว่างของสารดูดซับ และการเคลื่อนที่ไปตลอดพื้นผิวรูพรุนของของแข็ง (Surface diffusion) นั้น

3. การดูดติดผิวขั้นที่สาม เป็นการดูดติดผิวของสารละลายที่อยู่ภายในพื้นผิวของรูพรุน ซึ่งมีการแพร่เข้าสู่รูพรุนของสารดูดซับ (Pore diffusion) กล่าวได้ว่าเป็นการขนส่งกันภายในอนุภาค (Intraparticle Transport) การดูดติดผิวในขั้นนี้เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วมากจึงไม่มีอิทธิพลต่อการเคลื่อนที่โดยรวม



อัตราการดูดติดผิวทั้งหมดควบคุมโดยขั้นตอนที่เกิดซ้ำที่สุด ซึ่งอาจเป็นไปได้ทั้งการแพร่ภายในและการแพร่ภายนอก อย่างไรก็ตามการควบคุมอัตราการเกิดปฏิกิริยาในบางระบบอาจเกิดขึ้นระหว่างการขนส่งกันภายในอนุภาคและการแพร่ภายนอก

### 3.2.2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดติดผิว

#### 1. ธรรมชาติของสารดูดซับ (Nature of the Adsorbent)

##### 1.1 พื้นที่ผิวและโครงสร้างของรูพรุน

เนื่องจากกระบวนการดูดติดผิวเป็นผลของความเข้มข้นของตัวถูกละลายบนพื้นผิว ดังนั้นพื้นที่ผิวจึงมีผลโดยตรงต่อความสามารถในการดูดติดผิวของสารดูดซับ โดยการดูดติดผิวสารละลายจะเพิ่มขึ้นเมื่อพื้นที่ผิวในการดูดติดผิวเพิ่มขึ้น

##### 1.2 ขนาดของอนุภาค

พื้นที่ผิวของสารดูดซับที่ไม่มีรูพรุนจะเพิ่มขึ้นเมื่ออนุภาคมีขนาดเล็กลง จึงทำให้ความสามารถในการดูดติดผิวเพิ่มขึ้นหากเส้นผ่าศูนย์กลางของอนุภาคลดลง อย่างไรก็ตามสำหรับสารดูดซับที่มีรูพรุนสูง พื้นที่ผิวส่วนใหญ่ที่อยู่ในโครงสร้างของรูพรุนดังกล่าว ดังนั้นความสามารถในการดูดติดผิวจะไม่ขึ้นอยู่กับขนาดของอนุภาค

##### 1.3 สภาพทางเคมีของพื้นผิว

หมู่ฟังก์ชัน (Functional Group) ที่ผิวของสารดูดซับมีผลต่อความสามารถในการดูดติดผิว โดยการเปลี่ยนแปลงของประจุบนผิวหน้าระหว่างการดูดติดผิวทางเคมีจะส่งผลต่อความสามารถในการดูดติดผิวสารละลายหลายชนิด

#### 2. ธรรมชาติของสารถูกดูดซับ (Nature of the Adsorbate)

ความสามารถในการดูดติดผิวจะเพิ่มขึ้นหากคุณสมบัติของสารถูกดูดซับเป็นสารคล้าย ๆ กันแต่มีมวลโมเลกุลมากขึ้น ซึ่งจะทำให้โมเลกุลไม่ชอบน้ำมากขึ้นและมีความสามารถในการละลายได้ลดลง นอกจากนี้มวลโมเลกุลที่มีค่าสูงทำให้ขนาดของสารถูกดูดซับใหญ่ขึ้นจะช่วยเพิ่มความสามารถในการดูดติดผิว

#### 3. พีเอช

พีเอชมีอิทธิพลต่อการแตกตัวของไอออนและการละลายน้ำของสารถูกดูดซับที่พีเอชต่าง ๆ กัน โดยมีแนวโน้มว่าพีเอชที่ลดลงจะทำให้การดูดติดผิวนั้นเพิ่มขึ้น



4. ผลของอิออนตัวอื่น ๆ ในน้ำ

องค์ประกอบอนินทรีย์ในน้ำ ได้แก่  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  สามารถส่งผลกระทบต่อ การดูดติดผิวสารอินทรีย์ในน้ำได้ เช่น การมีแคลเซียมคลอไรด์ในน้ำจะเพิ่มเนื้อที่ในการดูดติดผิว ของกรดฟิวริก เป็นต้น

5. ผลของอุณหภูมิ

เนื่องจากกระบวนการดูดติดผิวเป็นปฏิกิริยาคายความร้อน ดังนั้นเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น ความสามารถในการดูดติดผิวจะลดลง ในทางตรงกันข้ามหาอุณหภูมิลดลง ความสามารถในการดูดติดผิวจะเพิ่มขึ้น แต่อุณหภูมิที่สูงขึ้นทำให้อัตราการดูดติดผิว (Adsorption Rate) สูงขึ้น

3.2.2.5 สมดุลของการดูดติดผิว (Sorption Equilibrium)

การดูดติดผิวของสารละลายเกี่ยวข้องกับความสัมพันธ์ของตัวถูกละลายที่อยู่บนผิวหน้า ของสารดูดซับ เมื่อกระบวนการดูดติดผิวเกิดขึ้นตัวถูกละลายที่ถูกดูดซับจะมีแนวโน้มที่จะหลุด ออกมาสู่สารละลายอีกครั้งหนึ่ง ตัวถูกละลายจะถูกดูดซับและหลุดออกมาในจำนวนเท่า ๆ กันที่ เวลาเดียวกันจนกว่าจะเกิดสภาวะสมดุล ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่มีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ สารถูกดูดซับหรือตัวถูกละลายในสารละลายอีกต่อไป

โดยทั่วไปกระบวนการดูดติดผิวในรูปของดินในชั้นดินอุ้มน้ำ มักสมมติในเงื่อนไข สภาวะสมดุล ซึ่งปฏิกิริยาการเกิดการดูดติดผิวจะเกิดขึ้นเร็วสัมพันธ์เพียงพอกับความเร็วในการ ไหลของน้ำใต้ดิน โดยแสดงปริมาณสารถูกดูดซับหรือตัวถูกละลายที่ถูกดูดซับต่อหน่วยของสาร ดูดซับในแง่ของความเข้มข้นของสารละลายที่สภาวะสมดุลที่อุณหภูมิคงที่ เรียกว่า ไอโซเทอมการ ดูดติดผิว (Adsorption Isotherm) ซึ่งจะกล่าวถึงแต่ละแบบจำลองโดยสังเขปดังนี้

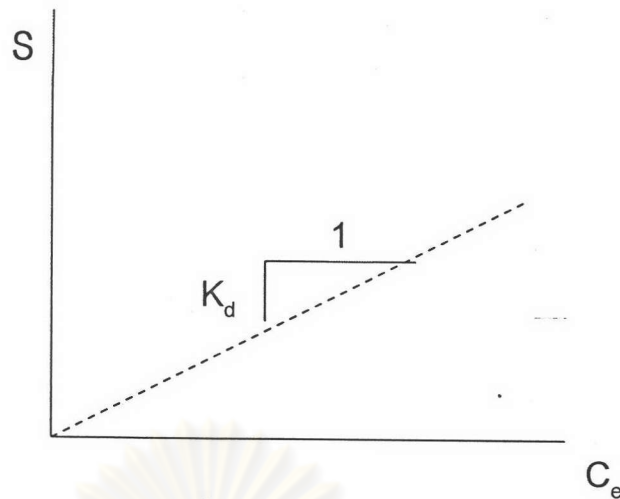
(1) ไอโซเทอมแบบเชิงเส้น (Linear Adsorption Isotherm)

สมการแบบเชิงเส้นเป็นการอธิบายสมดุลของการดูดติดผิวที่ง่ายที่สุด โดย ปริมาณของสารที่ถูกดูดซับเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสารที่ถูกดูดซับ ดังสมการที่

(3.12)

$$S = K_d C \tag{3.12}$$

- โดยที่
- S คือ ปริมาณสารที่ถูกดูดซับบนตัวกลาง (mg/kg)
  - $K_d$  คือ ค่าคงที่ของการกระจาย
  - $C_e$  คือ ความเข้มข้นของสารละลาย (mg/L)



รูปที่ 3.9 กราฟไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบเชิงเส้น  
(Philip, Hanadi, และ Charies, 1994)

(2) ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบแลงมัวร์ (Langmuir Adsorption Isotherm)

สมการของแลงมัวร์ (Langmuir) เป็นสมการที่อธิบายการดูดติดผิวแบบชั้นเดียว โดยมีสมมติฐานดังนี้

1. โมเลกุลจะถูกดูดซับบนพื้นที่ผิวที่จำกัดของสารดูดซับ
2. แต่ละพื้นที่ที่ถูกดูดซับจะเกิดการดูดติดผิวเพียงชั้นเดียว (monolayer)
3. พื้นที่ในแต่ละแห่งจะถูกจำกัดปริมาณของสารที่ถูกดูดซับด้วยสภาพทางเรขาคณิตของพื้นผิวนั้น ๆ
4. พลังงานในการดูดติดผิวจะมีค่าเท่ากันในทุกบริเวณพื้นผิวของสารดูดซับ นอกจากนี้โมเลกุลของสารถูกดูดซับจะไม่สามารถเคลื่อนที่ได้อย่างอิสระตลอดพื้นที่ผิวของสารดูดซับหรือข้ามไปยังโมเลกุลอื่นได้

สมการการดูดติดผิวของแลงมัวร์ (Langmuir) แสดงได้ดังสมการที่ (3.13)

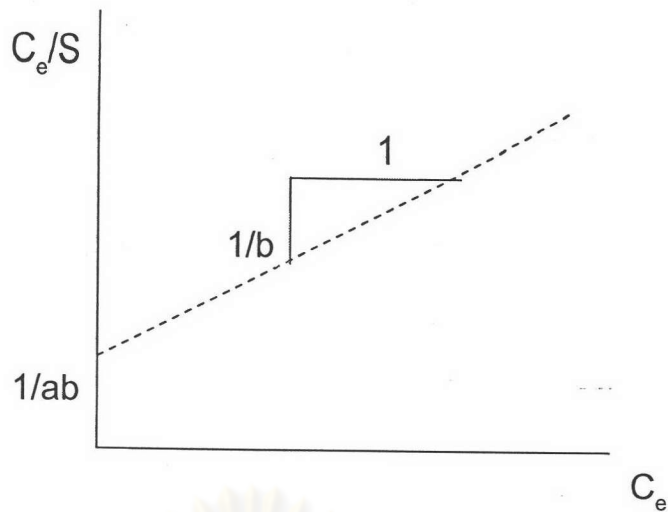
$$S = \frac{abC_e}{(1 + bC_e)} \quad (3.13)$$

โดยที่  $S = x/m$  หรือปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดซับ ( $x$ ) ต่อหน่วยน้ำหนักของสารดูดซับ ( $m$ )

$C_e$  คือ ความเข้มข้นของตัวถูกละลายที่สภาวะสมดุล

$a$  คือ ปริมาณของตัวถูกละลายที่ถูกดูดซับต่อหน่วยน้ำหนักของสารดูดซับที่ต้องการสำหรับความสามารถในการเกิด monolayer

$b$  คือ ค่าคงที่ของระบบ



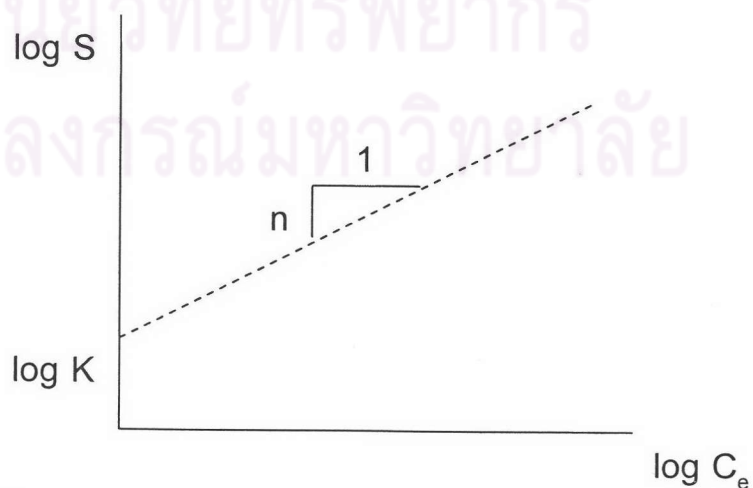
รูปที่ 3.10 กราฟไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบแลงมัวร์  
(Philip, Hanadi, และ Charies, 1994)

(3) ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดิช (Freundlich Adsorption Isothrem)

สมการของฟรุนดิช (Freundlich) เป็นสมการการดูดติดผิวทางคณิตศาสตร์ที่ใช้กันอย่างกว้างขวางที่สุด ซึ่งมีความสัมพันธ์แสดงได้ดังสมการที่ (3.14)

$$S = x/m = KC_e^{1/n} \quad (3.14)$$

โดยที่  
 $x$  คือ ปริมาณตัวถูกละลายที่ถูกดูดซับ (mg)  
 $m$  คือ น้ำหนักของสารดูดซับ (kg)  
 $C_e$  คือ ความเข้มข้นที่สภาวะสมดุลของตัวถูกละลาย (mg/L)  
 $K, 1/n$  คือ ค่าคงที่ของระบบ



รูปที่ 3.11 กราฟไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบฟรุนดิช  
(Philip, Hanadi, และ Charies, 1994)



### 3.2.2.6 ไอโซเทอมการดูดติดผิวเมื่อแปลงให้อยู่ในรูปเชิงเส้น

การนำผลที่ได้มาสร้างเป็นกราฟความสัมพันธ์จะได้ไอโซเทอมการดูดติดผิวแบบเชิงเส้น (Linear Adsorption Isotherm) ,แบบแลงมัวร์ (Langmuir Adsorption Isotherm), และแบบฟรุนดลิช (Freundlich Adsorption Isotherm) เพื่อพิจารณาว่าการดูดติดผิวของอาร์เซนไนท์ในดินตัวอย่างสอดคล้องกับการดูดติดผิวประเภทใด โดยพิจารณาจาก R-Square ของกราฟไอโซเทอมซึ่งหาได้จาก

สมการการดูดติดผิวแบบเชิงเส้น เป็นดังสมการที่ (3.12)

$$S = K_d C \quad (3.12)$$

จากสมการที่ (3.12) นี้ นำไปสร้างเป็นกราฟความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นระหว่าง  $C_e$  และ  $Q$  เพื่อจะหาสมการความสัมพันธ์ของการดูดติดผิวแบบเชิงเส้น

เมื่อพิจารณาสมการของแลงมัวร์ดังสมการที่ (3.13)

$$S = \frac{abC_e}{(1+bC_e)} \quad (3.13)$$

สามารถแปลงสมการที่ (3.13) ให้อยู่ในรูปสมการเชิงเส้น นั่นคือ

$$\frac{1}{Q} = \frac{1}{ab} \frac{1}{C_e} + \frac{1}{a} \quad (3.15)$$

จากสมการที่ (3.15) นี้สามารถนำไปสร้างเป็นกราฟความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นระหว่าง  $1/C_e$  และ  $1/Q$  เพื่อจะหาสมการความสัมพันธ์ของการดูดติดผิวแบบแลงมัวร์ ส่วนสมการของฟรุนดลิชดังสมการที่ (3.14)

$$S = x/m = KC_e^{1/n} \quad (3.14)$$

แปลงให้อยู่ในรูปของสมการเชิงเส้นได้ คือ

$$\text{Log } Q = \text{Log } K + \frac{1}{n} \text{Log } C_e \quad (3.16)$$

จากสมการที่ (3.16) สามารถนำไปสร้างเป็นกราฟความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นระหว่าง  $\log C_e$  และ  $\log Q$  เพื่อหาสมการความสัมพันธ์ของการดูดติดผิวแบบฟรุนดลิช

### 3.3 แบบจำลองการเคลื่อนที่แบบ 1 มิติ (One dimension model)

แบบจำลองการเคลื่อนที่แบบ 1 มิติเป็นแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่สามารถนำไปใช้หาความสัมพันธ์ในการเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน โดยมีสมมติฐานดังนี้

- (1) สารตามรอย (tracer) มีความหนาแน่นและความหนืดคงที่
- (2) ของไหลไม่มีการเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติเมื่อมีการอัดตัว
- (3) ตัวกลางมีคุณสมบัติเหมือนกันและมีเนื้อเดียวกัน
- (4) พิจารณาเฉพาะการไหลผ่านตัวกลางอัดตัว
- (5) การไหลอยู่ในสถานะคงตัว (steady state flow) และเข้าสู่สมดุลของการดูดติดผิว

แบบจำลองที่ใช้ในงานวิจัยได้ประยุกต์รวมสมการการเคลื่อนที่ของการพา การกระจายตัวดังสมการที่ (3.17)

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{n} \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.17)$$

โดยที่

C คือ ความเข้มข้นของสารปนเปื้อนละลาย (mg/L)

S คือ ความเข้มข้นของสารปนเปื้อนที่ถูกดูดติด (mg/kg)

D คือ ค่าคงที่การกระจาย (Dispersion coefficient,  $\text{cm}^2/\text{h}$ )

v คือ ความเร็วเฉลี่ยในการไหล (Pore water velocity,  $\text{cm}/\text{h}$ )

$\rho_b$  คือ ความหนาแน่นของมวลแห้ง (Bulk dry mass density,  $\text{kg}/\text{m}^3$ )

n คือ ค่าความพรุนของตัวกลาง (Porosity)

x คือ ระยะทางจากจุดปล่อยสารปนเปื้อน (cm)

t คือ เวลา (h)

### 3.3.1 แบบจำลองการเคลื่อนที่ในสภาวะสมดุล (Equilibrium Transport Model)

จากสมมติฐานของการไหลในสภาวะคงที่ (Steady-state flow) และในสภาวะสมดุลตาม Langmuir adsorption isotherm จากสมการการเคลื่อนที่ของการพาและการกระจายตัว สามารถที่จะประยุกต์ได้ดังนี้

Langmuir adsorption isotherm;

$$S = \frac{abC}{1+bC} \quad (3.18)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial S}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.19)$$

$$\frac{\partial S}{\partial C} = \frac{ab}{(1+bC)^2} \quad (3.20)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{n} \frac{ab}{(1+bC)^2} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.21)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{ab}{(1+bC)^2} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.22)$$

จัดรูปประยุกต์ใหม่ได้เป็น

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.23)$$

โดยที่

$$R = \left( 1 + \frac{\rho_b}{n} \frac{ab}{(1+bC)^2} \right) \quad (3.24)$$

ซึ่ง R คือ ค่าการหน่วงการเคลื่อนที่ (Retardation Factor)

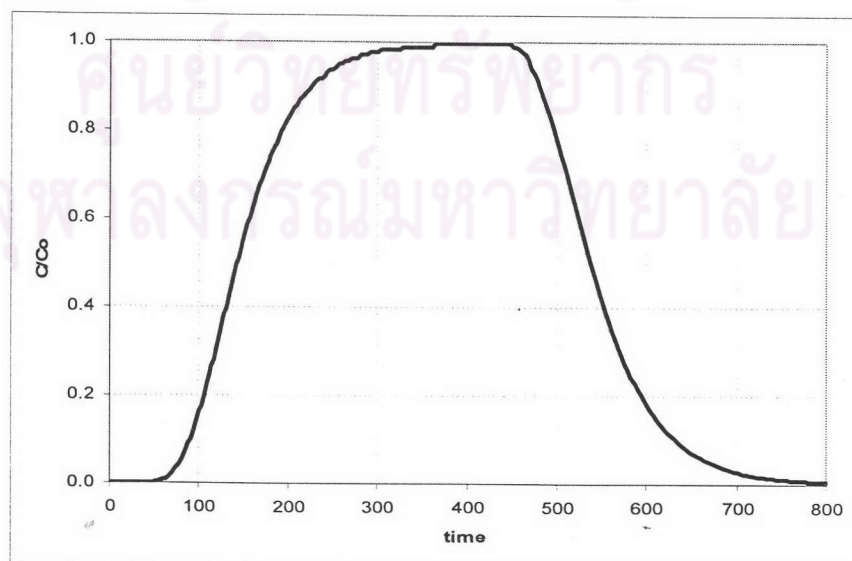


การดูดติดผิวทำให้การเคลื่อนที่ของสารปนเปื้อนเคลื่อนที่ได้ช้าลง และเมื่อความเร็วเฉลี่ยของสารปนเปื้อนน้อยกว่าความเร็วของน้ำในช่องว่างรูพรุน (pore water velocity) ของน้ำใต้ดิน ทำให้สารปนเปื้อนละลายถูกหน่วงให้เคลื่อนที่ช้าลง ดังสมการที่ 3.23 ซึ่งจะเห็นได้ว่าค่าการหน่วงการเคลื่อนที่ที่ถูกจำกัดในลักษณะเส้นตรงระหว่างความเข้มข้นของสารดูดซับและความเข้มข้นของสารละลาย

การจำลองการเคลื่อนที่ของสารละลาย และการประมาณค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ จะใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์ HYDEUS หรือ CXTFIT ในการจำลองพฤติกรรมของการเคลื่อนที่ของโลหะหนักในสภาวะสมดุล โดยสามารถวิเคราะห์การเคลื่อนที่ของน้ำและสารละลายในตัวกลางพรุนที่อิ่มตัว, อิ่มตัวบางส่วน, หรืออิ่มตัวโดยสมบูรณ์ได้ ซึ่งพัฒนาโดย U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

### 3.3.2 ข้อมูลเข้าและผลที่ออกจากโปรแกรม HYDRUS2D (Input data and output result)

ข้อมูลที่ใช้ในการป้อนค่าให้แก่โปรแกรม HYDRUS2D ซึ่งเป็นแบบจำลองการเคลื่อนที่ของสารละลายผ่านรูพรุน สร้างขึ้นโดย U.S. Salinity Laboratory เพื่อใช้ในการสังเคราะห์กราฟ Breakthrough curve ในการประมาณการเคลื่อนที่ ซึ่งผลของ Breakthrough curve ที่ได้จากโปรแกรม HYDRUS2D ในการประมาณการเคลื่อนที่จะแสดงในรูปของกราฟความสัมพันธ์ระหว่างเวลา (time) และความเข้มข้นสัมพัทธ์ (relative concentration;  $C/C_0$ ) ตัวอย่างแสดงดังกราฟรูปที่ 3.12 และค่าที่ป้อนให้โปรแกรมแสดงไว้ดังตารางที่ 3.5



รูปที่ 3.12 ค่า Breakthrough curve ที่ได้จากโปรแกรม HYDRUS2D

ตารางที่ 3.5 ชุดข้อมูลที่ป้อน (Input) เข้าสู่โปรแกรม HYDRUS2D เพื่อใช้ในการประมาณการเคลื่อนที่

ตัวแปร	หน่วยหรือชื่อ
Length Units	cm
Time Units	hours
Qs	Porosity
Ks	Pore velocity (cm/d)
Mass Units	g
Pulse Duration	hours
Bulk. Density	g/cm <sup>3</sup>
Disp. L.	cm
CBnd1	Initial concentration (g/cm <sup>3</sup> )
Kd	Adsorption Isotherm Parameter a x b
Nu	Adsorption Isotherm Parameter b

### 3.3.3 การหาค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัว (Dispersion coefficient) ของตัวอย่างดิน ด้วยโปรแกรม STANDMOD/CFITIM

การทดลองหาค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัว (Dispersion coefficient) ของตัวอย่างดิน ด้วยการทดลองแบบคอลัมน์โดยใช้สารละลายโบรไมด์เป็นสารตามรอย ตัวแปรที่ใช้ในการป้อนค่า ได้แก่ เวลาที่เก็บตัวอย่าง, ปริมาณน้ำที่ผ่านคอลัมน์, ปริมาตรของรูพรุน (pore volume), และความเข้มข้นของโบรไมด์ที่ออกจากคอลัมน์ โดยนำไปแทนค่าลงในโปรแกรมเพื่อใช้ในการคำนวณค่าสัมประสิทธิ์ของการกระจายตัว

ตัวอย่างของค่าสัมประสิทธิ์การกระจายตัวของดินชนิดต่างๆ โดยการทดลองแบบคอลัมน์ที่ใช้สารตามรอย (tracer) และหาความสัมพันธ์ด้วยวิธี least-squares optimization scheme หรือ curve-fitting method แสดงดังตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.6 ค่าของสัมประสิทธิ์การกระจายตัวจากการทดลองแบบคอลัมน์ของดินชนิดต่างๆ  
(Selim H. M. and Kingery W. L., 2003)

ชนิดดิน	ความยาว คอลัมน์	Pore-water velocity (v) (cm h <sup>-1</sup> )	Dispersion coefficient (D) (cm <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> )
Sharkey Ap	15	4.00	4.96
Sharkey (4-6 mm)	10	1.75	9.02
Sharkey (4-6 mm)	15	1.85	7.66
Eustis (<2 mm)	15	2.66	2.02
Cecil (<2 mm)	15	1.07	2.39
Cecil (<2 mm)	15	2.23	8.32
Cecil (<2 mm)	15	5.21	20.8
Cecil (0.5-1.0 mm)	15	2.05	3.71
Mahan (<2 mm)	15	2.02	9.79
Mahan (<2 mm)	15	3.82	15.8
Mahan (<2 mm)	15	5.29	23.0
Dothan Ap (<2 mm)	15	2.74	11.0
Dothan Bt (<2 mm)	15	2.32	11.0
Olivier (Ap)	10	2.28	1.01
Windsor (Ap)	10	1.13	0.27
Windsor (Ap)	10	3.29	3.77
Yolo (Ap)	10	1.16	0.17
Acid wash sand	15	2.92	1.10
Glass beads + sand (1:1 by weight)	15	3.08	0.73
Kaolinite + sand (1:1 by weight)	10	0.52	0.40
Bentonite + sand (1:1 by weight)	10	0.63	0.56



### 3.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

**ณัฐวุฒิ นิภาพันธ์ (2537)** ศึกษาเกี่ยวกับการกำจัดสารประกอบอาร์เซนิกโดยใช้การดูดติดผิวบนตัวดูดซับนิกเกิลโมลิบดีนัม ซึ่งตัวดูดซับที่ใช้คือ อะลูมินา นิกเกิล ออกไซด์บนอะลูมินา โมลิบดีนัมออกไซด์บนอะลูมินา โมลิบดีนัมนิกเกิลบนอะลูมินา และนิกเกิลโมลิบดีนัมบนอะลูมินา ผลการทดลองพบว่าการกำจัดสารประกอบอาร์เซนิกไม่ขึ้นกับความดันแต่ขึ้นกับอุณหภูมิ โดยมีประสิทธิภาพในการดูดติดผิวดังนี้ ตัวดูดซับนิกเกิล > ตัวดูดซับอะลูมินา > ตัวดูดซับโมลิบดีนัม เมื่อเพิ่มปริมาณนิกเกิลในตัวดูดซับประสิทธิภาพของการกำจัดอาร์เซนิกไม่เปลี่ยนแปลง แต่เมื่อเพิ่มปริมาณโมลิบดีนัมทำให้การกำจัดอาร์เซนิกลดลง

**รุ่งฟ้า อินทจักร (2545)** ศึกษาการกระจายของสารหนูในบริเวณชายฝั่งจังหวัดสมุทรปราการและนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด พบว่า สารหนูละลายน้ำอยู่ในรูปสารหนูอินทรีย์มากกว่าสารหนูอนินทรีย์ ส่วนดินที่มีปริมาณ Organic matter มากกว่าจะสามารถดูดซับสารหนูได้ดีกว่า สำหรับความสัมพันธ์กับความเค็มของน้ำทะเลนั้น เมื่อมีค่าสูงขึ้นจะมีความเข้มข้นของสารหนูอินทรีย์และสารหนูละลายน้ำจะลดต่ำลง ความเข้มข้นของ Dissolved organic carbon (DOC) เมื่อเพิ่มสูงขึ้น จะทำให้ความเข้มข้นของสารหนูละลายน้ำจะเพิ่มขึ้นด้วย

Ana C.Q. Ledeira และ Virginia S.T. Ciminelli (2004) ศึกษาการดูดติดผิวและการปลดปล่อยของอาร์เซนิกบน oxisol และองค์ประกอบของมัน พบว่า การดูดติดผิวและการเคลื่อนที่ (การปลดปล่อย) ของอาร์เซนิกบน oxisol ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของแร่ธาตุ ซึ่งลำดับของการดูดติดผิวของอาร์เซนิต ได้แก่ goethite (FeOOH), gibbsite (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>·3H<sub>2</sub>O), red soil, kaolinite ส่วนลำดับของแร่ธาตุที่มีผลต่อการดูดติดผิวของอาร์เซนิก ได้แก่ goethite, red soil, gibbsite, kaolinite

**Anawar M. H. และคณะ (2003)** ศึกษาสมบัติทางเคมีที่เกิดขึ้นของอาร์เซนิกในน้ำใต้ดินและกระบวนการเคลื่อนที่ พบว่าอาร์เซนิกในน้ำใต้ดินมีความสัมพันธ์อย่างมากกับไบคาร์บอเนตและความเข้มข้นของคาร์บอนอินทรีย์ละลาย (Dissolved Organic Carbon, DOC) นอกจากนี้มีความสัมพันธ์กับเหล็ก, แมงกานีส, และอลูมิเนียมออกไซด์ในซึ่งเป็นส่วนหนึ่งที่ทำให้ตกผลึก โดยจะมีลักษณะทางเคมีอยู่ด้วยกัน 3 รูป คือ (1) รูปออกไซด์ของเหล็กและแมงกานีส, (2) รูปสารประกอบอินทรีย์, และ (3) รูปซัลไฟด์และซิลิเกต ดังนั้นการกระจายตัวของอาร์เซนิกในการตกตะกอนจะไม่ถูกควบคุมโดยรูปใดรูปหนึ่ง การสลายตัวของเหล็กและแมงกานีสมีส่วนสำคัญต่อ

การเคลื่อนที่ของอาร์เซนิก และมีความสัมพันธ์กันอย่างมากระหว่างอาร์เซนิกกับความเข้มข้นของไบคาร์บอเนตในน้ำใต้ดินและที่ค่าพีเอชสูง (8.03 – 8.7) ต่อการตกผลึก

Bose P. และ Sharma A. (2002) ศึกษาถึงบทบาทของเหล็กในกระบวนการควบคุมที่มีลักษณะเฉพาะและการเคลื่อนที่ของ อาร์เซนิกในชั้นน้ำใต้ดิน โดยพบว่ามีการเกิดกลไกในการเคลื่อนที่ของ As ในชั้นน้ำใต้ดินอยู่ 3 ประการ คือ ประการแรก การเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกเนื่องจากออกซิเดชันของอาร์เซนิกตำแหน่งของแร่ pyrite ประการที่สอง การสลายตัวของอาร์เซนิกปนเปื้อน iron oxy-hydroxides (FeOOH) เพราะว่าเกิดการสลายตัวในผิวดิน ประการที่สาม เพราะว่า การปลดปล่อยอาร์เซนิกที่ดูดซับไว้สู่น้ำใต้ดินโดยฟอสเฟตไอออน ซึ่งย้ายสู่น้ำใต้ดินเพราะการใช้ปุ๋ยที่ใส่บนผิวดิน การลดลงของ iron oxy-hydroxide ไปเป็น Fe(II) ยังส่งผลต่อการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกและรีดักชันของ As(V) เป็น As(III) และนอกเหนือจากปฏิกิริยาระหว่างเหล็กกับอาร์เซนิกนี้อาจมีของผลของจุดซีพในชั้นผิวดิน

Corwin D. L. และคณะ (1999) ศึกษาถึงการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกในดิน เพื่อที่จะหาทางทำความสะอาดโดยการกำจัดอาร์เซนิกออกจากดินและน้ำใต้ดิน โดยทำการศึกษาความต้านทานของอาร์เซนิกภายใต้สภาพดินที่มีอากาศถ่ายเทและสภาวะที่ถูกจำกัด โดยดูจากการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกซึ่งมีปัจจัยทางฟิสิกส์ เคมี และชีววิทยา ผลสำรวจพบว่าการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกขึ้นอยู่กับกระบวนการดูดติดผิว อัตราการไหล และปัจจัยทางเคมี (เช่น พีเอช, ปฏิกิริยาทางเคมี)

Dahlgren A. R. และคณะ (2002) ได้ศึกษาการกระจายตัว, ลักษณะสมบัติ, และความสามารถในการละลายของอาร์เซนิกในน้ำใต้ดิน ซึ่งพบว่าปฏิกิริยาทางเคมี, พีเอช, และแร่ธาตุละลายเป็นปัจจัยทางชีวเคมีของอาร์เซนิก โดยความเข้มข้นของอาร์เซนิกมีความสัมพันธ์กับค่า electrical conductivity (EC) ซึ่งอาร์เซนิก [As(III)] มีอิทธิพลเหนืออาร์เซนิกอนินทรีย์ที่ค่า Eh น้อยกว่า -170 mV. ความเข้มข้นของอาร์เซนิกละลายจะไม่ปรากฏอย่างเด่นชัดภายใต้ปฏิกิริยาในรูปของแข็ง ความเข้มข้นของอาร์เซนิกในรูปของแข็งปกติจะอยู่ในช่วง 4.0 – 42.6 mg/kg. และความเข้มข้นสูงสุดจะอยู่ในช่วง 20 – 40 mg/kg. โดยจะทำให้ความเข้มข้นของสารละลายเพิ่มขึ้นสูงถึง 80 mg/L. ซึ่งเป็นตัวบ่งชี้ว่ามีการดูดติดผิวน้อยและเกิดการตกตะกอนของอาร์เซนิก ส่วน orpiment (As<sub>2</sub>S<sub>3</sub>) ซึ่งอยู่ในรูปของแข็งจะมีเฉพาะที่ความเข้มข้นของอาร์เซนิกและซัลไฟด์สูง



E. smith และคณะ (2002) ศึกษาสมบัติทางเคมีของอาร์เซนิกอนินทรีย์ในดิน โดยศึกษาผลของฟอสฟอรัส, โซเดียม, และแคลเซียมที่มีผลต่อการดูดติดผิวของอาร์เซนิก ซึ่งดินที่นำมาทำการทดลองมีพีเอชระหว่าง 5.0 – 6.9 มีปริมาณดินเหนียว 70 – 420 กรัมต่อกิโลกรัมดิน จากการทดลองพบว่า ฟอสฟอรัสมีผลให้การดูดติดผิวของอาร์เซนิตลดลงอย่างมากสำหรับดินที่มีปริมาณเหล็กออกไซด์ต่ำ ( $< 100 \text{ mmol kg}^{-1}$ ) ในทางตรงกันข้ามปริมาณฟอสฟอรัสมีผลต่อการดูดติดผิวของอาร์เซนิตน้อยสำหรับดินที่มีปริมาณเหล็กออกไซด์มาก ( $> 800 \text{ mmol kg}^{-1}$ ) ส่วนอาร์เซนิกให้ผลในการทำงานเดียวกัน แต่ฟอสฟอรัสมีผลต่อการดูดติดผิวของอาร์เซนิกมากกว่า ในกรณีของโซเดียมและแคลเซียมนั้นช่วยในการดูดติดผิวของอาร์เซนิต โดยที่แคลเซียมมีผลต่อการดูดติดผิวมากกว่าโซเดียม แต่สำหรับอาร์เซนิกนั้นโซเดียมและแคลเซียมแทบจะไม่มีผลอะไรต่อการดูดติดผิว เนื่องจากอาร์เซนิกจะดูดติดผิวที่เฉพาะผิวหน้าของเหล็กออกไซด์เท่านั้น (Sun and Doner, 1996 และ Manning et. Al., 1998)

Fendorf S. และ Bostick C. B. (2002) ศึกษาเรื่องการดูดติดผิวอาร์เซนิกบน troilite (FeS) และ pyrite (FeS<sub>2</sub>) พบว่าปฏิกิริยาของอาร์เซนิกกับเหล็กซัลไฟด์ (FeS) และ pyrite (FeS<sub>2</sub>) ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของอาร์เซนิกทั้งหมด, suspension density, ความเข้มข้นของซัลไฟด์, พีเอช, และ ionic strength โดยอาร์เซนิกที่สอดคล้องกับแลงมัวร์ไอโซเทอม อาร์เซนิกจะถูกดูดซับได้ดีที่ pH > 5 ถึง 6 อาร์เซนิกที่ถูกดูดซับเท่าเทียมกันทั้งซัลเฟอร์และเหล็กในลักษณะ arsenopyrite (FeAsS) ซึ่งปฏิกิริยารีดักชันของอาร์เซนิกจะสอดคล้องกับการออกซิไดซ์ของทั้ง S และ Fe(II) ส่วนการเพิ่มขึ้นของซัลไฟด์ขัดขวางการดูดซับโดยไม่คำนึงรูปของซัลไฟด์ ทำให้การตกผลึกของอาร์เซนิกซัลไฟด์จะไม่เกิดขึ้น ดังนั้นการตกตะกอนของอาร์เซนิกบน FeS และ FeS<sub>2</sub> จะสังเกตได้จากความสัมพันธ์ของอาร์เซนิกกับ pyrite และเหล็กซัลไฟด์อื่น ๆ ในสภาวะการตกตะกอนที่ขาดแคลนออกซิเจน

Fendorf S. และคณะ (2002) ศึกษาเรื่องการดูดติดผิวอาร์เซนิกบน galena (PbS) และ sphalerite (ZnS) พบว่าการดูดติดผิวสอดคล้องกับแลงมัวร์ไอโซเทอม ยกเว้นที่ภาวะบรรทุกสูงสุด และค่อนข้างไม่มีผลกับการเปลี่ยนแปลง ionic strength ซึ่งอาร์เซนิกที่ดูดซับได้เป็นจำนวนมากที่ pH > ~5 สำหรับ PbS และ pH ~4.5 สำหรับ ZnS โดยการดูดซับอาร์เซนิกบน PbS และ ZnS ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงจาก As-O ถึง As-S พร้อมกัน แต่อาร์เซนิกที่ไม่ดูดซับกับลิแกนด์ของกลุ่ม hydroxyl หรือ sulfhydryl





Kim M. J. และคณะ (2002) ศึกษาารูปแบบและคุณสมบัติของอาร์เซนิกในน้ำใต้ดิน พบว่าส่วนใหญ่อาร์เซนิกที่พบจะอยู่ในรูปอาร์เซนไนท์ [As(III)] และเป็นรูปที่มีการกระจายตัวอย่างมาก ในน้ำป่อดื้น (< 15 m) ความเข้มข้นของอาร์เซนิกจะมีน้อยเนื่องจากอยู่ในรูปของสารประกอบเชิงซ้อน ferrosiferic hydroxide ส่วนในน้ำป่อดลึก (> 15 m) ความเข้มข้นของอาร์เซนิกจะถูกควบคุมโดยการลดการสลายตัวของ iron hydroxide/oxyhydroxide และการสลายตัวของแร่ arsenic sulfide ซึ่งการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกจะขึ้นอยู่กับการดูดซับโดยแร่ที่อยู่ในดิน โดยเฉพาะอย่างยิ่ง iron(III) hydroxide

Lin Z. และ Puls R. W. (2000) ได้ศึกษาการดูดติดผิว, การคายตัว, และการออกซิเดชันของอาร์เซนิกด้วยแร่ดินเหนียวเทียบกับเวลา พบว่าเหล็กออกไซด์มีผลต่อการดูดติดผิวของอาร์เซนิกอย่างมาก ซึ่งดินเหนียวสามารถดูดติดผิวอาร์เซนไนท์ได้น้อยกว่าอาร์เซนเนตและการดูดติดผิวนั้นจะขึ้นอยู่กับพีเอช ประสิทธิภาพการดูดติดผิวจะดีในช่วงโมเมนต์แรกๆ และจะค่อยๆ ลดลงเมื่อเวลาผ่านไป แร่ halloysite และ chlorite ในดินเหนียวมีการดูดติดผิวของ As(V) มากกว่าแร่ดินเหนียวอื่น การคายตัวของอาร์เซนิกจะขึ้นอยู่กับเวลา เมื่อเวลาผ่านไปการคายตัวของสารก็จะลดลงตามเวลา การออกซิเดชันของ As(III) เป็น As(V) เกิดขึ้นบนพื้นผิวของแร่ดินเหนียว แต่การรีดักชันของ As(V) เป็น As(III) พบว่าไม่เกิดขึ้น โดยการออกซิเดชันของ As(III) ขึ้นอยู่กับชนิดของดินเหนียวและระยะเวลา ซึ่งการออกซิเดชันจาก As(III) ไปเป็น As(V) บนดินเหนียวพบว่าจะเกิดขึ้นโดยใช้ระยะเวลา 75 วัน

Meng X. และคณะ (2002) ศึกษาผลร่วมของไอออนลบต่อการกำจัดอาร์เซนิกโดยเหล็กไฮดรอกไซด์ จากการทดลองแบบแบดจ์เพื่อหาผลร่วมของฟอสเฟต, ซิลิเกต, และไบคาร์บอเนตต่อการเคลื่อนย้ายของอาร์เซนิกจากน้ำใต้ดินและน้ำใต้ดินสังเคราะห์โดยใช้เหล็กไฮดรอกไซด์ การดูดติดผิวที่คงที่บ่งบอกถึงความสัมพันธ์ของไอออนลบสำหรับเหล็กไฮดรอกไซด์ที่ลดลงตามลำดับดังนี้ อาร์เซนเนต > ฟอสเฟต > อาร์เซนไนท์ > ซิลิเกต > ไบคาร์บอเนต ซึ่งก็คือประสิทธิภาพการกำจัดจะต่ำลงเมื่อความเข้มข้นของฟอสเฟต, ซิลิเกต, และไบคาร์บอเนตสูงขึ้น

Nickson R. T. และคณะ (2000) ศึกษากลไกการปลดปล่อยอาร์เซนิกสู่น้ำใต้ดิน ซึ่งพบว่าความเข้มข้นของอาร์เซนิกมีความสัมพันธ์กับไบคาร์บอเนตและความเข้มข้นของเหล็ก โดยเมื่อมีการสลายตัวของเหล็กออกไซด์มากขึ้น จะทำให้ปริมาณที่อาร์เซนิกปลดปล่อยออกมาเพิ่มขึ้น และเมื่อมีปริมาณของไบคาร์บอเนตมากขึ้นทำให้อาร์เซนิกที่อาร์เซนิกปลดปล่อยออกมาได้มีมากขึ้นเช่นกัน

Sabine Goldberg (2002) ได้ศึกษาการรบกวนการดูดติดผิวของอาร์เซนิตและอาร์เซไนท์บนออกไซด์และแร่ดินเหนียว การดูดติดผิวบนอลูมิเนียมและเหล็กออกไซด์ แร่ดินเหนียว, kaolinite, montmorillonite, และ illite ขึ้นอยู่กับปัจจัยของพีเอชและปฏิกิริยารีดอกซ์ การดูดติดผิวของอาร์เซนิตเกิดขึ้นบนออกไซด์และดินเหนียวมากที่พีเอชต่ำและลดลงเมื่อพีเอชมากกว่า 9 สำหรับอลูมิเนียมออกไซด์, พีเอชมากกว่า 7 สำหรับเหล็กออกไซด์, และพีเอชมากกว่า 5 สำหรับดินเหนียว การดูดติดผิวของอาร์เซไนท์แสดงพฤติกรรมในลักษณะพาราโบลา โดยมีความการดูดติดผิวสูงที่สุดที่พีเอชประมาณ 8.5 สำหรับทุกๆ พื้นผิว นอกจากนี้ไม่พบการรบกวนของอาร์เซไนท์บนการดูดติดผิวของอาร์เซนิต แต่พบการรบกวนของอาร์เซนิตบนอาร์เซไนท์เพียงเล็กน้อยที่เกิดขึ้นเฉพาะบนพื้นผิวของ kaolinite และ illite ในช่วงพีเอช 6.5 – 9

Sabine Goldberg และ Cliff T. J. (2000) ศึกษาผลกระทบการดูดติดผิวของอาร์เซไนท์บนออกไซด์ ซึ่งการดูดติดผิวของอาร์เซไนท์บนอลูมิเนียมและเหล็กออกไซด์มีความสัมพันธ์กับพีเอช, ค่า ionic strength, และปฏิกิริยารีดอกซ์ จากการทดลองพบว่าอาร์เซไนท์มีการดูดติดผิวที่พื้นผิวภายในของทั้งอลูมิเนียมและเหล็กออกไซด์ ในขณะที่อาร์เซไนท์มีการดูดติดผิวทั้งภายในและภายนอกของพื้นผิวเหล็กออกไซด์และที่พื้นผิวภายนอกของอลูมิเนียมออกไซด์ โดยที่การดูดติดผิวของอาร์เซนิตจะมีค่าสูงสุดที่พีเอช 4 ส่วนอาร์เซไนท์จะดูดติดผิวได้ดีในช่วงพีเอช 7 ถึง 8.5 และอาร์เซไนท์มีพันธะการดูดติดผิวที่แข็งแกร่งกว่าอาร์เซไนท์

Smedley P. L. และ Kinniburgh D. G. (2002) ได้ทำการศึกษาโดยการตรวจสอบแหล่งกำเนิด, พฤติกรรม, และการกระจายตัวของอาร์เซไนท์ในน้ำตามธรรมชาติ พบว่าการเปลี่ยนแปลงพีเอชและการสลายตัวของเหล็กออกไซด์นำไปสู่การคายตัวของอาร์เซไนท์ นอกจากนี้ความเข้มข้นของฟอสเฟต, ไบคาร์บอเนต, ซิลิเกต, และสารอินทรีย์ยังช่วยสนับสนุนการคายตัวโดยไปแย่งพื้นที่การดูดติดผิวของอาร์เซไนท์ ส่วนซัลเฟตไม่ค่อยมีผลต่อการคายตัวนัก

Smedley P. L. และคณะ (2002) ได้ศึกษาเคมีศาสตร์ของอาร์เซไนท์และสารอินทรีย์อื่น ๆ ที่มีองค์ประกอบอยู่ในน้ำใต้ดิน โดยปริมาณอาร์เซไนท์ในน้ำใต้ดินมีความสัมพันธ์กับพีเอชและความเป็นด่าง ( $\text{HCO}_3^-$ ) ซึ่งการคายตัวของอาร์เซไนท์จากโลหะออกไซด์โดยเฉพาะอย่างยิ่งเหล็กออกไซด์และแมงกานีสออกไซด์จะเกิดภายใต้สภาพพีเอชสูง จึงเป็นข้อพิจารณาที่สำคัญในการในการควบคุมการเคลื่อนที่ ส่วนอื่นอื่น ๆ ที่ถูกดูดซับบนโลหะออกไซด์จะทำให้การเคลื่อนที่ของอาร์เซไนท์มีมากขึ้น การสะสมของความเข้มข้นของอาร์เซไนท์จะมีการขึ้นเมื่อมีการไหลของน้ำ



ใต้ดินเป็นไปอย่างช้า ๆ ในทางตรงกันข้ามถ้ามีการไหลของน้ำใต้ดินอย่างรวดเร็วจะทำให้อาร์เซนิก ละลายออกมามากขึ้น

Smith J. V. S. และคณะ (2003) ศึกษาการกระจายตัวในแนวตั้งของ As(III) และ As(V) ในดินทรายหยาบของชั้นน้ำใต้ดิน ซึ่งการกระจายตัวในแนวตั้งแสดงให้เห็นถึงค่าสูงที่สุดของสองค่าความเข้มข้น คือที่ความลึก 3.7–2.7 เมตรจะมีค่า As(V)/As(III) มากกว่า 1 แต่ที่ความลึก 0.6-0.7 เมตร จะมีค่า As(V)/As(III) น้อยกว่า 1 โดยที่สภาวะเป็นกรดและความเข้มข้นของอิออนอื่นต่ำจะพบความเข้มข้นของอาร์เซนิกได้มาก การคายตัวของอาร์เซนิกจากอลูมิเนียมไฮดรอกไซด์และเหล็กออกไซด์ไฮดรอกไซด์มีความเกี่ยวข้องกับกลไกในการปลดปล่อยอาร์เซนิกสู่น้ำใต้ดิน โดยความเข้มข้นที่ปล่อยออกมามีความสัมพันธ์กับพื้นที่ผิวของดินเหนียว การปลดปล่อยของไบคาร์บอเนตและซัลเฟตที่เป็นต่างเป็นสาเหตุหนึ่งของการคายตัวตามธรรมชาติ โดยที่มีไบคาร์บอเนตสูงมีโอกาสลดความสามารถในการดูดติดผิวของอาร์เซนิกบนเหล็กและแมงกานีสออกไซด์ไฮดรอกไซด์

Stephen C. P. และ Joel B. M. (2003) ทำการศึกษาถึงแหล่งกำเนิดและการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกในชั้นน้ำใต้ดิน พบว่า พีเอชและความเข้มข้นของเหล็กมีผลต่อการละลายได้ของอาร์เซนิก โดยในน้ำจะมีความเข้มข้นของอาร์เซนิกสูงขึ้นเมื่อมีความเข้มข้นของเหล็กต่ำ ( $< 18 \mu\text{mol/L}$ ) และมีพีเอชสูง ( $> 7$ ) ในทางตรงกันข้ามเมื่อมีอาร์เซนิกต่ำอาจมีความแปรผันของความเข้มข้นของเหล็กได้ แต่จะเกิดขึ้นที่พีเอชต่ำ ( $< 7$ ) ซึ่งจะสังเกตได้ว่าที่พีเอชช่วง 5 – 7 มีการดูดติดผิวบนเหล็กออกไซด์ไฮดรอกไซด์ได้ดี และมีความเข้มข้นของอาร์เซนิกออกมาในสารละลายน้อย

V. Lenoble และคณะ (2002) ได้ศึกษาการดูดติดผิวของอาร์เซนิกบนดินเหนียวและเหล็กออกไซด์ จากการทดลองสังเกตได้ว่าที่สภาวะเป็นกรด (พีเอช 3 - 5) มีร้อยละของการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิตและอาร์เซนิกในอัตราส่วนที่พอ ๆ กัน ในขณะที่ช่วงพีเอชธรรมชาติ (พีเอช 6 – 8) อาร์เซนิกจะมีร้อยละของการดูดติดผิวที่ต่ำกว่า

Yong C. และคณะ (2002) ศึกษาการประเมินการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกในดิน โดยปริมาณของอาร์เซนิกมีความสัมพันธ์กับเหล็ก, แมงกานีส, และอลูมิเนียมในอนุภาคดิน ซึ่งบ่งชี้ได้ว่าออกไซด์หรือไฮดรอกไซด์ของเหล็ก, แมงกานีส, และอลูมิเนียมสามารถควบคุมการกระจายตัวของอาร์เซนิกในดินได้ ส่วนโซเดียมไนเตรดและโพแทสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟตที่ใช้ใน



การศึกษานั้น ทำให้ปริมาณอาร์เซนิกมีการปลดปล่อยออกมามากขึ้น สังเกตได้จากการดูดติดผิวบนโลหะออกไซด์ลดลง

Yu Yunmei และคณะ (2003) ศึกษาสมบัติของการออกซิเดชันของอาร์ซีนีในไฟโรซีในสารละลายกรด พบว่า อาร์ซีนิกถูกปลดปล่อยออกจากอาร์ซีนีในไฟโรซีเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารละลาย  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  และอุณหภูมิเพิ่มขึ้น ซึ่งจากการทดลองอาร์ซีนิกได้ถูกปลดปล่อยออกมาจากการออกซิไดซ์ของอาร์ซีนีในไฟโรซีในรูปของอาร์เซไนท์  $[\text{As}(\text{III})]$  และอัตราการเปลี่ยนรูปของอาร์เซไนท์ไปเป็นอาร์เซเนท  $[\text{As}(\text{V})]$  มีอัตราที่ต่ำมาก แต่กลับพบว่าคลอไรด์มีผลต่อการเปลี่ยนรูปของอาร์ซีนีไปเป็นอาร์เซเนท

Zouboulis I. A. และ Katsoyiannis A. I. (2002) ศึกษาในเรื่องการกำจัดอาร์เซนิกจากแหล่งน้ำปนเปื้อนโดยการดูดติดผิวบนวัสดุ iron-oxide-coated polymeric ได้แก่ polystyrene and polyHIPE ที่ทำการเคลือบผิวหน้าด้วยสารดูดซับ เช่น iron hydroxides ซึ่งจุดประสงค์ของตัวกลางนี้ต้องการที่จะกำจัด inorganic arsenic anions จากแหล่งน้ำปนเปื้อน จากการทดลองพบว่า การกำจัดอาร์เซนิกขึ้นอยู่กับพีเอชของน้ำ ซึ่งพีเอชที่เหมาะสมในการกำจัดทั้งอาร์เซไนท์และอาร์ซีนีอยู่ที่พีเอช 7.0 ในขณะที่ถ้าต้องการกำจัดอาร์ซีนีอย่างเดียวต้องใช้พีเอชที่ต่ำกว่านี้ สำหรับผลของอิออนรบกวน เช่น ฟอสเฟต จะมีผลต่อการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกเมื่อความเข้มข้นมากกว่า  $200 \mu\text{g/L}$  ขณะที่อิออนตัวอื่น เช่น คาร์บอเนต, คลอไรด์, และไนเตรด พบว่ายับยั้งการเคลื่อนที่ของอาร์เซนิกเช่นกัน จากการทดลองสามารถกำจัดอาร์เซนิกให้คงเหลือต่ำกว่า  $10 \mu\text{g/L}$  ซึ่งเป็นค่าสูงสุดที่ยอมให้มีได้ของ U.S.EPA

ศูนย์วิทยทรัพยากร  
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย